

1992

NINA Rapport

## Fiskesamfunnet i Savalen, Alvdal og Tynset kommuner

Betydningen av reguleringsinngrep, endrede beskatningsregler og avbøtende tiltak

Stein Ivar Johnsen, Svein Birger Wærvågen, Antti Eloranta, Arne Linløkken, Kjetil Olstad & John Gunnar Dokk



## **NINAs publikasjoner**

### **NINA Rapport**

Dette er NINAs ordinære rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på engelsk, som NINA Report.

### **NINA Temahefte**

Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. Heftene har vanligvis en populærvitenskapelig form med vekt på illustrasjoner. NINA Temahefte kan også utgis på engelsk, som NINA Special Report.

### **NINA Fakta**

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

### **Annen publisering**

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

# Fiskesamfunnet i Savalen, Alvdal og Tynset kommuner

Betydningen av reguleringsinngrep, endrede beskatningsregler og avbøtende tiltak

Stein Ivar Johnsen  
Svein Birger Wærvågen  
Antti Eloranta  
Arne Linløkken  
Kjetil Olstad  
John Gunnar Dokk

Johnsen, S.I., Wærvågen, S.B., Eloranta, A., Linløkken, A., Olstad, K. & Dokk, J.G. 2021. Fiskesamfunnet i Savalen, Alvdal og Tynset kommuner - Betydningen av reguleringsinngrep, endrede beskatningsregler og avbøtende tiltak. NINA Rapport 1992. Norsk institutt for naturforskning.

Lillehammer, juni 2021

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-4771-9

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Knut Marius Myrvold

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef Jon Museth (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Hafslund Eco

OPPDRAGSGIVERS REFERANSE

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Trond Taugbøl

FORSIDEBILDE

Ørret og røye fanget i Savalen © Kjetil Olstad

NØKKEWORD

Norge, Innlandet fylke, Alvdal og Tynset kommuner

- Ørret, røye, ørekyte, zooplankton

- Etterundersøkelse

- Økosystem, fiskesamfunn, beskatning, stabile isotoper, zooplankton

KONTAKTOPPLYSNINGER

**NINA hovedkontor**  
Postboks 5685 Torgarden  
7485 Trondheim  
Tlf: 73 80 14 00

**NINA Oslo**  
Sognsveien 68  
0855 Oslo  
Tlf: 73 80 14 00

**NINA Tromsø**  
Postboks 6606 Langnes  
9296 Tromsø  
Tlf: 77 75 04 00

**NINA Lillehammer**  
Vormstuguvegen 40  
2624 Lillehammer  
Tlf: 73 80 14 00

**NINA Bergen**  
Thormøhlens gate 55  
5006 Bergen  
Tlf: 73 80 14 00

[www.nina.no](http://www.nina.no)



## Sammendrag

Johnsen, S.I., Wærvågen, S.B., Eloranta, A., Linløkken, A., Olstad, K. & Dokk, J.G. 2021. Fiske-samfunnet i Savalen, Alvdal og Tynset kommuner - Betydningen av reguleringsinngrep, endrede beskatningsregler og avbøtende tiltak. NINA Rapport 1992. Norsk institutt for naturforskning.

Savalen er en av de første innsjøene i Glommas nedbørfelt som ble regulert. Reguleringene i 1924 og særlig i 1970-1976 førte til store endringer i fiskesamfunnet. Før siste regulering var røyebestanden overtallig og småfallen, men etter 1976 har imidlertid fangststørrelsen på røya økt, og antallet i fangstene gått ned. Dette skyldes utvilsomt at mange av røyas tidligere gyte-områder ble tørrlagt etter siste regulering. En redusert røyebestand førte til at konkurransen med ørret ble mindre og veksten til ørreten ble bedre. I tillegg hevder lokale fiskere at bestanden av ørret ble noe tynnere etter siste regulering. Reduserte bestandstettheter, har ført til at både ørret- og røyebestandene er av svært god kvalitet og er attraktive for både garn- og sportsfiskere.

Sammenlignet med en større undersøkelse i 2010 synes det å være små endringer i artenes habitatbruk. Ørret og ørekyt dominerer i strandsonen, mens røye dominerer i pelagialen og i dypere områder langs bunnen.

Selv om bestanden av både ørret og røye er mindre enn før regulering, synes tettheten å ha økt noe de siste ti årene. For ørret skyldes dette trolig praksisen med et forbud mot å sette garn nærmere enn 100 meter fra land. Ørretens strandnære habitatbruk fører til at denne praksisen skåner ørreten for hard beskatning. De gjennomførte habitat- og biotoptiltakene, med utlegging av stor stein i reguleringssonen og utlegging av steingrupper i nedre deler av Lomsjødalsbekken, kan også bidratt positivt for ørretbestanden. Disse tiltakene er relativt nye, og vi forventer en større effekt over tid. Ørreten vokser meget godt i Savalen, og det er rom for en ytterligere økning av bestanden.

Økt forekomst av stor ørret er attraktivt for fiskere, men kan være en av årsakene til at røya har blitt presset mer ned i dypet. Dette kan indirekte ha ført til at veksten til røya har avtatt noe siden undersøkelsen i 2010, da røya oppholder seg i mindre profitable habitater (dypet). I tillegg har økningen i minste tillatte maskevidde til 35 mm for garnfiske ført til at røyebestanden har blitt noe tettere. Til tross for noe redusert veksthastighet viser rapportene fra fiskerne at røyefangstene på 35 mm er gode.

Ut i fra data på stabile isotoper fra 2010 og 2019 i Savalen, har vi analysert hvordan nærings-nettet og forholdet mellom fiskeartene eventuelt har endret seg mellom undersøkelsene. Sammenligningene viste generelt ingen store endringer i næringsnettet, eller i dietten til ørret og røye. Dataene fra stabile isotoper samsvarer godt med mageanalysene fra både juni og august i 2019. Ørret hadde en diett basert på litorale krepsdyr som marflo og linsekreps, bunndyr (særlig vårfluer), og hadde også et relativt betydelig innslag av fisk, da særlig ørekyt. Tilsvarende for røye, ser vi pelagiske arter av zooplankton og fjærmygg var viktigst i dietten. I en utvidet isotopanalyse av zooplankton i 2019 viste artene også markerte forskjeller i sine trofiske nivå, fra den mest karnivore *Bythotrephes longimanus* med høyest  $\delta^{15}\text{N}$ -verdi og nedover på skalaen til den alge-spisende *Daphnia galeata*. Et helhetsbilde av de ulike egenskapene til de nevnte dyreplankton-artene og fiskens ernæring støtter bildet fra fiskeundersøkelsene om at røyebestanden i Savalen er liten til middels stor.

Med bakgrunn i føringer fra Miljødirektoratet og at dagens utsettinger i liten grad bidrar til et bedre fiske, foreslåes det å stanse utsettingene. I tillegg er det også vanskelig å følge anbefalte retningslinjer til antall stamfisk uten at det blir en større inngripen i den naturlige rekrutteringen. Biotoptiltakene beskrevet ovenfor synes å ha hatt en positiv effekt og vi forventer at effekten av disse tiltakene fortsatt ikke er fullt ut realisert. Med tanke på at det er et næringsoverskudd for ørret i Savalen ligger alt til rette for å gjennomføre flere tiltak i andre tilløpsbekker og andre steder i strandsonen.

Basert på denne undersøkelsen anbefaler vi:

- Videreføre maskeviddebestemmelsene med minste tillatte maskevidde på 35 mm
- Fortsette fiske med finmaskede garn (< 26 mm) under høstfiske etter røye
- Opprettholde 100 meters sonen for garnfiske
- Fortsette med fangstregistreringer for garnfiskere
- Avslutte ørretutsettingene
- Fortsette å fokusere på og gjennomføre nye biotopforbedrende tiltak i elver og i strandsonen

Kvalitetsэлемент fisk vurderes til tilstandsklasse *moderat*. Dette skyldes særlig at bestandstettheten av røye og ørret har gått tilbake etter den siste reguleringen, men også fordi ørekyt, som er en regionalt fremmed art er introdusert i Savalen.

Stein Ivar Johnsen, Norsk institutt for naturforskning, Vormstuguvegen 40, 2624, [stein.johnsen@nina.no](mailto:stein.johnsen@nina.no)

Svein Birger Wærvågen, Høgskolen i Innlandet, Pb. 400, 2418 Elverum, [svein.warvagen@inn.no](mailto:svein.warvagen@inn.no)

Antti Eloranta, Department of Biological and Environmental Science, P.O.Box 35, 40014 University of Jyväskylä, Finland, [antti.p.eloranta@jyu.fi](mailto:antti.p.eloranta@jyu.fi)

Arne Linløkken, Høgskolen i Innlandet, Pb. 400, 2418 Elverum, [arne.linlokken@inn.no](mailto:arne.linlokken@inn.no)

Kjetil Olstad, Norsk institutt for naturforskning, Vormstuguvegen 40, 2624, [kjetil.olstad@nina.no](mailto:kjetil.olstad@nina.no)

John Gunnar Dokk, Norsk institutt for naturforskning, Vormstuguvegen 40, 2624, [john.gunnar.dokk@nina.no](mailto:john.gunnar.dokk@nina.no)

# Innhold

<b>Sammendrag</b> .....	<b>3</b>
<b>Innhold</b> .....	<b>5</b>
<b>Forord</b> .....	<b>7</b>
<b>1 Innledning</b> .....	<b>8</b>
<b>2 Områdebeskrivelse</b> .....	<b>9</b>
2.1 Fiskesamfunn og fiske.....	10
2.2 Ørretutsettinger.....	11
2.3 Biotoptiltak på tilløpsbekker og i strandsona.....	12
<b>3 Materiale og metode</b> .....	<b>14</b>
3.1 Innsamling og analyse av fisk.....	14
3.1.1 Prøvefiske med garn.....	14
3.1.2 Prøvetaking.....	14
3.1.3 Ungfiskregistreringer på elv.....	15
3.1.4 Garn- og båtelfiske i steinutleggings- og referanseområder.....	15
3.1.5 Fangstregistreringer.....	15
3.2 Zooplankton.....	15
3.3 Analyser.....	15
3.3.1 Lengde og vekt.....	15
3.3.2 Alder.....	15
3.3.3 Diett.....	15
3.4 Stabile isotoper.....	16
<b>4 Resultater</b> .....	<b>17</b>
4.1 Fiskeartenes fordeling og relative tetthet i innsjøen.....	17
4.1.1 Strandsona (0-10 meter).....	17
4.1.2 Semiprofundal og profundalsone (15-30 m, 30-50 m og > 50 m).....	17
4.1.3 Pelagialen (0-6 og 15-21 meter).....	17
4.2 Røye.....	18
4.2.1 Lengde- og aldersfordeling i ulike habitat.....	18
4.2.2 Vekst, kjønnsmodning og kondisjon.....	20
4.2.3 Diett.....	21
4.3 Ørret.....	22
4.3.1 Lengde- og aldersfordeling.....	22
4.3.2 Vekst, kjønnsmodning og kondisjon.....	23
4.3.3 Diett.....	25
4.4 Stabile isotoper.....	26
4.4.1 Næringsnett.....	26
4.4.2 Endring i fiskens diett.....	28
4.5 Zooplankton.....	31
4.5.1 Copepoder (hoppekreps).....	31
4.5.2 Cladocerer (vannlopper).....	32
4.6 Fangstregistreringer.....	33
4.7 Biotoptiltak i Savalen – utlegging av skjul i tilløpsbekk og reguleringszone.....	36
4.7.1 Håndholdt elfiske.....	36
4.7.2 Båtelfiske.....	38
4.7.3 Utlegging av stein i reguleringssonen utenfor Lomsjøbekken.....	38
<b>5 Diskusjon</b> .....	<b>40</b>
5.1 Fangster og habitatbruk.....	40

5.2 Næringskjeden i Savalen.....	41
5.3 Forvaltning av røye- og ørretbestandene.....	43
5.4 Historiske endringer i fiskesamfunnet og vurdering av kvalitetselement fisk.....	44
5.5 Konklusjoner og anbefalinger.....	45
<b>6 Referanser.....</b>	<b>46</b>



## Forord

Reguleringene av Savalen i 1924 og særlig i 1970-1976 førte til store endringer i fiskesamfunnet. Det har blitt gjennomført flere undersøkelser både før og etter disse reguleringene. Den siste større fiskeundersøkelsen i Savalen ble gjennomført i 2010, og det var derfor ønskelig med en ny oppdatert status av fiskesamfunnet i Savalen.

Vi vil rette en stor takk til Savalen Fiskeforening for god feltinnsats og godt samarbeid i prosjektperioden. Videre rettes en stor takk til Hans Bull (Nord-Østerdal Utmarkstjenester) for innsats under feltarbeid og bistand med innspill og data fra fangsregistreringene. Til slutt rettes en takk til Trond Taugbøl i Hafslund Eco Vannkraft for initiering og finansiering av prosjektet.

Databearbeiding og rapportering har vært et samarbeid mellom NINA, Høgskolen i Innlandet og University of Jyväskylä.

Lillehammer. 04.06.2021

Stein Ivar Johnsen  
Prosjektleder

# 1 Innledning

Savalen er en av de innsjøene i Glommas nedbørfelt som tidlig ble regulert. Allerede i 1924 ble den første reguleringen gjennomført med bygging av Sivilla kraftverk (Qvenild 2010), og innsjøen ble regulert med én meter. Det ble etablert en dam med fisketrapp i utløpet som reduserte mulighetene for gyting på utløpselva, men det er usikkert om hvor stor betydning Sivilla hadde som gyteelv på denne tiden da det hadde vært en fløtningsdam på utløpet siden starten av 1800-tallet (Qvenild 2008). I følge St.prp. 109, 1964-65, fungerte ikke fisketrappa i utløpsdammen fra 1924 tilfredsstillende. I 1966 ble det gitt konsesjon for en ny regulering av innsjøen. Denne reguleringen ble delvis gjennomført i 1971, da Savalen ble regulert med tre meter, mens reguleringshøyden på 4,7 meter ble utnyttet fullt ut fra og med 1976 (Qvenild 2008).

Utvasking av strandsonen, samt overføring av vann fra Einunna økte turbiditeten markant i perioden etter reguleringen i 1971 (Nicolls 1980). Denne effekten avtok, og vannkvaliteten ble i 1987 karakterisert som god, med høy pH og stort siktedyp (Rognerud mfl. 1988). I tillegg til garn-, stang- og oterfiske etter begge arter, er det et relativt omfattende isfiske etter røye. Som avbøtende tiltak etter reguleringen er regulant pålagt å sette ut 6000 tosommrig ørret årlig. Settefisker er stedegen, og stamfisk tas i hovedsak fra Mogardsbekken og Sagbekken.

Det er gjennomført flere ferskvannsbiologiske undersøkelser oppgjennom historien. Disse undersøkelsene har avdekket store svingninger i bestandsstørrelse og vekstmønster for både røye og ørret, samt store endringer i innslaget av viktige næringsdyr som marflo (*Gammarus lacustris*) og skjoldkreps (*Lepidurus arcticus*). Før reguleringene i 1971/1976 var røyebestanden tett og småfallen. Dette førte til at en større del av ørretbestanden var fiskespisere, og Savalen var kjent for ørret opp mot 10-12 kg (Qvenild 2008). Vannstandsmanøvreringen i Savalen etter reguleringen i 1971 førte til at flere av røyas gyteplasser ble tørrlagt vinterstid, noe som førte til at røyebestanden ble mindre, og tilveksten økte (Aass udatert). Dette førte til at innslaget av storørret avtok, selv om ørretens vekst (for mindre individer) og andel i fangstene økte.

Undersøkelsene som ble gjennomført i 2000/2001 (Berge & Adolfsen 2001) og i 2004 (upublisert/driftsplan) viste at røye dominerte i antall, men at både røye- og ørretbestandene var tynne. Det ble imidlertid hevdet at røyebestanden var økende, og at fiskestørrelse og alder ved kjønnsmodning var avtagende (Qvenild 2008). En større undersøkelse i 2010 (Johnsen mfl. 2011) viste imidlertid at røya vokste godt, hadde gode næringsforhold, og ikke viste noen tegn på overtallighet. Ørretbestanden var som i de forrige undersøkelsene tynn, og besto av individer som vokste raskt etter at de nådde størrelser på rundt 20 cm. Johnsen mfl. (2011) foreslo også å øke minste tillatte maskevidde til 35 mm for å utnytte vekstpotensialet til røye. Det ble imidlertid anbefalt å fortsatt fiske med noen småmaskede garn under høstfisket for å kontrollere røyebestanden.

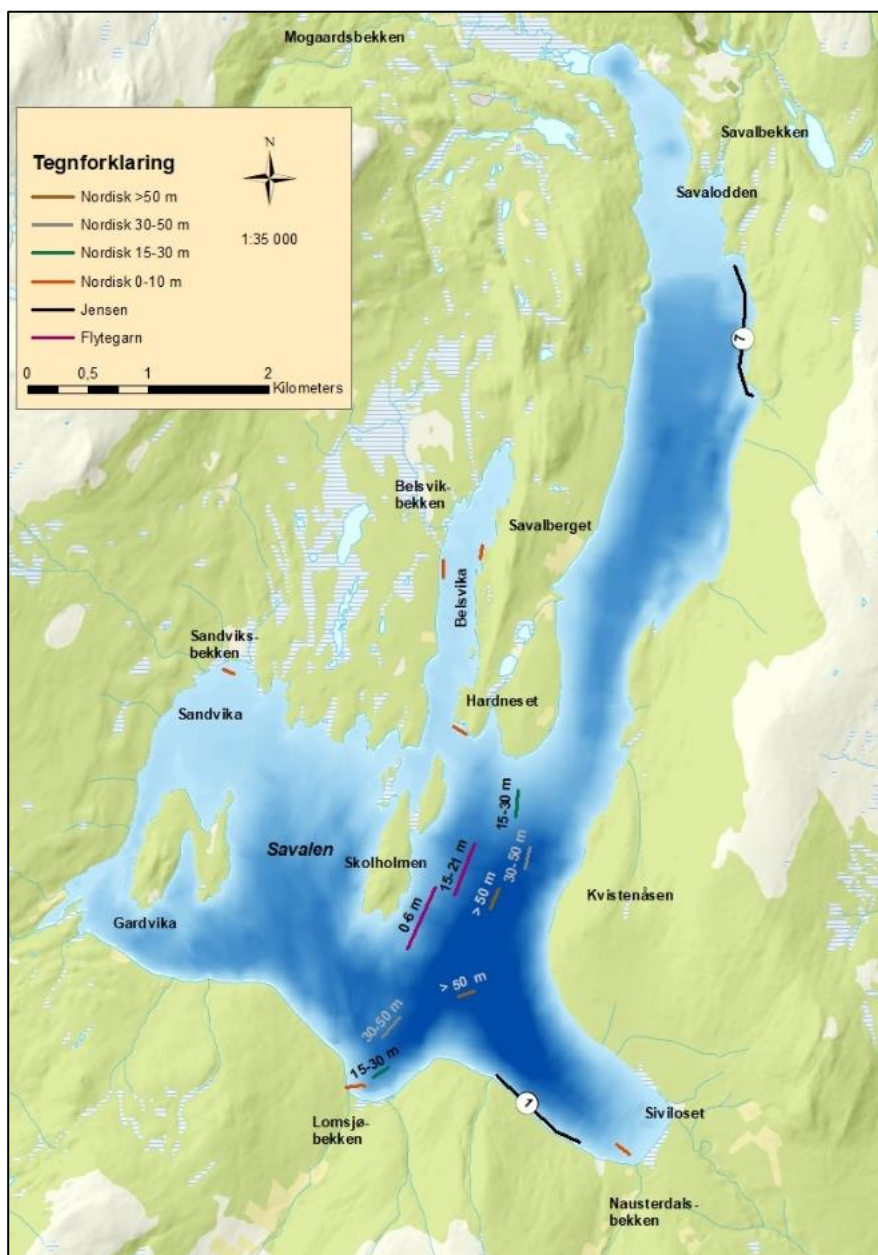
I de senere år er det startet opp et prosjekt for å øke rekrutteringen av ørret inn i fangbar størrelse. Dette inkluderer utlegging av stor stein (skjul) i reguleringssonen i Savalen, i tillegg til at det er lagt ut stein i en av tilløpsbekkene for å øke skjulmuligheter for liten ørret.

For å se på effekter av endrede fiskeregler (evt. biotopiltakene nevnt ovenfor) på røye og ørretbestanden var det ønskelig at det ble gjennomført en ny fiskebiologisk undersøkelse i Savalen. Undersøkelsen har hatt som formål å gi en:

- generell beskrivelse av fiskesamfunnet
- evaluering av dagens utsettingspålegg
- evaluering av de endrede fiskereglene på fiskesamfunnet
- beskrivelse av rekrutteringen i tilløpsbekkene (data fra pågående prosjekt)
- oversikt over mulige tiltak for bedre forvaltning av fiskebestandene i Savalen (ørret og røye)

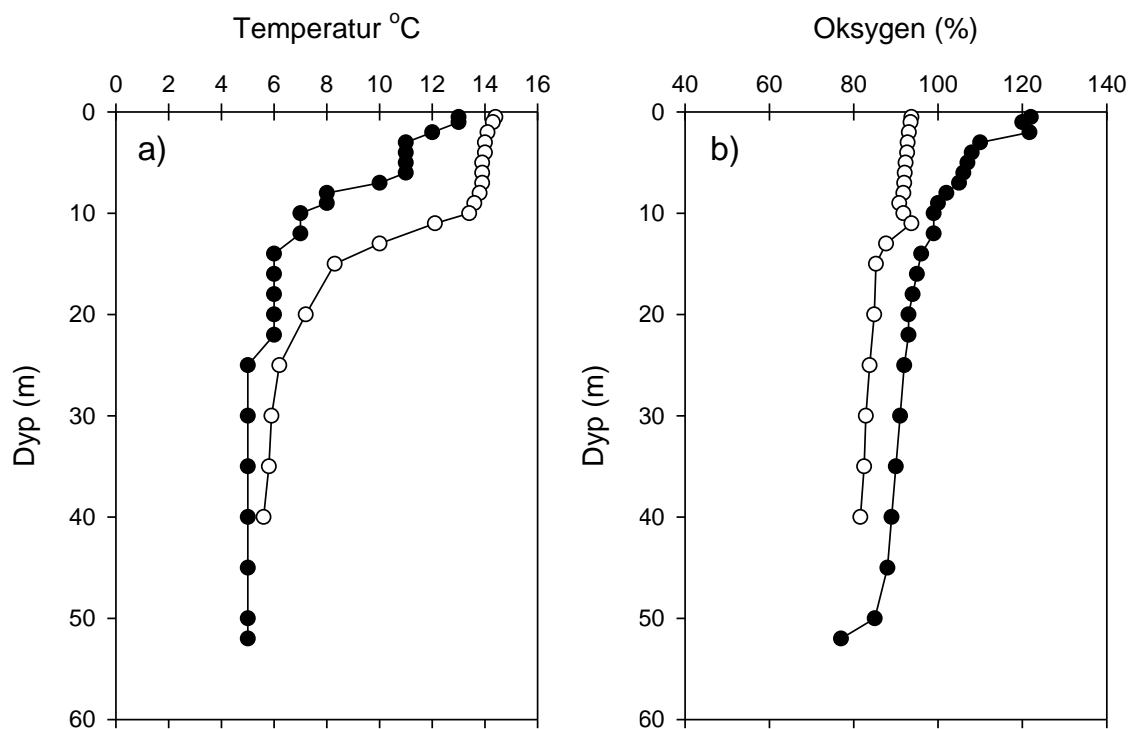
## 2 Områdebeskrivelse

Savalen ligger i Alvdal og Tynset kommuner, og har et overflateareal på 15,2 og 10,9 km<sup>2</sup> ved henholdsvis HRV (707,5 moh.) og LRV (702,8 moh.). Savalen ble regulert første gang i 1924, med 0,6 meter heving og 0,4 meter senkning. Etter 1976 er Savalen tillatt regulert med 4,7 meter. Den siste reguleringen innebar også en overføring av vann fra Einunna via tunell med utløp i Gardvika (se **figur 2.1**). Selv om det største registrerte dyp er 62 meter (sørøstlige delen), er store deler av Savalen forholdsvis grunn, og på LRV er ca 28 % (4,29 km<sup>2</sup>) av arealet ved HRV tørrlagt. I forbindelse med denne reguleringen overføres det vann gjennom tunell fra Einunna til Savalen (med utløp i Gardvika). En strekning av utløpselva Sivilla nedenfor dammen er tørrlagt (Qvenild 2010).



**Figur 2.1.** Kart over Savalen med omtrentlig plassering av stasjoner for garnfiske. Elektrofiske i perioden 2016-2020 ble gjort i Nausterdalsbekken, Lomsjøbekken, Sandviksbekken og Savalbekken (alle er avmerket på kartet). Mørkere blåfarge indikerer større dyp.

Temperatur målt på ulike dyp i juni og august 2019 viste at sprangsjiktet lå på rundt åtte meter i juni, og rundt 11 meter i august (**figur 2.2 a**). I juni og august var overflatetemperaturen på henholdsvis 13,0 og 14,4 °C, mens i de sank ned mot fem °C mot bunnen. Oksygenmetning sank nedover i dypet, og det laveste nivået ble funnet på 52 meters dyp med 77 % metning, tilsvarende 9 mg O<sub>2</sub> (**figur 2.2 b**).



**Figur 2.2.** Temperatur- og oksygenutvikling mot dyp i Savalen den 17. juni (svarte sirkler) og 27. august (hvite sirkler) 2019.

## 2.1 Fiskesamfunn og fiske

Fiskesamfunnet i Savalen består av røye (*Salvelinus alpinus*), ørret (*Salmo trutta*) og ørekyt (*Phoxinus phoxinus*), hvorav røye og ørret er antatt å ha vandret inn naturlig (Huitfeldt-Kaas 1918). Det hevdes at harr (*Thymallus thymallus*) kom inn i Savalen via Einunnatunnelen (Enerud 1981). Den er ikke registrert i noen av fiskeundersøkelsene etter overføringen, men er observert ved et par tilfeller de senere år.

I forbindelse med konsesjonen i 1966 ble det gjennomført undersøkelser av fisk og bunndyr i perioden 1969-74 (Borgstrøm 1970, 1971, oppsummert i Borgstrøm 1974). Senere er det gjort undersøkelser i 1980 (Enerud 1981), 1983 (Hansen & Stubsjøen 1984), 1985 (Linløkken & Qvenild 1986), 1990-1991 (Linløkken 1994) og 2000-2001 (Berge & Adolfsen 2002). Det ble også gjort en enkel undersøkelse i 2004 som grunnlag for en driftsplan (Nord-Østerdal utmarkstjenester 2004). Siste større undersøkelse ble gjennomført i 2010 (Johnsen mfl. 2011).

De ovennevnte undersøkelsene viser at fiskesamfunnet i Savalen har gjennomgått store endringer. En grundig beskrivelse av disse endringene er gitt i kapittel 5.4.

Fiskeregler og maskeviddebruk har endret seg flere ganger, og i en lengre periode frem til 2005 var det kun tillatt å fiske med garn med  $\geq 40$  mm maskevidde i sommersesongen. Fra og med

2005 har det vært tillatt for garnfiskere (de som kjøper garnkort) med en daglig innsats på fem garn med maskevidder  $\geq 29$  mm i perioden 15. mai - 19. august. I tillegg skulle det fiskes med to garn med 21 mm maskevidde. For høstfiske (fra og med 10. september) skulle to av fem garn ha maskevidder  $\leq 29$  mm, samt at det ble brukt to garn med maskevidder  $\leq 21$  mm. Etter undersøkelser i 2010 (Johnsen mfl. 2011), ble det igjen foretatt endringer i garnreglene. Nåværende regler sier at det i periodene fra og med 15. mai til og med 19. august kan brukes inntil fem garn med maskevidde 35 mm eller større. For høstfiske etter røye (10. september til isen legger seg) kan det fiskes med inntil syv garn, hvorav fem garn skal være 35 mm eller større. To av garnene skal imidlertid ha en maskevidde på maksimalt 24 mm. Med enkelte unntak er reglen at garn ikke skal plasseres nærmere enn 100 meter fra land ([Garnfiske – Savalen Fiskeforening](#)).

## 2.2 Ørretutsettinger

De første årene etter 1975 ble det satt ut 6 000-10 000 yngel fra Langen i Tolga. I perioden 1982-1989 ble det gjennomført utsettingsforsøk med stedegen yngel på bekk, samt med tosomrig og ensomrig ørret i Savalen. Aass (1989, udatert) konkluderte med at bekkutsettingene trolig ga et dårlig resultat, mens utsetting av tosomrig settefisk (antallet varierte mellom 1565 og 3406 ørret årlig) førte til en økning av ørretbestanden på 25-30 %. Siden 1987 har Glommen og Laagen Brukseierforening (GLB) vært pålagt å sette ut 6 000 tosomrig ørret årlig. Innslaget av settefisk i ørretfangstene i 1990-91 var på 31 % (Linløkken 1993) og ca 40 % i 2000-2001 (Berge og Adolfsen 2002). I undersøkelsen til Johnsen mfl. (2011), utgjorde innslaget av utsatt ørret i totalmaterialet 32,7 %, mens utsatt ørret i fangbar størrelse (større enn 30 cm) utgjorde 24 %. Fra 1993 er det fanget stamfisk i Mogaardsbekken og Sagbekken (se **figur 2.1**) av personell fra Evenstad settefiskanlegg. All utsatt ørret blir fettfinneklippet. En oversikt over utsettingene i perioden 1993-2020 er gitt i **tabell 2.1**.

**Tabell 2.1.** Oversikt over antall tosomrig ørret satt ut i Savalen fra 1993 til 2020 (Kilde: Qvenild 2008, Olav Berge pers. medd., Årsmeldinger fra GLB).

År	Antall	År	Antall
1993	12 000	2007	7 100
1994	6 900	2008	4 200
1995	7 500	2009	9 300
1996	6 200	2010	6 600
1997	5 800	2011	4 150
1998	4 700	2012	7 500
1999	4 500	2013	2 200
2000	2 000	2014	7 400
2001	6 400	2015	8 100
2002	5 100	2016	5 100
2003	6 750	2017	6 550
2004	6 600	2018	4 600
2005	3 600	2019	7 900
2006	3 900	2020	9 700

## 2.3 Biotiltak på tilløpsbekker og i strandsona

Fra lokalt hold er det et ønske om å øke andelen naturlig rekruttert ørret (villfisk). Det ble i 2010 derfor gjennomført en befaring i de viktigste (dagens og historisk) gytebekkene, og en rekke tiltak ble foreslått for å bedre gyte- og oppvekstforholdene for ørret. I tillegg ble det gjennomført intervjuer av erfarne fiskere om endringer i innsjøfisket og om endringer i oppgang av gytefisk i de ulike bekkene. Et felles trekk for de aller fleste gytebekkene var at forekomsten av ørret brått avtok etter reguleringen av Savalen. Årsaken til dette er uviss, men det kan skyldes at liten ørret vandrer fra bekken og ut i Savalen relativt tidlig (i ung alder), og vil være veldig utsatt for predasjon fra større ørret og røye i de deler av året hvor magasinet er tappet ned og det er lite skjulmuligheter for ørretungene. Selv om det i rapporten fra 2011 (Johnsen mfl. 2011) ble foreslått biotiltak i flere av tilløpsbekkene, var det i de nedre delene av Lomsjøbekken at potensialet ble ansett for å være størst med tanke på effekten av biotiltak. De foreslåtte tiltakene fra befaringen inneholdt muligheter for å øke både tilgjengeligheten til gyteområder, rogn og/eller yngelutsettinger, samt å skape bedre og mer varierte oppvekstområder for ungfisk av ørret på elv og i selve innsjøen.

Som følge av de anbefalte tiltakene har det blitt gjennomført utlegging av steingrupper i de nedre delene av Lomsjøbekken (**figur 2.3 a og b**) og i reguleringssonen utenfor Lomsjøbekken (**figur 2.3 c**). Av praktiske og sikkerhetsmessige grunner var det imidlertid ikke mulig å plassere stein nedenfor LRV i Savalen. For å følge opp tiltakene i og ved Lomsjøbekken ble tre bekker valgt som referansebekker og det ble laget et oppfølgingsprogram. I den forbindelse ble resultater fra perioden 2016-2019 oppsummert i et prosjektnotat (Johnsen 2019). Disse resultatene presenteres også her, med data fra 2020 inkludert.





**Figur 2.3.** Utlagte steingrupper i nedre deler av Lomsjøbekken (a og b), og utlegging av større stein/blokk i reguleringssonen der Lomsjøbekken renner ut i Savalen (c).

## 3 Materiale og metode

### 3.1 Innsamling og analyse av fisk

#### 3.1.1 Prøvefiske med garn

Det ordinære prøvefisket ble gjennomført i juni (17.6.-18.6.) og i slutten av august (26.8.-28.8.) i 2019. I begge disse periodene ble det fisket i strandsona (garn satt enkeltvis på 0-10 meters dyp) med to serier (utvidet Jensen) bestående av 1,5x25 meter bunnngarn med maskevidder 10, 12, 16, 2x21, 26, 29, 35, 39, 45 og 52 mm.

I begge periodene ble også fisket med Nordiske oversiktsgarn i dybdeintervallene 0-15 m, 15-30 m, 30-50 m og dypere enn 50 meter (se **tabell 3.1**). De nordiske bunnngarnene (1,5 x 30 m) består av 12 integrerte maskevidder; 5, 6.25, 8, 10, 12.5, 15.5, 19.5, 24, 29, 35, 43 og 55 mm.

I juni og august ble det også fisket med to flytegarnserier på 0-6 meters dyp og to serier på 15-21 meters dyp. En flytegarnserie består av 6 meter dype og 25 meter lange garn med maskeviddene: 16, 19, 22.5, 26, 29, 35, 39 og 45 mm.

De utvidete Jensen seriene og flytegarnsseriene var identiske med seriene som ble brukt i 2010 (Johnsen mfl. 2011). Dette for å lettere kunne sammenligne fangstene mellom år. Nordisk-seriene som ble brukt, er lagt opp med en dybdestratifisering som har vært standard for prøvefiske i store innsjøer de senere årene (Gjelland mfl. 2020).

**Tabell 3.1.** Oversikt over antall garnnetter og garnareal under prøvefisket i Savalen i 2019.

Garnstype	Juni		August	
	Antall garnnetter	Garnareal (m <sup>2</sup> )	Antall garnnetter	Garnareal (m <sup>2</sup> )
Bunnngarn (utv. Jensen)* (10-52 mm, 0-10 m)	22	825	22	825
Bunnngarn (Nordisk) (0-15 m)	6	270	12	540
Bunnngarn (Nordisk) (15-30 m)	3	135	6	270
Bunnngarn (Nordisk) (30-50 m)	3	135	6	270
Bunnngarn (Nordisk) (> 50 m)	3	135	6	270
Flytegarn (16-45 mm, 0-6 m)	8	1200	8	1200
Flytegarn (16-45 mm, 15-21 m)	8	1200	8	1200

#### 3.1.2 Prøvetaking

All fisk ble lengdemålt og veid til nærmeste gram, unntatt ørekyt hvor all fisk ble talt opp og et utvalg ble lengdemålt. Fiskelengde er målt til nærmeste millimeter som naturlig fiskelengde (Ricker 1979), dvs. fra snutespiss til ytterste haleflik i naturlig utstrakt stilling. Kjønn og modningsstadium er bestemt etter Dahl (1917). Det ble tatt ut mager for diettanalyser fra ørret og røye.

Vevsprøver ble tatt ut til analyse av stabile isotoper fra ørret, røye og ørekyt. I tillegg ble det samlet inn zooplankton og bunndyr (damsnegl, vanninsekter og marflo) til analyse av stabile nitrogen- og karbonisotoper (se kap. 3.6.4).

### 3.1.3 Ungfiskregistreringer på elv

For å evaluere tiltakene (se kapittel 2.4) ble det elfisket i Lomsjøbekken og i tre referansebekker (Sandviksbekken, Nausterdalsbekken og Savalbekken) årlig i perioden 2016-2020 (dvs. både før og etter tiltaket). De ulike stasjonene ble overfisket en gang (se kart for stasjonsplassering i Johnsen 2019), og tettheten av ørret ble estimert ved å sette fangbarheten (p) til 0,5 basert på erfaringstall fra tilsvarende undersøkelser.

### 3.1.4 Garn- og båtelfiske i steinutleggings- og referanseområder

For å se om utleggingen av større stein/blokk i reguleringssonen hadde en effekt på tettheten av ørret ble det fisket med nordiske oversiktsgarn i området utenfor Lomsjøbekken (steinutleggingsområdet) og tilsvarende områder (uten stein) utenfor Nausterdalsbekken og Sandviksbekken i for- og etterkant av steinutleggingen. Oversiktsgarnene som ble satt i 2019 var en del av denne undersøkelsen. I tillegg til er det gjennomført et båtelfiske i strandsonen ved munningsområdet til bekkene: Lomsjøbekken, Nausterdalsbekken og Sandviksbekken. Nærmere beskrivelse finnes i Johnsen (2019).

### 3.1.5 Fangstregistreringer

For å fiske med garn i Savalen er det et krav om innlevering av fangstrapport. Sportsfiskere for øvrig anmodes til å sende inn fangstrapport. Fangstregistreringene er basert på bearbejdede data fra Nord-Østerdalen Utmarkstjenester som samler inn fangstrapporter på oppdrag fra Savalen fiskeforening.

## 3.2 Zooplankton

I forbindelse med prøvefiske i juni og august 2019 ble zooplankton (dyreplankton) innsamlet med en planktonhåv med maskevidde 90 µm og 30 cm i diameter. I begge periodene ble det tatt vertikale håvtrekk fra 40 meter (bunn), 20 meter og 10 meter opp til overflaten. Copepoder (hoppekreps) ble bestemt til art og videre til hovedgrupper av livsstadier (nauplier, copepoditter og adulte). Cladocerer (vannlopper) ble bestemt til art med eller uten egg. Et representativt antall individer ble talt opp fra hvert hovtrekk ved å ta ut ca. 1/10 av hele prøven (subsample), og et estimert antall individer i hele prøven/hovtrekket fremkommer som ti ganger opptalte individer i alle figurer.

## 3.3 Analyser

### 3.3.1 Lengde og vekt

Forholdet mellom lengde og vekt (fiskens kondisjon; Fultons K) er beskrevet ved:

$$k = V * \frac{100}{L^3}, \text{ der } V=\text{vekt i gram og } L=\text{lengden i mm.}$$

### 3.3.2 Alder

Ørret er aldersbestemt ved hjelp av otolitter og skjell. Aldersbestemmelse av røye er gjort fra otolitter. For ørret er lengdevæksten tilbakeberegnet fra skjellradiene, basert på direkte proporsjonalitet mellom fiskelengde og skjellradius (Lea 1910).

### 3.3.3 Diett

Mageinnholdet ble dissekert ut og oppbevart på sprit fram til analyse under binokularlupe på laboratoriet. Ved analysen ble mageinnholdet bestemt til ulike grupper næringsdyr (se **tabell. 4.3 og 4.5**). Andelen av de ulike næringsdyrgruppene i mageinnholdet ble bestemt til volumprosent. Magens fyllingsgrad ble vurdert etter en skala fra 0 (tom) til 5 (full).

### 3.4 Stabile isotoper

Forholdet mellom stabile isotoper av karbon ( $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ;  $\delta^{13}\text{C}$ ) og nitrogen ( $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ ;  $\delta^{15}\text{N}$ ) i fisk viser fiskens plass i næringsnettet i innsjøen; hvilket innsjøhabitat den har hentet sin næring i, og hvor høyt i næringskjeden den lever. En viktig egenskap ved denne metoden, som skiller den fra analyse av mageinnhold, er at  $\delta^{13}\text{C}$  og  $\delta^{15}\text{N}$  reflekterer fiskens næringsinntak over en periode på 3–6 måneder. Prøver som samles om høsten viser derfor viktige sider ved fiskens økologiske nisje gjennom hele vekstsesongen (Post 2002; Layman mfl. 2012). Isotopverdiene  $\delta^{13}\text{C}$  og  $\delta^{15}\text{N}$  uttrykkes som «deltaverdier» i promille (‰) basert på forholdet mellom isotopene i prøven målt i forhold til en standard (Layman mfl. 2012).

$\delta^{13}\text{C}$ -verdiene endrer seg lite mellom de trofiske nivåene i næringskjeden. Fordi fotosyntesen hos pelagisk planktonalger og littorale begroingsalger gir ulikt forhold mellom karbonisotopene, viser  $\delta^{13}\text{C}$ -verdiene som måles i fiskekjøttet hvor primærproduksjonen som danner grunnlaget for fiskens næring har foregått. Begroingsalger og moser, som er viktige primærprodusenter i innsjøens grunne områder har de høyeste  $\delta^{13}\text{C}$ -verdiene (-22 til -18 ‰), mens planktonalgene har lave  $\delta^{13}\text{C}$ -verdier (-36 til -30 ‰).

I motsetning til karbonsignaturen øker  $\delta^{15}\text{N}$ -verdiene i gjennomsnitt med 3–4 ‰ for hvert trinn opp i næringskjeden (Post 2002), f.eks. fra algespisende dyreplankton til planktonspisende fisk.  $\delta^{15}\text{N}$  benyttes derfor som et mål på organismenes trofiske posisjon i en innsjø. Kombinasjonen av  $\delta^{13}\text{C}$ -verdier, som viser hvor energiopptaket stammer fra, og  $\delta^{15}\text{N}$ -verdier, som viser hvor i næringskjeden fisken befinner seg, kaller vi fiskens isotopiske eller trofiske nisje. Det ble tatt prøver av muskelvev av fisk fanget ved prøvefisket i august 2019.

Den 27. august 2019 ble det samlet separate prøver av dyreplankton i de åpne vannmassene til analyser av stabile isotoper, hvor innsamlingsmetode og utstyr er som i pkt. 3.2 over. Prøvene ble umiddelbart tilsatt destillert vann etter innsamling for å hindre mer matopptak og frigjøre tarminnhold, og videre lagt i kjølebagg med kjøleelementer. Samme dag ble alle prøver lagret ved -20 °C inntil klargjøring for SIA-analyse. Til analyser av stabile isotoper på individuelle dyreplanktonarter ble noen frosne prøver tint opp til utplukking av nødvendig biomasse, og disse prøvene ble så lagret ved -20 °C inntil klargjøring for SIA-analyse.

Bunndyr i den grunneste delen av strandsona (0–1 m) ble samlet med en sparkehåv og med håndplukking. Denne prøvetakingen skjedde i strandsonen syd i Savalen. Dette var det samme området det ble samlet inn prøver i 2010. Alle bunndyr ble rensset for detritus e.l., og lagret ved -20 °C inntil klargjøring for analyse. På snegler og husbyggende vårfluer ble det myke vevet klargjort for analyser.

Alle prøver ble frysetørret i 48 timer og homogenisert med en stålmorter. Analysene av stabile isotoper (SIA-analyser) ble gjennomført i mai 2020 på Universitet i Jyväskylä, ved hjelp av en FlashEA 1112 elementanalysator koblet til et Thermo Finnigan DELTAplus Advantage massepektrometer. Analytisk presisjon (SD) var  $\leq 0.15$  ‰ og  $\leq 0.20$  ‰ for henholdsvis  $\delta^{13}\text{C}$  og  $\delta^{15}\text{N}$ , og ble bestemt ved repetert analyse av pulverisert gjeddemuskel (*Esox lucius*).

## 4 Resultater

### 4.1 Fiskeartenes fordeling og relative tetthet i innsjøen

#### 4.1.1 Strandsona (0-10 meter)

I strandsona ble det kun fanget ørret (25,1 kg) og ørekyte (2,5 kg). Dette mønsteret var ganske likt som i 2010 (Johnsen mfl. 2011), men da ble det også fanget noen få røye i strandsonen. I antall dominerte ørekyt (**figur 4.1 a, tabell 4.1**), men den utgjorde bare en tiendedel av ørreten med tanke på biomasse (kg). Det må understrekes at ørekyt er sterkt underrepresentert i fangstene i den utvidete Jensen serien på grunn av maskeviddesammensettingen, som er for grov til å fange ørekyte effektivt.

Som i 2010 var ørretbestanden i Savalen tynn. Antall ørret per 100 m<sup>2</sup> garnflate (CPUE) i maskevidder  $\geq 16$  mm varierte mellom 2,7 – 3,2 (**tabell 4.1**). Fangstene var størst i juni og lavest i august. I henhold til Ugedal mfl. (2005) karakteriseres ørretbestander med CPUE < 5 som tynne. Den relative tettheten var imidlertid større i 2019 sammenlignet med 2010, da tilsvarende CPUE varierte mellom 1,0-1,96.

#### 4.1.2 Semiprofundal og profundalsone (15-30 m, 30-50 m og > 50 m)

Langs bunnen på større dyp (profundalsona) ble det kun fanget røye (**figur 4.1 b-d**). Den relative tettheten av røye var høyest i profundalsonen dypere enn 30 meter både i juni og i august.

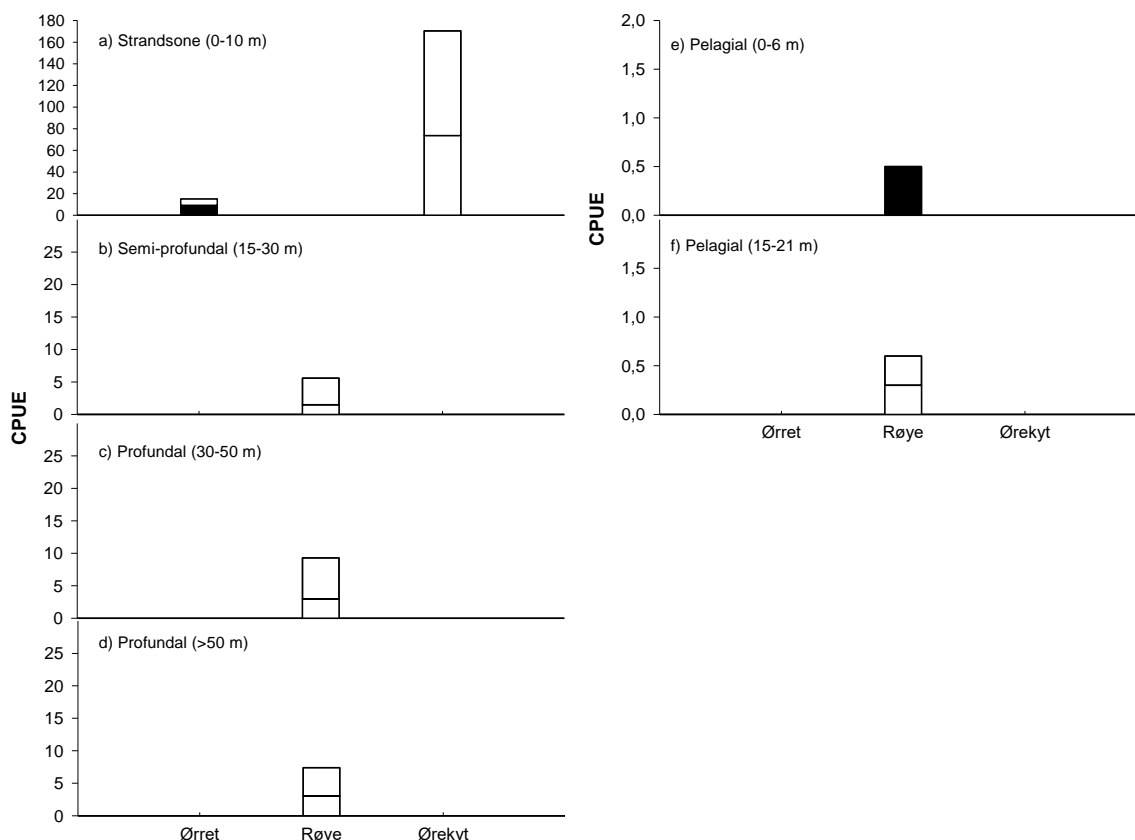
#### 4.1.3 Pelagialen (0-6 og 15-21 meter)

I de øvre (0-6 m) og dypere lag (15-21 m) av de frie vannmassene ble det kun fanget røye (**figur 4.1 e, f**). Fangstene var relativt like i juni og i august med lave tettheter både i de seks øvre meterne (CPUE=0,0-0,5 røye per 100 m<sup>2</sup> garnflate per garnnatt) og på 15-21 meters dyp (CPUE=0,3-0,3 røye per 100 m<sup>2</sup> garnflate per garnnatt).

Tilsvarende tettheter av røye var svært lik i 2010, med henholdsvis 0,25-0,29 og 0,46-0,50 røye per 100 m<sup>2</sup> garnflate i de øvre (0-6 m) og i de nedre vannlagene (15-21 m).

**Tabell 4.1.** Garnareal, antall fisk fanget og antall fisk fanget per 100 m<sup>2</sup> garnflate (CPUE). \* for fisk fanget i bunn garn er CPUE beregnet for maskevidder 16 mm – 52 mm for å kunne karakterisere ørretbestanden etter Ugedal mfl. 2005. \*\* CPUE for fisk fanget i flytegarmer er basert på hele flytegarmserien (16-45 mm maskevidde).

	Juni			August		
	Garnareal (m <sup>2</sup> )	Antall fisk	CPUE	Garnareal (m <sup>2</sup> )	Antall fisk	CPUE
<b>Strandsona (0-10 m Jensen)*</b>	825			825		
Ørret		28 (24)	3,2		28 (20)	2,7
<b>Strandsona (0-10 m Nordisk)</b>	270			540		
Ørret		25	9,3		31	5,7
Ørekyte		199	73,7		522	96,7
<b>Semiprofundal (15-30 m Nordisk)</b>	135			270		
Røye		2	1,5		11	4,1
<b>Profundal (30-50 m Nordisk)</b>	135			270		
Røye		4	3,0		17	6,3
<b>Profundal (&gt; 50 m Nordisk)</b>	135			270		
Røye		4	3,0		12	4,4
<b>Pelagialen (0-6 m)**</b>	1200			1200		
Røye		6	0,5		0	0,0
<b>Pelagialen (15-21 m)**</b>	1200			1200		
Røye		4	0,3		4	0,3



**Figur 4.1.** Antall fisk per 100 m<sup>2</sup> garnflate per garnnatt (CPUE) på 0-10 m dyp i strandsonen (a), langs bunnen i dybdeintervallet 15-30 m (b), 30-50m (c) og dypere enn 50 m (d). Figur e) og f) er CPUE i de frie vannmassene (pelagialen) i dybdeintervallet 0-6 meter (e) og 15-21 meter (f). Fordelingen i bunngarnene er basert på fangster i Nordiske oversiktsgarn, mens flytegarnsfangstene er basert enkeltgarn med maskevidder 16-45 mm. Merk ulike skala på y-aksene.

## 4.2 Røye

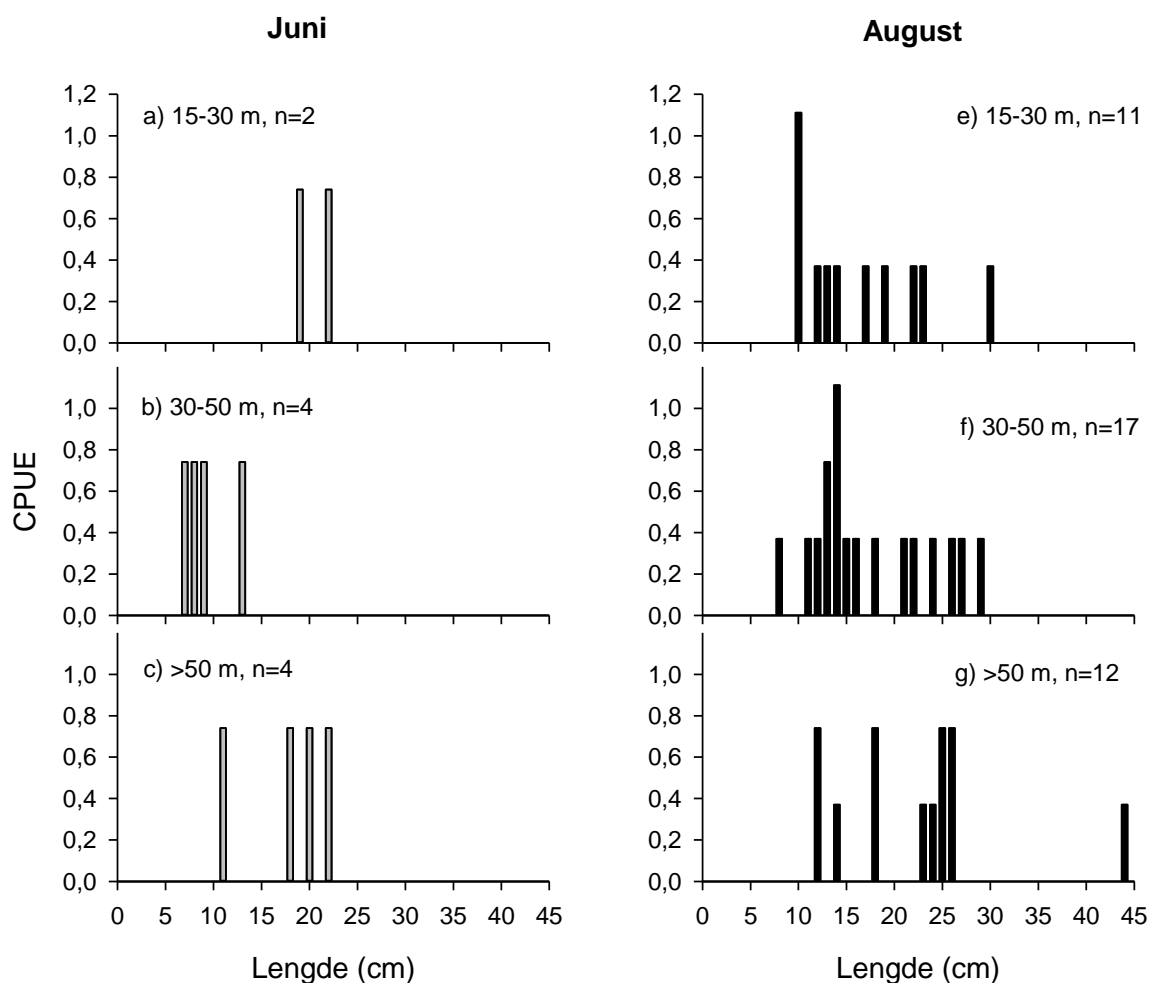
### 4.2.1 Lengde- og aldersfordeling i ulike habitat

Under prøvefisken ble det fanget røye i lengdeintervallet 7-45 cm (**figur 4.2**). Med unntak av en røye på 16 cm, ble det ikke fanget røye under 25 cm i pelagialen. All røye mindre enn 15 cm ble tatt langs bunnen på dyp større enn 15 m. De tre røyene som var mindre enn 10 cm ble tatt langs bunnen i dybdeintervallet 15-30 m (**figur 4.2 b**).

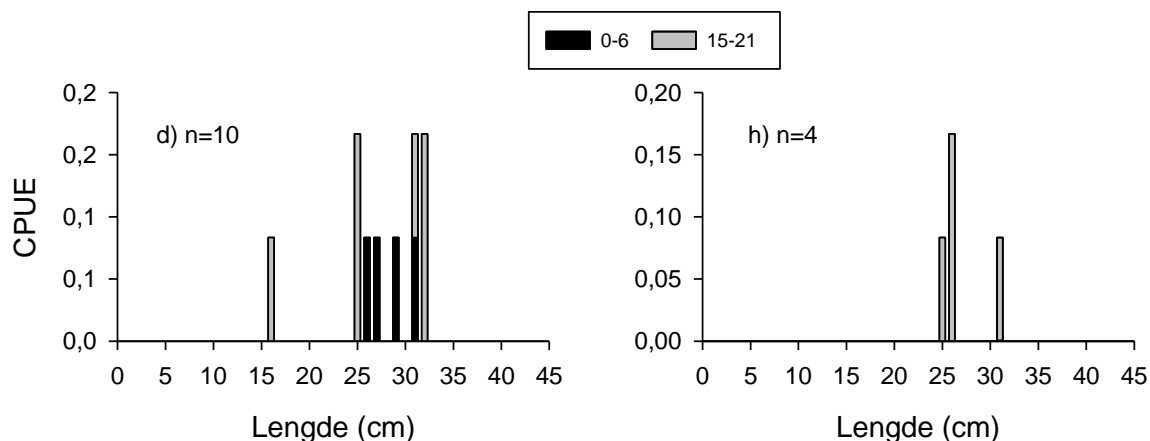
Av 7 røye  $\geq$  30 cm ble fem (71,4 %) tatt i pelagialen. Av 32 røye  $<$  20 cm ble 31 (97 %) tatt langs bunn på dyp større enn 15 meter. Samlet for periodene juni og august, var det en signifikant forskjell i gjennomsnittslengder mellom røye fanget langs bunnen og røye fanget i flytegarn ( $H=19,4$ ;  $p<0,001$ , Anova on Ranks).



## Bunngarnsfangster



## Pelagiske fangster



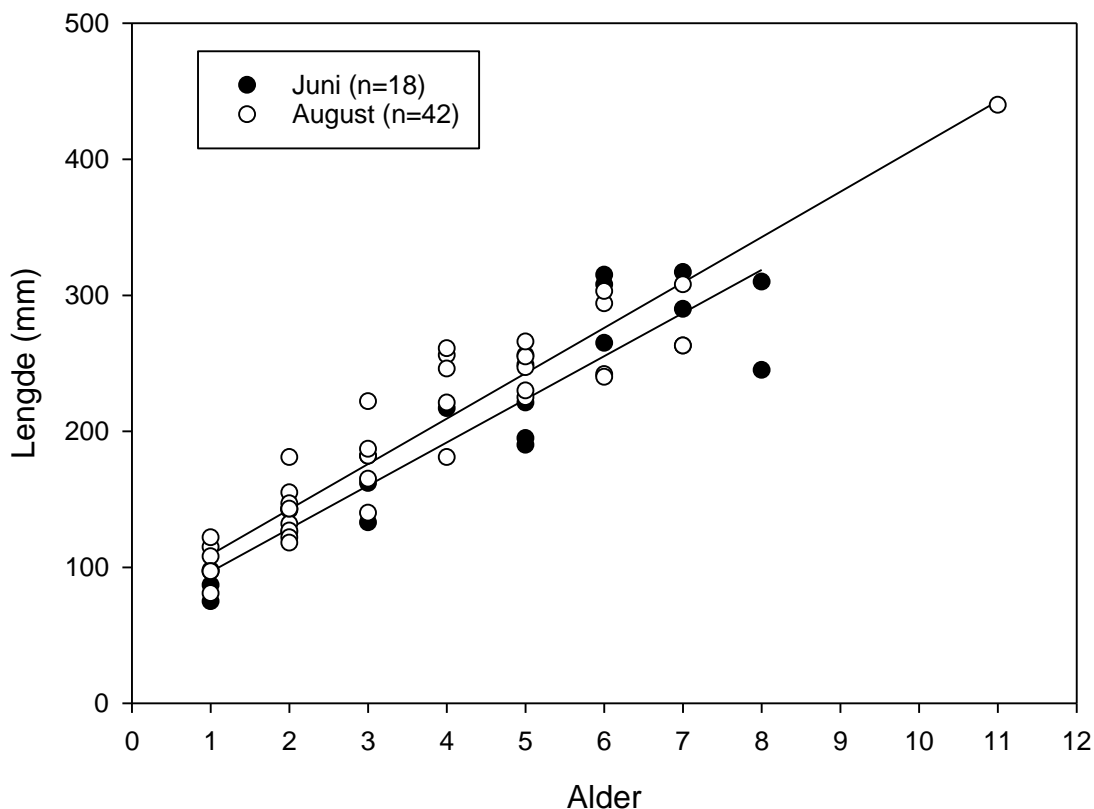
**Figur 4.2.** Antall røye per 100 m<sup>2</sup> garnflate per garnnatt (CPUE) fordelt på ulike lengdeklasser i ulike habitat. Figur a-d gjelder røye fanget i juni, og figur e-h viser fordelingen fra augustfangstene. Figur a) og e) viser lengdefordelingen av røye fanget på 15-30 meters dyp, b) og f) på 30-50 meters dyp og c) og g) på dyp større enn 50 meter. Figur d) og h) viser lengdefordelingen til røye fanget på ulike dyp i pelagialen.

## 4.2.2 Vekst, kjønnsmodning og kondisjon

Veksten til røye i Savalen var fortsatt relativt god i 2019, men en god del dårligere enn i 2010. Veksten synes i litt større grad enn i 2010 og avta når fisken nærmer seg 30 cm (**figur 4.3**). Røya når 30 cm ved seks års alder. I 2010 nådde røye 30 cm ett til to år tidligere.

I 2019 var den ene treårige hannen kjønnsmoden og 40 prosent av treårige hunner var kjønnsmodne (**tabell 4.2**). Alle hanner eldre enn tre år var kjønnsmodne, mens andelen kjønnsmodne hunner øker med økende alder frem til seks år hvor alle er kjønnsmodne. I 2010 var halvparten av hannene og 20 % av hunnene kjønnsmodne ved tre års alder, og ved fem års alder var all røye av begge kjønn kjønnsmodne. Selv om 50 % kjønnsmodne toårige hanner er altfor høyt (se tabelltekst til **tabell 4.2**) ble det også funnet en gytemoden hann på to år i 2010.

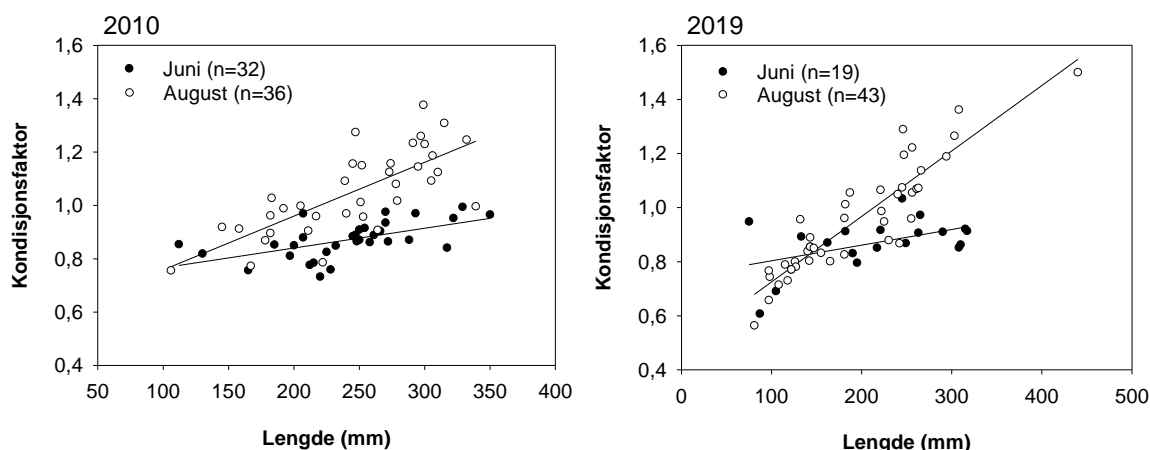
Kondisjonsfaktoren til røye øker med økende fiskelengde og gjennom sesongen (**figur 4.4**). Vi ser at for eldre fisk øker kondisjonsfaktoren betydelig fra juni til slutten av august. Mønsteret er veldig likt mellom 2010 og 2019, og kondisjonsfaktoren for røye større enn 30 cm er svært god.



**Figur 4.3.** Empirisk lengde mot alder for røye fanget under prøvefiske i slutten av juni (sorte fylte sirkler) og slutten av august (hvite sirkler) i 2019.

**Tabell 4.2.** Andel kjønnsmodne individer i aldersklassene 2 til 11 år for røye fanget ved prøvefiske i Savalen i juni og august 2019, og gjennomsnittlig kondisjonsfaktor (K-faktor) for røye fanget i slutten av august. En del av den minste fiske ble ikke kjønnsbestemt, men det var ingen modne røye av disse fiskene, og andelen modne toårige hanner er langt lavere.

Alder	Kjønnsmodning				Kondisjon	
	Hann		Hunn		August	
	N	% modne	n	% modne	K-faktor	n
2	2	50*	-	-	0,87	2
3	1	100	5	40	1,02	3
4	2	100	4	50	1,09	5
5	5	100	5	80	1,06	6
6	3	100	4	100	1,09	4
7	2	100	3	100	1,22	2
8	-	-	2	100	-	-
11	-	-	1	100	1,50	1



**Figur 4.4.** Kondisjonsfaktor mot lengde for røye fanget under prøvefisket i slutten av juni (sorte fylte sirkler) og i slutten av august (hvite sirkler) i 2010 og 2019.

### 4.2.3 Diett

I juni var dietten til røya i de dypere områdene langs bunnen (profundalen; her områder dypere enn 15 meter) dominert av fjærmygglarver og pupper. Dette er typisk for en periode da det foregår mye klekking, og fjærmygg er ofte de viktigste insektene på bunnen i regulerte sjøer. Røye fanget i dette habitatet spiste også en del vårfluelarver (**tabell 4.3**). For røye fanget i de øvre meterne av pelagialen utgjorde også fjærmygg en stor del av dietten (30,8 %), sammen med vannloppene *Bosmina longispina* (36,7 %), *Bythotrephes longimanus* (10,8 %) og *Daphnia galeata* (4,2 %). Innslaget av litoral linsekrepser i dietten antyder også at enkelte individer har søkt grunnere områder langs bunnen i fødesøket (**tabell 4.3**).

I august var bildet relativt likt i profundalsonen, og røye hadde i hovedsak spist fjærmygg, *B. longimanus* og *B. longispina* (**tabell 4.3**). Det var også et innslag av *D. galeata*, vårfluelarver og muslinger i dietten i dette habitatet. I de dypere lagene av pelagialen var vannloppen *B. longimanus* dominerende med 82,3 % av dietten foran *B. longispina* med 15 % av dietten (**tabell 4.3**).

**Tabell 4.3.** Sammensetning av mageinnhold i volumprosent hos 17 røye fanget den 17.6-18.6.2019 og 22 røye fanget den 26.8.-28.8.2019. Byttedyrgrupper > 10 % er uthevet.

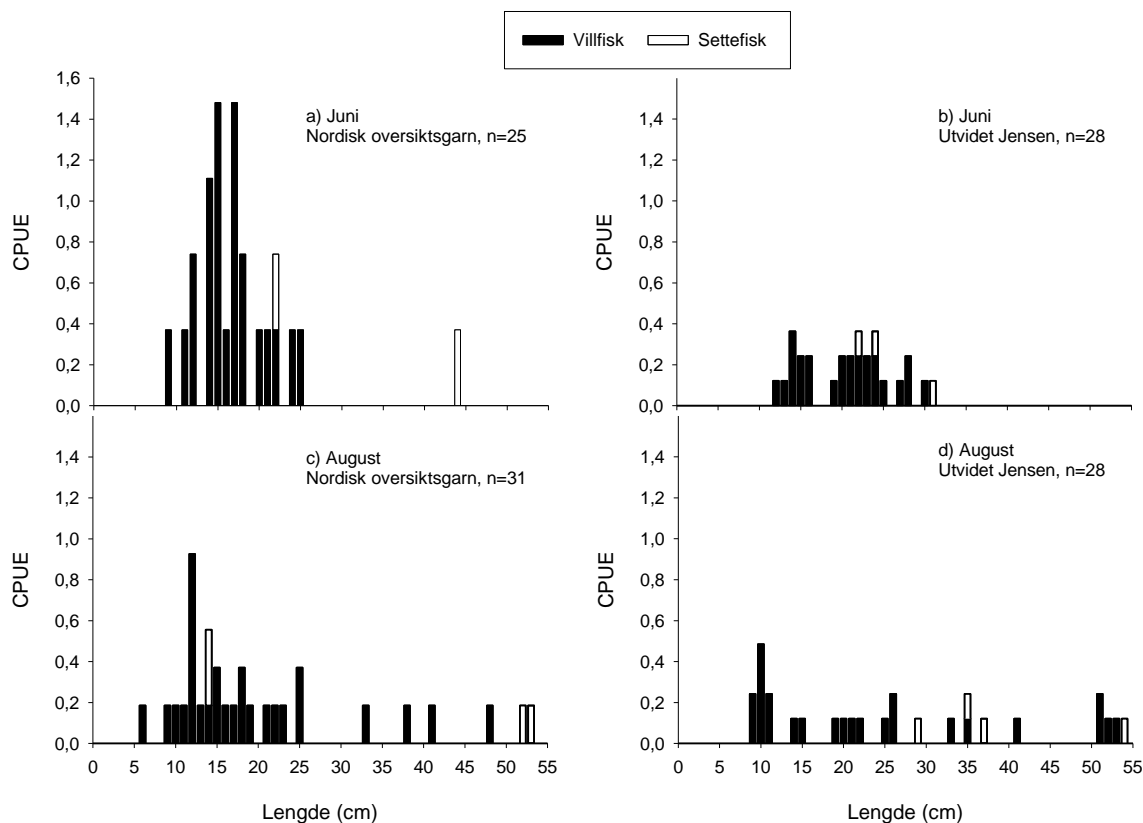
Garn	Juni				August			
	0-6 m	15-21 m	Litoralt	Profundalt	0-6 m	15-21 m	Litoralt	Profundalt
Antall (N)	6	1	0	10	0	4	8	10
Antall tomme mager	1	3	-	3	-	0	1	2
<b>Krepsdyr</b>								
<b>Bunnlevende arter</b>								
Marflo								
Skjoldkreps								
Linsekreps	8,3	<b>10</b>			1,3		6,1	
<b>Pelagiske arter</b>								
<i>Bythotrephes longimanus</i>	<b>10,8</b>				<b>82,3</b>		<b>19,4</b>	
<i>Daphnia galeata</i>	4,2				0,3		4,2	
<i>Holopedium gibberium</i>								
<i>Bosmina longispina</i>	<b>36,7</b>				<b>15,0</b>		<b>10,5</b>	
Hoppekreps							2,0	
<b>Vannlevende insekt</b>								
Døgnflue nymfe								
Steinflue nymfe								
Fjærmygg (larve/puppe)	<b>30,8</b>	<b>90</b>		<b>66,7</b>				<b>48,1</b>
Vårfluelarve				<b>33,3</b>				5,2
Vannkalv (imago)								
Vannkalv (larve)								
<b>Overflateinsekter</b>	9,2				1,3			
<b>Snegl</b>								
<b>Muslinger</b>								3,5
<b>Fisk</b>								
<b>Annet</b>								1,0
Totall	100	100	-	100	-	100	-	100

## 4.3 Ørret

### 4.3.1 Lengde- og aldersfordeling

Under prøvefisket ble det fanget ørret i lengdeintervallet 5,5-54 cm (**figur 4.5**). Lengdefordelingen til ørret var dominert av fisk mindre enn 25 cm. Andel ørret større eller lik 30 cm varierte mellom 5,7 % i juni og 27 % i august. Årsaken til den lave andelen større fisk i juni 2019 er uklar, men andelen større ørret var lik i august i 2010 og 2019. En stor forskjell fra 2010 var at det ble tatt hele syv ørret større enn 50 cm under prøvefisket i 2019 (alle i august, se **figur 4.5**). I 2010 ble det tatt noen ørret opp mot 50 cm, men ingen over.

Andel utsatt ørret i totalmaterialet var 8,0 %, mens andelen var 16,7 % for ørret i fangbar størrelse (>30 cm). Tilsvarende tall for 2010 var henholdsvis 32,7 % og 24 %.

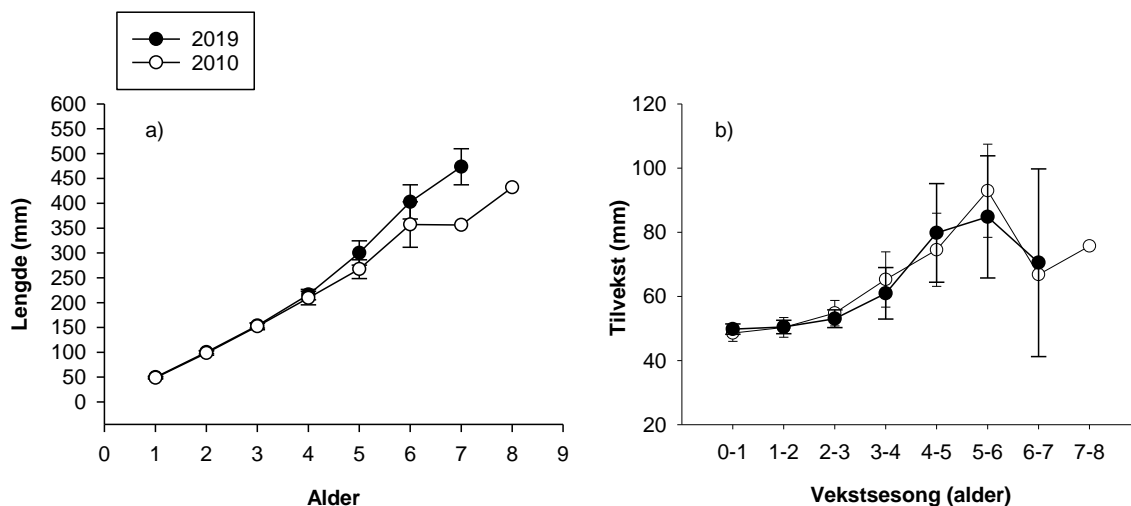


**Figur 4.5.** Antall ørret per 100 m<sup>2</sup> garnflate per garnnatt (CPUE) fordelt på ulike lengdeklasser i fangster fra Nordiske oversiktsgarn (a og c) og fra utvidet Jensen serier (b og d). Figur a-d gjelder røye fanget i juni, og figur e-h viser fordelingen fra augustfangstene. Figur a) og e) viser lengdefordelingen av røye fanget på 15-30 meters dyp, b) og f) på 30-50 meters dyp og c) og g) på dyp større enn 50 meter. Figur d) og h) viser lengdefordelingen til røye fanget på ulike dyp i pelagialen.

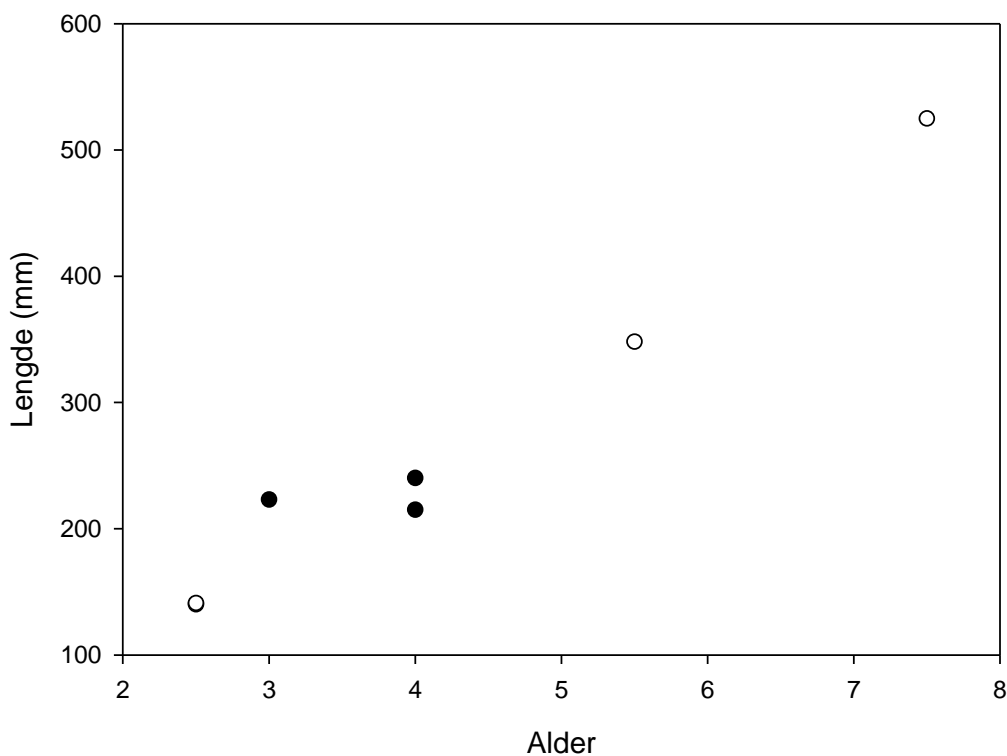
#### 4.3.2 Vekst, kjønnsmodning og kondisjon

Veksten til den ville ørreten i Savalen var veldig god, og villfisken var i gjennomsnitt ca 40 cm etter 6 år (figur 4.7a). Dette er fem cm mer enn i 2010. Tilveksten de tre første vekstsesongene er relativt normal, og villfisken er i overkant av 20 cm ved fire års alder. Tilveksten øker kraftig den fjerde, femte og sjette vekstsesongen, med årlig tilvekst opp til over 80 mm (figur 4.6 b). Tilvekstmønsteret (figur 4.6 b), er veldig likt mellom 2010 og 2019, noe som reflekterer at livshistoriestrategiene er relativt uforandret.

Det ble fanget relativt få settefisk, og to av individene var ikke mulig å aldersbestemme pga. hyaline (gjennomsiktige) otolitter og vanskelige skjell. De syv individene som ble aldersbestemt viste at også settefisken vokser godt.



**Figur 4.6.** a) Tilbakeberegnet lengde ( $\pm 2SE$ ) og b) årlig tilvekst ( $\pm 2SE$ ) for 97 ørret (villfisk) fanget i Savalen i 2019 og 72 villfisk av ørret fanget i 2010.



**Figur 4.7.** Empirisk lengde ved alder for 7 settefisk tatt under prøvafiske i Savalen i 2019. Svarte sirkler representerer ørret tatt i juni, og hvite sirkler ørret tatt i august.

Kondisjonen til ørreten øker gjennom sesongen, og i august er det også en økende trend med økende alder/lengde. Kondisjonsfaktoren er god, og varierer mellom 1,02-1,09 for aldersgruppene tre til seks år. De to syvåringene som ble fanget i august hadde en gjennomsnittlig k-faktor på 1,22 (tabell 4.4). De første hannene kjønnsmodne som toåring (kun 11,1 %), mens halvparten av tre- og fireårige hanner var kjønnsmodne (tabell 4.4). Alle eldre hanner var kjønnsmodne. Hunnene ble kjønnsmodne som seksåring. Mønsteret for alder ved kjønnsmodning er relativt likt som i 2010.



**Tabell 4.4.** Andel kjønnsmodne individer i aldersklassene 2 til 7 år for ørret fanget ved prøvefiske i Savalen august 2019, og gjennomsnittlig kondisjonsfaktor (K-faktor) for ørret fanget i slutten av august.

Alder	Kjønnsmodning				Kondisjon	
	Hann		Hunn		August	
	N	% modne	n	% modne	K-faktor	n
2	9	11,1	5	0	0,87	2
3	8	50	4	0	1,02	3
4	2	50	2	0	1,09	5
5	1	100	3	0	1,06	6
6	-	-	1	100	1,09	4
7	5	100	4	100	1,22	2

### 4.3.3 Diett

Noe overraskende så var marflo en større del av dietten til ørreten i juni (20,6 %) enn i august (3,0 %). Dette kan skyldes at ørretens diett i august var dominert av overflateinnssekter (42,5 %) og at det var mye lett tilgjengelig næring på overflaten under prøvefisket. Ellers var vårfluelarver dominerende i dietten i juni, og godt representert i august. Vårfluelarver er svært vanlig i dietten til ørret i reguleringsmagasiner. I august utgjorde også *B. longimanus* nær 20 % av dietten, noe den også gjorde i august 2010. Andelen fisk i dietten var høyere i 2019 enn i 2010, og utgjorde rundt 7-10 % (tabell 4.5). Skjoldkreps, som ble funnet i mageprøvene i 2010, ble ikke registrert i 2019.

**Tabell 4.5.** Sammensetning av mageinnhold i volumprosent hos 28 ørret fanget den 17.6-18.6.2019 og 25 ørret fanget den 26.8.-28.8.2019. Byttedyrgrupper > 10 % er uthevet.

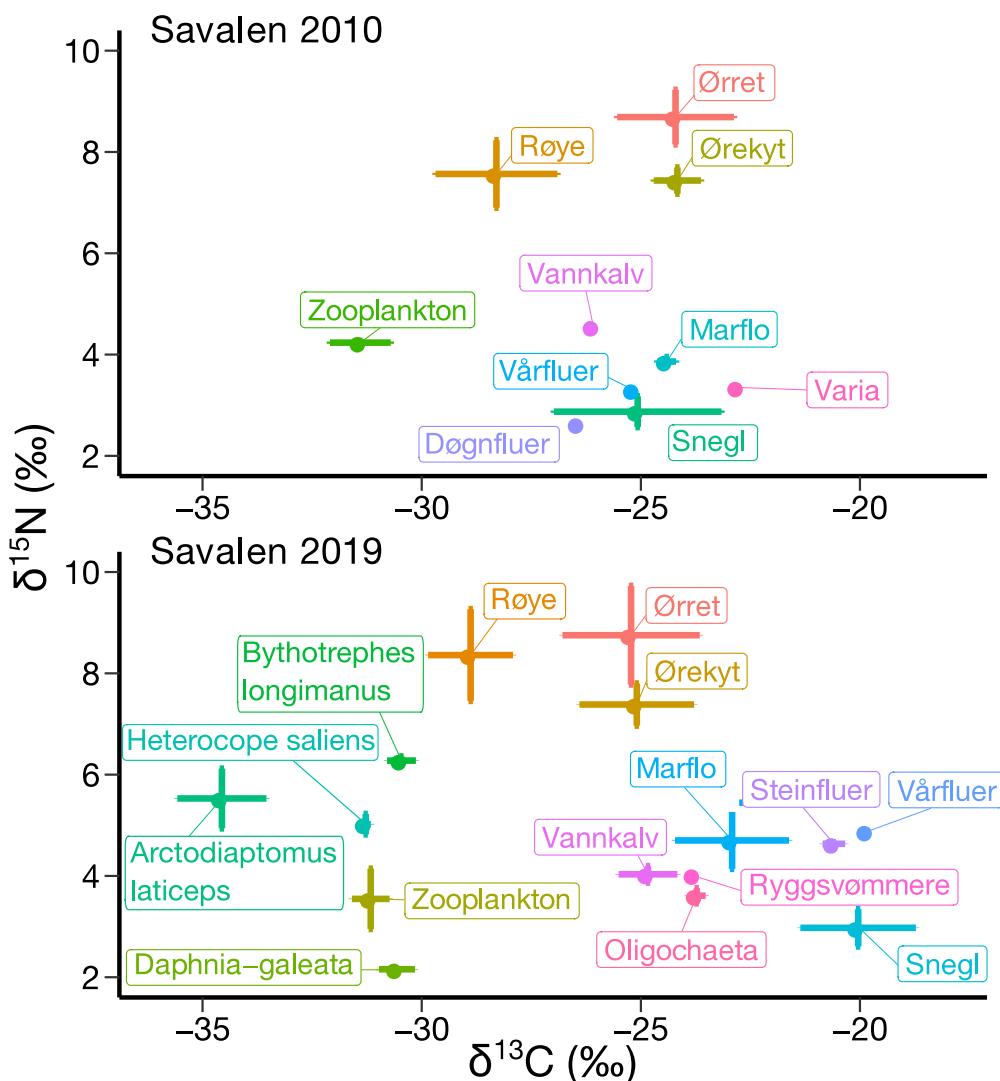
Habitat	Litoralt (0-10 m)	
	Juni	August
Antall (N)	28	25
Antall tomme mager	18	5
<b>Krepsdyr</b>		
<b>Bunnlevende arter</b>		
Marflo	<b>20,6</b>	<b>3,0</b>
Skjoldkreps		
Linsekreps		4,0
<b>Pelagiske arter</b>		
<i>Bythotrephes longimanus</i>		<b>19,7</b>
<i>Daphnia galeata</i>		0,4
<i>Holopedium gibberium</i>		
<i>Bosmina longispina</i>		1,8
Hoppekreps (Calanoide)		
<b>Vannlevende insekt</b>		
Døgnflue nymfe	1,8	
Steinflue nymfe		
Fjærmygg (larve/puppe)	4,2	2,4
Vårfluelarve	<b>60,4</b>	<b>11,0</b>
Vannkalv (imago)		
Vannkalv (larve)		
<b>Overflateinsekter</b>	0,7	<b>42,5</b>
<b>Snegl</b>		
<b>Muslinger</b>		6,8
<b>Fisk</b>	<b>10,4</b>	7,6
<b>Annet</b>	1,8	0,8
Totalt	100	100

## 4.4 Stabile isotoper

### 4.4.1 Næringsnett

Prøvene fra strandsona og de åpne vannmassene hadde klart forskjellige  $\delta^{13}\text{C}$ -verdier, og dyreplankton (zooplankton) hadde i gjennomsnitt 9 ‰ lavere  $\delta^{13}\text{C}$ -verdier enn bunndyr fra strandsona (**figur 4.8**). Dyreplanktonartene viste markerte forskjeller i sine trofiske nivå, med høyeste  $\delta^{15}\text{N}$ -verdier hos den mest utpregede rovdyrart *Bythotrephes longimanus*. Noe lavere  $\delta^{15}\text{N}$ -verdier fremkommer hos de omnivore arter *Arctodiaptomus laticeps* og *Heterocope saliens* som begge har et lavere karnivort fødevalg enn *B. longimanus*. De laveste  $\delta^{15}\text{N}$ -verdiene funnet hos dyreplanktonarter faller som forventet inn hos den herbivore makrofiltratoren *Daphnia galeata* med et betydelig inntak alger og evt. et mindre innslag av protister. Tilsvarende viste de forskjellige fiskeartene markerte forskjeller i sine isotopiske nisjer (**figur 4.8**). Ørret og ørekyt hadde høye verdier av  $\delta^{13}\text{C}$ , noe som viser en diett som hovedsakelig består av bunndyr og bunndyrspisende fisk fra strandsona. At ørreten befinner seg rett over ørekyte i biplotte (**figur 4.8**) tyder på at ørreten spiser en del ørekyte. Røye hadde mye lavere  $\delta^{13}\text{C}$ -verdier som betyr en nisje som er

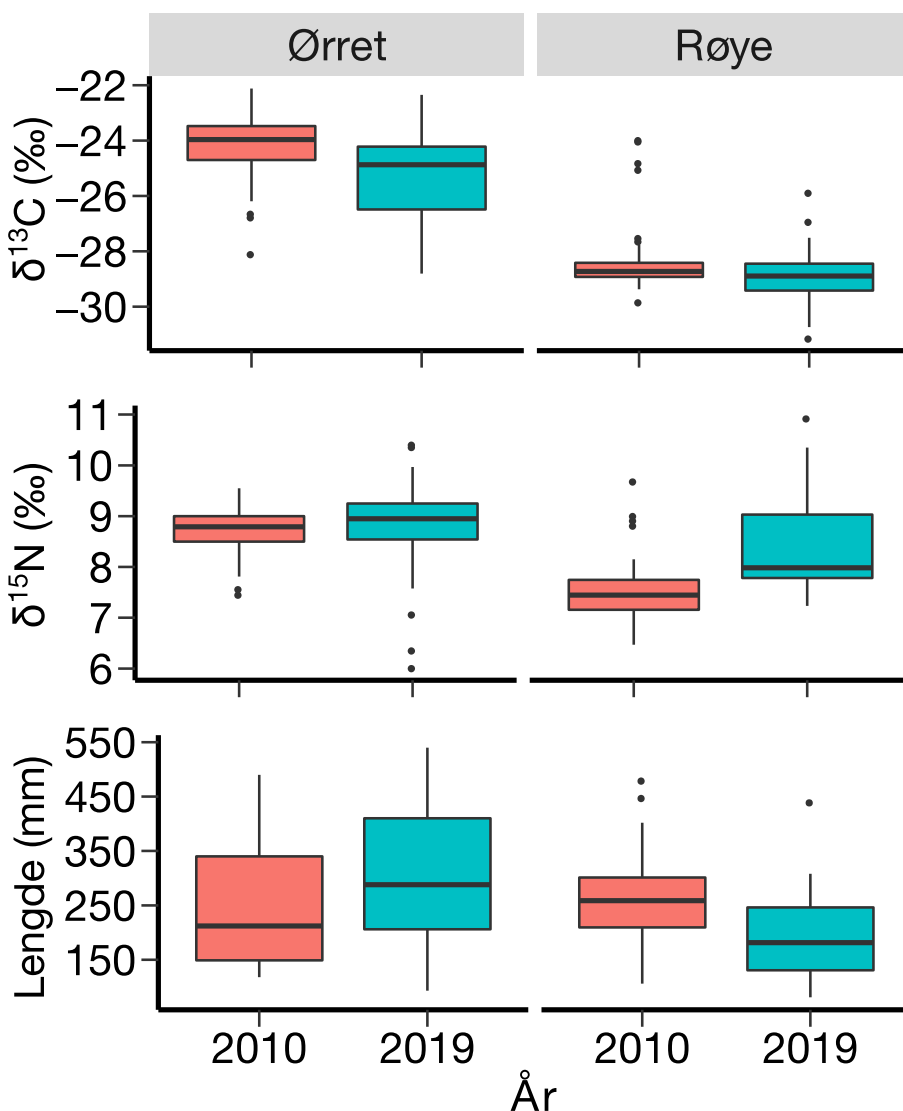
mer knyttet til de åpne vannmassene eller dype områder og en diett dominert av dyreplankton. Røye analysert i 2019 hadde relativt høy  $\delta^{15}\text{N}$ -verdiene som betyr at de hovedsakelig spiser rovdyrarter av plankton. De relativt høye  $\delta^{15}\text{N}$ -verdiene kan også skyldes at klekkende fjærmygg fra dypt vann ofte er svært viktig fiskeføde i pelagialen. Både ørret og røye viste stor individuell variasjon i  $\delta^{13}\text{C}$ - og  $\delta^{15}\text{N}$ -verdier, noe som viser at bestandene består av individer med ulik atferd; noen er generalister (dvs. de har middels  $\delta^{13}\text{C}$  og  $\delta^{15}\text{N}$ ), noen er svært spesialiserte til en diett dominert av fisk eller bunndyr fra dypt vann (høy  $\delta^{15}\text{N}$ ), mens andre har spesialisert seg på bunndyr i strandsona (høy  $\delta^{13}\text{C}$  og lav  $\delta^{15}\text{N}$ ).



**Figur 4.8** Gjennomsnittlige ( $\pm$  SD) verdier for  $\delta^{13}\text{C}$  og  $\delta^{15}\text{N}$  hos næringsressurser i de åpne vannmassene (zooplankton) og langs bunnen (bunndyr fra strandsona), og hos ulike fiskearter i totalmaterialet fra Savalen samlet i 2010 og 2019.

#### 4.4.2 Endring i fiskens diett

Sammenligningene av isotopdata fra 2010 og 2019 viser ingen store endringer i dietten hos ørret og røye (**figur 4.9, tabell 4.6**). Ørret har noe lavere  $\delta^{13}\text{C}$ -verdier i 2019 sammenlignet med 2010, men dette kan skyldes den større størrelsen på fisken som ble analysert i 2019. Tilsvarende forklarer de små potensielt profundalt bunndyrspisende røyene trolig de vesentlig høyere  $\delta^{15}\text{N}$ -verdiene i 2019. Ingen av fiskeartene viste signifikante forskjeller i individuell variasjon i  $\delta^{13}\text{C}$ - og  $\delta^{15}\text{N}$ -verdier, men ørret viste høyere individuell variasjon i kroppslengde i 2019.

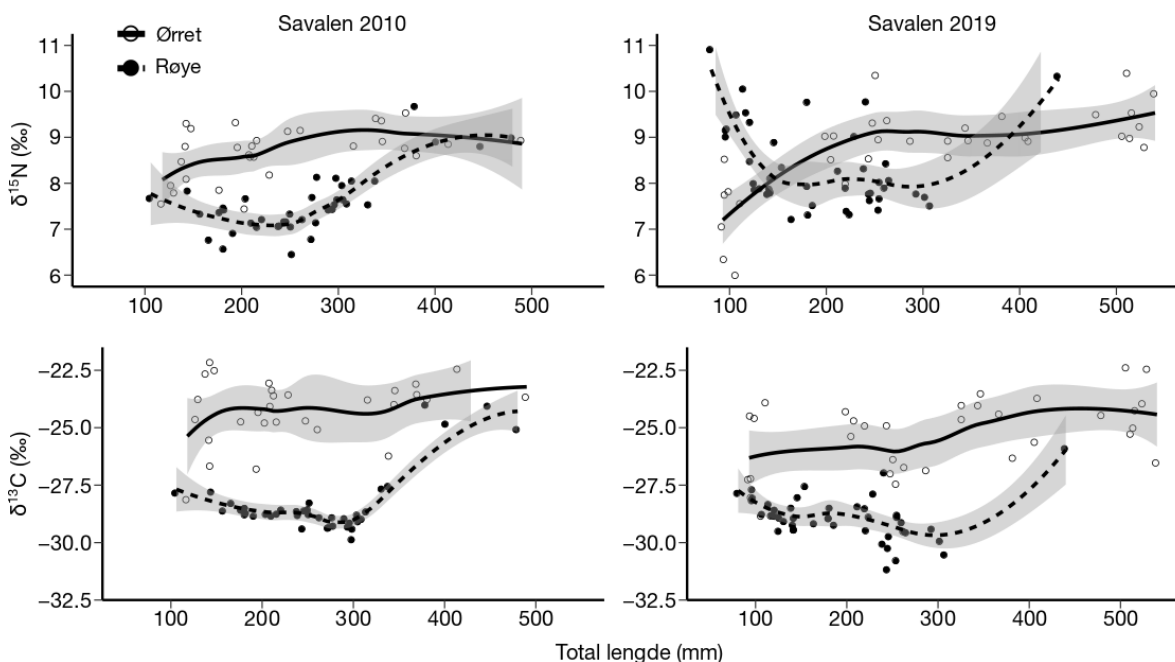


**Figur 4.9.** Endringer i dietten hos ørret og røye fra 2010 til 2019, basert på  $\delta^{13}\text{C}$ - og  $\delta^{15}\text{N}$ -verdier. Høy  $\delta^{13}\text{C}$ -verdi viser en diett som hovedsakelig består av bunndyr eller fisk fra strandsona, mens lav  $\delta^{13}\text{C}$ -verdi viser en diett dominert av pelagisk dyreplankton, bunndyr fra dypt vann (profundale) eller små planktonspisende fisk.  $\delta^{15}\text{N}$ -verdi viser hvor i næringskjeden fisken befinner seg. De nederste figurene viser lengden av fisk som ble samlet for analyser av stabile isotoper. **Tabell 4.6** viser resultater fra statistiske sammenligninger.

**Tabell 4.6.** Endringer i  $\delta^{13}\text{C}$  og  $\delta^{15}\text{N}$ -verdier samt i lengden av ørret og røye samlet for analyser av stabile isotoper i 2010 og 2019 i Savalen. «Endring» viser forskjellen i årlig gjennomsnitt av parameterverdi. På grunn av datafordelingen, ble en ikke-parametrisk Wilcoxon-test brukt. Levene-test sammenligner årlige forskjeller i individuell variasjon av parameterverdier. Statistisk signifikante P-verdier ( $P < 0.05$ ) vises i fet skrift.

Art	Parameter	Endring	Statistikk	Levene-test
Ørret (n = 65)	$\delta^{13}\text{C}$	-1.01 ‰	W = 741, P = <b>0.005</b>	F = 1.29, P = 0.260
	$\delta^{15}\text{N}$	+0.06 ‰	W = 437, P = 0.235	F = 2.63, P = 0.110
	Lengde	+63 mm	W = 366, P = 0.114	F = 6.90, P = <b>0.011</b>
Røye (n = 84)	$\delta^{13}\text{C}$	-0.59 ‰	W = 1107, P = <b>0.045</b>	F = 0.06, P = 0.803
	$\delta^{15}\text{N}$	+0.80 ‰	W = 364, P < <b>0.001</b>	F = 2.44, P = 0.122
	Lengde	-71 mm	W = 1330, P < <b>0.001</b>	F = 0.04, P = 0.845

Resultatene fra GAM-modellene viste ingen signifikante effekter av fangstår eller interaksjonen mellom år og fiskelengde på  $\delta^{13}\text{C}$ - og  $\delta^{15}\text{N}$ -verdiene hos ørret (**figur 4.10, tabell 4.7**). Både i 2010 og 2019 endret ørret sitt næringsinntak til et høyere trofisk nivå (høyere  $\delta^{15}\text{N}$ ) ettersom den ble større (>200 mm). Dette betyr at det er en tendens til at stor ørret har endret diett fra mest bunndyr eller terrestriske insekter i strandsona til små byttfisk, trolig for det meste ørekyt og små røye. GAM-modellene viste signifikante interaksjonen mellom år og fiskelengde på  $\delta^{13}\text{C}$ - og  $\delta^{15}\text{N}$ -verdiene hos røye (**figur 4.10, tabell 4.7**). Både i 2010 og 2019 utnyttet små røye (<300 mm) hovedsakelig plankton i de åpne vannmassene, mens store individer (>350 mm) for det meste utnyttet små fisk (ørekyt) eller bunndyr fra strandsona med høye  $\delta^{13}\text{C}$ -verdier. Signifikante interaksjonen mellom år og fiskelengde hos røye kan skyldes de små fiskene i 2019 som hadde eksepsjonelt høye  $\delta^{15}\text{N}$ -verdiene (sannsynligvis på grunn av dietten som trolig bestod av profundalt bunndyr eller utpregede rovdyrarter innen dyreplanktonet) og de flere potensielt fiske-spisende større røyene analysert i 2010.



**Figur 4.10.** Forholdet mellom ørretens og røyens kroppslengde og  $\delta^{15}\text{N}$ - (øverst) og  $\delta^{13}\text{C}$ -verdier (nederst) i prøver av muskel samlet i Savalen i 2010 (venstre) og 2019 (høyre). Kurvene med skravering viser endringer i fiskens isotopverdier med feilmargin basert på loess-lokalregresjon.

**Tabell 4.7.** Oppsummeringer av GAM-modellene. Modellene tester for ontogenetisk skift (med økende fiskestørrelse) i dietten hos ørret og røye, basert på forholdet mellom kroppslengde og  $\delta^{13}\text{C}$ - og  $\delta^{15}\text{N}$ -verdier i prøver av muskel samlet i Savalen i 2010 og 2019. Statistisk signifikante P-verdier ( $P < 0.05$ ) vises i fet skrift.

Respons	Parameter	Estimat	SE	t	P
Ørret $\delta^{13}\text{C}$ $R^2 = 0.214$	Intercept	-25.132	0.682	-36.82	<b>&lt;0.001</b>
	Lengde	0.004	0.003	1.48	0.145
	År	-1.579	0.877	-1.80	0.077
	Lengde*År	0.001	0.003	0.33	0.743
Ørret $\delta^{15}\text{N}$ $R^2 = 0.382$	Intercept	8.066	0.311	25.97	<b>&lt;0.001</b>
	Lengde	0.003	0.001	2.20	<b>0.032</b>
	År	-0.659	0.399	-1.65	0.104
	Lengde*År	0.002	0.001	1.29	0.204
Røye $\delta^{13}\text{C}$ $R^2 = 0.237$	Intercept	-30.942	0.593	-52.16	<b>&lt;0.001</b>
	Lengde	0.010	0.002	4.65	<b>&lt;0.001</b>
	År	2.409	0.743	3.24	<b>0.002</b>
	Lengde*År	-0.012	0.003	-3.88	<b>&lt;0.001</b>
Røye $\delta^{15}\text{N}$ $R^2 = 0.327$	Intercept	6.055	0.408	14.85	<b>&lt;0.001</b>
	Lengde	0.006	0.001	3.86	<b>&lt;0.001</b>
	År	2.847	0.511	5.57	<b>&lt;0.001</b>
	Lengde*År	-0.009	0.002	-4.06	<b>&lt;0.001</b>

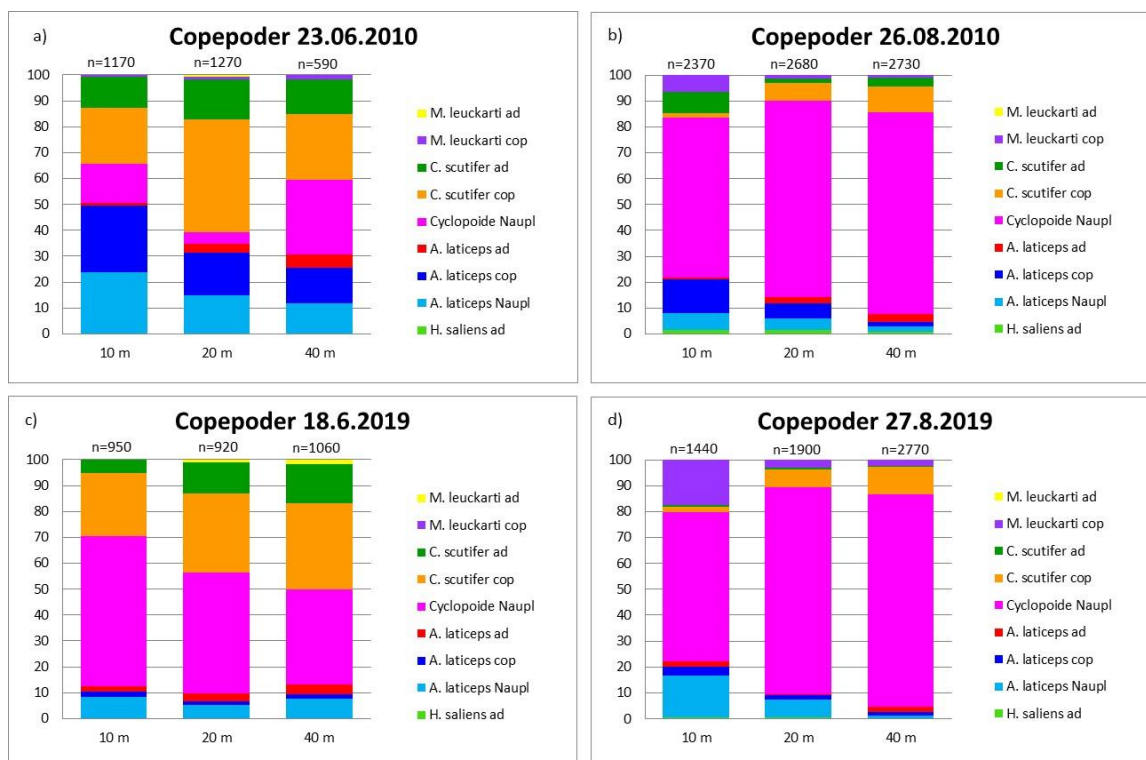
## 4.5 Zooplankton

Sammensetningen i vertikale håvtrekk av hoppekreps og vannlopper i pelagialen er gitt i relative forhold i prøver fra 10, 20 og 40 meter (**figur 4.11 og 4.12**). Hoppekreps dominerte over vannlopper i vannmassene i både juni og august 2010 og 2019, men denne trenden var mest tydelig i august begge år. Forskjellene mellom dybdesjiktene er imidlertid enda større enn det fremkommer av figurene da prøver fra større dyp også inneholder individer fra de øverste meterne.

### 4.5.1 Copepoder (hoppekreps)

De calanoide hoppekrepsene *Heterocope saliens* (kun adulte) og *Arctodiaptomus laticeps* (alle stadier) utgjorde generelt en liten prosentandel av totalen, og med avtagende mengder nedover i dypet. Største forekomst av calanoide hadde *A. laticeps* i juni 2010 med nær 50 % av hoppekrepsene i de øverste 10 m av vannsøylen, og med en avtagende trend mot bunnen til ca. 30 % denne prøvedato. På de andre prøvedatoer og dyp utgjorde *A. laticeps* mindre enn ca. 10 %. *H. saliens* var fraværende i juni begge år med en liten forekomst i august både 2010 og 2019 med hhv. ca. 1-2 % og 0,5-1 %.

I alle perioder økte andelen av cyclopoide hoppekreps, og dette som en naturlig konsekvens av den calanoide trenden. Den totalt dominerende forekomst i % av cyclopoide hoppekreps var deres nauplier i alle prøver, med unntak av de øverste 20 m i juni 2010. På sistnevnte prøvedato, og nær det samme i 2019, hadde *Cyclops scutifer* stor forekomst av copepoditter på alle dyp og en god del færre adulte. *Mesocyclops leuckarti* hadde svært liten forekomst alle prøvedatoer, og ut fra dette og stor forekomst av spesielt copepoditter til *Cyclops scutifer* er trolig de fleste nauplier tilhørende sistnevnte art (**figur 4.11**).

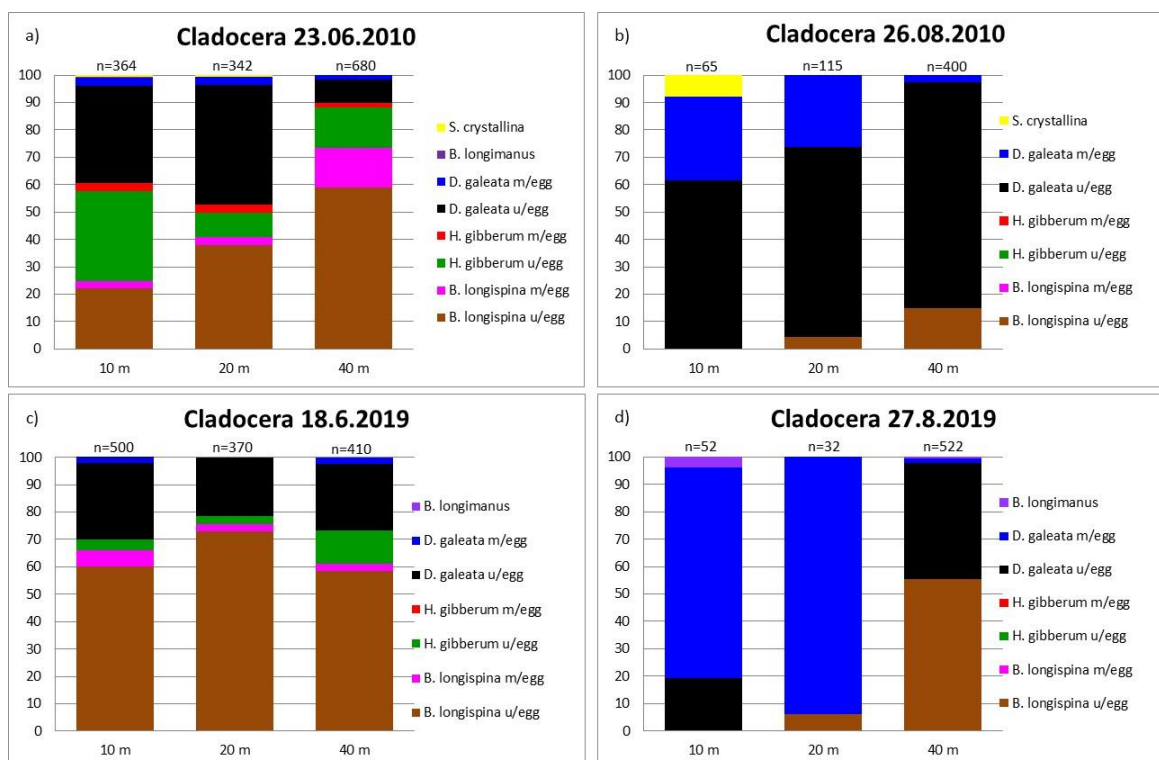


**Figur 4.11.** Prosentvis fordeling av hoppekreps i prøver fra 10, 20 og 40 m vertikale håvtrekk i Savalen i 2010 og 2019. Antall dyr totalt (n) i håvtrekket er estimert ut fra et opptelt utvalg (subsample).

#### 4.5.2 Cladocerer (vannlopper)

De tre totalt dominerende cladocerer var *Bosmina longispina*, *Daphnia galeata* og *Holopedium gibberum* (gelekreps), og i tillegg noen svært lave forekomster av *Sida crystallina* og *Bythotrepes longimanus*. De sistnevnte to arter hadde kun en forekomst hver som synes i figurene på 10 m i august, hvor *S. crystallina* hadde 7,7 % og *B. longimanus* med 3,8 % i hhv. 2010 og 2019 (**figur 4.12**).

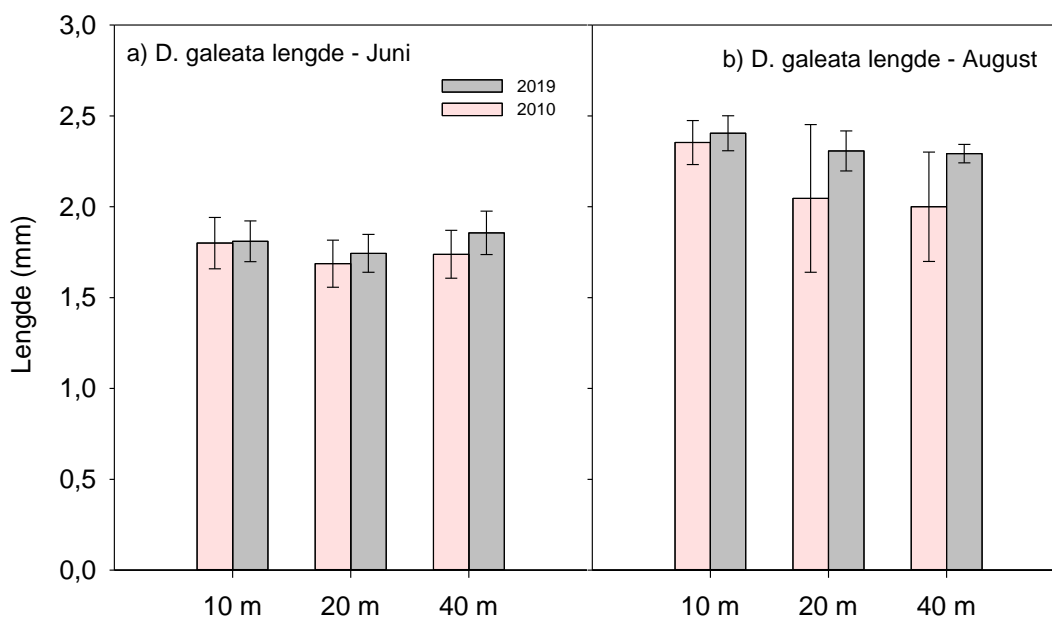
I juni begge år dominerte *B. longispina* i nær alle dyp og med økende mengder mot bunnen, med eneste unntak på 10 m i 2010 hvor *H. gibberum* hadde sin største forekomst med ca. 35 %. *H. gibberum* opptrådte ellers i juni begge år med en forekomst under 15 %, og arten ble begge år ikke funnet i noe dyp i august. *B. longispina* hadde langt mindre forekomster i august begge år, med unntak av 40 m i 2019 hvor den forekom i nær samme mengde som *D. galeata*. Sistnevnte art dominerte ellers totalt i august begge år med store forekomster både med og uten egg, med til sammen ca. 80-95 % av cladocerer (**figur 4.12**).



**Figur 4.12.** Prosentvis fordeling av vannlopper i prøver fra 10, 20 og 40 m vertikale håvtrekk i Savalen i 2010 og 2019. Antall dyr totalt (n) i håvtrekket er estimert ut fra et optelt utvalg (subsampling).



Gjennomsnittslengden i mm til voksne *D. galeata* var signifikant større i august 2019 (gjennomsnitt  $\pm$  SE:  $2,34 \pm 0,02$ ) enn i august 2010 (gjennomsnitt  $\pm$  SE:  $2,13 \pm 0,08$ ,  $F_{1,16}=6,3$ ,  $p=0,02$ ). Samme trend forekom også i juni begge år med 1,80 mm (SE  $\pm$  0,03) og 1,74 mm (SE  $\pm$  0,03) hhv. i 2019 og 2010, men her var det ingen signifikant forskjell ( $F_{1,16}=2,2$ ,  $p=0,15$ , se **figur 4.13**). Det er også en signifikant forskjell i størrelse på *D. galeata* samlet inn i august sammenlignet med juni i 2019 (gjennomsnitt  $\pm$  SE:  $2,34 \pm 0,02$  vs.  $1,80 \pm 0,03$ ,  $F_{1,16}=220,6$ ,  $p<0,001$ ). I august er det generelt langt flere hunner med egg enn i juni (**figur 4.12**), noe som trolig bidrar til større individer i august.

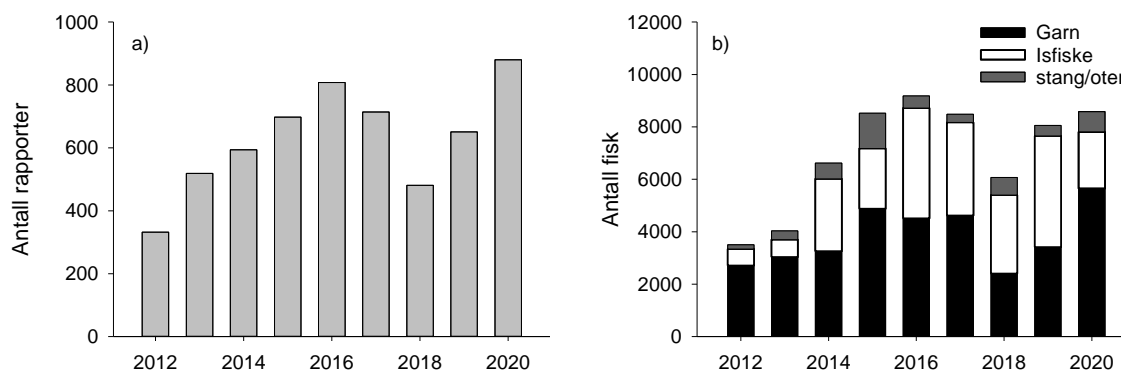


**Figur 4.13.** Gjennomsnittlig kroppslengde  $\pm$  2SE på adulte *D. galeata* fra vertikale håvtrekk i juni og august i Savalen fra hhv. 10, 20 og 40 m, hvor rosa i 2010 og grå i 2019.

## 4.6 Fangstregistreringer

Fangstregistreringene er basert på bearbejdede data fra Nord-Østerdalen Utmarkstjenester som samler inn fangstrapporter på oppdrag fra Savalen fiskeforening. Fra og med 2012 er fangstrapporter samlet inn mer systematisk, og antall rapporter er langt flere enn før 2010 hvor antall fangstrapporter ikke oversteg 64. I perioden 2012-2020 varierte antall innkomne rapporter mellom 332 og 880 (**figur 4.14 a**). Totalt årlig rapportert uttak av fisk varierte fra 3506 til 9177 (**figur 4.14 b**). I de fleste år er det garnfisket som står for det største uttaket, men enkelte år (2018 og 2019) ble det fanget flest fisk ved isfiske (**figur 4.14 b**).

En fordeling av fangster på ulike redskaper fra 2020, viser at røye sto for 92,5 % av det totale uttaket (**tabell 4.8**). Vi ser videre at fangstene fra garnfiske og isfiske i all hovedsak består av røye. I år hvor isfiske står for en større del av fangstuttaket, vil andelen røye være enda høyere da isfiske nær utelukkende beskatter røya. Vi ser at ørret totalt dominerer fangstene fra oterfisket (95,7 %), men dette fisket er relativt beskjedent og det største uttaket av ørret skjer på garn (**tabell 4.8**). Ser vi nærmere på fangsten de siste seks årene på garn med maskevidde 35 mm eller større så ser vi at fordelingen mellom røye og ørret er relativt stabil (**tabell 4.9**). I denne seksårsperioden var den rapporterte andelen settefisk lav, og varierte mellom 1,8-10,9 %.



**Figur 4.14.** Antall innkomne fangstrapper (a) og antall fisk rapportert totalt fordelt på redskaps-typer (b) for årene 2012-2020.

**Tabell 4.8.** Fangstfordeling fra 2020 av røye og ørret på ulike redskaper.

Redskap	Antall røye	Antall ørret	Andel røye (%)	Andel ørret (%)
Garn<24mm	906	44	95,4	4,6
Garn>35mm	4257	445	90,5	9,5
Oter	4	88	4,3	95,7
Isfiske	2138	13	99,4	0,6
Stang	632	54	92,1	7,9
<b>Totalt</b>	<b>7937</b>	<b>644</b>	<b>92,5</b>	<b>7,5</b>

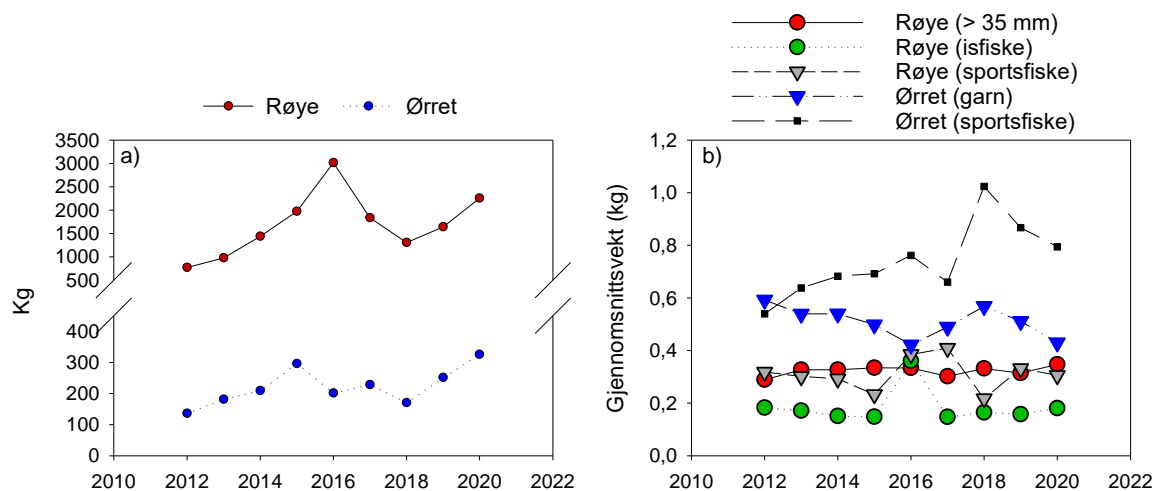
**Tabell 4.9.** Antall fisk og andel røye og ørret i garnfangster på garn med maskevidder større eller lik 35 mm i årene 2015-2020. I tillegg er andel settefisk av ørret i de samme fangstene oppgitt.

År	Antall fisk	Andel røye (%)	Andel ørret (%)	Andel settefisk (%)
2015	3776	92,2	7,8	8,5
2016	3369	94,4	5,6	2,7
2017	-	-	-	-
2018	2062	90,2	9,9	10,9
2019	2747	90,9	9,1	4,2
2020	4702	90,5	9,5	1,8

Det totale uttaket av både røye og ørret (**figur 4.15 a**) er korrelert med antall innkomne rapporter i årene 2012-2020 ( $R_{\text{røye}}=0,89$ ,  $p=0,001$ ;  $R_{\text{ørret}}=0,81$ ,  $p=0,008$ ). Rapportert uttak av røye varierte mellom 768-3013 kg. Toppåret var i 2016, og var til dels drevet av et stort uttak fra isfiske. Uttaket av ørret i samme periode varierte mellom 136-326 kg (**figur 4.15 a**).

I **figur 4.15 b**, ser vi utviklingen i rapporterte gjennomsnittsvæker for røye og ørret fanget med ulike redskap. Den eneste signifikante trenden er at gjennomsnittsvekten til ørret fanget med sportsfiskeredskap øker i perioden 2012-2020 ( $F_{1,7}=9,3$ ,  $p=0,02$ ). Det er heller ikke forventet at vekten på garnfanget fisk øker stort i perioden da størrelsen på fisken i stor grad bestemmes av maskevidden som har vært konstant i perioden. Største eksemplarer av røye og ørret rapportert inn i 2020 var på henholdsvis 2,4 og 4,2 kg.

Det er også verdt å merke seg at det fanges enkelte individer av harr i Svalen (en i 2019 og to i 2020).



**Figur 4.15.** a) Antall kg røye og ørret rapportert fanget totalt og (b) gjennomsnittsvekt for røye og ørret fanget på ulike redskapsstyper for årene 2012-2020.

## 4.7 Biotoptiltak i Savalen – utlegging av skjul i tilløpsbekk og reguleringszone

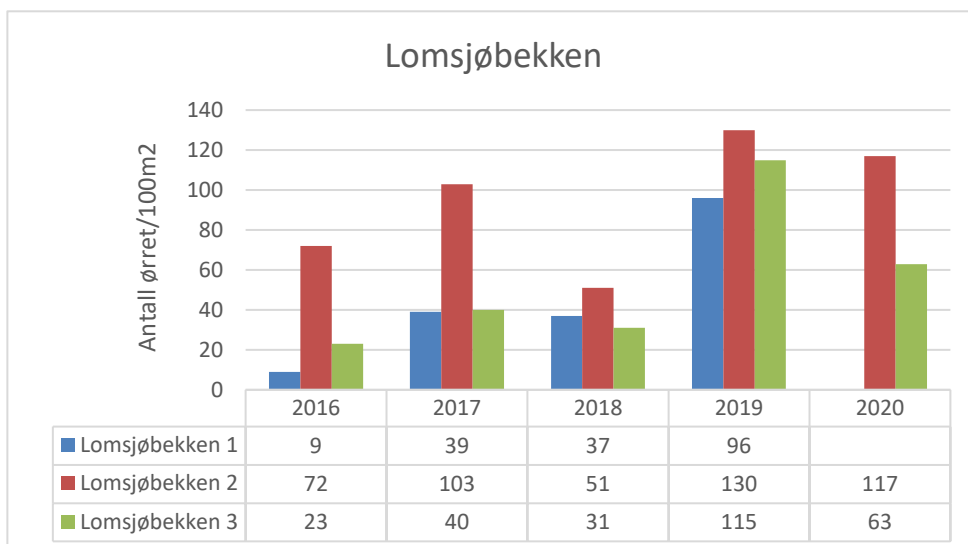
Resultatene i dette kapittelet er hentet fra Johnsen (2019), men er supplert med data fra 2020. Utlegging av stor stein/blokk i strandsonen utenfor Lomsjøbekken ble gjennomført i mars 2017. Utlegging av steingrupper i nedre del av Lomsjøbekken ble gjort i august 2017. Bilder av tiltakene er for øvrig vist i **figur 2.3**.

### 4.7.1 Håndholdt elfiske

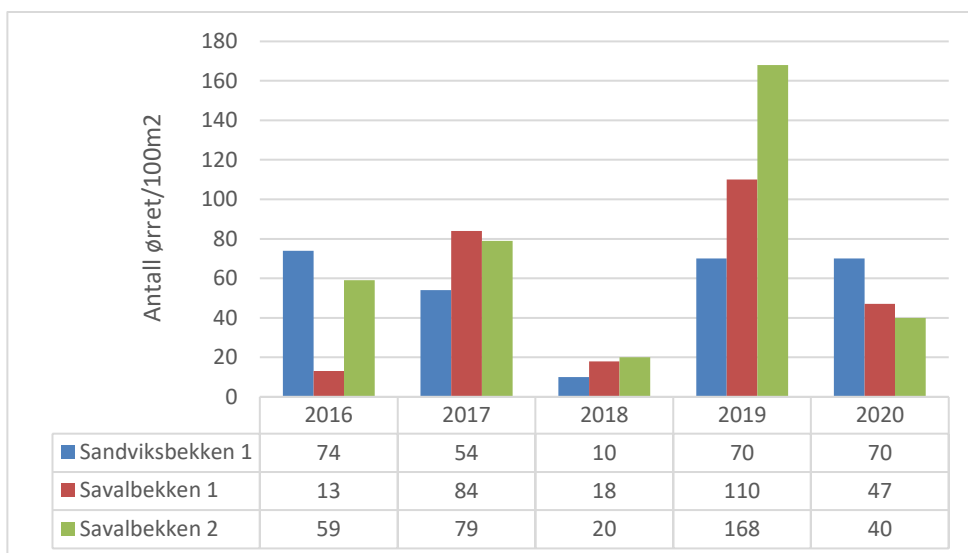
De estimert tetthetene av ørret varierte en god del både mellom og innen de ulike bekkene. Felles for alle bekkene var at tettheten var størst i 2019. Unntaket var øverste stasjonen i Nausterdalsbekken (stasjon 3), som var høyest i 2020. I flere av bekkene ble det estimert tettheter på langt over 100 ørret/100 m<sup>2</sup>, noe som er svært høyt. Selv om flere stasjoner har økte tettheter mot slutten av perioden, kan det synes som at tettheten på «Lomsjøbekken 1 (tiltaksstasjonen)» har vist en god utvikling etter at tiltak ble gjennomført i august 2017 (**tabell 4.10, figur 4.16-4.18**). En indikasjon på dette er at nedgangen fra 2017 var fraværende på tiltaksstasjonen i 2018, mens stasjon 2 (særlig) og 3 viste en markant nedgang i 2018.

**Tabell 4.10.** Oversikt over avfisket areal, antall ørret fanget og estimert tetthet av ørret basert på en fangbarhet på  $p=0,5$ . \* Vannstanden i Savalen var så høy i 2020 at stasjonen ikke lot seg avfiske.

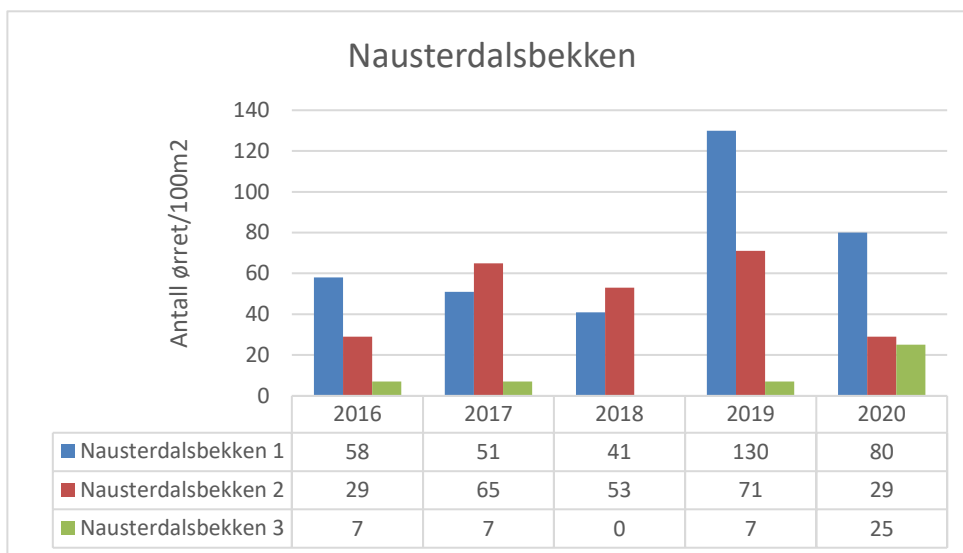
Stasjon	Avfisket areal	Antall ørret fanget					Estimert antall ørret /100 m <sup>2</sup>				
		2016	2017	2018	2019	2020	2016	2017	2018	2019	2020
Lomsjøbekken 1	231*	10	45	43	70	*	9	39	37	61	*
Lomsjøbekken 2	117	42	60	30	76	60	72	103	51	130	117
Lomsjøbekken 3	150	17	30	23	86	47	23	40	31	115	63
Sandviksbekken 1	63	23	17	3	22	22	74	54	10	70	70
Nausterdalsbekken 1	59*	17	15	12	38	20	58	51	41	130	80
Nausterdalsbekken 2	34	5	11	9	12	5	29	65	53	71	29
Nausterdalsbekken 3	56	2	2	0	2	7	7	7	0	7	25
Savalbekken 1	77	5	32	7	42	18	13	84	18	110	47
Savalbekken 2	41	12	16	4	34	8	59	79	20	168	40
Total	828	133	228	131	382						



**Figur 4.16.** Utvikling i relativ tetthet på tre stasjoner i Lomsjøbekken i perioden 2016-2020. El-fisket i 2017 kan i stor grad regnes som et referanseår, da effekten av tiltaket i svært liten grad hadde innvirkning på tettheten av fisk.



**Figur 4.17.** Utvikling i relativ tetthet på en stasjon i Sandviksbekken og to stasjoner i Savalbekken i perioden 2016-2020.



**Figur 4.18.** Utvikling i relativ tetthet på tre stasjoner i Nausterdalsbekken i perioden 2016-2020.

#### 4.7.2 Båtelfiske

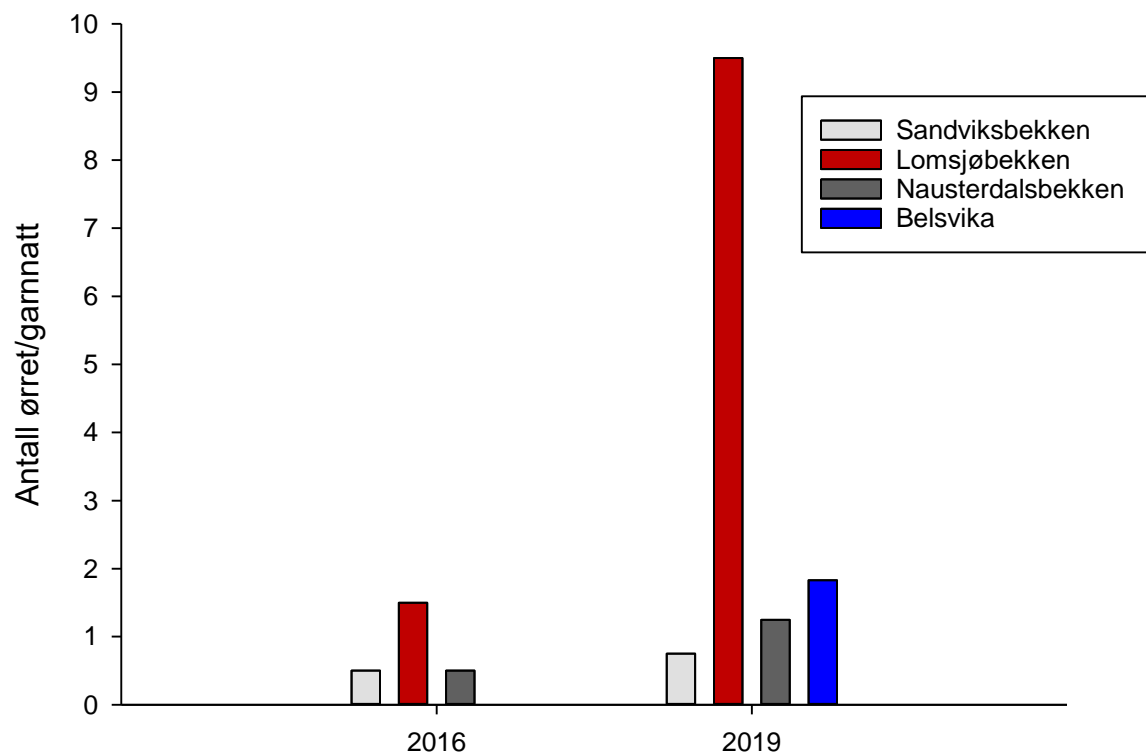
Det ble kjørt med elektrofiskebåt utenfor osområdet til Lomsjøbekken, Nausterdalsbekken og Sandviksbekken (se plassering av stasjoner på kart) den 30. september 2016. Utenfor utløpet til Lomsjøbekken ble stasjonen fisket tre ganger for å estimere fangbarhet og reell tetthet. Gitt at båten fisket effektivt i tre meters bredde og stasjonen var 259 meter lang var avfisket areal 777 m<sup>2</sup>. Tettheten på denne strekningen ble estimert å være på ca 17 ørret per 100 m<sup>2</sup>. Antall ørret per minutt båtelfiske var høyest utenfor Lomsjøbekken, med 3,7 ørret/min båtelfiske og lavest utenfor Sandviksbekken med 0,8 ørret/min båtelfiske (**tabell 4.11**).

**Tabell 4.11.** Oversikt over avfisket areal, antall ørret fanget og estimert tetthet av ørret (per 100 m<sup>2</sup>) og antall ørret per minutt båtelfiske.

Stasjon	Om-gang	Avfisket areal	Antall ørret fanget	Estimert antall ørret/100 m <sup>2</sup>	Antall ørret/min båtelfiske
Lomsjøbekken (os)	1	777	30		3,7
Lomsjøbekken (os)	2	777	26		2,9
Lomsjøbekken (os)	3	777	19	17	2,4
Sandviksbekken (os)	1	378	4		0,8
Nausterdalsbekken (os)	1	510	12		1,8

#### 4.7.3 Utlekking av stein i reguleringssonen utenfor Lomsjøbekken.

Relativ tetthet av fisk i området for steinutlegging ble undersøkt med nordisk garn i 2016 og i 2019. I 2016 ble det ikke fanget ørret mindre enn 23 cm på noen av stasjonene. Av de 25 ørretene som ble tatt utenfor Lomsjøbekken i juni 2019 var 19 av 25 (76 %) under 20 cm. Videre var den relative tettheten på 9,5 ørret per nordiskgarn/natt i steinutleggingsområdet (se figur 4), mens den var på 1,8 ørret per nordiskgarn/natt i resten av Savalen (inkl. Belsvika). Det er tydelig at området med stein i strandsonen har laget et område som er egnet for mindre ørret.



**Figur 4.18.** Antall ørret per garnnatt i osområdet utenfor ulike bekker i Savalen. Antall ørret per garnnatt i Belsvika er også tatt med i sammenligningen.

## 5 Diskusjon

### 5.1 Fangster og habitatbruk

Denne undersøkelsen viser at det har vært relativt små endringer i fisksamfunnet siden 2010. Basert på garnfangstene kan ørretbestanden karakteriseres som tynn, med storvokst fisk (klassifisert iht. Ugedal mfl. 2005). Fangstene av ørret i juni og august 2010 var henholdsvis 1,01 og 1,96 ørret per 100 m<sup>2</sup> garnflate. Tilsvarende fangster i sammenlignbare garnserier i 2019 var 3,2 og 2,7 ørret per 100 m<sup>2</sup> garnflate. Økningen i tettheten av ørret kan ha en sammenheng med at det i lengre tid kun har vært lov til å fiske med garn 100 meter fra land. Habitatbruken til ørret (se under) medfører derfor at fangsttrykket blir kraftig redusert sammenlignet med et utstrakt garnfiske langs land. Det er også mulig at de utførte biotoptiltakene (se **kapittel 4.7**) kan ha hatt en viss effekt, men de er såpass nylig gjennomført at det fulle potensialet av disse nok ikke var realisert i 2019.

For røye var fangstene i pelagialen, både i øvre og dypere vannlag, små og realtvis like i 2010 og 2019. Fangstene av røye i strandsonen var svært lave i 2010 og fraværende i 2019, og de største bunnære fangstene av røye var på dyp større enn 15 meter. Det ble brukt forskjellige garnserier i disse områdene i 2010 og 2019, og det er vanskelig å sammenligne fangstene direkte. En sammenligning viser uansett at fangst (CPUE) av røye større enn 10 cm fanget i relevante maskevidder på dyp større enn 15 meter langs bunn (samlet for juni og august) var 2,8 og 4,6 røye per 100 m<sup>2</sup> garnflate, i henholdsvis 2010 og 2019.

Habitatbruken til de ulike artene i Savalen har i liten grad endret seg de siste ti årene. Ørret og ørekyte bruker strandsona, og det ble ikke fanget noen individer av disse artene pelagisk, eller i dypere områder langs bunn hverken i 2010 (Johnsen mfl. 2011) eller i 2019. Det fanges imidlertid noe ørret på garn, som må settes 100 meter fra land, av lokale fiskere (jmf. kap. 4.6). Dette tyder på at ørreten kan gå dypere i deler av sesongen (særlig senhøstes). Det er mulig ørreten oppsøker gyteplassene til røya for å spise rogn. Enkelte større ørret antas også å kunne søke etter byttefisk i pelagialen.

At ørreten er knyttet til strandsonen i Savalen har vært mønsteret siden undersøkelsene i 1985 (Linløkken & Qvenild 1986). Den største endringen har imidlertid vært at røya i mindre grad utnytter strandsonen. I 2000 fikk Berge & Adolfsen (2002) flere røye enn ørret i grunne områder langs land. I 2010 hadde dette bildet endret seg, og det ble kun fanget noen få røye i strandsonen (Johnsen mfl. 2011). I 2019, med prøvefiske i både juni og august, ble det ikke fanget ett eneste individ i dette habitatet. En av hovedforklaringene til dette kan være at ørretbestanden synes å ha blitt større, og at forekomsten av stor ørret har økt fra 2010 til 2019.

I august i 2019 ble all røye fanget på dyp større enn 15 meter, enten langs bunnen eller pelagialt. Hovedinntrykket er at røya står noe dypere i 2019 enn i 2010. En mulig forklaring på dette kan, som nevnt ovenfor, være knyttet til at forekomsten av større ørret (> 1 kg) synes å ha økt en god del siden 2010, og dermed også forekomsten av fiskespisende ørret. Den største ørreten fanget i 2020 var på 4,4 kg, og ørret på denne størrelsen antas også å bruke pelagialen for næringsøk etter røye. Selv ved lave tettheter av fiskespisere kan atferd og habitatbruk til potensiell byttefisk endre seg (Brabrand & Fåfeng 1993) og røya kan i større grad ha søkt nedover i dypet på grunn av predasjonsfare.

Selv om tettheten av røye synes å økt noe i profundale områder siden 2010, synes røyebestanden i Savalen å være tynn sammenlignet med fangster fra andre innsjøer (Hegge m.fl. 1989, Klemetsen m.fl. 2002, Gregersen m.fl. 2007, Museth m.fl. 2008, Solem m.fl. 2010, Hesthagen m.fl. 2010). Undersøkelser fra andre lokaliteter med langt større røyefangster enn i Savalen viser også at røye i stor grad kan bruke strandsona (Hegge m.fl. 1989, Klemetsen m.fl. 2002). I Takvatnet, før en omfattende utfisking av røye, ble det fanget over 20 røye per 100 m<sup>2</sup> garnflate per



garnnatt (CPUE) i strandsona (Klemetsen m.fl. 2002). Sammen med artssammensetningen og størrelsen av ettertakede arter av dyreplankton (se kapittel 5.2), understøtter kondisjonsfaktoren, relativ tetthet i garnfangster (CPUE) og habitatbruken til røye i Savalen at bestanden er relativt tynn.

## 5.2 Næringskjeden i Savalen

Basert på data fra stabile isotoper i 2019, ser vi at ørret og ørekyt hadde høye verdier av  $\delta^{13}\text{C}$ , noe som viser en diett som hovedsakelig bestående av bunndyr hos ørekyt og bunndyr og bunndyrspisende fisk (ørekyt) hos ørret fra strandsona. Røye hadde mye lavere  $\delta^{13}\text{C}$ -verdier som betyr en nisje som er mer knyttet til de åpne vannmassene eller dype områder og en diett dominert av dyreplankton. Røye analysert i 2019 hadde relativt høy  $\delta^{15}\text{N}$ -verdiene som betyr at de hovedsakelig spiser rovdyrarter av plankton, eller klekkende fjærmygg fra dypt vann som ofte er svært viktig fiskeføde i pelagialen.

Dataene fra stabile isotoper samsvarer godt med mageanalysene fra både juni og august i 2019. Ørret hadde en diett basert på litorale krepsdyr som marflo og linsekreps, bunndyr (særlig vårflyer), og hadde også et relativt betydelig innslag av fisk, da særlig ørekyt. Tilsvarende for røye, ser vi at hovedemnene i dietten var pelagiske arter av zooplankton og fjærmygg.

Ettersom vi har data for stabile isotoper fra 2010 og 2019 i Savalen, kunne vi også analysere hvordan næringsnettet og forholdet mellom fiskeartene eventuelt har endret seg mellom undersøkelsene. Sammenligningene viste generelt ingen store endringer i dietten til ørret og røye. Ingen av fiskeartene viste signifikante forskjeller i individuell variasjon i  $\delta^{13}\text{C}$ - og  $\delta^{15}\text{N}$ -verdier mellom år, men ørret viste høyere individuell variasjon i kroppslengde i 2019. At materialet av ørret besto av noe større individer i 2019, kan forklare den noe lavere  $\delta^{13}\text{C}$  signaturen i 2019 sammenlignet med 2010. Tilsvarende forklarer de tilstedeværelse av små bunndyrspisende røyene i profundalen trolig de høyere  $\delta^{15}\text{N}$ -verdiene i 2019.

Både i 2010 og 2019 endret ørret sitt næringsinntak til et høyere trofisk nivå (høyere  $\delta^{15}\text{N}$ ) ettersom de ble større (>20 cm). Dette betyr at det er en tendens til at stor ørret har endret diett fra mest bunndyr eller terrestriske insekter i strandsona til små byttefisk, trolig for det meste ørekyt. Lignende ontogenetiske nisjeskift for ørret er også funnet i andre norske innsjøer (Jensen mfl. 2012, Hernandez mfl. 2016). Både i 2010 og 2019 utnyttet røye mindre enn 30 cm hovedsakelig plankton i de åpne vannmassene, mens store individer (>35 cm) synes i større grad å ha utnyttet små fisk eller bunndyr fra noe mer strandnære områder med høye  $\delta^{13}\text{C}$ -verdier.

Alle målinger av stabile isotoper på de enkelte dyreplanktonartene i Savalen 2019, inklusiv på samleprøve av alle arter i 2010 og 2019 («Zooplankton» i figurer), ligger lengst til venstre med de laveste  $\delta^{13}\text{C}$ -verdier av alt målt biologisk materiale i denne undersøkelsen. Dette bekrefter at alle dyreplanktonartene i hovedsak spiser pelagiske alger som er produsert i innsjøen eller andre dyr i næringskjeden med tilsvarende opphav til føden. Marflo, insekter, snegler og fisk ligger dermed alle lenger til høyre på  $\delta^{13}\text{C}$ -skalaen, noe som viser at disse ernærer seg på mer blandet kost med større innslag av påvekstlger, men også alloktont materiale som f.eks. tilført humus og døde løvtreblader på bunnen. I Savalen 2019 viste dyreplanktonartene også markerte forskjeller i sine trofiske nivå, fra den mest karnivore *Bythotrephes longimanus* med høyest  $\delta^{15}\text{N}$ -verdi og nedover på skalaen til den algespisende *Daphnia galeata*.

Ernæringsmessig er *B. longimanus* en utpreget karnivor cladocer innen dyreplanktonet (Monakov 1972, Nilssen 1976), og med et meget stort ernæringspekter av ulike arter hovedsakelig innen copepoder, cladocerer og rotatorier (Grigorovich mfl. 1998) samt planktoniske stadier av chironomidelarver (Monakov 1972). Dette underbygges av de stabile isotopmålinger av dyreplankton i denne undersøkelsen med den høyeste  $\delta^{15}\text{N}$ -verdi på over 6 ‰. *B. longimanus* er funnet å ha sine optimale habitater sentralt i dypvannområder i store innsjøer i høylandet i den tempererte sone (Grigorovich mfl. 1998), en beskrivelse som sammenfaller godt med Savalen.

Bredden av fiskepredasjon på *B. longimanus* er grundig oppsummert av Grigorovich mfl. (1998), og spesifikt fra ørret og røye som begge finnes i Savalen er også beskrevet fra bl.a. Nord-Sverige (Nilsson & Pejler 1973). Siden det ble funnet mye *B. longimanus* i mageprøver, primært fra røye, viser det at populasjonen har god vekst og produksjon. Men, siden det finnes svært lite av arten i alle hovtrekk indikerer dette at beitetrykket på arten er betydelig.

*Arctodiaptomus laticeps* og *Heterocope saliens* har også tydelige karnivore preg med  $\delta^{15}\text{N}$ -verdier mellom 5 og 6 ‰. Dette er målt kun på adulte individer av disse artene, så gjennomsnitt for alle deres livsstadier vil være en del lavere da graden av omnivor ernæring øker nedover i disse stadier fra copepoditter til deres nauplier. *A. laticeps* er en makrofiltrator mens *H. saliens* er omnivor (Monakov 1972), og kan derved filtrere både encellede dyr og alger og følgelig komme ut med noe uventede høye  $\delta^{15}\text{N}$ -verdier. Det er forventet å finne noe høyere  $\delta^{15}\text{N}$ -verdier på disse artenes mer karnivore adulte stadier enn deres mindre copepoditter, men også andre undersøkelser har vist at kalanoide copepoder ernærer seg på mer animalsk føde som omnivore enn tidligere antall (Lair & Hilal 1992).

Makrofiltratoren *D. galeata* bekrefter at det primære fødevalg er autoktone alger med  $\delta^{15}\text{N}$ -verdier på bare litt over 2 ‰. Vi kan trolig anta at også *Bosmina longispina* ligger i tilsvarende  $\delta^{15}\text{N}$ -nivå som *D. galeata* siden samleprøver («Zooplankton») i august 2010 og 2019 ligger så nær hverandre, og siden disse to arter utgjør hovedmengden av dyreplanktonet sammen med cyclopoide nauplier.

De registrerte mengdene av dyreplankton i Savalen kan tolkes i relasjon til fiskepopulasjonenes størrelse og ernæring. Kun i august 2010 og 2019 ble dyreplankton funnet i ørretens diett, hvor *B. longimanus* utgjorde nær 20 %. Begge år utgjorde *B. longispina* kun 0,1 % og 1,8 % hhv. disse årene. Totalt sett har ørret lite predasjonstrykk på dyreplanktonet sammenlignet med røya, og spesielt på populasjoner ute i pelagialen som domineres av røye over ørret. Av røyas andel av dietten fanget øverst i pelagialen i juni 2019 hadde *B. longispina* 36,7 %, og nær null i hele 2010. I juni 2019 hadde *B. longimanus* og *D. galeata* hhv. kun 10,8 og 4,2 %, mens i august 2019 utgjorde *D. galeata* en svært liten andel i motsetning til i 2010. I august 2019 utgjorde *B. longimanus* hele 82,3 % i røye tatt mellom 15-21 m dyp og ca. 20 % i røya tatt nede i dypet/profundalt.

Til tross for de omtalte funn av dyreplankton i fiskemager viser gjennomsnittslengden til voksne *D. galeata* verdier som antyder relativt moderat fiskepredasjon sammenlignet med andre innsjøer. Den beslektede vannloppen *Daphnia longispina* er også tidligere funnet med tilsvarende stor kroppslengde i noen få innsjøer i Oppland, bl.a. Selsjøen i Søndre Land, også et ørret- og røye vann (Wærvågen & Nilssen 2002). I Mosvatnet i Stavanger var *D. galeata* helt nedbeitet av sik, men kom tilbake i store mengder spesielt på bekostning av *Bosmina longirostris* når sik ble fjernet med rotenon (Sanni & Wærvågen, 1990). Innsjøer med lavt predasjonstrykk fra fisk er ofte dominert av store *Daphnia*, samt at *H. saliens* (ofte ved lav pH) og *B. longimanus* er relativt vanlige (Nilsson & Pejler 1973, Nilssen 1978, 1980). Ved høyere predasjonstrykk i den pelagiske sonen kan *B. longimanus* være kraftig nedbeitet (Klementsens 1967, Grigorovich et al. 1998). Videre er *D. galeata* blant den mest hyaline (gjennomsiktige, og dermed mindre synlige) arten innen denne slekten og kan motstå høyt predasjonstrykk fra fisk (Nilsson & Pejler 1973).

Siden *B. longispina* viser en økende forekomst i Savalen siden 2010, og periodevis også utgjør en stor andel av fiskens diett, kan dette indikere et betydelig predasjonstrykk fra fisk. Dette inntrykk kan forsterkes med funn av de hyaline artene *Holopedium gibberum* og særlig *D. galeata* med betydelige mengder, så kan dette indikere et betydelig predasjonstrykk fra fisk i Savalen (cf. Nilsson & Pejler 1973; Nilssen 1978; Nilssen & Wærvågen, 2002). Men, hyaline arter kan selvsagt være tilstede selv uten fiskepredasjon. Et helhetsbilde av de ulike egenskapene til de nevnte dyreplanktonartene og fiskens ernæring kan derfor tyde på at røyebestanden i Savalen er liten til middels stor. I tillegg antyder fiskeundersøkelsene at røya presses noe ned i dypet av stor ørret, og dette kan muligens forklare hvorfor den mer epilimnetiske arten *D. galeata* kan ha så stor kropps- og populasjonsstørrelse som i Savalen utover sin hyalinitet.

### 5.3 Forvaltning av røye- og ørretbestandene

Johnsen mfl. (2011) foreslo å øke minste tillatte maskevidde ved garnfiske til 35 mm for å utnytte vekstpotensialet til røye. Det ble imidlertid anbefalt å fortsatt fiske med noen småmaskede garn under høstfisket for å kontrollere røyebestanden. Veksten til røya synes å ha avtatt noe siden undersøkelsen i 2010 (Johnsen mfl. 2011), noe som trolig skyldes en kombinasjon av at røyebestanden har blitt noe tettere og at røye i større grad synes å stå dypere i Savalen. Bruk av større maskevidder etter 2010 har ført til at flere aldersklasser er tilstede og bestanden vil følgelig bli noe tettere. Til tross for dette viser rapportene fra fiskerne at røyefangstene på 35 mm fortsatt er gode.

Videre ble praksisen med en tillatt grense for garnfiske 100 meter fra land anbefalt videreført av Johnsen mfl. (2011). Hovedgrunnen til dette var å skåne ørreten for hard beskatning, og for å i liten grad komme i konflikt med oter- og dreggefiskere. Dette, sammen med habitat-/biotopiltakene (jmf. **kap. 4.7**), har ført til at ørretbestanden synes å være tettere, og at dødeligheten på større ørret har avtatt. Økt forekomst av stor ørret er attraktivt for fiskere, men kan være en av årsakene til at røya har blitt presset mer ned i dypet. Ørreten vokser meget godt i Savalen, og det er rom for en ytterligere økning av bestanden.

Andel utsatt ørret i totalmaterialet var 8,0 %, mens andelen var 16,7 % for ørret i fangbar størrelse (>30 cm) i 2019. Tilsvarende tall for 2010 var henholdsvis 32,7 % og 24 %. Denne forskjellen kan ikke tilskrives ulik utsetningsmengde i forkant av undersøkelsene. Hvis vi sier at antall utsatt fisk i undersøkelsesåret og de fem foregående årene er relevante for settefiskandelen, var relevant utsetningsmengde totalt på 34 700 for 2010-undersøkelsene og 39 650 for 2019-undersøkelsene (jmf. **tabell 2.1**). Til tross for at utsetningsmengden var noe høyere i forkant av 2019 undersøkelsene var andel settefisk i fangstene betydelig lavere, og relative tettheter av ørret (CPUE) høyere i 2019 enn i 2010. Dette indikerer at antall naturlig rekruttert ørret inn i Savalen har økt. Antall kg ørret fanget basert på fangstrapporter har også økt de siste årene. Dette understøtter til en viss grad antagelsen om en tettere ørretbestand, men fangstdataene i disse rapportene er ikke korrigert for innsats. Basert på rapportene fra fiskerne synes også andelen settefisk i hovedsak å utgjøre mindre enn 10 % av ørretfangstene de siste årene. Basert på vekstforløpet til ørreten i Savalen kan man argumentere for at det er rom for å sette ut ørret, dvs. at det er et næringsoverskudd til den utsatte fisken. Imidlertid er det gjennomført biotopiltak i både Lomsjøbekken og i reguleringssonen i selve Savalen. Disse ser ut til å ha en positiv effekt for overlevelsen av ørret.

Ved forvaltning av ville dyrearter er det viktig at bestandenes genetiske diversitet opprettholdes, slik at de opprettholder sitt evolusjonære potensial for å tilpasse seg fremtidige miljøforandringer (Frankel & Soulé 1981, Reed & Frankham 2003). For å unngå tap av genetisk variasjon ved fiskeutsettinger er det viktig å avle settefisk fra et tilstrekkelig antall foreldre. Som en tommelfingerregel er det anbefalt å bruke 25 hanner og 25 hunner for hver generasjon. De siste fem årene er det brukt 5 – 9 ørret av hvert kjønn til settefiskproduksjonen for Savalen (som er noe lavere enn tidligere), og de ulike gruppene av settefisk har et lavere antall genvarianter (alleler) enn gruppene med villfisk. Imidlertid var antall genvarianter på samme nivå når man så alle årsklasser av settefisk samlet, noe som illustrerer viktigheten av å samle inn stamfisk hvert år. I tillegg til at antall genvarianter i de ulike gruppene med settefisk var lave, var den genetiske avstanden mellom villfisk og settefisk betydelig (Linløkken m.fl. upublisert). Det er usikkert hva dette vil ha å si for framtidig utvikling i ørretbestanden i Savalen, da tap av genetisk diversitet som følge av utsettinger vil være minimal hvis den utsatte fisken ikke deltar under gyting (Heggenes m.fl. 2006). De få undersøkelsene som er gjort på andel utsatt fisk i gyteelvene rundt Savalen (Aass udatert) tyder på at settefisken i mindre grad bidrar under gytingen. Dette skyldes trolig at settefisken settes ut i innsjøen og dermed i mindre grad søker seg tilbake i elvene (Aass 1990). Vi kunne anbefale å bruke et større antall ville foreldre ved stryking, men med tanke på at gytingen i Mogardsbekken og Sagbekken er viktig for den naturlige rekrutteringen til Savalen, er det neppe tilrådelig å ta ut et større antall gytefisk til stryking.

Som nevnt ovenfor er det trolig rom for å sette ut ørret, men sentrale myndigheter har kommet med tydelige føringer i forhold til kompensierende tiltak innen vannkraft. I høringsutkast for regionalt tiltaksprogram (2022-2027) for Innlandet og Viken Vannregion skriver miljødirektoratet følgende under kapittel 2.2.1. (Tiltak innen vannkraft):

*«Tidligere har tiltak i form av fiskeutsettinger utgjort hovedtyngden av kompensasjonstiltakene i regulerte vassdrag. I dag er det betydelig mer fokus på å iverksette tiltak som styrker det naturlige produksjonsgrunnlaget og gjenoppretter naturlig vandring som kompensasjon for tapt/ redusert fiskeproduksjon. Der det kan oppnås et høstbart overskudd med vannførings- og habitattiltak, skal fiskeutsettinger derfor opphøre. Miljødirektoratet forventer at omfanget av habitat- og vandringstiltak vil øke etter hvert som nye undersøkelser identifiserer behov for slike tiltak.»*

Med bakgrunn i føringene fra Miljødirektoratet og at dagens utsettinger i liten grad bidrar til et bedre fiske, foreslåes det å stanse utsettingene. I tillegg er det også vanskelig å følge anbefalte retningslinjer til antall stamfisk uten at det blir en større inngripen i den naturlige rekrutteringen. Biotoptiltakene beskrevet ovenfor synes å ha hatt en positiv effekt og vi forventer at effekten av disse tiltakene fortsatt ikke er fullt ut realisert. Det vil si at de er såpass nye at effekten forventes å øke i årene som kommer. Med tanke på at næringsoverskuddet for ørreten er bra i Savalen ligger alt til rette for å gjennomføre lignende tiltak både i andre tilløpsbekker og andre steder i strandsonen. Området utenfor Nausterdalsbekken synes å være et egnet området for utlegging av grov stein i strandsonen. Videre bør en se på adkomstmulighetene for ørret opp i Sagbekken, en lokalitet som historisk har vært viktig for rekruttering av ørret til Savalen.

## 5.4 Historiske endringer i fiskesamfunnet og vurdering av kvalitetselement fisk

I perioden før første regulering i 1924 var fiskesamfunnet dominert av røye med dårlig kvalitet (Huitfeldt-Kaas 1927). Et materiale fra 1912 besto i hovedsak av 5-6 år gammel røye mellom 28-30 cm (Huitfeldt-Kaas 1927). Selv om kvaliteten var dårlig, kan imidlertid ikke lengdeveksten sies å være dårlig, med ca 5 cm i gjennomsnittlig årlig tilvekst. Etter første regulering sank imidlertid fangststørrelsen, og var i slutten av 1960-årene 21-22 cm (Borgstrøm 1971).

Etter siste regulering i 1976 har imidlertid fangststørrelsen på røya økt, og antallet i fangstene gått ned. Dette skyldes utvilsomt at mange av røyas tidligere gyteområder ble tørrlagt etter siste regulering. I følge flere grunneiere ble det historisk navngitt rundt 130 "landører", hvor røye ble fisket med håv og lys i gytetiden om høsten. Disse gyteområdene lå ned til to meters dyp, og er i dag ikke funksjonelle. Dette illustrerer ikke bare hvor omfattende høstfisket etter røye var, men også hvor store gyteområder (i antall og areal) som gikk tapt etter siste regulering. I dag foregår høstfisket etter røye med garn på 15-20 meters dyp (på såkalte djupører). Per Aass (i udatert notat) tolket svingningene i røyebestanden med at første regulering i 1924 reduserte næringsproduksjonen, mens de siste reguleringene har virket negativt inn på røyas rekruttering.

Aass (udatert), fremhever reguleringene, men i størst grad svingningene i røyebestanden som den viktigste faktoren for endringer i ørretbestanden. Sammenlignet med et materiale fra 1915 (Huitfeldt-Kaas 1927), ble ørretens veksthastighet redusert frem til 1974 (Borgstrøm 1971, 1974, 1976). I perioden før siste regulering skal det imidlertid ha vært et større innslag av større fiskepisende ørret opp mot 10-12 kg (Aass, udatert). Dette hadde trolig sammenheng med en større tilgang på småfallen røye. Etter at røyebestanden ble tynnere ble også veksten på den mindre ørreten bedre, og andelen stor røyespisende ørret gikk ned (Aass, udatert). Selv om ørretens andel i totalfangstene økte etter siste regulering (Aass, udatert), hevder lokale fiskere og grunneiere at ørretbestanden har gått markert tilbake. De hevder også at oppgang av gytefisk i de fleste bekkene ble kraftig redusert i forbindelse med reguleringen i 1976.

I veilederen for klassifisering av miljøtilstand i vann (Veileder 02:2018) er utgangspunktet for klassifiseringen at man kan beskrive en referansetilstand, en tilnærmet upåvikret tilstand. Det er

videre flere måter man kan benytte for å vurdere tilstandsklasser, blant annet fangster (jmf. tabell 6.8 i veilederen) eller prosentvis nedgang av bestander og ordbruk i intervjuer med lokale ressurspersoner. Her vil vi imidlertid vurdere tilstandsklasse for kvalitetselement fisk etter tabell 6.1 i veilederen, en tabell som gir en forenklet beskrivelse av klassene *svært god*, *god* og *moderat*, og bygger på normative definisjoner gitt i veilederen. Tabell 6.1 bygger også på en vurdering av prosentvis nedgang i bestandene, og er støttet opp av tabell 6.11 i veilederen. Hovedvurderingene er imidlertid skjønnsmessig basert på den historiske gjennomgangen av endringer i fiskeksamfunnet gitt over.

Gjennomgangen over viser at røyebestanden trolig har gått kraftig tilbake etter siste regulering. Bortfall av mange gyteplasser, økt vekst som følge av redusert bestandsstørrelse og større fisk i fangstene peker alle i denne retningen. Hvor stor nedgangen har vært er imidlertid svært vanskelig å si, men at den ligger i intervallet 25-40 % synes å være sannsynlig. Det er vanskelig å sammenligne fangster fra de ulike periodene, da metodikken var noe ulik, og da røya synes å ha endret habitatbruk de senere årene. Når det gjelder ørretbestanden så er beskrivelsene noe mer vage, men som nevnt over var inntrykket til de lokale fiskerne (i 2010) at bestanden hadde blitt markert mindre. I henhold til tabell 6.1, med retningslinjer gitt i tabell 6.11, synes det da naturlig å vurdere kvalitetselement fisk til god tilstand, da røye og ørret fortsatt har robuste bestander og tåler svingninger. I vurderingen må det imidlertid også tas med at ørekyte er introdusert, trolig i begynnelsen av 1930-årene (Qvenild 2008). Det vil si at ørekyte er etablert etter 1900, og tilstandsklassen skal flyttes ett trinn ned. Kvalitetselement fisk vurderes derfor til tilstandsklasse ***moderat***.

## 5.5 Konklusjoner og anbefalinger

Basert på denne undersøkelsen anbefaler vi:

- Viderføre maskeviddebestemmelsene med minste tillatte maskevidde på 35 mm
- Fortsette fiske med finmaskede garn (< 26 mm) under høstfiske etter røye
- Opprettholde 100 meters sonen for garnfiske
- Fortsette med fangstregistreringer for garnfiskere
- Avslutte ørretutsettingene
- Fortsette å fokusere på og gjennomføre nye biotopforbedrende tiltak i elver og i strandsonen

## 6 Referanser

- Berge, O. & Adolfsen P. 2002. Fiskebestanden i Savalen – prøvefiskerapport 2000-2001. Høgskolen i Hedmark. Rapport nr. 4, 37 s.
- Borgstrøm, R. 1970. Savalen - Årsrapport om fiskeribiologiske undersøkelser sommeren 1969. UiO, LFI-rapport, 38 s.
- Borgstrøm, R. 1971. Fiskeribiologiske undersøkelser i Savalen, 1969 og 1970. UiO, LFI-rapport nr. 5, 56 s.
- Borgstrøm, R. 1974. En vurdering av reguleringsens virkninger på fisket ved reguleringshøyder på 3,0 og 4,7 m. Østerdalskkjønnnet. Ekspropriasjonsskjønn i anledning av delvis overføring av Glomma til Rendalen og regulering av Savalen og Unndalen (Fundinmagasinet) m.v. Del M. Savalen, 40-55.
- Brabrand, Å. & Faafeng, B. 1993. Habitat shift in roach (*Rutilus rutilus*) induced by pikeperch (*Stizostedion lucioperca*) introduction: predation risk versus pelagic behaviour. *Oecologia* 95(1):38-46.
- Dahl, K. 1917. Studier og forsøk over ørret og ørretvann. Centraltrykkeriet, Kristiania.
- Enerud, J. 1981. Fiskeribiologiske undersøkelser I Savalen – Alvdal og Tynset kommuner, Hedmark fylke 1980. Direktoratet for Vilt og Ferskvannsfisk, rapport 9/81, 28 s + bilag.
- Frankel, O. H., & Soulé, M. E. (Eds.). (1981). *Conservation and Evolution*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Gjelland, K.Ø., Bækkelie, K.A., Brabrand, Å., Kristoffersen, R., Svenning, M., Eloranta, A., Pettersen, O., Saksgård, R. Solberg, I., & Sandlund, O.T. 2020. Overvåking av fisk i store innsjøer – FIST 2018. NINA Rapport 1749. Norsk institutt for naturforskning.
- Gregersen, F., Johnsen, S.I. & Hegge, O. 2007. Bedre bruk av fiskeressursene i regulerede vassdrag i Oppland – Fagrapport 2006. Fylkesmannen i Oppland, miljøvernavdelingen. Rapp. nr.4/07, 44 s.
- Grigorovich, I.A., O.V. Pashkova, Y.F. Gromova, and C.D.A. van Overdijk. 1998. *Bythotrephes longimanus* in the Commonwealth of Independent States: variability, distribution and ecology. *Hydrobiologia*. 379:183-198.
- Hansen, J-H. & Stubbsjøen, I. 1984. Savalen – Virkninger av vannstandsendringer med 3.0/4,7 m på bunndyr og fisk. Hovedoppgave ved Institutt for naturforvaltning, NLH, 106 s.
- Hegge, O., Dervo, B. K., Skurdal, J. & Hessen, D. O. 1989. Habitat utilization by sympatric char (*Salvelinus alpinus* (L.)) and brown trout (*Salmo trutta* (L.)) in Lake Atnsjø, south-east Norway. *Freshwater Biology* 22:143-152.
- Heggenes, J., Skaala, O., Borgstrøm, R. & Igland, O.T. 2006. Minimal gene flow from introduced brown trout (*Salmo trutta* L.) after 30 years of stocking. *Journal of Applied Ichthyology* 22(2):119-124.
- Hernandez, J.S., Eloranta, A., Finstad, A. & Amundsen, P.-A. 2016. Community structure affects trophic ontogeny in a predatory fish. *Ecology and Evolution*. 7:358-367.
- Hesthagen, T., Johnsen, S.I. & Gran, R. 2010. Effect of supplementary stocking of juvenile brown trout, *Salmo trutta*, on yield in a Norwegian mountain reservoir. *Fisheries Management and Ecology*, 2010, 17, 186–191.
- Huitfeldt-Kaas, H. 1918. Ferskvandsfiskenes utbredelse og indvandring i Norge med et tillæg om kræbsen. Centraltrykkeriet, Kristiania, 108 s.
- Huitfeldt-Kaas, H. 1927. Studier over aldersforholde og veksttyper hos norske ferskvannsfisker. Nationaltrykkeriet, Oslo, 358 s.
- Jensen, H., Kiljunen, M. & Amundsen, P.-A. 2012. Dietary ontogeny and niche shift to piscivory in lacustrine brown trout *Salmo trutta* revealed by stomach content and stable isotope analyses. *Journal of fish biology*. 80: 2448-2462.

- Johnsen, S.I. 2019. Biotoptiltak i Savalen – utlegging av skjul i tilløpsbekk og reguleringszone - Oppsummering av undersøkelser i perioden 2016-2019. NINA prosjektnotat 171.
- Johnsen, S.I., Kraabøl, M., Sandlund, O.T., Rognerud, S., Linløkken, A., Wærvågen, S.B. & Dokk, J.G. 2011. Fiskesamfunnet i Savalen, Alvdal og Tynset kommuner - Betydningen av reguleringsinngrep, beskatning og avbøtende tiltak - NINA Rapport 720. 47 s. + vedlegg.
- Klemetsen, A. 1967. On the feeding habits of the population of brown trout (*Salmo trutta* L.) in Jølstervann, west Norway, with special reference to the utilization of planktonic crustaceans. *Nytt. Mag. Zool.* 15: 50–67.
- Klemetsen, A, Amundsen, P.-A., Grotnes, P.E., Knudsen, R., Kristoffersen, R. & Svenning, M-A. 2002. Takvatn through 20 years: long term effects of an experimental mass removal of Arctic charr, *Salvelinus alpinus*, from a subarctic lake. *Environmental Biology of Fishes* 64:39-47.
- Lair, N., and M. Hilal. 1992. *Acanthodiptomus denticornis* another omnivorous calanoid copepod - description of its mouth appendages and feeding experiments on animal prey. *Hydrobiologia*. 248:137-142.
- Layman CA, Araujo MS, Boucek R, Hammerschlag-Peyer CM, Harrison E, Jud ZR, Matich P, Rosenblatt AE, Vaudo JJ, Yeager LA, Post DM, Bearhop S. 2012. Applying stable isotope to examine food-web structure: an overview of analytical tools. *Biological Reviews* 87: 545–532.
- Lea, E. 1910. On the methods used in herring investigations. *Publ. Circ. Cons. perm. int. Explor. Mer.*, 53, 7-174.
- Linløkken, A. 1994. Fiskeundersøkelser i Savalen, Alvdal og Tynset kommuner 1990-1991. Gloomaprojektet, rapport nr. 11, 22 s + vedlegg.
- Linløkken, A, Johnsen, S.I. & Johansen, W. Genetic Diversity of Hatchery-Bred Compared with Wild Brown Trout (*Salmo trutta*) and Potential Effects of Stocking on the Indigenous Gene Pool of a Norwegian Reservoir. Submitted to *Diversity* (July 2021).
- Linløkken, A. & Qvenild, T. 1986. Fiskeundersøkelser I Savalen, Alvdal og Tynset kommuner 1985. Fylkesmannen i Hedmark, miljøvernavdelingen, rapport, 6 s.
- Monakov, A.V. 1972. Review of studies on feeding of aquatic invertebrates conducted at institute of biology of inland waters, academy of science, USSR. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*. 29:363-383.
- Museth, J., Sandlund, O.T., Johnsen, S.I., Rognerud, S. & Saksgård, R.J. 2008. Fiskesamfunnet i Storsjøen i Åmot og Rendalen kommuner - Betydningen av reguleringsinngrep, endret beskatning og avbøtende tiltak. NINA rapport 388, 63 s.
- Nicolls, M. 1980. Savalen – En limnologisk undersøkelse. UiO, Institutt for Limnologi, Hovedfagsoppgave.
- Nilssen, J.P. 1976. Community analysis and altitudinal distribution of limnetic Entomostraca from different areas in southern Norway. *Pol.-Arch.-Hydrobiol.* 23:105-122.
- Nilssen, J.P. 1978. Selective vertebrate and invertebrate predation - some paleolimnological implications. *Pol.-Arch.-Hydrobiol.*, 25:307-320.
- Nilssen, J.P. 1980. Acidification of a small watershed in southern Norway and some characteristics of acidic aquatic environments. *Int. Rev. Gesamt. Hydrobiol.* 65:177-207.
- Nilssen, J.P., and S.B. Wærvågen. 2002. Intensive fish predation: an obstacle to biological recovery following liming of acidified lakes? *J. Aquat. Ecosyst. Stress Recovery.* 9:73-84.
- Nilsson, N.-A., and B. Pejler. 1973. On the Relation Between Fish Fauna and Zooplankton Composition in North Swedish Lakes. *Rep.Inst.Freshwat.Res.Drottningholm.* 53:51-77.
- Nord-Østerdalen Utmarkstjenester 2004. Driftsplan for Savalen 2006-2010, 22 s.
- Post DM. 2002. Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions. *Ecology* 83: 703–718.

- Qvenild, T. 2008. Fisken I Glommavassdraget. Fylkesmannen i Hedmark, miljøvernavdelingen, rapport nr 2-2008, 136 s.
- Qvenild, T. 2010. Fiske i Hedmark. Tun Forlag. 400 s.
- Reed, D. H., & Frankham, R. (2003). Correlation between fitness and genetic diversity. *Conservation Biology*, 17(1), 230-237.
- Rognerud, S., Brettum, P. & Romstad, R. 1988. Resipientundersøkelse av Savalen. NIVA-rapport O-87136, 22s.
- Sanni, S., and S.B. Wærvågen. 1990. Oligotrophication as a result of planktivorous fish removal with rotenone in the small, eutrophic, Lake Mosvatn, Norway. *Hydrobiologia*. 200-201:263-274.
- Solem, Ø., Hesthagen, Trygve, Lüscher, S. & Saksgård, R.J. 2010. Fiskebiologiske undersøkelser i reguleringsmagasiner til Svorka kraftverk høsten 2009. NINA Rapport 597. 46 s
- Ugedal, O., Forseth, T. og Hesthagen, T. 2005 Garnfangst og størrelse på gytefisk som hjelpemiddel i karakterisering av aurebestander. NINA Rapport 73. 52 s.
- Wærvågen, S.B. and Nilssen, J.P. 2002. Effekter av kalking og naturlig restaurering av forsurede innsjøer i Oppland 2001. Fylkesmannen i Oppland, miljøvernavdelingen. Rapport nr. 3/02, 60 s. ISSN 0801-8367.
- Aass P. 1989. Savalen fiskeutsettinger. Zoologisk Museum, UiO, notat, 9 s.
- Aass, P. 1990. Utsetting av Hunderørret I Mjøsa og Lågen, 1965-1989. Fylkesmannen i Oppland, miljøvernavdelingen. Rapp. nr. 9/90, 25 s.
- Aass P. udatert. Ørretutsettingene I Savalen. Zoologisk Museum, UiO, 18 s.





*Norsk institutt for naturforskning, NINA, er en uavhengig stiftelse som forsker på natur og samspillet natur–samfunn.*

*NINA ble etablert i 1988. Hovedkontoret er i Trondheim, med avdelingskontorer i Tromsø, Lillehammer, Bergen og Oslo. I tillegg driver NINA Sæterfjellet avlsstasjon for fjellrev på Oppdal, og forskningsstasjonen for vill laksefisk på Ims i Rogaland.*

*NINAs virksomhet omfatter både forskning og utredning, miljøovervåking, rådgivning og evaluering. NINA har stor bredde i kompetanse og erfaring med både naturvitere og samfunnsvitere i staben. Vi har kunnskap om artene, naturtypene, samfunnets bruk av naturen og sammenhenger med de store drivkreftene i naturen.*

1992

NINA Rapport

ISSN:1504-3312  
ISBN: 978-82-426-4771-9

## Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

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

E-post: [firmapost@nina.no](mailto:firmapost@nina.no)

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger