



MILJØOVERVÅKING

M-587 | 2016

ØKOSTOR: Basisovervåking av store innsjøer 2015

Utprøving av metodikk for overvåking og klassifisering av økologisk tilstand i henhold til vannforskriften



KOLOFON

Utførende institusjon

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

Oppdragstakers prosjektansvarlig

Anne Lyche Solheim

Kontaktperson i Miljødirektoratet

Gunnar Skotte

M-nummer

M-587

År

2016

Sidetall

151

Miljødirektoratets kontraktnummer

15078067

Utgiver

Miljødirektoratet, NIVA-rapport 7070-2016
ISBN 978-82-577-6805-8

Prosjektet er finansiert av

Miljødirektoratet

Forfatter(e)

Lyche Solheim, A., Schartau, A.K., Bongard, T., Bækkelie, K.A.E., Edvardsen H., Jensen, T.C.,
Mjelde, M., Persson, J., Rustadbakken, A., Sandlund, O.T., Skjelbred, B.

Tittel - norsk og engelsk

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

Sammendrag - summary

Rapporten presenterer de første resultatene fra basisovervåking av økologisk tilstand i store norske innsjøer i henhold til vannforskriften. Innsjøene som var med i programmet i 2015 omfattet syv innsjøer på Østlandet: Randsfjorden, Eikeren, Tyrifjorden, Norsjø, Tinnsjø, Nisser og Gjende. Resultatene viser at Randsfjorden, Eikeren, Tyrifjorden, Norsjø og Tinnsjø har god økologisk tilstand og tilfredsstillende dermed miljømålet for vannforskriften. Resultatet har lav til middels usikkerhet pga kun ett år med overvåking, men rimelig godt samsvar mellom forskjellige kvalitetselementer. Nisser er i dårlig økologisk tilstand pga bunnfauna, men tilstandsklassifiseringen anslås å ha middels til høy usikkerhet pga store forskjeller i tilstand mellom de forskjellige forsuringsindeksene for bunnfauna og kun ett år med data. Gjende kan foreløpig ikke gis noen samlet klassifisering pga svært høy usikkerhet for både bunnfauna og vannkjemi, men først og fremst pga manglende klassegrenser for bresjøer.

4 emneord

Basisovervåking, Store innsjøer,
Vannforskriften, Økologisk tilstand

4 subject words

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

Forsidefoto

Nisser i Telemark, Foto: Anne Lyche Solheim, NIVA

Forord

Denne rapporten inneholder de første resultatene fra basisovervåkingen av økologisk tilstand i store innsjøer iht vannforskriften. Overvåkingen i 2015 har omfattet syv innsjøer på Østlandet. Arbeidet er utført som et samarbeid mellom NIVA og NINA på oppdrag fra Miljødirektoratet (kontrakt nr. 15078067 om Økosystemovervåking i store sjøer, ØKOSTOR). NIVA har prosjektledelsen, samt hovedansvar for planteplankton, vannplanter og fysisk-kjemiske kvalitetselementer, mens NINA har hovedansvar for dyreplankton, bunndyr og fisk. Fisk ble undersøkt av NINA i et eget FoU prosjekt, men et sammendrag av resultatene er inkludert i denne rapporten. For Randsfjorden ble den pelagiske prøvetakingen, samt analyse av vannkjemi og planteplankton utført av Limnoconsult i et annet prosjekt finansiert av Randsfjordforbundet/Fylkesmannen i Oppland, men resultatene er inkludert i denne rapporten etter ønske fra Miljødirektoratet.

Prosjektgruppen har bestått av følgende personer:

Anne Lye Solheim, NIVA (prosjektleder NIVA, koordinering av feltarbeid og rapportering, ansvarlig vannkjemiske undersøkelser)

Ann Kristin Schartau, NINA (prosjektleder NINA, koordinering av feltarbeid og rapportering, ansvarlig krepsdyr- og bunndyrundersøkelser)

Atle Rustadbakken, NIVA/Trolling adventures (ansvarlig båtfører, pelagisk prøvetaking, kartlegging av nedre voksegrense for vannplanter, FoU prosjekt på fisk)

Jonas Persson, NIVA (pelagisk feltarbeid, samt databearbeiding vannkjemi),

Birger Skjelbred, NIVA (pelagisk feltarbeid, ansvarlig planteplanktonundersøkelser)

Marit Mjelde, NIVA (ansvarlig vannplanteundersøkelser)

Hanne Edvardsen, NIVA (vannplanteundersøkelser)

Thomas C. Jensen, NINA (krepsdyrundersøkelser, pelagisk feltarbeid og feltarbeid bunndyr)

Terje Bongard, NINA (bunndyrundersøkelser)

Knut Andreas Eikland Bækkelie, NINA (pelagisk feltarbeid og databearbeiding bunndyr)

Odd Terje Sandlund, NINA (ansvarlig fiskeundersøkelser)

Fiskeundersøkelsene er gjennomført som del av et annet prosjekt (kontrakt nr. 15040050, Overvåking i store innsjøer - metodeutvikling fisk), ledet av Odd Terje Sandlund, NINA. Følgende har bidratt til gjennomføring av dette prosjektet: Åge Brabrand (NHM-UiO) Karl Øystein Gjelland, Kjetil Olstad, L.E. Høitomt og O. Pettersen (alle NINA), Arne N. Linløkken (Høgskolen i Hedmark), og Atle Rustadbakken (Fylkesmannen i Hedmark).

John Gunnar Dokk og Bjørn Walseng (begge NINA) har bidratt til gjennomføring av pelagisk feltarbeid og prøvetaking av bunndyr. Jarl Eivind Løvik (NIVA) har bidratt til gjennomføring av det pelagiske feltarbeidet. Tina Bryntesen ved NIVAs laboratorium har sammenstilt alle rådata fra de vannkjemiske analysene. Alle takkes for god innsats.

Rune Kristiansen og Therese Fosholt Moe (NIVA) takkes for feltassistanse ved undersøkelsen av artssammensetning av vannplanter i alle innsjøene. Torleif Bækken takkes for feltassistanse ved kartlegging av nedre voksegrense for vannplanter i Randsfjorden og Jan Teigen takkes for feltassistanse ved bunndyrprøvetaking i Gjende. Øyvind Løvstad, Limnoconsult takkes for tilrettelegging av data for planteplankton og vannkjemi fra Randsfjorden for bruk i ØKOSTOR

prosjektet. Nasjonalparkstyret for Jotunheimen og Utladalen takkes for lån av båt i forbindelse med bunndyrprøvetakingen i Gjende.

Morten Kville ved SIMRAD takkes for utlån av dybdemålere. Takk til Svein Taksdal, NVE, som har hentet fram alle vannstandsdataene. Kjartan Østbye (Høgskolen i Hedmark) og Kim Præbel (UiT - Norges arktiske universitet) takkes for tilgjengeliggjøring av garnfiskedata fra Tinnsjø.

Miljødirektoratet v. Gunnar Skotte og Steinar Sandøy takkes for konstruktive kommentarer til rapportutkastet.

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

Oslo, juli 2016

Anne Lyche Solheim, NIVA
seniorforsker,
NIVA, seksjon for ferskvannøkologi

Ann Kristin Schartau, NINA
seniorforsker

Innhold

Forord.....	2
Sammendrag.....	6
Summary.....	9
1. Innledning.....	12
1.1 Bakgrunn.....	12
1.2 Mål og innhold.....	12
2. Presentasjon av innsjøene.....	14
2.1 Geografisk lokalisering.....	14
2.2 Vannstandsvariasjoner.....	16
2.3 Vanntyper.....	18
3. Materiale og metoder.....	22
3.1 Tidspunkt for prøvetaking.....	22
3.2 Pelagisk prøvetaking.....	22
3.3 Fysisk-kjemiske parametere.....	25
3.4 Planteplankton.....	28
3.5 Dyreplankton.....	29
3.6 Vannplanter.....	31
3.7 Bunndyr.....	32
3.8 Fisk.....	34
3.8.1 Fangstinnsats og registreringer.....	34
3.8.2 Klassifisering.....	34
3.9 Rapportering av data.....	35
3.10 Klassifiseringsmetodikk.....	35
3.10.1 Prosedyre for klassifisering.....	35
3.10.2 Usikkerheter og begrensninger.....	36
4. Resultater pr. kvalitetselement.....	40
4.1 Fysisk-kjemiske parametere.....	40
4.1.1 Datagrunnlag.....	40
4.1.2 Klassifisering av økologisk tilstand for eutrofieringsrelevante parametere.....	40
4.1.3 Klassifisering av økologisk tilstand for forsuringsrelevante parametere.....	45
4.1.4 Vertikalprofiler av fysisk-kjemiske parametere: temperatur, oksygen, pH, ledningsevne og turbiditet.....	47
4.2 Planteplankton.....	49
4.2.1 Vertikalprofiler av klorofyll fluorescens.....	49

4.2.2	Klassifisering av økologisk tilstand av planteplankton	52
4.3	Dyreplankton	58
4.4	Vannplanter	63
4.4.1	Artsantall og artssammensetning	63
4.4.2	Klassifisering av økologisk tilstand mht eutrofiering	66
4.4.3	Klassifisering av økologisk tilstand mht vannstandsregulering	69
4.4.4	Klassifisering av økologisk tilstand mht forsurening.....	71
4.5	Bunndyr	73
4.6	Fisk.....	77
4.6.1	Randsfjorden	78
4.6.2	Eikeren	78
4.6.3	Tyrifjorden	82
4.6.4	Norsjø.....	83
4.6.5	Tinnsjø.....	85
4.6.6	Nisser	85
4.6.7	Indeksberegninger og klassifisering (WS-FBI og NEFI).....	87
4.6.8	Konklusjon	89
5.	Tilstandsvurdering pr. innsjø	90
5.1	Innledning inkl. usikkerhetsvurdering	90
5.2	Randsfjorden	92
5.3	Eikeren	94
5.4	Tyrifjorden	96
5.5	Norsjø	98
5.6	Tinnsjø	100
5.7	Nisser	102
5.8	Gjende	104
5.9	Økologisk tilstand alle innsjøer inkl. usikkerhetsvurderinger	106
6.	Referanser	109
	Vedlegg	115
	Vedlegg A. Oversikt over målestasjoner (tabeller med koordinater og kart)	115
	Vedlegg B. Vannkjemiske data fra blandprøver, samt siktedyp	123
	Vedlegg C. Vertikalprofiler av turbiditet, ledningsevne og pH basert på analyser av enkeltprøver	130
	Vedlegg D. Vertikalprofiler av temperatur, oksygen, turbiditet, ledningsevne og pH basert på sondemålinger	137
	Vedlegg E. Bunndyrindekser.	149

Sammendrag

Denne rapporten presenterer resultater fra basisovervåking av syv av Norges store innsjøer i 2015. 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. Tidligere data gir derfor ikke grunnlag for en fullstendig klassifisering av dagens økologiske tilstand iht vannforskriften. Målsettingen med denne første basisovervåkingen av store innsjøer i 2015 har vært å overvåke alle kvalitetselementer og bruke dataene til å klassifisere økologisk tilstand iht vannforskriften. En tilleggs målsetning har vært tilpasning og uttesting av eksisterende metoder for overvåking og klassifisering til bruk i store, dype innsjøer.

Følgende innsjøer var med i denne overvåkingen i 2015, som hadde fokus på Østlandet: Randsfjorden, Eikeren, Tyrifjorden, Norsjø, Tinnsjø, Nisser og Gjende. Disse tilhører høyst forskjellige vanntyper, inkludert moderat kalkrike, kalkfattige og svært kalkfattige innsjøer. Overflatearealet varierer fra 16 km² til 140 km², med en medianstørrelse på 55 km². Maksimum-dybden varierer fra 131 m til 460 m. 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.

Resultatene som presenteres omfatter alle biologiske kvalitetselementer (unntatt begroingsalger, som hittil ikke har vært brukt til vurdering av økologisk tilstand i innsjøer) og de generelle fysisk-kjemiske støtteparameterne som har relevans for hhv eutrofiering (fosfor, nitrogen og siktedyp) og forsuring (pH, ANC og labilt aluminium). I tillegg presenteres vertikalprofiler av klorofyll fluorescens, tempereatur, oksygen, turbiditet, ledningsevne og pH. Dyreplankton 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.

Metodikken følger stort sett retningslinjene i overvåkingsveilederen og klassifiseringsveilederen, men prøvetaking på store vanddyp (>400 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 fysisk-kjemiske parametere. Totalt fem prøverunder ble gjennomført for de pelagiske kvalitetselementene (planteplankton, dyreplankton og vannkjemi), mens bunnfauna ble prøvetatt to ganger på 8-10 stasjoner pr. innsjø (juni og oktober). Bunnfaunaen er klassifisert både ved hjelp av tre forsuringindekser og ASPT indeksen for organisk belastning, den siste med svenske klassegrenser for innsjøer. Vannplanter ble undersøkt én gang i juli/august for artssammensetning og nedre voksegrense på hhv. 15-20 stasjoner og 8-10 stasjoner pr. innsjø. Vannplanter er klassifisert primært iht trofi-indeksen, men foreløpige indekser og klassegrenser for effekter av vannstandsreguleringer og forsuring er også presentert. Metodikken for fisk utvikles i et eget FoU prosjekt («FIST»), og omfatter garnfiske, tråling og hydroakustiske målinger, som ble gjort i september i alle innsjøene unntatt Gjende. Et utdrag av resultatene fra dette fiskeprosjektet er inkludert her. De pelagiske kvalitetselementene i

Randsfjorden ble prøvetatt og delvis analysert i regi av et annet prosjekt, men resultatene er inkludert i denne rapporten.

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

De moderat kalkrike innsjøene (Randsfjorden, Eikeren og Tyrifjorden) er klassifisert som om de var kalkfattige, dype innsjøer mht planteplankton, næringssalter og siktedyp. Dette er gjort fordi store, dype innsjøer har lang oppholdstid og dermed relativt stor sedimentasjon av fosfor, noe som gir en mer næringsfattig naturtilstand enn det som er vanlig i moderat kalkrike innsjøer. Klassegrensene som er utviklet for moderat kalkrike innsjøer gjelder dessuten primært for grunne innsjøer, mens alle innsjøene i ØKOSTOR prosjektet i 2015 er dype med maksdyp fra 130-460 m. For vannplanter og bunndyr har vi brukt klassegrensene for den opprinnelige vanntypen moderat kalkrike innsjøer, fordi disse kvalitetselementene er litorale og har tilgang på mer næringssalter enn det som finnes pelagisk langt fra land.

Vertikalprofilene av vannkjemiske parametere og temperatur viste at ingen av innsjøene hadde noen tydelig maksimum eller minimum av klorofyll fluorescens eller oksygen i sprangsjiktet, og det ble ikke påvist oksygenvinn i dypvannet. Maksimumtemperaturen i 2015 var 17,5 °C overflaten (målt i Randsfjorden og Tyrifjorden i juli). I Gjende var det ingen tydelig sjiktning i vannmassene på noe tidspunkt, pga kaldt klima og tilførsler av smeltevann fra breene i Jotunheimen. Norsjø var den eneste innsjøen som viste tydelig respons på flommen i september 2015 med tre-dobling av turbiditeten og redusert siktedyp i september og oktober. Norsjø viste også et maksimum i oksygenmetningen i sprangsjiktet etter flommen. Denne forskjellen i flom-respons er trolig relatert til raskere gjennomstrømning oksygenrikt flomvann med høyt partikkelinnhold og mindre sedimentasjon i Norsjø enn i de andre innsjøene.

De biologiske kvalitetselementene viser svært god eller god økologisk tilstand i de fleste innsjøene: Planteplankton gir svært god tilstand i alle innsjøene unntatt Randsfjorden som får god tilstand. De dominerende taksa var gullalger, svelgflagellater og kiselalger, samt noe grønnalger. Maksimum biomasse av cyanobakterier i epilimnion var svært lav og det ble ikke påvist noen oppblomstring i metalimnion i noen av innsjøene. Dyreplankton inngår ikke i klassifisering av innsjøene, men er inkludert i overvåkingen fordi de har en sentral rolle i den pelagiske næringskjeden, og således kan bidra til å forklare variasjoner i planteplanktonets respons på eutrofiering og dessuten tettheten av fisk. Resultatene viser dominans av hoppekreps i de fleste innsjøene, mens vannlopper har størst relativ forekomst i Tinnsjø. Forekomst av *Daphnia longispina* og andre store vannlopper, som er de mest effektive beiterne på planteplanktonet og samtidig viktig fiskeføde, indikerer at dyreplanktonet i Tyrifjorden er kontrollert av predasjon fra planktonspisende fisk og at fiskepredasjonen i Gjende er lav. For øvrig er det ingen klar sammenheng mellom antatt fiskepredasjon og andel store vannlopper.

Vannplanter gir svært god tilstand mht eutrofiering i Tinnsjø og Nisser, og god tilstand i de øvrige. Vannplantene i Tinnsjø er imidlertid påvirket av vannstandsregulering, mens de i Nisser er påvirket av forsurening. Bunndyr gir svært god tilstand i fem av innsjøene, men dårlig tilstand i Nisser og Gjende. Det er forsuringindeksene som slår ut, mens ASPT indeksen for organisk belastning ga svært god tilstand i alle innsjøene. For bunndyrene i Tinnsjø var det også en tydelig respons på flommen, med få arter registret 3 uker etter flommen. Fisk gir svært god tilstand i Randsfjorden, Tyrifjorden, Norsjø, Tinnsjø, og Nisser, og god tilstand i

Eikeren. De vannkjemiske eutrofieringsparameterne gir svært god tilstand kun i Tinnsjø og god tilstand i de øvrige, unntatt Gjende som får dårlig tilstand. Den dårlige tilstanden i Gjende mht fosfor er overraskende, men kan ha sammenheng med for strenge klassegrenser som ikke tar høyde for brepåvirkningen, samt sirkulerende vannmasser og mulig resirkulering av fosfor fra sedimentene. Mulige fosfor-tilførsler fra turisthytter kan heller ikke utelukkes. De vannkjemiske forsuringsparameterne gir svært god tilstand i Norsjø og Gjende og god tilstand i Tinnsjø og Nisser.

Samlet økologisk tilstand for Tinnsjø, basert på det verste styrer prinsippet, er god, men på grensen til svært god. Vannplantene her er imidlertid noe påvirket av vannstandsreguleringen og indikerer en tilstand på grensen god/moderat (men den aktuelle indeksen er ikke brukt i den samlede klassifiseringen). Randsfjorden, Eikeren, Tyrifjorden og Norsjø har god tilstand. Disse fem innsjøene tilfredsstillter dermed miljømålet for vannforskriften. Nisser har dårlig tilstand pga bunndyr, og også vannplantene indikerer en viss forsuringspåvirkning (selv om vannplanteindeksen for forsurening ikke er brukt i den samlede klassifiseringen). Nisser tilfredsstillter dermed ikke miljømålet for vannforskriften.

Resultatene for alle innsjøene er mer eller mindre usikre, da de bare er basert på ett års data foreløpig. For Randsfjorden, Eikeren, Tyrifjorden og Norsjø og Tinnsjø anses tilstandsklassifiseringen å ha lav-middels usikkerhet fordi det er rimelig godt samsvar mellom kvalitetselementer som angir samme påvirkning og alle er i svært god eller god tilstand. Tilstandsklassifiseringen for Nisser, som ser ut til å være i dårlig tilstand, har middels-høy usikkerhet pga store innbyrdes forskjeller mellom de ulike forsuringsindeksene for bunnfauna. Den samlede tilstanden i Gjende kan ikke klassifiseres ennå pga høy usikkerhet, relatert til store forskjeller mellom kvalitetselementer og manglende klassegrenser for bresjøer.

Summary

This report presents the results of surveillance monitoring of seven large Norwegian lakes in 2015. Large Norwegian lakes have been monitored also before the Water Framework Directive (WFD), but for most of the lakes the earlier monitoring has been limited in time and content. Earlier data are not sufficient for a complete classification of ecological status according WFD requirements. The objective of this first surveillance monitoring of large lakes in 2015 has therefore been to monitor all biological and supporting physico-chemical quality elements, and use the data to assess ecological status in line with the WFD. An additional objective was to test and adapt existing monitoring and classification methods for use in large, deep lakes.

The monitoring in 2015 included seven large lakes in Eastern Norway: Randsfjorden, Eikeren, Tyrifjorden, Norsjø, Tinnsjø, Nisser and Gjende. These lakes represent various lake types, including moderate, low and very low alkalinity. All are deep, and none are humic. Their surface area ranges from 16 km² to 140 km², with a median size of 55 km². The maximum depth ranges from 131 m - 460 m. Most of the lakes are located in lowland areas, except Lake Gjende, which is a glacial lake in the highlands of Jotunheimen. So far, there is no classification system developed for glacial lakes. The various quality elements sampled in Gjende have therefore been classified according to the classification system for low alkalinity mountain lakes. None of the lakes are heavily modified, but their water levels are regulated with amplitude ranging from 0,15 m to 4 m, except Gjende, which is not regulated.

The results presented include all biological quality elements (except phytoplankton, which has not been monitored in Norwegian lakes) and the general physico-chemical supporting quality elements relevant for eutrophication (total phosphorus, total nitrogen, Secchi depth) and acidification (pH, ANC and labile aluminium). Zooplankton is also included to acquire information about impacts of various pressures, grazing pressure on phytoplankton and intensity of fish predation. Moreover, vertical profiles were measured for chlorophyll a fluorescence, temperature, oxygen, turbidity, conductivity and pH.

The monitoring and classification methods applied follow the Norwegian Classification Guidance, which is based on the WFD Classification Guidance. However, pelagic sampling in deep water require equipment normally used in oceanographic monitoring, such as a multi-sampler, multisensor probe, large zooplankton net and a boat with motorised winch and lifting device. This equipment provides more efficient sampling than manual sampling methods, and better vertical resolution for physico-chemical parameters. The pelagic quality elements (phytoplankton, zooplankton and physico-chemical supporting quality elements) were sampled monthly from June to October at a station above the deepest point in each lake. Benthic fauna were sampled twice in the littoral zone at 8-10 stations per lake (June and October) and classified using three different acidification indices and the ASPT index with class boundaries adapted for lakes (using the Swedish classification system). Macrophytes were sampled once in July/August for assessment of taxonomic composition and lower growing depth at 15-20 stations and 8-10 stations per lake respectively. The ecological status of macrophytes has been assessed using the trophic index (T_{lc}), but also by application of preliminary indices for impacts of water level fluctuations (W_{lc}) and acidification (S_{lc}). The methodology for fish monitoring is under development in a separate research project ("FIST") and comprise gill nets, trawling and hydroacoustic measurements, which were done in all the lakes except Gjende. A summary of the results are presented in this report and used for

classification of ecological status for fish, using two different indices assessing general impacts (the NEFI index) and eutrophication impacts (the WS-FBI-index), respectively. Neither macrophytes, nor fish was monitored in Lake Gjende.

This report presents results for each quality element across all lakes and for each lake across all quality elements, the latter based on the one-out-all-out-principle.

There are various typology issues that required careful considerations, related to special conditions in large deep lakes versus smaller, shallower lakes. The long retention time, often high retention of phosphorus and long distance from tributaries and out to the pelagic monitoring station cause the pelagic zone in large deep lakes far away from shore to have more oligotrophic reference conditions than the littoral zone. In the Norwegian lake typology, there is only one type for deep lakes with class boundaries developed for various quality elements: The low alkalinity, clear, lowland lakes (Norwegian type 6, NGIG type L-N2b). We therefore applied this type to classify ecological status for phytoplankton and nutrients and Secchi depth in all lakes. However, these quality elements were also classified according to the original lake type, reflecting the actual alkalinity and altitude of each lake. For the littoral biological quality elements and for the acidification relevant physico-chemical quality elements, we only applied the original types of each lake. When assessing the overall ecological status for the lake, we combined the results derived from the application of the class boundaries for low alkalinity deep lowland lakes for phytoplankton and for the eutrophication-relevant supporting quality elements, with the results derived from the class boundaries of the original types for the other quality elements, using the one-out-all-out principle. In Lake Gjende, however, we only used the original type for all quality elements because this is a mountain lake, while the only deep lake type 6 applies to lowland lakes.

The vertical profiles of physico-chemical parameters showed that none of the lakes had any clear metalimnetic maxima or minima of chlorophyll a fluorescence or oxygen, and no oxygen depletion was found in the bottom water. The maximum temperature in 2015 was 17.5 °C in the surface waters, measured in Randsfjorden and Tyrifjorden in July. In the glacial lake the max temperature was 7°C, and there were no clear thermocline, due to the inflow of glacial meltwater during the whole summer. Only one lake, Norsjø, showed significant response to the flood in mid-September, with a tripling of the turbidity in September and October, clearly affecting the Secchi depth, as well as a maximum in oxygen saturation in the metalimnion. This clear flood response is probably related to faster flushing of well oxygenated flood water through the lake and less sedimentation than in the other lakes.

The results for the biological quality elements indicate high or good ecological status in most of the lakes. Phytoplankton has high status in all lakes except Randsfjorden, which has good status. The dominant taxa were chrysophytes, cryptophytes and diatoms, as well as some chlorophytes. The maximum biomass of cyanobacteria in the epilimnion was very low, and no metalimnetic blooms were found. Zooplankton is not included in the classification of ecological status of the lakes, but is included in the monitoring because they can contribute to explain variations in the phytoplankton response to eutrophication and also in the pelagic fish density. The results show dominance of copepods in most of the lakes, while cladocerans had largest relative abundance in Lake Tinnsjø. The occurrence of *Daphnia longispina* and other large cladocerans, which are the most important phytoplankton grazers, and important food for fish, indicates that the zooplankton in Lake Tyrifjorden is controlled by fish predation, and that the fish predation in Lake Gjende is low. For the other lakes, there were no clear correlation between estimated fish predation and proportion of large cladocerans.

Macrophytes have high status in the lakes Tinnsjø and Nisser, and good status in the other lakes concerning the eutrophication index. The macrophytes were however impacted by water level fluctuations in Lake Tinnsjø, which had the highest water level fluctuation of all the lakes. In Lake Nisser, the macrophytes show moderate impact of acidification. In the other lakes, the macrophytes were in high or good status for both these other pressures.

Benthic fauna was in high status in five of the lakes, but in poor status in two lakes (Nisser and Gjende), based on the acidification indices, while the ASPT index gave high status in all the lakes. In Lake Tinnsjø, the benthic fauna showed a clear response to the flood in September with very few species present three weeks after the flood. Pelagic fish was found to be in high status in all the investigated lakes, except in Eikeren, where good status was found. Littoral fish was not investigated in these lakes in 2015.

The physico-chemical eutrophication parameters total phosphorus and Secchi depth (nitrogen is not used due to lack of N-limitation) show high status only in lake Tinnsjø and good status in the others, except in Gjende, which somewhat surprisingly had poor status. This may be explained by the lack of class boundaries for glacial lakes and the possible higher reference value for total phosphorus and lower reference values for Secchi depth in this turbid lake, which is exposed to high inflow of glacial particles. The lack of stratification may also contribute to less sedimentation. However, there is much tourism in the Gjende area, and possible phosphorus inputs from tourist facilities may also contribute to the high phosphorus values. The physico-chemical acidification parameters had high status in Norsjø and Gjende and good status in Tinnsjø and Nisser. For Randsfjorden, Eikeren and Tyrifjorden that all are moderate alkalinity lakes, the acidification parameters are not relevant for classification.

The overall classification of ecological status in each lake across all quality elements show that the best status was found in lake Tinnsjø, at the boundary between high and good ecological status. The acidification-relevant physico-chemical quality element has the lowest normalised EQR value (0,80) and was thus decisive for the overall ecological status. The macrophytes in this lake were also indicating moderate acidification impact, although the index could not be used in the overall classification. The lakes Randsfjorden, Eikeren, Tyrifjorden and Norsjø have good ecological status. The quality element with the lowest nEQR value in these lakes is the eutrophication-relevant physico-chemical quality element (two lakes), macrophytes (one lake) or fish (one lake), and also other nutrient sensitive quality elements indicate slight eutrophication impact. Lake Nisser has poor ecological status due to benthic fauna acidification indices, but also the macrophytes indicate acidification impact. This lake has been acidified and limed, but the biological quality elements sensitive to acidification in the littoral zone may not yet have recovered completely.

The results for all the lakes are more or less uncertain, however, as they are based on only one year of monitoring so far. For the lakes Randsfjorden, Eikeren, Tyrifjorden, Norsjø and Tinnsjø, the status assessment is considered to have low-medium uncertainty, due to consistency in status class for different quality elements sensitive to eutrophication (high or good for all quality elements). The status assessment for Lake Nisser has medium to high uncertainty due to large deviations in status class for the three different benthic fauna acidification indices, ranging from good to bad. For Lake Gjende, the overall ecological status cannot yet be assessed due to high uncertainty caused by large differences in status between different quality elements and large deviations in status class for the three different benthic fauna acidification indices, ranging from good to bad, but first and foremost due to missing class boundaries for glacial lakes.

1. Innledning

1.1 Bakgrunn

EU's 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).

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. Videre er det krav om basisovervåking av økologisk og kjemisk tilstand (surveillance monitoring sensu vanddirektivet) i alle store vannforekomster. Basisovervåkingen skal omfatte alle biologiske og fysisk-kjemiske kvalitetselementer og skal kunne avdekke eventuelle endringer over tid (trender) med rimelig grad av sikkerhet.

Basisovervåkingen av store innsjøer i dette programmet skal fremskaffe data til klassifisering av økologisk tilstand, mens kjemisk tilstand foreløpig ikke er inkludert. 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.

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 tilfredsstilte 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

Målsettingen med basisovervåkingen av store innsjøer i 2015 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 02:2013), også for store, dype innsjøer.

Alle biologiske kvalitetselementer som kreves for basisovervåking av store vannforekomster iht vannforskriften ble undersøkt og er inkludert i klassifiseringen, dvs. planteplankton, vannplanter, litorale bunndyr 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. Planteplankton og vannkjemi i

Randsfjorden ble overvåket av Limnoconsult på oppdrag fra Randsfjordforbundet, og resultatene er inkludert her etter ønske fra Miljødirektoratet.

I tillegg ble dyreplankton inkludert, selv om dette ikke er et eksplisitt krav iht vannforskriften. Dyreplankton kan imidlertid bidra til å forklare variasjoner i planteplankton responsen på eutrofiering (Lyche-Solheim 1995), og er dessuten relevant som indikator på forskjellige påvirkninger, som forsuring (Hobæk & Raddum 1980, Walseng & Schartau 2001) og eutrofiering (Karabin 1985, Lyche 1990, Straile & Geller 1998, Jensen m.fl. 2013), selv om klassifiseringssystemet ikke er ferdig utviklet ennå.

Begroingsalger er ikke inkludert da det er uklart om dette vil kunne gi tilleggsinformasjon utover det som vannplanter gir. Mange EU land har imidlertid utviklet klassifiseringsmetodikk for begroingsalger i innsjøer (Kelly m.fl. 2015).

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

Rapporten inneholder en presentasjon av innsjøene som ble overvåket i 2015, 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 som er brukt i rapporten følger i hovedtrekk basisovervåkingen av innsjøer som pågår i regi av Miljødirektoratets ØKOFERSK-prosjekter (Schartau m.fl. 2015, Lyche-Solheim m.fl. 2016).

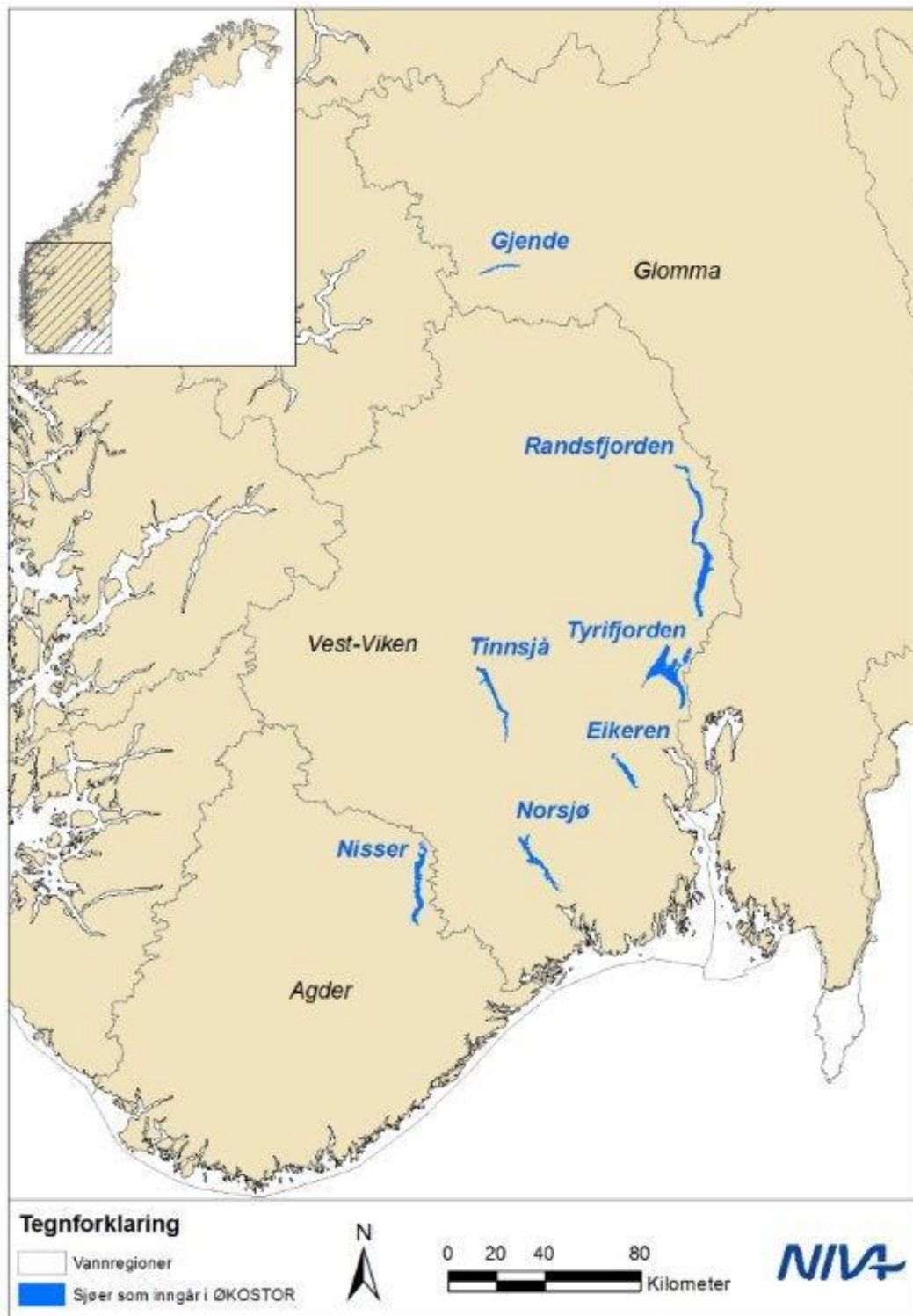
2. Presentasjon av innsjøene

2.1 Geografisk lokalisering

Totalt syv innsjøer på Østlandet var med i basisovervåkingen av store innsjøer i 2015: Tyrifjorden, Randsfjorden, Eikeren, Norsjø, Nisser, Tinnsjø og Gjende. Vannforekomst-ID og vannregion er vist i tabell 1 og geografisk lokalisering i figur 1. De fleste innsjøene ligger i vannregion Vestviken (fem innsjøer), mens én er i vannregion Agder (Nisser) og én er i vannregion Glomma (Gjende) (figur 1).

Tabell 1. Store innsjøer som var med i basisovervåkingen i 2015,
inkludert vannforekomst-ID, vannområde og vannregion fra Vann-nett: <http://vann-nett.no/saksbehandler/>

Innsjø	Fylke	Vannforekomst-ID	Vannområde	Vannregion
Randsfjorden	Oppland	012-523-L	Randsfjorden	Vest-Viken
Eikeren	Buskerud	012-542-2-L	Eikeren	Vest-Viken
Tyrifjorden	Buskerud	012-522-2-L	Tyrifjorden	Vest-Viken
Norsjø	Telemark	016-6-L	Midtre Telemark	Vest-Viken
Tinnsjø	Telemark	016-2-1-L	Øst Telemark	Vest-Viken
Nisser	Telemark	019-1267-L	Nidelva	Agder
Gjende	Oppland	002-147-L	Mjøsa	Glomma



Figur 1. Kart som viser den geografiske beliggenheten av de syv store innsjøene i basisovervåkingsprogrammet ØKOSTOR i 2015.

2.2 Vannstandsvariasjoner

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

De ulike reguleringsformålene fører til ulik manøvrering av vannstanden gjennom året, som gir svært ulike effekter på littoralsonen og de biologiske forholdene. I et vannkraftsmagasin med kraftig nedtapping om våren og en høy stabil vannstand utover sommeren og høsten, vil biologien i littoralsonen påvirkes negativt, bl.a. 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, 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.

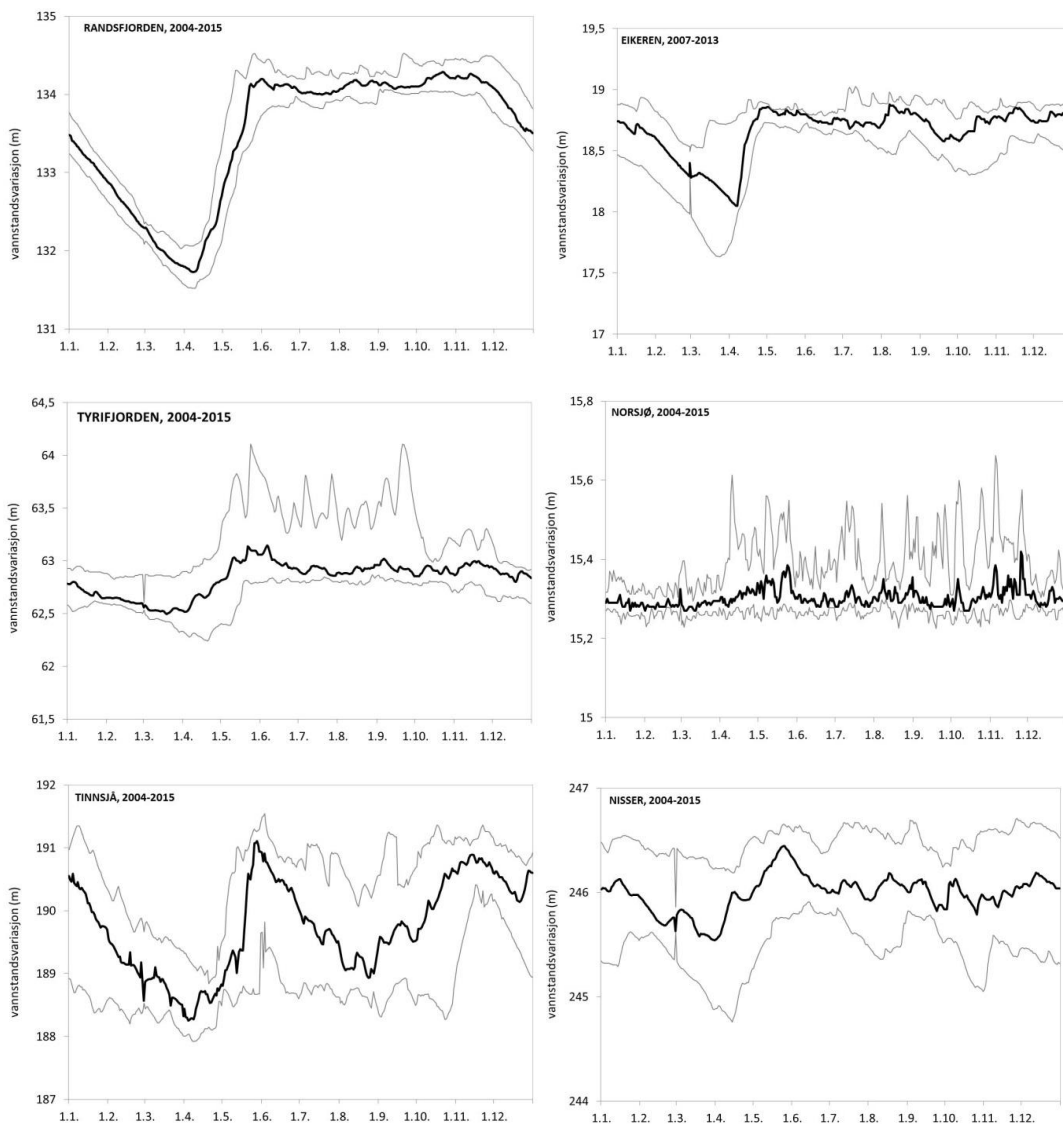
I de siste 10-15 årene har såkalt effektkjøring blitt vanligere for flere kraftverk. Dette kan gi store korttidsvariasjoner i vannstanden i innsjøer og vannføringen i elver. Hvilken betydning dette har for littoralsonen i innsjøer er lite undersøkt. Undersøkelser i elver viser at effektkjøring har negative effekter på økologiske forhold (Bakken m. fl. 2016).

Alle de store innsjøene i ØKOSTOR i 2015 er regulert, unntatt Gjende, men ingen av dem er utpekt som sterkt modifisert. Formålet med reguleringen og manøvreringen varierer fra innsjø til innsjø og fra år til år. De fleste innsjøene er regulert til flere formål. Vannstandsvariasjonene gjennom året og fra år til år varierer derfor betydelig, se tabell 2 og figur 2. Randsfjorden og Tinnsjø har de største vannstandsvariasjonene, hhv. 2,6 og 2,8 m og et klassisk vinternedtappingsmønster, mens de andre innsjøene har mindre variasjoner. Norsjø har små, men høyfrekvente vannstandsvariasjoner.

Tabell 2. Reguleringshøyder, medianvannstand og vinternedtapping for de store innsjøene i basisovervåkingen i ØKOSTOR i 2015.

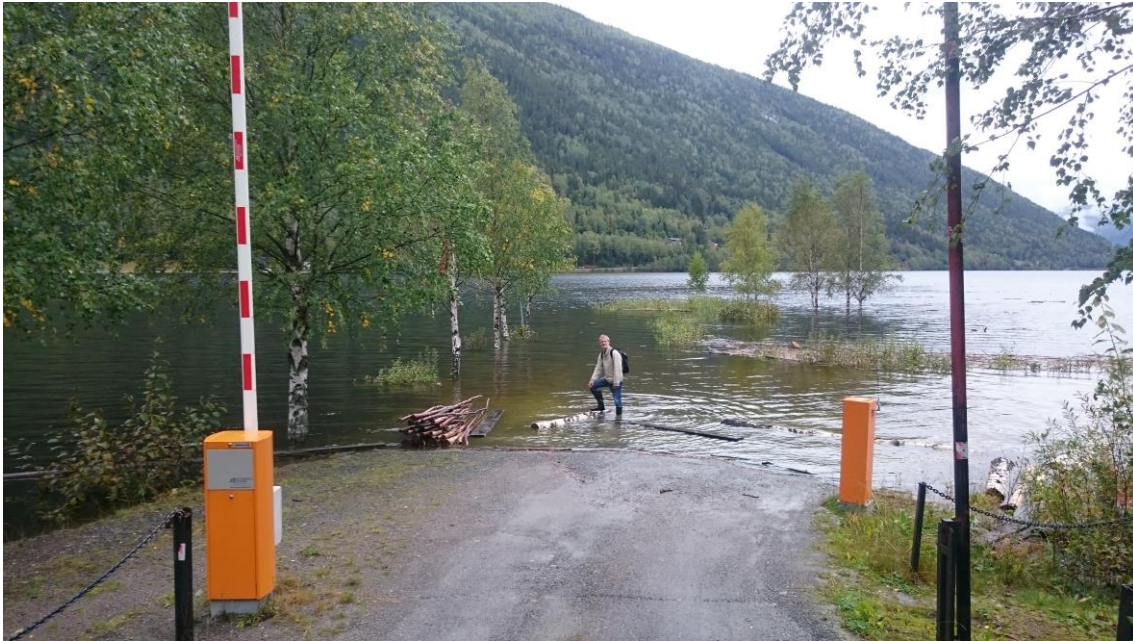
LRV og HRV: høyeste og laveste regulerte vannstand (iht. manøvreringsreglementene). Vinternedtapping: forskjell mellom laveste vannstand i april-mai og høyeste vannstand i november (se Mjelde m.fl. 2013). Vinternedtapping og årsmedian er basert på reelle data for siste 10-års periode (vannstandsperiode).

Innsjø	LRV m.o.h.	HRV m.o.h.	Regulerings- høyde, m	Median- vannstand (m.o.h.)	Vinter- nedtapping, m	vannstandsperiode
Randsfjorden	131,3	134,3	3	133,9	2,57	2004-2015
Eikeren	17,2	19	1,8	18,7	0,66	2007-2013
Tyrifjorden	62	63	1	62,9	0,62	2004-2015
Norsjø	15,15	15,3	0,15	15,3	0,29	2004-2007, 2010, 2012-2014
Tinnsjø	187,2	191,2	4	189,7	2,76	2004-2014
Nisser	243,8	246,8	3	246,0	0,85	2005-2014
Gjende	n.a.	n.a.	0	984	0	n.a.



Figur 2. Vannstandsvariasjoner over året i de store innsjøene i Basisovervåkingsprogrammet ØKOSTOR i 2015. Basert på data for siste 10-års periode (noe manglende data for enkelte innsjøer). Figurene viser medianvannstand, samt 10 og 90 persentiler. NB! Skalaen varierer. Data fra Svein Taksdal, NVE.

I midten av september 2015 var det en større flom-episode som ga ekstremt høy vannstand i flere av innsjøene, f.eks. Tinnsjø (figur 3) og Nisser. Pelagiske prøver ble tatt på samme dag som flom-toppene i begge innsjøene, og kan gi informasjon om hvordan en flomsituasjon påvirker de vannkjemiske og biologiske forholdene i disse to innsjøene. Dette blir nærmere presentert og diskutert i kap. 4.1 og 4.5.



Figur 3. Flommen 16. september 2015 ga rekordhøy vannstand i Tinnsjø med store oversvømmelser; her er det båthavnen som er helt under vann. Bildet viser Åge Brabrand, Univ. i Oslo på veien ned til båthavnen ved Mæøl, øst for Rjukan, Foto: Atle Rustadbakken, NIVA.

2.3 Vanntyper

Store, dype innsjøer skiller seg fra mindre og grunnere innsjøer ved en rekke forhold. De har regel vesentlig større vannvolum og vannmassene har lengre oppholdstid. Store, dype innsjøer har også et mye dypere sprangsjikt om sommeren. De økologiske forholdene kan derfor være ganske forskjellige i de frie (pelagiske) vannmassene i denne type innsjøer kontra det man finner i mindre, grunnere innsjøer. De pelagiske vannmassene i store, dype innsjøer er også ofte mer oligotrofe enn litoralsonen, fordi den lange oppholdstiden og den store avstanden til tilløpselvene gir sedimentasjon av mye partikulært bundet fosfor nærmere land. For de pelagiske kvalitetselementene planteplankton, næringssalter og siktedyp vil disse forholdene gi en referansetilstand med lavere algebiomasse, lavere fosforkonsentrasjon og høyere siktedyp enn i mindre, grunnere innsjøer med tilsvarende kalsium og humus-innhold.

I klassifiseringssystemet er det kun én vanntype med klassegrenser for store, dype innsjøer, nemlig type 6, dvs. kalkfattige, klare og dype lavlandssjøer. Vi har derfor valgt å klassifisere planteplankton, næringssalter og siktedyp i alle innsjøene iht klassegrensene for denne vanntypen, i tillegg til å klassifisere dem iht den vanntypen de faktisk er ut fra kalsium og humus-innholdet, samt den aktuelle klimaregionen (lavland, skog og fjell).

Andre faktorer, som for eksempel erosjon i litoralsonen pga større bølger i store innsjøer og økt dominans av pelagiske fiskearter, vil også kunne ha betydning for både fysisk-kjemiske og biologiske forhold. For de store innsjøene kan det derfor være aktuelt å se nærmere på muligheten for å utvikle lokalitetsspesifikke klassegrenser som tar hensyn til de naturgitte forholdene i den enkelte innsjø.

Typifisering av innsjøene for øvrig er vist i tabell 3 og er utført iht. kap 3.3 i Klassifiseringsveilederen (Veileder 02:2013). I følge Klassifiseringsveilederen er det gitt mulighet for å fastsette innsjøens humustype basert enten på fargetall (mg Pt/l) eller TOC (mg C/l), og tilsvarende kan kalsiumtypen baseres enten på kalsiuminnhold (mg Ca/l) og alkalitet (mekv/l). I denne rapporten er vanntypen primært satt med utgangspunkt i fargetall (her kalt humusinnhold) og kalsiumkonsentrasjon da både TOC og alkalitet forventes å være mer følsom for tilførsel av forurensende stoffer; hhv organisk stoff og forsurende forbindelser. I tilfeller der en innsjø ligger på grensen mellom to eller flere vanntyper, har vi benyttet følgende kriterier:

- Den vanntypen som setter de strengeste klassegrensene er valgt. Siden dette vil avhenge av type påvirkning (eutrofiering vs forsurening) for enkelte parametere, har vi i tillegg gjort en vurdering av hvilke påvirkning som er mest sannsynlig.
- I tilfeller der det er mer usikkert hvilke påvirkninger som er mest relevante, har vi benyttet TOC sammen med humusinnhold, eventuelt alkalitet sammen med kalsiuminnhold, for å fastsette vanntypen. Hvis det ikke er samsvar mellom de to beslektede parametere har vi primært brukt humusinnholdet (dvs. farge) framfor TOC og kalsium framfor alkalitet til å bestemme vanntypen.

Enkelte av innsjøene tilhører en vanntype som det ikke er utviklet klassifiseringssystem for. For klassifisering av økologisk tilstand har vi benyttet den vanntypen som kommer nærmest ut fra prinsippet om de strengeste klassegrensene. Dette gjelder:

- Randsfjorden, Tyrifjorden og Eikeren, som er dype, moderat kalkrike og klare lavlandssjøer. Vanntype 8, N-GIG¹ type L-N1 er den vanntypen som kommer nærmest mht kalsium og humus, men den gjelder for grunne innsjøer. Den eneste typen for dype innsjøer som det finnes klassegrenser for er kalkfattige, klare lavlandssjøer, norsk type 6, NGIG type L-N2b. Vi mangler altså klassegrenser for dype, moderat kalkrike og klare innsjøer. For de litorale kvalitetselementene spiller trolig dybden liten rolle. For vannplanter og bunndyr har vi derfor brukt den opprinnelige vanntypen iht kalsiumkonsentrasjon, dvs. norsk type 8, NGIG type L-N-M201 for vannplanter. For planteplankton, næringssalter og siktedyp kan imidlertid dybde og størrelse være av stor betydning, som forklart i innledningen til dette del-kapitlet. Vi har derfor valgt å klassifisere planteplankton, næringssalter og siktedyp i disse tre innsjøene iht norsk type 6, dvs. kalkfattige, klare og dype innsjøer, i tillegg til å klassifisere dem iht norsk type 8, dvs. moderat kalkrike, klare og grunne innsjøer. Forskjellene i resultater blir diskutert. De vannkjemiske forsureningsparametere og forsureningsindeksene for litorale bunndyr er ikke relevante i moderat kalkrike innsjøer, og er derfor ikke brukt i den endelige klassifiseringen av disse innsjøene.
- Gjende er en brepåvirket fjellsjø, kalkfattig og svært klar mht humus. Vanntype 23 (kalkfattig, svært klar fjellsjø) er den nærmeste vanntypen. For planteplankton og vannkjemiske eutrofieringsparametere er det kun ett sett med klassegrensene som er utviklet for kalkfattige klare fjellsjøer (N-GIG type L-N7), men disse skiller ikke mellom klar og svært klar. Breparklene påvirker imidlertid naturtilstanden for både total-fosfor, siktedyp og planteplankton, men dette er ikke tatt hensyn til i klassifiseringen, pga manglende modell for korrigering av klassegrenser for disse

¹ NGIG står for Northern Geographical Intercalibration Group og var den nordiske gruppen som interkalibrerte klassegrenser for felles vanntyper iht kravene i vanddirektivet for de biologiske kvalitetselementene planteplankton, vannplanter og bunndyr.

parameterne ut fra brepartikkel-konsentrasjonen. Et annet problem er at type 23 ikke skiller mellom grunne og dype innsjøer. Vi har derfor valgt å klassifisere planteplankton, næringssalter og siktedyp i Gjende som norsk type 6, dvs. kalkfattige, klare og dype innsjøer, i tillegg til å klassifisere den som type 23. I den endelige klassifiseringen på tvers av kvalitetselementer er type 23 brukt, fordi type 6 kun gjelder for lavlandssjøer. Gjende var ikke tydelig termisk sjiktet (stratifisert) sommeren 2015, pga tilførsel av brevann hele sommeren (se kap.4.2). Dette vil også kunne gi en annen referansetilstand enn man finner i vanlige dimiktiske² innsjøer. Det at vannmassene sirkulerer fra topp til bunn hele sommeren kan gi redusert sedimentasjon og ha store konsekvenser for både planteplankton og næringssalter.

Konsekvensene av disse typevurderingene for disse fire innsjøene er diskutert i de respektive resultatkapitlene, men vil innebære at tilstandsklassifiseringen av disse innsjøene er noe mer usikker enn for de andre innsjøene. Klassifiseringssystemet må oppdateres så snart det finnes tilstrekkelig med data fra brepåvirkede fjellsjøer og dype moderat kalkrike lavlandssjøer.

Følgende vurderinger er gjort for innsjøer som ligger nær typegrenser for en eller flere typefaktorer:

- Tinnsjø er en dyp, kalkfattig lavlandssjø med et humusinnhold på 10,4 mg Pt/l, som er rett over typegrensen mellom svært klar (<10 mg Pt/l) og klar (10-30 mg Pt/l). Siden TOC er lik 1,8 mg/l, som er under typegrensen på 2 mg/l, har vi typifisert Tinnsjø som kalkfattig svært klar, dvs. norsk type 4. Med unntak av de vannkjemiske forsuringsparameterne mangler typespesifikke klassegrenser for svært klare innsjøer. Vi har derfor brukt klassegrensene for kalkfattige klare innsjøer for de øvrige kvalitetselementene. I veilederen tilsvarende dette norsk type 5, NGIG type L-N2a, som ikke gjelder for dype innsjøer. Vi har derfor klassifisert Tinnsjø både som type 4 og som type 6, NGIG type L-N2b, for planteplankton og eutrofieringsrelevante vannkjemiske parametere, som gjelder for dype innsjøer og har samme kalsiumkategori som type 5 og 4.
- Nisser er en svært kalkfattig, klar og dyp skogssjø, så vidt over typegrensen mellom lavland og skog (247 m.o.h., typegrense på 200 m.o.h.). Alle vanntyper det finnes klassegrenser for i høyderegion skog skiller imidlertid ikke mellom grunne og dype innsjøer. Også for denne har vi derfor benyttet to forskjellige vanntyper i klassifiseringen av planteplankton og eutrofieringsrelevante vannkjemiske parametere, både norsk type 13, som kan kobles til N-GIG type L-N5, som gjelder for svært kalkfattige, klare og grunne skogssjøer (tabell 4.3 i Klassifiseringsveilederen), og norsk type 6, NGIG type L-N2b, som gjelder for kalkfattige, klare og dype lavlandssjøer.

Norsjø er en kalkfattig, klar og dyp lavlandssjø, og tilhører derfor norsk type 6, NGIG type L-N2b, L-N-M101.

² Dimiktiske innsjøer er innsjøer der vannmassene sirkulerer vår og høst, men som har en temperatursjiktning om sommeren og om vinteren (dersom de er islagt).

Tabell 3. Vanntyper for de syv store innsjøene i Basisovervåkingsprogrammet ØKOSTOR i 2015.

Kalkinnhold og humusinnhold er gjennomsnittsverdier fra overvåkingsdataene i 2015.

Innsjø	Vannforekomst-ID	Fylke	Vanntype (Vann-Nett) ¹	Vanntype (Vann-Nett) korr. Typebeskrivelse	Norsk type nr. ²	NGIG-type ³	Øko-region	H.o.h. (m)	Innsjøstørrelse (km ²)	Innsjødybde maks (m)	Kalkinnhold (mg Ca/L)	Alkalitet (Alk-E) (mekv/L)	Farge (mg Pt/L)	TOC (mg/L)
Randsfjorden	012-523-L	Oppland	LEM43113 LEL43113	LEL43113 Lavland, moderat kalkrik, klar	8	L-N1, L-N-M201	Østlandet	135	140,1	131	6,28	0,181	21,5	4,65
Eikeren	012-542-2-L	Buskerud/ Vestfold	LEL32113 LEL33113	LEL33113 Lavland, moderat kalkrik, klar	8	L-N1, L-N-M201	Østlandet	19	27,7	156	7,10	0,304	14,2	3,36
Tyrfjorden	012-522-2-L	Buskerud	LEL43113	LEL43113 Lavland, moderat kalkrik, klar	8	L-N1, L-N-M201	Østlandet	63	123,6	288	5,23	0,217	18,2	3,34
Norsjø	016-6-L	Telemark	LSL42113	LSL42113 Lavland, kalkfattig, klar, dyp	6	L-N2b, L-N-M101	Sørlandet	15	55,2	171	1,95	0,123	18,0	2,90
Tinnsjø	016-2-1-L	Telemark	LSL42113 LSL42413	LSL42413 Lavland, kalkfattig, svært klar, dyp	4	L-N2b, L-N-M101, L-N-BF1	Sørlandet	190	49,4	460	1,63	0,073	10,4	1,80
Nisser	019-1267-L	Telemark	LSM41113	LSM41113 Skog, svært kalkfattig, klar	13	L-N5, L-N-M001	Sørlandet	247	76,3	234	0,92	0,028	14,4	2,82
Gjende	002-147-L	Oppland	LEM21113 LEH32423	LEH32423 Fjell, kalkfattig, svært klar, bresjø	23	L-N7	Østlandet	984	15,6	149	1,26	0,075	1,6	0,46

¹ Vann-Nett koder som ikke stemmer med faktiske målinger er markert med rødt og korrigerede koder som foreslås basert på målingene er markert med grønt:

Randsfjorden: feil høydekategori, skulle vært L: lavland (< 200 m), ikke M (200-800 m)

Eikeren: feil kalkinnhold-kode, skulle vært 3 (4-20 mg Ca/l), ikke 2 (1-4 mg Ca/l)

Tinnsjø: feil humuskategori, skulle vært svært klar, kode 4 (< 10 mg Pt/l og < 2 mg TOC /L), ikke klar, kode 1 (10-30 mg Pt/l, eller TOC 2-5 mg/l)

Gjende: feil høydekategori, skulle vært H (fjell > 800 m), ikke M (200-800 m), feil størrelseskode, skulle vært 3 (5-50 km²), ikke 2 (0,5-5 km²), feil kalkinnhold, skulle vært 2 (1-4 mg Ca/l), ikke 1 (<1 mg Ca/l), feil humusinnhold, skulle vært kode 4 (svært klar: < 10 mg Pt/l), ikke kode 1, (klar: 10-30 mg Pt/l), feil turbiditetskategori, skulle vært kode 2 (bresjø), ikke kode 1 (klar)² For alle innsjøene unntatt Norsjø er vanntypen usikker for ett eller flere kvalitetslementer, se tekst for nærmere informasjon³ NGIG typene som er angitt gjelder for hhv planteplankton, Tot-P, Tot-N og siktedyp (L-Nx), vannplanter (L-N-Mxxx), bunnfauna (L-N-BF1). NGIG typer i kursiv er ikke eksakt lik den norske typen, men er den som kommer nærmest.

3. Materiale og metoder

3.1 Tidspunkt for prøvetaking

Feltarbeidet i de syv innsjøene ble gjennomført i perioden juni - oktober 2015. Tabell 4 viser tidspunkt for feltarbeidet for de ulike biologiske kvalitetselementene og for de fysiske-kjemiske støtteparameterne. Planteplankton, krepsdyrplankton og vannkjemi ble prøvetatt månedlig, dvs. fem ganger i alle innsjøene. Bunndyr i strandsonen ble prøvetatt to ganger (juni og oktober). Kartlegging av vannplanter i strandsonen (alle innsjøer) ble gjennomført i juli, både mht artssammensetning og nedre voksegrense. Gjende ble ikke undersøkt mht vannplanter, fordi innsjøen har bratt og steinete litoralsone, og dermed uegnet substrat for vannplanter. Kartlegging av fiskebestander ble gjennomført i et eget FoU prosjekt («FIST») fra midten av august til midten av september. Feltarbeidet ble gjennomført etter standard metoder beskrevet i Overvåkingsveilederen (Veileder 02:2009) og Klassifiseringsveilederen (Veileder 02:2013), men er også beskrevet i kap. 3.2-3.7. Feltarbeidet i Randsfjorden for vannkjemi, planteplankton og krepsdyrplankton ble utført av Limnoconsult i et eget prosjekt for Randsfjordforbundet.

Tabell 4. Tidspunkt for feltarbeid for hvert kvalitetselement i 2015

Kvalitetselementer: VK: vannkjemi, PP: planteplankton, KP: krepsdyrplankton, VP: vannplanter, BD: bunndyr. Fisk ble undersøkt i eget FOU prosjekt («FIST») uke 33-37.

2015

Innsjø	Vannforekomst-ID	Juni (15.-26.)					Juli (13.-31.)					Aug (10.-26.)					Sept (14.-25.)					Okt (5.-20.)				
		VK	PP	KP	VP	BD	VK	PP	KP	VP	BD	VK	PP	KP	VP	BD	VK	PP	KP	VP	BD	VK	PP	KP	VP	BD
Tyrfjorden	012-522-2-L	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Randsfjorden*	012-523-L	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Eikeren	012-542-2-L	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Norsjø	016-6-L	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Tinnsjø	016-2-L	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Nisser	019-1267-L	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Gjende	002-147-L	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x

* Prøver tatt av Limnoconsult for vannkjemi, planteplankton og krepsdyrplankton

3.2 Pelagisk prøvetaking

Alle feltnålinger av fysiske-kjemiske parametere og all prøvetaking av fysiske-kjemiske parametere, planteplankton og krepsdyrplankton ble utført med båt fra TrollingAdventure AS (figur 4). Båten 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 multisamplere (Rosettsamplere fra Hydrobios, figur 5), for sonde-målinger av vertikalprofiler av temperatur, oksygen, turbiditet, pH, ledningsevne og klorofyll-fluorescens (figur 5), samt for håvtrekk med stor zooplanktonhåv gjennom hele vannsøylen (figur 6). Tradisjonelle manuelle limnologiske metoder ble brukt til prøvetaking av planteplankton og vannkjemi fra epilimnion (0-10 m) med Ramberg rørsamplere, siktedyp ble målt med Secchi-skive, og krepsdyrplankton fra øvre del av vannmassen (0-10 m og 0-50 m) ble tatt med 90µm

zooplanktonhåv. Nærmere detaljer om prøvetakingen av de enkelte kvalitetselementene er gitt under hvert delkapittel nedenfor.



Figur 4: Båt med løftekran og linehaler som ble brukt til pelagisk prøvetaking i de syv store innsjøene i basisovervåkingsprogrammet ØKOSTOR i 2015.

Pga gamle og unøyaktige dybdekart ble mye tid brukt til å lokalisere dypeste punkt i hver innsjø, særlig på første feltrunde i juni. De pelagiske prøvene ble tatt på posisjonen angitt i tabell 5. Dybden ble målt med trykkbaserte dybdemålere fra Simrad som rapporterte fortløpende via akustiske signaler opp til båten (såkalte «pingere») (figur 5). Disse ble påmontert prøvetakingsutstyret (rosett, sonde og stor zooplanktonhåv) for å kunne registrere dybden ved senking og heving av utstyret. Signalet fra dybdemålerne var tidvis ustabil. Dette ga noe unøyaktig informasjon om største dyp. Største dyp som er oppgitt i Vann-Nett viste seg for øvrig å avvike noe fra målinger gjort med båtens ekkolodd, og målinger gjort med pingerne var også noe forskjellig fra de to andre kildene til dybde-informasjon (tabell 5).

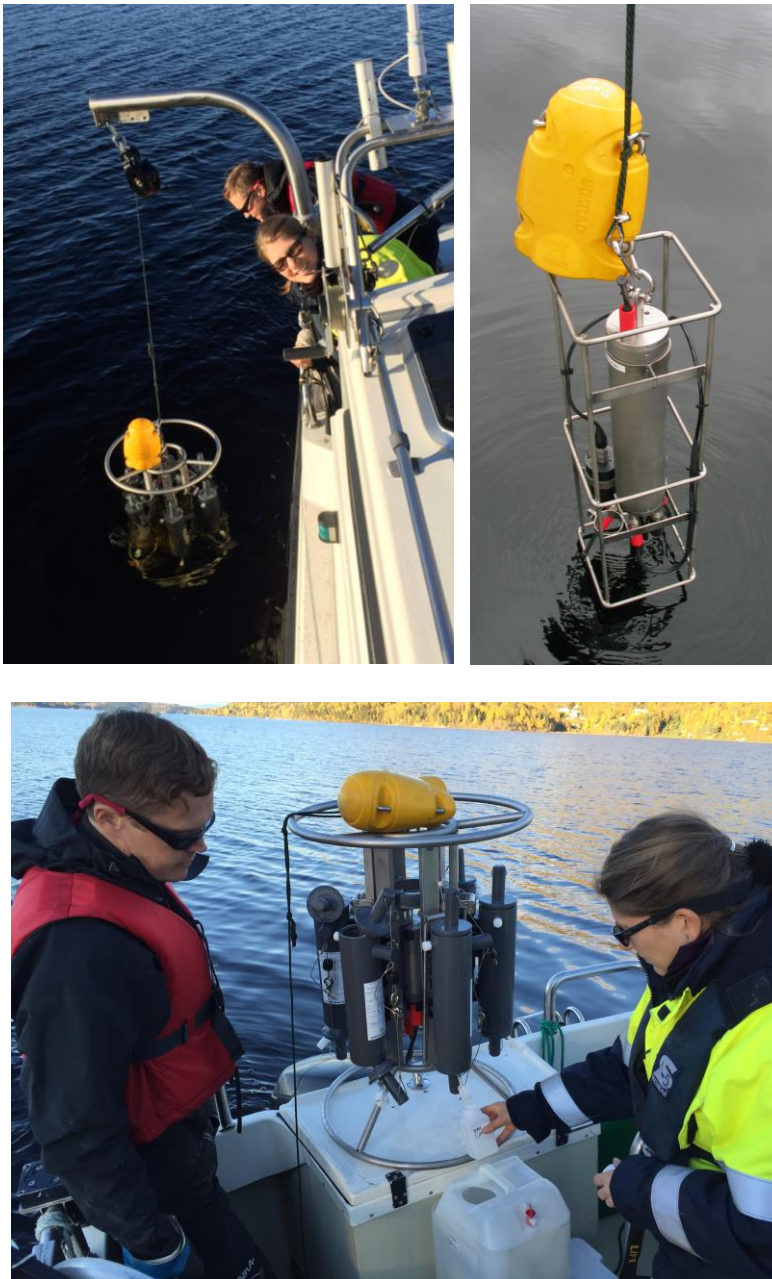
Tabell 5. Geografiske posisjoner for pelagisk prøvetaking og største dyp i de syv store innsjøene i Basisovervåkingsprogrammet ØKOSTOR i 2015.

Største dyp er vist for tre forskjellige informasjonskilder. Koordinater for Randsfjorden er ikke kjent.

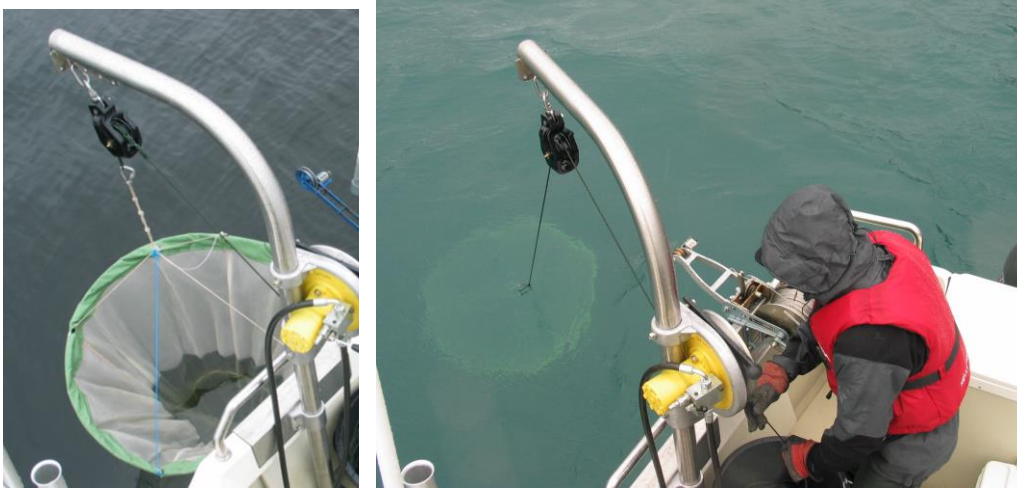
Innsjø	Y.des.grad	X.des.grad	Maksdyp Vann-nett	Maksdyp båt ekkolodd	Maksdyp SIMRAD pinger
Randsfjorden	n.a.	n.a.	131	n.a.	n.a.
Eikeren	59,65185	9,93827	156	157	152
Tyrifjorden	59,99228	10,25465	288	291	281
Norsjø	59,26237	9,40522	171	170	165
Tinnsjø	59,88332	8,92943	460	444	428
Nisser	59,24958	8,50175	234	230	221
Gjende	61,49295	8,69588	149	141	133

Disse avvikene gjorde det vanskelig å beregne eksakt dybden for den dypeste prøven som skulle tas 10 m over bunnen, og innebar en risiko for at prøvetakingsutstyret kom for dypt og dermed kunne virvle opp sediment og evt bli skadet.

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



Figur 5: Multisamplere og multisensorsonde, samt gule hydroakustiske dybdemålere fra Simrad (alle bildene), som ble brukt til hhv prøvetaking og måling av vannkjemiske parametere i de syv store innsjøene i basisovervåkingsprogrammet ØKOSTOR i 2015. (Bildene viser Jonas Persson og Uta Brandt NIVA, foto: Atle Rustadbakken)



Figur 6: Stor zooplanktonhåv i bruk (John Gunnar Dokk, NINA) i de syv store innsjøene i basisovervåkingsprogrammet ØKOSTOR i 2015.

Etter hver prøvetaking i hver innsjø ble båt, henger og alt utstyr grundig desinfisert med Virkon S for å unngå spredning av fremmede arter og patogener fra innsjø til innsjø.

3.3 Fysisk-kjemiske parametere

Prøvetaking av fysisk-kjemiske parametere ble gjennomført fra båt ved det antatt dypeste punktet i hver innsjø.

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. På de første tre prøverundene ble kun de første tre parametere målt med sonde, pga tekniske begrensninger med de sondene som var tilgjengelige. Det ble derfor tatt stikkprøver på spesifiserte dyp nedover i vannsøylen for måling av turbiditet, pH og ledningsevne (Tabell 6). Dette ble også gjort på de siste to prøverundene, for å kunne sammenligne med målingene fra den nye multisensorsonden. Separate prøver av oksygen i bunnvannet ble også målt med Winklers metode i to innsjøer i september for å kunne sjekke oksygenmålingene fra sonden. Disse viste god sammenheng.

I hver innsjø ble det tatt integrerte blandprøver av epilimnion fra 0-10 m. I alle innsjøene samlet av NIVA eller NINA ble det brukt en Ramberg rørsamplers, 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-løslig aluminium.

I alle innsjøene samlet av NIVA eller NINA ble det også tatt integrerte blandprøver av hypolimnion ved blanding av vannprøver fra alle enkeltdypene under sprangsjiktet. Fordi sprangsjiktet blir dypere utover i sesongen varierte dybdeintervallet for disse blandprøvene fra 20m-dypeste prøve til 50m-dypeste prøve. Vannprøver fra enkeltdyp ble tatt med Rosettsamplere som programmeres til å lukke på bestemte dyp, se avsnitt 3.2 og bilder i figur 5. De samme parameterne ble målt som for epilimnion blandprøvene (unntatt klorofyll a). I Randsfjorden ble det ikke laget noen blandprøve av hypolimnion, men basert på data fra enkeltdypene tilsendt fra Limnoconsult har vi antatt at sammenlignbare resultater for hver parameter kan beregnes ut fra en middelværdi av enkeltprøvene fra 20 m, 50 m og 100 m.

Tabell 6. Prøvetakingsdyp (m) i de syv store innsjøene i basisovervåkingsprogrammet ØKOSTOR i 2015

Randsfjorden	Eikeren	Tyrifjorden	Norsjø	Tinnsjø	Nisser	Gjende
0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
5	5	5	5	5	5	5
20	20	20	20	20	20	20
50	50	50	50	50	50	50
100	100	100	100	100	100	100
	152	200	165	200	200	133
		281		300	221	
				400		
				428		

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-Il) 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:

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

Vurdering av økologisk tilstand for hver av de eutrofieringsrelevante parameterne total fosfor, total nitrogen og siktedyp er basert på årsmiddelværdier av de fem blandprøvene fra epilimnion i hver innsjø, og følger de typespesifikke klassegrensene som er angitt i Klassifiseringsveilederen (Veileder 02:2013), bortsett fra de moderat kalkrike innsjøene, der vi benyttet klassegrenser for kalkfattige, dype innsjøer (se avsnitt 2.3). Resultatene for total fosfor og total nitrogen i blandprøvene fra hypolimnion ble ikke klassifisert, da alle klassegrensene for disse parameterne 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 02:2013, kap. 7.2.4).

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

der A = farge (mg Pt/l) og chl a = klorofyll a ($\mu\text{g/l}$), angitt som referanseverdi eller klassegrenser for den aktuelle vanntypen. 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 humus-korrigerede referanseverdier og klassegrenser for siktedypet ut fra humus-innholdet (fargen) i hver innsjø og typespesifikke referanseverdier og klassegrenser for klorofyll (tabell 7).

Tabell 7. Humus-korrigerede 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 ($\mu\text{g/l}$). Ref = referanseverdi, SG/G = klassegrensen svært god/god, G/M = klassegrensen god/moderat, M/D = klassegrensen moderat/dårlig, D/SD = klassegrensen dårlig/svært dårlig.

Innsjø	Norsk vanntype	Farge, mg Pt/l	Ref	SG/G	G/M	M/D	D/SD
Randsfjorden	8*	21,5	6,01	5,70	4,98	4,18	2,92
Eikeren	8*	14,2	7,50	7,03	5,95	4,84	3,23
Tyrfjorden	8*	18,2	6,57	6,21	5,35	4,44	3,05
Norsjø	6	12,3**	8,08	7,54	6,31	5,08	3,34
Tinnsjø	4*	10,4	8,81	8,17	6,75	5,36	3,46
Nisser	13*	14,4	7,44	6,98	5,92	4,82	3,22
Gjende	23	1,6	23,95	19,71	15,73	9,22	5,39

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

** Prøvene fra september og oktober er ekskludert pga effekt av flommen i september, se tekst for mer informasjon.

Klassegrensene for Norsjø er beregnet ved å ekskludere farge-verdiene fra september og oktober, fordi flommen på Østlandet i september ga en dobling av fargen (og en tredobling av turbiditeten, som også påvirker siktedypet, se vedlegg B). Denne effekten var vesentlig større i Norsjø enn i de andre innsjøene, trolig pga raskere gjennomstrømning og dermed mindre sedimentasjon av partikler og mindre tid til lysbasert nedbrytning av humus (foto-oksydasjon) enn i de andre innsjøene.

Klassegrensene for Gjende blir her altfor strenge, da innsjøen er brepåvirket, men har ekstremt lite humus. Modellen som er brukt tar kun hensyn til humus og ikke til brepartiklene. Det finnes foreløpig ikke nok data fra brepåvirkede innsjøer til å utvikle en modell som tar hensyn til brepartikler.

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 02:2013-Revidert 2015, kap. 7.1). Forsursrelevante parametere er målt i alle sjøene, men er ikke benyttet for tilstandsklassifisering i de moderat kalkrike innsjøene (Randsfjorden, Eikeren og Tyrifjorden), da forsuring ikke er en relevant påvirkning der.

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 forsuringspåvirkning, 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 02:2013, 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.

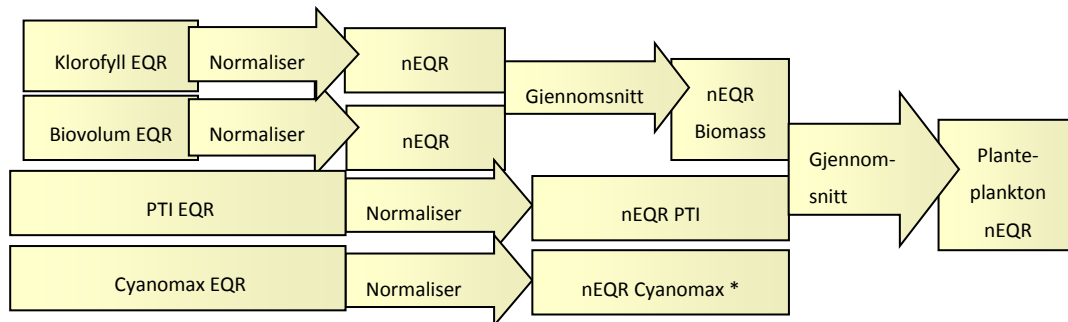
3.4 Planteplankton

Planteplankton ble undersøkt i alle de syv innsjøene. For Randsfjorden ble både prøvetaking og analyse utført av Limnoconsult. Hver innsjø ble besøkt fem ganger i perioden juni-oktober 2015. Prøvetakingen ble foretatt i henhold til standardprosedyre (NS-9459, 2004) med blandprøve fra eufotisk sone (2,5 x siktedypet), dog begrenset til epilimnion 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). For Randsfjorden er den taksonomiske oppløsningen grovere enn det som kreves i klassifiseringsveilederen, noe som primært gir usikkerhet ved beregning av PTI-indeksen.

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 02:2013) (figur 7).

Klorofyll a og totalt volum er to uavhengige mål på planteplanktonets biomasse. PTI er en indeks basert på artssammensetning, der hver art vektet 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 7 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.



Figur 7. 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 02:2013).

For å kunne vurdere eventuelle algeoppblomstringer i sprangsjiktet ble det også målt klorofyll fluorescens med multisensor sondene fra topp til bunn i hver innsjø (unntatt Randsfjorden). 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 & Babin 2010). Dersom vertikallprofiler 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. 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 klorofyll-konsentrasjonen fra laboratoriemålinger. Metodikk er under utvikling for å kunne sammenligne fluorescens-data målt in situ med absorbans målinger i laboratoriet, primært med fokus på marine områder (Norli & Sørensen 2016).

3.5 Dyreplankton

Prøver av dyreplankton (Cladocera: vannlopper, Copepoda: hoppekreps) fra seks av innsjøene (Eikeren, Tyrifjorden, Norsjø, Tinnsjø, Nisser og Gjende) ble samlet inn av NINA/NIVA. I tillegg inngår dyreplanktonprøver fra Randsfjorden tatt av Limnoconsult på oppdrag for Randsfjordforbundet Det ble tatt månedlige prøver i perioden juni -

oktober i 2015 (tabell 4). I alle innsjøene med unntak av Randsfjorden, ble det tatt tre 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 tillegg ble det 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. Fra Randsfjorden ble det kun tatt prøver fra 0-10 m dyp og 0-50 m dyp med den minste håven.

Prøvene ble fiksert med lugol og lagret mørkt og kjølig fram til bearbeiding i laboratoriet. All 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 arter med lav tetthet.

Systemet for vurdering av økologisk tilstand mht forsurening basert på småkreps som benyttes i den øvrige basisovervåking av innsjøer i Norge (se for eksempel Schartau m.fl. 2012b) er basert på både litorale og pelagiske prøver. Da de litorale artene utgjør anslagsvis 70 % av det totale antall arter av småkreps og mange av indikatorartene er litorale arter, kan en sikker økologisk tilstandsvurdering basert på kun pelagiske prøver ikke gjennomføres for de undersøkte innsjøene.

De store dyreplanktonartene, og spesielt dafnier, har en nøkkelrolle i innsjøøkosystemet. De er mer effektive beitere på planteplankton enn mindre dyreplanktonarter, og tilstedeværelse av dafnier er derfor med på å opprettholde et høyt beitetrykk og dermed sikre god vannkvalitet med lav planteplanktonbiomasse. Samtidig er dyreplankton, og da spesielt arter av vannlopper, utsatt for predasjon fra fisk (såkalt top down kontroll). Fisk selekterer forholdsvis store arter (se for eksempel Brooks & 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. Vi har derfor beregnet andelen av store vannlopper (*Diaphanosoma brachyurum*, *Limnospira frontosa*, *Holopedium gibberum*, *Daphnia cristata*, *Daphnia galeata*, *Daphnia longispina*, *Polyphemus pediculus*, *Bythotrephes longimanus* og *Leptodora kindti*), og sammenholdt det med fiskedata fra de enkelte innsjøene.

3.6 Vannplanter

Makrovegetasjon er høyere planter som har sitt normale habitat i vann. De deles ofte inn i helofytter (sivvegetasjon) og «ekte» vannplanter. Helofyttene er semi-akvatiske planter med hoveddelen av fotosyntetiserende organer over vannflaten det meste av tiden og et velutviklet rotsystem. Vannplantene er planter som vokser helt neddykket eller har blader flytende på vannoverflaten. Disse kan deles inn i 4 livsformgrupper: isoetider (kortsukksplanter), elodeider (langskuddsplanter), nymphaeider (flytebladsplanter) og lemnider (frittflytende planter). I tillegg inkluderes de største algene, kransalgene. I denne sammenheng er hovedvekt lagt på vannplanter. Det er bare disse som inkluderes i vurdering av økologisk tilstand iht. vannforskriften.

Standard registrering av vannplantene ble foretatt på 20 stasjoner i hver av innsjøene Tyrifjorden, Randsfjorden, Nisser, Norsjø og Tinnsjø, mens 15 stasjoner ble besøkt i Eikeren. Stasjonene (Vedlegg A) er plassert slik at ulike deler av innsjøen og ulike habitater (bl.a. i forhold til erosjonsforhold, substrat og dybdeforhold) er representert. Hver innsjø ble besøkt én gang i juli 2015. Registreringene ble foretatt i henhold til standard metodikk ved hjelp av vannkikkert og kasterive fra båt (jfr. NS EN 15460, 2008 og Veileder 02:2013). 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 Lid og Lid (2005), mens kransalgene er navngitt etter Langangen (2007). Gjende ble ikke undersøkt mht vannplanter, fordi innsjøen har bratt og steinete littoralsoner, og dermed uegnet substrat for vannplanter.

Vannvegetasjonen i de dypere deler av littoralsona, inkludert registrering av nedre dybdegrensene for vegetasjonen, ble kartlagt på 8 stasjoner i hver innsjø. Denne undersøkelsen har hovedfokus på registrering av *Isoetes lacustris*, og utvelgelsen av disse stasjonene er ikke ment å dekke ulike deler av innsjøen. 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 ekkolodd i båten. Alle dybdeangivelser er angitt i forhold til medianvannstand for siste 10-års periode (tabell 2).

Antall stasjoner og feltmetodikk for de dypere deler av littoralsona er i henhold til forslag til metodikk for store innsjøer (Mjelde & Edvardsen 2015).

Vurdering av økologisk tilstand i forhold til eutrofiering er basert på trofi-indeks (TIC) for vannplanter, mens vurdering i forhold til regulering er basert på vannstandsindex (WIC) for vannplanter, jfr. Klassifiseringsveilederen (Veileder 02:2013). Begge indeksene er basert på forholdet mellom antall sensitive og antall tolerante arter ut fra egne lister for henholdsvis eutrofiering og vannstandsendringer. Faktiske vannstandsvariasjoner i de aktuelle innsjøene i 2015 er gitt i tabell 2, kap. 2.2. Beregningene er basert på det totale artsinventaret fra samtlige stasjoner i hver innsjø. Aggregering av stasjoner til delområder basert på likhet i substrat, eksponering og påvirkning ble vurdert, men er så langt ikke funnet å gi noe fullgodt bilde av variasjon innen hver innsjø. Dette skyldes at stasjonene ikke ble plukket ut for å fange opp effekter av lokale påvirkning, men for å gi et helhetsbilde av hver

innsjø. Klassifisering av delområder vil dessuten være mer usikker pga redusert artsinventar sammenlignet med totalen for alle stasjonene.

Vannstanden i innsjøer reguleres av flere grunner; f.eks. vannkraftbehov, flomvern, drikkevannsforsyning, jordbruksvanning. De ulike reguleringsformålene fører til ulike manøvrering av vannstanden gjennom året, som gir svært ulike effekter på litoralsonen og de biologiske forholdene. Vannstandsindeksen Wlc er i første rekke utarbeidet for reguleringsmagasiner, dvs. innsjøer med nedtapping på seinvinter/vår. Indeksen er utarbeidet basert på ca. 70 nordiske innsjøer, hvorav 35 norske (Mjelde m.fl. 2013), og omfattet i hovedsak svært kalkfattige og kalkfattige innsjøer i fjell eller øvre skogsområder. Klassegrensene gjelder i utgangspunktet bare for disse innsjøtypene og må anses som svært foreløpige (se klassifiseringsveilederen). Foreløpig referanseverdi og klassegrenser for god/moderat og svært god/god tilstand er foreslått i klassifiseringsveilederen (Veileder 02:2013). Referanseverdi og svært god/god-grensa er basert på hhv. 75 og 25 persentil av indeksverdi for naturlige og semi-naturlige innsjøer og ikke basert på observerte endringer i vegetasjonen. Det er derimot god/moderat-grensa (Mjelde m.fl. 2013). Datamaterialet som innhentes i forbindelse med store innsjøer vil bli et viktig supplement for å utvikle og forbedre Wlc-indeksen.

Enkelte av innsjøene ligger i områder som er eller har vært påvirket av sur nedbør. Vi har derfor foretatt en vurdering av effekter på vannvegetasjonen ved hjelp av en foreløpig forsuringindeks (Mjelde, upubl.). Indeksen er, tilsvarende de øvrige indeksene, basert på forholdet mellom antall sensitive og antall tolerante arter i forhold til forsuring. Listen med sensitive og tolerante arter tar utgangspunkt i analysene og vurderingene i Lindstrøm m.fl. (2004), hvor de tolerante artene er arter som er svært vanlige og ofte har stor dekning i sure og forsurete innsjøer, har høyest frekvens ved pH <5 og ikke viser noen signifikant nedgang i frekvens ved reduksjon i pH. Det er definert 12 tolerante arter, som bl.a. inkluderer alle de store flerårige isoetidene (*Isoetes spp.*, *Littorella uniflora* og *Lobelia dortmanna*), *Juncus bulbosus*, de fleste *Utricularia* -artene og *Sparganium angustifolium*. Alle de tolerante artene er vanlige over det meste av landet. De sensitive artene inkluderer både de svakt surhetsfølsomme artene (arter med høy frekvens ved lav pH, men forekommer bare unntaksvis ved pH <5), f.eks. *Myriophyllum alterniflorum* og *Callitriche hamulata*, samt moderat-svært surhetsfølsomme arter (arter som stort sett bare er registrert ved pH > 6,5). De sensitive artene inkluderer altså de øvrige vannplantene. Forsuringindeksen Sic er svært foreløpig og resultatet kan bare gi en indikasjon på tilstand.

3.7 Bunndyr

Bunndyrprøver ble samlet inn fra alle de syv innsjøene i juni (vår) og oktober (høst) 2015. Normalt tas de første prøvene allerede i mai, men sen oppstart av prosjektet var årsak til at vårprøvene ble tatt først i juni. Høstprøvene fra Norsjø og Eikeren har imidlertid gått tapt og resultater fra disse mangler derfor. På hvert av tidspunktene er det tatt prøver på hhv. åtte (Gjende og Eikeren) eller ti stasjoner (Randsfjorden, Tyrifjorden, Nisse, Tinnsjø og Norsjø) i innsjøens litoralsone. Prøvene ble tatt på «hardbunn», dvs. på substrat bestående primært av stein, blokker og svaberg uten

vannvegetasjon. På enkelte stasjoner var det imidlertid noe finere substrat (grus) med litt vegetasjon. På høsten var det ikke mulig å ta prøver på tre av stasjonene i Tinnsjø pga flom og svært høy vannstand.

Prøvene ble tatt vha. håndholdt håv som beskrevet for prøvetaking i innsjøer og elver med lav vannhastighet³ (NS-ISO 10870, 2012) med spesifikasjoner gitt i egen prøvetakingsmanual (Skjelkvåle m.fl. 2006). Det ble sparket ca. 3 min per prøve, og prøven ble silt gjennom en håv med maskevidde 250 µm. Prøvene ble konserverert med 96 % etanol etter at mesteparten av vannet var fjernet. I laboratoriet ble bunndyrene sortert og identifisert til lavest mulige taksonomiske nivå. Hele prøven ble gjennomgått for registrering av alle taksa. Taksonomisk sammensetning ble brukt til å beregne fire ulike bunndyrindekser.

Vurdering av økologisk tilstand for bunndyr mht. forsurening er basert på Forsuringsindeks 1, MultiClear (Multimetrisk bunndyrindeks for vurdering av forureningstilstand i klare innsjøer) og LAMI (Lake Acidification Macroinvertebrate Index). Sistnevnte indeks er ny, og vi har derfor begrenset erfaring med denne. LAMI er basert på scoring av indikatorarter og sterkt korrelert med den interkalibrerte forsureningsindeksen MultiClear (se Veileder 02:2013 for mer informasjon). Tre av innsjøene som ble undersøkt i 2015 er moderat kalkrike; Randsfjorden, Tyrifjorden og Eikeren. Denne innsjøtypen vurderes ikke som forsureningsfølsomme. Imidlertid, i klassifiseringen av innsjøene mht vannkjemi og planteplankton, er det tatt utgangspunkt i den kalkfattige, dype innsjøtypen (se kap. 2). Vi har derfor valgt å klassifisere alle innsjøene, også de tre moderat kalkrike, mht. forsureningsrelaterte bunndyrindekser, men disse er ikke brukt i den endelige klassifiseringen av hver innsjø på tvers av kvalitetselementer i kapittel 5.

I tillegg har vi vurdert den økologiske tilstanden for bunndyr mht. eutrofiering ved å benytte det svenske klassifiseringssystemet basert på ASPT (Average Score per Taxon) (Naturvårdsverket 2007). Beregning av indeksen er som beskrevet for ASPT brukt for elver i det norske klassifiseringssystemet (se tabell V5.5 i Veileder 02:2013), men referanse- og klassegrensene er forskjellige. I Norge har vi ingen tilsvarende eutrofieringsindeks for innsjøer basert på bunndyr, men vi vurderer at det svenske klassifiseringssystemet kan være relevant også for norske innsjøer. I det svenske systemet er de etablerte referanse- og klassegrenser for to ulike økoregioner; Central Plain og Fennoscandian Shield. Det er den sistnevnte regionen som samsvarer best med norske forhold mht. geologi og klima, men da først og fremst for vannforekomster i skog. Vi har likevel valgt å bruke det svenske klassifiseringssystemet for alle innsjøene selv om Gjende tilhører klimaregion fjell.

Tilstandsklassifiseringen er basert på gjennomsnittsverdier over stasjoner og datoer. Indeksene er beregnet for alle prøver (evt. aggregert over 2-4 prøvetakingsstasjoner) fra hver prøvetakingsdato (Vedlegg E), og gjennomsnittsverdier (basert på absolutte indeksverdier) basert på alle (aggregerte) prøver og datoer ble beregnet. For tre av innsjøene ble kun vårprøver benyttet i tilstandsklassifiseringen, enten fordi høstprøvene hadde gått tapt (Norsjø og Eikeren) eller fordi prøvene på høsten var lite representative (Tinnsjø, pga flom i september).

³ Ofte referert til som «sparkemetoden» selv om prosedyren som er beskrevet for prøvetaking i innsjøer og elver med lav vannhastighet avviker noe fra det som er beskrevet for prøvetaking i rennende vann. Andre metoder som kan være aktuelle for prøvetaking i innsjøer er ikke benyttet i dette prosjektet.

Prøver bestående av få bunndyr vil gi en usikker klassifisering, og en gjennomgang av artssammensetningen i prøvene er en viktig del av kvalitetssikringen (se prosedyre beskrevet i V4.3.1 i Veileder 02:2013). Enkelte bunndyrprøver hadde svært få individer og få indikatortaksa. En tilstandsvurdering basert på slike prøver vil være svært usikker. For å redusere usikkerheten i tilstandsvurderingen har vi aggregert prøver som representerer tilsvarende substrat, eksponeringsgrad og påvirkning. Slike aggregerte prøver består av dyr registrert på 2-4 stasjoner, avhengig av innsjøens habitatheterogenitet og mengden dyr i prøvene. Selv etter en slik aggregering var det enkelte prøver som, etter vår vurdering, hadde litt for lavt individantall. Prøver med < 50 individer tilhørende bunndyrgrupper med indikatortaksa (se V4.3.1 i Veileder 02:2013) ble ikke benyttet ved beregning av innsjøspesifikke gjennomsnitt.

3.8 Fisk

3.8.1 Fangstinnsetts og registreringer

Fiskeundersøkelsene i prosjektet «Fisk i store innsjøer» (FIST) i 2015 fokuserte på utvikling av rasjonelle metoder for innsamling av data om fisken i de åpne vannmassene, som er det arealmessig dominerende habitatet i de store og dype innsjøene. Det ble gjort registreringer med ekkolodd (hydroakustikk) i alle innsjøene, mens pelagiske garn og/eller pelagisk trål ble brukt i noen av innsjøene (tabell 8). Gjende ble ikke undersøkt mht fisk i dette prosjektet. Metoder og resultatene fra FIST-prosjektet blir rapportert separat (Sandlund m.fl. 2016), i denne rapporten gis et sammendrag.

Tabell 8. Metodikk for fiskeundersøkelser i de store innsjøene i basisovervåkingen i ØKOSTOR i 2015.

Innsjø	Metoder	Kommentar
Randsfjorden	Hydroakustikk, flytegarnserie	Garnfiske, finansiert av regulant, utført av FM-Oppland
Eikeren	Hydroakustikk, trål, nordiske flytegarn	
Tyrifjorden	Hydroakustikk, trål	
Norsjø	Hydroakustikk, trål, nordiske flytegarn, flytegarnserie	
Tinnsjø	Hydroakustikk	Garnfiske med garnserie og nordisk flytegarn utført i 2013-14 av K. Østbye (upubl. data)
Nisser	Hydroakustikk, nordiske flytegarn	

3.8.2 Klassifisering

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. Undersøkelsene i 2015 omfattet ikke slikt prøvofiske. De ekkolodd-registreringene som er gjort egner seg godt til klassifisering på grunnlag av WS-FBI-indeksen (jf. Klassifiseringsveilederen 02:2013, vedlegg V6.2), som relaterer seg til eutrofiering av vannforekomsten. Norsk endringsindeks for fisk

(NEFI-indeksen) baserer seg på eventuelle dominansforhold innen fiskesamfunnet. Den kan også anvendes dersom man har tilgang på informasjon fra intervjuer av lokalkjente personer som kan beskrive og sannsynliggjøre utviklingen i fiskesamfunnet over tid. Slik informasjon har vi kunnet samle inn i Nisser, Tyrifjorden og Eikeren. Det må likevel presiseres at dette blir en usikker klassifisering, fordi den er avhengig av respondentenes hukommelse om fiskebestandens status for noen tiår siden.

3.9 Rapportering av data

I denne rapporten presenteres aggregerte data i form av årsgjennomsnitt og beregnede indekser (kapittel 4 og 5). Posisjoner for de pelagiske stasjonene og for de litorale kvalitetselementene vannplanter og bunndyr er vist på kart og som tabeller i vedlegg A. Fysisk-kjemiske primærdata og klorofyll-a verdier fra blandprøver av epilimnion og hypolimnion er gitt i vedlegg B. Primærdata og figurer av vertikalprofiler basert på analyse av pH, ledningsevne og turbiditet i prøver fra enkelt-dyp er gitt i vedlegg C. Vertikalprofiler av fysisk-kjemiske parametere: temperatur, oksygen, turbiditet, ledningsevne og pH målt med sonde er vist i vedlegg D, mens vertikalprofiler av klorofyll fluorescens er gitt i planteplankton-kapitlet (kap. 4.2.1).

Primærdataene for alle de biologiske kvalitets-elementene og de fysisk-kjemiske parametere vil rapporteres til Vannmiljøsystemet innen 30.09.2016.

3.10 Klassifiseringsmetodikk

3.10.1 Prosedyre for klassifisering

Klassifisering av økologisk tilstand for de store innsjøene i basisovervåkingen i ØKOSTOR i 2015 følger generelle retningslinjer, indekser og klassegrenser beskrevet i siste versjon av Klassifiseringsveilederen (Veileder 02:2013).

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 (L-Al), 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, så settes tilstanden iht. den dårligste av de to tilstandsklassene ut fra føre-vår prinsippet.

For indekser som mangler referanseverdi, f.eks. Forsuringsindeks 1 for bunnfauna, 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 02:2013, 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 02:2013, kap. 3.5.5).

Vi har definert fysisk-kjemiske parametere som ett kvalitetselement, i den grad de sier noe om samme påvirkning. Dette innebærer at total fosfor, total nitrogen og siktedyp, som alle indikerer eutrofieringspåvirkning er kombinert, ved å beregne **middelverdi** av de normaliserte EQR verdiene, før kombinasjon med de biologiske kvalitetselementene. 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.

3.10.2 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) ved klassifiseringen av vannforekomster. Klassifiseringssystemet for flere av indeksene er nylig utviklet, og erfaringene med de forskjellige indeksene er derfor til dels begrenset. Videre er de fleste indeksene utviklet for et begrenset antall vanntyper, mens vi vet mindre om hvordan disse fungerer for andre vanntyper. Generelt er det mindre 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 vannplanter, eutrofieringsindeks) mer vekt enn indekser med begrenset erfaringsgrunnlag. Enkelte parametere/indekser er beregnet og klassifisert, men ikke brukt i den samlede tilstandsvurderingen, enten fordi de ikke har et fullstendig sett med klassegrenser og referanseverdi eller fordi de er for usikre for enkelte vanntyper. For noen indekser er usikkerheten så høy at de foreløpig ikke bør brukes til klassifisering, mens for andre indekser vil usikkerheten avhenge av innsjøtype og datagrunnlag (bunnfauna og fisk). Nedenfor følger noen kommentarer til disse parametere (se også tabell 9):

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 humuskorrigering 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 og ved svært høyt humusinnhold, samt ved høy turbiditet kan den likevel slå feil ut (eksempel vist for Gjende i kap. 4.1, som har ekstremt klart vann så å si uten humus, men relativt høy turbiditet pga brepartikler).

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. $< 10 \mu\text{g/l}$ 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 kun utarbeidet forslag til god/moderat grense. Disse brukes derfor kun til å indikere en mulig påvirkning, men er for usikre til å kunne brukes i den samlede tilstandsvurderingen av innsjøene.

Bunndyrindeksene: 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 forsuringsindeksene 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. Klassifiseringssystemet for fisk er imidlertid basert på et omfattende nasjonalt arbeid oppsummert i Sandlund m.fl. (2013). I de tidligere rapportene fra basisovervåkingen er det kun Fiskeindeksen, nå Norsk endringsindeks for fisk (NEFI), og Fangstutbytte av ørret som er benyttet. Det reviderte klassifiseringssystemet for fisk er utvidet med flere nye fiskeindekser. Det er i tillegg laget en prosedyre som sikrer at den mest egnede fiskeindeksen, gitt metodikk for datainnsamling, påvirkning og fiskesamfunn, benyttes i klassifiseringen. I de fleste tilfeller betyr dette at tilstandsvurderingen av fisk er basert på kun én fiskeindeks selv om flere rapporteres (se kap. 3.8 for mer informasjon). Klassifiseringen av fisk er basert på lokalitetsspesifikk referansetilstand. Dataene som ligger til grunn for fastsettelse av referansetilstanden er ofte av variabel kvalitet, men et kriteriesett for bruk av eldre fiskedata er etablert (Sandlund m.fl. 2011). Dette bidrar til å redusere usikkerheten omkring bruk av fiskeindeksene. Basert på datagrunnlaget har vi dessuten vurdert usikkerheten (høy, moderat, lav) i fastsettelsen av referansetilstanden for den

enkelte innsjø. Der usikkerheten er vurdert som høy, har vi ikke benyttet de aktuelle fiskeindeksene i den samlede tilstandsvurderingen.

Dyreplankton: Forslag til klassifiseringssystem for småkreps (se bl.a. Schartau m.fl. 2012a, b) er ikke benyttet her da dette klassifiseringssystemet er basert på arter av småkreps som lever primært på grunt vann (litoralsonen), i tillegg til de pelagiske artene. Kun sistnevnte er undersøkt i basisovervåkingsprogrammet for store innsjøer.

Tabell 9. 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 forsuringindeks: 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: Forsuringindeks
	Bunnfauna forsuringindeks: Forsuringindeks 1, LAMI ³ , ASPT-indeks for eutrofiering/organisk belastning
	Fisk ⁴ : WS-FBI-indeks, NEFI-indeks
	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 spesifikasjon). 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 Fiskeindeksen (NEFI) brukes kun i de tilfeller der usikkerheten vurderes som lav eller middels (vurderes for hver enkelt innsjø basert på datagrunnlaget), men har ofte høy usikkerhet, se kap. 3.8. Det er derfor primært WS-FBI indeksen som er brukt i den endelige klassifiseringen av hver innsjø i denne rapporten.

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

Samlet usikkerhetsvurdering: I tråd med vurderingene ovenfor er usikkerheten i de forskjellige kvalitetselementene/ indeksene som er brukt i rapporten angitt på en tredelt skala med kategoriene liten, middels og høy usikkerhet (se tabell 9). Følgende inndeling er gjort:

- Liten usikkerhet er anslått for kvalitetselementer/indekser som er interkalibrert eller avledet fra disse i form av publiserte regresjoner samt for ikke-

interkalibrerte indekser/parametere med mye erfaringsgrunnlag, slik som for eksempel vannkjemiske forsuringsparametere.

- Middels usikkerhet er anslått for ikke-interkalibrerte indekser der det finnes en del erfaringsgrunnlag, f.eks. Forsuringsindeks 1 og LAMI-indeksene for bunnfauna, når disse er brukt for kalkfattige og klare innsjøer, og ASPT indeksen for bunnfauna, der klassegrensene for innsjøer er fra Sverige, når denne er brukt for moderat kalkrike innsjøer i lavlandet/skog.
- Høy usikkerhet gjelder indekser med begrenset erfaringsgrunnlag der klassifiserings-systemet er under utvikling. Til denne kategorien hører også indekser som er utviklet for et begrenset antall vanntyper, men forsøkt brukt også for andre vanntyper (for eksempel MultiClear-indeksen for bunnfauna i svært kalkfattige og humøse innsjøer). Indekser med høy usikkerhet er ikke brukt i den endelige tilstandsklassifiseringen i denne rapporten. Slike indekser bør imidlertid kunne benyttes i tilfeller der datagrunnlaget for indeksene er vurdert å være av høy kvalitet, og hvor resultatene kan understøttes av annen informasjon. I slike tilfeller vurderes usikkerheten som middels.

Se også kap. 5.1 for nærmere beskrivelse av kriterier for vurdering av usikkerhet ved den innsjøspesifikke klassifiseringen.

4. Resultater pr. kvalitetselement

4.1 Fysisk-kjemiske parametere

4.1.1 Datagrunnlag

Datagrunnlaget for klassifisering av økologisk tilstand for fysisk-kjemiske parametrene er vist i tabell 10, rådata er i Vedlegg B.

For Randsfjorden er det ikke tatt blandprøver for kjemiske analyser. Vi har derfor beregnet middelerverdi av enkeltprøver fra 1m og 5 m for epilimnion og fra 20m, 50m, og 100m for hypolimnion.

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

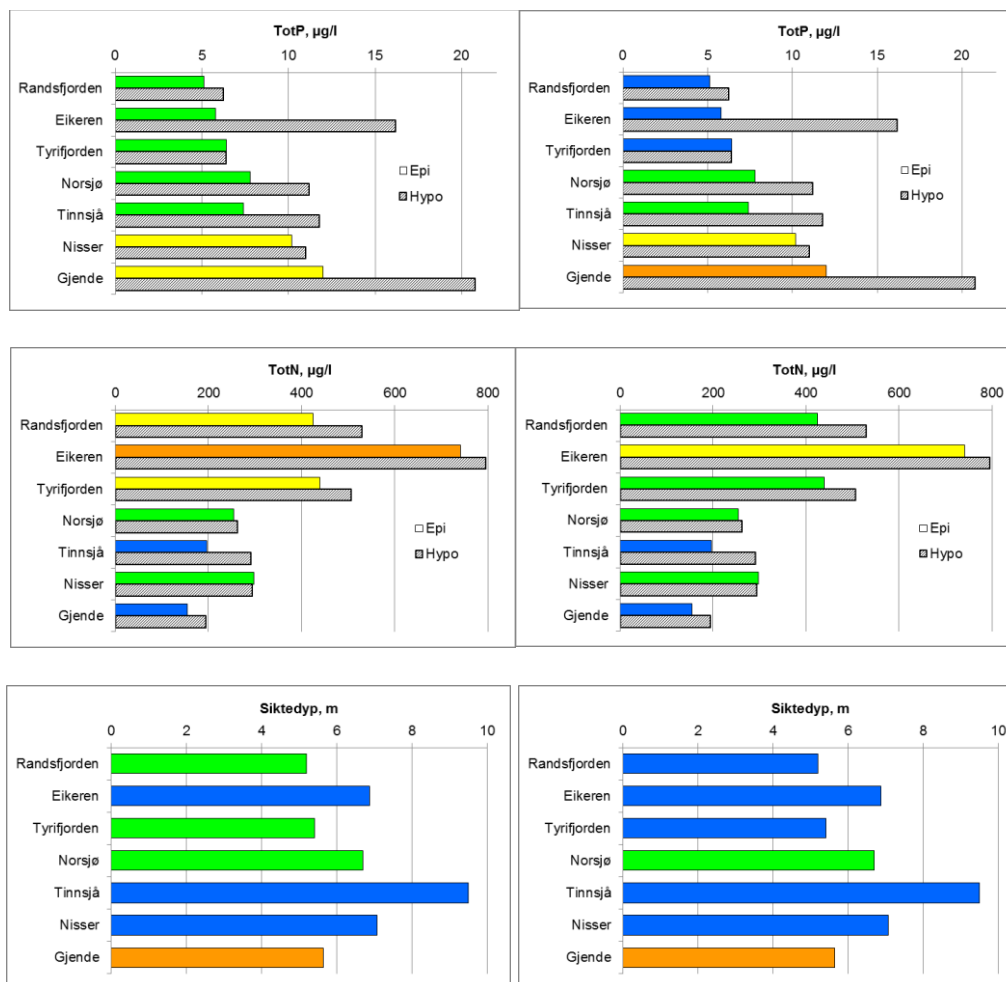
Tabell 10. Datagrunnlag for klassifisering av økologiske tilstand for de fysisk-kjemiske støtteparametere fra 2015: total fosfor (Tot-P), total nitrogen (Tot-N), siktedyp, pH, ANC og labilt aluminium (L-Al). Rådata er vist i Vedlegg B.

Epilimnion								Hypolimnion					
Innsjø	Statistisk uttrykk	Tot-P µg/L	Tot-N µg/L	Siktedyp m	pH	ANC µekv/L	L-Al µg/L	Tot-P µg/L	Tot-N µg/L	Siktedyp m	pH	ANC µekv/L	L-Al µg/L
Randsfjorden	min	3,7	360	4,5	7,2	256	0,0	4,0	460,0	n.a.	7,1	250,0	0,7
	gj.snitt	5,1	425	5,2	7,28	298	9,3	6,2	529,2	n.a.	7,24	299,1	5,0
	maks	6,4	465	5,5	7,35	373	20,5	8,6	616,7	n.a.	7,4	363,0	9,5
Eikeren	min	4,0	690	5,1	7,34	332	4,0	9,0	775,0	n.a.	6,7	341,2	4,0
	gj.snitt	5,8	741	6,9	7,408	349	8,7	16,2	794,0	n.a.	7,26	345,6	7,9
	maks	8,0	770	8,5	7,47	358	14,5	31,0	830,0	n.a.	7,45	351,9	11,5
Tyrifjorden	min	5,0	405	4,6	7,21	261	2,0	4,0	475,0	n.a.	7,12	266,8	2,0
	gj.snitt	6,4	439	5,4	7,24	265	7,7	6,4	506,0	n.a.	7,21	270,4	7,0
	maks	8,0	510	6,1	7,31	270	11,0	12,0	555,0	n.a.	7,31	278,0	10,0
Norsjø	min	5,0	195	2,7	6,68	91	5,0	3,0	240,0	n.a.	6,67	90,0	5,0
	gj.snitt	7,8	254	6,7	6,838	102	6,6	11,2	262,0	n.a.	6,71	100,0	5,8
	maks	15,0	330	7,9	7,27	112	9,0	39,0	300,0	n.a.	6,78	112,0	6,0
Tinnsjø	min	4,0	155	5,5	6,59	72	4,0	6,0	180,0	n.a.	6,59	74,0	4,0
	gj.snitt	7,4	196	9,5	6,7	83	5,2	11,8	290,0	n.a.	6,65	87,0	7,7
	maks	13,0	290	12,5	6,8	95	6,0	22,0	645,0	n.a.	7,62	109,0	15,0
Nisser	min	4,0	260	5,9	5,91	35	6,0	7,0	255,0	n.a.	5,84	33,4	2,0
	gj.snitt	10,2	298	7,1	6,016	39	12,2	11,0	293,0	n.a.	5,89	38,0	14,6
	maks	18,0	355	8,6	6,12	44	16,0	19,0	340,0	n.a.	5,94	45,0	21,0
Gjende	min	6,0	127	4,8	6,68	67	0,0	19,0	115,0	n.a.	6,6	68,4	0,0
	gj.snitt	12,0	154	5,7	6,85	76	4,1	20,8	194,2	n.a.	6,70	78,0	4,2
	maks	19,0	175	7,0	7,26	91	13,0	26,0	395,0	n.a.	6,76	91,7	14,0

4.1.2 Klassifisering av økologisk tilstand for eutrofieringsrelevante parametere

Figur 8 viser middelerverdi og tilstandsklasser for total fosfor, total nitrogen og siktedyp i 2015. Tabell 11 viser økologisk tilstand for total fosfor (Tot-P), total nitrogen (Tot-N) og siktedyp angitt som normaliserte EQR verdier (nEQR). Tallverdiene for hypolimnion er angitt for Tot-P og Tot-N, men er ikke benyttet for klassifisering, da klassegrenser for disse parametrene kun gjelder for epilimnion. For de moderat kalkrike innsjøene (Randsfjorden, Eikeren og Tyrifjorden) er resultatene er basert på

klassegrenser for kalkfattige dype innsjøer (type 6), men vi viser også resultater basert på moderat kalkrike grunne innsjøer (type 8). Type 6 er brukt fordi klassegrensene for Tot-P for type 8 er u hensiktsmessig høye (dvs. for høye konsentrasjoner), pga høy fosfor-retensjon i store, dype innsjøer, som ofte har lang hydraulisk oppholdstid (Brett m.fl. 2008, se tekst i kap. 2.3 for nærmere begrunnelse).



Figur 8. Tilstandsklassifisering av eutrofieringsparameterne total fosfor (Tot-P), total nitrogen (Tot-N) og siktedyp i de syv store innsjøene i Basisovervåkingen ØKOSTOR i 2015. Venstre: Alle innsjøene er 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, grønt er god, gul er moderat, oransje er dårlig og rød er svært dårlig økologisk tilstand). Grå søyler er hypolimnion-data).

Tabell 11. 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 basisovervåkingen i ØKOSTOR i 2015. 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	Norsk		Norsk	
	Type nr.	nEQR	Type nr.	nEQR
Randsfjorden	6	0,72	8	1,00
Eikeren	6	0,69	8	1,00
Tyrifjorden	6	0,67	8	0,97
Norsjø	6	0,62	6	0,62
Tinnsjø	6	0,63	4	0,63
Nisser	6	0,55	13	0,59
Gjende	6	0,49	23	0,36

Total nitrogen

Innsjønavn	Norsk		Norsk	
	Type nr.	nEQR	Type nr.	nEQR
Randsfjorden	6	0,57	8	0,80
Eikeren	6	0,35	8	0,54
Tyrifjorden	6	0,55	8	0,78
Norsjø	6	0,71	6	0,71
Tinnsjø	6	0,83	4	0,83
Nisser	6	0,67	13	0,72
Gjende	6	1,00	23	0,87

Siktedyp

Innsjønavn	Norsk		Norsk	
	Type nr.	nEQR	Type nr.	nEQR
Randsfjorden	6	0,66	8	0,97
Eikeren	6	0,78	8	1,00
Tyrifjorden	6	0,62	8	0,94
Norsjø	6	0,66	6	0,66
Tinnsjø	6	1,00	4	1,00
Nisser	6	0,84	13	0,84
Gjende	6	0,26	23	0,21

Total fosfor

Total fosfor (Tot-P) resultatene viser at middelverdiene varierer fra 5-12 µg/l (figur 8) med lavest verdi for de tre moderat kalkrike innsjøene (Randsfjorden, Eikeren og Tyrifjorden), noe høyere for de kalkfattige innsjøene (Norsjø og Tinnsjø) og høyest for de to innsjøene med lavest kalsiumkonsentrasjon (Nisser og Gjende) (tabell 3). Dette er et overraskende resultat, da referansetilstanden for fosfor er proporsjonal med kalsium-konsentrasjonen (Veileder 02:2013, Cardoso m.fl. 2007). Klassifiseringen reflekterer dette bildet med svært god tilstand for Randsfjorden, Eikeren og Tyrifjorden, god for Norsjø og Tinnsjø, moderat for Nisser og dårlig tilstand for Gjende, dersom de opprinnelige vanntypene benyttes. Dersom alle innsjøene klassifiseres som kalkfattige og dype, får Nisser og Gjende begge moderat tilstand, mens de andre får god tilstand.

Den høye Tot-P konsentrasjonen i Gjende kan muligens kobles til brepartiklene (mineralsk apatitt-fosfor), som ikke er biotilgjengelig. Andelen ortho-fosfat er imidlertid høyere i Gjende enn i de andre innsjøene (tabell 12), noe som tyder på antropogene kilder. På den annen side vil det biotilgjengelige fosfatet tas opp i planteplanktonet i liten grad, pga. lysbegrensning som følge av brepartiklene og kaldt vann uten særlig sjiktning, der planteplanktonet sirkulerer med vannmassene fra topp til bunn hele sommeren (se vertikalprofiler av temperatur i Vedlegg D). De høyeste verdiene både av total fosfor og ortho-fosfat ble funnet i juli og august (vedlegg B), mens brevannstilførselen, men også antall turister i området er størst. Den uventet høye total fosfor og fosfatkonsentrasjonen i Gjende kan muligens også ha sammenheng med sirkulerende vannmasser og mulig resuspensjon av fosfor fra sedimentene. Årsaken til den relativt høye fosforkonsentrasjonen i Gjende i 2015 er foreløpig uklar, men bør sjekkes nærmere med flere målinger, og evt følges opp med et tiltaksrettet overvåkingsprogram i regi av lokal og regional vannforvaltning. Den dårlige økologiske tilstanden for total fosfor kan også ha sammenheng med for strenge klassegrenser som ikke tar høyde for brepåvirkningen og det store sirkulasjonsdypet.

Tabell 12. Middelverdier av total fosfor (Tot-P), ortho-fosfat (PO₄) og andel PO₄ av Tot-P i de store innsjøene i basisovervåkingen i ØKOSTOR i 2015. Tallene er basert på prøver fra juni-oktober i øvre del av vannmassen (0-10m).

Innsjø	Tot-P	PO ₄	PO ₄ /Tot-P
Randsfjorden	5,1	2,6	0,51
Eikeren	5,8	1,9	0,33
Tyrifjorden	6,4	1,6	0,25
Norsjø	7,8	2,7	0,35
Tinnsjø	7,4	3,7	0,50
Nisser	10,2	5,1	0,50
Gjende	12,0	10,2	0,85

Total nitrogen

Resultatene for total nitrogen (Tot-N) gir et helt annet bilde enn total fosfor med høyest konsentrasjoner på 741 µg/l Tot-N og moderat tilstand i Eikeren, 420-440 µg/l

Tot-N og god tilstand i de andre moderat kalkrike innsjøene (Randsfjorden og Tyrifjorden), 250-300 µg/l og god tilstand i Norsjø og Nisser og 150-200 µg/l og svært god tilstand i Tinnsjø og Gjende, dersom de opprinnelige vanntypene benyttes (figur 8, høyre panel). Dersom alle innsjøene klassifiseres som kalkfattige og dype, får Eikeren dårlig tilstand, Randsfjorden og Tyrifjorden moderat tilstand, Norsjø og Nisser god tilstand og Tinnsjø og Gjende fortsatt svært god tilstand (figur 8, venstre panel). Dette bildet kan ha sammenheng med andelen intensivt 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).

Siktedyp

Siktedypet bestemmes av konsentrasjonen av humus, uorganiske partikler og planteplankton. Siktedypet varierer fra 5,4 m i Tyrifjorden til 9,5 m i Tinnsjø. Dette gir svært god tilstand for de fleste innsjøene. Norsjø får god tilstand når høstprøvene av siktedyp (og farge) ikke tas med i middelveiden (se kap.3.3, tabell 7 og vedlegg B), men ville fått moderat tilstand dersom alle målingene hadde blitt tatt med (siktedypet bare var 2,7 m i september og oktober, mot 6,7 i perioden juni-august). Denne reduksjonen av siktedypet i disse to høstprøvene skyldes flommen på Østlandet i september, som ga en dobling av fargen og en tredobling av turbiditeten (vedlegg B, C og D), men ingen økning i planteplanktonbiomasse (kap. 4.2, figur 12).

Gjende får dårlig tilstand for siktedyp, men dette er et artefakt som skyldes brepartiklenes effekt på siktedypet, som foreløpig ikke kan korrigeres for (se kap. 3.3., 4.1.4, og vertikalprofiler av turbiditet i vedlegg C og D), og ikke planteplankton, som hadde lav biomasse i denne innsjøen (se kap. 4.2, figur 12).

Randsfjorden, Eikeren og Tyrifjorden får god tilstand ved klassifisering som kalkfattige, dype innsjøer, og svært god tilstand hvis de klassifiseres som moderat kalkrike. Dette skyldes mindre strenge klassegrenser for klorofyll a for moderat kalkrike, grunne innsjøer enn for kalkfattige, dype innsjøer. Tinnsjø og Nisser får svært god tilstand uansett innsjøtype (figur 8), da forskjellene i klorofyll a klassegrenser er minimale mellom type 6 (kalkfattige, klare og dype lavlandssjøer) og type 13 (kalkfattige, klare, grunne skogssjøer). For Tinnsjø har vi brukt klassegrensene for kalkfattige, klare, dype lavlandssjøer for alle eutrofieringsrelaterte parametere (se kap. 2.3).

Samlet klassifisering av eutrofieringsrelaterte fysisk-kjemiske parametere

Den samlede klassifiseringen av de eutrofieringsrelevante parametere (tabell 13) er basert på middelveidi av total fosfor og siktedyp, da ingen av innsjøene tilfredsstilte kriteriene for nitrogenbegrensning (se kap. 3.10.2 og vedlegg B). Ved bruk av de opprinnelige vanntypene til klassifiseringen får de tre moderat kalkrike innsjøene svært god tilstand (Randsfjorden, Eikeren og Tyrifjorden) med nEQR verdier nær 1 (høyre panel i tabell 13), men faller til god tilstand dersom de klassifiseres som kalkfattige dype innsjøer (venstre panel i tabell 13). Tinnsjø får svært god tilstand mens Norsjø og Nisser får god tilstand. Gjende får dårlig tilstand, men vanntype 23 er ikke representativ for bresjøer, så dette må revurderes så snart det er utviklet klassegrenser for bresjøer. Det kan likevel ikke utelukkes at den relativt høye

fosforkonsentrasjonen i Gjende har sammenheng med antropogene tilførsler i tillegg til fosforinnholdet i brepartiklene.

Tabell 13. Økologisk tilstand for eutrofieringsrelevante kjemiske parametere: i de store innsjøene som er med i basisovervåkingen i ØKOSTOR i 2015. 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. For de tre øverste innsjøene er forsuring ikke relevant (n.a.), da disse er moderat kalkrike. Fargen viser tilstandsklassen der blått er svært god, grønt er god, gult er moderat, oransje er dårlig og rødt er svært dårlig.

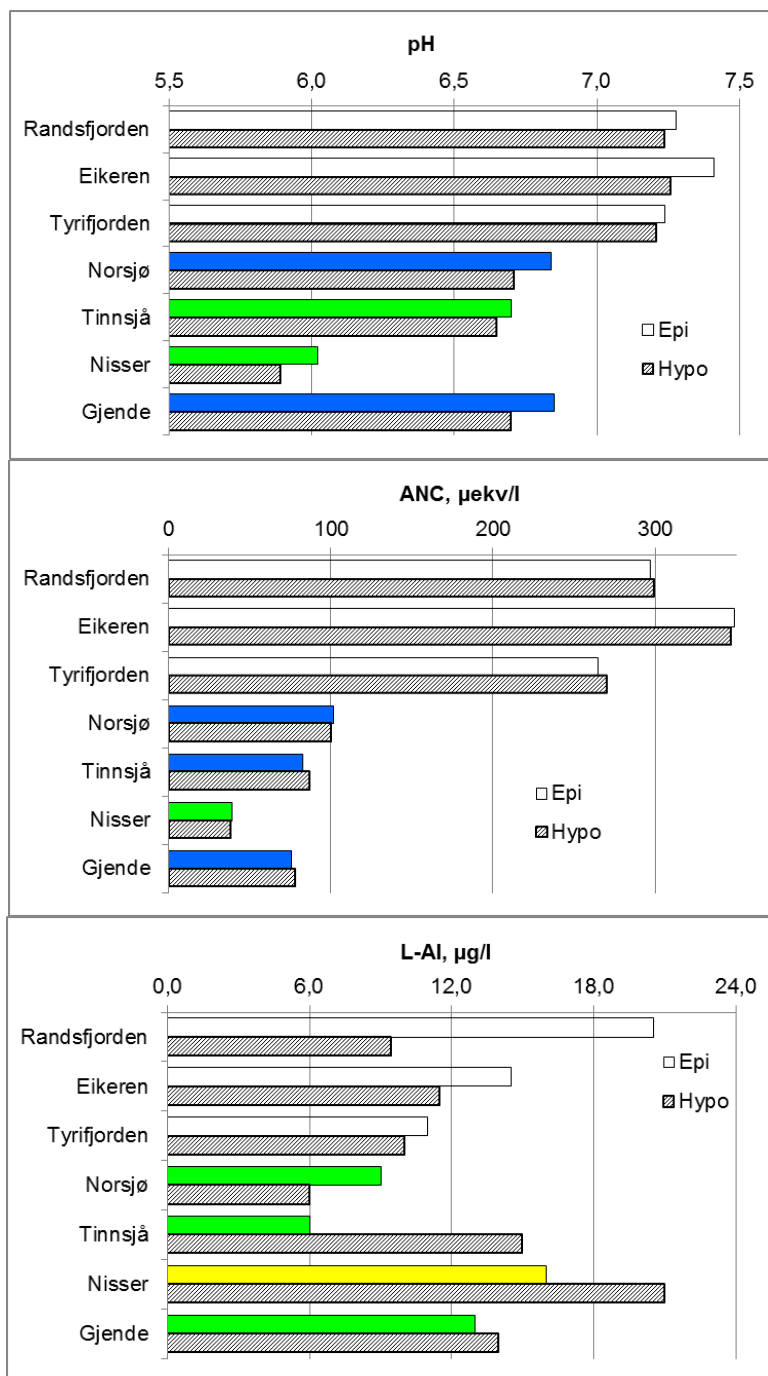
Eutrofieringsparametere, nEQR				
Innsjønavn	Norsk Type nr.	nEQR	Norsk Type nr.	nEQR
Randsfjorden	6	0,69	8	0,99
Eikeren	6	0,73	8	1,00
Tyrifjorden	6	0,64	8	0,95
Norsjø	6	0,64	6	0,64
Tinnsjø	6	0,82	4	0,82
Nisser	6	0,69	13	0,72
Gjende	6	0,37	23	0,29

4.1.3 Klassifisering av økologisk tilstand for forsursrelevante parametere

Figur 9 viser årsverdier og klassifisering av økologisk tilstand for pH, ANC og L-Al i 2015 for de store innsjøene som var med i basisovervåkingen i 2015. Tabell 14 viser de normaliserte EQR verdiene for hver parameter og samlet for alle tre. Forsuringsparameterne er ikke relevante for de tre øverste innsjøene, som er moderat kalkrike. Det finnes ikke klassegrenser for forsuringsparameterne for denne vanntypen og disse innsjøene er derfor ikke tilstandsvurdert. Klassifiseringssystemet er ikke utviklet for hypolimnion, og resultatene fra hypolimnion er derfor ikke vurdert.

Resultatene viser at pH varierte fra 6,0 i Nisser, som er svært kalkfattig, har vært forsuret og ble kalket i 1996⁴, til 7,4 i Eikeren, som er moderat kalkrik. De to andre moderat kalkrike innsjøene har også pH verdier over 7,0, mens de øvrige tre innsjøene er kalkfattige og har en pH på 6,7-6,9, som gir svært god tilstand for Norsjø og Gjende, mens Nisser og Tinnsjø får god tilstand (men nær grensen til svært god for Tinnsjø). For ANC har de tre moderat kalkrike innsjøene høye verdier over 250 µekv/l, som viser at de har stor syrenøytraliserende kapasitet. De tre kalkfattige innsjøene har ANC verdier fra 76-102 µekv/l, som gir svært god tilstand, mens Nisser har lavest ANC på 39 µekv/l, som gir god tilstand (ut fra innsjøtype 13d; se klassifiseringsveilederens tabell 7.1). Potensielt giftig aluminium (L-Al) har lavest konsentrasjon i Tinnsjø med maksimumverdi på 6 µg/l, mens Nisser har høyest konsentrasjon med 16 µg/l (av de innsjøene som kan være påvirket av forsuring).

⁴ Tilløpselver og mindre innsjøer i nedbørfeltet til Nisser kalkes fortsatt.



Figur 9. Tilstandsklassifisering av forsuringsparameterne pH, syrenøytraliserende kapasitet (ANC) og uorganisk aluminium (L-Al) for de store innsjøene som var med i basisovervåkingen i ØKOSTOR i 2015. Søylene viser sesongmessig gjennomsnittsverdi for pH og ANC og maksimumsverdi for L-Al. Fargen indikerer tilstandsklasse, der 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. Merk: de tre øverste innsjøene er moderat kalkrike. Det finnes ikke klassegrenser for forsuringsparameterne for denne vanntypen og disse innsjøene er derfor ikke tilstandsvurdert. Merk: typespesifikke klassegrenser.

Nisser er den eneste innsjøen som får moderat tilstand for denne parameteren med en nEQR på 0,57, som er nær grensen til god tilstand. Nisser er også den eneste

innsjøen som er svært kalkfattig og har vært mer forsuret enn de andre innsjøene, som alle får god tilstand mht potensielt giftig aluminium (figur 9 og tabell 14).

Samlet klassifisering av forsuringsparameterne (tabell 14) basert på median av nEQR verdiene for de tre parameterne (pH, ANC og L-Al) gir svært god tilstand for Norsjø og Gjende og god tilstand for Nisser og Tinnsjø, men lavest nEQR verdi for Nisser (0,74). Tinnsjø ligger akkurat på grensen mellom god og svært god tilstand med en nEQR verdi på 0,80.

Tabell 14. Økologisk tilstand for forsuringsrelevante kjemiske parametere: i de store innsjøene som er med i basisovervåkingen i ØKOSTOR i 2015.

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 parameterne. For de tre øverste innsjøene er forsurening ikke relevant (n.a.), da disse er moderat kalkrike. 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 nEQR	ANC nEQR	L-Al nEQR	Forsuring samlet nEQR
Randsfjorden	8	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Eikeren	8	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Tyrifjorden	8	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Norsjø	6	0,92	0,92	0,69	0,92
Tinnsjø	4	0,800	0,95	0,76	0,800
Nisser	13	0,74	0,79	0,57	0,74
Gjende	23	0,90	0,91	0,68	0,90

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

Vedlegg D viser vertikalprofiler 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 parameterne ble det også målt vertikalprofiler av klorofyll-fluorescens, men disse vises i planteplankton kapitlet (kap. 4.2). Det ble brukt tre forskjellige multisensor-sonder. Den ene ble brukt kun i juni, den andre i juli og august og den tredje i september og oktober. Det var bare den tredje sonden som hadde sensorer for pH, ledningsevne og turbiditet. Derfor har vi også målt vertikalprofiler av disse parameterne basert på vannprøver tatt på utvalgte dyp i hver innsjø (Vedlegg C). Resultatene for de aktuelle parameterne for alle innsjøene oppsummeres nedenfor. For Randsfjorden, der vannkjemien ble prøvetatt av Limnoconsult ble det ikke gjort sondemålinger gjennom hele vannsøylen, men data fra enkeltdyp foreligger for temperatur, pH, ledningsevne og turbiditet (Vedlegg B).

Oksygen-elektroden på sonden som ble brukt i juni viste usikre verdier, særlig for Eikeren, Tyrifjorden og Norsjø, og måtte på service etter bruk. Juni-dataene for oksygen er derfor ikke tatt med fra disse innsjøene.

Temperatur:

Sommeren 2015 var kald og våt på Østlandet, noe som ga maksimum-temperaturer i overflatevannet (0-1m) på den pelagiske målestasjonen på ca. 17°C i de fleste innsjøene, bortsett fra Tinnsjø som bare nådde 15 °C, og Gjende, som mottar kaldt brevann hele sommeren og ikke kom over 7 °C. Sprangsjiktet lå stort sett mellom 10 og 20 m med termoklin-dyp (midtpunktet i sprangsjiktet) fra ca. 10 m i Eikeren til ca. 17 m i Tinnsjø i perioden juli-august. Norsjø hadde spesielt svak sjiktning fra 10-20 m. Gjende var ikke tydelig sjiktet sommeren 2015, pga brepåvirkningen og alpint klima.

Oksygen:

Oksygenprofilene viste stort sett 100 % metning i overflatevannet (min 90 %, maks 110 %) i alle innsjøene unntatt Gjende, som varierte fra drøyt 80 % i juni til i underkant av 100 % i august. Oksygenmetningen i bunnvannet varierte fra 75 % til 95 % gjennom sesongen, med minimum i juli eller august i alle innsjøene unntatt Gjende, som hadde minimum i juni. Det noe lavere oksygeninnholdet i Gjende skyldes trolig at denne innsjøen er islagt halve året. Andre faktorer som bidrar til lavere oksygenmetning i Gjende er at innsjøen har svært lite planteplankton (kap. 4.2) som kan produsere oksygen i overflatevannet, og at den mottar noe organisk materiale fra nedbørfeltet.

Ingen av innsjøene har vesentlig oksygenvinn i dypvannet ned til ca. 10 m over bunnen, men det kan ikke utelukkes at det er noe mindre oksygen umiddelbart over bunnen.

I Eikeren og Norsjø var det svak tendens til hhv oksygenminimum og -maksimum i sprangsjiktet etter flommen i september. Oksygenminimum i Eikeren kan gjenspeile opphoping av organisk materiale i dette sjiktet. I Norsjø kan rask gjennomstrømning av flomvann med høy oksygenmetning være en sannsynlig forklaring på det observerte oksygen-maksimumet i sprangsjiktet.

Turbiditet:

Det var generelt godt samsvar mellom sondemålingene og lab-resultatene for prøvene fra enkeltdyp i både epi- og hypolimnion. I metalimnion viste imidlertid maksimumsverdiene målt med sonde tydelig høyere verdier enn laboratoriemålingene, noe som skyldes at toppen ofte ble registrert på dyp som var over eller under prøvene fra de få enkeltdypene som ble målt på laboratoriet. Her gir altså sondemålingene et mer nøyaktig resultat enn laboratoriemålingene pga bedre romlig oppløsning nedover i vannsøylen (1 måling pr. sekund både ved senking og heving av sonden).

Turbiditeten var generelt lav (<0,5 FTU) både i epilimnion og hypolimnion (tilsvarer «meget god» i det gamle klassifiseringssystemet, SFT 97:04), med maks-verdier på 0,5 FTU i Tinnsjø og 2 FTU i Tyrifjorden i øvre del av metalimnion i september, noe som trolig var et resultat av den store flommen på Østlandet i midten av september. I Nisser var det ikke mulig å se noen effekt av denne flommen på turbiditeten på den pelagiske målestasjonen. Dette kan ha sammenheng med skrint jordsmonn og lite landbruk i nedbørfeltet, samt sedimentasjon av partikler nærmere tilløpselvene. Heller ikke i Tinnsjøen var det noen tydelig effekt av september-flommen på turbiditeten, selv om maks-verdien på beskjedne 0,5 FTU ble målt i september. Dette

kan skyldes stor avstand fra innløpet av de største tilløpselvene i nordenden og til målestasjonen vesentlig lenger sør i bassenget, og dermed mye sedimentasjon av partikler.

To innsjøer skilte seg ut med betydelig høyere turbiditet: Norsjø og Gjende. I Norsjø var turbiditeten i epilimnion betydelig høyere enn i de andre innsjøene i september (1,8 FTU), og det var samtidig en høy topp på 5,8 FTU i metalimnion på ca. 28 m dyp (tilsvarer «meget dårlig» i det gamle klassifiseringssystemet, SFT 97:04). Norsjø er en langstrakt innsjø i et stort vassdrag, og har dermed stor gjennomstrømning og kort oppholdstid, som gjør at partiklene i tilløpselvene ikke rekker å sedimentere, men transporteres med vannstrømmen og akkumulerer i metalimnion. I Gjende varierte turbiditeten mye gjennom året med økende verdier fra tilnærmet null i juni, rett etter at isen har gått, til maksverdien på 2,5 FTU i september (tilsvarer «dårlig» i det gamle klassifiseringssystemet, SFT 97:04), som gjenspeiler økende tilførsler av brevann med mye partikler gjennom sommeren.

Ledningsevne:

Ledningsevnen var ca. 30 % lavere i sondemålingene enn i laboratoriemålingene, uvisst av hvilken grunn. Vi har kun sonde-målinger fra september og oktober, så flere målinger bør gjøres før evt kalibrering av konduktivitets-sensoren gjøres.

Ledningsevnen (konduktivitet) var høyest i Eikeren med en middelvei på ca. 6 mS/m og lavest i Gjende med en middelvei på ca. 1 mS/m. Ledningsevnen var klart høyere i de tre moderat kalkrike innsjøene (Randsfjorden, Eikeren, Tyrifjorden), der middelveien lå på ca. 3 mS/m i Tyrifjorden, 5 mS/m i Randsfjorden og 6 mS/m i Eikeren enn i de kalkfattige innsjøene (Norsjø, Tinnsjø, Nisser og Gjende), der ledningsevnen var ca. 1 mS/m. Denne forskjellen mellom innsjøtypene er som forventet. Det var svært lite variasjon gjennom vannsøylen i alle innsjøene.

pH:

Sondemålingene som bare var fra september og oktober viste godt samsvar med laboratoriemålingene av pH. Som for ledningsevne var det liten variasjon gjennom vannsøylen i alle innsjøene. Lavest pH ble funnet i Nisser, med en pH på 5,8-6,0, som lå klart under de andre kalkfattige innsjøene, Gjende, Tinnsjø og Norsjø, som hadde pH på 6,4 -6,7. De moderat kalkrike innsjøene hadde klart høyere pH, med verdier på ca. 7,0-7,4. Minimumsverdiene var maks 0,1 pH enhet lavere enn middelveiene, og forekom i juni i Nisser, som er den sureste innsjøen med minimum pH på 5,8 i perioden juni-oktober 2015.

4.2 Planteplankton

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

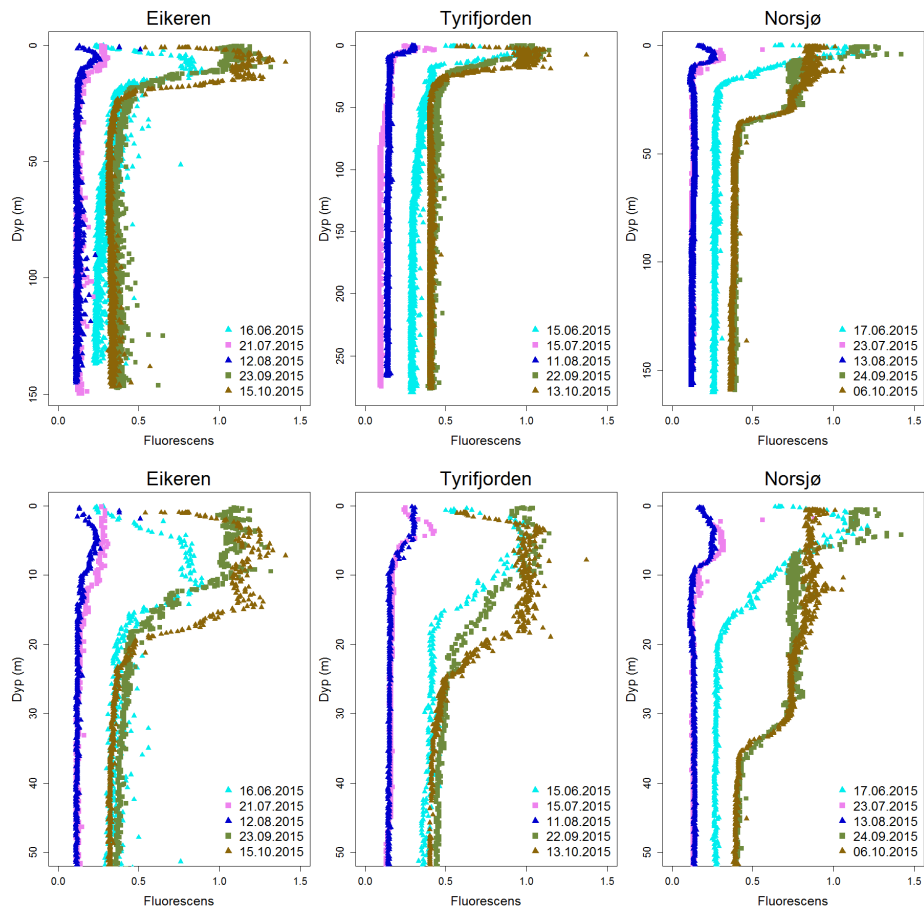
4.2.1 Vertikalprofiler av klorofyll fluorescens

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 absorpsjon i et spektrofotometer i laboratoriet (se kap. 3.4). Vertikalprofiler av

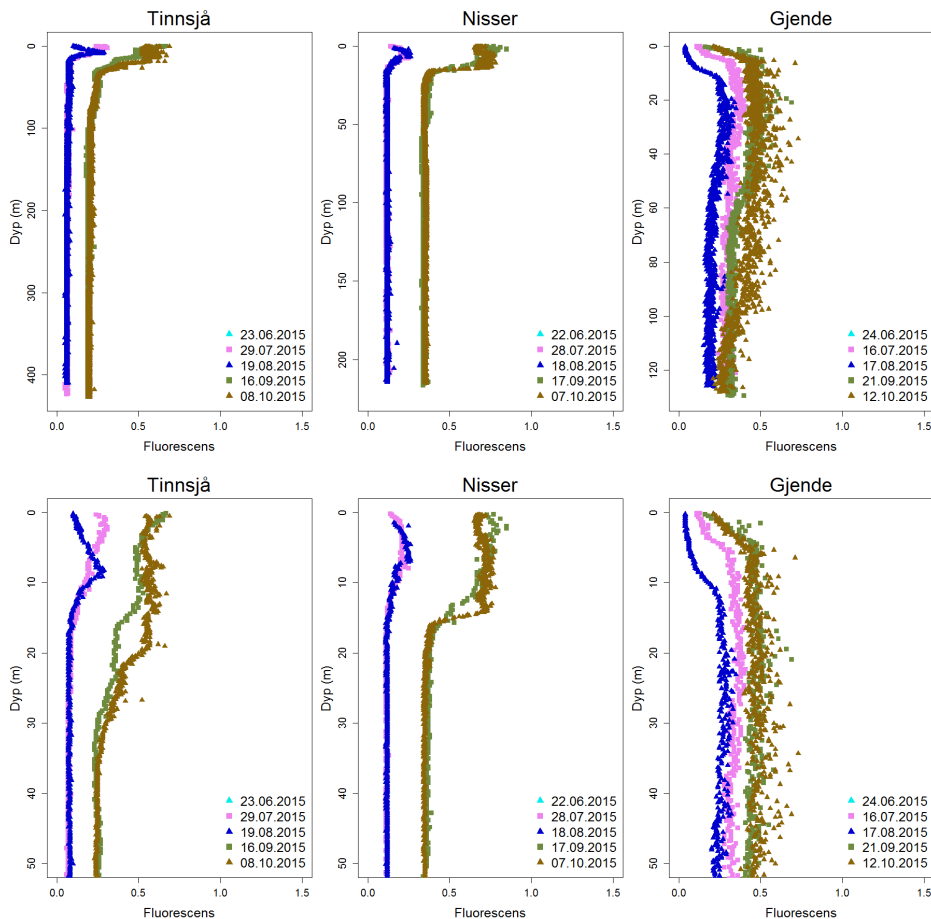
klorofyll-fluorescens gjennom hele vannsøylen er vist i figur 10 for alle innsjøene unntatt Randsfjorden, der slike profiler ikke ble målt. Profilene viser størst fluorescens i de moderat kalkrike innsjøene Eikeren og Tyrifjorden, samt i Norsjø, i epilimnion i juni, september og oktober 2015. I Eikeren er det en liten topp i fluorescensen i metalimnion i oktober. Dette kan skyldes cryptomonader, som dominerte planteplanktonet i epilimnion på den årstiden.

I de kalkfattige innsjøene Tinnsjø og Nisser er det betydelig mindre fluorescens i epilimnion enn i Eikeren, Tyrifjorden og Norsjø. Fluorescensen var ganske jevn i hele epilimnion og det var ingen topper i metalimnion (figur 10b). I Gjende var det svært lite fluorescens i de øverste meterne, men innsjøen hadde ellers en homogen fordeling av fluorescens fra planteplankton gjennom hele vannsøylen, som var omtrent som i epilimnion i Tinnsjø. Den homogene fordelingen skyldes at Gjende ikke har noen termisk sjiktning (se kap. 4.1.4).

Den lave fluorescensen i alle innsjøene i juli og august kan være et artefakt, som kan skyldes mangelfull kalibrering av fluorescens-sensoren. Denne antagelsen støttes av at klorofyll analysert i laboratoriet ikke viste tilsvarende lave verdier i juli og august (Vedlegg B). Fluorescensen i epilimnion (figur 10) viser generelt noe lavere verdier enn klorofyll-a målt i laboratoriet (figur 11). Dette er normalt, da fluorescensen er følsom for korttidsvariasjoner i lysforholdene in situ, og gir lave verdier ved sterkt lys (Hout og Babin 2010). For øvrig er det god sammenheng mellom fluorescensmålingene in situ og klorofyll-analysene fra laboratoriet. Begge datasettene viser systematisk høyere verdier i Eikeren, Tyrifjorden og Norsjø enn i Tinnsjø, Nisser og Gjende.



Figur 10 a. Vertikalprofiler av klorofyll fluorescens i Eikeren, Tyrifjorden og Norsjø i perioden juni-oktober 2015. Øvre paneler viser hele vannsøylen, mens nedre panel viser kun de øverste 50 meterne.

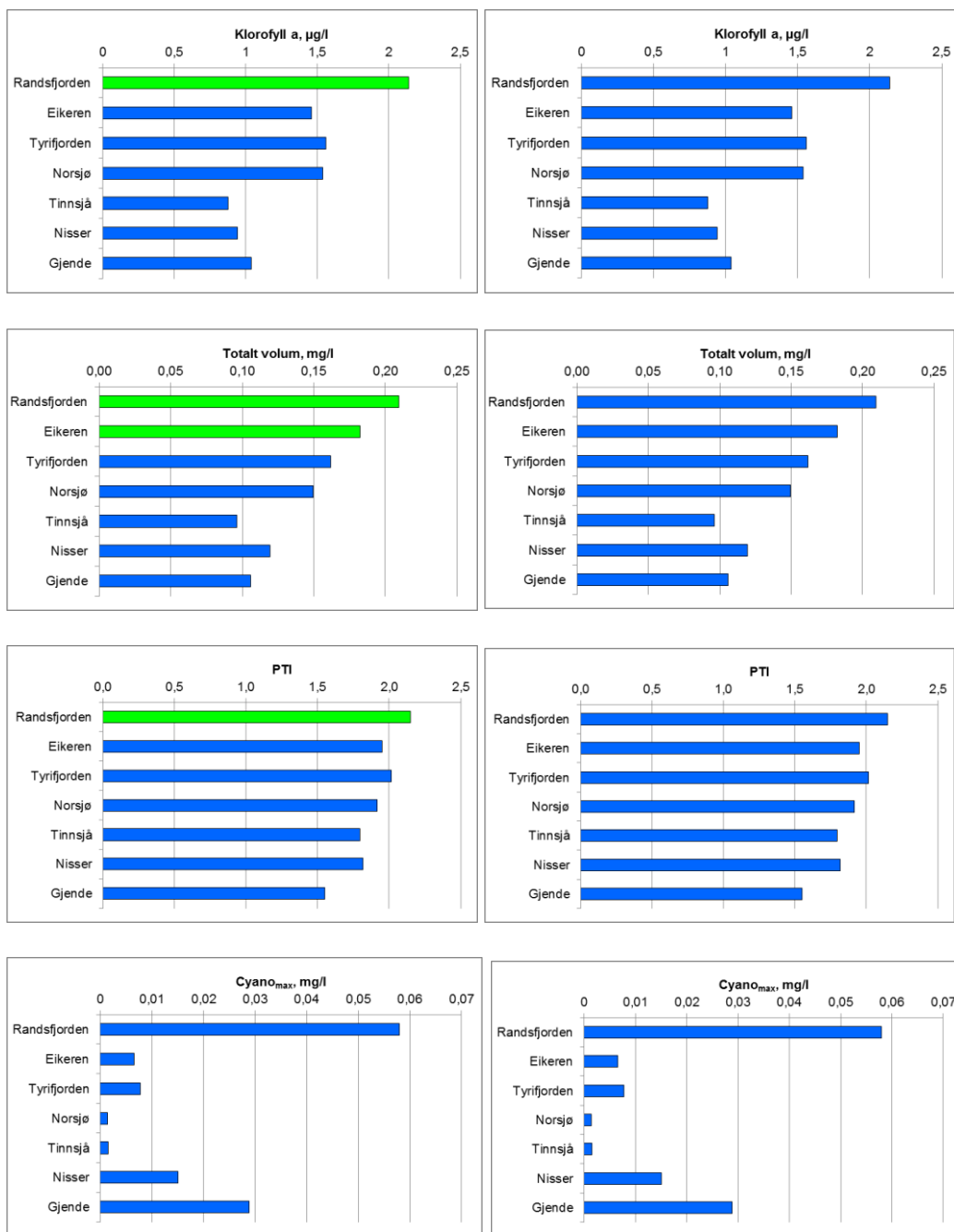


Figur 10 b. Vertikalprofiler av klorofyll fluorescens i Tinnsjø, Nisser og Gjende i perioden juni-oktober 2015. Øvre paneler viser hele vannsøylen, mens nedre panel viser kun de øverste 50 meterne.

4.2.2 Klassifisering av økologisk tilstand av planteplankton

Figur 11 viser den økologiske tilstandsklassifiseringen basert på de enkelte parameterne som inngår i klassifiseringen av planteplankton i basisovervåkingssjøene for 2015, dvs klorofyll a, totalt biovolum, trofisk indeks for artssammensetning (PTI) og maksimum biomasse av cyanobakterier (Cyanomax). Klassifiseringen ble gjort både ved bruk av klassegrensene for de opprinnelige vanntypene gitt for hver innsjø i tabell 3 (figur 11 høyre panel) og ved bruk av klassegrensene for kalkfattige, dype innsjøer for alle innsjøene (figur 11 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 0,9 $\mu\text{g/l}$ i Tinnsjø til 2,1 $\mu\text{g/l}$ i Randsfjorden. De moderat kalkrike innsjøene Eikeren og Tyrifjorden og også den relativt kalkfattige Norsjø hadde noe høyere klorofyllverdier (ca. 1,5 $\mu\text{g/l}$) enn de andre innsjøene med enda lavere kalsiumkonsentrasjon, dvs. Tinnsjø, Nisser og Gjende, som lå på ca.1 $\mu\text{g/l}$. Alle innsjøene havner i tilstandsklasse svært god basert på klorofyll-a både ved bruk av de opprinnelige vanntypene, og ved bruk av vanntype 6, unntatt Randsfjorden, som får god tilstand ved bruk av vanntype 6.



Figur 11. Økologisk tilstandsklassifisering av klorofyll a ($\mu\text{g/L}$), totalt biovolum (mg/l), trofisk indeks (PTI) og maks biomasse av cyanobakterier (Cyanomax, 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. Søylene viser gjennomsnittsverdier for hver innsjø, bortsett fra Cyanomax, som viser maksimums-verdien. Økologisk tilstandsklasse er angitt med farge (se figur 6)

Tilsvarende mønster som for klorofyll-a ble også funnet for totalt biovolum med høyest gjennomsnittsverdi i Randsfjorden på 0,21 mg/l og lavest i Tinnsjø med 0,10 mg/l . Også for denne parameteren har de moderat kalkrike innsjøene og Norsjø noe høyere verdier (0,15-0,21 mg/l) enn de mer kalkfattige innsjøene som hadde 0,10-0,12 mg/l . Disse resultatene ga svært god tilstand for basert på totalt biovolum både

ved bruk av de opprinnelige vanntypene, og ved bruk av vanntype 6, unntatt Randsfjorden og Eikeren som får god tilstand ved bruk av vanntype 6.

PTI indeksen for artssammensetning gir også høyest verdi for Randsfjorden, mens Gjende får lavest verdi. Ellers er mønsteret det samme som for de to biomasseparameterne, med noe høyere verdi i Eikeren, Tyrifjorden og Norsjø enn i de mest kalkfattige innsjøene Tinnsjø og Nisser. Klassifiseringen gir svært god tilstand basert på PTI både ved bruk av de opprinnelige vanntypene, og ved bruk av vanntype 6, unntatt Randsfjorden som får god tilstand ved bruk av vanntype 6.

Cyanobakterie biomasse viste høyest verdi i Randsfjorden. Norsjø og Tinnsjø hadde verdier nær null. De andre moderat kalkrike innsjøene hadde også lite cyanobakterier, mens de mest kalkfattige innsjøene Nisser og Gjende hadde noe høyere maks-biomasse av cyanobakterier på hhv 0,015 mg/l og 0,030 mg/l. Dette er konsistent med resultatene for total fosfor og siktedyp (kap. 4.1.2), og kan indikerer en liten eutrofieringseffekt i disse to innsjøene. Den økologiske tilstanden var likevel svært god i alle innsjøene, men effekten vises i form av litt lavere nEQR verdier i Randsfjorden, Nisser og Gjende enn i de øvrige innsjøene. Det er ingen forskjell på resultatene ved bruk av de opprinnelige vanntypene og vanntype 6, fordi klassegrensene for cyanobakterie-biomasse er felles for alle vanntyper.

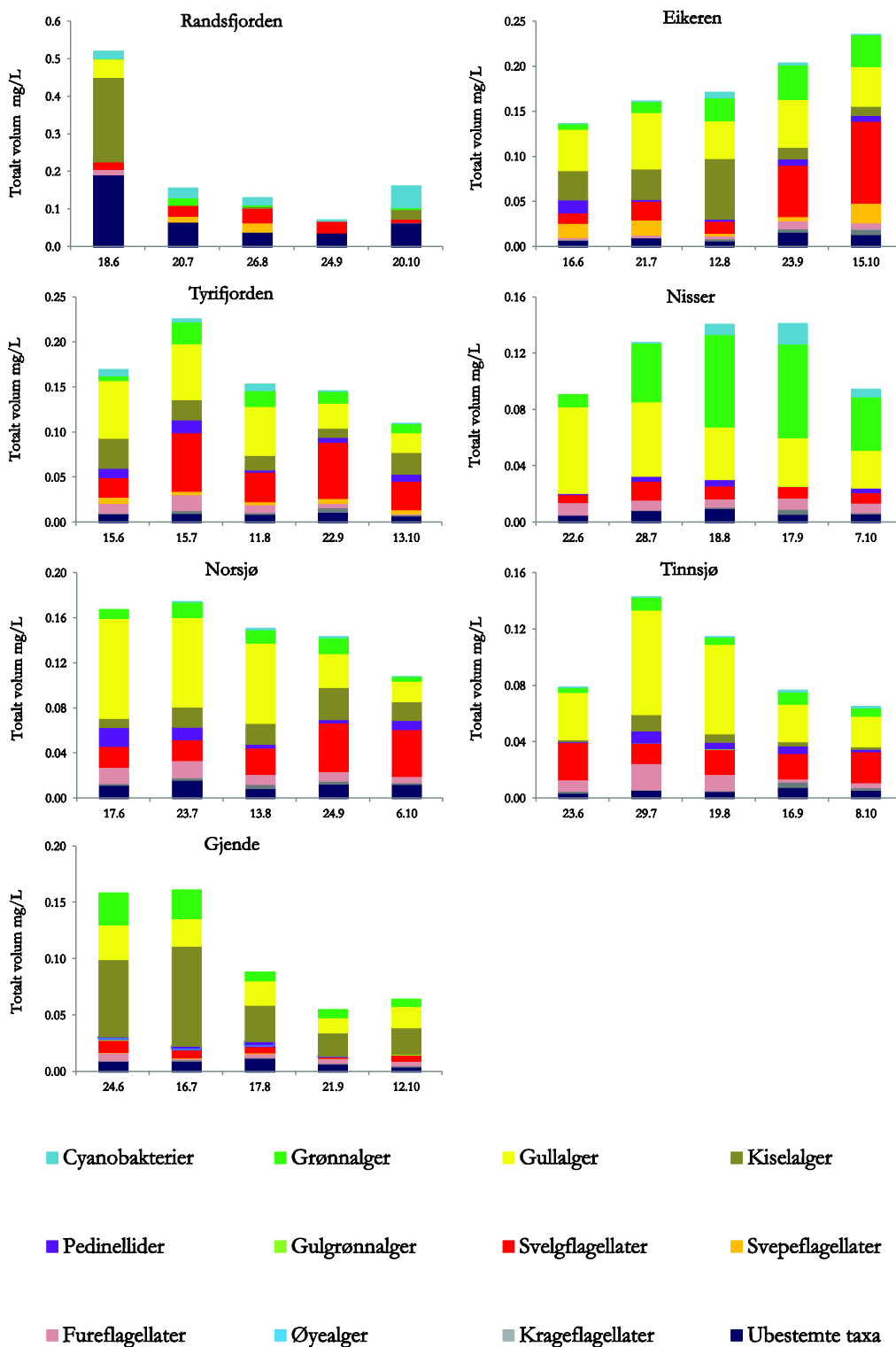
Figur 12 viser fordelingen og sesongutviklingen av forskjellige taksonomiske klasser av planteplankton i alle innsjøene, mens tabell 15 viser den samlede klassifiseringen av hver innsjø for alle de fire parameterne.

De viktigste observasjonene er omtalt nedenfor for hver innsjø.

Randsfjorden

Verdiene for klorofyll a og totalt biovolum var forholdsvis lave og viste tilstandsklassen god for biovolum (tilstandsklassen svært god om klassegrensene for L-N1 benyttes). De dominerende gruppene i den første prøven var kiselalger, i de andre var det cyanobakterier og svelgflagellater. Sammensetningen av planteplanktonet (PTI) viste et planteplanktonsamfunn som ga tilstandsklassen god (tilstandsklassen svært god om klassegrensene for L-N1 benyttes), men indeksen er noe usikker da ble registrert svært få arter⁵. Det totale volumet av cyanobakterier var høyere enn i de øvrige innsjøene, men likevel så lavt at tilstandsklassen ble svært god for Cyanomax. Totalvurderingen av Randsfjorden i 2015 basert på planteplanktonet ga tilstandsklassen god, med nEQR på 0,75 (Tilstandsklasse svært god med nEQR 0,95 om man benytter klassegrensene for innsjøtype 8).

⁵ Planteplankton-analysen er utført av Limnoconsult.



Figur 12. Totalt biovolum (mm^3/L) og fordelingen av planteplankton i de store innsjøene i basisovervåkingen i ØKOSTOR på hver prøvetakingsdato i 2015.

Eikeren

Verdiene for klorofyll a og totalt volum var lave og Eikeren fikk henholdsvis tilstandsklassene svært god og god for disse parameterne. De dominerende gruppene var gullalger, kiselalger og svelgflagellater samt mindre andeler grønnalger og svepeflagellaten *Chrysochromulina parva*. Gullagene besto blant annet av slektene *Chromulina*, *Dinobryon* og *Mallomonas*. De viktigste kiselalgene var arter fra slektene *Aulacoseira* og *Cyclotella*. Svelgflagellatene var representert ved slektene *Cryptomonas* og *Plagioselmis*. 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 Cyanomax. Totalvurderingen av Eikeren i 2015 basert på planteplanktonet ga tilstandsklassen svært god med nEQR på 0,91 (Tilstandsklasse svært god med nEQR 1,00 om man benytter klassegrensene for innsjøtype 8).

Tyrifjorden

Verdiene for klorofyll a og totalt volum var lave og Tyrifjorden fikk tilstandsklassen svært god for biovolum. De dominerende gruppene var gullalger og svelgflagellater. Gullagene besto blant annet av slektene *Chromulina*, *Dinobryon*, *Mallomonas* samt *Uroglenopsis americana*. Svelgflagellatene var representert ved slekten *Plagioselmis*, samt noe *Cryptomonas*, *Katablepharis ovalis*. Det var også mindre andeler grønnalger, kiselalger 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 Cyanomax. Totalvurderingen basert på planteplanktonet ga tilstandsklassen svært god med nEQR på 0,88 (Tilstandsklasse svært god med nEQR 1,00 om man benytter klassegrensene for innsjøtype 8).

Norsjø

Verdiene for klorofyll a og totalt volum var lave og Norsjø fikk tilstandsklassen svært god for biovolum. De dominerende gruppene var gullalger og svelgflagellater samt mindre andeler grønnalger kiselalger og fureflagellater. Gullagene besto blant annet av slektene *Chromulina*, *Dinobryon*, *Mallomonas* og *Ochromonas*. Svelgflagellatene var representert ved slektene *Cryptomonas* og *Plagioselmis*, samt *Katablepharis ovalis*. De viktigste kiselalgene var *Asterionella formosa*, *Tabellaria flocculosa* og arter fra slekten *Cyclotella*. 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 Cyanomax. Totalvurderingen basert på planteplanktonet ga tilstandsklassen svært god med nEQR på 0,94.

Tinnsjø

Verdiene for klorofyll a og totalt volum var lave og Tinnsjø fikk tilstandsklassen svært god for biovolum. Den dominerende gruppen var gullalger samt mindre andeler svelgflagellater og fureflagellater. Gullagene besto blant annet av slektene *Chromulina*, *Dinobryon*, *Mallomonas* og *Ochromonas*. Svelgflagellatene var representert ved slekten *Plagioselmis*, samt noe *Cryptomonas*, *Katablepharis ovalis* og *Telonema*. De viktigste fureflagellatene var arter fra slekten *Gymnodinium*. 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 Cyanomax. Totalvurderingen basert på planteplanktonet ga tilstandsklassen svært god med nEQR på 1,00.

Nisser

Verdiene for klorofyll a og totalt volum var lave og Nisser fikk tilstandsklassen svært god for biovolum. De dominerende gruppene var gullalger og grønnalger samt mindre andeler svelgflagellater og cyanobakterier. Det ble ikke observert kiselalger i noen av prøvene. Gullagene besto blant annet av slektene *Chromulina*, *Chrysococcus*, *Chrysolykos* og *Mallomonas*. Den viktigste grønnalgen var *Monoraphidium griffithii*. Svelgflagellatene var representert ved slekten *Cryptomonas*. Cyanobakteriene best stort sett av *Merismopedia tenuissima*. 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 Cyanomax. Totalvurderingen basert på planteplanktonet ga tilstandsklassen svært god med nEQR på 0,98.

Gjende

Verdiene for klorofyll a og totalt volum var lave og Gjende fikk tilstandsklassen svært god for biovolum. Den dominerende gruppen var kiselalger samt mindre andeler grønnalger og gullalger. De viktigste kiselalgene var arter fra slektene *Aulacoseira* og *Cyclotella* i tillegg til *Tabellaria flocculosa* og *Urosolenia longiseta*. Gullagene besto blant annet av slektene *Chromulina* og *Dinobryon*. 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 Cyanomax. Totalvurderingen basert på planteplanktonet ga tilstandsklassen svært god med nEQR på 0,94.

Tabell 15. Samlet klassifisering av planteplankton angitt som normaliserte EQR verdier (nEQR) for epilimnion (0-10m) i de store innsjøene i basisovervåkingen i ØKOSTOR i 2015. Tilstanden er basert på kombinasjon av nEQR for klorofyll a, totalt biovolum, PTI og Cyanomax iht klassifiseringsveilederens figur 4.1, s. 39. Blå er svært god og grønn er god tilstand.

Innsjønavn	Norsk		Norsk	
	Type nr.	nEQR	Type nr.	nEQR
Randsfjorden	6	0,75	8	0,95
Eikeren	6	0,91	8	1,00
Tyrifjorden	6	0,88	8	1,00
Norsjø	6	0,94	6	0,94
Tinnsjø	6	1,00	4	1,00
Nisser	6	0,99	13	0,98
Gjende	6	0,98	23	0,94

4.3 Dyreplankton

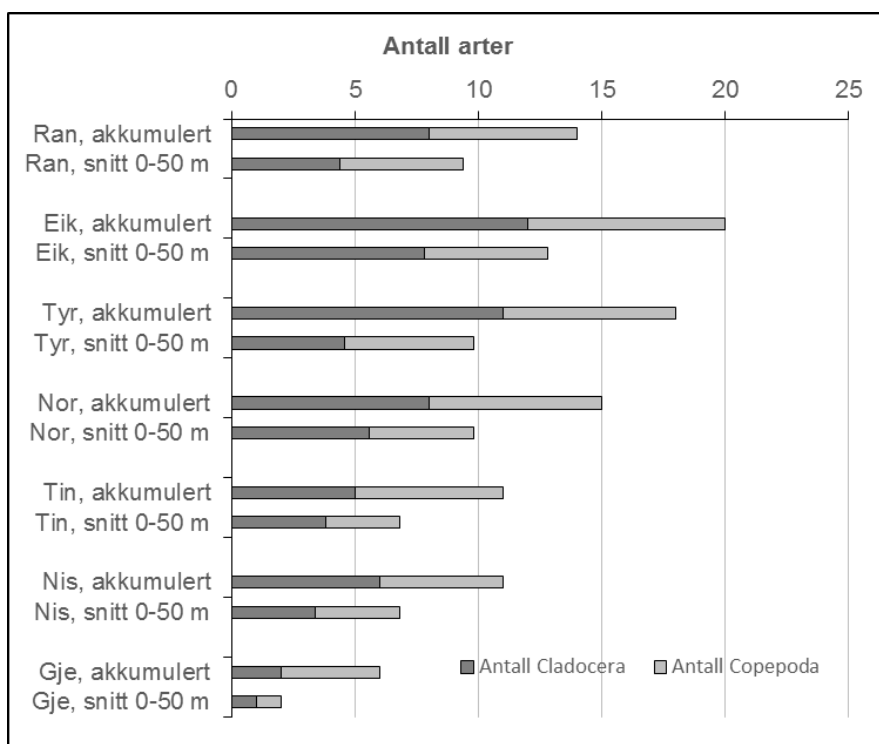
Datagrunnlaget er kun basert på prøver fra én stasjon pr. innsjø. Resultatene gjelder derfor kun for denne stasjonen, og er ikke nødvendigvis representativ for hele innsjøen.

Dyreplankton er med i basisovervåkingen av de store innsjøene fordi artssammensetningen kan si noe om graden av beitekontroll av planteplanktonet og fordi dyreplankton responderer på både fiskepredasjon, eutrofiering og forsuring. Selv om det foreløpig ikke finnes noe klassifiseringssystem for økologisk tilstand basert på dyreplankton, kan resultatene lette tolkningen av resultatene for planteplankton og fisk, og bidra til bedre forståelse av økosystemfunksjon og biologisk mangfold i de store innsjøene.

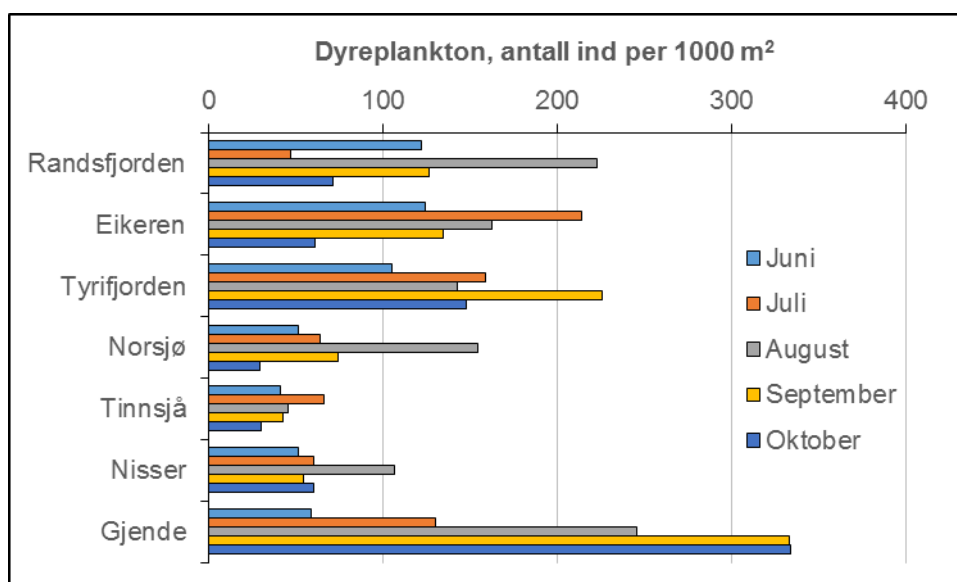
Totalt 26 arter av dyreplankton, 14 vannlopper og 12 hoppekreps, ble registrert i de syv innsjøene som ble undersøkt i 2015 (figur 13). For å sammenligne innsjøene har vi regnet det totale antall arter funnet i hver innsjø (artsantallet akkumulert for alle prøver på alle prøverunder). For å kunne sammenligne med en tidligere undersøkelse fra et stort antall norske innsjøer (Hessen m.fl. 2006) har vi også utregnet gjennomsnittlige antall arter per prøverunde basert på prøver tatt med 90 µm håv fra 0-50 m dyp. Lavest artsantall ble registrert i Gjende med hhv 6 arter akkumulert og 2 arter i gjennomsnitt. Høyest antall arter ble registrert i Eikeren med hhv 20 og 13 arter. Tyrifjorden, Norsjø og Randsfjorden var imidlertid også forholdsvis artsrike. I den ovennevnte større undersøkelsen var laveste og høyeste antall arter hhv. 2 og 12 arter (Hessen m.fl. 2006). Dyreplanktonsamfunnet i Gjende er altså blant de mest artsfattige i Norge, men samfunnet i Eikeren er veldig artsrikt, antakelig blant de mest artsrike i Norge. Eikeren, Tyrifjorden, Randsfjorden og Norsjø har alle flere arter enn det høyeste artsantallet rapportert av Hessen m.fl. (2006).

Dyreplanktonprøvene i innsjøene er tatt med planktonhåv og egner seg derfor ikke for kvantitative beregninger av tettheten av dyreplankton (antall per volumenhet). Antall dyr i prøvene gir likevel et grovt estimat på mengden av dyreplankton i innsjøene. Mengden varierte i løpet av sesongen, og det er en tendens til at det er flest dyr i prøvene i juli/august/september, bortsett fra Gjende, der det er flest dyr i prøvene i oktober (figur 14). Mengden dyr varierer også mellom innsjøene. Gjennomsnittlig var det færrest dyr i Tinnsjø og flest i Gjende (faktor fem i forskjell), men også i Tyrifjorden, Eikeren og Randsfjorden var det forholdsvis mange dyr i prøvene. For Gjende kan den høye individtettheten ha sammenheng med lite fiskepredasjon (dårlige lysforhold pga brepartikler).

En sammenligning av hvilke arter som er funnet i prøvene fra de to håvtypene (90 µm og 500 µm) viser at det bare er den forholdsvis store hoppekrepsen *Megacyclops gigas* som utelukkende er funnet i 500 µm håvtrekkene. I Tyrifjorden, Tinnsjø, Nisser og Gjende forekommer denne arten i 500 µm prøvene men ikke i 90 µm prøvene. Det er også enkelte andre arter som kun er funnet i 500 µm prøvene men ikke i 90 µm prøvene i enkelte av innsjøene. Dette gjelder vannloppene *Daphnia longispina* (Nisser) og *Polyphemus pediculus* (Tinnsjø), samt hoppekrepsene *Limnocalanus macrurus* (Eikeren) og *Heterocope appendiculata* (Gjende) og *Cyclops abyssorum* (Tinnsjø).



Figur 13. Artsantall av dyreplankton (vannlopper Cladocera og hoppekreps Copepoda) i de undersøkte innsjøene i 2015. For hver innsjø er det angitt to verdier. «Akkumulert» angir det akkumulerte antall arter for alle prøver på alle prøverunder i en innsjø. For sammenligning med en tidligere undersøkelse fra et stort antall norske innsjøer (Hessen m.fl. 2006) har vi også utregnet det gjennomsnittlige antall arter for de fem prøver fra hver innsjø tatt med 90 µm hån fra 0-50 m dyp. Innsjønavnene er forkortet som følger: Randsfjorden (Ran), Eikeren (Eik), Tyrifjorden (Tyr), Norsjø (Nor), Tinnsjø (Tin), Nisser (Nis) og Gjende (Gje).



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

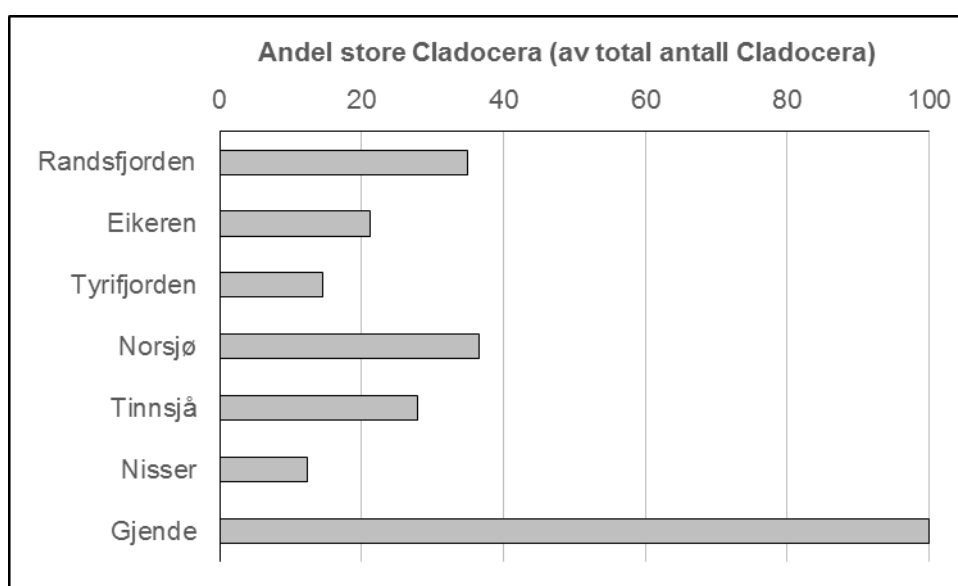
Som en sidebemerkning kan det nevnes at *Limnocalanus macrurus*, som er funnet i tre av innsjøene i undersøkelsen, regnes til de såkalte istidskreps som alle er kaldtvannsarter, og som har sin hovedutbredelse øst for Norge. Utbredelsen i Norge er derfor stort sett begrenset til Sør-Østlandet. De finnes hovedsakelig i dypere innsjøer med intakt oksygenrikt bunnlag (hypolimnion), hvor de har hatt et kaldtvannsrefugium siden siste istid. Disse artene er spesielt utsatte i forbindelse med eutrofiering og påfølgende oksygenfri forhold i de dypere vannmasser. *L. macrurus* er ikke tidligere funnet i Eikeren, men den er både tidligere og nå funnet i de nærliggende innsjøene Tyrifjorden og Randsfjorden. I Eikeren ble den som nevnt bare funnet i 500 µm prøvene, og bare i lave tettheter. I Tyrifjorden og Randsfjorden ble den også funnet i 90 µm prøvene. Det kan ikke utelukkes at funnet i Eikeren skyldes forurensning av prøven med døde individer fra Tyrifjorden (ikke tatt 500 µm prøver i Randsfjorden), på tross av grundig vask og desinfeksjon av prøveutstyret mellom innsjøene. Dersom den virkelig finnes i Eikeren, er dette interessant rent biogeografisk. Bortsett fra funn i Blindevann i Svelvik/Sande i Vestfold er det ikke gjort andre funn av arten vest for Oslofjorden, når man ser bort fra Tyrifjorden og Randsfjorden, som ligger lenger nord (Spikkeland, pers. medd.).

Fordelingen av dyreplankton i forskjellige hovedgrupper er vist i figur 15. Generelt er fordelingen i prøvene tatt med 90 µm håv fra hhv 0-10 m og 0-50 m ganske lik. Prøvene tatt med 500 µm håv skiller seg imidlertid vesentlig fra 90 µm prøvene. Generelt er små arter/taksa, f.eks. *Bosmina* og Cyclopoida (i hovedsak nauplier og små copepoditter), underrepresentert i 500 µm håven. Dette skyldes at disse artene i stor grad passerer gjennom maskene. Dessuten var inntrykket ved tellingen av 500 µm prøvene at det hovedsakelig var de største individene av disse små artene som fantes i 500 µm prøvene. Det kan også se ut til at tilstedeværelsen av større arter (>1mm), som f.eks. *Leptodora kindti* eller *Bythotrephes longimanus* i stor utstrekning påvises i 90 µm prøvene, men at tettheten i disse prøvene antakelig underestimeres, fordi disse store og rasksvømmende artene lettere kan unnvike den lille håven.

I de fleste av innsjøene utgjorde cyclopoide copepoder og calanoide copepoder som ikke tilhører *Heterocope* eller *Limnocalanus* («andre Calanoida») hovedparten av zooplanktonet i 90 µm prøvene (≥60 %), hvilket i stor grad skyldes store mengder av nauplier og små copepoditter. Bare i Tinnsjø utgjorde vannlopper (*Holopedium*, *Daphnia* og *Bosmina*) opp mot halvparten av individene i 90 µm prøvene. Det er dessuten kun i Tinnsjø at *Daphnia* utgjorde en større andel av dyreplanktonet. Som nevnt tidligere har dafniene en nøkkelrolle i innsjøøkosystemet. I tillegg til at de er viktig fiskeføde, er de også effektive beiter på planteplankton av to årsaker. De har høye filtrasjonsrater sammenlignet med andre arter, og er samtidig «effektive mikrofiltratorer», som kan nyttiggjøre seg av veldig små planteplanktonarter og bakterier, som en del andre arter ikke er i stand til å utnytte. De innsjøene som er med 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.

og Norsjø er fiskesamfunnet dominert av krøkle med sik som subdominant art; begge er utpregede planktonspisende fisk. I Nisser finnes det sik og ørret og i Tinnsjø røye og ørret. Det foreligger tetthetsestimater for pelagisk fisk i alle innsjøene med unntak av Tinnsjø og Gjende.

Tetthetene for Randsfjorden, Tyrifjorden, Norsjø, Eikeren og Nisser er hhv. 1890, 1865, 1248, 896 og 102 individer/hektar (kap. 4.6), men tetthetsestimaterne for Nisser er forbundet med stor usikkerhet. Utfra fisketetthet og artssammensetning ville man anta at predasjonspresset var størst i Randsfjorden og Tyrifjorden og lavest i Nisser og Tinnsjø. Resultatene indikerer at dyreplanktonsamfunnet i Tyrifjorden sannsynligvis er styrt av «top-down» kontroll, men for øvrig finner vi ingen klar sammenheng mellom antatt fiskepredasjon og andel store vannlopper. Det må imidlertid understrekes at analysen er basert på data fra kun fem innsjøer og at fisketettheten kan variere innen og samme innsjø (figur 30, tabell 33).



Figur 16. Store arter av vannlopper som andel (%) av total antall vannlopper i de undersøkte innsjøene.

Det er vist i andre undersøkelser at størrelsesfordelingen av enkeltarter, slik som *Daphnia* eller *Bosmina*, i mange tilfeller avspeiler fiskepredasjonstrykket (Alric m.fl. 2013, Korosi m.fl. 2013). Det er derfor mulig at størrelsesfordeling av enkeltarter ville gitt en bedre sammenheng med tettheten av planktonspisende fisk enn andel store arter av vannlopper, som vi har brukt i vår undersøkelse. Lengdemålinger av dyreplanktonet har imidlertid ikke vært en del av dette oppdraget.

Dyreplanktonprøver ble tatt med 90 µm håv fra to vannlag; 0-10 m og 0-50 m. En del dyreplanktonarter kan oppholde seg i dypere vannlag, spesielt om dagen, for å unngå predasjon fra fisk som vanligvis oppholder seg i øvre vannlag på grunn av høyere lysintensitet. Prøvene fra 0-50 m kan derfor ventes å være mer representative for dyreplanktonsamfunnet i en innsjø, da de fanger opp arter som oppholder seg i ulike dypdesjikt. Grunnen til at det likevel er hensiktsmessig å inkludere prøver fra 0-10 m er at en høy planteplanktonbiomasse tidvis kan medføre at det oppstår problemer med tetting av håven, noe som øker jo lengre planktontrekk man tar. En

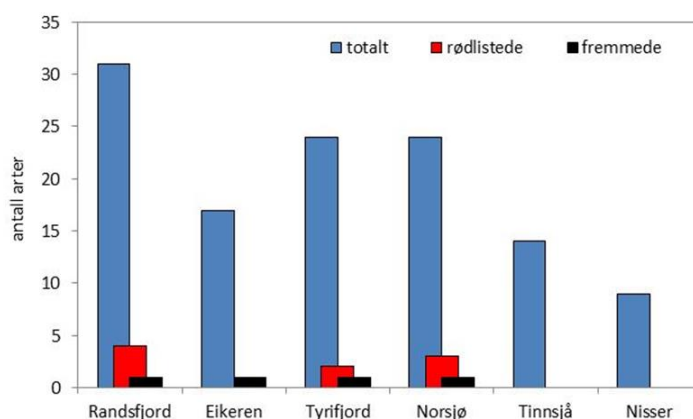
sammenligning av alle 90 µm prøvene viser at variasjonen i dyreplanktonsamfunnet i hovedsak er bestemt av forskjeller mellom innsjøene, mens trekk lengde (0-10 m og 0-50 m) og prøvetakingstidspunkt, er mindre viktig (data ikke vist). Vi anbefaler likevel at det i den framtidige overvåkingen av dyreplankton i innsjøer inkluderes håvtrekk fra både 0-10 og 0-50 m på grunn av tidligere nevnte problematikk.

4.4 Vannplanter

Vannplanter ble undersøkt i alle innsjøene unntatt Gjende (se kap. 3.6)

4.4.1 Artsantall og artssammensetning

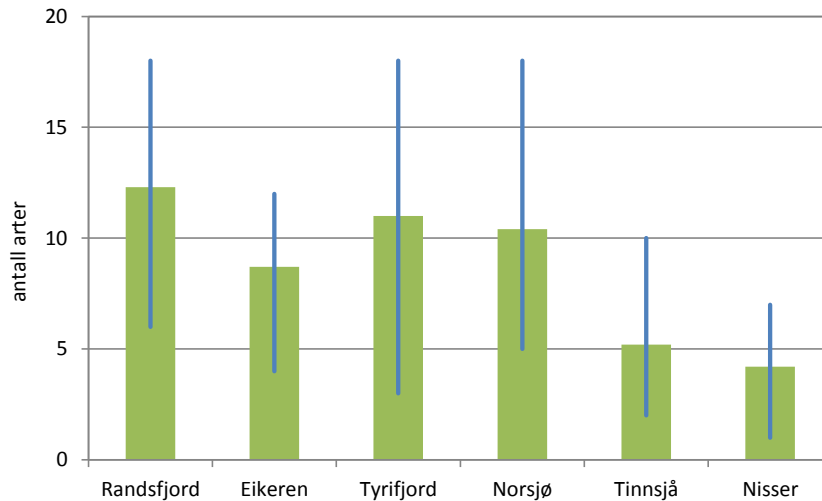
Antall registrerte arter varierte mye fra innsjø til innsjø. Høyest antall ble registrert i Randsfjorden, Tyrifjorden og Norsjø, med henholdsvis 31, 24 og 24 arter (figur 17 og tabell 16). Lavest artsantall ble registrert i Nisser og Tinnsjø, med henholdsvis 9 og 14 arter. Totalt 5 rødlistearter ble registrert i 2015; *Crassula aquatica*, *Elatine orthosperma*, *Callitriche hermaphroditica*, *Lemna trisulca* og *Spirodela polyrhiza*.



Figur 17. Totalt artsantall, fremmede arter, rødlistearter registrert i de store innsjøene i basisovervåkingen i ØKOSTOR i 2015.

Artsantallet varierte imidlertid mye fra lokalitet til lokalitet i alle innsjøene, noe som antyder stor habitatvariasjon (figur 18). Størst var variasjonene i Tyrifjorden, Norsjø og Randsfjorden. Det er betydelig mindre variasjon i artsantall mellom lokalitetene i Eikeren, noe som kan skyldes mindre habitatvariasjon her enn i de andre moderat kalkrike innsjøene.

Som en del av basisundersøkelsen i 1978-81 ble vannvegetasjonen i Tyrifjorden undersøkt (Rørslett 1983). Totalt ble det den gang registrert 34 arter, dvs. 10 arter mer enn i 2015. Vi antar at forskjellene i hovedsak skyldes at undersøkelsen den gang var mye mer omfattende (flere års registreringer og flere lokaliteter). I en tidligere undersøkelse av Randsfjorden ble det bare registrert 22 arter (Faafeng m.fl. 1981), dvs. ni færre enn i vår studie. Hva dette skyldes er ikke vurdert.



Figur 18. Midlere artsantall og total variasjoner artsantall mellom lokalitetene i hver innsjø.

For øvrig er det interessant at det i Mjøsa, som er 2,5 ganger så stor som Randsfjorden, bare ble registrert 32 arter i 2014 (Mjelde og Edvardsen 2015). I Mjøsa ble det benyttet samme metodikk som i dette prosjektet. Det er uklart hvorfor det ikke ble funnet flere arter i Mjøsa, men det kan indikere at habitat-diversiteten er omtrent den samme i begge innsjøene. De nye omfattende inngrepene i strandsonen i den sør-østre del av Mjøsa kan ha bidratt til reduksjon av habitatdiversiteten, men dette må undersøkes nærmere for å få klarlagt en evt årsakssammenheng.

Tyrifjorden, Randsfjorden, Eikeren og Norsjø var preget av arter som er vanlig forekommende i Norge og typiske for oligotrofe innsjøer, eks. kortskuddsartene *Isoetes lacustris*, *I. echinospora*, *Littorella uniflora* og *Lobelia dortmanna*, og langskuddsarten *Myriophyllum alterniflorum*. Artene dannet bestander på flere lokaliteter i alle innsjøene. De samme livsformgruppene ble registrert i Tinnsjø, men her var det færre arter. I Nisser var langskuddsarten *Juncus bulbosus* klart vanligst, og ble registrert på alle lokalitetene.

Tyrifjorden, Randsfjorden og Norsjø hadde dessuten stedvis store forekomster av pusleplantene *Crassula aquatica* og *Elatine orthosperma*, på flere lokaliteter. Denne vegetasjonstypen er knyttet til silt- eller leirstrender og finnes ikke i kalkfattige innsjøer.

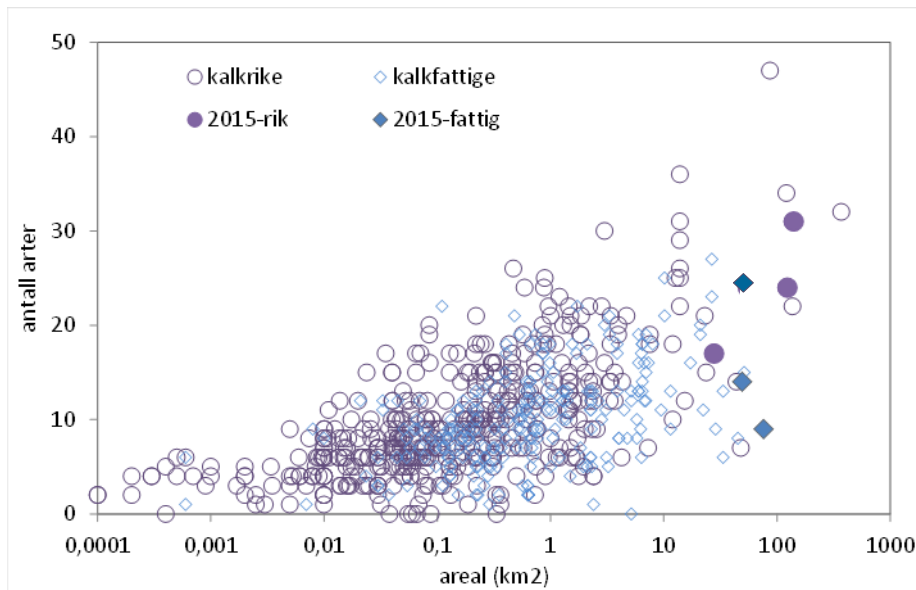
Den fremmede vannplanten *Elodea canadensis* (vasspest) ble registrert i Randsfjorden, Eikeren, Tyrifjorden og Norsjø.

I relativt upåvirkete innsjøer er artsantall og artssammensetning avhengig av flere faktorer, hvor kalsium/alkalinitet og innsjøareal er blant de viktigste. Generelt øker antall arter med innsjøarealet (figur 19), 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 2015 (Tinnsjø og Nisser) har

derfor naturlig et lavere artsantall enn de øvrige. I tillegg er Nisser sannsynligvis noe påvirket av forsurening, som generelt fører til redusert artsantall (særlig blant langskuddsplantene; Lindstrøm m.fl. 2004). Vannstandsreguleringer over 3-4 m vil ha effekter på vannvegetasjonen. I hvor stor grad artsantallet i Tinnsjø (regulert med 4 m) også er redusert på grunn av reguleringen er ikke klarlagt.

Tabell 16. Relativ abundans av vannplanter registrert i de store innsjøene i basisovervåkingen i ØKOSTOR i 2015, og deres toleranse for forskjellige påvirkninger. Mengdeangivelse: 1=sjelden, 2=spredt, 3=vanlige, 4=lokalt dominerende, 5=dominerer lokaliteten. *: rødlistearter. Kolonnene til venstre i tabellen viser sensitive og tolerante arter for hhv. eutrofiering (Tlc-indeksen), vannstandsregulering (Wlc-indeksen), og forsurening (Slc-indeksen), hvor S=sensitive og T=tolerante arter. RAN=Randsfjorden, TYR=Tyrifjorden, NIS=Nisser, EIK=Eikeren, NOR=Norsjø og TIN=Tinnsjø.

Tlc	Wlc	Slc	Latinske navn	Norske navn	innsjøer					
					RAN	EIK	TYR	NOR	TIN	NIS
ISOETIDER										
S		S	<i>Crassula aquatica*</i>	firling	1		2	1	?	
S		S	<i>Elatine orthosperma*</i>	nordlig evjebloom	2		2	2		
S	T	S	<i>Eleocharis acicularis</i>	nålesivaks	2	2	3	3	1	
S		T	<i>Isoetes echinospora</i>	mjukt brasmegras	3	2	3	3	2	2
S	S	T	<i>Isoetes lacustris</i>	stivt brasmegras	4	4	4	3	4	3
S	S	T	<i>Littorella uniflora</i>	tjønngress	2	4	3	5	3	2
S	S	T	<i>Lobelia dortmanna</i>	botngress	2	3	3	3	2	3
S	T	S	<i>Ranunculus reptans</i>	evjesoleie	3	2	3	3	2	1
S	T	T	<i>Subularia aquatica</i>	sylblad	3		2	2	2	
ELODEIDER										
S	T	S	<i>Callitriche hamulata</i>	klovasshår	1		2	3	3	
S	T	S	<i>Callitriche hermaphroditica*</i>	høstvasshår	2			1		
S	T	S	<i>Callitriche palustris</i>	småvasshår	2		1	1	1	
T	S	S	<i>Elodea canadensis</i>	vasspest	3	3	3	3		
S	T	T	<i>Juncus bulbosus</i>	krypsiv		2	2	3	3	4
S	S	S	<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	tusenblad	3	3-4	4	4	3	2
	S	S	<i>Potamogeton alpinus</i>	rusttjønna	2			1		
	S	S	<i>Potamogeton berchtoldii</i>	småtjønna	2		2			
S		S	<i>Potamogeton gramineus</i>	grastjønna	2	2		1		
		S	<i>Potamogeton perfoliatus</i>	hertetjønna	3	2	3	1		
S		S	<i>Ranunculus confervoides</i>	dvergassoleie	3	2				
S	S	S	<i>Ranunculus peltatus</i>	stovassoleie	2		2			
S		T	<i>Utricularia minor</i>	småblæserot	1		1	1	1	2
NYMPHAEIDER										
	S	T	<i>Nupha lutea</i>	gul nøkkerose		2	2	2		
S	S	S	<i>Nuphar pumila</i>	soleinøkkerose	2					
	S	T	<i>Nymphaea alba</i> coll.	hvit nøkkerose	2			2		
T	S	S	<i>Persicharia amphibia</i>	vasslirekne	2	1	2			
	S	S	<i>Potamogeton natans</i>	vanlig tjønna	2	2		1		
	S	T	<i>Sagittaria sagittifolia</i>	pilblad			3			
S	T	S	<i>Sparganium angustifolium</i>	flotgress	3	1	2	2	1	2
T	S		<i>Sparganium emersum</i>	stautpiggeknopp	1					
LEMNIDER										
T	S	S	<i>Lemna minor</i>	andemat	1		1			
T		S	<i>Lemna trisulca*</i>	korsandemat	1					
T		S	<i>Spirodela polyrhiza*</i>	stor andemat	1					
CHARACEER										
S		S	<i>Nitella opaca</i>	mattglattkrans	2	2	4	3	3	
Totalt antall arter					31	17	24	24	14	9



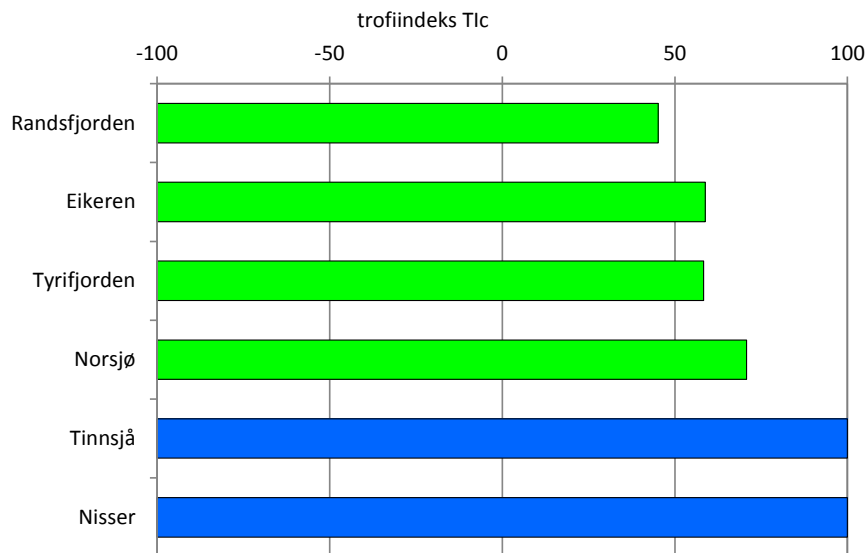
Figur 19. Sammenheng mellom totalt antall arter og innsjøareal for hhv. kalkfattige (typene 001, 002, 101 og 102) og kalkrike (typene 201, 202, 301 og 302). Fylte lilla sirkler, moderat kalkrike innsjøer i dette prosjektet: Randsfjorden, Tyrifjorden og Eikeren. Fylte blå firkanter, kalkfattige innsjøer i dette prosjektet: Norsjø, Tinnsjø og Nisser. Åpne sirkler: data fra NIVAs database.

4.4.2 Klassifisering av økologisk tilstand mht eutrofiering

Artssammensetning

Totalt antall arter av vannplanter (karplanter og kransalger) varierer langs trofigradienten. Diversiteten er størst i svakt mesotroft vann mens antallet synker jevnt med økende eutrofiering (Mjelde 1997). Nedgangen skyldes først og fremst en forverring i lysforholdene (pga. økt planteplanktonbiomasse). Artsantallet varierer sterkt pga. innsjøenes ulike karakter (bl.a. innsjøstørrelse og -type, tilgjengelig habitat), andre påvirkninger, samt de ulike artenes overlevelsesstrategier. Arter som er tolerante overfor eutrofiering har ulike strategier; f.eks. kan vokse på grunt vann, har flyteblad på vannoverflaten eller har en langstrakt vekstform slik at de fort kommer til overflaten (mindre følsom for dårlig lys) eller har generelt lavere krav til lys enn andre planter.

Basert på Tlc-indeksen kan økologisk tilstand i forhold til eutrofiering karakteriseres som svært god for de to innsjøene som er antatt minst påvirket av eutrofiering; Tinnsjø og Nisser, og som god i Tyrifjorden, Randsfjorden og Eikeren og Norsjø (figur 20, tabell 17). De siste innsjøene ligger i lavlandet og er til dels omkranset av store jordbruksområder. Målingene av total fosfor og siktedyp på den pelagiske stasjonen i hver innsjø viser imidlertid at det er mer fosfor i både Tinnsjø og Nisser enn i de øvrige fire innsjøene. Siktedypet er likevel høyere i Tinnsjø (9,5 m) enn i Randsfjorden og Tyrifjorden (hhv. 5,2 og 5,4 m), mens det er ca. 7 m i Norsjø, Eikeren og Nisser (kap. 4.1.2). Dette illustrerer at forholdene på den pelagiske stasjonen ikke alltid er representativt for litoralsonen i store innsjøer.



Figur 20. Økologisk tilstand i forhold til eutrofiering (Tlc-indeks). Økologisk tilstandsklasse er angitt med farge. Tilstanden er basert på typespesifikke grenseverdier iht. vanntyper og klassegrenser fra Klassifiseringsveilederen (Veileder 02:2013). Blått: svært god tilstand, grønt: god tilstand.

Økologisk tilstand varierer noe fra lokalitet til lokalitet, avhengig av lokale næringstilførsler. Ingen av innsjøene har imidlertid lokaliteter med økologiske tilstand mindre enn god. *Elodea canadensis* (vasspest) er vurdert som vanlig forekommende i Randsfjorden, Eikeren, Tyrifjorden og Norsjø, og danner bestander på enkeltlokaliteter, noe som kan indikere lokal forurensning.

Tabell 17. Økologisk tilstand for vannplanter i forhold til eutrofiering (Tlc-indeks) angitt som nEQR for hver innsjø som var med i basisovervåkingen i ØKOSTOR i 2015, samt Randsfjorden. Fargen indikerer tilstandsklassen, der blå er svært god og grønn er god.

Innsjønavn	Norsk type	NGIG Type	Tlc	Tlc, nEQR
Randsfjorden	8	L-N-M201	45,2	0,68
Eikeren	8	L-N-M201	58,8	0,76
Tyrifjorden	8	L-N-M201	58,3	0,76
Norsjø	6	L-N-M101	70,8	0,76
Tinnsjø	4	L-N-M101	100,0	1,00
Nisser	13	L-N-M001	100,0	1,00

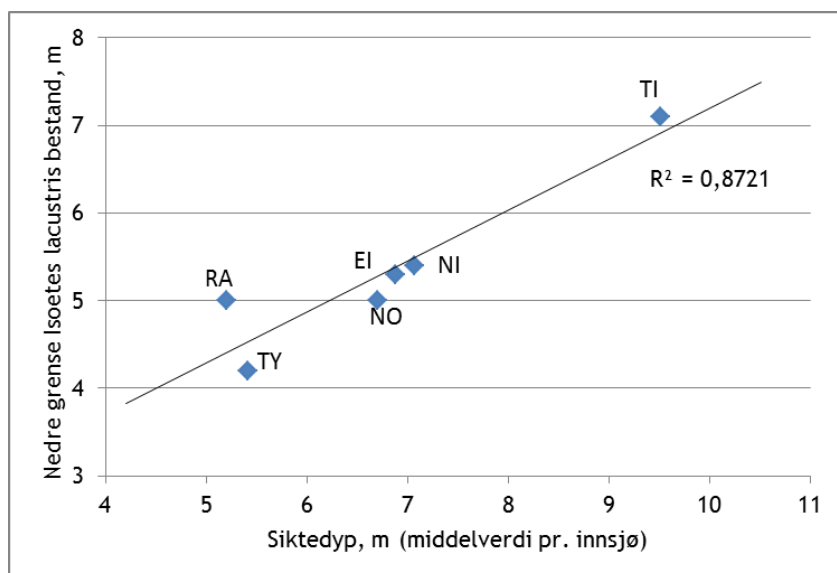
Nedre voksegrense

I de fleste store og næringsfattige innsjøer 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 2015. I de fleste innsjøene ble det registrert enkeltindivider av andre arter også dypere enn *Isoetes*-bestandene. Nedre grense for *Isoetes* bestander og for enkeltindivider av andre arter er vist i tabell 18.

Det var en klar sammenheng mellom nedre grense for bestander av *Isoetes lacustris* og midlere siktedyp (figur 21).

Tabell 18. Nedre voksegrense (m) for vannplanter i de store innsjøene i basisovervåkingen i ØKOSTOR i 2015.

Innsjø	Bestander av <i>Isoetes lacustris</i>	Enkelt-individer	Art ved nedre grense
Randsfjorden	5	9,3	<i>Nitella opaca</i>
Eikeren	5,3	8,6	<i>Elodea canadensis</i>
Tyrifjorden	4,2	4,6	<i>Elodea canadensis</i>
Norsjø	5	9,6	<i>Myriophyllum alterniflorum</i>
Tinnsjø	7,1	12,3	<i>Nitella opaca</i>
Nisser	5,4	8,9	<i>Juncus bulbosus</i>



Figur 21. Nedre grense for bestander av *Isoetes lacustris* i forhold til siktedyp. Alle dybdeangivelser er korrelert til medianvannstand. RA - Randsfjorden, EI - Eikeren, TY - Tyrifjorden, NO - Norsjø, NI - Nisser, TI - Tinnsjø.

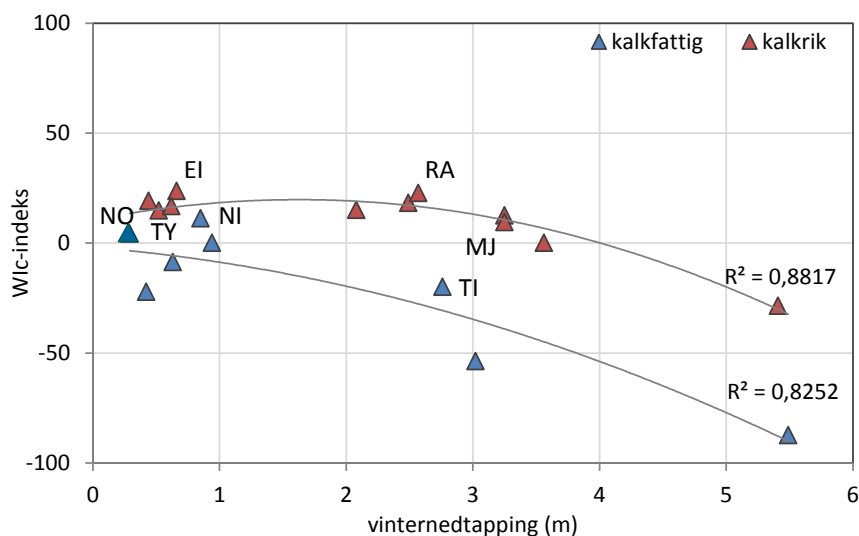
Forekomsten av *Isoetes*-bestander i forhold til regulering og lysforhold stemmer godt overens med tidligere studier (eks. Rørslett 1984, 1985, 1988, 1989, Hellsten 2001, Mjelde m.fl. 2013).

For enkeltplanter av andre arter var det ikke like god sammenheng mellom nedre grense og siktedyp, fordi disse enkeltplantene representerer ulike livsformgrupper og har ulike lyskrav. Men innsjøen med høyest siktedyp og dypest nedre grense for *Isoetes lacustris* har også dypest nedre grense for enkeltplanter av andre arter (kransalgen *Nitella opaca*). I Tyrifjorden er det liten forskjell mellom nedre

voksegrense for *Isoetes lacustris*-bestander og for enkeltplanter av vasspest (*Elodea canadensis*), mens det er betydelig større forskjell mellom *Isoetes*-bestander og enkeltplanter av andre arter i de andre innsjøene.

4.4.3 Klassifisering av økologisk tilstand mht vannstandsregulering

Den foreliggende indeksen (Wlc) er i første omgang utviklet for vannkraftmagasiner. Tradisjonelt sett ble disse innsjøene tappet kraftig ned på seinvinteren/våren (vintervedtapping), og hadde en høy stabil vannstand utover sommeren og høsten. Littoralsonen og vannvegetasjonen påvirkes negativt av en slik regulering, bl.a. gjennom innfrysing, iserosjon og tørrlegging, slik at vannvegetasjonen utarmes eller forsvinner helt (Hellsten 2001, Rørslett 1985). I de senere år er manøvreringen av flere vannkraftmagasiner endret til mer bruk av korttidsreguleringer gjennom sesongen og større endringer fra år til år. Dette kan ha betydelige økologiske konsekvenser (Bakken m.fl. 2016).



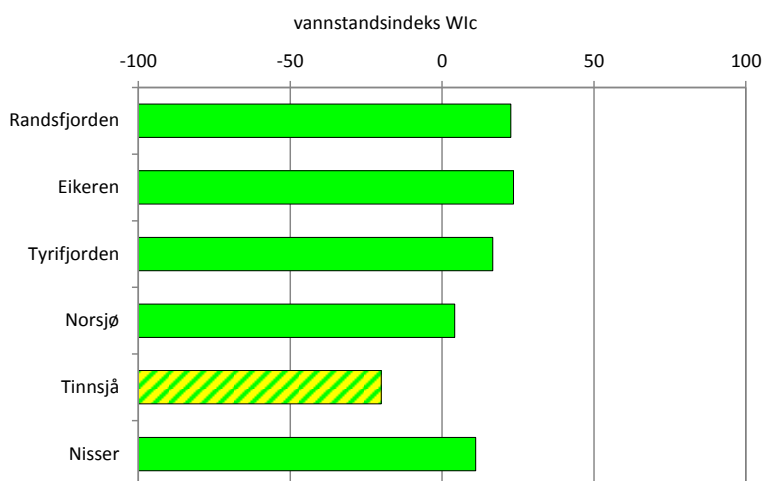
Figur 22. Wlc-indeks i forhold til vintervedtapping. Bare norske data. De store innsjøene i basisovervåkingen i ØKOSTOR i 2015 er markert med bokstaver; RA - Randsfjorden, EI - Eikeren, TY - Tyrifjorden, NO - Norsjø, NI - Nisser, TI - Tinnsjø, samt MJ = Mjøsa.

Innsjøer som ligger nedstrøms kraftverk eller er regulert til andre formål kan ha en annen type manøvrering, med mer stabil vannstand, som er gunstig for vannvegetasjonen og som kan gi tilgroingsproblemer (Mjelde m.fl. 1992). En innsjø som er regulert for drikkevannsformål vil ha korttidsreguleringer gjennom hele året, men vannstandsamplityden vil være betraktelig mindre enn i vannkraftmagasiner. Her vil man kunne få økt utbredelse av enkelte arter, mens andre reduseres.

Nyere resultater basert på foreliggende data, samt Mjøsa i 2014 (figur 22), viser at det er en del variasjoner i Wlc-indeks for innsjøer med svært liten vannstandsvariasjon, samt at det ser ut til å være forskjell på kalkrike (NGIG type L-N-M201) og kalkfattige (NGIG typene L-N-M001 og L-N-M101) innsjøer.

På grunn av usikkerhetene nevnt ovenfor har vi valgt bare å vurdere økologisk tilstand i forhold til god/moderat-grensa. Økologisk tilstand i forhold til vannstandsregulering

(Wlc) viser god eller bedre tilstand for alle innsjøene unntatt Tinnsjø, hvor tilstanden ligger på grensa mellom god og moderat (figur 23). Tinnsjø er regulert med 4 m og hadde i siste 10-års periode en vintervedtapping på 2,76 m, men med store variasjoner i manøvreringen fra år til år. De fleste langskuddsplantene er vurdert som sensitive i forhold til vannstandsregulering. I Tinnsjø mangler disse nesten fullstendig, og bare *Myriophyllum alterniflorum* forekommer. Øvrige innsjøer er enten uregulerte eller har reguleringshøyder <3 m. Slike reguleringshøyder antas å ha liten negativ effekt på vannvegetasjonen (Mjelde m.fl. 2013).

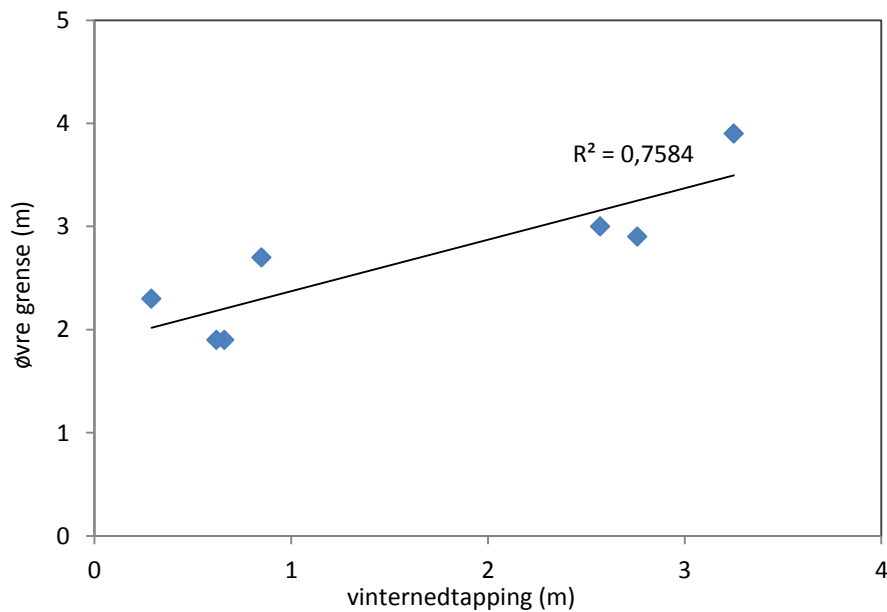


Figur 23. Økologisk tilstand i forhold til vannstandsregulering (Wlc-indeks). Økologisk tilstandsklasse er angitt med farge. Tilstanden er basert på foreløpige grenseverdi for og/moderat tilstand, jfr. klassifiseringsveilederen (Veileder 02:2013). Grønt: god eller bedre tilstand. Skravert: på grensa mellom god og moderat tilstand

Dataene fra undersøkelsene i Mjøsa i 2014 (Mjelde og Edvardsen 2015) og fra undersøkelsene av store innsjøer i 2015-2016, samt andre tilsvarende prosjekter, kan benyttes for å utvikle og forbedre Wlc-indeksen. En av forbedringene vil være å utvikle lister for sensitive og tolerante arter kun basert på norske innsjøer. Dessuten bør en mulig bruk av øvre grense for bestander av *Isoetes lacustris* vurderes, som et tillegg til og i kombinasjon med Wlc-indeksen. De sparsomme dataene fra 2015-sjøene antyder en god sammenheng mellom øvre grense og vintervedtapping (se figur 24).

Tabell 19. Økologisk tilstand for vannplanter i forhold til vannstandsregulering (Wlc-indeks) angitt som nEQR for hver innsjø som var med i basisovervåkingen i ØKOSTOR i 2015. Fargen indikerer tilstandsklassen: Grønn er god og gul er moderat. Tinnsjø er markert med gul farge, men indeksverdien er akkurat på klassegrensen god/moderat.

Innsjønavn	Norsk type	NGIG Type	Wlc
Randsfjorden	8	L-N-M201	22,6
Eikeren	8	L-N-M201	23,5
Tyrifjorden	8	L-N-M201	16,7
Norsjø	6	L-N-M101	4,2
Tinnsjø	4	L-N-M101	-20
Nisser	13	L-N-M001	11,1



Figur 24. Øvre grense for bestander av *Isoetes lacustris* i forhold til vinternedtapping. Data fra store innsjøer undersøkt i 2015, samt Mjøsa 2014.

4.4.4 Klassifisering av økologisk tilstand mht forsurening

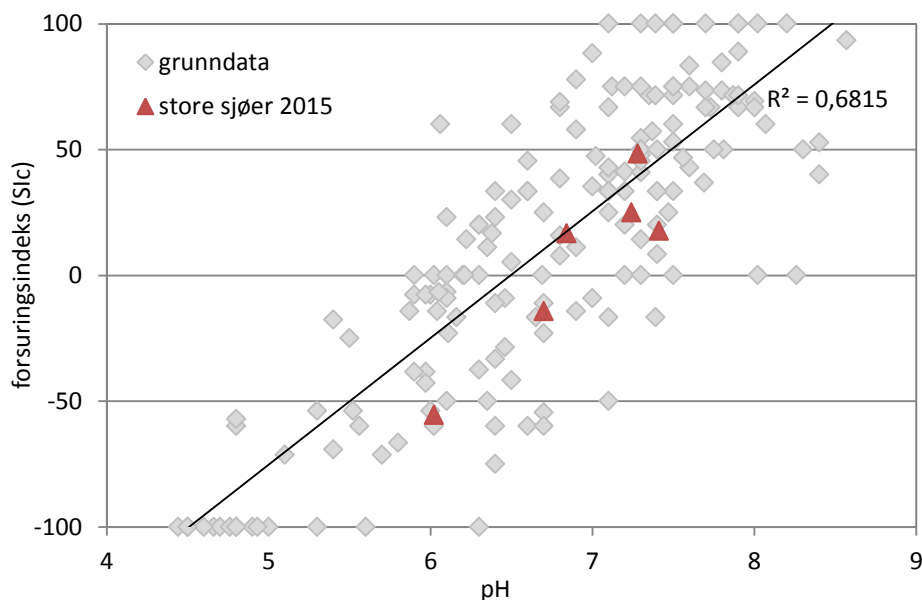
Alkalinitet/kalsium/pH er regnet som den viktigste bestemende faktoren for endringer i artssammensetning av vannplanter (bl.a. Rørslett 1991, Srivastava m.fl. 1995, Mjelde 1997). Gradienten gjenspeiler først og fremst de ulike artenes og livsformgruppens krav eller mulighet til karbonkilde. De store og flerårige isoetidene, f.eks. *Isoetes* spp., har CO₂-opptak fra sedimentet (Madsen m.fl.2002), mens mange nymphaeider bruker CO₂ fra luften. De fleste elodeidene benytter HCO₃ fra vannmassene. *Juncus bulbosus* og *Callitriche hamulata* er blant unntakene og tar opp CO₂ fra vannet.

I forsuret vann reduseres 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 karbon-preferansene er mange isoetider og nymphaeider, samt noen få elodeider, bl.a. *Juncus bulbosus* (krypsiv), mest tolerante overfor forsurening.

Sammenhengen mellom SIc-indeksen og pH er vist i figur 25. Datamaterialet (vist med grå farge i figuren) inkluderer både data fra NIVAs vegetasjonsdatabase, samt kvalitetssikrede litteraturdata. Innsjøer som er eller blir kalket er ekskludert, likeså innsjøer med usikre/gamle pH-målinger. Datasettet ble stilt sammen i 2011 og inkluderte den gang 151 innsjøer. Basisinnsjøer og andre innsjøer undersøkt etter 2011 er foreløpig ikke inkludert, men de store innsjøene som er med i denne rapporten er vist med rødt (også Nisser, selv om den er kalket).

Klassegrenser for økologisk tilstand er ikke utarbeidet, men som en første tilnærming ble det i Mjelde (2011) benyttet forekomst av en av Norges vanligste vannplanter;

Myriophyllum alterniflorum. Arten er sjelden eller forekommer bare spredt ved pH <5,5, mens den er svært vanlig i innsjøer med høyere pH. Korrelasjonen i figur 25 viser at pH 5,5 tilsvarer en Slc-verdi på -50. Basert på dette har vi antydnet er grense mellom god og moderat tilstand ved Slc = -50 (se for øvrig Mjelde 2011). Denne indeksen er foreløpig ikke inkludert i klassifiseringsveilederen (Veileder 02:2013).



Figur 25. Sammenheng mellom forsuringindeksen Slc og pH. Grått: data fra NIVAs database. Røde trekkanter: store innsjøer i basisovervåkingen i ØKOSTOR (unntatt Gjende) i 2015.

Tabell 20. Antydnet økologisk tilstand for vannplanter i forhold til forsuring for de store innsjøene i basisovervåkingen i 2015 basert på foreløpig forsuringindeks (Slc) angitt som indeksverdi. Grønn farge: god eller bedre tilstand. Gul farge: moderat eller dårligere tilstand. Økologisk tilstand for moderat kalkrike innsjøer er ikke vurdert (grå farge i figuren).

Innsjønavn	Norsk type	NGIG Type	Slc	tilstand
Randsfjorden	8	201	48,4	
Eikeren	8	201	17,7	
Tyrifjorden	8	201	25,0	
Norsjø	6	101	16,7	god eller bedre
Tinnsjø	4	101	-14,3	god eller bedre
Nisser	13	001	-55,6	moderat eller dårligere

I tabell 20 er økologisk tilstand i forhold til forsuring antydnet for de store innsjøene som ble undersøkt i 2015. Effekter av forsuring er bare aktuelt å vurdere for svært kalkfattig (L-N-M001 & L-N-M002) og kalkfattige innsjøtyper (L-N-M101 & L-N-M102).

Slc-indeksen indikerer moderat eller dårligere tilstand i Nisser (Slc = -55,6), mens Tinnsjø har god eller bedre tilstand (Slc = -23,08). Det samme gjelder Norsjø (Slc = 16,7). De øvrige innsjøene er moderat kalkrike og tilstand mht forsuring er ikke relevant for disse.

Nisser domineres av tolerante arter, med store bestander av bl.a. isoetider og *Juncus bulbosus* (krypsiv). To sensitive arter er registrert, pusleplanten *Ranunculus reptans* og langskuddsplanten *Myriophyllum alterniflorum*, men disse er sjeldne eller forekommer spredt.

4.5 Bunndyr

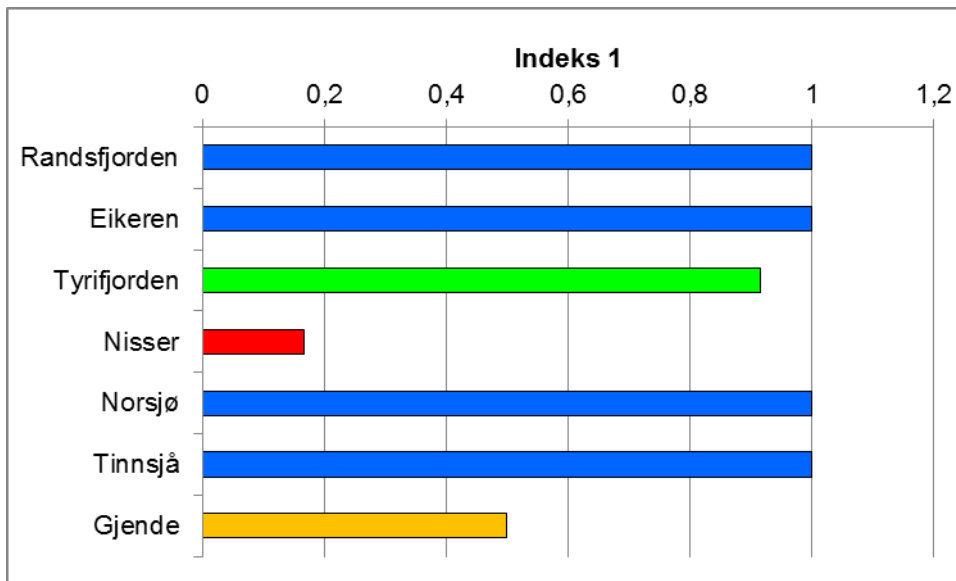
Bruk av bunndyr (makroinvertebrater) for tilstandsvurdering av elver har lange tradisjoner i Norge, som i Europa og i Nord-Amerika. Basert på kunnskap om artenes følsomhet for forsurening utviklet Raddum og Fjellheim (1984) og Raddum (1999) tidlig et klassifiseringssystem for vurdering av forureningstilstand i rennende vann. For innsjøer er kunnskapen mer begrenset. I dette kapitlet er resultater fra undersøkelse av bunndyr i innsjøenes litoralsone presentert. Fokus har vært på vurdering av hhv. forureningssituasjonen og eutrofieringssituasjonen ved bruk av ulike indekser.

Totalt 83 taksa av bunndyr ble registrert i de syv undersøkte innsjøene i 2015, basert på litorale prøver i strandsonen. Antallet taksa per innsjø varierte fra 18 i Gjende til 52 i Tyrifjorden. Med unntak av i Tinnsjø ble det registrert mellom 20 og 77 % flere arter om høsten enn om våren. I Tinnsjø ble prøvene på høsten tatt etter en lengre flomperiode, men svært høy vannstand, og både individantall og diversitet var svært lavt. Fra Norsjø og Eikeren manglet høstprøver. Basert på en sammenligning av vår- og høstprøver fra de øvrige innsjøene, er det sannsynlig at antall taksa i Norsjø, og muligens også Eikeren, ville vært på tilsvarende, eller høyere, nivå som i Tyrifjorden dersom både vår- og høstprøver hadde eksistert for disse innsjøene.

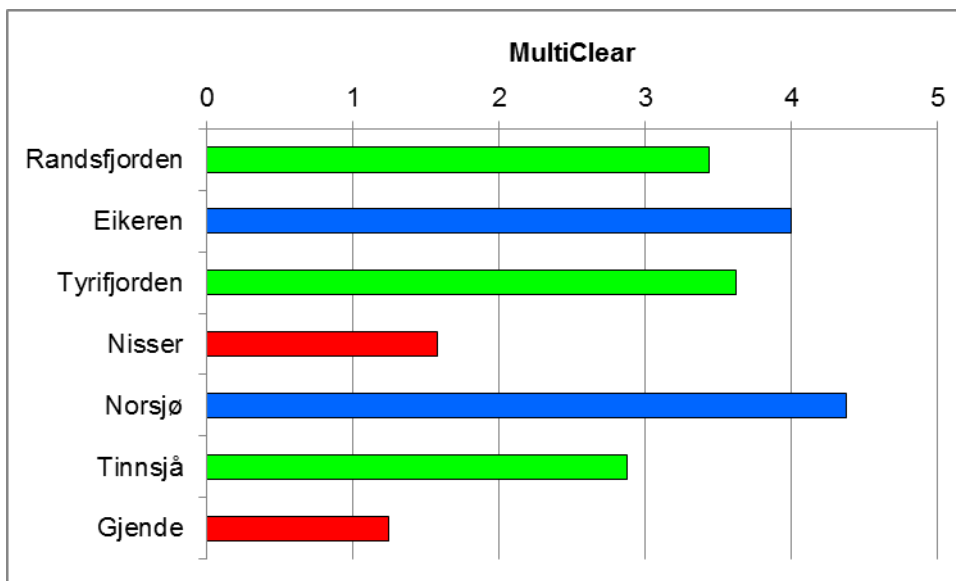
Innsjøene kan imidlertid ikke sammenlignes direkte. Dette skyldes både at innsamlingsmetodikken er semi-kvantitativ, hvilket gir forskjeller i prøvetakingsinnsats, samt ulikheter i litoralsoneutforming og substrat. Det er vel kjent at prøvetakingsinnsats og tidspunkt for innsamlingen har betydning for observert artsantall, artsinventar og dominansforhold (Ulrich 1999, Bongard m.fl. 2011, Mavric m.fl. 2013). Forskjeller i substratets sammensetning kan også ha effekt på mengden (tettheten) av bunndyrene og artsinventaret. Bunndyrindeksene er imidlertid relativt robuste, og reflekterer primært den aktuelle påvirkningen, så lenge generelle krav til prøvetakingsmetodikke og taksonomiske bestemmelser er tilfredsstillende (se kap. 3.6).

De mest artsrike gruppene var vårfluer (Trichoptera, 29 taksa), døgnfluer (Ephemeroptera, 12 taksa) og steinfluer (Plecoptera, 11 taksa)⁶. Med hensyn til mengder av bunndyr var det fjærmygg (Chironomidae) som dominerte i de fleste innsjøene. Forsuringsindeksene benyttet her, inkluderer alle indikatortaksa tilhørende stein-, døgn- og vårfluer i tillegg til igler, snegl, enkelte krepsdyrarter, slik som marflo og edelkreps, og arter tilhørende andre grupper av insekter, slik som enkelte billearter. Tidligere studier tyder på at det også bør tas mer hensyn til øyenstikkere, biller og kanskje tovinger. Selv om disse kan være noe vanskeligere å identifisere, så er dette artsrike grupper med et potensial for å gi en mer sikker tilstandsvurdering av ferskvann.

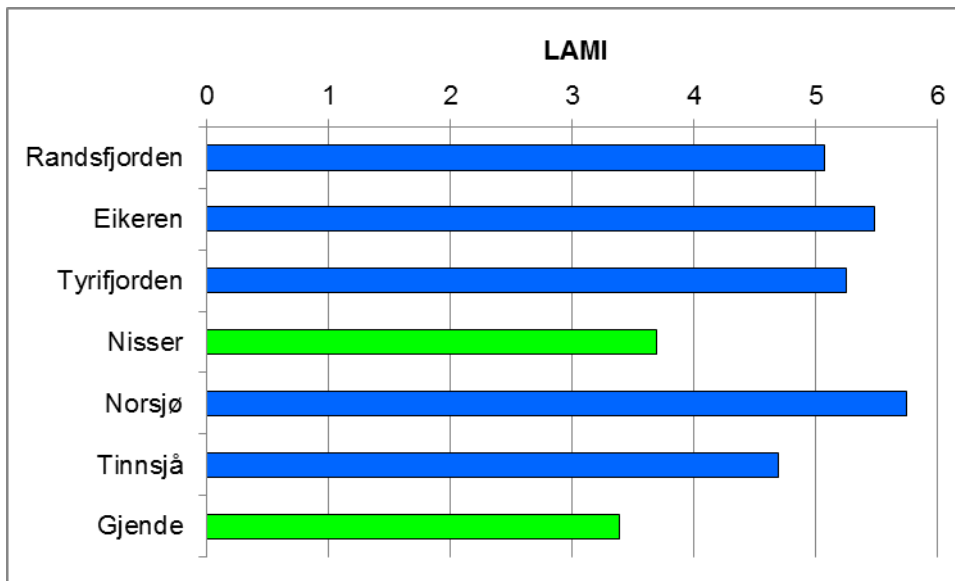
⁶ Fjærmygg (Chironomidae). Fåbørstemark (Oligochaetae) og rundmark (Nematoda) ble ikke bestemt til art.



Figur 26. Tilstandsklassifisering av litorale bunndyr basert på Forsuringsindeks 1 (Indeks 1) i de store innsjøene i basisovervåkingsprogrammet ØKOSTOR i 2015. Økologisk tilstandsklasse er angitt med farge (se figur 3). Fastsettelse av svært god tilstand er basert på at alle enkeltprøver tilfredsstiller kriteriene for svært god tilstand; alternativt settes tilstanden lik god eller dårligere (se prosedyre beskrevet i vedlegg V5, kap V5.3.1.2-V5.3.1.3 i Veileder 02:2013).



Figur 27. Tilstandsklassifisering av litorale bunndyr basert på forsuringsindeksen MultiClear i de store innsjøene i basisovervåkingsprogrammet ØKOSTOR i 2015. Økologisk tilstandsklasse er angitt med farge (se figur 3).



Figur 28. Tilstandsklassifisering av litorale bunndyr basert på forsuringsindeksen LAMI i de store innsjøene i basisovervåkingsprogrammet ØKOSTOR i 2015. Økologisk tilstandsklasse er angitt med farge (se figur 3).

Marflo (*Gammarus lacustris*) ble registrert i Randsfjorden, Tyrifjorden og Gjende. I førstnevnte innsjø ble det funnet marflo i større mengder i flertallet av de litorale prøvene, mens det kun ble funnet et fåtall individer i én prøve fra hver av de andre to innsjøene. Gråsugge (*Asellus aquaticus*), som er en indikator på litt næringsrike forhold, ble funnet i de fleste prøver fra Randsfjorden, Tyrifjorden, Eikeren og Norsjø. I de tre sistnevnte ble det dessuten registrert flere arter av igler (Hirudinea); flest i Tyrifjorden med hele fem arter. I Tinnsjø og Randsfjorden ble det funnet et fåtall individer tilhørende kun én igleart. To arter av snegl ble registrert i alle innsjøene, med unntak av Gjende der det ikke ble funnet noen snegl. Det ble ikke registrert noen rødlistede bunndyrarter i 2015.

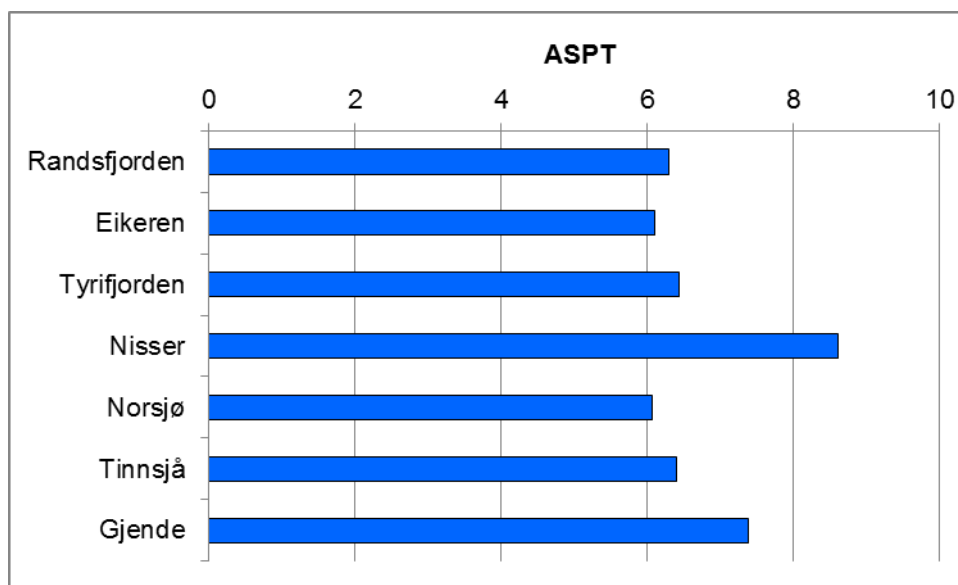
Forsuringstilstanden til innsjøene er basert på Forsuringsindeks 1 (figur 26)⁷, MultiClear (figur 27) og LAMI (figur 28). Tilstanden varierer mye mellom innsjøene basert på Forsuringsindeks 1 og MultiClear, mens LAMI viser god eller svært god tilstand for alle innsjøene. For én og samme innsjø, er det ganske godt samsvar mellom Forsuringsindeks 1 og MultiClear, men for tre av innsjøene gir sistnevnte en dårligere tilstand. Dårligst er tilstanden i Nisser og Gjende; hhv. svært dårlig i Nisser og dårlig til svært dårlig i Gjende. Begge innsjøer tilhører vanntypen svært kalkfattige og klare innsjøer, og Nisser har tidligere vært kalket pga forsuringsskader. Kalkingen har ført til reetablering av forsuringfølsomme småkreps i litoralsonen i Nisser (Bjørn Walseng, unpubl.), men generelt er det vist at slik reetablering ofte tar lang tid (Skjelkvåle m.fl. 2003, Schartau m.fl. 2016). Nisser er dessuten regulert med en reguleringshøyde på 3 m, noe som kan ha negativ effekt på bunndyrksamfunnet. Dersom reguleringen er årsak til de lave tetthetene av bunndyr som er registrert i litoralsonen i Nisser, kan dette også påvirke forsuringsindeksene (se nedenfor). Reguleringen i Randsfjorden og Tinnsjø er imidlertid på tilsvarende nivå, uten at dette

⁷ En indeksverdi = 1 for Forsuringsindeks 1 betyr at tilstanden er god eller bedre. For å kunne skille mellom god og svært god tilstand er antall individer av de mest forsuringfølsomme bunndyrene benyttet jf. beskrivelse i Klassifiseringsveilederen (Veileder 02:2013).

har hatt tilsvarende effekt på forsuringsindeksene for bunndyr i disse innsjøene. Gjende er en fjellsjø og er dessuten brepåvirket. Det er sannsynlig at forsuringsindeksene er lite egnet for denne type innsjøer, og at tilstanden skyldes andre forhold enn forsuring.

For alle forsuringsindeksene er det store variasjoner mht tilstanden innen en og samme innsjø (Vedlegg E). Variasjonen er størst for Forsuringsindeks 1; både i Nisser og i Gjende indikerer denne indeksen fra svært god til svært dårlig tilstand for enkeltstasjoner/-områder. Slike forskjeller kan være reelle og skyldes geologiske variasjoner innen innsjøens nedbørfelt, og dermed vannkjemiske forskjeller og ulik evne til å bufre forsuring mellom områder innen en innsjø. Lite egnet substrat og generelt små prøver (se kap. 3.6) gir usikker tilstandsvurdering, og ofte blir tilstanden vurdert som dårligere enn det som er reelt. Dette skyldes økt sannsynlighet for at forsuringfølsomme arter, som gir høye indeksverdier, mangler i prøven, selv om de er til stede i bunndyrsamfunnet. Indekser som kun er basert på funn av et fåtall forsuringfølsomme arter, hvilket er tilfellet for Forsuringsindeks 1, er mer sårbare for tilfeldige variasjoner i bunndyrsamfunnet enn indekser som baserer seg på flere indikatorer og ulike bunndyrparametere.

Eutrofieringsindeksen ASPT indikerer at alle innsjøene er i svært god tilstand mht. eutrofiering (figur 29). Høyest indeksverdi ble registrert for Nisser, mens Eikeren og Norsjø hadde lavest verdier. Tilstanden innen en og samme innsjø varierte lite mht. eutrofiering. Med unntak av én stasjon i Norsjø som gav god tilstand (stasjon 1, kun vårprøve), er tilstanden svært god for alle undersøkte stasjoner/områder. Områder med punktkilder er imidlertid forsøkt unngått ved etablering av prøvetakingsstasjoner.



Figur 29. Tilstandsklassifisering av litorale bunndyr basert på eutrofieringsindeksen ASPT i de store innsjøene i basisovervåkingsprogrammet ØKOSTOR i 2015. Økologisk tilstandsklasse er angitt med farge (se figur 3).

Samlet tilstand for innsjøene, basert på vurdering både av forsureningstilstanden og eutrofieringstilstanden, er svært god for Randsfjorden, Eikeren, Tyrifjorden, Norsjø og Tinnsjø, mens Nisser og Gjende får dårlig tilstand (tabell 21). I de to sistnevnte innsjøene er det forsuringindeksene som indikerer avvik fra referansetilstanden. Forsuring kan være et reelt problem i Nisser, som ligger i en region av Norge som har mottatt store mengder sur nedbør over lang tid. Vi vurderer likevel tilstanden som usikker da de benyttede forsuringindeksene anses som mindre egnet for tilstandsvurdering av svært kalkfattige innsjøer, slik som Nisser, i motsetning til de kalkfattige innsjøene. I Gjende er det andre forhold enn forsuring som er årsak til den dårlige tilstanden. Vi mangler et klassifiseringssystem for brepåvirkede innsjøer, slik som Gjende. Tidligere erfaringer fra basisovervåkingen indikerer videre at eksisterende klassifiseringssystem heller ikke er godt egnet for fjellsjøer og andre innsjøer med lav produktivitet som skyldes lave nivåer av næringsalter og/eller kort vekstsesong.

Tabell 21. Økologisk tilstand for bunnfauna for 2015, angitt som normalisert EQR (nEQR). Tilstanden er basert på både forsuringindeksene Forsuringindeks 1, MultiClear og LAMI samt eutrofieringsindeksen ASPT. ** Gjende er klassifisert som type 23, men er brepåvirket

Norsk Type nr.	Innsjønavn	Bunnfauna nEQR
8	Randsfjorden	0,88
8	Eikeren	0,97
8	Tyrifjorden	0,83
13	Nisser	0,34
6	Norsjø	0,97
6	Tinnsjø	0,84
23**	Gjende	0,39

Basert på datagrunnlaget framskaffet gjennom basisovervåkingen gjennomføres det en evaluering av metodikk for overvåking av bunnfauna i store innsjøer. Dette omfatter en vurdering av prøvestørrelse, samt antall og lokalisering av prøvetakingsstasjoner, og resultatene vil rapporteres separat i løpet av 2017.

4.6 Fisk

Her gis et sammendrag av resultatene fra undersøkelsene av fisk i FoU-prosjektet «Fisk i store innsjøer» (FIST). Detaljer omkring metoder og resultater er gitt i Sandlund m.fl. (2016). Resultatene fra prøvefisket og ekkoloddregistreringene beskrives kort for hver innsjø. For Norsjø presenteres også fordelingen av arter og lengdegrupper i prøvefisket for å illustrere hvordan ulike fangstmetoder kan brukes i denne overvåkingen. For Eikeren vises også variasjonen i fisketetthet mellom ulike deler av innsjøen.

Ved hjelp av WS-FBI-indeksen, som relaterer pelagisk fiskebestand til eutrofipåvirkning, fastsettes økologiske tilstand for de seks innsjøene. Basert på

informasjon fra intervjuer blir tilstanden til Tyrifjorden, Nisser og Eikeren også beregnet ved hjelp av NEFI-indeksen, som relaterer seg til generell påvirkning på fiskesamfunnet. Merk at Gjende ikke ble undersøkt i FIST-prosjektet.

4.6.1 Randsfjorden

Prøvefiske

I regi av Fylkesmannen i Oppland ble det 7.- 8. september 2015 fisket med ni flytegarn (maskevidder 10, 13, 16, 19, 22, 29, 35, 39 og 45 mm) på tre dyp (1-7, 10-16 og 20-26 m). Det ble fanget fire krøkle, én røye og 75 sik. Krøklene ble fanget i 1-7 og 10-16 m dyp, mens flest sik ble fanget i 10-16 m dyp. I sikfangstene var det to topper i lengdefordelingen; 170-190 mm og 270-310 mm.

Hydroakustikk

Ekkoloddkjøringen i Randsfjorden ble gjennomført natta mellom 7. og 8. september. Ekkostyrkefordelingen var ned til 10 m dyp dominert av ekko tilsvarende 0+ krøkle, mens den relative andelen av ekko fra større fisk økte med dypet. Ned til 50 m dyp tilsvarte dette 1+ og eldre krøkle. På større dyp økte det relative innslaget av fisk med ekkostyrke som samsvarer med størrelsen av sik i garn. Totalt sett dominerte fisk med ekkostyrke tilsvarende krøkle i fiskesamfunnet i Randsfjorden.

Tabell 22. Estimerte tettheter og total biomasse av sik og krøkle i Randsfjorden. Biomassen av 0+ krøkle er basert på en antakelse av at den var like stor som i Tyrifjorden (det var støtte i ekkostyrkefordelingen for dette). Estimaten for artsspesifikk tetthet og total biomasse er basert på ekkostyrkefordeling. Det hefter noe usikkerhet rundt forholdet mellom ekkostyrke og lengde for de ulike artene (se Sandlund m.fl. 2016). KI er konfidensintervall

Fiskealder	Gjennomsnitt	Tetthet (ind/ha)				Biomasse totalt (tonn)	
		Nedre 95 % KI	Øvre 95 % KI	Krøkle	Sik	Krøkle	Sik
0+	1008	829	1211	1008		3,2	
Eldre enn 0+	882	779	994	854	28	67,5	58,9
Sum						70,7	58,9

Tettheten av 0+ og av fisk eldre enn 0+ i Randsfjorden er oppsummert i tabell 22. Tallene er basert på en samlet vurdering av sammenhengen mellom lengde og ekkostyrke ut fra resultatene fra undersøkelsene i 2015 (jf. Sandlund m.fl. 2016). Den totale biomassen av pelagisk krøkle og sik ble estimert til henholdsvis 71 og 59 tonn i Randsfjorden. Fordelingen av pelagisk biomasse av fisk i epi- og hypolimnion er vist i tabell 33.

4.6.2 Eikeren

Prøvefiske

Det ble gjennomført tre tråltrekk natta mellom 8. og 9. september, på tre steder i innsjøen og på tre ulike dyp (tabell 23). Det ble fanget til sammen 70,9 kg fisk i tråltrekkene, hvorav 66,1 kg i tråltrekket nær overflaten. Krøkle dominerte med anslagsvis over 13 000 individer (>99 %). Vektmessig dominerte også krøkla med 92,4 % av totalfangsten i trål, mens sik og ørret utgjorde hhv. 7,5 og 0,1 %.

Tabell 23. Tråldyp og fangst i tre tråltrekk i Eikeren, 8.-9. september 2015.

Runde	Tråldyp, m	Fangst totalt, kg	Fangst (antall fisk)		
			Krøkle	Sik	Ørret
Trål 1	3-6	65,4	13 322	5	0
Trål 2	11-17	1,6	26	20	1
Trål 3	16-23	3,1	1	21	0
Sum		70,1	13349	46	1

Nordiske flytegarn ble satt 9.-10. september på tre ulike dyp: 0-6, 6-12 og 18-24 m, med en total fangst på 278 krøkle og 103 sik (tabell 24). Både i antall og vekt var andelen sik betydelig høyere i flytegarne (hhv. 27 % og 82 %) enn i trål (hhv. <1 % og 7 %).

Tabell 24. Oversikt over garninnsats og fangst ved prøvegarnfiske i Eikeren 9-10. september 2015. Koordinatene for garnfiskestasjonen er også oppgitt.

Dybdesjikt	Garntype	Fangst (antall fisk)		
		Krøkle	Sik	Ørret
0-6 m	Nordisk	267	36	0
6-12 m	Nordisk	10	35	0
18-24 m	Nordisk	1	32	0
	Sum	278	103	0

Nordiske oversiktsgarn og pelagisk trål fanget stort sett de samme lengdegruppene i Eikeren. Sikfangstene fordelte seg fra ca. 11 cm til 30 cm. Innenfor dette lengdespennet var det tre grupper, med modallengder på 13, 20 og 25 cm (modallengden er den lengden flest fisk har). Det er ikke foretatt noen aldersanalyse av denne fisken, men det er rimelig å anta at dette tilsvarer årsyngel (0+), tosomrig (1+) og eldre (gytemoden?) fisk. Krøklefangstene ble dominert av fisk mellom 9 og 12 cm. Dette er trolig gytemoden fisk. I trålen ble det også fanget noen krøkle i lengdegruppene 70 og 80 mm, samt én yngel (0+) på 35 mm. Det er rimelig å tro at trålfangstene gir et mer korrekt bilde av lengdefordelingen i bestanden enn garnfangstene.

Fordelingen av fisk i fangstene med dypet viste at krøkla hovedsakelig stod over sprangsjiktet, mens siken stod mer jevnt fordelt i vannsøylen (tabell 23 og 24).

Hydroakustikk

Ekkoloddregistreringene i Eikeren ble utført natta mellom 7. og 8. september. Beregnet gjennomsnittlig fisketetthet for hele innsjøen var 896 fisk/ha. Basert på registrerte ekk fra enkeltfisk og forholdet mellom ekkostyre og fiskelengde var 21 % av dette ensomrig (0+) krøkle, 50 % eldre krøkle, 13 % ensomrig sik og 16 % eldre sik sammen med noe ørret (tabell 25). Fisketettheten varierte sterkt fra sør mot nord med særlig høye tettheter i overflatelaget i sør. Basert på våre ekkoloddregistreringer i 2015 hadde den sørlige delen av Eikeren en gjennomsnittlig fisketetthet på 2 316 fisk/ha, det var 281 fisk/ha i midtpartiet og 407 fisk/ha i nordre del (figur 30A). Fordeling av artene (størrelsesgruppene) og tetthet av fisk viste også klare forskjeller

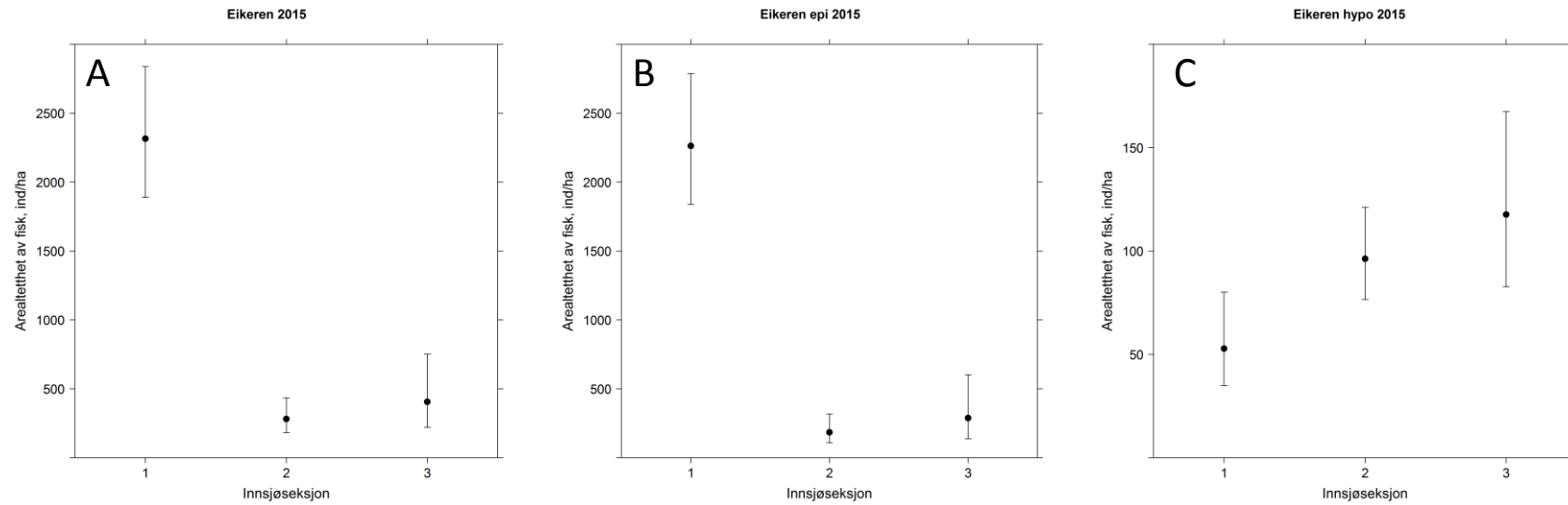
mellom epilimnion (definert som <18 m dyp) og i hypolimnion (>18 m dyp) i hver av de tre seksjonene (figur 30 B og C).

Biomasseberegninger basert på ekkoanalyser og fiskevekter fra prøvefangstene viser at 0+ og eldre krøkle utgjorde hhv. 0,089 og 2,305 kg/ha i epilimnion. Tilsvarende tall for hypolimnion var 0,012 og 0,114 kg/ha. For 0+ og eldre sik viste beregningene en biomasse på hhv. 0,653 og 17,2 kg/ha i epilimnion, 0,218 og 3,930 kg/ha i hypolimnion. Beregnet total biomasse av pelagisk fisk i Eikeren var ca. 65,7 tonn (tabell 25).

Tabell 25. Estimerte tettheter (med nedre og øvre 95 % konfidensintervall, KI) og total biomasse av sik og krøkle i Eikeren 2015.

Tetthet (individer/ha)				
Innsjø-seksjon	Gjennomsnitt	Nedre 95 % KI	Øvre 95 % KI	Biomasse totalt (tonn)
1 - Sør	2 316	1 890	2 839	
2 - Midt	281	182	434	
3 - Nord	407	220	751	
Fiskeart				
Krøkle 0+	188			0,273
Krøkle > 0+	448			6,644
Sik 0+	116			2,306
Sik > 0+	143			56,511
Sum	896			65,736

Den store tettheten av fisk i Eikerens søndre del tyder på at innsjøen ikke var homogen med tanke på fysisk/kjemiske forhold for fisk og næringsdyr (dyreplankton). Det må tas forbehold om at vår undersøkelse viser et øyeblikksbilde. I store innsjøer kan fremherskende vindretning og indre bølger (seiches) medvirke til at forholdene endrer seg over kort tid. Hvis vi imidlertid antar at våre resultater er representative for forholdene i Eikeren over tid, er det rimelig å tenke seg at den store fisketettheten i de øvre vannmassene i den sørlige delen av innsjøen kan skyldes eutrofipåvirkning fra Kopstadvassdraget, som renner ut i Eikeren ved Eidsfoss.



Figur 30. Beregnet tetthet av fisk (middelerdi med 95 % konfidensintervall) i tre seksjoner (søndre del: 1, midtre del: 2, nordre del: 3) av de åpne vannmassene i Eikeren i september 2015, basert på ekkoloddregistreringer. A: alle dyp samlet, B: epilimnion (<18 m), C: hypolimnion (>18 m dyp).

4.6.3 Tyrifjorden

Prøvefiske

Det ble gjennomført to tråltrekk i Tyrifjorden natta mellom 3. og 4. september 2015. Det ble kun fanget sik og krøkle (tabell 26), samt én niøye (150 mm). Krøkle dominerte nær overflaten, mens sik var relativt sett mer tallrik på dypere vann. Ved to tråltrekk ble det fanget i alt 17,4 kg fisk (uten 0+ krøkle). Det ble fanget mange 0+ krøkle i trålen, men mengden ble ikke kvantifisert, og bare et utvalg av disse ble lengdemålt. Krøkle eldre enn 0+ dominerte i fangstene nær overflaten, med over 2100 fisk, mot bare to sik. På dypere vann ble det fanget langt færre krøkle (65 fisk), men flere sik (33 fisk).

Tabell 26. Posisjon, dyp og fangst i tre tråltrekk i Eikeren, 8.-9. september 2015.

Tråltrekk	Dyp, m	Fangst		
		kg	antall krøkle	antall sik
Trål 2	0-8	12,1	2131	2
Trål 3	17-25	5,3	65	33
Sum	-	17,4	2196	35

Lengdefordelingen i trålfangstene fra begge dyp i Tyrifjorden viser at krøkla var mellom 35 mm og 120 mm, mens siken var mellom 160 og 280 mm. I krøklefangsten kunne det skilles ut to eller tre lengdegrupper. Den minste, mellom 35 og 45 mm, tilsvarer årsyngel (0+), mens den største, mellom 95 og 120 mm trolig var kjønnsmoden fisk. To fisk, mellom 70 og 80 mm, var trolig ett år gammel fisk (1+). Sikfangsten var dominert av fisk mellom 250 og 280 mm, trolig kjønnsmoden fisk. To sik på 165 og 205 mm var trolig ungfisk.

Hydroakustikk

Ekkoloddkjøringen i Tyrifjorden ble gjennomført natta mellom 8.-9. september. I Tyrifjorden var ekkostyrkefordelingen dominert av ekko mellom -63 og -53 dB, tilsvarende 0+ krøkle. For større fisk var ekkostyrken ned til 10 m dyp dominert av ekko mellom -53 og -42 dB, tilsvarende krøkle eldre enn 0+. På større dyp økte det relative innslaget av fisk med ekkostyrke større enn -42 dB. Dette samsvarer med observasjonene i trålfangsten, der krøkle dominerte totalt i antall på tråldyp 0-8 m (tabell 27), mens fangsten av sik var relativt mye høyere på tråldyp 17-25 m. Totalt sett var fiskesamfunnet sterkt dominert av krøkle i antall, fordi tettheten av fisk var desidert størst på 0-10 m dyp.

Tettheten av 0+ og av fisk eldre enn 0+ er oppsummert i tabell 27, med artsfordeling av tetthet og biomasse basert på fordeling i trålfangster. Den totale biomassen av pelagisk krøkle og sik ble estimert til henholdsvis ca. 18 og 50 tonn i Tyrifjorden. Fordelingen av pelagisk biomasse av fisk i epi- og hypolimnion er vist i tabell 33.

Tabell 27. Estimerte tettheter og total biomasse av sik og krøkle i Tyrifjorden. KI er konfidensintervall.

Tyrifjorden	Tetthet (#fisk/ha)					Biomasse totalt (tonn)	
	Gjennomsnitt, begge arter	Nedre 95 % KI	Øvre 95 % KI	Krøkle	Sik	Krøkle	Sik
0+	1595	1464	1735	1595		4,0	
Eldre enn 0+	270	232	313	239	32	13,8	50,2
Sum						17,8	50,2

4.6.4 Norsjø

Prøvefiske

I Norsjø ble det prøvefisket både med trål, nordiske oversikts flytegarn og en serie flytegarn (SNSF-serien) med sikte på å sammenligne selektiviteten til de tre redskapstypene. Det ble fanget tre arter: sik, krøkle og ørret. Krøkle var mest tallrik både i trålfangstene og i nordisk oversikts flytegarn, men denne arten ble ikke fanget i SNSF-garna. Sik ble fanget i alle tre redskapstyper, og en kan legge merke til at totalfangsten av sik per innsats i nordisk flytegarn og i SNSF-serien var svært lik, hhv. 2,9 og 2,7 fisk per 100 m² garnareal og natt (tabell 28 og 29).

Tabell 28. Tråltrekk i Norsjø sept 2015. Fangsten viser krøkle og sik over 60 mm lengde. Tall i parentes viser fangst per minutt tråltrekk. Det ble også fanget mye 0+ krøkle. En del av disse ble lengdemålt, men mengden 0+ krøkle i trålen ble ikke kvantifisert.

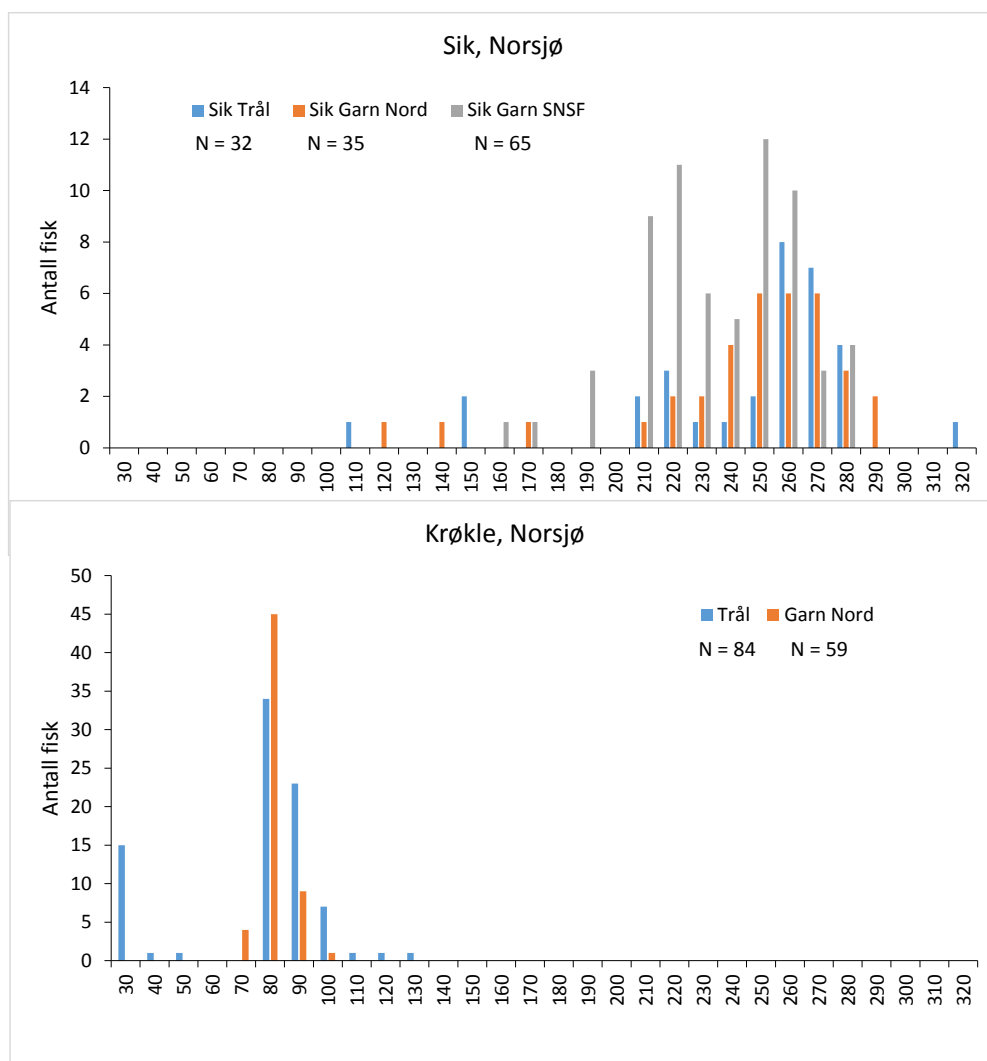
Tråltrekk	Dyp, m	Tid, minutter	Fangst			
			kg	# krøkle	# sik	# ørret
Trål 1	0-8	42	9,8	626 (14,9)	54 (1,3)	0
Trål 2	17-25	36	2,0	46 (1,3)	10 (0,3)	0
Sum	-		11,9	672	64	0

Tabell 29. Oversikt over garninnsats og fangst ved prøvegarnfiske i Norsjø 14.-16. september 2015. Tall i parentes viser fangst per garninnsats (antall fisk per 100 m² garnareal)

Dato	14.-15.09.15				15.-16.09.16			
	Garntype Garnareal	Fangst			Garntype Garnareal	Fangst		
Krøkle		Sik	Ørret	Krøkle		Sik	Ørret	
0-6 m	Nordisk 360 m ²	52 (14,4)	17 (4,7)	0	SNSF 1200 m ²	0	21 (1,8)	1 (0,1)
6-12 m	Nordisk 360 m ²	18 (5,0)	4 (1,1)	1 (0,3)	SNSF 1200 m ²	0	44 (3,7)	0
18-24 m	Nordisk 360 m ²	0	0	0	Ikke fisket			
	Sum	70	21	1		0	65	1

Lengdefordelingen i fangstene viste at de tre metodene fanget lignende størrelser av sik (figur 31). Krøkle med lengder mellom 7 og 13 cm (trolig voksen fisk) ble derimot bare fanget i trål og nordisk oversiktsgarn, mens mindre krøkle (årsyngel og muligens aldersgruppe 1+) bare ble fanget i trålen.

Dette bekrefter at det er den pelagiske trålen som fanger mest representativt alle lengdegrupper av de dominerende pelagiske fiskeartene, slik vi også så i Eikeren og Tyrifjorden. Fraværet av ørret i trålfangstene kan bero på tilfeldigheter, da den pelagiske ørret-bestanden trolig er svært liten.



Figur 31. Lengdefordeling av sik og krøkle i fangster med pelagisk trål, nordisk oversikts flytegarn og serie av garn av SNSF-typen i Norsjø. SNSF-serien fanget ikke krøkle.

Hydroakustikk

Ekkoloddkjøringen i Norsjø ble gjennomført natta mellom 14. og 15. september. Ekkostyrkefordelingen var dominert av ekko mellom -63 og -53 dB, tilsvarende 0+ krøkle. For større fisk var ekkostyrken dominert av ekko mellom -53 og -42 dB, tilsvarende krøkle eldre enn 0+. Dette samsvarer med observasjonene i trålfangstene, der krøkle dominerte i antall på begge tråldyp (tabell 28).

Tettheten av 0+ og av fisk eldre enn 0+ basert på ekkolodd er oppsummert i tabell 30, med artsfordeling av tetthet og biomasse basert på fordeling i trålfangster. Den totale

biomassen av pelagisk krøkle og sik ble estimert til henholdsvis 9 og 24 tonn i Norsjø. Fordelingen av biomasse av fisk i epi- og hypolimnion er vist i tabell 33.

Tabell 30. Estimerte tettheter (med nedre og øvre 95 % konfidensintervall, KI) og total biomasse av sik og krøkle i Norsjø i september 2015.

Gruppe	Tetthet (fisk/ha)					Biomasse totalt (tonn)	
	Gjennom -snitt	Nedre 95 % KI	Øvre 95 % KI	Krøkle	Sik	Krøkle	Sik
0+	875	719	1051	875		0,91	
Eldre enn 0+	373	325	425	340	33	7,7	23,8
Sum	1248			1215	33	8,61	23,8

4.6.5 Tinnsjø

Prøvefiske

I FIST-prosjektet var det ikke ressurser til å gjennomføre prøvefiske i Tinnsjø, men vi har velvilligst fått tilgang til data for arts- og lengdefordeling i fangster fra flytegarfniske gjennomført av Kjartan Østbye (Høgskolen i Hedmark) og Kim Præbel (UiT - Norges arktiske universitet) med nordisk oversikts flytegar og utvidet Jensenserie i 2013 og 2014. Disse flytegarfangstene inneholdt omtrent like mange ørret og røye. Ørreten fordelte seg i lengder fra 180 til 350 mm. Den mest tallrike størrelsesgruppa av ørret var 250-270 mm, og det var også mange fisk opp til 300 mm. Røya var mellom 180 og 310 mm, med flest fisk mellom 230-250 mm.

Hydroakustikk

Ekkoloddregistreringen i Tinnsjø ble gjennomført natta mellom 15. og 16. september 2015. I Tinnsjø var det spesielt stort avvik mellom de registrerte ekkostyrkefordelingene og den registrerte lengdefordelingen til fisken i flytegarfangstene. En foreløpig antagelse er at de lavere ekkostyrkeverdiene, som ville tilsvare fisk mindre enn 5 cm, er støy som kan skyldes flere faktorer, som f. eks. innsjøbassengets form eller forholdene under registreringene. Dette krever mer inngående analyser før endelig konklusjon kan trekkes. Imidlertid viser foreløpige beregninger av biomasse av fisk i epi- og hypolimnion hhv. 1,39 og 0,21 kg/ha (se tabell 33).

4.6.6 Nisser

Prøvefiske

I Nisser ble det gjennomført prøvefiske med nordiske oversiktsgarn to netter fra 31. august til 2. september på to stasjoner i innsjøen. Det ble på hver stasjon fisket i tre dyp: 0-6, 6-12 og 18-24 m.

Garnfangstene i Nisser var svært lave, kun åtte sik og tre ørret (tabell 31), og all fisken ble fanget nær overflaten. Sikens lengde var mellom 175 og 350 mm, mens ørreten var mellom 190 og 300 mm, med gjennomsnittsvekter på henholdsvis 190 og 96 g.

Tabell 31. Garninnsats, fiskedyp og fangst i Nisser, 31. august - 2. sept 2015.

Garn	Dyp	Sik		Ørret	
		Antall	Vekt, kg	Antall	Vekt, kg
Nordiske oversiktsgarn (2 x 180 m ²)	0-6 m	8	1,53	3	0,287
Nordiske oversiktsgarn (2 x 180 m ²)	6-12 m	0	0	0	0
Nordiske oversiktsgarn (2 x 180 m ²)	18-24 m	0	0	0	0
Sum		8	1,53	3	0,287

Hydroakustikk

Ekkoloddundersøkelser i Nisser ble gjennomført natta mellom 31. august og 1. september 2015. Analyser av ekkostyrkefordelingen i registreringene og det etablerte forholdet mellom ekkostyrke og fiskelengder tyder på at den pelagiske fiskebestanden kan bestå av tre grupper av fisk med gjennomsnittlige lengder på hhv. 30-40 mm, 80-100 mm og 220-240 mm. Med unntak av at den største gruppa trolig tilsvarer voksen sik og ørret, dvs. den gruppa av fisk som var representert i våre prøvafiskefangster, kan vi ikke si hvilke arter som har gitt de lavere ekkostyrkene. I beregninger av biomasse har vi derfor benyttet sammenhengen mellom ekkostyrke og fiskelengde (jf. Sandlund m.fl. 2016) samt mellom fiskelengde og vekt for sik. Dette betyr at biomassen av pelagisk fisk i Nisser var 544 g/ha i epilimnion og 491 g/ha i hypolimnion (tabell 32). Den totale pelagiske fiskebiomassen (sik og ørret) i Nisser er dermed beregnet til 7,28 tonn.

Tabell 32. Estimerte tettheter (med nedre og øvre 95 % konfidensintervall, KI) og biomasse av pelagisk fisk i Nisser 2015.

Gruppene fiskeyngel og ungfisk er ikke dokumentert gjennom fangst.

Dybdelag	Tetthet (antall fisk per ha)			Biomasse (kg per ha)	Biomasse totalt (tonn)
	Gjennom-snitt	Nedre 95 % KI	Øvre 95 % KI		
Totalt	101,8			1,04	
Epilimnion	36,9	26,8	51,1	0,54	4,14
Hypolimnion	63,9	49,9	81,7	0,49	3,14
Gruppe					
Fiskeyngel 3-4 cm	15,5				0,01
Ungfisk 8-9 cm	73,4				1,40
Sik/ørret ≥1+	11,8				5,87
Sum					7,28

Da vi mangler dekkende fangstdata for Nisser i 2015 må det understrekes at arts- og størrelsesinndelingen i tabell 32 er svært usikker. En representativ fangst av pelagisk fisk i Nisser vil trolig kreve innsats med pelagisk trål, da relativt stor innsats med nordisk oversiktsgarn ga små fangster. Den estimerte fisketettheten i Nisser (102 fisk per ha eller 1,04 kg per ha) er den laveste av de seks undersøkte innsjøene.

4.6.7 Indeksberegninger og klassifisering (WS-FBI og NEFI)

Klassifisering av økologisk tilstand i alle innsjøene basert på fisk ble gjort med to forskjellige fiskeindekser: WS-FBI-indeksen og NEFI-indeksen. WS-FBI indeksen relaterer seg til effekter av eutrofiering på fisk i pelagialen i innsjøer, mens NEFI-indeksen er en indeks for generell påvirkning (Veileder 02:2013).

WS-FBI-indeksen: eutrofiering og pelagisk fiskebestand

WS-FBI-indeksen er basert på forholdet mellom fiskebiomasse i hhv. epi- og hypolimnion (jf. Veileder 02:2013). Det var stor forskjell mellom innsjøene i hvor dypt sprangsjiktet (termoklinen) var plassert (tabell 33, jf. Sandlund m.fl. 2016). Mens fordelingen av fisk samsvarte godt med sprangsjiktet i Tyrifjorden og Randsfjorden, stod fisken nærmest overflaten i Norsjø som hadde det dypeste sprangsjiktet. I disse sjøene stod det aller vesentligste av 0+-størrelse fisk (krøkle) i 0-10 m, mens eldre krøkle stod noe dypere, men vesentlig overlappende med 0+-gruppa. Siken befant seg gjennomgående noe dypere enn krøkle, men med overlapp. I Norsjø og Tyrifjorden befant det aller meste av siken seg over sprangsjiktet, mens det meste av siken befant seg under sprangsjiktet i Randsfjorden. I Eikeren skilte den søndre delen seg ut fra midtre og nordre del med en betydelig høyere fisketetthet. Forskjellene skyldtes hovedsakelig fordelingen av krøkle i det øvre vannlaget. Det er uklart om denne forskjellen skyldes en eutrofieringseffekt i sørenden av Eikeren. Fordelingen i beregnet biomasse i epi- og hypolimnion i de seks innsjøene som ble undersøkt i 2016 er oppsummert i tabell 33, der verdien for Eikeren er en middelvei, slik at innsjøen er behandlet som én vannforekomst uten oppdeling i seksjoner med ulik fisketetthet.

Tabell 33. Beregnet biomasse (kg/ha) i epilimnion og hypolimnion basert på enkelttekko. Verdiene for Tinnsjø er foreløpige estimater. Termoklin-dypet er basert på målinger i september.

Innsjø	Termoklin (m)	BiomassEpi	BiomassHypo	BiomassTot
Randsfjorden	12	4,8	4,6	9,4
Eikeren	18	20,2	4,3	24,5
Tyrifjorden	19	2,8	1,3	4,2
Norsjø	27	3,1	0,02	3,1
Tinnsjøen	28	1,39	0,21	1,60
Nisser	17	0,54	0,49	1,04

Tabell 34. Beregnet WS-FBI (Weighted Stratified Fish Biomass Index), EQR og normalisert EQR for seks store innsjøer, basert på beregnet biomasse (kg/ha) i epi- og hypolimnion.

Innsjø	WS-FBI	EQR	normEQR	Tilstand
Randsfjorden	2,30	0,79	0,87	SG
Eikeren (middelvei)	1,77	0,61	0,71	G
Tyrifjorden	2,96	1,02	1,00	SG
Norsjø	3,28	1,13	1,00	SG
Tinnsjø	4,78	1,65	1,00	SG
Nisser	6,84	2,36	1,00	SG

I tabell 34 er vist beregnede verdier av WS-FBI indeksen basert på tallene i tabell 33. Indeksen vil ha høye verdier for fiskebestander med tilstand «svært god», og i beregningene er referanseverdien for fiskesamfunn i naturtilstanden satt til 2,9. Det betyr at fiskesamfunn der beregnede WS-FBI-verdier er høyere enn 2,9 får EQR-verdier høyere enn 1,0 og nEQR-verdier settes da til 1,0 (tilsvarende metodikk som for andre kvalitetselementer). Tabell 34 viser at fiskesamfunnet i Randsfjorden, Tyrifjorden, Tinnsjø, Norsjø og Nisser alle får tilstand «Svært god». Eikeren får tilstandsklasse «god». Det må poengteres at WS-FBI indeksen er et uttrykk for respons på eutrofi og økt biologisk produksjon som følge av tilførsel av næringsalter.

NEFI-indeksen

Norsk endringsindeks for fisk (NEFI) baseres på endringer i dominansforhold mellom fiskeartene i en vannforekomst (se Veileder 02:2013). Dette er en robust indeks som kan være anvendelig spesielt når man har usikre opplysninger, for eksempel basert på intervjuer. Gjennom intervjuer med godt informerte personer ved Tyrifjorden, Eikeren og Nisser har vi beregnet NEFI-indeks for disse tre innsjøene (tabell 35). Basert på NEFI blir altså Tyrifjorden og Eikeren klassifisert som «moderat», mens Nisser er i «god» tilstand. For Tyrifjordens vedkommende betyr det mye at ørretbestanden har gått fra vanlig til sjelden. I Eikeren ble det også sagt at gjedde hadde hatt en slik utvikling, med samme resultat for klassifiseringen vha. NEFI.

Tabell 35. Beregning av NEFI-indeks for Tyrifjorden, Eikeren og Nisser, basert på intervju med lokale fiskere. Ref: dominansforhold tidligere («referanse»). D = dominant, V = vanlig og S = sjelden. RT = vekt i referansetilstanden. NEFI = (RT-VE)/RT. Klassegrensene for NEFI er: svært god: 1,0-0,95, god: 0,95-0,80, moderat: 0,80-0,50 (jf. Veileder 02:2013).

Fiskeart	TYRIFJORDEN				EIKEREN				NISSER				
	Ref	RT	Nå	Vekt endr. (VE)	Ref	RT	Nå	Vekt endr. (VE)	Ref	RT	Nå	Vekt endr. (VE)	
sik	D	1	D	0	D	1	D		D	1	D		
krøkle	D	1	D	0	D	1	D						
ørret	V	0,75	S	0,5	V	0,75	V		D	1	D		
røye	S	0,5	S	0					D	1	V	0,5	
gjedde	V	0,75	V	0	V	0,75	S	0,5					
brasme	V	0,75	S	0,5									
Abbor					D	1	V	0,5	V	0,75	D		
Sum		4,75		1		4,5		1		3,75		0,5	
NEFI		0,79				0,78				0,87			

Vurderingen på grunnlag av NEFI er svært usikker, og enhver vurdering som anvender artsinventaret i fiskesamfunnet bør baseres på et prøvefiske med bunnsatte nordiske oversiktsgarn i strandsona så vel som på dypere vann. Man bør merke seg at endringer i NEFI ofte skyldes nedgang i bestanden av enkeltarter. Når denne nedgangen gjelder ørret vil det som regel skyldes påvirkninger i elvene der ørreten har sine gyte- og oppvekstområder. Det betyr vanligvis at eventuelle tiltak må settes inn i andre vannforekomster (tilløps- eller utløpselver) enn i den innsjøen NEFI er regnet ut for.

4.6.8 Konklusjon

Prøvefisket som er gjennomført i 2015 viser at pelagisk trål er den beste fangstmetoden når det gjelder å fange flest mulig av de pelagiske fiskeartene og størrelsesgruppene. Slik kunnskap om fiskebestanden er nødvendig for å tolke resultatene fra ekkoloddregistreringene.

Strukturen i krøkle- og sik-bestandene som reflektert i prøvefiskefangstene ser helt normale ut. Både sik og krøkle er arter med naturlig varierende rekruttering, hvilket betyr at prøver fra ett enkelt år ikke gir noe fullgodt bilde av bestandenes tilstand.

På bakgrunn av ekkoloddregistreringene av pelagisk fiskebestand ble innsjøenes økologiske tilstand klassifisert ved hjelp av WS-FBI-indeksen. Alle innsjøene som ble undersøkt i 2015, med unntak av Eikeren, får tilstand «svært god». Eikeren får tilstand «god». Dette bør vurderes i forhold til andre kvalitetselementer og indikatorer på eutrofiering.

Klassifiseringen ved hjelp av NEFI-indeksen på grunnlag av informasjon samlet gjennom intervju er svært usikker. En fullgod klassifisering på grunnlag av fiskebestanden er avhengig av prøvefiskedata fra strandsone og bunnære områder på dypere vann.

5. Tilstandsvurdering pr. innsjø

5.1 Innledning inkl. usikkerhetsvurdering

I dette kapitlet presenteres tilstandsvurderingen enkeltvis for hver innsjø, der alle kvalitetselementer og parametere som brukes i den endelige klassifiseringen er inkludert. 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 9 i kap. 3.9). For mer informasjon om selve klassifiseringsprosedyren som er benyttet, vises det til kap. 3.9.

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 det ikke finnes noen relevante nærstående vanntyper, antas å ha høy usikkerhet i klassifiseringen (eks. Gjende).
- 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 usikkerhet⁸:

- a) Stor forskjell i tilstand mellom indekser for samme påvirkning innen et kvalitetselement, eks. bunndyrindekser for forsurening.
- 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 år ⁹).

3. Klassifisering basert på ett års måledata eller der tilstanden varierer mye mellom år, er mer usikker enn klassifisering basert på flere års måledata eller/og der tilstanden varierer lite mellom år (<0,05 nEQR-enheter).

Andre forhold som gir økt usikkerhet:

- For vannforekomster som er på eller nær en klassegrense vil tilstandsklassen være usikker (men ikke nEQR verdien).
- Tilstedeværelse av andre påvirkninger enn de som kan tilstandsvurderes med det nåværende klassifiseringssystemet.
- Uklarheter mht 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

⁸ Inkonsistente resultateter kan skyldes f.eks. avvikende enkeltmålinger, «tilfeldige» funn av indikatorarter, «tilfeldig» fravær av indikatorarter som normalt burde vært tilstede, eller lite representative data (f.eks. uegnet habitat).

⁹ For eksempel: Hydromorfologiske inngrep i strandsonen kan påvirke vannplanter og bunndyrfauna, 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.

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 er aktuelle. Klassifiseringen vil også kunne vurderes å ha lav usikkerhet selv om den er basert på kun ett år med data, dersom ingen av de andre forholdene som er gitt ovenfor er aktuelle. Disse andre forholdene gjelder primært uklartheter om andre påvirkninger og representativitet av målestasjoner, og er kun vurdert som tillegg til vurderingen av usikkerhet i den faktiske tilstandsvurderingen, samt i oppsummeringen bakerst i kap. 5.9.

5.2 Randsfjorden

	Vannforekomst-ID:	012-523-L
	Beliggenhet:	Jevnaker/Gran/ Søndre Land/ Nordre Land, Oppland fylke
	Vanntype:	Norsk type 8 ¹ ,
	NGIG-type:	L-N1, L-N-M201 ¹
	Typebeskrivelse	Lavland, moderat kalkrik, klar, dyp
	Høyde over havet (m):	135
Innsjøareal (km ²):	140,1	
Maks dyp (m):	131	

¹ Type 6, L-N2b: kalkfattig, klar, dyp innsjø brukt for planteplankton, total fosfor og siktedyp, se kap.2.3.

Randsfjorden er undersøkt for fysisk-kjemiske støtteparametere, planteplankton, vannplanter, krepsdyrplankton, bunnfauna og fisk. Tilstandsvurderingen er basert på planteplankton, vannplanter, ASPT indeksen for bunnfauna, fiskeindeksen WS-FBI, samt total fosfor og siktedyp. Se kap. 4.1 - 4.6 for nærmere informasjon om alle enkeltparametere som er undersøkt.

Resultatene fra 2015 indikerer at Randsfjorden befinner seg i god økologisk tilstand (tabell 36). Både planteplankton, vannplanter, total fosfor og siktedyp gir alle god tilstand, mens bunnfauna (ASPT) og fisk indikerer svært god tilstand. Planteplanktonresultatene er usikre, da svært få arter ble registrert.

Tot-N er ikke brukt i tilstandsvurderingen av Randsfjorden, da det ikke er noen tegn til nitrogenbegrensning i planteplanktonet (kap 3.9.2).

De forsuringsrelaterte indeksene er ikke anvendt hverken for bunnfauna eller vannkjemi, da forsurening ikke er relevant i moderat kalkrike innsjøer.

På grunn av datagrunnlaget og fiskesamfunnets artssammensetning er indeksen WS-FBI vurdert å være best egnet i tilstandsvurderingen av fisk i Randsfjorden, mens NEFI indeksen ikke er egnet (se kap. 4.6).

Randsfjorden får dermed god økologisk tilstand, med vannplanter som utslagsgivende kvalitetselement (lavest nEQR verdi på 0,68) (jf. prosedyre beskrevet i kap. 3.9.1). Både planteplankton og vannkjemiske eutrofieringsparametere gir også god tilstand.

Dersom Randsfjorden klassifiseres som den opprinnelige vanntypen og ikke som kalkfattig og dyp for planteplankton, total fosfor og siktedyp ville den fått svært god tilstand for disse kvalitetselementene (se kap. 4.1 og 4.2).

Randsfjorden synes å ha god økologisk tilstand og tilfredsstillende dermed miljømålet iht. vannforskriften. Klassifiseringen anses å ha lav-middels usikkerhet, da alle kvalitetselementene er i enten svært god eller god tilstand, men vurderingen er

foreløpig kun basert på data fra 2015. I tillegg er det uklart om den pelagiske stasjonen er representativ for hele innsjøen, og om alle påvirkninger er fanget opp.

Tabell 36. RANDSFJORDEN

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	2,14	G	0,61	0,77
Planteplankton: Totalt volum, mm ³ /l	0,21	G	0,97	0,77
Planteplankton: Trofisk indeks, PTI	2,15	G	0,88	0,73
Planteplankton: Cyano _{max} , mm ³ /l	0,06	SG	0,99	0,93
Totalvurdering planteplankton		G		0,75
Vannplanter eutrofieringsindeks: TIC	45,20	G	0,83	0,68
Totalvurdering vannplanter		G		0,68
Bunnfauna forsøringsindeks: Forsøringsindeks 1	1	n.a.		
Bunnfauna forsøringsindeks: MultiClear	3,44	n.a.		
Bunnfauna forsøringsindeks: LAMI	5,08	n.a.		
Bunnfauna indeks for organisk belastning: ASPT	6,3	SG	1,09	1,00
Totalvurdering bunnfauna		SG		1,00
Fisk, NEFI: endring fiskesamfunn (generell)	n.a.			
Fisk, WS-FBI: pelagisk fiskeindeks (eutrofiering)	2,3	SG	0,79	0,87
Totalvurdering fisk		SG		0,87
Totalvurdering biologiske kvalitetselementer		G		0,68
Fysisk-kjemiske kvalitetselementer				
Total fosfor, µg/l	5,1	G	0,59	0,72
Total nitrogen, µg/l	425	M	0,41	0,57
Siktedyp, m	5,2	G	0,86	0,66
Totalvurdering eutrofieringsparametere		G		0,69
pH	7,30	n.a.		
ANC, µekv/l	297,0	n.a.		
LAL, µg/l	20,5	n.a.		
Totalvurdering forsøringsparametere		n.a.		n.a.
Totalvurdering for vannforekomsten		G		0,68

5.3 Eikeren

	Vannforekomst-ID:	012-542-2-L
	Beliggenhet:	Øvre Eiker/Hof, Buskerud/Vestfold
	Vanntype:	Norsk type 8 ¹
	N-GIG type:	L-N1, L-N-M201 ¹
	Typebeskrivelse	Lavland, moderat kalkrik, klar, dyp
	Høyde over havet (m):	15
	Innsjøareal (km ²):	27,7
Maks dyp (m):	156	

¹ Type 6, L-N2b: kalkfattig, klar, dyp innsjø brukt for planteplankton, total fosfor og siktedyp, se kap.2.3.

Eikeren er undersøkt for fysisk-kjemiske støtteparametere, planteplankton, vannplanter, krepsdyrplankton, bunnfauna og fisk. Tilstandsvurderingen er basert på planteplankton, vannplanter, ASPT indeksen for bunnfauna, fisk, samt total fosfor og siktedyp. Se imidlertid kap. 4.1 - 4.6 for nærmere informasjon om alle parametere og kvalitetselementer som er undersøkt.

Resultatene fra 2015 indikerer at Eikeren har god økologisk tilstand (tabell 37). Både planteplankton og bunnfauna (ASPT) gir svært god tilstand, mens vannplanter, fisk og total fosfor og siktedyp gir god tilstand. For fisk gir NEFI-indeksen moderat tilstand (så vidt under klassegrensen god/moderat), men god tilstand basert på WS-FBI indeksen. Da NEFI-indeksen er mer usikker enn WS-FBI indeksen benyttes kun den siste i den endelige klassifiseringen av innsjøen (se kap. 4.6). Det er vesentlig høyere tetthet og biomasse av fisk i søndre del av Eikeren enn i resten av innsjøen (figur 30). Tilstandsklassifiseringen basert på fisk ville blitt noe bedre dersom den søndre delen ikke hadde vært inkludert.

Tot-N er ikke brukt i denne tilstandsvurderingen, da det ikke er noen tegn til nitrogenbegrensning i planteplanktonet (kap. 3.9.2). De forsuringsrelaterte indeksene er heller ikke anvendt hverken for bunnfauna eller vannkjemi, da forsurening ikke er relevant i moderat kalkrike innsjøer.

Eikeren får dermed god økologisk tilstand, med fisk som utslagsgivende kvalitetselement (lavest nEQR verdi på 0,68) (jf. prosedyre beskrevet i kap. 3.9.1). Både vannplanter og vannkjemiske eutrofieringsparametere gir også god tilstand.

Dersom Eikeren klassifiseres som den opprinnelige moderat kalkrike vanntypen og ikke som kalkfattig og dyp for planteplankton, total fosfor og siktedyp ville den fått svært god tilstand også for de vannkjemiske eutrofieringsparameterne (se kap. 4.1 og 4.2).

Eikeren synes å ha god økologisk tilstand og tilfredsstillende derfor miljømålet iht. vannforskriften. Klassifiseringen anses å ha lav-middels usikkerhet, da alle kvalitetselementene er i enten svært god eller god tilstand, men vurderingen er foreløpig kun basert på data fra 2015. I tillegg er det uklart om den pelagiske stasjonen er representativ for hele innsjøen, og om alle påvirkninger er fanget opp.

Tabell 37. EIKEREN

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	0,18	G	0,98	0,796
Planteplankton: Trofisk indeks, PTI	1,95	SG	0,98	0,95
Planteplankton: Cyano _{max} , mm ³ /l	0,01	SG	1,00	0,99
Totalvurdering planteplankton		SG		0,91
Vannplanter eutrofieringsindeks: TIC	58,8	G	0,91	0,76
Totalvurdering vannplanter		G		0,76
Bunnfauna forsøringsindeks: Forsøringsindeks 1	1	n.a.		
Bunnfauna forsøringsindeks: MultiClear	4,00	n.a.		
Bunnfauna forsøringsindeks: LAMI	5,48	n.a.		
Bunnfauna indeks for organisk belastning: ASPT	6,11	SG	1,05	1,00
Totalvurdering bunnfauna		SG		1,00
Fisk, NEFI: endring fiskesamfunn (generell)	0,78	M	0,78	0,59
Fisk, WS-FBI: pelagisk fiskeindeks (eutrofiering)	1,77	G	0,61	0,71
Totalvurdering fisk		G		0,68
Totalvurdering biologiske kvalitetselementer		G		0,68
Fysisk-kjemiske kvalitetselementer				
Total fosfor, µg/l	5,8	G	0,52	0,69
Total nitrogen, µg/l	741	D	0,24	0,35
Siktedyp, m	6,9	G	0,92	0,78
Totalvurdering eutrofieringsparametere		G		0,73
pH	7,4	n.a.		
ANC, µekv/l	349	n.a.		
LAL, µg/l	14,5	n.a.		
Totalvurdering forsøringsparametere		n.a.		
Totalvurdering for vannforekomsten		G		0,68

5.4 Tyrifjorden

	Vannforekomst-ID:	012-522-2-L
	Beliggenhet:	Ringerike/Hole/Modum/Lier Buskerud
	Vanntype:	Norsk type 8 ¹
	N-GIG type:	L-N1, L-N-M201 ¹ Lavland, moderat kalkrik, klar, dyp
	Høyde over havet (m):	63
	Innsjøareal (km ²):	123,6
	Maks dyp (m):	288

¹ Type 6, L-N2b: kalkfattig, klar, dyp innsjø brukt for planteplankton, total fosfor og siktedyp, se kap.2.3.

Tyrifjorden er undersøkt for fysisk-kjemiske støtteparametere, planteplankton, vannplanter, krepsdyrplankton, bunnfauna og fisk. Tilstandsvurderingen er basert på planteplankton, vannplanter, ASPT indeksen for bunnfauna, fisk, samt total fosfor og siktedyp. Se imidlertid kap. 4.1 - 4.6 for nærmere informasjon om alle parametere og kvalitetselementer som er undersøkt.

Resultatene fra 2015 indikerer at Tyrifjorden har god økologisk tilstand (tabell 38). Både planteplankton, bunnfauna (ASPT) og fisk gir svært god tilstand, mens vannplanter, total fosfor og siktedyp gir god tilstand, Fisk gir moderat tilstand basert på NEFI indeksen (så vidt under klassegrensen god/moderat), men svært god tilstand basert på WS-FBI indeksen. Tyrifjorden er et godt eksempel på at NEFI-indeksen får lav verdi pga. nedgang i ørretbestanden, men denne nedgangen er usikker og kan skyldes påvirkning i gyteelvene for ørret, og dermed ikke forhold i selve Tyrifjorden. NEFI-indeksen brukes derfor ikke i den endelige klassifiseringen av økologisk tilstand basert på fisk (se for øvrig kap. 3.8, 3.10 og 4.6).

Tot-N er ikke brukt i denne tilstandsvurderingen, da det ikke er noen tegn til nitrogenbegrensning i planteplanktonet (kap. 3.9.2). De forsuringsrelaterte indeksene er heller ikke anvendt hverken for bunnfauna eller vannkjemi, da forsurening ikke er relevant i moderat kalkrike innsjøer.

Tyrifjorden får dermed god økologisk tilstand, med de vannkjemiske eutrofieringsparameterne som utslagsgivende kvalitetselement (lavest nEQR verdi på 0,64) (jf. prosedyre beskrevet i kap. 3.9.1). Vannplanter gir også god tilstand.

Dersom Tyrifjorden klassifiseres som den opprinnelige moderat kalkrike vanntypen og ikke som kalkfattig og dyp for planteplankton, total fosfor og siktedyp ville den fått svært god tilstand også for de vannkjemiske eutrofieringsparameterne (se kap. 4.1 og 4.2). Vannplantene vil da bli utslagsgivende for tilstanden, som fortsatt vil være god, med en nEQR verdi på 0,76.

Tyrifjorden synes å ha god økologisk tilstand og tilfredsstillende derfor miljømålet iht. vannforskriften. Klassifiseringen anses å ha lav-middels usikkerhet, da alle kvalitetselementene er i enten svært god eller god tilstand, men vurderingen er

foreløpig kun basert på data fra 2015. I tillegg er det uklart om den pelagiske stasjonen er representativ for hele innsjøen, og om alle påvirkninger er fanget opp.

Tabell 38. TYRIFJORDEN

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	1,56	SG	0,83	0,90
Planteplankton: Totalt volum, mm ³ /l	0,16	SG	0,98	0,85
Planteplankton: Trofisk indeks, PTI	2,01	SG	0,95	0,88
Planteplankton: Cyano _{max} , mm ³ /l	0,01	SG	1,00	0,99
Totalvurdering planteplankton		SG		0,88
Vannplanter eutrofieringsindeks: TIC	58,3	G	0,91	0,76
Totalvurdering vannplanter		G		0,76
Bunnfauna forsøringsindeks: Forsøringsindeks 1	0,92	n.a.		
Bunnfauna forsøringsindeks: MultiClear	3,63	n.a.		
Bunnfauna forsøringsindeks: LAMI	5,25	n.a.		
Bunnfauna indeks for organisk belastning: ASPT	6,44	SG	1,11	1,00
Totalvurdering bunnfauna		SG		1,00
Fisk, NEFI: endring fiskesamfunn (generell)	0,79	M	0,79	0,59
Fisk, WS-FBI: pelagisk fiskeindeks (eutrofiering)	2,96	SG	1,02	1,00
Totalvurdering fisk		SG		1,00
Totalvurdering biologiske kvalitetselementer		G		0,76
Fysisk-kjemiske kvalitetselementer				
Total fosfor, µg/l	6,4	G	0,47	0,67
Total nitrogen, µg/l	439	M	0,40	0,55
Siktedyp, m	5,4	G	0,82	0,61
Totalvurdering eutrofieringsparametere		G		0,64
pH	7,2	n.a.		
ANC, µekv/l	265	n.a.		
LAL, µg/l	11	n.a.		
Totalvurdering forsøringsparametere		n.a.		
Totalvurdering for vannforekomsten		G		0,64

5.5 Norsjø

	Vannforekomst-ID:	016-6-L
	Beliggenhet:	Skien/Nome/Sauherad, Telemark
	Vanntype:	Norsk type 6
	N-GIG type:	L-N2b, L-N-M101
	Typebeskrivelse:	Lavland, kalkfattig, klar, dyp
	Høyde over havet (m):	15
	Innsjøareal (km ²):	55,2
Maks dyp (m):	171	

Norsjø er undersøkt for fysisk-kjemiske støtteparametere, planteplankton, vannplanter, krepsdyrplankton, bunnfauna og fisk. Tilstandsvurderingen er basert på alle kvalitetselementene unntatt krepsdyrplankton som det foreløpig ikke er utviklet klassegrenser for. Se imidlertid kap. 4.1 - 4.6 for nærmere informasjon om alle parametere og kvalitetselementer som er undersøkt.

Resultatene fra 2015 indikerer at Norsjø har god økologisk tilstand (tabell 39). Både planteplankton, bunnfauna og fisk og de vannkjemiske forsuringsparameterne gir svært god tilstand, vannplanter og de vannkjemiske eutrofieringsparameterne gir god tilstand. For siktedyp ble kun verdiene fra juni-august brukt i den endelige klassifiseringen, da både september og oktober-prøvene ga svært lave verdier pga flommen i september med en temporær reduksjon av siktedypet fra ca. 6,7 m til 2,7 m. Denne effekten var vesentlig større i Norsjø enn i de andre innsjøene, trolig pga raskere gjennomstrømning og dermed mindre sedimentasjon av partikler og mindre tid til lysbasert nedbrytning av humus (foto-oksydasjon) enn i de andre innsjøene (se kap. 3.2 og kap. 4.1). Dersom høstmålingene av siktedyp hadde blitt inkludert, så ville innsjøen fått moderat tilstand. Det ble ikke funnet tilsvarende effekt av flommen på høstprøvene av næringsalter og planteplankton, selv om total nitrogen viste noe høyere verdier (vedlegg B). Tot-N er imidlertid ikke brukt i tilstandsvurdering av innsjøen, da den ikke har noen tegn til nitrogenbegrensning av planteplanktonet (kap. 3.9.2). For total fosfor og alle de andre kvalitetselementene er derfor alle målingene brukt i klassifiseringen.

På grunn av datagrunnlaget og fiskesamfunnets artssammensetning er kun WS-FBI indeksen vurdert å være godt egnet i tilstandsvurderingen av fisk i Norsjø (kap. 4.6).

Norsjø får dermed god økologisk tilstand, med de vannkjemiske eutrofieringsparameterne som utslagsgivende kvalitetselement (lavest nEQR verdi på 0,64) (jf. prosedyre beskrevet i kap. 3.9.1). Vannplanter gir også god tilstand.

Norsjø synes å ha god økologisk tilstand og tilfredsstillende derfor miljømålet iht. vannforskriften. Klassifiseringen anses å ha lav-middels usikkerhet, da alle kvalitetselementene er i enten svært god eller god tilstand, men vurderingen er foreløpig kun basert på data fra 2015. I tillegg er det uklart om den pelagiske stasjonen er representativ for hele innsjøen, og om alle påvirkninger er fanget opp.

Tabell 39. NORSJØ

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. 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	1,54	SG	0,84	0,91
Planteplankton: Totalt volum, mm ³ /l	0,15	SG	0,99	0,87
Planteplankton: Trofisk indeks, PTI	0,92	SG	1,47	1,00
Planteplankton: Cyano _{max} , mm ³ /l	0,00	SG	1,00	1,00
Totalvurdering planteplankton		SG		0,95
Vannplanter eutrofieringsindeks: Tlc	70,8	G	0,95	0,76
Totalvurdering vannplanter		G		0,76
Bunnfauna forsuringsindeks: Forsuringsindeks 1	1	SG	n.a.	0,9
Bunnfauna forsuringsindeks: MultiClear	4,38	SG	1,10	1,00
Bunnfauna forsuringsindeks: LAMI	5,75	SG	1,44	1,00
Bunnfauna indeks for organisk belastning: ASPT	6,06	SG	1,05	1,00
Totalvurdering bunnfauna		SG		0,97
Fisk, NEFI: endring fiskesamfunn (generell)	n.a.			
Fisk, WS-FBI: pelagisk fiskeindeks (eutrofiering)	3,28	SG	1,13	1,00
Totalvurdering fisk		SG		1,00
Totalvurdering biologiske kvalitetselementer		G		0,76
Fysisk-kjemiske kvalitetselementer				
Total fosfor, µg/l	7,8	G	0,38	0,62
Total nitrogen, µg/l	254	G	0,69	0,71
Siktedyp, m	6,7	G	0,83	0,66
Totalvurdering eutrofieringsparametere		G		0,64
pH	6,8	SG	0,97	0,92
ANC, µekv/l	102	SG	0,90	0,92
LAl, µg/l	9	G	0,28	0,69
Totalvurdering forsuringsparametere		SG		0,92
Totalvurdering for vannforekomsten		G		0,64

5.6 Tinnsjø

	Vannforekomst-ID:	016-2-1-L
	Beliggenhet:	Notodden/ Tinn, Telemark
	Vanntype (undertype):	Norsk type 4 ¹
	N-GIG-type:	L-N2b, L-N-M101, L-N-BF1 ¹
	Typebeskrivelse	Lavland, kalkfattig, svært klar, dyp
	Høyde over havet (m):	190
	Innsjøareal (km ²):	49,4
Maks dyp (m):	460	
¹ Type 6, L-N2b: kalkfattig, klar, dyp innsjø brukt for planteplankton, total fosfor og siktedyp, se kap.2.3.		

Tinnsjø er undersøkt for fysisk-kjemiske støtteparametere, planteplankton, krepsdyrplankton, vannplanter, bunnfauna og fisk. Tilstandsvurderingen er basert på alle de undersøkte kvalitetselementene, unntatt krepsdyrplankton. Se imidlertid kap. 4.1 - 4.6 for nærmere informasjon om alle parametere og kvalitetselementer som er undersøkt.

Resultatene fra 2015 indikerer at Tinnsjø har god økologisk tilstand, på grensen svært god/god (tabell 40). De biologiske forholdene indikerer svært god tilstand for alle kvalitetselementene som kan klassifiseres. Vannstandsindeksen for vannplanter gir imidlertid en indeksverdi på grensen god/moderat, og forsuringsindeks for vannplanter gir god tilstand. Disse to vannplante-indeksene kan foreløpig ikke brukes i den endelige vurderingen, da klassifiseringssystemet ikke er fullt utviklet.

De fysisk-kjemiske støtteparameterne for eutrofiering indikerer svært god økologisk tilstand, mens forsuringsparameterne indikerer god tilstand på grensen til svært god (nEQR=0,80). Tot-N er ikke brukt i tilstandsvurdering av innsjøen (kap. 3.9.2).

Bunnfaunaen er vurdert både mht forsuring og eutrofiering. Kun én av forsuringsindeksene, MultiClear, avviker fra referansetilstanden, og denne indikerer god tilstand. For fisk er tilstanden kun basert på eutrofieringsindeksen WS-FBI, da datagrunnlaget ikke er tilstrekkelig for beregning av den generelle fiskeindeksen NEFI.

Tinnsjø får dermed god økologisk tilstand på grensen til svært god, med de vannkjemiske forsurings-parameterne som utslagsgivende kvalitetselement (lavest nEQR verdi på 0,80) (jf. prosedyre beskrevet i kap. 3.9.1). De øvrige kvalitetselementene indikerer svært god tilstand.

Dersom Tinnsjø hadde vært klassifisert med basis i den opprinnelige innsjøtypen, ville tilstanden til planteplankton endres noe, men kun innen samme tilstandsklasse. Samlet tilstand vil uansett ikke endres.

Tinnsjø synes å ha en god økologisk tilstand på grensen til svært god og tilfredstiller miljømålet iht. vannforskriften. Klassifiseringen anses å ha lav-middels usikkerhet fordi alle kvalitetselementene er i svært god tilstand (men med de vannkjemiske

forsuringsparameterne på grensen svært god/god), men vurderingen er foreløpig kun basert på data fra 2015. I tillegg er det uklart om den pelagiske stasjonen er representativ for hele innsjøen, og om alle påvirkninger er fanget opp.

Tabell 40. TINNSJÅ

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. 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	0,88	SG	1,48	1,00
Planteplankton: Totalt volum, mm ³ /l	0,10	SG	1,00	1,00
Planteplankton: Trofisk indeks, PTI	1,79	SG	1,05	1,00
Planteplankton: Cyano _{max} , mm ³ /l	0,00	SG	1,00	1,00
Totalvurdering planteplankton		SG		1,00
Vannplanter eutrofieringsindeks: TIC	100,00	SG	1,12	1,00
Totalvurdering vannplanter		SG		1,00
Bunnfauna forsuringsindeks: Forsuringsindeks 1	1	SG		0,9
Bunnfauna forsuringsindeks: MultiClear	2,875	G	0,72	0,62
Bunnfauna forsuringsindeks: LAMI	4,688	SG	1,17	1,00
Bunnfauna indeks for organisk belastning: ASPT	6,392	SG	1,10	1,00
Totalvurdering bunnfauna		SG		0,84
Fisk, NEFI: endring fiskesamfunn (generell)	n.a.			
Fisk, WS-FBI: pelagisk fiskeindeks (eutrofiering)	4,78	SG	1,60	1,00
Totalvurdering fisk		SG		1,00
Totalvurdering biologiske kvalitetselementer		SG		0,84
Fysisk-kjemiske kvalitetselementer				
Total fosfor, µg/l	7,4	G	0,41	0,63
Total nitrogen, µg/l	196	SG	0,89	0,83
Siktedyp, m	9,5	SG	1,08	1,00
Totalvurdering eutrofieringsparametere		SG		0,82
pH	6,70	G	0,96	0,80
ANC, µekv/l	83	SG	0,92	0,95
LAI, µg/l	6,0	G	0,42	0,76
Totalvurdering forsuringsparametere		G		0,80
Totalvurdering for vannforekomsten		G		0,80

5.7 Nisser

	Vannforekomst-ID:	019-1267-L
	Beliggenhet:	Kviteseid/Nissedal, Telemark
	Vanntype (undertype):	Norsk type 13d ¹
	N-GIG-type:	L-N5, L-N-M001 ¹
	Typebeskrivelse	Skog, svært kalkfattig, klar, dyp
	Høyde over havet (m):	247
	Innsjøareal (km ²):	76,3
Maks dyp (m):	234	
<p>¹ Type 6, L-N2b: kalkfattig, klar, dyp innsjø brukt for planteplankton, total fosfor og siktedyp, se kap.2.3 for begrunnelse</p>		

Nisser er undersøkt for fysisk-kjemiske støtteparametere, planteplankton, krepsdyrplankton, vannplanter, bunnfauna og fisk. Tilstandsvurderingen er basert på alle de undersøkte kvalitetselementene, unntatt krepsdyrplankton. Se imidlertid kap. 4.1 - 4.6 for nærmere informasjon om alle parametere og kvalitetselementer som er undersøkt.

Resultatene fra 2015 indikerer at Nisser har dårlig økologisk tilstand. Tilstanden er svært god for planteplankton, og fisk, og dårlig for bunnfauna (tabell 41). Vannplantene indikerer svært god tilstand mht eutrofiering (Tlc-indeksen), men angir en moderat forsuringspåvirkning (se kap. 4.4). Nisser er også den eneste innsjøen som har lokalt dominerende bestander av krypsiv, som er en tolerant indikatorart for forsurening og for vannstandsvariasjoner.

De fysisk-kjemiske støtteparameterne indikerer god økologisk tilstand, både mht. eutrofiering og forsurening. Men både total fosfor (Tot-P) og giftig aluminium (LAL), indikerer moderat tilstand, dog nær grensen til god tilstand. Tot-N er ikke brukt i tilstandsvurdering av innsjøen (kap. 3.9.2).

Bunnfaunaen er vurdert både mht forsurening og eutrofiering. Det er forsuringsindeksene som gir dårlig tilstand, men med stor variasjon mellom indekser (god til svært dårlig). For fisk gir den generelle fiskeindeksen NEFI god tilstand (men er ikke brukt i den samlede klassifiseringen pga høy usikkerhet), mens eutrofieringsindeksen WS-FBI indikerer svært god tilstand.

Nisser får dermed dårlig økologisk tilstand med forsuringsindeksene for bunnfauna som utslagsgivende kvalitetselement (lavest nEQR verdi på 0,34) (jf. prosedyre beskrevet i kap. 3.9.1). Vannplantene indikerer også en forsuringspåvirkning.

Dersom Nisser hadde vært klassifisert med basis i den opprinnelige innsjøtypen, ville tilstanden til planteplankton og eutrofirelaterte fysisk-kjemiske støtteparametere endres noe, men kun innen samme tilstandsklasse. Samlet tilstand ville uansett ikke endres.

Nisser synes å ha dårlig økologisk tilstand og tilfredsstillende i så fall ikke miljømålet iht. vannforskriften. Klassifiseringen anses imidlertid å ha middels usikkerhet, både fordi ulike bunnfauna-indekser for forsurening gir svært ulik tilstand, og fordi tilstanden foreløpig er basert på kun ett års data. På den annen side indikerer også vannplanter og giftig aluminium at innsjøen fortsatt kan være noe forsuret. I tillegg er det uklart om den pelagiske stasjonen er representativ for hele innsjøen, og om alle påvirkninger er fanget opp.

Tabell 41. NISSER

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. 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	0,94	SG	1,38	1,00
Planteplankton: Totalt volum, mm ³ /l	0,12	SG	1,00	0,96
Planteplankton: Trofisk indeks, PTI	1,82	SG	0,99	0,98
Planteplankton: Cyano _{max} , mm ³ /l	0,00	SG	1,00	1,00
Totalvurdering planteplankton		SG		0,98
Vannplanter eutrofieringsindeks: TIC	100,00	SG	1,12	1,00
Totalvurdering vannplanter		SG		1,00
Bunnfauna forsøringsindeks: Forsøringsindeks 1	0,17	SD		0,1
Bunnfauna forsøringsindeks: MultiClear	1,58	SD	0,40	0,17
Bunnfauna forsøringsindeks: LAMI	3,69	G	0,92	0,75
Bunnfauna indeks for organisk belastning: ASPT	8,62	SG	1,49	1,00
Totalvurdering bunnfauna		D		0,34
Fisk, NEFI: endring fiskesamfunn (generell)	0,87	G	0,87	0,69
Fisk, WS-FBI: pelagisk fiskeindeks (eutrofiering)	6,84	SG	2,36	1,00
Totalvurdering fisk		SG		1,00
Totalvurdering biologiske kvalitetselementer		D		0,34
Fysisk-kjemiske kvalitetselementer				
Total fosfor, µg/l	10,2	M	0,29	0,59
Total nitrogen, µg/l	298	G	0,50	0,72
Siktedyp, m	7,07	SG	0,95	0,84
Totalvurdering eutrofieringsparametere		G		0,72
pH	6,00	G	0,92	0,73
ANC, µekv/l	39,0	G	0,87	0,79
LAL, µg/l	16	M	0,16	0,57
Totalvurdering forsøringsparametere		G		0,73
Totalvurdering for vannforekomsten		D		0,34

5.8 Gjende

	Vannforekomst-ID:	002-147-L
	Beliggenhet:	Lom/ Vågå, Oppland
	Vanntype (undertype):	Norsk type n.a. ¹
	N-GIG-type:	L-N7 ¹
	Typebeskrivelse	Fjell, kalkfattig, svært klar, bresjø, dyp
	Høyde over havet (m):	984
	Innsjøareal (km ²):	15,6
Maks dyp (m):	149	

¹ Type 23, L-N7: kalkfattig, klar, fjellsjø brukt for planteplankton, total fosfor og siktedyp, se kap.2.3 for begrunnelse

Gjende er undersøkt for fysisk-kjemiske støtteparametere, planteplankton, krepsdyrplankton og bunnfauna. Vannplanter og fisk er ikke undersøkt. Tilstandsvurderingen er basert på alle de undersøkte kvalitetselementene, unntatt krepsdyrplankton. Se imidlertid kap. 4.1 - 4.6 for nærmere informasjon om alle parametere og kvalitetselementer som er undersøkt.

Resultatene fra 2015 indikerer at Gjende kan ha dårlig økologisk tilstand (tabell 42), men det er svært stor usikkerhet knyttet til flere av kvalitetselementene. De biologiske forholdene indikerer svært god tilstand for planteplankton, mens bunnfaunaen indikerer dårlig tilstand.

De fysisk-kjemiske støtteparameterne indikerer dårlig tilstand mht. eutrofiering, mens tilstanden synes å være svært god mht. forsurening. Både total fosfor (Tot-P) og siktedyp indikerer dårlig tilstand. Gjende er en brepåvirket fjellsjø, og brepartiklene påvirker naturtilstanden for både Tot-P og siktedyp. Dette er det imidlertid ikke tatt hensyn til i klassifiseringen pga manglende klassegrenser for bresjøer. Tot-N er ikke brukt i tilstandsvurdering av innsjøen (kap. 3.9.2).

Bunnfaunaen er vurdert både mht forsurening og eutrofiering. Mens eutrofi-indeksen gir svært god tilstand, gir forsuringindeksene dårlig tilstand med en samlet nEQR verdi på 0,39, men med stor variasjon mellom indekser (god til dårlig). Det er sannsynlig at brepartikler er årsak til de lave indeksverdiene, og derfor at Gjende vurderes som mer forsuret enn det som er tilfelle (se kap. 4.5). Tilstandsvurderingen basert på forsuringindeksene for bunnfauna i Gjende har høy usikkerhet fordi bunndyr var vanskelige å prøveta pga. spesielle habitat, de vannkjemiske forsuringparameterne gir svært god tilstand, og det ble funnet marflo som indikerer god tilstand.

Gjende kan foreløpig ikke klassifiseres iht. vannforskriften fordi resultatene har for høy usikkerhet: Innsjøen tilhører en vanntype som foreløpig mangler klassegrenser. Vanskeligheter med å tilpasse eksisterende klassifiseringssystem til en slik brepåvirket innsjø underbygges også av at parametere/indekser som er følsomme for samme type påvirkning gir svært forskjellig tilstand. I tillegg er det uklart om den pelagiske stasjonen er representativ for hele innsjøen, og om alle påvirkninger er fanget opp.

Tabell 42. 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. 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 klassegrensener 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	1,04	SG	0,77	0,90
Planteplankton: Totalt volum, mm ³ /l	0,11	SG	0,98	0,86
Planteplankton: Trofisk indeks, PTI	1,55	SG	1,07	1,00
Planteplankton: Cyano _{max} , mm ³ /l	0,03	SG	1,00	0,96
Totalvurdering planteplankton		SG		0,98
Vannplanter eutrofieringsindeks: Tlc	n.a.			
Totalvurdering vannplanter				
Bunnfauna forsøringsindeks: Forsøringsindeks 1	0,5	D		0,4
Bunnfauna forsøringsindeks: MultiClear	1,250	SD	0,31	0,14
Bunnfauna forsøringsindeks: LAMI	3,389	G	0,85	0,63
Bunnfauna indeks for organisk belastning: ASPT	7,375	SG	1,27	1,00
Totalvurdering bunnfauna		D		0,39
Fisk, NEFI: endring fiskesamfunn (generell)	n.a.			
Fisk, WS-FBI: pelagisk fiskeindeks (eutrofiering)	n.a.			
Totalvurdering fisk				
Totalvurdering biologiske kvalitetselementer		D		0,39
Fysisk-kjemiske kvalitetselementer				
Total fosfor, µg/l	12,0	D	0,17	0,36
Total nitrogen, µg/l	154	SG	0,81	0,87
Siktedyp, m	5,65	D	0,24	0,21
Totalvurdering eutrofieringsparametere		D		0,29
pH	6,90	SG	0,99	0,93
ANC, µekv/l	76,0	SG	0,93	0,91
LAI, µg/l	13	G	0,19	0,65
Totalvurdering forsøringsparametere		SG		0,91
Totalvurdering for vannforekomsten		n.a.		n.a.

5.9 Økologisk tilstand alle innsjøer inkl. usikkerhetsvurderinger

Tabell 43 gir en oversikt over samlet økologisk tilstand for de store innsjøene som var med i basisovervåkingen i ØKOSTOR prosjektet i 2015. For hver innsjø er det angitt tilstand for hvert kvalitetselement og markert hvilke(t) kvalitetselement som ga den dårligste tilstanden og som dermed er utslagsgivende for det samlede resultatet. Dyreplankton ble ikke brukt i den samlede klassifiseringen av innsjøene, da klassifiseringssystemet ikke er ferdig utviklet. Vannplanter ble ikke undersøkt i Gjende pga uegnet habitat. De vannkjemiske forsuringsparameterne er ikke brukt i de moderat kalkrike innsjøene, da forsurening ikke er en relevant påvirkning i den vanntypen. Det samme gjelder bunnfaunaindeksene for forsurening. Resultatet for bunnfauna i Randsfjorden, Eikeren og Tyrifjorden er basert på ASPT indeksen for eutrofiering/organisk belastning, klassifisert med svenske klassegrenser for innsjøer. Det er uklart om disse klassegrensene er relevante i store norske innsjøer, og bunnfauna-klassifiseringen er derfor usikker. For planteplankton og vannkjemiske eutrofieringsparametere er de moderat kalkrike innsjøene klassifisert med klassegrenser for kalkfattige, dype innsjøer, fordi klassegrensene som finnes for moderat kalkrike innsjøer primært gjelder mindre og grunnere innsjøer (se kap. 2.3).

Tabell 43. Samlet økologisk tilstand for alle de store innsjøene i basisovervåkingen i ØKOSTOR i 2015 basert på «det verste styrer» prinsippet.

Tallene angir normalisert EQR verdi. Kvalitetselementet som er avgjørende for klassifiseringen av den enkelte innsjø er uthevet med fete typer. 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.

Innsjø	Vannforekomst-ID	Planteplankton	Vannplanter	Bunndyr	Fisk	Vannkjemi eutrof	Vannkjemi forsurening	Totalt	Usikkerhet
Randsfjorden	012-523-L	0,75	0,68	0,88	0,87	0,69	n.a.	0,68	2
Eikeren	012-542-2-L	0,91	0,76	0,97	0,71	0,73	n.a.	0,71	2
Tyrifjorden	012-522-2-L	0,88	0,76	0,83	1,00	0,64	n.a.	0,64	2
Norsjø	016-6-L	0,94	0,76	0,97	1,00	0,64	0,92	0,64	2
Tinnsjø	016-2-1-L	1,00	1,00*	0,84	1,00	0,82	0,800	0,800	2
Nisser	019-1267-L	0,99	1,00**	0,34	1,00	0,72	0,74	0,34	3
Gjende	002-147-L	0,98	n.a.	0,39	n.a.	0,29	0,90	n.a.	3

* kun trofi-indeksen, vannstandsindeksen indikerer en tilstand på grensen god/moderat

** kun trofi-indeksen, forsuringsindeksen indikerer moderat eller dårligere tilstand

Klassifiseringen er mer eller mindre usikker for alle innsjøene fordi den foreløpig er basert på kun ett års data. Ingen av innsjøene har derfor lav usikkerhet i tilstandsklassifiseringen (se kap. 5.1)¹⁰. For noen innsjøer er usikkerheten anslått å være middels, fordi de fleste kvalitetselementene som er relevante for samme påvirkning gir omtrent samme resultat. Disse er angitt med usikkerhetsnivå 2 i tabell 43. Innsjøer med inkonsistent resultat for kvalitetselementer som er relevante for samme påvirkning (usikkerhetsforhold under pkt. 2 i kap. 5.1) anses å ha middels -

¹⁰ usikkerhetsnivå 1 brukes kun ved lav usikkerhet

høy usikkerhet i tilstandsklassifiseringen og er angitt med usikkerhetsnivå 3 i tabell 43. Innsjøer der alle usikkerhetsforhold i kap. 5.1 gjelder, dvs. som tilhører vanntyper uten klassegrenser og har høy grad av inkonsistens mellom kvalitetselementer/parametere for samme påvirkningstype, er vurdert å ha høy usikkerhet, og er også angitt med usikkerhetsnivå 3 i tabell 43.

Oversiktstabellen viser at ingen innsjøer har svært god tilstand for alle kvalitetselementene. Fem innsjøer har god tilstand: Randsfjorden, Eikeren, Tyrifjorden, Norsjø og Tinnsjø. Det er forskjellige kvalitetselementer som er utslagsgivende for tilstandsvurderingen i disse innsjøene: vannplanter i Randsfjorden, fisk i Eikeren, vannkjemiske eutrofieringsparametere i Tyrifjorden og Norsjø, og vannkjemiske forsurningsparametere i Tinnsjø. I Randsfjorden, Eikeren, Tyrifjorden og Norsjø gir både vannplanter og vannkjemiske eutrofieringsparametere god tilstand. I tillegg gir planteplankton god tilstand i Randsfjorden og fisk god tilstand i Eikeren mht WS-FBI indeksen som er følsom for eutrofiering. Resultatene kan tyde på en svak eutrofiering i disse fire innsjøene. Moderate bestander av vasspest på enkelte stasjoner i Randsfjorden, Eikeren og Tyrifjorden antyder også noe lokal eutrofiering i strandsonen der. Pga rimelig godt samsvar i klassifiseringen mellom kvalitetselementer som indikerer samme type påvirkning anses usikkerheten som lav-middels i disse fire innsjøene.

Tilstandsklassifiseringen i Tinnsjø anses også å ha lav-middels usikkerhet, fordi alle kvalitetselementene gir svært god tilstand, bortsett fra forsurningsparametere som gir en tilstand på grensen svært god/god. Vannplantene indikerer riktignok en negativ påvirkning av vannstandsvariasjoner, men den aktuelle indeksen ikke er brukt i den endelige tilstandsvurderingen, da klassifiseringssystemet for denne ikke er ferdig utviklet.

Nisser får dårlig økologisk tilstand med en nEQR på 0,34. Det er forsurningsindeksene for bunnfauna som slår ut, men også vannplanter indikerer en viss forsurningspåvirkning. Resultatet anses å ha middels-høy usikkerhet da to av bunnfauna-indeksene gir svært dårlig tilstand, mens én gir god tilstand (LAMI). Nisser er svært kalkfattig og forsurningsindeksene for bunnfauna er generelt regnet som usikre i denne vanntypen. De vannkjemiske forsurningsparametere gir god tilstand (nEQR på 0,74), men Nisser er kalket, og det er vanlig at vannkjemien responderer vesentlig raskere på kalking enn biologien. Resultatet for fisk er også ganske usikkert i Nisser, pga svært liten fangst av pelagisk fisk.

I Gjende er usikkerheten for høy til å gis en samlet tilstandsklassifisering. Innsjøen er brepåvirket, men er klassifisert som om den var en klarvannssjø pga manglende klassegrenser for bresjøer. Breparkler påvirker både fysisk-kjemiske og biologiske forhold i innsjøen, og klassifiseringssystemet gir ingen mulighet for å skille effekten av brepartikler i forhold til andre påvirkninger. Vanskeligheter med å tilpasse eksisterende klassifiseringssystem til en slik brepåvirket innsjø underbygges også av at parametere/indeks som er følsomme for samme type påvirkning gir svært forskjellig tilstand. F.eks. indikerer to av forsurningsindeksene basert på bunndyr omfattende forsurningskader til tross for at de vannkjemiske forsurningsparametere gir svært god tilstand, og det ble funnet marflo som indikerer god tilstand. Bunndyr var også vanskelige å prøveta pga. spesielle habitat. Fosfor og siktedyp har også svært usikker

klassifisering pga brepåvirkningen og manglende klassegrenser for bresjøer. Det mangler også data om vannplanter og fisk.

For alle innsjøene kan det også være andre forhold som det ikke er tatt hensyn til i tilstandsklassifiseringen og som derfor bidrar til at denne blir mer usikker (se kap. 5.1). Dette omfatter evt. andre påvirkninger som foreløpig ikke kan klassifiseres pga manglende eller ufullstendig klassifiseringssystem (eks. hydromorfologiske inngrep i strandsonen). Det er også uklart om den pelagiske stasjonen er representativ for hele innsjøen eller om forholdene varierer mellom ulike deler av innsjøen (eks. Eikeren, som hadde vesentlig mer fisk i søndre del enn i resten av innsjøen).

6. Referanser

- Alric, B., Jenny, J.-P., Berthon, V., Arnaud, F., Pignol, C., Reyss, J.-L., Sabatier, P. & Perga, M.-E. 2013. Local forcings affect lake zooplankton vulnerability and response to climate warming. - *Ecology* 94: 2767-2780.
- Bakken, T. H., Forseth, T. & Harby, A. (red.). 2016. Miljøvirkninger av effektkjøring: Kunnskapsstatus og råd til forvaltning og industri. - NINA Temahefte 62. 205 s.
- Bongard, T., Diserud, O. H., Sandlund, O. T., & Aagaard, K., 2011. Detecting Invertebrate Species Change in Running Waters: An Approach Based on the Sufficient Sample Size Principle. *Bentham Open Environmental & Biological Monitoring Journal* 4: 72-82.
- 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. & 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.
- Einsle, U. 1993. Crustacea: Copepoda: Calanoida und Cyclopoida. I: J. Schwoerbel & 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) (<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2000:327:0001:0072:EN:PDF>).
- Faafeng, B.; Brettum, P.; Gulbrandsen, T.; Løvik, J.; Rørslett, B.; Sahlqvist, E.-Ø., 1981. Randsfjorden. Vurdering av innsjøens status 1978 - 80 og betydningen av planlagte reguleringer i Etna og Dokka. Hovedrapport . NIVA rapport 1342:
- Flössner, D. 1972. Krebstiere, Crustacea, Kiemen- und Blattfüsser, Branchiopoda, Fischläuse, Branchiura. *Tierwelt Deutschl.* 60: 1-501.
- 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.
- Hessen DO, Alstad NEW, Skardal L. 2000. Calcium limitation in *Daphnia magna*. *J Plankton Res.* 22:553-68.

- Hessen, D. O., B. A. Faafeng, V. H. Smith, V. Bakkestuen & B. Walseng, 2006. Extrinsic and intrinsic controls of zooplankton diversity in lakes. *Ecology* 87: 433-443.
- Hindar, A., & 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.
- Howard-Williams, C.W., 2013. Nutrient ratios, differential retention, and the effect on nutrient limitation in a deep oligotrophic lake. *Hydrobiologia*, 718: 119-130.
- Hout, Y. & 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.
- Jensen, T.C., Dimante-Deimantovica, I., Schartau, A.K. & Walseng, B. 2013. Cladocerans respond to differences in trophic state in deeper nutrient poor lakes from Southern Norway. - *Hydrobiologia* 715: 101-112.
<http://dx.doi.org/10.1007/s10750-012-1413-5>
- Karabin A., 1985. Pelagic zooplankton (Rotatoria+Crustacea) variation in the process of lake eutrophication. I. Structural and quantitative features. - *Ekol. Pol.*, 33, 4: 567-616.
- Kelly, M., Birk, S., Willby, N. 2015. Are both macrophytes and phytobenthos necessary for the ecological assessment of lakes and rivers? ECOSTAT rapport, 55 s.
- Korosi, J. B., Kurek, J. & 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: 444-460
- Langangen, A. 2007. Kransalger og deres forekomst i Norge. Saeculum Forlag, Oslo.
- Lid, J. & Lid, D.T. 2005. Norsk flora. Det Norske Samlaget. 6. utg. ved Reidar Elven.
- Lindstrøm, E-A., Brettum, P., Johansen, S.W., Mjelde, M. 2004. Vannvegetasjon i norske vassdrag. Kritiske grenseverdier for forsurening. Effekter av kalking. NIVA-rapport lnr. 4821-2004.
- 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., Edvardsen H., Jensen, T.C., Mjelde, M., Persson, J., Saksgård, R., Sandlund, O.T., Skjelbred, B. 2016. ØKOFERSK: Basisovervåking av utvalgte innsjøer 2015. Utprøving av metodikk for overvåking og klassifisering av økologisk tilstand iht vannforskriften. Miljødirektoratet rapport nr. 580/2016: 145 s.
- Madsen, T.V., Olesen, B., Bagger, J. 2002. Carbon acquisition and carbon dynamics by aquatic isoetids. *Aquatic Botany* 73: 351-371.
- Mavric, B., Urbanic, G., Lipej, L., & Simboura, N. 2013. Influence of sample size on ecological status assessment using marine benthic invertebrate-based indices. *Marine Ecology-an Evolutionary Perspective* 34(1): 72-79. doi:10.1111/j.1439-0485.2012.00526.x
- Mjelde, M. 1997. Virkninger av forurensning på biologisk mangfold: Vann og vassdrag i by- og tettsteds-nære områder. Vannvegetasjon i innsjøer - effekter av eutrofiering. En kunnskaps-status. NIVA-rapport lnr. 3755-97.
- Mjelde, M. 2011. Naturindeks for Norge. Videreutvikling av kunnskapsgrunnlaget for vannplanter. NIVA-rapport lnr. 6182-2011.
- Mjelde, M., Brandrud, T.E., Lindstrøm, E.-A. 1992. Vannvegetasjonen i Hafslovatnet, Luster kommune. Vurdering av tilgroings-situasjonen. NIVA-rapport lnr. 2817
- Mjelde, M., Hellsten, S., Ecke, F. 2013. Water level drawdown index for aquatic macrophytes in Nordic lakes *Hydrobiologia* vol 704 (1): 141-151.
- Mjelde, M. & Edvardsen, H. 2015. Vannvegetasjon i Mjøsa 2014. NIVA rapport 6866, 24a
- Naturvårdsverket 2007. Status, potential och kvalitetskrav för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon. En handbok om hur kvalitetskrav i ytvattenförekomster kan bestämmas och följas upp. Naturvårdsverket Handbok 2007:4
- Norli, M. & Sørensen, K. 2016. Videreutvikling av grunnlaget for klorofyll-a indeks i marint miljø. NIVA rapport in prep.
- NS-EN 15204, 2006. Vannundersøkelse - Veiledning for kvantifisering av planteplankton ved bruk av omvendt mikroskop (Utermöhls metode).
- NS-EN 15110, 2006. Vannundersøkelse - Veiledning i prøvetaking av dyreplankton fra stillestående vann.
- 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 ISO 10870. 2012. Vannundersøkelse - Veiledning i valg av prøvetakingsmetoder og utstyr til bentiske makroinvertebrater i ferskvann.
- NS-9459. 2004. Vannundersøkelse - Veiledning i innsamling av planteplankton fra innsjøer og reguleringsmagasin

- 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.
- Raddum, G. G. 1999. Large scale monitoring of invertebrates: Aims, possibilities and acidification indexes. s. 7-16 I: Raddum, G.G., Rosseland, B.O. & Bowman, J. (red.). Workshop on bio-logical assessment and monitoring; evaluation of models. - ICP-Waters Rapp. 50/99. NIVA, Oslo.
[http://www.niva.no/symfoni/RappArkiv5.nsf/URL/C125730900463888C1256FB80053D538/\\$FILE/4091_72dpi.pdf](http://www.niva.no/symfoni/RappArkiv5.nsf/URL/C125730900463888C1256FB80053D538/$FILE/4091_72dpi.pdf)
- Raddum, G.G. og Fjellheim, A. 1984. Acidification and early warning organisms in freshwater in western Norway. - Verh. Internat. Verein. Limnol. 22: 1973-1980.
- Roelofs, JGM. 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. 1983. Tyrifjord og Steinsfjord. Undersøkelse av vannvegetasjon 1977-1982. NIVA-rapport lnr. 1510.
- Rørslett, B., 1984. Environmental factors and aquatic macrophyte response in regulated lakes - a statistical approach. Aquatic Botany 19: 199-220.
- Rørslett, B., 1985. Regulation impact on submerged macrophytes in the oligotrophic lakes of Setesdal, South Norway. Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie 22: 2927-2936.
- Rørslett, B., 1988. An integrated approach to hydropower impact assessment. I. Environmental features of some Norwegian hydro-electric lakes. Hydrobiologia 164: 39-66.
- Rørslett, B., 1989. An integrated approach to hydropower impact assessment. II. Submerged macrophytes in some Norwegian hydro-electric lakes. Hydrobiologia 175: 65-82.
- Rørslett, B., 1991. Principal determinants of aquatic macrophyte richness in northern European lakes. Aquatic Botany 39: 173-193.
- Sandlund, O.T., Brabrand, Å., Diserud, O., Helland, I.P., Hesthagen, T. & Ugedal, O. 2011. Bruk av eldre fiskedata i arbeidet med Vanndirektivet: Et pragmatisk forslag. VANN 2011-3.
- Sandlund, O.T., Bergan, M.A., Brabrand, Å., Diserud, O.H., Fjeldstad, H.-P., Gausen, D., Halleraker, J.H., Haugen, T., Hegge, O., Helland, I.P., Hesthagen, T., Nøst, T., Pulg, U., Rustadbakken, A. & Sandøy, S. 2013. Klassifiseringssystem for fisk - økologisk tilstand og miljøpåvirkninger i henhold til vannforskriften. Miljødirektoratet. M22-2013, 60s.
- Sandlund, O.T., Brabrand, Å., Gjelland, K.Ø., Høitomt, L.E., Linløkken, A.N., Olstad, K., Pettersen, O. & Rustadbakken, A. 2016. Overvåking av fiskebestander i store innsjøer. Metodeutprøving og anbefalinger. - NINA Rapport 1274.
- 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., Haande, S., Skjelbred, B., Mjelde, M., Edvardsen, H., Jensen, T.C., Petrin, Z., Eriksen, T.E., Saksgård, R., Fløystad, L., Sandlund, O.T., Halvorsen, G., Selvik, J.R., & Lyche Solheim, A. 2012a. Utprøving av system for basisovervåking i henhold til vannforskriften. Resultater for utvalgte innsjøer 2011. - Miljøovervåking i vann 2012-3, 113 s.
- Schartau, A.K., Lagergren, R. & Hesthagen, T. 2012b. INTERREG prosjektet Enningdalselven. Uttesting av overvåkingsmetodikk og systemer for klassifisering av økologisk tilstand (Bedömningsgrunder) jf. vanndirektivet. - NINA Rapport 875. 71 s.
- Schartau, A.K., Lyche-Solheim, A., Berg, M., Bongard, T., Edvardsen, H., Jensen, T.C., Mjelde, M., Saksgård, R., Sandlund, O.T. & Skjelbred, B. 2015. Utprøving av system for basisovervåking i henhold til vannforskriften. Resultater for utvalgte innsjøer 2014. - Miljødirektoratet M-364/2015, 129 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 i norske innsjøer - forurensningstilstand og trender. Inkludert nye overvåkingsdata fra 2012-2014. Miljødirektoratet rapport 503 | 2016, 182 s.
- SFT 97:04: Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Veiledning 97:04
- Skjelkvåle, B.L., Evans, C., Larssen, T., Hindar, A. & Raddum, G.G. 2003. Recovery from acidification in European surface waters: A view to the future. - *Ambio* 32: 170-175
- Skjelkvåle, B.L., Christensen, G., Rognerud, S., Schartau, A.K., & 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.
- Srivastava, D., Staicer, C.A., Freedman, B. 1995. Aquatic vegetation of Nova Scotian lakes differing in acidity and trophic status. *Aquatic Botany* 51: 181-196.
- 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.
- Ulrich, W. 1999. Estimating species numbers by extrapolation 2: estimating the adequate sample size. *Polish Journal of Ecology* 47(3): 293-305.
- Vannforskriften 2006. Forskrift om rammer for vannforvaltningen. Revidert 2010. Miljøverndepartementet. <http://www.lovdatab.no/cgi-wift/1dles?doc=/sf/sf/sf-20061215-1446.html>
- Veileder 02:2009. Overvåking av miljøtilstand i vann - Veileder for vannovervåking iht. kravene i vannforskriften. Direktorsgruppa Vanndirektivet: 119 s.
- Veileder 02:2013. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Norsk klassifiseringssystem iht vannforskriften. Revidert 2015.

- 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., and 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.

Vedlegg

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

PELAGISK STASJON			
	Dyp	Longitude	Latitude
Eikeren	155,00	9,938267	59,651850
Gjende	141,00	8,695883	61,492950
Nisser	228,33	8,501750	59,249583
Norsjø	168,67	9,405217	59,262367
Tinnsjø	444,00	8,929433	59,883317
Tyrifjorden	286,67	10,254650	59,992283

STASJONER VANNPLANTER								
Randsfjorden			Eikeren			Tyrifjorden		
Lokalitet	Longitude	Latitude	Lokalitet	Latitude	Latitude	Lokalitet	Longitude	Latitude
1	10,1671	60,8008	1	9,8635	59,7042	1	10,1779	60,1291
2	10,2135	60,801	2	9,8479	59,6948	2	10,1771	60,0933
3	10,2422	60,7807	3	9,8787	59,6929	3	10,1804	60,0558
4	10,2213	60,7773	4	9,8705	59,6774	4	10,2197	60,0642
5	10,2317	60,7492	5	9,8978	59,6836	5	10,2385	60,0838
6	10,2413	60,746	6	9,9314	59,6729	6	10,2554	60,0738
7	10,3121	60,7148	7	9,9293	59,6445	7	10,2467	60,0642
8	10,3074	60,5972	8	9,9778	59,645	8	10,294	60,058
9	10,2951	60,5219	9	9,9879	59,6425	9	10,2436	60,0434
10	10,4361	60,4897	10	9,9605	59,6297	10	10,301	59,9863
11	10,4636	60,4669	11	9,9971	59,6288	11	10,298	59,9102
12	10,3929	60,444	12	10,0055	59,6204	12	10,2856	59,9636
13	10,4681	60,429	13	10,0071	59,6072	13	10,2198	59,9921
14	10,4288	60,397	14	10,0271	59,5985	14	10,1396	60,0198
15	10,3674	60,3907	15	10,0349	59,5945	15	10,062	60,0073
16	10,3591	60,3704				16	10,0416	59,994
17	10,349	60,3336				17	10,0134	59,9829
18	10,4078	60,2838				18	10,0541	60,0399
19	10,4124	60,27				19	10,1252	60,0926
20	10,386	60,262				20	10,1495	60,1148

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

STASJONER VANNPLANTER								
Norsjø			Tinnsjø			Nisser		
Lokalitet	Longitudo	Latitude	Lokalitet	Longitudo	Latitude	Lokalitet	Longitudo	Latitude
1	9,1843	59,3739	1	8,766	59,9839	1	8,4736	59,3224
2	9,2395	59,3802	2	8,8136	59,987	2	8,4997	59,3111
3	9,2608	59,3866	3	8,8405	59,9793	3	8,4737	59,3008
4	9,208	59,3541	4	8,827	59,9497	4	8,4675	59,279
5	9,2592	59,3521	5	8,8047	59,9329	5	8,5184	59,2676
6	9,2417	59,3249	6	8,8505	59,936	6	8,4544	59,2461
7	9,2591	59,3153	7	8,8857	59,934	7	8,5096	59,2417
8	9,2727	59,2955	8	8,9598	59,8633	8	8,492	59,2171
9	9,2791	59,283	9	8,9459	59,8533	9	8,4607	59,2038
10	9,3057	59,2798	10	9,0055	59,8375	10	8,5108	59,198
11	9,3251	59,3044	11	9,0069	59,8129	11	8,5023	59,1782
12	9,361	59,2977	12	8,9984	59,8085	12	8,474	59,1751
12b	9,3586	59,2971						
13	9,381	59,2634	13	9,0136	59,8055	13	8,4702	59,1446
14	9,4141	59,269	14	9,0318	59,7775	14	8,5069	59,1231
15	9,3976	59,2407	15	9,0213	59,7696	15	8,476	59,122
16	9,4266	59,2216	16	9,0217	59,7631	16	8,4914	59,1031
17	9,458	59,2157	17	9,0238	59,745	17	8,5344	59,0796
18	9,4875	59,217	18	9,0359	59,7431	18	8,4695	59,0569
19	9,4816	59,1981	19	9,0226	59,7294	19	8,511	59,0548
20	9,5426	59,1881	20	9,0388	59,7256			

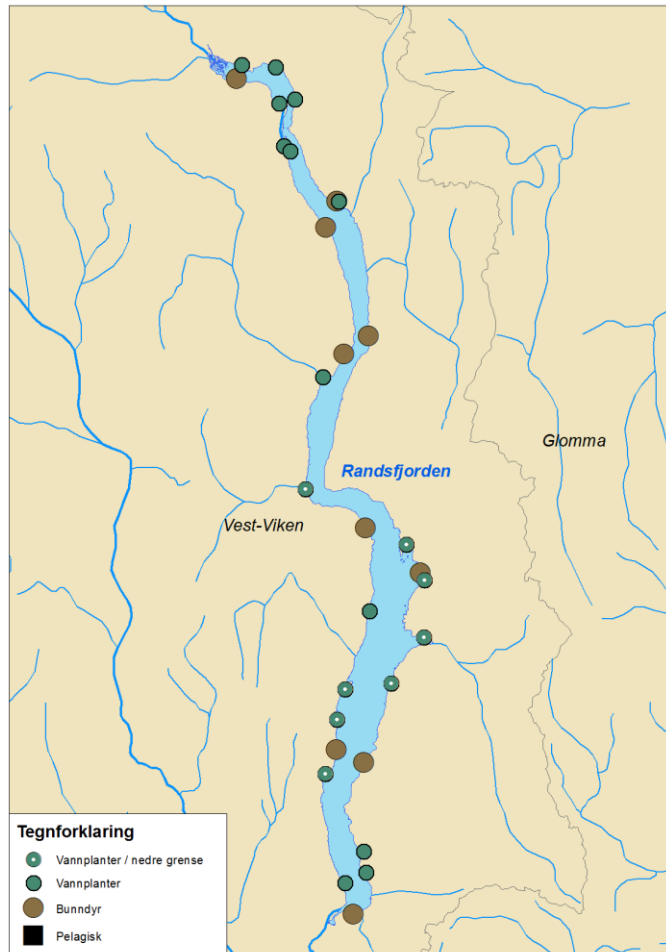
Celler markert med grått indikerer at nedre voksegrense er kartlagt i tillegg til littoralundersøkelser

Celler markert med turkis indikerer at det kun er foretatt kartlegging av nedre voksegrense

STASJONER BUNNDYR											
Randsfjorden			Eikeren			Tyrifjorden			Norsjø		
Lokalitet	Longitude	Latitude	Lokalitet	Longitude	Latitude	Lokalitet	Longitude	Latitude	Lokalitet	Longitude	Latitude
1	10,399770	60,242031	1	10,037552	59,593023	1	10,308735	59,898285	1	9,540186	59,189516
2	10,399486	60,343295	2	9,992731	59,637204	2	10,282868	59,996938	2	9,492269	59,211700
3	10,457934	60,471829	3	9,961301	59,651376	3	10,278146	60,052060	3	9,442029	59,242045
4	10,365363	60,627199	4	9,895980	59,683664	4	10,256286	60,072287	4	9,319729	59,305795
5	10,309797	60,715009	5	9,843134	59,696021	5	10,168747	60,079133	5	9,260295	59,351152
6	10,161197	60,791642	6	9,903399	59,660409	6	10,113452	60,082017	6	9,187814	59,364837
7	10,297329	60,697144	7	9,930512	59,641630	7	10,060731	60,043351	7	9,260640	59,324920
8	10,333456	60,613638	8	9,970786	59,614262	8	10,041718	59,995450	8	9,288127	59,282000
9	10,379675	60,499197				9	10,162507	60,014163	9	9,396016	59,257236
10	10,361171	60,350427				10	10,265890	59,977246	10	9,422606	59,222155

STASJONER BUNNDYR								
Tinnsjø			Nisser			Gjende		
Lokalitet	Longitude	Latitude	Lokalitet	Longitude	Latitude	Lokalitet	Longitude	Latitude
1	9,028504	59,726670	1	8,512416	59,011925	1	8,504293	61,455238
2	9,028115	59,813404	2	8,512228	59,054717	2	8,564306	61,461638
3	9,005174	59,837723	3	8,519385	59,118974	3	8,620152	61,476267
4	8,830842	59,986834	4	8,489983	59,178116	4	8,676020	61,484797
5	8,771689	59,978206	5	8,506355	59,235502	5	8,761426	61,488043
6	8,806643	59,935520	6	8,532703	59,296495	6	8,799740	61,498689
7	8,870896	59,917649	7	8,471155	59,302789	7	8,759495	61,497358
8	8,935668	59,864026	8	8,458158	59,200169	8	8,611329	61,482383
9	8,992834	59,807255	9	8,469875	59,145651			
10	9,019300	59,768606	10	8,495527	59,090316			

Randsfjorden

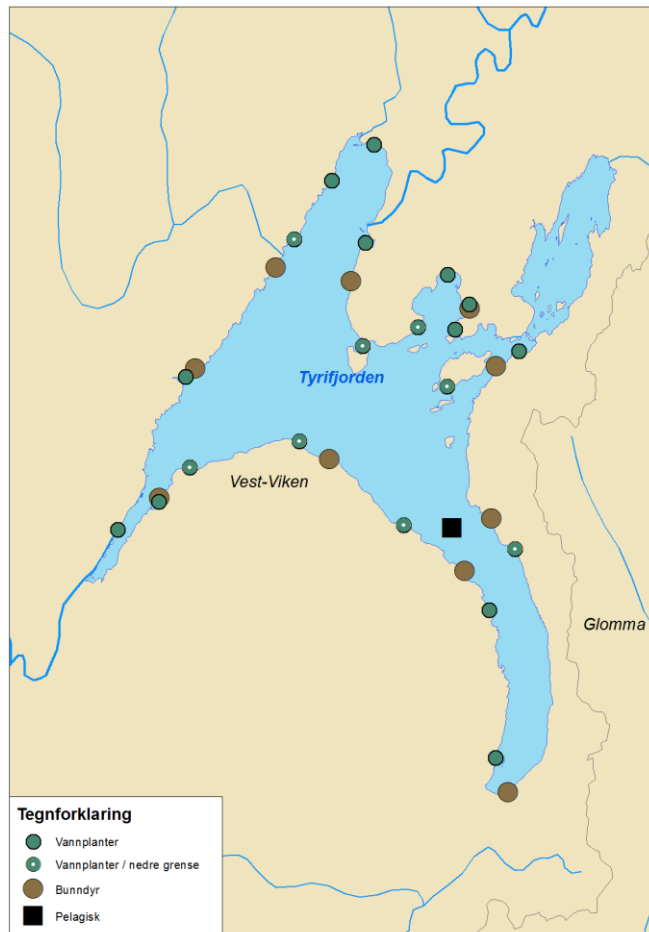


Eikeren

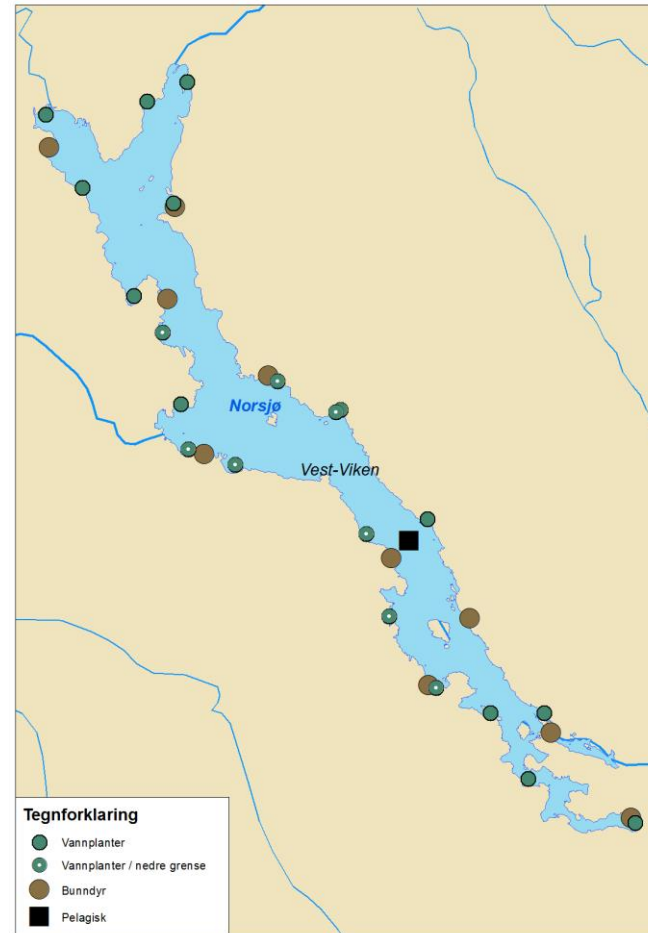


Merk: Navn på vannregion(er) er angitt (f.eks. Glomma, Vest-Viken, Agder).

Tyrifjorden

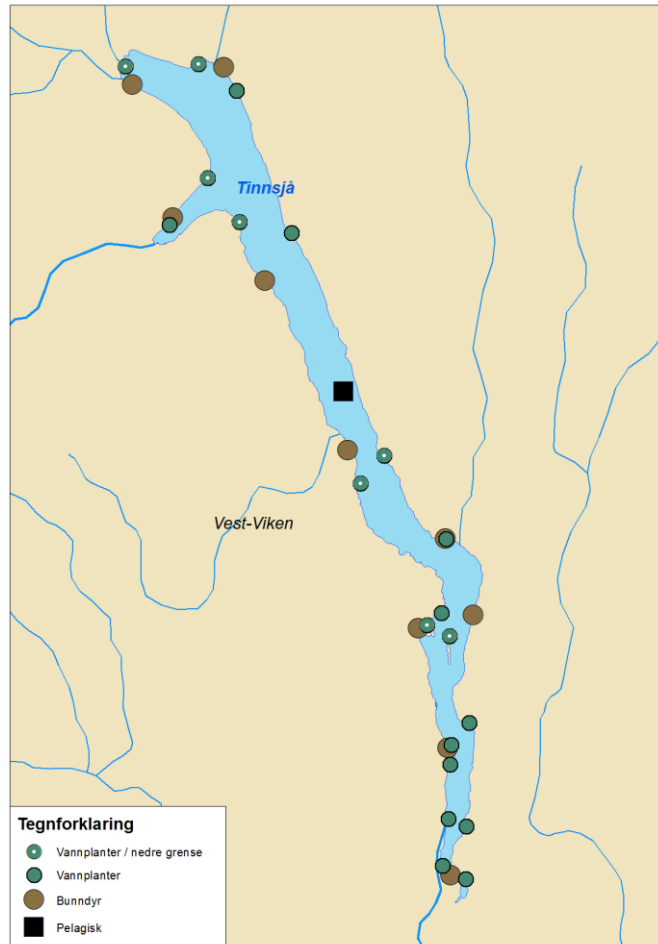


Norsjø

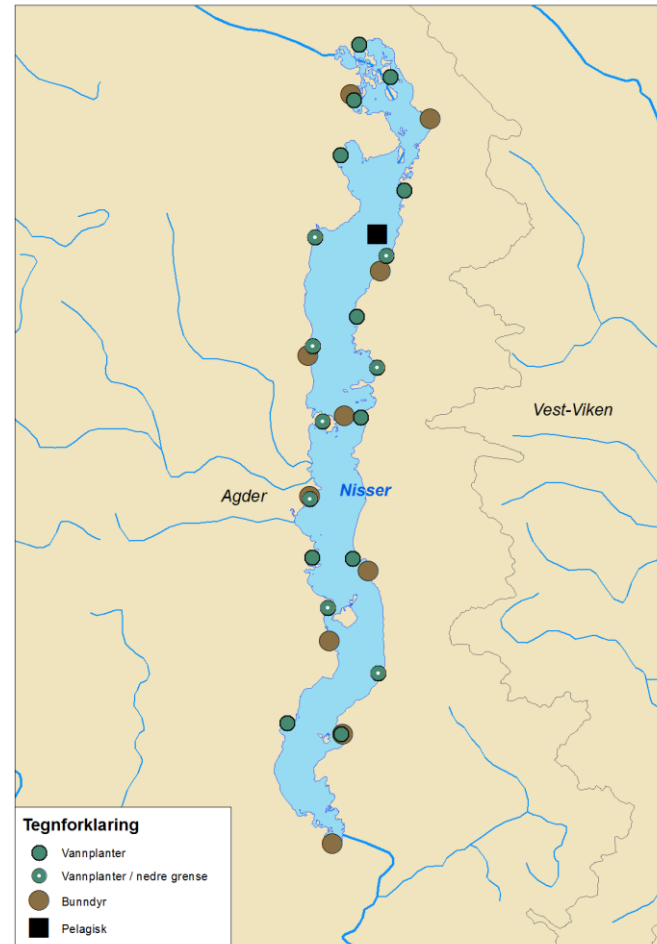


Merk: Navn på vannregion(er) er angitt (f.eks. Glomma, Vest-Viken, Agder).

Tinnsjø

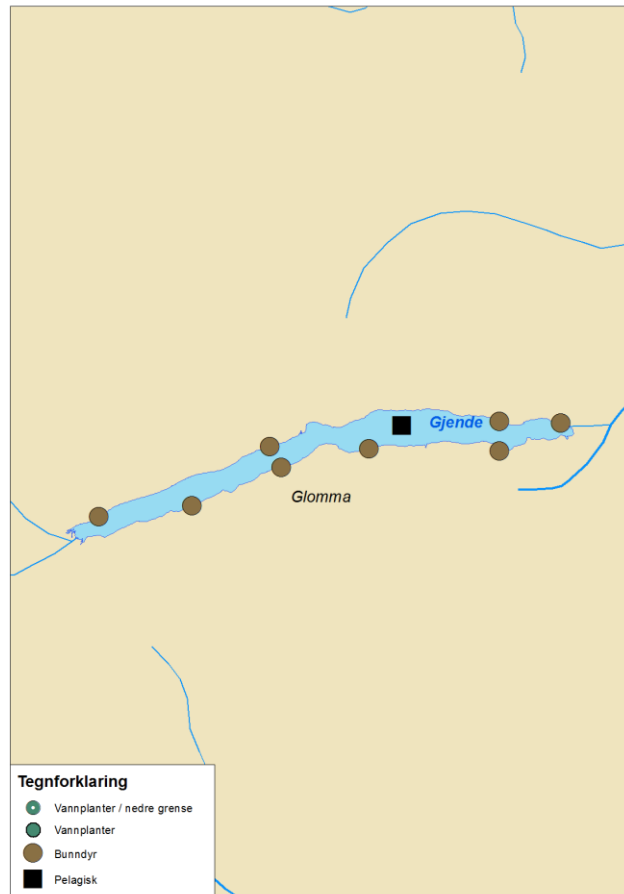


Nisser



Merk: Navn på vannregion(er) er angitt (f.eks. Glomma, Vest-Viken, Agder).

Gjende



Merk: Navn på vannregion(er) er angitt (f.eks. Glomma, Vest-Viken, Agder).

Vedlegg B. Vannkjemiske data fra blandprøver, samt siktedyp

RANDSFJORDEN*

Vannforekomst-ID: 012-523-L

		Epilimnion (1+5m)							
Parameter	Enhet	18.6.	20.7.	26.8.	24.9.	20.10.	min	gj. snitt	maks
pH	pH	7,4	7,3	7,2	7,3	7,3	7,2	7,3	7,4
KOND	mS/m	4,8	4,6	4,6	4,8	4,7	4,6	4,7	4,8
ALK	mmol/l	0,24	0,27	0,24	0,26	0,02	0,02	0,20	0,27
TURB860	FNU	0,25	0,22	0,35	0,29	0,19	0,19	0,26	0,35
FARG	mg Pt/l	20,5	21,0	20,5	21,5	24,0	20,5	21,5	24,0
Tot-P/L	µg P/l	4,3	6,4	3,7	5,3	6,0	3,7	5,1	6,4
PO4-P	µg P/l	3,4	2,9	1,7	2,5	2,7	1,7	2,6	3,4
Tot-N/L	µg N/l	465	425	360	430	445	360	425	465
NH4-N	µg N/l	7,2	8,0	12,5	9,7	10,3	7,2	9,5	12,5
NO3-N	µg N/l	375	360	325	330	345	325	347	375
TOC	mg C/l	4,5	4,4	5,0	4,8	4,7	4,4	4,7	5,0
Cl	mg/l	1,5	1,4	1,0	1,4	1,5	1,0	1,4	1,5
SO4	mg/l	3,8	3,3	3,6	3,7	3,6	3,3	3,6	3,8
Al/R	µg/l	24,5	26,0	25,5	16,5	4,0	4,0	19,3	26,0
Al/II	µg/l	4,0	18,5	9,5	14,0	4,0	4,0	10,0	18,5
L-Al	µg/l	20,5	7,5	16,0	2,5	0,0	0,0	9,3	20,5
Ca	mg/l	6,50	5,95	5,65	5,65	7,65	5,65	6,28	7,65
K	mg/l	0,59	0,55	0,51	0,53	0,63	0,51	0,56	0,63
Mg	mg/l	0,73	0,70	0,67	0,68	0,76	0,67	0,71	0,76
Na	mg/l	1,2	1,2	1,0	1,0	1,2	1,0	1,1	1,2
KLA/S	µg/l	3,7	2,0	1,5	1,7	1,8	1,5	2,1	3,7
ANC	µEkv/L	303	286	270	256	373	256	298	373
Siktedyp	m	5,5	5,5	4,5	4,75	5,5	4,5	5,2	5,5

		Hypolimnion (20+50+100m)							
Parameter	Enhet	18.6.	20.7.	26.8.	24.9.	20.10.	min	gj. snitt	maks
pH	pH	7,4	7,3	7,1	7,1	7,3	7,1	7,2	7,4
KOND	mS/m	5,1	4,8	4,8	4,7	4,8	4,7	4,8	5,1
ALK	mmol/l	0,29	0,18	0,26	0,24	0,02	0,02	0,20	0,29
TURB860	FNU	0,34	0,05	0,27	0,18	0,19	0,05	0,21	0,34
FARG	mg Pt/l	20,3	21,7	21,3	21,0	23,0	20,3	21,5	23,0
Tot-P/L	µg P/l	6,6	8,6	4,0	5,9	6,2	4,0	6,2	8,6
PO4-P	µg P/l	3,6	2,8	1,0	2,7	2,8	1,0	2,6	3,6
Tot-N/L	µg N/l	617	537	n.a.	460	503	460	529	617
NH4-N	µg N/l	13,2	8,0	4,8	5,4	12,3	4,8	8,8	13,2
NO3-N	µg N/l	413	423	403	383	373	373	399	423
TOC	mg C/l	4,4	4,5	4,7	4,7	4,7	4,4	4,6	4,7
Cl	mg/l	2,0	1,4	1,2	1,4	1,5	1,2	1,5	2,0
SO4	mg/l	3,9	3,6	3,8	3,6	3,7	3,6	3,7	3,9
Al/R	µg/l	17,3	20,3	18,7	12,0	7,3	7,3	15,1	20,3
Al/II	µg/l	7,9	16,0	11,5	11,3	4,0	4,0	10,1	16,0
L-Al	µg/l	9,5	4,3	7,1	0,7	3,3	0,7	5,0	9,5
Ca	mg/l	6,57	6,53	6,07	5,60	7,50	5,60	6,45	7,50
K	mg/l	0,74	0,58	0,53	0,55	0,64	0,53	0,61	0,74
Mg	mg/l	0,75	0,73	0,70	0,65	0,76	0,65	0,72	0,76
Na	mg/l	1,2	1,2	1,0	1,0	1,2	1,0	1,1	1,2
KLA/S	µg/l	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
ANC	µEkv/L	296	309	277	250	363	250	299	363

* data analysert av Eurofins i eget prosjekt utført av Rambøll/Limno-consult, data kun fra enkelt dyp (1m, 5m, 20m, 50m, 100m).

Epilimnion data er beregnet av NIVA basert på middelverdier fra 1m og 5m. Hypolimnion data er beregnet av NIVA basert på middelverdier fra 20m, 50m, 100m.

For verdier under deteksjonsgrensen er halve deteksjonsgrensen brukt, disse er angitt i kursiv dersom ett eller flere dyp er under deteksjonsgrensen

EIKEREN

Vannforekomst-ID: 012-542-2-L

		Epilimnion (0-10m)							
Parameter	Enhet	16.6.	21.7.	12.8.	23.9.	15.10.	min	gj. snitt	maks
pH	pH	7,3	7,5	7,5	7,4	7,4	7,3	7,4	7,5
KOND	mS/m	6,8	6,8	6,5	6,4	6,3	6,3	6,5	6,8
ALK	mmol/l	0,32	0,33	0,32	0,33	0,32	0,32	0,32	0,33
TURB860	FNU	0,36	0,53	0,55	0,64	0,63	0,36	0,54	0,64
FARG	mg Pt/l	13,0	12,0	12,0	16,0	18,0	12,0	14,2	18,0
Tot-P/L	µg P/l	5,0	6,0	4,0	6,0	8,0	4,0	5,8	8,0
PO4-P	µg P/l	0,5	3,0	2,0	2,0	2,0	0,5	1,9	3,0
Tot-N/L	µg N/l	770	770	750	690	725	690	741	770
NH4-N	µg N/l	1,0	17,0	6,0	9,0	1,0	1,0	6,8	17,0
NO3-N	µg N/l	580	560	550	480	500	480	534	580
TOC	mg C/l	3,1	3,1	3,2	3,7	3,7	3,1	3,4	3,7
Cl	mg/l	6,0	5,8	6,0	5,6	5,7	5,6	5,8	6,0
SO4	mg/l	4,3	4,4	4,3	4,0	4,0	4,0	4,2	4,4
Al/R	µg/l	17,0	12,0	18,0	17,0	49,0	12,0	22,6	49,0
Al/II	µg/l	2,5	5,0	10,0	7,0	45,0	2,5	13,9	45,0
L-Al	µg/l	14,5	7,0	8,0	10,0	4,0	4,0	8,7	14,5
Ca	mg/l	7,08	7,30	7,15	7,09	6,89	6,89	7,10	7,30
K	mg/l	0,77	0,78	0,81	0,77	0,79	0,77	0,78	0,81
Mg	mg/l	1,07	1,13	1,14	1,07	1,09	1,07	1,10	1,14
Na	mg/l	4,1	4,2	4,3	4,0	4,1	4,0	4,1	4,3
KLA/S	µg/l	1,1	1,4	1,3	1,7	1,8	1,1	1,5	1,8
ANC	µEkv/L	332	358	353	355	347	332	349	358
Siktedyp	m	8	6,8	8,5	5,1	6	5,1	6,9	8,5

		Hypolimnion (20+50+100+152m)							
Parameter	Enhet	16.6.	21.7.	12.8.	23.9.	15.10.	min	gj. snitt	maks
pH	pH	6,7	7,4	7,5	7,4	7,3	6,7	7,3	7,5
KOND	mS/m	1,8	6,8	6,7	6,8	6,7	1,8	5,8	6,8
ALK	mmol/l	0,11	0,32	0,32	0,31	0,31	0,11	0,27	0,32
TURB860	FNU	0,38	0,48	0,55	0,32	0,32	0,32	0,41	0,55
FARG	mg Pt/l	16,0	14,0	13,0	12,0	13,0	12,0	13,6	16,0
Tot-P/L	µg P/l	10,0	15,0	31,0	16,0	9,0	9,0	16,2	31,0
PO4-P	µg P/l	4,0	6,0	29,0	9,0	2,0	2,0	10,0	29,0
Tot-N/L	µg N/l	805	780	830	775	780	775	794	830
NH4-N	µg N/l	1,0	4,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,6	4,0
NO3-N	µg N/l	590	590	600	600	600	590	596	600
TOC	mg C/l	3,1	3,1	3,3	3,3	3,0	3,0	3,2	3,3
Cl	mg/l	5,9	5,8	6,1	6,1	6,2	5,8	6,0	6,2
SO4	mg/l	4,5	4,6	4,5	4,5	4,4	4,4	4,5	4,6
Al/R	µg/l	14,0	12,0	13,0	10,0	42,0	10,0	18,2	42,0
Al/II	µg/l	2,5	2,5	6,0	2,5	38,0	2,5	10,3	38,0
L-Al	µg/l	11,5	9,5	7,0	7,5	4,0	4,0	7,9	11,5
Ca	mg/l	7,15	7,22	7,15	7,40	7,14	7,14	7,21	7,40
K	mg/l	0,84	0,79	0,89	0,85	0,81	0,79	0,84	0,89
Mg	mg/l	1,13	1,11	1,15	1,15	1,15	1,11	1,14	1,15
Na	mg/l	4,1	4,1	4,3	4,2	4,3	4,1	4,2	4,3
KLA/S	µg/l	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
ANC	µEkv/L	341	346	345	352	344	341	346	352

TYRIFJORDEN

Vannforekomst-ID: 012-522-2-L

		Epilimnion (0-10m)							
Parameter	Enhet	15.6.	15.7.	11.8.	22.9.	13.10.	min	gj. snitt	maks
pH	pH	7,2	7,2	7,3	7,2	7,2	7,2	7,2	7,3
KOND	mS/m	4,0	3,8	3,8	3,6	3,6	3,6	3,8	4,0
ALK	mmol/l	0,25	0,24	0,24	0,24	0,23	0,23	0,24	0,25
TURB860	FNU	0,66	0,49	0,46	0,59	0,56	0,46	0,55	0,66
FARG	mg Pt/l	20,0	17,0	10,0	22,0	22,0	10,0	18,2	22,0
Tot-P/L	µg P/l	8,0	7,0	6,0	6,0	5,0	5,0	6,4	8,0
PO4-P	µg P/l	0,5	4,0	0,5	2,0	1,0	0,5	1,6	4,0
Tot-N/L	µg N/l	440	510	425	405	415	405	439	510
NH4-N	µg N/l	1,0	38,0	13,0	12,0	6,0	1,0	14,0	38,0
NO3-N	µg N/l	250	230	240	210	220	210	230	250
TOC	mg C/l	3,2	3,3	3,2	3,5	3,5	3,2	3,3	3,5
Cl	mg/l	1,7	1,7	1,6	1,5	1,5	1,5	1,6	1,7
SO4	mg/l	3,1	3,1	3,2	2,9	2,9	2,9	3,0	3,2
Al/R	µg/l	19,0	16,0	20,0	15,0	19,1	15,0	17,8	20,0
Al/II	µg/l	9,0	8,0	9,0	13,0	11,8	8,0	10,2	13,0
L-Al	µg/l	10,0	8,0	11,0	2,0	7,3	2,0	7,7	11,0
Ca	mg/l	5,29	5,28	5,18	5,26	5,13	5,13	5,23	5,29
K	mg/l	0,53	0,54	0,54	0,49	0,45	0,45	0,51	0,54
Mg	mg/l	0,71	0,69	0,71	0,68	0,66	0,66	0,69	0,71
Na	mg/l	1,5	1,5	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,5
KLA/S	µg/l	1,6	1,7	1,4	1,6	1,5	1,4	1,6	1,7
ANC	µEkv/L	266	266	261	270	261	261	265	270
Siktedyp	m	5,5	5,4	6,1	4,6	5,5	4,6	5,4	6,1

		Hypolimnion (20+50+100+200+281m)							
Parameter	Enhet	15.6.	15.7.	11.8.	22.9.	13.10.	min	gj. snitt	maks
pH	pH	7,1	7,2	7,3	7,2	7,2	7,1	7,2	7,3
KOND	mS/m	4,1	4,0	3,9	3,9	4,0	3,9	4,0	4,1
ALK	mmol/l	0,25	0,24	0,24	0,24	0,24	0,24	0,24	0,25
TURB860	FNU	0,56	0,15	0,48	0,48	0,34	0,15	0,40	0,56
FARG	mg Pt/l	19,0	17,0	12,0	19,0	18,0	12,0	17,0	19,0
Tot-P/L	µg P/l	4,0	12,0	4,0	6,0	6,0	4,0	6,4	12,0
PO4-P	µg P/l	1,0	8,0	1,0	3,0	2,0	1,0	3,0	8,0
Tot-N/L	µg N/l	500	555	510	490	475	475	506	555
NH4-N	µg N/l	8,0	68,0	9,0	3,0	1,0	1,0	17,8	68,0
NO3-N	µg N/l	280	290	310	300	310	280	298	310
TOC	mg C/l	3,4	3,6	3,3	3,2	3,2	3,2	3,3	3,6
Cl	mg/l	2,1	2,0	1,8	1,7	1,8	1,7	1,9	2,1
SO4	mg/l	3,3	3,4	3,3	3,2	3,2	3,2	3,3	3,4
Al/R	µg/l	18,0	14,0	16,0	13,0	31,0	13,0	18,4	31,0
Al/II	µg/l	8,0	6,0	7,0	7,0	29,0	6,0	11,4	29,0
L-Al	µg/l	10,0	8,0	9,0	6,0	2,0	2,0	7,0	10,0
Ca	mg/l	5,42	5,46	5,40	5,57	5,40	5,40	5,45	5,57
K	mg/l	0,57	0,66	0,54	0,53	0,53	0,53	0,57	0,66
Mg	mg/l	0,73	0,72	0,72	0,72	0,72	0,72	0,72	0,73
Na	mg/l	1,7	1,7	1,5	1,5	1,6	1,5	1,6	1,7
KLA/S	µg/l	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
ANC	µEkv/L	267	272	267	278	268	267	270	278

NORSJØ

Vannforekomst-ID: 016-6-L

		Epilimnion (0-10m)							
Parameter	Enhet	17.6.	23.7.	13.8.	24.9.	6.10.	min	gj. snitt	maks
pH	pH	7,3	6,7	6,8	6,7	6,7	6,7	6,8	7,3
KOND	mS/m	6,7	1,7	1,6	1,7	1,7	1,6	2,7	6,7
ALK	mmol/l	0,31	0,11	0,11	0,10	0,10	0,10	0,15	0,31
TURB860	FNU	0,55	0,40	0,54	1,80	1,70	0,40	1,00	1,80
FARG	mg Pt/l	13,0	13,0	11,0	25,0	28,0	11,0	18,0	28,0
Tot-P/L	µg P/l	5,0	15,0	5,0	6,0	8,0	5,0	7,8	15,0
PO4-P	µg P/l	0,5	7,0	1,0	2,0	3,0	0,5	2,7	7,0
Tot-N/L	µg N/l	255	210	195	280	330	195	254	330
NH4-N	µg N/l	1,0	13,0	4,0	1,0	19,0	1,0	7,6	19,0
NO3-N	µg N/l	110	81	79	85	78	78	87	110
TOC	mg C/l	2,6	2,1	2,0	3,7	4,1	2,0	2,9	4,1
Cl	mg/l	1,2	1,2	1,0	1,1	1,0	1,0	1,1	1,2
SO4	mg/l	1,2	1,4	1,2	1,1	1,1	1,1	1,2	1,4
Al/R	µg/l	26,0	16,0	15,0	28,0	35,0	15,0	24,0	35,0
Al/II	µg/l	17,0	9,0	9,0	23,0	29,0	2,0	17,4	29,0
L-Al	µg/l	9,0	7,0	6,0	5,0	6,0	5,0	6,6	9,0
Ca	mg/l	2,18	2,22	1,77	1,86	1,74	1,74	1,95	2,22
K	mg/l	0,23	0,28	0,21	0,24	0,26	0,21	0,24	0,28
Mg	mg/l	0,24	0,24	0,22	0,25	0,23	0,22	0,24	0,25
Na	mg/l	1,0	1,0	0,9	0,9	0,9	0,9	1,0	1,0
KLA/S	µg/l	1,6	1,8	1,7	1,6	1,0	1,0	1,5	1,8
ANC	µEkv/L	111	112	91	100	96	91	102	112
Siktedyp	m	5	7,9	7,1	2,75	2,65	2,7	5,1	7,9

		Hypolimnion (20+50+100+165m)							
Parameter	Enhet	17.6.	23.7.	13.8.	24.9.	6.10.	min	gj. snitt	maks
pH	pH	6,7	6,7	6,7	6,7	6,8	6,7	6,7	6,8
KOND	mS/m	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8
ALK	mmol/l	0,11	0,11	0,11	0,10	0,10	0,10	0,10	0,11
TURB860	FNU	0,37	0,36	0,96	0,40	0,45	0,36	0,51	0,96
FARG	mg Pt/l	14,0	14,0	14,0	14,0	13,0	13,0	13,8	14,0
Tot-P/L	µg P/l	4,0	4,0	39,0	3,0	6,0	3,0	11,2	39,0
PO4-P	µg P/l	2,0	1,0	23,0	0,5	2,0	0,5	5,7	23,0
Tot-N/L	µg N/l	255	240	260	255	300	240	262	300
NH4-N	µg N/l	1,0	4,0	1,0		1,0	1,0	1,8	4,0
NO3-N	µg N/l	130	140	140	140	140	130	138	140
TOC	mg C/l	2,3	2,2	2,4	2,3	2,5	2,2	2,3	2,5
Cl	mg/l	1,3	1,3	1,3	1,4	1,2	1,2	1,3	1,4
SO4	mg/l	1,2	1,3	1,3	1,2	1,2	1,2	1,2	1,3
Al/R	µg/l	23,0	20,0	19,0	19,0	20,0	19,0	20,2	23,0
Al/II	µg/l	17,0	14,0	13,0	14,0	14,0	13,0	14,4	17,0
L-Al	µg/l	6,0	6,0	6,0	5,0	6,0	5,0	5,8	6,0
Ca	mg/l	2,22	2,29	1,90	1,94	1,82	1,82	2,03	2,29
K	mg/l	0,23	0,25	0,28	0,23	0,23	0,23	0,24	0,28
Mg	mg/l	0,25	0,25	0,25	0,25	0,23	0,23	0,25	0,25
Na	mg/l	1,0	1,1	1,1	1,1	1,0	1,0	1,1	1,1
KLA/S	µg/l	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
ANC	µEkv/L	110	112	94	94	90	90	100	112

TINNSJÅ

Vannforekomst-ID: 016-2-1-L

		Epilimnion (0-10m)							
Parameter	Enhet	23.6.	29.7.	19.8.	16.9.	8.10.	min	gj. snitt	maks
pH	pH	6,8	6,7	6,7	6,6	6,7	6,6	6,7	6,8
KOND	mS/m	1,5	1,3	1,2	1,2	1,2	1,2	1,3	1,5
ALK	mmol/l	0,12	0,10	0,09	0,10	0,09	0,09	0,10	0,12
TURB860	FNU	0,31	0,33	0,43	0,46	0,47	0,31	0,40	0,47
FARG	mg Pt/l	7,0	8,0	8,0	15,0	14,0	7,0	10,4	15,0
Tot-P/L	µg P/l	7,0	13,0	4,0	9,0	4,0	4,0	7,4	13,0
PO4-P	µg P/l	4,0	8,0	2,0	4,0	0,5	0,5	3,7	8,0
Tot-N/L	µg N/l	290	160	155	190	185	155	196	290
NH4-N	µg N/l	4,0	6,0	6,0	4,0	11,0	4,0	6,2	11,0
NO3-N	µg N/l	71	57	52	48	54	48	56	71
TOC	mg C/l	1,7	1,4	1,4	2,4	2,1	1,4	1,8	2,4
Cl	mg/l	0,6	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,6
SO4	mg/l	1,2	1,2	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,2
Al/R	µg/l	13,0	11,0	12,0	17,0	17,0	11,0	14,0	17,0
Al/II	µg/l	7,0	5,0	6,0	13,0	13,0	5,0	8,8	13,0
L-Al	µg/l	6,0	6,0	6,0	4,0	4,0	4,0	5,2	6,0
Ca	mg/l	1,86	1,90	1,51	1,47	1,43	1,43	1,63	1,90
K	mg/l	0,25	0,20	0,17	0,17	0,16	0,16	0,19	0,25
Mg	mg/l	0,16	0,15	0,15	0,15	0,14	0,14	0,15	0,16
Na	mg/l	0,7	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,7
KLA/S	µg/l	0,6	1,2	1,1	0,7	0,8	0,6	0,9	1,2
ANC	µEkv/L	95	94	77	76	72	72	83	95
Siktedyp	m	12,5	10,3	11	5,5	8,25	5,5	9,5	12,5

		Hypolimnion (20+50+100+200+300+400+428m)							
Parameter	Enhet	23.6.	29.7.	19.8.	16.9.	8.10.	min	gj. snitt	maks
pH	pH	6,6	6,6	6,7	6,6	6,7	6,6	6,7	6,7
KOND	mS/m	1,7	1,3	1,3	1,4	1,3	1,3	1,4	1,7
ALK	mmol/l	0,11	0,09	0,10	0,10	0,09	0,09	0,10	0,11
TURB860	FNU	0,15	0,15	0,15	0,31	0,15	0,15	0,18	0,31
FARG	mg Pt/l	8,0	9,0	8,0	7,0	7,0	7,0	7,8	9,0
Tot-P/L	µg P/l	22,0	12,0	11,0	8,0	6,0	6,0	11,8	22,0
PO4-P	µg P/l	13,0	6,0	6,0	2,0	2,0	2,0	5,8	13,0
Tot-N/L	µg N/l	645	225	180	210	190	180	290	645
NH4-N	µg N/l	60,0	4,0	2,0	1,0	1,0	1,0	13,6	60,0
NO3-N	µg N/l	79	88	90	86	71	71	83	90
TOC	mg C/l	2,5	1,5	1,4	1,5	1,4	1,4	1,7	2,5
Cl	mg/l	0,9	0,6	0,5	0,6	0,5	0,5	0,6	0,9
SO4	mg/l	1,3	1,3	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,3
Al/R	µg/l	13,0	10,0	11,0	10,0	52,0	10,0	19,2	52,0
Al/II	µg/l	6,0	6,0	6,0	2,5	37,0	2,5	11,5	37,0
L-Al	µg/l	7,0	4,0	5,0	7,5	15,0	4,0	7,7	15,0
Ca	mg/l	2,05	1,94	1,61	1,77	1,52	1,52	1,78	2,05
K	mg/l	0,50	0,21	0,20	0,19	0,18	0,18	0,26	0,50
Mg	mg/l	0,17	0,16	0,15	0,15	0,15	0,15	0,16	0,17
Na	mg/l	0,9	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,7	0,9
KLA/S	µg/l	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
ANC	µEkv/L	109	93	77	84	74	74	87	109

NISSER

Vannforekomst-ID: 019-1267-L

		Epilimnion (0-10m)							
Parameter	Enhet	22.6.	28.7.	18.8.	17.9.	7.10.	min	gj. snitt	maks
pH	pH	6,0	5,9	6,1	6,1	6,0	5,9	6,0	6,1
KOND	mS/m	1,2	1,1	1,2	1,1	1,1	1,1	1,2	1,2
ALK	mmol/l	0,05	0,06	0,06	0,06	0,05	0,05	0,06	0,06
TURB860	FNU	0,33	0,56	0,39	0,38	0,47	0,33	0,43	0,56
FARG	mg Pt/l	13,0	13,0	13,0	17,0	16,0	13,0	14,4	17,0
Tot-P/L	µg P/l	10,0	18,0	4,0	4,0	15,0	4,0	10,2	18,0
PO4-P	µg P/l	5,0	10,0	2,0	0,5	8,0	0,5	5,1	10,0
Tot-N/L	µg N/l	355	275	285	260	315	260	298	355
NH4-N	µg N/l	17,0	11,0	20,0	5,0	3,0	3,0	11,2	20,0
NO3-N	µg N/l	120	130	120	110	100	100	116	130
TOC	mg C/l	2,8	2,5	2,6	3,0	3,2	2,5	2,8	3,2
Cl	mg/l	1,0	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	1,0
SO4	mg/l	1,3	1,3	1,1	1,1	1,1	1,1	1,2	1,3
Al/R	µg/l	55,0	51,0	44,0	48,0	36,0	36,0	46,8	55,0
Al/II	µg/l	39,0	35,0	33,0	36,0	30,0	30,0	34,6	39,0
L-Al	µg/l	16,0	16,0	11,0	12,0	6,0	6,0	12,2	16,0
Ca	mg/l	1,04	1,04	0,85	0,83	0,85	0,83	0,92	1,04
K	mg/l	0,22	0,21	0,18	0,14	0,19	0,14	0,19	0,22
Mg	mg/l	0,16	0,15	0,17	0,15	0,14	0,14	0,15	0,17
Na	mg/l	0,9	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,9
KLA/S	µg/l	0,8	0,9	1,0	1,1	1,0	0,8	0,9	1,1
ANC	µEkv/L	44	42	38	35	37	35	39	44
Siktedyp	m	8,6	7,1	7,75	6	5,9	5,9	7,1	8,6

		Hypolimnion (20+50+100+200+221m)							
Parameter	Enhet	22.6.	28.7.	18.8.	17.9.	7.10.	min	gj. snitt	maks
pH	pH	5,9	5,8	5,9	5,9	5,9	5,8	5,9	5,9
KOND	mS/m	1,2	1,2	1,1	1,2	1,2	1,1	1,2	1,2
ALK	mmol/l	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
TURB860	FNU	0,15	0,23	0,15	0,48	0,15	0,15	0,23	0,48
FARG	mg Pt/l	13,0	14,0	14,0	13,0	11,0	11,0	13,0	14,0
Tot-P/L	µg P/l	8,0	19,0	7,0	8,0	13,0	7,0	11,0	19,0
PO4-P	µg P/l	4,0	7,0	3,0	2,0	6,0	2,0	4,4	7,0
Tot-N/L	µg N/l	270	340	255	305	295	255	293	340
NH4-N	µg N/l	1,0	11,0	2,0	1,0	1,0	1,0	3,2	11,0
NO3-N	µg N/l	130	150	140	89	150	89	132	150
TOC	mg C/l	2,5	2,6	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,6
Cl	mg/l	0,9	1,0	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	1,0
SO4	mg/l	1,2	1,4	1,2	1,2	1,3	1,2	1,3	1,4
Al/R	µg/l	56,0	52,0	49,0	49,0	23,0	23,0	45,8	56,0
Al/II	µg/l	35,0	34,0	34,0	32,0	21,0	21,0	31,2	35,0
L-Al	µg/l	21,0	18,0	15,0	17,0	2,0	2,0	14,6	21,0
Ca	mg/l	1,07	1,09	0,89	0,83	0,93	0,83	0,96	1,09
K	mg/l	0,17	0,21	0,15	0,16	0,16	0,15	0,17	0,21
Mg	mg/l	0,15	0,16	0,15	0,16	0,15	0,15	0,15	0,16
Na	mg/l	0,8	0,9	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,9
KLA/S	µg/l	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
ANC	µEkv/L	45	42	34	36	33	33	38	45

GJENDE

Vannforekomst-ID: 002-147-L

		Epilimnion (0-10m)								
Parameter	Enhet	24.6.	16.7.	17.8.	21.9.	12.10.	min	gj. snitt	maks	
pH	pH	6,8	6,8	7,3	6,8	6,7	6,7	6,9	7,3	
KOND	mS/m	1,1	1,1	1,1	1,1	1,0	1,0	1,1	1,1	
ALK	mmol/l	0,10	0,10	0,11	0,10	0,10	0,10	0,10	0,11	
TURB860	FNU	0,87	0,84	1,30	1,60	1,00	0,84	1,12	1,60	
FARG	mg Pt/l	1,0	1,0	2,0	2,0	2,0	1,0	1,6	2,0	
Tot-P/L	µg P/l	6,0	16,0	19,0	11,0	8,0	6,0	12,0	19,0	
PO4-P	µg P/l	4,0	11,0	13,0	5,0	9,0	4,0	8,4	13,0	
Tot-N/L	µg N/l	147	127	175	170	150	127	154	175	
NH4-N	µg N/l	3,0	4,0	2,0	14,0	3,0	2,0	5,2	14,0	
NO3-N	µg N/l	58	36	50	52	55	36	50	58	
TOC	mg C/l	0,4	0,4	0,5	0,4	0,5	0,4	0,5	0,5	
Cl	mg/l	0,2	0,3	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,3	
SO4	mg/l	1,1	1,1	1,1	1,0	1,0	1,0	1,0	1,1	
Al/R	µg/l	5,0	5,0	5,0	2,5	18,0	2,5	7,1	18,0	
Al/II	µg/l	2,5	2,5	2,5	2,5	5,0	2,5	3,0	5,0	
L-Al	µg/l	2,5	2,5	2,5	0,0	13,0	0,0	4,1	13,0	
Ca	mg/l	1,46	1,55	1,10	1,09	1,10	1,09	1,26	1,55	
K	mg/l	0,19	0,21	0,22	0,18	0,18	0,18	0,20	0,22	
Mg	mg/l	0,28	0,29	0,28	0,27	0,28	0,27	0,28	0,29	
Na	mg/l	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	
KLA/S	µg/l	1,2	1,4	1,0	0,8	0,8	0,8	1,0	1,4	
ANC	µEkv/L	85	91	69	67	69	67	76	91	
Siktedyp	m	7	5,2	5,5	4,75	5,8	4,8	5,7	7,0	

		Hypolimnion (20+50+100+133m)								
Parameter	Enhet	24.6.	16.7.	17.8.	21.9.	12.10.	min	gj. snitt	maks	
pH	pH	6,7	6,8	6,7	6,6	6,7	6,6	6,7	6,8	
KOND	mS/m	1,3	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,3	
ALK	mmol/l	0,10	0,10	0,09	0,10	0,10	0,09	0,10	0,10	
TURB860	FNU	0,84	0,93	1,10	1,30	0,95	0,84	1,02	1,30	
FARG	mg Pt/l	2,0	1,0	2,0	1,0	1,0	1,0	1,4	2,0	
Tot-P/L	µg P/l	19,0	20,0	20,0	26,0	19,0	19,0	20,8	26,0	
PO4-P	µg P/l	12,0	14,0	13,0	7,0	12,0	7,0	11,6	14,0	
Tot-N/L	µg N/l	395	185	115	143	133	115	194	395	
NH4-N	µg N/l	11,0	11,0	1,0	2,0	1,0	1,0	5,2	11,0	
NO3-N	µg N/l	59	59	19	56	51	19	49	59	
TOC	mg C/l	1,0	0,7	0,4	0,4	0,5	0,4	0,6	1,0	
Cl	mg/l	0,5	0,3	0,2	0,2	0,2	0,2	0,3	0,5	
SO4	mg/l	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	
Al/R	µg/l	5,0	2,5	2,5	7,0	30,0	2,5	9,4	30,0	
Al/II	µg/l	2,5	2,5	2,5	2,5	16,0	2,5	5,2	16,0	
L-Al	µg/l	2,5	0,0	0,0	4,5	14,0	0,0	4,2	14,0	
Ca	mg/l	1,52	1,52	1,14	1,11	1,14	1,11	1,29	1,52	
K	mg/l	0,32	0,23	0,18	0,19	0,19	0,18	0,22	0,32	
Mg	mg/l	0,29	0,29	0,27	0,28	0,28	0,27	0,28	0,29	
Na	mg/l	0,6	0,5	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,6	
KLA/S	µg/l	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	
ANC	µEkv/L	92	88	71	68	70	68	78	92	

Vedlegg C. Vertikalprofiler av turbiditet, ledningsevne og pH basert på analyser av enkeltprøver.

RANDEFJORDEN

Vannforekomst-ID: 012-523-L

Dyp (m)	pH					min	gj. snitt	maks
	18.6.	20.7.	26.8.	24.9.	20.10.			
1	7.3	7.3	7.2	7.3	7.2	7.2	7.3	7.3
5	7.4	7.3	7.2	7.3	7.3	7.2	7.3	7.4
20	7.4	7.3	7.1	7.1	7.3	7.1	7.2	7.4
50	7.4	7.3	7.1	7.1	7.3	7.1	7.2	7.4
100	7.4	7.3	7.1	7.1	7.3	7.1	7.2	7.4

Dyp (m)	Konduktivitet (mS/m)					min	gj. snitt	maks
	18.6.	20.7.	26.8.	24.9.	20.10.			
1	4.9	4.6	4.6	4.8	4.7	4.6	4.7	4.9
5	4.6	4.6	4.6	4.7	4.7	4.6	4.7	4.7
20	5.0	4.5	4.7	4.6	4.8	4.5	4.7	5.0
50	5.1	4.9	4.8	4.7	4.8	4.7	4.9	5.1
100	5.3	5.0	4.9	4.8	4.9	4.8	5.0	5.3

Dyp (m)	Turbiditet (FTU)					min	gj. snitt	maks
	18.6.	20.7.	26.8.	24.9.	20.10.			
1	0.28	0.22	0.35	0.32	0.18	0.18	0.27	0.35
5	0.21	0.21	0.35	0.25	0.2	0.20	0.24	0.35
20	0.19	0.05	0.32	0.19	0.21	0.05	0.19	0.32
50	0.57	0.05	0.24	0.16	0.21	0.05	0.25	0.57
100	0.26	0.05	0.26	0.18	0.15	0.05	0.18	0.26

EIKEREN

Vannforekomst-ID: 012-542-2-L

Dyp (m)	pH					min	gj. snitt	maks
	16.6.	21.7.	12.8.	23.9.	15.10.			
0.5	7.3	7.4	7.5	7.4	7.3	7.3	7.3	7.5
5	7.3	7.5	7.5	7.3	7.4	7.3	7.4	7.5
20	7.3	7.4	7.5	7.3	7.2	7.2	7.3	7.5
50	7.2	7.4	7.4	7.3	7.3	7.2	7.3	7.4
100	7.3	7.4	7.5	7.3	7.3	7.3	7.4	7.5
152	7.3	7.4	7.5	7.3	7.2	7.2	7.3	7.5

Dyp (m)	Konduktivitet (mS/m)					min	gj. snitt	maks
	16.6.	21.7.	12.8.	23.9.	15.10.			
0.5	6.6	6.5	6.7	8.5	6.3	6.3	6.9	8.5
5	6.6	6.7	6.6	6.4	6.4	6.4	6.5	6.7
20	6.6	6.6	6.6	6.7	6.6	6.6	6.6	6.7
50	6.6	6.6	6.7	6.7	6.6	6.6	6.6	6.7
100	6.7	6.7	6.6	6.7	6.6	6.6	6.7	6.7
152	6.6	6.7	6.7	6.8	6.8	6.6	6.7	6.8

Dyp (m)	Turbiditet (FTU)					min	gj. snitt	maks
	16.6.	21.7.	12.8.	23.9.	15.10.			
0.5	0.35	0.38	0.43	0.50	0.43	0.35	0.42	0.50
5	0.15	0.36	0.41	0.46	0.39	0.15	0.35	0.46
20	0.32	0.15	0.15	0.15	0.31	0.15	0.22	0.32
50	0.15	0.15	0.31	0.15	0.15	0.15	0.18	0.31
100	0.15	0.30	0.15	0.15	0.15	0.15	0.18	0.30
152	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15

TYRIFJORDEN

Vannforekomst-ID: 012-522-2-L

Dyp (m)	pH							
	15.6.	15.7.	11.8.	22.9.	13.10.	min	gj. snitt	maks
0.5	7.2	7.2	7.3	7.2	7.2	7.2	7.2	7.3
5	7.2	7.3	7.3	7.3	7.2	7.2	7.3	7.3
20	7.2	7.2	7.2	7.2	7.2	7.2	7.2	7.2
50	7.2	7.3	7.3	7.2	7.2	7.2	7.2	7.3
100	7.2	7.3	7.3	7.2	7.2	7.2	7.2	7.3
200	7.2	7.3	7.2	7.2	7.2	7.2	7.2	7.3
281	7.2	7.3	7.3	7.1	7.2	7.1	7.2	7.3

Dyp (m)	Konduktivitet (mS/m)							
	15.6.	15.7.	11.8.	22.9.	13.10.	min	gj. snitt	maks
0.5	4.0	3.7	3.8	3.6	3.6	3.6	3.7	4.0
5	3.9	3.7	3.8	3.6	3.6	3.6	3.7	3.9
20	3.8	3.8	3.9	3.8	3.6	3.6	3.8	3.9
50	4.0	3.9	3.9	3.9	4.0	3.9	3.9	4.0
100	4.0	3.9	4.0	4.0	3.9	3.9	3.9	4.0
200	4.0	4.0	4.0	4.0	4.0	4.0	4.0	4.0
281	4.0	4.0	3.3	4.1	4.0	3.3	3.9	4.1

Dyp (m)	Turbiditet (FTU)							
	15.6.	15.7.	11.8.	22.9.	13.10.	min	gj. snitt	maks
0.5	0.55	0.44	0.35	0.54	0.48	0.35	0.47	0.55
5	0.50	0.34	0.38	0.44	0.43	0.34	0.42	0.50
20	0.43	0.15	0.32	0.35	0.40	0.15	0.33	0.43
50	0.35	0.15	0.30	0.15	0.15	0.15	0.22	0.35
100	0.34	0.15	0.31	0.15	0.15	0.15	0.22	0.34
200	0.15	0.15	0.35	0.15	0.15	0.15	0.19	0.35
281	0.15	0.15	0.33	0.48	0.15	0.15	0.25	0.48

NORSJØ

Vannforekomst-ID: 016-6-L

Dyp (m)	pH							
	17.6.	23.7.	13.8.	24.9.	6.10.	min	gj. snitt	maks
0.5	6.7	6.8	6.8	6.7	6.6	6.6	6.7	6.8
5	6.7	6.8	6.8	6.7	6.7	6.7	6.7	6.8
20	6.7	6.6	6.6	6.6	6.6	6.6	6.6	6.7
50	6.6	6.6	6.6	6.6	6.7	6.6	6.6	6.7
100	6.6	6.6	6.6	6.6	6.7	6.6	6.6	6.7
165	6.6	6.6	6.6	6.6	6.7	6.6	6.6	6.7

Dyp (m)	Konduktivitet (mS/m)							
	17.6.	23.7.	13.8.	24.9.	6.10.	min	gj. snitt	maks
0.5	1.7	1.7	1.6	1.6	1.6	1.6	1.6	1.7
5	1.7	1.6	1.6	1.7	1.6	1.6	1.6	1.7
20	1.7	1.7	1.7	1.7	1.6	1.6	1.7	1.7
50	1.7	1.8	1.8	1.6	1.7	1.6	1.7	1.8
100	1.8	1.8	1.8	1.8	1.8	1.8	1.8	1.8
165	1.8	1.8	1.8	1.9	1.8	1.8	1.8	1.9

Dyp (m)	Turbiditet (FTU)							
	17.6.	23.7.	13.8.	24.9.	6.10.	min	gj. snitt	maks
0.5	0.56	0.40	0.52	1.70	1.80	0.40	1.00	1.80
5	0.53	0.40	0.47	1.80	6.65	0.40	1.97	6.65
20	0.50	0.35	0.39	0.47	1.80	0.35	0.70	1.80
50	0.40	0.37	0.39	2.60	0.32	0.32	0.82	2.60
100	0.33	0.35	0.44	0.31	0.15	0.15	0.32	0.44
165	0.38	0.35	0.36	0.33	0.34	0.33	0.35	0.38

TINNSJÅ

Vannforekomst-ID: 016-2-1-L

Dyp (m)	pH					min	gj. snitt	maks
	23.6.	29.7.	19.8.	16.9.	8.10.			
0.5	6.6	6.7	6.8	6.6	6.7	6.6	6.7	6.8
5	6.6	6.7	6.8	6.6	6.7	6.6	6.7	6.8
20	6.7	6.6	6.8	6.6	6.7	6.6	6.7	6.8
50	6.7	6.6	6.8	6.6	6.7	6.6	6.7	6.8
100	6.6	6.6	6.6	6.6	6.7	6.6	6.6	6.7
200	6.6	6.6	6.7	6.6	6.7	6.6	6.6	6.7
300	6.6	6.6	6.7	6.6	6.7	6.6	6.6	6.7
400	6.6	6.6	6.6	6.5	6.7	6.5	6.6	6.7
428		6.5	6.7	6.5	6.7	6.5	6.6	6.7

Dyp (m)	Konduktivitet (mS/m)					min	gj. snitt	maks
	23.6.	29.7.	19.8.	16.9.	8.10.			
0.5	1.3	1.3	1.3	1.2	1.2	1.2	1.3	1.3
5	1.3	1.3	1.3	1.2	1.2	1.2	1.3	1.3
20	1.3	1.3	1.3	1.3	1.2	1.2	1.3	1.3
50	1.3	1.3	1.3	1.3	1.3	1.3	1.3	1.3
100	1.3	1.3	1.3	1.3	1.3	1.3	1.3	1.3
200	1.3	1.3	1.3	1.3	1.3	1.3	1.3	1.3
300	1.3	1.3	1.3	1.3	1.3	1.3	1.3	1.3
400	1.3	1.3	1.3	1.4	1.3	1.3	1.3	1.4
428		1.3	1.3	1.3	1.3	1.3	1.3	1.3

Dyp (m)	Turbiditet (FTU)					min	gj. snitt	maks
	23.6.	29.7.	19.8.	16.9.	8.10.			
0.5	0.34	0.36	0.15	0.42	0.34	0.15	0.32	0.42
5	0.15	0.15	0.31	0.54	0.34	0.15	0.30	0.54
20	0.15	0.15	0.15	0.43	0.36	0.15	0.25	0.43
50	0.15	0.15	0.15	0.36	0.15	0.15	0.19	0.36
100	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15
200	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15
300	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15
400	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15
428		0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15

NISSER

Vannforekomst-ID: 019-1267-L

Dyp (m)	pH					min	gj. snitt	maks
	22.6.	28.7.	18.8.	17.9.	7.10.			
0.5	6.1	6.0	6.0	6.0	6.0	6.0	6.0	6.1
5	6.0	6.0	6.0	6.0	6.0	6.0	6.0	6.0
20	5.9	5.9	6.0	5.9	5.9	5.9	5.9	6.0
50	5.8	5.9	5.9	5.9	5.9	5.8	5.9	5.9
100	5.9	5.9	5.9	5.9	5.9	5.9	5.9	5.9
200	5.8	5.8	5.9	5.9	5.9	5.8	5.9	5.9
221	5.8	5.9	5.9	5.9	5.9	5.8	5.9	5.9

Dyp (m)	Konduktivitet (mS/m)					min	gj. snitt	maks
	22.6.	28.7.	18.8.	17.9.	7.10.			
0.5	1.3	1.2	1.2	1.1	1.1	1.1	1.2	1.3
5	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1
20	1.1	1.1	1.1	1.2	1.1	1.1	1.1	1.2
50	1.1	1.2	1.2	1.2	1.1	1.1	1.1	1.2
100	1.2	1.1	1.1	1.2	1.1	1.1	1.1	1.2
200	1.1	1.2	1.1	1.2	1.1	1.1	1.1	1.2
221	1.1	1.2	1.2	1.2	1.2	1.1	1.1	1.2

Dyp (m)	Turbiditet (FTU)					min	gj. snitt	maks
	22.6.	28.7.	18.8.	17.9.	7.10.			
0.5	0.37	0.58	0.31	0.33	0.39	0.31	0.40	0.58
5	0.15	0.31	0.30	0.33	0.34	0.15	0.29	0.34
20	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15
50	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15
100	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15
200	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15
221	0.15	0.31	0.15	0.15	0.15	0.15	0.18	0.31

GJENDE

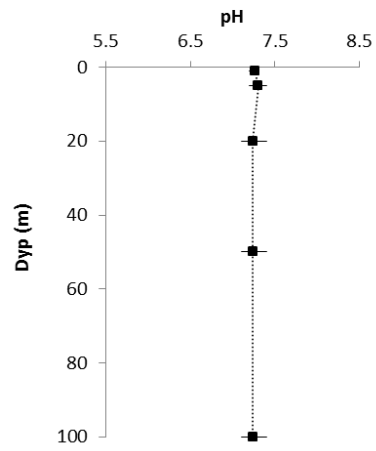
Vannforekomst-ID: 002-147-L

Dyp (m)	pH							
	24.6.	16.7.	17.8.	21.9.	12.10.	min	gj. snitt	maks
0.5	6.9	6.9	6.7	6.8	6.8	6.7	6.8	6.9
5	6.8	6.8	6.8	6.8	6.8	6.8	6.8	6.8
20	6.8	6.8	6.8	6.8	6.8	6.8	6.8	6.8
50	6.8	6.8	6.8	6.8	6.8	6.8	6.8	6.8
100	6.8	6.8	6.8	6.8	6.8	6.8	6.8	6.8
133	6.8	6.8	6.8	6.8	6.8	6.8	6.8	6.8

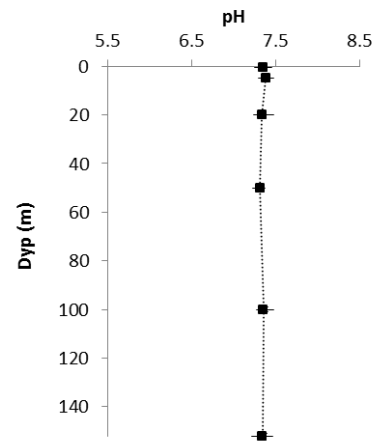
Dyp (m)	Konduktivitet (mS/m)							
	24.6.	16.7.	17.8.	21.9.	12.10.	min	gj. snitt	maks
0.5	1.1	1.1	1.2	1.0	1.0	1.0	1.1	1.2
5	1.1	1.1	1.1	0.5	1.0	0.5	1.0	1.1
20	1.1	1.1	1.1	1.0	1.0	1.0	1.1	1.1
50	1.1	1.1	1.1	1.0	1.0	1.0	1.0	1.1
100	1.1	1.1	1.1	1.1	1.0	1.0	1.1	1.1
133	1.1	1.1	1.1	1.0	1.1	1.0	1.1	1.1

Dyp (m)	Turbiditet (FTU)							
	24.6.	16.7.	17.8.	21.9.	12.10.	min	gj. snitt	maks
0.5	0.62	0.57	1.00	1.20	0.77	0.57	0.83	1.20
5	0.59	0.60	0.94	1.20	0.67	0.59	0.80	1.20
20	0.59	0.90	0.93	1.20	0.70	0.59	0.86	1.20
50	0.60	0.52	0.80	1.20	0.65	0.52	0.75	1.20
100	0.59	0.52	0.71	0.57	0.65	0.52	0.61	0.71
133	0.58	0.64	0.64	0.47	0.49	0.47	0.56	0.64

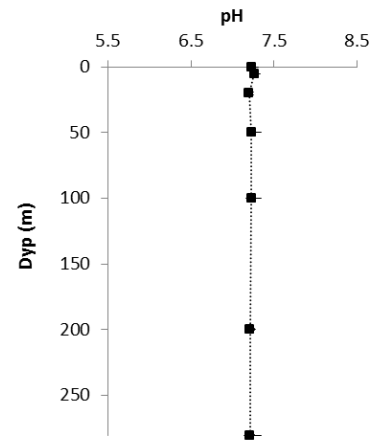
Randsfjorden



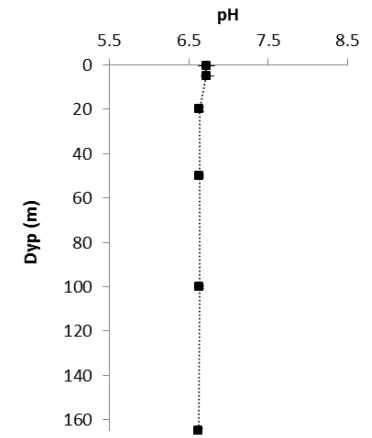
Eikeren



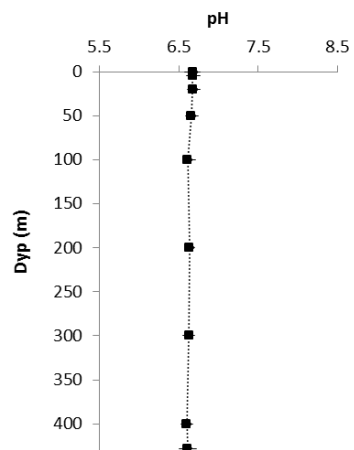
Tyrifjorden



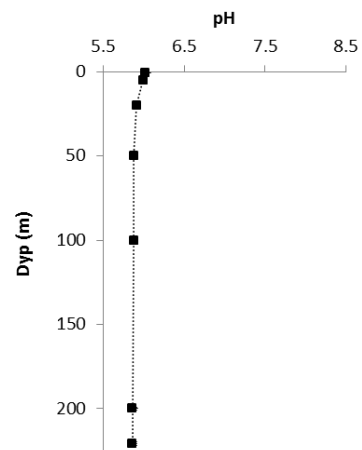
Norsjø



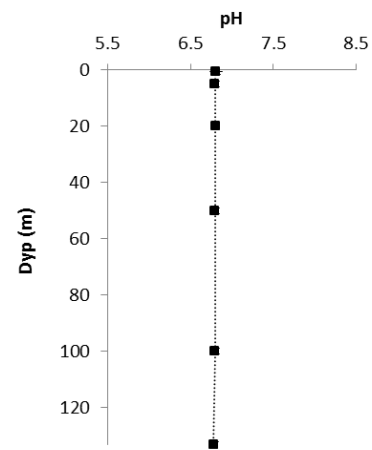
Tinnsjø



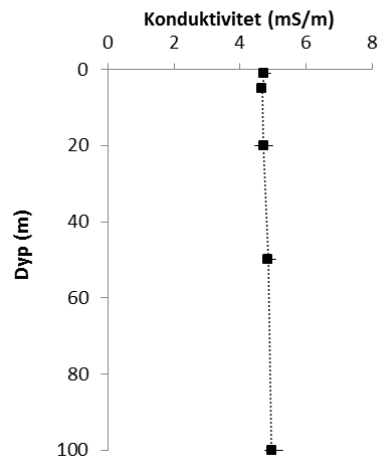
Nisser



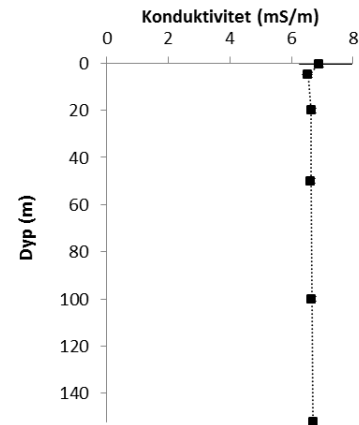
Gjende



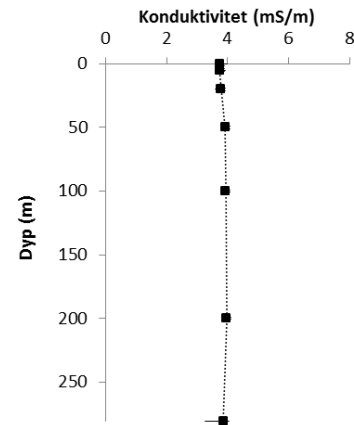
Randsfjorden



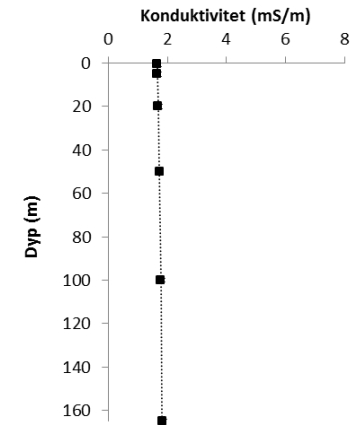
Eikeren



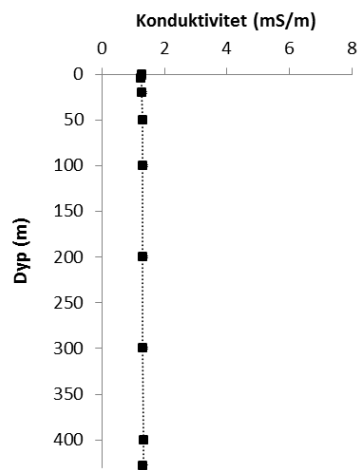
Tyrifjorden



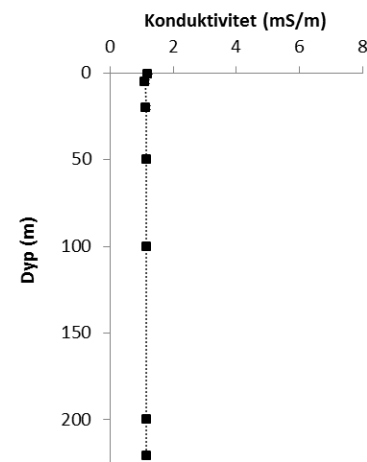
Norsjø



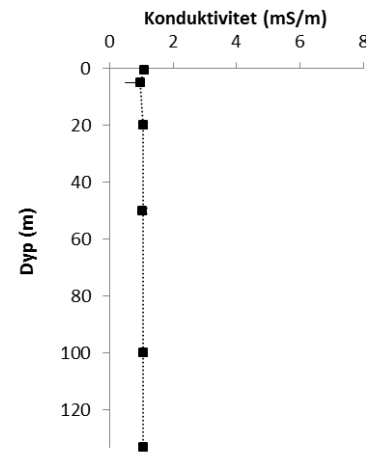
Tinnsjø



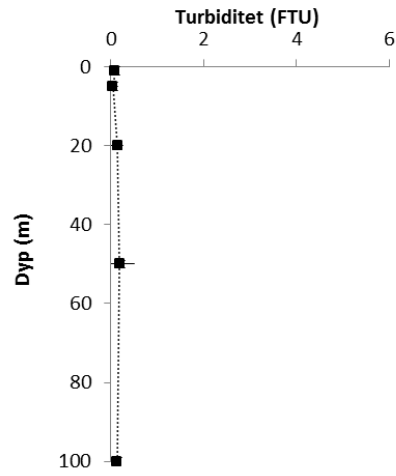
Nisser



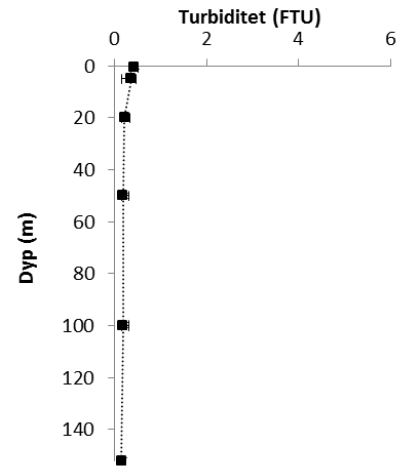
Gjende



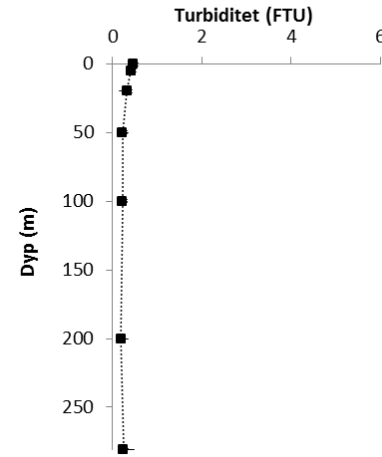
Randsfjorden



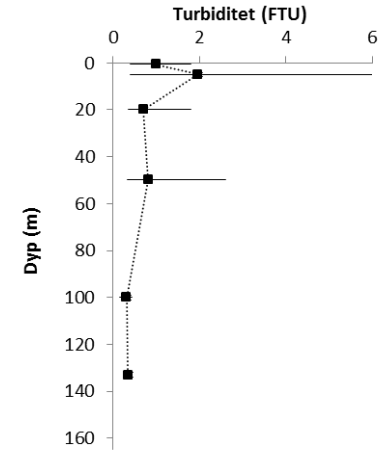
Eikeren



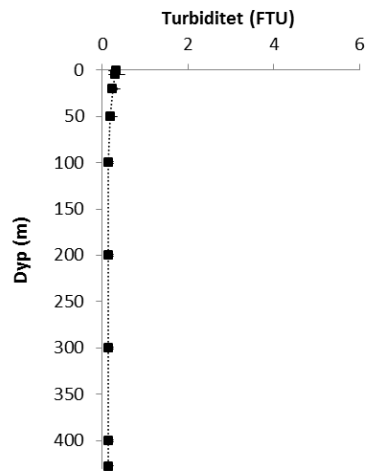
Tyrifjorden



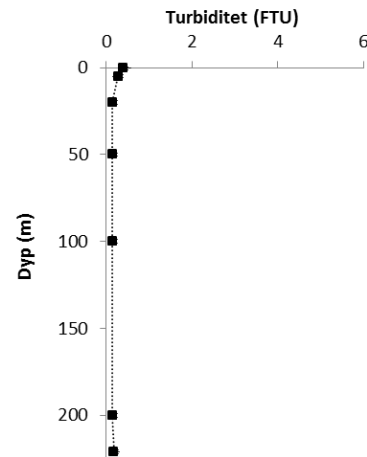
Norsjø



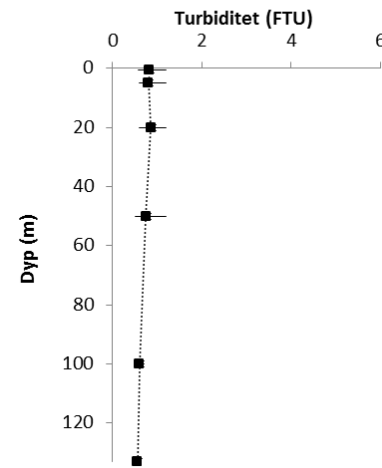
Tinnsjø



Nisser

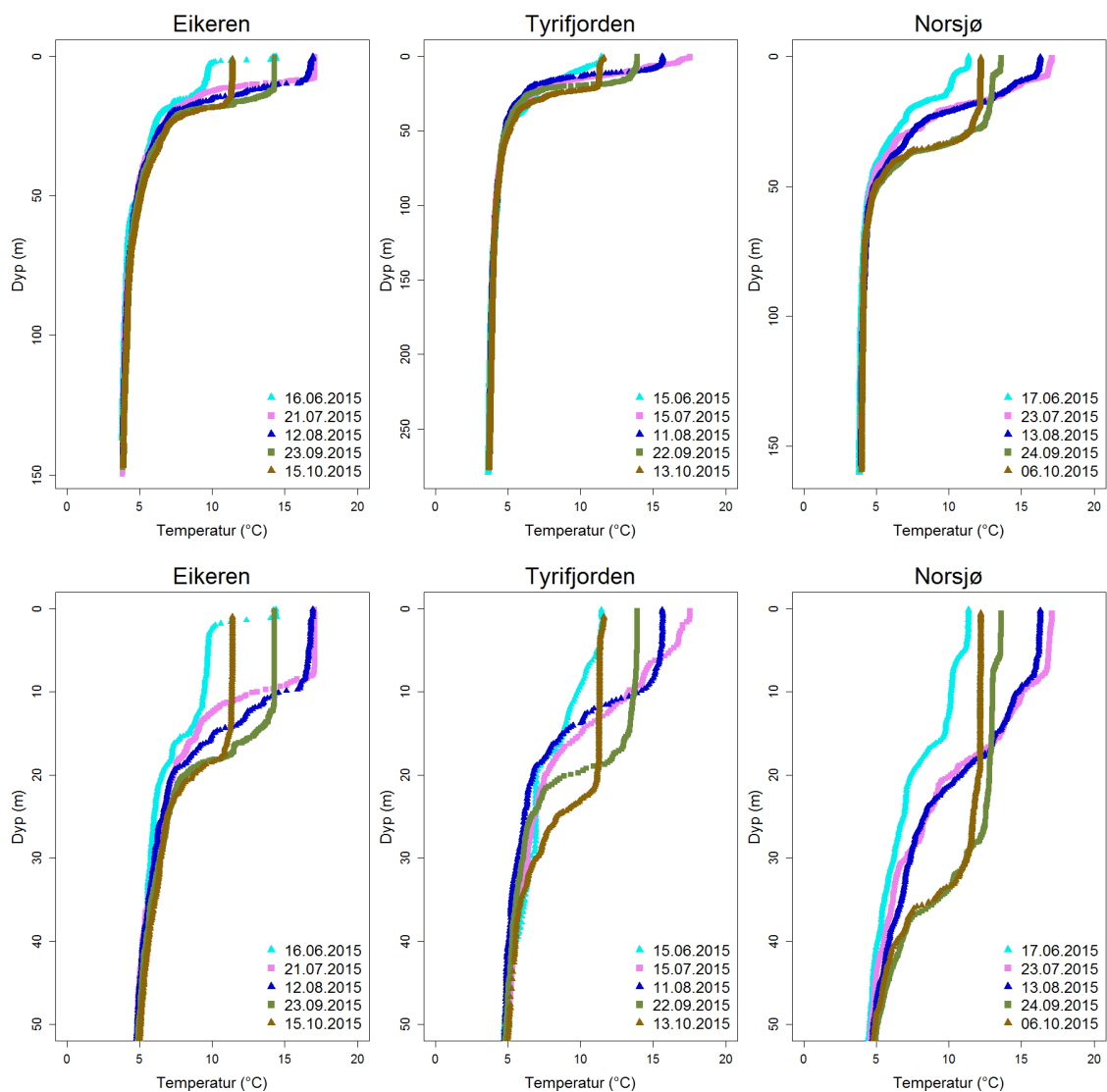


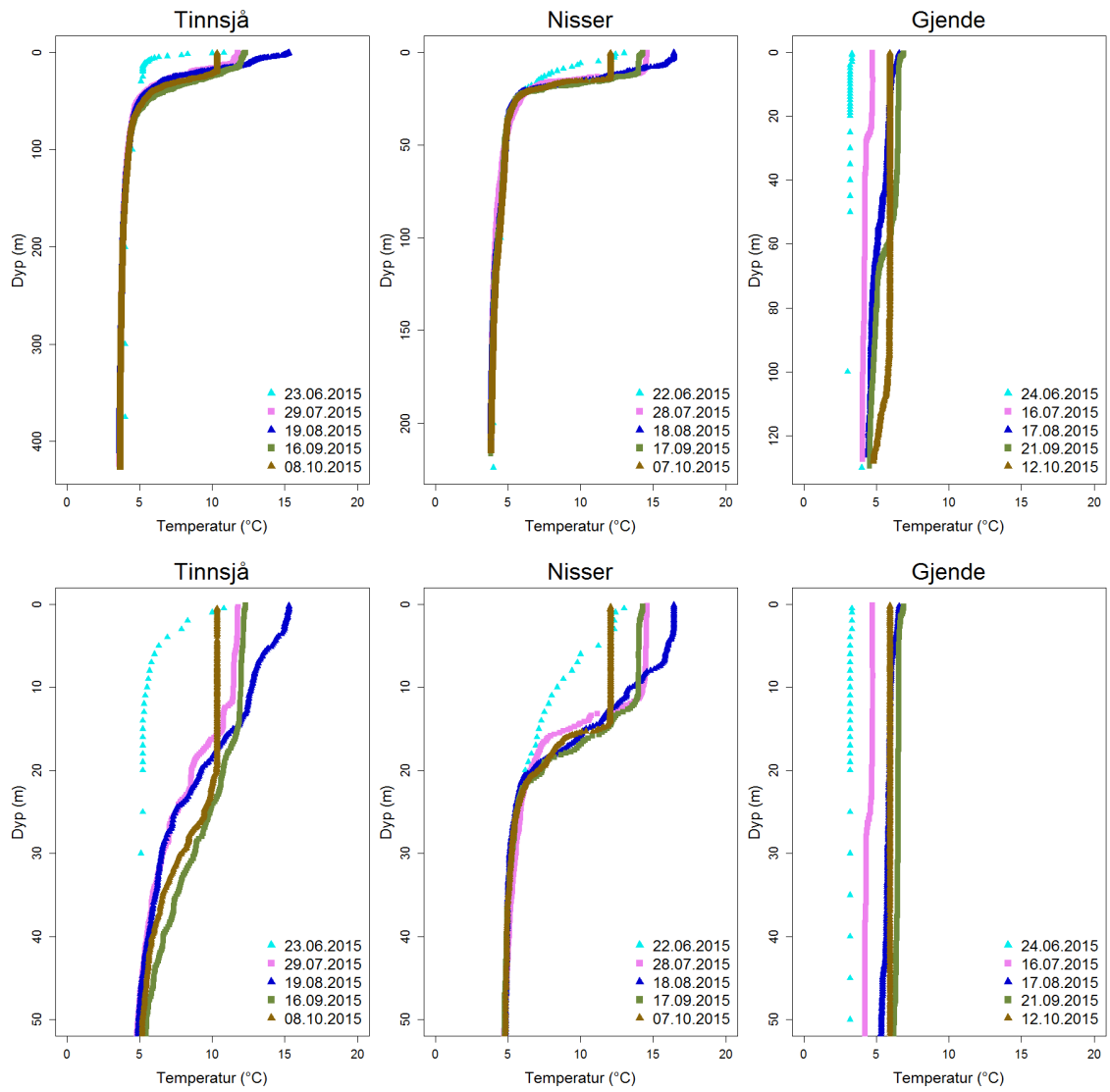
Gjende



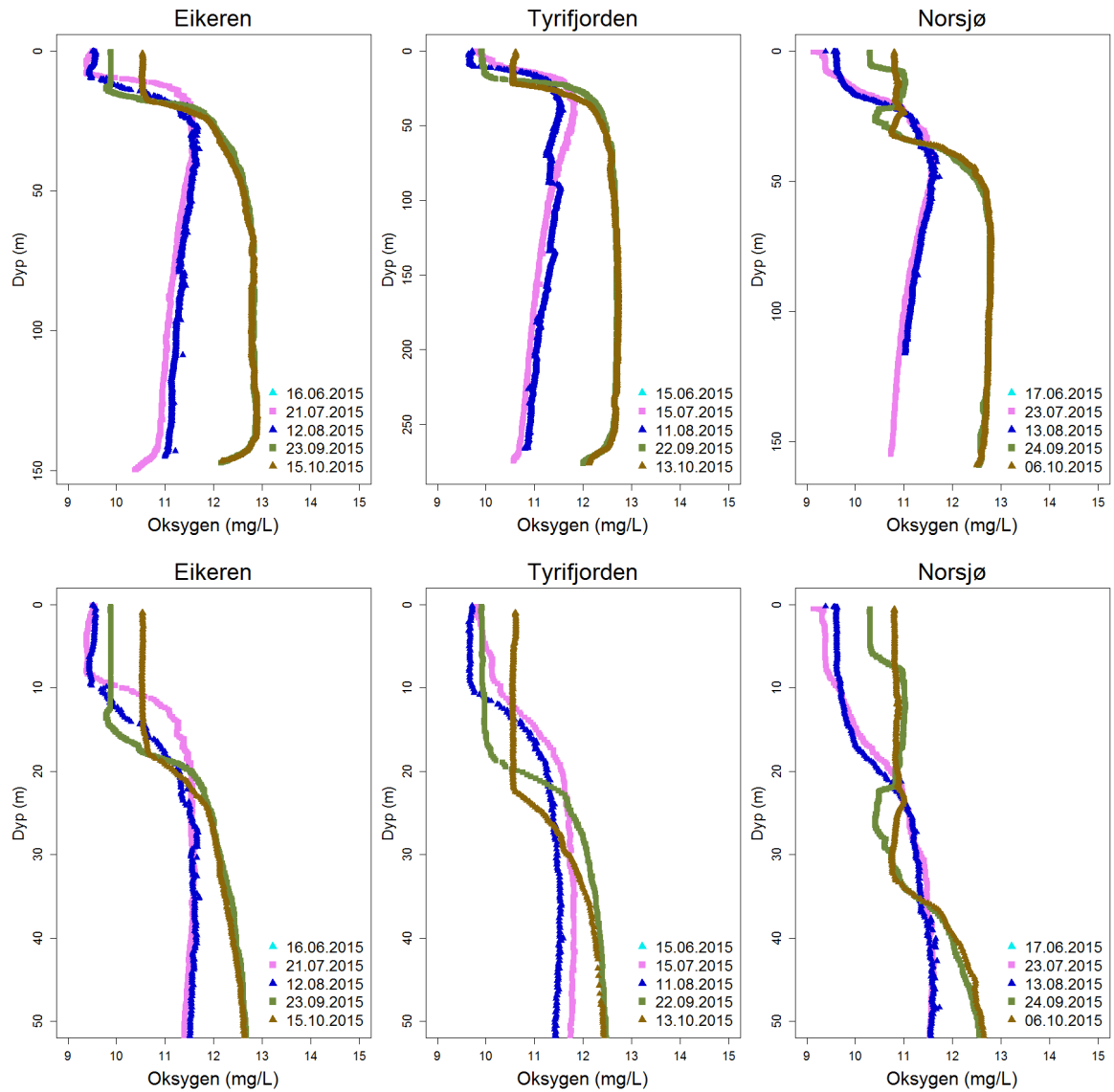
Vedlegg D. Vertikalprofiler av temperatur, oksygen, turbiditet, ledningsevne og pH basert på sondemålinger

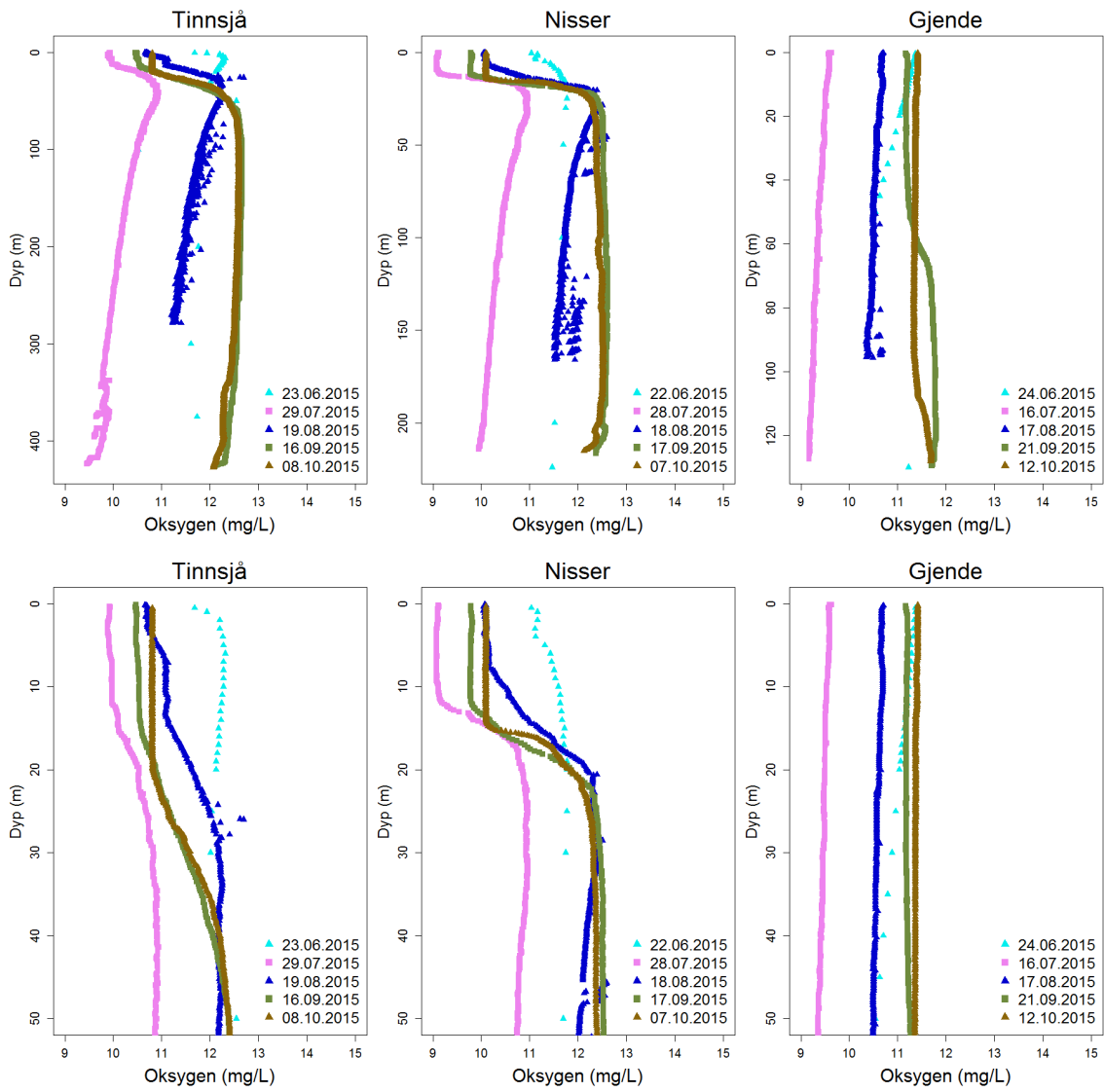
Temperatur (øvre del viser hele vannsøylen, nedre del kun 0-50 m):



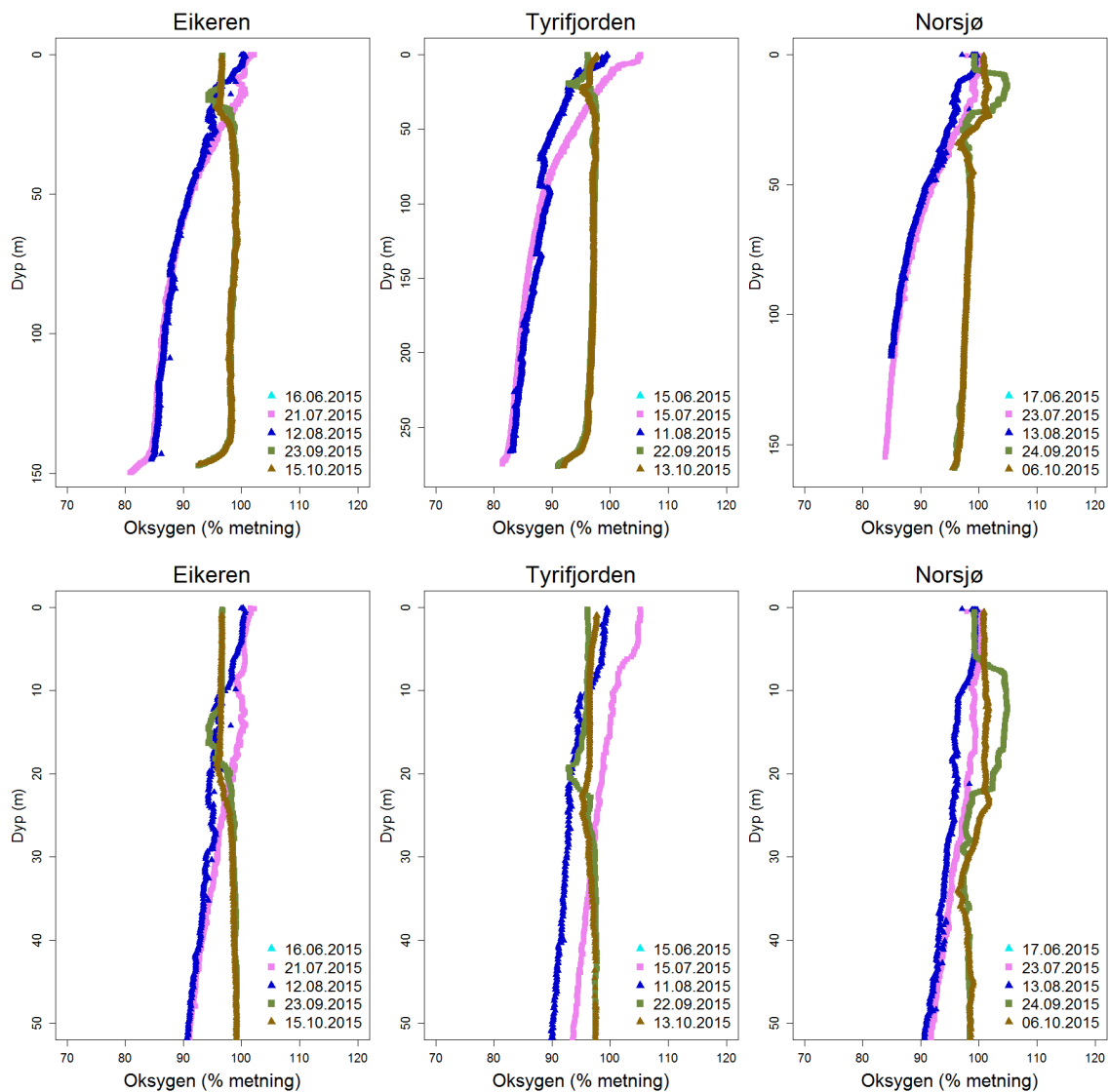


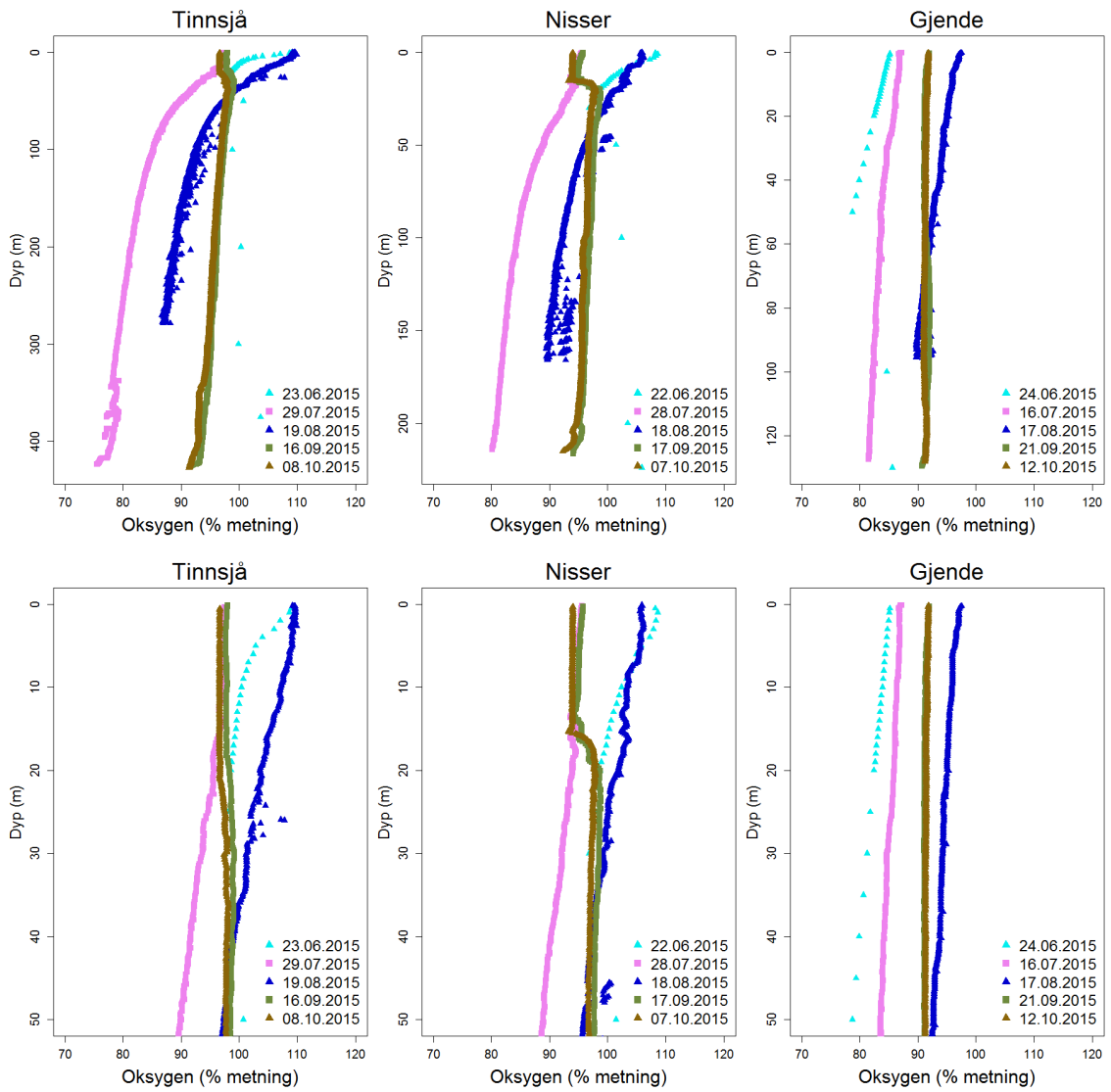
Oksygen konsentrasjon (øvre del viser hele vannsøylen, nedre del kun 0-50 m):



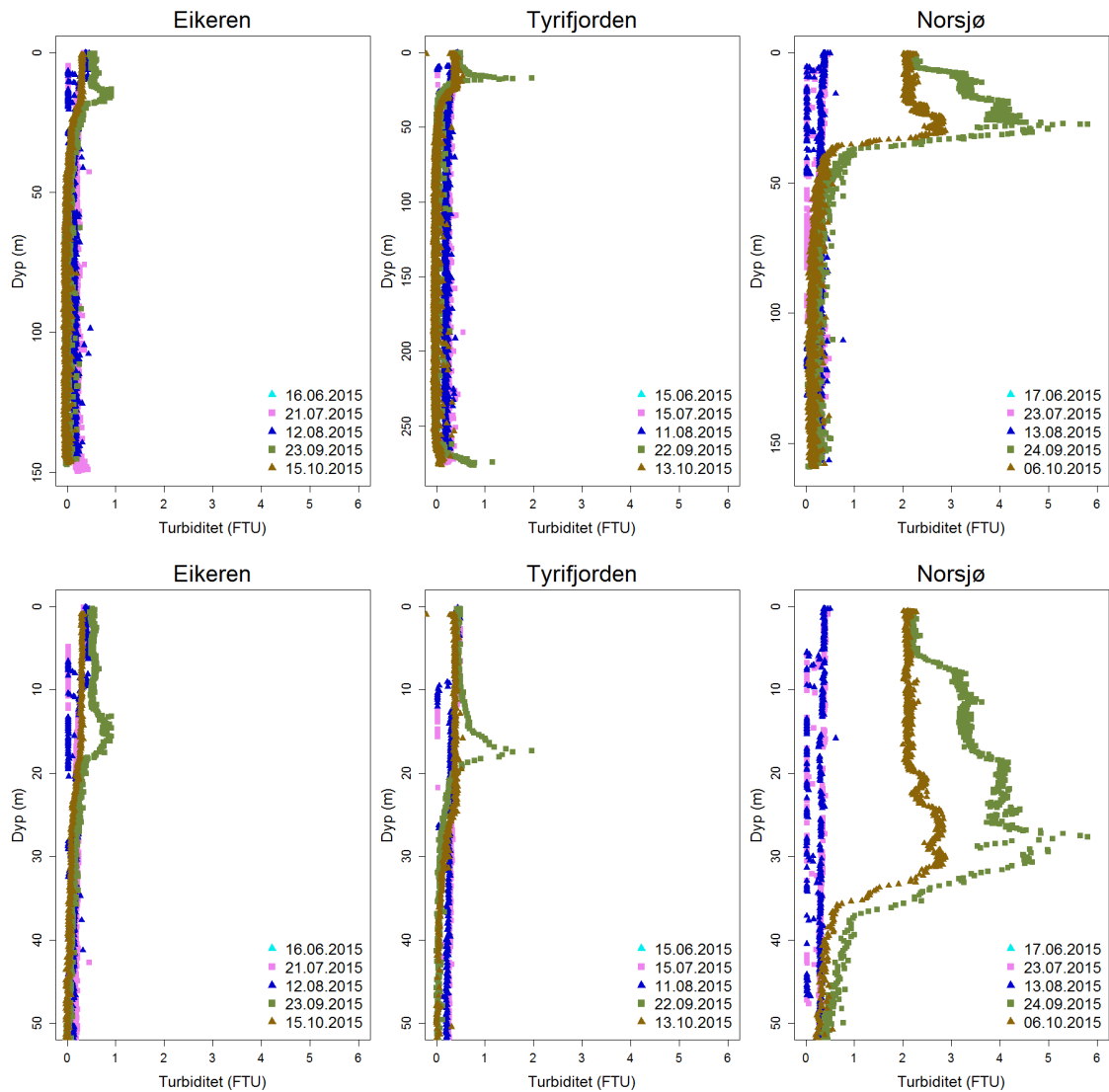


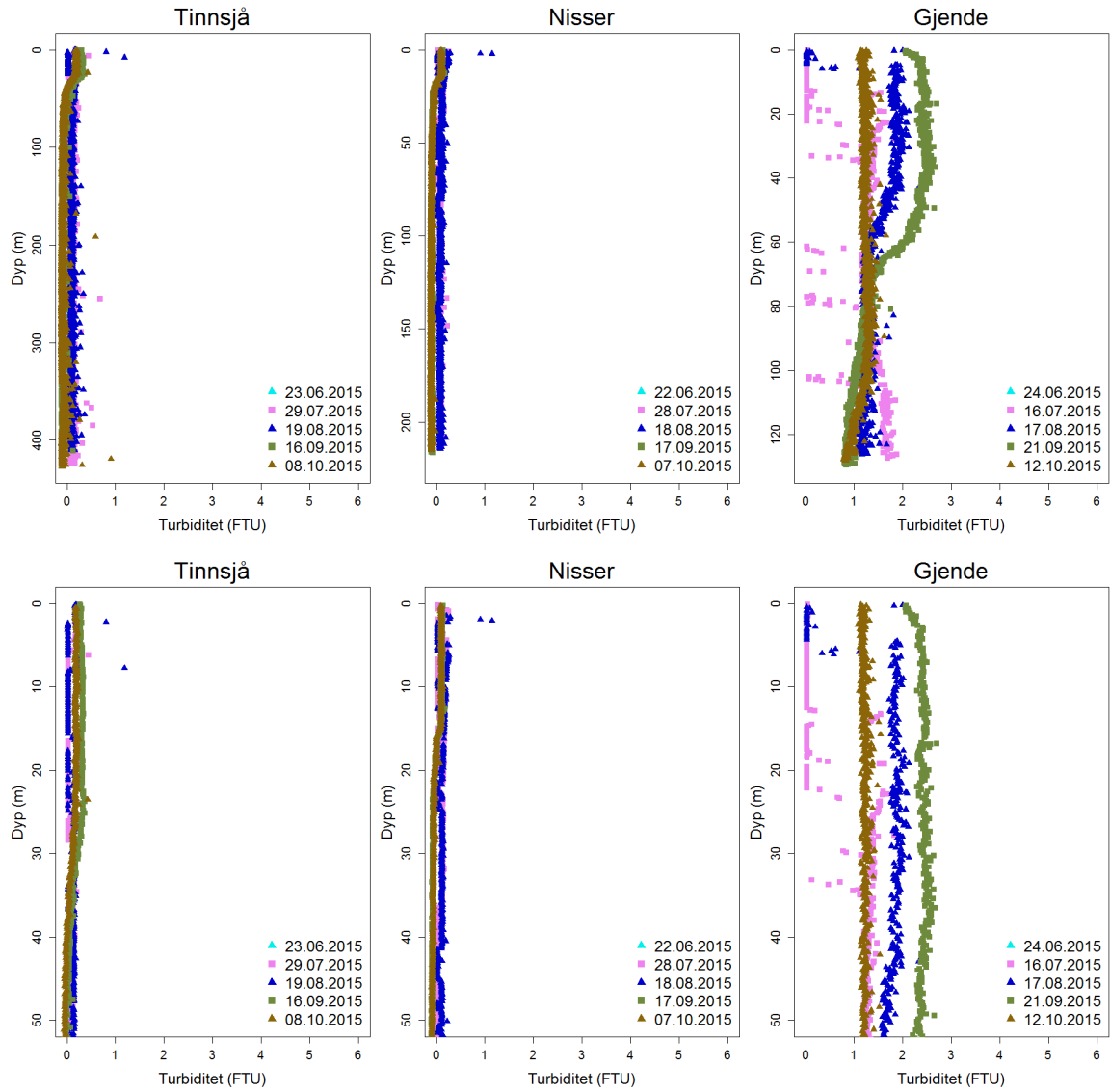
Oksygen metning (øvre del viser hele vannsøylen, nedre del kun 0-50 m):



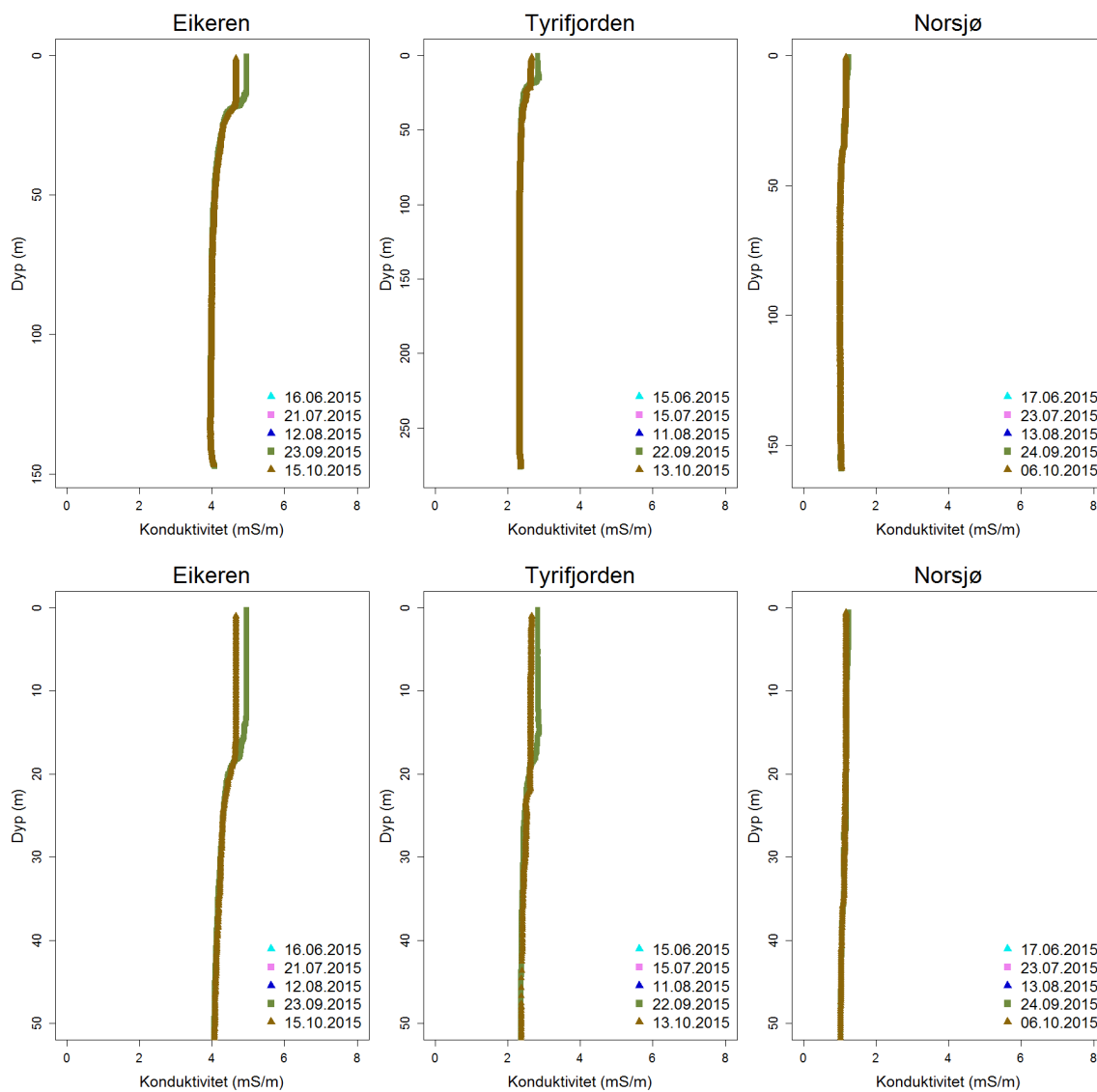


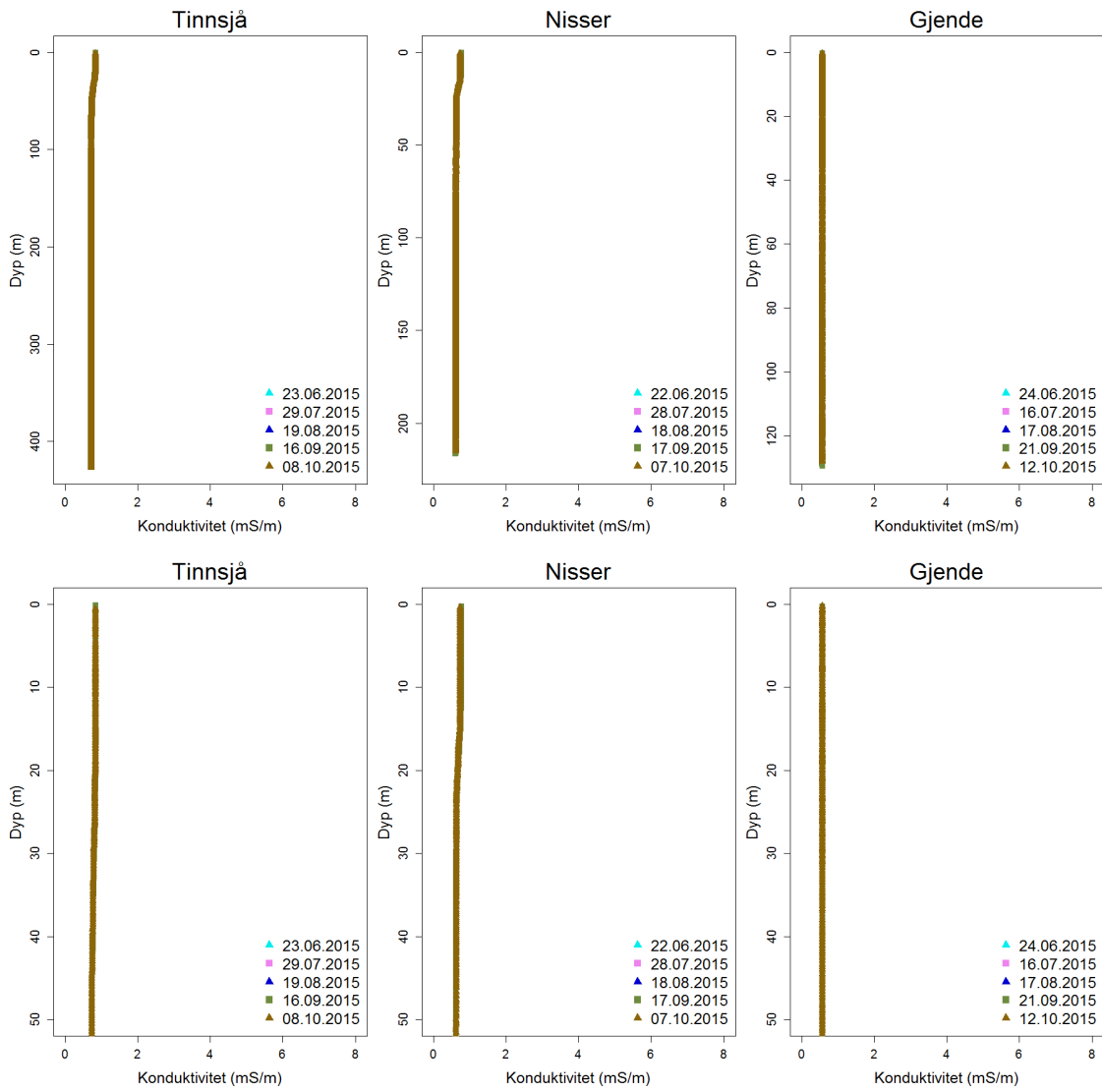
Turbiditet (øvre del viser hele vannsøylen, nedre del kun 0-50 m):



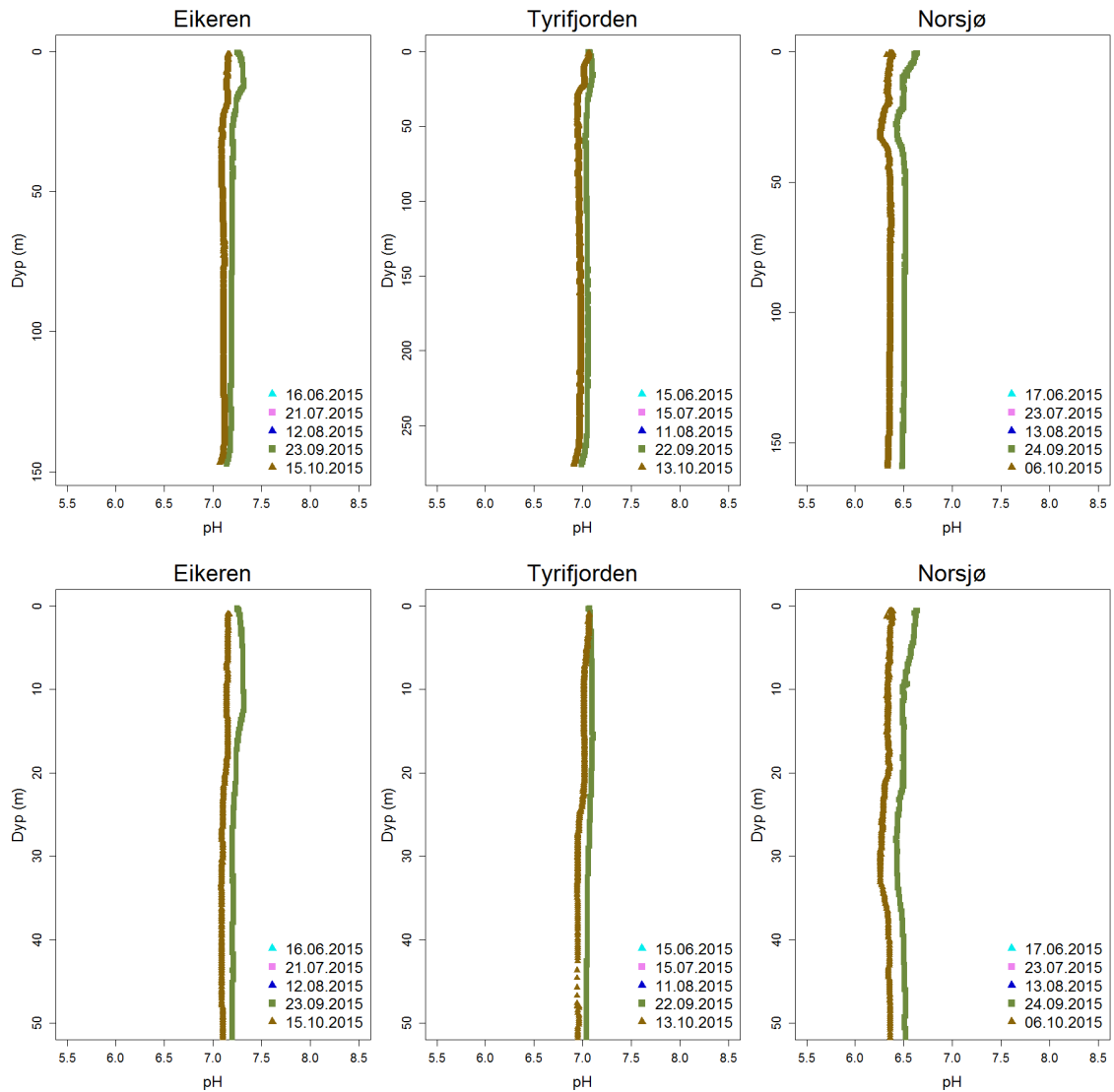


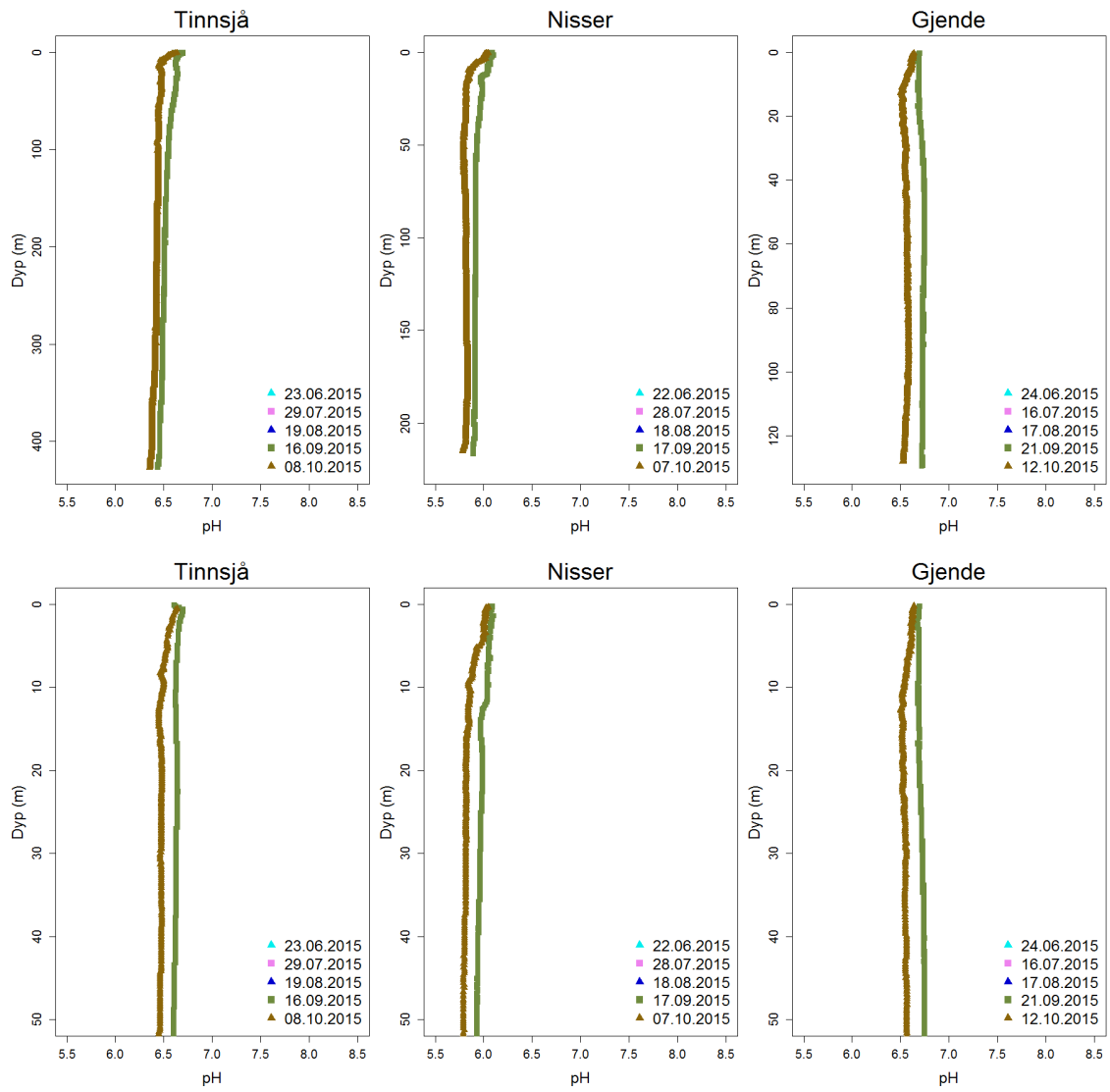
Ledningsevne (kun målt med ny sonde i september og oktober) (øvre del viser hele vannsøylen, nedre del kun 0-50 m):





pH (kun målt med ny sonde i september og oktober) (øvre del viser hele vannsøylen, nedre del kun 0-50 m):





Vedlegg E. Bunndyrindekser.

Bunndyrindekser beregnet for aggregerte prøver basert på snitt av vår- og høstprøver (unntak Eikeren og Norsjø der det kun finnes vårprøver). Aggregerte prøver (3-6 per innsjø) representerer ulike substrattyper og påvirkninger innenfor en innsjø.

Innsjø	Aggregerte stasjoner litorale bunndyr	Opprinnelige stasjoner (se vedlegg A)	Forsurings indeks 1	MultiClear	LAMI	ASPT
Randsfjorden	Randsfjorden 1	1, 2, 3	1	4,5	5,465	6,559
	Randsfjorden 2	4, 5	1	2,75	4,869	6,622
	Randsfjorden 3	6	1	3	4,833	5,5
	Randsfjorden 4	7, 8, 9, 10	1	3,5	5,132	6,512
Eikeren	Eikeren 1	1, 5, 7	1	5	5,857	6,154
	Eikeren 2	2, 3, 4	1	3,5	5,518	5,667
	Eikeren 3	6, 8	1	3,5	5,071	6,5
Tyrifjorden	Tyrifjorden 1	1	0,5	2,75	5,268	6,083
	Tyrifjorden 2	2, 9, 10	1	3,75	5,107	6,262
	Tyrifjorden 3	3, 4	1	4,5	5,329	6,071
	Tyrifjorden 4	5	1	3,25	5,331	6,586
	Tyrifjorden 5	6, 7	1	4	4,992	6,295
	Tyrifjorden 6	8	1	3,5	5,441	7,333
Nisser	Nisser 1	1, 8, 9, 10	0	2	3,866	8,9
	Nisser 2	2, 6	0	1,5	3,066	8,5
	Nisser 3	3, 4, 5	0	1,5	4,013	9,071
	Nisser 4	7	1	1	3,334	7,25
Norsjø	Norsjø 1	1	1	4,5	5,584	5,111
	Norsjø 2	2, 3, 4, 5	1	5	5,583	6,182
	Norsjø 3	6, 7	1	3,5	6,153	6,455
	Norsjø 4	8, 9, 10	1	4,5	5,667	6,5
Tinnsjø	Tinnsjø 1	1, 2, 3	1	3,5	4,604	6,2
	Tinnsjø 2	5, 6, 7	1	3	4,633	6,286
	Tinnsjø 3	9, 10	1	2,5	4,648	7,333
	Tinnsjø 4	4, 8	1	2,5	4,868	5,75
Gjende	Gjende 1	1, 6, 8	0,5	1,5	3,5	7,25
	Gjende 2	2, 3	0	1	2,89	8
	Gjende 3	4, 5, 7	1	1	3,668	7

Miljødirektoratet

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

E-post: post@miljodir.no

Nett: www.miljødirektoratet.no

Post: Postboks 5672 Sluppen, 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.