



MILJØ-
DIREKTORATET

Overvåkningsrapport M-1086 - 2018

ØKOSTOR 2017: 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

Gunnar Skotte

M-nummer

M-1086

År

2018

Sidetall

193

Miljødirektoratets kontraktnummer

17078025

Utgiver

Miljødirektoratet, NIVA-rapport 7287-2018
ISBN 978-82-577-7022-8

Prosjektet er finansiert av

Miljødirektoratet

Forfatter(e)

Lyche Solheim, A., Schartau, A.K., Bongard, T., Bækkeli, 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.

Tittel - norsk og engelsk

ØKOSTOR 2017: Basisovervåking av store innsjøer. Uprøving av metodikk for overvåking og klassifisering av økologisk tilstand i henhold til vannforskriften.
Surveillance monitoring of large Norwegian lakes 2017. Testing of methodology for monitoring and classification of ecological status according to the Water Framework Directive.

Sammendrag - summary

Rapporten presenterer resultatene fra det tredje året med basisovervåking av økologisk tilstand i store norske innsjøer i henhold til vannforskriften. I 2017 omfattet programmet følgende ni innsjøer: Øyeren, Mjøsa og Gjende på Østlandet, Byglandsfjorden og Lundevatnet på Sørlandet, Vangsvatnet, Hornindalsvatnet og Eikesdalsvatnet på Vestlandet og Selbusjøen i Trøndelag. Selbusjøen og Gjende er kun undersøkt mht de pelagiske kvalitetselementene i 2017, mens alle kvalitetselementer er undersøkt i de øvrige. Resultatene viser at alle innsjøene er i god økologisk tilstand, unntatt Lundevatnet, som er i moderat tilstand pga de vannkjemiske forsuringsparameterne (rett under klassegrensen god/moderat). I fem av innsjøene er det vannplanter som er utslagsgivende for tilstanden, mens andre kvalitetselementer er utslagsgivende i Gjende (planteplankton), Øyeren (total fosfor), Lundevatnet (vannkjemiske forsuringsparametere) og Selbusjøen (vannkjemiske eutrofieringsparametere). Usikkerheten i klassifiseringen er middels for de fleste innsjøene, men høy for Gjende, Lundevatnet og Eikesdalsvatnet, der sistnevnte er sterkt modifisert og trolig har redusert produktivitet.

4 emneord

Basisovervåking, Store innsjøer,
Vannforskriften, Økologisk tilstand

4 subject words

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

Forsidefoto

Hornindalsvatnet i Sogn og Fjordane i juli, Foto: Anders Hobæk, NIVA

Forord

Denne rapporten inneholder resultatene fra det tredje året av basisovervåkingen av økologisk tilstand i store innsjøer iht vannforskriften. Overvåkingen i 2017 har omfattet totalt ni innsjøer, hvorav tre i økoregion Vestlandet: Vangsvatnet, Hornindalsvatnet og Eikesdalsvatnet, to i økoregion Sørlandet: Byglandsfjorden og Lundevatnet, tre på Østlandet: Øyeren, Gjende og Mjøsa, samt Selbusjøen i Trøndelag. 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, og fisk. Fisk ble undersøkt av NINA i et eget FoU prosjekt, men et sammendrag av resultatene er inkludert i denne rapporten.

Prosjektgruppen har bestått av følgende personer:

Anne Lye 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 krepsdyr- og bunndyrundersøkelser, medansvarlig for rapportering)

Jonas Persson, NIVA (koordinering av pelagisk feltarbeid, databearbeiding vannkjemi, inkl. vertikalprofiler),

Knut Andreas Eikland Bækkelie, NINA (koordinering av pelagisk feltarbeid)

Jarle Håvardstun, NIVA (pelagisk feltarbeid, Sørlandet)

Anders Hobæk, NIVA (pelagisk feltarbeid, Vestlandet, prøvetaking litorale småkreps)

Birger Skjelbred, NIVA (ansvarlig planteplanktonundersøkelser)

Marit Mjelde, NIVA (ansvarlig vannplanteundersøkelser)

Hanne Edvardsen, NIVA (vannplanteundersøkelser Vestlandet)

Therese Fosholt Moe, NIVA (vannplanteundersøkelser Sørlandet)

Thomas C. Jensen, NINA (krepsdyrundersøkelser)

Bjørn Walseng, NINA (krepsdyrundersøkelser)

Terje Bongard, NINA (prøvetaking litorale småkreps)

John Gunnar Dokk, NINA (pelagisk feltarbeid Gjende)

Karl Øystein Gjelland, NINA (prosjektleder og koordinering fiskeundersøkelser)

Odd Terje Sandlund, NINA (fiskeundersøkelser)

Statens Naturoppsyn, SNO, har bistått med båt og båtførere for det pelagiske feltarbeidet på alle innsjøene unntatt Mjøsa og Gjende, og takkes for glimrende samarbeid og koordinering ved seksjonssjef Arnstein Johnsen. SNO's båtførere Anders Voss Thingnes, Michael Eklo, Tor Dahl, Ivar Øyen, Kjell Hansen, Kristoffer Ullern Hansen og Lars Tore Ruud takkes for utrettelig og profesjonell manøvrering av SNO-båtene, samt for utmerket feltassistanse til NINAs og NIVAs personell. Trolling Adventure har leiet ut båt for det pelagiske feltarbeidet på Mjøsa og Gjende. Glen Skutbergsveen og Atle Rustadbakken takkes for utmerket feltassistanse for NIVAs feltarbeid på Mjøsa, og Oddgeir Andersen ved NINA på Lillehammer takkes for utmerket innsats som båtfører på Gjende. Knut Øyjordet, Vågå Fjellstyre takkes for lån av båt i forbindelse med den litorale prøvetakingen i Gjende. Sondre Kvalsvik Stenberg, NIVA og Tuva B. Munkeby takkes for feltassistanse i innsjøene på Vestlandet.

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 (Lye Solheim m.fl. 2018). Jarl Eivind Løvik og

Jan-Erik Thrane, NIVA, har utført den pelagiske prøvetakingen i det prosjektet. Resultatene fra hovedstasjonen Skreia er rapportert her, sammen med nye litorale undersøkelser av vannplanter og småkreps.

Tina Bryntesen ved NIVAs laboratorium har sammenstilt og kvalitetssikret alle rådata fra de vannkjemiske analysene, mens Siri Moy, NIVA, har utarbeidet tabeller i rapportens kapitler 2 og 3, og sammenstilt vedleggene. Stasjonskartene i figur 1 og i vedlegg A er utarbeidet av John Rune Selvik, NIVA. NIVAs instrumentsentral har vært behjelpelig med råd og teknisk støtte mht vedlikehold i bruk av multisensorsonden og rosettsampleren. Kai Sørensen, NIVAs oseanografi-seksjon har bidratt til avsnittet om satelitt-data for Mjøsa. Alle takkes for god innsats.

Takk til Eva Klausen, NVE, som har hentet fram alle vannstandsdataene.

Fiskeundersøkelsene er gjennomført som del av et annet prosjekt (kontrakt nr. 17040037, Fiskeundersøking i store innsjøer - FIST2017), ledet av Karl Øystein Gjelland og Odd Terje Sandlund, NINA. Videre har følgende bidratt til gjennomføring av FIST2017: Knut Andreas E. Bækkeli, Antti Eloranta, Oskar Pettersen, Ingrid Solberg (alle NINA), Stefan Kusterle, Lars Gjelland og Erik Kagge. Cristoph Postler, Yngve Landro og Jon Løyland ved Uni Research Miljø (NORCE) bidro med bunngarnfisket i Vangsvatnet og Lundevatnet samt opparbeiding av prøver fra fangstene her, mens Syrtveit fiskeanlegg (Agder Energi) ved Nils Børge Kile, Jan Øydna og Bernt Olaf Martinsen gjennomførte bunngarnfisket i Byglandsfjorden. SNO stilte med båt og båtfører for pelagisk partrål i alle innsjøene (Michael Eklo, Ivar Øyen, Lars Tore Ruud, Gry Liljefors og Kristoffer Ullern Hansen). Statkraft, Sira-Kvina kraftselskap, Agder energi og Glommens og Laagens brugseierforening bidro i tillegg til Miljødirektoratet med finansiering til gjennomføringa av FIST2017.

Markus Lindholm (NIVA) og Erik Framstad (NINA) har kvalitetssikret rapporten.

Oslo, august 2018

Anne Lyche Solheim, NIVA
seniorforsker,
seksjon for ferskvannøkologi

Ann Kristin Schartau, NINA
seniorforsker

Innhold

Forord.....	2
Sammendrag.....	7
Summary.....	11
1. Innledning.....	16
1.1 Bakgrunn.....	16
1.2 Mål og innhold.....	17
2. Presentasjon av innsjøene.....	19
2.1 Geografisk lokalisering.....	19
2.2 Vannstandsvariasjoner.....	21
2.3 Vanntyper.....	23
3. Materiale og metoder.....	26
3.1 Tidspunkt for prøvetaking.....	26
3.2 Pelagisk prøvetaking.....	28
3.3 Fysisk-kjemiske parametere.....	30
3.3.1 Prøvetaking.....	30
3.3.2 Kjemiske analyser.....	31
3.3.3 Klassifisering av eutrofieringsrelevante parametere.....	31
3.3.4 Klassifisering av forsuringsrelevante parametere.....	33
3.3.5 Beregning av EQR verdier for alle fysisk-kjemiske parametere.....	33
3.4 Planteplankton.....	34
3.5 Krepsdyrplankton og litorale krepsdyr.....	35
3.6 Vannplanter.....	37
3.7 Fisk.....	39
3.7.1 Innsamling av fisk.....	39
3.7.2 Om fiskeindeksene.....	40
3.8 Rapportering av data.....	40
3.9 Klassifiseringsmetodikk.....	41
3.9.1 Prosedyre for klassifisering.....	41
3.9.2 Usikkerheter og begrensninger.....	41
4. Resultater pr. kvalitetselement.....	45
4.1 Fysisk-kjemiske parametere.....	45
4.1.1 Datagrunnlag.....	45
4.1.2 Klassifisering av økologisk tilstand for eutrofieringsrelevante parametere.....	46
4.1.3 Klassifisering av økologisk tilstand for forsuringsrelevante parametere.....	51

4.1.4 Vertikalprofiler av fysisk-kjemiske parametere: temperatur, oksygen, pH, ledningsevne og turbiditet.....	53
4.2 Planteplankton.....	55
4.2.1 Vertikalprofiler av klorofyll fluorescens.....	55
4.2.2 Klassifisering av økologisk tilstand av planteplankton	56
4.3 Krepserplankton og litorale krepser.....	60
4.3.1 Artsantall og artssammensetning av småkreps	60
4.3.2 Krepserplanktonet: tetthet og artssammensetning	64
4.3.3 Sammenligning med 120 år gamle undersøkelser av krepsersamfunnet	67
4.3.4 Vurdering av økologisk tilstand	68
4.4 Vannplanter	71
4.4.1 Artsantall og artssammensetning	71
4.4.2 Klassifisering av økologisk tilstand mht eutrofiering.....	74
4.4.3 Klassifisering av økologisk tilstand mht vannstandsregulering	75
4.4.4 Klassifisering av økologisk tilstand mht forsurening.....	77
4.5 Fisk.....	78
4.5.1 Registrerte fiskearter og total fiskebiomasse	78
4.5.2 Økologisk tilstand.....	83
5. Tilstandsvurdering pr. innsjø	84
5.1 Innledning inkl. usikkerhetsvurdering	84
5.2 Gjende	86
5.3 Mjøsa	90
5.4 Øyeren-sør	95
5.5 Byglandsfjorden	99
5.6 Lundevatnet	103
5.7 Eikesdalsvatnet	107
5.8 Hornindalsvatnet	111
5.9 Vangsvatnet	115
5.10 Selbusjøen	119
5.11 Økologisk tilstand alle innsjøer inkl. usikkerhetsvurderinger	123
6. Referanser	127
Vedlegg A. Dybdekart	133
Vedlegg B. Oversikt over målestasjoner (tabeller med koordinater og kart)	142
Vedlegg C. Vannkjemiske data fra blandprøver, samt siktedyp.....	150
Vedlegg D. Konduktivitet, pH, turbiditet og oksygen fra enkeltdyp og tilleggsparemetere i Gjende og Mjøsa fra april og mai.	160
D1. Konduktivitet, pH, turbiditet og oksygen fra enkeltdyp.....	161
D2. Tilleggsparemetere målt på enkeltdyp i Gjende april 2017 og i Mjøsa mai 2017	170

Vedlegg E. Vertikalprofiler av temperatur, oksygen, fluorescens, pH, ledningsevne og turbiditet basert på sondemålinger	172
Vedlegg F. Planteplankton - supplerende resultater	186
F1. Absoluttverdier av alle parametere	186
F2. Artssammensetning av planteplankton.....	187
Vedlegg G. Vannplanter - artslister	189
Vedlegg H. Småkreps - supplerende resultater.....	190
H1. Sammenligning av krepsdyrplankton før og nå	190
H2. Forsuringsindekser småkreps	191

Sammendrag

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 næringssalter. Resultatene 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 med hensyn til kombinasjoner av flere kjente påvirkninger (eutrofiering/regulering), samt nyere miljøutfordringer knyttet til klimaendringer og introduserte/invaderende arter.

Rapporten presenterer resultater fra basisovervåking av ni av Norges store innsjøer i 2017. Miljøtilstanden i store norske innsjøer har vært undersøkt tidligere, også før vanddirektivet, men for de fleste innsjøene har det vært tidsbegrensede undersøkelser av ulik varighet og omfang. Tidligere data gir derfor ikke grunnlag for en fullstendig klassifisering av dagens økologiske tilstand iht vannforskriften. Målsettingen med basisovervåkingen av store innsjøer er å klassifisere økologisk tilstand iht vannforskriften basert på overvåking av alle relevante kvalitetselementer. En tilleggsmålsetning har vært tilpasning og uttesting av eksisterende metoder for overvåking og klassifisering til bruk i store, dype innsjøer.

Følgende innsjøer var med i overvåkingen i 2017: Mjøsa, Øyeren og Gjende på Østlandet, Lundevatnet og Byglandsfjorden på Sørlandet, Eikesdalsvatnet, Hornindalsvatnet og Vangsvatnet på Vestlandet og Selbusjøen i Trøndelag. Gjende ble også undersøkt i 2015 og 2016, mens Selbusjøen ble undersøkt i 2016. Mjøsa har vært overvåket mht pelagiske kvalitetselementer siden 1970-årene, men har nå blitt supplert med flere kvalitetselementer (vannplanter og småkreps) i regi av ØKOSTOR.

Overvåkingen i 2017 omfatter Norges største innsjø (Mjøsa) og Europas dypeste innsjø (Hornindalsvatnet), men også én innsjø med ekstremt lav kalsiumkonsentrasjon (Lundevatnet med Ca på 0,4 mg/l) og én ekstremt klar innsjø (Eikesdalsvatnet med fargetall på 1 mg Pt/l). Alle er lavlandssjøer, unntatt Gjende, som er Norges mest ikoniske fjellsjø. De fleste av 2017-sjøene er kalkfattige eller svært kalkfattige med unntak av Mjøsa og Øyeren, som har kalsiumkonsentrasjon nær typegrensen kalkfattig/moderat kalkrik. Ingen av innsjøene er humøse.

Gjende er brepåvirket og tilhører dermed en vanntype som det foreløpig ikke er utviklet noe klassifiseringssystem for. Gjende har derfor blitt forsøkt klassifisert som om den var en kalkfattig, svært klar fjellsjø. Klassifiseringen av fosfor og siktedyp har imidlertid blitt korrigert mht bidraget fra brepartiklene ved bruk av modeller fra bresjøer i Alaska.

Eikesdalsvatnet og Selbusjøen er sterkt modifiserte vannforekomster pga vannkraft. Miljømålet for disse er godt økologisk potensial, som ikke kan vurderes ut fra klassifiseringssystemet for økologisk tilstand. Disse er likevel klassifisert for å kunne vurdere effekter av reguleringen og andre påvirkninger på økosystemet i disse innsjøene. Resultatene kan ikke brukes til å fastsette

eventuelt avvik fra miljømålet i vannforskriften, men som innspill til videre forvaltning av sterkt modifiserte innsjøer.

Resultatene som presenteres omfatter alle biologiske kvalitetselementer (unntatt i Gjende og Selbusjøen, der kun de pelagiske kvalitetselementene ble overvåket i 2017) og de generelle fysiske-kjemiske støtteparametrene som har relevans for hhv eutrofiering (fosfor, nitrogen og siktedyp) og forsuring (pH, ANC og labilt aluminium). I tillegg presenteres vertikalprofiler av klorofyll fluorescens, temperatur, oksygen, turbiditet, ledningsevne og pH. Krepssdyrplankton og litorale småkreps er også inkludert, selv om dette ikke er et absolutt krav i vannforskriften, fordi det kan gi mye informasjon om effekter av forskjellige påvirkninger, samt tilleggsinformasjon om beitetrykk på planteplankton og om fiskepredasjon. Det er utviklet et norsk klassifiseringssystem for vurdering av forsuring basert på småkreps i innsjøer, som er tatt i bruk i denne rapporten. Litorale bunndyr ble ikke undersøkt i noen av innsjøene.

Metodikken følger stort sett retningslinjene i overvåkingsveilederen og klassifiseringsveilederen, men prøvetaking på store vanddyb (>100 m) har medført behov for spesielt prøvetakingsutstyr, som normalt brukes i oseanografiske undersøkelser, så som rosett-samplers, multisensor-sonde, stor dyreplanktonhåv (Mysis-håv), samt båt med motorisert linehaler og løftekran til det pelagiske feltarbeidet. Dette utstyret gir samtidig en mer effektiv prøvetaking av hele vannsøylen og bedre romlig oppløsning på viktige fysiske-kjemiske parametre. Månedlige prøverunder i vekstsesongen ble gjennomført for de pelagiske kvalitetselementene (planteplankton, krepssdyrplankton og vannkjemi). Vannprøver og prøver av krepssdyrplankton ble også tatt på senvinteren (april) i Gjende, men dette lot seg ikke gjøre i de andre innsjøene pga usikker is. Litorale småkreps ble prøvetatt tre ganger på 8-10 stasjoner pr. innsjø (5 stasjoner i Vangsvatnet). Småkreps (pelagiske og litorale) er klassifisert ved hjelp av to nye forsuringindekser. Vannplanter ble undersøkt én gang i juli/august for artssammensetning og på hhv. 15-24 stasjoner (10 stasjoner i Vangsvatnet), og nedre voksegrense ble registrert på 8 stasjoner pr. innsjø. Vannplanter er klassifisert iht trofi-indeksen og iht nye indekser og klassegrenser for effekter av vannstandsreguleringer og forsuring.

Metodikken for fisk utvikles i et eget FoU prosjekt («FIST») og omfatter garnfiske, tråling og hydroakustiske registreringer, som ble gjort i september i alle innsjøene unntatt Gjende, Mjøsa og Selbusjøen. Kun én fiskeindeks (WS-FBI-eutrofieringsindeks) er brukt til tilstandsvurderingen, da datagrunnlaget ikke tilfredstilte kriteriene for beregning av de andre fiske-indeksene. Et utdrag av resultatene fra dette fiskeprosjektet er inkludert her.

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

Alle innsjøene (unntatt Gjende) er klassifisert som om de var kalkfattige, dype innsjøer mht planteplankton, næringsalter og siktedyp, da dette er den eneste vanntypen som er spesifikt utviklet for dype innsjøer. Dette er gjort fordi store, dype innsjøer har lang oppholdstid og dermed relativt stor sedimentasjon av fosfor, noe som gir en mer næringsfattig naturtilstand i de åpne vannmassene enn det som er vanlig i mindre, grunnere innsjøer. Vi har likevel beregnet tilstanden også ved bruk av de opprinnelige vanntypene for hver innsjø og kommentert eventuelle forskjeller i resultatene. For vannplanter har vi brukt klassegrensene for den opprinnelige vanntypen, fordi vannplanter er litorale og har tilgang på mer næringsalter enn det som finnes i de åpne vannmassene.

Vertikalprofilene av vannkjemiske parametere og temperatur viser at ingen av innsjøene hadde noe tydelig maksimum eller minimum av klorofyll fluorescens eller oksygen i sprangsjiktet, og det ble ikke påvist oksygenvinn i dypvannet. I Eikesdalsvatnet ble det imidlertid registrert et tilsynelatende klorofyll-maksimum i sprangsjiktet på forsommeren, men dette ble ikke funnet ved lab-analyse av klorofyll, ei heller ved analyse av planteplanktonprøven fra dette dypet i juni. Denne fluorescens-toppen skyldes derfor sannsynligvis lyshemming av planteplanktonet i epilimnion i denne ekstremt klare innsjøen, som har et siktedyp på 14-23 m. Maksimumtemperaturen i 2017 på den pelagiske stasjonen var 17 °C i overflaten (målt i Øyeren i juli), mens innsjøene på Sør- og Vestlandet hadde maksimumtemperatur på 13-15 °C. Sprangsjiktet lå på 15-20 m i de fleste innsjøene. I Gjende var det ingen tydelig sjiktning i vannmassene på noe tidspunkt, pga kaldt klima og tilførsler av smeltevann fra breene i Jotunheimen. Breparktlene gir Gjende høyere turbiditet enn de andre innsjøene, bortsett fra Øyeren, som har høyest turbiditet pga stor partikkeltilførsel fra Glomma, samt fra leirpåvirkete tilløpselver (f.eks. Leira).

De biologiske kvalitetselementene viser svært god eller god økologisk tilstand i alle innsjøene: Planteplankton gir svært god tilstand i alle innsjøene unntatt Gjende, Mjøsa og Øyeren, som får god tilstand. Dominerende taksa var gullalger, kiselalger og svelgflagellater, samt noe grønnalger på sensommeren, særlig i Byglandsfjorden, Lundevatnet og Hornindalsvatnet. Store kiselalger dominerte på sensommeren i Mjøsa, Øyeren og Gjende, og kan være et tegn på en svak eutrofieringspåvirkning. Maksimum biomasse av cyanobakterier i epilimnion var imidlertid svært lav, bortsett fra en liten oppblomstring av *Merismopedia tenuissima* i Lundevatnet på sensommeren. Dette er en art som ofte forekommer i næringsfattige innsjøer.

Antall arter av småkreps (pelagiske og litorale) varierte mellom 31 (Eikesdalsvatnet) og 65 (Øyeren), og følger samme mønster som diversiteten av vannplanter i innsjøene. Forsuringsindeksene for småkreps (litorale prøver) viser svært god tilstand i alle innsjøene.

Krepsdyrplankton var dominert av hoppekreps i de fleste innsjøene, mens vannlopper har størst relativ forekomst i Byglandsfjorden. Andelen dafnier, som er de mest effektive algebeiterne, var svært lav i alle innsjøene, bortsett fra i dypere vannlag i Gjende, der de var totalt dominerende. Den lave forekomsten av dafnier var særlig tydelig i innsjøene på Sør- og Vestlandet, og kan ha sammenheng med at de fleste av disse er svært kalkfattige. Det er ikke funnet noen klar sammenheng mellom antatt fiskepredasjon og andel store vannlopper, med unntak av i Vangsvatnet, der det er ble funnet en forholdsvis tett røyebestand. Tettheten av krepsdyrplankton var imidlertid lavest i Mjøsa og Øyeren, som også har relativt store bestander av planktonspisende fisk (krøkle og lagesild i Mjøsa, og en rekke karpefisk-arter i Øyeren), samt bestander av pungreke (*Mysis relicta*). Predasjon fra fisk og pungreke kan trolig bidra til å forklare den lave tettheten av krepsdyrplankton i disse innsjøene. Disse innsjøene har også lavest andel eutrofieringsfølsomme småkrepsarter, noe som indikerer en viss eutrofieringseffekt. Pungreke finnes også i Selbusjøen, der den er en introdusert art og trolig har hatt stor effekt på mengden og artssammensetningen av krepsdyrplanktonet. Innsjøene på Sør- og Vestlandet er svært næringsfattige, og næringskjeden i disse innsjøene antas derfor primært å være styrt av begrenset tilgang på næring (bottom-up kontroll) og i mindre grad av predasjon (top-down kontroll). Krepsdyrplanktonet i fire av innsjøene (Lundevatnet, Vangsvatnet, Gjende og Mjøsa) ble første gang undersøkt i 1896/97. Våre resultater 120 år senere avdekker kun mindre, og ingen systematiske, endringer i krepsdyrplanktonet.

Vannplanter gir svært god eller god tilstand mht eutrofiering i alle innsjøene, og svært god eller god tilstand mht forsurening. Artsantallet varierer fra 10 til 29 arter med høyest artsantall i de mest kalkrike innsjøene (Mjøsa og Øyeren-nord) og lavest i Eikesdalsvatnet, som har bratt litoralsone med grovt substrat. Langvokste krypsiv-bestander ble funnet mange steder i Byglandsfjorden, mens vasspest ble funnet i Mjøsa og Øyeren, men kun med små forekomster. Totalt 7 rødlistearter ble registrert. Indeksen for vannstandsregulering viste god tilstand i de fleste innsjøene og svært god i Hornindalsvatnet, men moderat tilstand i Mjøsa, Øyeren-sør og Vangsvatnet. Årsaken til den moderate tilstanden er usikker, og resultatet brukes derfor ikke i den endelige klassifiseringen av disse tre innsjøene. Dersom Mjøsa og Øyeren klassifiseres som kalkfattige istedenfor moderat kalkrike, så ville reguleringsindeksen gitt svært god tilstand. I Øyeren-sør kan resultatet dels skyldes grovt substrat og høy turbiditet, mens i Vangsvatnet er det naturlige årsaker til den store vannstandsvariasjonen. Samlet klassifisering av alle vannplanteindeksene gir svært god tilstand i Øyeren og god tilstand i de andre innsjøene.

Fisk ble undersøkt i seks av innsjøene i 2017 vha garnfiske, tråling og hydroakustikk, men ikke i Mjøsa (skal gjøres i 2018), Gjende og Selbusjøen (ble gjort i 2016). Ørret og røye var de vanligst forekommende artene i alle innsjøene, unntatt Øyeren, som har Norges mest artsrike fiskesamfunn med 24 fiskearter, inkludert abbor, gjørs, sik, krøkle og mange karpefisk-arter. Mens både Eikesdalsvatnet, Hornindalsvatnet, Lundevatnet og Byglandsfjorden har svært lave biomasser av fisk (< 1kg/ha), er verdien for Vangsvatnet over 7 kg/ha og Øyeren har en fiskebiomasse på over 23 kg/ha. De relativt høye verdiene for Vangsvatnet skyldes trolig både et større fosforinnhold og at innsjøen sammenlignet med de andre vestnorske innsjøene er relativt grunn (maks. dyp 60 m). Øyeren har både en mer artsrik fiskefauna og produktiviteten er høyere, noe som forklarer den høye fiskebiomassen. Datagrunnlaget ga kun mulighet til klassifisering av økologisk tilstand mht eutrofieringsindeksen, WS-FBI, som viste svært god tilstand i alle de seks innsjøene. For Øyeren er nEQR verdien 0,81, som er svært nær grensen svært god/god, og gjelder primært for den sørlige vannforekomsten, der de hydroakustiske målingene ble gjennomført. Resultatene fra Eikesdalsvatnet tyder på rekrutteringssvikt hos ørreten i denne innsjøen, men fisk er ikke brukt i tilstandsklassifiseringen pga. mangelfull kunnskap om referansetilstanden.

De vannkjemiske eutrofieringsparameterne gir svært god eller god tilstand i alle innsjøene. Resultatene for Gjende blir også god etter korrigeringsparameterne for fosfor og siktedyp mht bidraget fra brepartiklene. I Øyeren er siktedypet ikke brukt i den endelige klassifiseringen pga høy turbiditet og problemer med vurdering av referansetilstanden. De vannkjemiske forsureningsparameterne gir svært god eller god tilstand i alle innsjøene unntatt Lundevatnet, som får moderat tilstand. Dette indikerer at Lundevatnet fortsatt er noe preget av forsurening.

Samlet økologisk tilstand på tvers av alle de undersøkte kvalitetselementene er god for alle innsjøene unntatt Lundevatnet, som får moderat tilstand, rett under grensen god/moderat pga de vannkjemiske forsureningsparameterne. Selbusjøen fikk dårlig tilstand i 2016 pga negative effekter av fremmede arter på fisk. I 2017 ble kun de pelagiske kvalitetselementene undersøkt. I Eikesdalsvatnet ble resultatene for fisk vurdert som for usikre til å inkluderes i den endelige klassifiseringen. Tilstanden i denne innsjøen, som er sterkt modifisert pga overføring av vann til et annet nedbørfelt, er derfor svært usikker, men flere parametere/indekser tyder på redusert produktivitet, noe som også ble funnet i de andre sterkt modifiserte innsjøene i 2016 (Røssvatnet og Limingen). Våre tilstandsvurderinger kan ikke kobles til økologisk potensial for Selbusjøen og Eikesdalsvatnet, 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.

Den samlede tilstanden i Gjende er nå klassifisert til god, men resultatet er svært usikkert, pga manglende klassegrenser for planteplankton i bresjøer, samt manglende data for vannplanter og fisk. Tilstanden i Lundevatnet er også vurdert som svært usikkert pga manglende data for bunndyr, og for dårlig datagrunnlag for fisk til å vurdere effekter av forsurening.

Summary

This report presents the monitoring results for eight large Norwegian lakes in 2017, which is the 3rd year of the Norwegian surveillance monitoring programme for large lakes as required by the Water Framework Directive (WFD). The primary objective of this monitoring programme is to assess their ecological status and provide information for assessment of long-term changes of natural conditions and widespread anthropogenic activity. An additional objective is to test and adapt existing monitoring and classification methods for use in large, deep lakes.

Large Norwegian lakes have been monitored also before the WFD, but for most of the lakes, this monitoring has been limited in time and content. Earlier data are not sufficient for a complete classification of ecological status according WFD requirements, but can still be used to consider changes of certain biological and physico-chemical quality elements.

Large lakes are often exposed to multiple pressures, e.g. eutrophication, water level regulation, acidification, introduced/invasive species and climate change. At the same time, they also have high public interest due to their importance for provision of an array of ecosystem services for the population in their catchments, including water supply for drinking water and irrigation, recreation, fishing, energy (hydropower), flood protection and nutrient retention. The results of the surveillance monitoring are therefore also needed to generate new limnological and ecological knowledge about the impact of multiple pressures on the ecological status of large lakes, as well as on their biodiversity, productivity, trophic interactions and self-purification capacity. This knowledge can be used to improve existing assessment systems, as well as to guide river basin management plans and help optimizing the programme of measures to restore or prevent deterioration of their ecological status and ecosystem services.

The monitoring in 2017 included the following lakes: Mjøsa, Øyeren and Gjende in Eastern Norway; Lundevatnet and Byglandsfjorden in Southernmost Norway; Eikesdalsvatnet, Hornindalsvatnet and Vangsvatnet in Western Norway and Selbusjøen in Mid-Norway. Gjende was also monitored in 2015 and 2016, while Selbusjøen was monitored also in 2016. Mjøsa has been monitored annually for its pelagic quality elements since the 1970s, but the monitoring has now been supplemented with more biological quality elements (macrophytes and microcrustaceans).

The lakes in the 2017 monitoring include Norway's largest lake (Mjøsa, 366 km²), Europe's deepest lake (Hornindalsvatnet, 514 m), a lake with extremely low calcium-concentration (Lundevatnet, 0,4 mg Ca/l) and an extremely clear lake (Eikesdalsvatnet, 1 mg Pt/l, secchi depth 14-23 m).

All the lakes included in 2017 are lowland lakes, except the glacial lake Gjende, which is Norway's most iconic mountain lake with its famous turquoise colour, visited by thousands of tourists every year. Most of the 2017-lakes have low or very low alkalinity, except Mjøsa and Øyeren, which have alkalinity close to the type-border low/moderate alkalinity. None of these large lakes are humic.

Gjende is a glacial lake and thereby belongs to a lake type for which no classification system has yet been developed. Gjende has therefore been classified as if it was a low alkalinity, very clear mountain lake. However, for total phosphorus and secchi depth, the classification has been corrected for the contribution from glacial particles, using models based on data from glacial lakes in Alaska.

Eikesdalsvatnet and Selbusjøen are heavily modified water bodies due to hydropower production. The environmental objective for these are good ecological potential, which cannot be assessed from the current classification system for natural water bodies. The ecological status of these two lakes has nevertheless been classified in order to consider impacts of the hydropower production and other pressures on their ecosystem. The results cannot be used to consider their current ecological potential, nor deviation from their environmental objective, but can be used to consider further management of heavily modified lakes.

The results include all the biological quality elements required by the WFD, except benthic fauna, which was not monitored in any of the lakes in 2017. In addition, pelagic and littoral microcrustaceans were included, even if this is not required by the WFD, because this can provide information about impacts of different pressures, as well as food-web interactions. A recent classification system has been developed to assess acidification impacts on microcrustaceans and has been used in this report. In Gjende and Selbusjøen, only the pelagic quality elements (phytoplankton, zooplankton and supporting physico-chemical quality elements) were monitored in 2017, while other biological quality elements were monitored in 2015 (Gjende) or 2016 (Selbusjøen). The general supporting physico-chemical quality elements relevant for eutrophication (total phosphorus, total nitrogen and secchi depth) and acidification (pH, ANC and labile aluminum) were also monitored in all the lakes, as well as vertical profiles of chlorophyll fluorescence, temperature, oxygen, turbidity, conductivity and pH.

The methodology follows the guidelines given in the national guidance documents on monitoring and classification. However, sampling from very deep waters (>100 m) requires oceanographic equipment, including multi-depth sampler, multisensor profiler, large zooplankton-net (1 m diameter and 500 µm mesh size), as well as large, stable boats with motorized winch and lifting device. This equipment provides more efficient sampling of the whole water column and better spatial resolution for important physico-chemical variables. Monthly sampling during the growing season was done for the pelagic quality elements. Water samples and samples of crustacean zooplankton were also taken from the ice on the glacial lake Gjende in April, but not from any other lakes due to lack of a stable ice cover. Littoral microcrustaceans were sampled three times from 8-10 stations in each lake (only 5 stations in the smaller Vangsvatnet). Macrophytes were investigated once in late summer when species composition was registered at 15-24 stations (10 stations in the smaller Vangsvatnet), and growing depth (upper and lower) was registered at 8 stations per lake. The macrophytes species composition has been classified using three indices to capture impacts of eutrophication, acidification and water level fluctuations.

The methodology for fish monitoring is being developed in a separate research project («FIST»), and comprises gillnets, trawling and hydroacoustic measurements. These methods were applied in September in all the lakes except Gjende, Mjøsa and Selbusjøen. Only one of the currently developed Norwegian fish indices (the eutrophication index WS-FBI) could be used for classification, due to data limitations. A short extract of the results from the «FIST» project is presented in this report.

The results are presented in two chapters, per quality element across all lakes (chapter 4) and for each lake across all quality elements (chapter 5).

All the lakes have been classified as if they were low alkalinity, deep lowland lakes concerning phytoplankton, nutrients and secchi depth, because this is the only Norwegian lake type with a classification system developed for deep lakes. This has been done because large, deep lakes have longer water retention time and thereby higher sedimentation of phosphorus, which causes more oligotrophic reference conditions than what is found in smaller, more shallow lakes. We have also assessed the ecological status using the original lake types for each lake, and have commented on possible differences in the results. For macrophytes, we have used only the original lake types for classification, because macrophytes are littoral organisms with access to more nutrients than what is found in the pelagic zone far away from the shore.

The vertical profiles of physico-chemical parameters show that none of the lakes had any clear maximum and minimum in the metalimnion for chlorophyll fluorescence or oxygen, and there was no oxygen depletion in the deep water in any of the lakes. In lake Eikesdalsvatnet, however, an apparent metalimnetic fluorescence peak was observed in early summer, but this peak was not confirmed by lab-analysis. The observed peak is therefore most likely caused by photo-inhibition of the phytoplankton in the epilimnion of this extremely clear lake, having a secchi depth of 14-23 m. The maximum temperature in 2017 at the pelagic station was 17 °C close to the surface (in lake Øyeren in July), while the lakes in Southern and Western Norway had maximum temperatures of 13-15 °C. The thermocline was located from 15-20 m in most of the lakes. In the glacial mountain lake Gjende, there was no clear stratification at any time (except inverse stratification under the ice in April), due to cold climate and inflowing glacial meltwater the whole summer. The glacial particles give higher turbidity in lake Gjende than in the other lakes, except in lake Øyeren, which has by far the highest turbidity of all the lakes due to substantial particle loads from Norway's largest river Glomma, as well as from local clayish rivers.

The biological quality elements indicate high or good ecological status in all the lakes: Phytoplankton show high status in all the lakes, except Gjende, Mjøsa and Øyeren, which get good status. Dominant taxa were chrysophytes, diatoms and cryptophytes, as well as some green algae in late summer, especially in the very low alkalinity lakes Byglandsfjorden, Lundevatnet and Hornindalsvatnet. Large diatoms dominated in late summer in the lakes Mjøsa, Øyeren and Gjende, which may indicate a minor eutrophication impact. The maximum biomass of cyanobacteria in the epilimnion was however very low, except for a minor bloom of the oligotrophic species *Merismopedia tenuissima* in Lundevatnet in late summer.

The species diversity of microcrustaceans (cladocerans + copepods) varied between 31 (Eikesdalsvatnet) and 65 species (Øyeren), when both open-water and near-shore communities were taken into account. The acidification indices developed for microcrustaceans show high status in all the lakes. The crustacean zooplankton (open water) was dominated by copepods

in most of the lakes, while cladocerans had the largest relative occurrence in the very low alkalinity lake Byglandsfjorden. The proportion of daphnids, which are the most effective grazers on phytoplankton, was very low in all the lakes, except in the deeper waters of the glacial lake Gjende, where they were totally dominant. The low occurrence of daphnids was most notable in the lakes in Southern and Western Norway, and can be related to their very low alkalinity. No clear relationship was found between fish predation and the proportion of large cladocerans, except in lake Vangsvatnet, which has a relatively abundant char population. However, the zooplankton abundance was lowest in the lakes Mjøsa and Øyeren, which also have relatively large populations of planktivorous fish, as well as *Mysis relicta*. Thus, predation may contribute to explain the low zooplankton density in those lakes. These lakes also have the lowest proportion of eutrophication sensitive taxa, which indicates a eutrophication impact. *Mysis relicta* is also abundant in lake Selbusjøen, where it has been introduced, and has a large negative impact on the biomass and species composition of the zooplankton community. The lakes in Southern and Western Norway are ultraoligotrophic, and the food web in these lakes is therefore probably determined by nutrient limitation (bottom-up control), and to a lesser extent by predation (top-down control).

Macrophytes indicate high or good ecological status concerning eutrophication, as well as acidification in all the lakes. The species diversity shows the same between-lakes variations as for microcrustaceans and varies from 10 to 29 species with the highest number found in the lakes with highest alkalinity (Mjøsa and Øyeren-north) and lowest in lake Eikesdalsvatnet, which has a steep littoral zone with coarse substrate. Tall-growing, invasive *Juncus bulbosus* populations were found at many sites in the lake Byglandsfjorden, while small, scattered populations of the invasive *Elodea canadensis* was found in the lakes Mjøsa and Øyeren. A total of seven red-listed species were found. The index for water level fluctuations shows good status in most of the lakes and high status in lake Hornindalsvatnet, but moderate status in the lakes Mjøsa, Øyeren-south and Vangsvatnet. The reasons for the moderate status is unclear, and the results are therefore not used in the overall classification of these three lakes. If the lakes Mjøsa and Øyeren are classified as low alkalinity instead of as moderate alkalinity, then the water level fluctuation index would indicate high status. In the lake Øyeren-south, the results for this index can be caused by a combination of coarse substrate and high turbidity, while the lake Vangsvatnet is characterized by large natural water level fluctuations. The combined classification of all the macrophyte indices gives high status in lake Øyeren and good status in the other lakes.

Fish were investigated in six of the lakes in 2017 by gill netting, trawling and hydroacoustics, but not in the lakes Mjøsa (will be done in 2018), Gjende and Selbusjøen (was done in 2016). Brown trout and char were the most commonly occurring species in all the lakes, except in lake Øyeren, which has Norway's most diverse fish community with 24 species, including perch, pikeperch, whitefish, smelt and a large array of cyprinids. While most of the lakes in Southern and Western Norway (Byglandsfjorden, Lundevatnet, Hornindalsvatnet and Eikesdalsvatnet) have very low fish biomass (< 1kg/ha), the lake Vangsvatnet has more than 7 kg/ha and the lake Øyeren has by far the highest fish biomass with 23 kg/ha. The relatively high fish biomass found in lake Vangsvatnet, which is also located in Western Norway, is probably due to a somewhat higher phosphorus concentration and lower depth (max depth = 60 m) than the other investigated lakes in the same region. The lake Øyeren has higher fish species diversity and higher productivity than the other lakes. The data quality only allows assessment of one of the Norwegian fish indices, the eutrophication index, WS-FBI, which showed high status in all the six investigated lakes. For the lake Øyeren, however, the nEQR value of 0,81, is very close to

the high/good class boundary, and is primarily representing the Øyeren-south water body, which is where the hydroacoustic measurements were done.

The physico-chemical eutrophication parameters indicate high or good ecological status in all the lakes. The results for the glacial lake Gjende also show good status after correcting the total phosphorus and secchi depth results for the contribution from the glacial particles. In lake Øyeren, the secchi depth result has not been used in the final classification due to high turbidity and problems with assessing the reference value for secchi depth. The physico-chemical acidification parameters give high or good status in all the lakes, except in lake Lundevatnet, which gets moderate status, but with a nEQR-value just below the good/moderate class boundary. This indicates that the lake Lundevatnet still may be slightly impacted by acidification.

The overall ecological status across all the investigated quality elements using the one-out-all-out principle, shows good status for all the lakes, except Lundevatnet, which gets moderate status just below the good/moderate class boundary, due to the physico-chemical acidification parameters. The lake Selbusjøen got poor status in 2016 due to the negative impact of an invasive species (*Mysis relicta*) on fish. In 2017, however, only the pelagic quality elements were investigated in that lake. In lake Eikesdalsvatnet, the results for fish were considered too uncertain to be included in the overall classification. The status of this lake, which is heavily modified due to transfer of water from its river basin to another river basin for hydropower production, is therefore very uncertain, but several parameters/indices indicate reduced productivity, which was also found in the other heavily modified lakes monitored in 2016 (Røssvatnet and Limingen). Our assessment of ecological status cannot be related to ecological potential for the lakes Selbusjøen and Eikesdalsvatnet, and can therefore not be used to estimate deviation from the objective of good ecological potential, but is rather provided as input to discussions on further management of heavily modified lakes.

The overall ecological status of the glacial lake Gjende has been classified as good, but the results are very uncertain due to missing class boundaries for phytoplankton in glacial lakes, as well as missing data for macrophytes and fish. The ecological status of lake Lundevatnet is also considered as very uncertain due to missing data for benthic fauna (which is assumed to be more sensitive to acidification than any of the biological quality elements monitored in 2017), as well as insufficient data quality to consider acidification impacts on fish.

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 av næringssalter og andre stoffer.

Store, dype innsjøer skiller seg fra mindre og grunnere innsjøer ved en rekke forhold. De har vesentlig større vannvolum, og vannmassene har lengre oppholdstid. Store, dype innsjøer har også et mye dypere sprangsjikt om sommeren. De pelagiske vannmassene i store, dype innsjøer har større retensjon (tilbakeholdelse) av næringssalter og er derfor 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 frie (pelagiske) vannmassene er dermed annerledes enn i mindre, grunnere innsjøer. For planteplankton, næringssalter 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 m.fl. 2007, Lyche Solheim m.fl. 2014, kap. 4.1 og 7.2 i Veileder 02:2018, Direktoratets gruppa 2018¹).

Et annet karakteristisk trekk 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 pelagialen i samme grad som i mindre, grunnere innsjøer, da vannvolumet i pelagialen er så stort.

Andre faktorer, som for eksempel økt 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 selvrengingsevne.

¹ 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 (Veileder 02:2018)».

På bakgrunn av de naturforholdene som er beskrevet ovenfor, er det særlige 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.

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 i lys av 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). Det tas ut prøver av miljøgifter i fisk for bestemmelse av kjemisk tilstand, men det rapporteres separat.

Miljøtilstanden i store norske innsjøer 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 m.fl. (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

Overvåkingen i 2017 har omfattet totalt ni store innsjøer, hvorav tre i økoregion Vestlandet: Vangsvatnet, Hornindalsvatnet og Eikesdalsvatnet, to innsjøer på Sørlandet: Byglandsfjorden og Lundevatnet, tre innsjøer på Østlandet: Øyeren, Mjøsa og Gjende, samt Selbusjøen i Trøndelag. De to sistnevnte var også med i basisovervåkingen av store innsjøer i 2015 og 2016 og skal etter planen overvåkes hvert år mht de pelagiske kvalitetselementene. Mjøsa overvåkes også hvert år siden 1972 i regi av et annet prosjekt (se forordet), og lange tidsserier for næringsalter, planteplankton og krepsdyrplankton i Mjøsa er rapportert i Lyche Solheim m.fl. (2018).

Målsettingen med basisovervåkingen av store innsjøer i 2017 har vært å klassifisere økologisk tilstand iht vannforskriften og prøve ut metodikk for overvåking og tilstandsklassifisering av

norske vannforekomster, som angitt i hhv. Overvåkingsveilederen (Veileder 02:2009) og Klassifiseringsveilederen (Veileder 02:2018). En tilleggs målsetning er å videreutvikle ny overvåkingsteknologi som er egnet for store dype innsjøer, inkludert bruk av satellittdata.

De spesielle limnologiske og økologiske forholdene som skiller store, dype innsjøer fra mindre grunnere innsjøer vil også bli diskutert, som f.eks. dypere termoklin, større retensjon av næringsalter, høyere biodiversitet som følge av større habitatvariasjon og større forskjeller mellom litoralsonen og pelagialen.

De biologiske kvalitetselementene som er inkludert i klassifiseringen er planteplankton, vannplanter, litorale småkrepser og fisk. Fisk ble imidlertid undersøkt i et eget FoU prosjekt om metodikk for overvåking av fiskebestander i store innsjøer («FIST»), og resultatene er brukt i denne rapporten etter ønske fra Miljødirektoratet. Litorale småkrepser erstatter bunndyr som kvalitetselement i store innsjøer fordi tettheten 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 småkrepser er utsatt for de samme forholdene, er tettheten av denne gruppen ofte noe høyere.

I tillegg ble krepsdyrplankton inkludert, selv om dette ikke er et eksplisitt krav iht vannforskriften. Krepsdyrplankton kan imidlertid bidra til å forklare variasjoner i planteplanktonresponsen på eutrofiering (Lyche Solheim 1995), og er dessuten relevant som indikator, sammen med litorale krepsdyr, på forskjellige påvirkninger, som forsurening (Hobæk og Raddum 1980, Walseng og Schartau 2001) og eutrofiering (Karabin 1985, Lyche 1990, Straile og Geller 1998, Jensen m.fl. 2013).

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

Rapporten inneholder en presentasjon av innsjøene som ble overvåket i 2017, 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). Strukturen og metodikken følger i hovedtrekk rapporten fra det første året med basisovervåking av store innsjøer fra 2015 (Lyche Solheim m.fl. 2016), men er noe utvidet mht en limnologisk/økologisk tolkning av resultatene for hver enkelt innsjø i kap. 5.

Satellittdata for klorofyll a er også vurdert for Mjøsa, som en test-case og sammenlignet med *in situ* data fra samme tidsperiode, basert på et nytt FoU prosjekt (Ledang og Sørensen 2018). Dersom FoU prosjektet videreføres i 2018, så vil satellittdata fra flere av de store innsjøene bli vurdert.

2. Presentasjon av innsjøene

2.1 Geografisk lokalisering

Totalt ni innsjøer i Sør-Norge var med i basisovervåkingen av store innsjøer i 2017. Tre av disse er i økoregion Vestlandet: Vangsvatnet, Hornindalsvatnet og Eikesdalsvatnet. To innsjøer er på Sørlandet: Byglandsfjorden og Lundevatnet, tre innsjøer er på Østlandet: Øyeren, Mjøsa og Gjende, og én, Selbusjøen, er i Midt-Norge. Vannforekomst-ID, vannområde og vannregion er vist i tabell 1 og geografisk lokalisering i figur 1.

Dybdekart og stasjonskart for prøvetaking av pelagiske (vannkjemi, planteplankton, krepsdyrplankton) og litorale kvalitetselementer (litorale småkrepser og vannplanter) er vist i hhv vedlegg A og B.

Tabell 1. Store innsjøer som var med i ØKOSTOR i 2017,

inkludert vannforekomst-ID, vannområde og vannregion fra Vann-nett: <http://vann-nett.no/saksbehandler/>

Innsjø	Fylke	Vannforekomst-ID	Vannområde	Vannregion
Østlandet				
Gjende	Oppland	002-147-L	Mjøsa	Glomma
Mjøsa	Oppland/Hedmark/Akershus	002-118-1-L	Mjøsa	Glomma
Øyeren	Akershus/Østfold	002-113-1-L 002-113-2-L	Øyeren	Glomma
Sørlandet				
Byglandsfjorden	Aust-Agder	021-1063-L	Otra	Agder
Lundevatnet	Vest-Agder, Rogaland	026-1399-L	Sira-Kvina	Agder
Vestlandet				
Eikesdalsvatnet	Møre og Romsdal	104-1994-L	Romsdal	Møre og Romsdal
Hornindalsvatnet	Sogn og Fjordane	089-1807-2-L	Nordfjord	Sogn og Fjordane
Vangsvatnet	Hordaland	062-2085-L	Voss - Osterfjorden	Hordaland
Midt-Norge				
Selbusjøen	Sør-Trøndelag	123-892-1-L	Nea-Nidelva	Trøndelag



Figur 1. Geografisk beliggenhet til de åtte store innsjøene i ØKOSTOR i 2017. Sorte linjer og sort tekst gjelder vannregioner.

2.2 Vannstandsvariasjoner

Vannstanden i innsjøer reguleres av flere grunner, f.eks. vannkraft, flomvern, drikkevannsforsyning, 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 vannkraftsmagasin med kraftig nedtapping om vinteren/våren og en høy 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. En innsjø som er regulert for drikkevannsmål vil ha korttidsreguleringer gjennom hele året, men vannstandsamplituden vil være betraktelig mindre enn i vannkraftmagasiner. Her vil man kunne få redusert utbredelse av enkelte arter, mens andre vil kunne øke.

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 m. fl. 2016).

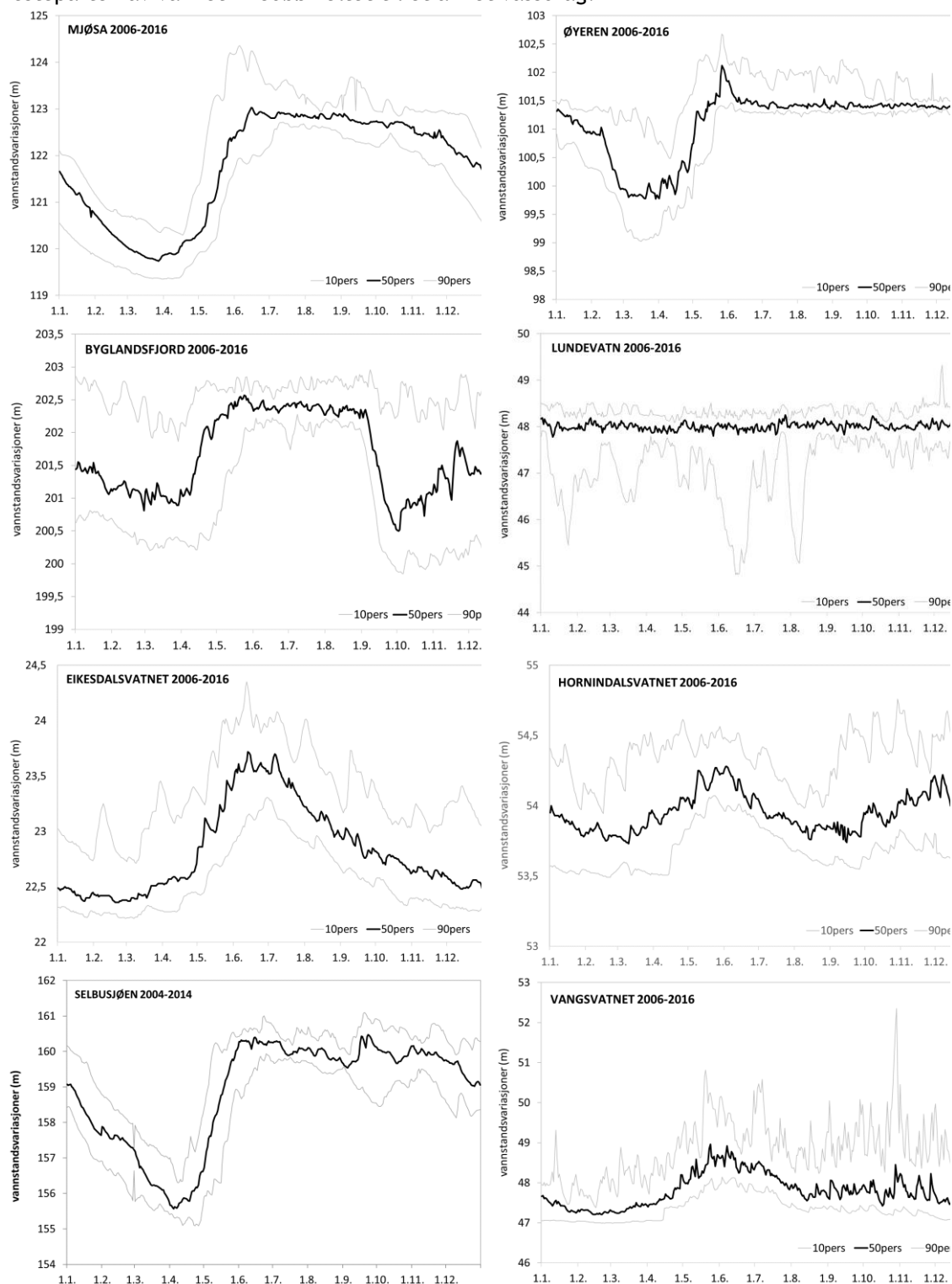
Tabell 2. Vannstandsvariasjoner i store innsjøer inkludert i ØKOSTOR i 2017, LRV og HRV: høyeste og laveste regulerte vannstand (iht manøvreringsreglementene). Vinternedtapping: forskjell mellom laveste vannstand i april-mai og høyeste vannstand i november (se Mjelde m.fl. 2013). Vinternedtapping og årsmedian er basert på reelle data for siste 10-års periode (vannstandsperiode). SMVF: Sterkt modifisert vannforekomst.

Innsjø	LRV m.o.h.	HRV m.o.h.	Regulerings- høyde, m	Median- vannstand (m.o.h.)	Vinter- nedtapping, m	Vannstands- periode	SMVF
Østlandet							
Gjende	n.a.	n.a.	0	984	n.a.	n.a.	nei
Mjøsa	122,9	119,3	3,6	122,2	3,0		nei
Øyeren (Sør)	101,3	98,9	2,4	101,4	2,2		nei
Sørlandet							
Byglandsfjorden	203,0	198,0	5,0	201,8	1,4		nei
Lundevatnet	48,5	44,0	4,5	48	1,1		nei
Vestlandet							
Eikesdalsvatnet	-	-	0	22,8	0,46*		ja
Hornindalsvatnet	-	-	0	54	0,71*		nei
Vangsvatnet	-	-	0	47,8	2,2*		nei
Midt-Norge							
Selbusjøen	155	161,3	6,3	159	4,7	2004-2014	ja

*naturlig vannstandsvariasjon (mars/april-november) beregnet på samme måte som vinternedtapping.

Eikesdalsvatnet og Selbusjøen er utpekt som sterkt modifisert pga vannkraft (<https://vannnett.no/portal>). Vannstandsvariasjonene gjennom året og mellom år er vist i tabell 2 og figur 2. Begge innsjøene er regulert til kraftformål, mens Mjøsa og Øyeren er regulert for andre formål (primært flomdemping). Mens Selbusjøen, Mjøsa og Øyeren alle har et klassisk

vinternedtapingsmønster, er dette ikke tilfelle for Eikesdalsvatnet. Utpekingen av Eikesdalsvatnet som sterkt modifisert skyldes at innsjøen har fått vesentlig mindre vanngjennomstrømming og dermed betydelig lengre oppholdstid enn tidligere pga overføring av mesteparten av vannet i nedbørfeltet til et annet vassdrag.



Figur 2. Vannstandsvariasjoner over året i de store innsjøene i Basisovervåkingsprogrammet ØKOSTOR i 2017 basert på data for siste 10-årsperiode (noe manglende data for enkelte innsjøer). Figurene viser medianvannstand, samt 10 og 90 persentiler. NB! Skalaen varierer. Data fra Svein Taksdal, NVE. Vannstandsdata for Gjende mangler.

Byglandsfjorden er også regulert til kraftformål, men har i tillegg til vintervedtapping også en markert nedtapping på høsten. Lundeavatnet er inntaksmagasin til Åna-Sira kraftverk, og har stabilisert vannstand gjennom året. Maksimalt tillatt nedtapping er ikke benyttet for disse to innsjøene i siste 10 årsperiode, og vannstandsvariasjonene har derfor vært mindre enn regulerings høyden. For Lundeavatnet viser imidlertid 10 persentilen inntil 3 m lavere vannstand enn normalvannstanden, særlig i juni og august, noe som har konsekvenser for vannplantene (se kap. 4.3).

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 store, dype innsjøer bør typifiseres. Vi mener at disse forholdene gjør det nødvendig å klassifisere pelagialen med en annen vanntype enn litoralen, pga den økte retensjonen av fosfor i store, dype innsjøer sammenlignet med mindre, grunnere innsjøer. Denne retensjonen gir naturlig mer næringsfattige forhold i pelagialen enn i litoralen. Vi har derfor typifisert alle innsjøene som type 6 (kalkfattige, dype lavlandssjøer) mht planteplankton, næringssalter og siktedyp, fordi dette er den eneste vanntypen som er spesifikk for dype innsjøer. De er imidlertid også klassifisert på vanlig måte iht klassifiseringsveilederen ut fra den vanntypen de får basert på kalsium, humus og den aktuelle klimaregionen (lavland, skog og fjell) (Veileder 02:2018). Forskjellene i resultat mht tilstandsklasse og normalisert EQR presenteres og diskuteres for hver innsjø.

I følge 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 forurensende stoffer; hhv organisk stoff og forsurende forbindelser. I de fleste innsjøene som var med i 2017 overvåkingen var det ikke desto mindre godt samsvar mellom vanntypen indikert ved hjelp av kalsium og alkalitet, og ved hjelp av fargetall og TOC. For Lundeavatnet var imidlertid fargetallet på 16 mg Pt/l, som gir en klar vanntype (10-30 mg Pt/l), mens TOC (1,9 mg/l) ligger rett under typegrensen svært klar/klar (2 mg/l). Ut fra regelen om at vanntypen med de strengeste klassegrensene skal velges for innsjøer som er nær typegrenser, har vi valgt å typifisere Lundeavatnet som en klar (og ikke svært klar) innsjø. For Hornindalsvatnet fant vi manglende samsvar mellom kalsium og alkalitet, der kalsium (0,9 mg/l) gir en svært kalkfattig vanntype (Ca < 1 mg/l), mens alkaliteten (0,07 mekv/l) gir en kalkfattig vanntype (0,05-0,2 mekv/l). Vi har valgt å typifisere Hornindalsvatnet som svært kalkfattig. Mulige effekter av disse valgene mht tilstand basert på forsuringsindeksene for hhv. litorale småkreps og vannplanter, samt for de vannkjemiske forsuringsparameterne, er diskutert i forbindelse med presentasjon av resultatene fra Lundeavatnet og Hornindalsvatnet.

Resultatene av typifiseringen er gitt i tabell 3 som 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 kun tre av innsjøene er svært store (>50 km²), Hornindalsvatnet ligger akkurat på grensen svært stor/stor, mens de øvrige fem innsjøene er store (5-50 km²). Alle innsjøene er dype (> 15 m middeldyp), unntatt Øyeren, som er grunn, men nær grensen til typekategorien dype innsjøer med middeldyp på 14 m. Ingen av innsjøene er typifisert som moderate kalkrike, selv om både Mjøsa og Øyeren har en kalsiumkonsentrasjon og en alkalitet i overkant av typegrensen kalkfattige/moderat kalkrik. Da begge innsjøene er nær typegrensen

kalkfattig/moderat kalkrik, og trolig har et antropogent forhøyet kalkinnhold pga gjødsling av jordbruksarealene rundt begge innsjøene, har vi valgt å typifisere disse som kalkfattige. Da alkaliteten er høy nok i Mjøsa og Øyeren for mer kalk- og næringskrevende arter av vannplanter, vil referansetilstanden for vannplanter i disse innsjøene være mer sammenlignbar med plantesamfunn i moderat kalkrike innsjøer. Vi har derfor brukt klassegrensene for moderat kalkrike innsjøer ved klassifisering av økologisk tilstand for vannplanter i Mjøsa og Øyeren (kap. 4.4.2).

Fire av innsjøene er typifisert som svært kalkfattige: Byglandsfjorden, Lundevatnet, Hornindalsvatnet og Vangsvatnet.

Ingen av innsjøene er humøse, men Øyeren er relativt nær typegrensen klar/humøs med en humuskonsentrasjon på 27 mg Pt/l. Gjende, og de tre innsjøene på Vestlandet (Eikesdalsvatnet, Hornindalsvatnet, Vangsvatnet) er alle svært klare. Eikesdalsvatnet utmerker seg med ekstremt klart vann med en farge på 1 mg Pt/l og TOC konsentrasjon på 0,6 mg/l.

Overflatearealet spenner fra 8 km² (Vangsvatnet) til 366 km² (Mjøsa, som er Norges største innsjø) og maksimum-dybden varierer fra 60 m (Vangsvatnet) til 514 m (Hornindalsvatnet, som er Nord-Europas dypeste innsjø).

Gjende er brepåvirket og tilhører dermed en vanntype som det foreløpig ikke er utviklet noe klassifiseringssystem for. Gjende har derfor blitt forsøkt klassifisert som om den var en kalkfattig, svært klar fjellsjø (mht humus).

Mange av innsjøene tilhører en vanntype der klassifiseringssystem mangler for ett eller flere kvalitetselementer. Vi har derfor benyttet den vanntypen som kommer nærmest ut fra prinsippet om de strengeste klassegrensene. Konsekvensene av typifiseringen er diskutert i de respektive resultatkapitlene i kap. 4, og mer spesifikt for hver innsjø i kap.5.

Tabell 3. Vanntyper for de store innsjøene i Basisovervåkingsprogrammet ØKOSTOR i 2017.

Kalsium og humus er gjennomsnittsverdier fra overvåkingsdataene i 2017, mens for Mjøsa, Selbusjøen og Gjende er verdiene basert på flere års data.

Innsjø	Vannforekomst-ID	Fylke	Vanntype		Typebeskrivelse	Norsk			H.o.h (m)	Innsjø- størrelse (km ²)	Innsjø- dybde middel (m)	Innsjø- dybde maks (m)	Kalsium (mg Ca/L)	Alkalitet (Alk-E) (mekv/L)	Farge (mg Pt/L)	TOC (mg/L)
			(Vann- Nett) Nett) ¹	(Vann- Nett) korr. ¹		type nr. ²	NGIG-type ³	Øko-region								
Østlandet																
Gjende	002-147-L	Oppland	LEM21113	LEH32423	Bresjø, fjell, kalkfattig, svært klar, dyp	23	L-N7	Østlandet	984	16	66	149	1,26	0,075	2,0	0,54
Mjøsa ⁴	002-118-1-L	Akershus , Hedmark , Oppland	LEM42213	LEL42113	Lavland, kalkfattig, klar, dyp (moderat kalkrik for vannplanter)	6	L-N2b L-N-M201	Østlandet	123	366	155	453	5,45	0,24	11,2	1,99
Øyeren ⁴	002-113-1-L	Akershus,	LEL43112	LEL42112	Lavland, kalkfattig, klar, grunn (moderat kalkrik for vannplanter)	5	L-N2a L-N-M 201	Østlandet	101	84	14	76	5,34	0,275	27,0	3,8
	002-113-2-L	Østfold	LEL43113	LEL42112												
Sørlandet																
Byglandsfjorden	021-1063-L	Aust- Agder	LSM32113	LSM31113	Skog, svært kalkfattig, klar, dyp	13c	L-N-M001	Sørlandet	203	34	57	167	0,72	0,056	15,7	2,38
Lundevatnet	026-1399-L	Vest- Agder, Rogaland	LSL38113	LSL31113	Lavland, svært kalkfattig, (svært) klar, dyp	2b	-	Sørlandet	49	28	172	314	0,43	0,043	15,7	1,93
Vestlandet																
Eikesdalsvatnet	104-1994-L	Møre og Romsdal	LWM28113	LWL32413	Lavland, kalkfattig, svært klar, dyp	6	L-N2b L-N-M101	Vestlandet	22	23	89	155	1,60	0,095	1,0	0,60
Hornindalsvatnet	089-1807-2-L	Sogn og Fjordane	LWL48113	LWL41413	Lavland, svært kalkfattig, svært klar, dyp	1d	-	Vestlandet	53	50	237	514	0,89	0,074	4,8	0,99
Vangsvatnet	062-2085-L	Hordaland	LWL32112	LWL31413	Lavland, svært kalkfattig, svært klar, dyp	1d	-	Vestlandet	47	8	20	60	0,89	0,079	7,5	1,01
MidtNorge																
Selbusjøen	123-892-1-L	Sør- Trøndelag	LML42113	LML42113	Lavland, kalkfattig, klar, dyp	6	L-N2b L-N-M101	Midt-Norge	158	57	70	206	3,36	0,19	19,9	2,47

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 (Veileder 02:2018).

3 NGIG type er vanntyper som ble brukt ved interkalibreringen av klassegrenser for god økologisk tilstand i den nordiske interkalibreringsgruppen (NGIG). NGIG typene 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 Mjøsa og Øyeren er klassifisert som kalkfattige for alle kvalitetselementer unntatt vannplanter, som er klassifisert iht moderat kalkrik type (se tekst i kap. 4.4).

3. Materiale og metoder

3.1 Tidspunkt for prøvetaking

Feltarbeidet i de ni innsjøene ble gjennomført i perioden april - oktober 2017. Tabell 4 viser tidspunkt for feltarbeidet for de ulike biologiske kvalitetselementene og for de fysisk-kjemiske støtteparameterne.

Planteplankton, krepsdyrplankton og vannkjemi ble prøvetatt månedlig i vekstsesongen dvs. seks ganger i hver innsjø, bortsett fra Gjende, der kun tre prøverunder ble gjennomført i perioden juli-september pga kortere vekstsesong. I tillegg ble pelagiske prøver tatt fra isen på slutten av vinterstagnasjonen i april i Gjende, men ikke fra de andre innsjøene pga usikker/manglende is. Vinterprøvene omfattet vannkjemi fra separate enkeltdyp og krepsdyrplankton, som ble tatt med 90 µm håv. 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.

Vannplanter og litorale småkreps ble ikke prøvetatt i Gjende og Selbusjøen, da programmet for 2017 kun omfatter de pelagiske kvalitetselementene i disse to innsjøene. Kartlegging av vannplanter i strandsonen i de øvrige innsjøene ble gjennomført i perioden fra slutten av juni til slutten av august, både mht artssammensetning og nedre voksegrense (se tabell 4). Litorale småkreps ble prøvetatt tre ganger i løpet av vekstsesongen i alle innsjøene (se tabell 4). Bunndyr i strandsonen ble ikke prøvetatt i noen av innsjøene. Kartlegging av fiskebestander ble gjennomført i et eget FoU prosjekt (FIST2017) i siste halvdel av august i rekkefølgen Eikesdalsvatnet, Hornindalsvatnet, Vangsvatnet, Lundevatnet, Byglandsfjorden og Øyeren.

Feltarbeidet ble gjennomført etter standard metoder beskrevet i Overvåkingsveilederen (Veileder 02:2009) og Klassifiseringsveilederen (Veileder 02:2018), og er beskrevet nærmere for hvert kvalitetselement i kap. 3.2-3.7.

Tabell 4. Tidspunkt for feltarbeid for hvert kvalitetselement i 2017

Kvalitetselementer: VK= Vannkjemi, PP = Planteplankton, KP = Krepserplankton, VP = Vannplanter, SK = Litorale småkreps, BD = Bunndyr (opsjon ikke finansiert 2017). "(red.)" betyr redusert program og vil si kun pelagiske prøver (VK, PP, KP). Fisk ble undersøkt i eget FOU prosjekt (FIST) i følgende innsjøer: (Øyeren, Byglandsfjorden, Lundevatnet, Eikesdals-vatnet, Hornindalsvatnet og Vangsvatnet) i uke 33-37.

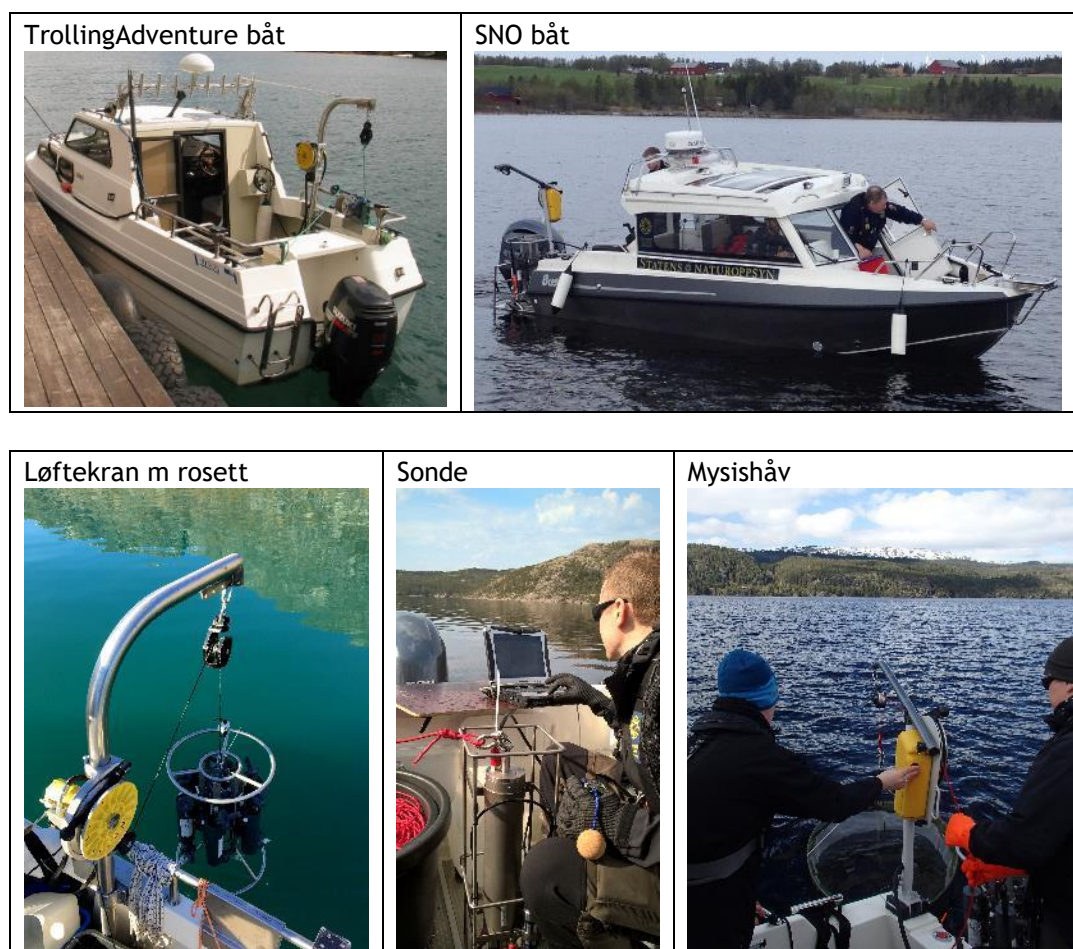
Innsjøer 2017	Vannforekoms t-ID	April (uke)			Mai (Uke 18-21)					Juni (Uke 23-25)					Juli (Uke 27-30)					Aug (Uke 31-35)					Sept (Uke 36-39)					Okt (Uke 40-43)				
		VK	PP	KP	VK	PP	KP	VP	SK	VK	PP	KP	VP	SK	VK	PP	KP	VP	SK	VK	PP	KP	VP	SK	VK	PP	KP	VP	SK					
Østlandet																																		
Gjende (red.)	002-147-L	x		x										x	x	x					x	x	x											
Mjøsa ¹	002-118-1-L				x	x	x			x	x	x	x	x	x	x	x				x	x	x		x	x	x							
Øyeren ²	002-113-1-L / 002-113-2-L				x	x	x			x	x	x	x	x	x	x	x				x	x	x		x	x	x							
Sørlandet																																		
Byglandsfjorden	021-1063-L				x	x	x			x	x	x	x	x	x	x	x				x	x	x		x	x	x							
Lundevatnet	026-1399-L				x	x	x			x	x	x	x	x	x	x	x				x	x	x		x	x	x							
Vestlandet																																		
Eikesdalsvatnet	104-1994-L				x	x	x			x	x	x	x	x	x	x	x				x	x	x		x	x	x							
Hornindalsvatnet	089-1807-2-L				x	x	x			x	x	x	x	x	x	x	x				x	x	x		x	x	x							
Vangsvatnet	062-2085-L				x	x	x			x	x	x	x	x	x	x	x				x	x	x		x	x	x							
Midt-Norge																																		
Selbusjøen (red.)	123-892-1-L				x	x	x			x	x	x			x	x	x				x	x	x		x	x	x							

¹ eget prosjekt for VK, PP, KP, som prøvetas hver 14. dag fra mai-oktober på hovedstasjonen Skreia

² de pelagiske kvalitetselementene (VK, PP, KP) kun tatt i vannforekomst 002-113-2-L (Øyeren Sør), mens VP og SK er prøvetatt i begge vannforekomstene.

3.2 Pelagisk prøvetaking

Det pelagiske feltarbeidet ble utført fra båt ved innsjøenes dypeste punkt; båt fra TrollingAdventure AS på Mjøsa og Gjende, og båt fra Statens Naturoppsyn (SNO) i de andre innsjøene. Alle båtene var utstyrt med løftekran og linehaler for motorisert heving og senking av stort og tungt prøvetakingsutstyr. Dette utstyret ble brukt til vannprøvetaking på dypt vann med multisampler (rosettsampler), sonde-målinger av vertikalprofiler av temperatur, oksygen, turbiditet, pH, ledningsevne og klorofyll-fluorescens, samt håvtrekk med stor zooplanktonhåv gjennom hele vannsøylen (figur 3). Tradisjonelle manuelle limnologiske metoder ble brukt til den øvrige prøvetakingen; planteplankton og vannkjemi fra epilimnion (0-10 m) ble tatt med Ramberg rørsamplers, siktedyp ble målt med Secchi-skive, og krepsdyrplankton fra øvre del av vannmassen (0-10 m og 0-50 m) ble tatt med 90 µm zooplanktonhåv. Nærmere detaljer om prøvetakingen av de enkelte kvalitetselementene er gitt under hvert delkapittel nedenfor.



Figur 3. Utstyr for pelagisk feltarbeid i vekstsesongen: Båter med løftekran og linehaler brukt til pelagisk prøvetaking i de åtte store innsjøene i ØKOSTOR i 2017. Øverst: Båt fra TrollingAdventure AS (venstre) og båt fra SNO (høyre). Midten: Løftekran med rosettsamplers (venstre), multisensorsonde med felt-PC for nedlasting av vertikalprofiler (midten), stor zooplanktonhåv (høyre).

Vinterprøver fra is ble tatt i Gjende i april ved bruk av stativ med stålwire med telleverk (figur 4), multisensorsonde, Ruttner-sampler, secchi-skive og liten zooplanktonhåv (95 µm).

Gjende vinter



Figur 4. Pelagisk prøvetaking fra isen på Gjende 4. april 2017 (John Gunnar Dokk og Knut Andreas Eikland Bækkelie, NINA).

De pelagiske prøvene ble tatt på posisjonen angitt i tabell 5. Maksimum dyp målt på den pelagiske stasjonen (10 m under dypeste prøve) er noe mindre enn det som er angitt i Vann-Nett for Gjende (avvik 9 m), Lundevatnet (avvik 4 m) og Hornindalsvatnet (avvik 4 m) (Tabell 3). Våre målinger er basert på en liten hydroakustisk dybdemåler som festes på prøvetakingslinen, samt trykkbasert måling med multisensorsonden. Båtenes ekkolodd vil ofte overestimere dybden på store dyp.

De eksakte prøvetakingsdypene i hver innsjø ble kontrollert vha vanntrykket registrert av rosett-sampleren, samt av multisensor-sonden ved måling av vertikallprofiler av vannkjemiske parametere.

Etter hver prøvetaking ble båt, henger og alt utstyr, unntatt vannprøvetakerne grundig desinfisert med Virkon S for å unngå spredning av fremmede arter og patogener fra innsjø til innsjø. Vannprøvetakerne ble desinfisert med klorin, for å unngå kontaminering av fosfor fra Virkon S, som inneholder mye fosfat.

Tabell 5. Geografiske posisjoner for pelagisk prøvetaking og største dyp målt på den pelagiske stasjonen i 2017. Dypeste prøve er tatt 10 m over største målte dyp*

Innsjø	Maks-dyp, m	Longitude	Latitude
Østlandet			
Gjende	140	61,4930	8,6959
Mjøsa	453	60,6523	11,0874
Øyeren	75	59,7077	11,2307
Sørlandet			
Byglandsfjorden	167	58,6999	7,8006
Lundevatnet	310	58,3538	6,5900
Vestlandet			
Eikesdalsvatnet	155	62,5843	8,1617
Hornindalsvatnet	510	61,9396	6,3693
Vangsvatnet	60	60,6183	6,3884
Midt-Norge			
Selbusjøen	206	63,2604	10,8102

*dybdekart og stasjonskart er vist i hhv vedlegg A og B.

3.3 Fysisk-kjemiske parametere

3.3.1 Prøvetaking

Prøvetaking av fysisk-kjemiske parametere ble gjennomført fra båt ved innsjøens antatt dypeste punkt.

Siktedypet ble målt med en 25 cm Secchiskive og metermerket snor.

Vertikalprofiler fra overflaten og ned til 10 m over bunnen ble målt med en multisensor-sonde for følgende parametere: Temperatur, oksygen, klorofyll fluorescens, turbiditet, pH og ledningsevne. Det ble også tatt stikkprøver på spesifiserte dyp nedover i vannsøylen for måling av turbiditet, pH og ledningsevne (tabell 6). Separate prøver av oksygen i bunnvannet ble også målt med Winklers metode, for å sjekke målingene gjort med sonden.

I hver innsjø ble det tatt integrerte blandprøver av epilimnion fra 0-10 m. I alle innsjøene ble det brukt en Ramberg rørsamplere, der enkeltprøver fra 0-2m, 2-4m, 4-6m, 6-8m og 8-10 m ble blandet i et blandekar før uttak av vannprøver til analyse av følgende parametere: pH, ledningsevne, alkalitet, farge, total organisk karbon, turbiditet, ammonium, nitrat, total nitrogen, total fosfor, fosfat, kalsium, magnesium, natrium, kalium, klorid, sulfat, reaktivt og ikke-labilt aluminium.

I alle innsjøene ble det også tatt integrerte blandprøver av hypolimnion ved blanding av vannprøver fra spesifikke enkeltdyp under sprangsjiktet (tabell 6). Vannprøver fra enkeltdyp ble tatt med Rosettsamplere som programmeres til å lukke på bestemte dyp, se avsnitt 3.2 og bilde i figur 4. Rosettsampleren ble ikke brukt i Øyeren og Vangsvatnet, fordi disse er relativt grunne, og det er

derfor like raskt å benytte Ruttner-samplere. De samme parameterne ble målt i blandprøvene fra hhv. hypolimnion og epilimnion, unntatt klorofyll a som kun ble målt i prøven fra epilimnion.

Tabell 6. Prøvetakingsdyp (m) for enkeltprøver i innsjøene i ØKOSTOR i 2017.

Østlandet			Sørlandet		Vestlandet			MidtNorge
Gjende	Mjøsa (Skreia)	Øyeren	Byglandsfjorden	Lunde- vatnet	Eikedals- vatnet	Hornindals- vatnet	Vangs- vatnet	Selbusjøen
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	65	100	100	100	100		100
130	200		167	200	145	200		196
	300			300		300		
	400					400		
	443					500		

3.3.2 Kjemiske analyser

Alle kjemiske analyser ble gjennomført etter akkrediterte metoder ved NIVAs analyselaboratorium.

Labilt aluminium (L-Al) er beregnet som differansen mellom reaktivt (Al-R) og ikke labilt (Al-II) aluminium. Vannets syrenøytraliserende kapasitet (ANC) er beregnet ut fra metodikk beskrevet i Hindar og Larssen (2005).

Alkalitet er i denne rapporten angitt på to måter, både som syreforbruk ved titrering til pH 4,5 (angis som Alk i vedlegg B) og estimert alkalitet (angis som Alk-E i vedlegg B) etter følgende formel:

$$Alk-E = (Alk_{4,5} - 31,6) + 0,646 * \sqrt{(Alk_{4,5} - 31,6)}$$

3.3.3 Klassifisering av eutrofieringsrelevante parametere

Vurdering av økologisk tilstand for hver av de eutrofieringsrelevante parametere total fosfor, total nitrogen og siktedyp er basert på årsmiddelverdier av blandprøvene fra epilimnion i hver innsjø, og følger de typespesifikke klassegrensene som er angitt i Klassifiseringsveilederen (Veileder 02:2018). Resultatene for total fosfor og total nitrogen i blandprøvene fra hypolimnion ble ikke klassifisert, da alle klassegrensene for disse parametere i innsjøer i klassifiseringsveilederen kun gjelder for epilimnion. Det samme gjelder for forsuringsparameterne pH, ANC og L-Al.

For siktedyp har vi beregnet innsjø-spesifikke referanseverdier og klassegrenser ut fra formelen som er gitt i Klassifiseringsveilederen (Veileder 02:2018, kap. 7.2.4) for alle innsjøene unntatt Gjende, der en annen modell er brukt (se nedenfor).

$$Siktedyp = (\ln(95) - \ln(20)) / [(0,037 \times A^{0,60}) + (0,02 \times chla)],$$

der A = farge (mg Pt/l) og chla = klorofyll a (µg/l), angitt som referanseverdi eller klassegrenser for den aktuelle vanttypen. Tallverdiene 95 og 20 viser til at det i vannoverflaten er 95 % av det innfallende lyset som trenger ned i vannet (5 % forsvinner ved refleksjon), mens det ved det aktuelle siktedypet er ca. 20 % av innfallende lys igjen.

Formelen for siktedyp gir humuskorrigerede referanseverdier og klassegrenser for siktedypet ut fra humusinnholdet (fargen) i hver innsjø og typespesifikke referanseverdier og klassegrenser for klorofyll (tabell 7).

Tabell 7a. Humuskorrigerede referanseverdier og klassegrenser for siktedyp (m).							
Korrigerede verdier er beregnet ut fra fargen (mg Pt/l) i hver innsjø og de typespesifikke referanseverdiene og klassegrensene for klorofyll a (µg/l). Ref = referanseverdi, SG/G = klassegrensen svært god/god, G/M = klassegrensen god/moderat, M/D = klassegrensen moderat/dårlig, D/SD = klassegrensen dårlig/svært dårlig. For Gjende, se tabell 7.b.							
Innsjø	Norsk vanntype	Farge, mg Pt/l	Ref	SG/G	G/M	M/D	D/SD
Østlandet							
Mjøsa	6	11	8,50	7,89	6,56	5,24	3,41
Øyeren	5*	27	5,1	4,5	4,0	3,0	1,9
Sørlandet							
Byglandsfjorden	13*	16	7,1	6,7	5,7	4,7	3,2
Lundevatnet	2*	16	7,1	6,7	5,7	4,7	3,2
Vestlandet							
Eikesdalsvatnet	6	1,0	24,7	20,2	13,3	8,8	4,6
Hornindalsvatnet	1*	4,8	12,9	11,6	8,9	6,6	3,9
Vangsvatnet	1*	7,5	10,4	9,5	7,6	5,9	3,7
Midt-Norge							
Selbusjøen	6	20	6,3	5,9	5,1	4,3	3,0

*Disse innsjøene er klassifisert ut fra klassegrensene for type 6 (kalkfattig og dyp), se kap. 2.2 for begrunnelse.

Korrigerende av klassegrenser for siktedyp i Gjende

Modellen som er brukt til å estimere siktedypsgrensene for de øvrige innsjøene i Tabell 7 er uegnet for Gjende, som har svært lite humus, men til gjengjeld er brepåvirket, noe som gir Gjende den karakteristiske blågrønne fargen. Vi har nå funnet en empirisk modell som estimerer dypet for eufotisk sone ut fra turbiditeten (NTU) forårsaket av brepartiklene (Edmundson og Koenings 1986). 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. Partikler i vannet som måles ved turbiditeten, sprer lyset og gir en grunnere eufotisk sone. Den aktuelle modellen er basert på data fra brepåvirkede innsjøer i Alaska:

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

Våre målinger av turbiditeten i Gjende fra perioden juli-september de siste tre årene (2015-2017) har en middelvei på 1,5 FNU (FNU er analogt til NTU i modellen). En referanseverdi for siktedyp i Gjende

kan beregnes 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 og Edmundson 1991).

På dette grunnlaget har vi beregnet en referanseverdi for siktedyp i Gjende på 3,1 m, som tar hensyn til brepartiklene. Klassegrensene er 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 7b og er brukt i klassifiseringen av innsjøen i kap. 4 og 5.

Tabell 7b. Brepertikkel-korrigerede referanseverdier og klassegrenser for siktedyp (m) i Gjende. Korrigerede verdier er beregnet ut fra turbiditeten (FNU) og EQR verdier for klassegrensene for type 23 (se tekst for nærmere forklaring). Ref = referanseverdi, SG/G = klassegrensen svært god/god, G/M = klassegrensen god/moderat, M/D = klassegrensen moderat/dårlig, D/SD = klassegrensen dårlig/svært dårlig.

	Norsk	Turbiditet	Siktedyp (m)				
			vanntype	Ref	SG/G	G/M	M/D
Innsjø		(FNU)					
Gjende	23*	1,5	3,1	2,7	2,4	1,6	1,0

*Gjende er brepåvirket, men passer for øvrig inn i type 23 som er kalkfattige, svært klare fjellsjøer.

Total fosforkonsentrasjon i Gjende korrigeret for bidraget fra brepartikler:

Total fosforkonsentrasjonen påvirkes også av brepartiklene, som inneholder mye mineralisk 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 og Koenings 1986), der TP_{korr} er den korrigerede biologisk relevante total-fosforkonsentrasjonen, mens $TP_{målt}$ er den faktisk målte total-fosfor-konsentrasjonen:

$$TP_{korr} = 3,02 + 0,28 * TP_{målt}, (r^2 = 0,73).$$

Den målte totalfosforkonsentrasjonen i Gjende i juli-september 2017 har en middelverdi på 14 µg/l i øvre del av vannmassen (0-10 m). Ved bruk av modellen ovenfor (setter inn 14 µg/l i formelen for $TP_{målt}$) får vi da følgende middelverdi for korrigeret biologisk relevant total fosfor i Gjende i 2017 (0-10m): $TP_{korr} = 6,9$ µg/l. Denne korrigerede totalfosforkonsentrasjonen er brukt ved klassifiseringen av total fosfor i innsjøen i kapitlene 4 og 5.

For hypolimnion i Gjende var den målte middelverdien for total fosforkonsentrasjon på bare 10 µg/l. Korrigeret total fosforkonsentrasjon blir 5,8 µg/l (fratrukket bidraget fra brepartiklene).

3.3.4 Klassifisering av forsursrelevante parametere

Vurdering av økologisk tilstand for hver av de forsursrelevante parameterne pH, ANC og labilt aluminium (L-Al) er basert på sesongmessig gjennomsnitt for pH og ANC og maksimumsverdi for L-Al. Til klassifiseringen har vi brukt referanseverdier og klassegrenser for undertyper som er basert på fininndeling av kalsium- og TOC-konsentrasjoner innen hver hovedvanntype, som angitt i siste versjon av klassifiseringsveilederen (Veileder 02:2018, kap. 7.1).

3.3.5 Beregning av EQR-verdier for alle fysisk-kjemiske parametere

Økologisk kvalitetsratio (EQR-verdier) for de vannkjemiske parameterne beregnes enten som referanseverdi delt på observert verdi for parametere som øker med økende påvirkning, dvs. Tot-P,

Tot-N, L-Al, eller motsatt som observert verdi delt på referanseverdi for parametere som minker med økende påvirkning, dvs. siktedyp og pH. For ANC, som kan bli negativ ved sterk forsuringpåvirkning, beregnes EQR også som observert verdi delt på referanseverdi, men en maksimumverdi på 100 trekkes fra både i teller og nevner for å unngå negative EQR-verdier.

Normalisering av EQR-verdiene gjøres ved hjelp av den generelle formelen som er angitt i klassifiseringsveilederen (Veileder 02:2018, kap. 3.5.5, tekstboks 3.7). Dette er nødvendig for å kunne kombinere med EQR-verdiene for andre parametere og kvalitetselementer. Alle normaliserte EQR-verdier som blir større enn 1,0, settes til 1,0.

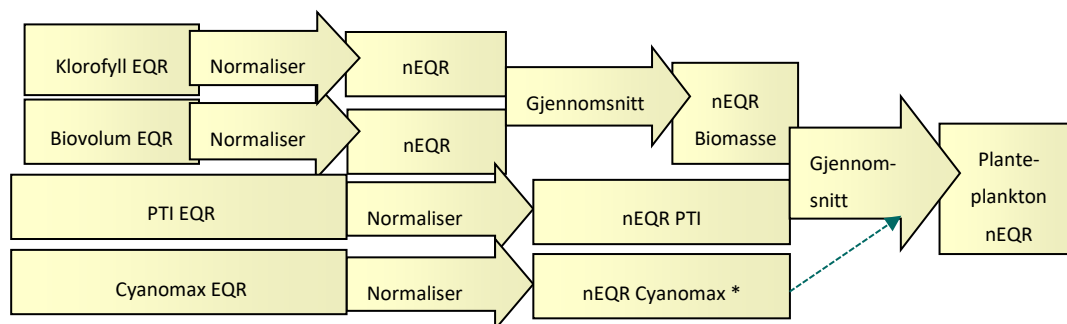
3.4 Planteplankton

Datagrunnlaget er kun basert på prøver fra én stasjon pr. innsjø. Resultatene gjelder derfor kun for denne stasjonen og er ikke nødvendigvis representative for hele innsjøen.

Planteplankton ble undersøkt månedlig i vekstsesongen i alle innsjøene (tabell 4). De ordinære prøvene ble tatt i henhold til standardprosedyre (NS-EN 16698, 2015) med blandprøve fra eufotisk sone (2,5 x siktedypet), dog begrenset til epilimnion 0-10 m dersom den eufotiske sonen var dypere enn denne. Det ble tatt ut prøver til analyse av klorofyll-a, vannkjemi og planteplankton fra samme blandprøve.

Analyse av planteplanktonet ble foretatt i omvendt mikroskop iht norsk standard (NS-EN 15204, 2006), og artssammensetningen, biovolumet av hver art og totalt biovolum ble beregnet iht norsk standard (NS-EN-16695, 2016).

Vurdering av økologisk tilstand for planteplankton er basert på klorofyll a, totalt biovolum, trofisk indeks for artssammensetning (PTI, Phytoplankton Trophic Index) og maksimum biovolum av cyanobakterier (Cyanomax). Klassifiseringsmetoden der alle fire indeksene inngår, er interkalibrert med de nordiske landene (Lyche-Solheim m. fl. 2014) og er presentert i kap. 4.1 i Klassifiseringsveilederen (Veileder 02:2018) (figur 5).



Figur 5. Klassifiseringsmetodikk for planteplankton basert på kombinasjon av klorofyll a, totalt biovolum, PTI-indeks for artssammensetning og maksimum biovolum av cyanobakterier. Se kap. 4.1 i Klassifiseringsveilederen (Veileder 02:2018).

Klorofyll a og totalt biovolum er to uavhengige mål på planteplanktonets biomasse. PTI er en indeks basert på artssammensetning, der hver art vektes iht artens indikatorverdi langs trofigradienten og relative biomasse. PTI er interkalibrert med nordiske data fra juli-september, og regresjonsanalyse er gjort for å kunne benytte norske data fra hele vekstsesongen. Cyanomax er det maksimale volumet av cyanobakterier observert i vekstsesongen. Figur 5 viser hvordan gjennomsnittet av normalisert EQR (nEQR) for de ulike indeksene beregnes for å få en felles nEQR for planteplankton. Cyanomax benyttes

kun når denne nEQR er lavere enn gjennomsnittet av de andre nEQR for planteplankton. Dette gjøres for å unngå at fravær av cyanobakterier bidrar til en høyere nEQR, dvs bedre økologisk tilstand.

For å kunne vurdere eventuelle algeoppblomstringer i sprangsjiktet ble det også målt klorofyll fluorescens med multisensor sondene fra topp til bunn i hver innsjø. Klorofyll fluorescens er et mål på klorofyll-a konsentrasjon *in situ*, men er ikke direkte overførbart til det som måles som klorofyll-a konsentrasjon basert på absorbans i et spektrofotometer i laboratoriet, fordi fluorescensen er svært følsom for korttidsvariasjoner i lysintensitet (Hout og Babin 2010). Dersom vertikalprofiler av fluorescens viser en topp i sprangsjiktet, må det derfor tas en vannprøve fra dette sjiktet for måling av klorofyll-a i laboratoriet. Fluorescensmålinger gjort på dagtid i øvre vannlag om sommeren vil ofte gi noe lavere verdier enn klorofyll-a konsentrasjonen målt som absorbans i et spektrofotometer i laboratoriet. Dette skyldes lysinhibisjon i algecellene og kan gi et falskt inntrykk av lite alger i øvre vannlag og et algemaksimum i sprangsjiktet. Et slikt fenomen er særlig vanlig på solrike dager på forsommeren (juni-juli). Det går derfor ikke an å bruke fluorescensmålinger direkte til klassifisering av økologisk tilstand, fordi klassegrensene ikke er utviklet for *in situ* fluorescens, men kun for absorbans målt i laboratoriet. Fluorescensen vil likevel til en viss grad være korrelert med den faktiske klorofyllkonsentrasjonen fra laboratoriemålinger. Metodikk er under utvikling for å kunne sammenligne fluorescensdata målt *in situ* med absorbansmålinger i laboratoriet, primært med fokus på marine områder (Norli og Sørensen *in prep*).

3.5 Krepsdyrplankton og litorale krepsdyr

Pelagiske prøver av krepsdyrplankton ble tatt månedlig i perioden mai - oktober i 2017 (tabell 4). I tillegg ble det tatt prøver fra isen på Gjende i april. I alle innsjøene ble det tatt flere typer dyreplanktonprøver per prøverunde: to prøver ble tatt med en planktonhåv (maskevidde 90 µm, diameter 30 cm) fra hhv. 0-10 m dyp og 0-50 m dyp etter prosedyre beskrevet i NS-EN 15110 (2006) og spesifisert i egen prøvetakingsmanual (Skjelkvåle m.fl. 2006). I vekstsesongen (ikke under vinterstagnasjonen) ble det i tillegg tatt en prøve med en mer grovmasket planktonhåv med større diameter (maskevidde 500 µm, diameter 110 cm). Den skal teoretisk sett mer effektivt enn den lille håven fange opp større arter og arter som primært lever på større dyp med kaldere vann. Både større diameter og større maskevidde er bakgrunnen for dette. Større diameter av håven medfører at selv store arter med velutviklet fluktnespons har vanskelig for å unnvike håven. I tillegg filtrerer den store håven et langt større volum enn den lille håven, og store arter finnes som regel i lavere tettheter enn små arter. Endelig betyr større maskevidde mindre problemer med tetting av maskeåpningene i håven, noe som gjør det er mulig å ta håvtrekk fra hele vannsøylen i dype innsjøer.

Litorale prøver ble tatt tre ganger i alle innsjøene med unntak av Gjende og Selbusjøen der det bare er tatt pelagiske prøver. I Lundevatnet og Eikesdalsvatnet ble det tatt prøver på 8 stasjoner, mens det fra Vangsvatnet foreligger prøver fra 5 stasjoner. I de øvrige vannene ble det tatt prøver fra 10 stasjoner. På hver stasjon ble det tatt to prøver, om mulig over forskjellig substrat (stein/fjell og vegetasjon). Prøvene ble tatt med planktonhåv (maskevidde 90 µm, diameter 30 cm) som horisontale håvtrekk etter prosedyre beskrevet i NS-EN 15110.

Prøvene ble fiksert med lugol og lagret mørkt og kjølig fram til bearbeiding i laboratoriet. Alt dyreplankton, med unntak av små copepoditter og nauplier (hoppekreps) er bestemt til art. Vannloppene er bestemt ved hjelp av Flössner (1972) og Herbst (1976), mens hoppekrepsene er bestemt ved hjelp av Sars (1903, 1918) og Einsle (1993, 1996). Prøver med mange individer (anslagsvis > 200 ind.) er fraksjonert (subsamlet) før artsbestemmelse, men hele prøven er gjennomgått for registrering av mindre vanlige arter.

For fastsettelse av økologisk tilstand basert på småkreps har vi benyttet forslag til nytt klassifiseringssystem for vurdering av forureningstilstanden i innsjøer (se Veileder 02: 2018). Bruk av dyreplankton og litorale småkreps for vurdering av forureningstilstanden i innsjøer har lange tradisjoner i Norge og enkelte andre land. Det er vist at mange arter av småkreps er følsomme for forurening, og endringer i artssammensetning som følge av forurening er grundig dokumentert (Hobæk og Raddum 1980, Walseng og Schartau 2001, Walseng m.fl. 2003, Schartau m.fl. 2007, 2016). I denne rapporten har vi benyttet to ulike forureningsindekser basert på småkreps; hhv. LACI-1 (Lake Acidification Crustacean Index 1) som primært er tenkt 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 (Schartau m.fl. 2017). Vi har også klassifisert de kalkfattige innsjøene vha. LACI-1, men da med andre referanse- og klassegrenser enn de som er benyttet for svært kalkfattige innsjøer. Indekser og klassegrenser er presentert i tabell 8, mens en oversikt over indikatorarter, inndelt i fire kategorier avhengig av forureningstoleranse, og en mer detaljert beskrivelse av LACI-1 og LACI-2 er gitt i klassifiseringsveilederen (Veileder 02:2018). Indeksene er beregnet for hver enkelt litoral stasjon med basis i akkumulerte artslistene (basert på prøver fra 2 ulike substrat og 2-3 prøvetakingsdatoer). Samlet tilstand for innsjøen er fastsatt med basis i gjennomsnitt over alle litorale stasjoner². Klassifiseringssystemet for småkreps er basert på at både litorale og pelagiske prøver legges til grunn, men i denne rapporten er kun litorale prøver benyttet i tilstandsklassifiseringen fordi prøver fra de to habitatene ikke er tatt til samme tid og derfor vanskelig lot seg kombinere. Arter registrert i de pelagiske prøvene ble dessuten funnet på de fleste litorale stasjonene, og utelatelse av pelagiske prøver har derfor hatt liten betydning for resultatet av tilstandsklassifiseringen.

Endringer i sammensetningen av pelagiske småkreps har også blitt relatert til eutrofiering (Karabin 1985, Lyche 1990, Straile og Geller 1998, Jensen m.fl. 2013). Noen arter blir ofte forbundet med næringsfattige forhold (eutrofieringsfølsomme), mens andre assosieres med mer næringsrike innsjøer (eutrofieringstolerante). Det er gjort et forsøk på å kategorisere krepsdyrartene i tre kategorier iht artenes toleranse for eutrofiering (Jensen m.fl. upubl.). Arter som *Bosmina longispina* og gelékrepss *Holopedium gibberum* er eksempler på eutrofieringsfølsomme arter, mens *Bosmina longirostris*, *Mesocyclops leuckarti* og *Thermocyclops oithonoides* er eutrofieringstolerante arter. Eksempler på vanlig forekommende arter som i liten grad synes å respondere på eutrofiering, er nåledafnie *Daphnia longispina*, vannhinnedafnie *Scapholeberis mucronata* og toporenebbkrepss *Alona affinis*. Det er også vist at forskjellige funksjonelle egenskaper ved krepsdyrfaunaen, så som forholdet mellom planktoniske og litorale arter, endres ved eutrofiering som følge av økologiske endringer forbundet med økt næringsbelastning. Det er ikke utviklet noe klassifiseringssystem for småkreps i forhold til eutrofiering, men andel tolerante og følsomme arter, samt forholdet mellom ulike funksjonelle grupper, kan være aktuelle indikatorer for et klassifiseringssystem.

For å illustrere responsen til småkrepssamfunnet på eutrofiering er resultatene fra småkrepssundersøkelsene i 2017 sammenlignet med et større datasett på småkreps fra innsjøer i Sør- og Sørøst-Norge. Dette datasettet dekker en gradient i trofegrad (total fosfor) fra 1,2 til 177,5 µg P/L. Andelen av eutrofieringsfølsomme og -tolerante arter i ØKOSTOR-sjøene er beregnet og sammenlignet med resultatene fra det større datasettet.

² I 2016-rapporten ble indeksene beregnet med basis i akkumulerte artslistene (til stede/mangler) for innsjøene der alle prøver (pelagiske og litorale) tatt innenfor samme tidsperiode var lagt til grunn, og tilstanden var basert på gjennomsnitt over sesongen (se Lyche Solheim m.fl. 2017).

Tabell 8. Klassegrenser for økologisk tilstand for forsuringsfølsomme innsjøer basert på småkreps.

LACI-1 (Lake Acidification Crustacean Index 1), LACI-2 (Lake Acidification Crustacean Index 2); referanseverdi og klassegrenser. Merk: Klassegrenser for LACI-1 er gitt både for svært kalkfattige og kalkfattige innsjøer (med ulike klassegrenser), men i endelig klassifisering er kun LACI-2 benyttet for de kalkfattige innsjøene. Indeks-verdiene er basert på akkumulert artsliste fra litorale stasjoner (gjennomsnittsverdi). For nærmere beskrivelse; se Schartau m.fl. (2017).

Vanntype	Sv. kalkfattig og klar	Kalkfattig og klar	Kalkfattig og klar
Indeks	LACI-1	LACI-1	LACI-2
Tilstandsklasse	(litoral+pelagisk)	(litoral+pelagisk)	(litoral+pelagisk)
referanseverdi	0,24	0,32	2,09
svært god	>0,16	>0,27	>1,85
god	>0,12 - 0,16	>0,20 - 0,27	>1,39 - 1,85
moderat	>0,08 - 0,12	>0,14 - 0,20	>0,92 - 1,39
dårlig	>0,04 - 0,08	>0,07 - 0,14	>0,46 - 0,92
svært dårlig	≤0,04	≤0,07	≤0,46

De store krepsdyrplanktonartene, og spesielt dafnier, har en nøkkelrolle i innsjø-økosystemet. De er mer effektive beitere på planteplankton enn mindre krepsdyrplanktonarter, og tilstedeværelse av dafnier er derfor med på å opprettholde et høyt beitetrykk og dermed sikre god vannkvalitet med lav planteplanktonbiomasse. Samtidig er krepsdyrplankton, og da spesielt arter av vannlopper, utsatt for predasjon fra fisk (såkalt top-down kontroll). Fisk selekterer forholdsvis store arter (se f. eks. Brooks og Dodson, 1965), som f.eks. dafnier. Størrelsesfordelingen av vannlopper kan derfor brukes som en indikator for hvor kraftig fiskepredasjonen er i en gitt innsjø, og dermed i hvilken utstrekning innsjøøkosystemet er utsatt for top-down kontroll (Moss m.fl. 2003). Andelen av store vannlopper er i denne rapporten beregnet ved å summere antall individer av de store artene (svevekrep *Diaphanosoma brachyurum*, trekanthodekrep *Limnospira frontosa*, gelekrep *Holopedium gibberum*, hjelmdafnie *Daphnia cristata*, hittedafnie *Daphnia galeata*, nåledafnie *Daphnia longispina*, rovkrep *Polyphemus pediculus*, langhalerovkrep *Bythotrephes longimanus* og glassrovkrep *Leptodora kindtii*) sammenlignet med totalt antall individer av vannlopper.

3.6 Vannplanter

Standard registrering av vannplantene ble foretatt på 24 stasjoner i Mjøsa, 14 i Øyeren-Nord, 9 i Øyeren-Sør, 20 i Byglandsfjord og Hornindalsvatnet, 15 i Eikesdalsvatnet og Lundevatnet og 10 i Vangsvatnet (vedlegg A). Gjende ble ikke undersøkt mht vannplanter fordi innsjøen har bratt og steinete litoralsone, og dermed uegnet substrat for vannplanter. Det er likevel tidligere funnet tette bestander av kransalger på større dyp (eks. 10 m) i Gjende (s. 148 i Økland og Økland 1996). Selbusjøen ble heller ikke undersøkt for vannplanter i 2017. Den ble kartlagt i 2016 (Lyche-Solheim m.fl. 2017) og vil normalt ikke endres fra ett år til et annet. Stasjonene (se vedlegg A) er plassert slik at ulike deler av innsjøen og ulike habitater (bl.a. i forhold til erosjonsforhold, substrat og dybdeforhold) ble representert. Hver innsjø ble besøkt én gang i perioden juli-september 2016. Registreringene ble foretatt i henhold til standard metodikk ved hjelp av vannkikkert og kasterive fra båt (jfr. NS-EN 15460 og Veileder 02:2018, samt Mjelde og Edvardsen 2015). På hver stasjon ble det foretatt en kvantifisering av artene i henhold til en semi-kvantitativ skala, hvor 1=sjelden, 2=spredt, 3=vanlig, 4=lokalt dominerende og 5=dominerende. Navnsettingen for karplantene følger i hovedsak Lid og Lid (2005), mens kransalgene er navngitt etter Langangen (2007).

Registrering av nedre dybdegrens for vannplanter ble kartlagt på 8 stasjoner i hver innsjø. Utvelgelsen av disse stasjonene er ikke ment å dekke alle deler av innsjøen, men har hovedfokus på registrering av *Isoetes lacustris*. Kartleggingen ble foretatt i dybdesonen ca. 1-10 m ved hjelp av undervannsvideokamera, med inkludert opptaker og dybdemåler. Dybdemålingene ble gjort både ved hjelp av videokameraet og korrigert mot ekkolodd i båten. Alle dybdeangivelser er korrigert til medianvannstand for siste 10-årsperiode (tabell 2). Antall stasjoner og feltmetodikk for de dypere deler av littoralsonen er utført i henhold til forslag til metodikk for store innsjøer (Mjelde og Edvardsen 2015).

Vurdering av økologisk tilstand i forhold til eutrofiering er basert på trofi-indeksen Tlc, mens vurdering i forhold til regulering og forsurening er basert på vannstandsindexen Wlc, og forsuringindexen Slc (Veileder 02:2018). Alle indeksene er basert på forholdet mellom antall sensitive og antall tolerante arter ut fra egne lister for artsspesifikk følsomhet for henholdsvis eutrofiering, vannstandsendringer og forsurening. Faktiske vannstandsvariasjoner i de aktuelle innsjøene i 2016 er gitt i tabell 2, kap. 2.2.

Alkalinitet er regnet som viktig for artssammensetning av vannplanter pga. de ulike artenes og livsformgruppens krav til karbonkilde. De store og flerårige isoetidene (kortsukuddplanter), f.eks. *Isoetes* spp., har CO₂-opptak fra sedimentet, mens mange nymphaeider (flytebladsplanter) bruker CO₂ fra lufta. De fleste elodeidene trenger bikarbonat (HCO₃) fra vannmassene, unntatt *Juncus bulbosus* og *Callitriche hamulata* som tar opp CO₂ fra vannet. De fleste elodeider er derfor følsomme for forsurening, da forsuringen fører til mangel på bikarbonat. I forsuret vann reduseres også konsentrasjonen av oppløst CO₂, og vannplantene blir svært avhengige av sedimentet som karbonkilde, i og med at diffusjon av CO₂ fra luft inn i stillestående vann er svært liten (Roelofs 1983). På grunn av karbonpreferansene er mange isoetider og nymphaeider, samt noen få elodeider, bl.a. *Juncus bulbosus*, mest tolerante overfor forsurening.

Foreløpige klassegrenser for økologisk tilstand i forhold til forsuringseffekter på vannplanter er gitt ved Slc indeksen (Veileder 02:2018, se Tabell 9).

Tabell 9. Klassegrenser for vannplanteindekser for vannstands-regulering (Wlc) og for forsuring (Slc) for forskjellige vanntyper (Veileder 02:2018). na betyr ikke bestemt

Indeks	Wlc		Slc	
	Kalkfattige	Moderat kalkrik	Svært kalkfattige	Kalkfattige
Vanntype	< 4 mg Ca/L	> 4 mg Ca/L	< 1 mg Ca/L	1-4 mg Ca/L
Klassegrenser				
referanseverdi	na	na	na	22,2
svært god/god	-13,7	19,7	-11,7	-33,3
god/moderat	-20,3	9,1	-48,3	-61,7
moderat/dårlig	-52,5	-32,6	-72,8	-80,7
dårlig/svært dårlig	na	na	-78,9	-85,4

Klassegrensene for de to nye indeksene gitt i tabell 9 (Veileder 02:2018) er ikke komplett, da datagrunnlaget for begge fortsatt er mangelfullt. Indeksene og de nye klassegrensene må testes videre når nye data foreligger. Særlig mangelfullt er data fra referansesjøer for begge indeksene, samt innsjøer med liten og svært stor (> 6-7 m) vinternedtapping for Wlc indeksen og data for svært kalkfattige innsjøer og humøse innsjøer for forsuringindexen.

For hver indeks regnes det ut en indeksverdi for hver innsjø, basert på det totale artsinventaret fra samtlige stasjoner i hver innsjø. Øyeren er delt i 2 vannforekomster. Her er det regnet ut

indeksverdier for begge vannforekomstene. Se for øvrig informasjon om de to nye vannplanteindeksene Wlc og Slc i kap. 3.6 i Lyche Solheim m.fl. 2016.

3.7 Fisk

Fisk som kvalitetselement ble i 2017 undersøkt i seks av ØKOSTOR innsjøene i regi av FoU-prosjektet FIST (Fisk i store innsjøer): Øyeren, Byglandsfjorden, Lundevatnet, Eikesdalsvatnet, Hornindalsvatnet og Vangsvatnet. Hensikten med FIST-prosjektet er å komme fram til kostnadseffektive metoder for overvåking av fisk i store innsjøer, og tilnærmingen vil derfor bli noe justert fra år til år.

I forhold til undersøkelsene i 2016 (Sandlund m.fl. 2016, Gjelland m.fl. 2018) ble for eksempel arbeidet i 2017 utvidet med ved at en standard innsats med bunnsatte oversiktsgarn ble utvidet fra 48 til 60 garnnetter per innsjø. Erfaringene i 2016 tilsa behov for større garninnsats på dypt vann, samt at 60 garnnetter utgjør en rimelig arbeidsbelastning for to personer i to døgn, når det bare er tale om bunnngarn. Det er viktig å påpeke at dette bare gjelder når det ikke også fiskes med pelagiske garn.

3.7.1 Innsamling av fisk

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 strandsona og langs bunnen på dypere vann. Fiskeundersøkelsene i 2017 ble derfor i alle innsjøene gjennomført ved hjelp av tre metoder: bunnngarnfiske med nordiske oversiktsgarn (som består av 12 maskevidder 5-55 mm i paneler på 2,5 x 1,5 m), fiske med pelagisk partrål, og hydroakustisk registrering av pelagisk fisk (med ekkolodd). Detaljer omkring metodikk benyttet i 2017 er gitt i Gjelland m.fl. (i arbeid).

Innsatsen i bunnngarnfisket var som følger: på fire stasjoner fordelt i ulike deler av innsjøen ble det satt seks oversiktsgarn enkeltvis spredt i litoralsona (0-20 m), én lenke med tre oversiktsgarn i 20-30 m, én lenke i 30-50 m og én lenke med tre oversiktsgarn på >50 m dyp. Det betyr 15 oversiktsgarn per stasjon, til sammen 60 garnnetter per innsjø. Dette opplegget er basert på erfaringer gjort med bunnngarnfiske med oversiktsgarn i FIST-prosjektet i 2016 (Gjelland m.fl. 2018).

Erfaringene fra 2015 og 2016 tilsier at partrål er en godt egnet metode for å samle fisk av de aller fleste størrelsesgruppene av fisk som lever i det pelagiske habitatet (Sandlund m.fl. 2016, Gjelland m.fl. 2018). Det ble derfor bestemt at pelagisk partrål skulle være standard metode for prøvefiske i de åpne vannmassene. Ved forsøkene i 2016 ble derfor den samme partrålen benyttet som beskrevet i Gjelland m.fl. (2018). Prosedyren for fiske med partrål er beskrevet i Sandlund m.fl. (2016). Arbeidet med trål i 2017 ble effektivisert gjennom at vi har gått til anskaffelse av egnet båtutstyr. Trålingen er i alle innsjøene i 2017 gjennomført med NINAs forskningsbåt «Dytiscus» (figur 6) og båt med mannskap fra SNO.

Ekkoloddregistreringene ble gjennomført etter mørkets frambrudd, med transekter i et sikksakk-mønster over innsjøen med en dekningsgrad nær 6, som antas å gi et godt statistisk grunnlag for tetthetsberegningene. (Dekningsgrad = L/\sqrt{A} , der L er seilt distanse i km og A er innsjøens areal i km²).

Ekkoloddet (Simrad EY60, 70 kHz) består av en transceiver (sender/mottaker), en transducer (ES70-11 splittstrålesvinger med sirkulær 11°-3dB åpningsvinkel), en GPS og en PC for å visualisere og lagre rådata fra både transceiver og GPS. Svingeren var montert på brakett som kan senkes fra overflatestilling under transport ned til mellom 0,3 og 1,5 m under vannoverflata under registrering (se for øvrig beskrivelse i Gjelland m.fl. 2018).



Figur 6. NINAs båt spesielt tilpasset arbeid med partrål (FF Dytiscus «Vannkalven»), og som også kan transporteres på landeveien mellom lokalitetene (venstre). I FIST-prosjektet benyttes denne sammen med SNOs båt ved partråling (her fra Vangsvatnet, høyre) og ved ekkoloddregistreringer. Foto: Karl Øystein Gjelland.

3.7.2 Om fiskeindeksene

Tre indekser er tilgjengelige for klassifisering av de store innsjøene på grunnlag av kvalitetselement fisk. Dette er %bestandsnedgang (tabell 6-5 i klassifiseringsveilederen), NEFI-indeksen (avsnitt 6.3.2 i veileder) og WS-FBI-indeksen (avsnitt 6.3.3 i veileder). De to første er indekser for generell påvirkning, mens WS-FBI er en eutrofieringsindeks. Tilstanden gitt ved eutrofieringsindeksen **WS-FBI**, som er et mål på den vertikale fordelingen av pelagisk biomasse av fisk, baseres på avviket fra en typespesifikk referansetilstand for fisk i de åpne vannmassene. For de to andre indeksene baseres tilstanden på avviket fra en lokalitetsspesifikk referansetilstand. **NEFI** angir endringer i fiskesamfunnets sammensetning målt som endringer i dominansforholdene, og krever kunnskap fra tidligere sammenlignbare undersøkelser. Det samme gjelder **%bestandsnedgang**. For alle innsjøene som ble undersøkt i 2017 er det så vidt mangelfull tidligere og sammenlignbar kunnskap om fiskebestandene at det bare var WS-FBI-indeksen som kunne anvendes.

WS-FBI-indeksen baserer seg på fordelingen av pelagisk fiskebiomasse i epi- og hypolimnion (dvs. over og under sprangsjiktet). Ettersom alle de seks innsjøene som ble undersøkt i 2016 er oligotrofe, viser WS-FBI svært god tilstand i alle. Kvaliteten på de hydroakustiske registreringene i 2016 er god. Det er imidlertid fremdeles behov for videre arbeid med å utvikle modellene for forholdet mellom den registrerte ekkostyrken fra fisken (TS-verdien) og fiskelengde for ulike arter. Sannsynligvis har likevel verdiene av WS-FBI i disse oligotrofe innsjøene høy pålitelighet (konfidens).

3.8 Rapportering av data

I denne rapporten presenteres aggregerte data i form av årsgjennomsnitt og beregnede indekser (kapittel 4 og 5). Dybdekart og morfometriske og hydrologiske data er gitt i vedlegg A. Posisjoner for de pelagiske stasjonene og for de litorale kvalitetselementene vannplanter og litorale småkreps er vist på kart og som tabeller i vedlegg B. Fysisk-kjemiske primærdata og klorofyll-a verdier fra blandprøver av epilimnion og hypolimnion er gitt i vedlegg C. Primærdata av vertikalprofiler basert på analyse av pH, ledningsevne og turbiditet i prøver fra enkelt-dyp er gitt i vedlegg D. Vertikalprofiler av fysisk-kjemiske parametere: temperatur, oksygen, turbiditet, ledningsevne og pH målt med sonde er vist i vedlegg E. Planteplankton supplerende resultater er gitt i vedlegg F. Artsliste for vannplanter er gitt i vedlegg G, og småkrepsindekser for forsuring på hver stasjon er gitt i vedlegg H.

Primærdataene for alle de biologiske kvalitetselementene og de fysisk-kjemiske parameterne vil rapporteres til Vannmiljøsystemet innen 30.09.2018.

3.9 Klassifiseringsmetodikk

3.9.1 Prosedyre for klassifisering

Klassifisering av økologisk tilstand for de store innsjøene i basisovervåkingen i ØKOSTOR i følger generelle retningslinjer, indekser og klassegrenser beskrevet i siste versjon av Klassifiseringsveilederen (Veileder 02:2018).

I tråd med denne veilederen har vi brukt gjennomsnittsverdi for sesongen til klassifiseringen av økologisk tilstand for hver indeks eller parameter der det finnes data fra mer enn én prøve, med unntak av cyanobakterie-biomasse (Cyanomax) og giftig aluminium (LAl), der maksimumsverdien er brukt.

Alle indekser som er benyttet i tilstandsklassifiseringen er beregnet for alle innsjøer så sant aktuelle data og klassegrenser finnes. I samlet tilstandsvurdering av den enkelte innsjø (kap. 5.2 - 5.15) har vi imidlertid kun inkludert indekser som vurderes å ha middels eller liten usikkerhet.

Der hvor parameter-/indeksverdi ligger på grensen mellom to tilstandsklasser settes tilstanden iht. den dårligste av de to tilstandsklassene, ut fra føre-vår prinsippet.

For indekser som mangler referanseverdi, f.eks. vannplanteindeksene for forsurening (Slc) og regulering (Wlc), har vi ikke kunnet beregne EQR verdier. Vi har likevel angitt en normalisert EQR verdi ut fra midtpunktet i den aktuelle tilstandsklassen, som er i tråd med metodikken angitt i Klassifiseringsveilederen (Veileder 02:2018, kap. 3.5.5, fotnote s. 31).

Ved kombinasjon av kvalitetselementer er ”det verste styrer” prinsippet benyttet, samt gjeldende regler for kombinasjon av biologiske og fysisk-kjemiske kvalitetselementer (Veileder 02:2018).

Vi har definert fysisk-kjemiske parametere som responderer på samme påvirkning (f.eks. eutrofiering) som ett kvalitetselement. Dette innebærer at total fosfor, total nitrogen og siktedyp er kombinert ved å beregne **middelverdi** av de normaliserte EQR verdiene. Nitrogen brukes kun i innsjøer med nitrogenbegrensning (se nedenfor). Tilsvarende er gjort for pH, ANC og labilt aluminium (L-Al), som alle brukes til å indikere forsurening, ved å beregne **medianverdien** av de normaliserte EQR verdiene for hver parameter.

3.9.2 Usikkerheter og begrensninger

Vanndirektivet krever at usikkerhet skal angis ved klassifisering, og åpner for muligheten til å utelate kvalitetselementer/indekser med høy usikkerhet (lav konfidens). Usikkerheten i en klassifisering har mange dimensjoner knyttet til naturlig variasjon i tid og rom, usikkerhet i klassifiseringssystemet for enkeltindekser/parametere mht referanseverdier og klassegrenser, og usikkerheter og mangler i typologisystemet. Usikkerhet mht naturlig variasjon i tid og rom beregnes normalt med statistiske metoder (standardavvik, konfidensintervall, m.fl.). Datagrunnlaget for slike beregninger er dessverre for lite for de fleste kvalitetselementene og innsjøene som er undersøkt i dette prosjektet. Usikkerheten i klassifiseringen er i dette prosjektet derfor kun vurdert kvalitativt for enkeltindekser/parametere og mht typologisystemet. De kvalitative usikkerhetsvurderingene er gjort på to forskjellige måter, den første basert på vurdering av enkeltindekser og kvalitetselementer,

mens den andre er basert på vurdering av den samlede klassifiseringen av hver innsjø på tvers av kvalitetselementer. Den første vurderingen er angitt i tre nivåer (liten, middels, høy) og nærmere spesifisert nedenfor, mens den andre vurderingen også er angitt i tre nivåer (liten, middels, høy), og er nærmere forklart i kap. 5.1.

Da klassifiseringssystemet for flere av indeksene er forholdsvis nye, finnes det begrenset erfaring med disse. Videre er de fleste indeksene utviklet for et begrenset antall vanntyper, med mangelfull kunnskap om hvordan disse fungerer for andre vanntyper. Generelt er det liten usikkerhet knyttet til indekser som er interkalibrert mot tilsvarende indekser brukt i andre europeiske land (Interkalibrering fase 1, 2004-2007 eller Interkalibrering fase 2, 2008-2011). I denne rapporten har vi derfor valgt å tillegge slike indekser og kvalitetselementer (for eksempel planteplankton og trofi-indeks for vannplanter) mer vekt enn indekser med begrenset erfaringsgrunnlag. Enkelte parametere/indekser er rapportert i kap. 4, men ikke brukt i den samlede tilstandsvurderingen i kap. 5. For noen indekser vil usikkerheten avhenge av innsjøtypen og datagrunnlaget for den enkelte innsjø (bunnfauna og fisk). Nedenfor følger noen kommentarer til disse parameterne:

Siktedypklassifiseringen er basert på klassegrenser som er korrelert til interkalibrerte klassegrenser for klorofyll for forskjellige vanntyper, og er nå også humuskorrigert (se kap. 3.2). Klassifisering av siktedyp har derfor betydelig høyere pålitelighet enn før metodikken for humuskorrigerings var på plass, og siktedyp kan derfor nå inkluderes i den endelige klassifiseringen. Dette er en stor forbedring i forhold til tidligere. Ved svært lavt humusinnhold (< 5 mg Pt/l) kan klassegrensene bli for strenge pga eksponensialfunksjonen i modellen for beregning av klassegrenser. Ut fra erfaringene i dette prosjektet anbefaler vi derfor å bruke klassegrensene for innsjøer med en Pt-farge på 5 mg Pt/l, som er angitt i klassifiseringsveilederen. Siktedypet svekkes også av turbiditet fra mineralpartikler. Vi har i år korrigert klassegrensene for bidraget fra brepartikler i Gjende ut fra en empirisk modell fra bresjøer i Alaska (kap. 3.3.3). For Øyeren, som også er påvirket av mineralpartikler fra Glomma og Leira, har vi foreløpig ingen egnet modell for korrigerings av siktedypsgrenser mht turbiditet. Dette er mer problematisk i lavlandssjøer, da turbiditeten delvis kan skyldes menneskelig aktivitet (intensivt landbruk).

Total nitrogen kan i utgangspunktet inngå sammen med total fosfor og siktedyp i vurdering av eutrofieringstilstanden. Innsjøer påvirket av langtransporterte forurensninger eller av skogbruk kan ha forhøyede verdier av total nitrogen. I en slik innsjø vil primærproduksjonen være begrenset av fosforinnholdet, og det blir derfor ikke korrekt å angi innsjøen som eutrofiert (med redusert økologisk tilstand) dersom verdiene av total fosfor ikke er forhøyet. For eutrofierte innsjøer med forhøyet total fosfor kan totalnitrogen også brukes i klassifiseringen, dersom rådataene indikerer nitrogenbegrensning i deler av vekstsesongen. Nitrogenbegrensning kan antas dersom summen av ammonium og nitrat er under eller nær deteksjonsgrensen, dvs. < 10 µg/l og dersom Tot-N / Tot-P forholdet er < 20. Da ingen av innsjøene i denne rapporten hadde så lave verdier av ammonium og nitrat kombinert med så lavt Tot-N / Tot-P forhold på noe tidspunkt, har vi valgt ikke å bruke total nitrogen i klassifiseringen for noen av innsjøene.

Vannplanter: Eutrofieringsindeksen, Tlc, er interkalibrert og kan derfor antas å ha lav usikkerhet. Det kan likevel være noe usikkerhet knyttet til svært god/god grensen for vanntyper med få referanselokaliteter, samt for svært kalkfattige innsjøer pga lite data fra eutrofierte innsjøer av denne typen. For de to andre indeksene for hhv vannstandsvariasjoner og forsuring er det foreløpig liten erfaring med bruk av de nyutviklede klassegrensene. Disse er imidlertid basert på gode dose-respons kurver, så de kan derfor brukes til å indikere en mulig påvirkning. Klassegrensene er inkludert i den nye versjonen av klassifiseringsveilederen (Veileder 02:2018).

Krepsdyrplankton og litorale småkreps: Forslag til klassifiseringssystem for småkreps i forhold til forsurening er benyttet her da klassegrensene er rapportert som innspill til siste revisjon av klassifiseringsveilederen (Veileder 02:2018). Vi har imidlertid begrenset erfaring med de to forsuringindeksene, LACI-1 og LACI-2, og det er derfor noe usikkerhet knyttet til klassegrensene. Dette gjelder spesielt svært god/god grensen for svært kalkfattige innsjøer pga lite data fra referanselokaliteter. Klassifiseringssystemet er dessuten basert på at både litorale og pelagiske prøver ligger til grunn for beregning av forsuringindeksene. I denne rapporten er kun prøver fra litoralsonen benyttet. Dette gir også økt usikkerhet i tilstandsklassifiseringen selv om de litorale prøvene normalt fanger opp de fleste artene av småkreps i en innsjø.

Bunndyrindeksene (ikke brukt i 2017 undersøkelsen): Forsuringsindeks 1 har middels usikkerhet pga. manglende referanseverdi, og fordi den opprinnelig er utviklet for rennende vann. For humøse innsjøer vurderes imidlertid usikkerheten som høy. **MultiClear**, og indirekte **LAMI**, er interkalibrert for kalkfattige, klare innsjøer, men erfaringsgrunnlaget er noe begrenset, spesielt for LAMI. Vi vurderer derfor usikkerheten som hhv. lav og middels for disse to indeksene når de benyttes for kalkfattige, klare innsjøer, men høy for svært kalkfattige innsjøer og humøse innsjøer. Vi har likevel valgt å benytte alle forsuringindeksene for bunndyr også i tilstandsvurderingen av svært kalkfattige innsjøer, siden dette er angitt i Klassifiseringsveilederen. Usikkerheten er også høy for andre øko- og klimaregioner enn de indeksene er utviklet for. Usikkerheten for eutrofieringsindeksen **ASPT** (med svenske klassegrenser for innsjøer) er moderat til høy da det ikke finnes noe erfaringsgrunnlag for norske innsjøer. Usikkerheten vurderes som minst for de dype, moderat kalkrike innsjøene på Østlandet da disse anses som mest sammenlignbare med svenske innsjøer.

Fisk: Ingen av fiskeparameterne som inngår i det norske klassifiseringssystemet er interkalibrert. Det nasjonale klassifiseringssystemet for fisk er imidlertid basert på et omfattende nasjonalt arbeid oppsummert i Sandlund m.fl. (2013), og vi har tre indekser som kan anvendes for tilstandsklassifisering av fisk i innsjøer. **WS-FBI-indeksen** er basert på et dose-respons-forhold mellom eutrofiering og pelagisk fiskebestand, mens både **NEFI-indeksen** og **%bestandsnedgang** er basert på sammenligning med tidligere bestandsforhold. Det er laget en prosedyre som skal sikre at den best egnede fiskeindeksen blir anvendt, gitt metodikk for datainnsamling, påvirkning og fiskesamfunn. Det er videre etablert et kriteriesett for bruk av eldre fiskedata (Sandlund m.fl. 2011) for fastsettelse av lokalitetsspesifikk referansetilstand. For innsjøene som er undersøkt i ØKOSTOR/FIST i 2017 er datagrunnlaget for fastsettelse av referansetilstand svært dårlig, hvilket innebærer at det er (svært) høy usikkerhet knyttet til tilstandsklassifiseringen basert på NEFI og %bestandsnedgang. Disse to fiskeindeksene er derfor ikke benyttet i den samlede tilstandsvurderingen, og tilstandsvurderingen for fisk er basert på kun én fiskeindeks (WS-FBI) (se kap. 3.7 for mer informasjon).

Tabell 10. Usikkerhet for enkeltindekser og kvalitetselementer benyttet i innsjøklassifisering (se hovedtekst).

Grad av usikkerhet	Enkeltindeks/kvalitetselement
Liten usikkerhet er anslått for kvalitetselementer/indekser som er interkalibrert eller avledet fra disse i form av publiserte regresjoner samt ikke-interkalibrerte indekser/parametere med mye erfaringsgrunnlag.	Planteplankton: klorofyll a, totalt biovolum, PTI og Cyano _{max}
	Vannplanter: Tlc, indeks for eutrofiering
	Bunnfauna forsøringsindeks: MultiClear ¹
	Total Fosfor, Siktedyp ²
	pH, ANC, L-Al
Middels usikkerhet er anslått for ikke-interkalibrerte indekser der det finnes noe erfaringsgrunnlag.	Vannplanter: Wlc: Indeks for vannstandsvariasjoner Slc: Forsøringsindeks
	Krepsdyrplankton og litorale småkreps: LACI-1: Forsøringsindeks for svært kalkfattige og kalkfattige innsjøer LACI-2: Forsøringsindeks for kalkfattige innsjøer
	Bunnfauna forsøringsindeks: Forsøringsindeks 1, LAMI ³ , ASPT-indeks for eutrofiering/organisk belastning
	Fisk ⁴ : WS-FBI-indeks for eutrofiering, NEFI-indeks for generell påvirkning, % bestandsnedgang for generell påvirkning
	Total Nitrogen ⁵
Høy usikkerhet gjelder indekser med begrenset erfaringsgrunnlag og indekser som er benyttet for andre vanntyper/habitater enn indeksene er utviklet for (se fotnotene under tabellen for spesifisering). Ikke inkludert i den endelige tilstandsvurderingen av hver innsjø.	

¹ MultiClear er interkalibrert kun for kalkfattige, klare innsjøer. For andre innsjøtyper vil usikkerheten i klassifiseringen være moderat til høy (jfr. tekst over). Erfaringsgrunnlaget er dessuten begrenset til områder under tregrensen i Sør-Norge. For andre klimasoner og økoregioner vurderes usikkerheten som høy.

² Siktedyp har høy usikkerhet i innsjøer med svært lavt og svært høyt humusinnhold, samt ved høy turbiditet.

³ For LAMI er erfaringsgrunnlaget begrenset til kalkfattige, klare innsjøer i områder under tregrensen i Sørøst-Norge. For andre innsjøtyper, klimasoner og økoregioner vurderes usikkerheten som høy.

⁴ Fiskeindeksene brukes kun i de tilfeller der usikkerheten vurderes som lav eller middels (vurderes for hver enkelt innsjø basert på datagrunnlaget), se kap. 3.7.

⁵ Total Nitrogen brukes kun i eutrofierte innsjøer med antatt nitrogenbegrensning (jf. tekst over).

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 11, rådata er i vedlegg C. Datagrunnlaget er kun basert på prøver fra én stasjon pr. innsjø. Resultatene gjelder derfor kun for denne stasjonen, som ikke nødvendigvis er representativ for hele innsjøen. Representativiteten kan være tvilsom i innsjøer med flere bassenger, dersom disse har forskjellig produktivitet, vanngjennomstrømning og påvirkning (eks. Øyeren, se kap. 5.1). Stasjonen for Øyeren gjelder Øyeren-Sør.

Tabell 11. Datagrunnlag for klassifisering av økologiske tilstand for de fysisk-kjemiske støtteparametere fra 2016: total fosfor (Tot-P), total nitrogen (Tot-N), siktedyp, pH, ANC og labilt aluminium (L-Al). Rådata er vist i vedlegg B.

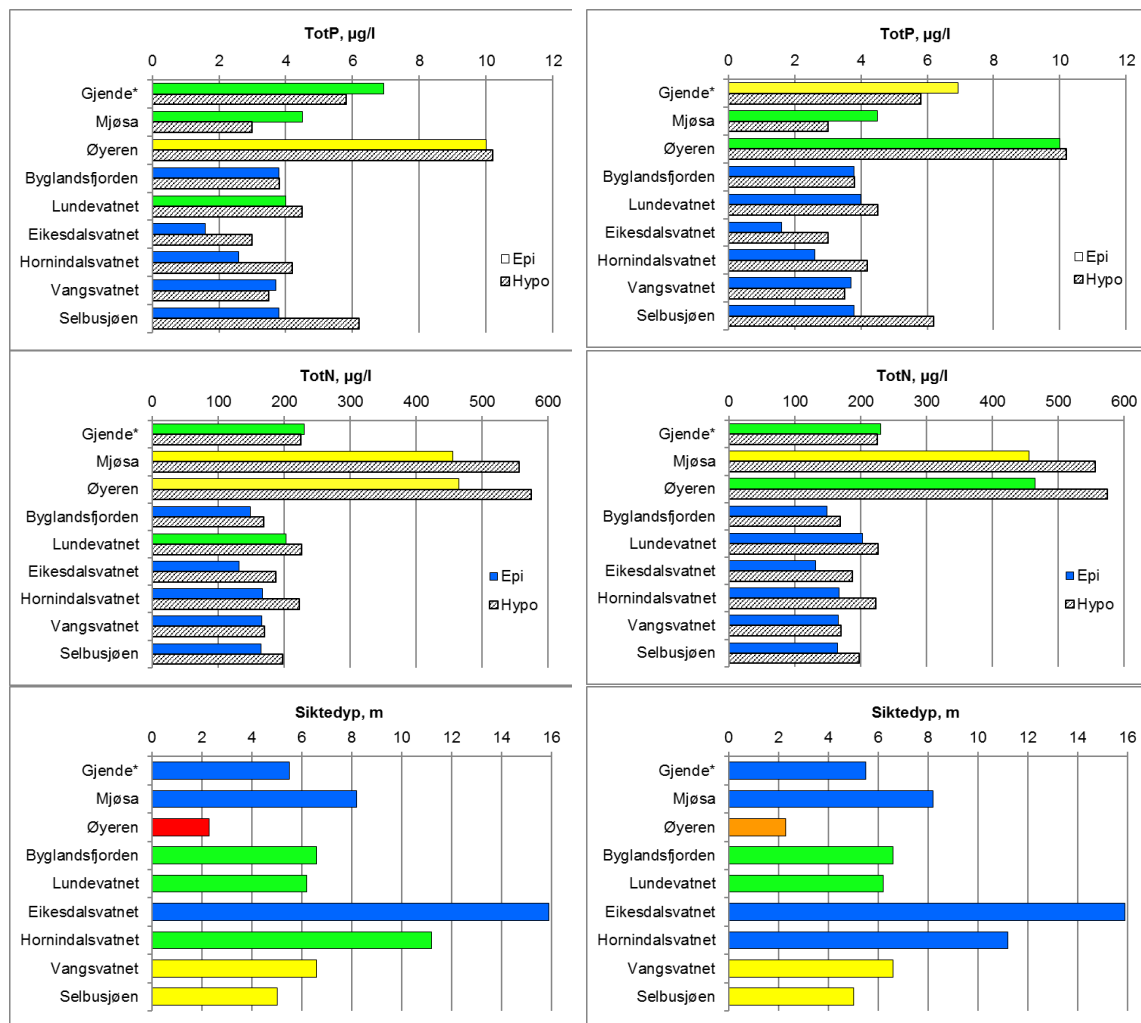
Innsjø	Statistisk uttrykk	Epilimnion						Hypolimnion				
		Tot-P µg/L	Tot-N µg/L	Siktedyp, m	pH	ANC µekv/L	L-Al µg/L	Tot-P µg/L	Tot-N µg/L	pH	ANC µekv/L	L-Al µg/L
Østlandet												
Gjende*	min	5	87	5,2	6,73	77	0	8	150	6,76	71	0
	middel	14	231	5,5	6,79	80	2,5	10	225	6,81	77	1,5
	max	24	325	5,8	6,88	84	7,5	12	305	6,87	85	4,5
Mjøsa**	min	2	390	6,5	7,1	236	0	2	530	7,29	259	0
	middel	4,5	456	8,9	7,27	259	3,3	3	557	7,33	273	2,8
	max	10	585	14,5	7,38	276	9,5	4	590	7,41	291	7,5
Øyeren (Sør)	min	8	380	1,7	6,9	244	0	8	530	7,1	255	4,5
	middel	10	465	2,3	7,2	270	5,7	10	575	7,2	279	7,7
	max	14	575	3	7,4	290	11	13	610	7,3	312	12,5
Sørlandet												
Byglandsfjorden	min	2	140	5,3	5,7	24	9	2	140	5,9	20	8
	middel	3,8	149	6,6	6,1	38	15	3,8	169	6,2	31	14
	max	6	160	8,5	6,4	49	22	7	245	6,3	43	19
Lundevatnet	min	2	160	4,1	5,5	-7	7	3	200	5,3	-16	8
	middel	4	203	6,2	5,6	9,5	26	4,5	227	5,5	7	28
	max	8	225	7,8	5,8	28	43	6	295	5,7	18	45
Vestlandet												
Eikesdalsvatnet	min	<1	100	13,5	6,7	51	0	1	180	6,7	53	0
	middel	2	130	15,9	6,8	57	1,9	3	188	6,8	64	2,6
	max	3	170	22,5	6,8	71	4,5	5	200	6,8	76	8,5
Hornindalsvatnet	min	<1	150	9	6,5	12	0	2	195	6,4	16	3
	middel	2,6	168	11,2	6,6	36	6,1	4,2	223	6,5	30	6,9
	max	4	195	12,5	6,7	54	14,5	10	270	6,5	46	13,5
Vangsvatnet	min	3	93	4,5	6,3	27	3	2	111	6,3	20	3
	middel	3,7	166	6,6	6,5	48	6,6	3,5	170	6,5	40	5,8
	max	7	345	9,1	6,7	69	10,5	7	350	6,7	56	10,5
Midt-Norge												
Selbusjøen	min	2	150	3,5	7,1	158	6,5	2	180	7,1	182	7,5
	middel	3,8	165	5	7,2	186	8,3	6,2	198	7,2	198	8,3
	max	6	180	6,5	7,3	205	10,5	17	225	7,2	214	9,5

*Tot-P i Gjende angir målte verdier, men for klassifisering er disse korrigert for mineralisk fosfor i brepartikler, se kap. 3.3.3.

**Mjøsa: Siktedyp verdien brukt i klassifisering er 8,2 m, etter ekskludering av en svært avvikende verdi i første halvdel av mai (14,5 m), som ikke er representativ for vekstsesongen (disse tas før snøsmeltingen i fjellet) (se vedlegg C).

4.1.2 Klassifisering av økologisk tilstand for eutrofieringsrelevante parametere

Figur 7 viser middelverdier og tilstandsklasser for total fosfor, total nitrogen og siktedyp i 2016. Tabell 12 viser økologisk tilstand for total fosfor (Tot-P), total nitrogen (Tot-N) og siktedyp angitt som normaliserte EQR verdier (nEQR) for epilimnion. Tilstandsklasse og nEQR verdier er basert på typespesifikke klassegrenser og vil derfor variere avhengig av vanntypen, selv om absoluttverdiene for hver parameter kan være like for forskjellige innsjøer. Derfor vil en Tot-P konsentrasjon på f.eks. 6 µg/l kunne gi svært god, god eller moderat tilstand for innsjøer som tilhører forskjellige vanntyper. Tilstandsklassen vil også kunne variere for en gitt innsjø avhengig av om den er klassifisert som type 6 (venstre panel i figur 6) eller som type i hht sin faktiske høyde over havet, samt kalsium - og humus-konsentrasjoner (Tabell 3) (høyre panel i figur 7).



Figur 7. Tilstandsklassifisering av eutrofieringsparameterne total fosfor (Tot-P), total nitrogen (Tot-N) og siktedyp i innsjøene i ØKOSTOR 2017. Venstre: Alle innsjøene klassifisert som type 6, dvs. kalkfattige, dype innsjøer. Høyre: Alle innsjøer klassifisert med sine opprinnelige vanntyper iht typetabellen (tabell 3). Se tekst i kap. 2.3 for begrunnelse. Søylene viser gjennomsnittsverdier, og fargen indikerer tilstandsklassen (blått er svært god, grønn er god, gul er moderat, oransje er dårlig og rød er svært dårlig økologisk tilstand). Grå søyler er hypolimnion-data. Total fosfor-konsentrasjonen i Gjende er korrigert for bidraget fra brepartiklene (se kap. 3.3.3).

Næringssaltkonsentrasjoner er også angitt for hypolimnion, men er ikke benyttet for klassifisering, da klassegrenser kun gjelder for epilimnion.

Tabell 12. Økologisk tilstand for total fosfor (Tot-P), total nitrogen (Tot-N) og siktedyp angitt som normaliserte EQR verdier (nEQR) basert på gjennomsnitt for epilimnion-prøver i de store innsjøene som er med i ØKOSTOR i 2017. Fargen viser tilstandsklassen der blått er svært god, grønt er god, gult er moderat, oransje er dårlig og rødt er svært dårlig. Venstre panel viser resultatet dersom alle innsjøene klassifiseres som kalkfattige og dype, mens høyre panel viser resultatet ved bruk av de opprinnelige vanntypene iht typetabellen (tabell 3)

Total fosfor

Innsjønavn	middel-verdi	Norsk		Norsk	
		Type nr.	nEQR	Type nr.	nEQR
Gjende	6,9	6	0,65	23	0,50
Mjøsa	4,5	6	0,76	6	0,76
Øyeren	10,0	6	0,55	5	0,64
Byglandsfjorden	3,8	6	0,83	13c	0,89
Lundevatnet	4,0	6	0,80	2b	1,00
Eikesdalsvatnet	1,6	6	1,00	6	1,00
Hornindalsvatnet	2,6	6	1,00	1d	1,00
Vangsvatnet	3,7	6	0,85	1d	0,91
Selbusjøen	3,8	6	0,83	6	0,83

Total nitrogen

Innsjønavn	middel-verdi	Norsk		Norsk	
		Type nr.	nEQR	Type nr.	nEQR
Gjende	231	6	0,75	23	0,64
Mjøsa	456	6	0,54	6	0,54
Øyeren	465	6	0,53	5	0,61
Byglandsfjorden	149	6	1,00	13c	1,00
Lundevatnet	203	6	0,79	2b	0,87
Eikesdalsvatnet	131	6	1,00	6	1,00
Hornindalsvatnet	168	6	1,00	1d	0,95
Vangsvatnet	166	6	1,00	1d	0,95
Selbusjøen	165	6	1,00	6	1,00

Siktedyp

Innsjønavn	middel-verdi	Norsk		Norsk	
		Type nr.	nEQR	Type nr.	nEQR
Gjende	5,5	6	1,00	23	1,00
Mjøsa	8,2	6	0,91	6	0,91
Øyeren	2,3	6	0,17	5	0,27
Byglandsfjorden	6,6	6	0,78	13c	0,78
Lundevatnet	6,2	6	0,70	2b	0,70
Eikesdalsvatnet	15,9	6	1,00	6	1,00
Hornindalsvatnet	11,2	6	0,78	1d	0,78
Vangsvatnet	6,6	6	0,48	1d	0,48
Selbusjøen	5	6	0,56	6	0,56

Total fosfor

Vi fant meget lav Tot-P konsentrasjon (1,6 µg/l) i epilimnion i Eikesdalsvatnet og Hornindalsvatnet (2,6 µg/l), som begge kan karakteriseres som ultraoligotrofe. De fleste andre lavlandssjøene (Mjøsa, Byglandsfjorden, Lundevatnet, Vangsvatnet og Selbusjøen) har en middelvei på rundt 4 µg/l i epilimnion, som tilsvarer oligotrofe forhold. I Øyeren-Sør var fosforkonsentrasjonen noe høyere (10 µg/l), som representerer overgangen oligotrof/mesotrof i OECDs-skala (OECD 1982).

I Gjende var den målte fosforkonsentrasjonen i de øvre vannmassene (0-10 m) på 14 µg/l (Tabell 11), 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 brepåvirke innsjøer i Nord-Amerika (se kap. 3.3.3). Vi får da en ny middelvei på 6,9 µg/l, som er mer relevant for klassifisering av økologisk tilstand.

Klassifiseringen av Tot-P (figur 6 og tabell 12) gir svært god tilstand for alle innsjøene på Sørlandet, Vestlandet og Midt-Norge, både ved bruk av de typespesifikke klassegrensene for hver innsjø og ved bruk av felles klassegrenser for vanntype 6. Lundevatnet får riktignok god tilstand med vanntype 6, men den normaliserte EQR verdien (0,80) er akkurat på grensen svært god/god. For Østlandssjøene får vi god tilstand for Mjøsa, mens for Øyeren blir tilstanden moderat ved bruk av type 6 og god ved bruk av type 5 pga strengere klassegrenser for type 6 (dype sjøer) enn for type 5 (grunne sjøer). For Gjende gir den korrigerede Tot-P konsentrasjonen god tilstand for type 6, men moderat for type 23, som har strengest klassegrenser.

Tabell 13. Middelerdier av total fosfor (Tot-P), orto-fosfat (PO₄) og andel PO₄ av Tot-P i de store innsjøene i basisovervåkingen i ØKOSTOR i 2017. Tallene er basert på prøver fra sommer-perioden juni-september i øvre del av vannmassen (0-10m). For Gjende er Tot-P korrigeret for bidraget fra brepartikler (se kap. 3.3.3).

Innsjø	Tot-P	PO ₄	PO ₄ /Tot-P
Østlandet			
Gjende	6,9	3,5	0,51
Mjøsa	4,5	1,0	0,22
Øyeren	10	4	0,40
Sørlandet			
Byglandsfjorden	3,8	1,3	0,34
Lundevatnet	4,0	0,7	0,18
Vestlandet			
Eikesdalsvatnet	1,6	0,6	0,38
Hornindalsvatnet	2,6	0,8	0,31
Vangsvatnet	3,7	1,2	0,32
Midt-Norge			
Selbusjøen	3,8	1,4	0,37

Andelen orto-fosfat er noe høyere i Gjende (0,5) enn i de andre innsjøene (0,2-0,4) (Tabell 13), trolig pga. lite biologisk opptak av fosfat som følge av lysbegrensning og kaldt vann uten særlig sjiktning, der planteplanktonet sirkulerer med vannmassene fra topp til bunn hele sommeren (se vertikallprofiler av temperatur og fluorescens i vedlegg C). Det kan dog ikke utelukkes en viss tilførsel fra antropogene

kilder. Tilsvarende resultater med høyere andel orto-fosfat av Tot-P i Gjende enn i andre store innsjøer ble også funnet i 2015 og 2016 (Lyche-Solheim m.fl. 2016 og 2017).

Hypolimnion i Eikesdalsvatnet, Hornindalsvatnet og Selbusjøen har noe høyere fosforkonsentrasjon enn epilimnion (figur 6), noe som sannsynligvis skyldes sedimentering av partikler fra epilimnion til hypolimnion. For Mjøsa og Gjende er det omvendt, men forskjellene er små (ca. 1 µg/l), og trolig relatert til stort vannvolum i hypolimnion i Mjøsa og til dårlig utviklet sjiktning i Gjende (se temperatur-profiler i vedlegg D).

Total nitrogen

Resultatene for total nitrogen (Tot-N) (Figur 6, Tabell 12) gir omtrent det samme bildet som total fosfor med lave konsentrasjoner og svært god tilstand for alle innsjøene på Sørlandet, Vestlandet og Midt-Norge. Mjøsa og Øyeren har betydelig høyere Tot-N konsentrasjoner, og begge innsjøene får moderat tilstand ved bruk av vanntype 6, mens Øyeren får god tilstand ved bruk av vanntype 5. Dette bildet kan ha sammenheng med andelen landbruk i nedbørfeltene, selv om også andre forhold kan spille inn. Klassegrensene for type 6 kan være noe for strenge for nitrogen, da nitrogen ikke har like stor retensjon som fosfor i store, dype innsjøer (Verburg m.fl. 2013).

Tabell 14. N/P-forhold og uorganisk løst nitrogen (nitrat NO₃ og ammonium NH₄) i de store innsjøene i ØKOSTOR i 2017.

Tallene er basert på prøver fra sommer-perioden juni-september i øvre del av vannmassen (0-10m). Rådata finnes i vedlegg C.

Innsjønavn	Tot-N/Tot-P, minimum	NH ₄ +NO ₃ minimum, µg/l
Østlandet		
Gjende	7	36
Mjøsa	78	265
Øyeren	36	185
Sørlandet		
Byglandsfjorden	27	37
Lundevatnet	26	95
Vestlandet		
Eikesdalsvatnet	36	70
Hornindalsvatnet	40	79
Vangsvatnet	31	33
Midt-Norge		
Selbusjøen	28	46

Mulig nitrogenbegrensning av planteplankton ble vurdert ved å beregne forholdet mellom Tot-N og Tot-P, samt minimumkonsentrasjon av uorganiske løste nitrogenfraksjoner (nitrat og ammonium). Dersom vi finner Tot-N/Tot-P < 20 og NO₃+NH₄ < 10 µg/l, anses N-begrensning å være sannsynlig (Schindler m.fl. 2016). Resultatene i tabell 14 viser at kriteriene ikke var tilfredsstillt i noen av innsjøene, med unntak av Tot-N/Tot-P i Gjende, men her var det likevel tilstrekkelig uorganisk løst nitrogen, som tilsier at nitrogen ikke var begrensende. Tilsvarende resultat for Gjende ble funnet i 2016 også (Lyche-Solheim m.fl. 2017). Nitrogenbegrensning av planteplanktonet antas derfor å være lite sannsynlig i alle de store innsjøene som var med i ØKOSTOR i 2017.

Siktedyp

Siktedypet bestemmes av konsentrasjonen av humus, uorganiske partikler og planteplankton. Siktedypet varierer fra drøyt 2 m i Øyeren, som har relativt mye humus og også en del

partikkelpåvirkning fra Glomma, til 16 m i Eikesdalsvatnet, som er svært næringsfattig og har svært lite humus (1 mg Pt/l) og lite partikler (turbiditet på 0,2 FNU). Dette gir svært god tilstand for Eikesdalsvatnet. Hornindalsvatnet har også høyt siktedyp på 11 m, Mjøsa har drøyt 8 m, mens de andre innsjøene har ca. 5-6 m siktedyp.

Gjende ville fått dårlig tilstand for siktedyp, slik som i 2015 og 2016 (Lyche Solheim m.fl. 2017), pga brepartiklenes effekt på siktedypet, men har nå blitt klassifisert til svært god tilstand for siktedyp etter korrigerende referanseverdi og klassegrenser i forhold til turbiditet (se formel i kap. 3.3.3). Mjøsa, Lundevatnet og Eikesdalsvatnet er også i svært god tilstand for denne parameteren. Hornindalsvatnet er i svært god tilstand når den klassifiseres ut fra sin opprinnelige vanntype nr.1, men havner i god tilstand ved bruk av klassegrensene for vanntype 6, som er noe strengere. Byglandsfjorden får god tilstand både med klassegrensene for sin opprinnelige vanntype (13) og ved bruk av vanntype 6, mens Vangsvatnet og Selbusjøen begge får moderat tilstand mht siktedyp, noe som tilsier at disse har en viss eutrofieringspåvirkning. Selbusjøen er dog rett under klassegrensen god/moderat.

Øyeren Sør får dårlig tilstand ved bruk av klassegrensene for sin opprinnelige vanntype (5), og svært dårlig ved bruk av type 6, som har noe strengere klassegrenser. Dette er nok noe for strengt, da Øyeren har høyere turbiditet enn Gjende. Vi har likevel ikke korrigert klassegrensene for Øyeren slik vi har gjort for Gjende, da den aktuelle modellen for korrigerende klassegrensene gjelder brepåvirkede innsjøer, og ikke leirpåvirkede sjøer i lavlandet. Et pågående samarbeidsprosjekt med Sverige og Finland kan etter hvert gi grunnlag for en felles nordisk modell for leirpåvirkede innsjøer og elver.

Samlet klassifisering av eutrofieringsrelaterte fysisk-kjemiske parametere

Tabell 15. Økologisk tilstand for eutrofieringsrelevante kjemiske parametere: i de store innsjøene som er med i ØKOSTOR i 2017.

Tallene viser normaliserte EQR verdier (nEQR) basert på gjennomsnitt for prøver fra øvre del av vannmassen (0-10m). Fargen viser tilstandsklassen der blått er svært god, grønt er god, gult er moderat, oransje er dårlig og rødt er svært dårlig.

Innsjønavn	Norsk		Norsk	
	Type nr.	nEQR	Type nr.	nEQR
Gjende	6	0,82	23	0,75
Mjøsa	6	0,84	6	0,84
Øyeren	6	0,36	5	0,45
Byglandsfjorden	6	0,81	13c	0,84
Lundevatnet	6	0,75	2b	0,79
Eikesdalsvatnet	6	1,00	6	1,00
Hornindalsvatnet	6	0,89	1d	0,89
Vangsvatnet	6	0,66	1d	0,69
Selbusjøen	6	0,70	6	0,70

Den samlede klassifiseringen av de eutrofieringsrelevante parametere (tabell 15) er basert på middelerverdi av total fosfor og siktedyp, da ingen av innsjøene tilfredsstilte kriteriene for nitrogenbegrensning (tabell 14). Ved bruk av de opprinnelige vanntypene til klassifiseringen får de fleste innsjøene svært god tilstand, unntatt Gjende, Vangsvatnet og Selbusjøen som får god tilstand og Øyeren, som får moderat tilstand. Dersom de klassifiseres som kalkfattige dype innsjøer (venstre

panel i tabell 15), endres tilstandsklassen til svært god for Gjende, men til dårlig for Øyeren. De øvrige innsjøene får samme tilstandsklasse både med sin opprinnelige vanntype og med type 6.

Dette indikerer en svak eutrofieringspåvirkning i Vangsvatnet og Selbusjøen, trolig koblet til jordbruksarealene nær innsjøene. Øyeren viser tegn på betydelig eutrofieringspåvirkning, som til en viss grad kan være reell, men påvirkningen er nok overestimert, da vi ikke har korrigert for leirpartikeleffekten på total fosfor og siktedyp. Dersom vi hadde hatt en målestasjon i Øyeren Nord, så ville nok denne vist enda større leirpåvirkning, både fra Glomma og Leira.

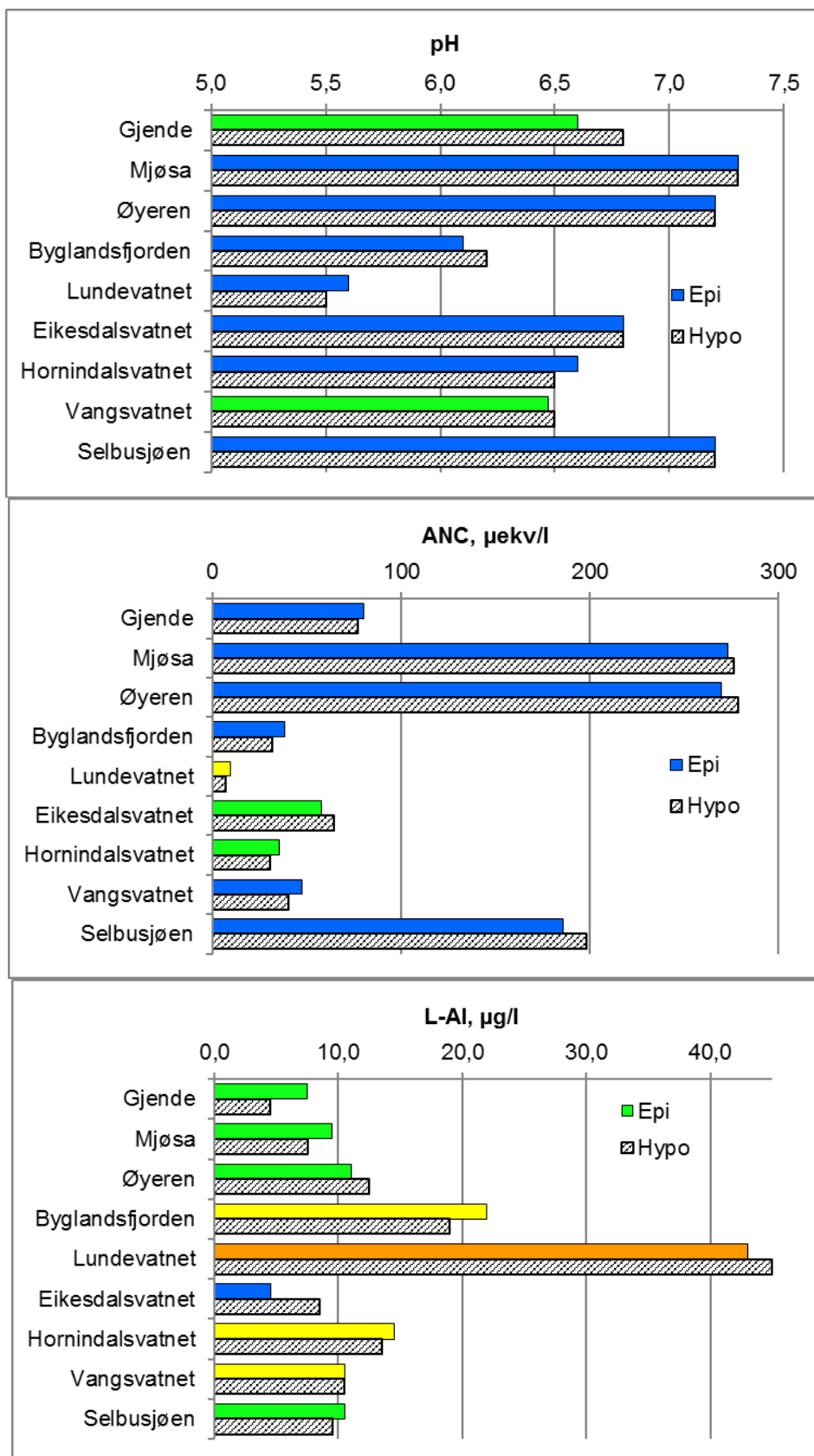
4.1.3 Klassifisering av økologisk tilstand for forsuringsrelevante parametere

Figur 7 viser årsverdier og klassifisering av økologisk tilstand for pH, ANC og L-Al i 2017. Tabell 16 viser årsverdiene og de normaliserte EQR verdiene for hver parameter og samlet for alle tre. Forsuringsparameterne er ikke relevante for moderat kalkrike innsjøer, men er likevel klassifisert for Mjøsa og Øyeren, som ligger så vidt over typegrensen kalkfattig/moderat kalkrik og er typifisert som kalkfattige innsjøer i denne rapporten. Klassifiseringssystemet er ikke utviklet for hypolimnion, og resultatene fra hypolimnion er derfor ikke klassifisert.

Både pH og ANC gir svært god tilstand for Mjøsa, Øyeren og Selbusjøen, som alle har relativt høy kalsium-konsentrasjon. Byglandsfjorden, som er svært kalkfattig og har vært forsuret tidligere, viser imidlertid også svært god tilstand for begge disse parameterne. Gjende og Vangsvatnet får god tilstand for pH, men svært god for ANC, mens Eikesdalsvatnet og Hornindalsvatnet får svært god tilstand for pH, men god tilstand for ANC. Resultatene viser at pH og ANC var spesielt lave i Lundevatnet, som ligger i den mest forsuringsutsatte delen av Norge og har svært lite kalsium (0,43 mg/l) og svært lav alkalitet (0,043 mekv/l). Med en pH verdi ned i 5,6 får den likevel svært god tilstand fordi klassegrensene er tilpasset svært lav kalsiumkonsentrasjon. ANC-verdien på 9,5 mekv/l gir moderat tilstand (dog rett under klassegrensen god/moderat) og en maksimumsverdi av labilt aluminium på 43 µg/l gir dårlig tilstand for denne parameteren. Ingen av innsjøene har svært god tilstand for alle de tre forsuringsparameterne, men det er primært labilt aluminium (L-Al), som avviker fra svært god tilstand. Eikesdalsvatnet er den eneste innsjøen som får svært god tilstand for labilt aluminium.

For alle tre forsuringsparameterne er det små forskjeller mellom årsverdiene for epilimnion og hypolimnion (Figur 8).

Samlet klassifisering av forsuringsparameterne (tabell 16) basert på median av nEQR verdiene for de tre parameterne (pH, ANC og L-Al) gir svært god tilstand for fem av innsjøene (Mjøsa, Øyeren, Byglandsfjorden, Eikesdalsvatnet og Selbusjøen, med lavest nEQR verdi for de to innsjøene med lavest kalsiumkonsentrasjon (Byglandsfjorden og Eikesdalsvatnet). De svært kalkfattige innsjøene Hornindalsvatnet og Vangsvatnet får god tilstand, med nEQR verdien nær grensen til svært god. Det samme gjelder Gjende, selv om kalsiumkonsentrasjonen er noe høyere, men dog rett over typegrensen svært kalkfattig/kalkfattig. Lundevatnet er den eneste innsjøen som får moderat tilstand for de vannkjemiske forsuringsparameterne samlet, men nEQR verdien på 0,59 er så vidt under klassegrensen god/moderat (0,60). Denne innsjøen har også ekstremt lav kalsiumkonsentrasjon, og er dermed særlig følsom for forsurening.



Figur 8. Tilstandsklassifisering av forsuringsparameterne pH, syrenøytraliserende kapasitet (ANC) og uorganisk aluminium (L-Al) for de store innsjøene som var med i ØKOSTOR i 2017. Søylene viser sesongmessig gjennomsnittsverdi for pH og ANC og maksimumsverdi for L-Al. Fargen indikerer tilstandsklasse, se forklaring i figur 7. Gråskraverte søyler er hypolimnion-data. Merk: typespesifikke klassegrenser.

Tabell 16. Økologisk tilstand for forsuringsrelevante kjemiske parametere i de store innsjøene i ØKOSTOR i 2017.

Tallene viser normaliserte EQR verdier (nEQR) basert på gjennomsnitt for prøver fra øvre del av vannmassen (0-10m). Den samlede verdien er basert på median av de tre parametere. Fargen viser tilstandsklassen der blått er svært god, grønt er god, gult er moderat, oransje er dårlig og rødt er svært dårlig

Innsjønavn	Norsk Type nr.	pH		ANC		Labilt Al		Forsuring samlet nEQR
		middel-verdi	nEQR	middel-verdi	nEQR	maks-verdi	nEQR	
Gjende	23	6,60	0,77	80	0,93	7,50	0,72	0,77
Mjøsa	6	7,30	1,00	273	1,00	9,50	0,69	1,00
Øyeren	5	7,20	1,00	270	1,00	11,00	0,67	1,00
Byglandsfjorden	13c	6,10	0,92	38	0,91	22,00	0,44	0,91
Lundevatnet	2b	5,60	0,94	9,5	0,59	43,00	0,26	0,59
Eikesdalsvatnet	6	6,80	0,90	58	0,74	4,50	0,82	0,82
Hornindalsvatnet	1d	6,60	0,90	36	0,76	14,50	0,48	0,76
Vangsvatnet	1d	6,47	0,78	48	0,90	10,50	0,58	0,78
Selbusjøen	6	7,20	1,00	186	1,00	10,50	0,67	1,00

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

Vedlegg E viser vertikalprofiler målt med sonde av temperatur, oksygen, pH, ledningsevne og turbiditet både for hele vannsøylen og for øvre del fra 0-50 m. Det siste er gjort fordi variasjoner i sprangsjiktet er lettere å identifisere når kun de øverste 0-50 m vises. I tillegg til disse parametere ble det også målt vertikalprofiler av klorofyll-fluorescens, som er inkludert i planteplankton kapitlet (kap. 4.2). Alle profilene er målt med den samme multisensorsonden pr innsjø, men to forskjellige multisensorsonder var i bruk, der den ene ble brukt på Østlandet og Midt-Norge, mens den andre ble brukt på Sørlandet og Vestlandet. For å sjekke målingene mot labanalyser har vi også målt pH, konduktivitet og turbiditet på utvalgte enkeltdyp i hver innsjø, samt oksygen i bunnvannet med Winkler-metoden (vedlegg D). Resultatene for de aktuelle parametere for alle innsjøene oppsummeres nedenfor.

Temperatur:

Temperatur-utviklingen gjenspeiler de klimatiske forholdene i hver innsjø. De fleste innsjøene hadde utviklet en svak sjikning allerede ved første prøvetaking siste halvdel av mai 2017. Termoklinen er ikke veldig skarp, men ligger stort sett mellom 10 m og 25 m i de fleste innsjøene gjennom sommeren (se nedre panel for hver innsjø i isopletdiagrammene i vedlegg E). Den høyeste maksimumstemperaturen ble målt til 17 grader i overflatevannet i Øyeren og i Hornindalsvatnet i august. De andre innsjøene hadde maksimumstemperatur på ca. 14 grader i august. I Gjende, som ligger høyt over havet og mottar kaldt brevann hele sommeren, er termoklinen dårlig utviklet, og overflatevannet hadde en maksimumstemperatur på bare 7°C i august (noe som også ble funnet i 2015 og 2016).

Oksygen:

Alle innsjøene har godt oksygenert vann fra overflate til bunnen hele vekstsesongen, med unntak av Øyeren som hadde tydelig redusert oksygenmetning i bunnvannet utover sensommeren og høsten (ned mot 60%) (se vedlegg E). De dypeste innsjøene, Mjøsa og Hornindalsvatnet, hadde begge oksygenmetning på minimum 85% i bunnvannet på sensommeren. Gjende har noe lavere

oksygenmetning i overflatevannet (90-95%) enn de andre innsjøene (alle over 95%). Dette kan skyldes at Gjende er islagt halve året og har dårlig utviklet temperatursjiktning og svært lite planteplankton, som kan produsere oksygen i den isfrie perioden. Andre faktorer som bidrar til lavere oksygenmetning i Gjende er at den mottar noe organisk materiale fra nedbørfeltet. Det samme mønsteret ble funnet i Gjende i 2015 og 2016.

Det var godt samsvar mellom oksygenmetning analysert ved hjelp av Winkler-metoden i den dypeste prøven (vedlegg D) og det som ble målt med sonden (vedlegg E).

Turbiditet:

Det var også for turbiditet et generelt godt samsvar mellom sondemålingene og labresultatene for prøvene fra enkeltdyp. De fleste innsjøene hadde svært lav turbiditet (<0,5 FTU), ofte under deteksjonsgrensen for både sonden og labmålingene. Øyeren er imidlertid tydelig påvirket av leirpartikler fra Glomma (og fra Leira) og har derfor betydelig høyere turbiditet (2-3 FNU) enn de andre innsjøene, særlig i de øvre vannlagene (0-25 m) (se vertikalprofiler i vedlegg E). Dette gir også lavt siktedyp i Øyeren med middelerdi på 2,3 m (se kap. 4.1.2). For Gjende gir brepartiklene en turbiditet på 1-2 FNU i vannmassene fra 0-40 m, som øker parallelt med bresmeltingen utover sommeren og tidlig høst, mens det er noe mindre turbiditet på dypere vann. På sen vinteren (april) var det svært lav turbiditet i Gjende (vedlegg D1).

Ledningsevne:

Ledningsevnen var høyest i Mjøsa og Øyeren (4-5 mS/m), som har en relativt høy kalsiumkonsentrasjon, mens den var lavest i Byglandsfjorden og i Vangsvatnet (ca. 1 mS/m), som begge er svært kalkfattige, samt i Gjende, som er kalkfattig rett over typegrensen svært kalkfattig/kalkfattig. De andre svært kalkfattige innsjøene (Lundevatnet og Hornindalsvatnet) har noe høyere ledningsevne (ca. 2 mS/m), trolig pga sin beliggenhet nær kysten, som gir noe tilførsel av vindtransporterte sjøsalter.

Målingene gjort med sonde og i laboratoriet var i godt samsvar for de fleste innsjøene til og med august. I september og oktober oppsto det en feil med ledningsevne-elektroden i den sonden som ble brukt på Østlandet og Midt-Norge (dvs. for Gjende, Mjøsa, Øyeren, Eikesdalsvatnet og Selbusjøen), som da viste urealistisk høye verdier (vedlegg E), og et stort avvik fra labmålingene (vedlegg D).

pH:

Sondemålingene viste godt samsvar med laboratoriemålingene i de fleste innsjøene hele vekstsesongen, bortsett fra i de øvre vannmassene i de svært kalkfattige (og dårlig bufrede) innsjøene (Byglandsfjorden, Lundevatnet, Hornindalsvatnet og Vangsvatnet) i august/september, der sondemålingene viste vesentlig høyere verdier (pH 7,7-8,5) enn labmålingene (5,7-6,6) (vedlegg D og E). Det er mulig at dette kan skyldes høy primærproduksjon i felt, som driver pH opp pga CO₂ opptaket i dårlig bufret vann, mens ved en labmåling har CO₂ blitt kalibrert med atmosfæren før måling. En slik høy primærproduksjon burde ha gitt høy klorofyllfluorescens, noe som ikke ble påvist (se kap. 4.2), men denne fluorescensen er ofte lav i overflatelaget pga lysinhibisjon i algecellene i klare/svært klare innsjøer. For øvrig gjenspeiler pH-verdiene forskjellen mellom innsjøene i kalsiumkonsentrasjon eller alkalitet med lave verdier i de svært kalkfattige innsjøene (Byglandsfjorden og Lundevatnet), og høyest verdier i de mest kalkrike innsjøene (Øyeren og Mjøsa).

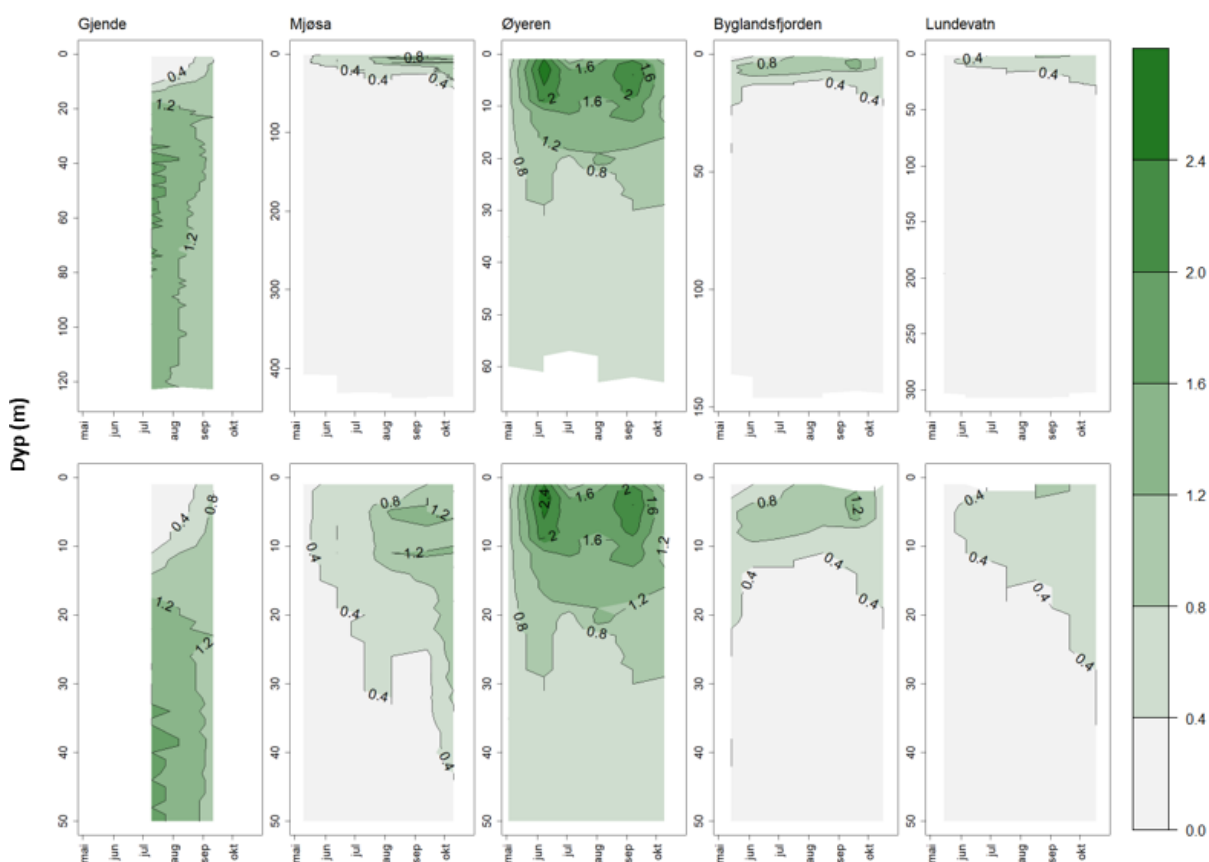
4.2 Planteplankton

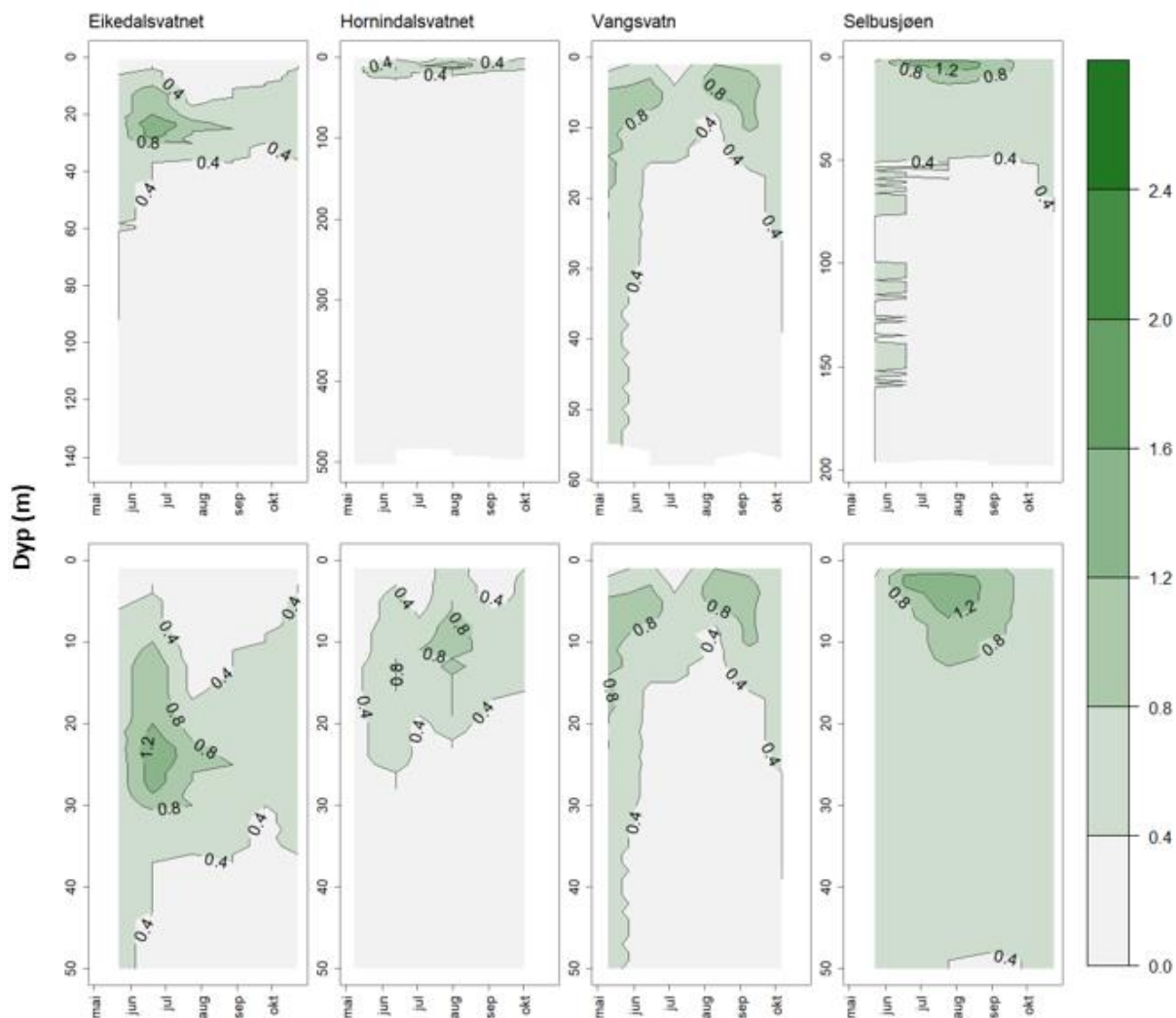
Datagrunnlaget er basert på månedlige prøver gjennom vekstsesongen fra én stasjon pr. innsjø. Resultatene gjelder derfor kun for denne stasjonen, og er ikke nødvendigvis representativ for hele innsjøen.

4.2.1 Vertikalprofiler av klorofyll fluorescens

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

Vertikalprofiler av klorofyllfluorescens gjennom hele vannsøylen er vist i figur 9 for alle innsjøene. Profilene viser størst fluorescens i epilimnion i Øyeren i juni og september. Dette samsvarer med at algebiomassen også var høyest i denne innsjøen (se kap. 4.2.2). En noe mindre topp er også funnet i epilimnion i Selbusjøen i juli, samt i Mjøsa i august/september. I de andre innsjøene er fluorescensen svært lav, bortsett fra i Gjende, der planteplankton (primært kiselalger) finnes i hele vannsøylen fra topp til bunn pga de sirkulerende vannmassene. Her ses også en svekning av fluorescensen mot overflaten (0-10 m). Ingen av innsjøene hadde noe klorofyllmaksimum i sprangsjiktet, bortsett fra en tydelig topp i fluorescens på 25 m dyp i Eikesdalsvatnet i juni. Denne toppen skyldes lysinhibisjon av klorofyllfluorescensen i algecellene i de øvre vannmassene i denne ekstremt klare innsjøen, men gjelder kun fluorescensen og ikke klorofyllkonsentrasjonen eller biomassen i de øvre vannlagene, som tvert imot var høyere i juni enn i perioden juli-september (se figur 11, vedlegg C og Falkowski og Raven 1997).





Figur 9. Vertikalprofiler av klorofyllfluorescens i innsjøene i ØKOSTOR 2016. Øvre paneler viser hele vannsøylen, mens nedre panel viser kun de øverste 50 meterne.

4.2.2 Klassifisering av økologisk tilstand av planteplankton

Figur 10 viser den økologiske tilstandsklassifiseringen basert på de enkelte parameterne som inngår i klassifiseringen av planteplankton i basisovervåkingssjøene for 2017, dvs. klorofyll a, totalt volum, trofisk indeks for artssammensetning (PTI) og maksimum biomasse av cyanobakterier ($Cyano_{max}$). Klassifiseringen ble gjort både ved bruk av klassegrensene for de opprinnelige vanntypene gitt for hver innsjø i tabell 3 (figur 10 høyre panel) og ved bruk av klassegrensene for kalkfattige, dype innsjøer for alle innsjøene (figur 10 venstre panel). Tilsvarende er gjort for de eutrofieringsrelevante fysisk-kjemiske parameterne i kap. 4.1 ut fra begrunnelsen gitt i kap. 2.3.

Gjennomsnittlige klorofyllverdier var lave i alle innsjøene og varierte fra 0,7 $\mu\text{g/l}$ i Lundeavatnet til 2,9 $\mu\text{g/l}$ i Øyeren. Dette er lavere enn referanseverdien for de aktuelle vanntypene for alle innsjøene unntatt Mjøsa, Øyeren og Vangsvatnet som hadde verdier over referanseverdien, men holdt seg i tilstandsklasse svært god ved bruk av de opprinnelige vanntypene. Alle innsjøene havnet i tilstandsklasse svært god både ved bruk av de opprinnelige vanntypene og ved bruk av vanntype 6, unntatt Øyeren som kom i tilstandsklasse god. Også for totalt volum ble det observert lave verdier med høyest gjennomsnittsverdi i Mjøsa og Øyeren med henholdsvis 0,27 og 0,31 mm^3/l . Lavest

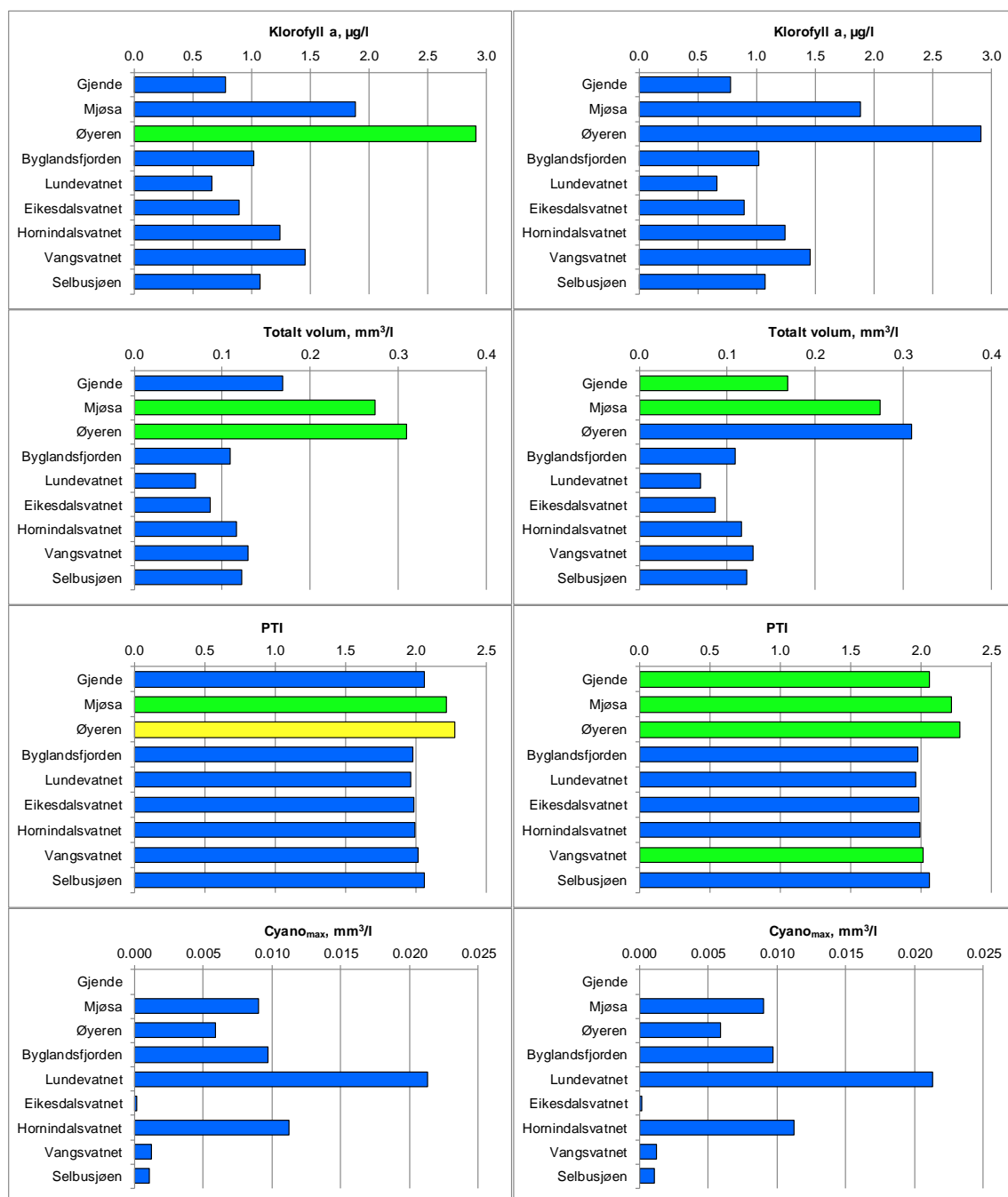
biovolum på 0,07 mm³/l ble funnet i Lundevatnet. Alle innsjøene var i svært god tilstand også for denne parameteren ved bruk av de opprinnelige klassegrensene, unntatt Gjende og Mjøsa som havnet i god tilstand. Mjøsa og Øyeren kom i god tilstand for totalt volum ved bruk av klassegrensene for vanntype 6.

Gullalger og kiselalger dominerte planteplanktonet i alle innsjøene, men med betydelige andeler svelgflagellater og grønnalger i noen av innsjøene (figur 10). Denne sammensetningen av planteplanktongrupper er typisk for oligotrofe og svakt mesotrofe innsjøer. I Gjende, Mjøsa og Øyeren var kiselalgene dominante, med typiske planktoniske slekter som *Aulacoseira*, *Asterionella*, *Fragilaria* og *Tabellaria*. I Gjende er planteplanktonet trolig lysbegrenset pga. lyssvekningen fra brepartiklene og sirkulerende vannmasser fra topp til bunn mesteparten av vekstsesonen. I Mjøsa var ikke kiselalgene like dominerende som i Gjende, men utgjør likevel en betydelig del av det totale algevolumet. I Øyeren dominerte gullalgen *Uroglenopsis americana* først i sesongen mens kiselalgen *Asterionella formosa* dominerte utover sommeren. I de andre innsjøene var det gullalgene som dominerte planteplanktonet, men med periodevis store andeler svelgflagellater og grønnalger. I Lundevatnet var det en betydelig andel av cyanobakterien *Merismopedia tenuissima* i de siste prøvene; denne arten observeres i alle typer vann, men er ofte mer dominerende i oligotrofe innsjøer. Mer informasjon om den taksonomiske sammensetningen av planteplankton er gitt i vedlegg F.

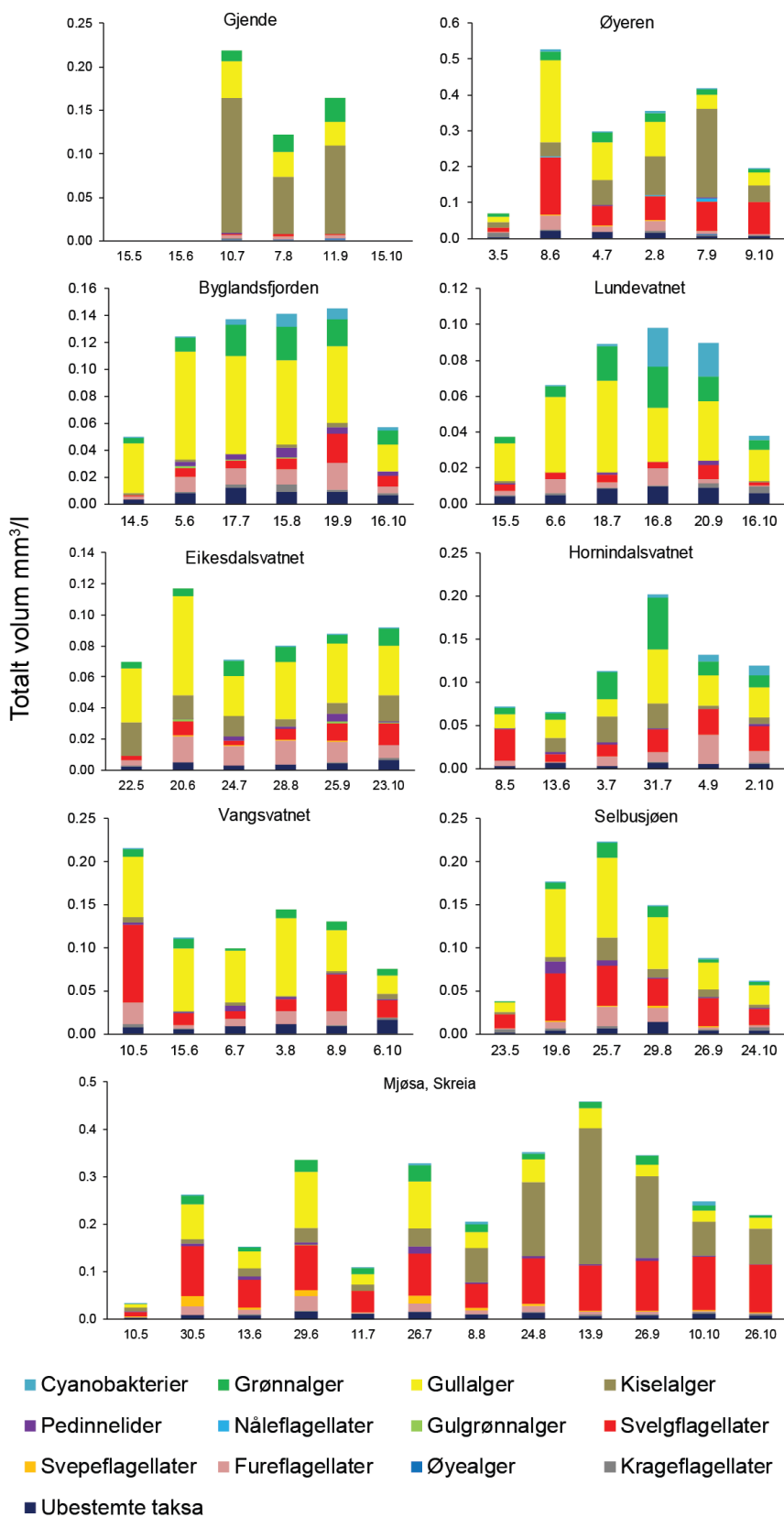
PTI indeksen for artssammensetning ga god tilstand i fire innsjøer ved bruk av de opprinnelige vanntypene: Gjende, Mjøsa, Øyeren og Vangsvatnet. Mjøsa kom i tilstandsklasse god uansett siden den følger klassegrensene i vanntype 6, mens Øyeren kom i tilstandsklasse moderat for PTI indeksen ved bruk av klassegrensene for vanntype 6. Øyeren tilhører vanntype 5 som har noe mindre strenge klassegrenser enn vanntype 6, mens for Gjende og Vangsvatnet har de opprinnelige vanntypene strengere klassegrenser enn vanntype 6. De andre innsjøene fikk tilstanden svært god for sammensetningen av planteplanktonet både for opprinnelige vanntyper og vanntype 6.

Cyanobakterier forekom i ubetydelige mengder i alle innsjøene (figur 10 og 11) selv om andelen var forholdsvis høy i Lundevatnet. Alle innsjøene er derfor i svært god tilstand for denne parameteren med nEQR verdier på 0,92-1,00. Det er ingen forskjell på resultatene ved bruk av de opprinnelige vanntypene og vanntype 6, fordi klassegrensene for totalt volum av cyanobakterier er felles for alle vanntyper.

Samlet klassifisering av planteplankton er gitt i tabell 17 og viser at alle innsjøene var i svært god tilstand ved bruk av vanntype 6, unntatt Mjøsa og Øyeren, som var i god tilstand. Ved bruk av vanntypene i tabell 3 ble også Gjende i god tilstand, pga. strengere klassegrenser for type 23 enn for type 6. Lignende resultater for Gjende ble også funnet i 2015 og 2016. Selbusjøen ble også undersøkt i 2016 og fikk da svært god tilstand. Mjøsa har vært overvåket lenge og har de senere årene vippet mellom god og moderat tilstand (Lyche Solheim m.fl. 2018).



Figur 10. Økologisk tilstandsklassifisering av klorofyll a ($\mu\text{g/l}$), totalt biovolum ($\text{mm}^3/\text{l} \approx \text{mg/l}$), trofisk indeks (PTI) og maks biomasse av cyanobakterier (Cyanomax, $\text{mm}^3/\text{l} \approx \text{mg/l}$). Høyre panel: Tilstanden er basert på typespesifikke grenseverdier iht vanntyper vist i tabell 3 og klassegrenser fra klassifiseringsveilederen. Venstre panel: Tilstanden er basert på klassifisering av alle innsjøer som type 6, dvs. kalkfattige dype innsjøer. For begrunnelse, se tekst i kap. 2.3. Søylen viser gjennomsnittsverdier for hver innsjø, bortsett fra Cyanomax, som viser maksimumsverdien. Økologisk tilstandsklasse er angitt med farge (se figur 7).



Figur 11. Kvantitativ fordeling av planteplanktonklasser oppgitt som totalt volum mm³/l (\approx mg/l) gjennom vekstsesongen 2017 i alle innsjøene i ØKOSTOR 2017.

Tabell 17. Samlet klassifisering av planteplankton angitt som normaliserte EQR verdier (nEQR) for epilimnion (0-10m) i de store innsjøene i ØKOSTOR i 2017. Tilstanden er basert på kombinasjon av nEQR for klorofyll a, totalt volum, PTI og Cyano_{max} iht klassifiseringsveilederens figur 4.1, s. 39. Blå er svært god og grønn er god tilstand.

Totalvurdering planteplankton, nEQR

Innsjønavn	Norsk		Norsk	
	Type nr.	nEQR	Type nr.	nEQR
Gjende	6	0,87	23	0,73
Mjøsa	6	0,71	6	0,71
Øyeren	6	0,63	5	0,78
Byglandsfjorden	6	0,95	13c	0,91
Lundevatnet	6	0,97	2b	0,92
Eikesdalsvatnet	6	0,95	6	0,95
Hornindalsvatnet	6	0,94	1d	0,90
Vangsvatnet	6	0,91	1d	0,86
Selbusjøen	6	0,90	6	0,90

4.3 Krepsdyrplankton og litorale krepsdyr

4.3.1 Artsantall og artssammensetning av småkreps

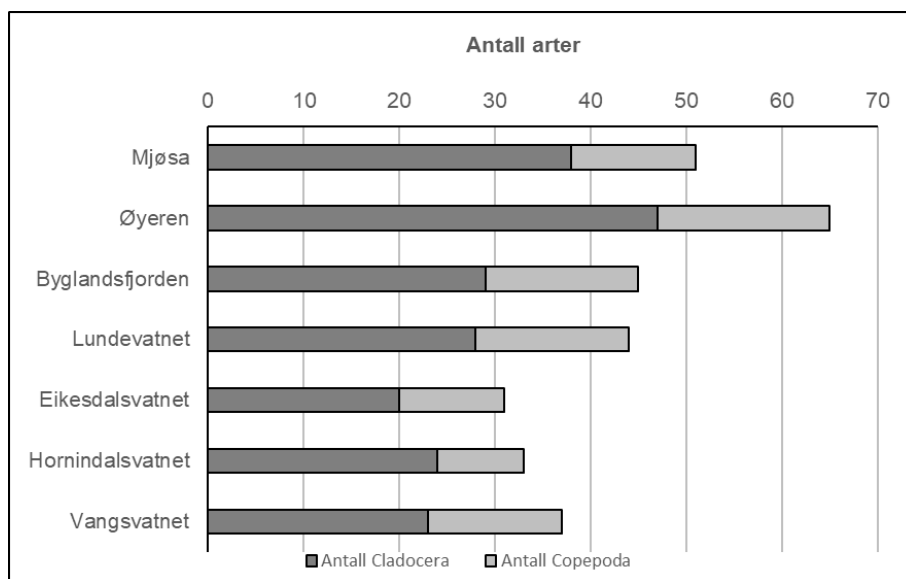
Artsriktom av småkreps (pelagiske og litorale vannlopper og hoppekreps) varierte fra 31 arter (20 arter vannlopper og 11 arter hoppekreps) i Eikesdalsvatnet til 65 arter (47 arter vannlopper og 18 arter hoppekreps) i Øyeren (figur 12). Som en kunne forvente ble det funnet størst artsriktom i de to innsjøene på Østlandet, Mjøsa og Øyeren, mens de tre innsjøene på Vestlandet hadde lavest diversitet. Av vestlandsinnsjøene var Vangsvatnet den mest artsrike innsjøen med 37 arter hvorav 14 var hoppekreps. De sørligste innsjøene Byglandsfjorden og Lundevatnet hadde respektive 45 (29 arter vannlopper og 16 arter hoppekreps) og 44 (28 arter vannlopper og 16 arter hoppekreps) arter, hvorav 37 arter var felles for de to innsjøene.

En stor artsriktom av krepsdyr i Øyeren var ikke uventet da innsjøen generelt har høy diversitet, f.eks. er den kjent som den mest artsrike i Norge med hensyn til fisk med 25 arter (Brabrand 2002). Til sammenligning er det registrert 130 arter krepsdyr i Norge, og halvparten av disse ble altså funnet i Øyeren i 2017. Det er kun i Randsfjorden at det er registrert flere arter totalt (54 vannlopper og 26 hoppekreps). Denne innsjøen ble prøvetatt hver 14. dag gjennom hele sesongen i fire år (Halvorsen m. fl. 1995). Blant innsjøene som inngår i overvåkingsprogrammet og som er prøvetatt etter samme program, kommer Tyrifjorden nærmest i artsriktom med 56 arter (38 vannlopper og 16 hoppekreps). Her ble det funnet syv arter som ikke ble registrert i Øyeren.

Litoralsonen var langt mer artsrik enn den pelagiske sonen, og planktoniske arter ble dessuten fanget opp i de fleste litoralprøvene. Det var kun nåledafnie³ *Daphnia longispina* og hittedafnie *D. galeata*

³ Arter tilhørende gruppene vannlopper (Cladocera) og hoppekreps (Copepoda) har nylig fått norske navn; se www.artsdatabanken.no/arter-pa-nett

samt de store rovformene langhalerovkreps *Bythotrephes longimanus* og glasskreps *Leptodora kindti* som i større grad ble funnet i pelagiske enn i litorale prøver.



Figur 12. Artsantall av krepssdyrplankton (vannlopper Cladocera og hoppekreps Copepoda) i de undersøkte innsjøene i 2017 basert på både pelagiske og litorale prøver. Gjende og Selbusjøen er ikke tatt med i figuren da det her bare er tatt pelagiske prøver

Det kunne likevel forekomme høye tettheter av pelagiske arter inne i litoralsonen. Ved to av stasjonene i Lundeavatnet var langhalerovkreps også vanlig i strandsonen. Det er kjent at horisontal vandring mellom litoralsonen (dag) og de åpne vannmasser (natt) hos krepssdyrplankton kan være en unnvikelsesrespons på fiskepredasjon (Davies 1985, Masson m.fl. 2001), men det er også mulig at langhalerovkreps foretar horisontale vandringer for å søke næring i litoralsonen (Ketelaar m.fl. 1995).

Ved tre av de litorale stasjonene i den sørlige delen av Lundeavatnet var det i september 2017 dominans av prakthops *Mixodiaptomus laciniatus* og da i hovedsak hanner. I planktonet ble den til samme tid kun funnet fåtallig. Arten er en opportunist som kan forekomme i et vidt spekter av vannforekomster. Den er blant kommet inn etter at Austrumdalsvatnet, Bjerkreimsvassdraget nordvest for Lundeavatnet, ble kalket.

I Øyeren ble det i juni funnet høye tettheter av den calanoide hoppekrepsen allestedshops *Acanthodiptomus denticornis* ved stasjon 5. Stasjonen ligger i Monsrudvika i den nordøstre delen av innsjøen som er delvis avsondret fra hovedbassenget (Øyeren-nord). Det ble observert kyr både i og nær vannet ved stasjonen, noe som kan indikere en viss eutrofieringseffekt. Selv om allestedshops sjelden eller aldri dominerer i større innsjøer, er den i likhet med prakthops en opportunist og finnes i et vidt spekter av vannforekomster.

I både Lundeavatnet og Vangsvatnet ble gulhalehops *Cyclops abyssorum* og vingehops *C. scutifer* registrert. Eksakt mengdefordeling mellom de to artene i planktonet er usikker da små copepoditter ikke er blitt artsbestemt. Sameksistens av gulhalehops og vingehops er ikke vanlig, men er registrert både i Svelavatn og Fotlandsvatn i Bjerkreimsvassdraget som ligger rett vest for Lundeavatnet (Walseng 2008).

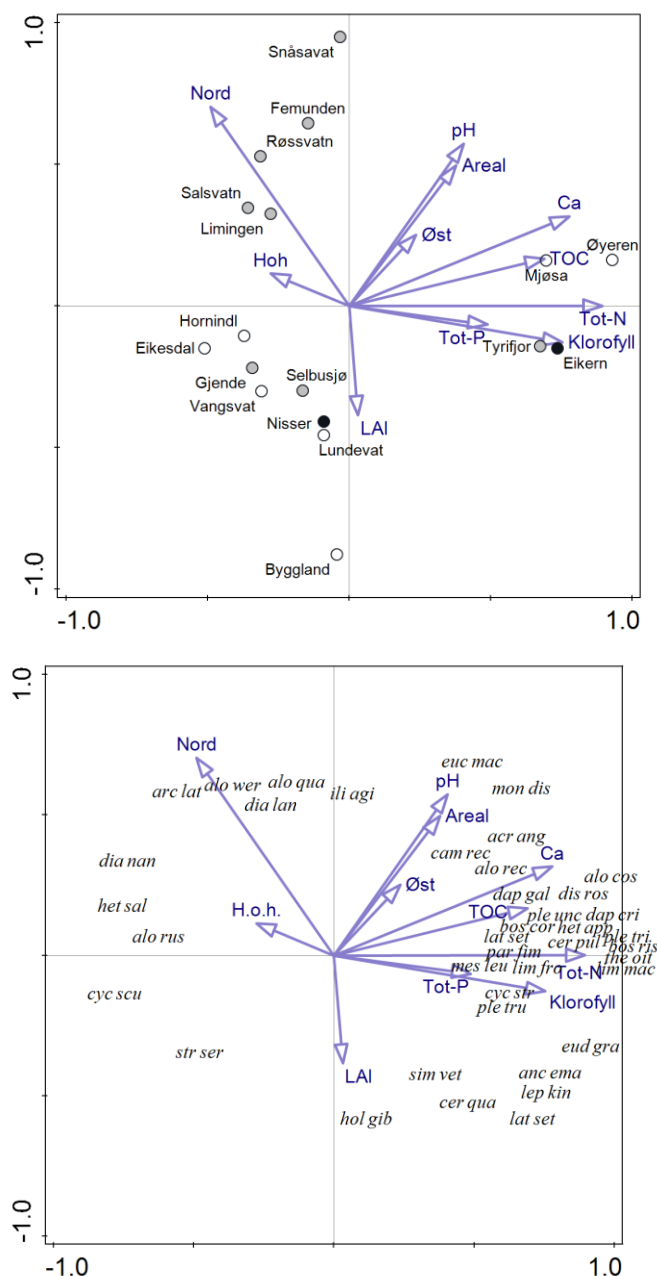
Skittendamhops *Diacyclops bisetosus* var den mest interessante arten som ble funnet i 2017. Det foreligger kun noen fåtalls funn av arten fra Norge, alle fra dammer i lavlandet, fortrinnsvis med høye belastninger av nitrogen og fosfor. I følge den norske rødlista var skittendamhops vurdert som sårbar (VU). I 2015 ble vurderingen nedjustert til nær truet (NT). Dette skyldtes nye funn. I forbindelse med Forskningsrådets skolekampanje med fokus på dammer ble den funnet for første gang på Vestlandet. Et nytt funn fra Vestlandet er for så vidt ikke overaskende, men Vangsvatnet er ingen typisk lokalitet for arten. I følge G.O. Sars var skittendamhops på ingen måte noen sjelden art. Han fant den mange steder i landet, nesten alltid i små temporære pytter og dammer.

Relikthops *Cyclops lacustris*, som fins i Mjøsa, er en ekte pelagisk form og som navnet tilsier er den en istidsrelikt. G.O. Sars fant den i to innsjøer i Norge, henholdsvis Tyrifjorden og Mjøsa. I dag er den forsvunnet fra Tyrifjorden. I de seinere årene har den også blitt registrert på norsk side i Store Le samt i fire innsjøer i Haldenvassdraget. I følge den norske rødlista av 2005 ble relikthops vurdert som kritisk truet (CR). I 2015 ble vurderingen nedjustert til LC, noe som blant annet skyldes nye funn i Haldenvassdraget.

Polarnebbkreps *Alona werestschagini* ble beskrevet i 1999 (Sinev 1999). Før den tid ble individer som seinere skulle vise seg å være polarnebbkreps, funnet i Nord-Norge. Den gang ble de bestemt til å være en variant av dvergnebbkreps *A. guttata* (Walseng 1994). De to artene kan fort forveksles. I forbindelse med undersøkelsene av store innsjøer i 2016 ble polarnebbkreps funnet på totalt 45 stasjoner i fem av innsjøene, og det ble konkludert med at arten er blitt mer vanlig. I 2017 ble den funnet i på 9 av 10 stasjoner i Hornindalsvatnet, og den var en av de vanligste vannloppene. Funnene her representerer ny vestlig utbredelsesgrense for arten. Femunden, der arten ble funnet i 2016, representerer sammen med Hornindalsvatnet de sørligste funnlokalitetene for arten.

Pungreke *Mysis relicta*, ble funnet i tre av innsjøene i 2017: Mjøsa, Øyeren og Selbusjøen. I de to førstnevnte er arten naturlig forekommende, mens populasjonen i Selbusjøen skyldes utsettinger (Langeland m.fl. 1986). Dessuten er amfipodene firetorntet istidskreps *Pallaseopsis quadrispinosa* og trollistidskreps *Gammaracanthus lacustris* funnet i hhv Mjøsa og Øyeren. Som navnene antyder er begge artene regnet som istidsrelikter.

Som det fremgår av teksten ovenfor, har krepsdyrsamfunnet i Mjøsa og Øyeren innslag av den del av krepsdyrfaunaen som regnes som istidsrelikter. Det samme er tilfellet for to av de andre østlige innsjøene fra overvåkingsprogrammet som er undersøkt tidligere, Tyrifjorden og Eikeren. Totalt fem av de syv arter av istidskreps som finnes i Norge er registrert i de fire innsjøene (flammekreps *Limnocalanus macrurus*, relikthops *Cyclops lacustris*, pungreke *Mysis relicta*, firetorntet istidskreps *Pallaseopsis quadrispinosa* og trollistidskreps *Gammaracanthus lacustris*, se Spikkeland m.fl. 2016). De to artene flatbent istidskreps *Monoporeia affinis* og langhalerelikhops *Eurytemora lacustris*, som også forekommer i Norge (Spikkeland m.fl. 2016), er ikke funnet i innsjøene i overvåkingsprogrammet. Istidsreliktene er kaldevannsararter som har overlevd i Norge siden siste istid. Deres hovedutbredelse er øst for Norge. Utbredelsen i Norge er stort sett begrenset til Sørøstlandet, bortsett fra pungreke *Mysis relicta* og firetorntet istidskreps *Pallaseopsis quadrispinosa* som forekommer flere steder i Trøndelag (Artskart.artsdatabanken.no) som resultat av tilsiktet eller utilsiktet introduksjon. Istidsreliktene finnes hovedsakelig i dypere innsjøer med intakt oksygenrikt bunnlag (hypolimnion), hvor de har hatt et kaldevannsrefugium. Disse artene er spesielt sårbare for eutrofiering og humifisering og påfølgende oksygenfrie forhold i de dypere vannmasser.



Figur 13. PCA-plot som illustrerer likheter og forskjeller i sammensetningen av småkrepssamfunnene i innsjøene fra ØKOSTOR der det tatt både pelagiske og litorale prøver. Figuren er basert på tilstedeværelse/ikke tilstedeværelse av hver enkelt art. Øvre figur: lokalitetsplott. Svarte sirkler 2015 (Eikeren og Nisser), grå sirkler 2016 (Snåsavatn, Femunden, Røssvatn, Salsvatnet, Limingen, Gjende, Selbusjøen og Tyrifjorden), hvite sirkler 2017 (Hornindalsvatnet, Eikesdalsvatnet, Vangsvatnet, Lundevatnet, Mjøsa og Øyeren). Nedre figur: Artsplott. Miljøvariablene h.o.h., breddegrad, lengdegrad, areal, labilt aluminium, pH, klorofyll a, total nitrogen, kalsium, total organisk karbon og total fosfor er lagt til passivt (dvs. at de ikke påvirker ordinasjonen) for å anskueliggjøre mulige forklaringsvariabler.

Figur 13 viser resultatet av en PCA-analyse der datagrunnlaget er artsinventaret (tilstede/ikke tilstede) av småkrepss i til sammen 17 innsjøer som er blitt prøvetatt etter samme program. I tillegg til årets innsjøer er innsjøene som ble undersøkt i 2015 (Eikeren og Nisser) og i 2016 (Snåsavatnet, Femunden, Røssvatnet, Salsvatnet, Limingen, Selbusjøen, Gjende og Tyrifjorden) inkludert i analysen. Innsjøer som ligger nær hverandre i PCA-plottet, har flere arter til felles enn innsjøer som ligger langt fra hverandre. 1-aksen forklarte 26,5 % av totalvariasjonen i artssammensetningen av småkrepss, mens 2-aksen bidro med ytterligere 10,2 %.

Kalsium, TOC (total organisk karbon), Tot-N total (nitrogen) og klorofyll var korrelert med 1-aksen. Fordelingen av innsjøene langs samme akse viser at de næringsfattige innsjøene ligger i den ene enden (venstre), mens de de mest næringsrike innsjøene representert ved Mjøsa, Øyeren, Eikeren og Tyrifjorden er plassert i motsatt ende av aksene (til høyre). Ser vi på innsjøene i Sør-Norge isolert, representerer 1.-aksen også en øst-vest gradient, mens 2-aksen skiller mellom innsjøene i sør og nord med de tre innsjøene i den sørligste delen av landet, Nisser, Byglandsfjorden og Lundevatnet, i nedre del av aksene. Kort oppsummert kan vi si at resultatet primært er bestemt av produktivitet etterfulgt av geografi. Vektorene for pH og innsjøareal går i en diagonal retning, med de store, nær nøytrale innsjøene øverst til høyre, og de mindre og mer sure innsjøene nederst til venstre i figuren.

Artsplottet viser at arter som er begunstiget ved høye nærings盐konsentrasjoner og høy fiskepredasjon er assosiert med innsjøene på Østlandet (Eikeren, Tyrifjorden, Mjøsa og Øyeren). Et godt eksempel er børstesnabelkreps *Bosmina longirostris* som var vanlig i disse innsjøene, og som manglet i de øvrige. Det samme var tilfelle for børsthaleprikkdafnie *Ceriodaphnia pulchella*. I sure mer næringsfattige innsjøer er det slektningene til de samme to artene, snabelkreps og vanlig prikkdafnie *C. quadrangula*, som dominerer. Et tilsvarende eksempel for hoppekrepsene er skiftet fra vingehops *Cyclops scutifer* til en kombinasjon av sommerhops og sylfidehops, som var tilfelle i Øyeren.

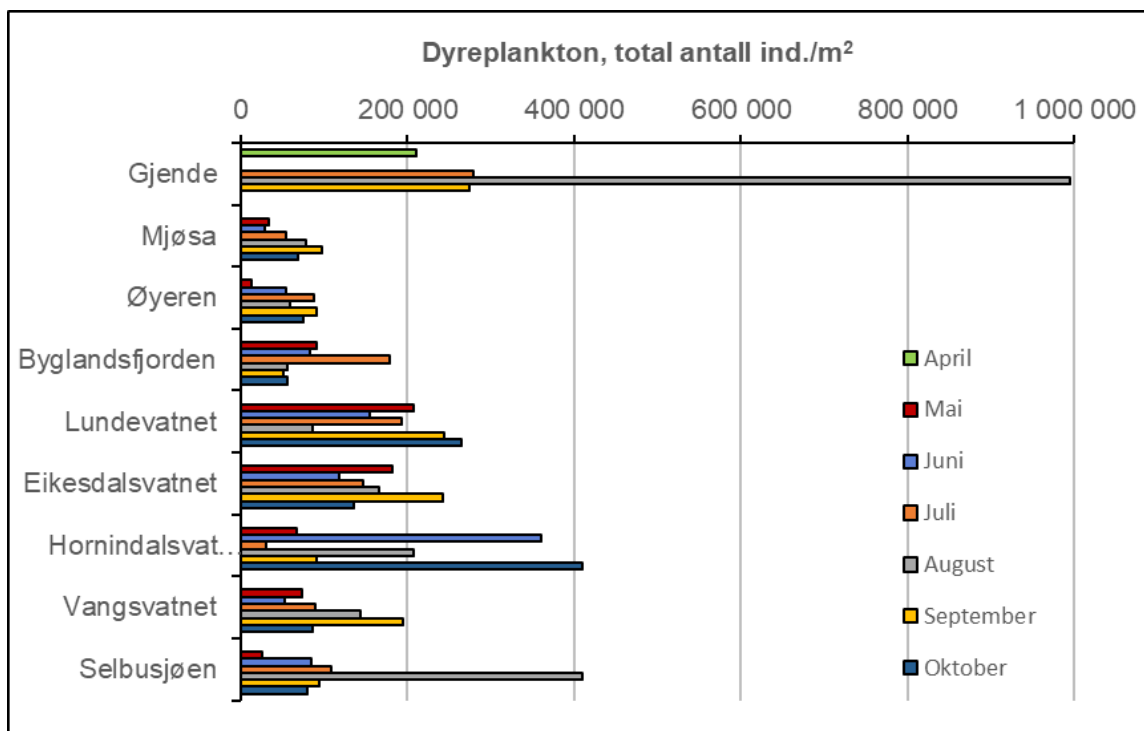
De to store calanoide hoppekrepsene, spasmehops *Heterocope saliens* og kranshops *H. appendiculata*, befinner seg også i hver sin ende av 1-aksen, noe som gjenspeiler utbredelsen til de to artene. Sistnevnte har en østlig utbredelse mens spasmehops har en vestlig og sørlig utbredelse. Gjende er den eneste av innsjøene uten arter tilhørende *Heterocope* slekten.

1-aksen skiller også mellom forsuretolerante og forsuringfølsomme arter der de siste er assosiert med de mer næringsrike vannene. Mosenebbkreps *Alona rustica* og myrvannshops *Diacyclops nanus* er eksempler som tilhører førstnevnte kategori mens *Daphnia* sp., stripeenebbkreps *Alona costata* og avosettkreps *Pleuroxus uncinatus* er eksempler på mer følsomme taksa.

4.3.2 Krepssdyrplanktonet: tetthet og artssammensetning

Siden krepssdyrplanktonprøvene i innsjøene er tatt med planktonhåv, egner de seg ikke for kvantitative beregninger av tetthet (antall per volum- eller arealenhet). Antall dyr i prøvene gir likevel et grovt estimat på tettheten av krepssdyrplankton i innsjøene. Tettheten varierte i løpet av sesongen, og i de fleste sjøene var det flest dyr i juli/august/september (figur 14). I Lundevatnet og Hornindalsvatnet var tettheten størst i oktober. Tettheten varierer også mellom innsjøene. Gjennomsnittlig var det færrest dyr i Mjøsa og flest i Gjende (faktor syv i forskjell), men også i Lundevatnet, Eikesdalsvatnet og Hornindalsvatnet var det forholdsvis mange dyr. Unge stadier (nauplier og copepoditter) av hoppekrepsen vingehops *Cyclops scutifer* er årsak til den høye tettheten i Gjende. Denne arten var også til stede i høye tettheter i Gjende i 2015 og 2016. Krepssdyrplanktonprøver tatt fra isen i april viser tilsvarende tettheter som i juli og september.

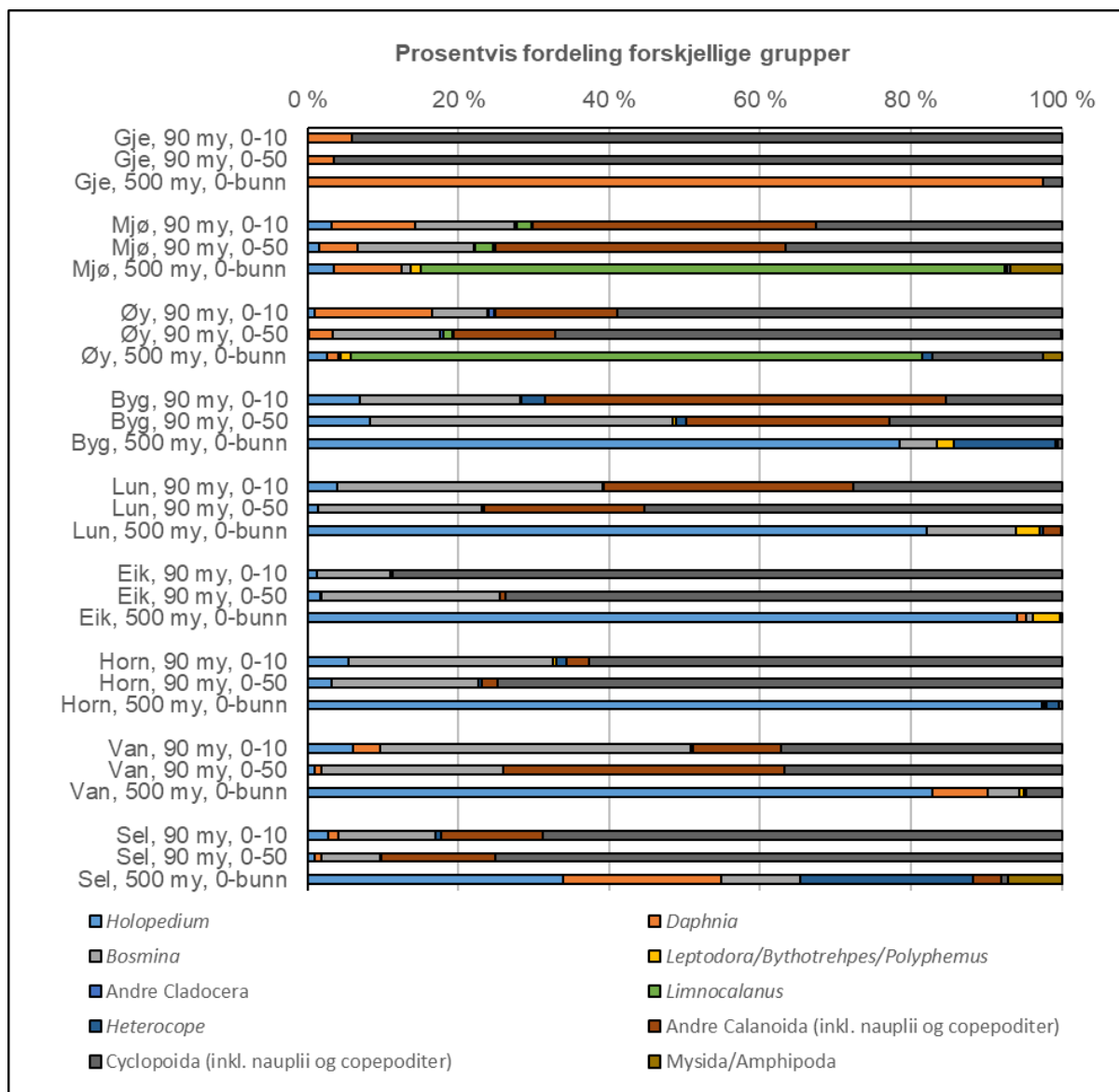
I innsjøene Gjende, Byglandsfjorden, Lundevatnet og Hornindalsvatnet ble den store hoppekrepsen giganhops *Megacyclops gigas* utelukkende funnet i håvtrekkene tatt med den store håven (maskevidde 500 µm). I Øyeren og Vangsvatnet ble arten også funnet i 90 µm prøvene. I Byglandsfjorden ble rovkrepss *Polyphemus pediculus* bare funnet i 500 µm prøvene. De største artene funnet i de pelagiske prøvene, pungreke *Mysis relicta*, firetorneret istidskrepss *Pallasiola quadrispinosa*, trollistidskrepss *Gammaracanthus lacustris* ble bare funnet i 500 µm prøvene i Mjøsa, men i Øyeren ble pungreke *M. relicta* og firetorneret istidskrepss *P. quadrispinosa* funnet i begge prøvetyper, og det samme var tilfellet for pungreke *M. relicta* i Selbusjøen.



Figur 14. Tettheten av krepsdyrplankton i prøvene tatt med 90 µm håv fra 0-50 m dyp. Dette er ikke et eksakt mål for tettheten av krepsdyrplankton i innsjøene, men gir likevel et inntrykk av hvor mange dyr det er i de forskjellige innsjøene.

Fordelingen av krepsdyrplankton i forskjellige hovedgrupper er vist i figur 15. 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). Generelt er små arter/taksa, f.eks. vannloppeslekten *Bosmina* og cyclopoide hoppekreps (i hovedsak nauplier og små copepoditter), underrepresentert i den store håven. Dette skyldes at disse artene i stor grad passerer gjennom maskene. Dessuten var inntrykket at det i hovedsak var de største individene av de små artene som ble fanget i den store håven. På den annen side vil tettheten av større arter (>1mm), som f.eks. glasskreps *Leptodora kindti* eller langhalekreps *Bythotrephes longimanus*, underestimeres ved bruk av den lille håven, fordi disse store og hurtigsvømmende artene lettere kan unngå den lille håven.

Basert på 90 µm trekkene (0-50 m) dominerte gruppen «andre hoppekreps», dvs. cyclopoide og calanoide hoppekreps som ikke tilhører slektene *Heterocope* eller *Limnocalanus*, i de fleste av innsjøene. Det skyldtes primært store mengder av nauplier og små copepoditter. Andelen av vannlopper var høyest i Byglandsfjorden, der de utgjorde omtrent 49 %, men også i Mjøsa, Lundevatnet, Eikesdalsvatnet, Hornindalsvatnet og Vangsvatnet utgjorde de i overkant av 20 %. Andelen av vannloppeslekten *Daphnia* var imidlertid lav i alle innsjøene. Høyest andel utgjorde de i Mjøsa (gjennomsnittlig 5,2 %). Som nevnt tidligere, har dafniene en viktig rolle i innsjøøkosystemet; de er viktig fiskeføde og har også en nøkkelrolle som algefiltratorer, og bidrar således til innsjøens selvrensende evne. Innsjøene i denne undersøkelse er alle relativt næringsfattige, hvilket betyr at det er lite sannsynlig at det oppstår problemer med eutrofiering og derav følgende algeoppblomstringer. Dafnienes økologiske rolle som «rensaneanlegg» er viktigere i mer næringsrike innsjøer.

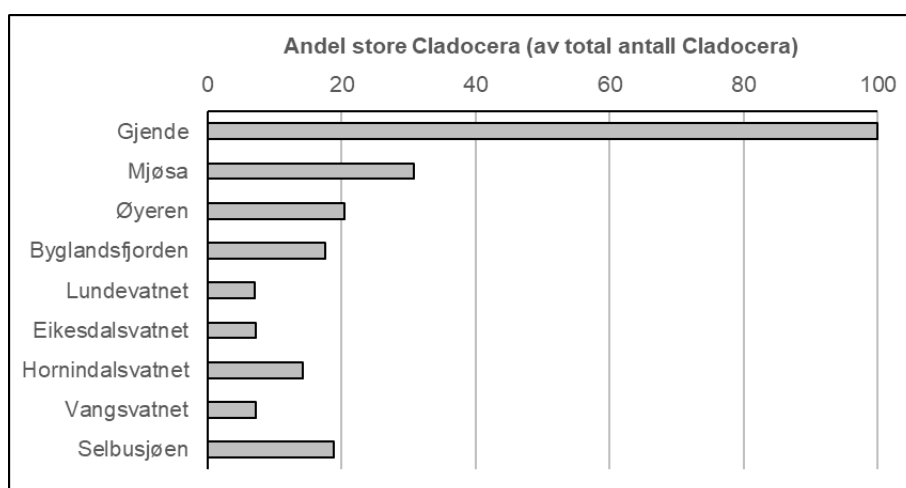


Figur 15. Fordeling av krepsdyrplankton i hovedgrupper de tre typer prøver fra de undersøkte innsjøene.

I innsjøer med stor tetthet av planktonspisende fisk, som for eksempel røye, sik og krøkle, er krepsdyrplanktonet vanligvis dominert av små arter og individer (Brooks og Dodson 1965). Vannlopper er foretrukket som byttedyr da hoppekreps har et bevegelsesmønster som gjør dem vanskeligere å fange. Andelen store vannlopper av totalt antall vannlopper kan derfor gi en indikasjon på graden av predasjon fra planktonspisende fisk i en innsjø. I vår undersøkelse var denne andelen høyest i Gjende, der nåledafnie *Daphnia longispina* var eneste påviste vannloppe og utgjorde derfor 100% (figur 16). Andelen dafnier i Gjende er imidlertid lav (3,4 %) sammenlignet med totalt antall krepsdyrplankton (0-50 m håvtrekk). I innsjøer med lav artsdiversitet, og spesielt dersom innsjøen har få arter av vannlopper, slik som i Gjende, vil derfor andel store vannlopper være lite egnet som indikator på fiskepredasjon. I Mjøsa var andelen 31 %, mens den var lavest i Lundevatnet, Eikesdalsvatnet og Vangsvatnet (7 % i alle tre). Disse resultatene indikerer forholdsvis lav fiskepredasjon i Gjende og Mjøsa og forholdsvis høy predasjon i Lundevatnet, Eikesdalsvatnet og Vangsvatnet. Fiskedataene gir ikke støtte til en slik tolkning med unntak av Vangsvatnet som har en forholdsvis tett bestand av røye og en relativ lav tetthet av krepsdyrplankton generelt og store vannlopper spesielt. Dette kan bety at andel store vannlopper av totalt antall vannlopper er en lite egnet indikator for fiskepredasjon i de

undersøkte store innsjøene der hoppekreps vanligvis dominerer både mht mengde og antall arter. Erfaringer fra Mjøsa (Løvik og Kjellberg 2003) tyder videre på at næringskjeden i store, dype, næringsfattige innsjøer primært er styrt av nærings saltene (bottom-up kontroll) og i mindre grad av predasjon (top-down kontroll).

Det er også vist at størrelsesfordelingen innen enkeltarter (eks. *Daphnia* eller *Bosmina*), kan avspeile fiskepredasjonstrykket (Sandlund m.fl. 1987, Alric m.fl. 2013, Korosi m.fl. 2013). Lengdemålinger av krepssdyrplanktonet, som ikke har vært en del av dette oppdraget, kunne ha belyst dette.



Figur 16. Andel individer tilhørende store arter av vannlopper som % av total antall vannlopper i de undersøkte innsjøene.

4.3.3 Sammenligning med 120 år gamle undersøkelser av krepssdyrsamfunnet

Fra fire av innsjøene, Lundevatnet, Vangsvatnet, Gjende og Mjøsa, foreligger det undersøkelser av planktonet (pelagiske prøver) fra 1896/97 (Huitfeldt Kaas 1906). Selv om tidspunkt for prøvetaking samt prøvedyp kan variere, kan en sammenligning med dagens planktonsamfunn gi viktige indikasjoner på eventuelle endringer (se vedlegg H1). Materialet på krepssdyr ble den gang bestemt ved god hjelp av G.O. Sars.

Fra Lundevatnet ble det i 1897 tatt prøver ved tre datoer, i slutten av mai (25. og 30. mai) samt 16. august. Etter 120 år er det påfallende stor likhet både i artssammensetning, dominansforhold og utvikling fra forsommer til tidlig høst. Den gang som i dag, er det gelekreps *Holopedium gibberum*, snabelkreps *Bosmina longispina*, de calanoide hoppekrepsene sørhops *Eudiaptomus gracilis* og prakthops *Mixodiptomus laciniatus* samt de cyclopoide hoppekrepsene gulhalehops *Cyclops abyssorum* og vingehops *C. scutifer* som dominerte. Det skal tilføyes at det i 1897 ikke ble gjort forsøk på å skille mellom de to sistnevnte artene. Videre var den calanoide hoppekrepsen spasmehops *Heterocope saliens* tilstede i mindre antall begge ganger. Fra juli og ut sesongen var alle de tre rovformene rovkreps *Polyphemus pediculus*, langhalerovkreps *Bythotrephes longimanus* og glasskreps *Leptodora kindti* tilstede i 2017. Disse ble ikke påvist i 1897. Det samme var tilfelle for svevekreps *Diaphanosoma brachyurum* som kun ble påvist fåtallig i 2017. Skiftet i dominans fra sørhops i mai til prakthops i august var fortsatt tilfelle etter 120 år. Også i Nesvatn og Fyresvatn i Aust-Agder er det konstatert samme skifte i dominansforhold etter at prakthops har etablert seg som ny art etter kalking (Walseng 2006).

I Vangsvatnet ble det i 1897 kun tatt prøver 25. juni. De tre vannloppene, gelekreps, nåledafnie og snabelkreps dominerte både i 1897 (NB: kun én prøvetakingsdato) og 2017. Gulhalehops *C. abyssorum*,

som var omtrent like vanlig som vingehops *C. scutifer* i 2017 står ikke oppført som art i 1897. Hvorvidt denne er kommet inn som ny art eller ikke, er usikkert da det i ikke alltid ble skilt mellom de to artene i 1897. Trønderhops *Arctodiaptomus laticeps* var eneste calanoide hoppekreps begge år. Langhalerovkreps ble ikke funnet i juni, men dukket opp seinere i sesongen 2017.

Gjende var artsfattig og med stor dominans av de planktoniske artene nåledafnie og vingehops, både i august 1896 og august 2016/17. Det var også tilnærmet samme forhold mellom de to artene. Kun enkeltindivider av snabelkreps ble registrert i planktonet i disse årene.

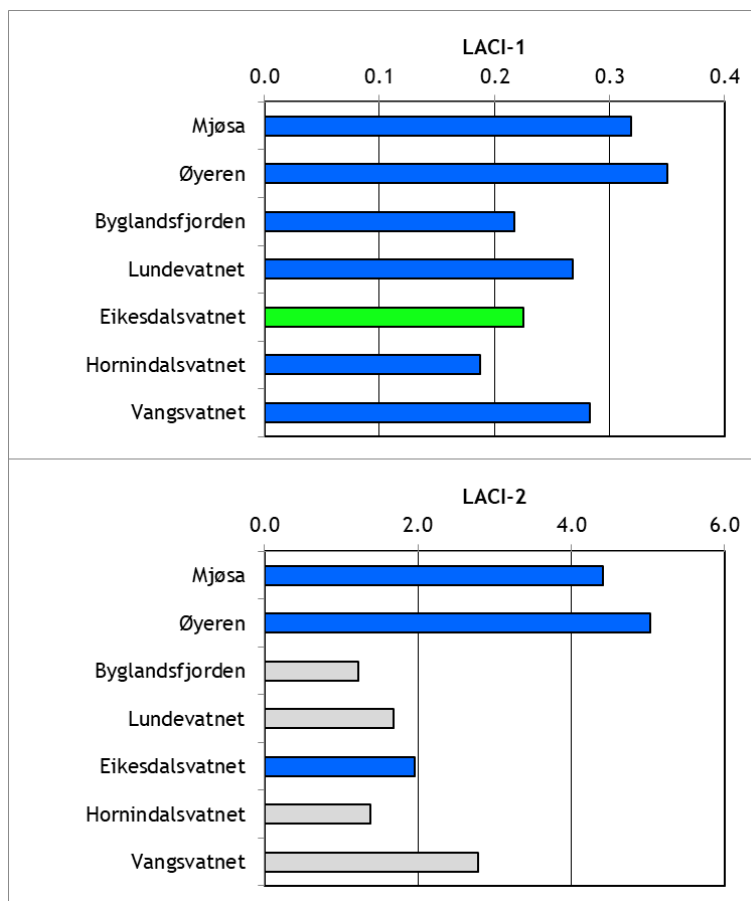
Også i Mjøsa er det ingen påviselige forskjeller i hvilke krepsdyrarter er tilstede når vi sammenligner juli 1896 med juli 2017. De samme 12 artene (7 vannlopper og 5 hoppekreps) ble funnet. Glasskreps ble riktignok ikke funnet i juli 2017, men ved begge de neste besøkene samme år. I 2017 ble også sommerhops *Mesocyclops leuckarti* påvist i planktonet. Det var også betydelig større dominans av hoppekreps i 1896 sammenlignet med i 2017. Dette kan skyldes at prøvene i 1896 ble tatt fra < 6m dyp, men kan også være reelle endringer.

De små forskjellene mellom Sars' undersøkelser for 120 år siden og observasjonene fra 2017 kan ikke tolkes dithen at krepsdyrplanktonet ikke har endret seg gjennom alle disse årene. Flere av disse innsjøene har vært utsatt for enten forsurening eller eutrofiering i perioden 1970-1990. I Mjøsa, for eksempel, forvant gelékrepsen da innsjøen var tydelig eutrofiert på 1970-tallet, men denne kom tilbake igjen midt på 1980-tallet (Løvik og Kjellberg 2003, Lyche Solheim m.fl. 2018).

4.3.4 Vurdering av økologisk tilstand

Vurderingen av økologisk tilstand mht forsurening er basert på de litorale prøvene. Da det ikke er tatt slike prøver i Gjende og Selbusjøen i 2017, er disse to innsjøene ikke klassifisert mht småkreps. I tilstandsvurderingen presentert i dette avsnittet, har vi lagt data fra alle litorale stasjoner til grunn. Dette betyr at Øyeren og Byglandsfjorden er representert med noen flere stasjoner enn de som hører til den aktuelle vannforekomsten (se tekst til figur 17). I den samlede tilstandsklassifiseringen av de to innsjøene (kap. 5.4 og 5.5) har vi imidlertid kun brukt data fra stasjoner som representerer hhv. vannforekomst-ID 002-113-2-L (Øyeren-sør) og 021-1063-L (Byglandsfjorden). De to alternative stasjonsutvalgene gir imidlertid samme tilstandsklasse for forsuringsindeksene basert på småkreps.

Småkrepsfaunaen i 2017 var preget av forsuringsfølsomme arter, hvilket indikerer at forsurening er et lite problem i disse innsjøene. Basert på gjennomsnitt av akkumulert artsliste for litorale prøver, varierer antall forsureningstolerante arter (Schartau m.fl. 2017) mellom 5 (Mjøsa) og 11 (Byglandsfjorden og Lundevatnet), og tilsvarende for forsuringsfølsomme arter mellom 8 (Hornindalsvatnet) og 27 (Øyeren). Arter tilhørende slekten *Daphnia* regnes som spesielt forsuringsfølsomme. Det ble ikke funnet dafnier i Byglandsfjorden, Eikesdalsvatnet og Hornindalsvatnet. I Lundevatnet er det kun registrert et fåtall individer og da kun ett individ i pelagiske prøver. Byglandsfjorden, Lundevatnet og Hornindalsvatnet har lave kalsiumkonsentrasjoner (tabell 3 og vedlegg C), noe som kan være med å begrense forekomsten av dafnier (Schartau m.fl. 2001, 2006). Som nevnt ovenfor er andre faktorer, som f.eks. fiskepredasjon, også viktig for forekomsten av dafnier (se kap. 4.3.2).



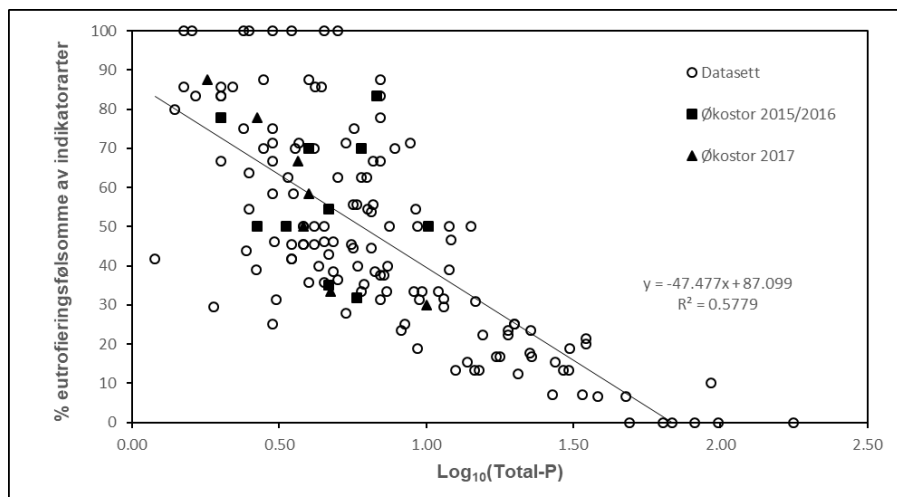
Figur 17. Økologisk tilstand for småkreps (litorale prøver) mht forsurening i ØKOSTOR-innsjøer undersøkt i 2017. Øverst: LACI-1 (Lake Acidification Crustacean Index 1), nederst: LACI-2 (Lake Acidification Crustacean Index 2). Fargen som angir tilstandsklassen (se figurtekst til figur 3) er fastsatt med basis i typespesifikke klassegrenser presentert i tabell 8. Merk: Øyeren er representert med 5 stasjoner i Øyeren-nord og 5 stasjoner i Øyeren-sør. Byglandsfjorden er representert med 6 stasjoner i Byglandsfjorden og 4 stasjoner i Åraksfjorden (se også hovedtekst).

I vurdering av innsjøens forureningstilstand basert på småkreps har vi benyttet to indekser: LACI-1 (Lake Acidification Crustacean Index 1) og LACI-2 (Lake Acidification Crustacean Index 2). Indeksen LACI-1, som angir andel forureningsfølsomme arter, varierte mellom 0,19 og 0,35. Alle innsjøene er forureningsfølsomme. Basert på LACI-1 er den økologiske tilstanden til innsjøene svært god, med unntak av Eikesdalsvatnet som hadde god tilstand. pH og konsentrasjonen av labilt aluminium tilsier at Eikesdalsvatnet ikke er påvirket av forurening. LACI-2 gir svært god økologisk tilstand for alle forureningsfølsomme innsjøer tilhørende vanntypen kalkfattig og klar, altså også for Eikesdalsvatnet. Da LACI-2 er utviklet for denne innsjøtypen, er tilstandsklassifiseringen av Eikesdalsvatnet basert på denne antakelig mer sikker. Vi vurderer derfor at småkrepsfaunaen ikke er påvirket av forurening i noen av innsjøene som ble undersøkt 2017.

For LACI-1 var det en del variasjon mellom stasjoner i samme innsjø, og det samme er tilfelle for forureningsindeksen LACI-2. Størst variasjon mellom stasjoner for LACI-1 ble funnet i Eikesdalsvatnet (kalkfattig) og Hornindalsvatnet (svært kalkfattig) der resultatene indikerte at enkelte stasjoner har moderat økologisk tilstand (vedlegg H2). I Eikesdalsvatnet hadde tre og fire av åtte litorale stasjoner moderat tilstand basert på hhv. LACI-1 og LACI-2. I Hornindalsvatnet hadde tre av ti stasjoner moderat tilstand basert på LACI-1. Vannkjemiske data mangler for de litorale stasjonene, men det er likevel ingen ting som tyder på at de to innsjøene er forsuret. Det er derfor mer sannsynlig at andre miljøforhold, for eksempel eutrofiering eller hydromorfologiske inngrep, er årsak til slike lokale

effekter. Mjøsa, Øyeren, Byglandsfjorden og Lundeavatnet er regulert, og effekten av vannstandssvingninger antas å variere med substratforhold og helningsgraden på den enkelte litorale prøvetakingsstasjon. Dessuten skal det nevnes at klassifiseringssystemet for småkreps er basert på både litorale og pelagiske prøver. Et fåtall av småkrepsartene anses å være rent planktoniske (kun registrert i pelagiske prøver), og en gjennomgang av resultatene viser at langt de fleste arter fanges opp i de litorale prøver. I et fåtall litorale prøver manglet noen få arter. Det gjaldt f.eks. vannloppen glassrovkreps *Leptodora kindti* og hoppekrepsen giganthops *Megacyclops gigas* i Hornindalsvatnet. Disse to arter er begge regnet som forsuringsfølsomme, og inkludering av dem i beregningsgrunnlaget vil derfor gi litt høyere indeksverdier, dog uten at det influerer på vurderingen av den økologiske tilstanden.

Artssammensetningen av småkrepsamfunnet påvirkes av næringssaltbelastningen, og dette er bakgrunnen for inndelingen i eutrofieringsfølsomme og -tolerante arter. Forholdet mellom andel eutrofieringsfølsomme arter av småkreps og konsentrasjonen av Tot-P for innsjøene i ØKOSTOR er vist i figur 18. Figuren inkluderer innsjøer undersøkt mht både pelagiske og litorale småkreps i 2015, 2016 og 2017. Totalt syv av artene i materialet fra 2017 betraktes som eutrofieringsfølsomme (gelékreps *Holopedium gibberum*, snabelkreps *Bosmina longispina*, spissfotkreps *Ophryoxus gracilis*, stripedvergkreps *Alonella excisa*, klarvannskreps *Alonopsis elongata*, vingehops *Cyclops scutifer* og robusthops *Acanthocyclops robustus*). Eikesdalsvatnet, Hornindalsvatnet og Vangsvatnet hadde høyest andel eutrofieringsfølsomme arter (hhv. 88; 78 og 67 % av antall indikatorarter) og Øyeren og Mjøsa hadde lavest andel (hhv. 30 og 33 % av antall indikatorarter). I materialet fra 2017 er 15 av artene betraktet som eutrofieringstolerante (svevekreps *Diaphanosoma brachyurum*, krystallkreps *Sida crystallina*, børsthaleprikkdafnie *Ceriodaphnia pulcella*, hjelmdafnie *Daphnia cristata*, spisshjelmdafnie *D. cucullata*, pukkelryggsnabelkreps *Bosmina coregoni*, børstesnabelkreps *B. longirostris*, brunstripenebbkreps *Alona rectangula*, gebisskreps *Pleuroxus truncatus*, glasskreps *Leptodora kindti*, sørhops *Eudiaptomus gracilis*, langhalehops *Eucyclops macrurus*, grønnhops *Megacyclops viridis*, sommerhops *Mesocyclops leuckarti* og sylfidehops *Thermocyclops oithonoides*). Andel tolerante arter var høyest i Øyeren og lavest i Eikesdalsvatnet. Øyeren som hadde høyest andel av eutrofieringstolerante og lavest andel eutrofieringsfølsomme arter er den mest næringsrike av innsjøene med Tot-P konsentrasjon på $10 \mu\text{g l}^{-1}$ (i epilimnion), og kan dermed karakteriseres som mesotrof. De øvrige innsjøene hadde alle Tot-P konsentrasjoner under $5 \mu\text{g l}^{-1}$, og er dermed oligotrofe, noe som avspeiles i andel eutrofieringsfølsomme arter.



Figur 18. Eutrofieringsfølsomme småkreps som andel av indikatorarter (eutrofieringsfølsomme + eutrofierings-tolerante vannlopper og hoppekreps) fra et større antall innsjøer i Norge som funksjon av total fosfor konsentrasjon (åpen ring, «datasett»). Innsjøene fra ØKOSTOR er vist med svart firkant (2015 og 2016) og svart trekant (2017) og inngår ikke i regresjonen. Gjende og Selbusjøen fra 2017 er ikke med i figuren, men det er derimot Eikerens og Nisser fra 2015, og Tyrifjorden, Gjende, Femunden, Røssvatn, Limingen, Salsvatnet, Selbusjøen, Snåsa fra 2016.

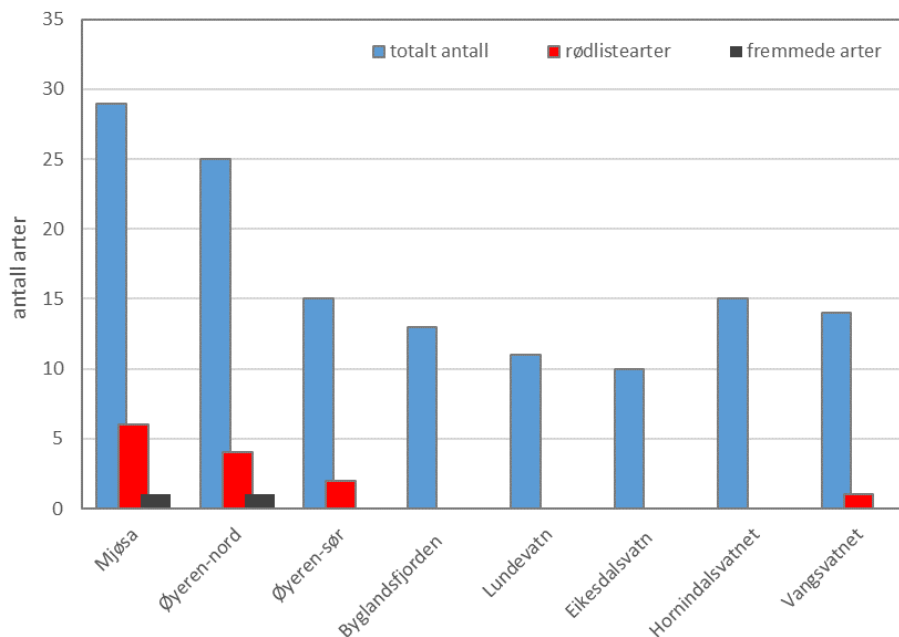
4.4 Vannplanter

Vannplanter ble undersøkt i alle innsjøene i 2017 unntatt Gjende og Selbusjøen. Vannplantene i Selbusjøen ble undersøkt i 2016 (Lyche Solheim m.fl. 2017). Mjøsa og Øyeren har begge en midlere kalsiumkonsentrasjon på ca. 5,5 mg/l, noe som gjenspeiles i artsinventaret av vannplanter. Ved klassifisering av vannplanter har vi for disse to innsjøene derfor benyttet innsjøtype 8 (L-N-M201), som er moderat kalkrik og klar, selv om vanntype 5 eller 6 (kalkfattig, klar) er benyttet for de pelagiske kvalitetselementene (tabell 3), se også diskusjon og begrunnelse gitt i avsnitt 2.3. Dette er i samsvar med tidligere undersøkte store innsjøer i jordbruksområdene på Østlandet (Randsfjorden, Tyrifjorden), som har liknende kalsium-nivåer. I teksten har vi imidlertid kommentert den økologiske tilstanden vannplantene ville ha fått dersom innsjøtype 5 eller 6 (L-N-M101), som er kalkfattig, klar, hadde vært benyttet.

4.4.1 Artsantall og artssammensetning

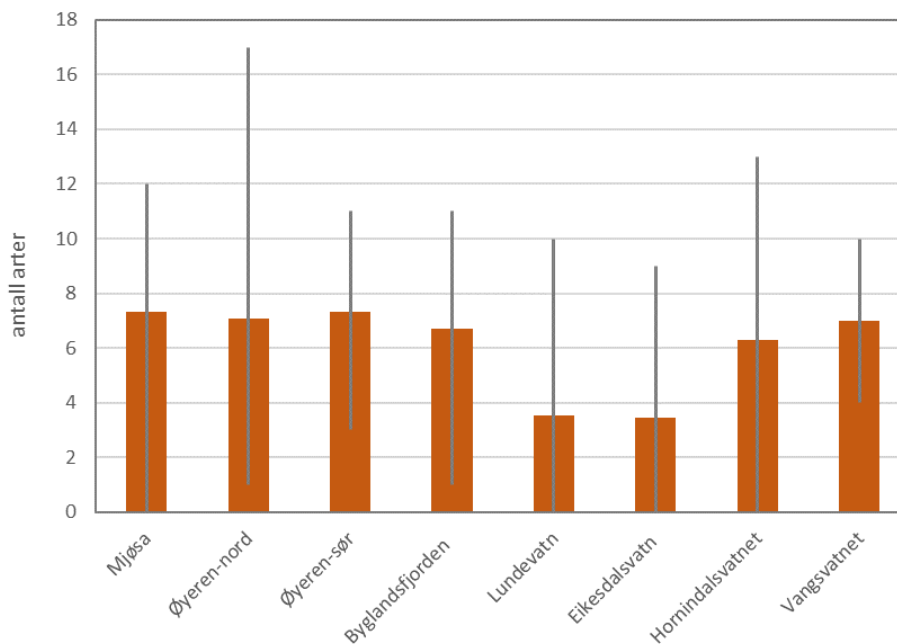
Antall arter varierte mye fra innsjø til innsjø. Høyest artsantall ble registrert i Mjøsa og i Øyeren, med hhv 29 arter og 25 arter i Øyeren-nord. Det er særlig deltaområder som kan gi opphav til mange arter; f.eks. Åkersvika i Mjøsa og deltaområdet ved Svillet i nordre Øyeren. Totalt er det i tidligere undersøkelser registrert hele 47 arter i Øyeren. Da er arter fra hele deltaområdet i nordre Øyeren med evjer, kroksjøer, dammer mm. inkludert (se Rørslett 2004). Også i Mjøsa blir artsantallet høyere når Åkersvika og Lågendeltaet inkluderes (se bl.a. Mjelde og Edvardsen 2015, Wold m.fl. 2014). Øyeren-sør og Hornindalsvatnet hadde 15 arter, mens det i de øvrige innsjøene ble registrert 10-14 arter (figur 19 og vedlegg G). Det lave artsantallet i Eikesdalsvatnet skyldes sannsynligvis at strandsona sort sett består av brådype områder med grovere substrat.

Totalt 7 rødlistearter ble registrert; *Crassula aquatica* og *Elatine hexandra*, *E. hydropiper*, *E. triandra*, *Callitriche hermaphroditica*, *Zannichellia palustris* og *Nitella confervacea*. Den fremmede arten *Elodea canadensis* ble registrert i Mjøsa og Øyeren, men med svært liten forekomst.



Figur 19. Totalt antall vannplantearter og rødlistearter registrert i de store innsjøene i basisovervåkingen i ØKOSTOR i 2017.

Artsantallet varierte mye fra lokalitet til lokalitet i alle innsjøene (figur 20). Størst var variasjonene i Øyeren-nord, noe som viser stor habitatvariasjon, som spenner fra det store deltaområdet i nord til brattere strender med grovere substrat lenger sør. Det er betydelig mindre variasjon i artsantall mellom lokalitetene i de øvrige innsjøene, særlig i Vangsvatnet og Øyeren-sør.

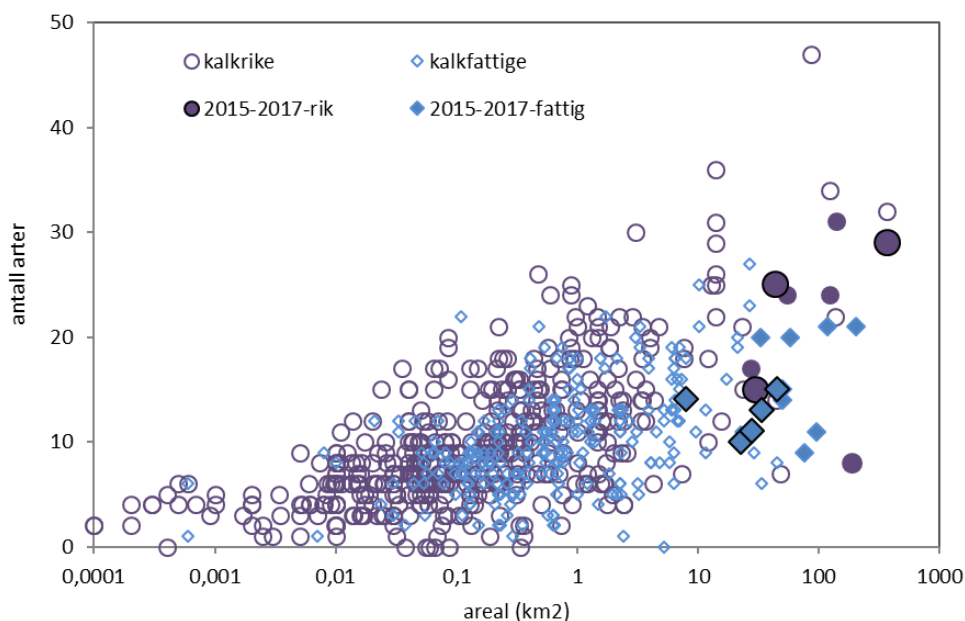


Figur 20. Midlere artsantall og total variasjon i artsantall mellom lokalitetene i hver innsjø.

Øyeren og Mjøsa er preget av arter som er typiske for moderat kalkrike innsjøer, bl.a. ettårige pusleplanter som *Crassula aquatica* og *Elatine*-artene, samt flere *Potamogeton*-arter og andre mer kalkkrevende elodeider. *Elodea canadensis* tåler ikke tørrlegging og trives ikke i regulerte innsjøer, og danner derfor ikke store bestander i disse innsjøene.

Eikesdalsvatnet, Hornindalsvatnet og Vangsvatnet har en vegetasjonssammensetning typisk for kalkfattige innsjøer, med dominans av kortskuddsartene *Isoetes lacustris*, *I. echinospora*, *Littorella uniflora* og *Lobelia dortmanna*, samt langskuddsartene *Callitriche hamulata*, *Myriophyllum alterniflorum* og *Juncus bulbosus*. Byglandfjorden og Lundevatnet har liknende artsinventar, men noe mer forsuringspregget (se artslistene i vedlegg G). Blant annet hadde Byglandsfjord den største forekomsten av *Juncus bulbosus*, som dannet bestander med langvokste planter på flere lokaliteter.

I relativt upåvirkete innsjøer er artsantall og artssammensetning avhengig av flere faktorer, hvor alkalinitet og innsjøareal er blant de viktigste. Generelt øker antall arter med innsjøarealet (figur 21), noe som henger sammen med økende antall habitater, dvs. en stor innsjø kan gi rom for flere arter med ulike økologiske preferanser (Rørslett 1991, Mjelde 1997). I tillegg er det generelt flere arter som trives best i mer kalkrike forekomster, dvs. benytter HCO_3 som karbonkilde (Mjelde 1997). De kalkfattige innsjøene som ble undersøkt i 2017 har derfor et lavere artsantall enn mer kalkrike innsjøer. Selv om begge er like kalkrike, har Øyeren-sør et betraktelig lavere artsantall enn Øyeren-nord. Dette skyldes sannsynligvis dominans av brattere strender med grovere substrat kombinert med turbid vann.



Figur 21. Sammenheng mellom antall arter og innsjøareal for hhv. kalkfattige (typene L-N-M001, L-N-M002, L-N-M101 og L-N-M102) og kalkrike innsjøer (typene L-N-M201, L-N-M202, L-N-M301 og L-N-M302). Fylte lilla sirkler er moderat kalkrike innsjøer og fylte blå firkanter er kalkfattige innsjøer i ØKOSTOR prosjektet. Innsjøene undersøkt i 2017; Mjøsa, Øyeren-nord, Øyeren-sør, Byglandsfjorden, Lundevatnet, Eikesdalsvatnet, Hornindalsvatnet og Vangsvatnet er spesielt uthevet. Åpne sirkler: data fra NIVAs database.

4.4.2 Klassifisering av økologisk tilstand mht eutrofiering

Artssammensetning

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 reduserte lysforhold (pga. økt planteplanktonbiomasse). Artsantallet varierer sterkt pga. innsjøenes ulike karakter (bl.a. innsjøstørrelse og -type, tilgjengelig habitat), andre påvirkninger, samt de ulike artenes overlevelsestrategier. Arter som er tolerante overfor eutrofiering, har ulike strategier, f.eks. å vokse på grunt vann, ha flyteblad på vannoverflaten eller en langstrakt vekstform slik at de fort kommer til overflaten (mindre følsom for dårlig lys), eller generelt ha lavere krav til lys enn andre planter.

Basert på Tlc-indeksen kan økologisk tilstand i forhold til eutrofiering karakteriseres som svært god i Øyeren-sør, Byglandsfjorden, Lundevatnet og Eikesdalsvatnet, mens tilstanden er vurdert som god i de øvrige innsjøene (tabell 18). God tilstand i Mjøsa, Øyeren-nord, Hornindalsvatnet og Vangsvatnet skyldes først og fremst at disse innsjøene har en viss næringspåvirkning fra jordbruks- og befolkningsområder i nærområdene.

Tabell 18. Økologisk tilstand for vannplanter i forhold til eutrofiering (Tlc-indeks) angitt som nEQR for hver innsjø som ble undersøkt for vannplanter i ØKOSTOR i 2017. Fargen indikerer tilstandsklassen, der blå er svært god og grønn er god

NGIG type	Norsk type	Innsjø	Tlc	nEQR
L-N-M201	8*	Mjøsa	48,3	0,70
L-N-M201	8*	Øyeren-nord	36	0,63
L-N-M201	8	Øyeren-sør	66,7	0,82
L-N-M001	13c	Byglandsfjorden	92,3	0,82
L-N-M001	2b	Lundevatnet	100	1,00
L-M-N101	6	Eikesdalsvatnet	100	1,00
L-N-M001	1d	Hornindalsvatnet	80	0,74
L-N-M001	1d	Vangsvatnet	64,3	0,65

*moderat kalkrik type brukt for vannplanter, men ikke for de andre kvalitetselementene, se forklaring kap. 4.4.

Klassifisering av Mjøsa og vannforekomstene i Øyeren som kalkfattig, klar (innsjøtype 101) (jfr. typologitabellen), som er brukt for de andre kvalitetselementene, ville gitt dårligere økologisk tilstand for vannplanter; moderat for Mjøsa, dårlig for Øyeren-nord og god for Øyeren-sør.

Nedre voksegrense

Vegetasjonens utbredelse mot dypet er som regel bestemt av lysforholdene, som ofte er uttrykt ved siktedypet. Det er imidlertid ikke noen veldefinert sammenheng mellom siktedyp og lysintensitet. I litteraturen oppgis det gjerne at 1-15 % av overflatelyst er igjen ved siktedypet. Dette passer bra med nedre dybdegrense for *Isoetes lacustris*, som tidligere er funnet å samsvare med et gjennomsnittlig relativt lysnivå på 6-10 % av innkommende PAR (fotosynteseaktiv stråling) (Rørslett og Brettum 1989).

I de fleste store og næringsfattige innsjøene i Norge vil kortskuddsarten *Isoetes lacustris* danne bestander på noe dypere vann og være dominerende ved vegetasjonens nedre grense. Dette var også tilfelle med innsjøene som ble undersøkt i 2017. I alle innsjøene, unntatt Øyeren, lå nedre dybdegrense på 4-5 m (tabell 19). Hele Øyeren er i perioder svært turbid og har generelt dårlig sikt

(1,7-3,0 m siktedyp i Øyeren-sør i 2017, vedlegg C), særlig i Øyeren-nord, som mottar elvevann med høyt partikkelinnhold både fra Glomma og fra Leira. Dette er grunnen til at vannplantene ikke går dypere enn ca. 1,5 m i Øyeren-nord, mens det ble funnet ett skudd av *Isoetes lacustris* på 3,4 m dyp i Øyeren-sør.

Det var generelt en god sammenheng mellom nedre voksegrense og siktedypet, bortsett fra i Eikesdalsvatnet og Hornindalsvatnet, hvor nedre voksegrense var vesentlig mindre enn midlere siktedyp på hhv. 16 og 11 m (tabell 19). I Eikesdalsvatnet ble det funnet kransalger ned til 19 m dyp, men *Isoetes* bare ned til 5,5 m, mens i Hornindalsvatnet var nedre voksegrense betydelig mindre enn siktedypet. Det er uklart om dette skyldes uegnet substrat eller andre forhold (se referanser i Rørslett og Johansen 1994). For øvrig er det i Skandinavia registrert bestander av *Isoetes* ned til ca. 7 m dyp (Rørslett og Brettum 1989, Lydersen m.fl. 2001).

I de fleste innsjøene ble det registrert enkeltindivider av andre arter også dypere enn *Isoetes*-bestandene. Arter og livsformgrupper har ulike krav til lys (se f.eks. Middelboe og Markager 1997), og generelt kan kransalgene og vannmoser gå dypere enn karplantene.

Tabell 19. Nedre voksegrense (m) for vannplanter i de store innsjøene i ØKOSTOR 2017.

Innsjø	siktedyp (m)	midlere nedre grense <i>Isoetes lacustris</i> -bestander	absolutt nedre grense (enkeltpanter)	art ved absolutt nedre grense
Mjøsa	8,9	4,3	9,1	<i>Elodea canadensis</i>
Øyeren-nord	-	-	1,5	<i>Sparganium angustifolium</i>
Øyeren-sør	2,3	-	3,4	<i>Isoetes lacustris</i>
Byglandsfjord	6,6	4,1	7,4	<i>Juncus bulbosus</i>
Lundevatnet	7	5,2	7,2 (8,8)	<i>Isoetes lacustris</i> (<i>Sphagnum</i> sp.)
Eikesdalsvatnet	15,9	5,5	19	<i>Nitella opaca</i>
Hornindalsvatnet	11,2	4,9	6,5	<i>Isoetes lacustris</i>
Vangsvatnet	6,6	5,3	7,3	<i>Nitella opaca</i>

4.4.3 Klassifisering av økologisk tilstand mht vannstandsregulering

Wlc indeksen er i første omgang utviklet for vannkraftmagasiner. Tidligere ble disse tappet kraftig ned på sein vinteren/våren (vinternedtapping) og hadde en høy stabil vannstand utover sommeren og høsten. Litoralsonen og vannvegetasjonen påvirkes negativt av en slik regulering, bl.a. gjennom innfrysing, iserosjon og tørrlegging, slik at vannvegetasjonen utarmes eller forsvinner helt (bl.a. Hellsten 2001). I de senere år er manøvreringen av flere vannkraftmagasiner endret til mer bruk av korttidsreguleringer og effektkjøring gjennom sesongen og større endringer fra år til år (Bakken m.fl. 2016), noe som kan føre til økt belastning på litoralsonen. Andre regulerte innsjøer kan ha en annen type manøvrering, med mer stabil vannstand, som er gunstig for vannvegetasjonen og som kan gi tilgroingsproblemer. En slik stabilisering kan også skje i innsjøer der vannet i deler av nedbørfeltet er overført til et annet vassdrag. En innsjø som er regulert for drikkevannsformål vil ha korttidsreguleringer gjennom hele året, men vannstandssvingningene vil være betraktelig mindre enn i vannkraftmagasiner. Her vil man kunne få økt utbredelse av enkelte arter, mens andre reduseres.

Tabell 20. Økologisk tilstand for vannplanter i forhold til vannstands-regulering angitt som indeksverdi (Wlc) for hver innsjø som var med i basisovervåkingen i ØKOSTOR i 2017. Fargen indikerer tilstandsklassen: Blå er svært god, grønn er god og gul er moderat.

NGIG type	Norsk type	Innsjø	Wlc	nEQR*
L-N-M201	8, 18	Mjøsa	0	0,5
L-N-M201	8, 18	Øyeren-nord	16	0,7
L-N-M201	8, 18	Øyeren-sør	6,7	0,5
L-N-M001	1, 2, 12, 13	Byglandsfjorden	-15,4	0,7
L-N-M001	1, 2, 12, 13	Lundevatnet	-18,2	0,7
L-M-N101	4, 5, 6, 15, 16	Eikesdalsvatnet	-20	0,7
L-N-M001	1, 2, 12, 13	Hornindalsvatnet	0	0,9
L-N-M001	1, 2, 12, 13	Vangsvatnet	-28,6	0,5

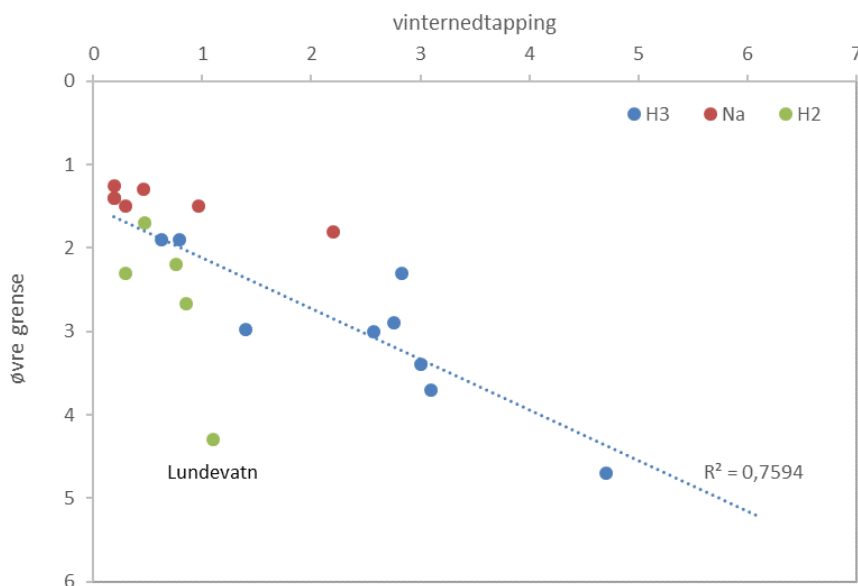
* referanseverdi mangler for alle typer, nEQR er derfor satt manuelt (midtpunkt i klassen)

Wlc indeksen har klassegrenser for nesten alle tilstandsklasser. Datamaterialet er imidlertid for mangelfullt til å kunne sette referanseverdier og klassegrensen mellom dårlig og svært dårlig tilstand. Det er foreslått forskjellige klassegrenser for kalkfattige (<4 mg Ca/l) og kalkrike (>4 mg Ca/l) innsjøer (se kap. 3.6, samt Veileder 02:2018,).

Basert på Wlc-indeksen viser vannvegetasjonen i Hornindalsvatnet svært god tilstand, mens tilstanden i Mjøsa, Øyeren-sør og Vangsvatnet er vurdert som moderat (tabell 20). I 2014 ble tilstanden i Mjøsa vurdert som god (Wlc = 9,4), like over grenselinja god/moderat (Wlc=9,1). Antall undersøkte lokaliteter var noe færre i 2017 enn i 2014, og det ble registrert noen færre sensitive arter i 2017, noe som kan være en mulig årsak til forskjellen i tilstand for denne indeksen i de to årene. Imidlertid viste alle delområder (Furnesfjorden, nordre del, sentrale områder, søndre del) moderat tilstand både i 2014 og 2017, så forskjellen i total-resultatet kan også skyldes tilfeldige år-til-år variasjoner. I Øyeren-sør, som har dominans av brattere strender med grovere substrat og turbid vann, får reguleringen større innvirkning enn i nordre del. Vangsvatnet er en uregulert innsjø, men har uvanlig store naturlige vannstandsvariasjoner over året, med midlere årlig vannstandsvariasjon på 3,5 m og en vannstandsreduksjon om vinteren beregnet til 2,2 m. Andre naturlige innsjøer har gjerne årlige vannstandsvariasjoner rundt 1 m. Dette er nok noe av årsaken til moderat tilstand, muligens kombinert med generelt ugunstig substrat. Resultatet for Wlc i Vangsvatnet kan dermed ikke tolkes som effekter av en antropogen påvirkning av vannstanden, og vil dermed heller ikke brukes til klassifiseringen av Vangsvatnet på tvers av indekser og kvalitetselementer i kap. 5. I de øvrige innsjøene er økologisk tilstand for vannvegetasjon vurdert som god i forhold til vannstandsregulering.

Bestander av *Isoetes lacustris* ble registrert på flere lokaliteter i alle innsjøene unntatt i Øyeren. Et par usikre eksemplarer av arten ble registrert helt sør i Øyeren-nord, og ingen funn i Øyeren-sør.

Klassifisering av Mjøsa og de to vannforekomstene i Øyeren som kalkfattig, klar (innsjøtype 5 eller 6, L-N-M101) (jfr. typologitabellen) ville gitt svært god økologisk tilstand for vannplanter mht vannstandsregulering i alle tre vannforekomstene.



Figur 22. Sammenhengen mellom øvre grense for bestander av *Isoetes lacustris* og vintervedtapping i norske innsjøer. 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.

Det er en klar sammenheng mellom vannstandsregulering (illustrert ved vintervedtapping) og øvre grense for bestander av *Isoetes lacustris* (figur 22). Økende reguleringshøyde vil skyve øvre bestandsgrense mot dypere vann, pga dårlig substrat og økt fare for frostskafer om vinteren i reguleringssonen, mens lysforholdene begrenser hvor dypt bestandene kan gå.

4.4.4 Klassifisering av økologisk tilstand mht forsurening

Effekter av forsurening er bare aktuelt å vurdere for svært kalkfattige (L-N-M001 og L-N-M002) og kalkfattige innsjøtyper (L-N-M101 og L-N-M102).

Tabell 21. Økologisk tilstand for vannplanter i forhold til forsurening for de store innsjøene undersøkt i ØKOSTOR i 2016 basert på foreløpig forsuringindeks (Slc). Blå farge: svært god tilstand. Grå farge: Økologisk tilstand for moderat kalkrike innsjøer er ikke vurdert.

NGIG type	Norsk type	Innsjø	Slc*	nEQR**
L-N-M201	8, 18	Mjøsa	34,5	
L-N-M201	8, 18	Øyeren-nord	44	
L-N-M201	8, 18	Øyeren-sør	53,3	
L-N-M001	1, 2, 12, 13	Byglandsfjorden	-38,5	0,7
L-N-M001	1, 2, 12, 13	Lundeavatnet	-27,3	0,7
L-M-N101	4, 5, 6, 15, 16	Eikesdalsvatnet	0	0,92
L-N-M001	1, 2, 12, 13	Hornindalsvatnet	-20	0,7
L-N-M001	1, 2, 12, 13	Vangsvatnet	21,4	0,9

* tilstand regnes ikke ut for moderat kalkrike og kalkrike innsjøer

** referanseverdi mangler for type svært kalkfattige typer (001 og 002), nEQR er satt manuelt (midtpunkt i klassen)

Basert på Slc-indeksen kan økologisk tilstand i forhold til forsurening karakteriseres som svært god i Eikesdalsvatnet og Vangsvatnet, mens den er god i øvrige innsjøer (tabell 21). Økologisk tilstand for

moderat kalkrike innsjøer er ikke vurdert. Men klassifisering av Mjøsa og vannforekomstene i Øyeren som kalkfattige, klare (innsjøtype 5 eller 6, L-N-M 101) (jfr. typologitabellen) ville gitt svært god økologisk tilstand for vannplanter i alle tre vannforekomstene.

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 senere i 2018. En oversikt over registrerte fiskearter er gitt i tabell 22. Total beregnet biomasse av fisk i de åpne vannmassene, total fiskebiomasse i kg per hektar i hhv. epilimnion og hypolimnion samt antall fisk per art fanget i prøvefisket er presentert i tabell 23. Økologisk tilstand basert på fiskeindeksen WS-FBI er presentert i tabell 24. Datakvalitet og pålitelighet i klassifiseringen er gitt en kort vurdering for hver innsjø.

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 24 har vi brukt 2 x siktedyp (vedlegg C), justert noe mht vertikal vanntemperaturprofil (vedlegg E), og avrundet til nærmeste 5-meter dybdeintervall. Det er behov for en evaluering av hvordan WS-FBI-indeksen fungerer og en nærmere utredning av hvordan grensen mellom epi- og hypolimnion skal defineres. I denne rapporten er tallgrunlaget for fiskebiomasse i epi- og hypolimnion, som brukes for å beregne WS-FBI-verdier, basert på en modell for forholdet mellom TS (målstyrke) og fiskestørrelse. Dette vil bli nærmere diskutert i rapporten fra FIST-prosjektet i 2017 (Gjelland m.fl., i arbeid).

4.5.1 Registrerte fiskearter og total fiskebiomasse

Fem av de seks innsjøene som ble undersøkt i 2017 har en artsfattig fiskefauna dominert av laksefisk, mens den siste, Øyeren, etter norske forhold har en svært artsrik fauna der laksefisk har en liten betydning.

Eikesdalsvatnet

Eikesdalsvatnet er ikke regulert, men i og med at vel 70 % av innsjøens nedbørfelt er fraført i vannkraftutbygginger er den likevel sterkt påvirket av regulering. Spesielt vil mindre vanngjennomstrømning føre til lengre oppholdstid på vannet og trolig noe høyere innhold av næringssalter enn innsjøen ville hatt i et uregulert nedbørfelt.

Ved prøvefisket i 2017 ble det fanget ørret, røye og stingsild. Det finnes også laks og ål i denne innsjøen, men disse ble ikke registrert i prøvefisket. Laksen er vanligvis fåtallig i innsjøen, slik at fangst av denne arten krever en større garninnsats, mens ål vanligvis ikke vil bli fanget i garn. Vi kan ikke fastsette noen referansetilstand for fisk i Eikesdalsvatnet, men det ble gjennomført en nokså omfattende undersøkelse i 2009 som kan danne grunnlag for en vurdering av eventuelle endringer i løpet av snaut ti år (Hesthagen mfl. 2010). Denne sammenligningen tyder på store endringer i fiskesamfunnet, med en forskyvning fra dominans av ørret til dominans av røye. Total fangst i bunn garn (både nordiske oversiktsgarn og enkeltgarn) i 2009 var 302 fisk, hvorav 51 % var ørret, 37 % var stingsild og 12 % var røye. I 2017 utgjorde fangsten i nordiske bunn garn 599 fisk fordelt på 12 % ørret, 43 % røye og 45 % stingsild. Andelen stingsild ser ut til å være relativt stabil, mens andelen ørret har gått ned og røye har økt. Det er tidligere vist at det er to økologiske former av røye i Eikesdalsvatnet. Data for lengde ved alder og kjønnsmodning viser at disse formene fremdeles forekommer.

Tabell 22. Forekomst av fiskearter i de seks innsjøene som ble undersøkt i 2017.

X betyr at arten ble fanget i vårt prøvofiske i 2017. (x) betyr at arten forekommer, men ikke ble fanget ved vårt prøvofiske i 2017. XI og (xi) betyr at arten er introdusert, og henholdsvis fanget (XI) og ikke fanget (xi) i vårt prøvofiske. - betyr at arten er tidligere registrert, men at den ikke lenger finnes i innsjøen

Familie	Fiskeart	Innsjø					Øyeren
		Eikesdalsvatnet	Hornindalsvatnet	Vangsvatnet	Lundevatnet	Byglandsfjorden	
Niøyefamilien	Elveniøye						X
Laksefamilien	Aure	X	X	X	X	X	(x)
	Røye	X	X	X	X	X	
	Laks	(x)	(x)	(x)		X ¹	
	Sik						X
	Lagesild						(x)
	Harr						(x)
Loddefamilien	Krøkle						X
Karpefamilien	Mort						X
	Gullbust						(x)
	Stam						X
	Vederbuk						(x)
	Asp						X
	Ørekyt					(xi)	(x)
	Karuss						(x)
	Laue						X
	Brasme						X
	Flire						X
	Gjeddefamilien	Gjedde					
Torskefamilien	Lake						X
Stingsildfamilien	Nipigget stingsild						(x)
	Trepigget stingsild	X	X	X			(x)
Ulkefamilien	Steinsmett						(x)
Abborfamilien	Abbor						X
	Hork						X
	Gjørs						X
Ålefamilien	Ål	(x)	(x)	X ²			-

¹Laksen i Byglandsfjorden er den ferskvannsstasjonære bleka (DN 2009). ² Kun registrert gjennom observerte skader på ørret i garnfangster.

Tabell 23. Fangster ved prøvefisket og beregnet total biomasse av fisk i de åpne vannmassene i seks innsjøer undersøkt i 2017.

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 bunngarn og pelagisk partrål. +

Innsjø/ fangstmetode	Total biomasse, tonn	Biomasse kg/ha		Antall fisk																	Sum	
		Epilimnion	Hypolimnion	Aure	Røye	Laks (bleke)	Sik	Krøkle	Stingsild	Mort	Flire	Brasme	Stam	Laue	Asp	Ørekyt	Abbor	Hork	Gjørs	Lake		Eivenjøye
Eikesdalsvatnet	1,64	0,40	0,31																			
Bunngarn				73	257			269														599
Trål					1																	1
Hornindalsvatnet	3,18	0,54	0,09																			
Bunngarn				61	128			15														204
Trål				11	1																	12
Vangsvatnet	5,94	1,61	6,00																			
Bunngarn				50	192			65														307
Trål				17	63			1														81
Lundevatnet	1,51	0,02	0,53																			
Bunngarn				178	89																	267
Trål				17	1																	18
Byglandsfjorden	0,43	0,11	0,03																			
Bunngarn				185		27									136							348
Trål				2		8																10
Øyeren	171,8	6,82	16,62																			
Bunngarn							38	8	435	83	20	3	2	1		141	427	32	10			1200
Trål							6	14508		1	2		7				25	1	1	2		14553

Total fangst av laksefisk (ørret, røye, laks) per innsats (CPUE, antall fisk per 100 m² garnareal og natt) har ikke endret seg så mye, fra 10,9 fisk i 2009 til 12,2 fisk i 2017. Det har imidlertid vært en kraftig forskyving, i og med at ørretfangsten (CPUE) har blitt redusert fra 8,4 til 2,7 fisk, mens røyefangstene har økt fra 2,2 til 9,5 fisk. Parameteren % *bestandsnedgang* anvendt på endringer i ørretfangstene fra 2009 til 2017 (nedgang på 68 %) ville gitt dårlig tilstand, men ettersom samlet fangst av ørret og røye har vist en svak økning virker dette ikke troverdig. Det har imidlertid skjedd en stor endring i alders- og størrelsesfordelingen i ørretbestanden som tyder på rekrutteringssvikt i de siste årene. Mens fangstene i 2009 ble dominert av ett- og to-årig fisk under 15 cm, var fangstene i 2017 dominert av 2-4 årig fisk, ingen fisk under 10 cm og relativt mange fisk over 20 cm.

Grunnet de metodiske forskjellene mellom forrige undersøkelse (garn) og denne undersøkelsen (trål og ekkolodd), er det vanskelig å vurdere endringer i mengde av pelagisk fisk. Trålfangsten i denne undersøkelsen var lav, delvis grunnet at tråltrekkene også var del av metodeutvikling. Eikesdalsvatnet var den første innsjøen som ble trålet etter noe ombygging av trålen, og det ble utforsket forskjellig vektsetting og hastigheter. Ekkoloddundersøkelsene viste imidlertid liknende tettheter og pelagisk biomasse for Eikesdalsvatnet, Hornindalsvatnet og Lundevatnet, selv om trålfangsten var mindre i Eikesdalsvatnet. Dette blir videre utdypet i FIST2017-rapporten (under utarbeiding).

Det har åpenbart skjedd store endringer i fiskesamfunnet i Eikesdalsvatnet fra 2009 til 2017, i og med at ørret har gått fra å være dominerende til vanlig, mens røye har gått fra vanlig til dominerende, og stingsild har vært dominerende (over 25 % av fangsten) ved begge anledninger. *NEFI-indeksen* bør ikke anvendes i et så artsfattig system, og den er dessuten basert på at endringene skjer i form av bestandsnedgang. I dette tilfellet har det skjedd en nedgang for ørret og en økning for røye, men samlet for alle artene liten endring. Vi kan ikke forklare den tilsynelatende rekrutteringssvikten hos ørret.

Tilstandsklassifisering for Eikesdalsvatnet kan bare gjøres ut fra WS-FBI-indeksen, som gir **svært god tilstand** (med høy grad av sikkerhet). Det er rimelig at fisken i det oligotrofe Eikesdalsvatnet har god økologisk tilstand i forhold til eutrofiering.

Hornindalsvatnet

Hornindalsvatnet er en uregulert og svært dyp innsjø. Resultatene fra 2017 viser en dominans av røye (68 %) over ørret (32 %) i bunngarnfangstene, mens trålfangstene var små og dominert av ørret (12 av 13 fisk). Total CPUE for hele bunngarnfisket var 4,7 fisk for røye og 2,3 fisk for ørret. Data for lengde ved alder og kjønnsmodning hos røya tyder på at det trolig er to økologiske former av denne arten i Hornindalsvatnet. Materialet er imidlertid for lite til å beskrive dette nærmere. Vi kjenner ikke til noe sammenlignbart tidligere prøvefiske fra Hornindalsvatnet.

WS-FBI-indeksen, som påvirkes av eutrofiering, viser som ventet at fisken i Hornindalsvatnet er i **svært god tilstand**. Det var et godt datagrunnlag for beregning av indeksen.

Vangsvatnet

Vangsvatnet er uregulert, men det er betydelige urbaniserte områder og dyrka mark nær innsjøen og en del jordbruksaktivitet ellers i nedbørfeltet.

I vårt prøvefiske med bunngarn ble det fanget i alt 307 fisk, av dette utgjorde røye 66 %, ørret 16 % og stingsild 21 %. To av ørretene (4 %) var sjøørret. Trålfangsten bestod av røye, ørret og stingsild, med røye som dominerende art og utgjorde 77 % av fangsten. Det er tidligere vist at det er to økologiske former av røye i Vangsvatnet. Data for lengde ved alder og kjønnsmodning tyder på at disse formene fremdeles forekommer.

Fiskebestandene i Vangsvatnet var gjenstand for omfattende undersøkelser i 1977-78 (Hindar og Jonsson 1982, Jonsson og Hindar 1982, Jonsson og Gravem 1985). I følge Jonsson og Gravem (1985) var CPUE (regnet som fangst per 50 m² garnareal per 24 t) for ørret i bunngarn i august og september 1977 henholdsvis 0,63 og 1,71 fisk. Dersom vi antar at dette omtrent tilsvarer antall fisk per 100 m² garnareal i 12 t, blir gjennomsnittlig fangst av ørret høsten 1977, 1,22 fisk. Tatt i betraktning at Jonsson og Gravem (1985) brukte en annen type garn og andre bunngarnstasjoner, stemmer dette godt overens med våre fangster (CPUE for ørret 1,9 fisk). Hindar og Jonsson (1982) nevner at vanlige fangster i Vangsvatnet på den tiden bestod av 3-4 ganger så mye røye som ørret. Dette stemmer svært godt overens med våre bunngarnfangster, der CPUE (fangst per innsatsenhet) var 7,1 og 1,9 for henholdsvis røye og ørret. Ved et prøvefiske i 2007, da det gjennom flere år hadde foregått en utfisking av røye for å forbedre kvaliteten, ble det fanget 31 % ørret og 69 % røye (Sægrov 2007). Utfiskinga hadde positiv effekt på røyas kvalitet fram til 2006-2007 (Sægrov 2007). Analyser som gjør det mulig å sammenligne med tilstanden i 2017 er ennå ikke gjennomført. NEFI-indeksen bør ikke brukes på et så artsfattig fiskesamfunn, men alle sammenlignbare resultater fra prøvefiske i Vangsvatnet viser en antallsmessig dominans av røye over ørret.

WS-FBI-indeksen viser at fiskebestanden i Vangsvatnet er i **svært god tilstand** i forhold til påvirkning fra eutrofiering. Det var et godt datagrunnlag for beregning av indeksen.

Lundevatnet

Lundevatnet er en dyp innsjø med en reguleringshøyde på 4,5 m.

I prøvefisket i Lundevatnet ble det bare fanget ørret og røye. Både i bunngarn- og trålfangstene dominerte ørret. I bunngarna var fordelingen 67 % ørret og 33 % røye, i trålen utgjorde ørreten 94 % av fangsten. I Lundevatnet ble det ikke fanget fisk dypere enn 30 m. Total CPUE for ørret i bunngarna var 6,6 fisk, og for røye 3,3 fisk. Lengde- og aldersfordeling hos både ørret og røye kan tyde på variabel rekruttering til bestandene. Data for lengde ved alder og kjønnsmodning hos røya tyder på at det trolig er to økologiske former av denne arten i Lundevatnet. Materialet er imidlertid for lite til å beskrive dette nærmere.

Det er ikke rapportert om noe tidligere prøvefiske i Lundevatnet, så vi har ingen mulighet til å vurdere endringer i fiskebestandene over tid.

WS-FBI-indeksen viser at fiskebestanden i Lundevatnet er i **svært god tilstand** i forhold til påvirkning fra eutrofiering. Det var et godt datagrunnlag for beregning av indeksen.

Byglandsfjorden

I Byglandsfjorden ble det i alt fanget 186 ørret (52 %), bleke (ferskvannsstasjonær laks, 10 %) og ørekyt (38 %). Blant laksefiskene dominerte ørret i bunngarnfangstene (87 % av fangsten), mens bleke utgjorde 90 % av trålfangstene. Det ble fanget svært lite fisk dypere enn 10 m. Vi har ikke kjennskap til sammenlignbare tidligere undersøkelser i Byglandsfjorden, men det omfattende restaureringsarbeidet som har foregått for å redde og bygge opp igjen blekebestanden har gitt godt resultat (Barlaup m.fl. 2005). Fiskebestanden er på det viset i bedre tilstand enn for noen tiår siden. Samtidig bidrar den introduserte ørekyta til en dårligere tilstand. Vi har et begrenset materiale av bleke, men alderssammensetningen kan tyde på at det er noe variabel rekruttering til denne bestanden.

WS-FBI-indeksen viser at fiskebestanden i Byglandsfjorden er i **svært god tilstand** i forhold til eutrofiering (tabell 24). Det var et godt datagrunnlag for beregning av indeksen.

Øyeren

Øyeren er en av de mest artsrike store innsjøene i Norge, med 24 fiskearter. I våre fangster var 14 arter representert. I bunngarnfangstene var hork og mort omtrent like tallrike og utgjorde hver ca. 36 % av fangsten. I trålfangstene var 11 arter representert, men krøkle var totalt dominerende i antall, og utgjorde 99,6 %. Med unntak av elvenioye ble alle de artene vi registrerte fanget i bunngarna, mens ni av artene ble fanget i trål.

Det er gjort mange undersøkelser i Øyeren gjennom de siste tiårene. Prøvefiske på samme stasjoner i flere år på rad (1994-2000) ga variable resultater fra gang til gang mht artssammensetning og -dominans (Brabrand 2002), selv om det stort sett var slik at mort (og andre karpefisker) og abbor dominerte på grunt vann og sik var viktigere på dypt vann. Dette stemmer med våre resultater. Prøvefisket og de hydroakustiske undersøkelsene i FIST2017 ble gjennomført i de dypere sørlige delene av innsjøen, fra Enebakkneset og sørover.

WS-FBI-indeksen viser at fiskebestanden i Øyeren er i **svært god tilstand** i forhold til eutrofiering (tabell 24). Det var et godt datagrunnlag for beregning av indeksen.

4.5.2 Økologisk tilstand

På grunnlag av det eksisterende datagrunnlaget er det bare mulig å tilstandsklassifisere fiskebestandene i de seks innsjøene som ble undersøkt i 2017 ved hjelp av WS-FBI-indeksen (tabell 24). WS-FBI påvirkes av hvordan vi definerer grensen mellom epi- og hypolimnion (se innledning til kap. 4.5). Denne indeksen viser tilstand i forhold til eutrofiering som påvirkningstype, og det er derfor som ventet at de fem innsjøene på Vest- og Sørlandet, som er dominert av røye og/eller ørret, er i svært god tilstand. Det er noe mer overraskende at Øyeren også får svært god tilstand, selv om nEQR-verdien for denne innsjøen (0,81) ligger nærmere grensen mellom svært god og god tilstand enn for de andre innsjøene. Dette gjenspeiler trolig at ekkoloddregistreringene er utført over den sørlige og dype delen av innsjøen. Dersom vi kunne koble tilstand for strandsona (inkludert Svullet) og de åpne vannmassene er det mulig klassifiseringen ville blitt annerledes. Det er imidlertid en tydelig forskjell på biomassen av fisk i de åpne vannmassene i disse innsjøene (tabell 23). Mens både Eikesdalsvatnet, Hornindalsvatnet, Lundevatnet og Byglandsfjorden har svært lave biomasser av fisk (< 1kg/ha), er verdien for Vangsvatnet over 7 kg/ha og Øyeren har en fiskebiomasse på over 23 kg/ha. De relativt høye verdiene for Vangsvatnet skyldes trolig både et større fosforinnhold og at innsjøen sammenlignet med de andre vestnorske innsjøene er relativt grunn (maks. dyp 60 m). Øyeren har både en mer artsrik fiskefauna og produktiviteten er høyere, noe som forklarer den høye fiskebiomassen.

Tabell 24. Oppsummering av klassifisering på grunnlag av fisk i store innsjøer undersøkt i 2017 angitt som normalisert EQR (nEQR).

Klassifiseringen er gjort på grunnlag av WS-FBI. Det er ikke datagrunnlag for å anvende de øvrige indeksene (NEFI og %bestandsnedgang). SG = Svært god (blå), G = God (grønn), M = Moderat (gul), D = Dårlig (oransje), SD = Svært dårlig (rød) tilstand.

Indeks	Grense mellom epi- og hypolimnion (m)*	WS-FBI			Samlet tilstand fisk
		Verdi	EQR	nEQR	Tilstandsklasse
Innsjø					
Eikesdalsvatnet	20	4,66	1,61	1,00	SG
Hornindalsvatnet	20	4,75	1,64	1,00	SG
Vangsvatnet	20	2,67	0,92	0,95	SG
Lundevatnet	20	5,05	1,74	1,00	SG
Byglandsfjorden	15	6,02	2,08	1,00	SG
Øyeren	20	2,04	0,71	0,81	SG

*se tekst i innledningen til kap. 4.5.

5. Tilstandsvurdering pr. innsjø

5.1 Innledning inkl. usikkerhetsvurdering

I dette kapitlet presenteres tilstandsvurderingen enkeltvis for hver innsjø. For alle tabellene i dette kapitlet indikerer de hvite radene for enkeltparametere eller enkeltindekser at det enten ikke er tatt prøver, at det ikke har vært datagrunnlag for å beregne de aktuelle indekser, eller at den aktuelle parameteren eller indeksen ikke er inkludert i den endelige klassifiseringen pga. høy usikkerhet eller manglende relevans (se tabell 10 i kap. 3.10.2). Se kap. 3.9 for mer informasjon om selve klassifiseringsprosedyren som er benyttet.

For hver innsjø er det også gjort en usikkerhetsvurdering knyttet til samlet klassifisering. Usikkerhetsvurderingen er basert på følgende tre 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 høy usikkerhet i klassifiseringen (eks. Gjende). Den valgte bruken av vanntype 6 for planteplankton, næringssalter og siktedyp i alle innsjøene unntatt Gjende bidrar også til usikkerheten, selv om dette valget er basert på limnologisk kunnskap om forskjeller mellom pelagialen i store, dype innsjøer i forhold til mindre og grunnere innsjøer.
 - 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 som er følsomme for samme påvirkningstype (men klassifiseringen kan likevel ha lav usikkerhet dersom den er basert på minst 3 års data og forskjellen mellom kvalitetselementer er konsistent mellom år⁴).
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 tilstandsklassen være usikker (men ikke nEQR verdien).


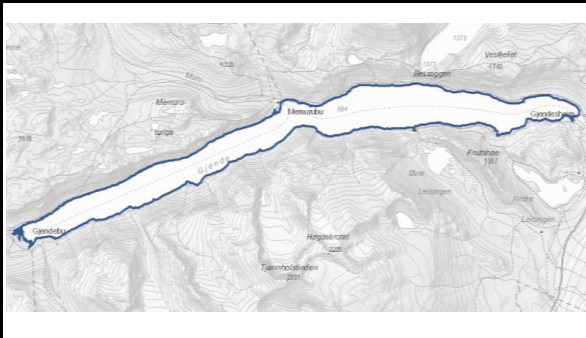
⁴ For eksempel: Hydromorfologiske inngrep i strandsonen kan påvirke vannplanter og bunnsfauna, slik at de indikerer moderat eller dårligere tilstand, selv om vannkjemiske støtteparametere og planteplankton indikerer svært god eller god økologisk tilstand. Denne forskjellen mellom kvalitetselementer er relatert til at de har ulik følsomhet for den aktuelle påvirkningen. Dersom forskjellen er konsistent mellom år, antas det at tilstanden er moderat eller dårligere, og at klassifiseringen er ganske sikker, men vil da primært være representativ for strandsonen.

- Tilstedeværelse av andre påvirkninger enn de som kan tilstandsvurderes med det nåværende klassifiseringssystemet.
- Uklarheter om målestasjonene er representative for hele innsjøen.

De tre hovedpunktene ovenfor brukes til å vurdere usikkerheten til den samlede tilstandsklassifiseringen i tre nivåer; lav, middels og høy usikkerhet. Klassifiseringen er vurdert å ha høy usikkerhet dersom alle de tre forholdene gjelder for en vannforekomst, middels usikkerhet dersom forhold beskrevet under pkt. 2 og 3 gjelder, og lav dersom ingen av forholdene foreligger. Klassifiseringen vil også kunne vurderes å ha lav usikkerhet om den er basert på kun ett år med data, selv om ingen av de andre forholdene som er gitt ovenfor er aktuelle.

Spesielt i årets rapport er at to av innsjøene - Selbusjøen og Eikesdalsvatnet - er utpekt som sterkt modifiserte vannforekomster (SMVF) pga regulering for vannkraftproduksjon. Dette gir store vannstandsvariasjoner i Selbusjøen, men ikke i Eikesdalsvatnet, da reguleringen her gjelder overføring av mesteparten av vannet i nedbørfeltet til et annet regulert vassdrag (se tabell 2 i kap. 2). Vannforskriftens miljømål for SMVF er «godt økologisk potensial» og ikke god økologisk tilstand. Godt økologisk potensial er definert som den tilstand som oppnås etter at alle relevante tiltak er gjennomført, dvs. tiltak som ikke går ut over samfunnsnyttene av de fysiske inngrepene som er årsaken til at vannforekomsten er definert som SMVF. Det finnes ingen konkrete klassegrenser for kvalitetselementer som kan kvantifisere godt økologisk potensial for de biologiske og fysiske-kjemiske kvalitetselementene som er undersøkt i ØKOSTOR-prosjektet. I dialog med Miljødirektoratet har vi derfor klassifisert disse innsjøene ut fra klassifiseringssystemet for økologisk tilstand. Dette vil synliggjøre effekter av reguleringen på økosystemet i de tre SMVF-sjøene, men kan ikke brukes til å si noe om de tilfredsstillende godt økologisk potensial eller ikke. Med unntak av utsetting av fisk, er vi ikke kjent med om andre tiltak er gjennomført i disse SMVF-sjøene for å avbøte økologiske skader av reguleringen, og om innsjøene i så fall allerede har oppnådd miljømålet om godt økologisk potensial. Slik undersøkelser og vurderinger må eventuelt gjøres i et eget FoU-prosjekt.

5.2 Gjende

					
Beliggenhet og vanntype		Morfometri og hydrologi*		Arealfordeling (%)*	
Fylke(r)	Oppland	Areal nedbørfelt (km ²)	376	Innsjø	8
Kommune(r)	Lom, Vågå	Innsjøareal (km ²)	15,6	Bre	11
Økoregion	Østlandet	Maks-dyp (m)	149	Skog	2
Høyde over havet (m)	984	Middeldyp (m)	66	Dyrket mark	0
Kalsium (mg/L)	1,3	Volum (mill. m ³)	1030	Myr	1
Farge (mg Pt/L)	2,0	Midlere årlig avløp (mill. m ³)	496	Snau fjell	76
Typekode	LEH32423	Teoretisk oppholdstid (år)	2,08	Urban	0
Vanntype-beskrivelse	Bresjø, fjell, kalkfattig, svært klar, dyp	Reguleringshøyde (m)	-		

*kilder: <https://atlas.nve.no/HtmI5Viewer/index.html?viewer=nveatlas#> og <http://nevina.nve.no/>

Gjende (vannforekomst-ID: 002-147-L) 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 (tabell 3). Gjende tilhører vannregion Glomma og vannområdet Mjøsa. Utløpselven Sjoa er en tilløpselv til Gudbrandsdalslågen.

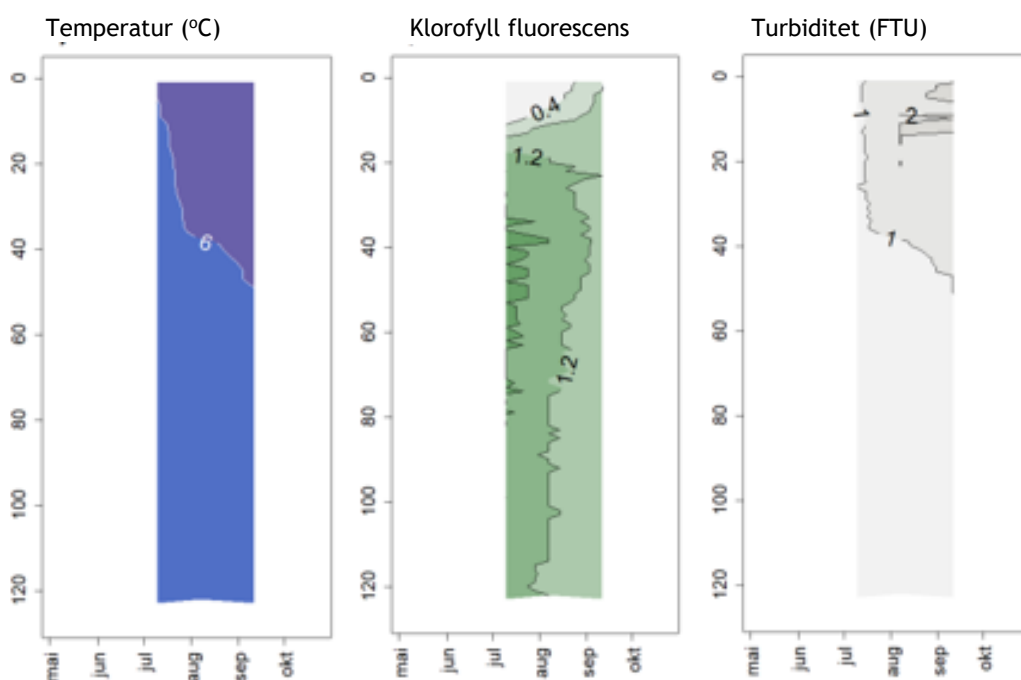
Det finnes ikke noe klassifiseringssystem for bresjøer pga for lite data. Vi har derfor valgt å klassifisere alle kvalitetselementene iht klassegrensene for vanntype 23 (kalkfattig, svært klar fjellsjø), bortsett fra klassegrensene for siktedyp. Disse er nå justert for bidraget fra brepartiklene til lyssvekningen (se avsnitt 3.3.3). Total-fosfor-konsentrasjonen er også korrigert for bidraget fra brepartiklene før klassifiseringen er gjort. Dette gir en klassifisering som er mer relevant for den biologiske relevante delen av fosforet.

Gjende ble i 2017 undersøkt kun for de pelagiske kvalitetselementene, dvs. vannkjemi, planteplankton og krepsdyrplankton i perioden juli-september, samt vannkjemi og krepsdyrplankton på senvinteren (april). Tilstandsvurderingen er begrenset til vannkjemi og planteplankton fra juli-september, da det ikke er utviklet noe klassifiseringssystem for krepsdyrplankton (kun i kombinasjon med litorale krepsdyr).

Gjende er ikke tydelig termisk sjiktet (stratifisert) om sommeren, pga tilførsel av brevann, men hadde en klassisk invers termisk sjiktning under isen i april og en svak sjiktning i august og september med maksimumstemperatur på 7°C i overflatelaget i august-september 2017, og innblanding av vann over 4°C i hele vannsøylen fra juli til september (figur 23). Disse termiske

forholdene vil kunne gi en annen referansetilstand enn man finner i vanlige dimiktiske⁵ innsjøer. Vannmasser som sirkulerer fra topp til bunn mesteparten av den isfrie perioden kan gi redusert sedimentasjon, mer næringsalter og dårligere lysforhold for planteplanktonet sammenlignet med innsjøer med en tydelig epilimnion. Lysforholdene blir også svekket av brepartiklene, som gir høy turbiditet i hele vannsøylen på sensommeren (figur 23).

Siktedypet var på 11,5 m under isen i april, men avtok til 5,2 m i august når brevanntilførslene er på sitt høyeste (vedlegg C). Gjennomsnittlig siktedyp var på 5,5 m, og brepartiklenes spredning av lyset gir da en eufotisk sone ned til ca. 23 m (ny formel for forholdet mellom siktedyp og eufotisk dyp, se kap. 3.3.3). Observasjoner fra 1970 (Økland og Økland 1996) viser at det vokser kransalger på 10 m dyp, men det er ingen vannplanter på grunnere vann, trolig pga bølgeslag, bratt, steinete strandsone og iserosjon. Klassegrensene for siktedyp er nå korrigert for bidraget fra brepartikler til lysvekningen (avsnitt 3.3.3), og tilstanden for siktedyp blir da svært god.



Figur 23. Vertikalprofiler av temperatur (°C, venstre), klorofyll fluorescens (µg/l, midten) og turbiditet (FTU, høyre) målt på den pelagiske stasjonen over dypeste punkt i Gjende fra juli til september 2017.

Fosforkonsentrasjonen (Tot-P) i Gjende er relativt høy (ca. 14 µg/l) i 0-10 m sjiktet, trolig pga breslammet, selv om kloakkpåvirkning ikke helt kan utelukkes ettersom det ble påvist en del tarmbakterier på dypt vann i september 2016. Da alle turisthyttene i området har moderne kloakkanlegg for spredt avløp, er likevel kloakkforurensning lite sannsynlig. Det ble ikke tatt prøver for analyse av tarmbakterier i 2017. Fosforkonsentrasjonen er nå korrigert for bidraget fra brepartiklene iht metodikk beskrevet i kap. 3.3.3. Den biologiske relevante Tot-P-konsentrasjonen blir da ca. 7 µg/l, som gir moderat tilstand (tabell 25). Fosfat-konsentrasjonen i 0-10 m sjiktet var 3,5 µg/l (3,3 µg/l i dypere vannlag), men var under 1 µg/l under isen i april i alle dyp.

⁵ Dimiktiske innsjøer er innsjøer der vannmassene sirkulerer vår og høst, men som har en temperatursjiktning om sommeren og om vinteren (dersom de er islagt).

Tilstandsklassifiseringen for de fysisk-kjemiske eutrofieringsparameterne har økt sikkerhet etter korrigeringen for bidraget fra brepartiklene til både siktedyp og total fosfor.

De vannkjemiske forsuringsparameterne gir svært god tilstand, selv om pH er så vidt under klassegrensen svært god/god.

Planteplanktonet, som var totalt dominert av storvokste kiselalger (figur 10), er jevnt fordelt i vannsøylen mesteparten av sommeren og hadde høyest biomasse i juli (figur 23). Det store sirkulasjonsdypet hindrer sedimentasjon og kan forklare hvorfor disse kiselalgene dominerer. Den høye turbiditeten tilsier at planteplanktonet primært er begrenset av lys og ikke av næringsalter på sensommeren. Kiselalger har relativt lavt klorofyllinnhold pr biomasse pga kiselkallet, noe som gir forskjellige tilstandsklasser for klorofyll (svært god) og for totalt biovolum (god).

Tettheten av krepsdyrplankton var relativt høy med dominans av hoppekreps i håvtrekkene fra 0-50 m dyp. Store dafnier hadde lav andel i disse håvtrekkene, men dominerte i 500 µm håvtrekkene fra hele vannsøylen, noe som tyder på at dafniene primært finnes under 50 m dyp. Tilsvarende resultater ble funnet i 2015 og 2016. Da dafnier er mer utsatt for fiskepredasjon enn hoppekreps, kan denne dybdefordelingen skyldes unnvikelse fra fisk eller også UV-stråling i de øvre vannlagene. Betydningen av næringsalter («bottom-up»-kontroll) versus fiskepredasjon («top-down»-kontroll) for de biologiske interaksjonene i Gjende er vanskelig å vurdere, da vi ikke har tilgang på fiskedata fra innsjøen. Lav algebiomasse tyder likevel på at innsjøens pelagiske økosystem primært er styrt av tilgang på føde («bottom-up»-kontroll). Brepartiklene, som gir lysbegrensning av planteplanktonproduksjonen, kombinert med kaldt vann, kan også være styrende faktorer for økosystemet og svekke betydningen av trofiske interaksjoner.

Samlet indikerer resultatene god økologisk tilstand for Gjende, med planteplankton som utslagsgivende kvalitetselement (tabell 25). Det er imidlertid høy usikkerhet knyttet til klassifiseringen, da klassegrensene for planteplankton i vanntype 23 ikke er tilpasset brepåvirkningen, og vi mangler data for de andre biologiske kvalitetselementene.

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 2015 og 2016 er gjort i kap. 5.11.

Konklusjon: Gjende synes å ha god økologisk tilstand i 2017 ut fra planteplankton og fysisk-kjemiske støtteparametere og tilfredsstillende dermed miljømålet iht vannforskriften for disse kvalitetselementene. Klassifiseringen anses å ha høy usikkerhet fordi innsjøen tilhører en vanntype som foreløpig mangler klassegrenser for planteplankton, men kan likevel klassifiseres fordi resultatene for de fysisk-kjemiske eutrofieringsparameterne har blitt tilpasset brepåvirkningen. 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.

Tabell 25. GJENDE

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
Biologiske kvalitetselementer				
Planteplankton: Klorofyll-a, µg/l	0,78	SG	1,02	1,00
Planteplankton: Totalt volum, mm ³ /l	0,17	G	0,96	0,72
Planteplankton: Trofisk indeks, PTI	2,06	G	0,84	0,61
Planteplankton: Cyano _{max} , mm ³ /l	0,00	SG	1,00	1,00
Totalvurdering planteplankton		G		0,73
Totalvurdering biologiske kvalitetselementer		G		0,73
Fysisk-kjemiske kvalitetselementer				
Total fosfor, µg/l	6,9	M	0,29	0,50
Total nitrogen, µg/l	231	G	0,54	0,64
Siktedyp, m	5,5	SG	1,79	1,00
Totalvurdering eutrofieringsparametere		G		0,75
pH	6,65	G	0,95	0,78
ANC, µekv/l	80	SG	0,95	0,93
LAl, µg/l	2,5	SG	1,00	1,00
Totalvurdering forsuringsparametere		SG		0,93
Totalvurdering for vannforekomsten		G		0,73

5.3 Mjøsa



Beliggenhet og vanntype		Morfometri og hydrologi*		Arealfordeling (%)*	
Fylke(r)	Akershus , Hedmark , Oppland	Areal nedbørfelt (km ²)	16568	Innsjø	6
Kommune(r)	Eidsvoll , Hamar , Ringsaker , Stange , Lillehammer , Gjøvik , Østre Toten	Innsjøareal (km ²)	366,0	Bre	2
Økoregion	Østlandet	Maks-dyp (m)	453	Skog	36
Høyde over havet (m)	123	Middeldyp (m)	155	Dyrket mark	6
Kalsium (mg/L)	5,5	Volum (mill. m ³)	56244	Myr	5
Farge (mg Pt/L)	11,2	Midlere årlig avløp (mill. m ³)	11316	Snaufjell	39
Typekode	LEL42113	Teoretisk oppholdstid (år)	4,89	Urban	0,5
Vanntype-beskrivelse	Lavland, kalkfattig, klar, dyp	Reguleringshøyde (m)	3,61		

*kilder: <https://atlas.nve.no/Html5Viewer/index.html?viewer=nveatlas#> og <http://nevina.nve.no/>

Mjøsa (vannforekomst-ID: 002-118-1-L) er Norges største innsjø. Den er et eget vannområde (Mjøsa) og tilhører vannregion Glomma. 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 i dag et noe forhøyet kalsiumnivå over typegrensen kalkfattig, moderat kalkrik trolig som følge av gjødsling av dyrket mark.

Økosystemtjenester fra Mjøsa er av stor betydning for mange brukerinteresser, inkludert drikkevannsforsyning til en befolkning på 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 lågåsild 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 næringssalter på 1970-tallet, noe som forårsaket uønskede oppblomstringer av giftige cyanobakterier. Etter en massiv innsats for begrenset utslipp av næringssalter (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 og dermed noe større avrenning av næringssalter har de senere år (særlig etter 2010) gitt noe økt algevekst igjen. Det er derfor viktig å følge med på denne utviklingen ved videreføring av overvåkingen som har pågått årlig

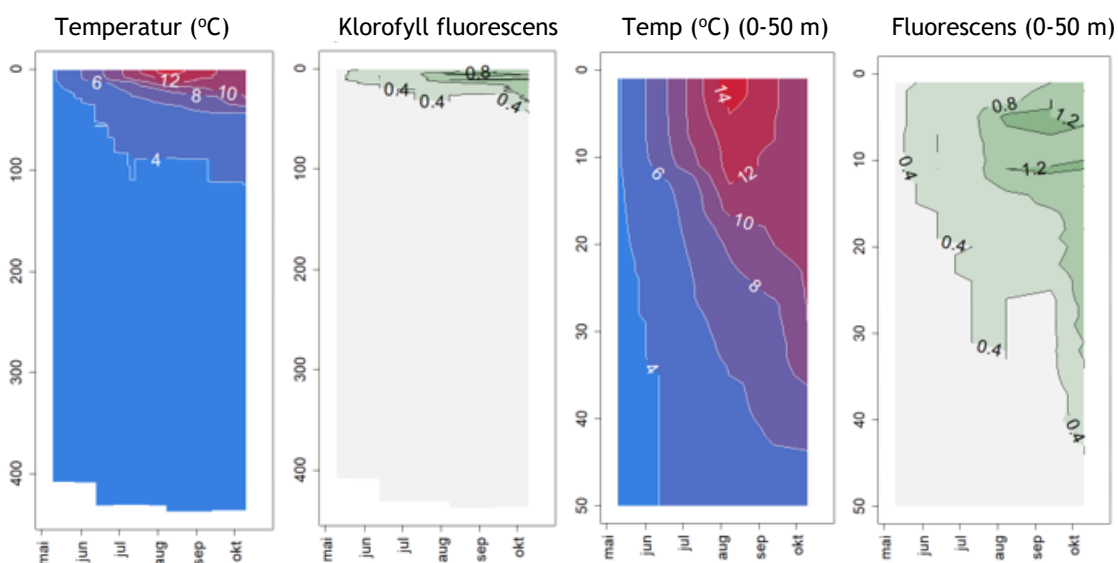
siden 1972, og som har gitt grunnlag for trendvurderinger av næringsalter, planteplankton og krepsdyrplankton (Lyche Solheim m. fl. 2018).

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.

Følgende kvalitetselementer ble undersøkt i Mjøsa i 2017: Planteplankton, vannplanter, småkreps (planktoniske og litorale), samt fysisk-kjemiske støtteparametere. Klassifiseringen av økologisk tilstand er basert på alle disse kvalitetselementene. Vi har valgt å benytte klassegrensene for kalkfattige, klare, dype innsjøer for alle kvalitetselementene unntatt vannplanter, der grensene for moderat kalkrike innsjøer er brukt (se begrunnelse i kap. 3.6).

Resultatene som vises for de pelagiske kvalitetselementene er kun basert på målinger gjort på hovedstasjonen Skreia, som er ved dypeste punkt i innsjøen. Resultater for andre målestasjoner er vist i Lyche Solheim m.fl. 2018).

Vertikalprofiler av temperaturutviklingen (figur 24) viser en ganske svakt utviklet termoklin i dybdesjiktet 12-30 m og en maksimumstemperatur på ca. 15 °C i overflatevannet i august. Disse temperaturforholdene skyldes tilførsel av kaldt smeltevann fra fjellområdene i nedbørfeltet gjennom hele våren og forsommeren, samt vindeksponeringen. Fluorescensen viser stort sett lave verdier med et maksimum i epilimnion på sensommeren.



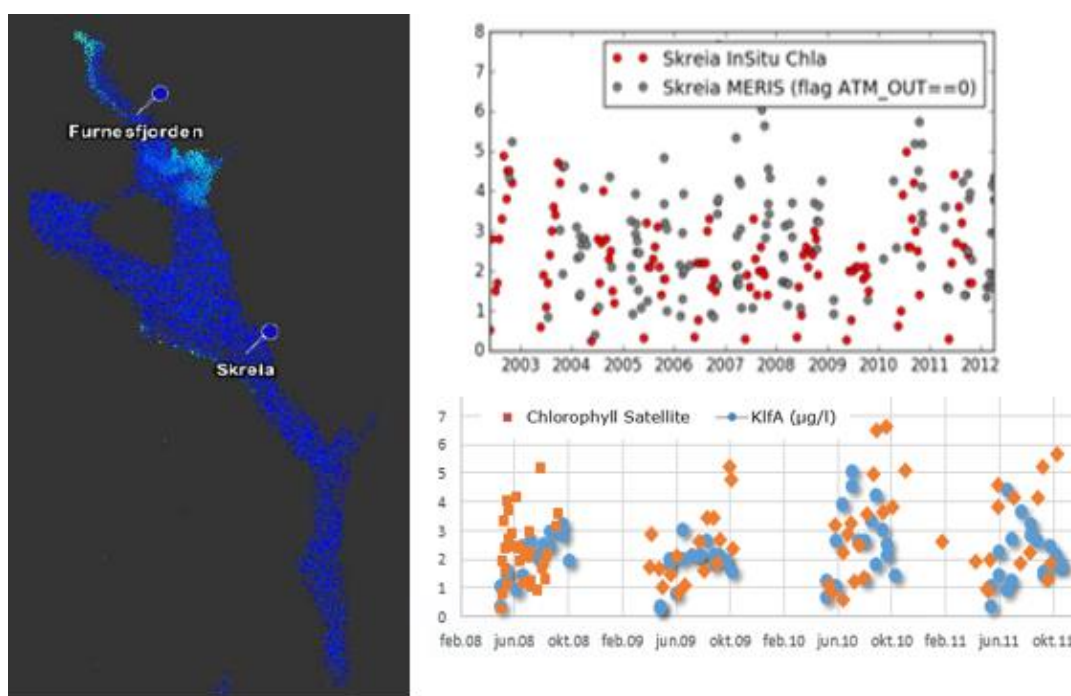
Figur 24. Vertikalprofiler av temperatur og klorofyll fluorescens i hele vannsøylen (0-450 m) (venstre) og i vannsøylen 0-50 m (høyre), målt på den pelagiske stasjonen over dypeste punkt i Mjøsa fra mai til oktober 2017.

Fosforkonsentrasjonen i epilimnion hadde en middelværdi på 4,5 µg/l i perioden mai-oktober, som tilsvarer god tilstand med en nEQR-verdi på 0,76, som er nær grensen til svært god, mens tilsvarende verdi i hypolimnion var kun 3 µg/l. Siktedypet varierte fra 6,5-14,5 m med en middelværdi på 8,2 m (8,9 m dersom mai-prøvene inkluderes), som tilsvarer svært god tilstand. Nitrogenkonsentrasjonen (Tot-N) hadde middelværdi på 456 µg/l, som tilsvarer moderat

tilstand, men nitrogen er ikke brukt i klassifiseringen da planteplanktonet er fosforbegrenset. De vannkjemiske eutroferingsparameterne (Tot-P og siktedyp) samlet gir svært god tilstand.

Planteplanktonet hadde lav biomasse sammenlignet med tidligere år, og størst biomasse ble registrert i september (totalt biovolum på 0,45 mm³/l) med dominans av store kiselalger, noe svelgflagellater og gullalger, samt mindre innslag av andre algeklasser. Det var svært lite cyanobakterier. Biodiversiteten av planteplankton var høyere i Mjøsa med 144 registrerte taksa enn i noen av de andre innsjøene i ØKOSTOR 2017. Årsaken til den høye biodiversiteten er nok den relativt høye kalsiumkonsentrasjonen som gir mulighet for bikarbonatkrevende arter. Langtidsutviklingen av planteplanktonet (Lyche Solheim m.fl. 2018) viser at planteplanktonbiomassen er mer enn halvert siden eutrofieringsperioden på 1970-tallet, og at også artssammensetningen har endret seg i oligotrof retning. Men også etter årtusenskiftet har det vært enkelte år med økte algemengder, særlig koblet til flomepisoder, som gir økt tilførsel av næringssalter, og i varme år, og år med lav biomasse av store vannlopper.

For å teste muligheten for overvåking av planteplanktonbiomasse og partikler med bruk av satellittdata ble det i 2017 startet et FoU-prosjekt med støtte fra Miljødirektoratet, som sammenlignet satellittdata med feltdata fra Mjøsa for perioden 2002-2012 (MERIS-satellitten) (Ledang og Sørensen 2018). Fordelen med satellittdata er en mer detaljert romlig oppløsning, samt høyere frekvens, som kan gi informasjon om eventuelle lokale algeoppblomstringer og stasjoners representativitet, samt mer presis tallfesting av middelverdier og standardavvik.



Figur 25. Mjøsa, romlig variasjon i partikkelkonsentrasjon (venstre) og tidsvariasjon i klorofyll a ($\mu\text{g/l}$) på hovedstasjonen Skreia (høyre), målt ved feltmålinger og ved satellitt (MERIS) i perioden 2002-2012 (øverst) og 2008-2011 (nederst).

Satellittbildet (figur 25) viser eksempel på relativ fordeling av partikler med høyere konsentrasjoner i Furnesfjorden enn i hoveddelen av Mjøsa (målestasjonen ved Brøttum nord for Mjøsbrua er ikke med på bildet, men har ofte mer partikler enn andre deler av Mjøsa pga nærheten til utløpet av Lågen). For klorofyll er det godt samsvar mellom satellittdata og

feltmålinger både for ti-årsperioden 2002-2012, samt for sesongvariasjonen i årene 2008-2011 (figur 25), men feltmålingene ser ikke ut til å fange opp de høyeste algetoppene like godt.

Krepsdyrplanktonet på hovedstasjonen i Mjøsa i 2017 hadde lav tetthet sammenlignet med de andre innsjøene i ØKOSTOR 2017 og var dominert av hoppekreps (kap. 4.3.2), bortsett fra i juli da vannlopper dominerte (primært *Bosmina longispina*, samt noe gelékreps, *Holopedium gibberum*). Andelen *Daphnia* (primært *D. cristata*) utgjorde kun 5% av totalt antall individer, men ca. 10% av total biomasse av krepsdyrplankton (Lyche Solheim m.fl. 2018). De siste tre årene har også andelen *Daphnia cristata*, økt, mens andelen av den mer storvokste *Daphnia galeata* har avtatt, noe som også kan indikere høyere fiskepredasjon de siste årene. Den lave tettheten og biomassen av store dafnier kan også skyldes lav næringstilgang (lite planteplankton).

Trollistidskreps (*Gammaracanthus lacustris*), og firetornt istidskreps (*Pallaseopsis quadrispinosa*) ble funnet i 500 µm prøvene i Mjøsa. Tettheten av *Mysis relicta* i Mjøsa var 123 individer pr. m² ved hovedstasjonen Skreia i 2017 (Lyche Solheim m.fl. 2018), noe som er ganske representativt for tettheten av denne arten de siste 25 årene, men tettheten var betydelig høyere da Mjøsa var eutrofiert på 1970-tallet.

Artsdiversiteten av småkreps i både litoralsonen og pelagialen er høy i Mjøsa med over 50 registrerte arter. Den økologiske tilstanden for småkreps i Mjøsa er svært god i forhold til forsurening, som forventet ut fra innsjøens relativt høye kalsiumkonsentrasjon. Andelen eutrofieringsfølsomme arter er relativt lav, men dette kan skyldes andre forhold enn eutrofieringspåvirkning, f.eks. vannstandsvariasjoner eller uegnet habitat i litoralsonen. Det er foreløpig ikke utviklet noe klassifiseringssystem for eutrofieringseffekter på småkreps.

Vannplantene i Mjøsa har også høy artsdiversitet med totalt 29 registrerte arter i 2017, inkludert flere rødlistearter, inkludert en sterkt truet kransalge (*Nitella confervacea*) (vedlegg G), samt spredte forekomster av problemartene vasspest og krypsiv. Vasspest tåler ikke tørrelgging og trives ikke i regulerte innsjøer og danner derfor ikke store bestander i Mjøsa. Det høye artsantallet skyldes bl.a. at store innsjøer har flere habitater, noe som gir rom for flere arter med ulike økologiske preferanser (Rørslett 1991, Mjelde 1997). Det relativt høye kalsiumnivået med tilhørende alkalitet bidrar også til den høye diversiteten, fordi det gir rom for arter som er avhengig av bikarbonat som karbonkilde.

Vannplantene i Mjøsa indikerer god tilstand mht eutrofieringspåvirkning, men moderat tilstand mht effekter av vannstandsregulering. I 2014 viste vannstandsindeksen god tilstand. Vi har valgt å ikke bruke vannstandsindeksen i den endelige klassifiseringen i tabell 26, pga høy usikkerhet i klassegrensene, særlig for innsjøer som er på typegrensen kalkfattig/moderat kalkrik (se kap. 4.4.3). Dersom denne indeksen hadde blitt beregnet på grunnlag av klassegrensene for kalkfattige innsjøer, så ville tilstand ha blitt svært god.

Fisk er ikke undersøkt i Mjøsa i 2017, men er planlagt i 2018.

Konklusjon: Mjøsa (hovedstasjon Skreia) synes å ha god økologisk tilstand i 2017 og tilfredsstillende derfor miljømålet iht vannforskriften. Klassifiseringen anses å ha middels usikkerhet fordi resultatet er i tråd med tidligere data fra de siste to tiårene, men på den annen side mangler fortsatt data om fisk og bunndyr, og vannplanteindeksen for regulering er usikker, som forklart ovenfor.


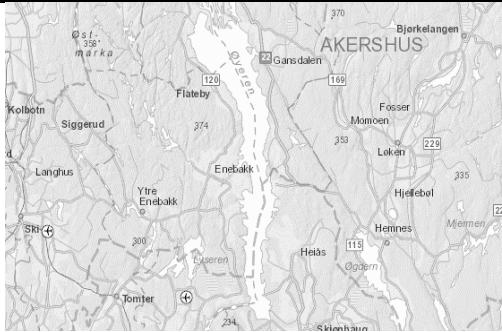
Tabell 26. MJØSA

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 som mangler klassegrenser for den aktuelle vanntypen, eller data som er for usikre til å inkluderes i totalvurderingen. Kvalitetselementer som ikke er undersøkt eller ikke er relevante for klassifiseringen av økologisk tilstand i 2017 er angitt med n.a.

SG = Svært god (blå), G = God (grønn), M = Moderat (gul), D = Dårlig (oransje), SD = Svært dårlig (rød).

Kvalitetselement	Verdi	Klasse	EQR	nEQR
Biologiske kvalitetselementer				
Planteplankton: Klorofyll-a, µg/l	1,9	SG	0,69	0,82
Planteplankton: Totalt volum, mm ³ /l	0,27	G	0,95	0,71
Planteplankton: Trofisk indeks, PTI	2,22	G	0,85	0,65
Planteplankton: Cyano _{max} , mm ³ /l	0,01	SG	1,00	0,99
Totalvurdering planteplankton		G		0,71
Vannplanter eutrofieringsindeks: Tlc	48,3	G	0,85	0,70
Vannplanter forsøringsindeks: Slc	n.a.			
Vannplanter reguleringsindeks: Wlc	0,0	M	n.a.	0,50
Totalvurdering vannplanter		G		0,70
Småkreps forsøringsindeks: LACI-1 (kun svært lav alk)	0,32	SG	0,98	0,98
Småkreps forsøringsindeks: LACI-2 (kun lav-alk)	4,41	SG	2,11	1,00
Totalvurdering småkreps		SG		1,00
Totalvurdering biologiske kvalitetselementer		G		0,70
Fysisk-kjemiske kvalitetselementer				
Total fosfor, µg/l	4,5	G	0,67	0,76
Total nitrogen, µg/l	456	M	0,38	0,54
Siktedyp, m	8,2	SG	0,97	0,91
Totalvurdering eutrofieringsparametere		SG		0,83
pH	7,30	SG	1,04	1,00
ANC, µekv/l	273	SG	2,18	1,00
LAl, µg/l	9,5	G	0,26	0,69
Totalvurdering forsøringsparametere		SG		1,00
Totalvurdering for vannforekomsten		G		0,70

5.4 Øyeren-sør

					
Beliggenhet og vanntype		Morfometri og hydrologi*		Arealfordeling (%)*	
Fylke(r)	Akershus, Østfold	Areal nedbørfelt (km ²)	40442	Innsjø	4
Kommune(r)	Fet, Rælingen, Enebakk, Trøgstad, Spydeberg	Innsjøareal (km ²)	84,0	Bre	1
Økoregion	Østlandet	Maks-dyp (m)	76	Skog	50
Høyde over havet (m)	101	Middeldyp (m)	14	Dyrket mark	6
Kalsium (mg/L)	5,3	Volum (mill. m ³)	1184	Myr	7
Farge (mg Pt/L)	27,0	Midlere årlig avløp (mill. m ³)	21515	Snaufjell	26
Typekode	LEL42112 / LEL42112	Teoretisk oppholdstid (år)	0,055	Urban	1
Vanntype-beskrivelse	Lavland, kalkfattig, klar, grunn	Reguleringshøyde (m)	2,4		

*kilder: <https://atlas.nve.no/Html5Viewer/index.html?viewer=nveatlas#> og <http://nevina.nve.no/>

Øyeren ligger i vannregion Glomma, og er et eget vannområde. Innsjøen er inndelt i to vannforekomster: Øyeren-nord (vannforekomst-ID: 002-113-1-L) som er relativt grunn og sterkt preget av Glomma, som danner et stort delta ved innløpet i Øyeren, samt av andre mer næringsrike tilløpselver (Nitelva og Leira), og Øyeren-sør (vannforekomst-ID: 002-113-2-L), som er vesentlig dypere og har brattere og mer steinete strandsone. Vurderingen av økologisk tilstand nedenfor er basert på resultatene fra Øyeren-sør, da den pelagiske stasjonen ligger der. Innsjøen har svært kort oppholdstid (0,055/år, dvs. 20 dager).

Øyeren har et svært stort nedbørfelt som drenerer store deler av Østlandet. Nedbørfeltet er dominert av skog og snaufjell, men det er også noe dyrket mark og urbane områder i nærområdene rundt innsjøen.

Øyeren-sør har i dag et kalsiumnivå noe over typegrensen kalkfattig/moderat kalkrik, trolig som følge av gjødsling av dyrket mark. Det naturlige kalsiumnivået antas å være nær typegrensen, og vi har derfor klassifisert Øyeren-sør som en kalkfattig vannforekomst i tråd med prinsippet i klassifiseringsveilederen om å bruke vanntypen med strengest klassegrenser for vannforekomster nær typegrenser. Øyeren har ganske turbid vann, samt noe humus, som gir lavt siktedyp. Den høye turbiditeten er dels naturlig og dels påvirket av erosjon i landbruksområdene rundt innsjøen.

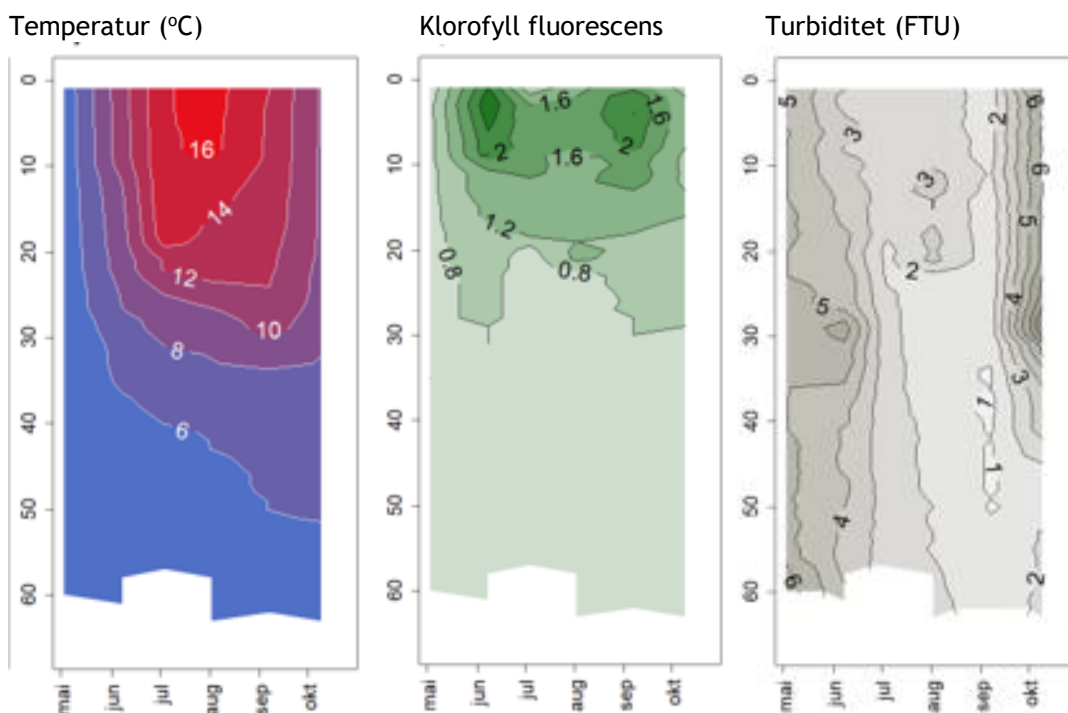
Øyeren er regulert, primært av hensyn til flomdemping, og har en reguleringshøyde på 2,4 m. Innsjøen har 23 fiskearter (se kap. 4.5), inkludert en rekke karpefiskarter.

Innsjøen var overbelastet med næringsalter på 1970-tallet, men ble markert bedre på 1980-tallet etter den store kloakksaneringen kombinert med reduksjon av punktkilder i landbruket

og industri. I 1990-årene var tilstanden ganske god, men etter dette har det vært en svak økning av algemengde og fosforkonsentrasjon igjen. Situasjonen er imidlertid ikke på langt nær så ille som den var i 1980 og forut for dette (Berge 2011).

Følgende kvalitetselementer ble undersøkt i Øyeren i 2017: Planteplankton og vannkjemi (kun Øyeren-sør), vannplanter, småkreps (planktoniske og litorale) og fisk (både Øyeren-nord og Øyeren-sør). Klassifiseringen av økologisk tilstand er basert på alle disse kvalitetselementene. Vi har valgt å benytte klassegrensene for kalkfattige, klare, grunne innsjøer for alle kvalitetselementene unntatt vannplanter, der grensene for moderat kalkrike innsjøer er brukt (se begrunnelse i kap. 3.6).

Vertikalprofiler av temperaturutviklingen (figur 26) viser en ganske svakt utviklet termoklin i dybdesjiktet 20-30 m og en maksimumstemperatur på ca. 17 °C i overflatevannet i slutten av juli. Disse temperaturforholdene skyldes tilførsel av kaldt vann fra Glomma gjennom hele våren og forsommeren. Fluorescensen viser stort sett lave verdier med to maksima i epilimnion på slutten av mai og i september. Turbiditeten var relativt høy i de øvre vannmassene gjennom hele sesongen, noe som skyldes turbid vann fra Glomma og Leira. I det gamle klassifiseringssystemet (SFT 97:04) ville denne turbiditeten tilsvare tilstandsklasse dårlig.



Figur 26. Vertikalprofiler av temperatur, klorofyll fluorescens og turbiditet i hele vannsøylen (0-70 m) målt på den pelagiske stasjonen over dypeste punkt i Øyeren Sør fra mai til oktober 2017.

Fosforkonsentrasjonen i epilimnion hadde en middelværdi på 10 µg/l i perioden mai-oktober, noe som tilsvarer god tilstand med en nEQR-verdi på 0,64, som er nær grensen til moderat, mens tilsvarende verdi i hypolimnion var omtrent den samme (10,2 µg/l). Dersom klassegrensene for dype innsjøer (type 6) blir brukt, får Øyeren-sør moderat tilstand for totalfosfor. Siktedypet varierte fra 1,7-3,0 m med en middelværdi på 2,3 m, som tilsvarer dårlig tilstand, eller svært dårlig ved bruk av type 6. Denne klassifiseringen er imidlertid ikke korrigert for naturlig høy turbiditet og er derfor svært usikker. Vi har derfor ikke brukt siktedyp i den

endelige klassifiseringen i tabell 27. Nitrogenkonsentrasjonen (Tot-N) hadde middelverdi på 465 µg/l, som tilsvarer god tilstand på grensen til moderat tilstand (nEQR 0,61) eller moderat tilstand (nEQR 0,53) ved bruk av type 6, men nitrogen er ikke brukt i klassifiseringen da planteplanktonet anses som fosforbegrenset. De vannkjemiske eutroferingsparameterne gir dermed god tilstand, men denne er kun basert på total fosfor.

Planteplanktonbiomassen er lav i forhold til den relativt høye fosforkonsentrasjonen. Dette skyldes trolig den korte oppholdstiden, samt dårlige lysforhold. Innsjøen har sannsynligvis også relativt lite biotilgjengelig fosfor, da mye av total-fosforet er bundet til mineralpartikler og humus. Gullalger, kiselalger og svelgflagellater dominerer, og diversiteten er høy med 150 registrerte arter. Tilstanden for planteplanktonet er god, nær grensen til svært god (nEQR 0,78).

Vannplantene har også høy diversitet, men det er primært i Øyeren-nord (25 arter inkludert 4 rødlistearter, se vedlegg G), mens artsantallet i Øyeren-sør er vesentlig mindre (15 arter inkludert to rødlistearter). Trofi-indeksen (TIC) for Øyeren-sør gir svært god tilstand (ved bruk av moderat kalkrik vanntype), mens reguleringsindeksen gir moderat tilstand. Sistnevnte er imidlertid ikke brukt i den endelige klassifiseringen, da indeksen er usikker, og det er uklart om responsen skyldes reguleringen eller andre forhold, som f.eks. dårlige lysforhold eller uegnet substrat (se kap. 4.4). Dersom klassegrensene for kalkfattig vanntype (type 5 eller L-N-M101) hadde vært brukt, ville tilstanden for trofi-indeksen blitt god, mens reguleringsindeksen ville gitt svært god tilstand.

Øyeren har også høy artsdiversitet for småkreps med totalt 65 arter (kap. 4.3), inkludert *Mysis relicta*, som er naturlig forekommende. Forsuringsindeksene for småkreps gir svært god tilstand med EQR verdier langt over 1 og nEQR verdier på 1,00, noe som bekrefter innsjøens gode bufferevne mot forsuring. De vannkjemiske forsuringsparameterne viser svært god tilstand.

Fiskesamfunnet i Øyeren er Norges mest artsrike med 23 arter (kap. 4.5) med dominans av mort (og andre karpfisker), samt abbor på grunt vann og sik på dypt vann. Øyeren har også mye større fiskebiomasse (23,4 kg/ha) enn de andre innsjøene som var med i ØKOSTOR 2018. WS-FBI-indeksen viser at fiskebestanden i Øyeren er i svært god tilstand i forhold til eutrofiering. Den store bestanden av krøkle gir nok et stort predasjonspress på dyreplanktonet, noe som trolig forklarer den lave tettheten av dyreplankton og lav andel store vannlopper (kap. 4.3). Dette gir lavt beitetrykk på planteplanktonet. Til tross for dette er planteplanktonbiomassen lavere enn forventet ut fra fosforkonsentrasjonen pga dårlige lysforhold, lite biotilgjengelig fosfor og kort oppholdstid, som omtalt ovenfor.

Samlet klassifisering gir god økologisk tilstand med planteplankton og total fosfor som utslagsgivende kvalitetselementer (total fosfor har den laveste nEQR verdien på 0,64, som er ganske nær grensen til moderat tilstand). Dersom vanntypen moderat kalkrik og klar hadde vært brukt for alle kvalitetselementene, så ville den økologiske tilstanden blitt god på grensen til svært god.

Konklusjon: Øyeren-sør synes å ha god økologisk tilstand i 2017 og tilfredsstillende derfor miljømålet iht vannforskriften. Klassifiseringen anses å ha middels usikkerhet fordi resultatet er i tråd med tidligere data fra de siste to tiårene (selv om tidligere data er fra en stasjon noe lenger nord), og fordi alle kvalitetselementene gir enten svært god eller god tilstand.


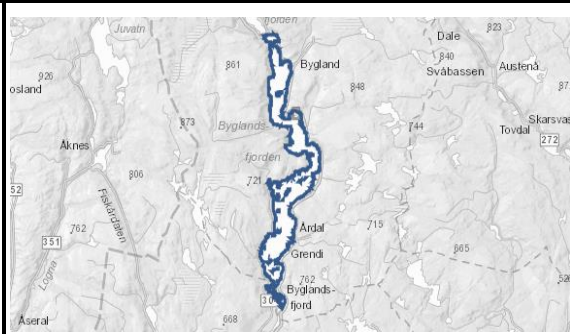
Reguleringsindeksen for vannplanter gir moderat tilstand, men har for høy usikkerhet til å brukes i den endelige klassifiseringen.

Tabell 27. ØYEREN-sør.

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. Indekser og parametere uten farge angir manglende data, parametere som ikke er relevante eller som mangler klassegrenser for den aktuelle vanntypen, eller data som er for usikre til å inkluderes i totalvurderingen. N.a. betyr ikke relevant eller ikke undersøkt. SG = Svært god (blå), G = God (grønn), M = Moderat (gul), D = Dårlig (oransje), SD = Svært dårlig (rød).

Kvalitetselement	Verdi	Klasse	EQR	nEQR
Biologiske kvalitetselementer				
Planteplankton: Klorofyll-a, µg/l	2,91	SG	0,69	0,87
Planteplankton: Totalt volum, mm ³ /l	0,31	SG	0,97	0,88
Planteplankton: Trofisk indeks, PTI	2,28	G	0,86	0,68
Planteplankton: Cyano _{max} , mm ³ /l	0,01	SG	1,00	0,99
Totalvurdering planteplankton		G		0,78
Vannplanter eutrofieringsindeks: Tlc	66,7	SG	0,96	0,82
Vannplanter forsuringsindeks: Slc	n.a.			
Vannplanter reguleringsindeks: Wlc	6,7	M	n.a.	0,50
Totalvurdering vannplanter		SG		0,82
Småkreps forsuringsindeks: LACI-1 (kun svært lav alk)	0,37	SG	1,13	1,00
Småkreps forsuringsindeks: LACI-2 (kun lav-alk)	5,37	SG	2,57	1,00
Totalvurdering småkreps		SG		1,00
Fisk, NEFI: endring fiskesamfunn (generell)				
Fisk, WS-FBI: pelagisk fiskeindeks (eutrofiering)	2,04	SG	0,70	0,81
Fisk, %bestandsendring (generell)				
Totalvurdering fisk		SG		0,81
Totalvurdering biologiske kvalitetselementer		G		0,78
Fysisk-kjemiske kvalitetselementer				
Total fosfor, µg/l	10,0	G	0,40	0,64
Total nitrogen, µg/l	465	G	0,43	0,61
Siktedyp, m	2,3	D	0,45	0,27
Totalvurdering eutrofieringsparametere		G		0,64
pH	7,2	SG	1,03	1,00
ANC, µekv/l	270	SG	2,16	1,00
LAl, µg/l	11	G	0,23	0,67
Totalvurdering forsuringsparametere		SG		1,00
Totalvurdering for vannforekomsten		G		0,64

5.5 Byglandsfjorden

					
Beliggenhet og vanntype		Morfometri og hydrologi*		Arealfordeling (%)*	
Fylke(r)	Aust-Agder	Areal nedbørfelt (km ²)	2784	Sjø	11
Kommune(r)	Evje og Hornnes , Bygland	Innsjøareal (km ²)	33,5	Bre	0
Økoregion	Sørlandet	Maks-dyp (m)	167	Skog	40
Høyde over havet (m)	203	Middeldyp (m)	57	Dyrket mark	1
Kalsium (mg/L)	0,7	Volum (mill. m ³)	1995	Myr	4
Farge (mg Pt/L)	15,7	Midlere årlig avløp (mill. m ³)	3574	Snaufjell	43
Typekode	LSM31113	Teoretisk oppholdstid (år)	0,56	Urban	0
Vanntype-beskrivelse	Skog, svært kalkfattig, klar, dyp	Reguleringshøyde (m)	5		

*kilder: <https://atlas.nve.no/Html5Viewer/index.html?viewer=nveatlas#> og <http://nevina.nve.no/>

Byglandsfjorden er en lang og smal innsjø i Otra-vassdraget i vannregion Agder. Nedbørfeltet er dominert av skog og fjell, mens andelen dyrket mark er liten (1%). Geologien er preget av sure bergarter som gir liten bufferevne mot forsurening og en svært kalkfattig vanntype. Humusnivået er lavt med en farge på 16 mg Pt/L.

Innsjøen er regulert med en reguleringshøyde på 5 m, men har kun 1,4 m vintervedtapping. Oppholdstiden er relativt kort (ca. et halvt år).

Innsjøen har en relikv laksestamme (bleke), som har blitt restaurert ved kalking etter omfattende forurensningskader på 1960 og 1970-tallet (Barlaup m.fl. 2005). Selv om forurensningen nå er redusert, kan sure episoder fortsatt forekomme i forbindelse med flom i lokale vassdrag oppstrøms Byglandsfjorden kombinert med spesielle hydrologiske forhold i de regulerte områdene til Brokke kraftverk. Fortsatt kalking er nødvendig i disse områdene (Vehte og Høgberget 2017).

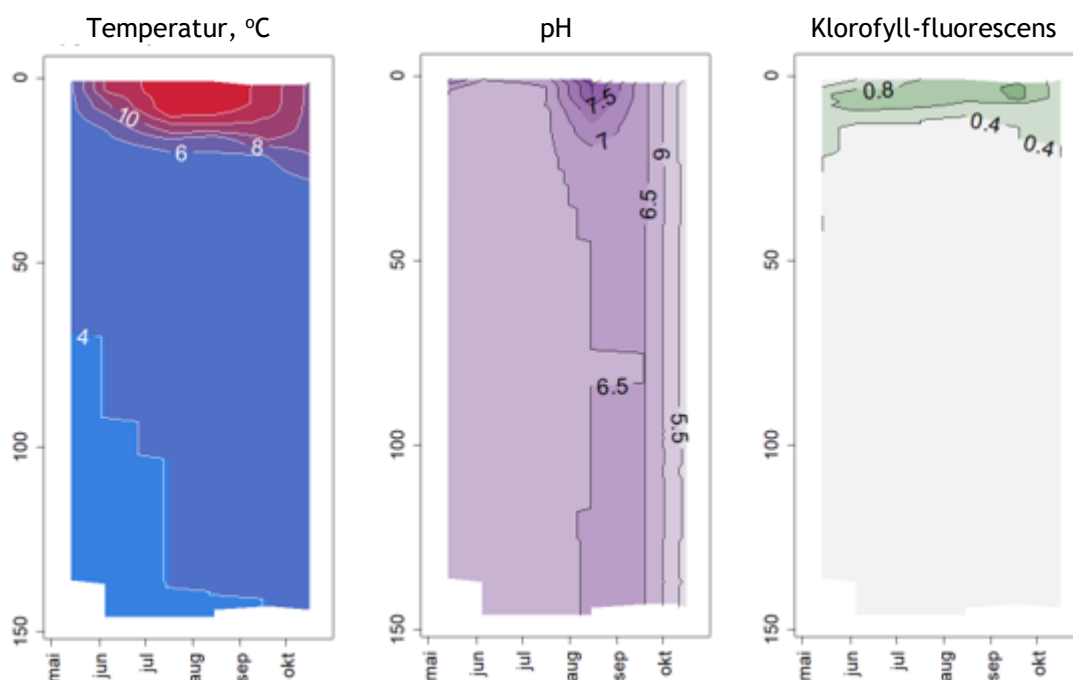
Tidligere undersøkelser av resipientkapasiteten i Byglandsfjorden mht eutrofiering viste svært lave verdier av total fosfor og klorofyll a, og generelt ultraoligotrofe forhold (Bækken m.fl. 2002).

Følgende kvalitetselementer ble undersøkt i Byglandsfjorden i 2017: Planteplankton og vannkjemi, vannplanter, småkreps (planktoniske og litorale) og fisk. Klassifiseringen av økologisk tilstand er basert på alle disse kvalitetselementene.

Vertikalprofilen av temperatur (figur 27) viser en ganske skarp termoklin fra 10-20 m dyp og en maksimumtemperatur på ca. 15 °C. Profilen av pH (figur 27) viser at pH øker fra ca. 6,0 til 7,5 i epilimnion fra mai til august og avtar deretter til pH 5,5 ved siste prøvetaking i oktober. Denne

pH-utviklingen gjenspeiler primærproduksjonen kombinert med svært lav alkalitet, som gjør at pH endrer seg relativt mye til tross for lav algebiomasse i epilimnion, som illustrert med vertikalprofilen av klorofyll fluorescens.

De vannkjemiske forsuringsparameterne viste svært god tilstand med en samlet nEQR på 0,91. Innholdet av labilt aluminium, som var noe forhøyet gjennom hele sesongen (9-22 µg/L), indikerer imidlertid at Byglandsfjorden fremdeles kan være noe forsuret.



Figur 27. Vertikalprofiler av temperatur (venstre), pH (midten) og klorofyll fluorescens (høyre) i hele vannsøylen (0-150 m) målt på den pelagiske stasjonen over dypeste punkt i Byglandsfjorden fra mai til oktober 2017.

Fosforkonsentrasjonen er svært lav (3,8 µg/l), det samme gjelder nitrogenkonsentrasjonen (149 µg/l), mens siktedypet var 6,6 m. Dette gir svært god tilstand for næringssaltene og god tilstand for siktedyp, nær grensen til svært god (nEQR 0,78).

Planteplanktonet bærer preg av de ultraoligotrofe forholdene med svært lav biomasse (klorofyll på ca. 1 µg/l og biovolum på 0,11 mg/l) og total dominans av gullalger, som er miksotrofe og kan skaffe seg mer fosfor ved å beite på bakterier.

Dyreplanktonet har også lav tetthet og viser dominans av gelékrepser, små vannlopper (*Bosmina*) og calanoide hoppekreps, men svært lite av de mer forsuringsfølsomme cyclopoide hoppekrepsene, og ingen dafnier, som også regnes som forsuringsfølsomme og dessuten sjelden finnes i store mengder ved kalsiumnivåer under 1 mg Ca/L. Småkrepsfaunaen i litoralsonen viser imidlertid ingen tegn på forsuringskader, men har en høy andel eutrofieringsfølsomme arter, noe som bekrefter de næringsfattige forholdene.

Vannplantene i Byglandsfjorden er også preget av det svært lave kalsiumnivået med lavt artsantall og en artssammensetning som er typisk for svært kalkfattig vann, inkludert store langvokste bestander av krypsiv på flere stasjoner. Som forventet viste eutrofieringsindeksen

svært god tilstand, mens både forsuringsindeksen og reguleringsindeksen viste god tilstand, og antyder en liten effekt av disse to påvirkningstypene. Selv om flere andre kvalitetselementer ser ut til å være restituert etter den verste forsuringsperioden før 1990, kan det tenkes at den lange responstiden for vannplanter gjør at dette kvalitetselementet fortsatt ikke er helt restituert. Reguleringshøyden i innsjøen er også relativt stor (5 m), selv om vinternedtappingen er beskjeden (1,4 m). Vi kan dog ikke utelukke at reguleringen likevel har en viss negativ effekt på vannplantene i Byglandsfjorden.

Resultatene fra fiskeundersøkelsene viste svært lav biomasse (0,13 kg/ha), som var vesentlig lavere enn i noen av de andre ØKOSTOR-innsjøene i 2017. Ørret dominerte i bunngarnfangstene (87 % av fangsten), mens bleke utgjorde 90 % av trålfangstene. Fraværet av dafnier i dyreplanktonet kan derfor neppe skyldes fiskepredasjon. Eutrofieringsindeksen for fisk ga svært god tilstand, i tråd med de andre eutrofieringsindeksene for andre kvalitetselementer.

Innsjøen får samme resultat ved klassifisering iht vanntype 13 som iht vanntype 6 for planteplankton og næringsalter. Dette skyldes at det er svært små forskjeller i klassegrensene for de aktuelle kvalitetselementene mellom disse to vanntypene.

Samlet klassifisering gir god økologisk tilstand med vannplanter som utslagsgivende kvalitetselement (nEQR 0,70 for både forsuringsindeksen og reguleringsindeksen).



Konklusjon: *Byglandsfjorden synes å ha god økologisk tilstand i 2017 og tilfredsstillende derfor miljømålet iht vannforskriften. Klassifiseringen anses å ha middels usikkerhet fordi resultatet er i tråd med tidligere data fra de siste to tiårene for flere kvalitetselementer, og fordi alle kvalitetselementene gir enten svært god eller god tilstand. Vannplanteindeksene for forsuring og regulering er imidlertid nye, og mer erfaring er nødvendig før resultater basert på disse kan angis med lav usikkerhet.*

Tabell 28. BYGLANDSFJORDEN.

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 som mangler klassegrenser for den aktuelle vanntypen, eller data som er for usikre 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
Biologiske kvalitetselementer				
Planteplankton: Klorofyll-a, µg/l	1,03	SG	1,27	1,00
Planteplankton: Totalt volum, mm ³ /l	0,11	SG	1,00	0,99
Planteplankton: Trofisk indeks, PTI	1,98	SG	0,92	0,82
Planteplankton: Cyano _{max} , mm ³ /l	0,01	SG	1,00	0,99
Totalvurdering planteplankton		SG		0,91
Vannplanter eutrofieringsindeks: Tlc	92,3	SG	0,99	0,82
Vannplanter forsøringsindeks: Slc	-38,5	G	n.a.	0,70
Vannplanter reguleringsindeks: Wlc	-15,4	G	n.a.	0,70
Totalvurdering vannplanter		G		0,70
Småkreps forsøringsindeks: LACI-1 (kun svært lav alk)	0,21	SG	0,87	0,92
Småkreps forsøringsindeks: LACI-2 (kun lav-alk)	1,25	M	0,60	0,54
Totalvurdering småkreps		SG		0,92
Fisk, NEFI: endring fiskesamfunn (generell)				
Fisk, WS-FBI: pelagisk fiskeindeks (eutrofiering)	6,02	SG	2,08	1,00
Fisk, %bestandsnedgang (generell)				
Totalvurdering fisk		SG		1,00
Totalvurdering biologiske kvalitetselementer		G		0,70
Fysisk-kjemiske kvalitetselementer				
Total fosfor, µg/l	3,8	SG	0,79	0,89
Total nitrogen, µg/l	149	SG	1,01	1,00
Siktedyp, m	6,6	G	0,93	0,78
Totalvurdering eutrofieringsparametere		SG		0,84
pH	6,10	SG	0,97	0,92
ANC, µekv/l	38,0	SG	0,95	0,91
LAl, µg/l	22	M	0,11	0,44
Totalvurdering forsøringsparametere		SG		0,91
Totalvurdering for vannforekomsten		G		0,70

5.6 Lundevatnet

					
Beliggenhet og vanntype		Morfometri og hydrologi*		Arealfordeling (%)*	
Fylke(r)	Vest-Agder, Rogaland	Areal nedbørfelt (km ²)	1900	Sjø	12
Kommune(r)	Flekkefjord , Lund	Innsjøareal (km ²)	27,5	Bre	0
Økoregion	Sørlandet	Maks-dyp (m)	314	Skog	23
Høyde over havet (m)	46	Middeldyp (m)	172	Dyrket mark	1
Kalsium (mg/L)	0,4	Volum (mill. m ³)	4480	Myr	2
Farge (mg Pt/L)	15,7	Midlere årlig avløp (mill. m ³)	40912	Snaufjell	56
Typekode	LSL31113	Teoretisk oppholdstid (år)	1,095	Urban	0
Vanntype-beskrivelse	Lavland, svært kalkfattig, (svært) klar, dyp	Reguleringshøyde (m)	4,5		

*kilder: <https://atlas.nve.no/Html5Viewer/index.html?viewer=nveatlas#> og <http://nevina.nve.no/>

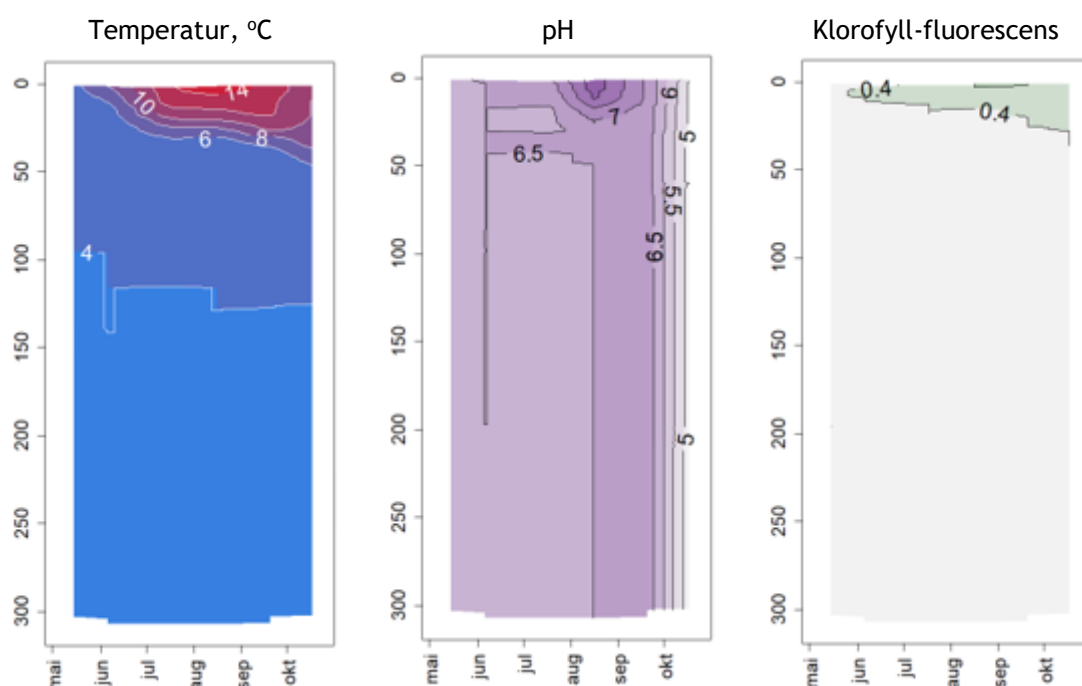
Lundevatnet (vannforekomst-ID: 026-1399-L) er Sørlandets største naturlige innsjø. Innsjøen, som ligger på grensen mellom Vest-Agder og Rogaland, tilhører vannområde Sira-Kvina i vannregion Agder. Lundevatnet er blant de 10 dypeste innsjøene i landet. Elva Sira med vann fra Sirdalen renner inn i vannet ved Sirnes, og vann fra Hovsvatnet renner inn ved Moi. Utløpet er ved Åna-Sira, der det er en demning og Åna-Sira kraftverk ligger. Derfra og ut i havet er det kun et par kilometer. Elveløpet mellom Sirdalsvannet og Lundevatnet er i dag utgravd slik at vannstanden de to vannene imellom skal være tilnærmet lik.

Lundevatnet er regulert, og vannstanden kan variere med 4,5 m. Geologien i nedbørfeltet er dominert av gneis, dvs. harde og kalkfattige bergarter som gir en ionefattig vannkvalitet med lav bufferevne. Området har vært blant de mest forsuredde i Norge og mottar fremdeles forsurende forbindelser. Nedbørfeltet er tynt befolket med spredt bebyggelse og litt jordbruk begrenset til mindre områder i sør. Det største tettstedet er Moi, ved enden av Lundevatnet, med ca. 2000 innbyggere. E39 går langs østsiden av vannet et stykke med ganske mange tunneler. Det gamle jernbanesporet til Flekkefjordbanen går også langs østsiden av vannet.

Innsjøen tilhører vanntype 2 - svært kalkfattige, klare, dype lavlandssjøer. Alle kvalitetselementene er klassifisert ut fra denne vanntypen, mens planteplankton og fysisk-kjemiske støtteparametere i tillegg er klassifisert ut i fra vanntype 6 for kalkfattige, klare dype lavlandssjøer (se begrunnelse i kap. 2.3).

Lundevatnet ble i 2017 undersøkt for fysisk-kjemiske støtteparametere, planteplankton, vannplanter, krepsdyrplankton, litorale krepsdyr og fisk. Tilstandsvurderingen er basert på alle disse kvalitetselementene.

Den termiske sjiktningen er relativt velutviklet i Lundevatnet fra starten av juli til midten av september med en ganske skarp termoklin mellom 15 og 25 m dyp (figur 28 med detaljer i vedlegg E). Maksimumtemperaturen er 15°C i epilimnion i august. Profilen av pH (figur 28) viser økende verdier fra mai til august med maksverdier over 7,0 i epilimnion, og deretter en reduksjon mot lavere verdier i oktober. Denne pH-utviklingen gjenspeiler primærproduksjonen kombinert med svært lav alkalitet, som gjør at pH endrer seg relativt mye til tross for lav algebiomasse i epilimnion, som illustrert med vertikalprofilen av klorofyllfluorescens. Blandprøver og labmålinger av pH fra enkeltdyp (se vedlegg C og D) indikerer imidlertid ingen store sesongvariasjoner, med pH-verdier som varierer omkring 5,5 i epilimnion. Labmålingene av pH representerer vann med CO₂ i likevekt med atmosfæren, og fanger dermed ikke opp effektene av primærproduksjonen på pH. Feltmålingene kan likevel være noe for høye pga utfordringer med kalibrering av pH-sonden i så kalkfattig vann (Ca < 0,5 mg/l, alkalitet < 0,05 mekv/l).



Figur 28. Vertikalprofiler av temperatur (venstre), pH (midten) og klorofyll fluorescens (høyre) i hele vannsøylen (0-150 m) målt på den pelagiske stasjonen over dypeste punkt i Lundevatnet fra mai til oktober 2017.

Fosforkonsentrasjonen er lav (ca. 4 µg/l) i epilimnion (figur 7), noe som indikerer oligotrofe forhold. Siktedypet varierer mellom 4,1 og 7,8 med en middelværdi på 6,2 m (tabell 11). De fysiske-kjemiske støtteparameterne for eutrofiering indikerer alle svært god tilstand eller på grensen god/svært god enten innsjøen er klassifisert med klassegrenser for type 2 eller type 6.

De kjemiske støtteparameterne for forurening indikerer at tilstanden er moderat, dog nær klassegrensen til god tilstand. Lundevatnet ligger i den mest forureningsutsatte delen av Norge og har svært lite kalsium (0,43 mg/l) og lav alkalitet (0,043 mekv/l), noe som betyr at bufferkapasiteten er lav.

Planteplanktonbiomassen var svært lav (0,07 mm³/l), noe som støttes av klorofyll a målingene så vel som fluorescens målt ved sonde (figur 28). Planteplanktonsamfunnet er dominert av gullalger samt mindre andeler grønnalger og cyanobakterien *Merismopedia tenuissima* i enkelte

av prøvene (figur 11, vedlegg F2). Denne cyanobakterien er observert i alle typer vann, men er ofte mer vanlig i næringsfattige innsjøer.

Krepsdyrsamfunnet (pelagialen + litoralsonen) er moderat artsfattig med totalt 44 arter registrert i 2017. Flertallet av artene er lite følsomme for forsurening, men andelen av forsuringfølsomme arter er minst 25% ved alle litorale stasjoner (vedlegg H2). Dette indikerer derfor at krepsdyrsamfunnet er i svært god tilstand mht forsuring. Innholdet av labilt aluminium (LAl) indikerer imidlertid at Lundevatnet er noe forsuret. Forhøyede verdier av LAl er målt gjennom hele sommeren, men særlig i mai og juni. Det er tidligere vist at bunndyr er mer følsomme for LAl enn småkreps (se for eksempel Schartau m.fl. 2018), og det er derfor mulig at Lundevatnet ville fått en dårligere tilstand dersom litorale bunndyr hadde vært inkludert i overvåking.

I planktonet er krepsdyrsamfunnet dominert av små arter og består av omtrent like store mengder av vannloppen *Bosmina longispina*, cyclopoide hoppekreps og calanoide hoppekreps. Den større hoppekrepsen *Megacyclops gigas* er utelukkende funnet i håvtrekkene tatt med den store håven. Andelen store vannlopper er lav (7%), og dafnier er kun funnet med ett individ totalt. Lave tettheter av store vannlopper generelt, og dafnier spesielt, kan muligens skyldes fiskepredasjon. Tettheten av røye, som er den mest effektive planktonspiseren i Lundevatnet, er imidlertid ganske lav, og det er mer sannsynlig at krepsdyrplanktonet er regulert av lav produktivitet i pelagialen. De lave konsentrasjonene av kalsium og andre ioner kan også være begrensende for diversiteten og mengden av småkreps. Planktonprøver tatt i Lundevatnet i 1897 viser påfallende stor likhet både i artssammensetning, dominansforhold og sesongutvikling med våre prøver tatt 120 år senere

Vannplantesamfunnet i Lundevatnet har en artsammensetning typisk for kalkfattige innsjøer, med dominans av kortskuddsartene *Isoetes lacustris*, *I. echinospora*, *Littorella uniflora* og *Lobelia dortmanna*, samt langskuddsartene *Callitriche hamulata*, *Myriophyllum alterniflorum* og *Juncus bulbosus*. Artsinventaret er også noe forsuringspreget. Vannplantene i Lundevatnet gir god økologisk tilstand både mht forsuring og vannstandsending, men svært god mht eutrofieringspåvirkning.

I Lundevatnet ble det bare fanget ørret og røye med dominans av ørret. Det er sannsynligvis snakk om to økologiske former av røye, men det er behov for et større materiale for å kunne bekrefte dette. Lengde- og aldersfordeling hos både ørret og røye kan tyde på variabel rekruttering til bestandene. WS-FBI-indeksen viser at fiskebestanden i Lundevatnet er i svært god tilstand mht eutrofiering. De øvrige fiskeindeksene kan ikke benyttes, enten pga få arter eller fordi det mangler informasjon om referansetilstanden.



Konklusjon: Lundevatnet synes å ha moderat økologisk tilstand i 2017 og tilfredsstillende derfor ikke miljømålet iht vannforskriften. Det er vannkjemiske forsuringparametere som gir moderat tilstand, mens biologiske forsuringparametere gir enten god eller svært god tilstand. Klassifiseringen i 2017 anses å ha høy usikkerhet fordi tilstanden er basert kun på ett år med data, fordi vi mangler kunnskap om referansetilstand for fisk og videre at de antatt mest følsomme kvalitetselementene/indeksene for de viktigste miljøtruslene (forsuring og hydromorfologiske endringer) mangler, og tilstand gitt ved kvalitetselementer som er følsomme for forsuring spriker.

Tabell 29. LUNDEVATNET

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 som mangler klassegrenser for den aktuelle vanntypen, eller data som er for usikre 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
Biologiske kvalitetselementer				
Planteplankton: Klorofyll-a, µg/l	0,66	SG	1,96	1,00
Planteplankton: Totalt volum, mm ³ /l	0,07	SG	1,01	1,00
Planteplankton: Trofisk indeks, PTI	1,96	SG	0,93	0,84
Planteplankton: Cyano _{max} , mm ³ /l	0,02	SG	1,00	0,97
Totalvurdering planteplankton		SG		0,92
Vannplanter eutrofieringsindeks: Tlc	100	SG	1,03	1,00
Vannplanter forsøringsindeks: Slc	-27,3	G	n.a.	0,70
Vannplanter reguleringsindeks: Wlc	-18,2	G	n.a.	0,70
Totalvurdering vannplanter		G		0,70
Småkreps forsøringsindeks: LACI-1 (kun svært lav alk)	0,268	SG	1,12	1,00
Småkreps forsøringsindeks: LACI-2 (kun lav-alk)	1,689	G	0,81	0,73
Totalvurdering småkreps		SG		1,00
Fisk, NEFI: endring fiskesamfunn (generell)				
Fisk, WS-FBI: pelagisk fiskeindeks (eutrofiering)	5,05	SG	1,74	1,00
Fisk, %bestandsendring (generell)				
Totalvurdering fisk		SG		1,00
Totalvurdering biologiske kvalitetselementer		G		0,70
Fysisk-kjemiske kvalitetselementer				
Total fosfor, µg/l	4,0	SG	0,75	0,88
Total nitrogen, µg/l	203	SG	0,98	0,99
Siktedyp, m	7	SG	0,98	0,95
Totalvurdering eutrofieringsparametere		SG		0,91
pH	5,60	SG	0,97	0,94
ANC, µekv/l	9,5	M	0,84	0,59
LAl, µg/l	43	D	0,06	0,26
Totalvurdering forsøringsparametere		M		0,59
Totalvurdering for vannforekomsten		M		0,59

5.7 Eikesdalsvatnet

					
Beliggenhet og vanntype		Morfometri og hydrologi*		Arealfordeling (%)*	
Fylke(r)	Møre og Romsdal	Areal nedbørfelt (km ²)	1093	Sjø	9
Kommune(r)	Nesset	Innsjøareal (km ²)	23,2	Bre	1
Økoregion	Vestlandet	Maks-dyp (m)	155	Skog	6
Høyde over havet (m)	26	Middeldyp (m)	89	Dyrket mark	0
Kalsium (mg/L)	1,6	Volum (mill. m ³)	2074	Myr	0
Farge (mg Pt/L)	1,0	Midlere årlig avløp (mill. m ³)	1200	Snaufjell	78
Typekode	LWL32413	Teoretisk oppholdstid (år)	1,73	Urban	0
Vanntype-beskrivelse	Lavland, kalkfattig, svært klar, dyp	Reguleringshøyde (m)	-		

*kilder: <https://atlas.nve.no/Html5Viewer/index.html?viewer=nveatlas#> og <http://nevina.nve.no/>

Eikesdalsvatnet (vannforekomst-ID: 104-1994-L) er den største innsjøen i Møre og Romsdal. Innsjøen ligger i vannområdet Romsdal som tilhører vannregion Møre og Romsdal. Elva Aura, som drenerer fra Aursjøen, og Mardøla, med de kjente Mardalsfossene, er de viktigste innløpselvene. Begge elver er regulert. Utløpselva Eira fører vann ut til Eresfjorden. Eikesdalsvatnet er omkranset av fjell med topper mellom 1 500 og 1 800 m o.h. De bratte fjellsidene ned mot Eikesdalsvatnet gjør området sterkt utsatt for ras. Liene rundt vannet har rike edelløvskoger og Nord-Europas største hasselskog. Geologien i nedbørfeltet er dominert av harde og kalkfattige bergarter som gir en ionefattig vannkvalitet med lav bufferevne.

Eikesdalsvatnet er ikke regulert, men i og med at 70% av nedbørfeltet er fraført i vannkraftutbygginger er innsjøen likevel sterkt påvirket av regulering (se nedenfor). Redusert vanngjennomstrømning og lengre oppholdstid kan trolig ha ført til noe lavere innhold av næringsalter enn innsjøen ville hatt i et uregulert nedbørfelt. Tidligere har området sannsynligvis vært noe forsuret (se Schartau m.fl. 2006). Fylkesvei 191 går langs østsiden av vannet. Nedbørfeltet er tynt befolket med spredt bebyggelse. Området oppstrøms Eikesdalsvatnet er kun sparsomt bosatt.

Eikesdalsvatnet er karakterisert som en sterkt modifisert vannforekomst (SMVF), hvilket betyr at dens miljømål er godt økologisk potensial og ikke god økologisk tilstand. Dette er beskrevet som «forhold som gir et fungerende akvatisk økosystem» (Vann-Nett), 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 evt. andre påvirkninger på økosystemet.

Innsjøen tilhører vanntype 6 for kalkfattige, klare, dype lavlandssjøer. Alle kvalitetselementene er klassifisert ut fra denne vanntypen

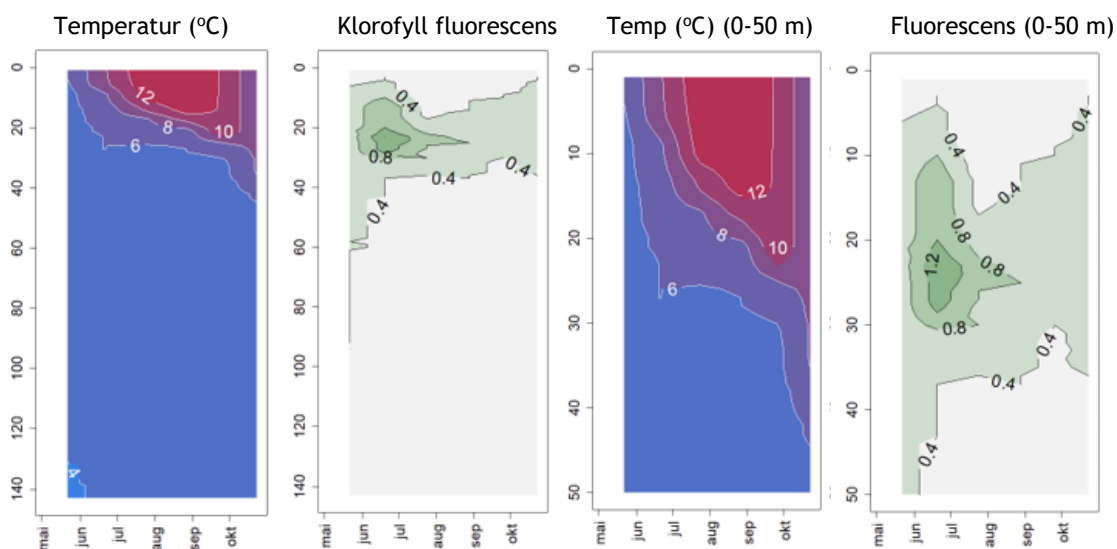
Eikesdalsvatnet ble i 2017 undersøkt for fysisk-kjemiske støtteparametere, planteplankton, vannplanter, krepsdyrplankton, litorale krepsdyr og fisk. Tilstandsvurderingen er basert på alle disse kvalitetselementene.

Den termiske sjiktningen er ikke veldig skarp, men ligger mellom 10 m og 15 m gjennom sommeren (figur 29 med detaljer i vedlegg E). Maksimumtemperaturen er 12-13°C i epilimnion i august.

Fosforkonsentrasjonen er svært lav (ca. 1,6 µg/l) i epilimnion (figur 6), noe som indikerer ultraoligotrofe forhold og gir svært god tilstand. Hypolimnion har noe høyere fosforkonsentrasjoner, noe som sannsynligvis skyldes sedimentering. Innsjøen er svært klar og siktedypet varierer mellom 13,5 og 22,5 med en middelvei på 15,9 m (tabell 11), noe som indikerer svært god tilstand.

De kjemiske støtteparameterne for forsurening indikerer at tilstanden er svært god. Vannets syrenøytraliserende kapasitet (ANC) gir god tilstand, men nEQR verdien er 0,79, som er nær klassegrensen svært god/god.

Planteplanktonbiomassen var svært lav (0,09 mm³/l), noe som støttes av klorofyll a målingene og fluorescens målt ved sonde (figur 29). I juni ga fluorescensmålingene en tydelig topp på 25 m (se høyre del av figur 29), men dette skyldes lysinhibisjon av klorofyllfluorescensen i algecellene i de øvre vannmassene i denne svært klare innsjøen. Planteplanktonsamfunnet er dominert av gullalger (figur 11, vedlegg F2), noe som er typisk for næringsfattige innsjøer. Både klorofyll a, planteplanktonbiomasse, PTI-indeksen og mengde cyanobakterier indikerer at tilstanden mht eutrofieringspåvirkning er svært god.



Figur 29. Vertikalprofiler av temperatur og fluorescens i hele vannsøylen (venstre) og i 0-50 m sjiktet (høyre) målt på den pelagiske stasjonen over dypeste punkt i Eikesdalsvatnet fra mai til oktober 2017.

Krepsdyrsamfunnet (pelagialen + litoralsonen) er artsfattig med totalt 41 arter registrert i 2017. Flertallet av artene er lite følsomme for forsurening, og andelen av forsuringfølsomme arter (LACI-1) er lav ved de fleste litorale stasjoner (vedlegg H2). Dette henger sammen med lave tettheter og lav diversitet av småkreps. Litoralsonen i Eikesdalsvatnet er enten lite utviklet (brådyp) eller langgrunn med lite vegetasjon. Dette er forhold som er lite gunstig for småkrepsfaunaen. Den lave ledningsevnen kan være begrensende for diversiteten og mengden av småkreps. Samlet indikerer likevel krepsdyrsamfunnet at Eikesdalsvatnet er i svært god tilstand mht forsuring.

Krepsdyrplanktonet består nesten utelukkende av små arter som vannloppen *Bosmina longispina* og hoppekrepsen *Cyclops scutifer*, med sistnevnte som den antallsmessig dominerende. Andelen store vannlopper er lav (7%), og andelen av dafnier er også lav. Med unntak av ett individ ble det kun funnet dafnier i dyp under 10 m. Lave tettheter av store vannlopper generelt, og dafnier spesielt, kan muligens skyldes fiskepredasjon. Eikesdalsvatnet har både røye og stingsild, som begge regnes å være effektive planktonbeitere, men tettheten av disse er likevel lave. Dette sammen med den lave planteplanktonbiomassen taler derfor for at næringskjeden primært er styrt av begrenset fødetilgang (bottom-up kontroll) enn av predasjon/beiting (top-down kontroll).

Vannplantesammensetningen i Eikesdalsvatnet er typisk for kalkfattige innsjøer, med dominans av kortskuddsartene *Isoetes lacustris*, *I. echinospora*, *Littorella uniflora* og *Lobelia dortmanna*, samt langskuddsartene *Callitriche hamulata*, *Myriophyllum alterniflorum* og *Juncus bulbosus*. Vannplantene i Eikesdalsvatnet gir svært god økologisk tilstand både mht forsuring og mht eutrofieringspåvirkning mens tilstanden mht vannstandsending er god.

I Eikesdalsvatnet ble det fanget ørret, røye og stingsild, der de to sistnevnte dominerer fangstene. Det er registrert to ulike former av røye. Sammenlignet med undersøkelser gjennomført i 2009 er det store endringer i fiskesamfunnet, med en forskyving fra dominans av ørret til dominans av røye, men med stabil samlet fangst av laksefisk. Andelen stingsild synes også å være ganske stabil. Alders- og størrelsesfordeling i ørretbestanden tyder på en rekrutteringssvikt de siste årene. Mengden fisk i de åpne vannmasser var dessuten vesentlig lavere i 2017 sammenlignet med 2009. Vi kan ikke forklare den tilsynelatende rekrutteringssvikten hos ørret. I 2009 ble det konkludert med at mye av rekrutteringen til ørretbestanden måtte skje ved gyting i innsjøen. Dette kan muligens bli negativt påvirket av økt sedimentasjon av fosfor (se nedenfor). Tilstandsklassifisering av fisk i Eikesdalsvatnet kan bare gjøres ut fra WS-FBI indeksen, som gir svært god økologisk tilstand mht påvirkning fra eutrofiering. Vi er rimelig sikre på at eutrofiering ikke er noe problem for fiskebestandene i Eikesdalsvatnet, men samlet sett er den angitte tilstanden ikke representativ for fiskesamfunnet, da det er observert store endringer i forekomsten av ørret i forhold til røye. Ørreten har blitt sterkt redusert, mens røya har vist en klar økning i garnfangstene. En mulig forklaring kan være redusert produktivitet pga fjerning av vanntilførselen, og dermed også fjerning av naturlige fosfortilførsler, samt lengre oppholdstid som gir økt sedimentasjon av fosfor. De ekstremt lave konsentrasjonene av total fosfor og klorofyll, som har EQR verdier langt over 1,0, støtter en slik oligotrofieringshypotese. Hypotesen underbygges også av at de andre eutrofieringsindeksene, både for vannplanter og fisk, har EQR verdier over 1.0.

I henhold til Vann-Nett er Eikesdalsvatnet angitt med dårlig tilstand basert på fisk, men der inngår også en vurdering av laksebestanden i hele Eiravassdraget (fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning). Dette er ikke relevant for vannforekomsten Eikesdalsvatnet.


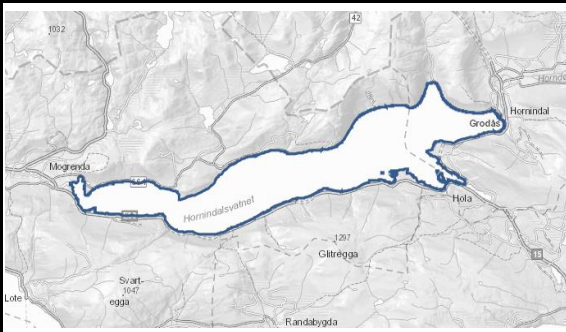
Konklusjon: Eikesdalsvatnet synes å ha god økologisk tilstand i 2017 og tilfredsstillende derfor miljømålet iht vannforskriften. Med unntak av vannplanter, som indikerer at vannstandsendringen har noe effekt, får alle kvalitetselementene svært god tilstand. Klassifiseringen i 2017 anses å ha høy usikkerhet fordi tilstanden er basert kun på ett år med data og fordi endringer i fiskesamfunnet ikke fanges opp av den benyttede fiskeindeksen. Tilstandsklassifiseringen kan imidlertid ikke relateres til innsjøens miljømål, som er godt økologisk potensial. Ifølge Vann-nett har innsjøen dårlig økologisk potensial, og tilfredsstillende dermed ikke miljømålet for SMVF-sjøer i vannforskriften.

Tabell 30. EIKESDALSVATNET

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 som mangler klassegrenser for den aktuelle vanntypen, eller data som er for usikre 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
Biologiske kvalitetselementer				
Planteplankton: Klorofyll-a, µg/l	0,90	SG	1,44	1,00
Planteplankton: Totalt volum, mm ³ /l	0,09	SG	1,01	1,00
Planteplankton: Trofisk indeks, PTI	1,99	SG	0,96	0,91
Planteplankton: Cyano _{max} , mm ³ /l	0,00	SG	1,00	1,00
Totalvurdering planteplankton		SG		0,95
Vannplanter eutrofieringsindeks: Tlc	100	SG	1,12	1,00
Vannplanter forsuringsindeks: Slc	0,00	SG	0,82	0,92
Vannplanter reguleringsindeks: Wlc	-20,0	G	n.a.	0,70
Totalvurdering vannplanter		G		0,70
Småkreps forsuringsindeks: LACI-1 (kun svært lav alk)	0,225	G	0,69	0,67
Småkreps forsuringsindeks: LACI-2 (kun lav-alk)	1,956	SG	0,94	0,89
Totalvurdering småkreps		SG		0,89
Fisk, NEFI: endring fiskesamfunn (generell)				
Fisk, WS-FBI: pelagisk fiskeindeks (eutrofiering)	4,66	SG	1,61	1,00
Fisk, %bestandsendring (generell)				
Totalvurdering fisk		SG		1,00
Totalvurdering biologiske kvalitetselementer		G		0,70
Fysisk-kjemiske kvalitetselementer				
Total fosfor, µg/l	1,8	SG	1,67	1,00
Total nitrogen, µg/l	131	SG	1,33	1,00
Siktedyp, m	15,9	SG	1,26	1,00
Totalvurdering eutrofieringsparametere		SG		1,00
pH	6,80	SG	0,97	0,87
ANC, µekv/l	57,5	G	0,64	0,79
LAL, µg/l	4,5	SG	0,56	0,82
Totalvurdering forsuringsparametere		SG		0,82
Totalvurdering for vannforekomsten		G		0,70

5.8 Hornindalsvatnet

					
Beliggenhet og vanntype		Morfometri og hydrologi*		Arealfordeling (%)*	
Fylke(r)	Sogn og Fjordane	Areal nedbørfelt (km ²)	380	Sjø	15
Kommune(r)	Eid , Hornindal	Innsjøareal (km ²)	50,0	Bre	0
Økoregion	Vestlandet	Maks-dyp (m)	514	Skog	41
Høyde over havet (m)	53	Middeldyp (m)	237	Dyrket mark	4
Kalsium (mg/L)	0,9	Volum (mill. m ³)	12060	Myr	4
Farge (mg Pt/L)	4,8	Midlere årlig avløp (mill. m ³)	729	Snau fjell	32
Typekode	LWL41413	Teoretisk oppholdstid (år)	16,6	Urban	0
Vanntype-beskrivelse	Lavland, svært kalkfattig, svært klar, dyp	Reguleringshøyde (m)	-		

*kilder: <https://atlas.nve.no/Html5Viewer/index.html?viewer=nveatlas#> og <http://nevina.nve.no/>

Hornindalsvatnet (vannforekomst-ID: 089-1807-2-L) er Europas dypeste innsjø med maksimumdyp på 514 m. Innsjøen ligger i vannregion Sogn og Fjordane, vannområdet Nordfjord. Den største tilløpselva er Horndøla, mens utløpselva, Eidselva, renner ut i Eidsfjorden ved Nordfjordeid, ca. 6 km fra utløpet av innsjøen. Nedbørfeltet er lite og strekker seg fra Hornindalsrokkene (1526 moh) i nord og grenser til Strynevassdraget i sørøst. Det er dominert av skog og snau fjell, samt litt dyrket mark i nedre deler. Innsjøens store vannvolum kombinert med et lite nedbørfelt gir meget stor teoretisk oppholdstid (16,6 år).

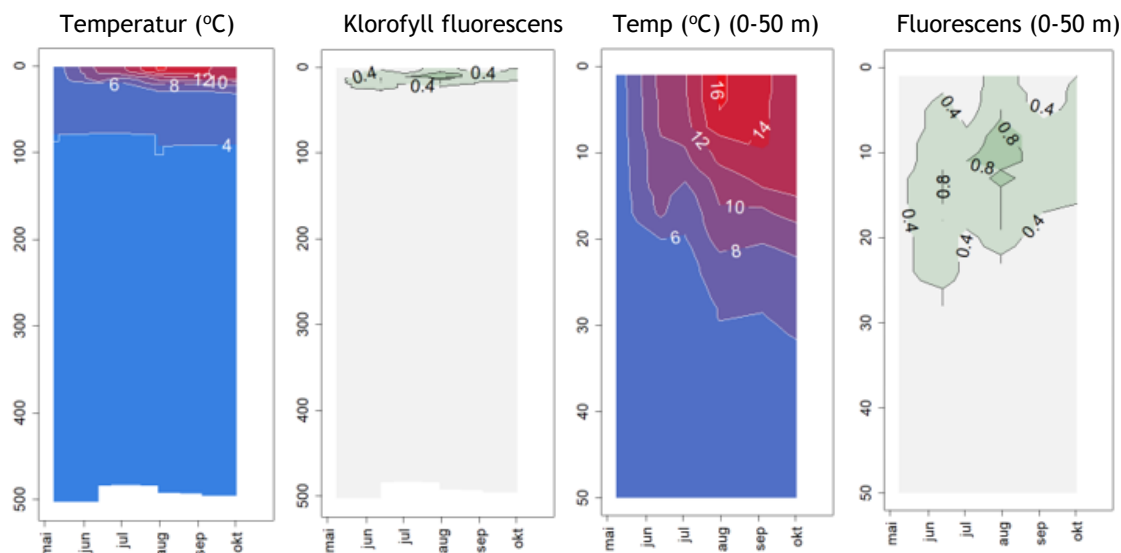
Geologien i nedbørfeltet er dominert av harde og kalkfattige bergarter som gir en ionefattig vannkvalitet med lav bufferevne. Innsjøen er derfor svært kalkfattig og har også lite humus, noe som gir svært klart vann. Innsjøen tilhører vanntype 1 for svært kalkfattige, svært klare, dype lavlandssjøer. Alle kvalitetselementene er klassifisert ut fra denne vanntypen, men planteplankton og næringssalter er også klassifisert ut fra vanntype 6 (se kap. 2.2). Forskjeller i resultater blir omtalt nedenfor.

Innsjøen er vernet mot videre vannkraftutbygging, men er likevel noe preget av eldre vannkraftreguleringer i vassdraget, som omfatter kanalisering, forbygninger og overføringer.

Det går vei langs begge sider av vannet. Nedbørfeltet er tynt befolket med spredt bebyggelse, bortsett fra tettstedet Grodås med snaut 500 innbyggere i østenden av innsjøen. Påvirkninger som er registrert i Vann-Nett er diffus avrenning fra spredt bebyggelse, samt punktutslipp fra renseanlegg for 2000 PE.

Hornindalsvatnet ble i 2017 undersøkt for fysisk-kjemiske støtteparametere, planteplankton, vannplanter, krepsdyrplankton, litorale krepsdyr og fisk. Tilstandsvurderingen er basert på alle disse kvalitetselementene.

Den termiske sjiktningen var tydelig gjennom hele sommeren med en termoklin mellom 10 og 20 m (figur 30 med detaljer i vedlegg E). Maksimumtemperaturen var 17°C i epilimnion i slutten av juli. Planteplanktonfluorescensen var lav og begrenset til de øverste 20 m av vannsøylen. Maksimum ble funnet i metalimnion på ca. 10 m dyp i juli, men avtaket i fluorescens i de øverste meterne skyldes lysinhibisjon av fotosyntesen og representerer ikke noe reelt algemaksimum i metalimnion.



Figur 30. Vertikalprofiler av temperatur og fluorescens i hele vannsøylen (venstre) og i 0-50 m sjiktet (høyre) målt på den pelagiske stasjonen over dypeste punkt i Hornindalsvatnet fra mai til oktober 2017.

Konsentrasjonen av total fosfor var svært lav (2,6 µg/l) og siktedypet høyt (11,2 m), noe som gjenspeiler små fosfortilførsler og lav planteplanktonbiomasse, samt lite mineralpartikler. Den meget lange oppholdstiden gir også en effektiv sedimentering av partikler, inkludert partikkelbundet fosfor. De fysisk-kjemiske eutrofieringsparameterne gir derfor svært god tilstand.

De vannkjemiske forsuringsparameterne ANC og labilt aluminium indikerer en viss forsuringspåvirkning, men dette støttes ikke av pH. Med unntak av maiprøven er verdiene tilfredsstillende, og samlet nEQR gir god tilstand.

Planteplanktonbiomassen (klorofyll på 1,2 µg/l og biovolum på 0,12 mg/l) besto av mange forskjellige algeklasser uten noen tydelig dominans. De vanligste artene var innen klassene gullalger, svelgflagellater, kiselalger, fureflagellater og grønnaalger (kap. 4.2). Algemaksimum ble funnet i slutten av juli. Planteplanktonet var i svært god tilstand.

Krepsdyrplanktonet hadde relativt høy tetthet i juni og oktober i øvre del av vannmassen (0-50 m) og besto nesten utelukkende av små arter som vannloppen *Bosmina longispina* og hoppekrepsen *Cyclops scutifer*, med sistnevnte som den antallsmessig dominerende. I de dypere vannlagene var gelékreps totalt dominerende. Andelen store vannlopper (av totalt antall vannlopper er lav (15%)), og dafnier ble ikke funnet i noen av prøvene. Lave tettheter av store vannlopper generelt, og dafnier spesielt, kan muligens skyldes fiskepredasjon. Hornindalsvatnet har både røye og stingsild, som begge regnes å være effektive planktonbeitere, men tettheten av disse er likevel lave. Dette sammen med den lave planteplanktonbiomassen taler derfor for at næringskjeden primært er styrt av begrenset

fødetilgang (bottom-up kontroll) enn av predasjon/beiting (top-down kontroll). Manglende forekomst av dafnier kan også skyldes de svært lave kalsiumnivåene i Hornindalsvatnet.

Småkrepsfaunaen i litoralsonen indikerte svært god tilstand mht forsuring samlet for Hornindalsvatnet, selv om tre av ti stasjoner indikerte moderat tilstand basert på forsuringindeksen LACI-1 (vedlegg H).

Vannplantesammensetningen i Hornindalsvatnet er typisk for kalkfattige innsjøer, med dominans av kortskuddsartene *Isoetes lacustris*, *I. echinospora*, *Littorella uniflora* og *Lobelia dortmanna*, samt langskuddsartene *Callitriche hamulata*, *Myriophyllum alterniflorum* og *Juncus bulbosus*. Vannplantene gir god økologisk tilstand både mht forsuring og mht eutrofieringspåvirkning, mens tilstanden mht vannstandsending er svært god. Den svake forsuringseffekten kan ha sammenheng med innsjøens lave kalsiumnivå/alkalitet, mens tilsvarende eutrofieringseffekt kan indikere en svak næringspåvirkning fra jordbruk og befolkning i nærområdene.

Fiskebiomassen i Hornindalsvatnet var lav og besto av ørret, røye og stingsild, der røye dominerer bunngarnfangstene, mens ørret dominerte trålfangstene (kap. 4.5). Tilstandsklassifisering av fisk i Hornindalsvatnet kan bare gjøres ut fra WS-FBI indeksen, som gir svært god økologisk tilstand mht påvirkning fra eutrofiering. Den lave biomassen kan forklares av innsjøens svært næringsfattige tilstand kombinert med svært lavt kalsium-nivå. I eldre beskrivelser av fiskesamfunnet i Hornindalsvatnet (Løvdøen 1936) står det imidlertid at de vanligste fiskeartene er ørret, røye og ål og at fiskemengden var forholdsvis stor, til tross for adskillig rovfiske i årene forut for undersøkelsen. Det står også at fisken var fet og fin i smaken, noe som tyder på rikelig tilgang på føde. Dette tilsier at innsjøen kan ha vært mer produktiv tidligere.

De samlede resultatene på tvers av alle de undersøkte kvalitetselementene angir god økologisk tilstand med forsuringindeksen for vannplanter som utslagsgivende kvalitetselement. Andre resultater som tilsier svak forsuringseffekt er ANC, fravær av dafnier og at tre av ti stasjoner for småkreps i strandsonen gir moderat tilstand mht forsuringindeksen. Det er likevel sannsynlig at Hornindalsvatnets naturlige ultraoligotrofe vannkvalitet med svært lav ledningsevne, kalsiumkonsentrasjon og alkalitet er hovedårsaken til denne responsen og at det nåværende klassifiseringssystemet ikke er tilstrekkelig presist til å kunne skille mellom naturlig surhet og antropogen forsuring.


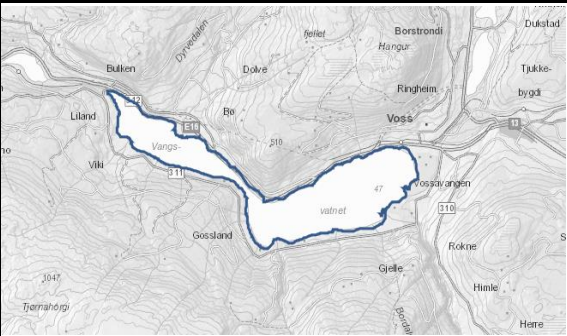
Konklusjon: Hornindalsvatnet synes å ha god økologisk tilstand i 2017 og tilfredsstillende derfor miljømålet iht vannforskriften. Klassifiseringen anses å ha middels usikkerhet fordi alle kvalitetselementene gir enten svært god eller god tilstand, samtidig som vi kun har ett års data. Vannplanteindeksene for forsuring og regulering er også nye, og mer erfaring er nødvendig før resultater basert på disse kan angis med lav usikkerhet.

Tabell 31. HORNINDALSVATNET

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 som mangler klassegrenser for den aktuelle vanntypen, eller data som er for usikre 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
Biologiske kvalitetselementer				
Planteplankton: Klorofyll-a, µg/l	1,24	SG	1,05	1,00
Planteplankton: Totalt volum, mm ³ /l	0,12	SG	1,00	0,97
Planteplankton: Trofisk indeks, PTI	1,99	SG	0,91	0,81
Planteplankton: Cyano _{max} , mm ³ /l	0,01	SG	1,00	0,99
Totalvurdering planteplankton		SG		0,90
Vannplanter eutrofieringsindeks: Tlc	80,0	G	0,92	0,74
Vannplanter forsøringsindeks: Slc	-20,0	G	n.a.	0,70
Vannplanter reguleringsindeks: Wlc	0,00	SG	n.a.	0,90
Totalvurdering vannplanter		G		0,70
Småkreps forsøringsindeks: LACI-1 (kun svært lav alk)	0,19	SG	0,78	0,87
Småkreps forsøringsindeks: LACI-2 (kun lav-alk)	1,39	G	0,66	0,60
Totalvurdering småkreps		SG		0,87
Fisk, NEFI: endring fiskesamfunn (generell)				
Fisk, WS-FBI: pelagisk fiskeindeks (eutrofiering)	4,75	SG	1,64	1,00
Fisk, %bestandsendring (generell)				
Totalvurdering fisk		SG		1,00
Totalvurdering biologiske kvalitetselementer		G		0,70
Fysisk-kjemiske kvalitetselementer				
Total fosfor, µg/l	2,6	SG	1,15	1,00
Total nitrogen, µg/l	168	SG	0,90	0,95
Siktedyp, m	11,2	G	0,89	0,78
Totalvurdering eutrofieringsparametere		SG		0,89
pH	6,60	SG	0,99	0,90
ANC, µekv/l	35,5	G	0,65	0,76
LAL, µg/l	14,5	M	0,17	0,48
Totalvurdering forsøringsparametere		G		0,76
Totalvurdering for vannforekomsten		G		0,70

5.9 Vangsvatnet

					
Beliggenhet og vanntype		Morfometri og hydrologi*		Arealfordeling (%)*	
Fylke(r)	Hordaland	Areal nedbørfelt (km ²)	1092	Sjø	4
Kommune(r)	Voss	Innsjøareal (km ²)	7,8	Bre	0
Økoregion	Vestlandet	Maks-dyp (m)	60	Skog	33
Høyde over havet (m)	46	Middeldyp (m) (estimert)	20	Dyrket mark	3
Kalsium (mg/L)	0,9	Volum (mill. m ³) (estimert)	156	Myr	2
Farge (mg Pt/L)	7,5	Midlere årlig avløp (mill. m ³)	2227	Snaufjell	53
Typekode	LWL31413	Teoretisk oppholdstid (år)	0,07	Urban	0
Vanntype-beskrivelse	La vland, svært kalkfattig, svært klar, dyp	Reguleringshøyde (m)	-		

*kilder: <https://atlas.nve.no/Html5Viewer/index.html?viewer=nveatlas#> og <http://nevina.nve.no/>

Vangsvatnet (vannforekomst-ID: 062-2085-L) er den største innsjøen i Hordaland. Vangsvatnet ligger i vannområde Voss-Osterfjorden, som tilhører vannregion Hordaland. Innsjøen ligger sentralt plassert i Vossovassdraget som er vernet oppstrøms Vangsvatnet. Ovenfor Vangsvatnet består vassdraget av tre markerte forgreininger. Fra nord kommer Strandaelva, Raundalselva drenerer de mer østlige områdene mens Bordalselva drenerer de sørlige fjellområdene mot Hardangerfjorden. Fra Vangsvatnet renner Vosso via Evangervatnet ut i Bolstadfjorden. Vangsvatnet er omgitt av fjell, og geologien i nedbørfeltet består primært av fyllitt og glimmerskifer.

Den storvokste laksebestanden i Vossovassdraget, som vandrer et stykke oppstrøms Vangsvatnet, har nasjonal og internasjonal verdi. Bestanden ble kraftig redusert på slutten av 1980-tallet. Dette har mange årsaker, blant annet forsurening av vannkvaliteten, vassdragsregulering, senking av vannstand i Vangsvatnet, og effekter av rømt oppdrettsfisk og lakselus.

Forsuring har tidligere vært antatt å være en vesentlig miljøtrussel i området, og vassdraget har vært kalket siden tidlige på 1990-tallet. Etter år 2000 har kalkingen vært gradvis redusert, og i dag er kalkingen begrenset til mindre innsjøer og sidebekker i vassdraget. Vangsvatnet er uregulert, men det er en del jordbruksaktivitet nær innsjøen og ellers i nedbørfeltet, og flere områder med betydelig urbanisering. Største tettsted er Vossevangen i østenden av innsjøen med vel 6000 innbyggere. Det er noe jordbruksvirksomhet i nedbørfeltet. Langs nordenden av innsjøen går E6.

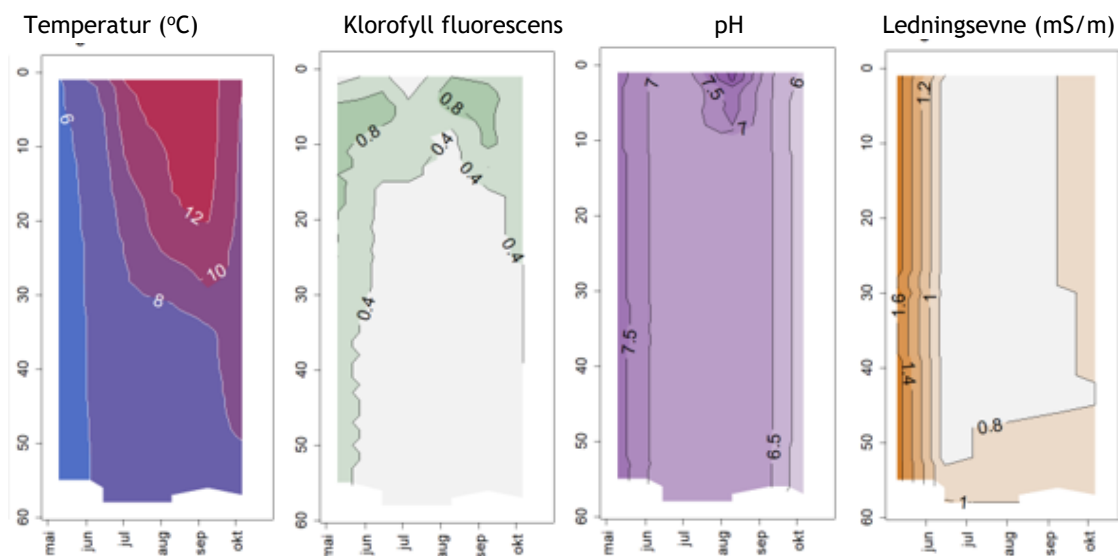
Innsjøen tilhører vanntype 1 for svært kalkfattige, svært klare dype lavlandssjøer. Alle kvalitetselementene er klassifisert ut fra denne vanntypen, mens planteplankton og fysisk-kjemiske støtteparametere i tillegg er klassifisert ut i fra vanntype 6 for kalkfattige, klare dype lavlandssjøer (se begrunnelse i kap. 2.3).

Vangsvatnet ble i 2017 undersøkt for fysisk-kjemiske støtteparametere, planteplankton, vannplanter, krepsdyrplankton, litorale krepsdyr og fisk. Tilstandsvurderingen er basert på alle disse kvalitetselementene, men vannstandsindeksen for vannplanter (Wlc) er ikke benyttet i samlet tilstandsklassifisering (se kap. 4.4.3).

Den termiske sjiktningen er svak gjennom hele sommeren på grunn av langsom oppvarming, men ligger mellom 15 og 30 m i juli-september (figur 31, med detaljer i vedlegg E). Maksimumtemperaturen i 2017 er bare 13°C i epilimnion i august.

Fosforkonsentrasjonen er lav (i underkant av 4 µg/l) i epilimnion (figur 6), noe som indikerer oligotrofe forhold, og indikerer at tilstanden er svært god. Konsentrasjonen i hypolimnion er på samme nivå. Siktedypet varierer mellom 4,5 og 9,1 m, med en middelvei på 6,6 m (tabell 11), og dette gir moderat tilstand. Resultatet samlet for fosfor og siktedyp blir god tilstand både ved bruk av vanntype 6 og vanntype 1.

De kjemiske støtteparametere for forurensning indikerer at tilstanden er god, men innholdet av labilt aluminium (LAL) antyder at innsjøen fremdeles kan være noe forsuret. Det er spesielt prøvene fra mai og juni som har forhøyede verdier av LAL (sur episode i forbindelse med snøsmeltingen). Brukt alene ville LAL gitt moderat tilstand, dog nær grensen til god. Dette er imidlertid kun basert på en enkelt måling, og målingene av pH, ledningsevne og ANC i mai (figur 31 og vedlegg C) støtter ikke opp om en slik vurdering.



Figur 31. Vertikalprofiler av temperatur og fluorescens i hele vannsøylen (venstre) og i 0-50 m sjiktet (høyre) målt på den pelagiske stasjonen over dypeste punkt i Vangsvatnet fra mai til oktober 2017.

Planteplanktonbiomassen var svært lav (0,13 mm³/l), noe som støttes av klorofyll a målingene og fluorescens målt med sonde (figur 31). De to toppene i fluorescens i mai og august/september ble også påvist i klorofyllmålingene og ved beregning av totalt biovolum. Planteplanktonsamfunnet er dominert av gullalger, noe som er typisk for næringsfattige innsjøer, mens ved algetoppene i mai og september var svelgflagellater dominerende (figur 11, vedlegg F2). PTI-indeksen gav god tilstand ved bruk av den opprinnelige vanntypen, men for øvrig indikerer både klorofyll a, planteplanktonbiomasse, PTI-indeksen og mengde cyanobakterier at tilstanden mht eutrofieringspåvirkning er svært god.

Krepsdyrsamfunnet (pelagialen + litoralsonen) er artsfattig med totalt 37 arter registrert i 2017. Deler av litoralsonen i Vangsvatnet er bratt med lite vegetasjon. Dette er forhold som er lite gunstig for småkrepsfaunaen. Flertallet av artene er lite følsomme for forsurening, men andelen av forsuringfølsomme arter er minst 22% ved alle litorale stasjoner (vedlegg H2). Dette indikerer derfor at krepsdyrsamfunnet er i svært god tilstand mht forsuring..

Tettheten av krepsdyrplankton er lav, med dominans av små vannlopper (*Bosmina longispina*) i tillegg til hoppekreps (*Arctodiaptomus laticeps* og *Cyclops scutifer*). Andelen store vannlopper er lav (7%), og bestanden av dafnier er tynn. Lave tettheter av krepsdyrplankton generelt og store vannlopper spesielt kan muligens skyldes fiskepredasjon. Vangsvatnet har en forholdsvis tett bestand av røye som anses for å være en effektiv planktonbeiter.

Vannplantesamfunnet i Vangsvatnet er typisk for kalkfattige innsjøer, med dominans av kortskuddsartene *Isoetes lacustris*, *I. echinospora*, *Littorella uniflora* og *Lobelia dortmanna*, samt langskuddsartene *Callitriche hamulata*, *Myriophyllum alterniflorum* og *Juncus bulbosus*. Vannplantene i Vangsvatnet gir svært god økologisk tilstand mht forsuring og god tilstand mht eutrofieringspåvirkning. Det siste må ses i sammenheng med næringstilførsler fra jordbruks- og befolkningsområder. Reguleringsindeksen gir moderat tilstand, men dette skyldes naturlig store vannstandsvariasjoner og ikke regulering. Vangsvatnet er en uregulert innsjø, men har uvanlig store naturlige vannstandsvariasjoner over året, med midlere årlig vannstandsvariasjon på 3,5 m og en vannstandsreduksjon om vinteren beregnet til 2,2 m, samt generelt ugunstig substrat. Vi bruker derfor ikke resultatet fra reguleringsindeksen i den samlede klassifiseringen av innsjøen i tabell 32.

Fiskeundersøkelsene i Vangsvatnet ga fangster av ørret, røye og stingsild, med røye som dominerende fiskeart. Det er registrert to ulike former av røye i Vangsvatnet. Fiskebestandene i Vangsvatnet var gjenstand for omfattende undersøkelser i 1977-78. Til tross for at det i tidligere undersøkelser ble brukt en annen type garn og andre bunngarnstasjoner, er det god overensstemmelse mellom resultatet den gang og våre fangster. Heller ikke utfiskingen av røye, som foregikk over flere år, førte til store endringer i fiskesamfunnet (Sægrov 2007). Produktiviteten er relativt høy med en samlet biomasse på 7 kg/ha. Dette skyldes sannsynligvis at Vangsvatnet har et noe høyere fosforinnhold og at innsjøen sammenlignet med de andre vestnorske innsjøene er relativt grunn. Tilstandsklassifisering av fisk i Vangsvatnet kan bare gjøres ut fra WS-FBI indeksen, som gir svært god økologisk tilstand mht eutrofiering. Selv om eutrofiering ikke er noe problem for fiskebestandene i Vangsvatnet, er vi mer usikre på om den angitte tilstanden er representativ for fiskesamfunnet samlet sett. I henhold til Vann-Nett er Vangsvatnet angitt med dårlig tilstand basert på fisk, men der inngår også en vurdering av laksebestanden i hele Vossovassdraget (fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning), hvilket vi ikke vurderer som representativt for tilstanden til fiskesamfunnet i Vangsvatnet.


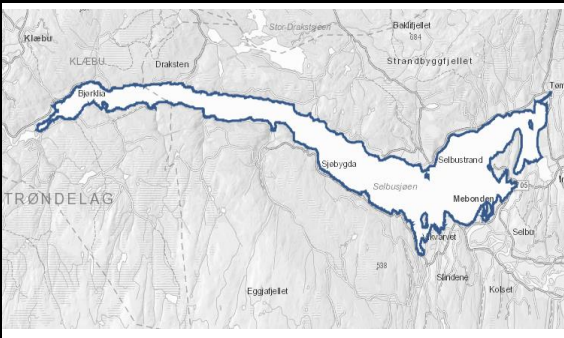
Konklusjon: Vangsvatnet synes å ha god økologisk tilstand i 2017 og tilfredsstillende derfor miljømålet iht vannforskriften. Vannplanter og fysisk-kjemiske støtteparametere for eutrofiering gir god tilstand, og det samme gjelder vannkjemiske forsuringparametere, mens de øvrige kvalitetselementene indikerer svært god tilstand. Klassifiseringen i 2017 anses å ha middels usikkerhet fordi tilstanden er basert kun på ett år med data. Vannplanteindeksene for forsuring og regulering er dessuten nye, og mer erfaring er nødvendig før resultater basert på disse kan angis med lav usikkerhet.

Tabell 32. VANGSVATNET

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 som mangler klassegrenser for den aktuelle vanntypen, eller data som er for usikre 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
Biologiske kvalitetselementer				
Planteplankton: Klorofyll-a, µg/l	1,46	SG	0,89	0,94
Planteplankton: Totalt volum, mm ³ /l	0,13	SG	0,99	0,93
Planteplankton: Trofisk indeks, PTI	2,01	G	0,90	0,79
Planteplankton: Cyano _{max} , mm ³ /l	0,001	SG	1,00	1,00
Totalvurdering planteplankton		SG		0,86
Vannplanter eutrofieringsindeks: Tlc	64,3	G	0,84	0,65
Vannplanter forsøringsindeks: Slc	21,4	SG	n.a.	0,90
Vannplanter reguleringsindeks: Wlc	-28,6	M	n.a.	0,50
Totalvurdering vannplanter		G		0,65
Småkreps forsøringsindeks: LACI-1 (kun svært lav alk)	0,28	SG	1,18	1,00
Småkreps forsøringsindeks: LACI-2 (kun lav-alk)	2,78	SG	1,33	1,00
Totalvurdering småkreps		SG		1,00
Fisk, NEFI: endring fiskesamfunn (generell)				
Fisk, WS-FBI: pelagisk fiskeindeks (eutrofiering)	2,67	SG	0,92	0,95
Fisk, bestandsendring (generell)				
Totalvurdering fisk		SG		0,95
Totalvurdering biologiske kvalitetselementer		G		0,65
Abiotiske kvalitetselementer				
Total fosfor, µg/l	3,7	SG	0,81	0,91
Total nitrogen, µg/l	166	SG	0,90	0,95
Siktedyp, m	6,6	M	0,64	0,48
Totalvurdering eutrofieringsparametere		G		0,69
pH	6,47	G	0,97	0,78
ANC, µekv/l	47,5	SG	0,86	0,90
LAL, µg/l	10,5	M	0,24	0,58
Totalvurdering forsøringsparametere		G		0,78
Totalvurdering for vannforekomsten		G		0,65

5.10 Selbusjøen

					
Beliggenhet og vanntype		Morfometri og hydrologi*		Arealfordeling (%)*	
Fylke(r)	Sør- Trøndelag	Areal nedbørfelt (km ²)	2876	Sjø	8
Kommune(r)	Klæbu , Selbu	Innsjøareal (km ²)	57,0	Bre	0
Økoregion	Midt-Norge	Maks-dyp (m)	206	Skog	33
Høyde over havet (m)	161	Middeldyp (m)	70	Dyrket mark	2
Kalsium (mg/L)	3,4	Volum (mill. m ³)	4034	Myr	13
Farge (mg Pt/L)	19,9	Midlere årlig avløp (mill. m ³)	2817	Snaufjell	37
Typekode	LML42113	Teoretisk oppholdstid (år)	1,43	Urban	0
Vanntype-beskrivelse	Lavland, kalkfattig, klar, dyp	Reguleringshøyde (m)	6,3		

*kilder: <https://atlas.nve.no/Html5Viewer/index.html?viewer=nveatlas#> og <http://nevina.nve.no/>

Selbusjøen (vannforekomst-ID: 123-892-1-L) er den største innsjøen i Sør-Trøndelag. Innsjøen har vært regulert helt siden 1919, og har nå en vannstand som varierer mellom 161,3 og 155 m o.h. Områdene rundt den østlige delen av sjøen er tettest befolket, mens vestover er det bare spredt bebyggelse. Det er en del jordbruksvirksomhet i området, særlig i den sør-østlige delen. Selbusjøen ligger i vannområde Nea-Nidelva, som tilhører vannregion Trøndelag.

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» (Vann-Nett), 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 evt. andre påvirkninger på økosystemet.

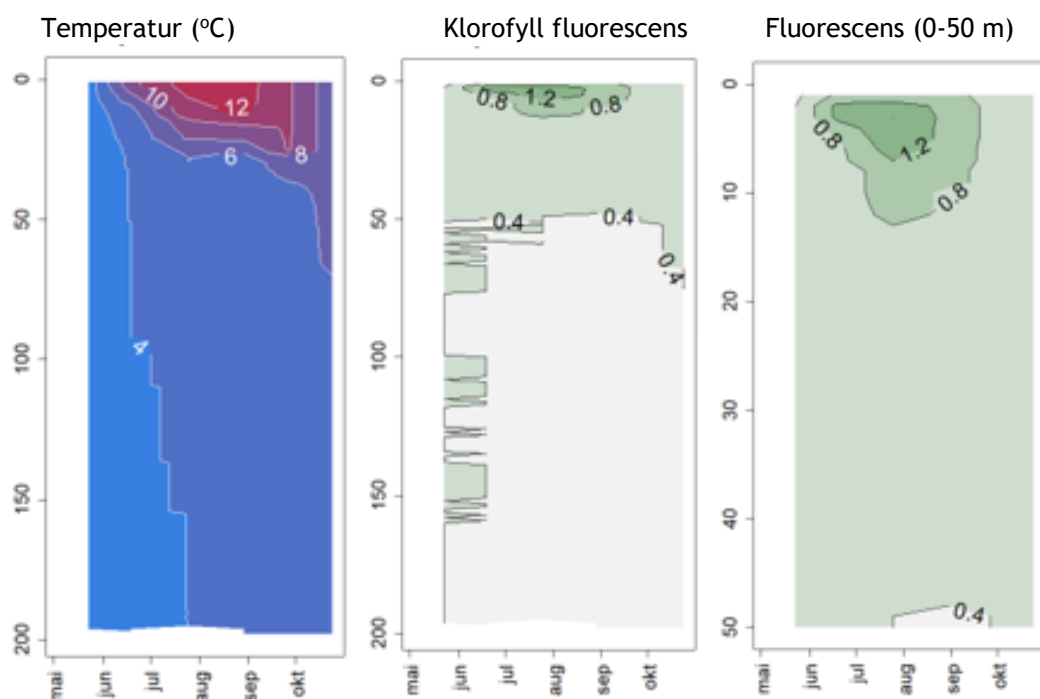
Innsjøen tilhører vanntype 6, NGIG type L-N2b og L-N-M101 for kalkfattige, klare, dype lavlandssjøer. Alle kvalitetselementene er klassifisert ut fra denne vanntypen.

Selbusjøen er i 2017 undersøkt for fysisk-kjemiske støtteparametere, planteplankton og krepsdyrplankton. Tilstandsvurderingen er basert på klassifiseringssystemet for økologisk tilstand for fysisk-kjemiske støtteparametere og planteplankton.

Den termiske sjiktningen er relativt velutviklet i Selbusjøen fra midten av juli til starten av september med en ganske skarp termoklin mellom 10 og 20 m dyp (figur 32 med detaljer i vedlegg E). Maksimumtemperaturen var 13°C i epilimnion i august. Temperaturen i hypolimnion var litt over 4 °C mot slutten av vekstsesongen, pga en lang vårsirkulasjon i mai og juni, som ga en liten oppvarming av hele vannsøylen.

Fosforkonsentrasjonen er svært lav (ca. 4 µg/l) i epilimnion, men noe høyere (6 µg/l) i hypolimnion, noe som også ble funnet i de fleste andre innsjøene (figur 6). Siktedypet er ikke spesielt høyt (3,5-6,5 m med en middelværdi på 5 m) sammenlignet med de andre innsjøene (figur 6), noe som kan skyldes et noe høyere humusinnhold enn i de fleste andre innsjøene (20 mg Pt/l, se faktaboks). Siktedypet indikerte moderat økologisk tilstand i 2017 mot svært god i 2016.

Planteplanktonbiomassen målt som klorofyll a ligger under referanseverdien for innsjøtypen med middelværdi på 1,1 µg/l. Maksimum (ca. 1,5 µg/l) ble funnet på ca. 5 m dyp i juli (figur 32). Sesongutviklingen av fluorescensen målt med sonde bekreftes av mikroskopi-resultatene av de kvantitative prøvene fra epilimnion (figur 10). Planteplanktonsamfunnet er relativt artsrikt med en artssammensetning som er dominert av gullalger som er mikсотrofe og kan klare seg i så næringsfattig miljø ved å beite på fosforrike bakterier. Det er også innslag av mange andre algegrupper som er vanlige i næringsfattige innsjøer, tilsvarende det som ble funnet i de fleste andre innsjøene i ØKOSTOR 2017.



Figur 32. Vertikalprofiler av temperatur (°C, venstre), fluorescens i hele vannsøylen (midten) og i 0-50 m sjiktet (høyre) målt på den pelagiske stasjonen over dypeste punkt i Selbusjøen fra mai til oktober 2017.

Krepsdyrplanktonet er dominert av cyclopoide hoppekreps. Andelen store vannlopper er moderat lav, med lave tettheter av dafnier i dyp grunnere enn 50 m, noe som muligens kan skyldes predasjon fra røye, men kan også skyldes lav produktivitet i pelagialen. Tidligere undersøkelser i Selbusjøen viser dessuten at introduksjon av pungreke, *Mysis relicta*, som også ble funnet både i 2016 og 2017, har redusert mengden av krepsdyrplankton, og spesielt mengden av vannlopper som *Bosmina* og *Daphnia* (Langeland m.fl. 1991).

Undersøkelsen i 2016, som også omfattet litorale krepsdyr, viste at småkrepsfaunaen i Selbusjøen er relativt artsrikt (45 arter; pelagiske + litorale) (se Lyche-Solheim m.fl. 2017). Videre indikerte disse resultatene at forsurening ikke er noe problem i Selbusjøen, men at det var

lokale effekter av næringsalttilførsler. Det siste ble også bekreftet av resultatene fra vannplanteundersøkelsene i 2016 (Lyche-Solheim m.fl. 2017). Vannplantene i Selbusjøen indikerte videre at reguleringen i Selbusjøen har hatt begrenset effekt på økosystemet.

Fiskesamfunnet i Selbusjøen, som ble undersøkt i 2016, var sterkt preget og påvirket av fremmede arter: pungreke ble satt ut i 1973, ørekyt ble første gang observert i 1974 og gjedde i 2004. Røye har gått tilbake med mer enn 90 % siden 1980-tallet, som en følge av nedbeiting av krepsdyrplanktonet etter introduksjon av pungreke. Ørreten ser ut til å ha gått tilbake med ca. 70 % siden begynnelsen av 2000-tallet. Introduserte arter anses å være hovedårsak til nedgangen over de siste 30-40 åra og forklarer fiskebestandens dårlige tilstand, selv om også langtidseffekter av reguleringen kan ha betydning. Samtidig har tettheten av lake, en bunnlevende fiskeart, økt. Mer informasjon om fisk er tilgjengelig i Vann-nett, i Gjelland m.fl. 2018 og Arnekleiv m.fl. 2017.

Resultatene fra 2017 indikerer at Selbusjøen har god økologisk tilstand (tabell 33) mot dårlig tilstand i 2016 (Lyche-Solheim m.fl. 2017). Forskjellene mellom år skyldes at tilstandsklassifiseringen i 2017 kun er basert på to kvalitetselementer (planteplankton og fysisk-kjemiske støtteparametere), mens den i 2016 var basert også på vannplanter, småkrep og fisk. Det var fisk som er utslagsgivende for resultatet i 2016. De andre undersøkte kvalitetselementene var enten i god eller svært god tilstand. I 2017 var det fysisk-kjemiske støtteparametere for eutrofiering som var utslagsgivende kvalitetselement (med nEQR=0,70). Dårligst tilstand ble registrert for siktedypet, som indikerte moderat tilstand i 2017, mot svært god i 2016.

Konklusjon: Selbusjøen synes å ha god økologisk tilstand i 2017 ut fra planteplankton og fysisk-kjemiske støtteparametere og tilfredsstillende derfor miljømålet iht vannforskriften mht disse kvalitetselementene. Fiskeundersøkelsene i 2016 indikerte imidlertid dårlig økologisk tilstand pga negativ effekt av introduserte arter på fisk. Klassifiseringen i 2017 for planteplankton og fysisk-kjemiske støtteparametere anses å ha middels usikkerhet fordi tilstanden er konsistent med resultater fra 2016 for planteplankton og forsuringsparameterne, samt fosfor, men har betydelig dårligere tilstand i 2017 for siktedyp. Innsjøens tilstand mht fisk kan ikke vurderes for 2017, men har neppe endret seg mye fra den dårlige tilstanden i 2016. Tilstandsklassifiseringen kan imidlertid ikke relateres til innsjøens miljømål, som er godt økologisk potensial. Ifølge Vann-nett har innsjøen moderat økologisk potensial, og tilfredsstillende dermed ikke miljømålet for SMVF-sjøer i vannforskriften.

Tabell 33.SELBUSJØEN

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 som mangler klassegrenser for den aktuelle vanntypen, eller data som er for usikre 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
Biologiske kvalitetselementer				
Planteplankton: Klorofyll-a, µg/l	1,07	SG	1,21	1,00
Planteplankton: Totalt volum, mm ³ /l	0,12	SG	1,00	0,95
Planteplankton: Trofisk indeks, PTI	2,06	SG	0,92	0,83
Planteplankton: Cyano _{max} , mm ³ /l	0,001	SG	1,00	1,00
Totalvurdering planteplankton		SG		0,90
Totalvurdering biologiske kvalitetselementer		SG		0,90
Fysisk-kjemiske kvalitetselementer				
Total fosfor, µg/l	3,8	SG	0,79	0,83
Total nitrogen, µg/l	165	SG	1,06	1,00
Siktedyp, m	5	M	0,80	0,57
Totalvurdering eutrofieringsparametere		G		0,70
pH	7,20	SG	1,03	1,00
ANC, µekv/l	185,9	SG	1,27	1,00
LAl, µg/l	10,5	G	0,24	0,67
Totalvurdering forsuringsparametere		SG		1,00
Totalvurdering for vannforekomsten		G		0,70

5.11 Økologisk tilstand alle innsjøer inkl. usikkerhetsvurderinger

Oversikten over økologisk tilstand i alle innsjøene, samt tilstandsklasse for hvert kvalitetselement pr. innsjø er vist i tabell 34. Resultatene viser at alle innsjøene som ble overvåket i 2017 er i god tilstand, unntatt Lundevatnet, som er i moderat tilstand rett under grensen til god pga vannkjemiske forsuringsparametere. Vannplanter er det utslagsgivende kvalitetselementet i 5 av 7 innsjøer der dette kvalitetselementet ble overvåket i 2017, noe som kan ha sammenheng med at det er utviklet indekser for alle de tre vanligste påvirkningene på norske innsjøer (eutrofiering, forsurening og regulering).

Usikkerheten i tilstandsvurderingen anses som middels for seks av innsjøene, og som høy for tre av innsjøene (Gjende, Lundevatnet og Eikesdalsvatnet). Begrunnelsen for usikkerheten er nærmere angitt i de enkelte innsjøkapitlene ovenfor, samt kort oppsummert for hver innsjø i det følgende.

For de to sterkt modifiserte innsjøene (Eikesdalsvatnet og Selbusjøen) må resultatene ikke tolkes som økologisk potensial, men som et uttrykk for økosystemets respons på de relevante påvirkningene.

Gjende er en bresjø som vi ikke har kunnet klassifisere før i år pga manglende klassifiseringssystem for denne vanntypen, samt usikkerhet mht til årsaken til høye verdier av total fosfor og fosfat (naturlig eller antropogen tilførsel). I år har vi funnet fram til modeller publisert av amerikanske forskere basert på data fra bresjøer i Alaska. Modellen, som har gjort det mulig å korrigere både total fosfor og siktedyp for bidraget fra brepartiklene, er brukt til å regne om resultatene fra de to foregående årene. Vi får da god eller svært god tilstand for de vannkjemiske eutrofieringsparameterne og god konsistens med tilstanden for planteplankton. Resultatene for forsuringsindeksen for småkreps og for de vannkjemiske forsuringsparameterne viser at forsurening ikke er noen signifikant påvirkning i Gjende. Resultatet for bunndyr fra 2015 er utelatt fra klassifiseringen pga høy usikkerhet (naturlig uegnet substrat). Vi har nå tre års data med tilfredsstillende konsistens for kvalitetselementer som er relatert til samme påvirkning (god mht eutrofiering og svært god mht forsurening). Resultatet anses likevel å ha høy usikkerhet fordi flere kvalitetselementer mangler (vannplanter og fisk), og fordi klassegrensene for planteplankton ikke er utviklet for bresjøer. I tillegg er det fortsatt uavklart om de relativt høye fosforkonsentrasjonene og andelen av ortofosfat skyldes kloakkutslipp eller fosfor fra brepartiklene. Nye bakterieprøver som skal tas i Gjende sommeren 2018, kan bidra til å avklare dette.

Mjøsa har god tilstand for vannplanter (eutrofieringsindeksen) og for planteplankton og svært god for de andre undersøkte kvalitetselementene, med unntak av reguleringsindeksen for vannplanter som gir moderat tilstand. Vi har imidlertid ikke inkludert denne indeksen i klassifiseringen fordi klassegrensene er veldig forskjellige for moderat kalkrike og kalkfattige innsjøer, og Mjøsa er nær typegrensen. Bruk av klassegrensene for kalkfattige innsjøer ville ha gitt svært god tilstand. Den relativt store vinternedtappingen av Mjøsa (3 m), samt de omfattende forbygningene langs strandsonen kan godt innebære en signifikant påvirkning på vannplantene, men klassifiseringssystemet for reguleringsindeksen må drøftes nærmere før den kan brukes med sikkerhet i Mjøsa og andre innsjøer som er nær typegrensen kalkfattig/moderat kalkrik. Totalresultatet er angitt med middels usikkerhet fordi vi mangler data om fisk og

bunndyr, samt ut fra usikkerheten omkring vannplanteindeksen for regulering. Tilstanden for de pelagiske kvalitetselementene er klassifisert med liten usikkerhet, da de stemmer godt overens med de lange tidsseriene som finnes for disse (Lyche Solheim m.fl. 2018).

Øyeren-sør har god tilstand for de vannkjemiske eutrofieringsparameterne, der kun total fosfor er brukt pga usikkerhet om naturtilstanden mht turbiditeten, som påvirker siktedypet. De andre kvalitetselementene som er undersøkt i 2017, indikerer svært god tilstand, men eutrofieringsindeksene for vannplanter og fisk er nær klassegrensen svært god/god (nEQR hhv 0,82 og 0,81). Som for Mjøsa har vi heller ikke her inkludert resultatet for reguleringsindeksen for vannplanter, som ville gitt moderat tilstand. Dette skyldes forholdene mht vanntype (se vurdering av Mjøsa, ovenfor), samt usikkerhet rundt effekt av høy turbiditet og vanskelig substrat. Totalresultatet er angitt med middels usikkerhet fordi det er uklart om totalfosfor bør korrigeres mht høy naturlig turbiditet, slik som det er gjort for Gjende. Innsjøens korte oppholdstid og dårlige lysforhold pga partikler og humus gir dessuten liten biologisk effekt av fosforet. Se mer informasjon om dette i omtalen av Øyeren i kap. 5.4.

Byglandsfjorden har god økologisk tilstand med vannplanter som utslagsgivende kvalitetselement for både forsurnings- og reguleringsindeksene. Både forsuring og regulering er kjente påvirkninger i denne innsjøen, selv om forsuringen er vesentlig redusert i de senere år, og det har vært utstrakt kalking i nedbørfeltet. De andre kvalitetselementene gir svært god tilstand. Usikkerheten er angitt som middels fordi de to vannplanteindeksene er nyutviklet og mangler referanseverdier, og fordi vi kun har ett års data for alle kvalitetselementene. Vi mangler dessuten data om bunndyr, som anses som svært følsomme for forsuring. I tillegg er det usikkert om den ekstremt lave biomassen av fisk er naturlig eller et resultat av reguleringen eller tidligere forsuring.

Lundevatnet har moderat tilstand for de vannkjemiske forsurningsparameterne, men nEQR verdien er så vidt under klassegrensen god/moderat. Vannplanteindeksene for forsurnings og regulering gir begge god tilstand, mens de øvrige kvalitetselementene er i svært god tilstand. Resultatet for fisk er usikkert, da det mangler informasjon om referansetilstanden, noe som gjør det umulig å beregne andre fiskeindekser enn eutrofieringsindeksen (WS-FBI). Klassifiseringen i 2017 anses å ha høy usikkerhet fordi tilstanden er basert kun på ett års data, vi mangler kunnskap om referansetilstanden for fisk, og videre mangler data for bunndyr, som antas mest følsomme for forsurnings. Dessuten spriker resultatene mht forsurnings, da småkreps ikke viser noen tegn på forsurnings, til tross for at de vannkjemiske forsurningsparameterne indikerer moderat tilstand (labilt aluminium gir dårlig tilstand).

Eikesdalsvatnet har god tilstand med reguleringsindeksen for vannplanter som utslagsgivende kvalitetselement. De øvrige undersøkte kvalitetselementene indikerer svært god økologisk tilstand. Resultatet anses å ha høy usikkerhet, særlig mht fisk, da datagrunnlaget er for dårlig til å beregne andre fiskeindekser enn eutrofieringsindeksen, og fiskebiomassen er vesentlig lavere enn i 2009. De fleste eutrofieringsindeksene for de forskjellige kvalitetselementene (klorofyll, eutrofieringsindeksen for fisk og de vannkjemiske eutrofieringsparameterne) har EQR verdier langt over 1,0. Sammen med den reduserte fiskebiomassen kan dette tyde på en oligotrofiering og dermed tap av naturlig produktivitet som følge av bortfall av naturlige tilførsler av næringsalter fra nedbørfeltet etter overføring av 70% av vanntilførselen til et annet nedbørfelt. Resultatene kan ikke brukes direkte til vurdering av økologisk potensial for denne innsjøen, som er sterkt modifisert pga vannkraft. Ifølge Vann-nett har innsjøen dårlig økologisk potensial, og tilfredsstillende dermed ikke miljømålet for SMVF-sjøer i vannforskriften.

Hornindalsvatnet, som er Europas dypeste innsjø med maksimum dyp over 500 m, har god tilstand. Det er forsurningsindeksen for vannplanter som er utslagsgivende, men også de

vannkjemiske forsuringsparameterne indikerer god tilstand, dvs. en svak forsuringspåvirkning. Eutrofieringsindeksen for vannplanter gir imidlertid også god tilstand, mens de andre kvalitetselementene indikerer svært god tilstand. Den svake forsuringseffekten kan ha sammenheng med innsjøens lave kalsiumnivå/alkalitet, mens tilsvarende eutrofieringseffekt for vannplantene kan indikere en svak næringspåvirkning fra jordbruk og befolkning i nærområdene. Resultatene anses å ha middels usikkerhet da vi kun har ett års data, og fordi vannplanteindeksene for forsurening og regulering er nye. Det er også usikkert om resultatene for fisk er representative, da tidligere kilder antyder større fiskebestander enn i dag.

Vangsvatnet har god tilstand med eutrofieringsindeksen for vannplanter som utslagsgivende kvalitetselement. De vannkjemiske eutrofieringsparameterne indikerer også god tilstand (moderat for siktedyp, men svært god for fosfor), som støtter resultatet for vannplantene. Fiskebiomassen er også relativt høy, noe som tyder på en ganske produktiv innsjø. Dette kan ha sammenheng med at innsjøen er vesentlig grunnere enn de andre innsjøene som ble overvåket i ØKOSTOR i 2017. De vannkjemiske forsuringsparameterne gir også god tilstand, men nEQR verdien (0,78) er nær grensen mot svært god. De andre kvalitetselementene gir svært god tilstand. Resultatet anses å ha middels usikkerhet fordi tilstanden er basert kun på ett år med data, og datagrunnlaget for fisk er for dårlig til å beregne andre fiskeindekser enn eutrofieringsindeksen. Vannplanteindeksene for forsurening og regulering er dessuten nye, og mer erfaring er nødvendig før vurderinger basert på disse kan gis med lav usikkerhet.

Selbusjøen har god tilstand for de pelagiske kvalitetselementene som er de eneste som ble overvåket i 2017. Det er de vannkjemiske eutrofieringsparameterne som er utslagsgivende, mens planteplankton og vannkjemiske forsuringsparametere indikerer svært god tilstand. Ved overvåkingen i 2016, der også vannplanter, småkreps og fisk ble undersøkt fikk innsjøen dårlig tilstand pga fisk, som er negativt påvirket av utsetting av fremmede arter på 1970-tallet, samt trolig også pga langtidseffekter av reguleringen. Klassifiseringen i 2017 anses å ha middels usikkerhet fordi tilstanden er konsistent med resultater fra 2016 for planteplankton og forsuringsparameterne, men har betydelig dårligere tilstand i 2017 for siktedyp (moderat i 2017 mot svært god i 2016). Tilstandsklassifiseringen kan imidlertid ikke relateres til innsjøens miljømål, som er godt økologisk potensial. Ifølge Vann-nett har innsjøen moderat økologisk potensial, og tilfredsstillende dermed ikke miljømålet for SMVF-sjøer i vannforskriften.

Tabell 34. Samlet økologisk tilstand for alle de store innsjøene i basisovervåkingen i ØKOSTOR i 2017 basert på «det verste styrer» prinsippet.

Tallene angir normalisert EQR verdi. Kvalitets-elementet 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. Kvalitets-elementer som ikke er undersøkt eller ikke er relevante for den aktuelle vanntyper er markert med n.a. Hvite celler med tall indikerer resultater som er for usikre til å inkluderes i den helhetlige klassifiseringen. For Gjende er tilstanden for de vannkjemiske eutrofieringsparameterne korrigert for bidraget fra brepartikler.

Innsjø	Vannforekomst-ID	Norsk type nr.	Typebeskrivelse	år	Planteplankton	Vannplanter	Småkreps	Bunn dyr	Fisk	Vannkjemieutrof	Vannkjemiforsuring	Totalt	Usikkerhet
Østlandet													
Gjende	002-147-L	23	Fjell (bresjø), kalkfattig, svært klar, dyp	2015	0,76	n.a.	n.a.	0,39	n.a.	0,74	0,90	0,74	3
				2016	0,74	n.a.	1,00	n.a.	n.a.	0,81	0,87	0,74	3
				2017	0,73	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	0,75	0,93	0,73	3
				alle	0,74	n.a.	1,00	0,39	n.a.	0,77	0,90	0,74	3
Mjøsa	002-118-1-L	6	Lavland, kalkfattig, klar, dyp	2017	0,71	0,70	1,00	n.a.	n.a.	0,83	1,00	0,70	2
Øyeren-sør	002-113-2-L	5	Lavland, kalkfattig, klar, grunn	2017	0,78	0,82	1,00	n.a.	0,81	0,64	1,00	0,64	2
Sørlandet													
Byglandsfjorden	021-1063-L	13	Skog, svært kalkfattig, klar, dyp	2017	0,91	0,70	0,92	n.a.	1,00	0,84	0,91	0,70	2
Lundevatnet	026-1399-L	1	Lavland, svært kalkfattig, (svært) klar, dyp	2017	0,92	0,70	1,00	n.a.	1,00	0,91	0,59	0,59	3
Vestlandet													
Eikesdalsvatnet	104-1994-L	6	Lavland, kalkfattig, svært klar, dyp	2017	0,95	0,70	0,89	n.a.	1,00	1,00	0,82	0,70	3
Hornindalsvatnet	089-1807-2-l	1	Lavland, svært kalkfattig, svært klar, dyp	2017	0,90	0,70	0,87	n.a.	1,00	0,89	0,76	0,70	2
Vangsvatnet	062-2085-L	1	Lavland, svært kalkfattig, svært klar, dyp	2017	0,91	0,65	1,00	n.a.	0,95	0,69	0,78	0,65	2
Midt-Norge													
Selbusjøen	123-892-1-L	6	Lavland, kalkfattig, klar, dyp (sterkt modifisert)	2016	0,88	0,75	1,00	n.a.	0,27	0,96	1,00	0,27	2
				2017	0,90	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	0,70	1,00	0,70	2

6. Referanser

- Alric, B., Jenny, J.-P., Berthon, V., Arnaud, F., Pignol, C., Reyss, J.-L., Sabatier, P. og Perga, M.-E. 2013. Local forcings affect lake zooplankton vulnerability and response to climate warming. - Ecology 94 (12): 2767-2780.
- Arnekleiv, J.V., Hesthagen, T., Sjursen, A.D., Sandlund, O.T., Rønning, L., Berger, H.M og Museth, J. 2017. Fiskebiologiske undersøkelser i Selbusjøen og Nea med sideelver i 2016. - NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2017-2: 1-86.
- Artskart: *Mysis relicta* <https://artskart.artsdatabanken.no/app/#bookmark/1079de9a-db86-44e9-ae0-d5551dc14b08>, *Pallaseopsis quadrispinosa* <https://artskart.artsdatabanken.no/app/#bookmark/0a8b8e71-36a6-4776-9d32-4cc5e9d44571>
- Bakken, T. H., Forseth, T. og Harby, A. (red.). 2016. Miljøvirkninger av effektkjøring: Kunnskapsstatus og råd til forvaltning og industri. - NINA Temahefte 62. 205 s.
- Barlaup, B.T., Kleiven, E., Christensen, H., Kile, N.B., Martinsen, B.O. og Vethe, A. 2005. Bleka i Byglandsfjorden - bestandsstatus og tiltak for økt naturlig rekruttering. - DN-utredning 2005-3: 72 s.
- Berge, D., 2011. Utvikling av miljøtilstanden i Øyeren 1980-2010. NIVA rapport 6221-2011: 18 s.
- Bækken, T., Berge, D., Brettum, P. 2002. Resipientundersøkelse i Byglandsfjord og Årsaksfjord med tilløp 2001. - NIVA rapport 4541-2002: 28 s.
- Brabrand Å. 2002 Miljøfaglige undersøkelser i Øyeren 1994-2000 - Langtidsutvikling og forvaltning av fiskesamfunn. - LFI-rapport nr. 207 - 2002
- 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.
- Brooks, J.L. og Dodson, S.I. 1965. Predation, body size, and composition of plankton. - Science 150: 28-35.
- Cardoso, A.C., Solimini, A., Premazzi, G., Carvalho, L., Lyche Solheim, A. and Rekolainen, S., 2007. Phosphorus reference concentrations in European lakes. - Hydrobiologia 584: 3-12.
- Davies, J. 1985. Evidence for a diurnal horizontal migration in *Daphnia hyalina lacustris* Sars. - Hydrobiologia 120: 103-105.
- DN 2009. Bleka i Byglandsfjorden - bestandsstatus og tiltak for økt naturlig rekruttering 1999-2008. DN-utredning 5-2009. Direktoratet for naturforvaltning (Miljødirektoratet), Trondheim.
- 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.
- Einsle, U. 1993. Crustacea: Copepoda: Calanoida und Cyclopoida. I: J. Schwoerbel og P. Zwick (red.), Süßwasserfauna von Mitteleuropa, 8(4-1): 1-209. Gustav Fischer Verlag.
- Einsle, U. 1996. Copepoda: Cyclopoida. Genera Cyclops, Megacyclops, Acanthocyclops. I: H.J.F. Dumont (red.), Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World, 10: 1-82. SPB Academic Publishing bv.
- 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).

- Falkowski, P.G. og Raven, J.A., 1997. Aquatic Photosynthesis. Blackwell Science, Ltd. pp 375. ISBN 0-86542-387-3
- Flössner, D. 1972. Krebstiere, Crustacea, Kiemen- und Blattfüsser, Branchiopoda, Fischläuse, Branchiura. Tierwelt Deutschl. 60: 1-501.
- Gjelland, K.Ø., Sandlund, O.T., Andersen, O., Brabrand, Å., Bremset, G., Bækkelie, K.A.E., Davidsen, J.G., Eloranta, A., Hesthagen, T., Pettersen, O., Rønning, L., Rustadbakken, A., Saksgård, L., Saksgård, R. og Sjørusen, A.D. 2018. Metodeutvikling: overvåking av fisk i store innsjøer (FIST) i 2016. NINA Rapport, i arbeid.
- Halvorsen, G., Storeid, S.E. og Walseng, B. 1995. Ferskvannsfauunaen i Dokkadeltaet før og etter kraftutbygging. - NINA - utredning 437: 1-111.
- Hellsten, S. 2001. Effects of lake water level regulation on aquatic macrophytes stands and options to predict these impacts under different conditions. Acta Botanica Fennica 171: 47 pp.
- Herbst, H.V. 1976. Blattfusskrebse (Phyllopoden: Echte Blattfüsser und Wasserflöhe). Kosmos-Verlag Franckh, Stuttgart, 130 s.
- Hesthagen, T.H., Saksgård, R., Sandlund, O.T. og Eloranta, A. 2010. Fiskebiologiske undersøkelser i Eikesdalsvatnet høsten 2009. - NINA Rapport 578: 1-39.
- Hindar, K. og Jonsson, B. 1982. Habitat and food selection of dwarf and normal Arctic char (*Salvelinus alpinus*) from Vangsvatnet Lake, western Norway. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 39: 1030-1045.
- Hindar, A., og Larssen, T. 2005. Modifisering av ANC- og tålegrenseberegninger ved å inkludere sterke organiske syrer. - NIVA-rapport 5030: 38 s.
- Hobæk, A. og Raddum, G.G. 1980. Zooplankton communities in acidified regions of South Norway. SNSF-prosjektet IR 75/80, 132 s.
- Hout, Y. og Babin, M. 2010. Overview of Fluorescence Protocols: Theory, Basic Concepts and Practice. In: Sugett, D., Prasil, O, Borowitzka, M.A. (eds.) Chlorophyll a fluorescence in aquatic sciences. Methods and Applications. Springer, Dordrecht, pp. 1-17.
- Huitfeldt-Kaas, H. 1906. Planktonundersøgelser i norske vande. Christiania, Nationaltrykkeriet.
- Jensen, T.C., Dimante-Deimantovica, I., Schartau, A.K. og 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>.
- Jonsson, B. og Gravem, F.R. 1985. Use of space and food by resident and migrant brown trout, *Salmo trutta*. - Environmental Biology of Fishes 14: 281-293
- Jonsson, B. og Hindar, K. 1982. Reproductive strategy of dwarf and normal Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) from Vangsvatnet Lake, western Norway. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 39: 1404-1413.
- 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.
- Ketelaar, H., Wagenvoort, A.J., Herbst, R.E., Jonge-Pinkster de, G.-A.J. 1995. Life history characteristics and distribution of *Bythotrephes longimanus* Leydig (Crustacea, Onychopoda) in the Biesbosch reservoirs. - Hydrobiologia 307: 239-251.
- 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.

- Korosi, J.B., Kurek, J. og Smol, J.P. 2013. A review on utilizing *Bosmina* size structure archived in lake sediments to infer historic shifts in predation regimes. - *Journal of Plankton Research* 35 (2): 444-460.
- Langangen, A. 2007. Kransalger og deres forekomst i Norge. Saeculum Forlag, Oslo.
- Langeland, A., Koksvik, J.I. og Nydal, J. 1986. Reguleringer og utsettinger av *Mysis relicta* i Selbusjøen - virkninger på zooplankton og fisk. - *K. Norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser.* 1986, 2: 1-72.
- Langeland, A., Koksvik, J.I. og 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.
- Ledang, A.B. og Sørensen, K., 2018. Bruk av satellittdata for overvåking av innsjøer. Kort oppsummering av status 2017 og planer for 2018. Miljødirektoratet kontrakt: 17040065, NIVA-prosjekt: O-17277.
- Lid, J. og Lid, D.T. 2005. Norsk flora. Det Norske Samlaget. 6. utg. ved Reidar Elven.
- 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., Bækkeli, 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, Schartau, A.K., Bongard, T., Bækkeli, 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., Thrane, J.E., Løvik, J.E., Skjelbred, B., Persson, J., Eriksen, T. E., Røst Kile, M., 2018. Tiltaksorientert overvåking i vannområdet Mjøsa. Årsrapport for 2017. NIVA rapport 7273-2018: 124 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. Bakgrunns-rapport Thermosprosjektet. NIVA-rapport lnr. 4307.

- Lødøen, O.I.K., 1936. Spredte trekk fra Hornindalen i Nordfjord. I Grimeland, B.A. (red.): Kjenn ditt land: Nordfjord i tekst og bilder. Nasjonalbiblioteket. https://www.nb.no/items/URN:NBN:no-nb_digibok_2015111907628, s.33-34.
- Løvik, J. E. & Kjellberg, G. 2003. Long-term changes of the crustacean zooplankton community in Lake Mjøsa, the largest lake in Norway. - *Journal of Limnology*, 62: 143-150.
- Masson, S., Angelie, N., Guillard, J., Pinel-Alloul, B. 2001. Diel vertical and horizontal distribution of crustacean zooplankton and young of the year fish in a sub-alpine lake: an approach based on high frequency sampling. - *Journal of Plankton Research* 23: 1041-1060.
- Middelboe, A.L. og 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. og Edvardsen, H. 2015. Vannvegetasjon i Mjøsa 2014. - NIVA rapport 6866, 24a
- Mjelde, M., Hellsten, S., Ecke, F. 2013. Water level drawdown index for aquatic macrophytes in Nordic lakes. - *Hydrobiologia* 704: 141-151.
- Moss B., Stephen, D., Alvarez, C. m.fl. 2003. The determination of ecological status in shallow lakes - a tested system (ECOFAME) for implementation of the European Water Framework Directive. - *Aquatic - Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 13 (6): 507-549.
- Norli, M. og Sørensen, K. Videreutvikling av grunnlaget for klorofyll-a indeks i marint miljø. - NIVA rapport (I arbeid).
- NS-EN 15110, 2006. Vannundersøkelse - Veiledning i prøvetaking av krepsdyrplankton fra stillestående vann.
- NS-EN 15204, 2006. Vannundersøkelse - Veiledning for kvantifisering av planteplankton ved bruk av omvendt mikroskop (Utermöhls metode).
- NS-EN 15460, 2008. «Vannundersøkelse - Veiledning for overvåking av makrovegetasjon i innsjøer», utgave 1 (2008-02-01)
- NS-EN 16695. 2016. Vannundersøkelse - Veiledning for estimering av biovolum for mikroalger (under utarb.).
- NS-EN 16698, 2015. Vannundersøkelse - Veiledning for kvantitativ og kvalitativ prøvetaking av planktonalger i ferskvann.
- 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.
- 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. 2004. Miljøfaglige undersøkelser i Øyeren 1994-2000. Fagrapport: Vannbotanikk. - NIVA-rapport 4516-2002.

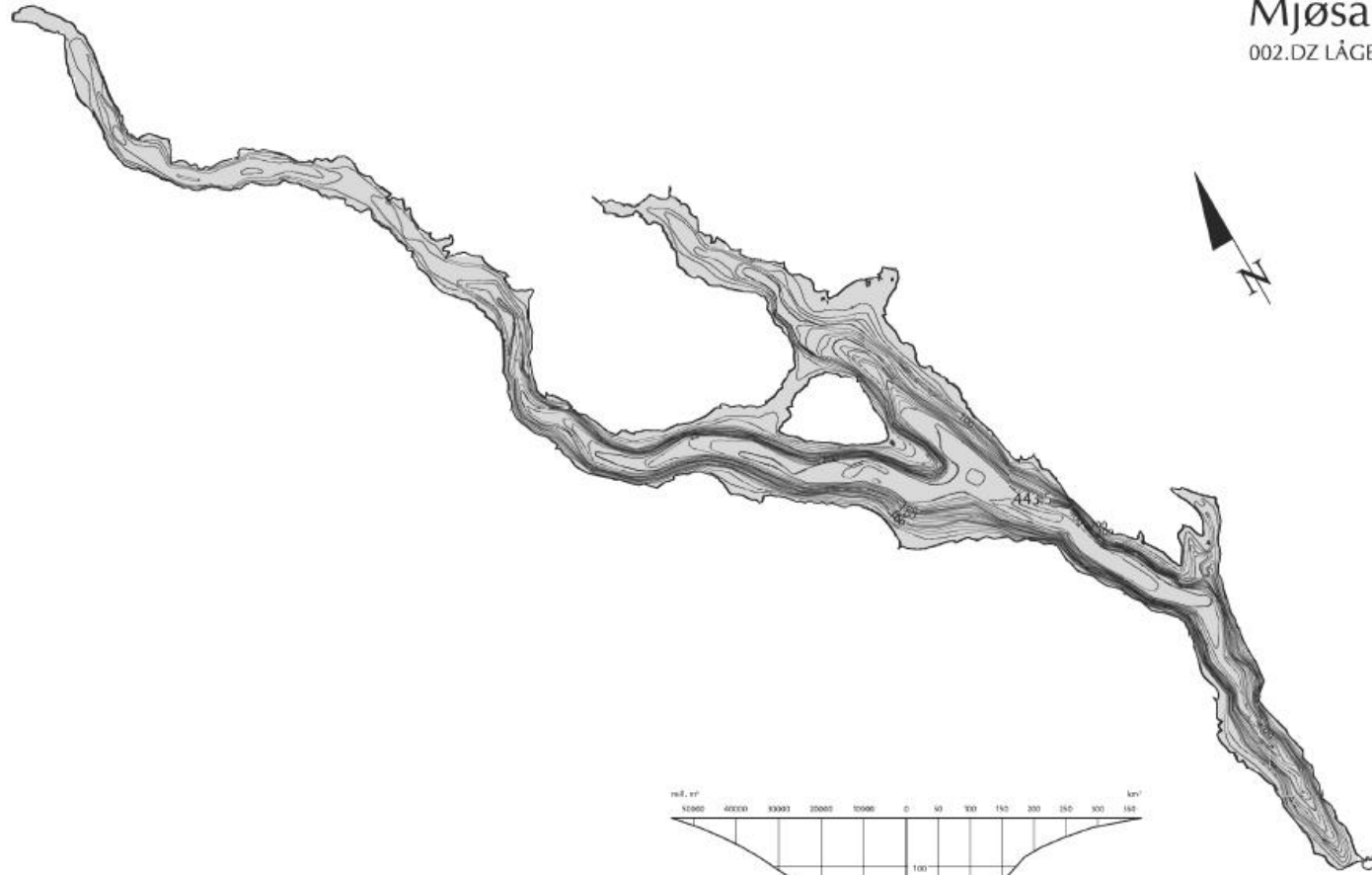
- Rørslett, B., Brettum, P. 1989. The genus *Isoetes* in Scandinavia: an ecological review and perspectives. - *Aquatic Botany* 35: 223-261.
- Rørslett, B., Johansen, S.W. 1994. Dynamic response of the submerged macrophyte, *Isoetes lacustris*, to alternating light levels under field conditions - *Aquatic Botany* 51 (1995) 223-242.
- Sandlund, O.T. (red.), Brabrand, Å., Gjelland, K.Ø., Høitomt, L.E., Linløkken, A.N., Olstad, K., Pettersen, O. og Rustadbakken, A. 2016. Overvåking av fiskebestander i store innsjøer. Metodeutprøving og anbefalinger. - NINA Rapport 1274, 64 s. + vedlegg
- 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. og Sandøy, S. 2013. Klassifiseringssystem for fisk - økologisk tilstand og miljøpåvirkninger i henhold til vannforskriften. - Miljødirektoratet rapport M-22 | 2013, 60 s.
- Sandlund, O.T., Brabrand, Å., Diserud, O., Helland, I.P., Hesthagen, T. og Ugedal, O. 2011. Bruk av eldre fiskedata i arbeidet med Vanddirektivet: Et pragmatisk forslag. - VANN 2011-3.
- Sandlund, O.T., T.F. Næsje og G. Kjellberg. 1987. The size selection of *Bosmina longispina* and *Daphnia galeata* by co-occurring cisco (*Coregonus albula*), whitefish (*C. lavaretus*) and smelt (*Osmerus eperlanus*). - *Arch. Hydrobiol.*, 110: 357-363.
- Sars, G.O. 1903. An account of Crustacea of Norway. IV Copepoda, Calanoida. Bergen, 171 s.
- Sars, G.O. 1918. An account of Crustacea of Norway. VI Copepoda, Cyclopoida. Bergen, 225 s.
- Schartau, A.K.L., Walseng, B., og 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. og Skancke, L.B. 2006. Referansevassdrag 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., Halvorsen, G., og Walseng, B. 2007. Northern Lakes Recovery Study (NLRS) - microcrustaceans. Reference conditions, acidification and biological recovery. - NINA Report 235, 66 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.
- Schartau, A.K., Lyche Solheim, A., Bongard, T., Bækkeli, K.A.E., Dahl-Hansen, G., Dokk, J.G., Edvardsen, H., Gjelland, K.Ø., Hobæk, A., Jensen, T.C., Jonsson, B., Mjelde, M., Molversmyr, Å., Persson, J., Saksgård, R., Sandlund, O.T., Skjelbred, B., Walseng, B. 2017. ØKOFERSK: Basisovervåking av utvalgte innsjøer 2016. Utprøving av metodikk for overvåking og klassifisering av økologisk tilstand iht vannforskriften. - Miljødirektoratet rapport M-758 | 2017, 175 s.
- Schartau, A.K., Velle, G., Mjelde, M., Edvardsen, H., Halvorsen, G.A., Hesthagen, T., Hobæk, A., Jensen, T.C., Jenssen, M.S., Saksgård, R., Sandlund, O.T., Skjelbred, B., Walseng, B. 2018. ØKOFERSK delprogram Vest: Basisovervåking av utvalgte innsjøer i 2017. Overvåking og klassifisering av økologisk tilstand. - Miljødirektoratet rapport M-1055 | 2018, 63 s. (i trykk).
- 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.
- SFT 97:04: Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Veiledning 97:04

- Sinev, A., 1999. *Alona werestschagini* sp. n., new species of genus *Alona* Baird, 1843, related to *A. guttata* Sars, 1862 (Anomopoda, Chydoridae). *Arthropoda Selecta* 8 (1): 23-30.
- Skjelkvåle, B.L., Christensen, G., Rognerud, S., Schartau, A.K., og Fjeld, E. 2006. Samordnet nasjonal innsjøovervåking; effekter av langtransporterte forurensninger. Plan for programmet og framdriftsrapport for 2004 og 2005. - Statens forurensningstilsyn (SFT). Rapport 956/2006, 62 s.
- Spikkeland, I., Kinsten, B., Kjellberg, G., Nilssen, J. P. og Väinölä, R. 2016. The aquatic glacial relict fauna of Norway-an update of distribution and conservation status. *Fauna Norvegica*, 36, 51-65.
- Straile, D. og Geller, W. 1998: Crustacean zooplankton in Lake Constance from 1920 to 1995: Response to eutrophication and re-oligotrophication. - *Advances in Limnology*. 53: 255-274.
- Sægrov, H. 2007. Fiskeundersøkingar i Vangsvatnet i 2007. Rådgivende Biologer AS, rapport nr. 1037, 16 sider.
- Terborgh, J.W. 2015. Toward a trophic theory of species diversity. *PNAS* 112: 11415-11422.
- Vannforskriften 2006. Forskrift om rammer for vannforvaltningen. Revidert 2010. Miljøverndepartementet. <http://www.lovdatab.no/cgi-wift/1dles?doc=/sf/sf/sf-20061215-1446.html>
- Vehte, A. og Høgberget, R. 2017. Kalkingsplan for Otra nedstrøms Brokke. NIVA rapport 7122-2017: 31 s.
- Veileder 02:2009. Overvåking av miljøtilstand i vann - Veileder for vannovervåking iht kravene i vannforskriften. Direktoratets gruppa Vanndirektivet: 119 s.
- Veileder 02:2018. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Norsk klassifiseringssystem iht vannforskriften. Revidert 2018.
- Verburg, P., Horrox, J., Chaney, E., Rutherford, J.C., Quinn, J. M., Wilcock, R.J., 2013. Nutrient ratios, differential retention, and the effect on nutrient limitation in a deep oligotrophic lake. *Hydrobiologia* 718: 119-130.
- Walseng, B. 1994. *Alona* spp. in Norway: Distribution and ecology. - *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 25: 2358-2359.
- Walseng, B. 2006. Arendalsvassdraget - 4 Zooplankton og litorale krepsdyr - Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 2005. DN-Notat 2006-1, s. 17-19.
- Walseng, B. 2008. Bjerkreimsvassdraget. 5. Krepsdyr. - p. 14-16 in Anon. Kalking i laksevassdrag. Effektkontroll av større prosjekter 2007. DN Notat 2-2008. Direktoratet for naturforvaltning (DN), Trondheim.
- Walseng, B. og 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.
- Walseng, B., Yan, N.D., og Schartau, A.K.L. 2003. Littoral microcrustacean (Cladocera and Copepoda) indicators of acidification in Canadian Shield Lakes. - *Ambio* 32: 208-213.
- Wold, O., Mjelde, M. og Høitomt, T. 2014. Temarapport naturmiljø. Vegetasjon og flora. Reguleringsplan for E6 Kåterud - Arnkvern. Parsell: E6 Kåterud - Arnkvern. Rv25 Åker - Disen. Hamar og Stange kommuner. Statens vegvesen. 110 s + vedlegg.
- Økland, J. og Økland, K.A. 1996. Vann og vassdrag. 2. Økologi. Vett og Viten AS: 309 s.

Mjøsa

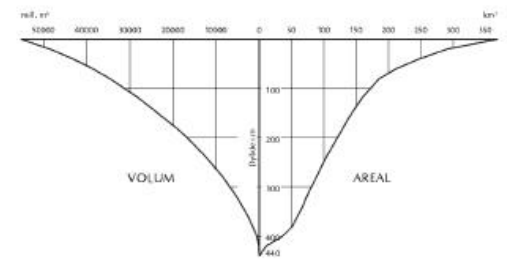


Mjøsa
002.DZ LÅGEN



0 10 km
Målestokk: 1:250000
(Kartformat A3)

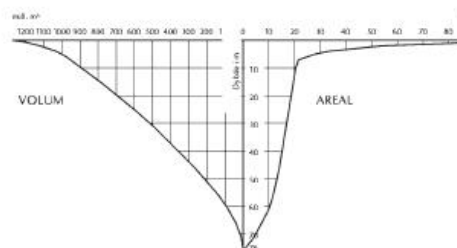
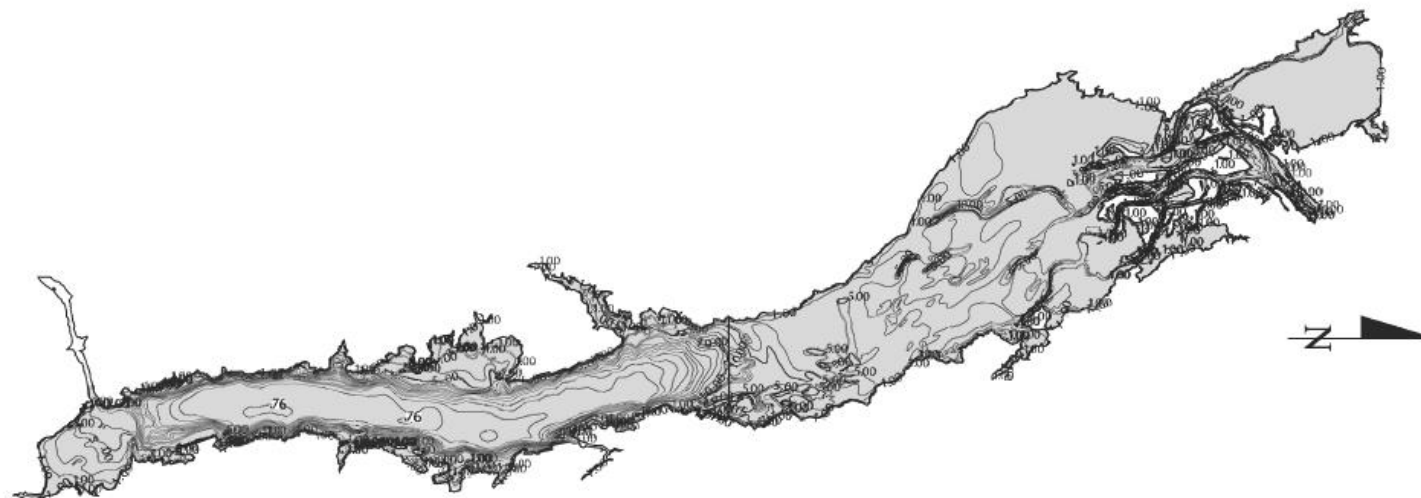
Vannstand fra N250-kart: 123 moh.
Oppmålt i 1900
Ekvidistanse 20 m



Øyeren



Øyeren
002.Z GLOMMAVASSDRAGET

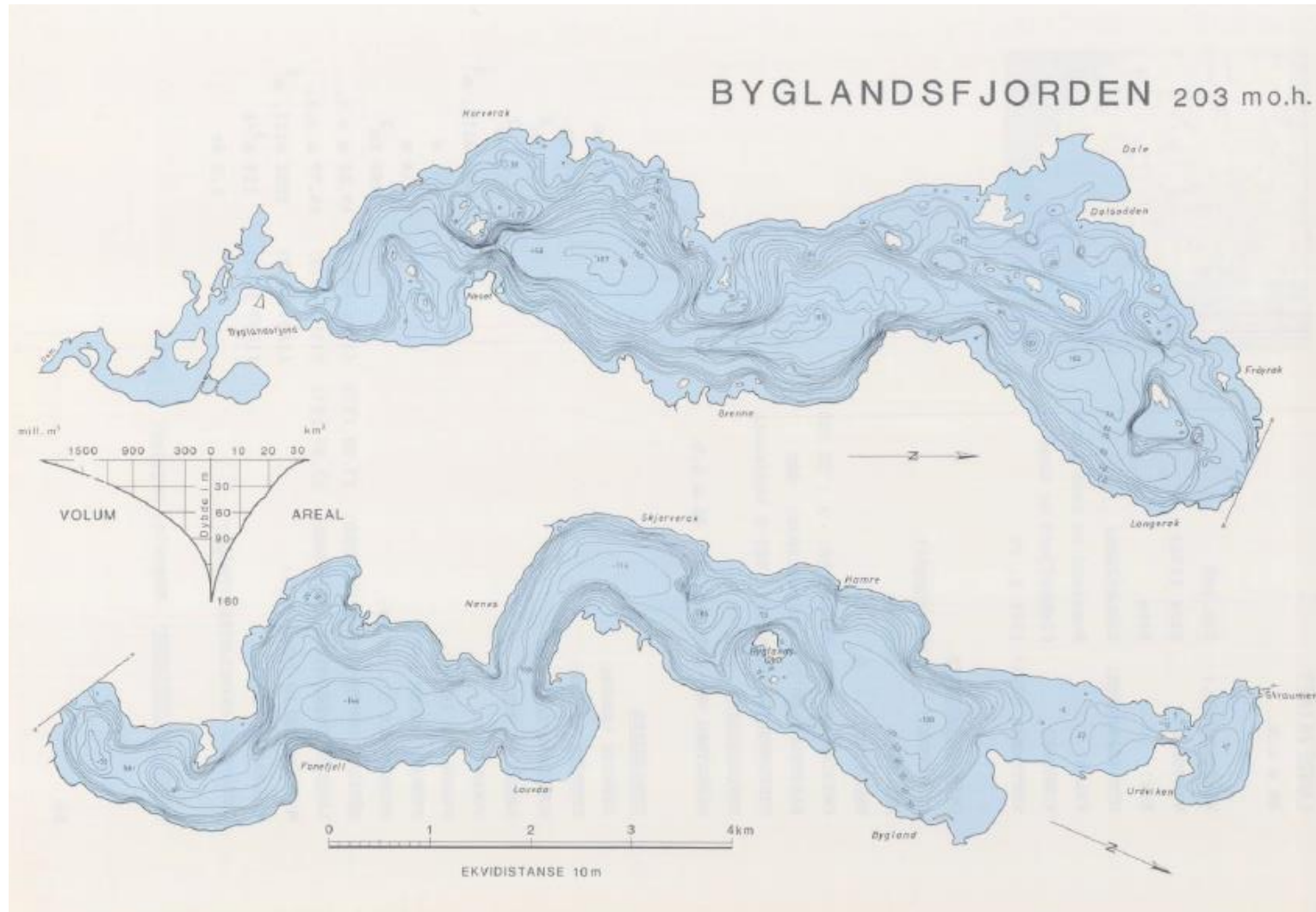


Målestokk: 1:100000
(Kartformat A3)

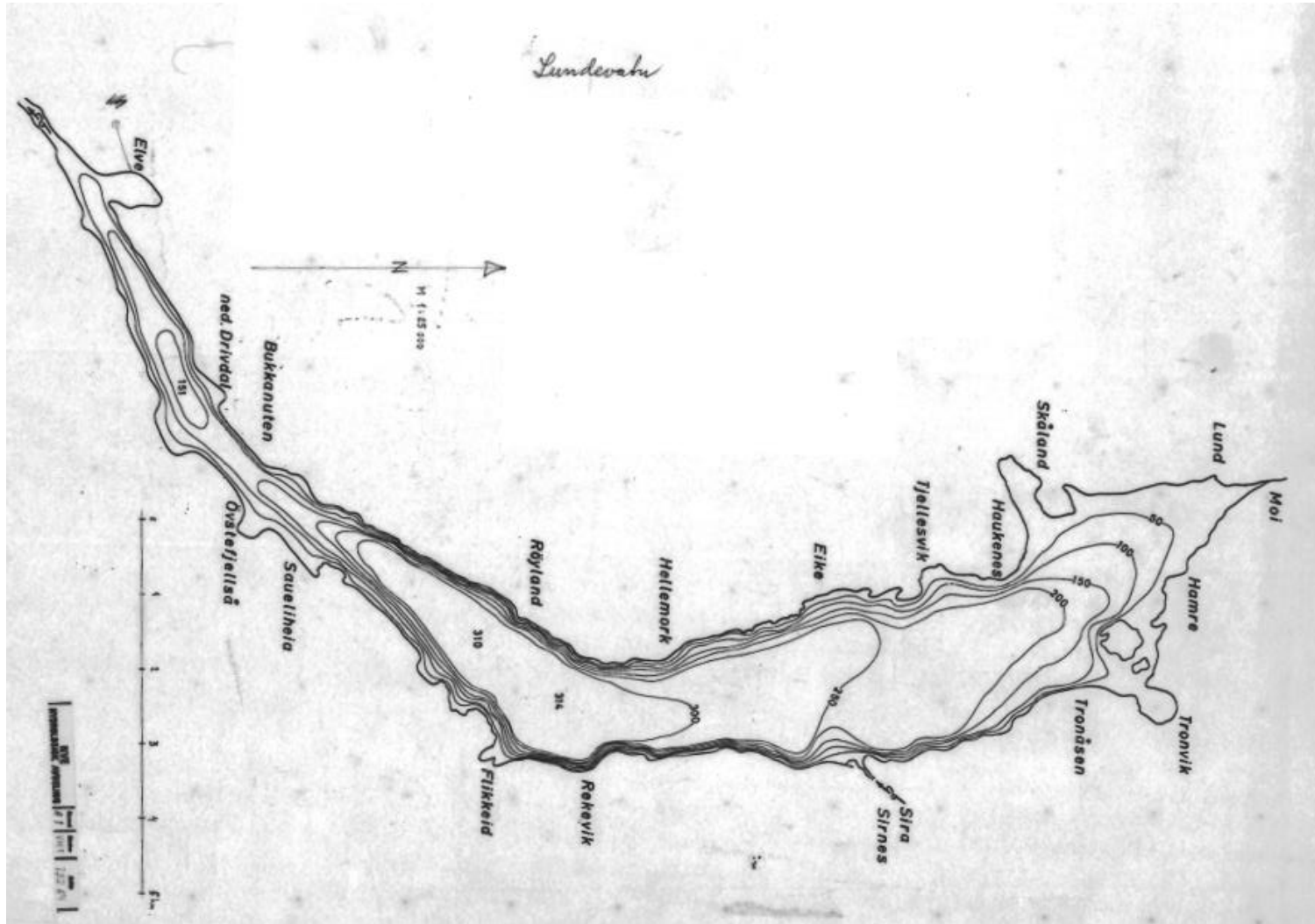
Vannstand ved opplodding: 102 m.o.h.
Oppmålt i 1992
Ekvidistanse 1 m

NVE-FIG 2665/1999/03

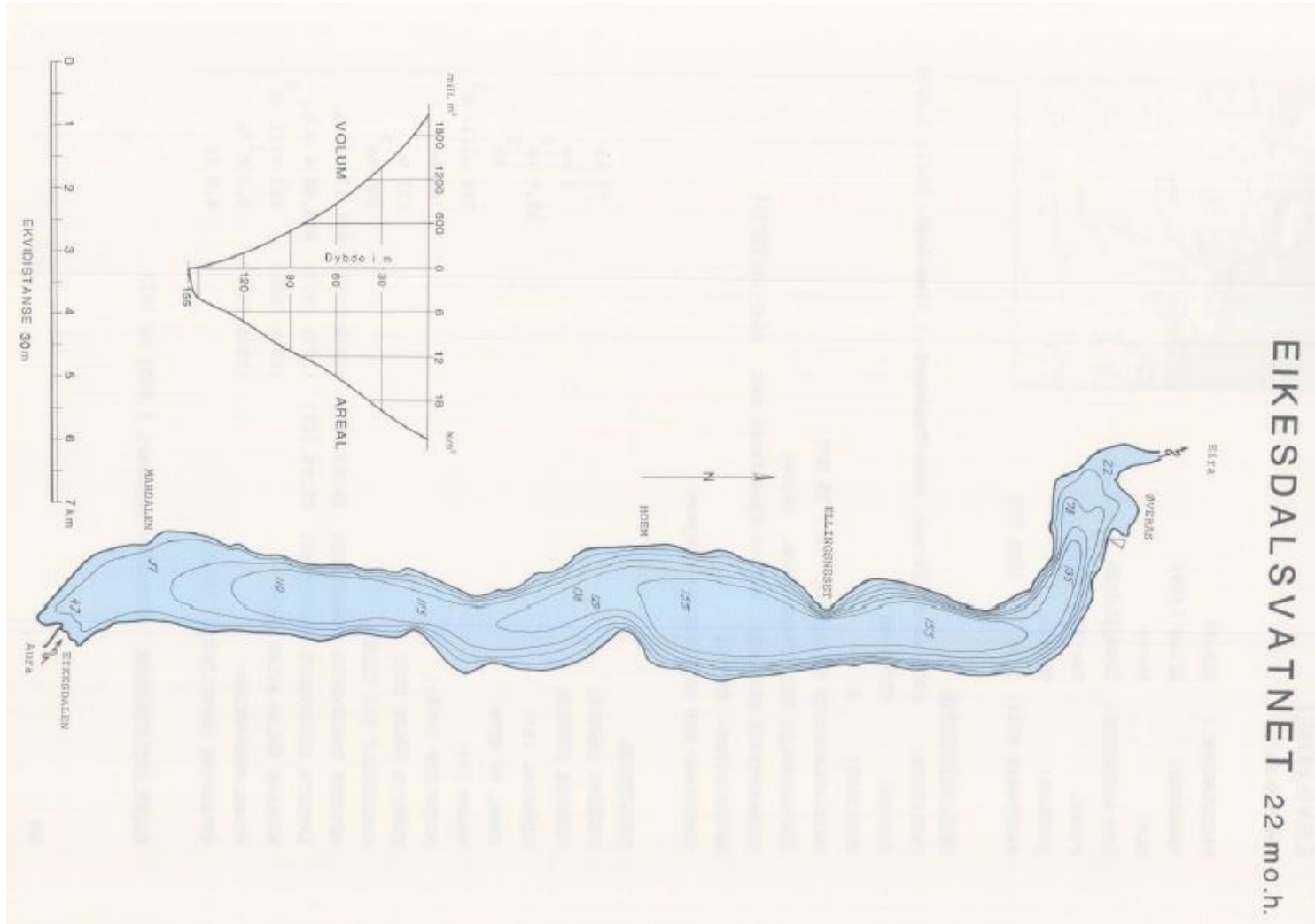
Byglandsfjorden



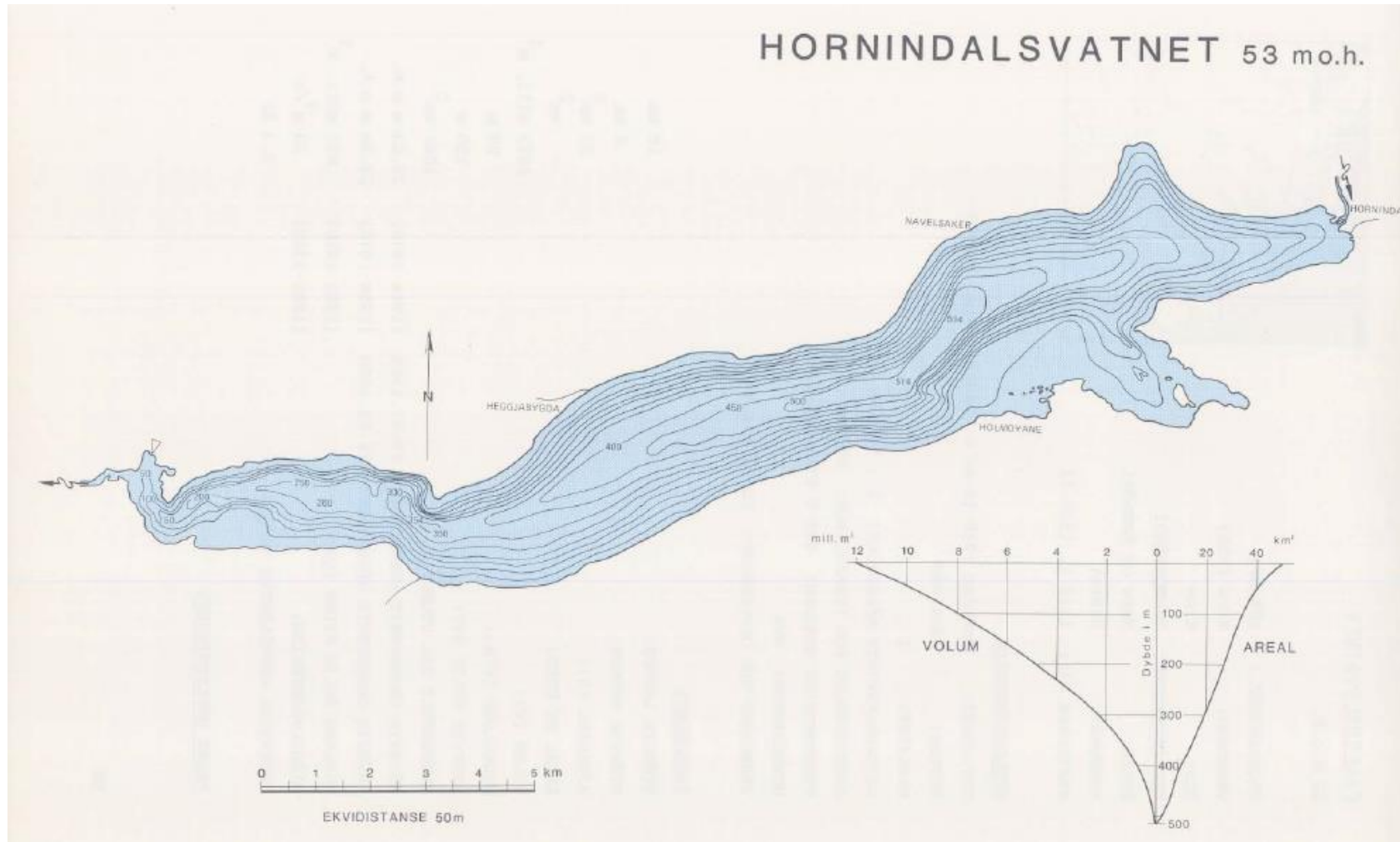
Lundevatnet



Eikesdalsvatnet



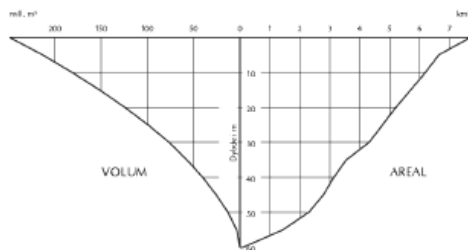
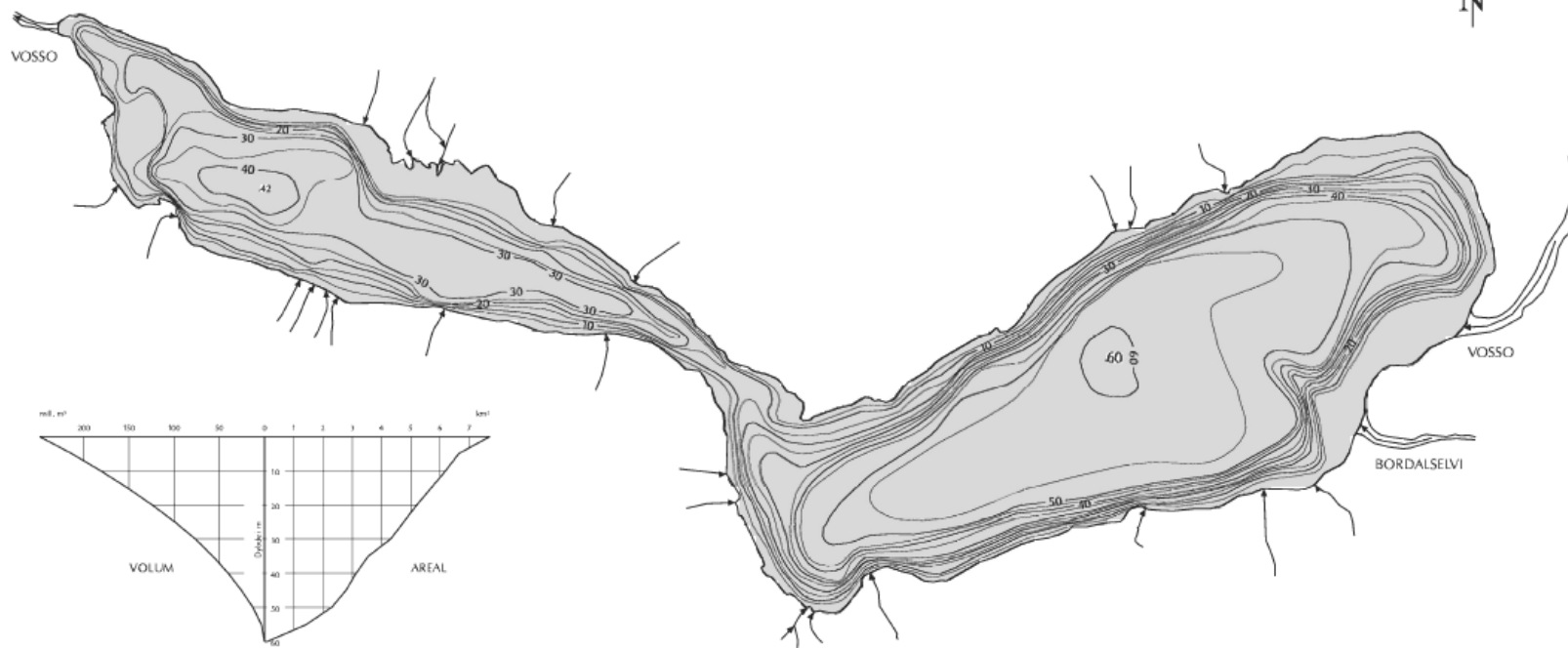
Hornindalsvatnet



Vangsvatnet



Vangsvatnet
062.Z VOSSOVASSDRAGET



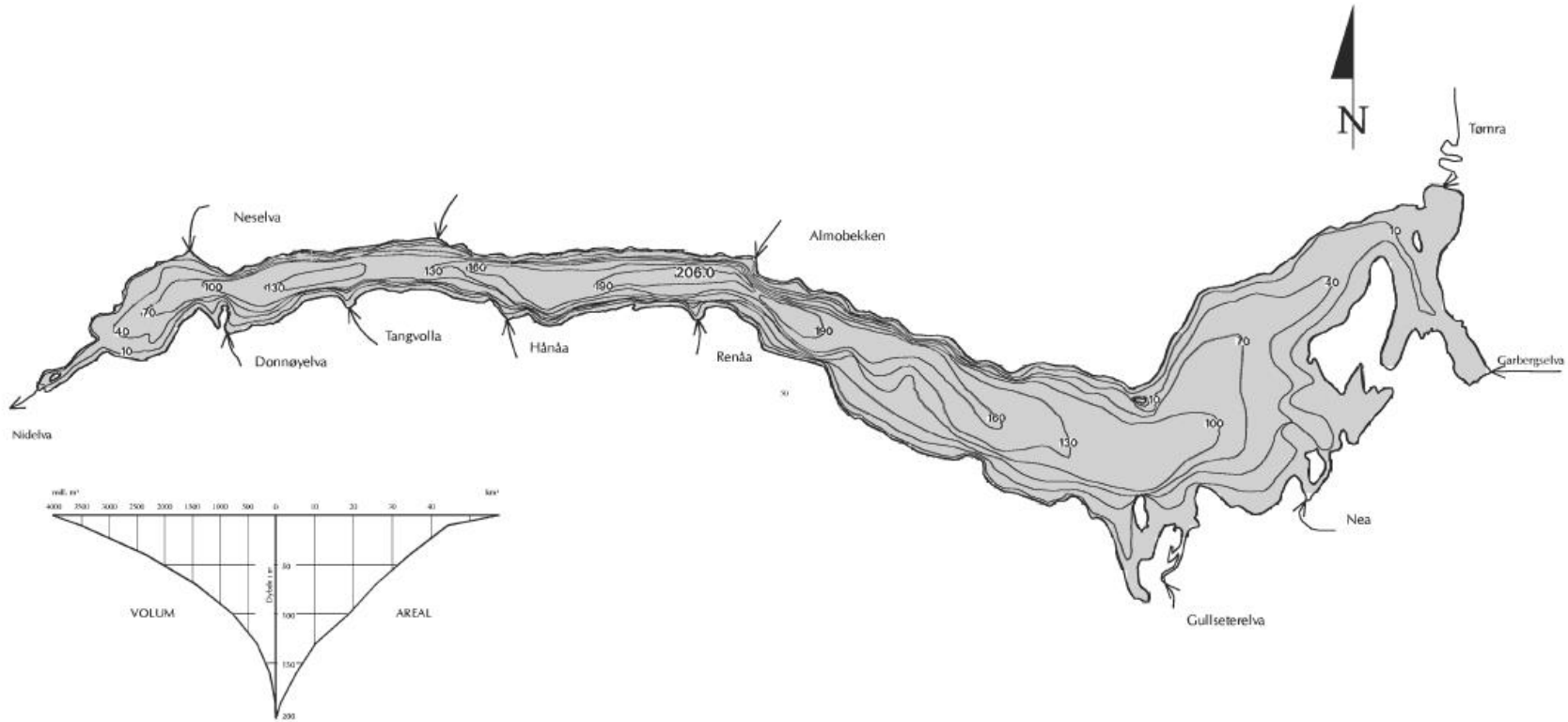
Målestokk: 1:22000
(Kartformat A3)

Vannstand ved opplodding: 46 m.o.h.
Ukjent oppmålingsår
Ekvidistanse 5 m

Selbusjøen



Selbusjøen 123.Z NIDELVASSDRAGET



Målestokk: 1:82000
(Kartformat A3)

Vannstand ved opplodding: 161 m.o.h.
Oppmålt i 1960
Ekvidistanse 30 m

NVE-884 14.05.1997/82

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

Pelagisk stasjon			
Innsjø	Dyp	Breddegrad	Lengdegrad
Gjende	130	61,4930	8,6959
Mjøsa	443	60,6523	11,0874
Øyeren	65	59,7077	11,2307
Byglandsfjorden	157	58,6999	7,8006
Lundevatnet	300	58,3538	6,5900
Eikesdalsvatnet	145	62,5843	8,1617
Hornindalsvatnet	500	61,9396	6,3693
Vangsvatnet	50	60,6183	6,3884
Selbusjøen	196	63,2604	10,8102

Vannplanter								
Mjøsa			Øyeren			Byglandsfjorden		
Stasjon	Breddegrad	lengdegrad	Stasjon	Breddegrad	lengdegrad	Stasjon	Breddegrad	lengdegrad
VP-2	61,1289	10,4227	VP-1	59,8854	11,1864	VP-1	58,8474	7,7679
VP-3	60,9616	10,6265	VP-2	59,8850	11,1761	VP-2	58,8433	7,7687
VP-5	60,9220	10,6900	VP-4	59,8646	11,2099	VP-3	58,8306	7,7860
VP-6	60,8860	10,8674	VP-5	59,8461	11,2201	VP-4	58,8109	7,7783
VP-7	60,8762	10,8963	VP-6	59,8120	11,2425	VP-5	58,7947	7,7881
VP-8	60,8820	10,9176	VP-7	59,7866	11,2392	VP-6	58,7976	7,8118
VP-10	60,8365	10,9189	VP-8	59,7802	11,1956	VP-7	58,7558	7,8461
VP-11	60,7524	10,9399	VP-9	59,8044	11,1987	VP-8	58,7270	7,8134
VP-12	60,7157	10,8681	VP-10	59,8410	11,1902	VP-9	58,7032	7,8185
VP-13	60,6600	10,9678	VP-11	59,8431	11,1405	VP-10	58,6903	7,8039
VP-15	60,6654	11,1392	VP-12	59,8692	11,1530	VP-11	58,6810	7,8007
VP-16	60,6057	11,1993	VP-13	59,8898	11,1227	VP-12	58,6677	7,7930
VP-17	60,5955	11,2686	VP-14	59,7392	11,2631	VP-13	58,6949	7,7789
VP-18	60,6151	11,2569	VP-15	59,7254	11,2514	VP-14	58,7137	7,7935
VP-19	60,4965	11,1690	VP-16	59,6808	11,2506	VP-15	58,7353	7,7899
VP-20	60,4009	11,2079	VP-17	59,6501	11,2512	VP-16	58,7546	7,8238
VP-23	60,7847	11,1005	VP-18	59,6676	11,2216	VP-17	58,7692	7,8332
VP-24	60,7793	10,7854	VP-19	59,7061	11,2128	VP-18	58,7688	7,8061
VP-25	60,8208	10,6790	VP-20	59,7244	11,2110	VP-19	58,7881	7,7771
VP-26	60,7113	11,1021	VP-21	59,7484	11,2055	VP-20	58,8134	7,7642
VP-27	60,8437	10,6903	VP-22	59,7758	11,1992			
VP-28	60,7127	11,0143						

Vannplanter								
Lundevatnet			Eikedalsvatnet			Hornindalsvatnet		
Stasjon	Breddegrad	lengdegrad	Stasjon	Breddegrad	lengdegrad	Stasjon	Breddegrad	lengdegrad
VP-1	58,4432	6,5755	VP-1	62,6293	8,1249	VP-1	61,9176	6,1200
VP-2	58,4339	6,5911	VP-2	62,6065	8,1710	VP-2	61,9183	6,1508
VP-3	58,4222	6,6128	VP-3	62,5724	8,1779	VP-3	61,9206	6,1785
VP-4	58,4070	6,6200	VP-4	62,5635	8,1742	VP-4	61,9168	6,2158
VP-5	58,3585	6,6223	VP-5	62,5602	8,1717	VP-5	61,9359	6,2700
VP-6	58,3510	6,6046	VP-6	62,5399	8,1840	VP-6	61,9421	6,3000
VP-7	58,3377	6,5816	VP-7	62,4812	8,1756	VP-7	61,9423	6,3149
VP-8	58,3263	6,5754	VP-8	62,4766	8,1713	VP-8	61,9657	6,3933
VP-9	58,3172	6,5502	VP-9	62,4930	8,1434	VP-9	61,9811	6,4501
VP-10	58,3219	6,5384	VP-10	62,5000	8,1426	VP-10	61,9726	6,5118
VP-11	58,3155	6,4999	VP-11	62,5181	8,1498	VP-11	61,9653	6,5217
VP-12	58,3975	6,5837	VP-12	62,5873	8,1555	VP-12	61,9568	6,4685
VP-13	58,4118	6,5771	VP-13	62,6163	8,1456	VP-13	61,9428	6,4652
VP-14	58,4212	6,5513	VP-14	62,6195	8,1228	VP-14	61,9415	6,4357
VP-15	58,4310	6,5586	VP-15	62,6250	8,1010	VP-15	61,9396	6,4203
						VP-16	61,9295	6,3582
						VP-17	61,9057	6,2670
						VP-18	61,9025	6,2250
						VP-19	61,9057	6,1643
						VP-20	61,9053	6,1375

Vannplanter		
Vangsvatnet		
Stasjon	Breddegrad	lengdegrad
VP-1	60,6264	6,2843
VP-2	60,6264	6,3065
VP-3	60,6226	6,3236
VP-4	60,6172	6,3714
VP-5	60,6213	6,4196
VP-6	60,6151	6,4082
VP-7	60,6115	6,4061
VP-8	60,6041	6,3581
VP-9	60,6108	6,3461
VP-10	60,6221	6,2863

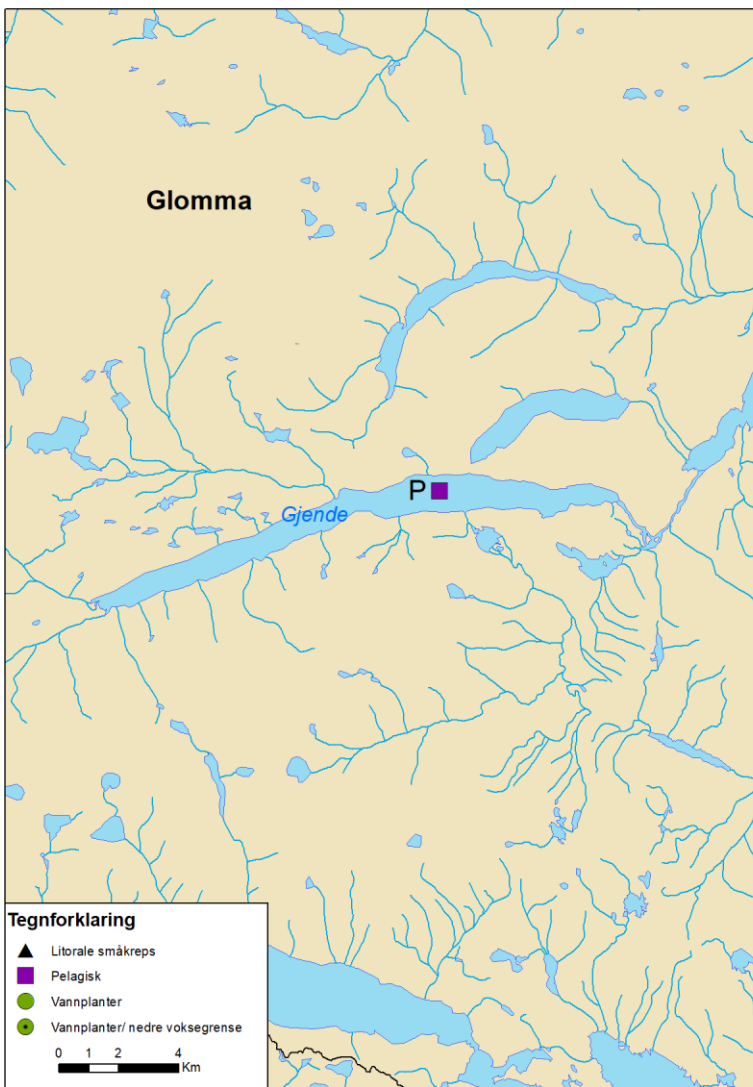
Celler markert i grått indikerer at nedre voksegrense er kartlagt i tillegg til litoralundersøkelser

Litorale småkreps									Litorale småkreps								
Mjøsa			Øyeren			Byglandsfjorden			Lundeavatnet			Eikesdalsvatnet			Hornindalsvatnet		
Stasjon	Breddegrad	lengdegrad	Stasjon	Breddegrad	lengdegrad	Stasjon	Breddegrad	lengdegrad	Stasjon	Breddegrad	lengdegrad	Stasjon	Breddegrad	lengdegrad	Stasjon	Breddegrad	lengdegrad
LK-1A	60,3981	11,2266	LK-1A	59,6684	11,2503	LK-1A	58,680061	7,785313	LK-1A	58,33294	6,570389	LK-1A	62,4811	8,1769	LK-1A	61,9047	6,1269
LK-1B	60,3982	11,2256	LK-1B	59,6693	11,2512	LK-1B	58,680061	7,785313	LK-1B	58,33294	6,570389	LK-1B	62,4811	8,1769	LK-1B	61,9047	6,1269
LK-2A	60,5951	11,2064	LK-2A	59,7311	11,2571	LK-2A	58,710972	7,827611	LK-2A	58,36328	6,625222	LK-2A	62,5103	8,1700	LK-2A	61,9047	6,2023
LK-2B	60,5949	11,2071	LK-2B	59,7308	11,2573	LK-2B	58,710972	7,827611	LK-2B	58,36328	6,625222	LK-2B	62,5103	8,1700	LK-2B	61,9047	6,2023
LK-3A	60,7583	11,0784	LK-3A	59,7720	11,2439	LK-3A	58,801083	7,818361	LK-3A	58,41111	6,623083	LK-3A	62,5712	8,1775	LK-3A	61,9244	6,3454
LK-3B	60,7578	11,0782	LK-3B	59,7722	11,2451	LK-3B	58,801083	7,818361	LK-3B	58,41111	6,623083	LK-3B	62,5712	8,1775	LK-3B	61,9244	6,3454
LK-4A	60,8718	10,8991	LK-4A	59,8469	11,2183	LK-4A	58,863619	7,737424	LK-4A	58,44428	6,602278	LK-4A	62,6177	8,1707	LK-4A	61,9343	6,4449
LK-4B	60,8730	10,8978	LK-4B	59,8465	11,2186	LK-4B	58,863619	7,737424	LK-4B	58,44428	6,602278	LK-4B	62,6177	8,1707	LK-4B	61,9343	6,4449
LK-5A	60,9606	10,6637	LK-5A	59,9013	11,1651	LK-5A	58,901833	7,733917	LK-5A	58,44973	6,553955	LK-5A	62,6290	8,1122	LK-5A	61,9474	6,4646
LK-5B	60,9604	10,6635	LK-5B	59,9012	11,1652	LK-5B	58,901833	7,733917	LK-5B	58,44973	6,553955	LK-5B	62,6290	8,1122	LK-5B	61,9474	6,4646
LK-6A	61,1099	10,4364	LK-6A	59,8904	11,1176	LK-6A	58,94991	7,699831	LK-6A	58,4245	6,559889	LK-6A	62,5680	8,1461	LK-6A	61,9728	6,5130
LK-6B	61,1104	10,4357	LK-6B	59,8899	11,1164	LK-6B	58,94991	7,699831	LK-6B	58,4245	6,559889	LK-6B	62,5680	8,1461	LK-6B	61,9728	6,5130
LK-7A	61,0222	10,4597	LK-7A	59,8496	11,1253	LK-7A	58,891389	7,708694	LK-7A	58,38948	6,590772	LK-7A	62,5272	8,1499	LK-7A	61,9814	6,4502
LK-7B	61,0228	10,4590	LK-7B	59,8495	11,1259	LK-7B	58,891389	7,708694	LK-7B	58,38948	6,590772	LK-7B	62,5272	8,1499	LK-7B	61,9814	6,4502
LK-8A	60,8706	10,6983	LK-8A	59,8170	11,1897	LK-8A	58,820389	7,7765	LK-8A	58,31814	6,503278	LK-8A	62,4927	8,1428	LK-8A	61,9671	6,3986
LK-8B	60,8708	10,6984	LK-8B	59,8168	11,1897	LK-8B	58,820389	7,7765	LK-8B	58,31814	6,503278	LK-8B	62,4927	8,1428	LK-8B	61,9671	6,3986
LK-9A	60,7439	10,8269	LK-9A	59,7396	11,2067	LK-9A	58,768639	7,813472				LK-9A	61,9342	6,2675	LK-9A	61,9342	6,2675
LK-9B	60,7436	10,8276	LK-9B	59,7396	11,2067	LK-9B	58,768639	7,813472				LK-9B	61,9342	6,2675	LK-9B	61,9342	6,2675
LK-10A	60,6620	11,0046	LK-10A	59,6700	11,2216	LK-10A	58,744312	7,78525				LK-10A	61,9202	6,1686	LK-10A	61,9202	6,1686
LK-10B	60,6524	11,0049	LK-10B	59,6706	11,2213	LK-10B	58,744312	7,78525				LK-10B	61,9202	6,1686	LK-10B	61,9202	6,1686

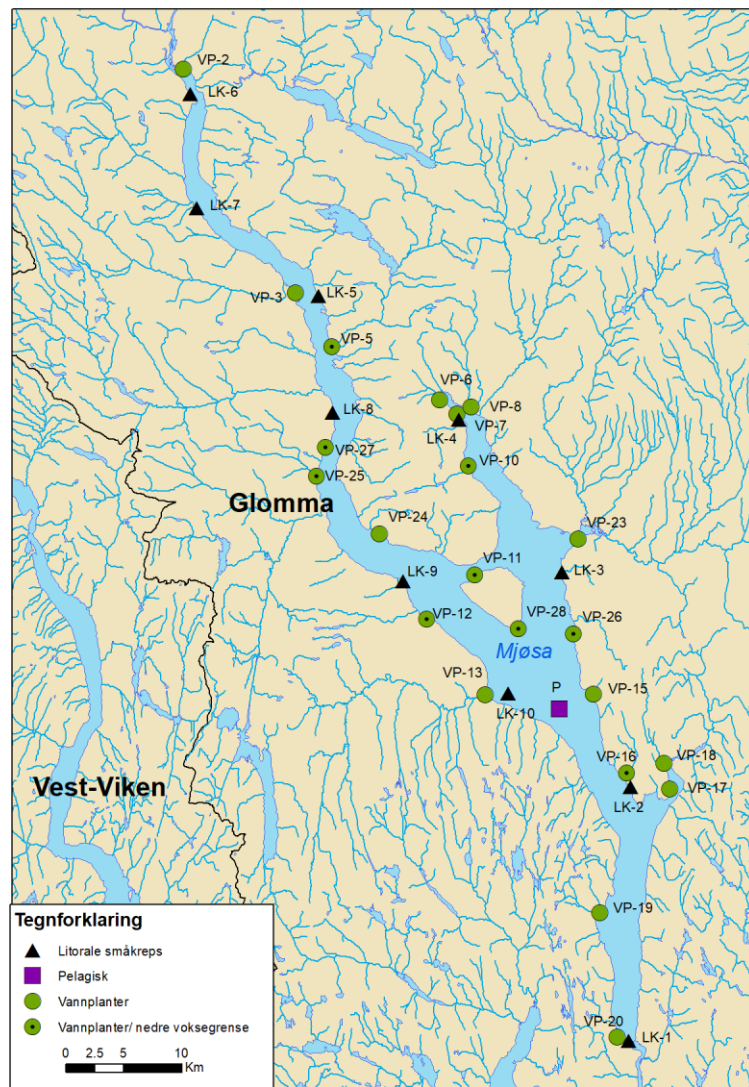
Litorale småkreps		
Vangsvatnet		
Stasjon	Breddegrad	lengdegrad
LK-1A	60,6220	6,2855
LK-1B	60,6222	6,2847
LK-2B	60,6043	6,3592
LK-3A	60,6237	6,4195
LK-3B	60,6242	6,4194
LK-4B	60,6184	6,3750
LK-5B	60,6263	6,3082

Det er tatt to småkrepsprøver på hver stasjon (A og B), disse er tatt forholdsvis tett slik at de fleste A og B prøvene er angitt med samme koordinat. I kartene er stasjonene illustrert med ett punkt. For Byglandsfjord er stasjonene 4, 5, 6, 7 tatt i Åraksfjorden, se kart nedenfor.

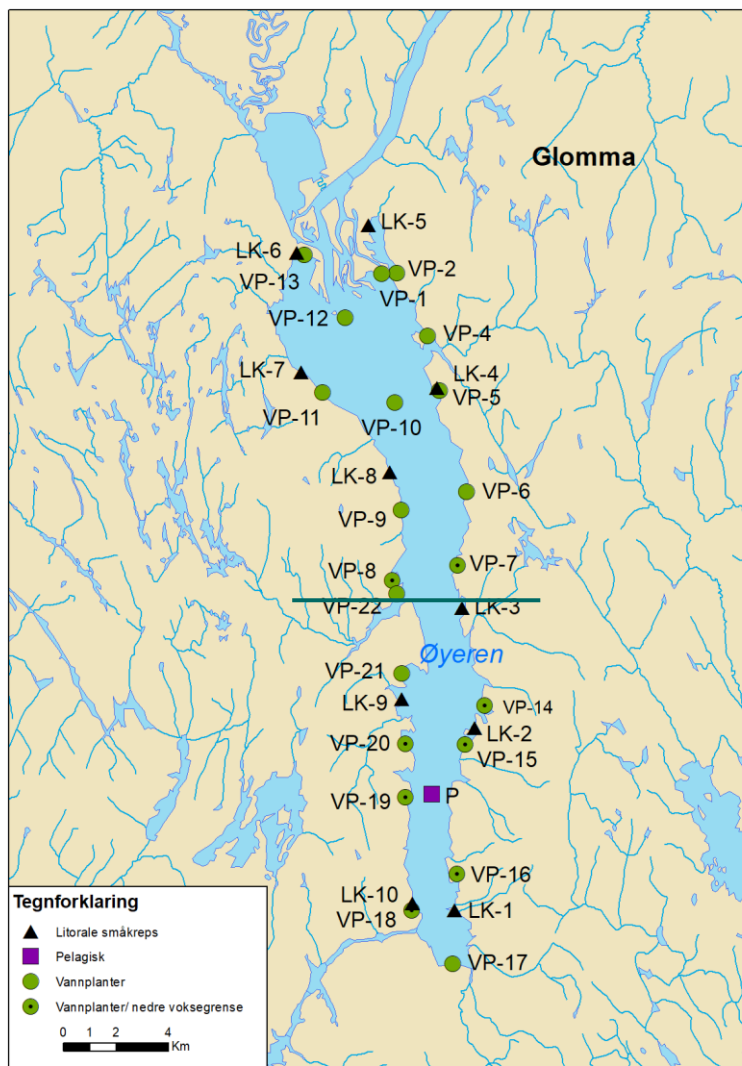
Gjende



Mjøsa

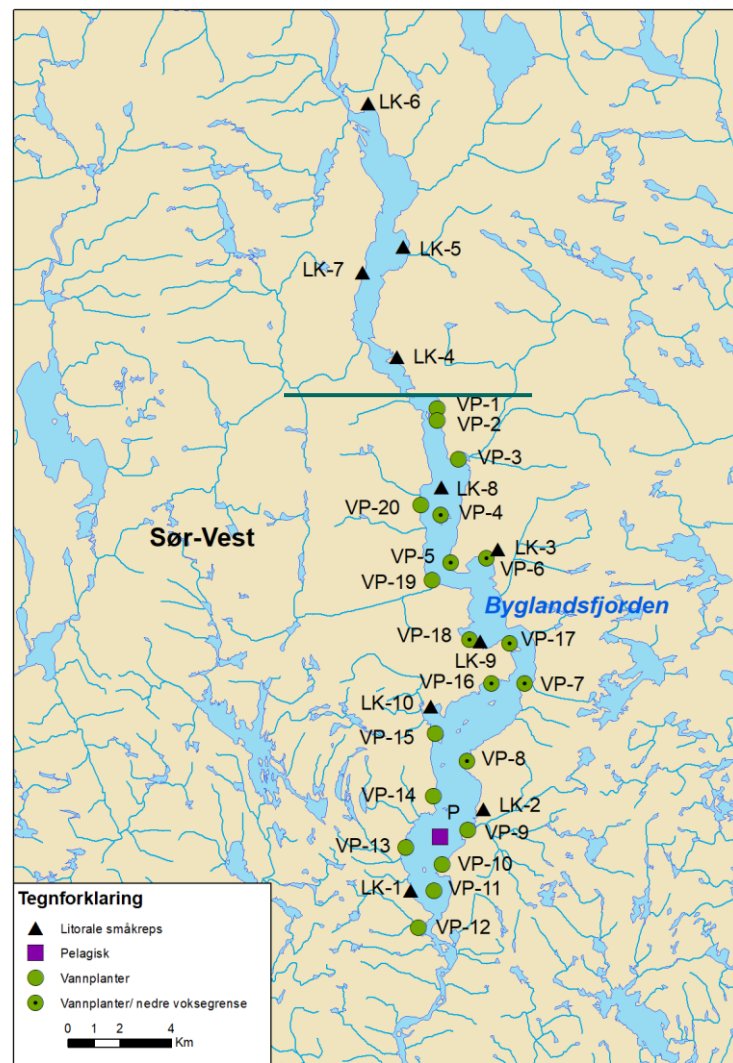


Øyeren*



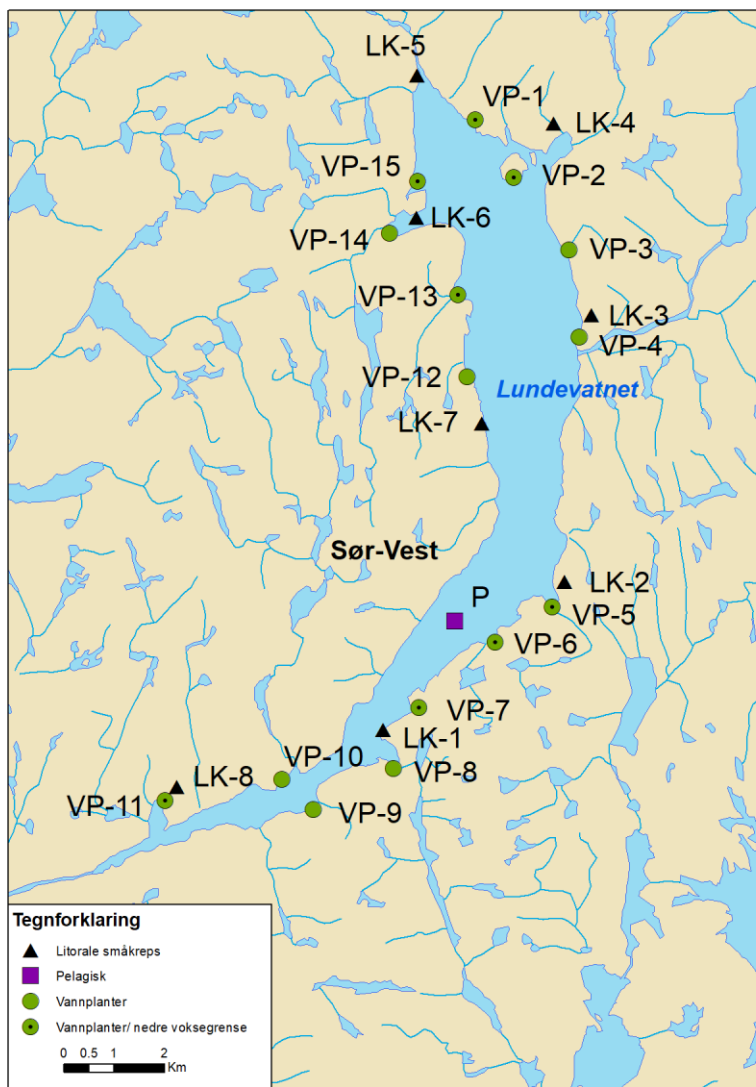
*horisontal strek markerer skille mellom Øyeren-nord og Øyeren-Sør

Byglandsfjorden*

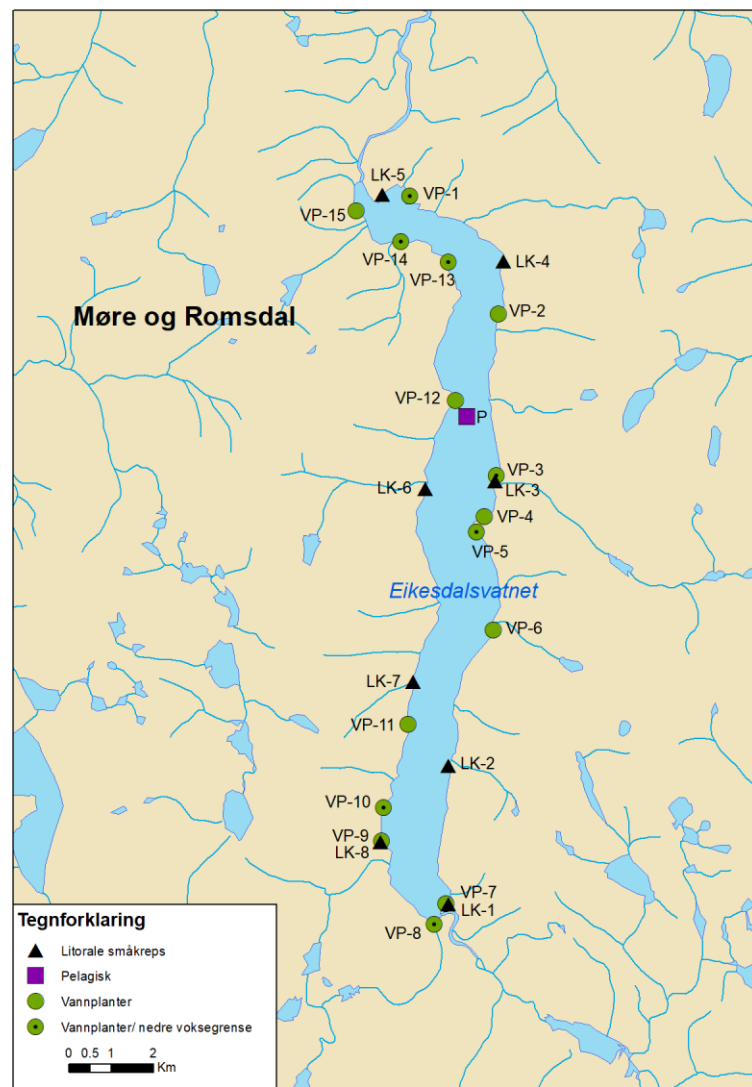


*horisontal strek markerer skille mellom Byglandsfjorden og Åraksfjorden

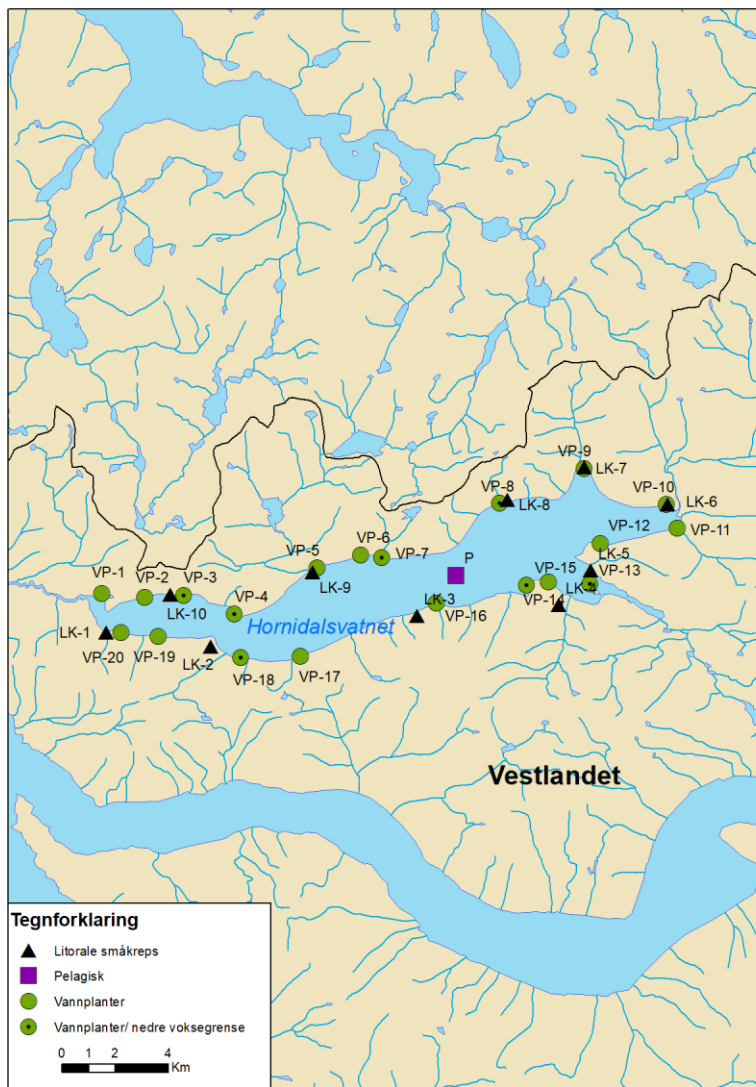
Lundevatnet



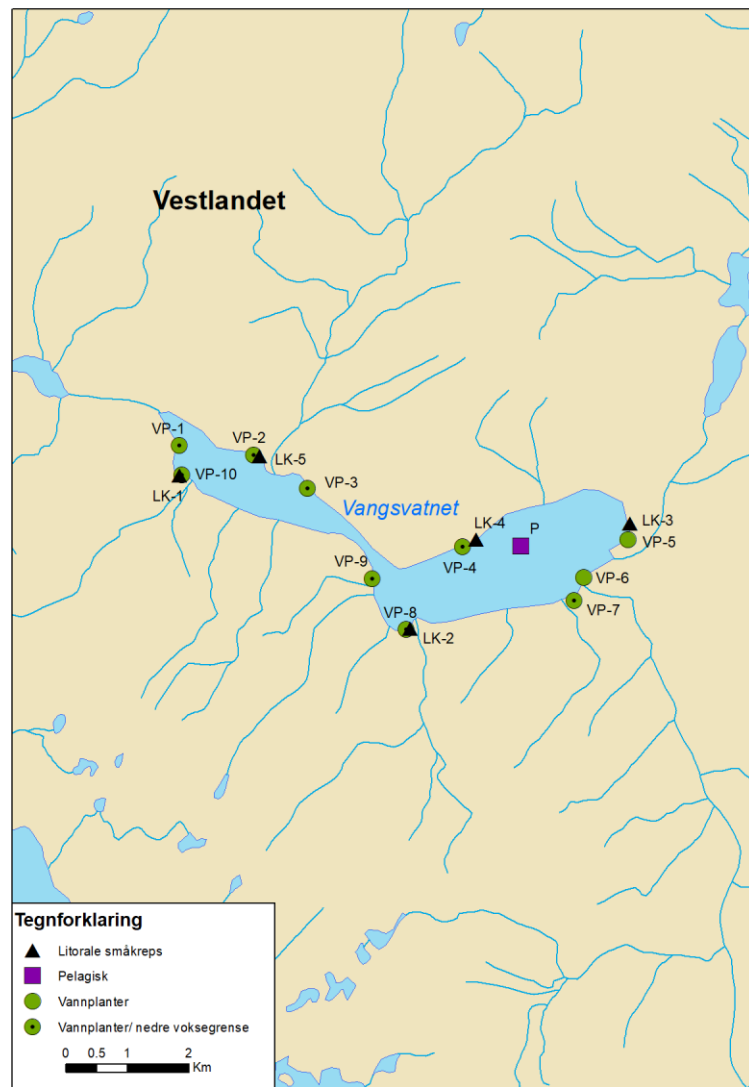
Eikesdalsvatnet



Hornindalsvatnet



Vangsvatnet



Selbusjøen



Vedlegg C. Vannkjemiske data fra blandprøver, samt siktedyp

Gjende

		Epilimnion 0-10m					
Parameter	unit	10.7.17	7.8.17	11.9.17	min	middel	max
pH	pH	6,88	6,76	6,73	6,73	6,79	6,88
KOND	mS/m	1,12	1,03	1,18	1,03	1,11	1,18
ALK	mmol/l	0,103	0,094	0,107	0,094	0,101	0,107
TURB860	FNU	0,94	1,14	5,30	0,94	2,46	5,3
FARG	mg Pt/l	<2	2	3	1	2	3
Tot-P/L	µg P/l	5	13	24	5	14	24
PO4-P	µg P/l	3	<1	7	0,5	3,5	7
Tot-N/L	µg N/l	280	87	325	87	231	325
NH4-N	µg N/l	7	<2	48	1	18,7	48
NO3-N	µg N/l	39	35	31	31	35	39
TOC	mg C/l	0,88	0,38	0,83	0,38	0,70	0,88
Cl	mg/l	0,27	0,20	0,38	0,2	0,28	0,38
SO4	mg/l	0,87	1,00	0,88	0,87	0,92	1
Al/R	µg/l	<5	<5	10	2,5	5	10
Al/II	µg/l	<5	<5	<5	2,5	2,5	2,5
L-Al	µg/l	0	0	7,5	0	2,5	7,5
Al (total)	µg/l	24,8	22,4	80,8	22,4	42,67	80,8
Ca	mg/l	1,26	1,34	1,25	1,25	1,28	1,34
K	mg/l	0,21	0,15	0,24	0,15	0,2	0,24
Mg	mg/l	0,24	0,27	0,29	0,24	0,27	0,29
Na	mg/l	0,41	0,35	0,52	0,35	0,43	0,52
KLA/S	µg/l	0,78	0,47	1,10	0,47	0,78	1,1
ANC	µEkv/L	77,28	79,16	83,71	77,28	80,05	83,71
Siktedyp	m	5,5	5,2	5,8	5,2	5,5	5,8

		Hypolimnion (20-130m)					
Parameter	unit	10.7.17	7.8.17	11.9.17	min	middel	max
pH	pH	6,87	6,81	6,76	6,76	6,81	6,87
KOND	mS/m	1,16	1,11	1,19	1,11	1,15	1,19
ALK	mmol/l	0,104	0,101	0,104	0,101	0,103	0,104
TURB860	FNU	1,10	0,77	0,98	0,77	0,95	1,1
FARG	mg Pt/l	<2	2,6	<2	1	1,53	2,6
Tot-P/L	µg P/l	8	12		8	10	12
PO4-P	µg P/l	6	2	2	2	3,3	6
Tot-N/L	µg N/l	305	150	220	150	225	305
NH4-N	µg N/l	19	14	29	14	20,7	29
NO3-N	µg N/l	44	46	38	38	42,7	46
TOC	mg C/l	0,96	0,46	0,83	0,46	0,75	0,96
Cl	mg/l	0,29	0,28	0,39	0,28	0,32	0,39
SO4	mg/l	0,90	1,02	0,88	0,88	0,93	1,02
Al/R	µg/l	<5	<5	7	2,5	4	7
Al/II	µg/l	<5	<5	<5	2,5	2,5	2,5
L-Al	µg/l	0	0	4,5	0	1,5	4,5
Al (total)	µg/l	40,3	25,4	25,9	25,4	30,5	40,3
Ca	mg/l	1,14	1,23	1,27	1,14	1,21	1,27
K	mg/l	0,20	0,18	0,21	0,18	0,20	0,21
Mg	mg/l	0,25	0,28	0,30	0,25	0,28	0,3
Na	mg/l	0,43	0,41	0,54	0,41	0,46	0,54
ANC	µEkv/L	71	74	85	71,00	76,67	85,00

For verdier under deteksjonsgrensen er halve deteksjonsgrensen brukt til å beregne min-, middel- og maksimumverdi

Mjøsa, Skeia

		Epilimnion 0-10m											min	middel	max	
Parameterenhet		10.5.17	30.5.17	13.6.17	29.6.17	11.7.17	26.7.17	8.8.17	24.8.17	13.9.17	26.9.17	10.10.17	26.10.17			
pH	pH	7,1		7,38		7,24		7,32		7,28		7,31		7,1	7,27	7,38
KOND	mS/m	4,43		5,26		4,16		4,11		4,11		4,14		4,11	4,37	5,26
ALK	mmol/l	0,246		0,268		0,255		0,260		0,257		0,302		0,246	0,265	0,302
TURB860	FNU	<0,30		0,67		0,47		0,45		0,55		<0,30		0,15	0,41	0,67
FARG	mg Pt/l	11		13		12		11		10		11		10	11,3	13
Tot-P/L	µg P/l	2	3	4	10	4	6	5	5	4	5	3	3	2	4,5	10
PO4-P	µg P/l	<1	<1	3	<1	<1	<1	1	1	<1	2	2	<1	0,5	1,04	3
Tot-N/L	µg N/l	585	540	515	420	475	395	390	400	430	420	440	460	390	456	585
NH4-N	µg N/l	<2	6	<2	9	16	11	5	5	6	<2	<2	4	1	5,5	16
NO3-N	µg N/l	390	400	360	260	310	240	260	260	300	290	280	310	240	305	400
TOC	mg C/l	2,1	1,8	2	2,1	2,1	2,1	1,8	1,9	1,9	1,9	2	2	1,8	1,98	2,1
Cl	mg/l	1,4		1,33		1,38		1,26		1,35		1,28		1,26	1,33	1,4
SO4	mg/l	3,82		3,59		3,74		3,40		3,62		3,59		3,4	3,63	3,82
Al/R	µg/l	5		12		5		<5		<5		8		2,5	5,83	12
Al/Il	µg/l	<5		<5		<5		<5		<5		<5		2,5	2,5	2,5
L-Al	µg/l	2,5		9,5		2,5		0		0		5,5		0	3,3	9,5
Ca	mg/l	5,89		5,51		5,08		4,99		5,61		5,39		4,99	5,41	5,89
K	mg/l	0,68		0,67		0,61		0,69		0,64		0,62		0,61	0,65	0,69
Mg	mg/l	0,75		0,74		0,69		0,69		0,75		0,71		0,69	0,72	0,75
Na	mg/l	1,15		1,09		1,13		1,06		1,15		1,11		1,06	1,12	1,15
Silicium	mg/l	1,19		1,16		1,14		1,14		0,92		0,94		0,915	1,08	1,19
KLA/S	µg/l	<0,31	1,3	1,1*	2,10	1,10	2,00	2,30	2,70	2,30	3,00	2,40	2,10	0,16	1,88	3
ANC	µEkv/L	276		262		236		245		273		261		236	259	276
Siktedyp	m	14,5	9,8	7,5	6,5	8,6	7,8	6,6	7,8	9,1	9,0	9,0	10,2	6,5	8,9	14,5

		Hypolimnion (20-443m)							min	middel	max
Parameterenhet		10.5.17	13.6.17	11.7.17	8.8.17	13.9.17	10.10.17				
pH	pH	7,29	7,33	7,33	7,41	7,30	7,33	7,29	7,33	7,41	
KOND	mS/m	4,56	4,61	4,50	4,64	4,52	4,60	4,5	4,57	4,64	
ALK	mmol/l	0,267	0,273	0,268	0,324	0,269	0,275	0,267	0,279	0,324	
TURB860	FNU	<0,30	<0,30	0,52	0,34	<0,30	<0,30	0,15	0,24	0,52	
FARG	mg Pt/l	10	11	10	11	10	9	9	10,2	11	
Tot-P/L	µg P/l	2	3	3	3	4	3	2	3	4	
PO4-P	µg P/l	<1	1	2	2	<1	2	0,5	1,3	2	
Tot-N/L	µg N/l	590	570	555	540	530	555	530	557	590	
NH4-N	µg N/l	<2	<2	<2	<2	<2	<2	1	1	1	
NO3-N	µg N/l	400	410	410	410	410	410	400	408	410	
TOC	mg C/l	2,2	1,9	2,1	1,9	1,9	1,9	1,9	2,0	2,2	
Cl	mg/l	1,42	1,48	1,45	1,46	1,50	1,44	1,42	1,46	1,5	
SO4	mg/l	3,85	3,85	3,87	3,92	4,08	4,08	3,85	3,94	4,08	
Al/R	µg/l	5	10	<5	<5	5	7	5	5,3	10	
Al/Il	µg/l	<5	<5	<5	<5	<5	<5	2,5	2,5	2,5	
L-Al	µg/l	2,5	7,5	0	0	2,5	4,5	0	2,8	7,5	
Ca	mg/l	5,99	5,73	5,74	5,80	6,21	5,97	5,73	5,91	6,21	
K	mg/l	0,69	0,68	0,60	0,65	0,69	0,67	0,6	0,66	0,69	
Mg	mg/l	0,75	0,75	0,71	0,76	0,81	0,77	0,71	0,76	0,81	
Na	mg/l	1,16	1,18	1,14	1,17	1,23	1,21	1,14	1,18	1,23	
Silicium	mg/l	1,19	1,11	1,21	1,22	1,22	1,21	1,11	1,19	1,22	
KLA/S	µg/l	n.a	n.a	n.a	n.a	n.a	n.a	n.a	n.a	n.a	
ANC	µEkv/L	280	265	259	267	291	276	259	273	291	

For verdier under deteksjonsgrensen er halve deteksjonsgrensen brukt til å beregne min-, middel- og maksimumverdi

*Analysert uakkreditert fordi vann ble filtrert to døgn etter prøvetaking

Øyeren

		Epilimnion 0-10m								
Parameter	unit	3.5.17	8.6.17	4.7.17	2.8.17	7.9.17	9.10.17	min	middel	max
pH	pH	7,22	6,92	7,40	7,30	7,20	7,25	6,92	7,215	7,4
KOND	mS/m	4,96	4,02	4,43	4,26	4,02	4,41	4,02	4,35	4,96
ALK	mmol/l	0,283	0,235	0,303	0,281	0,276	0,272	0,235	0,275	0,303
TURB860	FNU	4,10	1,80	1,80	2,20	1,50	4,80	1,5	2,7	4,8
FARG	mg Pt/l	36	26	18	16	31	35	16	27	36
Tot-P/L	µg P/l	10	10	14	8	8	10	8	10	14
PO4-P	µg P/l	5	3	8	2	1	5	1	4	8
Tot-N/L	µg N/l	575	445	505	380	395	490	380	465	575
NH4-N	µg N/l	9	10	19	5	14	30	5	14,5	30
NO3-N	µg N/l	420	230	200	180	210	250	180	248	420
TOC	mg C/l	5	3,7	3	2,7	4,1	4,1	2,7	3,77	5
Cl	mg/l	3,15	1,49	1,60	1,38	1,75	1,77	1,38	1,86	3,15
SO4	mg/l	4,61	3,23	3,43	3,34	3,40	3,28	3,23	3,55	4,61
Al/R	µg/l	19	9	<5	6	6	12	2,5	9,08	19
Al/II	µg/l	8	<5	<5	<5	<5	<5	2,5	3,42	8
L-Al	µg/l	11	6,5	0	3,5	3,5	9,5	0	5,67	11
Al (total)	µg/l	139	48,6	44,1	38,3	43,4	95	38,3	68,1	139
Ca	mg/l	5,72	4,78	5,51	5,17	5,38	5,47	4,78	5,34	5,72
K	mg/l	0,87	0,65	0,72	0,62	0,62	0,72	0,62	0,7	0,87
Mg	mg/l	0,96	0,73	0,78	0,75	0,74	0,83	0,73	0,80	0,96
Na	mg/l	2,02	1,26	1,39	1,26	1,36	1,54	1,26	1,47	2,02
KLA/S	µg/l	0,58	4,60	3,00	4,30	3,10	1,90	0,58	2,91	4,6
ANC	µEkv/L	260	244	287	269	269	290	244	270	290
Siktedyp	m	1,8	2,4	2,5	2,5	3	1,7	1,7	2,3	3

		Hypolimnion (20-65m)								
Parameter	unit	3.5.17	8.6.17	4.7.17	2.8.17	7.9.17	9.10.17	min	middel	max
pH	pH	7,27	7,08	7,33	7,26	7,14	7,27	7,08	7,23	7,33
KOND	mS/m	5,14	4,58	4,79	4,95	4,60	4,91	4,58	4,83	5,14
ALK	mmol/l	0,283	0,281	0,281	0,291	0,273	0,281	0,273	0,28	0,291
TURB860	FNU	6,10	2,40	2,10	2,10	1,40	3,00	1,4	2,85	6,1
FARG	mg Pt/l	36	32	28	32	32	33	28	32,17	36
Tot-P/L	µg P/l	12	10	13	9	8	9	8	10,17	13
PO4-P	µg P/l	7	4	4	4	1	5	1	4,17	7
Tot-N/L	µg N/l	605	560	610	575	530	570	530	575	610
NH4-N	µg N/l	5	3	8	<2	<2	15	1	5,5	15
NO3-N	µg N/l	470	330	320	370	380	340	320	368	470
TOC	mg C/l	5	4,5	3,8	4,4	4,1	4,2	3,8	4,3	5
Cl	mg/l	3,43	2,28	2,30	2,65	2,50	2,30	2,28	2,58	3,43
SO4	mg/l	4,76	3,48	3,53	3,65	3,78	3,45	3,45	3,78	4,76
Al/R	µg/l	19	15	8	9	7	12	7	11,67	19
Al/II	µg/l	8	<5	<5	<5	<5	6	2,5	4	8
L-Al	µg/l	11	12,5	5,5	6,5	4,5	6	4,5	7,7	12,5
Al (total)	µg/l	165	96,9	69,1	77	58,3	82,7	58,3	91,5	165
Ca	mg/l	5,87	5,03	5,48	5,57	5,80	5,89	5,03	5,61	5,89
K	mg/l	0,87	0,73	0,79	0,79	0,77	0,82	0,73	0,80	0,87
Mg	mg/l	0,98	0,86	0,89	0,95	0,91	0,95	0,86	0,92	0,98
Na	mg/l	2,13	1,73	1,78	1,98	1,65	1,83	1,65	1,85	2,13
ANC	µEkv/L	258,9	255,2	283,0	285,1	279,3	311,5	255,2	278,8	311,5

For verdier under deteksjonsgrensen er halve deteksjonsgrensen brukt til å beregne min-, middel- og maksimumverdi

Byglandsfjorden

		Epilimnion 0-10m						min	middel	max
Parameter	unit	14.5.17	5.6.17	17.7.17	15.8.17	19.9.17	16.10.17			
pH	pH	6,41	5,73	6,15	6,24	6,22	5,82	5,73	6,10	6,41
KOND	mS/m	1,29	1,42	1,12	1,11	1,17	1,15	1,11	1,21	1,42
ALK	mmol/l	0,064	0,052	0,051	0,053	0,064	0,053	0,051	0,056	0,064
TURB860	FNU	0,53	0,45	0,52	<0,30	<0,30	<0,30	0,15	0,33	0,53
FARG	mg Pt/l	10	14	15	13	17	25	10	15,7	25
Tot-P/L	µg P/l	6	3	3	2	5	4	2	3,83	6
PO4-P	µg P/l	5	<1	<1	<1	<1	<1	0,5	1,25	5
Tot-N/L	µg N/l	160	155	141	146	150	140	140	149	160
NH4-N	µg N/l	<2	10	<2	4	4	7	1	4,5	10
NO3-N	µg N/l	45	56	38	41	33	39	33	42	56
TOC	mg C/l	2,7	2,1	2,2	1,9	2,5	2,9	1,9	2,38	2,9
Cl	mg/l	1,88	1,90	1,44	1,77	1,49	1,32	1,32	1,63	1,9
SO4	mg/l	0,85	0,75	0,55	0,68	0,60	0,60	0,55	0,67	0,85
Al/R	µg/l	32	50	36	37	39	57	32	41,83	57
Al/II	µg/l	19	28	25	28	26	37	19	27,17	37
L-Al	µg/l	13	22	11	9	13	20	9	14,67	22
Al (total)	µg/l	70,7	80,6	87,2	67,9	86,1	118	67,9	85,1	118
Ca	mg/l	1,08	0,52	0,62	0,63	0,71	0,75	0,52	0,72	1,08
K	mg/l	0,15	0,13	0,12	0,12	0,12	0,12	0,12	0,13	0,15
Mg	mg/l	0,16	0,17	0,14	0,17	0,20	0,19	0,14	0,17	0,2
Na	mg/l	1,13	1,24	1,04	1,04	1,10	1,05	1,04	1,1	1,24
KLA/S	µg/l	0,72	1,40	1,40	0,94*	1,30	0,39	0,39	1,03	1,4
ANC	µEkv/L	46,1	24,0	36,0	26,7	45,9	49,3	24,0	38,0	49,3
Siktedyp	m	8,5	8,2	5,3	5,4	6,5	5,5	5,3	6,6	8,5

		Hypolimnion (20-157m)						min	middel	max
Parameter	unit	14.5.17	5.6.17	17.7.17	15.8.17	19.9.17	16.10.17			
pH	pH	6,28	5,94	6,18	6,28	6,19	6,07	5,94	6,16	6,28
KOND	mS/m	1,30	1,33	1,26	1,47	1,30	1,27	1,26	1,32	1,47
ALK	mmol/l	0,058	0,055	0,055	0,058	0,06	0,054	0,054	0,06	0,06
TURB860	FNU	0,40	<0,30	0,43	<0,30	<0,30	<0,30	0,15	0,24	0,43
FARG	mg Pt/l	10	10	10	10	8	13	8	10,2	13
Tot-P/L	µg P/l	7	3	2	4	4	3	2	3,83	7
PO4-P	µg P/l	6	<1	<1	2	<1	1	0,5	1,75	6
Tot-N/L	µg N/l	165	141	160	245	160	140	140	169	245
NH4-N	µg N/l	7	13	<2	38	9	14	1	13,7	38
NO3-N	µg N/l	72	66	57	80	59	53	53	64,5	80
TOC	mg C/l	1,7	1,5	1,5	1,7	1,5	1,8	1,5	1,62	1,8
Cl	mg/l	1,97	1,76	1,67	2,70	1,81	1,64	1,64	1,93	2,7
SO4	mg/l	0,89	0,80	0,68	0,91	0,69	0,65	0,65	0,77	0,91
Al/R	µg/l	34	39	27	53	27	35	27	35,83	53
Al/II	µg/l	20	20	19	34	15	23	15	21,83	34
L-Al	µg/l	14	19	8	19	12	12	8	14	19
Al (total)	µg/l	68,6	64,2	63,5	67,3	59,5	76	59,5	66,5	76
Ca	mg/l	0,83	0,53	0,62	0,73	0,81	0,69	0,53	0,70	0,83
K	mg/l	0,15	0,12	0,12	0,15	0,13	0,14	0,12	0,14	0,15
Mg	mg/l	0,18	0,17	0,16	0,21	0,21	0,18	0,16	0,19	0,21
Na	mg/l	1,17	1,17	1,12	1,46	1,19	1,16	1,12	1,21	1,46
ANC	µEkv/L	31,7	23,4	30,5	20,2	43,1	39,7	20,2	31,4	43,1

For verdier under deteksjonsgrensen er halve deteksjonsgrensen brukt til å beregne min-, middel- og maksimumverdi

*Klorofyllprøven ble oppbevart i romtemperatur i lang tid

Lundevatnet

		Epilimnion 0-10m								
Parameter	unit	15.5.17	6.6.17	18.7.17	16.8.17	20.9.17	16.10.17	min	middel	max
pH	pH	5,62	5,50	5,66	5,75	5,79	5,54	5,5	5,64	5,79
KOND	mS/m	1,91	2,01	1,84	1,84	1,85	1,73	1,73	1,86	2,01
ALK	mmol/l	0,041	0,042	0,042	0,045	0,048	0,042	0,041	0,04	0,048
TURB860	FNU	<0,30	<0,30	<0,30	0,32	<0,30	<0,30	0,15	0,18	0,32
FARG	mg Pt/l	11	10	12	16	20	25	10	15,7	25
Tot-P/L	µg P/l	3	3	2	3	8	5	2	4	8
PO4-P	µg P/l	1	<1	<1	<1	<1	1	0,5	0,67	1
Tot-N/L	µg N/l	225	200	200	225	210	160	160	203	225
NH4-N	µg N/l	9	16	<2	8	10	20	1	10,7	20
NO3-N	µg N/l	130	120	94	120	96	87	87	108	130
TOC	mg C/l	1,6	1,4	1,6	2	2,5	2,5	1,4	1,93	2,5
Cl	mg/l	4,19	3,88	3,45	4,35	3,68	3,06	3,06	3,77	4,35
SO4	mg/l	1,03	0,94	0,75	0,96	0,81	0,75	0,75	0,87	1,03
Al/R	µg/l	55	65	44	32	58	63	32	52,83	65
Al/II	µg/l	21	22	22	25	35	39	21	27,33	39
L-Al	µg/l	34	43	22	7	23	24	7	25,50	43
Al (total)	µg/l	87,2	87,2	86,1	98,7	115	125	86,1	99,9	125
Ca	mg/l	0,46	0,38	0,39	0,44	0,53	0,39	0,38	0,43	0,53
K	mg/l	0,15	0,13	0,11	0,13	0,13	0,12	0,11	0,13	0,15
Mg	mg/l	0,27	0,27	0,24	0,29	0,28	0,23	0,23	0,26	0,29
Na	mg/l	2,17	2,25	2,09	2,19	2,36	2,07	2,07	2,19	2,36
KLA/S	µg/l	<0,31	0,63	1,10	0,95*	0,89	<0,31	0,15	0,65	1,1
ANC	µEkv/L	-5,6	4,7	13,2	-6,9	27,9	23,3	-6,9	9,5	27,9
Siktedyp	m	7,8	7,8	7	5,4	5,1	4,1	4,1	6,2	7,8

		Hypolimnion (20-300m)								
Parameter	unit	15.5.17	6.6.17	18.7.17	16.8.17	20.9.17	16.10.17	min	middel	max
pH	pH	5,50	5,33	5,51	5,66	5,54	5,49	5,33	5,51	5,66
KOND	mS/m	1,92	2,02	1,91	1,95	1,94	2,30	1,91	2,01	2,3
ALK	mmol/l	0,038	0,037	0,035	0,039	0,039	0,04	0,035	0,038	0,04
TURB860	FNU	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	0,33	0,15	0,18	0,33
FARG	mg Pt/l	11	10	11	11	10	14	10	11,17	14
Tot-P/L	µg P/l	4	4	3	6	5	5	3	4,5	6
PO4-P	µg P/l	2	<1	1	4	1	3	0,5	1,92	4
Tot-N/L	µg N/l	210	200	205	295	220	230	200	227	295
NH4-N	µg N/l	7	13	2	30	8	28	2	15	30
NO3-N	µg N/l	130	130	110	140	110	110	110	122	140
TOC	mg C/l	1,6	1,4	1,3	1,6	1,6	1,8	1,3	1,55	1,8
Cl	mg/l	4,18	3,84	3,55	4,65	3,90	4,54	3,55	4,11	4,65
SO4	mg/l	0,99	0,94	0,76	0,98	0,82	0,91	0,76	0,9	0,99
Al/R	µg/l	57	67	48	30	48	50	30	50	67
Al/II	µg/l	22	22	21	22	22	26	21	22,5	26
L-Al	µg/l	35	45	27	8	26	24	8	27,5	45
Al (total)	µg/l	85	85,9	83,5	86,4	87,8	99,4	83,5	88	99,4
Ca	mg/l	0,44	0,58	0,38	0,42	0,48	0,42	0,38	0,45	0,58
K	mg/l	0,15	0,15	0,11	0,15	0,13	0,17	0,11	0,14	0,17
Mg	mg/l	0,27	0,28	0,26	0,28	0,30	0,32	0,26	0,29	0,32
Na	mg/l	2,18	2,24	2,13	2,25	2,26	2,78	2,13	2,31	2,78
ANC	µEkv/L	-5,0	16,0	12,0	-15,9	15,3	17,6	-15,9	6,7	17,6

For verdier under deteksjonsgrensen er halve deteksjonsgrensen brukt til å beregne min-, middel- og maksimumverdi

*Klorofyllprøven ble oppbevart i romtemperatur i lang tid

Eikesdalsvatnet

		Epilimnion 0-10m								
Parameter	unit	22.5.17	20.6.17	24.7.17	28.8.17	25.9.17	23.10.17	min	middel	max
pH	pH	6,83	6,74	6,78	6,79	6,75	6,74	6,74	6,77	6,83
KOND	mS/m	2,45	2,17	1,95	1,87	2,02	2,17	1,87	2,11	2,45
ALK	mmol/l	0,096	0,098	0,089	0,108	0,087	0,092	0,087	0,095	0,108
TURB860	FNU	<0,30	<0,30	0,46	0,31	<0,30	<0,30	0,15	0,23	0,46
FARG	mg Pt/l	<2	<2	<2	<2	<2	<2	1	1	1
Tot-P/L	µg P/l	1	1	2	3	2	<1	0,5	1,58	3
PO4-P	µg P/l	<1	3	<1	1	<1	<1	0,5	1	3
Tot-N/L	µg N/l	170	145	123	109	100	140	100	131	170
NH4-N	µg N/l	5	<2	<2	<2	<2	4	1	2,17	5
NO3-N	µg N/l	130	91	69	71	71	81	69	86	130
TOC	mg C/l	1,2	0,51	0,5	0,46	0,48	0,47	0,46	0,60	1,2
Cl	mg/l	2,68	2,07	1,7	1,9	1,9	2,0	1,7	2,03	2,68
SO4	mg/l	3,15	2,33	2,2	2,32	2,40	2,43	2,2	2,47	3,15
Al/R	µg/l	6	6	7	<5	<5	<5	2,5	4,42	7
Al/II	µg/l	<5	<5	<5	<5	<5	<5	2,5	2,5	2,5
L-Al	µg/l	3,5	3,5	4,5	0	0	0	0	1,92	4,5
Al (total)	µg/l	9,3	12,8	13,6	12,6	10,2	9	9	11,25	13,6
Ca	mg/l	2,04	1,39	1,32	1,55	1,57	1,71	1,32	1,60	2,04
K	mg/l	0,45	0,36	0,32	0,33	0,34	0,37	0,32	0,36	0,45
Mg	mg/l	0,28	0,23	0,22	0,22	0,23	0,26	0,22	0,24	0,28
Na	mg/l	1,7	1,54	1,34	1,31	1,36	1,53	1,31	1,46	1,7
KLA/S	µg/l	1,2	1	0,51	0,70	0,79	1,20	0,51	0,9	1,2
ANC	µEkv/L	59,8	51,0	51,7	54,7	57,0	70,5	51,0	57,4	70,5
Siktedyp	m	22,5	14	14,75	16,9	13,5+	14+	13,5	15,9	22,5

		Hypolimnion (20-145m)								
Parameter	unit	22.5.17	20.6.17	24.7.17	28.8.17	25.9.17	23.10.17	min	middel	max
pH	pH	6,74	6,75	6,82	6,78	6,80	6,74	6,74	6,77	6,82
KOND	mS/m	2,47	2,44	2,48	2,47	2,52	2,49	2,44	2,48	2,52
ALK	mmol/l	0,095	0,101	0,138	0,104	0,098	0,105	0,095	0,11	0,138
TURB860	FNU	0,41	<0,30	0,30	<0,30	<0,30	<0,30	0,15	0,22	0,41
FARG	mg Pt/l	<2	<2	<2	<2	<2	<2	1	1,17	2
Tot-P/L	µg P/l	3	2	4	5	3	1	1	3	5
PO4-P	µg P/l	2	1	<1	3	<1	<1	0,5	1,25	3
Tot-N/L	µg N/l	180	180	200	195	190	180	180	188	200
NH4-N	µg N/l	5	<2	2	<2	<2	4	1	2,33	5
NO3-N	µg N/l	130	100	110	120	110	100	100	112	130
TOC	mg C/l	0,54	0,55	0,68	0,56	0,62	0,53	0,53	0,58	0,68
Cl	mg/l	2,68	2,22	2,22	2,7	2,6	2,4	2,22	2,45	2,68
SO4	mg/l	3,16	2,65	2,83	3,02	2,98	2,75	2,65	2,90	3,16
Al/R	µg/l	5	7	6	11	<5	<5	2,5	5,67	11
Al/II	µg/l	<5	6	<5	<5	<5	<5	2,5	3,08	6
L-Al	µg/l	2,5	1	3,5	8,5	0	0	0	2,58	8,5
Al (total)	µg/l	7,7	8,1	7,4	7,3	6,3	6,6	6,3	7,23	8,1
Ca	mg/l	2,10	1,65	1,62	2,06	2,01	1,92	1,62	1,89	2,1
K	mg/l	0,46	0,40	0,39	0,42	0,41	0,42	0,39	0,42	0,46
Mg	mg/l	0,28	0,25	0,25	0,29	0,28	0,29	0,25	0,27	0,29
Na	mg/l	1,71	1,69	1,63	1,69	1,71	1,76	1,63	1,70	1,76
ANC	µEkv/L	63,2	61,7	52,8	64,7	66,3	75,7	52,8	64,1	75,7

For verdier under deteksjonsgrensen er halve deteksjonsgrensen brukt til å beregne min-, middel- og maksimumverdi

Hornindalsvatnet

		Epilimnion 0-10m								
Parameter	unit	8.5.17	13.6.17	3.7.17	31.7.17	4.9.17	2.10.17	min	middel	max
pH	pH	6,66		6,47	6,65	6,62	6,72	6,47	6,62	6,72
KOND	mS/m	2,47		1,79	1,86	1,84	1,96	1,79	1,98	2,47
ALK	mmol/l	0,081		0,071	0,070	0,071	0,079	0,07	0,074	0,081
TURB860	FNU	0,73		<0,30	0,36	<0,30	<0,30	0,15	0,31	0,73
FARG	mg Pt/l	5		5	5	5	4	4	4,8	5
Tot-P/L	µg P/l	<1	2	4	4	2	3	0,5	2,58	4
PO4-P	µg P/l	<1	1	<1	<1	<1	2	0,5	0,83	2
Tot-N/L	µg N/l	195	170	170	160	160	150	150	168	195
NH4-N	µg N/l	5	<2	<2	<2	3	6	1	2,83	6
NO3-N	µg N/l	180	100	95	78	87	94	78	106	180
TOC	mg C/l	1	0,88	1,1	1	0,98	0,98	0,88	0,99	1,1
Cl	mg/l	4,78	2,98	2,82	2,70	3,17	3,37	2,7	3,30	4,78
SO4	mg/l	1,68	1,01	1,05	1,04	1,21	1,24	1,01	1,21	1,68
Al/R	µg/l	17		14	15	14	16	14	15,2	17
Al/II	µg/l	<5		10	9	8	10	2,5	7,9	10
L-Al	µg/l	14,5	0	4	6	6	6	0	6,08	14,5
Al (total)	µg/l	31,3	34,2	33,2	31,3	28,9	27,7	27,7	31,1	34,2
Ca	mg/l	1,08	0,96	0,69	0,56	1,04	0,99	0,56	0,89	1,08
K	mg/l	0,34	0,28	0,19	0,26	0,30	0,29	0,19	0,28	0,34
Mg	mg/l	0,39	0,29	0,29	0,27	0,35	0,32	0,27	0,32	0,39
Na	mg/l	2,29	1,85	1,84	1,77	1,99	1,82	1,77	1,93	2,29
KLA/S	µg/l	0,52	0,83*	1,40	2,00	1,40	1,30	0,52	1,24	2
ANC	µEkv/L	11,6	47,1	35,0	30,4	54,1	34,7	11,6	35,5	54,1
Siktedyp	m	12,5	12,5	11,7	9	10,5	11,0	9	11,2	12,5

		Hypolimnion (20-500m)								
Parameter	unit	8.5.17	13.6.17	3.7.17	31.7.17	4.9.17	2.10.17	min	middel	max
pH	pH	6,4	6,42	6,48	6,47	6,46	6,47	6,4	6,45	6,48
KOND	mS/m	2,04	2,34	1,97	2,42	1,97	2,02	1,97	2,13	2,42
ALK	mmol/l	0,073	<0,030	0,065	0,066	0,067	0,064	0,015	0,06	0,073
TURB860	FNU	<0,30	<0,30	<0,30	0,7	<0,30	<0,30	0,15	0,24	0,7
FARG	mg Pt/l	5	5	5	5	5	4	4	4,83	5
Tot-P/L	µg P/l	2	2	5	10	3	3	2	4,17	10
PO4-P	µg P/l	<1	2	<1	5	<1	1	0,5	1,58	5
Tot-N/L	µg N/l	200	195	230	270	230	210	195	223	270
NH4-N	µg N/l	2	<2	<2	<2	3	<2	1	1,5	3
NO3-N	µg N/l	180	130	130	130	160	150	130	147	180
TOC	mg C/l	1,1	0,88	1	1,2	1	0,91	0,88	1,02	1,2
Cl	mg/l	3,76	3,14	3,11	3,92	3,52	3,69	3,11	3,52	3,92
SO4	mg/l	1,56	1,08	1,14	1,32	1,25	1,34	1,08	1,28	1,56
Al/R	µg/l	16	17	13	14	9	16	9	14,2	17
Al/II	µg/l	<5	9	8	8	6	10	2,5	7,25	10
L-Al	µg/l	13,5	8	5	6	3	6	3	6,92	13,5
Al (total)	µg/l	30,7	30,1	30,1	35,8	29,7	29,1	29,1	30,92	35,8
Ca	mg/l	0,95	0,69	0,85	0,78	0,91	0,95	0,69	0,86	0,95
K	mg/l	0,32	0,30	0,31	0,31	0,31	0,30	0,3	0,31	0,32
Mg	mg/l	0,33	0,31	0,33	0,38	0,36	0,35	0,31	0,34	0,38
Na	mg/l	1,95	1,93	2,06	2,41	1,91	1,91	1,91	2,03	2,41
ANC	µEkv/L	16,1	31,2	46,3	35,6	29,3	24,2	16,1	30,4	46,3

For verdier under deteksjonsgrensen er halve deteksjonsgrensen brukt til å beregne min-, middel- og maksimumverdi

Manglete parametere, epilimnion 13.6.17, skyldes at prøven ble surgjort

Vangsvatnet

		Epilimnion 0-10m								
Parameter	unit	10.5.17	15.6.17	6.7.17	3.8.17	8.9.17	6.10.17	min	middel	max
pH	pH	6,72	6,46	6,47	6,56	6,33	6,45	6,33	6,50	6,72
KOND	mS/m	2,78	1,23	1,06	1,01	1,12	1,37	1,01	1,43	2,78
ALK	mmol/l	0,103	0,063	0,064	0,068	0,097	0,078	0,063	0,08	0,103
TURB860	FNU	0,61	0,50	0,32	0,54	0,34	1,10	0,32	0,57	1,1
FARG	mg Pt/l	9	6	5	6	7	12	5	7,5	12
Tot-P/L	µg P/l	3	3	3	3	3	7	3	3,67	7
PO4-P	µg P/l	1	<1	<1	<1	<1	4	0,5	1,17	4
Tot-N/L	µg N/l	345	123	93	93	131	210	93	166	345
NH4-N	µg N/l	32	13	<2	7	22	36	1	18,5	36
NO3-N	µg N/l	230	57	36	26	35	75	26	76,5	230
TOC	mg C/l	1,4	0,75	0,74	0,78	0,99	1,4	0,74	1,01	1,4
Cl	mg/l	4,87	1,74	1,19	0,97	1,02	1,23	0,97	1,84	4,87
SO4	mg/l	1,36	0,56	0,58	0,56	0,67	0,72	0,56	0,74	1,36
Al/R	µg/l	19	13	9	8	9	13	8	11,83	19
Al/II	µg/l	9	<5	<5	<5	6	9	2,5	5,25	9
L-Al	µg/l	10	10,5	6,5	5,5	3	4	3	6,58	10,5
Al (total)	µg/l	38,1	33,4	24,2	24,4	25,8	47,4	24,2	32,22	47,4
Ca	mg/l	1,85	0,54	0,52	0,56	1,06	0,82	0,52	0,89	1,85
K	mg/l	0,43	0,19	0,15	0,16	0,21	0,27	0,15	0,24	0,43
Mg	mg/l	0,44	0,18	0,14	0,15	0,21	0,23	0,14	0,23	0,44
Na	mg/l	2,37	1,05	0,88	0,81	0,90	1,05	0,81	1,18	2,37
KLA/S	µg/l	2,00	1,40	1,00	1,60	1,80	0,96	0,96	1,46	2
ANC	µEkv/L	60,4	27,4	31,3	38,7	69,4	57,3	27,4	47,5	69,4
Siktedyp	m	6,0	7,6	9,1	6	6,5	4,5	4,5	6,6	9,1

		Hypolimnion (20-50m)								
Parameter	unit	10.5.17	15.6.17	6.7.17	3.8.17	8.9.17	6.10.17	min	middel	max
pH	pH	6,68	6,41	6,41	6,52	6,27	6,51	6,27	6,47	6,68
KOND	mS/m	2,79	1,23	1,17	1,14	1,21	1,35	1,14	1,48	2,79
ALK	mmol/l	0,093	0,06	0,063	0,065	0,075	0,076	0,06	0,072	0,093
TURB860	FNU	0,56	0,55	0,46	0,55	<0,30	0,93	0,15	0,53	0,93
FARG	mg Pt/l	9	6	5	6	5	7	5	6,33	9
Tot-P/L	µg P/l	3	3	3	3	2	7	2	3,5	7
PO4-P	µg P/l	1	1	<1	<1	<1	6	0,5	1,58	6
Tot-N/L	µg N/l	350	113	117	111	138	190	111	170	350
NH4-N	µg N/l	28	3	9	18	22	19	3	16,5	28
NO3-N	µg N/l	240	62	52	47	60	81	47	90	240
TOC	mg C/l	1,4	0,84	0,8	0,68	0,7	1,2	0,68	0,94	1,4
Cl	mg/l	4,91	1,80	1,48	1,36	1,56	1,27	1,27	2,06	4,91
SO4	mg/l	1,36	0,58	0,55	0,57	0,57	0,69	0,55	0,72	1,36
Al/R	µg/l	18	13	9	9	9	13	9	11,8	18
Al/II	µg/l	10	<5	<5	6	6	9	2,5	6	10
L-Al	µg/l	8	10,5	6,5	3	3	4	3	5,83	10,5
Al (total)	µg/l	38,5	37,4	31,2	28,6	25,8	48	25,8	34,9	48
Ca	mg/l	1,76	0,45	0,51	0,59	0,67	0,85	0,45	0,81	1,76
K	mg/l	0,43	0,17	0,16	0,18	0,20	0,26	0,16	0,23	0,43
Mg	mg/l	0,44	0,17	0,16	0,18	0,21	0,23	0,16	0,23	0,44
Na	mg/l	2,40	1,07	0,99	0,97	1,07	1,02	0,97	1,25	2,4
ANC	µEkv/L	55,4	20,0	28,8	37,4	42,2	56,4	20,0	40,0	56,4

For verdier under deteksjonsgrensen er halve deteksjonsgrensen brukt til å beregne min-, middel- og maksimumverdi

Selbusjøen

		Epilimnion 0-10m						min	middel	max
Parameter	unit	23.5.17	19.6.17	25.7.17	29.8.17	26.9.17	24.10.17			
pH	pH	7,17	7,10	7,17	7,23	7,26	7,16	7,1	7,18	7,26
KOND	mS/m	3,05	2,61	2,60	2,72	2,83	2,87	2,6	2,78	3,05
ALK	mmol/l	0,208	0,179	0,230	0,201	0,213	0,226	0,179	0,210	0,23
TURB860	FNU	0,48	0,52	0,62	0,30	<0,30	<0,30	0,3	0,48	0,62
FARG	mg Pt/l	20	21	25	21	20	20	20	21,2	25
Tot-P/L	µg P/l	3	3	6	5	4	2	2	3,83	6
PO4-P	µg P/l	<1	1	<1	5	1	<1	1	2,33	5
Tot-N/L	µg N/l	180	160	170	150	150	180	150	165	180
NH4-N	µg N/l	<2	<2	4	3	4	<2	3	3,67	4
NO3-N	µg N/l	100	61	42	45	54	63	42	61	100
TOC	mg C/l	2,4	2,40	2,70	2,60	2,50	2,30	2,3	2,48	2,7
Cl	mg/l	2,08	1,72	1,34	1,60	1,61	1,57	1,34	1,65	2,08
SO4	mg/l	1,64	1,17	1,12	1,20	1,26	1,20	1,12	1,27	1,64
Al/R	µg/l	18	13	14	9	10	14	9	13	18
Al/II	µg/l	8	<5	6	<5	<5	7	6	7	8
L-Al	µg/l	10	10,5	8	6,5	7,5	7	6,5	8,25	10,5
Al (total)	µg/l	40	43,7	43,1	38,7	34,9	34,4	34,4	39,1	43,7
Ca	mg/l	3,83	2,76	2,75	3,25	3,31	3,40	2,75	3,22	3,83
K	mg/l	0,45	0,34	0,34	0,36	0,37	0,37	0,34	0,37	0,45
Mg	mg/l	0,57	0,46	0,46	0,51	0,53	0,54	0,46	0,51	0,57
Na	mg/l	1,28	1,17	1,09	1,16	1,15	1,21	1,09	1,18	1,28
KLA/S	µg/l	<0,31	1,40	1,70	1,60	0,96	0,57	0,57	1,25	1,7
ANC	µEkv/L	205	158	167	190	193	202	158	186	205
Siktedyp	m	6,5	4,5	6	5,5	3,5	4+	3,5	5	6,5

		Hypolimnion (20-196m)						min	middel	max
Parameter	unit	23.5.17	19.6.17	25.7.17	29.8.17	26.9.17	24.10.17			
pH	pH	7,2	7,23	7,14	7,19	7,20	7,11	7,11	7,18	7,23
KOND	mS/m	3,15	3,01	2,98	2,96	3,01	3,00	2,96	3,02	3,15
ALK	mmol/l	0,217	0,205	0,209	0,205	0,228	0,210	0,205	0,21	0,228
TURB860	FNU	0,73	0,39	0,64	<0,30	<0,30	<0,30	0,15	0,37	0,73
FARG	mg Pt/l	20	20	19	17	19	20	17	19,17	20
Tot-P/L	µg P/l	4	7	17	4	3	2	2	6,17	17
PO4-P	µg P/l	<1	3	13	<1	<1	1	0,5	3,08	13
Tot-N/L	µg N/l	225	215	195	190	180	180	180	198	225
NH4-N	µg N/l	<2	<2	<2	<2	<2	<2	1	1	1
NO3-N	µg N/l	90	77	75	90	81	74	74	81	90
TOC	mg C/l	2,7	2,60	2,60	2,40	2,40	2,40	2,4	2,52	2,7
Cl	mg/l	2,09	1,96	1,66	1,94	2,12	1,72	1,66	1,92	2,12
SO4	mg/l	1,64	1,40	1,34	1,42	2,01	1,27	1,27	1,51	2,01
Al/R	µg/l	16	10	12	15	11	10	10	12,33	16
Al/II	µg/l	7	<5	<5	7	<5	<5	2,5	4	7
L-Al	µg/l	9	7,5	9,5	8	8,5	7,5	7,5	8,3	9,5
Al (total)	µg/l	40	40	36,2	35,1	32	31,5	31,5	35,8	40
Ca	mg/l	4,02	3,48	3,28	3,69	3,56	3,65	3,28	3,61	4,02
K	mg/l	0,44	0,42	0,37	0,39	0,37	0,38	0,37	0,40	0,44
Mg	mg/l	0,56	0,52	0,50	0,56	0,53	0,55	0,5	0,54	0,56
Na	mg/l	1,29	1,27	1,22	1,23	1,36	1,25	1,22	1,27	1,36
ANC	µEkv/L	214	192	187	203	182	211	182	198	214

For verdier under deteksjonsgrensen er halve deteksjonsgrensen brukt til å beregne min-, middel- og maksimumverdi

Vedlegg D. Konduktivitet, pH, turbiditet og oksygen fra enkeltdyp og tilleggsparementere i Gjende og Mjøsa fra april og mai.

D1. Konduktivitet, pH, turbiditet og oksygen fra enkeltdyp

Gjende

		Konduktivitet					
dyp (m)		10.7.17	7.8.17	11.9.17	min	middel	max
0,5		1,06	1,04	1,05	1,04	1,05	1,06
5		1,05	1,03	1,04	1,03	1,04	1,05
20		1,07	1,04	1,05	1,04	1,05	1,07
50		1,08	1,06	1,06	1,06	1,07	1,08
100		1,09	1,07	1,08	1,07	1,08	1,09
130		1,08	1,08	1,08	1,08	1,08	1,08

		pH					
dyp (m)		10.7.17	7.8.17	11.9.17	min	middel	max
0,5		6,87	6,86	6,84	6,84	6,86	6,87
5		6,89	6,83	6,85	6,83	6,86	6,89
20		6,90	6,83	6,87	6,83	6,87	6,90
50		6,91	6,83	6,83	6,83	6,86	6,91
100		6,89	6,83	6,83	6,83	6,85	6,89
130		6,88	6,84	6,83	6,83	6,85	6,88

		Turbiditet					
dyp (m)		10.7.17	7.8.17	11.9.17	min	middel	max
0,5		0,44	0,93	0,62	0,44	0,66	0,93
5		0,45	0,94	0,62	0,45	0,67	0,94
20		0,48	0,87	0,56	0,48	0,64	0,87
50		0,46	0,72	0,49	0,46	0,56	0,72
100		0,70	0,83	<0,30	0,15	0,56	0,83
130		0,67	0,60	0,32	0,32	0,53	0,67

		Oksygen						
		4.4.17	10.7.17	7.8.17	11.9.17	min	middel	max
dyp (m)	130	121	130	120				
mg O ₂ /l		11,25	11,33	11,02	10,62	10,62	11,06	11,33

For verdier under deteksjonsgrensen er halve deteksjonsgrensen brukt til å beregne min-, middel- og maksimumverdi

Mjøsa, Skreia

dyp	Konduktivitet						min	middel	max
	10.5.17	13.6.17	11.7.17	8.8.17	13.9.17	10.10.17			
0,5	4,5	4,39	4,23	3,84	4,16	4,22	3,84	4,22	4,50
5	4,51	4,40	4,26	4,06	4,13	4,21	4,06	4,26	4,51
20	4,52	4,50	4,44	4,38	4,24	4,21	4,21	4,38	4,52
50	4,50	4,59	4,56	4,58	4,48	4,55	4,48	4,54	4,59
100	4,51	4,55	4,59	4,60	4,49	4,59	4,49	4,56	4,60
200	4,52	4,61	4,57	4,63	4,52	4,62	4,52	4,58	4,63
300	4,51	4,61	4,54	4,64	4,55	4,65	4,51	4,58	4,65
400	4,62	4,64	4,51	4,65	4,50	4,65	4,50	4,60	4,65
443		4,59	4,52	4,61	4,53	4,65	4,52	4,58	4,65

dyp	pH						min	middel	max
	10.5.17	13.6.17	11.7.17	8.8.17	13.9.17	10.10.17			
0,5	7,30	7,34	7,31	7,36	7,30	7,34	7,30	7,33	7,36
5	7,34	7,36	7,33	7,40	7,32	7,30	7,30	7,34	7,40
20	7,26	7,34	7,30	7,39	7,25	7,30	7,25	7,31	7,39
50	7,35	7,36	7,25	7,42	7,26	7,24	7,24	7,31	7,42
100	7,35	7,35	7,30	7,42	7,28	7,28	7,28	7,33	7,42
200	7,35	7,37	7,32	7,42	7,27	7,28	7,27	7,34	7,42
300	7,37	7,37	7,30	7,43	7,28	7,29	7,28	7,34	7,43
400	7,36	7,36	7,30	7,44	7,24	7,26	7,24	7,33	7,44
443		7,40	7,36	7,42	7,31	7,29	7,29	7,36	7,42

dyp	Turbiditet						min	middel	max
	10.5.17	13.6.17	11.7.17	8.8.17	13.9.17	10.10.17			
0,5	<0,30	0,52	0,30	0,69	<0,30	<0,30	0,15	0,33	0,69
5	<0,30	0,50	1,00	0,51	<0,30	<0,30	0,15	0,41	1,00
20	<0,30	<0,30	<0,30	0,32	<0,30	<0,30	0,15	0,18	0,32
50	0,31	<0,30	0,46	0,36	<0,30	<0,30	0,15	0,26	0,46
100	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	0,15	0,15	0,15
200	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	0,15	0,15	0,15
300	<0,30	<0,30	<0,30	0,37	<0,30	<0,30	0,15	0,19	0,37
400	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	0,15	0,15	0,15
443		<0,30	0,63	0,50	<0,30	<0,30	0,15	0,32	0,63

	Oksygen						min	middel	max
	10.5.17	13.6.17	11.7.17	8.8.17	13.9.17	10.10.17			
O ₂ dyp (m)	400	427	427	427	427	443			
O ₂	11,72	11,93	11,62	11,39	11	10,51	10,51	11,36	11,93
dyp (m)	443	443	443	443	443	443			
Tot-P		8	3	4	4	3	3	4,40	8
fosfat		7	1	2	1	2	1	2,60	7

For verdier under deteksjonsgrensen er halve deteksjonsgrensen brukt til å beregne min-, middel- og maksimumverdi

Øyeren

		Konduktivitet								
dyp (m)	3.5.17	8.6.17	4.7.17	2.8.17	7.9.17	9.10.17	min	middel	max	
0,5		3,97	4,34	4,32	3,97	4,39	3,97	4,20	4,39	
5	4,94	4,11	4,32	4,35	4,00	4,40	4,00	4,35	4,94	
20	4,92	3,86	4,34	4,26	4,08	4,37	3,86	4,31	4,92	
50	4,93	5,05	4,98	4,92	4,87	5,00	4,87	4,96	5,05	
65	5,49	5,10	5,00	5,10	5,08	5,29	5,00	5,18	5,49	

		ph								
dyp (m)	3.5.17	8.6.17	4.7.17	2.8.17	7.9.17	9.10.17	min	middel	max	
0,5		7,34	7,41	7,40	7,22	7,18	7,18	7,31	7,41	
5	7,19	7,45	7,39	7,43	7,25	7,18	7,18	7,32	7,45	
20	7,21	7,23	7,33	7,26	7,12	7,17	7,12	7,22	7,33	
50	7,19	7,18	7,10	7,04	6,95	6,86	6,86	7,05	7,19	
65	7,21	7,14	7,05	6,93	6,88	6,83	6,83	7,01	7,21	

		Turbiditet								
dyp (m)	3.5.17	8.6.17	4.7.17	2.8.17	7.9.17	9.10.17	min	middel	max	
0,5		1,70	1,50	1,90	1,30	4,40	1,30	2,16	4,40	
5	4,00	1,60	1,50	1,90	1,30	4,40	1,30	2,45	4,40	
20	3,80	1,80	1,10	2,20	1,10	3,90	1,10	2,32	3,90	
50	4,10	2,20	1,90	1,90	0,83	1,30	0,83	2,04	4,10	
65	9,60	2,60	1,80	2,40	1,50	2,10	1,50	3,33	9,60	

		Oksygen								
dyp (m)	3.5.17	8.6.17	4.7.17	2.8.17	7.9.17	9.10.17	min	middel	max	
	58	61	57	65	65	65				
mg O ₂ /l	11,29	10,14	9,96	8,54	7,25	6,78	6,78	8,99	11,29	

For verdier under deteksjonsgrensen er halve deteksjonsgrensen brukt til å beregne min-, middel- og maksimumverdi

Byglandsfjorden

Konduktivitet									
dyp (m)	14.5.17	5.6.17	17.7.17	15.8.17	19.9.17	16.10.17	min	middel	max
0,5	1,23	1,41	1,10	1,11	1,14	1,17	1,10	1,19	1,41
5	1,35	1,29	1,13	1,13	1,15	1,13	1,13	1,20	1,35
20	1,24	1,28	1,27	1,23	1,26	1,13	1,13	1,24	1,28
50	1,24	1,27	1,26	1,23	1,28	1,27	1,23	1,26	1,28
100	1,24	1,27	1,24	1,24	1,27	1,26	1,24	1,25	1,27
167	1,23	1,27	1,25	1,24	1,29	1,29	1,23	1,26	1,29

ph									
dyp (m)	14.5.17	5.6.17	17.7.17	15.8.17	19.9.17	16.10.17	min	middel	max
0,5	6,21	5,90	6,06	6,22	6,11	5,94	5,90	6,07	6,22
5	6,22	5,94	6,06	6,23	6,12	5,94	5,94	6,09	6,23
20	6,20	6,01	6,05	6,18	6,10	5,93	5,93	6,08	6,20
50	6,18	6,03	6,09	6,21	6,13	6,10	6,03	6,12	6,21
100	6,20	6,03	6,09	6,23	6,10	6,11	6,03	6,13	6,23
167	6,17	6,03	6,20	6,23	6,11	6,10	6,03	6,14	6,23

Turbiditet									
dyp (m)	14.5.17	5.6.17	17.7.17	15.8.17	19.9.17	16.10.17	min	middel	max
0,5	<0,30	0,38	0,37	<0,30	<0,30	<0,30	0,15	0,23	0,38
5	<0,30	0,35	0,36	<0,30	<0,30	<0,30	0,15	0,22	0,36
20	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	0,15	0,15	0,15
50	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	0,15	0,15	0,15
100	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	0,15	0,15	0,15
167	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	0,15	0,15	0,15

Oksygen									
dyp (m)	14.5.17	5.6.17	17.7.17	15.8.17	19.9.17	16.10.17	min	middel	max
147 m	167	167	167	167	167	167			
mg O ₂ /l	11,67	11,84	11,44	10,88	10,99	10,69	10,69	11,25	11,84

For verdier under deteksjonsgrensen er halve deteksjonsgrensen brukt til å beregne min-, middel- og maksimumverdi

Lundevatnet

Konduktivitet									
dyp (m)	15.5.17	6.6.17	18.7.17	16.8.17	20.9.17	16.10.17	min	middel	max
0,5	1,93	2,06	1,85	1,89	1,83	1,73	1,73	1,88	2,06
5	1,98	2,04	1,85	1,86	1,83	1,73	1,73	1,88	2,04
20	1,93	2,02	1,86	1,78	1,72	1,73	1,72	1,84	2,02
50	1,92	1,94	1,87	1,91	1,89	1,95	1,87	1,91	1,95
100	1,93	1,98	1,94	1,91	1,97	1,96	1,91	1,95	1,98
200	1,95	1,97	1,96	1,94	1,99	1,98	1,94	1,97	1,99
300	1,96	2,00	1,97	1,96	2,01	2,00	1,96	1,98	2,01

pH									
dyp (m)	15.5.17	6.6.17	18.7.17	16.8.17	20.9.17	16.10.17	min	middel	max
0,5	5,41	5,31	5,56	5,67	5,59	5,48	5,31	5,50	5,67
5	5,42	5,33	5,54	5,66	5,61	5,52	5,33	5,51	5,66
20	5,39	5,34	5,49	5,59	5,54	5,50	5,34	5,48	5,59
50	5,39	5,31	5,47	5,48	5,48	5,36	5,31	5,42	5,48
100	5,38	5,30	5,40	5,47	5,40	5,35	5,30	5,38	5,47
200	5,37	5,26	5,38	5,45	5,41	5,34	5,26	5,37	5,45
300	5,39	5,25	5,38	5,45	5,39	5,35	5,25	5,37	5,45

Turbiditet									
dyp (m)	15.5.17	6.6.17	18.7.17	16.8.17	20.9.17	16.10.17	min	middel	max
0,5	<0,30	0,30	<0,30	0,31	<0,30	<0,30	0,15	0,20	0,31
5	<0,30	0,34	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	0,15	0,18	0,34
20	<0,30	<0,30	0,31	<0,30	<0,30	<0,30	0,15	0,18	0,31
50	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	0,15	0,15	0,15
100	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	0,15	0,15	0,15
200	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	0,15	0,15	0,15
300	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	0,15	0,15	0,15

Oksygen									
	15.5.17	6.6.17	18.7.17	16.8.17	20.9.17	16.10.17	min	middel	max
dyp (m)	297	300	300	300	300	300			
mg O ₂ /l	11,62	11,36	11,33	11,41	10,65	10,38	10,38	11,13	11,62

For verdier under deteksjonsgrensen er halve deteksjonsgrensen brukt til å beregne min-, middel- og maksimumverdi

Eikesdalsvatnet

Konduktivitet									
dyp (m)	22.5.17	20.6.17	24.7.17	28.8.17	25.9.17	23.10.17	min	middel	max
0,5	2,44	2,19	1,99	1,88	2,03	2,20	1,88	2,12	2,44
5	2,44	2,22	1,99	1,93	2,03	2,20	1,93	2,14	2,44
20	2,45	2,37	2,30	2,30	2,06	2,20	2,06	2,28	2,45
50	2,45	2,44	2,47	2,43	2,48	2,43	2,43	2,45	2,48
100	N/A	2,46	2,50	2,47	2,53	2,50	2,46	2,49	2,53
145	N/A	2,46	2,52	2,55	2,62	2,55	2,46	2,54	2,62

ph									
dyp (m)	22.5.17	20.6.17	24.7.17	28.8.17	25.9.17	23.10.17	min	middel	max
0,5	6,77	6,78	6,75	6,83	6,88	6,75	6,75	6,79	6,88
5	6,79	6,82	6,83	6,88	6,87	6,76	6,76	6,83	6,88
20	6,80	6,82	6,82	6,86	6,90	6,77	6,77	6,83	6,90
50	6,77	6,82	6,80	6,82	6,81	6,72	6,72	6,79	6,82
100	N/A	6,82	6,80	6,81	6,82	6,70	6,70	6,79	6,82
145	N/A	6,81	6,78	6,77	6,76	6,68	6,68	6,76	6,81

Turbiditet									
dyp (m)	22.5.17	20.6.17	24.7.17	28.8.17	25.9.17	23.10.17	min	middel	max
0,5	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	0,15	0,15	0,15
5	0,31	<0,30	0,35	<0,30	<0,30	<0,30	0,15	0,21	0,35
20	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	0,15	0,15	0,15
50	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	0,15	0,15	0,15
100	N/A	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	0,15	0,15	0,15
145	N/A	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	0,15	0,15	0,15

Oksygen									
dyp (m)	22.5.17	20.6.17	24.7.17	28.8.17	25.9.17	23.10.17	min	middel	max
mg O ₂ /l	N/A	N/A	150	145	140	140	11,61	11,89	12,27

For verdier under deteksjonsgrensen er halve deteksjonsgrensen brukt til å beregne min-, middel- og maksimumverdi

Hornindalsvatnet

dyp (m)	Konduktivitet						min	middel	max
	8.5.17	13.6.17	3.7.17	31.7.17	4.9.17	2.10.17			
0,5	2,02	1,83	1,83	1,82	1,81	1,88	1,81	1,87	2,02
5	2,01	1,85	1,83	1,81	1,81	1,87	1,81	1,86	2,01
20		1,90	1,88	1,90	1,90	1,97	1,88	1,91	1,97
50	1,99	1,96	1,96	2,00	1,96	2,00	1,96	1,98	2,00
100	1,97	1,96	1,97	1,98	1,96	2,02	1,96	1,98	2,02
200	1,98	1,97	1,95	2,00	1,97	2,01	1,95	1,98	2,01
300	1,98	1,97	1,96	1,99	1,96	2,00	1,96	1,98	2,00
400	1,99	1,97	1,87	1,99	1,97	2,01	1,87	1,97	2,01
500	1,99	1,99	1,96	1,98	1,98	2,01	1,96	1,99	2,01

dyp (m)	pH						min	middel	max
	8.5.17	13.6.17	3.7.17	31.7.17	4.9.17	2.10.17			
0,5	6,37	6,06	6,50	6,60	6,60	6,60	6,06	6,46	6,60
5	6,38	6,31	6,50	6,62	6,57	6,61	6,31	6,50	6,62
20		6,35	6,46	6,46	6,41	6,50	6,35	6,44	6,50
50	6,38	6,37	6,37	6,39	6,38	6,46	6,37	6,39	6,46
100	*	6,39	6,37	6,38	6,39	6,47	6,37	6,40	6,47
200	*	6,38	6,37	6,37	6,41	6,46	6,37	6,40	6,46
300	*	6,42	6,36	6,38	6,39	6,46	6,36	6,40	6,46
400	6,36	6,40	6,46	6,38	6,38	6,46	6,36	6,41	6,46
500		6,44	6,36	6,38	6,37	6,51	6,36	6,41	6,51

dyp (m)	Turbiditet						min	middel	max
	8.5.17	13.6.17	3.7.17	31.7.17	4.9.17	2.10.17			
0,5	<0,30	<0,30	0,61	0,43	<0,30	<0,30	0,15	0,27	0,61
5	<0,30	<0,30	0,39	0,38	<0,30	<0,30	0,15	0,23	0,39
20		<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	0,15	0,15	0,15
50	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	0,15	0,15	0,15
100	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	0,15	0,15	0,15
200	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	0,15	0,15	0,15
300	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	0,15	0,15	0,15
400	<0,30	<0,30	0,47	<0,30	<0,30	<0,30	0,15	0,20	0,47
500	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	0,15	0,15	0,15

dyp (m)	Oksygen						min	middel	max
	8.5.17	13.6.17	3.7.17	31.7.17	4.9.17	2.10.17			
	484	500	484	500	484	484			
mg O ₂ /l	11,68	11,64	11,71	12,04	10,96	11,14	10,96	11,53	12,04

For verdier under deteksjonsgrensen er halve deteksjonsgrensen brukt til å beregne min-, middel- og maksimumverdi

* Prøveresultater trukket tilbake

Vangsvatnet

Konduktivitet									
dyp (m)	10.5.17	15.6.17	6.7.17	3.8.17	8.9.17	6.10.17	min	middel	max
0,5	2,74	1,22	1,08	1,00	1,12	1,33	1,00	1,42	2,74
5	2,75	1,18	1,10	1,00	1,14	1,34	1,00	1,42	2,75
20	2,78	1,20	1,10	1,05	1,17	1,42	1,05	1,45	2,78
50	2,86	1,23	1,26	1,24	1,28	1,32	1,23	1,53	2,86

ph									
dyp (m)	10.5.17	15.6.17	6.7.17	3.8.17	8.9.17	6.10.17	min	middel	max
0,5	6,60	6,39	6,44	6,55	6,43	6,53	6,39	6,49	6,60
5	6,61	6,38	6,45	6,57	6,47	6,55	6,38	6,51	6,61
20	6,60	6,37	6,41	6,56	6,43	6,56	6,37	6,49	6,60
50	6,58	6,36	6,30	6,46	6,15	6,35	6,15	6,37	6,58

Turbiditet									
dyp (m)	10.5.17	15.6.17	6.7.17	3.8.17	8.9.17	6.10.17	min	middel	max
0,5	0,41	0,36	0,43	0,37	<0,30	0,82	0,15	0,42	0,82
5	0,37	0,31	<0,30	0,35	<0,30	0,70	0,15	0,34	0,70
20	0,37	0,31	<0,30	0,38	<0,30	0,74	0,15	0,35	0,74
50	0,43	0,31	0,35	0,32	<0,30	<0,30	0,15	0,29	0,43

Oksygen									
dyp (m)	10.5.17	15.6.17	6.7.17	3.8.17	8.9.17	6.10.17	min	middel	max
mg O ₂ /l	N/A	50	50	50	50	50	9,86	10,90	12,14

For verdier under deteksjonsgrensen er halve deteksjonsgrensen brukt til å beregne min-, middel- og maksimumverdi

Selbusjøen

Konduktivitet									
dyp (m)	23.5.17	19.6.17	25.7.17	29.8.17	26.9.17	24.10.17	min	middel	max
0,5	3,11	2,64	2,59	2,70	2,83		2,59	2,77	3,11
5	3,10	2,62	2,62	2,69	2,84	2,88	2,62	2,79	3,10
20	3,13	2,94	2,79	2,75	2,84	2,91	2,75	2,89	3,13
50	3,16	3,02	2,96	2,95	3,00	2,91	2,91	3,00	3,16
100	3,18	3,04	2,99	2,98	3,03	3,01	2,98	3,04	3,18
196	3,13	3,06	3,03	3,02	3,04	3,01	3,01	3,05	3,13

ph									
dyp (m)	23.5.17	19.6.17	25.7.17	29.8.17	26.9.17	24.10.17	min	middel	max
0,5	7,16	7,17	7,15	7,22	7,24		7,15	7,19	7,24
5	7,16	7,20	7,20	7,23	7,24	7,11	7,11	7,19	7,24
20	7,18	7,23	7,15	7,12	7,24	7,14	7,12	7,18	7,24
50	7,19	7,24	7,15	7,13	7,12	7,13	7,12	7,16	7,24
100	7,21	7,25	7,13	7,13	7,13	7,03	7,03	7,15	7,25
196	7,17	7,24	7,13	7,12	7,10	7,02	7,02	7,13	7,24

Turbiditet									
dyp (m)	23.5.17	19.6.17	25.7.17	29.8.17	26.9.17	24.10.17	min	middel	max
0,5	0,44	0,39	0,43	0,33	<0,30		0,15	0,35	0,44
5	0,46	0,43	0,43	<0,30	<0,30	<0,30	0,15	0,30	0,46
20	0,45	0,38	0,86	<0,30	<0,30	<0,30	0,15	0,36	0,86
50	0,39	0,44	0,36	<0,30	<0,30	<0,30	0,15	0,27	0,44
100	0,51	0,42	0,33	<0,30	<0,30	<0,30	0,15	0,29	0,51
196	0,69	0,37	0,53	<0,30	<0,30	<0,30	0,15	0,34	0,69

Oksygen									
dyp (m)	23.5.17	19.6.17	25.7.17	29.8.17	26.9.17	24.10.17	min	middel	max
	190	193	192		194	194			
mg O ₂ /l	12,45	12,07	12,11		11,39	11,32	11,32	11,87	12,45

For verdier under deteksjonsgrensen er halve deteksjonsgrensen brukt til å beregne min-, middel- og maksimumverdi

D2. Tilleggsparametere målt på enkeltdyp i Gjende april 2017 og i Mjøsa mai 2017

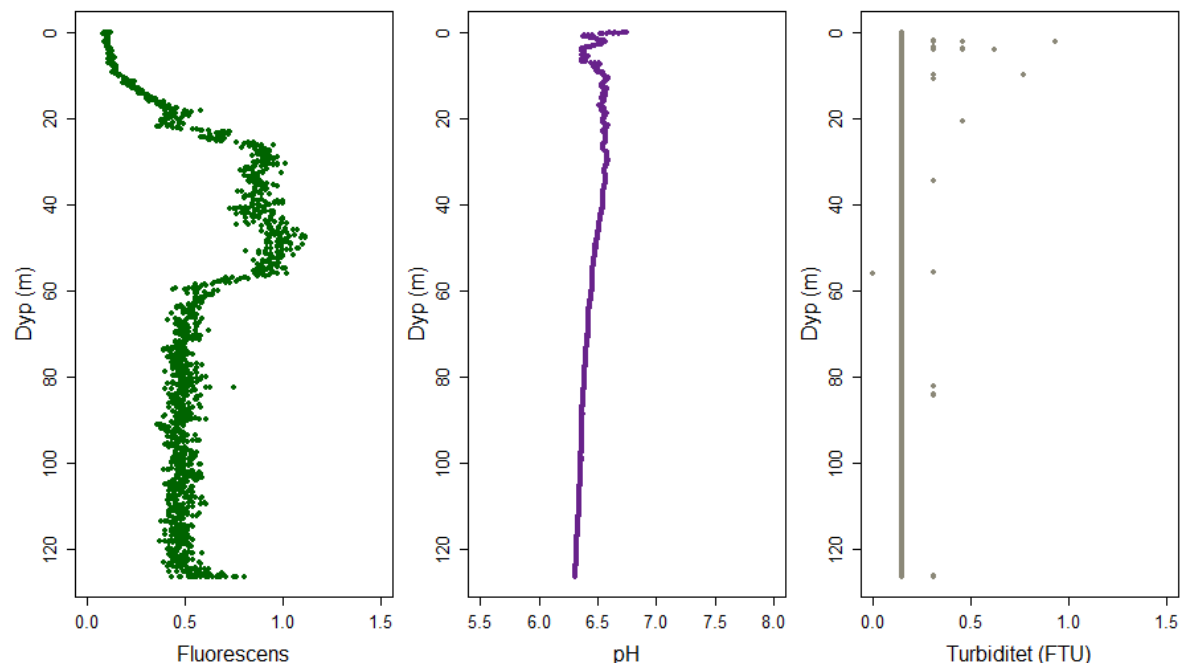
Gjende

Siktedyp (4. april 2017): 11,5 m

		Parametere fra enkeltdyp 04.04.17								
Parameter	unit	0,5m	5m	20m	50m	100m	130m	min	middel	max
pH	pH	6,82	6,84	6,86	6,87	6,84	6,86	6,82	6,85	6,87
KOND	mS/m	1,14	1,15	1,14	1,15	1,13	1,14	1,13	1,14	1,15
ALK	mmol/l	0,095	0,094	0,095	0,095	0,098	0,094	0,094	0,10	0,098
TURB860	FNU	0,33	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	0,15	0,18	0,33
FARG	mg Pt/l	<2	<2	<2	<2	<2	<2	1	1	1
Tot-P/L	µg P/l	2	2	2	2	2	3	2	2,17	3
PO4-P	µg P/l	<1	<1	<1	<1	1	1	0,5	0,67	1
Tot-N/L	µg N/l	86	87	86	86	91	93	86	88	93
NH4-N	µg N/l	<2	<2	<2	<2	<2	<2	1	1	1
NO3-N	µg N/l	52	50	51	51	56	58	50	53	58
TOC	mg C/l	0,34	0,33	0,32	0,32	0,31	0,32	0,31	0,32	0,34
Cl	mg/l	0,27	0,28	0,27	0,27	0,27	0,27	0,27	0,27	0,28
SO4	mg/l	1,05	1,04	1,04	1,05	1,03	1,02	1,02	1,04	1,05
Al/R	µg/l	7	<5	<5	<5	<5	<5	2,5	3,25	7
Al/II	µg/l	<5	<5	<5	<5	<5	<5	2,5	2,5	2,5
Ca	mg/l	1,29	1,22	1,21	1,2	1,2	1,19	1,19	1,22	1,29
K	mg/l	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16
Mg	mg/l	0,28	0,27	0,27	0,28	0,27	0,27	0,27	0,27	0,28
Na	mg/l	0,37	0,38	0,38	0,37	0,36	0,37	0,36	0,37	0,38
Aluminium	µg/l	5,5	3,3	3,7	3,6	3,8	4,4	3,3	4,05	5,5

For verdier under deteksjonsgrensen er halve deteksjonsgrensen brukt til å beregne min-, middel- og maksimumverdi

Vertikalprofiler i Gjende 4. april 2017*



* Sensorene for temperatur, oksygen og ledningsevne ga mistenkelige data og er derfor ikke vist her.

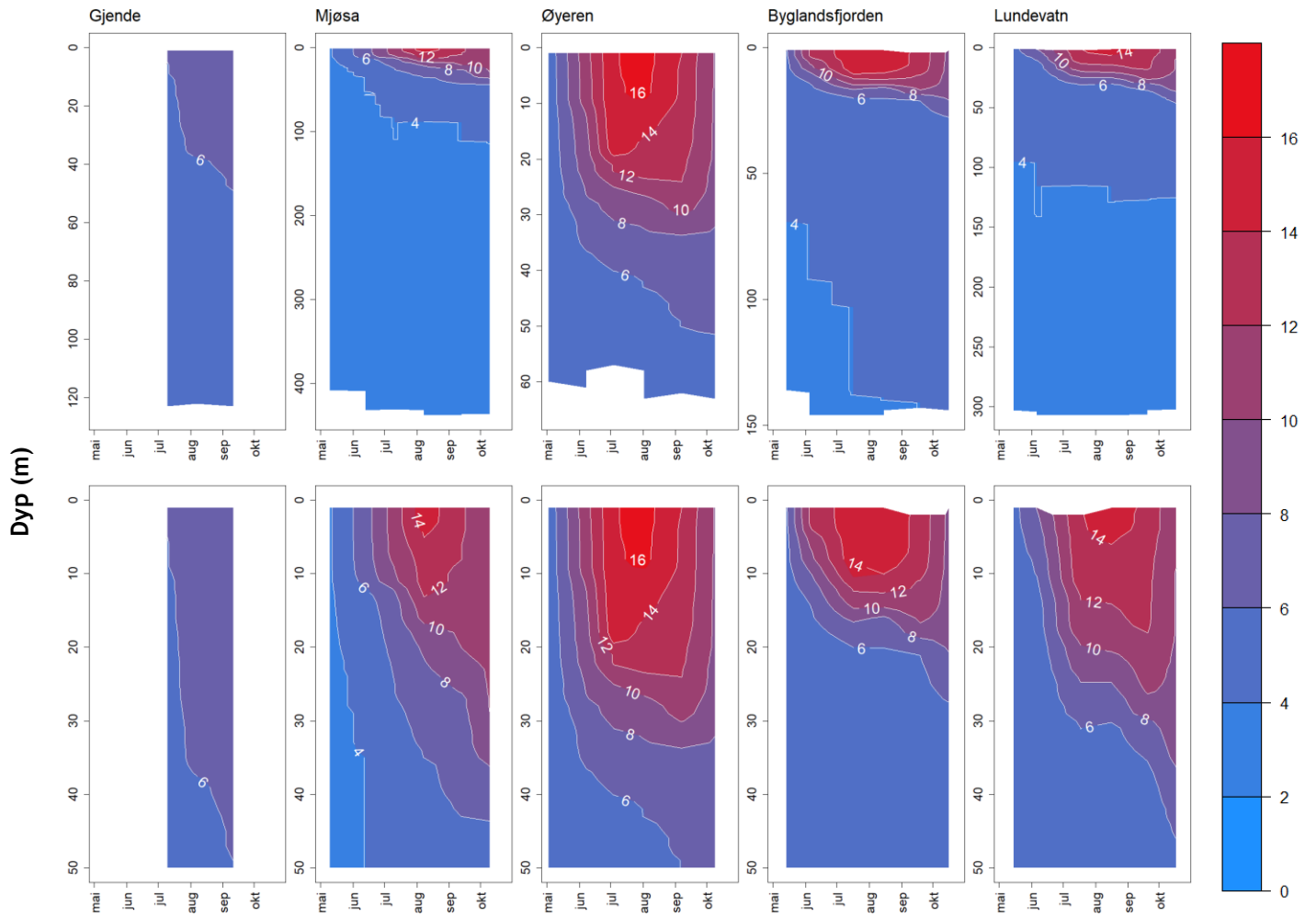
Mjøsa, Skreia

Parameter	unit	Parametere fra enkeltdyp 10.05.17									min	middel	max
		0,5m	5m	20m	50m	100m	200m	300m	400m				
pH	pH	7,3	7,34	7,26	7,35	7,35	7,35	7,37	7,36	7,26	7,34	7,37	
KOND	mS/m	4,5	4,51	4,52	4,5	4,51	4,52	4,51	4,62	4,5	4,52	4,62	
ALK	mmol/l	0,264	0,262	0,267	0,265	0,264	0,264	0,264	0,269	0,262	0,26	0,269	
TURB860	FNU	<0,30	<0,30	<0,30	0,31	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	0,15	0,17	0,31	
FARG	mg Pt/l	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	
Tot-P/L	µg P/l	2	3	3	2	2	2	3	3	2	2,5	3	
PO4-P	µg P/l	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1,13	2	
Tot-N/L	µg N/l	605	585	585	585	590	580	585	590	580	588	605	
NH4-N	µg N/l	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	1	1	1	
NO3-N	µg N/l	400	400	400	400	400	400	400	450	400	406	450	
TOC	mg C/l	2,1	2,2	2,2	2,1	2,2	2,2	2,2	2,3	2,1	2,19	2,3	
Cl	mg/l	1,41	1,43	1,41	1,42	1,41	1,41	1,44	1,56	1,41	1,44	1,56	
SO4	mg/l	3,83	3,85	3,83	3,86	3,88	3,87	3,91	4,25	3,83	3,91	4,25	
Al/R	µg/l	5	<5	5	6	<5	5	<5	6	2,5	4,31	6	
Al/II	µg/l	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	2,5	2,5	2,5	
Ca	mg/l	5,89	5,88	5,92	5,89	5,9	5,91	5,83	5,96	5,83	5,90	5,96	
K	mg/l	0,68	0,68	0,68	0,68	0,68	0,68	0,68	0,68	0,68	0,68	0,68	
Mg	mg/l	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,76	0,75	0,75	0,76	
Na	mg/l	1,15	1,15	1,15	1,15	1,15	1,15	1,15	1,17	1,15	1,15	1,17	
Silisium	mg/l	1,19	1,19	1,19	1,19	1,18	1,19	1,2	1,21	1,18	1,19	1,21	

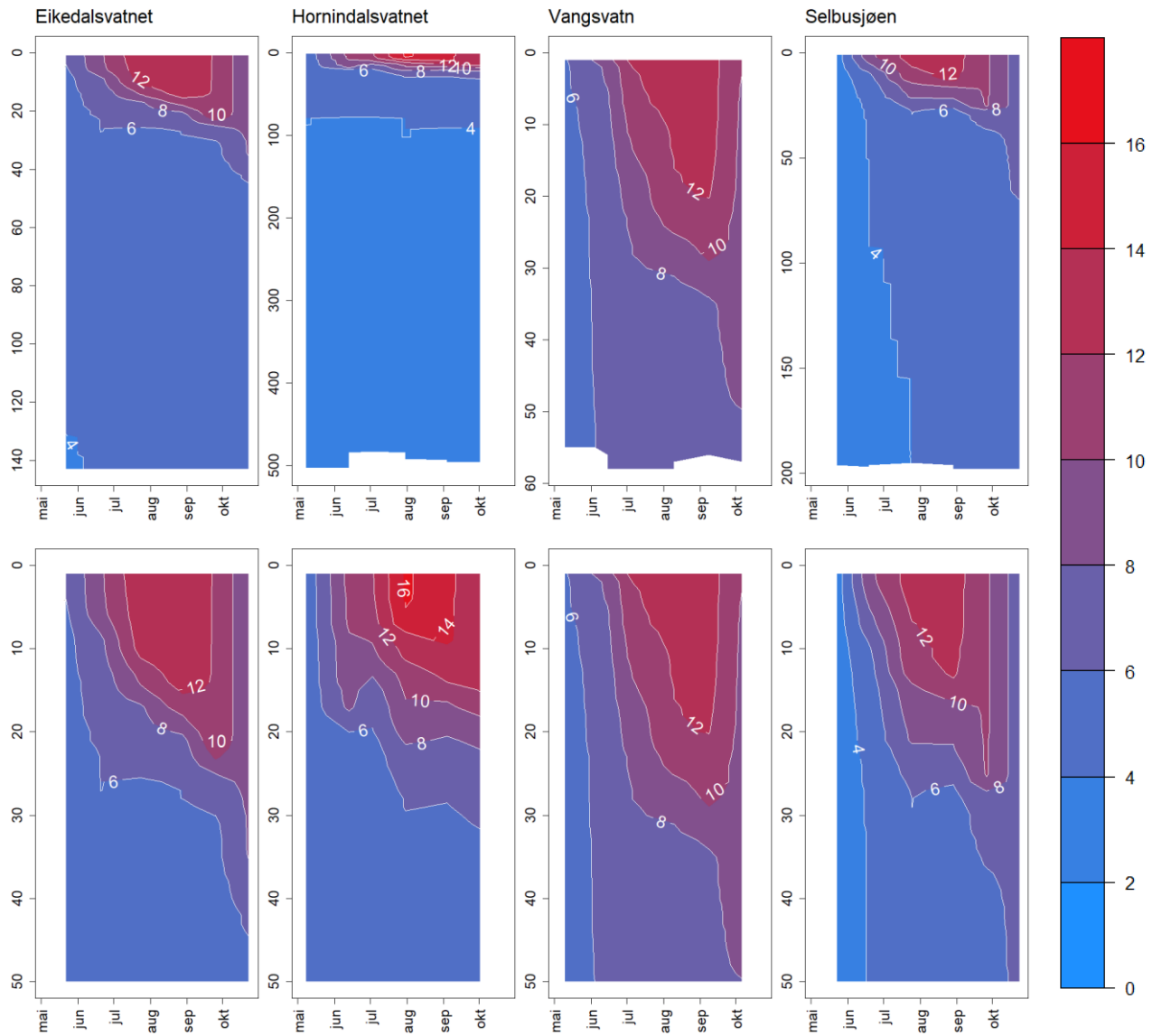
For verdier under deteksjonsgrensen er halve deteksjonsgrensen brukt til å beregne min-, middel- og maksimumverdi

Vedlegg E. Vertikalprofiler av temperatur, oksygen, fluorescens, pH, ledningsevne og turbiditet basert på sondemålinger

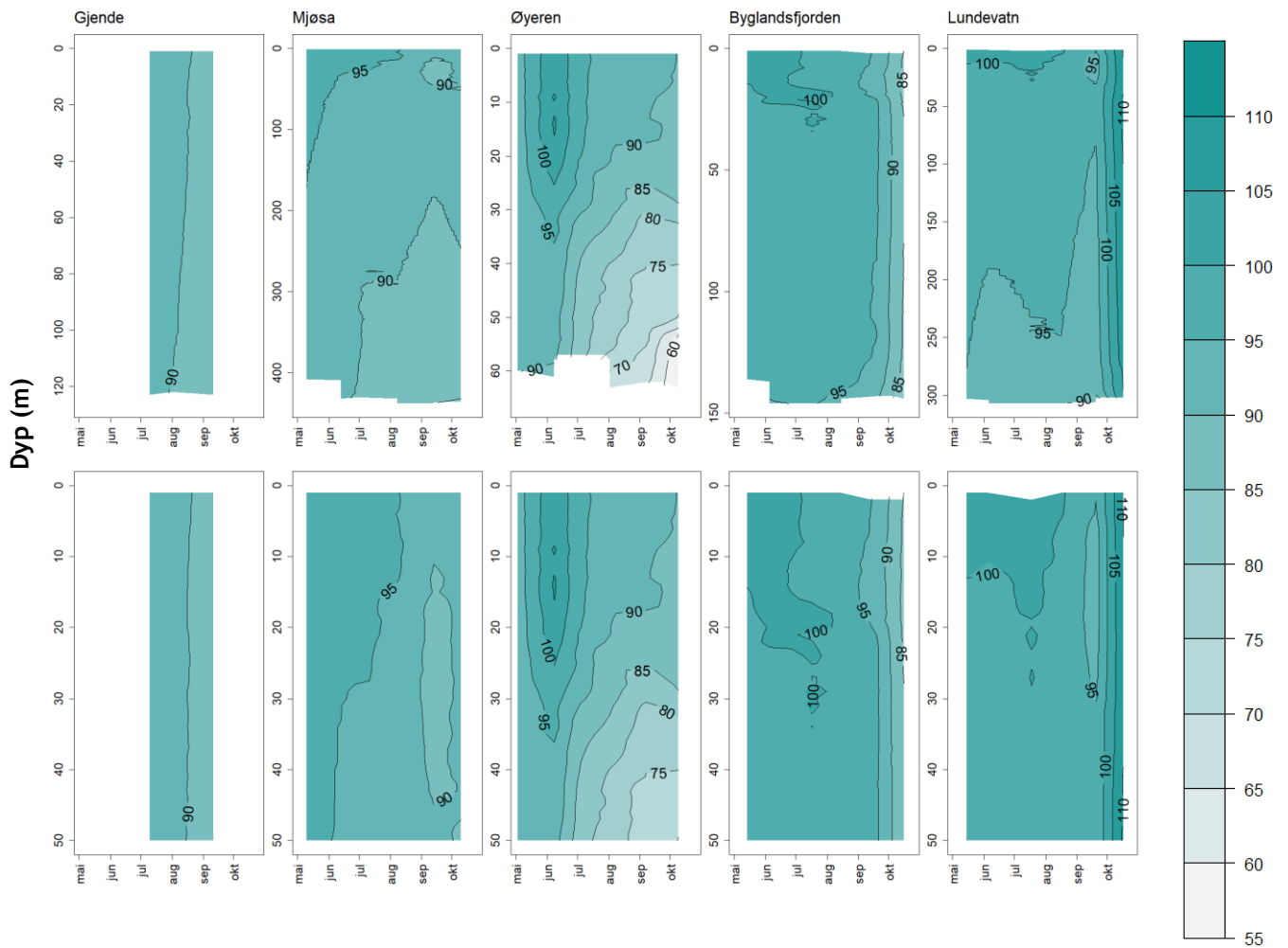
Temperatur (°C)



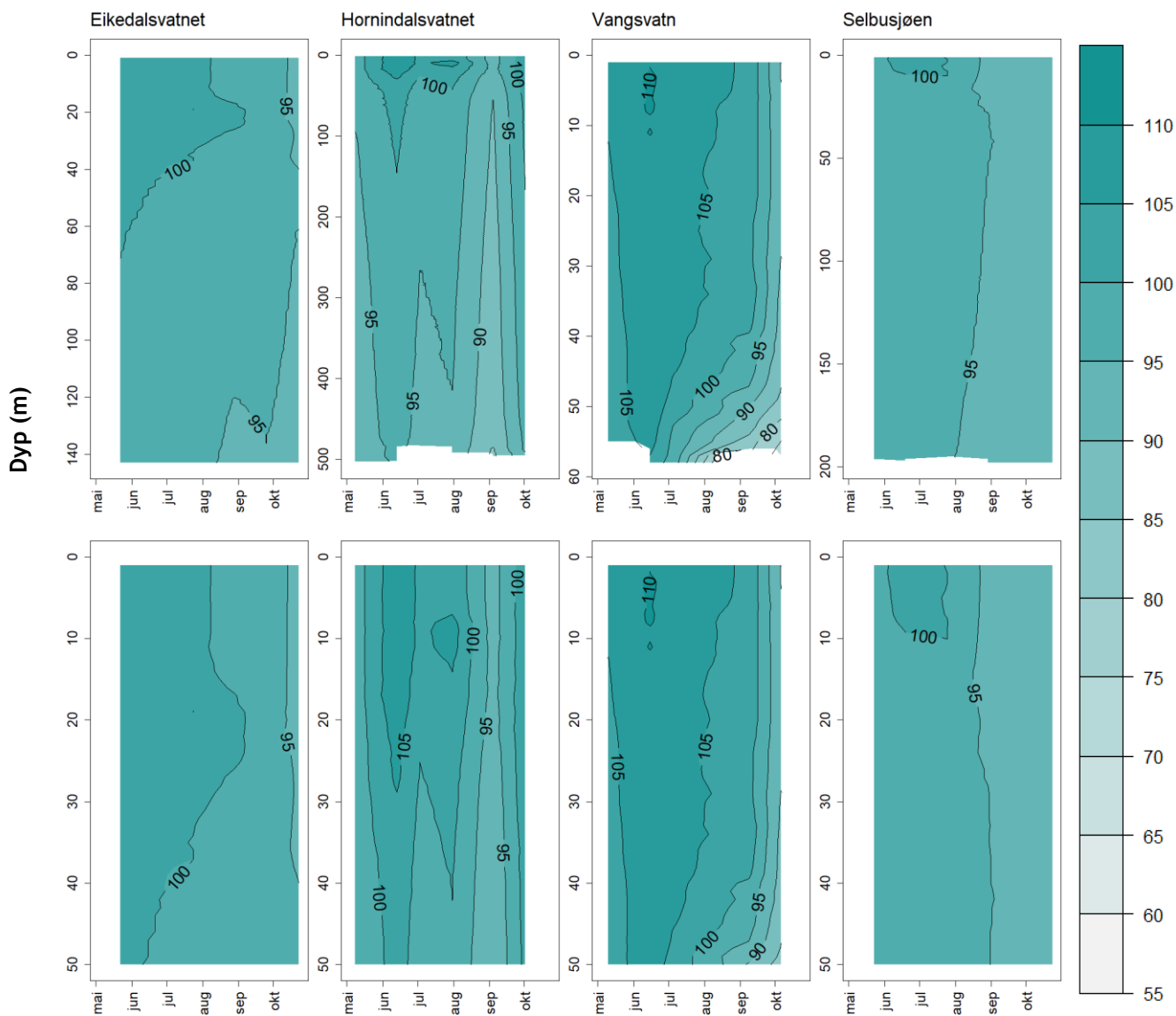
Temperatur (°C)



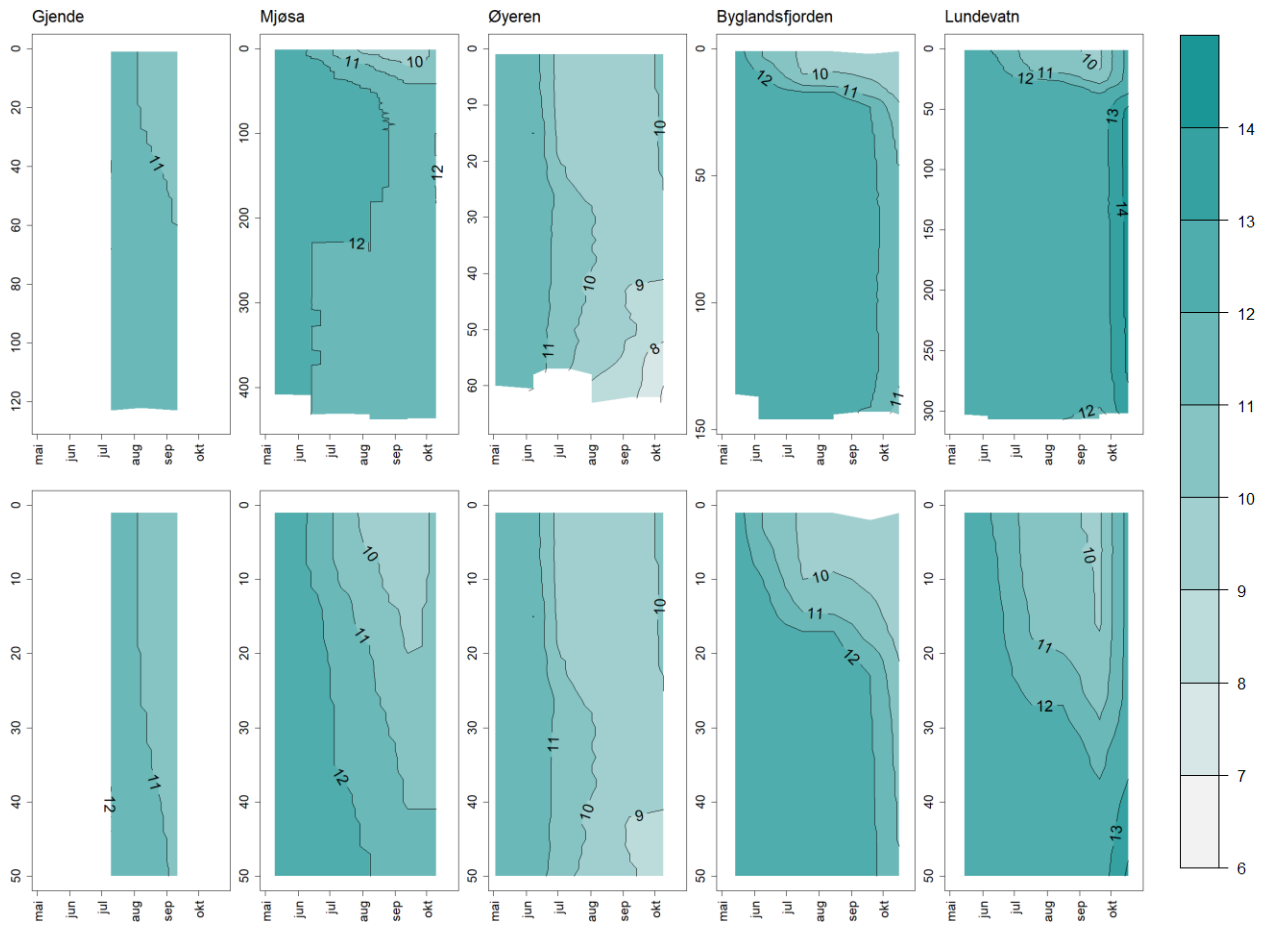
Oksygen (% metning)



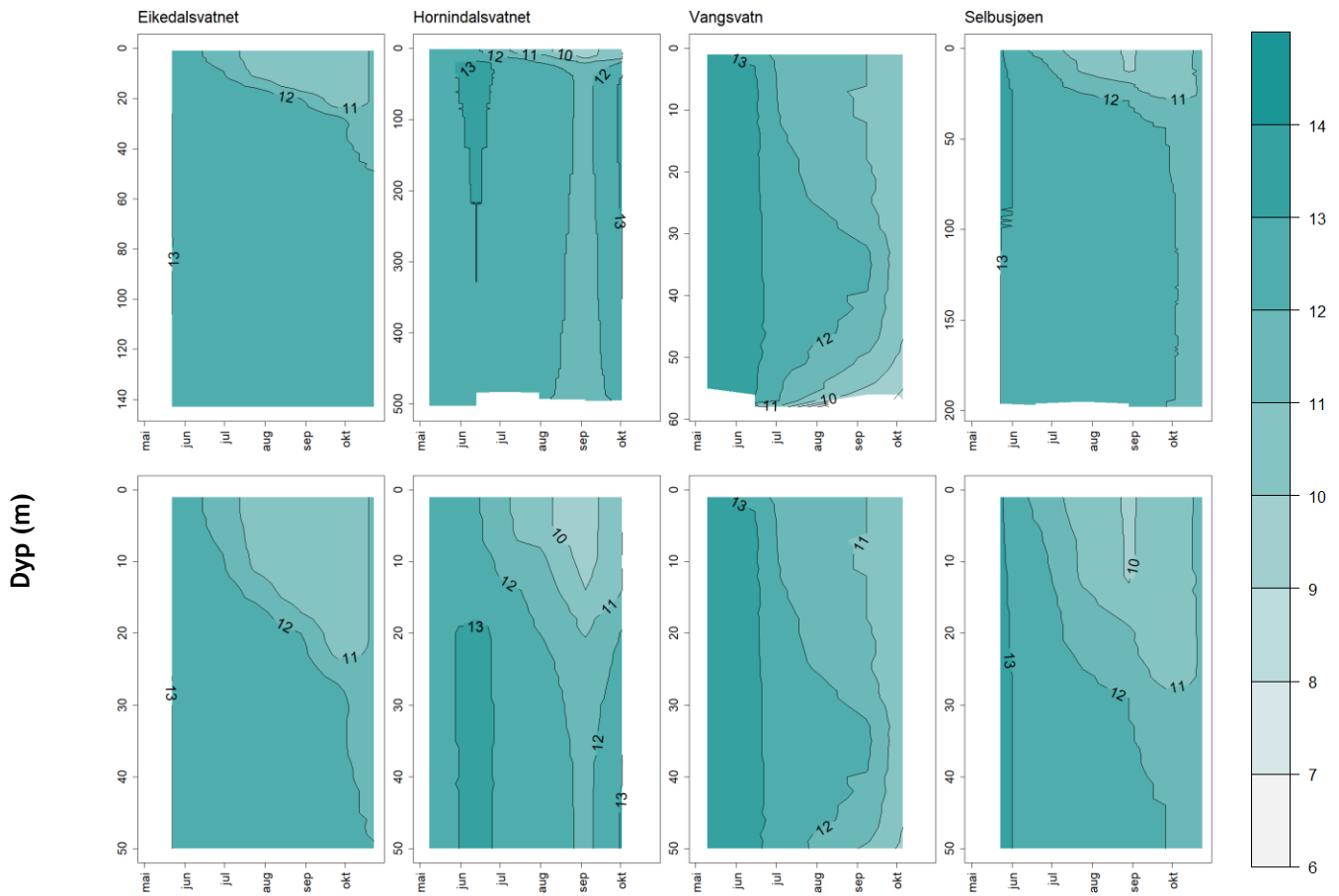
Oksygen (% metning)



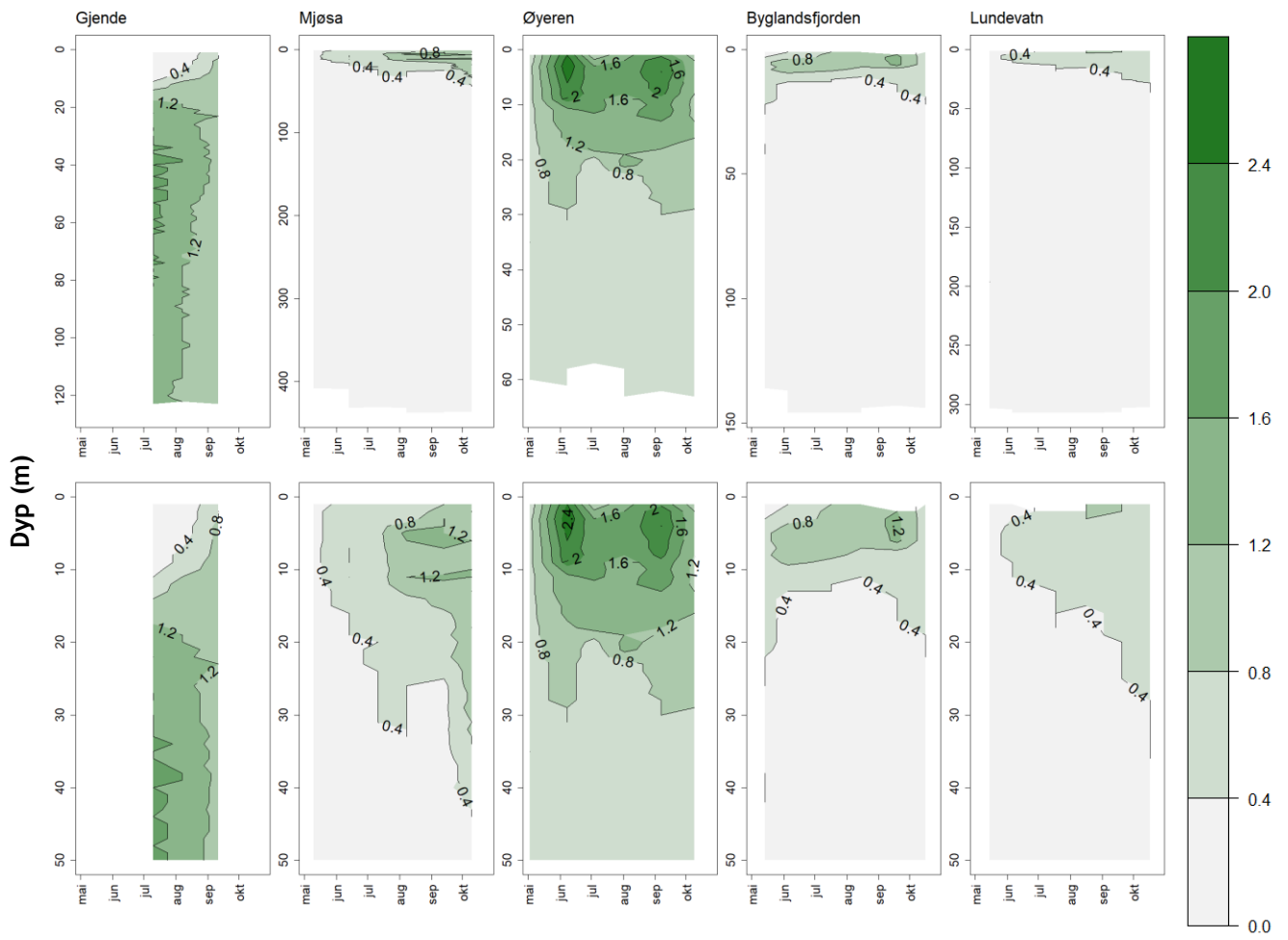
Oksygen (mg/L)



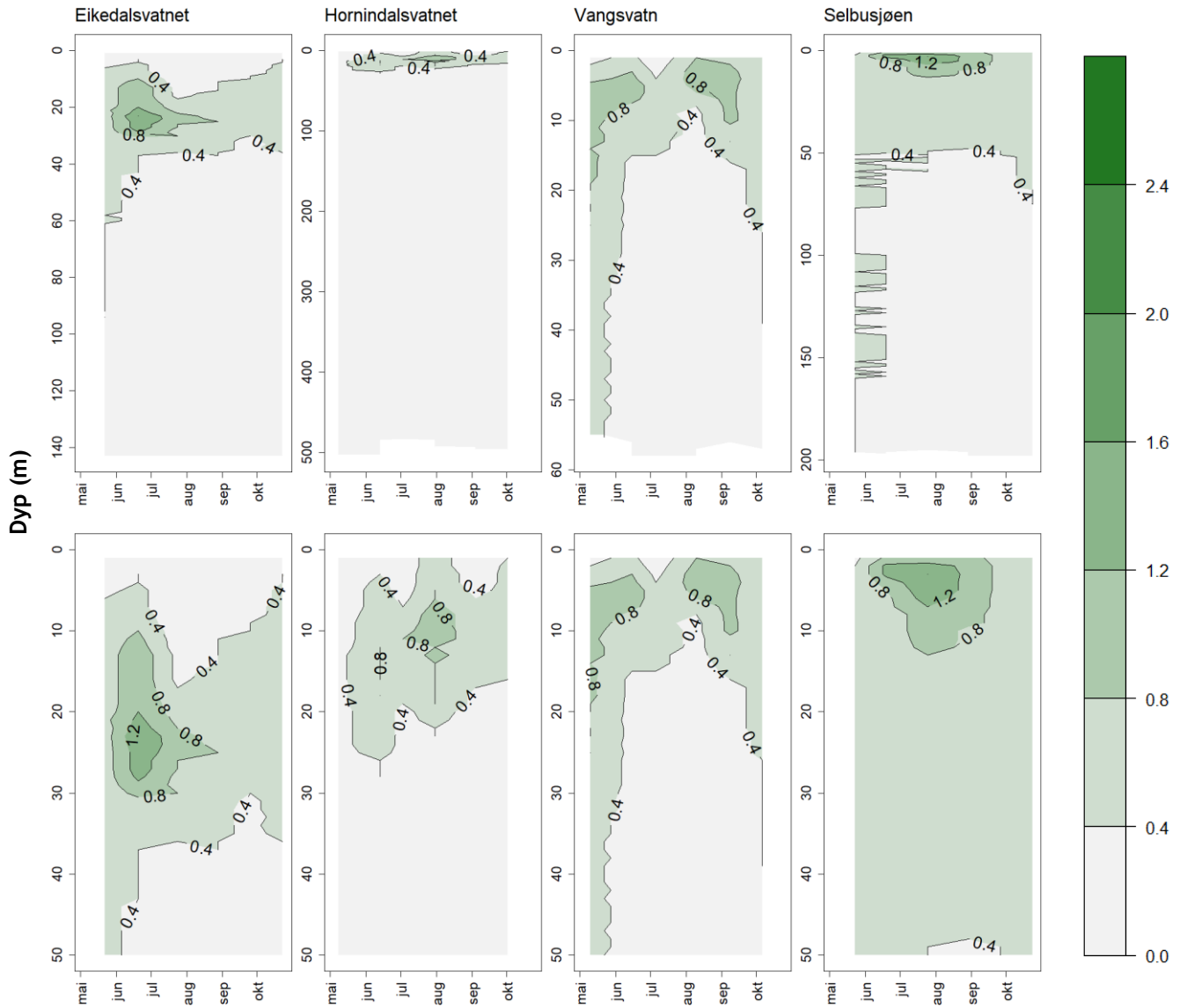
Oksygen (mg/L)



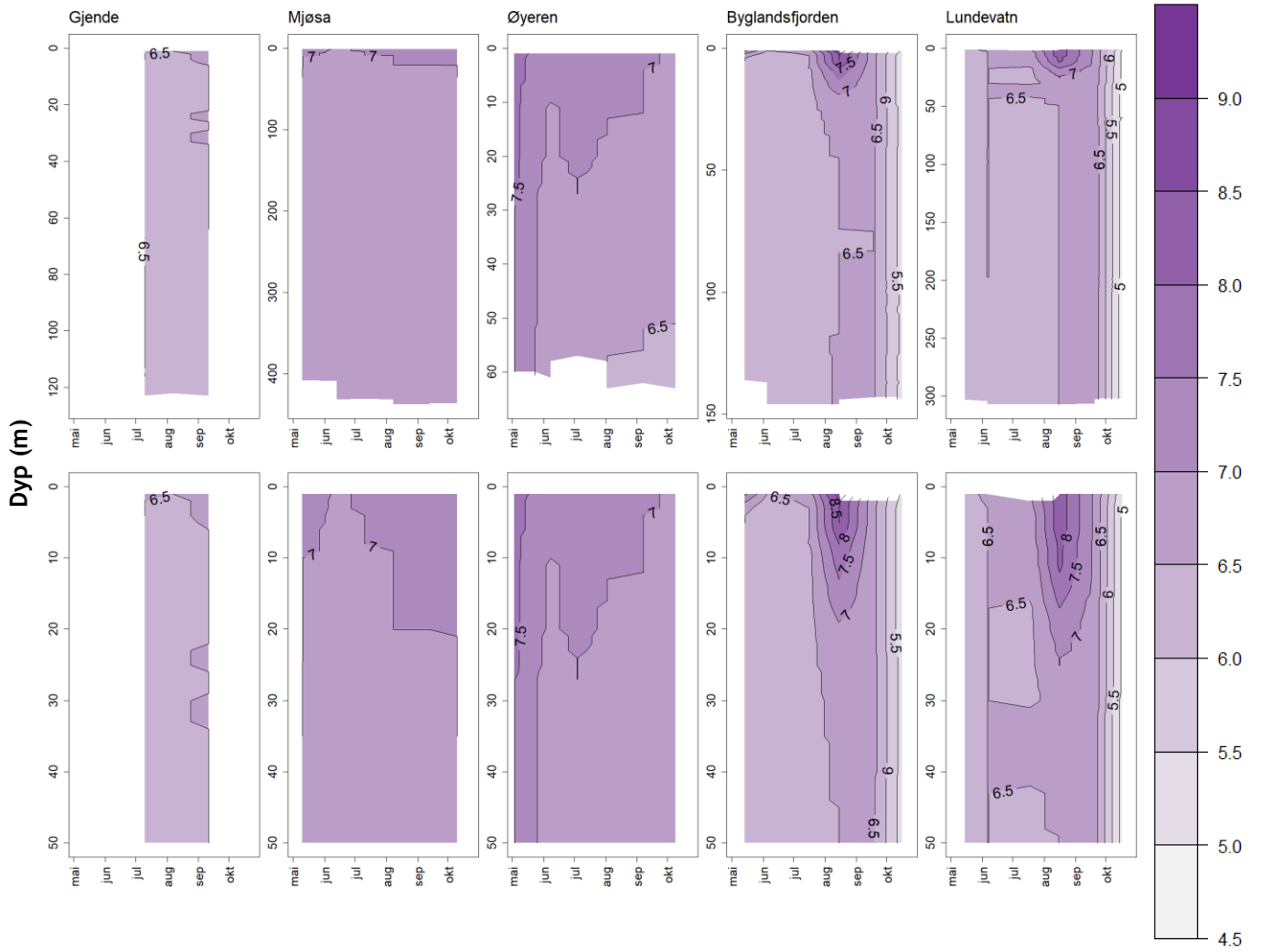
Fluorescens



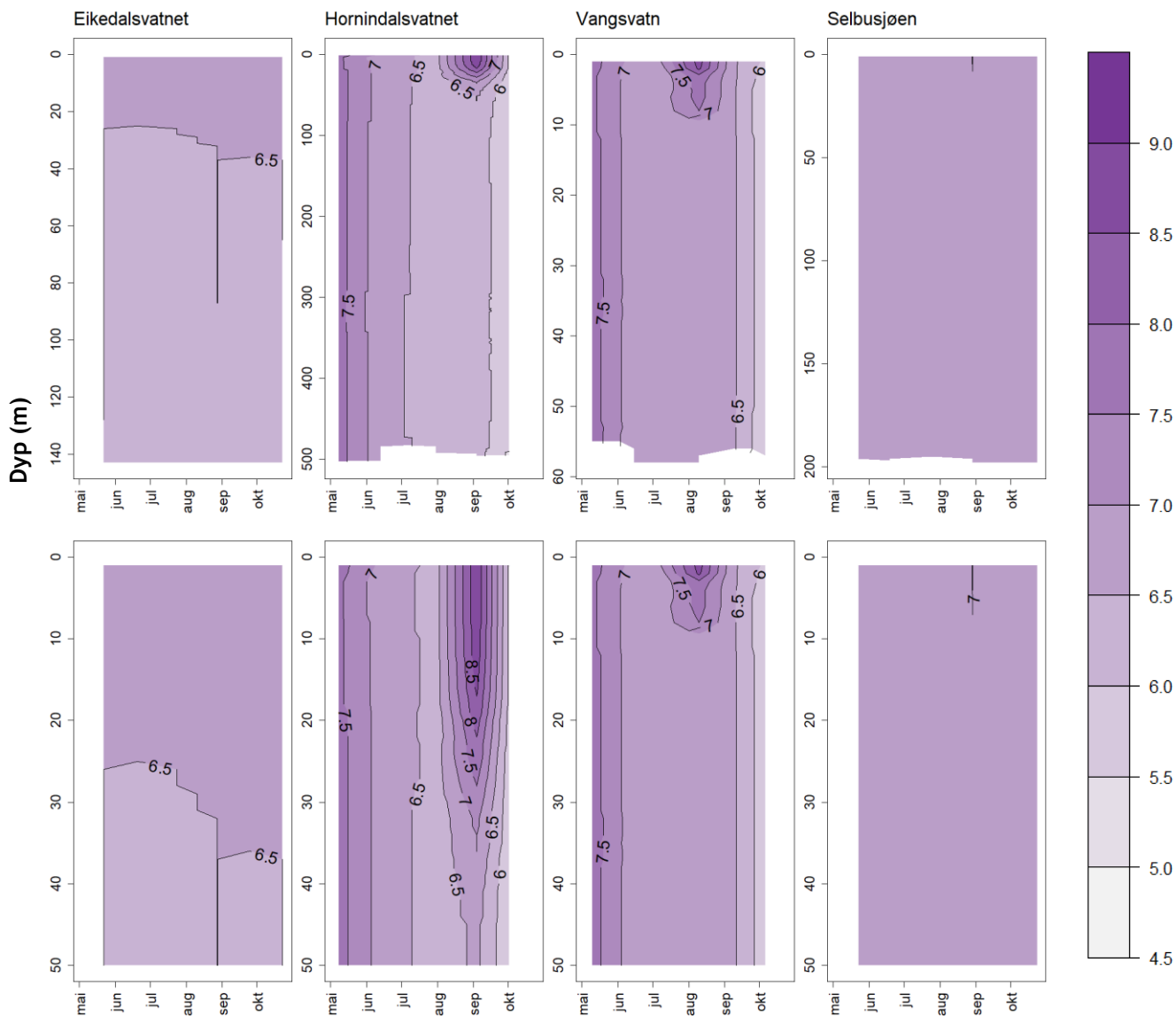
Fluorescens



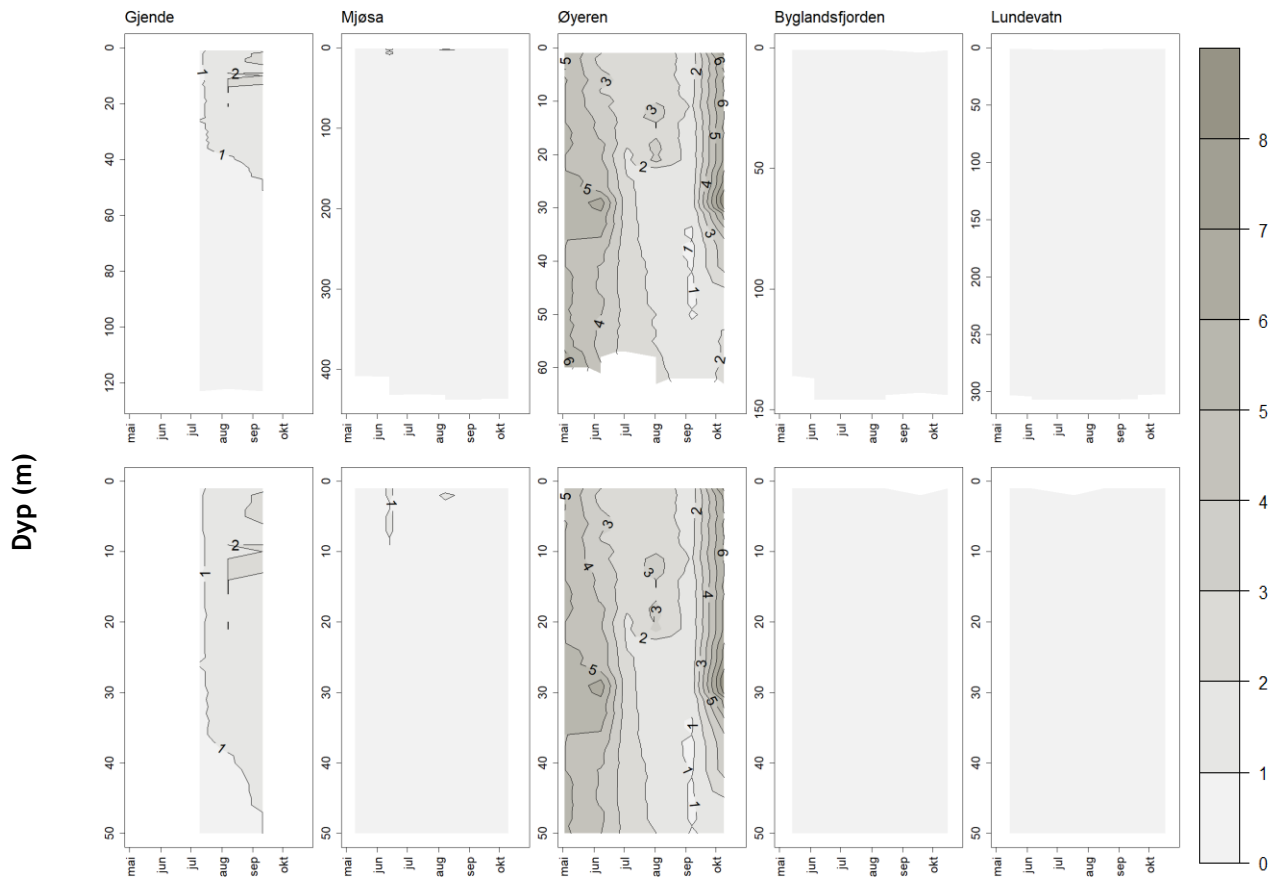
pH



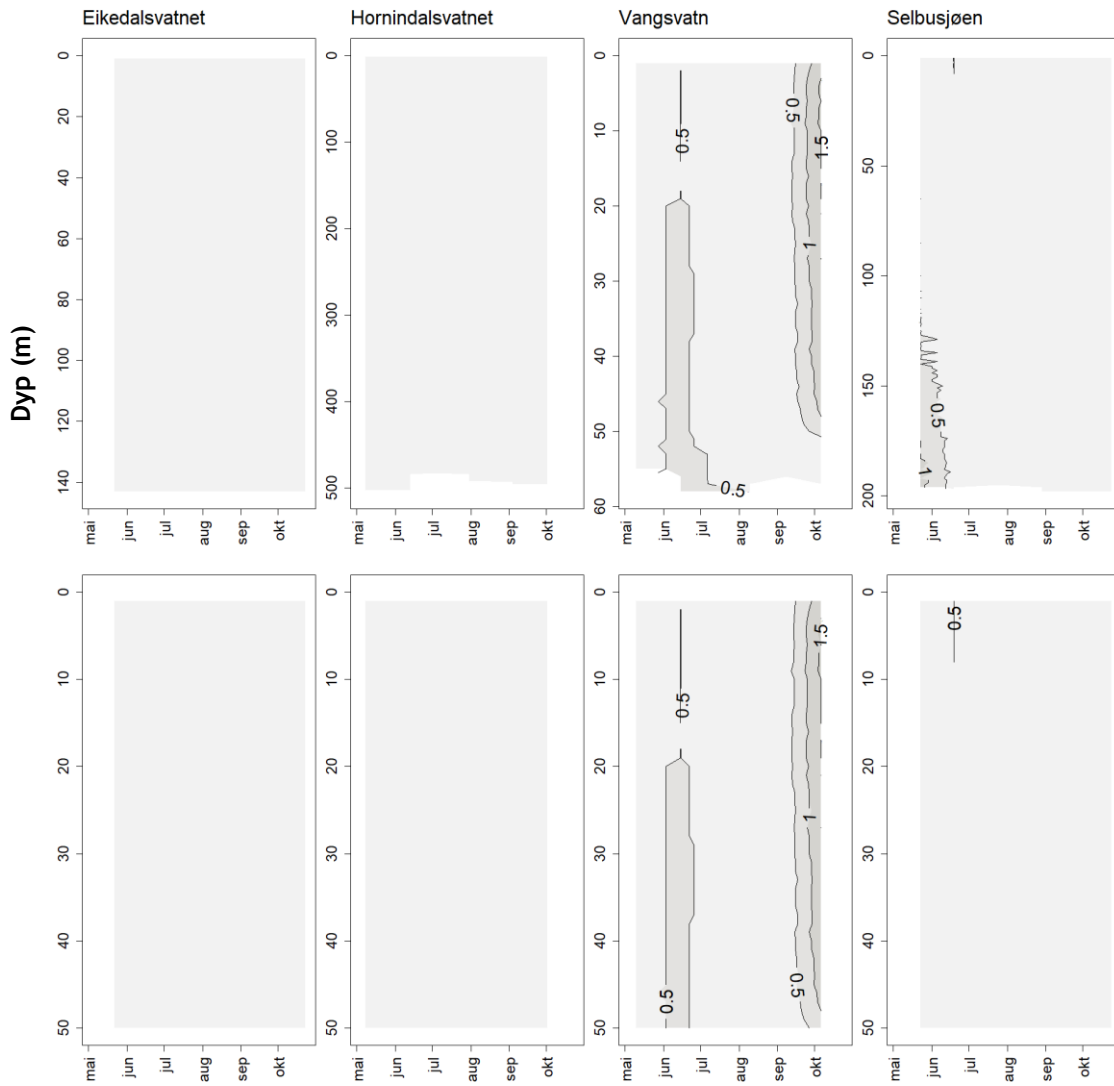
pH



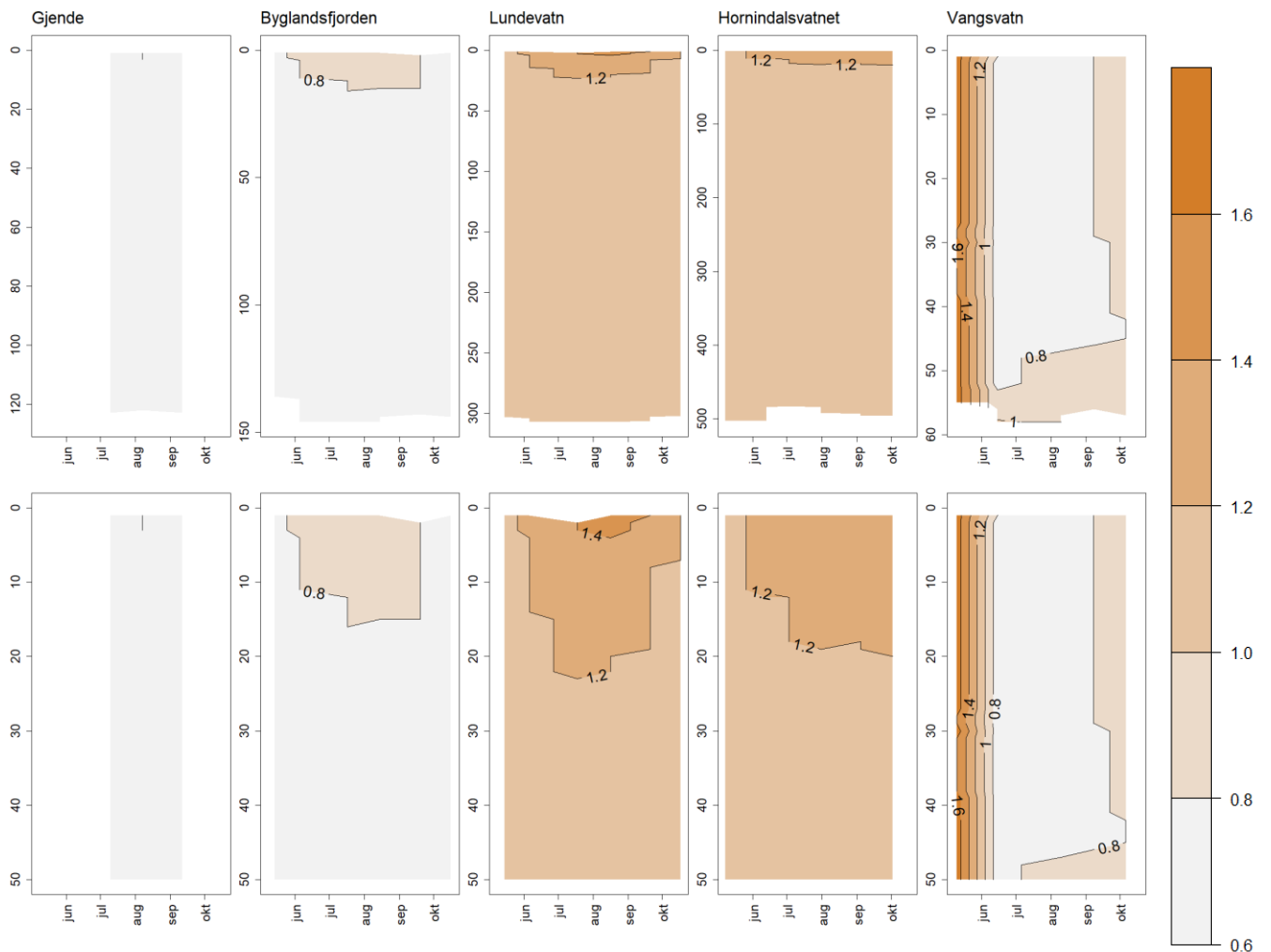
Turbiditet (FTU)



Turbiditet (FTU)



Ledningsevne (mS/m)*



* Ledningsevne for Øyeren, Mjøsa, Eikesdalsvatnet og Selbusjøen ikke vist pga instrumentfeil.

Vedlegg F. Planteplankton – supplerende resultater

F1. Absoluttverdier av alle parametere

Absoluttverdier av alle parametere som er brukt i klassifiseringen av planteplankton i basisovervåkingssjøene i ØKOSTOR 2017. Tallene angir middelerverdier gjennom sesongen av klorofyll a, totalt volum og PTI og maksverdi for totalt volum av cyanobakterier (Cyano_{max}) iht Klassifiseringsveilederen (Veileder 02: 2013, revidert 2018).

Norsk Type nr.	Innsjønavn	Klorofyll µg/l	Totalt volum mm ³ /l	PTI	Cyano _{max} mm ³ /l
23	Gjende	0,78	0,17	2,06	0,0000
6	Mjøsa	1,88	0,27	2,22	0,0090
5	Øyeren	2,91	0,31	2,28	0,0059
13c	Byglandsfjorden	1,03	0,11	1,98	0,0097
2b	Lundevatnet	0,66	0,07	1,96	0,0213
6	Eikesdalsvatnet	0,90	0,09	1,99	0,0001
1d	Hornindalsvatnet	1,24	0,12	1,99	0,0112
1d	Vangsvatnet	1,46	0,13	2,01	0,0013
6	Selbusjøen	1,07	0,12	2,06	0,0011
Norsk Type nr.	Innsjønavn	Klorofyll µg/l	Totalt volum mm ³ /l	PTI	Cyano _{max} mm ³ /l
6	Gjende	0.78	0.17	2.06	0.0000
6	Mjøsa	1.88	0.27	2.22	0.0090
6	Øyeren	2.91	0.31	2.28	0.0059
6	Byglandsfjorden	1.03	0.11	1.98	0.0097
6	Lundevatnet	0.66	0.07	1.96	0.0213
6	Eikesdalsvatnet	0.90	0.09	1.99	0.0001
6	Hornindalsvatnet	1.24	0.12	1.99	0.0112
6	Vangsvatnet	1.46	0.13	2.01	0.0013
6	Selbusjøen	1.07	0.12	2.06	0.0011

F2. Artssammensetning av planteplankton

Gjende

Verdiene for klorofyll a og totalt volum var forholdsvis lave og Gjende fikk henholdsvis tilstandsklassene svært god og god for disse parameterne (tilstandsklassen svært god om klassegrensene for vanntype 6/ L-N2b benyttes). Den dominerende gruppen gjennom hele sesongen var kiselalger, for det meste fra slektene *Aulacoseira* og *Tabellaria*, samt mindre andeler grønnalger og gullalger. Sammensetningen av planteplanktonet (PTI) viste et planteplanktonsamfunn som ga tilstandsklassen god (tilstandsklassen svært god om klassegrensene for L-N2b benyttes). Det totale volumet av cyanobakterier var så lavt at tilstandsklassen ble svært god for Cyano_{max}. Totalvurderingen av Gjende i 2017 basert på planteplanktonet ga tilstandsklassen god med nEQR på 0,73. (Vi får tilstandsklassen svært god med nEQR 0,87 om vi benytter klassegrensene for L-N2b).

Mjøsa

Verdiene for klorofyll a og totalt volum var forholdsvis lave og Mjøsa fikk henholdsvis tilstandsklassen svært god og god for disse parameterne. Den dominerende gruppen var kiselalger, men med betydelige andeler gullalger og svelgflagellater. I Mjøsa er det planktoniske former av *Tabellaria flocculosa* som dominerer og denne arten dominerte også i 2017; i noen av prøvene ble det også observert mye av den kjededannende *Fragilaria crotonensis*. 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_{max}. Totalvurderingen av Mjøsa i 2017 basert på planteplanktonet ga tilstandsklassen god med nEQR på 0,71.

Øyeren

Verdiene for klorofyll a og totalt volum var lave og Øyeren fikk tilstandsklassen svært god for disse parameterne (tilstandsklassen god om klassegrensene for vanntype 6/ L-N2b benyttes). De dominerende gruppene på forsommeren var gullalger, som *Uroglenopsis americana* og svelgflagellater. Utover sommeren overtok kiselalger, mest av arten *Asterionella formosa*. I Øyeren ble det også observert lavere konsentrasjoner av den store nåleflagellaten *Gonyostomum semen*. Sammensetningen av planteplanktonet (PTI) viste et planteplanktonsamfunn som ga tilstandsklassen god (tilstandsklassen moderat om klassegrensene for L-N2b benyttes). Det totale volumet av cyanobakterier var så lavt at tilstandsklassen ble svært god for Cyano_{max}. Totalvurderingen av Øyeren i 2017 basert på planteplanktonet ga tilstandsklassen god med nEQR på 0,78 (Vi får tilstandsklassen god med nEQR 0,63 om vi benytter klassegrensene for L-N2b).

Byglandsfjorden

Verdiene for klorofyll a og totalt volum var lave og Byglandsfjorden fikk tilstandsklassen svært god for disse parameterne. Den dominerende gruppen var gullalger, mest flagellater som *Mallomonas* samt mindre andeler grønnalger, svelgflagellater og fureflagellater. Sammensetningen 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 Byglandsfjorden i 2017 basert på planteplanktonet ga tilstandsklassen svært god med nEQR på 0,91 (Vi får tilstandsklassen svært god med nEQR 0,95 om vi benytter klassegrensene for L-N2b).

Lundevatnet

Verdiene for klorofyll a og totalt volum var lave og Lundevatnet fikk tilstandsklassen svært god for disse parameterne. Den dominerende gruppen var gullalger samt mindre andeler grønnalger og cyanobakterien *Merismopedia tenuissima* i enkelte av prøvene. Sammensetningen 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 Lundevatnet i 2017 basert på planteplanktonet ga tilstandsklassen svært god med nEQR på 0,92 (Vi får tilstandsklassen svært god med nEQR 0,97 om vi benytter klassegrensene for L-N2b).

Eikesdalsvatnet

Verdiene for klorofyll a og totalt volum var lave og Eikesdalsvatnet fikk tilstandsklassen svært god for disse parameterne. Den dominerende gruppen var gullalger. 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 Eikesdalsvatnet i 2017 basert på planteplanktonet ga tilstandsklassen svært god med nEQR på 0,95. Det ble målt klorofyllmaksimum på 20 - 30 m dyp 20.6, men analyse av planteplanktonprøven viste ingen høyere verdi enn blandprøven. Ved høy innstråling kan fotosystem II mettes slik at det kan gi svakere fluorescensverdier øverst i vannsøylen og det ser ut til å være høyere klorofyllkonsentrasjoner i dypere vannlag.

Hornindalsvatnet

Verdiene for klorofyll a og totalt volum var lave og Hornindalsvatnet fikk tilstandsklassen svært god for disse parameterne. Flere grupper var til stede med forholdsvis like store andeler; gullalger, grønnalger, kiselalger, fureflagellater og svelgflagellater. 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 Hornindalsvatnet i 2017 basert på planteplanktonet ga tilstandsklassen svært god med nEQR på 0,90 (Vi får tilstandsklassen svært god med nEQR 0,94 om vi benytter klassegrensene for L-N2b).

Vangsvatnet

Verdiene for klorofyll a og totalt volum var lave og Vangsvatnet fikk tilstandsklassen svært god for disse parameterne. Den dominerende gruppen var gullalger samt svelgflagellater i noen av prøvene. Sammensettingen av planteplanktonet (PTI) viste et planteplanktonsamfunn som ga tilstandsklassen svært god (tilstandsklassen god om klassegrensene for L-N2b benyttes). Det totale volumet av cyanobakterier var så lavt at tilstandsklassen ble svært god for Cyano_{max}. Totalvurderingen av Vangsvatnet i 2017 basert på planteplanktonet ga tilstandsklassen svært god med nEQR på 0,86 (Vi får tilstandsklassen svært god med nEQR 0,91 om vi benytter klassegrensene for L-N2b).

Selbusjøen

Verdiene for klorofyll a og totalt volum var lave og Selbusjøen fikk tilstandsklassen svært god for disse parameterne. De dominerende gruppene var gullalger og svelgflagellater samt mindre andeler, kiselalger, grønnalger og fureflagellater. 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 2017 basert på planteplanktonet ga tilstandsklassen svært god med nEQR på 0,90.

Vedlegg G. Vannplanter – artslister

Registrerte arter i innsjøene 2017. MJØ=Mjøsa, ØY-N=Øyeren-Nord, ØY-S=Øyeren-Sør, VAN=Vangsvatnet, HOR=Hornindalsvatnet, EIK=Eikesdalsvatnet, BYG=Byglandsfjorden og LUN=Lundevatnet. Mengdeangivelse: 1=sjelden, 2=spredt, 3=vanlige, 4=lokalt dominerende, 5=dominerer lokaliteten, x=forekommer. Rødlistearter: EN=sterkt truet, VU=sårbar, NT=nær truet. Kolonnene til venstre i tabellen viser sensitive og tolerante arter for hhv. eutrofiering (Tlc), vannstansregulering (Wlc) og forsuring (Slc), hvor S=sensitive og T=tolerante arter.

Tlc	Wlc	Slc	Latinske navn	MJØ	ØY-N	ØY-S	BYG	LUN	EIK	HOR	VAN
			ISOETIDER								
S		S	<i>Crassula aquatica</i> ^{VU}	2	2	2					
T		S	<i>Elatine cf. hexandra</i> ^{NT}								2-3
S	S	S	<i>Elatine hydropiper</i> ^{NT}	3-4	1	1					
T			<i>Elatine triandra</i> ^{NT}	1	1						
S	T	S	<i>Eleocharis acicularis</i>	2	4	4					1
S		T	<i>Isoetes echinospora</i>	2-3	2	2-3	2	3	2	3-4	4
S	S	T	<i>Isoetes lacustris</i>	4	1		2-3	1	3-4	4	5
S	S	T	<i>Littorella uniflora</i>				2-3	2-3	2-3	3	
S	S	T	<i>Lobelia dortmanna</i>				3	2		3-4	
S	T	S	<i>Ranunculus reptans</i>	4	4	3	3	2	2	2	2-3
S	T	T	<i>Subularia aquatica</i>	2	3	2	2	2	2	2	3-4
			ELODEIDER								
S	T	S	<i>Callitriche hamulata</i>	2-3			2-3	2	2	3-4	3
S	T		<i>Callitriche hermaphroditica</i> ^{NT}	2							
S	T	S	<i>Callitriche palustris</i>	2	2	1			1	1	2
T	S	S	<i>Elodea canadensis</i>	1-2	1						
S	T	T	<i>Juncus bulbosus</i>	2			4	3	2	3	2
S	S	S	<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	2	2	2-3	2	2-3	3	3	4
		S	<i>Potamogeton alpinus</i>	2							
		S	<i>Potamogeton berchtoldii</i>	2	1						2-3
S		S	<i>Potamogeton gramineus</i>	2							
T	S	S	<i>Potamogeton obtusifolius</i>		1					2	
		S	<i>Potamogeton perfoliatus</i>	4	3	3-4					
T			<i>Ranunculus aquatilis</i>	3	2-3						1
S			<i>Ranunculus confervoides</i>	3-4	2						
S	S	S	<i>Ranunculus peltatus</i>	2	3	4					
S		T	<i>Utricularia intermedia</i>							1	
S		T	<i>Utricularia minor</i>				1			1	
S		T	<i>Utricularia ochroleuca</i>	2			1				
	T	S	<i>Utricularia vulgaris</i>	1	1		3				
T			<i>Zannichellia palustris</i> ^{VU}	1							
			NYMPHAEIDER								
T	S	S	<i>Persicharia amphibia</i>	2	3	2-3					
		S	<i>Potamogeton natans</i>		3	2				1	
		S	<i>Sagittaria sagittifolia</i>	1	3	3					
S	T	T	<i>Sparganium angustifolium</i>	2	4	1	3	1		2	1
S	T	S	<i>Sparganium cf. hyperboreum</i>					2			
			<i>Sparganium sp.</i>		1						
			KRANSALGER								
S			<i>Nitella confervacea</i> ^{EN}	x	1						
S		S	<i>Nitella opaca</i>	3	1	3			3-4		2-3
			Totalt antall	29	25	15	13	11	10	15	14

Vedlegg H. Småkreps – supplerende resultater

H1. Sammenligning av krepsdyrplankton før og nå

Sammenligning av dagens krepsdyrsamfunn (ØKOSTOR 2017) med prøver fra 1896/97 (Huitfeldt Kaas 1906). Dominansforhold er angitt på følgende måte: xxx: utgjør >10% i prøvene, xx: 1-10%, x: <1%. Prøvene tatt i 1896/97 og i 2017 er fra samme tidsperiode om sommeren, men tidspunkt for prøvetakingen, stasjonsplassering og dyp kan variere. ?: Kan ha vært til stede men ikke skilt fra *Cyclops scutifer* i tidligere undersøkelse.

	Ludedvatnet		Vangsvatnet		Gjende		Mjøsa	
	1896/97	2017	1896/97	2017	1896/97	2017	1896/97	2017
Cladocera								
Diaphanosoma brachyurum		x					x	
Holopedium gibberum	xx/xxx	xx/xxx	xx/xxx	xx/xxx			xx	xx
Daphnia cristata							xxx/xx	xx/xxx
Daphnia galeata							xx	x
Daphnia longiremis								
Daphnia longispina			xx/xxx	xx/xxx	xxx	xxx		
Bosmina longispina	xx/xxx	xx/xxx	xx/xxx	xx/xxx	x	x	xxx/xx	xx/xxx
Polyphemus pediculus		x					x	x
Bythotrephes longimanus		x		x			x	x
Leptodora kindti		x					x	x
Copepoda								
Limnocalanus macrurus							xx	xx/xxx
Eudiaptomus gracilis Sars	xx/xxx	xx/xxx					xx/xxx	xx/xxx
Arctodiaptomus laticeps			xx	xx				
Mixodiaptomus laciniatus	xx/xxx	xx/xxx						
Hetercope appendiculata							xx	x
Hetercope saliens	x	x						
Cyclops abyssorum	xx/xxx	xx/xxx	?	xx/xxx				
Cyclops lacustris							xx	xx/xxx
Cyclops scutifer	xx/xxx	xx/xxx	xx/xxx	xx/xxx	xxx	xxx		
Mesocyclops leuckarti								x
Thermocyclops oithonoides							xx/xxx	xx

H2. Forsuringsindekser småkreps

Krepsdyrindeksener beregnet for litorale stasjoner basert på aggregerte artslister i 2017; den enkelte stasjon er representert med arter registret i prøver fra to ulike substrater og tre prøvetakingsdatoer. NB. Klassifiseringssystemet for småkreps er basert på at både litorale og pelagiske prøver ligger til grunn for beregning av forsuringsindeksene. Her er klassifiseringssystemet brukt på litorale prøver alene, og tilstandsklassifiseringen er derfor usikker.

Innsjø	Stasjon	LACI-1	LACI-2	Innsjø	Stasjon	LACI-1	LACI-2
Mjøsa	1	0.3500	4.0113	Lundevatnet	1	0.2692	2.1660
Mjøsa	2	0.2400	2.2576	Lundevatnet	2	0.2308	1.0529
Mjøsa	3	0.3462	5.4791	Lundevatnet	3	0.2727	1.8190
Mjøsa	4	0.4444	5.7376	Lundevatnet	4	0.3077	2.0306
Mjøsa	5	0.2500	4.2119	Lundevatnet	5	0.2667	1.7602
Mjøsa	6	0.2381	3.2362	Lundevatnet	6	0.2813	1.7543
Mjøsa	7	0.3043	4.5243	Lundevatnet	7	0.2692	1.5471
Mjøsa	8	0.3667	4.8941	Lundevatnet	8	0.2500	1.3810
Mjøsa	9	0.3548	6.5763				
Mjøsa	10	0.2963	3.1864				
Øyeren	1	0.3125	5.1636	Eikesdalsvatnet	1	0.2632	1.0000
Øyeren	2	0.4444	7.3000	Eikesdalsvatnet	2	0.2857	1.3684
Øyeren	3	0.4118	6.2182	Eikesdalsvatnet	3	0.1667	1.8158
Øyeren	4	0.3243	6.2364	Eikesdalsvatnet	4	0.1429	0.9342
Øyeren	5	0.4412	5.8909	Eikesdalsvatnet	5	0.3000	4.7281
Øyeren	6	0.3182	2.7000	Eikesdalsvatnet	6	0.1429	0.9342
Øyeren	7	0.3143	3.4273	Eikesdalsvatnet	7	0.2778	1.5789
Øyeren	8	0.2727	5.2000	Eikesdalsvatnet	8	0.2222	3.2895
Øyeren	9	0.4118	5.8909				
Øyeren	10	0.2500	2.2582				
Byglandsfjorden	1	0.1538	1.0913	Hornindalsvatnet	1	0.2105	1.1500
Byglandsfjorden	2	0.1923	0.9821	Hornindalsvatnet	2	0.1176	0.8040
Byglandsfjorden	3	0.2174	1.2738	Hornindalsvatnet	3	0.2353	2.2333
Byglandsfjorden	4	0.2000	0.7917	Hornindalsvatnet	4	0.1765	1.3400
Byglandsfjorden	5	0.1923	0.8730	Hornindalsvatnet	5	0.1176	0.8040
Byglandsfjorden	6	0.2692	1.7460	Hornindalsvatnet	6	0.2632	2.7600
Byglandsfjorden	7	0.2500	1.2857	Hornindalsvatnet	7	0.1176	0.6700
Byglandsfjorden	8	0.2381	1.5000	Hornindalsvatnet	8	0.1765	1.7867
Byglandsfjorden	9	0.2400	1.1354	Hornindalsvatnet	9	0.2609	1.4600
Byglandsfjorden	10	0.2174	1.5286	Hornindalsvatnet	10	0.2000	0.8750
				Vangsvatnet	1	0.3571	3.5200
				Vangsvatnet	2	0.2857	2.0952
				Vangsvatnet	3	0.2500	3.1111
				Vangsvatnet	4	0.2222	1.6250
				Vangsvatnet	5	0.3000	3.5556

Miljødirektoratet

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

E-post: post@miljodir.no

Nett: 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.