



MILJØ-  
DIREKTORATET

Overvåkningsrapport M-2092|2021

# ØKOSTOR 2020: Basisovervåking av store innsjøer

UTARBEIDET AV:  
Norsk institutt for vannforskning (NIVA)  
Norsk institutt for naturforskning (NINA)



# KOLOFON

## Utførende institusjon (institusjonen er ansvarlig for innholdet i rapporten)

Norsk institutt for vannforskning (NIVA), Norsk institutt for naturforskning (NINA)

## Oppdragstakers prosjektansvarlig

Anne Lyche Solheim

## Kontaktperson i Miljødirektoratet

Preben Danielsen

## M-nummer

M-2092|

## År

2021

## Sidetall

184

## Miljødirektoratets kontraktnummer

17078025

## Utgiver

Miljødirektoratet, NIVA-rapport 7660-2021  
ISBN 978-82-577-7396-0

## Prosjektet er finansiert av

Miljødirektoratet

## Forfatter(e)

Lyche Solheim, A., Schartau, A.K., Persson, J., Bækkeli, K.A.E., Dahl-Hansen, G., Demars, B., Dokk, J.G., Gjelland, K.Ø., Hammenstig, D., Havn, T.B., Jensen, T.C., Lie, E.F., Mjelde, M., Skjelbred, B., Solhaug Jenssen, M.T., Walseng, B.

## Tittel - norsk og engelsk

ØKOSTOR 2020: Basisovervåking av store innsjøer. Utprøving av metodikk for overvåking og klassifisering av økologisk tilstand i henhold til vannforskriften.  
Surveillance monitoring of large Norwegian lakes 2020. Testing of methodology for monitoring and classification of ecological status according to the Water Framework Directive.

## Sammendrag - summary

Rapporten presenterer resultatene fra det 6. året med basisovervåking av økologisk tilstand i store norske innsjøer i henhold til vannforskriften. I 2020 omfattet programmet følgende ni innsjøer: Femunden, Gjende, Mjøsa, Limingen, Røssvatnet, Salvatnet, Selbusjøen, Snåsavatnet og Takvatnet. Resultatene viser at Femunden og Takvatnet er i *svært god* tilstand, mens Mjøsa og Salvatnet er i *god* tilstand ut fra de kvalitetselementene som er lagt til grunn. Gjende er i *moderat* tilstand pga. planteplankton som har blitt forverret de siste to årene trolig pga. økt bresmelting og mer turbid vann. Snåsavatnet er i *moderat* tilstand pga. kraftig reduksjon av røyebestanden som følge av den fremmede høyrisikoarten *Mysis*. De tre sterkt modifiserte innsjøene Limingen, Røssvatnet og Selbusjøen er i *moderat* tilstand pga. negative effekter av reguleringen på vannplanter, men økologisk potensial i disse innsjøene er ikke vurdert. Usikkerheten i klassifiseringen er middels for de fleste innsjøene, men fortsatt høy for Gjende, pga. manglende klassegrenser for biologiske kvalitetselementer i bresjøer. Tilstanden i 2020 er omtrent som i 2016 da de fleste innsjøene ble undersøkt for tilsvarende kvalitetselementer. Unntaket er Gjende og Snåsavatnet hvor den økologiske tilstanden er forverret.

## 4 emneord

Basisovervåking, Store innsjøer,  
Vannforskriften, Økologisk tilstand

## 4 subject words

Surveillance monitoring, Large lakes, EU Water  
Framework Directive, Ecological status

## Forsidefoto

Femunden 21. august 2020, Foto: Benoit Demars, NIVA

# Forord

Denne rapporten inneholder resultatene fra det 6. året av basisovervåkingen av økologisk tilstand i store innsjøer iht. vannforskriften. Overvåkingen i 2020 har omfattet totalt ni innsjøer: Selbusjøen, Snåsavatnet, Salvatnet og Limingen i Trøndelag, samt Femunden i Trøndelag/Innlandet, Mjøsa og Gjende i Innlandet, Røssvatnet i Nordland og Takvatnet i Troms og Finnmark. Gjende, Mjøsa, og Takvatnet er kun undersøkt mht. de pelagiske kvalitetselementene i 2020. Arbeidet er utført som et samarbeid mellom NIVA og NINA på oppdrag fra Miljødirektoratet (kontrakt nr. 17078025). NIVA har prosjektledelsen, samt hovedansvar for planteplankton, vannplanter og fysisk-kjemiske kvalitetselementer, mens NINA har hovedansvar for krepsdyrplankton, litorale småkreps, bunndyr og fisk. Fisk ble undersøkt av NINA i et eget FoU-prosjekt, men et utdrag av resultatene er inkludert i denne rapporten.

Prosjektgruppen har bestått av følgende personer:

- Anne Lyche Solheim, NIVA (prosjektleder NIVA, koordinering av feltarbeid og rapportering, ansvarlig vannkjemiske undersøkelser, hovedansvarlig for rapportering),
- Ann Kristin Schartau, NINA (prosjektleder NINA, koordinering av feltarbeid og rapportering, ansvarlig krepsdyrundersøkelser, medansvarlig for rapportering),
- Jonas Persson, NIVA (koordinering og gjennomføring av pelagisk feltarbeid, databearbeiding av vertikalprofiler og vannkjemiske data, samt redigering av figurer og tabeller),
- Knut Andreas Eikland Bækkelie, NINA (koordinering av pelagisk feltarbeid og fiskeundersøkelser),
- Jan-Erik Thrane, NIVA (pelagisk feltarbeid),
- Asle Økelsrud, NIVA (pelagisk feltarbeid Mjøsa),
- David Hammenstig, Akvaplan-niva (pelagisk feltarbeid Takvatnet),
- Geir Dahl-Hansen, Akvaplan-niva (pelagisk feltarbeid Takvatnet),
- Benoît Demars, NIVA (vannplanteundersøkelser),
- Marthe Torunn Solhaug Jenssen (vannplanteundersøkelser),
- Marit Mjelde, NIVA (ansvarlig vannplanteundersøkelser),
- Birger Skjelbred, NIVA (ansvarlig planteplanktonundersøkelser),
- Thomas C. Jensen, NINA (krepsdyrundersøkelser),
- Bjørn Walseng, NINA (krepsdyrundersøkelser),
- John Gunnar Dokk, NINA (vinterfeltarbeid Gjende og Femunden, litoralt feltarbeid Femunden),
- Torgeir B. Havn, NINA (pelagisk og litoralt feltarbeid Trøndelag),
- Karl Øystein Gjelland, NINA (prosjektleder og koordinering fiskeundersøkelser),
- Erik Friele Lie, NINA (pelagisk og litoralt feltarbeid Trøndelag, fiskeundersøkelser),
- Knut Andreas E. Bækkelie, NINA (fiskeundersøkelser)
- Randi Saksgård (litoralt feltarbeid Trøndelag).

Statens Naturoppsyn, SNO, har bistått med båt og båtførere for det pelagiske feltarbeidet på alle innsjøene, og takkes for glimrende samarbeid og koordinering ved seksjonssjef Arnstein Johnsen. SNOs båtførere Odd Magne Kvålshagen, Stig Lasse Rosendal, Finn Bjormyr, Erik Ola Helstad, Simen Bredvold og Torbjørn Berglund takkes for utrettelig og profesjonell manøvrering av SNO-båtene, samt for utmerket feltassistanse til NINAs og NIVAs personell. Vi vil også takke Vegard M. Ambjørndalen, NINA, for gjennomføring av litoral prøvetaking i Salvatnet i august samt Engerdal fjellstyre med bistand under vinterfeltarbeidet i Femunden. I tillegg takkes Arne

Elgaaen og Thomas Sjørdal for bistand med båter ved vannplanteundersøkelsene i hhv. Femunden og Røssvatnet.

For Mjøsa er de pelagiske kvalitetselementene (vannkjemi, planteplankton og krepsdyrplankton) undersøkt av NIVA i et eget tiltaksrettet overvåkingsprosjekt finansiert av Vassdragsforbundet for Mjøsa med tilløpselver (Thrane mfl. 2021). Asle Økelsrud, NIVA, har utført den pelagiske prøvetakingen i Mjøsa. Resultatene fra hovedstasjonen Skreia er rapportert her.

Tina Bryntesen ved NIVAs laboratorium har sammenstilt og kvalitetssikret alle rådata fra de vannkemiske analysene, mens Siri Moy, NIVA, har sammenstilt vedleggene. Stasjonskartene i figur 1 og i Vedlegg B er utarbeidet av Dag Ø. Hjermann, NIVA. NIVAs instrumentsentral har vært behjelpelig med råd og teknisk støtte mht. vedlikehold og bruk av multisensorsonden og rosettsampleren. Alle takkes for god innsats.

Takk til Eva Klausen, NVE, som har skaffet til veie vannstandsdata.

Fiskeundersøkelsene er gjennomført som del av et annet prosjekt (kontrakt nr. 20098328, Fisk i store innsjøer - FIST 2020), ledet av Karl Øystein Gjelland, NINA. Ytterligere informasjon om fiskeundersøkelsene og hvem som har bidratt til gjennomføring av disse presenteres i årsrapporten fra FIST 2020 (Gjelland mfl. under arbeid).

Sigrid Haande, NIVA, og Tor Atle Mo, NINA, har kvalitetssikret rapporten.

Oslo, oktober 2021

Anne Lyche Solheim,  
seniorforsker, NIVA

Ann Kristin Schartau,  
seniorforsker, NINA

# Innhold

<b>Forord</b> .....	<b>3</b>
<b>Sammendrag</b> .....	<b>7</b>
<b>Summary</b> .....	<b>10</b>
<b>1. Innledning</b> .....	<b>13</b>
1.1 Bakgrunn.....	13
1.2 Mål og innhold .....	14
<b>2. Presentasjon av innsjøene</b> .....	<b>16</b>
2.1 Geografisk lokalisering .....	16
2.2 Vannstandsvariasjoner .....	17
2.3 Vanntyper .....	19
<b>3. Materiale og metoder</b> .....	<b>22</b>
3.1 Prøvetaking, analyser og klassifisering av alle kvalitetselementer unntatt fisk.....	22
3.1.1 Feltmetoder .....	22
3.1.2 Klassifisering av siktedyp og total fosfor i Gjende .....	25
3.1.3 Klassifiseringsmetode for småkreps mht. eutrofiering .....	26
3.2 Fisk.....	27
3.2.1 Innsamlingsmetodikk .....	27
3.2.2 Fiskeindekser .....	27
3.2.3 Fremmede arter .....	28
3.3 Hydromorfologiske kvalitetselementer .....	29
<b>4. Resultater pr. kvalitetselement</b> .....	<b>30</b>
4.1 Fysisk-kjemiske parametere .....	30
4.1.1 Datagrunnlag .....	30
4.1.2 Klassifisering av økologisk tilstand for eutrofieringsrelevante parametere .....	31
4.1.3 Klassifisering av økologisk tilstand for forsuringsrelevante parametere.....	35
4.1.4 Vertikalprofiler av fysisk-kjemiske parametere: temperatur, oksygen, pH, ledningsevne og turbiditet.....	37
4.2 Planteplankton .....	38
4.2.1 Vertikalprofiler av klorofyllfluorescens .....	38
4.2.2 Artsantall og artssammensetning av planteplankton .....	41
4.2.3 Klassifisering av økologisk tilstand for planteplankton.....	44
4.3 Vannplanter .....	45
4.3.1 Artsantall og artssammensetning.....	46
4.3.2 Klassifisering av økologisk tilstand mht. eutrofiering .....	48
4.3.3 Klassifisering av økologisk tilstand mht. vannstandsregulering .....	49

4.3.4	Klassifisering av økologisk tilstand mht. forsurening .....	50
4.3.5	Endringer i økologisk tilstand 2016-2020 .....	51
4.4	Pelagiske og litorale småkreps .....	53
4.4.1	Artsantall og artssammensetning av pelagiske og litorale småkreps .....	53
4.4.2	Tetthet og artssammensetning i krepsdyrplanktonet .....	55
4.4.3	Vurdering av økologisk tilstand basert på småkreps .....	58
4.5	Fisk .....	60
4.5.1	Registrerte fiskearter og total fiskebiomasse .....	60
4.5.2	Økologisk tilstand .....	62
<b>5.</b>	<b>Tilstandsvurdering pr. innsjø .....</b>	<b>64</b>
5.1	Innledning inkl. usikkerhetsvurdering .....	64
5.2	Femunden .....	66
5.3	Gjende .....	70
5.4	Mjøsa .....	77
5.5	Limingen .....	81
5.6	Røssvatnet .....	85
5.7	Salvatnet .....	90
5.8	Selbusjøen .....	94
5.9	Snåsavatnet .....	98
5.10	Takvatnet .....	102
5.11	Økologisk tilstand og biodiversitet i alle innsjøer inkl. usikkerhetsvurderinger .....	105
5.11.1	Økologisk tilstand .....	105
5.11.2	Biodiversitet .....	107
<b>6.</b>	<b>Referanser .....</b>	<b>109</b>
	<b>Vedlegg A. Oversikt over alle innsjøer i ØKOSTOR-programmet .....</b>	<b>114</b>
	<b>Vedlegg B. Dybdekart .....</b>	<b>115</b>
	<b>Vedlegg C. Oversikt over målestasjoner (tabeller med koordinater og kart) .....</b>	<b>125</b>
	<b>Vedlegg D. Vannkjemiske data fra blandprøver, samt siktedyp .....</b>	<b>133</b>
	<b>Vedlegg E. Vannkjemiske data fra enkeltdyp våren 2020 .....</b>	<b>144</b>
	<b>Vedlegg F. Vertikalprofiler basert på sondemålinger i 2020 .....</b>	<b>147</b>
	<b>Vedlegg G. Planteplankton – supplerende resultater .....</b>	<b>168</b>
	G1. Absoluttverdier av alle parametere .....	168
	G2. Artssammensetning av planteplankton .....	168
	<b>Vedlegg H. Vannplanter – artslistene .....</b>	<b>171</b>
	<b>Vedlegg I Småkreps – supplerende metodikk .....</b>	<b>172</b>
	I1 Eutrofieringsindeks basert på småkreps .....	172
	I2 Småkreps – indeksverdier .....	173
	<b>Vedlegg J: Fisk – supplerende resultater .....</b>	<b>174</b>

## Sammen drag

Overvåking av store innsjøer er et eksplisitt krav i vannforskriften og ble igangsatt av Miljødirektoratet i 2015. Dette kravet bunner i den betydningen store innsjøer har for viktige økosystemtjenester for store befolkningsgrupper, bl.a. vannforsyning, rekreasjon, fiske, turisme, flomdemping og retensjon av næringsalter.

Målsettingen med basisovervåkingen av store innsjøer er å klassifisere økologisk tilstand basert på overvåking av alle relevante kvalitetselementer. En tilleggs målsetting er tilpasning og utprøving av eksisterende metoder for overvåking og klassifisering til bruk i store, dype innsjøer. Resultatene genererer også ny limnologisk og økologisk kunnskap om våre store innsjøer, inkludert biologisk mangfold, produktivitet, trofiske interaksjoner og selvrensingsevne. Denne kunnskapen kan brukes til å forbedre klassifiseringssystem og forvaltningsplaner med hensyn til flere kjente påvirkninger (eutrofiering/regulering), samt nyere miljøutfordringer knyttet til klimaendringer og introduserte/invaderende arter.

Miljøtilstanden i mange av de store innsjøene har vært undersøkt tidligere, også før vanddirektivet, men dataene er for gamle til å klassifisere dagens økologiske tilstand.

Overvåkingen i 2020 omfattet totalt ni store innsjøer: Limingen, Selbusjøen, Snåsavatnet og Salvatnet i Trøndelag, Femunden i Trøndelag/Innlandet, Mjøsa og Gjende i Innlandet, Røssvatnet i Nordland og Takvatnet i Troms og Finnmark. De fleste innsjøene overvåkes hvert 4. år for alle kvalitetselementer (sist i 2016), men Gjende, Mjøsa, Selbusjøen og Takvatnet overvåkes også hvert år mht. pelagiske kvalitetselementer. Gjende har vært undersøkt siden 2015, Selbusjøen siden 2016 og Takvatnet siden 2018. Mjøsa har vært overvåket mht. pelagiske kvalitetselementer siden 1970-årene, men ble supplert med vannplanter og småkreps i 2017 (i regi av ØKOSTOR) og fisk i 2018 og 2020 (i regi av FIST-prosjektet).

Overvåkingen i 2020 omfattet bl.a. Norges tre største innsjøer (Mjøsa, Røssvatnet og Femunden) og Salvatnet, som er en av Norges dypeste innsjøer (>440 m) og er meromiktisk (stagnert saltvann under 400 m dyp). Gjende i Jotunheimen er Norges mest ikoniske fjellsjø med sin karakteristiske blågrønne farge pga. tilførsler av brepartikler. Til tross for at Gjende er en bresjø, har den blitt klassifisert som om den var en kalkfattig, klar fjellsjø, da Norge ikke har utviklet noe klassifiseringssystem for bresjøer. Klassifiseringen av fosfor og siktedyp har blitt korrigert mht. bidraget fra brepartiklene. Kun én av innsjøene er svært kalkfattig (Salvatnet), mens Takvatnet er moderat kalkrik. De øvrige er kalkfattige, men både Mjøsa og Røssvatnet har kalsium nær typegrensen kalkfattig/moderat kalkrik. Alle innsjøene er klassifisert som klare, men Snåsavatnet har et humusinnhold nær typegrensen klar/humøs.

Tre av innsjøene, Limingen, Røssvatnet og Selbusjøen, er karakterisert som sterkt modifiserte pga. vannkraftregulering. Miljømålet for disse er *godt* økologisk potensial, som ikke kan vurderes ut fra klassifiseringssystemet for økologisk tilstand. Innsjøene er likevel tilstandsklassifisert for å kunne vurdere effekter av reguleringen på økosystemet. Resultatene kan brukes som innspill til videre forvaltning av sterkt modifiserte innsjøer.

Resultatene som presenteres for de fleste innsjøene omfatter alle biologiske kvalitetselementer unntatt bunndyr, som ikke ble undersøkt i 2020. Fysisk-kjemiske støtteparameterne som har relevans for hhv. eutrofiering (fosfor, nitrogen og siktedyp) og forsuring (pH, ANC og labilt aluminium), samt hydromorfologiske kvalitetselementer er også inkludert. I tillegg presenteres vertikalprofiler av klorofyll fluorescens, temperatur, oksygen, turbiditet, ledningsevne og pH.

Rapporten presenterer resultater for hvert enkelt kvalitetselement (på tvers av innsjøer) (kap. 4) og for hver enkelt innsjø (på tvers av kvalitetselementer) (kap. 5).

Sommeren 2020 var ganske kjølig på Østlandet og i Trøndelag, omtrent som forrige gang innsjøene ble undersøkt i 2016 (Lyche Solheim mfl. 2017). Maksimumstemperaturen varierte fra 17 °C i Mjøsa til 8 °C i Gjende. Alle innsjøene hadde gode oksygenforhold fra overflate til bunnen hele vekstsesongen med en O<sub>2</sub>-konsentrasjon >9 mg/l, som er over grenseverdien *god/moderat* for laksefisk. De fleste innsjøene hadde svært lav turbiditet (<0,5 FTU), bortsett fra i Gjende der brepartiklene ga en økende turbiditet fra <1 FNU til >3 FNU på sensommeren. Dette er likevel betydelig lavere turbiditet enn i 2018 og 2019, som var varmere somre med mer bresmelting. Ledningsevnen var lavest i Femunden og Gjende (<1,5 mS/m) og høyest i Takvatnet (>6 mS/m), noe som gjenspeiler forskjellen i kalsiumkonsentrasjon. Salvatnet, som er svært kalkfattig, hadde imidlertid ca. 4 mS/m i den sirkulerende delen av vannsøylen, trolig pga. sjøsaltpåvirkning. Målingene av pH gjenspeiler også forskjellen mellom innsjøenes kalsiumkonsentrasjon med lave pH-verdier (6,2-6,4) i Salvatnet, som er svært kalkfattig, og høyest pH-verdier (>7,0) i de mest kalkrike innsjøene (Mjøsa, Røssvatnet og Takvatnet).

De biologiske kvalitetselementene viste *svært god* eller *god* økologisk tilstand i alle innsjøene i 2020, med følgende unntak som ga *moderat* tilstand: Planteplankton i Gjende, vannplanter (regulerings-indeksen) i Limingen, Røssvatnet og Selbusjøen, og fisk i Snåsavatnet.

Planteplankton biomassen var svært lav i de fleste innsjøene (klorofyll <1,5 µg/l) og lav i Mjøsa (3 µg/l). Dominerende taksavarer var gullalger, kiselalger og svelgflagellater, som er typiske for oligotrofe innsjøer. Store kiselalger dominerte på sensommeren i både Mjøsa og Gjende, noe som kan være et tegn på en svak eutrofiering. Maksimum biomasse av cyanobakterier i epilimnion var imidlertid svært lav i alle innsjøene. Det høyeste artsantallet ble funnet i Mjøsa og det laveste i Gjende. Den økologiske tilstanden var *svært god* de fleste innsjøene, unntatt Mjøsa, der tilstanden var *god* og Gjende der den var *moderat*. Gjende kan være for strengt klassifisert pga. manglende grenseverdier for bresjøer, men viser en forverring av tilstanden for de siste to årene. Forverringen kan ha sammenheng med varmere vann og redusert siktedyp.

Vannplantene var dominert av arter som er typiske for næringsfattige innsjøer. Det høyeste artsantallet ble funnet i Femunden og Snåsavatnet, mens færrest arter ble funnet i Limingen som er sterkt modifisert. Lavt artsantall ble også funnet i Røssvatnet, som også er sterkt modifisert og i Salvatnet, som er svært kalkfattig. Tilstanden var *svært god* eller *god* i alle innsjøene unntatt i de tre sterkt modifiserte innsjøene (Limmingen, Røssvatnet og Selbusjøen), der den var *moderat* pga. de store vannstandsvariasjonene.

Småkrepsamfunnet hadde flere arter hoppekreps enn vannlopper i alle innsjøene. Det høyeste artsantallet ble funnet i Femunden og Snåsavatnet, mens færrest arter ble funnet i Limingen som er sterkt modifisert, noe som tilsvarer resultatene for vannplanter. Vanlige og dominante arter var de samme begge år, men gelékreps ser ut til å ha fått økt forekomst i Gjende. Den har liten næringsverdi for fisk. Tettheten av krepsdyrplankton var høyest i Snåsavatnet og lavest



i Salvatnet. Andelen dafnier, som er de mest effektive algebeiterne, var høyest i Femunden, Mjøsa og Takvatnet. Lav forekomst av dafnier har trolig sammenheng med svært lavt kalkinnhold, mens lav forekomst i de sterkt modifiserte innsjøene skyldes ekstremt lavt næringsinnhold. Småkreps var i *svært god* tilstand i alle innsjøene der litorale prøver ble tatt, men kunne ikke klassifiseres i de andre.

Fiskesamfunnet hadde få arter (4-8) i de fleste innsjøene, unntatt Mjøsa, som har 20 fiskearter. Laksefisk (primært ørret og røye) dominerte i de fleste innsjøene, men lake, stingsild og ørekyt forekommer også i mange av innsjøene. Pelagisk fiskebiomasse pr. hektar var størst i Mjøsa (14,4 kg/ha), middels i Femunden (5,8 kg/ha), lav i Snåsavatnet og Selbusjøen (1,5-2 kg/ha) og svært lav i Limingen, Røssvatnet og Salvatnet (0,2-0,6 kg/ha). Eutrofieringsindeksen WS-FBI viste *svært god* tilstand i alle de syv undersøkte innsjøene, men var nær grensen *svært god/god* i Mjøsa. Både NEFI-indeksen og indeksen % bestandsnedgang ga *svært god* tilstand i Femunden. I Snåsavatnet ga NEFI-indeksen *god* tilstand, mens % bestandsnedgang ga *moderat* tilstand pga. kraftig reduksjon av røyebestanden der. Tilstanden for fisk ble nedgradert fra *svært god* til *god* i de tre sterkt modifiserte innsjøene Limingen, Røssvatnet og Selbusjøen pga. regionalt fremmede høyrisiko-arter (pungreke, ørekyt og stingsild).

De vannkjemiske eutrofieringsparameterne ga *svært god* eller *god* tilstand i alle innsjøene. Fem innsjøer (Femunden, Limingen, Røssvatnet, Salvatnet og Takvatnet) er ultraoligotrofe (Tot-P på 2-3 µg/l og siktedyp på 8-12 m). De øvrige innsjøene er oligotrofe (Tot-P på 3-6 µg/l og siktedyp på 3-7 m). Gjende hadde den høyeste fosforkonsentrasjonen (Tot-P på 6 µg/l, PO<sub>4</sub> på 6 µg/l) og det minste siktedypet (3,1 m), hovedsakelig pga. brepartikler. De vannkjemiske forsuringsparameterne ga *svært god* tilstand i alle innsjøene der forsurening er en relevant påvirkning (kalkfattige innsjøer), bortsett fra i Salvatnet, der de ga *god* tilstand.

De hydromorfologiske parameterne ga *svært god* tilstand i alle de uregulerte innsjøene. I de svakt regulerte innsjøene Mjøsa og Snåsavatnet var disse i *god* tilstand. De sterkt modifiserte innsjøene Limingen og Selbusjøen, som har reguleringshøyde på hhv. 8,7 m og 6,3 m var i *moderat* tilstand. Røssvatnet, som har større reguleringshøyde (12,5 m) enn de to andre sterkt modifiserte innsjøene var i *dårlig* tilstand for disse parameterne.

Samlet økologisk tilstand på tvers av alle de undersøkte kvalitetselementene viste at Femunden og Takvatnet var i *svært god* tilstand, mens Mjøsa og Salvatnet var i *god* økologisk tilstand i 2020 basert på de kvalitetselementene som er lagt til grunn. De øvrige innsjøene var i *moderat* tilstand. For Gjende var planteplankton utslagsgivende for den samlede klassifiseringen, men resultatet er usikkert pga. manglene klassegrenser for bresjøer. Tilstanden i Gjende har likevel forverret seg de siste to årene, trolig pga. økt bresmelting. For Snåsavatnet var fisk utslagsgivende pga. bestandsreduksjonen av røye. Dette skyldes trolig introduksjonen av pungreke, som er en næringskonkurrent til røya. Introduksjon av pungreke har også har ført til en økt bestand av lake, som har gitt økt predasjon på røya. I de tre sterkt modifiserte innsjøene er vannplanter utslagsgivende for tilstanden. Våre tilstandsvurderinger kan ikke kobles til økologisk potensial for disse, og kan dermed ikke si noe om avstand fra målet om *godt* økologisk potensial, men er ment som innspill til en diskusjon om videre forvaltning av innsjøene.

Biodiversiteten uttrykt som artsantall var generelt lavest for alle de biologiske kvalitetselementene i de to sterkt modifiserte innsjøene Limingen og Røssvatnet, der litoralsonen er skadet av de store vannstandsvariasjonene. Artsantallet er også lavt i Salvatnet, som er svært kalkfattig og dermed uegnet for bikarbonat-krevende arter.

## Summary

Monitoring of large lakes is an explicit requirement in the Water Framework Directive (WFD) and was initiated by the Norwegian Environment Agency in 2015. This requirement is based on the importance of large lakes for significant ecosystem services for large human population groups, e.g. water supply, recreation, fishing, tourism, flood reduction and nutrient retention.

The objective of the surveillance monitoring of large lakes is to classify ecological status based on monitoring of all relevant quality elements. An additional objective has been the adaptation and testing of existing methods for monitoring and classification of large, deep lakes. The results also generate new limnological and ecological knowledge about our large lakes, including biodiversity, productivity, trophic interactions and self-purification ability. This knowledge can be used to improve the classification system and management plans concerning several known impacts (eutrophication/hydromorphological alterations), as well as recent environmental challenges related to climate change and introduced/invasive species.

The environmental condition of large Norwegian lakes has been investigated previously, also before the WFD, but the data are too old for classification of the current ecological status.

The monitoring in 2020 comprised nine large lakes: Limingen, Selbusjøen, Snåsavatnet and Salvatnet in Trøndelag, Femunden in Trøndelag/ Innlandet, Mjøsa and Gjende in Innlandet, Røssvatnet in Nordland and Takvatnet in Troms and Finnmark. Gjende, Mjøsa, Selbusjøen and Takvatnet are monitored annually for pelagic quality elements. Gjende has been surveyed since 2015, Selbusjøen since 2016 and Takvatnet since 2018. Mjøsa has been monitored for pelagic quality elements since the 1970s but was supplemented with macrophytes and microcrustaceans in 2017 (within ØKOSTOR) and fish in 2018 and 2020 (in the FIST project).

The lakes monitored in 2020 include Norway's three largest lakes (Mjøsa, Røssvatnet and Femunden) and Salvatnet, which is one of Norway's deepest lakes (>440 m) and is meromictic with stagnant saline water below 400 m depth. Gjende in Jotunheimen, is Norway's most iconic mountain lake with its characteristic blue-green colour due to glacial silt. Gjende is a glacial lake for which no classification system has yet been developed. Therefore, it has been classified as a clear mountain lake. However, the classification of phosphorus and Secchi depth has been corrected for the contribution of glacial particles. One of the lakes has very low alkalinity (Salvatnet), while Takvatnet has moderate alkalinity. The other lakes have low alkalinity, but both Mjøsa and Røssvatnet are close to the type limit between low and moderate alkalinity. All the lakes are clearwater lakes, but Snåsavatnet is close to the type limit for humic lakes.

Three of the lakes, Limingen, Røssvatnet and Selbusjøen are heavily modified due to hydropower. The environmental objective for these lakes is *good* ecological potential, which cannot be assessed by using the classification system for ecological status. Their ecological status has nevertheless been classified to assess the ecological effects of the hydromorphological alterations as input for further management of heavily modified lakes.

The results presented for most lakes include all biological quality elements, except benthic fauna, which was not monitored in 2020. The physico-chemical quality elements relevant for eutrophication (phosphorus, nitrogen and Secchi depth) and acidification (pH, ANC and labile aluminum), as well as hydromorphological quality elements are also included. Vertical profiles of chlorophyll fluorescence, temperature, oxygen, turbidity and conductivity are also presented.

The report presents results for each individual quality element (across lakes) (Chapter 4) and for each individual lake (across quality elements) (Chapter 5).

The summer of 2020 was relatively cool in Eastern- and Mid-Norway, which was also the case in 2016 when the same lakes were monitored. The maximum temperature varied from 17 °C in Mjøsa to 8 °C in Gjende. All the lakes had good oxygen conditions from the surface to the bottom during the whole growing season with an O<sub>2</sub>-concentration above 9 mg/l, which is the good/moderate boundary for salmonid fish. Most of the lakes had very low turbidity (<0,5 FNU), except in Gjende where the glacial particles caused increasing turbidity from <1 FNU in late winter to >3 FNU in late summer. This increase is still considerably less than in 2018 and 2019, which were warmer summers with more glacial melting. The conductivity was lowest in Femunden and Gjende (<1,5 mS/m) and highest in Takvatnet (>6 mS/m), which reflects the difference in calcium-concentration. Salvatnet has very low alkalinity but had ca. 4 mS/m in the circulating part of the water column, probably due to seasalt-influence. The measurements of pH also reflect the difference between the calcium-concentration and alkalinity between the lakes with low pH-values (6,2-6,4) in Salvatnet, which has very low alkalinity and the highest pH-values (>7,0) in the lakes with highest alkalinity (Mjøsa, Røssvatnet and Takvatnet).

The biological quality elements showed *high or good* ecological status in all the lakes, with the following exceptions showing *moderate* status: Phytoplankton in Gjende, macrophytes (waterlevel fluctuations index) in Limingen, Røssvatnet and Selbusjøen and fish in Snåsavatnet.

Phytoplankton chlorophyll was very low in most of the lakes (<1,5 µg/l) and low in lake Mjøsa (3 µg/l). The dominant taxa were chrysophytes, diatoms and cryptophytes, which are typical in oligotrophic lakes. Mjøsa and Gjende had slightly higher biovolumes dominated by large diatoms, which indicates a slight eutrophication. Maximum biomass of cyanobacteria was very low in all the lakes. The highest species richness was found in Mjøsa and the lowest in Gjende. Phytoplankton was in *high* status in most of the lakes, while in Mjøsa, the status was *good* and Gjende the status was *moderate*. Gjende may be too strictly classified due to lack of status class boundaries for glacial lakes but shows a deterioration of the ecological status the last two years. This deterioration could be related to warmer water and reduced Secchi depth.

The macrophytes were dominated by species typical in oligotrophic lakes. The highest species richness was found in Femunden and Snåsavatnet, while low species richness was found in the two heavily modified lakes Limingen and Røssvatnet. Salvatnet, which has very low alkalinity, also had quite few species. The ecological status for macrophytes was *high or good* status in all the lakes, except in the three heavily modified lakes, Limingen, Røssvatnet and Selbusjøen, which got *moderate* status due to negative effects of the large water level fluctuations.

The microcrustacean community had more species of copepods than of cladocerans in all the lakes. The highest species richness was found in Femunden and Snåsavatnet and the lowest in Limingen, corresponding to equivalent results for macrophytes. The common and dominant species were the same in both years, but the gelatinous cladoceran *Holopedium gibberum* has increased its abundance in Gjende. This species has low nutritional value for fish. The density of crustacean zooplankton was highest in Snåsavatnet and lowest in Salvatnet. The proportion of daphnids, which are the most effective grazers on phytoplankton, was highest in Femunden, Mjøsa and Takvatnet. The low occurrence of daphnids in Salvatnet is likely related to very low alkalinity, while low occurrence in the heavily modified lakes are caused by the very low nutrient concentrations. The microcrustaceans were classified as having *high* status in all the lakes where littoral samples were taken but could not be classified in the others.

The fish community had few (4-8) species in almost all the lakes, except Mjøsa which has 20 fish species. Most of the lakes were dominated by salmonids (primarily trout and charr) but burbot, three-spined sticklebacks and minnow also occurred in several lakes. Pelagic fish biomass per hectare was largest in Mjøsa (14 kg/ha), intermediate in Femunden (6 kg/ha), low in Snåsavatnet and Selbusjøen (1,5-2 kg/ha) and very low in Limingen, Røssvatnet and Salvatnet (0,2-0,6 kg/ha). The eutrophication index, WS-FBI, showed high status in all the seven investigated lakes but was close to the *high/good* boundary in Mjøsa. Both the NEFI-index and the index % population reduction showed *high* status in Femunden. In Snåsavatnet, the NEFI index indicated *good* status, while the % population reduction index indicated *moderate* status due to a large reduction of the charr population. The status for fish was downgraded from high to good in the three heavily modified lakes Limingen, Røssvatnet and Selbusjøen due to regionally alien high-risk species (*Mysis relicta*, minnow and three-spined sticklebacks).

The physico-chemical eutrophication parameters were in *high* or *good* status in all the lakes. Five lakes (Femunden, Limingen, Røssvatnet, Salvatnet and Takvatnet) are ultraoligotrophic (Tot-P of 2-3 µg/l and Secchi depth of 8-12 m). The other lakes (Gjende, Mjøsa, Snåsavatnet and Selbusjøen) are oligotrophic (Tot-P of 3-6 µg/l and Secchi depth of 3-7 m). Gjende has the highest phosphorus concentration and lowest Secchi depth (Tot-P of 6 µg/l, PO<sub>4</sub> of 6 µg/l and Secchi depth of 3,1 m) mainly due to the glacial particles. The physico-chemical acidification parameters were in high status in all the lakes where acidification can be a relevant impact (low alkalinity lakes), except in Salvatnet, where they indicated *good* status.

The hydromorphological parameters indicated *high* status in all the unregulated lakes (Femunden, Gjende, Salvatnet and Takvatnet). The slightly regulated lakes Mjøsa and Snåsavatnet were in *good* status. *Moderate* status was found in the heavily modified lakes Limingen and Selbusjøen, having water level fluctuations of 8.7 m and 6.3 m respectively. Røssvatnet, which has the largest water level fluctuation (12.5 m), was in *poor* status.

Overall ecological status across all the examined quality elements shows that Femunden and Takvatnet were in *high* status, while Mjøsa and Salvatnet were in *good* status based on the quality elements used. The remaining lakes were in *moderate* status. In Gjende, phytoplankton had the worst status and decided the overall classification result. However, the result is very uncertain due to missing class boundaries for glacial lakes. The status of Gjende has still deteriorated the two last years, probably due to increased inflow of glacial particles. For Snåsavatnet, fish had the worst status and decided the overall status result due to the reduction of the charr population. The reduction is probably related to the introduction of *Mysis relicta*, which is a competitor for food and has also provided more food for the burbot, which is a predator on small charr. In the three heavily modified lakes, the macrophytes had the worst status and decided the overall status classification. However, the ecological status in these lakes cannot be directly translated to the ecological potential and can therefore not inform on the distance to the *good* ecological potential target. However, the ecological status results can still be used as inputs to a discussion about future management of those lakes.

The biodiversity (species richness) was generally lowest for all the biological quality elements in the two heavily modified lakes Limingen and Røssvatnet, where the littoral zone has been damaged by the large water level fluctuations. Salvatnet also had low species richness, due to the very low alkalinity which does not give room for bicarbonate-requiring species.

# 1. Innledning

## 1.1 Bakgrunn

EUs rammedirektiv for vann (vanndirektivet, European Commission 2000) ble integrert i norsk lovverk ved «Forskrift om rammer for vannforvaltningen», heretter omtalt som vannforskriften, som ble vedtatt av regjeringen den 15. desember 2006, og senere revidert i 2010 (vannforskriften 2006, revidert 2010). Basisovervåking (surveillance monitoring *sensu* vanndirektivet) av store innsjøer er et eksplisitt krav i vannforskriften og ble igangsatt av Miljødirektoratet i 2015. Dette kravet bunner i den betydningen store innsjøer har for viktige økosystemtjenester for store befolkningsgrupper, bl.a. vannforsyning, rekreasjon, fiske, turisme, flomdemping og retensjon (tilbakeholdelse) av næringsalter og andre stoffer.

Store, dype innsjøer skiller seg fra mindre og grunnere innsjøer<sup>1</sup> ved en rekke forhold. De har vesentlig større vannvolum, og vannmassene har lengre oppholdstid. Store, dype innsjøer har også en mye dypere termoklin om sommeren. De frie (pelagiske) vannmassene i store, dype innsjøer har større retensjon av næringsalter og er mer oligotrofe enn mindre og grunnere innsjøer (Brett og Benjamin 2008). Dette skyldes den lange oppholdstiden som gir høy sedimentasjon av partikulært bundet fosfor. Den lange oppholdstiden gir også mer lysnedbrytning (foto-oksydasjon) av tilført humus fra nedbørfeltet. Store, dype innsjøer er derfor sjelden humøse. Disse limnologiske og økologiske forholdene i de pelagiske vannmassene er dermed annerledes enn i mindre, grunnere innsjøer. For planteplankton, næringsalter og siktedyp vil dette resultere i en referansetilstand med lavere algebiomasse, lavere fosforkonsentrasjon og høyere siktedyp enn i mindre, grunnere innsjøer med tilsvarende kalsium- og humus-innhold (Cardoso mfl. 2007, Lyche Solheim mfl. 2014, kap. 4.1 og 7.2 i Klassifiseringsveilederen<sup>2</sup>).

Et annet karakteristisk trekk ved store innsjøer er den lange strandlinjen med en blanding av områder som er eksponert for vind og bølger med steinete substrat, som gir lite egnede forhold for vannplanter og bunndyr, og mer beskyttede områder i bukter og vikene som har naturlig høyere produktivitet og flere arter. Dette gir totalt sett større variasjon av habitater i litoralsonen og dermed høyere artsdiversitet enn i mindre innsjøer. Samtidig vil forholdene i litoralsonen ikke påvirke forholdene i de frie vannmassene (pelagialen) i samme grad som i mindre, grunnere innsjøer, da vannvolumet i pelagialen er så stort.

Andre faktorer, som for eksempel større dominans av pelagiske fiskearter, vil også kunne ha betydning for både fysisk-kjemiske og biologiske forhold, inkludert trofiske interaksjoner (Terborgh 2015), som igjen kan ha betydning for innsjøenes selvreinsingsevne.

På bakgrunn av de naturforholdene som er beskrevet ovenfor, er det spesielle utfordringer knyttet til hvordan store, dype innsjøer skal typifiseres og klassifiseres. Dette presenteres nærmere og drøftes i kap. 2.3. og videre utover i rapporten.

<sup>1</sup> Kategorier av størrelse og dybde er gitt i Tabell 3.4 i Klassifiseringsveilederen.

<sup>2</sup> Dersom ikke annet er angitt, er det alltid 2018-versjonen av Klassifiseringsveilederen som er benyttet. I den videre teksten er denne referert til som «Klassifiseringsveilederen» og i referanselisten som «Veileder 02:2018».

Resultatene fra overvåkingen skal primært brukes til å fastsette økologisk tilstand, men vil også generere ny limnologisk og økologisk kunnskap om våre store innsjøer, inkludert biologisk mangfold, produktivitet, trofiske interaksjoner og selvrensingsevne. Denne kunnskapen kan i neste omgang brukes til å forbedre klassifiseringssystem og forvaltningsplaner for våre store innsjøer og ta hensyn til kombinasjoner av flere kjente påvirkninger (eutrofiering/regulering), samt nyere utfordringer knyttet til klimaendringer og introduserte/invaderende arter.

Vannforskriften setter som mål at minst *god* tilstand i vannforekomstene skal være nådd seinest i 2015 for vannområder i første planperiode, og innen 2021 for resten av landet. Vannforskriften krever også at tilstanden ikke skal forringes. Basisovervåkingen skal omfatte alle biologiske og fysisk-kjemiske kvalitetselementer og skal kunne avdekke eventuelle endringer over tid (trender) med rimelig grad av sikkerhet.

Vannforskriften krever også overvåking og klassifisering av kjemisk tilstand i store innsjøer, men dette er ikke inkludert i ØKOSTOR-programmet, da fokus her er på økologisk tilstand. Den økologiske tilstanden i de store innsjøene som er med i dette programmet, overvåkes iht. kravene til basisovervåking og inkluderer alle kvalitetselementer, bortsett fra vannregionspesifikke stoffer (miljøgifter som ikke står på EU liste over prioriterte stoffer), som overvåkes i et annet program (MILFERSK). Bunndyr, som enkelte år har vært undersøkt i et utvalg innsjøer i ØKOSTOR-programmet, ble ikke prøvetatt i noen av innsjøene som ble overvåket i 2020. I stedet overvåkes litorale småkreps. Dette er nærmere begrunnet i avsnitt 1.2 nedenfor. Det tas ut prøver for analyse av miljøgifter i fisk, samlet inn som en del av FIST-programmet, for bestemmelse av kjemisk tilstand, men disse resultatene rapporteres separat (se MILFERSK: <https://www.miljodirektoratet.no/om-oss/roller/miljoovervaking/overvakings-programmer/basisovervaking/ferskvann/>).

Mange av de store norske innsjøene har vært overvåket/undersøkt tidligere, også før vanddirektivet, men for de fleste innsjøene har det vært tidsbegrensede undersøkelser av ulik varighet og omfang. Det finnes likevel mye informasjon og data om store norske innsjøer. En metadataoversikt er gitt i Persson mfl. (2013), som vurderte om tidligere data kunne brukes til klassifisering av økologisk tilstand iht. vannforskriftens krav. Konklusjonen var at ingen store innsjøer tilfredstilte kravet til nyere overvåkingsdata for alle kvalitetselementer, og at en fullstendig klassifisering av dagens økologiske tilstand ikke kunne gjennomføres uten nye undersøkelser. For de fleste innsjøene finnes det likevel eldre data som kan brukes sammen med nye data til å analysere trender for enkelte kvalitetselementer.

## 1.2 Mål og innhold

Totalt 26 store innsjøer inngår i ØKOSTOR-programmet (Vedlegg A). De fleste innsjøene overvåkes hvert 4. år for alle kvalitetselementer (sist i 2016), men Gjende, Mjøsa, Selbusjøen og Takvatnet overvåkes hvert år mht. pelagiske kvalitetselementer og hvert fjerde år mht. andre biologiske kvalitetselementer. Gjende har vært undersøkt siden 2015, Selbusjøen siden 2016 og Takvatnet siden 2018. Mjøsa har vært overvåket mht. pelagiske kvalitetselementer siden 1970-årene i et eget tiltaksrettet overvåkingsprosjekt finansiert av Vassdragsforbundet for Mjøsa med tilløpselver (Thrane mfl. 2021), men resultatene fra hovedstasjonen over dypeste punkt rapporteres her. Denne Mjøsovervåkingen ble supplert med vannplanter og småkreps i 2017 (i regi av ØKOSTOR) og fisk i 2018 og 2020 (i regi av FIST-prosjektet).

Overvåkingen i 2020 omfattet totalt ni store innsjøer, hvorav fem i Trøndelag: Selbusjøen, Snåsavatnet, Salvatnet, Limingen i Trøndelag, samt Femunden i Trøndelag/Innlandet, Mjøsa og Gjende i Innlandet, Røssvatnet i Nordland og Takvatnet i Troms og Finnmark. Gjende, Mjøsa og Takvatnet er kun undersøkt mht. de pelagiske kvalitetselementene i 2020.

Målsettingen med basisovervåkingen av store innsjøer er å klassifisere økologisk tilstand iht. vannforskriften og å prøve ut metodikk for overvåking og tilstandsklassifisering av norske vannforekomster, som angitt i Klassifiseringsveilederen. En tilleggs målsetting er å videreutvikle ny overvåkingsteknologi som er egnet for store dype innsjøer.

De spesielle limnologiske og økologiske forholdene som skiller store, dype innsjøer fra mindre grunnere innsjøer blir også diskutert, som f.eks. dypere termoklin, lang oppholdstid og dermed større retensjon av næringssalter, høyere biodiversitet som følge av større habitatvariasjon og større forskjeller mellom litoralsonen og pelagialsonen.

De biologiske kvalitetselementene som er inkludert i klassifiseringen er planteplankton, krepsdyrplankton, vannplanter og fisk, samt litorale småkreps, mens bunndyr ikke ble undersøkt. Litorale småkreps erstatter bunndyr som kvalitetselement fordi tettheten og diversiteten av bunndyr ofte er lav pga. erosjon og utvasking av egnet substrat for bunndyr i strandsonen (bølgepåvirkning), noe som i mange store innsjøer er forsterket av betydelige vannstandsreguleringer. Selv om også litorale småkreps er utsatt for de samme forholdene, er tettheten av denne gruppen ofte noe høyere. Krepsdyrplankton er inkludert i overvåkingen, selv om dette ikke er et eksplisitt krav iht. vannforskriften. Krepsdyrplankton kan imidlertid bidra til å forklare variasjoner i planteplanktonresponsen langs trofigradienten (Lyche Solheim 1995). Sammen med litorale småkreps er krepsdyrplanktonet dessuten relevant som indikator for forskjellige påvirkninger, som forsurening (Hobæk og Raddum 1980, Walseng og Schartau 2001, Schartau mfl. 2016) og eutrofiering (Karabin 1985, Lyche 1990, Straile og Geller 1998, Jensen mfl. 2013).

Fisk ble undersøkt i et eget FoU prosjekt om metodikk for overvåking av fiskebestander i store innsjøer (FIST), og et ekstrakt av resultatene inngår i denne rapporten etter ønske fra Miljødirektoratet.

Alle de generelle fysisk-kjemiske kvalitetselementene som kreves iht. vannforskriften er inkludert i denne overvåkingen, dvs. næringssalter (fosfor og nitrogen), siktedyp, oksygen, turbiditet, pH, hovedioner for beregning av ANC og labilt aluminium. I tillegg er alle relevante parametere som trengs til typifisering av innsjøene inkludert: kalsium, alkalitet, farge og TOC.

Rapporten inneholder en presentasjon av innsjøene som ble overvåket i 2020, inkludert typifisering (Kap. 2), materiale og metoder (Kap. 3), resultater pr. kvalitetselement på tvers av alle innsjøene (Kap. 4) og resultater pr. innsjø på tvers av alle kvalitetselementer (Kap. 5).

## 2. Presentasjon av innsjøene

### 2.1 Geografisk lokalisering

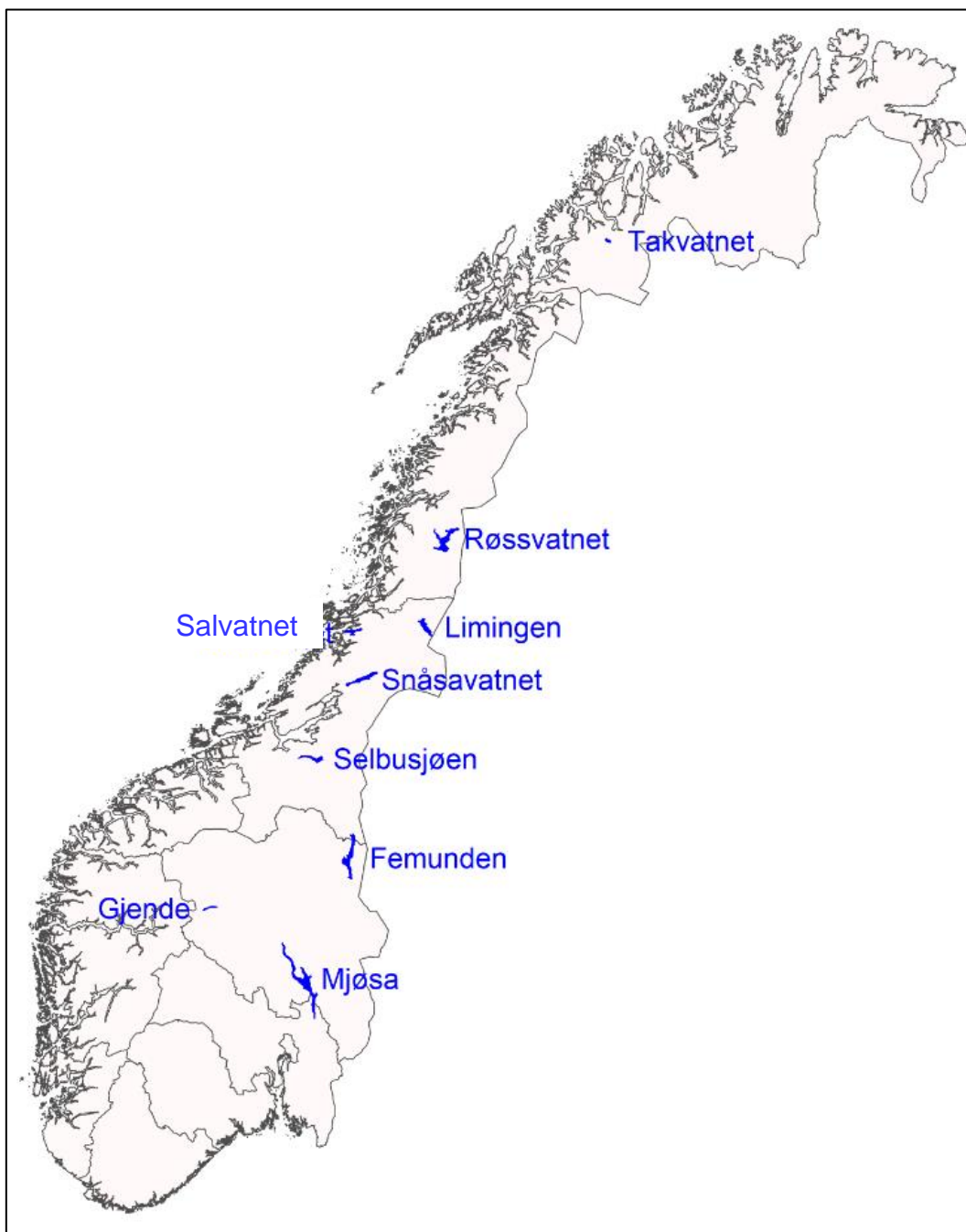
Totalt ni innsjøer var med i basisovervåkingen av store innsjøer i 2020: Selbusjøen, Snåsavatnet, Salvatnet og Limingen i Trøndelag, samt Femunden i Trøndelag/Innlandet, Mjøsa og Gjende i Innlandet, Røssvatnet i Nordland og Takvatnet i Troms og Finnmark. Vannforekomst-ID, vannområde og vannregion er vist i Tabell 1 og geografisk lokalisering i Figur 1.

**Tabell 1. Store innsjøer som var med i ØKOSTOR i 2020,**  
inkludert økoregion (Østlandet, Midt-Norge, Nord-Norge), fylke, vannforekomst-ID, vannområde og vannregion fra Vann-nett: <http://vann-nett.no/portal/>

Innsjø	Fylke	Vannforekomst-ID	Vannområde	Vannregion
<b>Østlandet</b>				
Femunden	Innlandet, Trøndelag	311-1348-L	Femund/Trysilvassdraget - Klarälven	Västerhavet
Gjende	Innlandet	002-147-L	Mjøsa	Innlandet og Viken
Mjøsa	Innlandet	002-118-1-L	Mjøsa	Innlandet og Viken
<b>Midt-Norge</b>				
Limmingen	Trøndelag	307-1131-L	Ångermanälven	Bottenhavet
Røssvatnet	Nordland	155-501-L	Ranfjorden	Nordland
Salvatnet	Trøndelag	140-723-L	Ytre Namsen	Trøndelag
Selbusjøen	Trøndelag	123-892-1-L	Nea-Nidelva	Trøndelag
Snåsavatnet	Trøndelag	128-930-L	Inn-Trøndelag	Trøndelag
<b>Nord-Norge</b>				
Takvatnet	Troms og Finnmark	196-2404-L	Bardu-Målselv	Troms og Finnmark

Dybdekart for alle innsjøene er vist i Vedlegg B mens stasjonskart for prøvetaking av pelagiske (vannkjemi, planteplankton, krepsdyrplankton) og litorale kvalitetselementer (litorale småkreps og vannplanter) er vist i Vedlegg C. Detaljer om lokaliseringen av prøvefisket finnes i FIST rapporten (Gjelland mfl. under utarb.).





Figur 1 . Geografisk beliggenhet til de ni store innsjøene i ØKOSTOR i 2020.

## 2.2 Vannstandsvariasjoner

Vannstanden i innsjøer reguleres av flere grunner, f.eks. vannkraft, flomvern, drikkevannsforsyning og jordbruksvanning. Noen ganger er innsjøene regulert til flere formål. Vannstanden i innsjøene kan også være preget av vassdragsreguleringer oppstrøms.

De ulike reguleringsformålene fører til ulik manøvrering av vannstanden gjennom året, noe som påvirker litoralsonen og de biologiske forholdene på flere måter. I et vannkraftmagasin med kraftig nedtapping om vinteren/våren og en stabil vannstand utover sommeren og høsten vil biologien i litoralsonen påvirkes negativt, bl.a. i form av innfrysing, iserosjon og tørrlegging.

Vannvegetasjonen utarmes eller forsvinner helt, avhengig av reguleringshøyden. Innsjøer som ligger nedstrøms kraftverk har ofte mer stabil vannstand enn den naturlige variasjonen, noe som er gunstig for vannvegetasjonen og som kan gi tilgroingsproblemer. I de siste 10-15 årene har såkalt effektkjøring blitt vanligere for flere kraftverk. Dette kan gi store korttidsvariasjoner i vannstanden i innsjøer og vannføringen i elver. Hvilken betydning dette har for litoralsonen i innsjøer er lite undersøkt. Undersøkelser i elver viser at effektkjøring har negative effekter på økologiske forhold (Bakken mfl. 2016).

En innsjø som er regulert for drikkevannsformål har korttidsreguleringer gjennom hele året, men vannstands-amplituden er betraktelig mindre enn i vannkraftmagasiner. Her vil man kunne få redusert utbredelse av enkelte arter, mens andre vil kunne øke.

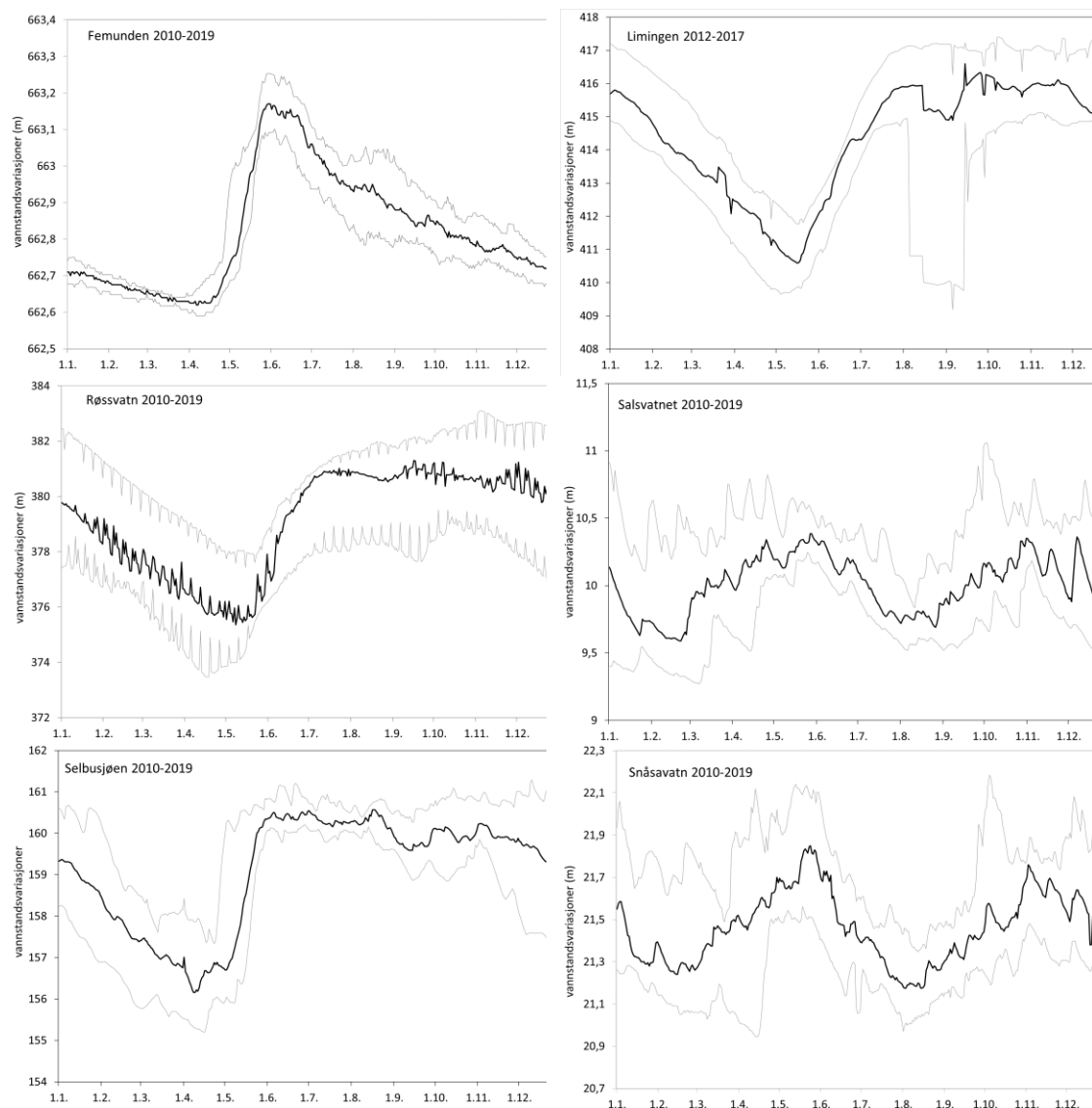
Tre av innsjøene som ble overvåket i 2020, Limingen, Røssvatnet og Selbusjøen, er utpekt som sterkt modifisert pga. vannkraft (<https://vann-nett.no/portal>). Vannstandsvariasjonene gjennom året og mellom år varierer derfor betydelig, se Tabell 2 og Figur 2. Formålet med reguleringen og manøvreringen for de øvrige innsjøene varierer, men er primært vannkraft og dels flomdemping, drikkevann og jordbruksvanning. De tre sterkt modifiserte vannforekomstene har de største reguleringshøydene (6-12 m) og vannstandsvariasjonene (ca. 5 m) og et klassisk vinternedtappingsmønster. Røssvatnet har også svært hyppige mindre vannstandsvariasjoner, unntatt i sommermånedene (Figur 2), som kan skyldes effektkjøring. Mjøsa og Snåsavatnet har mindre reguleringshøyder og små vannstandsvariasjoner, mens Femunden, Gjende, Salvatnet og Takvatnet er uregulerte.

**Tabell 2. Vannstandsvariasjoner i store innsjøer inkludert i ØKOSTOR 2020.**

LRV og HRV: høyeste og laveste regulerte vannstand (iht. manøvreringsreglementet). Vinternedtapping: forskjell mellom laveste vannstand i april-mai og høyeste vannstand i november. Vinternedtapping og medianvannstand er basert på reelle data for siste 10-års periode (vannstandsperiode) dersom mulig. SMVF: sterkt modifisert vannforekomst

Innsjø	LRV m.o.h.	HRV m.o.h.	Regule- rings- høyde, m	Median- vannstand, m.o.h.	Vinter- nedtapping, m	Vannstands- periode	Formål m regulering	SMVF
Femunden	-	-	0	662,8	0,19	2010-2019	-	-
Gjende	-	-	0	984	0	-	-	-
Mjøsa	119,3	122,9	3,6	122,5	3,25	2006-2016	mange*	-
Limmingen	409,0	417,7	8,7	414,8	5,20	2012-2017	vannkraft	x
Røssvatnet	370,70	383,15	12,45	379,4	4,96	2010-2019	vannkraft	x
Salvatnet	-	-	0	10,0	0,59	2010-2019	-	-
Selbusjøen	155,0	161,3	6,3	159,7	4,48	2010-2019	vannkraft	x
Snåsavatn	21,03	22,43	1,4	21,5	0,52	2010-2019	vannkraft	-
Takvatnet	-	-	0	215	0	-	-	-

\* Mjøsa er regulert for mange formål inkludert drikkevann, flomdemping, vannkraft og landbruksvanning



Figur 2. Vannstandsvariasjoner over året i de store innsjøene i ØKOSTOR i 2020 basert på data for siste 10-årsperiode (data er ikke tilgjengelig for Gjende, Mjøsa og Takvatnet). Figurene viser medianvannstand (tykke sorte kurver), samt 10 og 90 persentiler (tynnere grå kurver). Y-aksen viser høyde over havet i forhold til innsjøenes overflate. NB! Skalaen varierer. Data fra NVE.

## 2.3 Vanntyper

De spesielle limnologiske og økologiske forholdene i store, dype innsjøer som er beskrevet i kap. 1, 2.1 og 2.2 skaper utfordringer mht. hvordan disse innsjøene bør typifiseres. Den økte retensjonen av fosfor i store, dype innsjøer sammenlignet med mindre, grunnere innsjøer gir naturlig mer næringsfattige forhold i pelagialen enn i litoralen (Brett og Benjamin 2008). Moderat kalkrike lavlandssjøer har naturlig høyere fosforkonsentrasjon enn kalkfattige lavlandssjøer (Cardoso mfl. 2007). Klassegrensene for moderat kalkrike innsjøer er ikke utviklet for store, dype innsjøer og har vesentlig høyere tallverdier for planteplankton (klorofyll, biovolum og PTI-indeksen) og næringssalter (total fosfor og total nitrogen) og lavere tallverdier for siktedyp enn klassegrensene for kalkfattige, klare og dype innsjøer. Eksempelvis er god/moderat grensen hhv. 4 µg/l for klorofyll og 9 µg/l for total fosfor (Tot-P) for kalkfattige,

klare, store, dype lavlandssjøer, mens tilsvarende klassegrenser for moderat kalkrike, klare, grunne lavlandssjøer er hhv. 9 µg/l for klorofyll og 17 µg/l for Tot-P. Vi har derfor klassifisert alle moderat kalkrike, dype lavlandssjøer i ØKOSTOR-programmet som type L105b (kalkfattige, klare, dype lavlandssjøer) dersom disse har en kalsiumkonsentrasjon <10 mg/l, som er den nedre delen av kalsium-intervallet for moderat kalkrike innsjøer (4-20 mg Ca/l). For innsjøene som var med i overvåkingen i 2020 er L105b brukt for planteplankton, næringssalter og siktedyp i Mjøsa. For Røssvatnet og Takvatnet, som også er moderat kalkrike med Ca <10 mg/l, og er skogssjøer i Nord-Norge, har vi, ut fra samme resonnering, benyttet klassegrensene for kalkfattige, klare skogssjøer for planteplankton, næringssalter og siktedyp. Dette er i tråd med Klassifiseringsveilederen (kap. 4.1.3). Vannplanter er klassifisert iht. klassegrensene for moderat kalkrike innsjøer (L-N-M201), da forholdene i litoralsonen er mindre påvirket av innsjøens størrelse og dybde. Forsuringsindeksene, samt de vannkjemiske forsuringsparameterne er ikke klassifisert i de moderat kalkrike innsjøene, da disse ikke er følsomme for forsurening.

Ifølge Klassifiseringsveilederen kan humustype baseres enten på fargetall (mg Pt/l) eller TOC (mg C/l), og tilsvarende kan kalsiumtypen baseres enten på kalsium (mg Ca/l) eller alkalitet (mekv/l). I denne rapporten er vanntypen primært satt med utgangspunkt i fargetall og kalsium, da både TOC og alkalitet forventes å være mer følsom for tilførsel av hhv. organisk stoff og forsurende forbindelser. I alle innsjøene som var med i 2020 overvåkingen var det likevel godt samsvar mellom vanntypen indikert ved hjelp av kalsium og alkalitet, og ved hjelp av fargetall og TOC.

Tabell 3 viser typedata og vanntype for hver innsjø ut fra typefaktorene høyderegion, kalsium og humus. Morfometriske data om størrelse og dybde i Tabell 3 viser at seks av innsjøene er svært store (>50 km<sup>2</sup>), mens de øvrige tre innsjøene er store (5-50 km<sup>2</sup>). Overflatearealet spenner fra 15 km<sup>2</sup> for Takvatnet til 366 km<sup>2</sup> for Mjøsa, som er Norges største innsjø. Alle innsjøene er dype (>15 m middeldyp). Maksimum-dybden spenner fra 75 m i Takvatnet til 453 m i Mjøsa, som er Norges fjerde dypeste innsjø. Røssvatnet og Takvatnet er typifisert som moderat kalkrike, men Røssvatnet er nær typegrensen kalkfattig/moderat kalkrik. Salvatnet er svært kalkfattig, men nær typegrensen mot kalkfattig. De øvrige innsjøene er kalkfattige, selv om Gjende og Femunden er nær typegrensen kalkfattig/svært kalkfattige.

Snåsavatnet er humøs, men nær typegrensen klar/humøs. De øvrige innsjøene er enten klare eller svært klare, med høyest humus konsentrasjon i Selbusjøen (19 mg Pt/l) og Salvatnet (15,8 mg Pt/l). Limingen, Røssvatnet, Gjende og Takvatnet er alle svært klare, mens Femunden og Mjøsa er klare, men nær typegrensen til svært klar. Disse forholdene er kun representative for de frie vannmassene langt fra land, mens bukter og vikler kan ha betydelig mer humus, særlig etter perioder med kraftig regn som vasker ut mye humus fra nedbørfeltet.

Salvatnet er meromiktisk med et saltvannslag under 400 m dyp, da den er ble avsnørt fra sjøen etter siste istid. Typifiseringen av innsjøen gjelder kun ferskvannsdelen av innsjøen fra 0-400 m. Maksimumsdybden er usikker da den er oppgitt både som 443 m ved ekkoloddregistreringer og 464 m i eldre litteratur (Bøyum 1973, Lyche Solheim mfl. 2017).

Gjende er brepåvirket og tilhører dermed en vanntype som det foreløpig ikke er utviklet noe klassifiseringsystem for. Gjende har derfor blitt forsøkt klassifisert som om den var en kalkfattig, svært klar fjellsjø (mht. humus), men klassifiseringen av Tot-P og siktedyp er korrigert for bidraget fra brepartikler (kap. 3.1.2).

**Tabell 3. Vanntyper for de store innsjøene i Basisovervåkingsprogrammet ØKOSTOR i 2020.**

Vannkjemiverdiene er gjennomsnittsverdier fra overvåkingsdataene i 2016 og 2020, mens for Gjende, Mjøsa, Selbusjøen og Takvatnet er verdiene basert på flere års data. Se for øvrig fotnoter under tabellen.

Innsjø	Vannforekomst-ID	Fylke	Vanntype (Vann-Nett) <sup>1</sup>	Vanntype (Vann-Nett) korr.	Typebeskrivelse	Norsk type nr. <sup>2</sup>	NGIG-type <sup>3</sup>	Øko-region	H.o.h. (m)	Innsjøstørrelse (km <sup>2</sup> )	Innsjødybde middel (m) <sup>4</sup>	Innsjødybde maks (m)	Kalsium (mg Ca/l) <sup>5</sup>	Alkalitet (Alk-E) (mekv/l) <sup>5</sup>	Humus (mg Pt/l) <sup>5</sup>	TOC (mg/l) <sup>5</sup>
<b>Østlandet</b>																
Femunden	311-1348-L	Innlandet, Trøndelag	LEM42113	LEM42113	Skog, kalkfattig, klar	L205	L-N5, L-N-M101	Østlandet	664	203,5	47	140	1,40	0,11	10,3	2,26
Gjende <sup>6</sup>	002-147-L	Innlandet	LEM2413	LEH32423	Fjell, kalkfattig, svært klar (mht humus), turbid bresjø	L311/L304	L-N7	Østlandet	984	15,6	66	149	1,20	0,07	1,9	0,55
Mjøsa <sup>7</sup>	002-118-1-L	Innlandet	LEL43113	LEL42113	Lavland, kalkfattig, klar, dyp (moderat kalkrik for vannplanter)	L105b	L-N2b, L-N-M101	Østlandet	123	366	155	453	5,51	0,22	11,1	2,13
<b>Midt-Norge</b>																
Limingen	307-1131-L	Trøndelag	LMM43113	LMM42413	Skog, kalkfattig, svært klar	L204	L-N5, L-N-M101	Midt-Norge	418	93	87	192	2,72	0,14	7,6	1,28
Røssvatnet	155-501-L	Nordland	LMM43113	LMM43413	Skog, moderat kalkrik, svært klar	L207	L-N2b, L-N-M201	Midt-Norge	383	219	66	231	4,32	0,24	5,6	0,92
Salvatnet	140-723-L	Trøndelag	LML32212	LML31113	Lavland, Svært kalkfattig, klar	L102d	L-N5, L-N-M001	Midt-Norge	8	45	154	443/464	0,94	0,05	15,8	2,03
Selbusjøen	123-892-1-L	Trøndelag	LML42113	LML42113	Lavland, kalkfattig, klar, dyp	L105b	L-N2b, L-N-M101	Midt-Norge	161	57	70	206	3,35	0,18	19,3	2,48
Snåsavatnet	128-930-L	Trøndelag	LML43113	LML42113	Lavland, kalkfattig, klar, dyp	L105b	L-N2b, L-N-M101	Midt-Norge	22	122	46	121	3,37	0,169	32,8	4,08
<b>Nord-Norge</b>																
Takvatnet	196-2404-L	Troms og Finnmark	LFM33112	LFM33413	Skog, moderat kalkrik, svært klar, dyp	L207	L-N-M201	Nord-Norge - Indre	215	15	25	75	8,33	0,38	5,2	1,46

1 Vann-Nett koder som ikke stemmer med faktiske målinger er markert med rødt og korrigerte koder som foreslås basert på målingene er markert med grønt. Kodene er forklart i tabell 3.4 i Klassifiseringsveilederen.

2 Norsk type nr. iht. Klassifiseringsveilederen

3 NGIG type er vanntyper som ble brukt ved interkalibreringen av klassegrenser for god økologisk tilstand i den nordiske interkalibreringsgruppen (NGIG). NGIG typene som er angitt gjelder for hhv. planteplankton, Tot-P, Tot-N og siktedyp (L-Nx), vannplanter (L-N-Mxxx). NGIG typer i kursiv er ikke eksakt lik den norske typen, men er den som kommer nærmest.

4 Middeldyp er estimert fra maksdyp/3, dersom middeldyp ikke er angitt i Vann-Nett.

5 Ved typifiseringen prioriterer vi kalsium over alkalitet, og farge over TOC, når disse parameterne ikke er entydige.

6 Gjende er en bresjø som det ikke finnes klassegrenser for. Den er derfor klassifisert ut fra type L304, som er den vanntypen som kommer nærmest

7 Mjøsa er klassifisert som kalkfattige for alle kvalitetselementer unntatt vannplanter, som er klassifisert iht. moderat kalkrik type (se tekst).

## 3. Materiale og metoder

Feltarbeid, prøvebearbeiding<sup>3</sup> og klassifiseringsmetodikk ble utført etter standard metoder beskrevet i Klassifiseringsveilederen<sup>2</sup>, og er beskrevet nærmere for hvert kvalitetselement i ØKOSTOR-rapporten fra 2017 (Lyche Solheim mfl. 2018). Informasjon om materiale og metoder som er spesifikt for 2020 er gitt nedenfor.

### 3.1 Prøvetaking, analyser og klassifisering av alle kvalitetselementer unntatt fisk

#### 3.1.1 Feltmetoder

Planteplankton, krepsdyrplankton og vannkjemi ble prøvetatt månedlig i vekstsesongen dvs. seks ganger i de fleste innsjøene (mai-oktober), men kun fem ganger i Limingen og Røssvatnet (juni-oktober), fire ganger i Takvatnet (juni-september) og tre ganger i Gjende (juli-september), pga. kortere vekstsesong. I tillegg ble pelagiske prøver tatt fra isen på slutten av vinterstagnasjonen i april i Femunden, Gjende og Takvatnet. Vinterprøvene omfattet vannkjemi fra separate enkeltdyp og krepsdyrplankton, som ble tatt med 90 µm håv. I vekstsesongen ble det tatt 3 håvtrekk fra hver dato og innsjø (se Lyche-Solheim mfl. 2018).<sup>4</sup> I Mjøsa, der den pelagiske prøvetakingen finansieres gjennom et eget tiltaksrettet overvåkingsprogram, var prøvetakingsfrekvensen hver 14. dag for de pelagiske kvalitetselementene (planteplankton, krepsdyrplankton og vannkjemi) på hovedstasjonen Skreia (Thrane mfl. 2021).

Vertikalprofiler av temperatur, oksygen, pH, ledningsevne og turbiditet ble målt med sonde gjennom hele vannsøylen (Vedlegg F). Resultatene vises både for hele vannsøylen og for de øverste 0-50 m, fordi variasjoner i termoklinen er lettere å identifisere når kun de øverste 0-50 m vises. I tillegg til disse parameterne ble det også målt vertikalprofiler av klorofyllfluorescens, som er inkludert i planteplanktonkapitlet (Kap. 4.2). Tre forskjellige multisensorsonder ble brukt, der én ble brukt i Trøndelag, samt Nordland (Salvatnet, Snåsavatnet, Røssvatnet, Limingen og Selbusjøen), en annen ble brukt på Østlandet (Femunden, Mjøsa, Gjende), mens en tredje ble brukt i Takvatnet. Den sistnevnte sonden har ikke sensorer for pH. Alle prøverundene er målt med den samme multisensorsonden pr innsjø. For å sjekke oksygenmålingene mot lab-analyser har vi også målt oksygen i bunnvannet med Winkler-metoden (Vedlegg E).

Dybdekart for alle innsjøene er gitt i Vedlegg B og geografiske koordinater for alle prøvetakingsstasjonene for de enkelte kvalitetselementene er gitt i Vedlegg C. Prøvetakingsdyp for

<sup>3</sup> Taksonomiske bestemmelser av småkreps (vannlopper og hoppekreps) er oppdatert iht. Bledzki og Rybak (2016).

<sup>4</sup> Håvtrekk fra 0-10 m tas pga. fare for at maskene i 0-50 m håvtrekket kan tette seg til av store planteplanktonarter, gelekreps, samt hjuldyr og nauplier). Dersom slik tetting skjer vil håven fungere som et kremmerhus og fange få individer mot slutten av trekket, dvs at arter i den øvre delen av vannsøylen kan bli sterkt underrepresentert. Et godt eksempel er gelekreps som forekom i større tettheter i trekket fra 0-10 m enn i trekket fra 0-50 m.

vannkjemiske prøver er 0-10 m blandprøver fra epilimnion, samt fra dypere vannlag som angitt i Tabell 4.

Vannplanter og litorale småkreps ble ikke prøvetatt i Gjende, Mjøsa og Takvatnet, da programmet for 2020 kun omfatter de pelagiske kvalitetselementene i disse tre innsjøene.

**Tabell 4. Prøvetakingsdyp (m) for enkeltprøver i innsjøene i ØKOSTOR i 2020.**

Østlandet			Midt-Norge					Nord-Norge
Femunden	Gjende	Mjøsa	Limingen	Røssvatnet	Salvatnet	Selbusjøen	Snåsavatnet	Takvatnet
0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
5	5	5	5	5	5	5	5	5
20	20	20	20	20	20	20	20	20
50	50	50	50	50	50	50	50	50
100	100	100	100	100	100	100	100	70
114	130	200	182	200	200	196	111	
		300		221	300			
		400			390			
		443						

Standard artsregistrering av vannplanter ble foretatt på 20 stasjoner i hver av innsjøene Røssvatnet, Limingen, Salvatnet, Snåsavatnet, Selbusjøen og Femunden. De dypere deler av litoralsonen (dypere enn 1 m) ble kartlagt på 8 stasjoner i hver innsjø, inkludert registrering av nedre dybdegrens for vannplanter. Undersøkelsene ble foretatt i perioden fra begynnelsen av juli til begynnelsen av september.

Litorale småkreps ble prøvetatt på 10 stasjoner tre ganger i løpet av vekstsesongen i hver av innsjøene Røssvatnet, Limingen, Salvatnet, Snåsavatnet, Selbusjøen og Femunden (Tabell 5). Fra hver stasjon ble det tatt to prøver. Den ene av prøvene representerte eksponert strand med stein og uten vegetasjon, den andre beskyttet strand med finere substrat og normalt med vegetasjon.

I denne rapporten presenteres aggregerte data i form av årsgjennomsnitt (eller maksimumsverdi, dersom dette er årsverdien, f.eks. for labilt aluminium eller for planteplanktonindeksen Cyanomax) for vannkjemiske parametere og for beregnede indekser (kapittel 4 og 5). Primærdata er gitt i vedleggene og vil rapporteres til Vannmiljøsystemet innen 30.09.2021.

**Tabell 5. Tidspunkt for feltarbeid for hvert kvalitetselement i 2020.**

Kvalitetselementer: VK= Vannkjemi, PP = Planteplankton, KP = Krepsdyrplankton, VP = Vannplanter, SK = Litorale småkreps, BD = Bunndyr (ikke tatt i 2020). "(red.)" betyr redusert program og vil si kun pelagiske prøver (VK, PP, KP). Fisk ble undersøkt i eget FoU prosjekt (FIST) i følgende innsjøer: Femunden, Mjøsa, Limingen, Røssvatnet, Salvatnet, Selbusjøen, Snåsavatnet i uke 33-36.

Innsjøer 2020	Senvinter						Mai (Uke 21-22)						Juni (Uke 24-25)						Juli (Uke 28-29)						Aug (Uke 33-34)						Sept (Uke 36-37)						Okt (Uke 40-41)																							
	VK	PP	KP	VP	SK	BD	VK	PP	KP	VP	SK	BD	VK	PP	KP	VP	SK	BD	VK	PP	KP	VP	SK	BD	VK	PP	KP	VP	SK	BD	VK	PP	KP	VP	SK	BD	VK	PP	KP	VP	SK	BD																		
<b>Østlandet</b>																																																												
Femunden <sup>1</sup>	x												x	x	x				x	x	x										x	x	x	x	x								x	x	x				x	x	x									
Gjende (red.)	x		x																						x	x	x										x	x	x																					
Mjøsa (red.) <sup>2</sup>																			x	x	x				x	x	x										x	x	x										x	x	x									
<b>Midt-Norge</b>																																																												
Limmingen													x	x	x				x	x	x										x	x	x	x	x								x	x	x				x	x	x									
Røssvatnet													x	x	x				x	x	x										x	x	x	x	x								x	x	x				x	x	x									
Salvatnet																			x	x	x				x	x	x										x	x	x	x	x								x	x	x				x	x	x			
Selbusjøen																			x	x	x				x	x	x										x	x	x	x	x								x	x	x				x	x	x			
Snåsavatnet																			x	x	x				x	x	x										x	x	x	x	x								x	x	x				x	x	x			
<b>Nord-Norge</b>																																																												
Takvatnet (red.)	x		x										x	x	x										x	x	x										x	x	x										x	x	x									

<sup>1</sup> Senvinterprøver ble kun tatt av vannkjemi og ikke av krepsdyrplankton pga. logistikkproblemer.

<sup>2</sup> Pelagiske prøver i Mjøsa tas i et annet prosjekt, data rapporteres også i ØKOSTOR for hovedstasjonen Skreia, som prøvetas hver 14. dag fra mai-oktober



### 3.1.2 Klassifisering av siktedyp og total fosfor i Gjende

#### Korrigerings av klassegrenser for siktedyp i Gjende:

Gjende er brepåvirket, noe som gir innsjøen den karakteristiske blågrønne fargen. Brepåvirkningen gir stor tilførsel av brepartikler om sommeren. Partiklene, som måles ved turbiditeten, sprer lyset og gir en grunnere eufotisk sone. Eufotisk sone er den øvre delen av vannsøylen der det er nok lys til en positiv netto primærproduksjon av planteplankton, og eufotisk dyp er den nedre dybdegrens for denne sonen. Klassifiseringen av siktedyp som eutrofieringsparameter kan ikke gjøres uten først å korrigere siktedypsgrensene for brepartiklens effekt på eufotisk dyp og dermed på siktedypet. En slik korrigerings kan gjøres ved hjelp av en empirisk modell som estimerer dypet for eufotisk sone ut fra turbiditeten (NTU) forårsaket av brepartiklene basert på data fra brepåvirkede innsjøer i Alaska (Edmundson & Koenings 1986). Den aktuelle modellen er:

$$\text{Log Eufotisk dyp (m)} = 1,2270 - 0,6635 \text{ Log NTU } (r^2=0,94)$$

Deretter estimeres referanseverdien for siktedyp ut fra forholdet mellom eufotisk dyp og siktedyp, som er 3,4-4,9 (middelverdi 4,2) ganger dypere enn siktedypet i bresjøer (tabell 6 i Koenings & Edmundson 1991).

$$\text{Siktedyp}_{\text{ref}} \text{ (m)} = \text{Eufotisk dyp (m)} / 4,2$$

Dersom vi antar at brepartiklene er styrende for eufotisk dyp i Gjende og at planteplankton og humus har en helt ubetydelig rolle, kan vi beregne en referanseverdi for siktedyp i Gjende på 3,1 m, som er korrigert med hensyn til brepartiklene. Denne er basert på data fra juli, august og september i 2015-2020. Klassegrensene er deretter estimert ut fra denne referanseverdien og EQR verdiene for siktedyp for svært klare, kalkfattige fjellsjøer (Tabell 7.11 b for vanntype 23 i Klassifiseringsveilederen 02:2018). De nye klassegrensene er vist i Tabell 6.

**Tabell 6. Brepartikel-korrigerede referanseverdier og klassegrenser for siktedyp (m) i Gjende 2020.** Korrigerede verdier er beregnet ut fra turbiditeten (FNU) fra 2015 - 2020 og EQR verdier for klassegrensene for type L304 (se tekst for nærmere forklaring). Ref = referanseverdi, SG/G = svært god/god, G/M = god/moderat, M/D = moderat/dårlig, D/SD = dårlig/svært dårlig.

Innsjø	Norsk vanntype	Turbiditet (FNU)	Siktedyp (m)				
			Ref	SG/G	G/M	M/D	D/SD
Gjende	L304a*	2,3	3,1	2,7	2,4	1,6	1,0

\*Gjende er brepåvirket og tilhører type L311, men passer for øvrig inn i type L304 som er kalkfattige, svært klare fjellsjøer.

#### Total fosfor (Tot-P) konsentrasjon i Gjende korrigert for bidraget fra brepartikler:

Tot-P konsentrasjonen påvirkes også av brepartiklene, som inneholder mye mineralsk fosfor (apatitt-fosfor), men som er utilgjengelig for planteplanktonet. For å beregne den biologisk tilgjengelige fosforkonsentrasjonen bør derfor fosforet i brepartiklene trekkes fra før innsjøen klassifiseres. Dette er gjort ved bruk av følgende modell (Edmundson & Koenings 1986), der  $\text{Tot-P}_{\text{korr}}$  er den korrigerede biologisk relevante Tot-P konsentrasjonen, mens  $\text{Tot-P}_{\text{målt}}$  er den faktisk målte Tot-P konsentrasjonen:

$$\text{Tot-P}_{\text{korr}} = 3,02 + 0,28 * \text{Tot-P}_{\text{målt}}, (r^2= 0,73).$$

Den målte Tot-P konsentrasjonen i Gjende i juli-september 2020 har en middelværdi på 6,3 µg/l i øvre del av vannmassen (0-10 m). Ved bruk av modellen ovenfor (setter inn 6,3 µg/l i formelen ovenfor for Tot-P<sub>målt</sub>) får vi da følgende middelværdi for korrigerert biologisk relevant Tot-P i Gjende i 2020 (0-10m): Tot-P<sub>korrr</sub> = 4,8 µg/l. Denne korrigererte Tot-P konsentrasjonen er brukt ved klassifiseringen av denne parameteren i innsjøen i kap. 4 og 5.

### 3.1.3 Klassifiseringsmetode for småkrepssammensetning mht. eutrofiering

Småkrepssammensetning (både litorale og pelagiske) er følsomme for eutrofiering som en følge av flere fysiske og biologiske endringer som påvirker småkrepssammensetningen enten direkte eller indirekte. Disse endringene inkluderer reduserte lysforhold på grunn av økt planteplanktonbiomasse, forskyving fra bentisk til pelagisk dominert primærproduksjon, strukturelle endringer i miljøet (f.eks. færre vannplanter), endret størrelses-spektrum på fødepartiklene, endring av fødekonsentrasjonen og føde kvaliteten, forekomst av toksiske alger, endring i mengde og sammensetning av fiskesammensetning etc. (se Jensen mfl. 2013 for mer detaljert diskusjon av disse faktorene). Hvilke faktorer som er viktigst for endringen i småkrepssammensetningen langs trofigradienten er vanskelig å vurdere og sannsynligvis er det en kombinasjon av flere faktorer som fører til slike endringer.

I denne rapporten har vi anvendt et foreløpig forslag til klassifiseringssystem mht. eutrofiering basert på småkrepssammensetning, krepssdyrindeksen CIT (Crustacean Index of Trophic status). Indeksen er basert på forholdet mellom antall arter som er følsomme for eutrofiering og det totale antall indikatorarter (eutrofieringsfølsomme og -tolerante):  $N_s / (N_s + N_t) \times 100$ , der  $N_s$  er antall følsomme arter og  $N_t$  er antall tolerante arter funnet i innsjøen. Verdien på indeksen kan variere mellom 0 og 100, og avtagende verdi indikerer økende næringsbelastning. Følsomme arter finnes primært i relativt næringsfattige innsjøer mens de får redusert forekomst (etter hvert bortfall) med økende trofigrad/ eutrofiering. Tolerante arter er arter som primært finnes i relativt næringsrike innsjøer og som ofte er sjeldne i næringsfattige innsjøer. I den foreløpige versjon av CIT inngår 23 indikatorarter av småkrepssammensetning som er inndelt i hhv. eutrofieringsfølsomme og eutrofieringstolerante arter der inndelingen er ekspertbasert på grunnlag av forekomst i et datasett på 72 innsjøer langs en trofigradient (Lyche Solheim mfl. 2020). For å skille mellom endringer som skyldes eutrofiering og naturlige endringer med økende trofigrad er det fastsatt typespesifikke referanse- og klassegrenser (Lyche Solheim mfl. 2020).

Datasettet som ligger til grunn for klassifiseringssystemet, stammer primært fra små og middels store innsjøer der hver innsjø er representert med data fra én pelagisk stasjon og én litoral stasjon (representert med to forskjellige substrattyper) som er kombinert til en taksaliste. I tilstands-vurderingen presentert i denne rapporten, har vi kun brukt data fra litorale stasjoner. Siden de litorale prøvene fanger opp de fleste pelagiske artene, vurderer vi at usikkerheten i tilstandsklassifiseringen ikke er vesentlig høyere enn om både litorale og pelagiske prøver hadde vært brukt.

Samlet indeksverdi for en innsjø er beregnet ved å midle indeksverdiene for hver enkelt stasjon (10 stasjoner). For hver stasjon er taksalisten basert på totalt seks prøver, dvs. fra to ulike substrat (normalt eksponert strand med stein og beskyttet strand med finere substrat og vannplanter) og tre ulike datoer.

Tilstandsklassifiseringen basert på CIT har relativt stor usikkerhet da vi har begrenset med erfaringsgrunnlag for denne indeksen (som så langt heller ikke inkludert i det nasjonale klassifiseringssystemet).

## 3.2 Fisk

### 3.2.1 Innsamlingsmetodikk

Fisk som kvalitetselement ble i 2020 undersøkt i sju av ØKOSTOR-innsjøene i regi av FoU-prosjektet FIST (Fisk i store innsjøer): Femunden (Innlandet, Trøndelag), Mjøsa (Innlandet, Viken), Limingen, Salvatnet, Selbusjøen, Snåsavatnet (Trøndelag) og Røssvatnet (Nordland). Hensikten med FIST-prosjektet er, i tillegg til å bidra med vurdering av den økologiske tilstanden i fiskesamfunnet, å komme fram til kostnadseffektive metoder for overvåking av fisk i store innsjøer. Tilnærmingen kan derfor bli noe justert fra år til år.

For klassifisering på grunnlag av fisk under vannforskriften skal det foreligge data om artssammensetning i fiskesamfunnet, mengden fisk, og bestandsstruktur for de viktigste fiskeartene. For registrering av artsinventar er det nødvendig med fangst i litoralsonen og langs bunnen på dypere vann. Mengden fisk registreres med hydroakustikk (ekkolodd) i de åpne vannmassene (pelagialen). Størrelses- og artssammensetning i pelagialen registreres ved fiske med trål (alternativt pelagiske garn; flytegarn). Fiskeundersøkelsene i 2020 omfattet hydroakustisk registrering av pelagisk fisk (med ekkolodd) i samtlige av innsjøene. Fiske med pelagisk partrål ble gjennomført i Mjøsa, Femunden og Snåsavatnet, og i de to sistnevnte ble det også fisket med bunn garn.

Bunn garnfisket foregikk med nordiske oversiktsgarn. Hvert garn består av 12 maskevidder (5-55 mm) i paneler på 2,5 x 1,5 m. Garn ble fordelt på henholdsvis seks (Femunden) og fire (Snåsavatnet) stasjoner i ulike deler av innsjøen, og stod ute en natt (ca. 12 timer). På hver stasjon ble det satt seks garn enkeltvis spredt i litoralsonen (0-15 m), og tre lenker á tre garn i tre soner i profundalsonen, ned til ca. 50 m. Det betyr 15 oversiktsgarn pr. stasjon, til sammen 90 garnnetter i Femunden og 60 garnnetter i Snåsavatnet. Dette oppsettet er basert på erfaringer gjort med bunn garnfiske med oversiktsgarn i FIST-prosjektet i 2016-2020 (Gjelland mfl. 2018, 2019, 2020, under utarb.).

Erfaringene fra 2015-2019 tilsier at partrål er en godt egnet metode for å samle fisk i de aller fleste størrelsesgruppene som lever pelagisk (Sandlund mfl. 2016, Gjelland mfl. 2013, 2018, 2019, 2020, under utarb.). Størrelsesfordelingen er viktig informasjon for sammenligning med de hydroakustiske dataene. Det ble derfor bestemt at pelagisk partrål skal brukes som standard ved prøvefiske<sup>5</sup> i de åpne vannmassene. Ved forsøkene i 2020 ble den samme partrålen benyttet som beskrevet i Gjelland mfl. (2018). Prosedyren for fiske med partrål er beskrevet i Sandlund mfl. (2016).

Ekkoloddundersøkelsene i FIST-prosjektet ble gjennomført med en dekningsgrad nær 6, som antas å gi et godt statistisk grunnlag for tetthetsberegningene. Både ekkoloddkjøring og tråling ble gjennomført om natten, da dette generelt gir bedre registreringer av fiskesamfunnet. Mer detaljert informasjon om metodikken finnes i FIST-rapportene (Sandlund mfl. 2016, Gjelland mfl. 2018, 2019, 2020, under utarb.).

### 3.2.2 Fiskeindekser

Tre indekser er tilgjengelige for klassifisering av de store innsjøene basert på kvalitetselement fisk. Dette er prosent bestandsnedgang (tabell 6-5 i Klassifiseringsveilederen), NEFI-indeksen

<sup>5</sup> Prøvefiske betegner metoder som gir informasjon om artssammensetning (mens ekkoloddregistreringene først og fremst gir informasjon om mengde av pelagisk fisk).

(‘Norsk endringsindeks for fisk’; avsnitt 6.3.2 i Klassifiseringsveilederen) og WS-FBI-indeksen (avsnitt 6.3.3 i Klassifiseringsveilederen). De to første er indekser for generell påvirkning, mens WS-FBI er en eutrofieringsindeks. For å kunne benytte de to første kreves kunnskap om fiskesamfunnets historiske tilstand, aller helst referansetilstanden. Slike historiske data eksisterer i varierende grad for innsjøene. Fremfor alt er det to usikkerhetsmomenter ved fiskeundersøkelser av eldre karakter. De ble gjennomført med standardgarn med middels til store maskevidder, og plasseringen av garna var ofte gjort med noe andre hensikter enn slik det gjøres i FIST, som følger Klassifiseringsveilederen. Det ble i mindre grad fisket i profundalsonen, og det var ofte en hensikt å finne ut hvilke garnmasker som gav best fangst og dermed ble det gjerne fisket på kjente, gode fiskeplasser. I tillegg er eldre data ofte presentert på et annet format, som kan gjøre sammenligninger vanskelig. Vi har imidlertid valgt å bruke eldre rapporter som et sammenligningsgrunnlag. Blant innsjøene som ble undersøkt i 2020 er det først og fremst de som ble prøvofisket med garn som er aktuelle med tanke på beregning av bestandsnedgang og/eller NEFI-indeksen. Disse indeksene er derfor beregnet for Femunden og Snåsavatnet. For samtlige innsjøer har vi beregnet trofiindeksen WS-FBI.

WS-FBI-indeksen baserer seg på fordelingen av pelagisk fiskebiomasse i epi- og hypolimnion (dvs. over og under sprangsjiktet). En nærmere vurdering av datagrunnlaget og beregning av WS-FBI er beskrevet i rapporten fra FIST2020 (Gjelland mfl., under utarb.), men se også Lyche-Solheim mfl. (2020).

NEFI-indeksen baserer seg på dominansforholdene mellom fiskeartene i innsjøen og kan anvendes for fiskesamfunn med flere enn tre arter dersom det foreligger sammenlignbare prøvofiskedata fra tidligere. Dominansforholdene beskrives slik: dominerende art >25 % av fangsten, vanlig art 1-25 % av fangsten, og sjelden art <1 % av fangsten jf. Klassifiseringsveilederen.

### 3.2.3 Fremmede arter

Tre av de undersøkte innsjøene i 2020 har bestander av fremmede fiskearter. Dette gjelder Røssvatnet, Limingen og Selbusjøen, som alle har forekomster av én eller flere regionalt fremmede fiskearter (Artsdatabanken 2020). I Limingen er det også registrert forekomst av én nasjonalt fremmed art (kanadarøye). I tilstandsklassifiseringen har vi fulgt prosedyren beskrevet i kap. 3.5.9 i Klassifiseringsveilederen. Dersom en vannforekomst har en fremmed art vurdert til «høy risiko» eller «svært høy risiko» av Artsdatabanken, skal tilstandsklassen generelt settes ned én klasse, og den kan ikke få bedre tilstand enn god. I Klassifiseringsveilederen er det vist til Artsdatabankens svarteliste fra 2012, men denne er imidlertid utgått. Vi har derfor brukt vurderingene i Artsdatabankens Fremmedartsliste 2018 (Artsdatabanken 2020) som grunnlag i vår klassifisering av vannforekomster med regionalt fremmede fiskearter. Her er ørekyt og gjedde vurdert med svært høy risiko blant de aktuelle introduserte artene i innsjøene som inngår i årets overvåking. Disse artene bør derfor påvirke tilstandsklassifiseringen. Det er imidlertid flere av de regionalt fremmede artene som trolig kan ha betydelig økologisk risiko.

Klassifiseringsveilederen presenterer ingen direkte prosedyre for hvordan tilstandsklassifiseringen skal gjennomføres for vannforekomster med fremmede arter. I vår vurdering har vi valgt å nedgradere tilstanden for fisk med én tilstandsklasse der den innførte arten er en høyrisikoart (nEQR er satt som midtpunktet i klassen siden verdien ikke kan beregnes). Hvorvidt dette fører til en nedgradering av tilstanden for innsjøen samlet kommer an på tilstanden til de øvrige kvalitetselementene som er klassifisert. Uansett vil en slik prosedyre aldri gi bedre enn god tilstand for vannforekomsten.

Den økologiske effekten av en introdusert art er helt uavhengig av artens geografiske opprinnelse. Dagens kunnskap tyder på at i norske innsjøer har de regionalt fremmede artene lettere for å etablere seg og gi målbare økologiske effekter enn de nasjonalt fremmede artene. I vurderingen av introduserte arter i vannforskriften bør man derfor gjøre en konkret vurdering av hvilken effekt den introduserte arten kan ha hatt. I de fleste tilfeller er kunnskapene mangelfulle, og effektene bør vurderes i forhold til andre påvirkningsfaktorer. For eksempel vil en introdusert litoral art som ørekyt i en sterkt regulert innsjø neppe bety så mye i tillegg til den negative effekten av reguleringen, mens en art som stingsild gjerne bidrar til en vesentlig økning i parasittsamfunnet. I en ellers nokså uberørt innsjø vil en fremmed art kunne være den avgjørende påvirkningsfaktoren.

### 3.3 Hydromorfologiske kvalitetselementer

I årets rapport er parameterne reguleringshøyde (RH) og forholdet mellom reguleringshøyde og siktedyp (SD) brukt i den endelige tilstandsklassifiseringen av innsjøene. Klassegrensene for de aktuelle parameterne er gitt i Klassifiseringsveilederen Tabell 6.19. Resultatene er gitt for hver enkelt innsjø i kap. 5, og er basert på reguleringshøyden (Tabell 2), og årsgjennomsnitt for siktedyp (Tabell 7). Kombinasjon av disse med de øvrige kvalitetselementene for samlet klassifisering følger prosedyre beskrevet i kap. 3.5.5 og figur 3.6 i Klassifiseringsveilederen, som tilsier at tilstanden kun kan nedgraderes fra *svært god* til *god* dersom de hydromorfologiske kvalitetselementene (HyMo) er i dårligere enn *svært god* tilstand. Dersom alle biologiske og fysisk-kjemiske kvalitetselementer indikerer *svært god* eller *god* tilstand (men alle har nEQR >0,70), mens HyMo er klassifisert til dårligere tilstand, vil den samlede nEQR verdien for innsjøen bli 0,70 (midtverdien i tilstandsklasse *god*).

## 4. Resultater pr. kvalitetselement

### 4.1 Fysisk-kjemiske parametere

#### 4.1.1 Datagrunnlag

Datagrunnlaget for klassifisering av økologisk tilstand for de fysisk-kjemiske parameterne er vist i Tabell 7, rådata er i Vedlegg D. Datagrunnlaget er kun basert på prøver fra én stasjon pr. innsjø. Den pelagiske stasjonen er ikke nødvendigvis representativ for hele innsjøen, særlig i innsjøer med flere bassenger, dersom disse har forskjellig produktivitet, oppholdstid og påvirkning (eks. Femunden og Selbusjøen, se kart med pelagisk stasjonsplassering i Vedlegg C).

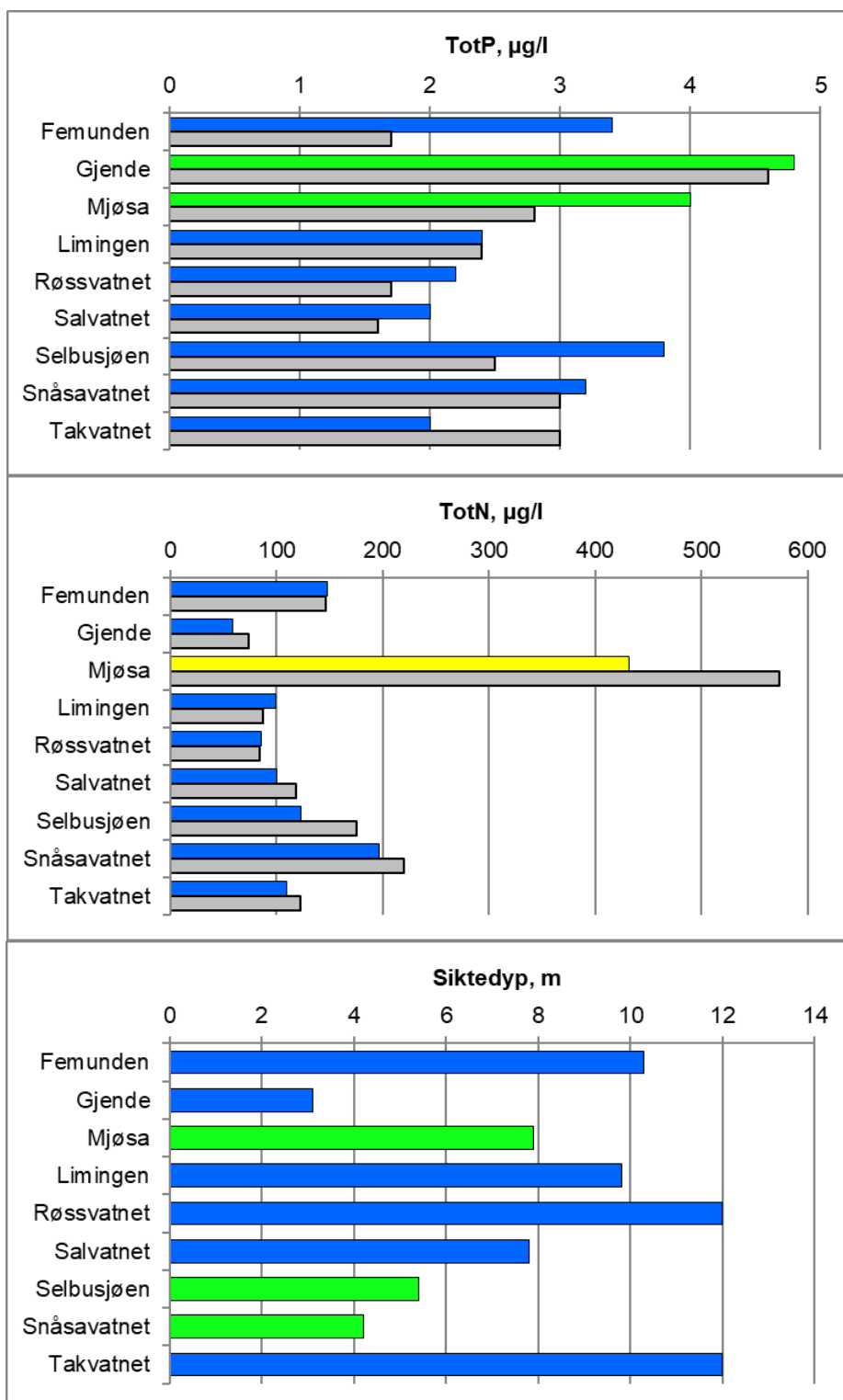
**Tabell 7. Datagrunnlag for klassifisering av økologiske tilstand for de fysisk-kjemiske støtteparametere fra 2020: total fosfor (Tot-P), total nitrogen (Tot-N), siktedyp, pH, ANC og labilt aluminium (L-Al).** Rådata er vist i Vedlegg D. Kun data fra epilimnion brukes til klassifisering.

Innsjø	Epilimnion							Hypolimnion				
	Statistisk uttrykk	Tot-P µg/L	Tot-N µg/L	Siktedyp, m	pH	ANC µekv/L	L-Al µg/L	Tot-P µg/L	Tot-N µg/L	pH	ANC µekv/L	L-Al µg/L
<b>Østlandet</b>												
Femunden	min	1,0	130	9,5	6,8	86	0,0	0,5	120	6,8	93	0,0
	middel	3,4	148	10,3	6,9	96	1,0	1,7	146	6,9	99	0,1
	maks	8,0	170	11,5	7,0	105	2,6	3,0	170	6,9	106	0,4
Gjende <sup>1</sup>	min	4,0	47	1,9	6,8	63	0,0	5,0	60	6,7	63	0,0
	middel	6,3	59	3,1	6,8	65	0,0	5,7	74	6,8	65	0,0
	maks	8,0	73	4,5	6,9	69	0,0	7,0	87	6,9	68	0,0
Mjøsa	min	3,0	310	4,5	7,1	183	0,0	1,0	510	7,2	219	0,0
	middel	4,0	432	7,9	7,2	217	0,0	2,8	573	7,2	241	0,0
	maks	6,0	610	12,0	7,4	269	0,0	4,0	720	7,3	272	0,0
<b>MidtNorge</b>												
Limingen	min	2,0	64	8,5	7,0	120	0,0	2,0	78	7,0	113	0,0
	middel	2,4	99	9,8	7,1	122	0,4	2,4	88	7,1	125	1,9
	maks	3,0	180	12,0	7,1	126	2,1	4,0	100	7,2	135	6,0
Røssvatnet	min	1,0	65	10,5	7,3	196	0,0	0,5	71	7,2	207	0,0
	middel	2,2	85	12,0	7,3	218	0,0	1,7	84	7,3	228	0,0
	maks	4,0	130	14,5	7,4	239	0,0	3,0	93	7,4	243	0,0
Salvatnet	min	1,0	90	6,5	6,2	-56	4,0	0,5	100	6,3	-71	3,0
	middel	2,0	100	7,8	6,3	8	4,8	1,6	118	6,4	-7	5,8
	maks	3,0	120	9,5	6,4	45	6,0	2,0	140	6,5	41	8,0
Selbusjøen	min	2,0	100	4,0	7,0	132	0,6	2,0	140	7,0	160	0,0
	middel	3,8	123	5,4	7,1	160	1,7	2,5	175	7,1	184	1,1
	maks	6,0	140	6,5	7,2	192	2,2	4,0	160	7,1	209	2,4
Snåsavatnet	min	2,0	180	4,0	7,0	129	0,6	2,0	200	7,0	140	0,0
	middel	3,2	197	4,2	7,0	157	3,6	3,0	218	7,0	162	2,1
	maks	4,0	220	4,5	7,1	183	9,5	4,0	230	7,1	179	4,3
<b>Nord-Norge</b>												
Takvatnet	min	1,0	89	10,0	7,4	391	0,0	2,0	100	7,4	360	0,0
	middel	2,0	110	12,0	7,5	397	0,2	3,0	123	7,5	394	0,0
	maks	3,0	130	14,0	7,6	404	0,5	5,0	140	7,6	413	0,1

<sup>1</sup>Gjende: Tot-P verdien etter korrigering for bidraget fra brepartiklene er 4,8 µg/l for epilimnion og 4,6 µg/l for hypolimnion, (se kap. 3.1.2).

#### 4.1.2 Klassifisering av økologisk tilstand for eutrofieringsrelevante parametere

Middelverdier og tilstandsklasser for Tot-P, Tot-N og siktedyp i 2020 er gitt i Figur .



Figur 3. Tilstandsklassifisering av eutrofieringsparameterne total fosfor (Tot-P), total nitrogen (Tot-N) og siktedyp i innsjøene i ØKOSTOR 2020. Søylene viser gjennomsnittsverdier, og fargen indikerer tilstandsklassen (blå er svært god, grønn er god, gul er moderat, oransje er dårlig og rød er svært dårlig økologisk tilstand). Grå søyler er hypolimnion-data. Tot-P-konsentrasjonen i Gjende er korrigert for bidraget fra brepartiklene (se kap. 3.1.2). Merk: Typespesifikke klassegrenser.

Tilstandsklasse er basert på typespesifikke klassegrenser og vil derfor variere avhengig av vanntypen, selv om absoluttverdiene for hver parameter kan være like for forskjellige innsjøer. Næringssaltkonsentrasjoner er også angitt for hypolimnion, men er ikke benyttet for klassifisering, da klassegrenser kun gjelder for epilimnion.

### Total fosfor

Salvatnet og Takvatnet er ultraoligotrofe (OECD 1982) med spesielt lav Tot-P konsentrasjon (<2 µg/l). De øvrige innsjøene har en middelværdi på 2,2-4,8 µg/l i epilimnion, som tilsvarer oligotrofe forhold. I Gjende var den målte fosforkonsentrasjonen i de øvre vannmassene (0-10 m) på 6,3 µg/l (Tabell 7 og 8), men mye av dette er mineralsk bundet fosfor i brepartiklene (apatitt), som ikke er biologisk tilgjengelig. Vi har derfor beregnet en «netto» fosforkonsentrasjon ved hjelp av en modell basert på data fra andre brepåvirkede innsjøer i Alaska (se Kap. 3.1.2). Vi får da en ny middelværdi på 4,8 µg/l, som er mer relevant for klassifisering av økologisk tilstand (Figur 3).

Klassifiseringen av Tot-P (Figur 3) gir *svært god* tilstand for åtte av de ti innsjøene, mens Gjende og Mjøsa får god tilstand. Mjøsa er akkurat på grensen *svært god/god* (nEQR 0,80), mens Gjende er også nær *god/moderat* grensen med nEQR 0,61 (Tabell 10). For Gjende er klassifiseringen usikker, da klassegrensene som er brukt gjelder klare fjellsjøer og ikke bresjøer, og modellen som er brukt for korrigering for fosforet i brepartiklene ikke er testet for andre norske bresjøer.

Både konsentrasjonen og andelen orto-fosfat er høyere i Gjende (6,3 µg/l og andel 0,89) enn i de andre innsjøene (Tabell 8). Tilsvarende resultater med høyere andel orto-fosfat av Tot-P i Gjende enn i andre store innsjøer ble også funnet i 2015, 2016, 2017, 2018 og 2019 (Lyche Solheim mfl. 2020). Dette kan skyldes forvitring av brepartikler kombinert med begrenset biologisk opptak av fosfat, pga. høy turbiditet og stort sirkulasjonsdyp mesteparten av vekstsesongen (se vertikalprofiler av turbiditet og temperatur i Vedlegg F). Dette gir sannsynligvis lysbegrensning av algeveksten, selv om både klorofyll-fluorescens og biovolum av planteplankton var høyere i Gjende enn i de fleste andre innsjøene (kap.4.2).

**Tabell 8. Middelværdier av total fosfor (Tot-P), orto-fosfat (PO<sub>4</sub>) og andel PO<sub>4</sub> av Tot-P i innsjøene som var med i ØKOSTOR i 2020.**  
Tallene er basert på blandprøver fra 0-10m. For Gjende angir Tot-P den målte middelværdien.

Innsjø	Tot-P, µg/l	PO <sub>4</sub> , µg/l	PO <sub>4</sub> /Tot-P
<b>Østlandet</b>			
Femunden	3,4	2,1	0,62
Gjende	6,3	5,7	0,89
Mjøsa	4,0	1,4	0,35
<b>Midt-Norge</b>			
Limmingen	2,4	2,1	0,88
Røssvatnet	2,2	1,5	0,68
Salvatnet	3,5	2,4	0,45
Selbusjøen	3,8	1,3	0,33
Snåsavatnet	3,2	1,1	0,34
<b>Nord-Norge</b>			
Takvatnet	2,0	1,0	0,50



Limingen har også høy andel orto-fosfat (0,88) sammenlignet med de øvrige innsjøene (0,35-0,68). Dette kan skyldes en relativt høy orto-fosfat-konsentrasjon i juni (4 µg/l), da det var fullsirkulasjon og planteplanktonet trolig var lysbegrenset.

Hypolimnion viser noe lavere fosforkonsentrasjon enn i epilimnion for alle innsjøene unntatt Takvatnet, men forskjellene er små (Figur ). Denne forskjellen mellom epi- og hypolimnion i de fleste innsjøene kan skyldes sedimentasjon av partikulært fosfor i hypolimnion, men kan også være tilfeldig variasjon, da konsentrasjonene er svært lave.

### Total nitrogen (Tot-N)

Resultatene for total nitrogen (Tot-N) (Figur 3) viser lave konsentrasjoner og *svært god* tilstand for alle innsjøene unntatt Mjøsa, som har betydelig høyere konsentrasjon. Mjøsa får dermed *moderat* tilstand for Tot-N. Dette skyldes sannsynligvis nitrogentilførsler fra jordbruksområdene rundt Mjøsa (Lyche Solheim mfl. 2020). Gjende har svært lav konsentrasjon av Tot-N (59 µg/l), som sannsynligvis skyldes lite nitrogen i brepartikler.

**Tabell 9. N/P-forhold og uorganisk løst nitrogen (nitrat NO<sub>3</sub> og ammonium NH<sub>4</sub>) i innsjøene som var med i ØKOSTOR i 2020.**

Tallene er basert på blandprøver fra 0-10m.

Innsjø	Tot-N/Tot-P, minimum	NH <sub>4</sub> +NO <sub>3</sub> minimum, µg/l
<b>Østlandet</b>		
Femunden	18	59
Gjende	7	22
Mjøsa	70	213
<b>Midt-Norge</b>		
Limingen	21	32
Røssvatnet	22	33
Salvatnet	11	23
Selbusjøen	22	28
Snåsavatnet	48	85
<b>Nord-Norge</b>		
Takvatnet	43	23

Mulig nitrogenbegrensning av planteplankton ble vurdert ved å beregne forholdet mellom Tot-N og Tot-P, samt minimumskonsentrasjon av uorganiske løste nitrogenfraksjoner (nitrat og ammonium). Dersom Tot-N/Tot-P <20 og NO<sub>3</sub>+NH<sub>4</sub> <10 µg/l, anses N-begrensning å være sannsynlig (Schindler mfl. 2016). Resultatene i Tabell 9 viser at ingen av innsjøene tilfredstilte begge kriteriene. Planteplanktonet i disse innsjøene antas derfor ikke å være N-begrenset, noe som tilsier at Tot-N ikke bør brukes i den samlede klassifiseringen av økologisk tilstand (kap. 5).

### Siktedyp

Siktedypet bestemmes av konsentrasjonen av humus, uorganiske partikler og planteplankton. Klassegrensene for hver innsjø tar hensyn til humusinnhold (modell og tabell 7.11 i Klassifiseringsveilederen) for alle innsjøene unntatt Gjende. Klassegrensene for siktedyp i Gjende, som har svært lavt humusinnhold, men derimot mye brepartikler, er korrigert iht. bidraget fra brepartiklene (se avsnitt 3.1.2). Siktedypet varierer fra 3,1 m i Gjende, til 12 m i Røssvatnet og Takvatnet, som begge er svært næringsfattige og har lite humus (<5 mg Pt/l) og lite partikler (turbiditet <0,3 FNU). Limingen har også stort siktedyp på ca. 10 m, Mjøsa og

Salvatnet har ca. 8 m, mens Selbusjøen og Snåsavatnet har ca. 4-5 m siktedyp. De to sistnevnte får likevel *god* tilstand, da årsaken til det relativt lave siktedypet skyldes en del humus (ca. 20-30 mg Pt/l). Mjøsa får også *god* tilstand for siktedyp, men nEQR-verdien 0,80 er helt på grensen *svært god/god*.

Gjende ville fått *dårlig* tilstand for siktedyp, slik som i 2015 og 2016 (Lyche Solheim mfl. 2017), pga. brepartiklenes effekt på siktedypet, men har både i 2017, 2018, 2019 og 2020 blitt klassifisert til *svært god* tilstand for siktedyp etter korrigerings av klassegrenser i forhold til turbiditet i bresjøer (se kap. 3.1.2). Dette er nødvendig dersom siktedypet skal brukes som eutrofieringsparameter. Høy turbiditet kan imidlertid ha andre negative økologiske effekter bl.a. for fisk (se kap. 4.5 i Lyche Solheim m.fl. 2020). Turbiditeten i Gjende har økt de siste årene, trolig som følge av økt bresmelting, men gikk noe ned igjen i 2020. Tidsserien i Gjende diskuteres nærmere i kap. 5.3.

### Samlet klassifisering av eutrofieringsrelaterte fysisk-kjemiske parametere

Den samlede klassifiseringen av de eutrofieringsrelevante parametere (Tabell 10) er basert på middelerverdi av Tot-P og siktedyp for alle innsjøene, da ingen av innsjøene tilfredsstilte kriteriene for nitrogenbegrensning (N:P-forhold og konsentrasjon av uorganisk nitrogen) (Tabell 9).

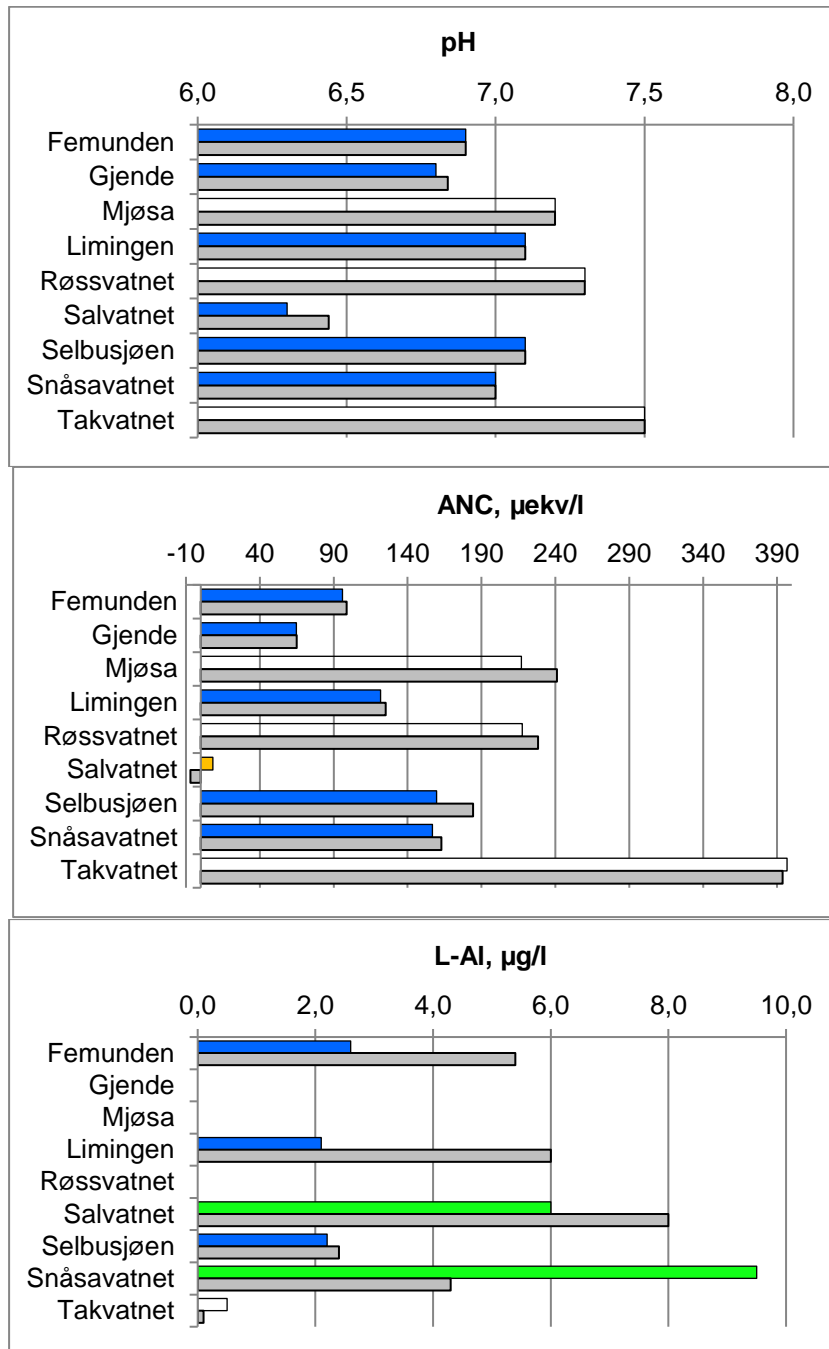
**Tabell 10. Økologisk tilstand for vannkjemiske eutrofieringsparametere i innsjøene som er med i ØKOSTOR i 2020.** Tallene viser normaliserte EQR verdier (nEQR) basert på gjennomsnitt for prøver fra øvre del av vannmassen (0-10m). Samlet nEQR er middelerverdi av nEQR for Tot-P og siktedyp, da ingen av innsjøene tilfredsstiller kriteriene for nitrogenbegrensning (se tekst). Fargen viser tilstandsklassen: blå er *svært god*, grønn er *god*, gul er *moderat*, oransje er *dårlig* og rød er *svært dårlig*.

Innsjø	Norsk vanntype	Tot-P		Tot-N		Siktedyp		Eutrofierings-parametere, samlet nEQR
		Middel-verdi	nEQR	Middel-verdi	nEQR	Middel-verdi	nEQR	
<b>Østlandet</b>								
Femunden	L205	3,4	0,94	148	1,00	10,3	1,00	0,97
Gjende	L304	4,8	0,61	59	1,00	3,1	1,00	0,81
Mjøsa	L105b	4,0	0,80	432	0,56	7,9	0,80	0,80
<b>Midt-Norge</b>								
Limingen	L204	2,4	1,00	99	1,00	9,8	0,88	0,94
Røssvatnet	L207	2,2	1,00	85	1,00	12,0	1,00	1,00
Salvatnet	L102d	2,0	1,00	100	1,00	7,8	1,00	1,00
Selbusjøen	L105b	3,8	0,83	123	1,00	5,4	0,64	0,74
Snåsavatnet	L105b	3,2	0,96	197	0,82	4,2	0,64	0,80
<b>Nord-Norge</b>								
Takvatnet	L207	2,0	1,00	110	1,00	12,0	0,94	0,97

Den samlede klassifiseringen av Tot-P og siktedyp gir *svært god* tilstand for seks av innsjøene (Femunden, Gjende, Limingen, Røssvatnet, Salvatnet og Takvatnet), mens Mjøsas, Selbusjøen og Snåsavatnet får *god* tilstand. Gjende er i *svært god* tilstand, men nær grensen mot *god*, mens Mjøsa og Snåsavatnet er akkurat på grensen *svært god/god* og får da *god* tilstand iht. føre-vår prinsippet.

### 4.1.3 Klassifisering av økologisk tilstand for forsursrelevante parametere

Figur viser årsverdier (middelverdier for pH og ANC og maksimumsverdi for labilt aluminium, L-Al) og klassifisering av økologisk tilstand for pH, ANC og L-Al i 2020.



Figur 4. Tilstandsklassifisering av forsursparametere pH, syrenøytraliserende kapasitet (ANC) og uorganisk aluminium (L-Al) for de store innsjøene som var med i ØKOSTOR i 2020. Søylen viser sesongmessig gjennomsnittsverdi for pH og ANC og maksimumsverdi for L-Al. L-Al=0 i Gjende, Mjøsa og Røssvatnet. Fargen indikerer tilstandsklasse, se forklaring i Figur 3. Hvite søyler gjelder moderat kalkrike innsjøer som ikke kan klassifiseres mht. forsursparametere. Grå søyler er hypolimnion-data. Merk: typespesifikke klassegrenser.

Salvatnet er den eneste innsjøen som viser tilsynelatende tegn på forsursproblemer da den får *dårlig* tilstand for ANC, men *svært god* tilstand for pH og *god* for L-Al. Den dårlige tilstanden for ANC i Salvatnet skyldes sannsynligvis sjøsaltpåvirkning, da innsjøen ligger rett ved havet og

har vesentlig høyere konsentrasjoner av natrium og klorid enn de andre innsjøene (Vedlegg D). De øvrige klassifiserte innsjøene er enten i *svært god* eller *god* tilstand for alle forsursparameterne. For pH og ANC er det små forskjeller mellom årsverdiene for epilimnion og hypolimnion. For L-Al er det litt høyere konsentrasjoner i hypolimnion enn i epilimnion i de fleste klassifiserte innsjøene, bortsett fra i Snåsavatnet, der det er motsatt (Figur 4). Forskjellene mellom konsentrasjonen i epilimnion versus hypolimnion er likevel små (ca. 1-4 µg/l) i de fleste innsjøene.

Forsuringsparameterne er ikke relevante for de moderat kalkrike innsjøene (Mjøsa, Røssvatnet og Takvatnet). Klassifiseringssystemet er ikke utviklet for hypolimnion, og resultatene fra hypolimnion er derfor ikke klassifisert.

Samlet klassifisering av forsursparameterne (Tabell 11) basert på middelverdien av nEQR verdiene for de tre parameterne (pH, ANC og L-Al) gir *svært god* tilstand for fem av de seks innsjøene som kan klassifiseres mht. forsuring, mens Salvatnet får *god* tilstand. Salvatnet har dermed lavest nEQR verdi (0,66. Basert på dagens klassifiseringsregler ville Salvatnet fått en samlet nEQR på 0,84 i 2016, noe som er betydelig høyere enn verdien for 2020. Det er ANC som utgjør hovedforskjellen mellom de to årene. Forskjellen er trolig ikke reell, men knyttet til beregningsmetoden for ANC<sup>6</sup>. Men det var også litt lavere pH i Salvatnet i 2020 (6,3) enn i 2016 (6,5).

**Tabell 11. Økologisk tilstand for vannkjemiske forsursparametere i innsjøene i ØKOSTOR i 2020.**

Tallene viser normaliserte EQR verdier (nEQR) basert på gjennomsnitt for prøver fra øvre del av vannmassen (0-10m). Den samlede verdien er basert på gjennomsnittet av nEQR-verdiene for de tre parameterne. Fargen viser tilstandsklassen der blå er *svært god*, grønn er *god*, gul er *moderat*, oransje er *dårlig* og rød er *svært dårlig*. n.a. betyr ikke relevant, da innsjøene er moderat kalkrike

Innsjø	Norsk type	pH		ANC		Labilt Al		Forsuring, samlet nEQR
		Middel-verdi	nEQR	Middel-verdi	nEQR	Maks-verdi	nEQR	
<b>Østlandet</b>								
Femunden	L205	6,9	0,95	96	0,89	2,6	0,98	0,94
Gjende	L304	6,8	0,87	65	0,83	0,0	1,00	0,90
Mjøsa	L105b	7,2	n.a.	217	n.a.	0,0	n.a.	n.a.
<b>Midt-Norge</b>								
Limingen	L204	7,1	1,00	122	1,00	2,1	1,00	1,00
Røssvatnet	L207	7,3	n.a.	218	n.a.	0,0	n.a.	n.a.
Salvatnet	L102d	6,3	0,87	8	0,36	6,0	0,75	0,66
Selbusjøen	L105b	7,1	1,00	160	1,00	2,2	1,00	1,00
Snåsavatnet	L105b	7,0	1,00	157	1,00	9,5	0,69	0,90
<b>Nord-Norge</b>								
Takvatnet	L207	7,5	n.a.	397	n.a.	0,5	n.a.	n.a.

<sup>6</sup> ANC beregnes som differansen mellom summen av kationer minus summen av anioner, og summen av analyseusikkerheten knyttet til analyse av den enkelte parameter gir den totale usikkerheten for beregnet ANC. Ved høye sjøsaltkonsentrasjoner er ANC-verdien beheftet med ekstra høy usikkerhet fordi den beregnes som differansen mellom to høye tall.

#### 4.1.4 Vertikalprofiler av fysisk-kjemiske parametere: temperatur, oksygen, pH, ledningsevne og turbiditet

Resultatene for de aktuelle parametere for alle innsjøene oppsummeres nedenfor. Rådata er gitt i Vedlegg F. For Salvatnet viste alle parametere en skarp endring på ca. 400 meters dyp pga. det salte og oksygenfrie dypvannslaget under 400 m. Dette blir nærmere beskrevet i kap. 5.7.

##### Temperatur:

Temperaturutviklingen gjenspeiler de klimatiske forholdene i hver innsjø. Sommeren 2020 var ganske kjølig på Østlandet og i Trøndelag, omtrent som i 2016, forrige gang de fleste innsjøene ble undersøkt (Lyche Solheim mfl. 2017). Maksimumstemperaturen i overflatevannet var ca. 17 °C i Mjøsa og 11 °C i Femunden i august, og termoklinen lå stort sett mellom 10 m og 20 m i Mjøsa og noe dypere i Femunden (se nedre panel for hver innsjø i isopletdiagrammene i Vedlegg F). Gjende var stort sett ikke sjiktet, bortsett fra en svak termoklin mellom 10 og 35 m mot slutten av vekstsasjonen. Maksimumstemperaturen i overflatevannet var da i overkant av 8 °C, som er et par grader lavere enn i 2018 og 2019, men litt høyere enn i 2015, 2016 og 2017. I lavlandssjøene Selbusjøen, Snåsavatnet og Salvatnet i Trøndelag var maksimumstemperaturen i overflatevannet ca. 14-15 °C, mens de høyereliggende innsjøene Limingen og Røssvatnet var betydelig kjøligere med maksimumstemperatur i overflatevannet på ca. 9 °C. For Selbusjøen, Snåsavatnet og Salvatnet var maksimumstemperaturen i overflatevannet omtrent som ved tidligere undersøkelser i ØKOSTOR-programmet, i motsetning til Limingen og Røssvatnet som hadde høyere maksimumstemperatur i 2016 (ca. 11 °C) enn i 2020 (ca. 9 °C). Takvatnet nådde en maksimumstemperatur i overflatevannet på ca. 13 °C, som er to grader lavere enn i 2019, men omtrent som i 2018 (Lyche Solheim mfl. 2020).

##### Oksygen:

Alle innsjøene har gode oksygenforhold fra overflate til bunnen hele vekstsasjonen (minimum 80 % metning på senvinteren i Gjende og Takvatnet). I Femunden og Mjøsa var oksygenmetningen over 85 % i hele vannsøylen hele vekstsasjonen. I Femunden var det noe lavere metning mot slutten av vekstsasjonen samtidig med økt temperatur i hele vannsøylen. Den økte temperaturen ga litt lavere oksygenkonsentrasjon, men kan ikke forklare den reduserte oksygenmetningen. En mulig forklaring kunne vært en økning i humus-innholdet mot slutten av sesongen, men de vannkjemiske dataene fra epilimnion og hypolimnion (Vedlegg D) viser tvert imot litt lavere fargetall og lavere TOC mot slutten av vekstsasjonen. Årsaken til den reduserte oksygenmetningen i Femunden mot slutten av vekstsasjonen er derfor uklar.

Alle innsjøene i Trøndelag, samt Røssvatnet i Nordland, hadde en svak overmetning av oksygen i epilimnion/metalimnion i kortere eller lengre perioder i tidsrommet juni-august. Takvatnet hadde under 90 % metning i store deler av vannsøylen i juli, men over 95 % metning tidlig og sent i sesongen. Disse verdiene for oksygenmetning i Takvatnet er trolig underestimert pga. en feil med sonden da de er lavere enn i 2018 og 2019 til tross for tilnærmet lik oksygenkonsentrasjon de tre årene.

Oksygenkonsentrasjonen var 9-12 mg/l i alle Østlandssjøene, og 10-14 mg/l i alle innsjøene i Trøndelag, samt i Nord-Norge (Røssvatnet og Takvatnet). Dette er over grenseverdien *god/moderat* for oksygen som gjelder for laksefisk jf. Klassifiseringsveilederen og tilsier tilfredstillende oksygenforhold i alle innsjøene. Det var godt samsvar mellom oksygen analysert ved hjelp av Winkler-metoden i den dypeste prøven (Vedlegg E) og det som ble målt med sonden (Vedlegg F).

**Turbiditet:**

De fleste innsjøene hadde svært lav turbiditet (<0,5 FTU), ofte under deteksjonsgrensen for både måling med sonden i felt og prøver på laboratoriet. For Gjende ga brepartiklene en økende turbiditet fra mindre enn 1 FNU til over 3 FNU i vannmassene fra 0-35 m på sensommeren, noe som gjenspeiler bresmeltingen utover sommeren og tidlig høst 2020 (Vedlegg E og F). Dette er betydelig lavere turbiditet enn i 2018 og 2019, som var varmere somre med mer bresmelting, men noe høyere enn i de tidligere årene i ØKOSTOR-programmet (2015, 2016 og 2017) da maksimumsturbiditeten målt med sonde i Gjende var <3 FNU (Lyche Solheim m.fl. 2020). Takvatnet hadde også <1 FNU gjennom hele sesongen, bortsett fra en ekstrem turbiditetstopp fra 0-4 m i august, men dette skyldes trolig en feil med sonden, da lab-målingene ikke viste en slik topp, men tvert imot svært lave verdier (<0,3 FNU).

**Ledningsevne:**

Ledningsevnen gjenspeiler innsjøenes konsentrasjon av salter, som har en positiv sammenheng med kalsiuminnholdet. Ledningsevnen var lavest i Femunden og Gjende (<1,5 mS/m), som har lav kalsium-konsentrasjon og høyest i Takvatnet (>6 mS/m), som har en relativt høy kalsiumkonsentrasjon (Tabell 3). Salvatnet hadde imidlertid også høy ledningsevne (særlig de dypeste 50 m av miksolimnion fra 350-400 m) med ca. 4 mS/m i mesteparten av vannsøylen til tross for lavest kalsium-konsentrasjon av alle innsjøene. Dette har sannsynligvis sammenheng med sjøsaltpåvirkning. Målingene gjort med sonde og i laboratoriet samsvarte godt for alle innsjøene, bortsett fra i Takvatnet der sonden viste for lave verdier pga. feil med sonden.

**pH:**

Målingene av pH gjenspeiler forskjellen mellom innsjøenes kalsiumkonsentrasjon med lave pH-verdier (6,2-6,4) i Salvatnet, som er svært kalkfattig, og høyest verdier (pH >7,0) i de mest kalkrike innsjøene (Mjøsa, Røssvatnet og Takvatnet). Det var generelt litt høyere pH i epilimnion enn i hypolimnion, men forskjellene var små (<0,5 pH-enheter). Målingene gjort med sonde og i laboratoriet samsvarte godt for alle innsjøene (sondemålinger av pH ble ikke gjort i Takvatnet).

## 4.2 Planteplankton

Datagrunnlaget er basert på månedlige prøver gjennom vekstsesongen fra én stasjon pr. innsjø. Resultatene gjelder derfor kun for denne stasjonen og er ikke nødvendigvis representativ for hele innsjøen, dersom andre deler av innsjøen har andre forhold mht. påvirkninger og oppholdstid. Et eksempel er Mjøsa, der Furnesfjorden er noe mer produktiv enn hovedbassenget som inngår i ØKOSTOR-rapporten (Lyche Solheim mfl. 2020). Et annet eksempel er Selbusjøen, der den østre delen er grunnere og noe mer produktiv enn resten av innsjøen.

### 4.2.1 Vertikalprofiler av klorofyllfluorescens

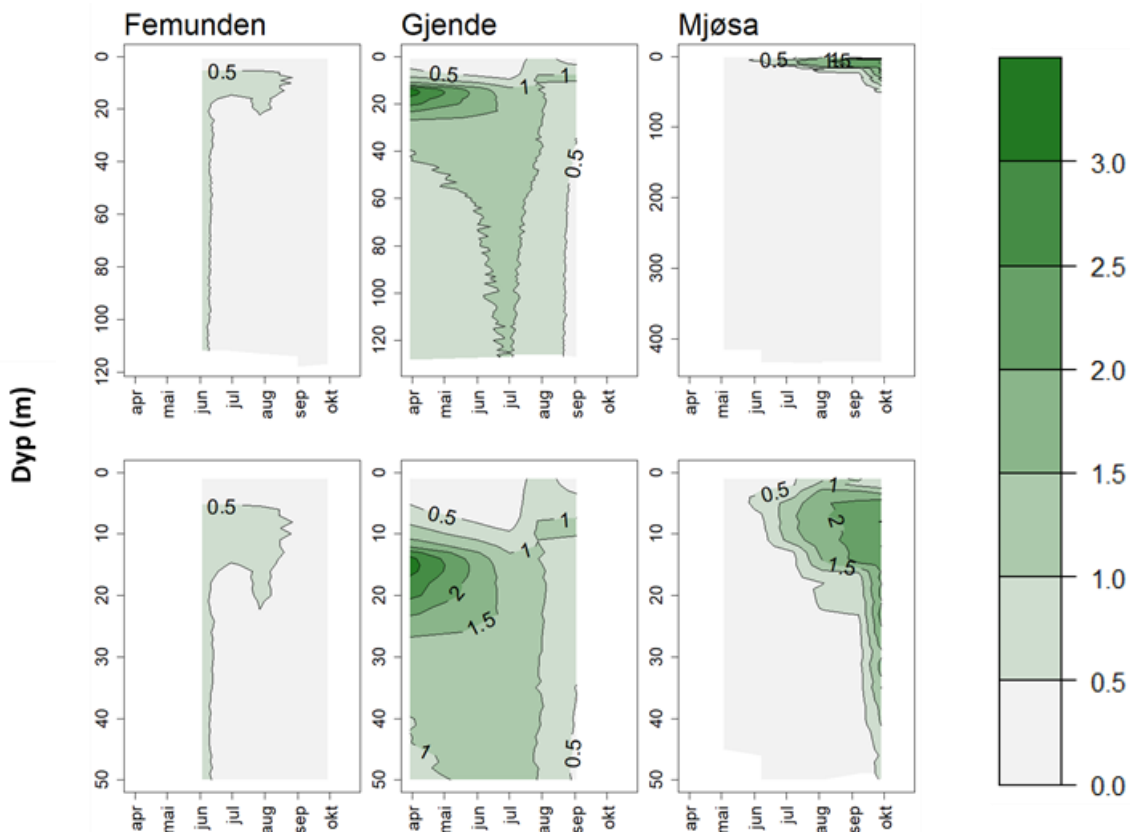
Klorofyllfluorescens er et mål på klorofyll konsentrasjon *in situ*, men er ikke direkte overførbart til det som måles som klorofyll konsentrasjon basert på absorbans i et spektrofotometer i laboratoriet (se kap. 3.4 i Lyche Solheim mfl. 2018).

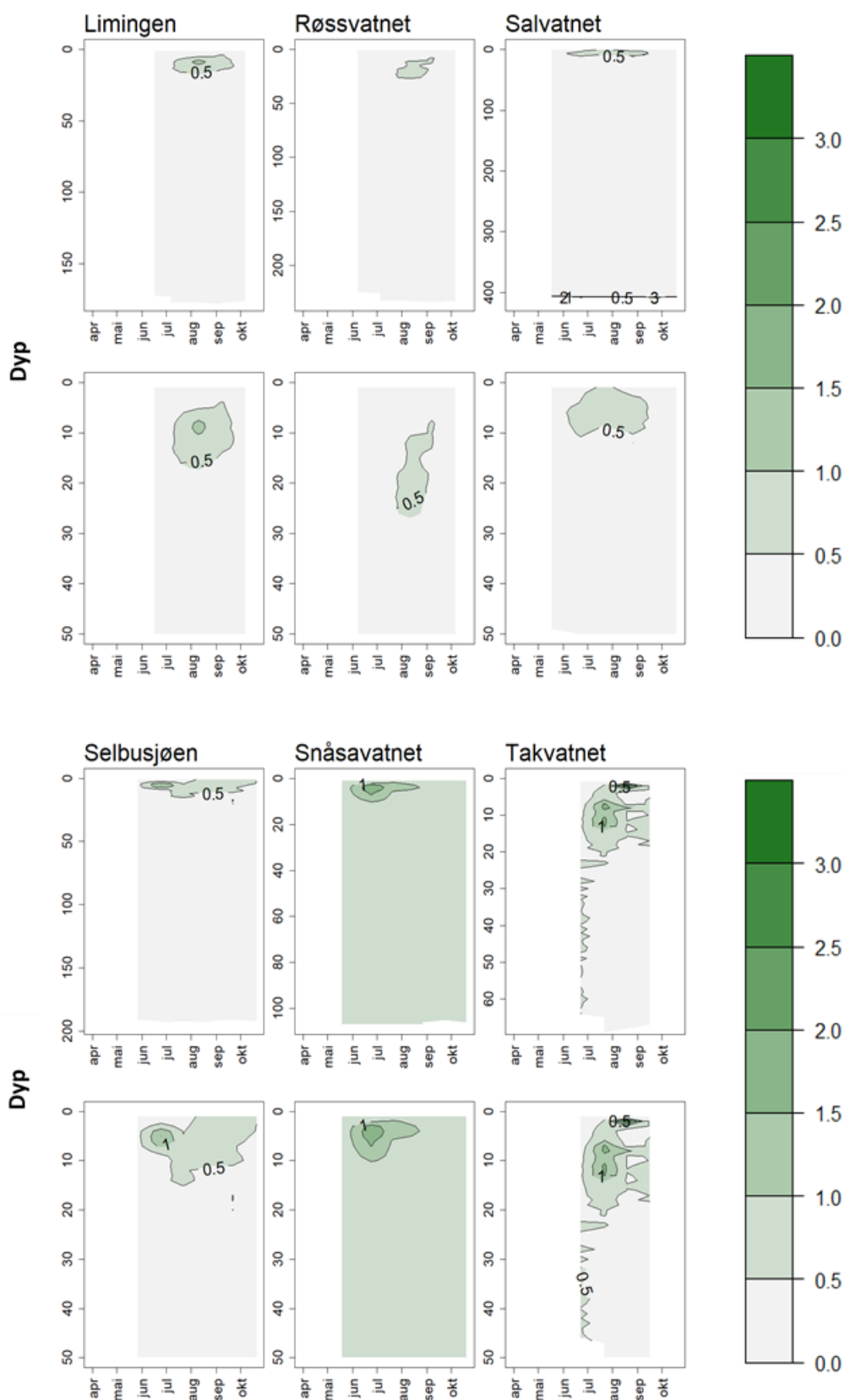
Vertikalprofiler av klorofyll-fluorescens gjennom hele vannsøylen er vist i

Figur 5 for alle innsjøene. Profilene viser størst fluorescens i epilimnion i juni/juli i Femunden, Selbusjøen og Snåsavatnet, mens de nordligste innsjøene Salvatnet, Limingen, Røssvatnet og Takvatnet hadde en topp i fluorescensen noe senere på sommeren (juli/august). Fluorescensen var svært lav (<0,5-1,5 µg/l) og begrenset til epilimnion/metalimnion i alle disse innsjøene,

bortsett fra Snåsavatnet og Gjende, som hadde noe fluorescens i hele vannsøylen i hele sesongen. De fleste innsjøene viser en svekking av fluorescensen mot overflaten, særlig i de mest lysintensive månedene juni/juli. Denne svekkingen av fluorescensen skyldes lysinhibisjon av algecellene i de øvre vannmassene.

Mjøsa og Gjende hadde et avvikende sesongmønster sammenlignet med de øvrige innsjøene, med maksimum på høsten i Mjøsa og på senvinteren under isen i Gjende. Høstmaksimum i Mjøsa har forekommet relativt ofte i de senere år og skyldes trolig en kombinasjon av økt temperatur og noe større tilførsler av næringsalter koblet til flommer og styrtregn om sommeren (Lyche Solheim mfl. 2020, Thrane mfl. 2021). Både Mjøsa og Gjende hadde også betydelig høyere maksimum-fluorescens ( $>2 \mu\text{g}/\text{l}$ ) enn innsjøene i Trøndelag og Nord-Norge, trolig pga. høyere fosforkonsentrasjon (Tabell 10). I Mjøsa var det maksimum fluorescens i epilimnion/metalimnion. Gjende hadde målbar fluorescens helt ned til dypeste måling på 130 m pga. manglende temperatursjiktning mesteparten av sesongen. Maksimum fluorescens var på 15-20 m dyp, noe som er en interessant observasjon, da vannsøylen ikke er sjiktet og har temperatur under  $4^\circ\text{C}$  fra april til juli (se temperaturprofiler i Vedlegg F). Årsaken er sannsynligvis gjennomskinnelig is og lysinhibisjon i øvre del av vannmassen på senvinteren og våren 2020. Dette understøttes av lav turbiditet på senvinteren og våren (Vedlegg D og E). Planteplanktonet i Gjende har også høyere totalt biovolum enn de fleste andre innsjøene (kap. 4.2), men er likevel lysbegrenset, noe som medfører lavere biologisk opptak av  $\text{PO}_4$  enn hva det kunne vært (se kap. 4.1.2).



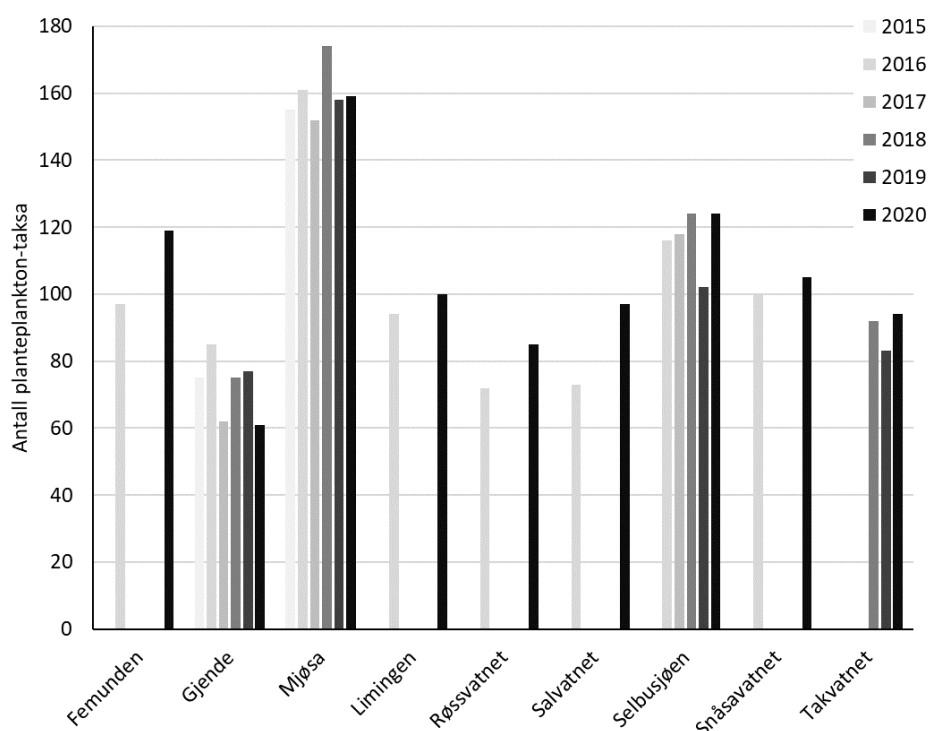


Figur 5. Vertikalprofiler av klorofyll-fluorescens i innsjøene i ØKOSTOR 2020. Øvre paneler viser hele vannsøylen for hver innsjø, mens nedre panel viser kun de øverste 50 meterne.



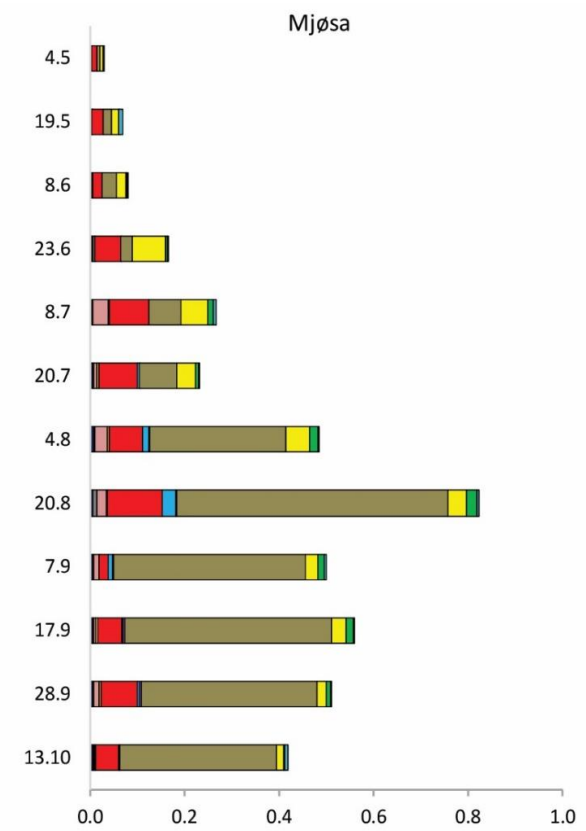
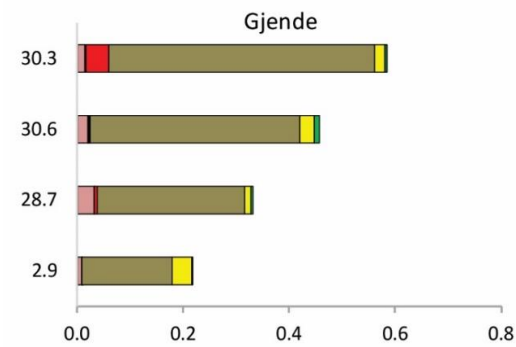
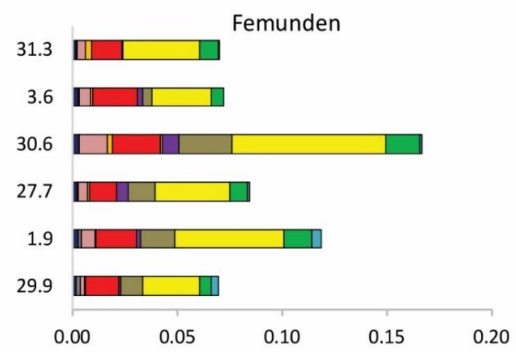
## 4.2.2 Artsantall og artssammensetning av planteplankton

Artsantallet (dvs. antall taksa) av planteplankton varierer fra 60-80 i Gjende til >150 i Mjøsa (Figur 6). Forskjellene mellom år er relativt små (<20 arter). Antall taksa øker generelt med økende innsjøstørrelse, produktivitet (fosforkonsentrasjon) og kalkinnhold, som gir rom for bikarbonat-krevende arter. Økende vanntemperatur vil også generelt gi høyere artsantall (Stomp mfl. 2011). Høyt humusinnhold eller høy turbiditet vil derimot redusere antall arter pga. lysbegrensning av planteplanktonproduksjonen, men innsjøer med moderat humusinnhold kan likevel ha høyt antall arter dersom andre forhold som nevnt ovenfor er tilstede. Andre faktorer som påvirker artsantallet av planteplankton er sirkulasjonsmønster og dybdeforhold, da dette styrer lystilgangen til primærproduksjonen. Dersom eufotisk sone er mindre enn sirkulasjonsdypet mesteparten av vekstsesongen vil mange arter forsvinne. Disse faktorene kan samlet forklare mye av forskjellene i antall taksa mellom innsjøene, og trolig også mellom årene.



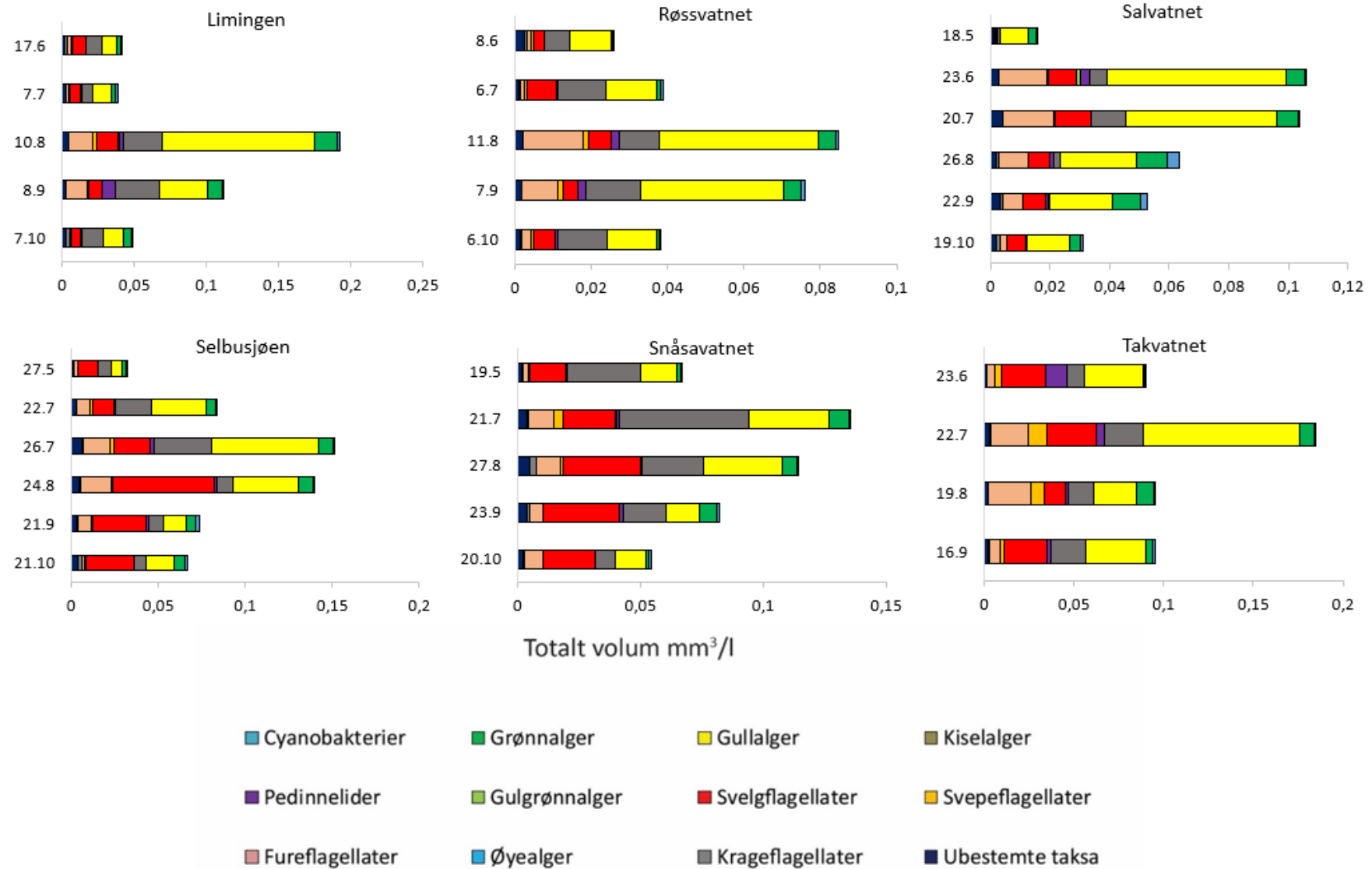
Figur 6. Antall planteplankton-taksa som ble observert i innsjøene som var med i 2020-overvåkingen de årene de har vært med i ØKOSTOR.

Gullalger, kiselalger og svelgflagellater dominerte planteplanktonet i de fleste innsjøene, men med betydelige andeler fureflagellater og grønnalger i noen av innsjøene (Figur 7). Denne sammensetningen av planteplanktongrupper er typisk for oligotrofe og svakt mesotrofe innsjøer. Gullalgene var klart dominante i de fleste innsjøene, noe som skyldes at disse algene er miksotrofe og kan ta opp bakterieceller med relativt høyt fosforinnhold, noe som er en klar konkurransefordel i svært næringsfattige (ultraoligotrofe) innsjøer (Bird og Kalff 1987). I Gjende og Mjøsa, som har noe mer fosfor var kiselalgene dominante med typiske planktoniske slekter som *Aulacoseira*, *Asterionella*, *Cyclotella* og *Tabellaria*. I Gjende var planteplanktonet trolig lysbegrenset på sommeren og høsten pga. mye brepartikler og sirkulerende vannmasser mesteparten av vekstsesongen. I Mjøsa var ikke kiselalgene like dominerende tidlig i sesongen som i Gjende, men dominerte på ettersommeren og høsten. Alle innsjøene hadde svært lite cyanobakterier i 2020. Denne artssammensetningen drøftes nærmere for hver innsjø i kap. 5.



Totalt volum mm<sup>3</sup>/l





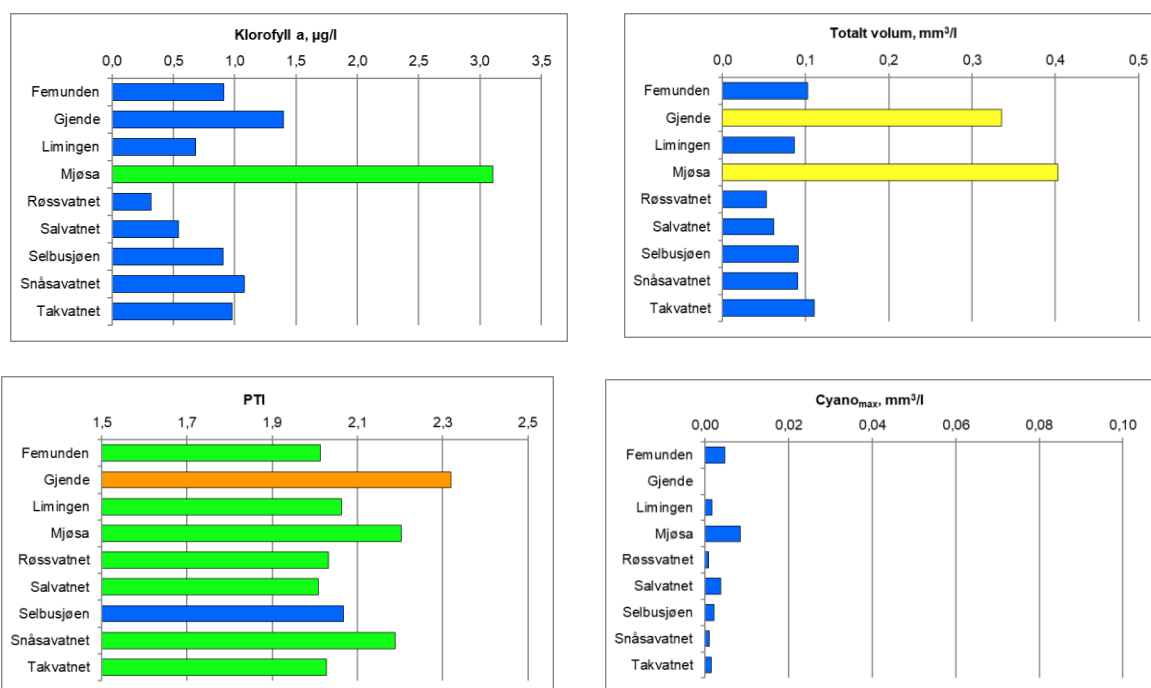
Figur 7. Kvantitativ fordeling av planteplanktonklasser gjennom vekstsesongen i alle innsjøene i ØKOSTOR 2020. Merk ulik skala på x-aksen.

### 4.2.3 Klassifisering av økologisk tilstand for planteplankton

Resultatene for hver av de fire parameterne som brukes for klassifisering av planteplankton er vist i Figur 8. Gjennomsnittlige klorofyllverdier var svært lave i de fleste innsjøene og varierte fra 0,3  $\mu\text{g/l}$  i Røssvatnet til 1,4  $\mu\text{g/l}$  i Gjende, men høyere i Mjøsa med middelerdi på 3,1  $\mu\text{g/l}$ . Dette tilsvarer *svært god* tilstand i alle innsjøene unntatt Mjøsa, som får tilstandsklasse *god*. Lave verdier ble også observert for totalt biovolum i innsjøene i Trøndelag og Nord-Norge, der middelerdiene varierte fra 0,05  $\text{mm}^3/\text{l}$  i Røssvatnet til 0,11  $\text{mm}^3/\text{l}$  i Takvatnet, mens Gjende og Mjøsa hadde høyere verdier på 0,34-0,40  $\text{mm}^3/\text{l}$ . De fleste innsjøene får *svært god* tilstand også for denne parameteren, mens Gjende og Mjøsa får *moderat* tilstand.

PTI-indeksen for artssammensetning ga *svært god* tilstand kun for Selbusjøen, mens de øvrige innsjøene får *god* tilstand, bortsett fra Gjende, som får *dårlig* tilstand for denne parameteren. Den *dårlige* tilstanden i Gjende skyldes dominans av storvokste kiselalger, som skyldes noe mer næringsrike forhold enn i de øvrige innsjøene, men også strengere klassegrenser enn de andre innsjøene. Klassifiseringen av Gjende er usikker, da klassegrensene som er brukt gjelder for klare fjellsjøer pga. manglende klassegrenser for bresjøer.

Cyanobakterier forekom i ubetydelige mengder i alle innsjøene (Figurene 7 og 8), noe som gir *svært god* tilstand for denne parameteren.



Figur 8. Økologisk tilstandsklassifisering av klorofyll ( $\mu\text{g/l}$ ), totalt biovolum ( $\text{mm}^3/\text{l} \approx \text{mg/l}$ ), trofisk indeks (PTI) og maks biomasse av cyanobakterier (Cyano<sub>max</sub>,  $\text{mm}^3/\text{l} \approx \text{mg/l}$ ) i 2020. Tilstanden er basert på typespesifikke grenseverdier iht. vanntyper vist i Tabell 3 og klassegrenser fra Klassifiseringsveilederen. Søylene viser gjennomsnittsverdier for hver innsjø, bortsett fra Cyano<sub>max</sub>, som viser maksimumsverdien. Økologisk tilstandsklasse er angitt med farge (se Figur 3).

Samlet klassifisering av den økologiske tilstanden for planteplankton er gitt i Tabell 12 og viser at de fleste innsjøene var i *svært god* tilstand, mens Mjøsa var i *god* tilstand og Gjende var i *moderat* tilstand. For Gjende var tilstanden forverret både i 2019 og i 2020 sammenlignet med de tidligere årene den har vært overvåket i ØKOSTOR-programmet, da innsjøen ble klassifisert til *god* tilstand for planteplankton. Den samlede nEQR-verdien i Gjende har gått ned fra 0,73 - 0,76 i perioden 2015-2017

til 0,50 i 2019 og 0,49 i 2020. Mulige årsaker til denne forverringen drøftes i Kap. 5.6. Mjøsa har vært overvåket lenge og har også vist en reduksjon i den samlede nEQR verdien de siste tre årene (0,64-0,65) sammenlignet med de foregående tre årene (0,67-0,71) (Thrane mfl. 2021). Mjøsa hadde også kraftige oppblomstringer av cyanobakterier langs land i slutten av juli 2019, noe som trolig har sammenheng med styrtregn-episoder på forsommeren 2019 kombinert med stadig varmere vann (Lyche Solheim mfl. 2020). Snåsavatnet har tilsynelatende blitt bedre i 2020 sammenlignet med 2016, da den fikk *god* tilstand for planteplankton samlet og hadde *moderat* tilstand for PTI-indeksen. Årsaken til denne tilsynelatende forbedringen er uklar, men mulige hypoteser drøftes i kap. 5.9. Selbusjøen ble klassifisert til *svært god* tilstand hvert av de foregående fire årene den har vært overvåket i ØKOSTOR programmet (2016-2019) med omtrent samme nEQR verdi som i 2020 (kap. 5.10 og 5.12). For de øvrige innsjøene som ble overvåket både i 2020 og i 2016 var tilstandsklassen *svært god* begge årene med små forskjeller i nEQR-verdiene (<0,05). Det samme gjelder Takvatnet, som ble overvåket første gang i 2018 og var i *svært god* tilstand for planteplankton alle de tre årene 2018, 2019 og 2020.

**Tabell 12. Samlet klassifisering av tilstand for planteplankton angitt som normaliserte EQR verdier (nEQR) for epilimnion (0-10m) i de store innsjøene i ØKOSTOR i 2020 sammenlignet med 2016 (iht. Lyche Solheim m.fl. 2017). Tilstanden er basert på kombinasjon av nEQR for klorofyll, totalt volum, PTI og Cyano<sub>max</sub> iht. Klassifiseringsveilederens figur 4.1, s.48. Blå er *svært god* og grønn er *god* tilstand.**

Innsjø	Norsk type	nEQR 2020	nEQR 2016*
<b>Østlandet</b>			
Femunden	L205	0,89	0,87
Gjende	L304/311	0,49	0,75
Mjøsa	L105b	0,65	0,71
<b>Midt-Norge</b>			
Limingen	L204	0,87	0,86
Røssvatnet	L207	0,88	0,90
Salvatnet	L102d	0,90	0,94
Selbusjøen	L105b	0,91	0,88
Snåsavatnet	L105b	0,84	0,76
<b>Nord-Norge</b>			
Takvatnet	L207	0,88	0,87

\*2018 for Takvatnet

## 4.3 Vannplanter

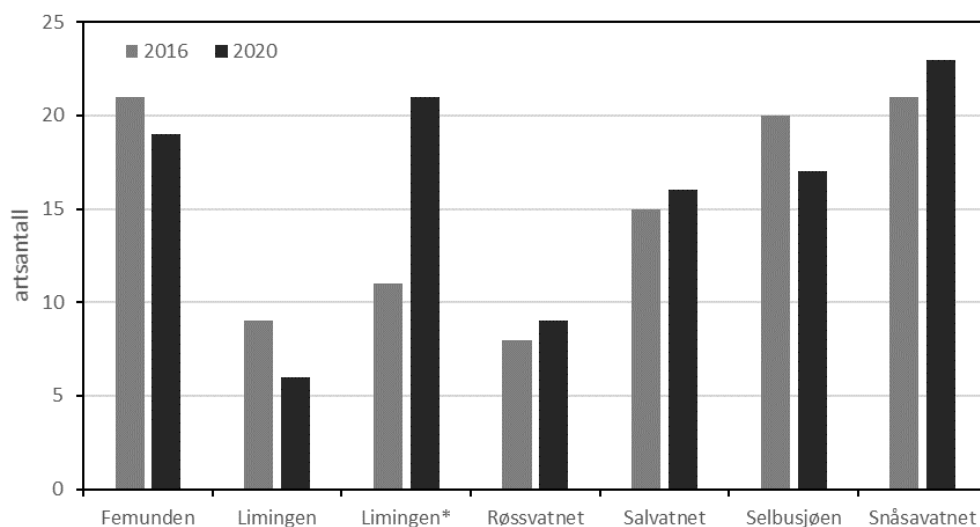
I 2020 ble det foretatt vannplanteundersøkelser i 6 innsjøer: Femunden, Limingen, Røssvatnet, Salvatnet, Selbusjøen og Snåsavatnet. Salvatnet er en svært kalkfattig klar innsjø, Røssvatnet er moderat kalkrik og klar, mens de øvrige er kalkfattige og klare innsjøer. Limingen, Røssvatnet og Selbusjøen er regulert til vannkraft og har reguleringshøyder på hhv. 8,7, 12,45 og 6,3 m (Tabell 2), men reelle vannstandsvariasjoner over året siste 10 år ligger på 4-5 m i hver av innsjøene. Alle de tre innsjøene er utpekt som sterkt modifiserte. De øvrige innsjøene er uregulerte (Femunden) eller ligger nedstrøms reguleringer (Salvatnet, Snåsavatnet), med små vannstandsvariasjoner. Gjende ble ikke undersøkt mht. vannplanter fordi innsjøen har bratt og steinete litoralsone, kombinert med turbide vannmasser, og er derfor ansett som uegnet for vannplanter. Det er likevel tidligere funnet tette bestander av kransalger på større dyp (eks. 10 m) i Gjende (s. 148 i Økland & Økland 1996). Man bør

derfor vurdere å inkludere vannplanteregistreringer i Gjende et senere år. Vannvegetasjonen i Mjøsa ble undersøkt i hhv. 2017 og 2019. Siden det normalt er små endringer i vegetasjonen i denne typen innsjøer fra et år til det neste anses det ikke nødvendig med oppfølging etter bare 1-2 år.

#### 4.3.1 Artsantall og artssammensetning

Antall registrerte arter varierte mye fra innsjø til innsjø. Høyest antall, 23 arter, ble registrert i Snåsavatnet, mens Limingen og Femunden hadde hhv. 21 og 19 arter (Figur 9 og Vedlegg H). Lavest artsantall ble registrert i Røssvatnet, med 9 arter. To rødlistearter, *Crassula aquatica* (firling) (sårbar (VU)) og *Elatine hydropiper* (korsevejblom) (nær truet (NT)), ble registrert i 2020 i hhv. Selbusjøen og Snåsavatnet. *Crassula aquatica* ble også funnet i Snåsavatnet i 2016, men ikke i 2020. Dette kan bety at den har forsvunnet derfra, men kan også skyldes at arter med lav forekomst ikke alltid blir funnet. Ingen fremmede vannplanter ble registrert i 2020.

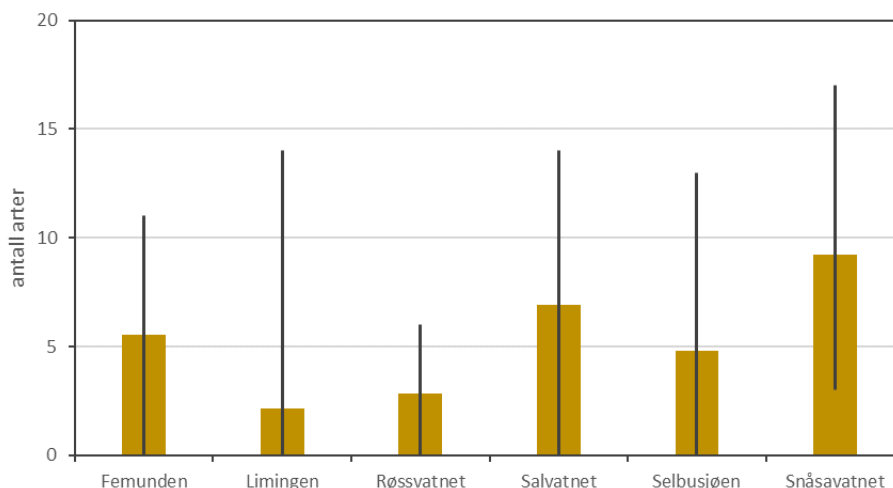
Vannvegetasjonen i Femunden, Limingen, Røssvatnet, Salvatnet, Selbusjøen og Snåsavatn ble også undersøkt i 2016 (Lyche Solheim mfl. 2017). Med unntak av Limingen viser undersøkelsene i 2020 bare små noen endringer i artsantall (Figur 9) i forhold til i 2016, og forskjellene skyldes stort sett manglende funn av arter med svært liten forekomst det ene eller det andre året. Noe variasjon i hvilke deler av stasjonene som er undersøkt kan også gi noe ulike artsantall mellom år, særlig for arter med lav forekomst. Forskjellene i Limingen (se søyler for Limingen og Limingen\* i Figur 9) skyldes først og fremst en nøyere undersøkelse i 2020 av de artsrike lokalitetene i Gjersvikbukta (stasjon 2) og stasjon 18 (se stasjonskart og koordinater i Vedlegg C). Gjersvikbukta er skilt fra hovedbassenget med en terskel ved det smale sundet mellom disse to bassengene. Denne bukta har derfor mindre vannstandsvariasjoner og dermed bedre habitater for vannplanter enn innsjøen for øvrig. Det samme gjelder Stasjon 18. Disse to stasjonene er ikke representative for hovedbassenget i Limingen og er derfor ikke brukt ved klassifiseringen av økologisk tilstand for vannplanter (avsnitt 4.3.2). Dersom de to artsrike lokalitetene (2 og 18) ikke regnes med, synker det totale artsantallet fra 21 til 6 arter.



Figur 9. Artsantall for vannplanter i 2016 og 2020. Limingen\* inkluderer også de artsrike stasjonene 2 og 18, hvor vannstandsvariasjonene er mindre enn ellers i innsjøen.

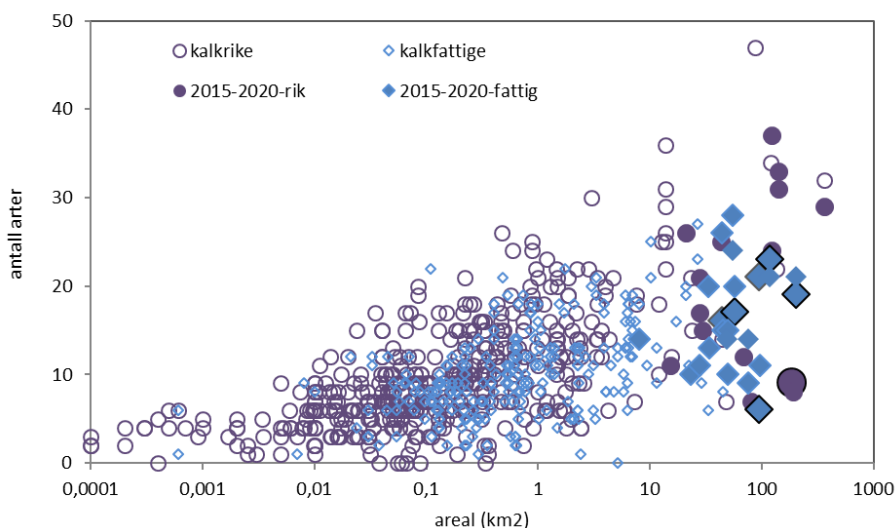
Artsantallet varierte mye fra lokalitet til lokalitet i de fleste innsjøene (Figur 10). Minst var variasjonene i Røssvatnet, noe som tyder på mindre habitatvariasjon. Innsjøen hadde ekstremt høy vannstand sommeren 2020, som kan ha gitt grunnlag for litt flere arter enn i 2016. Røssvatnet er mer kalkrik enn de øvrige innsjøene, noe som i utgangspunktet gir grunnlag for et høyere artsantall, men innsjøens beliggenhet i fjellet og den kraftige reguleringen er klart begrensende for mange arter.

Femunden, Snåsavatnet og Selbusjøen var preget av arter som er typiske for oligotrofe innsjøer, eks. kortskuddartene *Isoetes lacustris*, *I. echinospora*, *Littorella uniflora* og *Lobelia dortmanna*, langskuddartene *Myriophyllum alterniflorum* og vanlige *Potamogeton*-arter, samt flytebladplanten *Sparganium angustifolium*. Salvatnet, som er svært kalkfattig, hadde liknende artsinventar, bortsett fra at *Potamogeton*-artene manglet. De to kraftig regulerte innsjøene Limingen og Røssvatnet hadde liknende artsinventar. Forekomst av *Potamogeton praelongus* og *Ranunculus confervoides* i den beskyttede lokaliteten Gjersvikbukta (st. 2) i Limingen gjenspeiler den lokalt noe kalkrike berggrunnen (artsdatabanken/økologisk grunnkart).



Figur 10. Gjennomsnitt og total variasjon i artsantall mellom lokalitetene i hver innsjø.

I relativt upåvirkete innsjøer er artsantall og artssammensetningen avhengig av flere faktorer, hvor kalsium/alkalinitet og innsjøareal er blant de viktigste. Generelt sett øker antall arter med innsjøarealet (Figur 11), noe som skyldes økende antall habitater, dvs. en stor innsjø kan gi rom for flere arter med ulike økologiske preferanser (Rørslett 1991, Mjelde 1997).



Figur 11. Sammenheng mellom totalt antall arter og innsjøareal for hhv. kalkfattige (typene LN-M001, -M002, -M101 og -M102) og kalkrike (typene LN-M201, -M202, -M301 og M302). Fylte lilla sirkler: kalkrike innsjøer undersøkt i ØKOSTOR 2015-2020. Fylte blåe firkanter: kalkfattige innsjøer undersøkt i ØKOSTOR i 2015-2020. Innsjøer fra 2020 er forstørret. Åpne sirkler: data fra NIVAs database.

I tillegg er det flere arter som trives best i mer kalkrike forekomster fordi de benytter bikarbonat ( $\text{HCO}_3$ ) som karbonkilde (Mjelde 1997). Kalkfattige innsjøer har derfor naturlig noe lavere artsantall

enn moderat kalkrike innsjøer (Figur 11). Reguleringen av Limingen, Selbusjøen og Røssvatnet er årsaken til de lave artsantallene i disse innsjøene. Til tross for at Røssvatnet er moderat kalkrik har reguleringen medført mye lavere artsantall enn forventet. Hele innsjøen er dessuten svært eksponert med få beskyttede områder. Høyt artsantall på et par lokaliteter i Limingen viser innsjøens potensiale dersom den hadde vært uregulert.

### 4.3.2 Klassifisering av økologisk tilstand mht. eutrofiering

#### Artssammensetning

Totalt antall arter av vannplanter (karplanter og kransalger) varierer langs trofigradienten. Diversiteten er størst i svakt mesotroft vann mens antallet synker jevnt med økende eutrofiering (Mjelde 1997). Nedgangen skyldes først og fremst en forverring i lysforholdene (pga. økt planteplanktonbiomasse).

Arter som er tolerante overfor eutrofiering har ulike strategier; f.eks. kan vokse på grunt vann, har flyteblad på vannoverflaten eller har en langstrakt vekstform slik at de fort kommer til overflaten (mindre følsom for dårlig lys) eller har generelt lavere krav til lys enn andre planter.

Basert på Tlc-indeksen kan økologisk tilstand i forhold til eutrofiering karakteriseres som *svært god* i Femunden, Limingen, Røssvatnet og Selbusjøen, mens tilstanden er vurdert som *god* i Salvatnet og Snåsavatnet (Tabell 13). Referansetilstanden for svært kalkfattige innsjøer er sannsynligvis for høy og det foretas nå en vurdering basert på et større datamateriale. Foreløpige analyser antyder at tilstanden i Salvatnet ville kunne karakteriseres som *svært god* etter en korrigerende referanseverdien.

**Tabell 13. Økologisk tilstand for vannplanter i forhold til eutrofiering (Tlc-indeks) angitt ved indeksverdi og nEQR for hver innsjø undersøkt for vannplanter i ØKOSTOR 2020. Fargen indikerer tilstandsklassen, der blå er *svært god* og grønn er *god*.**

NGIG type	Norsk type	Innsjø	Tlc	nEQR
L-N-M101	L205	Femunden	78,9	1,00
L-N-M101	L204	Liming	100,0	1,00
L-N-M201	L207	Røssvatnet	88,9	1,00
L-N-M001	L102d	Salvatnet	81,3	0,74
L-N-M101	L105b	Selbusjøen	76,5	0,87
L-N-M101	L105b	Snåsavatnet	73,9	0,79

#### Nedre voksegrense

Vegetasjonens utbredelse mot dypet er som regel bestemt av lysforholdene, som ofte er uttrykt ved siktedypet. Det er imidlertid ikke noen enkel sammenheng mellom siktedyp og lysintensiteten ved siktedypet. I litteraturen oppgis det at 1-15 % av overflatelystet er igjen ved siktedypet.

I de fleste store og næringsfattige innsjøene i Norge (noe mindre vanlig i Nord-Norge) danner kortskuddarten *Isoetes lacustris* bestander på noe dypere vann og er ofte dominerende ved vegetasjonens nedre grense. Nedre dybdegrense for *I. lacustris* er tidligere funnet å samsvare med et gjennomsnittlig relativt lysnivå på 6-10 % av innkommende PAR (fotosynteseaktiv stråling) (Rørslett & Brettum 1989).

*Isoetes lacustris* ble registrert og dannet bestander i tre av de undersøkte innsjøene i 2020. Den ble ikke registrert i hovedbassengene i de tre kraftigst regulerte innsjøene, men fantes ved stasjon 2 i



Limingen (se tidligere omtale). Nedre voksegrense for bestander av *Isoetes lacustris* varierte mellom 2,3 m dyp i Femunden og 3,6 m dyp i Snåsavatnet (Tabell 14). Enkeltindivider av kransalgen *Nitella opaca* dannet absolutt nedre grense for vannplanter i de fleste innsjøene. Arter og livsformgrupper har ulike krav til lys (se f.eks. Middelboe & Markager 1997), og ofte vokser kransalgene og vannmosene dypere enn karplantene. Bestander av *Isoetes lacustris* er i Skandinavia ikke registrert dypere enn ca. 7 m dyp (Rørslett & Brettum 1989, Lydersen mfl. 2001).

Det er generelt en god sammenheng mellom nedre voksegrense og siktedypet, særlig i innsjøer regulert til vannkraft, men noe variasjon kan skyldes avvikende samsvar mellom siktedyp og lysintensitet, eventuelt andre faktorer som substrat- og sedimenteringsforhold eller temperatur (se referanser i Rørslett & Johansen 1994).

**Tabell 14. Nedre voksegrense (m) for vannplanter i innsjøene i ØKOSTOR 2020.** Dybder for nedre grense er korrigert til medianvannstand.

Innsjø	siktedyp (m)	midlere grense <i>Isoetes lacustris</i> -bestander	absolutt nedre grense (enkeltpanter)	art ved absolutt nedre grense
Femunden	10,3	2,3	4,1	<i>Isoetes lacustris</i>
Limingen	9,8	-	8,1	<i>Nitella cf. opaca</i>
Røssvatnet	12,0	-	13,1	<i>Nitella cf. opaca</i>
Salvatnet	7,8	3,3	6,8	<i>Nitella cf. opaca</i>
Selbusjøen	5,4	-	5,2	<i>Nitella cf. opaca</i>
Snåsavatnet	4,2	3,6	4,5	<i>Isoetes lacustris</i>

#### 4.3.3 Klassifisering av økologisk tilstand mht. vannstandsregulering

Indeksen for vannstandsregulering Wlc er utviklet for innsjøer regulert til vannkraft (Mjelde mfl. 2013) og benyttes først og fremst i slike innsjøer, men har vært testet ut også for innsjøer regulert til annet formål.

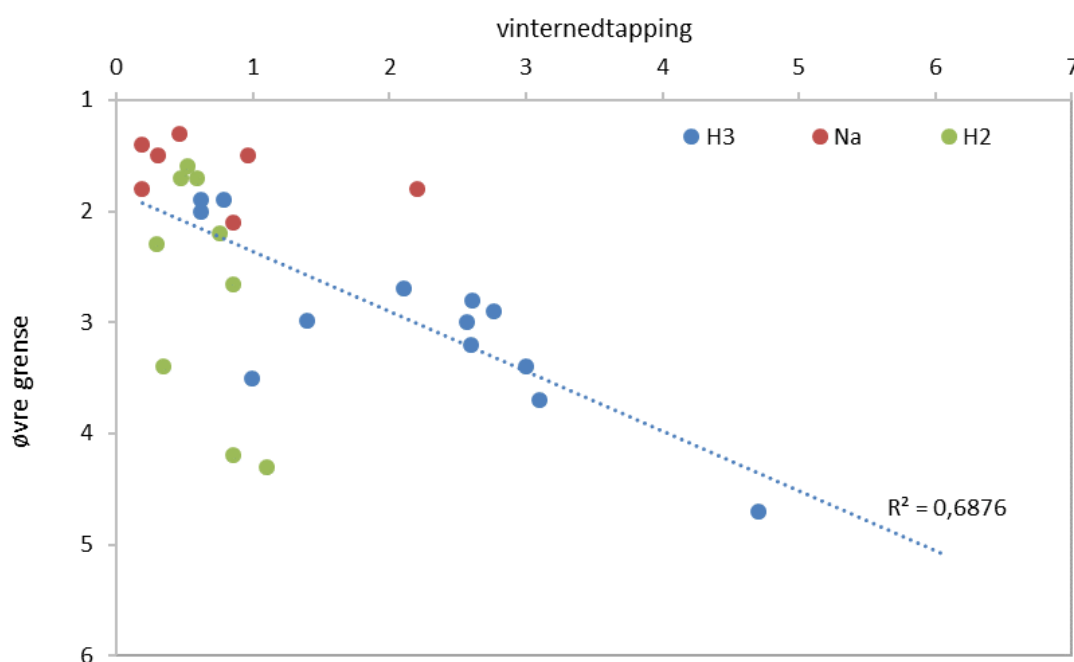
Basert på Wlc-indeksen viser vannvegetasjonen i Femunden, Salvatnet og Snåsavatnet *svært god* tilstand, mens tilstanden i innsjøene regulert til vannkraft, Limingen, Røssvatnet og Selbusjøen, er vurdert som *moderat* (Tabell 15).

**Tabell 15. Økologisk tilstand for vannplanter i forhold til vannstandsregulering (Wlc-indeks) angitt ved indeksverdi og nEQR for hver innsjø undersøkt for vannplanter i ØKOSTOR 2020.** Fargen indikerer tilstandsklassen, der blå er *svært god* og gul er *moderat*.

NGIG type	Norsk type	Innsjø	Wlc	nEQR
L-N-M101	L205	Femunden	10,5	0,90
L-N-M101	L204	Limingen	-33,0	0,52
L-N-M201	L207	Røssvatnet	-11,1	0,50
L-N-M001	L102d	Salvatnet	0,0	0,90
L-N-M101	L105b	Selbusjøen	-35,3	0,51
L-N-M101	L105b	Snåsavatnet	8,7	0,90

Dersom de to spesielle lokalitetene i Limingen, hvor vannstandsvariasjonene er mindre enn i innsjøen forøvrig, (se avsnitt 4.3.1), inkluderes vil tilstanden i innsjøen bli *god*.

Bestander av *Isoetes lacustris* ble bare registrert i Femunden og de to innsjøene med svak regulering. Det er en klar sammenheng mellom vannstandsregulering (illustrert ved vintervedtapping) og øvre grense for bestander av *Isoetes lacustris* (Figur 12). Økende reguleringshøyde vil skyve øvre bestandsgrense mot dypere vann, mens lysforholdene begrenser hvor dypt bestandene kan gå.



Figur 12. Sammenhengen mellom øvre grense for bestander av *Isoetes lacustris* og vintervedtapping i ØKOSTOR- innsjøene. Både regulerte innsjøer og naturlige innsjøer er inkludert. H3 betyr regulert for vannkraft med vintervedtapping, H2 betyr annen type regulering, Na betyr naturlig (uregulert eller svært liten regulering). Regresjonslinje for H3-innsjøer er inkludert.

#### 4.3.4 Klassifisering av økologisk tilstand mht. forsurening

Alkalitet er regnet som viktig for artssammensetning av vannplanter pga. de ulike artenes og livsformgruppens krav til karbonkilde. De store og flerårige isoetidene, f.eks. *Isoetes* spp., har CO<sub>2</sub>-opptak fra sedimentet mens mange nymphaeider bruker CO<sub>2</sub> fra lufta. De fleste elodeidene trenger bikarbonat (HCO<sub>3</sub>) fra vannmassene, og er derfor følsomme for forsurening, da forsureningen gir mangel på bikarbonat. I forsuret vann reduseres også konsentrasjonen av oppløst CO<sub>2</sub> og vannplantene blir svært avhengige av sedimentet som karbonkilde i og med at diffusjon av CO<sub>2</sub> fra luft inn i stillestående vann er svært liten (Roelofs 1983). Mange isoetider og nymphaeider, samt noen elodeider er CO<sub>2</sub>-brukere, bl.a. krypsiv (*Juncus bulbosus*), og er derfor mest tolerante overfor forsurening.

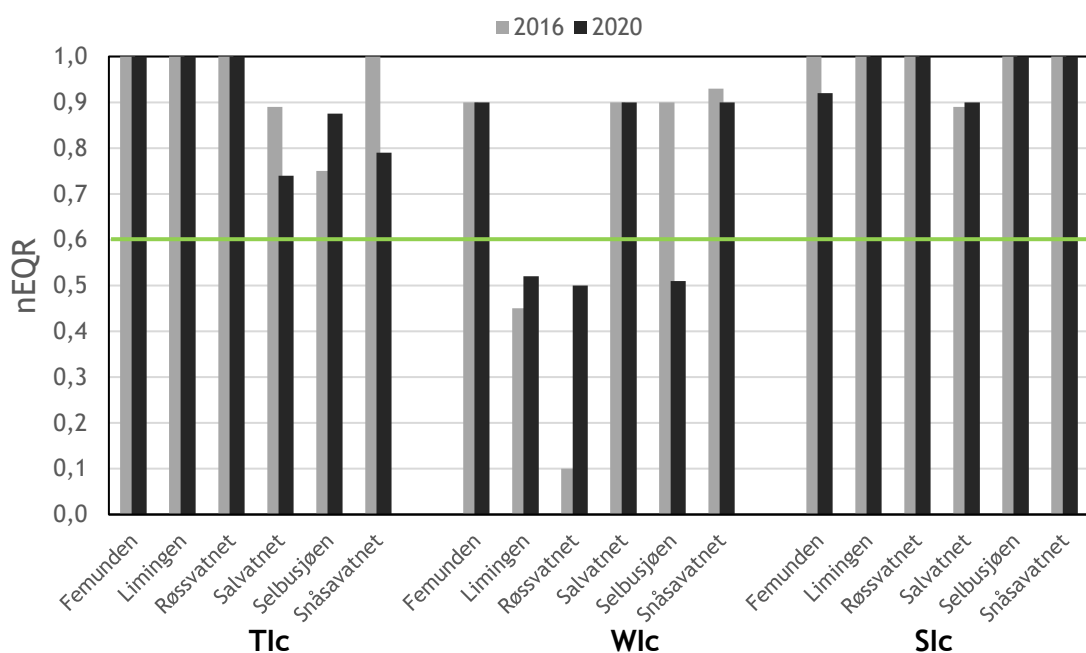
Effekter av forsurening er bare aktuelt å vurdere for svært kalkfattige (L-N-M001 og L-N-M002) og kalkfattige (L-N-M101 og L-N-M102) innsjøtyper. Basert på SIc-indeksen kan økologisk tilstand i forhold til forsurening karakteriseres som *svært god* i alle innsjøene som er vurdert i 2020 (Tabell 16). Røssvatnet er moderat kalkrik og vurderes ikke.

**Tabell 16. Økologisk tilstand for vannplanter i forhold til forsurening (Slc-indeks) angitt ved indeksverdi og nEQR for hver innsjø undersøkt for vannplanter i ØKOSTOR 2020. Fargen indikerer tilstandsklassen, der blå er *svært god*.**

NGIG type	Norsk type	Innsjø	Slc	nEQR
L-N-M101	L205	Femunden	0,0	0,92
L-N-M101	L204	Limingen	23,8	1,00
L-N-M201	L207	Røssvatnet	-	-
L-N-M001	L102d	Salvatnet	-6,3	0,90
L-N-M101	L105b	Selbusjøen	47,1	1,00
L-N-M101	L105b	Snåsavatnet	30,4	1,00

#### 4.3.5 Endringer i økologisk tilstand 2016-2020

Alle innsjøene hadde *god* eller *svært god* tilstand i forhold til eutrofiering og forsurening både i 2016 og 2020 (Figur 14). De naturlige innsjøene og innsjøene som er svakt regulert viser *svært god* tilstand i forhold til vannstandsregulering både i 2016 og 2020. Røssvatnet viser en forbedret tilstand fra *svært dårlig* i 2016 til *moderat* i 2020, og dette skyldes funn av en sensitiv art med *svært liten* forekomst som ikke ble registrert i 2016. Tilstanden i Selbusjøen er redusert fra *svært god* i 2016 til *moderat* i 2020. Vannstanden våren 2018 og 2020 i Selbusjøen var mer enn 1 m lavere enn den var i 2014-2016. Årsaken til dette er uklar, men kan være relatert til variasjoner i vannkraftproduksjonen. Muligens er dette årsaken til forverring av tilstanden her.



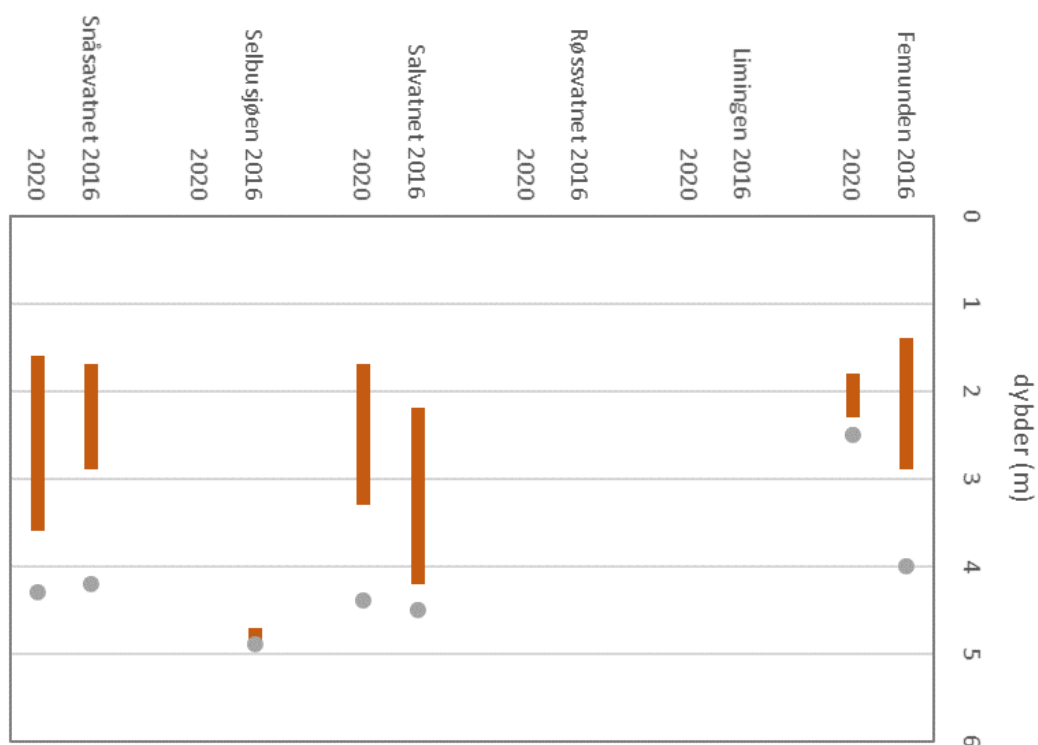
Figur 14. Endringer i nEQR-verdier for Tlc-, Slc- og Wlc-indeksene for vannplanter fra 2016-2020. Den blå horisontale linjen angir *god/moderat* grensen, som er miljømålet i vannforskriften for økologisk tilstand på nEQR-skalaen. Wlc inkluderer ikke de to avvikende lokalitetene i Limingen.

Små endringer i artssammensetningen mellom to undersøkelsesår slår kraftigere ut for Wlc-indeksen enn for de øvrige indeksene. Dette skyldes at arter som ble vurdert som sensitive eller tolerante i

forhold til vannstandregulering er færre enn for de øvrige indeksene (se Mjelde et al 2013 og omtale i tidligere rapporter). Det er behov for å gjøre Wlc-indeksen mer robust, bl.a. ved å inkludere flere arter i sensitivitetsvurdering. Det datamaterialet som bl.a. ØKOSTOR-innsjøene representerer vil være svært nyttig i denne sammenhengen.

Bestandene av *Isoetes lacustris* i Femunden ser ut til å ha fått redusert vertikal utbredelse, da de dypeste bestandene på 4 m ikke ble registrert i 2020 (Figur 15). Bestandene i Salvatnet ser ut til å være noe forskjøvet mot grunnere vann i 2020 i forhold til 2016, mens bestandene i Snåsavatn ser ut til å ha fått dypere vertikal utbredelse enn i 2016. Mulige årsaker kan være forskjeller i tidspunktene for undersøkelsene de to årene, forskjeller i lokale værforhold, som kan ha påvirket lysforholdene, eller vannstandsendinger. Datamaterialet er imidlertid for lite til å kunne gi sikre årsakssammenhenger.

Bestander av *Isoetes lacustris* finnes ikke i de kraftigst regulerte innsjøene Limingen (hovedbassenget), Røssvatnet og Selbusjøen. Gode bestander av *Isoetes lacustris* finnes imidlertid i Gjersvikbukta, den avvikende lokaliteten i Limingen. Med tanke på reguleringshøyden var forekomsten i Selbusjøen i 2016 helt marginal, og er enten forsvunnet i 2020 eller oversett.



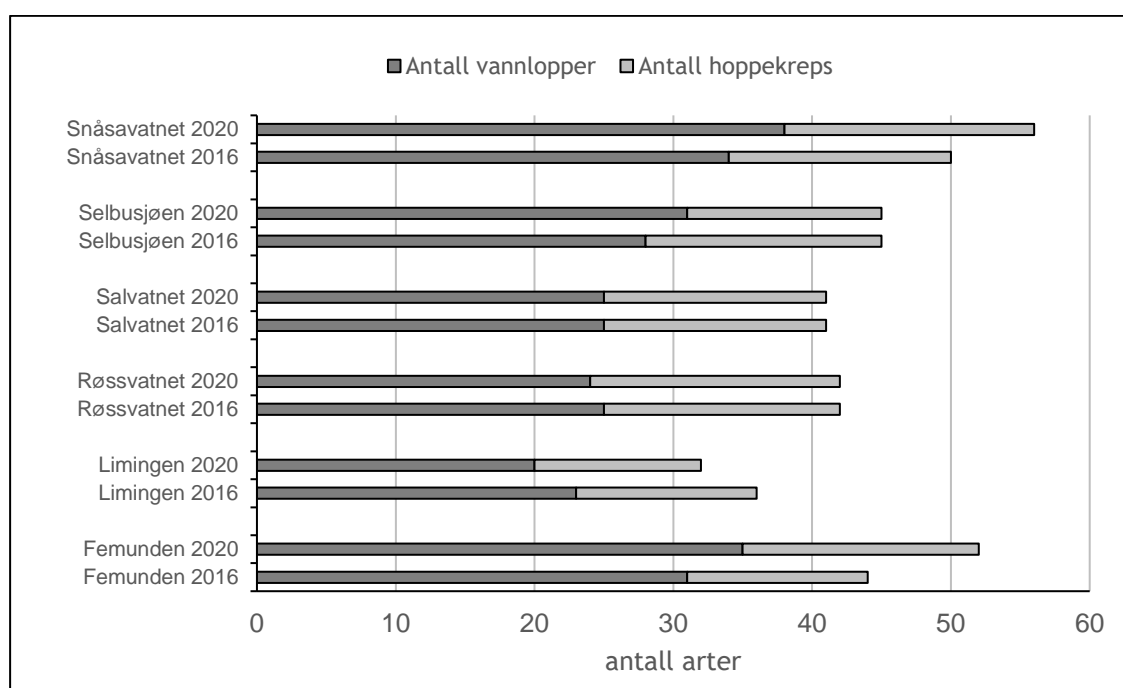
Figur 15. Dybdeutbredelse (øvre og nedre grenser) av *Isoetes lacustris*-bestander. Oransje stolper viser midlere øvre og nedre grense for bestander, mens de fylte sirklene viser maksimal utbredelse av bestandene i innsjøene.

## 4.4 Pelagiske og litorale småkreps

### 4.4.1 Artsantall og artssammensetning av pelagiske og litorale småkreps

Femunden, Limingen, Røssvatnet, Salvatnet, Selbusjøen og Snåsavatnet ble alle prøvetatt med hensyn til pelagiske og litorale småkreps<sup>7</sup> i 2020. Innsjøene ble undersøkt etter samme program i 2016. Artsrikdom av småkreps i de seks innsjøene varierte fra 32 arter (20 arter vannlopper og 12 arter hoppekreps) i Limingen til 56 arter (38 arter vannlopper og 18 arter hoppekreps) i Snåsavatnet (Figur 16).

Med unntak av Limingen ble det funnet flere eller like mange arter som i 2016. Artssammensetningen varierte i liten grad mellom år, og arter som kom til eller manglet i 2020 var sjeldne arter, dvs. at de utgjorde <1 %. Vanlige og dominante arter var de samme begge år. I Røssvatnet, som ligger i Nordland og er sterkt regulert, var det i 2020 ekstremt høy vannstand da prøvene ble tatt. Ved besøkene i august og september var magasinet fullt og strandsonen besto ved de fleste stasjoner av oversvømt kantvegetasjon. Dette har likevel ikke påvirket artsrikdommen som var den samme begge år.



Figur 16. Artsantall av småkreps (vannlopper *Cladocera* og hoppekreps *Copepoda*) i de undersøkte innsjøene i 2016 og 2020 der det er tatt både pelagiske og litorale prøver.

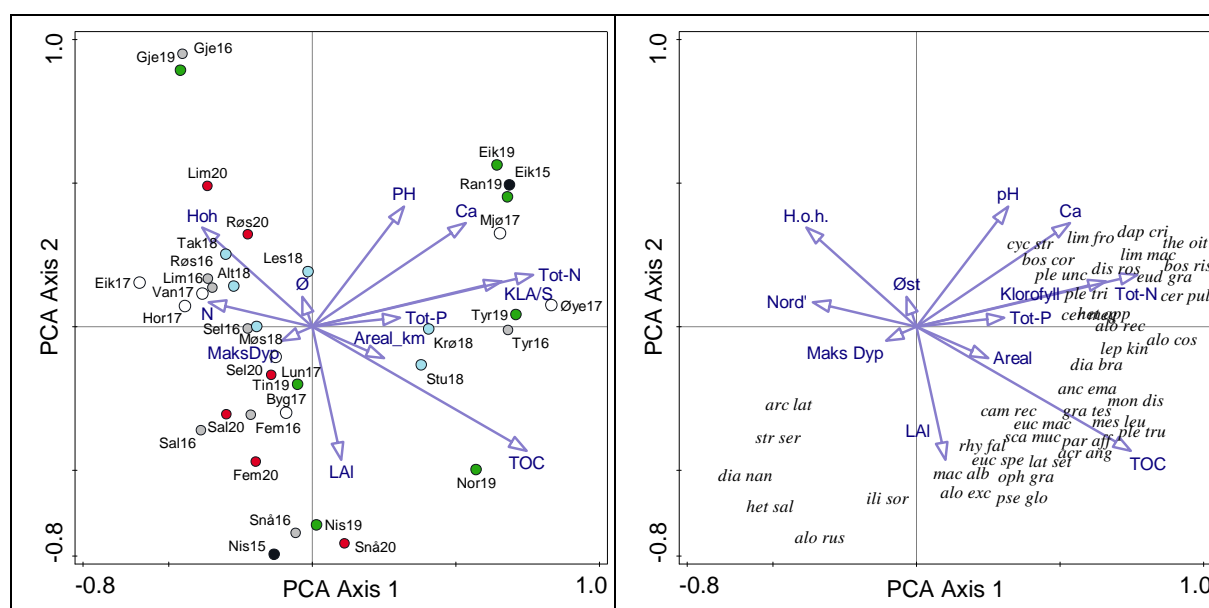
De tre innsjøene Gjende, Takvatnet og Selbusjøen ble kun undersøkt pelagisk i 2020, og det ble funnet respektive fem, ni og 14 arter. I Gjende har gelekreps (*Holopedium gibberum*) etablert seg i innsjøen. Etter 2015 er den med unntak av 2017, funnet alle år, og den utgjorde i 2020 om lag 50 % av vannloppene i alle prøvene. Den ble ikke funnet i Gjende i 1896 (Huitfeldt-Kaas 1906), og heller ikke i 2013 (Løvik & Skjelbred 2013). I Mjøsa er svevekreps (*Diahanosoma brachyurum*) og kranshops (*Heterocope appendiculata*) funnet enkelte år, mens 12 arter (syv vannlopper og fem hoppekreps) er et fast innslag, heriblant de to istidsreliktene flammekreps (*Limnocalanus macrurus*) og relikthops

<sup>7</sup> Det pelagiske samfunnet av småkreps er i denne rapporten ofte betegnet som 'krepsdyrplanktonet' og består i hovedsak av arter av vannlopper (*Cladocera*) og hoppekreps (*Copepoda*).

(*Cyclops lacustris*). I Takvatnet var artsinventaret med ett unntak det samme som i 2019. Den store hoppekrepsen *Macrocyclus gigas* ble påvist i 2019 og ikke i 2020.

Beliggenhet, geologi, substrat og vannkvalitet er viktige faktorer når en skal forklare forskjeller i artsdiversitet og -sammensetning. I forbindelse med koloniseringen av ferskvannsorganismer til Norge var Ancylussjøen en viktig kilde. Denne eksisterte i forbindelse med landhevingen etter siste istid, og var en stor innsjø i området i og omkring dagens Østersjøen. Normalt har derfor østlige vassdrag en høyere diversitet enn vassdrag lenger vest i Norge. I tillegg vil artsdiversiteten forventes å avta med høyde over havet. Mange krepsdyrarter er avhengige av et visst kalsiumnivå og artsdiversiteten i innsjøer på grunnfjell vil ha en lavere diversitet enn innsjøer omgitt av sedimentære, kalkrike bergarter. Et variert substrat med en rik flora av vannplanter bidrar også til økt diversitet sammenlignet med innsjøer med mer homogent substrat og lite vannvegetasjon. I innsjøer som er sterkt regulert består strandsonen oftest av blokker og stein som setter grenser for hvilke arter som kan forventes å bli funnet. Innsjøer i de deler av landet som er berørt av sur nedbør har lav pH, noe som resulterer i at forsuringfølsomme arter uteblir. I noe mindre grad gjelder dette også ikke-forsurede innsjøer dersom nedbørfeltet er dominert av sure bergarter. Tilførsel av næringsalter vil ha en eutrofierende effekt og gjør det vanskelig for eutrofieringsfølsomme arter å etablere seg.

Resultatet av en PCA-analyse der datagrunnlaget er artsinventaret (tilstede/fravær) av småkrepss fra tilsammen 26 innsjøer som er blitt undersøkt etter samme program (ØKOSTOR) i perioden 2015-2020, er vist i Figur 17.



Figur 17. PCA-plot som illustrerer likheter og forskjeller i sammensetningen av småkrepssamfunnene i ØKOSTOR-innsjøene der det er tatt både pelagiske og litorale prøver. Figuren er basert på tilstedeværelse/fravær av hver enkelt art i totalt 26 innsjøer. Venstre figur: lokalitetsplott. Svarte sirkler 2015 (Eikeren og Nisser), grå sirkler 2016 (Snåsavatn, Femunden, Røssvatn, Salvatnet, Limingen, Gjende, Selbusjøen og Tyriffjorden), hvite sirkler 2017 (Hornindalsvatnet, Eikesdalsvatnet, Vangsvatnet, Lundevatnet, Byglandsfjorden, Mjøsa og Øyeren), lyseblå sirkler 2018 (Møsvatn, Iešjåvri, Altevatnet, Takvatnet, Stuarajåvri, Krøderen), grønne sirkler 2019 (Nisser, Norsjø, Tinnsjø, Eikeren, Gjende, Randsfjorden og Tyriffjorden), røde sirkler 2020 (Femunden, Limingen, Røssvatnet, Salvatnet, Selbusjøen, Snåsavatnet). Høyre figur: Artsplott. Miljøvariablene høyde over havet (h.o.h.), breddegrad (Nord), lengdegrad (Øst), areal, maks dyp, labilt aluminium (LAI), pH, klorofyll, total nitrogen (Tot-N), kalsium, total organisk karbon (TOC) og total fosfor (Tot-P) er lagt til passivt (dvs. at de ikke påvirker ordinasjonen) for å anskueliggjøre mulige forklaringsvariabler.

Ti av innsjøene (inklusive årets) ble besøkt to ganger og analysen er derfor basert på 36 artslistene. Innsjøer som ligger nær hverandre i PCA-plottet, har flere arter til felles enn innsjøer som ligger langt

fra hverandre. For innsjøer som ble undersøkt to ganger ligger punktene som representerer ulike år nær hverandre og indikerer at det er kun små mellomår variasjoner i artssammensetningen. 1.-aksen forklarte 21,0 % av totalvariasjonen i materialet, mens 2.-aksen bidro med ytterligere 9,0 %. TOC, Tot-N og klorofyll er korrelert med 1.-aksen.

Første-aksen i PCA-plottet er korrelert med innsjøenes produktivitet. De mest næringsfattige innsjøene (f.eks. Eikesdalsvatnet, Hornindalsvatnet, Vangsvatnet) ligger i den venstre delen av 1.-aksen og de mest næringsrike innsjøene (f.eks. Mjøsa, Øyeren, Randsfjorden, Eikeren og Tyrifjorden) til høyre i PCA-plottet (Figur 17). Andre-aksen er korrelert med pH og L-AL, som bidrar til å skille innsjøene med svært lav alkalitet (nederst) fra de med moderat alkalitet (øverst). Årets innsjøer befinner seg i den venstre delen av 1-aksen. Artene trønderhops (*Arctodiaptomus laticeps*) og spasmehops (*Heterocope saliens*), som begge er assosiert med denne delen av 1-aksen, ble funnet i alle de undersøkte vannene. Børstesnabelkreps (*Bosmina longirostris*), børsthaleprikkdafnie (*Ceriodaphnia pulchella*) og sylfidehops (*Thermocyclops oithonoides*) er eksempel på arter assosiert med motsatt ende av 1-aksen og som ofte forekommer i næringsrike vann med høyt predasjonstrykk fra fisk. Disse ble ikke funnet i noen av innsjøene som ble undersøkt i 2020.

Femunden, som er den sørligste av innsjøene, har en krepsdyrfauna med fellestrekk til den som er funnet i Snåsavatnet og Salvatnet. I tillegg til at trønderhops er den dominerende calanoide hoppekrepsen i disse innsjøene, finnes også de to store calanoide hoppekrepsene spasmehops og kranshops. Sameksistens av disse artene er kun registrert i et fåtalls lokaliteter i Norge. Grunnen til at Snåsavatnet plasserer seg sammen med Nisser, som ligger sør i landet, skyldes stor artsrikdom (>50 arter) der mange felles arter veier opp for arter som er unike for hver av de to innsjøene. Stor artsrikdom i Snåsavatnet og Femunden skyldes østlig innvandring av ferskvannsararter, stor variasjon mht. habitater i litoralsonen og at litoralsonen er lite påvirket av vassdragsreguleringer og andre inngrep. Ikke uventet har Røssvatnet fellestrekk med innsjøer fra de nordligste fylkene (Altevatnet, Takvatnet og lešjávri). Limingen, som var den mest artsfattige av innsjøene undersøkt i 2020, finner vi også i denne delen av ordinasjonsplottet. Selbusjøen er plassert sentralt i figuren. Interessant er det at vi i dette vannet finner begge de calanoide hoppekrepsene allestedshops (*Acanthocyclops denticornis*) og prakthops (*Mixidiatomus laciniatus*), en kombinasjon som kun er registrert i 10 innsjøer i Norge, heriblant Nisser. Dette er to opportunistiske arter, vidt utbredt i Norge.

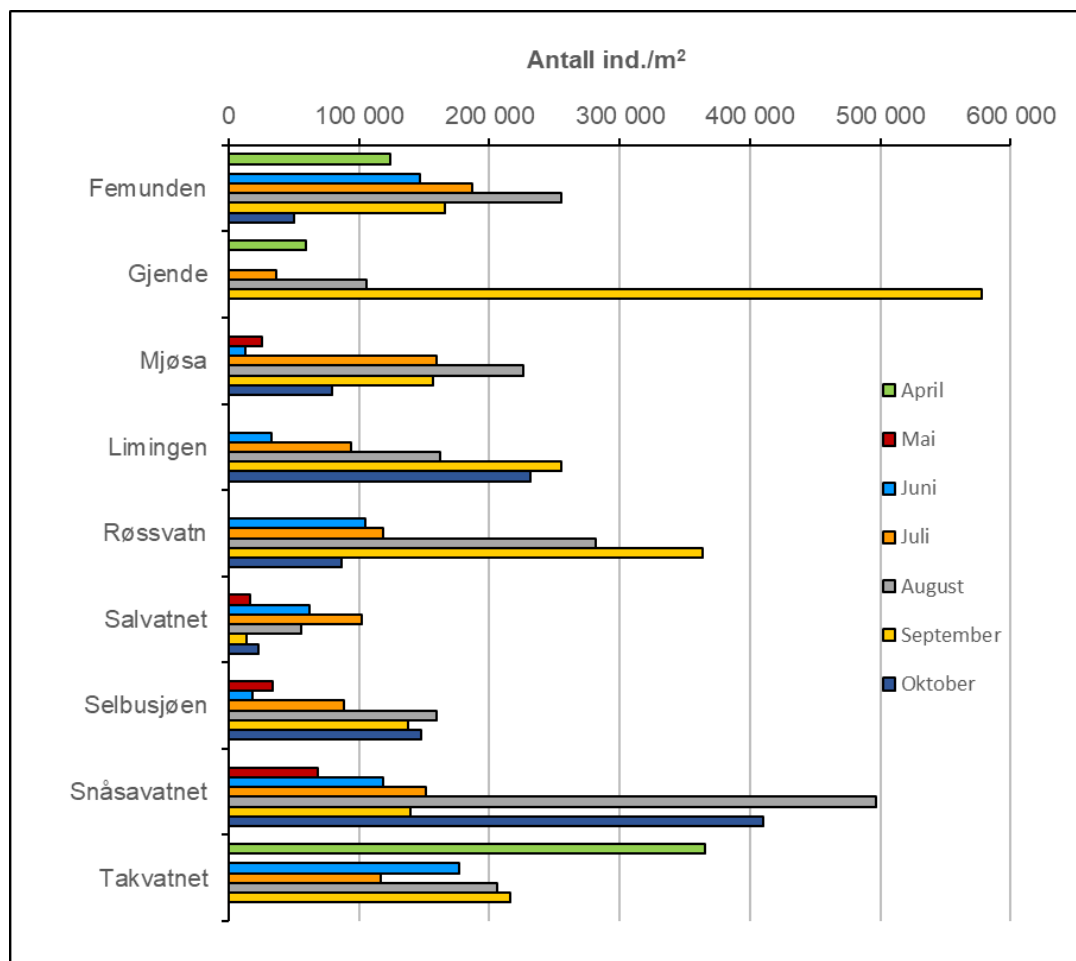
#### 4.4.2 Tetthet og artssammensetning i krepsdyrplanktonet

Siden krepsdyrplanktonprøvene i innsjøene ble tatt med planktonhåv, egner de seg i mindre grad for kvantitative beregninger av tetthet (antall pr. volum- eller arealenhet). Antall dyr i prøvene gir likevel et grovt estimat på mengden av krepsdyrplankton i innsjøene. Allerede i april ble det i Takvatnet registrert 366.000 ind./m<sup>2</sup> (Figur 18) som var den høyeste tettheten av individer som ble registrert i løpet av sesongen i dette vannet. I tillegg til nauplier dominerte unge individer av vingehops (*Cyclops scutifer*) og nordhops (*Eudiaptomus graciloides*) krepsdyrplanktonet i de fleste innsjøene.

Nauplier av hoppekrepsen vingehops (*Cyclops scutifer*) er årsak til den høye tettheten i Gjende i september (figur 4.4.3), noe som har vært tilfelle i alle årene innsjøen har vært undersøkt.

I Mjøsa var det størst tetthet i august (Figur 18) og dette er en måned tidligere enn i 2019. I Mjøsa bidro nauplier og copepoditter av sørhops (*Eudiaptomus gracilis*), sommerhops (*Mesocyclops leuckarti*) og sylfidehops (*Thermocyclops oithonoides*) til høye tettheter. Utviklingen i tetthet fulgte samme mønster begge år, og antall individer var i samme størrelsesorden. Sammenlignet med de øvrige vannene i Trøndelag hadde Snåsavatnet nesten uten unntak større tettheter gjennom hele sesongen (Figur 18). I tillegg til nauplier bidro vannlopper og voksne hoppekreps til tetthetene her.

I Røssvatnet ble høyeste tetthet registrert i september (363.000 ind./m<sup>2</sup>) (Figur 18), en måned seinere enn i 2016. Her var det vannloppen snabelkreps (*Bosmina longispina*) som tallmessig dominerte. Limingen hadde tettheter i størrelsesorden med Mjøsa. De laveste tetthetene ble registrert i Salvatnet, og her var det aldri mer enn 100.000 ind./m<sup>2</sup> (18). Største tetthet ble registrert i juli både i 2016 og 2020, og det var ikke nauplier som bidro til dette.



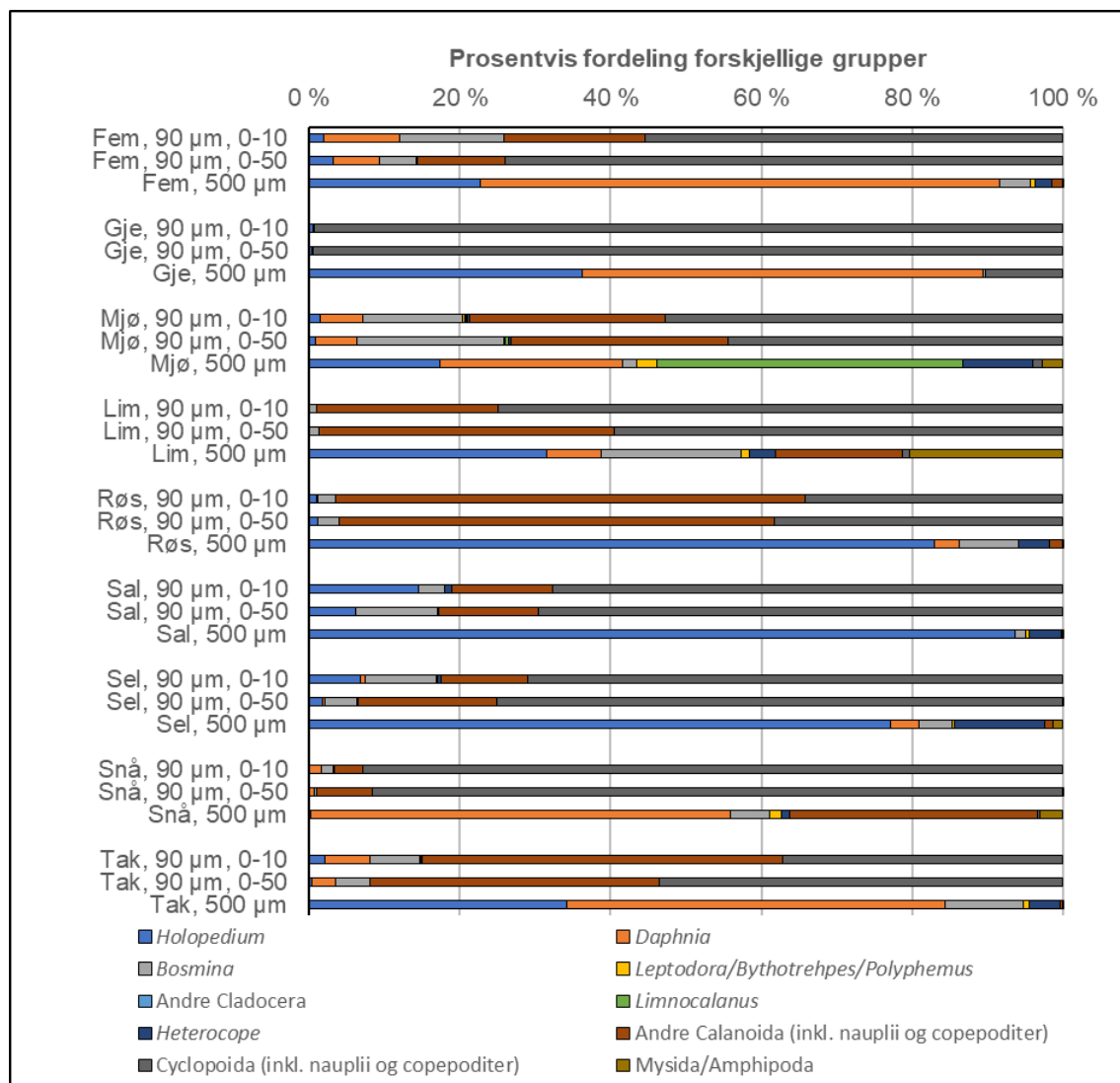
Figur 18. Tettheten av krepsdyrplankton, angitt som antall individer pr. m<sup>2</sup> i prøvene tatt med 90 µm håv fra 0-50 m dyp på ulike tidspunkt i 2020. Dette er ikke et eksakt mål for tettheten av krepsdyrplankton i innsjøene, men gir likevel et inntrykk av variasjon i mengden dyr innen og mellom sjøer.

Fordelingen av krepsdyrplankton i forskjellige hovedgrupper er vist for ulike håvtrekk i Figur 19. Generelt er fordelingen i prøver tatt med 90 µm håv fra hhv. 0-10 m og 0-50 m, ganske lik, og forskjellig fra prøver tatt med den store håven (maskevidde 500 µm).

Små arter/taksa, f.eks. vannloppeslekten *Bosmina* og nauplier og små copepoditter av cyclopoide hoppekreps, er underrepresentert eller helt fraværende i den store håven fordi små dyr passerer gjennom maskene. Det er kun store individer av de små artene som kan bli fanget opp i den store håven. Tettheten av store arter (>1mm), som f.eks. glassrovkreps (*Leptodora kindti*) og langhalekreps (*Bythotrephes longimanus*), underestimeres ved bruk av den lille håven. Dette skyldes både at disse artene forekommer i lave tettheter og at de er hurtigsvømmende (dvs. at de vanskeligere fanges opp i et vanlig håvtrekk). I trekkene med mysishåven var det i hovedsak gelekreps (*Holopedium gibberum*), dafniene hjelmdafnie (*Daphnia galeata*) og nåledafnie (*D. longispina*) samt hoppekrepsene



trønderhops (*A. laticeps*, spasmehops (*Heterocope saliens*) og kranshops (*H. appendiculata*) som dominerte.



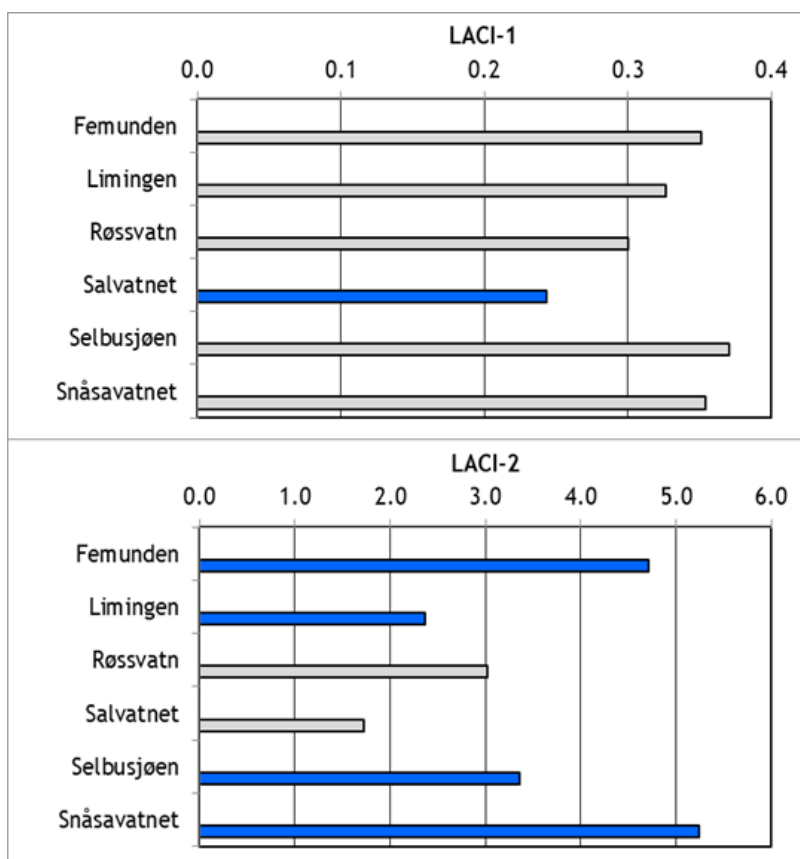
Figur 19. Relativ fordeling av hovedgrupper av krepssdyrplankton i tre prøvetyper fra de undersøkte innsjøene i 2020.

Med unntak av håvtrekkene fra 0-50 m i Mjøsa og Femunden utgjorde copepoditter og nauplier til calanoide og cyclopoide hoppekrepser >20 % av individene i trekkene. I begge disse innsjøene var det imidlertid høye tettheter av dafnier og snabelkrepser (*Bosmina longispina*) som til sammen utgjorde respektive 25,0 % i Mjøsa (0-50 m) og 23,8 % i Femunden (0-10 m). Selv om det i Gjende var total dominans av hoppekrepser (Cyclopoida inkl. nauplii og copepoditer), er det viktig å merke seg at gelekrepser (*Holopedium gibberum*) ser ut til å ha etablert en livskraftig bestand i vannet. I håvtrekkene tatt med 90 µm håven er den blitt vanligere enn nåledafnie (*Daphnia longispina*).

I Limingen, Selbusjøen og Snåsavatnet ble det registrert pungreke (*Mysis relicta*), og mysis-trekkene tyder på at den er omtrent like vanlig i de tre innsjøene. Tidligere undersøkelser, bl.a. fra Selbusjøen (Langeland m.fl. 1991) og Jonsvatnet (Koksvik m.fl. 1991) i Trøndelag, viser at introduksjon av pungreke kan ha store effekter på krepssdyrplanktonet med reduksjon i mengden av krepssdyr og spesielt av vannlopper som *Bosmina* og *Daphnia*. I Mjøsa ble alle de store krepssdyrartene, pungreke, firetornet istidskrepser (*Pallasiola quadrispinosa*) og trollistidskrepser (*Gammaracanthus lacustris*) i likhet med tidligere år påvist i 500 µm-prøvene.

#### 4.4.3 Vurdering av økologisk tilstand basert på småkreps

Vurdering av økologisk tilstand basert på småkreps inkluderer to forsuringsindekser for innsjøer, LACI-1 (Lake Acidification Crustacean Index 1) som primært er brukt for svært kalkfattige og svært klare/klare innsjøer, og LACI-2 (Lake Acidification Crustacean Index 2) som er utviklet for kalkfattige og svært klare/klare innsjøer (Klassifiseringsveilederen), samt en foreløpig eutrofieringsindeks (CIT), som er nærmere beskrevet nedenfor.



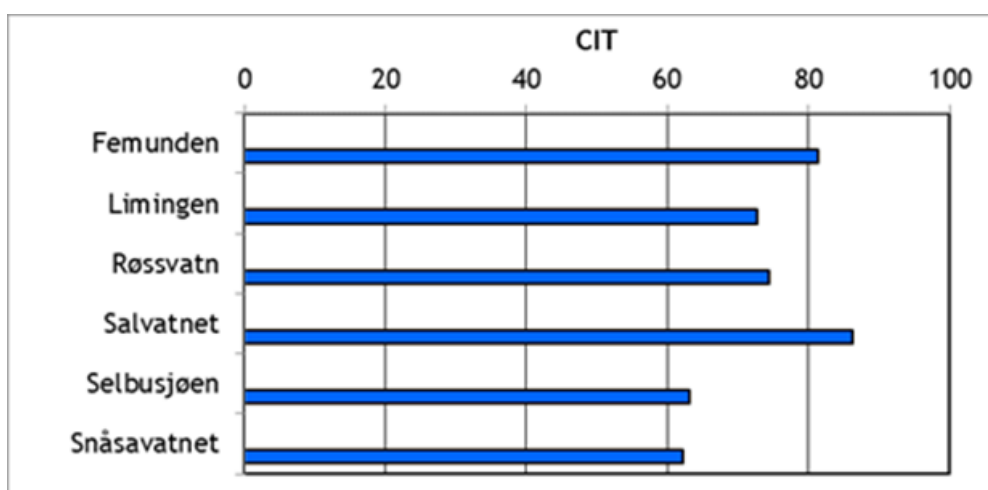
Figur 20. Økologisk tilstand for småkreps (litorale prøver) mht. forsurening i ØKOSTOR-innsjøer undersøkt i 2020. Øverst: LACI-1 (Lake Acidification Crustacean Index 1), nederst: LACI-2 (Lake Acidification Crustacean Index 2). Fargen som angir tilstandsklassen (se figurtekst til Figur 3) er fastsatt med basis i typespesifikke klassegrenser (jf. Klassifiseringsveilederen).

Begge forsuringsindeksene (LACI-1 og LACI-2) er beregnet for alle innsjøer der det foreligger litorale småkrepsprøver. Kun Salvatnet som er klar og svært kalkfattig, er klassifisert ved LACI 1, mens de kalkfattige svært klare/klare innsjøene Femunden, Limingen, Selbusjøen og Snåsavatnet er klassifisert ved LACI 2. Røssvatnet, som er moderat kalkrik, er ikke klassifisert mht. forsurening. I tilstandsvurderingen nedenfor har vi brukt data fra alle litorale stasjoner (se kap. 3.1.3). Da det ikke er tatt litorale prøver i Mjøsa, Gjende og Takvatnet i 2020, er disse tre innsjøene ikke klassifisert mht. småkreps.

Småkrepsfaunaen i 2020 var preget av forsuringsfølsomme arter, hvilket indikerer at forsurening er et lite problem i de undersøkte innsjøene (Figur 20). Fravær av den forsureningstolerante vannloppen bruntvannskreps (*Acantholeberis curvirostris*), peker i samme retning. Basert på gjennomsnitt av akkumulerte artslistene for litorale prøver, varierer antall forsureningstolerante arter mellom 5 (Limingen) og 13 (Femunden og Selbusjøen), og tilsvarende for forsuringsfølsomme arter mellom 12 (Limingen) og 22 (Snåsavatnet). Dafnier, som regnes som spesielt forsuringsfølsomme, ble funnet i

alle innsjøene med unntak av Salvatnet. Nåledafnie (*Daphnia longispina*) og hjelmdafnie (*D. galeata*) ble funnet både i planktonet og i litoralsonen i de fem innsjøene. I Salvatnet ble dafnier kun påvist i én pelagisk prøve med ett individ. Vi kan derfor ikke utelukke at dette er en forurensing. I Selbusjøen og Snåsavatnet ble de to artene registrert i høye tettheter ved flere av stasjonene. I Femunden ble i tillegg en tredje art, småhodedafnie (*D. longiremis*), registrert ved tre stasjoner. LACI-1 for de ti stasjonene i Salvatnet varierte fra 0,13 til 0,32 (Vedlegg I2) med et gjennomsnitt på 0,24, noe som gir *svært god* tilstand (Figur 20). I 2016 var tilsvarende verdi 0,35 hvilket kan forklares ved en gjennomgående noe høyere artsrikdom som inkluderte noen flere følsomme arter. Femunden, Limingen, Selbusjøen og Snåsavatnet ble også vurdert til å ha en *svært god* tilstand (LACI-2), og her varierte gjennomsnittsverdiene for de ti stasjonene i hver innsjø fra 2,37 (Limingen) til 5,25 (Snåsavatn). For Limingen var det ingen endring i gjennomsnittsverdien sammenlignet med 2016, men det var ganske store variasjoner mellom stasjonene. I 2020 varierte LACI-2 i Limingen fra 0,57 ved st. 2, som var den mest artsfattige stasjonen med kun ni arter, til 4,10 ved st. 5 som hadde flest arter (20) (Vedlegg I2). Indeksen for Snåsavatnet var noe høyere enn i 2016, mens indekserverdien for Femunden var høyere i 2020 sammenlignet med 2016 grunnet større artsdiversitet som også inkluderte flere forsuringfølsomme arter. Også for Selbusjøen var indeksten noe høyere i 2020.

I denne rapporten har vi anvendt et foreløpig forslag til klassifiseringssystem mht. eutrofiering basert på småkrepss, krepssdyrindeksen CIT (Crustacean Index of Trophic status). For CIT var det liten variasjon mellom stasjonene i samtlige av de seks innsjøene (Vedlegg I2), og indeksten ga *svært god* økologisk tilstand for alle stasjoner og for alle innsjøer (Figur 21).



Figur 21. Økologisk tilstand for litorale småkrepss mht. eutrofiering (CIT-indeks) i ØKOSTOR-innsjøer undersøkt i 2020. Fargen som angir tilstandsklassen (se figurtekst til Figur 3) er fastsatt ut fra typespesifikke klassegrenser presentert i Tabell 11.

Snittverdien for CIT-indeksen var >80 i Femunden og Salvatnet, mens for de øvrige fire innsjøene varierte den mellom 62 og 77. Artssammensetningen av småkrepssamfunnet påvirkes av næringssaltbelastningen, og dette er bakgrunnen for inndelingen i eutrofieringsfølsomme og -tolerante arter. Eksempler på arter som er regnet som eutrofieringsfølsomme, som med noen få unntak var vanlige/dominante ved alle stasjonene, er gelékrepss, snabelkrepss, spissfotkrepss (*Ophryoxus gracilis*), stripedvergkrepss (*Alonella excisa*), klarvannskrepss (*Alonopsis elongata*), vingehops (*Cyclops scutifer*) og robusthops (*Acanthocyclops robustus*). I 2016 skilte stasjon 5 i Selbusjøen seg ut fra de i øvrige stasjonene i innsjøen med en dårligere tilstand enn de øvrige. Et godt eksempel på en art som ble funnet er møkkadamdovendafnie (*Simocephalus expinosus*) som er en typisk eutrofieringstolerant art, som forekom tallrik den gang. I 2020 var denne stasjonen, i likhet med alle de andre stasjonene i Selbusjøen, i *svært god* økologisk tilstand.

## 4.5 Fisk

Her gis et sammendrag av resultatene fra undersøkelsene av fisk i FoU-prosjektet «Fisk i store innsjøer» (FIST). Fiskeresultatene blir rapportert i sin helhet i en egen rapport (Gjelland mfl., under arbeid). En oversikt over registrerte fiskearter i innsjøene er gitt i Tabell 17. Total beregnet biomasse av fisk i de åpne vannmassene, total fiskebiomasse i kg pr. hektar i hhv. epilimnion og hypolimnion samt antall fisk pr. art fanget i prøvefisket er presentert i Tabell 18. Økologisk tilstand basert på fiskeindeksene WS-FBI, NEFI og prosentvis endring er presentert i Tabell 19. Det er gitt en kort vurdering av datakvalitet og pålitelighet i klassifiseringen for hver innsjø.

Hvilke undersøkelser som inngikk i hver enkelt av innsjøene i 2020 varierte. I alle innsjøer ble det gjort ekkoloddregistreringer, i Mjøsa, Femunden og Snåsavatnet ble det i tillegg trålet og det ble også fisket med bunngarn i Femunden og Snåsavatnet. I klassifiseringen av fisk som kvalitetselement inkluderes data fra prøvefisket som ble gjennomført i de samme innsjøene i 2016 (2018 for Mjøsa).

Det er viktig å påpeke at WS-FBI-indeksen påvirkes mye av hvordan grensen mellom epilimnion og hypolimnion defineres. De alternativene vi har vurdert er på den ene side to ganger siktedyp (basert på tilnærming av produksjonsdyp), på den annen side basert på endringer i vanntemperatur med dyp. I Tabell 19 har vi brukt 2 x siktedyp (Vedlegg D), justert noe mht. vertikal vanntemperaturprofil (Vedlegg F), og avrundet til nærmeste 5-meter dybdeintervall. En evaluering av hvordan WS-FBI-indeksen fungerer og en nærmere evaluering av hvor sensitiv den er for grensesettingen mellom epilimnion og hypolimnion anbefales. I denne rapporten er tallgrunnlaget for fiskebiomasse i epilimnion og hypolimnion, som brukes for å beregne WS-FBI-verdier, basert på en modell for forholdet mellom TS (målstyrke) og fiskestørrelse (se metodebeskrivelsen).

### 4.5.1 Registrerte fiskearter og total fiskebiomasse

De fleste innsjøene har en relativt artsfattig fiskefauna; Røssvatnet med fire arter, Limingen, Salvatnet, Snåsavatnet og Selbusjøen med fem arter og Femunden med åtte arter. Fiskefaunaene i Mjøsa er artsrik (20 arter) der arter fra abbor- (Percidae), karpe- (Cyprinidae) og loddefamilien (Osmeridae) også har stor betydning i tillegg til laksefisk (Tabell 17).

Total beregnet biomasse av fisk (angitt i tonn) i de åpne vannmassene, total fiskebiomasse i kg pr. hektar i hhv. epilimnion og hypolimnion, samt antall fisk pr. art fanget i prøvefisket er presentert i Tabell 18. Innsjøen med høyest pelagisk fiskebiomasse pr. hektar er Mjøsa med 14,37 kg/ha, og denne skiller seg fra de øvrige ved å ha en betydelig biomasse og fisketetthet i hypolimnion. Mjøsa er den eneste innsjøen med krøkle, mens Femunden med 5,8 kg/ha har, i likhet med Mjøsa, en betydelig bestand av sik. Selbusjøen med 1,88 kg/ha og Snåsavatnet med 1,59 kg/ha har et lignende fiskesamfunn med ørret, røye og lake, men skilles blant annet på ulik regulerings høyde. Limingen (0,16 kg/ha) og Røssvatnet (0,20 kg/ha) er dominert av røye, noe også Salvatnet (0,61 kg/ha) antas å være basert på fangsten ved prøvefisket i 2016.

**Tabell 17. Forekomst av fiskearter i de sju innsjøene som ble undersøkt i 2020.**

X og Xi betyr at arten er registrert i innsjøen og at den er hhv. stedeget og introdusert. Arter som er fanget i vårt prøvefiske i 2020 (kun utført i Snåsavatnet, Femunden og Mjøsa) er grønmarkert.

Fiskeart	Vitenskapelig navn	Røsvatnet	Limingen	Salvatnet	Snåsavatnet	Selbusjøen	Femunden	Mjøsa
Elvenøyeye	<i>Lampetra fluviatilis</i>							X
Ål	<i>Anguilla anguilla</i>			X	X			
Mort	<i>Rutilus rutilus</i>							X
Gullbust	<i>Leuciscus leuciscus</i>							X
Vederbuk	<i>Leuciscus idus</i>							X
Ørekyt	<i>Phoxinus phoxinus</i>	Xi	Xi			Xi	X	X
Laue	<i>Alburnus alburnus</i>							X
Brasme	<i>Abramis brama</i>							X
Karuss	<i>Carassius carassius</i>							X
Gjedde	<i>Esox lucius</i>					Xi	X	X
Krøkle	<i>Osmerus eperlanus</i>							X
Laks	<i>Salmo salar</i>			X				
Ørret	<i>Salmo trutta</i>	X	X	X	X	X	X	X
Røye	<i>Salvelinus alpinus</i>	X	X	X	X	X	X	
Kanadarøye	<i>Salvelinus namaycush</i>		Xi					
Harr	<i>Thymallus thymallus</i>						X	X
Sik	<i>Coregonus lavaretus</i>						X	X
Lagesild	<i>Coregonus albula</i>							X
Lake	<i>Lota lota</i>				X	X	X	X
Trepigget stingsild	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Xi	Xi	X	X			
Nipigget stingsild	<i>Pungitius pungitius</i>							X
Hornulke	<i>Myoxocephalus quadricornis</i>							X
Steinsmett	<i>Cottus poecilopus</i>							X
Abbor	<i>Perca fluviatilis</i>						X	X
Hork	<i>Gymnocephalus cernua</i>							X
<b>Sum antall arter</b>		<b>4</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>8</b>	<b>20</b>

**Tabell 18. Fangster ved prøv fisket og beregnet total biomasse av fisk i de åpne vannmassene i sju innsjøer undersøkt i 2020.** Total biomasse (tonn) i de åpne vannmasser (epilimnion + hypolimnion) og biomasse (kg/ha) i hhv. epilimnion og hypolimnion er beregnet fra hydroakustiske registreringer (grå rader). Tabellen viser også antall fisk av ulike arter fanget i bunn garn og pelagisk partrål ((kun Snåsavatnet, Femunden og Mjøsa som ble prøv fisket i 2020).

Innsjø/ Fangstmetode	Total biomasse, tonn	Biomasse, kg/ha		Antall fisk											
		Epilimnion	Hypolimnion	Elvenløye	Ørekyt	Gjedde	Krøkle	Ørret	Røye	Sik	Lagesild	Lake	3p. stingsild	Abbor	Sum
Røssvatnet	4,08	0,18	0,02												
Limingen	1,51	0,03	0,13												
Salvatnet	2,67	0,59	0,02												
Snåsavatnet	18,77	1,20	0,39												
Bunn garn								38	4			22	10		74
Trål								10	18				3		31
Selbusjøen	10,92	1,23	0,65												
Femunden	118,29	5,32	0,48												
Bunn garn					53	3		61	48	149		12	36		362
Trål									7	49		5			61
Mjøsa	530,66	6,65	7,72												
Trål											11				2022
				6			1859	1		39	7				

#### 4.5.2 Økologisk tilstand

På grunnlag av det eksisterende datagrunnlaget er WS-FBI-indeksen benyttet i tilstandsklassifiseringen av fiskebestandene i samtlige av de sju innsjøene som ble undersøkt i 2020 (Tabell 19). I tillegg er endringsindeksen (NEFI) og % bestandsnedgang benyttet for Femunden og Snåsavatnet som ble prøv fisket i 2020. For Mjøsa, som også ble prøv fisket i 2020, har vi ikke benyttet disse indeksene fordi det ikke har vært mulig å fastsette noen referansetilstand for Mjøsa. Tolkningen av ekkoloddregistreringene er gjort på grunnlag av tilgjengelige prøv fiskedata, enten fra nye undersøkelser i 2020, eller fra 2016 der det ikke ble gjennomført prøv fiske i 2020. Limingen, og dels Selbusjøen og Femunden er blant de innsjøene i ØKOSTOR-programmet der det eksisterer prøv fiskedata fra mange år, og indeksen % bestandsnedgang ble vurdert til å være godt egnet for å fange opp endringer i fiskesamfunnet i disse tre innsjøene da kravene til datagrunnlag er tilfredsstillt (se tabell 6.3 i Klassifiseringsveilederen). Flere av innsjøene undersøkt i 2020 er regulerte for vannkraftproduksjon. Det gjelder Røssvatnet, Limingen, Selbusjøen, som alle er utpekt som sterkt modifiserte vannforekomster (SMVF). Felles for flere av innsjøene som ble undersøkt i 2020 er at tetthetene og total biomasse målt i 2020 var betydelig lavere enn i 2016 (2018 i Mjøsa). Mjøsa skiller seg ut med å ha en stor bestand av krøkle, som er en obligat planktonspiser. Den registrerte nedgangen antas å skyldes en reell nedgang i krøklebestanden i Mjøsa (se Vedlegg J). I de andre innsjøene er det sik (Femunden), ørret og røye som er de viktigste artene i pelagialen. Disse artene kan veksle mellom å beite pelagisk og bunn-nært, og vi har liten kunnskap om sesongdynamikken i eventuell forflytning mellom disse habitatene for den enkelte art i den enkelte innsjø. Noe, eller kanskje hele, forskjellen i bestandsestimater mellom 2016 og 2020 kan tenkes å skyldes slike forflytninger mellom habitat. Selv om tidspunkt for gjennomføringen av ekkoundersøkelsene er forsøkt lagt til samme tidsrom i

sesongen, kan det også være forskjeller mellom år i dyreplanktonsuksesjonen, og dermed også for når fisken velger å trekke fra pelagiale til bunn-nære områder. I noen innsjøer var det også inntil to ukers forskjell i tidspunkt for gjennomføringen av undersøkelsene mellom 2016 og 2020. Dette gjaldt imidlertid ikke for fiskeundersøkelsene i Mjøsa som ble foretatt omtrent samtidig i 2018 og 2020.

Undersøkelsene i FIST-prosjektet og ØKOSTOR-programmet bidrar til økt kunnskap om tetthetsvariasjonen mellom år, men det ville også være gunstig å foreta hyppigere registreringer av denne variasjonen gjennom en sesong i et par innsjøer for å øke kunnskapen om sesongvariasjoner.

WS-FBI viser tilstand i forhold til eutrofiering som påvirkningstype, og alle de store innsjøene som ble undersøkt i 2020 ble klassifisert til svært god tilstand for fisk mht. WS-FBI. Kun Femunden har endret tilstandsklasse basert på WS-FBI, fra *god* i 2016 til *svært god* tilstand i 2020.

Flere av innsjøene endrer samlet tilstand for fisk fra 2016 til 2020 fordi klassifiseringen i 2020 er begrenset til WS-FBI for flertallet av innsjøene, mens det i 2016 ble benyttet flere indekser (alle innsjøene ble da prøvofisket i tillegg til at ekkolodd-undersøkelser ble utført). Dette gjelder Limingen og Selbusjøen som går fra *dårlig* til *god* tilstand. Røssvatnet er i 2020 nedgradert én tilstandsklasse sammenlignet med 2016 fra *svært god* til *god* på grunn av forekomst av høyrisikoarten ørekyt, mens regionalt fremmede høyrisikoarter ikke ble tillagt vekt i vurderingen i 2016. Snåsavatnet går fra *god* til *moderat* tilstand for fisk, hovedsakelig på grunn av nedgangen i røyebestanden som er endret fra dominerende til vanlig. Femunden og Salvatnet endrer ikke tilstandsklasse.

**Tabell 19. Økologiske tilstand for fisk i store innsjøer undersøkt i 2020.**

Klassifiseringen er gjort på grunnlag av WS-FBI (modifisert formel for å unngå negative verdier ved lav tetthet; se kap. 3.2.2), NEFI og % bestandsnedgang (kun for Gjende). Ut over dette er det ikke datagrunnlag for å beregne noen av de øvrige fiskeindeksene. SG = Svært god (blå), G = God (grønn), M = Moderat (gul), D = Dårlig (oransje), SD = Svært dårlig (rød) tilstand.

Innsjø	WS-FBI <sup>2</sup>			NEFI			% bestandsnedgang			Samlet tilstand fisk
	Verdi	EQR	nEQR	Verdi	EQR	nEQR	Verdi	EQR	nEQR	Tilstands klasse
Femunden	2,54	0,88	0,92	1,00	1,00	1,00	0	1,00	1,00	SG
Mjøsa	2,09	0,72	0,82							SG
Limmingen	6,611	2,28	1,00							G <sup>2</sup>
Røssvatnet	6,391	2,20	1,00							G <sup>2</sup>
Salvatnet	13,88	4,79	1,00							SG
Selbusjøen	4,35	1,50	1,00							G <sup>2</sup>
Snåsavatnet	4,82	1,66	1,00	0,85	0,85	0,70	50	0,53	0,46	M

<sup>1</sup> Basert på modifisert WS-FBI formel for å unngå negativ, ikke tolkbar verdi (se kap. 3.2.2).

<sup>2</sup> Nedgradert én tilstandsklasse pga. forekomst av regionalt fremmed høyrisikoarter (se kap. 3.2.3).

Blant innsjøene som har innslag av lokalt fremmede fiskearter, Limingen, Selbusjøen og Røssvatnet, varierer det likevel hvor dominerende de er. I Limingen, Snåsavatnet og Selbusjøen er det i tillegg satt ut krepsdyret pungreke (*Mysis relicta*), og også firetorntet istidskreps (*Pallaseopsis quadrispinosa*) i Selbusjøen. Vi har ganske god kunnskap om de negative effektene av pungreke i Selbusjøen og Snåsavatnet, men for andre innsjøer mangler vi kunnskap om hvilken skader disse artene har påført det opprinnelige fiskesamfunnet og økosystemet. I Selbusjøen er det også satt ut gjedde. Gjedde er en art som har stor negativ effekt på ørret i de innsjøene der den har blitt introdusert. Ørekyt og mort derimot, kan ofte ha mindre tydelig effekt, men kan føre til drastiske endringer i

konkurransforholdene. Mort kan også påvirke næringsstoffomsetningen mellom bunnsedimenter og de åpne vannmasser, inkludert transport av fosfor fra litorale sedimenter til pelagialen (Brabrand mfl. 1990). I henhold til Klassifiseringsveilederen skal vannforekomster med påviste vannlevende høyrisikoarter (se kap. 3.4) ikke ha bedre enn *god* tilstand. Vi har derfor nedgradert tilstanden for fisk i Limingen, Røssvatnet og Selbusjøen (Tabell 19). Det mangler imidlertid en konkret vurdering av hvilken effekt den/de introduserte artene kan ha hatt/har. Tilstandsklassifiseringen for fisk i disse innsjøene er derfor usikker.

Detaljerte beskrivelser av fiskesamfunnet i den enkelte innsjø er gitt i Vedlegg J.

## 5. Tilstandsvurdering pr. innsjø

### 5.1 Innledning inkl. usikkerhetsvurdering

I dette kapitlet presenteres tilstandsvurderingen enkeltvis for hver innsjø. De hvite radene i tabellene indikerer at det enten ikke er tatt prøver, ikke har vært datagrunnlag for beregning av den aktuelle indeksen, eller at indeksen er ekskludert i den endelige klassifiseringen pga. stor usikkerhet eller manglende relevans (se Tabell 10 i Lyrche Solheim mfl. 2018).

Resultater fra basisovervåkingen av store innsjøer i 2015 og 2016, samt fra ØKOSTOR-programmet i 2017, 2018 og 2019 er brukt for sammenligning med resultatene fra ØKOSTOR 2020. For de fleste innsjøene finnes det også eldre data for ett eller flere kvalitetselementer (Persson mfl. 2013), men disse er kun brukt hvis de er lett tilgjengelige. For selve tilstandsklassifiseringen er slike eldre data ikke benyttet da de kun unntaksvis tilfredsstillende kravene for klassifisering.

Usikkerhetsvurderinger av samlet klassifisering for hver innsjø er basert på følgende forhold:

1. Typologi-problemer:
  - a) Innsjøer som tilhører en vanntype det ikke foreligger klassifiseringssystem for, og der det ikke finnes noen relevante nærstående vanntyper, antas å ha stor usikkerhet.
  - b) Vannforekomster på grensen mellom to eller flere vanntyper antas å ha en mer usikker klassifisering enn vannforekomster langt fra typegrenser.
2. Inkonsistent resultat for kvalitetselementer eller enkeltindekser/parametere innen samme påvirkningstype gir økt usikkerhet. Inkonsistente resultater kan skyldes f.eks. avvikende enkeltmålinger, «tilfeldig» fravær av indikatorarter som normalt burde vært tilstede, eller lite representative data (f.eks. uegnet habitat) og kan gi utslag i form av:
  - a) Stor forskjell i tilstand mellom indekser for samme påvirkning innen et kvalitetselement, eks. bunndyrindekser for forsuring.
  - b) Stor forskjell i tilstand mellom kvalitetselementer eller enkeltindekser/parametere som er følsomme for samme påvirkningstype (men klassifiseringen kan likevel ha lav usikkerhet hvis den er basert på minst 3 års data og forskjellen er konsistent mellom år).
3. Klassifisering basert på ett års data og/eller få kvalitetselementer eller der tilstanden varierer mye mellom år (>0,05 nEQR-enheter), er mer usikker enn klassifisering basert på flere års data eller/og der tilstanden varierer lite mellom år.


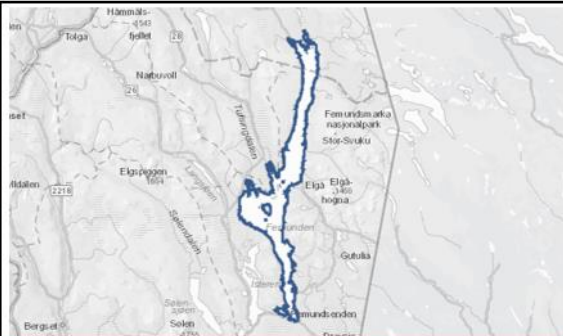
Andre forhold som gir økt usikkerhet:



- For vannforekomster som er på eller nær en klassegrense vil selve tilstandsklassen være usikker (nEQR verdien kan likevel ha tallverdier som tilsvarer klassegrensene, f.eks. 0,60, som er god/moderat-grensen, og disse tallene er ikke mer usikre enn andre tall på nEQR-skalaen).
- Tilstedeværelse av andre påvirkninger enn dem som kan tilstandsvurderes med det nåværende klassifiseringssystemet (f.eks. forbygninger i strandsonen eller partikkel-påvirkning, som gir høy turbiditet og også kan gi nedslamming av strandsonen).
- Uklarheter om målestasjonene er representative for hele innsjøen. Eksempler på innsjøer med forskjeller i økologisk tilstand mellom forskjellige målestasjoner er Mjøsa og Vansjø (Thrane mfl. 2020 og Skarbøvik mfl. 2020).

De tre hovedpunktene ovenfor brukes til å vurdere usikkerheten til den samlede tilstandsklassifiseringen i tre nivåer; liten, middels og stor usikkerhet. Klassifiseringen er vurdert å ha stor usikkerhet dersom alle de tre forholdene gjelder, middels usikkerhet dersom minst ett av punktene gjelder, og liten usikkerhet dersom ingen av forholdene foreligger. Klassifiseringen kan også vurderes å ha liten usikkerhet dersom den er basert på kun ett år med data, selv om ingen av de andre forholdene ovenfor er aktuelle.

## 5.2 Femunden

					
Beliggenhet og vanntype		Morfometri og hydrologi <sup>1</sup>		Arealfordeling (%) <sup>1</sup>	
Vannforekomst-ID	311-1348-L	Areal nedbørfelt (km <sup>2</sup> )	1786	Sjø	19
Fylke(r)	Innlandet, Trøndelag	Innsjøareal (km <sup>2</sup> )	203,5	Bre	0
Kommune(r)	Engerdal, Os, Røros	Maks-dyp (m)	150	Skog	36
Økoregion	Østlandet	Middeldyp (m)	50	Dyrket mark	0,5
Høyde over havet (m)	664	Volum (mill. m <sup>3</sup> )	6035	Myr	6
Kalsium (mg/L)	1,4	Midlere årlig avløp (mill. m <sup>3</sup> )	805	Snaufjell	26
Farge (mg Pt/L)	10,3	Teoretisk oppholdstid (år)	7,49	Urban	0
Typekode	L205	Reguleringshøyde (m) <sup>2</sup>	0		
Vanntype-beskrivelse	Skog, kalkfattig, klar				

<sup>1</sup> <http://nevina.nve.no/> & <https://vann-nett.no/portal>

<sup>2</sup> Fra Eva Klausen, NVE

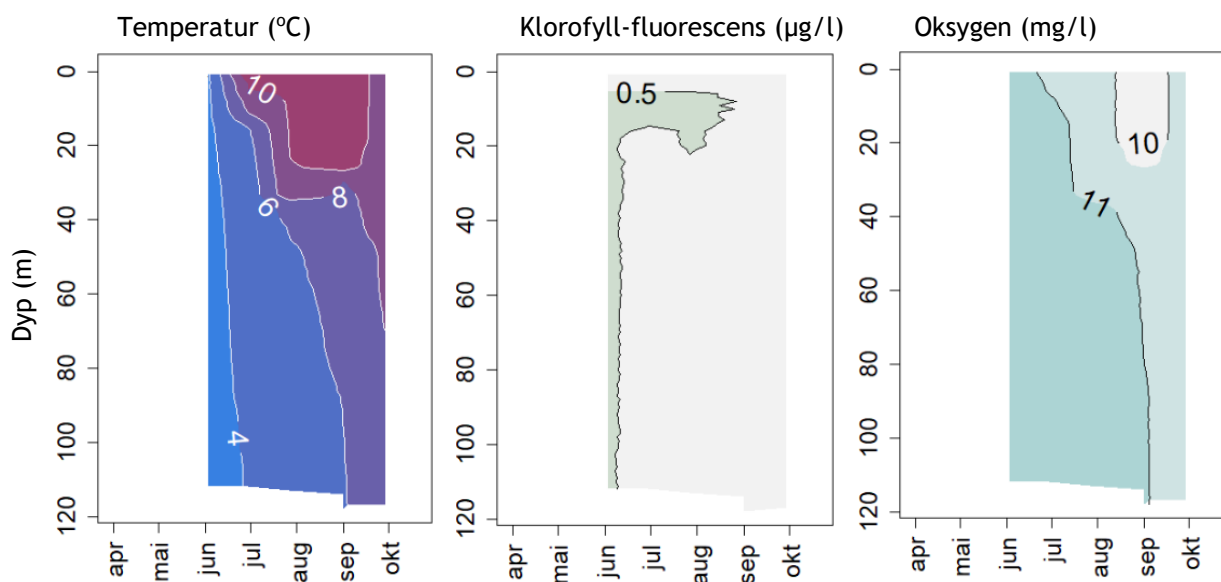
Femunden er den tredje største innsjøen i Norge og den største som ikke er regulert. Den er også den største av innsjøene som ligger over 600 moh. i Skandinavia. Innsjøen er også spesiell ved at den har utløp i begge ender, til Trysil-elva (og Klarälven i Sverige) i sør og til Glommavassdraget i nord (via en fløtningskanal åpnet i 1764). Femundsmarka med Femunden er populære områder for friluftsliv og sportsfiske. De viktigste fiskeslagene er ørret, gjedde og sik. Tidligere var det en omfattende hugst av skogen i forbindelse med gruvevirksomheten på Røros, men i dag er Femundsmarka vernet gjennom Femundsmarka nasjonalpark (opprettet i 1971). Vassdraget er varig vernet mot kraftutbygging (Verneplan I for vassdrag). Femunden ligger i vannområdet Femund/Trysilvassdraget/Klarälven og tilhører den svenske vannregionen Västerhavet, noe som forutsetter samarbeid med Sverige om forvaltningsplaner iht. vanddirektivet.

Femunden tilhører vanntype L205, NGIG type L-N5 og L-N-M101 for kalkfattige, klare skogssjøer. Alle kvalitetselementer er klassifisert ut fra denne vanntypen.

Det finnes enkelte eldre undersøkelser av vannkjemi og plankton (1991) samt fisk (1982, 1994, 2009) (Persson mfl. 2013). Innsjøen ble også undersøkt som en del av basisovervåkingen av store innsjøer i 2016 (Lyche Solheim mfl. 2017).

Følgende kvalitetselementer ble undersøkt i Femunden i 2020: Planteplankton og vannkjemi, vannplanter, småkreps (planktoniske og litorale) og fisk. Klassifiseringen av økologisk tilstand er basert på alle disse kvalitetselementene.

Vertikalprofiler av temperatur i Femunden viste ingen tydelig sjiktning før i slutten av juli, da et svakt sprangsjikt ble etablert på ca. 20-25 m dyp (Figur 22 med detaljer i Vedlegg F). Den lange vårsirkulasjonen ga innblanding av vann over 6 °C i hele hypolimnion på sensommeren og høsten. De høyeste temperaturene ble målt i august-september, men denne var aldri over 10-11 °C. Oksygenkonsentrasjonen var høy i hele vannsøylen gjennom hele sesongen og tilsvarer en metning på 90-100 % (Vedlegg F).



Figur 22. Vertikalprofiler av temperatur (°C), klorofyll-fluorescens (µg/l) og oksygen (mg/l) målt på den pelagiske stasjonen over dypeste punkt i Femunden fra juni til oktober 2020.

Fosforkonsentrasjonen (Tot-P) var generelt lav med et årsmiddel på 3,4 µg/l (Vedlegg D), noe som er vesentlig lavere enn i 2016 (6 µg/l). I starten av september ble det imidlertid målt Tot-P på 8 µg/l. Fosforkonsentrasjonen i hypolimnion var betydelig lavere enn i epilimnion med et årsmiddel på 1,7 µg/l. Nitrogenkonsentrasjonen (Tot-N) var også lav (148 µg/l) og siktedypet (9,5-11,5 m med et årsmiddel 10,3 m) er typisk for klare innsjøer med lavt humusinnhold (10 mg Pt/l). De vannkjemiske eutrofieringsparameterne ga *svært god* tilstand i 2020.

De vannkjemiske forsuringsparameterne ga *svært god* tilstand. Det er ingen indikasjoner på at Femunden er forsuret.

Innsjøen er uregulert og de hydromorfologiske støtteparameterne ga da også *svært god* tilstand.

Algebiomassen var svært lav. Middelverdien for klorofyll var 0,9 µg/l og biovolum var 0,1 mm<sup>3</sup>/l, og varierte lite gjennom sesongen. Fluorescens-målingene var også lave (<1,0 µg/l) gjennom hele sesongen og på alle dyp (Figur 22). Planteplanktonsamfunnet var relativt artsrikt med knapt 120 taksa registrert i 2020 mot <100 taksa i 2016 (figur 6). De dominerende gruppene var gullalger og svelgflagellater med mindre andeler kiselalger. Algebiomassen og artssammensetningen var typisk for innsjøer med lave fosforkonsentrasjoner. Samlet ga planteplanktonet *svært god* tilstand for Femunden i 2020, tilsvarende som i 2016.

Det ble totalt registrert 19 arter av vannplanter i 2020 mot 21 arter i 2016 (se Figur 9), og floraen var preget av arter som er typiske for oligotrofe innsjøer, f.eks. kortskuddartene stivt brasmegras (*Isoetes lacustris*), mjukt brasmegras (*I. echinospora*), tjønngress (*Littorella uniflora*) og botngress (*Lobelia dortmanna*), langskuddartene tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*) og vanlige

*Potamogeton*-arter, samt flytebladplanten flotgras (*Sparganium angustifolium*). Det ble ikke registrert noen fremmede arter i 2020. Alle de tre vannplanteindeksene, for hhv. eutrofiering, regulering og forsurening, ga *svært god* tilstand, og samlet tilstand for vannplanter i Femunden var også *svært god*.

Småkrepsfaunaen i Femunden var artsrik og det ble i 2020 registrert totalt 52 arter mot 44 arter i 2016 (Figur 16). Det ble funnet hele 4 arter av dafnier, men ellers har småkrepsfaunaen, og særlig artssammensetningen av vannlopper, flere fellestrekk med faunaen i Snåsavatnet som også har en artsrik småkrepsfauna (se kap. 4.4.1). Krepssdyrplanktonet var preget av lave til moderate tettheter med dominans av unge stadier av calanoide og cyclopoide hoppekreps (nauplier og copepoditter). Det ble dessuten registrert moderate tettheter av vannlopper tilhørende slekten *Daphnia* og snabelkreps (*Bosmina longispina*) som til sammen utgjorde ca. 24 % i håvtrekket fra 0-10 m. Den dominerende dafnie-arten i Femunden var hjelmdafnie (*Daphnia galeata*), en art som anses å være noe mer hardfør ift. fiskepredasjon enn andre dafnier, pga. sin karakteristiske hjelmformede hodefasong.

Andelen forsuringfølsomme arter i litoralsonen var relativt høy ved alle stasjoner og samlet gir forsuringindeksen for småkreps (LACI-2) *svært god* tilstand (nEQR 1,0). Bunndyrundersøkelsene fra 2016 (ikke undersøkt i 2020) indikerte *god* tilstand, men dette skyldtes mest sannsynlig naturlige forhold framfor forsuring (Lyche Solheim mfl. 2017). Den nye eutrofieringsindeksen for småkreps (CIT) ga også *svært god* tilstand (nEQR 1,0) for Femunden.

Fiskebiomassen i de åpne vannmasser var relativt lav (5,8 kg/ha), noe som gjenspeiler innsjøens lave produktivitet. Fiskebestandene i Femunden har vært gjenstand for undersøkelser siden 1982, og i 1994 ble det gjennomført et omfattende prøvefiske. Prøvefisket i 2020 ga en total fangst pr. innsatsenhet på omtrent samme nivå som i 1994, men noe lavere enn fangstene i 2016. Dette viser en stabil situasjon for fiskebestanden, men reflekterer den variasjonen man alltid vil se i garnfangster fra forskjellig tidspunkt. Som i tidligere undersøkelser dominerte sik både i de åpne vannmasser og i bunnfangstene. I tillegg ble det registrert ørekyt, gjedde, ørret, røye, lake og abbor i våre fangster. Det høye artsantallet skyldes innsjøens østlige beliggenhet og innvandringshistorien for fisk i Norge. Den genetiske diversiteten innen sikbestanden er også stor, med fire genetisk forskjellige økologiske former (Østbye mfl. 2005). Kvaliteten på fiskedata for Femunden er *svært god*. Alle de tre fiskeindeksene ga *svært god* tilstand for fisk og samlet tilstand var også *svært god*.

Samlet klassifisering ga *svært god* økologisk tilstand med planteplankton og vannplanter som utslagsgivende kvalitetselement (Tabell 20).


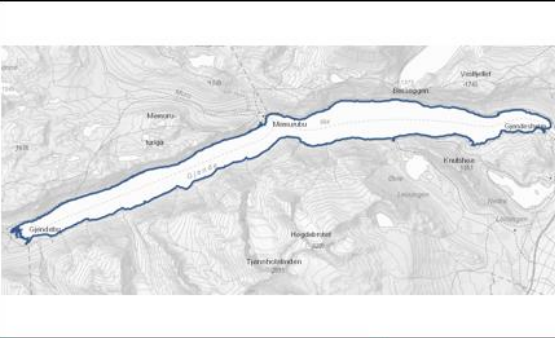
**Konklusjon:** Undersøkelsene i 2020 indikerer at Femunden er i *svært god* økologisk tilstand og tilfredsstillende dermed miljømålet iht. vannforskriften. Klassifiseringen anses å ha lav usikkerhet, da alle kvalitetselementene er i *svært god* tilstand, noe som samsvarer med forventningene om liten eller ingen påvirkning. Resultatet for de undersøkte kvalitetselementene er også konsistent mellom år. Bunndyr som kun ble undersøkt i 2016, ga den gang *god* tilstand, men avviket fra antatt naturtilstand har mest sannsynlig naturlige årsaker.

Tabell 20. FEMUNDEN 2020

Økologisk tilstand angitt for hvert kvalitetselement og parameter som absoluttverdi, tilstandsklasse, EQR verdi og normalisert EQR verdi, og samlet for hele vannforekomsten nederst i tabellen. Den samlede vurderingen er basert på det verste styrer prinsippet. Indekser og parametere uten farge angir manglende data, parametere som ikke er relevante eller mangler klassegrenser for den aktuelle vanntypen, eller har for usikre data til å inkluderes i totalvurderingen. SG = Svært god (blå), G = God (grønn), M = Moderat (gul), D = Dårlig (oransje), SD = Svært dårlig (rød).

Kvalitetselement	Verdi	Klasse	EQR	nEQR
<b>Biologiske kvalitetselementer</b>				
Planteplankton: Klorofyll-a, µg/l	0,91	SG	1,43	1,00
Planteplankton: Totalt volum, mm <sup>3</sup> /l	0,10	SG	1,00	1,00
Planteplankton: Trofisk indeks, PTI	2,01	G	0,90	0,79
Planteplankton: Cyano <sub>max</sub> , mm <sup>3</sup> /l	0,005	SG	1,00	0,99
<b>Totalvurdering planteplankton</b>		SG		<b>0,90</b>
Vannplanter eutrofieringsindeks: Tlc	78,90	SG	1,00	1,00
Vannplanter reguleringsindeks: Wlc	10,50	SG		0,90
Vannplanter forsuringindeks: Slc	0,00	SG	0,82	0,92
<b>Totalvurdering vannplanter</b>		SG		<b>0,90</b>
Småkreps forsuringindeks: LACI-2 (kun lav alk)	4,71	SG	2,25	1,00
Småkreps eutrofieringsindeks: CIT	81,36	SG	1,40	1,00
<b>Totalvurdering invertebrater</b>		SG		<b>1,00</b>
Fisk, NEFI: endring fiskesamfunn (generell)	1,00	SG	1,00	1,00
Fisk, WS-FBI: pelagisk fiskeindeks (eutrofiering)	2,54	SG	0,88	0,92
Fisk, % bestandsnedgang (generell)	0	SG	1,05	1,00
<b>Totalvurdering fisk</b>		SG		<b>0,92</b>
<b>Totalvurdering biologiske kvalitetselementer</b>		SG		<b>0,90</b>
<b>Fysisk-kjemiske kvalitetselementer</b>				
Total fosfor, µg/l	3,4	SG	0,88	0,94
Total nitrogen, µg/l	148,0	SG	1,01	1,00
Siktedyp, m	10,3	SG	1,16	1,00
<b>Totalvurdering eutrofieringsparametere</b>		SG		<b>0,97</b>
pH	6,9	SG	0,98	0,94
ANC, µekv/l	95,9	SG	0,87	0,89
LAL, µg/l	2,6	SG	0,96	0,98
<b>Totalvurdering forsuringparametere</b>		SG		<b>0,94</b>
<b>Hydromorfologiske kvalitetselementer</b>				
Reguleringshøyde, m (RH = HRV-LRV)	0	SG	na	1,00
Forholdet mellom reguleringshøyde og siktedyp (RH/2SD)	0,00	SG	na	1,00
<b>Totalvurdering hydromorfologiske støtteparametere</b>		SG		<b>1,00</b>
<b>Totalvurdering for vannforekomsten</b>		SG		<b>0,90</b>

## 5.3 Gjende

					
Beliggenhet og vanntype		Morfometri og hydrologi <sup>1</sup>		Arealfordeling (%) <sup>1</sup>	
Vannforekomst-ID	002-147-L	Areal nedbørfelt (km <sup>2</sup> )	377	Sjø	9
Fylke(r)	Innlandet	Innsjøareal (km <sup>2</sup> )	15,6	Bre	10
Kommune(r)	Lom, Vågå	Maks-dyp (m)	149	Skog	2
Økoregion	Østlandet	Middeldyp (m)	66	Dyrket mark	0
Høyde over havet (m)	984	Volum (mill. m <sup>3</sup> )	1030	Myr	1
Kalsium (mg/L)	1,2	Midlere årlig avløp (mill. m <sup>3</sup> )	498	Snaufjell	77
Farge (mg Pt/L)	1,9	Teoretisk oppholdstid (år)	2,07	Urban	0
Typekode	L304	Reguleringshøyde (m) <sup>2</sup>	0		
Vanntype-beskrivelse	Fjell, kalkfattig, svært klar, bresjø				

<sup>1</sup> <http://nevina.nve.no/> & <https://vann-nett.no/portal>

<sup>2</sup> Fra Eva Klausen, NVE

Gjende ligger i Jotunheimen nasjonalpark og er en av Norges mest kjente fjellsjøer. Tusenvis av turister besøker området hvert år, og det går rutebåt på innsjøen om sommeren. Gjende er en typisk brepåvirket fjellsjø med lang og smal bassengform og en karakteristisk blågrønn farge pga. brepartiklene. Innsjøen er kalkfattig og så å si uten humus. Gjende tilhører vannregion Innlandet og Viken og vannområdet Mjøsa. Utløpselva Sjoa er en tilløpselv til Gudbrandsdalslågen.

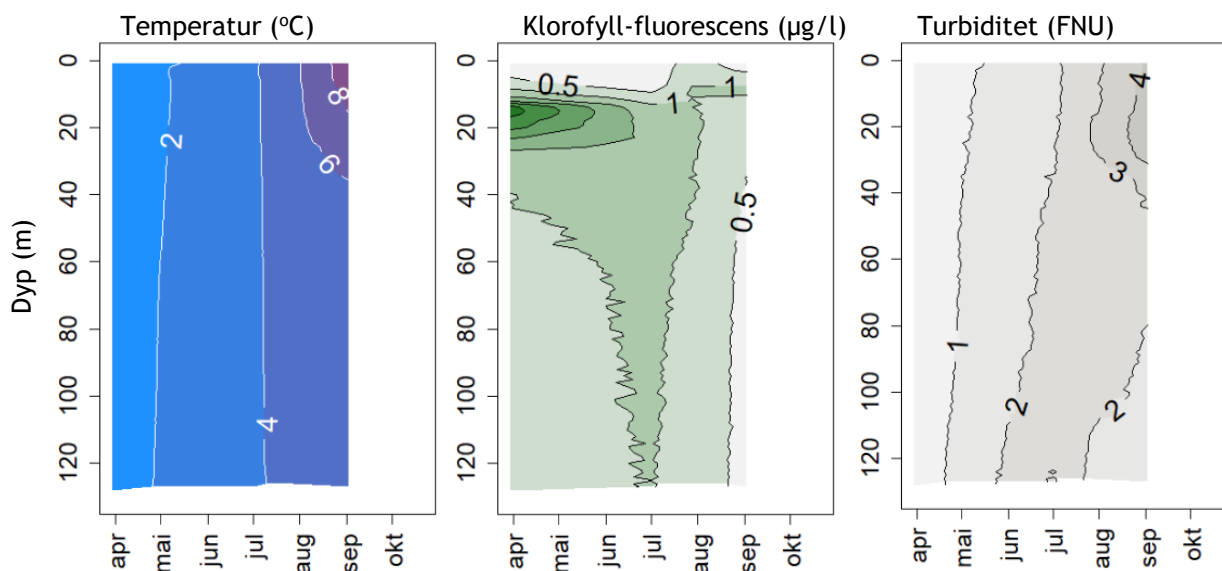
Tidligere undersøkelser i Gjende er ikke systematisert, men det finnes noe informasjon om kransalger (Økland og Økland 1996), samt generell informasjon om at det skal være godt fiske i Gjende, primært i utløpet (Gjende-osen) pga. store mengder av den såkalte Gjende-flua, som er en knottart med larver som er attraktive for ørreten (<https://sjodalen.no/artikler/fiskerne-ved-gjende>). Universitetet i Oslo har også i en årrekke målt dybdeprofiler av generelle fysiske-kjemiske parametere i Gjende i forbindelse med kurs for limnologistudenter, men disse dataene er ikke offentlig tilgjengelige.

Det finnes ikke noe klassifiseringssystem for bresjøer (type L311) pga. lite overvåkingsdata fra slike innsjøer. Vi har derfor valgt å klassifisere alle kvalitetselementene iht. klassegrensene for vanntype L304, tidligere 23 (kalkfattig, svært klar fjellsjø). Tot-P konsentrasjonen er også korrigert for bidraget fra brepartiklene før klassifiseringen er gjort. Dette gir en klassifisering som er mer korrekt for den biologiske relevante delen av fosforet. Klassegrensene for siktedyp er korrigert for bidraget fra brepartikler til lysvekningen, se kap. 3.1.2 for detaljer.

Gjende ble i 2020 undersøkt for vannkjemi, planteplankton og krepsdyrplankton. Vannkjemi, planteplankton og krepsdyrplankton ble også undersøkt på senvinteren (april). Klassifiseringen av økologisk tilstand i 2020 er basert på planteplankton og vannkjemi fra vekstsesongen juni-september.

Krepsdyrplankton er ikke inkludert i klassifiseringen, da indeksene for småkreps primært er basert på litorale småkreps, som ikke ble undersøkt i 2020.

Vertikalprofilene av temperatur, klorofyll og turbiditet i Gjende i 2020 (Figur 23) gjenspeiler for øvrig en relativt kjølig sommer, som ga lav til moderat bresmelting og en svært kortvarig termisk sjiktning i august og begynnelsen av september. Vintermålingen av temperatur var i underkant av 2 °C, mens maksimumstemperaturen i overflatelaget var på 9 °C helt i slutten av august.



Figur 23. Vertikalprofiler av temperatur (°C), klorofyll-fluorescens (µg/l) og turbiditet (FNU) målt på den pelagiske stasjonen over dypeste punkt i Gjende fra mars til september 2020.

Turbiditeten økte utover sommeren pga. tilførsel av brepartikler og var høyest i overflatelaget på sensommeren med verdier over 4 FNU. Klorofyll-fluorescensen viste et tydelig maksimum på >3 µg/l i metalimnion i april under isen. Det er uklart om de lavere verdiene i 0-10 m sjiktet enn i resten av vannsøylen er reelle eller om de skyldes lysinhibisjon i algecellene. Klorofyllfluorescens ble målt i hele vannsøylen gjennom hele sesongen med et maksimum i dypvannet på drøyt 1 µg/l i begynnelsen av juli. Dette skyldes fullsirkulasjon av vannmassene helt fram til august.

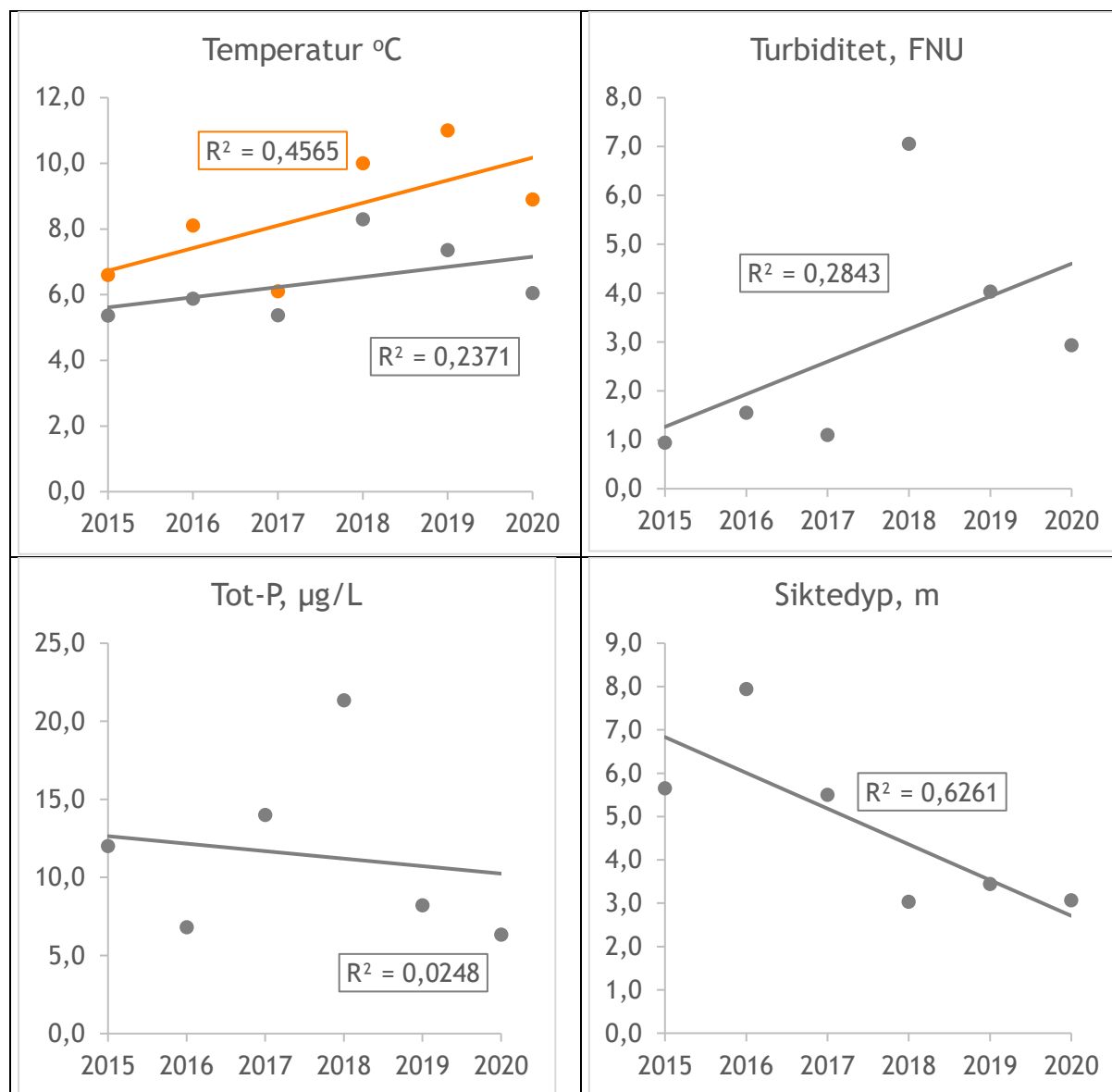
Oksygenprofilene (Vedlegg F) viste 85-90 % metning i vannsøylen under ca. 10 m dyp april-mai og i september. Oksygenkonsentrasjonen var likevel aldri under 10 mg/l pga. de lave temperaturene i epilimnion.

Fosforkonsentrasjonen (Tot-P) i Gjende var relativt høy (6,3 µg/l) i 0-10 m sjiktet, men kun 4,8 µg/l når det korrigeres for fosforinnholdet i breslammet. Kloakkpåvirkning er ikke sannsynlig i 2020, da bakteriemålinger i 2018 og 2019 viste svært lite koliforme bakterier i prøver fra forskjellige dyp og tidspunkter (Vedlegg I i Lyshe Solheim mfl. 2019 og 2020). Bakterieprøver ble ikke tatt i 2020. Den korrigerede Tot-P-konsentrasjonen ga god tilstand med en nEQR-verdi på 0,61, som er nær klassegrensen *god/moderat* (Tabell 25). Fosfat-konsentrasjonen i 0-10 m sjiktet var 4,0 µg/l.

Gjennomsnittlig siktedyp var på 3,1 m i 2020. Tilstanden for siktedyp, med bruk av klassegrenser korrigert for bidraget fra brepartiklene, blir da *svært god*. Samlet vurdering for Tot-P og siktedyp gir *god* tilstand i 2020, akkurat på grensen til *svært god* (nEQR 0,80). Tilstandsklassifiseringen for de fysiske-kjemiske eutrofieringsparametere har økt sikkerhet etter korrigeringen for bidraget fra brepartiklene til både siktedyp og Tot-P.

De vannkjemiske forsuringsparameterne ga *svært god* tilstand med en pH-verdi på 6,8, ANC-verdi på 65  $\mu\text{ekv/l}$  og labilt aluminium på 0  $\mu\text{g/l}$  (maksimumsverdi). Tilsvarende resultater ble funnet i 2015-2019 og viser at Gjende ikke er påvirket av forsurening til tross for lav kalsiumkonsentrasjon (1,2  $\text{mg/l}$ ).

Gjende er undersøkt mht. fysisk-kjemiske parametere hvert år siden 2015. Dette gir mulighet for å se på utviklingen gjennom de siste seks årene (2015-2020). Figur 24 viser denne utviklingen i de klima-relaterte parametere temperatur og turbiditet, samt de vannkjemiske eutrofieringsparameterne, mens Figur 25 viser utviklingen av planteplanktonet.



Figur 24. Tidsserier basert på middelverdier i perioden juni-oktober (merk: i 2017, 2018 og 2020 finnes kun data fra juli-september) av temperatur (maksimum er markert med oransje farge), turbiditet, total fosfor og siktedyp i overflatevannet (0-10m) i Gjende i perioden 2015-2020. Data fra enkeltår er vist i Lyche Solheim mfl. 2015, 2016, 2017, 2018, 2019, 2020.

Gjende er en bresjø som mottar kaldt smeltevann fra isbreer i nedbørfeltet gjennom hele sommeren. Dette kalde smeltevannet reduserer i noen grad effektene av klimaendringene mht. temperatur. Til tross for dette ser vi en økning i midlere vanntemperatur i juni-oktober i den øvre del av vannsøylen



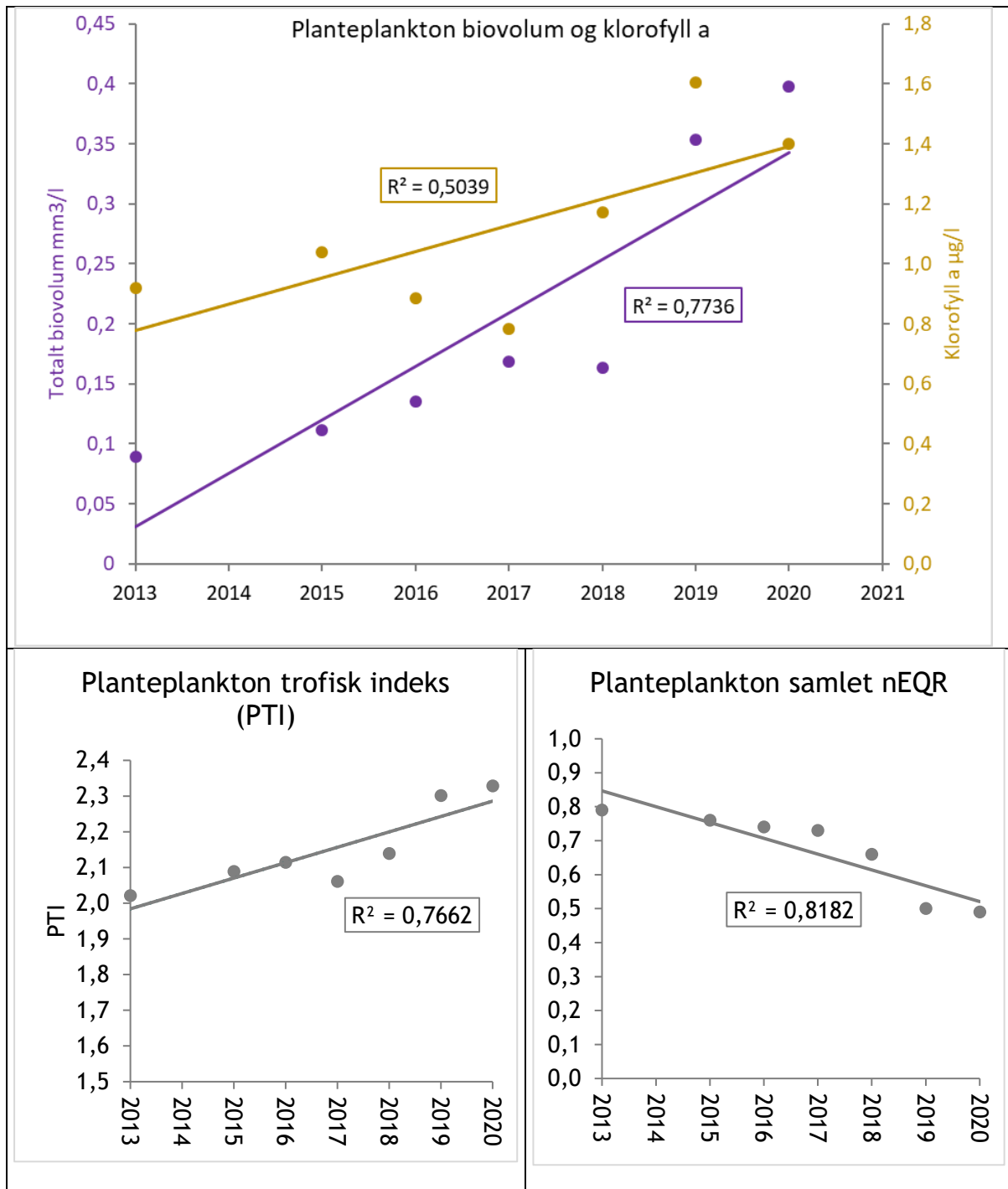
(0-10 m) gjennom perioden 2015-2020 på ca. 1,5 °C (Figur 24). Maksimumstemperaturen i samme periode viser en klart brattere stigning på ca. 3 °C og en sterkere korrelasjon i den samme perioden.

Turbiditeten øker også klart med betydelig høyere verdier de siste tre årene sammenlignet med de første tre årene, mens siktedypet avtar tilsvarende og er halvert fra ca. 6 m eller mer de første årene til ca. 3 m de siste årene (Figur 24).

Utviklingen av total fosfor (Tot-P) er imidlertid svakt avtagende (Figur 24) og vanskelig å forklare ut fra klimaendringene, som skulle tilsa en økning parallelt med turbiditeten. En kilde til usikkerhet i fosforkonsentrasjonen er at middelverdiene fra 2015 og 2019 ikke er direkte sammenlignbare med de fra 2016, 2017, 2018 og 2020, da antall prøverunder var fem i 2015 og 2019, men bare tre i de øvrige årene. Vi har derfor analysert middelverdiene for perioden juli-september for alle årene, men finner fortsatt det samme svakt avtagende mønsteret for Tot-P (ikke vist). En annen kilde til usikkerhet er mulige antropogene kloakkutslipp. Det ble funnet lave tettheter av tarmbakterier i august/september 2016, 2018 og 2019 (målinger ble ikke gjort i 2015, 2017 og 2020), men det er vanskelig å konkludere ut fra disse få målingene. Mulig kontaminering av vannprøvene kan også være en kilde til høye fosforkonsentrasjoner de første to årene pga. desinfisering av prøvetakingsutstyret med Virkon S, som inneholder mye fosfat. Flere års observasjoner er nødvendige for å avklare kildene til fosfor i Gjende.

Planteplanktonet i Gjende hadde et totalt biovolum på 0,34 mm<sup>3</sup>/l i 2020 og var dominert av storvokste kiselalger (Figur ), primært *Asterionella formosa*. Denne kiselalgen er en mer næringskrevende art enn de artene/slektene som dominerte tidligere (*Cyclotella* og *Tabellaria*) (se Vedlegg G2). Denne endringen ga *dårlig* tilstand for PTI-indeksen og en betydelig lavere nEQR-verdi for planteplanktonet totalt sett (0,49). Den høye turbiditeten på sensommeren 2020 (Figur 23 og 24) og relativt høy konsentrasjon av orto-fosfat og nitrat (Tabell 8, 9 og Vedlegg D) tilsier at planteplanktonet primært var begrenset av lys og ikke av næringsalter.

Tidsseriene for planteplanktonparametere, der også eldre data fra 2013 er inkludert (Figur 25) viser tydelig en eutrofierende utvikling i perioden 2013-2020 for alle parametere og for den samlede nEQR, som har gått fra 0,79 i 2013, som er nær grenseverdien *svært god/god* til midt i *moderat* tilstandsklasse (0,50) de siste to årene. Dette er en betydelig forverring av den økologiske tilstanden til planteplanktonet. Årsaken til denne negative utviklingen er uklar, men kan ha sammenheng med betydelig dårligere lysklima kombinert med god tilgang på løste næringsalter. Slike forhold vil favorisere svaktlysadapterte og næringskrevende arter. Kiselalger som *Asterionella formosa* er en slik art, som ofte forekommer ved svak eutrofiering i dype innsjøer. Økt temperatur om sommeren er en mindre sannsynlig årsak, da *Asterionella formosa* er totalt dominerende også i planteplanktonet fra vinterprøvene. Men den økende stratifisering av vannsøylen i 2018 og 2019 kan likevel ha gitt denne arten en fordel, da den har stjerneformede kolonier som er mer motstandsdyktige mot sedimentasjon enn de fleste andre kiselalger ([Asterionella formosa | Species - Diatoms of North America](#)). Endringer i krepsdyrplanktonet med mer gelékreps (Figur 19) kan også tenkes å ha bidratt til denne endringen i planteplanktonet. Beiting fra gelékreps i tillegg til dafnier kan gi store kolonidannende arter som *Asterionella formosa* en fordel, da den trolig er mindre beitbar enn kiselalgene som dominerte i Gjende før 2019 (*Cyclotella* og *Tabellaria*).



Figur 25. Tidsserier basert på middelverdier i perioden juni-oktober (merk: i 2017, 2018 og 2020 finnes kun data fra juli-september) av plantep plankton totalt biovolum og klorofyll (øvre panel), PTI (nedre venstre panel) og samlet nEQR (nedre høyre panel) i overflatevannet (0-10m) i Gjende i perioden 2015-2020. Fargekode for øvre panel er lilla for totalt biovolum og sennepsgul for klorofyll a. Data fra enkeltår er vist i Lyche Solheim mfl. 2015, 2016, 2017, 2018, 2019, 2020. Data fra 2013 er vist i Løvik & Skjelbred, 2013.

Litorale småkreps ble ikke undersøkt i Gjende i 2020. Krepsdyrplanktonet ble undersøkt og viste svært lave tettheter i juli og svært høye tettheter i september (Figur 18). Cyclopoide hoppekreps dominerte krepsdyrplanktonet, men også i 2020, som i de to foregående årene, er det registrert gelekreps i pelagialen (Figur 19). Se for øvrig Lyche Solheim mfl. 2020 for mer informasjon om både pelagiske og litorale småkreps i 2019 og tidligere års resultater.

Fisk ble ikke undersøkt i Gjende i 2020, men resultater fra 2019 tyder på en tilbakegang av ørretbestanden, trolig som resultat av dårligere lysklima de senere år (Lyche Solheim mfl. 2020).

Betydningen av næringsalter («bottom-up»-kontroll) versus fiskepredasjon («top-down»-kontroll) for de biologiske interaksjonene i Gjende er vanskelig å vurdere, men brepartiklene, som har gitt dårligere lysforhold i 2018, 2019 og 2020 enn i de tidligere årene kombinert med lav kondisjonsfaktor hos ørreten kan tyde på at fisken er fødebegrenset («bottom-up» kontroll). Planteplanktonet var trolig lysbegrenset, hadde høyere biovolum enn tidligere og var totalt dominert av en relativt næringskrevende og stor kiselalge (*Asterionella formosa*) (se avsnittet om planteplankton ovenfor). Denne anses som er lite beitbar for vannlopper, men kan trolig beites av hoppekreps. Beitetrykket på planteplankton anses likevel som begrenset, da tettheten av krepsdyrplankton er lav mesteparten av vekstsesonen. Dette styrker vurderingen av at næringskjeden i Gjende primært er fødebegrenset/lysbegrenset («bottom up»-kontroll).

Samlet indikerer resultatene *moderat* økologisk tilstand for Gjende for andre år på rad, med planteplankton som utslagsgivende kvalitetselement (Tabell 21). Tidligere (2015-2018) har tilstanden vært *god*. Det er imidlertid høy usikkerhet knyttet til klassifiseringen, da klassegrensene for planteplankton i vanntype L304 ikke er tilpasset brepåvirkningen, og vi mangler data for vannplanter og bunndyr. Den relative endringen i planteplanktonet med klart økende biomasse og sterkt økende dominans av mer næringskrevende kiselalger er likevel påfallende uavhengig av vanntype.

Flere data fra andre bresjøer er nødvendig for å utvikle et klassifiseringssystem for denne vanntypen før Gjendes økologiske tilstand kan klassifiseres med større grad av sikkerhet. Sammenligning med tilsvarende data fra tidligere år (2015-2019) er oppsummert i kap. 5.11.


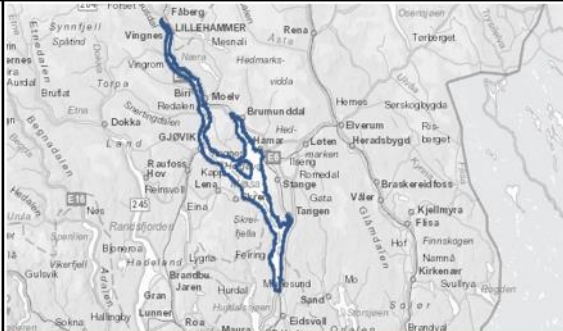
**Konklusjon:** *Undersøkelsene i 2020 indikerer at Gjende er i moderat økologisk tilstand ut fra planteplankton og tilfredsstillende dermed ikke miljømålet iht. vannforskriften. Klassifiseringen anses å ha høy usikkerhet fordi innsjøen tilhører en vanntype som foreløpig mangler klassegrenser for planteplankton, men den relative forverringen av den økologiske tilstanden i planteplanktonet anses som ganske sikker. Det tas forbehold om at andre kvalitetselementer kunne ha endret resultatet. I tillegg er det uklart om den pelagiske stasjonen er representativ for hele innsjøen, og om alle påvirkninger er fanget opp. De observerte endringene i turbiditet, siktedyp, planteplankton, krepsdyrplankton og fisk bør følges opp med nye undersøkelser.*

**Tabell 21. GJENDE 2020**

**Økologisk tilstand angitt for hvert kvalitetselement og parameter som absoluttverdi, tilstandsklasse, EQR verdi og normalisert EQR verdi, og samlet for hele vannforekomsten nederst i tabellen.** Den samlede vurderingen er basert på det verste styrer prinsippet. Indekser og parametere uten farge angir manglende data, parametere som ikke er relevante eller mangler klassegrenser for den aktuelle vanntypen, eller har for usikre data til å inkluderes i totalvurderingen. SG = Svært god (blå), G = God (grønn), M = Moderat (gul), D = Dårlig (oransje), SD = Svært dårlig (rød).

Kvalitetselement	Verdi	Klasse	EQR	nEQR
<b>Biologiske kvalitetselementer</b>				
Planteplankton: Klorofyll-a, µg/l	1,40	SG	0,57	0,82
Planteplankton: Totalt volum, mm <sup>3</sup> /l	0,34	M	0,91	0,55
Planteplankton: Trofisk indeks, PTI	2,32	D	0,73	0,31
Planteplankton: Cyano <sub>max</sub> , mm <sup>3</sup> /l	0,00	SG	1,00	1,00
<b>Totalvurdering planteplankton</b>		M		<b>0,49</b>
<b>Totalvurdering biologiske kvalitetselementer</b>		M		<b>0,49</b>
<b>Fysisk-kjemiske kvalitetselementer</b>				
Total fosfor, µg/l	4,8	G	0,42	0,61
Total nitrogen, µg/l	59,0	SG	2,12	1,00
Siktedyp, m	3,1	SG	0,99	0,99
<b>Totalvurdering eutrofieringsparametere</b>		G		<b>0,80</b>
pH	6,8	SG	0,97	0,88
ANC, µekv/l	65	SG	0,87	0,83
LAL, µg/l	0	SG	na	1,00
<b>Totalvurdering forsuringsparametere</b>		SG		<b>0,90</b>
<b>Hydromorfologiske kvalitetselementer</b>				
Reguleringshøyde, m (RH = HRV-LRV)	0	SG	na	1,00
Forholdet mellom reguleringshøyde og siktedyp (RH/2SD)	0,00	SG	na	1,00
<b>Totalvurdering hydromorfologiske støtteparametere</b>		SG		<b>1,00</b>
<b>Totalvurdering for vannforekomsten</b>		M		<b>0,49</b>

## 5.4 Mjøsa

					
Beliggenhet og vanntype		Morfometri og hydrologi <sup>1</sup>		Arealfordeling (%) <sup>1</sup>	
Vannforekomst-ID	002-118-1-L	Areal nedbørfelt (km <sup>2</sup> )	16555	Innsjø	6
Fylke(r)	Viken, Innlandet	Innsjøareal (km <sup>2</sup> )	366,3	Bre	2
Kommune(r)	Eidsvoll, Hamar, Ringsaker, Stange, Lillehammer, Gjøvik, Østre Toten	Maks-dyp (m)	453	Skog	37
Økoregion	Østlandet	Middeldyp (m)	155	Dyrket mark	6
Høyde over havet (m)	123	Volum (mill. m <sup>3</sup> )	56244	Myr	5
Kalsium (mg/L)	5,5	Midlere årlig avløp (mill. m <sup>3</sup> )	11316	Snaufjell	39
Farge (mg Pt/L)	11,1	Teoretisk oppholdstid (år)	5,66	Urban	0,4
Typekode	L107/L105b <sup>2</sup>	Reguleringshøyde (m) <sup>3</sup>	3,6		
Vanntype-beskrivelse	Lavland, moderat kalkrik/ kalkfattig <sup>2</sup> , klar, dyp				

<sup>1</sup> <http://nevina.nve.no/> & <https://vann-nett.no/portal>

<sup>2</sup> L105b kalkfattig brukt for planteplankton, næringsalter og siktedyp (se kap. 2.3)

<sup>3</sup> Fra Eva Klausen, NVE

Mjøsa er Norges største innsjø. Den er et eget vannområde (Mjøsa) og tilhører vannregion Innlandet og Viken. Gudbrandsdalslågen er største tilløpselv, som drenerer store arealer dominert av skog og fjellområder, mens lokale tilløpselver rundt innsjøen har større andel dyrket mark i nedbørfeltet. Mange byer og tettsteder ligger ved Mjøsa. Innsjøen er naturlig kalkfattig, men har et noe forhøyet kalsiumnivå over typegrensen kalkfattig/moderat kalkrik<sup>3</sup>, trolig som følge av gjødsling av dyrket mark.

Økosystemtjenester fra Mjøsa er av stor betydning for mange brukerinteresser, inkludert drikkevannsforsyning til ca. 100 000 personer i innsjøens umiddelbare nærhet, samt 150 000 personer nedstrøms, dvs. ca. 5 % av Norges befolkning. Innsjøen og tilløpselvene brukes også til vanning av store landbruksarealer og som vannkilde for flere industribedrifter. Bading og båtliv er viktige rekreasjonsaktiviteter for mange tusen mennesker i sommerhalvåret. Sportsfiske etter mjøsørret og lagesild er også av stor betydning. Det finnes også en rekke andre fiskearter i Mjøsa som utnyttes i varierende grad. Årlig fiskeavkastning er anslått til ca. 4-7 kg/ha.

Mjøsa var overbelastet med næringsalter på 1970-tallet, noe som forårsaket uønskede oppblomstringer av giftige cyanobakterier. Etter en massiv innsats for begrensning av utslipp av næringsalter (Mjøsaksjonen) i alle relevante sektorer (kommunalt avløp, spredt avløp, landbruk og industri) ble innsjøen gradvis restituert utover på 1980-tallet. Klimaendringer med varmere vann, mer nedbør i form av styrtregn om sommeren og dermed større tilførsler av næringsalter har de senere år (særlig etter 2010) gitt noe økt algevekst igjen (Lyche Solheim mfl. 2020). En ny studie om fosfortilførsler til Mjøsa fra ni delnedbørfelt (Bechmann mfl. 2021) viser en økt spredning av fosfor

med husdyrgjødsel i jordbruket de siste 20 årene, noe som har gitt økt fosforinnholdet i jordbruksjorda og dermed økt risiko for fosforavrenning. Samtidig gir mange spredte avløpsanlegg betydelige tilførsler av fosfor med høy biotilgjengelighet. I tillegg er lett tilgjengelig fosfor fra overløp av kommunal kloakk et økende problem, som også vil forverres av økt frekvens og intensitet av styrtregneepisoder om sommeren. Det er derfor viktig å følge med på denne utviklingen ved videreføring av overvåkingen som har pågått årlig siden 1972, og som har gitt grunnlag for trendanalyser av næringsalter, planteplankton og krepsdyrplankton (Thrane mfl. 2021).

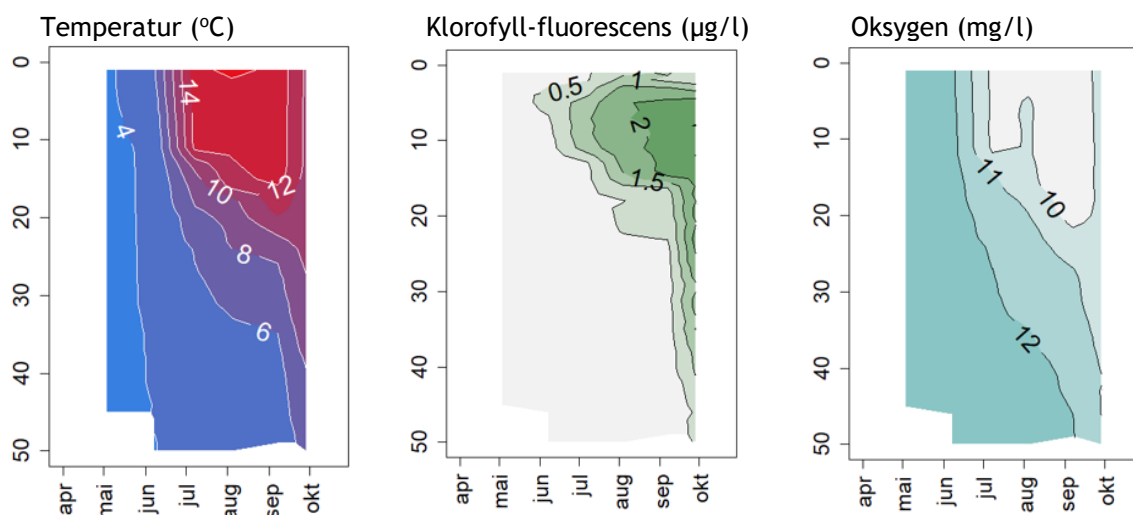
Andre påvirkninger omfatter bl.a. hydromorfologiske inngrep, inkludert regulering av vannstanden med en regulerings høyde på 3,5 m og en vintervedtapping på 3 m, samt større forbygninger i strandsonen i forbindelse med nyere utbygging av vei og jernbane på østsiden av Mjøsa.

Innsjøen tilhører vanntype L107 for moderat kalkrike, klare lavlandssjøer, som brukes for klassifisering av vannplanter, men vanntype L105b for kalkfattige, klare, dype lavlandssjøer brukes for klassifisering av planteplankton, næringsalter og siktedyp (se kap. 2.3 for begrunnelse).

Følgende kvalitetselementer ble undersøkt i Mjøsa i 2020: Planteplankton, krepsdyrplankton og fisk (ekkolodd og trål), samt fysisk-kjemiske og hydromorfologiske støtteparametere. Klassifiseringen av økologisk tilstand er basert på alle disse kvalitetselementene, unntatt krepsdyrplankton, som det ikke er utviklet noe klassifiseringssystem for.

Resultatene som vises for de pelagiske kvalitetselementene er basert på målinger fra hovedstasjonen Skreia ved dypeste punkt i innsjøen. Resultater for andre målestasjoner er vist i Thrane mfl. (2021).

Vertikalprofiler av temperaturutviklingen (Figur 26) viser en tydelig utviklet termoklin i dybdesjiktet 10-30 m og en maksimumstemperatur på ca. 16 °C i epilimnion i juli-august, som er noe lavere enn de to foregående årene. Fluorescensen var lav (<2,5 µg/l), men høyest i epilimnion på sensommeren, da planteplanktonbiomassen var på sitt høyeste (se nedenfor). Oksygenkonsentrasjonen var >9 mg/l i hele vannmassen hele sesongen, og metningen var ca. 90 % nær bunnen av Mjøsa (Vedlegg F).



Figur 26. Vertikalprofiler fra 0-50 m av temperatur (°C), klorofyll-fluorescens (µg/l) og oksygen (mg/l) målt på den pelagiske stasjonen over dypeste punkt i Mjøsa fra mai til oktober 2020. Se Vedlegg F for profiler fra hele vannsøylen.

Turbiditeten var lav (<1,5 FTU), men var høyest i epilimnion i juli, noe som skyldes partikkelrester av vårfloppen kombinert med planteplankton (Vedlegg F).

Fosforkonsentrasjonen i epilimnion hadde en middelvei på 4,8 µg/l i perioden mai-oktober, som tilsvarer *god* tilstand. Siktedypet hadde en middelvei på 7,3 m, som også tilsvarer *god* tilstand. Nitrogenkonsentrasjonen (Tot-N) hadde middelvei på 429 µg/l, som tilsvarer *moderat* tilstand, men nitrogen er ikke brukt i klassifiseringen da planteplanktonet er fosforbegrenset. De vannkjemiske eutrofieringsparameterne (Tot-P og siktedyp) samlet gir *god* tilstand, mens de hadde *svært god* tilstand de øvrige årene etter 2014 bortsett fra i 2019, da tilstanden var *god*. Nedgraderingen fra *svært god* til *god* de siste to årene skyldes primært et vesentlig lavere siktedyp i 2019 og 2020, som sannsynligvis er et resultat av mer partikler fra nedbørfeltet i forbindelse med vårfloppen og styrtregneepisoder. I 2013 og 2014 var det også *god* tilstand for siktedyp og for kombinasjonen av Tot-P og siktedyp pga. større vårflopper. Forsuringsparameterne gir *svært god* tilstand, da Mjøsas ikke er forsuringfølsom pga. sin relativt høye kalsiumkonsentrasjon (>5 mg/l). De hydromorfologiske kvalitetselementene viste *god* tilstand til tross for en relativt stor reguleringshøyde på 3,6 m.

Planteplanktonet hadde omtrent samme biomasse som i de senere år, men noe høyere enn i 2018 og 2019. Biovolumet var helt på grensen *god/moderat*. Størst biomasse ble registrert i slutten av august (totalt biovolum på 0,82 mm<sup>3</sup>/l) med dominans av store kiselalger (spesielt *Tabellaria flocculosa* var. *asterionelloides*), samt mindre innslag av andre algeklasser. Diversiteten av planteplankton var høyere i Mjøsa med 159 registrerte taksa enn i noen av de andre innsjøene i ØKOSTOR 2020 (Figur 6). Årsaken til den høye biodiversiteten er sannsynligvis den relativt høye kalsiumkonsentrasjonen som gir mulighet for bikarbonatkrevende arter, samt innsjøens størrelse. Det var svært lite cyanobakterier. De massive oppblomstringene av cyanobakterier langs land i Mjøsa, som ble rapportert i 2019 (Lyche Solheim mfl. 2020) forekom ikke i 2020 (Thrane mfl. 2021). Den totale økologiske tilstanden for planteplankton på hovedstasjonen var *god*, men nEQR-verdien (0,65) var blant de laveste siden 2014. Langtidsutviklingen av planteplanktonet (Lyche Solheim mfl. 2020, Thrane mfl. 2021) viser at planteplanktonbiomassen er mer enn halvert siden eutrofieringsperioden på 1970-tallet. Men også etter årtusenskiftet har det vært enkelte år med økte algemengder, særlig koblet til flom/styrtregn-episoder, som gir økt tilførsel av næringsalter.

Krepsdyrplanktonbiomassen var høyere i Mjøsa i 2020 enn i de fleste årene etter 1990, men ikke fullt så høy som i 2018 og 2019, da biomassen var like høy som på 1980-tallet (Thrane mfl. 2021). Den dominante arten i 2020 var den samme hoppekrepsarten som normalt dominerer i Mjøsa (sørhops *Eudiaptomus gracilis*), men med betydelige innslag av småvokste hoppekrepsarter og vannloppen snabelkreps *Bosmina longispina*. De store vannloppene i slekten *Daphnia*, som anses å være de mest effektive algebeiterne, hadde uvanlig lav biomasse i 2020, mens gelékreps *Holopedium gibberum* hadde noe høyere biomasse enn normalt. Biomassevariasjoner mellom år kan ha sammenheng med noe lavere temperatur og noe høyere oksygenkonsentrasjon i epilimnion i 2020 enn i 2018 og 2019. Endringene skyldes sannsynligvis ikke økt fiskepredasjon da tettheten av pelagisk fisk har gått kraftig tilbake fra 2018 til 2020 (Kap. 4.5 og Vedlegg J). Populasjonen av pungreke *Mysis relicta* var også vesentlig lavere i 2020 enn de foregående fire årene, noe som viderefører en klart avtagende langtidstrend både i individtetthet og biomasse (Thrane mfl. 2021).

Fisk ble kun undersøkt med ekkolodd i 2020, noe som ga *svært god* tilstand for eutrofieringsindeksen, men nEQR-verdien på 0,82 var nær grensen til *god* tilstand. Dette var samme tilstand for denne indeksen som i 2018, men da var nEQR-verdien høyere (0,86) (Lyche Solheim mfl. 2019).

Samlet klassifisering gir *god* økologisk tilstand med planteplankton som utslagsgivende kvalitetselement (nEQR 0,65) (Tabell 22). Dette samsvarer med resultatene for de fysiske-kjemiske støtteparameterne for eutrofiering og med de hydromorfologiske støtteparameterne.

**Konklusjon:** Undersøkelsene i 2020 indikerer at Mjøsa (hovedstasjon Skreia) har god økologisk tilstand og tilfredsstillende derfor miljømålet iht. vannforskriften mht de pelagiske vannmassene. Klassifiseringen anses å ha lav usikkerhet mht. eutrofieringseffekter i pelagialsonen fordi resultatet er i tråd med tidligere data fra de siste to tiårene for planteplankton og vannkjemiske eutrofieringsparametere. Oppblomstring av cyanobakterier i strandsonen i juli 2019 kan likevel være et tegn på økende eutrofiering, trolig knyttet til avrenning fra landbruksarealer etter episoder med styrtregn i juni. Slike oppblomstringer ble ikke observert i 2020 og kan ha sammenheng med noe lavere temperatur og mindre styrtregn enn i 2019. Vi tar forbehold om at biologiske kvalitetselementer som ikke ble undersøkt i 2020 (vannplanter og litorale småkreps) kunne ha gitt en annen tilstand for innsjøen totalt sett.



**Tabell 22. MJØSA 2020**

Økologisk tilstand angitt for hvert kvalitetselement og parameter som absoluttverdi, tilstandsklasse, EQR verdi og normalisert EQR verdi, og samlet for hele vannforekomsten nederst i tabellen. Den samlede vurderingen er basert på det verste styrer prinsippet. Indekser og parametere uten farge angir manglende data, parametere som ikke er relevante eller mangler klassegrenser for den aktuelle vanntypen, eller har for usikre data til å inkluderes i totalvurderingen. SG = Svært god (blå), G = God (grønn), M = Moderat (gul), D = Dårlig (oransje), SD = Svært dårlig (rød).

Kvalitetselement	Verdi	Klasse	EQR	nEQR
<b>Biologiske kvalitetselementer</b>				
Planteplankton: Klorofyll-a, µg/l	3,11	G	0,42	0,66
Planteplankton: Totalt volum, mm <sup>3</sup> /l	0,40	M	0,91	0,60
Planteplankton: Trofisk indeks, PTI	2,20	G	0,86	0,67
Planteplankton: Cyano <sub>max</sub> , mm <sup>3</sup> /l	0,01	SG	1,00	0,99
<b>Totalvurdering planteplankton</b>		<b>G</b>		<b>0,65</b>
Fisk, NEFI: endring fiskesamfunn (generell)				
Fisk, WS-FBI: pelagisk fiskeindeks (eutrofiering)	2,09	SG	0,72	0,82
Fisk, % bestandsnedgang (generell)				
<b>Totalvurdering fisk</b>		<b>SG</b>		<b>0,82</b>
<b>Totalvurdering biologiske kvalitetselementer</b>		<b>G</b>		<b>0,65</b>
<b>Fysisk-kjemiske kvalitetselementer</b>				
Total fosfor, µg/l	4,8	G	0,63	0,74
Total nitrogen, µg/l	429	M	0,41	0,56
Siktedyp, m	7,3	G	0,85	0,71
<b>Totalvurdering eutrofieringsparametere</b>		<b>G</b>		<b>0,72</b>
pH	7,2	SG	1,03	1,00
ANC, µekv/l	217	SG	1,41	1,00
LAL, µg/l	0	SG	na	1,00
<b>Totalvurdering forsurningsparametere</b>		<b>SG</b>		<b>1,00</b>
<b>Hydromorfologiske kvalitetselementer</b>				
Reguleringshøyde, m (RH = HRV-LRV)	3,61	G	0,14	0,62
Forholdet mellom reguleringshøyde og siktedyp (RH/2SD)	0,25	G	0,40	0,72
<b>Totalvurdering hydromorfologiske støtteparametere</b>		<b>G</b>		<b>0,67</b>
<b>Totalvurdering for vannforekomsten</b>		<b>G</b>		<b>0,65</b>



## 5.5 Limingen

					
Beliggenhet og vanntype		Morfometri og hydrologi <sup>1</sup>		Arealfordeling (%) <sup>1</sup>	
Vannforekomst-ID	307-1131-L	Areal nedbørfelt (km <sup>2</sup> )	678	Sjø	20
Fylke(r)	Trøndelag	Innsjøareal (km <sup>2</sup> )	93,3	Bre	0
Kommune(r)		Maks-dyp (m)	192	Skog	33
Økoregion	Midtnorge	Middeldyp (m)	87	Dyrket mark	0
Høyde over havet (m)	418	Volum (mill. m <sup>3</sup> )	8345	Myr	10
Kalsium (mg/L)	2,7	Midlere årlig avløp (mill. m <sup>3</sup> )	749	Snaufjell	25
Farge (mg Pt/L)	7,6	Teoretisk oppholdstid (år)	11,13	Urban	0
Typekode	L204	Reguleringshøyde (m) <sup>2</sup>	8,7		
Vanntype-beskrivelse	Skog, kalkfattig, svært klar				

<sup>1</sup> <http://nevina.nve.no/> & <https://vann-nett.no/portal>

<sup>2</sup> Fra Eva Klausen, NVE

Limingen er Norges åttende største innsjø. Innsjøen er regulert (fra 1953), med opptil 10 m variasjon i vannstanden, og karakterisert som en sterkt modifisert vannforekomst. Limingen var tidligere et mye brukt fiskevann for lokalbefolkningen, men etter reguleringen er fiskebestanden vesentlig redusert. De viktigste fiskeslagene er ørret og røye, og på 1970-tallet ble ørekyte introdusert. Pungreke (*Mysis relicta*) ble satt ut i 1969. Langs den østlige siden av vannet finnes det spredt bebyggelse, mens den vestlige siden av sjøen er helt uten bebyggelse. Limingen ligger i vannområdet Ångermanälven og tilhører den svenske vannregionen Bottenhavet, noe som forutsetter samarbeid med Sverige om forvaltningsplaner iht. vanddirektivet.

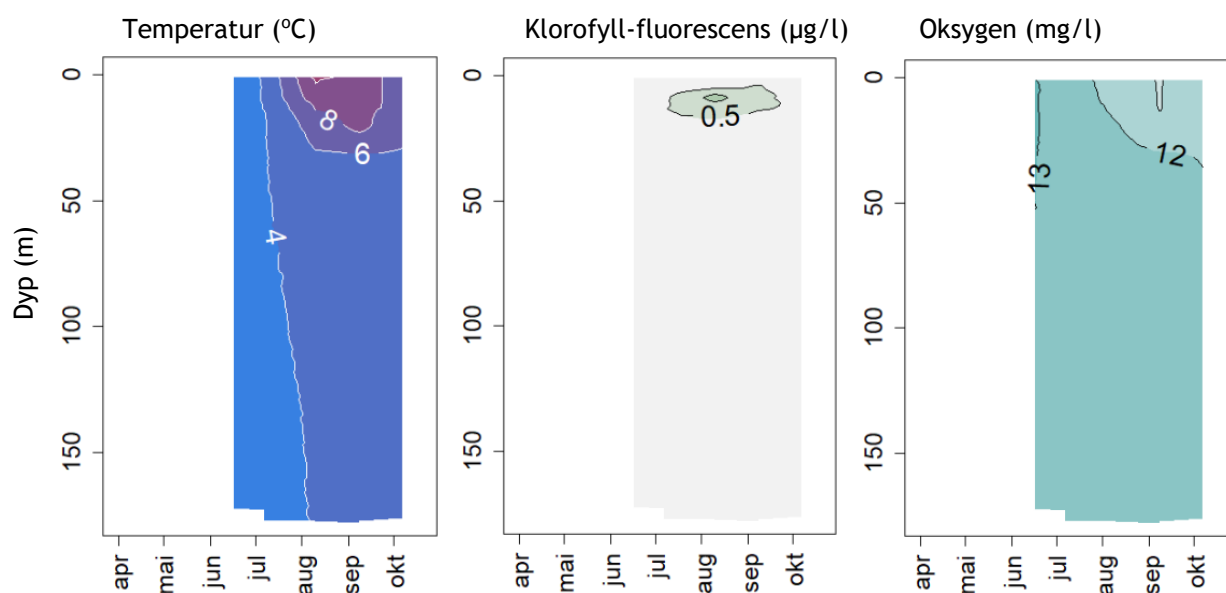
Da Limingen er sterkt modifisert er dens miljømål godt økologisk potensial, og ikke god økologisk tilstand. Dette er beskrevet som «forhold som gir et fungerende akvatisk økosystem» (<https://vann-nett.no/portal>), men er ikke nærmere konkretisert. Økologisk potensial er definert ut fra hvilke tiltak som kan gjennomføres uten at det reduserer samfunnsnyttene av reguleringen. Resultatene kan derfor ikke vurderes mht. økologisk potensial, men kan si noe om effekter av reguleringen på økosystemet.

Limingen tilhører vanntype L204, NGIG type L-N5 og L-N-M101 for kalkfattige, klare skogssjøer. Alle kvalitetselementer er klassifisert ut fra denne vanntypen.

Det finnes enkelte eldre undersøkelser av vannkjemi og plankton (1981, 1988) og dyreplankton (1980-tallet og 2006) fra Limingen (Persson mfl. 2013). Fiskebestanden er godt dokumentert med en rekke studier, bl.a. fra 1953-1988 og senere på 1990-tallet og 2000-tallet (Gjelland mfl. 2017). Innsjøen ble også undersøkt som en del av basisovervåkingen av store innsjøer i 2016 (Lyche Solheim mfl. 2017).

Følgende kvalitetselementer ble undersøkt i Limingen i 2020: Planteplankton og vannkjemi, vannplanter, småkreps (planktoniske og litorale) og fisk (kun ekkoloddregistreringer). Klassifiseringen av økologisk tilstand er basert på alle disse kvalitetselementene.

Vertikalprofiler av temperatur viser at innsjøen hadde svært kalde og fullsirkulerende vannmasser helt fram til midten av juli. Den termiske sjiktningen er relativt velutviklet fra siste del av juli til første del av september med en termoklin omkring 25 m (Figur 27 med detaljer i Vedlegg F). Maksimumtemperaturen var bare 11 °C i epilimnion i august. Temperaturen i hypolimnion var litt over 4 °C i mesteparten av veksts sesongen, pga. en lang vårsirkulasjon fra slutten av mai til midten av juli, som ga litt oppvarming av hele vannsøylen. Oksygenkonsentrasjonen var høy i hele vannsøylen gjennom hele sesongen og tilsvarer en metning på 95-105 % (Vedlegg F).



Figur 27. Vertikalprofiler av temperatur (°C), klorofyll-fluorescens (µg/l) og oksygen (mg/l) målt på den pelagiske stasjonen over dypeste punkt i Limingen fra juni til oktober 2020.

Fosforkonsentrasjonen (Tot-P) var generelt lav med et årsmiddel på 2,4 µg/l (Vedlegg D), omtrent som i 2016 (2,7 µg/l). Tot-P var lav både i epilimnion og i hypolimnion gjennom hele veksts sesongen. Middelverdiene for fosfor og nitrogen (99 µg/l) var klart lavere enn referanseverdien for den aktuelle vanttypen, mens siktedypet (8,5-12 m med et årsmiddel 9,8 m) var omtrent som referanseverdien. De vannkjemiske eutrofieringsparameterne ga *svært god* tilstand i 2020, tilsvarende som i 2016. De vannkjemiske forurensningsparameterne ga *svært god* tilstand og viser at Limingen ikke er forsuret. De hydromorfologiske støtteparameterne indikerte at Limingen er i *moderat* økologisk tilstand (nEQR 0,45), noe som skyldes at innsjøen er regulert for kraftformål.

Algebiomassen var svært lav. Middelverdien for klorofyll var 0,7 µg/l og biovolum var 0,09 mm<sup>3</sup>/l, og varierte lite gjennom sesongen. Fluorescens-målingene var også lave (<1,0 µg/l) gjennom mesteparten sesongen og på alle dyp (Figur 27). Planteplanktonsamfunnet var relativt artsfattig med 100 taksa registrert i 2020 (Figur 6). Den dominerende gruppen var gullalger som er miksotrofe og kan klare seg i så næringsfattig miljø ved å beite på bakterier. Det ble også registrert kiselalger samt mindre andeler svelgflagellater, fureflagellater og grønnaalger. Algebiomassen og artssammensetningen var typisk for innsjøer med lave fosforkonsentrasjoner. Samlet ga planteplanktonet *svært god* tilstand for Limingen i 2020, tilsvarende som i 2016.

Vannplanteregistreringen ga 21 arter av vannplanter i 2020 mot 11 arter i 2016 (se Figur 9). Forskjellen skyldes primært en grundigere undersøkelse av de artsrike stasjonene i Gjersvikbukta og stasjon 18, som begge er adskilt fra hovedbassenget ved en terskel i et smalt sund mellom hovedbassenget og hver av disse to stasjonene. Disse stasjonene er derfor mindre påvirket av reguleringen enn resten av Limingen. Gjersvikbukta er også noe mer kalkrik. Vannplantefloraen var ellers preget av arter som tåler store vannstandsvariasjoner og som samtidig er vanlig i næringsfattige vannforekomster, f.eks. kortskuddartene nålesivaks (*Eleocharis acicularis*) og evjesoleie (*Ranunculus reptans*), langskuddarten klovasshår (*Callitriche hamulata*) og flytebladplanten flotgras (*Sparganium angustifolium*). Forekomst av bl.a. nøkketjønnaks (*Potamogeton praelongus*) og dvergvassoleie (*Ranunculus confervoides*) i Gjersvikbukta gjenspeiler den lokalt noe mer kalkrike berggrunnen. Gjersvikbukta og stasjon 18 er lite representative for vannplantesamfunnet i Limingen for øvrig og er derfor ikke brukt i klassifiseringen. Gjersvikbukta bør vurderes definert som egen vannforekomst. Kun seks arter ble registrert i Limingen i 2020 dersom de to artsrike stasjonene ekskluderes. Ingen fremmede arter ble registrert i 2020. Mens de to vannplanteindeksene for hhv. eutrofiering og forsurening indikerer *svært god* tilstand ga reguleringsindeksen *moderat* tilstand, noe som gjenspeiler de store vannstandsvariasjonene. Tilsvarende tilstand for vannplanter ble funnet i 2016.

Småkrepsfaunaen i Limingen var artsfattig med kun 32 arter registrert i 2020, noe som er vesentlig lavere enn de øvrige innsjøene i denne regionen (Figur 16). I 2016 ble det funnet 36 arter. Krepsdyrplanktonet var preget av lave til moderate tettheter med størst tetthet i september og oktober. Planktonet besto nesten utelukkende av calanoide og cyclopoide hoppekreps med dominans av unge stadier. Vannlopper, primært snabelkreps (*Bosmina longispina*), utgjorde kun en liten andel. Tettheten av store vannlopper, slik som dafnier, var svært lav. Dette skyldes mest sannsynlig fødebegrensning pga. svært lav produktivitet. Lave tettheter av vannlopper kan også ha sammenheng med predasjon fra pungreke. Det er tidligere vist at introduksjon av pungreke i flere store innsjøer i Trøndelag har hatt stor effekt på krepsdyrplanktonet, blant annet med nedbeiting av vannlopper som *Daphnia* og *Bosmina* (Koksvik m.fl. 1991, Langeland m.fl. 1991). I håvtrekkene tatt med mysis-håv utgjorde pungreke omkring 20 % i snitt gjennom sesongen mot 7 % i 2016.

Andelen forsuringfølsomme arter i litoralsonen var relativt høy ved de fleste stasjonene. Forsuringsindeksen for småkreps (LACI-2) ga derfor *svært god* tilstand. Noen stasjoner har svært lavt artsmangfold, som ga lave indeksverdier, men dette vurderes å ha sammenheng med utarming av litoralsonen pga. reguleringen. Eutrofieringsindeksen for småkreps (CIT) ga også *svært god* tilstand.

Fiskebiomassen i de åpne vannmasser var svært lav (0,16 kg/ha), noe som gjenspeiler innsjøens lave produktivitet. Utviklingen i fiskebestanden over tid, fra før reguleringen og frem til slutten av 1990-tallet, er godt dokumentert, og viser at bestanden av ørret og pelagisk røye har gått kraftig tilbake. Det ble kun gjennomført ekkoloddundersøkelser i Limingen i 2020, og eutrofieringsindeksen (WS-FBI) indikerer *svært god* tilstand. I 2016 ble innsjøen prøvofisket og resultatene fra denne undersøkelsen viste at tilstanden for fisk var *dårlig* basert på indeksen %bestandsnedgang som er følsom for ulike påvirkninger, inkludert hydromorfologiske endringer som en følge av vassdragsreguleringer. Det er ingen grunn for å tro at tilstanden har endret seg vesentlig etter 2016.

Samlet klassifisering ga *moderat* økologisk tilstand med vannplanter som utslagsgivende kvalitetselement (Tabell 23). Dette støttes av de hydromorfologiske støtteparameterne.

**Konklusjon:** Undersøkelsene i 2020 indikerer at Limingen er i moderat økologisk tilstand pga. negativ effekt av de store vannstandsvariasjonene på vannplanter, noe som støttes av de hydromorfologiske støtteparameterne. Alle de andre kvalitetselementene er i svært god tilstand, men indikerer en


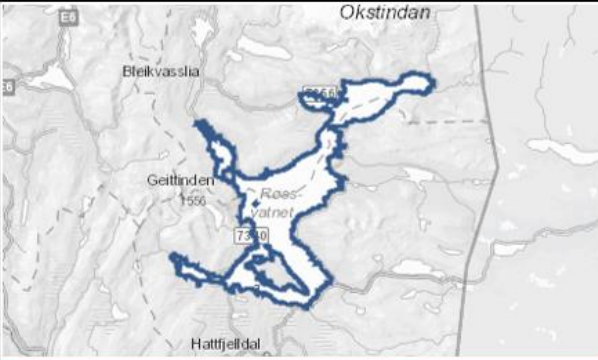
vesentlig redusert produktivitet pga. en utarmet litoralsone og økt retensjon av fosfor. Tilstanden kan ikke direkte relateres til innsjøens miljømål, som er godt økologisk potensial. Klassifiseringen anses å ha middels usikkerhet fordi fiskeundersøkelsene ga enda dårligere tilstand i 2016 (tilsvarende undersøkelse ble ikke gjort i 2020). Ifølge Vann-nett har innsjøen godt økologisk potensial og tilfredstillende derfor miljømålet for SMVF-sjøer i vannforskriften, men den klassifiseringen er ikke begrunnet og er dessuten angitt å ha lav presisjon.

**Tabell 23. LIMINGEN 2020**

Økologisk tilstand angitt for hvert kvalitetselement og parameter som absoluttverdi, tilstandsklasse, EQR verdi og normalisert EQR verdi, og samlet for hele vannforekomsten nederst i tabellen. Den samlede vurderingen er basert på det verste styrer prinsippet. Indekser og parametere uten farge angir manglende data, parametere som ikke er relevante eller mangler klassegrenser for den aktuelle vanntypen, eller har for usikre data til å inkluderes i totalvurderingen. SG = Svært god (blå), G = God (grønn), M = Moderat (gul), D = Dårlig (oransje), SD = Svært dårlig (rød). \* = alle stasjoner unntatt Gjersvikbukta.

Kvalitetselement	Verdi	Klasse	EQR	nEQR
<b>Biologiske kvalitetselementer</b>				
Planteplankton: Klorofyll-a, µg/l	0,68	SG	1,91	1,00
Planteplankton: Totalt volum, mm <sup>3</sup> /l	0,09	SG	1,01	1,00
Planteplankton: Trofisk indeks, PTI	2,06	G	0,88	0,73
Planteplankton: Cyanomax, mm <sup>3</sup> /l	0,002	SG	1,00	1,00
<b>Totalvurdering planteplankton</b>		SG		<b>0,87</b>
Vannplanter eutrofieringsindeks: Tlc*	100,0	SG	1,12	1,00
Vannplanter reguleringsindeks: Wlc*	-33,0	M		0,52
Vannplanter forsuringindeks: Slc*	23,8	SG	1,01	1,00
<b>Totalvurdering vannplanter*</b>		M		<b>0,52</b>
Småkreps forsuringindeks: LACI-2 (kun lav alk)	2,37	SG	1,13	1,00
Småkreps eutrofieringsindeks: CIT	72,72	SG	1,25	1,00
<b>Totalvurdering invertebrater</b>		SG		<b>1,00</b>
Fisk, NEFI: endring fiskesamfunn (generell)				
Fisk, WS-FBI: pelagisk fiskeindeks (eutrofiering)	6,61	SG	2,28	1,00
Fisk, % bestandsnedgang (generell)				
<b>Totalvurdering fisk, inkl. nedgradert pga. fremmede høyrisikoarter</b>		G		<b>0,70</b>
<b>Totalvurdering biologiske kvalitetselementer</b>		M		<b>0,52</b>
<b>Fysisk-kjemiske kvalitetselementer</b>				
Total fosfor, µg/l	2,4	SG	1,25	1,00
Total nitrogen, µg/l	99,0	SG	1,52	1,00
Siktedyp, m	9,8	SG	0,95	0,88
<b>Totalvurdering eutrofieringsparametere</b>		SG		<b>0,94</b>
pH	7,1	SG	1,01	1,00
ANC, µekv/l	121,8	SG	1,35	1,00
LAL, µg/l	2,1	SG	1,19	1,00
<b>Totalvurdering forsuringparametere</b>		SG		<b>1,00</b>
<b>Hydromorfologiske kvalitetselementer</b>				
Reguleringshøyde, m (RH = HRV-LRV)	8,7	D	0,06	0,35
Forholdet mellom reguleringshøyde og siktedyp (RH/2SD)	0,44	M	0,23	0,54
<b>Totalvurdering hydromorfologiske støtteparametere</b>		M		<b>0,45</b>
<b>Totalvurdering for vannforekomsten</b>		M		<b>0,52</b>

## 5.6 Røssvatnet

					
Beliggenhet og vanntype		Morfometri og hydrologi <sup>1</sup>		Arealfordeling (%) <sup>1</sup>	
Vannforekomst-ID	155-501-L	Areal nedbørfelt (km <sup>2</sup> )	1419	Sjø	19
Fylke(r)	Nordland	Innsjøareal (km <sup>2</sup> )	218,5	Bre	1
Kommune(r)	Hattfjelldal , Hemnes	Maks-dyp (m)	231	Skog	27
Økoregion	Midtnorge	Middeldyp (m)	66	Dyrket mark	0,5
Høyde over havet (m)	384	Volum (mill. m <sup>3</sup> )	12600	Myr	4
Kalsium (mg/L)	4,3	Midlere årlig avløp (mill. m <sup>3</sup> )	2374	Snaufjell	40
Farge (mg Pt/L)	5,6	Teoretisk oppholdstid (år)	5,31	Urban	0
Typekode	L207	Reguleringshøyde (m) <sup>2</sup>	12,5		
Vanntype-beskrivelse	Skog, moderat kalkrik, svært klar				

<sup>1</sup> <http://nevina.nve.no/> & <https://vann-nett.no/portal>

<sup>2</sup> Fra Eva Klausen, NVE

Røssvatnet ligger i Nordland og ble, etter reguleringen i 1957, Norges nest største innsjø med et areal på 219 km<sup>2</sup>. Den er sterkt modifisert med en reguleringshøyde på 12,5 m. Vinternedtappingen er 4,9 m (etter 2004). Nedbørfeltet består av skog og fjell med litt dyrket mark og noen hytter nær innsjøen. Røssvatnet tilhører vannregion Nordland og vannområde Ranfjorden.

Innsjøen er sterkt modifisert med miljømål godt økologisk potensial, og ikke god økologisk tilstand. Dette er nærmere beskrevet som «forhold som gir selvreproduserende og høstbare bestander av røye og ørret av god kvalitet» (Vann-Nett). Det finnes ikke klassegrenser for økologisk potensial i dagens klassifiseringssystem. Økologisk potensial er derfor definert ut fra hvilke tiltak som kan gjennomføres uten at det går utover samfunnsnyttene av reguleringen, se for øvrig kap. 5.1. Resultatene nedenfor kan derfor ikke vurderes mht. økologisk potensial, men kan si noe om effekter av reguleringen og evt. andre påvirkninger på økosystemet.

Røssvatnet er en moderat kalkrik og svært klar, dyp skogssjø og tilhører dermed vanntype L207, som omfatter både grunne og dype innsjøer. Kalsiumkonsentrasjonen i Røssvatnet er 4,3 mg/l, som er rett over typegrensen kalkfattig/moderat kalkrik (4 mg/l). Klassifiseringen av økologisk tilstand for planteplankton, næringsalter og siktedyp gjøres derfor vha. klassegrensene for kalkfattige, klare, dype, lavlandssjøer (NGIG-type L-N2b), mens vannplanter klassifiseres ut fra NGIG type L-N-M201 for moderat kalkrike klare innsjøer. Se for øvrig begrunnelsen i kap. 2.3 for klassifisering av planteplankton, næringsalter og siktedyp i store, dype innsjøer generelt. Anbefalingene i Klassifiseringsveilederen for type L207 er imidlertid å benytte klassegrensene for kalkfattige, klare, grunne lavlandssjøer, NGIG type L-N2a. Effekten av å benytte L-N2b istedenfor L-N2a diskuteres i

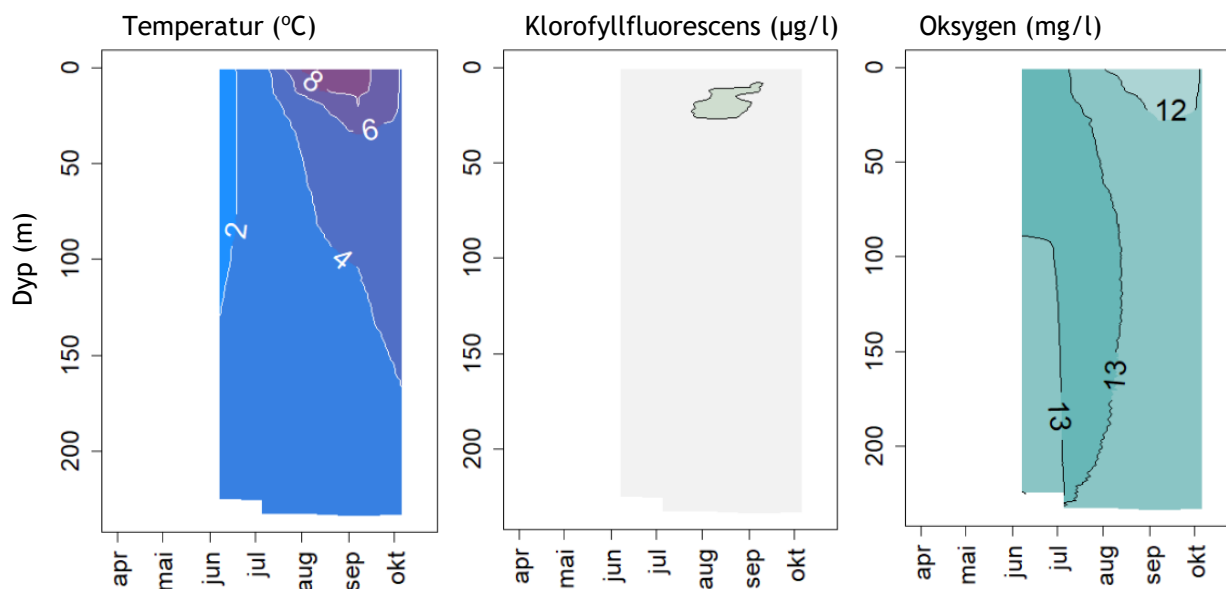
siste avsnitt. For småkreps er den nye eutrofieringsindeksen brukt i klassifiseringen. Forsuringsindeksen er lite relevant pga. den relativt høye kalsiumkonsentrasjonen, men er likevel beregnet. Det samme gjelder de fysiske-kjemiske forsursingsparameterne.

Følgende kvalitetselementer ble undersøkt i Røssvatnet i 2020: fysiske-kjemiske støtteparametere, planteplankton, småkreps (pelagiske og litorale), vannplanter og fisk (kun ekkoloddregistreringer). Tilsvarende undersøkelser ble gjort i 2016.

Vertikalprofiler av temperatur viser at innsjøen hadde kalde og fullsirkulerende vannmasser helt fram til midten av juli. Den termiske sjiktningen var relativt velutviklet fra siste del av juli til første del av september med en termoklin mellom 5 og 25 m dyp (Figur 28 med detaljer i Vedlegg F). Maksimumstemperaturen var bare 9 °C i epilimnion i august. I 2016 var maksimumstemperaturen betydelig høyere (11 °C), den termiske sjiktningen vesentlig skarpere og ble etablert allerede i begynnelsen av juli (Lyche Solheim mfl. 2017).

Planteplanktonet i 2020 hadde ekstremt lav klorofyll-fluorescens med en liten topp på 0,6 µg/l i epilimnion i august (Figur 28). I 2016 var det også svært lav biomasse, men da ble toppen observert i juli. Forskjellen på tidsutviklingen kan skyldes den vesentlig senere etableringen av den termiske sjiktningen i 2020 enn i 2016.

Oksygenkonsentrasjonen var høy i hele vannsøylen gjennom hele sesongen og tilsvarer en metning på 95-100 % (Vedlegg F).



Figur 28. Vertikalprofiler av temperatur (°C), klorofyll-fluorescens (µg/l) og oksygen (mg/l) målt på den pelagiske stasjonen over dypeste punkt i Røssvatnet fra juni til oktober 2020. Konturen i figuren over klorofyllfluorescensen viser 0,5 µg/l.

Fosforkonsentrasjonen var ekstremt lav (ca. 2 µg/l) både i epilimnion og hypolimnion (Figur 3). Det samme gjelder nitrogenkonsentrasjonen (85 µg/l) (Vedlegg D). Siktedypet er høyt (11-15 m), noe som skyldes svært lite humus, svært lav turbiditet (Vedlegg D og F) og lite planteplankton. Middelverdiene for fosfor og nitrogen er klart lavere enn referanseverdien for den aktuelle vanntypen, mens siktedypet er identisk med referanseverdien. Tilsvarende resultater ble også funnet i 2016 (Lyche Solheim mfl. 2017).

De hydromorfologiske parameterne derimot viste *dårlig* tilstand pga. den store regulerings høyden på 12,5 m.

Planteplanktonbiomassen var ekstremt lav. Middelverdien for klorofyll var 0,3 µg/l, som er langt under referanseverdien. Biovolumet er 0,05 mm<sup>3</sup>/l, som er under halvparten av referanseverdien. Planteplanktonsamfunnet er artsfattig med størst innslag av gullalger som er mikсотrofe og kan klare seg i så næringsfattig miljø ved å beite på fosforrike bakterier. Det var også noe kiselalger, samt små mengder av andre algeklasser med arter som er tilpasset et svært næringsfattig miljø.

Krepsdyrplanktonet var også artsfattig og dominert av hoppekreps. Ellers var det mye gelékreps (*Holopedium gibberum*), men lite andre vannlopper, noe som muligens kan skyldes svært lav produktivitet i kombinasjon med predasjon fra røye. Artsdiversiteten av småkreps (pelagiske + litorale) var moderat høy (42 arter) og noe høyere enn i Limingen, men vesentlig lavere enn i Femunden, Snåsavatnet og Selbusjøen. Forskjellen har sammenheng med innsjøens geografiske beliggenhet (mindre gunstig klima i tillegg til biogeografiske forhold) kombinert med svært lav produktivitet. En kuriositet er funn av hoppekrepsen finnmarkhops *Heterocope borealis*, som ellers i Norge kun er registrert fra et fåtall små innsjøer, og vannloppen *Alona elegans*, som er en ny art for Norge. Småkrepsindeksen for eutrofiering (CIT) indikerer *svært god* tilstand med en indeksverdi som er dobbelt så høy som referanseverdien. Dette underbygger tilsvarende resultater for planteplankton og næringsalter og tyder på et svært næringsfattig økosystem.

Vannplante-indeksen for vannstandsvariasjoner (Wlc) indikerer *moderat* tilstand med en nEQR-verdi på 0,5, som er midt i tilstandsklassen. Dette er bedre enn i 2016, da denne indeksen ga *svært dårlig* økologisk tilstand. Resultatet fra 2016 er imidlertid usikkert da grenseverdien *dårlig/svært dårlig* mangler, og klassifiseringen var basert på en ekspertvurdering ut fra at indeksverdien var lavere enn grenseverdien *moderat/dårlig*. Tilstandsklassen i 2016 kunne i prinsippet vært *dårlig* (og ikke *svært dårlig*). Wlc indeksen er relativt ny og det er liten erfaring med utprøving av forslaget til klassifiseringssystem. Det er likevel liten tvil om at vannplantene fortsatt er negativt påvirket av vannstandsvariasjonene, og at den økologiske tilstanden derfor er innen intervallet *moderat-dårlig-svært dårlig*. Vannplantesamfunnet var svært artsfattig med kun ni arter (mot åtte i 2016), til tross for moderat kalsiumkonsentrasjon, som normalt gir flere arter enn i kalkfattige innsjøer. Fire av disse ni artene er vist å være tolerante for store vannstandsvariasjoner (Vedlegg H). Nedre voksegrens var over 13 m for enkeltplanter av kransalgen mattglattkrans *Nitella opaca*. Denne voksegrensen er nesten dobbelt så dyp som i de andre innsjøene, og skyldes de gode lysforholdene med siktedyp på 12 m. Vannplantene indikerer total sett et svært næringsfattig økosystem, noe som også styrkes av indeksverdien 88,9 for trofi-indeksen (Tlc), som er langt over referanseverdien for vanntypen.

Resultatene for fisk i 2020 er kun basert på ekkolodd-undersøkelser som gir resultater for eutrofieringsindeksen WS-FBI. Denne ga *svært god* tilstand med en EQR-verdi på 1,93, noe som indikerer svært næringsfattige forhold. Resultatene fra 2016 ga tilsvarende resultat for denne indeksen, noe som styrker antagelsen om svært næringsfattige forhold i tråd med øvrige resultater for de andre kvalitetselementene. Fiskesamfunnet i Røssvatnet er ekstremt artsfattig med kun to naturlige arter (ørret og røye), samt ørekyt, som er introdusert. Innsjøen ble prøvefisket i 2016, men fordi det ikke finnes sammenlignbare fiskedata fra før reguleringen, kan vi ikke si noe om direkte effekter av reguleringen. Det er likevel sannsynlig at denne har hatt en betydelig negativ effekt på fiskebestanden. Tilstanden for fisk nedgraderes fra *svært god* til *god* pga. ørekyt, som er en regional fremmed høyrisiko-art. I Vann-Nett er dagens tilstand *godt økologisk potensial* basert på observert tilstand for fisk. Før reguleringen i 1957 var fisket etter røye og ørret en viktig matkilde for gårdene i området. Fisket var spesielt godt de første årene etter reguleringen (god vekst og feit fisk) pga.

"reguleringseffekten" som gir utvasking av næringsalter fra litoralsonen og høyere primærproduksjon av planteplankton og dyreplankton. Etterhvert avtok veksten og kvaliteten på fisken. NINA har gjennomført prøvefiske med garn i 1997, 2005, 2008 og 2012 (Svenning mfl. 2013). Det ble i perioden 2006-2009 årlig satt ut 3000 ørret med snittvekt på mellom 321 og 557 g. Dette ga utslag i økte garnfangster av ørret i noen år, men denne effekten kunne ikke lenger spores i fangstene i 2016 (Gjelland mfl. 2017). Mer informasjon om fisk er tilgjengelig i Vedlegg J, samt i Gjelland mfl. 2017.

Resultatene fra 2020 indikerer at Røssvatnet har *moderat* økologisk tilstand (Tabell 24). Vannplanteindeksen for vannstandsvariasjoner (Wlc) er utslagsgivende for resultatet, mens de andre kvalitetselementene er i *svært god* tilstand, bortsett fra de hydromorfologiske støtteparameterne som er i *dårlig* tilstand. De fleste parameterne relatert til eutrofiering har EQR-verdier langt over 1,0, noe som er et klart tegn på en oligotrofieringseffekt av reguleringen. Dette gir et utarmet økosystem med svært lav produksjon, til tross for moderat kalsiumkonsentrasjon, som normalt burde gitt god produktivitet. Utarming av økosystemet vises også tydelig ved ekstremt lave konsentrasjoner av næringsalter, svært høyt siktedyp og svært lite planteplankton, lav artsdiversitet for alle de undersøkte kvalitetselementene og lav fiskebiomasse dominert av røye. Tilsvarende resultater ble funnet i 2016 (Lyche Solheim mfl. 2017). Det er overveiende sannsynlig at reguleringen er årsaken til utarming, da litoralsonen er skadet som følge av de store vannstandsvariasjonene og oppholdstiden på vannmassene forlenget, noe som gir økt sedimentasjon og retensjon av fosfor og dermed bidrar til oligotrofieringen av innsjøen (se også kap. 5.5. om Limingen). Videre tiltak for å motvirke/kompensere for dette bør drøftes.

Effekten av å bruke NGIG-type L-N2b istedenfor L-N2a til klassifiseringen av tilstand for fosfor, siktedyp og planteplankton er liten, men gir noe lavere EQR-verdier enn man ville fått med type L-N2a. Tilstandsklassen vil ikke endres, men fortsatt være *svært god*.

**Konklusjon:** Undersøkelsene i 2020 indikerer at Røssvatnet er i moderat økologisk tilstand pga. negativ effekt av de store vannstandsvariasjonene på vannplanter. Dette kan ikke direkte relateres til innsjøens miljømål, som er godt økologisk potensial. Klassifiseringen anses å ha middels usikkerhet fordi vannplanteindeksen ga enda dårligere tilstand i 2016. Vi har ingen informasjon om situasjonen før reguleringen for noen av de undersøkte kvalitetselementene, noe som også bidrar til usikkerheten. Alle de andre kvalitetselementene er i svært god tilstand, men indikerer en vesentlig redusert produktivitet pga. en utarmet litoralsone og økt retensjon av fosfor. Ifølge Vannnett har innsjøen godt økologisk potensial, og tilfredsstillende dermed miljømålet for SMVF-sjøer i vannforskriften, men den klassifiseringen er ikke begrunnet til tross for å være angitt med høy presisjon. Dette bør revurderes etter innhenting av nye prøvefiskedata. Våre data så langt tyder på redusert tetthet av både ørret og røye, noe som kan ha sammenheng med redusert produktivitet som følge av vannkraftreguleringen. Relevante tiltak som kan bidra til å restaurere den tapte produktiviteten bør drøftes.


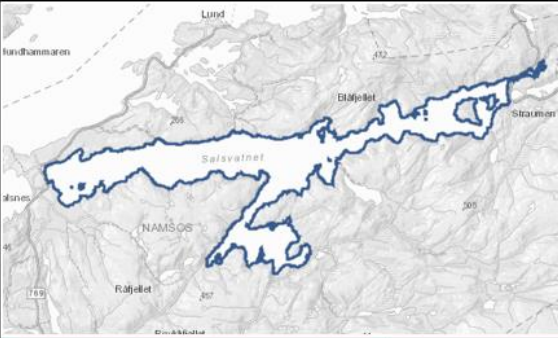


Tabell 24. RØSSVATNET 2020

Økologisk tilstand angitt for hvert kvalitetselement og parameter som absoluttverdi, tilstandsklasse, EQR verdi og normalisert EQR verdi, og samlet for hele vannforekomsten nederst i tabellen. Den samlede vurderingen er basert på det verste styrer prinsippet. Indekser og parametere uten farge angir manglende data, parametere som ikke er relevante eller mangler klassegrenser for den aktuelle vanntypen, eller har for usikre data til å inkluderes i totalvurderingen. SG = Svært god (blå), G = God (grønn), M = Moderat (gul), D = Dårlig (oransje), SD = Svært dårlig (rød).

Kvalitetselement	Verdi	Klasse	EQR	nEQR
<b>Biologiske kvalitetselementer</b>				
Planteplankton: Klorofyll-a, µg/l	0,32	SG	4,08	1,00
Planteplankton: Totalt volum, mm <sup>3</sup> /l	0,05	SG	1,02	1,00
Planteplankton: Trofisk indeks, PTI	2,03	SG	0,94	0,86
Planteplankton: Cyano <sub>max</sub> , mm <sup>3</sup> /l	0,001	SG	1,00	1,00
<b>Totalvurdering planteplankton</b>		SG		<b>0,93</b>
Vannplanter eutrofieringsindeks: Tlc	88,9	SG	1,09	1,00
Vannplanter reguleringsindeks: Wlc	-11,1	M		0,50
Vannplanter forsuringindeks: Slc	na			
<b>Totalvurdering vannplanter</b>		M		<b>0,50</b>
Småkreps forsuringindeks: LACI-2 (kun lav alk)	3,03	SG	1,45	1,00
Småkreps eutrofieringsindeks: CIT	74,37	SG	1,28	1,00
<b>Totalvurdering invertebrater</b>		SG		<b>1,00</b>
Fisk, NEFI: endring fiskesamfunn (generell)				
Fisk, WS-FBI: pelagisk fiskeindeks (eutrofiering)	6,39	SG	2,20	1,00
Fisk, % bestandsnedgang (generell)				
<b>Totalvurdering fisk, nedgradert pga. fremmede høyrisikoarter</b>		G		<b>0,70</b>
<b>Totalvurdering biologiske kvalitetselementer</b>		M		<b>0,50</b>
<b>Fysisk-kjemiske kvalitetselementer</b>				
Total fosfor, µg/l	2,2	SG	1,36	1,00
Total nitrogen, µg/l	85,4	SG	2,05	1,00
Siktedyp, m	12,0	SG	1,00	1,00
<b>Totalvurdering eutrofieringsparametere</b>		SG		<b>1,00</b>
pH	7,3	SG	1,04	1,00
ANC, µekv/l	218	SG	1,41	1,00
LAL, µg/l	0	SG	na	1,00
<b>Totalvurdering forsuringparametere</b>		SG		<b>1,00</b>
<b>Hydromorfologiske kvalitetselementer</b>				
Reguleringshøyde, m (RH = HRV-LRV)	12,5	SD	0,04	0,19
Forholdet mellom reguleringshøyde og siktedyp (RH/2SD)	0,52	M	0,19	0,46
<b>Totalvurdering hydromorfologiske støtteparametere</b>		D		<b>0,33</b>
<b>Totalvurdering for vannforekomsten</b>		M		<b>0,50</b>

## 5.7 Salvatnet

					
Beliggenhet og vanntype		Morfometri og hydrologi <sup>1</sup>		Arealfordeling (%) <sup>1</sup>	
Vannforekomst-ID	140-723-L	Areal nedbørfelt (km <sup>2</sup> )	432	Sjø	14
Fylke(r)	Trøndelag	Innsjøareal (km <sup>2</sup> )	45,0	Bre	0
Kommune(r)	Namsos	Maks-dyp (m)	464	Skog	29
Økoregion	Midtnorge	Middeldyp (m)	154	Dyrket mark	0
Høyde over havet (m)	8	Volum (mill. m <sup>3</sup> )	6872	Myr	3
Kalsium (mg/L)	0,9	Midlere årlig avløp (mill. m <sup>3</sup> )	808	Snaufjell	42
Farge (mg Pt/L)	15,8	Teoretisk oppholdstid (år)	8,51	Urban	0
Typekode	L102d	Reguleringshøyde (m) <sup>2</sup>	0		
Vanntype-beskrivelse	Lavland, Svært kalkfattig, klar				

<sup>1</sup> <http://nevina.nve.no/> & <https://vann-nett.no/portal>

<sup>2</sup> Fra Eva Klausen, NVE

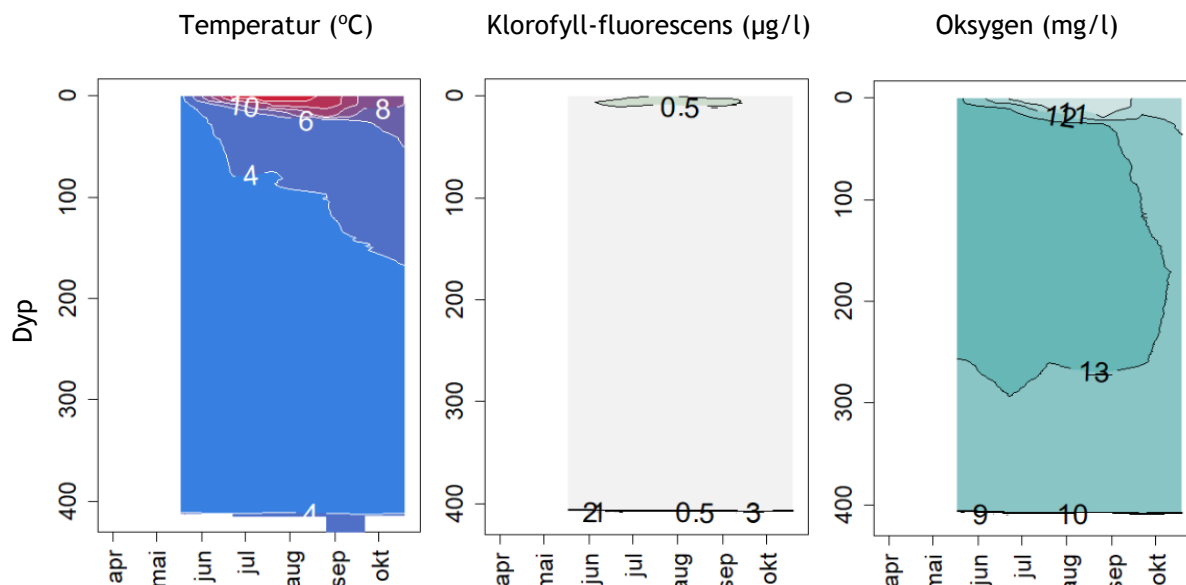
Salvatnet (eller Salsvatnet) er Norges nest dypeste innsjø. Innsjøen ligger bare noen meter fra fjordsystemet utenfor og var opprinnelig en del av dette. Bunnvannet i Salvatnet (under 400 m) er fortsatt gammelt sjøvann, som gjør at innsjøen er meromiktisk (Bøyum 1973), hvilket vil si at bunnvannet ikke er en del av de årlige sirkulasjonene av vannmasser vår og høst. Berggrunnen i området består av granitt og gneis og vannkvaliteten er derfor svakt sur. Stedvis er det store løsmasseavsetninger. Området er lite påvirket av jordbruk, men det er noe skogsdrift i nedbørfeltet, og noen hytter. Salvatnet ligger i vannområde Ytre Namsen og tilhører vannregion Trøndelag.

Salvatnet tilhører vanntype L102d, NGIG type L-N5 og L-N-M001 for kalkfattige, klare lavlandssjøer. Alle kvalitetselementer er klassifisert ut fra denne vanntypen. Typifiseringen gjelder kun ferskvannsdelen av innsjøen, dvs. dyp 0-400 m. Innsjøen ble undersøkt som en del av basisovervåkingen av store innsjøer i 2016 (Lyche Solheim mfl. 2017).

Følgende kvalitetselementer ble undersøkt i Salvatnet i 2020: Planteplankton og vannkjemi, vannplanter, småkreps (planktoniske og litorale) og fisk (kun ekkoloddregistreringer). Klassifiseringen av økologisk tilstand er basert på alle disse kvalitetselementene.

Vertikalprofiler av temperatur i Salvatnet viste at ferskvannslaget fullsirkulerte fram til starten av juni. Den termiske sjiktningen er relativt velutviklet gjennom hele sommeren til første del av september med en termoklin mellom 5 og 15 m dyp (Figur 29 med detaljer i Vedlegg F). Maksimumstemperaturen var bare 13-14 °C i epilimnion i starten av august. I ferskvannslaget var oksygenkonsentrasjon høy gjennom hele sesongen, men vertikalprofilene i Vedlegg F viser Salvatnets meromiktiske naturforhold med en skarp overgang på ca. 400 m dyp fra oksygenmetning på 85-95 % til fullstendig oksygenvinn i sjøvannslaget, fra ekstrem lav turbiditet til betydelig turbiditet i

overgangen mellom ferskvannslaget og sjøvannslaget, og fra lav fluorescens i ferskvannslaget til ingen fluorescens i sjøvannslaget (se også Figur 29).



Figur 29. Vertikalprofiler av temperatur (°C), klorofyll-fluorescens (µg/l) og oksygen (mg/l) målt på den pelagiske stasjonen over dypeste punkt i Salvatnet fra mai til oktober 2020.

Salvatnet har ganske høye konsentrasjoner av natrium og klor, hele tre-fire ganger høyere enn i de andre innsjøene i ØKOSTOR (Vedlegg D). Dette skyldes trolig innsjøens nærhet til sjøen, som gir mer deposisjon av sjøsalter, men mulig erosjon av øvre del av saltvannslaget i sirkulasjonsperiodene vår og høst kan heller ikke utelukkes. Denne kombinasjonen av svært kalkfattig, og relativt salt vann gjør at Salvatnet har en veldig spesiell vannkvalitet, uten at vi har klart å finne noen åpenbare effekter av saltinnholdet på artssammensetningen av flora og fauna.

Fosforkonsentrasjonen (Tot-P) var svært lav med et årsmiddel på 2 µg/l (Vedlegg D), noe som er vesentlig lavere enn i 2016 (4 µg/l). Fosforkonsentrasjonen i hypolimnion var på samme nivå med et årsmiddel på 1,6 µg/l. Tidligere målinger (mai 2016) indikerer at fosforet som sedimenterer i Salvatnet blir effektivt fanget i saltvannslaget, og blir i liten grad blandet inn i ferskvannet i sirkulasjonsperiodene vår og høst (Lyche Solheim mfl. 2017). Siktedypet var ganske høyt (6,5-9,5 m og middelerdi på 7,8 m), noe som skyldes svært lite humus, svært lav turbiditet (Vedlegg C og D) og svært lite planteplankton. De vannkjemiske eutrofieringsparameterne ga *svært god* tilstand i 2020.

De vannkjemiske forsuringsparameterne ga *god* tilstand med en samlet nEQR på 0,66. Det er primært vannets syrenøytraliserende kapasitet (ANC) som avviker fra forventet referansetilstand, men dette skyldes sannsynligvis de høye sjøsaltkonsentrasjonene som bidrar til høy usikkerhet ved beregning av ANC (se kap. 4.1.3). Det er ellers ingen indikasjoner på at Salvatnet er forsuret. En undersøkelse fra 1972 (Bøyum 1973) indikerer noe høyere pH (6,7) i epilimnion enn målingene fra 2016 (6,4-6,5) og 2020 (6,2-6,4). Tilsvarende ble noe høyere Ca-konsentrasjon målt i 1972 (1,1-1,2 mg/l) enn i 2016 (0,9-1,0) og i 2020 (0,8-1,0). Undersøkelsen fra 1972 er imidlertid begrenset til én dato og gir ikke grunnlag for å si at det har skjedd vesentlige vannkjemiske endringer i Salvatnet de siste 50 årene.

Innsjøen er uregulert og de hydromorfologiske støtteparameterne ga da også *svært god* tilstand.

Algebiomassen var ekstremt lav. Middelverdien for klorofyll var 0,5 µg/l og biovolum var 0,06 mm<sup>3</sup>/l, og varierte lite gjennom sesongen. Fluorescens-målingene var også svært lave og stort sett <0,5 µg/l gjennom hele sesongen og på alle dyp (Figur 29). I 2016 ble det målt høyere fluorescensverdier rett over saltvannslaget i hypolimnion enn i hypolimnion for øvrig (se Lyche Solheim mfl. 2017), men dette var ikke tilfellet i 2020. Planteplanktonsamfunnet var artsfattig med <100 taksa (Figur 6). Det var dominans av gullalger som er mikсотrofe og kan klare seg i næringsfattig miljø ved å beite på fosforrike bakterier. Planteplanktonet besto for øvrig av mindre mengder grønnalger, svelgflagellater og fureflagellater. Algebiomassen og artssammensetningen var typisk for næringsfattige innsjøer. Samlet ga planteplanktonet *svært god* tilstand for Salvatnet i 2020. Tilstanden i 2016 var også *svært god*, men med noe høyere nEQR.

Totalt 16 arter av vannplanter ble registrert i 2020 mot 15 arter i 2016 (se Figur 9), med dominans av krypsiv (*Juncus bulbosus*), som kan utvikle problemvekst i svært kalkfattig vann. *Potamogeton*-artene manglet, noe som er normalt for svært kalkfattige innsjøer. Vannplantefloraen var ellers preget av arter som er typiske for oligotrofe innsjøer, f.eks. kortskuddartene stivt brasmegras (*Isoetes lacustris*), mjukt brasmegras (*I. echinospora*) og tjønngras (*Littorella uniflora*), langskuddarten tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*) og små mengder av flytebladsplanten stautpiggeknopp (*Sparganium emersum*) som kan indikere lokalt noe mer næringsrike forhold. Ingen fremmede arter ble registrert i 2020. Vannplanteindeksene for regulering og forsuring ga *svært god* tilstand. Eutrofieringsindeksen ga *god* tilstand, men skyldes neppe at Salvatnet er svakt eutrofiert, men heller at *svært god/god* grensen er usikker for svært kalkfattige innsjøer.

Artsdiversiteten av småkreps (pelagiske + litorale) var moderat høy med funn av 41 arter i 2020, det samme som i 2016 (Figur 16). Antall arter av cyclopoide hoppekreps var høy, med blant annet fire arter tilhørende slekten *Eucyclops* og to arter av *Paracyclops*. Krepssdyrplanktonet hadde klart lavere tettheter enn de andre innsjøene (Figur 18), og var dominert av cyclopoide hoppekreps. Andelen store vannlopper var relativt lav, og dafnier utgjorde ubetydelige mengder (kun ett individ registrert gjennom hele sesongen). Dette kan indikere høy fiskepredasjon, men skyldes mest sannsynlig fødebegrensning pga. svært lav produktivitet, lave kalsiumkonsentrasjoner (se for eksempel Schartau mfl. 2001, 2006) og/eller høye konsentrasjoner av sjøsalter.

Andelen forsuringfølsomme arter i litoralsonen var relativt høy ved alle stasjoner og samlet ga forsuringindeksen for småkreps (LACI-2) *svært god* tilstand. Bunndyrundersøkelsene fra 2016 (ikke undersøkt i 2020) indikerte *god* tilstand, men dette skyldtes mest sannsynlig naturlige forhold framfor forsuring (Lyche Solheim mfl. 2017). Den nye eutrofieringsindeksen for småkreps (CIT) ga også *svært god* tilstand for Salvatnet.

Fiskebiomassen i de åpne vannmasser var svært lav (0,6 kg/ha), noe som gjenspeiler innsjøens lave produktivitet. Salvatnet har bestander av laks, sjørret, ørret, røye, ål og trepigget stingsild. Røye er ifølge lokal informasjon den dominerende arten i fiskesamfunnet, fulgt av ørret og stingsild. Prøvefisket med bunn garn i 2016 var imidlertid dominert av ørret. Før dette er det aldri gjennomført noe prøvefiske i Salvatnet og våre kunnskaper om fiskebestanden er derfor begrenset. Usikkerheten knyttet til tilstandsklassifisering basert på fisk vurderes som høy. Det ble kun gjennomført ekkoloddundersøkelser i Salvatnet i 2020, og eutrofierings-indeksen (WS-FBI) indikerer *svært god* tilstand. På bakgrunn av tilgjengelig kunnskap er det likevel ingen grunn til å tro at fiskebestanden i Salvatnet ikke tilfredsstillende miljø målet om *god* eller bedre tilstand.

Samlet klassifisering ga *god* økologisk tilstand med vannkjemiske forsuringparametere som utslagsgivende kvalitetselement (Tabell 25).



**Konklusjon:** Undersøkelsene i 2020 indikerer at Salvatnet er i svært god økologisk tilstand og tilfredsstillende dermed miljømålet iht. vannforskriften. Klassifiseringen anses å ha lav usikkerhet, da alle kvalitetselementene er i god eller svært god tilstand, noe som samsvarer med forventningene om liten eller ingen påvirkning. Resultatene er også rimelig konsistent mellom år, og det forventes ikke at en ny undersøkelse av bunndyr og fisk (som ble undersøkt i 2016) ville ha endret tilstanden.

**Tabell 25. SALVATNET 2020**

**Økologisk tilstand angitt for hvert kvalitetselement og parameter som absoluttverdi, tilstandsklasse, EQR verdi og normalisert EQR verdi, og samlet for hele vannforekomsten nederst i tabellen.** Den samlede vurderingen er basert på det verste styrer prinsippet. Indekser og parametere uten farge angir manglende data, parametere som ikke er relevante eller mangler klassegrenser for den aktuelle vanntypen, eller har for usikre data til å inkluderes i totalvurderingen. SG = Svært god (blå), G = God (grønn), M = Moderat (gul), D = Dårlig (oransje), SD = Svært dårlig (rød).

Kvalitetselement	Verdi	Klasse	EQR	nEQR
<b>Biologiske kvalitetselementer</b>				
Planteplankton: Klorofyll-a, µg/l	0,54	SG	2,40	1,00
Planteplankton: Totalt volum, mm <sup>3</sup> /l	0,06	SG	1,02	1,00
Planteplankton: Trofisk indeks, PTI	2,01	SG	0,91	0,79
Planteplankton: Cyano <sub>max</sub> , mm <sup>3</sup> /l	0,00	SG	1,00	1,00
<b>Totalvurdering planteplankton</b>		SG		<b>0,90</b>
Vannplanter eutrofieringsindeks: Tlc	81,3	G	0,93	0,74
Vannplanter reguleringsindeks: Wlc	0,00	SG	na	0,90
Vannplanter forsuringindeks: Slc	-6,30	SG	na	0,90
<b>Totalvurdering vannplanter</b>		G		<b>0,74</b>
Småkreps forsuringindeks: LACI-1 (svært lav alk)	0,24	SG	1,04	1,00
Småkreps eutrofieringsindeks: CIT	86,27	SG	1,48	1,00
<b>Totalvurdering invertebrater</b>		SG		<b>1,00</b>
Fisk, NEFI: endring fiskesamfunn (generell)				
Fisk, WS-FBI: pelagisk fiskeindeks (eutrofiering)	13,88	SG	4,79	1,00
Fisk, % bestandsnedgang (generell)				
<b>Totalvurdering fisk</b>		SG		<b>1,00</b>
<b>Totalvurdering biologiske kvalitetselementer</b>		G		<b>0,74</b>
<b>Fysisk-kjemiske kvalitetselementer</b>				
Total fosfor, µg/l	2,0	SG	1,50	1,00
Total nitrogen, µg/l	100	SG	1,50	1,00
Siktedyp, m	7,8	SG	1,10	1,00
<b>Totalvurdering eutrofieringsparametere</b>		SG		<b>1,00</b>
pH	6,3	SG	0,97	0,87
ANC, µekv/l	8,0	D	0,68	0,36
LAL, µg/l	6	G	0,42	0,75
<b>Totalvurdering forsuringparametere</b>		G		<b>0,66</b>
<b>Hydromorfologiske kvalitetselementer</b>				
Reguleringshøyde, m (RH = HRV-LRV)	0	SG	na	1,00
Forholdet mellom reguleringshøyde og siktedyp (RH/2SD)	0,00	SG	na	1,00
<b>Totalvurdering hydromorfologiske støtteparametere</b>		SG		<b>1,00</b>
<b>Totalvurdering for vannforekomsten</b>		G		<b>0,66</b>

## 5.8 Selbusjøen

					
Beliggenhet og vanntype		Morfometri og hydrologi <sup>1</sup>		Arealfordeling (%) <sup>1</sup>	
Vannforekomst-ID	123-892-1-L	Areal nedbørfelt (km <sup>2</sup> )	2913	Sjø	8
Fylke(r)	Trøndelag	Innsjøareal (km <sup>2</sup> )	57,0	Bre	0
Kommune(r)	Trondheim, Selbu	Maks-dyp (m)	206	Skog	35
Økoregion	Midt-Norge	Middeldyp (m)	70	Dyrket mark	2
Høyde over havet (m)	161	Volum (mill. m <sup>3</sup> )	4034	Myr	13
Kalsium (mg/L)	3,4	Midlere årlig avløp (mill. m <sup>3</sup> )	2817	Snaufjell	37
Farge (mg Pt/L)	19,3	Teoretisk oppholdstid (år)	1,42	Urban	0
Typekode	L105b	Reguleringshøyde (m) <sup>2</sup>	6,3		
Vanntype-beskrivelse	Lavland, kalkfattig, klar, dyp				

<sup>1</sup> <http://nevina.nve.no/> & <https://vann-nett.no/portal>

<sup>2</sup> Fra Eva Klausen, NVE

Selbusjøen er den største innsjøen i Sør-Trøndelag. Selbusjøen er en del av Nea-Nidelvassdraget som tilhører vannregion Trøndelag. Innsjøen har vært regulert helt siden 1919, og har nå en vannstand som varierer mellom 161,3 og 155 moh., med en vintervedtapping på 4,7 m. Nedbørfeltet er dominert av skog og fjell, mens andelen dyrket mark er liten. Områdene rundt den østlige delen av sjøen er tettest befolket, mens vestover er det bare spredt bebyggelse. Det er en del jordbruksvirksomhet i den sør-østlige delen.

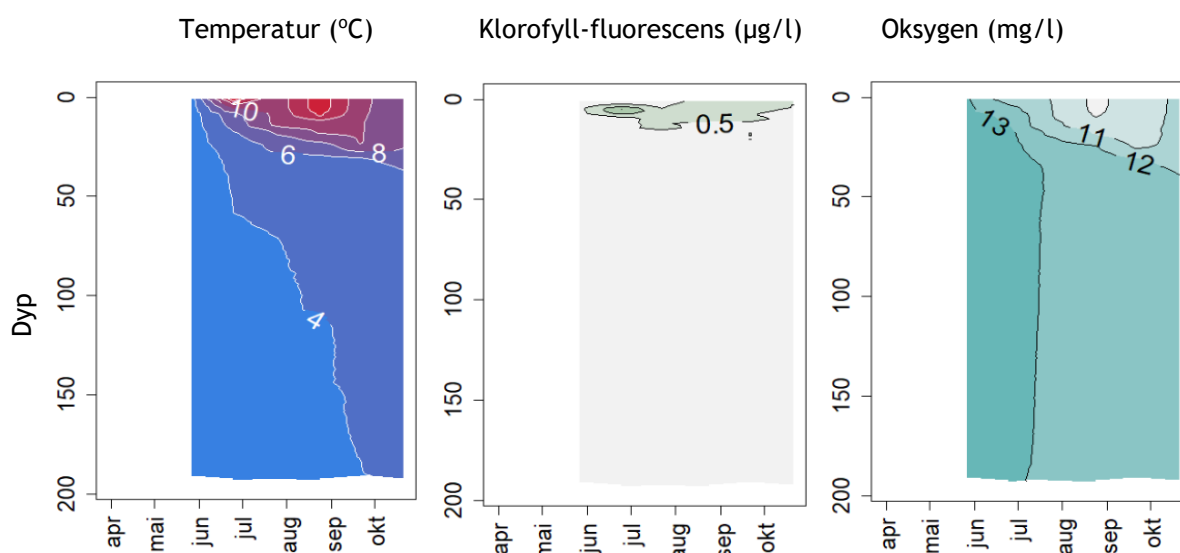
Da Selbusjøen er sterkt modifisert, er dens miljømål *godt* økologisk potensial, og ikke *god* økologisk tilstand. Dette er beskrevet som «forhold som gir et fungerende akvatisk økosystem» (<https://vann-nett.no/portal>), men er ikke nærmere konkretisert. Det finnes ikke klassegrenser for økologisk potensial i dagens klassifiseringssystem. Økologisk potensial er derfor som regel definert ut fra hvilke tiltak som kan gjennomføres uten at det går utover samfunnsnyttene av reguleringen, se for øvrig kap. 5.1. Resultatene nedenfor kan derfor ikke oversettes til økologisk potensial, men kan si noe om effekter av reguleringen og ev. andre påvirkninger på økosystemet.

Innsjøen tilhører vanntype 105b, NGIG type L-N2b og L-N-M101 for kalkfattige, klare, dype lavlandssjøer. Alle kvalitetselementene er klassifisert ut fra denne vanntypen.

Selbusjøen er undersøkt årlig siden 2016 som en del av ØKOSTOR-programmet, men kun i 2016 ble det gjennomført en full undersøkelse av alle relevante kvalitetselementer. Innsjøen har vært gjenstand for flere omfattende undersøkelser siden tidlig på 1970-tallet, men vannplanter har ikke vært undersøkt før 2016 (Persson mfl. 2013).

Følgende kvalitetselementer ble undersøkt i Selbusjøen i 2020: Planteplankton og vannkjemi, vannplanter, småkrep (planktoniske og litorale) og fisk (kun ekkoloddregistreringer). Klassifiseringen av økologisk tilstand er basert på alle disse kvalitetselementene.

Figur 30 viser at den termiske sjiktningen var velutviklet i Selbusjøen fra midten av juni til midten av september med en ganske tydelig termoklin mellom 10 og 20 m dyp. Maksimumstemperaturen var 14-15 °C i epilimnion i august, omtrent som i perioden 2016-2019. Oksygenkonsentrasjonen var høy i hele vannsøylen gjennom hele sesongen med en metning på 95-110 % (Vedlegg F).



Figur 30. Vertikalprofiler av temperatur (°C), klorofyll-fluorescens (µg/l) og oksygen (mg/l) målt på den pelagiske stasjonen over dypeste punkt i Selbusjøen fra mai til oktober 2020.

De vannkjemiske eutrofieringsparameterne ga *god* tilstand, men tilstanden har variert mellom *god* og *svært god* i perioden 2016-2019. Fosforkonsentrasjonen var relativt lav i 2020 (3,8 µg/l) (Vedlegg D), omtrent som i 2016 og 2017 men noe lavere enn i 2018 og 2019. I 2018 indikerte imidlertid fosforkonsentrasjonen *moderat* tilstand pga. enkelte høye verdier på sommeren. Som i tidligere år var nitrogenkonsentrasjonen lav i 2020 (123 µg/l). Siktedypet (4,0-6,5 m med en middelvei på 5,4 m) er typisk for klare innsjøer med moderat humusinnhold (20 mg Pt/l), og indikerte *god* tilstand i 2020, mot *svært god* tilstand i 2016, 2018 og 2019, og *moderat* tilstand i 2017.

De vannkjemiske forsuringsparameterne ga *svært god* tilstand. Innholdet av labilt aluminium var lavt gjennom hele sesongen (maks verdi: 10 µg/l). Resultatene fra 2020 var på samme nivå som i årene 2016 - 2019. De hydromorfologiske støtteparameterne indikerte at Selbusjøen er i *moderat* økologisk tilstand, noe som skyldes at innsjøen er regulert for kraftformål.

Planteplanktonbiomassen målt som klorofyll lå under referanseverdien for innsjøtypen med middelvei på 0,9 µg/l. Fluorescens-målingene indikerte også lave verdier (<1 µg/l) gjennom hele sesongen og på alle dyp (Figur 30) med unntak av juni da det ble registrert noe høyere verdier på ca. 5 m dyp. Planteplanktonsamfunnet var relativt artsrikt med drøyt 120 registrerte taksa i 2020 (Figur 6), på samme nivå som i tidligere år. Artssammensetning var dominert av gullalger, som er mikсотrofe og kan klare seg i næringsfattig miljø ved å beite på fosforrike bakterier. Andre vanlige algeklasser var kiselalger og svelgflagellater. Den økologiske tilstanden for planteplankton var *svært god* i 2020, som i de tidligere årene med tilsvarende overvåking (2016-2019).

Vannplantesamfunnet var artsfattig med totalt 17 arter registrert i 2020 mot 20 i 2016 (se Figur 9). Floraen var preget av arter som er tolerante for vannstandsendringer, f.eks. kortskuddartene elvesoleie (*Ranunculus reptans*) og sylblad (*Subularia aquatica*) og langskuddartene klovasshår (*Callitriche hamulata*) og storblærerot (*Utricularia vulgaris*). Den rødlistede arten firling (*Crassulata aquatica*, VU) ble funnet i små mengder. Det ble ikke registrert noen fremmede arter i 2020. Mens de to vannplanteindeksene for hhv. eutrofiering og forsuring indikerte at tilstanden er *svært god* ga reguleringsindeksen *moderat* tilstand, noe som gjenspeiler de store vannstandsvariasjonene.

Artsdiversiteten av småkreps (pelagiske + litorale) var moderat høy med funn av 45 arter i 2020, det samme som i 2016 (Figur 16). Artssammensetningen er typisk for næringsfattige innsjøer med vannloppene gelekreps (*Holopedium gibberum*), nåledafnie (*Daphnia longispina*), hittedafnie (*D. galeata*), snabelkreps (*Bosmina longispina*), calanoidene trønderhops (*Arctodiaptomus laticeps*) og kranshops (*Heterocope appendiculata*), samt cyclopoiden vingehops (*Cyclops scutifer*). Møkkadamdafnia (*Simocephalus exspinosus*), som i 2016 ble funnet i relativt store mengder på en stasjon og indikerte lokale tilførsler av næringssalter, ble ikke gjenfunnet i 2020. Krepssdyrplanktonet var dominert av cyclopoide hoppekreps som i tidligere år. Tettheten av dafnier i dyp <50 m var lav i alle år, noe som muligens kan skyldes predasjon fra røye, men også lav produktivitet i pelagialen. Tidligere undersøkelser i Selbusjøen viste dessuten at introduksjon av pungreke (*Mysis relicta*), som også ble funnet i årene 2016-2019, har redusert mengden av krepssdyrplankton, og spesielt mengden av vannlopper som *Bosmina* spp. og *Daphnia* spp. (Langeland mfl. 1991).

Andelen forsuringfølsomme arter i litoralsonen var relativt høy ved de fleste stasjoner og samlet ga forsuringindeksen for småkreps (LACI-2) *svært god* tilstand. Den nye eutrofieringsindeksen for småkreps (CIT) ga også *svært god* tilstand for Selbusjøen.

Fiskebiomassen i de åpne vannmasser var lav (1,9 kg/ha), noe som gjenspeiler innsjøens lave produktivitet. Selbusjøen har bestander av røye, ørret og lake i tillegg til de introduserte artene gjedde og ørekyt. En syntese av tidligere prøvegarnfangster viste at både røye og ørret har gått tilbake siden 1970-80-åra, mens lakebestanden har vært stabil (Gjelland mfl. 2017). Dette tilsier *dårlig* økologisk tilstand for fisk. Det ble imidlertid kun gjennomført ekkoloddundersøkelser i Selbusjøen i 2020, og eutrofierings-indeksen (WS-FBI) indikerte *svært god* tilstand.

Samlet klassifisering ga *moderat* økologisk tilstand i 2020, med vannplanter som utslagsgivende kvalitetselement (Tabell 26). Tidligere overvåking indikerte at Selbusjøen var *dårlig* tilstand i 2016 (Lyche Solheim mfl. 2017) og *god* tilstand i årene 2017-2019. Forskjellene mellom år skyldes at tilstandsklassifiseringen i årene 2017-2019 kun er basert på et utvalg av relevante kvalitetselementer (vannkjemi og planteplankton), mens den i 2016 også var basert på vannplanter og småkreps og fisk, hvorav vannplanter og småkreps også var inkludert i 2020. Det var fisk som var utslagsgivende for resultatet i 2016. De andre undersøkte kvalitetselementene var enten i *god* eller *svært god* tilstand. I 2020 var det vannplanter som var utslagsgivende kvalitetselement. Sammenligning med tilsvarende data fra tidligere år (2016-2019) er oppsummert i kap. 5.11.

**Konklusjon:** Undersøkelsene i 2020 indikerer at Selbusjøen er i moderat økologisk tilstand pga. negativ effekt av de store vannstandsvariasjonene på vannplanter, noe som støttes av de hydromorfologiske støtteparameterne. Alle de andre kvalitetselementene er i svært god tilstand, men indikerer en vesentlig redusert produktivitet pga. en utarmet litoralsone og økt retensjon av fosfor. Tilstanden kan ikke direkte relateres til innsjøens miljømål, som er godt økologisk potensial. Klassifiseringen anses å ha middels usikkerhet fiskeundersøkelsene i 2016 indikerte dårlig økologisk tilstand pga. negativ effekt av introduserte arter på fisk, mulig kombinert med langtidseffekter av




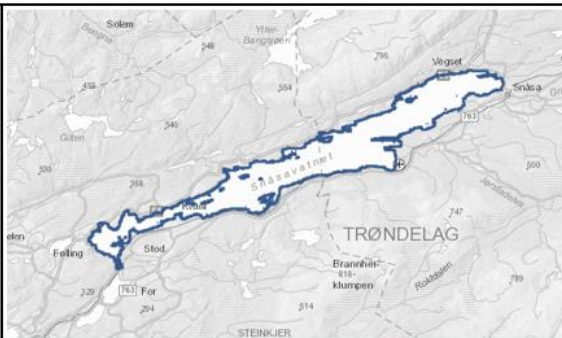
vannstandsreguleringen. Innsjøens tilstand mht. fisk kan ikke vurderes for 2019, men har neppe endret seg mye fra den dårlige tilstanden i 2016, fordi de samme påvirkningene som i 2016 fortsatt gjelder. Ifølge Vann-nett har innsjøen moderat økologisk potensial og tilfredsstillende ikke miljømålet for SMVF-sjøer i vannforskriften. Den klassifiseringen er ikke begrunnet til tross for å være angitt med høy presisjon.

**Tabell 26. SELBUSJØEN 2020**

**Økologisk tilstand angitt for hvert kvalitetselement og parameter som absoluttverdi, tilstandsklasse, EQR verdi og normalisert EQR verdi, og samlet for hele vannforekomsten nederst i tabellen.** Den samlede vurderingen er basert på det verste styrer prinsippet. Indekser og parametere uten farge angir manglende data, parametere som ikke er relevante eller mangler klassegrenser for den aktuelle vanntypen, eller har for usikre data til å inkluderes i totalvurderingen. SG = Svært god (blå), G = God (grønn), M = Moderat (gul), D = Dårlig (oransje), SD = Svært dårlig (rød).

Kvalitetselement	Verdi	Klasse	EQR	nEQR
<b>Biologiske kvalitetselementer</b>				
Planteplankton: Klorofyll-a, µg/l	0,90	SG	1,44	1,00
Planteplankton: Totalt volum, mm <sup>3</sup> /l	0,09	SG	1,00	1,00
Planteplankton: Trofisk indeks, PTI	2,07	SG	0,92	0,82
Planteplankton: Cyano <sub>max</sub> , mm <sup>3</sup> /l	0,002	SG	1,00	1,00
<b>Totalvurdering planteplankton</b>		SG		<b>0,91</b>
Vannplanter eutrofieringsindeks: Tlc	76,5	SG	0,99	0,88
Vannplanter reguleringsindeks: Wlc	-35,3	M	na	0,51
Vannplanter forsuringindeks: Slc	47,1	SG	1,20	1,00
<b>Totalvurdering vannplanter</b>		M		<b>0,51</b>
Småkreps forsuringindeks: LACI-2 (kun lav alk)	3,09	SG	1,48	1,00
Småkreps eutrofieringsindeks: CIT	63,14	SG	1,08	1,00
<b>Totalvurdering invertebrater</b>		SG		<b>1,00</b>
Fisk, NEFI: endring fiskesamfunn (generell)				
Fisk, WS-FBI: pelagisk fiskeindeks (eutrofiering)	4,35	SG	1,50	1,00
Fisk, % bestandsnedgang (generell)				
<b>Totalvurdering fisk, nedgradert pga. fremmede høyrisikoarter</b>		G		<b>0,70</b>
<b>Totalvurdering biologiske kvalitetselementer</b>		M		<b>0,51</b>
<b>Fysisk-kjemiske kvalitetselementer</b>				
Total fosfor, µg/l	3,8	SG	0,78	0,83
Total nitrogen, µg/l	123	SG	1,42	1,00
Siktedyp, m	5,4	G	0,85	0,65
<b>Totalvurdering eutrofieringsparametere</b>		G		<b>0,74</b>
pH	7,1	SG	1,01	1,00
ANC, µekv/l	160	SG	1,15	1,00
LAL, µg/l	2,2	SG	1,14	1,00
<b>Totalvurdering forsuringparametere</b>		SG		<b>1,00</b>
<b>Hydromorfologiske kvalitetselementer</b>				
Reguleringshøyde, m (RH = HRV-LRV)	6,3	M	0,08	0,49
Forholdet mellom reguleringshøyde og siktedyp (RH/2SD)	0,58	M	0,17	0,41
<b>Totalvurdering hydromorfologiske støtteparametere</b>		M		<b>0,45</b>
<b>Totalvurdering for vannforekomsten</b>		M		<b>0,51</b>

## 5.9 Snåsavatnet

					
Beliggenhet og vanntype		Morfometri og hydrologi <sup>1</sup>		Arealfordeling (%) <sup>1</sup>	
Vannforekomst-ID	128-930-L	Areal nedbørfelt (km <sup>2</sup> )	1432	Sjø	12
Fylke(r)	Trøndelag	Innsjøareal (km <sup>2</sup> )	122,1	Bre	0
Kommune(r)	Steinskjer, Snåsa	Maks-dyp (m)	121	Skog	51
Økoregion	Midtnorge	Middeldyp (m)	46	Dyrket mark	5
Høyde over havet (m)	21	Volum (mill. m <sup>3</sup> )	5500	Myr	12
Kalsium (mg/L)	3,4	Midlere årlig avløp (mill. m <sup>3</sup> )	1270	Snau fjell	17
Farge (mg Pt/L)	32,8	Teoretisk oppholdstid (år)	4,33	Urban	0
Typekode	L105b	Reguleringshøyde (m) <sup>2</sup>	1,4		
Vanntype-beskrivelse	Lavland, kalkfattig, klar, dyp				

<sup>1</sup> <http://nevina.nve.no/> & <https://vann-nett.no/portal>

<sup>2</sup> Fra Eva Klausen, NVE

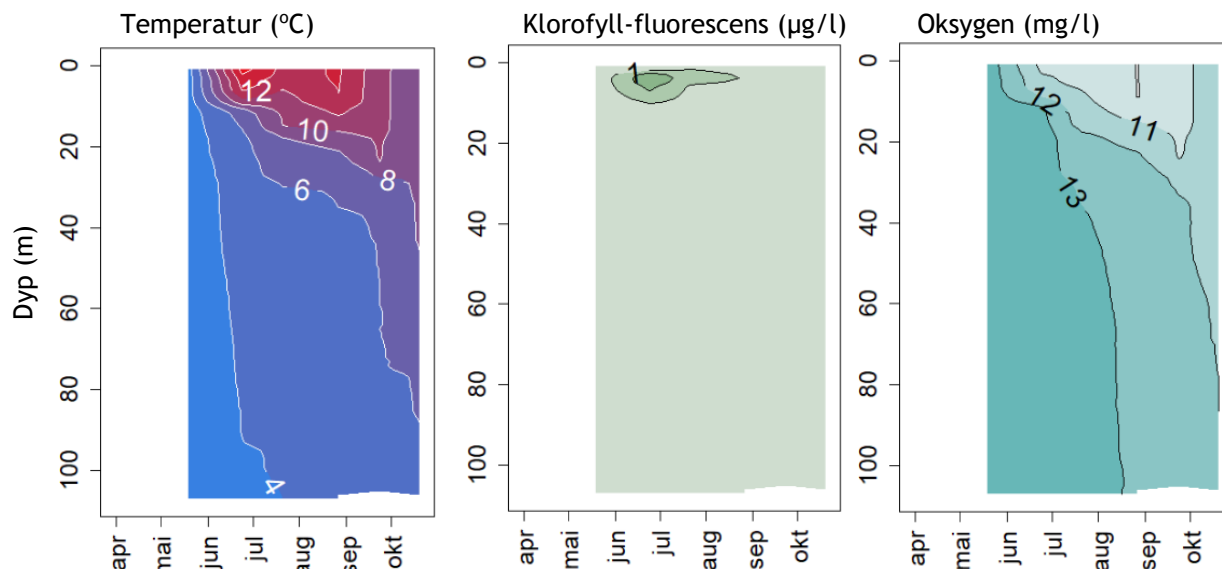
Snåsavatnet i Trøndelag er Norges sjetteste største innsjø og har lang, smal bassengform. Innsjøen anses som et meget godt fiskevann med ørret, røye og lake. Pungreke (*Mysis relicta*) er en fremmed art som sannsynligvis ble introdusert til innsjøen på 1970-tallet. Den er lite regulert og har små vannstandsvariasjoner (<1m). Nedbørfeltet er dominert av skog og fjell med en del våtmarksområder, men det er noe landbruk og spredt bebyggelse nær innsjøen. Store veier går langs innsjøen på begge sider (E6 i nord-vest og vei 763 i sør-øst), og jernbanen går langs vannkanten av innsjøen i sør-øst.

Innsjøen tilhører vanntype L105b, NGIG type L-N2b og L-N-M101 for kalkfattige, klare, dype lavlandssjøer, men har et humusinnhold på grensen mellom klare og humøse innsjøer. TOC konsentrasjonen er under denne klar/humøs grensen. Vi har derfor valgt å benytte vanntypen for klare innsjøer i tråd med anbefalingene i Klassifiseringsveilederen. Dette valget er også gjort fordi de humøse vanntypene har et klassifiseringssystem som primært er basert på data fra mindre, grunnere innsjøer, som vil kunne slå feil ut med for slappe klassegrenser for de pelagiske kvalitetselementene (se også kap. 2.3). Resultatene blir likevel drøftet i lys av det relativt høye humusinnholdet.

Følgende kvalitetselementer ble undersøkt i Snåsavatnet i 2020: fysisk-kjemiske støtteparametere, planteplankton, vannplanter, småkreps (pelagiske og litorale) og fisk (ekkolodd, trål, bunngarn). Tilstandsvurderingen er basert på alle de undersøkte kvalitetselementene.

Den termiske sjiktningen er relativt velutviklet i Snåsavatnet fra midten av juni til midten av september med en ganske skarp termoklin mellom 5 og 15 m dyp (Figur 31). Maksimumstemperaturen var 14 °C i epilimnion i august, som er noe høyere enn i de andre ØKOSTOR 2020 innsjøene i Trøndelag. Dette kan skyldes det relativt høye humusinnholdet, som absorberer mye lys som varmer opp de øvre

vannlagene. Klorofyllfluorescensen var lav hele sesongen med et lite maksimum i epilimnion i juni. Oksygenkonsentrasjonen var høy med minimum 10 mg/l i epilimnion og metningen var 95-105 % (Vedlegg F), mens verdiene i bunnvannet var 12-13 mg/l, noe som tilsier at humusinnholdet ikke har nevneverdig effekt på oksygenforholdene i Snåsavatnet. Lab-målingene av oksygen i dypeste prøve varierte fra 11-12 mg/l, og dette kan være et tegn på at oksygen sonden gir en svak overestimering.



Figur 31. Vertikalprofiler av temperatur (°C), klorofyll-fluorescens (µg/l) og oksygen (mg/l) målt på den pelagiske stasjonen over dypeste punkt i Snåsavatnet fra mai til oktober 2020.

Fosforkonsentrasjonen er lav (ca. 3 µg/l) både i epilimnion og hypolimnion (Figur 3). Siktedypet er relativt lavt (4,0-4,5 m med en middelværdi på 4,2 m). Dette er lavere enn de andre innsjøene i ØKOSTOR 2020 (Figur 3) (unntatt Gjende som er brepåvirket) og skyldes humusinnholdet (33 mg Pt/l). Klassifiseringen av økologisk tilstand for siktedyp er basert på klassegrenser som er korrigert for humusinnholdet (Tabell 10). De vannkjemiske forholdene viser *god* tilstand på grensen til *svært god* (Tabell 28) for parametrene for eutrofiering og *svært god* tilstand mht. forsurening. De hydromorfologiske støtteparameterne viser *god* tilstand nær grensen til *svært god* (nEQR = 0,78).

Planteplanktonbiomassen ligger under referanseverdien for innsjøtypen med klorofyll på ca. 1 µg/l og et biovolum på 0,1 mg/l (Tabell 28). Planteplankton er det eneste biologiske kvalitetselementet som gir *svært god* tilstand totalt sett. Planteplanktonsamfunnet er relativt balansert sammensatt av mange algeklasser med størst forekomst av kiselalger, samt en del gullalger og svelgflagellater (Figur 7), der noen arter indikerer noe mer næringsrike forhold.

Vannplantesamfunnet er ganske artsrikt (23 arter) med arter som er typiske for næringsfattige norske innsjøer. Trofi-indeksen viser *god* tilstand med en nEQR-verdi på 0,79, som er nær grensen til *svært god*. Nedre voksegrense for enkeltplanter av brasmegras (*Isoëtes lacustris*) var 4,5 m, som er i overkant av siktedypet, mens 3,6 m var nedre grense for bestander av denne arten. Dette er noe grunnere voksegrense for enkeltplanter enn i de fleste andre innsjøene, noe som trolig skyldes humusinnholdets effekt på lysforholdene. Både forsureningsindeksen og reguleringsindeksen for vannplanter ga *svært god* tilstand, som bekrefter at innsjøen ikke er forsuret og heller ikke negativt påvirket av regulering, noe som er i overensstemmelse med svært små vannstandsvariasjoner (1,4 m).

Tettheten av krepsdyrplankton er relativt høy sammenlignet med de andre innsjøene. Andelen store vannlopper er svært lav (<10 %) i prøvene tatt med 90 µm håven. Dette kan tilsa et lavt-moderat

beitetrykk på planteplanktonet. Sammen med den svært lave fosforkonsentrasjonen kan dette bidra til å forklare den svært lave planteplanktonbiomassen. Krepsdyrplanktonets tetthet og artssammensetning tyder på moderat fiskepredasjon i de øvre vannmassene.

Småkrepsfaunaen er ellers artsrik med 56 arter (pelagiske + litorale) i 2020 mot 50 arter i 2016 (Figur 16), og inkluderte flere forsuringfølsomme arter. Dette viser at forsuring ikke er noe problem i Snåsavatnet. Det var imidlertid relativt stor variasjon mellom stasjonene (Vedlegg I), noe som trolig har sammenheng med habitatvariasjoner og ikke med forsuring. Den nye eutrofieringsindeksen for småkreps (CIT) ga *svært god* tilstand på alle stasjonene og samlet for innsjøen. Dette underbygger resultatene for planteplankton og de vannkjemiske eutrofieringsparameterne som viser at eutrofiering heller ikke er noen aktuell problemstilling i denne innsjøen. Krepsdyrplanktonet hadde generelt lave tettheter av vannlopper, noe som kan ha sammenheng med predasjon fra pungreke, *Mysis relicta*, en introdusert art som også ble funnet i Snåsavatnet både i 2016 og 2020, da denne særlig beiter på vannlopper som *Bosmina* og *Daphnia* (Koksvik mfl. 1991, Langeland mfl. 1991).

Fiskesamfunnet består av fem arter som alle betraktes som naturlig hjemmehørende i innsjøen: ørret, røye, trepigget stingsild, lake og ål, med en biomasse på 1,2 kg/ha i epilimnion. En slik biomasse er ganske vanlig å finne i norske næringsfattige innsjøer. I tillegg er ål registrert tidligere. En betydelig bestandsnedgang av røye på 50 % gir *moderat* tilstand for den aktuelle indeksen. Dette står i kontrast til resultatet fra 2016, da bestandsnedgangen var estimert til 15 %. Bestandsnedgangen skyldes at røyebestanden har gått fra dominerende til vanlig, noe som mest sannsynlig kan tilskrives en større negativ effekt av pungreke som er en fremmed art i Snåsavatnet. Samtidig har det trolig vært en økning i lakebestanden, som predaterer på både pungreke og røye. Denne endringen i røyebestanden gjør også at NEFI-indeksen har blitt redusert fra *svært god* i 2016 til *god* i 2020. Eutrofieringsindeksen (WS-FBI) gir *svært god* tilstand. Samlet gir resultatene for fisk i Snåsavatnet *moderat* tilstand.

Snåsavatnet får dermed *moderat* økologisk tilstand, med fisk som utslagsgivende kvalitetselement. Dette er en vesentlig forverring av den økologiske tilstanden siden 2016, da den ble funnet å være *god* med en nEQR-verdi på 0,76. Årsaken skyldes nedgangen i røyebestanden som følge av stor negativ effekt av pungreke på krepsdyrplanktonet som er fødegrunnlaget for røya, samt sannsynlig økt predasjon fra lake på egg og ungfisk av røye.

Innsjøen har et relativt høyt humusinnhold på grensen mellom klare og humøse innsjøer. Den er likevel klassifisert som en klarvannssjø, da den vanntypen har strengere klassegrenser (se kap. 2.3). Dersom den hadde blitt klassifisert som en humussjø, ville planteplanktonet fortsatt fått *svært god* tilstand, mens vannplanter ville endret seg fra *god* til *svært god*. De vannkjemiske eutrofieringsparameterne ville også endret seg fra *god* til *svært god*. Totalresultatet ville imidlertid ikke endret seg fra *moderat*, da bestandsindeksen for fisk ikke skiller mellom klare og humøse innsjøer.

Samlet klassifisering ga *moderat* økologisk tilstand i 2020, med vannplanter som utslagsgivende kvalitetselement (Tabell 27). Sammenligning med tilsvarende data fra tidligere år (2016) er oppsummert i kap. 5.12.


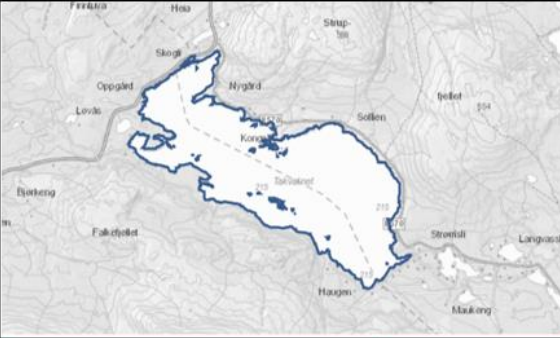
**Konklusjon:** Undersøkelsene i 2020 indikerer at Snåsavatnet er i *moderat* økologisk tilstand og tilfredsstillende derfor ikke miljømålet iht. vannforskriften. Klassifiseringen anses å ha middels-høy usikkerhet, da fisk ga *moderat* tilstand i 2020 mot *god* tilstand i 2016. De øvrige kvalitetselementene er i enten *svært god* eller *god* tilstand, basert på data fra både 2016 og 2020.

Tabell 27. SNÅSAVATNET 2020

Økologisk tilstand angitt for hvert kvalitetselement og parameter som absoluttverdi, tilstandsklasse, EQR verdi og normalisert EQR verdi, og samlet for hele vannforekomsten nederst i tabellen. Den samlede vurderingen er basert på det verste styrer prinsippet. Indekser og parametere uten farge angir manglende data, parametere som ikke er relevante eller mangler klassegrenser for den aktuelle vanntypen, eller har for usikre data til å inkluderes i totalvurderingen. SG = Svært god (blå), G = God (grønn), M = Moderat (gul), D = Dårlig (oransje), SD = Svært dårlig (rød).

Kvalitetselement	Verdi	Klasse	EQR	nEQR
<b>Biologiske kvalitetselementer</b>				
Planteplankton: Klorofyll-a, µg/l	1,08	SG	1,20	1,00
Planteplankton: Totalt volum, mm <sup>3</sup> /l	0,09	SG	1,00	1,00
Planteplankton: Trofisk indeks, PTI	2,19	G	0,86	0,68
Planteplankton: Cyano <sub>max</sub> , mm <sup>3</sup> /l	0,001	SG	1,00	1,00
<b>Totalvurdering planteplankton</b>		SG		<b>0,84</b>
Vannplanter eutrofieringsindeks: Tlc	73,9	G	0,97	0,79
Vannplanter reguleringsindeks: Wlc	8,70	SG	1,09	0,51
Vannplanter forsuringindeks: Slc	30,4	SG	1,07	1,00
<b>Totalvurdering vannplanter</b>		G		<b>0,79</b>
Småkreps forsuringindeks: LACI-2 (kun lav alk)	5,25	SG	2,51	1,00
Småkreps eutrofieringsindeks: CIT	62,26	SG	1,07	1,00
<b>Totalvurdering invertebrater</b>		SG		<b>1,00</b>
Fisk, NEFI: endring fiskesamfunn (generell)	0,85	G	0,85	0,67
Fisk, WS-FBI: pelagisk fiskeindeks (eutrofiering)	4,82	SG	1,66	1,00
Fisk, % bestandsnedgang (generell)	50	M	0,53	0,46
<b>Totalvurdering fisk, nedgradert pga. fremmede høyrisikoarter</b>		M		<b>0,46</b>
<b>Totalvurdering biologiske kvalitetselementer</b>		M		<b>0,46</b>
<b>Fysisk-kjemiske kvalitetselementer</b>				
Total fosfor, µg/l	3,2	SG	0,95	0,96
Total nitrogen, µg/l	197	SG	0,89	0,82
Siktedyp, m	4,2	G	0,88	0,65
<b>Totalvurdering eutrofieringsparametere</b>		G		<b>0,80</b>
pH	7,0	SG	1,01	1,00
ANC, µekv/l	157	SG	1,14	1,00
LAL, µg/l	9,5	G	0,26	0,69
<b>Totalvurdering forsuringparametere</b>		SG		<b>0,90</b>
<b>Hydromorfologiske kvalitetselementer</b>				
Reguleringshøyde, m (RH = HRV-LRV)	1,4	G	0,36	0,73
Forholdet mellom reguleringshøyde og siktedyp (RH/2SD)	0,17	SG	0,60	0,84
<b>Totalvurdering hydromorfologiske støtteparametere</b>		G		<b>0,78</b>
<b>Totalvurdering for vannforekomsten</b>		M		<b>0,46</b>

## 5.10 Takvatnet

					
Beliggenhet og vanntype		Morfometri og hydrologi <sup>1</sup>		Arealfordeling (%) <sup>1</sup>	
Vannforekomst-ID	196-2404-L	Areal nedbørfelt (km <sup>2</sup> )	59	Sjø	27
Fylke(r)	Troms og Finnmark	Innsjøareal (km <sup>2</sup> )	15,0	Bre	0
Kommune(r)	Målselv, Balsfjord	Maks-dyp (m)	75	Skog	42
Økoregion	Finnmark og indre Troms	Middeldyp (m)	25	Dyrket mark	2
Høyde over havet (m)	215	Volum (mill. m <sup>3</sup> )	375	Myr	4
Kalsium (mg/L)	8,3	Midlere årlig avløp (mill. m <sup>3</sup> )	40,83	Snaufjell	18
Farge (mg Pt/L)	5,2	Teoretisk oppholdstid (år)	9,18	Urban	0
Typekode	L207	Reguleringshøyde (m) <sup>2</sup>	0		
Vanntype-beskrivelse	Skog, moderat kalkrik, svært klar, dyp				

<sup>1</sup> <http://nevina.nve.no/> & <https://vann-nett.no/portal>

<sup>2</sup> Fra Eva Klausen, NVE

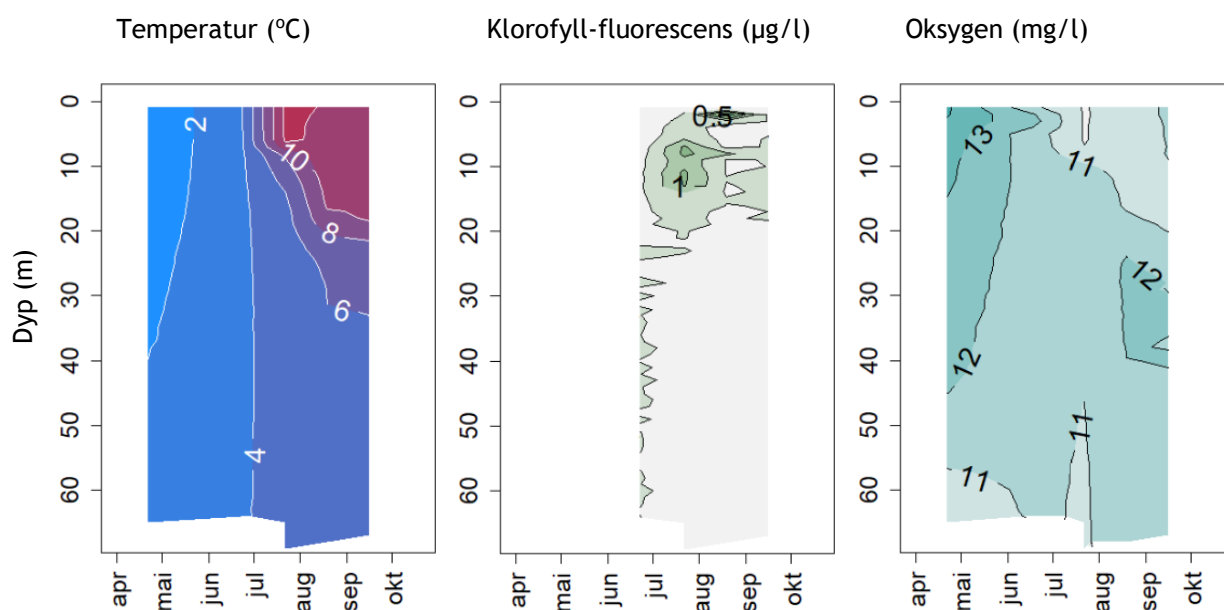
Takvatnet er en relativt liten innsjø sammenlignet med andre innsjøer i ØKOSTOR-programmet. Innsjøen ligger i et sidevassdrag til Målselvvassdraget i vannregion Troms og Finnmark. Takvatnet har et lite nedbørfelt, dominert av innsjøer, skog og fjell, mens andelen dyrket mark er svært liten. Oppholdstiden (tiden det tar før vannet skiftes ut) er lang og humusnivået er svært lavt. Veier og jordbruk ved vannet påvirker tilstanden i liten grad, og ingen andre kjente påvirkninger forekommer. Innsjøen har en bestand av ørret, i tillegg til røye og trepigget stingsild som begge er introdusert.

Innsjøen tilhører vanntype L207 og NGIG type L-N-M201 for moderat kalkrike, klare, skogssjøer. Vannplanter er klassifisert ut fra denne vanntypen, mens planteplankton og vannkjemi er klassifisert ut fra en kalkfattig skogssjø (NGIG type L-N5), da det ikke finnes klassegrenser for moderat kalkrike skogssjøer. Beliggenheten langt nord med et nedbørfelt totalt dominert av skog og snaufjell tilsier at NGIG L-N5 er en mer representativ vanntype for naturtilstanden for planteplankton og vannkjemi enn vanntypen for moderat kalkrike lavlandssjøer (NGIG type L-N1).

Takvatnet ble første gang undersøkt i 2018 som en del av ØKOSTOR-programmet, og da ble det gjennomført full undersøkelse av alle relevante kvalitetselementer. Fra Takvatnet finnes limnisk data fra et stort antall undersøkelser og forskningsprosjekter gjennomført av Universitetet i Tromsø (nå Norges Arktiske universitet) og andre i perioden 1984-d.d., men kun et fåtall av disse tilfredsstillende kravene til økologisk tilstandsklassifisering (Persson mfl. 2013).

Følgende kvalitetselementer ble undersøkt i Takvatnet i 2020: fysisk-kjemiske støtteparametere, planteplankton og krepsdyrplankton. Tilstandsvurderingen er basert på klassifiseringssystemet for økologisk tilstand for fysisk-kjemiske støtteparametere og planteplankton.

Temperaturprofilen viser at Takvatnet utviklet en grunn og ganske tydelig termoklin i juli-august med en maksimumstemperatur på ca. 12-13 °C (Figur 32), som var på samme nivå i 2018, mens den var 2 grader høyere i 2019. Oksygenkonsentrasjonene var høye i hele vannsøylen gjennom hele vekstsesongen. Oksygenmetningen ble imidlertid beregnet til <90 % under 5 m dyp i juli (Vedlegg F). I juni 2019 ble det imidlertid registrert en kraftig overmetning (>110 %) i epilimnion, noe som ble sett sammenheng med at primærproduksjonen kan foregå i store deler av vannsøylen pga. svært klart vann, lys hele døgnet og vårsirkulasjon av vannmassene på forsommeren. Oksygenmetningen i 2020 er derfor sannsynligvis underestimert pga. en feil med sonden.



Figur 32. Vertikalprofiler av temperatur (°C), klorofyll-fluorescens (µg/l) og oksygen (mg/l) målt på den pelagiske stasjonen over dypest punkt i Takvatnet fra juni til september 2020.

De vannkjemiske eutrofieringsparameterne ga, tilsvarende som i 2018 og 2019, *svært god* tilstand. Fosforkonsentrasjonen var lav (2 µg/l), og gjenspeiler de næringsfattige forholdene. Nitrogenkonsentrasjonen var også svært lav (100 µg/l), mens siktedypet var høyt (10-14 m med et årsmiddel på 12 m). Takvatnet er ikke regulert, og begge de hydromorfologiske støtteparameterne (reguleringshøyde og forholdet mellom reguleringshøyde og siktedyp) ga derfor *svært god* tilstand.

Planteplanktonet var typisk for ultraoligotrofe innsjøer med lav biomasse (klorofyll på ca. 1 µg/l og biovolum på 0,1 mg/l). Drøyt 90 taksa ble registrert i 2020 (Figur 6), dvs. på samme nivå som i 2018 og 2019. Diversiteten er lavere enn de andre moderat kalkrike innsjøene som er undersøkt i ØKOSTOR-programmet, men likevel relativt høyt til å være en innsjø med så ekstremt lite fosfor. Artssammensetningen var dominert av gullalger, som er miksotrofe og kan skaffe seg mer fosfor ved å beite på bakterier. Takvatnet hadde tilsynelatende en topp i fluorescensen i metalimnion (Figur ), men dette skyldes trolig kraftig lysinhibisjon i epilimnion fordi vannet var svært klart. Dette er også registrert i tidligere år. Samlet ga planteplanktonet *svært god* tilstand for Takvatnet, tilsvarende resultat ble også funnet i 2018 og 2019.

Krepsdyrplanktonet var også preget av de næringsfattige forholdene, med lave tettheter og dominans av hoppekreps. Vannloppene, og da særlig dafnier, utgjorde en liten andel (<10 %) i årene 2018-2020. Artssammensetningen tyder på at predasjon fra fisk kan være viktig for krepsdyrsamfunnet. Takvatnet har da også en stor bestand av trepigget stingsild, samt røye, som er effektive

planktonpisere. De lave tetthetene av krepsdyrplankton sammen med den lave planteplanktonbiomassen indikerer likevel at næringskjeden primært er styrt av begrenset fødetilgang («bottom-up» kontroll). De høyeste tetthetene av krepsdyrplankton ble registrert i april da innsjøen var islagt (Figur 18).

Samlet klassifisering ga *svært god* økologisk tilstand i 2020, med planteplankton som utslagsgivende kvalitetselement (Tabell 28). Sammenligning med tilsvarende data fra tidligere år (2018-2019) er oppsummert i kap. 5.12.

**Konklusjon:** Undersøkelsene i 2020 indikerer at Takvatnet er i svært god økologisk tilstand ut fra planteplankton, fysisk-kjemiske og hydromorfologiske støtteparametere, og tilfredsstillende derfor miljømålet iht. vannforskriften. Klassifiseringen i 2020 for de utvalgte kvalitetselementene anses å ha lav usikkerhet fordi tilstanden er konsistent med resultater fra 2018 og 2019. Samlet er imidlertid usikkerheten middels, da kun et utvalg av kvalitetselementene ble undersøkt i 2019 og 2020. Fiskeundersøkelsene i 2018 indikerte god (og ikke svært god) økologisk tilstand pga. negativ effekt av introduserte arter på fisk. Fisk ville derfor sannsynligvis redusert tilstanden til god også i 2020.

**Tabell 28. TAKVATNET 2020**

Økologisk tilstand angitt for hvert kvalitetselement og parameter som absoluttverdi, tilstandsklasse, EQR verdi og normalisert EQR verdi, og samlet for hele vannforekomsten nederst i tabellen. Den samlede vurderingen er basert på det verste styrer prinsippet. Indekser og parametere uten farge angir manglende data, parametere som ikke er relevante eller mangler klassegrenser for den aktuelle vanntypen, eller har for usikre data til å inkluderes i totalvurderingen. SG = Svært god (blå), G = God (grønn), M = Moderat (gul), D = Dårlig (oransje), SD = Svært dårlig (rød).

Kvalitetselement	Verdi	Klasse	EQR	nEQR
<b>Biologiske kvalitetselementer</b>				
Planteplankton: Klorofyll-a, µg/l	0,98	SG	1,33	1,00
Planteplankton: Totalt volum, mm <sup>3</sup> /l	0,11	SG	1,00	0,99
Planteplankton: Trofisk indeks, PTI	2,03	G	0,90	0,77
Planteplankton: CyanO <sub>max</sub> , mm <sup>3</sup> /l	0,001	SG	1,00	1,00
<b>Totalvurdering planteplankton</b>		SG		<b>0,88</b>
<b>Totalvurdering biologiske kvalitetselementer</b>		SG		<b>0,88</b>
<b>Fysisk-kjemiske kvalitetselementer</b>				
Total fosfor, µg/l	2,0	SG	1,50	1,00
Total nitrogen, µg/l	110	SG	1,37	1,00
Siktedyp, m	12,0	SG	0,97	0,94
<b>Totalvurdering eutrofieringsparametere</b>		SG		<b>0,97</b>
pH	7,5			
ANC, µekv/l	397			
LAL, µg/l	0,5			
<b>Totalvurdering forsuringsparametere</b>				
<b>Hydromorfologiske kvalitetselementer</b>				
Reguleringshøyde, m (RH = HRV-LRV)	0	SG		1,00
Forholdet mellom reguleringshøyde og siktedyp (RH/2SD)	0,00	SG		1,00
<b>Totalvurdering hydromorfologiske støtteparametere</b>		SG		<b>1,00</b>
<b>Totalvurdering for vannforekomsten</b>		SG		<b>0,88</b>



## 5.11 Økologisk tilstand og biodiversitet i alle innsjøer inkl. usikkerhetsvurderinger

### 5.11.1 Økologisk tilstand

Oversikten over økologisk tilstand i alle innsjøene er vist i Tabell 29. For å kunne sammenligne resultatene over år har vi oppdatert resultatene fra tidligere år (2015-2019) mht. tilstandsklasser og nEQR for kvalitetselementer som har fått nye indekser siden 2015. Dette gjelder vannplanter mht. indekser for forsurening (Slc) og regulering (Wlc), småkreps mht. eutrofiering (CIT) og bunndyr mht. ASPT. Småkreps og bunndyr er også slått sammen til ett kvalitetselement kalt invertebrater, da småkreps ikke er noe eget kvalitetselement i vannforskriften. Samlet tilstand for invertebrater er basert på dagens samveiiingsregler, dvs. midling av indekser som gjelder samme påvirkning og deretter det verste styrer for forskjellige påvirkninger. Data for bunndyr finnes kun for noen få av innsjøene og noen få år (ingen i 2020). Tilstanden for invertebrater er derfor hovedsakelig basert på småkreps. For fisk er tilstanden nedgradert én tilstandsklasse ved forekomst av fremmede høyrisikoarter. Resultatene for fisk i Limingen, Røssvatnet og Selbusjøen er ikke sammenlignbare for de to årene 2016 og 2020 fordi undersøkelsen i 2020 kun besto av ekkoloddregistreringer som bare tillot beregning av eutrofieringsindeksen for fisk (WS-FBI), mens resultatene fra 2016 omfattet både tråling, garnfiske og ekkolodd, som muliggjorde beregning av NEFI-indeksen og % bestandsnedgang i tillegg til eutrofieringsindeksen. For Gjende har resultatet for eutrofieringsparameterne blitt korrigert for bidraget fra brepartiklene for 2015-2016, slik at resultatene nå er sammenlignbare med resultatene fra 2017, 2018, 2019 og 2020.

Klassifiseringsresultater samlet for alle år er bare gjort for innsjøer med minst tre års data for de pelagiske kvalitetselementene (planteplankton og vannkjemi). For disse kvalitetselementene er den samlede tilstanden for alle år basert på middelveier av nEQR for hvert enkeltår. For de andre kvalitetselementene (vannplanter, invertebrater og fisk) er samlet klassifisering for alle år også basert på middelveier av nEQR for hvert enkeltår selv om det i noen tilfeller kun finnes ett år med data. Begrunnelsen for dette er at disse kvalitetselementene endrer seg langsommere enn de pelagiske kvalitetselementene, og at totalresultatet på tvers av kvalitetselementer ellers ville blitt misvisende for innsjø-økosystemene som helhet. Denne tilnærmingen bør drøftes nærmere, da den er beheftet med betydelig usikkerhet og ikke følger Klassifiseringsveilederens anbefaling om bruk av minst tre års data for alle kvalitetselementene for å få en pålitelig klassifisering.

Alternativt kunne vi begrenset klassifiseringen på tvers av årene til kun de kvalitetselementene som har minst tre års data. Da ville klassifiseringen av disse kvalitetselementene vært mer pålitelig, men klassifiseringen av innsjøen ville vært mer ufullstendig. En slik alternativ tilnærming ville også medført tilsynelatende endringer i tilstanden fra år til år etter hvert som flere og flere kvalitetselementer får tre års observasjoner. Med nåværende rullingscyklus på fire år vil det gå minst ni år før alle kvalitetselementene har vært igjennom tre runder med overvåking og en helhetlig klassifisering for hele innsjø-økosystemet ville vært mulig. Vi velger derfor å benytte den første tilnærmingen i den samlede klassifiseringen for alle år som beskrevet i avsnittet ovenfor.

Den samlede klassifiseringen på tvers av år for innsjøer med minst tre års data (Gjende, Mjøsa, Selbusjøen og Takvatnet) er beregnet ut fra resultatene for alle år for hvert kvalitetselement og bruk av det verste styrer prinsippet.

**Tabell 29. Samlet økologisk tilstand for de store innsjøene i ØKOSTOR i 2020, samt tidligere års ØKOSTOR-resultater.**

Tallene angir normalisert EQR verdi. Kvalitetselementet som er avgjørende for klassifiseringen av den enkelte innsjø er uthevet med **fet skrift**. Farger angir tilstandsklassen: SG = Svært god (blå), G = God (grønn), M = Moderat (gul), D = Dårlig (oransje), SD = svært dårlig (rød). Usikkerhetsnivåene er forklart i teksten under tabellen, der 2 er middels og 3 er høy. Kvalitetselementer som ikke er undersøkt eller ikke er relevante for den aktuelle vann typer er markert med n.a. For Gjende er tilstanden for de vannkjemiske eutrofieringsparameterne korrigert for bidraget fra breparkier. Tilstand for fisk er nedgradert én klasse i Limingen, Røssvatnet, Selbusjøen og Takvatnet pga. introduserte fiskearter.

Innsjø	Vannforekomst-ID	Norsk type	år	Planteplankton	Vannplanter	Invertebrater	Fisk	Vannkjemieutrof	Vannkjemiforsuring	Hydro-morfologi	Totalt	Usikkerhet
<b>Østlandet</b>												
Femunden	311-1348-L	L205	2016	0,92	0,90	<b>0,83</b>	0,89	0,83	0,90	1,00	0,83	2
			2020	<b>0,90</b>	<b>0,90</b>	1,00	0,92	0,97	0,94	1,00	0,90	1
Gjende	002-147-L	L311	2015	<b>0,76</b>	n.a.	0,39	n.a.	<b>0,74</b>	0,83	1,00	0,74	3
			2016	<b>0,74</b>	n.a.	1,00	n.a.	0,81	0,84	1,00	0,74	3
			2017	<b>0,73</b>	n.a.	n.a.	n.a.	0,75	0,91	1,00	0,73	3
			2018	<b>0,66</b>	n.a.	n.a.	n.a.	0,80	0,92	1,00	0,66	3
			2019	<b>0,50</b>	n.a.	1,00	0,60	0,78	0,94	1,00	0,50	3
			2020	<b>0,49</b>	n.a.	n.a.	n.a.	0,80	0,90	1,00	0,49	3
			alle	<b>0,65</b>	n.a.	0,80	0,60	0,78	0,89	1,00	0,60	3
Mjøsa	002-118-1-L	L105b	2016	<b>0,71</b>	n.a.	n.a.	n.a.	0,81	n.a.	0,72	0,71	1
			2017	<b>0,70</b>	0,70	0,69	n.a.	0,83	n.a.	0,72	0,69	2
			2018	<b>0,64</b>	n.a.	n.a.	0,87	0,87	n.a.	0,69	0,64	2
			2019	<b>0,64</b>	n.a.	n.a.	n.a.	0,74	n.a.	0,70	0,64	1
			2020	<b>0,65</b>	n.a.	n.a.	0,82	0,72	1,00	0,67	0,65	1
			alle	<b>0,67</b>	0,70	0,69	0,85	0,79	n.a.	0,70	0,67	1
<b>Midt-Norge</b>												
Limingen	307-1131-L	L204	2016	0,91	0,50	1,00	0,27	1,00	0,89	0,48	0,27	2
			2020	0,87	0,52	1,00	0,70	0,94	1,00	0,45	0,52	2
Røssvatnet	155-501-L	L207	2016	0,90	0,10	n.a.	0,70*	1,00	0,91	0,36	0,10	3
			2020	0,93	0,50	1,00	0,70*	1,00	1,00	0,33	0,50	3
Salvatnet	140-723-L	L102d	2016	0,98	0,89	0,77	1,00	1,00	0,84	1,00	0,77	2
			2020	0,90	0,74	1,00	1,00	1,00	0,66	1,00	0,66	2
Selbusjøen	123-892-1-L	L105b	2016	0,88	0,75	0,66	0,27	0,96	0,90	0,40	0,27	2
			2017	0,90	n.a.	n.a.	n.a.	0,70	0,89	0,33	0,70	2
			2018	0,86	n.a.	n.a.	n.a.	0,86	0,90	0,49	0,70	2
			2019	0,89	n.a.	n.a.	n.a.	0,79	0,89	0,38	0,70	2
			2020	0,91	0,51	1,00	0,70	0,74	1,00	0,45	0,51	2
			alle	0,89	0,63	0,83	0,49	0,81	0,92	0,41	0,49	2
Snåsavatnet	128-930-L	L105b	2016	0,76	0,90	1,00	0,77	0,87	0,89	0,83	0,76	2
			2020	0,84	0,79	1,00	0,46	0,80	0,90	0,78	0,46	2
<b>Nord-Norge</b>												
Takvatnet	196-2404-L	L207	2018	0,87	1,00	1,00	0,70	0,98	n.a.	1,00	0,70	2
			2019	0,86	n.a.	n.a.	n.a.	0,98	n.a.	1,00	0,86	1
			2020	0,88	n.a.	n.a.	n.a.	0,97	n.a.	1,00	0,88	1
			alle	0,87	1,00	1,00	0,70	0,98	n.a.	1,00	0,70	2

\* ingen data før reguleringen

Resultatene for 2020 viser at kun Femunden er i *svært god* tilstand, Mjøsa, Salvatnet og Takvatnet er i *god* økologisk tilstand, mens Gjende, Limingen, Røssvatnet, Selbusjøen og Snåsavatnet er i *moderat* tilstand. Den samlede klassifiseringen for alle år for innsjøer med minst tre års data viser *moderat* tilstand for Gjende og Selbusjøen og *god* tilstand for Mjøsa og Takvatnet, dvs. samme tilstand som i 2020 for disse fire innsjøene.

I 2020 var planteplankton det utslagsgivende kvalitetselementet (laveste nEQR-verdi) i fire (Femunden, Gjende, Mjøsa og Takvatnet) av ni innsjøer, vannplanter var utslagsgivende i de tre

sterkt modifiserte innsjøene (Limingen, Røssvatnet og Selbusjøen), mens fisk var utslagsgivende i Snåsavatnet og vannkjemiske forsuringsparametere i Salvatnet. Invertebrater (småkreps) og vannkjemiske eutrofieringsparametere var ikke utslagsgivende i noen av de ni innsjøene i 2020. Hydromorfologiske parametere hadde lavest nEQR verdi i de tre sterkt modifiserte innsjøene, men var ikke utslagsgivende da vannplantene hadde *moderat* tilstand i alle disse.

I Gjende, Limingen, Røssvatnet, Salvatnet, Selbusjøen og Snåsavatnet varierte tilstandsklassen for ett eller flere kvalitetselementer mellom år. Gjende har gått fra *god* til *moderat* tilstand for planteplankton, noe som kan ha sammenheng med økende bresmelting og mer turbid vann. Limingen har gått fra *dårlig* til *god* tilstand for fisk, men dette skyldes primært forskjellig metodikk for fiskeundersøkelsene i 2016 og 2020, som nevnt ovenfor. Røssvatnet har gått fra *svært dårlig* tilstand for vannplanter i 2016 til *moderat* tilstand i 2020, men dette kan skyldes usikkerheter i reguleringsindeksen, samt registrering av en ny sensitiv art i 2020. Salvatnet varierte fra *svært god* til *god* for flere kvalitetselementer, men endringene er ikke konsistente, dvs. en positiv endring for noen og negativ for andre. Selbusjøen har endret seg fra *god* til *moderat* for vannplanter, fra *god* til *svært god* for invertebrater og fra *dårlig* til *god* for fisk (men resultatene for fisk er ikke sammenlignbare pga. forskjellig metodikk de to årene). Forverringen av tilstanden for vannplanter i Selbusjøen kan ses i sammenheng med 1 m lavere vannstand om våren/forsommeren 2020 enn i 2016. Årsaken til endringen av vannstanden er uklar men vurderes å ha sammenheng med endringer i vannkraftproduksjonen. Snåsavatnet har endret seg fra *god* til *moderat* for fisk, samt variert mellom *svært god* og *god* for flere andre kvalitetselementer, men det er ingen konsistente endringer på tvers av kvalitetselementer. Forverringen for fisk i Snåsavatnet kan trolig tilskrives en reduksjon i røyebestanden, som kan ha sammenheng med introduksjon av pungreke (*Mysis relicta*) og en økning i lakebestanden. Lake er en predator på både *pungreke* og *røye*.

Usikkerheten i klassifiseringen anses som lav i Femunden, Mjøsa og Takvatnet pga. konsistente resultater (*svært god* eller *god* tilstand) mellom kvalitetselementer og på tvers av år. Usikkerheten anses som høy i Gjende pga. manglende klassegrenser for bresjøer, store forskjeller mellom år for invertebrater og kun ett års data for fisk. Den relative forverringen for planteplankton anses likevel å ha lav usikkerhet. Tilstanden i Røssvatnet anses også å ha høy usikkerhet pga. den store forskjellen i tilstanden for vannplanter de to årene med data. For de øvrige innsjøene anses klassifiseringen å ha middels usikkerhet pga. forskjeller i tilstand mellom kvalitetselementer og/eller mellom år.

Resultatene i de tre sterkt modifiserte innsjøene kan ikke tolkes som økologisk potensial, men som et uttrykk for økosystemets respons på de relevante påvirkningene mht. til de undersøkte kvalitetselementene. Klassifiseringen av alle eutrofieringsrelevante kvalitetselementer/parametere som *svært god* er imidlertid misvisende, da alle disse tyder på en klar oligotrofiering som følge av reguleringen. Klassegrenser for oligotrofiering bør derfor utarbeides, slik at disse kan inkluderes ved neste oppdatering av klassifiseringsveilederen.

### 5.11.2 Biodiversitet

Biodiversiteten uttrykt som artsantall i de undersøkte innsjøene i 2020 og 2016 er sammenstilt for hvert kvalitetselement i Tabell 30, og totalt på tvers av kvalitetselementer i Figur 33.

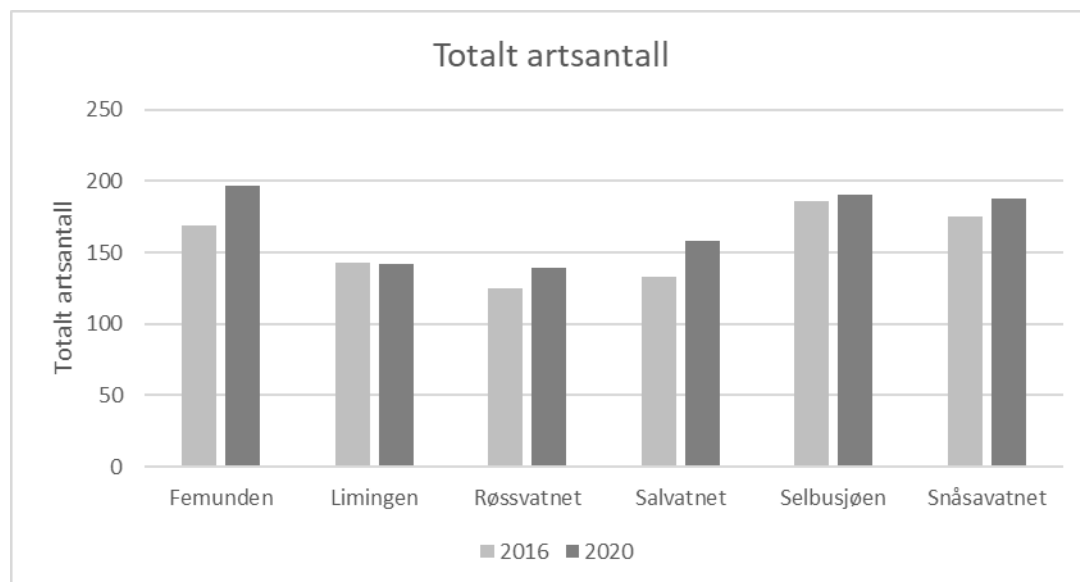
Størst artsantall ble, som ventet, funnet for planteplankton, etterfulgt av småkreps, vannplanter og fisk. Det totale artsantallet (Figur 33) er klart lavere i Røssvatnet, Limingen og Salvatnet enn i Femunden, Selbusjøen og Snåsavatnet i både 2016 og 2020. Dette gjenspeiler de utarmede økosystemene i Røssvatnet og Limingen, som skyldes reguleringsregimet med store vannstandsvariasjoner som har ødelagt strandsonen som habitat for vannplanter, invertebrater og

fisk. Disse to innsjøene viser også mange tegn på en oligotrofiering (tap av naturlig produktivitet) med nEQR-verdier av alle eutrofieringsrelevante indekser og parametere langt over 1,0 for de aktuelle vanntypene (kap. 5.5 og 5.6). Dette bidrar til det lave biologisk mangfoldet, da mange arter ikke klarer å overleve ved så ekstremt lave konsentrasjoner av næringssalter/fødepartikler. For Salvatnet skyldes det lave artsantallet trolig svært kalkfattig vann som ikke gir rom for bikarbonatkrevende arter av planteplankton og vannplanter. Innsjøens meromiktiske tilstand med sjøvann under 400 m dyp kan muligens også bidra til et lavt artsantall, da bunnvannet og bunnsedimentene er anoksiske, noe som hindrer oppbygging av populasjoner av planteplankton og krepsdyrplankton fra hvilesporer/hvileegg fra profundalsonen om våren. Høyt innhold av sjøsalter i Salvatnet kan muligens også ha en negativ effekt på biodiversiteten.

**Tabell 30. Artsantall for hvert biologiske kvalitetselement som er undersøkt i de store innsjøene i ØKOSTOR i 2020 sammenstilt med tilsvarende resultater i 2016.**

na betyr ikke undersøkt de aktuelle årene. Småkreps omfatter både pelagiske og litorale arter. For Gjende, Mjøsa og Takvatnet er kun pelagiske arter av småkreps undersøkt i 2016 og 2020 og tall er derfor ikke oppgitt.

Innsjø	Planteplankton		Småkreps		Vannplanter		Fisk	
	2016	2020	2016	2020	2016	2020	2016	2020
Femunden	97	119	44	52	21	19	7	7
Gjende	85	61	na	na	na	na	na	na
Mjøsa	161	159	na	na	na	na	na	20
Limmingen	94	100	36	32	9	6	4	4
Røssvatnet	72	85	42	42	8	9	3	3
Salvatnet	73	97	41	41	15	16	4	4
Selbusjøen	116	124	45	45	20	17	5	5
Snåsavatnet	100	105	50	56	21	23	4	4
Takvatnet	na	94	na	na	na	na	na	na



Figur 33. Totalt artsantall summer for planteplankton, småkreps (pelagiske og litorale), vannplanter og fisk i innsjøene overvåket i ØKOSTOR i 2016 og 2020.

Alle innsjøene har høyere totalt artsantall i 2020 enn i 2016 med unntak av Limingen som har omtrent likt antall begge årene. Det er uklart om dette er reelle endringer eller om det skyldes forskjeller i værhold, prøvetakingstidspunkt eller metodikk.

## 6. Referanser

- Arnekleiv, J.V., Koksvik, J. & Koksvik, J.I. 2004. Økologisk tilstandsrapport for Snåsavatnet år 2000 med vekt på plankton, mysis og fisk. Vitenskapsmuseet Rapp. Zool. Ser. 2004-1: 1-49.
- Artsdatabanken, 2020. Fremmede arter i Norge - med økologisk risiko 2018. Trondheim: Artsdatabanken.
- Bakken, T. H., Forseth, T. & Harby, A. (red.). 2016. Miljøvirkninger av effektkjøring: Kunnskapsstatus og råd til forvaltning og industri. - NINA Temahefte 62. 205 s.
- Bechmann, M., Thrane, J.E. Kværnø, S. & Turtumøygaard, S. 2021. Eutrofiering av Mjøsa - kartlegging av årsaksforhold og kilder til fosfor i ni delnedbørfelt. NIBIO-rapport 58, vol 7. 92 s.
- Bird, D.F. & Kalff, J., 1987. Algal phagotrophy: Regulating factors and importance relative to photosynthesis in Dinobryon (Chrysophyceae). Limnol. Oceanogr. 32: 277-284. <https://doi.org/10.4319/lo.1987.32.2.0277>
- Bjørndal, T.K. & Odden, S. 1995. Sammenligninger og vurderinger av garntypene Nordic (oversiktsgarn) og N30 (standardgarn) til bruk i fiskeribiologiske undersøkelser i en stor næringsfattig innsjø med flere arter. - Prosjektoppgave i utmarksforvaltning, Høgskolen i Hedmark, Evenstad. 48 s.
- Bledzki, L.A. & Rybak, J.I. 2016. Freshwater Crustacean Zooplankton of Europe: Cladocera & Copepoda (Calanoida, Cyclopoida) Key to species identification, with notes on ecology, distribution, methods and introduction to data analysis. XV, Springer. ISBN 978-3-319-29871-9: 918 s.
- Brabrand, Å., Faafeng, B.A. & Nilssen, J.P.M., 1990. Relative Importance of Phosphorus Supply to Phytoplankton Production: Fish Excretion versus External Loading. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 1990, 47(2): 364-372, <https://doi.org/10.1139/f90-038>
- Brett, M.T. & Benjamin, M.M., 2008. A review and reassessment of lake phosphorus retention and the nutrient loading concept. - Freshw. Biol. 53:194-211.
- Cardoso, A.C., Solimini, A., Premazzi, G., Carvalho, L., Lyche Solheim, A. & Rekolainen, S., 2007. Phosphorus reference concentrations in European lakes. - Hydrobiologia 584: 3-12.
- Dervo, B.K., Skurdal, J., Sandlund, O.T. & Museth, J. 2017. Mjøsens fisker og fiskerier gjennom 100 år. Tidsskriftet Utmark nr 2-2017, 13 s. <http://hdl.handle.net/11250/246974>
- Edmundson, J.A. & Koenings, J.P., 1986. The effects of glacial silt on primary production through altered light regimes and phosphorus levels in Alaska lakes. FRED Report 68, Alaska Department of Fish and Game, Division of Fisheries Rehabilitation, Enhancement and Development (FRED): 25 s.
- European Commission, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and the Council of 23rd October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy (Official Journal L 327, 22/12/2000 p. 1-72), ([https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:5c835afb-2ec6-4577-bdf8-756d3d694eeb.0004.02/DOC\\_1ogformat=PDF](https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:5c835afb-2ec6-4577-bdf8-756d3d694eeb.0004.02/DOC_1ogformat=PDF)).
- Gjelland, K.Ø., Bækkeli, 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. NINA Rapport 1749. Norsk institutt for naturforskning.

- Gjelland, K.Ø., Rustadbakken, A., Haugen, T.O. & Sandlund, O.T. 2013. Forsøk med trål og ekkolodd i Mjøsa, 2012 - NINA Rapport 927. 27 s. + vedlegg
- Gjelland, K.Ø., Sandlund, O.T., Andersen, O., Bremset, G., Bækkelie, K.A.E., Davidsen, J.G., Eloranta, A., Pettersen, O., Rønning, L., Rustadbakken, A., Saksgård, L., Saksgård, R. & Sjørnsen, A.D. 2017. Metodeutvikling: overvåking av fisk i store innsjøer (FIST) i 2016. NINA Rapport 1573. Norsk institutt for naturforskning.
- Gjelland, K.Ø., Sandlund, O.T., Postler, C., Bækkelie, K.A., Eloranta, A., Pettersen, O., Solberg, I. & Saksgård, R. 2019. Overvåking av fisk i store innsjøer (FIST) i 2017. NINA Rapport 1644. Norsk institutt for naturforskning.
- Grue, S. & Livden, T. 1995. Fiskesamfunnet på to ulike habitat i Femund, belyst gjennom prøvefiske med bunngarn og flytegarn. - Prosjektoppgave i utmarksforvaltning, Høgskolen i Hedmark, Evenstad. 34 s.
- Gulseth, A.O. 1983. Fiskeribiologisk etterundersøkelse i Røsvatn 1981. Fylkesmannen i Nordland, Miljøavdelingen.
- Hobæk, A. & Raddum, G.G. 1980. Zooplankton communities in acidified regions of South Norway. SNSF-prosjektet IR 75/80, 132 s.
- Huitfeldt-Kaas, H. 1906. Planktonundersøgelser i norske vande. Christiania, Nationaltrykkeriet.
- Huitfeldt-Kaas, H. 1917. Mjøsas fisker og fiskerier. Det Kgl. Norske Videnskabers Selskabs Skrifter 1916 nr. 2.
- Jensen, T.C., Dimante-Deimantovica, I., Schartau, A.K. & Walseng, B. 2013. Cladocerans respond to differences in trophic state in deeper nutrient poor lakes from Southern Norway. - *Hydrobiologia* 715: 101-112. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-012-1413-5>.
- Karabin, A. 1985. Pelagic zooplankton (Rotatoria+Crustacea) variation in the process of lake eutrophication. I. Structural and quantitative features. - *Ekol. Pol.*, 33, 4: 567-616.
- Koenings, J.P. & Edmundson, J.A. 1991. Secchi disk and photometer estimates of light regimes in Alaskan lakes: Effects of yellow color and turbidity. - *Limnol. Oceanogr.* 36: 91-105.
- Koksvik, J.I. & Arnekleiv, J.V. 1988. Zooplankton, *Mysis relicta* og fisk i Snåsavatn 1984-1987. Vitenskapsmuseet Rapp. Zool. Ser. 1988-3: 1-50.
- Koksvik, J.I., Reinertsen, H. & Langeland, A. 1991. Changes in plankton biomass and species composition in Lake Jonsvatn, Norway, following the establishment of *Mysis relicta*. - *American Fisheries Society Symposium* 9: 115-125.
- Langeland, A. & Moen, V. 1992. Røyas tilstand og framtid i mysissjøer i Norge. NINA Forskningsrapport 22. Norsk institutt for naturforskning.
- Langeland, A., Koksvik, J.I. & Nydal, J. 1991. Impact of the introduction of *Mysis relicta* on the zooplankton and fish populations in a Norwegian lake. - *American Fisheries Society Symposium* 9: 98-114.
- Lyche A. 1990. Cluster Analysis of plankton community structure in 21 lakes along a gradient of trophy. - *Verh. int. Ver. Limnol.* 24: 586-591
- Lyche Solheim, A. 1995. Impact of pelagic food web structure on carbon and phosphorus turnover in lakes with special emphasis on the role of large grazers. Dr. philos. avhandling, Biologisk institutt, Universitet i Oslo.
- Lyche Solheim, A., Phillips, G., Drakare, S., Free, G., Järvinen, M., Skjelbred, B., Tierney, D. & Trodd, W. 2014. Water Framework Directive Intercalibration Technical Report. Northern Lake Phytoplankton ecological assessment methods. 01/2014; Report EUR 26503 EN,

doi:10.2788/70684. Publisher: Luxembourg: Publications Office of the European Union, Editor: Sandra Poikane, ISBN 978-92-79-35455-7.

- Lyche Solheim, A., Schartau, A.K., Bongard, T., Bækkelie, K.A.E., Edvardsen H., Jensen, T.C., Mjelde, M., Persson, J., Rustadbakken, A., Sandlund, O.T. & Skjelbred, B., 2016. ØKOSTOR: Økosystemovervåking av store innsjøer 2015. Utprøving av metodikk for overvåking og klassifisering av økologisk tilstand iht. vannforskriften. Surveillance monitoring of large lakes 2015. Testing of methodology for monitoring and classification of ecological status according to the WFD. Miljødirektoratet-rapport 587/2016, NIVA-rapport 7070: 151 s.
- Lyche Solheim, A., Schartau, A.K., Bongard, T., Bækkelie, K.A.E., Edvardsen H., Fosholt Moe, T., Jensen, T.C., Mjelde, M., Persson, J., Sandlund, O.T., Skjelbred, B. & Walseng, B. 2017. ØKOSTOR: Økosystemovervåking av store innsjøer 2016. Utprøving av metodikk for overvåking og klassifisering av økologisk tilstand iht. vannforskriften. Surveillance monitoring of large lakes 2016. Testing of methodology for monitoring and classification of ecological status according to the WFD. Miljødirektoratet-rapport 815/2017, NIVA-rapport 7182: 197 s.
- Lyche Solheim, A., Schartau, A.K., Bongard, T., Bækkelie, K.A.E., Dokk, J.G., Edvardsen H., Fosholt Moe, T., Gjelland, K.Ø., Hobæk, A., Håvardstun, J., Jensen, T.C., Mjelde, M., Persson, J., Sandlund, O.T., Skjelbred, B. & Walseng, B. 2018. ØKOSTOR 2017: Økosystemovervåking av store innsjøer 2016. Utprøving av metodikk for overvåking og klassifisering av økologisk tilstand iht. vannforskriften. Surveillance monitoring of large lakes 2016. Testing of methodology for monitoring and classification of ecological status according to the WFD. Miljødirektoratet-rapport 1086/2018, NIVA-rapport 7287: 193 s.
- Lyche Solheim, A., Schartau, A.K., Bongard, T., Bækkelie, K.A.E., Dahl-Hansen, G., Demars, B., Dokk, J.G., Hammenstig, D., Jensen, T.C., Mjelde, M., Persson, J., Sandlund, O.T., Skjelbred, B., Solhaug Jenssen, M.T. & Walseng, B., 2019. ØKOSTOR 2018. Basisovervåking av store innsjøer. Utprøving av metodikk for overvåking og klassifisering av økologisk tilstand i henhold til vannforskriften. Surveillance monitoring of large lakes 2018. Testing of methodology for monitoring and classification of ecological status according to the WFD. Miljødirektoratet rapport nr. M-1464, NIVA rapport 7414-2019: 178 s.
- Lyche Solheim, A., Schartau, A.K., Bongard, T., Bækkelie, K.A.E., Dahl-Hansen, G., Demars, B., Dokk, J.G., Gjelland, K.Ø., Hammenstig, D., Havn, T.B., Jensen, T.C., Lie, E.F., Mjelde, M., Persson, J., Sandlund, O.T., Skjelbred, B., Solhaug Jenssen, M.T. & Walseng, B., 2020. ØKOSTOR 2019: Basisovervåking av store innsjøer. Utprøving av metodikk for overvåking og klassifisering av økologisk tilstand i henhold til vannforskriften. Miljødirektoratet-rapport M-1777/2020, NIVA-rapport 7536-2020 ISBN 978-82-577-7271-0: 203 s.
- Lyche Solheim, A., Thrane, J.E., Skjelbred, B., Økelsrud, A., Håll, J. & Røst Kile, M., 2020. Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa 2019. Årsrapport for 2019. NIVA-rapport 7491-2019: 151 s.
- Lydersen, E., Andersen, T., Brettum, P., Bækken, T., Lien, L., Lindstrøm, E-A., Mjelde, M., Oredalen, T.J., Lyche Solheim, A. & Rørslett, B. 2001. Limnologiske undersøkelser i Breisjøen og Store Gryta, 1998/1999. Bakgrunnsrapport Thermosprosjektet. NIVA-rapport lnr. 4307.
- Løvik J. E. & Skjelbred B. 2013. Overvåking av innsjøer i Sjoavassdraget og Vinstravassdraget 2013. NIVA-rapport 6601-2013, 36 s.
- Middelboe, A.L. & Markager, S. 1997. Depth limits and minimum light requirements of freshwater macrophytes.- *Freshwater Biology* 37: 553-568.
- Mjelde, M. 1997. Virkninger av forurensning på biologisk mangfold: Vann og vassdrag i by- og tettstedsnære områder. Vannvegetasjon i innsjøer - effekter av eutrofiering. En kunnskapsstatus. - NIVA-rapport lnr. 3755-97.

- Mjelde, M., Hellsten, S. & Ecke, F. 2013. Water level drawdown index for aquatic macrophytes in Nordic lakes. - *Hydrobiologia* 704: 141-151.
- OECD, 1982. Eutrophication of waters: monitoring, assessment and control. Paris: Organisation of Economic Co-operation and Development (OECD).
- Persson, J., Lyche Solheim, A., Schartau, A.K., Sandlund, O.T. & Walseng, B., 2013. Store innsjøer i Norge: Kan eksisterende data brukes til klassifisering av økologisk og kjemisk tilstand iht. vannforskriften? - NIVA rapport 6605-2013: 47 s.
- Rikstad, A., Paulsen, L.I. & Kinderås, K. 1988. Fisket i Snåsavatnet i perioden 1983-87. Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, miljøvernavdelingen. Rapport nr. 5-1988.
- Roelofs, J.G.M. 1983. Impact of acidification and eutrophication on macrophyte communities in soft waters in the Netherlands. I. Field observations. - *Aquatic Botany* 17: 139-155.
- Rørslett, B. 1991. Principal determinants of aquatic macrophyte richness in northern European lakes. - *Aquatic Botany* 39: 173-193.
- Rørslett, B. & Brettum, P. 1989. The genus *Isoetes* in Scandinavia: an ecological review and perspectives. - *Aquatic Botany* 35: 223-261.
- Rørslett, B. & Johansen, S.W. 1994. Dynamic response of the submerged macrophyte, *Isoetes lacustris*, to alternating light levels under field conditions - *Aquatic Botany* 51 (1995) 223-242.
- Saksgård, R., Næsje, T.F., Sandlund, O.T. & Ugedal, O. 2002. The effect of fish predators on whitefish (*Coregonus lavaretus*) habitat use in Lake Femund, a deep Norwegian Lake. - *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 57: 537-552.
- Sandlund, O.T., Bergan, M.A., Brabrand, Å., Diserud, O.H., Fjeldstad, H.-P., Gausen, D., Halleraker, J.H., Haugen, T., Hegge, O., Helland, I.P., Hesthagen, T., Nøst, T., Pulg, U., Rustadbakken, A. & Sandøy, S. 2013. Klassifiseringssystem for fisk - økologisk tilstand og miljøpåvirkninger i henhold til vannforskriften. Miljødirektoratet. M22-2013, 60s.
- Sandlund, O.T. (red.), Brabrand, Å., Gjelland, K.Ø., Høitomt, L.E., Linløkken, A.N., Olstad, K., Pettersen, O. & Rustadbakken, A. 2016. Overvåking av fiskebestander i store innsjøer. Metodeutprøving og anbefalinger. - NINA Rapport 1274, 64 s. + vedlegg
- Schartau, A.K.L., Walseng, B., & Halvorsen, G. 2001. Hva betyr kalsium for artsrikdom og sammensetning av småkreps i Norge? - *Vann* 36: 408-413.
- Schartau, A.K., Brettum, P., Fiske, P., Hesthagen, T., Johansen, S.W., Mjelde, M., Raddum, G.G., Skjelkvåle, B.L. Saksgård, R. & Skancke, L.B. 2006. Referansevasdrag for effektstudier av sur nedbør. Kjemiske og biologiske forhold i Bondalselva og Visavassdraget, Møre og Romsdal, 2002-2006. - NINA Rapport 199, 99 s.
- Schartau, A.K., Fjellheim, A., Garmo, Ø., Halvorsen, G.A., Hesthagen, T., Saksgård, R., Skancke, L.B. & Walseng, B., 2016. Effekter av langtransporterte forurensinger - overvåking av innsjøer 2012-2014. Forsuringstilstand og trender. - Miljødirektoratet rapport M-503 | 2016, 182 s.
- Schindler, D., Carpenter, S.R., Chapra, S.C., Hecky, R.E. & Orihel, D.M. 2016. Reducing phosphorus to curb lake eutrophication is a success. - *Environ. Sci. Technol.* 2016, 50: 8923-8929.
- Stomp, M., Huisman, J., Mittelback, G.G., Litchman, E. & Klausmeier, C.A., 2011. Large-scale biodiversity patterns in freshwater phytoplankton. *Ecology*. 92: 2096-2107. <https://doi.org/10.1890/10-1023.1>
- Straille, D. & Geller, W. 1998: Crustacean zooplankton in Lake Constance from 1920 to 1995: Response to eutrophication and re-oligotrophication. - *Advances in Limnology*. 53: 255-274.



- Svenning & Kanstad-Hanssen (1998) Fiskebiologiske etterundersøkelser i Røsvatn 1997. NINA oppdragsmelding 548: 1-24.
- Svenning, M.-A., Kanstad-Hanssen, Ø. & Godiksen, J.A. 2013. Røsvatn; 1997-2012. Hva skjedde etter utsettingen av 12000 store ørret i perioden 2006 til 2009? NINA Rapport 687. Norsk institutt for naturforskning.
- Terborgh, J.W. 2015. Toward a trophic theory of species diversity. PNAS 112: 11415-11422.
- Thrane, J.E., Økelsrud, A., Skjelbred, B., Rannekleiv, S.B., Håll, J. & Røst Kile, M., 2021. Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa. Årsrapport for 2020. NIVA-rapport 7622-2021: 167 s.
- Ugedal, O., Næsje, T.F., Saksgård, R., Sandlund, O.T. & Østbye, K. 2002. Do commercial gill-net fisheries impact polymorphic European whitefish in Lake Femund, Norway? - Arch. Hydro-biol. Suppl. 57: 563-576.
- Vannforskriften 2006. Forskrift om rammer for vannforvaltningen. Revidert 2010. Miljøverndepartementet. <http://www.lovddata.no/cgi-wift/1dles?doc=/sf/sf/sf-20061215-1446.html>
- Veileder 02:2018. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Norsk klassifiseringssystem iht. vannforskriften. Direktoratgruppen Vanddirektivet. Revidert 2019.
- Walseng, B. & Schartau, A.K.L. 2001. Crustacean communities in Canada and Norway: comparison of species along a pH gradient. - Water Air Soil Pollut. 130: 1319-1324.
- Økland, J. & Økland, K.A. 1996. Vann og vassdrag. 2. Økologi. Vett og Viten AS: 309 s.
- Østbye, K., T.F. Næsje, L. Bernatchez, O.T. Sandlund & K. Hindar 2005. Morphological divergence and origin of sympatric populations of European whitefish (*Coregonus lavaretus* L.) in Lake Femund, Norway. - Journal of Evolutionary Biology 18: 683-702.
- Østbye, K., Hassve, M.H., Tamayo, A.-M.P., Hagenlund, M., Vogler, T. & Præbel, K. 2020. "And if you gaze long into an abyss, the abyss gazes also into thee": four morphs of Arctic charr adapting to a depth gradient in Lake Tinnsjøen. - Evolutionary Applications. ISSN 1752-4571. 13(6), s 1240-1261. doi: 10.1111/eva.12983.
- Aass, P. 1986. Utvidet senkning i regulerte innsjøer - effekt på fisket. Fauna 39: 85-91.
- Aass, P., Jensen, C.S., L'Abée-Lund, J.H. & Vøllestad, L.A. 2004. Long-term variation in the population structure of Arctic charr, *Salvelinus alpinus*, and brown trout, *Salmo trutta*. Fisheries Management and Ecology 11: 125-134.

# Vedlegg A. Oversikt over alle innsjøer i ØKOSTOR-programmet

**Tabell A1.** Liste over alle innsjøer som inngår i ØKOSTOR-programmet i perioden 2017-2020. Gulmarkerte innsjøer ble overvåket i 2020. Innsjøer som overvåkes hvert år mht. pelagiske kvalitetselementer er markert med fete typer.

Innsjø	Under-søkes år	Vann-forekomst ID	Fylke	Areal (km <sup>2</sup> )	Maks dyp (m)
<b>Mjøsa</b>	<b>2017/Årlig</b>	<b>002-118-1-L/ 002-118-2-L</b>	<b>Innlandet/Viken</b>	<b>366</b>	<b>453</b>
Øyeren	2017	002-113-1-L/ 002-113-2-L	Viken	84	75,5
Byglandsfjord	2017	021-1063-L	Agder	33,5	167
Lundevatnet	2017	026-1399-L	Agder / Rogaland	27,5	314
Vangsvatnet	2017	062-2085-L	Vestland	7,8	60
Hornindalsvatnet	2017	089-1807-2-L	Vestland	50	514
Eikesdalsvatnet	2017	104-1994-L	Møre og Romsdal	23,2	155
Krøderen	2018	012-521-L	Viken	43,8	130
Møsvatn	2018	016-3-L	Vestfold og Telemark	78	68,5
Altevatn	2018	196-2396-L	Troms og Finnmark	80	99
<b>Takvatnet</b>	<b>2018/Årlig</b>	<b>196-2404-L</b>	<b>Troms og Finnmark</b>	<b>15,2</b>	<b>75</b>
Stuorajávri	2018	212-2181-L	Troms og Finnmark	21	30
Iešjávri	2018	234-2279-L	Troms og Finnmark	68	41
Randsfjorden	2019	012-523-L	Innlandet	140	131
Tyrifjorden	2019	012-522-2-L	Viken	124	288
Eikeren	2019	012-542-2-L	Viken/Vestfold og Telemark	27,7	156
Norsjø	2019	016-6-L	Vestfold og Telemark	55	171
Nisser	2019	019-1267-L	Vestfold og Telemark	76	234
Tinnsjø	2019	016-2-L	Vestfold og Telemark	49	460
<b>Gjende</b>	<b>2019/Årlig</b>	<b>002-147-L</b>	<b>Innlandet</b>	<b>15,6</b>	<b>149</b>
<b>Femunden</b>	<b>2020</b>	<b>311-1348-L</b>	<b>Innlandet / Trøndelag</b>	<b>203</b>	<b>150</b>
<b>Selbusjøen</b>	<b>2020/Årlig</b>	<b>123-892-1-L</b>	<b>Trøndelag</b>	<b>57</b>	<b>206</b>
<b>Snåsavatnet</b>	<b>2020</b>	<b>128-930-L</b>	<b>Trøndelag</b>	<b>122</b>	<b>121</b>
<b>Limingen</b>	<b>2020</b>	<b>307-1131-L</b>	<b>Trøndelag</b>	<b>93</b>	<b>192</b>
<b>Røssvatnet</b>	<b>2020</b>	<b>155-501-L</b>	<b>Nordland</b>	<b>219</b>	<b>231</b>
<b>Salvatnet</b>	<b>2020</b>	<b>140-723-L</b>	<b>Trøndelag</b>	<b>44,8</b>	<b>464</b>

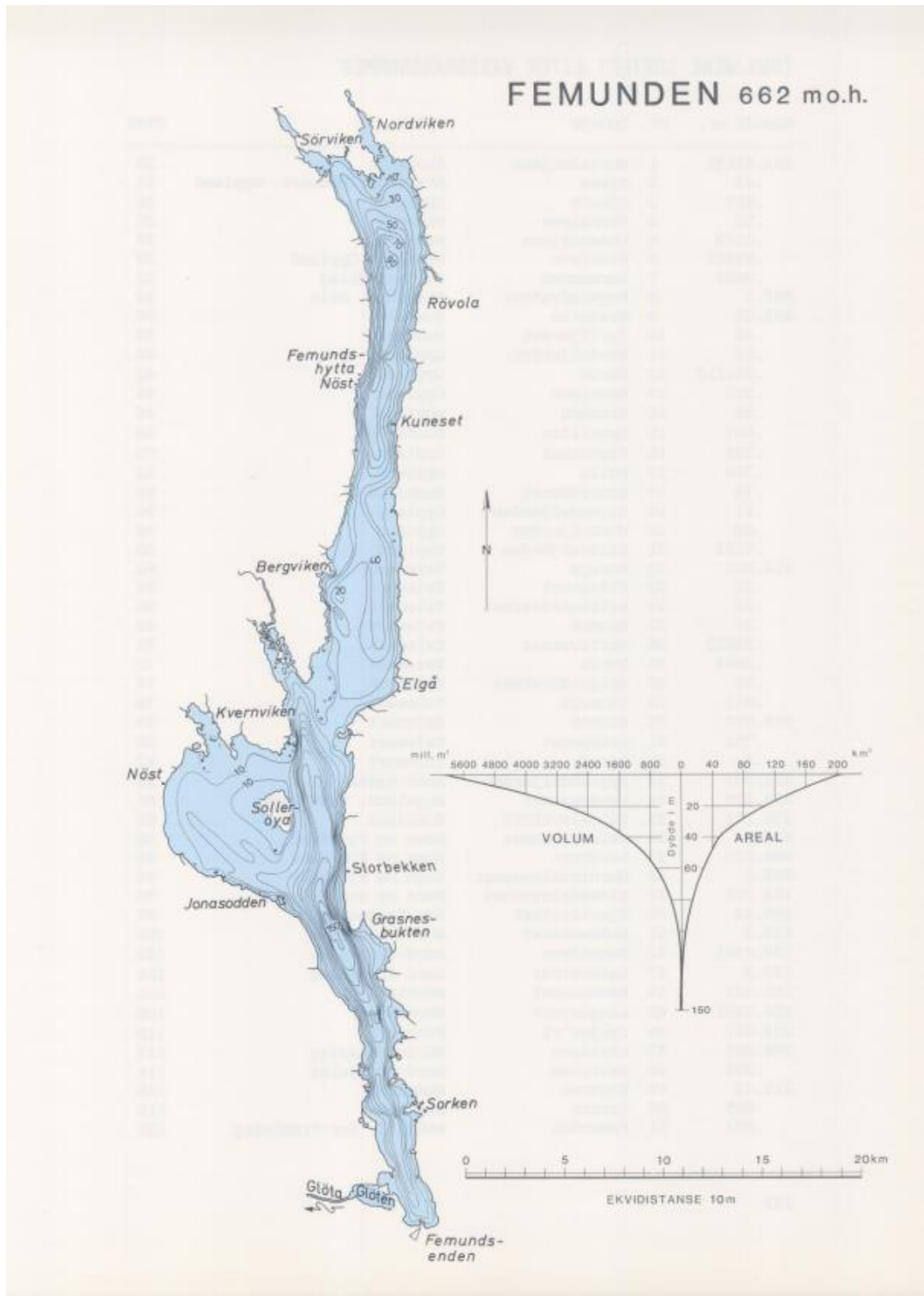
## Vedlegg B. Dybdekart

Dybdekartene er hentet fra:

NVE 2021. <https://temakart.nve.no/tema/innsjodatabase>

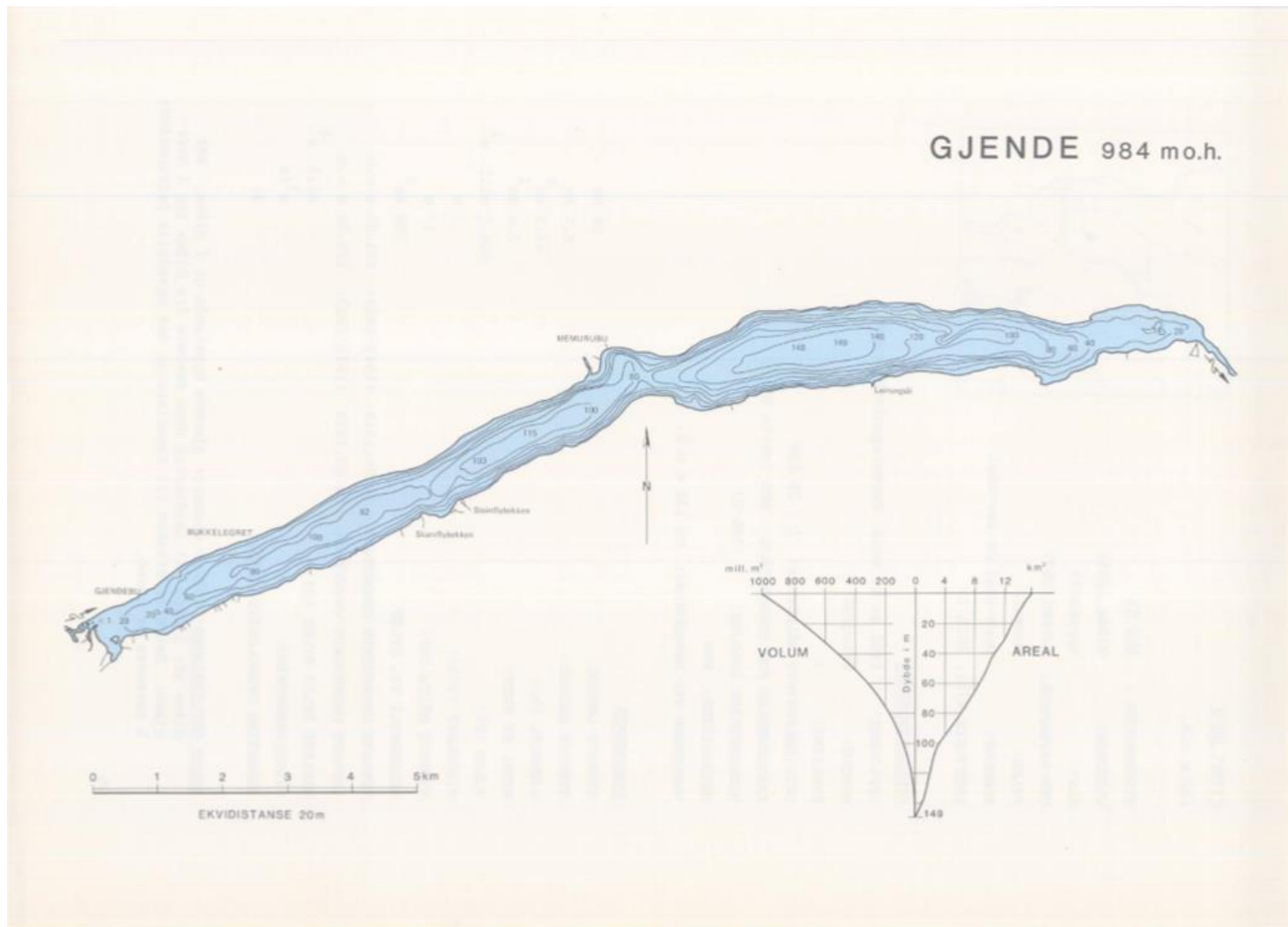
G. Østrem, N. Flakstad & J. M. Santha. 1984: Dybdekart over norske innsjøer, et utvalg innsjøkart utarbeidet ved hydrologisk avdeling. Norges vassdrags- og elektrisitetsvesen, vassdragsdirektoratet. ISBN 82-554-0392-2

## Femunden



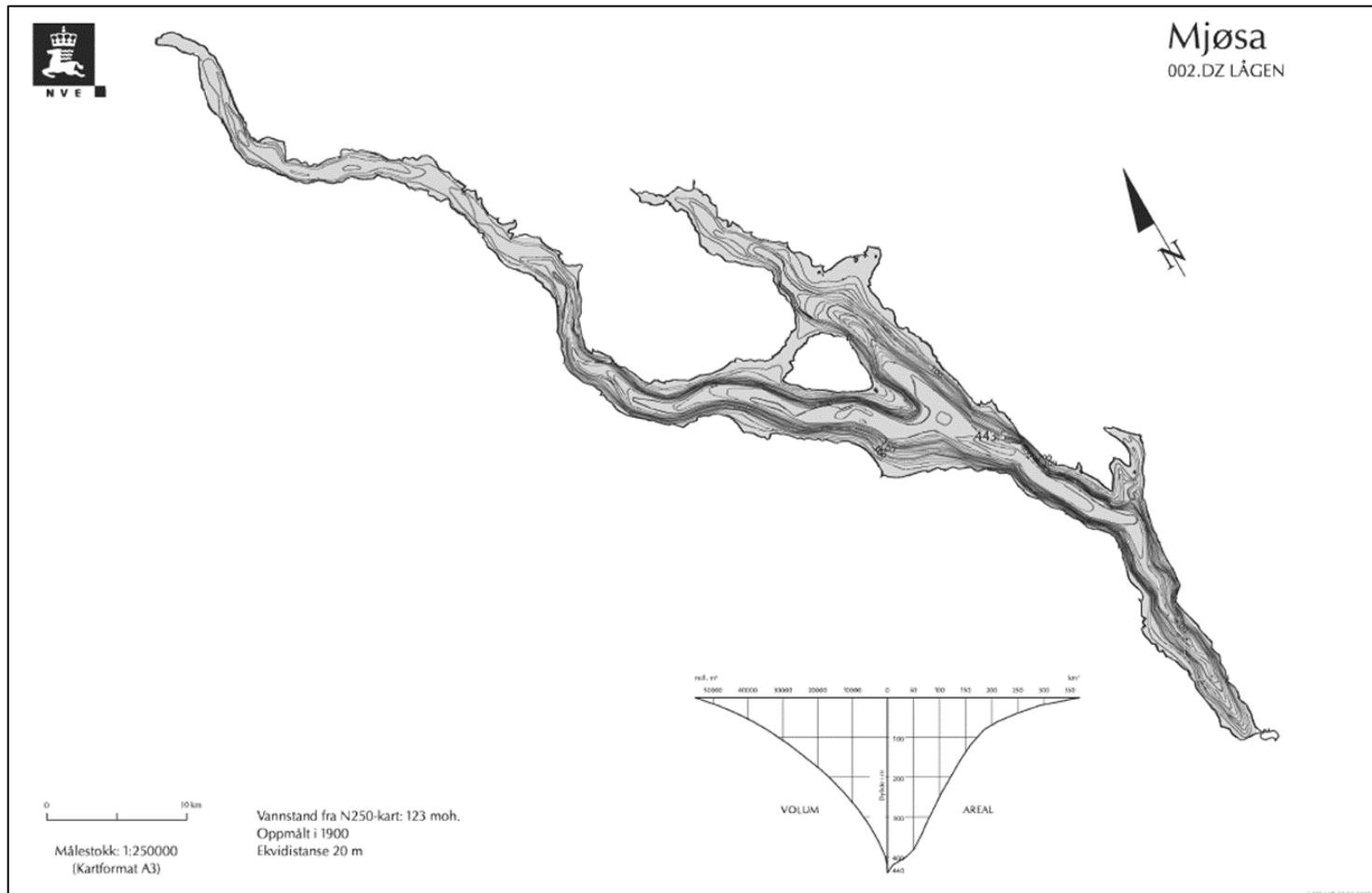
Østrem et al. (1984)

## Gjende



Østrem et al. (1984)

# Mjøsa



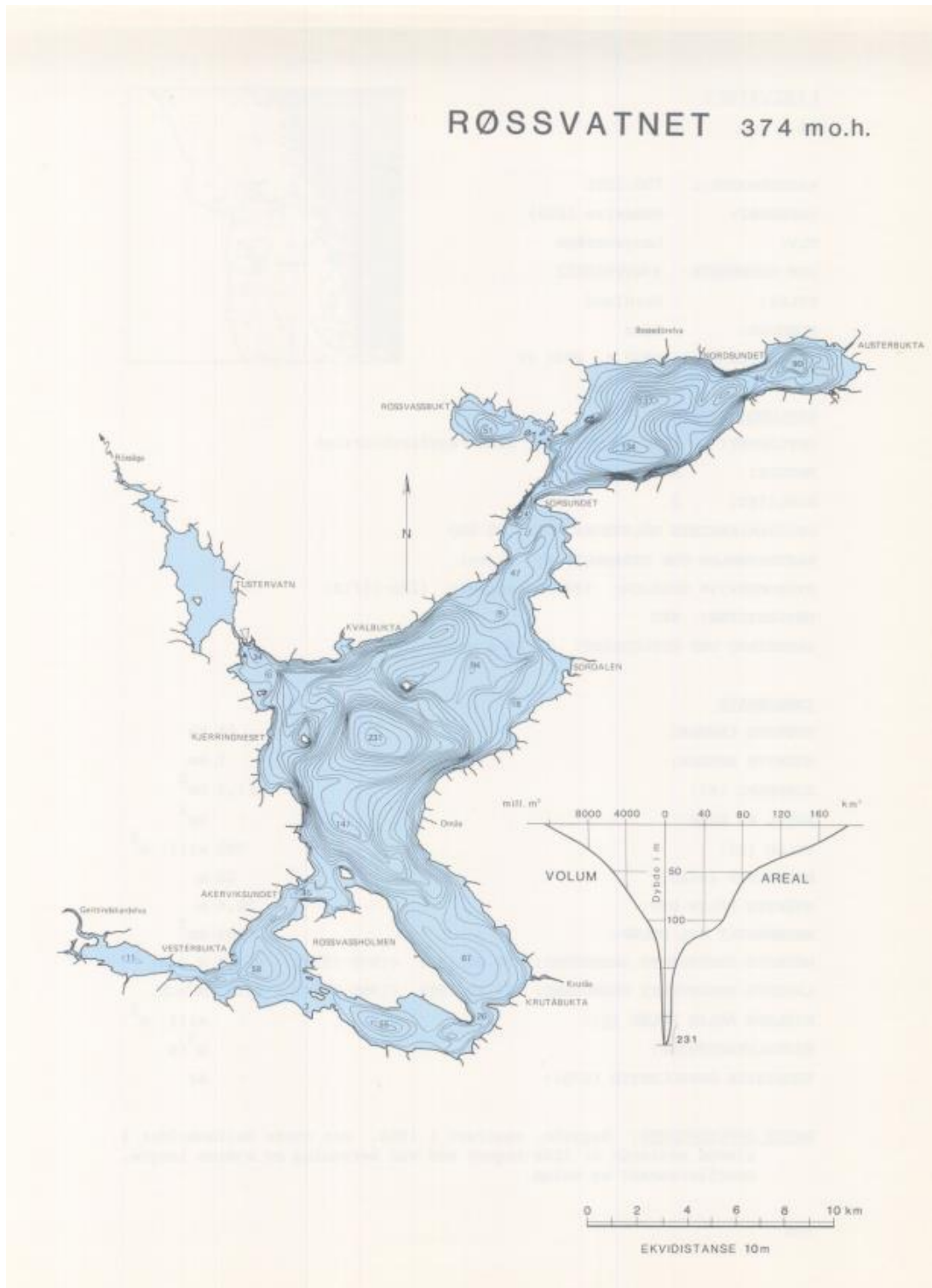
NVE (2021)

## Limingen



Østrem et al. (1984)

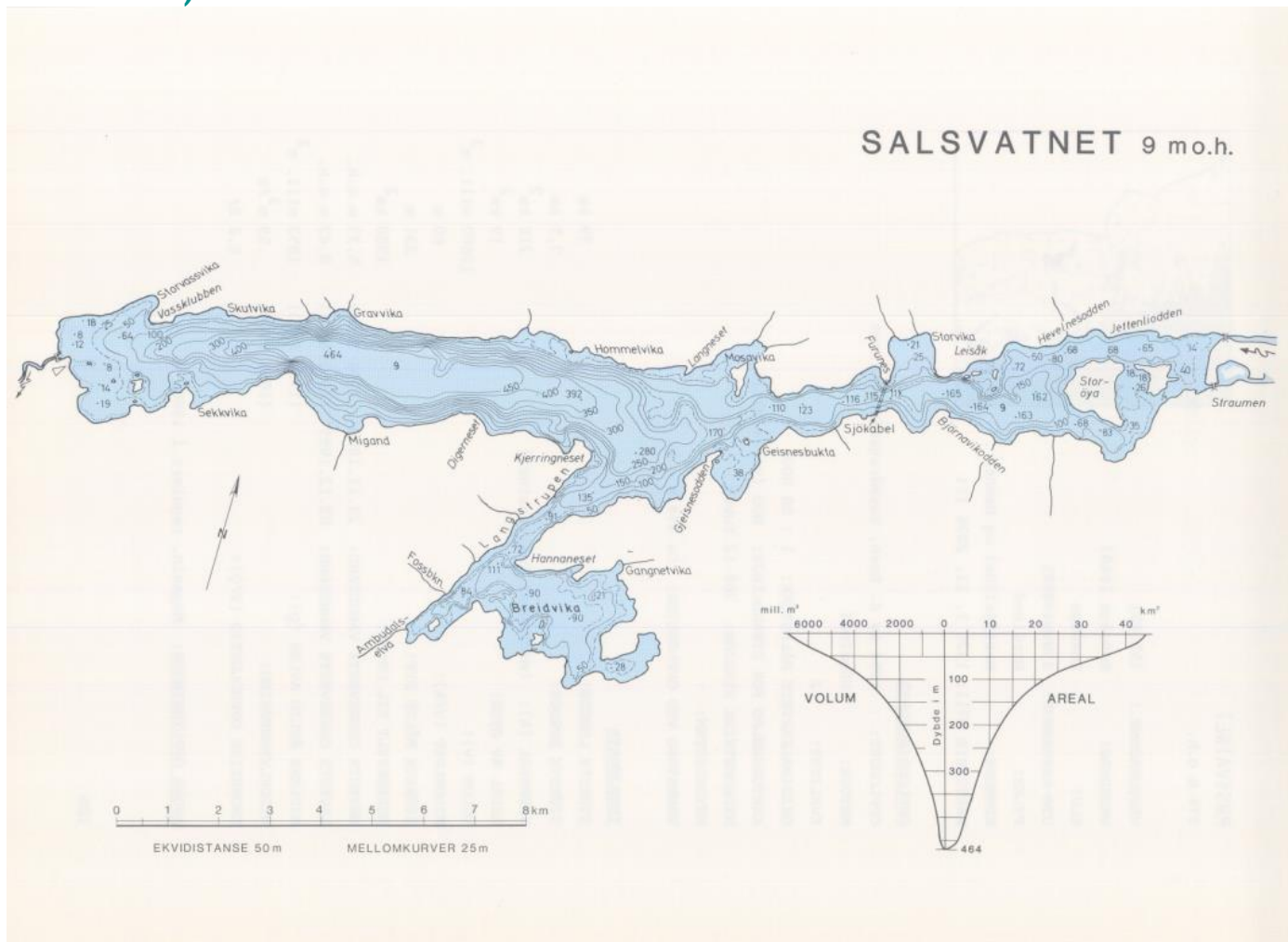
## Røssvatnet



Østrem et al. (1984)



## Salvatnet (Salsvatnet)

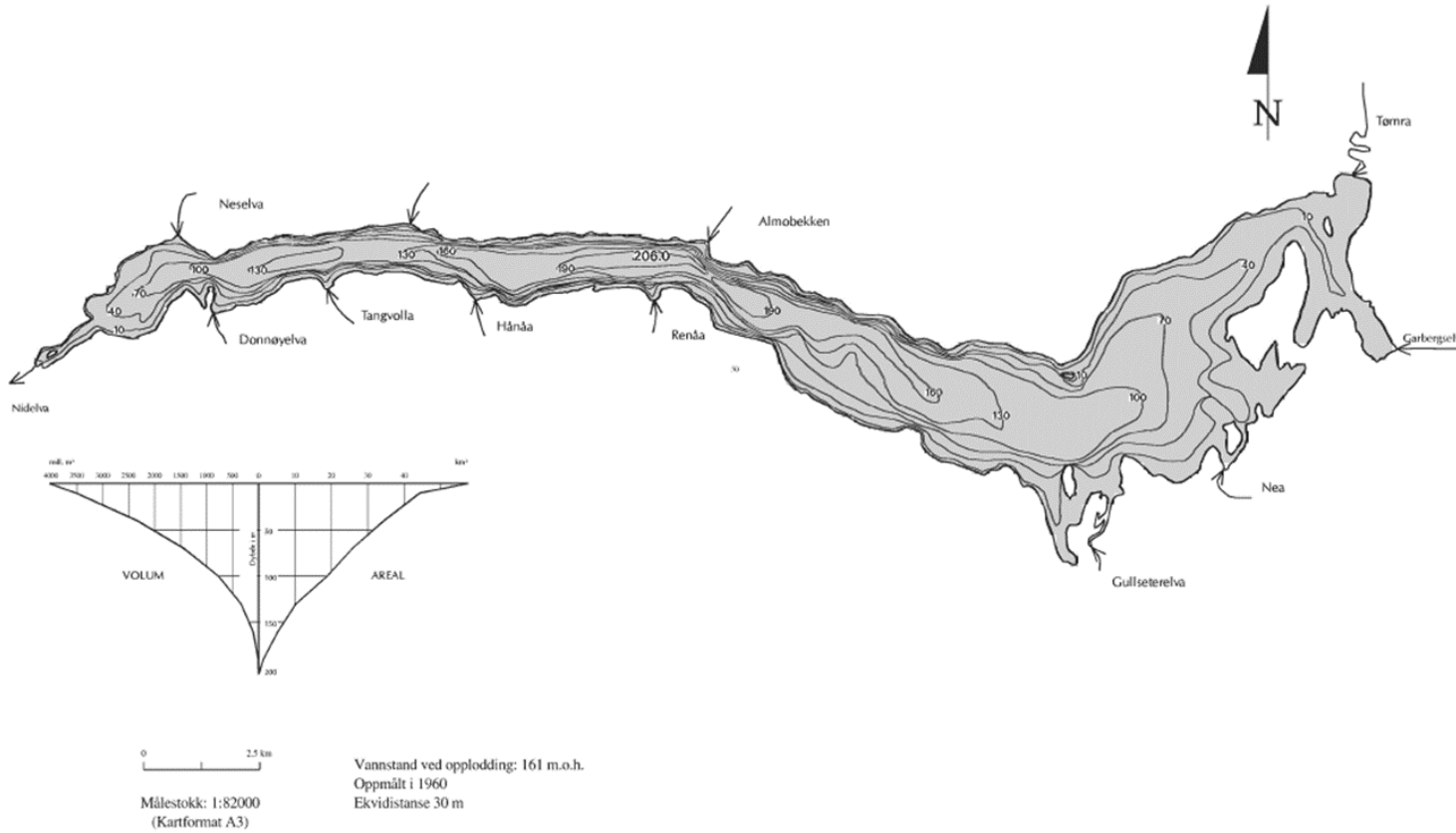


Østrem et al. (1984)

# Selbusjøen



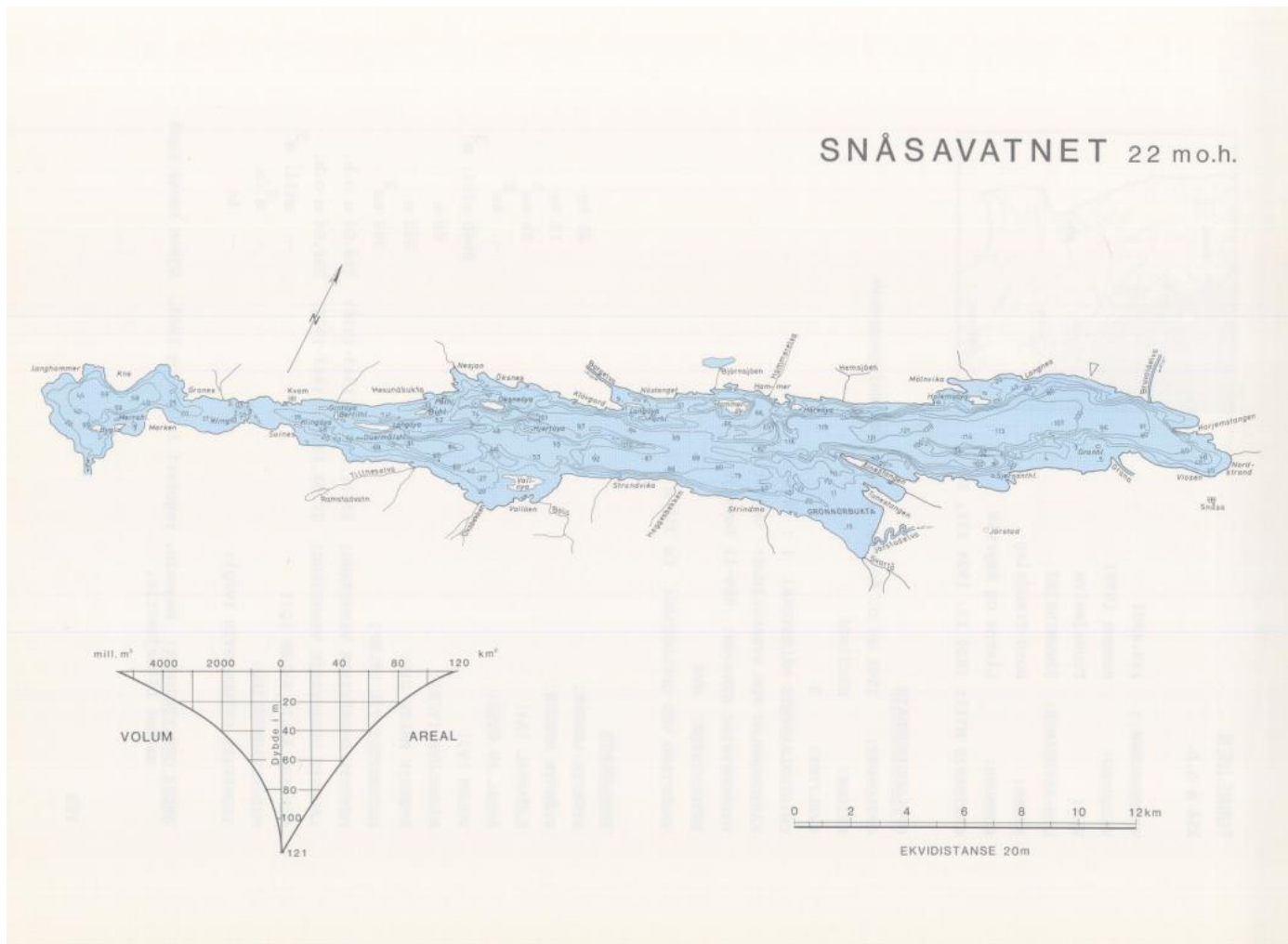
## Selbusjøen 123.Z NIDELVVASSDRAGET



NVE484 14.05.1997/92

NVE (2021)

## Snåsavatnet



Østrem et al. (1984)

## Takvatnet



NVE (2021)

## Vedlegg C. Oversikt over målestasjoner (tabeller med koordinater og kart)

Pelagiske stasjoner			
Innsjø	Maksdyb (m)	Breddegrad	Lengdegrad
Femunden	140	11,86930	62,05550
Gjende	149	8,69588	61,49295
Mjøsa	453	6,54992	58,31725
Limingen	192	13,61990	64,76950
Røssvatnet	231	14,02100	65,76830
Salvatnet	443	11,57190	64,71000
Selbusjøen	206	10,81015	63,26038
Snåsavatnet	121	12,10120	64,20830
Takvatnet	75	19,11768	69,10653

Vannplanter								
Femunden			Limingen			Røssvatnet		
Stasjon	Breddegrad	Lengdegrad	Stasjon	Breddegrad	Lengdegrad	Stasjon	Breddegrad	Lengdegrad
VP-1	11,87011	62,41217	VP-1	13,43010	64,84970	VP-1	14,18580	65,84840
VP-2	11,93236	62,40203	VP-2	13,39010	64,85010	VP-2	14,19800	65,83210
VP-3	11,93541	62,42498	VP-3	13,48390	64,86710	VP-3	14,19130	65,82290
VP-4	11,95717	62,40982	VP-4	13,52590	64,87930	VP-4	14,19800	65,79790
VP-5	11,96847	62,30879	VP-5	13,55110	64,88480	VP-5	14,16790	65,68420
VP-6	11,94045	62,16908	VP-6	13,54870	64,86610	VP-6	14,05100	65,67250
VP-7	11,88973	62,14669	VP-7	13,58120	64,83240	VP-7	13,96960	65,66740
VP-8	11,92073	62,04827	VP-8	13,61170	64,82280	VP-8	13,89930	65,66930
VP-9	11,93345	61,97726	VP-9	13,58170	64,82050	VP-9	13,80920	65,67600
VP-10	11,92398	61,92478	VP-10	13,58350	64,81130	VP-10	13,75450	65,69600
VP-11	11,90827	61,94306	VP-11	13,62440	64,79700	VP-11	13,89080	65,68580
VP-12	11,88865	61,97360	VP-12	13,64740	64,77910	VP-12	13,94410	65,71360
VP-13	11,81247	62,07327	VP-13	13,67890	64,77250	VP-13	13,91640	65,78180
VP-14	11,71467	62,10309	VP-14	13,72360	64,74450	VP-14	13,88870	65,80730
VP-15	11,80021	62,11570	VP-15	13,72490	64,71110	VP-15	13,99110	65,80130
VP-16	11,77685	62,14544	VP-16	13,75740	64,69360	VP-16	14,09880	65,82220
VP-17	11,82881	62,17745	VP-17	13,73060	64,69730	VP-17	14,12170	65,87460
VP-18	11,82090	62,19200	VP-18	13,59860	64,74070	VP-18	14,08300	65,89050
VP-19	11,87571	62,23143	VP-19	13,55570	64,76510	VP-19	14,15180	65,88570
VP-20	11,91156	62,30651	VP-20	13,53900	64,78400	VP-20	14,19600	65,89290

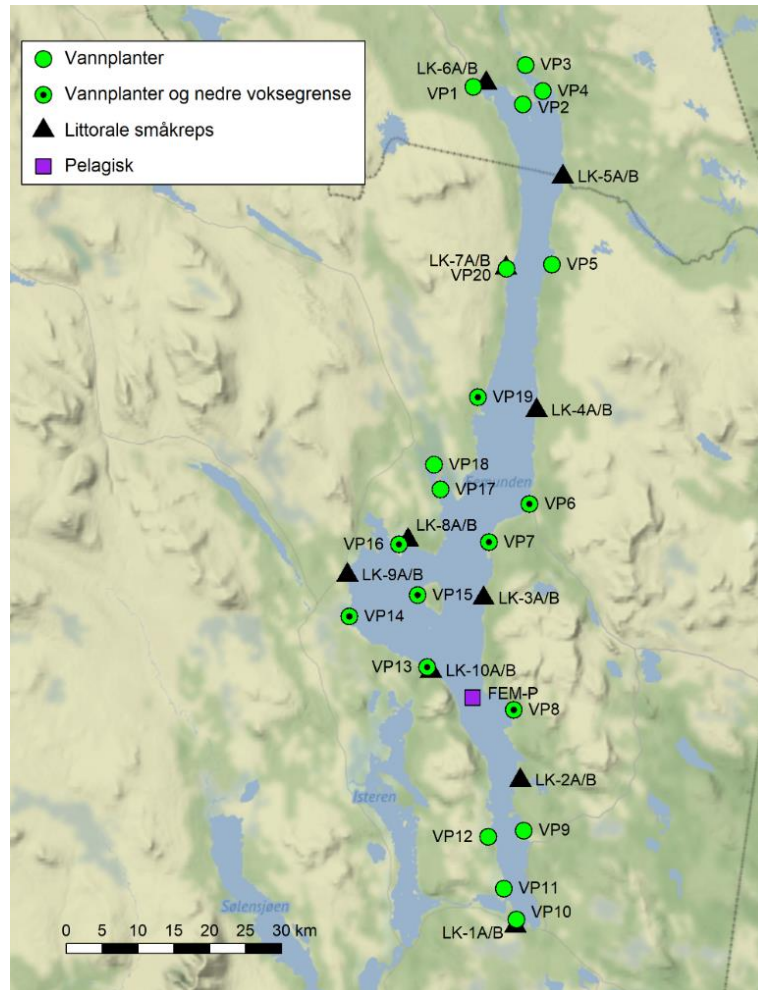
Celler markert i grått indikerer at nedre voksegrense er kartlagt i tillegg til litoralundersøkelser

Vannplanter								
Salvatnet			Selbusjøen			Snåsavatnet		
Stasjon	Breddegrad	Lengdegrad	Stasjon	Breddegrad	Lengdegrad	Stasjon	Breddegrad	Lengdegrad
VP-1	11,47080	64,68870	VP-1	10,51277	63,25044	VP-1	11,57530	64,10580
VP-2	11,45070	64,70230	VP-2	10,53643	63,26544	VP-2	11,66070	64,12790
VP-3	11,48230	64,71100	VP-3	10,55117	63,27185	VP-3	11,72320	64,13540
VP-4	11,63260	64,72220	VP-4	10,65349	63,27723	VP-4	11,85330	64,17240
VP-5	11,72200	64,72780	VP-5	10,79830	63,26741	VP-5	11,95150	64,18680
VP-6	11,79050	64,73770	VP-6	10,89751	63,24831	VP-6	12,01900	64,20550
VP-7	11,81580	64,73590	VP-7	10,94804	63,24577	VP-7	12,06330	64,21130
VP-8	11,87220	64,73850	VP-8	11,05021	63,27523	VP-8	12,15870	64,23290
VP-9	11,89770	64,75050	VP-9	11,07541	63,27859	VP-9	12,18810	64,24030
VP-10	11,90130	64,74140	VP-10	11,07772	63,25400	VP-10	12,26420	64,26180
VP-11	11,87740	64,72680	VP-11	11,07702	63,24418	VP-11	12,36270	64,25190
VP-12	11,72110	64,70770	VP-12	11,03603	63,24706	VP-12	12,29170	64,23680
VP-13	11,69040	64,68580	VP-13	11,04432	63,24022	VP-13	12,21820	64,21490
VP-14	11,65570	64,66870	VP-14	11,03198	63,23285	VP-14	12,15780	64,17830
VP-15	11,62490	64,66850	VP-15	10,98503	63,22229	VP-15	12,03390	64,17130
			VP-16	10,96005	63,21866	VP-16	11,97950	64,16480
			VP-17	10,87383	63,23153	VP-17	11,92250	64,14410
			VP-18	10,77049	63,26017	VP-18	11,71460	64,12560
			VP-19	10,63473	63,26540	VP-19	11,64850	64,10780
			VP-20	10,53480	63,25780	VP-20	11,60340	64,09490

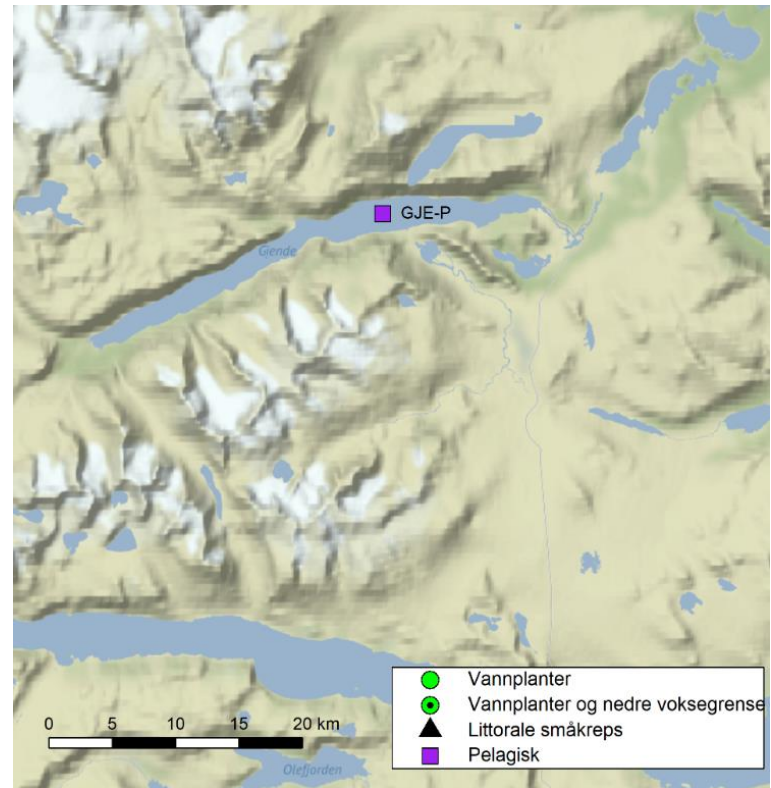
Celler markert i grått indikerer at nedre voksegrense er kartlagt i tillegg til litoralundersøkelser

Litorale krepsdyr								
Femunden			Limingen			Røssvatnet		
Stasjon	Breddegrad	Lengdegrad	Stasjon	Breddegrad	Lengdegrad	Stasjon	Breddegrad	Lengdegrad
LK-1A	11,92308	61,92064	LK-1A	13,75522	64,69590	LK-1A	14,11434	65,65582
LK-1B	11,92256	61,92099	LK-2A	13,72950	64,74397	LK-2A	14,06256	65,73440
LK-2A	11,92909	62,00669	LK-3A	13,67471	64,77500	LK-3A	14,19675	65,78745
LK-2B	11,92904	62,00674	LK-4A	13,62609	64,79835	LK-4A	14,20777	65,85768
LK-3A	11,88289	62,11376	LK-5A	13,60957	64,83047	LK-5A	14,44954	65,90737
LK-3B	11,88316	62,11361	LK-6A	13,55305	64,88492	LK-6A	14,08659	65,89169
LK-4A	11,94959	62,22376	LK-7A	13,42840	64,84852	LK-7A	13,99309	65,80578
LK-4B	11,94929	62,22365	LK-8A	13,46969	64,81190	LK-8A	13,92235	65,74757
LK-5A	11,98262	62,36006	LK-9A	13,54083	64,78116	LK-9A	13,77617	65,70159
LK-5B	11,98189	62,35975	LK-10A	13,59781	64,74211	LK-10A	13,89016	65,66883
LK-6A	11,88604	62,41439						
LK-6B	11,88648	62,41428						
LK-7A	11,91110	62,30685						
LK-7B	11,91100	62,30664						
LK-8A	11,78839	62,14783						
LK-8B	11,78835	62,14775						
LK-9A	11,71238	62,12758						
LK-9B	11,71224	62,12710						
LK-10A	11,81690	62,07093						
LK-10B	11,81721	62,07106						
			Prøve A og B er tatt fra samme område og de rapporterte koordinatene representerer derfor begge stasjoner.			Prøve A og B er tatt fra samme område og de rapporterte koordinatene representerer derfor begge stasjoner.		
Litorale krepsdyr								
Salvatnet			Selbusjøen			Snåsavatnet		
Stasjon	Breddegrad	Lengdegrad	Stasjon	Breddegrad	Lengdegrad	Stasjon	Breddegrad	Lengdegrad
LK-1A	11,45050	64,69865	LK-1A	10,52785	63,26076	LK-1A	11,58540	64,10128
LK-1B	11,45050	64,69865	LK-1B	10,52785	63,26076	LK-1B	11,58540	64,10128
LK-2A	11,57467	64,69772	LK-2A	10,52459	63,25569	LK-2A	11,74574	64,13164
LK-2B	11,57467	64,69772	LK-2B	10,52459	63,25569	LK-2B	11,74574	64,13164
LK-3A	11,61335	64,66598	LK-3A	10,77221	63,26036	LK-3A	11,97823	64,16341
LK-3B	11,61335	64,66598	LK-3B	10,77221	63,26036	LK-3B	11,97823	64,16341
LK-4A	11,70905	64,67655	LK-4A	10,87428	63,23199	LK-4A	12,15994	64,19472
LK-4B	11,70905	64,67655	LK-4B	10,87428	63,23199	LK-4B	12,15994	64,19472
LK-5A	11,79438	64,72219	LK-5A	10,96715	63,21944	LK-5A	12,21576	64,21334
LK-5B	11,79438	64,72219	LK-5B	10,96715	63,21944	LK-5B	12,21576	64,21334
LK-6A	11,89917	64,74046	LK-6A	11,04140	63,24131	LK-6A	12,28892	64,26440
LK-6B	11,89917	64,74046	LK-6B	11,04140	63,24131	LK-6B	12,28892	64,26440
LK-7A	11,82278	64,74059	LK-7A	11,07671	63,27511	LK-7A	12,15993	64,23698
LK-7B	11,82278	64,74059	LK-7B	11,07671	63,27511	LK-7B	12,15993	64,23698
LK-8A	11,72670	64,73074	LK-8A	10,98086	63,26194	LK-8A	12,01665	64,20720
LK-8B	11,72670	64,73074	LK-8B	10,98086	63,26194	LK-8B	12,01665	64,20720
LK-9A	11,65083	64,72205	LK-9A	10,81113	63,26748	LK-9A	11,85131	64,17369
LK-9B	11,65083	64,72205	LK-9B	10,81113	63,26748	LK-9B	11,85131	64,17369
LK-10A	11,56024	64,71860	LK-10A	10,66762	63,27701	LK-10A	11,64322	64,13154
LK-10B	11,56024	64,71860	LK-10B	10,66762	63,27701	LK-10B	11,64322	64,13154

## Femunden

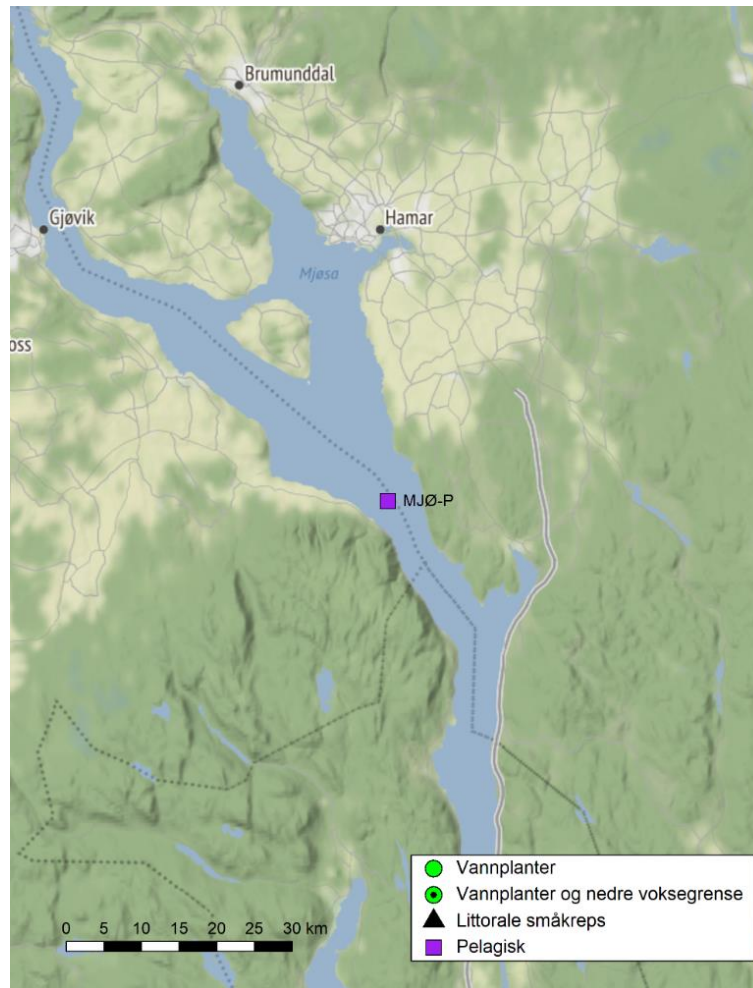


## Gjende

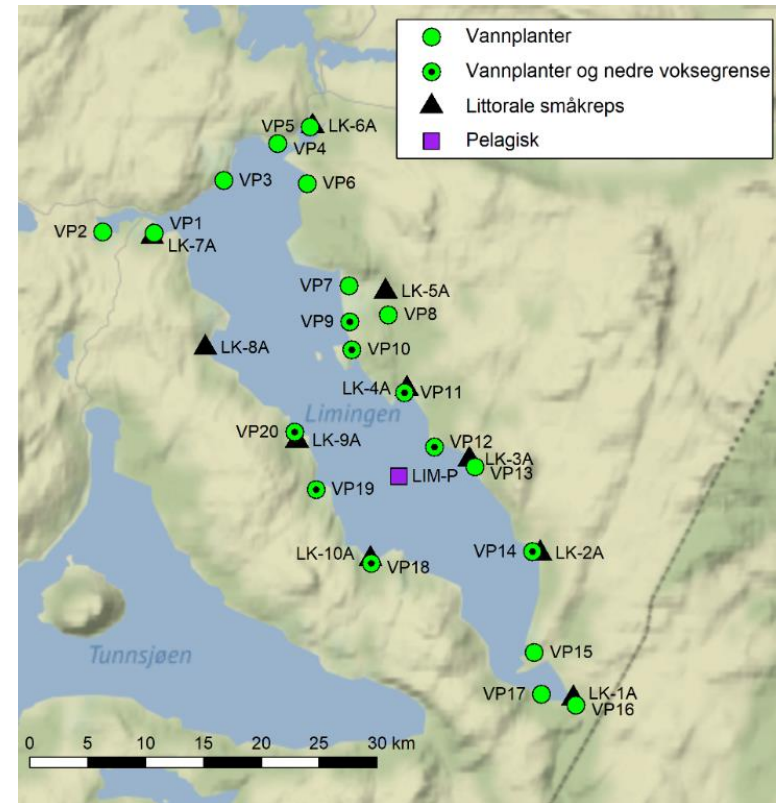




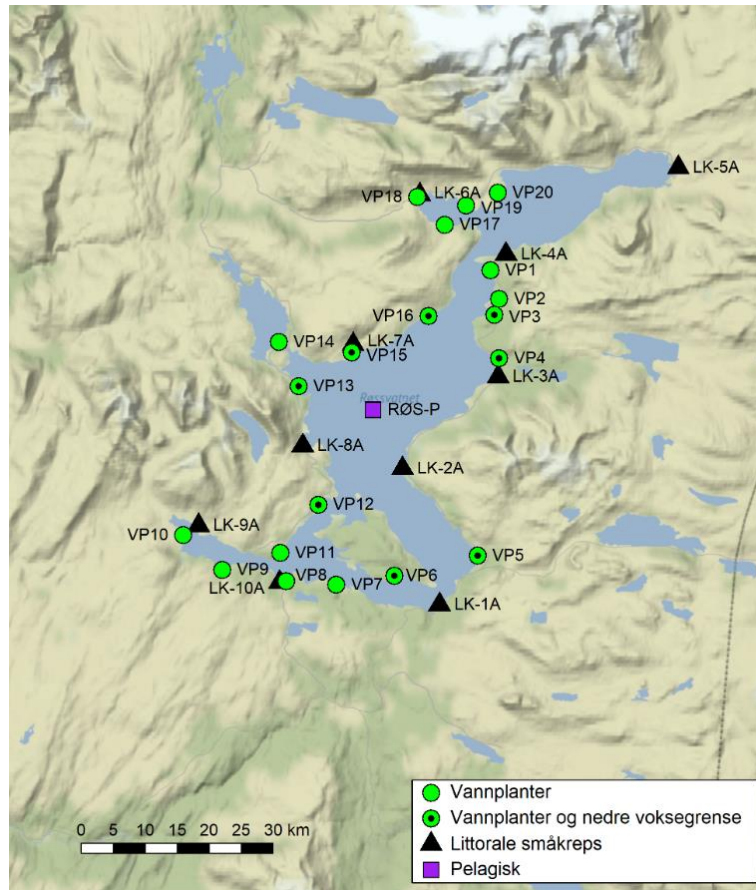
## Mjøsa



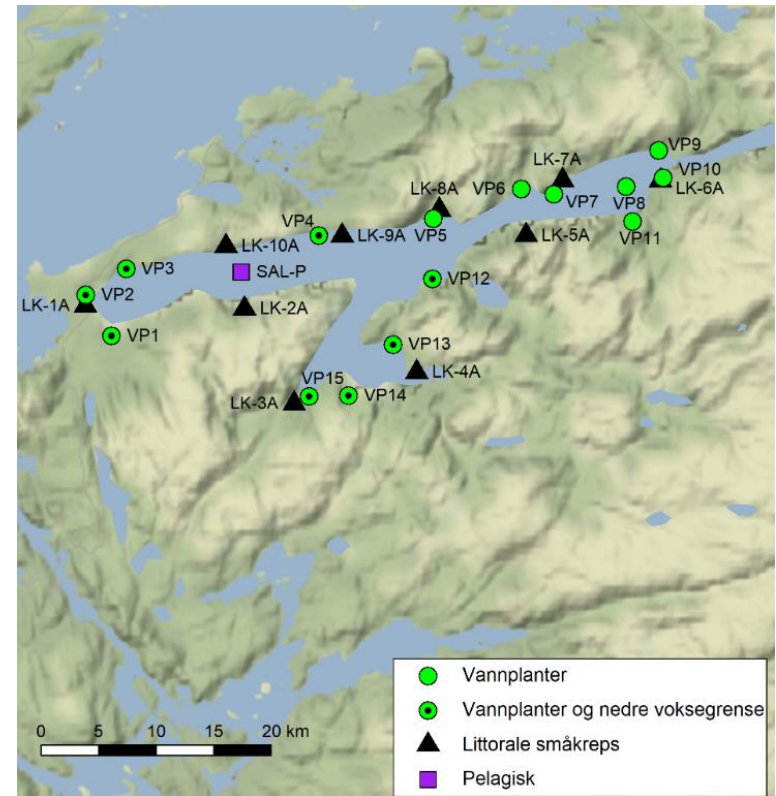
## Limingen



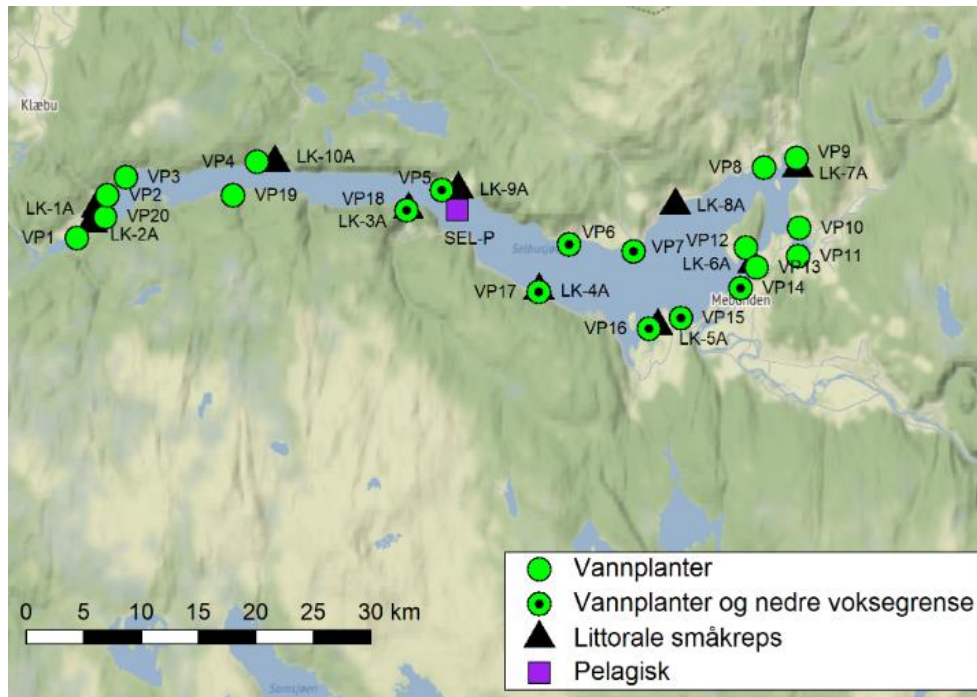
## Røssvatnet



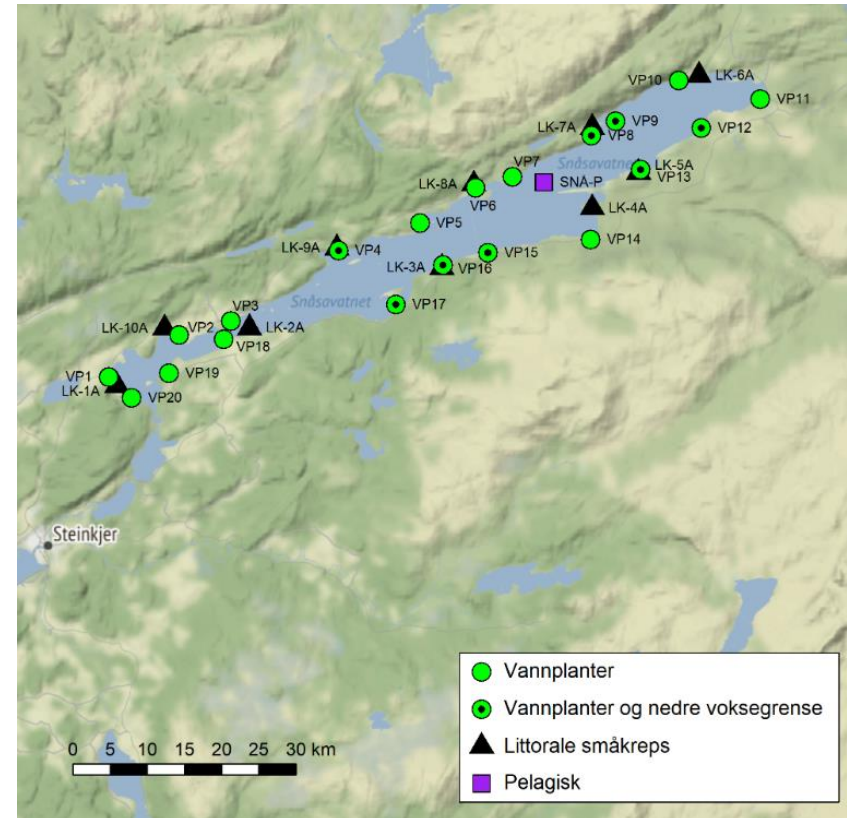
## Salvatnet



## Selbusjøen



## Snåsavatnet



## Takvatnet



## **Vedlegg D. Vannkjemiske data fra blandprøver, samt siktedyp**

Femunden		Epilimnion 0-10m					min	middel	maks
parameter	enhet	03.06.2020	30.06.2020	27.07.2020	01.09.2020	29.09.2020			
Al	µg/l	22	27	22	22	21	21	23	27
Al/IL	µg/l	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5
Al/L	µg/l	2,6	1,6	0,7	0,2	0	0	1,0	2,6
Al/R	µg/l	7,6	6,6	5,7	5,2	2,5	2,5	5,5	7,6
Alkalitet	mmol/l	0,113	0,124	0,126	0,153	0,138	0,113	0,131	0,153
ANC	µEkv/L	86	88	100	101	105	86	96	105
Ca	mg/L	1,26	1,17	1,36	1,32	1,34	1,17	1,29	1,36
Cl	mg/L	0,62	0,6	0,6	0,56	0,55	0,55	0,59	0,62
Farge	mg Pt/l	11	10	9	9	9	9	9,6	11
K	mg/L	0,24	0,26	0,23	0,23	0,25	0,23	0,24	0,26
KlfA	µg/l	0,7	1,4	0,57	0,97		0,6	0,9	1,4
Konduktivitet	mS/m	1,55	1,53	1,53	1,62	1,52	1,5	1,6	1,6
Mg	mg/L	0,37	0,39	0,41	0,39	0,44	0,37	0,40	0,44
Na	mg/L	0,76	0,75	0,76	0,81	0,79	0,75	0,77	0,81
NH <sub>4</sub>	µg/l	1	1	1	1	3	1	1,4	3
NO <sub>3</sub>	µg/l	91	76	64	58	70	58	72	91
pH		6,79	6,9	6,85	7,02	6,87	6,8	6,9	7
PO <sub>4</sub>	µg/l	1	2	0,5	5	2	0,5	2,1	5
SO <sub>4</sub>	mg/l	1,06	0,95	0,93	0,85	0,9	0,85	0,94	1,06
TOC	mg/l	2,4	2,1	2,5	2	2	2,0	2,2	2,5
TOT-N	µg/l	130	170	140	140	160	130	148	170
TOT-P	µg/l	3	1	2	8	3	1,0	3,4	8
Turbiditet	FNU	0,15	0,15	0,49	0,15	0,33	0,2	0,3	0,5
Siktedyp	m	10	9,5	11,5	10		9,5	10,3	11,5
Femunden		Hypolimnion 20 - 114m					min	middel	maks
parameter	enhet	03.06.2020	30.06.2020	27.07.2020	01.09.2020	29.09.2020			
Al	µg/l	22	24	23	25	21	21	23	25
Al/IL	µg/l	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5
Al/L	µg/l	0,4	0,1	0	0,2	0	0	0,1	0,4
Al/R	µg/l	5,4	5,1	2,5	5,2	2,5	2,5	4,1	5,4
Alkalitet	mmol/l	0,11	0,122	0,124	0,143	0,141	0,110	0,128	0,143
ANC	µEkv/L	94	93	98	106	103	93	99	106
Ca	mg/L	1,37	1,29	1,34	1,39	1,34	1,29	1,35	1,39
Cl	mg/L	0,63	0,6	0,6	0,51	0,56	0,51	0,58	0,63
Farge	mg Pt/l	11	10	9	10	10	9	10	11
K	mg/L	0,24	0,25	0,23	0,22	0,23	0,22	0,23	0,25
Konduktivitet	mS/m	1,56	1,57	1,57	1,6	1,56	1,6	1,6	1,6
Mg	mg/L	0,39	0,4	0,42	0,42	0,43	0,39	0,41	0,43
Na	mg/L	0,78	0,76	0,76	0,77	0,79	0,76	0,77	0,79
NH <sub>4</sub>	µg/l	1	1	1	1	4	1	1,6	4
NO <sub>3</sub>	µg/l	89	90	74	75	75	74	81	90
O <sub>2</sub>	mg/l	10,85	10,79	10,45	9,94	9,64	9,64	10,33	10,85
pH		6,87	6,87	6,84	6,94	6,84	6,8	6,9	6,9
PO <sub>4</sub>	µg/l	0,5	1	0,5	0,5	2	0,5	0,9	2
SO <sub>4</sub>	mg/l	1,06	0,98	0,96	0,84	0,89	0,8	0,9	1,1
TOC	mg/l	2,4	2,1	2,2	2,1	2	2,0	2,2	2,4
TOT-N	µg/l	120	150	170	160	130	120	146	170
TOT-P	µg/l	2	1	0,5	2	3	0,5	1,7	3
Turbiditet	FNU	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,2	0,2	0,2

Celler markert i grått er halve deteksjonsgrensen, denne verdien er benyttet til å beregne min, middel og maksverdi.

<b>Gjende</b>		<b>Epilimnion 0-10m</b>					
parameter	enhet	30.06.2020	28.07.2020	02.09.2020	min	middel	maks
Al	µg/l	54	68	123	54	82	123
Al/IL	µg/l	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5
Al/L	µg/l	0	0	0	0	0	0
Al/R	µg/l	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5
Alkalitet	mmol/l	0,101	0,099	0,113	0,099	0,104	0,113
ANC	µEkv/l	63	63	69	63	65	69
Ca	mg/l	1,09	1,07	1,07	1,07	1,08	1,09
Cl	mg/l	0,19	0,2	0,15	0,15	0,18	0,20
Farge	mg Pt/l	1	1	1	1	1	1
K	mg/l	0,14	0,12	0,11	0,11	0,12	0,14
Klf-A	µg/l	1,4	1,1	1,7	1,1	1,4	1,7
Konduktivitet	mS/m	1,12	1,08	1,06	1,06	1,09	1,12
Mg	mg/l	0,26	0,26	0,26	0,26	0,26	0,26
Na	mg/l	0,37	0,37	0,36	0,36	0,37	0,37
NH <sub>4</sub>	µg/l	1	1	1	1	1	1
NO <sub>3</sub>	µg/l	46	34	21	21	34	46
pH		6,81	6,76	6,87	6,76	6,81	6,87
PO <sub>4</sub>	µg/l	4	6	7	4	5,7	7
SO <sub>4</sub>	mg/l	1,16	1,1	0,91	0,9	1,1	1,2
TOC	mg/l	0,57	0,57	0,39	0,4	0,5	0,6
TOT-N	µg/l	58	73	47	47	59	73
TOT-P	µg/l	4	8	7	4	6,3	8
Turbiditet	FNU	1,1	1,6	2,9	1,1	1,9	2,9
Siktedyp	m	4,5	2,8	1,9	1,9	3,1	4,5
<b>Gjende</b>		<b>Hypolimnion 20-130m</b>					
parameter	enhet	30.06.2020	28.07.2020	02.09.2020	min	middel	maks
Al	µg/l	68	54	59	54	60	68
Al/IL	µg/l	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5
Al/L	µg/l	0	0	0	0	0	0
Al/R	µg/l	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5
Alkalitet	mmol/l	0,101	0,100	0,114	0,100	0,105	0,114
ANC	µEkv/l	64	63	68	63	65	68
Ca	mg/l	1,11	1,07	1,09	1,07	1,09	1,11
Cl	mg/l	0,26	0,22	0,17	0,17	0,22	0,26
Farge	mg Pt/l	1	1	1	1	1	1
K	mg/l	0,14	0,12	0,12	0,12	0,13	0,14
Konduktivitet	mS/m	1,15	1,09	1,11	1,09	1,12	1,15
Mg	mg/l	0,26	0,26	0,26	0,26	0,26	0,26
Na	mg/l	0,42	0,38	0,37	0,37	0,39	0,42
NH <sub>4</sub>	µg/l	1	1	1	1	1	1
NO <sub>3</sub>	µg/l	46	35	39	35	40	46
O <sub>2</sub>	mg/l	11,11	10,67	10,56	10,6	10,8	11,1
pH		6,82	6,74	6,86	6,7	6,8	6,9
PO <sub>4</sub>	µg/l	4	4	4	4	4	4
SO <sub>4</sub>	mg/l	1,13	1,11	0,94	0,9	1,1	1,1
TOC	mg/l	0,59	0,65	0,37	0,4	0,5	0,7
TOT-N	µg/l	60	87	76	60	74	87
TOT-P	µg/l	5	7	5	5,0	5,7	7,0
Turbiditet	FNU	1,3	1,4	1,5	1,3	1,4	1,5

Celler markert i grått er halve deteksjonsgrensen, denne verdien er benyttet til å beregne min, middel og maksverdi

Mjøsa		Epilimnion 0-10m												min	middel	maks	
parameter	enhet	4.5.2020	19.5.2020	8.6.2020	23.6.2020	8.7.2020	20.7.2020	4.8.2020	20.8.2020	7.9.2020	17.9.2020	28.9.2020	13.10.2020				
Al/IL	µg/l	2,5		2,5		2,5		2,5		2,5		2,5		2,5		2,5	2,5
Al/I	µg/l	0		0		0		0		0		0		0		0	0,0
Al/R	µg/l	2,5		2,5		2,5		2,5		2,5		2,5		2,5		2,5	2,5
Alk_4.5	mmol/l	0,244		0,247		0,217		0,217		0,257		0,267		0,217		0,242	0,267
ANC	µEqv/l	269		210		198		215		225		183		183		217	269
Ca	mg/l	6,41		5,94		4,18		4,64		4,79		4,21		4,2		5,0	6,4
Cl	mg/l	1,77		2,13		1,15		1,29		1,26		1,37		1,2		1,5	2,1
Farge	mg Pt/l	11		11		11		12		10		9		9,0		10,7	12,0
K	mg/l	0,68		0,74		0,54		0,55		0,51		0,48		0,5		0,6	0,7
KlfA	µg/l	0,155	0,26	0,86	2,9	2,6	2	3,8	3,6	3,7	5,3	3,5	2,8	0,9	3,1	5,3	
Kond	mS/m	4,78		4,79		3,45		3,8		3,66		3,97		3,5		4,1	4,8
Mg	mg/l	0,75		0,73		0,59		0,63		0,6		0,62		0,6		0,7	0,8
Na	mg/l	1,25		1,28		0,94		1		0,97		1,07		0,9		1,1	1,3
NH4-N	µg/l	1	61	3	18	13	10	27	4	33	12	11	12	1,0	17,1	61,0	
NO3-N	µg/l	520	460	590	390	200	320	240	190	200	250	290	350	190	333	590	
pH		7,23		7,2		7,17		7,14		7,36		7,24		7,1	7,2	7,4	
PO4-P	µg/l	3	4	2	2	0,5	0,5	1	0,5	1	0,5	1	0,5	0,5	1,4	4,0	
SO4	mg/l	4,66		5,73		3,23		3,46		3,31		3,74		3,2	4,0	5,7	
TOC	mg/l	2	4,3	2,3	3,5	2,3	2,9	3,5	2,4	2,6	2,5	2,5	2,5	2,0	2,8	4,3	
TOTN	µg/l	550	540	610	510	310	380	420	330	360	360	340	440	310	429	610	
TOTP	µg/l	3	8	4	4	3	6	6	6	5	5	3	4	3,0	4,8	8,0	
Turb	FNU	0,15		0,41		1,4		0,67		0,63		0,4		0,2	0,61	1,4	
Siktedyp	m	12	12,5	11	8	4,5	7,5	6	6,5	5,5	7,5	8,2	7,9	4,5	7,3	11,0	
TOTN/TOTP		183,3	67,5	152,5	127,5	103,3	63,3	70,0	55,0	72,0	72,0	113,3	110,0	55	98	183	
NH4+NO3	µg/l	521,0	521,0	593,0	408,0	213,0	330,0	267,0	194,0	233,0	262,0	301,0	362,0	194	349	593	



Mjøsa		Hypolimnion 20-443 m						min	middel	maks
parameter	enhet	4.5.2020	8.6.2020	8.7.2020	4.8.2020	7.9.2020	28.9.2020			
Al/IL	µg/l	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5
Al/I	µg/l	0	0	0	0	0	0	0,0	0,0	0,0
Al/R	µg/l	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5
Alk_4.5	mmol/l	0,237	0,231	0,262	0,255	0,281	0,303	0,231	0,262	0,303
ANC	µEkv/l	272	219	219	258	249	228	219	241	272
Ca	mg/l	6,5	6,15	5,48	6,08	5,81	5,62	5,5	5,9	6,5
Cl	mg/l	1,78	2,18	1,79	1,72	1,64	1,75	1,6	1,8	2,2
Farge	mg Pt/l	11	11	10	11	11	9	9,0	10,5	11,0
K	mg/l	0,69	0,66	0,62	0,65	0,58	0,59	0,6	0,6	0,7
KlfA	µg/l									
Kond	mS/m	4,81	4,79	4,79	4,79	4,69	4,77	4,7	4,8	4,8
Mg	mg/l	0,75	0,74	0,71	0,74	0,71	0,73	0,7	0,7	0,8
Na	mg/l	1,25	1,31	1,22	1,2	1,2	1,25	1,2	1,2	1,3
NH4-N	µg/l	1	1	1	1	1	1	1,0	1,0	1,0
NO3-N	µg/l	520	580	470	470	440	500	440	497	580
O2	mg/l	10,87	10,94	10,86	10,62	11,09	11,11	10,6	10,9	11,1
pH		7,16	7,16	7,2	7,19	7,27	7,3	7,2	7,2	7,3
PO4-P	µg/l	3	0,5	2	1	0,5	2	0,5	1,5	3,0
SO4	mg/l	4,73	5,73	4,71	4,46	4,25	4,64	4,3	4,8	5,7
TOC	mg/l	2	2,2	3	3	2,5	2,4	2,0	2,5	3,0
TOTN	µg/l	560	720	520	610	510	520	510	573	720
TOTP	µg/l	3	4	3	1	3	3	1,0	2,8	4,0
Turb	FNU	0,15	0,15	0,15	0,43	0,15	0,15	0,2	0,2	0,4

Celler markert i grått er halve deteksjonsgrensen, denne verdien er benyttet til å beregne min, middel og maksverdi

Limingen		0-10 m								
parameter	enhet	17.06.2020	07.07.2020	10.08.2020	08.09.2020	07.10.2020	min	middel	maks	
Al	µg/l	16,6	16,9	15,1	16,8	14,9	14,9	16,1	16,9	
Al/IL	µg/l	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	
Al/I	µg/l	0	0	2,1	0	0	0,0	0,4	2,1	
Al/R	µg/l	2,5	2,5	7,1	2,5	2,5	2,5	3,4	7,1	
Alk_4.5	mmol/l	0,157	0,153	0,148	0,165	0,173	0,1	0,2	0,2	
ANC	µEkv/l	122	126	120	121	121	120,4	121,8	125,5	
Ca	mg/l	2,78	2,52	2,53	2,53	2,56	2,5	2,6	2,8	
Cl	mg/l	2,82	2,28	2,52	2,52	2,6	2,3	2,5	2,8	
Farge	mg Pt/l	8	8	8	7	7	7,0	7,6	8,0	
K	mg/l	0,17	0,16	0,15	0,15	0,12	0,1	0,2	0,2	
KlfA	µg/l	0,155	0,66	1,3	0,81	0,48	0,2	0,7	1,3	
Konduktivitet	mS/m	2,54	2,5	2,5	2,45	2,51	2,5	2,5	2,5	
Mg	mg/l	0,33	0,32	0,32	0,32	0,34	0,3	0,3	0,3	
Na	mg/l	1,41	1,36	1,38	1,38	1,42	1,4	1,4	1,4	
NH4-N	µg/l	1	1	1	1	6	1,0	2,0	6,0	
NO3-N	µg/l	54	45	32	31	40	31,0	40,4	54,0	
pH		6,99	7,02	7	7,11	7,13	7,0	7,1	7,1	
PO4-P	µg/l	3	2	2	0,5	2	0,5	1,9	3,0	
SO4	mg/l	1,26	1,07	1,09	1,08	1,14	1,1	1,1	1,3	
TOC	mg/l	1,8	1,7	1,5	1	1	1,0	1,4	1,8	
TOTN	µg/l	64	77	180	110	64	64,0	99,0	180,0	
TOTP	µg/l	3	2	2	2	3	2,0	2,4	3,0	
Turbiditet	FNU	0,15	0,58	0,15	0,15	0,15	0,2	0,2	0,6	
Siktedyp	m	12	9,1	8,5	10	9,5	8,5	9,8	12,0	
Limingen		20-172 m								
parameter	enhet	17.06.2020	07.07.2020	10.08.2020	08.09.2020	07.10.2020	00.01.1900	min	middel	maks
Al	µg/l	15,3	15,9	14,9	14,4	14,8		14,4	15,1	15,9
Al/IL	µg/l	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5		2,5	2,5	2,5
Al/I	µg/l	6	0	3,1	0	0,2		0,0	1,9	6,0
Al/R	µg/l	11	2,5	8,1	2,5	5,2		2,5	5,9	11,0
Alk_4.5	mmol/l	0,154	0,154	0,149	0,174	0,176		0,1	0,2	0,2
ANC	µEkv/l	113	130	135	127	120		113,0	125,1	135,1
Ca	mg/l	2,6	2,62	2,83	2,71	2,58		2,6	2,7	2,8
Cl	mg/l	2,83	2,31	2,54	2,55	2,66		2,3	2,6	2,8
Farge	mg Pt/l	8	8	7	8	7		7,0	7,6	8,0
K	mg/l	0,15	0,16	0,16	0,15	0,13		0,1	0,2	0,2
Konduktivitet	mS/m	2,58	2,54	2,59	2,57	2,61		2,5	2,6	2,6
Mg	mg/l	0,32	0,33	0,34	0,33	0,34		0,3	0,3	0,3
Na	mg/l	1,44	1,39	1,39	1,38	1,44		1,4	1,4	1,4
NH4-N	µg/l	1	1	1	1	6		1,0	2,0	6,0
NO3-N	µg/l	52	44	46	47	47		44,0	47,2	52,0
O2	mg/l	9,38	11,41	10,87	11,15	10,95		9,4	10,8	11,4
pH		6,97	7,03	7	7,11	7,2		7,0	7,1	7,2
PO4-P	µg/l	3	1	2	0,5	2		0,5	1,7	3,0
SO4	mg/l	1,25	1,14	1,14	1,15	1,17		1,1	1,2	1,3
TOC	mg/l	1,9	1,8	1,5	1	1,1		1,0	1,5	1,9
TOTN	µg/l	81	78	85	95	100		78,0	87,8	100,0
TOTP	µg/l	4	2	2	2	2		2,0	2,4	4,0
Turbiditet	FNU	0,15	0,54	0,15	0,15	0,15		0,2	0,2	0,5

Celler markert i grått er halve deteksjonsgrensen, denne verdien er benyttet til å beregne min, middel og maksverdi

Røssvatnet		Epilimnion 0-10m							
parameter	enhet	08.06.2020	06.07.2020	11.08.2020	07.09.2020	06.10.2020	min	middel	maks
Al	µg/l	7,6	10,7	7,7	8,9	6,8	6,8	8,3	10,7
Al/IL	µg/l	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5
Al/I	µg/l	0	0	0	0	0	0	0	0
Al/R	µg/l	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5
Alkalitet	mmol/l	0,240	0,248	0,239	0,257	0,279	0,239	0,253	0,279
ANC	µEkv/l	196	239	221	230	201	196	218	239
Ca	mg/l	4,11	4,31	4,22	4,29	3,84	3,84	4,15	4,31
Cl	mg/l	3,23	2,58	2,73	2,66	2,82	2,58	2,80	3,23
Farge	mg Pt/l	4	5	4	4	4	4	4	5
K	mg/l	0,25	0,28	0,25	0,23	0,21	0,21	0,24	0,28
KlfA	µg/l	0,15	0,155	0,34	0,63	< 0,31	0,15	0,32	0,63
Konduktivitet	mS/m	3,82	3,84	3,69	3,67	3,7	3,67	3,74	3,84
Mg	mg/l	0,64	0,7	0,66	0,66	0,67	0,64	0,67	0,7
Na	mg/l	1,54	1,54	1,43	1,48	1,51	1,43	1,50	1,54
NH <sub>4</sub>	µg/l	1	1	1	1	8	1	2,4	8
NO <sub>3</sub>	µg/l	52	45	35	32	43	32	41	52
pH		7,25	7,28	7,29	7,35	7,39	7,3	7,3	7,4
PO <sub>4</sub>	µg/l	2	1	2	0,5	2	0,5	1,5	2
SO <sub>4</sub>	mg/l	1,92	1,53	1,56	1,51	1,62	1,5	1,6	1,9
TOC	mg/l	0,97	1,9	1,1	0,82	0,68	0,7	1,1	1,9
TOT-N	µg/l	88	65	130	70	74	65	85	130
TOT-P	µg/l	4	1	3	1	2	1	2,2	4
Turbiditet	FNU	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15
Siktedyp	m	11,5	14,5	11,5	10,5	12	10,5	12	14,5
Røssvatnet		Hypolimnion 20 - 228m							
parameter	enhet	08.06.2020	06.07.2020	11.08.2020	07.09.2020	06.10.2020	min	middel	maks
Al	µg/l	6,2	7,6	5,6	7,5	5,8	5,6	6,5	7,6
Al/IL	µg/l	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5
Al/I	µg/l	0	0	0	0	0	0	0	0
Al/R	µg/l	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5
Alkalitet	mmol/l	0,226	0,247	0,246	0,269	0,286	0,226	0,255	0,286
ANC	µEkv/l	207	236	235	243	220	207	228	243
Ca	mg/l	4,31	4,28	4,47	4,62	4,21	4,21	4,38	4,62
Cl	mg/l	3,2	2,55	2,78	2,78	2,88	2,55	2,84	3,20
Farge	mg Pt/l	4	4	4	4	4	4	4	4
K	mg/l	0,25	0,27	0,25	0,24	0,22	0,22	0,25	0,27
Konduktivitet	mS/m	3,79	3,85	3,83	3,82	3,84	3,79	3,83	3,85
Mg	mg/l	0,65	0,68	0,7	0,69	0,68	0,65	0,68	0,70
Na	mg/l	1,53	1,51	1,45	1,49	1,56	1,45	1,51	1,56
NH <sub>4</sub>	µg/l	1	1	1	1	7	1	2,2	7
NO <sub>3</sub>	µg/l	52	43	45	48	49	43	47	52
O <sub>2</sub>	mg/l	10,8	11,57	11,19	11,59	11,27	10,8	11,3	11,6
pH		7,2	7,3	7,3	7,36	7,39	7,2	7,3	7,4
PO <sub>4</sub>	µg/l	1	1	1	0,5	2	0,5	1,1	2
SO <sub>4</sub>	mg/l	1,93	1,51	1,62	1,61	1,65	1,5	1,7	1,9
TOC	mg/l	1	2	1,2	0,73	0,75	0,7	1,1	2
TOT-N	µg/l	88	92	71	93	75	71	84	93
TOT-P	µg/l	3	0,5	1	2	2	0,5	1,7	3
Turbiditet	FNU	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15

Celler markert i grått er halve deteksjonsgrensen, denne verdien er benyttet til å beregne min, middel og maksverdi

Salvatnet		0-10m						min	middel	maks
parameter	enhet	18.05.2020	23.06.2020	20.07.2020	26.08.2020	22.09.2020	19.10.2020			
Al	µg/l	72,7	65,3	62,8	67,2	71,3	74	62,8	68,9	74,0
Al/IL	µg/l	18	13	15	13	13	17	13,0	14,8	18,0
Al/l	µg/l	4	6	4	6	4	5	4,0	4,8	6,0
Al/R	µg/l	22	19	19	19	17	22	17,0	19,7	22,0
Alk_4.5	mmol/l	0,066	0,066	0,069	0,08	0,076	0,072	0,1	0,1	0,1
ANC	µEkv/l	37	-56	-17	41	45	-1	-55,7	8,2	44,7
Ca	mg/l	0,98	0,85	0,81	0,96	0,99	0,97	0,8	0,93	1,0
Cl	mg/l	12,3	14,3	12,3	10,5	10,9	12,7	10,5	12,2	14,3
Farge	mg Pt/l	17	15	13	14	17	17	13,0	15,5	17,0
K	mg/l	0,38	0,29	0,26	0,24	0,27	0,28	0,2	0,3	0,4
KlfA	µg/l	0,155	0,94	0,95	0,63	0,42	0,155	0,2	0,5	1,0
Konduktivitet	mS/m	5,34	4,87	4,64	4,58	4,69	4,69	4,6	4,8	5,3
Mg	mg/l	0,8	0,77	0,69	0,71	0,8	0,79	0,7	0,8	0,8
Na	mg/l	6,88	6,41	6,08	5,9	6,09	6,4	5,9	6,3	6,9
NH4-N	µg/l	1	1	1	1	1	1	1,0	1,0	1,0
NO3-N	µg/l	39	50	22	25	35	42	22,0	35,5	50,0
pH		6,35	6,23	6,27	6,41	6,37	6,31	6,2	6,3	6,4
PO4-P	µg/l	10**	0,5	1	1	1	1	0,5	0,9	1,0
SO4	mg/l	1,79	1,96	1,76	1,43	1,55	1,87	1,4	1,7	2,0
TOC	mg/l	2,3	1,8	1,8	1,7	2	2	1,7	1,9	2,3
TOTN	µg/l	120	93	90	96	93	110	90	100	120
TOTP	µg/l	11**	1	2	2	2	3	1,0	2,0	3,0
Turbiditet	FNU	0,31	0,15	0,15	0,37	0,15	0,15	0,2	0,2	0,4
Siktedyp	m	7,2	9,5	8	7,8	6,5	8	6,5	7,8	9,5
Salvatnet		20-400 m						min	middel	maks
parameter	enhet	18.05.2020	23.06.2020	20.07.2020	26.08.2020	22.09.2020	19.10.2020			
Al	µg/l	65,8	64,5	65,7	67,4	66,8	66,7	64,5	66,2	67,4
Al/IL	µg/l	20	13	13	16	15	17	13,0	15,7	20,0
Al/l	µg/l	3	6	8	6	6	6	3,0	5,8	8,0
Al/R	µg/l	23	19	21	22	21	23	19,0	21,5	23,0
Alk_4.5	mmol/l	0,065	0,073	0,071	0,095*	0,085*	0,077	0,1	0,1	0,1
ANC	µEkv/l	29	-71	-24	41	10	-26	-71,4	-7,0	40,6
Ca	mg/l	0,9	0,99	0,91	1,12	0,99	1,09	0,9	1,0	1,1
Cl	mg/l	13,9	18,3	16,2	21,2*	19,6*	17	13,9	16,4	18,3
Farge	mg Pt/l	17	16	16	16	16	16	16,0	16,2	17,0
K	mg/l	0,34	0,36	0,34	0,43	0,38	0,34	0,3	0,4	0,4
Konduktivitet	mS/m	5,96	6,16	6,05	8,69*	7,94*	6	6,0	6,0	6,2
Mg	mg/l	0,89	1,01	0,96	1,46*	1,25*	1	0,9	1,0	1,0
Na	mg/l	7,74	8,22	8,03	11,7*	10,5*	8,23	7,7	8,1	8,2
NH4-N	µg/l	1	1	1	1	1	1	1,0	1,0	1,0
NO3-N	µg/l	50	63	47	48	48	62	47,0	53,0	63,0
O2	mg/l	10,76	11,2	11,28	10,3*	8,9*	11,29	10,8	11,1	11,3
pH		6,35	6,28	6,33	6,48	6,48	6,34	6,3	6,4	6,5
PO4-P	µg/l	0,5	0,5	1	1	0,5	0,5	0,5	0,7	1,0
SO4	mg/l	1,86	2,4	2,21	2,59*	2,49*	2,2	1,9	2,2	2,4
TOC	mg/l	2,4	1,9	2,1	1,8	1,9	1,9	1,8	2,0	2,4
TOTN	µg/l	100	110	130	110	140	120	100	118	140
TOTP	µg/l	2	0,5	2	1	2	2	0,5	1,6	2,0
Turbiditet	FNU	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,2	0,2	0,2

Celler markert i grått er halve deteksjonsgrensen, denne verdien er benyttet til å beregne min, middel og maksverdi

\*Prøve tatt ved 400 m, nær saltvannslaget. Utelates fra min, middel og maks.

\*\*Verdier utelates fra min, middel og maks. Prøve reanalyser, resultatet vedholdes.

Selbusjøen		Epilimnion 0-10m						min	middel	maks
parameter	enhet	27.05.2020	25.06.2020	22.07.2020	24.08.2020	21.09.2020	21.10.2020			
Al	µg/l	52	43	33	31	32	33	31	37	52
Al/IL	µg/l	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5
Al/I	µg/l	2,1	1,7	2,1	2,2	0,6	1,4	0,6	1,7	2,2
Al/R	µg/l	7,1	6,7	7,1	7,2	5,6	6,4	5,6	6,7	7,2
Alkalitet	mmol/l	0,177	0,168	0,176	0,208	0,228	0,221	0,168	0,196	0,228
ANC	µEkv/l	164	144	132	162	163	192	132	160	192
Ca	mg/l	3,28	2,84	2,49	2,75	2,84	3,54	2,49	2,96	3,54
Cl	mg/l	2,27	2,24	1,94	1,62	1,72	2,02	1,62	1,97	2,27
Farge	mg Pt/l	19	10	16	18	17	19	10	16,5	19
K	mg/l	0,34	0,31	0,27	0,28	0,29	0,33	0,27	0,30	0,34
KlFA	µg/l	0,18	1,7	0,9	1,3	0,65	0,7	0,18	0,90	1,70
Konduktivitet	mS/m	3,15	2,54	2,43	2,55	2,7	2,78	2,43	2,69	3,15
Mg	mg/l	0,49	0,44	0,41	0,44	0,47	0,5	0,41	0,46	0,50
Na	mg/l	1,31	1,2	1,11	1,16	1,17	1,27	1,11	1,20	1,31
NH <sub>4</sub>	µg/l	1	1	1	1	3	6	1	2,2	6
NO <sub>3</sub>	µg/l	97	53	36	27	42	59	27	52	97
pH		6,96	7,08	7,2	7,08	7,12	7,1	7	7,1	7,2
PO <sub>4</sub>	µg/l	2	1	1	1	0,5	2	0,5	1,3	2
SO <sub>4</sub>	mg/l	1,66	1,3	1,17	1,01	1,14	1,35	1,0	1,3	1,7
TOC	mg/l	3,1	2	1,9	2,3	2,2	2,3	1,9	2,3	3,1
TOT-N	µg/l	140	120	110	100	130	140	100	123	140
TOT-P	µg/l	5	3	4	2	6	3	2	3,8	6
Turbiditet	FNU	0,68	0,52	0,32	0,36	0,32	0,15	0,15	0,39	0,68
Siktedyp	m	4	5,5	6	4,7	5,8	6,5	4	5,4	6,5
Selbusjøen		Hypolimnion 20 - 196m						min	middel	maks
parameter	enhet	27.05.2020	25.06.2020	22.07.2020	24.08.2020	21.09.2020	21.10.2020			
Al	µg/l	54	45	41	36	34	32	32	40	54
Al/IL	µg/l	2,5	5,2	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	3,0	5,2
Al/I	µg/l	1,6	2,4	0,7	0	0	1,6	0,0	1,1	2,4
Al/R	µg/l	6,6	7,6	5,7	2,5	2,5	6,6	2,5	5,3	7,6
Alkalitet	mmol/l	0,183	0,198	0,202	0,231	0,24	0,237	0,183	0,215	0,240
ANC	µEkv/l	180	184	180	193	160	209	160	184	209
Ca	mg/l	3,57	3,68	3,47	3,46	2,91	3,97	2,91	3,51	3,97
Cl	mg/l	2,37	2,48	2,27	1,93	1,96	2,26	1,93	2,21	2,48
Farge	mg Pt/l	19	19	19	19	18	18	18	18,7	19
K	mg/l	0,37	0,37	0,34	0,33	0,28	0,36	0,28	0,34	0,37
Konduktivitet	mS/m	3,22	3,11	3,08	3,08	3,13	3,09	3,08	3,12	3,22
Mg	mg/l	0,51	0,53	0,53	0,52	0,51	0,55	0,51	0,53	0,55
Na	mg/l	1,34	1,33	1,3	1,27	1,27	1,35	1,27	1,31	1,35
NH <sub>4</sub>	µg/l	1	1	1	1	7*	1	1	1	1
NO <sub>3</sub>	µg/l	94	94	80	75	84	98	75	87,5	98
O <sub>2</sub>	mg/l	11,35	11,64	11,37	11,4	11,18	11,22	11,2	11,4	11,6
pH		7,01	7,12	7,06	7,12	7,09	7,09	7,01	7,08	7,12
PO <sub>4</sub>	µg/l	2	2	1	1	1	1	1	1,3	2
SO <sub>4</sub>	mg/l	1,66	1,65	1,53	1,27	1,35	1,53	1,3	1,5	1,7
TOC	mg/l	3,2	2,9	3,4	2,3	2,3	2,3	2,3	2,7	3,4
TOT-N	µg/l	140	140	160	140	310*	160	140	148	160
TOT-P	µg/l	2	2	4	2	3	2	2	2,5	4
Turbiditet	FNU	0,69	0,52	0,86	0,47	0,15	0,15	0,15	0,47	0,86

Celler markert i grått er halve deteksjonsgrensen, denne verdien er benyttet til å beregne min, middel og maksverdi

Snåsavatnet		Epilimnion 0-10m						min	middel	maks
parameter	enhet	19.05.2020	24.06.2020	21.07.2020	27.08.2020	23.09.2020	20.10.2020			
Al	µg/l	72	66	59	62	65	62	59	64	72
Al/IL	µg/l	13	5,5	8,1	7	7,7	11	5,5	8,7	13
Al/I	µg/l	2	9,5	0,6	6	2,3	1	0,6	3,6	9,5
Al/R	µg/l	15	15	8,7	13	10	12	8,7	12,3	15
Alkalitet	mmol/l	0,161	0,171	0,174	0,204	0,207	0,205	0,161	0,187	0,207
ANC	µEkv/l	152	129	147	167	163	183	129	157	183
Ca	mg/l	2,95	3,1	3,13	3,03	2,97	3,76	2,95	3,16	3,76
Cl	mg/l	4,97	5,66	5,12	4,43	4,57	5,36	4,43	5,02	5,66
Farge	mg Pt/l	35	30	29	30	33	33	29	31,7	35
K	mg/l	0,3	0,28	0,26	0,24	0,27	0,29	0,24	0,27	0,3
KlfA	µg/l	0,31	1,6	1,3	1,7	0,97	0,61	0,31	1,08	1,7
Konduktivitet	mS/m	4,07	3,6	3,73	3,72	3,77	3,84	3,60	3,79	4,07
Mg	mg/l	0,56	0,58	0,57	0,58	0,63	0,62	0,56	0,59	0,63
Na	mg/l	2,91	2,71	2,69	2,7	2,71	2,92	2,69	2,77	2,92
NH <sub>4</sub>	µg/l	1	1	1	4	1	1	1	1,5	4
NO <sub>3</sub>	µg/l	110	100	88	81	90	120	81	98	120
pH		6,98	7,01	7,05	7,1	7,1	7,02	6,98	7,04	7,1
PO <sub>4</sub>	µg/l	2	0,5	1	1	1	1	0,5	1,1	2
SO <sub>4</sub>	mg/l	1,33	1,51	1,4	1,2	1,26	1,45	1,2	1,4	1,5
TOC	mg/l	5,1	4,4	3,4	3,5	3,8	3,9	3,4	4,0	5,1
TOT-N	µg/l	190	190	190	180	210	220	180	197	220
TOT-P	µg/l	4	2	3	2	4	4	2	3,2	4
Turbiditet	FNU	0,81	0,62	0,44	0,45	0,54	0,4	0,4	0,5	0,8
Siktedyp	m	4,5	4,25	4,5	4	4	4	4	4,2	4,5
Snåsavatnet		Hypolimnion 20 - 105m						min	middel	maks
parameter	enhet	19.05.2020	24.06.2020	21.07.2020	27.08.2020	23.09.2020	20.10.2020			
Al	µg/l		70	67	70	70	67	67	69	70
Al/IL	µg/l		7,7	11	10	16	12	7,7	11,3	16
Al/I	µg/l		4,3	0	4	0	1	0	1,9	4,3
Al/R	µg/l		12	11	14	16	13	11	13,2	16
Alkalitet	mmol/l		0,177	0,180	0,210	0,229	0,207	0,177	0,201	0,229
ANC	µEkv/l		140	153	175	168	179	140	163	179
Ca	mg/l		3,43	3,31	3,36	3,23	3,79	3,2	3,4	3,8
Cl	mg/l		6,19	5,56	4,85	4,89	5,64	4,9	5,4	6,2
Farge	mg Pt/l		33	33	33	32	32	32	32,6	33
K	mg/l		0,31	0,29	0,27	0,28	0,3	0,27	0,29	0,31
Konduktivitet	mS/m		3,98	4,02	4	3,97	3,95	3,95	3,98	4,02
Mg	mg/l		0,62	0,61	0,61	0,63	0,62	0,61	0,62	0,63
Na	mg/l		2,95	2,92	2,89	2,82	3,01	2,82	2,92	3,01
NH <sub>4</sub>	µg/l		1	1	1	1	1	1	1	1
NO <sub>3</sub>	µg/l		140	120	110	120	140	110	126	140
O <sub>2</sub>	mg/l		11,59	11,52	11,32	11,07	10,89	10,9	11,3	11,6
pH			7,01	7,05	7,03	7,05	7	7	7	7,1
PO <sub>4</sub>	µg/l		0,5	1	1	1	1	0,5	0,9	1
SO <sub>4</sub>	mg/l		1,63	1,51	1,5	1,34	1,49	1,3	1,5	1,6
TOC	mg/l		3,9	3,8	3,8	3,8	3,8	3,8	3,8	3,9
TOT-N	µg/l		220	230	200	220	230	200	220	230
TOT-P	µg/l		3	3	2	4	3	2	3	4
Turbiditet	FNU		0,5	0,46	0,43	0,58	0,4	0,4	0,5	0,6

Celler markert i grått er halve deteksjonsgrensen, denne verdien er benyttet til å beregne min, middel og maksverdi

Takvatnet		Epilimnion 0-10m				min	middel	maks
parameter	enhet	23.06.2020	22.07.2020	19.08.2020	16.09.2020			
Al	µg/l	8,3	15,5	8,3	8,7	8,3	10,2	15,5
Al/IL	µg/l	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5
Al/I	µg/l	0	0,1	0,5	0	0	0,2	0,5
Al/R	µg/l	2,5	5,1	5,5	2,5	2,5	3,9	5,5
Alkalitet	mmol/l	0,412	0,403	0,405	0,496	0,403	0,429	0,496
ANC	µEkv/l	394	391	404	398	391	397	404
Ca	mg/l	7,75	7,77	7,33	7,69	7,33	7,64	7,77
Cl	mg/l	4,56	4,77	3,27	3,99	3,27	4,15	4,77
Farge	mg Pt/l	5	5	5	5	5	5	5
K	mg/l	0,85	0,66	0,58	0,59	0,58	0,67	0,85
KlfA	µg/l	0,49	1,8	0,63	1	0,49	0,98	1,80
Konduktivitet	mS/m	6,11	6,48	6,06	6,12	6,06	6,19	6,48
Mg	mg/l	0,98	1,04	0,92	0,93	0,92	0,97	1,04
Na	mg/l	2,22	2,46	2	2,04	2	2,18	2,46
NH <sub>4</sub>	µg/l	1	1	1	1	1	1	1
NO <sub>3</sub>	µg/l	55	44	22	26	22	37	55
pH		7,42	7,5	7,52	7,61	7,4	7,5	7,6
PO <sub>4</sub>	µg/l	0,5	2	0,5	1	0,5	1	2
SO <sub>4</sub>	mg/l	2,83	3,27	2,18	2,49	2,2	2,7	3,3
TOC	mg/l	1,5	2,7	1,3	1,4	1,3	1,7	2,7
TOT-N	µg/l	120	130	89	100	89	110	130
TOT-P	µg/l	1	3	2	2	1	2	3
Turbiditet	FNU	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15
Siktedyp	m	14	10	11,5	12,5	10	12	14
Takvatnet		Hypolimnion 20 - 70m				min	middel	maks
parameter	enhet	23.06.2020	22.07.2020	19.08.2020	16.09.2020			
Al	µg/l	8,2	7,7	11,9	17	7,7	11,2	17
Al/IL	µg/l	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5
Al/I	µg/l	0	0	0,1	0	0	0	0,1
Al/R	µg/l	2,5	2,5	5,1	2,5	2,5	3,2	5,1
Alkalitet	mmol/l	0,404	0,404	0,402	0,493	0,402	0,426	0,493
ANC	µEkv/l	360	393	413	409	360	394	413
Ca	mg/l	7,59	7,53	7,55	7,94	7,5	7,7	7,9
Cl	mg/l	7,23	4,43	3,47	4,13	3,5	4,8	7,2
Farge	mg Pt/l	5	5	6	5	5	5,3	6
K	mg/l	0,71	0,62	0,6	0,61	0,60	0,64	0,71
Konduktivitet	mS/m	6,94	6,21	6,16	6,17	6,16	6,37	6,94
Mg	mg/l	1,09	0,96	0,94	0,96	0,94	0,99	1,09
Na	mg/l	3,35	2,35	2,07	2,13	2,07	2,48	3,35
NH <sub>4</sub>	µg/l	6	1	1	1	1	2,3	6
NO <sub>3</sub>	µg/l	55	23	41	52	23	43	55
O <sub>2</sub>	mg/l	11,66	11,37	11,18	10,82	10,8	11,3	11,7
pH		7,4	7,54	7,4	7,55	7,4	7,5	7,6
PO <sub>4</sub>	µg/l	0,5	1	1	3	0,5	1,4	3
SO <sub>4</sub>	mg/l	3,11	2,56	2,19	2,59	2,2	2,6	3,1
TOC	mg/l	1,5	2,4	1,3	1,3	1,3	1,6	2,4
TOT-N	µg/l	120	100	130	140	100	123	140
TOT-P	µg/l	2	3	2	5	2	3	5
Turbiditet	FNU	0,15	0,15	0,15	0,39	0,2	0,2	0,4

Celler markert i grått er halve deteksjonsgrensen, denne verdien er benyttet til å beregne min, middel og maksverdi

## Vedlegg E. Vannkjemiske data fra enkeltdyp våren 2020

Femunden		Parametere fra enkeltdyp 31.3.2020								
parameter	enhet	0,5m	5m	20m	50m	100m	114m	min	middel	maks
Al	µg/l	26	20	21	21	20	21	20	21	26
Al/IL	µg/l	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5
Al/L	µg/l	1,5	2,1	2,1	1,2	0	0,2	0	1,2	2,1
Al/R	µg/l	6,5	7,1	7,1	6,2	2,5	5,2	2,5	5,8	7,1
Alkalitet	mmol/l	0,13	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,12	0,13
ANC	µEkv/l	145	112	116	110	110	112	110	118	145
Ca	mg/l	1,95	1,51	1,54	1,50	1,51	1,54	1,5	1,59	2
Cl	mg/l	0,71	0,52	0,52	0,55	0,54	0,53	0,52	0,56	0,71
Farge	mg Pt/l	12	10	10	10	10	10	10	10	12
K	mg/l	0,36	0,27	0,27	0,28	0,27	0,26	0,26	0,29	0,36
Konduktivitet	mS/m	2,03	1,56	1,55	1,57	1,56	1,56	1,55	1,64	2,03
Mg	mg/l	0,53	0,41	0,44	0,4	0,4	0,41	0,40	0,43	0,53
Na	mg/l	1,04	0,8	0,79	0,81	0,8	0,79	0,79	0,84	1,04
NH <sub>4</sub>	µg/l	1	1	1	1	1	1	1	1	1
NO <sub>3</sub>	µg/l	98	85	84	85	89	87	84	88	98
pH		6,89	6,79	6,77	6,8	6,81	6,82	6,8	6,8	6,9
PO <sub>4</sub>	µg/l	3	1	3	3	3	2	1	2,5	3
SO <sub>4</sub>	mg/l	1,14	0,85	0,86	0,87	0,88	0,89	0,85	0,92	1,1
TOC	mg/l	2,7	2,1	2,1	2,1	2	2	2	2,2	2,7
TOT-N	µg/l	200	160	180	180	160	160	160	173	200
TOT-P	µg/l	5	2	4	2	2	2	2	2,8	5
Turbiditet	FNU	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15
O <sub>2</sub>	mg/l						10,91			

Celler markert i grått er halve deteksjonsgrensen, denne verdien er benyttet til å beregne min, middel og maksverdi



Gjende		Parametere fra enkeltdyp 30.3.2020							
parameter	enhet	5m	20m	50m	100m	130m	min	middel	maks
Al	µg/l	10	10	11	11	10	10	10	11
Al/IL	µg/l	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5
Al/L	µg/l	0	0	0	0	0	0,0	0,0	0,0
Al/R	µg/l	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5
Alkalitet	mmol/l	0,10	0,10	0,10	0,09	0,10	0,09	0,10	0,10
ANC	µEqv/l	69	75	78	78	78	69	76	78
Ca	mg/l	1,15	1,26	1,29	1,3	1,3	1,15	1,26	1,30
Cl	mg/l	0,17	0,15	0,17	0,15	0,17	0,15	0,16	0,17
Farge	mg Pt/l	1	1	1	1	1	1	1	1
K	mg/l	0,13	0,15	0,15	0,15	0,17	0,13	0,15	0,17
Konduktivitet	mS/m	1,13	1,12	1,11	1,11	1,17	1,1	1,1	1,2
Mg	mg/l	0,26	0,26	0,27	0,27	0,26	0,26	0,26	0,27
Na	mg/l	0,37	0,4	0,39	0,39	0,41	0,37	0,39	0,41
NH <sub>4</sub>	µg/l	1	1	4	2	0,5	0,5	1,7	4,0
NO <sub>3</sub>	µg/l	42	47	45	46	42	42	44	47
pH		6,74	6,7	6,68	6,72	6,77	6,7	6,7	6,8
PO <sub>4</sub>	µg/l	2	3	2	2	2	2,0	2,2	3,0
SO <sub>4</sub>	mg/l	1,04	1,12	1,02	1,06	1,08	1,0	1,1	1,1
TOC	mg/l	0,37	0,35	0,51	0,34	0,4	0,3	0,4	0,5
TOT-N	µg/l	73	77	150	73	79	73	90	150
TOT-P	µg/l	2	2	2	2	2	2	2	2
Turbiditet	FNU	0,4	0,32	0,15	0,35	0,68	0,2	0,4	0,7
O <sub>2</sub>	mg/l					11,3			

Celler markert i grått er halve deteksjonsgrensen, denne verdien er benyttet til å beregne min, middel og maksverdi.

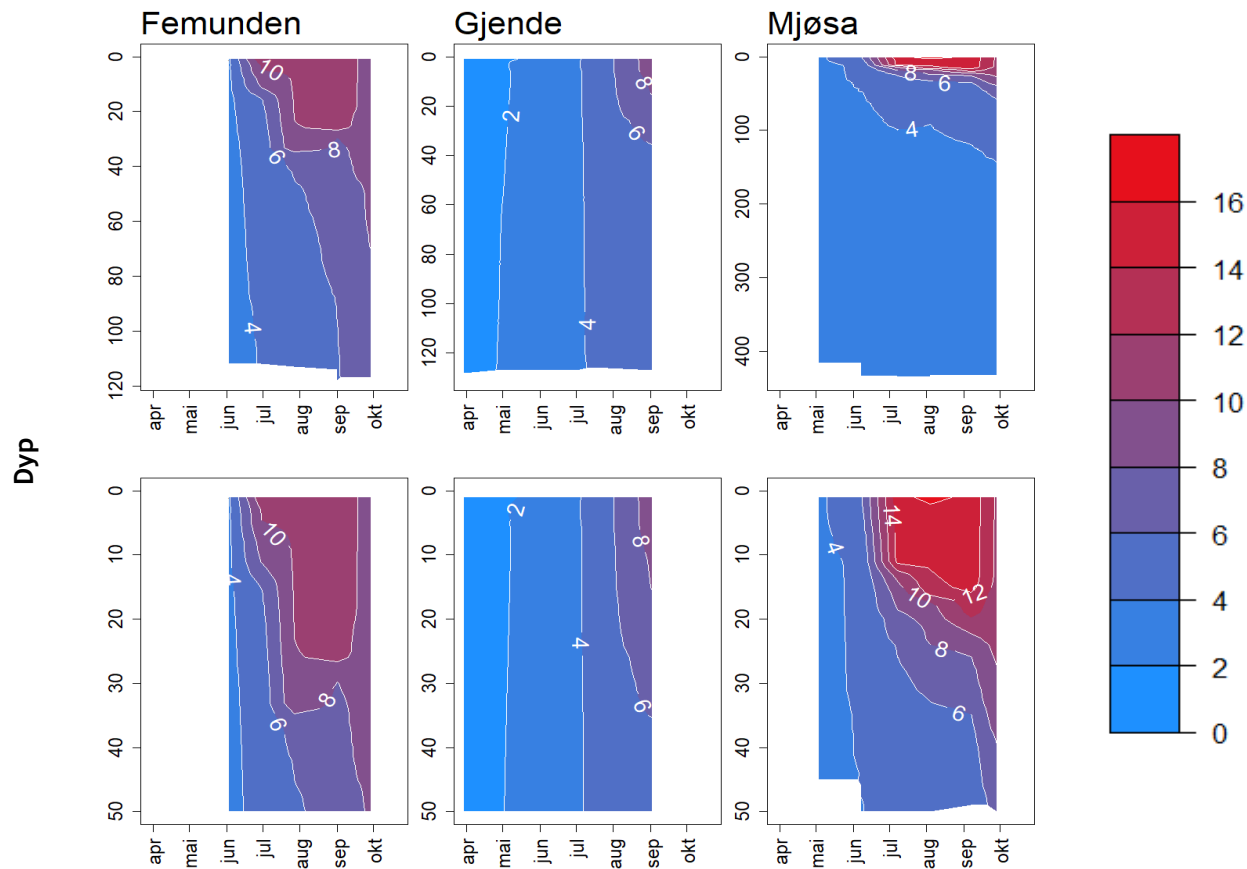
Takvatnet		Parametere fra enkeltdyp 22.4.2020							
parameter	enhet	0,5m	5m	20m	50m	70m	min	middel	maks
Al	µg/l	5,1	4,8	5,3	4,6	4,4	4,4	4,8	5,3
Al/IL	µg/l	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5
Al/L	µg/l	0	0	0	0	0	0	0	0
Al/R	µg/l	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5
Alkalitet	mmol/l	0,36	0,39	0,38	0,38	0,38	0,36	0,38	0,39
ANC	µEkv/l	411	455	446	444	442	411	440	455
Ca	mg/l	7,89	8,47	8,33	8,33	8,4	7,9	8,3	8,5
Cl	mg/l	4,69	3,59	3,6	3,57	3,58	3,6	3,8	4,7
Farge	mg Pt/l	5	6	5	5	5	5	5,2	6
K	mg/l	0,66	0,68	0,67	0,67	0,64	0,64	0,66	0,68
Konduktivitet	mS/m	6,22	6,24	6,19	6,2	6,29	6,19	6,23	6,29
Mg	mg/l	1	0,98	0,97	0,98	1,01	0,97	0,99	1,01
Na	mg/l	2,58	2,07	2,05	2,02	2,02	2,02	2,15	2,58
NH <sub>4</sub>	µg/l	15	8	6	1	1	1	6,2	15
NO <sub>3</sub>	µg/l	51	41	47	82	140	41	72	140
pH		7,32	7,43	7,45	7,39	7,29	7,3	7,4	7,5
PO <sub>4</sub>	µg/l	2	2	2	2	2	2,0	2,0	2,0
SO <sub>4</sub>	mg/l	2,77	2,47	2,46	2,46	2,57	2,5	2,5	2,8
TOC	mg/l	1,5	1,5	1,5	1,3	1,3	1,3	1,4	1,5
TOT-N	µg/l	140	120	120	140	200	120	144	200
TOT-P	µg/l	2	0,5	2	1	2	0,5	1,5	2,0
Turbiditet	FNU	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15
O <sub>2</sub>	mg/l					8,24			

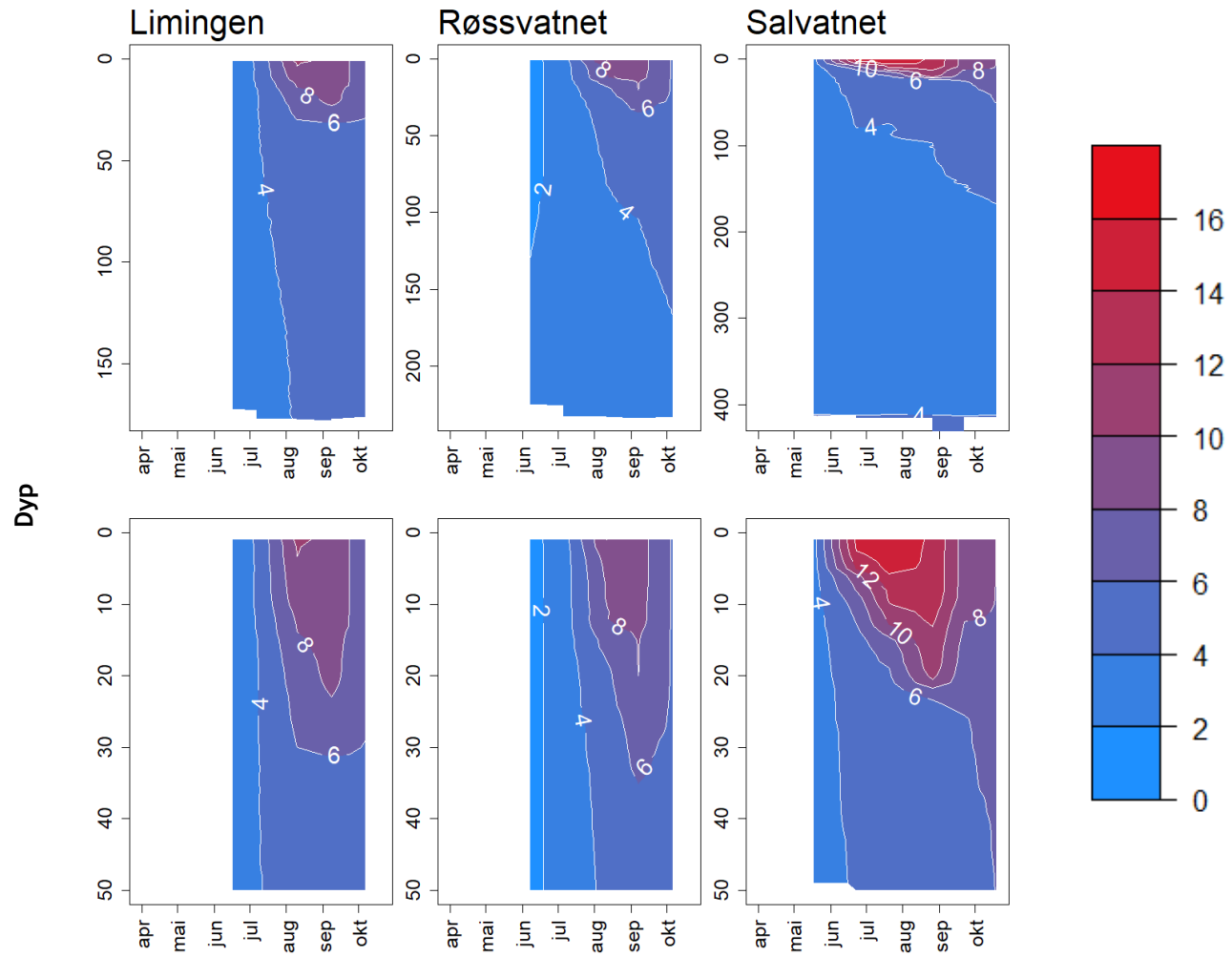
Celler markert i grått er halve deteksjonsgrensen, denne verdien er benyttet til å beregne min, middel og maksverdi.

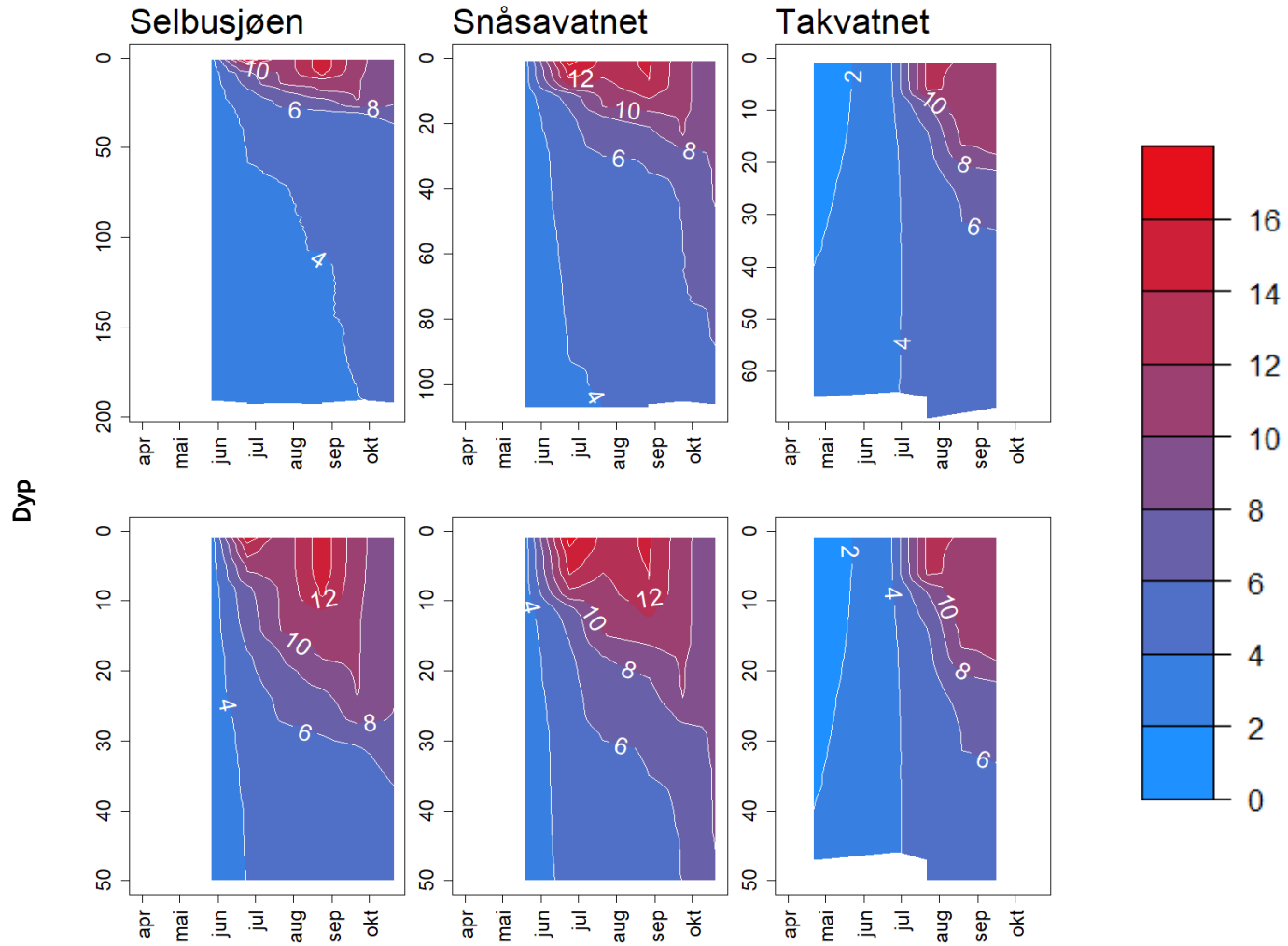
## Vedlegg F. Vertikalprofiler basert på sondemålinger i 2020

Følgende parametere inngår: temperatur, oksygen, klorofyll-fluorescens, pH, ledningsevne og turbiditet.

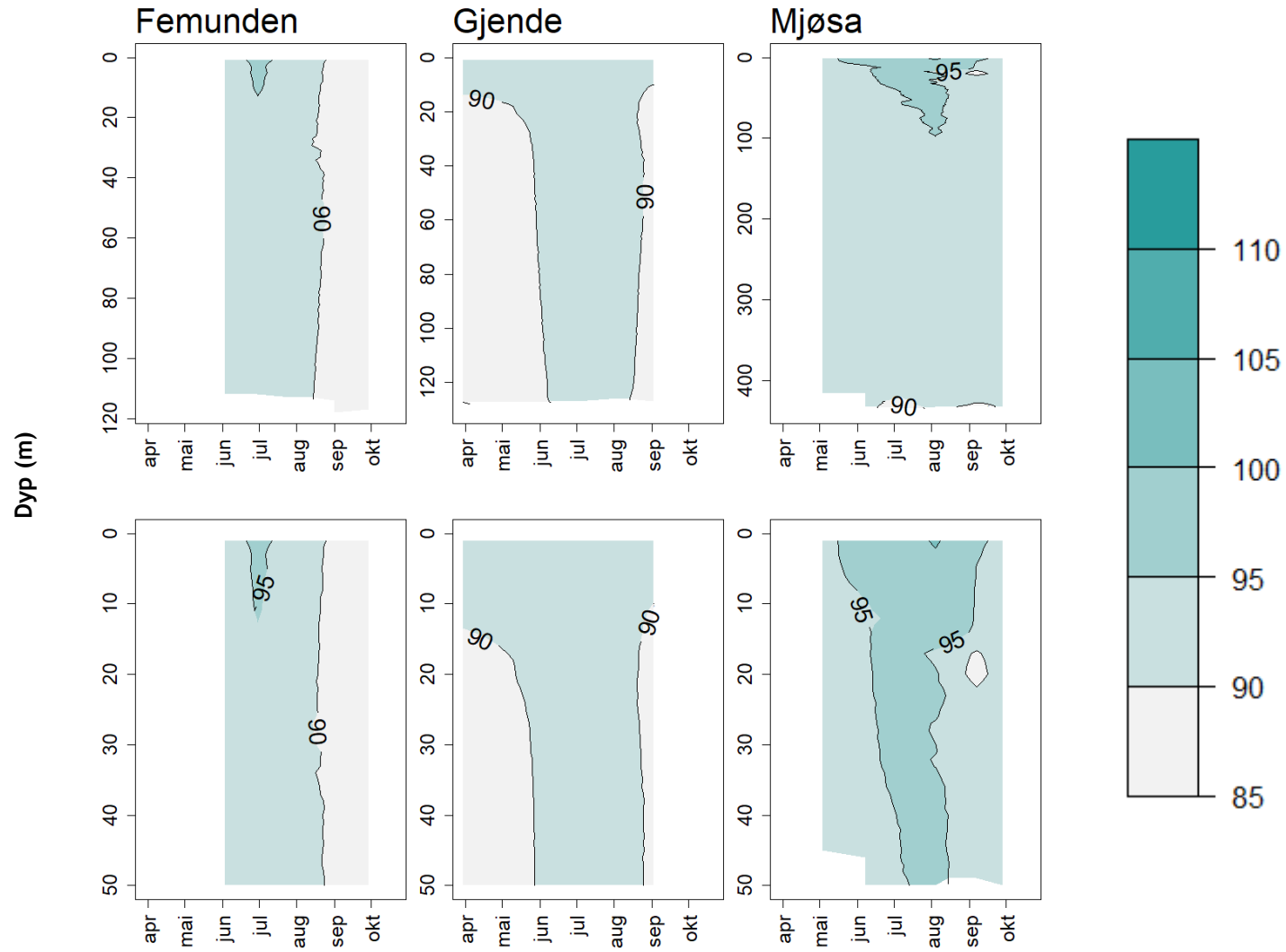
### Temperatur (°C)

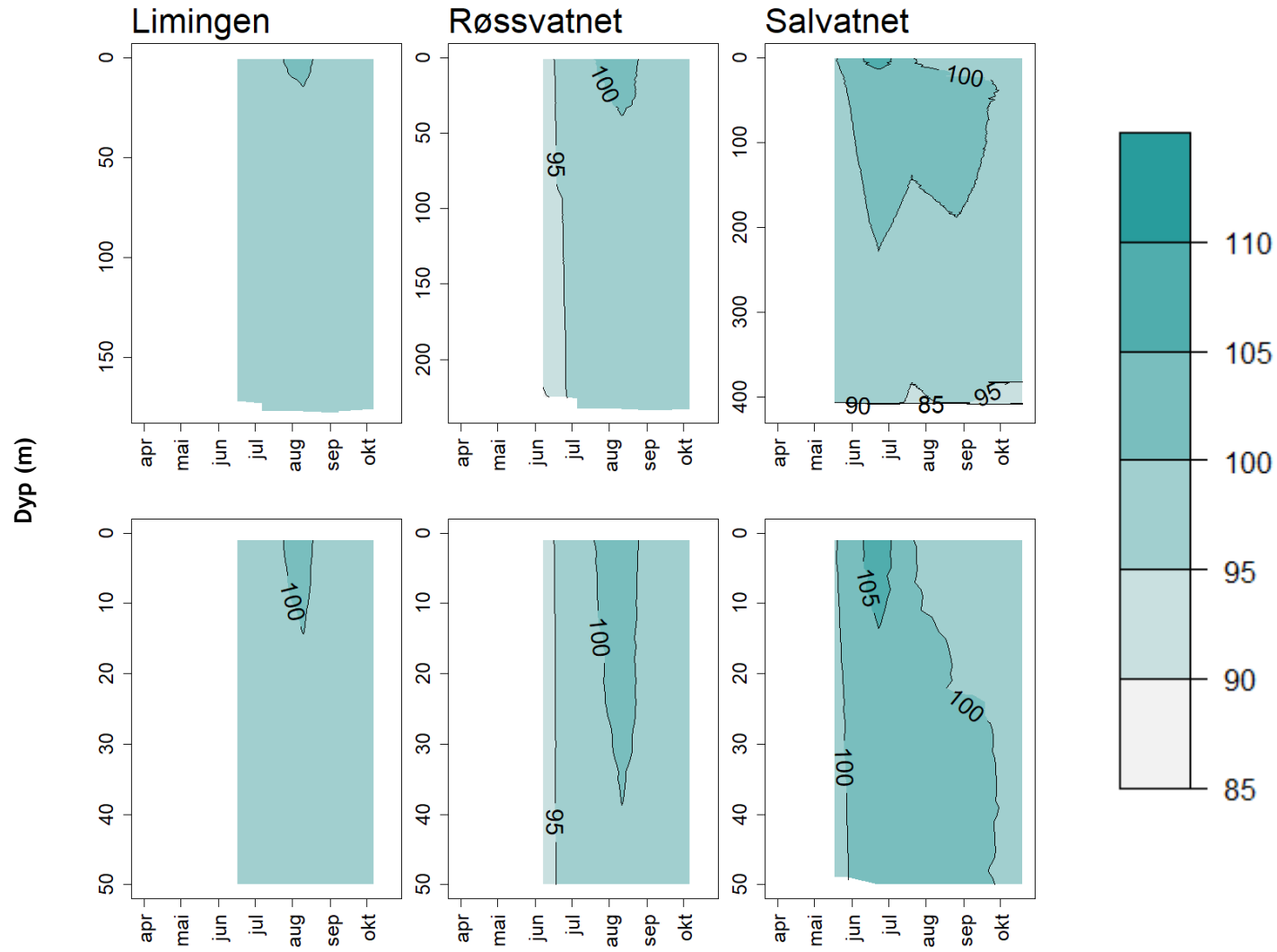




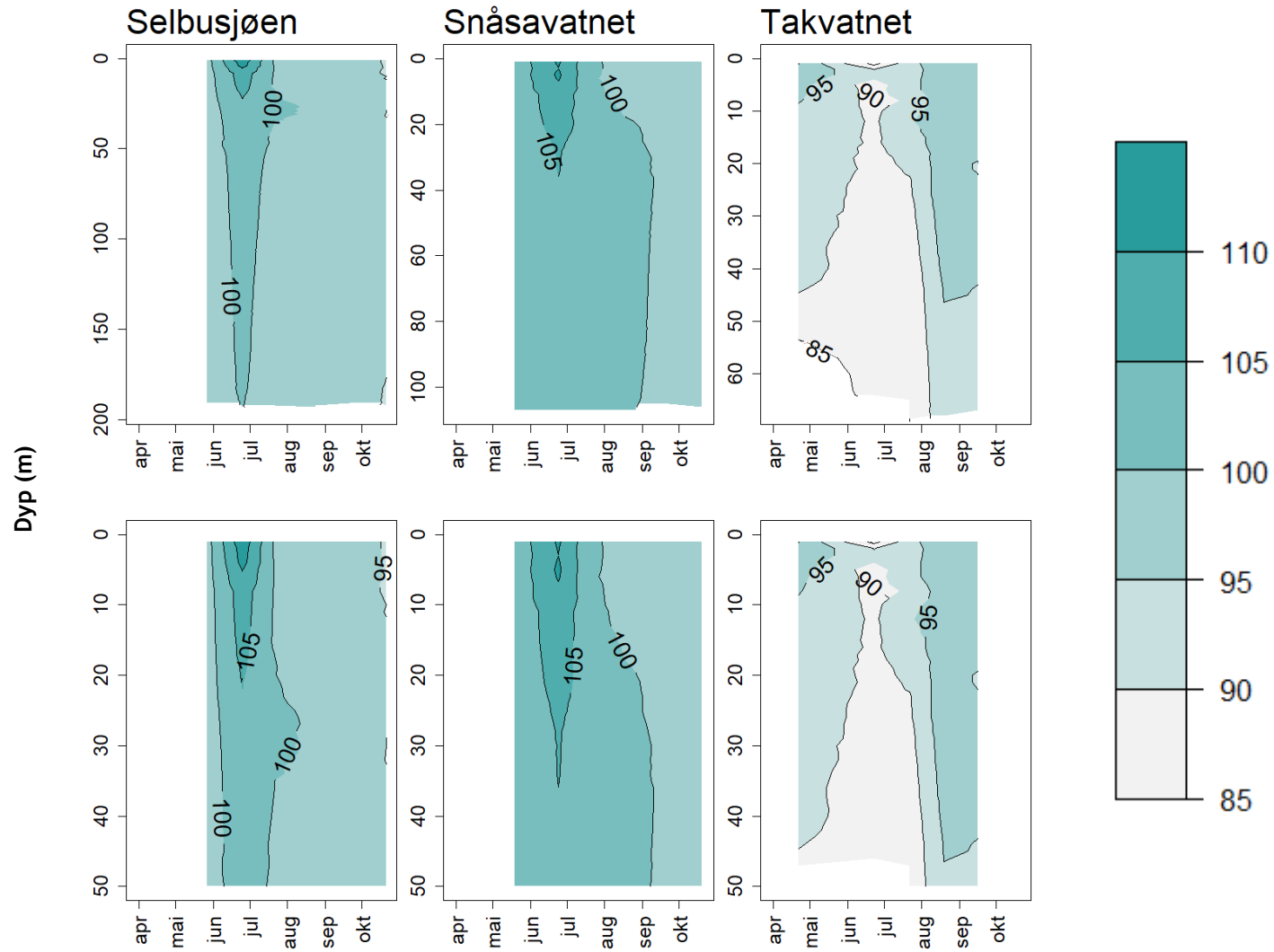


## Oksygen metning (%)



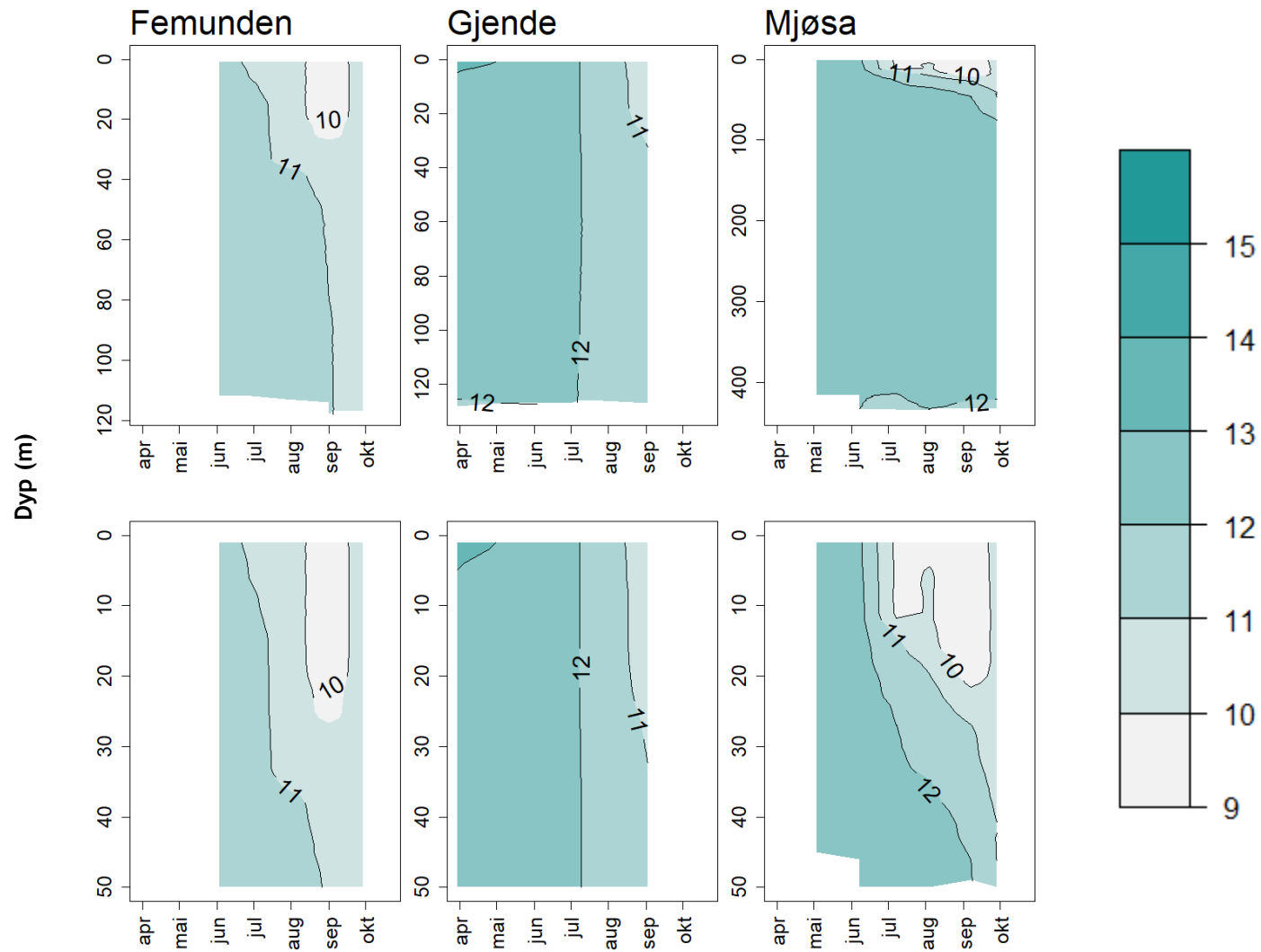


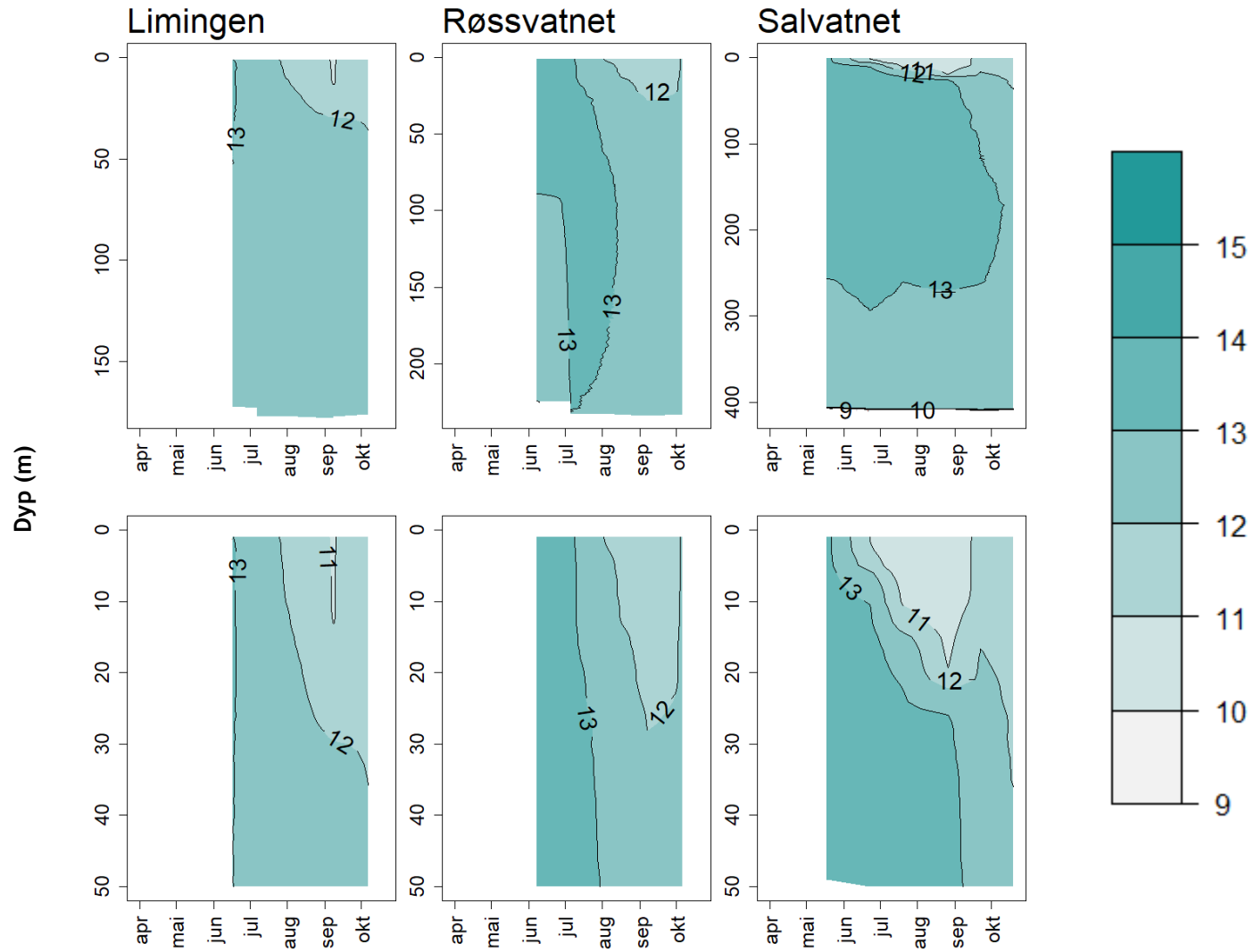
O2 metning i Takvatnet er trolig underestimert pga. feil med sonden og er ikke rapportert til Vannmiljø

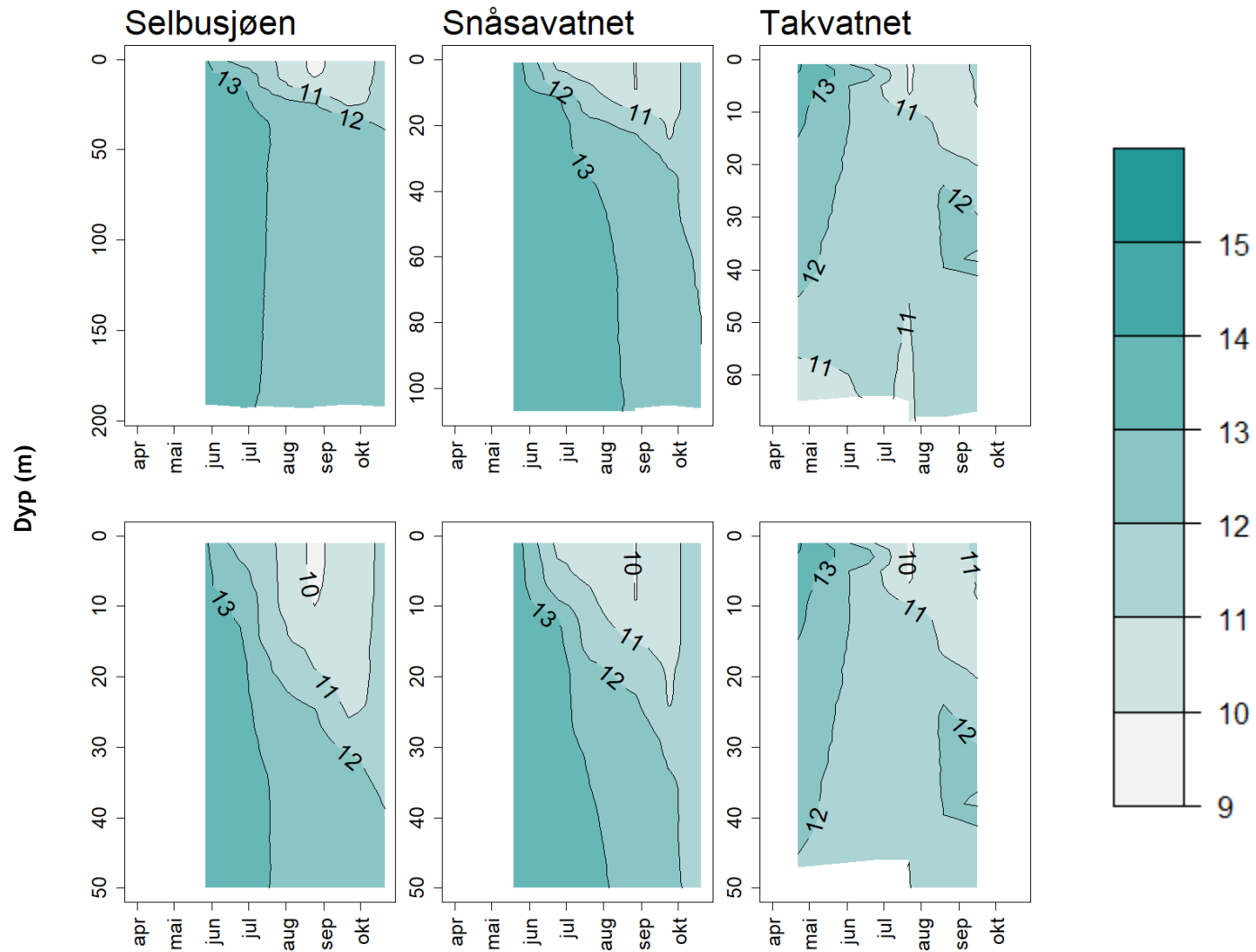




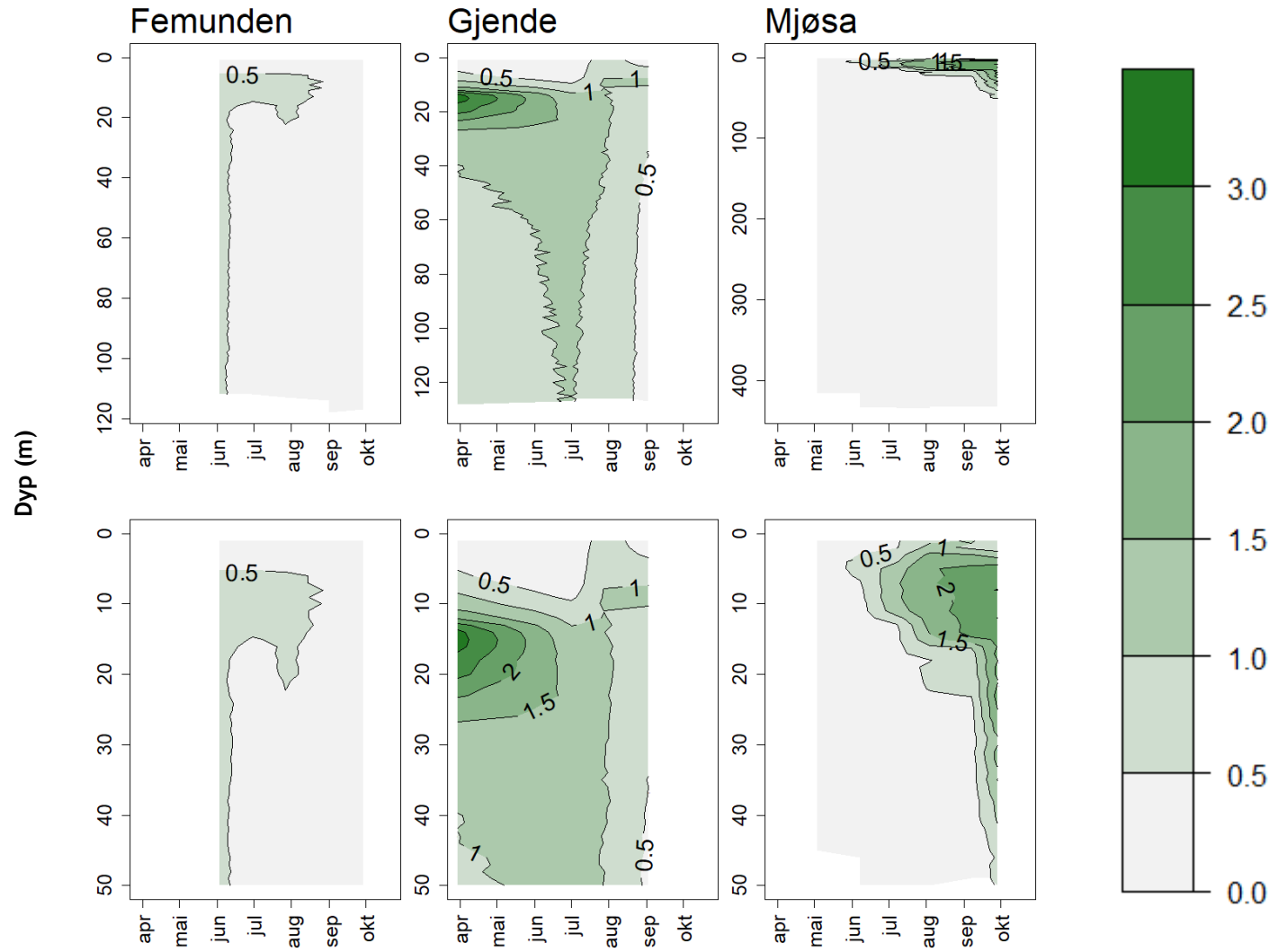
# Oksygen (mg/l)

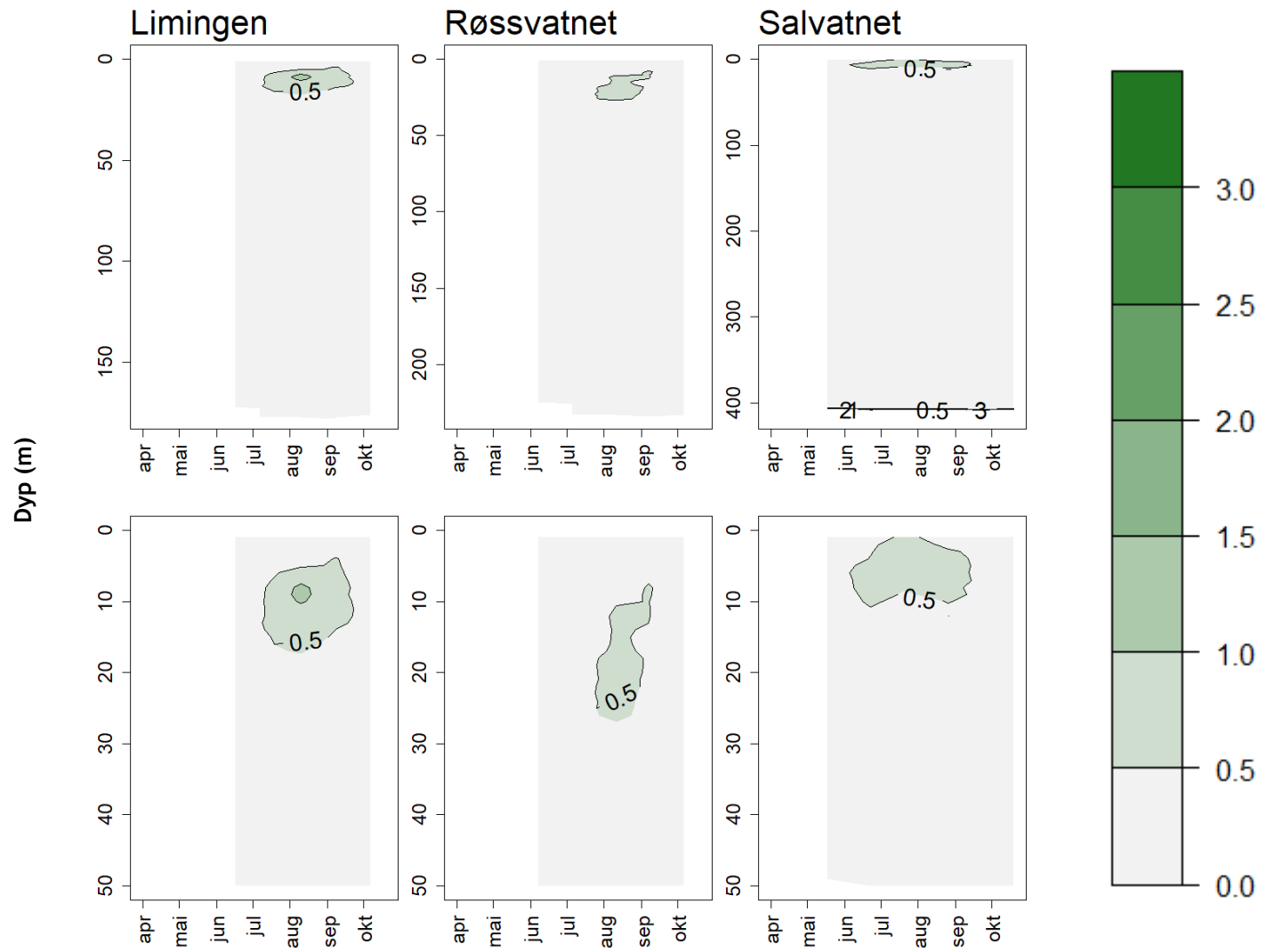


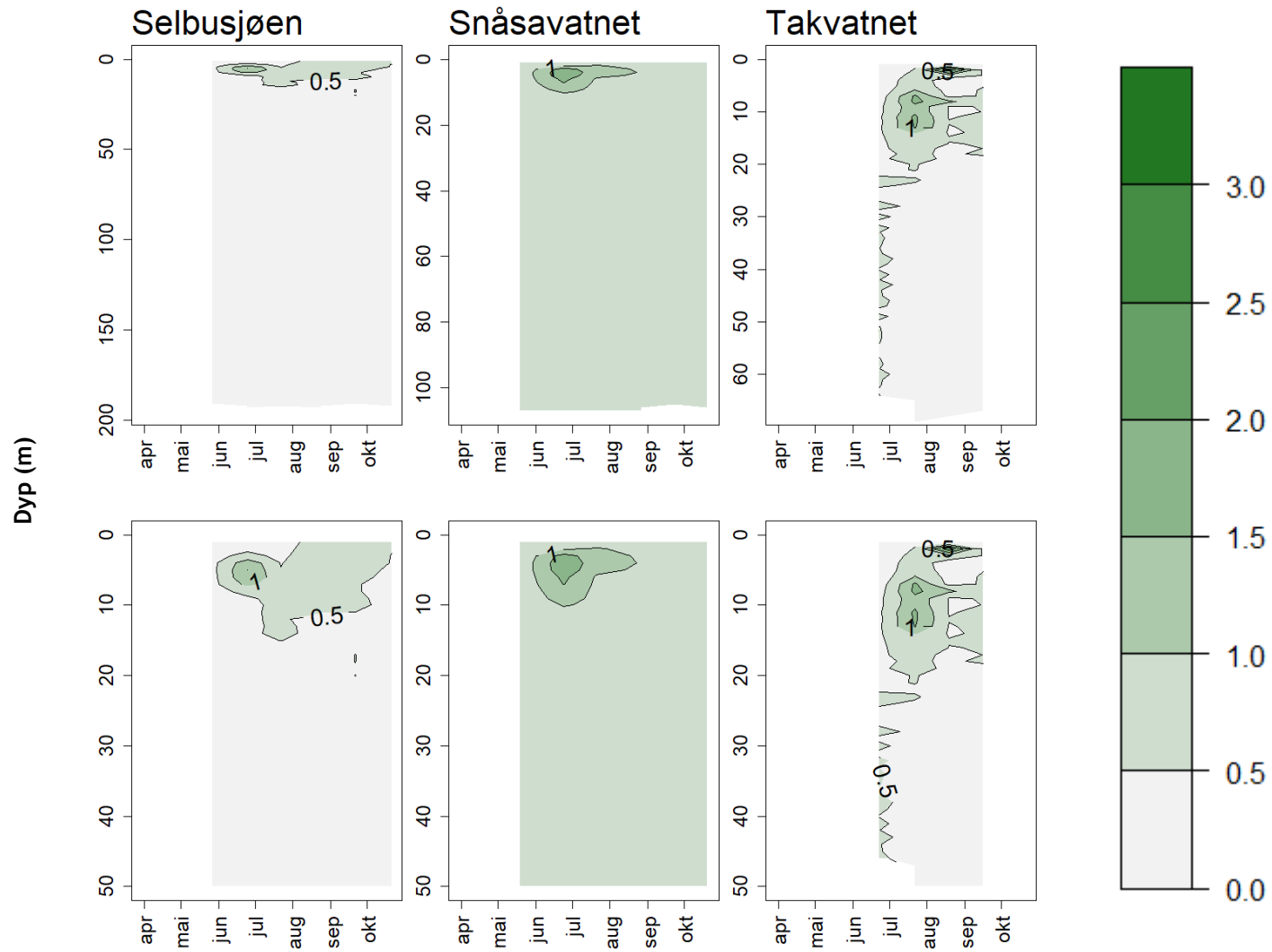




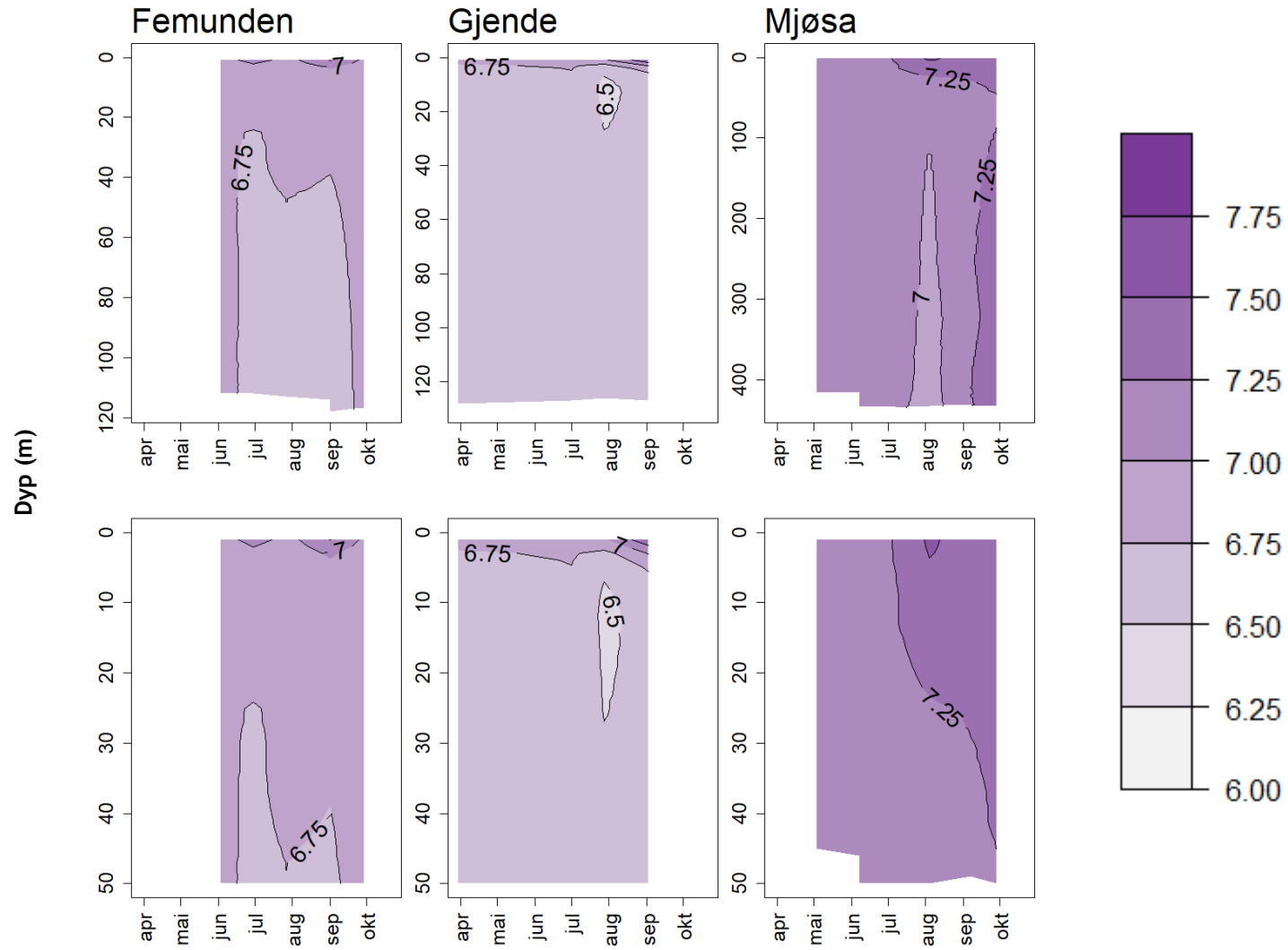
# Klorofyll-fluorescens

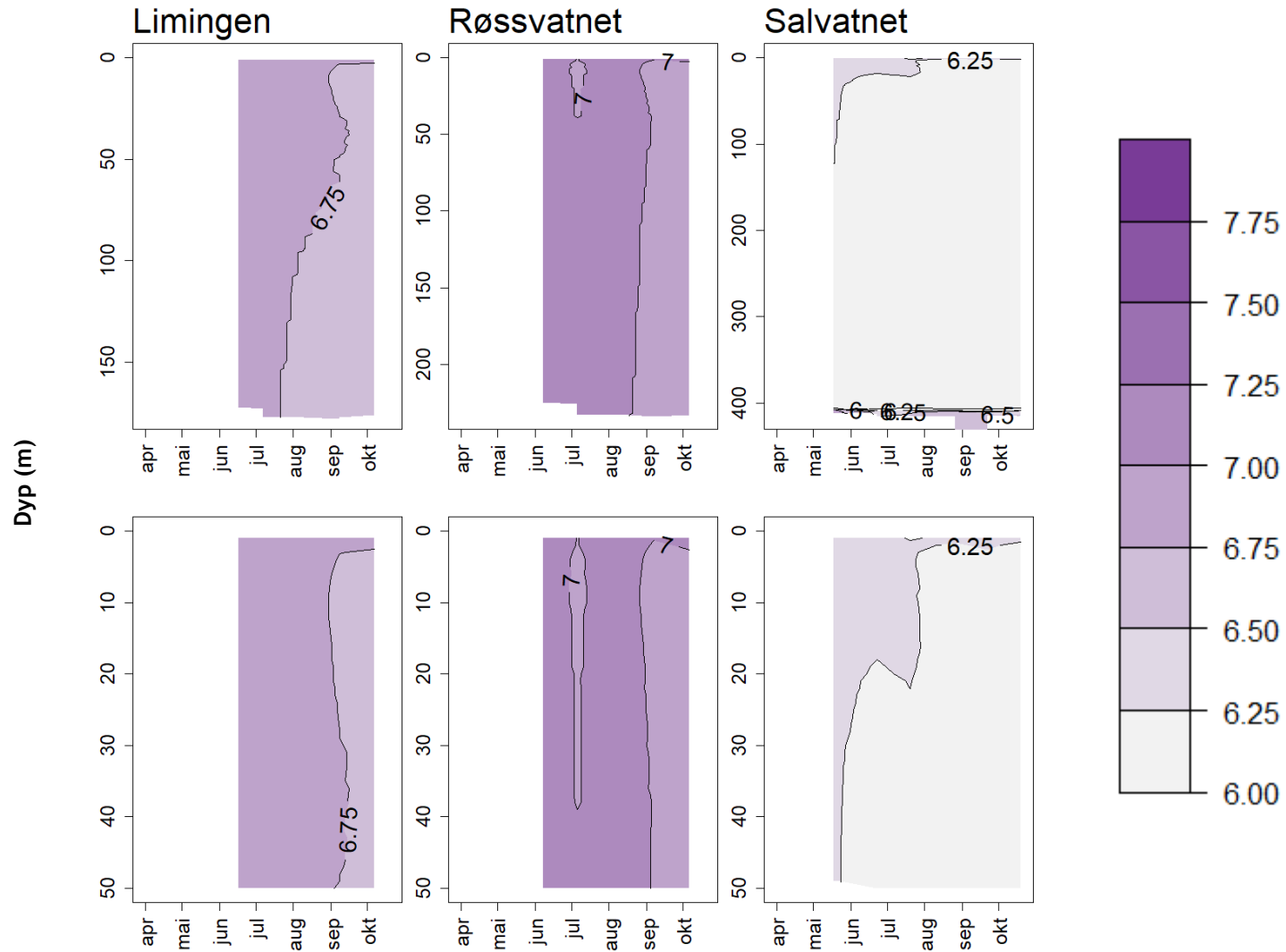






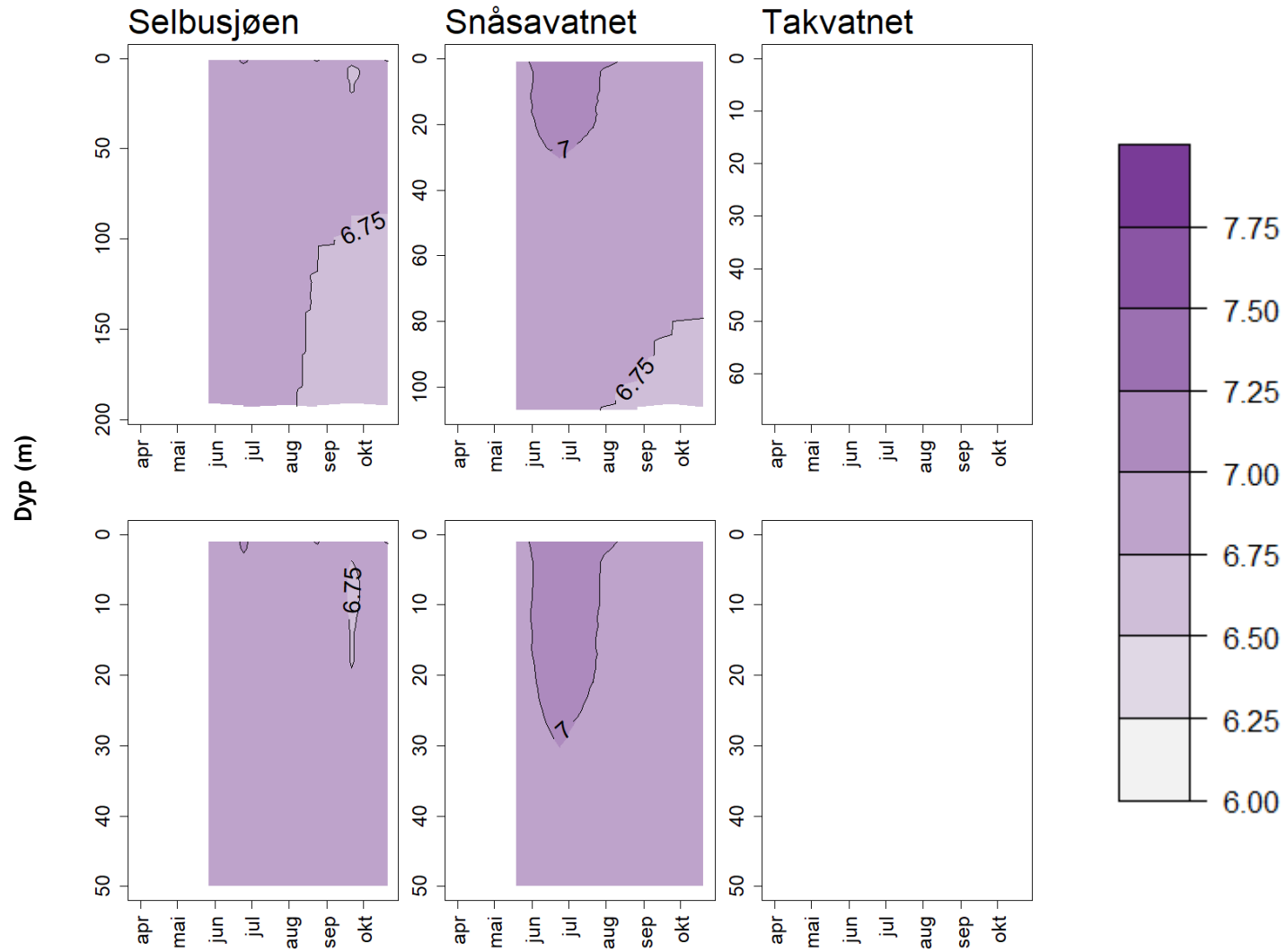
# pH



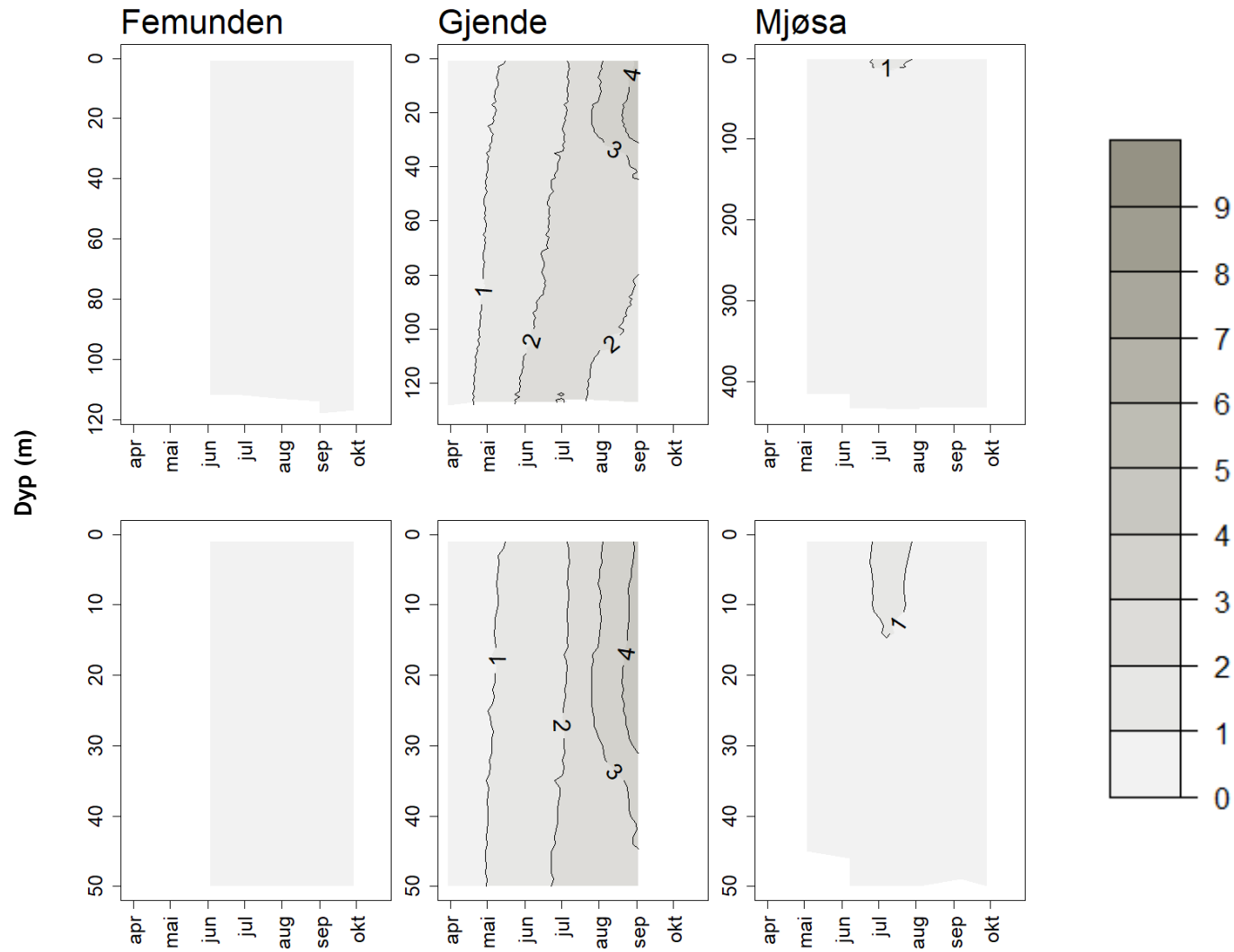


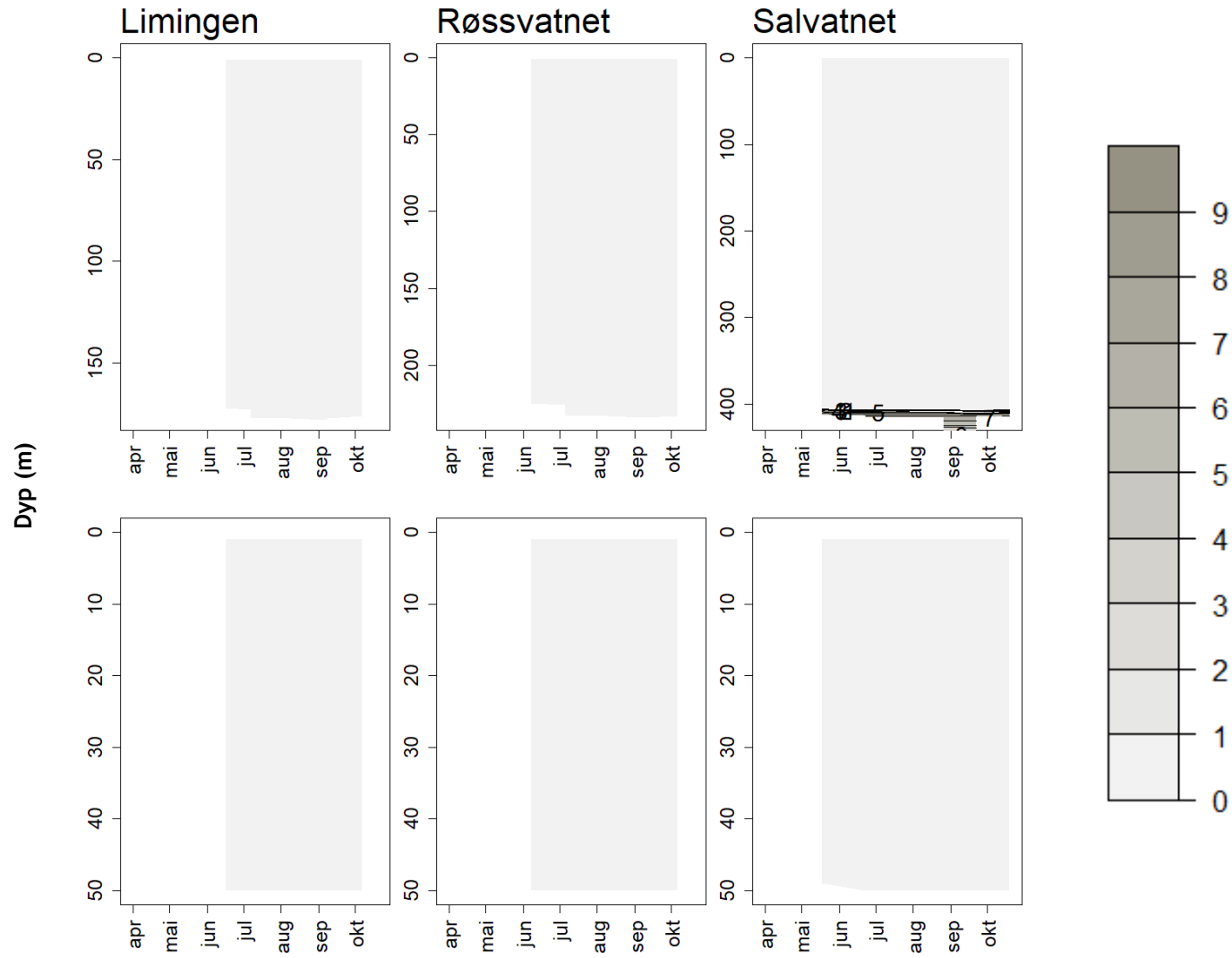


pH mangler i Takvatnet pga. bruk av sonde uten pH sensor.

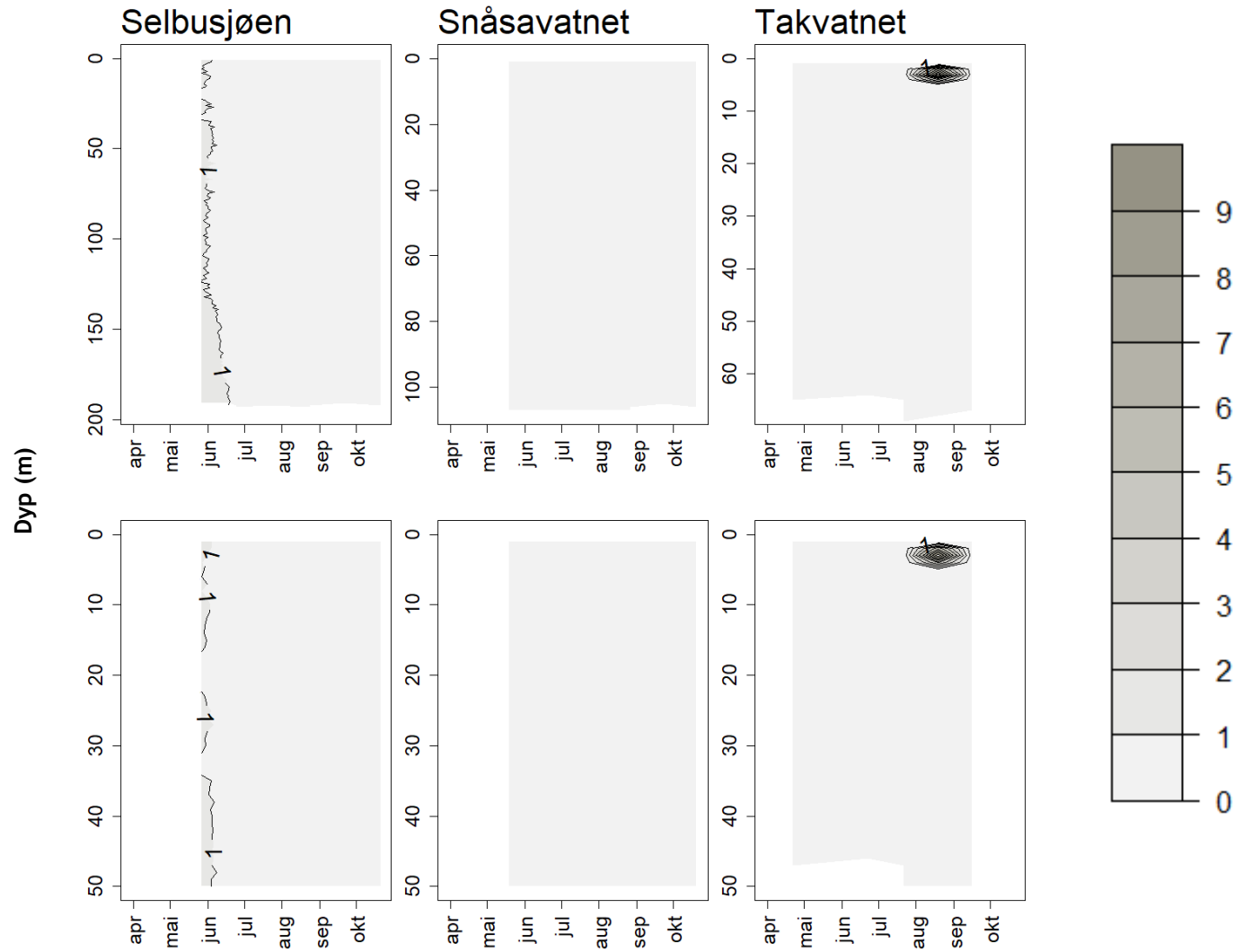


# Turbiditet (FTU)

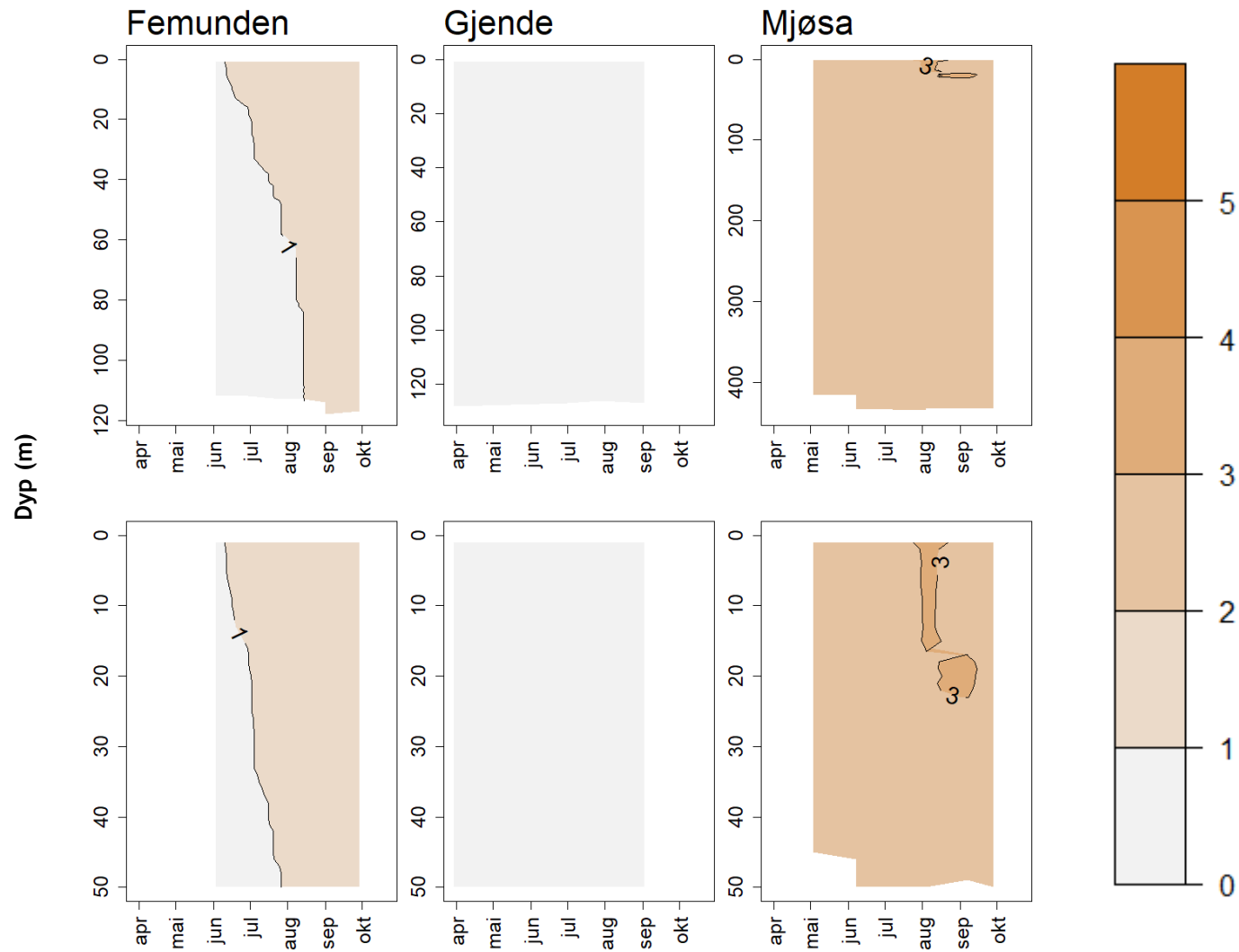


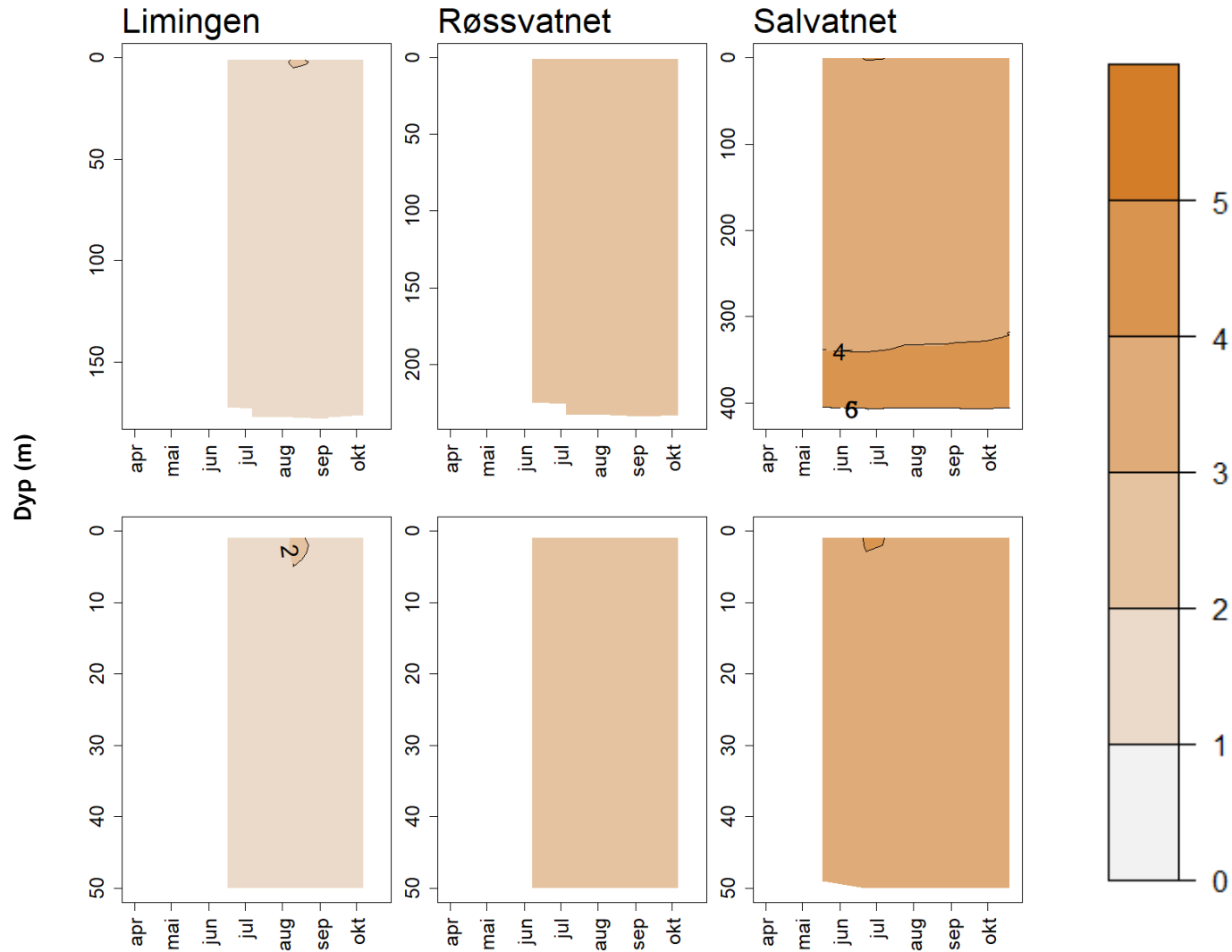


Høy topp i turbiditet i Takvatnet skyldes sannsynligvis feil med sonden og er ikke rapportert til Vannmiljø

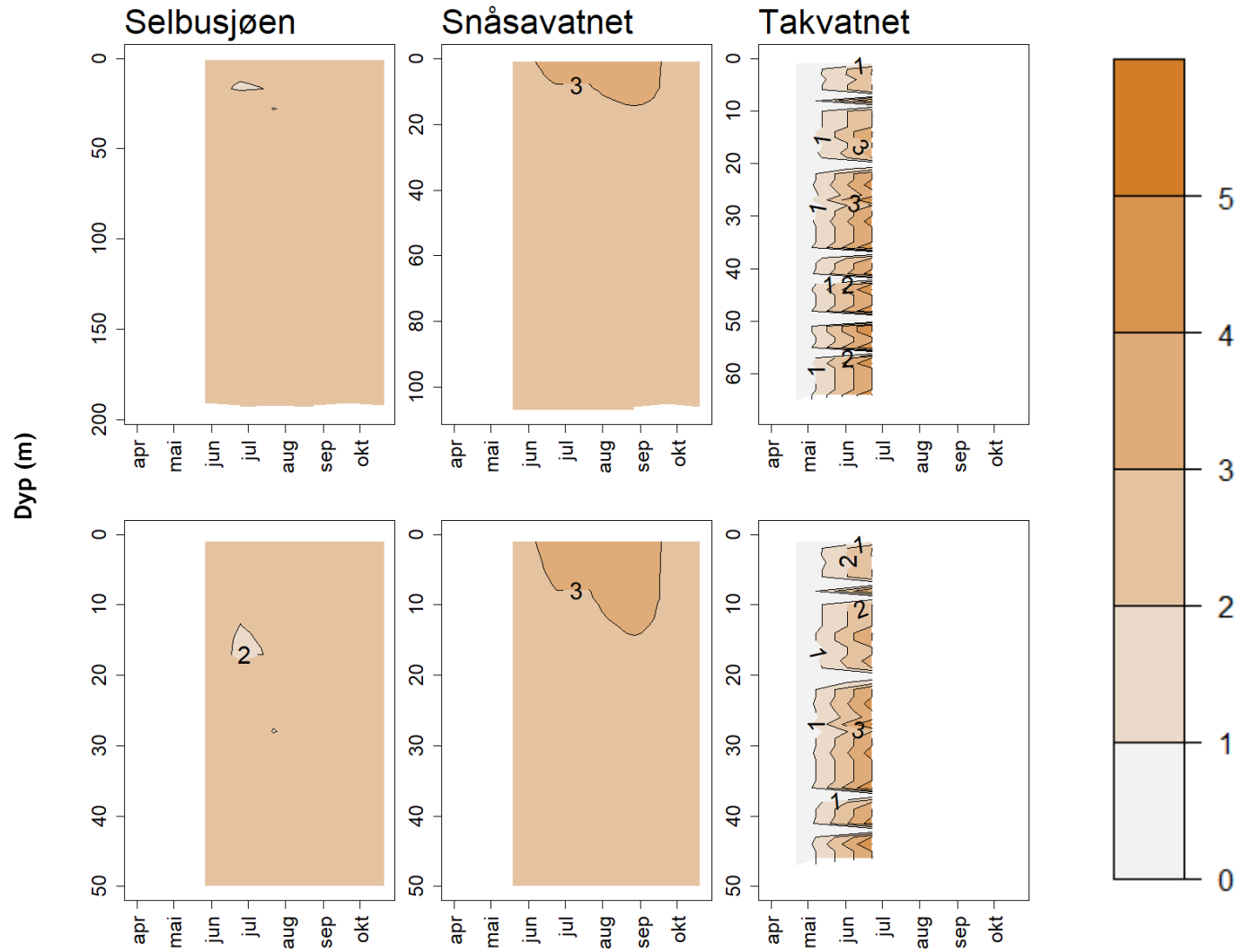


## Ledningsevne (mS/m)





Ledningsevneprofilen i Takvatnet er sannsynligvis feil pga. problemer med sonden og er ikke rapportert til Vannmiljø



# Vedlegg G. Planteplankton – supplerende resultater

## G1. Absoluttverdier av alle parametere

Absoluttverdier av alle parametere som er brukt i klassifiseringen av planteplankton i basisovervåkingssjøene i ØKOSTOR 2020. Tallene angir middelværdier gjennom sesongen av klorofyll, totalt volum og PTI og maksverdi for totalt volum av cyanobakterier (Cyano<sub>max</sub>) iht. Klassifiseringsveilederen.

Norsk Type nr.	Innsjønavn	Klorofyll µg/l	Totalt volum mm <sup>3</sup> /l	PTI	Cyano <sub>max</sub> mm <sup>3</sup> /l
L205	Femunden	0,91	0,10	2,01	0,005
L304	Gjende	1,40	0,34	2,32	0,000
L204	Limingen	0,68	0,09	2,06	0,002
L105b	Mjøsa	3,11	0,40	2,20	0,008
L207	Røssvatnet	0,32	0,05	2,03	0,001
L102d	Salvatnet	0,54	0,06	2,01	0,004
L105b	Selbusjøen	0,90	0,09	2,07	0,002
L105b	Snåsavatnet	1,08	0,09	2,19	0,001
L207	Takvatnet	0,98	0,11	2,03	0,001

## G2. Artssammensetning av planteplankton

### Femunden

Verdiene for klorofyll og totalt volum var lave, og Femunden fikk tilstandsklassen *svært god* for disse parametere. De dominerende gruppene var gullalger og svelgflagellater med mindre andeler kiselalger, fureflagellater og grønnalger. Gullalgene besto for det meste av flagellater som *Chromulina*, *Dinobryon*, *Mallomonas* og *Ochromonas*. Sammensetningen av planteplanktonet (PTI) viste et planteplanktonsamfunn som ga tilstandsklassen *god*. Det totale volumet av cyanobakterier var så lavt at tilstandsklassen ble *svært god* for Cyano<sub>max</sub>. Totalvurderingen av Femunden i 2020 basert på planteplanktonet ga *svært god* økologisk tilstand med nEQR på 0,89.

### Gjende

Verdiene for klorofyll og totalt volum var ikke helt samstemte og Gjende fikk henholdsvis tilstandsklassene *svært god* og *moderat* for disse parametere. Prøvene besto stort sett av kiselalger. Den dominerende arten gjennom hele sesongen var kiselalgen *Asterionella formosa*. Det ble også observert mindre andeler fureflagellater og gullalger. Ved prøvetakingen fra isen 30.3. besto også prøven nesten utelukkende av *A. formosa*, som den også gjorde vinteren 2019. Sammensetningen av planteplanktonet (PTI) viste et planteplanktonsamfunn som ga tilstandsklassen *dårlig*. Det ble ikke observert cyanobakterier i noen av prøvene, så tilstandsklassen ble *svært god* for Cyano<sub>max</sub>.



Totalvurderingen av Gjende i 2020 basert på planteplanktonet ga *moderat* økologisk tilstand med nEQR på 0,49.

### Mjøsa

Verdiene for klorofyll og totalt volum var noe høye, og Mjøsa fikk tilstandsklassen *god* og *moderat* for disse parameterne. De dominerende gruppene i første delen av sesongen var gullalger og svelgflagellater, utover sommeren var det kiselalgene som utgjorde den største andelen av planteplanktonet. I Mjøsa var det planktoniske former av *Tabellaria flocculosa* som dominerte, som tidligere år; i noen av prøvene ble det observert noe av den kjededannende *Fragilaria crotonensis*. Fra midtsommer og utover høsten ble det også observert en del celler av den store, grønne nåleflagellaten *Gonyostomum semen*. Sammensettingen av planteplanktonet (PTI) viste et planteplanktonsamfunn som ga tilstandsklassen *god*. Det totale volumet av cyanobakterier var så lavt at tilstandsklassen ble *svært god* for Cyano<sub>max</sub>. Totalvurderingen av Mjøsa i 2020 basert på planteplanktonet ga *god* økologisk tilstand med nEQR på 0,65.

### Limingen

Verdiene for klorofyll og totalt volum var lave og Limingen fikk tilstandsklassen *svært god* for disse parameterne. De dominerende gruppen var gullalger og kiselalger samt mindre andeler svelgflagellater, fureflagellater og grønnalger. Gullalgene besto også her av flagellater, som *Ochromonas* og *Mallomonas*. Sammensettingen av planteplanktonet (PTI) viste et planteplanktonsamfunn som ga tilstandsklassen *god*. Det totale volumet av cyanobakterier var så lavt at tilstandsklassen ble *svært god* for Cyano<sub>max</sub>. Totalvurderingen av Limingen 2020 basert på planteplanktonet ga *svært god* økologisk tilstand med nEQR på 0,87.

### Røssvatnet

Verdiene for klorofyll og totalt volum var lave og Røssvatnet fikk tilstandsklassen *svært god* for disse parameterne. De dominerende gruppene var gullalger og kiselalger med mindre andeler svelgflagellater og fureflagellater. Også her besto gullalgene for det meste av flagellater. Sammensettingen av planteplanktonet (PTI) viste et planteplanktonsamfunn som ga tilstandsklassen *god*. Det totale volumet av cyanobakterier var så lavt at tilstandsklassen ble *svært god* for Cyano<sub>max</sub>. Totalvurderingen av Røssvatnet 2020 basert på planteplanktonet ga *svært god* økologisk tilstand med nEQR på 0,88.

### Salvatnet

Verdiene for klorofyll og totalt volum var lave og Salvatnet fikk tilstandsklassen *svært god* for disse parameterne. Den dominerende gruppen var gullalger med mindre andeler grønnalger, svelgflagellater og fureflagellater. Også her besto gullalgene for det meste av flagellater. Sammensettingen av planteplanktonet (PTI) viste et planteplanktonsamfunn som ga tilstandsklassen *god*. Det totale volumet av cyanobakterier var så lavt at tilstandsklassen ble *svært god* for Cyano<sub>max</sub>. Totalvurderingen av Salvatnet 2020 basert på planteplanktonet ga *svært god* økologisk tilstand med nEQR på 0,90.

### Selbusjøen

Verdiene for klorofyll og totalt volum var lave, og Selbusjøen fikk tilstandsklassen *svært god* for disse parameterne. De viktigste gruppene var gullalger, kiselalger og svelgflagellater samt mindre andeler kiselalger, grønnalger og fureflagellater. Også her besto gullalgene for det meste av ulike flagellater, som *Chrysococcus*, *Mallomonas* og *Spiniferomonas*. Sammensettingen av planteplanktonet (PTI) viste et planteplanktonsamfunn som ga tilstandsklassen *svært god*. Det totale volumet av cyanobakterier

var så lavt at tilstandsklassen ble *svært god* for  $Cyano_{max}$ . Totalvurderingen av Selbusjøen i 2020 basert på planteplanktonet ga *svært god* økologisk tilstand med nEQR på 0,91.

#### **Snåsavatnet**

Verdiene for klorofyll og totalt volum var lave, og Snåsavatnet fikk tilstandsklassen *svært god* for disse parameterne. De viktigste gruppene var kiselalger, gullalger og svelgflagellater samt mindre andeler grønnalger og fureflagellater. Også her besto gullalgene for det meste av ulike flagellater, som *Chrysococcus* og *Mallomonas*. Sammensettingen av planteplanktonet (PTI) viste et planteplanktonsamfunn som ga tilstandsklassen *god*. Det totale volumet av cyanobakterier var så lavt at tilstandsklassen ble *svært god* for  $Cyano_{max}$ . Totalvurderingen av Snåsavatnet i 2020 basert på planteplanktonet ga *svært god* økologisk tilstand med nEQR på 0,84.

#### **Takvatnet**

Verdiene for klorofyll og totalt volum var lave og Takvatnet fikk tilstandsklassen *svært god* for disse parameterne. Den dominerende gruppen var gullalger, mest flagellater som *Chrysococcus* og *Mallomonas* samt mindre andeler kiselalger, grønnalger, svelgflagellater og fureflagellater. Sammensettingen av planteplanktonet (PTI) viste et planteplanktonsamfunn som ga tilstandsklassen *god*. Det totale volumet av cyanobakterier var så lavt at tilstandsklassen ble *svært god* for  $Cyano_{max}$ . Totalvurderingen av Takvatnet i 2020 basert på planteplanktonet ga *svært god* økologisk tilstand med nEQR på 0,88.

# Vedlegg H. Vannplanter – artslister

**Tabell H1.** Vannvegetasjonen i ØKOSTOR-innsjøene 2020. FEM=Femunden, LIM=Limingen inkl. Gjersvikbukta (gulmarkerte forekomstdata viser arter som tåler store vannstandsvariasjoner, mens de øvrige artene bare ble funnet i Gjersvikbukta og på stasjon 18), RØS=Røssvatnet, SAL=Salvatnet, SEL=Selbusjøen og SNÅ=Snåsavatnet. Kolonnene til venstre viser sensitive (S) og tolerante (T) arter for eutrofiering (TI), forsurening (SI) og vannstandsregulering (WI). Forekomst: 1=sjelden, 2=spredt, 3=vanlig, 4=lokalt dominerende og 5=dominerer lokaliteten. Rødliste-status (Henriksen & Hilmo 2015) er vist (VU=sårbar; NT = nær truet).

TI	SI	WI	Latinske navn	Norske navn	innsjøer					
					FEM	LIM	RØS	SAL	SEL	SNÅ
<b>ISOETIDER kortskuddplanter</b>										
S	S		<i>Crassula aquatica</i> <sup>VU</sup>	Firling					1-2	
S	S	S	<i>Elatine hydropiper</i> <sup>NT</sup>	Korsevejblom					1-2	
S	S	T	<i>Eleocharis acicularis</i>	Nålesivaks Mjukt	2-3	2			2 3	
S	T		<i>Isoetes echinospora</i>	brasmegras	2-3			3	1 3	
S	T	S	<i>Isoetes lacustris</i>	Stivt brasmegras	4	2		3	3	
S	S	T	<i>Limosella aquatica</i>	Evjebrodd					1-2	
S	T	S	<i>Littorella uniflora</i>	Tjønngras	2			2-3	3	
S	T	S	<i>Lobelia dortmanna</i>	Botngras	2			2	3	
S	S	T	<i>Ranunculus reptans</i>	Evjesoleie	4	3	3-4	3	4 3	
S	T	T	<i>Subularia aquatica</i>	Sylblad	2	2		2	4 3	
<b>ELODEIDER langskuddplanter</b>										
S	S	T	<i>Callitriche hamulata</i>	Klovasshår	2	2-3	2	2	2-3 2-3	
S	S	T	<i>Callitriche palustris</i>	Småvasshår				1	2 2	
S	S	T	<i>Hippuris vulgaris</i>	Hesterumpe		2	2	2	1	
S	T	T	<i>Juncus bulbosus</i>	Krypsiv	2	2		3	3	
<i>Myriophyllum</i>										
S	S	S	<i>alterniflorum</i>	Tusenblad	3-4	2	2	3	3 3	
	S	S	<i>Potamogeton alpinus</i>	Rusttjønnaks	1	2			2 1-2	
	S	S	<i>Potamogeton berchtoldii</i>	Småttjønnaks	2		1		1	
S	S		<i>Potamogeton gramineus</i>	Grastjønnaks		2			2 3	
	S		<i>Potamogeton perfoliatus</i>	Hjertetjønnaks	2	2			3 3	
S			<i>Potamogeton praelongus</i>	Nøkketjønnaks		2				
S			<i>Ranunculus confervoides</i>	Dvergvassoleie		1-2			2	
			<i>Ranunculus aquatilis</i>	Småvassoleie	2					
S	S	S	<i>Ranunculus peltatus</i>	Storvassoleie	3	2	1-2		1-2	
<i>Ranunculus cf</i>										
<i>trichophyllum</i>										
S	T		<i>Utricularia intermedia</i>	Gytjeblererot		2			2-3 2	
S	T		<i>Utricularia minor</i>	Småblererot	2	2	1			
			<i>Utricularia stygia</i>	Sumpblererot		2				
	S	T	<i>Utricularia vulgaris</i>	Storblererot		2			3	
<b>NYMPHAEIDER flytebladplanter</b>										
S	S	S	<i>Nuphar pumila</i>	Soleinøkkerose				1		
	T	S	<i>Nymphaea alba</i>	Hvit nøkkerose				1-2		
	S	S	<i>Potamogeton natans</i>	Vanlig tjønnaks					1-2	
<i>Sparganium</i>										
S	T	T	<i>angustifolium</i>	Flotgras	2	2-3	2-3	2	2 2	
T		S	<i>Sparganium emersum</i>	Stautpiggeknope				1	2	
S	S	S	<i>Sparganium natans</i>		2					
<b>KRANSALGER</b>										
S			<i>Chara virgata</i>	Skjørkrans		2				
S	S		<i>Nitella opaca</i>	Mattglattkrans	3	2-3	3	2-3	2 3	
<b>Totalt antall</b>					<b>19</b>	<b>21</b>	<b>9</b>	<b>16</b>	<b>17</b>	<b>23</b>

# Vedlegg I Småkreps – supplerende metodikk

## I1 Eutrofieringsindeks basert på småkreps

Tabell I1-1. Totalt 23 indikatorarter av småkreps tilhørende gruppene vannlopper (Cladocera) og hoppekreps (Copepoda) inngår i Crustacean Index for Trophic status (CIT). Sensitive arter finnes primært i relativt næringsfattige innsjøer mens de får redusert forekomst (etterhvert bortfall) ved eutrofiering. Tolerante arter finnes primært i relativt næringsrike innsjøer og er ofte er sjeldne i upåvirkede innsjøer.

Sensitive arter	Tolerante arter
<i>Holopedium gibberum</i>	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>
<i>Bosmina longispina</i>	<i>Sida crystallina</i>
<i>Ophryoxus gracilis</i>	<i>Ceriodaphnia pulchella</i>
<i>Alonella excisa</i>	<i>Daphnia cristata</i>
<i>Alonopsis elongata</i>	<i>Daphnia cucullata</i>
<i>Cyclops scutifer</i>	<i>Bosmina coregoni</i>
<i>Acanthocyclops robustus</i>	<i>Bosmina longirostris</i>
	<i>Alona rectangula</i>
	<i>Pleuroxus truncatus</i>
	<i>Leptodora kindti</i>
	<i>Eudiaptomus gracilis</i>
	<i>Eucyclops macrurus</i>
	<i>Cyclops vicinus</i>
	<i>Megacyclops viridis</i>
	<i>Mesocyclops leuckarti</i>
	<i>Thermocyclops oithonoides</i>

Tabell I1-2. Referanseverdi og klassegrenser (absolutt verdi) for krepsdyrindeksen CIT. Pga. begrenset datagrunnlag er det ikke fastsatt referansetilstand og klassegrenser for svært kalkfattige, humøse og svært humøse innsjøer eller for kalkrike innsjøer.

Tilstandsklasse	Svært kalkfattige, svært klare og klare innsjøer	Kalkfattige og moderat kalkrike, svært klare og klare innsjøer	Kalkfattige og moderat kalkrike, humøse og svært humøse innsjøer
Referanseverdi	82.06	58.21	38.60
Svært god	>72.32	>40.87	>29.87
God	>54.24-72.32	>30.65-40.87	>22.40-38.60
Moderat	>36.16-54.24	>20.44-30.65	>14.94-29.87
Dårlig	>18.08-36.16	>10.22-20.44	>7.47-14.94
Svært dårlig	≤18.08	≤10.22	≤7.47

## I2 Småkreps – indeksverdier

Krepsdyrindekser (forsuring: LACI-1 og LACI-2; eutrofiering: CIT) beregnet for litorale stasjoner basert på aggregerte artslistene i 2020; den enkelte stasjon er representert med arter registret i prøver fra to ulike substrater og tre prøvetakingsdatoer. NB1. Klassifiseringssystemet for småkreps er basert på at både litorale og pelagiske prøver ligger til grunn for beregning av forsuringindeksene. Her er klassifiseringssystemet brukt på litorale prøver alene, men se kap. 3.1.3. NB2. CIT-indeksen er utviklet i april 2020, og ble brukt første gang ifm. rapporteringen av ØKOSTOR undersøkelsene fra 2019 (Lyche Solheim mfl. 2020). Indeksen er så langt heller ikke inkludert i det nasjonale klassifiseringssystemet.

Innsjø	Stasjon	LACI-1	LACI-2	CIT	Innsjø	Stasjon	LACI-1	LACI-2	CIT
Femunden	St 1	0.333	3.236	100.00	Salvatnet	St 1	0.292	1.739	87.50
Femunden	St 2	0.385	8.574	85.71	Salvatnet	St 2	0.318	2.978	75.00
Femunden	St 3	0.346	5.716	87.50	Salvatnet	St 3	0.250	1.546	85.71
Femunden	St 4	0.360	8.494	71.43	Salvatnet	St 4	0.276	1.585	77.78
Femunden	St 5	0.409	3.302	85.71	Salvatnet	St 5	0.292	2.029	85.71
Femunden	St 6	0.346	2.638	85.71	Salvatnet	St 6	0.292	1.739	77.78
Femunden	St 7	0.318	4.656	87.50	Salvatnet	St 7	0.190	1.571	85.71
Femunden	St 8	0.432	3.817	70.00	Salvatnet	St 8	0.217	1.874	87.50
Femunden	St 9	0.267	2.736	70.00	Salvatnet	St 9	0.176	1.000	100.00
Femunden	St 10	0.313	3.899	70.00	Salvatnet	St 10	0.133	1.221	100.00
Limingen	St 1	0.417	4.118	100.00	Selbusjøen	St 1	0.333	2.833	83.33
Limingen	St 2	0.111	0.566	80.00	Selbusjøen	St 2	0.316	1.695	66.67
Limingen	St 3	0.267	2.136	71.43	Selbusjøen	St 3	0.318	2.065	71.43
Limingen	St 4	0.364	2.324	75.00	Selbusjøen	St 4	0.400	3.857	75.00
Limingen	St 5	0.500	4.110	57.14	Selbusjøen	St 5	0.333	2.573	50.00
Limingen	St 6	0.450	3.365	55.56	Selbusjøen	St 6	0.409	3.943	62.50
Limingen	St 7	0.412	3.125	71.43	Selbusjøen	St 7	0.400	3.265	45.45
Limingen	St 8	0.300	1.529	75.00	Selbusjøen	St 8	0.375	4.364	55.56
Limingen	St 9	0.222	1.132	75.00	Selbusjøen	St 9	0.348	2.923	50.00
Limingen	St 10	0.222	1.265	66.67	Selbusjøen	St 10	0.476	6.067	71.43
Røssvatn	St 1	0.227	0.964	71.43	Snåsavatnet	St 1	0.394	6.313	50.00
Røssvatn	St 2	0.267	3.584	80.00	Snåsavatnet	St 2	0.367	7.686	50.00
Røssvatn	St 3	0.208	1.749	71.43	Snåsavatnet	St 3	0.429	8.507	60.00
Røssvatn	St 4	0.357	8.273	80.00	Snåsavatnet	St 4	0.250	1.479	66.67
Røssvatn	St 5	0.333	3.290	66.67	Snåsavatnet	St 5	0.419	4.950	75.00
Røssvatn	St 6	0.316	1.745	83.33	Snåsavatnet	St 6	0.348	4.015	62.50
Røssvatn	St 7	0.350	2.268	71.43	Snåsavatnet	St 7	0.375	5.863	85.71
Røssvatn	St 8	0.250	2.939	75.00	Snåsavatnet	St 8	0.371	6.438	60.00
Røssvatn	St 9	0.286	1.782	77.78	Snåsavatnet	St 9	0.321	2.622	57.14
Røssvatn	St 10	0.412	3.662	66.67	Snåsavatnet	St 10	0.269	4.608	55.56

## Vedlegg J: Fisk – supplerende resultater

### Femunden

Fiskesamfunnet i Femunden ble i 2020 undersøkt ved bruk av bunngarn, pelagisk trål og ekkolodd. Innsjøen har åtte fiskearter som alle betraktes som naturlig forekommende (Tabell 17). I forhold til prøvefisket med bunngarn i 2016 (Gjelland mfl. 2017) var total fangst (målt i CPUE) større i 2020. Fangsten av sik var omtrent som i 2016, mens harr ikke ble fanget verken i 2016 eller 2020. Harr kan ha en atferd som fører til at den unngår bunngarn, ved at den går nært overflaten i strandnære områder for å beite overflateinsekt. Dette medfører at den ofte går over 1,5 m høye garn. For de andre artene var det en økning i fangsten. Størst økning hadde røye. Denne arten var nesten fraværende i 2016, men utgjorde 13 % av fangsten i 2020.

Etter prøvefisket i 2016 ble NEFI beregnet på bakgrunn av bunngarnfangsten (Gjelland mfl. 2017). Som referanse ble det brukt data fra et prøvefiske i 1994 (Bjørndal & Odden 1995, Grue & Livden 1995, Saksgård mfl. 2002, Ugedal mfl. 2002). Den gangen ble det også benyttet bunngarn av typen nordiske oversiktsgarn, og garnas fordeling på ulike dyp var relativt lik som i 2016/2020. Artsfordelingen i bunngarnfangsten fra 2020 gir for alle artene samme dominansklasse som i 1994 og 2016 (Tabell Fe1). Sik er en dominerende art, mens gjedde og harr er sjeldne i garnfangstene. De øvrige artene karakteriseres som vanlige. Ingen endringer i dominansforholdene innebærer at verdien for NEFI blir 1, som tilsvarende *svært god* tilstand.

Tabell Fe1. De ulike fiskeartenes andel av fangsten i bunnsette nordiske oversiktsgarn, og tilsvarende dominansklasse, i Femunden i august 1994 (Bjørndal & Odden 1995), august 2016 (Gjelland m.fl. 2017) og august 2020.

		Ørret	Røye	Sik	Lake	Abbor	Gjedde	Ørekyt	Harr
1994	Andel av fangst (%)	6,6	9,1	44,2	9,1	20,7	0,0	9,5	0,8
	Dominansklasse	V	V	D	V	V	S	V	S
2016	Andel av fangst (%)	14,0	1,5	61,8	2,9	10,3	0,7	8,8	0,0
	Dominansklasse	V	V	D	V	V	S	V	S
2020	Andel av fangst (%)	16,9	13,3	41,2	3,3	9,9	0,8	14,6	0,0
	Dominansklasse	V	V	D	V	V	S	V	S

Tilstandsklasse *svært god* virker rimelig for Femunden, som har få og små påvirkninger på fiskesamfunnet. Den er ikke regulert, er ikke preget av forsurening, har ingen fremmede fiskearter og nedbørfeltet er lite berørt av menneskelig aktivitet. Det foregår noe næringsfiske etter sik, og rekreasjonsfiske etter storørret er populært. Begge disse fiskeriene anses som bærekraftige. Innsjøen har de siste 40 årene vært gjenstand for flere fiskebiologiske undersøkelser (se referanser i Gjelland mfl. 2017). Selv om vi ser til dels stor variasjon i andelen røye i bunngarnfangstene, er det ingen klare tegn på at det har skjedd store endringer i det bunn-nære fiskesamfunnet i denne perioden. Vi sitter heller ikke på kilder som tilsier store endringer før den tid. Basert på garnfangster er det mulig å finne endringer i bestandsstørrelser, men endringene er innenfor det man må forvente fra garnfiske utført på ulike tider av året og på ulike måter, og innenfor naturlige bestandssvingninger. Derfor er tilstanden for fisk i Femunden i *svært god* tilstand også basert på parameteren prosent bestandsnedgang.

I likhet med 2016 var tre arter representert i trålfangstene; sik, røye og lake. Siken utgjorde 80 % av fangsten, mens røye utgjorde 11,5 %. Fordelingen i fangsten er dermed tilnærmet

uendret fra 2016 da sik og røye utgjorde henholdsvis 77 og 12,5 % av trålfangstene. Som i 2016 ble det bare fanget små lake (<100 mm, årsyngel) i trålen. Utelukker vi fisk <67 mm, var artsfordelingen i trålfangstene 92,3 % og 7,7 % for henholdsvis sik og røye i 2016, mot 93,9 % og 6,1 % i 2020. Det ble i 2020 også fanget noe årsyngel av lake, som i 2016. Den pelagiske artsfordelingen i trålfangstene i Femunden var dermed tilnærmet identisk mellom 2016 og 2020.

Ekkoloddregistreringene i Femunden ble gjennomført fra 29.-31. august 2020. Som vist i Tabell Fe2 var både tetthet og biomasse vesentlig høyere i epilimnion enn i hypolimnion. På den andre siden var både tetthet og biomasse-estimat vesentlig lavere i 2020 enn i 2016. Metodikken (type ekkolodd, terskelverdier) for innsamling var den samme i 2020 som i 2016, og transektkursene var også veldig like. Trålfangstene målt i fangst pr. tråla volum var også lavere 2020 enn i 2016, som også indikerer lavere pelagisk fisketetthet. Nedgangen i tetthet (64,5 fisk/ha i 2020 mot 126,9 fisk/ha i 2016 for fisk større enn årsyngel) vurderes derfor som reell for innsamlingstidspunktet, som var to uker seinere enn i 2016 (15.-17. august). En del av nedgangen i pelagisk tetthet kan kanskje forklares med at noe av sikbestanden hadde skifta fra å beite pelagisk til å beite langs bunnen, men dette støttes ikke av CPUE i bunngarnfangstene.

Nedgangen i biomasseestimatet fra 2016 til 2020 var enda kraftigere, fra 20,5 kg/ha i 2016 til 5,8 kg/ha i 2020. Det er tre komponenter som bidrar til dette, i ordnet rekkefølge; i) omtrent halvering i pelagisk tetthet som diskutert over, ii) en dreining mot mindre fisk i størrelsesfordelingen i det pelagiske fiskesamfunnet, og iii) formelen for sammenhengen mellom fiskelengde ble noe justert fra FIST2016 ( $TS=22,5\log_{10}(L)-69,6$ ) til den som har vært brukt fra FIST2017 og i senere undersøkelser ( $TS=22,5\log_{10}(L)-68,6$ ), som fører til noe mindre gjennomsnittsvekt når lengde (og dermed vekt) estimeres fra TS-observasjoner.

Tabell Fe2. Tetthet og biomasse av fisk i pelagialen i Femunden beregnet ut fra ekkoloddregistreringer. Gjennomsnittsvekt for individer fanga i trål (Fangst) og estimert fra ekkostyrke (TS) er basert på fisk større enn om lag 67 mm (TS >50 dB).

	Tetthet (# fisk / ha)			Biomasse (kg / ha)			Snittvekt (g)	
	Ett år		95 % konfidens- intervall eldre	Totalt	Røye	Sik	Fangst	TS
	Årsyngel	og eldre						
Epilimnion	36.2	47.4	38.6-57.5	5.32	0.494	4.83	344	112
Hypolimnion	21.5	17.1	9.7-29.4	0.48	0.07	0.41	185	28

Vurdert ut fra WS-FBI-indeksen kan den økologiske tilstanden i Femunden karakteriseres som *svært god* (Tabell Fe3), som er én tilstandsklasse høyere enn ved forrige undersøkelse i 2016.

Kvaliteten på datagrunnlaget regnes som god, og tatt i betraktning av at Femunden er en innsjø som anses som relativt lite påvirket, særlig med hensyn på eutrofiering, vurderer vi klassifiseringen i 2020 til å ha lav til moderat usikkerhet. Den store forskjellen i estimatet fra 2016 til 2020 bidrar til å trekke usikkerheten mot moderat.

Tabell Fe3. Resultater fra ekkoloddundersøkelsene i Femunden. Biomasse-estimatene er basert på gjennomsnittsvokter med grunnlag i lengdefordeling kalkulert fra TS-registreringer med formelen  $TS = 22.5\log_{10}(L)-68,6$ , der L er fiskelengde. Tabellen viser innsjøareal (A), total lengde ekkoloddtransekter (L), dekningsgrad (D), estimert pelagisk fiskebiomasse pr. hektar, total pelagisk fiskebiomasse i tonn (TBM), WS-FBI-indeks, normalisert WS-FBI (nEQR), og økologisk status basert på WS-FBI. Merk at årsyngel ikke er med i biomasseestimatene.

A (km <sup>2</sup> )	L (km)	D	Biomasse (kg/ha)		TBM (t)	WS-FBI	nEQR	Status
			Røye	Sik				
204	83	5,8	0,55	5,25	118,29	2,54	0,92	SG

## Mjøsa

Mjøsa er Norges største innsjø (369,5 km<sup>2</sup>) og er regulert 3,61 m. Innsjøen er dyp (453 m) og med bratte strender, slik at bare vel 20 % av arealet er grunnere enn 20 m. Vannkvaliteten i innsjøen har gjennomgått store endringer siden Mjøsaksjonen, som startet på slutten av 1970-tallet for å redusere tilførslene av næringssalter og organisk stoff. Fiskesamfunnet i Mjøsa omfatter 20 fiskearter.

Det er vanskelig å vurdere tilstanden til fiskesamfunnet i Mjøsa etter kravene i vannforskriften, da en definisjon av en referansetilstand blir nær umulig. For eksempel ga Huitfeldt-Kaas (1917) en inngående beskrivelse av fiskesamfunnet i Mjøsa, men han påpeker tydelig at heller ikke den gangen var innsjøen upåvirket av menneskelig aktivitet. Det har skjedd store endringer i fiskesamfunnet i løpet av de siste 100 årene (Dervo mfl. 2017). Før prøvefisket i 2018 gjennom FIST-prosjektet var forrige sammenlignbare prøvefiske gjennomført i 1979, på samme tid som innsjøen var i en tidlig prosess med gjenhenting etter den kraftige overgjødningen (eutrofieringen) den var utsatt for etter 1950-tallet. Mjøsa ble prøvefisket i 2018 med bunn garn, tråling og elfiskebåt i tillegg til ekkoloddregistreringer, og rapportert i Gjelland mfl. (2019). Det er ikke store endringer i fiskesamfunnet langs bunnen i Mjøsa sammenlignet med prøvefiske gjennomført i forbindelse med Mjøsaksjonen i 1979, men i de åpne vannmassene er det store endringer. Den totale biomassen er minst like stor som tidligere, men det har vært en sterk forskyvning fra sik og lagesild mot krøkle, dvs. mot en økt dominans av fisk med mindre størrelse.

Det var en kraftig nedgang i pelagisk fisketetthet fra 2018 til 2020, fra 2855 fisk/ha i 2018 til 1123 fisk/ha for fisk >67 mm (-50 dB) (Tabell M1). Ekkoloddkursene og metodene for tetthetsestimering og biomasseberegning var de samme i 2018 og 2020, og undersøkelsene ble gjennomført i omtrent samme tidsrom tidlig på høsten (9.-12. september i 2018, 1.-5. september i 2020). Forskjellene i total tetthet anses å være reelle, likeså at den sterke tilbakegangen skyldes en nedgang i krøklebestanden fra 2834 krøkle/ha i 2018 til 929 krøkle/ha i 2020. Biomassen av krøkle har gått enda mer tilbake, fra 12,5 kg/ha i 2018 til 2,9 kg/ha som følge av en nedgang i krøklas størrelse i tillegg til nedgangen i tetthet. En sterk økning i tetthet- og biomasseestimat for sik (8,7 og 69,3 sik/ha for hhv. 2018 og 2020) kan i noen grad skyldes usikker differensiering mot lagesild og til dels krøkle, det vil være noe overlapp i størrelse og TS-fordeling mellom arter som gjør det vanskelig å finne presis artsfordeling, og totalt dominerende krøkle gjør det helt umulig å fange opp rekruttering av ung sik basert på ekkolodd data. Men vi antar også at den sterke tilbakegangen i krøklebestanden har redusert konkurransen om mat i pelagialen, som kan ha gjort det attraktivt for flere sik å beite i pelagialen i stedet for i bunn-nære områder. Dette vil i så fall reflektere et habitatskift heller enn økt rekruttering av sik, men vi har ikke grunnlag for å vurdere hvor mye den enkelte komponent bidrar her. Økt biomasse av lagesild fra 0,53 kg/ha i 2018 til 2,83 kg/ha i 2020 anses som reell rekruttering, vi fikk i 2018 indikasjoner på god lagesilderekkruttering i form av årsyngel i trålfangstene, den samme årsklassen dominerte lagesildfangstene i 2020.

Tabell M1. Tetthet og biomasse av fisk i pelagialen i Mjøsa beregnet ut fra ekkoloddregistreringer. Gjennomsnittsvekt for individer fanga i trål (Fangst) og estimert fra ekkostyrke (TS) er basert på fisk større enn om lag 67 mm (TS >50 dB).

	Tetthet (# fisk / ha)			Biomasse (kg / ha)			Snittvekt (g)		
	Ett år	95 % konfidens-		Totalt	Sik	Krøkle	Lagesild	Fangst	TS
Årsyngel og eldre	intervall eldre								
Epilimnion	1143	532	439-637	6.65	5.40	1.14	1.41	39	12
Hypolimnion	302	591	354-965	7.72	5.85	1.75	1.42	12	13



Estimert pelagisk fiskebiomasse i 2020 var 530,7 tonn, beregnet med biomasse basert på TS fra ekkoloddundersøkelsene (Tabell M2). Dette er noe lavere enn ved undersøkelsene i 2018 (570 tonn), men tatt i betraktning den store tilbakegangen av krøkle er det interessant å se at den pelagiske biomassen i stor grad ble kompensert med økning i biomasse av sik og lagesild.

Tabell M2. Resultater fra ekkoloddundersøkelsene i Mjøsa. Biomasse-estimaterne er basert på gjennomsnittsvekter med grunnlag i lengdefordeling kalkulert fra TS-registreringer med formelen  $TS = 22.5 \log_{10}(L) - 68,6$ , der L er fiskelengde. Tabellen viser innsjøareal (A), total lengde ekkoloddtransekter (L), dekningsgrad (D), estimert pelagisk fiskebiomasse pr. hektar, total pelagisk fiskebiomasse i tonn (TBM), WS-FBI-indeks, normalisert WS-FBI (nEQR), og økologisk status basert på WS-FBI. Merk at årsyngel ikke er med i biomasseestimaterne.

A (km <sup>2</sup> )	L (km)	D	Biomasse (kg/ha)			TBM (t)	WS-FBI	nEQR	Status
			Sik	Krøkle	Lagesild				
369.5	143	7.4	11.25	2.90	2.83	530.66	2.09	0.82	SG

Klassifisering etter WS-FBI-indeksen gir *svært god* tilstand, med en nEQR på 0,82 som er nær klassegrensa mot *god*. Verdien er ganske lik som i 2018 (0,86).

### Limingen

Limingen ligger på 418 moh. og er regulert ved senkning i to omganger: 6 m i 1953 og ytterligere 2,7 m i 1963. Det betyr at total forskjell mellom høyeste regulerte vannstand (HRV) og laveste regulerte vannstand (LRV) er 8,7 m. Største dyp er 192 m, og middeldypet 87 m. Som følge av reguleringen er strandsona sterkt utvasket (Aass 1986). Fiskesamfunnet i Limingen består av røye og ørret, i tillegg til de introduserte artene 3-pigget stingsild og ørekyt. Det forekommer tre økologiske former av røye: normal-, dverg- og grårøye.

Limingen ble ikke prøvofisket med garn eller pelagisk trål i 2020, men utviklingen i fiskebestanden over tid, fra før reguleringen, og frem til slutten av 1990-tallet, er godt dokumentert og sammenfattet i Aass mfl. (2004). En vurdering av tidligere data mot prøvofisket som ble utført i 2016 gjennom FIST-prosjektet er dokumentert i Gjelland mfl. (2017). Kort oppsummert blir det vurdert at spesielt bestanden av ørret har gått kraftig tilbake, trolig i størrelsesorden 70-80 % sammenlignet med før reguleringen. Tilsvarende har fangsten av stor (dvs. normal-) røye gått ned i omtrent samme omfang fram til 1995. Det er mulig at bestanden av røye har tatt seg litt opp siden 1995, men det kompenserer på langt nær for den tidligere nedgangen. Det er imidlertid fortsatt gode bestander av alle tre røyeformene. Basert på kriteriene i Klassifiseringsveilederen indikerer indeksen % bestandsnedgang at fiskebestanden i Limingen var i *dårlig* tilstand i 2016. Indeksen inngår ikke ved klassifisering i 2020.

Tabell Li1. Tetthet og biomasse av fisk i pelagialen i Limingen beregnet ut fra ekkoloddregistreringer. Gjennomsnittsvekt for individer fanga i trål (Fangst; ikke relevant i 2020) og estimert fra ekkostyrke (TS) er basert på fisk større enn om lag 67 mm (TS >50 dB).

	Tetthet (# fisk / ha)			Biomasse (kg / ha)	Snittvekt (g)	
	Årsyngel	Ett år	95 % konfidens-		Røye	Fangst
		og eldre	intervall eldre			
Epilimnion	2.1	0.7	0.3-1.4	0.03		34
Hypolimnion	3.1	2.2	0.4-10.1	0.13		61

Trålingen i Limingen i 2016 gav kun røye i fangstene, vi antok derfor at den pelagiske fisken observert med ekkolodd i 2020 også var kun røye. Tettheten på 5,2 årsyngel/ha i 2020 (Tabell Li1) var større enn i 2016 (4,2 årsyngel/ha), men for fisk større enn årsyngel var tettheten

halvert. Estimert pelagisk fiskebiomasse var 1,5 tonn, eller 0,16 kg røye pr. ha. Reduksjonen i biomasse sammenlignet med 2016 skyldes nedgang i tetthet; en mindre del av reduksjonen i biomasse kan tilskrives endringen i TS-lengde-formel som beskrevet i Femunden-kapittelet.

Eutrofi-indeksen WS-FBI indikerer *svært god* tilstand i Limingen (Tabell Li2), som i 2016. Som følge av at opprinnelig WS-FBI-formel gav negativ verdi, har vi bruke modifisert WS-FBI-formel for Limingen (se Gjelland mfl. 2020). Dette hadde ingen innvirkning på tilstandsvurderingen.

*Tabell Li2. Resultater fra ekkoloddundersøkelsene i Limingen. Biomasse-estimatene er basert på gjennomsnittsvæker med grunnlag i lengdefordeling kalkulert fra TS-registreringer med formelen  $TS = 22.5 \log_{10}(L) - 68,6$ , der L er fiskelengde. Tabellen viser innsjøareal (A), total lengde ekkoloddtransekter (L), dekningsgrad (D), estimert pelagisk fiskebiomasse pr. hektar, total pelagisk fiskebiomasse i tonn (TBM), WS-FBI-indeks, normalisert WS-FBI (nEQR), og økologisk status basert på WS-FBI. Merk at årsyngel ikke er med i biomasseestimatene. For Limingen brukte vi modifisert WS-FBI-formel, da opprinnelig WS-FBI gave negativ verdi og dermed ikke kunne brukes (WS-FBI = -7,94, se Gjelland mfl. 2019, 2020).*

A (km <sup>2</sup> )	L (km)	D	Biomasse (kg/ha)		TBM (t)	WS-FBI	nEQR	Status
			Røye					
93	52	5,3	0,16		1,51	6,61	1	SG

Limingen er ifølge Vann-nett en sterkt modifisert vannforekomst (SMVF) med godt økologisk potensial. Dette bør revurderes etter innhenting av nye prøvofiskedata. Våre data så langt tyder på redusert tetthet av både ørret og røye, noe som kan ha sammenheng med redusert produktivitet som følge av vannkraft-reguleringen (se kap. 5.5).

#### Røssvatnet

Røssvatnet ligger på 383 moh. Overflatearealet er 218 km<sup>2</sup> og med det et av landets største reguleringsmagasin med 12,45 m reguleringshøyde. Største dyp er 231 m og middeldyp er 66 m. Reguleringen skjedde i 1956. Ifølge Vann-nett er Røssvatnet en sterkt modifisert vannforekomst (SMVF).

Det er naturlige bestander av ørret og røye, samt introdusert ørekyt. I følge Gulseth (1983) og Svenning & Kanstad-Hanssen (1998) forekommer det tre økologiske former av røye i Røssvatnet: normalrøye, planktonrøye og dvergrye. Ved prøvofisket i FIST-prosjektet i 2016 (Gjelland mfl. 2017) var det i garnfangstene stor dominans av røye i alle undersøkte dyp, men med størst fangst på 20-30 m, og små fangster av ørret og ørekyt som var konsentrert til relativt grunt vann (0-20 m). Ved tråling ble det fanget mest røye nær overflaten (0-8 m). Prøvofisket i 2016 tydet på at artssammensetningen i bestanden er omtrent som før. Andelen ørret har riktignok økt fra mellom 1 og 2 % til vel 3 %, men det var tale om kun fire fisk i 2016. Bunnarnfangstene av røye var derimot mye lavere i 2016 enn i de tidligere prøvofiskerundene. Det er usikkert om dette er et utslag av at vi har brukt andre garntyper og andre prøvofiskestasjoner eller om det er uttrykk for at bestanden faktisk har gått tilbake, trolig er det et resultat av begge faktorer.

Trålingen i 2016 gav kun røye i fangstene, vi antok derfor at den pelagiske fisken observert med ekkolodd i 2020 også var totalt dominert av røye. Som i Limingen fant vi også i Røssvatnet en svak økning i mengden av årsyngel, med 8,0 årsyngel/ha i 2020 (Tabell Rø1) mot 6,8 årsyngel/ha i 2016. Også i Røssvatnet var pelagisk tetthet av røye større enn årsyngel omtrent halvert i forhold til i 2016, fra 3,4 røye/ha i 2016 til 1,6 røye/ha i 2020.

Tabell Rø1. Tetthet og biomasse av fisk i pelagialen i Røssvatnet beregnet ut fra ekkoloddregistreringer. Gjennomsnittsvekt for individer fanga i trål (Fangst; ikke relevant i 2020) og estimert fra ekkostyrke (TS) er basert på fisk større enn om lag 67 mm (TS >50 dB).

	Tetthet (# fisk / ha)			Biomasse (kg / ha)	Snittvekt (g)	
	Ett år		95 % konfidens- intervall eldre		Røye	Fangst
	Årsyngel	og eldre				
Epilimnion	5.2	0.6	0.28-0.99	0.18		315
Hypolimnion	2.8	1.0	0.16-4.53	0.02		18

I 2016 ble pelagisk fiskebiomasse estimert til 12,8 tonn, eller 0,59 kg røye pr. ha, mens tilsvarende tall for 2020 var 4,1 tonn og 0,2 røye/ha. Røye observert i epilimnion var vesentlig større enn i hypolimnion, dette kan indikere at småvokst dvergørøye og/eller ettåringer dominerer fiskesamfunnet i hypolimnion.

Eutrofi-indeksen WS-FBI indikerer, som i 2016, *svært god* tilstand i Røssvatnet (Tabell Rø2). Vi har ingen informasjon om tilstanden før reguleringen, men det er åpenbart at denne må ha hatt negativ effekt på fiskebestandene, spesielt for ørret. Utviklingen i bunngarnfangster av røye over de siste 20-25 år tyder på en nedgang på ca. 60 %. Forsøket med utsetting av stor, potensielt fiskespisende, ørret i Røssvatnet ser ikke ut til å ha gitt gode resultater i form av et bedre ørretfiske (Svenning mfl. 2013).

Tabell Rø2. Resultater fra ekkoloddundersøkelsene i Røssvatnet. Biomasse-estimatene er basert på gjennomsnittsvекter med grunnlag i lengdefordeling kalkulert fra TS-registreringer med formelen  $TS = 22.5 \log_{10}(L) - 68,6$ , der L er fiskelengde. Tabellen viser innsjøareal (A), total lengde ekkoloddtransekter (L), dekningsgrad (D), estimert pelagisk fiskebiomasse pr. hektar, total pelagisk fiskebiomasse i tonn (TBM), WS-FBI-indeks, normalisert WS-FBI (nEQR), og økologisk status basert på WS-FBI. Merk at årsyngel ikke er med i biomasseestimatene. For Røssvatnet brukte vi modifisert WS-FBI-formel, da opprinnelig WS-FBI gave negativ verdi og dermed ikke kunne brukes (WS-FBI = -10,6, se Gjelland mfl. 2019, 2020).

A (km <sup>2</sup> )	L (km)	D	Biomasse (kg/ha)		TBM (t)	WS-FBI	nEQR	Status
			Røye					
218	45	3,1	0,19		4,08	6,39	1	SG

Røssvatnet er ifølge Vann-nett en sterkt modifisert vannforekomst (SMVF) med godt økologisk potensial. Dette bør revurderes etter innhenting av nye prøvefiskedata. Våre data så langt tyder på redusert tetthet av både ørret og røye, noe som kan ha sammenheng med redusert produktivitet som følge av vannkraft-reguleringen (se kap. 5.6).

### Salvatnet

Salvatnet er en uregulert lavlandssjø med et areal på 45 km<sup>2</sup>. Største målte dyp er 464 m og beregnet middeldyp er 155 m. Ifølge Vann-nett har Salvatnet «god økologisk tilstand». Innsjøen har et naturlig fiskesamfunn uten introduserte arter. Før innsjøen ble prøvefisket som del av Fisk i store innsjøer-prosjektet i 2016 (Gjelland mfl. 2017) er det, så vidt vi kjenner til aldri gjennomført noe standardisert prøvefiske i Salvatnet, slik at kjennskapen til fiskesamfunnet i stor grad er begrenset til ren erfaringsbasert kunnskap.

I bunngarnfangstene ved prøvefisket i 2016 dominerte ørret (CPUE 3,7) og røye (CPUE 1,4), dessuten ble det fanget noen 3-pigget stingsild og én laks. Ørretbestanden i Salvatnet består av både stasjonær og anadrom fisk. Av 78 ørret ble 15 på basis av ytre karakterer klassifisert som sjøørret. Hos røya indikerte alder, lengde og kjønnsmodning at det forekommer minst to ulike økologiske former.

I Salvatnet fant vi en svak økning i tetthet for størrelsesklassen årsyngel/stingsild, med 19,2 fisk/ha i 2020 (Tabell Sa1) mot 15,2 fisk/ha i 2016. For fisk større enn stingsild og årsyngel fant vi også en økning i tetthet, fra 6,0 fisk/ha i 2016 til 8,8 fisk/ha i 2020. Dette til tross for at vi ikke observerte fisk større enn årsyngel (-50 dB) mellom 0 og 10 m dyp. Pelagisk ørret oppholder seg normalt i dette dybdeintervallet, vi antok derfor at våre ekkoloddregistreringer fra fisk >-50 dB stammet utelukkende fra røye. Det totale biomasseestimatet for pelagisk fisk i Salvatnet i 2020 (Tabell Sa2) var lavt, men noe høyere enn i 2016 (hhv. 2,7 og 2,2 tonn i 2020 og 2016).

Tabell Sa1. Tetthet og biomasse av fisk i pelagialen i Salvatnet beregnet ut fra ekkoloddregistreringer. Gjennomsnittsvekt for individer fanga i trål (Fangst; ikke relevant i 2020) og estimert fra ekkostyrke (TS) er basert på fisk større enn om lag 67 mm (TS >50 dB).

	Tetthet (# fisk / ha)			Biomasse (kg / ha)	Snittvekt (g)	
	Ett år		95 % konfidens- intervall eldre		Røye	Fangst
	Årsyngel	og eldre				
Epilimnion	17.1	7.6	5.0-10.9	0.59		77
Hypolimnion	2.1	1.2	0.2-4.6	0.02		16

Eutrofi-indeksen WS-FBI indikerer, som i 2016, at økologisk tilstand i Salvatnet er *svært god*. De øvrige indeksene kan ikke anvendes da det ikke finnes data fra tidligere undersøkelser. Lokale kilder mener at røyebestanden er større enn prøvefisket i 2016 tydet på. Det er mulig at innsatsen ved fremtidig prøvefiske bør økes i slike næringsfattige innsjøer, både mht. antall garn og undersøkte habitat. På bakgrunn av tilgjengelig kunnskap er det likevel ingen grunn til å tro at fiskebestanden i Salvatnet ikke er i *god* eller *svært god* tilstand.

Tabell 1. Resultater fra ekkoloddundersøkelsene i Salvatnet. Biomasse-estimatene er basert på gjennomsnittsvекter med grunnlag i lengdefordeling kalkulert fra TS-registreringer med formelen  $TS = 22.5 \log_{10}(L) - 68,6$ , der L er fiskelengde. Tabellen viser innsjøareal (A), total lengde ekkoloddtransekter (L), dekningsgrad (D), estimert pelagisk fiskebiomasse pr. hektar, total pelagisk fiskebiomasse i tonn (TBM), WS-FBI-indeks, normalisert WS-FBI (nEQR), og økologisk status basert på WS-FBI. Merk at årsyngel ikke er med i biomasseestimata.

A (km <sup>2</sup> )	L (km)	D	Biomasse (kg/ha)		TBM (t)	WS-FBI	nEQR	Status
			Røye					
44	46	7,0	0,61		2,67	13,88	1	SG

### Selbusjøen

Selbusjøen er en regulert innsjø som ligger 155 moh., har en reguleringshøyde på 6,3 meter, og har et areal på 57,9 km<sup>2</sup>. Største dyp er 206 m og middeldyp er 70 m. Ifølge Vann-nett er Selbusjøen en sterkt modifisert vannforekomst (SMVF).

Fiskesamfunnet i Selbusjøen består røye, ørret og lake, i tillegg til de introduserte artene gjedde og ørekyt. Vi har ikke informasjon om fiskebestanden i Selbusjøen før reguleringen (1919). En syntese av tidligere prøvegarnfangster i Selbusjøen (se Gjelland mfl. 2017) viser at både røye og ørret har gått tilbake siden 1970-80-årene, mens lakebestanden har vært stabil. Dette tilsier *dårlig* økologisk tilstand ut fra prosentvis bestandsendring. Forholdet mellom ørret og røye i fangstene har holdt seg stabil; røye utgjør 80-93 % av fangsten (Gjelland mfl. 2017).

Ekkoloddundersøkelsene viste relativt lave tettheter i Selbusjøen (Tabell Se1). Det var en nedgang i pelagisk fisketetthet fra 2016 til 2020 både for stingsild/årsyngel og for større fisk,

med en endring fra 22,9 til 15,9 årsyngel/ha fra 2016 til 2020, og fra 33,5 til 14,6 fisk/ha for større fisk. Denne halveringen av pelagisk fisketetthet for fisk større enn -50 dB reflekteres i biomasseestimatene, som også ble mer enn halvert fra 4,3 kg/ha i 2016 til 1,9 kg/ha i 2020. Eutrofiindeksen WS-FBI indikerer, som i 2016, *svært god* tilstand (Tabell Se2).

Tabell Se1. Tetthet og biomasse av fisk i pelagialen i Selbusjøen beregnet ut fra ekkoloddregistreringer. Gjennomsnittsvækt for individer fanga i trål (Fangst; ikke relevant i 2020) og estimert fra ekkostyrke (TS) er basert på fisk større enn om lag 67 mm (TS >50 dB).

	Tetthet (# fisk / ha)			Biomasse (kg / ha)			Snittvekt (g)	
	Stingsild & årsyngel	Ett år og eldre	95 % konfidensintervall eldre	Totalt	Ørret	Røye	Fangst	TS
Epilimnion	4.8	7.9	4.9-12.0	1.23	0.02	1.217		156
Hypolimnion	11.1	6.7	2.3-18.5	0.65	0	0.65		97

Tabell Se2. Resultater fra ekkoloddundersøkelsene i Selbusjøen. Biomasse-estimatene er basert på gjennomsnittsvækt med grunnlag i lengdefordeling kalkulert fra TS-registreringer med formelen  $TS = 22.5 \log_{10}(L) - 68,6$ , der L er fiskelengde. Tabellen viser innsjøareal (A), total lengde ekkoloddtransekter (L), dekningsgrad (D), estimert pelagisk fiskebiomasse pr. hektar, total pelagisk fiskebiomasse i tonn (TBM), WS-FBI-indeks, normalisert WS-FBI (nEQR), og økologisk status basert på WS-FBI. Merk at årsyngel ikke er med i biomasseestimatene.

A (km <sup>2</sup> )	L (km)	D	Biomasse (kg/ha)		TBM (t)	WS-FBI	nEQR	Status
			Ørret	Røye				
58	45	5,9	0,02	1,87	10,92	4,35	1	SG

Siden Selbusjøen er SMVF, vurderes innsjøen å ha *moderat økologisk potensial (MØP)* mht. fisk. Estimert pelagisk fiskebiomasse var 10,9 tonn i 2020, eller 1,87 kg røye og 0,02 kg ørret pr. ha (Tabell Se2). Indeksen % bestandsnedgang inngår ikke i klassifiseringen i 2020 og derfor blir samlet tilstand for fisk *god*, nedjustert én tilstandsklasse for tilstedeværelse av fremmede arter (se Gjelland mfl. 2017).

### Snåsavatnet

Fiskesamfunnet i Snåsavatnet ble i 2020 undersøkt ved bruk av bunngarn, pelagisk trål og ekkolodd. Innsjøen har fem fiskearter: ørret, røye, lake, trepigget stingsild og ål. Alle betraktes som naturlig hjemmehørende i innsjøen. Som i 2016 (Gjelland mfl. 2017) ble alle artene unntatt ål fanget ved bunngarnfisket i 2020. Målt i fangst pr. innsats (CPUE) var den totale bunngarnfangsten liten og nesten identisk de to årene, med CPUE lik henholdsvis 2,8 og 2,7. Minst var fangsten av røye, og med bare fire individer på 60 garnnetter var arten tilnærmet fraværende i bunngarnfangsten i 2020. Trålfisket fanget ørret, røye og stingsild både i 2016 og 2020.

Snåsavatnet har en begrenset regulering (0,9 m) som neppe har påvirket fiskebestandene i særlig stor grad. Den enkeltfaktoren som høyst sannsynlig har hatt størst påvirkning på fiskebestandene i Snåsavatnet er introduksjonen av krepssdyret pungreke (*Mysis relicta*). Arten ble registrert i innsjøen første gang i 1983 (Rikstad mfl. 1988), men det er sannsynlig at den var der allerede på 1970-tallet. Pungreke er en effektiv predator på dyreplankton og kan være en sterk næringskonkurrent for pelagiske, planktonspisende fiskearter. I Snåsavatnet ble det i løpet av 1980-tallet rapportert om store endringer i fiskebestandene. Det var tidligere et betydelig fiske etter ørret og røye. Det er anslått at det rundt 1980 ble fisket mellom 30 og 70 tonn årlig, alt

vesentlig røye. I 1984-87 var fangsten sunket til 9,5-14 tonn, jevnt fordelt på ørret og røye (Rikstad mfl. 1988).

Dessverre finnes det ikke gode prøvofiskedata fra før utsettingen av pungreke. Det nærmeste vi kommer er et relativt omfattende prøvofiske med både bunn- og flytegarn i perioden 1983-87 (Koksvik & Arnekleiv 1988). Sannsynligvis var fiskesamfunnet i denne perioden allerede preget av pungreke-introduksjonen, men det er mulig at den fulle effekten ennå ikke hadde gjort seg gjeldende. Det er derfor interessant å sammenlikne den undersøkelsen med vårt prøvofiske. Sammenlikner vi bunngarnfangstene fra 1980-tallet med fangstene i 2016 og 2020 er det en nedgang for både ørret, røye og lake (samlet nedgang 68 %). Noe av dette kan skyldes ulik metodikk (ulike garnserier, maskevidder, garndyp, tid på året). Når vi forsøker å ta høyde for dette registrerer vi fortsatt en fangstnedgang, men ikke like stor (samlet nedgang 37 %). En sammenlikning av fangster i litoralsonen gir imidlertid et ufullstendig bilde av utviklingen, da det er ventet at de største endringene har skjedd i pelagialen, med en sterk nedgang i røyebestanden her. For et fullstendig bilde av lakebestanden er man avhengig av undersøkelser i profundalsonen, som er det foretrukne habitatet for lake. Profundalsonen er også viktig for pungreke, da den har vertikalvandring og går ned i dypet på dagtid, for så å nærme seg overflata på natten. I 2020 ble 86 % av lakene fanget på dyp større enn 15 m. Selv om sammenlikningen av fangster i litoralsona viser en nedgang, ser vi det som sannsynlig at lakebestanden i Snåsavatnet har økt som følge av introduksjonen av pungreke. Lake er kjent som en effektiv pungreke-predator, og god tilgang på pungreke i profundalsonen har trolig bidratt til betraktelig bedret lake-rekruttering og vekst for ung lake. Pungreke kan derfor ha virket som en «stepping stone» for lake, som gjorde lake om til en nøkkelart i systemet. Når lake vokser seg større, blir den også en farlig predator for ørret og røye, og med mye lake kan den bidra til å holde disse bestandene nede. Lake har videre en form og adferd som gjør at den er underrepresentert i garnfangster, og den er derfor også antallsmessig mer viktig i fiskesamfunnet enn det som kommer fram gjennom CPUE-sammenlikning.

Flytegarnfangstene i 1984-87 var generelt lave (Koksvik & Arnekleiv 1988). I 1984 og 1985 ble det nesten ikke fanget røye, mens fangstene var noe større i 1986 og 1987. Samlet for hele perioden var CPUE for røye i flytegarn lik 0,7. Ved seinere prøvofiske med flytegarn har fangstene av røye vært på nivå med 1984/85, CPUE har aldri vært høyere enn 0,2 (Langeland & Moen 1992, Arnekleiv mfl. 2004). Det ble ikke fisket med flytegarn i 2016 og 2020, men trålfangst og ekkoloddregistreringer viser lav tetthet av fisk i pelagialen. En annen faktor som skiller Snåsavatnet fra mange andre innsjøer, er et stort innslag av stingsild i pelagialen. Dette er ikke dokumentert i tidlige undersøkelser, som en følge av manglende fangbarhet i garna som ble brukt. Men det ble observert med trål og ekkolodd ved undersøkelsene i 2016, og gjentatt i 2020.

Det er liten tvil om at introduksjonen av pungreke (*Mysis relicta*) har hatt en stor påvirkning på fiskesamfunnet i Snåsavatnet. Størst har effekten vært på den pelagiske røyebestanden, som taper i konkurranse med pungreke om dyreplanktonet. Samtidig har det trolig vært en økning i lakebestanden, som også kan virke negativt på røyebestanden ved økt predasjon på egg og ungfisk. Det er vanskelig med vårt datagrunnlag å gi et godt estimat på nedgangen i røyebestanden, men det virker rimelig å anta at den er mer enn halvert. Dette tilsier at fisk som kvalitetselement i Snåsavatnet ikke kan oppnå bedre enn *moderat* tilstand basert på parameteren bestandsnedgang.

I beregningene av NEFI har vi inkludert ørret, røye og lake, mens stingsild og ål er utelatt. Med grunnlag i undersøkelsene på 1980-tallet (Koksvik & Arnekleiv 1988) og andre historiske

opplysninger om fiskebestandene har vi definert en referansetilstand der ørret og røye er 'dominerende', mens lake er 'vanlig'. Basert på prøvafiske med bunngarn i 2016 og 2020 kan ørret og lake betraktes som 'dominerende' og røye som 'vanlig'. Dette medfører at én art - røye - har fått redusert dominansklasse fra 'dominerende' til 'vanlig'. Det gir en NEFI-verdi på 0,85 som tilsvarer *god* tilstand.

Ekkoloddundersøkelsene viste at stingsild og årsyngel totalt dominerte det pelagiske fiskesamfunnet (Tabell Sn1), slik de også gjorde i 2016. Tettheten av denne gruppen var imidlertid nesten uendret, fra 162 fisk/ha i 2016 til 154 fisk/ha i 2020. For større fisk var det en økning i tetthet, fra 11,6 fisk/ha i 2016 til 16,9 fisk/ha i 2020. Ørret utgjorde en lignende andel i trålfangstene på 0-8 m i 2020 som i 2016, men utgjorde en mindre andel i totalestimatet for 2020 sammenlignet med 2016.

Tabell Sn1. Tetthet og biomasse av fisk i pelagialen i Snåsavatnet beregnet ut fra ekkoloddregistreringer.

Gjennomsnittsvekt for individer fanga i trål (Fangst) og estimert fra ekkostyrke (TS) er basert på fisk større enn om lag 67 mm (TS >50 dB).

	Tetthet (# fisk / ha)			Biomasse (kg / ha)			Snittvekt (g)	
	Stingsild & årsyngel	Ett år og eldre	95 % konfidensintervall eldre	Totalt	Ørret	Røye	Fangst	TS
Epilimnion	128.7	10.6	5.8-17.6	1.20	0.14	1.064	143	113
Hypolimnion	25.7	6.3	0.8-33.3	0.39	0	0.39	66	61

WS-FBI-indeksen indikerte «*svært god*» økologisk tilstand i 2020 (Tabell Sn2), som i 2016. Det totale biomasseestimatet var noe lavere i 2020 enn i 2016 (hhv. 18,8 t og 20,3 t), på tross av høyere tettheter. Dette kan trolig langt på vei forklares med endret formel for sammenhengen mellom lengde og TS (se forklaring i Femunden-kapittelet).

Tabell Sn2. Resultater fra ekkoloddundersøkelsene i Snåsavatnet. Biomasse-estimatene er basert på gjennomsnittsvекter med grunnlag i lengdefordeling kalkulert fra TS-registreringer med formelen  $TS = 22.5 \log_{10}(L) - 68,6$ , der L er fiskelengde. Tabellen viser innsjøareal (A), total lengde ekkoloddtransekter (L), dekningsgrad (D), estimert pelagisk fiskebiomasse pr. hektar, total pelagisk fiskebiomasse i tonn (TBM), WS-FBI-indeks, normalisert WS-FBI (nEQR), og økologisk status basert på WS-FBI. Merk at årsyngel ikke er med i biomasseestimatene.

A (km <sup>2</sup> )	L (km)	D	Biomasse (kg/ha)		TBM (t)	WS-FBI	nEQR	Status
			Ørret	Røye				
122	62	5,7	0,14	1,45	18,77	4,82	1	SG

### Miljødirektoratet

**Telefon:** 03400/73 58 05 00 | **Faks:** 73 58 05 01

**E-post:** [post@miljodir.no](mailto:post@miljodir.no)

**Nett:** [www.miljodirektoratet.no](http://www.miljodirektoratet.no)

**Post:** Postboks 5672 Torgarden , 7485 Trondheim

**Besøksadresse Trondheim:** Brattørkaia 15, 7010 Trondheim

**Besøksadresse Oslo:** Grensesvingen 7, 0661 Oslo

Miljødirektoratet jobber for et rent og rikt miljø. Våre hovedoppgaver er å redusere klimagassutslipp, forvalte norsk natur og hindre forurensning.

Vi er et statlig forvaltningsorgan underlagt Klima- og miljødepartementet og har mer enn 700 ansatte ved våre to kontorer i Trondheim og Oslo, og ved Statens naturoppsyn (SNO) sine mer enn 60 lokalkontor.

Vi gjennomfører og gir råd om utvikling av klima- og miljøpolitikken. Vi er faglig uavhengig. Det innebærer at vi opptre selvstendig i enkeltsaker vi avgjør, når vi formidler kunnskap eller gir råd. Samtidig er vi underlagt politisk styring. Våre viktigste funksjoner er at vi skaffer og formidler miljøinformasjon, utøver og iverksetter forvaltningsmyndighet, styrer og veileder regionalt og kommunalt nivå, gir faglige råd og deltar i internasjonalt miljøarbeid.