

Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa. Årsrapport fra 2022.



Hovedkontor

Økernveien 94
0579 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Sør

Jon Lilletuns vei 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Innlandet

Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Vest

Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Danmark

Njalsgade 76, 4. sal
2300 København S, Danmark
Telefon (45) 39 17 97 33

Internett: www.niva.no

Tittel Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa. Årsrapport fra 2022.	Løpenummer 7857-2023	Dato 24.04.2023
Forfatter(e) Jan-Erik Thrane, Asle Økelsrud, Birger Skjelbred, Joanna Lynn Kemp og Johnny Håll.	Fagområde Overvåking	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Norge	Sider 38 + vedlegg

Oppdragsgiver(e) Vassdragsforbundet for Mjøsa med tilløpselver	Kontaktperson hos oppdragsgiver Odd Henning Stuen
	Utgitt av NIVA Prosjektnummer 220005

Sammendrag Rapporten presenterer de viktigste resultatene fra overvåkingen i vannområde Mjøsa i 2022, samt tidstrender for de viktigste vannkvalitetsparameterne. Samlet sett indikerte overvåkingen <i>god</i> økologisk tilstand med hensyn til eutrofiering ved alle fire stasjoner i Mjøsa. Planteplanktonbiomassen indikerte <i>god</i> tilstand, selv om konsentrasjonen av klorofyll <i>a</i> var litt høyere enn det lokale miljømålet. Også artssammensetningen av planktonalger indikerte <i>god</i> tilstand. Det ble observert lite cyanobakterier i prøvene fra de sentrale vannmassene i Mjøsa, men det ble rapportert om forekomster langs land bl.a. i Tangenvika, ved Hamar og i Furnesfjorden. Ingen toksiner ble detektert i prøver fra disse områdene. Konsentrasjonene av total-fosfor (Tot-P) var blant de laveste som er målt gjennom tidsserien, og indikerte <i>svært god</i> eller <i>god</i> tilstand ved alle stasjoner. Også tilførslene av fosfor via tilløpselvene var lave i 2022, noe som i stor grad skyldes tørt vær og uvanlig lav vanntransport i de fleste tilløpselvene utenom Lågen. Konsentrasjonene total-nitrogen (Tot-N) indikerte <i>god</i> tilstand ved Brøttum og Kise, og <i>moderat</i> tilstand ved hovedstasjonen Skreia og i Furnesfjorden. Siktedypet var høyt og tilfredsstillende det lokale miljømålet på 8,0 m i Mjøsas sentrale vannmasser. Lenaelva og Hunnelva hadde de høyeste konsentrasjonene av Tot-P (<i>moderat</i> tilstand). Tot-N konsentrasjonene i disse elvene, samt i Svartelva og Flagstadelva, indikerte <i>dårlig</i> eller <i>svært dårlig</i> tilstand. I Flagstadelva, Stokkelva, Lena og Vorma ble det gjort undersøkelser av bunndyr og begroing for vurdering av økologisk tilstand.
--

Fire emneord 1. Mjøsa 2. Overvåking 3. Eutrofi 4. Økologisk tilstand	Four keywords 1. Mjøsa 2. Monitoring 3. Eutrophication 4. Ecological status
--	---

Denne rapporten er kvalitetssikret iht. NIVAs kvalitetssystem og godkjent av:

Prosjektleder/Hovedforfatter

Jan-Erik Thrane

Kvalitetssikrer

Sigrid Haande

Forskningsleder

Laurence Carvalho

ISBN 978-82-577-7593-3

NIVA-rapport ISSN 1894-7948

© Norsk institutt for vannforskning. Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse.

Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa
Årsrapport for 2022

Forord

Rapporten oppsummerer resultatene fra overvåkingen i vannområde Mjøsa i 2022, samt tidsutviklingen i de viktigste vannkjemiske, fysiske og biologiske parameterne i overvåkingsperioden 1972-2022. Overvåkingen har blitt administrert og finansiert av Vassdragsforbundet for Mjøsa med tilløpselver, med bidrag fra Miljødirektoratet. Mjøsa inngår i Miljødirektoratets overvåkingsprogram for store innsjøer (ØKOSTOR) og resultater fra overvåkingen av hovedstasjonen Skreia inngår i ØKOSTOR-rapportene. Daglig leder i Vassdragsforbundet, Odd Henning Stuen, har vært oppdragsgivers kontaktperson. Ansvarlig for gjennomføring av prosjektet hos NIVA i 2022 har vært Jan-Erik Thrane som prosjektleder og Asle Økelsrud som prosjektkoordinator.

Feltarbeidet på Mjøsa ble utført av Asle Økelsrud og Jan-Erik Thrane fra NIVA, med personell fra Statens Naturoppsyn (SNO) som båtførere på hovedrundene. Personell fra Vassdragsforbundet bisto på «mellomrundene» på Skreia. Innsamlingen av vannprøver fra tilløpselvene Lena og Hunnselva er gjennomført av Randi Haugen, Ingunn Sandvik Jon Brevik ved Miljørettet helsevern IKS. Prøveinnsamlingen i Lågen, Gausa, Flagstadelva, Svartelva, og Vorma ble gjennomført av Ingeborg Tønseth, Elisabeth S. Seberg, Ole Strand og Jan Roy ved SGS lab på Hamar. NVE og Hafslund E-CO AS har bistått med vannføringsdata fra elvene. Kontaktpersoner har vært Rolf Steinar Olstad i NVE og Turid-Anne Drageset i Hafslund E-CO. Vannføringsstasjonen i Svartelva finansieres som en del av overvåkingsprogrammet og driftes av NVE.

Birger Skjelbred og Asle Økelsrud har analysert og vurdert hhv. planteplankton og krepsdyrplankton. Prøvetaking, taksonomisk analyse og indeksberegninger for begroingsalger (inkl. heterotrof begroing), samt vårprøvetaking av bunndyr, ble gjennomført av Joanna Lynn Kemp. Eivind Ekholdt Andersen tok høstprøver av bunndyr og gjorde de taksonomiske bestemmelsene av bunndyrprøvene. Johnny Håll beregnet indekser og økologisk tilstand for bunndyr. Vassdragsforbundet bisto med feltassistenter ved bunndyr- og begroingsprøvetakingen.

Kjemiske analyser av prøver fra alle innsjøstasjonene i Mjøsa er utført av NIVA. Kjemiske og mikrobiologiske analyser av vannprøver fra tilløpselvene er utført av MjøsLab på Gjøvik (Lena og Hunnselva) og SGS på Hamar (Gausa, Lågen, Flagstadelva, Svartelva og Vorma). Benno Dillinger (NIVA) har hatt ansvar for overføring av data til Vannmiljø. Jan-Erik Thrane har skrevet rapporten og laget figurene. Asle Økelsrud har skrevet kapitlet om dyreplankton. Rapporten er kvalitetssikret av Sigrid Haande.

Alle primærdata (vannkjemiske rådata, artslister m.m. fra Mjøsa og elvene) er rapportert til Miljødirektoratets database Vannmiljø. Den nysgjerrige leser kan få oversendt vedlegg med primærdata ved å ta kontakt med undertegnede eller Vassdragsforbundet.

Oslo, 24. april 2023

Jan-Erik Thrane,
prosjektleder

Innholdsfortegnelse

1	Introduksjon.....	11
1.1	Bakgrunn	11
1.2	Målsetting og hensikt	12
1.3	Program og gjennomføring.....	12
2	Metode	13
2.1	Overvåking av Mjøsa.....	13
2.2	Prøvetaking og undersøkelser i elvene.....	14
2.3	Beregninger og økologisk tilstandsklassifisering	14
2.3.1	Vannføring, stofftransport og værdata	14
3	Resultater og diskusjon.....	15
3.1	Vær og hydrologiske forhold	15
3.1.1	Temperatur og nedbør	15
3.1.2	Vannføring og flom.....	16
3.1.3	Vanntemperatur i Mjøsa	17
3.2	Næringsstoffkonsentrasjoner i Mjøsa	18
3.2.1	Fosfor.....	18
3.2.2	Nitrogen.....	21
3.3	Planteplankton.....	23
3.3.1	Langtidstrender i biomasse og artssammensetning	23
3.3.2	Biomasse og økologisk tilstand for planteplankton i 2022.....	25
3.4	Siktedyp	26
3.4.1	Langtidstrender	26
3.4.2	Siktedyp i 2022	27
3.5	Samlet økologisk tilstand i Mjøsas sentrale vannmasser	27
3.6	Krepsdyrplankton.....	28
3.6.1	Langtidstrender	28
3.6.2	Artssammensetning og biomasse i 2022.....	29
3.7	Vannkvalitet og stofftransport i tilløpselvene	30
3.7.1	Konsentrasjoner av Tot-P, Tot-N og <i>E.coli</i> i 2022	30
3.7.1	Estimert næringsstofftransport i tilløpselvene	30
3.8	Biologiske undersøkelser og økologisk tilstand i Flagstadelva, Stokkeelva, Lena og Vorma.	33
3.8.1	Flagstadelva	33
3.8.2	Stokkeelva	34
3.8.3	Lena	35
3.8.4	Vorma	36
4	Referanser.....	37
5	Vedlegg A – Materialer og metoder.....	40
5.1	Prøvetaking på Mjøsa	40
5.1.1	Fysisk-kjemiske prøver og analyser	40
5.1.2	Planteplankton	41

5.1.3	Dyreplankton og Mysis	42
5.2	Elver	44
5.2.1	Fysisk-kjemiske prøver og analyser	44
5.2.2	Stofftransport i elvene.....	46
5.2.3	Typifisering av elvene	46
5.2.4	Klassifisering av næringsstoffer og hygienisk-bakteriologisk vannkvalitet	47
5.2.5	Biologiske undersøkelser	47
5.3	Integrert klassifisering av økologisk tilstand på tvers av kvalitetselementer	50
6	Vedlegg B – Utfyllende tabeller	51

Sammen drag

Samlet økologisk tilstand med hensyn til eutrofiering var *god* ved alle fire stasjoner i Mjøsa i 2022. Både biomasse og artssammensetning av planteplankton indikerte *god* tilstand, selv om konsentrasjonen av klorofyll var litt høyere enn det lokale miljømålet på 2,0 µg/l, som er strengere enn vannforskriftens miljømål på 4,0 µg/l. Planteplanktonbiomassen var relativt lav gjennom sommeren, og nådde en topp først i september. Algesamfunnet var dominert av kiselalger, med innslag av gullalger og svelgflagellater. Det ble observert lite cyanobakterier i prøvene fra overvåkingen, men det ble rapportert om forekomster av cyanobakterier (identifisert som *Dolichospermum lemmermannii*) lokalt, bl.a. i Furnesfjorden og Tangevika. Flere av observasjonene kom inn via NIVAs app *Bloomin algae*. Det ble ikke påvist cyanotoksiner i prøver fra disse områdene.

Fosfor er begrensende næringsstoff for algevekst i Mjøsa. Konsentrasjonene av total-fosfor (Tot-P) i vekstsesongen var blant de laveste som er målt gjennom tidsserien, med årsmiddelverdier som indikerte *svært god* tilstand ved hovedstasjonen Skreia og stasjonen ved Kise. I Furnesfjorden og ved Brøttum var Tot-P konsentrasjonen helt på grensen mellom *svært god* og *god* tilstand. Også middelkonsentrasjonene av Tot-P gjennom vannsøylen på våren var blant de laveste som er målt (2,0–2,8 µg P/l ved alle stasjoner). Dette er godt under det lokale miljømålet på 5 µg P/l. Siden overvåkingen startet har konsentrasjonen av Tot-P på senvinteren/våren avtatt fra omkring 8–12 µg/l på 1970-tallet til 2–4 µg/l de senere årene. I hovedsak er dette et resultat av tiltak gjennomført under og etter Mjøs-aksjonen.

Siktedypet var høyt ved alle stasjoner og indikerte *svært god* tilstand. Ved Skreia, Kise og i Furnesfjorden var sesonggjennomsnittene hhv. 8,9 m, 9,0 m og 8,0 m. Siktedyp klassifiseres ikke ved Brøttum pga. partikkelpåvirkningen fra Lågen, men siktedypet her var også forholdsvis høyt (6,8 m). De høye siktedypene reflekterer trolig relativt lav algebiomasse og liten avrenning som følge av relativt tørt vær i Mjøs-området i 2022.

Konsentrasjonen av total-nitrogen (Tot-N) er omtrent dobbelt så høy i utløpselva Vorma som i nordre deler av Mjøsa og i Lågen. Dette skyldes at innsjøen tilføres mye nitrogen fra de mindre tilløpselvene og bekkene med høy andel jordbruk i nedbørfeltene. Tot-N indikerte *moderat* tilstand ved Skreia og i Furnesfjorden i 2022, og *god* tilstand ved Kise (nær grensen til *moderat*) og ved Brøttum. Tot-N benyttes ikke i samlet tilstandsklassifisering siden innsjøen ikke er nitrogenbegrenset, men forhøyede nitrogenkonsentrasjoner er et tegn på avrenning fra landbruk. Det meste av nitrogenet transporteres nedstrøms til Oslofjorden, der forhøyede nitrogenkonsentrasjoner kan bidra til økt algevekst.

Middelbiomassen av krepsdyrplankton var nær normalen for siste 30-årsperiode. De høyeste biomassene ble observert i august, men det var forholdsvis høy biomasse også i september og oktober, trolig som følge av en mild høst med relativt høy algebiomasse. Hoppekrepsen *Eudiaptomus gracilis* dominerte biomassemessig, men fra og med august var innslaget av vannlopper (*Daphnia*) høyt.

Basert på 24 årlige vannprøver indikerte konsentrasjonen av Tot-P *svært god* tilstand i Lågen og Gausa; *god* tilstand i Flagstadelva og Svartelva; og *moderat* tilstand i Hunnselva og Lenaelva. Tot-N konsentrasjonene indikerte *dårlig* eller *svært dårlig* tilstand i Hunnselva, Lena, Flagstadelva og Svartelva. I Gausa indikerte Tot-N nedre del av tilstandsklasse *god*, mens Tot-N i Lågen indikerte *svært god* tilstand. Hunnselva, Svartelva og til dels Lenaelva, var preget av høye nivåer av fekale indikatorbakterier (*E. coli*). Det var moderate mengder i Flagstadelva og Gausa, og lite i Lågen. Høye *E.coli*-nivåer er vanligvis tegn på påvirkning fra avløp, kloakk eller husdyrgjødsel.

Tilførslene av fosfor og nitrogen til Mjøsa var de laveste som er målt siste tiår for de fleste av de seks tilløpselvene der dette estimeres. Samlet fosfortransport var den laveste som er estimert i hele tidsserien. Lave estimerte tilførsler i elvene utenom Lågen skyldes i hovedsak tørre forhold i Mjøsområdet i første halvdel av året, og betydelig lavere vanntransport enn normalt. I Lågen var samlet vanntransport normal, men det ble målt lave fosforkonsentrasjoner i alle prøvene.

Bunndyr og begroingsalger ble undersøkt på to til fire stasjoner i Flagstadelva, Lenaelva, Stokkeelva og Vorma for vurdering av økologisk tilstand mht. eutrofiering og organisk belastning. I Flagstadelva indikerte de biologiske kvalitetselementene *moderat* tilstand ved nederste stasjon, og *god* tilstand ved de to øverste stasjonene (*moderat* mht. forsuring på øverste stasjon). I Stokkeelva var det *god* eller *svært god* tilstand ved alle stasjoner. Lenaelva ble undersøkt på fire stasjoner, der biologiske kvalitetselementer indikerte en tilstand nær grensen mellom *moderat* og *god* på alle stasjoner. I Vorma indikerte begroing *god* tilstand, mens bunndyr indikerte *moderat* tilstand på en stasjon. Dette resultatet er usikkert pga. uegnet substrat for prøvetaking av bunndyr.

Summary

Title: Operational monitoring of Lake Mjøsa. Annual report for 2022.

Year: 2023

Author(s): Jan-Erik Thrane, Asle Økelsrud, Birger Skjelbred, Joanna Lynn Kemp and Johnny Håll.

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 978-82-577-7593-3

In 2022 in Lake Mjøsa, the overall ecological status with regards to eutrophication was *good* at all four stations. Both the biomass and species composition of phytoplankton indicated a *good* status, although the concentration of chlorophyll was slightly higher than the local environmental target of 2.0 µg/l, which is stricter than the environmental target set by the Water Framework Directive (4.0 µg/l). Phytoplankton biomass was relatively low throughout the summer, and peaked in September. The algal community was dominated by diatoms, with some chrysophytes and cryptophytes. There were few observations of cyanobacteria in the monitoring samples, but local occurrences of cyanobacteria (identified as *Dolichospermum lemmermannii*) were reported, particularly in Furnesfjorden and Tangevika. Cyanotoxins were not detected in samples from these areas.

Phosphorus is the limiting nutrient for algal growth in Lake Mjøsa. Concentrations of total phosphorus (Tot-P) during the growing season were among the lowest measured throughout the time series, with yearly averages indicating a *high* status at the main station Skreia and the station at Kise. In Furnesfjorden and at Brøttum, Tot-P concentrations were on the border between *high* and *good* status. Also, the average concentrations of Tot-P throughout the water column in the spring were among the lowest measured (2.0-2.8 µg P/l at all stations). This is well below the local environmental target of 5 µg P/l. Since monitoring began, the concentration of Tot-P in late winter/spring has decreased from around 8-12 µg/l in the 1970s to 2-4 µg/l in recent years. This is mainly due to measures implemented during and after "Mjøs-aksjonen".

The Secchi depth was high at all stations and indicated *high* status. At Skreia, Kise, and in Furnesfjorden, the seasonal averages for Secchi depth were 8.9 m, 9.0 m, and 8.0 m, respectively. Secchi depth is not classified at Brøttum due to impact of particles from the river Lågen, but the Secchi depth here was also relatively high (6.8 m). The high Secchi depth likely reflects relatively low algal biomass and little runoff as a result of relatively dry weather in the Mjøsa area in 2022.

The concentrations of total nitrogen (Tot-N) are about twice as high in the outflow river Vormå as in the northern parts of Mjøsa and the river Lågen. This is because the lake receives a lot of nitrogen from the smaller tributaries and streams with a high proportion of agriculture in their catchments. Tot-N indicates *moderate* status at Skreia and in Furnesfjorden in 2022, and *good* status at Kise (near the border to *moderate*) and at Brøttum. Tot-N is not used in the overall status classification because the lake is not nitrogen-limited, but elevated nitrogen concentration is a sign of runoff from agriculture. Most of the nitrogen is transported downstream to the Oslo Fjord, where elevated nitrogen concentrations can contribute to increased algal growth.

The average biomass of zooplankton was near the mean for the last 30-year period. The highest biomasses were observed in August, but it was relatively high biomass also in September and October, likely because of a mild autumn with relatively high algal biomass. The copepod *Eudiaptomus gracilis* dominated with respect to biomass, but from August, the incidence of water fleas (*Daphnia*) was high.

Based on 24 annual water samples, the concentration of Tot-P indicated high status in the rivers Lågen and Gausa; *good* status in Flagstadelva and Svartelva; and *moderate* state in Hunnselva and Lenaelva. Tot-N concentrations indicated *bad* or *poor* status in Hunnselva, Lena, Flagstadelva, and Svartelva. In the Gausa, Tot-N indicated that the lower part was of status class *good*, while in Lågen *high* status was indicated. Hunnselva, Svartelva, and to some extent Lenaelva, were affected by high levels of fecal indicator bacteria (*E. coli*). There were moderate amounts in Flagstadelva and Gausa, and low levels in Lågen. High *E. coli* levels are usually a sign of influence from sewage, wastewater, or livestock manure.

The loads of phosphorus and nitrogen to Lake Mjøsa were the lowest measured in the last decade for most of the six tributaries where this is estimated. The combined phosphorus load from all six rivers was the lowest estimated in the entire time series. The low estimated loads in the rivers except from Lågen are mainly due to dry conditions in the Mjøsa area in the first half of the year, and significantly lower water transport than normal. In Lågen, total water transport was normal, but low phosphorus concentrations were measured in all samples.

Benthic macroinvertebrates and benthic algae were examined at two to four stations in the Flagstadelva, Lenaelva, Stokkeelva, and Vormå rivers to assess ecological status with regards to eutrophication and organic pollution. In Flagstadelva, the biological quality elements indicated *moderate* status at the lower station, and *good* status at the two upper stations (*moderate* with regards to acidification at the uppermost station). In Stokkeelva, there was *good* or *high* status at all stations. Lenaelva was examined at four stations, where the biological quality elements indicated a status close to the boundary between *moderate* and *good* at all stations. In Vormå, benthic algae indicated *good* status, while benthic fauna indicated *moderate* status at one station. This result is uncertain due to unsuitable substrate for macroinvertebrate sampling.

1 Introduksjon

1.1 Bakgrunn

Vannkvaliteten og de biologiske forholdene i Mjøsa har blitt overvåket årlig siden 1972. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) har gjennomført undersøkelsene i hele denne perioden. I perioden 1972–1995 var det i hovedsak Statens forurensningstilsyn (SFT) som finansierte og administrerte Mjøsundersøkelsene, bl.a. innenfor SFT-prosjektet «Statlig program for forurensningsovervåking». Fra og med 1996 ble overvåkingen et interkommunalt ansvar, og kommunene rundt Mjøsa og langs Gudbrandsdalslågen, fylkeskommunene og daværende fylkesmenn i Oppland og Hedmark samt Glommens og Laagens Brukseierforening (GLB) og Hoff Norske Potetindustrier finansierte undersøkelsene under benevnelsen «Tiltaksorientert overvåking av Mjøsa med tilløpselver». Miljødirektoratet (tidligere Klif og SFT) har i denne perioden bidratt finansielt til undersøkelsene ved hovedstasjonen via prosjektet «Samordnet vannkvalitetsovervåking i Glomma». I perioden 1996-2002 ble prosjektet administrert av Styringsgruppa for interkommunal overvåking av Mjøsa med tilløpselver. Fra og med 2003 har den ideelle stiftelsen Vassdragsforbundet hatt ansvaret for og administrert overvåkingen, og er også vannområdeutvalg og koordinator for arbeidet med helhetlig vannforvaltning i vannområdet Mjøsa.

Med bakgrunn i erfaringene fra de første tiårene av overvåkingen vedtok Styringsgruppa for overvåking av Mjøsa i 1998 en rekke konkrete miljømål for Mjøsa og tilløpselvene. Utgangspunktet var målsettingen om at Mjøsa skal være en lavproduktiv (oligotrof) innsjø i økologisk balanse og med god vannkvalitet som best mulig tjener alle brukerinteresser. Av de mer sentrale miljømålene for innsjøen kan nevnes (se også www.vassdragsforbundet.no):

- Konsentrasjonen av fosfor (Tot-P) på senvinteren skal ikke overstige 5 µg/l.
- Middelerverdiene for total planteplanktonbiomasse og for klorofyll *a* i vekstsesongen for alger skal ikke overstige henholdsvis 0,4 mg/l og 2,0 µg/l.
- Middelerverdien for siktedypet i Mjøsas sentrale vannmasser skal være mer enn 8 m

Etter vannforskriften er Mjøsa typifisert som tilhørende innsjøtype L105b, dvs. kalkfattige, klare og dype innsjøer i lavlandet. Noen av de lokale miljømålene for Mjøsa er strengere enn grenseverdiene for god økologisk tilstand for denne vanntypen i henhold til vannforskriften. F.eks. tilsvarer en klorofyllverdi på 2,0 µg/l grensen mellom svært god og god tilstand for innsjøtype L105b (Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018). Men vannforskriften sier også at den økologiske tilstanden ikke skal forverres, heller ikke fra svært god til god. De lokale miljømålene satt av Vassdragsforbundet er derfor i tråd med dette ikke-forverrings-prinsippet.

Fra ca. 1950 til slutten av 1980-tallet var Mjøsa betydelig overgjødslet (Holtan m.fl. 1979). Vannkvaliteten var ikke akseptabel, og miljøtilstanden kunne betegnes som dårlig eller meget dårlig. Årsaken til problemene var en stadig økende belastning av næringsstoffer fra jordbruk, avløpsvann fra bosetting og utslipp fra industri. Effektene av forurensningene kulminerte med en kraftig oppblomstring av cyanobakterien (blågrønnalgen) *Tychonema bourrellyi* (tidligere benevnt *Oscillatoria bornetii* f. *tenuis*) særlig i vekstsesongen 1976. Situasjonen ble da vurdert som kritisk. Mjøsaksjonen i perioden 1973–80 og videre tiltak (Tiltakspakken for Mjøsa) reduserte tilførselene av fosfor og var avgjørende for å bringe Mjøsa tilbake til akseptabel eller nær akseptabel tilstand (se f.eks. Holtan 1993, Rognerud og Kjellberg 1990, Nashoug 1999). En akseptabel tilstand, som definert i henhold til

Vollenweider-modellen for beregning av kritisk fosfortilførsel i innsjøer (Vollenweider 1976), har i hovedsak vært situasjonen de fleste årene i perioden etter ca. 1990. Men enkelte år i den senere tid har det vært større mengder planteplankton enn det lokale miljømålet (Mjøsas lokale miljømål for biovolum tilsvarer grensen mellom *god* og *moderat* i vannforskriften for vanntype 105b; kalkfattige, klare og dype innsjøer i lavlandet). Konsentrasjonen av fosfor var noe høyere rundt første halvdel av 2010-tallet, sammenliknet med perioden 2002–2008. Dette skyldtes trolig relativt høye tilførsler i 2011, 2013 og til dels 2014, som var år preget av store flommer. I 2013 ble den økologiske tilstanden for planteplankton klassifisert som moderat på tre av fire prøvestasjoner (Løvik mfl. 2016). Tilstanden var god i 2014–2018, med mindre alger, en gunstigere algesammensetning og lavere konsentrasjoner av fosfor (Lyche Solheim mfl. 2019a). De siste par årene har konsentrasjonene av fosfor vært stabilt lave og i *god* tilstand, men til tross for dette har biomassen av planteplankton enkelte år vært litt høyere enn miljømålet, særlig i Furnesfjorden.

Global oppvarming i de siste tiårene har ført til økning i temperaturen i Mjøsas øvre vannlag – en trend som er forventet å fortsette. Hyppige og kraftige flommer kan også være et utslag av klimaendringer, som forventes å gi både mer nedbør (ca. 20 %) og mer ekstreme nedbørsepisoder frem mot 2100 (Klimaprofil for Oppland, Norsk Klimaservicesenter¹). Særlig vil regnflommene bli større og hyppigere. Både overvåkingsdata og analyser av sedimentkjerner fra Mjøsa tyder på at næringstilførsler og temperatur har påvirket så vel algemengden som sammensetningen av algesamfunnet i stor grad (Hobæk mfl. 2012). Mjøsa er fremdeles i en situasjon der økte tilførsler i perioder med kraftige nedbør i kombinasjon med fint og varmt vær kan føre til markerte endringer i algesamfunnet og dermed til uakseptable miljøforhold. Etter mange tiår uten, var det f.eks. i 2019 og 2021 store oppblomstringer av cyanobakterien *Dolichospermum lemmermannii* i strandsonen. For å motvirke effekten av klimaendringene er det derfor fortsatt viktig å hindre at belastningen av næringsstoffer øker.

1.2 Målsetting og hensikt

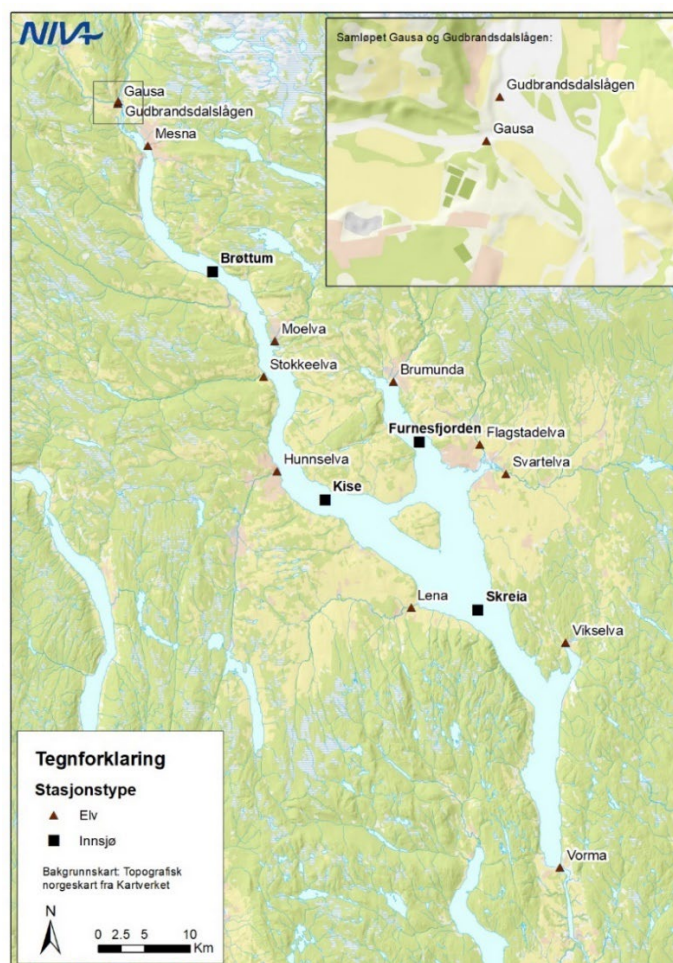
Hensikten med overvåkingen av Mjøsa med tilløpselver er å vurdere vannkvalitet og økologisk tilstand mht. eutrofiering i Mjøsa, og følge utviklingen over tid i viktige vannkjemiske variabler, mengde og sammensetning av plante- og dyreplankton, samt å peke på mulige årsaker til eventuelle endringer. Resultatene av de vannkjemiske og biologiske undersøkelsene skal være representative for vannforekomsten slik at de kan inngå i en trendframstilling over tid. Miljøtilstanden skal vurderes i de 13 største elvene (inklusive utløpselva Vorma) etter et rullende program, som f.o.m. 2018 inkluderer vurdering av økologisk tilstand iht. Vannforskriften på tre stasjoner i hver av fire elver hvert år. Overvåkingen skal benytte de biologiske kvalitetselementene bunndyr og begroingsalger for vurdering av påvirkning fra landbruksavrenning, utslipp av kommunalt avløp, spredt avløp og industri. Årlig transport av fosfor og nitrogen skal beregnes i seks av tilløpselvene og i utløpselva Vorma.

1.3 Program og gjennomføring

Undersøkelsene i 2022 er en videreføring av programmet som har vært fulgt i de senere årene. Overvåkingsprogrammet består av tre delområder, der det første innebærer rutinemessig overvåking av Mjøsas hovedvannmasser ved hovedstasjonen Skreia (**Figur 1**). Undersøkelsene omfatter konsentrasjoner av næringsstoffer, vannkjemiske forhold, siktedyp, temperatur og oksygenforhold, mengde og sammensetning av plante- og dyreplankton, samt tetthet og biomasse av istidskrepsen *Mysis relicta*. Delområde 2 omfatter kompletterende overvåking av vannkvalitet og økologisk tilstand de tre stasjonene Brøttum, Kise og Furnesfjorden (**Figur 1**). Delområde 3 dekker undersøkelser i elver. Vannkjemiske og bakteriologiske målinger gjøres 24 ganger pr. år ved faste prøvestasjoner nær utløpet

¹ <https://www.klimaservicesenter.no/kss/klimaprofiler/oppland>

i Mjøsa, fra tilløpselvene Gudbrandsdalslågen (Lågen), Gausa, Hunnselva, Lena, Flagstadelva og Svartelva, samt i utløpselva Vorma ved Minnesund.



Figur 1. Mjøsa med prøvestasjoner i innsjøen (Hovedstasjonen Skreia, Kise, Furnesfjorden og Brøttum), i tilløpselver og i utløpet Vorma. For elvene er kun stasjonen nærmest Mjøsa vist.

2 Metode

En detaljert beskrivelse av metodikk for prøvetaking (frekvens, dyp, datoer og lokaliteter), analyser og beregninger er gitt 5. Under følger en kort oppsummering.

2.1 Overvåking av Mjøsa

Overvåkingsprogrammet for Mjøsa omfatter seks «hovedrunder» med pelagisk prøvetaking på fire stasjoner: hovedstasjonen Skreia, Furnesfjorden, Kise og Brøttum (**Figur 1**). Hovedrundene gjennomføres månedlig fra mai til oktober. På hovedrundene tas det en blandprøve fra overflatelaget (0-10 m) for analyser av planteplankton (biovolum, klorofyll *a* og artssammensetning), næringsstoffer (fosfor og nitrogen) og andre vannkjemiske parametere (**Vedleggstabell 1**; **Vedleggstabell 2**). Ved Skreia tas det i tillegg en blandprøve fra dypvannet (hypolimnion) for analyser av vannkemi, samt en prøve for måling av oksygen- og fosforkonsentrasjon fra like over bunnen. Ved alle stasjonene måler vi vertikale profiler av oksygen, temperatur, konduktivitet, turbiditet, pH og klorofyll *a*-fluorescens fra

overflaten og ned til like over bunnen ved hjelp av en multiparametersonde. I tillegg måles siktedypet ved hjelp av en hvit Secchi-skive. Hovedrundene omfatter også håvtrekk for innsamling av krepsdyrplankton (inkl. mysis og andre istidskreps) ved Skreia og i Furnesfjorden, samt kvantitativ prøvetaking med Schindler-felle ved Skreia for biomasseestimering av krepsdyrplankton.

Ved hovedstasjonen gjennomføres det også seks «mellomrunder» med redusert prøvetakingsomfang (**Vedleggstabell 2**) mellom hver av de seks hovedrundene. Samlet sett blir det dermed 12 prøvetakinger per år ved hovedstasjonen.

2.2 Prøvetaking og undersøkelser i elvene

Som grunnlag for å beregne næringsstofftransport, tas det årlig 24 vannprøver for analyse av totalfosfor (Tot-P) og total-nitrogen (Tot-N) i Lågen, Gausa, Hunnelva, Lena, Flagstadelva, Svartelva og utløpselva Vorma (se **Vedleggstabell 4**). Næringsstoffkonsentrasjonene benyttes også som støtteparametere i økologisk tilstandsklassifisering mht. eutrofiering (vanntyper er gitt i **Vedleggstabell 6**). Med unntak av Vorma analyseres alle prøvene for indikatorbakterier (*E. coli*) for fekal forurensing. I tillegg måles fargetall og turbiditet i Lågen, Svartelva og Vorma for å følge med på transport av partikler og organisk materiale. Silikat måles også i Svartelva og Lågen.

De biologiske kvalitetselementene bunndyr og begroingsalger (inkl. heterotrof begroing) undersøkes i fire elver per år etter et rullerende program, der hver elv undersøkes hvert tredje år (**Vedleggstabell 7**). Prøvetaking og analyser følger klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppa 2018). I 2022 ble tre stasjoner i Stokkeelva og Flagstadelva, fire stasjoner i Lena, samt to stasjoner i Vorma undersøkt (**Vedleggstabell 8**).

2.3 Beregninger og økologisk tilstandsklassifisering

Indeksregninger og økologisk tilstandsklassifisering i Mjøsa og elvene følger klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppa 2018). Normalisert EQR (nEQR) og økologisk tilstand mht. eutrofiering beregnes for hver stasjon i Mjøsa basert på eutrofieringsparameterne planteplankton (biovolum, klorofyll *a* og artssammensetningsindeksen PTI; Phytoplankton Trophic Index), Tot-P og siktedyp. Nitrogen benyttes ikke samlet tilstandsklassifisering siden innsjøen er fosforbegrenset. Vi klassifiserer allikevel Tot-N isolert. For Mjøsa benyttes grenseverdiene for innsjøtype 105b (L-N2b), dvs. kalkfattige, klare og dype innsjøer i lavlandet.

For elvene benyttes begroingsalgeindeksen PIT (Periphyton Index of Trophic status) for vurdering av eutrofiering (fosforbelastning), mens graden av heterotrof begroing samt bunndyrindeksen ASPT (Average Score Per Taxon) benyttes til å vurdere organisk belastning. I elvene der det er målt Tot-P, benyttes det tidsveide gjennomsnittet av de 24 årlige målingene som støtteparameter i klassifiseringen. Tidsveid gjennomsnitt anbefales der det er ulikt intervall mellom prøvetakingstidspunktene, noe som gjøres i dette programmet (se kap. 5.2.1).

2.3.1 Vannføring, stofftransport og værdata

Årlig transport av Tot-P og Tot-N til Mjøsa via de seks største tilløpselvene estimeres på bakgrunn av døgnvannføring og stoffkonsentrasjon i de 24 årlige vannprøvene. Vannføring innhentes fra NVE og Hafslund E-CO Vannkraft AS. For noen av elvene estimeres vannføringen ved hjelp av regresjonsmodeller basert på vannføring ved andre målestasjonerstasjoner. For detaljer, se kap. 5.2.2. Værdata fra Mjøs-området innhentes fra Kise meteorologiske stasjon (60,77323 N; 10.80574 Ø; <https://lmt.nibio.no>). Temperatur og nedbørsforhold i 2022 ble vurdert ut ifra persentiler av

månedsgjennomsnitt i normalperioden 1991-2020 (se Grinde, Mamen og Tunheim, 2022). Månedsgjennomsnitt mellom 25- og 75 persentilen vurderes som innenfor normalen; mellom 10- og 25- eller 75- og 90-persentilen som hhv. svært kald eller varm; og < 10- eller > 90-persentilen som ekstremt kald eller varm (tilsvarende for nedbør).

3 Resultater og diskusjon

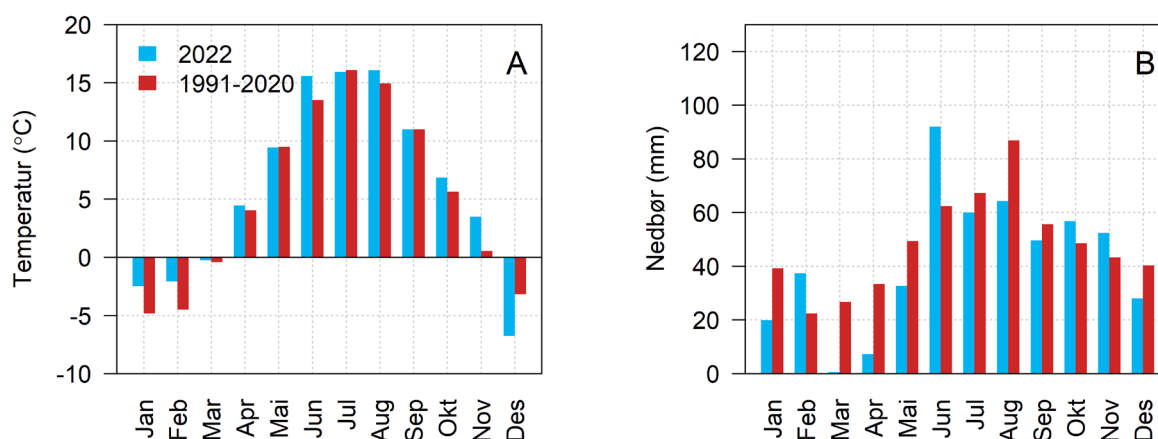
I dette kapitlet oppsummeres de viktigste resultatene fra overvåkingen i 2022. I tillegg vises tidstrender for de viktigste eutrofi- og vannkvalitetsparametere, slik at resultatene fra 2022 kan sees i lys av den historiske utviklingen siden overvåkingen startet. Alle primærdata (vannkjemiske rådata, artslistor m.m.) er rapportert til Miljødirektoratets database Vannmiljø.

3.1 Vær og hydrologiske forhold

Vær og hydrologiske forhold har stor betydning for tilførsler av næringsstoffer, erosjonspartikler og organisk materiale fra nedbørfeltet gjennom avrenning og flom, samt for temperatur-, lys- og sjiktningsforholdene i Mjøsa. Dette spiller igjen inn på primærproduksjon, konkurranse mellom algetyper, samt vekst og metabolisme hos vannlevende dyr (f.eks. dyreplankton og fisk). Variasjon i vær og nedbør kan dermed være med å forklare en del av år-til-år variasjonen både i næringsstoffer og biologiske responser i Mjøsa.

3.1.1 Temperatur og nedbør

Vinteren og våren 2022 var preget av svært lite nedbør og forholdsvis varmt vær i Mjøs-området (**Figur 2**). Januar og februar var svært varme, mens mars–mai hadde normal temperatur. Med unntak av februar, som var svært våt, var mars og april var ekstremt tørre. Januar og mai var svært tørre. Som følge av tørre forhold også høsten 2021, var vannstanden i Mjøsa historisk lav på våren og forsommeren, før den normaliserte seg med vårfloppen i Lågen i månedsskiftet juni-juli. Sommermånedene juni og august var svært varme, mens temperaturen i juli var nær normalen. I juni kom det så mye nedbør at måneden karakteriseres som svært våt. Juli og august var noe tørrere enn normalt. Senhøsten i Mjøs-området var preget av svært varmt vær, og det var på grensen til ekstremt varmt i november. Det kom normalt med nedbør om høsten.



Figur 2. A) Gjennomsnittlig lufttemperatur og B) sum av nedbør (mm) pr. måned ved Kise meteorologiske stasjon i 2022 (blå søyler). Normaler for perioden 1991–2020 er vist med røde søyler. Dataene er innhentet fra NIBIO, Landbruksmeteorologisk tjeneste (LMT).

3.1.2 Vannføring og flom

Tidspunkt og størrelse på vårfloppen i Lågen påvirker de fysiske-kjemiske forholdene (f.eks. turbiditet, fosfortransport og temperatur) i Mjøsa – spesielt i innsjøens nordlige deler. Partikkeltransporten i forbindelse med floppen er ofte så betydelig at den økte turbiditeten i Mjøsa kan fanges opp på satellittbilder et godt stykke sør i innsjøen (**Figur 3**).

I Lågen² kulminerte floppen i 2022 ved like over 1700 m³/s den 29. juni. Flomtoppen var innenfor kulminert femårsflom, og var dermed forholdsvis kraftig. Den var derimot kortvarig, ettersom vannføringen allerede ni dager senere var < 500 m³/s og holdt seg under dette nivået resten av sommeren. Normalt er flomtoppen i Lågen i første halvdel av juni (Holmqvist og Hamududu, 2022), så det var en forholdsvis sen flom i 2022.

Flom og tilførsler fra de mellomstore tilløpsvassdragene rundt Mjøsa har også betydning for de fysiske-kjemiske forholdene (særlig næringsstofftilførsler) i Mjøsa, spesielt lokalt. På østsiden av Mjøsa måles vannføringen bl.a. i Svartelva. Her var det svært lav vannføring frem til starten av april som følge av den tørre våren. Betydelig snøsmelting medførte en flomtopp den 22. april, som var litt tidligere enn normalt. Vannføringen ved flomtoppen var innenfor normalområdet i Svartelva. Betydelig nedbør ga en relativt kraftig regnflom i månedsskiftet juni-juli. Resten av sommeren var vannføringen i Svartelva lav, før det i perioden september til november kom fem relativt kraftige nedbørsflommer. Det samme mønsteret i vannføring gikk i grove trekk igjen i elvene på vestsiden av Mjøsa, f.eks. i Vismunda og i Lena, hvor det finnes målestasjoner. Samlet sett var 2022 preget av lav vannføring og vanntransport i alle de overvåkede elvene, med unntak av Lågen, noe som medførte lave stofftransporter til Mjøsa (se. kap 3.7.1).



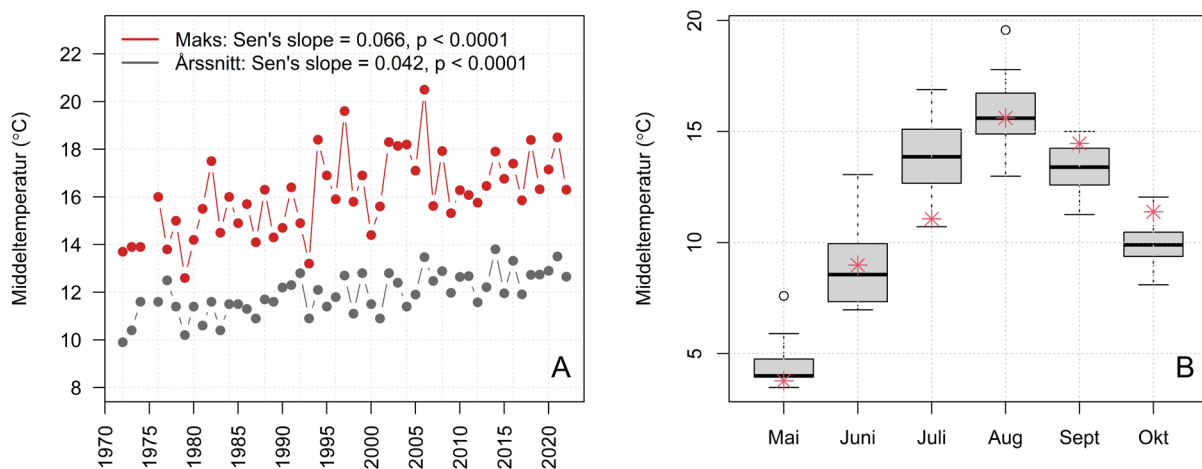
Figur 3. Satellittbilde (RGB) som viser deler av nordre deler av Mjøsa 16 mai 2018, like etter flomtoppen i Lågen. Floppen svært kraftig dette året pga. ekstrem varme på Østlandet. En kan tydelig tungen med partikkelrikt vann (i hovedsak brepartikler) som strekker seg sørover. Bildet er hentet fra satellitten Sentinel 2 den 16 mai 2018 (sakset fra Ledang, Harvey og Marty, 2019).

² Ved målestasjon Losna: <https://sildre.nve.no/map?x=247417&y=6809063&zoom=12&stationId=2.145.0>

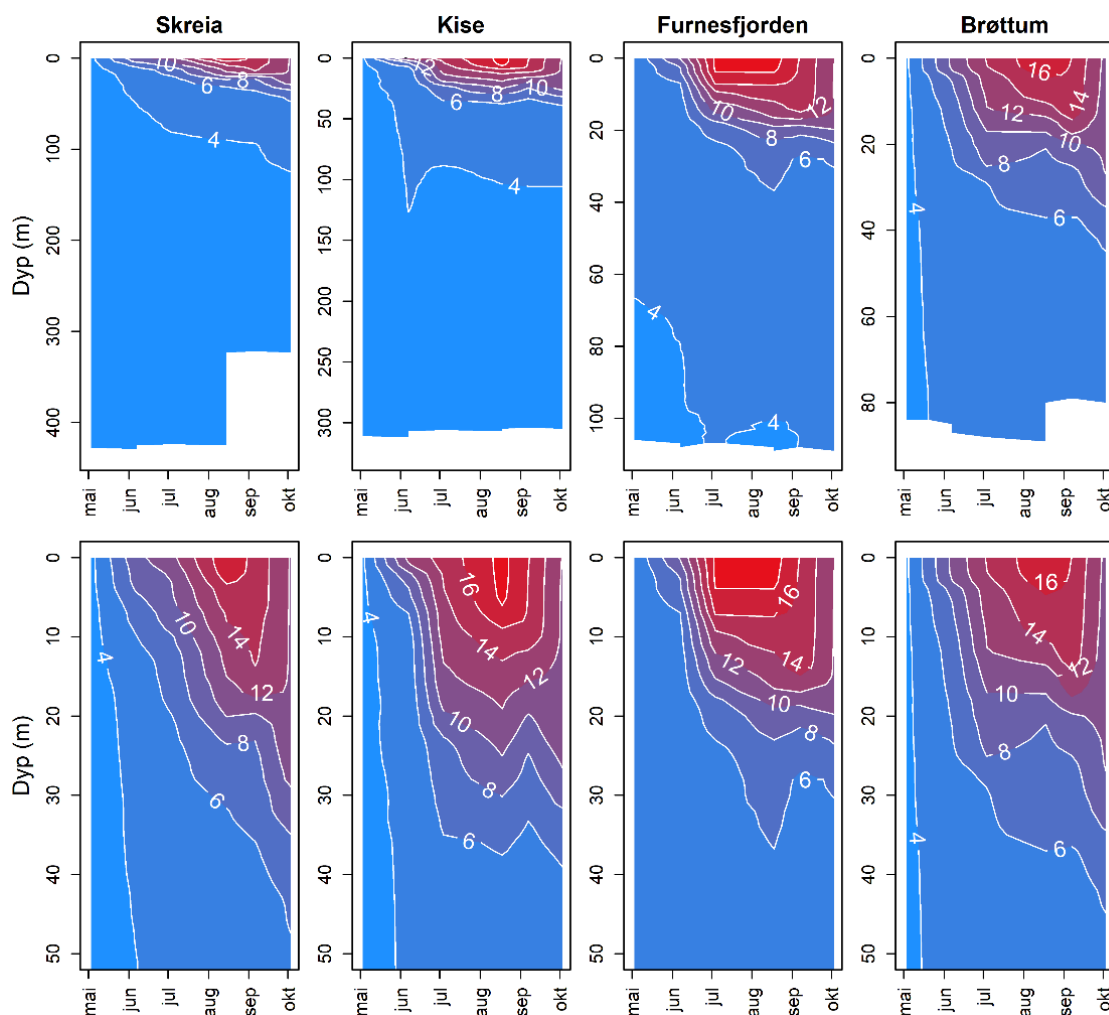
3.1.3 Vanntemperatur i Mjøsa

Middel- og makstemperaturen i det øvre vannlaget (0-10 m) ved Skreia har økt med hhv. 0,42 og 0,67 grader pr. tiår (Mann Kendall test, $p < 0,0001$; **Figur 4A**). I snitt har den absolutte økningen i middel- og maksimumstemperatur vært hhv. 2,1 °C og 3,3°C i perioden 1972–2022. Dette er på nivå med de temperaturstigningene som er registrert i mange andre av verdens innsjøer (O'Reilly mfl. 2015). Middeltemperaturen for juni til oktober i det øvre vannlaget ved Skreia i 2022 var 12,7°C, som er nær normalen for de siste 10 årene (12,8°C). Maksimumstemperaturen var 16,3°C, som er noe kaldere enn normal makstemperatur de siste 10 årene (17,1°C), til tross for høye lufttemperaturer om sommeren.

Den milde høsten i 2022 (se kap. 3.1.1) ga utslag i høye vanntemperaturer i september og oktober. Middeltemperaturen ved Skreia disse månedene var hhv. blant de 25 % og 5 % høyeste målt siden 1990 (**Figur 4B**). I juli var vanntemperaturen unormalt lav. Mjøsa er sterkt utsatt for vindpåvirkning og til dels kraftige strømmer (Holtan mfl. 1979), og særlig ved Skreia fører dette ofte til at de øvre vannlagene blandes med kaldere vann fra større dyp. Som følge av dette kan temperaturen i overflaten endre seg ganske raskt om sommeren avhengig av vindforholdene. I tillegg tilføres den nordlige delen av Mjøsa store mengder vann fra Lågen med relativt lave temperaturer gjennom sommeren pga. smeltevann fra breene i Jotunheimen. Disse faktorene påvirker overflatetemperaturen og er trolig de viktigste årsakene til at termoklinen ofte ikke er spesielt utpreget og til tider kan strekke seg over et sjikt på 20-30 m. I 2022 var det både høyest temperatur og kraftigst sjiktning i Furnesfjorden (**Figur 5**). Vertikalprofilene (**Figur 5**) viser tydelig hvordan det varme overflatelaget gradvis blandes nedover i vannsøylen om høsten som følge av sirkulasjon og avkjøling. Ved siste prøvetaking på Skreia (18. oktober) var temperaturen fortsatt 11,3 grader i overflaten og 6,6 grader på 50 meter. Høstfullsirkulasjonen inntraff trolig noen uker etter dette.



Figur 4. A) Tidsutvikling i middeltemperatur i overflatelaget (0-10 m) ved Skreia i perioden juni-oktober fra 1972 til 2022. B) Månedsvise fordeling av middeltemperatur i overflatelaget for årene 1990-2022 (grå bokser; svart horisontal linje viser medianverdi; nedre og øvre del av boks viser hhv. 20- og 75-persentil). Månedsmidler for 2022 er vist med røde stjerner.



Figur 5. Temperatur (°C) i Mjøsa 2022 målt med vertikalprofilerende sonde for alle fire målestasjoner. Øvre panel viser hele vannsøylen, mens nedre panel viser 0-50 m. Y-aksen angir dyp i meter.

3.2 Næringsstoffkonsentrasjoner i Mjøsa

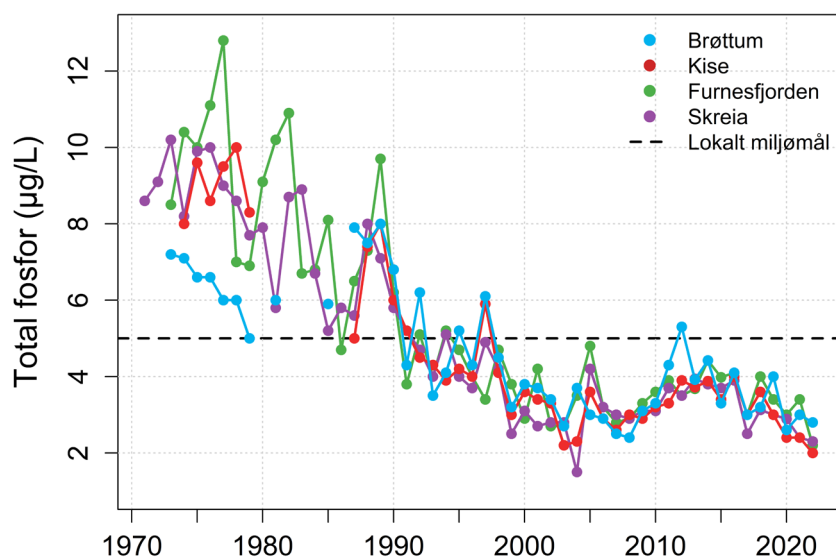
I Mjøsa, og de fleste andre innsjøer, er det fosfor (P) som er det begrensende næringsstoffet for vekst og biomasseutvikling av planteplankton. Litt forenklet betyr dette at mengden P bestemmer hvor mye planteplankton som kan utvikle seg i vannmassene. Som tiltak for å begrense eutrofiering av innsjøer er det derfor reduksjoner av fosfor-tilførslene som bør stå i fokus (se f.eks. Schindler mfl. 2016). Nitrogen (N) er også essensielt for algevekst, men i Mjøsa er det så mye N i overskudd at dette ikke blir begrensende. Mengden N i forhold til P (N:P-forholdet) har økt kraftig siden starten av overvåkingen, slik at Mjøsa de siste tiårene har beveget seg i retning mot enda sterkere fosfor-begrensning enn det som var tilfellet på 1970- og 1980-tallet (se Thrane mfl. 2022). Nivåene av nitrogen bør imidlertid ikke neglisjeres. Høye nitrogenkonsentrasjoner er som regel et tegn på avrenning fra jordbruk og/eller avløp, og kan bidra til økt algevekst i kystvannet i Oslofjorden, der nitrogenbegrensning er mer utbredt.

3.2.1 Fosfor

3.2.1.1 Langtidstrender for Tot-P

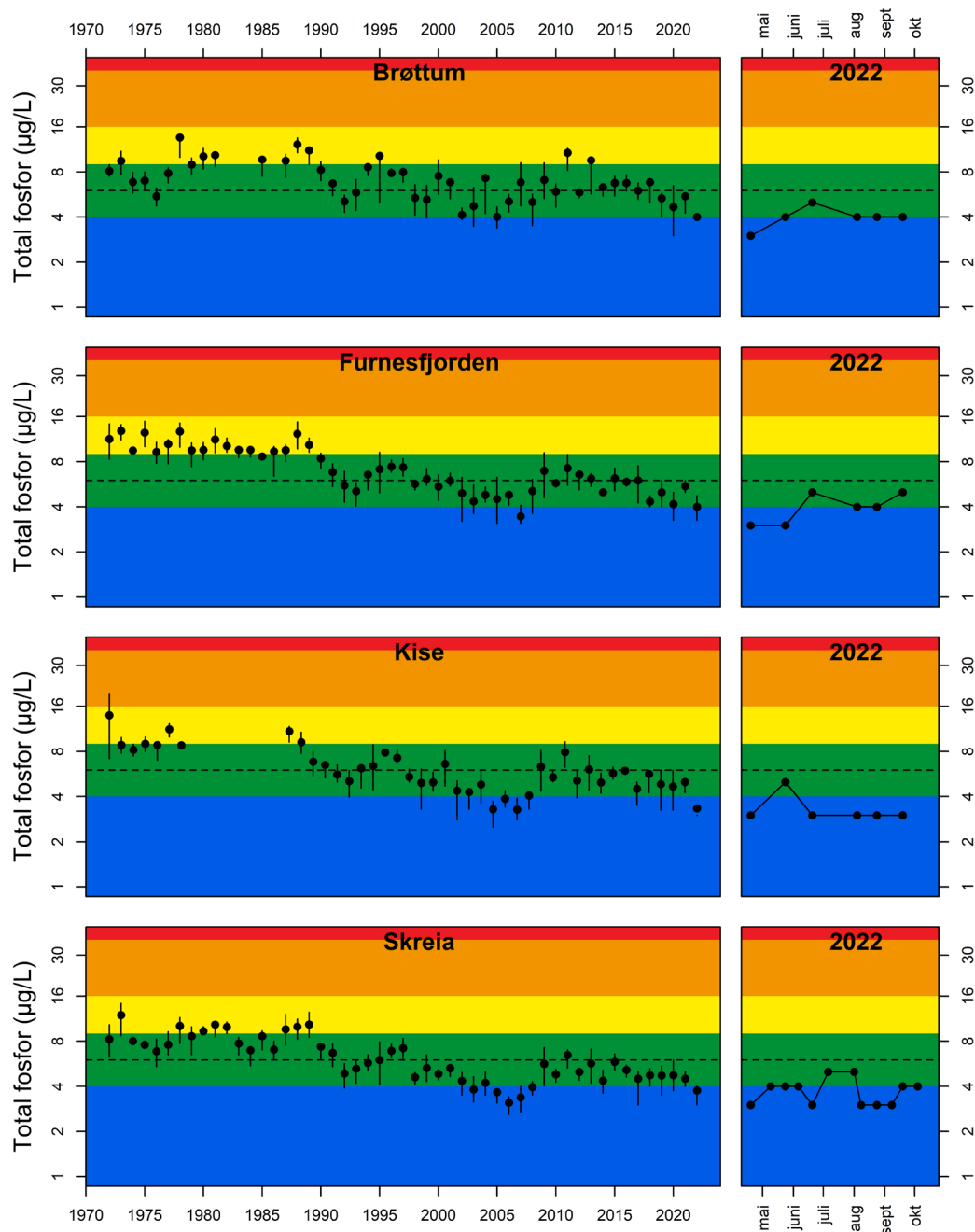
Siden starten av 1970-tallet har middelkonsentrasjonen av Tot-P gjennom vannsøylen på senvinteren/våren, før vekstsesongen starter, blitt kraftig redusert (**Figur 6**). Årsaken er de mange

tiltakene for å redusere tilførselene av fosfor som ble gjennomført fra 1970-tallet og framover som et resultat av Mjøs-aksjonen og senere tiltak (Nashoug mfl. 1999). På senvinteren har Tot-P konsentrasjonen avtatt fra omkring 8–12 µg/l på 1970-tallet til 2–4 µg/l i de senere årene. Senvinterkonsentrasjonene var på sitt laveste rundt midten 2000-tallet, og det var en tendens til økende fosforkonsentrasjon i perioden frem mot midten av 2010-tallet. Dette har trolig sammenheng med flere år med relativt store flommer (2011, 2013 og 2014). Etter dette har senvinterkonsentrasjonen vært noe lavere. I 2022 lå konsentrasjonene mellom 2,0 og 2,8 µg P/l (se 0) og nærmer seg nå det laveste nivået som er registrert i tidsserien (**Figur 6**). I perioden 1998–2022 har senvinter/vår-konsentrasjonene av Tot-P tilfredsstilt det lokale miljømålet på 5 µg P/l på alle prøvestasjonene, med unntak av ett år (2012) ved Brøttum.



Figur 6. Tidssutvikling i konsentrasjoner av Tot-P i dypserier på senvinteren/tidlig vår (fra isen eller i tidlig i mai i år uten is). Punktene representerer middelerverdier for prøver fra 0–60 m ved Brøttum (blå), 0–200 m ved Kise (rød), 0–60 m i Furnesfjorden (grønn) og 0-ca. 428 m ved Skreia (lilla).

Konsentrasjonen av Tot-P i overflatevannet (0–10 m) i perioden mai–oktober har også blitt redusert kraftig siden 1970-tallet ved alle stasjoner (**Figur 7**). Det har vært omtrent en halvering i årsmiddelkonsentrasjoner fra 7–10 µg P/l gjennom 70- og 80-tallet, til 5–7 µg P/l på 90-tallet og 3–5 µg P/l på 2000-tallet ved hovedstasjonen utenfor Skreia. Frem mot midten av 2010-tallet økte konsentrasjonene noe igjen, som for senvinterkonsentrasjonene beskrevet over. Siden 2015 har Tot-P konsentrasjonene ligget stabilt fra 4–6 µg P/l ved både Skreia, i Furnesfjorden og ved Kise, som er godt innenfor god økologisk tilstand i henhold til vannforskriften (4–9 µg P/l). Det er tendenser til en nedadgående trend for Tot-P siden 2015.



Figur 7. Venstre panel: tidsutvikling av Tot-P i sjiktet 0-10 m (mai-oktober) vist med middelværdier (punkter) og variasjonsbredde (25-75 persentil; vertikale streker). Høyre panel: konsentrasjoner av Tot-P i perioden mai-oktober 2022. Fargene viser økologisk tilstandsklasse (blå = *svært god*; grønn = *god*; gul = *moderat*, oransje = *dårlig*; rød = *svært dårlig*). Stiplede horisontale streker angir det lokale miljømålet på 6,0 (5,5-6,5) µg P/l i vekstsesongen. Merk at y-aksen er log-transformert.

3.2.1.2 Konsentrasjoner av Tot-P i 2022

Konsentrasjonene av Tot-P i overflatelaget (0-10 m) i 2022 var blant de laveste som er målt gjennom tidsserien (**Figur 7**). Ved Skreia og Kise var middelkonsentrasjonen av Tot-P i *svært god* tilstand, mens den i Furnesfjorden og ved Brøttum var akkurat på grensen mellom *god* og *svært god* tilstand (**Tabell 1**).

Tabell 1. Middelkonsentrasjoner og normalisert EQR (nEQR) av Tot-P i blandprøver fra 0-10 m for perioden mai – oktober 2022. Blå = *svært god*; grønn = *god* tilstand.

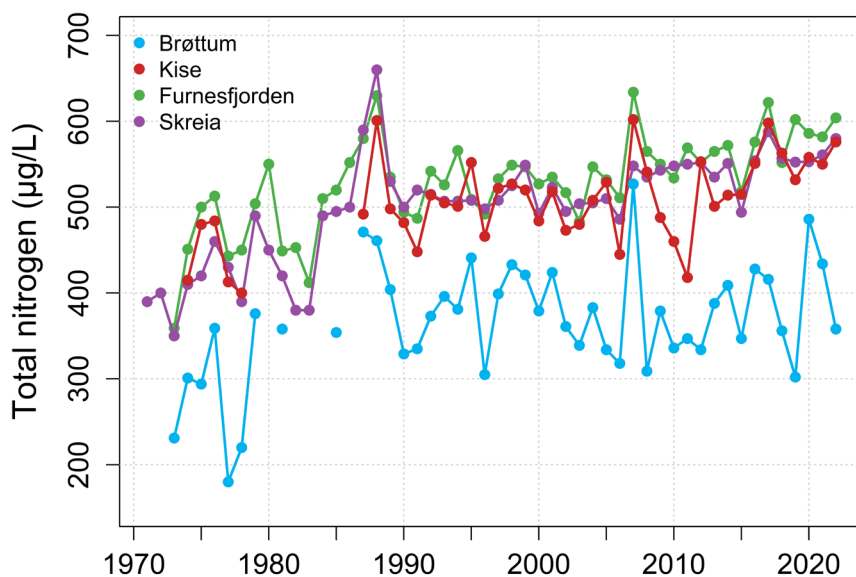
År	Brøttum	Kise	Furnesfjorden	Skreia
Tot-P ($\mu\text{g P/l}$)	4,00	3,3	4,00	3,8
nEQR	0,80	0,93	0,80	0,83

Middelverdien av Tot-P i hypolimnion (under termoklinen) ved Skreia var 5,6 $\mu\text{g P/l}$. Gjennomsnittet trekkes opp av to relativt høye konsentrasjoner i 7. juni og 4. juli (10 og 12 $\mu\text{g P/l}$). I dypvannsprøver fra 10 m over bunnen (ca. 428 m) samme datoer var det også høye Tot-P konsentrasjoner (12 og 17 $\mu\text{g P/l}$). Det er ikke vanlig med slike høye verdier i bunnvannet, men det forekommer i noen prøver enkelte år og er som regel vanskelige å forklare. Oksygenkonsentrasjonene i bunnvannet var høyt i begge prøvene (11-12 mg/l), så det var ingen tegn på frigivelse av fosfor som følge av anoksiske forhold. Det var heller ikke unormale verdier av andre parametere, og det var lavt partikkelinnhold i prøvene. Vi kan ikke utelukke at prøvene er kontaminert enten i felt eller på lab, men resultatene kan også reflektere tilfeldig variasjon i vannkvalitet nær bunnen. Ellers var konsentrasjonene av Tot-P og fosfat lave i hypolimnion og bunnvannsprøver ($\leq 5 \mu\text{g P/l}$). Målinger av Tot-P fra vannprøver tatt 10 m over bunnen ved Brøttum, Kise og Furnesfjorden i mai viste alle lave konsentrasjoner (2-3 $\mu\text{g P/l}$).

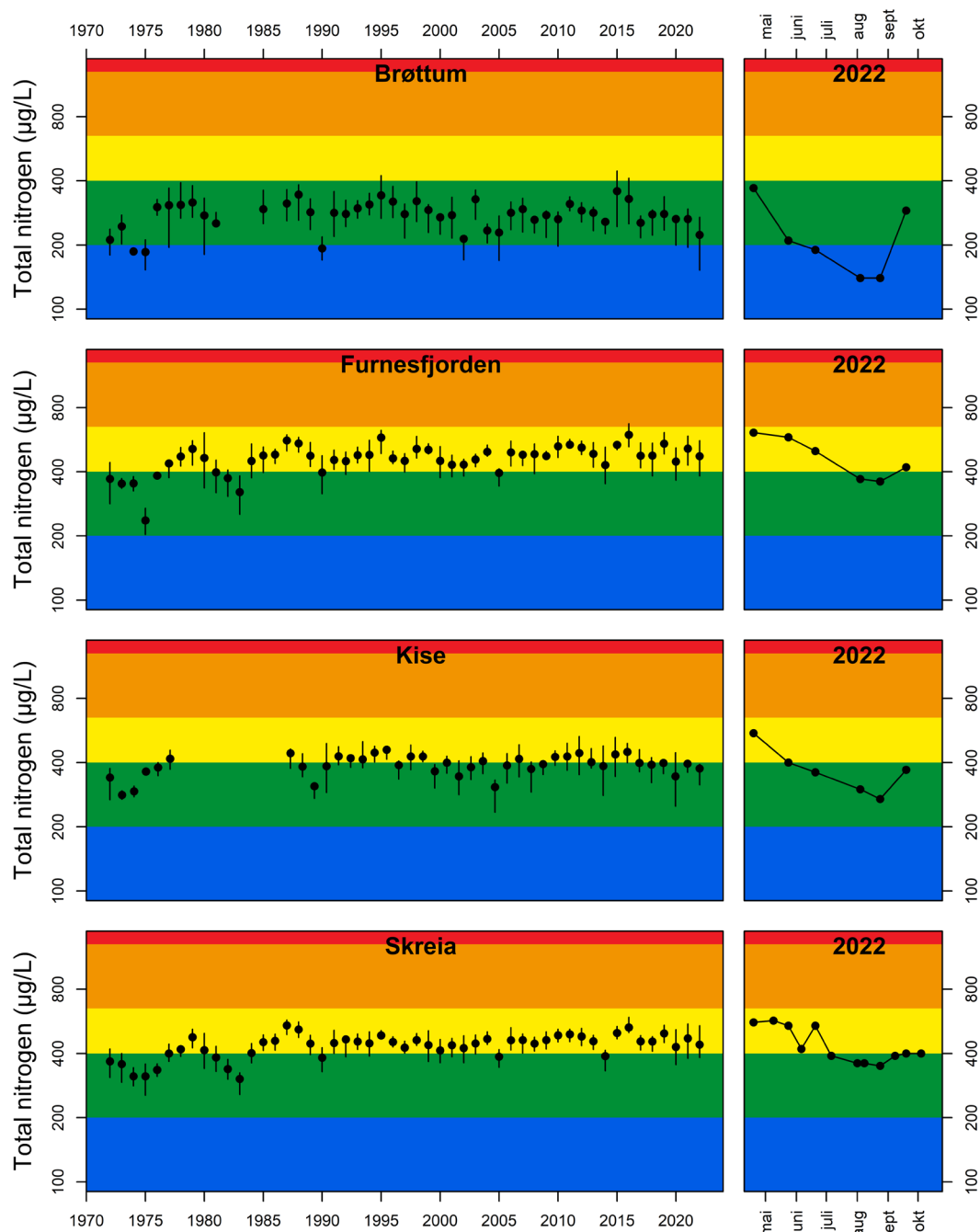
3.2.2 Nitrogen

3.2.2.1 Langtidstrender for Tot-N

Middelkonsentrasjonen av Tot-N gjennom vannsøylen på senvinteren/våren (før vekstsesongen starter) har økt siden begynnelsen av 1970-tallet ved Skreia, Kise og i Furnesfjorden (**Figur 8**). Konsentrasjonene økte raskest frem til ca. 1990, for deretter å ligge stabilt frem til omkring 2005. Etter dette har Tot-N konsentrasjonen økt igjen. Mens gjennomsnittlig økning gjennom hele perioden er 24 $\mu\text{g N/l}$ pr. tiår ($p < 0,0001$; Mann Kendall test basert på gjennomsnitt av de tre stasjonene; 95 % konfidensintervall = 17–32 $\mu\text{g N/l}$ pr. tiår) er tilsvarende trend for perioden 2005–2022 på 34 $\mu\text{g N/l}$ pr. tiår ($p = 0,01$; 95 % konfidensintervall = 13–60 $\mu\text{g N/l}$ pr. tiår). Økningen i Tot-N skyldes lokale tilførsler (trolig i hovedsak jordbruk, men det er ikke gjort noen detalj analyse av N-kilder i denne rapporten), ettersom atmosfærisk nitrogendeposisjon er redusert eller har vært stabil siden 1990 (Aas mfl. 2020).



Figur 8. Tidsutvikling i konsentrasjoner av Tot-N i dypserier på senvinteren/tidlig vår (se **Figur 6** for forklaring).



Figur 9. Tidsutviklingen i middelverdier for Tot-N i mai-oktober i sjiktet 0–10 m i perioden 1972–2022. Se Figur 7 for utfyllende figurtekst.

Nord i Mjøsa, ved Brøttum, er nitrogenkonsentrasjonene lavere, og har ligget stabilt siden 1990 (**Figur 8**). Vannkvaliteten her er sterkt påvirket av Lågen, som har mye lavere nitrogenkonsentrasjoner enn de mindre og mer jordbrukspåvirkede tilløpselvene lenger sør (se kap. 3.7.1). Faktisk doubles konsentrasjonen av Tot-N på vei gjennom Mjøsa, om man sammenlikner konsentrasjonene ved Brøttum (ca. 265 µg N/l) med konsentrasjonene i utløpselva Vorma (ca. 540 µg N/l). Dette skyldes at innsjøen tilføres mye nitrogen fra de mindre tilløpselvene og bekkene med høy andel jordbruk i nedbørfeltene (se Thrane mfl. 2022).

Tidsserien for Tot-N i overflatelaget (0-10 m) perioden mai–oktober (**Figur 9**) viser signifikant økende konsentrasjon ved Skreia og i Furnesfjorden ($p < 0,01$), men ingen trend ved Kise og Brøttum. Trendene er generelt svakere enn for senvinterkonsentrasjonen fra hele vannsøylen.

3.2.2.2 Konsentrasjoner av Tot-N i 2022

Ved Brøttum og ved Kise var middelkonsentrasjonen av Tot-N i overflatelaget (0-10 m) i *god* tilstand (nær grensen til *moderat* ved Kise), mens den i Furnesfjorden og ved Skreia var i *moderat* tilstand. Tot-N benyttes ikke i samlet tilstandsklassifisering siden innsjøen ikke er nitrogenbegrenset. Vi velger allikevel å klassifisere nitrogen som en isolert parameter, siden forhøyede nitrogenkonsentrasjoner er et tegn på avrenning fra landbruk, samt at nitrogenet transporteres nedstrøms mot Oslofjorden, der økende nitrogentilførsler trolig bidrar til økt algevekst (Staalstrøm mfl. 2022).

Tabell 2. Middelkonsentrasjoner og normalisert EQR (nEQR) av Tot-N i blandprøver fra 0-10 m for perioden mai – oktober 2022. Grønn = *god* tilstand; gul = *moderat* tilstand. Tot-N benyttes ikke i samlet tilstandsklassifisering siden innsjøen ikke er nitrogenbegrenset.

År	Brøttum	Kise	Furnesfjorden	Skreia
Tot-N ($\mu\text{g N/l}$)	223	375	473	440
nEQR	0,76	0,61	0,52	0,55

3.3 Planteplankton

3.3.1 Langtidstrender i biomasse og artssammensetning

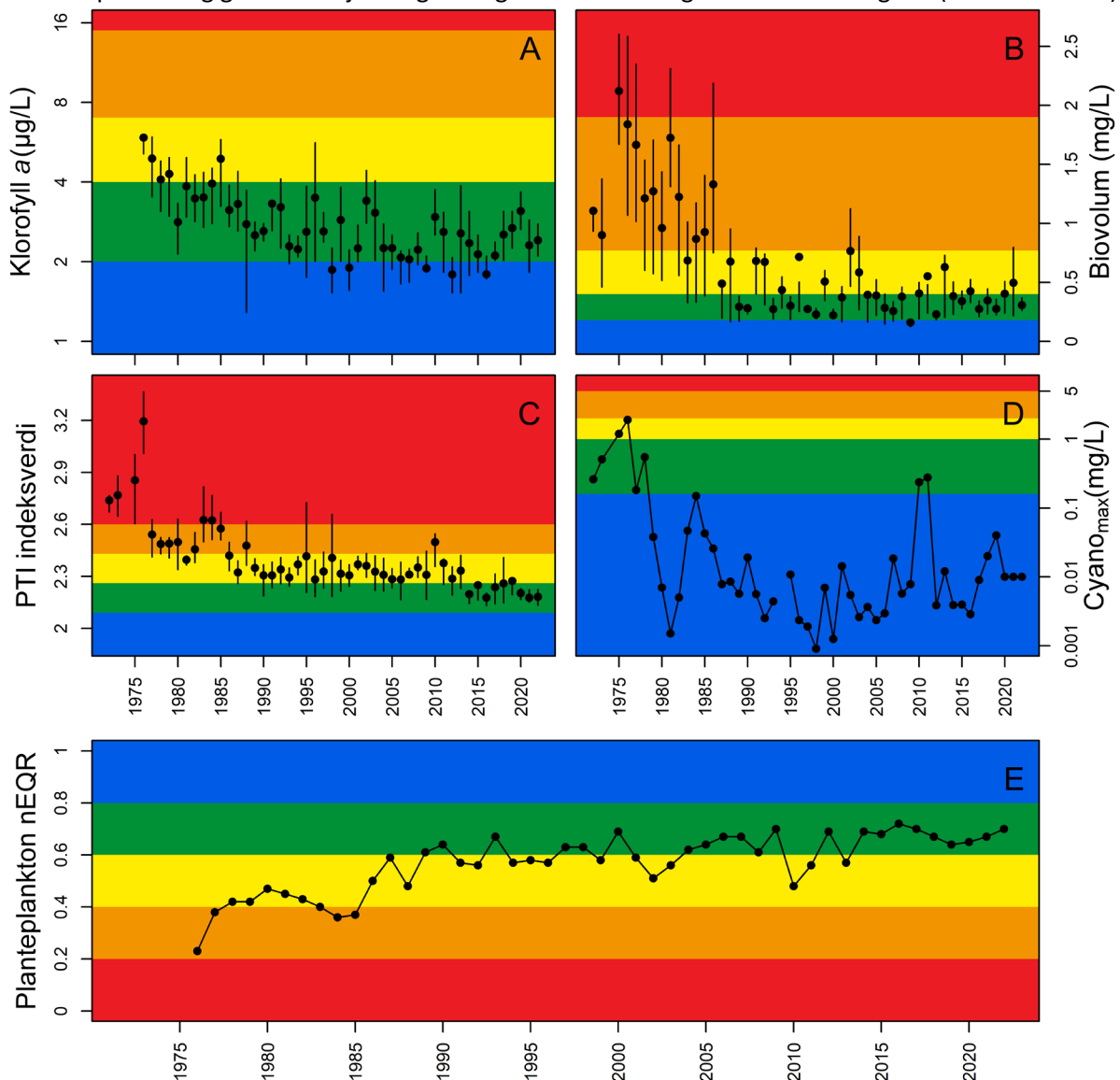
Biomassen av planteplankton, vurdert ut ifra totalt biovolum og klorofyll, er mer enn halvert siden 1970-tallet. Dette er vist for hovedstasjonen Skreia i **Figur 10 A og B**, men utviklingen er forholdsvis lik ved Kise og i Furnesfjorden. Ved Brøttum er biomassen som regel lavere pga. høy turbiditet og dårligere lysforhold. Årsaken til reduksjonene kan tilskrives tiltakene som ble gjennomført for å redusere tilførselene av fosfor og dermed reversere eutrofieringen som skjedde fram mot midten av 1970-tallet (Nashoug mfl. 1999). Til tross for nedgangen i algemengder siden 1970- og 1980-tallet har det også etter årtusenskiftet vært enkelte år der algemengdene har vært høyere enn det lokale miljømålet, slik som i 2003, 2004, 2011, 2013 og 2021.

Planteplanktonsamfunnet har siden 1970-tallet endret seg mot arter som indikerer mer næringsfattige forhold, noe som reflekteres i en tydelig reduksjon i PTI-indeks over tid (**Figur 10 C**). Næringskrevende cyanobakterier og kiselalger preget artssammensetningen flere år på 1970-tallet. Biomassen av kiselalger fortsatte å være relativt høy utover på 1980-tallet, mens cyanobakteriene nesten ble borte (**Figur 10 D**). Fra rundt 1990 økte andelen lite næringskrevende arter innen gruppene gullalger og svelgflagellater, særlig på forsommeren. De middels næringskrevende kiselalgene er imidlertid fortsatt dominerende på sensommeren og høsten, enkelte år med relativt store biovolumer.

3.3.1.1 Cyanobakterier – ingen store oppblomstringer i 2022.

Etter mange tiår uten store mengder cyanobakterier i Mjøsa, dannet arten *Dolichospermum lemmermannii* store oppblomstringer langs land i Mjøsa i juli 2019 og 2021 (Thrane mfl. 2022). Ettersom *D. lemmermannii* potensielt kan produsere giftstoffer (cyanotoksiner) og være irriterende for huden, ble bading frarådet og det ble tatt prøver fra en rekke lokaliteter for analyse av cyanotoksiner. Det ble ikke påvist cyanotoksiner av typene microcystin, anatoksin-a eller saxitoksin i prøvene som ble tatt disse to årene. I 2022 var det en begynnende oppblomstring av *D. lemmermannii* langs land i Stange og Hamar og i Furnesfjorden, men det utviklet seg ikke til en større oppblomstring. Det ble ikke påvist cyanotoksiner i tilsendte prøver i 2022.

Hvorfor disse oppblomstringene har dukket opp de siste årene er usikkert. Men også i andre store innsjøer har strandnære oppblomstringer av *D. lemmermannii* blitt mer vanlig, f.eks. i Lake Superior i USA (Reinl mfl. 2020). Selv om cyanobakterier oftest assosieres med eutrofe innsjøer, så er noen arter (bl.a. *D. lemmermannii*) vanlige også i næringsfattige (oligotrofe) innsjøer, men da som regel i små mengder. Strandnære oppblomstringer kan se ut til å ha blitt mer vanlige i næringsfattige innsjøer de senere årene, kanskje som følge av økende vanntemperatur (Reinl mfl. 2020, 2021, Sterner mfl. 2018). Episoder med styrtregn og medfølgende fosfortilførsler til strandnære områder vil trolig også stimulere vekst av cyanobakterier, spesielt om dette etterfølges av perioder med varmt og stabilt vær. En del cyanobakterier har også evnen til å regulere sin egen oppdrift, som gjør at de kan hente næringsstoffer på dypere vann og deretter flyte opp til overflaten der lysforholdene er bedre. Dette kan gi dem et konkurransemessig fortrinn i næringsfattige innsjøer med stabil temperatursjiktning. I Mjøsa har både vanntemperatur og graden av sjiktning økt signifikant som følge av klimaendringene (Moe mfl. 2022).



Figur 10. Langtidsutvikling av planteplanktonet på hovedstasjonen Skreia. A) Klorofyll *a*-konsentrasjon; B) totalt biovolum av planteplankton; C) PTI indeksverdi (trofisk indeks for artssammensetning); D) Cyanomax (Maksimalt biovolum av cyanobakterier hvert år); og E) samlet nEQR for planteplankton. Blå = svært god; grønn = god; gul = moderat; oransje = dårlig; rød = svært dårlig tilstand.

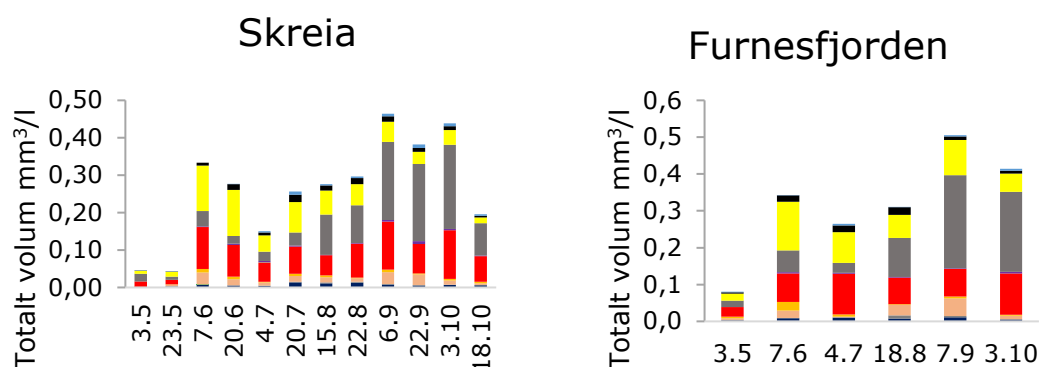
3.3.2 Biomasse og økologisk tilstand for planteplankton i 2022.

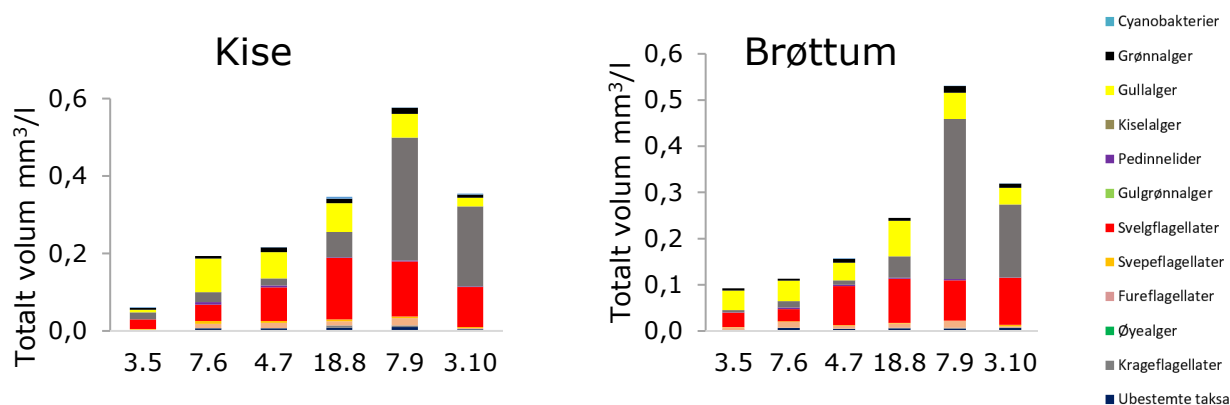
Konsentrasjonene av planteplankton (målt som biovolum og klorofyll a) var forholdsvis like ved alle stasjoner, men høyest i Furnesfjorden og lavest ved Brøttum (**Tabell 3**). Artssammensetning og PTI-indeks var sammenliknbar på alle stasjoner, og det var svært lave konsentrasjoner av cyanobakterier i prøvene fra de sentrale vannmassene. Både biomasse og artssammensetning indikerte *god* tilstand, og totalvurderingen av planteplankton indikerte *god* økologisk tilstand ved alle stasjoner 2022. Konsentrasjonen av klorofyll a var allikevel litt høyere enn det lokale miljømålet på 2,0 $\mu\text{g/l}$, som er strengere enn vannforskriftens miljømål for vanntypen (4,0 $\mu\text{g/l}$). Totalt biovolum var innenfor det lokale miljømålet på 0,4 mm^3/l .

Tabell 3. Årsverdier (gjennomsnitt for klorofyll a , totalt biovolum og PTI i vekstsesongen; maks-verdi for biovolum av cyanobakterier, Cyanomax) og klassifisering av økologisk tilstand for planteplankton fra stasjonene i Mjøsa 2022. Normalisert EQR (nEQR) er gitt i parentes bak hver årsverdi. PTI er trofisk indeks for planteplankton basert på artssammensetning. Totalvurderingen kombinerer resultatene fra de fire enkeltparameterne iht. regler gitt i Klassifiseringsveilederen. Fargene indikerer tilstandsklassen, der blå = *svært god* og grønn = *god* tilstand.

Stasjon	Klorofyll a $\mu\text{g/l}$	Totalt biovolum mm^3/l	PTI	Cyano _{max} mm^3/l	Totalvurdering Planteplankton nEQR
Brøttum	1,96 (0,81)	0,27 (0,71)	2,15 (0,73)	0,0012 (1,00)	0,75
Kise	2,26 (0,75)	0,34 (0,65)	2,16 (0,72)	0,005 (0,99)	0,71
Furnesfjorden	2,70 (0,70)	0,37 (0,63)	2,17 (0,71)	0,005 (0,99)	0,68
Skreia	2,41 (0,73)	0,31 (0,68)	2,18 (0,69)	0,01 (0,99)	0,7

Biomassen av planteplankton økte jevnt utover sesongen og var høyest i september ved alle stasjoner (**Figur 11**). Det var også forholdsvis høy biomasse i starten av oktober. Et såpass sent årsmaksimum er ikke unormalt i Mjøsa. På grunn av de store vannmassene tar det lang tid å kjøle ned innsjøen nok til at sjiktningen forsvinner, og det tilføres også tidvis en del næringsstoffer som et resultat av nedbør om høsten. I 2022 var det flere relativt kraftige nedbørsflommer om høsten (kap. 3.1.2) og varmt vann (kap. 3.1.3), noe som kan ha bidratt til relativt høy biomasse utover høsten dette året. Artssammensetningen i 2022 var forholdsvis lik som tidligere år, med dominans av gullalger og svelgflagellater tidlig på sesongen, og økende dominans av kiselalger sensommer og høst. De dominerende artene kiselalger (f.eks. *Tabellaria flocculosa*, *Asterionella formosa* og *Fragilaria crotonensis*) er indikatorer for middels næringsrike forhold.



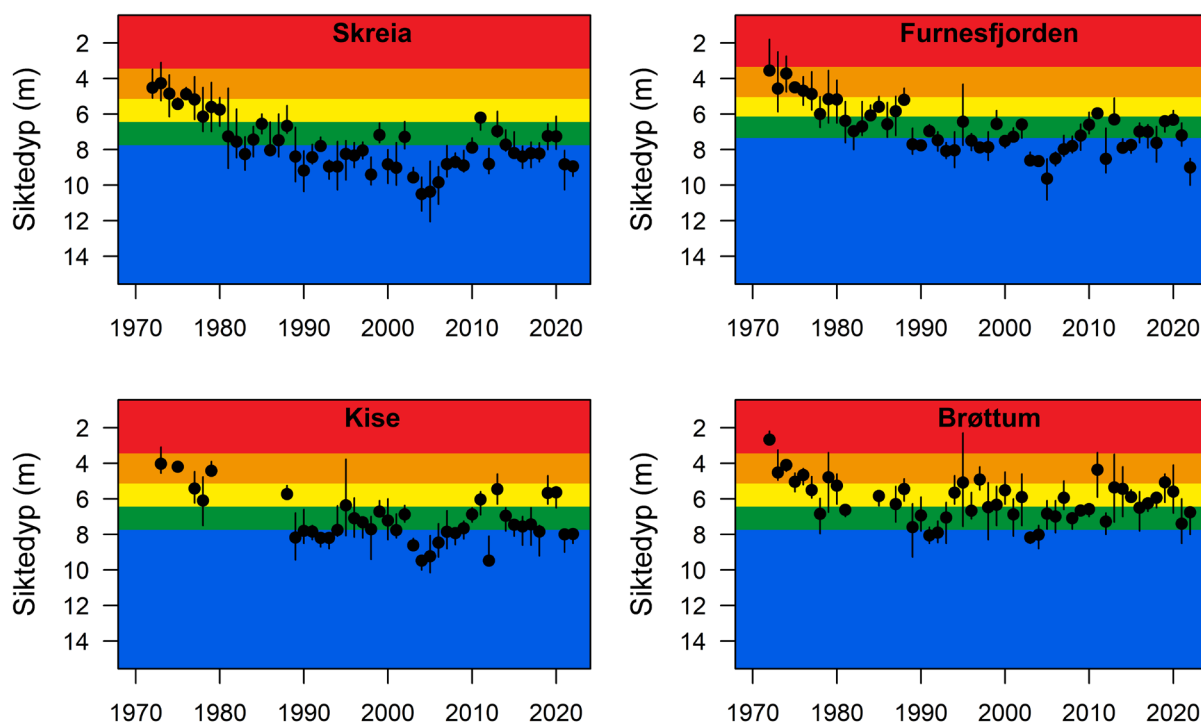


Figur 11. Sammensetning av planteplanktonsamfunnet og totalt biovolum fra de fire målestasjonene i Mjøsa i 2022. Merk: ulike skala på y-aksene.

3.4 Siktedyp

3.4.1 Langtidstrender

Siktedypet i Mjøsas hovedvannmasser påvirkes i hovedsak av mengden planteplankton og partikkeltilførsler fra tilløpselvene – spesielt fra Lågen, som bringer med seg store mengder brepartikler og erosjonsmateriale i forbindelse med flom, snø- og bresmelting. Ved hovedstasjonen Skreia har siktedypet bedret seg fra 4–6 m på 1970-tallet til 9–11 m på 2000-tallet (**Figur 12**).

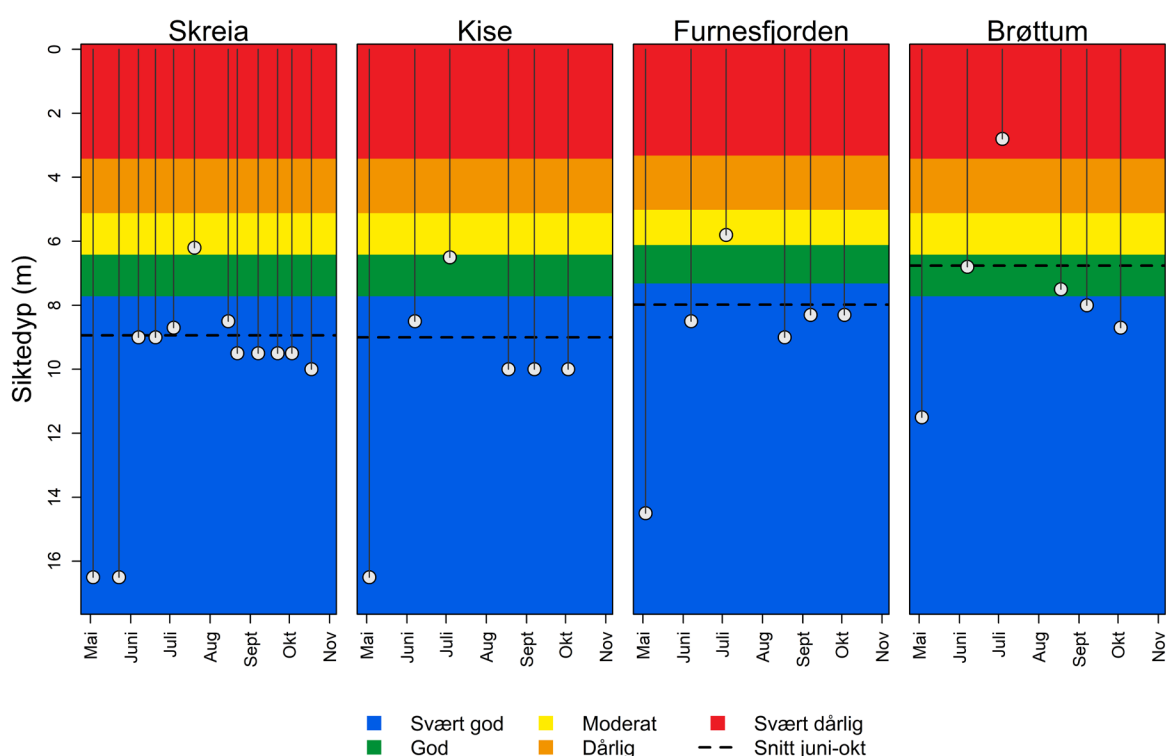


Figur 12. Langtidsutvikling i siktedyp angitt som middelerverdier (sorte prikker) og 25- og 75-persentiler (sorte vertikale streker) fra juni-oktober på de fire stasjonene i Mjøsa. Klassegrensene for siktedyp er ikke justert for det naturlige innholdet av uorganiske partikler, som gir naturlig lavt siktedyp ved Brøttum. Blå = svært god; grønn = god; gul = moderat; oransje = dårlig; rød = svært dårlig tilstand.

De siste ti årene har siktedypet stort sett variert mellom 7 og 9 m, som er nær grensen mellom *svært god* og *god* tilstand, og også nær det lokale miljømålet for Mjøsa på 8 m. I Furnesfjorden er siktedypet i snitt noe lavere på grunn av litt høyere konsentrasjoner av planteplankton og humus, men tidstrenden her er lik som for Skreia. Ved Brøttum preges siktedypet av partikkelpåvirkning fra Lågen og den samme reduksjonen i siktedyp sees derfor ikke her. Ved Kise er også partikkelpåvirkningen fra Lågen større enn lenger sør.

3.4.2 Siktedyp i 2022

Det var gjennomgående høye siktedyp i Mjøsa i 2022 (**Figur 13**). Ved Skreia, Kise og i Furnesfjorden var sesonggjennomsnittene hhv. 8,9 m, 9,0 m og 8,0 m. Dette indikerer *svært god* tilstand og er innenfor det lokale miljømålet på 8,0 m. Siktedyp klassifiseres ikke ved Brøttum pga. partikkelpåvirkningen fra Lågen, men siktedypet her var også forholdsvis høyt (6,8 m) i 2022. Det lave siktedypet i juli skyldes flomtoppen i Lågen i månedsskiftet juni-juli.



Figur 13. Sesongutvikling i siktedyp i 2022. Sort stiplet tverrlinje er middelverdien fra juni-oktober. Fargene viser økologisk tilstandsklasse. Furnesfjorden har litt lavere klassegrenser pga. høyere fargetall.

3.5 Samlet økologisk tilstand i Mjøsas sentrale vannmasser

En samlet vurdering av alle eutrofi-parametere (planteplankton, Tot-P og siktedyp) indikerer *god* økologisk tilstand på alle stasjoner i 2022 (**Tabell 4**). Skreia og Kise ligger midt i tilstandsklasse *god*, mens Furnesfjorden og Brøttum ligger i hhv. nedre og øvre halvdel av tilstandsklasse *god*. For både planteplankton, siktedyp og Tot-P var nEQR-verdiene de høyeste som er observert de siste 10 år.

Ettersom år-til-år variasjoner i vær- og avrenningsforhold kan ha stor effekt på tilstanden i enkeltår, anbefaler klassifiseringsveilederen at gjennomsnittsverdier for de tre siste årene også vurderes. Basert

på siste treårsperiode ligger Skreia, Kise og Furnesfjorden i nedre halvdel av tilstandsklasse *god*, med Furnesfjorden noe lavere enn de to andre. Brøttum ligger midt i tilstandsklasse *god* (Tabell 5).

Tabell 4. Normaliserte EQR (nEQR)-verdier for planteplankton og fysisk-kjemiske (næringsstoffer og siktedyp) eutrofi-parametere, samt samlet klassifisering av økologisk tilstand i Mjøsa i 2022. Samlet tilstand er beregnet iht. kombinasjonsreglene i klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppa 2018). Tot-N brukes ikke i samlet tilstandsklassifisering fordi fosfor er begrensende for algevekst. Siktedyp klassifiseres ikke ved Brøttum pga. naturlig høyt partikkelinnhold. Blå = *svært god*; grønn = *god* tilstand.

Stasjon	År	Samlet nEQR planteplankton	Tot-P	Tot-N	Siktedyp	Fys-kjem komb.	Samlet tilstand
Brøttum	2022	0,75	0,8	0,76	0,72	0,8	0,75
Kise	2022	0,71	0,93	0,61	1	0,96	0,71
Furnesfjorden	2022	0,68	0,8	0,52	1	0,9	0,68
Skreia	2022	0,7	0,83	0,55	1	0,92	0,7

Tabell 5. Middelverdier av nEQR for samlet økologisk tilstand de tre siste treårsperiodene. Grønn = *god* tilstand.

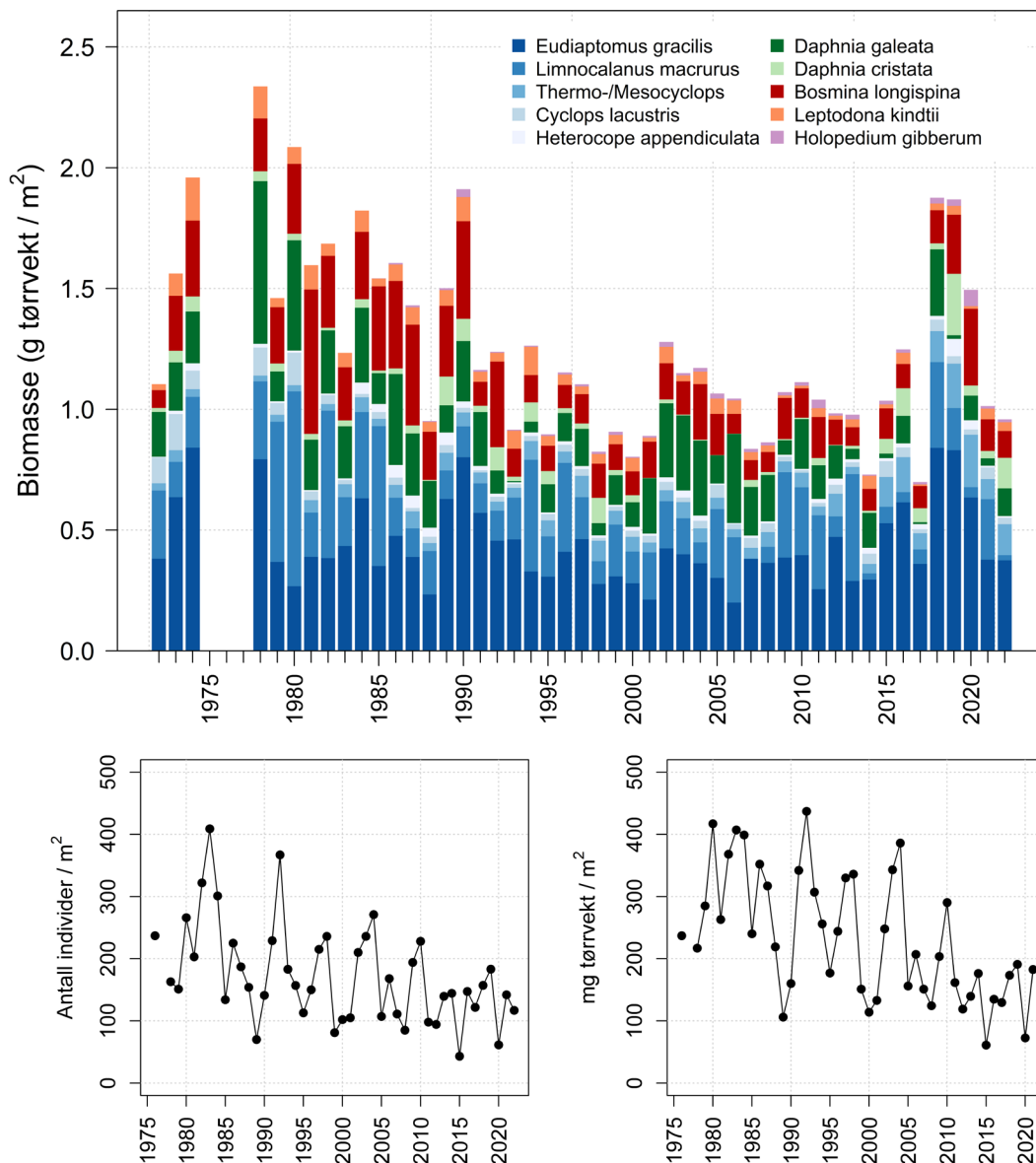
Tidsperiode	Brøttum	Kise	Furnesfjorden	Skreia
2014-2016	0,66	0,68	0,64	0,69
2017-2019	0,66	0,63	0,61	0,66
2020-2022	0,71	0,67	0,65	0,67

3.6 Krepserplankton

3.6.1 Langtidstrender

Totalbiomassen av krepserplankton på hovedstasjonen ved Skreia var størst på slutten av 1970-tallet, da Mjøsa var på sitt mest eutrofierte, og ble deretter omtrent halvert i perioden fram mot slutten 1990-tallet (Figur 14, øverst). Dette skyldes primært reduksjonen i planteplanktonbiomassen i samme periode. Mengden planteplankton er trolig den viktigste faktoren som bestemmer hvor mye krepserplankton som utvikles i Mjøsa (Rognerud og Kjellberg 1990, Løvik og Kjellberg 2003), noe som innebærer at totalbiomassen av krepserplankton er såkalt «bottom up»-regulert. Resultater fra andre store norske innsjøer (Lyche Solheim m.fl. 2019b) indikerer at dette er vanlig i næringsfattige innsjøer. I 2018 og 2019 var det uvanlig høye konsentrasjoner av krepserplankton, på nivå med den mest eutrofierte perioden på 1970-tallet. De siste to årene har imidlertid middelbiomassen gradvis gått ned til nivå med gjennomsnittet for de siste 30 årene, rundt 1 g tørrvekt pr m².

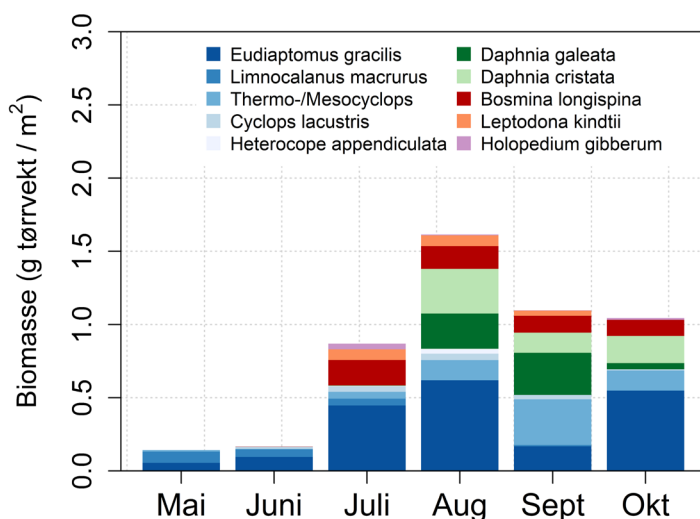
Individtetthet og biomasse av istidsrelikten *mysis* (*Mysis relicta*, pungreke) har også blitt omtrent halvert sammenliknet med 1970-tallet, og middelbiomassen ser ut til å ha stabilisert seg på rundt 150 mg tørrvekt pr. m² det siste tiåret (Figur 14, nederst). Reduksjon i biomasse og produksjon i lavere ledd av næringskjeden, dvs. planteplankton og dyreplankton, kan være en mulig forklaring til nedgangen i tetthet og biomasse av *mysis* i Mjøsa. Endringer i fiskebestander og dermed i graden av predasjon fra fisk kan også ha spilt inn. Studier av livshistorie, vekst og produksjon hos *mysis* tyder på at predasjon i større grad enn fødetilgang er med på å regulere totalbiomassen, altså en «top down» regulering av *mysis*bestanden (Kjellberg m.fl. 1991).



Figur 14. Øverst: Middelbiomasse av dyreplankton (g tørrvekt pr. m²) fra 0-50 m i perioden juni-oktober fordelt på de ti vanligste artene ved stasjon Skreia i perioden 1972-2022 (data mangler for 1975-1977). Arter av hoppekreps (*Copepoda*) er vist i sjatteringer av blått; arter i slekten *Daphnia* er vist i sjatteringer av grønt; andre vannlopper er vist i sjatteringer av rødt. Nederst: Tidsutvikling i årsmidler av individantall (til venstre) og biomasse (til høyre) av *Mysis* ved stasjon Skreia i perioden 1976-2022.

3.6.2 Artssammensetning og biomasse i 2022

Sesongutviklingen i krepssdyrbiomassen i 2022 (**Figur 15**), fulgte i stor grad utviklingen av temperatur og biomasse av planteplankton gjennom sesongen. En relativt kald vår med påfølgende lav vanntemperatur og beskjeden planteplanktonbiomasse i mai, resulterte sannsynligvis i lav biomasse av krepssdyrplankton i juni, og med fravær av dafnier. Biomassen av krepssdyrplankton økte i juli, men med en relativt beskjeden biomasse fram til august, hvor biomassen var på det høyeste gjennom sesongen. Biomassen av krepssdyrplankton holdt seg relativt høy utover høsten, sannsynligvis som følge av høy vanntemperatur og høy planteplanktonbiomasse. Hoppekrepsen *Eudiaptomus gracilis* dominerte biomassemessig. Fra og med august var innslaget av vannlopper (*Daphnia*) forholdsvis høyt.



Figur 15. Sesongutviklingen i biomasser av de viktigste artene innen krepsdyrplanktonet ved stasjon Skreia i 2022 basert på kvantitativ prøvetaking med Schindler-felle. Biomasser er gitt som g tørrvekt pr. m² for sjiktet 0-50 m.

3.7 Vannkvalitet og stofftransport i tilløpselvene

3.7.1 Konsentrasjoner av Tot-P, Tot-N og *E.coli* i 2022

Konsentrasjonene av Tot-P i vannprøver fra Lågen og Gausa var lave, med middelerverdier som indikerte *svært god* tilstand (**Figur 16; Vedleggstabell 9**). Lågen hadde meget lave konsentrasjoner av Tot-N, tilsvarende *svært god* tilstand. I Gausa indikerte middelkonsentrasjonen av Tot-N *god* tilstand, selv om nivåene var omtrent fire ganger høyere enn i Lågen. Lågen hadde *god* hygienisk-bakteriologisk vannkvalitet, med lave nivåer av fekale indikatorbakterier (*E. coli*). I Gausa var nivåene av *E. coli* noe høyere, tilsvarende *moderat* tilstand iht. grenseverdier gitt i SFT-veileder 97:04.

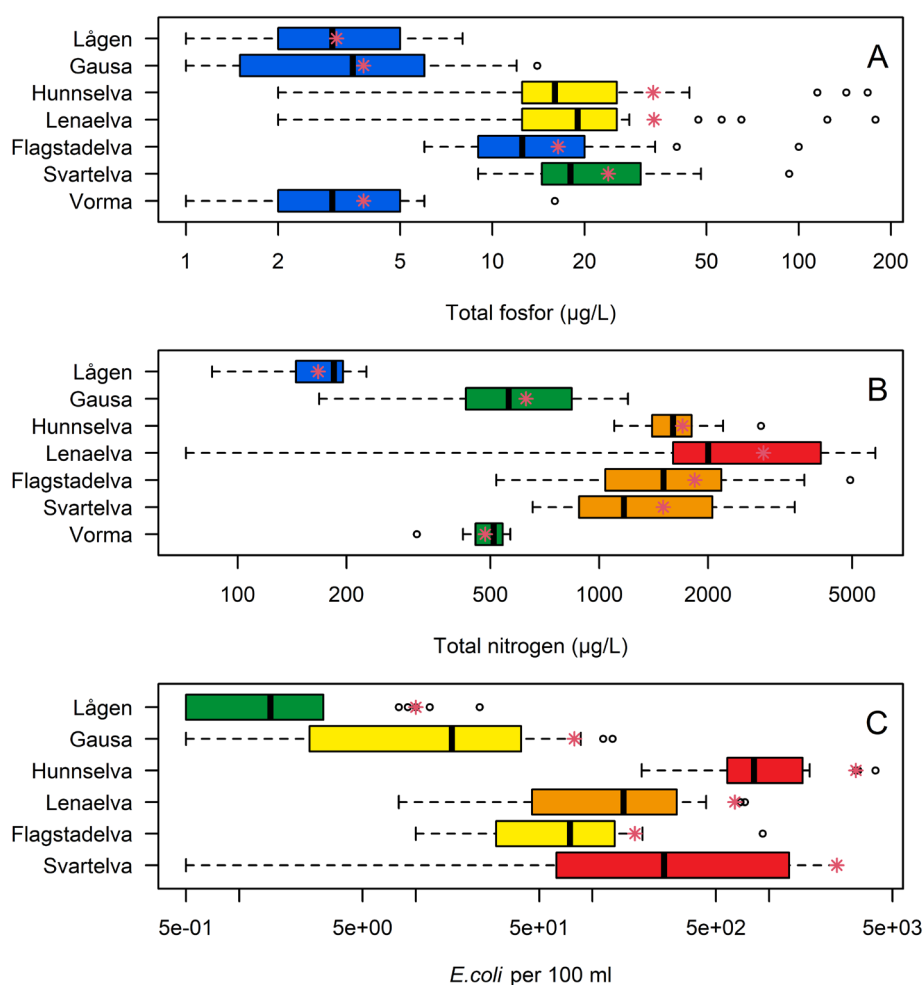
Hunnselva og Lena hadde begge middelkonsentrasjoner av Tot-P tilsvarende *moderat* tilstand (**Figur 16; Vedleggstabell 9**). Tot-N indikerte *svært dårlig* og *dårlig* tilstand i hhv. Lena og Hunnselva. Nivåene av *E. coli* var *svært høye* i Hunnselva (*svært dårlig*) og høye i Lena (*dårlig*). De høye nivåene av Tot-N og *E. coli* skyldes sannsynligvis en kombinasjon av avrenning fra jordbruksområder og avløp.

I Flagstadelva og Svartelva indikerte Tot-P konsentrasjonen i hhv. *svært god* og *god* tilstand (**Figur 16; Vedleggstabell 9**). Begge elvene hadde høye Tot-N konsentrasjoner (*dårlig* tilstand). I Svartelva var den hygienisk-bakteriologiske vannkvaliteten *svært dårlig* som følge av meget høyt nivå av *E. coli*. I Flagstadelva var nivået betydelig lavere, tilsvarende *moderat* tilstand.

3.7.1 Estimert næringsstofftransport i tilløpselvene

3.7.1.1 Fosfor

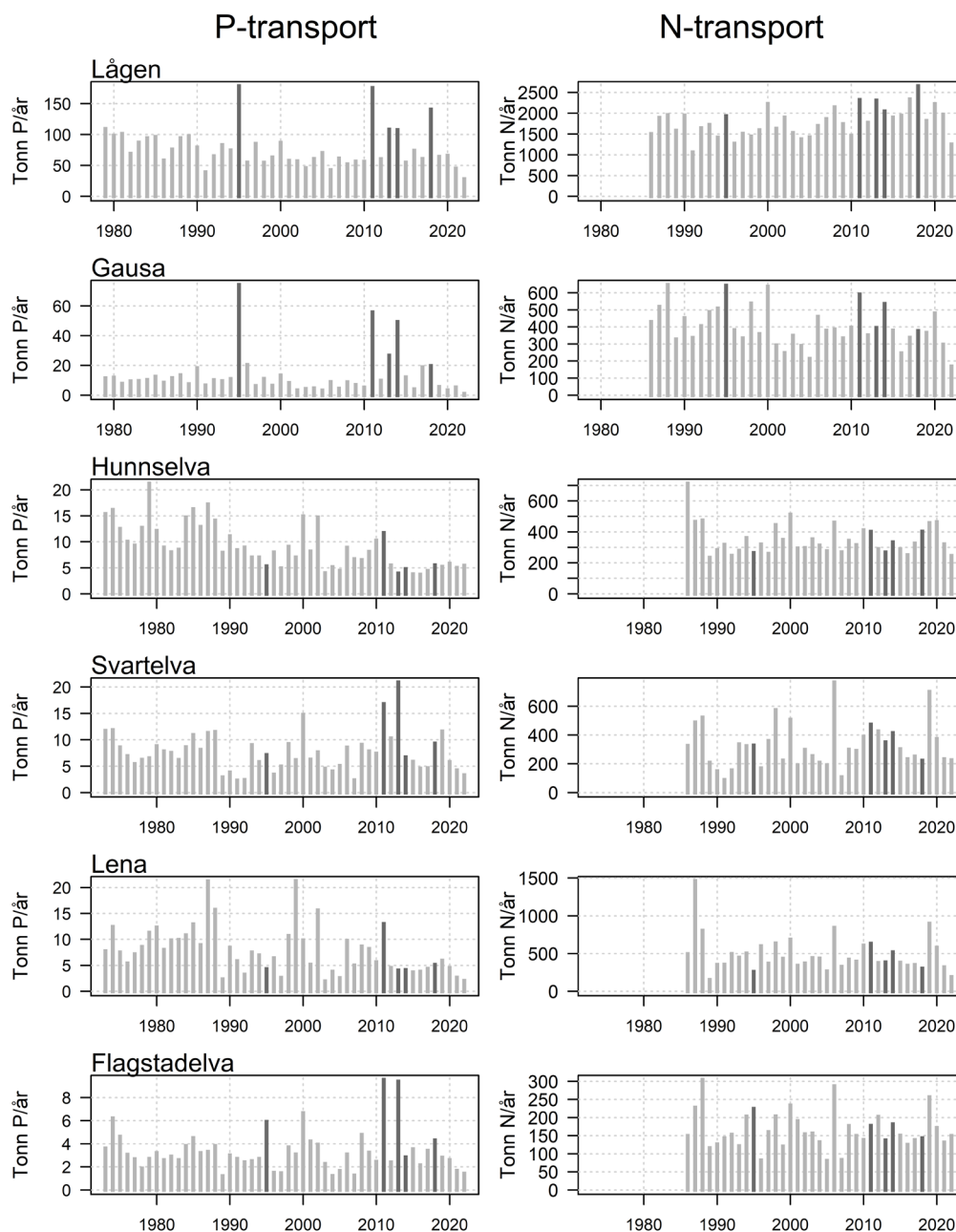
Alle elvene hadde den laveste P-transporten som er målt det siste tiåret, med unntak av Hunnselva, der transporten var nær medianen for siste tiår (**Figur 17**). Samlet P-transport fra de seks tilløpselvene var ca. 40 tonn (**Vedleggstabell 10**), noe som er det laveste som er målt i tidsserien. Lågen sto for 92 % av den samlede vanntransporten, men kun 68 % av fosfortransporten blant de seks største tilløpselvene. Hunnselva sto for 13 % og Svartelva 8 % av P-transporten, men kun hhv. 1,7 og 1,6 % av vanntransporten. De resterende elvene bidro med ≤ 5 % av P-transporten hver. Estimert P-transport ut av Mjøsa med Vormå var ca. 36 tonn (**Vedleggstabell 10**).



Figur 16. Konsentrasjoner av A) Tot-P, B) Tot-N og C) *E. coli* i tilløpselver i 2022. Vertikal strek i hver boks viser median; nedre og øvre grense i boks viser hhv. 25 og 75-persentilen blant de 24 årlige målingene (12 for Vormaa). Ekstremverdier er plottet som punkter. Endene av de stiplede linjene viser min- og maksverdiene blant tallene som ikke er ekstremverdier. Rød stjerne i A) og B) viser tidsveid gjennomsnitt, som er brukt til å klassifisere Tot-P og Tot-N. Rød stjerne i C) viser 90-persentilen, som brukes til å klassifisere *E. coli*.

Den lave estimerte P-transporten i 2022 skyldes nok i stor grad lav vanntransport i elvene som følge av tørt vær, særlig på foråret (se kap. 3.1.1). Med unntak av Lågen, der vanntransporten var nær normalen, hadde alle elvene den laveste eller nest laveste vanntransporten som er målt det siste tiåret. Estimaten av P-transport påvirkes i stor grad av P-konsentrasjonen i enkeltprøver, særlig under flom i Lågen, hvor konsentrasjonene kan variere ekstremt i løpet av kort tid. Ingen av prøvene fra Lågen i 2022 hadde høy Tot-P konsentrasjon, noe som også bidro til lav estimert transport dette året.

Tidsseriene for transport av Tot-P i elvene viser at det for Lågen har vært en signifikant nedgang gjennom hele perioden – særlig frem mot starten av 2000-tallet (**Figur 17; Vedleggstabell 11**). Etter år 2000 er det ingen signifikant trend, trolig på grunn av noen år med relativt store flommer som medførte høye Tot-P tilførsler i 2011, 2013, 2014 og 2018. I Hunnselva og Lena har det vært en betydelig og signifikant reduksjon i Tot-P-transport gjennom perioden. Om man sammenlikner medianen siste tiår med 1980-tallet, har transporten blitt omtrent halvert. I Gausa, Flagstadelva og Svartelva er det ingen signifikant endring i fosfortransport gjennom perioden.



Figur 17. Tidsutviklingen for fosfortransport (tonn P per år; venstre kolonne) og nitrogentransport (tonn N per år; høyre kolonne) i seks av de største tilløpselvene. Verdier for perioden 1980-1985 er estimater i henhold til Rognerud (1988). Årene med større flommer i Lågen (>2000 m³/s flomtopp om våren; 1995, 2011, 2013, 2014 og 2018) er markert med mørkegrå sjattering.

3.7.1.2 Nitrogen

Transporten av nitrogen til Mjøsa var også lav i 2022. Lågen, Gausa, Lena og Hunnselva hadde de laveste Tot-N-transportene målt siste tiårsperiode. Svartelva hadde også lav transport, mens transporten av Tot-N i Flagstadelva lå nær medianen for siste tiårsperiode. Lav vanntransport er trolig hovedårsaken til de lave nitrogen-transportene, men lave konsentrasjoner i Lågen bidro også.

Samlet sett ble det estimert en N-transport på 2226 tonn til Mjøsa fra de seks tilløpselvene (**Vedleggstabell 12**). Lågen bidro med 56 % av dette, som er relativt lite sett i forhold til at Lågen sto

for 92 % av den samlede vanntransporten. Det er de mindre vassdragene, med store andeler dyrket mark, som relativt sett bidrar med mest nitrogen. Elvene Lena, Hunnselva og Svartelva bidro f.eks. med < 4 % av vanntransporten, men ca. 30 % av Tot-N-transporten (**Vedleggstabell 12**). Det ble estimert at det forsvant 4733 tonn N ut med Vorma i 2022. Dette er dobbelt så mye som kommer inn med de seks elvene, som indikerer at Mjøsa tilføres betydelige mengder N fra mindre elver og bekker, avløp og andre kilder.

Tidsseriene for Tot-N-transport i elvene viser en signifikant økning i transport av Tot-N i Lågen, som startet rundt år 2000 (**Figur 17; Vedleggstabell 13**). I Gausa er det tendenser til en reduksjon gjennom perioden, men trenden er akkurat ikke signifikant ($p = 0,053$). Utenom dette er det ingen signifikante trender for Tot-N. Transporten av nitrogen har dermed vært relativt stabil i de andre elvene.

3.8 Biologiske undersøkelser og økologisk tilstand i Flagstadelva, Stokkeelva, Lena og Vorma.

Under følger resultatene fra de biologiske undersøkelsene i de fire elvene i 2022. Stasjonsinformasjon (koordinater og vanntyper) er gitt i **Vedleggstabell 8** og primærdata er rapportert til Vannmiljø.

3.8.1 Flagstadelva

Vassdraget strekker seg fra Langsjømyrene mellom Brumundsætra, Gitvola og Målia i nord, til utløpet i Åkersvika i Mjøsa i sør. Det totale nedbørfeltet strekker seg fra 123 til 821 moh. og er dominert av skog (57 %), myr (19 %) og dyrket mark (17 %). Områdene med dyrket mark ligger i nedre del av nedbørfeltet, fra 350-400 moh. og ned mot Mjøsa. Her er jordsmonnet næringsrikt, som følge av en berggrunn dominert av kambrosilursk skifer, kalkstein og sandstein. Dette medfører også kalkrik avrenning og en vannkvalitet med høy bufferevne og lav sensitivitet for forsurening (Garmo mfl. 2019). I øvre del av nedbørfeltet er berggrunnen dominert av tyngre forvitrbare bergarter som kvartsitt og sandstein, som gir en kalkfattig vanntype med høyere sensitivitet for forsurening.

Den øverste stasjonen i Flagstadelva (St. 1) ligger oppstrøms Brennsætersaga, i området med kalkfattig vanntype. Det er fravær av jordbruk og kun noe hyttebebyggelse oppstrøms for stasjonen. Begroingsalgene indikerte *svært god* tilstand med hensyn til eutrofiering (PIT-indeksen) og det ble ikke observert heterotrof begroing (**Tabell 7**). Bunndyrene indikerte *god* tilstand (på grensen til *svært god*) ved ASPT-indeksen for organisk belastning. Det var dermed ingen tegn til eutrofipåvirkning eller organisk belastning ved stasjonen. Forsuringsindeksen for begroingsalger viste derimot *moderat* tilstand, noe som indikerer at stasjonen er noe påvirket av forsurening. Det er imidlertid mulig at den tilsynelatende forsuringspåvirkningen skyldes naturlig sure miljøforhold som følge av høyt humusinnhold (se Garmo mfl. 2019 og Lyche Solheim mfl. 2020).

Den midterste stasjonen (St. 2), ved Dalseng, har noe landbruksareal og bebyggelse like oppstrøms, men er generelt relativt lite påvirket. Alle indekser som måler eutrofi eller organisk belastning indikerte *svært god* tilstand (**Tabell 7**). Stasjonen ligger akkurat innenfor den delen av nedbørfeltet som domineres av lett forvitrbare og næringsrike bergarter. Bufferkapasiteten mht. forsurening er derfor god herfra og ned til Mjøsa. Forsuringsindekser ble derfor ikke vurdert (men AIP-indeks *svært god* tilstand mht. forsurening).

Den nederste stasjonen i Flagstadelva (St. 3) ligger ved Vienkrysset, like før elva renner ut i Åkersvika. Her er elva i større grad påvirket av dyrket mark, bebyggelse og avrenning fra urbane områder, inkludert veiavrenning. Dette gjenspeiles i den økologiske tilstanden, som var *moderat* basert på ASPT-indeksen for bunndyr (**Tabell 6**). Det ble også observert små mengder heterotrof begroing, men ikke

mer enn at HBI2-indeksen indikerte *god* tilstand. Eutrofieringsindeksen for påvekstalger indikerte *god* tilstand, og vannprøvene en Tot-P konsentrasjon tilsvarende *svært god* tilstand.

Tidligere undersøkelser fra stasjonen ved Vienkrysset viser at samlet tilstand har vært *moderat* eller nær grensen til *moderat* alle år siden 1998. Selv om det var ASPT-indeksen for organisk belastning som indikerte dårligst tilstand i 2022, har både ASPT og PIT (eutrofieringsindeksen for begroingsalger) indikert *moderat* tilstand tidligere. Samlet sett tyder dette på at stasjonen er utsatt både for tilførsler av organisk stoff og tidvis noe forhøyede fosforkonsentrasjoner. Konsentrasjonene av nitrogen er også høye (**Figur 15**), noe som tyder på en betydelig avrenning fra landbruk.

Tabell 7. Økologisk tilstandsklassifisering ved tre stasjoner i Flagstadelva i 2022. Indeksverdier, normalisert EQR (nEQR) og økologisk tilstand for Tot-P ($\mu\text{g P/l}$), HBI2-indeks for heterotrof begroing, PIT-indeks (eutrofiering) og AIP-indeks (forsuring) for begroingsalger og ASPT-indeks (organisk belastning) for bunndyr. RAMI-indeks for bunndyr er ikke benyttet ettersom vassdraget er humøst. Fargen viser økologisk tilstandsklasse, der gul = *moderat*; grønn = *god*; og blå = *svært god* tilstand. Åpne ruter betyr at parameteren ikke er målt eller ikke er relevant for vannforekomsten.

Stasjon	Bredde-grad	Lengde-grad	Tot-P (nEQR)	Heterotrof begroing		Begroingsalger				Bunndyr		Samlet tilstand
				HBI2	nEQR	PIT	nEQR	AIP	nEQR	ASPT	nEQR	nEQR
St.1, Flagstadelva oppstrøms Brennsætersaga	60,90525	11,10905		0	1,00	5,51	0,95	6,45	0,44	6,79	0,8	0,44
St.2, Flagstadelva ved Dalseng	60,86768	11,11519		0	1,00	7,37	0,88			6,88	0,95	0,88
St. 3, Ved Vienkrysset der FV116 krysser elva	60,81491	11,1031	16 (0,86)	0,1	0,79	11,6	0,73			5,5	0,48	0,48

3.8.2 Stokkeelva

Vassdraget har sitt utspring i skog og myrområdene sør-øst for Aust-Torpa, og renner gjennom øvre deler av Snertingdalen ned til Ringsjøen, som er den største innsjøen i nedbørfeltet. Oppstrøms Ringsjøen kalles elva for Storelva, mens den fra Ringsjøen og ned til utløpet i Mjøsa heter Stokkeelva. Langs hele elvestrekningen kommer det inn en rekke mindre elver og bekker fra dalsidene både på nord og sørsiden. Det totale nedbørfeltet til Stokkeelva spenner en høydegradient fra 123 moh. ved utløpet i Mjøsa til 950 moh. ved Kråkhugukampen. Hele 80 % er dekket av skog, med innslag av myr (6 %) og dyrket mark (9 %; data fra NVEs netttjeneste NEVINA). Landbruksarealene fordeler seg langs elva gjennom hele nedbørfeltet, men mesteparten ligger på nordsiden av vassdraget. Berggrunnen i nedbørfeltet består av sandstein, alunskifer og kvartsitt, med innslag av kalkrike bergarter. De kalkrike bergartene forvitrer lett og medfører kalkrik avrenning og relativt god bufferevne mot forsuring. Vannkjemiske data fra nederste stasjon viser at Stokkeelva er moderat kalkrik (ca. 10 mg/l kalsium), og den anses derfor ikke som forsuringssensitiv. Tilgjengelige data fra Storelva og Ringsjøen (hentet fra Vannmiljø) indikerer også at Storelva er moderat kalkrik, med det foreligger relativt få vannkjemiske målinger i øvre del av vassdraget.

Den øverste stasjonen (St. 1) i vassdraget ligger i Storelva, like før innløpet i Ringsjøen. Det er noe dyrket mark og en del relativt nylige hogstflater i området rundt og like oppstrøms stasjonen, men nedbørfeltet er samlet sett dominert av skog og relativt lite påvirket av landbruk og bebyggelse. Både begroingsalgene og bunndyrene indikerte *svært god* tilstand i 2022 (begroing nær grensen til *god*; **Tabell 8**). Det ble observert mikroskopiske mengder heterotrof begroing (tilsvarende *god* tilstand).

Samlet sett indikerer biologien *god* tilstand, med kun små avvik fra referansetilstand. Det er indikasjoner på at tilstanden mht. eutrofiering har bedret seg siden 2013 ved stasjonen (data ikke vist), men ettersom det kun foreligger tre år med data er det vanskelig å si om trenden er signifikant.

Ved de to stasjonene mellom Ringsjøen og Mjøsa (St.2, ved Dalbjø hytte og St. 3, ved utløp i Mjøsa) var tilstanden *svært god* for alle indekser som måler eutrofiering og/eller organisk belastning (**Tabell 8**). Ved undersøkelsene i 2019 (Lyche Solheim mfl. 2020) var tilstanden også *god* eller *svært god* ved disse stasjonene. Stokkeelva fremstår dermed som lite påvirket av forhøyede tilførsler av fosfor og lett nedbrytbart organisk stoff, og et potensielt referansevassdrag i området.

Tabell 8. Økologisk tilstandsklassifisering ved tre stasjoner i Stokkeelva i 2022. Indeksverdier, normalisert EQR (nEQR) og økologisk tilstand for HBI2-indeks for heterotrof begroing, PIT-indeks (eutrofiering) for begroingsalger og ASPT-indeks (organisk belastning) for bunndyr. Forsuringsindekser er ikke vurdert siden vassdraget er moderat kalkrikt og ikke anses som forsuringfølsomt. Fargen viser økologisk tilstandsklasse, der gul = *moderat*; grønn = *god*; og blå = *svært god* tilstand. Åpne ruter betyr at parameteren ikke er målt eller ikke er relevant for vannforekomsten.

Stasjon	Breddegrad	Lengdegrad	Heterotrof begroing		Begroingsalger		Bunndyr		Samlet tilstand
			HBI2	nEQR	PIT	nEQR	ASPT	nEQR	nEQR
St. 1, Storelva, innløp Ringsjøen	60,88794	10,33145	0,0005	0,80	9,11	0,81	7,33	1,00	0,80
St. 2, Ved Dalbjø hytte	60,882	10,55007	0	1,00	7,45	0,87	7,05	1,00	0,87
St. 3, Ved utløp i Mjøsa	60,88696	10,67251	0	1,00	8,96	0,82	7,03	1,00	0,82

3.8.3 Lena

Lenaelva har sitt utspring fra skogsområdene på Totenåsen. Elva møter Brandelva ved Bråstad og sideelva Bøvra ved Kolbu. En rekke mindre tilløpsbekker kommer til på vei ned mot Mjøsa og bidrar med avrenning fra dyrka mark, som dominerer nedbørfeltets midtre og nedre deler. Geologien i store deler av nedbørfeltet består av kalkrik berggrunn, som gir en kalkrik vanntype.

Fire stasjoner ble undersøkt i Lena i 2022. Ved den øverste stasjonen (St.1), like etter samløpet med Brandelva, var tilstanden *moderat* (nær grensen til *god*) basert på bunndyrindeksen for organisk belastning (ASPT; **Tabell 9**). Begroingsalgene (PTI-indeksen) indikerte *god* tilstand med hensyn til eutrofiering. Det ble ikke observert heterotrof begroing.

Ved stasjonen etter samløp med Bøvra (St. 2) indikerte både bunndyr og begroing *god* tilstand (begroing i nedre del av tilstandsklasse *god*), og det ble kun observert mikroskopiske mengder heterotrof begroing. Både bunndyr og begroing indikerte *moderat* tilstand ved stasjonen ved Tollefsrud bru, Krabyskogen (St. 3). Også her ble det kun observert mikroskopiske mengder heterotrof begroing.

Både bunndyr og begroing indikerte *god* tilstand ved nederste stasjon, ved Skreia travbane (St. 4). Det ble ikke observert heterotrof begroing. Stasjonen har blitt undersøkt en rekke ganger tidligere og samlet tilstand har som regel vært *moderat* eller nær grensen til *god* basert på bunndyr og begroing. I 2022 var det første gang at begge kvalitetslementer indikerte *god* tilstand. Det ble også målt Tot-P i vannprøver ved stasjonen, og gjennomsnittskonsentrasjonen indikerte *moderat* tilstand (**Figur 16**). Samlet sett klassifiseres dermed stasjonen til *moderat* tilstand også i 2022.

Tabell 9. Økologisk tilstandsklassifisering ved fire stasjoner i Lenaelva i 2022. Indeksverdier, normalisert EQR (nEQR) og økologisk tilstand for Tot-P ($\mu\text{g P/l}$), HBI2-indeks for heterotrof begroing, PIT-indeks (eutrofiering) for begroingsalger og ASPT-indeks (organisk belastning) for bunndyr. Forsuringsindekser er ikke vurdert siden vassdraget er kalkrikt og ikke anses som forsuringfølsomt. Fargen viser økologisk tilstandsklasse, der gul = *moderat*; grønn = *god*; og blå = *svært god* tilstand. Åpne ruter betyr at parameteren ikke er målt eller ikke er relevant for vannforekomsten.

Stasjon	Bredde-grad	Lengde-grad	Tot-P ($\mu\text{g/l}$)	Heterotrof begroing		Begroingsalger		Bunndyr		Samlet tilstand
				HBI2	nEQR	PIT	nEQR	ASPT	nEQR	nEQR
St. 1, Lena, etter samløp med Brandelva	60,61564	10,7557	NA	0	1,0	14,19	0,65	5,94	0,59	0,59
St. 2, Lena, etter samløp med Bøvra (ved Kolbu renseanlegg)	60,64874	10,757	NA	0,001	0,8	14,85	0,63	6,29	0,67	0,63
St. 3, Lena ved Tollesrud bru, Krabyskogen	60,6525	10,8849	NA	0,0005	0,80	18,31	0,57	5,59	0,50	0,50
St. 4, Lena, ved Skreia travbane	60,6572	10,9551	34 (0,54)	0	1,0	11,99	0,72	6,34	0,68	0,54

3.8.4 Vorma

Vorma renner ut fra Mjøsa ved Minnesund, og møter med Glomma ved Vormsund. Vannkvaliteten i øvre del speiler i stor grad forholdene i Mjøsa, men elva påvirkes tidvis betydelig av leire- og erosjonspartikler fra arealer nedstrøms Mjøsa. Dette bidrar til at substratet stort sett er dominert av silt og sand, som er uegnet for prøvetaking av bunndyr iht. klassifiseringsveilederen. Resultatene for bunndyr anses derfor som usikre.

Ved begge stasjonene i Vorma indikerte PIT-indeksen for påvekstalger *svært god* tilstand med hensyn til eutrofiering (**Tabell 10**). Det ble ikke funnet heterotrof begroing. For bunndyr indikerte ASPT-indeksen *moderat* tilstand ved øverste stasjon og *god* tilstand ved stasjonen oppstrøms Svanfossen. Resultatene for bunndyr er som nevnt usikre, og med det vil også angitt tilstandsklasse (*moderat*) være usikker da prøvene er innhentet fra uegnet substrat (sand og silt).

Tabell 10. Økologisk tilstandsklassifisering ved to stasjoner i Vorma i 2022. Indeksverdier, normalisert EQR (nEQR) og økologisk tilstand for Tot-P ($\mu\text{g P/l}$), HBI2-indeks for heterotrof begroing, PIT-indeks (eutrofiering) for begroingsalger og ASPT-indeks (organisk belastning) for bunndyr. Forsuringsindekser er ikke vurdert siden vassdraget er kalkrikt og ikke anses som forsuringfølsomt. Fargen viser økologisk tilstandsklasse, der gul = *moderat*; grønn = *god*; og blå = *svært god* tilstand. Åpne ruter betyr at parameteren ikke er målt eller ikke er relevant for vannforekomsten.

Stasjon	Bredde-grad	Lengde-grad	Tot-P ($\mu\text{g/l}$)	Heterotrof begroing		Begroingsalger		Bunndyr		Samlet tilstand
				HBI2	nEQR	PIT	nEQR	ASPT	nEQR	nEQR
Vorma nær utløp, vestsida	60,38668	11,25186	4 (1,00)	0	1,00	6,10	0,92	5,40	0,45	0,45
Vorma oppstrøms Svanfossen	60,21616	11,35374		0	1,00	6,10	0,92	6,49	0,72	0,72

4 Referanser

Aas, W., Eckhardt, S., Fiebig, M., Solberg, S. and Yttri, K. E. 2020. Monitoring of long-range transported air pollutants in Norway. Annual report 2019. NILU report4/2020.133 p.

Andersen, J.R., Bratli, J.L., Fjeld, E., Faafeng, B., Grande, M., Hem, L., Holtan, H., Krogh, T., Lund, V., Rosland, D., Rosseland, B.O. og Aanes, K.J. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Statens forurensningstilsyn, SFT. Veiledning 97:04. TA 1468/1997. 31 s.

Armitage, P. D., D. Moss, J. F. Wright & M. T. Furse, 1983. The performance of a new biological water-quality score system based on macroinvertebrates over a wide-range of unpolluted running-water site. *Water Res* 17(3): 333-347.

Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018. Veileder 02:2018. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver.

Garmo, Ø. A., Johnsen, S. I., Dokk, J. G., Holter, T. H., Håll, J. P., Løvik, J. E., & Olstad, K. Vannkjemisk utvikling og biologisk tilstand etter kalkslutt i innsjøer i Hedmark. Rapport fra overvåking i perioden 2015-2018. NIVA-rapport 7400.

Grinde, Lars; Mamen, Jostein; og Tunheim, Ketil. 2022. Met info. Været i Norge. Klimatologisk månedsoversikt. April 2022. ISSN 1894-759X.

Hobæk, A., Løvik, J.E., Rohrlack, T., Moe, J., Grung, M., Bennion, H., Clarke, G. and Piliposyan, G.T. 2012. Eutrophication, recovery and temperature in Lake Mjøsa: detecting trends with monitoring data and sediment records. *Freshwat. Biol.* 57: 1998-2014.

Holmquist, E., & Hamududu, B. 2022. NVE Rapport nr. 4/2022. Flomberegning for Mjøsa/Vorma (002.Z) (Issue 4)

Holtan, H. 1993. The results of the 20-years battle against eutrophication in Lake Mjøsa. Contribution at the EWPCA-ISWA Symposium in München, May 11-14.1993: 371-382.

Holtan, H., Kjellberg, G., Brettum, P., Tjomsland, T. og Krogh, T. 1979. Mjøsprosjektet. Hovedrapport for 1971-1976. NIVA-rapport 1117. 176 s.

Kjellberg, G., Hegge, O., Lindstrøm, E.-A. og Løvik, J.E. 1999. Tiltaksorientert overvåking av Mjøsa med tilløpselver. Årsrapport for 1998. NIVA-rapport 4022-1999. 96 s.

Kjellberg, G., Hessen, D.O., Nilssen, J.P. 1991. Life history, growth and production of *Mysis relicta* in the large fiord-type Lake Mjøsa, Norway. *Freshwater Biology* (1991) 26, 165-173

Ledang, A. B., Harvey, T., & Marty, S. 2019. Performance and applications of satellite remote sensing data for water quality in Norwegian lakes. Evaluation of MERIS, Sentinel-2 and Sentinel-3 products. NIVA-rapport 7443-2019.

Lyche Solheim, A., Schartau, A.K., Bongard, T., Bækkelie, K.A.E., Dokk, J.G., Edvardsen H., Fosholt Moe, T., Gjelland, K.Ø., Hobæk, A., Håvardstun, J., Jensen, T.C., Mjelde, M., Persson, J., Sandlund, O.T.,

Skjelbred, B., Walseng, B. 2018. ØKOSTOR 2017: Basisovervåking av store innsjøer 2017. Utprøving av metodikk for overvåking og klassifisering av økologisk tilstand iht vannforskriften. Surveillance monitoring of large lakes 2017. Testing of methodology for monitoring and classification of ecological status according to the WFD. Miljødirektoratet-rapport 1086/2018, NIVA-rapport 7287: 193 s.

Lyche Solheim, A., Thrane, J.E., Skjelbred, B., Økelsrud, A., Håll, J., Røst Kile, M., 2019a. Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa. Årsrapport for 2018. NIVA-rapport 7373-2019: 139 s.

Lyche Solheim, A., Thrane, J.E., Skjelbred, B., Økelsrud, A., Håll, J., Røst Kile, M. 2020. Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa. Årsrapport for 2019. NIVA-rapport 7491-2020: 95 s + vedlegg.

Løvik, J.E. og Kjellberg, G. 2003. Long-term changes of the crustacean zooplankton community in Lake Mjøsa, the largest lake in Norway. J. Limnol., 62(2): 143-150.

Løvik, J.E., Skjelbred, B., Eriksen, T.E. og Kile, M.R. 2016. Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa. Årsrapport for 2015. NIVA-rapport 7028-2016. 105 s.

Mechsner, K. The influence of seasonal light variations on the growth of *Sphaerotilus natans*. Hydrobiologia 120, 193–197 (1985).

Moe, S.J., Hobæk, A., Persson, J., Skjelbred, B., & Løvik, J. E. 2022. Shifted dynamics of plankton communities in a restored lake: exploring the effects of climate change on phenology through four decades. Aquatic Biology, 86, 125–143. <https://doi.org/10.3354/cr01654>

Nashoug, O. (red.) 1999. Vannkvaliteten i Mjøsa – før og nå. Mjøsovervåkingen gjennom 25 år. Styringsgruppa for overvåking av Mjøsa. 86 s.

NS-EN 15110:2006. Vannundersøkelse - Veiledning i prøvetaking av dyreplankton fra stillestående vann.

NS-EN 15204:2006. Vannundersøkelse - Veiledning for kvantifisering av planteplankton ved bruk av omvendt mikroskop (Utermöhls metode).

NS-EN 15708:2009. Vannundersøkelse - Veiledning i overvåking, innsamling og laboratorieanalyse av bentiske alger i grunne elver.

NS-EN 16150:2012. Vannundersøkelse – Veiledning i habitatarealproporsjonal prøvetaking av bentiske makroinvertebrater fra ulike habitater i vadbare elver.

NS-EN 16695:2015. Vannundersøkelse – Veiledning for estimering av biovolum for mikroalger

NS-EN-ISO 10870:2012. Vannundersøkelse – Veiledning I valg av prøvetakingsmetoder og utstyr til bentiske makroinvertebrater i ferskvann.

O'Reilly, C.M. m.fl. 2015. Rapid and highly variable warming of lake surface waters around the globe. Geophys. Res. Lett., 42. 10 773 - 10 781. DOI 10.1002/2015GL066235.

Ptacnik, R., Solimini, A., Brettum, P., 2009. Performance of a new phytoplankton composition metric along a eutrophication gradient in Nordic lakes. Hydrobiologia 633: 75-82.

Reinl, K. L., Brookes, J. D., Carey, C. C., Harris, T. D., Ibelings, B. W., Morales-Williams, A. M., De Senerpont Domis, L. N., Atkins, K. S., Isles, P. D. F., Mesman, J. P., North, R. L., Rudstam, L. G., Stelzer, J. A. A., Venkiteswaran, J. J., Yokota, K., & Zhan, Q. 2021. Cyanobacterial blooms in oligotrophic lakes: Shifting the high-nutrient paradigm. *Freshwater Biology*, 66(9), 1846–1859. <https://doi.org/10.1111/fwb.13791>

Rognerud, S. 1988. Fosfortransport til Mjøsa i perioden 1973-87. NIVA-rapport 2170. 56 s.

Rognerud, S. and Kjellberg, G. 1990. Long-term dynamics of the zooplankton community in Lake Mjøsa, the largest lake in Norway. *Verh. Int. Ver. Limnol.*, 24: 580-585.

Schindler, D., Carpenter, S.R., Chapra, S.C., Hecky, R.E., Orihel, D.M. 2016. Reducing phosphorus to curb lake eutrophication is a success. *Environ. Sci. Technol.* 2016, 50: 8923-8929.

Schneider, S. & Lindstrøm, E.-A. 2009: Bioindication in Norwegian rivers using non-diatomaceous benthic algae: The acidification index periphyton (AIP). *Ecological Indicators* 9: 1206-1211.

Schneider, S. & Lindstrøm, E.-A. 2011: The periphyton index of trophic status PIT: A new eutrophication metric based on non-diatomaceous benthic algae in Nordic rivers. *Hydrobiologia* 665(1): 143-155.

Schneider, S. C. 2011. "Impact of calcium and TOC on biological acidification assessment in Norwegian rivers." *Science of the Total Environment* 409(6): 1164-1171.

Staalstrøm, A., Walday, M., Vogelsang, C., Frigstad, H., Borgersen, G., Albretsen, J. & Naustvoll, L.-J. 2022. Utredning av behovet for å redusere tilførselene av nitrogen til Ytre Oslofjord. NIVA-rapport 7723-2022. 227 s. + vedlegg.

Sterner, R. W., Reinl, K. L., Lafrancois, B. M., Brovold, S., & Miller, T. R. 2020. A first assessment of cyanobacterial blooms in oligotrophic Lake Superior. *Limnology and Oceanography*, 65(12), 2984–2998. <https://doi.org/10.1002/lno.11569>

Thrane, J.-E., Økelsrud, A., Skjelbred, B., Håll, J., & Røst Kile, M. 2022. Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa. Hovedrapport fra 2021. NIVA-rapport 7743-2022: 115 s + vedlegg.

Vollenweider, R., 1976. Advances in Defining Critical Loading Levels for Phosphorus in Lake Eutrophication. *Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiologia*, 33, 53-83.

5 Vedlegg A – Materialer og metoder

5.1 Prøvetaking på Mjøsa

5.1.1 Fysisk-kjemiske prøver og analyser

Overvåkingen av Mjøsa innebærer månedlig prøvetaking fra mai til oktober på fire faste målestasjoner: Brøttum, Kise, Furnesfjorden og hovedstasjonen Skreia, samt «mellomrunder» på hovedstasjonen omtrent midtveis mellom de månedlige prøvetakingene. Metodikken for vannprøvetaking følger i grove trekk Miljødirektoratets nasjonale overvåkingsprogram for store innsjøer (ØKOSTOR; Lyche Solheim m.fl. 2018b), med noen tillegg. Hovedstasjonen Skreia rapporteres også som en del av ØKOSTOR. I de månedlige prøvetakingene tas prøver fra både epilimnion og hypolimnion, mens kun epilimnion blir prøvetatt på mellomrundene. Prøvene fra epilimnion tas ved bruk av en 2 m lang rørhenter (et såkalt «Ramberg-rør»), som benyttes til å hente ut vann fra sjiktene 0–2 m, 2–4 m, 4–6 m, 6–8 m og 8–10 m. Disse prøvene helles over i et blandekar før uttak av en blandprøve fra 0–10 m. Månedlige prøver fra hypolimnion tas kun på Skreia. Hypolimnion-prøven lages ved å blande like mengder vann fra hvert av dypene i **Vedleggstabell 1**, fra og med 20 m (evt. 50 m dersom termoklinen er dypere enn 20 m) og ned til 10 m over bunnen (ca. 428 m). Disse prøvene tas med en rosett-prøvetaker utstyrt med seks én-liters prøveflasker. Rosett-prøvetakeren har en innebygget trykksensor som programmeres slik at prøveflaskene lukkes og henter inn vann fra de angitte dypene. Fra den dypeste prøven på hovedstasjonen tas det også en delprøve til analyse av Tot-P og fosfat (PO₄-P), og en annen delprøve for analyse av oksygenkonsentrasjon (Winklers metode). I mai tas vannprøver fra alle dypene angitt i **Vedleggstabell 1** på alle stasjonene. Dersom det er trygg is gjøres også dette på sen vinteren i mars. Vinterprøver ble ikke tatt i 2022 ettersom isen var utrygg på alle stasjonene unntatt ved Brøttum.

Vedleggstabell 1. Prøvedyp (m) ved innsamling av månedlige vannprøver fra Mjøsa i 2022. Epi = dybdesjikt for epilimnion blandprøve; hypo = dybdesjikt for hypolimnion blandprøve. For de månedlige hypolimnion-prøvene fra Skreia kombineres enkeltdypene fra 20 m (evt. 50 m dersom termoklinen er dypere enn 20 m) og nedover til én blandprøve.

Stasjon	Epi	Hypo	Enkeltdyp tatt i mai
Brøttum	0-10 m	-	2, 10, 20, 30, 60
Kise	0-10 m	-	2, 20, 50, 100, 200
Furnesfjorden	0-10 m	-	2, 10, 20, 30, 60
Skreia	0-10 m	20 (50) – 428 m	0.5, 5, 20, 50, 100, 200, 300, 400, 428*

* Den dypeste prøven skal tas 10 m over innsjøens dypeste punkt. Ved stasjon Skreia, som ligger i det dypeste området i Mjøsa, er det ca. 438 m dypt.

Prøvene fra hovedstasjonen Skreia ble analysert for klorofyll *a* (kun i epilimnion), næringsstoffer (Tot-P, fosfat, Tot-N, nitrat, NH₄), totalt organisk karbon (TOC), fargetall, turbiditet, kalsium, pH og en rekke andre vannkjemiske parametere (se **Vedleggstabell 2**). Prøvene fra Furnesfjorden og Kise ble analysert for klorofyll *a*, Tot-P, Tot-N, nitrat og TOC, mens det på Brøttum i tillegg ble analysert turbiditet (**Vedleggstabell 2**).

På mellomrundene ved Skreia ble det tatt blandprøver fra 0–10 m, målt temperaturprofiler fra 0–50 m og siktedyp. Vannprøvene ble analysert for klorofyll *a*, Tot-P, PO₄, Tot-N, NH₄, NO₃ og TOC. De kjemiske analysemetodene følger standardisert metodikk og er gitt i **Vedleggstabell 3**.

Siktedypet ble målt ved bruk av en hvit Secchi-skive og vannkikkert. Klassifiseringen av siktedyp ble gjort ved å benytte formelen i kap. 7.2.4 i klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018). For å korrigere klassegrensene for humus, benyttet vi et stasjonsspesifikt fargetall på 11,5 mg Pt/l for Skreia, 11,6 mg Pt/l for Kise, 11,1 mg Pt/l for Brøttum og 13,1 mg Pt/l for Furnesfjorden, som er middelverdi av perioden 2006-2021 minus flomåret 2011. Årsgjennomsnitt av siktedyp er beregnet på bakgrunn av målinger fra juni-oktober. Data fra mai er utelatt fordi vekstsesonen for planteplankton ikke er i gang ennå. Siktedypet er gjerne svært høyt i mai, og vil trekke årsgjennomsnittet opp til en verdi som er lite representativt for siktedypet gjennom vekstsesonen.

Vertikalprofiler av temperatur, oksygen, klorofyll *a* fluorescens, turbiditet, pH og ledningsevne fra overflaten og ned til 10 m over bunnen ble målt med en *Sea and sun* multisensor-sonde på alle stasjoner hver hovedrunde. På mellomrundene ble temperaturprofiler målt ved hjelp av en Ruttnerhenter med fastmontert termometer på 0,5, 2, 5, 8, 12, 16, 20, 30 og 50 m dyp.

Beregning av middel og maks-temperatur i epilimnion

Middel- og maks-temperatur for vekstsesonen ved Skreia ble beregnet fra vertikalprofilene av temperatur målt med sonde på hovedrundene, og med analogt termometer på mellomrundene. Beregning av årsmiddel- og maks-temperatur fra 0–10 meter for bruk i tidsseriene blir gjort som følger: først aggregerte vi sondedataene ved å beregne en gjennomsnittstemperatur per meter. Så beregnet vi gjennomsnittet av meterverdiene fra 0–10 meter (epilimnion) for hver prøvetakingsrunde. Dette ga 12 middeltemperaturer for epilimnion i perioden mai til og med oktober. Årlig middeltemperatur for vekstsesonen ble beregnet som middelverdien av de 10 gjennomsnittene for perioden juni til og med oktober. Den høyeste av de 10 middelverdiene fra juni til og med oktober ble årlig maks-temperatur. Merk at vanntemperaturen helt i overflata kan være betydelig varmere enn verdiene beregnet fra 0–10 m, spesielt i perioder med lite vind om sommeren.

5.1.2 Planteplankton

Kvantitative prøver av planteplankton ble samlet inn som blandprøver fra sjiktet 0–10 m. Prøvene ble fylt på 100 ml glassflasker og konservert i felt med Lugols løsning. Planteplanktonprøvene ble analysert i omvendt mikroskop i henhold til metoder beskrevet i NS EN 15204:2006 og NS-EN 16695:2015. Mengden alger i de frie vannmasser (planteplankton) uttrykkes ved to ulike parametere: 1) som konsentrasjonen av algepigmentet klorofyll *a* bestemt ved kjemisk analyse (se under) og 2) som totalt planteplanktonvolum (evt. -biomasse) basert på identifisering av ulike algetaksa (arter eller grupper) og telling av algeceller i et gitt vannvolum.

Konsentrasjon av klorofyll *a* ble analysert i blandprøven fra 0–10 m. Prøvene ble fylt på mørke 1 L-flasker og filtrert gjennom GF/C glassfiberfilter innen 24 timer etter at prøvene ble tatt. Filtrene ble frosset ned umiddelbart og holdt nedfrosset inntil analyse ved NIVAs laboratorium.

nEQR og tilstandsklasse for planteplankton ble beregnet ved å vurdere parameterne klorofyll *a*, totalt biovolum, artssammensetningsindeksen PTI (Phytoplankton Trophic Index; Ptacnik m.fl. 2009) og maksimum biomasse av cyanobakterier opp mot de interkalibrerte klassegrensene for disse fire parameterne for vanntype L105b (L-N2b). Samlet tilstand for planteplankton ble beregnet etter kombinasjonsreglene i klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018).

5.1.3 Dyreplankton og Mysis

Kvantitative prøver av dyreplankton ble samlet inn en gang per måned, totalt seks ganger, i perioden mai–oktober ved hovedstasjonen Skreia. Prøver ble hentet opp fra 0,5, 2, 5, 8, 12, 16, 20, 30 og 50 m dyp med en såkalt *Schindler-felle* påmontert håv med maskevidde på 60 µm. Prøvene ble fylt på 100 ml mørke glassflasker og konservert med Lugols løsning. Før analysene ble foretatt, ble prøvene fra epilimnion (0–20 m) og fra hypolimnion (30 m og 50 m) slått sammen til to separate blandprøver. Krepsdyrene i en representativ del av hver av blandprøvene ble talt opp og identifisert til art. Biomasser (tørrvekt) ble beregnet for hele sjiktet 0–50 m på grunnlag av individantall og spesifikke tørrvekter for hver art og kjønn/utviklingsstadium. Biomasser av hver art er rapportert til Vannmiljø.

Kvalitative prøver ble innsamlet ved hjelp av fra vertikale håvtrekk fra Skreia og Furnesfjorden etter prosedyre beskrevet i NS-EN 15110 (2006). På begge stasjonene ble det brukt en håv med åpningsdiameter 30 cm og maskevidde 90 µm. To håvtrekk fra hhv. 0–10 m dyp og 0–50 m dyp ble tatt på begge stasjoner hver måned. Håvtrekkprøvene ble bl.a. benyttet for lengdemålinger av dominerende vannlopper. Middellengder av dominerende vannlopper (*Daphnia* spp. og *Bosmina longispina*) kan benyttes som en indikasjon på antatt predasjonspress fra planktonspisende fisk (Kjellberg m.fl. 1999). Dataene fra håvtrekkene er lagret i NIVAs databaser, men ikke kommentert ytterligere i denne rapporten.

Prøver av *Mysis relicta* og eventuelt andre større istidskrepser ble samlet ved vertikale håvtrekk fra sjiktet 0–428 m ved Skreia og 0–110 m i Furnesfjorden. Håven har en diameter på 1,0 m og maskevidde 500 µm. For *Mysis* ble antall av 0+, 1+ og 2+ og evt. eldre individer notert, og biomasser ble beregnet på grunnlag av individantall og spesifikke vekter for de ulike størrelsene og aldersklassene (jf. Kjellberg m.fl. 1991). Biomasse og individantall av *mysis* er rapportert til Vannmiljø.

Vedleggstabell 2. Vannkjemiske parametere analysert i blandprøver fra epilimnion (0–10 m) og hypolimnion (25/50-428 m), samt enkeltprøvedyp. Parametere markert med grønt ble analysert hver 14. dag, dvs. på «mellomrundene» ved Skreia. pH, oksygen, konduktivitet, klorofyll *a* fluorescens, temperatur og turbiditet ble målt *in situ* med multiparametersonde (fra overfalte til 10 m over bunnen) ved alle stasjoner alle måneder.

Parameter	enhet	Skreia			Brøttum		Kise		Furnesfjorden	
		Enkeltdyp mai	Epilimnion blandprøve	Hypolimnion blandprøve	Enkeltdyp mars & mai	Epilimnion blandprøve	Ekeltdyp mai	Epilimnion blandprøve	Enkeltdyp mai	Epilimnion blandprøve
pH	pH	x	x	x						
Kond.	mS/m	x	x	x						
Alkalitet	mmol/l	x	x	x						
Turb.	FNU	x	x	x						
Farge	mg Pt/l	x	x	x						
Tot-P	µg P/l	x*	x	x	x	x	x	x	x	x
PO ₄	µg P/l	x*	x	x						
Tot-N	µg N/l	x	x	x	x	x	x	x	x	x
NH ₄	µg N/l	x	x	x						
NO ₃	µg N/l	x	x	x	x	x	x	x	x	x
TOC	mg C/l	x	x	x		x		x		x
Cl	mg/l	x	x	x						
SO ₄	mg/l	x	x	x						
Al/R	µg/l	x	x	x						
Al/II	µg/l	x	x	x						
Ca	mg/l	x	x	x						
K	mg/l	x	x	x						
Mg	mg/l	x	x	x						
Na	mg/l	x	x	x						
Si	mg/l	x	x	x						
Klf <i>a</i>	µg/l		x			x		x		x
Siktedyp	m		x			x		x		x
Oksygen	mg O ₂ /l	x*								

* Oksygen, Tot-P og PO₄-P ble analysert i dypeste prøve (428 m) hver måned ved Skreia.

Vedleggstabell 3. Kjemiske analyser ved NIVAs laboratorium*

Navn på forbindelse/parameter	LOD	LOQ	Standard referanse metode	Estimert usikkerhet i målingene/resultat i ringtest
Ledningsevne (konduktivitet)	0,03 mS/m	0,10 mS/m	NS-ISO 7888	10 %
pH	Ikke relevant	Ikke relevant	NS-EN ISO 10523	±0,2
Alkalitet	-	0,03 mmol/l	ISO 9963-1	20 %
Oksygen	-	0,1 mg/l	NS ISO 5813	20 %
Turbiditet	0,1 FNU	0,3 FNU	NS-EN ISO 7027	20 %
Farge	0,67 mg Pt/L	2 mg Pt/L	NS-EN ISO 7887	20 %
Totalt organisk karbon (TOC)	0,03 mg C/l	0,10 mg C/l	Mod. NS-ISO 8245, Mod. NS 1484	20 %
Total-fosfor (Tot-P)	0,3 µg P/l	1 µg P/l	Mod. NS 4725 (automatisert)	20 %
Fosfat (PO ₄ -P)	0,3 µg P/l	1 µg P/l	Mod. NS 4724 (automatisert)	20 %
Total nitrogen (Tot-N)*	3,3 µg N/l	10 µg N/l	NS 4743	20 %
Nitrat (NO ₃ -N)	0,7 µg/l	2 µg/l	NS-EN ISO 10304-1 ³	20 %
Ammonium (NH ₄ -N)	0,7 µg/l	2 µg/l	NS-EN ISO 14911	20 %
Klorofyll a	0,08 µg/l	0,25 µg/l ved filtrering av 1000 ml	NS 4767	20 %
Silisium (Si)	0,0017 mg/l	0,005 mg/l	Mod. NS-EN ISO 17294-1 og -2 ⁴	
Kalsium (Ca)	0,53 µg/l	0,002 mg/l	NS-EN ISO 14911	20 %
Magnesium (Mg)	0,31 µg/l	0,002 mg/l	NS-EN ISO 14911	20 %
Natrium (Na)	0,33 µg/l	0,002 mg/l	NS-EN ISO 14911	20 %
Kalium (K)	0,27 µg/l	0,003 mg/l	NS-EN ISO 14911	20 %
Klorid	1,30 µg/l	0,005 mg/l	NS-EN ISO 10304-1	20 %
Sulfat	1,34 µg/l	0,005 mg/l	NS-EN ISO 10304-1	20 %
Reaktivt og ikke labilt aluminium*	1,7 µg/l	5 µg/l	Intern metode	20 %

*Eurofins underleverandør på Tot-N og Reaktivt og ikke-labilt aluminium

5.2 Elver

5.2.1 Fysisk-kjemiske prøver og analyser

Vannprøver for analyser av næringsstoffer og andre parametere ble samlet inn totalt 24 ganger i perioden januar–desember fra de faste stasjonene i nedre del av tilløpselvene Lågen, Gausa, Hunnselva, Lena, Flagstadelva og Svartelva (se **Vedleggstabell 4**). Det ble tatt én prøve i januar, februar, november og desember; to prøver i mars og juni til oktober; og fire prøver pr. måned i april og mai. Fra Vorma ved Minnesund ble vannprøver samlet inn månedlig i perioden januar–desember, dvs. totalt 12 ganger. Prøvetakingsdatoer og måleresultater er rapporter til Vannmiljø.

³ NIVA anbefaler å bruke NS-EN ISO 10304-1 også for nitrat, i stedet for NS-4545, da det kvalitetsmessig er en like god metode for ferskvann og mer kostnadseffektivt

⁴ NIVA analyserer Si på ICP-MS basert på metode NS-EN 17294-1 og 17294-2 fremfor på ICP-AES, da dette gir 4 ganger lavere rapporteringsgrense.

Prøvene fra Lena og Hunnselva ble analysert ved det akkrediterte laboratoriet Mjøslab, mens prøvene fra de øvrige elvene ble analysert ved SGS Analytics på Hamar. Oversikt over analysemetoder er gitt i **Vedleggstabell 5**.

Vedleggstabell 4. Vannkjemiske parametere analysert i tilløpselvene til Mjøsa, samt i utløpselva Vorma ved Minnesund. Koordinater for vannprøvetakingspunktene er oppgitt. Tot-P = total-fosfor; Tot-N = total-nitrogen.

Parameter	enhet	Lågen	Lena	Hunns- elva	Gausa	Flagstad- elva	Svartelva	Vorma
koordinat øst	lengdegrad	10.39331	10.95474	10.69498	10.39181	11.10226	11.15221	11.23352
koordinat nord	breddegrad	61.15993	60.65725	60.79415	61.15770	60.81488	60.78512	60.39853
Tot-P	µg P/l	x	x	x	x	x	x	x
Tot-N	µg N/l	x	x	x	x	x	x	x
Fargetall	mg Pt/l	x					x	x
Turbiditet	FNU	x					x	x
Silisium	mg Si/l	x					x	x
<i>E. coli</i>	ant/100 ml	x	x	x	x	x	x	

Vedleggstabell 5. Analysemetoder ved Mjøslab (Gjøvik) og SGS (Hamar) i 2022.

Parameter	Kommentar	Metode	enhet
Mjøslab			
Total-fosfor	utført av underleverandør ALS	NS-EN ISO 6878	mg/l
Total nitrogen		DS/ISO 11905	mg/l
<i>E.coli</i>		NS-EN ISO 9308-2	/100 ml
SGS			
Total-fosfor	Utført av Synlab Umeå ISO17025:2005 SWEDAC 1006	NS-EN ISO 6878, AA	µg P/l
Total-fosfor		EN-ISO 15681-2	µg P/l
Total nitrogen	Utført av Synlab Linköping ISO17025:2005 SWEDAC 1006	NS 4743	µg N/l
Fargetall (etter filtrering)		NS-EN ISO 7887- C	mg Pt/l
Turbiditet		NS-EN ISO 7027- 1	FNU
Silisium		SS-EN ISO 11885:2009	mg/l
<i>E.coli</i>		NS-EN ISO 9308- 2	MPN/100 ml*
Kalsium		SS-EN ISO 11885:2009	mg/l
Bly, nikkel, kadmium (filtrert)		SS-EN ISO 17294-2	µg/l
*MPN = most probable number			

5.2.2 Stofftransport i elvene

Vannføringsdata fra de aktuelle prøvetakingsstasjonene ble innhentet fra Hafslund E-CO Vannkraft AS og Norges vassdrags og energidirektorat (NVE). For Lågen og Gausa brukte vi vannføringen fra målestasjonene ved hhv. Losna (stasjonsnr. 2.145.0) og Aulestad (stasjonsnr. 2.28.0). Vannføringen i Svartelva ble målt ved vannføringsstasjonen som NVE drifter i forbindelse med overvåkingsprogrammet (stasjonsnr. 2.464.0). Vannføringen ved utløpet av Lena ble skalert fra målestasjon Lena (stasjonsnr. 2.634.0) med en faktor 1,57 (jfr. Hafslund E-CO ved Turid-Anne Drageset). Vannføringen ved utløpet av Hunnelva er estimert som summen av vannføringene ved målestasjon Lena og Vismunda (stasjonsnr. 2.463.0). For Flagstadelva ble vannføringen estimert som fra vannføringen (V_f) i Fura (stasjonsnr. 2.323.0) etter følgende likning fra NVE: $V_f \text{ Flagstadelva} = 0,684 + V_f \text{ Fura} * 2,717$.

Vannføringen i Vorma ved Minnesund ble beregnet fra vannføringen ved Ertesekken i Vorma (stasjonsnr. 2.197.0), Andelva (utløp Hurdalssjøen) og Rømua ved Kauserud, etter følgende likning gitt av Turid-Anne Drageset og Jens Kristian Tingvold (NVE): $V_f \text{ Vorma ved Minnesund} = V_f \text{ Ertesekken i Vorma} - (V_f \text{ Andelva} + V_f \text{ uregulert lokalfelt Minnesund til Ertesekken})$, hvor $V_f \text{ uregulert lokalfelt} = V_f \text{ Rømua ved Kauserud} * 4,0227$. Faktoren 4,0227 er lik arealet av uregulert lokalfelt Minnesund til Ertesekken (354 km²) delt på arealet av nedbørfeltet til stasjon Rømua (88 km²).

Basert på konsentrasjonene av Tot-P og Tot-N i de 24 årlige vannprøvene samt vannføringsdata ble stofftransporter beregnet for Tot-P og Tot-N i de seks største tilløpselvene og Vorma. Årlig stofftransport ble beregnet som summen av månedstransportene (T_{mnd}), som ble estimert ved bruk av følgende formel:

$$T_{mnd} = \frac{(\sum_{i=1}^n Q_i \times C_i) \times V}{(\sum_{i=1}^n Q_i) * 1000}$$

T_{mnd} er transporten av Tot-P, Tot-N eller Si i tonn den aktuelle måneden, C_i er konsentrasjonen (mg/m³) av stoffet i vannprøve nr i og Q_i er døgnmiddelvannføringen (m³/s) dagen prøven ble tatt. V er den samlede vanntransporten (i millioner m³) den aktuelle måneden. Divisjon med 1000 gjøres for å regne om fra kilo til tonn. Antall vannprøver pr. måned varierer fra $n = 1$ til $n = 4$ (én prøve i januar, februar, november og desember; to prøver i mars, juni, juli, august, september og oktober; og fire prøver i april og mai).

5.2.3 Typifisering av elvene

Ulike elvetyper har forskjellige referanseverdier og klassegrenser for indeksene som benyttes i økologisk tilstandsklassifisering. Elvetyper bestemmes basert på kalkinnhold (konsentrasjon av kalsium og/eller alkalitet), farge (fargetall og/eller konsentrasjon av TOC) og klimaregion (se tabell 3.6 i klassifiseringsveilederen; Direktoratgruppen vanndirektivet 2018). For vannkjemistasjonene i de seks største tilløpselvene, samt utløpselva Vorma, har vi benyttet samme elvetype som tidligere år. Disse er basert på eksisterende data på fargetall og kalsium (se **Vedleggstabell 6**). Alle stasjonene ligger i klimaregion lavland (< 200 moh).

Vanntyper for elvene og stasjonene med biologiske undersøkelser (Flagstadelva, Stokkeelva, Lena og Vorma) er gitt i **Vedleggstabell 8**.

Vedleggstabell 6. Elvetyper for vannkjemistasjonene i de seks største tilløpselvene og utløpselva Vorma.

Elv	Vanntype-kode	Vanntype-beskrivelse	Kalsium (mg/l)	Farge (mg Pt/l)
Gudbrandsdalslågen	R104	Kalkfattig, svært klar	3,2	9
Gausa	R107	Moderat kalkrik, klar	8,6	19
Hunnselva	R108	Moderat kalkrik, humøs	16	51
Lena	R110	Kalkrik, humøs	32	46
Flagstadelva*	R108*	Moderat kalkrik, (poly)humøs	17	100
Svartelva*	R110*	Kalkrik, (poly)humøs	24	97
Vorma	R107	Moderat kalkrik, klar	5,5**	11**

* Flagstadelva er polyhumøs, dvs. farge > 90 mg Pt/l, og vi har ingen vanntype som passer et så høyt humusinnhold. Vi bruker derfor den vanntypen som ligger nærmest, som er type R108. Svartelva er også polyhumøs, og vi benytter den nærmeste vanntypen, som er type R110. ** Gjennomsnitt fra Mjøsa stasjon Skreia 2017-2021.

5.2.4 Klassifisering av næringsstoffer og hygienisk-bakteriologisk vannkvalitet

Ved klassifiseringen av økologisk tilstand basert på Tot-P og Tot-N har vi benyttet tidsveide gjennomsnittsverdier (iht. Andersen mfl. 1997) av 24 målinger gjennom 2022 og klassegrenser iht. vannforskriften for den aktuelle vanntypen (Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018). Tot-N er ikke tatt med i samlet tilstandsklassifisering ettersom elvene ikke er N-begrenset. Vi har allikevel klassifisert parameteren isolert sett, ettersom høye nitrogenkonsentrasjoner er tegn på forurensing fra jordbruk og/eller avløp. Den hygienisk-bakteriologiske vannkvaliteten er vurdert ut fra 90-persentiler for *E. coli* iht. grenseverdier i SFT-Veileder 97:04 (Andersen mfl. 1997).

5.2.5 Biologiske undersøkelser

Siden 2018 har det blitt gjennomført undersøkelser av biologiske kvalitetselementer (bunndyr, begroingsalger og heterotrof begroing) på tre stasjoner i fire elver per år etter et rullerende program (**Vedleggstabell 7**). I 2022 er det andre gang det gjøres undersøkelser etter dette opplegget i Stokkeelva, Flagstadelva, Lena (gjennomført av Norconsult i 2019) og Vorma. Informasjon om stasjonene, deres geografiske plassering og vanntype er gitt i **Vedleggstabell 8**.

Vedleggstabell 7. Rullerende program for biologiske undersøkelser i elver. Elvene som ble undersøkt i 2022 er markert med fete typer.

2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Mesna	Gausa	Hunnselva	Stokkelva	Mesna	Hunnselva	Stokkelva
Brumunda	Moelva	Vikselva	Flagstadelva	Brumunda	Vikselva	Flagstadelva
		Lågen	Lena	Gausa	Lågen	Lena
		Svartelva	Vorma	Moelva	Svartelva	Vorma

5.2.5.1 Prøvetaking av begroingsalger

Begroingsalger er fastsittende alger som vokser på elvebunnen og er følsomme for eutrofiering og forsurening. Prøvetaking av bentiske alger ble gjennomført 1. og 2. september 2022. På hver stasjon ble en elvestrekning på ca. 10 meter undersøkt ved bruk av vannkikkert. Prøver ble tatt av alle makroskopisk synlige bentiske alger, og de ble lagret i separate beholdere (dramsglass). Forekomst av alle makroskopisk synlige elementer ble estimert som «prosent dekning». For prøvetaking av mikroskopiske alger ble 10 steiner med diameter 10-20 cm innsamlet fra hver stasjon. Et areal på ca. 8 x 8 cm på oversiden av hver stein ble børstet med en tannbørste. Det avbørstede materialet ble så

blandet med ca. 1 liter vann. Fra blandingen ble en delprøve konserverert med formaldehyd og undersøkt i mikroskop. Tettheten av de mikroskopiske algene som ble funnet sammen med de makroskopiske elementene ble estimert som hyppig, vanlig eller sjelden. Metodikken følger siste versjon av Klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppen vanndirektivet, 2018) og den europeiske normen for prøvetaking og analyse av begroingsalger (NS-EN ISO 15708:2009).

5.2.5.2 Indekser og vurdering av økologisk tilstand basert på begroingsalger

For å vurdere effektene av eutrofiering på begroingsalger benyttet vi PIT-indeksen (Periphyton Index of Trophic Status; Schneider & Lindstrøm 2011). PIT baseres på forekomsten av minst to indikatorarter blant 153 taksa av begroingsalger (ekskludert kiselalger). Indeksen beregnes som summen av indikatorverdiene for hver indikatorart delt på antall indikatorarter som er funnet i prøven. Indikatorverdiene spenner fra 1.87–68.91, hvor lave verdier indikerer arter som klarer seg godt ved lav fosforkonsentrasjon (oligotrofe forhold) mens høye verdier indikerer næringskrevende arter som trives best ved høy fosforkonsentrasjon (eutrofe forhold). Klassegrensene for PIT-indeksen er typespesifikke med hensyn til kalsium (Direktoratsgruppen vanndirektivet, 2018).

Effekter av forsuring ble vurdert ved hjelp av AIP-indeksen (Acidification Index Periphyton; Schneider & Lindstrøm 2009) for stasjonene som ligger i kalkfattige eller svært kalkfattige vannforekomster. Dette gjaldt kun øvre stasjon i Flagstadelva i 2022. Moderat kalkrike eller kalkrike vannforekomster anses ikke som forsuringfølsomme, og AIP ble derfor ikke beregnet for disse.

AIP beregnes basert på forekomst av minst tre indikatorarter blant 108 taksa av begroingsalger (ekskludert kiselalger). Indeksen beregnes som summen av indikatorverdiene for hver indikatorart delt på antall indikatorarter som er funnet i prøven. Indikatorverdiene spenner fra 5.13–7.50, hvor lave verdier indikerer arter som klarer seg bra i sure vannforekomster, mens høye verdier indikerer arter som foretrekker nøytrale til lett basiske vannforekomster. Klassegrensene for AIP er typespesifikke med hensyn til kalsium - og TOC-verdier (Schneider, 2011; Direktoratsgruppen Vanndirektivet, 2018).

5.2.5.3 Heterotrof begroing: prøvetaking og indeksberegning

Heterotrof begroingsindeks, HBI2, responderer på organisk belastning og beregnes med utgangspunkt i en kombinasjon av et årlig gjennomsnitt av dekningsgrad (prosent dekning) og tykkelse (cm) av heterotrof begroing. Dette er et skjønnsmessig system som baserer seg på at tilstanden blir dårligere ved økt dekning og økt tykkelse av soppen *Leptomitus lacteus* og bakterien *Sphaerotilus natans* (lammehaler). Utregnede indeksverdier strekker seg fra 0 til 400 der lave verdier indikerer lite heterotrof begroing, dvs. lite organisk belastning, mens høye verdier indikerer mye heterotrof begroing og stor grad av organisk belastning. Klassegrensene basert på HBI2 er like for alle elvetyper.

For sikker beregning av HBI2 bør heterotrof begroing prøvetas minimum 2 ganger i året; fortrinnsvis vår (januar–april) og høst (oktober–desember). Prøvetaking av heterotrof begroing i dette programmet ble gjort i forbindelse med bunndyrprøvetaking den 20. og 21. april og sammen med prøvetaking av begroingsalger 1. og 2. september. Prøvetaking om sommeren, som er gjort her, bør egentlig unngås, ettersom veksten av bakterien *S. natans* hemmes av UV-stråler, spesielt fra mai til august (Mechsner, 1985). Dette betyr at små funn av *S. natans* i sommermånedene kan skyldes nedbrytning fra UV-stråler, og ikke nødvendigvis lite organisk forurensing. Vi presenterer resultatene fra HBI2 i denne rapporten, men tar forbehold om at de beregnede nEQR-verdiene kan være noe høyere (altså gir bedre tilstand) enn de ville vært dersom prøvene hadde blitt samlet inn i de anbefalte periodene.

Vedleggstabell 8. Oversikt over stasjoner for undersøkelser av biologiske kvalitetselementer i 2022. De fire siste kolonnene angir kalkinnhold, farge og klimaregion, som bestemmer elvetypen som ligger til grunn for den økologiske tilstandsklassifiseringen. Kalkinnhold og farge er basert på data på kalsium/alkalitet og fargetall fra NIVAs egne målinger eller data hentet fra Vannmiljø.

Stasjon, kortnavn	Stasjon, beskrivelse	Breddegrad (N)	Lengdegrad (Ø)	Vannmiljøkode	Vannforekomst	ID i vannnett	Kalkinnhold	Farge	Klimareg.	Vanntype
<i>Flagstadelva</i>										
St.1	Flagstadelva oppstrøms Brennsætersaga	60.90525	11.10905	002-99297	Flagstadelva øvre del	002-894-R	Kalkfattig	Humøs	Skog	R206
St. 2	Flagstadelva ved Dalseng	60.86768	11.11519	002-53799		002-894-R				
St. 3	Flagstadelva, ved Vienkrysset	60.81491	11.10310	002-56204	Flagstadelva nedre del	002-4824-R	Moderat kalkrik	Humøs	Lavland	R108
<i>Stokkeelva</i>										
St.1	Storelva, oppstrøms Ringsjøen	60.88794	10.33145	002-63136	Storelva	002-2639-R	Moderat kalkrik	Humøs	Skog	R208
St. 2	Stokkeelva, ved Dalbjø hytte	60.88200	10.55007	002-99296	Stokkeelva oppstrøms inntak Høgfallet kraftverk	002-4941-R				
St. 3	Stokkeelva, ved utløp Mjøsa	60.88696	10.67251	002-63523	Stokkeelva nedstøms inntak Høgfallet kraftverk	002-4940-R	Moderat kalkrik	Humøs	Lavland	R108
<i>Lenaelva</i>										
St.1	Lena, etter samløp med Brandelva	60.6156431	10.7557315	002-98127	Lenaelva, mellom Bråstad og Lena	002-861-R	Moderat kalkrik*	Humøs	Skog	R208
St. 2	Lena, etter samløp med Bøvra (ved Kolbu renseanlegg)	60.648741	10.757049	002-44488						
St. 3	Lena ved Tollefsrud bru, Krabyskogen	60,6525	10.88489	002-30603	Lena, mellom Håjendammen og Mjøsa	002-946-R	Kalkrik	Humøs	Lavland	R110
St. 4	Lena, ved Skreia travbane	60.6572003	10.9550559	002-28412						
<i>Vorma</i>										
St. 1	Vorma nær utløp, vestsida	60.38668	11.25186	Ikke etablert	Vorma, Mjøsa-Svanfossen	002-3826-R	Moderat kalkrik	Klar	Lavland	R107
St 2	Oppstrøms Svanfossen	60.21616	11.35374	002-30582						

*evt kalkrik, humøs i lavland, R110.

For økologisk tilstandsklassifisering sammenlignes de beregnede PIT-, AIP- og HBI2-indeksverdier med typespesifikke referanseverdier, og forholdet mellom indeksverdi og referanseverdi EQR (Ecological Quality Ratio) beregnes. EQR regnes videre om til normaliserte EQR-verdier (nEQR) for enklere sammenligning med andre indekser og andre europeiske land. PIT-indeksen har vært gjennom en interkalibreringsprosess; det vil si at EQR-grensene mellom de økologiske tilstandsklassene svært god, god og moderat tilsvarer grensene hos andre nord-europeiske land. For AIP og HBI2 er det foreløpig ikke gjennomført en tilsvarende prosess, så klassegrensene for disse indeksene er pr i dag ikke bindende og kan bli endret ved en senere interkalibrering.

5.2.5.4 Prøvetaking av bunndyr

Vårprøvetaking av bunndyr ble gjennomført 20. og 21. april, mens høstprøver ble tatt 12. og 13. oktober. Det ble benyttet standardisert sparkemetode (NS-EN-ISO 10870: 2012 og NS-EN 16150:2012) ved hjelp av en håndholdt sparkehåv med åpning 25 x 25 cm og maskevidde 0,25 mm. Håven holdes mot bunnen med åpningen mot strømmen. Prøvetakingen gjennomføres ved at bunnssubstratet oppstrøms håven sparkes/rotes opp med foten, slik at oppvirvlet materiale føres inn i håven. Metoden består av ni delprøver, der hver prøve tas fra 1 meters elvelengde i løpet av 20 sekunder. Når tre delprøver er samlet inn (samlet prøvetakingstid 1 minutt) tømmes håven for å hindre tetting av maskene (eller oftere ved behov). Samlet blir det da tre prøver á 1 minutt, som søkes tatt fra tre ulike habitater på stasjonen, og disse samles i ett glass og utgjør hele prøven fra stasjonen. Materialet ble fiksert med etanol (96%) i felt for senere analyse på lab. Bunndyrtettheter som oppgis refererer dermed til en prøvetakingsinnsats på totalt 3 minutter per stasjon, og dekker et areal på om lag 2,25 m² av elvebunnen. På laboratoriet ble bunndyrene talt opp og bestemt til lavest mulige taksonomiske nivå ved hjelp av stereolupe og mikroskop.

5.2.5.5 Indekser og vurdering av økologisk tilstand basert på bunndyr

For å vurdere effekter av organisk belastning på bunndyr benyttet vi ASPT (Average Score Per Taxon)-indeksen (Armitage et al. 1983). Ved beregning av ASPT brukes forekomsten av et utvalg høyere taksa, i hovedsak familier, som er vanlig å finne i rennende vann. Indeksen baserer seg på en rangering av de ulike taksasenes toleranse ovenfor organisk belastning/næringsstoffer, og ASPT beregnes som gjennomsnittlig toleranseverdi for de tilstedeværende taksa. ASPT er interkalibrert, og grenseverdiene for tilstandsklassifisering kan anvendes i alle elvetyper unntatt brepåvirkede elver. For hver stasjon benyttet vi gjennomsnittet av ASPT-verdiene fra vår og høst som grunnlag for beregning av nEQR og økologisk tilstand (data fra begge prøvetakinger ligger i **Vedlegg E, Tabell 34** og er rapportert til Vannmiljø).

5.3 Integriert klassifisering av økologisk tilstand på tvers av kvalitetslementer

Ulike indekser/parametere opererer ofte på ulike indeks-skalaer, dvs. at observasjoner og klassegrenser for absoluttverdier og EQR verdier ikke er sammenlignbare på tvers. For å kunne integrere disse til en samlet tilstandsklasse, beregnes først en EQR-verdi (Ecological Quality Ratio) for hver parameter som angir forholdet mellom dagens verdi og en referanseverdi for den aktuelle parameteren i den aktuelle vanntypen. EQR verdiene for alle indekser og parametere må deretter normaliseres til en felles skala med like klassegrenser: De normaliserte EQR-verdiene (nEQR) ligger alltid på en skala mellom 0 og 1, hvor de forskjellige klassegrensene er gitt ved henholdsvis: ≤ 0,20 (svært dårlig), 0,21–0,40 (dårlig), 0,41–0,60 (moderat), 0,61–0,80 (god) og 0,81–1,0 (svært god). Prosedyren for normalisering er gitt i klassifiseringsveilederen avsnitt 3.5.5 (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018, Kap. 3.5.5, tekstboks 3.7).

Indekser/parametere innen samme kvalitetselement, kombineres ved å beregne gjennomsnitt av nEQR verdiene for hver indeks/parameter, dersom disse gjelder samme påvirkningstype (eks. Tot-P og siktedyp som begge responderer på eutrofiering), eller ved egne regler (f.eks. for planteplankton: klorofyll *a*, totalt biovolum, PTI indeks for artssammensetning og maks biomasse av cyanobakterier, se figur 4.1 i Direktoratgruppen vanddirektivet 2018). Resultater på tvers av indekser for forskjellige typer påvirkning innen ett kvalitetselement, f.eks. ASPT og RAMI-indeksene for bunndyr, kombineres ved hjelp av «det verste styrer» prinsippet, dvs. den indeksen med lavest nEQR-verdi bestemmer den endelige nEQR-verdien for det aktuelle kvalitetselementet. For videre kombinasjon av resultater på tvers av kvalitetselementer gjelder samme prosedyre, som gir økologisk tilstand for stasjonen eller vannforekomsten basert på det biologiske kvalitetselementet som har den laveste nEQR-verdien (den dårligste tilstanden). De fysisk-kjemiske kvalitetselementene kan brukes til å nedgradere tilstanden fra god til moderat, dersom alle de biologiske kvalitetselementene er i god eller bedre tilstand. Dersom minst ett av de biologiske kvalitetselementene er i moderat eller dårligere tilstand, brukes ikke de fysisk-kjemiske kvalitetselementene (se figur 3.6 i Direktoratgruppen vanddirektivet 2018).

For innsjøen ble hver stasjon klassifisert ut fra nEQR-verdiene for planteplankton, Tot-P og siktedyp, mens Tot-N ikke ble tatt med i klassifiseringen ettersom planteplanktonet ikke er nitrogenbegrenset. Dette er vurdert ut fra Tot-N : Tot-P-forholdet og summen av nitrat og ammonium. Nitrogen antas ikke å være vekstbegrensende for planteplankton dersom Tot-N : Tot-P forholdet er over 20 gjennom hele vekstsesongen og summen av nitrat og ammonium-konsentrasjonene aldri er lavere enn 10 µg/l. Disse to kriteriene er innfridd på alle stasjonene.

For elvene ble samlet økologisk tilstand beregnet basert på nEQR-verdiene for de relevante indeksene. Eutrofieringsindeksen for begroingsalger (PIT) og bunndyrindeksen for organisk belastning (ASPT) ble benyttet på alle stasjoner, mens forsuringindeksen for begroing (AIP) kun ble inkludert i klassifiseringen på øvre stasjon i Flagstadelva (de andre vannforekomstene er moderat kalkrike eller kalkrike og dermed ikke forsuringssensitive). På nederste stasjon i Flagstadelva og Lena, og øverte stasjon i Vorma, (samt i resten av elvene der det ble målt vannkjemi) ble konsentrasjonen av Tot-P vurdert. Tot-N ble også målt og klassifisert, men ikke tatt med i samlet tilstandsvurdering ettersom elvene ikke er nitrogenbegrenset (se kap. 4.2.2).

6 Vedlegg B – Utfyllende tabeller

Vedleggstabell 9. Tidsveid middelerverdi av Tot-P og Tot-N i 2022 med nEQR i parentes. For *E. coli* er 90-persentiler oppgitt. Tilstand er markert med farger, der blå = *svært god*; grønn = *god*; gul = *moderat*; oransje = *dårlig*; rød = *svært dårlig* tilstand. *E. coli* er vurdert mot grenseverdier gitt i SFT-veileder 97:04

Elv	Vanntype	Tot-P (µg P/L)	Tot-N (µg P/L)	<i>E. coli</i> (ant/100 ml)
Lågen	R104	3 (1,00)	167 (1,00)	10
Gausa	R107	4 (1,00)	627 (0,63)	79
Hunnselva	R108	34 (0,54)	1700 (0,27)	3100
Lenaelva	R110	34 (0,54)	2843 (0,14)	640
Flagstadelva	R108	16 (0,86)	1836 (0,24)	174
Svartelva	R110	24 (0,69)	1503 (0,33)	2420
Vorma	R107	4 (1,00)	484 (0,73)	-

Vedleggstabell 10. Beregnet vanntransport, fosfortransport og volumveid (vannføringsveid) middelkonsentrasjon for seks av de største tilløpselvene i 2022. Vanntransporter er beregnet på grunnlag av vannføringsdata fra NVE og Hafslund E-CO vannkraft.

	Vanntransport (mill. m ³ /år)	% av vann- transport	P-transport (tonn P/år)	% av P- transport	Konsentrasjon (volumveid middel, µg/l)
Lågen	7938,2	91,9	27,8	68,1	3,5
Gausa	269,7	3,1	0,9	2,2	3,3
Hunnselva	143,6	1,7	5,4	13,3	37,7
Lena	57,7	0,7	2,0	5,0	35,1
Flagstadelva	88,8	1,0	1,4	3,4	15,8
Svartelva	136,7	1,6	3,3	8,0	24,0
Sum 6 elver	8634,8	100,0	40,8	100,0	4,7

Vedleggstabell 11. Trender og signifikansnivå (Sen's slope/Mann-Kendall trend test) for årlig transport av Tot-P i seks av de største tilløpselvene. Tallverdiene viser gjennomsnittlig tidstrend (tonn P/år; beregnet som Sens' slope) for 1) hele tidsperioden (som vist i **Figur 17**); 2) før år 2000; og 3) etter år 2000. Signifikansnivået er markert med farge, der mørk grønn er $p < 0,001$ (svært signifikant), lys grønn er $0,001 < p < 0,05$ (signifikant) og hvit er $p > 0,05$ (ikke signifikant).

Elv	Hele perioden	Før år 2000	Etter år 2000
Lågen	-0,80	-1,15	0,33
Gausa	-0,11	0,06	0,08
Hunnselva	-0,17	-0,25	-0,12
Lena	-0,12	-0,06	-0,15
Flagstadelva	-0,01	-0,02	-0,03
Svartelva	-0,03	-0,09	-0,02

Vedleggstabell 12. Beregnet vanntransport, nitrogentransport og volumveid (vannføringsveid) middelkonsentrasjon for seks av de største tilløpselvene i 2022. Vanntransporter er beregnet på grunnlag av vannføringsdata fra NVE og Hafslund E-CO vannkraft.

	Vanntransport (mill. m ³ /år)	% av vann- transport	N-transport (tonn N/år)	% av N- transport	Konsentrasjon (volumveid middel, µg/l)
Lågen	7938,2	91,9	1250	56,2	158
Gausa	269,7	3,1	168	7,5	623
Hunnselva	143,6	1,7	245	11,0	1709
Lena	57,7	0,7	188	8,4	3254
Flagstadelva	88,8	1,0	149	6,7	1682
Svartelva	136,7	1,6	225	10,1	1648
Sum 6 elver	8634,8	100,0	2226	100,0	258

Vedleggstabell 13. Trender og signifikansnivå for årlig transport av total-nitrogen i seks av de største tilløpselvene. Se **Tabell 11** for utfyllende forklaring.

Elv	Hele perioden	Før år 2000	Etter år 2000
Lågen	14,4	-3,7	26,3
Gausa	-3,4	2,9	1,8
Hunnselva	-0,2	-1,5	0,6
Lena	-3,4	3,3	-3,4
Flagstadelva	-0,2	0,5	-0,3
Svartelva	1,3	4,5	1,9

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

NIVA gir offentlig vannforvaltning, næringsliv og allmennheten grunnlag for god vannforvaltning gjennom oppdragsbasert forsknings-, utrednings- og utviklingsarbeid. NIVA kjennetegnes ved stor faglig bredde og godt kontaktnett til fagmiljøer i inn- og utland. Faglig tyngde, tverrfaglig arbeidsform og en helhetlig tilnæringsmåte er vårt grunnlag for å være en god rådgiver for forvaltning og samfunnsniv.



Norsk institutt for vannforskning

Økernveien 94 • 0579 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no