

Sjøaure og laks i Aurlandsvassdraget 2009-2018

Reguleringseffekter, miljødesign og tiltak

Ola Ugedal, Ulrich Pulg, Helge Skoglund, Julie Charmasson, Espen O. Espedal, Jan Gunnar Jensås, Sebastian Stranzl, Atle Harby og Torbjørn Forseth



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er en elektronisk serie fra 2005 som erstatter de tidligere seriene NINA Fagrapport, NINA Oppdragsmelding og NINA Project Report. Normalt er dette NINAs rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig.

NINA Temahefte

Som navnet angir behandler temaheftene spesielle emner. Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. NINA Temahefte gis vanligvis en populærvitenskapelig form med mer vekt på illustrasjoner enn NINA Rapport.

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. De sendes til presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivå, politikere og andre spesielt interesserte. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

Annen publisering

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

Sjøaure og laks i Aurlandsvassdraget 2009-2018

Reguleringseffekter, miljødesign og tiltak

Ola Ugedal

Ulrich Pulg

Helge Skoglund

Julie Charmasson

Espen O. Espedal

Jan Gunnar Jensås

Sebastian Stranzl

Atle Harby

Torbjørn Forseth

Ugedal, O., Pulg, U., Skoglund, H., Charmasson, J., Espedal, E.O., Jensås, J.G., Stranzl, S., Harby, A. & Forseth, T. 2019. Sjøaure og laks i Aurlandsvassdraget 2009-2018. Regulerings effekter, miljødesign og tiltak. - NINA Rapport 1716. Norsk institutt for naturforskning.

Trondheim, september 2019

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-3467-2

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Grethe Robertsen

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningsjef Ingebrigt Uglem (sign.)

OPPDRAAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

E-CO Energi

OPPDRAAGSGIVERS REFERANSE

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Bjørn Otto Dønnum

FORSIDEBILDE

Sjøaure i Vassbygd elva i 2015. Foto: Ulrich Pulg.

NØKKELOORD

- Aurland
- Sognefjorden
- Sjøaure
- Laks
- Kraftverksregulering
- Vanntemperatur
- Vannføring
- Habitatforhold
- Habitattiltak
- Gytetellinger
- Ungfiskundersøkelser

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

Postboks 5685 Sluppen
7485 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00

NINA Oslo

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon: 73 80 14 00

NINA Tromsø

Framsenteret
9296 Tromsø
Telefon: 77 75 04 00

NINA Lillehammer

Fakkeltgården
2624 Lillehammer
Telefon: 73 80 14 00

www.nina.no



Denne publikasjonen er helt eller delvis et resultat av aktiviteter i forsknings-senteret CEDREN.

CEDREN utfører forskning for teknisk og miljøriktig utvikling av vannkraft, vindkraft, overføringslinjer og gjennomføring av miljø- og energipolitikk.

SINTEF Energi (vertsinstitusjon), NINA og NTNU er hovedforskningssentre, med en rekke energibedrifter, norske og internasjonale FoU-institutter og universiteter som partnere.

CEDREN finansieres av Forskningsrådet, energiselskaper og forvaltning gjennom ordningen med forskningssentre for miljøvennlig energi (FME).

FME-ordningen består av tidsbegrensede forskningssentre som har en konsentrert, fokusert og langsiktig forskningsinnsats på høyt internasjonalt nivå for å løse utpekte utfordringer på energi- og miljøområdet.

***Fornybar energi
på lag med naturen!***

www.cedren.no

Sammendrag

Ugedal, O., Pulg, U., Skoglund, H., Charmasson, J., Espedal, E.O, Jensås, J.G., Stranzl, S., Harby, A. & Forseth, T. 2019. Sjøaure og laks i Aurlandsvassdraget 2009-2018. Reguleringseffekter, miljødesign og tiltak. – NINA Rapport 1716. Norsk institutt for naturforskning.

Kraftutbyggingen av Aurlandsvassdraget utnytter fallhøyden fra en rekke magasiner på fjellet i flere trinn ned til Aurlandsfjorden. Avløpsvannet fra de tre kraftverkene som ligger på fjellet føres til Viddalsvatn (HRV 930 moh) og videre ned til kraftverket Aurland 1, som har utløp i Vassbygdvatn (HRV 55 moh). Vassbygdvatn ligger midt på strekningen med laks og sjøaure, med Vassbygdelva oppstrøms og Aurlandselva nedstrøms. Vangen kraftverk utnytter fallet fra Vassbygdvatn og ned til fjorden. Utbyggingen foregikk etappevis over mange år, fra anleggsarbeidene startet høsten 1969 og første aggregat i Aurland 1 ble tatt i bruk i januar 1973 til tredje aggregat i samme kraftstasjon ble startet opp høsten 1989.

På 1900-tallet, før kraftutbyggingen, var Aurlandselva kjent som en av Norges beste elver for sportsfiske etter sjøaure. I tillegg hadde vassdraget en god bestand av laks. Utover 1980-tallet avtok fangstene av sjøaurer markert. Laksefangstene ble enda sterkere redusert inntil fisket på laks ble stanset i 1989. For å undersøke hva som forårsaket nedgangen i fiskebestandene ble det igangsatt årlige fiskebiologiske undersøkelser i vassdraget fra og med 1989. I rapporter fra disse undersøkelsene ble det først og fremst fremhevet to flaskehalser for fiskeproduksjon som følge av kraftverksreguleringen, redusert vannføring i Vassbygdelva og Midjeelva (Løelva) og redusert vanntemperatur i Aurlandselva.

I 2009 ble Aurlandsvassdraget tatt inn som et demovassdrag i prosjektet EnviDORR for å utvide perspektivet, finne eventuelle andre faktorer som kunne være flaskehalser for fiskeproduksjonen i vassdraget og å sette i gang tiltak for å avbøte flaskehalsene. EnviDORR (*"Increased power and salmon production with Environmentally Designed Operation of Regulated Rivers"*, populært kalt: *"mer laks og mer kraft"*) var et forskningsprosjekt med en målsetting om å skaffe kunnskap og bruke den til å forbedre både kraftproduksjonen og forholdene for laksefisk i regulerte vassdrag. I 2010 ble det også satt i gang et eget tiltaksprosjekt i vassdraget der målet var å planlegge og gjennomføre fysiske tiltak for å bedre habitatforholdene for fisk.

Gjennom kartlegging av gyteforholdene og bunnsubstratet ble det diagnostisert at mangel på gyteareal ga dårlige rekrutteringsforhold i Aurlandselva og at mangel på skjul i elvebunnen ga ugunstige oppvekstforhold for ungfisk i deler av elva. Dette ble vurdert som sannsynlige flaskehalser for fiskeproduksjon.

I tråd med prinsipper for miljødesign i regulerte vassdrag ble det fra 2010 satt i gang omfattende tiltak for å skape mere og bedre fordelte gyteplasser og å øke skjultilgang i elvebunnen i Aurlandselva. I tillegg ble det gjennomført tiltak for å bedre habitatforholdene for fisk i sideløp.

For å dokumentere utviklingen i bestandene av sjøaure og laks i vassdraget har LFI utført årlige gytefisktellinger i perioden 2009-2018 og elektrisk fiske på seks nyetablerte gyteområder fra og med 2010 samt i sideløp etter 2010, mens NINA har gjennomført årlige undersøkelser av ungfiskbestand i perioden 2009-2018 ved elektrisk fiske på 20 stasjoner i Aurlandselva og åtte stasjoner i Vassbygdelva. Disse undersøkelsene danner også et grunnlag for å evaluere foreløpige effekter av de tiltakene som er gjennomført i vassdraget.

Endringer i vannføring og vanndekt areal og virkning på fisk

Aurlandselva fikk redusert vannføring etter at Vangen kraftverk kom i drift i september 1980. De største absolutte endringene i vannføring har skjedd på våren og forsommeren (slutten av mai til ut juli) ved at de høye vannføringene i denne perioden er betydelig redusert etter regulering. De største relative endringene i vannføring har skjedd på høsten, fra siste halvdel av september til og med november og vannføringene er også redusert i denne perioden. Vannføringene er både absolutt og relativt sett minst endret på vinteren (desember-april). Ved naturlige lavvannsperioder på vinteren og i første halvdel av mai har vannføringene økt noe etter regulering. Variasjonene i døgnvannføring var vesentlig større før regulering, både mellom og innen år.

Reguleringen har ført til at vanndekt areal i Aurlandselva om sommeren (juni-september) er redusert med i størrelsesorden 10-20 % avhengig av om en inkluderer siste halvdel av september i beregningen av endring. Redusert vanndekt areal om sommeren har trolig gitt tilsvarende reduksjon i potensialet for fiskeproduksjon. I Aurlandselva er det et minstevannføringskrav på 3 m³/s om vinteren mens vannføringen på vinteren før regulering delvis var lavere enn dette. I om lag 75 % av årene var laveste ukemiddel vannføring høyere om vinteren etter regulering enn den var før regulering. Denne økningen i laveste vintervannføring har sannsynligvis virket positivt på fiskens vinteroverlevelse og stabiliserende på fiskeproduksjonen.

I Vassbygd elva har vannføringen blitt sterkt redusert hele året og i størrelsesorden 50-60 % av de vanndekte produksjonsarealene har gått tapt. I konsesjonsvilkårene er det ikke krav til minstevannføring i Vassbygd elva om høsten og vinteren og på 1990-tallet forekom tørrlegging av elveleiet og stranding av gytefisk og ungfisk. Fra 1995 har det vært frivillig slipp av vann i tørre perioder (ca. 0,3 m³/s via Stondalen). På starten av 2000-tallet ble det bygd en rekke terskler i nedre del av Vassbygd elva og elveleiet ble samlet. Tersklene og ombyggingen av elveleiet har sammen med slippet av vann stabilisert vanndekt areal og det er sjeldent at vannføringen faller under 0,4 m³/s om vinteren. Vannføringen er imidlertid fremdeles såpass lav om vinteren at dette sannsynligvis er en flaskehals for vinteroverlevelse og fiskeproduksjon slik at økt vintervannføring kan gi økt fiskeproduksjon i dette vassdragsavsnittet. Midjeelva (Løelva) tørrlegges helt i anadrom del i perioder av året etter regulering, og det er trolig en ubetydelig ungfiskproduksjon i elva i dag. Elva ble delvis tørrlagt før reguleringen også og det er vanskelig å vurdere tapet i ungfiskproduksjon som følge av regulering.

Vannføring i perioden for utvandring av smolt har avtatt mye i hele vassdraget og spesielt oppstrøms Vassbygdvatn. Tidspunkt for start av utvandring av smolt fra Aurlandselva er trolig ikke vesentlig endret etter regulering. Lavere vannføring kan imidlertid ha ført til en mindre synkron og forlenget utvandringsperiode som kan ha påvirket vandringshastighetene under utvandring. Samlet sett antas dette å virke negativt på overlevelsen til smolt under utvandring, og med en større negativ effekt for smolt fra Vassbygd elva og Vassbygdvatn enn fra Aurlandselva.

Vannføringene når yngelen kommer opp av grusen og begynner å spise ("swim-up") er redusert mye i hele vassdraget, noe som isolert sett kan ha virket positivt på rekrutteringen i begge elvene. Forholdet mellom vannføring ved gyting og laveste vintervannføring er endret til det positive med tanke på eventuell risiko for tørrlegging av gytegroper i Aurlandselva, men trolig i mindre grad i Vassbygd elva.

Det foreligger ikke nok datagrunnlag til å kvantifisere alle de ulike effektene av vassdragsreguleringen i Aurlandsvassdraget, men i sum er potensialet for fiskeproduksjon redusert etter regulering. Fordi det ikke finnes sammenlignbare undersøkelser av ungfiskproduksjon

fra tiden før regulering, er det vanskelig å tallfeste hvor mye reguleringen har redusert produksjonen av ungfisk og smolt i vassdraget.

Hvis vi antar at de negative effektene av redusert vannføring og vanndekt areal om sommeren (10-20 %) og de negative effektene av redusert vanntemperatur (15-20 % redusert rekruttering) i Aurlandselva kan summeres, tilsier disse to faktorene at produksjonspotensialet i Aurlandselva etter regulering er redusert med om lag 25-40 %. I tillegg kommer negative effekter vi ikke kan kvantifisere som gradvis reduksjon i habitatkvalitet og mulig økt smoltdødelighet. Til fratrekk i dette tapsoverslaget kommer sannsynlig økt vinteroverlevelse på grunn av høyere vintervannføring og økt rekruttering som følge av at store flommer har blitt borte.

Vi har ikke tilstrekkelig grunnlag for å kvantifisere tapene i Vassbygdelva, men produksjonen er helt klart redusert etter regulering som følge av betydelig reduksjon i vanndekt areal og trolig redusert overlevelse under smoltutvandring. På den positive siden kan frivillige vannslipp om vinteren, økt permanent vanndekt areal i nedre deler som følge av bygging av terskler og modifisering av elveleiet inkludert sideløp, noe økt sommertemperatur, redusert sedimentdynamikk, muligens økt tilgang på næringsdyr og mindre risiko for tørrlegging av gytegroper ha kompensert for noe av tapet. Samlet sett så anser vi at potensialet for fiskeproduksjon i vassdraget fremdeles å være redusert etter regulering.

Vanntemperatur

Vassdragsreguleringen har ført til at vanntemperaturen i Aurlandselva, som i utgangspunktet var sommerkald, har blitt enda kaldere om sommeren. En analyse av tilgjengelige ungfiskdata for 28 årsklasser viser en sammenheng mellom temperaturforholdene gjennom den første vekstsesongen og rekruttering av årsyngel. Både tetthet og vekst hos årsyngel av aure økte signifikant med sommertemperaturen i Aurlandselva, målt som gjennomsnittlig vanntemperatur i perioden juli-august. Den økte årsklassestyrken med økt temperatur den første vekstsesongen ga også utslag i økte tettheter av 1+ og 2+ aure henholdsvis ett og to år etterpå. Dette tilsier at lave sommertemperaturer er en flaskehals for rekrutteringen av aure i kalde år. Videre tilsier resultatene at redusert temperatur som følge av vassdragsreguleringen har bidratt til 15-20 % redusert rekruttering av aure.

Vi fant ingen statistisk sammenheng mellom temperatur og rekruttering hos ungfisk av laks. Dette skyldes trolig at rekruttering av laks i den aktuelle perioden har vært begrenset av lav gytebestand. Resultater fra laboratorieforsøk tilsier at lakseungene kan tolerere lave temperaturer i "swim-up" perioden, og lave temperaturer vurderes ikke som en begrensende faktor for å opprettholde en selvreproduserende laksebestand i Aurlandselva. Det er imidlertid rimelig å anta at år med lave sommertemperaturer også kan være en flaskehals for rekruttering hos laks, og at redusert vanntemperatur dermed også har bidratt til redusert produksjon av lakseunger i vassdraget. I tillegg viser resultater fra eksperimentelle forsøk at ungfisk av aure i større grad kan utkonkurrere laks på lave temperaturer. Dermed kan de reduserte vanntemperaturene ha gitt aureungene et konkurransemessig fortrinn over laksen i Aurlandselva.

Vanntemperaturen om sommeren er lavere i Aurlandselva enn i Vassbygdelva og som følge av dette har årsyngel av både aure og laks mindre størrelse i Aurlandselva. For aure så avtar disse størrelsesforskjellene ettersom fisken blir eldre. Dette kan tyde på at forholdene for vekst hos eldre ungfisk av aure er noe bedre i Aurlandselva til tross for at vanntemperaturen er lavere. Forskjellene i fiskestørrelse ved alder mellom de to elveavsnittene har blitt signifikant mindre de siste ti årene, til tross for at fisketettheten i Aurlandselva har økt noe. Dette tilsier at vekstforholdene for aure i Aurlandselva har utviklet seg positivt sammenliknet med forholdene i Vassbygdelva i løpet av perioden 1989-2018. Det er mulig at vekstforholdene i Vassbygdelva ble dårligere etter at flommene høsten 2014 og 2018 førte til redusert

begroing av elvebunnen. Dette kan påvirke bunndyrproduksjonen negativt og muligens gi lavere tilgang på mat for ungfisk i noen år fremover.

Data fra omfattende skjellanalyser av voksne sjøaurer i vassdraget fra tidligere undersøkelser tyder på at reguleringen ikke har ført til endringer i viktige livshistorietrekk hos sjøaure, som alder og størrelse hos smolt. Skjellmaterialet er for begrenset til å si noe om det har skjedd endringer hos laks.

Analyser av temperaturdata viser at vanntemperaturen i overflatelaget av Vassbygdvatn i stor grad bestemmer temperaturen i øvre deler av Aurlandselva. Reduserte sommertemperaturer i Aurlandselva etter regulering kan derfor knyttes til endringer i de fysiske forholdene i innsjøen som etter regulering får storparten av tilløpet som kaldere vann fra høytliggende magasiner. I mange år er det en svak og lite utviklet temperatursjiktning i innsjøen, noe som bidrar til at temperaturen i overflatelaget blir lavere enn den var før regulering.

Analysene av temperaturdata fra vassdraget viste at vannføringen i Vassbygdelva nesten alltid bidrar positivt til oppvarming av Vassbygdvatn mens vannføringen gjennom kraftverket Aurland 1 alltid bidrar til kaldere vann (null-bidrag når Aurland 1 står). Beregningene viser også at Aurland 1 generelt bidrar mer negativt til temperaturen i innsjøen enn Vassbygdelva bidrar positivt. De viktigste forholdene som bestemmer hvorvidt temperatursjiktning kan dannes i Vassbygdvatn er trolig:

- Mengden og temperaturen av vannet som slippes ut fra Aurland 1 (kraftproduksjon)
- Vannføring og vanntemperatur i Vassbygdelva
- Lokalklima: lufttemperatur/stråling

Ulike tiltak for å øke temperaturen i overflatelaget i Vassbygdvatn har blitt undersøkt ved hjelp av numerisk modellering. Simuleringene tyder på at tiltaket som består i stans og/eller vesentlig redusert produksjon i Aurland 1 om sommeren er det eneste av de undersøkte tiltakene som fører til vesentlig øking av vanntemperaturen i overflatelagene i Vassbygdvatn om sommeren, og altså i Aurlandselva. Tidspunkt og lengde på perioder med stans og/eller redusert produksjon påvirker i hvilken grad en slik økning av temperatur kan oppstå.

Redusert vanntemperatur om sommeren bidrar fortsatt til redusert rekruttering i Aurlandselva og tiltak som øker sommertemperaturen, spesielt i kalde år, kan gi økt produksjon av både sjøaure og laks i vassdraget.

Habitatforhold og tiltak

Fysiske habitatforhold i Aurlandselva har blitt endret først og fremst gjennom kraftregulering, erosjonssikring av elvebredder, tørrlegging av sideløp og bygging av kjerr (buner). Totalt vanndekt areal, sedimentdynamikk, areal av gyteplasser og skjultilgang i elvebunn har trolig blitt redusert av disse endringene og har blitt vurdert som sannsynlig flaskehals for fiskeproduksjon.

I tråd med prinsipper for miljødesign i regulerte vassdrag ble det fra 2010 satt i gang omfattende tiltak for å restaurere sideløp, for å skape mere og bedre fordelte gyteplasser og å øke skjultilgang i elvebunnen i Aurlandselva. Tiltakene har i hovedsak bestått av utlegging av gytegrus og harving/ripping av elvebunnen, en metode for å øke hulrom (skjul) i elvebunnen ved at steiner ble snudd og finsediment spylt ut. Dessuten ble det brukt utlegging av døde trær, reetablering av kantvegetasjon og sedimenttilførsel i sideløp. I Vassbygdelva var det hovedsakelig resterende, naturlige, fluviale prosesser som bedret bunnforholdene og en flom i 2014 tilførte nytt sediment dominert av rullestein og grus. Tokvamsbekken og Klekkeribekken, som er sideløp til Aurlandselva, ble restaurert i 2012-2014. To sideløp til Vassbygdelva ble restaurert i 2017 (nedre og øvre deltabekk).

På grunn av tilførsel av gytegrus økte arealet av gyteplasser i Aurlandselva fra 1200 til 6700 m² (fra 0,5 % til 2,8 % av elvebunnen) og antall gyteplasser økte fra 34 til 223. I Vassbygd-elva (nedenfor Sitjandefossen) økte gytearealet fra 325 til 3600 m² (fra 0,6 % til 6,1 % av elvebunnen) etter flommen i 2014, og antall gyteplasser økte fra 39 til 105. I begge elvene var gyteplassene mer jevnt fordelt i 2017 enn de var i 2010, og på mesteparten av elvearealet var avstanden til nærmeste gyteplass i 2017 mindre enn 50 m. Tiltaket førte altså til betydelig mere og bedre fordelt gytehabitat. Både sjøaure og laks tok i bruk de nye gytearealene raskt, i de fleste tilfeller det første året, det vil si bare 2-4 uker etter at grusen var lagt ut. Det var høy eggoverlevelse, og tettheten av årsyngel og senere også eldre ungfisk økte signifikant på stasjonene som ble overvåket på og nært gyteområder i Aurlandselva.

Antall hulrom (skjul) i bunnssubstratet ble økt ved at elvebunnen ble harvet/rippet slik at steiner ble snudd og finsediment spylt ut. I Aurlandselva er det rippet et areal på 70 000 m², noe som utgjør ca. 30 % av vinterarealet og i overkant av 20 % av arealet ved normal sommervannføring. På de rippede arealene har gjennomsnittlig vektet skjul økt fra lite/middels (om lag 5 enheter) til mye (om lag 15 enheter). Tiltaket var omfattende nok til at gjennomsnittlig arealkorrigert vektet skjul i hele elvebunnen i Aurlandselva økte markert, fra 5,5 til 8,5. Forekomsten av ungfisk var vesentlig høyere på rippede områder enn på referanseområder. Rippingen har sannsynligvis økt elvas potensiale for produksjon av eldre ungfisk, men det er foreløpig vanskelig å tallfeste denne økningen.

Restaureringen av Tokvamsbekkene og Klekkeribekken i 2012-2014 ga en økning i antallet av eldre ungfisk (sum av aure og laks) på henholdsvis om lag 3100 og 900 sammenliknet med antallet fisk før tiltaket ble gjennomført. Sammenliknet med estimert antall eldre ungfisk i Aurlandselva på samme tidspunkt utgjør dette en økning på om lag 5 % i antallet eldre ungfisk. I Aurlandselva er det mulig å restaurere ytterlige tre sideløp/bekker: grove overslag tilsier at restaurering av disse tre sideløp/bekker kan gi ytterligere 1-2 % økning i antall eldre ungfisk i Aurlandselva.

Restaureringen av de to nye deltabekkene i Vassbygd-elva er foreløpig ikke evaluert med tetthetsdata på ungfisk, men de har et potensial til å øke antallet av eldre ungfisk oppstrøms Vassbygdvatn med opptil 11 %. Det foreligger også planer for restaurering av Tivesja, noe som kan gi en ytterligere 7 % økning. Effekten vil være avhengig av hvor store begrensninger lav vannføring vil ha på fiskeproduksjonen i disse tre bekkene. Hvis det er mulig å etablere et permanent vanddekt areal i Midjeelva (Løelva) kan fiskeproduksjonen oppstrøms Vassbygdvatn økes ytterligere.

Utvikling i tetthet av ungfisk

I Aurlandselva har tettheten av både yngel og eldre ungfisk av aure økt med om lag 30 % på NINA sitt stasjonsnett langs elvebredden i løpet av perioden 2009-2018. Økningen i tetthet av ungfisk skyldes trolig både økning i mengde gyteareal og en økning i gytebestanden, og tettheten av eldre ungfisk kan trolig også være positivt påvirket av tiltakene for å øke mengden skjul i vassdraget. Tettheten av presmolt aure, det vil si ungfisk som sannsynligvis vil vandre til sjøen kommende vår, har økt i Aurlandselva perioden 1989-2018. Resultatene tyder på at produksjonen av aure har vært relativt høy fra og med 2001, men likevel noe økende de siste 10 årene.

I Vassbygd-elva økte den gjennomsnittlige tettheten av aureyngel fra 2010 og frem til 2014, for deretter å avta noe. I perioden 2009-2018 var det en negativ trend i tetthet av eldre ungfisk av aure. Den registrerte nedgangen i tetthet av eldre ungfisk av aure de fire siste årene kan trolig knyttes til endringer i elva som følge av flommen høsten 2014. Det er noe usikkert om nedgangen skyldes endringer i habitatforhold i elva på stasjonene for elektrisk

fiske eller om den gjenspeiler at potensialet for fiskeproduksjon har blitt redusert for en kortere eller lengre periode. En annen mulighet er også at forandringene i elvebunnen har påvirket omfanget av nedvandring av aureunger til Vassbygdevatn.

Tettheten av presmolt aure har vært variabel i Vassbygdelva og uten noen signifikant tidstrend i perioden 1989-2018 sett under ett. Tettheten var gjennomgående lavere enn 10 individer per 100 m² fra 1989-1995 og økte markert etter at det frivillige vannslippet i tørkeperioder ble satt i verk fra og med vinteren 1995/96. De høyeste tetthetene, om lag 25 individer per 100 m² ble registrert i 1997 og 2002, men deretter har tetthetene avtatt. Fra og med 2001 til og med 2009 var tettheten gjennomgående noe høyere i Vassbygdelva enn i Aurlandselva, mens tetthetene har vært lavere i Vassbygdelva de siste ni årene, og forskjellen var spesielt stor i 2017 og 2018. Lavere tettheter av presmolt aure i Vassbygdelva de to siste årene kan skyldes ugunstige forhold ved fiske og/eller endringer i elvebunn og produksjonsforhold i elva de siste årene. I tillegg kan utviklingen av auretetthet i Vassbygdelva de siste 15 årene være negativt påvirket av økt konkurranse med laks. Dette kan ha gitt større og tidligere nedvandring av aureunger til Vassbygdevatn og/eller økt dødelighet.

I Aurlandselva har det vært stor variasjon i årsklassestyrke hos laks i perioden 1989-2018. Med unntak av årsklassen som klekket i 1991 (gyting i 1990) var alle årsklasser på 1990-tallet relativt svake. Årsklasse 1991 var til gjengjeld en av de sterkeste i hele undersøkelsesperioden. Årsklassene klekket i 2001-2003 var også blant de mest tallrike i tidsserien. I de siste seks årene har tettheten av laksunger gjennomgående vært høyere enn gjennomsnittet for hele tidsperioden. Årsklassene som ble klekt i 2012-2016 var over gjennomsnittet sterke, mens årsklassen som ble klekt i 2017 synes å være svakere. Det var ingen lineær tidstrend i utvikling av tetthet for noen av de tre aldersgruppene hos laks. Alt i alt tyder resultatene på at produksjonen av laks i Aurlandselva de siste seks årene har vært høyere enn i flesteparten av de tidligere årene i perioden 1989-2018, med unntak av årene 2003-2006 da produksjonen trolig var større.

Fram til årtusenskiftet ble det registrert svært lav tetthet av laksunger i Vassbygdelva. Tetthetene økte mye på første halvdel av 2000-tallet og årsklassene som klekte i 2001-2003 ga opphav til vesentlig høyere tetthet av eldre laksunger enn de foregående 12 årsklassene. Denne økningen sammenfaller med økt lakseinnslag til vassdraget i årene 2000-2002. I tillegg ble det plantet ut øyerogn i Vassbygdelva i perioden 2003-2009 og denne kultiveringen, som år om annet var betydelig, synes å ha hatt stor positiv betydning for utviklingen i ungfishbestanden av laks i de påfølgende årene. Rognplantingene i Vassbygdelva startet opp igjen i 2013 og ble videreført i 2015-2018, og disse sammen med noe økt gytebestand og økt gyteareal har gitt økte tettheter av både yngel og eldre ungfish de siste seks årene. Vurdert ut fra tetthet av ungfish og presmolt var ungfishbestanden større i Vassbygdelva i årene 2003-2006 enn den har vært de siste sju årene.

Tettheten av presmolt laks har økt i perioden 1998-2018 både i Aurlandselva og Vassbygdelva. Utviklingen over tid har store likhetstrekk i de to elvene med en signifikant positiv samvariasjon. Lakseproduksjonen i vassdraget er begrenset av antall gytefisk og produksjonen varierer derfor med innsiget av laks. Økt produksjon av laks i Vassbygdelva har i stor grad vært avhengig av utlegging av øyerogn og vil trolig også være det i årene framover.

Samlet vurdering av effekter og tiltak i Aurlandselva

Reduksjoner i vanndekt areal og vanntemperatur i Aurlandselva etter regulering kan ha gitt en 25-40 % reduksjon i produksjonspotensial for ungfish. Økningen i tetthet av ungfish (sum av aure og laks) i Aurlandselva fra 2009-2013 til 2014-2018 har vært i størrelsesorden 30-40 % hos yngel og om lag det samme hos eldre ungfish på grunn av økning i gyteareal, økning i gytebestander og trolig også økt mengde skjul i bunnsubstratet. I tillegg har restaurering av Tokvamsbekkene og Klekkeribekken gitt en økning på om lag 5 % i antallet eldre

ungfisk i Aurlandselva. Samlet sett så har tiltakene og økning i gytebestander trolig delvis eller helt kompensert for tapene som følge av reduksjoner i vanndekt areal og vanntemperatur i Aurlandselva. Utviklingen framover vil avhenge av gytebestandenes størrelse og at habitattiltakene vedlikeholdes.

Utvikling i bestand av voksen fisk

Utviklingen i gytebestander ble undersøkt ved årlige drivtellingene av gytefisk i Aurlandselva og Vassbygdelva. Det årlige innsiget av laks og gytemoden sjøaure i vassdraget ble beregnet med basis i tellingene av gytefisk og antall fisk rapportert avlivet i sportsfisket.

Antallet registrerte gytefisk av sjøaurer i Aurlandsvassdraget økte kraftig fra 482 i 2009 til en topp i 2014 med 1893 individer. Deretter har antallet gradvis avtatt, og i 2018 ble det registrert 843 gytefisk ved tellingene. Beregnet årlig innsig (oppgang) av gytemoden sjøaure økte fra 640 individer i 2009 til i overkant av 2100 individer i 2014 og avtok deretter gradvis til 900 individer i 2018. Utviklingen i det årlige innsiget av sjøaure i vassdraget de siste 20 årene samvarierer signifikant med utviklingen i andre nærliggende bestander i Sognefjorden som Nærøydalselva og Flåmselva. Dette tyder på at variasjoner i sjøoverlevelse påvirker disse bestandene på samme måte. I tillegg har lav beskatningsrate av sjøaure i Aurlandsvassdraget og de to naboelvene de siste ti årene trolig også gitt et vesentlig bidrag til den registrerte økningen i gytebestander i perioden 2010-2014.

Vurdert ut fra elveareal har gytebestanden i Aurlandsvassdraget vært betydelig tettere og mer tallrik enn de to nabobestandene de siste sju årene. Noe av denne forskjellen kan forklares med at Vassbygdevatn bidrar til produksjon av sjøaure i Aurlandsvassdraget, mens produksjonen i de to andre vassdragene bare skjer i elvearealer. I Flåmselva og Nærøydalselva har laksebestandene vært vesentlig større enn i Aurlandsvassdraget og svakere konkurranse fra laks kan være en medvirkende årsak til at sjøaurebestanden i Aurlandsvassdraget ligger på et høyere relativt nivå enn i de to andre elvene. Sjøaurebestanden i Aurlandsvassdraget fremstår som tallrik og robust, til tross for nedgangen i gytebestand de siste årene.

Antallet registrerte gytefisk av laks i økte fra 13 og 26 individer i 2009 og 2010 til 87 individer i 2011. De siste sju årene har antallet variert fra 43 til 97. Laksen i vassdraget er fredet slik at tellingene også gir et minimumsinnsig til vassdraget. Hos laks var det også en signifikant samvariasjon i utvikling av det årlige innsiget mellom Aurlandsvassdraget og de to nabobestandene. Dette tyder på at disse tre bestandene påvirkes av variasjoner i sjøoverlevelsesforhold på samme måte. Vurdert ut fra elveareal har bestanden i Aurlandsvassdraget vært betydelig mindre tett og mindre tallrik enn de to nabobestandene de siste sju årene (med unntak av for Flåm i 2018). Sjøauren dominerte også i vassdraget før regulering, men laksebestanden var på et vesentlig høyere nivå. Årsak til sjøaurens dominans kan være at den var mer konkurransedyktig ved lave sommertemperaturer og at dette ble forsterket av reguleringen med enda kaldere sommertemperaturer.

Laksebestanden i Aurlandsvassdraget har vært fåtallig siden slutten av 1980-tallet, og bestanden er svært sårbar for ytre påvirkningsfaktorer. Forsterkningsutsettingene med øyeroegn har en positiv effekt, men det er usikkert om utsettingene er store nok til å øke bestanden av voksen laks, gitt den tilsynelatende lave sjøoverlevelsen i dag og mulige trusselsfaktorer i sjøen fremover for laksen fra vassdraget.

Ola Ugedal (ola.ugedal@nina.no), Jan Gunnar Jensås, Torbjørn Forseth, Norsk institutt for naturforskning (NINA), Postboks 5658 Torgarden, 7485 Trondheim.

Ulrich Pulg (ulpu@noresearch.no), Helge Skoglund, Espen O. Espedal, Sebastian Stranzl, NORCE LFI, Postboks 22 Nygårdstangen, 5838 Bergen

Julie Charmasson, Atle Harby, Sintef Energi AS, Postboks 4760 Torsgarden, 7465 Trondheim

Innhold

Sammendrag	4
Innhold	11
Forord	13
1 Innledning	14
2 Vassdraget og reguleringen	16
2.1 Reguleringen	16
2.2 Fiskeutsettinger	17
3 Endringer i vannføring og vanndekt areal, og vurderinger av virkning på fisk	19
3.1 Data og metoder	19
3.2 Vannføring og vanndekt areal i Aurlandselva	20
3.3 Vannføring og vanndekt areal i Vassbygd elva	24
3.4 Vurdering av andre vannføringforhold	29
3.5 Tidligere vurderinger av smoltproduksjon og tap	32
3.6 Oppsummerende diskusjon: effekter av reguleringen og tiltak på fiskeproduksjonen	33
4 Temperaturforhold og fiskeproduksjon i Aurlandselva	36
4.1 Temperaturforholdene i Aurlandselva	36
4.2 Er lav "swim-up" temperatur en flaskehals for rekruttering?	38
4.3 Har endret temperaturforhold etter regulering påvirket produksjonsforholdene for laks og aure i Aurlandselva?	41
4.4 Ungfiskens størrelse ved alder	44
4.5 Hva bestemmer temperaturen i Aurlandselva?	49
4.6 Modellering av vanntemperatur	50
4.6.1 Resultater fra simulerte scenarier	51
4.7 Andre muligheter	53
4.8 Oppsummering	54
5 Habitatforhold, tiltak og effekter på fiskeproduksjon	56
5.1 Metoder - Gjennomførte habitattiltak	56
5.1.1 Grusutlegging	56
5.1.2 Ripping	57
5.1.3 Restaurering av sideløp i Aurlandselva	60
5.1.4 Elektrisk fiske ved gyteplasser og i sideløp	60
5.2 Fysiske habitatforhold	61
5.2.1 Metoder for habitatkartlegging	61
5.2.2 Fysiske habitatforhold - resultater	62
5.2.3 Fysiske habitatforhold - diskusjon	70
5.3 Sedimentforhold - en flaskehals eller ikke?	71
5.4 Effekter av habitattiltak på fisk	72
5.4.1 Gyting	72
5.4.2 Ungfisktetthet på og direkte ved gyteareal	73
5.4.3 Ungfisk på rippete arealer	76
5.4.4 Tokvamsbekken og Klekkeribekken	78
5.5 Evaluering av habitattiltakene	80
5.6 Forhold for fiskevandring - endringer i konektivitet	82
5.7 Oppsummering	84
6 Utvikling i fiskebestandene	86
6.1 Metoder	86

6.1.1	Ungfisk	86
6.1.2	Voksen fisk.....	88
6.2	Ungfisk.....	89
6.2.1	Utvikling i tetthet i Aurlandselva i 2009-2018	89
6.2.2	Utvikling i tetthet i Vassbygdelva i 2009-2018.....	93
6.2.3	Hvor mange ungfisk? – Oppskalering	95
6.2.4	Langtidsutvikling i bestand av ungfisk	101
6.2.5	Bestand-rekruttering	104
6.2.6	Oppsummerende diskusjon	108
6.2.7	Oppsummering	114
6.3	Voksen fisk.....	116
6.3.1	Utvikling i gytebestander 2009-2018	116
6.3.2	Langtidsutvikling	119
6.3.3	Oppsummerende diskusjon om utviklingen i bestandene av gytefisk	123
7	Anbefaling av videre tiltak og undersøkelser	133
8	Referanser	135
9	Vedlegg.....	142

Forord

EnviDORR har vært finansiert av RENERGI-programmet i Norges forskningsråd, og ble en del av forskningssentret CEDREN da det ble opprettet i 2009. Prosjektet har mottatt betydelig finansiering fra vannkraftindustrien og forvaltningen, og vi vil benytte anledningen til å takke våre brukerpartnere for både økonomiske og faglige bidrag: Statkraft, Agder Energi, BKK, E-CO Vannkraft, Sira-Kvina kraftselskap, TrønderEnergi, Energi Norge (med flere medlemsbedrifter), Norges vassdrags- og energidirektorat og Direktoratet for naturforvaltning (nå Miljødirektoratet). I tillegg har Hydro, Statnett og Eidsiva bidratt som industripartnere i CEDREN.

E-CO Vannkraft har i tillegg finansiert årlig overvåking av gytefisk og ungfisk, habitattiltakene og spesifikke undersøkelser til å evaluere og følge opp disse tiltakene.

En rekke personer har bidratt til dette prosjektet i årenes løp.

Hos NORCE-LFI har Tore Wiers, Eirik Straume Normann, Christoph Postler, Bjørnar Skår og Sven Erik Gabrielsen og Gaute Velle bistått med habitatkartlegging, gytefisktellinger og elektrisk fiske. Bjørn Torgeir Barlaup spilte en viktig rolle i prosjektets startfase med kartlegging av gyteområder og utlegging av grus for å etablere nye gyteplasser i Aurlandselva.

For SINTEF har Julian Sauterleute og Håkon Sundt gjennomført kartlegging av mesohabitater og målinger av vanndekt areal i vassdraget, mens Tor Håkon Bakken gjennomførte vurderinger av temperaturforholdene i vassdraget. Julian Sauterleute tilrettela også vannføringsdata for videre analyser.

For NINA har Vegard Ambjørndalen, Marius Berg, Hans Mack Berger, Magne Næsje, Frode Næstad, Michael Puffer, Grethe Robertsen, Randi Saksgård, Rolf Sivertsgård, Øyvind Solem og Maxim Teichert bidratt i feltarbeidet.

Bjørn Otto Dønnum har vært kontaktperson i E-CO Vannkraft fra og med 2011, mens Magnar Dalen og Halvor Halvorsen var kontaktpersoner de første årene. Bjørn Ebne og Sølvi Høydal har bidratt med opplysninger om kultiveringsvirksomheten i vassdraget.

Vi har også fått mye nyttig informasjon om vassdraget fra Bjørn Vike og en rekke andre grunneiere og lokalkjente personer, ikke minst gjennom deltakelse på det hyppige avholdte Aurlandsseminaret.

Vi takker alle involverte personer for god innsats og for godt samarbeid.

Trondheim og Bergen
September 2019

Ola Ugedal (NINA) og Ulrich Pulg (NORCE-LFI)

1 Innledning

Oslo Lysverker (nå E-CO Energi) fikk ved kongelig resolusjon av 26. september 1969, med endringer i kgl. res. av 25. juli 1975, tillatelse til å regulere Aurlandsvassdraget for kraftproduksjon. Utbyggingen av vassdraget skjedde i flere trinn og anleggsarbeidet begynte høsten 1969 og utbyggingen var ferdigstilt i 1989.

På 1900-tallet, før kraftutbyggingen, var Aurlandselva kjent som en av Norges beste elver for sportsfiske etter sjøaure. I tillegg hadde vassdraget en god bestand av laks. Utover 1980-tallet avtok fangstene av sjøaurer markert. Laksefangstene ble enda sterkere redusert inntil fisket på laks ble stanset i 1989. For å undersøke hva som forårsaket nedgangen i fiskebestandene ble det igangsatt årlige fiskebiologiske undersøkelser i vassdraget fra og med 1989. Disse undersøkelsene, som har hatt noe ulikt innhold gjennom årenes løp, er beskrevet i Jensen mfl. (1993), Sægrov mfl. (2000) og Sægrov mfl. (2007). I disse rapportene ble det først og fremst fremhevet to flaskehalsar for fiskeproduksjon som følge av kraftverksreguleringen: Redusert vannføring i Vassbygdelva og Midjeelva (Løelva) og redusert vanntemperatur i Aurlandselva.

I 2009 ble Aurlandsvassdraget tatt inn som et demovassdrag i prosjektet EnviDORR for å utvide perspektivet, finne eventuelle andre faktorer som kunne være flaskehalsar for fiskeproduksjonen i vassdraget og å sette i gang tiltak for å avbøte flaskehalsene. EnviDORR (*"Increased power and salmon production with Environmentally Designed Operation of Regulated Rivers"*, populært kalt: *"mer laks og mer kraft"*) var et forskningsprosjekt med en målsetting om å skaffe kunnskap og bruke den til å forbedre både kraftproduksjonen og forholdene for laksefisk i regulerte vassdrag. Prosjektet tok som utgangspunkt at en regulering gjør at viktige fysiske forhold i elver kan kontrolleres slik at enkelte fysiske faktorer som påvirker produksjonen av laksefisk negativt kan dempes, mens andre faktorer som påvirker produksjonen av laksefisk positivt kan forsterkes. EnviDORR var også en del av forsknings-senteret *"Centre for Environmental Design of Renewable Energy"* (CEDREN) under forskningsrådets første FME (*"Forskningsenter for Miljøvennlig Energi"*) program. Forskingen i prosjektet resulterte blant annet i *"Håndbok for miljødesign i regulerte vassdrag"* (Forseth & Harby 2013).

Endringer i vanntemperatur i Aurlandselva har vært trukket fram som en viktig flaskehals for fiskeproduksjonen i Aurlandselva etter regulering, spesielt for laks (Sægrov mfl. 2000, Sægrov mfl. 2007). I EnviDORR var det derfor et spesielt fokus på å avdekke biologiske effekter av temperaturforholdene i Aurlandselva, og å vurdere om det var mulig å øke temperaturen med reguleringstiltak. I tillegg ble det gjennomført et doktorgradsstudie som hadde spesielt fokus på å belyse effekten av temperatur når yngelen kommer opp av grusen og begynner å spise (*"swim-up"*-perioden) hos laks og aure (Skoglund 2011).

I den første fasen av prosjektet forelå det ulike forslag og mulige planer for kraftverksdriften som potensielt kunne påvirke vanntemperaturen i Aurlandsvassdraget. Et forslag var å bygge ett nytt kraftverk, Låvi, som hadde inntak i Viddalsmagasinet og utløp direkte i sjøen. Et slikt kraftverk kunne ført til at en større andel av det kalde magasin vannet ble slust forbi Vassbygdvatn. Et annet forslag var en tunell som førte avløpsvann fra kraftverket Aurland 1 direkte til Vangen kraftverk den såkalte *"Aurlandstunellen"*. Tanken bak en slik tunell var å kunne produsere kraft i vår- og sommerhalvåret uten at en risikerte at smolt vandret ut gjennom Vangen kraftverk og samtidig gi en lavere tilførsel av kaldt magasin vann til Vassbygdvatn. Disse forslagene/planene har av ulike årsaker ikke blitt ytterligere konkretisert i løpet av prosjektperioden og omtales ikke nærmere i denne rapporten.

I regi av EnviDORR ble det også gjennomført kartlegging av elveklasser og målinger av vanddekt areal ved ulike vannføringer både i Aurlandselva og Vassbygdelva. Disse undersøkelsene er beskrevet i egne rapporter (Sauterleute & Sundt 2011, Sauterleute 2013). Analyser av vanntemperaturdata fra vassdraget (Bakken mfl. 2010) og numerisk modellering av mulige tiltak for å øke vanntemperaturen i overflatelaget av Vassbygdevatn og dermed i Aurlandselva Charmasson (2016) er også rapportert tidligere. I denne rapporten gir vi en oppsummering av de mest relevante resultatene fra disse fire rapportene.

Under gytefisktelling i Aurlandsvassdraget 2009 var det påfallende lite gyteareal å finne. For å kvantifisere dette ble det satt i gang en målrettet kartlegging av gyteareal i desember 2009. Gjennom kartlegging av gyteforholdene de første årene i EnviDORR (2009-2012) og et eget *"tiltaksprosjekt"* (Pulg mfl. 2013) fikk en også et inntrykk av elvebunnen i vassdraget. Med grunnlag i kartlegginger ble det diagnostisert at mangel på gyteareal ga dårlige rekrutteringsforhold i Aurlandselva og at mangel på skjul i elvebunnen ga ugunstige habitatbetingelser for ungfisk i deler av elva. Dette ble vurdert som sannsynlige flaskehalser for fiskeproduksjon.

I tråd med prinsipper for miljødesign i regulerte vassdrag ble det fra 2010 satt i gang omfattende tiltak for å skape mere og bedre fordelte gyteplasser og å øke skjultilgang i elvebunnen i Aurlandselva. I tillegg ble det gjennomført tiltak for å bedre habitatforholdene for fisk i to sideløp i Aurlandselva. restaurere sideløp.

Denne diagnosen førte til at det ble igangsatt forsøk med utlegging av gytesubstrat fra og med 2010. Videre ble det satt i gang forsøk med å øke skjulmulighetene for fisk i elvebunnen fra og med 2011. I de kommende årene ble både gytearealet og areal av harvet/rippet elvebunn økt betydelig. NORCE LFI utredet også ulike tiltak for å bedre habitatforhold i sideløp av Aurlandsvassdraget (Pulg mfl. 2013), og disse tiltakene ble gjennomført fra 2012.

For å dokumentere utviklingen i bestandene av sjøaure og laks i vassdraget har LFI utført årlige gytefisktelinger i perioden 2009-2018 og elektrisk fiske på seks nylagede gyteområder fra og med 2010, mens NINA har gjennomført årlige undersøkelser av ungfiskbestand i perioden 2009-2018 ved elektrisk fiske på 20 stasjoner (14 i 2010) i Aurlandselva og 8 stasjoner i Vassbygdelva. Disse undersøkelsene danner også et grunnlag for å evaluere foreløpige effekter av de tiltakene som er gjennomført i vassdraget. I tillegg har LFI gjennomført mer spesifikke undersøkelser knyttet til tiltakene og varigheten av disse. Resultater og foreløpige vurderinger av effekter på gjennomførte habitattiltak i vassdraget er også presentert i *"Tiltakshåndbok for bedre fysisk vannmiljø. God praksis ved miljøforbedrende tiltak i elver og bekker"* (Pulg mfl. 2018).

Prosjektet EnviDORR i Aurlandsvassdraget ble avsluttet i 2014. I samråd med regulanten valgte vi å utsette rapporteringen til 2019 for å få en best mulig evaluering av hvilke effekter de igangsatte habitattiltakene i vassdraget har hatt på fiskeproduksjonen. I denne rapporten presenteres resultatene fra de fiskebiologiske undersøkelsene i Aurlandsvassdraget i perioden 2009-2018. Resultatene ses i sammenheng med tidligere undersøkelser i vassdraget og det gis en oppdatert vurdering av status til bestandene av laks og sjøaure. I tillegg gjør vi en vurdering av effekten av gjennomførte habitattiltak på produksjon av ungfisk og vi vurderer mulige effekter av noen ytterligere habitattiltak.

2 Vassdraget og reguleringen

Aurlandsvassdraget munner ut i Aurlandsfjorden, en sørøstlig arm av Sognefjorden. Nedslagsfeltet er på 804 km² og består hovedsakelig av høgfjell. Vassdraget grenser i nord til Lærdalsvassdraget, i sør og sørøst til Holsvassdraget og i sør og vest til Flåmsvassdraget. Det er mange innsjøer i nedslagsfeltet, og de fleste ligger på 1400-1500 m over havet. Reguleringen er omfattende med 14 magasiner, 5 kraftverk og en rekke overføringstunneler.

2.1 Reguleringen

Utbyggingen av Aurlandsvassdraget startet i 1969 og utgjør et svært komplekst system av magasiner, inntak og overføringer (se **figur 2.1**). Det største kraftverket er Aurland 1 som ble satt i drift i 1973. Aurland 1 har per i dag en installert effekt på 840 MW, som produserer i snitt 2015 GWh/år med en fallhøyde på 870 meter, og er Norges tredje største kraftverk (kilde: www.e-co.no).



Figur 2.1. Oversiktskart som viser Aurlandsutbyggingen (Kilde E-CO).

Kraftutbyggingen av Aurlandsvassdraget utnytter fallhøyden fra en rekke magasiner på fjellet i flere trinn ned til Aurlandsfjorden (**figur 2.1**). Tre av kraftverkene, Aurland 2, Aurland 3 og Reppa ligger på fjellet og utnytter vann fra magasiner som ligger opptil 1450 m o.h. Avløpsvannet fra disse kraftverkene føres til Viddalsvatn (HRV 930 m o.h.) og videre ned til Aurland 1, som har utløp i Vassbygdevatn (HRV 55 m o.h.). Vassbygdevatn ligger midt på strekningen med laks og sjøaure, med Vassbygdelva oppstrøms og Aurlandselva nedstrøms. Vangen kraftverk utnytter fallet fra Vassbygdevatn og ned til fjorden.

Utbyggingen av Aurlandsvassdraget har foregått etappevis over mange år, fra anleggsarbeidene startet høsten 1969 og første aggregat i Aurland 1 ble tatt i bruk i januar 1973 til tredje aggregat i samme kraftstasjon ble startet opp høsten 1989. Kraftstasjonen Aurland 3 ble satt i drift i 1979, Vangen kraftverk i september 1980, kraftstasjonen Aurland 2 i 1982-83 og Reppa kraftverk i oktober 1983.

2.2 Fiskeutsettinger

I konsesjonen for regulering av Aurlandsvassdraget ble det gitt pålegg om årlige utsettinger av 30.000 sjøauresmolt og 10.000 laksesmolt. For å oppfylle pålegget ble det bygd et settefiskanlegg i Aurland. Utsettingene av sjøauresmolt ble startet opp i 1979 og pålegget ble stort sett oppfylt i de fleste årene inntil siste utsetting fant sted i 1999 (Sægrov mfl. 2000). Inntil 1993 ble sjøauresmolten satt ut i Aurlandselva om våren, men på grunn av at måker beitet på utvandrende smolt i elva, og at mange av fiskene ble stående igjen i elva i et eller flere år, ble smolten etter 1993 sett ut direkte i sjøen. Den utsatte smolten hadde svært lav overlevelse i sjøfasen, slik at utsettingene i liten grad bidro til fangsten av voksen sjøaure i elva (Sægrov mfl. 2000). Det er også sannsynlig at utsettingene før 1993 medførte redusert produksjon av vill sjøauresmolt i elva på grunn av konkurranse og fortrenging, og tettheten av ville aureunger økte etter at utsettingene av smolt i elva ble stanset i 1993 (Jensen mfl. 1993, Sægrov mfl. 2000).

Regulanten har også et pålegg om å sette ut 10.000 sjøvannsklar laksesmolt i Aurland hvert år. Problemer med vekst/overlevelse av laksunger i settefiskanlegget og mangel på stamfisk (få gytelaks i vassdraget) førte til at det ikke har blitt satt ut settefisk eller smolt av laks siden høsten 1997. I 1998 ble det besluttet å bygge opp en stamlaksbestand i settefiskanlegget. Vinteren 1999 og våren 2000 ble det derfor samlet inn laksunger i Vassbygdelva og Aurlandselva for videre oppføring til stamfisk. Innsamling av laksunger for stamfiskproduksjon har også skjedd senere. Fra 2003 til 2009 ble det årlig plantet ut fra 25.000 til 200.000 lakserogn i vassdraget, hovedsakelig i Vassbygdelva (**tabell 2.1**). Det var et opphold i rognplantingene av laks i 2010-2012. Fra og med 2013 har det igjen vært årlige utsetting av øyerogn og antallet har økt fra 19.000 i 2013 til om lag 359.000 i 2019.

Tabell 2.1. Antall øyerogn av laks og aure satt ut i Aurlandselva og Vassbygdelfva i perioden 2003-2019 (etter opplysninger fra E-CO). Årstall angir året da rogn ble satt ut, vanligvis i februar og mars, slik at gytefiske ble strøket høsten før.

År	Laks		Aure	
	Vassbygdelfva	Aurlandselva	Vassbygdelfva	Aurlandselva
2003	200 000	0		
2004	136 000	0		
2005	19 000	5 300		
2006	35 000	5 000		
2007	19 000	21 000		
2008	50 000	0		
2009	30 000	4 000		
2010	0	0	5 000	24 000
2011	0	0	0	28 000
2012	0	0	0	29 000
2013	0	19 000 ¹	13 000	10 000
2014	10 000 ²	40 000 ³	0	0
2015	0	57 000 ⁴	25 000	15 000
2016	63 700 ⁵	118 000 ⁶	0	0
2017	104 000 ⁷	136 300 ⁸	0	0
2018	80 000 ⁹	119 000 ¹⁰	0	0
2019	122 000	237 000	0	0

1) 2000 i Klekkeribekken og 17.000 i Tokvamsbekken; 2) 10.000 i Vassbygdelfva uspesifisert; 3) 20.000 i Tokvamsbekken, 20.000 på ulike steder i hovedelva 4) Ulike steder i hovedelva; 5) 63.700 ovenfor Sitjandefossen; 6) 110.000 på ulike steder i hovedelva og 8000 i klekkeribekken; 7) 66.000 ovenfor Sitjandefossen og 37.400 i de nye sideløpene i Vassbygdelfva; 8) 115.500 på ulike steder i hovedelva, 10.000 i midtre Tokvamsbekken og 10.800 i øvre og nedre Klekkeribekken; 9) 52.500 ovenfor Sitjandefossen og 27.500 i de nye sideløpene i Vassbygdelfva; 10) 47.000 i hovedelva nedenfor Skresanden, 14.000 i øvre Tokvamsbekken, 49.000 i Tokvamsbekken/Midjehuset og 9000 i øvre og nedre Klekkeribekken.

3 Endringer i vannføring og vanndekt areal, og vurderinger av virkning på fisk

I dette kapitlet tar vi en gjennomgang av hvordan reguleringen har påvirket vannføring og vanndekt areal i vassdraget. Vi gir en oversikt over og diskuterer tidligere anslag over hvor mye reguleringen har endret fiskeproduksjonen. Til slutt gjør vi en samlet vurdering av hvordan reguleringen kan ha påvirket fiskeproduksjonen i vassdraget. I dette kapitlet diskuterer vi også effektene av de gjennomførte habitatiltakene opp mot tapsvurderingen for å kunne antyde om hvor stor avbøtende effekt tiltakene kan ha hatt. Her har vi også tatt inn resultater fra kapittel 4, 5 og 6.

3.1 Data og metoder

For å analysere utvikling av vannføring i Aurlandselva ble følgende tidsserier benyttet: En 61 år lang tidsserie fra før reguleringsinngrepene i vassdraget ble påbegynt (Aurlandselva, Vassbygdvatn (NVE stasjon 72.7; 1. januar 1909-31. desember 1969), og en 27 år lang tidsserie fra etter at reguleringen av vassdraget var fullført (Aurlandselva, Låvisbrua (NVE stasjon 72.22; 1. januar 1990-31. desember 2016). Kraftverksreguleringen i vassdraget ble gjennomført i løpet av 1970- og 80-årene og vi brukte 1969 som siste år i den uregulerte perioden for å være sikre på at selve konstruksjonsarbeidene ikke påvirket vannføringsregimet. Vannføringsstasjonen Låvisbrua ble igangsatt i løpet av 1989 og vi brukte 1990 som startår for analysene av vannføring for et fullregulert vassdrag. Vannføringsstasjonen Låvisbrua er den samme som E-CO kaller Skjærshølen. Det er noen små uoverensstemmelser mellom vannføringene som finnes i NVE sin Hydradatabase for Låvisbrua og de vannføringene som E-CO oppgir for Skjærshølen, men dette påvirker ikke det store bildet.

Ved analysene av vannføring i Vassbygdelva benyttet vi tidsserien for perioden 1. juli 2003-31. desember 2016 for E-CO sin vannføringsstasjon (målt på terskel sør for E-CO-bygget).

Det er ved flere anledninger gjennomført målinger og beregninger av vanndekt areal i ulike deler av Aurlandsvassdraget. I forbindelse med kartlegging av fordeling av elveklasser ved ulike vannføringer i dette prosjektet har SINTEF gjennomført målinger av vanndekt areal ved ulike vannføringer både i Aurlandselva (Sauterleute & Sundt 2011) og i Vassbygdelva (Sauterleute 2013). I forbindelse med kartlegging av habitatforhold for fisk har NORCE-LFI også gjennomført målinger av vanndekt areal i vassdraget de siste årene (se kapittel 5) med bruk av drone (georeferert ortofoto). Det er verdt å merke seg at forholdet mellom vanndekt areal og vannføring kan endre seg når store flommer endrer elveløp og bunnforhold. Det er sannsynlig at flommen i Vassbygdelva i 2014 førte til slike endringer.

3.2 Vannføring og vanndekt areal i Aurlandselva

Minstevannføringskrav

Følgende minstevannføringskrav gjelder for Aurlandselva:

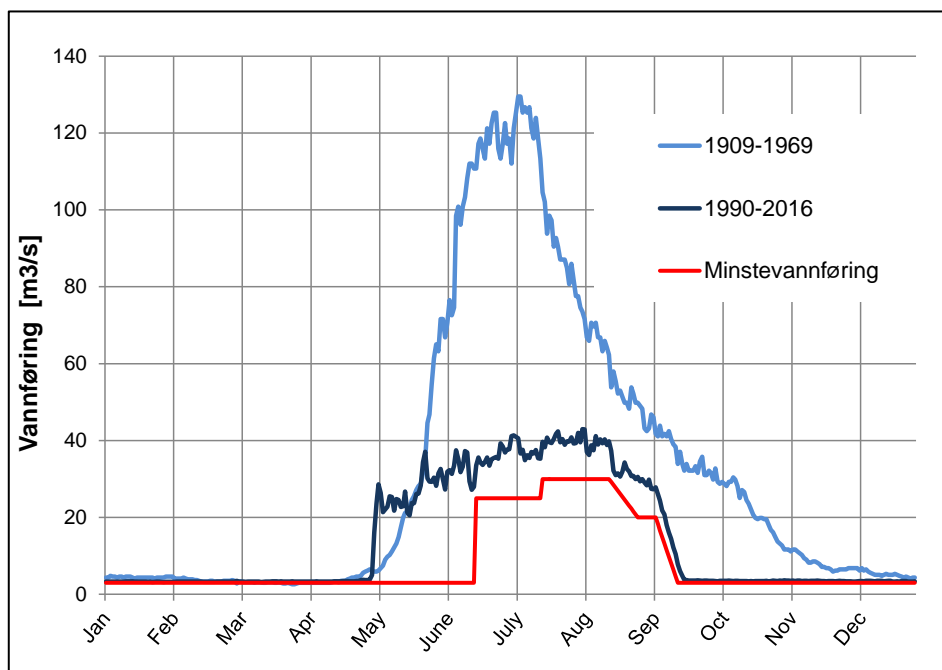
Fra 15. juni til 16. juli er kravet 25 m³/s, og fra 16. juli til 15. august er kravet 30 m³/s. Deretter er det et gradvis avtappende krav til minstevannføring fram til midten av september. Fra 16. august reduseres vannføringen gradvis til 20 m³/s den 28. august og holdes på dette nivået til 5. september. Fra 6. september reduseres vannføringen gradvis til 3 m³/s den 14. september som er kravet til minstevannføring fram til 15. juni.

En privatrettslig avtale mellom regulanten og Aurland elveeigarlag inneholder bestemmelser om minstevannføring i Aurlandselva og at Vangen kraftverk skal innstille produksjonen i perioden 1. mai til 5. september. I samme periode skal hovedlukka ved utløpsoset i Vassbygdvatn være åpen slik at det ikke er noe vandringshinder mellom Aurlandselva og Vassbygdvatn. Vannføringen i Aurlandselva er derfor vesentlig større enn minstevannføringskravet på 3 m³/s i perioden 1. mai til 15. juni (**figur 3.1**).

Vannføring før og etter regulering

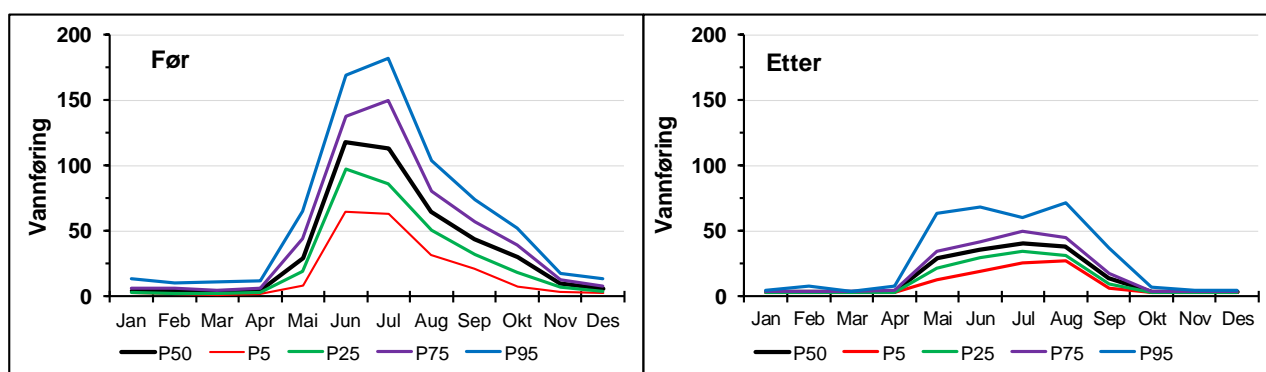
På grunn av kraftverksreguleringen har gjennomsnittlig årlig vannføring i Aurlandselva blitt redusert fra 37,3 m³/s (variasjonsbredde fra 25,8 til 49,9 m³/s) i perioden 1911-1969 til 16,6 m³/s (variasjonsbredde fra 10,5 til 26,8 m³/s) i perioden 1990-2016 (**figur 3.1**).

Vannføringsregimet i Aurlandselva endret seg under utbyggingen og først ved oppstart av Vangen kraftverk i september 1980 ble den årlige vannføringen betydelig redusert. Før dette (altså i perioden 1973-1980) var vintervannføringen i elva betydelig større enn før reguleringen.

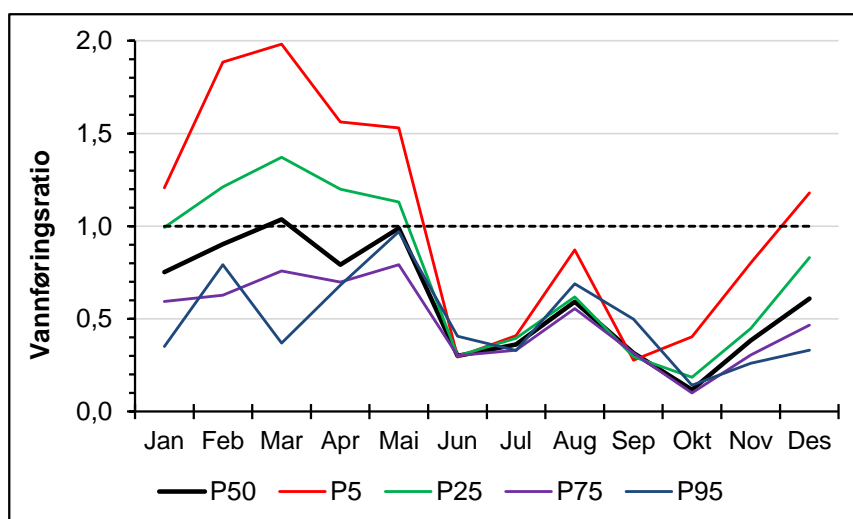


Figur 3.1. Median av daglig gjennomsnittsvannføring gjennom året i Aurlandselva før (1909-1969) og etter (1990-2016) reguleringen. Dagens krav til minstevannføring er også vist.

De største absolutte endringene i vannføring i Aurlandselva som følge av kraftverksreguleringen har skjedd på våren og forsommeren (slutten av mai til ut juli) i og med at de høye vannføringene i denne perioden er betydelig redusert etter regulering. De største relative endringene i vannføring har skjedd på høsten, fra siste halvdel av september til og med november (**figur 3.2** og **figur 3.3**). Vannføringene er både absolutt og relativt sett minst endret på vinteren (desember-april). Ved naturlige lavvannsperioder på vinteren og i første halvdel av mai har vannføringene økt noe etter regulering. Variasjonene i vannføring var vesentlig større før regulering, både mellom år og innen år.



Figur 3.2. Fordeling av gjennomsnittlig månedsvannføring gjennom året i Aurlandselva før (1909-1969) og etter (1990-2016) regulering.



Figur 3.3. Forholdstallet ($Q_{\text{etter}}/Q_{\text{før}}$) mellom ulike vannføringsmål før (1909-1969) og etter (1990-2016) regulering av Aurlandselva. Hvis forholdstallet er 1,0 er vannføringen ikke endret etter regulering. Hvis forholdstallet er mindre enn 1 er vannføringen redusert etter regulering og et forholdstall på 0,5 betyr at vannføringen halvert. Hvis forholdstallet er større enn 1 er vannføringen økt etter regulering og et forholdstall på 2 betyr at vannføringen er doblet.

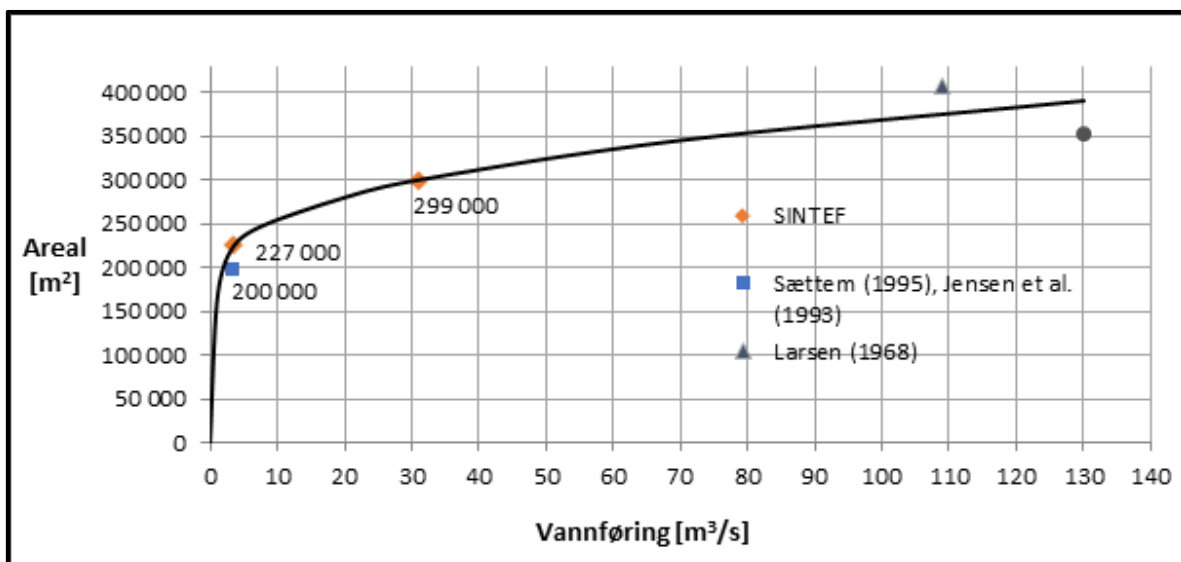
Vanndekt areal i forhold til vannføring

Vanndekt areal definerer leveområdet for fisk og er viktig for fiskeproduksjonen. I Aurlandselva ble vanndekt areal ved lav vannføring (3,2-3,6 m³/s) målt opp til 22,7 ha (227 000 m²) mens arealet ved middels vannføring (28,4-33 m³/s) ble målt opp til om lag 30 ha (Sauterleute & Sund 2011; **figur 3.4**). Målinger utført av NORCE-LFI (georeferert ortofoto fra drone)

viste et areal på 23,9 ha ved vintervannføring (3,3 m³/s) og 31,9 ha ved sommervannføring (44 m³/s), noe som samsvarer godt med SINTEF sine målinger. Tidligere anslag av vanndekt areal ved lav vannføring har stort sett gitt liknende verdier som de nye målingene. Både Sættem (1985) og Jensen mfl. (1993) beregnet imidlertid et litt lavere areal ved minstevannføring, henholdsvis 20,4 og 19,7 ha. Avvik mellom ulike målinger/beregninger av vanndekt areal ved minstevannføring om vinteren kan skyldes forskjeller i metodikk og/eller forandringer i elveleiet i årenes løp.

Larsen (1968) beregnet arealet ved høy vannføring før regulering (110 m³/s) til å være om lag 40 ha. Sægrov mfl. (2000) beregnet et noe lavere areal (om lag 35 ha) ved høy vannføring (om lag 130 m³/s) etter regulering. Om denne reduksjonen skyldes ulike metoder eller gjenspeiler at potensielt vanndekt areal har blitt redusert etter regulering er usikkert. Andre inngrep som forbygninger og andre fysiske installasjoner kan også endre vanndekt areal.

Samlet sett tyder disse beregningene på at vanndekt areal i Aurlandselva trolig avtar mye når vannføringen blir lavere enn om lag 2-3 m³/s. Målingene viser at reduksjonen i vanndekt areal fra middels (rundt 30 m³/s) til lav vannføring (rundt 3 m³/s) er om lag 20 %. Videre tyder beregningene på at vanndekt areal øker sakte med økende vannføring over 30 m³/s.

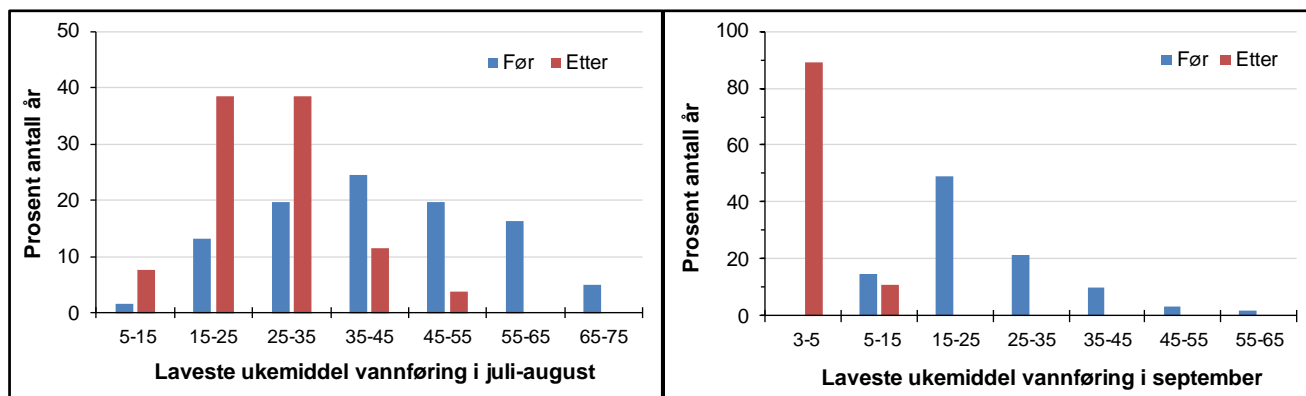


Figur 3.4. Forholdet mellom vanndekt areal og vannføring i Aurlandselva. Figur fra Sauterleute & Sundt (2011).

Endringer i vannføring og vanndekt areal sommer og vinter

Som beskrevet ovenfor har vannføringen om sommeren blitt redusert i Aurlandselva som følge av reguleringen. Reduksjonen er størst tidlig på sommeren og avtar deretter. Vi kan grovt anta at vanndekt areal i den viktigste delen av vekstsesongen setter rammene for fiskeproduksjonen i et vassdrag. Reduksjon i vanndekt areal om vinteren eller i tørkeperioder om sommeren kan redusere overlevelsen til fisk og bidra til at fiskeproduksjonen blir lavere. Ettersom det er en sammenheng mellom vannføring og vanndekt areal kan endringer i vannføring som følge av regulering gi en pekepinn på hvor stor effekt reguleringen har hatt på kapasiteten for fiskeproduksjon i et vassdraget. Hvilke vannføringsmål som er mest relevante for slike vurderinger er ikke helt åpenbart. Laveste ukemiddel vannføring sommer og vinter er et vanlig brukt mål for å sammenlikne hvordan fordelingen av ulike vannføringer er endret som følge av en regulering (Forseth & Harby 2013).

I Aurlandselva har det ikke skjedd omfattende morfologiske endringer av elveleiet i hovedløpet etter regulering, men elvebreddene ble delvis erosjonssikret og noen sideløp stengt også før 1970 (se kapittel 5). I hovedløpet kan derfor endringene i vanndekt areal som følge ulike endringer i vannføring på grunn av kraftregulering sammenliknes direkte.

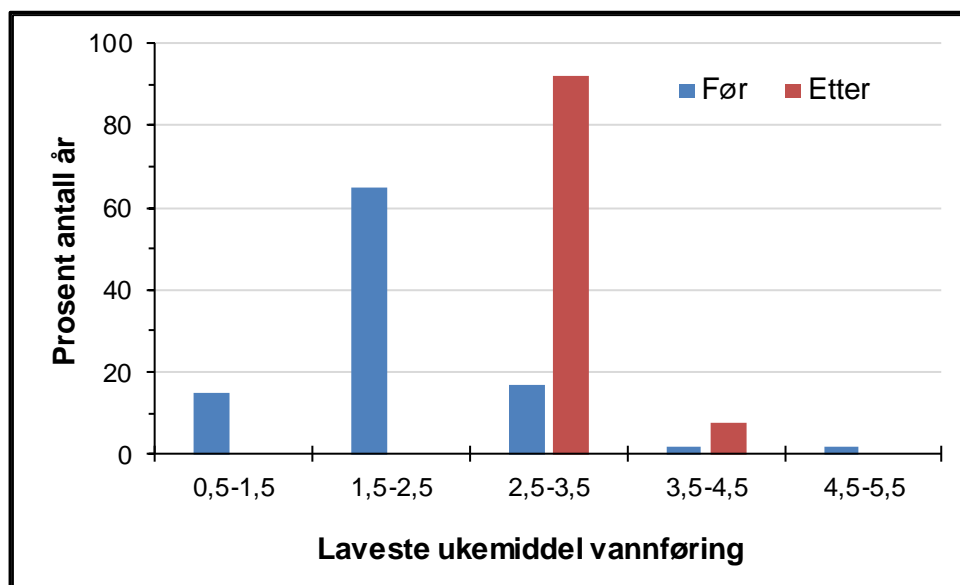


Figur 3.5. Fordeling av laveste ukemiddel vannføring (i m³/s) i juli-august (venstre panel) og i september (høyre panel) i Aurlandselva før (1909-1969) og etter (1990-2016) regulering av vassdraget.

Etter regulering har laveste ukemiddel vannføring i juli og august variert fra 12 til 50 m³/s med et gjennomsnitt på 27 m³/s (**figur 3.5**). Før regulering varierte dette vannføringsmålet fra 13 til 75 m³/s med et gjennomsnitt på 42 m³/s. Dette utgjør en gjennomsnittlig reduksjon i laveste ukemiddel vannføring på 35 % som følge av reguleringen. Med dagens utforming av elveleiet i Aurlandselva utgjør dette en reduksjon i vanndekt areal på om lag 10 % (fra om lag 32 ha til om lag 29 ha).

I Aurlandselva trappes minstevannføringen gradvis ned til vinternivå i løpet av første halvdel av september, og laveste ukemiddel vannføring etter regulering forekommer derfor i siste halvdel av måneden og er i gjennomsnitt 3,5 m³/s (**figur 3.5**). Før regulering var også vannføringen i september vanligvis en god del lavere enn tidligere på sommeren med gjennomsnittlig laveste ukemiddel vannføring på 24 m³/s (variasjonsbredde: 7-63 m³/s). Reduksjonen i vannføring etter regulering er betydelig i denne perioden (85 %), mens i vanndekt areal utgjør reduksjonen om lag 20 %. Det er usikkert om og eventuelt hvor mye produksjonspotensialet for ungfish påvirkes av en slik reduksjon i vanndekt areal i siste del av vekstsesongen. Det er mer sannsynlig at reduksjoner i vanndekt areal tidligere i sesongen, når veksten av fisk er størst (Forseth mfl. 2011), har større effekt på potensialet.

Median vintervannføring er lite endret som følge av reguleringen av Aurlandselva (**figur 3.3**), men fordelingen av laveste ukemiddel vannføring har blitt endret (**figur 3.6**). Før regulering kunne vannføringen i enkelte år være lavere enn 1 m³/s, mens etter regulering har denne vært på om lag 3 m³/s. I om lag 75 % av årene er laveste ukemiddel vannføring høyere etter regulering enn den var før regulering. Denne økningen i laveste vintervannføring må antas å ha virket positivt på vinteroverlevelsen til fisk. Det er neppe noen lineær sammenheng mellom økning i vannføring eller vanndekt areal om vinteren og fiskeproduksjon/overlevelse. En stabilt høyere lavvannføring om vinteren må imidlertid antas å virke stabiliserende på fiskeproduksjonen fordi en unngår episoder hvor spesielt lav vannføring i kombinasjon med andre ugunstige fysiske forhold (som frost) om vinteren kan gi økt dødelighet hos egg, plommesekkyngel og ungfish.



Figur 3.6. Fordeling av laveste ukemiddel vannføring (i m³/s om vinteren (november-april) i Aurlandselva før (1909-1969) og etter (1990-2016) regulering av vassdraget

3.3 Vannføring og vanndekt areal i Vassbygdelfva

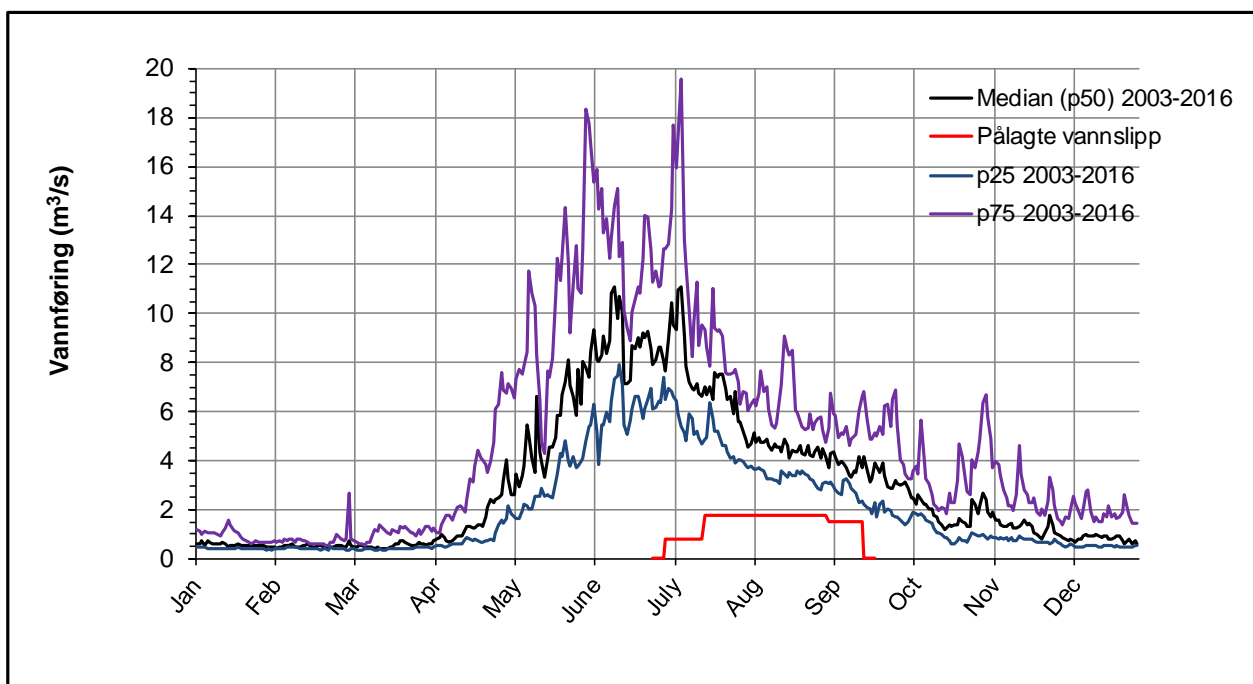
Minstevannføringskrav og vannslipp

Av hensyn til turismen i Aurlandsdalen skal det fra Vetlebotnvatn slippes 0,5 m³/s i perioden 1.-15. juli og 1,5 m³/s i perioden 16. juli-15. september. I tillegg skal det fra Langedølainntaket slippes 0,3 m³/s i perioden 1. juli-1. september (se **figur 3.7**). Fra og med 1995 har regulanten gjennomført frivillig vannslipp på om lag 0,3 m³/s i tørre perioder for å hindre at Vassbygdelfva tørrlegges. Dette vannslippet skjer hovedsakelig fra kraftstasjonen Aurland 2, noe som betyr at slippvannet renner ned Stondalselva og gir økt vannføring i Vassbygdelfva nedstrøms samløpet.

Vannføring før og etter regulering

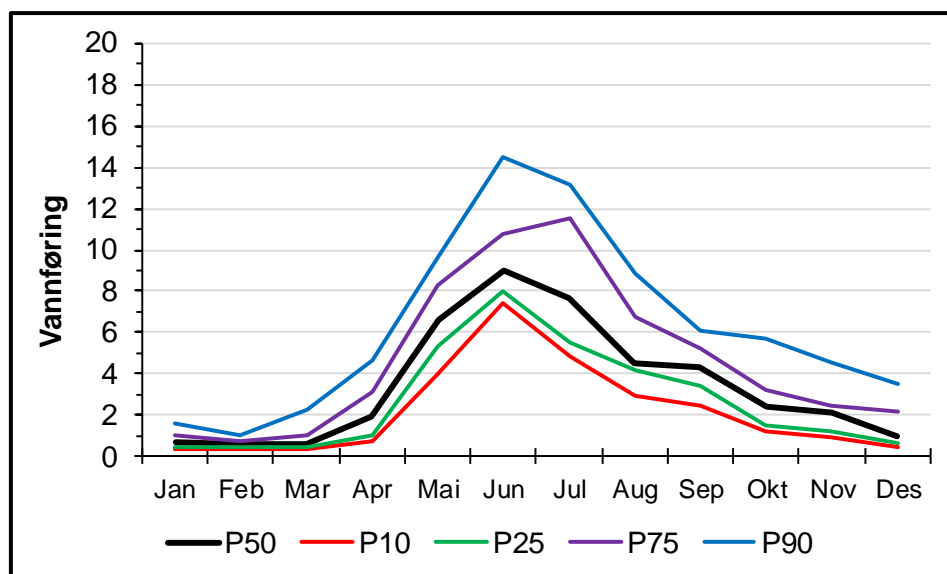
Vassbygdelfva har fått betydelig redusert vannføring hele året fordi om lag 77 % av nedslagsfeltet er fraført (552 km² av totalt 718 km²) på grunn av kraftverksreguleringen. Det foreligger ikke vannføringsmålinger fra Vassbygdelfva før regulering, men siden nedslagsfeltet til denne elva er noe mindre enn for hele vassdraget (814 km²) så var vannføringen her nødvendigvis noe mindre enn i Aurlandselva før regulering. De sesongmessige variasjonene var trolig ganske like mellom Vassbygdelfva og Aurlandselva fordi nedslagsfeltet til Vassbygdelfva (utgjør om lag 88 %) av det totale nedslagsfeltet til vassdraget. E-CO bruker 0.76 som faktor for å fordele historisk vannføring fra Vassbygdelfva ved utløpet av Vassbygdvannet som en andel av den totale vannføringen. Det er noe usikkerhet i dette tallet (ulike feltkarakteristikker i de ulike feltene), men det gir en god pekepinn som kan brukes til sammenlikninger.

Gjennomsnittlig årlig vannføring i Vassbygdelfva i perioden 2003-2016 har vært 3,9 m³/s med en variasjon fra 2,7 m³/s i 2006 til 5,2 m³/s i 2007 (**figur 3.7**). Vannføringen er målt på en terskel sør for E-CO-bygget slik at den faktiske vannføringen ved utløpet i Vassbygdvatn er noe høyere fordi Vassbygdelfva får tilløp fra Midjeelva og noen mindre bekker nedstrøms målepunktet.



Figur 3.7. Median (p50) og 25- og 75 percentil av daglig gjennomsnittsvannføring gjennom året i Vassbygdelta etter reguleringen (2003-2016). Dagens krav til pålagte vannslipp i Aurlandsdalen er også vist. I tillegg slipper regulanten om lag 0,3 m³/s i tørre perioder, hovedsakelig om vinteren.

Vannføringen som slippes om sommeren på grunn av turismen i Aurlandsdalen er viktig også for fiskeproduksjonen ved at dette slippet bidrar til å opprettholde en høyere vannføring om sommeren enn tilsiget fra restfeltet tilsier (**figur 3.7**). Det frivillige slippet av vann som praktiseres i tørre perioder om vinteren fra og med 1995 gjør at den prosentvise reduksjonen i vintervannføring som følge av kraftverksreguleringen trolig er noe mindre enn den prosentvise reduksjonen i sommervannføring.

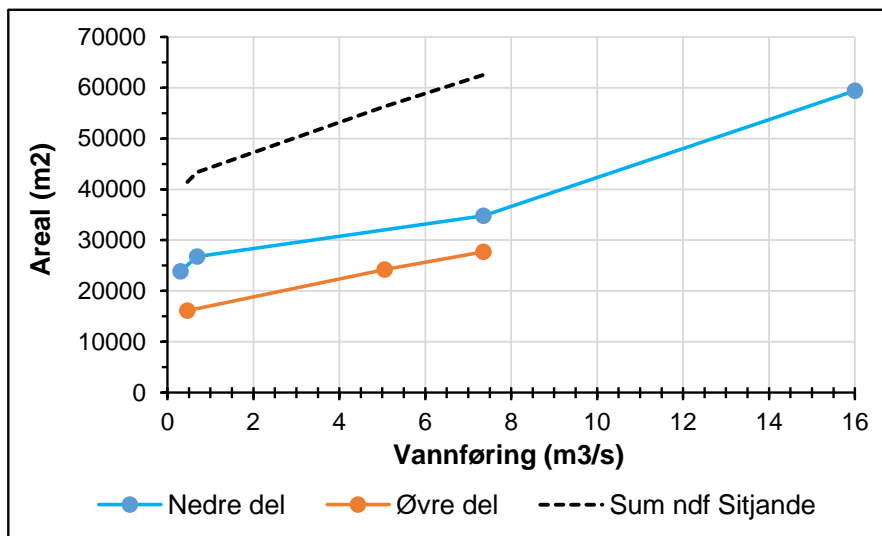


Figur 3.8. Fordeling av gjennomsnittlig månedsvannføring (i m³/s) gjennom året i Vassbygdelta etter regulering (2003-2016).

Vanndekt areal og vannføring

SINTEF gjennomførte målinger og beregninger av vanndekt areal i Vassbygdelfva fra utløpet i Vassbygdvatn og opp til Sitjandefossen for to delstrekninger hver for seg (Sauterleute 2013). Den øverste delstrekningen strekker seg fra den øverste terskelen (om lag 600 m ovenfor brua på veien til Hol) og opp til Sitjandefossen. For denne strekningen ble det gjennomført målinger og beregninger ved tre ulike vannføringer: 0.5, 5.1, og 7.4 m³/s.

På den øverste strekningen økte vanndekt areal tilnærmet lineært med vannføring fra 16.100 m² ved 0,46 m³/s, via 24.200 m² ved 5.1 m³/s opp til 27.700 m² ved 7,4 m³/s (**figur 3.9**).

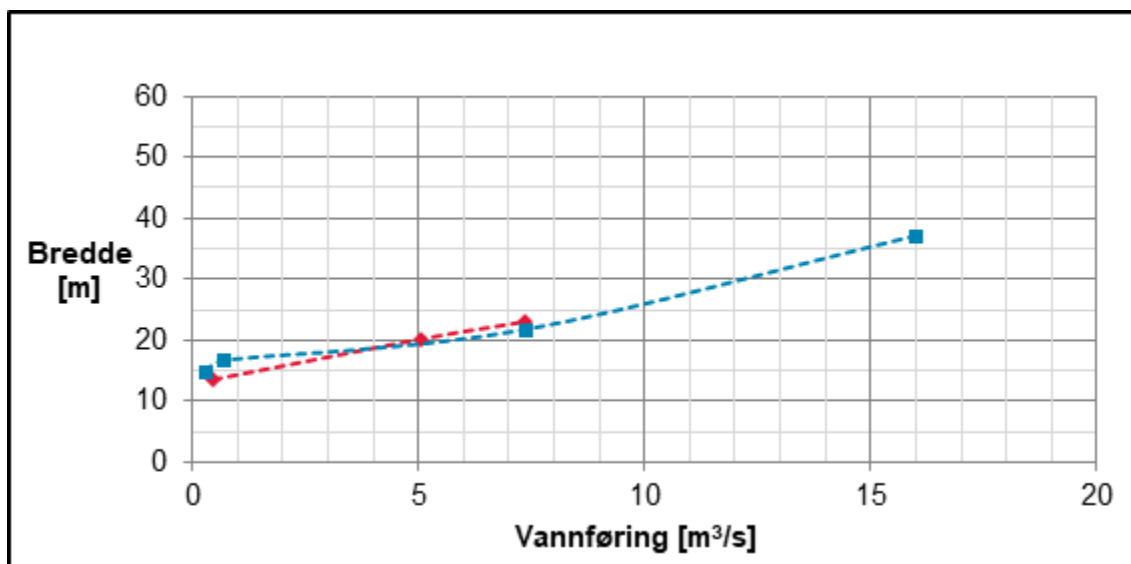


Figur 3.9. Sammenheng mellom vannføring og vanndekt areal i Vassbygdelfva nedenfor Sitjandefossen. Sammenhengen er vist hver for seg for to delstrekninger og samlet areal er beregnet for intervallet 0,5-7,4 m³/s. Vi gjør oppmerksom på at målingene ble gjennomført i perioden 2009-2013 og før flommen i oktober 2014 som førte til omfattende massetransport i Vassbygdelfva.

Den nederste delstrekningen strekker seg fra den øverste terskelen og ned til utløpet i Vassbygdvatn. Denne strekningen er påvirket av terskelbygging og andre modifikasjoner av elveleiet og kan forventes å ha en annen sammenheng mellom vannføring og vanndekt areal enn de delene av elva som ikke er modifisert. For den nedre strekningen ble det gjennomført målinger og beregninger ved fire ulike vannføringer: 0.3, 0.7, 7.4 og 16 m³/s.

På den nederste strekningen økte vanndekt areal fra 23.800 m² ved 0,3 m³/s, via 26.800 m² ved 0.7 m³/s opp til 34.800 m² ved 7,4 m³/s, mens arealet økte til om lag 60.000 m² ved 16 m³/s (**figur 3.9**). Arealet kan være noe overvurdert ved 0,3 m³/s på grunn av begynnende islegging og mulig oppstuvning av vannstand ved denne målingen. På denne strekningen synes vanndekt areal å avta relativt raskt med minkende vannføring på vannføringer under 0,5-0,7 m³/s.

På den nederste strekningen økte vanndekt areal og vanndekt elvebredde (**figur 3.10**) relativt sett mer med økende vannføring over 7,4 m³/s enn under. Dette skyldes at sideløp i de nedre deler av elva som hovedsakelig er tørrlagt ved lave vannføringer, gradvis blir fylt med vann når vannføringen øker utover 8-10 m³/s (se **vedlegg 3.1**).



Figur 3.10. Sammenheng mellom vannføring og vanndekt elvebredde i Vassbygdelfva for to delstrekninger nedenfor Sitjandefossen. Sammenhengen er vist hver for seg for to delstrekninger: øvre del (rød farge) og nedre del (blå farge). Vi gjør oppmerksom på at målingene ble gjennomført i perioden 2009-2013 og før flommen i oktober 2014 som førte til omfattende massetransport i Vassbygdelfva. Figur fra Sauterleute (2013).

Samlet vanndekt areal for Vassbygdelfva nedenfor Sitjandefossen kan beregnes til 62.500 m² (6,25 ha) ved 7,4 m³/s. Disse målingene ble gjennomført før den store flommen i oktober 2014. Denne flommen førte til omfattende massetransport i Vassbygdelfva ovenfor tersklene. Om dette påvirket sammenhengen mellom vannføring og vanndekt areal i denne delen av elva vet vi foreløpig ikke. Forholdene utredes for tiden nærmere av NORCE-LFI, som også gjennomfører målinger av det anadrome arealet ovenfor Sitjandefossen ved hjelp av drone.

Sjøvandrende laksefisk utnytter også Vassbygdelfva ovenfor Sitjandefossen til gyting og oppvekst (se kapittel 5). Ved vurderinger av tapt areal i forbindelse med konsesjonsprosessen ble denne delen av elva trolig ikke ansett å være av betydning for produksjonen av laks og sjøauere. De siste 15 årene er det i mange år observert gytefisk av både laks og sjøauere ovenfor denne fossen, men antallet har imidlertid vært lavt. Dessuten er det funnet yngel og eldre ungfisk av laks som må stamme fra naturlig gyting i dette området. Vi vet ikke om dette området var tilgjengelig som oppvekstområde før regulering. Ved lav høstvannføring (0,77 m³/s) utgjorde arealet mellom Sitjandefossen og vandringsbarrierene i Aurlandsdalen og Stondalen om lag 27 % av det totale vanndekte arealet i Vassbygdelfva.

Endringer i vanndekt areal og vannføring som følge av reguleringen

Vinteren 1999/2000 ble store deler av elveløpet på den anadrome strekningen i Vassbygdelfva ombygd ved at det ble anlagt flere terskler og at elveløpet i nedre del ble samlet som en tilpasning til redusert vannføring. Hensikten var å sikre at elveleiet var vanndekt med forekomst også av dypere områder i perioder med lav vannføring både sommer og vinter (Sægrov mfl. 2000). Terskelbassengene skulle skape oppholdsplasser for større fisk og kanskje også bidra til økt oppvandring av stor fisk i fiskesesongen, og hølene skulle bidra til en høyere vinteroverlevelse for alle størrelseskategorier av fisk.

En direkte sammenlikning av vannføringer før og etter regulering som et indirekte mål på endringer i vanndekt areal og potensiale for fiskeproduksjon gir mindre mening i Vassbygdelfva enn i Aurlandselva fordi elveleiet i de nedre deler av Vassbygdelfva er kraftig modifisert etter regulering. Hvis en ønsker å vurdere eventuelle gevinster ved økte vannslipp må disse

vurderes basert på kunnskap om hvordan vanndekt areal og habitatkvaliteten på dette arealet endres med vannføring i dagens modifiserte elveleie.

Larsen (1968) beregnet det vanndekte arealet i Vassbygdelfva før regulering til å være 15,5 ha ved en sommervannføring på 90 m³/s. Ved denne vannføringen ble gjennomsnittlige elvebredde beregnet å være 50 m, noe som innebærer at lengden på den målte strekningen var 3,1 km. Denne beregningen gjelder derfor arealet av elva nedenfor Sitjandefossen. Vasshaug (1975) anslo imidlertid det produktive sommerarealet i Vassbygdelfva før regulering til å være 12 ha for å korrigere for redusert vannføring i september siden Larsen sine beregninger gjaldt for en vannføring på 90 m³/s, og tok trolig ikke hensyn til at det var gjennomgående lavere vannføring i september også før regulering.

Det er noe usikkert hva som legges i begrepet sommervannføring og hvordan denne er beregnet. Gjennomsnittlig sommervannføring i Vassbygdelfva i perioden 2004-2016 har vært 7,0 m³/s (variasjonsbredde mellom år: 4,5-10,7 m³/s) beregnet for juni-september og 6,0 m³/s (variasjonsbredde mellom år: 3,5-9,6 m³/s) hvis vi beregner for juli-september. I henhold til oppmålingene av vanndekt areal nedenfor Sitjandefossen (**figur 3.7**) er vanndekt areal om lag 6 ha ved slike vannføringer. Sammenliknet med Vasshaug (1975) sitt anslag over produktive sommerareal synes vanndekt sommerareal å være om lag halvparten i dag sammenliknet med hva det var før regulering. Denne nedgangen i vanndekt areal er ikke bare påvirket av redusert vannføring etter regulering, men også av de omfattende endringene av elveleiet som ble gjennomført i de nedre deler av Vassbygdelfva rundt år 2000 (se også kapittel 5).

Midjeelva (Løelva) har også fått sterkt redusert vannføring etter reguleringen og i perioder med lavt tilsig blir store deler av elva tørrlagt fordi vannet renner gjennom grunnen. Denne elva ble imidlertid også tørrlagt i perioder før regulering (se kapittel 5) og det er usikkert hvor mye av tørrleggingen som kan tilskrives kraftreguleringen alene og hvor mye som skyldes andre forhold. I Midjeelva er 71 % (69 km²) av det opprinnelige nedbørfeltet på 103 km² overført i forbindelse med reguleringen. Dette medfører en 70-75% reduksjon i midlere vannføring (Sægrov mfl. 2000). NORCE-LFI har anslått vanndekt areal av elva til 1,26 ha med 2,4 km lengde og 5,25 m bredde. Reduksjonen i produksjonsarealer som følge av reguleringen ovenfor Vassbygdvatn øker til mer enn 50 % hvis tapet av areal i denne elva også tilskrives reguleringen.

Sommer- og vintervannføring

I Vassbygdelfva er det krav om slipp av vann fram til 15. september. Som for Aurlandselva avhenger laveste ukemiddel vannføring i Vassbygdelfva om sommeren av om en tar med september i beregningene eller ikke. For juli og august var gjennomsnittlig laveste ukemiddel 3,6 m³/s, med årlig variasjon fra 2,5 m³/s til 5,5 m³/s. Hvis vi inkluderer september i beregningene så synker gjennomsnittet til 2,0 m³/s med årlig variasjon fra 0,6 til 3,7 m³/s (**tabell 3.1**). De laveste ukemidlene (< 1,5 m³/s) som er registrert i september har alle forekommet mot slutten av måneden, det vil si etter at de pålagte slippene av vann er over. Sammenliknet med antatt sommervannføring i elva før regulering (gjennomsnittlig laveste ukemiddel om lag 18 m³/s iht. E-CO sitt forholdstall) er reduksjonen i laveste ukemiddel vannføring om sommeren på mer enn 60 % uansett om september tas med i beregningene eller ikke. En reduksjon på mer enn 60 % utgjør en sterk flaskehals for fiskeproduksjonen i vassdraget i henhold til klassifisering i miljødesignhåndboka (Forseth & Harby 2013).

Tabell 3.1. Fordeling av laveste ukemiddel vannføring i Vassbygdelfva etter at kraftreguleringen var ferdigstilt (2003-2016).

	Mini- mum	P10 Snitt	P25 Snitt	P50 Snitt	P75 Snitt	P90 Snitt	Maksi- mum
Jan	0,33	0,34	0,37	0,44	0,52	0,63	0,63
Feb	0,30	0,31	0,35	0,42	0,51	0,66	0,68
Mar	0,30	0,31	0,35	0,41	0,60	0,96	1,10
Apr	0,35	0,36	0,46	0,62	1,02	1,89	2,35
Mai	0,60	0,69	1,47	2,45	3,04	3,99	4,50
Jun	3,16	3,48	4,16	5,54	6,47	8,23	8,47
Jul	3,10	3,40	4,02	5,35	6,31	7,61	7,75
Aug	2,54	2,54	2,86	3,55	4,39	5,33	5,45
Sep	0,62	0,77	1,38	2,04	2,52	3,60	3,71
Okt	0,44	0,47	0,51	0,96	1,43	2,01	2,29
Nov	0,33	0,39	0,50	0,76	1,05	1,21	1,23
Des	0,32	0,36	0,45	0,52	0,89	1,39	1,47
Vinter	0,30	0,30	0,33	0,40	0,44	0,52	0,54
Sommer	0,62	0,77	1,38	2,04	2,52	3,57	3,71

Laveste ukemiddel vannføring om vinteren (desember-april) har variert lite mellom år etter at det ble opprettet en målestasjon i Vassbygdelfva i 2003. Dette skyldes at regulanten har et frivillig slipp av vann på om lag 0,2-0,3 m³/s om vinteren fra og med 1995. I perioden 2004-2016 har gjennomsnittlig laveste ukemiddel variert fra 0,30 m³/s til 0,54 m³/s mellom år, med et gjennomsnitt for perioden på 0,39 m³/s (**tabell 3.1**). Sammenlignet med antatt vannføring i elva før regulering (gjennomsnittlig laveste ukemiddel om lag 1,5 m³/s i henhold til E-CO sitt forholdstall) utgjør dette en reduksjon i laveste ukemiddel vannføring på mer enn 50 %, noe som indikerer en sterk flaskehals for fiskeproduksjonen i vassdraget i henhold til klassifisering i miljødesignhåndboka.

Disse beregningene viser at endret vannføring både om sommeren og vinteren har bidratt til redusert produksjonskapasitet i Vassbygdelfva etter regulering. I vassdrag som typisk har lave vintervannføringer (på grunn av frost og lavt vintertilslig) er det antatt at lavvannsperioder om vinteren representerer sterkere flaskehalser enn lavvannsperiode om sommeren (Forseth & Harby 2013). I Vassbygdelfva har lavvannsperiodene om vinteren ofte lang varighet i enkelte år, noe som øker sjansen for negative effekter på fiskens vinteroverlevelse.

Sauterleute (2013) anbefalte å øke minstevannføringen om vinteren fra 0,3 m³/s til mellom 0,5 m³/s og 0,6 m³/s. En slik vannføringsøkning vil gi en økning i vanndeckt areal på om lag 10 % og bidra til en mer homogen fordeling av mesohabitater, noe som trolig kunne gi økt vinteroverlevelse til fisk. Flommen i oktober 2014 førte til omfattende massetransport i Vassbygdelfva. Dessuten var ikke områdene ovenfor Sitjandefossen inkludert i kartleggingen fra 2013. Vi anbefaler derfor å vurdere vannføringskravene på nytt med målinger av vanndeckt areal på hele strekningen tilgjengelig for sjøvandrende laksefisk.

3.4 Vurdering av andre vannføringforhold

Her gjør vi en kort vurdering av andre vannføringforhold som kan ha betydning for fiskens overlevelse og som dermed kan være flaskehalser eller begrensende faktorer for fiskeproduksjonen i henhold til håndbok for miljødesign (Forseth & Harby 2013).

Gytevannføring versus laveste vintervannføring

Etter regulering (det vil si etter at Vangen kraftverk ble satt i drift i september 1980) har vannføring i gyteperioden og laveste vintervannføring ligget på samme nivå i Aurlandselva. Dette innebærer at det ikke er noen risiko for at gytegroper tørrlegges i lavvannsperioder om vinteren. Før regulering kunne nok tørrlegging av gytegroper inntreffe om vinteren, i alle fall enkelte år. Omfanget av slik tørrlegging var trolig avhengig av hvor dypt i elva gytefeltene lå, men vi har liten kunnskap om betydningen av slik tørrlegging for overlevelse til egg og plommeseekkyngel i elver med naturlig vannføringsregime. Ettersom vannføring kan være en viktig stimulus for gyting, er det også mulig at redusert vannføring og mindre vannføringsvariasjon i gytetiden etter reguleringen også bidrar til å påvirke tidspunkt og sted for gyting. For eksempel vil både laks og sjøaure ofte gyte på grunne (men ikke nødvendigvis strandingsutsatte) partier nær elvebredden i perioder med høy vannføring. Det er mulig at slike områder i mindre grad blir tatt i bruk nå enn før regulering, og at fisken i større grad må konkurrere om gyteområder i dypere deler av elveleiet. Det er imidlertid ukjent hvorvidt dette er tilfelle i Aurlandselva, og om det påvirker fiskeproduksjonen. Det antas imidlertid at vannføring på andre livsstadier har en større effekt enn vannføring i gyteperioden.

I Vassbygdelva er vannføringen i gyteperioden høyere enn laveste vintervannføring også etter regulering, men forskjellen var gjennomgående vesentlig større før regulering enn den er i dag. Det har blitt funnet enkelte strandete og tørrlagte gytegroper om vinteren i Vassbygdelva, men det er usikkert i hvor stort omfang det skjer. Tørrlegging av gytegroper kan bidra til økt vinterdødelighet og utredes nærmere i et pågående prosjekt.

"Swim-up" vannføring

Store flommer i den kritiske perioden når yngelen kommer opp av grusen kan føre til økt dødelighet. Dette er vist både i større laksevassdrag som Saltdalselva (Jensen & Johnsen 1999), og i mindre aurevassdrag flere steder i Europa (Cattaneo mfl. 2002, Lobón-Cervía mfl. 2016).

Tidspunkt for "swim-up" har trolig ikke endret seg vesentlig i vassdraget som følge av reguleringen hvis det ikke har skjedd store endringer i gytetidspunkt (Jensen mfl. 1993). Det vil si at "swim-up" av aure skjer fra midten av mai til ut i juni mens "swim-up" av laks skjer fra siste halvdel av juni til litt ut i juli. Før regulering var vannføringene i vassdraget høye både i juni og i juli. Enkelte år var det trolig ugunstige vannføringsforhold for yngelen like etter at den kom opp av grusen, noe som sannsynligvis virket negativt på rekrutteringen. Sterkt redusert flomvannføring i vassdraget etter regulering gjør at det er mindre sannsynlig at rekrutteringen er påvirket av vannføringsforholdene ved "swim-up" i dag.

Smoltvannføring

Vannføringen om våren er vesentlig redusert i hele vassdraget. Dette kan ha påvirket både tidspunkt for og forløpet av utvandring av smolt. Undersøkelser har vist at størrelsen på vannføringen under utvandringen er viktig for overlevelsen til utsatt laksesmolt i flere regulerte vassdrag (Hvidsten & Hansen 1988, Hvidsten mfl. 2004). Det er også undersøkelser som tyder på at økt vannføring i slike vassdrag påvirker overlevelsen til vill laks (Forseth mfl. 2003, Jensen mfl. 2011). En mulig årsak til økt overlevelse ved økt vannføring under utvandring kan være at smolten blir mindre utsatt for predasjon både i ferskvann og i første fase av sjøvandringen ved høye vannføringer.

Når Vangen kraftstasjon stenges, legges luka i utløpet av Vassbygdatnet ned, og avhengig av hvordan kraftstasjonen Aurland 1 kjøres øker vannføringen i Aurlandselva til 20-30 m³/s. Vannføringen i første halvdel av mai har av den grunn økt noe etter regulering. Undersøkelser av utvandringen ved bruk av smoltfelle i 2001-2006 viser at smolt av både aure og laks vanligvis begynner å vandre i første halvdel av mai (Sægrov mfl. 2007) Tidspunkt for 50 % registrert utvandring (fangst) i fellene varierte imidlertid fra første halvdel av mai til tidlig i juni

mellom år. Gjenfangst i fellene av presmolt som ble finneklippet om våren, tyder på at utvandringen fra Vassbygdelva skjer senere på året enn utvandringen fra Aurlandselva. Videoovervåking tydet på at det også skjer noe utvandring av smolt i siste halvdel av juni, men da mest av aure (Lamberg 2006, Lamberg mfl. 2007a).

Resultatene fra undesøkelsene i vassdraget tyder på at økende vannføring er viktig for å trigge utvandring av smolt hos både laks og sjøaure (Sægrov mfl. 2007). I Aurlandselva startet utvandringen de fleste år ved vannføringer på om lag $20 \text{ m}^3/\text{s}$ eller høyere. Maksimum ukemiddel vannføring i mai etter regulering har variert mellom 18 og $88 \text{ m}^3/\text{s}$ med et gjennomsnitt på $44 \text{ m}^3/\text{s}$. Før regulering var tilsvarende vannføringer 16 og $192 \text{ m}^3/\text{s}$ med et gjennomsnitt på noe over $80 \text{ m}^3/\text{s}$, og de høyeste maivannføringene forekom vanligvis i slutten av måneden. Hvis vi tar utgangspunkt i mai som sannsynlig hovedmåned for utvandring av smolt har altså gjennomsnittlig maksimal ukesvannføring blitt om lag halvert etter regulering. Før regulering fortsatte vannføringen å stige til et flommaksimum i juni eller juli. Etter regulering varierer vannføringen på et vesentlig lavere nivå i hele utvandringsperioden for smolt. Dette kan ha betydning for hvor synkront utvandringen skjer. Det antas vanligvis at synkron utvandring øker sjansene for at smolten overlever.

Tidspunkt for utvandring av smolt samsvarer rimelig godt mellom Flåmselva (som har et elvekraftverk, men er lite påvirket av vannkraftmagasiner) og Aurlandselva (Sægrov mfl. 2007), noe som kan tyde på at reguleringen i vassdraget ikke har endret tidspunktet for starten av utvandring vesentlig. I Flåmselva er det vanligvis en topp i utvandring i begynnelsen av mai og en topp i slutten av denne måneden. Også i Lærdalselva synes utvandringen av laksesmolt å starte opp ved vannstandsøkning i begynnelsen av mai (Urke mfl. 2014).

I Vassbygdelva øker vannføringen om våren, vanligvis fra slutten av april, men det er svært sjelden at vannføringen i denne måneden blir større enn $10 \text{ m}^3/\text{s}$ etter regulering (**figur 3.9**). Vi vet ikke hvilke økninger i vannføring som skal til for å utløse utvandring av smolt fra Vassbygdelva. Maksimal ukemiddel vannføring i mai etter regulering har variert mellom 4 og $21 \text{ m}^3/\text{s}$ med et gjennomsnitt på $13 \text{ m}^3/\text{s}$ (**tabell 3.2**). Dette er vesentlig lavere enn før regulering og kan bety at utvandringen blir forsinket sammenliknet med før regulering, i alle fall i enkelte år. Terskler i elva med bred og grunt overfallstverrsnitt og uten lavvannsrenner kan forsterke denne effekten i perioder med lave vannføringer (jfr. kapittel 5).

Strømningsforholdene i Vassbygdevatn i utvandringsperioden for smolt er trolig også endret som følge av reguleringen fordi en større, varierende, andel av vannet i mai nå kommer fra utløpet av Aurland 1. Vannet fra Aurland 1 er dessuten vesentlig kaldere enn vannet fra Vassbygdelva i mai. Hvordan endrete strøm- og temperaturforhold i Vassbygdevatn etter regulering påvirker utvandringstidspunkt for presmolt som overvintrer der vet vi ikke, og heller ikke hvordan dette påvirker utvandringen av smolt fra Vassbygdelva gjennom innsjøen. Nyere undersøkelser har vist at det kan være et betydelig predasjonstap av laksesmolt i innsjøer med sjøaure og stor stasjonær aure som for eksempel i Vangsvatn og Evangervatn i Vossovassdraget (Barlaup mfl. 2018, Haugen mfl. 2018). Hvor omfattende predasjonen er i Vassbygdevatn vet vi ikke og heller ikke om dette har endret seg sammenliknet med før regulering. Det er imidlertid ikke usannsynlig at vesentlig lavere vannføring fra Vassbygdelva i utvandringsperioden påvirker vandringshastigheten til smolten gjennom Vassbygdevatn og flere studier tyder på at redusert hastighet øker risikoen for dødelighet i systemer med predatorer til stede (Jepsen mfl. 1998, Koed mfl. 2002). Det er derfor mulig at tapet av smolt i Vassbygdevatn under utvandring er høyere etter regulering enn det var før.

Tabell 3.2. Fordeling av maksimum ukemiddel vannføring i Vassbygdelfva etter at kraftreguleringen var ferdigstilt (2003-2016).

	Mini- mum	P10 Snitt	P25 Snitt	P50 Snitt	P75 Snitt	P90 Snitt	Maksi- mum
Jan	0,40	0,42	0,48	1,25	1,61	3,33	4,04
Feb	0,40	0,43	0,49	0,92	1,35	1,85	1,93
Mar	0,43	0,43	0,53	0,92	1,79	3,71	4,14
Apr	1,22	1,27	1,83	2,95	7,88	9,20	9,88
Mai	4,15	6,11	9,81	12,06	18,01	20,16	20,74
Jun	10,15	10,20	10,96	13,22	17,69	22,05	24,03
Jul	5,98	6,33	7,31	11,31	17,34	23,51	23,71
Aug	2,92	3,29	4,93	6,36	9,89	14,83	18,91
Sep	3,73	4,08	5,13	6,69	8,55	9,49	10,36
Okt	1,66	2,20	3,26	4,10	6,74	13,53	18,58
Nov	1,28	1,57	2,32	3,91	5,89	8,83	10,19
Des	0,39	0,44	0,74	1,78	3,17	4,50	9,08

3.5 Tidligere vurderinger av smoltproduksjon og tap

I forbindelse med konsesjonsbehandlingen for regulering av Aurlandsvassdraget ble det gjort vurderinger av smoltproduksjonen i vassdraget og anslått tap i produksjon som følge av reguleringen. Anslaget for smoltproduksjon i Aurlandselva var 28.000 laksesmolt og 35.000 auresmolt, totalt 63.000 smolt (se Sægrov mfl. 2000 for referanser). Det ble da regnet et areal på 300.000 m², og anslaget tilsvarer en produksjon på 21 smolt per 100 m², fordelt på 9,3 laksesmolt og 11,7 auresmolt. Allerede ved konsesjonsbehandlingen ble dette ansett å være en overvurdering av produksjonen. Også sammenliknet med den kunnskap vi har i dag over produksjon per arealenhet av laksesmolt synes også disse tallene noe høye, spesielt for laks (se Ugedal mfl. 2013). Vi har lite kvantitativ kunnskap om smoltproduksjon per arealenhet i sjøaurebestander i vassdrag som kan sammenliknes med Aurlandsvassdraget.

Smoltproduksjonen før regulering ble anslått til 4800 samlet for Vassbygdelfva og Midjeelva (Vasshaug 1975, Gunnerød 1975). Dette anslaget tilsier en produksjon på 3,1 smolt pr. 100 m², og er om lag 7 ganger lavere enn anslaget for Aurlandselva. De sakkyndige den gang vurderte altså Vassbygdelfva til å være vesentlig mindre produktiv per arealenhet enn Aurlandselva. I Vassbygdvatnet ble produksjonen anslått til 1200 smolt før regulering.

Det ble videre antatt at reguleringen i Aurlandselva medførte en reduksjon i vannføringen i perioden juni-september på om lag 60 %. Denne prosenten ble så brukt som et midlertidig uttrykk for reduksjonen i oppvekstarealene, noe som forutsetter proporsjonalitet mellom vannføringsreduksjon og tørrlegging av oppvekstareal for fisk (Vasshaug, 1975). Senere målinger av vanndekt areal har imidlertid vist at dette ikke stemmer, og en må anta at produksjonstapet ble vurdert for høyt, i alle fall i Aurlandselva.

Sægrov mfl. (2000) anslo at gjennomsnittlig vanndekt sommerareal av Aurlandselva ble redusert med maksimalt 20 % etter regulering (fra 30 til 24 ha), noe som samsvarer godt med våre målinger og vurderinger. Gjennomsnittlig vanndekt sommerareal i Vassbygdelfva ble vurdert å være redusert med 33 % (fra 13,5 til 9 ha) mens det ble antatt at arealet til Midjeelva (2,1 ha) gikk fullstendig tapt som følge av reguleringen. Samlet sett for elvestrekningene i vassdraget så ble vanndekt areal ved gjennomsnittlig sommervannføring vurdert å være redusert med 27,6 % (fra 45,6 ha til 33 ha). Etter vår vurdering så er vanndekt areal i Vassbygdelfva blitt mer redusert enn det Sægrov mfl. (2000) anslo, noe som trolig skyldes at dette

anslaget skjedde før arbeidet med bygging av terskler og modifisering av elveleiet i de nedre deler av Vassbygdelfva var ferdigstilt.

Sægrov mfl. (2007) anslo at produksjonen før regulering (ut fra forventninger i presmoltmodellen) til å være 34.700 presmolt (sum av aure og laks) fordelt på 14.000 i Vassbygdelfva, 3600 i Midjeelva, 3000 i Vassbygdvatn og 17.700 i Aurlandselva. Dette anslaget forutsetter blant annet at Vassbygdelfva var minst like (eller faktisk mer) produktivt per arealenhet som Aurlandselva før regulering, noe som neppe var tilfelle. Presmoltmodellen er en empirisk sammenheng mellom gjennomsnittlig vannføring i perioden mai-juli og tetthet av presmolt undersøkt ved elektrisk fiske fra et mindre utvalg elver på Vestlandet (Sægrov mfl. 2001). Etter vår vurdering er dette en sammenheng som viser at tettheten av presmolt gjennomgående er større i små vassdrag enn i store vassdrag. Modellen bruker bare vannføring som variabel for å predikere tetthet av presmolt og tar ikke hensyn til andre mulige forskjeller mellom vassdrag som kan ha betydning for fiskeproduksjon, slik som forskjeller i morfologi, bunnsubstrat, vanntemperatur og næringsrikhet. Det er derfor lite sannsynlig at denne modellen gir noen god prediksjon på hvor stor smoltproduksjon det var i vassdraget før regulering.

3.6 Oppsummerende diskusjon: effekter av reguleringen og tiltak på fiskeproduksjonen

Aurlandselva har fått redusert vannføring etter at Vangen kraftverk kom i drift i september 1980. De største absolutte endringene i vannføring har skjedd på våren og forsommeren (slutten av mai til ut juli) i og med at de høye vannføringene i denne perioden er betydelig redusert etter regulering. De største relative endringene i vannføring har skjedd på høsten, fra siste halvdel av september til og med november. Vannføringen er både absolutt og relativt sett minst endret på vinteren (desember-april). Første halvdel av mai og i lavvannsperioder på vinteren er de eneste periodene i året at vannføringene er økt noe etter regulering. Variasjonene i vannføring var vesentlig større før regulering, både mellom år og innen år.

Reguleringen har ført til at vanndeckt areal i Aurlandselva om sommeren (juni-september) er redusert med i størrelsesorden 10-20 % avhengig av om en inkluderer siste halvdel av september i beregningene. Redusert vanndeckt areal om sommeren har trolig gitt tilsvarende reduksjon i potensialet for fiskeproduksjon. I Aurlandselva er det et minstevannføringskrav på 3 m³/s om vinteren mens vannføringen på vinteren før regulering delvis var lavere enn dette. I om lag 75 % av årene var laveste ukemiddel vannføring høyere etter regulering enn den var før regulering. Denne økningen i laveste vintervannføring har sannsynligvis virket positivt på fiskens vinteroverlevelse og stabiliserende på fiskeproduksjonen.

Produktivt areal i selve Vassbygdelfva har blitt redusert til om lag det halve på grunn av vannføringsreduksjonen som følge av reguleringen og de modifikasjonene som ble gjort i elveleiet i etterkant. Det er imidlertid ikke sikkert at fiskeproduksjonen per arealenhet vanndeckt areal om sommeren var like stor i Vassbygdelfva før regulering som den er i dag. Sammenlikninger av bunnsfaunaen i vassdraget før og etter regulering har vist at tetthet og biomasse av bunndyr økte etter regulering og spesielt i Vassbygdelfva (Raddum mfl. 1991). Økt tetthet av bunndyr etter regulering skyldes sannsynligvis redusert utspyling både av organisk materiale og av bunndyrlarvene selv. Dette ga størst utslag i Vassbygdelfva der de store flommene er tatt bort samtidig som at vanntemperaturen er økt noe. Blant bunndyrene økte imidlertid andelen små insektlarver og biomassen økte derfor i mindre grad enn tettheten. Antallet store insektlarver syntes å være mindre om sommeren og høsten enn før regulering (Raddum mfl. 1991). Flyfoto fra 1969 og 1971 viser også at Vassbygdelfva var langt mer dynamisk enn i dag med en betydelig sedimenttransport og fluvial morfologi i nedre del, og med flere løp og et stort delta (se kapittel 5). Flyfotoene viser også at store deler av arealet i

sideløpene ble tørrlagt i lavvannsperioder, noe som er typisk i denne typen elv. Det er usikkert om og eventuelt i hvor stor grad økt tetthet av bunndyr og redusert tørrlagt areal (på grunn av terskelbygging i nedre del) kompenserer for redusert vanndekt areal med hensyn til total fødetilgang og produksjon av ungfisk. Det må understrekes at det ikke er gjennomført grundige undersøkelser av bunnfaunaen i vassdraget i nyere tid så vi vet ikke om de endringene som ble registrert rundt 1990 har vedvart frem til i dag.

I Vassbygd-elva og Midje-elva (Løelva) har vannføringen blitt sterkt redusert hele året og i størrelsesorden 50-60 % av det vanndekte produksjonsarealer har gått tapt. Det var ikke satt opp krav til minstevannføring om vinteren i konsesjonsvilkårene og i Vassbygd-elva forekom det tørrlegging av elveleiet og stranding av gytefisk og ungfisk på 1990-tallet. Fra 1995 har det vært frivillig slipp av vann i tørre perioder (ca. 0,3 m³/s hovedsakelig via Stondalen). På starten av 2000-tallet ble det satt opp en rekke terskler i nedre del av Vassbygd-elva. Tersklene har sammen med slipp av vann stabilisert vanndekt areal i de nedre deler av elva og det er sjeldent at vannføringen faller under 0,4 m³/s. Vannføringen er imidlertid fremdeles såpass lav at dette sannsynligvis er en flaskehals for vinteroverlevelse og fiskeproduksjon og at økt vintervannføring kan gi økt fiskeproduksjon i dette vassdragsavsnittet. Vi anbefaler at vannføringskrav blir vurdert nærmere ved at det gjøres nøyaktig oppmålinger av forholdet mellom vannføring og vanndekt areal i hele strekningen tilgjengelig for sjøvandrende laksefisk, samt at det gjennomføres en mer detaljert studie av habitatforholdene. Dette arbeidet er satt i gang.

Vannføringene i perioden for utvandring av smolt har avtatt mye i hele vassdraget og spesielt oppstrøms Vassbygdvatn. Tidspunkt for start av utvandring fra Aurlandselva er trolig ikke vesentlig endret, men utvandringen fra øvre deler av vassdraget kan ha blitt forsinket, i alle fall i enkelte år. Lavere vannføring om våren kan også ha ført til en mindre synkron og forlenget utvandringsperiode som kan ha påvirket vandringshastighetene under utvandring. Samlet sett antas dette å virke negativt på overlevelsen til smolt under utvandring, og da med en større negativ effekt for smolt fra Vassbygd-elva og Vassbygdvatn enn fra Aurlandselva.

Vannføringer i perioden for swim-up er redusert mye i hele vassdraget, noe som isolert sett kan ha virket positivt på rekrutteringen i begge elvene. Forholdet mellom vannføring ved gyting og laveste vintervannføring er endret til det positive med tanke på eventuell risiko for tørrlegging av gytegrøper i Aurlandselva, men trolig i mindre grad i Vassbygd-elva.

I tillegg til disse endringene i vannføring og vanndekt areal som direkte påvirker overlevelse og produksjon av fisk har det som følge av kraftreguleringen også skjedd endringer i vanntemperatur og elvenes sedimentdynamikk. Vanntemperaturen om sommeren har avtatt i Aurlandselva, noe som virker negativt på rekruttering av årsyngel, fiskens vekst og fiskeproduksjonen (se kapittel 4). Analyser tyder på en reduksjon i rekruttering av aure på om lag 15-20 % avhengig av hvilket aldersstadium reduksjonen måles på (se kapittel 4.3). Laksens rekruttering er sannsynligvis også påvirket, men vi har ikke greid å kvantifisere denne reduksjonen. Vanntemperaturen i Vassbygd-elva har økt noe om sommeren etter regulering (Tvede 1994), noe som isolert sett kan antas å virke positivt både på rekruttering, vekst og fiskeproduksjonen her. Redusert sedimentdynamikk som følge av reduserte flommer og erosjonssikring har ført til en gradvis reduksjon i andel gytehabitat i elva og også redusert skjulkapasitet for ungfisk (se kapittel 5). Dette har hatt størst effekt i Aurlandselva mens Vassbygd-elva fremdeles har mer naturlig sedimentdynamikk ved store flommer. Det er vanskelig å kvantifisere hvor mye disse endringene i substratforhold har påvirket fiskeproduksjonen negativt og sannsynligvis har denne effekten økt gradvis etter reguleringen. Rekrutteringen av yngel har også blitt redusert som følge av at det viktige gyteområdet på utløpet av Vassbygdvatn gikk tapt som følge av reguleringen.

Det foreligger ikke nok datagrunnlag til å kvantifisere alle de ulike effektene av vassdragsreguleringen i Aurlandsvassdraget, men i sum er potensialet for fiskeproduksjon redusert etter regulering. Fordi det ikke finnes sammenlignbare undersøkelser av ungfiskproduksjon fra tiden før regulering, er det vanskelig å tallfeste hvor mye reguleringen har redusert produksjonen av ungfisk og smolt i vassdraget.

Hvis vi antar at de negative effektene av redusert vannføring og vanndekt areal om sommeren (10-20 %) og de negative effektene av redusert vanntemperatur (15-20 % redusert rekruttering) i Aurlandselva kan adderes tilsier disse to faktorene at produksjonspotensialet i Aurlandselva etter regulering er redusert med om lag 25-40 %. I tillegg kommer negative effekter vi ikke kan kvantifisere som gradvis reduksjon i habitatkvalitet og mulig økt smolt-dødelighet. Til fratrekk i dette tapsoverslaget kommer sannsynlig økt vinteroverlevelse på grunn av høyere vintervannføring og økt rekruttering som følge av at store flommer har blitt borte.

Økningen i tetthet av ungfisk (sum av aure og laks) i Aurlandselva fra 2009-2013 til 2014-2018 (se kapittel 5.7 og kapittel 6) har vært i størrelsesorden 30-40 % hos yngel og om lag det samme hos eldre ungfisk på grunn av økning i gyteareal, økning i gytebestander og trolig også økt mengde skjul i bunnsubstratet. I tillegg har restaurering av Tokvamsbekkene og Klekkeribekken gitt en økning på om lag 5 % i antallet eldre ungfisk i Aurlandselva. Samlet sett så har habitattiltakene og økning i gytebestander trolig delvis eller helt eller kompensert for tapene som følge av reduksjoner i vanndekt areal og vanntemperatur i Aurlandselva. Utviklingen framover vil avhenge av gytebestandenes størrelse og at habitattiltakene vedlikeholdes.

Vi greier ikke å kvantifisere tapene i Vassbygdelva, men produksjonen er helt klart redusert etter regulering som følge av betydelig reduksjon i vanndekt areal og trolig redusert overlevelse under smoltutvandring. På den positive siden kan økt sommertemperatur, muligens økt tilgang på næringsdyr og mindre risiko for tørrlegging av gytegroper ha kompensert for noe av tapet. Samlet sett så anser vi at potensialet for fiskeproduksjon i vassdraget fremdeles å være redusert etter regulering.

4 Temperaturforhold og fiskeproduksjon i Aurlandselva

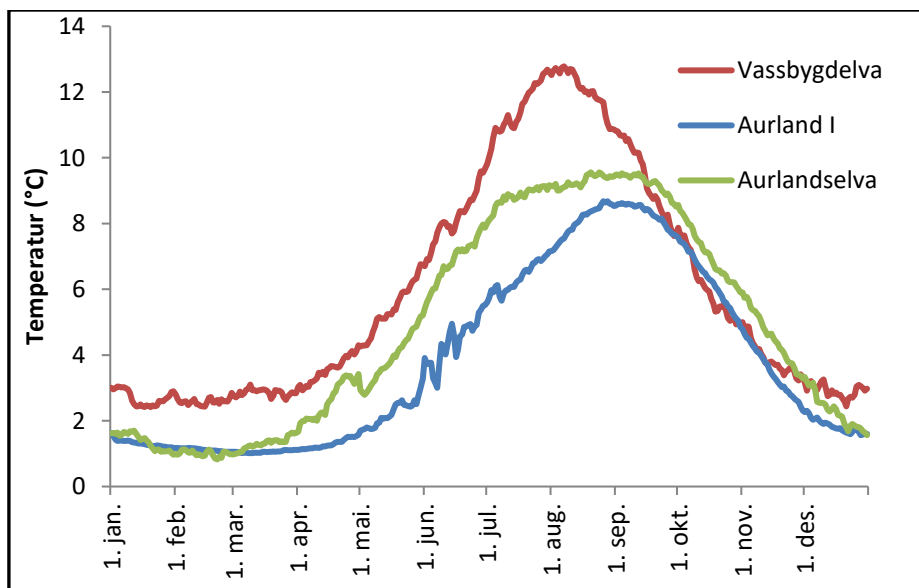
Endringer i vanntemperatur i Aurlandselva har vært trukket fram som en viktig flaskehals for fiskeproduksjonen etter regulering, spesielt for laks. Lave temperaturer i "swim-up"-perioden, det vil si når yngelen skal komme opp av grusen og begynne å ta til seg næring, har tidligere vært fremsatt som en av de viktigste flaskehalsene for rekruttering av laks i Aurlandselva og andre kalde og regulerte vassdrag (Sægrov mfl. 2000, Sægrov mfl. 2007). I EnviDORR-prosjektet hadde vi derfor spesielt fokus på de biologiske effektene av temperaturforholdene i Aurlandselva og om det var mulig å øke temperaturen med gjennomførbare reguleringstiltak. I tillegg ble det gjennomført et doktorgradsstudie som hadde spesielt fokus på å belyse effekten av temperatur i "swim-up"-perioden hos laks og aure (Skoglund 2011).

Data

Det foreligger målinger av vanntemperatur i Aurlandselva fra og med 1965. I perioden 1965-1973 ble det gjennomført daglige målinger av temperaturen i elva om ettermiddagen om lag kl. 17). Fra 1973 fortsatte disse målingene med lavere hyppighet fram til og med 1990. Fra og med 1991 har temperaturen blitt målt med temperaturloggere. For Aurlandselva er det god overenstemmelse mellom temperaturen målt om ettermiddagen og døgnmiddeltemperatur beregnet ut fra data fra temperaturloggere (Tvede 1991,1994).

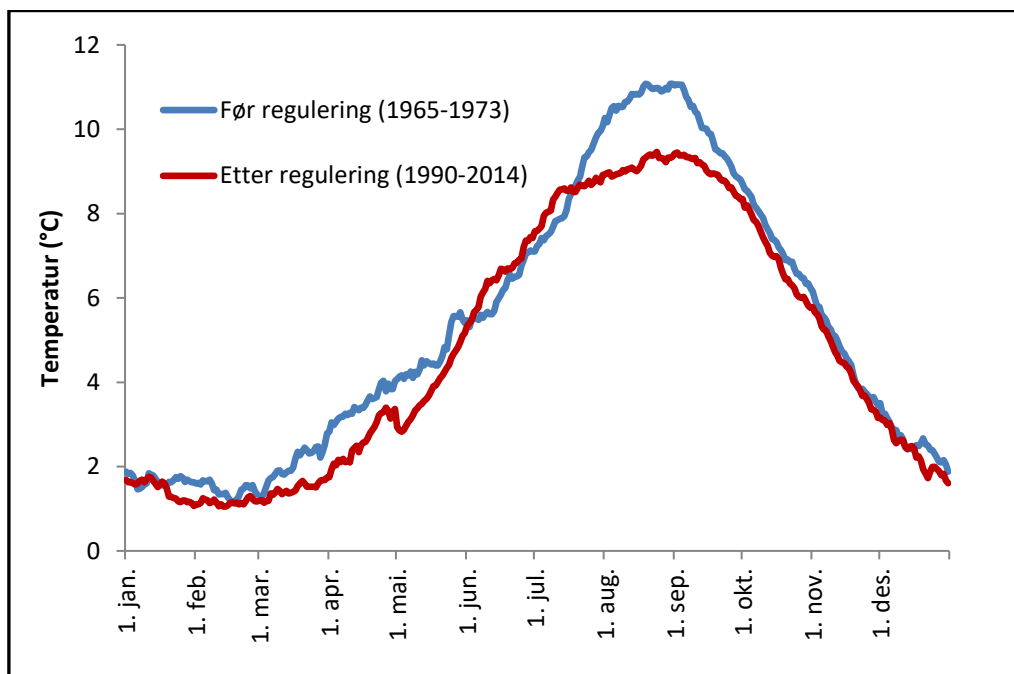
4.1 Temperaturforholdene i Aurlandselva

Tilførsel av bunnvann fra høytliggende magasin gjennom kraftstasjonen Aurland 1 til Vassbygdvatn har ført til at vanntemperaturen i Aurlandselva er endret etter regulering. Sammenliknet med vann som tilføres fra Vassbygdelva, er vannet fra Aurland 1 vesentlig kaldere gjennom det meste av sommeren og når sjeldent temperaturer høyere enn 8-9 °C (**figur 4.1**).



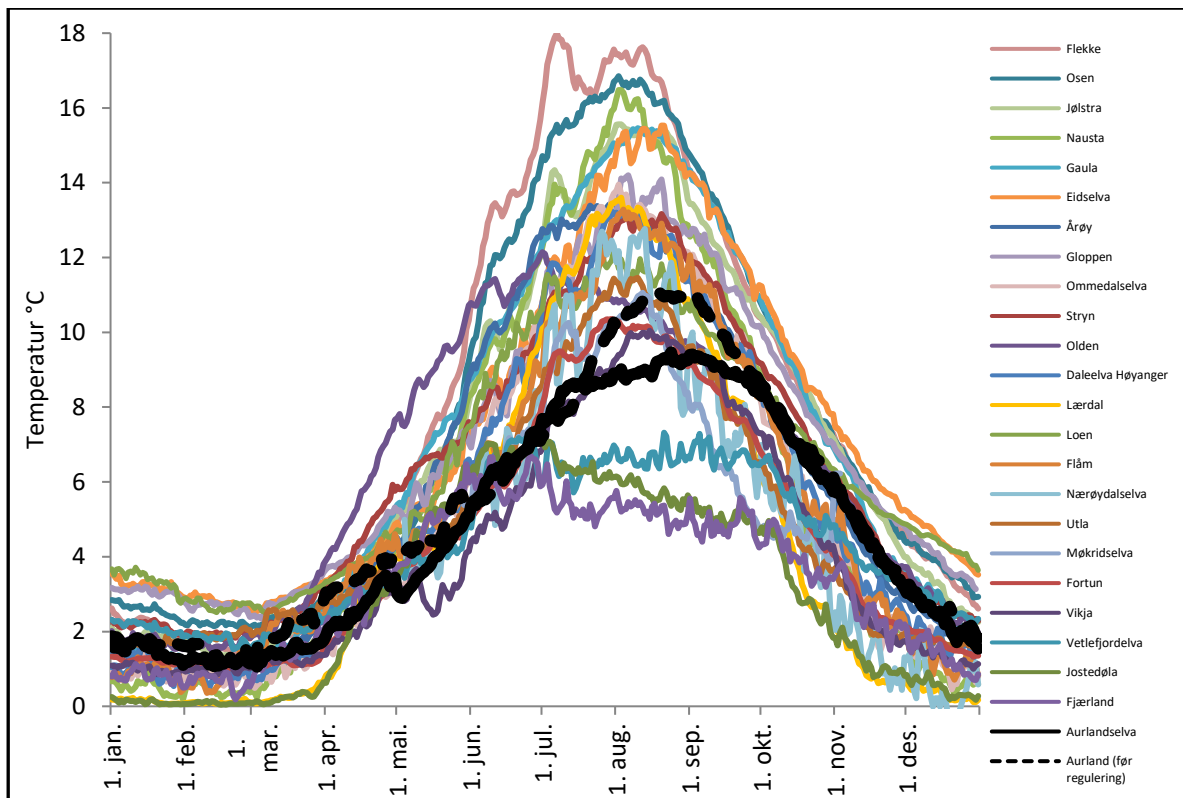
Figur 4.1. Gjennomsnittlig vanntemperatur på døgnnivå i Vassbygdelva, i avløpsvannet fra kraftstasjonen Aurland 1, og i Aurlandselva ved Skjærshølen i perioden 2001-2014. Data fra NVE. Målestasjonen i Vassbygdelva er påvirket av grunnvannstilførsel noe som gjør at vanntemperaturen i lavvannsperioder om vinteren er relativt høy.

Tilgjengelige temperaturdata fra manuelle målinger før regulering tilsier at temperaturendringen i Aurlandselva er størst i perioden fra medio juli til medio september (**figur 4.2**), som er den tiden når vanntemperaturen vanligvis når sitt sommermaksimum. I denne perioden er temperaturen redusert med om lag 2 °C i forhold til før regulering. Ellers i året synes temperaturen å være mindre endret.



Figur 4.2. Døgnmiddeltemperatur i Aurlandselva fra tilgjengelige data før og etter regulering. Data fra før regulering er basert på manuelle målinger, mens data etter regulering er basert på loggere. Data fra NVE.

Sammenliknet med de øvrige lakse- og sjøareførende vassdragene i Sogn og Fjordane er temperaturen i Aurlandselva forholdsvis lav (**figur 4.3**). Kun de sterkt brepåvirkede elvene som Jostedøla, Fjærlandsvassdraget og Vettefjordselva har lavere sommertemperaturer enn det en finner i Aurlandselva. Som det kommer frem fra figuren var også Aurlandselva forholdsvis kald sammenliknet med andre vassdrag i regionen også før reguleringen. Reguleringen har med andre ord medført at sommertemperaturen har blitt redusert i en i utgangspunktet sommerkald elv.



Figur 4.3. Gjennomsnittlige vanntemperaturer (døggnivå) i ulike lakse- og sjøaureførende vassdrag i Sogn og Fjordane for perioden 1990-2012. Aurlandselva er markert med tykk, svart linje, mens temperaturen før regulering er vist med tykk stiplet svart linje.

4.2 Er lav "swim-up" temperatur en flaskehals for rekruttering?

Temperatur påvirker en rekke fysiologiske prosesser hos fisk, og både vekst, utvikling, aktivitet og næringsopptak er sterkt temperaturavhengige. Til tross for at mange av sammenhengene mellom temperatur og ulike fysiologiske prosesser er godt kjent for aure og laks, er det mindre klart hvordan temperaturforholdene påvirker ulike økologiske prosesser, og dermed rekruttering og bestandsdynamikk.

Lave temperaturer i swimup-fasen, det vil si når yngelen skal komme opp av grusen og begynne å ta til seg næring, har tidligere vært fremsatt som en av de viktigste flaskehalsene for rekruttering av laks i Aurlandselva og andre kalde og regulerte vassdrag (Sægrov mfl. 2000, Sægrov mfl. 2007). Utgangspunktet for denne hypotesen er at "swim-up"-fasen er en spesielt sårbar del av livssyklusen for laks og aure, og etableringsfasen i ukene etter "swim-up" er en flaskehals for overlevelse (Elliott 1994, Nislow mfl. 2004). Ettersom temperatur har en stor innvirkning på aktivitet, svømmeevne, næringsopptak og vekst hos fisk, ble det antatt at temperaturforholdene under denne kritiske perioden også kunne være av betydning for overlevelse. Næringsopptak og vekst synker med temperatur, og vanligvis blir næringsopptaket svært lavt når temperaturen synker under om lag 8 °C for lakseunger, og under 4 °C for aureunger. Erfaringer fra kultiveringsvirksomhet tilsa også at startforing av lakseyngel er vanskelig på temperaturer under 8 °C (Refstie 1979). Det har derfor blitt antatt at yngelen ikke vil være i stand til å begynne å ta til seg næring når temperaturen synker under disse kritiske grensene (Crisp 1989).

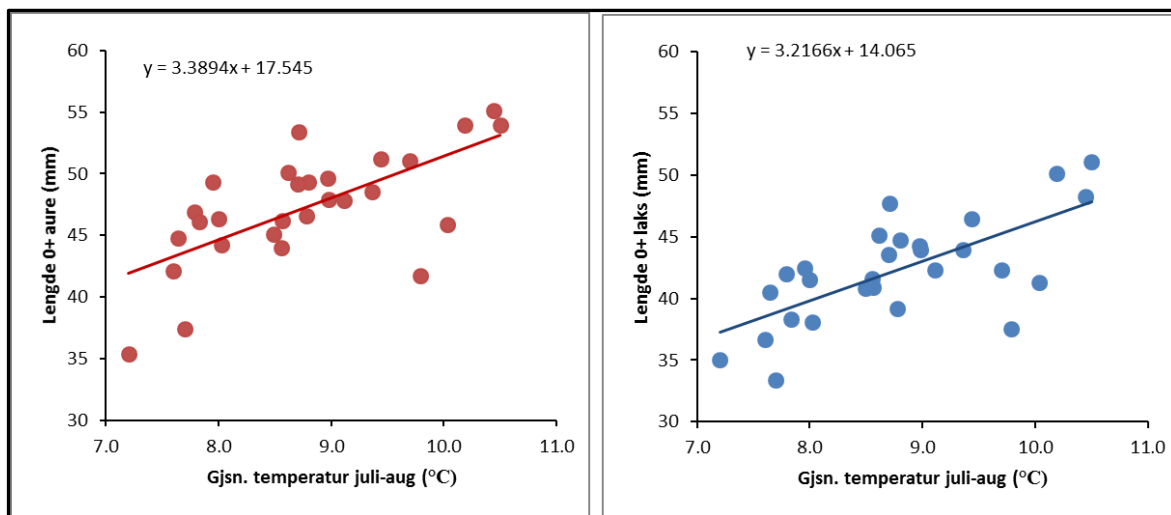
I Aurlandselva beregnet Sægrov mfl. (2007) at temperaturen regelmessig var under 8 °C i "swim-up" perioden for laks, og i flere år også under 6 °C. Det ble også funnet en negativ korrelasjon mellom årsklassestyrke og den gjennomsnittlige vanntemperaturen de første syv dagene etter estimert tidspunkt for "swim-up". Tilsvarende fant Sægrov mfl. (2007) en signifikant sammenheng mellom temperatur i "swim-up"-perioden, egg tetthet og tetthet av årssyngel i flere kalde Vestlandselver. Disse resultatene peker i retning av at det er en sammenheng mellom temperaturhold og rekruttering av ungfisk. Ettersom analysene er korrelative kan de ikke uten videre si noe om årsakssammenhengen, og dermed hvorvidt det er temperaturforholdene i selve "swim-up"-fasen som er mest kritisk.

I regi av EnviDORR ble det gjennomført et PhD studie med hensikt å belyse effekten av temperatur i "swim-up"-perioden hos laks og aure (Skoglund 2011). I en serie laboratorieforsøk ble det konstatert at temperatur hadde stor innvirkning på veksthastighet, næringsopptak og aktivitet for lakseyngel ved "swim-up" og første næringsopptak (Skoglund mfl. 2011a). Lave temperaturer hadde imidlertid ingen effekt på overlevelse, og lakseyngel klarte å starte næringsopptak og vokse selv ved temperaturer ned mot 2 °C. I et oppfølgende forsøk ble utviklingen til en gruppe yngel fremskyndet og plantet ut i en naturlig elv, slik at de kom opp av grusen en måned tidligere enn normalt og mens temperaturen i elva var 4 °C. Denne gruppen klarte seg faktisk bedre enn yngel som kom opp senere, og til normal tid (Skoglund 2011, Skoglund mfl. 2011b). Konklusjonene fra disse studiene er at det ikke synes å eksistere noen nedre kritisk temperaturgrense for overlevelse ved første næringsopptak, og at lave "swim-up" temperaturer i seg selv ikke er en flaskehals for rekruttering hos laks og aure. Det ble imidlertid funnet at vanntemperaturen kunne påvirke konkurranseforholdet mellom laks og aure, ved at aure i større grad utkonkurrerte laksen på lave enn på høye temperaturer i laboratorieforsøk (Skoglund 2011).

Til tross for at temperaturen ved "swim-up" ikke nødvendigvis er en flaskehals, så kan lav sommertemperatur allikevel ha en negativ effekt på rekruttering og ungfiskproduksjon. Ettersom temperaturforholdene i stor grad er bestemmende for vekst hos ungfisk av laks og aure, vil lave temperaturer i vekstsesongen føre til dårligere vekstforhold. For årssyngelen, som i utgangspunktet er små og ekstra utsatt for dødelighet i form av predasjon og ugunstige miljøforhold, så kan redusert vekst føre til at yngelen bruker lengre tid på å vokse seg ut av den mest sårbare tidlige livsfasen. I tillegg kan temperaturforholdene påvirke ulike økologiske prosesser som konkurranse og predasjon, som igjen kan påvirke rekruttering og ungfiskproduksjon.

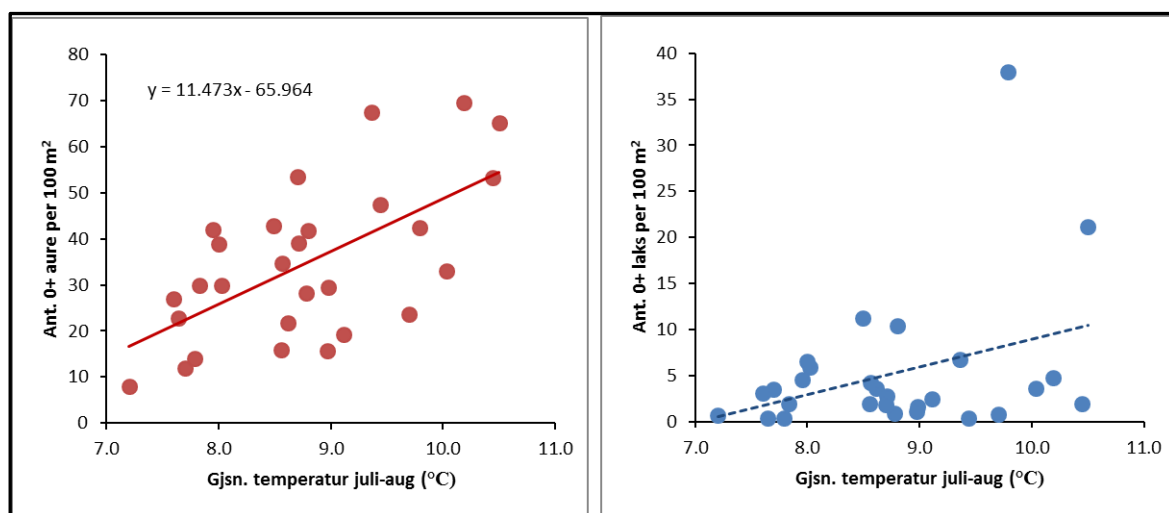
For å undersøke hvordan temperatur og andre faktorer påvirker rekruttering og produksjon hos ungfisk i Aurlandselva, har vi gjennomført en analyse av ungfiskundersøkelsene som har blitt utført på samme stasjonsnett i perioden 1989-2018. Det er kun brukt data fra samme stasjonsnett (hovedstasjoner) som inngår i hele perioden. Videre har vi benyttet gjennomsnittsverdier av temperatur og vannføring for perioden juli og august, som sannsynligvis vil være de viktigste månedene av vekstsesongen det første leveåret for yngelen. Totalt finnes det data for både årssyngel (0+) og temperatur fra 28 årsklasser.

Resultatene fra analysene viser at det er en god sammenheng mellom temperatur og vekst hos yngel av både laks og aure (**figur 4.4**). Dette er forventet ettersom vekst vanligvis er temperaturavhengig.

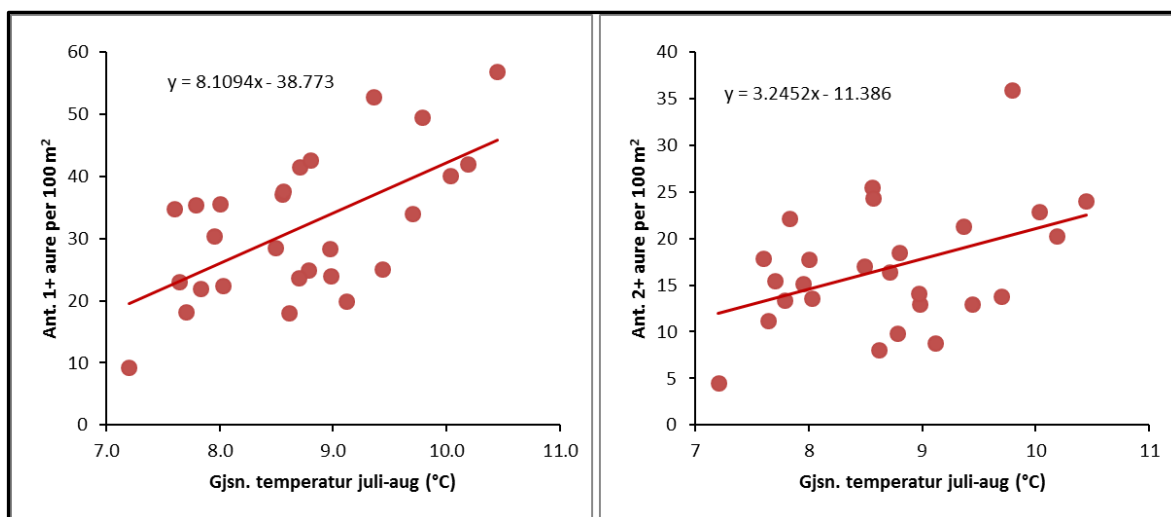


Figur 4.4. Sammenheng mellom gjennomsnittlig temperatur i perioden juli-august og lengde på énsomrig aureyngel (panel til venstre, $R^2 = 0,44$, $F_{1,26} = 20,8$; $P < 0,001$) og lakseyngel (panel til høyre, $R^2 = 0,48$, $F_{1,26} = 23,6$; $P < 0,001$) i Aurlandselva.

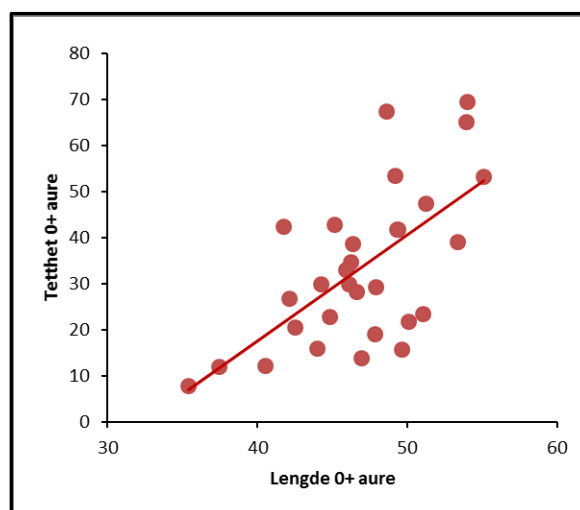
Videre viser analysene at det er en signifikant sammenheng mellom sommertemperatur og tettheten av énsomrig aureyngel (**figur 4.5**). Den økte årsklassestyrken som følge av høye sommertemperaturer den første vekstsesongen gir seg utslag i økte tettheter av 1+ og 2+ aure henholdsvis ett og to år senere (**figur 4.6**). Ettersom temperaturen også påvirker vekstforholdene bidrar dette til at tettheten av 0+ aure også er positivt korrelert med kroppsstørrelse etter endt vekstsesong (**figur 4.7**). År med høy sommertemperatur og gode vekstforhold gir med andre ord god rekruttering og sterke årsklasser av aure i Aurlandselva. En finner imidlertid ikke den samme sammenhengen mellom temperatur og rekruttering hos lakseunger (**figur 4.5**). Dette skyldes sannsynligvis at laksebestanden i vassdraget er rekrutteringsbegrenset, og at gytebestanden av laks dermed har vært for lav til at det gir utslag i økt rekruttering i varme år (se kapittel 6.2.5).



Figur 4.5. Sammenheng mellom sommertemperatur og tetthet av énsomrig aureyngel (panel til venstre, $R^2 = 0,39$, $F_{1,26} = 16,6$; $P < 0,001$) og lakseyngel (panel til høyre, $R^2 = 0,06$, $F_{1,26} = 3,7$; $P = 0,07$) i Aurlandselva.



Figur 4.6. Sammenheng mellom sommertemperatur for årsyngel og tetthet av 1+ aure året etter (panel til venstre, $R^2 = 0,37$, $F_{1,25} = 14,8$; $P < 0,001$) og tetthet av 2+ aure to år etter (panel til høyre, $R^2 = 0,18$, $F_{1,24} = 5,4$; $P = 0,03$) i Aurlandselva.



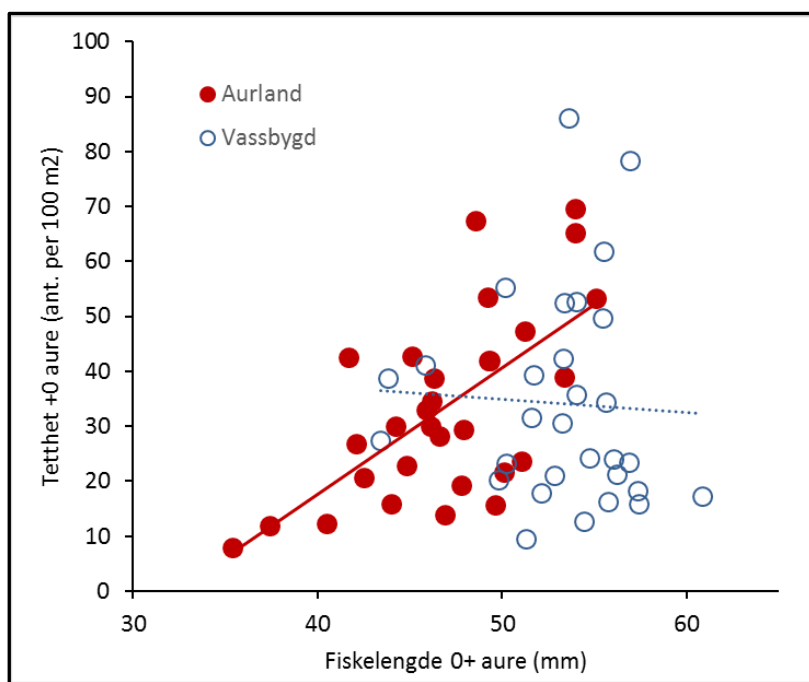
Figur 4.7. Sammenheng mellom lengde og tetthet hos énsomrig aure i Aurlandselva ($R^2 = 0,41$, $F_{1,26} = 19,9$; $P < 0,001$).

4.3 Har endret temperaturforhold etter regulering påvirket produksjonsforholdene for laks og aure i Aurlandselva?

Temperatursammenstillingen viser at Aurlandselva er blant de kaldeste lakse- og sjøaureførende vassdragene i Norge. Analyser av ungfiskdata viser også at rekrutteringen av aure i Aurlandselva er dårligere i år med lav sommertemperatur og høy vannføring i den første vekstsesongen. Denne forskjellen i årsklassestyrke vedvarte også etter hvert som fisken ble eldre, det vil si som 1+ og 2+, og dermed sannsynligvis helt til smoltalder. Det er derfor rimelig å anta at effekten av sommertemperatur i den første vekstsesongen også vil påvirke smoltproduksjonen. En mulig forklaring for dette er at sen vekst gjør at yngelen forblir i en sårbar størrelse/livsstadium over en lengre periode, og dermed er mer utsatt for predasjon og ugunstige miljøforhold i år med lave temperaturer. Dette kan også bidra til å forklare den

positive sammenhengen mellom fisketetthet og fiskestørrelse (lengde) på årsyngel om høsten. En tilsvarende mekanisme synes å være bestemmende for rekruttering hos marine fiskearter (Houde 2002). I Aurlandsvassdraget finner vi denne effekten i Aurlandselva men ikke i Vassbygdelva, hvor temperaturen er gjennomgående høyere og fiskeveksten bedre (**figur 4.8**). Dette kan skyldes at temperatur vil ha størst effekt på rekruttering når temperaturforholdene er marginale, noe som også er typisk for andre fiskearter (Myers 1998), mens andre faktorer trolig vil være mer styrende for rekrutteringen når temperaturen er høyere.

Det ble ikke funnet noen sammenheng mellom temperatur og rekruttering av laks i Aurlandselva. Dette kan imidlertid skyldes at rekrutteringen av laks er sterkt begrenset av antall gytefisk (se kapittel 6.2.5). Det er derfor rimelig å anta at temperaturforholdene vil ha tilsvarende effekt på rekrutteringen av lakseunger. Det er også mulig at effekten vil være enda sterkere for laks, ettersom lakseyngelen generelt vil komme senere opp av grusen, og dermed ha en tilsvarende kortere vekstsesong. Basert på resultatene beskrevet i Skoglund (2011) er det også grunn til å tro at redusert temperatur kan ha endret konkurranseforholdet, og at auren i større grad utkonkurrerer laksen ved de lave rådende temperaturene i Aurlandselva.



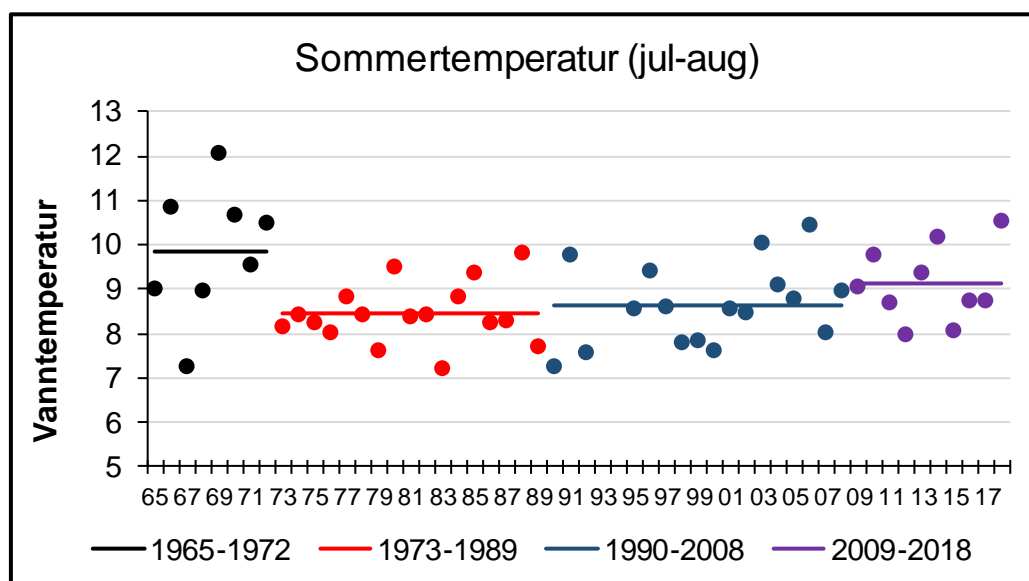
Figur 4.8. Sammenheng mellom fiskestørrelse og tetthet av +0 aure i Aurlandselva og Vassbygdelva.

Totalt sett tilsier dermed resultatene at lave sommertemperaturer i Aurlandelva er en flaskehals for ungfiskproduksjonen, og at redusert temperatur som følge av regulering har bidratt til redusert ungfiskproduksjon. Tiltak som bidrar til å øke temperaturen, særlig i de kaldeste årene, vil høyst sannsynlig kunne bidra til bedre rekrutteringsforhold, og dermed øke ungfiskproduksjonen for både laks og aure.

Sammenhengene mellom vanntemperatur og rekruttering (se **figur 4.5** og **figur 4.6**) kan brukes til å anslå størrelsesorden på effekten av å heve vanntemperaturen om sommeren i Aurlandselva. Beregninger basert på regresjonsmodellen for sammenheng mellom vanntemperatur og tetthet av 0+ tyder på at en økning av sommertemperaturen på 1°C gir en økning i rekruttering av aure på om lag 20 %. Disse beregningene er robuste for hvilke år

som inngår i regresjonsanalysene for å bestemme sammenhengen mellom vanntemperatur og rekruttering. Dette innebærer at effektstørrelsen er om lag like stor om regresjonsanalysene gjennomføres uten de siste åtte årene (2011-2018) av dataserien. I disse siste årene var det forventet økt rekruttering av aure både som følge av at arealet av gytegrus ble økt i Aurlandselva (se kapittel 5) og som følge av at gytebestanden av sjøaure økte vesentlig slik at også eggdeponeringen økte kraftig (se kapittel 6).

På samme måte kan også disse regresjonssammenhengene (se **figur 4.5** og **figur 4.6**) brukes til å anslå hvor mye rekrutteringen har blitt redusert som følge av at vanntemperaturen i Aurlandselva er redusert etter regulering. Vi har bare åtte års data for vanntemperatur i elva før regulering. I perioden 1965-1972 varierte sommertemperaturen (snitt av juli og august) fra 7,3 til 12,1 °C med en gjennomsnittsverdi på 9,9 °C (**figur 4.9**). Etter regulering (i 2000-2018) varierte sommertemperaturen fra 7,6 til 10,5 °C med en gjennomsnittsverdi på 9,0 °C, slik at gjennomsnittstemperaturen i den siste tidsperioden var om lag 1 °C lavere enn i perioden 1965-1972. I henhold til våre regresjonsmodeller utgjør en nedgang på 1 °C en reduksjon i rekruttering på om lag 15-20 % avhengig av hvilket aldersstadium reduksjonen måles på. Mens vassdraget var under utbygging, fra første aggregat i Aurland 1 kom i drift i 1973 til tredje aggregat i Aurland 1 kom i drift i 1989, var sommertemperaturene lavere enn de er i dag. I denne perioden varierte sommertemperaturen fra 7,2 til 9,9 °C med en gjennomsnittsverdi på 8,5 °C, slik at gjennomsnittstemperaturen i denne tidsperioden var om lag 1,5 °C lavere enn i perioden 1965-1972. Den forventede nedgangen i rekruttering som følge av endret vanntemperatur var derfor større under utbygging av vassdraget enn den er i dag. Vi vet ikke i hvor stor grad eventuelle endringer i klima har påvirket temperaturutviklingen i Aurlandselva disse årene.

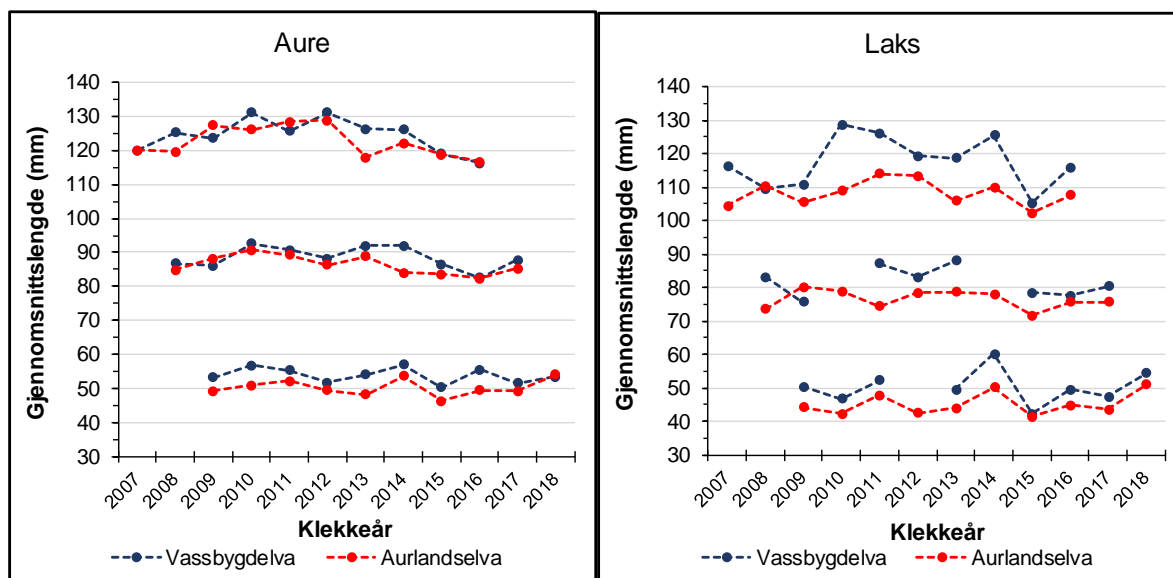


Figur 4.9. Sommertemperatur gitt som gjennomsnittlig temperatur i juli og august i Aurlandselva i perioden 1965-2018. Heltrukne linjer angir gjennomsnittsverdier for ulike tidsperioder: Før regulering (1965-1972), under utbygging av vassdraget (1973-1989), og etter at reguleringen var ferdigstilt (1990-2008 og 2009-2018). I perioden 1965-1989 var det manuelle målinger av temperatur på ettermiddagen, mens fra og med 1990 er temperaturen registrert med loggere i Skjærshølen. I 1993 og 1994 foreligger det ikke målinger av vanntemperatur i juli og august. Data fra NVE.

4.4 Ungfiskens størrelse ved alder

I Vassbygdelfva var den gjennomsnittlige lengden til årsyngel (0+) av aure signifikant større (ANOVA tester, $p < 0,05$) enn i Aurlandselva i alle år i perioden 2009-2017, men ikke i 2018 hvor yngelen var jevnstor i de to elveavsnittene (**figur 4.10**). Aureyngelen var i gjennomsnitt fra 0 mm til 6 mm større i Vassbygdelfva enn i Aurlandselva samme år, med et gjennomsnitt over alle år på 4 mm. Forskjellen i gjennomsnittsstørrelse for aure mellom Vassbygdelfva og Aurlandselva avtok ettersom fisken ble eldre. For 1+ og 2+ aure var det signifikante forskjeller (ANOVA tester, $p < 0,05$) i snittlengde mellom de to elveavsnittene i for henholdsvis tre og to årsklasser i perioden 2009-2018. I alle disse tilfellene var auren signifikant større i Vassbygdelfva. I gjennomsnitt (snitt av årlige forskjeller) var aureungene 2 mm større i Vassbygdelfva enn i Aurlandselva for begge disse aldersgruppene.

Den gjennomsnittlige lengden til årsyngel (0+) av laks i Vassbygdelfva var signifikant større (ANOVA tester, $p < 0,05$) enn i Aurlandselva i sju av de ni årene med tilstrekkelig materiale fra Vassbygdelfva i perioden 2009-2017 (**figur 4.10**). I 2015, som var et uvanlig kaldt år i Vassbygdelfva, og i 2018 var forskjellen ikke signifikant. Lakseyngelen var i gjennomsnitt fra 1 mm til 10 mm større i Vassbygdelfva enn i Aurlandselva samme år, med et gjennomsnitt for alle år på 5 mm. For 1+ og 2+ laksunger var snittstørrelsen signifikant større i Vassbygdelfva i henholdsvis seks av åtte år og sju av ni år med tilstrekkelig materiale av laks fra Vassbygdelfva (**figur 4.10**). Forskjellen i gjennomsnittsstørrelse for laks mellom Vassbygdelfva og Aurlandselva økte noe ettersom fisken ble eldre, og 1+ og 2+ laksunger var i gjennomsnitt (snitt av årlige forskjeller) henholdsvis 6 mm og 9 mm større i Vassbygdelfva. Forskjellen i størrelse ved alder var altså noe større for laks enn for aure.

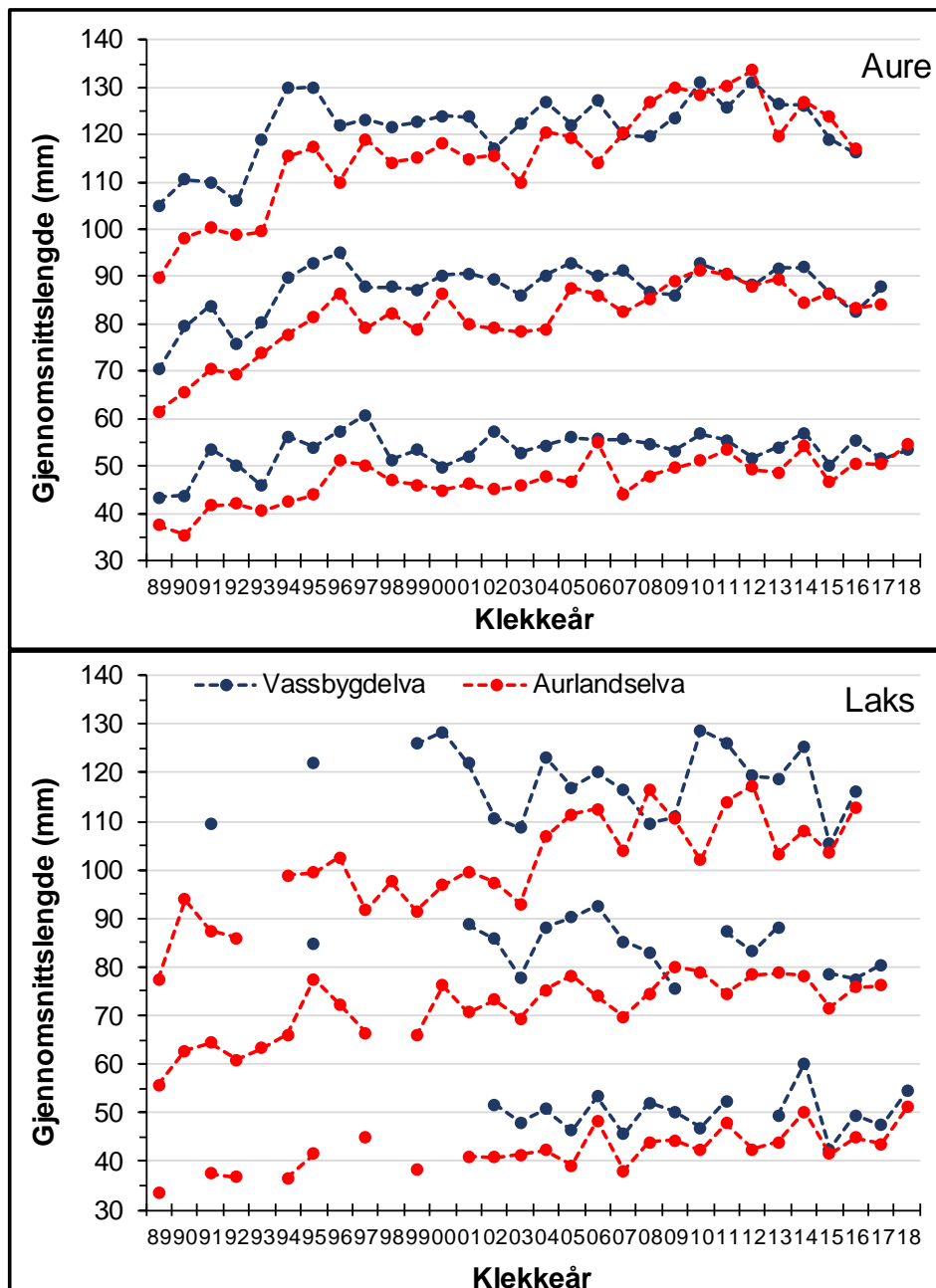


Figur 4.9. Gjennomsnittslengde (i mm) for ulike årsklasser av ungfisk av aure og laks (0+ nederst, 1+ i midten og 2+ øverst) samlet inn i Vassbygdelfva og Aurlandselva i oktober i perioden 2009-2018. For laks er bare årsklasser med fangst av fem eller flere laksunger fra en elv tatt med i sammenlikningen.

Hvis vi ser på hele perioden 1989-2018 under ett så har størrelsen til ungfisk av aure økt signifikant (regresjonsanalyser med snittstørrelse mot tid) både i Vassbygdelfva (0+: $p = 0,049$; 1+: $p = 0,018$; 2+: $p = 0,008$) og i Aurlandselva ($p < 0,001$ for alle de tre aldersgruppene; **figur 4.10**). Økningen i gjennomsnittsstørrelse i Vassbygdelfva skjedde hovedsakelig fra 1989 fram til midten av 1990-tallet, mens utviklingen etter dette synes å ha flatet ut, men

med variasjoner mellom år. Forskjellen i størrelse ved alder mellom ungfisk av aure fra Vassbygdelva og Aurlandselva har avtatt noe med tiden. I perioden 1989-1999 var den gjennomsnittlige forskjellen i størrelse (snitt av årlige forskjeller) mellom de to elvene på henholdsvis 8, 9 og 11 mm 0+, 1+ og 2+. I perioden 2000-2008 var forskjellen i størrelse mellom de to elvene henholdsvis 7, 7 og 5 mm for disse tre aldersklassene, mens forskjellen i 2009-2018 var henholdsvis 4, 2 og 2 mm. Denne nedgangen i forskjell mellom elvene var også statistisk signifikant (regresjonsanalyser med årlig forskjell i snittstørrelse mot tid, $p < 0,001$ for alle de tre aldersgruppene).

For laks er materialet mer sparsomt, spesielt fra Vassbygdelva, der det var lite ungfisk av laks på 1990-tallet. I Aurlandselva har størrelsen på ungfisk av laks økt signifikant (regresjonsanalyser med snittstørrelse mot tid, $p < 0,001$ for alle tre aldersklasser) i løpet av perioden 1989-2018 som for aure (**figur 4.10**). For Vassbygdelva var det ingen signifikant endring i størrelse med tiden for noen av aldersgruppene ($p \gg 0,05$), men her er det svært få datapunkter i perioden 1989-2000. Forskjellen i størrelse ved alder mellom ungfisk av laks fra Vassbygdelva og Aurlandselva er imidlertid større enn for aure, og for laks er det en tendens til at forskjellen i gjennomsnittsstørrelse øker noe med økende alder. Også for laks var det en tendens til at forskjellen i størrelse med alder mellom de to elvene har avtatt med tiden. I perioden 2000-2008 var den gjennomsnittlige forskjellen i størrelse (snitt av årlige forskjeller) mellom de to elvene 8, 14 og 18 mm for henholdsvis 0+, 1+ og 2+, mens forskjellen i 2009-2018 var henholdsvis 5, 6 og 9 mm for disse tre aldersklassene. Denne nedgangen var statistisk signifikant (regresjonsanalyser med årlig forskjell i snittstørrelse mot tid), for 0+ og 2+ ($p = 0,02$ for begge aldersgruppene), men ikke for 1+ ($p = 0,14$).



Figur 4.10. Gjennomsnittslengde (i mm) for ulike årsklasser av ungfisk (0+ nederst, 1+ i midten og 2+ øverst) av aure og laks samlet inn i Vassbygdelva og Aurlandselva i perioden 1989-2018. For Aurlandselva er sammenlikningen basert på fisk fanget på de seks stasjonene som er fisket i hele perioden, mens for Vassbygdelva er sammenlikningen basert på fisk fanget på seks stasjoner nedenfor Sitjandefossen i perioden 1995-2018 og tre stasjoner fra samme område i perioden 1989-1994. For laks er bare årsklasser med fangst av fem eller flere laksunger fra en elv tatt med i sammenlikningen.

Utviklingen i gjennomsnittsstørrelse ved alder kan være noe påvirket av forskjellige prosedyrer for innsamling og preservering av fisk i løpet av 1989-2018. I 1989-1994 ble elektrisk fiske gjennomført av NINA i september og fisken ble fiksert på sprit før den ble lengdemålt og alderen bestemt på lab (Jenssen mfl. 1993). I 1995-2008 ble elektrisk fiske gjennomført av Rådgivende Biologer i oktober eller november og fisken ble enten prøvetatt i felt eller tatt med tilbake til lab for prøvetaking (Sægrov mfl. 2000, 2007). Det framgår ikke i rapportene

om denne fisken ble fiksert før prøvetaking. I 2009-2018 ble elektrisk fiske gjennomført i oktober og all fisk ble bedøvd og målt i felt, og det ble tatt skjellprøver av en del av fisken for aldersbestemmelse (se kapittel 6.1). I alle tidsperioder har imidlertid, så langt vi kjenner til, ungfisk fra de to elvene blitt behandlet på samme måte. På grunn av forskjeller i innsamlingstidspunkt og fiksering (se Thorstad mfl. 2007) så er trolig størrelse ved alder noe undervurdert i perioden 1989-1994 sammenliknet med senere innsamlinger. Samtidig var det også flere år med lav sommertemperatur rundt 1990, slik at lavere vekst i denne perioden også kan være påvirket av temperaturforholdene.

Forskjellen i størrelse ved alder for ungfisk av aure har vært mindre de siste ti årene enn i tidligere perioder. Dette sammenfaller i tid med skifte av operatør og prosedyrer for behandling av fisk (se kapittel 6). Prosedyrene har imidlertid vært de samme i Vassbygdelva og Aurlandselva slik at forskjellen mellom elver i alder ved størrelse hos auren neppe er påvirket av dette. Resultatene tyder altså på at ungfisken av aure har vokst relativt sett bedre i Aurlandselva enn i Vassbygdelva de senere årene sammenliknet med tidligere år i tidsserien. Denne endringen kan ikke tilskrives endringer i vanntemperatur idet forskjellene i sommertemperatur mellom Aurlandselva og Vassbygdelva i 2009-2018 er på om lag samme nivå som i tidligere år (**vedlegg 4.1**).

Årsyngel av både aure og laks har mindre størrelse i Aurlandselva enn i Vassbygdelva som følge av at vanntemperaturen om sommeren er høyere i Vassbygdelva. Forskjellene i fiskens størrelse ved alder avtar ettersom fisken blir eldre hos aure. Dette kan tyde på at forholdene for vekst hos eldre ungfisk av aure er noe bedre i Aurlandselva til tross for at vanntemperaturene er lavere. Forskjellene i fiskestørrelse ved alder mellom de to elveavsnittene har blitt mindre de siste ti årene, til tross for at fisketettheten i Aurlandselva har økt noe. Dette tilsier at vekstforholdene i Aurlandselva har utviklet seg positivt sammenliknet med forholdene i Vassbygdelva i løpet av perioden 1989-2018, og at forholdene for aurevekst kan ha bedret seg i de siste årene i Aurlandselva. Vi har ikke kunnskap som tilsier at vekstforholdene i Vassbygdelva har endret seg vesentlig i negativ retning, men flommen høsten 2014 førte til omfattende transport av bunnsediment fra Aurlandsdalen og nedover i elva til terskelbassenget ved munningen av Tivesja (se kapittel 5). Løsmassene hadde en høy andel av rullestein og grus, som er en meget gunstig substratblanding for laks og sjøaure, og andel gyteareal i Vassbygdelva økte sterkt. Samtidig ble begroing av elvebunn redusert og med dette kanskje også produksjonen av bunndyr. En flom i oktober 2018 påvirket også bunnforhold og begroing i Vassbygdelva. Endringer i begroing og bunndyrproduksjon kan ha påvirket vekstforholdene for ungfisk i Vassbygdelva de siste fire årene, og vil kanskje også ha virkning på fiskens vekst i tiden fremover.

Livshistorie.

I Aurlandsvassdraget foreligger et omfattende skjellprøvemateriale av voksen sjøaure. Jensen mfl. (1993) fant ingen signifikante endringer i gjennomsnittlig smoltalder eller tilbakeberegnet smoltstørrelse hos sjøaure samlet inn i ulike tidsperioder fra 1911 til 1989-92 (**tabell 4.1**). For sjøaure samlet inn i årene 1989-1992 var gjennomsnittlig smoltalder 3,7 år. Mes-teparten av denne smolten hadde vokst opp i vassdraget på 1980-tallet. Analyser av et stort skjellprøvemateriale av voksen sjøaure fra senere år (Særov mfl. 2007) viste at smoltalderen avtok for fisk som vandret ut av vassdraget rundt 1990. Gjennomsnittlig smoltalder stabiliserte seg rundt 3,0 år for smoltårganger som vandret ut fra 1993 til 2004, og det var ingen tendens til endring etter 1993 (Særov mfl. 2007). Gjennomsnittlig smoltalder for aure som ble fanget i smoltfella i Aurlandsvassdraget i 2001-2006 varierte fra 3,1 til 3,4 år med et gjennomsnitt på 3,2 år (Særov mfl. 2007). Smoltalderen i dette materialet var systematisk litt høyere enn i skjellprøver fra større sjøaure som gikk ut av vassdraget som smolt de samme årene. I et lite skjellmateriale fra 2012-2014 ($n = 54$) var gjennomsnittlig smoltalder $3,17 \pm 0,10$ år, altså om lag den samme som rapportert av Særov mfl. (2007). Alt i alt tyder

disse resultatene på at smoltalderen til sjøauren i dag heller har blitt lavere enn høyere sammenliknet med før reguleringen av vassdraget.

Det foreligger få skjellprøver av laks både før og etter regulering (Jensen mfl. 1993). I ett lite materiale fra før regulering var gjennomsnittlig smoltalder 3,67 år (KI = 0,38, n = 9), mens for 13 skjellprøver fra rundt 1990 var gjennomsnittlig smoltalder 3,75 år (KI = 0,39) mens gjennomsnittlig tilbakeberegnet smoltlengde var 143 mm.

Gjennomsnittlig smoltalder for laks som ble fanget i smoltfella i Aurlandsvassdraget i 2001-2006 varierte fra 3,0 til 4,2 år med et gjennomsnitt på 3,7 år (Sægrov mfl. 2007). Den store variasjonen i smoltalder mellom år i denne perioden skyldes trolig varierende årsklassestyrke hos laksen i vassdraget i denne perioden.

Tabell 4.1. Fordeling av alder ved smoltutvandring hos sjøaure analysert fra skjellprøver av voksen fisk. Gjennomsnittlig alder (år) og gjennomsnittlig tilbakeberegnet størrelse (mm) ved smoltutvandring (med 95% konfidensintervall) er også gitt. Etter Jensen mfl. (1993). *: Materialet fra 1950-58 bestod av sjøaure som ble fanget inn for å brukes som stamfisk.

År	Antall prøver	Alder ved utvandring					Smoltalder	Lengde
		2	3	4	5	6		
1911	66		28	32	6		3,67±0,16	141,3±8,9
1950-58*	79		37	35	7		3,62±0,14	160,7±8,7
1965-71	158	2	85	63	7	1	3,49±0,09	141,2±4,4
1989-92	312	3	127	148	31	3	3,69±0,08	141,6±3,4

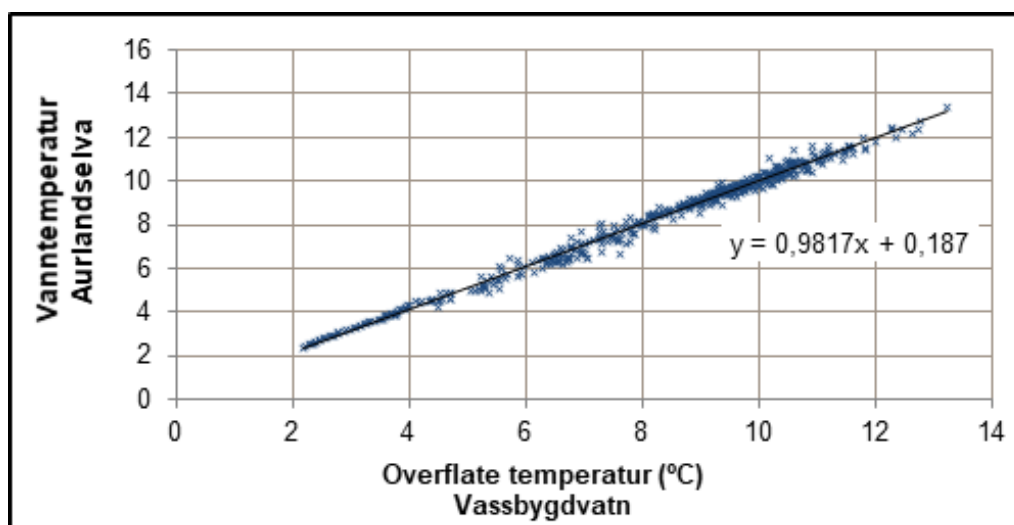
Jensen mfl. (1993) sammenliknet aurens vekst med prediksjoner fra en vekstmodell og fant at aureungene i Aurlandselva vokste relativt sett noe bedre i forhold til forventet ut fra vanntemperaturen enn aureungene i Vassbygdelva på starten av 1990-tallet. I henhold til den vekstmodellen som ble benyttet hadde aureungene i Aurlandselva næring i overskudd, i alle fall hos de yngste årsklassene (0+ og 1+). Næringstilgangen i vassdraget er forandret, idet både tetthet og biomasse av bunndyr har økt etter regulering, spesielt i Vassbygdelva (Radum mfl. 1991). Til tross for at antallet av enkelte store næringsdyr i Aurlandselva har avtatt i august-september så har trolig næringstilgangen blitt bedre også nedenfor Vassbygdvatnet, og dette kan bidra til å dempe den negative effekten av redusert vanntemperatur på ungfiskens vekst. Vi må peke på at det mangler grundige undersøkelser av bunndyrfaunaen i nyere tid.

Alt i alt tyder resultatene i utvikling av alder ved størrelse hos ungfisk sammen med utviklingen i alder og størrelse hos sjøauresmolt på at veksten av ungfisk i vassdraget som helhet er bedre eller omtrent den samme i dag som før utbygging. Dette til tross for at vanntemperaturen i Aurlandselva om sommeren er lavere etter kraftutbygging. Dette kan skyldes at økt næringstilgang i Aurlandselva helt eller delvis har kompensert for redusert vekst som følge av redusert temperatur. I tillegg har vanntemperaturen om sommeren økt i Vassbygdelva slik at veksten kan være noe bedre og smoltalderen noe lavere i dette vassdragsavsnittet etter regulering. Fiskeproduksjonen i Vassbygdelva utgjør i dag grovt sett om lag 25 % av produksjonen i vassdraget som helhet (når vi ser bort fra Vassbygdvatn) og samlet sett så synes det ikke å ha skjedd store endringer i viktige livshistorietrekk som alder og størrelse hos smolt av sjøaure. For laks er det for sparsomt med data, både før og etter regulering, til å kunne si noe om alder og størrelse til smolt er vesentlig endret som følge av reguleringen.

4.5 Hva bestemmer temperaturen i Aurlandselva?

De fysiske faktorene som påvirker vanntemperaturen i Aurlandselva ble analysert av Bakken mfl. (2010) basert på vanntemperaturdata fra Vassbygdelva, Vassbygdvatn og Aurlandselva i 2004-2006.

Basert på vanntemperaturdata fra denne perioden later det til at temperatursjiktning i mange år i liten grad (kun svak gradient) dannes i Vassbygdvatn. Tilført kaldt vann fordeles over hele vannvolumet og hindrer derfor en ønsket oppvarming av overflatevannet i Vassbygdvatn. Analysen viste at temperaturen i overflatevannet i Vassbygdvatn i stor grad bestemmer vanntemperaturen i Aurlandselva (**figur 4.11**). Dannelse av sjiktning med høyere overflate-temperaturer antas å være et meget sentralt tiltak for å bedre forholdene for fisk i Aurlandselva (**figur 4.12**).



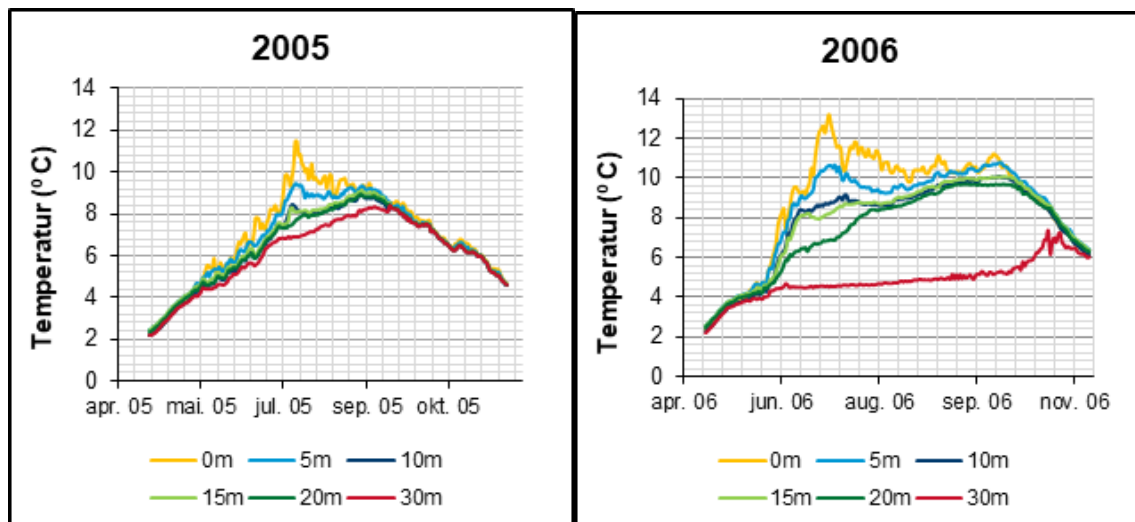
Figur 4.11. Sammenhenger mellom vanntemperatur i overflaten av Vassbygdvatn og vanntemperatur i Aurlandselva. Data fra 2003-2006. Figur fra Charmasson (2016).

Analysene viste at vannføringen i Vassbygdelva nesten alltid bidrar positivt til oppvarming av Vassbygdvatn mens vannføringen gjennom kraftverket Aurland 1 alltid bidrar negativt (null-bidrag når Aurland 1 står). Beregningene viser også at Aurland 1 generelt bidrar mer negativt til temperaturen enn Vassbygdelva bidrar positivt.

De viktigste forholdene som bestemmer hvorvidt temperatursjiktning kan dannes er trolig:

- Mengden og temperaturen av vannet som slippes ut fra Aurland 1 (kraftproduksjon)
- Vannføring og vanntemperatur i Vassbygdelva
- Lokalklima: Lufttemperatur/stråling

For å vurdere mulighetene for å forbedre vanntemperaturforholdene i Vassbygdvatn, både ved dagens kjøremønster og ved en framtidig økt effekt-installasjon, ble det anbefalt å utføre en analyse hvor en numerisk modell tilpasses Vassbygdvatn og et antall definerte scenarier simuleres (Bakken mfl. 2010).



Figur 4.12. Vanntemperatur i ulike dyp av Vassbygdevatn i et år med liten sjiktning i vanntemperatur over dypet (2005) og i et år med mer utpreget sjiktning (2006). Figur fra Charmasson (2016).

4.6 Modellering av vanntemperatur

Det finnes altså en sterk positiv korrelasjon mellom vanntemperatur i overflaten av Vassbygdevatn og temperaturen i Aurlandselva (Bakken mfl. 2010). Dette innebærer at en økning av vanntemperaturen i overflaten av magasinet vil føre til høyere vanntemperatur i elva nedstrøms. For å studere mulige tiltak som kan bidra til en økning av temperaturen i overflaten av Vassbygdevatnet ble det gjennomført simuleringer med GEMSS®, som er en 3D hydrodynamisk numerisk modell.

Modellen ble kalibrert mot observerte data over vanntemperaturprofilen i Vassbygdevatn gjennom sommeren og vanntemperatur i Aurlandselva ved magasinets utløp i 2005, 2006 og 2007 (se Charmasson 2016 for detaljer).

Fire scenarier ble modellert for å undersøke mulige tiltak for å øke vanntemperaturen i Aurlandselva (**tabell 4.2**). Scenariene ble valgt ut etter diskusjon mellom vannkraftselskapet E-CO, SINTEF Energi og NINA. I alle scenariene måtte dagens krav til minstevannføring være oppfylt. Dette innebærer at kraftstasjonen Aurland 1 bare kunne stanses i de tilfeller hvor resttilsaget var stort nok til å oppfylle kravene til LRV i Vassbygdevatn og minstevannføringen i Aurlandselva (jfr scenarie 3). Hvis resttilsaget var for lite måtte det være stor nok kraftproduksjon, dvs. stor nok vannføring gjennom Aurland 1, til at disse kravene ble oppfylt.

- Scenario 1 bestod i å kjøre Vangen kraftverk om sommeren, en tid på året hvor kraftverket i dag ikke er i produksjon.
- Scenario 2 bestod i å stoppe eller redusere produksjonen i Aurland 1 i mai, juni eller juli. For de ulike månedene ble det simulert stans eller redusert produksjon i henholdsvis 10, 20, eller 30 dager.
- Scenario 3 bestod i å endre nivået på utløpstunellen til Aurland 1 i Vassbygdevatn.
- Scenario 4 bestod i å øke vannføringen i Vassbygdelva.

I alle scenariene ble vanntemperaturen modellert for to år: 2006 og 2007. Disse to årene var ulike med hensyn til vannføring i Vassbygdelva idet 2006 var et tørt år med godt under

gjennomsnittlig vannføring, mens 2007 var et vått år med godt over gjennomsnittlig vannføring. Modellert vanntemperatur uten tiltak for de respektive to årene ble brukt som referanse situasjon for å vurdere effekten av de ulike scenariene med hensyn til økt vanntemperatur i Aurlandselva.

Tabell 4.2. Beskrivelse av modellerte scenarier.

Navn	Scenario beskrivelse		Scenario navn	Modellerte år
Scenario 1	Kjøring av Vangen om sommeren	Lav vannføring i Vangen	A2	2006, 2007
		Normal vannføring i Vangen	A3	
Scenario 2	Stans av Aurland 1 om sommeren	Stans i mai (10, 20, 30 dager)	B1, B2, B3	2006, 2007
		Stans i juni (10, 20, 30 dager)	C1, C2, C3	
		Stans i juli (10, 20, 30 dager)	D1, D2, D3	
Scenario 3	Endring av Aurland 1 utløps nivå	12 m	E1	2006, 2007
		21 m	E2	
		27 m	E3	
Scenario 4	Øking av vannføring i Vassbygdelvi	+ 2 m ³ /s	F1	2006, 2007
		+ 4 m ³ /s	F2	
		+ 6 m ³ /s	F3	
		+ 8 m ³ /s	F4	

4.6.1 Resultater fra simulerte scenarier

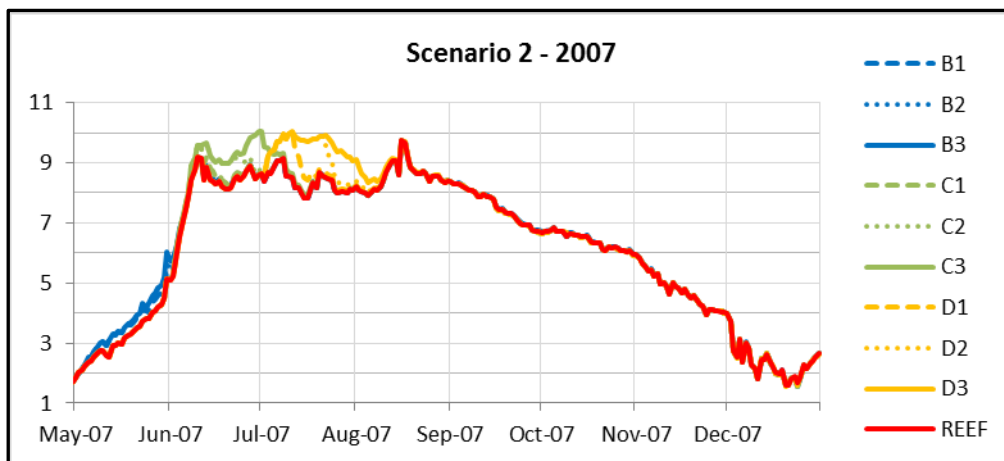
Resultater fra scenario 1 (kjøring av Vangen kraftverk om sommeren) tyder på at vanntemperaturen i overflatelaget av Vassbygdevatn ikke ble vesentlig endret i de to simulerte årene (2006, 2007), slik at dette tiltaket ikke ga økt temperatur i Aurlandselva.

Resultater fra scenario 2 (stans i Aurland 1) tyder på at vanntemperaturen i overflatelaget av Vassbygdevatn øker i våte år (representert av 2007). Simuleringene tyder på at en oppnår en merkbar økning allerede når perioden for stopp eller redusert produksjon varer i 10 dager, og at jo lenger denne perioden varer, jo sterkere blir temperaturøkningen (**figur 4.13**). Den simulerte økningen i gjennomsnittlig månedsvanntemperatur var opptil 1.2 °C avhengig av scenario (**tabell 4.3**), og det er forventet en tilsvarende temperaturøkning i Aurlandselva.

Temperaturøkningen var mer vesentlig hvis:

- Perioden med stopp/reduksjon av produksjon skjer i juli heller enn i mai og juni
- Perioden med stopp/reduksjon av produksjon varer i 30 dager heller enn i 20 og 10 dager.

I veldig tørre år, med lavt tilsig fra restfeltet, er det nesten umulig å stanse/ redusere kraftproduksjonen i Aurland 1 uten å bryte kravene til LRV i Vassbygdevatn og minstevannføring i Aurlandselva.



Figur 4.13. Modellerte vanntemperaturer i Aurlandselva for 2007 scenariene for stans eller reduksjon av produksjonen i Aurland 1 om sommeren. Resultatene fra scenariene B1, B2, B3 (blå), C1, C2, C3 (grønn), D1, D2, D3 (gul) er sammenlignet med referanse situasjonen (rød). Referansesituasjon er modellert vanntemperatur i 2007 uten tiltak. Figur fra Charmasson (2016).

Tabell 4.3. Gjennomsnittlig økning i vanntemperatur for Aurlandselva i 2007 ut fra de simulerte scenariene sammenlignet med referansesituasjonen (uten tiltak).

Månedlig gjennomsnitt vanntemperatur øking	B1	B2	B3	C1	C2	C3	D1	D2	D3
2007 Mai	0.27	0.34	0.37	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Juni	0.06	0.08	0.11	0.21	0.48	0.67	0.00	0.00	0.00
Juli	0.01	0.01	0.01	0.01	0.02	0.22	0.49	0.94	1.20

Resultater fra scenario 3 (endring av nivået på utløpstunellen i Aurland 1) tyder på at vanntemperaturen i overflatelaget av Vassbygdvatn ikke ble vesentlig endret i de to simulerte årene (2006, 2007), slik at dette tiltaket heller ikke ga økt temperatur i Aurlandselva.

Simuleringene tyder imidlertid på at endring av nivået på utløpstunellen kan gi en betydelig øking av vanntemperaturen i vannlagene som ligger under overflaten både i 2006 og 2007. Ti meter under overflaten økte vanntemperaturen med omkring 1 °C i 2007, og opptil 2 °C i 2006. Fordi økingen i temperatur var lokalisert under overflaten vil den imidlertid ikke påvirke vanntemperaturen i elva nedstrøms magasinet.

Resultater fra scenario 4 (øking av vannføring i Vassbygdelva) tyder også på at vanntemperaturen i overflatelaget av Vassbygdvatn ikke ble vesentlig endret i de to simulerte årene (se Charmasson 2016).

Konklusjon scenarier

Simuleringene av de forskjellige scenariene tyder altså på at tiltaket som består i stans og/eller vesentlig redusert produksjon i Aurland 1 er det eneste av de undersøkte tiltakene som fører til vesentlig øking av vanntemperaturen i overflatelagene i Vassbygdvatn om sommeren, og altså i Aurlandselva. Tidspunkt og lengde på perioden med stans og/eller redusert produksjon påvirker i hvilken grad en slik økning av temperatur kan oppstå. Med dagens minstevannføringskrav er det bare i vannrike år at det er mulig å få en stans eller redusert

produksjon i Aurland 1 av lengre varighet. At det foregår kraftproduksjon i Aurland 1 er imidlertid også viktig for Statnett med hensyn til forsyningssikkerheten og for å yte balansekraft-tjenester. Lengre perioder med reduksjon og stans i dette kraftverket synes for øyeblikket vanskelig å gjennomføre (Bjørn Otto Dønnum, E-CO, pers med.). Vi har derfor ikke gjort noen ytterligere analyser av hvor ofte et slikt tiltak kan være mulig å gjennomføre for å heve temperaturen i Aurlandselva.

4.7 Andre muligheter

I tidenes løp har det blitt lansert mange forslag til mulige løsninger for å heve vanntemperaturen i Aurlandselva. Blant annet er det blitt foreslått å redusere vannføringen i Aurlandselva i den såkalte "swim-up"-perioden for yngel slik at vanntemperaturen stiger raskere nedover i elva enn under dagens vannføringsforhold. Beregninger tyder på at en reduksjon av minste vannføringen i Aurlandselva ut av Vassbygdvatnet fra 25 m³/s til 12,5 m³/s i perioden 16. juni til 9. juli, kan ventes å gi en temperaturøkning øverst i elva på fra 0,2 til 0,4 °C og nederst i elva på fra 0,5 til 1,0 °C (Tvede 2001).

I perioden 2003-2006 ble det gjennomført et prøveprosjekt der målsettingen var å sikre laksebestanden i vassdraget ved å redusere vassføringen i Aurlandselva i perioden mai-juli for å oppnå høyere "swim-up"-temperatur for lakseyngel (Sægrov mfl. 2007). I årene med redusert vannføring gjennom kraftstasjonen Aurland 1 (2003 og 2006) ble gjennomsnittstemperaturen i "swim-up" perioden økt med om lag 1 °C. I årene med stort tilsig (2004 og 2005) og høy vannføring gjennom Aurland 1, var det bare en liten økning i temperaturen. Rekrutteringa av laks var lav i Aurlandselva i 2004-2005 på grunn av en fåtallig gytebestand i 2003-2004, mens rekrutteringen var høyere i 2003 da gytebestanden året før var mer tallrik. Økt vanntemperatur i "swim-up" perioden og om sommeren bidro trolig positivt til lakse-rekrutteringen i 2003 og 2006.

Redusert vannføring på denne tiden av året kan imidlertid ha uheldige effekter på fiskeproduksjonen og på utøvelsen av fisket. En redusert vannføring i Aurlandselva i denne perioden krever også at Vangen kraftverk må kjøre, noe som øker risikoen for at smolt vandrer ut gjennom dette kraftverket.

Det har også blitt diskutert om et overflateinntak, eller et fleksibelt vanninntak, i Viddalsmagasinet, som kan tappe varmere overflatevann i perioder med sjiktning, kan bidra til å heve temperaturen (for eksempel Tvede 1996). Det foreligger sporadiske målinger av temperaturprofiler i Viddalsmagasinet. Målinger i 2009 tydet på at det var svært sparsom temperatursjiktning dette året (Bakken mfl. 2010). Målinger i 1995 viste at det i en kort periode i august var en viss sjiktning hvor overflatevannet var om lag 2 grader høyere enn dypvannet (Tvede 1996). I Viddalsmagasinet ligger inntaket til kraftstasjonen Aurland 1 ganske nært utløpet fra Aurland 2. Turbulens i utløpsvannet fra Aurland 2 og eventuell omrøring forårsaket av inntaket til Aurland 1 kan være en årsak til at det ikke oppstår vesentlig temperatursjiktning om sommeren i denne delen av magasinet (Bakken mfl. 2010).

I den første fasen av EnviDORR-prosjektet forelå det også andre ulike forslag og mulige planer for kraftverksdriften som hadde mulighet til å påvirke vanntemperaturen i vassdraget. Et forslag var å bygge ett nytt kraftverk, Låvi, som hadde inntak i Viddalsmagasinet og utløp direkte i sjøen. Et slikt kraftverk kunne ha ført til at en større andel av det kalde magasin-vannet ble slust utenom Vassbygdvatn. Et annet foreslått alternativ var en tunell som førte avløpsvann fra kraftverket Aurland 1 direkte til Vangen kraftverk den såkalte "Aurlandstunnelen". Tanken bak en slik tunell var å kunne produsere kraft i vår- og sommerhalvåret uten at en risikerte at smolt vandret ut gjennom Vangen kraftverk og samtidig gi en lavere tilførsel av kaldt magasin-vann til Vassbygdvatn. Disse forslagene/planene har av ulike årsaker ikke blitt ytterligere konkretisert i løpet av prosjektperioden og er ikke omtalt nærmere her.

4.8 Oppsummering

Vassdragsreguleringen har ført til at vanntemperaturen i Aurlandselva, som i utgangspunktet var sommerkald, har blitt enda kaldere om sommeren. En analyse av tilgjengelige ung-fiskdata for 28 årsklasser viser en sammenheng mellom temperaturforholdene gjennom den første vekstsesongen og rekruttering av årsyngel. Både tetthet og vekst hos årsyngel av aure økte signifikant med sommertemperaturen i Aurlandselva, målt som gjennomsnittlig vanntemperatur i perioden juli-august. Den økte årsklassestyrken med økt temperatur den første vekstsesongen ga også utslag i økte tettheter av 1+ og 2+ aure henholdsvis ett og to år etterpå. Dette tilsier at lave sommertemperaturer er en flaskehals for rekrutteringen av aure i kalde år. Videre tilsier resultatene at redusert temperatur som følge av vassdragsreguleringen har bidratt til 15-20 % redusert rekruttering av aure.

Sammenhengen mellom temperatur og rekruttering var ikke synlig hos ungfish av laks. Dette skyldes trolig at laksebestanden i den aktuelle perioden har vært rekrutteringsbegrenset av lav gytebestand. Resultater fra laboratorieforsøk tilsier imidlertid at lakseungene kan tolerere lave temperaturer i "swim-up" perioden, og lave temperaturer vurderes ikke som en begrensende faktor for å opprettholde en selvreproduserende laksebestand i Aurlandselva. Det er imidlertid rimelig å anta at år med lave sommertemperaturer også kan være en flaskehals for rekruttering hos lakseunger, og at redusert vanntemperatur dermed også har bidratt til redusert potensial for produksjon av lakseunger i vassdraget. I tillegg viser eksperimentelle forsøk at ungfish av aure i større grad kan utkonkurrere laks på lave temperaturer. Dermed kan redusert vanntemperatur ha gitt aureungene et konkurransemessig fortrinn over laksen i Aurlandsvassdraget.

Årsyngel av både aure og laks har mindre størrelse i Aurlandselva enn i Vassbygdelva som følge av at vanntemperaturen om sommeren er høyere i Vassbygdelva. Forskjellene i fiskens størrelse ved alder avtar ettersom fisken blir eldre hos aure. Dette kan tyde på at forholdene for vekst hos eldre ungfish av aure er noe bedre i Aurlandselva til tross for at vanntemperaturen er lavere. Forskjellene i fiskestørrelse ved alder mellom de to elveavsnittene har blitt mindre de siste ti årene, til tross for at fisketettheten i Aurlandselva har økt noe. Dette tilsier at vekstforholdene i Aurlandselva ikke har utviklet seg negativt sammenliknet med forholdene i Vassbygdelva i løpet av perioden 1989-2018, og at forholdene for aurevekst kan ha bedret seg i de siste årene. Vekstforholdene i Vassbygdelva kan ha endret seg etter flommene høsten 2014 og 2018 på grunn av at begroing av elvebunn ble redusert, noe som trolig kan påvirke bunndyrproduksjonen negativt i noen år fremover.

Data fra omfattende skjellanalyser av voksne sjøaurer i vassdraget fra tidligere undersøkelser tyder på at reguleringen ikke har gitt endringer i viktige livshistorietrekk som alder og størrelse hos smolt av sjøaure. For laks er det for sparsomt med data både før og etter regulering til å kunne si noe om hvorvidt alderen og størrelsen til smolt er vesentlig endret som følge av reguleringen.

Analysen av temperaturdata viser at vanntemperaturen i overflatelaget av Vassbygdevatn i stor grad bestemmer temperaturen i de øvre deler av Aurlandselva. Redusert sommertemperatur i Aurlandselva etter regulering kan derfor knyttes til endringer i de fysiske forholdene i innsjøen som etter regulering får storparten av tilløpet som kaldere vann fra høytliggende magasiner. I mange år er det en svak og lite utviklet temperatursjiktning i innsjøen.

Analysene viste at vannføringen i Vassbygdelva nesten alltid bidrar positivt til oppvarming av Vassbygdevatn mens vannføringen gjennom kraftverket Aurland 1 alltid bidrar negativt (null-bidrag når Aurland 1 står). Beregningene viser også at Aurland 1 generelt bidrar mer negativt til temperaturen i innsjøen enn Vassbygdelva bidrar positivt. De viktigste forholdene som bestemmer hvorvidt temperatursjiktning kan dannes er trolig:

- Mengden og temperaturen av vannet som slippes ut fra Aurland 1 (kraftproduksjon)
- Vannføring og vanntemperatur i Vassbygdelva
- Lokalklima: Lufttemperatur/stråling

Ulike tiltak for å øke temperaturen i overflatelaget i Vassbygdvatn har blitt undersøkt ved hjelp av numerisk modellering. Simuleringene tyder på at tiltaket som består i stans og/eller vesentlig redusert produksjon i Aurland 1 om sommeren er det eneste av de undersøkte tiltakene som fører til vesentlig øking av vanntemperaturen i overflatelagene i Vassbygdvatn om sommeren, og altså i Aurlandselva. Tidspunkt og lengde på perioder med stans og/eller redusert produksjon påvirker i hvilken grad en slik økning av temperatur kan oppstå.

Redusert vanntemperatur om sommeren fører fremdeles til redusert rekruttering i Aurlandselva og tiltak som øker sommertemperaturen, spesielt i kalde år, kunne ha bidratt til økt produksjon av både sjøaure og laks i vassdraget.

5 Habitatforhold, tiltak og effekter på fiskeproduksjon

Kartleggingen av habitatmessige flaskehalser i Aurlandsvassdraget ble gjennomført etter prinsippene for slik kartlegging i henhold til håndbok for miljødesign (Forseth & Harby 2013). Systemet var under utvikling mens prosjektet pågikk slik at vi ikke har fulgt malen fra håndboka til punkt og prikke.

Under gytefisketelling i Aurlandsvassdraget 2009 ble det observert påfallende lite gyteareal. For å kvantifisere dette ble det satt i gang en målrettet kartlegging av gyteareal i desember 2009 (se **vedlegg 5.1**). Gjennom kartlegging av gyteforholdene de første årene i dette prosjektet (2009-2012) og et eget *tiltaksprosjekt* (Pulg mfl. 2013) fikk en også kunnskap om elvebunnens beskaffenhet og bunnssubstrat av betydning for fiskeproduksjonen i vassdraget. Med grunnlag i kartlegginger som ble gjennomført ble det diagnostisert at mangel på gyteareal og mangel på skjul i Aurlandselva ga dårlige rekrutteringsforhold og i deler av elva ugunstige habitatbetingelser for ungfisk. Dette ble vurdert som sannsynlige flaskehalser for fiskeproduksjon.

På bakgrunn av denne diagnosen ble det satt i gang tiltak fra og med 2010. I dette kapitlet beskrives de gjennomførte tiltakene, habitatforholdene og hvordan disse er endret, og det gjøres en vurdering av tiltakenes effekt på fiskeproduksjonen. Til slutt gjøres en vurdering av forholdene for fiskevandring i vassdraget.

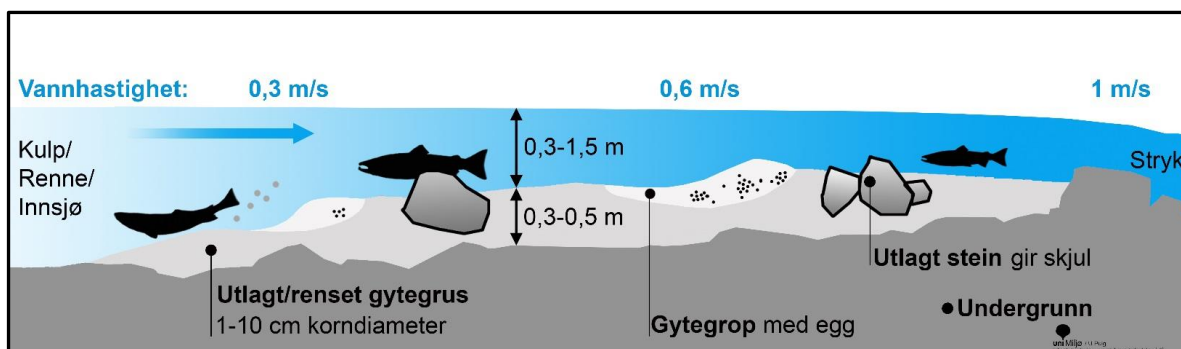
5.1 Metoder - Gjennomførte habitattiltak

I det følgende beskrives metodene som er brukt for å endre habitatforholdene.

5.1.1 Grusutlegging

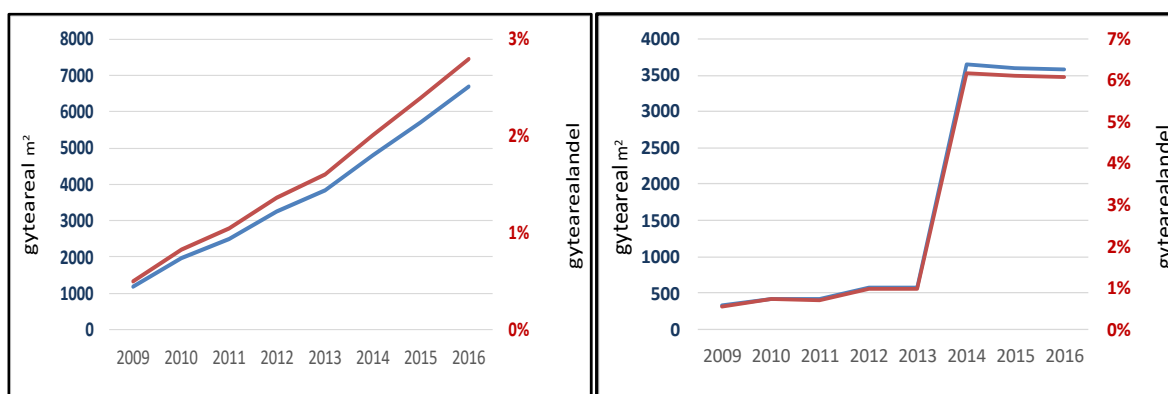
Nytt gyteareal ble først og fremst laget gjennom grusutlegg (Aurlandselva) og i mindre grad harving i sideløp og egendynamisk fordeling av tilført grus langs bredden. Metodene er nærmere beskrevet i Barlaup mfl. (2008) og Pulg mfl. (2013 og 2018). Lokalteter for utlegging av grus ble valgt for å skape en best mulig fordeling av gyteplasser i elva med grunnlag i kartleggingene som er beskrevet ovenfor (**vedlegg 5.1**). Enkeltplassene ble i forkant valgt ved beregning av kritiske skjærspenninger ved bruk av en hydraulisk modell (Hauer mfl. 2017). Dessuten ble lokalitetene vurdert og kartlagt av snorkeldykkere etter hydrauliske kriterier som tydet på at plassene ville bli hydraulisk egnet til gyting og at grusen vil ligge stabilt nok uten å bli spylt ut ved forventete vannføringer.

Størrelsen på grusen som ble brukt var fra 16-64 mm (korndiameter). På arealene med utlagt grus ble det også lagt ut større rullestein (0,3-1 m) som skulle stabilisere gruslaget og gi skjul til ungfisk og gytefisk. Etter restaurering lå den utlagte grusen på vanddyp (ved $Q_{\min} = 3 \text{ m}^3/\text{s}$) mellom 0,2 og 1,0 m, vannhastighet mellom 0,1 og 0,8 m/s, og gruslaget var maksimalt ca. 30-50 cm tykt (**figur 5.1**) og mot 0 cm på randen. Gjennomsnittlig tykkelse på gruslaget var 10-20 cm.



Figur 5.1. Typisk lengdeprofil av en gyteplass som ble etablert i forbindelse med dette prosjektet.

Grusutleggene ble gjennomført i april 2010 og deretter hvert år i september fram til og med 2016 (**figur 5.2**). Til sammen ble det i perioden 2010-2016 lagt ut om lag 1100 m³ gytegrus i Aurlandselva og ca. 50 m³ i Vassbygdelva (2010 og 2011). En flom 30. oktober 2014 med rekordstor vannføring i Aurlandselva etter reguleringen (143 m³/s, E-Co Energi) medførte omfattende massetransport i Vassbygdelva. Dette førte til sedimentasjon av nye løsmasser som var dominert av grus og rullestein mellom Sitjandefossen og Tivesja, ovenfor også av grovere blokker. Utover dette ble det ikke lagt ut flere masser i selve Vassbygdelva, men i restaurerte sideløp ble det tilført ca. 50 m³ i 2017. Samlet volum av utlagt grus i vassdraget 2010-2017 er med dette 1200 m³.



Figur 5.2. Utvikling av mengde gyteareal (i m² elvebunn - blå linje) og andel gyteareal (% gyteareal av totalt bunnareal - rød linje) i Aurlandselva (panel til venstre) og Vassbygdelva (panel til høyre) i perioden 2009-2016.

5.1.2 Ripping

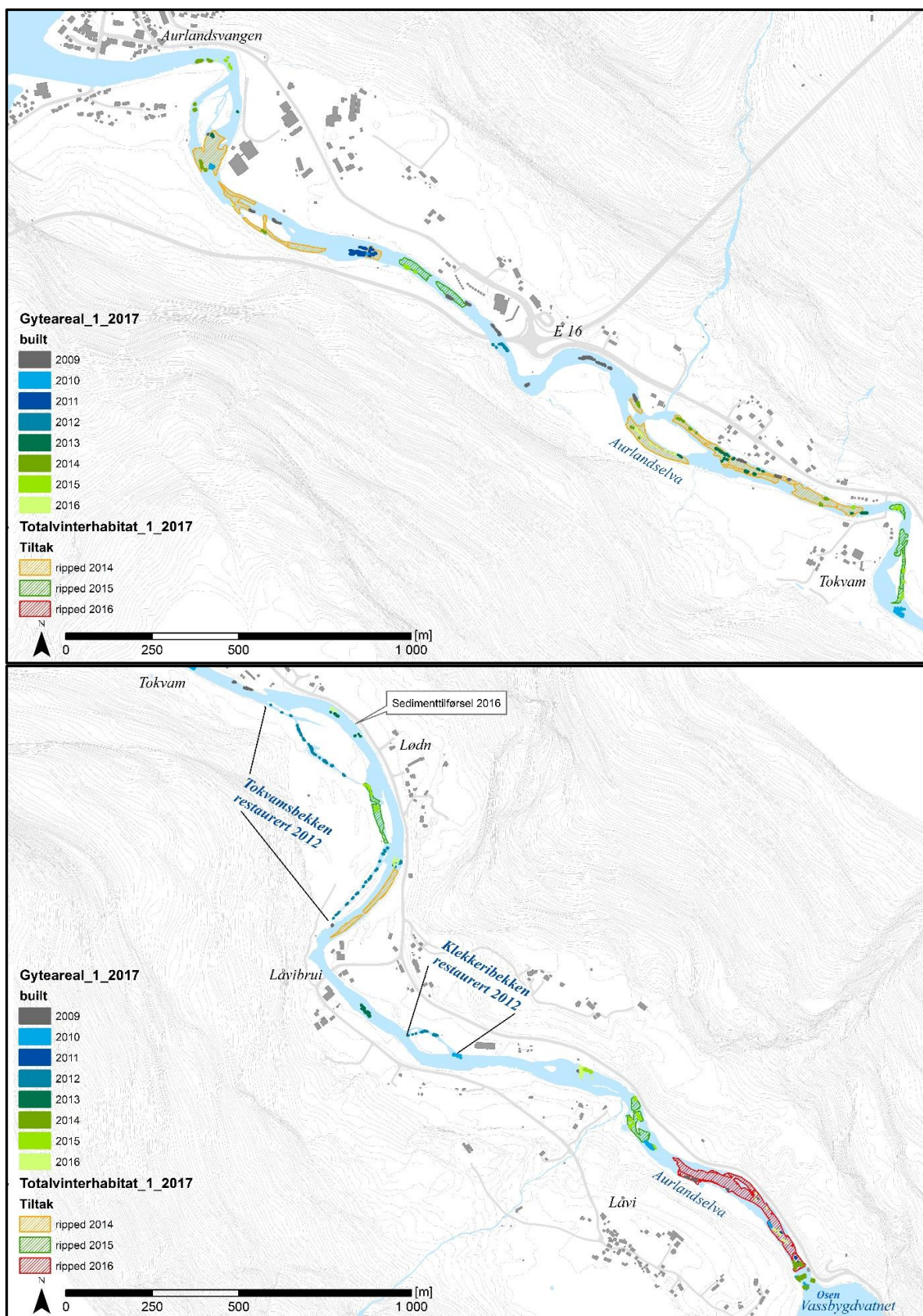
Harving av elvebunn ble brukt for å brette opp armeringslag, rense bunnssubstrat og øke mengde hulrom i bunnssubstratet som kan fungere som skjul for ungfisk. Ved harving etterlignes sedimentdynamikken ved naturlige flommer: steinene snus, finsediment vaskes ut og ren og løs grus blir liggende igjen (Pulg mfl. 2018). Arbeidet gjennomføres ved graving med gravemaskin. Bunnssubstratet løftes opp og legges deretter tilbake på plass igjen. I 2011-2013 ble tiltakene gjennomført med vanlig gravemaskinskuff. I den fasen ble det bygget relativ små testarealer (< 500 m²). Metoden ble videreutviklet i dette prosjektet og fra og med 2014 ble arbeidet gjennomført med en såkalt "ripper" istedenfor skuffe. En ripper er en 90 cm lang stålkrok som er opprinnelig utviklet for å rive opp tele. Ved å bruke ripperen ble steinene løsnet og snudd på stedet uten at substratet måtte heves opp av vannet. På

denne måten unngikk en også å lage større morfologiske endringer i elveleiet, som grøfter, kulper, og steinhauger. Områdene som ble rippet ble valgt ut basert på habitatkartleggingen. Det ble først og fremst rippet elvebunn som var dominert av rullestein og som hadde lite skjul grunnet armering eller fylling av hulrommene. Maskinførerne sluttet å rippe når de traff på leirbunn og harvet ikke inn i leire. Der det ble funnet leire ble den dekket til igjen med rullestein. For å unngå skade på egg og ungfisk ble harving bare gjennomført i september når det ikke er rogn i elvebunnen og ungfisken er mobil og kan flykte.

Til sammen ble det i perioden 2010-2016 harvet/rippet om lag 61 000 m² elvebunn i Aurlandselva (**figur 5.3**). Dette arealet ligger til grunn i dataanalysen i denne rapporten. I 2017 ble det i tillegg rippet et areal på ca. 10 000 m².



Ripping av elvebunnen Aurlandselva (Foto: Ulrich Pulg).



Figur 5.3 Oversiktskart med gjennomførte habitattiltak 2010-2017 i nedre Aurlandselva (øverst) og i øvre Aurlandselva (nederst).

5.1.3 Restaurering av sideløp i Aurlandselva

"Tokvamsbekkene" og "Klekkeribekken" var opprinnelige sideløp til Aurlandselva som ble stengt på 1960-tallet for å øke arealet av beite for husdyr og for å unngå oversvømmelse av landbruksareal ved flom. Bekkene var henholdsvis 900 m og 170 m lange med naturlige gradienter på henholdsvis 0,01 og 0,017. Etter år 2000 så grunneiere, regulant og fagmiljøer potensialet for å øke fiskeproduksjonen ved å tilføre vann og utføre habitattiltak. Som følge av dette ble det i 2003 bygget et betonginntak i Tokvamsbekkene med justerbare luker og et åpent steininntak i Klekkeribekken. Samtidig ble det bygget flere titalls terskler for å få mest mulig vanddekt areal. Overvåkingen fra 2010 viste imidlertid at skjul og gyteplasser for laks og særlig sjøaure var blitt for dårlig grunnet tersklene og deres oppdemmingseffekt (Pulg mfl. 2013, 2018). I 2012 ble tersklene fjernet, gytegrus lagt ut og elvebunnen delvis harvet. I tillegg ble det lagt ut døde trær og det ble plantet kantvegetasjon.

Følgende tiltak er gjennomført i sideløpene:

2003 a) Tilkobling til hovedelv med vanninntak og middelvannføring på ca. 300 l/s. Dette økte vanddekt areal fra null til 1425 m² i Klekkeribekken og fra null til 9355 m² i Tokvamsbekkene. b) Bygging av mer enn 20 terskler.

2012: a) fjerning av tersklene og tilbakeføring til naturtypisk morfologi. Dette førte til større vannhastigheter og mer variert strøm. Vanddekt areal ble redusert til 954 m² i Klekkeribekken og 6773 m² i Tokvamsbekkene. b) Utlegging av 32 m³ gytegrus i Klekkeribekken og 40 m³ gytegrus i Tokvamsbekkene. Dominerende substrat på elvebunnen var stedegen grus (1-10 cm) og rullestein (10-40 cm) etter at tersklene var fjernet. c) Om lag 25 % av arealet i Tokvamsbekkene og 10 % av arealet i Klekkeribekken ble harvet.

2014: Utlegging av døde trær som ble festet med stolper. Dekningsgrad av døde trær var ca. 10 % i begge elver. Før 2014 ble det plantet ut øyer og av sjøaure og laks i bekkene.

5.1.4 Elektrisk fiske ved gyteplasser og i sideløp

For å kunne fange opp eventuelle endringer i ungfishbestand direkte ved gytearealene ble det gjennomført elektrofiske på og direkte ved seks restaurerte gyteplasser i Aurlandselva. På hver gyteplass ble det gjennomført en gangs overfisking av en prøveflate (Forseth & Forsgren 2009, Hedger mfl. 2018) hvert år mellom 09. og 17. oktober i perioden 2010-2018. Fangsten ble bedøvd, artsbestemt og lengden målt før fisken ble satt ut igjen på stasjonen. Tettheter ble angitt som antall individer fanget per 100 m². Fangstene på gyteplassene var dominert av aure og i den videre framstillingen har vi presentert resultater samlet for aure og laks.

I Klekkeribekken og Tokvamsbekken ble det også gjennomført elektrisk fiske etter samme metode. I Klekkeribekken ble det fisket et transekt på 80 m lengde og i Tokvamsbekken tre transekter på 100 m lengde hver.

5.2 Fysiske habitatforhold

5.2.1 Metoder for habitatkartlegging

Sediment og skjultilgang

I vintrene 2013-2017 ble elvebunnen og habitatforholdene i anadrom del av vassdraget kartlagt og oppmålt med landmålingsutstyr og etter 2015 også med drone. Det ble kartlagt en elvestrekning på totalt ca. 17 km: Aurlandselva, Vassbygdelva opp til vandringsbarriere i Almagjelet, Stondalselva opp til barriere i første foss, og Midjeelva (Løelva) opp til barriere i Midjedalen.

Kartlegging av substratforhold og hulrom i substratet (skjul) ble i hovedsak kartlagt med de metodene som er beskrevet i Forseth & Harby (2013), og det henvises til denne for en mer detaljert beskrivelse. Kartleggingen ble gjennomført ved at to personer snorklet nedover vassdraget og gjorde notater underveis. Habitatparameterne ble notert på skjema og kart på vannfast papir, og lokalisert ved bruk av kartskeer og ved bruk av GPS, og fra 2015 også ved hjelp av georefererte ortofoto fra drone.

Ved kartleggingen i 2013-2017 ble mesohabitater ikke kartlagt etter Borsányi mfl. (2004), men etter substrattypen. Resultater fra kartlegging etter Borsányi-metoden (i 2009-2012) er beskrevet i tidligere rapporter (Sauterleute & Sundt 2011, Sauterleute 2013). Habitattiltakene har ikke endret elva med hensyn til klassifisering etter denne metoden.

Innenfor elvestrekninger som har forholdsvis like fysiske forhold (mesohabitatnivå) med tanke på strøm og bunnforhold ble følgende habitatparametere registrert: Substrat ble klassifisert ved at dekningsgraden (%) innenfor et areal med samme type sediment ble estimert ved dykking og ortofoto: Det ble skilt mellom mudder (organisk finsediment), sand (< 1 mm), grus (1-64 mm), rullestein (64-384 mm), blokk (> 384 mm). Stein over 1 m og grunnfjell ble kategorisert som grov blokk eller fjell. Antall og størrelse på skjul for ungfish i substratet ble kvantifisert etter metode beskrevet av Finstad mfl. (2007), ved å måle hvor mange ganger en 13 mm tykk plastslange kan føres inn i hulrom mellom steiner innenfor en stållamme på 0,25 m². 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 å gjøre skjulmålingene så representative som mulig med tanke på substratsammensetningen innenfor et mesohabitat, foretas skjulmålinger i transekt ved at metallrammen kastes ut på tre «tilfeldige» punkter i elva innenfor et område med forholdsvis likt substratforhold (ett punkt nær bredden, ett så langt ut i elva det er mulig å gå og ett midt i mellom). Vektet skjul ble deretter beregnet som gjennomsnittet av skjulmålingene for hver av de tre målingene ut i fra følgende likning:

$$\text{Vektet skjul} = S1 + S2 \times 2 + S3 \times 3$$

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). Skjulmålingene gjøres så representative som mulig med tanke på substratsammensetningen innenfor et område. Ettersom det ikke er mulig å utføre skjulmålinger på områder dypere enn ca. 2 m, vil det være noe usikkerhet knyttet til hvor representative skjulmålingene er for dype partier.

Gyteområder ble kartlagt basert både på undervannsobservasjoner av bunnforholdene ved snorkling og erfaringsmessig kjennskap til aurens krav til gytehabitat. De viktigste kriteriene var substratforhold, vannhastighet og vanddyp samt morfologiske strukturer i elva (brekk). Områder som tidligere har vært benyttet til gyting vil ofte kunne ses ved at substratet er lysere og annerledes sortert enn substratet rundt. I mange tilfeller kan en også se rester av

gytegroper som en typisk form på elvebunnen. Gyteområdene som er beskrevet er potensielle gyteområder som tilfredsstiller aurens krav. Registreringer av gytegroper ble derfor også lagt til grunn for å kartlegge potensielle gyteområder. Gyteforholdene klassifiseres ut i fra hvor stor andel av det totale elvearealet som er tilgjengelig for gyting, samt hvor stor avstand det er mellom gyteområdene.

Resultatene av kartleggingen ble digitalisert og analysert ved bruk av ArcGIS. Habitatkartene og lokalisering av gyteområder er basert på inntegninger fra skisser under kartlegging og avmerking fra GPS. Kartene er basert på egen oppmåling ved gitte vannstander (I Aurlandselva 44 m³/s sommervannføring, 3,5 m³/s vintervannføring, i Vassbygdelva ca. 0,77 m³/s). Hvert mesohabitat får en klassifiseringsverdi for skjul (som beskrevet ovenfor) basert på skjulmålinger innenfor området.

Oppmåling og dronebilder

Det ble brukt drone til å fly og ta bilder av hele den anadrome strekningen. Dronen som ble benyttet er av typen DJI Phantom 3Pro. Bildene ble benyttet til å få bedre georefererte flybilder av elvestrekningen og et meget nøyaktig grunnlag for arealberegninger og habitatanalyser. Bildene ble prosessert med applikasjonen «Structure from motion» (Agisoft PhotoScan Professional 1.4.4). Med dette programmet ble det laget georefererte ortofoto av elvene. En pixeldiameter tilsvarer 4 cm. Alle droneoperasjoner ble utført i henhold til forskriftene for fjernstyrte flysystemer kategori RO1 som definert av Luftfartstilsynet.

Elvemorfologi

Karakterisering av elvemorfologien på elvestrekning-skala (1-10 km) viser utforming og substratsammensetning og indikerer hydromorologiske rammer. Den brukes for å avgrense segmenter med ulik hydraulisk karakter og kartleggingsmetoden som ble brukt (se **vedlegg 5.2**) er beskrevet i Pulg mfl. (2018) og Hauer & Pulg (2018). Vandringsforhold for fisk (konnektivitet) og kartlegging av vandringsbarrierer ble vurdert ut fra hydrauliske forhold etter kriterier gitt i Pulg mfl. (2018) og Fjeldstad mfl. (2018). Elveløpene til Midjeelva (Løelva), Vassbygdelva (Aurlandsdalen) og Stondalselva ble befart til fots under kartleggingen i mai 2015 fra munningene til vandringsbarrierene var identifisert og kartfestet.

5.2.2 Fysiske habitatforhold - resultater

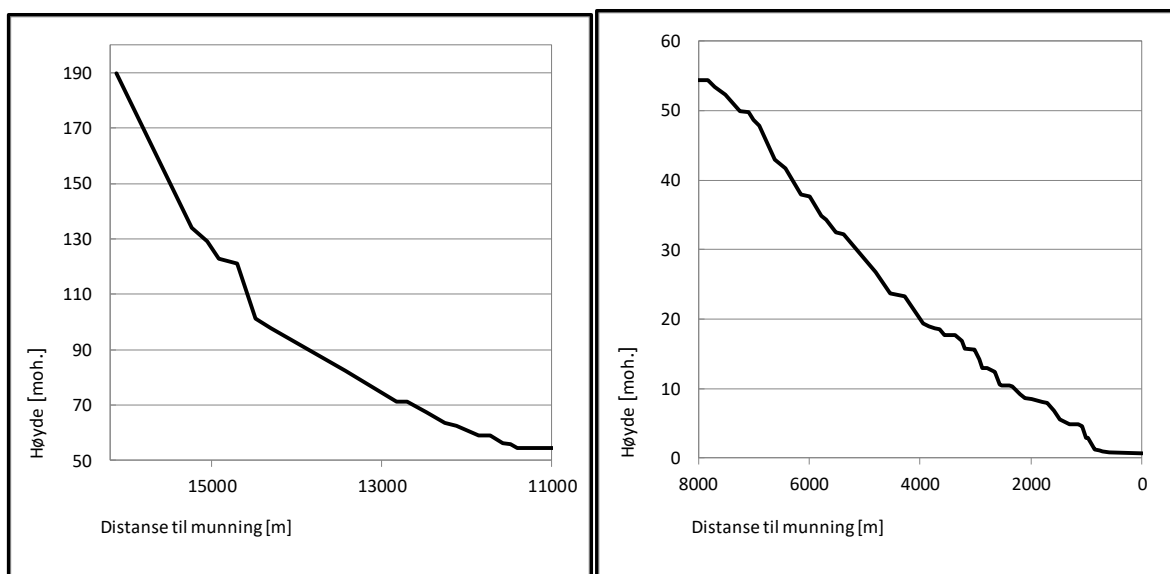
Morfologi, ungfiskhabitat og gyteplasser

Resultatene fra habitatkartlegging er presentert i **figur 5.4-figur 5.10**, og **tabell 5.1**. Aurlandselva nedenfor Vassbygdvatnet er rundt 7800 m lang og har et vanndekt areal på 239.000 m² ved vintervannføring (3,3 m³/s). Elvestrekingen har en gjennomsnittlig gradient på 0,0069. Nedenfor Tokvamsbrui som ligger ca. i midten av Aurlandselva, er gradienten 0,0049, ovenfor 0,0087 (**figur 5.4**). I nedre del dominerer morfologitypen *jevnt stryk* og *kulpstryk* sekvenser, i øvre del finnes typene *varierte stryk* og *jevnt stryk* om hverandre (Hauer & Pulg 2018). Den lavere totalgradienten i nedre del av elva skapes først og fremst gjennom flere høler med mindre fall. Strykene i nedre del av Aurlandselva er om lag like bratte som i øvre del. Aurlandselva har skåret seg gjennom glasifluviale avsetninger etter siste istiden og det finnes en stor variasjon i steinstørrelse med lite sortert materiale i *varierte stryk*.

I Aurlandselva er elvebunnen dominert av rullestein (ca. 34 %) og blokk (ca. 34 %). Fjell og svært grov blokk (> 1 m) dekker ca. 13 %, grus ca. 9 %, sand ca. 7 % og mudder ca. 3 %. Disse tallene er basert på kartlegging i felt i januar 2017 og andelen med grovt sediment (> 64 mm) har ikke endret seg vesentlig i løpet av prosjektperioden (**figur 5.5**).

I Aurlandselva nedenfor Tokvamsbrui ble vektet skjul i 2013 de fleste plasser målt til under 8, med noen unntak langs bredden (ved vintervannføring). Gjennomsnittlig arealkorrigert

vektet skjul var 4,6, noe som kan klassifiseres å være på grensen mellom lite og moderat skjul.



Figur 5.4. Lengdeprofil av anadrom strekning i Aurlandsvassdraget fra Vassbygdvatnet til Aurlandsfjorden (høyre panel) og anadrom del i Vassbygdelfva fra Aurlandsdalen til Vassbygdvatnet (venstre panel).

I øvre Aurlandselva fantes noe mere skjul (i snitt 6,7) også her særlig langs breddene (**tabell 5.1**). Beregnet for hele Aurlandselva var arealkorrigert vektet skjul 5,5 ved vintervannføring og 6,9 ved sommervannføring. Økningen i skjul ved større vannføring skyldes forekomst av skjulrike arealer langs bredden som tørlegges om vinteren. I januar 2017, etter rippling, hadde gjennomsnittlig arealkorrigert vektet skjul for vintervannføring økt til 8,5 (9,2 beregnet for vanddekt areal ved sommervannføring). I nedre Aurlandselva ble arealkorrigert skjul nesten doblet etter rippling, fra 4,6 til 8,3. I øvre del økte vektet skjul fra 6,7 til 10,3.

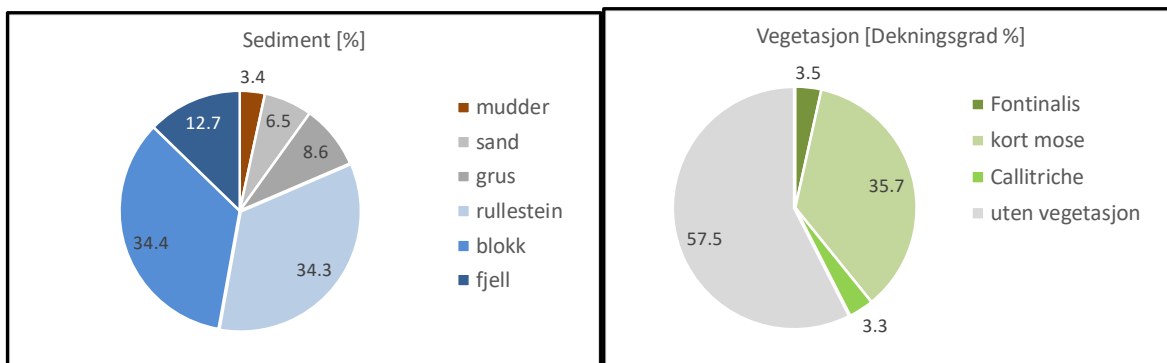
Tabell 5.1. Gjennomsnittlig (arealkorrigert) vektet skjul i bunnsubstratet på anadrom strekning i Aurlandsvassdraget, status høst 2013 og januar 2017.

Strekning	Areal [m ²]	vektet skjul 2013	vektet skjul 2017
Aurlandselva sommervannføring, 44 m ³ /s	319000	6.9	9.2
Aurlandselva vintervannføring 3,3 m ³ /s	239000	5.5	8.5
Nedre Aurlandselva, vinter, munning til Tokvamsbrui	137000	4.6	8.3
Øvre Aurlandselva, vinter, Tokvamsbrui-Osen	102000	6.7	10.3
Vassbygdelfva (0,77 m ³ /s) inkl. Aurlandsd. og Stond.	59000	10.7	12

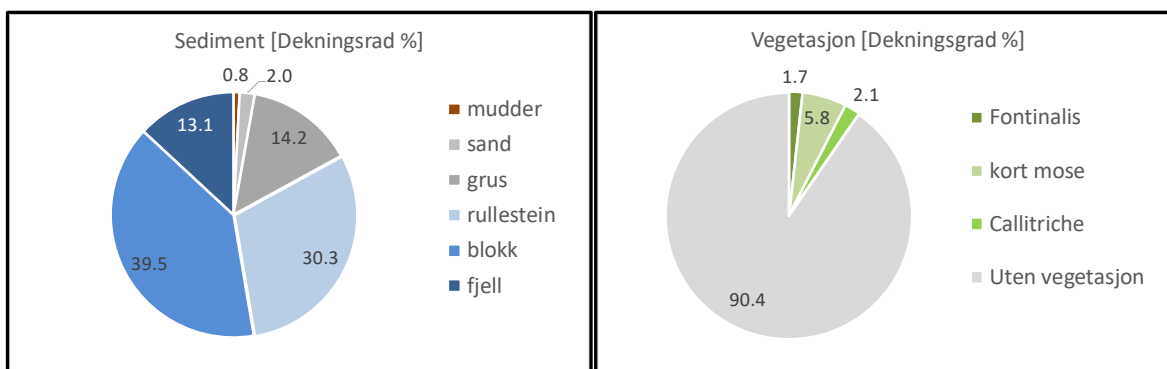
Vassbygdvatnet er en postglasial innsjø som er 3250 m lang og har et areal på 184 ha. Ovenfor ligger Vassbygdelfva som strekker seg flere mil gjennom Aurlandsdalen opp til Aurlandsfjellet. I noen eldre rapporter betraktes Sitjandefossen, ca. 3 km ovenfor Vassbygdvatnet som vandringshinder. Gytetiskellinger fra midten av 2000 tallet (Sægrov mfl. 2007) og i senere år samt vår kartlegging har imidlertid vist at både laks og sjøaure kan vandre opp fossen. Under habitatkartleggingen ble naturlig vandringsbarriere i vassdraget vurdert på nytt. Anadrom fisk kan mest sannsynlig vandre opp til et rasområde med bratte fossetrinn

(> 8 m) nedenfor Almagjelet i Aurlandsdalen (ca. 1400 m ovenfor Sitjandefossen) og til en foss (>10 m fall) 500 m opp i Stondalselva. Anadrom del i Vassbygd elva har med dette en lengde på 4700 m pluss 500 m i Stondalselva. Dette gir et vanndekt areal på 59.000 m² ved en vannføring på 0,77 m³/s. Arealet i Midjeelva (Løelva) (potensiell 12.600 m²) er ikke medregnet siden den elven tørrfaller. Gradienten fra Almagjelet til Vassbygdvatnet er 0,024 i gjennomsnitt. Nedenfor Sitjandefossen er gjennomsnittsgradienten 0,015 ovenfor 0,048 (**figur 5.4**). Vassbygd elva domineres av *jevne stryk* nedenfor Sitjandefossen og *varierte stryk* og *kaskader* i øvre deler. Sitjandefossen er en *kaskade* på store blokker. Sedimentsammensetningen er grovere enn i Aurlandselva. Den dominerende kornfraksjonen er blokk (ca. 40 %, **figur 5.6**). Rullestein dekker ca. 30 % av elvebunnen, grus 14 %, sand 2 % og mudder under 1 %. Ca. 90 % av elvebunnen er uten vegetasjon, på ca. 6 % finnes kort mose, dessuten *Fontinalis spec.* på 2 % og *Callitriche spec.* på ca. 2 % (**figur 5.6**).

I nedre og delvis midtre Vassbygd elva har det blitt bygget terskler. Disse stabiliserer elvebunnen og øker vanndekt areal, men virker sannsynligvis som periodiske vandringshinder for fisk ved lav vannføring. Tersklene er delvis erodert og underspylt og står i fare for å rase sammen.



Figur 5.5. Dekningsgrad av sedimenttyper med forskjellig korndiameter og undervannsvegetasjon i Aurlandselva i januar 2017.



Figur 5.6. Dekningsgrad av sedimenttyper med forskjellig korndiameter og undervannsvegetasjon i Vassbygd elva i januar 2017.

Midjeelva (Løelva) munner ut i Vassbygd elva fra nordsiden og har i dag en periodisk vannføring. To bekkeinntak fører vann til kraftverksanlegget lengre oppe i fjellet. Også før reguleringen hadde Midjeelva mest sannsynlig ingen permanent vannføring, men holdt alltid vann i holer. Flyfoto fra mai 1969 viser en sånn situasjon og også lokal kjente vitnet om dette (Per Veum, pers. med.). Med nok vann er elven tilgjengelig for anadrom fisk i en lengde på

ca. 2400 m opp til juvet i Midjedalen ovenfor betongterskel/vanninntak. Ved en bredde på 5,25 m gir dette et areal på 12.600 m². Morfologien er relativ homogen og tilsvarer et *variert stryk*. I øvre deler ligger elven i et juv med store blokker eller grunnfjell. Gradient i anadrom del er 0,045 og substratet er dominert av rullestein (30 %) og blokk/grunnfjell (50 %). Vektet skjul nedenfor betongterskel er 11, ovenfor 3 (2017). Det har blitt observert 0-2 sjøaurer under gytefisketellinger i elva (2010-2017), 2 ovenfor betongterskelen i 2014. Stikkprøver med elektrisk fiske i 2015 resulterte i funn av to eldre ungfisk av aure i nedre del ved veibro, ellers ble det ikke fanget fisk.

Flyfoto fra 1969 (før reguleringen, Pulg mfl. 2013) viste at Vassbygdelfva med sidevassdrag hadde en annen hydromorfologisk karakter enn i dag, med større vannføring og masse-transport. Området nedenfor Sitjandefossen og særlig deltaet nedenfor dagens veibro hadde overveiende fluvial karakter med jevne stryk, kulp-stryk sekvenser, sideløp og en morfologi som tyder på transportbegrensning, løsmasseoverskudd og stor sedimentdynamikk.

Flyfotoene fra 1969 og en rekke fotografier tilbake til 1890 tyder på at Aurlandselva hadde samme elvemorfologi som i dag (dominert av *jevne stryk* og *varierte stryk*), men med større sedimentdynamikk tidligere. Elvebunnen virker lysere enn i dag på bildene, og det er tydelige spor etter erosjon og sedimentasjon av løsmasser som stammet mest sannsynlig fra glasi-fluviale avsetninger langs Aurlandselva (særlig Låviterassene) og sidevassdrag (Pulg mfl. 2013).

Gyteplasser

En kartlegging av gyteareal med dykkere og skjønnsmessig vurdering av areal i desember 2009 tydet på at ca. 0,2 % av elvearealet var egnet for gyting (samlet for Aurlandselva og Vassbygdelfva, N50 kart, Pulg mfl. 2013).

Målt med oppdaterte målemetoder (georeferert ortofoto fra drone) og reelt areal ved vinter-vannføring, metoden som også brukes ellers i dette kapitlet (3,3 m³/s i Aurlandselva, 0,77 m³/s i Vassbygdelfva) var andelen gyteareal i Aurlandselva (2009) rundt 0,5 % (1178 m² av totalt 239.000 m²) og i Vassbygdelfva 0,6 % (325 m² av totalt 59.000 m²). Pulg mfl. (2013) konkluderte med at det var større områder som var hydraulisk sett egnet til gyting, men at det manglet egnet gytesubstrat. Basert på historiske bilder og vannføringsdata ble det diskutert at det sannsynligvis har skjedd en reduksjon i substratdynamikk og grustilførsel etter regulering og erosjonssikring av elvebredder.

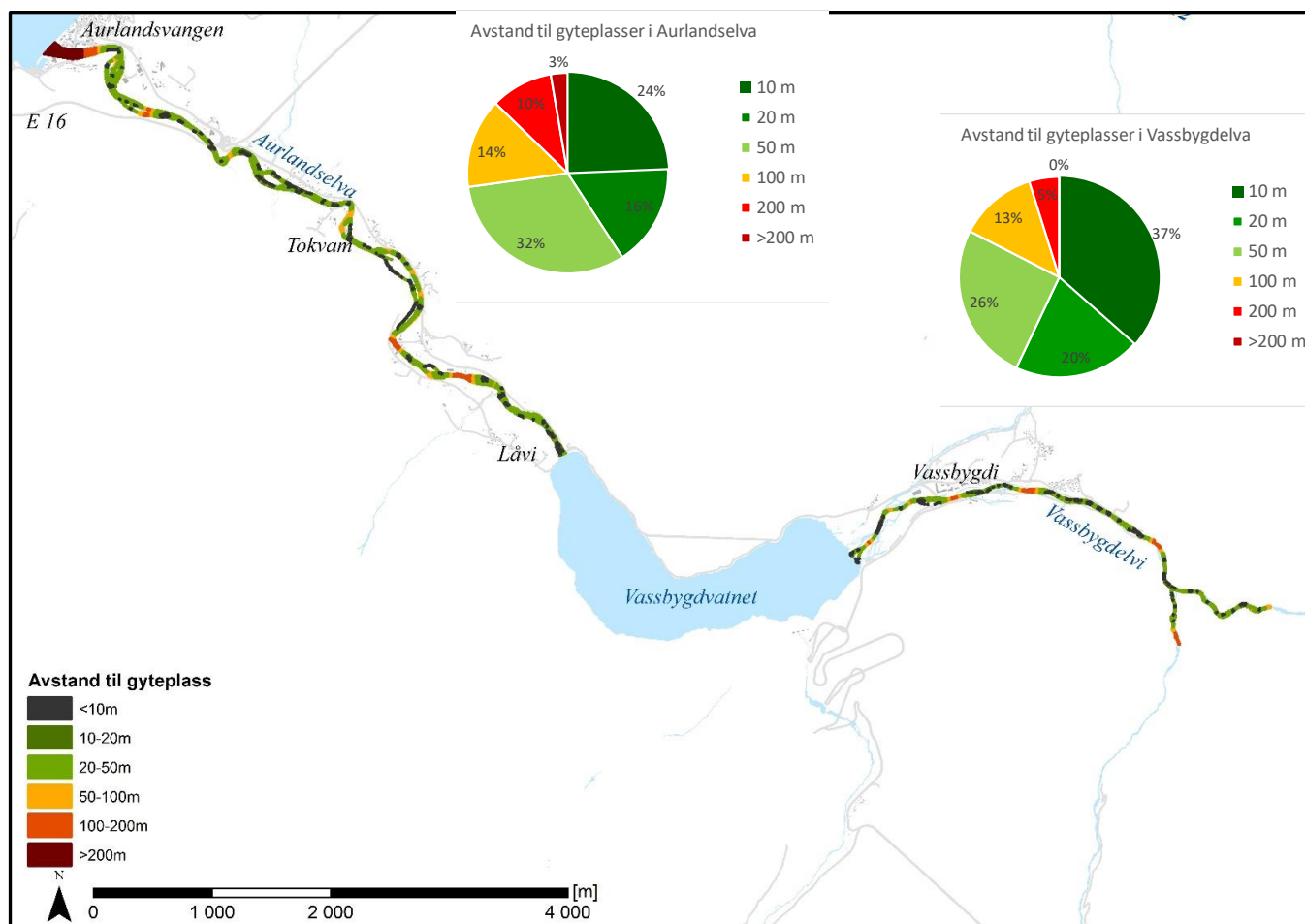
Det ble i april 2010 lokalisert 34 gyteområder med et gjennomsnittlig areal på 16 m², som lå spredt nedover langs Aurlandselva. Median avstand mellom gyteplassene var 130 m og det var flere lange elvestrekninger helt uten gytemuligheter. Det fantes ti elvestrekninger som hadde en avstand til nærmeste gyteplass på mer enn 200 m (maksimal avstand 600 m). Samlet utgjorde disse strekningene uten gytemuligheter 3400 m eller ca. 50 % av elvearealet. På 27 % av elvearealet var nærmeste avstand til en gyteplass 100 m eller mer.

I Vassbygdelfva ble det kartlagt 39 gyteplasser med en snittstørrelse på 8 m² og medianavstand mellom gyteplassene var 45 m. Fordelingen var litt mer klumpete enn i Aurlandselva med flere gyteplasser nede og færre i den øvre delen av elva. Det fantes fire strekninger som hadde en avstand til nærmeste gyteplass på mer enn 200 m (maksimal avstand 370 m). På 25 % av elvearealet var nærmeste avstand til en gyteplass 100 m eller mer (Pulg mfl. 2013).

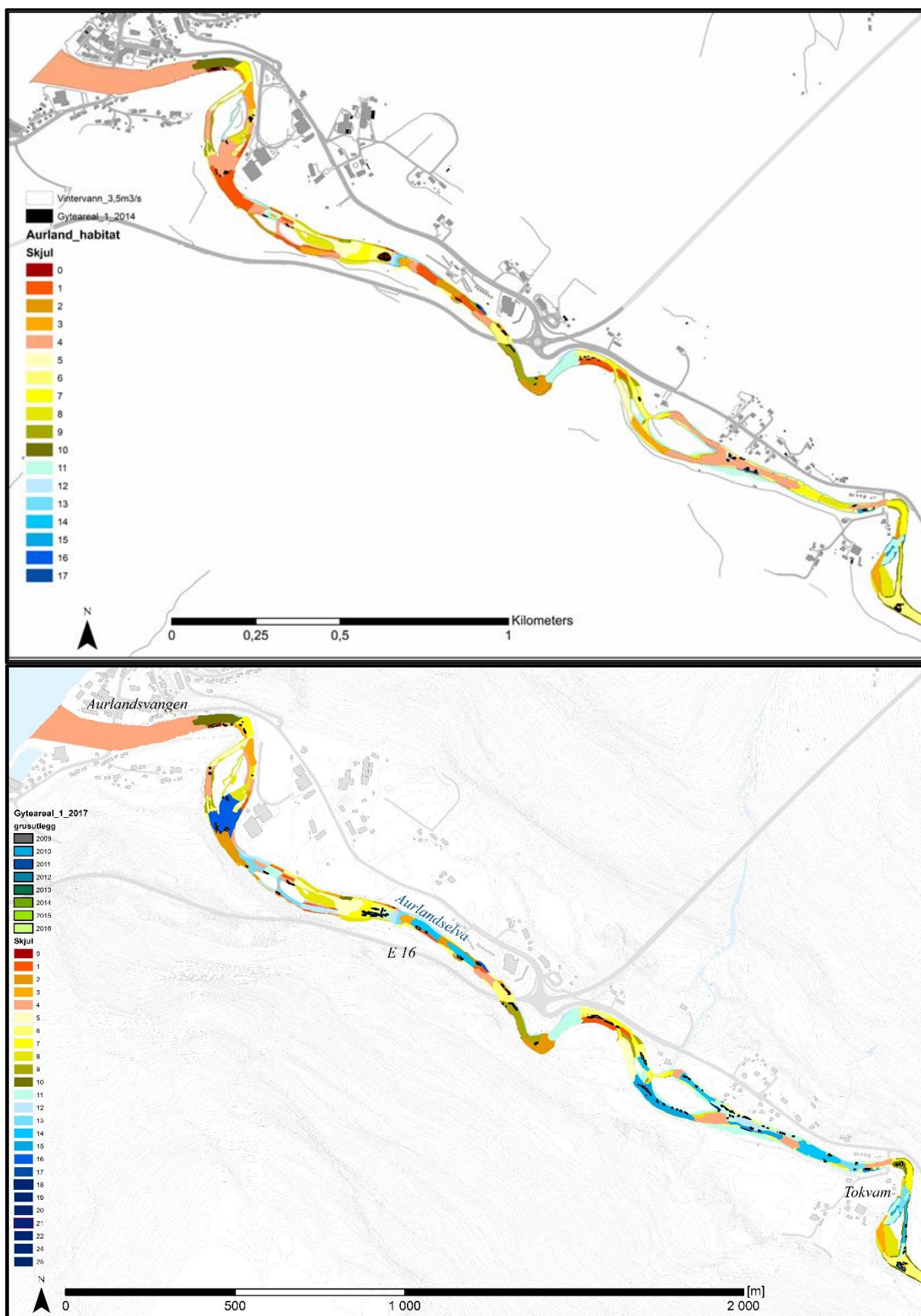
I en tidlig fase i prosjektet ble det satt i gang tiltak for å øke gyteareal og å fordele det jevnere i vassdraget. Arbeidet i Aurlandselva startet i 2010 og gradvis ble tilgang til gyteareal økt fra

1178 m² (0,5 % av elvebunnen) til 6679 m² (2,8 %) vinteren 2016/2017 (**figur 5.2**). Gytearealet var fordelt på 223 gyteplasser med et gjennomsnittlig areal på 30 m². I 2017 var median avstand mellom gyteplasser redusert til 32 m, og bare fem strekninger hadde mer enn 200 m avstand mellom gyteplassene (**figur 5.7**). For 73 % av elvearealet var avstanden til nærmeste gyteplass mindre enn 50 m. På 13 % av elvearealet var avstand til nærmeste gyteplass 100 m eller mer, på 3 % over 200 m. Tiltaket førte altså til betydelig større areal og bedre fordelt gytehabitat enn i 2009/2010.

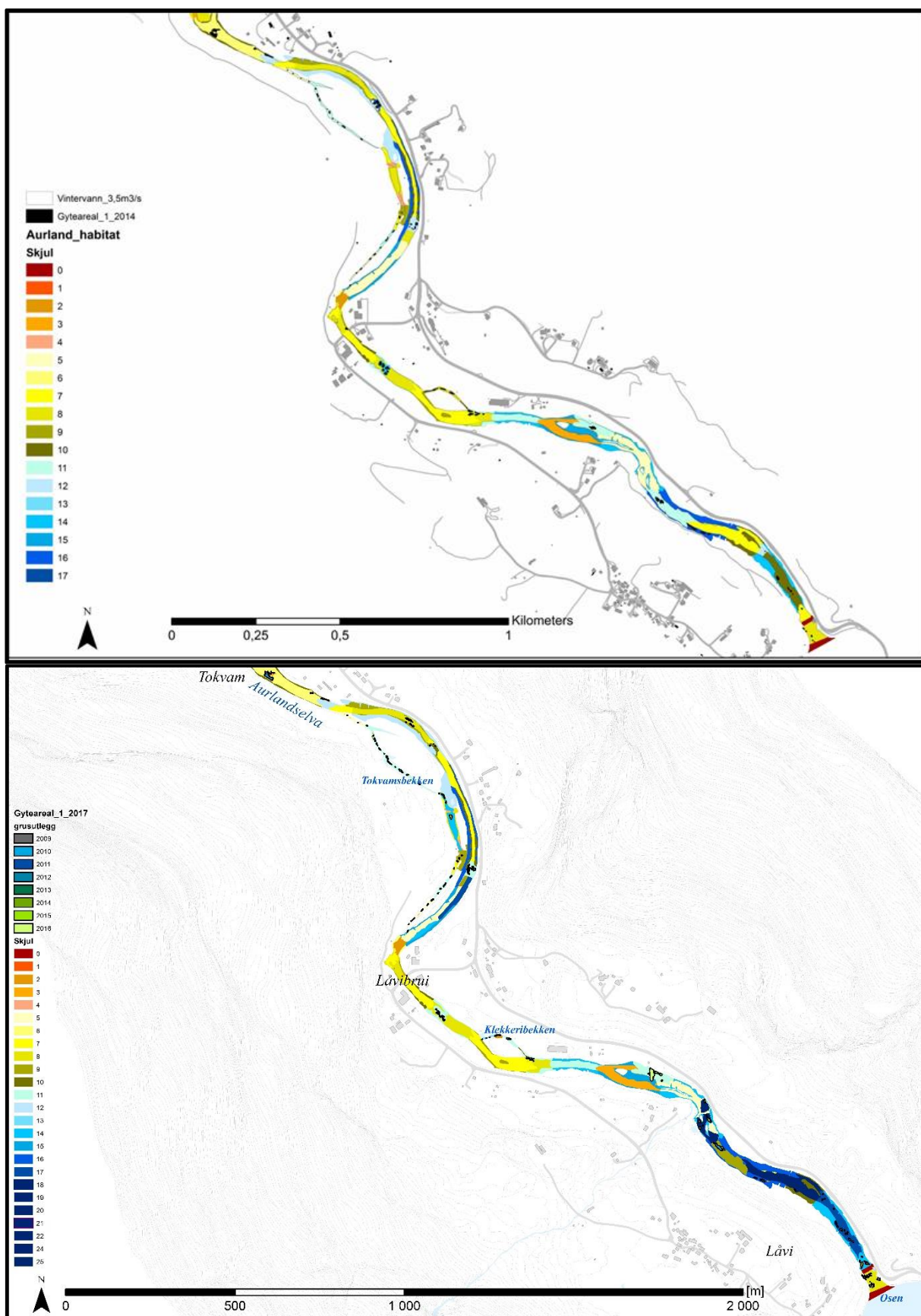
I Vassbygdelva økte gytearealet først og fremst under flommen 2014 som førte til ras og massetransport fra Aurlandsdalen. Her økte gytearealet fra 325 m² (0,6 % av elvebunnen) i 2010 til 3578 m² (6,1 %) i 2016 (**figur 5.2**). I 2016 ble det registrert 105 gyteplasser med et gjennomsnittlig areal på 34 m² og median avstand mellom gyteplasser var redusert til 36 m (**figur 5.7**). På fem strekninger var det mer enn 200 m avstand mellom gyteplassene. For 82 % av elvearealet var avstanden til nærmeste gyteplass mindre enn 50 m, mens for bare 5 % av elvearealet var avstand til nærmeste gyteplass 200 m eller mer.



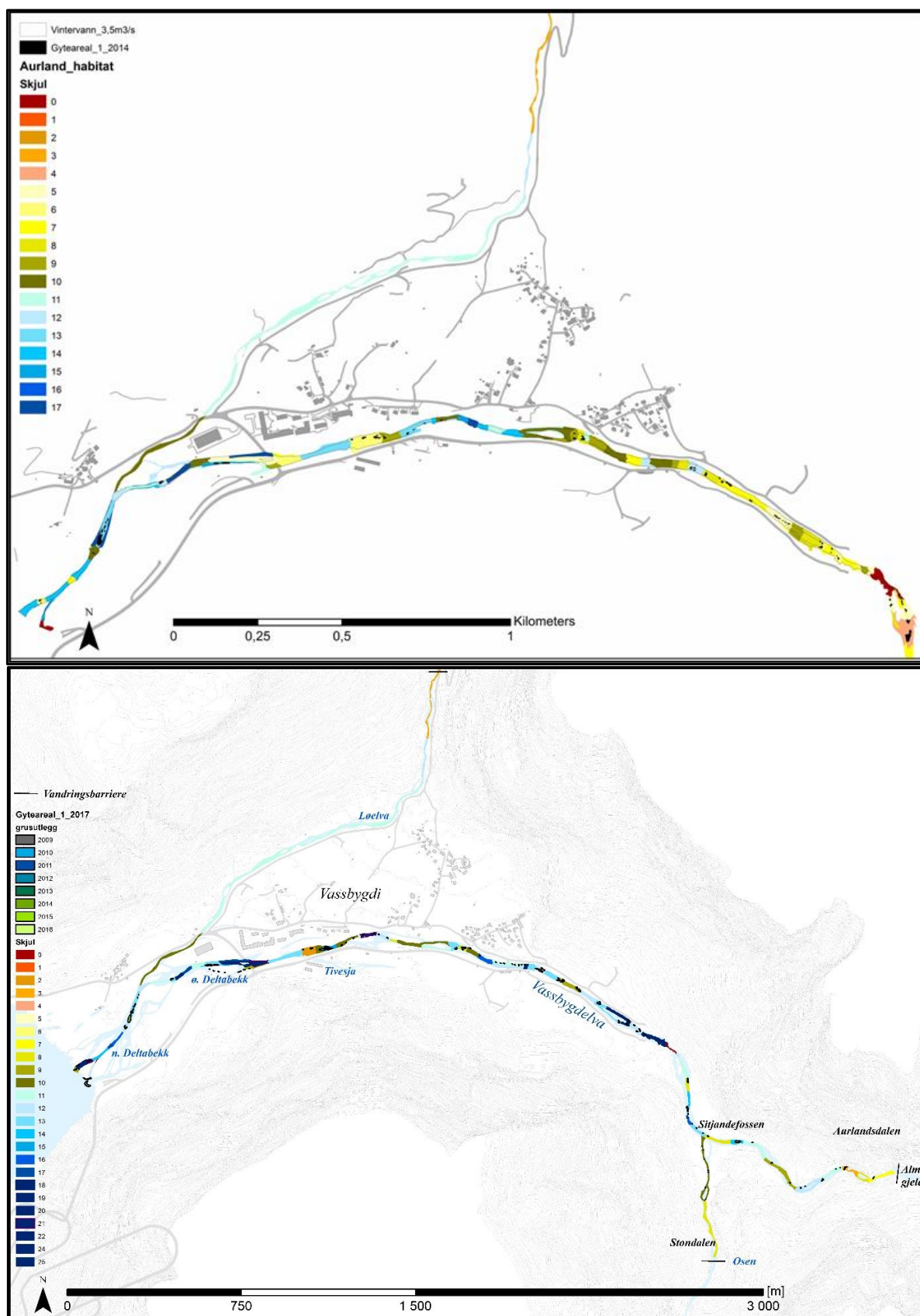
Figur 5.7. Avstand til gyteplasser i Aurlandselva og Vassbygdelva i 2016/2017.



Figur 5.8. Vektet skjul i elvebunn og gyteplasser i nedre Aurlandselva i 2013 (øverst) og i 2017 (nederst).



Figur 5.9. Vektet skjul i elvebunn og gyteplasser i øvre Aurlandselva i 2013 (øverst) og i 2017 (nederst).



Figur 5.10. a) Vektet skjul i elvebunn og gyteplasser høst 2013, for Vassbygdelva opp til Sitjandefossen (øverst). **b)** Vektet skjul i elvebunn og gyteplasser i 2017, for Vassbygdelva hele det anadrome arealet opp til Almagjelet (nederst).

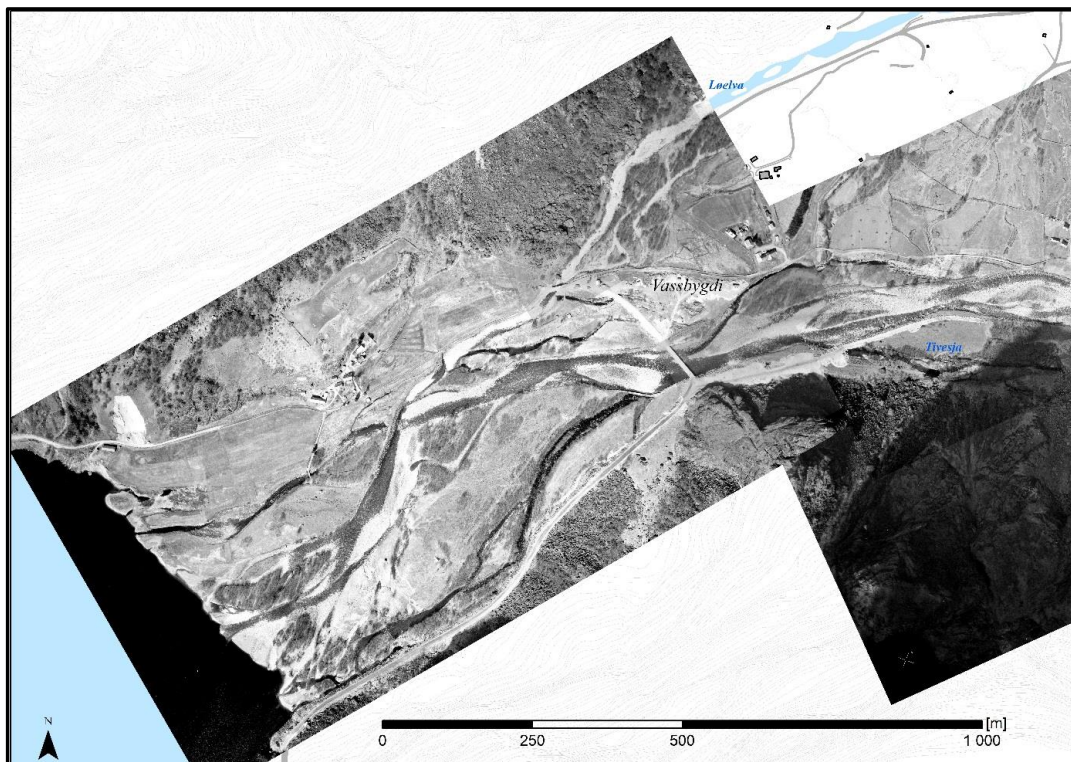
5.2.3 Fysiske habitatforhold - diskusjon

Sediment, gyteareal og skjul

Sediment i elver er i bevegelse over tid og i forskjellig grad, avhengig av geologisk berggrunn og geo- og elvemorfologi samt vannføringsregime og tilgjengelighet på løsmasser. Endringer i vannføring og tilførsel av løsmasser kan føre til endringer i sedimentforholdene i elver og med dette i habitatforhold for fisk (Hauer mfl. 2018).

Nedenfor Vassbygdvatnet er Aurlandselva gradvis blitt forbygget, hovedsakelig med steinsettinger og buner, men delvis også betongvegger langs bilveien, og disse forbygningene hindrer tilførsel av glasifluviale løsmasser fra siden. Forbygninger ble delvis allerede satt opp før kraftreguleringen og hadde trolig som mål å beskytte landbruksområder og bosetting mot erosjon, og delvis også for å skape fiskeplasser (buner). Etter kraftregulering ble flomvannføringen redusert. Største registrert vannføring etter regulering var 143 m³/s (2014) mot 571 m³/s (1939, døgnmiddel) i perioden før regulering (1909-1970). I denne perioden før reguleringen ble det registrert 23 flomtopper med døgnmiddel over 300 m³/s. Samlet sett førte redusert flomvannføringer til at sideerosjon og tilførsel av løsmasser trolig har blitt sterkt redusert i Aurlandselva siden slutten av 1970-tallet. Sideelver som tilfører nytt substrat finnes også i dag, f.eks. Tverrelva, men disse er små og tilførselen av løsmasser er begrenset.

Lignende effekter har også gjort seg gjeldende i Vassbygdelva. Her var omfanget av endringene imidlertid større. Ortofoto fra 1969 tyder på at elvesengen hadde en aktiv bredde på 80 m mellom Sitjandefossen og Vassbygd og opptil 300 m i deltaet nedenfor. Etter reguleringen ble vannføring, transportevne og med dette sedimentdynamikken redusert – men ikke helt stoppet. Dessuten ble deler av elvesletten brukt for å deponere sprengstein fra kraftverksbygging og med dette hevet. Elvesengen ble snevret inn og den nedre delen ble etter hvert supplert med terskler.



Nedre del av Vassbygdelva med Løelva og Tivesja før regulering i mai 1969 (bilde: Kartverket, med tillatelse).

At det var lite gytehabitat å finne i Aurlandselva i 2009 var mest sannsynlig en følge av redusert tilførsel av grus på grunn av forbygninger, redusert flomvannføring og derfor mindre sedimentdynamikk. Årsak til begroing og sedimentering av det resterende bunnsubstratet så vel som dannelse av kraftige armeringslag med lite skjul ligger trolig i den reduserte sedimentdynamikken. Kornfraksjoner fra rullestein og oppover blir i langt mindre grad beveget av vannet. Nye steiner blir knapt tilført i Aurlandselva. Grustransport som renser overflaten av rullestein («sliping») er sterkt redusert og isskuring finnes knapt. Rullesteinene ligger i ro, og alger og mose kan gro over lengre tid. Armeringslag kan forsterkes grunnet kohesjons-effekter i sediment som ligger i ro i årtier. Hulrom fylles med finsediment som ikke blir spylt ut igjen siden rullesteinen ligger stabilt. Denne prosessen er ikke uvanlig for regulerte elver med sterkt redusert sedimentdynamikk og er beskrevet i en rekke vassdrag (Hauer mfl. 2018).

I Vassbygdelfva var og er tilførsel av løsmasser ovenifra og transport av sediment fortsatt mulig etter regulering, men i mindre omfang enn før. Begroing med alger og mose var også mindre i denne elva enn i Aurlandselva (Pulg mfl. 2013). Skjul i elvebunnen (10,7) var større enn i Aurlandselva. Flommen høsten 2014 førte til ras i Aurlandsdalen samt bunn- og side-erosjon i strekningen ovenfor Sitjandefossen. Sediment ble transportert nedover fra Aurlandsdalen og la seg mellom Sitjandefossen og terskelbassenget ved munningen av Tivesja som delvis ble fylt med løsmasser. Likevel har ikke elvemorfologien endret seg vesentlig etter flommen. Løsmassene hadde en høy andel av rullestein og grus - en meget gunstig substratblanding for laks og sjøaure. Gytearealandel økte sterk (fra 0,6 % til 6,1 %) og skjultilgang forbedret seg litt (fra 10,7 til 12). Samtidig ble begroing av elvebunn redusert, noe som kan påvirke bunndyrproduksjon, i alle fall de nærmeste årene. Situasjonen illustrerer hvordan naturlige fluviale prosesser fungerer og hvilken rolle de kan ha for fysisk habitat-kvalitet, selv om vannføringen i vassdraget er skalert ned som følge av kraftverksregulering.

Tersklene i Vassbygdelfva bidrar til økt vanndekt areal ved lave vannføringer, men delvis fører de til typiske miljølemper som følger av terskelbygging (Pulg mfl. 2018). Ved lave vannføringer virker de største av tersklene trolig som periodiske vandringshinder for fisk med spranghøyder over 0,8 m og tynn vannfilm over terskelkanten. Også skjultilgang er delvis redusert i terskelbassengene selv om den effekten er liten i forhold til andre elver (se **figur 5.10**), trolig fordi Vassbygdelfvas helning er høy (0,015) og terskelhøyden i hovedsak moderat. Gytefisk kan vandre opp i elva under flommer, men tersklene kan forsinke oppvandringen og redusere vandringsbevegelser, særlig når vannføringen avtar igjen. Dette kan øke fiskens sårbarhet mot predasjon, for eksempel fra oter, fordi fluktmulighetene er redusert. Det er også mulig at områder oppstrøms Sitjandefossen har blitt vanskeligere å nå for gytefisk fordi fossen trolig krever spesielle vannføringer for å kunne passeres. Det foreslås derfor å modifisere en del av tersklene som foreslått i Pulg mfl. (2018), hovedsakelig ved justering av høyde og installering av en lavvannsrenne.

5.3 Sedimentforhold - en flaskehals eller ikke?

I tidligere rapporter om Aurlandsvassdraget (f.eks. Sægrov mfl. 2000) ble det først og fremst fremhevet to flaskehalser for fiskeproduksjon: Redusert vannføring (f.eks. i Vassbygdelfva og Midjeelva) og forandrete temperaturforhold i Aurlandselva. Betydningen av substratforhold som grunnlag for fysiske habitatforhold for fisk har ikke blitt utredet i vassdraget før 2009.

Våre resultater fra 2009-2018 og analyser av data for hele perioden 1989-2018 (se kapittel 4) bekrefter at lave sommertemperaturer i Aurlandelfva er en flaskehals, og at redusert temperatur som følge av regulering har bidratt til å redusere ungfiskproduksjonen.

Hvorvidt vil substratforhold og fysisk habitat være relevant som flaskehals i forhold andre flaskehalser? Selv om sommertemperatur og vannføring kan være vesentlige flaskehalser for fiskeproduksjonen under dagens reguleringsforhold, så vil det fysiske habitatet, i form av tilgjengelig gyte- og ungfiskhabitat, være avgjørende for hvorvidt en oppnår vassdragets produksjonspotensial. Dersom betingelsene for ungfisk er ugunstig (større dødelighet og liten vekst) så vil effekten for totalbestand av ungfisk være enda mer ugunstig når eggene er svært klumpete fordelt med høy yngeltetthet på få plasser som resultat. Store deler av elven kan da ikke tas i bruk av yngel. Omvendt vil totalantall ungfisk være større dersom gyteplasser og egg er jevnt fordelt over hele elven siden hele elven vil kunne tas i bruk av yngel. Lave temperaturer vil dempe vekst og overlevelse, men dersom et større areal inkludert hulrom i elvebunnen er i bruk som oppvekstområde vil totalantall fisk i vassdraget kunne være større. En rekke studier viser at yngelen ofte etablerer seg nært gyteområdene i tiden etter den har kommet opp av gytegrupene (Einum mfl. 2008, Foldvik mfl. 2010). Erfaringer fra rognplantingsforsøk viser også at en finner høyeste tetthet av yngel innenfor 100 m fra utplantingsområdet, og selv om enkelte yngel kan spre seg forholdsvis langt nedstrøms (>1 km) vil tetthetene oftest være lave bare ved avstander større enn 100-200 m fra gytegrupene (LFI upubliserte data). Slik gyteforholdene var i 2009, var om lag 27 % av elvearealet i Aurlandselva og 25 % av elvearealet av Vassbygdelva mer enn 100 m fra en gyteplass. I disse områdene forventes det at fiskeproduksjonen var under potensialet fordi de i mindre grad kunne tas i bruk av årsyngel. Pulg mfl. (2013) konkluderte derfor med at mangel på og dårlig fordeling av gyteareal var en flaskehals for fiskeproduksjon i vassdraget og trolig også mangel på skjul på i elvebunnen.

Etter tiltakene med å legge ut grus ble spredning av gyteareal økt og med dette ble avstandene til nærmeste gyteareal redusert. Andel areal med mer enn 100 m avstand til nærmeste gyteplass ble redusert til ca. 13 % i Aurlandselva og 5 % Vassbygdelva. På de områdene som ligger langt fra nærmeste gyteplass kan imidlertid mangel på gyteareal fortsatt være en flaskehals for ungfiskproduksjon.

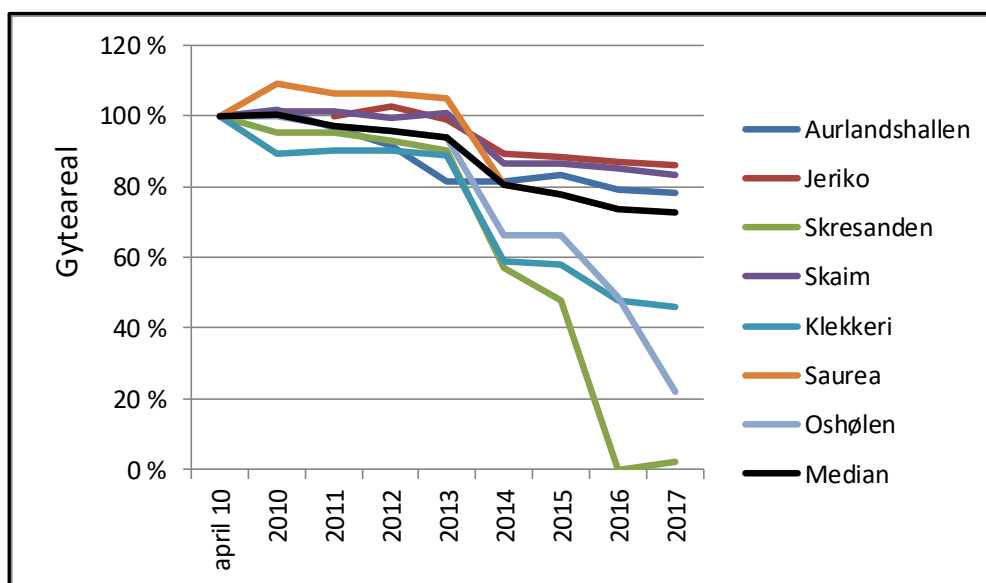
5.4 Effekter av habitattiltak på fisk

5.4.1 Gyting

På alle etablerte gyteplasser som ble overvåket i perioden 2010-2017, ble det hvert år funnet gytegruper med rogn som viste at fisken hadde gytt. Eggoverlevelsen var gjennomgående høy, og nådde 90-100 % i Aurlandselva mellom Osen og Aurlandshallen. Eggoverlevelsen var lavere på gyteplassen ved Aurlandshallen (61-71 %) og på gyteplassen ved Osen (62-63 %). Begge disse gyteplassene hadde større andel med finsediment enn resten av gyteplassene. Osen har dessuten lavere vannhastigheter (< 0,1 m/s) grunnet oppdemning ved utløpet av Vassbygdvatn i vinterhalvåret (Klappeluka). Eggene fra de enkelte gytegrupene ble genetisk artsbestemt ved bruk av elektroforese i to av årene. I 2011 var alle eggene som ble funnet fra aure. I 2012 var det 96 % aure, 1 % hybrid og 3 % laks. Lakseeggene ble funnet i Saureahølen og i Vassbygdelva, mens hybridene ble funnet nedenfor demningen på Osen.

Utlegg av gytegrus fungerte altså etter hensikten og andel gyteareal ble mer enn femdoblet i Aurlandselva. I tillegg var gyteplassene langt bedre fordelt i 2017 enn i 2009. Både sjøaure og laks tok i bruk de nye gytearealene raskt, i de fleste tilfeller det første året, dvs. bare 2-4 uker etter at grusen var lagt ut. Det var høy eggoverlevelse, og tettheten av årsyngel og senere også eldre ungfisk økte signifikant på stasjonene som ble overvåket på og nært gyteområder.

Gyteplassene har forandret seg med tiden på grunn av flommer og sedimenttransport. Dataene fra overvåkingsarealene i perioden 2010-2017 viste at gyteplassene ble mindre over tid, som følge av erosjon av gytegrus (**figur 5.11**). Det var stor variasjon mellom arealene og det er de minste to som er sterkest redusert (Oshølen og Skresanden, 8 m³ hver). Reduksjonen i areal varierte mellom år og reduksjonen var størst i 2014, året med rekordflommen etter regulering (143 m³/s). De minste to plassene hadde imidlertid enda sterkere reduksjon senere årene etter flommen. Basert på medianverdien og forutsatt en lineær utvikling kan det forventes at tiltaket har en halveringstid på 14,5 år. Etter 20 år vil fortsatt 25 % av arealet være igjen under disse forutsetningene. I praksis vil varigheten imidlertid være sterkt avhengig av vannføring og sedimentdynamiske prosesser som kan variere mye mellom år.



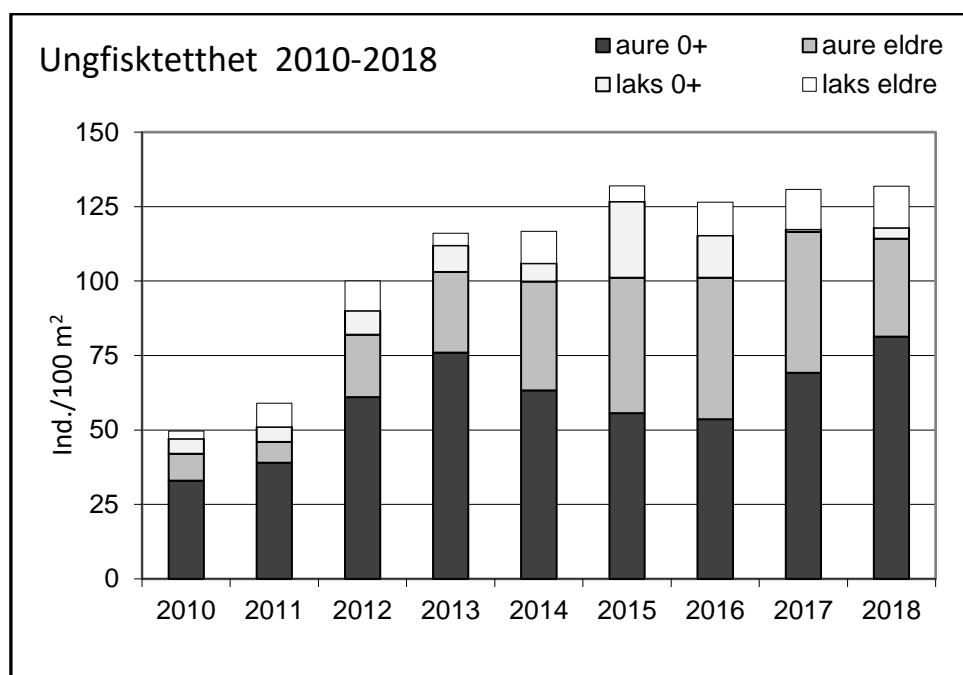
Figur 5.11. Utvikling av gytearealet på sju gyteplasser i Aurlandselva som ble laget i 2010.

Det har også foregått en erosjon av grus på gyteplasser som ikke har blitt detaljovervåket med tanke på varighet. Den eroderte grusen har imidlertid ikke forsvunnet fra elva, men er sedimentert nedstrøms hvor den i noen tilfeller har dannet nytt gytehabitat. Summeres alle enkeltarealer som ble bygget i perioden 2010-2017 i Aurlandselva (6900 m², med usikkerhet i forskjellige målemetoder) med totalgytearealet målt i 2017 (6680 m²), inkludert grusarealer dannet av elva, så er mer enn 90 % av det opprinnelig tilførte gytearealet fortsatt i bruk. Gruskvaliteten har endret seg lite i tidsperioden. Det samme gjelder også for arealer nedenfor store rippingsområder som f.eks. gyteområdet ved Aurlandshallen (**figur 5.11**).

5.4.2 Ungfisktetthet på og direkte ved gyteareal

I 2010, etter at gyteplassene ble restaurert, men før rogn kan ha blitt gytt og klekket på disse gyteplassene, var den gjennomsnittlige tettheten av årsyngel 33 og 5 individer per 100 m² for henholdsvis aure og laks (**figur 5.12**). Tettheten av årsyngel økte på de seks gyteplassene fra 2011, og den høyeste tettheten av årsyngel av aure ble funnet i 2013 og 2018 med henholdsvis 76 og 81 individer per 100 m² (**figur 5.12**). Fra 2014 til 2017 varierte tettheten av årsyngel på et noe lavere nivå (54-69 individer per 100 m²). Lakseyngel ble funnet i alle år, men med stor variasjon mellom år og stasjoner, og de manglet på fra én til fire stasjoner hvert år. Det var bare i 2015 at lakseyngel ble fanget på alle de seks stasjonene. Andelen av lakseyngel i fangsten var størst i 2015 (25 %) og lavest i 2017 (1 %).

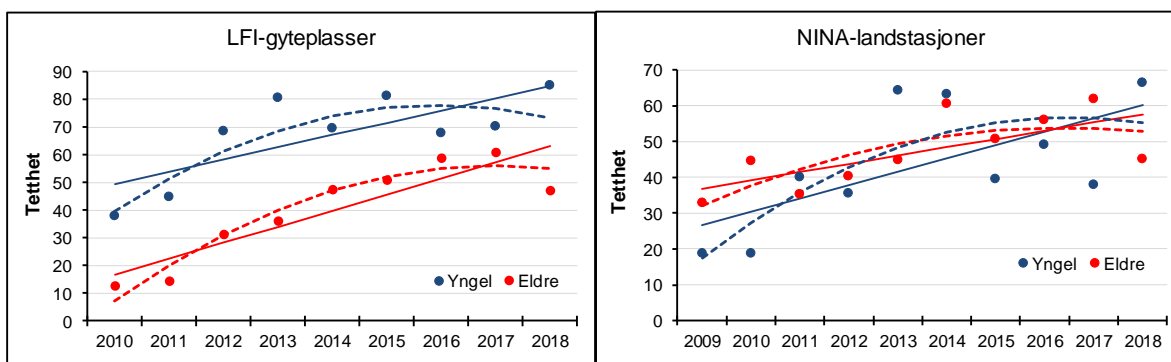
Den gjennomsnittlige tettheten av eldre ungfisk av begge arter økte gjennom hele tidsperioden fra 12 og 14 individer per 100 m² i 2010 og 2011 til 61 og 47 individer per 100 m² i 2017 og 2018. Fangsten var dominert av aureparr som økte fra 9 i 2010 til 47 og 33 individer per 100 m² i 2017 og 2018. Det ble funnet eldre ($\geq 1+$) ungfisk av aure på alle stasjonene i alle år, mens fangst av eldre laksunger varierte sterkt, trolig grunnet lavt og varierende innsig av gytefisk. I årene 2013-2015 ble det funnet eldre laksunger på alle stasjoner, mens de andre årene manglet eldre laks på fra én til tre av stasjonene. Av den samlede fangsten av eldre ungfisk utgjorde laks 29 %. Andelen varierte fra 10 til 56 % i ulike år, med størst andel i 2011 da tettheten av ungfisk var lave på disse stasjonene for begge artene. Samlet sett har ungfisktettheter ligget mellom 125 og 132 individer per 100 m² fra og med 2015, mens de var mellom 49 og 60 individer per 100 m² i 2010 og 2011 (**figur 5.12**).



Figur 5.12. Gjennomsnittlig tetthet (antall individer fanget per 100 m² ved en gangs overfiske av prøveflater) av ungfisk av laks og aure på seks nyrestaurerte gyteområder i Aurlandselva i perioden 2010-2018. Stasjonene var fordelt langs elva fra Aurlandshallen til like nedenfor demningen på utløpet av Vassbygdvatn.

På stasjonsnettet på og nært gyteområder var det en økning i den samlede tettheten av både yngel og eldre ungfisk i perioden 2010-2018 (**figur 5.13**). Utviklingen i tetthet (T) kunne beskrives med signifikante lineære modeller både for yngel (Yngel: $T = 45,1 + 4,4Y$; $R^2 = 0,73$, $p = 0,020$; hvor Y er antall år etter 2009) og eldre ungfisk (Eldre: $T = 10,8 + 5,8x$; $R^2 = 0,80$, $p = 0,0011$). For disse stasjonene var også kvadratiske modeller signifikante (Yngel: $T = 25,4 + 15,2Y - 1,1Y^2$; $R^2 = 0,73$, $p = 0,019$) eldre ungfisk (Eldre: $T = -8,0 + 16,1Y - 1,1Y^2$; $R^2 = 0,93$, $p < 0,001$). Vurdert ut fra informasjonskriteriet (AIC) var det ingen forskjell ($\Delta AIC_C < 2$) på en lineær modell og en kvadratisk modell for yngel, mens en kvadratisk modell hadde større støtte ($\Delta AIC_C > 2$) enn en lineær modell for eldre ungfisk. Dette tyder på at økningen i tetthet av eldre ungfisk har flatet ut på stasjonsnettet nært gyteområdene. Hvis vi sammenligner gjennomsnittlig tetthet de fem siste årene (2014-2018) med de fire første årene (2010-2013) så økte den samlede fangsten (tettheten) av yngel fra 58 til 75 individer per 100 m², en økning på 29 %. Den samlede tettheten av eldre ungfisk økte fra 23 til 53 individer per 100 m², en økning på 125 %, altså mer enn en dobling av tetthet.

På NINA sitt stasjonsnett langs land i hovedelva økte gjennomsnittlig tetthet av både år-syngel og eldre ungfisk av aure i perioden 2009-2018 (**figur 6.2.1**). Den gjennomsnittlige tettheten av lakseyngel økte også, mens det ikke var noen tidstrend i utviklingen av tetthet av eldre laksunger på dette stasjonsnettet i disse årene. (**figur 6.2.4**). På NINA sitt stasjonsnett var det en økning i den samlede tettheten (sum av aure og laks) av yngel (Yngel: $T = 22,8 + 3,7Y$; $R^2 = 0,43$, $p = 0,040$; og Y er antall år etter 2008) og eldre ungfisk (Eldre: $T = 34,2 + 2,3Y$; $R^2 = 0,53$, $p = 0,017$) i perioden 2009-2018 (**figur 5.13**). På dette stasjonsnettet var også kvadratiske modeller signifikante for yngel ($T = 25,8 + 6,7Y - 0,4Y^2$; $R^2 = 0,58$, $p = 0,048$) og nær signifikant for eldre ungfisk ($T = 6,3 + 11,9Y - 0,7Y^2$; $R^2 = 0,54$, $p = 0,067$). Vurdert ut fra AIC var det ingen forskjell mellom en lineær og en kvadratisk modell for yngel ($\Delta AIC_C < 2$) mens det var mest støtte for en lineær modell for eldre ungfisk ($\Delta AIC_C > 2$). Resultatene tyder imidlertid på at økningen i tetthet av yngel kan ha flatet noe ut de siste årene også på disse stasjonene. Hvis vi sammenligner gjennomsnittlig tetthet de fem siste årene (2014-2018) med de fem første årene (2009-2013) så økte den samlede tettheten av yngel fra 36 til 51 individer per 100 m², en økning på 44 %. Den samlede tettheten av eldre ungfisk økte fra 39 til 55 individer per 100 m², en økning på 38 %.

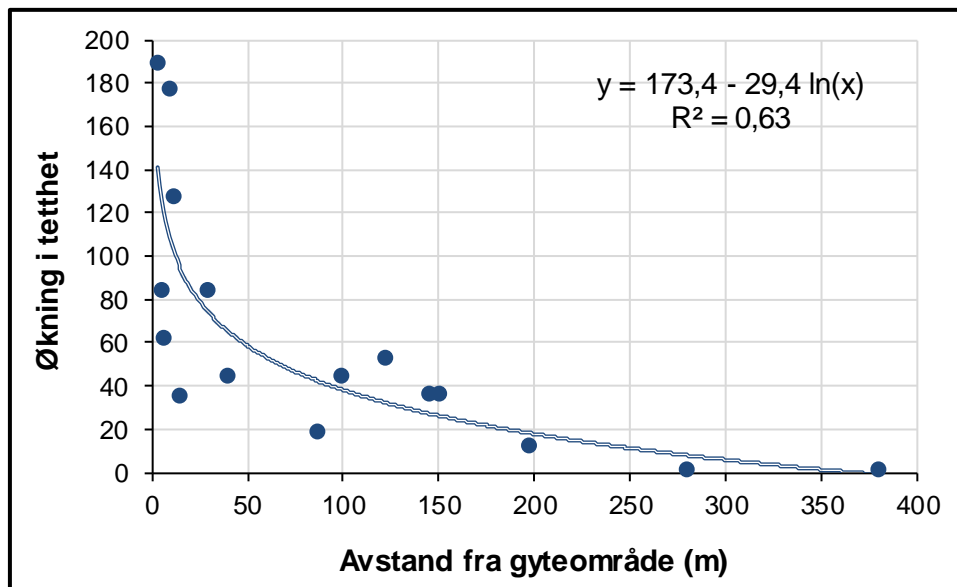


Figur 5.13. Utvikling i gjennomsnittlig tetthet av yngel og eldre ungfisk (sum av aure og laks) på stasjoner som ble lagt ut på 6 nye gyteplasser og på 16 landstasjoner fordelt langs Aurlandselva i perioden 2009-2018. Regresjonslinjer for tilpasning med en lineær modell er vist som heltrukne linjer mens linjer for tilpasning til en kvadratisk modell er vist med stiplede linjer.

Økningen i yngeltetthet var altså noe større på NINA sitt stasjonsnett enn på LFI sitt stasjonsnett, men begge undersøkelsene tyder på en økning av yngeltetthet i størrelsesorden 30-40 %. Økningen i tetthet av eldre ungfisk var vesentlig større på stasjonene nært gyteområdene. På de utlagte grusarealene ble det også lagt ut større rullestein (0,3-1 m) som skulle stabilisere gruslaget og gi skjul til ungfisk og gytefisk, noe som trolig gjorde at disse gyteområdene også fikk en økt skjulkapasitet sammenlignet med hva områdene hadde før tiltaket ble gjennomført.

Økningen i tetthet av årssyngel skyldes trolig både økning i mengde gyteareal og en økning i gytebestandene (se kapittel 6). Begge disse faktorene har hatt en positiv virkning på rekrutteringen og det er vanskelig å vurdere den relative betydningen av de to enkeltfaktorene. Økningen i tetthet av yngel på NINA sitt stasjonsnett de første årene var imidlertid vesentlig større på stasjoner som lå nært gyteplasser enn på stasjoner som lå lengre unna (**figur 5.14**). At yngeltetthet økte langt mere på og i nærheten av gyteplasser mens den ikke endret seg mye langt fra gyteplasser, tyder på at økningen ikke bare er en effekt av økt gytebestand, men at den også er avhengig av mengde gyteareal og den romlige fordelingen av dette arealet.

Økning i tetthet av eldre ungfisk av aure kan også knyttes til økt rekruttering av yngel, men er trolig også positivt påvirket av tiltakene for å øke mengden skjul i vassdraget.



Figur 5.14. Økning i beregnet tetthet av yngel (sum av laks og aure) i Aurlandselva fra før utlegging av gytesubstrat (snitt av 2009 og 2010) til maksimal yngeltetthet ble oppnådd (snitt av 2013 og 2014) som funksjon av stasjonenes avstand (m) fra nærmeste gyteområde i 2013/2014. Det ble fisket på 16 stasjoner (10 i 2010) fordelt langs hele elva (se **vedlegg 6.2** for kart).

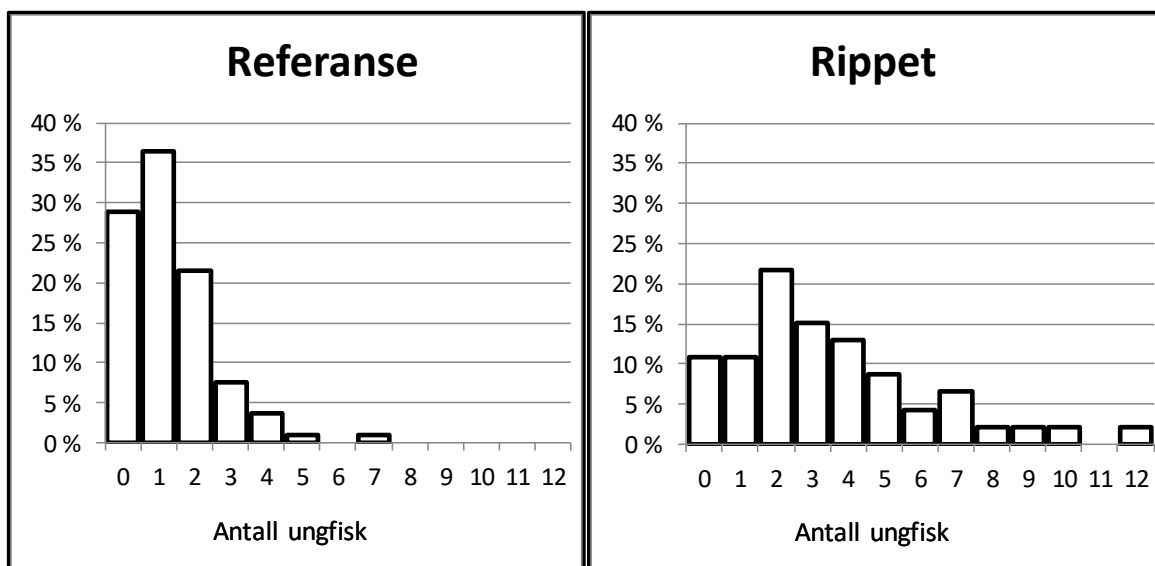
5.4.3 Ungfisk på rippete arealer

For å kunne måle effekten av ripping og økt tilgang til skjul i elvebunn ble det gjennomført punkt el-fiske. Fordelen med denne metoden er at man kan fiske på samme areal som en kan måle habitatforhold - på et punkt.

Punkt el-fiske og skjulmålinger ble gjennomført i oktober 2017 på 153 punkter. Derav var 46 punkter på rippet areal og 107 punkter på ikke rippet areal (referanseareal). Det ble fanget 295 fisk, derav 144 aureyngel, 141 eldre aure ungfisk, og henholdsvis 5 lakseyngel og lakseungfisk. Datasettet har høy variasjon og er Poisson-fordelt (**figur 5.15**). På begge arealer forkom punkter med null fangst, dog langt mindre på rippet areal (11 % mot 29 % referanse). Det var vanligere å fange fisk på rippet areal og fangster over fire ungfisk forekom nesten bare på rippet areal.

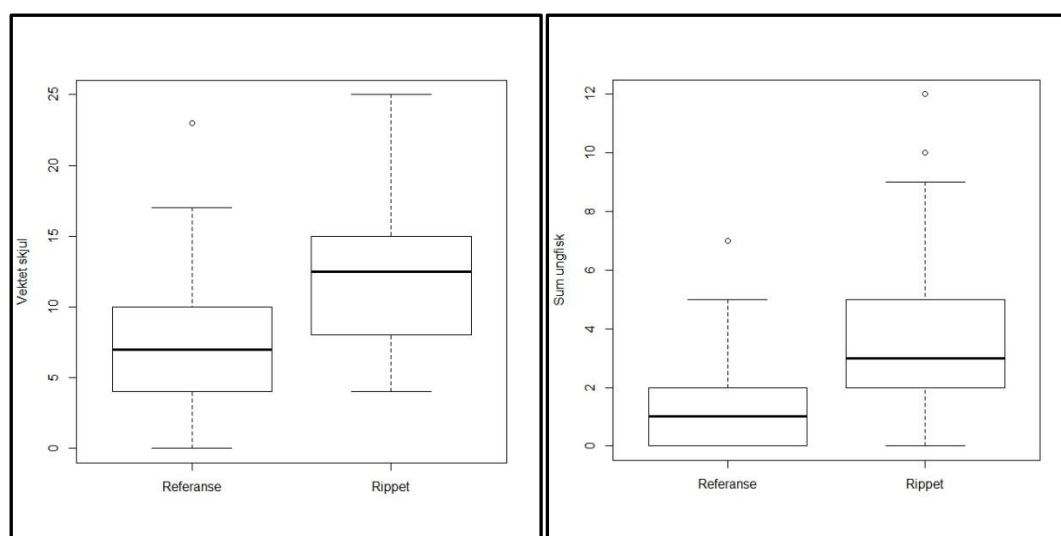
I modellen hvor både skjul og tiltak (ripping) var inkludert var begge forklaringsvariablene signifikante forklaringsvariabler på total antall fisk (N_{fisk}). Økt skjul og tiltak (rippet versus kontroll områder) hadde begge en signifikant positiv effekt på antall fisk (GLM_{Poisson}, $p < 0,01$). Faktor ripping hadde en høyere forklaringsverdi (79 %) enn faktor skjul (21%). I snitt var det 1,3 fisk per punkt i kontrollområder versus 3,0 i rippede områder.

Det var en klar sammenheng mellom tiltak og skjul hvor det var signifikant mer skjul i områder der elvebunnen hadde blitt rippet sammenlignet med områder der bunnen ikke hadde blitt rippet (ANOVA, $F_{1,151}=34,4$, $p < 0,01$). I rippet område steg vektet skjulverdi fra median 7 til 12 (**figur 5.16**).



Figur 5.15. Fordeling av fangst av ungfisk ved elektrisk fiske i punkter på en elvebunn uten (referanse) og med ripping.

Ripping av ca. 25 % av Aurlandselvas areal (status per januar 2017) i løpet av tre år resulterte i signifikant større skjultilgang. Vektet skjul økte vanligvis fra under 5 (lite skjul) til over 15 (mye skjul) på de arealene som ble rippet. Denne effekten, samt tiltakenes omfang, var stor nok for å gi utslag for hele elvearealet og gjennomsnittlig vektet skjul for elvebunnen i Aurlandselva økte fra 5,5 til 8,7. Punkt el-fiske indikerer at det fantes signifikant mere skjul og ungfisk på rippet areal. Ripping kan derfor være en faktor som har bidratt til økning av antall eldre ungfisk som er dokumentert for hele stasjonsnettet for elektrisk fiske i Aurlandselva (se kapittel 6). At ripping i seg selv gir en større forklaringsverdi før økt antall ungfisk enn vektet skjul kan tyde på at det også er andre faktorer som bedres ved ripping enn det som fanges opp ved måling av skjul. Dette kan være skjul og hulrom som brukes av fisk, men som ikke fanges opp med målemetoden, men også gunstige, varierte strømforhold langs bunnen, større ruhet og beskyttelse ved sterk strøm, samt økt overflate og med dette økt netto areal og habitat for næringsdyr.



Figur 5.16. Fordeling av vektet skjul (venstre panel) og antall ungfisk fanget ved elektrisk fiske i punkter (høyre panel) på en elvebunn uten (referanse) og med ripping.

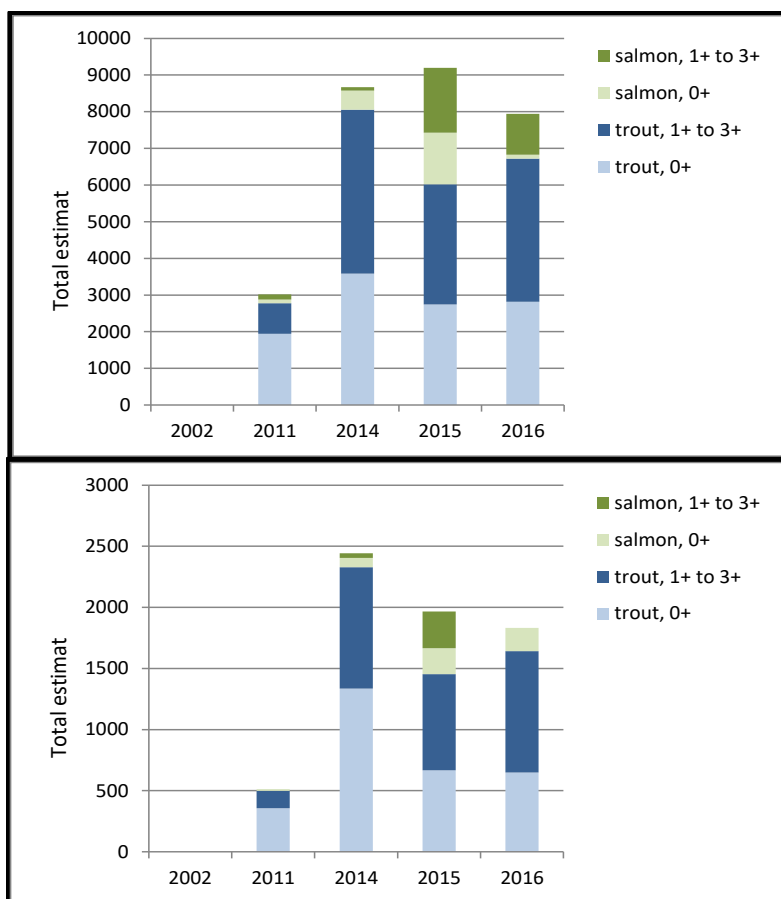
Selv om punkt el-fiske indikerer en tredobling av eldre ungfisk av aure på rippet areal i forhold til referanseområder på et stort antall punkter kan dette forholdstallet ikke brukes direkte for en oppskalering av effekten siden dette resultatet kan skyldes både en økt bestand av eldre ungfisk, men også tiltrekking av ungfisk fra skjulfattige referanseområder. Det er beskrevet at ungfisk kan ta i bruk områder med utlagt stein som gir økt skjul kort tid etter at slike områder etableres på elvestrekninger som i utgangspunktet har lite skjul i elvebunnen (f.eks. Bremset mfl. 1993). Dette skyldes trolig at det skjer en forflytning av ungfisk fra dårlige områder til områder med mer gunstige oppvekstforhold.

Levetiden til rippingen er ikke ferdig evaluert siden tiltakene er relativt unge: 1-3 år ved kartlegging i januar 2017. Erfaringene så langt tyder ikke på at det skjer en raskt fylling av hulrommene i Aurlandselva noe som trolig skyldes at som det er lite suspendert stoff (< 2 mg/l) i elva. Det ble heller ikke målt redusert habitatkvalitet grunnet finstoff etter ripping på gyteplasser nedenfor rippingsområder. Dette skyldtes trolig at arbeidet ikke ga opphav til høye konsentrasjoner av suspendert stoff (bare en maskin rippet) og at det er en relativt høy gradient i vassdraget som bidrar til transport av finstoff ned til sjøen eller til store høler der finsedimentbunn er naturlig.

5.4.4 Tokvamsbekken og Klekkeribekken

Etter tilkobling i 2003 og rognplanting økte ungfisktettheten (hovedsakelig aure) fra null til 20-40 individer per 100 m² og holdt seg på dette nivået til 2011 (Pulg mfl. 2013). 2011 var gjennomsnittlig vektet skjul 4,6 og gytearealandel 1,6 % i Tokvamsbekken og 3,2 og 0,8 % i Klekkeribekken. Mer enn 20 overdimensjonerte terskler som hadde blitt satt opp i 2003 demmet opp sideløpene, førte til finsedimentbunn og virket delvis som vannføringsavhengig vandringshinder. Etter restaureringen i 2012, da tersklene ble fjernet, økte vektet skjul til 8,3 og gyteareal til 6 % (Tokvamsbekkene) og henholdsvis 11,3 og 10 % i Klekkeribekken, mens vanndekt areal ble redusert med henholdsvis 28% og 33%. I årene etter økte gjennomsnittlig ungfisktetthet til 113-138 individer per 100 m² i Tokvamsbekken og til 196-256 individer per 100 m² i Klekkeribekken. Dessuten ble det funnet ål og stingsild i Tokvamsbekken under el-fiske etter 2013.

Estimert totalantall ungfisk av laks og ørret i bekkene var størst etter terskelfjerning og restaurering i 2012 selv om vanndekt areal ble redusert. I årene 2014-16 var ungfiskestimat for hele bekken mellom 8000 og 9000 i Tokvamsbekkene og mellom 1800 og 2500 i Klekkeribekken, mot opprinnelig henholdsvis om lag 3000 og 500 (**figur 5.17**).



Figur 5.17. Estimert totalt antall ungfisk av laks og sjørrett i Tokvamsbekken (øverste panel) og Klekkeribekken (nederste panel) før tilkobling i 2002 (0), før restaurering (2011, gjennomsnittlig tetthet 33-36 individer per 100 m²) og etter restaurering (2014-2016, gjennomsnittlig 115-256 individer per 100 m²). I tillegg ble det funnet ål og stingsild etter 2014.

Fjerning av terskler i sideløpene og harving av substrat førte til de målsatte habitatendringene: Finsedimenter ble vasket ut og tilgjengelighet av gyteområder og skjul økte mye. Oppstuvning og også total habitatstørrelse (vanndekt areal) ble redusert. Som forutsatt, økte tettheten av ungfisk signifikant (med en faktor på 3.9 i Tokvamsbekken og 5.7 i Klekkeribekken). Denne økningen i tetthet av ungfisk var stor nok til å kompensere for tapet av total habitatstørrelse. Vanndekt areal ble redusert med 28 % i Tokvamsbekken og 33% i Klekkeribekken, men det totale antall ungfisk økte signifikant i begge sideløpene. Antall estimerte ungfisk ble omtrent tredoblet i Tokvamsbekken og firedoblet i Klekkeribekken.

Resultatene tyder på at gjenåpning av tørrlagte sideløp har stort potensial for å øke av ungfiskproduksjon av både laks og aure. Slike tiltak kan gi en nettogevinst av habitatareal i ett vassdrag, men vanndekt areal bør ikke maksimeres med overdimensjonerte terskler som demmer opp elveløpet. Vår undersøkelse tyder på at fysisk habitatkvalitet, regnet som en funksjon av tilgjengelige gyteområder og skjul, er en vesentlig drivkraft i produksjonen av laks og aure i disse sideløpene. Strategien fra år 2003 med å maksimere vanndekt areal resulterte ikke i maksimal fiskeproduksjon. Først etter fjerning av terskler i kombinasjon av utlegging av gytegrus og trær, samt ripping av deler av bekken, økte ungfisktetthet til forventet nivå. Rognplanting hadde langt større effekt etter at habitatforholdene var forbedret. Studiet indikerer også at både fysisk habitatkvalitet og totalt habitatstørrelse bør vurderes når en restaurerer habitater eller utfører avbøtende tiltak (f.eks. terskler og restvannføring) for ungfisk av laks og aure.

5.5 Evaluering av habitattiltakene

I det følgende gir vi en grov kvantitativ vurdering av hvor store effekter habitattiltakene som er gjennomført i vassdraget i løpet av prosjektperioden kan ha hatt på fiskeproduksjonen i elva. Dessuten gjør vi en vurdering av eventuelle gevinster ved videre tiltak med hensyn til restaurering av sideløp og bekker.

Bekker og sideløp

Effekten av tiltakene i bekker og sideløp blir her vurdert som prosentvis økning i antall eldre ungfisk istedenfor presmolt/smolt som ofte benyttes i slike vurderinger. Årsaken er at vi må anta at bare en del av den yngelen som vokser opp i slike mindre bekker og sideløp vil benytte dette oppvekstområdet helt fram til de når smoltstørrelse. En varierende andel vil trolig etter hvert som de vokser vandre ut i hovedelva. Tettheten av årsyngel i de restaurerte sideløpene er til dels høy, noe som tyder på at fisk gyter her. Sjøaure har også blitt observert under gyting i sideløp og det har blitt funnet gytegroper. Vurdering av effekter er gjort for Aurlandselva og Vassbygdelfva hver for seg. Sammenlikningsgrunnlaget er derfor de grove oppskalerte bestandstallene for henholdsvis aure og laks som presenteres i kapittel 6.2.3.

Restaureringen av Tokvamsbekkene og Klekkeribekken i 2012-2014 ga en økning i antallet av eldre ungfisk på henholdsvis om lag 3100 og 900 sammenliknet med antallet fisk før tiltak (**figur 5.16**). Sammenliknet med estimert antall eldre ungfisk i Aurlandselva på samme tidspunkt (sum av aure og laks; **figur 6.2.11**) utgjør dette en økning på 5 % i antallet av eldre ungfisk.

I Aurlandselva er det mulig å restaurere ytterligere tre sideløp/bekker: *Øvre klekkeribekk* med et beregnet areal på 100 m² etter eventuell restaurering; *Tokvamsbekken 3* med et beregnet areal på 630 m² og *Prestøyni* med et beregnet areal på 540 m². Disse tre sideløpene har altså et potensielt samlet areal på 1070 m² som potensielt kan tas i bruk av laks og aure. Med en antagelse om at disse tre sideløpene etter restaurering kan oppnå samme tetthet av eldre ungfisk som i Tokvamsbekkene så kan disse tre bekkene huse om lag 750 eldre ungfisk. Dette antallet øker til om lag 1300 eldre ungfisk hvis vi antar at de kan oppnå samme tetthet som i Klekkeribekken. I følge disse beregningene kan restaurering av disse tre sideløp/bekker gi en ytterligere økning i antallet av eldre ungfisk i Aurlandselva på 1-2 %.

I Vassbygdelfva er det gjennomført tiltak i to deltabekker, som ble tilkoblet hovedelva i 2017, og som tilsammen har et areal på 4180 m² (**figur 5.10b**). Hvis vi antar at disse to bekkene kommer til å bli like produktive som Tokvamsbekkene (med om lag 60 eldre ungfisk per 100 m²), vil de kunne være leveområde for om lag 2500 eldre ungfisk. Sammenliknet med en gjennomsnittlig (2009-2017) estimert bestand av eldre ungfisk i Vassbygdelfva på til sammen 23 000 eldre ungfisk (sum av laks og aure se **figur 6.2.12**) vil dette tiltaket kunne gi en økning antallet eldre ungfisk på om lag 11 %. Produksjonen i Vassbygdelfva er i dag begrenset av vannføringsforholdene om vinteren og det er usikkerheter knyttet til om de to deltabekkene av kan oppnå samme produksjon som Tokvamsbekkene på grunn av mulige lave vannføringer om vinteren. Anslaget over mulig gevinst kan derfor være satt for høyt. Denne problemstilling bør inngå i en vurdering av en minstevannføring i denne delen av vassdraget.

Tivesja har i dag et areal på 2500 m² og er mye oppdemmet og har lave ungfisktettheter. Det foreligger planer for restaureringstiltak i dette sideløpet. I henhold til planen blir elveløpet litt smalere enn dagens, men også noe lengre, slik at sideløpet etter restaurering vil ha omtrent samme areal som i dag. Dersom planen gjennomføres kan vi forvente et lignende resultat som i Tokvamsbekkene, med en 3-4 dobling av antall ungfisk. Hvis en oppnår samme tetthet av ungfisk som i Tokvamsbekkene kan Tivesja få en bestand på om lag 1500 eldre ungfisk. Dette vil i så fall bety at restaurering av Tivesja kan gi en 7 % økning i bestanden

av eldre ungfish i Vassbygdelfva. Samlet sett kan altså restaurering av Tivesja og de to deltabekkene gi en om lag 18 % økning i antallet av eldre ungfish i Vassbygdelfva.

Selv om det kan diskuteres om og i hvor stor grad situasjonen med årvisse store tørrlegginger av elveleiet i Midjeelva (Løelva) bare skyldes kraftreguleringen, så er det ingen tvil om at fraføring av vann har ført til redusert total vannføring i Midjelva og forlenget de periodene hvor store deler av elveleiet er tørrlagt. Hvis denne elva kan komme i produksjon vil et slikt tiltak øke ungfishproduksjonen i vassdraget oppstrøms Vassbygdvatn.

Det er vanskelig å si hvor stort produksjonsareal Midjeelva kan få siden den ikke har permanent vannføring. Hvis vi tar utgangspunkt i elvemorfologien og kartlegging av habitat ved ca. 0,5 m³/s vannføring, så forventes det at anadrom fisk kan vandre ca. 2400 m opp fra samløpet med Vassbygdelfva (**figur 5.10b**). Ved en gjennomsnittlig bredde på 4 m hadde dette gitt et areal på om lag 9600 m². Habitatkvaliteten i elva regnes som god dersom det legges ut gytegrus på brekkene. Klarer man å skape en permanent vannføring som dekker dette arealet og legger til grunn en gjennomsnittlig tetthet på 50 eldre ungfish per 100 m² kan det forventes en bestand på 4800 eldre ungfish av aure. Dersom det legges til grunn at bare deler av elveløpet kan holdes vanndekt (porøs undergrunn - sånn var det også før utbygging) og at det bare produseres ungfish på en tredjedel av arealet kan det regnes med, så blir bestanden 1600 eldre ungfish i elva. Disse tallene tilsier at ungfishbestanden i elvene ovenfor Vassbygdvatn kan øke fra 7-21 % hvis det er mulig å få en permanent produksjon av ungfish i Midjeelva.

Samlet sett kan altså restaurering av de to deltabekkene, Tivesja og Midjeelva gi en økning i bestand av eldre ungfish i elvene ovenfor Vassbygdvatn på fra 25 til 39 % avhengig av hvor stor produksjon det er mulig å få etablert i Midjeelva.

Gytegrus og ripping

Utviklingen i tetthet av ungfish i Aurlandselva i perioden 2009-2018 tyder på at habitattiltakene i Aurlandselva har hatt en positiv effekt på tetthet av både årsyngel og eldre ungfish. Det er imidlertid vanskelig å vurdere hvor mye av denne økningen som kan tilskrives tiltakene og hvor mye som skyldes økende gytebestand av sjøaure og delvis også laks (se kapittel 6). Rekrutteringen av laks i vassdraget er og har vært begrenset av gytebestandens størrelse i lang tid. Dette betyr at produksjonen av laksunger vil variere med variasjoner i gytebestand. Sammenhenger mellom gytebestand og påfølgende rekruttering av ungfish kan også tyde på at rekrutteringen av aure i Aurlandselva kan ha vært noe begrenset av antallet gytefisk de siste årene fram mot 2009 (se kapittel 6.2.5). Bestanden av eldre ungfish synes av den grunn å ha vært noe mindre tallrik i 2009 og 2010 enn den var i enkelte år på midten av 2000-tallet (se **figur 6.3.16**).

Overlevelsen fra egg til yngel er tetthetsavhengig hos aure i Aurlandselva (se kapittel 6), men størrelsen på den tetthetsavhengige dødeligheten vil variere mellom år avhengig av gytebestandens størrelse og den romlige fordelingen av gytefisk i elva. I tillegg påvirkes rekrutteringen av vanntemperaturen om sommeren (se kapittel 4), og denne varierer også mellom år. I 2014 og 2018 var vanntemperaturen om sommeren (i juli-august) klart høyere (> 10 °C) enn gjennomsnittet for perioden 2009-2018 (9,1 °C) noe som bidro positivt til rekruttering av aureyngel disse to årene (jfr. kapittel 4).

Rippingen har gitt en økning av gjennomsnittlig vektet skjul i elvebunnen i Aurlandselva sett under ett fra 5,5 til 8,7 altså en økning på om lag 60 % med denne måleenheten. På de rippete arealene isolert sett har gjennomsnittlig vektet skjul økt fra om lag 5 til om lag 15. Vurdert ut fra tabellen i *Håndboka for miljødesign* (Forseth & Harby 2013) utgjør dette en økning fra lite/moderat til mye skjul på de disse arealene. I Aurlandselva er det rippet et areal på 70.000 m², noe som utgjør ca. 30 % av vinterarealet og i overkant av 20 % av det

vanndekte arealet i Aurlandselva ved normal sommervannføring. Tiltakets omfang var også stort nok til at det har gitt seg utslag i økt skjulkapasitet i hele elva (**tabell 5.1**). Undersøkelser i flere vassdrag har vist at det er en positiv sammenheng mellom skjul i bunnsubstratet og tetthet av eldre ungfisk av laks og aure (Finstad mfl. 2009, Foldvik mfl. 2017). Vi kjenner imidlertid ikke sammenhengen mellom tetthet av eldre ungfisk og vektet skjul i Aurlandselva, selv om punkt-el-fisket indikerer at det er en markert positiv effekt på rippede områder. Fangsteffektiviteten ved arealrelatert elektrisk fiske er trolig ganske varierende på områder med mye og dype skjul hvor fisken kan gjemme seg eller er vanskelig å fange mellom store steiner. Det er derfor vanskelig å få gode estimater over tetthet av ungfisk på arealer som er rippet og å tallfeste nøyaktig hvor stor økning i tetthet en kan forvente på de disse area-lene. Basert på skjulmålinger og punkt-el-fisket er det god grunn til å tro at dette tiltaket har ført til økt potensiale for produksjon av eldre ungfisk i elva. Hvor stor reell økning i produksjon av fisk en kan forvente som følge av rippen vil imidlertid også avhenge av om, og i hvor stor grad mengden skjul i bunnsubstratet vil være en begrensende faktor for fiskeproduksjonen når bestandsforholdene endrer seg i framtida.

Samlet sett (NINA og LFI data) har tettheten av yngel i Aurlandselva økt i størrelsesorden 30-40 % på grunn av økning i gyteareal og økning i gytebestand fra 2009-2013 til 2014-2018. Tettheter av eldre ungfisk har økt med om lag 40 % på NINA sitt stasjonsnett langs land i elva og har blitt mer enn fordoblet på LFI sine stasjoner nært og på gyteområder. Ulik respons på ulike stasjonstyper gjør det noe vanskelig å gi et samlet overslag over hvor stor økningen i tetthet av eldre ungfisk i elva sett under ett har vært. NINA sitt stasjonsnett langs land er trolig representativt for et større areal i elva enn stasjonsnettet ved gyteområdene. Den gjennomsnittlige tettheten av yngel og eldre ungfisk (sum av aure og laks) har også økt med henholdsvis 68 % og 27 % på de fire stasjonene som er fisket ute i elva (se kapittel 6.2.1) hvis vi sammenlikner perioden 2010-2013 med perioden 2014-2018. På disse stasjonene har det vært til dels stor variasjon i tetthet mellom år slik at denne økningen i tetthet ikke er statistisk signifikant. Resultatene tyder imidlertid på at det har vært en økning i tetthet av både yngel og eldre ungfisk på alle de stasjonstypene som er undersøkt i Aurlandselva og samlet sett kan økningen anslås å være i størrelsesorden 30-40 % både hos yngel og eldre ungfisk. Vi konkluderer med at tiltakene har bidratt til denne økningen i tetthet, men at det er vanskelig å kvantifisere nøyaktig hvor stor bidraget har vært fordi gytebestandene også økte i samme periode.

Alt i alt må vi anta at potensialet for fiskeproduksjon er økt i Aurlandselva som følge av økning i tilgjengelig gyteareal og økning av i skjul i elvebunnen, men det er foreløpig vanskelig å tallfeste hvor stor denne økningen er.

5.6 Forhold for fiskevandring - endringer i konnektivitet

Undersøkelser av fiskevandring og konnektivitet i Aurlandsvassdraget har ikke vært en del av EnviDORR-prosjektet, siden disse lå utenfor prosjektets rammer og ressurser. Basert på tidligere undersøkelser, våre observasjoner, erfaringer fra andre vassdrag og litteraturen er det to inngrep kan ha en effekt på fiskebestandene og særlig på konnektivitet. Disse er klappeluka, det vil si den justerbare demningen ved utløp Vassbygdatnet, og inntaket i kraftverk Vangen.

Klappeluka

I øverste del av Aurlandselva ble det bygd en stor klappeluke (Lemmen) som brukes for å kunne regulere vannstanden i Vassbygdatn når det er produksjon i Vangen kraftverk. I den perioden da klappeluka på utløpet av Vassbygdatn er senket, vanligvis i tidsrommet 1. mai til 15. september er det ingen vandringshindre i Aurlandselva nedenfor Vassbygdatn. Når luka er oppe virker den som vandringsbarriere og en regulerbar fisketrapp på Låvisiden skal

muliggjøre fiskevandring. Resultater fra videoovervåking (Lamberg & Strand 2011) og telemetri (Lunde 2014) tyder på at det er noe toveis trafikk gjennom denne trappa, men det er usikkert om den fungerer like godt for nedvandrende fisk om våren som den gjør for oppvandrende fisk om høsten. Fisketrappen er stri og følger ikke moderne krav til trapper som beskrevet i Pulg mfl. (2018) og Fjeldstad mfl. (2018). Trappens hydrauliske forhold kan bli forbedret med en spalteformet utforming av tverrveggene, noe som også forenkler regulerbarheten og vedlikehold. Disse mulighetene bør vurderes nærmere. Trappen fungerer trolig for en andel av vandringsvillig fisk, men likevel må klappeluka og trappen betraktes som en sannsynlig faktor som begrenser fiskevandringens omfang. Dette kan forsinke og redusere fiskebevegelser inn og ut av Vassbygdvatnet i forhold til om det ikke hadde vært en demning der. Det gjelder særlig fiskevandring opp og ned i gytetiden og dette kan forsterkes av den jevne vannføringen som ikke trigger fisk til vandring ved vannføringstopper. Dessuten kan den reduserte konnektiviteten ha effekter på utvandringstid til støinger og smolt (Økland mfl. 1995, Sægrov mfl. 2007, Lunde 2014).

En annen effekt er at klappeluka bremser vannet i utløpet og reduserer vannhastigheten - noe som reduserer gytearealet og eggoverlevelsen på de restaurerte gyteplassene i Osen. Mens eggoverlevelsen var om lag 80-100 % på gyteplasser i elven nedstrøms klappeluka, var overlevelsen om lag 60 % i Osen.

Samlet sett har klappeluka sannsynligvis effekter på fiskevandring. Barriereeffekten er avbøtt med fisketrappen, men det forblir trolig en redusert konnektivitet i forhold til naturtilstanden. Disse forholdene bør utredes nærmere og det bør vurderes avbøtende tiltak som for eksempel mer variasjon i vannføring, forbedringer i trappen, utvidelse av perioder når klappeluka er senket og på lang sikt også en fjerning av luka hvis den muligheten byr seg for eksempel ved oppgradering av Vangen kraftverk med mer fleksible styringsmuligheter.

Nedvandring i Vangen kraftverk

Vangen kraftverk får vann gjennom en tunnel med innløp i den nordvestre enden av Vassbygdvatn. Tunnellengden er om lag 6 km og fallet ned til sjøen der turbinen er plassert er om lag 55 m. Inntaket ligger nedsenket om lag 15 m under vannoverflata i Vassbygdvatn. Om lag 150 m inn i tunnelen skilles vannet i to løp ved hjelp av en betongkonstruksjon. De to løpene har begge en bredde på ca. 5 m og i hvert av løpene er det montert rister med lysåpning på om lag 80 mm mellom spilene. Dette betyr at de fleste fisk inkludert smolt kan passere mellom ristene, mens bare de aller største fiskene ikke kan passere.

Videoovervåking av ristene i kraftverkstunnelen i perioden 27. mars til 1. juli 2007 viste at det oppholdt seg fisk i området hele tiden mens kraftverket var i drift (Lamberg mfl. 2007b). Aktiviteten avtok da kraftverket stanset 1. mai. Ristene ble også overvåket i perioden 5. september 2007 til 29. april 2008, men med teknisk svikt i en periode på vinteren. Det ble ikke observert smolt i denne perioden, og de fleste fiskene som ble observert var om lag 40 cm lange. Fisk på om lag 25-35 cm ble observert å svømme ned forbi ristene, men også opp igjen. Bruk av videokamera viste seg ikke å være en egnet metode til å registrere antall fisk som vandret ned i tunnelen, men metoden kunne dokumentere aktivitet av fisk i området (Lamberg mfl. 2009).

I årene 1996-1998 ble det samlet inn fisk som ble stående igjen i tunnelen etter at Vangen kraftstasjon ble stoppet 1. mai. Hvert av årene ble det funnet et ti-talls fisk ved disse undersøkelser. Sægrov mfl. (2000) oppsummerte på følgende måte: *"Auren som er blitt samlet inn i tunnelen fra Vassbygdvatnet etter at kraftverket stenger den 1. mai i 1996, 1997 og 1998 indikerer at det stort sett er fisk mellom 20 og 30 cm som går ned i tunnelen. De fleste av auren har vært ute i sjøen tidligere. I forbindelse med utsettingen i Vassbygdvatnet høsten 1995 så det ut til at en del utsatt aure gikk ut gjennom tunnelen den påfølgende våren, men stort sett er det vill aure som er blitt samlet inn".*

Høsten 1993 ble det radiomerket 12 stasjonære og 27 sjøaure i Vassbygdatvatn (Økland mfl. 1995). Alle aurene var større enn 34 cm, sjøaurene var i gjennomsnitt 61 cm, mens de stasjonære var 47 cm. Fiskens posisjon ble peilet hver uke og dataloggere registrerte om fisk gikk inn i tunnelen til Vangen og om og når fisk vandret ut av innsjøen. Om våren forflyttet sjøauren seg i to etapper: Først fra øvre til nedre del av Vassbygdatvatnet i slutten av april, mens mesteparten av utvandringen fra Vassbygdatvatnet til sjøen skjedde i perioden 20. mai til 10. juni. Ingen av disse aurene ble registrert i tunnelen til Vangen kraftverk (Økland mfl. 1995).

I de senere årene har det også blitt merket fisk med akustiske sendere i vassdraget (Lunde 2014). Resultatene fra disse forsøkene kan tyde på at enkelte sjøaurer vandrer ut gjennom Vangen kraftverk, men omfanget av slik nedvandring er vanskelig å kvantifisere ut fra disse undersøkelsene.

Det er åpenbart at fisk vandrer inn i kraftverkstunnelen til Vangen kraftverk mens kraftverket er i drift. Det forventes at en del av disse vil også vandre ut gjennom kraftverket og ha økt dødelighet i den forbindelse, mens andre blir værende på nedsiden av ristene og kan finnes hvis tunnelen tømmes. Det er ikke kjent hvor mange fisk dette gjelder og heller ikke hvordan dette varierer mellom år. Vi kan derfor ikke kvantifisere dette tapet. Beliggenhet, vandryp og stopp av kraftverket om sommeren (vanligvis i perioden 1. mai-15. september) gjør det sannsynlig at mesteparten av fiskene ikke vandrer inn i Vangen kraftverk. Nedvandring gjennom kraftverket vil imidlertid påvirke fiskebestanden fra Vassbygdatvatnet og oppover negativt og påvirkningen vil være avhengig av hvor stor andel av bestanden som benytter denne vandringsruta. Siden forholdene rundt dette er usikre, men effekten potensiell stor, anbefaler vi å utrede fiskevandring ved inntaket og vassdragssystemet fra og til Vassbygdatvatnet nærmere, samt at mulige løsninger utprøves, som f.eks. finmasket varegrind. Teknologien har blitt forbedret i de siste årene (Fjeldstad mfl. 2018) og også for Vangen har det blitt diskutert reelle muligheter (Bjørn Otto Dønnum, Aurlandsseminar 2018).

5.7 Oppsummering

Fysiske habitatforhold i Aurlandselva har blitt endret først og fremst gjennom kraftregulering, erosjonssikring av elvebredder, tørrlegging av sideløp og bygging av kjerr (buner). Totalt vanddekt areal, sedimentdynamikk, gyteplasser og skjultilgang i elvebunn har trolig blitt redusert av disse endringene og har blitt vurdert som sannsynlig flaskehals for fiskeproduksjon.

I tråd med prinsipper for miljødesign i regulerte vassdrag ble det fra 2010 satt i gang omfattende tiltak for å restaurere sideløp, for å skape mere og bedre fordelte gyteplasser og å øke skjultilgang i elvebunnen. Tiltakene brukt var først og fremst utlegging av gytegrus og ripping, en metode for å øke hulrom (skjul) i elvebunnen som ble utviklet i rammen av dette prosjektet. Dessuten ble det brukt utlegging av døde trær, reetablering av kantvegetasjon og sedimenttilførsel. I Vassbygdelfva var det resterende, naturlige, fluviale prosesser som bedret bunnforholdene og en flom i 2014 tilførte nytt sediment dominert av rullestein og grus. Tokvamsbekken og Klekkeribekken ble restaurert i 2012-2014. To sideløp til Vassbygdelfva ble restaurert i 2017 (nedre og øvre deltabekk).

På grunn av tiltakene økte arealet av gyteplasser i Aurlandselva fra 1200 til 6700 m² (fra 0,5 % til 2,8 % av elvebunnen) og antall gyteplasser økte fra 34 til 223. I Vassbygdelfva (nedenfor Sitjandefossen) økte gytearealet fra 325 til 3600 m² (fra 0,6 % til 6,1 % av elvebunnen) og antall gyteplasser økte fra 39 til 105. I begge elvene var gyteplassene mer jevnt fordelt i

2017 enn de var i 2010, og på mesteparten av elvearealet var avstanden til nærmeste gyteplass i 2017 mindre enn 50 m. Tiltaket førte altså til betydelig større og bedre fordelt gytehabitat enn i 2010.

Restaureringen av Tokvamsbekkene og Klekkeribekken i 2012-2014 ga en estimert økning i bestand av eldre ungfisk på henholdsvis om lag 3100 og 900 sammenliknet med bestanden før tiltak. Sammenliknet med estimert bestand i Aurlandselva på samme tidspunkt (sum av aure og laks) utgjør dette en økning på om lag 5 % i bestanden av eldre ungfisk. I Aurlandselva er det mulig å restaurere ytterligere tre sideløp/bekker: grove overslag tilsier at restaurering av disse tre sideløp/bekker kan gi en ytterligere 1-2 % økning i bestanden av eldre ungfisk i Aurlandselva.

Restaureringen av de to deltabekkene i Vassbygdelva i 2017 er foreløpig ikke ferdig evaluert med tetthetsdata på ungfisk, men de har et potensial til å øke bestanden av eldre ungfisk med opptil 11 %. Det foreligger også planer for restaurering av Tivesja, noe som kan gi en ytterligere 7 % økning i bestand av eldre ungfisk. Effekten vil være avhengig av hvor store begrensninger lav vannføring vil ha på fiskeproduksjonen i disse bekkene. Hvis det er mulig å etablere et permanent vanndekt areal i Midjeelva (Løelva) kan fiskeproduksjonen oppstrøms Vassbygdvatn økes ytterligere.

Antall hulrom (skjul) i bunnsubstratet ble økt ved at elvebunnen ble harvet/rippet slik at steiner ble snudd og finsediment spylt ut. I Aurlandselva er det rippet et areal på 70.000 m², noe som utgjør ca. 30 % av vinterarealet og i overkant av 20 % av arealet ved normal sommervannføring. På de rippede arealene har gjennomsnittlig vektet skjul økt fra lite/middels (om lag 5 enheter) til mye (om lag 15 enheter). Tiltaket var omfattende nok til at gjennomsnittlig vektet skjul i hele elvebunnen i Aurlandselva økte markert fra 5,5 til 8,5. Forekomsten av ungfisk var vesentlig høyere på rippede områder enn på referanseområder. Rippingen har sannsynligvis økt elvas potensiale for produksjon av eldre ungfisk, men det er foreløpig vanskelig å tallfeste denne økningen.

Samlet sett (NINA og LFI data) har tettheten av ungfisk (sum av aure og laks) i Aurlandselva fra 2009-2013 til 2014-2018 økt i størrelsesorden 30-40 % hos yngel og om lag det samme hos eldre ungfisk på grunn av økning i gyteareal og økning i gytebestand og trolig også økt mengde skjul i bunnsubstratet.

Alt i alt må vi anta at potensialet for fiskeproduksjon er økt i Aurlandselva som følge av økning i gyteareal og økning i skjul i elvebunnen, men det er foreløpig vanskelig å tallfeste hvor stor denne økningen er fordi gytebestandene av sjøaure og laks økte vesentlig samtidig som tiltakene ble gjennomført.

6 Utvikling i fiskebestandene

I dette kapitlet presenterer vi resultater fra undersøkelser av ungfisktetthet og gytefisktelinger i Aurlandsvassdraget i perioden 2009-2018. Deretter diskuterer vi langtidsutviklingen i bestandene. For voksen fisk sammenlikner vi utviklingen i gytebestander og innsig til Aurlandsvassdraget med de to nabovassdragene Flåmselva og Nærøydalselva. Til slutt gir vi en oppsummering av dagens status til bestandene.

6.1 Metoder

6.1.1 Ungfisk

Bestanden av ungfisk i Aurlandsvassdraget har blitt undersøkt ved elektrisk fiske hvert år siden 1989 (Jensen mfl. 1993, Sægrov mfl. 2000). I perioden 1989-1995 ble det fisket på seks stasjoner i Aurlandselva og tre stasjoner i Vassbygdelva (se **vedlegg 6.1**). I 1996 ble antall stasjoner i Vassbygdelva økt til seks. I 2003 ble det opprettet tre nye stasjoner i Vassbygdelva ovenfor Sitjandefossen (Jørve), to i hovedløpet og en i Stondalselva (Sægrov mfl. 2007). Ved oppstart av EnviDORR prosjektet i 2009 ble det gjennomført elektrisk fiske på 21 stasjoner i Aurlandselva, ni stasjoner i Vassbygdelva nedenfor Sitjandefossen mens antallet stasjoner oppstrøms fossen ble redusert til to. En enkel undersøkelse i 2010 tydet på at aureunger i Aurlandselva på høsten forekom vesentlig hyppigere nært land enn ute i elva og for å ta høyde for dette fenomenet ble det dette året opprettet fire stasjonspar hvorav den ene stasjonen hadde avgrensning mot elvebredden, som vanlig er, mens den andre stasjonen lå ute i elva, med innerenden fra 2 til 10 m fra elvebredden i samme område som landstasjonen. Fra og med 2011 har NINA årlig gjennomført fiske på 20 stasjoner i Aurlandselva, seks i Vassbygdelva nedstrøms Sitjandefossen og to i Vassbygdelva oppstrøms Sitjandefossen (se **vedlegg 6.1**). Her gir vi en oppsummering av resultatene fra det elektriske fisket i vassdraget med vekt på utviklingen fra og med 2009, men vi sammenlikner også utviklingen de siste ti årene med tidligere undersøkelser. Resultatene fra perioden 1989-2008 er hentet fra tidligere rapporter fra NINA og Rådgivende Biologer (Jensen mfl. 1993, Sægrov mfl. 2000, Sægrov mfl. 2007, Hellen mfl. 2009 og flere andre årsrapporter fra RB).

I perioden 2009-2018 har det elektriske fisket blitt gjennomført som en blanding av en gangs og tre gangers overfiske av stasjonene. Sammenslåtte fangstdata fra stasjoner fisket tre ganger ble brukt til å estimere en gjennomsnittlig fangbarhet (p , Bohlin mfl. 1989) for årssyngel og ulike aldersgrupper av eldre ungfisk for hver art og vassdragsavsnitt i 2009 og 2010 og for de to vassdragsavsnittene samlet i 2011-2017 (**vedlegg 6.2**). Det var ingen vesentlige forskjeller i beregnet fangbarhet for årssyngel av aure mellom Aurlandselva og Vassbygdelva eller mellom 2009 og 2010 (overlappende konfidensintervaller). Det ble heller ikke funnet vesentlige forskjeller i beregnet fangbarhet mellom vassdragsavsnitt eller år for eldre aureunger og eldre laksunger disse to årene. Vi valgte derfor å benytte en felles beregnet fangbarhet for Aurlandselva og Vassbygdelva i senere beregninger. Videre så har vi valgt å presentere tettheter beregnet ut fra en gjennomsnittlig fangbarhet for de ulike fiskegruppene over hele perioden (**vedlegg 6.2**). Det ble beregnet separate fangbarheter for 0+, 1+, 2+ og presmolt for laks og aure hver for seg. Fangbarhet for de eldste ungfiskene, 3+ og 4+, ble satt lik den for presmolt. For årssyngel av laks var det bare mulig å beregne fangbarhet i noen få år, og disse fangbarhetene var alle lave og svært usikre på grunn av lave fangster. Fangbarheten til årssyngel av laks ble skjønnsmessig satt til 0,3 i alle beregninger. Det kan bemerkes at de beregnede fangbarhetene med stor sannsynlighet overvurderer den reelle fangbarheten (se Sandlund mfl. 2011, Bremset mfl. 2015, Hedger mfl. 2018) slik at tetthetsestimatene gjennomgående er underestimerer av den reelle tettheten. Denne feilkilden er størst for årssyngel.

Med fangbarheter (p) gitt i **vedlegg 6.2** ble antallet fisk (N_s) på hver stasjon beregnet som:

$$N_s = T_s \times (1 - [1 - p]^k)^{-1}$$

hvor T er totalfangsten på stasjonen og k er antall fiskerunder (Bohlin mfl. 1989). Deretter ble antallet fisk på hver stasjon omregnet til fisketettheter og uttrykt som antall fisk pr 100 m².

All fisk ble bedøvd, artsbestemt og lengden målt i felt. På stasjoner med stor fangst av årsyngel av aure ble bare et utvalg (> 20) av yngelen målt for lengde. Det ble tatt (små) skjellprøver av eldre ungfisk for senere aldersbestemmelse av fisken. Vi tok prøver fra øvre hale av lengdefordelingen til antatt 1+ fisk og en betydelig større andel av fisk som ble antatt å være 2+ og eldre. Hvis vi var i tvil om et individ var en stor årsyngel eller liten 1+ ble det også tatt skjellprøver av disse, men i de aller fleste tilfeller var det enkelt å skille årsyngel (0+) fra eldre ungfisk ut fra individets lengde. Fisken ble deretter satt ut i elva igjen. Individ som ikke ble aldersbestemt på grunnlag av en skjellprøve, ble tilordnet en alder ut fra sin størrelse med bakgrunn i lengde/alders-data fra samme stasjon og/eller nærliggende stasjoner. Det ble med svært få unntak tatt skjellprøver av fisk fra alle stasjoner, men de første årene var prøvetakingen mer omfattende på de 14 hovedstasjonene. At det ikke ble tatt prøver av all fisk ble fører til noe mer usikkerhet knyttet til alderssammensetningen i bestanden og beregnede tettheter av ulike aldersklasser sammenliknet med tidligere undersøkelser i vassdraget. Vi anser ikke at disse usikkerhetene har noen avgjørende betydning for sammenlikninger av tetthet og størrelse hos ungfisk i 2009-2018 med tidligere data fra vassdraget.

I 2011-2018 ble mesteparten av stasjonene overfisket bare en gang mens fra 3 til 6 stasjoner hver år ble overfisket tre ganger. En gangs overfisking innebærer at resultatet for den enkelte stasjon blir mer usikkert, men tillater at flere stasjoner kan bli fisket med tilnærmet samme innsats. Et økt antall stasjoner i Aurlandselva gjør trolig at resultatene blir mere representative for elva.

For Aurlandselva er analysene av utvikling i tetthet av ungfisk over tid i 2009-2018 hovedsakelig basert på de 16 stasjonene (10 i 2010) som har avgrensing mot land. Disse stasjonene er spredd langs elva fra nederst ved Hopen og opp til om lag 100 m nedstrøms Vassbygdevatn (**vedlegg 6.1a**). I dette stasjonsnettet inngår stasjonene langs elvebredden i de fire stasjonsparene der det ble fisket både langs land og ute i elva. Vi valgte å utelukke resultatene fra de fire stasjonene som ble fisket ute i elva i beregninger av årlige gjennomsnittlige tettheter fordi disse stasjonene viste seg å ligge i områder av elva som hadde godt over gjennomsnittlig tetthet av laksunger i flesteparten av årene. Disse stasjonene er derfor neppe representative for hele Aurlandselva med hensyn til utvikling i ungfiskbestand av laks i områder som ligger ute i elva. Data fra disse stasjonene har imidlertid blitt benyttet ved oppskalering fra tetthet av ungfisk aure til antall ungfisk i bestanden.

Utviklingen i ungfisktetthet over tid er angitt som geometrisk middelværddier for Aurlandselva og Vassbygdelva hver for seg og for ulike inndelinger av stasjonene innen elvene. Ved bruk av geometrisk middelværddi får stasjoner med avvikende høye tettheter mindre vekt og verdiene blir noe lavere enn ved bruk av vanlig aritmetisk middelværddi. Ved sammenlikning av utvikling i tetthet med tidligere undersøkelser har vi benyttet samme utvalg av stasjoner og beregning av gjennomsnittstetthet (aritmetisk middelværddi) som i tidligere rapporter fra vassdraget.

6.1.2 Voksen fisk

Utviklingen i bestandene av voksen fisk i Aurlandsvassdraget har blitt fulgt ved hjelp av fangststatistikk og tellinger av gytefisk. I den offisielle fangststatistikken er det opplysninger om både antall og vekt av laks og sjøaurer som er fanget fra og med 1969. Laksen ble fredet fra og med 1989, med unntak av i 2007, og det er bare sporadiske fangster av laks som er registrert etter 1989. De siste åtte årene (fra og med 2011) gir fangststatistikken også opplysninger om antall og vekt av både avlivet fisk og gjenutsatt fisk. Det forekom muligens noe gjenutsetting av sjøaurer også i årene før 2011, men omfanget er usikkert og dette inngikk ikke i rapporteringen av fangster.

Tellinger av gytefisk har blitt gjennomført årlig siden 1964, med unntak av i 1994, 1995 og 1997. Fram til og med 1993 skjedde tellingen ved observasjoner fra elvebredden (Sættem 1995), mens det i 1996 og 1998-2017 har blitt gjennomført drivtellingene. Drivtellingene ble gjennomført av Rådgivende Biologer fram til og med 2008 og deretter av LFI.

Gytefisktelling ved snorkling (drivtelling) gjennomføres med utgangspunkt i Norsk Standard NS 9456:2015. Tellingene utføres ved at en eller flere personer svømmer/driver nedover elven iført tørr- eller våtdrakt og snorkelutstyr. Avhengig av elvens bredde og siktforhold dykker en eller flere personer parallelt for best mulig å dekke hele elvens profil. Observasjoner av fisk blir fortløpende skrevet ned og merket av på vannfaste blokker og kart.

Observasjonene av sjøaurer i Aurlandsvassdraget i perioden 2009-2018 har blitt delt inn i følgende sju størrelseskategorier: <1 kg, 1-2 kg, 2-3 kg, 3-4 kg, 4-5 kg, 5-6 kg og >6 kg. Ved tidligere drivtellingene i vassdraget har det blitt benyttet fire kategorier (Sæggrov mfl. 2007). Laksen deles inn i følgende størrelseskategorier: Smålags (<3 kg), mellomlags (3-7 kg) og storlags (>7 kg). Rømt oppdrettslaks skilles fra villaks ut fra morfologiske karakterer som kroppsfasong, pigmentering og finneslitasje. I mange tilfeller vil det likevel ikke være mulig å identifisere oppdrettslaks utelukkende basert på utseende slik at antall rømt oppdrettslaks kan bli underestimert.

Under gytefisktelling er det naturlig å regne med at noen fisk klarer å unngå dykkerne, eller stå plassert slik at de ikke vil være mulig å observere, f.eks. under store blokker på bunnen av dype kulper. Generelt er det derfor rimelig å anta at gytefisktelling ved snorkling vil gi minimumsestimater av gytebestanden. Underestimeringen vil ofte være størst i brede, vannrike elveavsnitt og i store, dype kulper med mørk bunn. Vær- og lysforhold i tillegg til sikten i vannet er også avgjørende for telleresultatet, samt at tellingene gjøres i perioden da fisken er på gyteplassene.

Tetthet av egg

Ut fra tellingene av gytefisk ble tettheten av gyte egg estimert tilsvarende som for utregning av gytebestandsmål (Hindar mfl. 2007, Anonym. 2015b). Dette ble gjort ved at en antar at andelen hunner i gytebestanden av laks er på 20 %, 70 % og 55 % blant henholdsvis smålags, mellomlags og storlags. Videre har vi antatt at gjennomsnittsvekten på de tre størrelsesgruppene av laks var henholdsvis 2 kg, 5 kg og 8 kg. Antall egg per kilo hunnfisk er antatt å være 1450 (Hindar mfl. 2007). Tilsvarende ble det for sjøaure antatt at andelen hunner i alle størrelsesgrupper er på 50 %, at gjennomsnittsvekt for de ulike størrelsesgruppene er 0,75 kg, 1,5 kg, 2,5 kg, 3,5 kg, 4,5 kg, 5,5 kg og 7 kg, mens antall egg per kilo hunnfisk av sjøaure er antatt å være 1900 (Sættem 1995). Tettheten av egg er i denne sammenhengen beregnet ut fra de elvearealene som har blitt undersøkt med hensyn til forekomst av gytefisk. Det er ikke tatt med eventuelle innsjøareal og arealer av elvestrekninger/sideelver som ikke er undersøkt.

6.2 Ungfisk

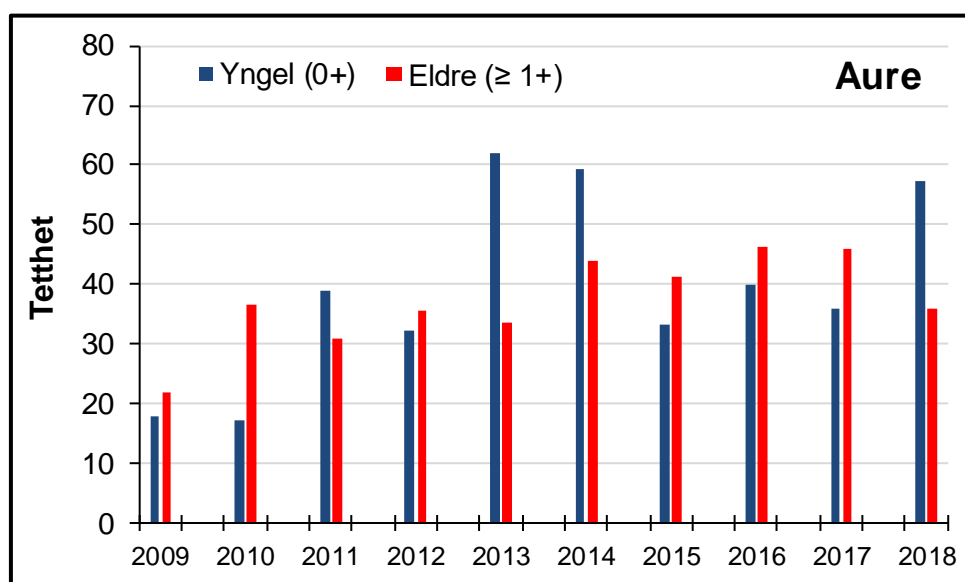
6.2.1 Utvikling i tetthet i Aurlandselva i 2009-2018

Aure

Med ett unntak ble det fanget både yngel og eldre aureunger på alle stasjonene som hadde avgrensning mot land i Aurlandselva i perioden 2009-2018.

Den gjennomsnittlige tettheten av aureyngel i Aurlandselva har økt i perioden 2009-2018. I 2009 og 2010 var gjennomsnittlig tetthet noe lavere enn 20 yngel per 100 m² på de stasjonene som hadde avgrensning mot land (**figur 6.2.1**). I 2013 og 2014 og 2018 ble det registrert i om lag 60 yngel per 100 m². I 2015-2017 var de registrerte tetthetene av aureyngel lavere enn i 2013 og 2014, men fremdeles høyere enn i starten av undersøkelsesperioden.

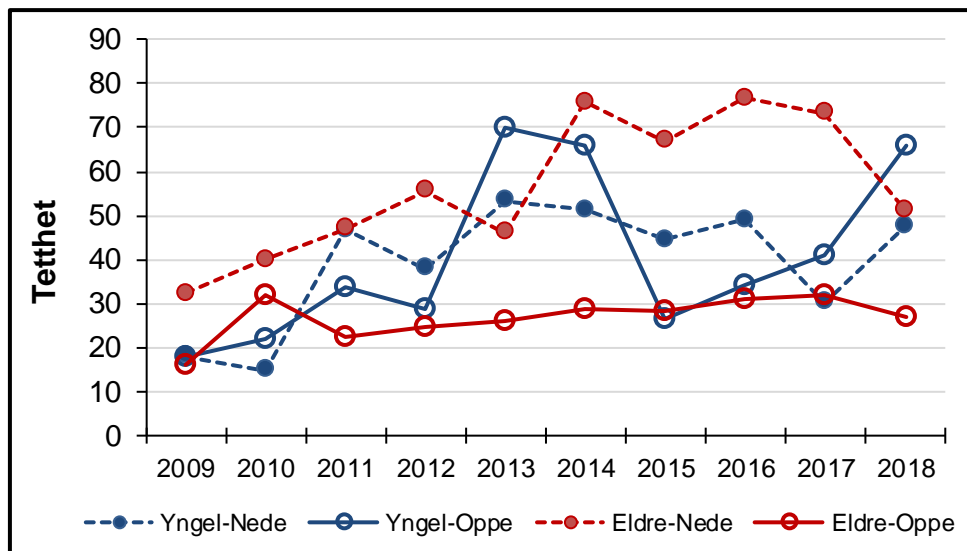
Økningen i tetthet av aureyngel over tid var marginalt ikke signifikant i en lineær modell (lineær regresjon: $R^2 = 0,32$, $p = 0,089$), og resultatene kan tyde på yngeltettheten er i ferd med å flate ut på et noe lavere nivå enn den var i toppårene 2013 og 2014.



Figur 6.2.1. Gjennomsnittlig beregnet tetthet ($n/100 \text{ m}^2$) av yngel (0+) og eldre ungfisk ($\geq 1+$) av aure i Aurlandselva i perioden 2009-2018. Hvert år ble det undersøkt 16 stasjoner med avgrensning mot land med unntak av i 2010 hvor det ble fisket 10 stasjoner.

Den gjennomsnittlige tettheten av eldre aureunger har økt i perioden 2009-2018 (lineær regresjon: $R^2 = 0,52$, $p = 0,019$). I 2009 var tettheten om lag 20 eldre aureunger per 100 m² mens det i perioden 2014-2017 ble registrert i om lag 45 eldre aureunger per 100 m² (**figur 6.2.1**). I 2018 var tettheten noe lavere enn i de fire foregående årene.

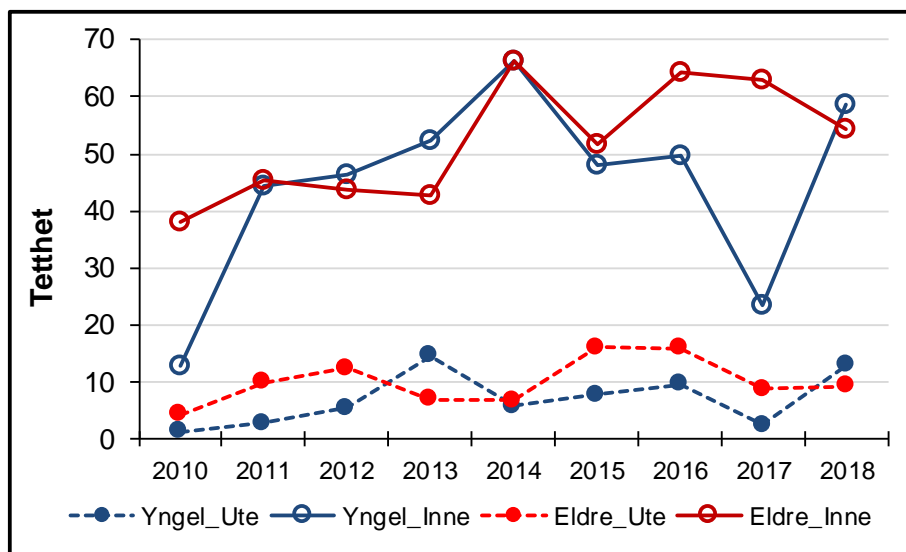
I alle år har den gjennomsnittlige tettheten av eldre aureunger vært vesentlig høyere i den nederste delen enn i den øverste delen av Aurlandselva (**figur 6.2.2**). I gjennomsnitt har tettheten vært dobbelt så høy i de nedre deler av elva (nedre: 57 individer per 100 m²; øvre 27 individer per 100 m²). I gjennomsnitt har tettheten av aureyngel vært lik i de to delene av elva (nedre: 39 individer per 100 m²; øvre 41 individer per 100 m²), men variasjonene i yngeltetthet mellom år har vært større i den øvre delen av elva (**figur 6.2.2**).



Figur 6.2.2. Gjennomsnittlig beregnet tetthet ($n/100\text{ m}^2$) av yngel (0+) og eldre ungfish ($\geq 1+$) av aure i Aurlandselva nedenfor og ovenfor Tokvamsbrua i perioden 2009-2018.

I alle årene var den registrerte tettheten av både yngel og eldre ungfish av aure vesentlig større på stasjonene langs elvebredden enn på stasjonene ute i elva (**figur 6.2.3**). Utviklingen i tetthet på de fire landstasjonene var i store trekk lik den som ble funnet på alle stasjonene i Aurlandselva i perioden 2009-2018 (se ovenfor). For eldre ungfish av aure var det en økning i tetthet med tid for stasjoner som lå langs elvebredden ($R^2 = 0,54$; $p = 0,002$), mens det ikke var noen signifikant økning over tid for stasjoner som lå ute i elva ($R^2 = 0,14$, $p = 0,32$).

I gjennomsnitt har tettheten vært fem ganger så høy inne ved land enn ute i elva (inne: 52 individer per 100 m^2 ; ute 10 individer per 100 m^2). Også for aureyngel var forskjellene i gjennomsnittlig tetthet i de to habitatene store (inne: 45 individer per 100 m^2 ; ute 7 individer per 100 m^2).

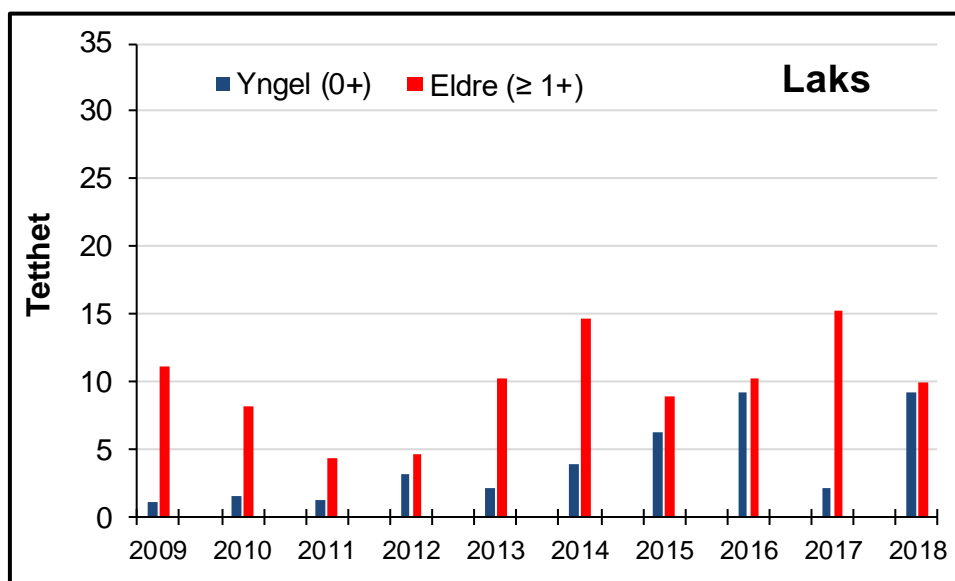


Figur 6.2.3. Gjennomsnittlig beregnet tetthet ($n/100\text{ m}^2$) av yngel (0+) og eldre ungfish ($\geq 1+$) av aure i Aurlandselva på stasjoner ute i elva sammenliknet med stasjoner langs land perioden 2010-2018. Undersøkelsen omfatter fire stasjonspar.

Laks

Lakseyngel har en mer flekkvis forekomst i Aurlandselva enn aureyngel. I perioden 2009-2018 har det de fleste årene blitt fanget lakseyngel på fra åtte til 11 av de 16 undersøkte stasjonene. Størst romlig utbredelse hadde lakseyngelen i 2015, 2016 og 2018 med fangst av yngel på henholdsvis 14, 15 og 14 av de 16 undersøkte stasjonene. Eldre laksunger har blitt fanget på de aller fleste av stasjonene i alle år.

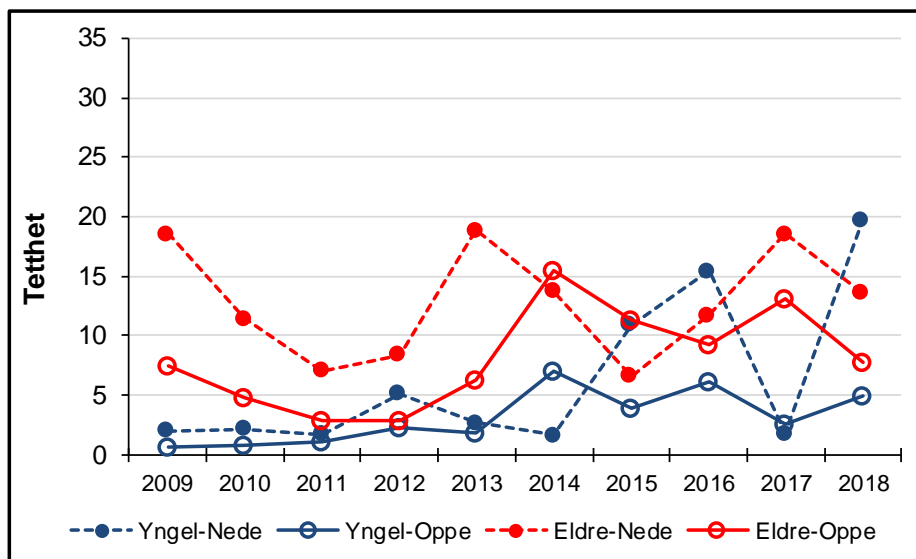
Den gjennomsnittlige tettheten av lakseyngel økte ($R^2 = 0,56$; $p = 0,013$) i Aurlandselva i perioden 2009-2018. I 2009-2011 var gjennomsnittlig tetthet lavere enn 2 yngel per 100 m², mens det i 2016 ble registrert i overkant av 9 yngel per 100 m² (**figur 6.2.4**). I 2017 var tettheten av yngel lav, mens tettheten økte igjen til 9 yngel per 100 m² i 2018. Den gjennomsnittlige tettheten av eldre laksunger har variert mellom 4 og 15 individer per 100 m², og høyest tetthet ble registrert i 2014 og 2017. Det var ingen signifikant tidstrend ($p = 0,20$) i utviklingen av tetthet av eldre laksunger i løpet av de ti årene.



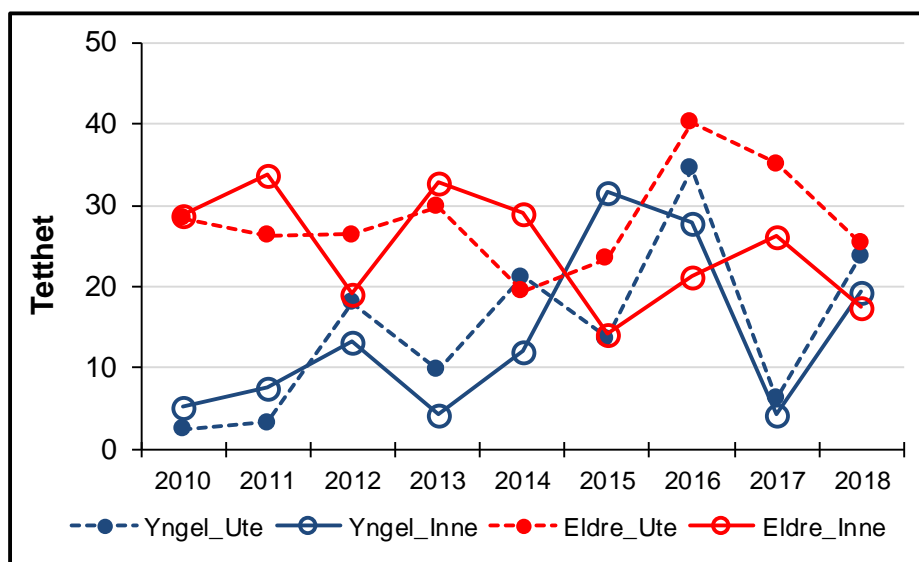
Figur 6.2.4. Gjennomsnittlig tetthet (n/100 m²) av yngel (0+) og eldre ungfisk (≥ 1+) av laks i Aurlandselva i perioden 2009-2018. Hvert år ble det undersøkt 16 landstasjoner med unntak av i 2010 (10 stasjoner).

Tettheten av lakseyngel økte både nedstrøms og oppstrøms Tokvamsbrua i perioden 2009-2018, men var lav i begge deler av elva i 2017 (**figur 6.2.5**). I de fleste år var gjennomsnittlig tetthet høyere i den nederste delen av elva. Fra 2009 og fram til 2013 og i 2017-2018 var tettheten av eldre laksunger høyere i den nederste delen av elva enn i den øverste delen, mens gjennomsnittlig tetthet var mer lik i de to delene av elva i 2014-2016.

For de fire stasjonsparene hvor det ble fisket både langs land og ute i elva økte den gjennomsnittlige tettheten av lakseyngel i begge habitater i perioden 2009-2016. Tettheten av yngel avtok for begge stasjonstypene i 2017, men økte igjen i 2018 (**figur 6.2.6**). Det var en sterk samvariasjon (Pearson's $r = 0,88$; $p = 0,009$) og gjennomgående små forskjeller i tetthet av yngel langs land og ute i elva. Det var relativt små forskjeller i tetthet av eldre laksunger i de to habitatene, men i de fire siste årene var tettheten av eldre laksunger noe høyere ute i elva enn inne ved land. Resultatene for laks står i kontrast til resultatene for aure, hvor tettheten av yngel og eldre ungfisk var vesentlig høyere langs land enn ute i elva i alle år. De fire stasjonsparene hadde tettheter av laks som lå godt over gjennomsnittet, noe som tyder på at de lå i områder av elva som har hatt relativt høy og noenlunde stabil rekruttering av laks i hele perioden 2009-2018.



Figur 6.2.5. Gjennomsnittlig tetthet ($n/100 \text{ m}^2$) av yngel (0+) og eldre ungfisk ($\geq 1+$) av laks på i Aurlandselva nedenfor og ovenfor Tokvamsbrua i perioden 2009-2018.



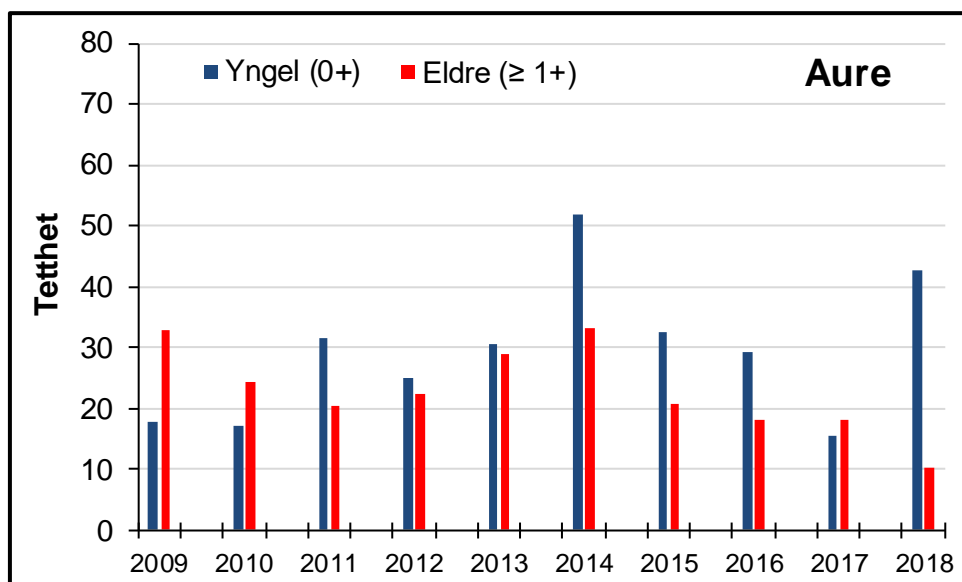
Figur 6.2.6. Gjennomsnittlig beregnet tetthet ($n/100 \text{ m}^2$) av yngel (0+) og eldre ungfisk ($\geq 1+$) av laks i Aurlandselva på stasjoner ute i elva sammenliknet med stasjoner langs land perioden 2010-2018. Undersøkelsen omfatter fire stasjonspar.

6.2.2 Utvikling i tetthet i Vassbygdelfva i 2009-2018

Aure

Den gjennomsnittlige tettheten av aureyngel i Vassbygdelfva har variert mellom 17 og 52 individer per 100 m² i perioden 2009-2018. I 2009 og 2010 var gjennomsnittlig tetthet litt lavere enn 20 yngel per 100 m², og tettheten økte fram mot 2014 da ble det registrert i overkant av 40 yngel per 100 m² (**figur 6.2.7**). Tettheten av yngel avtok deretter til om lag 20 individer per 100 m² i 2017, men økte igjen til om lag 45 individer per 100 m² i 2018. I perioden sett under ett var det ingen signifikant økning i tetthet av aureyngel ($p = 0,15$).

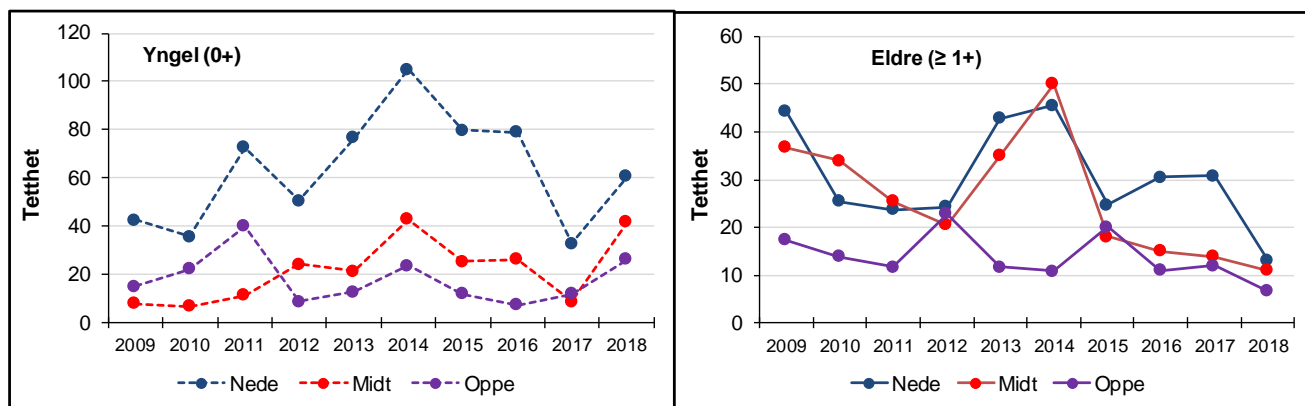
Den gjennomsnittlige tettheten av eldre aureunger i Vassbygdelfva varierte mellom 22 og 42 individer per 100 m² i perioden 2009-2017, men avtok til 12 individer per 100 m² i 2018. Den høyeste tettheten ble registrert i 2014 og tettheten av eldre aureunger har gjennomgående vært lavere de siste fire årene, enn i perioden 2009-2014. Den lave tettheten av eldre ungfish i 2018 kan være påvirket av at det elektriske fisket dette året ble gjennomført i etterkant av en stor flom og ved noe høyere vannføring enn i tidligere år. I perioden sett under ett var det en signifikant negativ trend i tetthet av eldre aure ($R^2 = 0,44$; $p = 0,036$). Trenden er fremdeles negativ hvis vi utelater resultatene fra 2018, men ikke lengre signifikant ($p = 0,16$).



Figur 6.2.7. Gjennomsnittlig beregnet tetthet ($n/100 \text{ m}^2$) av yngel (0+) og eldre ungfish ($\geq 1+$) av aure i Vassbygdelfva i perioden 2009-2018. Hvert år ble det undersøkt 8 stasjoner. Tetthetene i 2018 kan være påvirket av at det elektriske fisket dette året ble gjennomført i etterkant av en stor flom og ved høyere vannføring enn i tidligere år.

I alle år ble det registrert aureyngel på alle de åtte stasjonene i Vassbygdelfva. Utviklingen i yngeltetthet har vært forskjellig i ulike deler av elva de siste ti årene (**figur 6.2.8**). I den nederste og midtre delen av elva var det en økning i gjennomsnittlig yngeltetthet ($p = 0,03$ for begge de to delene) fra 2009 til 2016, mens det ikke var en tilsvarende økning på de to stasjonene ovenfor Sitjandefossen. I 2013 og 2015 ble det plantet ut henholdsvis 10.000 og 13.000 øyerogn av aure ovenfor Sitjandefossen, men det er uklart hvor stor andel den utsatte fisken utgjorde av yngelen i dette området disse to årene fordi det også ble observert sjøaurer ved gytefisketellingene ovenfor fossen. I de andre årene må yngelen på disse to stasjonene nødvendigvis stamme fra naturlig gyting, men vi vet ikke hvor store andeler av yngelen som kommer fra stasjonæraure og sjøaure. Det er observert sjøaurer ved gytefisketelling oppstrøms Sitjandefossen i alle de siste årene, men antallet har vært lavt.

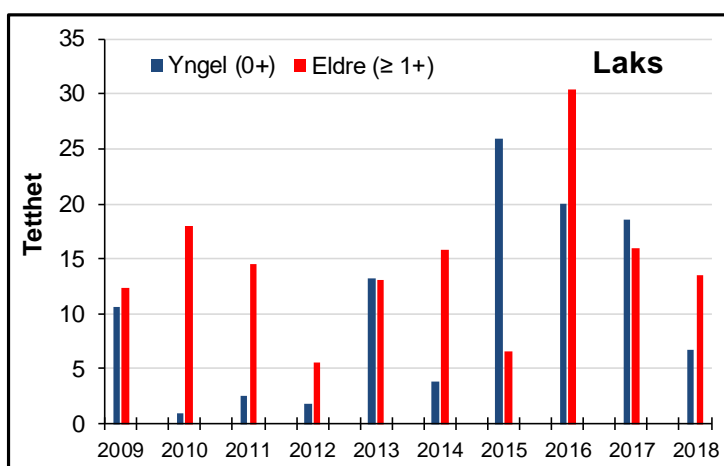
I 2018 var det en markert nedgang i tetthet av eldre ungfisk sammenliknet med tidligere år, spesielt i nedre del av Vassbygdelfva (**figur 6.2.8**). Det elektriske fisket i 2018 ble gjennomført ved noe høyere vannføring enn i tidligere år og i etterkant av en stor flom. Flommen førte til massetransport i elva og på en stasjon i de nedre deler av elva som opprinnelig hadde mye mose (stasjon 12), var mesteparten av mosen borte etter flommen. Tettheten av eldre aureunger var vesentlig lavere i 2018 på denne stasjonen enn i tidligere år. Den nederste stasjonen (stasjon 11) hadde også vesentlig lavere tetthet av eldre aureunger i 2018, men her var det ingen åpenbare endringer i bunnforhold som følge av flommen. Den lave tettheten av eldre aureunger i nedre deler av elva i 2018 kan derfor ha vært påvirket av forflytninger av ungfisk knyttet til forandringer i bunnforhold som følge av flommen.



Figur 6.2.8. Gjenomsnittlig tetthet ($n/100 \text{ m}^2$) av yngel (0+) og eldre ungfisk ($\geq 1+$) av aure i ulike deler av Vassbygdelfva i perioden 2009-2018. Nede: Nedenfor øverste terskel; Midt: Fra Belle Bru til Sitjandefossen; Oppe: Ovenfor Sitjandefossen.

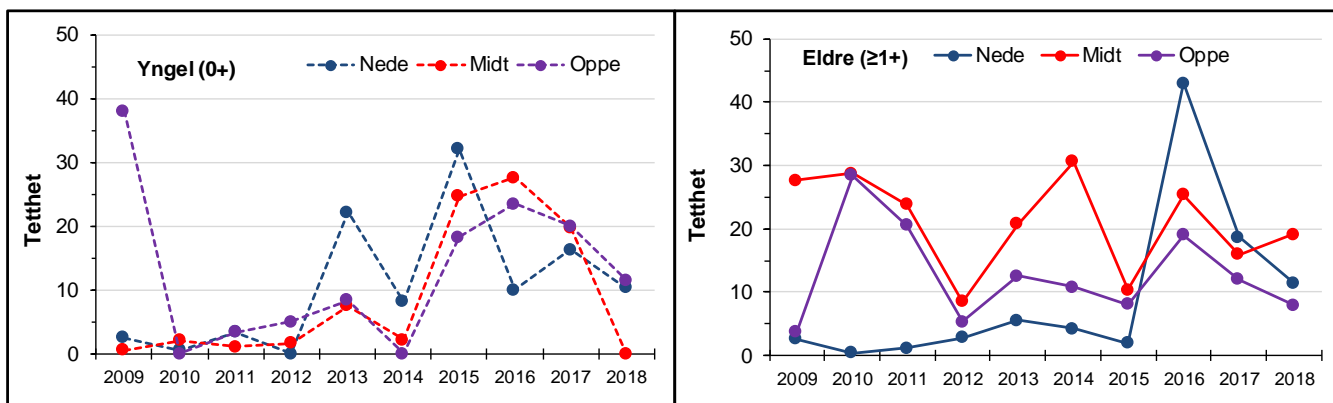
Laks

I Vassbygdelfva har rekrutteringen av laks vært variabel i perioden 2009-2018 (**figur 6.2.9**). I 2009 ble det funnet årsyngel på fem av de åtte stasjonene som er undersøkt i hele perioden, men tetthetene var lave med unntak av på de to stasjonene ovenfor Sitjandefossen (**figur 6.2.10**). Dette året ble det plantet ut 30.000 øyerogn av laks ovenfor fossen. Utsettingene av øyerogn i 2008 og 2009 år har påvirket tetthet og forekomst av eldre laksunger, i alle fall i den øvre og midtre delen av Vassbygdelfva, også i årene 2009-2012.



Figur 6.2.9. Gjenomsnittlig tetthet ($n/100 \text{ m}^2$) av yngel (0+) og eldre ungfisk ($\geq 1+$) av laks i Vassbygdelfva i perioden 2009-2018. Tetthetene i 2018 kan være påvirket av at det elektriske fisket dette året ble gjennomført i etterkant av en stor flom og ved høyere vannføring enn i tidligere år.

I årene 2010-2012 var tettheten av yngel svært lav i alle deler av Vassbygdelfva. I 2015 og 2016 ble det registrert lakseyngel på alle de åtte undersøkte stasjonene, mens det i 2018 ikke ble funnet yngel på de tre stasjonene i midtre del av elva (**figur 6.2.10**). Fra 2003 til 2009 ble det årlig plantet øyerogn av laks i Vassbygdelfva hovedsakelig oppstrøms Sitjandefossen (se **tabell 2.1**). I årene 2010-2015 ble det ikke plantet lakserogn i denne delen av elva. Med unntak av 2010 og 2014 ble det registrert lakseyngel oppstrøms Sitjandefossen i alle år. I 2015 og 2016 ble det imidlertid funnet lave tettheter av 1+ og 2+ fra klekking i 2014 på den nederste av de to stasjonene oppstrøms Sitjandefossen, slik at det trolig også var gyting av laks her høsten 2013. Det ble ikke funnet eldre laksunger som stammer fra klekking i 2010 oppstrøms Sitjandefossen. Resultatene viser altså at det har vært naturlig gyting av laks i denne delen av elva de fleste av de siste årene.



Figur 6.2.10. Gjennomsnittlig beregnet tetthet ($n/100 \text{ m}^2$) av yngel (0+) og eldre ungfisk ($\geq 1+$) av laks i ulike deler av Vassbygdelfva i perioden 2009-2018. Nede: Nedenfor øverste terskel; Midt: Fra Belle Bru til Sitjandefossen; Oppe: Ovenfor Sitjandefossen.

I årene 2010-2013 og 2015 ble det ikke lagt ut øyerogn av laks i Vassbygdelfva. I 2014 ble det lagt ut 10.000 øyerogn nederst i elva mens utleggene i 2016 og 2017 og 2018 skjedde ovenfor Sitjandefossen og i de to restaurerte sideløpene. I 2015 ble det funnet relativt høye tettheter av laksyngel (0+) i alle de tre delene av elva. En betydelig flom i oktober 2014 førte til omfattende masseforflytninger i Vassbygdelfva (se **figur 5.2**). Denne flommen skjedde trolig før laksegytinga og de relativt høye tetthetene av laksyngel i 2015 tyder på at gytingen var vellykket og at overlevelsen på den lakserogna som ble gytt etter flommen høsten 2014 var relativt høy. Flommen førte til en markert økning i gyteareal i Vassbygdelfva (se **figur 5.2**), og resultatene tyder altså på at dette hadde positiv effekt på rekrutteringen av laks som gytt allerede samme høst.

6.2.3 Hvor mange ungfisk? – Oppskalering

Metode

For å få en ide om størrelsen av lakse- og aurebestandene i Aurlandselva og Vassbygdelfva ble resultatene fra undersøkelsen av ungfisktetthet benyttet til å oppskalere fra tetthet på stasjoner til antall fisk i elva. Vi utelot årsyngel i disse beregningene som derfor bare omfatter eldre ungfisk, altså ettåringer (1+) og eldre. Fordi ungfisken (av aure) i Aurlandselva i oktober synes å være ujevnt fordelt fra bredden og utover i elva (se **figur 6.2.3**) ble det ved oppskaleringen skilt mellom strandnære områder (områder av elva som ligger opp til 5 m fra land) og områder ute i elva (altså mer enn 5 m fra bredden på begge sider). En avstand på 5 m ble valgt fordi dette var bredden på de fleste stasjonene for elektrisk fiske som hadde avgrensing mot land. Arealet av strandnære områder ved minstevannføring (om lag 3,3

m³/s) ble beregnet til 83.000 m², mens arealet av områder ute i elva (det vil si mer enn 5 m fra land på begge sider) ble beregnet til 156.330 m².

Eldre laksunger forekom i noe større tetthet ute i elva enn langs land på de fire stasjonsparene hvor dette ble undersøkt i Aurlandselva (se **figur 6.2.6**). Tettheten av eldre laksunger på de fire stasjonene langs land var imidlertid gjennomgående vesentlig høyere enn på resten av landstasjonene (**vedlegg 6.4**). Det er derfor lite sannsynlig at de fire stasjonsparene er representative med hensyn til forekomst og tetthet av laks langs elvestrengen. Det var en positiv sammenheng mellom tetthet av eldre laksunger langs land og tetthet ute i elva (alle stasjonspar i alle år; Pearsons $r = 0,40$; $p = 0,02$). Det er derfor ikke usannsynlig at tettheten av eldre laksunger på stasjonene langs land også gir et rimelig anslag over tettheten av slike individer ute i elva på de områdene vi ikke har stasjoner ute i elva. Vi valgte derfor å benytte tetthetene fra stasjonene med avgrensing mot land (alle 16) ved oppskaleringen. Dette innebærer at vi for laks antar at disse tetthetene er representative for tettheten i hele det vanndekte arealet. Vi vet ikke om dette gir en under- eller overvurdering av antallet laksunger i Aurlandselva, og understreker at beregningene er grove anslag over bestandsstørrelse.

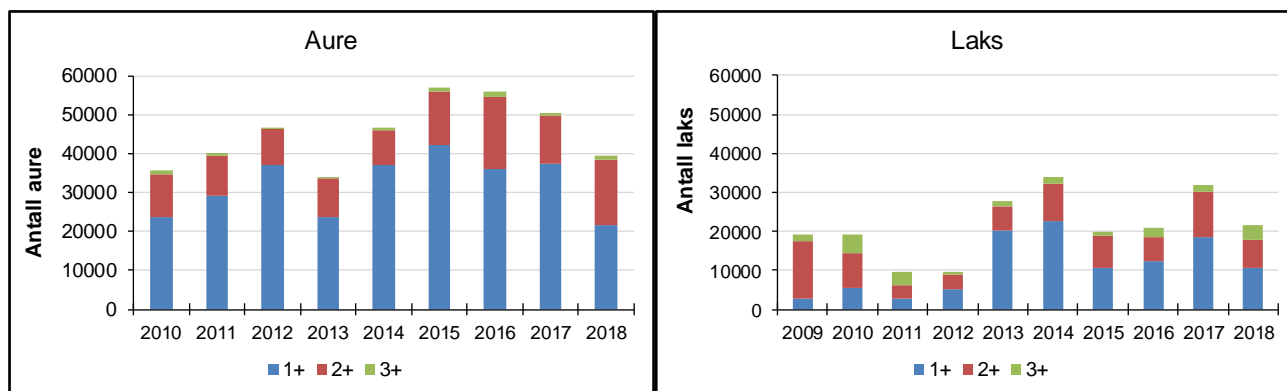
Eldre aureunger forekom i vesentlig lavere tetthet ute i elva enn langs land på de fire stasjonsparene hvor dette ble undersøkt i Aurlandselva (se **figur 6.2.3**). Det var en positiv sammenheng mellom tetthet av eldre aureunger langs land og tetthet ute i elva (alle stasjonspar i alle år; Pearsons $r = 0,35$; $p = 0,05$). For aure var det betydelig mindre forskjell i gjennomsnittlig tetthet langs land for de fire stasjonsparene og resten av de landnære stasjonene enn for laks, men også hos aure var tettheten gjennomgående noe høyere på de fire stasjonsparene (**vedlegg 6.4**). Ved oppskalering av aurebestanden valgte vi derfor å benytte tetthetene fra alle stasjonene med avgrensing mot land som representative for strandnære områder og tetthetene for de fire stasjonene ute i elva som representative for slike områder.

Vi har ikke undersøkt om det er forskjeller i tetthet av eldre ungfisk langs land og ute i elva i Vassbygd-elva. Oppskaleringen av ungfiskbestand i Vassbygd-elva skjedde derfor under forutsetning om at de tetthetene vi registrerte i vårt elektriske fiske er representative for tetthetene i hele elvetverrsnittet. Ved beregning av antall ungfisk ble elva delt i tre deler: oppstrøms Sitjandefossen, fra Sitjandefossen og ned til tersklene og fra tersklene og ned til Vassbygdvatn (jfr kapittel 3) og den gjennomsnittlige tettheten av eldre ungfisk på stasjonene for elektrisk fiske i de respektive tre delene av elva ble benyttet i beregningene. Ved oppskaleringen benyttet vi et omtrentlig areal ved 1 m³/s for beregningene, totalt 60.000 m².

Resultater

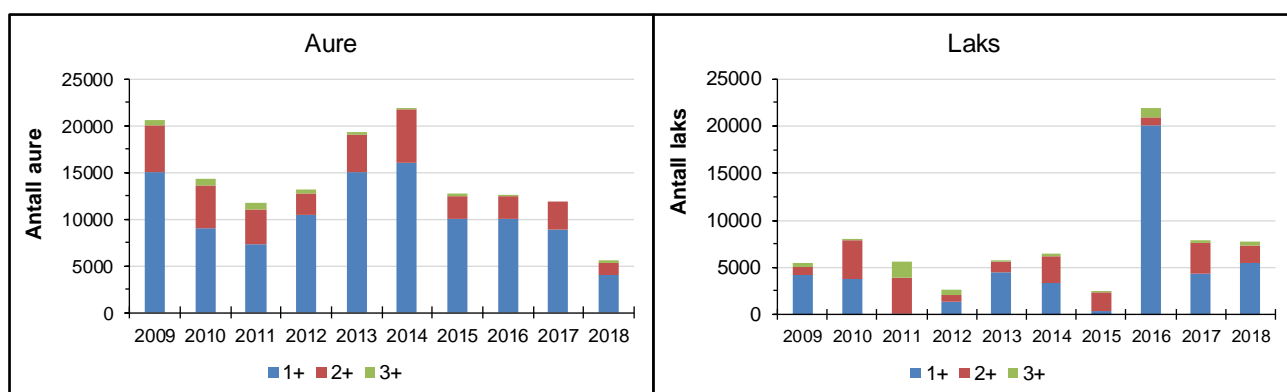
Det beregnede antallet eldre ungfisk av aure i Aurlandselva varierte mellom 34.000 og 57.000 individer i perioden 2010-2018 (**figur 6.2.11**). Bestanden var mest tallrik i 2015-2017 med i overkant av 50.000 ungfisk i alle tre årene, mens bestanden var noe lavere i 2018 med om lag 40.000 ungfisk. Et lavere antall i 2018 enn i de foregående tre årene synes å skyldes at det var en mindre tallrik årsklasse av ettåringer (1+) dette året.

I 2009 og 2010 ble det beregnet at antallet eldre ungfisk av laks i Aurlandselva var på om lag 20.000 individer (**figur 6.2.11**). Bestanden avtok til om lag 10.000 i 2011 og 2012. De siste seks årene har det beregnede antallet variert mellom 20.000 og 30.000 individer.



Figur 6.2.11. Beregnet antall eldre ungfisk (1+, 2+ og 3+) av aure og laks i Aurlandselva i perioden 2009-2018.

Det beregnede antallet eldre ungfisk av aure i Vassbygdelva varierte mellom 5500 og 21.000 individer i perioden 2009-2018 (**figur 6.2.12**). Den beregnede bestanden, 5500 eldre ungfisk, var spesielt lav i 2018. Det lave antallet dette året kan være påvirket av at det elektriske fisket i 2018 ble gjennomført i etterkant av en stor flom og ved høyere vannføring enn i tidligere år. Ungfiskbestanden har imidlertid vært mindre tallrik i de siste fire årene (2015-2018) enn den var de første seks årene (2009-2014) av undersøkelsene. I gjennomsnitt utgjorde den beregnede bestanden av eldre aureunger i Vassbygdelva 23 % (variasjonsbredde 12-32 %) av den totale bestanden på elvestrekningene i Aurlandsvassdraget.



Figur 6.2.12. Beregnet antall eldre ungfisk (1+, 2+ og 3+) av aure og laks i Vassbygdelva i perioden 2009-2018. Det beregnede antallet fisk i 2018 kan være påvirket av at det elektriske fisket dette året ble gjennomført i etterkant av en stor flom og ved høyere vannføring enn i tidligere år.

Den beregnede bestanden av eldre ungfisk av laks i Vassbygdelva varierte mellom 2500 og 21.000 individer i perioden 2009-2018 (**figur 6.2.12**). Den estimerte bestanden var rekordhøy i 2016 og dette året var bestanden dominert av ettåringer (1+). Det beregnede antallet av toåringer (2+) i 2017 var ikke vesentlig større enn i flere andre år og det er derfor mulig at antallet ettåringer ble overvurdert i 2016. Alternativt har dødelighet og/eller forflytninger av fisk ut av elva vært større for denne årsklassen. I resten av perioden var bestanden på om lag 8000 individer eller lavere. I gjennomsnitt utgjorde den beregnede bestanden av eldre laksunger i Vassbygdelva 23 % (variasjonsbredde 17-51 %) av den totale bestanden på elvestrekningene i Aurlandsvassdraget.

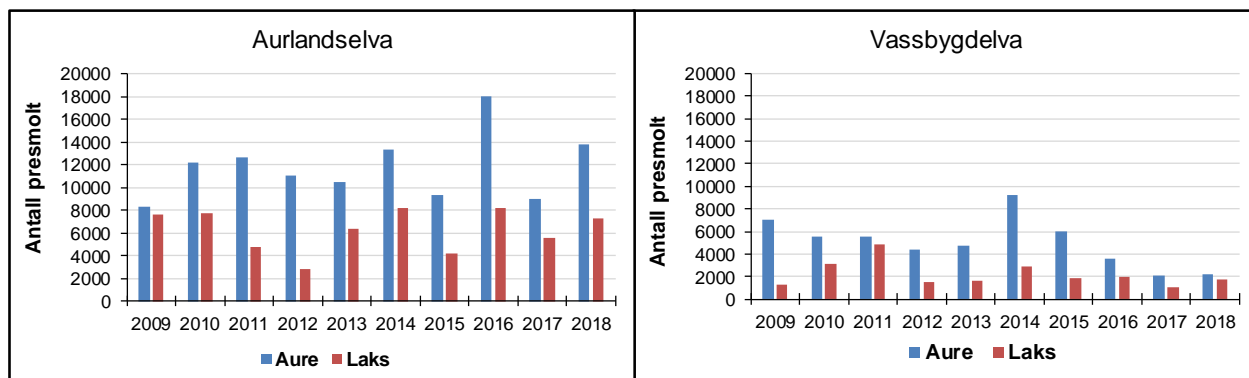
Vi har også beregnet antallet av presmolt, det vil si ungfisk som sannsynligvis vil vandre til sjøen kommende vår. Her har vi benyttet de samme kriteriene med hensyn til størrelse ved alder som Rådgivende Biologer benytter for hva som er en presmolt (f.eks. Sægrov mfl.

2007) for å kunne sammenlikne med disse undersøkelsene. Det er usikkerheter knyttet til å bruke kriterier knyttet til størrelse ved alder for å angi om det er sannsynlig at et individ vil vandre til sjøen kommende vår. Sjøaure har en mer variabel livshistorie enn laks slik at usikkerheten er større for denne arten.

Det beregnede antallet av presmolt av aure i Aurlandselva har variert mellom 8300 og 18.000 individer i perioden 2009-2018, med et gjennomsnitt på 11.800 individer. De to høyeste anslagene ble funnet mot slutten av undersøkelsesperioden, i 2016 og 2018. Antallet av presmolt laks har variert mellom 2800 og 8200 med et gjennomsnitt på 6300 individer i samme periode (**figur 6.2.13**). De to høyeste anslagene, i overkant av 8000 presmolt, ble funnet i 2014 og 2016.

Det beregnede antallet av presmolt av aure i Vassbygdelva har variert mellom 2100 og 9200 individer i perioden 2009-2018. Den beregnede bestanden var størst i 2014, og har deretter avtatt, spesielt de siste tre årene. Bestanden kan være undervurdert i 2018. Bestanden av presmolt laks har variert mellom 1100 og 4800 i samme periode og var mest tallrik i 2011 og 2012 (**figur 6.12.13**).

Beregningene tyder på at det samlede antallet av presmolt aure på de to elvestrekningene har variert mellom 11.000 og 23.000 de siste ti årene med et gjennomsnitt på 17.000. Den beregnede bestanden av presmolt aure var større enn 20.000 både i 2014 og 2016. Tilsvarende har den samlede bestanden av presmolt laks variert mellom 4000 og 11.000 med et gjennomsnitt på 8000. For laks så ble bestanden beregnet til å være i overkant av 10.000 individer i 2010, 2014 og 2016.



Figur 6.2.13. Beregnet antall presmolt av aure og laks i Aurlandselva og Vassbygdelva i perioden 2009-2018. Bestanden i Vassbygdelva kan være underestimert i 2018 på grunn av vannføeringsforholdene før og under det elektriske fisket.

Diskusjon

Det er stor usikkerhet knyttet til våre beregninger av antall eldre ungfisk og presmolt i Aurlandsvassdraget og en kan stille spørsmål om hvorfor vi presenterer slike usikre beregninger. I tidligere rapporter fra vassdraget er det presentert slike oppskalerte beregninger av antallet presmolt (for eksempel Sægrov mfl. 2007) og disse tidligere beregningene har antydnet at bestanden av presmolt i vassdraget av både aure og laks var svært tallrik på midten av 2000-tallet. Kunnskap om størrelsesorden av antall ungfisk og presmolt er viktig for å kunne si noe om status for fiskebestandene i dag. En annen grunn til å gjennomføre slike beregninger er å kunne gi kvantitative vurderinger av hvor stor effekt restaurering av sideløp og sidebekker vil kunne ha på den totale produksjonen av ungfisk i vassdraget (jfr. kapittel 5).

Den største usikkerheten for oppskalering av aurebestand i Aurlandselva er nok knyttet til tettheter av ungfisk i områder som ligger ute i elva. Her er det bare fisket fire stasjoner slik at plassering av disse langs elvestrekningen kan ha stor innflytelse på resultatet. Resultatene fra stasjonene med avgrensing mot land tyder på at disse stasjonsparene i stor grad ligger i områder av elva som gjennomgående har hatt vesentlig høyere tetthet av eldre laksunger enn andre deler av elva (**vedlegg 6.4**). Hvis forekomst og tetthet av eldre laksunger påvirker forekomst og tetthet av eldre aureunger negativt så er det mulig at de tetthetene vi har registrert for aure på våre stasjoner ute i elva undervurderer aurebestanden. En annen stor usikkerhet er om vår måte å beregne areal av strandnære områder gir et korrekt uttrykk for de forskjellene som synes å være tilstede i habitatbruk hos eldre ungfisk av aure i elva med hensyn til avstand fra land. Hvor stor andel av det vanndekte arealet som antas å ligge ute i elva og derfor har vesentlig lavere tetthet av eldre aure, har stor betydning for hvor tallrik bestanden blir med vår måte å regne på. Det er mulig at vi har undervurdert arealet som kan regnes å være strandnært og i så fall har vi undervurdert aurebestanden.

For å få sikrere estimer av antallet ungfisk i Aurlandselva hadde det vært ønskelig med flere stasjoner ute i elva. Det er imidlertid vanskelig å finne lokaliteter i de dypere og mer strømssterke delene av elva hvor det er mulige å gjennomføre elektrisk fiske med sikte på å estimere tetthet på en pålitelig måte. Fiskens fangbarhet ved elektrisk fiske er høyst sannsynlig lavere på stasjonene ute i elva enn på stasjonene ved land. Dette fordi stasjonene er dypere og vannhastighetene større. I tillegg har to av stasjonene mørk bunn, noe som også gjør det vanskeligere å se fisk, spesielt ungfisk av aure som kan ha ganske mørke kroppsfarger i Aurlandselva. Lavere fangbarhet ute i elva betyr at tetthetene av ungfisk trolig er mer undervurdert her enn langs land og da spesielt tettheten av 1+ aure. Hvis dette er tilfelle så er våre estimer av antall ungfisk av aure underestimer.

Vi har ikke undersøkt om det er forskjeller i tetthet av eldre ungfisk langs land og ute i elva i Vassbygd-elva. Grovt vurdert synes større deler av Vassbygd-elva og ha noenlunde like substratforhold over hele elvetverrsnittet og vi har ikke kunnskap som tilsier at det er forskjeller i tetthet av eldre aureunger knyttet til avstand fra elvebredden i slike elver. Forholdet kan være annerledes i de delene av Vassbygd-elva hvor det er terskelbasseng. I Vassbygd-elva er det årlig undersøkt åtte stasjoner fordelt på om lag 5 km elvestrekning. For å få sikrere estimer av antallet ungfisk kunne antallet stasjoner vært flere enn dette.

Beregningene tyder på at det samlede antallet av presmolt aure på de to elvestrekningene har variert mellom 11.000 og 23.000 de siste ti årene med et gjennomsnitt på 17.000. Tilsvarende har den samlede antallet av presmolt laks variert mellom 4000 og 11.000 med et gjennomsnitt på 8000. For laks så ble antallet beregnet til å være i overkant av 10.000 individer i 2010, 2014 og 2016.

Estimatene av antall presmolt om høsten vil overvurdere antall smolt som vandrer ut av vassdraget påfølgende vår fordi det skjer dødelighet av ungfisk på alle stadier. Det antas vanligvis at vinterdødelighet hos laks- og aureunger er i størrelsesorden 30 % (Hindar mfl. 2007), men den kan også være større enn dette. I Altaelva ble det for eksempel estimert at vinterdødeligheten var om lag 35 % for både parr og presmolt av laks i en del av elva hvor vinterforholdene var tilnærmet upåvirket av regulering mens den var om lag 55 % for parr og 67 % for presmolt i øvre deler av elva som ligger nært kraftverksutløpet (Hedger mfl. 2013).

Hvis vi antar en vinterdødelighet på 30-50 % så tilsier vår oppskalering at det i gjennomsnitt skulle ha vandret ut fra 8500 til 11.800 auresmolt og fra 4200 til 5900 laksesmolt fra vassdraget hvert år i perioden 2009-2018. Dette vil være et underestimat fordi det også vil finnes presmolt i Vassbygdvatn som ikke fanges opp av vår undersøkelse. Undervurderingen vil av den grunn trolig være større for aure enn for laks. På den andre siden skjer det også

dødelighet av smolt under utvandring, noe som også vil bidra til at det antallet som vandrer ut i sjøen kan være lavere enn vurderinger basert på antall presmolt om høsten og sannsynlig vinterdødelighet i ferskvann. Alt i alt tyder våre beregninger på at det i mange år kan ha vandret ut mer enn 10.000 auresmolt de siste ti årene, mens det for laks trolig har vært minst 5000 individer de beste årene.

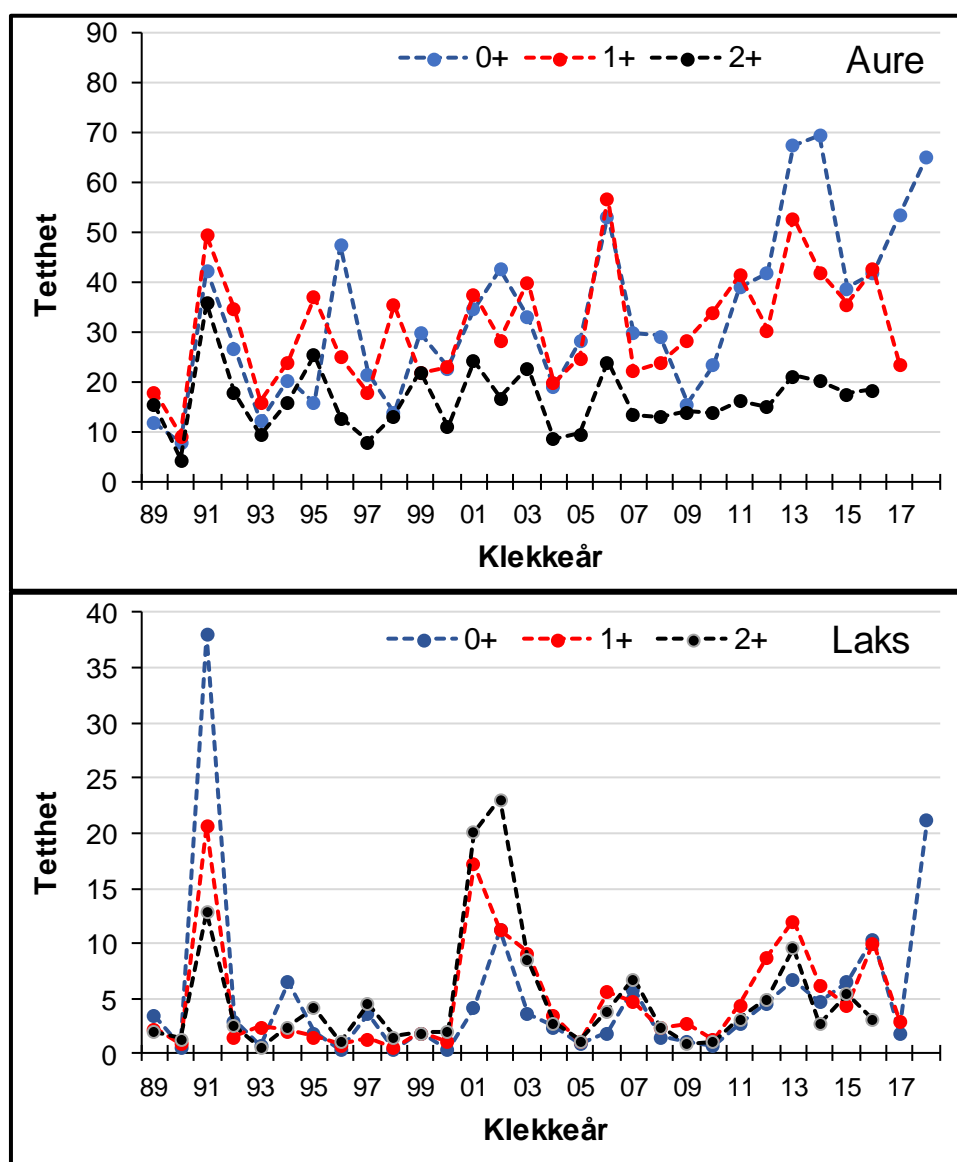
Rådgivende biologer (RB) presenterte også estimer over antallet presmolt i vassdraget basert på oppskalering av tettheter registrert ved elektrisk fiske (Sægvold mfl. 2007, Hellen mfl. 2009). For Aurlandselva antydte disse estimatene at det var et vesentlig høyere antall presmolt av aure tidligere på 2000-tallet (variasjon fra 25.400 til 36.800 i perioden 2001-2008) enn hva vi estimerte for perioden 2009-2018. Det er to hovedårsaker til at deres estimer er vesentlig høyere enn våre. For det første så var RB sine estimer i Aurlandselva basert på de seks stasjonene som har blitt fisket årlig siden 1989. Med unntak av i 2018 har disse stasjonene hatt vesentlig høyere tetthet av presmolt aure enn de andre stasjonene som har blitt fisket i perioden 2009-2018 (**vedlegg 6.5**). En mulig årsak er at disse stasjonene har en over gjennomsnittet god habitatkvalitet for større fiskeunger sammenlignet med elva som helhet i dag, og det er ikke usannsynlig at det også var slik tidligere på 2000-tallet. Disse seks stasjonene har alle avgrensning mot land. For det andre så tyder våre resultater på at tettheten av presmolt aure er vesentlig lavere ute i elva enn langs land når fisket gjennomføres i oktober. En oppskalering basert på at de seks landstasjonene, som har over gjennomsnittet høy tetthet, er representative for hele det vanndekte arealet vil derfor kunne gi en betydelig overestimert bestand av presmolt. Hvis vi bruker samme stasjonsnett og metode (og areal) for oppskalering som RB for perioden 2009-2018 så er våre estimer for antall presmolt aure i Aurlandselva på samme nivå (variasjon fra 21.800 til 33.700) som RB sine estimer fra 2001-2008. Lavere estimert antall presmolt sjøaure de siste ti årene skyldes derfor ulik metode for oppskalering og et større og mer representativt stasjonsnett i 2009-2018.

Når det gjelder laks har vi i prinsippet brukt samme metode for oppskalering som RB, ved å anta at tetthetene på landstasjonene er representative for tetthetene i hele det vanndekte arealet. Det har ikke vært noen systematiske forskjeller i tetthet av presmolt på de seks stasjonene som er fisket årlig siden 1989 sammenlignet med de andre stasjonene som har blitt fisket i perioden 2009-2018 (**vedlegg 6.5**), men resultatene viser at det år om annet kan være forskjell i gjennomsnittlig tetthet avhengig av hvor mange stasjoner som inngår i beregningene. Denne forskjellen skyldes at ungfishbestanden av laks er ujevnt fordelt langs elvestrengen og at denne romlige fordelingen varierer mellom årsklasser. Vi antar at vårt stasjonsnett på 16 landstasjoner gir et riktigere bilde av tetthet av eldre ungfish i dette habitatet enn det gamle stasjonsnettet på seks landstasjoner. Sammenlikningen viser også at det er forbundet med stor usikkerhet å basere konklusjoner om mengde ungfish på data fra få stasjoner. Usikkerhetene knyttet til oppskaleringen i Aurlandselva, spesielt til hvor stor tetthet det er av eldre ungfish av aure ute i elva, gjør at tallene må tolkes med varsomhet og det er usikkert hvor godt egnet tallene er til å fange opp variasjoner i bestand av presmolt fra et år til et annet.

I Vassbygdelva har RB benyttet et større areal ved oppskalering enn vi har gjort, spesielt ovenfor Sitjandefossen, 58.000 m² nedenfor og 40.000 m² ovenfor fossen, slik at deres oppskalerte tall for bestand av presmolt vil være høyere enn våre. Selv om vi tar hensyn til denne forskjellen tyder deres beregninger på at laksebestanden i vassdraget, spesielt i Vassbygdelva, var mer tallrik i perioden 2003-2007 enn den har vært de siste ti årene (se også **figur 6.2.15**).

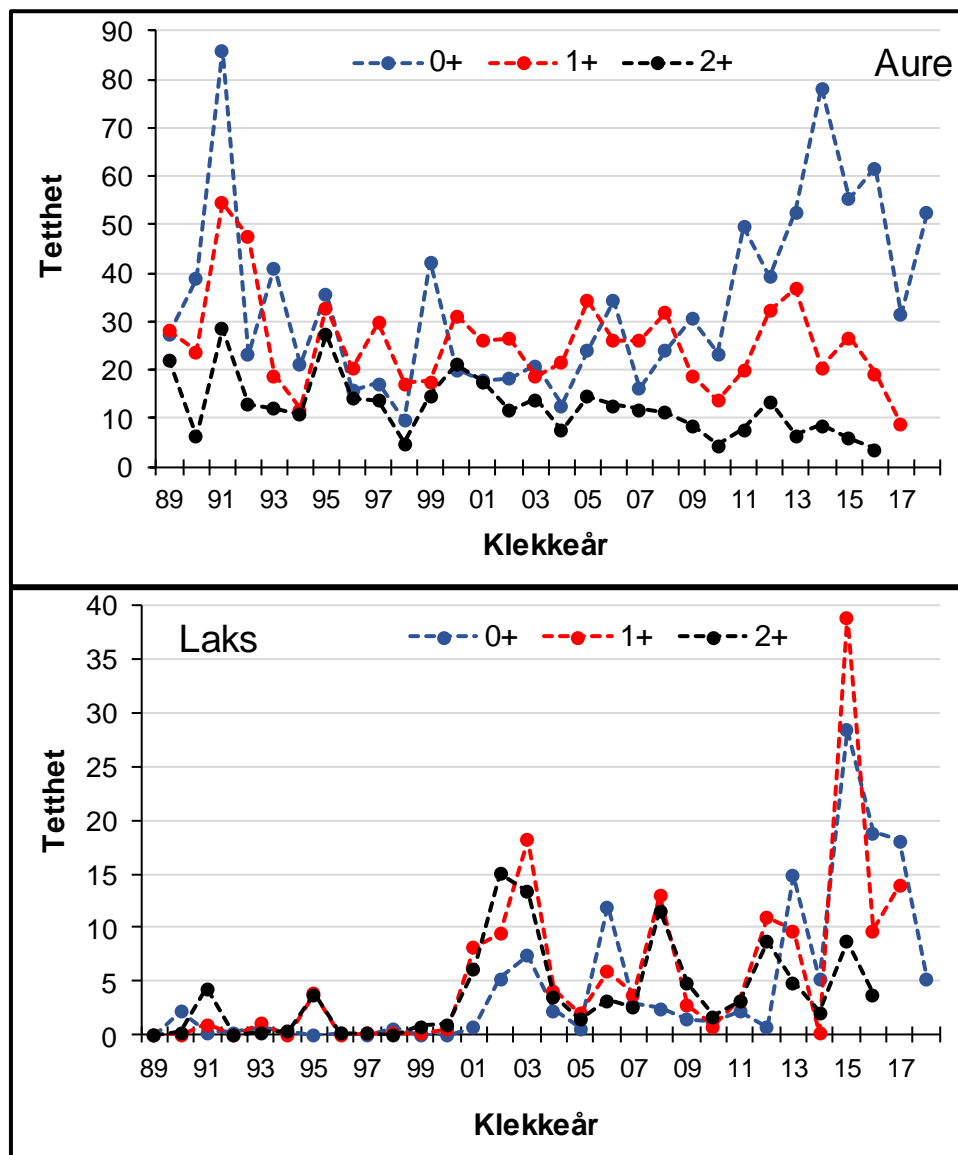
6.2.4 Langtidsutvikling i bestand av ungfisk

Det er gjennomført elektrisk fiske i Aurlandselva og Vassbygdelva årlig fra og med 1989. I Aurlandselva har styrken av ulike årsklasser av aure variert en del gjennom tidsserien (**figur 6.2.14**). De to årsklassene som klekket i 1989 og 1990 (gyting i 1988 og 1989) framstår som to av de svakeste i tidsserien. Dette kan delvis skyldes at disse årsklassene måtte konkurrere med klekkerismolt av sjøaure som ble stående igjen i elva uten å vandre ut etter utsetting (Jensen mfl. 1993, Sægrov mfl. 2000). Det har vært en signifikant økning i gjennomsnittlig tetthet av årsyngel (lineær regresjon, $R^2 = 0,42$, $p < 0,001$) og ettåringer (1+) ($R^2 = 0,14$, $p = 0,046$) på de seks stasjonene i perioden 1989-2018. For toåringer (2+) var det ingen lineær tidstrend i utvikling av tetthet ($p = 0,86$).



Figur 6.2.14. Gjennomsnittlig beregnet tetthet ($n/100 \text{ m}^2$) for ungfisk (0+, 1+ og 2+) fra ulike årsklasser av aure og laks i Aurlandselva i perioden 1989-2018. Tallene er basert på et gjennomsnitt for seks stasjoner som har blitt fisket i hele perioden (se **vedlegg 6.1a**). Resultater for årene 1989-2008 er hentet fra rapporter utarbeidet av Rådgivende Biologer (Sægrov mfl. 2000, 2007, Hellen mfl. 2009).

Hos laks har det vært stor variasjon i årsklassestyrke i perioden 1989-2018 (**figur 6.2.14**). Med unntak av årsklassen som klekket i 1991 (gyting i 1990) var alle årsklasser på 1990-tallet relativt svake. Årsklasse 1991 var til gjengjeld en av de sterkeste i hele undersøkelsesperioden. Årsklassene klekket i 2001-2003 var også blant de mest tallrike i tidsserien. I de siste årene har tettheten av laksunger gjennomgående vært høyere enn gjennomsnittet for hele tidsperioden. Årsklassene som ble klekt i 2012-2016 var over gjennomsnittet sterke, mens årsklassen som ble klekt i 2017 synes å være svakere. Det var ingen lineær tidstrend i utvikling av tetthet for noen av de tre aldersgruppene hos laks ($p > 0,46$).



Figur 6.2.15. Gjennomsnittlig beregnet tetthet ($n/100 \text{ m}^2$) for ungfisk (årsyngel (0+), ettåringer (1+) og toåringer (2+)) fra ulike årsklasser av aure og laks i Vassbygdelva nedenfor Sitjandefossen i perioden 1989-2018. Tallene er basert på et gjennomsnitt for tre stasjoner i perioden 1989-1996 og seks stasjoner deretter (se **vedlegg 6.2**). Resultater for årene 1989-2008 er hentet fra rapporter utarbeidet av Rådgivende Biologer (Sægrov mfl. 2000, 2007, Hellen mfl. 2008 og 2009).

I Vassbygdelva har årsklassestyrken til aure variert en god del i løpet av undersøkelsesperioden (**figur 6.2.15**). Årsklassen som ble klekt i 1991 var svært tallrik, mens det var flere svakere årsklasser på 1990-tallet. Hele perioden sett under ett var det ingen lineær tidstrend

i utvikling i tetthet av årsyngel og ettåringer ($p > 0,11$), mens det var en signifikant nedgang for toåringer ($R^2 = 0,32$, $p = 0,002$) også hvis vi utelater resultatene fra 2018 ($R^2 = 0,27$, $p = 0,005$). Disse resultatene må imidlertid tolkes med varsomhet fordi det bare ble undersøkt tre stasjoner i perioden 1989-1996. Hvis vi bare benytter data fra 1997 (dvs. seks stasjoner fisket) har det vært en økning i tetthet av årsyngel ($R^2 = 0,50$, $p < 0,001$) og en nedgang i tetthet av toåringer ($R^2 = 0,27$, $p = 0,02$) mens det ikke var noen lineær tidstrend i utvikling av ettåringer ($p = 0,67$). Tettheten av toåringer (2+) i elva om høsten kan være påvirket av at de største individene vandrer ned i Vassbygdevatn eller kanskje også ut av vassdraget som toårig smolt. Denne andelen kan variere mellom år.

I Vassbygdelva har det vært en signifikant økning i gjennomsnittlig tetthet av årsyngel (lineær regresjon, $R^2 = 0,38$, $p < 0,001$, ettåringer (1+) ($R^2 = 0,28$, $p = 0,004$) og toåringer (2+) ($R^2 = 0,15$, $p = 0,049$) av laks i perioden 1989-2017 (**figur 6.2.15**). Fram til årtusenskiftet ble det registrert svært lav tetthet av laksunger i Vassbygdelva. Tetthetene økte mye på første halvdel av 2000-tallet og årsklassene klekt i 2001-2003 ga opphav til vesentlig høyere tetthet av eldre laksunger enn de foregående 12 årsklassene. Denne økningen sammenfaller med økt lakseinnslag til vassdraget i årene 2000-2002. I tillegg ble det plantet ut øyerogn av laks i Vassbygdelva i perioden 2003-2009 (**se tabell 2.1**). Det var også en markert økning i rekruttering av laksunger i 2012-2017. Denne økningen sammenfaller med at gytebestanden av laks i Vassbygdelva har vært mer tallrik de siste årene. I tillegg har det også blitt plantet ut øyerogn her i 2014 og 2016-2018. En ny økning i ungfiskbestanden av laks i Vassbygdelva de siste årene er trolig også positivt påvirket av denne kultiveringen.

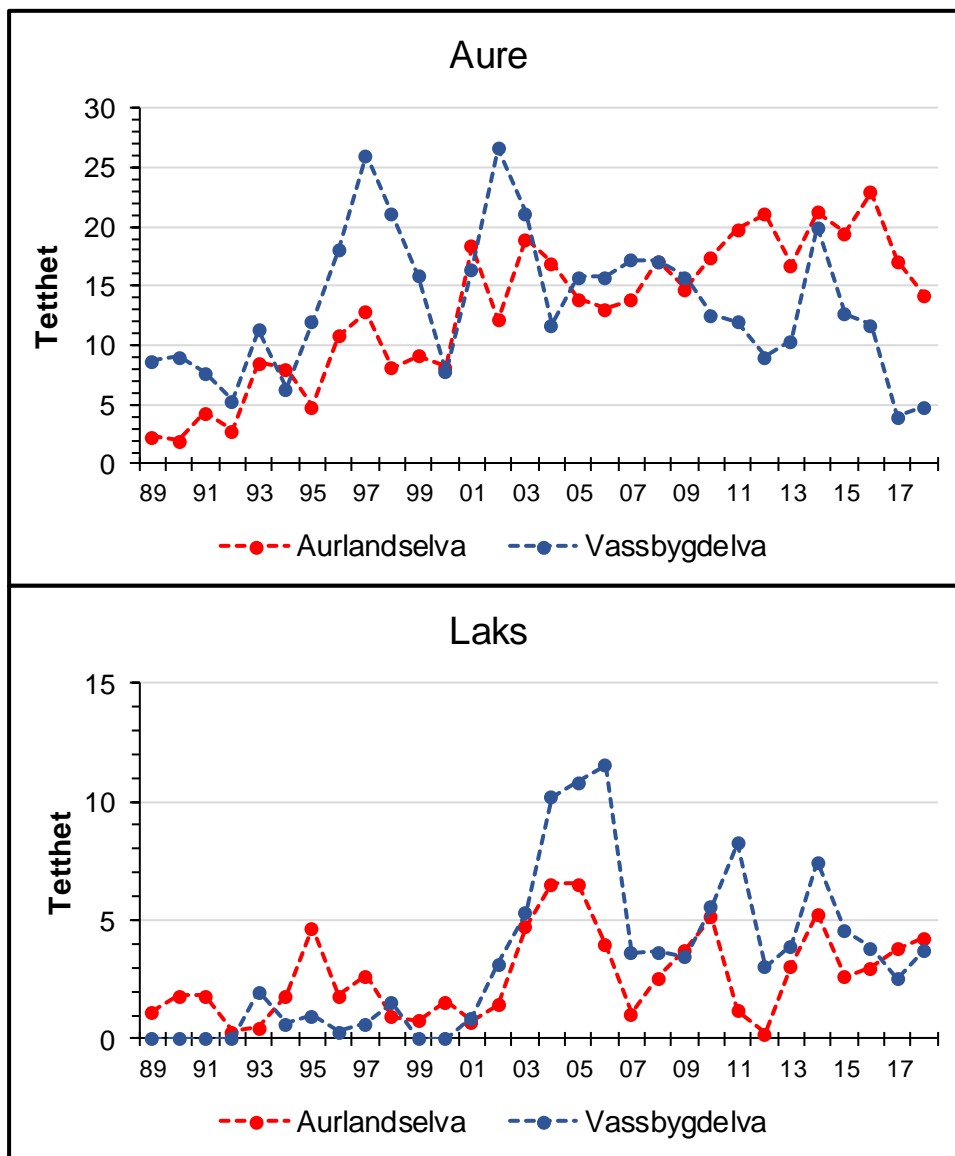
Langtidsutviklingen i tetthet av presmolt, det vil si ungfisk som sannsynligvis vil vandre til sjøen kommende vår, i Aurlandselva er basert på resultatene fra de seks stasjonene som er fisket i alle år fra og med 1989. I Vassbygdelva kan utviklingen vurderes fra fiske på tre stasjoner i perioden 1989-1996 og fiske på seks stasjoner fra og med 1997. Alle disse stasjonene ligger nedenfor Sitjandefossen.

Tettheten av presmolt aure har økt ($R^2 = 0,74$; $p < 0,0001$) i Aurlandselva i perioden 1989-2018 (**figur 6.2.16**). Tettheten av presmolt var lav i 1989-1992 med et gjennomsnitt på 2,9 individer per 100 m², og økte betydelig i perioden 1993-2000 til et gjennomsnitt på 8,8 individer per 100 m². Fra og med 2001 har tetthetene vært på et gjennomgående høyere nivå enn i årene før med gjennomsnitt over 12 individer per 100 m² i alle år. Resultatene tyder også på at tettheten av presmolt har økt noe de siste 10 årene, med et gjennomsnitt på 18,5 individer per 100 m² i 2009-2018 sammenliknet med årene 2001-2008 som hadde et gjennomsnitt på 15,5 individer per 100 m².

Tettheten av presmolt aure har vært mer variabel i Vassbygdelva og uten noen signifikant lineær tidstrend (Pearsons $r = 0,07$; $p = 0,71$) perioden 1998-2018 sett under ett (**figur 6.2.16**). Tettheten var gjennomgående lavere enn 10 individer per 100 m² fra 1998-1995. Tetthetene økte markert etter at de frivillige vannslippene i tørkeperioder ble satt i verk fra og med vinteren 1995/96. De høyeste tetthetene, om lag 25 individer per 100 m² ble registrert i 1997 og 2002. Lavere tetthet i 2000 kan skyldes at resultatene dette året ble påvirket av arbeidene med å modifisere elveleiet (Sægrov mfl. 2007). Fra og med 2001 til og med 2009 var tettheten gjennomgående noe høyere i Vassbygdelva enn i Aurlandselva, mens tetthetene har vært lavere i Vassbygdelva de siste ni årene, og forskjellen var spesielt stor i 2017 og 2018.

Tettheten av presmolt laks har økt i perioden 1998-2018 både i Aurlandselva ($R^2 = 0,16$; $p = 0,03$) og i Vassbygdelva ($R^2 = 0,29$; $p = 0,002$). Utviklingen over tid har store likhetstrekk i de to elvene (**figur 6.2.16**) med en signifikant positiv samvariasjon (Pearsons $r = 0,66$; $p < 0,001$). Tettheten gjennomgående høyere i Aurlandselva enn i Vassbygdelva fram til og med 2001, mens etter dette har de gjennomsnittlige tetthetene vært gjennomgående høyere på

de seks stasjonene nedenfor Sitjandefossen i Vassbygdelfva enn på de seks stasjonene i Aurlandselva. Antallet presmolt synes å ha vært størst i årene 2003-2006 i begge elvene. De siste seks årene har gjennomsnittlig tetthet vært om lag 4 presmolt per 100 m² i begge elvene.



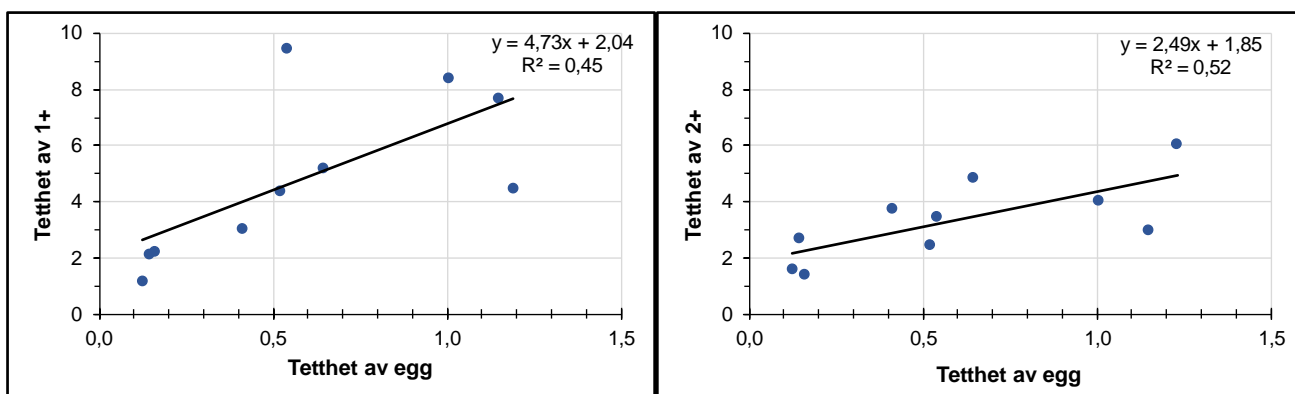
Figur 6.2.16. Gjennomsnittlig beregnet tetthet ($n/100 \text{ m}^2$) for presmolt av aure og laks i Aurlandselva og i Vassbygdelfva nedenfor Sitjandefossen i perioden 1989-2018. Tallene for Vassbygdelfva er basert på et gjennomsnitt for tre stasjoner i perioden 1989-1996 og seks stasjoner deretter mens tallene for Aurlandselva er basert på et gjennomsnitt for seks stasjoner (se **vedlegg 6.2**). Resultater for årene 1989-2008 er hentet fra rapporter utarbeidet av Rådgivende Biologer (Sægrov mfl. 2000, 2007, Hellen mfl. 2009).

6.2.5 Bestand-rekruttering

Laks

I Aurlandselva var det en lineær positiv sammenheng mellom beregnet deponering av egg hos naturlig gytt laks og tetthet av 1+ ($R^2 = 0,45$; $p = 0,032$) og 2+ ($R^2 = 0,52$; $p = 0,019$) fra

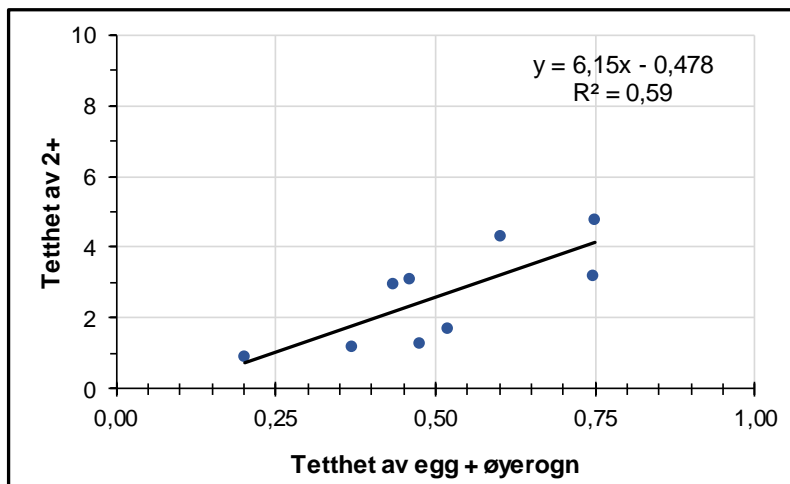
samme årsklasse for fisk innsamlet i perioden 2009-2018 (**figur 6.2.17**). Dette viser at ung-fiskbestanden av laks er begrenset av antallet gytefisk og hvor mange egg som gytes. Tettheten av egg har variert fra 0,13 til 1,15 egg per m² i den aktuelle perioden og har vært vesentlig lavere enn det foreslåtte gytebestandsmålet for vassdraget på 2,0 egg per m². I tillegg til naturlig gyting er det også plantet ut øyerogn av laks i Aurlandselva i enkelte år i denne perioden (se **tabell 2.1**). Hvis vi beregner en samlet deponering av egg som summen av beregnet antall naturlig gytte egg og antall øyerogn plantet, så er det bare for 2+ at sammenhengen er signifikant ($R^2 = 0,41$; $p = 0,047$). Hvorfor sammenhengen mellom antall gytte egg og tetthet av ungfisk blir svakere når vi også tar hensyn til antall øyerogn plantet er usikkert.



Figur 6.2.17. Sammenheng mellom beregnet tetthet ($n/100\text{ m}^2$) av ettårige (1+) og toårige laks-onger og beregnet tetthet (n/m^2) av naturlig gytte egg for fisk samlet inn i Aurlandselva i perioden 2009-2018.

I Aurlandselva var det også en lineær positiv sammenheng mellom beregnet tetthet av egg hos naturlig gytt laks og tetthet av 1+ ($R^2 = 0,22$; $p = 0,047$) og 2+ ($R^2 = 0,35$; $p = 0,009$) fra samme årsklasse for fisk innsamlet i perioden 1999-2018 (**vedlegg 6.6**), det vil si i den perioden da beregnet tetthet av egg var basert på drivtelling av gytefisk (fra og med høsten 1998).

I Vassbygdelva er det sannsynlig at tetthetene av ungfisk ble undervurdert i 2018 blant annet på grunn av vannføringsforholdene før og under det elektriske fisket (se ovenfor) slik at resultatene fra dette året ble holdt utenfor analysene av bestand-rekrutteringsforholdene. I Vassbygdelva var det en signifikant lineær positiv sammenheng mellom deponering av egg beregnet som summen av antall naturlig gytte egg og antall øyerogn plantet, og tetthet av 2+ laks av samme årsklasse ($R^2 = 0,60$; $p = 0,015$) for fisk samlet inn i perioden 2009-2017 (**figur 6.2.18**). Sammenhengen var svakere og ikke signifikant for 1+ ($p = 0,27$), trolig fordi tettheten av 1+ var avvikende høy og kanskje overvurdert i 2016. I motsetning til i Aurlandselva var sammenhengene svakere hvis de bare ble basert på beregnet tetthet av egg hos villaks. Plantet øyerogn har utgjort en større andel av beregnet eggdeponering i Vassbygdelva enn i Aurlandselva (**vedlegg 6.8**), noe som kanskje er årsaken til denne forskjellen. På grunn av en fåtallig gytebestand av laks i Vassbygdelva er beregninger av antall egg som blir gytt hvert år usikre.



Figur 6.2.18. Sammenheng mellom beregnet tetthet ($n/100 \text{ m}^2$) av toårige (2+) laksunger og beregnet tetthet (n/m^2) som sum av naturlig gytt egg og plantet øyerogn for fisk samlet inn i Vassbygdelva i perioden 2009-2017.

I Vassbygdelva var det ingen signifikant sammenheng mellom beregnet tetthet av egg og tetthet av eldre årsklasser av laks hvis vi bruker hele tidsserien fra 1999-2018. En inspeksjon av dataene viser at dette kan skyldes at det for to årsklasser (gyting i 2000 og 2001) er registrert relativt høy tetthet av 1+ og 2+ laks selv om beregnet tetthet av egg er svært lav. Dette kan skyldes at gytebestanden ble undervurdert de aktuelle årene.

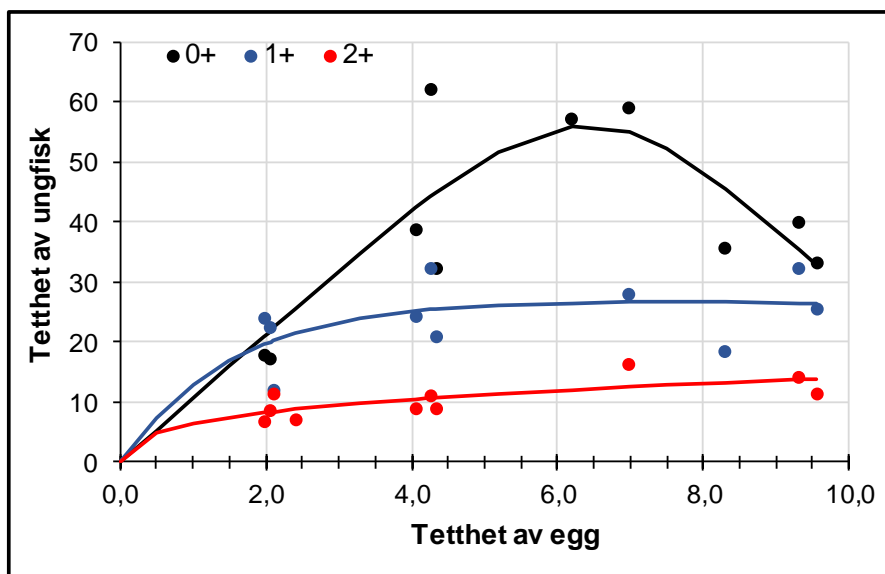
Alt i alt viser resultatene på at rekrutteringen av laksunger sannsynligvis har vært begrenset av gytebestandens størrelse både i Aurlandselva og i Vassbygdelva de siste 20 årene.

Aure

For aure var det en positiv korrelasjon mellom beregnet tetthet av egg av vill fisk og tetthet av yngel, ettåringer og toåringer fra samme årsklasse for fisk samlet inn i perioden 2009-2018 i Aurlandselva. Med unntak av for 2+ kunne ikke sammenhengene beskrives med signifikante lineære sammenhenger og for yngel økte tettheten opp til et toppunkt for midlere tettheter av egg for deretter å avta. Mangel på lineære positive sammenhenger er å forvente hvis gytebestandens størrelse ikke er begrensende for rekrutteringen for alle årene i tidsserien. For å undersøke mulige sammenhenger mellom gytebestand og tetthet av ungfisk ble dataene tilpasset en Shepherd (1982) bestand rekrutteringsfunksjon.

Modelltilpasningen tyder på at tetthet av yngel når maksimumsverdier ved en deponering av egg på 6-7 egg per m^2 (**figur 6.2.19**). Tilpasningen tyder også på tettheten av 1+ stiger opp til og begynner å flate ut ved tettheter på om lag 3-4 egg per m^2 . Tilpasningen til utvikling i tetthet av 2+ tyder på at tetthetene er jevnt og sakte stigende over hele utfallsrommet på 2-10 egg per m^2 . Modelltilpasning til data fra hele perioden hvor tetthet av egg er estimert ut fra drivtelling av gytefisk (1998-2018) gir modeller som har svært like parametere som for perioden 2009-2018 (**vedlegg 6.7**).

Det er vanskelig anslå noe gytebestandsmål for sjøaure i Aurlandselva fra disse enkle analysene, men resultatene tyder på at et gytebestand kan bli begrensende for rekrutteringen når tetthetene går ned mot 2-3 egg per m^2 . I perioden 1998-2018 har tetthetene variert fra 2,0 til 9,6 egg per m^2 (**vedlegg 6.9**). Den laveste deponeringen ble estimert i gyteårene 2006-2009, og de tre siste av disse årene var tettheten ned mot 2,0 egg/ m^2 .



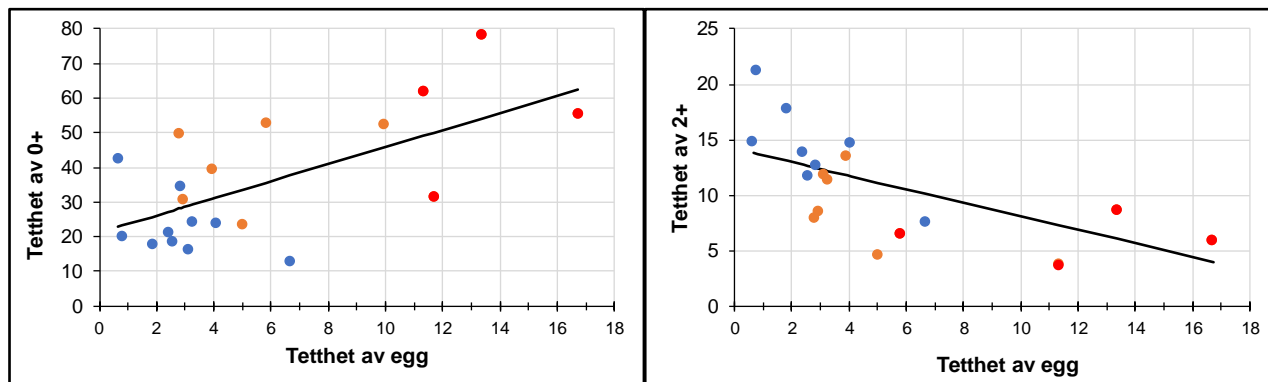
Figur 6.2.19. Sammenheng mellom beregnet tetthet av egg (n/m^2) og tetthet ($n/100 m^2$) av yngel (0+), ettårige (1+) og toårige (2+) aureunger for fisk samlet inn i Aurlandselva i perioden 2009-2018. Dataene er tilpasset en Shepherd (1982) bestand-rekrutteringsmodell og tilpasningene er gitt som heltrukne linjer.

En usikkerhet ved modelltilpasningene er at det mangler data for lavere tettheter enn 2,0 egg per m^2 . En annen faktor kan være at bæreevnen for yngel kan være økt som følge av at det er lagt ut mye nytt gytesubstrat i vassdraget. Det forventes også at sammenhengene kan endres hvis det samles inn flere data i kommende år. Spesielt vil dette gjelde for sammenhengen mellom egg og yngel da det er kjent at Shepherd-modellen er svært sensitiv for nedbøying til de få observasjonene en har med høye verdier for deponering av egg.

I Vassbygdelva var det en positiv, men ikke signifikant sammenheng ($R^2 = 0,19$; $p = 0,25$) mellom beregnet tetthet av egg og tetthet av yngel for fisk samlet inn i perioden 2009-2017. For eldre aure var det negative, men ikke signifikante sammenhenger mellom deponering av egg og tetthet av både 1+ ($R^2 = 0,14$; $p = 0,32$) og 2+ ($R^2 = 0,36$; $p = 0,09$). En negativ sammenheng var noe overraskende å finne og tyder på at tettheten av eldre ungfish blir lavere hos årsklasser som stammer fra tallrike gytebestander.

Hvis vi benytter hele tidsserien fra 1998 til 2017 finner vi en signifikant positiv sammenheng ($R^2 = 0,39$; $p = 0,004$) mellom deponering av egg og gjennomsnittlig tetthet av yngel for de seks stasjonene nedenfor Sitjandefossen (**figur 6.2.20**). Sammenhengen mellom tetthet av egg og tetthet av 2+ var signifikant negativ ($R^2 = 0,34$; $p = 0,013$), mens det ikke var noen sammenheng ($R^2 = 0,007$; $p = 0,73$) for 1+. Resultatene viser også at nedgangen i tetthet av 2+ ikke er drevet av de lave tetthetene av denne årsklassen de siste tre-fire årene, men også er tilstede hvis vi bare analyserer på data samlet inn til og med 2014 ($R^2 = 0,48$; $p = 0,006$).

I perioden 1998-2018 har tetthetene av aureegg i Vassbygdelva variert fra 0,8 til 16,7 egg per m^2 (**vedlegg 6.9**). Tetthetene var lavere enn 2,0 egg per m^2 de første tre årene (gyting 1998-2000), varierte deretter mellom 2,4 og 6,7 egg per m^2 , fram til de økte til over 10,0 egg per m^2 i 2013-17 med økende gytebestand disse siste årene. Resultatene for yngel tyder på at det har vært nok gytefisk til å fullrekruttere elva, i alle fall nedenfor Sitjandefossen, i store deler av perioden. Økt tetthet av aureyngel de siste tre-fire årene kan skyldes at overlevelsen fra egg til yngel har økt etter at gytearealet økte kraftig som følge av flommen i 2014.



Figur 6.2.20. Sammenheng mellom beregnet tetthet av egg (n/m^2) og tetthet ($n/100 m^2$) av årssyngel (0+) og toårige (2+) aureunger for fisk samlet inn i Vassbygdelfva nedenfor Sitjandefossen i perioden 1999-2018. Symboler: Blå: fisk samlet inn i 1999-2008, oransje: fisk samlet inn 2009-14; rød: fisk samlet inn 2015-18.

Resultatene for 2+ tyder på at tettheten av denne aldersgruppen blir lavere hos årsklasser som stammer fra tallrike gytebestander. Den mest plausible forklaringen er trolig at nedvandring av aure til Vassbygdvatn øker med økende tetthet av yngel og ungfisk i Vassbygdelfva, det vil si at det skjer en tetthetsavhengig nedvandring. Dataene våre har ikke stor nok oppløsning til å si noe sikkert om dette skjer hos enkelte aldersgrupper eller om det er en kontinuerlig prosess. Tettheten av laksunger økte i Vassbygdelfva utover 2000-tallet slik at økt konkurranse med laks kan ha bidratt til økt nedvandring og/eller større dødelighet av aureunger (Jonsson & Jonsson 2011, Montorio mfl. 2019).

6.2.6 Oppsummerende diskusjon

Aurlandselva

Aure

I Aurlandselva har tettheten av yngel og eldre ungfisk av aure økt på NINA sitt stasjonsnett i løpet av perioden 2009-2018. Hvis vi sammenligner gjennomsnittlig tetthet de fem siste årene (2014-2018) med de fem første årene (2009-2013) så økte gjennomsnittlig tetthet av aureyngel på landstasjonene fra 34 til 45 individer per $100 m^2$, en økning på 33 %. Tettheten av eldre ungfisk økte fra 32 til 42 individer per $100 m^2$, en økning på 34 %. En slik sammenlikning gir trolig et ganske konservativt anslag over økningen i tetthet fordi tetthetene var lavest i 2009 og 2010 for deretter å øke både for yngel og eldre ungfisk. På de seks stasjonene nært de nylige etablerte gyteområdene som LFI undersøker, har økningen i gjennomsnittlig yngeltetthet vært i samme størrelsesorden som på NINA sine stasjoner, mens økningen i eldre ungfisk har vært større (se kapittel 5).

Økningen i tetthet av aureyngel skyldes trolig både økning i mengde gyteareal (se kapittel 5) og en økning i gytebestanden og dermed antall egg som ble gytt (se kapittel 6.2.5). Begge disse faktorene har hatt en positiv virkning på rekrutteringen og det er vanskelig å vurdere den relative betydningen av de to enkeltfaktorene. Økning i tetthet av eldre ungfisk av aure kan også knyttes til økt deponering av egg og rekruttering av yngel, men kan trolig også være positivt påvirket av tiltakene for å øke mengden skjul i vassdraget.

I Aurlandselva har det elektriske fisket i perioden 2009-2018 blitt gjennomført i oktober og vannføringen ved fiske har variert fra 3,3 til 4,3 m^3/s , altså under relativt like forhold mellom

år (**vedlegg 6.3**). Forskjeller i fangsteffektivitet som følge av variasjoner i vannføring mellom år er derfor neppe noen betydningsfull kilde til variasjon i estimert tetthet mellom år.

I perioden 2009-2018 har habitattiltakene i elva ført til endringer på noen av stasjonene. Tre av landstasjonene har blitt rippet, men på ulike tidspunkt, henholdsvis 2014, 2015 og 2016, slik at tiltaket foreløpig har virket i ulikt antall år på disse stasjonene. Tettheten av eldre ungfisk av aure har økt noe på alle disse stasjonene sammenliknet med før ripping, og i gjennomsnitt har det vært en økning på om lag 40 % på de tre stasjonene. Flere av de andre stasjonene, som ikke er direkte berørt av habitattiltakene, ligger også nært områder som er modifisert. På stasjoner som lå nært gyteområder (naturlige og nyanlagte) økte tettheten av yngel vesentlig mer fra 2009-10 til 2013-14 enn på stasjoner som lå lengre unna (se kapittel 5). Tiltakene for å øke mengden skjul i elvebunnen kan også ha påvirket tettheter av fisk på stasjoner som ikke er direkte berørt, for eksempel ved at nylige rippede områder framstår som mer attraktive for eldre ungfisk (jfr. kapittel 5), slik at stasjoner med begrenset skjul nært rippede områder kan få lavere tetthet av fisk i en overgangsperiode.

Vurdering av langtidsutviklingen i Aurlandselva er basert på gjennomsnittlig tetthet på de seks stasjonene som har blitt fisket årlig i perioden 1989-2018. I de siste 10 årene har disse stasjonene hatt vesentlig høyere tetthet av eldre ungfisk av aure sammenliknet med de øvrige landstasjonene (**vedlegg 6.5**), mens forskjellene i tetthet av aureyngel har vært mindre. For yngel var det en sterk samvariasjon mellom gjennomsnittlig tetthet på hovedstasjonene og tetthet på resten av landstasjonene (Pearsons $r = 0,88$; $p < 0,001$). Det var også en positiv samvariasjon for eldre fisk (Pearsons $r = 0,54$; $p = 0,11$), men korrelasjonen var noe svakere slik at det er noe usikkerhet knyttet til om de seks hovedstasjonene gir et riktig bilde av tidsutviklingen i hele elva i hele perioden.

Utvikling i tetthet på de seks stasjonene som har ble fisket årlig i perioden 1989-2018 støtter også hypotesen om at ungfisktetthetene har økt i Aurlandselva de siste 10 årene. På disse stasjonene har tettheten av aureyngel og ettåringer økt i perioden 1989-2018 (**figur 6.2.14**). For toåringer (2+) var det ingen lineær tidstrend i utvikling av tetthet, men for presmolt av aure har det også vært en økning i tetthet i perioden 1998-2018 sett under ett (**figur 6.2.16**). Resultatene for presmolt tyder også på at produksjonen av aure har vært relativt høy fra og med 2001, men likevel økende de siste 10 årene.

Alt i alt tyder resultatene på at rekrutteringen, tettheten av eldre ungfisk og smoltproduksjonen av aure har økt i Aurlandselva over de siste 10 årene og at produksjonen har vært relativt høy de siste 20 årene.

Det beregnede antallet av presmolt aure i Aurlandselva har variert mellom 8300 og 18.000 individer i perioden 2009-2018, med et gjennomsnitt på 11.800 individer. De to høyeste anslagene ble funnet mot slutten av undersøkelsesperioden, i 2016 og 2018. Vår grove oppskalering tyder altså på at produksjonen av presmolt aure i Aurlandselva har vært i størrelsesorden 12.000 individer årlig de siste ti årene. Dette er betydelig lavere enn hva som ble beregnet på midten av 2000-tallet (Sægrov mfl. 2007). Forskjellen i antall skyldes metode for oppskalering og stasjonsantall og hvis beregningene gjennomføres på samme måte er antallet presmolt av aure i samme størrelsesorden nå som på midten av 2000-tallet (se kapittel 6.2.4).

Rådgivende Biologer gjennomførte undersøkelser for å estimere antall smolt som vandret ut basert på merking av presmolt (definert som ungfisk over en gitt nedre størrelse) om våren og gjenfangst av disse fiskene i en smoltfelle under utvandringen. Undersøkelsene ble gjennomført i perioden 2001-2006 (Sægrov mfl. 2007). Denne metoden estimerer bestanden av

presmolt på merketidspunktet og ikke antall vandrende smolt. I 2005 og 2006 ga merke/gjenfangst undersøkelsene estimerte bestander av smolt på henholdsvis 27.500 og 28.900 sjøaure og om lag 23.800 laks begge årene (Hellen mfl. 2006, 2007).

Videovervåking i Aurlandsvassdraget i 2005 og 2006 tydet på at vesentlig færre smolt gikk ut av vassdraget enn antallet estimert ved merking/gjenfangst samme vår (Lamberg 2006, Lamberg mfl. 2007a). Videotellinger i 2006 ga et resultat på 350 laksesmolt og 881 auresmolt. Kameraene var plassert om lag 30 m nedenfor smoltfella, og videotellingene var derfor påvirket av felledriften, slik som uttak av fisk fra smoltfella og dødelighet og atferdsendringer til smolt som ble sluppet fri etter fangst. I smoltfella ble det i 2006 fanget i alt 1364 smolt, fordelt på 753 laks og 611 aure. Av dette ble 443 smolt tatt ut til analyse, mens resten ble sluppet fri (Hellen mfl. 2007). Etter en grov vurdering av mulige feilkilder anslo Lamberg mfl. (2007a) at det maksimalt hadde gått ut i størrelsesorden 3000-4000 smolt fra vassdraget våren 2006. Det var altså svært stor forskjell på disse estimatene. I ettertid er det vist at slike merke/gjenfangst estimater med presmolt kan gi en vesentlig større overestimering av utvandringen av aure enn av laks (Forseth mfl. 2009). Dette resultatet er bare vist i Daleelva i Vaksdal, men det er ikke usannsynlig at det også gjelder for andre vassdrag med sjøaure. Estimaten fra Aurlandsvassdraget hadde også store usikkerheter på grunn av design og beregningsmåte (se Ugedal 2014 for omtale og diskusjon). Uansett så er det en betydelig forskjell i antall smolt estimert ved merke/gjenfangst og antall smolt som ble observert med video i 2006. Hvis videoovervåkingen i vassdraget ikke var beheftet med svært store feilkilder så tyder resultatene på at merke/gjenfangst av presmoltbestand overvurderte smoltutgangen vesentlig i Aurlandsvassdraget i 2005 og 2006 og muligens også de tidligere årene med slike undersøkelser. I etterkant er det bare å konstatere at de to metodene ga svært ulikt resultat og at vi ikke vet hvor stor utvandringen av smolt var disse to årene.

Sægrov mfl. (2007) fant støtte for sine smoltestimater i at disse var i samme størrelsesorden som oppskalerte antall av presmolt i elva foregående høst. Våre anslag over presmoltbestand om høsten i vassdraget i 2009-2018 tyder på at RB sin metode for oppskalering kan gi en vesentlig overvurdering av antallet presmolt aure i Aurlandselva blant annet fordi de seks stasjonene for elektrisk fiske langt fra er representative for hele elvearealet med hensyn til tetthet av aure. Det er i ettertid ikke mulig å vurdere om disse seks stasjonene ga et representativt uttrykk for tetthet av presmolt av laks i Aurlandselva på midten av 2000-tallet.

Sægrov mfl. (2007) fremhever også at beregnet smoltutvandring i 2005-2006, om lag 50.000 sum av aure- og laksesmolt, var høyere enn forventet produksjon av presmolt i vassdraget før kraftverksreguleringen, som var om lag 37.000 individer i henhold til presmoltmodellen (se også kapittel 3.5). Våre resultater med hensyn til oppskalerte bestandsstørrelser i 2010-2018 tyder på at det er god grunn til å tvile på at anslaget på 50.000 presmolt i vassdraget ga et korrekt bilde av situasjonen og at konklusjonen om høyere smoltproduksjon i 2005-2006 enn før regulering derfor heller ikke er korrekt.

Laks

Den gjennomsnittlige tettheten av lakseyngel økte i Aurlandselva i perioden 2009-2018. I 2009-2011 var gjennomsnittlig tetthet lavere enn 2 yngel per 100 m², mens det i 2016 og 2018 ble registrert i overkant av 9 yngel per 100 m² (**figur 6.2.4**). Tettheten av lakseyngel er trolig undervurdert fordi fangbarheten ved elektrisk fiske er lav og yngelen flekkvis fordelt i elva. Den gjennomsnittlige tettheten av eldre laksunger har variert mellom 4 og 15 individer per 100 m², og høyest tetthet ble registrert i 2014 og 2017. Det var ingen signifikant tidstrend i utviklingen av tetthet av eldre laksunger i løpet av de siste ti årene. Som for aure er økningen i tetthet av lakseyngel de siste ti årene positivt påvirket av økt gytebestand og økt gyteareal.

Vurdering av langtidsutviklingen i Aurlandselva er basert på gjennomsnittlig tetthet på de seks stasjonene som har blitt fisket årlig i perioden 1989-2018. I de siste 10 årene har disse stasjonene hatt lavere tetthet av både yngel og eldre ungfisk av laks enn resten av landstasjonene (**vedlegg 6.5**). Både for yngel (Pearsons $r = 0,81$; $p = 0,004$) og eldre ungfisk (Pearsons $r = 0,78$; $p = 0,08$) var det en sterk samvariasjon mellom gjennomsnittlig tetthet på hovedstasjonene og tetthet på resten av landstasjonene. I de siste ti årene har altså de seks hovedstasjonene gitt tilnærmet samme bilde på tidsutviklingen i ungfiskbestanden av laks som resten av landstasjonene. Gjennomgående lavere tetthet på de seks stasjonene de siste 10 årene kan tyde på at tettheten av ungfisk kan være noe undervurdert i tidligere år, men en betydelig romlig variasjon i tetthet av laks på ulike stasjoner mellom år gjør at det ikke mulig å si noe sikkert om dette.

Tettheten av presmolt laks i Aurlandselva har økt i perioden 1998-2018 (**figur 6.2.16**), men produksjonen har vært svært variabel gjennom disse årene og tetthetene synes å ha vært størst i årene 2003-2006. Lakseproduksjonen i Aurlandselva er begrenset av antall gytefisk og produksjonen varierer derfor med innsiget av laks. Rekrutteringen og produksjonen var generelt lav på 1990-tallet med unntak av klekkeåret 1991 som ga opphav til en svært sterk årsklasse (**figur 6.2.15**). Dette var også et av årene med høyest sommertemperatur, noe som er vist å gi økt rekruttering av aure og trolig også av laks i Aurlandselva (se kapittel 4). I årene 2000-2002 var det økt innsig av laks (kapittel 6.3), noe som ga sterkere årsklasser som ble klekket i 2001-2003. Innsiget var også over 50 laks i 2005-2006 og 2011-2016, noe som også ga opphav til over gjennomsnittet sterke årsklasser i klekkeårene 2006-2007 og 2012-2016. Til tross at gytebestanden var om lag like høy i 2016 (med 80 registrerte laks) som de to foregående årene, så ble 2017 årsklassen svakere. Vanntemperaturen om sommeren i 2017 var om lag den samme som i 2016 og noe høyere enn i 2015 slik at det ikke er grunn til å tro at lavere rekruttering i 2017 skyldes lav vanntemperatur alene. Auren som klekket i 2017 har tilsynelatende også en svakere årsklasse i Aurlandselva, men vi vet ikke hvorfor rekrutteringen ble mindre enn hva gytebestandens størrelse skulle tilsi for både aure og laks dette året.

Alt i alt tyder resultatene på at produksjonen av laks i Aurlandselva de siste seks årene har vært høyere enn i flesteparten av de tidligere årene i perioden 1989-2018, med unntak av årene 2003-2006 da produksjonen trolig var større.

Vassbygdelva

Aure

I Vassbygdelva har tettheten av aureyngel variert ganske mye i perioden 2009-2018. Tetthetene i 2009 og 2010 var i gjennomsnitt litt lavere enn 20 yngel per 100 m², og tettheten økte fram mot 2014 da ble det registrert i overkant av 40 yngel per 100 m². Tettheten av yngel avtok deretter til om lag 20 individer per 100 m² i 2017, men økte igjen til om lag 45 individer per 100 m² i 2018 (**figur 6.2.7**). Den gjennomsnittlige tettheten av eldre aureunger i Vassbygdelva varierte mellom 22 og 42 individer per 100 m² i perioden 2009-2017, men avtok til 12 individer per 100 m² i 2018. Tettheten i 2018 kan være undervurdert på grunn av vannføringsforholdene før og under det elektriske fisket. Den høyeste tettheten ble registrert i 2014 og tettheten av eldre aureunger har gjennomgående vært lavere de siste fire årene enn i perioden 2009-2014.

Flommen høsten 2014 førte til omfattende massetransport i Vassbygdelva. Sediment ble transportert nedover fra Aurlandsdalen og la seg mellom Sitjandefossen og terskelbassenget ved munningen av Tivesja som har delvis blitt fylt med løsmasser (se kapittel 5). Dette førte også til endringer i bunnforhold på og ved stasjonene for elektrisk fiske. Ovenfor Sitjandefossen ble den nederste stasjonen (stasjon 21) gjenfylt med masse og stasjonen måtte flyttes til et område med like habitatforhold noe oppstrøms. Morfologien i elva ble ikke endret

som følge av massetransporten, men begroing av mose på elvebunnen ble redusert. Mose-dekte områder i rennende vann har ofte en høy tetthet av bunndyr sammenlignet med områder uten mose, men faunaen domineres ofte av små stadier av insektlarver som for eksempel fjærmygglarver (Brusven mfl. 1990, Bremnes & Saltveit 1997, Raddum mfl. 2006). Enkelte typer begroing gir også gode skjulmuligheter for ungfisk slik at når begroingen blir redusert eller borte kan dette gi lavere tetthet av ungfisk på områder som blir berørt. Gjennomsnittlige tettheter av eldre ungfisk av aure har gjennomgående vært lavere etter 2014 enn før, og nedgangen i tetthet var mest markert på de tre stasjonene fra Belle Bru og opp til Sitjandefossen, i den delen av elva som ble mest berørt av massetransporten høsten 2014 (se **figur 6.2.8**). Tettheten av ungfisk ble også redusert i nedre del av elva etter 2014.

Flommen i oktober 2018 førte også til massetransport og endringer i elvebunnen. Dette førte også til vesentlig endringer av bunnforholdene på stasjonen like nedstrøms Sitjandefossen (stasjon 13) som av den grunn måtte flyttes ved fisket i 2018. Denne flommen påvirket også bunnforholdene lengre ned i elva og på en stasjon i de nedre deler av elva som opprinnelig hadde mye mose i elvebunnen (stasjon 12), var mesteparten av mosen borte etter flommen. Mosen var viktig som skjul for fisk på denne stasjonen, som må forventes å få lavere tetthet av ungfisk i kommende år.

Andre relevante vannføringsparametere for overlevelse og produksjon av ungfisk, som laveste ukemiddel vannføring om vinteren og sommeren, har ikke vært avvikende lave de siste 4-5 årene sammenliknet med tidligere år og kan derfor ikke bidra til å forklare at det har vært en reduksjon i tetthet av eldre ungfisk. Vannføringen i juli og august 2018 var imidlertid lavere enn i de fleste andre år. Juli og august er viktige måneder for vekst hos ungfisk, og lavere vannføring og vanddekt areal på denne tiden av året kan gi økt konkurranse som kan føre til forflytning av ungfisk. Det er heller ikke usannsynlig at den store flommen like i forkant av undersøkelsen i 2018 kan ha gitt økt nedvandring av ungfisk til Vassbygdvatn.

Den registrerte nedgangen i tetthet av eldre ungfisk av aure i Vassbygdelva de fire siste årene synes altså å kunne knyttes til endringer i elva som følge av flommen høsten 2014. Det er noe usikkert om nedgangen skyldes endringer i habitatforhold i elva på stasjonene for elektrisk fiske eller om den gjenspeiler at potensialet for fiskeproduksjon har blitt redusert for en kortere eller lengre periode. En annen mulighet er også at forandringene i elvebunnen har påvirket omfanget av nedvandring av aureunger til Vassbygdvatn.

I Vassbygdelva var det en negativ sammenheng mellom tetthet av egg av en årsklasse og tetthet av 2+ fra samme årsklasse (**figur 6.2.20**). Resultatene tyder altså på at tettheten av denne aldersgruppen blir lavere hos årsklasser som stammer fra tallrike gytebestander. Den mest plausible forklaringen er trolig at nedvandring av aure til Vassbygdvatn øker med økende tetthet av yngel og ungfisk i Vassbygdelva, det vil si at det skjer en tetthetsavhengig nedvandring. Dataene våre har ikke stor nok oppløsning til å si noe sikkert om dette skjer hos enkelte alders- og størrelsesgrupper av ungfisk eller om det er en mer eller mindre kontinuerlig nedvandring.

Vurdering av langtidsutviklingen i Vassbygdelva er basert på gjennomsnittlig tetthet på de stasjonene som ligger nedenfor Sitjandefossen. Her er ble det fisket tre stasjoner fra 1989-1996 og seks stasjoner i perioden 1997-2018. Data fra 1997 (dvs. seks stasjoner fisket) viser det vært en økning i tetthet av aureyngel og en nedgang i tetthet av toåringer (**figur 6.2.15**) mens det ikke var noen lineær tidstrend i utvikling av ettåringer i perioden 1997-2018. Tettheten av toåringer (2+) i elva om høsten kan være påvirket av at de største individene vandrer ned i Vassbygdvatn eller kanskje også ut av vassdraget som toårig smolt. Denne andelen kan variere mellom år.

Tettheten av presmolt aure har vært variabel i Vassbygdelva og uten noen signifikant tids-trend i perioden 1998-2018 sett under ett (**figur 6.2.16**). Tettheten var gjennomgående lavere enn 10 individer per 100 m² fra 1998-1995 og økte markert etter at de frivillige vannslippene i tørkeperioder ble satt i verk fra og med vinteren 1995/96. Fra og med 2001 til og med 2009 var tettheten gjennomgående noe høyere i Vassbygdelva enn i Aurlandselva, mens tetthetene har vært lavere i Vassbygdelva de siste ni årene, og forskjellen var spesielt stor i 2017 og 2018. Lave tettheter av presmolt i Vassbygdelva de to siste årene kan skyldes ugunstige forhold ved fiske og/eller endringer i elvebunn og produksjonsforhold i elva de siste årene og kanskje også endret vandringsmønster hos parr.

De gjennomsnittlige tetthetene av aure har gjennomgående vært noe lavere (og mer variabel) i Vassbygdelva enn i Aurlandselva i perioden 2009-2018. Det er vanskelig å sammenlikne tetthetsestimater direkte mellom de to elveavsnittene av flere grunner.

Undersøkelsene i Vassbygdelva har skjedd ved lavere, men mer variabel vannføring enn i Aurlandselva, noe som trolig har gitt større mellomårsvariasjon i estimert tetthet i Vassbygdelva. Vannføringen ved fiske i Vassbygdelva har variert, fra 0,6 m³/s i 2015 og 2016 til 2,4 m³/s i 2012 og 2,8 m³/s i 2018, mens variasjonene har vært betydelig mindre i Aurlandselva (**vedlegg 6.3**). Ved elektrisk fiske påvirkes tetthetsestimatene av miljøforholdene under innsamlingen (Jensen & Johnsen 1988, Forseth & Forsgren 2008). Spesielt er vannføring viktig, og estimert tetthet avtar vanligvis med økende vannføring. Vanndekt areal i elva påvirkes neppe så mye av disse forskjellene i vannføring, men vannhastigheten og dybde øker med økende vannføring, noe som gjør at den virkelige fangsteffektiviteten ved elektrisk fiske kan bli lavere. Endret vannhastighet og dybde kan også virke inn på fiskens valg av mikrohabitat noe som kan ha betydning for hvor mange fisk det vil være på en stasjon ved ulike vannføringer.

Habitatforholdene kan være forskjellig mellom stasjonene i de to elvene. I gjennomsnitt har Vassbygdelva mere skjul i elvebunnen enn Aurlandselva (se kapittel 5), men dette gjelder neppe i samme grad hvis vi sammenlikner stasjonene for elektrisk fiske. Stasjonene langs elvebredden i Aurlandselva har til dels mye skjul i kanten og i varierende grad også i områder utover i elva. På stasjoner med mye kantskjul er det vanskelig å karakterisere skjul på en god og representativ måte og det er derfor også vanskelig å gjøre skjulkorrigerte sammenlikninger av tetthet med andre elver. Andelen gyteareal ble gradvis økt i Aurlandselva i løpet av årene 2010-17 mens andelen var lav i Vassbygdelva inntil den brått økte med flommen i 2014 (kapittel 5). Andelen gyteareal kan derfor ha vært en begrensende faktor for fiskeproduksjonen over flere år i Vassbygdelva enn i Aurlandselva.

En tredje mulighet er at økt tetthet og produksjon av laks virker negativt på tetthet og produksjon av aure. Ungfisk av laks har utgjort en relativt større andel av den totale ungfiskbestanden i Vassbygdelva enn i Aurlandselva etter at laksebestanden økte på starten av 2000-tallet, og kan derfor ha hatt en negativ effekt på aureproduksjonen i Vassbygdelva etter dette.

En fjerde mulig årsak til forskjeller i tetthet mellom de to elvene er at det er større og mer variabel dødelighet på grunn av sterkere vannføringsflaskehalser i Vassbygdelva enn i Aurlandselva (jfr. kapittel 3). Vi har ikke funnet noen klare sammenhenger mellom utviklingen i tetthet av ungfisk i Vassbygdelva og ulike vannføringsparametere. En mulig årsak er at variasjonen mellom år i de lave vannføringen om vinteren, som trolig er en begrensende faktor for fiskeproduksjonen, er svært liten i Vassbygdelva på grunn av vannslipp i tørre perioder

En annen mulighet er at det skjer en forflytning/nedvandring av ungfisk til Vassbygdevatn, og at denne forflytningen er tetthetsavhengig. Hvis ungfisk har god overlevelse i innsjøen, noe som er sannsynlig (Klemetsen mfl. 2003, Jonsson & Jonsson 2011), kan utviklingen i tetthet

av eldre ungfisk i Vassbygdelva undervurdere betydningen av dette elveavsnittet for den totale smoltproduksjonen i vassdraget. Det kan også tenkes at nedstrøms forflytning av aureunger er påvirket av konkurranse med laks (Montorio mfl. 2019) slik at økt bestand av laksunger fra starten av 2000-tallet har gitt tidligere og kanskje også større andel av utvandring hos aure.

Vassbygdvatn har en bestand med blanding av anadrome og stasjonære individer av aure, men trolig dominerer den anadrome delen av bestanden. Det ble gjennomført prøvefiske i innsjøen før regulering (Steine & Haukanes 1974) og i noen år på slutten av 1990-tallet (Hellen mfl. 1999). Innsjøen er ikke fisket med prøvegarn i nyere tid så vi vet ikke hvordan bestandssituasjonen har utviklet seg. Aurebestanden rekrutteres trolig i all hovedsak fra hovedelva oppstrøms innsjøen, men vi vet ikke når og ved hvilken alder og størrelse ungfisk fra Vassbygdelva vandrer ned i innsjøen. Det er observert gyting på grunnvannspåvirkede områder utenfor Vassbygdelva, men vi vet ikke hvor stor betydning denne egenrekrutteringen har i forhold til rekruttering fra oppstrøms områder. Det er trolig også noe rekruttering av yngel og ungfisk fra gyteområder nedstrøms innsjøen, men rekrutteringen derfra avtok trolig når klappeluka ble installert og det store gyteområdet ved utløpet av innsjøen gikk tapt.

Laks

Lakseproduksjonen i Vassbygdelva er begrenset av antall gytefisk og produksjonen varierer derfor med innsiget av laks. Fram til årtusenskiftet ble det registrert svært lav tetthet av laksunger i elva (**figur 6.2.15**). Tetthetene økte mye på første halvdel av 2000-tallet og årsklassene som klekte i 2001-2003 ga opphav til vesentlig høyere tetthet av eldre laksunger enn de foregående 12 årsklassene. Denne økningen sammenfaller med økt lakseinnsig til vassdraget i årene 2000-2002. I tillegg ble det plantet ut øyerogn i Vassbygdelva i perioden 2003-2009 og denne kultiveringen, som år om annet var betydelig (se **vedlegg 6.9**), synes å ha hatt stor positiv betydning for utviklingen i ungfiskbestanden i de påfølgende årene. Vurdert ut fra tetthet av ungfisk og presmolt var ungfiskbestanden større i Vassbygdelva i årene 2003-2006 enn den har vært de siste sju årene.

Antall gytefisk av laks registrert i Vassbygdelva økte noe ettersom innsiget av laks til vassdraget økte i perioden 2011-2017. Det er imidlertid ikke registrert flere enn 13 gytelaks noe år de senere årene, og beregnet tetthet av egg fra gyting av vill laks har vært lav (0,2-0,8 egg per m²) i 2010-2017, men likevel høyere enn den var på 2000-tallet. Økt produksjon av laks i Vassbygdelva har i stor grad vært avhengig av utlegging av øyerogn og vil trolig også være det i årene framover. Rognplantingene i Vassbygdelva startet opp igjen i 2013 og ble videreført i 2015-2018, og disse sammen med noe økt gytebestand har gitt økte tettheter av både yngel og eldre ungfisk de siste seks årene.

6.2.7 Oppsummering

I Aurlandselva har tettheten av både yngel og eldre ungfisk av aure økt med om lag 30 % på NINA sitt stasjonsnett langs elvebredden i løpet av perioden 2009-2018. Økningen i tetthet av ungfisk skyldes trolig både økning i mengde gyteareal og en økning i gytebestanden, og tettheten av eldre ungfisk kan trolig også være positivt påvirket av tiltakene for å øke mengden skjul i vassdraget. Tettheten av presmolt aure, det vil si ungfisk som sannsynligvis vil vandre til sjøen kommende vår, har økt i Aurlandselva perioden 1989-2018. Resultatene tyder på at produksjonen av aure har vært relativt høy fra og med 2001, men likevel noe økende de siste 10 årene.

I Vassbygdelva økte den gjennomsnittlige tettheten av aureyngel fra 2010 og frem til 2014, for deretter å avta noe. I perioden 2009-2018 var det en negativ trend i tetthet av eldre ungfisk av aure. Den registrerte nedgangen i tetthet av eldre ungfisk av aure de fire siste årene kan trolig knyttes til endringer i elva som følge av flommen høsten 2014. Det er noe usikkert om nedgangen skyldes endringer i habitatforhold i elva på stasjonene for elektrisk

fiske eller om den gjenspeiler at potensialet for fiskeproduksjon har blitt redusert for en kortere eller lengre periode. En annen mulighet er også at forandringene i elvebunnen har påvirket omfanget av nedvandring av aureunger til Vassbygdvatn.

Tettheten av presmolt aure har vært variabel i Vassbygdelva og uten noen signifikant tidstrend i perioden 1989-2018 sett under ett. Tettheten var gjennomgående lavere enn 10 individer per 100 m² fra 1989-1995 og økte markert etter at det frivillige vannslippet i tørkeperioder ble satt i verk fra og med vinteren 1995/96. De høyeste tetthetene, om lag 25 individer per 100 m² ble registrert i 1997 og 2002, men deretter har tetthetene avtatt. Fra og med 2001 til og med 2009 var tettheten gjennomgående noe høyere i Vassbygdelva enn i Aurlandselva, mens tetthetene har vært lavere i Vassbygdelva de siste ni årene, og forskjellen var spesielt stor i 2017 og 2018. Lavere tettheter av presmolt aure i Vassbygdelva de to siste årene kan skyldes ugunstige forhold ved fiske og/eller endringer i elvebunn og produksjonsforhold i elva de siste årene. I tillegg kan utviklingen av auretetthet i Vassbygdelva de siste 15 årene være negativt påvirket av økt konkurranse med laks. Dette kan ha gitt større og tidligere nedvandring av aureunger til Vassbygdvatn og/eller økt dødelighet.

I Aurlandselva har det vært stor variasjon i årsklassestyrke hos laks i perioden 1989-2018. Med unntak av årsklassen som klekket i 1991 (gyting i 1990) var alle årsklasser på 1990-tallet relativt svake. Årsklasse 1991 var til gjengjeld en av de sterkeste i hele undersøkelsesperioden. Årsklassene klekket i 2001-2003 var også blant de mest tallrike i tidsserien. I de siste seks årene har tettheten av laksunger gjennomgående vært høyere enn gjennomsnittet for hele tidsperioden. Årsklassene som ble klekt i 2012-2016 var over gjennomsnittet sterke, mens årsklassen som ble klekt i 2017 synes å være svakere. Det var ingen lineær tidstrend i utvikling av tetthet for noen av de tre aldersgruppene hos laks. Alt i alt tyder resultatene på at produksjonen av laks i Aurlandselva de siste seks årene har vært høyere enn i flesteparten av de tidligere årene i perioden 1989-2018, med unntak av årene 2003-2006 da produksjonen trolig var større.

Fram til årtusenskiftet ble det registrert svært lav tetthet av laksunger i Vassbygdelva. Tetthetene økte mye på første halvdel av 2000-tallet og årsklassene som klekte i 2001-2003 ga opphav til vesentlig høyere tetthet av eldre laksunger enn de foregående 12 årsklassene. Denne økningen sammenfaller med økt lakseinnslag til vassdraget i årene 2000-2002. I tillegg ble det plantet ut øyerogn i Vassbygdelva i perioden 2003-2009 og denne kultiveringen, som år om annet var betydelig, synes å ha hatt stor positiv betydning for utviklingen i ungfiskbestanden av laks i de påfølgende årene. Rognplantingene i Vassbygdelva startet opp igjen i 2013 og ble videreført i 2015-2018, og disse sammen med noe økt gytebestand og økt gyteareal har gitt økte tettheter av både yngel og eldre ungfisk de siste seks årene. Vurdert ut fra tetthet av ungfisk og presmolt var ungfiskbestanden av laks større i Vassbygdelva i årene 2003-2006 enn den har vært de siste sju årene.

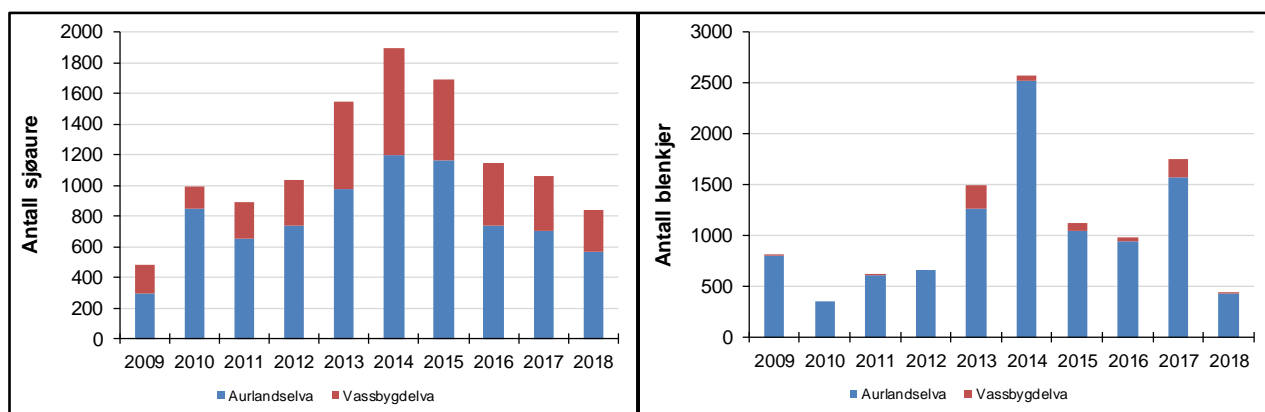
Tettheten av presmolt laks har økt i perioden 1998-2018 både i Aurlandselva og Vassbygdelva. Utviklingen over tid har store likhetstrekk i de to elvene med en signifikant positiv samvariasjon. Lakseproduksjonen i vassdraget er begrenset av antall gytefisk og produksjonen varierer derfor med innsiget av laks. Økt produksjon av laks i Vassbygdelva har i stor grad vært avhengig av utlegging av øyerogn og vil trolig også være det i årene framover.

6.3 Voksen fisk

6.3.1 Utvikling i gytebestander 2009-2018

Sjøaure

Antallet registrerte gytefisk av sjøaurer i Aurlandsvassdraget økte kraftig fra 482 i 2009 til en topp i 2014 med 1893 individer. Deretter har antallet gradvis avtatt, og i 2018 ble det registrert 843 gytefisk ved tellingene (**figur 6.3.1**). Andelen av gytefisken som ble registrert i Vassbygdelfva har variert mellom 27 og 38 % med unntak av i 2010 hvor andelen var bare 14 %. Antallet registrerte blenkjer (umoden sjøaurer) har variert fra om lag 360 i 2011 til om lag 2600 i 2014 og antallet var vesentlig høyere i 2013-2017 enn i 2010-2012. I 2018 ble det registrert om lag 435 blenkjer, noe som var vesentlig lavere enn i de fem foregående årene (**figur 6.3.1**). I alle år ble mesteparten av blenkjene (> 85 %) observert i Aurlandselva. Det er usikkert i hvor stor grad registreringene av blenkjer ved gytefisktellingene gir et korrekt bilde av hvor mange umodne sjøaurer som vandrer opp i vassdraget det enkelte år. En usikkerhet er for eksempel hvor stor andel av blenkjene som oppholder seg i Vassbygdvatn når drivtellingene foretas.



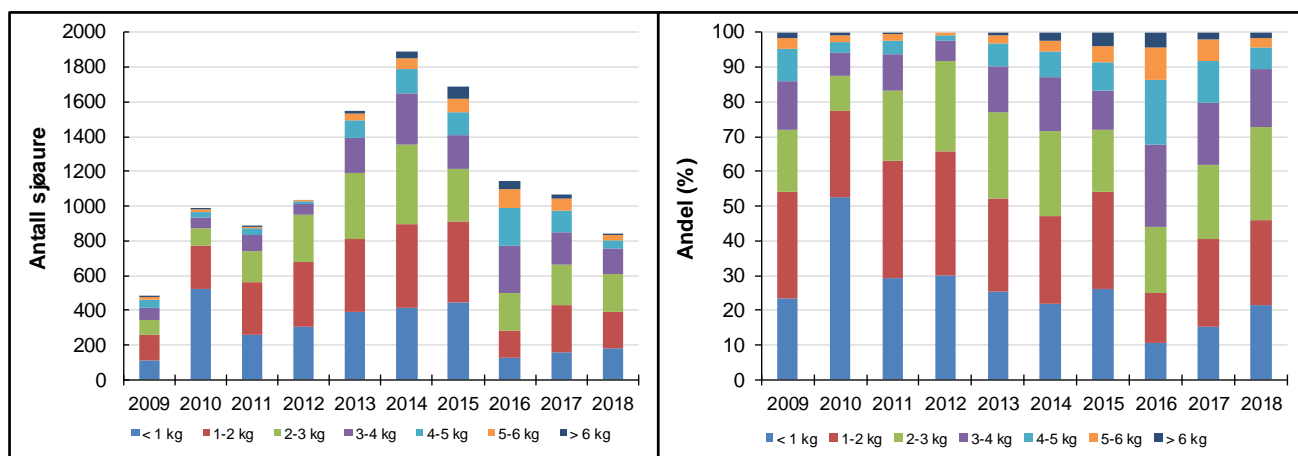
Figur 6.3.1. Antall gytefisk og blenkjer (umoden fisk) av sjøaurer observert ved gytefisktelling i Aurlandselva og Vassbygdelfva i årene 2009-2018. Merk at antallet blenkjer er grove overslag over hvor mange umodne fisk som observeres ved tellingene. Dessuten kan det være mange blenkjer i Vassbygdvatn som ikke er undersøkt ved tellingene.

I perioden 2009-2012 utgjorde små sjøaurer (< 2 kg) mer enn halvparten av gytebestanden med størst andel (78 %) i 2010 (**figur 6.3.2**). De seks siste årene har store sjøaurer (≥ 2 kg) vært like tallrik eller mer tallrik enn små, med størst andel av store aure (75 %) i 2016. De tre siste årene har det blitt observert vesentlig færre små sjøaurer enn i årene før, noe som kan tyde på at rekrutteringen fra umodne blenkjer til kjønnsmoden aure har vært lavere disse tre årene.

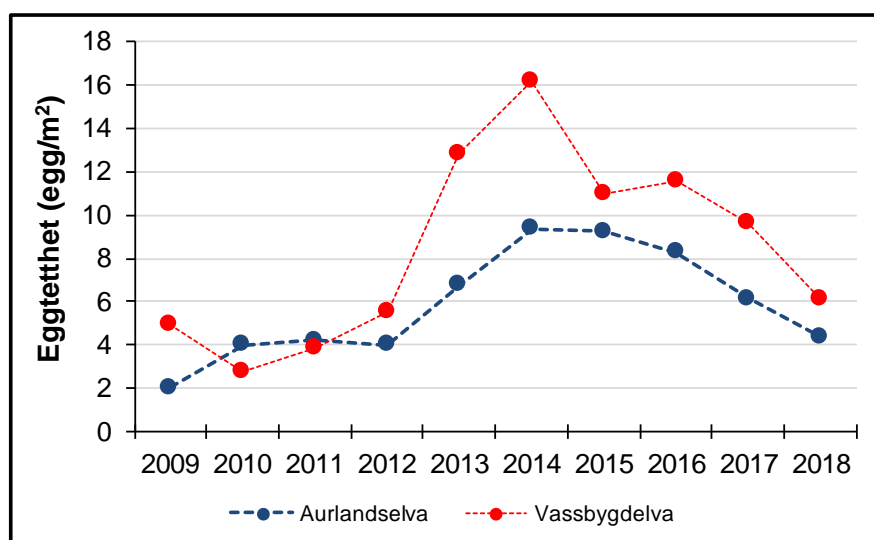
Hos sjøaurer økte beregnet egg tetthet i Aurlandselva fra 2 egg per m² elvebunn i 2009 til 9,4 egg per m² elvebunn i 2014 (**figur 6.3.3**). Deretter har egg tettheten avtatt, men noe mindre enn reduksjonen i antallet gytefisk skulle tilsi fordi andelen store sjøaurer har vært høy i gytebestanden de siste årene. I toppåret 2014 tilsier beregningene at det ble gytt om lag 2,9 millioner sjøaureegg i Aurlandselva.

I Vassbygdelfva varierte beregnet egg tetthet fra 2,8 til 5,5 egg per m² elvebunn i årene 2009-2012. I 2013-2017 var egg tettheten større enn 10 egg per m² med størst tetthet, 16,2 egg

per m² elvebunn, i 2014 (**figur 6.3.3**). Dette året tilsier beregningene at det ble gytt i underkant 1,4 millioner sjøaureegg i Vassbygdelfva. Beregnet eggtetthet avtok til 6,1 egg per m² elvebunn i 2018.



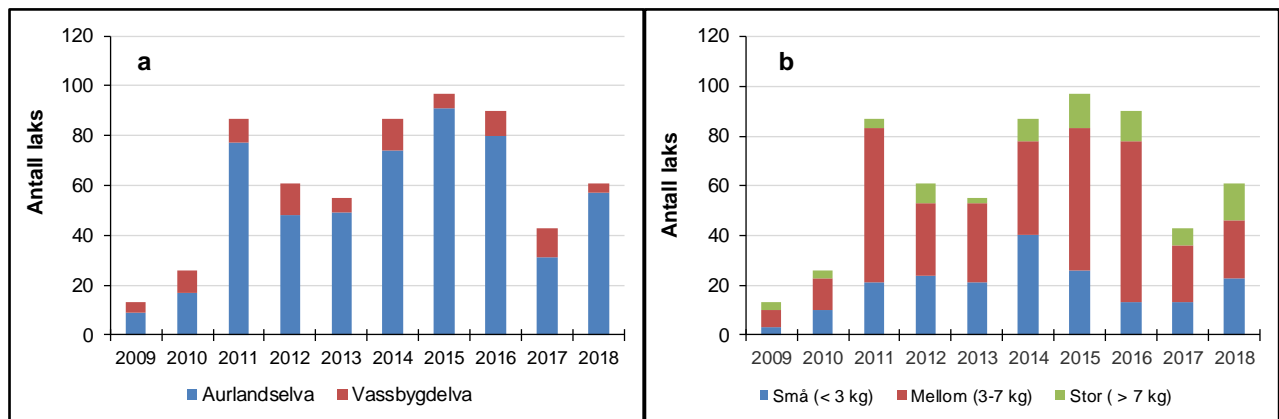
Figur 6.3.2. Antall og andel gytefisk (%) for ulike størrelsesgrupper av sjøaure observert samlet for Aurlandselva og Vassbygdelfva i årene 2009-2018.



Figur 6.3.3. Beregnet eggtetthet (antall egg per m² elvebunn) for sjøaure i Aurlandselva og Vassbygdelfva i årene 2009-2018.

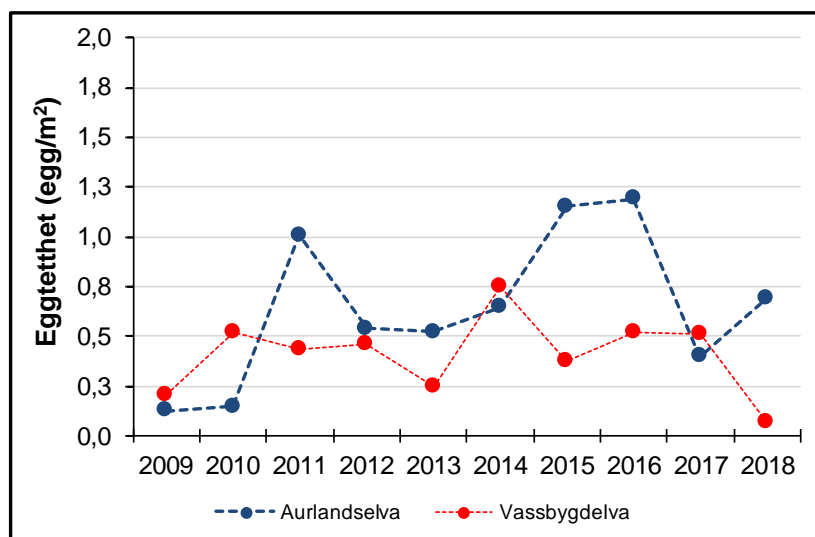
Laks

Antallet registrerte gytefisk av laks i Aurlandsvassdraget økte fra 13 og 26 individer i 2009 og 2010 til 87 individer i 2011 (**figur 6.3.4**). De siste sju årene har antallet variert fra 43 i 2017 til 97 i 2015. I gjennomsnitt har 18 % av gytefisken blitt observert i Vassbygdelfva, men andelen har variert fra 6 % i 2013 og 2018 til 34 % i 2010. Med unntak av i 2014 har mellomlaks vært den mest tallrike størrelsesgruppen i gytebestanden hvert år (**figur 6.3.4**).



Figur 6.3.4. a) Antall gytefisk av laks observert i Aurlandselva og Vassbygdelva i årene 2009-2017. b) Antall laks av ulike størrelse observert samlet for Aurlandselva og Vassbygdelva i årene 2009-2018.

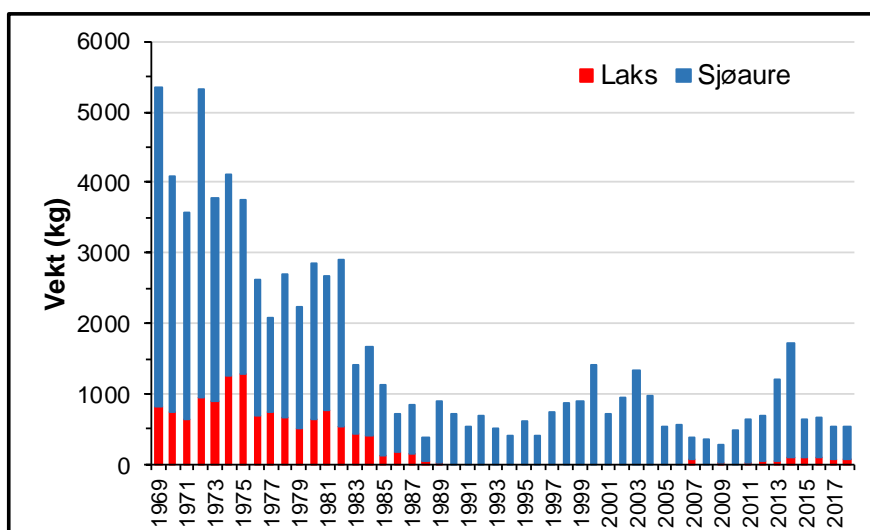
Hos laks var beregnet tetthet av egg i Aurlandselva svært lav i 2009 og 2010 med om lag 0,1 egg per m^2 elvebunn. Tettheten har vært høyere enn 0,4 egg per m^2 elvebunn i de siste ni årene, og tettheten var høyest i 2015 og 2016 med 1,2 egg per m^2 elvebunn (**figur 6.3.5**). Disse to årene tilsier beregningene at det ble gytt i overkant av 350 000 lakseegg i Aurlandselva. I Vassbygdelva har egg tettheten variert fra 0,1 til 0,8 egg per m^2 elvebunn, og den laveste tettheten ble funnet i 2018. I toppåret 2014 tilsier beregningene at det ble gytt om lag 63 000 lakseegg her. Beregnet egg tetthet ligger godt under gytebestandsmålet, som er 2 egg per m^2 elvebunn, i både Aurlandselva og Vassbygdelva. Beregningene av egg tetthet hos laks er usikre fordi bestanden er fåtallig slik at tilfeldige variasjoner i kjønnsfordeling hos ulike størrelsesgrupper av laks mellom år kan ha relativt stor innflytelse på antall egg som virkelig blir gytt hvert enkelt år.



Figur 6.3.5. Beregnet egg tetthet (antall egg per m^2 elvebunn) for laks i Aurlandselva og Vassbygdelva i årene 2009-2018.

6.3.2 Langtidsutvikling

I den offisielle fangststatistikken er det skilt mellom laks og sjøaurer fra og med 1969. Aurlandselva er kjent som et svært godt sjøaurevassdrag, men hadde også en solid bestand av laks på 1970-tallet (**figur 6.3.6**). I perioden 1969-1979 ble det årlig rapportert fanget i gjennomsnitt 1423 sjøaurer med en gjennomsnittsvekt på 1,9 kg. I samme periode ble det fanget i gjennomsnitt 142 laks med gjennomsnittsvekt på 5,9 kg. I antall utgjorde den årlige fangsten av laks i gjennomsnitt 10 % (variasjonsbredde: 5-15 %) og i vekt 24 % (variasjonsbredde: 18-36 %) av den totale rapporterte fangsten av laks og sjøaurer disse årene.

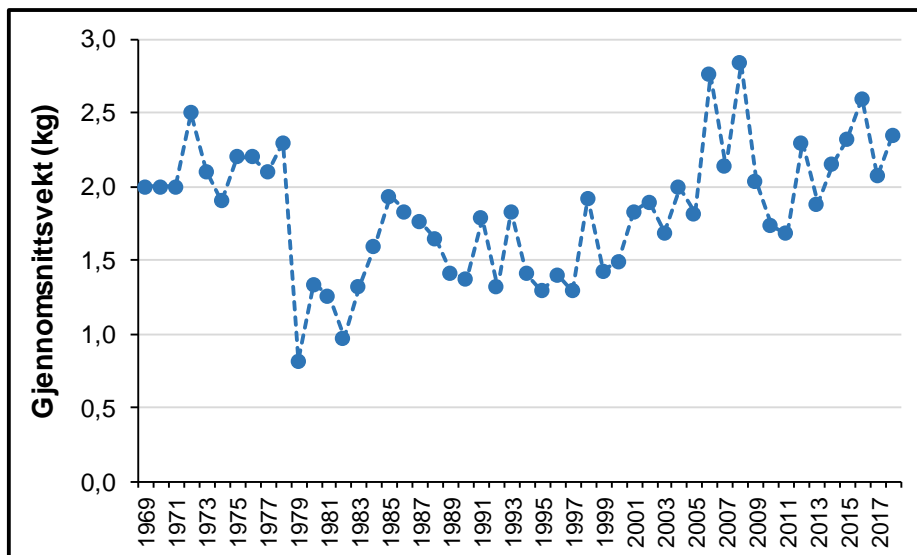


Figur 6.3.6. Rapportert fangst (i kg) av sjøaure og laks i Aurlandsvassdraget i perioden 1969-2018. Laksen har vært fredet fra og med 1989 med unntak av i 2007. For perioden 2011-2018 er fisk som er rapportert gjenutsatt etter fangst tatt med i figuren.

Den største rapporterte fangsten av laks i antall fant sted i 1969 med 205 individer (**figur 6.3.8**) mens de største fangstene i vekt ble tatt i 1974 og 1975 med i overkant av 1250 kg begge årene (**figur 6.3.4**). Fangsten av laks avtok raskt utover 1980-tallet og bestanden ble fredet fra og med 1989.

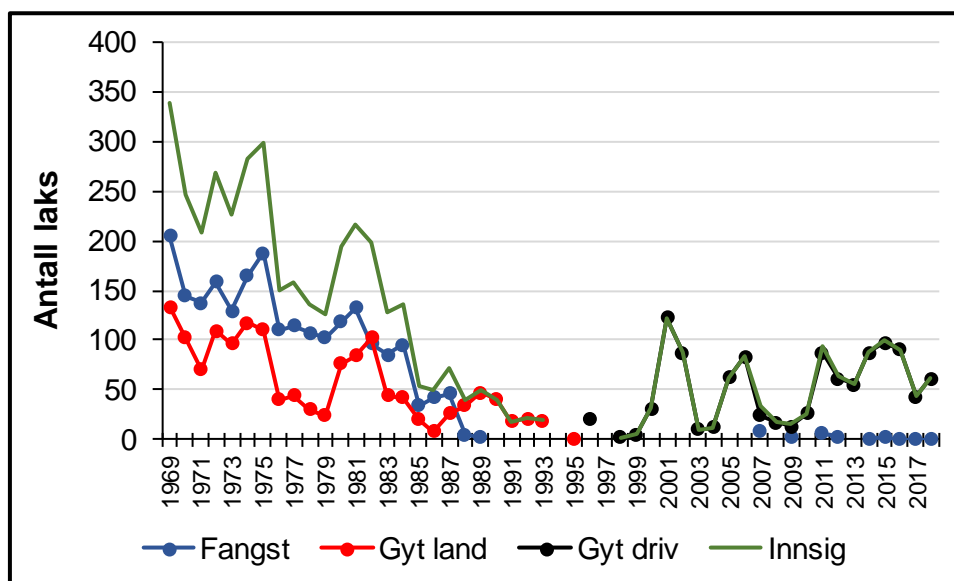
Den største rapporterte fangsten av sjøaurer i antall fant sted i 1982 med 2418 individer (**figur 6.3.9**) mens største fangst i vekt skjedde i 1969 med 4540 kg. Gjennomsnittsvekten av sjøaurer i den rapporterte fangsten var om lag 2 kg fra 1969-1978, men avtok til 0,8 kg i 1979 (**figur 6.3.7**). Dette raske droppet i gjennomsnittsvekt må enten skyldes en vesentlig forandring i størrelsessammensetning av sjøauren eller at rapporteringsrutinene ble endret. En såpass lav gjennomsnittsvekt som 0,8 kg vil innebære at umoden sjøaurer utgjorde en stor andel av fangsten. Gjennomsnittsvekten av sjøauren i fangsten økte igjen fra 1980, men var stort sett lavere enn 2 kg fram til midten av 2000-tallet. De siste 14 årene har gjennomsnittsvekten av sjøauren med noen få unntak vært større enn 2 kg.

Analyser av skjellprøver av sjøaurer i sportsfiskefangsten fra Aurlandsvassdraget viser at flest fisk blir beskattet etter at de har vært to til fem somre i sjøen (Jensen mfl. 1993, Sægrov mfl. 2007). Gjennomsnittsvekten til fisken er da henholdsvis om lag 0,5 kg, 1,0 kg, 1,8 kg og 3,2 kg. Betydelig eldre og større fisk forekommer også i fangstene, og individer som har vært opptil 9-12 somre i sjøen og har en vekt på 7-9 kg er ikke uvanlig. Både hanner og hunner blir oftest gytemodne etter å ha vært to eller tre somre i sjøen (Jensen mfl. 1993).



Figur 6.3.7. Gjennomsnittsvekt (i kg) hos sjøaurer som er rapportert fanget i Aurlandsvassdraget i perioden 1969-2018. For perioden 2011-2018 er fisk som er rapportert satt ut etter fangst tatt med i figuren.

Antall gytefisk har blitt registrert i Aurlandsvassdraget fra og med 1964 og i de første 30 årene ble tellingene gjennomført ved observasjoner fra land (Sættem 1995). Vassbygdelva ble inkludert i tellingene fra og med 1966. I årene før regulering, 1966-1973, ble det observert mellom 70 og 192 gytefisk av mellom- og storlaks (Sættem 1995, **figur 6.3.8**).



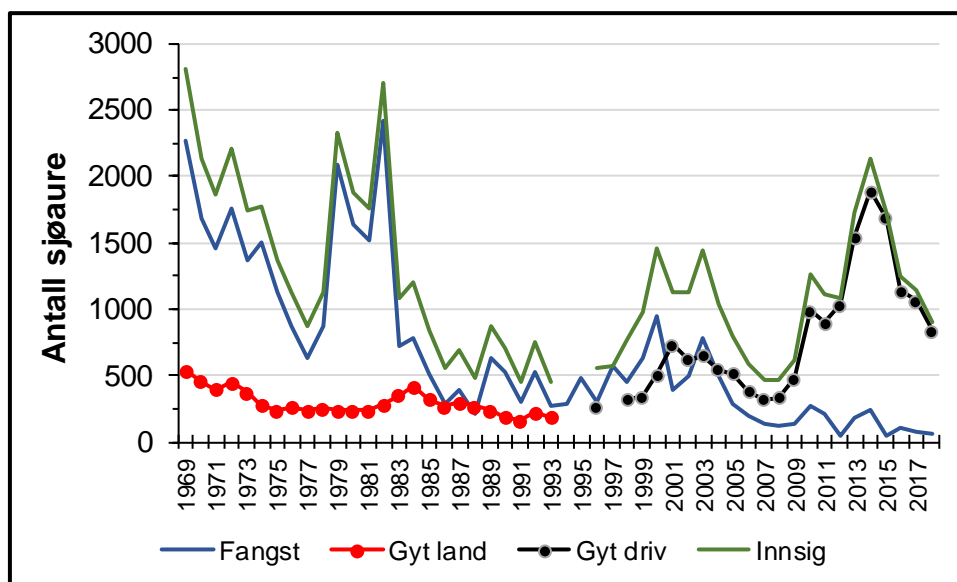
Figur 6.3.8. Antall gytefisk av laks observert ved gytefisktellinger, antall laks avlivet ved fangst og beregnet innsig av laks i Aurlandsvassdraget i perioden 1969-2018. I årene 1969-1993 og 1997 ble gytefisken talt ved observasjon fra land og bare individer større enn 3 kg ble registrert. Gytefisken i 1996 og 1998-2018 ble talt ved drivtelling og omfatter også individer mindre enn 3 kg (smålags).

Antallet gytefisk av laks var større enn 100 også i 1974 og 1975, men sank til under 50 laks i årene 1976-1979. Med unntak av 1980-1982 ble det registrert færre enn 50 gytelaks hvert

år helt fram til slutten av 1990-tallet da bestanden synes å ha vært nede på et lavmål med færre enn 10 laks observert i 1998 og 1999. Bestanden økte på starten av 2000-tallet og i 2001 ble det registrert 132 laks og i 2002 og i 2005-2006 ble det også registrert mer enn 50 laks ved tellingene. De siste åtte årene har også gytebestanden vært større enn 50 laks, med unntak av i 2017.

I årene før regulering, 1966-1973, ble det observert mellom 396 og 536 gytefisk av sjøaurer (Sættem 1995, **figur 6.3.9**). Antallet gytefisk avtok utover 1970-tallet og mot slutten av 10-året var antallet nede i om lag 250. Bestanden økte til i overkant av 400 individer fram mot 1984. Deretter avtok bestanden gradvis til mindre enn 200 aure på starten av 1990-tallet.

Fra og med 1996 (med unntak av i 1997) har gytebestanden blitt tallfestet ved drivtelling. Gytebestanden av sjøaurer økte fra 286 individer i 1996 og fram til en topp i 2001 med 732 individer. Deretter avtok bestanden gradvis til en bunn i 2007 og 2008 på om lag 330 individer. Fra og med 2009 økte gytebestanden kraftig til en ny topp i 2014 med 1894 individer. Deretter har gytebestanden avtatt og i 2018 ble det registrert i underkant av 1000 gytefisk.



Figur 6.3.9. Antall gytefisk av sjøaure observert ved gytefisktellinger, antall sjøaure avlivet ved fangst og beregnet innsig av sjøaure i Aurlandsvassdraget i perioden 1969-2018. I årene 1969-1993 og 1997 ble gytefisken talt ved observasjon fra land mens gytefisken i 1996 og 1998-2018 ble observert ved drivtelling.

Det er antatt at gytefisktellinger vanligvis gir et minimumstall for gytebestanden, men vi vet ikke hvor mye de ulike metodene som er benyttet i Aurlandsvassdraget underestimerer bestanden. I 1996 ble det gjennomført både drivtelling og gytefisktelling fra land (Sægrov mfl. 1997). Dette året ble det registrert totalt 20 laks og 268 kjønnsmodne sjøaurer ved drivtelling, mens telling fra land viste 5 laks og 215 sjøaurer. Landtellingene underestimerte altså gytebestanden i forhold til drivtellingene dette året, og underestimeringen var større for laks og større i Vassbygdelva enn i Aurlandselva. Det er også grunn til å tro at andelen av gytefisken som ble registrert ved tellingene fra land endret seg etter regulering fordi vannføringen i gytetida ble lavere. Lavere vannføring fører trolig til at det er enklere å registrere antall gytefisk. Telleforholdene i Aurlandselva ble sannsynligvis bedre etter at Vangen kraftverk ble tatt i bruk i september 1980. Telleresultatene fra før regulering må derfor anses som absolute minimumsestimater av gytebestanden disse årene.

Summen av antall gytefisk og antall avlivet fisk i fangsten gir et estimat av innsiget (oppvandring) av gytefisk i vassdraget det enkelte år. Slike beregninger tyder på at lakseinnsiget varierte mellom om lag 200 og 350 individer i perioden 1969-1975 (**figur 6.3.8**). Disse årene ble ikke smålaks registrert ved gytefisktellingene (Sættem 1995) mens de utgjorde i gjennomsnitt 25 % (variasjonsbredde 8-51 %) av de rapporterte fangstene på 1970-tallet. Innsiget er også av den grunn noe undervurdert i de årene gytefisken ble talt fra land. Beregningene viser videre at det årlige lakseinnsiget avtok sterkt utover 1980-tallet fram til laksen ble fredet fra og med 1989. Deretter er det naturlig nok samsvar mellom registreringene av gytefisk og beregnet innsig.

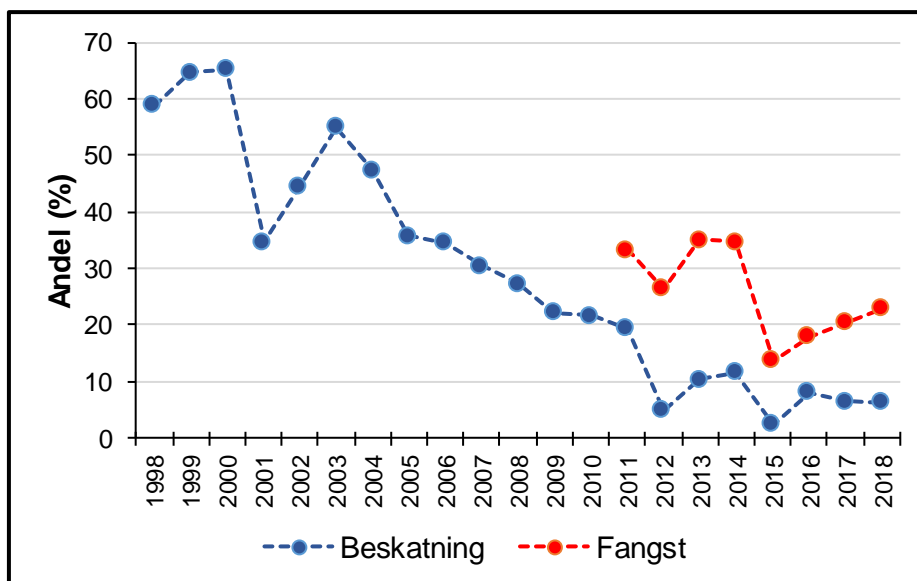
For sjøaurer så tyder beregningene på at innsiget av "gytemodne" sjøaurer i toppårene før regulering var på over 2000 individer (**figur 6.3.9**). I perioden 1979-1982 tyder beregningene også på et innsig i samme størrelsesorden. For sjøaurer vil slike innsigsberegninger trolig være et overestimat av innsiget av gytefisk fordi det også tas umoden sjøaurer i sportsfisket. Innslaget av umoden sjøaure i den rapporterte fangsten var trolig høyere i 1979-1982 enn i 1969-1973 fordi gjennomsnittsvekten i den rapporterte fangsten var vesentlig lavere i 1979-1982 enn de første fem årene (**figur 6.3.7**).

Det beregnede innsiget av sjøaure til Aurlandsvassdraget avtok utover 1980-tallet og varierte mellom om lag 500 og 800 individer per år fram til slutten av 1990-tallet. De siste 19 årene har den årlige oppgangen av gytefisk vært større enn 1000 individer i 2000-2004 og i 2010-2017. I toppåret 2014 var det beregnede innsiget i overkant av 2000 sjøaurer. Den årlige oppgangen av gytemoden aure er trolig fremdeles en del lavere enn den var i årene rundt 1970.

Ved beregning av beskatningsrater hos gytemoden sjøaurer forsøkte Sættem (1995) å korrigere for at deler av fangsten er umodne individer ved å anta at 30 % av fangsten bestod av umoden aure mindre enn 0,75 kg. Under denne forutsetningen beregnet han at beskatningsraten (dvs. hvor stor andel av innsiget av gytemoden sjøaurer som ble avlivet i sportsfisket) varierte mellom 34 % og 84 % med et gjennomsnitt på 63 % i perioden 1969-1993. Sættem (1995) beregnet også at beskatningsraten av mellom- og stor-laks varierte mellom 9 % og 76 % med et gjennomsnitt på 51 % i perioden 1969-1988.

Disse beregningene tyder på at beskatningsratene av sjøaurer i Aurlandsvassdraget var gjennomgående høye i hele perioden 1969-1993. Beskatningsratene for laks var også høye så lenge det var lov å avlive denne arten i vassdraget. Etter fredning har det år om annet blitt registrert enkelt laks i skjellprøver fra vassdraget, men disse individene kan være feilbestemt som sjøaurer av sportsfiskerne (Sægrov mfl. 2007). Vi har ikke gjort noe forsøk på å korrigere for dette innslaget av laks i fangsten i våre beregninger.

Beregninger fra perioden 1998-2018, da gytebestandens størrelse ble registrert ved drivtelling, tyder på at beskatningsratene av sjøaurer var i størrelsesorden 40-60 % fram til midten av 2000-tallet (**figur 6.3.10**). Deretter avtok beskatningen gradvis ned til om lag 20 % i 2009-2011. I de siste sju årene (2012-2018) har beskatningen av sjøaurer vært om lag 10 % årlig. I denne beregningen er det ikke korrigert for at noe av fangsten kan være umoden fisk, slik at beskatningsratene av kjønnsmoden sjøaurer av den grunn trolig er noe overvurdert. De siste årene har imidlertid gjennomsnittsvekten til sjøauren i den rapporterte fangsten vært høy (**figur 6.3.7**) slik at denne overvurderingen neppe er stor. Vi kjenner ikke til hvor nøyaktig fangststatistikken er i Aurlandsvassdraget. Hvis det skjer en underrapportering av fangst så vil våre tall for beskatningsrater og fangstrater og innsig være underestimer.



Figur 6.3.10 Beregnet beskatningsrate (andel av beregnet innsig som er rapportert avlivet) og fangstrate (andel av beregnet innsig som er rapportert fanget) for «kønnsmodne» sjøaurer i Aurlandsvassdraget i perioden 1998-2018.

Fra og med 2011 er det skilt mellom avlivet og gjenutsatt fisk i fangststatistikken fra Aurlandsvassdraget. Det er mulig at det også foregikk gjenutsetting av sjøaurer i årene før 2011, men vi kjenner ikke det eventuelle omfanget. Andelen av sjøaurefangsten som er rapportert gjenutsatt i perioden 2011-2018 har variert fra 42 % i 2011 til 82 % i 2012 og 2015, og samlet sett har 67 % av sjøauren blitt gjenutsatt de siste åtte årene. En høy andel gjenutsatt fisk de siste årene er selvsagt en viktig årsak til at beskatningsratene for sjøauren er såpass lave. For laks er mesteparten av fangsten rapportert gjenutsatt de siste årene. Undersøkelser tyder på at overlevelsen til gjenutsatt laks gjennomgående er høy i norske elver (Lennox mfl. 2017), og at bare en mindre, men varierende mellom elver og år, andel av den gjenutsatte laksen fanges på ny (Uglen mfl. 2015). Vi kjenner ikke til at det er gjort tilsvarende undersøkelser på sjøaurer i Norge, men det er ingen grunn til å tro at overlevelsen er vesentlig lavere enn for laks hvis gode prosedyrer for gjenutsetting følges. Vi vet heller ikke om andelen av gjenutsatt sjøaurer som fanges på ny er forskjellig fra hos laks.

6.3.3 Oppsummerende diskusjon om utviklingen i bestandene av gytefisk

Både laks- og sjøaurebestanden i Aurlandsvassdraget gikk tilbake i årene etter at vassdragsreguleringen ble gjennomført. Hovedårsaken var sannsynligvis at reguleringen påvirket fiskeproduksjonen negativt. I de foregående kapitlene i denne rapporten har vi pekt på ulike endringer av miljøforhold knyttet til reguleringen av vassdraget som hadde negativ effekt på fiskebestandene. Den relative betydningen ulike miljøforhold har hatt for utviklingen i bestandene har trolig endret seg både i løpet av utbyggingen og også i ettertid.

Virkningen av de kan kort summeres som:

- En betydelig reduksjon i vannføring og vanndekt areal i Vassbygd elva og Midje elva som følge av sterkt redusert vannføring ovenfor Vassbygdvatn ga redusert produksjon av ungfisk og smolt. Frivillige vannslipp fra og med 1995 sikret en større vinter vannføring som sammen med en ombygging av elveleiet rundt år 2000 bidro til mer stabile vannføringsforhold og et større permanent vanndekt areal om vinteren i de

nedre deler av Vassbygdelfva. Dette vannslippet og trolig også ombyggingen av elveleiet ga økt overlevelse og større fiskeproduksjon i Vassbygdelfva.

- En moderat reduksjon av vannføring og vanddekt areal om sommeren i Aurlandselva har trolig bidratt til nedgang i produksjon av ungfisk og smolt, men i denne delen av vassdraget kan noe av reduksjonen være kompensert av at elva etter regulering ikke lengre får svært lave vintervannføringer.
- Redusert sommertemperatur i Aurlandselva etter regulering ga redusert rekruttering og vekst hos ungfisk. Endringene i vanntemperatur var størst de første årene etter regulering og har blitt noe mindre senere. Denne faktoren er imidlertid fremdeles virksom slik at rekrutteringen i år med høye sommertemperaturer gjennomgående er høyere enn i år med lave sommertemperaturer.
- Sommertemperaturen i Vassbygdelfva har økt etter reguleringen, noe som kan ha gitt både økt rekruttering og vekst hos ungfisk. Temperaturen endret seg lite fra uregulerte forhold fram til perioden 1973-1979 (Tvede 1991). Etter 1981 ble det imidlertid en økning på 1-2 °C fra begynnelsen av juni til midten av juli. Denne økningen skyldes trolig at tilførselen av smeltevann ble redusert etter at pumpekraftverkene ble satt i drift (Tvede 1991)
- Et stort og viktig gyteområde ved utløpet av Vassbygdvatn gikk tapt etter at klappekylka ble installert og Vangen kraftverk kom i drift. Dette gyteområdet bidro trolig til å rekruttere ungfisk både til Vassbygdvatn og nedstrøms i Aurlandselva.
- Flomvannføringene ble sterkt redusert i Aurlandselva etter regulering noe som trolig førte til en gradvis degradering av gytehabitat og ungfiskhabitat. Dette resulterte i at mengde gyteareal og kanskje også mengde hulrom (skjul) i bunnsubstratet ble begrensende faktorer for fiskeproduksjonen i Aurlandselva. Det er gjennomført habitattiltak for å øke både gyteareal og skjul i elvebunnen de siste årene.

Det har blitt gjennomført fiskekultivering i vassdraget for å avbøte negative effekter av reguleringen. Virkningen av kultiveringen kan kort summeres som:

- Utsetting av auresmolt som et avbøtende tiltak, virket mot sin hensikt den første tiden da mye av den utsatte fisken ble stående lenge i elva og konkurrerte med villfisk om mat og plass. Endringer i lokalitet for utsetting fra starten av 1990-tallet reduserte dette problemet. Den utsatte smolten hadde svært lav overlevelse i sjøfasen, slik at utsettingene i liten grad bidro til fangsten av sjøaure i elva, og utsettingene ble endelig avsluttet i 1998.
- Utsetting av øyerogn av laks fra og med vinteren 2003 har bidratt positivt til lakseproduksjonen i vassdraget, spesielt i Vassbygdelfva.

I tillegg til negative reguleringseffekter har også bestandsutviklingen av både laks og sjøaure i Aurlandsvassdraget fra 1973 og fram til i dag blitt påvirket av endringer i sjøoverlevelse for begge artene på Vestlandet i denne perioden.

På Vestlandet (Hordaland og Sogn og Fjordane) har det vært en nedgang i innsiget av laks til kysten fra 1983 og fram til i dag (Anonym 2018a). Mesteparten av denne nedgangen skjedde i løpet av 1980-tallet og hvis en tar utgangspunkt i 1989 i stedet for 1983 har det vært en liten økning i innsiget av mellom- og stor-laks til Vestlandet i perioden fram til 2017. Sjøfisket med faststående redskap ble betydelig redusert fra 1988-1991 og ble mer gradvis

redusert i perioden etterpå, og er i dag nesten helt avviklet. Fangsten av laks i elvefisket og størrelsen på gytebestanden av laks har variert uten tydelige trender hele perioden 1983-2017 sett under ett, men begge disse størrelsene har imidlertid økt fra og med 2010 (**vedleggsfigur 6.11**).

Det har generelt vært en nedgang i sjørretbestandene i Sogn og Fjordane fra 1993 og fram til i dag, men de fleste bestandene synes å ha holdt seg bedre utover 2000-tallet enn i nabofylkene i nord og sør (Anonym 2015). Mange bestander i Sognefjorden har også holdt seg bedre enn andre bestander i fylket. De fleste av de største sjøaurevassdragene i fylket viser en negativ trend i fangstene fra 1993-2014, med unntak av Aurland. Det har skjedd en betydelig endring i sportsfisket de senere årene, blant annet er fang og slipp fiske blitt betydelig mere utbredt. I flere vassdrag hvor det har vært en negativ utvikling i bestandene av laks og sjøaure er det innført fredning eller sterkt reduserte kvoter på uttak av fisk, blant annet i vassdrag på Vestlandet. Dette gjør at fangststatistikken i mange vassdrag ikke lengre er noen god indikator på utvikling i bestandsstørrelse. Dette er gjelder også for Aurlandsvassdraget hvor beskatningsratene ble redusert mye i løpet av 2000-tallet og har vært på et lavt nivå de siste 8-10 årene (**figur 6.3.10**). En betydelig del av fangsten av sjøaurer i sportsfisket har blitt gjenutsatt de siste årene.

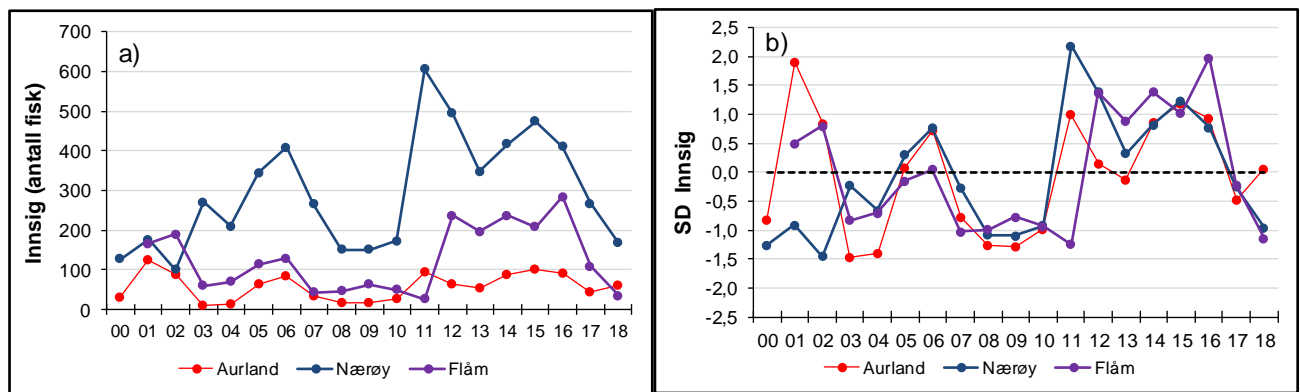
Utvikling av bestandene i Aurlandsfjorden de siste 20 årene

Aurlandsfjorden er en 28 km lang sidefjord til Sognefjorden. Midtveis deler fjorden seg i to, der den ene går inn til Nærøydalen og den andre delen går inn til Flåmselva. Sjøaurer fra de tre store vassdragene i Aurlandsfjorden må antas å ha overlappende leveområde i sjøen og laksene har felles vandringsvei i store deler av utvandringen til havet og på vandringen tilbake til elvene. Felles for disse tre laksebestandene er at de har lang vandringsvei fra elvemunningen til de er ute i åpent hav: i overkant av 170 km fra elvemunningen ut til grunnlinja for alle tre vassdragene.

I nyere tid er det gjennomført gytefisktelinger i Nærøydalselva fra 2000 (Bremset mfl. 2009, Sættem 2009, Skoglund mfl. 2018) og i Flåmselva fra 2001 (Sægrov mfl. 2007, Johnsen mfl. 2013, Skoglund mfl. 2018). Basert på disse gytefisktellingene og opplysninger om fangst har vi beregnet et minimumsinnsig til Nærøydalselva og Flåmselva for å sammenlikne med Aurlandsvassdraget (jfr. kapittel 6.3.2).

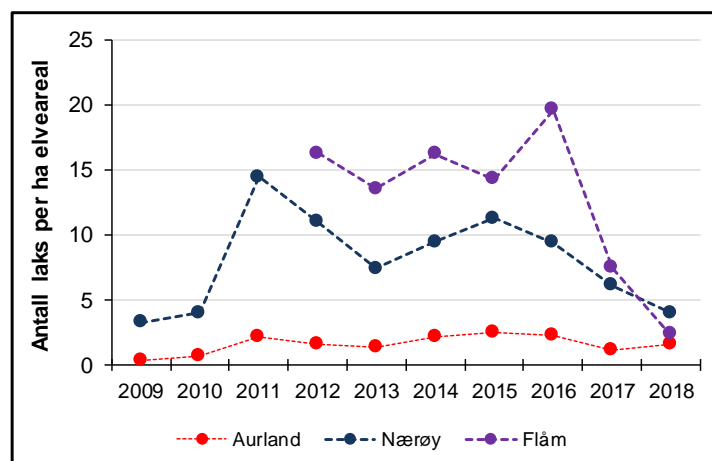
Laks

Det beregnede innsiget av laks til disse tre elvene har variert en god del i perioden 2001-2018 (**figur 6.3.11**). Innsiget av laks var høyest i Nærøydalselva med et årlig gjennomsnitt for perioden på 302 laks (variasjonsbredde: 100-606), en god del mindre i Flåmselva med gjennomsnitt på 125 laks (variasjonsbredde: 25-284), og minst i Aurlandsvassdraget med gjennomsnitt på 59 laks (variasjonsbredde: 10-123). Det var en signifikant positiv samvariasjon mellom innsiget til Aurlandsvassdraget og innsiget til både Nærøydalselva ($r = 0,48$, $p = 0,039$, $n=19$) og Flåmselva ($r = 0,60$, $p = 0,008$, $n=18$). Det er imidlertid en noe forskjellig utvikling i innsig i de tre elvene over tid. Både i Nærøydalselva og Flåmselva var innsiget av laks gjennomgående høyere i 2012-2016 enn den var på starten av 2000-tallet. Sammenlikner vi gjennomsnittet av de siste seks årene (2013-2018) med de første seks årene (2001-2006) har innsiget av laks økt med om lag 40 % i disse to elvene. Laksebestanden har også økt noe i Aurlandsvassdraget i samme periode, 15 %, men denne økningen er mindre enn i de andre to vassdragene.



Figur 6.3.11. a) Beregnet minimumsinnsig (oppvandring) av laks i Aurlandsvassdraget, Nærøydalselva og Flåmselva i perioden 2000-2018. b) Beregnet standardisert minimumsinnsig av laks i disse tre vassdragene. Innsigsestimatene er standardisert, slik at tallene fra de ulike elvene varierer på samme skala og utviklingen dermed blir direkte sammenlignbar. Den stiplede linjen angir gjennomsnittlig årlig innsig for perioden 2001-2018. Det årlige innsiget er angitt i standardavikenheter fra gjennomsnittsverdien. Verdier under null viser at innsiget var lavere enn gjennomsnittet, mens verdier over null viser et høyere innsig enn gjennomsnittet.

Hvis vi sammenlikner antallet gytefisk per arealenhet oppvekstareal i elv så varierte laksebestanden i Aurlandsvassdraget på et vesentlig lavere nivå enn bestandene i Nærøydalselva og Flåmsvassdraget (**figur 6.3.12**).



Figur 6.3.12. Antall gytefisk av laks per hektar elveareal i Aurlandsvassdraget, Nærøydalselva og Flåmselva i perioden 2009-2018. Figuren er basert på drivtellingene av gytefisk utført av LFI.

Utviklingen i laksebestanden i vassdragene i Aurlandsfjorden viser i store trekk den samme utviklingen som for hele Vestlandet de siste 10-15 årene. Det var en markert økning i innsiget av laks til Vestlandet i 2011 og 2012 (**vedlegg 6.11**), noe som også ble registrert i Aurlandselva og Nærøydalselva og til dels i Flåmselva. Innsiget av laks til Vestlandet har avtatt noe de senere årene, men ligger fremdeles godt over innsiget i bunnårene 2007-2010, med unntak av 2018 for Nærøydalselva og Flåmselva. Det er derfor mulig at nedgangen i innsig de siste to årene har vært noe større i vassdragene i Aurlandsfjorden enn for Vestlandet som helhet. Økt innsig til Vestlandet i 2011 og 2012 kan trolig knyttes til at det var økt sjøoverlevelse hos smolt som vandret ut av vassdragene i 2009 og 2010. I 2011 og 2012 økte innsiget av mellom- og stor-laks betydelig til Sør- og Vest Norge (Anonym 2016a). Denne

økningen kan knyttes til storskala bedring i laksens overlevelsesvilkår i havet. Samtidig kan lakselus og andre påvirkningsfaktorer fra oppdrett hatt mindre negativ effekt enn tidligere år på smolt fra mange bestander i Vest-Norge i 2009 og 2010 (Anonym 2016a). Det var disse årgangene av smolt som kom tilbake som to- og tre-sjøvinter laks i 2011-2013.

Variasjon i innsiget av laks til Aurlandsvassdraget mellom år samsvarer altså med nabovassdrag og andre vassdrag på Vestlandet. I våre vurderinger antar vi at laksen som vandrer opp i hovedsak stammer fra smolt som er vokst opp i vassdraget. Genetiske undersøkelser, basert på skjellprøver fra 1988-1994 og stikkprøver av ungfisk i 2006 og 2009 fra Aurlandsvassdraget, viste at den genetiske variasjonen i Aurlandslaksen er på nivå med laks fra fem andre elver i Sognefjorden. Analysene viste at det var signifikant genetisk forskjell mellom alle par av undersøkte bestander i Sognefjorden med en betydelig grad av differensiering (Karlsson & Hindar 2011). De genetiske forskjellene mellom de prøver samlet inn i ulike år i Aurlandsvassdraget var imidlertid av samme størrelsesorden som mellom laksebestander i Sognefjorden, men det var også indikasjoner på at Aurlandselva mottar laks fra omkringliggende elver i Sognefjorden og da spesielt fra Lærdalselva. Store forskjeller mellom prøver fra ulike år viser at Aurlandslaksens genetiske sammensetning varierer betydelig over tid siden 1990-tallet, sannsynligvis som følge av tilfeldigheter (genetisk drift) på grunn av at det er få gytelaks i vassdraget hvert år og kanskje også et varierende innslag av laks fra andre vassdrag i gytebestanden.

De genetiske undersøkelsene tyder på at økt oppvandring av laks i Aurlandsvassdraget i år med bedre sjøoverlevelse ikke bare skyldes immigrasjon av laks fra andre vassdrag. Ved gytefisktellingene blir det år om annet observert rømt oppdrettslaks i vassdraget, men andelen har ikke vært høy. Nyere genetiske undersøkelser har vist at innblanding av genetisk materiale fra oppdrettslaks er i overkant av 10 % både i Aurlandsvassdraget og i Flåmselva, og er dermed i samme størrelsesorden som i flere andre vassdrag i Sognefjorden, men høyere enn i Nærøydalselva og Lærdalselva som hadde en innblanding på om lag 5 % (Karlsson mfl. 2017).

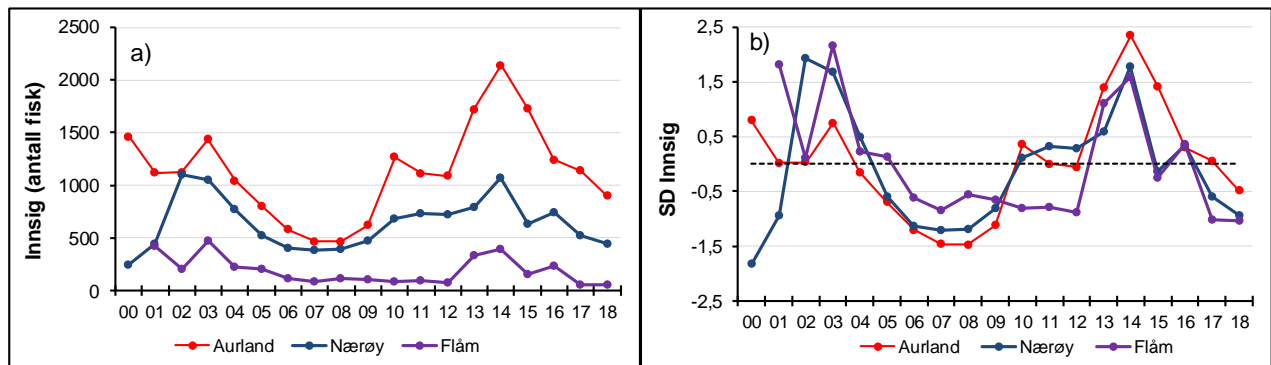
Laksebestanden i Aurlandsvassdraget har vært rekrutteringsbegrenset på grunn av mangel på gytefisk i perioden 2009-2018 (se kapittel 6.2.5). Dette betyr at det gytes for få egg til at vassdragets bæreevne for smoltproduksjon kan oppfylles. I henhold til Vitenskapelig råd for lakseforvaltning (VRL) har oppnåelse av gytebestandsmålet (GBM) variert mellom 7 og 50 % i perioden 2008-2017 (Anonym 2018b). GBM i Aurlandsvassdraget er satt til 596 (447-894) kg hunnlaks. Hvis gjennomsnittsstørrelsen til de gytemodne hunnene er 6 kg må det altså være 100 (75-150) gytemodne hunner i vassdraget for at GBM skal oppnås. Tidligere beregninger av eggdeponering (Sættem 1995, Sægrov mfl. 2000, 2007) og tellinger av gytefisk kan tyde på at rekrutteringen av laks i vassdraget har vært begrenset av antall gytefisk i hele perioden fra bestanden avtok kraftig fra starten av 1980-tallet.

I Nærøydalselva har GBM stort sett vært oppnådd, til dels med god margin de siste 15 årene fram til 2017 (Anonym 2018b). Gytebestanden var imidlertid vesentlig lavere rundt årtusenskiftet (1996-2002), og økte gradvis senere på 2000-tallet. I Flåmselva har også GBM blitt oppnådd med god margin i flesteparten av de siste seks årene fram til 2017 (Anonym 2018b), men bestanden var også her vesentlig mindre tallrik i siste del av 2000-tallet. Innsiget av laks i 2013-2018 består hovedsakelig av smolt fra utvandring i 2010-2017, med smolt fra årene 2011-2016 (to-sjøvinterlaks) som den viktigste bidragsyteren. Med en smoltalder på 3-4 år stammer denne laksesmolten fra gyting i 2006-2011. En større relativ økning i innsiget av laks til Nærøydalselva og Flåmselva enn til Aurlandsvassdraget de siste seks årene (2013-2018) sammenliknet med innsiget i 2001-2006 (**figur 6.3.11**) kan skyldes at smoltproduksjonen har økt opp mot bæreevnen i disse to elvene de siste årene mens den har vært godt under bæreevnen i Aurlandsvassdraget i hele perioden. En mulig supplerende forklaring er at overlevelsen til utvandrende laksesmolt er lavere i Aurlandsvassdraget enn i

de to andre elvene, men vi har ikke data til å vurdere denne forklaringen. Det lave innsiget i Flåmselva i 2018 er i stor grad påvirket av flomsikringstiltak med pågående graving i elva i 2014-2016 og en påfølgende reduksjon i ungfisktettheter på om lag 80 % (Ulric Pulg upubliserte data).

Sjøaure

Innsiget av gytemoden sjøaure i de tre vassdragene i Aurlandsfjorden har også variert i perioden 2001-2018 (**figur 6.3.13**). Antall sjøaure har vært høyest i Aurlandsvassdraget med et årlig gjennomsnitt for perioden på 1112 sjøaure (variasjonsbredde: 466-2141), en god del mindre i Nærøydalselva med gjennomsnitt på 662 sjøaure (variasjonsbredde: 444-1102), og minst i Flåmselva med gjennomsnitt på 192 sjøaure (variasjonsbredde: 60-470).



Figur 6.3.13. a) Beregnet minimumsinnsig (oppvandring) av sjøaure i Aurlandsvassdraget, Nærøydalselva og Flåmselva i perioden 2000-2018. b) Beregnet standardisert minimumsinnsig av sjøaure i disse tre vassdragene. Innsigsestimatene er standardisert, slik at tallene fra de ulike elvene varierer på samme skala og utviklingen dermed blir direkte sammenlignbar. Den stiplede linjen angir gjennomsnittlig årlig innsig for perioden 2001-2018. Det årlige innsiget er angitt i standardavikenheter fra gjennomsnittsverdien. Verdier under null viser at innsiget var lavere enn gjennomsnittet, mens verdier over null viser et høyere innsig enn gjennomsnittet.

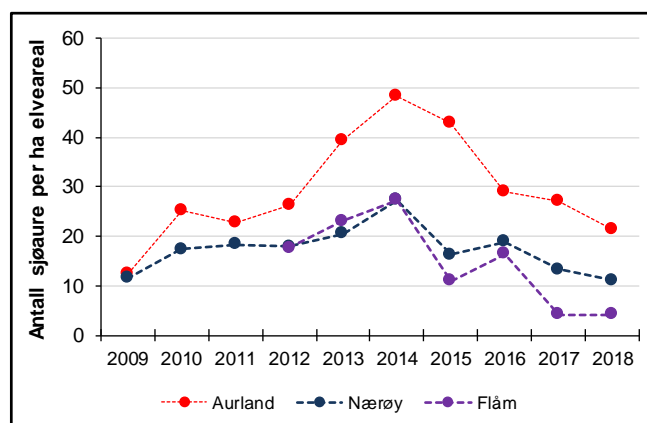
Det var en signifikant positiv samvariasjon mellom det årlige innsiget i Aurlandsvassdraget og innsiget i både Nærøydalselva ($r = 0,58$, $p = 0,010$, $n=19$) og Flåmselva ($r = 0,57$, $p = 0,013$, $n=18$). I alle elvene var det over gjennomsnittlig innsig av sjøaure i 2002-2004, mens oppgangen var vesentlig lavere i perioden 2006-2009. Oppgangen økte deretter og var på topp i de tre elvene i 2013 og 2014. Sammenlikner vi gjennomsnittet av de siste seks årene (2013-2018) med de første seks årene (2001-2006) har innsiget av sjøaure økt med i overkant av 45 % i Aurlandsvassdraget, mens den ikke har endret seg i Nærøydalselva og det har vært en nedgang (24 %) i Flåmselva. Nedgangen i Flåmselva, spesielt de to siste årene, er påvirket av de omfattende flomsikringstiltakene som ble igangsatt etter flommen i oktober i 2014.

En større relativ økning i oppvandring av gytemoden sjøaure i Aurlandsvassdraget i de siste seks årene sammenliknet med Nærøydalselva og Flåmselva kan skyldes flere forhold som forskjeller i beskatning, ulik utvikling i smoltproduksjon over tid eller forskjeller i sjøoverlevelse. Beskatningsratene i Aurlandselva avtok på 2000-tallet og har vært om lag 10 % de siste sju årene (**figur 6.3.10**). I Nærøydalselva har beskatningen av sjøaure beregnet ut fra antall fisk rapportert avlivet i sportsfisket og tellinger av gytefisk om høsten, også vært lavere enn 10 % de siste ni årene. I perioden 2001-2010 var beskatningen noe høyere og varierte fra 8 til 34 % med et årlig gjennomsnitt på 26 %. I Flåmselva har det ikke blitt rapportert avlivet sjøaure de siste ti årene og elva har vært stengt for fiske disse årene med unntak av i to år. I årene 2001-2008 varierte gjennomsnittlig beskatning fra 8 til 32 % med et årlig

gjennomsnitt på 19 %. Sjøauren gyter vanligvis flere ganger og redusert beskatning over flere år vil raskt kunne gi seg utslag i økt gytebestand. Redusert elvebeskatning er trolig en viktig medvirkende årsak til økte gytebestander av sjøaure i disse tre elvene fram mot 2013-2014. I alle elvene avtok gytebestanden av sjøaure etter toppen i 2014.

De tre siste årene har det blitt observert vesentlig færre små gytefisk (< 2 kg) av sjøaurer enn i årene før i Aurlandsvassdraget (**figur 6.3.1**) noe som kan tyde på at overlevelsen fra smolt og umodne blenkjer til kjønnsmoden aure har vært lavere disse tre årene. Ungfiskundersøkelsene tyder på at smoltproduksjonen heller har økt enn blitt redusert i Aurlandsvassdraget de siste årene. Færre små gytefisk de siste årene skyldes trolig derfor økt dødelighet hos smolt og/eller eldre sjøaure i sjøen.

Vurdert ut fra elveareal har gytebestanden i Aurlandsvassdraget vært betydelig tettere og mer tallrik enn de to nabobestandene de siste sju årene (**figur 6.3.14**). Noe av denne forskjellen kan forklares med at Vassbygdvatn bidrar til produksjon av sjøaure i Aurlandsvassdraget, mens aureproduksjonen i de to andre vassdragene bare skjer i elvearealer. I Flåmselva og Nærøydalselva har laksebestandene vært vesentlig mer tallrike enn i Aurlandsvassdraget og svakere konkurranse fra laks kan være en medvirkende årsak til at sjøaurebestanden i Aurlandsvassdraget har relativt sett høyere tetthet enn i de to andre elvene. Sjøaurebestanden i Aurlandsvassdraget fremstår som tallrik og robust, til tross for nedgangen i gytebestand de siste årene.



Figur 6.3.14. Antall gytefisk av sjøaure per hektar elveareal i Aurlandsvassdraget, Nærøydalselva og Flåmselva i perioden 2009-2018. Figuren er basert på drivtelling av gytefisk utført av LFI.

Vi har lite kunnskap om hva som er årsaken til at størrelsen på sjøaurebestandene i Aurlandsfjorden har variert så mye de siste 20-30 årene. Felles for mange bestander er trolig at beskatningsratene (samlet for elv og sjø) var for høye når sjøoverlevelsen avtok mot midten av 1990-tallet. Beskatning i faststående redskaper i sjø er nå faset ut i Sognefjorden, mens det ikke finnes dokumentasjon om hvorvidt beskatningen av sjøaure i fritidsfiske i sjøen har endret seg eller hvor stor denne beskatningen er. De siste 8-10 årene har den rapporterte beskatningen i elvefiske vært svært lav i de tre vassdragene i Aurlandsfjorden. Undersøkelsene av ungfisk tyder på at smoltproduksjonen av aure i Aurlandselva har vært noe høyere de siste 10 årene enn i de foregående 10 årene (kapittel 6.2.6). I Vassbygd elva kan det ha vært en nedgang, men da bare de siste par årene, slik at samlet sett kan ikke nedsatt smoltproduksjon forklare at gytebestanden av sjøaure har avtatt i vassdraget de siste fire årene. Vi har ikke kunnskap om utviklingen i ungfiskproduksjon i Nærøydalselva de siste ti årene. I Flåmselva har det trolig vært en nedgang i smoltproduksjon de siste tre-fire årene på grunn

av de omfattende sikringsarbeidene i elva etter skadefloppen i 2014. En lik bestandsutvikling i Nærøydalselva og Aurlandselva kan tyde på at redusert sjøoverlevelse er en viktig grunn til at disse to gytebestandene har avtatt de siste årene. Det finnes imidlertid ikke dokumentasjon på hvor mye og hvorfor sjøoverlevelsen tilsynelatende varierer mellom år i Sognefjorden.

Status

Laks

Vitenskapelig råd for lakseforvaltning (VRL) har gjennomført en vurdering av laksebestanden i Aurlandsvassdraget i henhold til kvalitetsnorm for laks, som er et system for klassifisering av villaksbestander i henhold til ulike påvirkningsfaktorer (Anonym 2011). I den vurderingen ble laksebestanden i vassdraget klassifisert i den laveste kategorien: *Svært dårlig* status (Anonym 2016b). Bestemmende for den lave kategorien var at laksebestanden ble klassifisert å ha *Svært dårlig* status med hensyn til gytebestandsmål og høstingspotensial. Vassdraget ble klassifisert med status *Dårlig* for genetisk integritet. Dårlig kvalitet for genetisk integritet betyr at det ble funnet innkryssing av rømt oppdrettslaks i villaks fra Aurland (introgresjon av rømt oppdrettslaks var i intervallet 4 % til 10 %). I en VRL-rapport med vurdering av bestandsstatus for laksebestandene i 2017 ble det gjennomført en påvirkningsanalyse (Anonym 2017a). Mens det ble vurdert å være ingen effekt fra *Gyrodactylus salaris*, fosfornivå, forsuring, kobbernivå og fremmede fiskearter, ble det vurdert å være negative effekter av overbeskatning (*Liten effekt*), rømt oppdrettsfisk (*Moderat effekt*), vassdragsinngrep og vannkraftregulering (*Stor effekt*) og lakselus (*Moderat effekt*).

I påvirkningsanalysene til VRL ble det vurdert at lakselus i perioden har hatt *Moderat effekt* på laksebestanden i Aurlandsvassdraget (Anonym 2018c). Moderat effekt angir at det sannsynligvis har vært en bestandsreduksjon i størrelsesorden 10-30 % som følge av lakselus i denne perioden. Laksebestandene i Flåmselva, Nærøydalselva og Lærdalselva hadde også samme kategorisering. Denne analysen er basert på beregnet innsig og høstbart overskudd i perioden 2010-2014 og gjelder altså påvirkning på laksesmolt som vandret ut perioden 2007-2013.

Havforskningsinstituttet gjennomfører årlige trålinger av postsmolt i Sognefjorden for å undersøke hvor mye lakselus den utvandrende smolten er infisert med. I 2017 økte infestasjonen utover sesongen og sent utvandrende smolt, som ble fanget i uke 21 og 22, var infisert med så mye lakselus at de ble vurdert å ha stor risiko for dødelighet (> 30 %). I 2018 viste resultatene at det var moderat risiko for dødelighet for smolt fanget i ukene 19-21 (Karlsen mfl. 2018). Også den foreløpige rapporten fra årets luseovervåking tyder på store effekter av lakselus på utvandrende smolt fra Sognefjorden, hvor mer enn 90 % av laksesmolten i tre av fire fangstucker var infisert av lus og gjennomsnittlig antall lus per smolt var høyt disse tre ukene (Nilsen mfl. 2019).

Postsmolttrålinger tyder altså på at smittepresset av lakselus i vandringsruta til laksesmolt fra elvene i Aurlandsfjorden de siste årene har vært så høyt at risikoen for luseindusert dødelighet har vært moderat eller stor. Dette gjør at det er risiko for at laksebestanden i Aurlandsvassdraget ikke vil øke i årene framover selv om ungfiskregistreringene tyder på at smoltproduksjonen har vært og er noenlunde høy til Aurland å være de siste 6-7 årene. I tillegg er det usikkerheter knyttet til hvordan den generelt lave sjøoverlevelsen vil utvikle seg i årene framover.

Sjøaure

Det finnes foreløpig ikke tilsvarende systemer for vurdering og klassifisering av kvalitet og status for sjøaurebestander som for laks. VRL har startet arbeidet med å utvikle verktøy for å klassifisere og vurdere tilstanden til sjøaurebestander, og et første skritt i dette arbeidet, en modellering av faktorer som har påvirket trender i bestandsutvikling hos sjøaure de siste 10-15 årene ble presentert i siste årsrapport (Anonym 2018a): De skriver:

Modellen som ble utviklet til klassifiseringen var basert på en analyse av bestandsutviklingen i 69 sjøørretbestander fra Rogaland til Varangerfjorden analysert mot ti variabler (åtte menneskeskapte påvirkninger, ferskvannstilførsel til fjordene og bestandsstatus for laks). Modellen viste at høy andel jordbruksareal, arealinngrep og lakselus påvirket bestandene negativt. I tillegg var det en positiv effekt av økt ferskvannstilførsel til fjorden, trolig fordi brakkvann i noen grad beskytter fisken mot lakselus. Det var også en tendens til at sjøørretbestander var i dårligere tilstand der laksebestanden var i god tilstand. Selv om ikke alle påvirkningsfaktorer ble inkludert i modellen, så kan de likevel ha en effekt på sjøørret. Særlig de som virker sterkt i få vassdrag blir ikke nødvendigvis inkludert i modellene. Andel jordbruksareal hadde størst negativ påvirkning på sjøørretbestandene, fulgt av lakselus.

VRL konkluderer altså med at landbruksvirksomhet og lakselus synes å være de viktigste negative påvirkningsfaktorene for utvikling i bestander på landsbasis i nyere tid. Den negative påvirkningen av landbruk skyldes trolig negative påvirkninger på produksjon av sjøaure i sidevassdrag enten på grunn av vandringshindringer (kulverter osv.) eller andre direkte inngrep i vassdragene. Vi har ikke kunnskap som tilsier at landbruksvirksomhet har ført til økt negativ påvirkning i Aurlandsvassdraget de siste 10 årene, men historisk har sideløp blitt stengt blant annet på grunn av landbruk også i dette vassdraget. De negative effektene av vassdragsreguleringen har ikke blitt endret til det verre de siste årene. Produksjonspotensialet i vassdraget har heller økt i nyere tid på grunn av de gjennomførte habitattiltakene i Aurlandselva, inkludert restaurering og tilkobling av sideløp.

Havforskningsinstituttet koordinerer et årlig overvåkningsprogram av lakselus på laksefisk og gir ut en årlig risikorapport hvor effekter av lakselus på villfisk blir rapportert (Grefsrud mfl. 2018). I Sognefjorden har overvåkingen av stasjoner i midtre/ytte deler av fjorden (Brekke/Dingja og Sollund) funnet lusenivåer på fisk som tilsier at risiko for dødelighet enten har vært moderat (10-30 %) eller stor (> 30 %) i alle år i perioden 2010-2017. Hvordan lusesituasjonen er lengre inn i Sognefjorden er ikke undersøkt med rusefangster de siste årene, men på en stasjon i Balestrand var lusenivåene lave i perioden 2010-2013.

Fire års studier av lusemengder på sjøaure i Sognefjorden om vinteren (2013-2016) har vist at det kan forekomme epizootiske utbrudd av lakselus på aure også på denne tiden av året (Vollset mfl. 2017). Lusenivåene som ble registrert utenom utbruddsperiodene var også relativt høye sammenliknet med hva som tidligere er registrert på sjøaure om vinteren i oppdrettsfrie områder. Vurdert ut fra Havforskningsinstituttet sin risikovurderingsmetode ville en relativt stor andel av auren ha økt sannsynlighet for å dø på grunn av lakselus. Genetiske analyser kunne tyde på at en god del av sjøauren som ble undersøkt kunne stamme fra de store sjøaurebestandene i Lærdalselva og Aurlandsvassdraget.

Det mangler tall og vurderinger for påvirkning av lakselus på bestandsnivå for sjøaure, men den nasjonale lakselusovervåkingen har karakterisert situasjonen i ytre deler av Sognefjorden til å ha så høyt smittepress at det er risiko for at sjøaure som oppholder seg i disse områdene vil ha økt sannsynlighet for å dø på grunn av lakselus. Hvor utsatt sjøaure fra Aurlandsvassdraget vil være for lusesmitte vil være avhengig av hvilke områder i Sognefjorden bestanden bruker om sommeren og vinteren, men gamle merkeforsøk tyder på at det er sannsynlig at sjøaure fra Aurland også bruker midtre og ytre deler av fjorden (Jensen mfl.

1993, Møkkelgjerd mfl. 1993, Sægrov mfl. 2000). Det er derfor sannsynlig at lakselus har negativ effekt på innsiget av sjøaure i Aurlandsvassdraget.

Sjøoverlevelsen til sjøaure påvirkes også av andre faktorer enn lakselus. Det mangler imidlertid kunnskap om hvor mye sjøoverlevelsen varierer mellom år i Sognefjorden og dokumentasjon av betydningen av ulike faktorer for denne variasjonen.

Oppsummering

Antallet registrerte gytefisk av sjøaurer i Aurlandsvassdraget økte kraftig fra 482 i 2009 til en topp i 2014 med 1893 individer. Deretter har antallet gradvis avtatt, og i 2018 ble det registrert 843 gytefisk ved tellingene. Beregnet årlig innsig (oppgang) av gytemoden sjøaure økte fra 640 individer i 2009 til i overkant av 2100 individer i 2014 og avtok deretter gradvis til 900 individer i 2018. Utviklingen i det årlige innsiget av sjøaure i vassdraget de siste 20 årene samvarierer signifikant med utviklingen i andre nærliggende bestander i Sognefjorden som Nærøydalselva og Flåmselva. Dette tyder på at variasjoner i sjøoverlevelse påvirker disse bestandene på samme måte. I tillegg har lave beskatningsrater av sjøaure i Aurlandsvassdraget og de to naboelvene de siste ti årene trolig også gitt et vesentlig bidrag til økningen i gytebestander i perioden 2010-2014.

Vurdert ut fra produktivt elveareal har gytebestanden i Aurlandsvassdraget vært betydelig tettere og mer tallrik enn de to nabobestandene de siste sju årene. Noe av denne forskjellen kan forklares med at Vassbygdvatn bidrar til produksjon av sjøaure i Aurlandsvassdraget, mens aureproduksjonen i de to andre vassdragene bare skjer i hovedelva og sidebekker. I Flåmselva og Nærøydalselva har laksebestandene vært vesentlig større enn i Aurlandsvassdraget og svakere konkurranse fra laks kan være en medvirkende årsak til at sjøaurebestanden i Aurlandsvassdraget ligger på et høyere relativt antall enn i de to andre elvene. Sjøaurebestanden i Aurlandsvassdraget fremstår som tallrik og robust, til tross for nedgangen de siste årene.

Antallet registrerte gytefisk av laks i økte fra 13 og 26 individer i 2009 og 2010 til 87 individer i 2011. De siste sju årene har antallet variert fra 43 til 97. Laksen i vassdraget er fredet slik at tellingene også gir et minimumsinnsig til vassdraget. Hos laks var det også en signifikant samvariasjon i utvikling av det årlige innsiget mellom Aurlandsvassdraget og de to nabobestandene. Dette tyder på at disse tre bestandene påvirkes av variasjoner i sjøoverlevelse på samme måte. Vurdert ut fra elveareal har bestanden i Aurlandsvassdraget vært betydelig mindre tett enn de to nabobestandene de siste sju årene (med unntak av for Flåm i 2018). Sjøauren dominerte også i vassdraget før regulering, men laksebestanden var på et vesentlig høyere nivå. Årsak til sjøaurens dominans kan være at den var mer konkurransedyktig ved lave sommertemperaturer og at dette ble forsterket av reguleringen med enda kaldere sommertemperaturer.

Laksebestanden i Aurlandsvassdraget har vært og er fortsatt svært fåtallig og dermed svært sårbar overfor ytre påvirkningsfaktorer. Forsterkningsutsettingene har en positiv effekt, men det er usikkert om utsettingene er store nok til å øke bestanden av voksen laks gitt den tilsynelatende lave sjøoverlevelsen i dag og mulige trusselsfaktorer i sjøen fremover for laksen fra vassdraget.

7 Anbefaling av videre tiltak og undersøkelser

I samsvar med kvalitetsnormen for laks skal det være en selvreproduserende og høstbar bestand av laks i Aurlandsvassdraget. Gytebestandsmålet er satt til 596 kg hunnfisk, noe som tilsvarer ca. 150 hunnlaks med en snittvekt på 4 kg. For sjøaure er det ikke etablert noe gytebestandsmål, men forvaltningsmålene er de samme som for laks. I tillegg vil vannforskriften ha mål om godt økologisk potensial (GØP) i det sterkt modifiserte Aurlandsvassdraget.

Resultatene så langt viser at de gjennomførte habitattiltakene i vassdraget virker positivt på fiskeproduksjonen og beregninger/vurderinger tyder på at flere slike tiltak har et potensiale til å øke fiskeproduksjonen ytterligere, spesielt på elvestrekningene ovenfor Vassbygdvatn.

Gitt målsettingene og resultatene av gjennomførte tiltak anbefaler vi:

- ▶ Utnytte alle mulige potensielle sideløp i Vassbygdelfa og Aurlandselva til fiskeproduksjon (konkrete planer for Tivesja og Tokvamsbekken nr. 3 finnes allerede).
- ▶ Utredning, utprøving og gjennomføring av tiltak i Midjeelva (Løelva).
- ▶ Økning av areal med gyteplasser i Aurlandselva til ca. 3-4 % av elvebunnen med direkte grusutlegg og sedimenttilførsel til egendynamisk fordeling.
- ▶ Vedlikehold av gyteplasser ved tilførsel av grus når det blir behov for det.
- ▶ Ripping av ca. 10.000 m² nye områder i Aurlandselva og overvåking av rippete arealer og vedlikehold med ny ripping når det er behov.
- ▶ Utredning og tiltak for eventuelle vandringsproblemer knyttet til klappeluka og fisketrappa.
- ▶ Undersøke omfanget av innvandring av fisk til inntaket til Vangen kraftverk og om nødvendig utvikle tiltak som hindrer fiskedød i kraftverket.
- ▶ Det anbefales foreløpig en økt minstevannføring i Vassbygdelfa til 0,5-0,6 m³/s om vinteren, men beslutningsgrunnlaget bør suppleres med oppmålinger og data fra hele den anadrome delen av Vassbygdelfa.
- ▶ På grunn av dynamikken i status bør basisovervåkingen av fiskebestanden i vassdraget videreføres med årlige tellinger av gytefisk og undersøkelser av ungfisk. I tillegg bør det gjennomføres kartlegging av habitatforhold med jevne mellomrom og/eller etter behov.

Det er store usikkerheter knyttet til vårt anslag over antallet eldre ungfisk og presmolt i vassdraget. Med tradisjonelt elektrisk fiske synes det ikke mulig å oppnå sikrere tall fra Aurlandselva, selv om antallet stasjoner blir økt. Årsaken er at det er store arealer som er for dype og strie til å kunne fiskes for å kunne estimere fisketetthet på en god måte, selv ved lav vintervannføring. Også i Vassbygdelfa er det vanskelig å finne særlig mange stasjoner som er egnet og som lar seg fiske hvis vannføringen blir for stor (> enn ca. 2 m³/s). I Vassbygdelfa er det også usikkerheter knyttet til hvor stor andel av ungfiskbestanden som vandrer ned i Vassbygdvatn og på hvilket livsstadium nedvandring skjer.

I den grad det er behov for mere presise data på produksjon av laks og/eller aure i vassdraget bør det gjennomføres undersøkelser av smoltproduksjonen. Tidligere undersøkelser har

vist at tradisjonell merke-gjenfangst med merking av presmolt om våren og sjekk av andel merket fisk i feller ikke gir pålitelige resultater, spesielt ikke for sjøaure. Årsakene er sannsynligvis at en ukjent andel av fisken som merkes ikke vandrer ut det aktuelle året eller at selve merkeprosessen induserer endringer i vandringsatferd og/eller gir økt dødelighet. Slike merke-gjenfangstestimater må derfor baseres på merket fisk som med sikkerhet vandrer.

Det er kunnskapsmangel knyttet til fiskens vandringsatferd gjennom vassdraget, spesielt utvandring av smolt fra Vassbygdelva og Vassbygdvatn. Det er usikkert om utvandringen skjer til samme tid eller senere fra de øvre deler av vassdraget sammenliknet med Aurlandselva. Det er også usikkert om utvandringen gjennom Vassbygdvatn gir stor ekstra dødelighet på smolt som vist i nyere studier fra vassdrag med innsjøer, som Vossovassdraget. Kunnskap om eventuelle forskjeller i dødelighet under utvandring er viktig for å vurdere ulike vassdragsavsnitts betydning for realisert smoltproduksjon (det vil si antall smolt som når sjøen). Dette vil også kunne ha betydning for kultiveringsstrategien for laks i vassdraget. I tillegg er det usikkerhet knyttet til hvor stor andel av fisken som benytter inntaket til Vangen kraftverk som utvandringsrute.

Utviklingen av fiskebestandene i vassdraget i årene framover vil trolig i stor grad også påvirkes av sjøoverlevelse til smolten. Kunnskap om variasjoner i sjøoverlevelse og årsaker til slike variasjoner vil være nødvendig for å identifisere om det er miljøforhold i eller utenfor vassdraget som er de viktigste flaskehalsene for bestandsutviklingen framover. For å tolke slike resultater hadde det vært svært nyttig å kunne sammenlikne sjøoverlevelse for smolt fra Aurland med andre vassdrag i Aurlandsfjorden og/eller indre Sognefjorden.

Mange av disse utfordringene vil kunne løses ved bruk av moderne PIT-teknologi og vi anbefaler at det vurderes om man kan lykkes med slike merkestudier i Aurlandsvassdraget.

8 Referanser

- Anonym 2015. Status for norske laksebestander i 2015. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 8, 300 s.
- Anonym 2017a. Status for norske laksebestander i 2017. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 10, 152 s.
- Anonym 2017b. Klassifisering av 148 laksebestander etter kvalitetsnorm for villaks. Tema-rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 5, 81 s.
- Anonym 2018. Status for norske laksebestander i 2018. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 11, 122 s.
- Anonym 2018b. Vedleggsrapport med vurdering av måloppnåelse for de enkelte bestan-dene Sogn og Fjordane - Trøndelag. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 11c, 343 s.
- Anonym 2018c. Klassifisering av tilstand i norske laksebestander 2010-2014. Temarapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 6, 75 s.
- Bakken, T.H., Charmasson, J. & Harby, A. 2010. Vurdering av vanntemperatur i Aurlands-vassdraget. SINTEF Rapport 100309181516. 39 s.
- Barlaup, B.T., Vollset, K.W., Gabrielsen, S.E., Skoglund, H., Normann, E.S., Wiers, T., Bir-keland, I.B. & Bye-Ingebrigtsen, E. 2018. Undersøkelser av smoltutgangen i Vossovass-draget. S. 49-74 i: Barlaup, B.T. (red) 2018. Redningsaksjonen for Vossolaksen - fram-driftsrapport per 2017. LFI Uni Research Rapport 300.
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T.G., Rasmussen, G. & Saltveit, S.J. 1989. Electrofish-ing - Theory and practice with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia* 173: 9-43.
- Bremnes, T. & Saltveit, S.J. 1997. Effekt av mose på bunndyr i Suldalslågen. Rapport Lak-seforsterkingsprosjektet i Suldalslågen 30. 42 s.
- Bremset, G., Hvidsten, N.A., Heggberget, T.G. og Johnsen, B.O. 1993. Forbedring av oppvekstområder for laksefisk i Gaula. NINA Forskningsrapport 41.18 s. Norsk institutt for naturforskning.
- Bremset, G., Sættem, L.M. & Johnsen, B.O. 2010. Status for bestandene av laks og sjøaure i Nærøydalselva, Sogn og Fjordane. Samlerapport fra fiskebiologiske undersøkelser i perioden 2006-2008. NINA Rapport 475, 105 s. Norsk institutt for naturforskning.
- Brusven, M. A., Meehan, W.R. & Biggam, R.C. 1990. The role of aquatic moss on community composition and drift of fish food organisms. *Hydrobiologia* 196: 39-50.
- Cattaneo, F., Lamouroux, N., Breil, P. & Capra, H. 2002. The influence of hydrological and biotic processes on brown trout (*Salmo trutta*) population dynamics. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 59: 12-22.
- Charmasson, J. 2016. Numerical modelling of water temperature conditions in Lake Vass-bygdvatn. SINTEF Rapport TR A7621. 44 s.
- Crisp, D.T. 1989. Some impacts of human activities on trout, *Salmo trutta*, populations. *Freshwater Biology* 21: 21-33.
- Einum, S. & Nislow, K.H. 2005. Local-scale density-dependent survival of mobile organisms in continuous habitats: an experimental test using Atlantic salmon. *Oecologia* 143: 203-210.

- Einum, S., Nislow, K.H., Mckelvey, S. & Armstrong, J.D. 2008. Nest distribution shaping within-stream variation in Atlantic salmon juvenile abundance and competition over small spatial scales. *Journal of Animal Ecology* 77: 167-172.
- Elliott, J.M. 1994. Quantitative ecology and the brown trout. Oxford University Press Inc., New York.
- Bakken, T.H., Charmasson, J. & Harby, A. 2010. Vurdering av vanntemperatur i Aurlandsvassdraget. SINTEF Rapport 100309181516. 39 s.
- Finstad, A.G., Einum, S., Forseth, T. & Ugedal, O. 2007. Shelter availability affects size-dependent and mean growth of juvenile Atlantic salmon. *Freshwater Biology* 52: 1710-1718.
- Finstad, A.G., Einum, S., Ugedal, O. & Forseth, T. 2009. Spatial distribution of limited resources and local density regulation in juvenile Atlantic salmon. *Journal of Animal Ecology* 78: 226-235.
- Fjeldstad, H.P., Pulg, U. & Forseth, T. 2018. Sikker toveis fiskevandring forbi vannkraftverk. Kunnskapsoppdatering og mønsterpraksis. SINTEF Rapport 2017-00723. 69 s.
- Foldvik, A., Finstad, A.G. & Einum, S. 2010. Relating juvenile spatial distribution to breeding patterns in anadromous salmonid populations. *Journal of Animal Ecology* 79: 501-509.
- Foldvik, A., Einum, S., Finstad, A. & Ugedal, O. 2017. Linking watershed and microhabitat characteristics: effects on production of Atlantic salmonids (*Salmo salar* and *Salmo trutta*). *Ecology of Freshwater Fish* 26: 260-270.
- Forseth, T. & Forsgren, E. (red.). 2009. El-fiskemetodikk: gamle problemer og nye utfordringer. NINA Rapport 488, 74 s. Norsk institutt for naturforskning.
- Forseth, T., Fiske, P., Hvidsten, A.A. & Saltveit, S.J. 2003. Smoltoverlevelse i Suldalslågen – miljøfaktorer som påvirker smoltutvandring og overlevelse i fjorden. Statkraft, Suldalslågen - Miljørapport Nr. 30. 59 s. Norsk institutt for naturforskning.
- Forseth, T., Bremset, G., Lamberg, A., Fiske, P., Wibe, H. & Øksenberg, S. 2009. Evaluering av metoder for estimat av smoltproduksjon i laks og sjøaurebestander. NINA Rapport 489, 23 s. Norsk institutt for naturforskning.
- Forseth, T., Letcher, B.H. & Johansen, M. 2011. The behavioural flexibility of salmon growth. S: 145-169, in: *Atlantic Salmon Ecology* (eds. Ø. Aas, S. Einum, A. Klemetsen & J. Skurdal), Wiley-Blackwell, Oxford.
- Grefsrud, E.S., Glover, K., Grøsvik, B.E., Husa, V., Karlsen, Ø., Kristiansen, T., Kvamme, B.O., Mortensen, S., Samuelsen, O.B., Stien, L.H. & Svåsand, T. (red.) 2018. Risikoreport norsk fiskeoppdrett 2018. Fisken og Havet, særnr. 1-2018.
- Hellen, B.A., Sægrov, H., Kålås, S. & Urdal, K. 2009. Fiskeundersøkingar i Aurland, årsrapport for 2008. Rådgivende Biologer, Rapport 1203. 49 s.
- Haugen, T.O., Åsan, E., Kristensen, T. & Urke, H.A. 2018. Erfaringar frå akustiske telemetristudiar på laksesmolt frå Vossovassdraget i 2015 og 2016 – kvar er flaskehalsane? S. 106-127 i: Barlaup, B.T. (red) 2018. Redningsaksjonen for Vossolaksen – framdriftsrapport per 2017. LFI Uni Research Rapport 300.
- Hauer, C. & Pulg, U. 2018. The non-fluvial nature of Western Norwegian rivers and the implications for channel patterns and sediment composition. *Catena* 171: 83-98.
- Hauer, C., Wagner, B., Pulg, U., Skoglund, H., Rund, H., Gabielsen, S.-E. 2017. Sustainable and adaptive management of sediments in regulated rivers - channel flushing floods (SAMS) – final report. BOKU Wien on behalf of Statkraft and E-CO Energi. 104 s.
- Hedger, R.D., Næsje, T.F., Fiske, P., Ugedal, O., Finstad, A.G. & Thorstad, E.B. 2013. Ice dependent winter survival of juvenile Atlantic salmon. *Ecology and Evolution* 3: 523-535.

- Hedger, R.D., Diserud, O.D., Sandlund, O.T., Saksgård, L, Ugedal, O. & Bremset, G. 2018. Bias in estimates of electrofishing capture probability of juvenile Atlantic Salmon. *Fisheries Research* 208: 286-295.
- Hellen, B.A., Sægrov, H., Kålås, S. & Urdal, K. 2006. Fiskeundersøkingar i Aurland og Flåm, årsrapport for 2005. Rådgivende Biologer AS, rapport nr. 897, 81 s.
- Hellen, B.A., Sægrov, H., Kålås, S. & Urdal, K. 2007. Fiskeundersøkingar i Aurland og Flåm, årsrapport for 2006. Rådgivende Biologer AS, rapport nr. 976, 84 s.
- Hindar, K., Diserud, O., Fiske, P., Forseth, T., Jensen, A.J., Ugedal, O., Jonsson, N., Storeid, S.-E., Arnekleiv, J.V., Saltveit, S.J., Sægrov, H. & Sættem, L.M. 2007. Gytebestandsmål for laksebestander i Norge. NINA Rapport 226. 78 s. Norsk institutt for naturforskning.
- Houde, E.D. 2002. Mortality. In *Fishery science - The unique contributions of the early life stages*. Edited by L.A. Fuiman and R.G. Werner. Blackwell Science.
- Hvidsten, N.A. & Hansen, L.P. 1988. Increased recapture rate of adult Atlantic salmon, *Salmo salar* L., stocked as smolts at high water discharge. *Journal of Fish Biology* 32: 153-154.
- Hvidsten, N.A., Johnsen, B.O., Jensen, A.J., Fiske, P., Ugedal, O., Thorstad, E.B., Jensås, J.G., Bakke, Ø. & Forseth, T. 2004. Orkla - et nasjonalt referansevassdrag for studier av bestandsregulerende faktorer hos laks. Samlerapport for perioden 1997-2002. NINA Fagrapport 79. 96 s. Norsk institutt for naturforskning.
- Jensen, A. J. & B. O. Johnsen, 1988. The effect of river flow on the results of electrofishing in a large, Norwegian salmon river. *Verhandlungen Internationale Vereinigen Limnology* 23: 1724-1729.
- Jensen, A.J. & Johnsen, B.O. 1999. The functional relationships between peak spring floods and survival and growth of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) and Brown trout (*Salmo trutta*). *Functional Ecology*, 13: 778–785.
- Jensen, A.J., Johnsen, B.O. & Møkkelgjerd, P.I. 1993. Sjøaure og laks i Aurlandsvassdraget 1911-92. NINA Forskningsrapport 48, 31 s. Norsk institutt for naturforskning.
- Jensen, A.J., Berg, M., Bremset, G., Eide, O., Finstad, B., Hvidsten, N.A., Jensås, J.G., Johnsen, B.O. & Lund, E. 2011. Fiskebiologiske undersøkelser i Auravassdraget. Rapport for perioden 2008-2010. NINA Rapport 659, 77s. Norsk institutt for naturforskning.
- Jepsen, N., Aarestrup, K., Økland, F. & Rasmussen, G. 1998. Survival of radiotagged Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and trout (*Salmo trutta* L.) smolts passing a reservoir during seaward migration. *Hydrobiologia* 371/372: 347-353.
- Johnsen, G.H., B.A. Hellen, & H. Sægrov 2013. Flytekai i Flåm, Aurland kommune. Konsekvensutredning for laks og sjøaure. Rådgivende Biologer AS, rapport 1815.
- Jonsson, B. & Jonsson, N. 2011. Ecology of Atlantic salmon and brown trout. Springer Netherlands, Dordrecht.
- Jungwirth M, Haidvogel G, Moog O, Muhar S, Schmutz S. 2003. Angewandte Fischökologie an Fließgewässern. Facultas Universitätsverlag, Wien.
- Koed, A., Jepsen, N., Aarestrup, K. & Nielsen, C. 2002. Initial mortality of radio-tagged Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) smolts following release downstream of a hydropower station. *Hydrobiologia* 483: 31-37.
- Jensen, A.J., Johnsen, B.O. & Møkkelgjerd, P.I. 1993. Sjøaure og laks i Aurlandsvassdraget 1911-92. NINA Forskningsrapport 48. 31 s. Norsk institutt for naturforskning.

- Karlsen, Ø, Serra-Linares, R.M. & Nilsen, R. 2018. En vurdering av lakselusinfestasjonen i alle produksjonsområdene for årene 2017 og 2018 basert på data fra den Nasjonale Overvåkingen av Lakselus på vill laksefisk (NALO). Rapport fra Havforskningsinstituttet.
- Karlsson, S. & Hindar, K. 2011. Genetiska undersökningar av Aurlandsvassdraget. Notat til E-CO, august 2011. 12 s.
- Karlsson, S., Diserud, O. H., Sægrov, H. Ugedal, O. 2017. Innkrysning av rømt oppdrettslaks i Sognefjorden. NINA Rapport 1387. 13 s. Norsk institutt for naturforskning.
- Klemetsen, A., Amundsen, P.A., Dempson, J.B., Jonsson, B., Jonsson, N., O'Connell, M.F. & Mortensen, E. 2003. Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.): a review of aspects of their life histories. Ecology of Freshwater Fish 12: 1–59.
- Lamberg, A. 2006. Videoregistrering av vandrende laksefisk i Aurlandselva i Sogn og Fjordane i 2005. LBMS-Rapport. 24 s.
- Lamberg, A. & Strand, R. 2011. Videoovervåking av ny fisketrapp i utløpet av Vassbygdvatnet, Aurlandselva i 2010. VFI-Rapport 13-2011. 13 s.
- Lamberg, A., Wibe, H. & Osmundsvåg, M. 2007a. Videoregistrering av vandrende laksefisk i Aurlandselva i Sogn og Fjordane i 2006. Norsk Naturovervåking, Rapport 04-2007. 19 s.
- Lamberg, A., Wibe, H. & Osmundsvåg, M. 2007b. Videoregistrering av laksefisk i Vangen kraftverkstunell. NNO-Rapport 06-2007. 10 s.
- Lamberg, A., Wibe, H. & Osmundsvåg, M. 2009. Videoregistrering av laksefisk i Vangen kraftverkstunell i Aurland i Sogn og Fjordane 2007 og 2008. NNO-Rapport 02-2009. 14 s.
- Larsen, R. 1968. En faunistisk-økologisk undersøkelse av bunnfaunaen i Aurlandselva, Sogn og Fjordane. Hovedfagsoppgave i zoologi. Zoologisk Institutt. Universitetet i Bergen.
- Lennox, R.J., Cooke, S.J., Davis, C.R., Gargan, P., Hawkins, L.A., Havn, T.B., Johansen, M.R., Kennedy, R.J., Richard, A., Svenning, M.-A., Uglem, I., Webb, J., Whoriskey, F.G. & Thorstad, E.B. 2017. Pan-Holarctic assessment of post-release mortality of angled Atlantic salmon *Salmo salar*. Biological Conservation 209: 150-158.
- Lobón-Cerviá, J., Rasmussen, G.H. & Mortensen, E. 2016. Discharge-dependent recruitment in stream-spawning brown trout. S: 299-318 I: Lobón-Cerviá & Sanz, N. (Ed.), Brown Trout: Biology, Ecology and Management. John Wiley & Sons Ltd.
- Lunde, R. 2014. Lake-habitat use of post-juvenile sea trout over time and space - An acoustic telemetry study in a regulated river. Master thesis, NMBU. 92 s.
- Montgomery, D.R. & Buffington, J.M. 1997. Channel reach morphology in mountain drainage basins. Geological Society of America Bulletin 109: 596-611.
- Montorio, L., Evano, G. & Nevoux, M. 2018. Intra- and interspecific densities shape life-history traits in a salmonid population. Oecologia 188: 451-464.
- Myers, R. 1998. When do environment - recruitment correlations work? Review Fish Biology and Fisheries 8: 285-305.
- Møkkelgjerd, P.I., Jensen, A.J. & Johnsen, B.O. 1993. Merkinger av sjøaure i Aurlandsvassdraget 1949-70. NINA Forskningsrapport 43. 15 s. Norsk institutt for naturforskning.
- Nilsen, R., Linares Serra, R.M., Mohn, A.M., Kjær, R., Sandvik, A.D., Karlsen, Ø., Finstad, B. & Lehmann, G.B. 2019. Lakselusinfestasjon på vill laksefisk våren 2019. Framdriftsrapport til Mattilsynet. Rapport fra Havforskningen 2019-27.

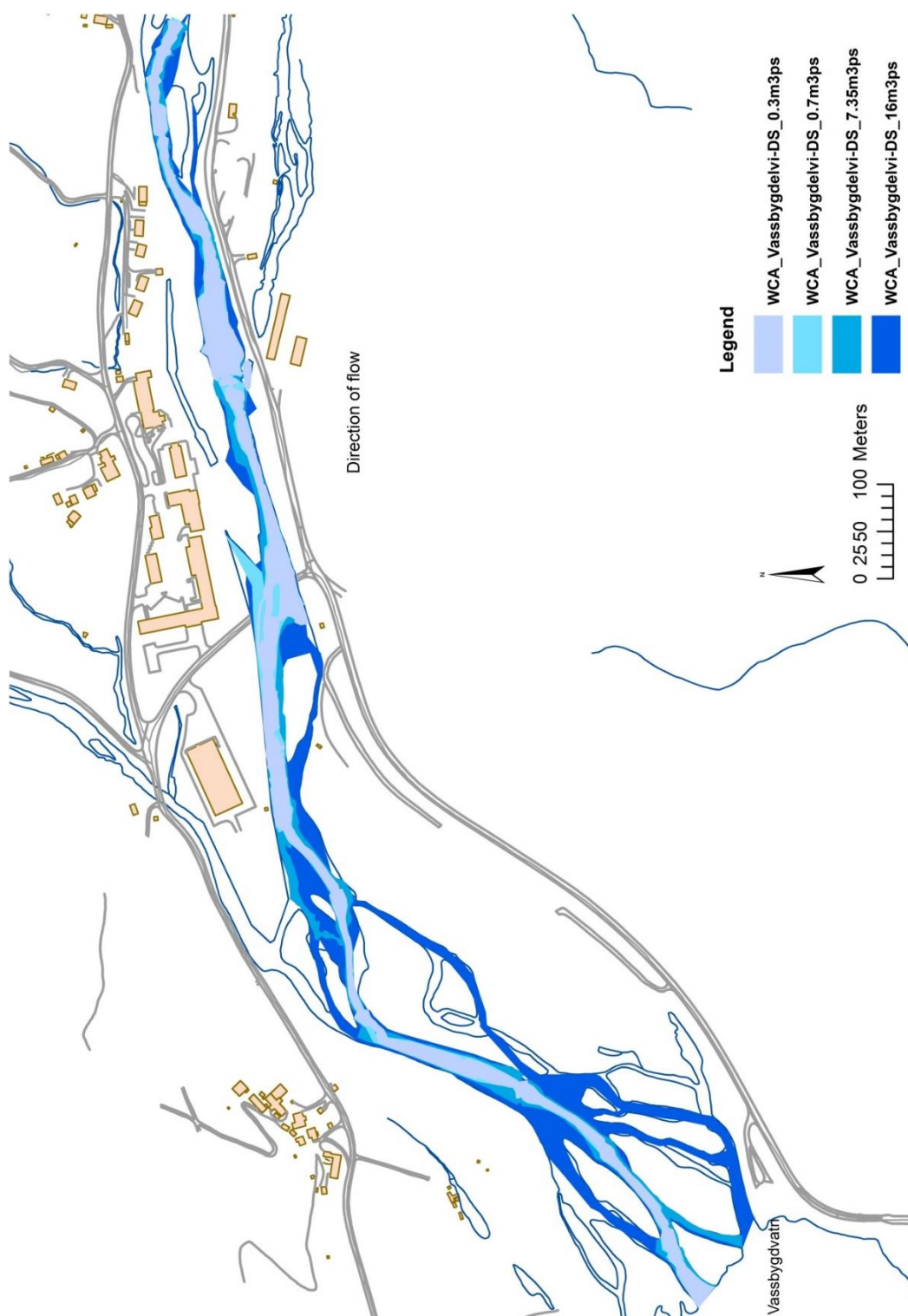
- Nislow, K.H., Einum, S. & Folt, C.L. 2004. Testing predictions of the critical period for survival concept using experiments with stocked Atlantic salmon. *Journal of Fish Biology* 65: 188-200.
- Pulg U. 2009. Laichplætze der Bachforelle (*Salmo trutta*) in der Moosach – die Bewertung ihrer Funktionsfähigkeit, ihre Degradierung und ihre Restaurierung. Dissertation am Lehrstuhl fuer Landschaftsoekologie der Technischen Universitaet Muenchen. <http://mediatum2.ub.tum.de/node?id=680304>.
- Pulg, U., Barlaup, B.T., Skoglund, H., Wiers, T., Gabrielsen, S.-E., & Normann, E.S. 2013a. Gyteplasser og sideløp i Aurlandsvassdraget. LFI, UNI Miljø Rapport Nr. 221. 77 s.
- Pulg, U., Barlaup, B.T., Skoglund, H., Velle, G., Gabrielsen, S.-E., Stranzl, S., Olsen, E.E., Lehmann, B.G., Wiers, T., Skår, B., Normann, E.S., Fjeldstad, H.-P. & Kroglund, F. 2018. Tiltakshåndbok for bedre fysisk vannmiljø. God praksis ved miljøforbedrende tiltak i elver og bekker. Uni Research Miljø LFI rapport 296.
- Raddum, G.G., Fjellheim, A., Barlaup, B. & Åtland, Å. 1991. Undersøkelser av bunndyr i Aurlandsvassdraget: En sammenligning av forholdene før og etter utbygging. LFI Zoologisk Museum, Universitetet i Bergen. Rapport nr. 70. 70 s + tabeller.
- Raddum, G.G., Fjellheim, A. & Velle, G. 2005. Populasjonsstrukturen hos bunndyr i Aurlandselva i relasjon til endringer i vannføring og temperatur. NVE, Rapport miljøbasert vannføring 2005-3. 48 s.
- Raddum, G.G. Saltveit, S.J., Arnekleiv, J.V., Fjellheim, A. & Halvorsen, G.A. 2006. Bunndyr. S: 65-77, i: Saltveit, S.J. (Red.). Økologiske forhold i vassdrag – konsekvenser av vannføringsendringer. Norges vassdrags- og energidirektorat.
- Refstie, T. 1979. Produksjon av smolt og presmolt. S: 96-111. I: Gjerdem, T. (red.) Oppdrett av laks og aure. Landbruksforlaget, Oslo.
- Sandlund, O.T., Berger, H.M., Bremset, G., Diserud, O., Saksgård, L., Ugedal, O. & Ulvan, E. 2011. Elektrisk fiske - effekter av ledningsevne på fangbarhet av ungfisk. NINA Rapport 668. 43 s. Norsk institutt for naturforskning.
- Sauterleute, J. 2013. Water-covered area and meso-habitats of the river Vassbygdelvi. SINTEF Energy Research, Report TRA 7334. 23 s.
- Sauterleute, J. & Sundt, H. 2011. Physical conditions of Aurlandselvi - Assessment of meso-habitats and water-covered area within the project EnviDORR. SINTEF Energy Research, Report TRA 7085. 22 s.
- Shepherd, J. G. 1982. A versatile new stock-recruitment relationship for fisheries and construction of sustainable yield curves. *J. Cons. int. Explor. Mer* 40:65-75.
- Skoglund, H. 2011. Seasonal timing of emergence from nests: effects of temperature and competition on offspring performance in salmonid fishes. Dr. Scient Thesis, University of Bergen.
- Skoglund, H., Einum, S., Forseth, T. & Barlaup, B.T. 2011a. Phenotypic plasticity in physiological status at emergence from nests as a response to temperature in Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 68: 1470-1479.
- Skoglund, H., Einum, S. & Robertsen, G. 2011b. Competitive interactions shape offspring performance in relation to seasonal timing of emergence in Atlantic salmon. *Journal Animal Ecology* 80: 365-374.
- Skoglund, H., Wiers, T., Normann, E.S., 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 Research Miljø, Rapport nr. 310. 32 s.

- Steine, I. & Haukanes, J.E. 1974. Aurlandsvassdraget. Faunistiske-økologiske undersøkelser 1966-73. Laboratorium for ferskvannsekologi og innlandsfiske, Zoologisk museum, Universitetet i Bergen. Rapport nr. 9. 87 s.
- Sægrov, H., Hellen, B.A. & Kålås, S. 1997. Fiskeundersøkingar i Aurland i 1996. Rådgivende Biologer AS, Rapport 284. 27 s.
- Sægrov, H., Hellen, B.A., Jensen, A.J., Barlaup, B.T. & Johnsen, G.H. 2000. Fiskebiologiske undersøkelser i Aurlandsvassdraget 1989-1999. Oppsummering av resultater og evaluering av tiltak. Rådgivende Biologer AS, Rapport 450. 73 s.
- Sægrov, H., Urdal, K., Hellen, B.A., Kålås, S. & Saltveit, S.J. 2001. Estimating carrying capacity and presmolt production of Atlantic salmon (*Salmo salar*) and anadromous brown trout (*Salmo trutta*) in West Norwegian rivers. Nordic Journal of Freshwater Research. 75: 99-108.
- Sægrov, H., Hellen, B.A., Kålås, S., Urdal, K. & Johnsen, G.H. 2007. Endra manøvrering i Aurland 2003-2006. Sluttrapport - fisk. Rådgivende Biologer AS, Rapport 1000. 103 s.
- Sættem, L.M. 1995. Gytebestander av laks og sjøaure. En sammenstilling av registreringer fra ti vassdrag i Sogn og Fjordane fra 1960-94. DN-utredning 1995-7. 107 s.
- Taranger, G.L., Karlsen, Ø., Bannister, R.J., Glover, K.A., Husa, V., Karlsbakk, E., Kvamme, B.O., Boxaspen, K.K., Bjørn, P.A., Finstad, B., Madhun, A. S., Morton, H.C. & Svåsand, T. 2015. Risk assessment of the environmental impact of Norwegian Atlantic salmon farming. ICES J. Mar. Sci. 72, 997-1021.
- Tvede, A. 1991. Vanntemperatur i Aurlandselva 1965-89. I: Faugli, P.E. (red.). Etterundersøkelser i Aurlandsvassdraget. Status 01.11.1991. Norges Vassdrags- og Energiverk. Notat nr. 5, 1991. s. 50-57.
- Tvede A.M. 1994. Discharge, water temperature and glaciers in the Aurland river basin. Norsk Geografisk Tidsskrift 48.
- Tvede, A. 1996. Overføring av Erdalselvi til Aurland. Konsekvenser for is- og vanntemperaturforhold. NVE Rapport 1996-09.
- Tvede, A. 2001. Vanntemperaturen i Aurlandselva. Effekter av endret sommervannføring. Statkraft Grøner Rapport 2001-130741-01.
- Ugedal, O. Kroglund, F., Barlaup, B. & Lamberg, A. 2014. Smolt - en kunnskapsoppsummering. Miljødirektoratet Rapport M 136-2014. 128 s.
- Uglen, I., Foldvik, A., Solem, Ø, Thorstad, E.B., Johansen, M.R. & Havn, T.B. 2015. Gjenfangst av gjenutsatt laks i Otra, Osen Vestre Hyen, Orkla, Gaula, Verdalselva, Ranaelva og Lakselva i 2012-2014. NINA Minirapport 537. Norsk institutt for naturforskning.
- Urke, H.A., Kristensen, T. & Ulvund, J.B. 2014. Oppholdstid i Sognefjorden for laksesmolt frå Lærdalselvi 2014. INAQ Rapport. 19 s.
- Vollset, K. W., Krøntveit, R.I., Jansen, P.A., Finstad, B., Barlaup, B.T., Skilbrei, O.T., Krkošek, M., Romunstad, P., Aunsmo, A., Jensen, A.J. & Dohoo, I. 2016a. Impacts of parasites on marine survival of Atlantic salmon: a meta-analysis. Fish and Fisheries 17: 714-730.
- Vollset, K.W., Birkeland, I.B., Skår, B. & Barlaup, B.T. 2016b. Registrering av lakselus på sjørret i Sognefjorden 2013-2016. Samlerapport for prosjektperioden. LFI, UNI Miljø Rapport Nr. 278. 98 s.

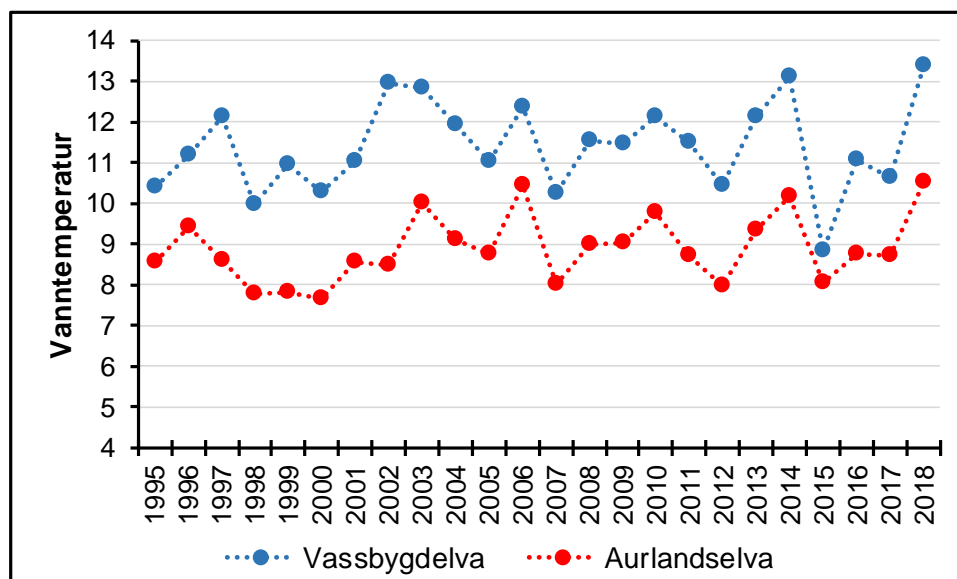
Økland, F., Jensen, A. & Johnsen, B.O. 1995. Vandring hos radiomerket ørret i Aurlandsvassdraget – vandrer sjøørret inn i Vangen kraftverk? NINA Oppdragsmelding 337. 19 s. Norsk institutt for naturforskning.

9 Vedlegg

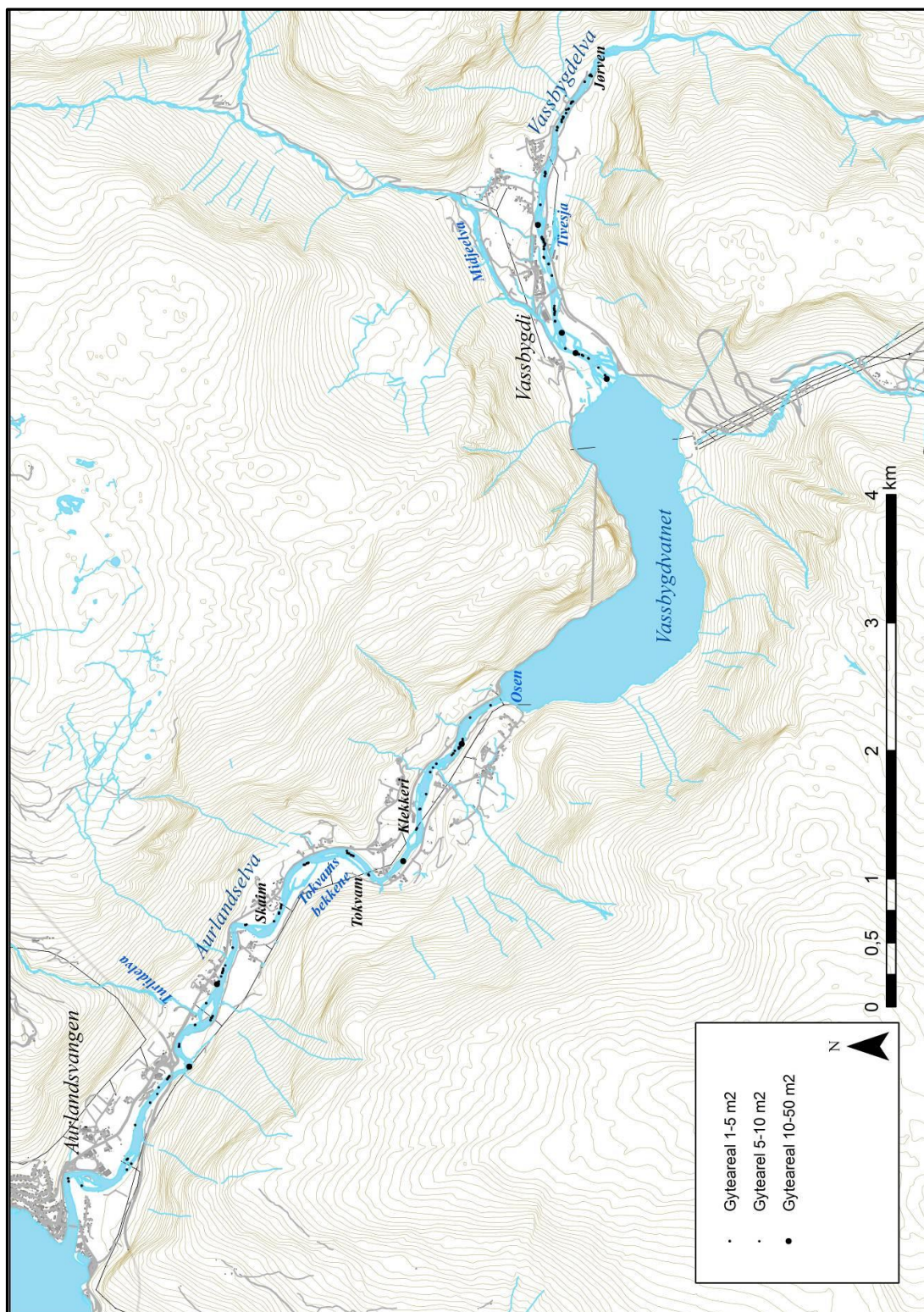
Vedlegg 3.1. Vanndekt areal i nedre deler av Vassbygdelva ved 0.3 +/- 0.02 m³/s, 0.69 +/- 0.03 m³/s, 7.35 +/- 0.15 m³/s og 16.0 +/- 1.5 m³/s. Figur fra Sauterleute (2013).



Vedlegg 4.1. Sommertemperatur gitt som gjennomsnittlig vanntemperatur i juli og august i Vassbygdelva og i Aurlandselva i perioden 1995-2018. Data fra NVE.



Vedlegg 5.1. Fordeling og størrelse av gyteplasser i Aurlandsvassdraget ved kartlegging 2.-3. desember 2009.

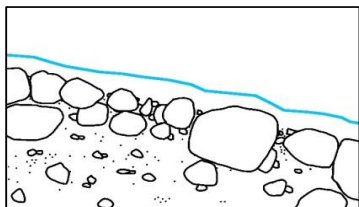


Vedlegg 5.2. Forenklet oversikt over morfologiske elvetyper i lengdeprofil med tilhørende gradient og substrat (modifisert etter Montgomery & Buffington (1997) og Hauer & Pulg (2018)). Dominerende substrat er angitt som Blokk (> 50 cm), Rullestein (10-50 cm), Grus (1-10 cm) og Fingrus og sand (< 1 cm). Figuren er sakset fra Pulg mfl. 2018.

Skjematisk lengdeprofil

Bilde

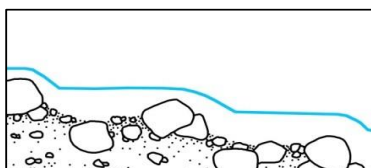
Beskrivelse

**Kaskade (fossestryk)**

Typisk gradient: 0,065-0,3

Dominerende substrat: fjell eller blokk

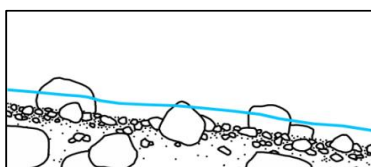
Typisk kulplengde < 1 elvebredde

**Trinn-kul type**

Typisk gradient: 0,03-0,01

Dominerende substrat: blokk og rullestein

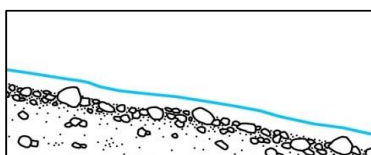
Typisk kulplengde 1-4 ganger elvebredde

**Variert stryk**

Typisk gradient: 0,01-0,03

Dominerende substrat: både grus, rullestein og blokk.

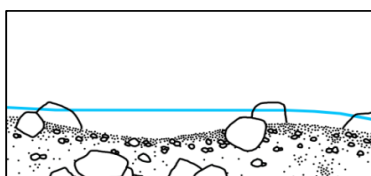
ingen typisk kulplengde

**Jevnt stryk**

Typisk gradient: 0,01-0,03

Dominerende substrat: rullestein og grus

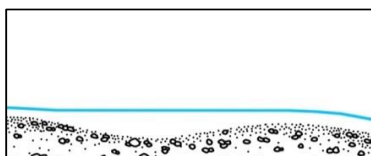
ingen typisk kulplengde

**Blandet kulp-stryk type**

Typisk gradient: 0,001-0,015

Dominerende substrat: grus med innslag av rullestein og blokker

Typisk kulplengde 5-7 ganger elvebredde

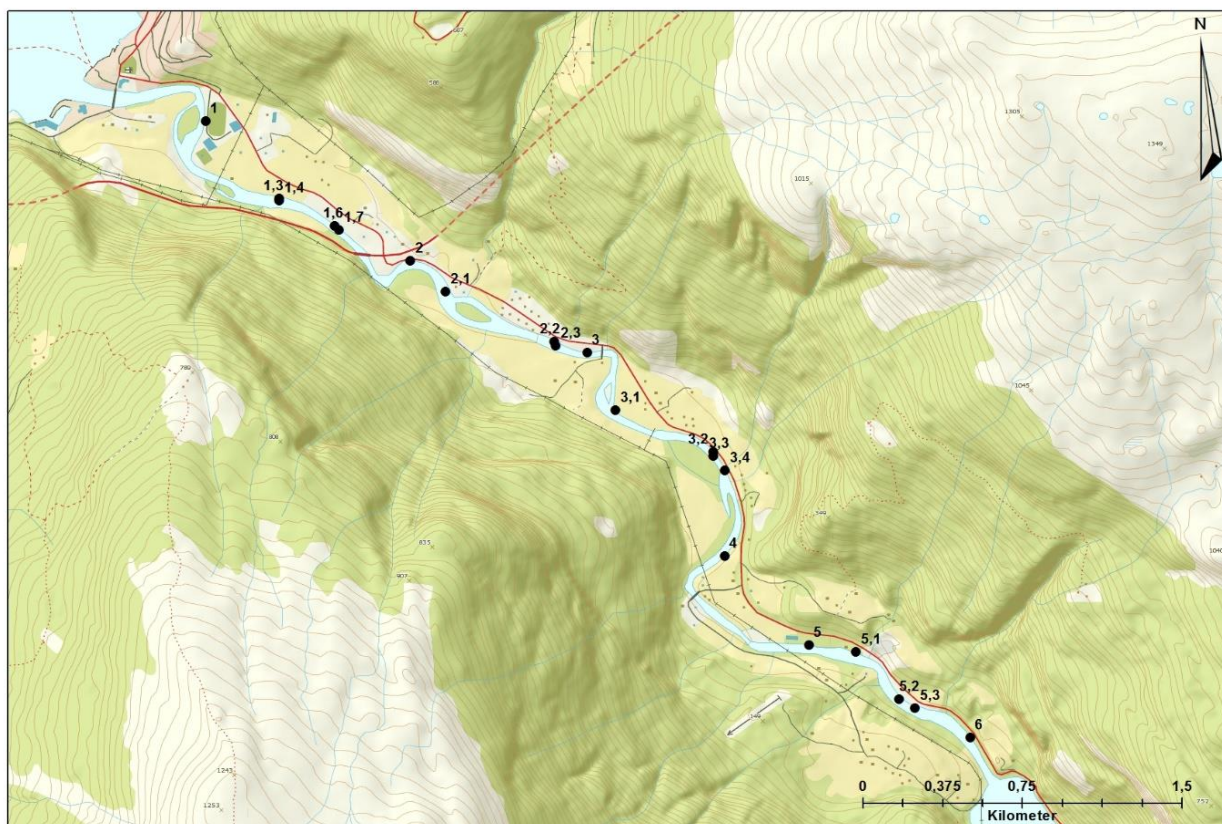
**Kulp-stryk type**

Typisk gradient: 0,001-0,015

Dominerende substrat: grus

Typisk kulplengde 5-7 ganger elvebredde

Vedlegg 6.1a. Beliggenhet til stasjoner for elektrisk fiske i Aurlandselva. Fire stasjonspar (1.3 og 1.4; 1.6 og 1.7; 2.2 og 2.3; 3.2 og 3.3) ligger nært hverandre hvor den ene har avgrensing mot land mens den andre ligger ute i elva. Resten av stasjonene har alle avgrensing mot land. Stasjonene 1, 2, 3, 4, 5 og 6 har blitt undersøkt i hele perioden 1989-2018.



Vedlegg 6.1b. Beliggenhet til stasjoner for elektrisk fiske i Vassbygdelfva. Stasjonene 11, 12 og 13 har blitt undersøkt i hele perioden 1989-2018. Det har skjedd endringer på stasjonene i løpet av undersøkelsesperioden på grunn av ombygging av elveløpet i Vassbygdelfva på starten av 2000-tallet. Masseforflytninger i de øvre deler av Vassbygdelfva som følge av flommene høsten 2014 og 2018 førte også til noe endringer og flytting av stasjonsbeliggenhet.



Vedlegg 6.2. Beregnede fangbarheter (± 95 % konfidensintervall) for laks- og aureunger ved elfiskeundersøkelser i Aurlandsvassdraget i 2009-2017 og fangbarheter benyttet til å estimere fisketettheter i vassdraget. * = på grunn av lave fangster var det ikke mulig å beregne en pålitelig fangbarhet. Bare estimer basert på en samlet fangst av minst 25 individer er tatt med.

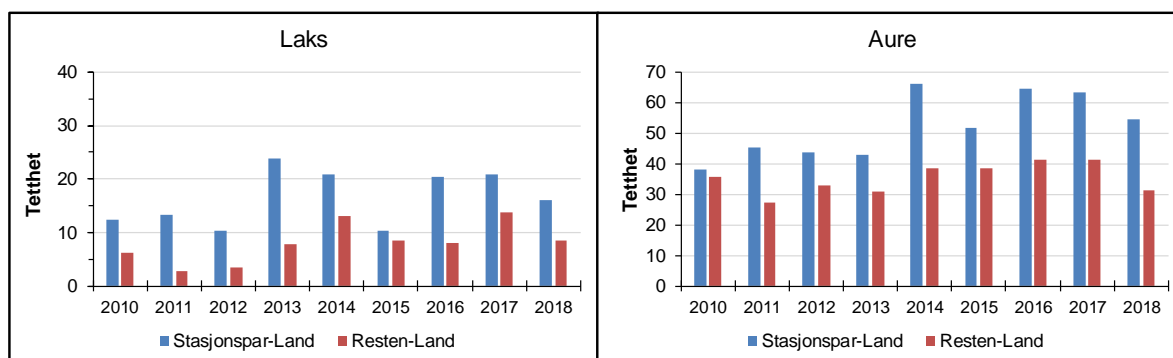
Elv	År	St.	Aure 0+	Aure 1+	Aure 2+	Aure-PS
Aurlandselva	2009	5	0,45 ($\pm 0,18$)	0,43 ($\pm 0,13$)	0,69 ($\pm 0,11$)	0,75 ($\pm 0,10$)
Vassbygdelva	2009	6	0,45 ($\pm 0,12$)	0,61 ($\pm 0,09$)	0,56 ($\pm 0,14$)	0,62 ($\pm 0,12$)
Totalt	2009	11	0,45 ($\pm 0,09$)	0,54 ($\pm 0,08$)	0,63 ($\pm 0,08$)	0,68 ($\pm 0,08$)
Aurlandselva	2010	6	0,46 ($\pm 0,13$)	0,46 ($\pm 0,12$)	0,66 ($\pm 0,12$)	0,67 ($\pm 0,11$)
Vassbygdelva	2010	6	0,52 ($\pm 0,13$)	0,55 ($\pm 0,13$)	0,51 ($\pm 0,15$)	0,57 ($\pm 0,15$)
Totalt	2010	12	0,49 ($\pm 0,09$)	0,50 ($\pm 0,09$)	0,59 ($\pm 0,15$)	0,63 ($\pm 0,11$)
Totalt	2011	4	0,50 ($\pm 0,10$)	0,62 ($\pm 0,11$)	0,84 ($\pm 0,13$)	0,75 ($\pm 0,12$)
Totalt	2012	6	0,52 ($\pm 0,08$)	0,55 ($\pm 0,09$)	0,72 ($\pm 0,12$)	0,70 ($\pm 0,11$)
Totalt	2013	5	0,41 ($\pm 0,24$)	0,57 ($\pm 0,10$)	0,85 ($\pm 0,11$)	0,78 ($\pm 0,11$)
Totalt	2014	6	0,46 ($\pm 0,07$)	0,57 ($\pm 0,08$)	0,65 ($\pm 0,12$)	0,67 ($\pm 0,10$)
Totalt	2015	4	0,38 ($\pm 0,10$)	0,55 ($\pm 0,12$)	0,64 ($\pm 0,18$)	0,60 ($\pm 0,16$)
Totalt	2016	4	0,42 ($\pm 0,13$)	0,60 ($\pm 0,10$)	0,72 ($\pm 0,13$)	0,69 ($\pm 0,13$)
Totalt	2017	5	0,44 ($\pm 0,09$)	0,48 ($\pm 0,11$)	0,67 ($\pm 0,14$)	0,67 ($\pm 0,15$)
Benyttet			0,45	0,55	0,70	0,70

Elv	År	St.	Laks 0+	Laks 1+	Laks 2+	Laks-PS
Totalt	2009	11	*	0,46 ($\pm 0,08$)	0,53 ($\pm 0,16$)	0,66 ($\pm 0,18$)
Totalt	2010	12	*	0,34 ($\pm 0,09$)	0,58 ($\pm 0,14$)	0,56 ($\pm 0,14$)
Totalt	2011	4	*	*	*	*
Totalt	2012	6	*	*	*	*
Totalt	2013	5	0,31 ($\pm 0,24$)	0,47 ($\pm 0,10$)	*	*
Totalt	2014	6	0,25 ($\pm 0,07$)	0,30 ($\pm 0,08$)	0,83 ($\pm 0,12$)	0,82 ($\pm 0,12$)
Totalt	2015	4	0,22 ($\pm 0,10$)	0,55 ($\pm 0,12$)	*	*
Totalt	2016	4	0,26 ($\pm 0,13$)	0,35 ($\pm 0,10$)	0,61 ($\pm 0,13$)	0,63 ($\pm 0,25$)
Totalt	2017	5	*	*	0,53 ($\pm 0,14$)	
Benyttet			0,30	0,40	0,62	0,67

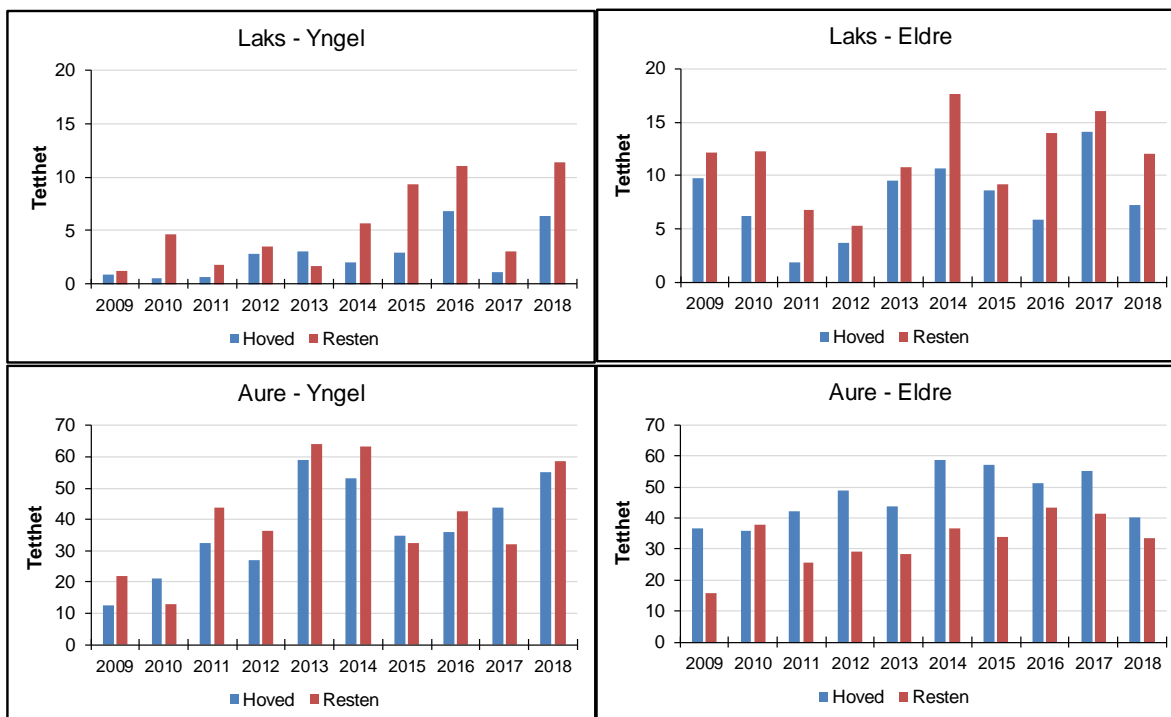
Vedlegg 6.3. Tidspunkt, vannføring og vanntemperatur ved elektrisk fiske i Aurlandsvassdraget i 2009-2018. Vannføringen er døgnmiddelverdier målt ved NVE sin stasjon i Aurlandselva og E-CO sin stasjon i Vassbygdelva. Vanntemperatur er også døgnmiddelverdier målt ved NVE sine to stasjoner i vassdraget. I Vassbygdelva har vanntemperaturen gjennomgående vært lavere enn de oppgitte, spesielt i midtre og øvre deler av elva, og spesielt etter kjølige netter.

År	Dato	Aurlandselva		Vassbygdelva	
		Vannf. (m ³ /s)	Temp (°C)	Vannf. (m ³ /s)	Temp (°C)
2009	12.-15. oktober	3,3-3,4	5,9-6,6	1,5	4,9
2010	11.-14. oktober	3,9-4,2		2,2	5,6
2011	17.-19. oktober	3,5-3,6	7,1-7,4	2,0	6,0
2012	08.-10. oktober	3,4-3,6	5,8-6,2	2,4	5,3
2013	04.-06. oktober	3,7	8,2-8,4	0,9	7,0
2014	16.-17. oktober	3,6-3,8	7,3-7,4	1,2	5,8
2015	13.-14. oktober	3,7-3,9	6,1-6,4	0,6	6,5
2016	17.-19. oktober	3,5	6,7-6,9	0,6	6,0
2017	09.-11. oktober	4,3	6,9-7,1	2,2	5,4
2018	19.-20. oktober	4,0-4,3	7,3	2,8	6,6

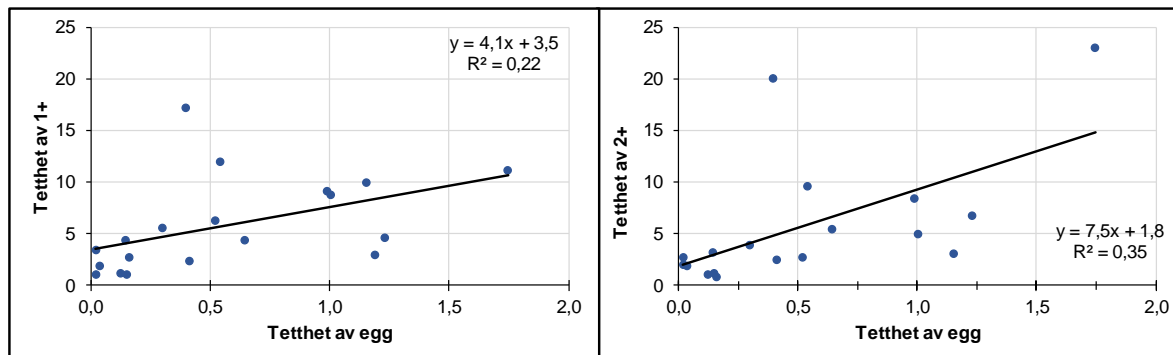
Vedlegg 6.4. Gjennomsnittlig tetthet av eldre ($\geq 1+$) ungfisk av laks og aure på de fire land-stasjonene i stasjonsparene som ble fisket både inne ved land og ute i Aurlandselva i 2010-2018 sammenliknet med gjennomsnittlig tetthet på de andre stasjonene med avgrensing mot land (12 stasjoner hvert år med unntak av i 2010 da det ble fisket 6 stasjoner). For beliggenhet av stasjoner se vedlegg 6.1a.



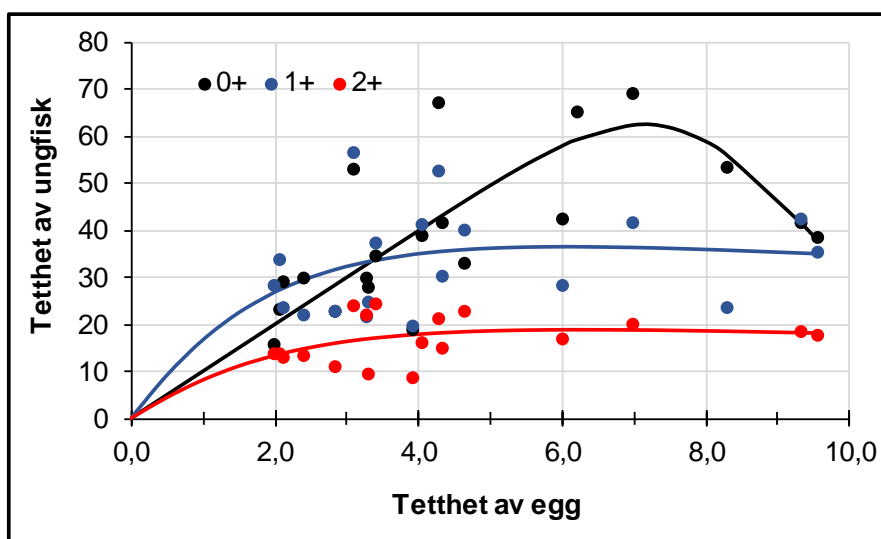
Vedlegg 6.5. Gjennomsnittlig tetthet av yngel (0+) og eldre ($\geq 1+$) ungfisk av laks og aure på de seks hovedstasjonene for elektrisk fiske i Aurlandselva i 2009-2018 sammenliknet med gjennomsnittlig tetthet på de andre stasjonene med avgrensing mot land (10 stasjoner hvert år med unntak av i 2010 da det ble fisket 4 stasjoner) For beliggenhet av stasjoner se vedlegg 6.1a.



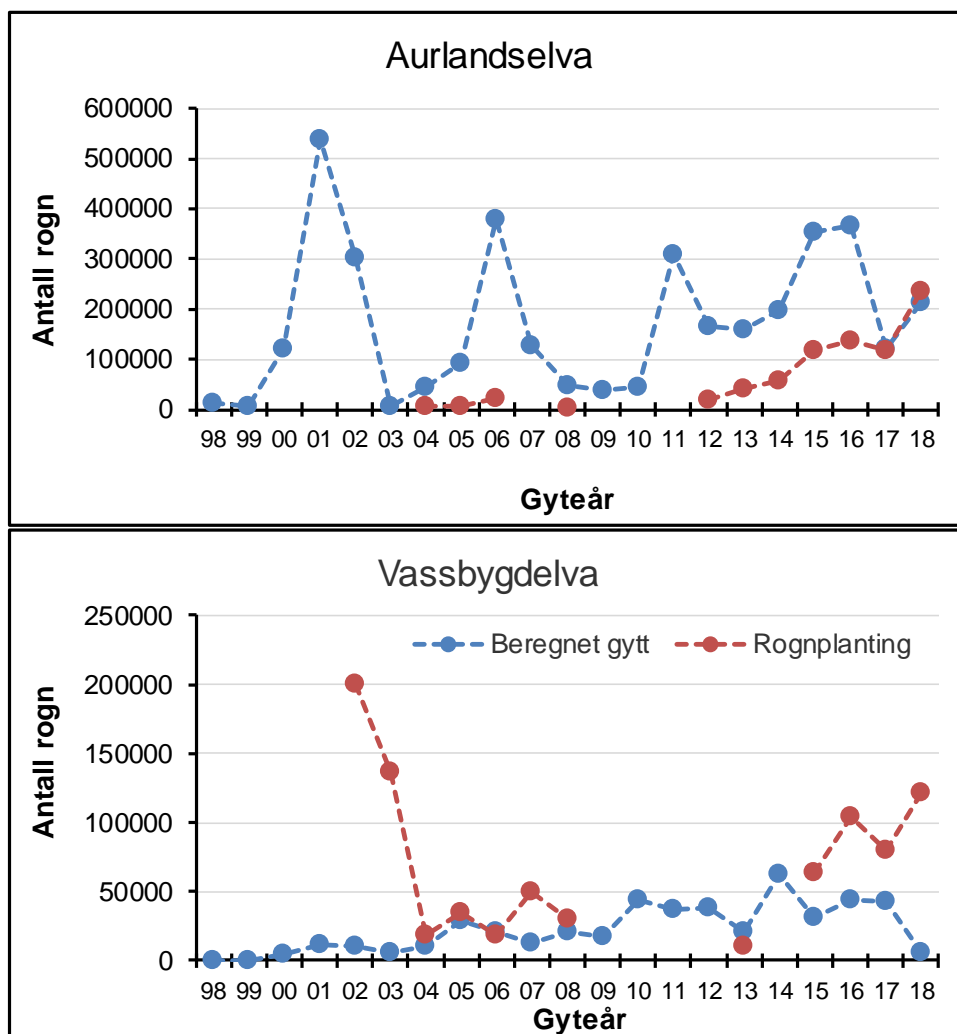
Vedlegg 6.6. Sammenheng mellom beregnet tetthet ($n/100\text{ m}^2$) av ettårige (1+) og toårige (2+) laksunger og beregnet tetthet (n/m^2) av naturlig gyttede egg for fisk samlet inn i Aurlandselva i perioden 1999-2018. Tallene er basert på et gjennomsnitt for seks stasjoner som har blitt fisket i hele perioden (se **vedlegg 6.1**). Resultater for årene 1999-2008 er hentet fra rapporter utarbeidet av Rådgivende Biologer (Sægvold mfl. 200, Hellen mfl. 2009).



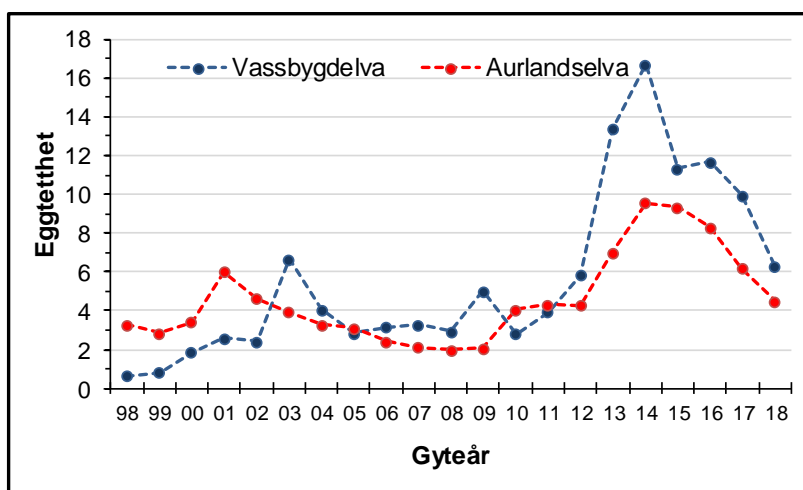
Vedlegg 6.8. Sammenheng mellom beregnet tetthet av egg (n/m^2) og tetthet ($n/100\text{ m}^2$) av årssyngel (0+), ettårige (1+) og toårige (2+) aureunger for fisk samlet inn i Aurlandselva i perioden 1998-2018. Dataene er tilpasset en Shepherd (1982) bestand-rekrutteringsmodell og tilpasningene er gitt som heltrukne linjer. Resultater for årene 1999-2008 er hentet fra rapporter utarbeidet av Rådgivende Biologer (Sægvold mfl. 200, Hellen mfl. 2009).



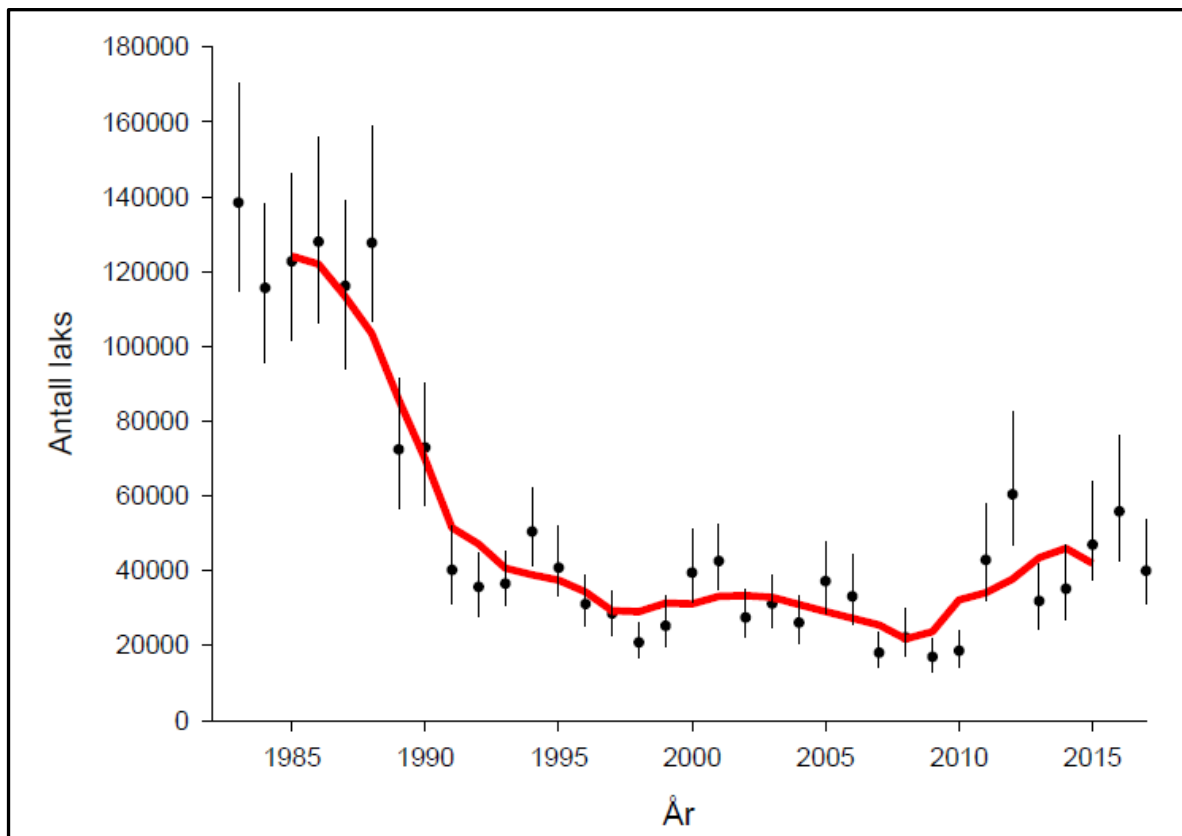
Vedlegg 6.9. Beregnet eggdeponering av vill laks og antall øyerogn av laks plantet i Aurlandselva og Vassbygdelva i perioden 1998-2018.



Vedlegg 6.10. Beregnet eggtetthet (antall egg per m² elvebunn) for sjøaure i Aurlandselva og Vassbygdelva i årene 1998-2018.



Vedlegg 6. 11. Beregnet innsig av alle størrelsesgrupper av laks til kysten av Vest-Norge (fra og med Hordaland til Stad i Sogn og Fjordane) i perioden 1983-2017. Punktene angir medianverdiene, mens de loddrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringer. Den røde linjen er bevegelig gjennomsnitt basert på fem år. Figuren er sakset fra Anonym (2018a).





Norsk institutt for naturforskning (NINA) er et nasjonalt og internasjonalt kompetansesenter innen naturforskning. Vår kompetanse utøves gjennom forskning, utredningsarbeid, overvåking og konsekvensutredninger.

NINAs primære aktivitet er å drive anvendt forskning. Stikkord for forskningen er kvalitet og relevans, samarbeid med andre institusjoner, tverrfaglighet og økosystemtilnærming. Offentlig forvaltning, næringsliv og industri samt Norges forskningsråd og EU er blant NINAs oppdragsgivere og finansieringskilder.

Virksomheten er hovedsakelig rettet mot forskning på natur og samfunn, og NINA leverer et bredt spekter av tjenester gjennom forskningsprosjekter, miljøovervåking, utredninger og rådgiving.

ISSN: 1504-3312
ISBN: 978-82-426-3467-2

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Hogskoleringen 9, 7034 Trondheim

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

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>

Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger