



Jan Hegggenes, Astri Øyan Kolstad, Henning  
Pavels, Eivind Schartum, Sander Esbensen,  
Roland Pape og Åge Brabrand

# Vannstand i Møsvatn over vinteren: effekter på rekruttering av røye

Skriftserien fra Universitetet i  
Sørøst-Norge nr. 132  
2023

Jan Heggenes, Astri Øyan Kolstad, Henning  
Pavels, Eivind Schartum, Sander Esbensen,  
Roland Pape og Åge Brabrand

# Vannstand i Møsvatn over vinteren: effekter på rekruttering av røye

© Forfatterne, 2023  
Universitetet i Sørøst-Norge  
Bø

**Skrifserien fra Universitetet i Sørøst-Norge nr. 132**

ISBN 2535-5325  
ISSN 978-82-7206-803-4



Denne publikasjonen er lisensiert med en Creative Commons lisens. Du kan kopiere, distribuere og spre verket i hvilket som helst format eller medium. Du må oppgi korrekt kreditering, oppgi en lenke til lisensen, og indikere om endringer er blitt

gjort.

Se fullstendige lisensbetingelser på <https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/deed.no>

## Forord

Øst-Telemark Brukseierforening (ØTB) ved Nicolai Østhus ønsket i avtale datert 11 september 2018 at Universitetet i Sørøst-Norge (USN) gjennomførte en 5-årig overvåking av fiskebestandene ved systematisk prøvefiske i Møsvatn (Tinn/Vinje, Telemark) etter at de nye reguleringsbestemmelsene ble innført fra 2015. Overvåkingen skulle særlig undersøke om det var noen sammenheng mellom mulig redusert rekruttering hos røye og tidsbildet for senkning av magasinet på vinteren – som kan føre til tørrlegging av gyteområder hos røye. Denne rapporten sammenfatter og evaluerer resultatene. Undersøkelsen har vært et nært samarbeid mellom USN og Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske (LFI) ved Universitetet i Oslo.

25. september 2023

Åge Brabrand

Jan Heggenes

## Sammendrag

Møsvatn (LRV 900 - HRV 918,5 moh.) er et av Norges største reguleringsmagasin. Fiskesamfunnet er dominert av røye. Ørret er også vanlig, mens ørekyte trolig ble innført sent på 1900. Når Møsvatn tappes over vinteren, tørrlegges betydelige strandarealer. Dette kan eksponere røye egg og yngel for is og tørrlegging under inkuberingstiden. Eksponering vil avhenge av hvor dypt eggene er lagt under gytingen og tappemønsteret. Magasinfylling om høsten og nedtappingsregimet over vinteren kan derfor være kritisk for rekrutteringen av røye i Møsvatn. I 2015 ble det innført et nytt manøvreringsreglementet som bl.a. innebærer at vannstanden i Møsvatn skal holdes på minst kote 914,0 fram til 1. desember. Dette medfører at lave vannstander unngås i røya sin gyte- og inkuberingsperiode om høsten/vinteren, noe som kunne forekomme tidligere. I perioden 2018-2022 ble det derfor innsamlet data (vannstander, prøvefiske, temperatur, dronebilder) for å undersøke mulige sammenhenger mellom rekruttering hos røye og høstvannstand og senkningsforløp over vinteren, og om dette kan ha ført til rekrutteringssvikt pga. tørrlegging av gyteområder for røye i strandsonen. Dette ble sammenlignet med tilgjengelige data fra perioden før 2015.

Data fra 1998, og også 2010, indikerer at uvanlig lave vannstander, omkring kote 910. 1. desember, kan medføre redusert rekruttering av røye. Dronebilder fra strandsonen indikerer at mulige gyteområder for røye er begrenset og reduseres vesentlig ved lavere vannstander. For perioden etter innføringen av nytt reglement i 2015, viser undersøkelsene ikke noen spesielt svake årsklasser. Utover år med uvanlig lave vannstander var det ingen klar sammenheng mellom vannstander og rekruttering av røye i undersøkelsesperioden. Jevn rekruttering av røye ser derfor ut til å forutsette fravær av lav vannstand på høsten og ettervinteren. Det var først fra 2020 og utover at røye rekruttert etter 2015 kom inn i gytebestanden. Fra ca. 2025 vil (nær) all røye i gytebestanden være rekruttert etter innføring av det nye reglementet. Som en kontroll bør det derfor da gjøres et nytt prøvefiske.

## Innholdsfortegnelse

<b>1.</b>	<b>Innledning.....</b>	<b>1</b>
<b>2.</b>	<b>Konsesjoner .....</b>	<b>5</b>
2.1.	Kanaliserings .....	8
<b>3.</b>	<b>Metoder og materiale .....</b>	<b>12</b>
3.1.	Vannkjemi og temperatur .....	14
3.2.	Mulig gytehabitat i reguleringssonen .....	15
3.3.	Prøvegarnfiske .....	16
3.4.	Prøvetaking og analyser .....	17
<b>4.</b>	<b>Resultater og kommentarer .....</b>	<b>19</b>
4.1.	Vannkjemi og temperatur .....	19
4.2.	Gytehabitat i reguleringssonen .....	20
4.3.	Prøvegarnfisket .....	22
4.4.	Prøvefiske fangster .....	23
4.5.	Prøvefiske fangster: Lengdefordeling, vekst og kondisjon .....	25
4.6.	Aldersfordeling og vekst til kjønnsmoden røye .....	28
4.7.	Kjønn og kjønnsmodning til røye .....	34
4.8.	Vannstand, klekkesid og årsklassestyrke for røye .....	36
4.9.	Aldersfordeling, vekst og kjønnsmodning til ørret .....	40
4.10.	Parasitter ørret .....	42
<b>5.</b>	<b>Konklusjoner.....</b>	<b>44</b>
<b>6.</b>	<b>Vedlegg.....</b>	<b>45</b>
<b>7.</b>	<b>Litteratur .....</b>	<b>61</b>

## 1. Innledning

Norges energiforsyning er i all hovedsak basert på vannkraft. Typisk for norske vannkraftutbygginger er et (eller flere) større, høytliggende reguleringsmagasin som fylles over sommeren og tappes særlig over vinteren for kraftproduksjon i lavtliggende kraftverk. Dette medfører unaturlige vannstandsvariasjoner i reguleringsmagasinet, samt endret vannførings- og temperaturregime nedstrøms magasindam og kraftverk. Vannkraftregulering påvirker derfor de akvatiske økosystemene og livet der (f.eks. Poff & Zimmerman 2010; Renofalt, Jansson & Nilsson 2010; Gillespie *et al.* 2015). Høytliggende reguleringsmagasiner i fjellet kan være særlig utsatt ved kunstig neddemming og vannstandsvariasjoner, fordi dette er næringsfattige og enkle, sårbare økosystemer. For naturlige, stedegne fiskebestander i reguleringsmagasiner fører kunstige vannstandsfluktasjoner og nedtapping over vinteren til endret habitat og utarming av næringsgrunnlaget, og frysing/uttørking av strandsonen. Dette har potensielt store konsekvenser for fiskeegg som legges på gyteplasser i reguleringssonen (Carmignani & Roy 2017; Hirsch *et al.* 2017; Eloranta *et al.* 2018; Heggenes *et al.* 2018). Alle livsstadier og fordeling av fisk (gyting, eggoverlevelse, klekking, næringsopptak, vekst, overlevelse) kan bli påvirket.

Røye (*Salvelinus alpinus*) er vår mest kaldtvannstolerante (og kaldstenotherme) fiskeart og har en vid utbredelse i Norge (f.eks. Klemetsen *et al.* 2003b). I reguleringssammenheng kan arten være utsatt ved kunstige vannstandsendringer og nedtapping om vinteren, særlig mht. rekruttering (Brabrand & Saltveit 2002; Brabrand 2011; Johnsen *et al.* 2016). Røye gyter om høsten på ulike dyp i selve innsjøen/magasinet, ofte grunt (5 m) og kan bruke strand/reguleringssonen som gyteområde om høsten når magasinet er fylt. Eggene inkuberer ved lave vanntemperaturer over vinteren (< 3 °C), typisk under et dekke av overflateis og snø (Klemetsen *et al.* 2003b; Budy & Luecke 2014).

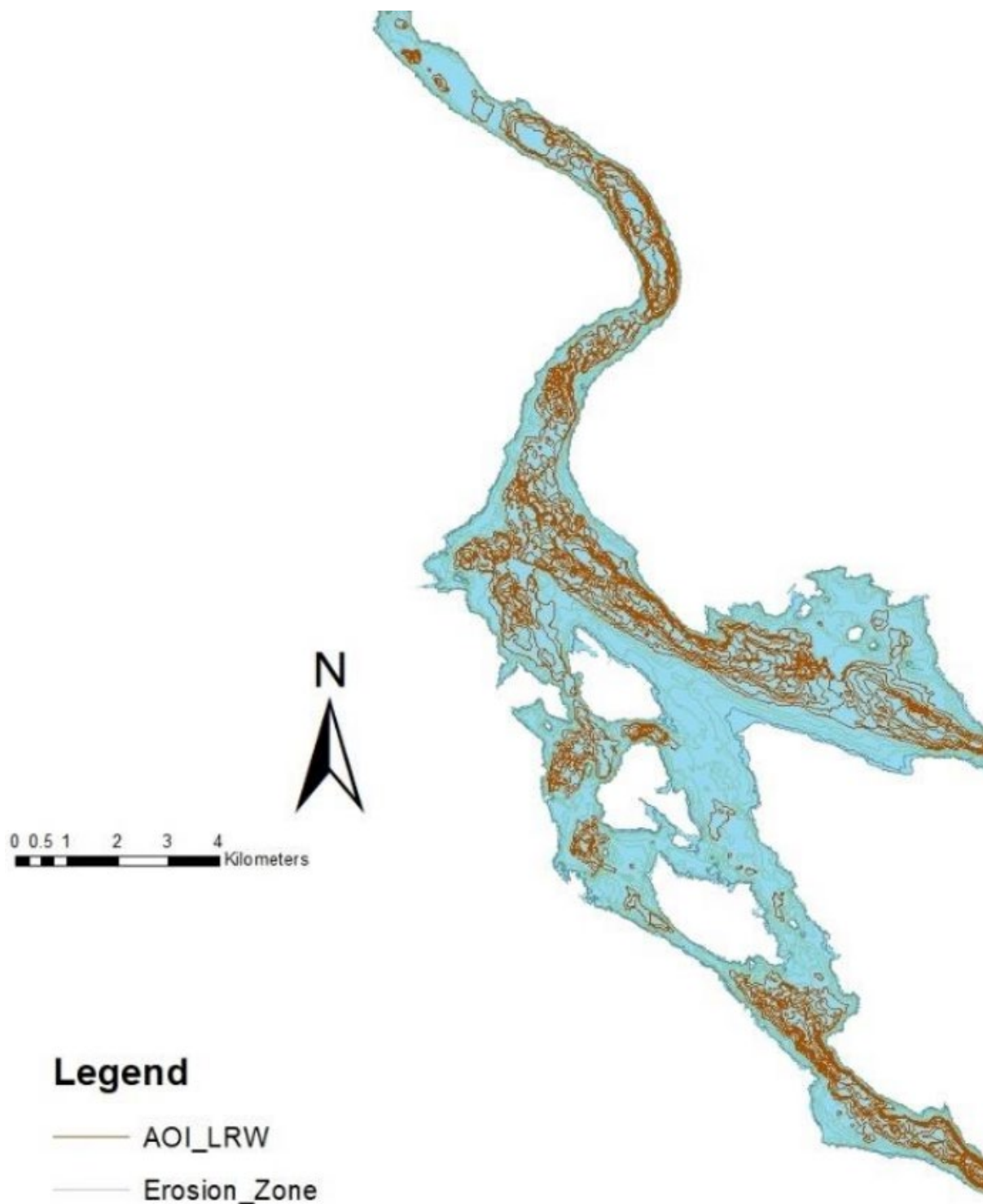
Eggene klekker på ettervinteren mot neste vår, og gyteområdet, dvs. oftest de grunne strandområdene, blir det første yngel habitat rett etter klekking (Klemetsen *et al.* 2003b; Brabrand 2011; Johnsen *et al.* 2016). Etter hvert som mobiliteten øker, beveger de seg typisk mot dypere bunn-områder for å vokse, avhengig av næringstilgang og predasjonsrisiko. På bunnen lever de av små insekter og krepsdyr, men skifter vanligvis mot pelagisk habitat etter hvert som de vokser, gjerne ved 2-3 årsalder, og går over på zooplankton (Klemetsen *et al.* 2003b).

Det regulerte, 38 km lange Møsvatn (Fig. 1; LRV 900 – HRV 918,5 moh., nedbørfelt 1504 km<sup>2</sup>, vannforekomst 016-3-L, klassifisert som SMVF med moderat økologisk potensial pga. reguleringsinngrep) er Norges 8 største magasin etter volum (1064 mill m<sup>3</sup>) og 4 største etter energipotensiale (2282 GWh). Fiskesamfunnet er dominert av røye som ble innført til Møsvatn rundt 1930 (Huitfeldt-Kaas 1935). Ørret (*Salmo trutta*) er den andre vanlige arten, kjent fra Møsvatn i flere tusen år (Heggenes *et al.* 2006; Heggenes 2016). Ørekyte (*Phoxinus phoxinus*) som forekommer sparsomt i strandsonen, ble trolig innført sent på 1900-tallet. Røya gyter i strandsonen i slutten av oktober, når magasinet vanligvis er fullt (918,5 moh.).



Figur 1. Møsvatn med hovedtilløpselvene Kvenna, Skinåi, Grytåi og Hondle.





Figur 2. Dybdekart over Møsvatn med kotehøyde 4 m. De mørke kotene er under LRV (900 moh.). De lysere, blå områdene kan være utsatt for eksponering ved nedtapping fra HRV (918,5 moh.). Hentet fra <https://kartkatalog.geonorge.no/>.

Når Møsvatn tappes gjennom vinteren, tørrlegges betydelige strandarealer, særlig i den sørlige enden hvor landskapet er flatere og Møsvatn grunnere (Fig. 1, 2). Ved HRV er overflatearealet til Møsvatn 77,8 km<sup>2</sup>. Dette reduseres med ca. 70 %, til 28,3 km<sup>2</sup>, ved LRV. Nedtapping av vannstanden over vinteren kan eksponere røye eggene - og senere (plommesekk)yngel - for is, tørrlegging og snø under inkuberingstiden (Brabrand 2011), avhengig av hvor dypt eggene er lagt under gytingen og tappemønsteret når Møsvatn tappes ned. Etter at yngelen har resorbert plommesekken og går over til ytre næringsopptak, blir de mer mobile og kan sannsynligvis bevege seg med fallende vannstand ned mot dypere bunnområder (Klemetsen *et al.* 2003b). Magasinfylling og vannstand om høsten sammen med nedtappingsregimet over vinteren – inntil våren kommer med snøsmelting og magasinfylling som regel i mai – kan derfor være kritisk for rekrutteringen av røye i Møsvatn (Brabrand 2011).

På oppdrag fra Øst-Telemark Brukseierforening (ØTB) har Universitetet i Sørøst Norge (USN), Institutt for natur, helse og miljø (INHM), og Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske (LFI) ved Universitetet i Oslo (UiO), i perioden 2018-2022 gjennomført årlig prøvefiske og analyse av fiskebestandene i Møsvatn for å overvåke fiskebestandene og undersøke mulige konsekvenser av de nye konsesjonsbestemmelsene mht. vannstand i Møsvatn (se kap. 2). Disse ble iverksatt i 2015. Et hovedmål har vært å undersøke mulige sammenhenger mellom rekruttering hos røye og senkningsforløp til magasinet på vinteren, og om dette kan ha ført til rekrutteringssvikt pga. tørrlegging av gyteområder for røye i strandsonen. For å undersøke årsklassestyrke og overlevelse, ble det også innsamlet røye fra lokale fiskere. Mulighet for å kartlegge potensielle gyteområder ble undersøkt vha. feltbefaringer, flyfoto og GIS-baserte analyser. Sannsynlig gyte- og klekketidspunkt ble undersøkt vha. temperaturloggere utlagt på gyteplasser og litteraturbaserte modeller for beregning av klekketidspunkt for røye-egg.

## 2. Konsesjoner

Det er gitt tre konsesjoner for Møsvatn. De to første fra 1903 og 1908 har ubegrenset varighet og omfatter en vannstandsvariasjon på 14,5 m (HRV: kote 914,5 og LRV: kote 900,0). Den siste konsesjonen fra 1942 omfatter ytterligere regulering på 4 m ved oppdemming, slik at den totale reguleringshøyden nå er 18,5 m (HRV: kote 918,5 og LRV: kote 900,0).

I forbindelse med utløpet av konsesjonen fra 1942 fremmet ØTB søknad om ny reguleringskonsesjon for Møsvatn med sikte på å videreføre reguleringen. Som et ledd i arbeidet med denne søknaden ble det gjennomført tre fiskeribiologiske undersøkelser; en genetisk undersøkelse av ørret (Heggenes *et al.* 2002; Heggenes & Roed 2006), en som omhandler alder, vekst, rekruttering og populasjonsstruktur hos ørret og røye, og en som er basert på materiale fra prøvefiske med bunngarn og flytegarn i 1997 og 1998 og på materiale av røye fra lokale fiskere fanget under næringsfiske i oktober 1997 (Brabrand & Saltveit 2002).

Det drives et relativt omfattende fiske etter både ørret og røye i Møsvatn. Det er angitt et årlig uttak på ca. 5 tonn røye (Kiland 2002), hvorav det meste tas ved garnfiske på gyte plassene om høsten. Med utgangspunkt i lokal informasjon om reduserte fangster av røye på begynnelsen av 2000-tallet, ble det etter brev fra Olje- og energidepartementet til ØTB (18. juni 2010, ref 08/02984-17) tatt initiativ til en ny fiskebiologisk undersøkelse sommeren 2010. Dette skulle gi grunnlag for en revidert vurdering om tilstanden for fisk. Utgangspunktet var bekymringen over nedgang i fangstene, og at utredningsarbeidet fra 1997/98 begynte å bli gammelt.

Den fiskebiologiske rapporten ble levert ØTB i november 2011 (Brabrand 2011). Det ble her:

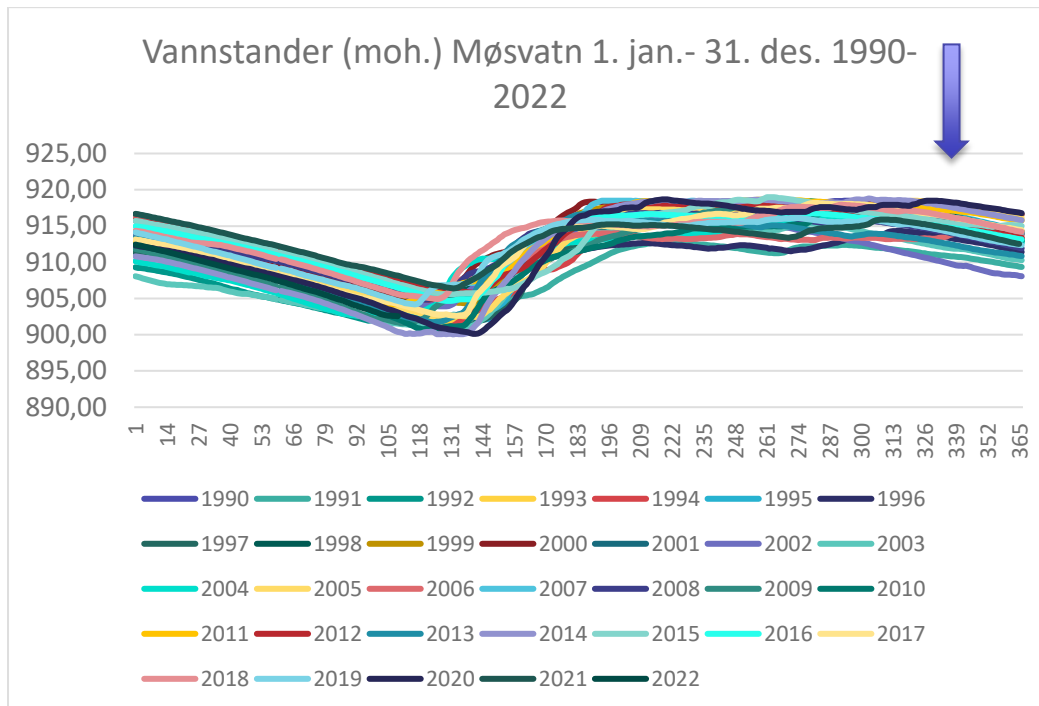
*"... sannsynliggjort at det forelå en redusert rekruttering hos røye og at dette trolig var forårsaket av et noe endret tappemønster i de senere årene. I perioden 2001-2010 var det gjennomgående tidligere senking av Møsvatn tidlig på vinteren enn i tiårene forut. Dersom vi legger til grunn at gyteområdene må være vanddekket fram til 1. mars og at gyting skjer rundt kote 910, så vil røyas gyteområder blir berørt i større grad etter 1990, og spesielt etter 2000, sammenliknet med 1970 og 1980-årene. I perioden 2001-2010 ble kote 910 tørrlagt i 8 av 10 år, men bare i 2 av 10 år i 1981-1990."*

Og videre:

*"Det konkluderes derfor med at tidlig senking kan føre til at deler av røyas gyteområder blir tørrlagt før røyeungene er istand til å søke ned mot dypere vann. Masseforflytning under kanalisering i 1994 i gyteområdet i det gamle elveleiet mellom Søndre arm og hovedbasseng kan ha forsterket denne rekrutteringssvikten."*

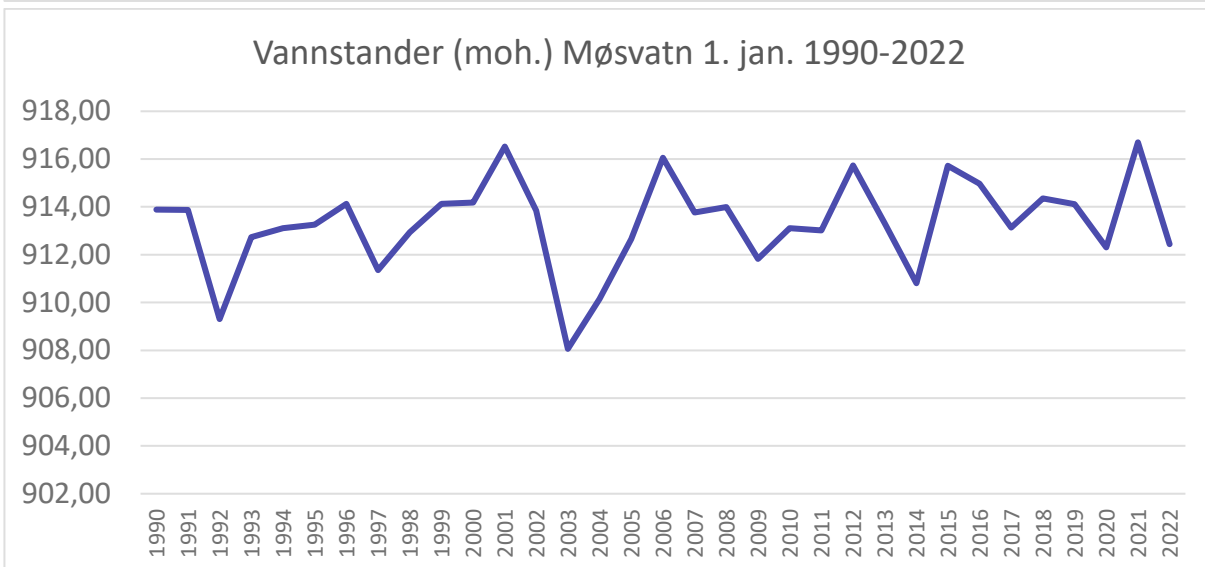
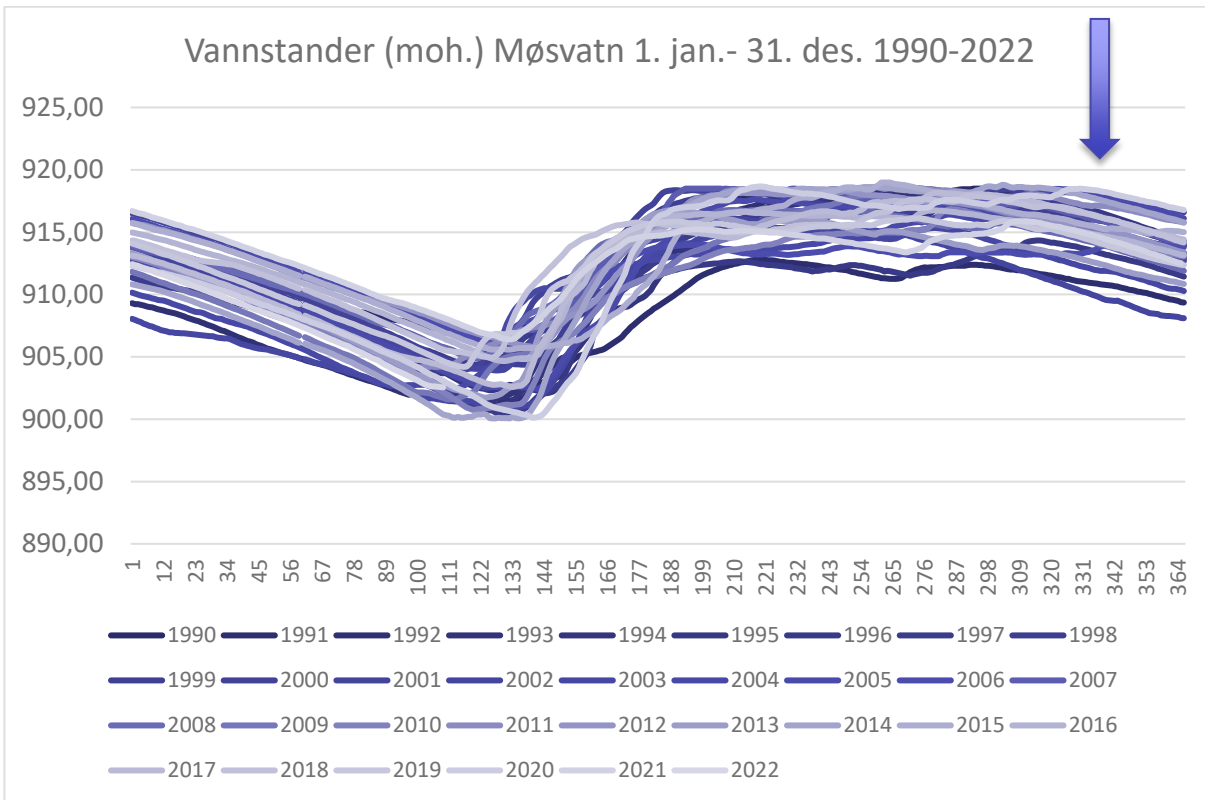
Det nye manøvreringsreglementet for Møsvatn, innført f.o.m. 2015, angir at vannstanden i Møsvatn skal holdes på minst kote 914,0 fram til 1. desember. I den forrige konsesjonen var magasinivolum på 360 Mm<sup>3</sup> vektlagt, noe som tilsvarte kote 908,08 moh. Den nå høyere vannstanden (fram til 1. desember) vil forplante seg videre gjennom vinteren og gi tilnærmet tilsvarende høyere vannstand

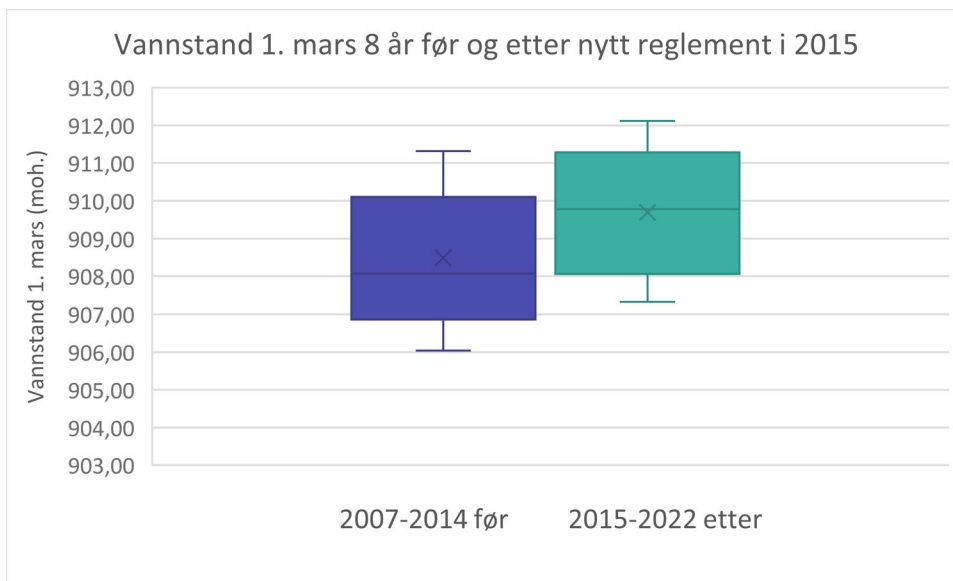
fram til 1. mars, sammenlignet med det tidligere reglementet. Begrenset slukeevne ( $76 \text{ m}^3/\text{s}$ ) gjør at det ikke er mulig med noen nevneverdig raskere nedtapping enn det som ble gjennomført etter det tidligere reglementet. Det nye reglementet skulle derfor gi en tidsforskyvning som innebar at hyppigheten av år med vannstander over kote 910,0 pr. 1. mars økte betraktelig (N. Østhus, pers. med.). Vannstandsdata før og etter nytt reglement i 2015 bekrefter dette (Fig. 3). Nedtappingsmønsteret, dvs. den relative vannstandsreduksjonen, er nokså likt over vinteren uavhengig av vannstanden høst/tidlig vinter innenfor den tidsperioden 1990-2022 som kan påvirke fisk som analyseres i denne rapporten (Fig. 3).



Figur 3. Vannstander i Møsvatn (moh., døgnmiddel) over året i perioden 1990-2022. Nedtappingsmønsteret over vinteren fra ca. 1. desember (markert med pil) til snøsmelting starter som regel i mai, og er nokså likt for alle år, uavhengig av vannstanden når nedtapping starter.

Data viser også at før det nye senkningsreglementet ble innført i 2015, var vannstanden 1. desember f.eks. i perioden 2000-2014 lavere enn 914 moh. i 2002 (909,8) og 2003 (911,9), 2006 (913,7), 2013 (912,5), og i gjennomsnitt knapt en meter lavere og mer variabel ( $914,9 \pm \text{SD}2,3$ ), enn i perioden 2015-2021 etter nytt reglement ( $915,7 \pm \text{SD}1,4$ ) (Fig. 4). Selv om det er mye overlapp, ligger vannstandsnivåene gjennomgående høyere etter nytt reglement i 2015 (Fig. 4). Ved å sammenligne de 8 årene med nytt reglement siden 2015, med de 8 årene før nytt reglement (2007-2015), har vannstanden økt med ca. 1 m i den sannsynlige kritiske klekkeperioden for røye (se under). Tidsserien er likevel for kort til at denne forskjellen er signifikant (parvis t-test,  $fg=7$ ,  $t=1,8946$ ,  $P=0,1526$ ). Det er sannsynligvis særlig viktig at reglementet forhindrer ekstrem-år med lav vannstand, slik de forekom f.eks. i 1992 og 2003-2004 og til dels i 2014 (Fig. 4).





Figur 4. Vannstander i Møsvatn (moh., døgnmiddel) over året i perioden 1990-2022 (øverst) og 1. januar (midten). Mørkere linjer er fra år tidlig i perioden, de lyseste er fra etter 2015. Vannstanden i mars (nederst) - den sannsynlige kritiske klekkperioden for røye (se senere) – har i gjennomsnitt økt med ca. 1 meter.

Dersom tidlig senkning tidligere har vært avgjørende og ført til redusert rekruttering hos røye, vil vi se svake årsklasser etter gyting fra f.eks. høsten 1992 og 2002 og 2003 da Møsvatn var på sitt laveste, med hhv. 909,3 og 908,3-910,2 moh. 1 januar (Fig. 4). Omvendt vil vi da også allerede i den undersøkte perioden 2018-2022 kunne se en effekt på røye i form av jevnere rekruttering uten spesielt svake årsklasser som korrelerer med lavere vannstander over vinteren (Fig. 4).

Slike endringer kan også tenkes å ha indirekte effekter på ørret, dels gjennom nærings- og habitatkonkurranse mellom ørret og røye, og dels fordi smårøye er en potensielt viktig byttefisk for ørret i denne type fiskesamfunn.

## 2.1. Kanalisering

Vannstanden i Møsvatn måles ved dammen. Opprinnelig besto Møsvatn av tre innsjøer, Martinsfjorden (opprinnelig vannstand kote 904), Kromvikvatn (905) og Møsvatn (902), som ved oppdemning fikk ett samlet vannspeil, men de tre innsjøene kommer til syne ved lav vannstand. Martinsfjorden utgjør det som kalles Søndre arm (Fig. 5).

Normal sommervannstand i Møsvatns Søndre arm (Martinsfjorden) var antatt å være på kote 904. For å utnytte restvannmengden i Søndre arm ble det foretatt kanalisering (graving, opprensning, utvidelser) ved Draghaug og Kromvatn, den første i 1908. Dette ble foretatt ved å grave ut en 4 m bred og 500 m lang kanal ved Draghaug, der målet var å senke vannspeilet til 901,5. Dette ble

oppnådd ved at det våren 1940 og 1941 ble foretatt opprensning og utvidelse av kanalen fra 4 m til 7 m.

Ytterligere opprensning og utvidelser ble foretatt i 1948, 1956 og 1994. I 1994 ble det fortatt forflytninger av ca. 20.000 m<sup>3</sup> masse i hovedkanalen og ca. 5.000 m<sup>3</sup> i tre mindre kanaler i området mellom Draghaug og Dragarhomen (se Fig. 5, 6). Kanaliseringen har medført en samlet senkning på 0,5 m av Søndre arm. Målt vannstand i Søndre arm 7.5.1997 viste 901,02, mens vannstanden ved dammen da var på 900,45.

Ved Kromvikvatns avløp ble det foretatt liknende kanalisering i 1940-1941, da ved utgraving av en 150 m lang kanal. Dette førte til at Kromvikvatn ble mulig å senke 1,5 m, fra 904,60 til 903,10.

Kanalisering har flere hydrologiske implikasjoner for Søndre arm:

- Vannstanden i Søndre arm kan senkes noe nærmere LRV.
- Vannstanden i Søndre arm vil senkes *raskere* mot LRV sammenliknet med før kanalisering, dvs. at selve senkningsforløpet endres og nærmer seg senkningsforløpet til hovedmagasinet. Ifølge beregninger fra ØTB vil dette inntreffe først når vannstanden kommer under kote 902.
- Vanndekket areal i Søndre arm blir mindre jo nærmere LRV Søndre arm senkes.

Martinsfjorden og Kromvikvatn hadde opprinnelige vannstander på henholdsvis kote 904 og 905, og disse drenerte til Møsvatn gjennom naturlig elveløp. Begge delmagasiner kan altså nå senkes ned til henholdsvis kote 901 og kote 903,10 fra en felles HRV på 918,5.

Selve senkingsforløpet i Martinsfjorden og Kromvatn er imidlertid ikke godt dokumentert, siden målepunktet for vannstanden ligger ved dammen. Senkingsforløpet vil følge målepunktet ved dammen inntil vannstanden blir så lav at Kromvikvatn og Martinsfjorden blir isolerte vannspeil, og den videre senkingen bare skjer gjennom kanalene. Når det inntreffer, vil effektiviteten i selve kanalen avgjøre det videre forløpet, men det har i utgangspunktet vært en forsinket nedtapping av Kromvatn og Martinsfjorden.

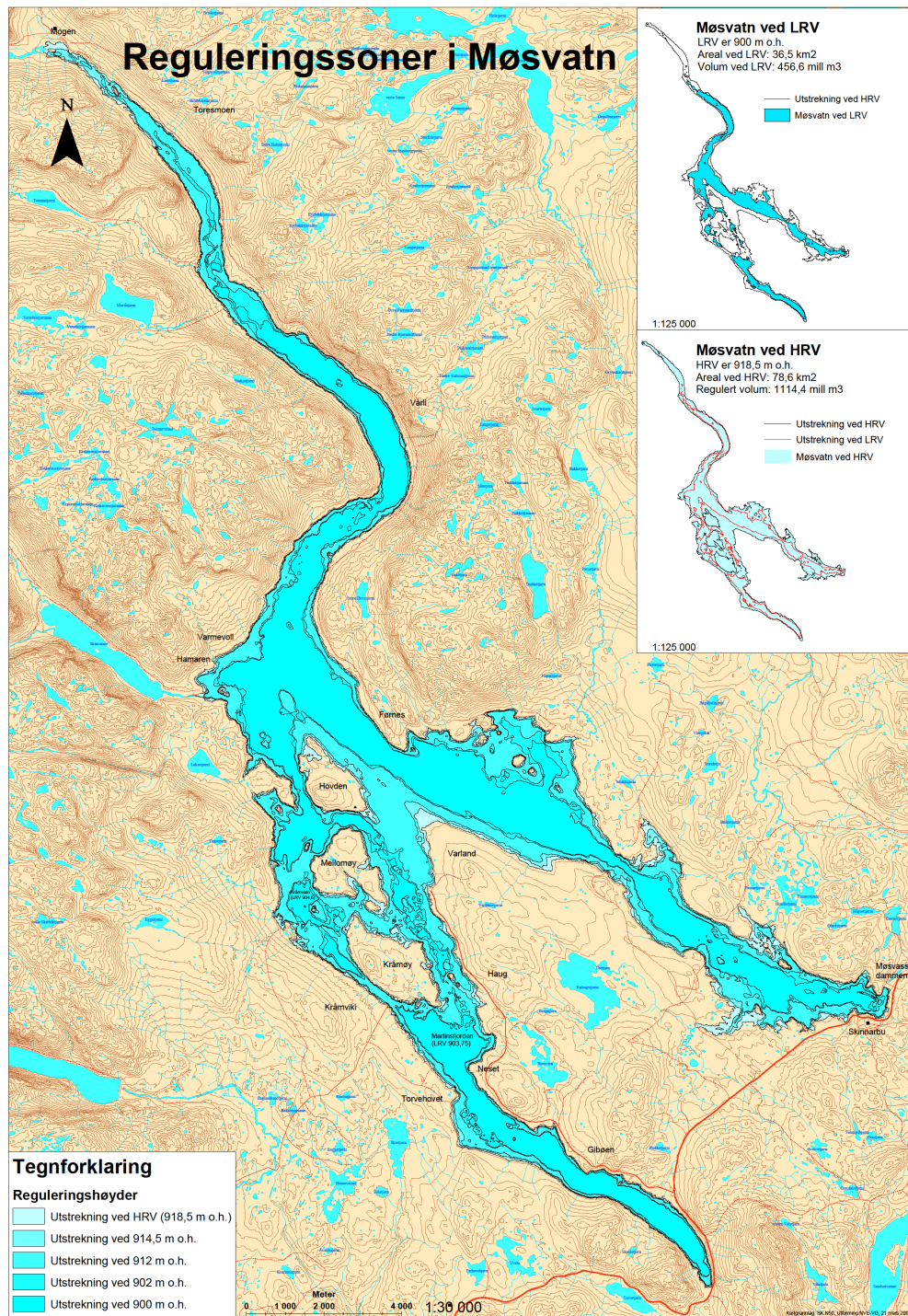


Fig. 5. Dybdekart og vanndekket areal i Møsvatn ved HRV og LRV (innsett) ved dagens reguleringsforhold (utarbeidet av ØTB).



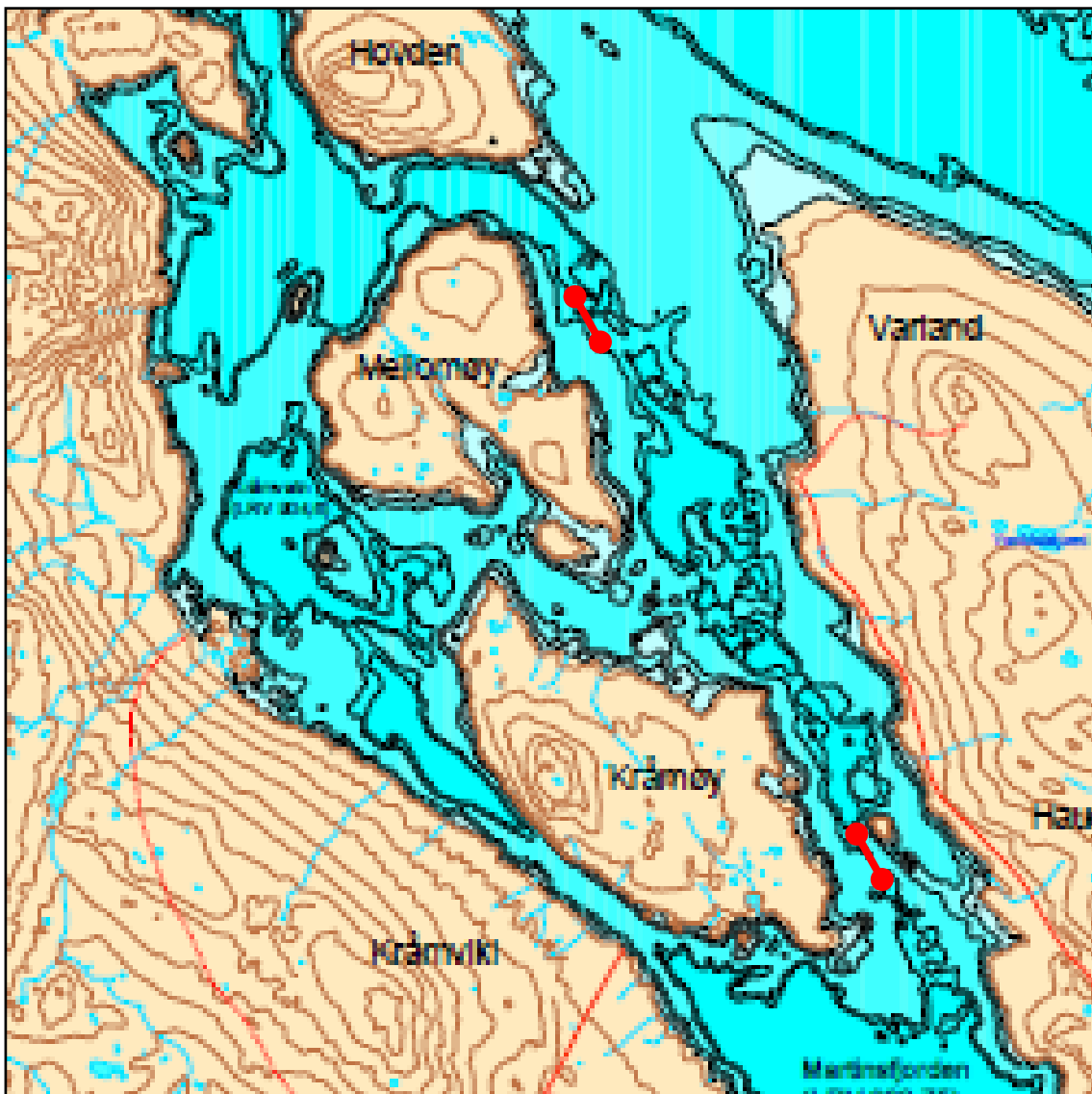


Fig. 6. Dybdekart og vanddekket areal i Møsvatn ved HRV og LRV mellom Møsvatns søndre arm og hovedmagasin der det er foretatt kanalisering (rødmerket) mellom Kråmøy, Mellomøy og fastlandet, sist i 1994. (Utarbeidet av ØTB).

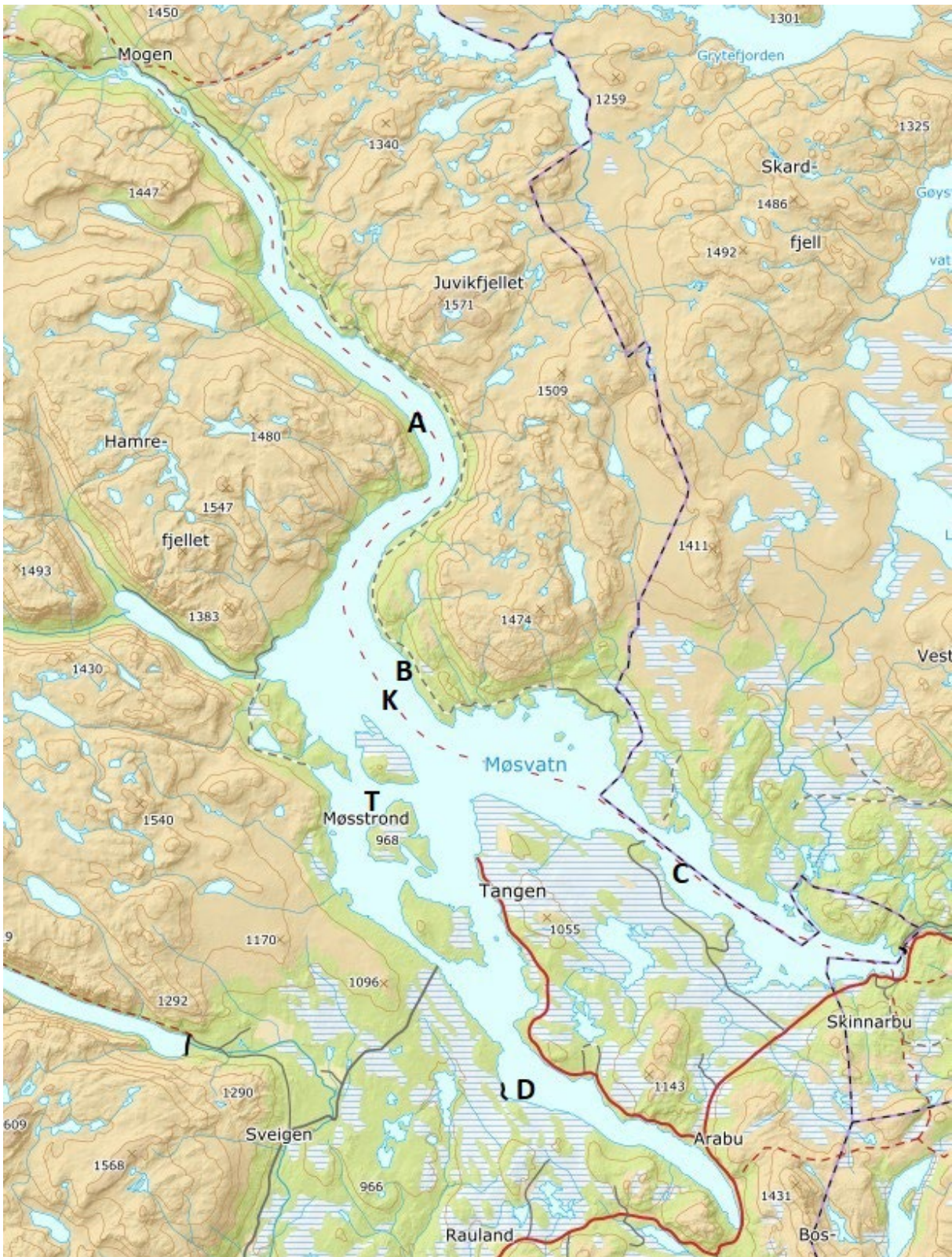
### 3. Metoder og materiale

For en detaljert områdebeskrivelse, henvises til Helle (2022).

Vannstandsdata (døgn, 1945-2022) er gitt av ØTB.

Feltarbeidet med prøvafiske ble gjennomført første uke i september hvert år i perioden 2018-2022 under gjennomgående relativt gunstige forhold med sol og beskjeden vind. Vannstandene i Møsvatn var nokså like i alle år; ca. 915,5 moh. i 2018, 2019 og 2022, litt høyere i 2020, ca. 917,5, og litt lavere i 2021, litt over 914 moh. Prøvefisket ble i hovedsak gjennomført etter Norsk Standard NS-EN 14757\_2015 (Norsk-Standard 2015). Temperaturloggere ved gyteplasser ble lagt ut i september og tatt opp året etter i juni i 2018 og 2019. Strandsoner ble drone-fotografert i mai 2022, tidspunktet bestemt av balansen mellom snø/issmelting i strandsonen og vannstandsøkningen i Møsvatn. I foregående år inntraff ikke tidsperioder på våren med vesentlige isfrie deler av strandsonen godt synlig.

Områder for prøvegarnfiske var spredt over Møsvatn (Fig. 7 A-D) og plassert ved lokalt kjente fiske- og gyteplasser for røye. Stasjoner for vannkjemi (K) og temperaturmålinger på gyteplass (T) lå sentralt i Møsvatn nordvest for Mellomøyi (Fig. 7).

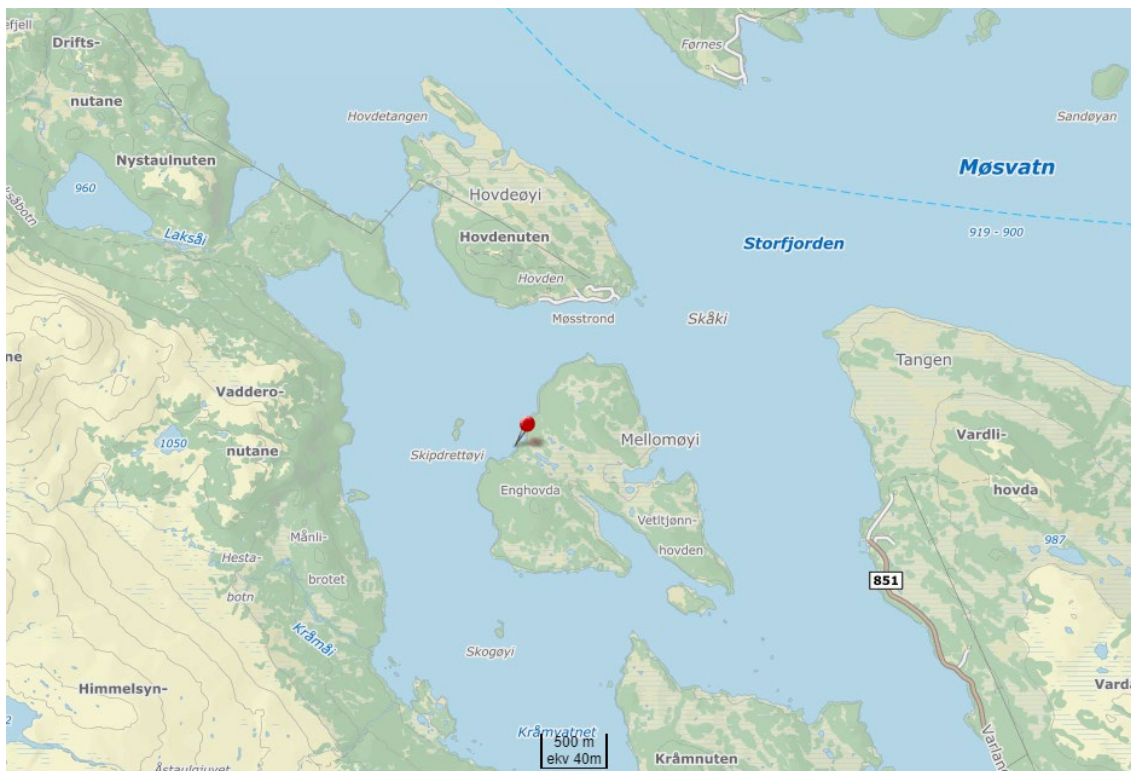


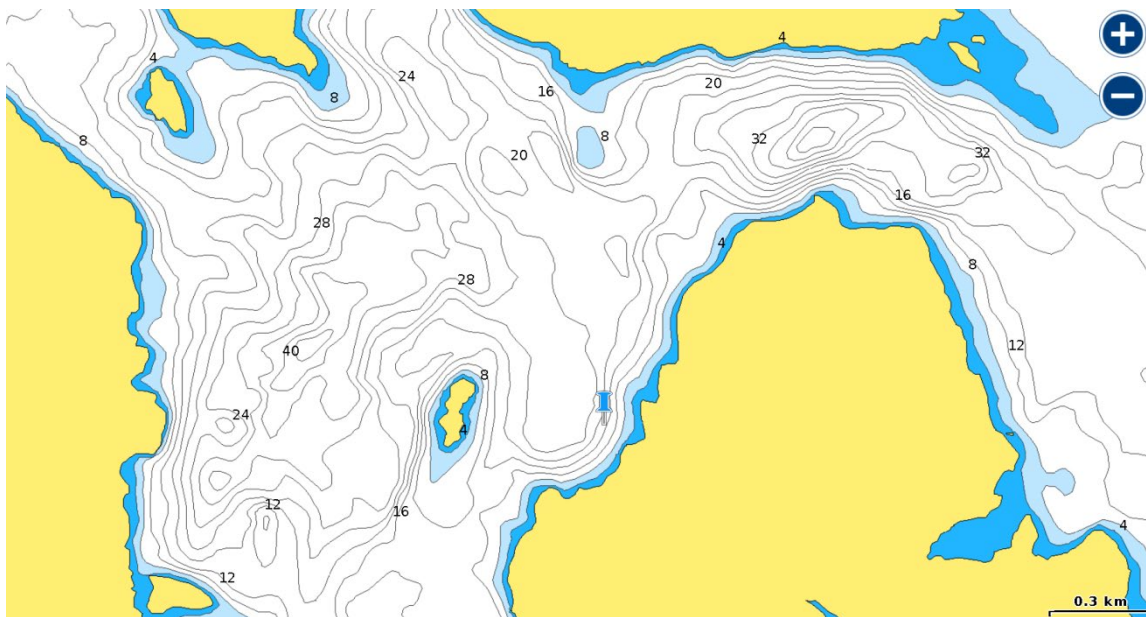
Figur 7. Områder A-D for prøvegarmsfiske 2018-2022, K for vannkjemi juni 2019 og T for temperaturmålinger på gyteplass for røye 2018-2019.

### 3.1. Vannkjemi og temperatur

Vannkjemi ble undersøkt sommer (9. juni 2020) og vårvinter (9. april 2021) ved bruk av en YSI EXO2 Logger med en multiparameter sonde (<https://www.ysi.com/exo2>). Denne målte tid, GPS-posisjon, temperatur (°C), trykk (mm Hg), løst oksygen (% og mg/l), konduktivitet ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), pH, turbiditet (FNU), total løste partikler (TSS mg/l), klorofyll (RFU og mg/l) og dyp (m), for hver meter ned til 50 m dyp og opp igjen. En viktig del var å identifisere sprangsjiktet.

Vanntemperaturer på gyteplasser ved Hovdenøy (Fig. 7, stasjon T) ble logget fra 11.10.2018 til 2.11.2019 med Hobo Water Temp Pro v2 (<http://www.onsetcomp.com/products/data-loggers/u22-001>). Tre loggere ble lagt ut i serie i en line fra land og på hhv. 10, 15 og 20 m dyp, dvs. ned til under LRV. Vannstand ved utlegging var 917,5 moh., dvs. nær fullt magasin (Fig. 8) Gyteplassen ligger nordvest for Mellomøyi (Fig. 6; 59,84127°N 8,05397°E) og var valgt ut av den lokale garnfiskeren Hilde Hovden.





Figur 8. Gyteplass nordvest for Mellomøyi hvor det ble lagt ut temperaturloggere på 10, 15 og 20 m dyp fra 10. oktober 2018 til 2. november 2019.

Siktedyp ble målt med Secchi skive.

### 3.2. Mulig gytehabitat i reguleringssonen

En befaring ble foretatt 31.5.2012 av en del kjente gyteplasser for røye i magasinet. Vannstanden var på kote 907,8 moh., og med stigende vannstand før isgang etter et minimum på kote 905,8 ca. 1,5 uker tidligere, 20.5.2012 (Brabrand 2012). For å systematisk dekke et større areal mht. vurdering av

mulig gyteareal, ble tilgang til høyoppløselige flybilder undersøkt via [www.norgebilder.no](http://www.norgebilder.no). Området er i nyere tid fotografert i 2007, 2012, 2013 og 2019, men alle om sommeren med relativt høy vannstand (hhv. 918,42, 918,11, 916,69 og 915,58 moh.), slik at ingen av flybildeseriene fanger opp reguleringssonen ved lav vannstand. Dessuten er bildeoppløsningen ikke tilstrekkelig med pixelstørrelse 25 cm i fjellet (10 cm er nå vanlig i lavlandet). I mai 2022 var det lav vannstand i Møsvatn og avsmeltet reguleringszone. Det ble derfor gjennomført egen fotografering med drone (DJI Mini 2; <https://www.dji.com/no/mini-2>) utstyrt med standard kamera (sensor 1/2.3 CMOS, 12 MP). Strekninger ved Mellomøy og Hovdeøy (ved T i Fig. 7, se også Fig. 12) ble avfotografert 04.06.2022 med vannstand i Møsvatn på kote 911,5. Alle dronebildene ble sydd sammen til 15 større arbeidsbilder. Mulige gyteområder, dvs. grus og stein bunn, ble visuelt avgrenset på arbeidsbildene og polygonisert i QGIS v. 3.3 (<https://qgis.org/en/site/>). Meter strandlinje avfotografert og areal med mulige gyteområder ble beregnet. Areal strandlinje ble estimert ved å beregne midlere strandbredde (fra vannstand 911,5 opp til synlig strandlinje) ut fra fem jevnt fordelte målinger på hvert bilde. Det viste seg enklest å avgrense områder uegnet for gyting, dvs. arealer med fast fjell og løsbunn (mudder, silt og sand, inkludert et tynt lag av stein liggende på løsbunn). Bunn med synlig grus, stein og/eller blokk ble først delt i to kategorier; mulig gyteareal og mer egnet gyteareal, men ettersom det var usikkert å bedømme tykkelse på stein-bunn, ble disse to kategoriene slått sammen til 'Mulige gytearealer' i den videre analyse. Mulige gytearealer speilet derfor arealer med steinbunn i reguleringssonen som ikke klart lå oppå løsbunn.

### 3.3. Prøvegarnfiske

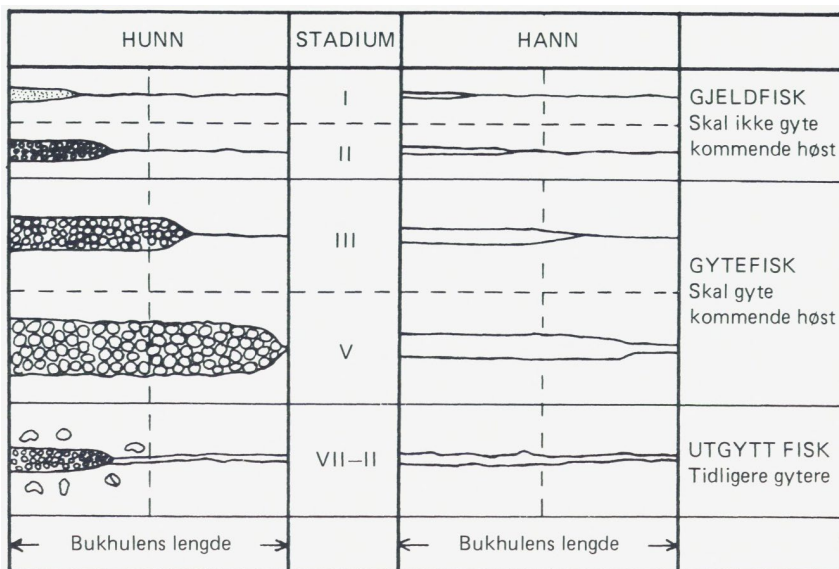
Et systematisk prøvefiske ble gjennomført med prøvefiske bunn garn (Nordisk serie) (Norsk-Standard 2015) første uke i september i de fem sesongene 2018-2022. Hvert garn er 30 meter langt og 1,5 m høyt (= 45 m<sup>2</sup>) og er satt sammen av 12 like store paneler (2,5 m) med fordelte maskevidder (43,-19,5-6,25-10-55-8-12,5-24-15,5-5-35-29 mm), slik at et garn fisker likt på alle fisketørrelser. Sampling innsats var sammenlignbar med tidligere prøvefiske (Brabrand & Saltveit 2002). Garn ble så vidt mulig plassert ut fra ca. kl. 17.30 om ettermiddagen og tatt opp fra ca. kl. 08 neste morgen. To båtlag jobbet parallelt. Vann dyp og koordinater ble registrert ved begge ender av garna ved utsetting.

Sampling fordeling av garn og garnsett fulgte designen til prosjektet 'Overvåking av fisk i store innsjøer' (Gjelland *et al.* 2020). Garnsetting var stratifisert til fire kjente gyteområder for røye (Fig. 5 A-D). På hvert område ble det fisket seks garnnetter littoralt, dvs. i strandsonen fra 1 m dyp og 30 m utover, og 27 garnnetter profundalt, dvs. i bunnsonen fra ca. 15 til 30 m dyp, målt med håndholdt ekkolodd (Plastimo Echotest II). Ønsket dyp ble nødvendigvis modifisert av de lokale bunnforholdene. For hvert område ble seks enkelt-garn satt littoralt og tilfeldig fra land og ut (randomisert design), dvs. med et samlet garnareal på 270 m<sup>2</sup>. Profundalt ble det på hvert område fisket med 27 garn fordelt på ni garnlenker med tre garn i hver lenke, dvs. totalt garnareal på 1215 m<sup>2</sup>. Lenken ble tilstrebet satt på 15 m dyp og utover, og igjen tilfeldig fordelt innen området. Logistikk førte til ubetydelige mindre avvik i felt.

Fisken ble tatt ut av garna og sortert etter art og garnet de ble fanget i. Hver fisk ble lengdemålt (mm) før nedfrysing på stedet for senere laboratorieanalyser. I 2018 ble ørekyte data ikke registrert.

### 3.4. Prøvetaking og analyser

I laboratoriet ble all fisk ble artsbestemt, veid til nærmeste gram og lengdemålt til nærmeste millimeter som naturlig fiskelengde (Schreck & Moyle 1990), dvs. fra snutespiss til ytterste haleflik i naturlig utstrakt stilling. Kjøttfarge ble klassifisert som hvit, lyserød eller rød, kjønn bestemt etter gonader og modningsstadium klassifisert fra I til VII etter Dahl (1910) (Fig. 7).



Figur 7. Gonadeutvikling hos ørret etter Dahl (1910). Fra (Jonsson & Matzow 1979).

Det ble tatt skjellprøver og otolitter fra røye og ørret for alders- og vekstanalyser, og mageprøver for diettanalyser. I 2022 ble også all fanget ørret undersøkt for parasitter.

#### Kondisjonsfaktor

Forholdet mellom lengde og vekt (fiskens kondisjon;  $k$ ) er beskrevet ved:

$$k = V * \frac{100}{L^3}, \text{ der } V = \text{vekt i gram og } L = \text{lengde i cm (Schreck \& Moyle 1990).}$$

#### Alder og vekst

Aldersbestemmelse for røye er gjort fra otolitter. Vekst er beregnet empirisk ut fra alder-lengde fordelingen i det relativt omfattende røyematerialet. For ørret er både otolitter og skjell benyttet. For

ørret var det et betydelig mindre materiale, og for beskjedent til å beregne empirisk vekst. Lengdeveksten er derfor tilbakeberegnet fra skjellradiene (vintersonene) for noen individer, basert på direkte proporsjonalitet mellom fiskelengde og skjellradius (Lea-Dahls metode) (Dahl 1910; Lea 1910).

#### *Mageprøver*

Diett til røye i Møsvatn er tidligere undersøkt av Brabrand and Saltveit (2002). Her ble mageprøver tatt for å klassifisere magefyllingsgrad (0 - 12) og primært for å undersøke forekomst av fiskeegg i magen. Antall egg ble talt, og volumandel av total magefylling (%) estimert. Egg i mageprøver er en direkte indikasjon på gyteaktivitet. Næringsopptak synes ellers å være beskjedent eller opphøre i forkant av gytingen og næringsopptaket er lavt gjennom vinteren (Tveiten *et al.* 1998).

#### *Parasitter*

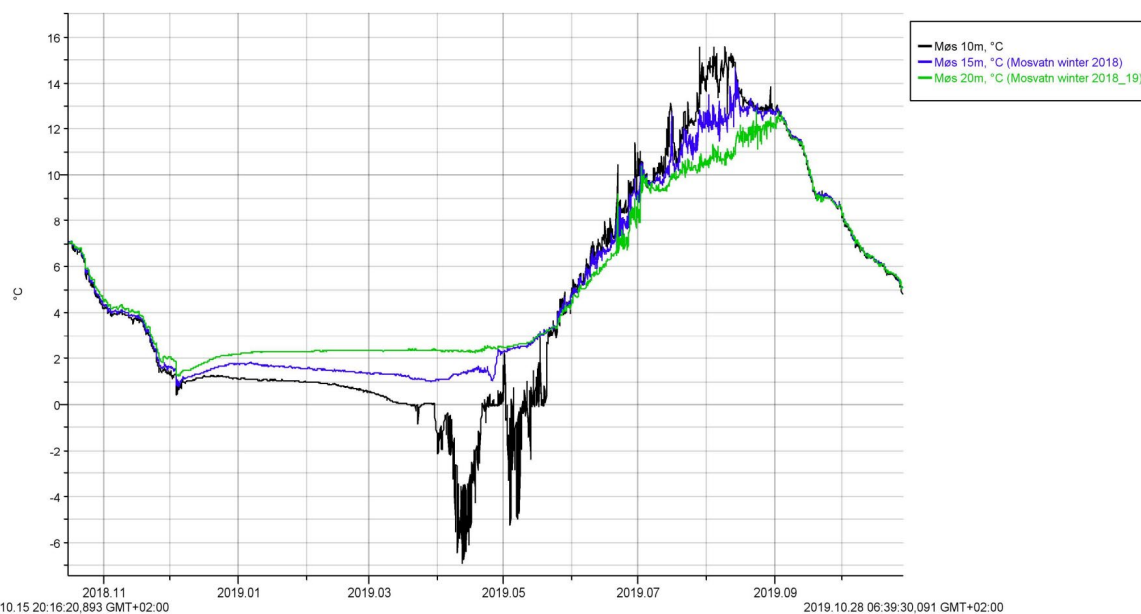
Parasittfauna i Møsvatn er tidligere ikke undersøkt. Som en del av en større undersøkelse av parasittfauna rundt Hardangervidda, ble ørret fanget ved vårt prøvefiske i Møsvatn (2022) undersøkt for parasitter i øyne, gjeller, bukhule, tarmsystem og nyre. Metodikk og mer detaljerte resultater er nærmere beskrevet i (Aarnes & Os 2023).



## 4. Resultater og kommentarer

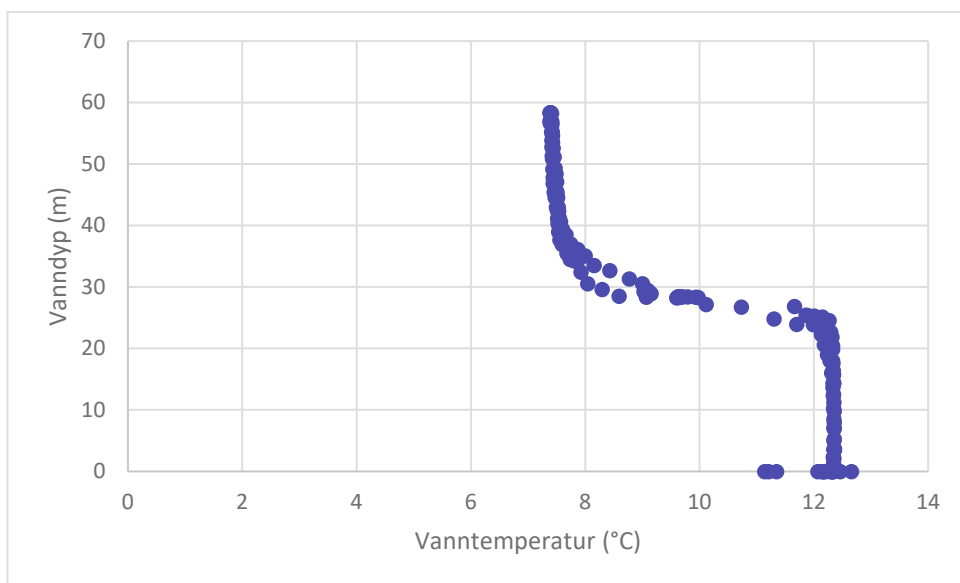
### 4.1. Vannkjemi og temperatur

Temperaturmålingene gjennom et år på gyteplass for røye ved Mellomøy, fra 11.10.2018 til 2.11.2019 (Fig. 8, 10), viser et forventet overordnet mønster med stabilt lave temperaturer ned mot 1-2°C over vinteren. Det er raskt økende temperaturer fra slutten av mai, og fallende temperaturer fra tidlig september. Spesielt interessant er at det fortsatt er en del varmegrader i vannet fra gyting medio oktober og fram til desember, noe som gir en vesentlig varmesum etter gyting fram til stabile vintertemperaturer. Dette tilsvarer høst/vinter 2018 til sammen ca. 180 døgngrader (15x5) + (15x4) + (15x3) for den ca. 45 dager lange perioden fra gyting i midten av oktober til månedsskiftet november/desember. I desember stabiliserte vintertemperaturen seg på omkring 1-2°C fram til mai.



Figur 10. Temperaturmålinger på gyteplass for røye ved Mellomøy fra 11.10.2018 til 2.11.2019 lagt ut på hhv. 10 m (svart), 15 m (blå) og 20 m (grønn) dyp ved vannstand i Møsvatn på 917,5 moh., dvs. nær fullt magasin. Temperaturer og amplituder omkring mai 2019 viser at logger lagt ut på 10 m dyp ble tørrlagt.

Data fra YSI EXO2 loggeren (04.09.2021) identifiserte sprangsjiktet til ca. 28 m dyp (Fig. 11). Dette samsvarer med at loggere på gyteplass ned til 20 m dyp indikerte temperaturer over sprangsjiktet (Fig. 12). Data fra YSI EXO2 loggeren viste ellers som forventet et næringsfattig og rent fjellvann (Vedlegg 1).



Figur 11. Vanntemperatur profil fra Møsvatn 04.09.2021 viste at sprangsjiktet la på ca. 28 m dyp.

## 4.2. Gytehabitat i reguleringssonen

Til sammen ble ca. 27 860 m strandlinje fotografert med drone (Fig. 12).



Figur 12. Strandarealer-i Møsvatn avfotografert med drone ved vannstand 911,5 mo0h.

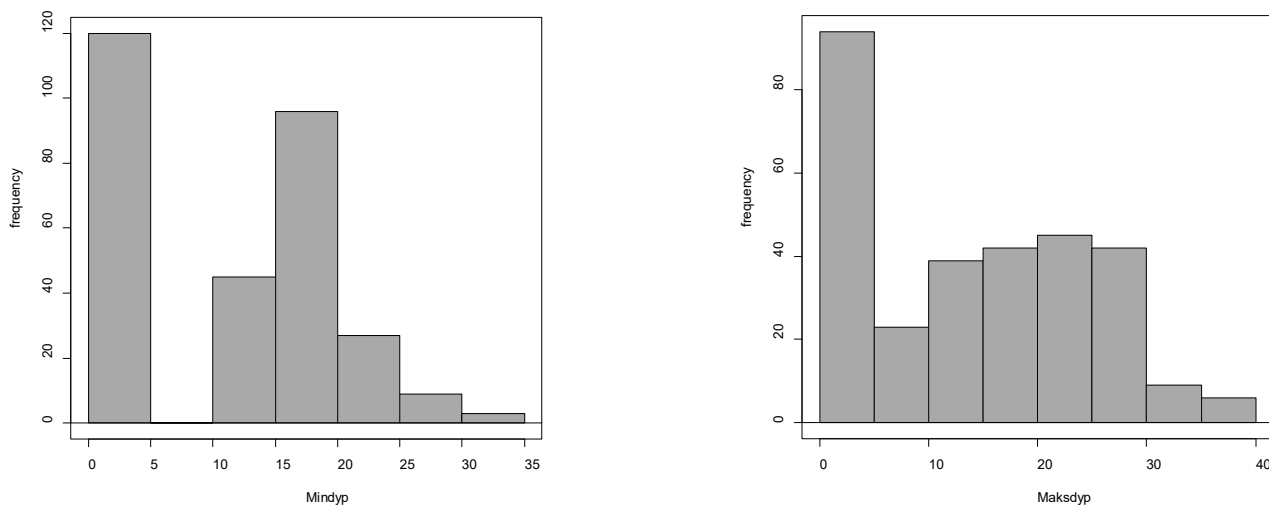
Beregnet totalt avfotografert areal var ca. 3 013 040 m<sup>2</sup>. Av dette ble ca. 27 860 m<sup>2</sup> klassifisert som mulig gyteareal for røye, dvs. knapt 1 % (Fig. 13). Svært begrenset tilgang på mulige gyteområder i den avfotograferte reguleringssonen var et gjennomgående mønster på alle drone fotograferte strekninger (Vedlegg 2), og speiler at tilgang på mulige gyteområder er en begrenset og sårbar ressurs i reguleringssonen. Ulike lave vintervannstander vil derfor sannsynligvis kunne ha vesentlige negative konsekvenser for gytemulighetene for røye. Tilsvarende vil en heving av vintervannstanden gi bedre muligheter. Dette forsterkes videre ved at det også var et gjennomgående mønster at mulige gyteområder fortrinnsvis lå i øvre del av reguleringssonen (Fig. 13, Vedlegg 2). Dette skyldes i stor grad at eventuelt finmateriale vaskes ut i øvre deler av reguleringssonen og sedimenterer i de nedre deler.



Figur 13. Eksempel på mulige gyteområder (steinete bunn) avgrenset på dronebilde av strandsonen i Møsvatn ved Hovden. Rosa polygoner angir mulige områder, mens blå angir mer egnede områder.

### 4.3. Prøvegarnfisket

Registrering av sette-/startdyp for alle garn viste at alle de littorale garn ble satt fra 1 m dyp og utover, mens de profundale ble satt fra 10 m dyp og utover (Fig. 14). Stoppdyp for alle garn viser at prøvefisket effektivt foregikk ned til ca. 30 m dyp, dvs. godt under LRV (Fig. 14).



Figur 14. Startdyp (venstre) og stoppdyp (høyre) for alle prøvefiskegarn (littorale: enkeltgarn; profundale: lenker av 3 garn) satt 2018-2022 i Møsvatn.

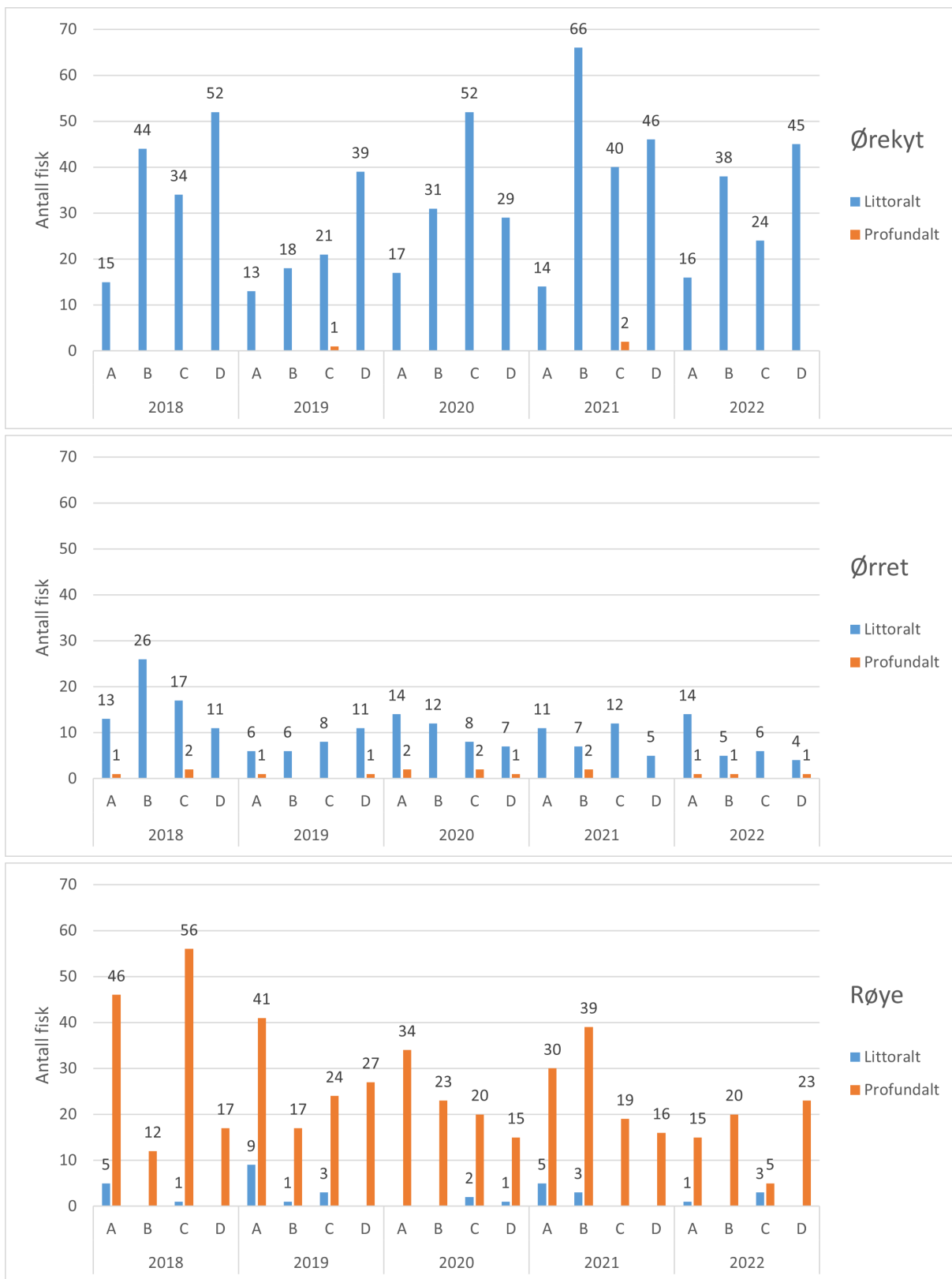
Prøvefisket fanget et relativt beskjedent antall fisk. For å få et vesentlig større tilleggsmateriale av røye, spesielt av gytebestandene, ble røye også innkjøpt fra lokale fiskere. Disse var fisket på gyteplassene i oktober og nedfrosset.

#### 4.4. Prøvefiske fangster

Prøvefisket viste en dominans av røye over ørret i biomasse, mens ørekyte utgjør svært lite i biomasse, men dominerte i rent antall (Tab. 1, Fig. 15). Det var en klar sonering mellom artene. Ørekyte ble nesten bare fanget i de littorale garnene, dvs. i strandsonen. Ørret ble i hovedsak også fanget i de littorale garnene, med noen få ørret fanget i den dypere profundale sonen (Tab. 1, Fig. 15). For røye var dette omvendt, idet røye i all hovedsak ble fanget i de profundale garnene, med bare noen få røyer fanget i de littorale garnene (Tab. 1, Fig. 15). Fangstdata gjennom alle årene viser en tynn bestand av ørret og røye (CPUE mindre enn 1; Tab. 2). Røye viser også en klar segregering på størrelse mellom den littorale og profundale sonen (Fig. 15). Det er nesten bare større (gytemodne) røyer i littoralsonen, mens det i profundalsonene også er mange mindre røyer, dvs. ungrøyer (umodne) i vekstfase.

Tabell 1. Fangster fra prøvegarnfisket i Møsvatn 2018-2022. Fangsteffektivitet er uttrykt som CPUE = catch per unit effort = gjennomsnittlig antall fisk per 100 m<sup>2</sup> relevant garn-areal (Ugedal, Forseth & Hesthagen 2005).

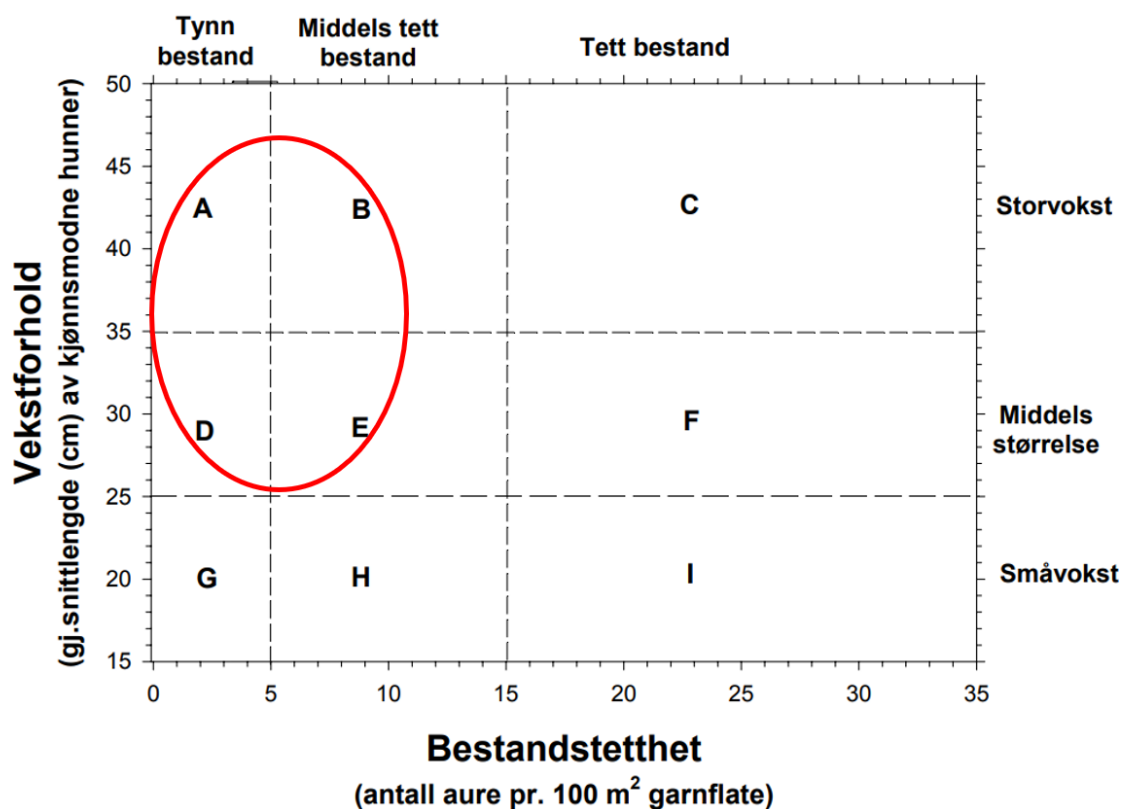
År	Sone	Røye (n)	CP UE	Gjennom snitts-lengde (mm)	Ørret (n)	CP UE	Gjennom snitts-lengde (mm)	Ørekyt (n)	Gjennom snitts-lengde (mm)
2018	Littoral	6	2	215 ±SD61,0	63	23	225 ±SD79,4		
	Profundal	139	11	143 ±SD44,6	3	1	363 ±SD20,1		
2019	Littoral	28	10	220 ±SD67,9	31	12	272 ±SD78,2	91	73 ±SD16,1
	Profundal	109	9	148 ±SD45,8	2	<1	402, 448	0	
2020	Littoral	3	1	248 ±SD28,8	41	15	202 ±SD65,1	129	67 ±SD12,6
	Profundal	92	8	138 ±SD41,8	5	2	280 ±SD128,3	0	
2021	Littoral	8	3	251 ±SD59,7	35	13	214 ±SD87,8	166	75,0 ±SD8,1
	Profundal	104	9	147 ±SD43,4	2	<1	244, 411	2	81, 79
2022	Littoral	4	2	202 ±SD9,9	29	11	243 ±SD83,4	123	76,0 ±SD10,9
	Profundal	63	5	136 ±SD36,5	3	1	246 ±SD125,0	0	



Figur 15. Prøvegarnfiske fangster 2018-2022 i Møsvatn fordelt på arter og soner (littorale: enkeltgarn; profundale: lenker av 3 garn), viser klare artsforskjeller. Ørekyte er helt knyttet til strandsonen, ørret er også knyttet til strandsonen, men litt mer generalist, mens røye står dypere ned mot bunnen.

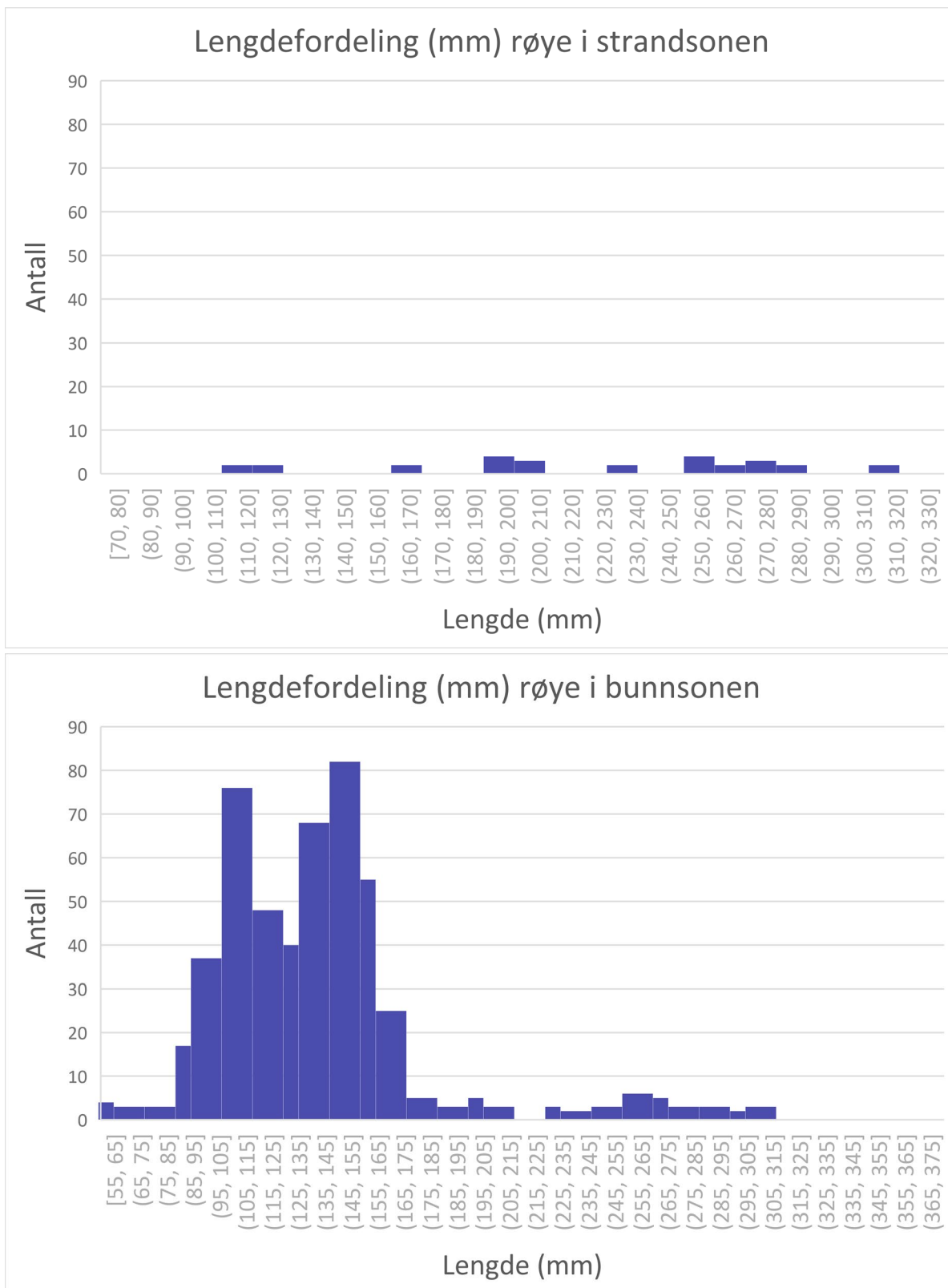
#### 4.5. Prøvefiske fangster: Lengdefordeling, vekst og kondisjon

Basert på Ugedal, Forseth and Hesthagen (2005) sitt forslag til karakterisering av ørretbestander (Fig. 16) basert på tetthet (Tab. 2) og vekst i bestandene, er ørretbestanden i Møsvatn fra tynn (CPUE < 5) til middels tett (CPUE 5-15) og middels til storvokst (gjennomsnittstørrelse av kjønnsmodne hunner 343 mm  $\pm$ SD22,3, n = 6). Det er ikke utarbeidet et lignende system for å karakterisere røyebestander, men omtrent samme fangsteffektivitet på prøvefiske bunngarn (Tab. 1) og gjennomsnittstørrelse av kjønnsmodne hunner på 255 mm  $\pm$ SD18,9 (n = 246) indikerer en tettere bestand av røye som også vil bruke de åpne (pelagiale) vannområder mye mer enn ørret.



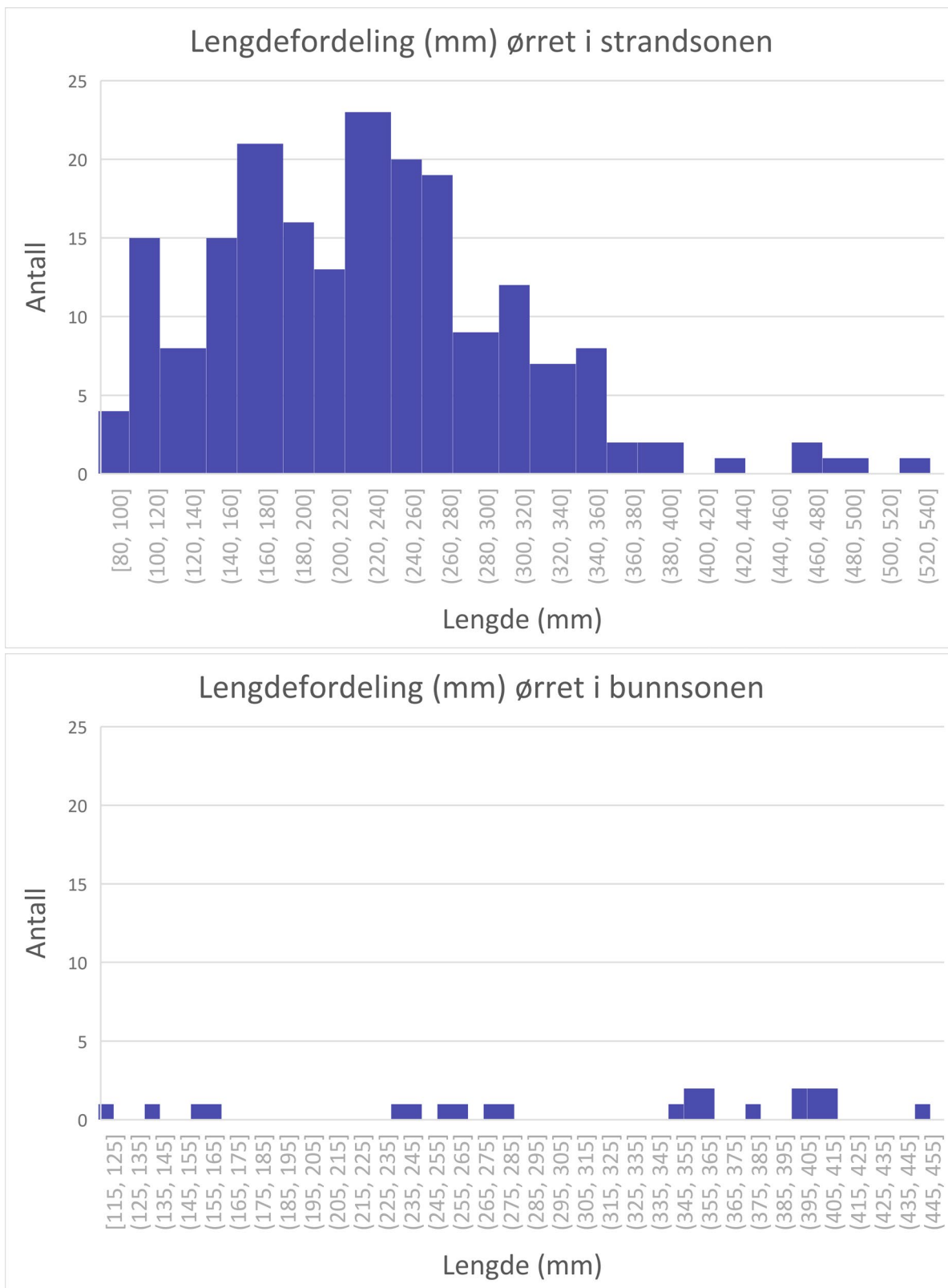
Figur 16. Karakterisering av norske ørret-bestander (etter Ugedal, Forseth and Hesthagen (2005)). Rød ring viser ørret i Møsvatn.

Prøvefisket viste en fordeling av arter og størrelser på ulike habitat i Møsvatn som er ganske typisk for næringsfattige innsjøer. Lengdefordelingen til røye var markert forskjellig i strandsonen (littoralt) sammenlignet med bunnsjonen på dypere vann (profundalt) (Tab. 1, Fig. 17). Ungfisk av røye er tallrik og oppholder seg i dypere bunnområder i Møsvatn, mens det er få individer i strandsonen, og de kan også være større. Kjønnsmodne individer av røye fordeler seg mer jevnt i alle soner. Dette er typisk for røye, med mange ungfisk i dypere bunnlag og større spredning på de større individene, særlig i vann hvor både røye og ørret lever sammen (f.eks. Klemetsen *et al.* 2003b).



Figur 17. Lengdefordeling av røye i prøvefiskefangstene, fordelt på strandsonen (littoralt) og på dypere vann (profundalt).

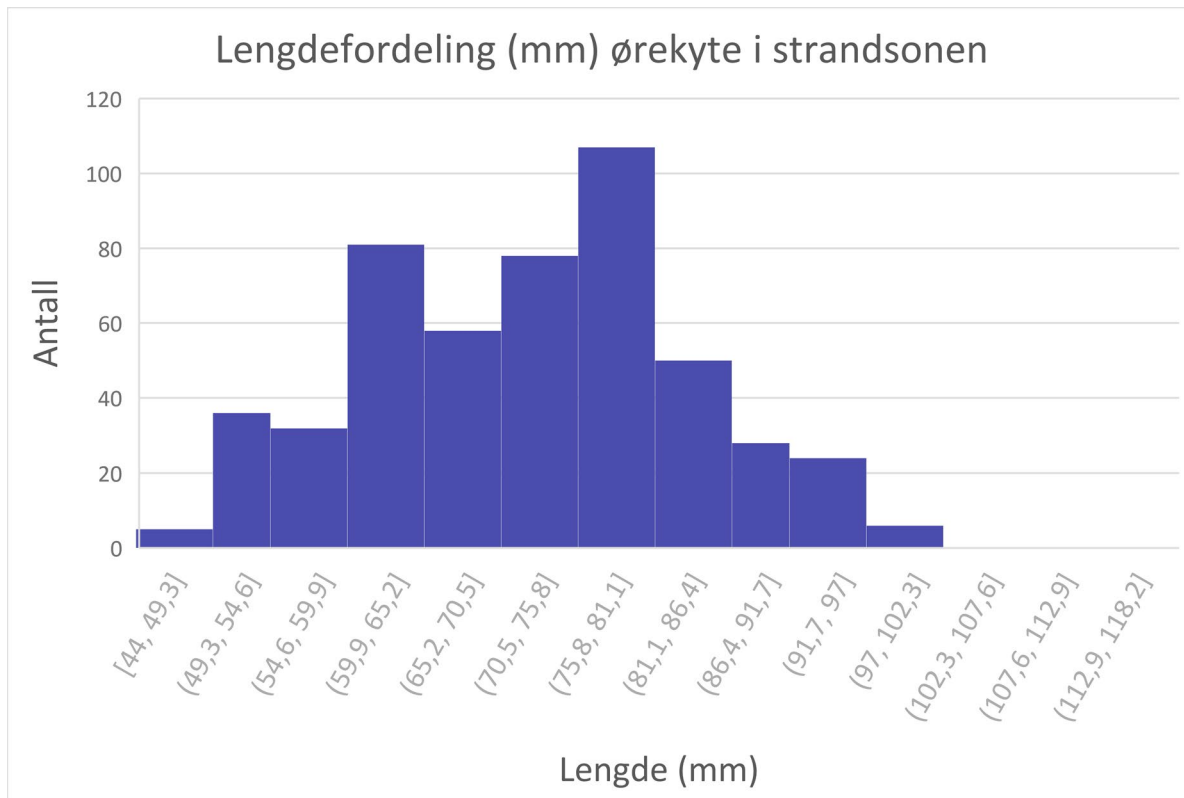




Figur 18. Lengdefordeling av ørret i prøvefiskefangstene, fordelt på strand (littoralt) og bunnsone på dypere vann (profundalt). Ørret forekom i hovedsak i strandsonen.

Ørret er derimot klart mest forekommende i strandsonen med individer i alle størrelser (Fig. 18), mens det er få ørret i de dypere bunnlagene.

Ørekyte forekom nesten bare i strandsonen, og var 50 – 100 mm store (Fig. 19). Ørekyte mindre enn dette er sannsynligvis tallrike, men så små (mindre enn 5 cm) at de ikke fanges på prøvefiskegarn.

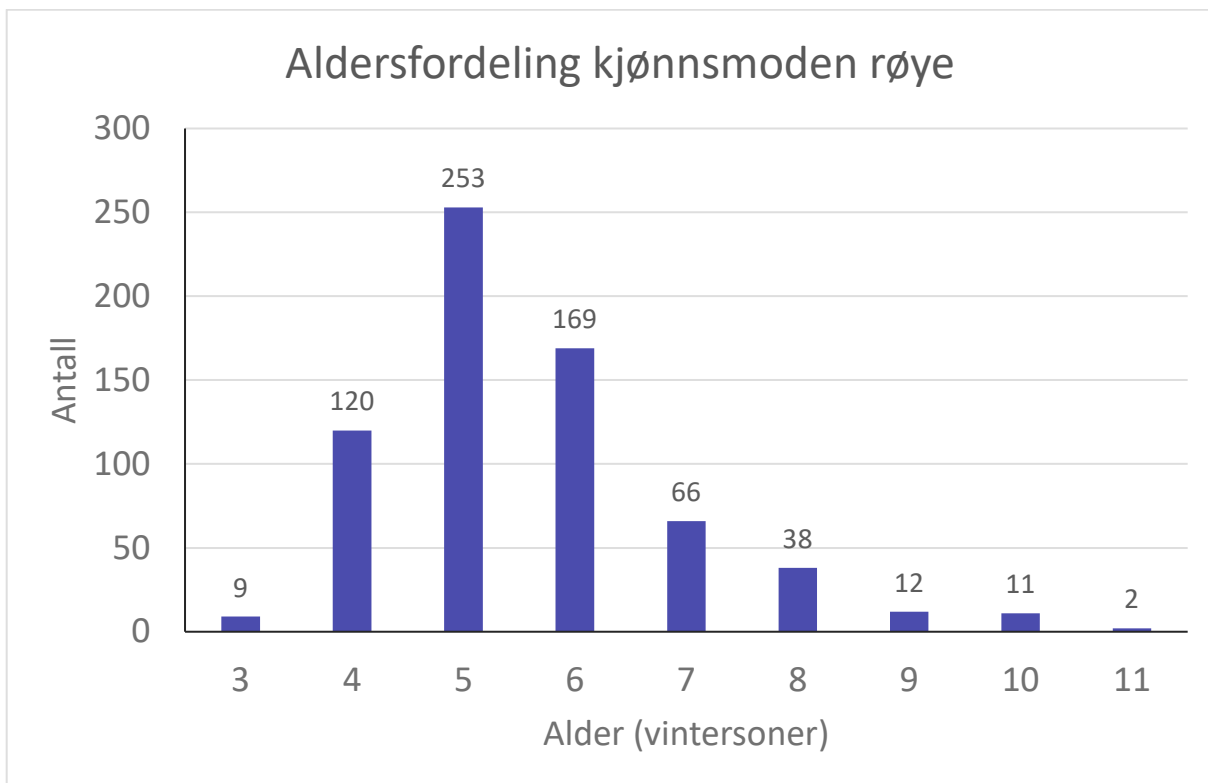


Figur 19. Lengdefordeling av ørekyte i prøvefiskefangstene. Ørekyte forekom nesten bare i strandsonen.

#### 4.6. Aldersfordeling og vekst til kjønnsmoden røye

Foreløpige analyser viste at gytebestandene av røye hovedsakelig besto av 4-6 årsklasser. Det ble derfor fokusert på å analysere mer omfattende tilleggsmateriale samlet fra tidlig og sent i selve prosjektperioden 2018-2022. I tillegg ble det supplert med tilgjengelig annet materiale fra tidligere år for å dekke et lengre tidsrom. Datamateriale på gytebestander, dvs. kjønnsmoden røye, analysert her er samlet fra 1998 (n = 182), 2010 (n = 152), 2016 (n = 122), 2018 (n = 72), 2019 (n = 104) og 2022 (n = 172).

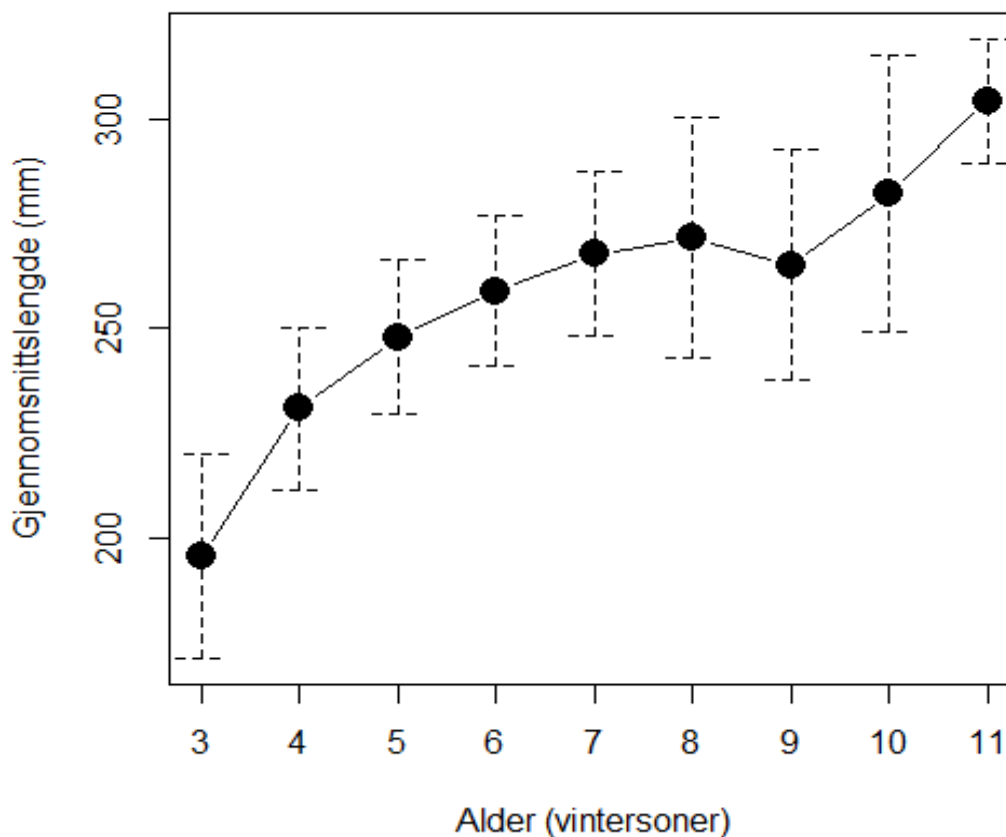
Basert på hele materialet samlet 1998 – 2022 blir de fleste røyene kjønnsmodne etter 4 eller 5 vintre, og aldersfordelingen er dominert av 4-6 vintre gammel fisk (Fig. 20). Fra 5 år tapes ca. 50 %  $\pm$ 10 av bestanden årlig. Fisk eldre enn 9 – 10 år er fåtallig og antallet derfor preget av usikkerhet.



Figur 20. Aldersfordeling i gytebestandene av røye for hele materialet 1998-2022 ( $n = 687$ ). Røya blir kjønnsmoden etter 4 og 5 vintre.

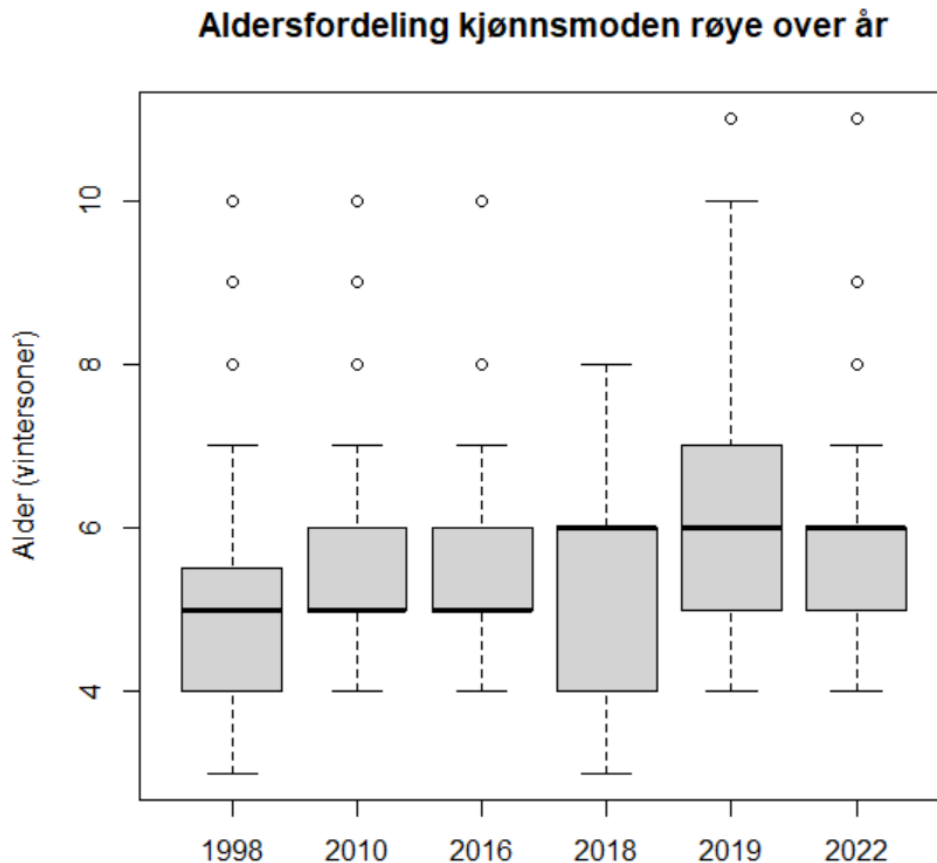
Den empiriske veksten for hele materialet samlet (Fig. 21), viser at røye i Møsvatn blir kjønnsmoden ved en størrelse på 23 – 25 cm og fortsetter å vokse 1 – 2 cm i året etter kjønnsmodning.

### Empirisk vekst til kjønnsmoden røye



Figur 21. Empirisk vekst (gjennomsnittslengde ved alder  $\pm$ SD) til gytebestandene av røye for hele materialet 1998-2022 ( $n = 687$ ). Røya blir kjønnsmoden ved 23 – 25 cm og fortsetter å vokse 1-2 cm i året også etter kjønnsmodning.

Data er imidlertid samlet inn for seks gytebestander over et tidsrom på mer enn 20 år (1998-2022), og det er forskjeller i aldersfordeling mellom år (Kruskal-Wallis,  $df=5$ ,  $X^2=107,4$ ,  $P<0,001$ ) (Fig. 22). Det er de tre siste gytebestandene i 2018-2022 som skiller seg ut ved å ha noe eldre røyer (median alder 6 år) enn tidligere år (median alder 5 år) (Tukey kontraster,  $P<0,0001$ ) (Fig. 22).

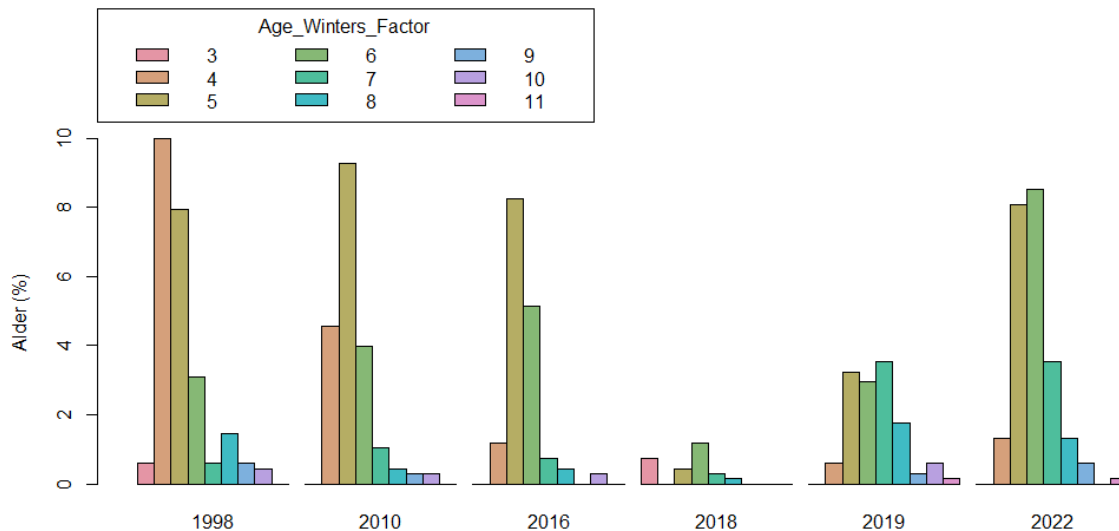


Figur 22. Aldersfordeling i gytebestandene av røye sammenlignet mellom år. Tykk linje i box-plot viser median alder, øvre og nedre boks-linje er hhv. 75 og 25 % persentil, og prikket linje er maksimum og minimum alder. Punktene er uteliggere, dvs. uvanlig avvikende verdier. Mens det er beskjedne forskjeller mellom årene 1998-2016, er røya noe eldre i 2018-2022.

Mer detaljerte analyser av aldersstruktur, viser en sterk dominans av yngre røyer, særlig 3 og 4 åringer, i gytebestandene for årene 1998, 2010 og 2016, noe som senker median alder i gytebestandene til 5 år (Fig. 22). For de senere årene 2018-2022 er denne dominansen borte, og gytebestandene har en mer jevnt avtagende aldersstruktur fra 5 til 6 år gammel røye, men med en sterk årsklasse av 7 åringer i 2019 (Fig. 23). Denne mer jevnt avtagende aldersstrukturen gir den høyere median alder på 6 år i gytebestandene (Fig. 20, 22).

En særlig sterk årsklasse er 4-åringene i 1998, som da er fra gytingen høsten 1993. Høsten 1992, dvs. året før, hadde en av de laveste vannstandene som er notert i Møsvatn i senere år, med 909,3 moh. 1. januar 1993. I 2010 materialet stammer de sterke 4 og 5 årsklassene (Fig. 23) fra gyting høstene 2005 og 2004. Høsten 2002, dvs. to år før, hadde den laveste vannstanden som er registrert i Møsvatn i senere år med 908,1 moh. (Fig. 4). Høsten 2004 var det høyere vannstand gjennom gyteperioden med 912,7 moh. 1. januar 2005, og vannstanden var enda høyere høsten 2005 (916,1 moh. 1. januar 2006). I 2019 er 4 og 5 åringer derimot svakere representert i gytebestandene, dvs. årsklasser fra gyting høst 2014 og 2013. Særlig i 2013 var vannstanden i Møsvatn noe lav med 910,8 moh. 1. januar 2014, mens vannstanden i 2014 var høyere med 915,7 moh. 1. januar 2015. Eventuelle konsekvenser av det siste

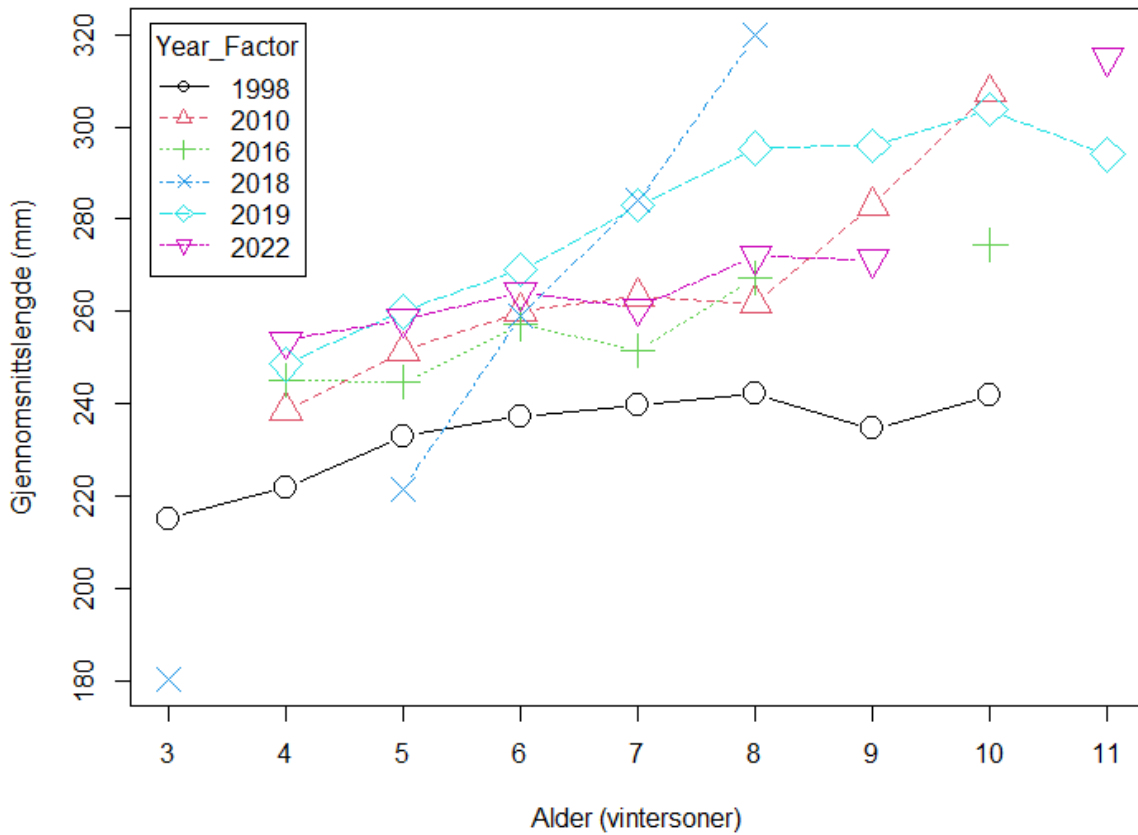
reglementet innført i 2015 med minimum vannstand på minst kote 914,0 fram til 1. desember, vil vise seg i 2022 gytebestanden og senere. I 2022 synes alderssammensetning i gytebestanden som forventet, gitt at all røye er gytemoden ved 5-6 års alder (Fig. 22, 23). Røye over 10 år forekommer bare sporadisk, sannsynligvis pga. et betydelig næringsfiske i Møsvatn.



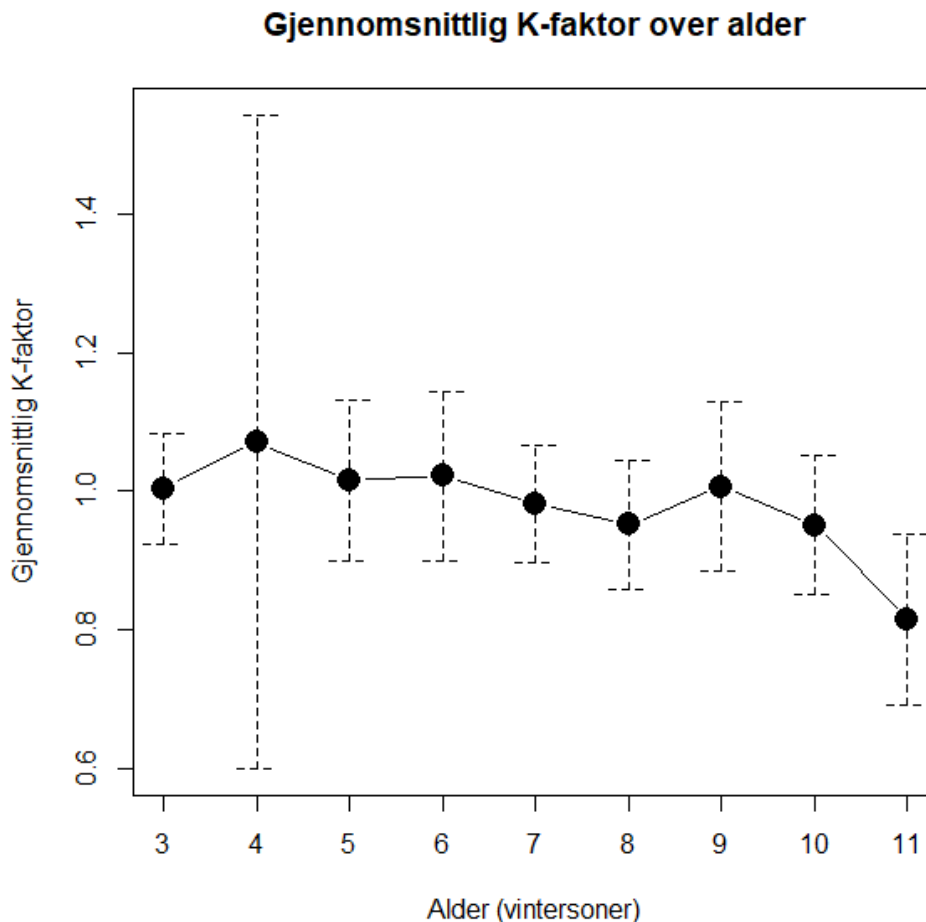
Figur 23. Aldersfordeling i gytebestandene av røye sammenlignet mellom år. Det var et betydelig større innslag av yngre 4-5 år gammel gytefisk i årene 1998, 2010 og 2016, mens innslaget også av eldre gytefisk var større i 2018, 2019 og 2022.

Mer detaljerte analyser av vekst mellom ulike gytebestander/år, viste også klare forskjeller (Fig. 24). Veksten var betydelig seinere i 1998 gytepopulasjonen enn i alle senere år (Fig. 24; toveis ANOVA; alder:  $df=8$ ,  $F=31,5$ ,  $P<0,001$ ; år:  $df=5$ ,  $F=59,7$ ,  $P<0,001$ ; samspill alder\*år:  $df=27$ ,  $F=3,6$ ,  $P<0,001$ ). Dette sammenfaller med stort innslag av yngre gytefisk. I 1998 er det økende rekruttering med lavere tettheter av eldre fisk i bestanden, og også svak vekst i foregående år. Dette indikerer en forutgående periode med vanskelige forhold for røyebestanden. For røye innsamlet fra 2010 og senere er veksten mer lik, og 2019 populasjonen hadde best vekst. Dette indikerer mer stabile næringsforhold i denne perioden. Antall gytefisk fra 2018 var begrenset og kan derfor ikke tillegges stor vekt. Kondisjonsfaktoren blant gytefisken speiler derimot næringsforholdene forutgående sommer, og var for alle gytepopulasjoner omkring 1, bortsett fra i 2019 hvor den var 0,9. K-faktor viste en svak nedgang med økende alder (Fig. 25).

### Empirisk vekst til kjønnsmoden røye over år



Figur 24. Empirisk vekst (gjennomsnittslengde ved alder) til gytebestandene av røye for de seks gytepopulasjonene undersøkt 1998-2022 (n = 687). Røya blir kjønnsmoden ved 23 – 25 cm og fortsetter å vokse 1-2 cm i året også etter kjønnsmodning.

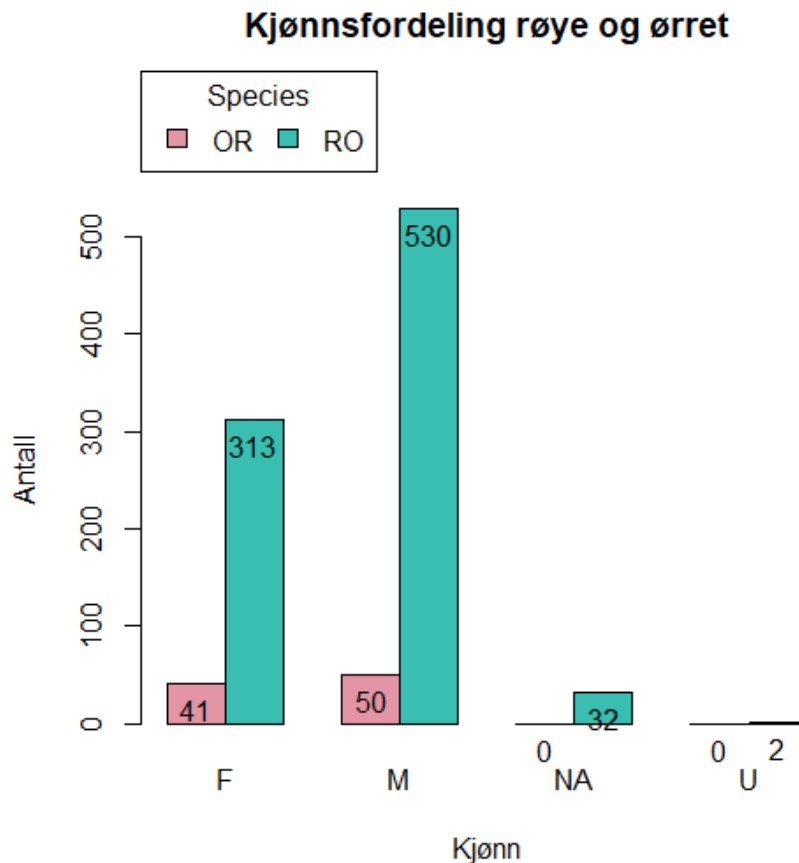


Figur 25. Kondisjonsfaktor (gjennomsnitt ved alder  $\pm$ SD) viste en svak nedgang med økende alder hos gytemoden røye for de seks gytepopulasjonene undersøkt 1998-2022 ( $n = 687$ ). Antall 9-11 åringer var for lite til å gi noe sikkert estimat.

#### 4.7. Kjønn og kjønnsmodning til røye

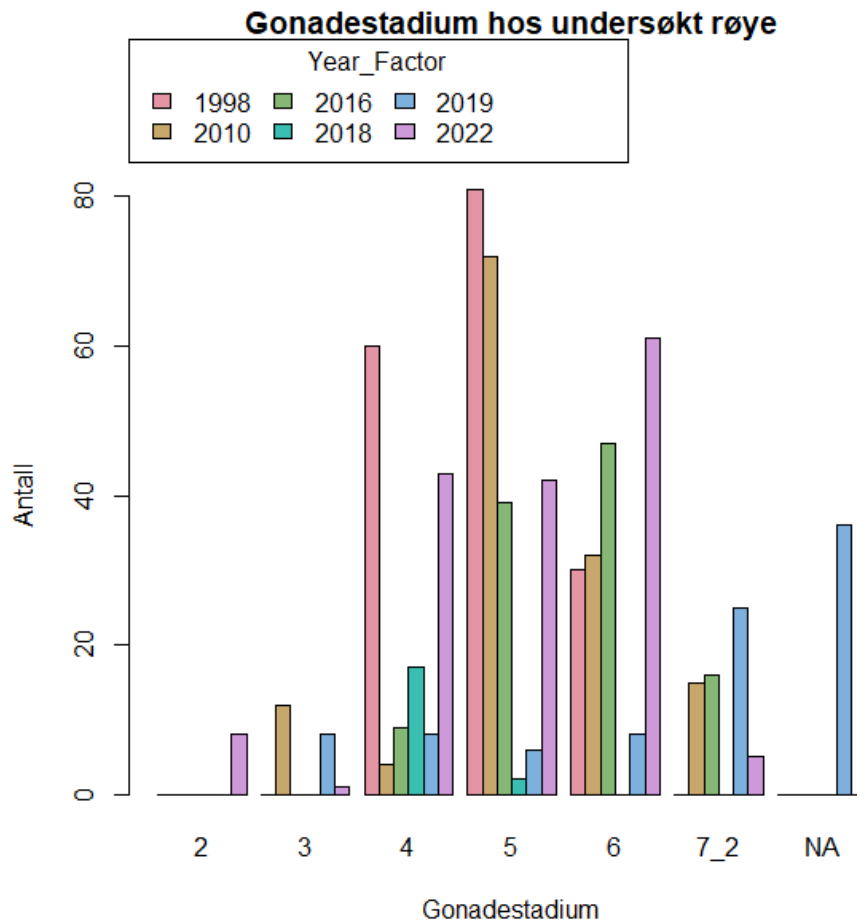
For ørret var kjønnsfordelingen mellom hann og hunn-fisk i hele materialet ganske balansert (Fig. 26). Alt materialet for ørret ble samlet inn via prøvefisket. For røye var det derimot en klar dominans av hann-fisk. Dette skyldes det store tilleggsmaterialet som ble samlet inn fra lokale fiskere, fanget på gyteplassene. Den skjeve kjønnsfordelingen (Fig. 26) speiler derfor den større aktiviteten til hann-røyene på gyteplassene.



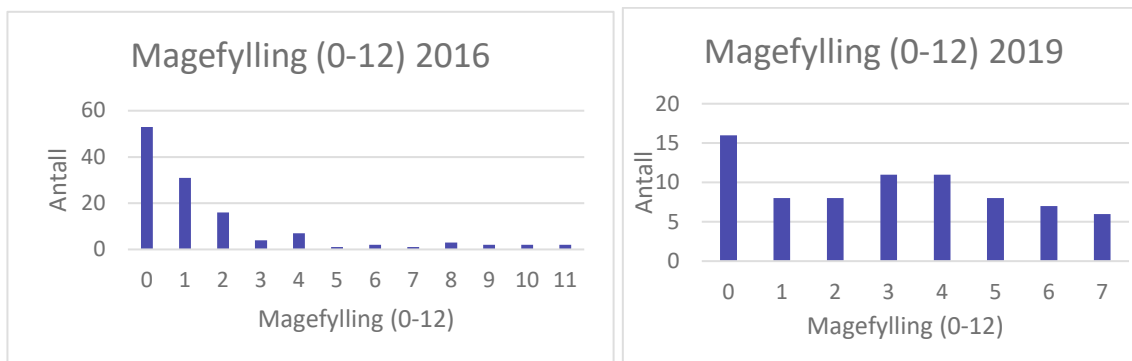


Figur 26. Kjønns sammensetning for undersøkt røye og ørret. Den skjeve sammensetningen for røye, skyldes et betydelig materiale innsamlet på gyteplassene, hvor hannene er mer aktive og fanges lettere i garn.

Registret gonadestadium (Fig. 27) speiler at materialet er samlet inn om høsten og fortrinnsvis på gyteplasser. For de fleste år er en vesentlig andel av røya også utgytt, som indikerer at fisken er fanget under gyting. Unntaket er materialet fra 1998 som delvis ble samlet inn ved garnfiske noe tidligere (august) i forhold til gytetiden. I 2016 og 2019 ble også magefyllingsgrad registrert. Gjennomgående hadde røyene svært lite eller ingenting i magene (Fig. 28). I 2016 var andel tomme mager 43 %, mens den i 2019 var 21 %. Ettersom næringsopptak vanligvis er lite eller ingenting i forbindelse med gyting, indikerte det at fisk ble fanget i gytetiden, men kanskje nærmere optimum gytetid i 2016. De få som hadde mageinnhold, hadde i all hovedsak spist egg i 2016. Da hadde 22 av 124 undersøkte røyer egg i magesekken, og for 15 av disse røyene utgjorde egg 100 % av mageinnholdet. I 2019 hadde bare en røye spist egg.



Figur 27. Gonadestadium for undersøkte røyer over seks gytepopulasjoner.



Figur 28. Magefylling til undersøkte røyer i 2016 og 2019.

#### 4.8. Vannstand, klekkesid og årsklassestyrke for røye

Røye i Møsvatn gyter iflg. lokale fiskere hovedsakelig i oktober. Høstgyting er typisk for røye (Klemetsen *et al.* 1997; Jobling, Tveiten & Hatlen 1998) når det blir kaldere vann (< 10°C), ofte i forbindelse med høst-sirkulasjon og ved vanntemperaturer ved ca. 4°C (Scott & Crossman 1973; Jeuthe, Brännäs & Nilsson 2016). Selv om ca. 30 cm stor røye kan flytte steiner med diameter opp til 4 cm (Fabricius & Gustafson 1953; Low *et al.* 2011) gyter røye som regel rogn direkte på steinete bunn og vasker eggene ned i hulrom mellom steinene uten å lage godt synlige gytegroper (Low *et al.* 2011). Naturlig gyter den

ofte i strandsonen på grunnere, steinete områder (Klemetsen *et al.* 2003a; Low *et al.* 2011), gjerne i marbakken, og egg kan derfor bli utsatt for frysing og uttørking i reguleringsmagasin når vannet tappes ned over vinteren (Brabrand 2011; Hirsch *et al.* 2017). Etter klekking vil en brattere profil gi lettere nedvandring mot dypere profundale områder for (nyklekket) yngel (Klemetsen *et al.* 2003a). Mulige regulerings effekter på rekruttering vil derfor henge sammen med hvor fort nedtapping skjer i forhold til når eggene klekkes og hvor lett yngel kan unnsnippe tørrlegging etter klekking.

Inkubasjonstid for egg går over flere høst/vinter-måneder (Klemetsen *et al.* 2003a; Budy & Luecke 2014), men kan variere betydelig avhengig særlig av temperaturer (Jeuthe, Brännäs & Nilsson 2016) i tillegg til flere andre faktorer (isdekke, gytedyp/habitat, gytetid, egg- og hunn-størrelse (Klemetsen *et al.* 2003a; Budy & Luecke 2014)). Det er derfor ingen enkel sammenheng mellom gytetidspunkt og klekking av rogn. Derfor varierer estimert antall døgn-grader for inkubering, dvs. fra gyting fram til klekking, mellom ulike studier. I alpine skandinaviske innsjøer er vintertemperaturer ofte 1-3°C i de littorale gyteområdene til røye (Jobling *et al.* 1995; Atse, Audet & De La Noüe 2002; Janhunen, Piironen & Peuhkuri 2010), noe temperaturmålingene også viser i Møsvatn (Fig. 8). I Møsvatn ser vi også at høyere temperaturer fra gyting og fram til begynnelsen av desember bidrar med mange døgngrader. Estimert antall døgngrader før klekking i flere nordiske (eksperimentelle) studier ligger gjerne på ca. 450-480 (Tabell 2) (Jobling, Tveiten & Hatlen 1998; Janhunen, Piironen & Peuhkuri 2010; Jeuthe, Brännäs & Nilsson 2013; Jeuthe, Brännäs & Nilsson 2016), og med et lavere antall døgngrader og mer vellykket utvikling ved lavere temperaturer. Røye viser mye mer individuell og miljøavhengig variasjon mht. inkuberingstemperaturer, døgngrader og vellykket utvikling enn nærstående arter som f.eks. ørret.

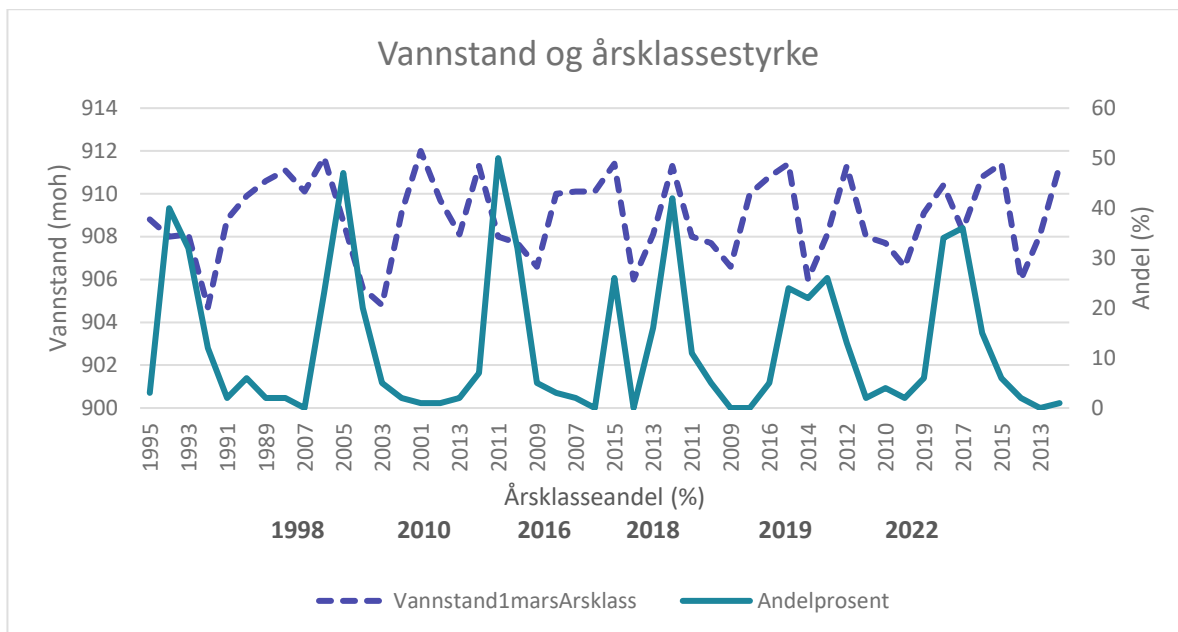
For Møsvatn innebærer dette at røyeegg gytt først i oktober kan begynne å klekke i februar/mars, da basert på vanntemperaturer målt på gyteplass (Fig. 10). Etter klekking er det deretter en kortere periode hvor plommeseckyngelen er mer sårbar pga. mindre mobilitet inntil plommesekken er resorbert, anslagsvis etter ca. 160 døgngrader (Tabell 2).

Tabell 2. Estimering av døgngader og varighet til de ulike egg/ynge stadier. Fra Helle (2022).

Stadium	Duration from spawning/fertilization to the stage. (Degree-days at the given temperature).	Temperatures used for calculations. Based on ambient Nordic ice-covered lake temperatures.	Estimated number of days $X = \frac{\text{degree days}}{\text{Celsius degrees}}$	Season for the development stage to occur in Lake Møsvatn	Selected references
Initial incubation time/ the duration of spawning/fertilization	56 degree-days	4°C	Ca. 14 days	During last half of October	(Jobling et al. 1998b, Jeuthe et al. 2016) and ambient water temperature in late fall / preferred fertilization temperature
Eyed stage	222-224 degree-days	2°C	111-112 (subtracted 14 days from initial incubation)	January 20.	(Janhunnen et al. 2010)
Hatching	450-483	2°C	225-241 (subtracted 14 days from initial incubation)	Three last weeks of May	(Janhunnen et al. 2010)
Alevin		4°C	225-241 plus 19-21 days (subtracted 14 days from initial incubation)	First half of June	(Atse et al. 2002, Janhunnen et al. 2010)
Feeding fry	614-640	4°C (profundal areas and/or during spring mixing)			(Atse et al. 2002, Janhunnen et al. 2010)

Dersom lave vintervannstander medfører et direkte og vesentlig rekrutteringstap pga. tørrlegging/frysing av egg, vil man forvente at år med lav vintervannstand (februar/mars) vil føre til utpreget svake årsklasser. Aldersstrukturen til den undersøkte gytebestanden av røye ga ikke indikasjoner på hel utradering av røyerekuttering i enkelte år. Men materialet samlet inn fra gytebestandene særlig i 1998, men også i noen grad i 2010, viste uvanlig sterke årsklasser av ung gytefisk på 4 og 5 år (over, Fig. 23). Sterke årsklasser kan indikere særlig gode gyteforhold, men også speile mindre konkurranse fra eldre og svake forutgående årsklasser. I materialet samlet inn 2016-2022, dvs. etter at det ble konsesjonspålagt vannstand på 914 moh. den 1. desember, var aldersstrukturen mer som forventet, dvs. med dominans av 5-7 år gammel gytefisk, og også en del eldre røyer, og med jevnt avtagende årsklassestyrke pga. beskatning og naturlig dødelighet. I en videre analyse er sammenhengen mellom årsklassestyrke, uttrykt som andel (prosent) av de 10 forutgående årsklasser som rekrutterer til gytebestanden (3-12 år, Fig. 29) i hver av de undersøkte gytebestandene, og målt vannstand vurdert. Jevnt avtagende årsklassestyrke med økende alder - som f.eks. i perioden 2016-2022 – vil indikere jevn rekruttering, mens sterk dominans av enkelte årsklasser kan indikere varierende rekruttering. Dersom det i en gytebestand tatt ett enkelt år for eksempel er 30 % 4 år

gammel røye, så er disse klekket 4 år før. Vintervannstanden i klekkeåret og 30 % er en verdi i Fig. 29. Vi har her brukt 1. mars som sannsynlig start for klekking av røye-egg. Det synes ikke være noen åpenbar sammenheng mellom årsklassestyrke og vannstand i Møsvatn 1. mars i senere år (Fig. 29). Derimot kan det se ut til at i materialet fra 1998 og 2010 har de laveste vannstander (hhv. 904,7 i 1992 og 904,8 og 905,5 i 2003 og 2004) gitt svakere rekruttering (Fig. 28, jfr. også Fig. 23), men sterkere årsklasser årene etter, muligens som en følge av redusert næringskonkurranse kombinert med høyere vannstander i gyteperioden.



Figur 29. Vintervannstander i Møsvatn (1. mars) og årsklassestyrke (%) for materiale innsamlet fra gytebestander av røye 1998-2022.

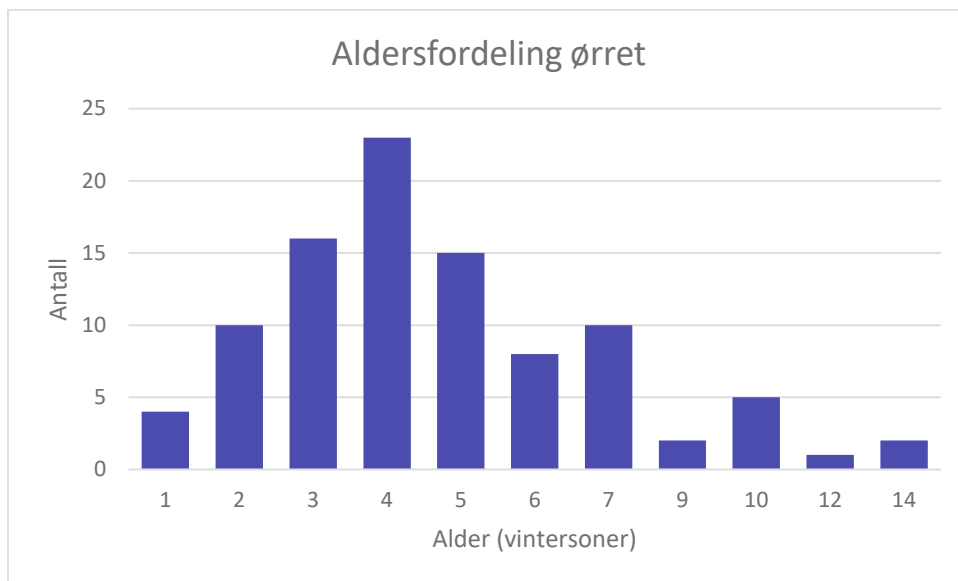
For hele materialet samlet var det ingen signifikant sammenheng mellom årsklassestyrke og vintervannstand i Møsvatn (Spearman rank korrelasjonstest,  $S = 18331$ ,  $P = 0.973$ ). For 1998 materialet var det derimot en signifikant sammenheng med redusert årsklasse ved lav vannstand ( $S = 149.97$ ,  $P = 0.0209$ ,  $r_s = -0.78$ ). For de øvrige årene med data innsamlet fra gytebestandene, var det ingen signifikant sammenheng ( $P > 0,2756$ ). For 2018 var det for lite data til testing. Når alle årsklassene 3-12 år er med, kan svakere representasjon av eldre årsklasser pga. naturlig dødelighet (Fig. 29) tenkes å bidra til å maskere en eventuell effekt av lav vannstand som først og fremst vil gjøre seg gjeldende i de yngste årsklassene. Det ble derfor også testet om et utvalg av de tre sterkeste årsklassene (4 - 6 år) for hvert år i materialet, korrelerte mer med vannstander i Møsvatn. Dette ga samme resultat, dvs. ingen signifikant sammenheng (Spearman rank korrelasjonstest,  $S = 791,78$   $P = 0.2035$ ). Disse resultatene innebærer at det i en 'normal'-situasjon ikke er noen umiddelbar sammenheng mellom lave vintervannstander i Møsvatn og rekruttering hos røye. Men sjeldne ekstremisituasjoner kan ha en vesentlig effekt som forplanter seg i flere år framover. Data fra 1998, og også 2010, indikerer at uvanlig lave vannstander, ned mot og under 912 moh. 1. desember, medfører redusert rekruttering. Dette tilsvarer vannstander ned mot 905-906 moh. i den kritiske klekkeperioden sannsynligvis fra omkring 1. mars. Resultatene innebærer at det i en 'normal'-situasjon må være andre viktige faktorer som

påvirker rekrutteringen, og kanskje i større grad enn regulerte vintervannstander. Data fra årene etter at en minste vannstand på 914 moh. 1. desember ble innført i 2015, innebærer at slike uvanlig lave vintervannstander unngås (jfr. Fig. 4). I samsvar med dette indikerer resultatene etter 2015 så langt ingen direkte sammenheng mellom vannstand og rekruttering av røye.

Dersom røyebestanden er næringsbegrenset må det antas at sterke årsklasser gir sterkere næringskonkurransen og dermed svakere vekst. Tilsvarende kan svake årsklasser gi mindre næringskonkurransen og bedre vekst. Det er gjennomgående 4 – 7 år gammel røye som dominerer i gytebestandene (Fig. 23). For alle disse årsklassene var imidlertid veksten nokså lik i materialet innsamlet over alle år (Fig. 24), med ett klart unntak: betydelig svakere vekst i 1998 materialet. Men denne svakere veksten var gjennomgående for alle årsklasser. Det tyder snarere gjennomgående på lavere produksjon av næringsdyr i de frie vannmasser i de forutgående år, enn på varierende rekruttering pga. ulike vannstander utover høsten og vinteren. Her bør det nevnes at lav vannstand eller sen magasinbefylling kan føre til lav produksjon av zooplankton og derved gi lav fiskevekst (Borgstrøm et al. 1992). Årsaken antas å være dels at mye egg fra bunndyr, halvplanktoniske krepsdyr og zooplankton blir liggende tørrlagt i reguleringssonen, og at erosjon av finkorna sediment når vannstanden er lav, kan gi tilgrumsing av magasinvatnet, med den følge at planteplanktonproduksjonen og dermed algespisende zooplankton blir redusert. Hvorvidt dette delvis kan forklare veksten hos røye i Møsvatn er imidlertid uklart. Det er interessant at for det materialet vi har tilgjengelig for vekst analyser, er de to årene med lavest vår/sommervannstand 1991 og 1996 (Fig. 3). Vekstanalysene viser at røye hadde klart dårligst vekst på 1990-tallet (Fig. 24). I 2019 materialet synes veksten til røye 7 – 8 år, dvs. årsklassene 2012-2013, å være god, og begge årene hadde relativt høy vannstand (Fig. 3). I Møsvatn vil det også være en tilleggseffekt at vannarealet (og volumet), dvs. tilgjengelig næringshabitat, reduseres vesentlig ved lavere vannstander (jfr. ca. 70 % reduksjon fra HRV til LRV).

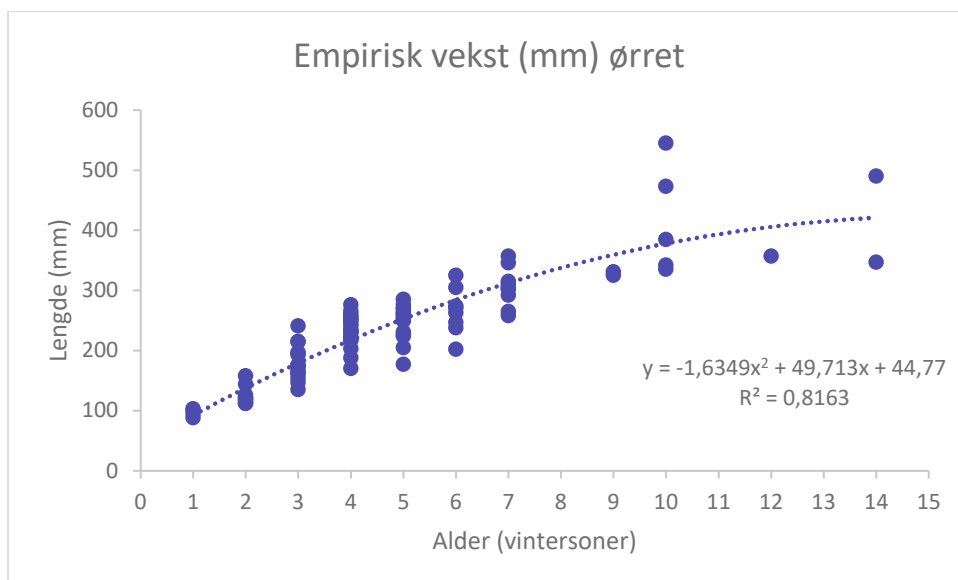
#### **4.9. Aldersfordeling, vekst og kjønnsmodning til ørret**

For ørret ble prøvofiskefangstene analysert i 2018 og 2022. Basert på et samlet materiale (n = 96) blir ørret sjelden mer enn 10 år, og rekrutteres inn i Møsvatn fra oppvekstområdene i elver og bekker ved 2-3 års alder (Fig. 30). Fra 4 år tapes ca. 30 % av bestanden årlig. Eldre fisk enn 10 år er fåtallig og materialet derfor preget av usikkerhet.

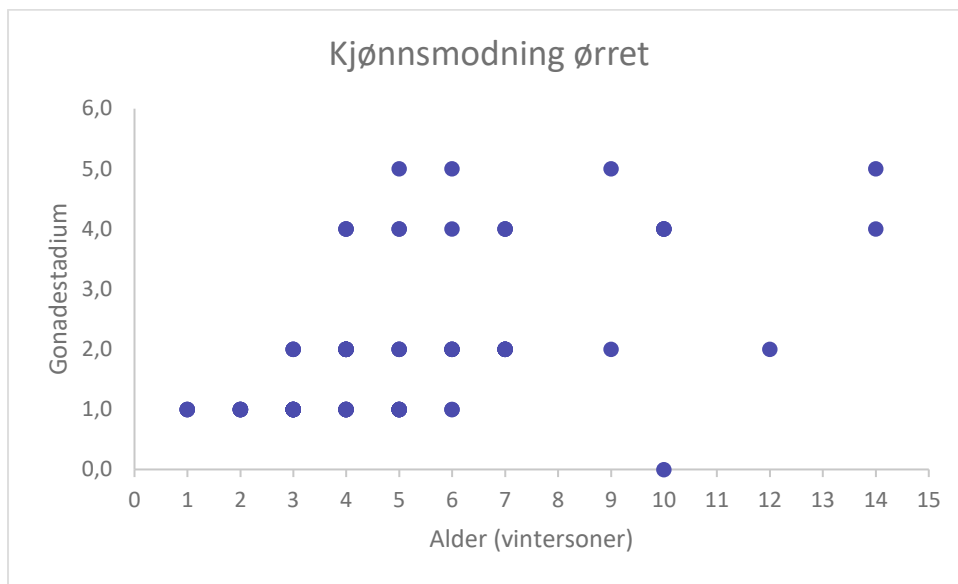


Figur 30. Aldersfordeling til ørret (n = 96). Ørret blir kjønnsmoden etter 4 og 5 vintre.

Den empiriske veksten (Fig. 31), viser at ørret i Møsvatn har en utholdende vekst. Den kommer inn i Møsvatn ved 2 - 3 års alder og 10 - 20 cm lengde. Vekstkurven viser ikke noen utpreget vekstreduksjon ved kjønnsmodning, men avtar gradvis fra ca. 5 års alder. Basert på gonadestadium kan ørret bli kjønnsmoden fra 4 års alder, dvs. ved en størrelse på 20 – 30 cm, men kan også bli kjønnsmoden betydelig senere (Fig. 31, 32). Kondisjonsfaktoren til ørret var ca. 1 og varierte lite (gjennomsnittlig  $0,98 \pm SD0,08$ ).



Figur 31. Empirisk vekst (gjennomsnittslengde ved alder  $\pm SD$ ) til ørret (materiale 2008 og 2022; n = 96). Ørreten viser en utholdende vekst.



Figur 32. Kjønnsmodning (gonadestadium 1-7) for ørret ( $n = 96$ ). Ørreten kan bli kjønnsmoden fra 4 års alder.

#### 4.10. Parasitter ørret

Fra Møsvatn ble 13 ørret (Tabell 3) undersøkt for parasitter (Aarnes & Os 2023).

Tabell 3. Gjennomsnittlig lengde, vekt, alder og K-faktor for 13 Møsvatn-ørret undersøkt for parasitter.

	Gjennomsnitt	Minimum	Maksimum	Standard feil
Lengde (cm)	28,3	21,4	53,5	8,4
Vekt (g)	316	100	1755	
Alder (vintersoner)	6,2	3	10	
K-faktor	1,03	0,91	1,17	

Det var få ørret i Møsvatn som var infisert av parasitter, og antall parasitter var lavt både mht. antall arter og antall individer påvist (Tabell 3). Den vanligste parasittarten i hele undersøkelsen var øyeikten *Diplostomum sp.* som ble funnet i 14 av de 16 undersøkte vannene rundt Hardangervidda. Denne ble også funnet i Møsvatn, men kun hos en ørret (Tabell 4; prevalens 7,7 %). Nyreikten *Phyllodistomum umblae* ble funnet i seks av de 16 undersøkte vannene, deriblant også Møsvatn, men bare i en ørret. Likeledes ble iktene *Crepidostomum metoecus* og *C. frionis* påvist i Møsvatn, men kun hos en til to ørreter (Tabell 4). De mest forekommende parasittene i Møsvatn var ørretmark *Eubothrium crassum* (prevalens 46,2 %) som finnes i ørretens (blind)tarm, og fiskandmark *Dibothriocephalus ditremus* (prevalens 53,8 %) som finnes som små, hvite cyster i bukhulen. Den lignende måkemarken *D. dendriticus* ble funnet i to ørreter i Møsvatn.



Tabell 4. De ulike parasittartene påvist i ørret fra de undersøkte vannene rundt Hardangervidda og forekomst i Møsvatn. Fra (Aarnes & Os 2023). Prevalens er % av undersøkt ørret som var infisert, gjennomsnittlig abundans er antall parasittindivider per undersøkt ørret, og gjennomsnittlig intensitet er antall parasittindivider per infisert ørret.

	<i>Proteocephalus</i> sp.	<i>C. truncatus</i>	<i>E. crassum</i>	<i>Eustrongylides</i> sp.	<i>D. ditremus</i>	<i>D. dendriticus</i>	<i>C. farionis</i>	<i>C. metoecus</i>	<i>P. umblae</i>	<i>Diplostomum</i> sp.
Prevalens	0	0	46,2	0	53,8	15,4	15,4	7,7	7,7	7,7
Gj.snitt abundans	0	0		0	21,4	3,2	0,6	0,2	0,2	0,4
Gj.snitt intensitet	0	0		0	39,7	21,0	4,0	2,0	3,0	5,0

## 5. Konklusjoner

- Data fra 1998, og også 2010, indikerer at uvanlig lave vannstander, omkring 910 moh. 1. desember, medfører redusert rekruttering av røye.
- Dronebilder fra strandsonen indikerer at mulige gyteområder for røye er begrenset og reduseres vesentlig ved lavere vannstander.
- Utover år med uvanlig lave vannstander var det ingen klar sammenheng mellom vannstander og rekruttering av røye.
- Nytt reguleringsreglement med en minste vannstand på 914 moh. 1 desember ble innført i 2015. Det innebærer at uvanlig lave vintervannstander ikke inntreffer. Resultatene etter 2015 indikerer så langt ingen direkte sammenheng mellom vannstand og rekruttering av røye. Etter innføringen av nytt reglement siden 2015 er det ikke registrert spesielt svake årsklasser.
- Jevn rekruttering av røye ser derfor ut til å forutsette fravær av lav vannstand på høsten og ettervinteren, anslagsvis 1. mars.
- Det var først fra 2020 og utover at røye rekruttert etter 2015 kom inn i gytebestanden. Fra ca. 2025 vil (nær) all røye i gytebestanden være rekruttert etter innføring av det nye reglementet. Som en kontroll bør det derfor da gjøres et nytt prøvefiske.

## 6. Vedlegg

Vedlegg 1. Vannkjemiske data i Møsvatn målt sommer (9. juni 2020) og vårvinter (9. april 2021) med YSI EXO2 Logger med en multiparameter sonde (<https://www.ysi.com/exo2>).

### Sommer 9. juni 2020

°C	mmHg	DO %	DO mg/L	SPC- uS/cm	C- uS/cm	pH	FNU	BGA-PC RFU	BGA-PC ug/L	Chl RFU	Chl ug/L	DEP m	ALT m	Lat	Lon
10,3	676	85,7	9,62	0,4	0,3	4,6	181,3	-0,02	1,11	-0,149	0,22	0,0	929	59°52'22,2"	8°03'20,3"
10,2	676	85,6	9,63	0,4	0,3	4,6	181,5	-0,01	1,12	-0,149	0,22	0,0	927	59°52'22,2"	8°03'20,3"
10,1	676	85,7	9,65	0,3	0,2	4,7	181,9	-0,01	1,12	-0,164	0,09	0,0	923	59°52'22,1"	8°03'20,4"
10,1	676	85,7	9,66	0,3	0,2	4,8	182,2	0,00	1,13	-0,167	0,07	0,0	918	59°52'22,1"	8°03'20,4"
10,0	676	85,7	9,67	0,3	0,2	4,7	182,4	0,00	1,13	-0,163	0,1	0,0	916	59°52'22,0"	8°03'20,5"
9,9	676	85,4	9,66	0,3	0,2	4,7	182,4	-0,01	1,12	-0,159	0,13	0,0	914	59°52'22,0"	8°03'20,6"
9,7	676	85,3	9,68	0,3	0,2	4,8	182,4	-0,02	1,12	-0,156	0,16	0,0	914	59°52'22,0"	8°03'20,7"
9,7	676	85,5	9,72	0,3	0,2	4,8	182,7	-0,01	1,12	-0,15	0,21	0,0	915	59°52'21,9"	8°03'20,8"
9,7	676	85,7	9,74	0,4	0,2	4,9	181,8	-0,02	1,11	-0,149	0,22	0,0	916	59°52'21,8"	8°03'20,9"
9,7	676	85,5	9,71	0,4	0,3	4,9	182,1	-0,32	0,83	-0,279	-0,87	0,0	916	59°52'21,7"	8°03'20,9"
9,6	676	84,4	9,61	0,4	0,3	4,8	180,7	-0,38	0,77	-0,277	-0,86	0,0	914	59°52'21,7"	8°03'20,9"
9,3	675	83,4	9,57	0,4	0,3	4,8	180,7	-0,39	0,76	-0,096	0,66	0,0	911	59°52'21,7"	8°03'21,0"
9,0	676	83,2	9,61	0,5	0,3	4,7	180,2	-0,31	0,83	-0,04	1,14	0,0	912	59°52'21,6"	8°03'21,1"
8,9	676	83,4	9,66	0,5	0,3	4,7	180,4	0,05	1,18	-0,115	0,51	0,0	914	59°52'21,5"	8°03'21,2"
8,8	676	83,6	9,69	0,5	0,3	4,6	181,0	0,05	1,18	-0,132	0,36	0,0	916	59°52'21,5"	8°03'21,3"
8,7	676	83,7	9,73	0,5	0,3	4,6	181,3	0,04	1,17	-0,147	0,24	0,0	916	59°52'21,4"	8°03'21,4"
8,7	676	84,1	9,8	0,5	0,3	4,8	181,9	0,04	1,17	-0,169	0,05	0,0	917	59°52'21,3"	8°03'21,4"
11,9	675	93,6	10,27	1,1	0,8	6,9	1,5	0,01	1,14	-0,149	0,22	0,0	916	59°52'21,2"	8°03'21,5"
11,9	675	91,6	9,88	4,9	3,7	6,7	1,2	-0,29	0,85	-0,148	0,23	0,0	916	59°52'21,2"	8°03'21,5"
11,9	676	90,8	9,8	8,7	6,5	6,7	1,1	-0,56	0,60	-0,173	0,02	0,0	915	59°52'21,1"	8°03'21,6"
12,0	676	90,2	9,73	10,2	7,6	6,7	1,2	-0,86	0,31	-0,174	0,01	0,0	914	59°52'21,1"	8°03'21,6"
12,0	676	89,1	9,62	10,2	7,6	6,7	1,2	-0,98	0,19	-0,16	0,13	0,7	913	59°52'21,1"	8°03'21,6"
12,0	676	88,4	9,54	10,2	7,6	6,7	1,4	-0,99	0,18	-0,148	0,23	1,4	913	59°52'21,1"	8°03'21,7"
12,0	676	87,8	9,47	10,2	7,6	6,6	1,3	-1,00	0,17	-0,145	0,25	3,3	912	59°52'21,0"	8°03'21,8"
12,0	676	87,4	9,43	10,2	7,6	6,6	1,5	-0,99	0,18	-0,133	0,36	4,8	911	59°52'21,0"	8°03'21,9"
12,0	676	87,1	9,4	10,2	7,6	6,6	1,5	-0,99	0,18	-0,119	0,47	6,0	912	59°52'20,9"	8°03'21,9"
12,0	675	86,9	9,38	10,2	7,6	6,6	1,6	-0,99	0,18	-0,131	0,37	6,1	914	59°52'20,8"	8°03'22,0"
11,9	676	86,8	9,36	10,2	7,6	6,6	1,6	-0,99	0,18	-0,125	0,42	7,6	916	59°52'20,8"	8°03'22,1"
11,9	676	86,6	9,35	10,2	7,6	6,6	1,3	-0,99	0,18	-0,113	0,53	9,1	917	59°52'20,8"	8°03'22,3"
11,9	676	86,5	9,34	10,2	7,6	6,6	1,4	-0,99	0,18	-0,119	0,48	9,4	918	59°52'20,7"	8°03'22,4"
11,9	676	86,5	9,33	10,2	7,6	6,6	1,4	-0,99	0,18	-0,134	0,35	11,8	919	59°52'20,7"	8°03'22,4"
11,9	676	86,4	9,33	10,2	7,6	6,6	1,5	-1,00	0,18	-0,132	0,37	13,4	921	59°52'20,6"	8°03'22,4"

11,9	676	86,4	9,32	10,2	7,6	6,6	1,5	-1,01	0,17	-0,131	0,37	14,4	919	59°52'20,5"	8°03'22,5"
11,9	676	86,3	9,32	10,2	7,6	6,6	1,5	-1,01	0,16	-0,124	0,44	16,2	921	59°52'20,5"	8°03'22,6"
11,9	676	86,3	9,32	10,2	7,6	6,6	1,3	-1,00	0,17	-0,119	0,48	17,8	919	59°52'20,6"	8°03'22,8"
11,9	676	86,2	9,31	10,2	7,6	6,5	1,2	-1,00	0,17	-0,126	0,42	18,3	920	59°52'20,5"	8°03'22,8"
11,8	676	85,8	9,29	10,2	7,6	6,5	1,0	-0,99	0,19	-0,148	0,23	20,0	921	59°52'20,4"	8°03'22,9"
11,3	676	84,7	9,25	10,3	7,6	6,5	1,2	-0,99	0,18	-0,174	0,01	20,6	920	59°52'20,4"	8°03'23,0"
10,8	676	83,5	9,23	10,4	7,6	6,5	1,5	-0,99	0,18	-0,199	-0,2	22,1	919	59°52'20,4"	8°03'23,1"
10,5	676	83	9,24	10,4	7,5	6,5	1,7	-0,99	0,18	-0,201	-0,22	23,1	918	59°52'20,4"	8°03'23,2"
10,3	676	82,7	9,27	10,4	7,5	6,5	1,8	-1,00	0,17	-0,199	-0,2	24,7	917	59°52'20,3"	8°03'23,3"
10,1	676	82,6	9,3	10,4	7,4	6,5	1,8	-0,99	0,18	-0,191	-0,13	24,8	916	59°52'20,2"	8°03'23,4"
10,0	676	82,7	9,33	10,4	7,4	6,5	1,6	-0,99	0,18	-0,191	-0,13	24,7	916	59°52'20,2"	8°03'23,5"
10,0	676	82,9	9,36	10,4	7,4	6,5	1,6	-0,99	0,18	-0,193	-0,15	24,6	916	59°52'20,1"	8°03'23,5"
10,0	676	83	9,38	10,4	7,4	6,5	1,6	-0,98	0,19	-0,196	-0,18	24,6	915	59°52'20,1"	8°03'23,6"
10,0	676	83,1	9,38	10,4	7,4	6,5	1,4	-0,97	0,20	-0,196	-0,18	24,6	914	59°52'20,1"	8°03'23,6"
10,0	676	83,1	9,39	10,4	7,4	6,4	1,3	-0,96	0,21	-0,202	-0,22	24,5	916	59°52'20,0"	8°03'23,7"
10,0	676	83,1	9,39	10,4	7,4	6,4	1,0	-0,97	0,20	-0,19	-0,13	24,5	918	59°52'20,0"	8°03'23,7"
10,0	676	83,1	9,39	10,4	7,4	6,4	1,2	-0,98	0,19	-0,183	-0,06	24,5	918	59°52'20,0"	8°03'23,8"
10,0	676	83,2	9,39	10,4	7,4	6,4	1,3	-0,98	0,19	-0,171	0,03	24,5	919	59°52'20,0"	8°03'23,9"
10,0	676	83,2	9,39	10,4	7,4	6,4	1,6	-1,00	0,17	-0,17	0,05	24,5	920	59°52'19,9"	8°03'24,0"
10,0	676	83,2	9,4	10,4	7,4	6,4	1,6	-0,99	0,18	-0,18	-0,04	24,5	920	59°52'19,9"	8°03'24,1"
10,0	676	83,2	9,39	10,4	7,4	6,4	1,6	-0,99	0,18	-0,189	-0,12	27,0	920	59°52'19,9"	8°03'24,2"
9,9	676	83,1	9,39	10,4	7,4	6,4	1,8	-0,99	0,18	-0,196	-0,18	29,5	920	59°52'19,9"	8°03'24,3"
9,9	676	82,9	9,38	10,4	7,4	6,3	1,8	-0,99	0,18	-0,208	-0,27	32,2	920	59°52'19,9"	8°03'24,4"
9,7	676	82,6	9,38	10,5	7,4	6,3	1,6	-1,00	0,17	-0,208	-0,28	34,3	919	59°52'19,9"	8°03'24,5"
9,6	676	82,4	9,38	10,5	7,4	6,3	1,5	-1,01	0,17	-0,19	-0,13	35,9	919	59°52'19,9"	8°03'24,7"
9,4	676	82	9,38	10,6	7,4	6,3	1,3	-1,00	0,17	-0,191	-0,13	37,5	919	59°52'19,9"	8°03'24,7"
9,3	676	81,8	9,38	10,6	7,4	6,3	1,1	-1,00	0,17	-0,189	-0,11	39,8	919	59°52'19,9"	8°03'24,8"
9,2	676	81,6	9,39	10,6	7,4	6,3	1,0	-0,99	0,18	-0,192	-0,14	41,9	920	59°52'19,9"	8°03'24,9"
9,1	676	81,5	9,4	10,7	7,4	6,3	1,2	-0,99	0,18	-0,204	-0,24	43,0	921	59°52'19,8"	8°03'25,0"
9,0	676	81,4	9,41	10,7	7,4	6,3	1,4	-0,99	0,18	-0,209	-0,29	41,9	921	59°52'19,8"	8°03'25,1"
9,0	676	81,5	9,42	10,7	7,4	6,2	1,1	-0,98	0,19	-0,196	-0,18	41,5	920	59°52'19,8"	8°03'25,2"
9,0	676	81,6	9,42	10,7	7,4	6,2	1,3	-0,97	0,20	-0,188	-0,1	41,2	920	59°52'19,8"	8°03'25,3"
9,1	676	81,6	9,43	10,7	7,4	6,2	1,4	-0,97	0,20	-0,199	-0,21	41,1	922	59°52'19,8"	8°03'25,3"
9,1	676	81,6	9,42	10,7	7,4	6,2	1,5	-0,98	0,19	-0,211	-0,3	42,4	922	59°52'19,7"	8°03'25,4"
9,0	676	81,5	9,42	10,7	7,4	6,2	1,7	-0,98	0,19	-0,2	-0,21	43,6	920	59°52'19,7"	8°03'25,5"
9,0	676	81,4	9,41	10,7	7,4	6,2	1,6	-0,99	0,18	-0,203	-0,23	45,2	919	59°52'19,7"	8°03'25,6"
9,0	676	81,4	9,41	10,7	7,5	6,2	1,8	-0,98	0,19	-0,203	-0,24	46,1	918	59°52'19,7"	8°03'25,7"
9,0	676	81,4	9,41	10,7	7,5	6,2	1,7	-0,98	0,19	-0,203	-0,24	48,2	915	59°52'19,6"	8°03'25,7"

9,0	676	81,3	9,41	10,8	7,5	6,2	1,8	-0,98	0,20	-0,191	-0,13	49,9	916	59°52'19,6"	8°03'25,8"
9,0	676	81,3	9,41	10,8	7,5	6,2	1,8	-0,97	0,20	-0,186	-0,09	50,5	914	59°52'19,6"	8°03'25,9"
9,0	676	81,3	9,41	10,8	7,5	6,2	1,6	-0,97	0,20	-0,196	-0,18	50,4	917	59°52'19,5"	8°03'25,9"
9,0	676	81,3	9,41	10,8	7,5	6,2	1,7	-0,96	0,21	-0,201	-0,22	50,3	917	59°52'19,5"	8°03'26,0"
9,0	676	81,3	9,41	10,8	7,5	6,1	1,4	-0,97	0,20	-0,199	-0,2	48,2	917	59°52'19,5"	8°03'26,0"
9,0	676	81,3	9,41	10,8	7,5	6,1	1,7	-0,98	0,19	-0,202	-0,22	47,8	918	59°52'19,5"	8°03'26,1"
9,0	676	81,3	9,41	10,8	7,5	6,1	1,6	-0,98	0,20	-0,215	-0,33	46,1	917	59°52'19,4"	8°03'26,2"
9,0	676	81,3	9,41	10,8	7,5	6,1	1,8	-0,96	0,21	-0,228	-0,44	45,5	916	59°52'19,4"	8°03'26,3"
9,0	676	81,3	9,41	10,8	7,5	6,1	1,4	-0,96	0,21	-0,21	-0,29	44,4	916	59°52'19,4"	8°03'26,4"
9,0	676	81,3	9,41	10,8	7,5	6,1	1,2	-0,96	0,21	-0,186	-0,09	43,5	919	59°52'19,3"	8°03'26,5"
9,0	676	81,3	9,41	10,8	7,5	6,1	1,2	-0,97	0,20	-0,187	-0,1	41,8	918	59°52'19,3"	8°03'26,5"
9,0	676	81,4	9,41	10,7	7,5	6,1	0,9	-0,98	0,19	-0,202	-0,23	40,9	917	59°52'19,3"	8°03'26,6"
9,0	675	81,4	9,41	10,7	7,5	6,1	1,2	-0,99	0,18	-0,202	-0,23	38,9	917	59°52'19,2"	8°03'26,7"
9,1	676	81,6	9,41	10,7	7,4	6,1	1,3	-0,99	0,18	-0,203	-0,24	36,9	918	59°52'19,2"	8°03'26,8"
9,2	676	81,9	9,42	10,6	7,4	6,1	1,5	-0,99	0,18	-0,195	-0,17	36,0	919	59°52'19,2"	8°03'27,0"
9,3	676	82	9,42	10,6	7,4	6,1	1,5	-0,99	0,19	-0,197	-0,19	35,7	918	59°52'19,1"	8°03'27,0"
9,4	676	82,1	9,41	10,6	7,4	6,1	1,4	-0,98	0,19	-0,194	-0,16	34,8	919	59°52'19,1"	8°03'27,2"
9,4	676	82,1	9,41	10,6	7,4	6,1	1,4	-0,99	0,19	-0,185	-0,08	34,5	919	59°52'19,1"	8°03'27,2"
9,4	676	82,3	9,42	10,6	7,4	6,1	1,6	-0,98	0,19	-0,193	-0,15	32,7	921	59°52'19,1"	8°03'27,3"
9,6	676	82,6	9,42	10,5	7,4	6,1	1,5	-0,98	0,19	-0,187	-0,1	31,9	921	59°52'19,1"	8°03'27,4"
9,7	676	82,8	9,42	10,5	7,4	6,1	1,4	-0,97	0,20	-0,187	-0,1	30,0	921	59°52'19,0"	8°03'27,5"
9,8	676	82,9	9,41	10,5	7,4	6,1	1,3	-0,97	0,20	-0,192	-0,14	27,9	921	59°52'19,0"	8°03'27,5"
9,8	676	83	9,41	10,5	7,4	6,1	1,6	-0,98	0,19	-0,205	-0,25	27,7	920	59°52'19,0"	8°03'27,6"
9,9	676	83	9,4	10,5	7,4	6,1	1,8	-0,98	0,19	-0,209	-0,29	25,9	919	59°52'18,9"	8°03'27,7"
9,9	676	83,1	9,39	10,4	7,4	6,1	1,7	-0,96	0,21	-0,207	-0,27	24,1	919	59°52'18,9"	8°03'27,8"
10,1	676	83,3	9,39	10,4	7,5	6,1	1,7	-0,96	0,21	-0,198	-0,2	23,2	921	59°52'18,8"	8°03'27,9"
10,2	676	83,6	9,39	10,4	7,5	6,1	1,7	-0,97	0,20	-0,195	-0,17	22,8	921	59°52'18,8"	8°03'28,0"
10,4	676	83,8	9,37	10,4	7,5	6,1	1,7	-0,96	0,21	-0,182	-0,06	21,4	919	59°52'18,8"	8°03'28,1"
10,6	676	84	9,35	10,4	7,5	6,1	1,6	-0,98	0,19	-0,192	-0,14	20,9	919	59°52'18,7"	8°03'28,2"
10,9	676	84,3	9,33	10,4	7,6	6,1	1,5	-0,98	0,19	-0,19	-0,12	19,3	919	59°52'18,7"	8°03'28,3"
11,3	676	85	9,33	10,3	7,6	6,1	1,6	-0,99	0,18	-0,172	0,03	18,9	919	59°52'18,7"	8°03'28,4"
11,6	676	85,5	9,3	10,3	7,7	6,1	1,6	-0,99	0,18	-0,181	-0,05	18,8	917	59°52'18,7"	8°03'28,6"
11,8	676	85,6	9,28	10,3	7,7	6,1	1,6	-0,98	0,19	-0,178	-0,03	18,8	919	59°52'18,6"	8°03'28,7"
11,8	676	85,4	9,25	10,3	7,7	6,1	1,4	-0,98	0,19	-0,171	0,04	18,9	917	59°52'18,6"	8°03'28,8"
11,7	676	85,2	9,24	10,3	7,7	6,1	1,3	-0,97	0,20	-0,161	0,12	19,0	917	59°52'18,6"	8°03'28,8"
11,6	676	85	9,24	10,3	7,6	6,1	1,4	-0,97	0,20	-0,164	0,1	19,1	916	59°52'18,5"	8°03'29,0"
11,6	676	84,9	9,24	10,3	7,6	6,1	1,6	-0,98	0,19	-0,162	0,11	19,1	916	59°52'18,5"	8°03'29,1"
11,6	676	84,9	9,24	10,3	7,6	6,1	1,7	-0,99	0,18	-0,167	0,07	19,2	915	59°52'18,4"	8°03'29,2"

11,5	676	84,9	9,24	10,3	7,6	6,1	1,7	-0,99	0,18	-0,181	-0,05	19,3	915	59°52'18,4"	8°03'29,3"
11,6	675	85	9,25	10,3	7,6	6,1	1,7	-0,98	0,19	-0,18	-0,04	18,4	915	59°52'18,4"	8°03'29,4"
11,7	676	85,3	9,26	10,3	7,7	6,2	1,6	-0,98	0,19	-0,15	0,21	18,5	916	59°52'18,3"	8°03'29,5"
11,8	676	85,6	9,27	10,3	7,7	6,2	1,5	-0,96	0,21	-0,132	0,36	17,4	916	59°52'18,3"	8°03'29,6"
11,8	676	85,6	9,27	10,2	7,7	6,2	1,2	-0,96	0,21	-0,135	0,34	16,8	916	59°52'18,3"	8°03'29,7"
11,8	676	85,7	9,27	10,2	7,7	6,2	1,2	-0,98	0,19	-0,138	0,32	16,4	915	59°52'18,2"	8°03'29,7"
11,9	676	85,8	9,28	10,2	7,7	6,2	1,2	-0,98	0,19	-0,139	0,31	15,3	916	59°52'18,2"	8°03'29,8"
11,9	676	85,9	9,28	10,2	7,7	6,2	1,2	-0,98	0,20	-0,137	0,32	15,0	916	59°52'18,2"	8°03'29,9"
11,9	676	86	9,29	10,2	7,7	6,2	1,3	-0,98	0,19	-0,136	0,33	14,7	916	59°52'18,2"	8°03'30,0"
11,9	676	86	9,29	10,2	7,7	6,2	1,2	-0,97	0,20	-0,14	0,3	14,6	917	59°52'18,1"	8°03'30,1"
11,9	676	86	9,29	10,2	7,7	6,2	1,2	-0,98	0,19	-0,141	0,29	13,1	917	59°52'18,1"	8°03'30,1"
11,9	676	86,1	9,3	10,2	7,7	6,3	1,3	-1,00	0,18	-0,136	0,33	12,8	917	59°52'18,0"	8°03'30,2"
11,9	676	86,1	9,3	10,2	7,7	6,3	1,4	-1,00	0,17	-0,141	0,29	12,7	917	59°52'18,0"	8°03'30,3"
11,9	676	86,1	9,3	10,2	7,7	6,3	1,3	-1,01	0,16	-0,13	0,38	12,6	917	59°52'18,0"	8°03'30,3"
11,9	676	86	9,3	10,2	7,7	6,3	1,3	-1,01	0,17	-0,136	0,33	12,6	917	59°52'17,9"	8°03'30,4"
11,9	676	86	9,3	10,2	7,7	6,3	1,1	-1,00	0,17	-0,142	0,28	12,5	917	59°52'17,9"	8°03'30,5"
11,9	676	86	9,3	10,2	7,7	6,3	1,2	-1,00	0,17	-0,148	0,23	12,5	916	59°52'17,8"	8°03'30,6"
11,9	676	86	9,3	10,2	7,7	6,3	0,9	-1,00	0,17	-0,137	0,32	12,5	915	59°52'17,8"	8°03'30,7"
11,9	676	86	9,3	10,2	7,7	6,3	1,1	-1,00	0,17	-0,141	0,29	12,4	917	59°52'17,8"	8°03'30,8"
11,9	676	86	9,3	10,2	7,7	6,3	1,1	-1,01	0,16	-0,147	0,24	12,4	918	59°52'17,7"	8°03'30,8"
11,9	676	86,1	9,3	10,2	7,7	6,3	1,2	-1,00	0,17	-0,142	0,28	11,1	917	59°52'17,7"	8°03'30,9"
11,9	676	86,1	9,3	10,2	7,7	6,3	1,0	-0,99	0,18	-0,131	0,37	10,9	917	59°52'17,6"	8°03'31,0"
11,9	676	86,2	9,31	10,2	7,7	6,3	0,9	-1,00	0,17	-0,131	0,37	10,8	918	59°52'17,6"	8°03'31,0"
11,9	676	86,2	9,31	10,2	7,7	6,3	1,1	-1,00	0,17	-0,136	0,33	10,6	918	59°52'17,5"	8°03'31,0"
11,9	676	86,2	9,31	10,2	7,7	6,3	1,2	-1,00	0,17	-0,122	0,45	9,7	918	59°52'17,5"	8°03'31,1"
11,9	676	86,2	9,31	10,2	7,7	6,3	1,3	-1,00	0,17	-0,124	0,43	9,4	918	59°52'17,5"	8°03'31,2"
11,9	676	86,2	9,31	10,2	7,7	6,3	1,2	-1,00	0,17	-0,13	0,38	9,0	919	59°52'17,5"	8°03'31,3"
11,9	676	86,2	9,31	10,2	7,7	6,3	1,2	-1,01	0,16	-0,142	0,28	8,9	919	59°52'17,4"	8°03'31,3"
11,9	676	86,3	9,32	10,2	7,7	6,4	1,2	-1,01	0,16	-0,131	0,37	8,0	919	59°52'17,4"	8°03'31,4"
11,9	676	86,3	9,32	10,2	7,7	6,4	1,3	-1,00	0,17	-0,117	0,49	7,5	919	59°52'17,3"	8°03'31,5"
11,9	676	86,3	9,32	10,2	7,7	6,4	1,1	-1,00	0,17	-0,13	0,38	6,1	919	59°52'17,3"	8°03'31,6"
11,9	676	86,4	9,33	10,2	7,7	6,4	0,9	-1,00	0,17	-0,133	0,36	5,4	919	59°52'17,2"	8°03'31,7"
11,9	676	86,4	9,33	10,2	7,7	6,4	1,1	-1,02	0,16	-0,126	0,41	5,0	920	59°52'17,2"	8°03'31,8"
11,9	676	86,5	9,33	10,2	7,7	6,4	1,5	-1,02	0,15	-0,113	0,52	4,0	919	59°52'17,2"	8°03'31,8"
11,9	676	86,5	9,33	10,2	7,7	6,4	1,6	-1,03	0,14	-0,107	0,58	3,9	920	59°52'17,1"	8°03'31,9"
11,9	676	86,5	9,34	10,2	7,7	6,4	1,4	-1,02	0,15	-0,108	0,57	2,5	919	59°52'17,1"	8°03'32,0"
11,9	676	86,5	9,34	10,2	7,6	6,4	1,4	-1,02	0,15	-0,132	0,36	2,2	920	59°52'17,0"	8°03'32,1"
11,9	676	86,6	9,34	10,2	7,6	6,4	1,4	-1,01	0,16	-0,141	0,29	0,8	920	59°52'17,0"	8°03'32,2"

Heggenes et al.: Vannstand i Møsvatn over vinteren: effekter på rekruttering av røye

11,9	676	86,6	9,35	10,2	7,7	6,4	1,3	-1,00	0,18	-0,156	0,16	0,3	921	59°52'17,0"	8°03'32,3"
11,9	676	86,6	9,35	10,2	7,7	6,4	1,1	-1,00	0,17	-0,174	0,01	0,0	921	59°52'17,0"	8°03'32,4"
11,9	676	86,6	9,35	10,1	7,6	6,4	3,2	-0,99	0,18	-0,177	-0,01	0,0	920	59°52'16,9"	8°03'32,4"
11,7	676	86,5	9,38	6,3	4,7	5,1	62,5	-0,81	0,35	-0,085	0,76	0,0	919	59°52'16,9"	8°03'32,5"
11,3	676	86	9,4	2,4	1,8	5,1	122,8	-0,76	0,40	-0,037	1,17	0,0	919	59°52'16,8"	8°03'32,6"
12,8	676	89,1	9,47	0,2	0,1	6,1	816,1	-0,29	0,86	0,076	2,12	0,0	917	59°52'16,8"	8°03'32,6"
12,9	676	86,9	9,18	0,1	0,1	6,1	766,3	-0,11	1,02	0,443	5,22	0,0	919	59°52'16,8"	8°03'32,7"
12,8	676	86,6	9,17	0,1	0,1	6,1	7069,3	-0,19	0,95	0,246	3,56	0,0	919	59°52'16,7"	8°03'32,8"
12,8	676	86,3	9,14	0,1	0,1	6,1	12,4	-0,05	1,08	-0,137	0,32	0,0	919	59°52'16,7"	8°03'32,9"
12,7	676	86	9,13	0,1	0,1	6,1	12,8	-0,36	0,79	-0,114	0,51	0,0	920	59°52'16,7"	8°03'33,0"
12,6	675	85,7	9,12	0,1	0,1	6,1	10,5	-0,58	0,58	-0,147	0,23	0,0	921	59°52'16,6"	8°03'33,1"
12,5	676	91	9,7	0,1	0,1	6,1	10,6	-0,68	0,48	-0,191	-0,13	0,0	920	59°52'16,5"	8°03'33,2"

Vårvinter 9. april 2021

°C	mmHg	DO %	DO mg/L	SPC- µS/cm	C- µS/cm	pH	FNU	BGA- PC RFU	BGA- PC ug/L	Chl RFU	Chl ug/L	DEP m	ALT m	Lat	Lon
,7	687	89,1	9,45	70,2	53,7	8,1	83,2	-0,02	1,07	-0,105	0,6	0	916,1	59°52'24,6"	8°03'17,2"
12,5	687	89,2	9,51	70,6	53,7	8,1	83,1	-0,02	1,07	-0,105	0,59	0	916,8	59°52'24,7"	8°03'17,2"
12,3	687	89,5	9,58	70,6	53,5	8,1	82,8	-0,02	1,06	-0,11	0,55	0	917	59°52'24,7"	8°03'17,1"
12,2	687	89,8	9,64	70,7	53,4	8,1	83,0	-0,02	1,06	-0,117	0,49	0	916,8	59°52'24,8"	8°03'17,1"
12,2	687	90,2	9,67	70,6	53,3	8,1	83,3	-0,01	1,07	-0,107	0,58	0	916,8	59°52'24,8"	8°03'17,0"
12,2	687	90,1	9,68	70,9	53,5	8,1	83,5	-0	1,08	-0,102	0,62	0	918,1	59°52'24,8"	8°03'17,0"
12,1	687	90,3	9,71	49,7	37,4	11,5	63,7	-0,15	0,95	-0,103	0,61	0	918,1	59°52'24,9"	8°03'16,9"
12,1	687	90,9	9,77	22,4	16,9	11,4	34,1	-0,43	0,69	-0,078	0,82	0	918,5	59°52'24,9"	8°03'16,9"
12,3	687	91,8	9,82	17,4	13,2	11,3	4,8	-0,71	0,43	-0,061	0,97	0	918,1	59°52'24,9"	8°03'16,9"
12,3	687	91,6	9,79	12,9	9,8	10,7	-1,1	-0,97	0,19	-0,051	1,05	1,3	917,7	59°52'24,9"	8°03'16,8"
12,4	687	91	9,73	11,6	8,8	10,6	-1,0	-0,97	0,19	-0,052	1,04	2,1	916,8	59°52'25,0"	8°03'16,8"
12,4	687	90,5	9,68	12,1	9,2	10,5	-1,0	-0,98	0,19	-0,055	1,02	3,6	917,4	59°52'25,0"	8°03'16,8"
12,4	687	90,1	9,63	12,3	9,3	10,5	-1,0	-0,98	0,19	-0,056	1,01	3,6	918,1	59°52'25,0"	8°03'16,7"
12,4	687	89,8	9,6	11,8	8,9	10,4	-1,1	-0,98	0,19	-0,05	1,06	3,6	917,7	59°52'25,1"	8°03'16,7"
12,4	687	89,7	9,59	11,4	8,7	10,4	-1,1	-0,98	0,19	-0,04	1,14	3,6	917,2	59°52'25,1"	8°03'16,7"
12,4	687	89,6	9,58	11,4	8,6	10,3	-1,2	-0,98	0,19	-0,051	1,05	3,6	916,9	59°52'25,1"	8°03'16,6"
12,4	687	89,5	9,57	11,2	8,5	10,2	-1,1	-0,98	0,19	-0,049	1,07	3,6	916,3	59°52'25,1"	8°03'16,6"
12,4	687	89,4	9,56	11	8,3	10,1	-1,1	-0,98	0,19	-0,044	1,11	5,3	915,8	59°52'25,2"	8°03'16,5"
12,4	687	89,3	9,54	10,9	8,3	10,0	-1,2	-0,98	0,18	-0,035	1,18	7	915,9	59°52'25,2"	8°03'16,5"
12,4	687	89,1	9,53	10,9	8,3	9,9	-1,2	-0,98	0,19	-0,035	1,19	8	915,8	59°52'25,2"	8°03'16,5"
12,4	687	89	9,51	11,4	8,6	9,9	-1,1	-0,98	0,18	-0,063	0,95	9,8	916,9	59°52'25,3"	8°03'16,4"

Heggenes et al.: Vannstand i Møsvatn over vinteren: effekter på rekruttering av røye

12,4	687	88,8	9,5	11,7	8,9	9,8	-1,1	-0,99	0,18	-0,071	0,88	11	917,5	59°52'25,3"	8°03'16,4"
12,3	687	88,8	9,49	11,6	8,8	9,8	-1,1	-0,97	0,19	-0,062	0,95	13	918,2	59°52'25,3"	8°03'16,3"
12,3	687	88,7	9,49	11,4	8,6	9,7	-1,2	-0,98	0,19	-0,071	0,88	14	918,6	59°52'25,4"	8°03'16,3"
12,3	687	88,7	9,48	11,2	8,5	9,6	-1,0	-0,97	0,2	-0,067	0,91	14	918,3	59°52'25,4"	8°03'16,3"
12,3	687	88,7	9,48	10,9	8,3	9,6	-0,8	-0,97	0,2	-0,045	1,1	14	918,3	59°52'25,5"	8°03'16,3"
12,3	687	88,7	9,49	10,9	8,2	9,6	-0,7	-0,97	0,2	-0,037	1,17	14	917,8	59°52'25,5"	8°03'16,2"
12,3	687	88,7	9,49	10,9	8,3	9,6	-0,8	-0,97	0,19	-0,037	1,16	14	918	59°52'25,5"	8°03'16,2"
12,3	687	88,8	9,49	11,4	8,6	9,5	-1,0	-0,98	0,18	-0,048	1,07	16	918,1	59°52'25,6"	8°03'16,2"
12,3	687	88,7	9,49	11,6	8,8	9,5	-1,2	-0,97	0,19	-0,055	1,02	16	918,5	59°52'25,6"	8°03'16,2"
12,3	687	88,7	9,49	11,4	8,7	9,5	-1,1	-0,98	0,18	-0,057	1	18	918,1	59°52'25,6"	8°03'16,1"
12,3	687	88,7	9,49	11,2	8,5	9,4	-1,1	-0,98	0,18	-0,069	0,89	18	918,7	59°52'25,7"	8°03'16,1"
12,3	687	88,7	9,49	11,1	8,4	9,4	-1,0	-0,98	0,18	-0,074	0,85	20	918,7	59°52'25,7"	8°03'16,1"
12,3	687	88,7	9,48	11,1	8,4	9,3	-1,2	-0,98	0,18	-0,056	1	20	918,9	59°52'25,7"	8°03'16,0"
12,3	687	88,6	9,48	11,2	8,5	9,3	-1,2	-0,99	0,17	-0,054	1,02	22	919,5	59°52'25,8"	8°03'16,0"
12,3	687	88,6	9,48	11,4	8,6	9,3	-1,2	-0,99	0,17	-0,074	0,86	23	918,5	59°52'25,8"	8°03'16,0"
12,3	687	88,5	9,48	11,6	8,8	9,2	-1,1	-0,99	0,18	-0,095	0,68	25	919,3	59°52'25,8"	8°03'16,0"
12,2	687	88,2	9,47	11,8	8,9	9,2	-1,1	-1	0,17	-0,111	0,54	25	919,6	59°52'25,8"	8°03'16,0"
12,0	687	87,8	9,46	11,7	8,8	9,1	-1,3	-0,99	0,18	-0,103	0,61	25	919,6	59°52'25,9"	8°03'16,0"
11,9	687	87,7	9,47	11,4	8,6	9,1	-1,0	-0,99	0,18	-0,108	0,57	25	919,7	59°52'25,9"	8°03'15,9"
11,9	687	87,7	9,48	11,3	8,5	9,1	-1,1	-0,99	0,18	-0,122	0,45	25	919	59°52'25,9"	8°03'15,9"
11,7	687	87,2	9,47	11,4	8,5	9,1	-1,0	-0,98	0,19	-0,139	0,3	27	918,1	59°52'25,9"	8°03'15,9"
9,6	687	83,9	9,52	12,1	8,6	9,1	-1,1	-0,98	0,19	-0,149	0,22	28	918,4	59°52'26,0"	8°03'15,8"
9,2	687	83,8	9,65	12,1	8,5	9,1	-1,3	-0,97	0,19	-0,155	0,17	29	918,7	59°52'26,0"	8°03'15,8"
9,1	687	83,9	9,67	11,9	8,3	9,1	-1,4	-0,97	0,2	-0,179	-0,03	29	918,3	59°52'26,0"	8°03'15,7"
9,1	687	84	9,69	11,6	8,1	9,1	-1,4	-0,96	0,2	-0,18	-0,04	30	917,4	59°52'26,1"	8°03'15,7"
9,1	687	84,1	9,71	11,6	8,1	9,1	-1,4	-0,96	0,2	-0,183	-0,06	30	917,7	59°52'26,1"	8°03'15,7"
9,1	687	84,2	9,72	11,5	8	9,1	-1,5	-0,95	0,21	-0,172	0,03	30	918,3	59°52'26,1"	8°03'15,7"
9,1	687	84,3	9,73	11,6	8	9,0	-1,4	-0,96	0,21	-0,168	0,06	30	918	59°52'26,2"	8°03'15,6"
9,1	687	84,3	9,73	11,7	8,1	9,0	-1,1	-0,97	0,19	-0,16	0,13	29	918,2	59°52'26,2"	8°03'15,6"
9,1	687	84,3	9,73	11,9	8,3	9,0	-1,2	-0,96	0,2	-0,157	0,15	29	918,2	59°52'26,2"	8°03'15,6"
9,1	687	84,3	9,73	11,8	8,2	9,0	-1,4	-0,98	0,19	-0,17	0,04	29	918,4	59°52'26,3"	8°03'15,5"
9,0	687	84,2	9,73	11,8	8,2	9,0	-1,6	-0,97	0,2	-0,164	0,1	29	919	59°52'26,3"	8°03'15,5"
9,0	687	84,3	9,73	11,7	8,1	8,9	-1,4	-0,95	0,21	-0,17	0,05	29	918,5	59°52'26,3"	8°03'15,4"
9,0	687	84,3	9,74	11,6	8	8,9	-1,1	-0,94	0,22	-0,168	0,06	29	918,1	59°52'26,3"	8°03'15,4"
9,0	687	84,3	9,74	11,5	8	8,9	-1,0	-0,94	0,22	-0,171	0,04	29	916,7	59°52'26,3"	8°03'15,4"
9,0	687	84,2	9,74	11,7	8,1	8,8	-1,1	-0,95	0,22	-0,177	-0,02	31	916,1	59°52'26,4"	8°03'15,4"
8,8	687	83,7	9,72	11,7	8,1	8,8	-1,5	-0,95	0,21	-0,175	0	31	917,6	59°52'26,4"	8°03'15,4"
8,4	687	83,1	9,73	11,7	8	8,8	-1,7	-0,95	0,21	-0,178	-0,02	33	917	59°52'26,4"	8°03'15,4"



8,2	687	82,9	9,78	11,6	7,9	8,7	-1,7	-0,94	0,22	-0,18	-0,04	33	916,9	59°52'26,4"	8°03'15,3"
8,0	687	83	9,83	11,6	7,8	8,7	-1,5	-0,94	0,23	-0,188	-0,1	35	917,1	59°52'26,4"	8°03'15,3"
7,9	687	83,1	9,87	11,5	7,7	8,7	-1,4	-0,93	0,23	-0,194	-0,16	36	916,8	59°52'26,5"	8°03'15,3"
7,7	687	83,1	9,9	11,4	7,7	8,7	-1,3	-0,94	0,23	-0,189	-0,12	37	918,1	59°52'26,5"	8°03'15,3"
7,7	687	83,1	9,93	11,4	7,6	8,6	-1,2	-0,94	0,23	-0,177	-0,01	39	918,3	59°52'26,5"	8°03'15,3"
7,6	687	83,2	9,95	11,4	7,6	8,6	-1,2	-0,94	0,22	-0,154	0,18	39	918,7	59°52'26,6"	8°03'15,3"
7,6	687	83,2	9,96	11,5	7,7	8,6	-1,3	-0,94	0,22	-0,164	0,1	41	919,4	59°52'26,6"	8°03'15,3"
7,5	687	83,2	9,97	11,6	7,7	8,5	-1,5	-0,94	0,23	-0,187	-0,1	41	919,7	59°52'26,6"	8°03'15,3"
7,5	687	83,3	9,98	11,7	7,8	8,5	-1,4	-0,94	0,22	-0,187	-0,1	42	919,6	59°52'26,6"	8°03'15,3"
7,5	687	83,3	9,98	11,6	7,8	8,5	-1,3	-0,93	0,23	-0,194	-0,16	43	919,4	59°52'26,7"	8°03'15,3"
7,5	687	83,3	9,99	11,5	7,7	8,4	-1,2	-0,93	0,23	-0,179	-0,04	45	919	59°52'26,7"	8°03'15,3"
7,5	687	83,3	9,98	11,7	7,8	8,4	-1,3	-0,93	0,23	-0,176	0	45	917,7	59°52'26,8"	8°03'15,3"
7,5	687	83,3	9,98	11,7	7,8	8,3	-1,4	-0,92	0,24	-0,182	-0,06	46	916,3	59°52'26,8"	8°03'15,2"
7,5	687	83,2	9,98	11,7	7,8	8,3	-1,4	-0,93	0,23	-0,184	-0,08	47	916,7	59°52'26,8"	8°03'15,2"
7,5	687	83,2	9,97	11,8	7,8	8,0	-1,4	-0,92	0,24	-0,188	-0,11	48	918,7	59°52'26,8"	8°03'15,2"
7,5	687	83,1	9,97	11,9	7,9	8,0	-1,3	-0,93	0,23	-0,202	-0,22	49	918,6	59°52'26,9"	8°03'15,2"
7,5	687	83	9,96	11,9	7,9	8,0	-1,3	-0,93	0,23	-0,192	-0,14	51	918	59°52'26,9"	8°03'15,2"
7,4	687	82,9	9,96	11,7	7,8	8,0	-1,4	-0,94	0,22	-0,183	-0,07	53	918,4	59°52'26,9"	8°03'15,1"
7,4	687	82,9	9,96	11,6	7,7	8,0	-1,3	-0,94	0,23	-0,173	0,02	54	919,2	59°52'26,9"	8°03'15,1"
7,4	687	82,9	9,95	11,6	7,7	8,0	-1,2	-0,93	0,23	-0,173	0,01	55	920,1	59°52'27,0"	8°03'15,1"
7,4	687	82,8	9,95	11,8	7,8	8,0	-1,3	-0,93	0,23	-0,176	-0,01	55	920,3	59°52'27,0"	8°03'15,1"
7,4	687	82,7	9,94	11,8	7,8	8,0	-1,3	-0,92	0,24	-0,187	-0,1	56	920,9	59°52'27,0"	8°03'15,0"
7,4	687	82,7	9,94	11,8	7,9	7,9	-1,4	-0,93	0,24	-0,188	-0,11	57	920,6	59°52'27,1"	8°03'15,1"
7,4	687	82,7	9,93	11,8	7,8	7,9	64,7	-0,83	0,32	-0,02	1,31	58	920,2	59°52'27,1"	8°03'15,0"
7,4	687	68,9	8,28	12,2	8,1	7,9	####	-0,57	0,56	0,115	2,45	58	920,4	59°52'27,1"	8°03'15,0"
7,4	687	68,3	8,21	12,6	8,3	7,9	####	-0,16	0,94	0,226	3,39	58	920,7	59°52'27,1"	8°03'15,0"
7,4	687	68,2	8,2	13,2	8,8	7,9	####	0,264	1,33	0,361	4,52	58	920,2	59°52'27,2"	8°03'14,9"
7,4	687	67,9	8,17	13,8	9,2	7,9	####	0,406	1,46	0,509	5,78	58	919,8	59°52'27,2"	8°03'14,8"
7,4	687	67,5	8,11	14,2	9,4	7,9	####	0,476	1,52	0,568	6,27	58	918,7	59°52'27,2"	8°03'14,8"
7,4	687	66,8	8,03	14,4	9,5	7,9	####	0,427	1,48	0,631	6,8	58	917,7	59°52'27,2"	8°03'14,7"
7,4	687	55,6	6,69	15,5	10,3	7,9	####	0,293	1,35	0,372	4,62	58	916,7	59°52'27,2"	8°03'14,7"
7,4	687	56,9	6,84	15,8	10,5	7,8	####	0,354	1,41	0,341	4,36	57	917	59°52'27,3"	8°03'14,7"
7,4	687	63,7	7,66	14,8	9,8	7,8	####	0,371	1,42	0,598	6,52	57	916,3	59°52'27,3"	8°03'14,6"
7,4	687	70,5	8,47	12,7	8,5	7,8	####	0,236	1,3	0,53	5,95	55	914,6	59°52'27,3"	8°03'14,5"
7,4	687	72,9	8,76	12,1	8,1	7,8	####	0,056	1,13	0,115	2,45	54	914,1	59°52'27,3"	8°03'14,5"
7,4	687	74,3	8,93	11,9	7,9	7,8	####	-0,37	0,75	-0,107	0,58	53	913,3	59°52'27,3"	8°03'14,5"
7,4	687	75,5	9,07	12	8	7,8	579,4	-0,62	0,51	-0,117	0,49	51	910,9	59°52'27,4"	8°03'14,5"
7,4	687	77,5	9,31	12,1	8	7,8	269,3	-0,74	0,4	-0,109	0,56	51	911,8	59°52'27,4"	8°03'14,4"

Heggenes et al.: Vannstand i Møsvatn over vinteren: effekter på rekruttering av røye

7,4	687	78,9	9,48	12,1	8	7,8	146,3	-0,78	0,37	-0,146	0,24	49	912	59°52'27,4"	8°03'14,4"
7,4	687	79,9	9,59	11,9	7,9	7,8	110,8	-0,83	0,32	-0,182	-0,05	48	912,3	59°52'27,4"	8°03'14,4"
7,4	687	80,6	9,68	11,8	7,8	7,8	63,4	-0,87	0,29	-0,184	-0,08	47	912,6	59°52'27,4"	8°03'14,4"
7,5	687	81,2	9,74	11,7	7,8	7,7	15,8	-0,9	0,26	-0,191	-0,13	45	914,8	59°52'27,5"	8°03'14,4"
7,5	687	81,6	9,79	11,8	7,9	7,7	-0,5	-0,9	0,26	-0,204	-0,25	45	914	59°52'27,5"	8°03'14,4"
7,5	687	82	9,83	11,7	7,8	7,7	-0,8	-0,91	0,25	-0,209	-0,29	43	914,6	59°52'27,6"	8°03'14,4"
7,5	687	82,2	9,86	11,6	7,7	7,7	-1,0	-0,89	0,26	-0,207	-0,27	42	915,2	59°52'27,6"	8°03'14,4"
7,5	687	82,5	9,88	11,5	7,7	7,7	-0,9	-0,9	0,26	-0,198	-0,19	41	914,4	59°52'27,6"	8°03'14,4"
7,5	687	82,6	9,9	11,5	7,6	7,7	-1,1	-0,91	0,25	-0,192	-0,14	40	914,9	59°52'27,6"	8°03'14,3"
7,5	687	82,8	9,92	11,5	7,7	7,7	-1,0	-0,91	0,25	-0,178	-0,02	39	914,8	59°52'27,6"	8°03'14,3"
7,6	687	83	9,94	11,5	7,7	7,7	-1,0	-0,91	0,25	-0,19	-0,12	38	913,6	59°52'27,6"	8°03'14,2"
7,6	687	83,2	9,95	11,6	7,7	7,7	-0,8	-0,91	0,25	-0,192	-0,14	37	913,8	59°52'27,6"	8°03'14,2"
7,6	687	83,3	9,96	11,7	7,8	7,6	-0,8	-0,89	0,27	-0,194	-0,16	37	915,8	59°52'27,7"	8°03'14,2"
7,7	687	83,5	9,96	11,7	7,8	7,6	-0,9	-0,89	0,27	-0,206	-0,26	35	915,2	59°52'27,7"	8°03'14,2"
7,7	687	83,6	9,97	11,7	7,8	7,6	-1,1	-0,89	0,27	-0,188	-0,11	34	916	59°52'27,8"	8°03'14,2"
7,8	687	83,7	9,97	11,6	7,8	7,6	-1,2	-0,9	0,26	-0,187	-0,1	34	915,8	59°52'27,8"	8°03'14,2"
7,9	687	83,9	9,97	11,5	7,7	7,6	-1,1	-0,92	0,24	-0,194	-0,16	34	916,3	59°52'27,8"	8°03'14,1"
7,9	687	84	9,97	11,5	7,8	7,5	-1,2	-0,93	0,23	-0,189	-0,12	32	916,7	59°52'27,8"	8°03'14,1"
8,0	687	84,3	9,98	11,7	7,9	7,5	-1,1	-0,92	0,24	-0,181	-0,05	31	917,1	59°52'27,9"	8°03'14,1"
8,3	687	84,8	9,97	11,8	8	7,5	-1,2	-0,92	0,24	-0,186	-0,09	30	917,4	59°52'27,9"	8°03'14,0"
8,6	687	85,2	9,95	11,9	8,1	7,5	-1,1	-0,92	0,24	-0,187	-0,1	28	918,4	59°52'28,0"	8°03'14,0"
9,1	687	85,9	9,93	11,6	8,1	7,5	-1,1	-0,92	0,24	-0,172	0,03	28	919	59°52'28,0"	8°03'14,0"
9,6	687	86,6	9,87	11,4	8	7,4	-0,7	-0,92	0,24	-0,152	0,2	28	919,2	59°52'28,0"	8°03'14,0"
10,0	687	86,6	9,78	11,3	8,1	7,4	-0,8	-0,93	0,23	-0,151	0,2	28	918,8	59°52'28,1"	8°03'14,0"
9,9	687	85,7	9,69	11,5	8,2	7,3	-0,7	-0,93	0,23	-0,167	0,07	28	919,2	59°52'28,1"	8°03'14,0"
9,8	687	85	9,64	11,5	8,2	7,3	-0,9	-0,92	0,24	-0,183	-0,06	28	919,4	59°52'28,1"	8°03'13,9"
9,7	687	84,7	9,63	11,6	8,2	7,3	-1,0	-0,92	0,25	-0,174	0,01	28	918,9	59°52'28,1"	8°03'13,9"
9,6	687	84,7	9,64	11,6	8,2	7,3	-1,1	-0,92	0,24	-0,18	-0,04	28	919,5	59°52'28,2"	8°03'13,9"
9,7	687	85	9,67	11,4	8,1	7,3	-1,1	-0,91	0,25	-0,176	0	28	918,8	59°52'28,2"	8°03'13,8"
10,1	687	86,1	9,7	11,3	8,1	7,4	-1,3	-0,92	0,24	-0,165	0,09	27	918	59°52'28,2"	8°03'13,8"
10,7	687	87,3	9,7	11,2	8,2	7,4	-1,2	-0,92	0,24	-0,143	0,27	27	917,1	59°52'28,3"	8°03'13,7"
11,3	687	88	9,65	11,1	8,2	7,4	-1,1	-0,93	0,23	-0,139	0,3	25	917,3	59°52'28,3"	8°03'13,7"
11,7	687	88,3	9,59	11,2	8,4	7,4	-1,0	-0,94	0,22	-0,124	0,43	24	917,4	59°52'28,3"	8°03'13,6"
12,0	687	88,5	9,55	11,3	8,5	7,4	-1,1	-0,95	0,22	-0,102	0,62	24	917,2	59°52'28,4"	8°03'13,6"
12,1	687	88,4	9,51	11,4	8,6	7,4	-0,9	-0,95	0,21	-0,088	0,73	24	917,7	59°52'28,4"	8°03'13,6"
12,1	687	88,2	9,49	11,2	8,4	7,4	-0,9	-0,95	0,22	-0,09	0,72	24	917,3	59°52'28,4"	8°03'13,5"
12,1	687	88,2	9,49	11	8,3	7,5	-0,9	-0,95	0,21	-0,105	0,59	24	916,7	59°52'28,4"	8°03'13,4"
12,1	687	88,2	9,49	10,8	8,2	7,5	-1,0	-0,96	0,2	-0,099	0,64	24	915,5	59°52'28,4"	8°03'13,4"

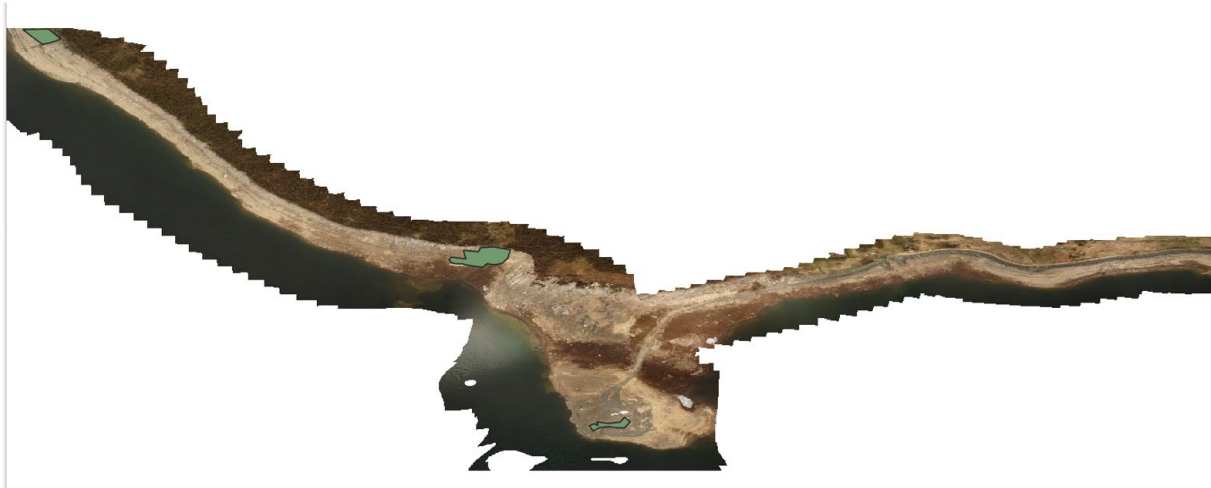
12,1	687	88,3	9,49	11,1	8,4	7,5	-1,0	-0,96	0,2	-0,109	0,56	22	914,7	59°52'28,5"	8°03'13,4"
12,2	687	88,5	9,5	11,2	8,5	7,5	-0,9	-0,97	0,2	-0,105	0,59	21	914,9	59°52'28,5"	8°03'13,3"
12,2	687	88,6	9,5	11,2	8,5	7,5	-0,7	-0,96	0,21	-0,081	0,8	19	914,2	59°52'28,5"	8°03'13,3"
12,3	687	88,7	9,5	11,4	8,6	7,6	-0,5	-0,95	0,22	-0,075	0,85	18	914,8	59°52'28,6"	8°03'13,2"
12,3	687	88,8	9,5	11,6	8,8	7,6	-0,7	-0,94	0,22	-0,066	0,93	16	914,7	59°52'28,6"	8°03'13,1"
12,3	687	88,9	9,51	11,5	8,8	7,6	-0,7	-0,94	0,22	-0,088	0,74	14	914	59°52'28,6"	8°03'13,1"
12,3	687	88,9	9,51	10,9	8,3	7,6	-0,9	-0,95	0,21	-0,091	0,71	12	913,4	59°52'28,7"	8°03'13,1"
12,3	687	88,9	9,51	10,7	8,1	7,7	-0,9	-0,95	0,21	-0,076	0,84	10	913,7	59°52'28,7"	8°03'13,0"
12,4	687	89	9,51	10,7	8,1	7,7	-1,0	-0,95	0,22	-0,054	1,02	8,5	914,5	59°52'28,7"	8°03'13,0"
12,4	687	89	9,51	11,1	8,4	7,7	-1,1	-0,95	0,22	-0,057	1	7,1	915,5	59°52'28,7"	8°03'12,9"
12,4	687	89	9,52	11,3	8,6	7,7	-1,0	-0,94	0,23	-0,061	0,96	5	916,5	59°52'28,8"	8°03'12,9"
12,3	687	89,1	9,53	11,3	8,6	7,7	-1,0	-0,94	0,22	-0,068	0,91	2,3	916	59°52'28,8"	8°03'12,9"
12,3	687	89,2	9,54	10,9	8,3	7,7	-1,0	-0,94	0,23	-0,064	0,94	0	915,5	59°52'28,8"	8°03'12,9"
12,3	687	89,3	9,55	11,3	8,6	7,7	-1,0	-0,94	0,23	-0,074	0,85	0	915,5	59°52'28,8"	8°03'12,8"
12,3	687	89,3	9,55	10,6	8	7,5	4,4	-0,91	0,25	-0,097	0,66	0	915,5	59°52'28,9"	8°03'12,8"
11,3	687	88,9	9,73	6,3	4,6	7,4	11,8	-0,82	0,34	-0,148	0,23	0	915,5	59°52'28,9"	8°03'12,7"
11,2	687	89,2	9,78	1,8	1,3	7,1	22,1	-0,59	0,54	-0,155	0,17	0	915,1	59°52'28,9"	8°03'12,7"
11,1	687	89,5	9,83	0,2	0,1	7,0	28,9	-0,28	0,82	-0,145	0,25	0	915,6	59°52'29,0"	8°03'12,6"

Vedlegg 2. Dronebilder med avgrensning av mulige gyteområder for røye (fargede polygoner).

Hovden-1



Hovden-2



Hovden-3



Hovden-4



Hovden-5



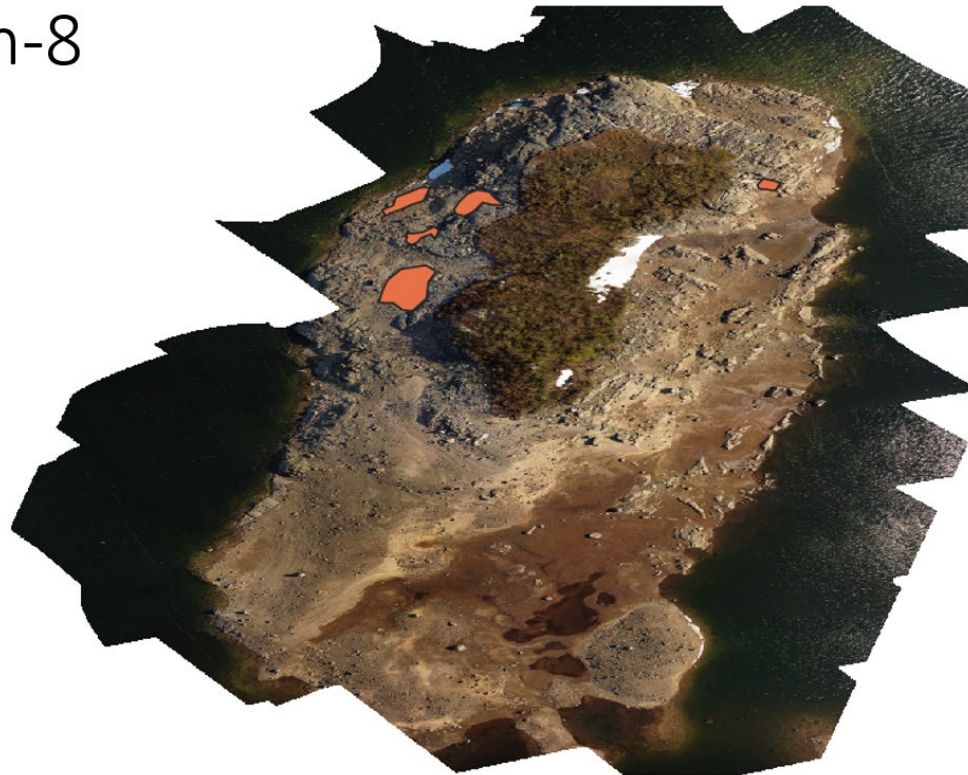
Hovden-6



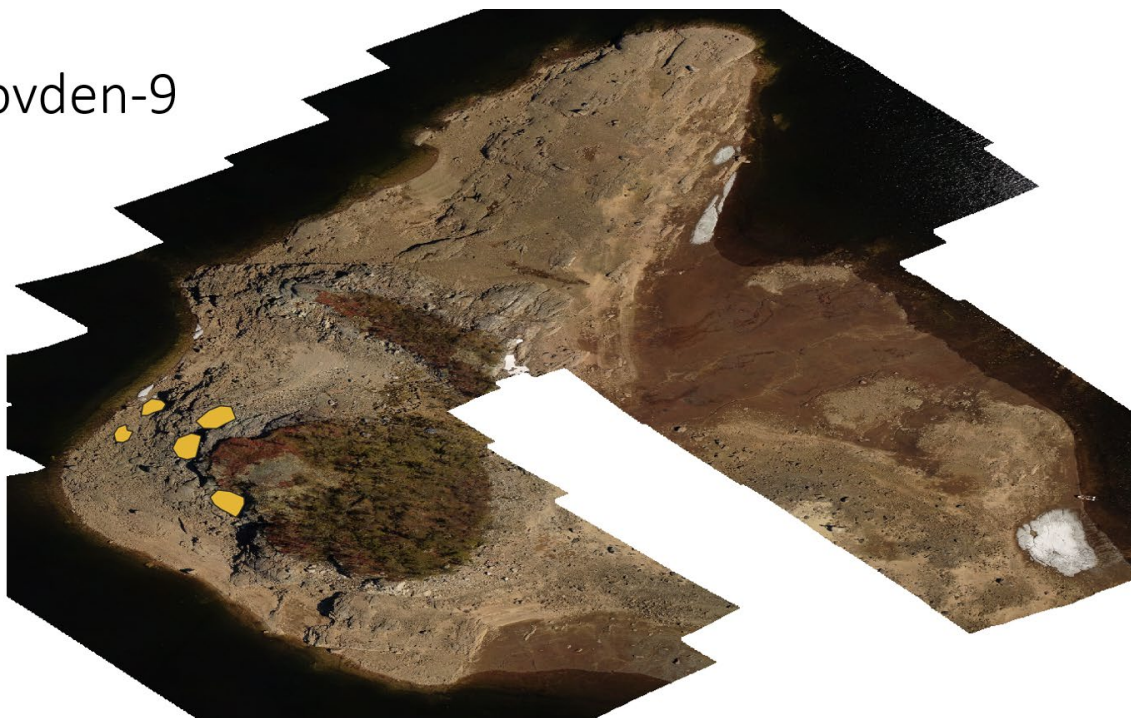
Hovden-7



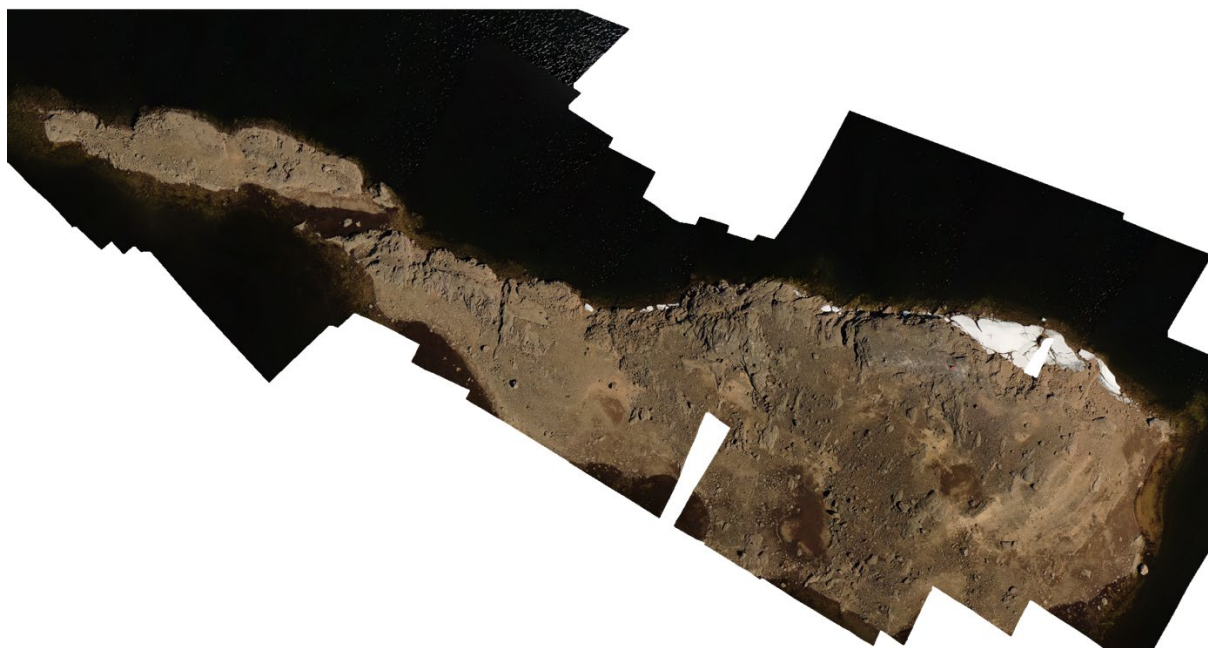
Hovden-8



Hovden-9

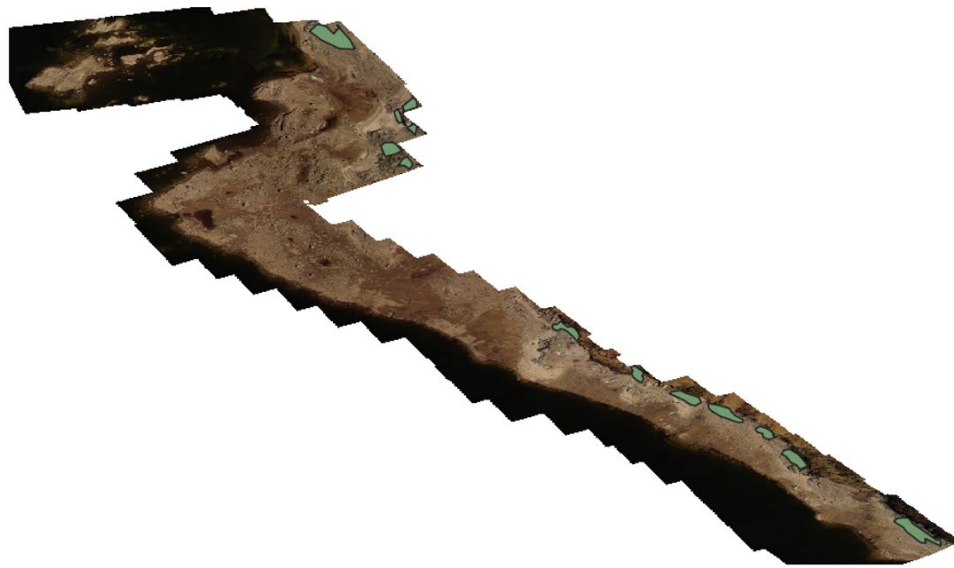


Hovden-10





## Hovden-11



## Hovden-12



Hovden-13



Hovden-14



Hovden-15



## 7. Litteratur

- Atse, C.B., Audet, C. & De La Noüe, J. (2002) Effects of temperature and salinity on the reproductive success of Arctic charr, *Salvelinus alpinus* (L.): egg composition, milt characteristics and fry survival. *Aquaculture Research*, **33**, 299-309.
- Brabrand, A. (2011) Rekrutteringssvikt hos røye i Møsvatn, Telemark. Mulige årsaker. *NHM Rapport* (ed. U.i.O. Naturhistorisk Museum), pp. 28. Naturhistorisk Museum, Universitetet i Oslo, Naturhistorisk Museum, Universitetet i Oslo.
- Brabrand, A. (2012) Rekruttering hos røye i Møsvatn, Telemark. *Brev til ØTB 17.09.2012*, pp. 7. Naturhistorisk Museum, Universitetet i Oslo.
- Brabrand, A. & Saltveit, S.J. (2002) Fiskeribiologiske etterundersøkelser i Møsvatn i forbindelse med fornyet konsesjon. *LFI Rapport*, pp. 22. Laboratorium for ferskvannsbiologi og innlandsfiske, Zoologisk museum, Universitetet i Oslo.
- Budy, P. & Luecke, C. (2014) Understanding how lake populations of arctic char are structured and function with special consideration of the potential effects of climate change: a multi-faceted approach. *Oecologia*, **176**, 81-94.
- Carmignani, J.R. & Roy, A.H. (2017) Ecological impacts of winter water level drawdowns on lake littoral zones: a review. *Aquatic Sciences*, **79**, 803-824.
- Dahl, K. (1910) *Alder og vekst hos laks og ørret belyst ved studier av deres skjæl*. Centraltrykkeriet, Kristiania (Oslo).
- Eloranta, A.P., Finstad, A.G., Helland, I.P., Ugedal, O. & Power, M. (2018) Hydropower impacts on reservoir fish populations are modified by environmental variation. *Science of the Total Environment*, **618**, 313-322.
- Fabricius, E. & Gustafson, K.-J. (1953) *Further aquarium observations on the spawning behaviour of the char, Salmo alpinus L.* National Swedish Board of Fisheries.
- Gillespie, B.R., Desmet, S., Kay, P., Tillotson, M.R. & Brown, L.E. (2015) A critical analysis of regulated river ecosystem responses to managed environmental flows from reservoirs. *Freshwater Biology*, **60**, 410-425.
- Gjelland, K.Ø., Bækkelie, K.A., Brabrand, Å., Kristoffersen, R., Svenning, M.-A., Eloranta, A., Pettersen, O., Saksgård, R., Solberg, I. & Sandlund, O.T. (2020) Overvåking av fisk i store innsjøer—FIST 2018.
- Heggenes, J. (2016) Fisken i fjellet i fortid og nåtid. Hva kan DNA-analyser fortelle? *Fjellfiske i fortiden - Årtusener med svømmende rikdom* (ed. A. Mjærum, Utvik Wammer, E.), pp. 81-92. Portal Forlag, Kristiansand, Norway.
- Heggenes, J., Alfredsen, K., Bustos, A.A., Huusko, A. & Stickler, M. (2018) Be cool: A review of hydro-physical changes and fish responses in winter in hydropower-regulated northern streams. *Environmental Biology of Fishes*, **101**, 1-21.
- Heggenes, J. & Roed, K.H. (2006) Do dams increase genetic diversity in brown trout (*Salmo trutta*)? Microgeographic differentiation in a fragmented river. *Ecology of Freshwater Fish*, **15**, 366-375.
- Heggenes, J., Roed, K.H., Hoyheim, B. & Rosef, L. (2002) Microsatellite diversity assessment of brown trout (*Salmo trutta*) population structure indicate limited genetic impact of stocking in a Norwegian alpine lake. *Ecology of Freshwater Fish*, **11**, 93-100.
- Heggenes, J., Skaala, O., Borgstrom, 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**, 119-124.

- Helle, A.M. (2022) Impacts of large seasonal hydropowergenerated water level fluctuations on Arctic char (*Salvelinus alpinus*) recruitment in a Norwegian alpine reservoir. Master of Science, University of South-eastern Norway.
- Hirsch, P.E., Eloranta, A.P., Amundsen, P.-A., Brabrand, Å., Charmasson, J., Helland, I.P., Power, M., Sánchez-Hernández, J., Sandlund, O.T. & Sauterleute, J.F. (2017) Effects of water level regulation in alpine hydropower reservoirs: an ecosystem perspective with a special emphasis on fish. *Hydrobiologia*, **794**, 287-301.
- Huitfeldt-Kaas, H. (1935) *Der Einfluss der Gewasserregulierungen auf den Fischebestand in Binnenseen*. Nationaltrykkeriet, Oslo, Nationaltrykkeriet, Oslo.
- Janhunen, M., Piironen, J. & Peuhkuri, N. (2010) Parental effects on embryonic viability and growth in Arctic charr *Salvelinus alpinus* at two incubation temperatures. *Journal of Fish Biology*, **76**, 2558-2570.
- Jeuthe, H., Brännäs, E. & Nilsson, J. (2013) Effects of egg size, maternal age and temperature on egg, viability of farmed Arctic charr. *Aquaculture*, **408**, 70-77.
- Jeuthe, H., Brännäs, E. & Nilsson, J. (2016) Effects of variable egg incubation temperatures on the embryonic development in Arctic charr *Salvelinus alpinus*. *Aquaculture Research*, **47**, 3753-3764.
- Jobling, M., Johnsen, H., Pettersen, G. & Henderson, R. (1995) Effect of temperature on reproductive development in Arctic charr, *Salvelinus alpinus* (L.). *Journal of Thermal Biology*, **20**, 157-165.
- Jobling, M., Tveiten, H. & Hatlen, B. (1998) REVIEW Cultivation of Arctic charr: an update. *Aquaculture International*, **6**, 181-196.
- Johnsen, S.I., Olstad, K., Andersen, O., Lie, E.F. & Garmo, Ø.A. (2016) Vurdering av flaskehalsar for røyebestandene i Øyangen, Hurdal/Gran kommuner.
- Jonsson, B. & Matzow, D. (1979) Fisk i vann og vassdrag. *Om økologien til aure, røyr og laks. H. Aschehoug AS*.
- Kiland, H. (2002) Næringsfiske i Møsvatn. *Rapport . Faun Naturforvaltning* (ed. F.N. as). Faun Naturforvaltning as, Fyresdal.
- Klemetsen, A., Amundsen, P., Knudsen, R. & Hermansen, B. (1997) A profundal, winter-spawning morph of Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.) in lake Fjellfrøsvatn, northern Norway. *Nordic Journal of Freshwater Research*, **73**, 13-23.
- Klemetsen, A., Amundsen, P.A., Dempson, J., Jonsson, B., Jonsson, N., O'Connell, M. & Mortensen, E. (2003a) Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.): a review of aspects of their life histories. *Ecology of Freshwater Fish*, **12**, 1-59.
- Klemetsen, A., Amundsen, P.A., Dempson, J.B., Jonsson, B., Jonsson, N., O'Connell, M.F. & Mortensen, E. (2003b) Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.): a review of aspects of their life histories. *Ecology of Freshwater Fish*, **12**, 1-59.
- Lea, E. (1910) 1. Contributions to the methodics in herring-investigations. *Publications de circonstance*, **1**, 7-33.
- Low, J.J., Igoe, F., Davenport, J. & Harrison, S.S. (2011) Littoral spawning habitats of three southern Arctic charr (*Salvelinus alpinus* L.) populations. *Ecology of Freshwater Fish*, **20**, 537-547.
- Norsk-Standard (2015) Vannundersøkelse - Prøvetaking av fisk med garn NS EN 14757:2015. *Standard Norge* (ed. S. Norge), pp. 32. Standard Norge, Standard Norge Oslo.
- Poff, N.L. & Zimmerman, J.K. (2010) Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. *Freshwater Biology*, **55**, 194-205.

- Renofalt, B.M., Jansson, R. & Nilsson, C. (2010) Effects of hydropower generation and opportunities for environmental flow management in Swedish riverine ecosystems. *Freshwater Biology*, **55**, 49-67.
- Schreck, C.B. & Moyle, P.B. (1990) *Methods for fish biology*. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- Scott, W. & Crossman, E. (1973) *Freshwater Fishes of Canada; Bulletin 184*.
- Tveiten, H., Mayer, I., Johnsen, H. & Jobling, M. (1998) Sex steroids, growth and condition of Arctic charr broodstock during an annual cycle. *Journal of Fish Biology*, **53**, 714-727.
- Ugedal, O., Forseth, T. & Hesthagen, T.H. (2005) Garnfangst og størrelse på gytefisk som hjelpemiddel i karakterisering av aurebestander. *NINA rapport*.
- Aarnes, O.M. & Os, I.S. (2023) Parasittfauna i ørret (*Salmo trutta*) i innsjøer på og rundt Hardangervidda. Master Master, Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU).

**Vannstand i Møsvatn  
over vinteren: effekter på  
rekruttering av røye**

Jan Heggnes  
Astri Øyan Kolstad  
Henning Pavels  
Eivind Schartum  
Sander Esbensen  
Roland Pape  
Åge Brabrand

**Skriftserien fra Universitetet i  
Sørøst-Norge nr. 132**

ISSN: 2535-5325  
ISBN: 978-82-7206-803-4

**usn.no**