

# Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa

Årsrapport for 2020



# RAPPORT

**Hovedkontor**

Gaustadalléen 21  
0349 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](http://www.niva.no)

Tittel Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa. Årsrapport for 2020	Løpenummer 7622-2021	Dato 30.04.2021
Forfatter(e) Jan-Erik Thrane, Asle Økelsrud, Birger Skjelbred, Sissel Brit Ranneklev, Johnny Håll og Maia Røst Kile	Fagområde Overvåking	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Innlandet	Sider 167

Oppdragsgiver(e) Vassdragsforbundet for Mjøsa med tilløpselver	Oppdragsreferanse Odd Henning Stuen
	Utgitt av NIVA Prosjektnummer 200050

<p>Sammendrag</p> <p>Eutrofitilstanden i Mjøsa er sterkt forbedret siden 1970- og 80-tallet. Økologisk tilstand i 2020 mht. effekter av næringsalter var god på hovedstasjonen Skreia, ved Kise og ved Brøttum, men moderat i Furnesfjorden. Samlet økologisk tilstand siste tre år (2018-2020) var lavere enn forrige treårsperiode (2015-2017) på alle stasjoner utenom Brøttum. Skreia, Kise og Brøttum var i nedre del av god tilstand og Furnesfjorden i moderat tilstand. Denne nedgangen, kombinert med oppblomstringen av cyanobakterier i 2019, kan være tegn på forverring av eutrofitilstanden og indikerer behov for tiltak for å redusere tilførselen av fosfor til Mjøsa. De tre siste årene har det vært uvanlig mye dyreplankton i Mjøsa, selv om mengden i 2020 var noe lavere enn i 2018-2019. Samlet elvtilførsel av total-fosfor til Mjøsa i 2020 ble estimert til 94 tonn, hvor Lågen bidro med ca. 70%. Fosforkonsentrasjonen i tilløpselvene viste god/svært god tilstand, men nivåene av nitrogen og <i>E.coli</i> var generelt høye, unntatt i Lågen. Jordbruk er den største kilden til total-fosfor i elvene, mens avløp bidrar med mest biotilgjengelig fosfor. Økologisk tilstand var moderat i nedre del av Brumunda, Gausa v. Vesleelva og nedre deler av Mesna. I nedre del av Gausa, øvre deler av Brumunda og Mesna, samt hele Moelva, var økologisk tilstand god eller svært god. Nivåene av miljøgifter i vann og fisk fra Brumunda og Mesna var under EQS-verdiene med unntak av kvikksølv og PBDE i fisk.</p>
---

<p>Fire emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>Mjøsa</li> <li>Overvåking</li> <li>Eutrofiering</li> <li>Økologisk tilstand</li> </ol>	<p>Four keywords</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>Lake Mjøsa</li> <li>Monitoring</li> <li>Eutrophication</li> <li>Ecological status</li> </ol>
---	--

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

*Jan-Erik Thrane*  
Prosjektleder

*Anne Lyche Solheim*  
Faglig kvalitetssikrer

*Therese Fosholt Moe*  
Forskningsleder

ISBN 978-82-577-7358-8

NIVA-rapport ISSN 1894-7948

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

**Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa**  
Årsrapport for 2020

## Forord

Rapporten omhandler vannkvalitet og biologiske forhold i vannområde Mjøsa i 2020, samt tidsutviklingen i fysiske, vannkjemiske og biologiske forhold i overvåkingsperioden 1972-2020. 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. Vassdragsforbundets daglige leder, Odd Henning Stuen, har vært oppdragsgivers kontaktperson. Ansvarlig for gjennomføring av prosjektet i 2020 har vært Jan-Erik Thrane som prosjektleder og Asle Økelsrud som prosjektkoordinator (begge NIVA).

**Feltarbeidet** på Mjøsa ble utført av Asle Økelsrud, Jan-Erik Thrane og Henriette Kildahl fra NIVA, med Finn Bjormyr, Simen Bredvold og Erik Ola Helstad fra Statens Naturoppsyn (SNO) som båtførere på hovedrundene. Mari Stubberud (masterstudent ved USN) bisto på «mellomrundene» på Skreia, som en del av prøveinnsamlingen til en masteroppgave om alger i Mjøsa. Innsamlingen av vannprøver fra tilløpselvene Lena og Hunnselva er gjennomført av Randi Haugen, Ingunn Sandvik og Jon Brevik ved Gjøvikregionen helse og miljøtilsyn. Prøveinnsamlingen i Lågen, Gausa, Flagstadelva, Svartelva, og Vorma ble koordinert/gjennomført av Ingeborg Tønseth og Elisabeth S. Seberg ved SGS (tidligere SYNLAB) i Hamar. Hafslund E-CO AS og NVE har hatt ansvaret for vannføringsmålingene i elvene. Kontaktpersoner har vært Turid-Anne Drageset og Hans Christian Udnæs i Hafslund E-CO, samt Rolf Steinar Olstad i NVE. Vannføringsstasjonen i Svartelva finansieres som en del av Mjøs-overvåkingen og driftes av NVE.

Birger Skjelbred har analysert og vurdert **planteplankton**. Asle Økelsrud har analysert og vurdert **krepsdyrplankton**. Jarl-Eivind Løvik (tidl. NIVA) bisto med kvalitetssikring av krepsdyrplankton. Prøvetaking, taksonomisk analyse og vurdering av **begroingsalger** (inkl. **heterotrof begroing**) i Gausa, Mesna, Moelva og Brumunda ble gjennomført av Maia Røst Kile. **Bunndyr** ble prøvetatt av Joanna Lynn Kemp (vårprøver) og Johnny Håll (høstprøver). Eivind Ekholdt Andersen gjorde de taksonomiske bestemmelsene, mens Johnny Håll beregnet indekser. Alle er ansatt i NIVA.

**Kjemiske analyser** av prøver fra alle innsjøstasjonene i Mjøsa er utført av NIVA. Tina Bryntesen (NIVA) har koordinert de vannkjemiske analysene på lab. Kjemiske og mikrobiologiske analyser av prøver fra tilløpselvene er utført av MjøsLab på Gjøvik (Lena og Hunnselva), og SGS (tidligere SYNLAB) på Hamar (Gausa, Lågen, Vikselva, Flagstadelva, Svartelva og Vorma). Benno Dillinger (NIVA) har sørget for overføring av data til databasen **Vannmiljø**. Dag Hjermann (NIVA) har bidratt med kartbaserte figurer. Asle Økelsrud (NIVA) har skrevet kapitlet om dyreplankton, og Maia Røst Kile og Johnny Håll har bidratt med vurderinger av hhv. begroing og bunndyr. Sissel B. Ranneklev har skrevet om miljøgifter. Jan-Erik Thrane har gjort tilførselsberegningene, produsert figurene og skrevet/sammenstilt resten av rapporten. Rapporten er kvalitetssikret av Anne Lyche Solheim og Therese Fosholt Moe.

Oslo, 30. april 2021

*Jan-Erik Thrane*

---



# Innholdsfortegnelse

Utvidet sammendrag .....	7
Extended summary .....	10
<b>1 Innledning .....</b>	<b>12</b>
1.1 Bakgrunn.....	12
1.2 Målsetting.....	13
1.3 Program og gjennomføring .....	13
<b>2 Materiale og metoder .....</b>	<b>15</b>
2.1 Mjøsa .....	15
2.1.1 Båt og feltutstyr .....	15
2.1.2 Fysisk-kjemiske prøver og analyser .....	15
2.1.3 Planteplankton .....	17
2.1.4 Dyreplankton og Mysis.....	18
2.2 Elver .....	20
2.2.1 Fysisk-kjemiske prøver og analyser .....	20
2.2.2 Stofftransport i elvene .....	21
2.2.3 Typifisering av elvene.....	21
2.2.4 Klassifisering av næringsalter og hygienisk-bakteriologisk vannkvalitet.....	22
2.2.5 Biologiske undersøkelser .....	22
2.2.6 Undersøkelser av miljøgifter .....	26
2.3 Integriert klassifisering av økologisk tilstand på tvers av kvalitetselementer .....	29
<b>3 Resultater og diskusjon – Mjøsa.....</b>	<b>30</b>
3.1 Primærdata .....	30
3.2 Meteorologiske og hydrologiske forhold .....	30
3.3 Vanntemperatur .....	32
3.4 Generell vannkvalitet .....	34
3.4.1 Oksygenforhold .....	34
3.4.2 Kalsium, alkalitet, pH og ledningsevne .....	37
3.4.3 Organisk karbon og farge .....	38
3.4.4 Turbiditet.....	38
3.5 Siktedyp .....	41
3.6 Næringsalter.....	44
3.6.1 Fosfor .....	44
3.6.2 Nitrogen .....	46
3.6.3 Nitrogen/Fosfor forholdet .....	51
3.6.4 Silisium .....	52
3.7 Planteplankton .....	54
3.7.1 Økologisk tilstand og artssammensetning i 2020 .....	54
3.7.2 Vertikalfordeling av planteplankton gjennom vekstsesongen 2020.....	56
3.7.3 Langtidsutvikling av planteplanktonet i Mjøsa .....	57

3.8	Dyreplankton .....	62
3.8.1	Biomasse og artssammensetning av krepsdyrplankton ved stasjon Skreia .....	62
3.8.2	Vannløpper: Individlengder og andel av planktonsamfunnet over tid .....	65
3.8.3	Artssammensetning og individantall i håvtrekk fra Skreia og Furnesfjorden .....	67
3.8.4	Mysis og andre istidskreps .....	68
3.9	Økologisk tilstand i hovedvannmassene i Mjøsa.....	70
<b>4</b>	<b>Resultater og diskusjon – Elver.....</b>	<b>72</b>
4.1	Tilførsler av næringssalter .....	72
4.1.1	Fosfortilførsler til Mjøsa .....	72
4.1.2	Fosforbudsjett for Mjøsa .....	78
4.1.3	Nitrogentilførsler.....	79
4.1.4	Silisium i Lågen, Svartelva og utløpselva Vorma .....	81
4.2	Vannkvalitet og økologisk tilstand.....	82
4.2.1	Konsentrasjoner av total-fosfor, total-nitrogen og <i>E. coli</i> i elvene i 2020.....	82
4.2.2	Økologisk tilstand i Gausa, Mesna, Moelva og Brumunda i 2020 .....	91
4.3	Miljøgifter i Brumunda og Mesna .....	99
4.3.1	Miljøgifter i biota.....	99
4.3.2	Miljøgifter i vannprøver .....	100
<b>5</b>	<b>Litteratur.....</b>	<b>103</b>
<b>6</b>	<b>Vedlegg.....</b>	<b>109</b>
Vedlegg A.	Vannkjemidata Mjøsa.....	110
Vedlegg B.	Plantep plankton.....	116
Vedlegg C	Dyreplankton.....	140
Vedlegg D	Vannkjemi Elver.....	149
Vedlegg E.	Biologiske kvalitetselementer Elver (begroingsalger og bunndyr).....	157
Vedlegg F.	Generelle fakta om Mjøsa med nedbørfelt.....	166

# Utvidet sammendrag

## **Målsetning og innhold**

Hensikten med overvåkingen i Mjøsa med tilløpselver er å dokumentere dagens økologiske tilstand mht. effekter av næringsalter, samt drøfte langtidsendringer mht. relevante vannkjemiske variabler, og mengde og sammensetning av plante- og dyreplankton. Overvåkingen omfatter kjemiske og biologiske undersøkelser ved fire stasjoner i Mjøsa og i de 12 største tilløpselvene (etter et rullerende program), samt i utløpselva Vorma. I tillegg måles næringsalter og beregnes tilførsler av fosfor og nitrogen i seks av de største tilløpselvene hvert år.

## **Mjøsas økologiske tilstand**

Samlet klassifisering i 2020 ga god tilstand ved hovedstasjonen Skreia, ved Kise og ved Brøttum. Kise var svært nær grensen god/moderat og Skreia var i nedre del av tilstandsklasse god. I Furnesfjorden var tilstanden moderat for andre år på rad. Middelerdien av de normaliserte EQR-verdiene for de tre siste årene (2018-2020) er lavere enn forrige treårsperiode (2015-2017) på alle stasjonene unntatt Brøttum. Middelerdien for 2018-2020 tilsvarer tilstandsklasse moderat for Furnesfjorden (helt på grensen mellom moderat og god; nEQR = 0,60) og nedre del av tilstandsklasse god for Skreia, Kise og Brøttum (nEQR = 0,62-0,66). Denne nedgangen, kombinert med den massive oppblomstringen av cyanobakterier i juli 2019, kan være tegn på en forverring av eutrofitilstanden i Mjøsa, og indikerer et behov for tiltak for å redusere tilførslene av fosfor til innsjøen for å opprettholde god tilstand.

## **Næringsalter, vannkvalitet og klima**

Konsentrasjonen av **total-fosfor (Tot-P)** ved hovedstasjonen Skreia har blitt redusert fra 8-11 µg P/l på 1970- og 1980-tallet til 3-5 µg P/l i perioden 2002-2008 etter gjennomføring av en rekke tiltak for å begrense tilførslene. Etter 2008 har konsentrasjonen vært litt høyere igjen (særlig i perioden 2009-2016), med middelerdier for vekstsesongen på 4-7 µg P/l. Periodevis store tilførsler av fosfor fra nedbørfeltet i forbindelse med flommer har sannsynligvis vært hovedårsaken til økningen. I 2020 var midlere Tot-P-konsentrasjon mellom 4 og 5 µg/l på alle stasjonene, som ga tilstandsklasse god, i likhet med de fleste årene siden 1990. Dette er også akseptabelt i forhold til det lokale miljømålet for Mjøsa (5,5-6,5 µg P/l).

Konsentrasjonen av **total-nitrogen (Tot-N)** viste god tilstand ved Brøttum og Kise i 2020, men moderat tilstand i Furnesfjorden og ved Skreia. Nitrogen brukes ikke i den samlede klassifiseringen ettersom det ikke anses å være begrensende for algeveksten i Mjøsa, men er allikevel et tegn på forurensing fra f.eks. jordbruk.

Mjøsas øvre vannlag har blitt gradvis varmere over tid. Ved hovedstasjonen har middel- og maksimum-**temperaturen** i de øvre vannlag (0-10 m) for perioden juni-oktober økt med henholdsvis 2,0 °C og 3,3 °C fra 1972 til 2020 pga. klimaendringer. Trenden for maksimumstemperatur ser ut til å flate ut i større grad enn middeltemperaturen. Den generelt stigende temperatortrenden vil kunne medføre mer eutrofe forhold mht. algemengden og artssammensetningen i Mjøsa. Oksygenforholdene i Mjøsa er generelt gode, med > 90 % metning gjennom hele vannsøylen mesteparten av året. Unntaket var i sprangsjiktet om høsten, da oksygenmetningen sank til 85-90 %, trolig på grunn av nedbrytning av organisk materiale fra kiselalgeoppblomstringen om høsten.

**Turbiditets**profilene viste tydelig innvirkning av vårflommen, med en svært tydelig økning i turbiditet i overflatevannet på Brøttum og til dels Kise, som startet midt i juni og toppet seg i juli. På Brøttum var turbiditeten forholdsvis høy ned til ca. 25 m dyp frem til og med august, som skyldes jevnlig tilførsler av brepåvirket vann fra Lågen gjennom sommeren.

**Siktedypet** i 2020 var omtrent likt som i 2019 og blant det laveste siden 2014 på alle stasjonene. På hovedstasjonen Skreia var siktedypet 7,3 m (middelverdi juni-oktober), noe som er lavere enn det lokale miljømålet på 8 m, men i god tilstand iht. vannforskriften. På Kise og Furnesfjorden var de tilsvarende middelverdiene på hhv 5,6 m og 6,3 m, som tilsvarer hhv. moderat og god tilstand. Årsaken til det reduserte siktedypet i 2020 er trolig en kombinasjon av forholdsvis høy planteplanktonbiomasse og tilførsler av partikler og/eller humus fra flommer, og da spesielt vårfloppen. På Brøttum er siktedypet (5,6 m i 2020) vanligvis lavere enn på de andre stasjonene på grunn av store tilførsler av partikler (inkludert brepartikler) fra Lågen. Siktedypet er derfor uegnet som støtteparameter for klassifisering av økologisk tilstand på denne stasjonen.

### **Planteplankton**

Totalmengden av planteplankton i Mjøsa har blitt sterkt redusert siden 1970- og 1980-tallet. Dette er et resultat av de tiltakene som er gjennomført for å redusere tilførselene av næringsstoffer. Ved hovedstasjonen Skreia er middelverdiene for klorofyll-*a* og planteplankton-biomasse for perioden 2011-2020 mer enn halvert siden 1970-tallet. Det har også skjedd en gunstig utvikling av algesammensetningen i perioden, særlig mht. biomasse av cyanobakterier, som har vært svært liten siden 1980-tallet. Storvokste kiselalger, som ofte opptrer ved lav-middels høy fosforkonsentrasjon, utgjør imidlertid fortsatt en betydelig andel av totalbiomassen med markerte topper på sensommeren enkelte år etter 2000, særlig flom-årene 2011 og 2013.

I 2020 var den midlere algebiomassen på alle stasjonene lik eller høyere enn miljømålet på 0,4 mm<sup>3</sup>/l for kalkfattige, dype lavlandssjøer iht. vannforskriften, som er identisk med det lokale miljømålet for Mjøsa. Biomassen på sensommeren overskred også det lokale miljømålet for maksimalt biovolum (0,7 mm<sup>3</sup>/l) på alle stasjoner unntatt Brøttum. Høyest biomasse var det i Furnesfjorden, hvor også klorofyll-*a* konsentrasjonene viste moderat tilstand. Ved de tre andre stasjonene var årsmiddelet for klorofyll-*a* 3,1-3,5 µg/l og tilfredstilte miljømålet for vannforskriften (4 µg/l), men overskred det lokale miljømålet for Mjøsa (2 µg/l). Indeksen for artssammensetning viste god tilstand på alle stasjonene. Den maksimale cyanobakterie-biomassen var fortsatt lav, og tilsvarer svært god tilstand. Det ble ikke rapportert om lokale oppblomstringer av cyanobakterier i 2020. **Totalvurderingen av økologisk tilstand for planteplankton i 2020 var god ved Skreia, Kise og Brøttum, men moderat i Furnesfjorden – for andre år på rad.**

Vertikalfordelingen av planteplanktonets klorofyll-*a* fluorescens ble målt med sonde fra overflaten til rett over bunnen på alle stasjonene. Fluorescensen indikerte konsentrasjoner i samme størrelsesorden på Skreia, Kise og i Furnesfjorden, om enn noe høyere i Furnesfjorden. Lavest fluorescens ble målt på Brøttum. Vertikalprofilene indikerte ingen topp i sprangsjiktet på noen av stasjonene. Disse profilene bekrefter forskjellen mellom stasjonene med hensyn til eutrofieringssituasjonen.

### **Dyreplankton**

Biomassen av dyreplankton i 2020 var noe lavere enn i 2018 og 2019, men betydelig høyere enn snittet fra 1990-2017. Samlet sett har det de tre siste årene har det vært uvanlig høye biomasser av dyreplankton i Mjøsa. Forklaringen på den høye biomassen er uavklart, men både temperaturforhold, algeproduksjon og fiskepredasjon, samt interaksjoner mellom disse variablene spiller trolig en rolle.

### **Fosfortilførsler til Mjøsa**

De samlede elvetilførselene av fosfor fra tilløpselvene har blitt redusert fra ca. 146 tonn pr. år som median for tiårsperioden 1980-1989 til ca. 93 tonn pr. år som median for perioden 2000-2009. Det siste tiåret (2010-2019) økte tilførselene igjen, med en median på ca. 109 tonn per år. De økte tilførselene i denne perioden skyldes de høye P-transportene i «flom-årene» 2011, 2013, 2014 og 2018. **I 2020 var**



**Samlet elvetilførsel på ca. 94 tonn, og Lågen sto for ca. 70 %.** I tillegg til naturlig avrenning fra breer i Jotunheimen som tilføres Mjøsa via Ottavassdraget og Lågen, samt skog- og utmarksområder, omfatter dette tilførsler fra jordbruk (dyrka mark og husdyrgjødsel), kommunale renselanlegg, private anlegg i spredt bebyggelse og evt. industri med utslipp til elver. I de fleste elvene er det jordbruk som står for den største andelen tilført total-fosfor, mens avløp står for den største andelen biotilgjengelig fosfor.

#### **Økologisk tilstand og hygienisk vannkvalitet i tilløpselvene**

Den **hygieniske vannkvaliteten** (basert på nivåer av indikatorbakterier, *E. coli*) i tilløpselvene i 2020 var god i Lågen, moderat i Gausa, dårlig i Lena, Flagstadelva og Svartelva, og svært dårlig og uegnet for jordvanning i Hunnselva. Dette var omtrent som i de senere år i de fleste elvene.

Medianverdiene for **Tot-P** var i 2020 innenfor tilstandsklassen svært god for alle tilløpselvene unntatt Hunnselva og Svartelva, som hadde god tilstand. Medianverdiene for **Tot-N** tilsvarte tilstandsklasse moderat eller dårligere i alle elvene bortsett fra Lågen og Vorma, hvor Tot-N indikerte henholdsvis svært god og god tilstand. Lena var i svært dårlig tilstand mht. Tot-N. Ingen av elvene anses som nitrogenbegrensede, og Tot-N ble derfor ikke inkludert i samlet tilstandsklassifisering.

Undersøkelser av **begroingsalger, heterotrof begroing og bunndyr** i 2020 ble gjort på tre stasjoner i Gausa, Mesna, Moelva og Brumunda. Undersøkelsene viste moderat tilstand i nedre del av Brumunda, hvor både eutrofieringsindeksen for påvekstalger og bunndyrindeksen for organisk belastning havnet i moderat tilstand. I Gausa v. Vesleelva og i nedre deler av Mesna var tilstanden moderat som følge av eutrofieringsindeksen for påvekstalger. I nedre del av Gausa, øvre deler av Brumunda og Mesna, samt hele Moelva, var økologisk tilstand god eller svært god. De fleste tilløpselvene til Mjøsa er moderat kalkrike eller kalkrike, og dermed ikke forsuringfølsomme. Unntaket blant stasjonene i 2020-undersøkelsene var den øverste stasjonen i Brumunda og Gausa. Begge stasjonene var i svært god tilstand med hensyn til forsuring.

#### **Miljøgifter i Mesna og Brumunda**

Nivåene av metaller (bly, kadmium og nikkel), klorfenvinfos og PAH-forbindelser var under EQS-verdiene i vannprøver fra Brumunda og Mesna. I fisk (stasjonær ørret) var alle de målte miljøgiftene under EQS for biota, med unntak av kvikksølv og PBDE6 (Bromerte difenyletere). Disse stoffene regnes som allestedsnærværende og detekteres som regel i fisk selv i tilsynelatende upåvirkede områder på grunn av langtransportert lufttransport. Nivåene av kvikksølv og PBDE var noe høyere i Mesna enn i Brumunda, men betydelig lavere enn i Mjøsa og nær det man finner i lite påvirkede vassdrag i Norge.

## Extended Summary

Title: Operational monitoring of Lake Mjøsa. Annual report for 2020.

Year: 2021

Author(s): Jan-Erik Thrane, Asle Økelsrud, Birger Skjelbred, Sissel Brit Ranneklev, Johnny Håll and Maia Røst Kile

Source: Norwegian Institute for Water Research, 978-82-577-7358-8

### ***Objective and content***

The objective of the operational monitoring in Lake Mjøsa and its tributaries is to document the current ecological status with regards to effects of nutrients, as well as discussing long-term changes with regards to relevant physico-chemical variables, and amount and composition of phyto- and zooplankton. The monitoring includes chemical and biological investigations at four stations in Lake Mjøsa and in the 12 largest tributaries (according to a cyclical program), as well as in the outlet river Vormå. In addition, nutrients are measured and loads of phosphorus and nitrogen are estimated in six of the largest tributaries each year.

### ***Ecological status of lake Mjøsa***

Overall classification in 2020 showed good status at the main station Skreia, at Kise and at Brøttum. Kise was very close to the good/moderate boundary and Skreia was in the lower range of good status. In Furnesfjorden, the status was moderate for the second year in a row. The average value of the normalized EQR values for the last three years (2018-2020) was lower than the previous three-year period (2015-2017) at all stations except Brøttum. The mean value for 2018-2020 corresponds to moderate status for Furnesfjorden (nEQR = 0.60, which is at the good/moderate boundary) and lower range of good status for Skreia, Kise and Brøttum (nEQR = 0.62-0.66). This decline, combined with the massive bloom of cyanobacteria in July 2019, may be a sign of increased eutrophication in Lake Mjøsa, and indicates a need for measures to reduce the supply of phosphorus to the lake to maintain good status.

### ***Nutrients, water quality and climate***

The concentration of total phosphorus (Tot-P) at the main station Skreia has been reduced from 8-11 µg P/L in the 1970s and 1980s to 3-5 µg P/L in the period 2002-2008, after the implementation of several measures to reduce the phosphorus load. After 2008, the concentration has been slightly higher again (especially in the period 2009-2016), with mean values for the growth season of 4-7 µg P/L. Periodic large supplies of phosphorus from the catchment in connection with floods have probably been the main reason for the increase. In 2020, the average Tot-P concentration was between 4 and 5 µg/L at all stations, which corresponds to good status, and has been the case most years since 1990. This is also acceptable relative to the local environmental target for Lake Mjøsa (5.5-6.5 µg P/L). The concentration of total nitrogen (Tot-N) showed good status at Brøttum and Kise in 2020, but moderate status in Furnesfjorden and at Skreia. Nitrogen is not used in the overall classification as it is not considered to be limiting for algal growth in Lake Mjøsa. It is nevertheless a sign of pollution from e.g. agriculture.

Mjøsa's upper water layer has gradually warmed with time. At the main station, the mean and maximum temperatures in the upper water layer (0-10 m) for the period June-October have increased by 2.0 °C and 3.3 °C, respectively, from 1972 to 2020, due to climate change. The trend for maximum temperature seems to level out more than the average temperature during the later years. The

generally rising temperature trend could lead to more eutrophic conditions with regards to the biomass and species composition of algae in Lake Mjøsa. Oxygen conditions in Lake Mjøsa are generally good, with > 90 % saturation throughout the water column most of the year. The exception was in the thermocline in the autumn, when the oxygen saturation decreased to 85-90 %, probably due to the decomposition of organic material from the diatom blooms in the autumn.

The turbidity profiles showed a clear impact of the spring flood, with a very clear increase in turbidity in the surface water at Brøttum and partly Kise, which started in mid-June and peaked in July. At Brøttum, the turbidity was relatively high down to approx. 25 m depth until the end of August, which is due to inflows of glacial particles from river Lågen throughout the summer.

The Secchi depth in 2020 was approximately the same as in 2019, and among the lowest since 2014, at all stations. At the main station Skreia, the Secchi depth was 7.3 m (mean value from June-October), which is lower than the local environmental target of 8 m, but in good status according to the Water Framework Directive (WFD). At Kise and Furnesfjorden, the corresponding mean values were 5.6 m and 6.3 m, respectively, which correspond to moderate and good status. The reason for the reduced Secchi depth in 2020 is probably a combination of relatively high phytoplankton biomass and inputs of particles and / or humus during floods, and especially the spring flood. At Brøttum, the Secchi depth (5.6 m in 2020) is usually lower than at the other stations due to large inputs of particles (including glacial particles) from the main inlet river Lågen. The Secchi depth is therefore unsuitable as a supporting quality element for the classification of ecological status at this station.

### **Phytoplankton**

The total amount of phytoplankton in Lake Mjøsa has been greatly reduced since the 1970s and 1980s. This is a result of the measures that have been implemented to reduce the supply of nutrients. At the main station Skreia, the mean values for chlorophyll-a and phytoplankton biomass for the period 2011-2020 have more than halved since the 1970s. There has also been a favorable development of the algal composition during this period, especially with regards to biomass of cyanobacteria, which has been very low since the 1980s. However, large diatoms, which often occur at low to medium-high phosphorus concentrations, still make up a significant proportion of the total biomass, with marked peaks in late summer in some years after 2000, especially the flood years 2011 and 2013.

In 2020, the average algal biomass at all stations was equal to or higher than the environmental target of 0.4 mm<sup>3</sup>/l for low-calcium, deep lowland lakes according to the WFD, which is identical to the local environmental target for Lake Mjøsa. The biomass in late summer also exceeded the local environmental target for maximum biomass (0.7 mm<sup>3</sup>/l) at all stations, except Brøttum. The highest biomass was in Furnesfjorden, where the chlorophyll-a concentrations also showed moderate status. At the other three stations, the annual average for chlorophyll-a was 3.1-3.5 µg/L and met the environmental target in the WFD (4 µg/L) but exceeded the local environmental target for Lake Mjøsa (2 µg/L). The index for species composition showed good status at all stations. The maximum cyanobacterial biomass was still low and corresponds to high status. No local blooms of cyanobacteria were reported in 2020. The overall classification of ecological status for phytoplankton in 2020 was good at Skreia, Kise and Brøttum, but moderate in Furnesfjorden - for the second year in a row.

The vertical distribution of chlorophyll-a fluorescence of the phytoplankton was measured by a probe from the surface to just above the bottom at all stations. The fluorescence indicated concentrations of the same magnitude in Skreia, Kise and in Furnesfjorden, albeit somewhat higher in Furnesfjorden. The lowest fluorescence was measured at Brøttum. The vertical profiles indicated no peak in the thermocline at any of the stations. These profiles confirm the difference between the stations with respect to the eutrophication situation.

**Zooplankton**

The biomass of zooplankton in 2020 was somewhat lower than in 2018 and 2019, but significantly higher than the average from 1990-2017. Overall, in the last three years, there have been unusually high biomasses of zooplankton in Lake Mjøsa. The explanation for the high biomass is unclear, but both temperature conditions, algae production and fish predation, as well as interactions between these variables, probably play a role.

**Phosphorus loads**

The total loads of phosphorus from the tributaries have been reduced from approx. 146 tons per year as the median for the ten-year period 1980-1989 to approx. 93 tons per year as the median for the period 2000-2009. In the last decade (2010-2019), the loads have increased again, with a median of approx. 109 tons per year. The increased loads in this period are due to the high P-transport in the «flood years» 2011, 2013, 2014 and 2018. In 2020, the total phosphorus load from the rivers was approx. 94 tonnes, and Lågen accounted for approx. 70 %. In addition to natural runoff from glaciers in Jotunheimen, which feeds Lake Mjøsa via the rivers Otta and Lågen, as well as forest and other natural areas, this includes inputs from agriculture (run-off from cultivated land and livestock manure), municipal wastewater treatment plants, wastewater from scattered dwellings and any industry with discharges to rivers. In most rivers, agriculture accounts for the largest share of total phosphorus, while sewage accounts for the largest share of bioavailable phosphorus.

**Ecological status and water quality in the tributaries**

The hygienic water quality (based on levels of indicator bacteria, *E. coli*) in the tributaries in 2020 was good in Lågen, moderate in Gausa, poor in Lena, Flagstavelva and Svartelva, and bad and unsuitable for soil irrigation in Hunnselva. This was about the same as in recent years in most rivers. The median values for Tot-P in 2020 were within high status for all the tributaries except Hunnselva and Svartelva, which showed good status. The median values for Tot-N corresponded to moderate status or worse in all rivers except Lågen and Vorma, where Tot-N indicated high and good status, respectively. Lena was in bad status regarding Tot-N. None of the rivers are considered nitrogen-limited, and Tot-N was therefore not included in the classification of overall status.

Investigations of benthic algae, heterotrophic organisms (fungi and bacteria) and benthic macroinvertebrates in 2020 were carried out at three stations in Gausa, Mesna, Moelva and Brumunda. The surveys showed moderate status in the lower part of Brumunda, where both the eutrophication index for benthic algae and the invertebrate index for organic pollution ended up in moderate status. In Gausa (Vesleelva) and in the lower parts of Mesna, the status was moderate as a result of the eutrophication index for benthic algae. In the lower part of Gausa, the upper parts of Brumunda and Mesna, as well as the whole of Moelva, the ecological status was good or high. Most tributaries to Lake Mjøsa have moderate or high calcium levels and are thus not sensitive to acidification. The exception among the stations in the 2020 survey was the upper stations in Brumunda and Gausa. Both stations were in high status with regards to acidification.

**Environmental contaminants in rivers Mesna and Brumunda**

The levels of metals (lead, cadmium and nickel), chlorfenvinphos and PAH compounds were below the EQS values in water samples from Brumunda and Mesna. In fish (stationary brown trout) all the measured environmental toxins were below the EQS for biota, with the exception of mercury and PBDE6 (polybrominated diphenyl ethers). These substances are considered ubiquitous and are usually detected in fish even in seemingly unaffected areas. The levels of mercury and PBDE were somewhat higher in Mesna than in Brumunda, but significantly lower than in Lake Mjøsa and close to what is found in unaffected watercourses in Norway.



# 1 Innledning

## 1.1 Bakgrunn

Fra ca. 1950 til slutten av 1980-tallet var Mjøsa betydelig overgjødset (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 blågrønnalgen (cyanobakterien) *Tychonema bourrellyi* (tidligere benevnt *Oscillatoria bornetii* f. *tenuis*) særlig i vekstsesongen 1976. Situasjonen ble da vurdert som kritisk. Mjøsaksjonene i tiden 1973-80 og videre tiltak (Tiltakspakken for Mjøsa) for å redusere tilførslene av forurensninger 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 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 ønskelig. Konsentrasjonen av fosfor var noe høyere i 2009-2013 sammenlignet med i 2002-2008, og i 2013 ble den økologiske tilstanden karakterisert som moderat på tre av fire prøvestasjoner (Løvik mfl. 2016). Det var bedring i 2014-2018, med mindre alger, en gunstigere algesammensetning og lavere konsentrasjoner av fosfor (Lyche Solheim mfl. 2019a). Den økologiske tilstanden ble vurdert som god i alle de fem årene 2014-2018, men var moderat i Furnesfjorden i 2019.

Global oppvarming i de siste tiårene (IPCC 2019) har ført til økning i temperaturen i Mjøsas øvre vannlag. Hyppige og kraftige flommer i de senere årene kan også være et utslag av klimaendringer. En undersøkelse basert på overvåkingsdata og analyser av sedimentkjerner fra Mjøsa tyder på at dette har påvirket så vel algemengden som sammensetningen av algesamfunnet (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. For å motvirke effekten av klimaendringene er det derfor fortsatt viktig å hindre at belastningen av næringsstoffer øker.

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 Fylkesmennene 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.

I 2003 ble Vassdragsforbundet for Mjøsa med tilløpselver etablert. Vassdragsforbundet er en ideell stiftelse med medlemmer fra 20 kommuner rundt Mjøsa og i Gudbrandsdalen, staten ved Statsforvalteren i Innlandet, fylkeskommunen i Innlandet, 3 vassdragsregulanter, inkl. Hafslund E-CO Vannkraft AS, 20 næringslivsbedrifter og 4 interesseorganisasjoner med tilknytning til Mjøsområdet og 10 støttemedlemmer (se [www.vassdragsforbundet.no](http://www.vassdragsforbundet.no)). I 2020 hadde forbundet totalt 59 medlemmer. Fra og med 2003 har 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](http://www.vassdragsforbundet.no)):

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

Etter vannforskriften er Mjøsa typifisert som tilhørende innsjøtype L105b, dvs. kalkfattige, klare og dype innsjøer i lavlandet. Flere 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 klorofyll-verdi på 2,0 µg/l grensen mellom svært god og god tilstand for innsjøtype L105b (Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018: Veileder 02:2018 Klassifisering). 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.

## 1.2 Målsetting

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.

Videre skal miljøtilstanden vurderes i viktige deler av de 13 største elvene (inklusive utløpselva Vorma) etter et rullerende program, som f.o.m. 2018 inkluderer klassifisering av økologisk tilstand på tre stasjoner i hver av fire elver hvert år. Overvåkingen skal så vidt mulig gi grunnlag for vurdering av effekter av næringsalter 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 2020 er en videreføring av programmet som har vært fulgt i de senere årene, med unntak av undersøkelser av miljøgifter i to av tilløpselvene, som er nytt av året. Overvåkingsprogrammet kan beskrives med følgende tre delområder:

**Delområde 1:** Rutinemessig årlig overvåking av Mjøsas hovedvannmasser ved hovedstasjonen Skreia (Figur 1). Undersøkelsene omfatter konsentrasjoner av næringsstoffer, generelle vannkjemiske forhold, siktedyp, temperatur og oksygenforhold, mengde og sammensetning av plante- og dyreplankton, samt tetthet og biomasse av istidskrepsen *Mysis relicta*.

**Delområde 2:** Kompletterende rutinemessig fysisk/kjemisk og biologisk overvåking av vannkvalitet og økologisk tilstand i Mjøsa ved tre stasjoner: Brøttum, Kise og Furnesfjorden (Figur 1).

**Delområde 3:** Undersøkelser i elver. Vannkjemiske målinger 24 ganger pr. år ved faste prøvestasjoner nær utløpet i Mjøsa fra tilløpselvene Gudbrandsdalslågen (Lågen), Gausa, Hunnselva, Lena,

Flagstadelva og Svartelva, samt i utløpselva Vorma ved Minnesund (Tabell 4). Hygienisk/bakteriologiske prøver tas i alle de overnevnte elvene, bortsett fra Vorma.



**Figur 1.** Mjøsa med prøvestasjoner i innsjøen, i tilløpselver og i utløpet Vorma. For elvene er kun stasjonen nærmest Mjøsa vist.

Undersøkelser av biologiske kvalitetselementer i de 12 største tilløpselvene og i Vorma følger et rullerende program, hvor det tas prøver på tre stasjoner i fire av elvene per år. Foruten de seks nevnte tilløpselvene og Vorma gjelder dette også Mesna, Moelva, Brumunda, Vismunda/Stokkelva og Vikselva (**Tabell 1**). Nytt av året er undersøkelser av metaller i vann og utvalgte organiske miljøgifter (samt kvikksølv) i fisk fra to av tilløpselvene per år. I 2020 ble miljøgifter undersøkt i nedre deler av Mesna og Brumunda.

**Tabell 1.** Rullerende program for biologiske undersøkelser i elver. Elvene som ble undersøkt i 2020 er markert med fete typer.

2016	2017	2018	2019	<b>2020</b>	2021
Mesna	Gausa	Hunnselva	Stokkelva	<b>Mesna</b>	Hunnselva
Brumunda	Moelva	Vikselva	Flagstadelva	<b>Brumunda</b>	Vikselva
		Lågen	Lena	<b>Gausa</b>	Lågen
		Svartelva	Vorma	<b>Moelva</b>	Svartelva

## 2 Materiale og metoder

### 2.1 Mjøsa

#### 2.1.1 Båt og feltutstyr

Ettersom Mjøsa også inngår i ØKOSTOR-programmet for overvåking av de største innsjøene i Norge (se forordet) har prøvetakingen i Mjøsa blitt harmonisert med ØKOSTOR metodikken (Lyche Solheim m.fl. 2018b). NIVA har de senere årene benyttet en større båt med løftekran og motorisert linehaler til håndtering av tyngre prøvetakingsutstyr (se **Figur 2** og avsnitt 2.1.2 nedenfor). Båten som har blitt brukt på hovedrundene de siste tre årene tilhører Statens Naturoppsyn (SNO), som også stiller båtfører til disposisjon for prosjektet. For mellomrundene på hovedstasjonen Skreia benyttet vi i 2020 NIVAs nyinnkjøpte båt, en 19 fots Kværnø 585, som er utstyrt med tilsvarende løftekran og linehaler.

#### 2.1.2 Fysisk-kjemiske prøver og analyser

Metodikken for vannprøvetaking ble endret i 2015 til å følge ØKOSTOR metodikk (Lyche Solheim m.fl. 2018b). Dette innebærer månedlig prøvetaking fra mai til oktober på fire faste målestasjoner: Brøttum, Kise, Furnesfjorden og hovedstasjonen Skreia, samt mellomrunder på hovedstasjonen omtrent midtveis mellom hver månedlige prøvetaking. I de månedlige prøvetakingene tas prøver fra både epilimnion og hypolimnion, mens kun epilimnion blir prøvetatt i 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 fra hvert av dypene i **Tabell 2** f.o.m. 20 m og ned til 10 m over bunnen, dvs. ca. 428 m. Disse prøvene tas med en rosett-sampler med seks én liters prøveflasker. Rosett-sampleren har en innebygget trykksensor som programmeres slik at prøveflaskene lukkes og henter inn vann fra de angitte dypene (**Figur 2**). Enkeltprøvene 20 meter og nedover helles over i et blandekar og danner en blandprøve fra hypolimnion (dersom termoklinen, dvs. sprangsjiktet, ligger dypere enn 20 meter, benyttes vann fra 50 m og dypere i denne blandprøven). For den dypeste prøven på hovedstasjonen tas det også en delprøve til analyse av total-fosfor (Tot-P) og fosfat (PO<sub>4</sub>-P), og en annen delprøve for analyse av oksygen (Winklers metode), før resten av prøven ble helt over i blandekaret. I mai tas det vannprøver



fra alle dypene angitt i **Tabell 2** på alle stasjonene. Dersom det er trygg is gjøres også dette på sen vinteren i mars. Dette var kun mulig på Brøttum i 2020.



**Figur 2.** A) Båten fra SNO er utstyrt med løftekran og motorisert linehaler som er egnet til håndtering av tungt feltutstyr, f.eks. rosett-prøvetaker med 6 vannprøveflasker (C) og multisensor-sonde for måling av vertikalprofiler (D). NIVAs egen båt (B) er utstyrt med tilsvarende linehaler og løftekran. Fotos: NIVA. Personer i bildet: B) Henriette Kildahl og D) Jan-Erik Thrane, NIVA.

**Tabell 2.** Prøvedyp (m) ved innsamling av månedlige vannprøver fra Mjøsa i 2020. Epi = dybdesjikt for epilimnion blandprøve; hypo = dybdesjikt for hypolimnion blandprøve.

Stasjon	Epi	Hypo	Enkelt dyp tatt i mai, samt i øvrige hovedrunder på Skreia
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. Ut fra den trykbaserte sonden ble det største dypet målt til 438 m.

Prøvene fra hovedstasjonen Skreia ble analysert for klorofyll-*a*, næringsalter (Tot-P, fosfat, Tot-N, nitrat), totalt organisk karbon (TOC), fargetall, turbiditet, kalsium, pH og en rekke andre vannkjemiske parametere (se **Tabell 3**). 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 (**Tabell 3**).

Det ble også tatt 0-10 m blandprøver og målt siktedyp fra Skreia midt mellom de månedlige «hovedrundene». Vannprøvene ble analysert for klorofyll *a*, Tot-P, PO<sub>4</sub>, Tot-N, NH<sub>4</sub>, NO<sub>3</sub> og TOC.

De kjemiske analysemetodene følger standardisert metodikk og er gitt **Vedlegg A: Tabell 1**. Tidsseriene som er vist for Tot-N, Tot-P, N:P ratio og NO<sub>3</sub> i kapittel 3.6 er alle basert på målinger gjort fra mai-oktober. Vertikale «error bars» viser første til tredje kvartil for samme periode.

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: Veileder 02:2018 Klassifisering). For å korrigere klassegrensene for humus, benyttet vi et stasjonsspesifikt fargetall på 11,7 mg Pt/l for Skreia, 11,6 mg Pt/l for Kise, 11,2 mg Pt/l for Brøttum og 13,2 mg Pt/l for Furnesfjorden, som er middelverdi av perioden 2006-2018 minus flomåret 2011. Fargetallet for Furnesfjorden er høyere enn i resten av Mjøsa pga. tilførsler av humøst vann fra Brumunda og andre mindre vassdrag. Langtidsserien for siktedyp er basert på målinger gjort fra juni-oktober. Data fra mai (før planteplanktonbiomassen begynner å øke i innsjøen) er utelatt fordi de kjennetegnes av vesentlig større siktedyp enn resten av sesongen og anses lite representative som basis for beregning av middelverdiene for hvert år.

I tillegg til selve vannprøvetakingen ble det også målt vertikalserier med en multisensor-sonde (**Figur 2D**) av temperatur, oksygen, klorofyll *a* fluorescens, turbiditet, pH og ledningsevne samtidig med de ordinære månedlige prøverundene på hver stasjon. Dataene ble lastet ned på en felt-PC rett etter måling for vurdering av temperatur-profilen og klorofyll-fluorescensen. Dersom det skulle finnes en topp i klorofyll-fluorescensen i sprangsjiktet vil det også bli tatt ut en egen prøve av dette sjiktet for planteplanktonanalyse. Dette vil kunne avdekke eventuelle oppblomstringer av cyanobakterier i sprangsjiktet, noe som ble påvist midt på 1970-tallet og var en viktig del av grunnlaget for Mjøsa-aksjonen. Vertikalprofilene av oksygen vil kunne avdekke eventuelt oksygenvinn i dypvannet mot slutten av stagnasjonsperiodene sommer og vinter.

### Beregning av middel og maks-temperatur i epilimnion

Middel- og maks-temperatur for vekstsesongen ved Skreia (vist i **Figur 8**) ble beregnet fra vertikalprofilene av temperatur målt med sonde på hovedrundene, og med analogt termometer på mellomrundene. Det analoge termometeret er festet inne i en 3-liters Ruttner-henter som henter opp vann fra ulike dyp, og leses av manuelt. Termometerne er interkalibrert og viser samme temperatur. Beregning av årsmiddel- og maks-temperatur fra 0-10 meter ble 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 prøvetaking. Dette ga 12 middeltemperaturer for epilimnion i perioden mai til og med oktober. Årlig middeltemperatur for vekstsesongen 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.

### 2.1.3 Planteplankton

Kvantitative prøver av planteplankton ble samlet inn ved de fire stasjonene i Mjøsa, som blandprøver fra eufotisk sone (sjiktet 0-10 m). Ved hovedstasjonen Skreia ble det samlet inn prøver ca. hver 14. dag, dvs. til sammen 12 prøver i perioden mai-oktober. Ved de øvrige tre stasjonene ble det samlet inn

prøver månedlig i perioden mai-oktober. Prøvene ble fylt på 100 ml glassflasker og konserverte i felt med Lugols løsning (fytofiks). 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 som konsentrasjonen av algepigmentet klorofyll *a* bestemt ved kjemisk analyse (se under), og/eller som totalt planteplanktonvolum (evt. -biomasse) basert på identifisering av ulike algetaksa (arter eller grupper) og telling av algeceller i et gitt vannvolum. Planteplanktonets sammensetning og mengde ble vurdert i forhold til tidligere observasjoner fra Mjøsa. Økologisk tilstand ble bestemt i henhold til klorofyll *a*, totalt biovolum, artssammensetningsindeksen PTI (Ptacnik m.fl. 2009) og maksimum biomasse av cyanobakterier ut fra de interkalibrerte klassegrensene for disse fire parameterne for vanntype L105b (L-N2b) og kombinasjonsregler som angitt i Lyche Solheim mfl. 2014 og i klassifiseringsveilederen kapittel 4 og figur 4.1 (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018. Veileder O2:2018 Klassifisering).

Fra blandprøven fra eufotisk sone ble det også tatt ut prøve til analyser av klorofyll-*a*, som er et uavhengig mål på planteplanktonbiomassen. Prøvene ble fylt på mørke flasker, og et gitt volum (som regel 1 liter) ble 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.

#### **2.1.4 Dyreplankton og Mysis**

Kvantitative prøver av dyreplankton ble samlet inn en gang per måned, totalt seks ganger, i perioden mai-oktober ved hovedstasjonen Skreia. Det ble benyttet en 25-liters Schindler-felle påmontert håv med maskevidde på 60 µm. Prøver ble hentet opp fra 0,5 m, 2 m, 5 m, 8 m, 12 m, 16 m, 20 m, 30 m og 50 m dyp. Prøvene ble fylt på 100 ml mørke glassflasker og konserverte 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.

**Tabell 3.** 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	Enkeltdyp 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		x				
Farge	mg Pt/l	x	x	x		x		x		x
Tot-P	µg P/l	x*	x	x	x	x	x	x	x	x
PO4	µg P/l	x*	x	x						
Tot-N	µg N/l	x	x	x	x	x	x	x	x	x
NH4	µg N/l	x	x	x						
NO3	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						
SO4	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						
Kl-a	µg/l		x			x		x		x
Siktedyp	m		x			x		x		x
Oksygen	mg O <sub>2</sub> /l	x*								

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



Det ble også samlet inn kvalitative prøver, som 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. På begge stasjonene ble det tatt to håvtrekk fra hhv. 0-10 m dyp og 0-50 m dyp.

Mengder og artssammensetning er vurdert i forhold til tidligere undersøkelser av krepsdyrplankton i Mjøsa. Håvtrekkprøvene ble bl.a. benyttet for lengdemålinger av dominerende vannlopper. Middellengder av dominerende vannlopper (*Daphnia* spp. og *Bosmina longispina*) er brukt som indikasjon på antatt predasjonspress fra planktonspisende fisk i henhold til et system utviklet ved NIVA (Kjellberg m.fl. 1999).

Prøver av *Mysis relicta* og eventuelt andre større istidskreps ble samlet inn i form av vertikale håvtrekk fra sjiktet 0-427 m ved Skreia og 0-110 m i Furnesfjorden. Håven hadde diameter 1,0 m og maskevidde 500 µm. Prøvene ble konserverte med Lugols løsning. For *Mysis* ble antall av 0+, 1+ og 2+ og evt. eldre individer notert, og biomasser ble beregnet på grunnlag av individantall og spesifikke vekt for de ulike størrelsene og aldersklassene (jf. Kjellberg m.fl. 1991).

## 2.2 Elver

### 2.2.1 Fysisk-kjemiske prøver og analyser

Vannprøver for analyser av næringssalter 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 **Figur 1** og **Tabell 4**). Det ble tatt én prøve i januar, februar, november og desember; to prøver i mars til oktober; og fire prøver per måned i april og mai (se **Vedlegg D** for datoer og rådata). Fra Vorma ved Minnesund ble det samlet inn vannprøver månedlig i perioden januar-desember, dvs. totalt 12 ganger.

Prøvene fra Lena og Hunnselva ble analysert ved det akkrediterte laboratoriet MjøsLab, mens prøvene fra de øvrige elvene ble analysert ved SGS (tidl. SYNLAB) på Hamar. Oversikt over parameterne som er analysert for de enkelte elvene er gitt i **Tabell 4**, mens analysemetodene som ble benyttet, er gitt i **Vedlegg D: Tabell 24**.

**Tabell 4.** Vannkjemiske parametere analysert i tilløpselvene til Mjøsa og Vorma, samt koordinater vannprøvetakingspunktet i hver elv.

Parameter	enhet	Lågen	Lena	Hunns- elva	Gausa	Flagstad- elva	Svartelva	Vorma
koordinat øst*	lengde	10.39331	10.95474	10.69498	10.39181	11.10226	11.15221	11.23352
koordinat nord*	bredde	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
Farge	mg Pt/l	x					x	x
Turb.	FNU	x					x	x
Si	mg/l	x					x	x
Ca	mg/l							
<i>E.coli</i>	ant/100 ml	x	x	x	x	x	x	

## 2.2.2 Stofftransport i elvene

Vannføringsdata for 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. målestasjon Losna (stasjonsnr. 2.145.0) og Aulestad (stasjonsnr. 2.28.0). Vannføringen i Svartelva ble målt på direkte ved en vannføringsstasjon som NVE drifter i forbindelse med overvåkingsprogrammet. 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 Hunnselva er estimert som summen av vannføringene ved målestasjon Lena og Vismunda (stasjonsnr. 2.463.0). For Flagstadelva ble vannføringen estimert som fra vannføringen (Vf) i Fura (stasjonsnr. 2.323.0) etter følgende likning fra NVE:  $Vf_{\text{Flagstadelva}} = 0,684 + Vf_{\text{Fura}} * 2,717$ .

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):  $Vf_{\text{Vorma ved Minnesund}} = Vf_{\text{Ertesekken i Vorma}} - (Vf_{\text{Andelva}} + Vf_{\text{uregulert lokalfelt Minnesund til Ertesekken}})$ , hvor  $Vf_{\text{uregulert lokalfelt}} = Vf_{\text{Rømua ved Kauserud}} * 4,0227$ .

Faktoren 4,0227 er lik arealet av uregulert lokalfelt Minnesund til Ertesekken [354 km<sup>2</sup>] delt på arealet av nedbørfeltet til stasjon Rømua [88 km<sup>2</sup>].

Basert på konsentrasjonene av Tot-P og Tot-N de 24 årlige vannprøvene samt vannføringsdata ble stofftransporter beregnet for Tot-P og Tot-N i de seks største tilløpselvene og Vorma. Transport av silisium ble beregnet for Lågen og Svartelva. 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/m<sup>3</sup>) av stoffet i vannprøve nr  $i$  og  $Q_i$  er døgnmiddelvannføringen (m<sup>3</sup>/s) dagen prøven ble tatt.  $V$  er den samlede vanntransporten (i millioner m<sup>3</sup>) den aktuelle måneden. Antall vannprøver per 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).

## 2.2.3 Typifisering av elvene

Ulike elvetyper har forskjellige referanseverdier og klassegrenser for parameterne og indeksene som benyttes i økologisk tilstandsklassifisering. For å kunne klassifisere økologisk tilstand må elvetyper bestemmes basert på kalkinnhold (konsentrasjon av kalsium og/eller alkalitet), farge (fargetall og/eller konsentrasjon av totalt organisk karbon [TOC]) og klimaregion (se tabell 3.6 i Klassifiseringsveilederen; Direktoratgruppen vanddirektivet 2018). For vannkjemi-stasjonene i de seks største tilløpselvene, samt utløpselva Vorma, har vi benyttet samme elvetype som tidligere i overvåkingsprogrammet. Disse er basert på eksisterende data på fargetall og kalsium (se **Tabell 5**). Alle stasjonene ligger i klimaregion lav (< 200 moh). I elvene hvor vi har undersøkt biologiske kvalitetselementer (Gausa, Mesna, Brumunda og Moelva) ligger stasjonene i flere tilfeller i ulike vannforekomster, og disse har ikke alltid samme elvetype. F.eks. kan ulike vannforekomster innenfor samme vassdrag ligge i forskjellige klimasoner eller har forskjellig kalkinnhold. For typifisering av vannforekomstene med biologiske undersøkelser har vi benyttet tilgjengelige data på kalsium/alkalinitet og fargetall/TOC fra tidligere rapporter eller data fra andre overvåkingsprogrammer rapportert til den nasjonale databasen Vannmiljø. Disse elvetyperne er presentert i **Tabell 6**.

**Tabell 5.** Elvetyper for vannkjemistasjonene i de seks største tilløpselvene og utløpselva Vorma. Vanntyper for stasjonene med biologisk prøvetaking er gitt i **Tabell 6**.

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 2018-2020.

## 2.2.4 Klassifisering av næringsalter og hygienisk-bakteriologisk vannkvalitet

Ved klassifiseringen av økologisk tilstand for Tot-P og Tot-N har vi benyttet medianverdier for 2020 og klassegrenser iht. vannforskriften for den aktuelle vanntypen for hver elv (Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018: Veileder 02:2018 Klassifisering, Kap. 7). Tot-N er ikke tatt med i samlet tilstandsklassifisering ettersom elvene ikke er N-begrenset (se kap. 4.2.1). Den hygienisk-bakteriologiske vannkvaliteten er vurdert ut fra 90-persentiler for *E. coli* iht. grenseverdier i SFT-Veiledning 97:04 (Andersen mfl. 1997). Det er også gjort en vurdering av om konsentrasjonene av bakterier indikerer god (< 100 *E. coli* / 100 ml) eller mindre god egnethet (100-1000 *E. coli* / 100 ml) for jordvanning, eller om vannet ikke er egnet i det hele tatt (> 1000 *E. coli* / 100 ml). Grenseverdiene for dette er gitt av Vitenskapsrådet for mattrygghet (2014).

## 2.2.5 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 (**Tabell 1**). Sammenliknet med det tidligere programmet (som innebar fysiske befaringer langs elvene, samt biologiske undersøkelser på kun én stasjon per elv) vil dette gi mer objektiv informasjon om økologisk tilstand i ulike deler av tilløpselvene, og gi hyppigere frekvens (1 pr. 3 år vs. 1 pr. 6 år).

I 2020 ble biologiske undersøkelser gjennomført på tre stasjoner i Gausa, Mesna, Brumunda og Moelva. Informasjon om stasjonene, deres geografiske plassering og vanntype er gitt i **Tabell 6**.

### 2.2.5.1 Prøvetaking av begroingsalger

Begroingsalger er fastsittende alger som vokser på elvebunnen og er følsomme for eutrofiering og forsurening. Prøvetaking av bentiske alger ble gjennomført 4., 14. og 15. september 2020. På hver stasjon ble en elvestrekning på ca. 10 meter undersøkt ved bruk av vannkikkert. Det ble tatt prøver 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 det tatt en delprøve som ble konserverert med formaldehyd. Innsamlede prøver ble senere undersøkt i mikroskop, og 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).

### 2.2.5.2 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 153 taksa av begroingsalger (ekskludert kiselalger). For hvert takson er det beregnet en indikatorverdi, og disse indikatorverdiene danner grunnlag for beregningen av PIT (krever minst to indikatorarter for sikker klassifisering). Indikatorverdiene spenner fra 1.87 – 68.91, hvor lave verdier indikerer lav fosforkonsentrasjon (oligotrofe forhold) mens høye verdier indikerer høy fosforkonsentrasjon (eutrofe forhold). Beregning av tilstandsklasse basert på PIT krever kalsium-verdier for den gitte vannforekomsten (Direktoratsgruppen vanddirektivet, 2018).

Effekter av forsurening ble vurdert ved hjelp av AIP-indeksen (Acidification Index Periphyton; Schneider & Lindstrøm 2009) for stasjonene som ligger kalkfattige eller svært kalkfattige vannforekomster. Moderat kalkrike eller kalkrike vannforekomster anses ikke som forsuringfølsomme, og AIP ble derfor ikke beregnet for disse. I overvåkingen fra 2020 var det kun øverste vannforekomst i Gausa (GA03) og Brumunda (BR03) som var kalkfattige (resten var moderat kalkrike), og som dermed ble klassifisert med hensyn til forsurening.

AIP beregnes basert på forekomst av 108 taksa av begroingsalger (ekskludert kiselalger). For hvert takson er det beregnet en indikatorverdi, og disse indikatorverdiene danner grunnlag for beregningen av AIP (krever minst tre indikatorarter for sikker klassifisering). Indikatorverdiene spenner fra 5.13-7.50, hvor lave verdier indikerer sure vannforekomster mens høye verdier indikerer nøytrale til lett basiske vannforekomster. Beregning av tilstandsklasse basert på AIP krever Ca- og TOC-verdier for den gitte vannforekomsten (Schneider, 2011; Direktoratsgruppen Vanddirektivet, 2018).

### 2.2.5.3 Heterotrof begroing: prøvetaking og indeksberegning

Heterotrof begroingsindeks, HBI2, 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. Tilstandsklassene 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 2. og 3. april og sammen med prøvetaking av begroingsalger i 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 sannsynligvis er høyere (altså gir bedre tilstand) enn de ville vært dersom prøvene hadde blitt samlet inn i de anbefalte periodene. Siden HBI2 baserer seg på tilstedeværelsen av kun to arter, kan den ikke brukes alene i en samlet tilstandsvurdering ved tilfeller der det ikke er registrert heterotrof begroing. Dette fordi fravær av nevnte arter ikke er et sikkert tegn på at den samlede tilstanden er bra, bare at lett nedbrytbart organisk materiale som de er avhengige av ikke er tilgjengelig.

**Tabell 6.** Oversikt over stasjoner for undersøkelser av biologiske kvalitetselementer i 2020. 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/TOC (total organisk karbon) fra NIVAs egne målinger eller data hentet fra Vannmiljø. Der det ikke finnes data på typifiseringsparametere har vi benyttet vanntypen fra Vann-nett (se fotnoter under tabellen).

	Stasjon, kortnavn	Stasjon, beskrivelse	Begroing Breddegrad (N)	Begroing Lengdegrad (Ø)	Bunndyr Breddegrad (N)	Bunndyr Lengdegrad (Ø)	Vannmiljø-kode	Vannforekomst	ID i vann-nett	Kalk-innhold	Farge	Klimasone	Vann-type
Brumunda	BR01	Brumunda, nær utløpet i Mjøsa	60.87902	10.93225	60.8789	10.9322	002-28925	Brumunda, nedre del	002-335-R	Moderat kalkrik	Humøs	Lavland	R108 <sup>1</sup>
	BR02	Lera, ved Lera bru	60.93514	10.9992	60.93531	10.9993	002-96392	Lera	002-620-R	Moderat kalkrik	Humøs	Skog	R208 <sup>2</sup>
	BR03	Brumunda, nedstrøms Brumund sag	60.991054	10.9655883	60.991054	10.965588	Ny stasjon 2020	Brumunda Ljøsåa - Lera	002-4841-R	Kalkfattig	Humøs	Skog	R206 <sup>3</sup>
Moelva	MO01	Moelva, nær utløpet i Mjøsa	60.92177	10.6965	60.9218	10.6963	002-28926	Moelva nedstrøms Strand Unikorn	002-2590-R	Moderat kalkrik	Humøs	Lavland	R108 <sup>4</sup>
	MO02	Moelva, nedstrøms samløp koloa	60.9443718	10.762435	60.9444	10.7623	Ny stasjon 2020	Moelva inntak Moelv kraftverk - dam nedstrøms utløp Moelv kraftverk	002-5001-R	Moderat kalkrik	Humøs	Lavland	R108 <sup>3,4</sup>
	MO03	Moelva, nedstrøms Haga bruk	60.9582014	10.7656081	60.9584	10.7653	Ny stasjon 2020	Moelva, øvre del	002-1002-R	Moderat kalkrik	Humøs	Lavland	R108 <sup>3,4</sup>
Mesna	ME01	Mesna, nær utløpet i Mjøsa	61.1156	10.4513	61.1157	10.4513	002-84001	Mesnaelva, fra Kroken og ned	002-1076-R	Moderat kalkrik	Humøs	Skog	R208 <sup>1</sup>
	ME02	Mesna, ved gangbru, Åveitbakken	61.1187525	10.4751	61.1187525 *	10.4751*	002-63134						
	ME03	Mesna, sør for Skrefsrud	61.1185534	10.5060025	61.1187	10.5057	Ny stasjon 2020						
Gausa	GA01	Gausa, nær utløp i Lågen	61.15769	10.38902	61.15769	10.38902	002-28928	Gausa Follebu bruk - Lågen	002-4723-R	Moderat kalkrik	Klar	Lavland	R107 <sup>5</sup>
	GA02	Gausa, Moavika	61.20913	10.27453	61.2090	10.2746	002-64483						
	GA03	Gausa, ved Steinsmoen	61.22473	10.22788	61.2248	10.2280	002-30643	Vesleelva	002-2325-R	Kalkfattig	Humøs	Skog	R206 <sup>3</sup>

\* Bunndyr prøvetatt oppstrøms brua (ved 61,1187 N & 10,4766 Ø) under høstprøvetakingen pga. høy vannstand og vanskelig tilgjengelighet nedstrøms.

<sup>1</sup>Basert på data fra seks målinger av NIVA i 2020; <sup>2</sup>Basert på månedlige data fra Moe mfl. (2018); <sup>3</sup>Hentet fra vann-nett; <sup>4</sup> Basert på Løvik mfl. 2017; <sup>5</sup> se Tabell 5.

For økologisk tilstandsklassifisering sammenlignes PIT-, AIP- og HBI2-indeksverdier med typespesifikke referanseverdier, og forholdet mellom beregnet indeksverdi og referanseverdi kalles EQR (Ecological Quality Ratio). 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 tilsvarer grensene hos andre nord-europeiske land. For AIP og HBI2 er det foreløpig ikke gjennomført en tilsvarende prosess, så klassegrensene for nevnte indekser er pr i dag ikke bindende og kan bli endret ved en senere interkalibrering.

#### 2.2.5.4 Prøvetaking av bunndyr

I 2020 ble det tatt både vår- og høstprøver av bunndyr. Prøvetaking ble gjennomført 2.-3. april, og 26. oktober (Moelva) og 1.-2. desember (Gausa, Brumunda og Mesna). På grunn av vedvarende høy vannføring høsten 2020, måtte prøvetakingen fordeles på to datoer. Det ble ikke tatt høstprøver på nederste stasjon i Gausa (GA01) og øverste stasjon i Brumunda (BR03) på grunn av for høy vannføring i oktober, og for mye is og sørpe i vannet i desember.

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 og tilbakespyling (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 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 m<sup>2</sup> av elvebunnen. På laboratoriet ble bunndyrene talt opp og bestemt til lavest mulige taksonomiske nivå ved hjelp av stereolupe og mikroskop.

#### 2.2.5.5 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 taksonenes toleranse ovenfor organisk belastning/næringsalter, 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). På nederste stasjon i Gausa (GA01) og øverste stasjon i Brumunda (BR03) ble det kun tatt vårprøver, og økologisk tilstand er derfor kun basert på én prøve.

Indeksen RAMI (River Acidification Macroinvertebrate Index) brukes for å vurdere forsureningstilstand (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018, Schartau m.fl. 2017) i svært kalkfattige, klare og kalkfattige, klare vannforekomster. Referanseverdier og klassegrenser for RAMI i disse elvetyperne er med i Klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018). Indeksen baserer seg på tilstedeværelse og relative mengder av taksa med ulike verdier avhengig av forsureningstoleranse. Totalt 192 taksa er gitt en verdi, hvor høy verdi indikerer høy sensitivitet for surt vann. RAMI er ikke interkalibrert, men korrelerer godt med den interkalibrerte Forsuringsindeks 2 for kalkfattige og klare elver.

Som beskrevet over for påvekstalger var det kun relevant å vurdere tilstanden for forsuring i den øverste vannforekomsten i Gausa og Brumunda, ettersom alle andre de vannforekomstene var moderat kalkrike og dermed ikke forsuringfølsomme. Vi beregnet RAMI for de to stasjonene i disse vannforekomstene, men resultatene ble ikke tatt med i samlet tilstandsklassifisering ettersom RAMI ikke bør benyttes i humøse vassdrag (noe begge disse vannforekomstene er). Dette fordi indeksen foreløpig ikke kan skille mellom naturlig surhet (for eksempel forårsaket av naturlig forekommende organiske syrer og humussyrer) og menneskeskapt forsuring. Det er derfor ikke utviklet klassegrenser for humøse vanntyper.

I tillegg til den økologiske tilstandsklassifiseringen er det gjort en vurdering av biologisk mangfold basert på antall taksa (arter/slekter/familier) i gruppene døgnfluer (Ephemeroptera), steinfluer (Plecoptera) og vårfluer (Trichoptera) i materialet. EPT verdien forventes å avta med økende grad av en rekke påvirkningstyper, slik som metaller, forsuring og organisk belastning, og gir dermed indikasjoner om generell tilstand i vassdraget (Aanes 1980; Aanes and Bækken 1995; Aanes and Bækken 1989; Wright et al. 2013).

## **2.2.6 Undersøkelser av miljøgifter**

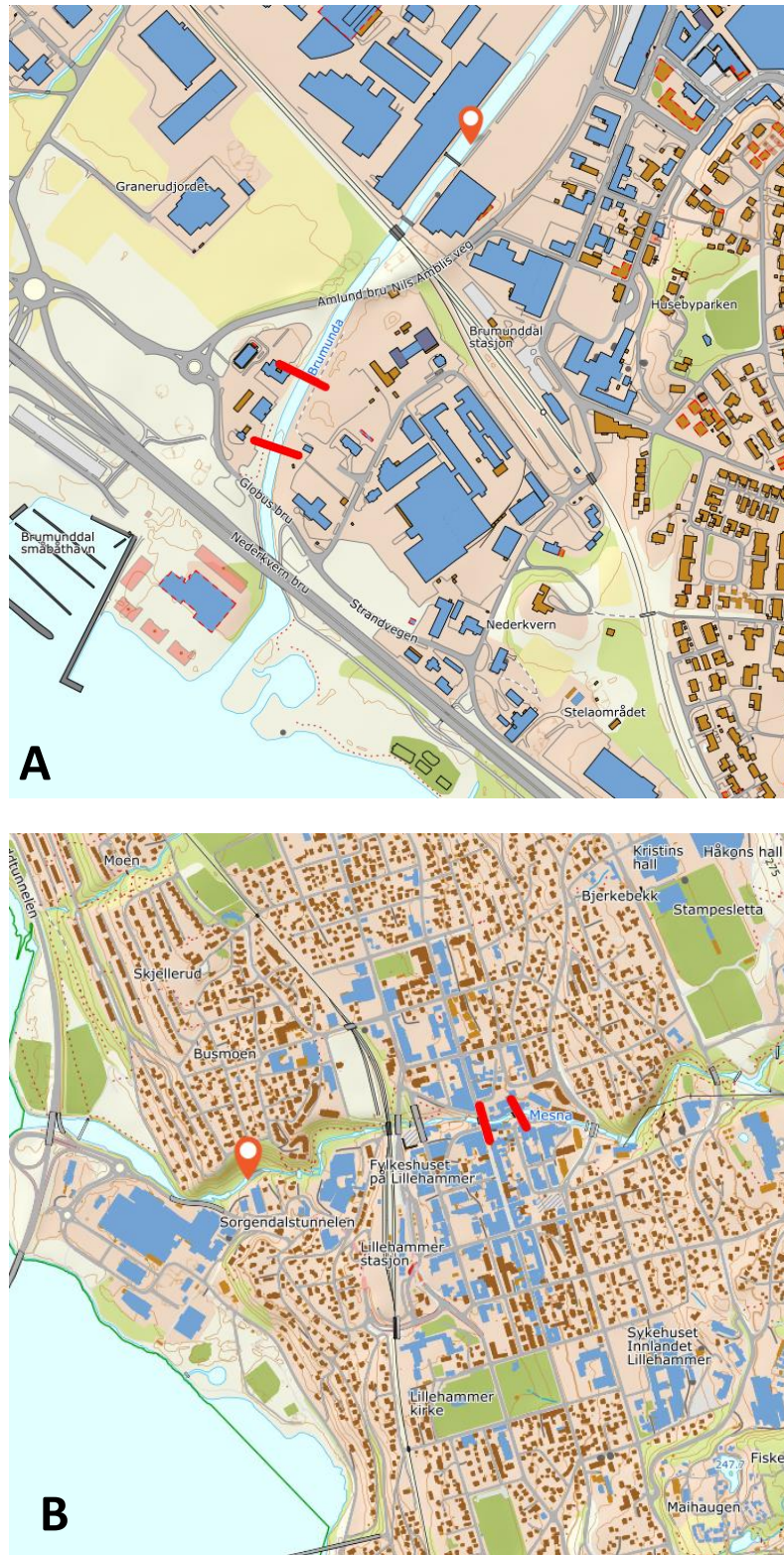
Et nytt element i overvåkingsprogrammet for Mjøsa med tilløpselver i 2020 var undersøkelser av et utvalg miljøgifter i fisk og vann i to av elvene hvor det også gjøres biologiske undersøkelser. Det ble samlet inn fisk (stasjonær ørret) og vannprøver fra Brumunda og Mesna nær deres utløp til Mjøsa. Vannforekomstene som ble undersøkt var Brumunda nedre del (002-335-R) og Mesna fra Kroken og ned (002-1076-R).

### **2.2.6.1 El-fiske og opparbeiding av fisk til miljøgiftanalyser**

Fiske med elektrisk fiskeapparat (GeOmega FA-4 fra Terik Technology) ble gjennomført den 10.8.2020. Det ble fanget og avlivet 16 ørret fra hver av elvene Brumunda og Mesna (lokaliteter for el-fiske er vist i **Figur 3**). Fisken ble pakket enkeltvis i aluminiumsfolie og oppbevart ved -20°C fram til opparbeiding av prøver i laboratorium. Gjennomsnittlig lengde for fiskene i begge elvene var 17 cm (15-18,3 cm i Mesna; 14,2-20 cm i Brumunda) cm. Basert på størrelsen (og et vandringshinder mellom Mjøsa og stasjonen i Mesna) antar vi at dette er relativt ung, stasjonær elveørret, som ikke har vært i Mjøsa. Nivåene av miljøgifter representerer derfor den lokale miljøgiftbelastningen i elvene.

Ved opparbeiding av fiskematerialet for analyse ble lengde, vekt og kjønn registrert. For hver elv ble det laget tre blandprøver av filét fra fisk med omtrent samme lengde, hvor antall fisk i hver blandprøve varierte fra tre til åtte. For opparbeiding og tillaging av blandprøver opererte vi med skjerpede krav med tanke på personlige pleieprodukter og andre mulige kontamineringskilder (basert på prosedyrene til Miljøprøvebanken). Det involverte laboratoriepersonalet på NIVA har lang erfaring og er godt kjent med prøvetakings- og opparbeidingsrutinene. Alt glassutstyr ble brent ved 550 °C før det ble benyttet. Blankprøver på laboratoriet ble brukt for å spore eventuell kontaminering.





**Figur 3.** Bilder som viser stasjoner vannprøvetaking (oransje og hvite markører) og el-fiske i Brumunda (A) og Mesnaelva (B). El-fiske ble gjennomført på strekningen mellom de to røde linjene i hver elv. Kartkilde: [www.norgeskart.no](http://www.norgeskart.no).



### 2.2.6.2 Vannprøvetaking

Månedlige vannprøver fra hver elv ble tatt fra mai til september i 2020 (totalt seks prøver). Prøvene ble tatt nær utløpet i Mjøsa i begge elver; i Mesna ved 61.1158195 N, 10.4546045 Ø og i Brumunda ved 60.8828392 N, 10.9364153 Ø (**Figur 3**). Prøvene ble tatt fra land i strømmende vann ca. 10-15 cm under overflaten. Vannprøvene ble tatt på flasker som er egnet for analyse av metaller og PAH16/klorfenvinfos (glassflasker). At el-fiske ble gjennomført hhv. nedstrøms og oppstrøms for vannprøvetakingspunktet i Brumunda og Mesna, skyldes at vannprøvestasjonene ikke var egnet for el-fiske og at vi ønsket å el-fiske oppstrøms vandringshinder i Mesna.

### 2.2.6.3 Analyser av miljøgifter og vurdering i forhold til grenseverdier

De fleste organiske miljøgiftene samt kvikksølv (Hg) ble analysert i fisk (**Tabell 7**) ettersom konsentrasjonene i vann gjerne er så lave at de ikke lar seg detektere. For miljøgiftene PBDE, HBCD og HCH ble summer av de ulike isomerene som beskrevet i Klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018) benyttet. Isomerer som ble målt i konsentrasjoner under rapporteringsgrense ble satt til null når sum av alle isomerer ble beregnet. I fisk ble det i tillegg bestemt fettprosent, og denne analysen ble gjennomført ved NIVAs laboratorium.

Miljøgiftene som ble analysert i vannprøvene (**Tabell 7**) inkluderte metallene bly (Pb), nikkel (Ni) og kadmium (Cd). Polyaromatiske hydrokarboner (PAH16) ble også analysert i vann, ettersom stoffene raskt brytes ned av fisken og dermed er vanskelige å måle. Alternativt kunne PAH-metabolitter vært målt i galle, noe som har blitt gjort andre overvåkingsprogrammer (f.eks. i overvåking av referanseelver; Thrane mfl. 2020). Dette planlegges også i Mjøs-elvene i 2021. Også klorfenvinfos ble også analysert i vann, fordi det per i dag ikke finnes gode metoder for analyser dette stoffet i fisk. Analysene av metaller ble filtret gjennom et 0,45 µm filter før analyse.

Konsentrasjonene av de prioriterte stoffene i vann og fisk ble vurdert mot grenseverdiene (AA-EQS og MAC-EQS) gitt i Klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppen vanndirektivet, 2018).

**Tabell 7.** Oversikt over hvilke miljøgifter som ble analysert i fisk og vann, analysemetoder og utførende laboratorier.

Miljøgift	Metode	Utførende lab
<b>Fisk (ørret)</b>		
Kortkjedete klorparafiner (SCCP)	Intern metode	Eurofins
Bromerte difenyletere (PBDE6)	Intern metode	Eurofins
Sum Heksabromosyklododekan (HBCD)	Intern metode	Eurofins
Heksaklorbensen (HCB)	Intern metode	Eurofins
Sum Heksaklorosyklodeksan (HCH)	Intern metode	Eurofins
Pentaklorbensen (QCB)	Intern metode	Eurofins
DEHP	Intern metode	Eurofins
Kvikksølv (Hg)	DIN EN ISO 15763 (2010)	Eurofins
Fettprosent	Intern metode	NIVA
<b>Vann</b>		
Metaller (Pb, Ni og Cd)	SS-EN ISO 17294-2	SYNLAB (Hamar)
PAH16	EF4031	Eurofins
Klorfenvinfos	Intern metode	Eurofins

## 2.3 Integrert klassifisering av økologisk tilstand på tvers av kvalitetselementer

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, 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 inn på 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: 0-0,2 (svært dårlig), 0,21-0,4 (dårlig), 0,41-0,6 (moderat), 0,61-0,8 (god) og 0,81-1 (svært god). Prosedyren for normalisering er gitt i klassifiseringsveilederen avsnitt 3.5.5 (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018: Veileder 02:2018 Klassifisering, 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 Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018: Veileder 02:2018 Klassifisering). Resultater på tvers av kvalitetselementer kombineres ved hjelp av «det verste styrer» prinsippet, dvs. den indeksen med lavest nEQR-verdi bestemmer den endelige nEQR-verdien og dermed økologisk tilstand for stasjonen eller vannforekomsten. 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 ett av de biologiske kvalitetselementene er i moderat eller dårligere tilstand, brukes ikke de fysisk-kjemiske kvalitetselementene (se figur 3.6 i Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018: Veileder 02:2018 Klassifisering).

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 på alle stasjonene 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 (Vedlegg A). Dyreplankton er heller ikke klassifisert fordi det foreløpige klassifiseringssystemet for effekter av eutrofieringspåvirkning på dyreplankton er under utprøving. Dette vil kunne brukes neste år, dersom utprøvingen gir pålitelige resultater. Dyreplankton vil i så fall da også kunne inngå i den endelige klassifiseringen av innsjøstasjonene.

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 øverste stasjon i Gausa (GA03) og Brumunda (BR03; de andre vannforekomstene var moderat kalkrike og dermed ikke forsuringssensitive). På nederste stasjon i Gausa ble konsentrasjonen av Tot-P også inkludert i samlet tilstandsklassifisering. Tot-N ble også målt, men ikke tatt med i klassifiseringen ettersom elvene ikke er nitrogenbegrenset (se kap. 4.2.2). Vi beregnet også samlet tilstand for hver vannforekomst. Dette ble gjort ved å beregne gjennomsnittlig tilstand for stasjonene der det var mer enn én stasjon innenfor samme vannforekomst.

## 3 Resultater og diskusjon – Mjøsa

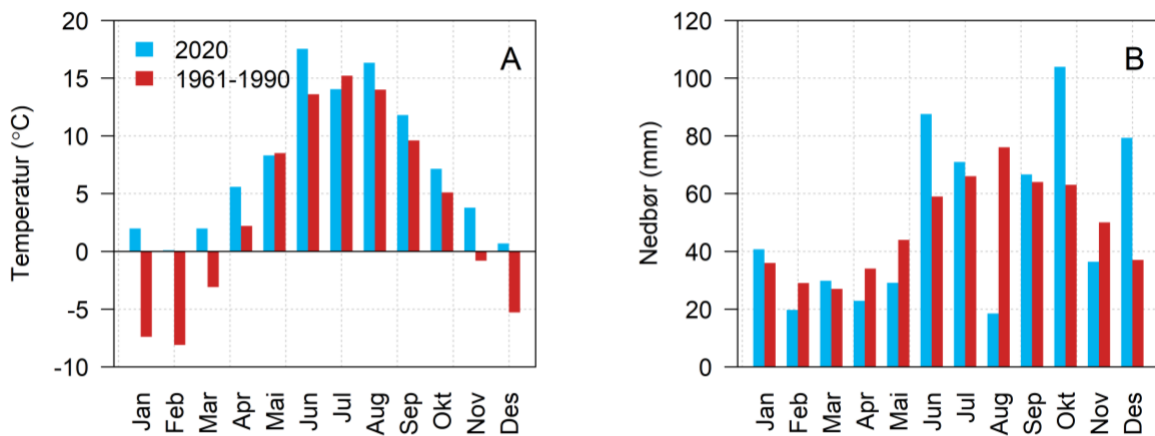
### 3.1 Primærdata

Alle primærdata er gitt i **Vedlegg A, B, C** og er også rapportert til Vannmiljø-databasen. Generelle fakta om Mjøsa med nedbørfelt er gitt i **Vedlegg E**.

### 3.2 Meteorologiske og hydrologiske forhold

Værforholdene har stor betydning for tilførsler av næringsstoffer, mineralsalter, erosjonspartikler og organisk stoff fra nedbørfeltet, samt for temperatur- og sjiktningsforholdene i Mjøsa. Disse miljøfaktorene har igjen stor innvirkning på planteplanktonets primærproduksjon, samt vekst og utvikling av planter og dyr i innsjøen. For å beskrive de meteorologiske forholdene i Mjøs-området i 2020 har vi benyttet data fra Kise på Nes i Ringsaker. Til sammenlikning vises klimanormalen for perioden 1961-1990 (**Figur 4**).

**Figur 4** viser at 2020 var varmere enn normalen alle måneder med unntak av i mai og juli, hvor temperaturen var nær normalen. Vinteren 2020 var spesielt varm, og i januar, februar og mars var middeltemperaturen hhv. 9.4, 8.2 og 5.1°C høyere enn normalen. Middeltemperaturen om vinteren var aldri lavere enn 0°C. Også juni utpekte seg som spesielt varm, med en middeltemperatur ca. 4°C høyere enn normalen. Middeltemperaturen for algeveksts sesongen juni-oktober 2020 er beregnet til 13.4°C, som er ca. 2°C høyere enn normalt for perioden.



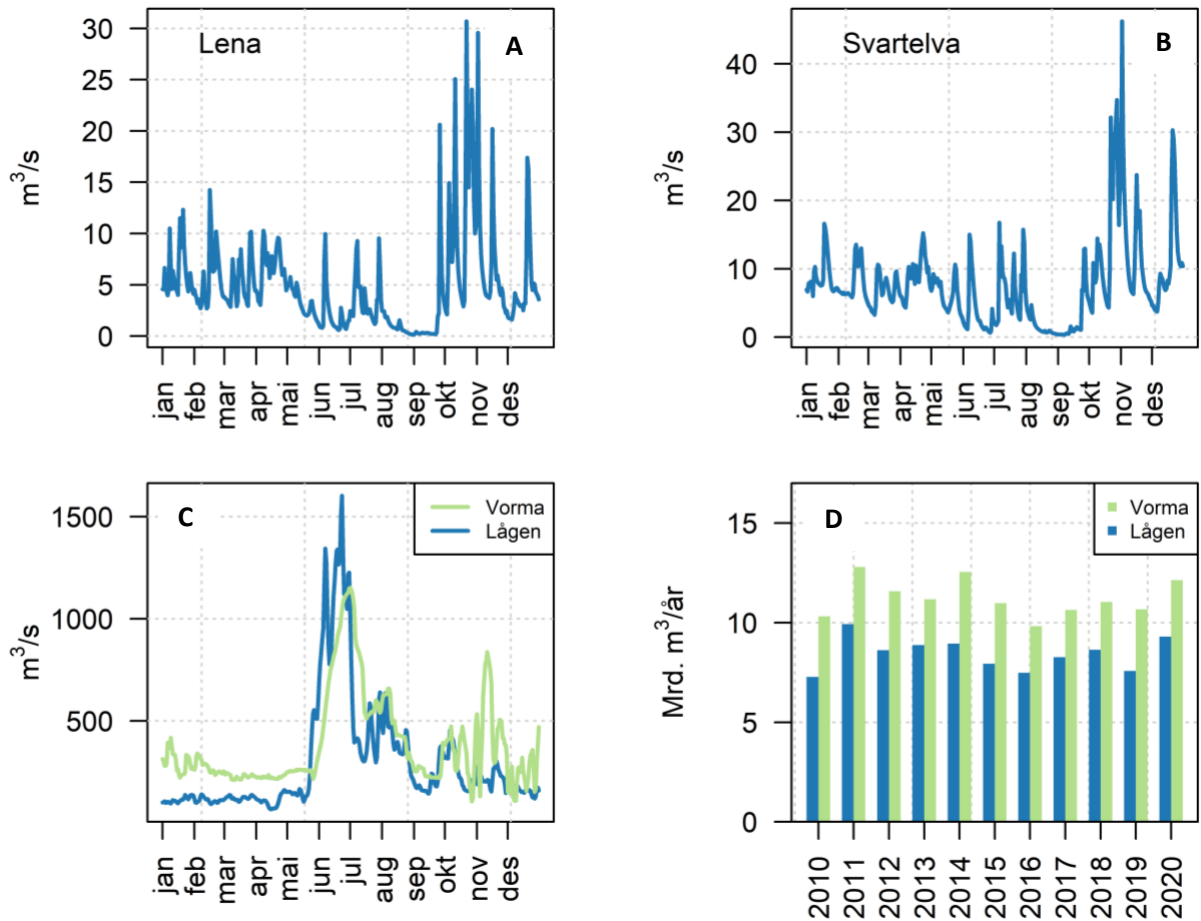
**Figur 4.** Middeltemperaturer (luft) (A) og nedbørsummer (B) per måned ved Kise meteorologiske stasjon i 2020 (blå søyler). Normaler for perioden 1961-1990 er vist med røde søyler.

Datakilde: Landbruksmeteorologisk Tjeneste (LMT),

[http://lmt.nibio.no/agrometbase/getweatherdata\\_new.php](http://lmt.nibio.no/agrometbase/getweatherdata_new.php)

Året 2020 var ikke spesielt mye våtere enn normalt på Kise om man ser på den totale mengden nedbør. På årsbasis falt det 605 mm nedbør i 2020, mens det i et normalår faller 585 mm. Fra januar til mai var månedsnedbøren relativt normal, og det samme gjaldt den samlede nedbøren gjennom veksts sesongen for alger (juni til oktober). Juni utpekte seg derimot med nesten 50% mer nedbør enn normalt, mens august var svært tørt i 2020, med hele 75% mindre nedbør enn normalt (**Figur 4B**). Det kom svært mye nedbør i oktober og desember, med hhv. 65% og 115% mer enn et normalår.

Mønsteret i nedbør gjennom året ble i stor grad gjenspeilet i vannføringen i Mjøsas tilløpselver (**Figur 5**). På grunn av svært lite snø i lavlandet rundt Mjøsa vinteren 2019/2020<sup>1</sup>, var det ingen typisk vårflokk i de mindre tilløpselvene på vest- og østsiden av Mjøsa, for eksempel i Lena og Svartelva (**Figur 5A og B**). På sommeren (juni-juli) var det enkelte topper i vannføring. Den tørre august-måneden ga lave vannføringer i på sensommeren og starten av høsten. Fra og med oktober førte de store nedbørsmengdene til jevnt over høy vannføring og flere relativt store flomtopper (**Figur 5A og B**). I nedbørfeltet til Lågen var det i store deler av nedbørfeltet mer snø enn normalt<sup>1</sup>, noe som medførte en vårflokk (1602 m<sup>3</sup>/s den 23 juni) som også var noe høyere enn normalen (middelflokk er beregnet til 1360 m<sup>3</sup>/s ifølge NVE).



**Figur 5.** Vannføring i A) Lena, B) Svartelva og C) Lågen (vannmerke Losna) og i Vorma ved Minnesund i 2020. D) Årlig vanntransport med Lågen og Vorma i perioden 2010-2020 (mrd. = milliarder) (høyre panel). Basert på data fra NVE og Hafslund E-CO kraft.

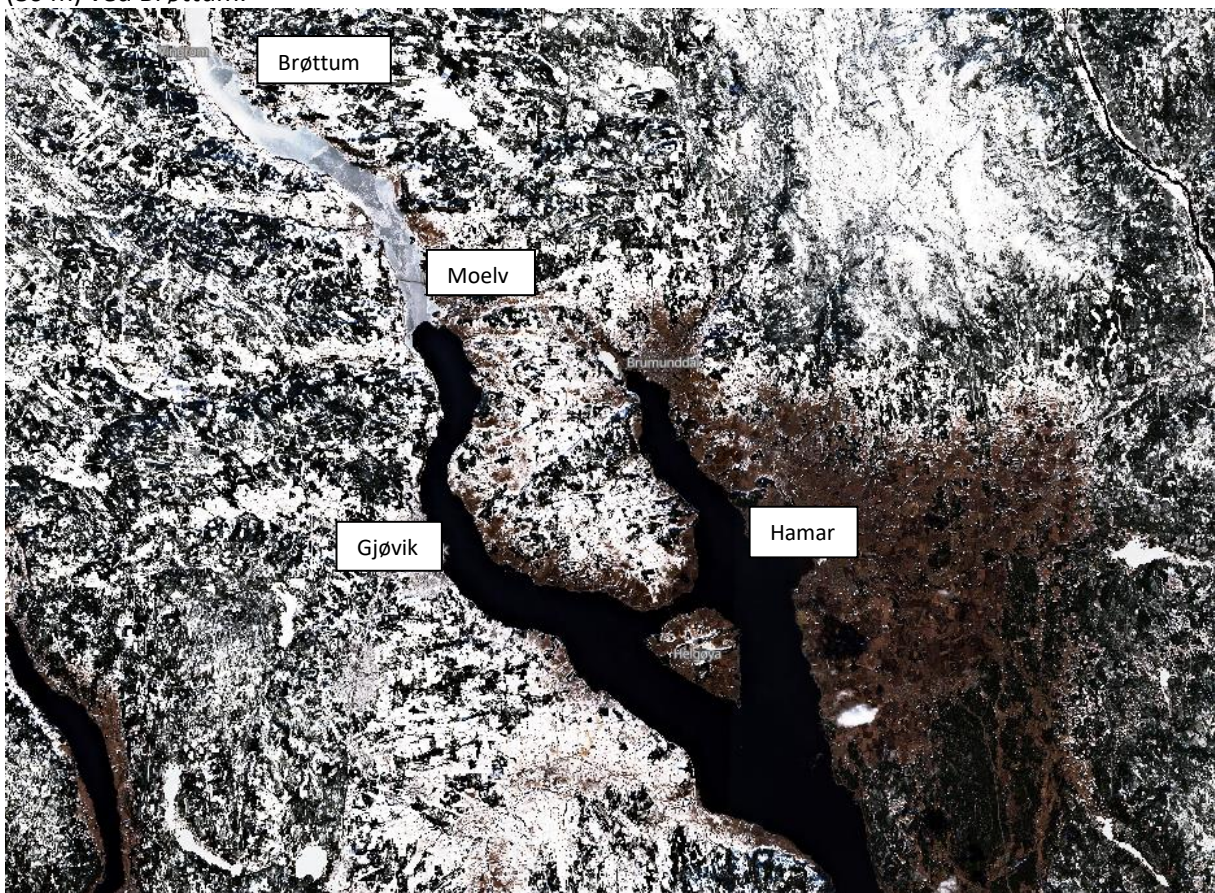
Vårflokken varte fra slutten av mai til starten av juli (**Figur 5**). Den årlige vanntilførselen til Mjøsa via Lågen var den høyeste målt siden 2011 (**Figur 5D**). Lågen bidrar normalt med 70-80 % av vanntilførselen til Mjøsa.

<sup>1</sup>Snømengden 1 mars 2020 var mellom < 10% og 50% av normalen i store områder i lavlandet rundt Mjøsa, ifølge NVEs modeller, som er visualisert på <http://www.senorge.no>. I store deler av nedbørfeltet til Lågen var snømengden større enn normalt, særlig i fjellområdene nordvest for Otta, på Dovre og fjellområdene rundt Ringebru. I Gausas nedbørfelt var det også relativt mye snø.



### 3.3 Vanntemperatur

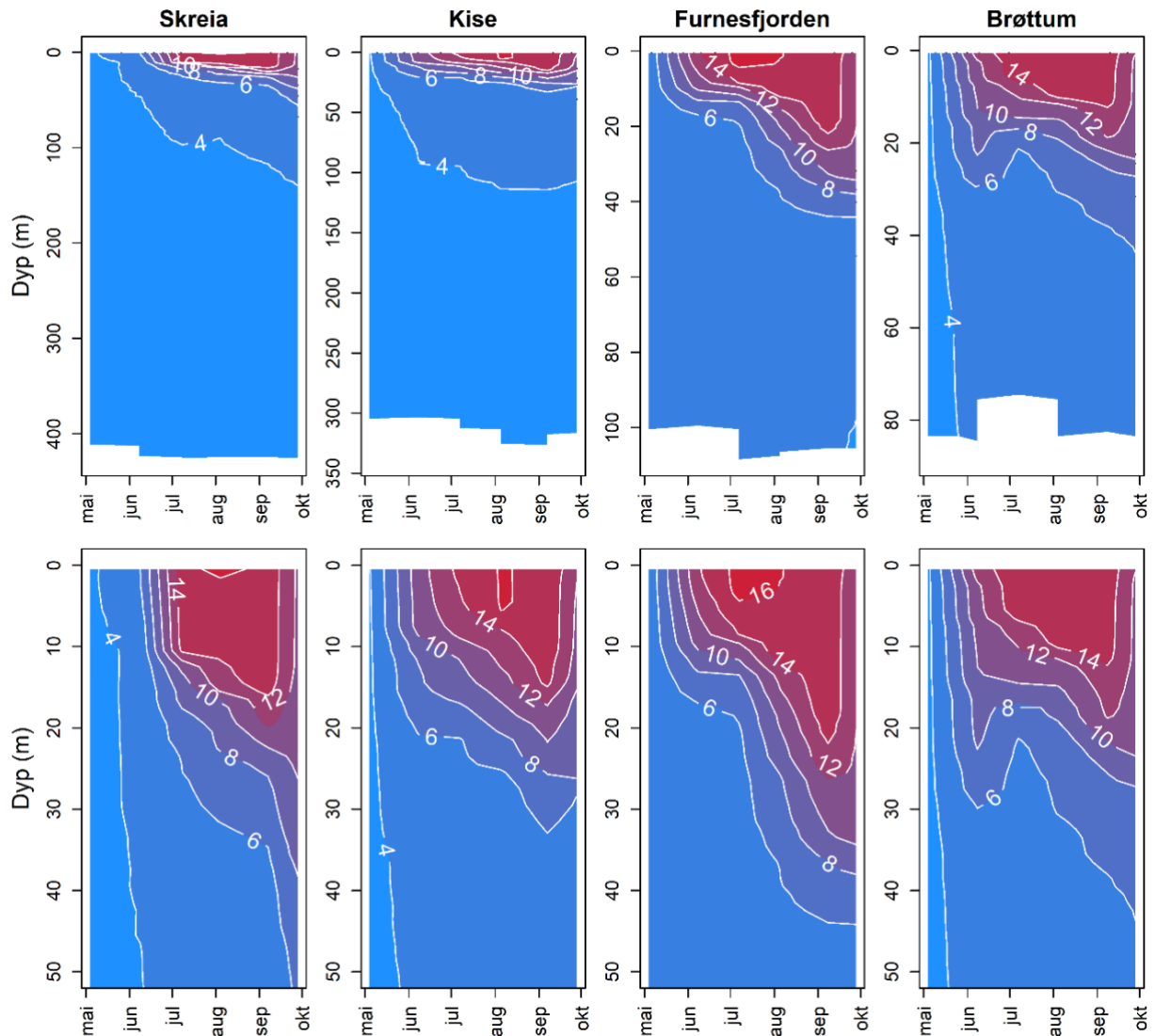
Mjøsas hovedbasseng sør for Gjøvik, Helgøya og Hamar ble ikke islagt vinteren 2019-2020 (**Figur 6**) i likhet med i de seks foregående vintrene. Den nordre delen fra Lillehammer og sørover til like etter Moelv, var islagt. Furnesfjorden hadde tidvis noe is, men denne var usikker på senvinteren 2020. Prøver fra is ble derfor verken tatt i Furnesfjorden, ved Kise eller på Skreia. Brøttum var den eneste stasjonen som ble prøvetatt på senvinteren. Ved prøverunden den 4. mai var det fullsirkulasjon med omtrent samme temperatur gjennom vannsøylen ved alle stasjoner (**Figur 7**). Det var dog noen tiendels grader kaldere i bunnvannet enn i overflata, med hhv. 3,6°C (0,5 m) og 3,4°C (427 m) ved Skreia; 3,7°C (0,5 m) og 3,5°C (300 m) ved Kise; 4,5°C (0,5 m) og 4°C (100 m) i Furnesfjorden; og 3,6°C (0,5 m) og 3,5°C (80 m) ved Brøttum.



**Figur 6.** Satellittbilde fra de sentrale deler av Mjøsa 13 mars 2020. Foto: <https://apps.sentinel-hub.com/eo-browser>.

Fra midten av mai ble de øvre vannlagene betydelig oppvarmet, og som normalt utviklet det seg en termoklin (temperatur-sprangsjikt) mellom de øvre, varme vannlagene (epilimnion) og de dypere, kalde vannlagene (hypolimnion). Termoklindypet lå mellom 10 og 20 m og ble gradvis dypere utover i sesongen (**Figur 7**). Mjøsa er sterkt utsatt for vindpåvirkning og til dels kraftige strømmer (Holtan mfl. 1979), og særlig ved hovedstasjonen fører dette ofte til at de øvre vannlagene blandes med kaldere vann fra noe større dyp. Som følge av dette kan temperaturen i overflaten derfor kan endre seg ganske raskt om sommeren avhengig av vindforholdene. I tillegg tilføres de nordre delene av Mjøsa store mengder vann fra Lågen med relativt lave temperaturer gjennom sommeren pga. smeltevann fra breene i Jotunheimen. Disse faktorene 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.

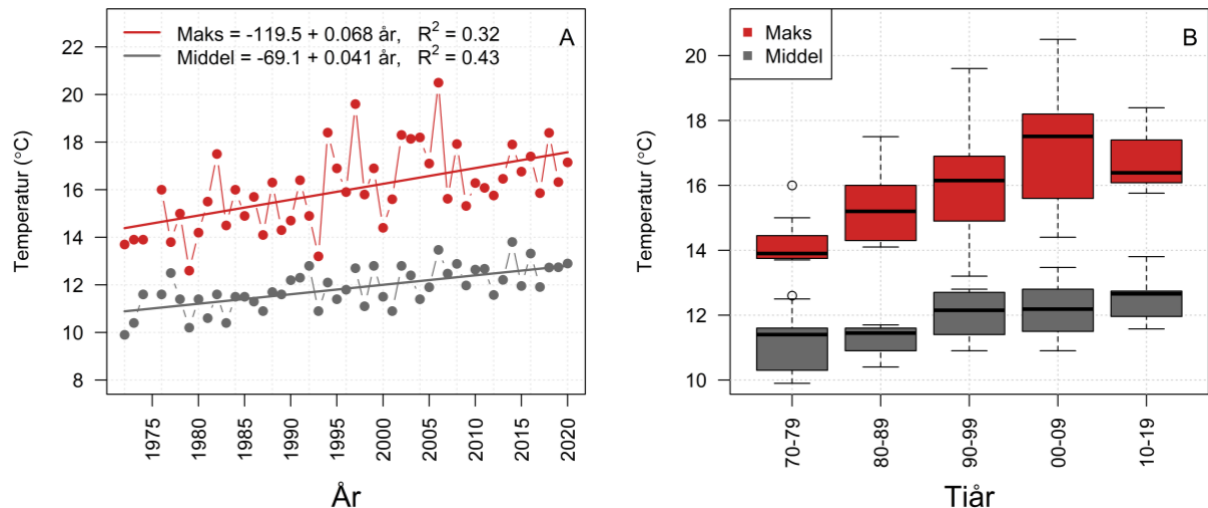
Fra ca. midten av august og utover høsten sank temperaturen i de øvre vannlagene. Mot slutten av sesongen var vannmassene fortsatt sjiktet på alle stasjonene (**Figur 7**), men overflatelaget var betydelig erodert, dvs. at det varme overflatevannet hadde blandet seg relativt dypt ned i vannmassene (50-60 m) som følge av vind-indusert sirkulasjon og avkjøling. Ved siste prøvetaking på Skreia (15. oktober) var temperaturen lik (10,0-10,2 grader) fra overflaten og ned til mellom 30 og 50 meter. Høstfullsirkulasjonen inntraff trolig noen uker etter dette.



**Figur 7.** Temperatur (°C) i Mjøsa 2020 for alle fire målestasjoner. Øvre panel viser hele vannsøylen, mens nedre panel viser 0-50 m. y-aksen angir dyp i meter.

Middeltemperaturen i de øvre vannlagene (0-10m) på hovedstasjonen Skreia fra juni - oktober 2020 var 12,9°C og skiller seg ikke vesentlig fra tørkesommeren 2018 eller fjoråret (12,7°C begge år), eller gjennomsnittet i de siste 10 årene (12,6°C). Vanntemperaturen var høyere enn middelverdien av alle målingene siden 1972, som er 11,9°C. Den er også 1,7°C høyere enn normalen for årene 1972-1990 (11,2°C). Maksimumstemperaturen i 0-10 m sjiktet var 16,1°C i 2020, som var vesentlig lavere enn i tørkesommeren 2018, da maksimumstemperatur var 18,4°C. Dette viser at værholdene har større betydning for maksimumstemperaturen enn for middeltemperaturen gjennom vekstsesongen.

Middeltemperaturen og maksimumstemperaturen for de øvre vannlagene (0-10 m) på Skreia i produksjonssesongen (juni-oktober) har økt i løpet av den perioden overvåkingen har pågått (**Figur 8**). Basert på lineær regresjon har økningen vært på henholdsvis 2,0 °C og 3,3 °C. Dette er på nivå med de temperatur-stigningene som er registrert i mange andre av verdens innsjøer (O'Reilly mfl. 2015). Årsaken til økningen er den globale oppvarmingen som har skjedd i løpet av de senere tiårene (IPCC, 2019). Maksimumstemperaturen har ikke økt de siste ti årene (**Figur 8B**), noe som kan ha sammenheng med økt bresmelting med mye kaldt smeltevann via Lågen på sensommeren.



**Figur 8.** Tidsutvikling av middel- og maksimumstemperatur i de øvre vannlagene (0-10 m) i perioden juni-oktober ved hovedstasjonen, Skreia. A) viser maks- og middeltemperatur per år, mens boksplottet i B) viser fordelingen av temperaturer per tiår, hvor svart horisontal strek er median.

Et varmere og våtere klima vil gi kortere islagte perioder og økte tilførsler av næringsstoffer, tarmbakterier, partikler og organisk stoff fra nedbørfeltet, spesielt fra jordbruksarealer og fra overløp av avløpsvann. Dette vil endre lysforhold, sirkulasjonsforhold og produktivitet og dermed også påvirke vekst og sesongdynamikk av alger, dyreplankton og fisk i Mjøsa. Endringer i slike miljøfaktorer kan videre medvirke til endringer i forholdet mellom arter og øke muligheten for at nye arter etablerer seg, evt. at andre arter forsvinner. Klimaendringene har sannsynligvis allerede påvirket både algemengden og alge-sammensetningen i Mjøsa mot mer næringsrike forhold (Hobæk mfl. 2012), selv om tilstanden fortsatt er god på de fleste stasjonene (se kap. 3.7). I årene med store flommer etter 2008 har det vært moderat tilstand for planteplankton (se avsnitt 3.7.3). Nyere studier bekrefter sammenhengen mellom klimaendringer og eutrofiering i store, næringsbegrensede, sjiktede innsjøer (Couture m.fl. 2018, Ho m.fl. 2019, Huisman m.fl. 2018, Moe m.fl. 2019)

## 3.4 Generell vannkvalitet

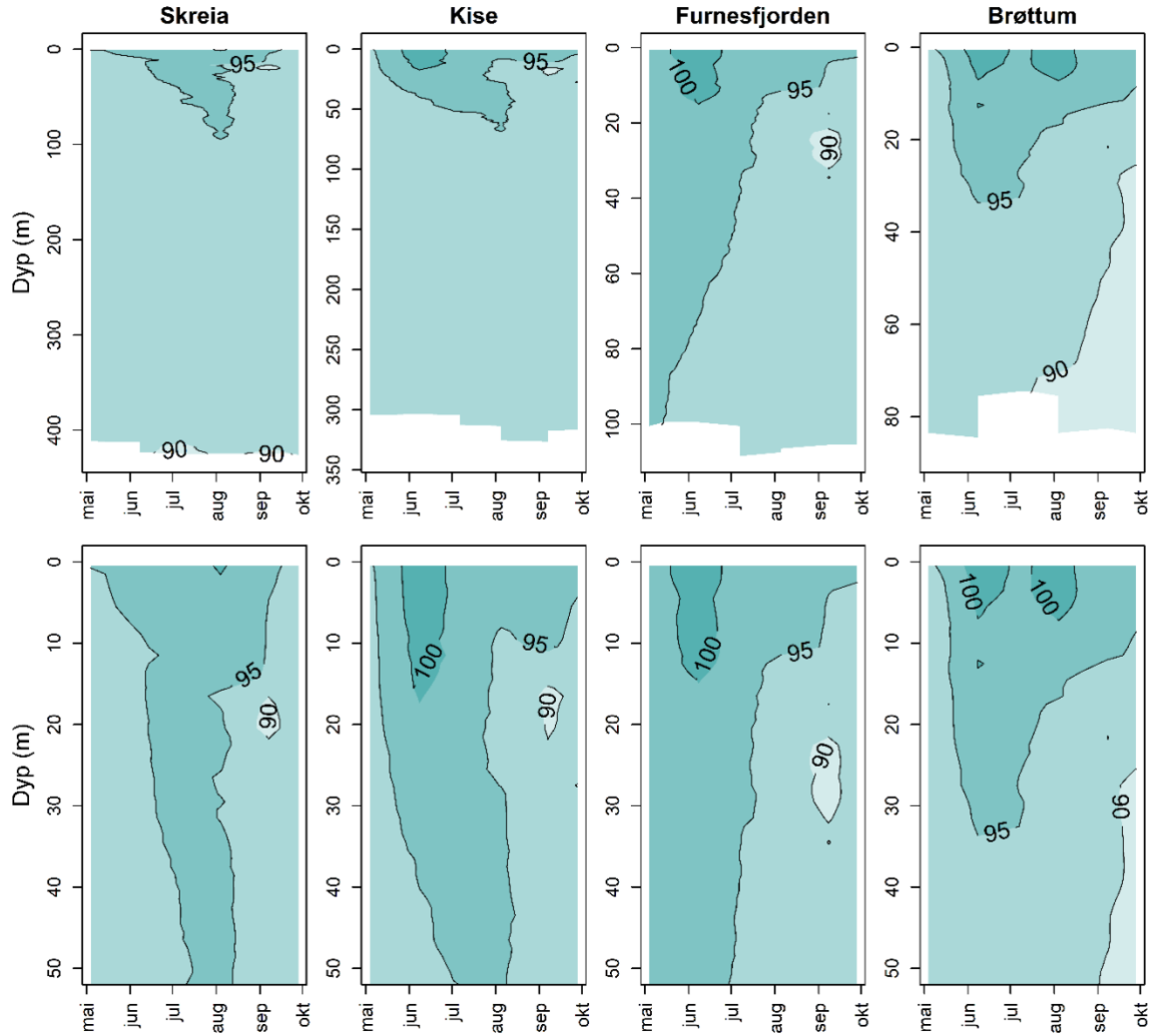
### 3.4.1 Oksygenforhold

Oksygenforholdene var gode på alle stasjonene, med > 90 % metning i hele vannsøylen gjennom hele sesongen med unntak av høstmånedene, da oksygenet sank til 85-90% % metning i sprangsjiktet (se nederste panel i **Figur 9a**). I dypvannet på Brøttum sank oksygenmetningen til litt under 90% utover høsten, noe den også gjorde ved Skreia enkelte måneder. Dette kan skyldes opphoping og nedbrytning av organisk materiale fra kiselalgeoppblomstringen på sensommeren, samt fra noe større tilførsler av organisk materiale pga. perioder med høyere vannføring på høsten. I juni/juli var det noe overmetning

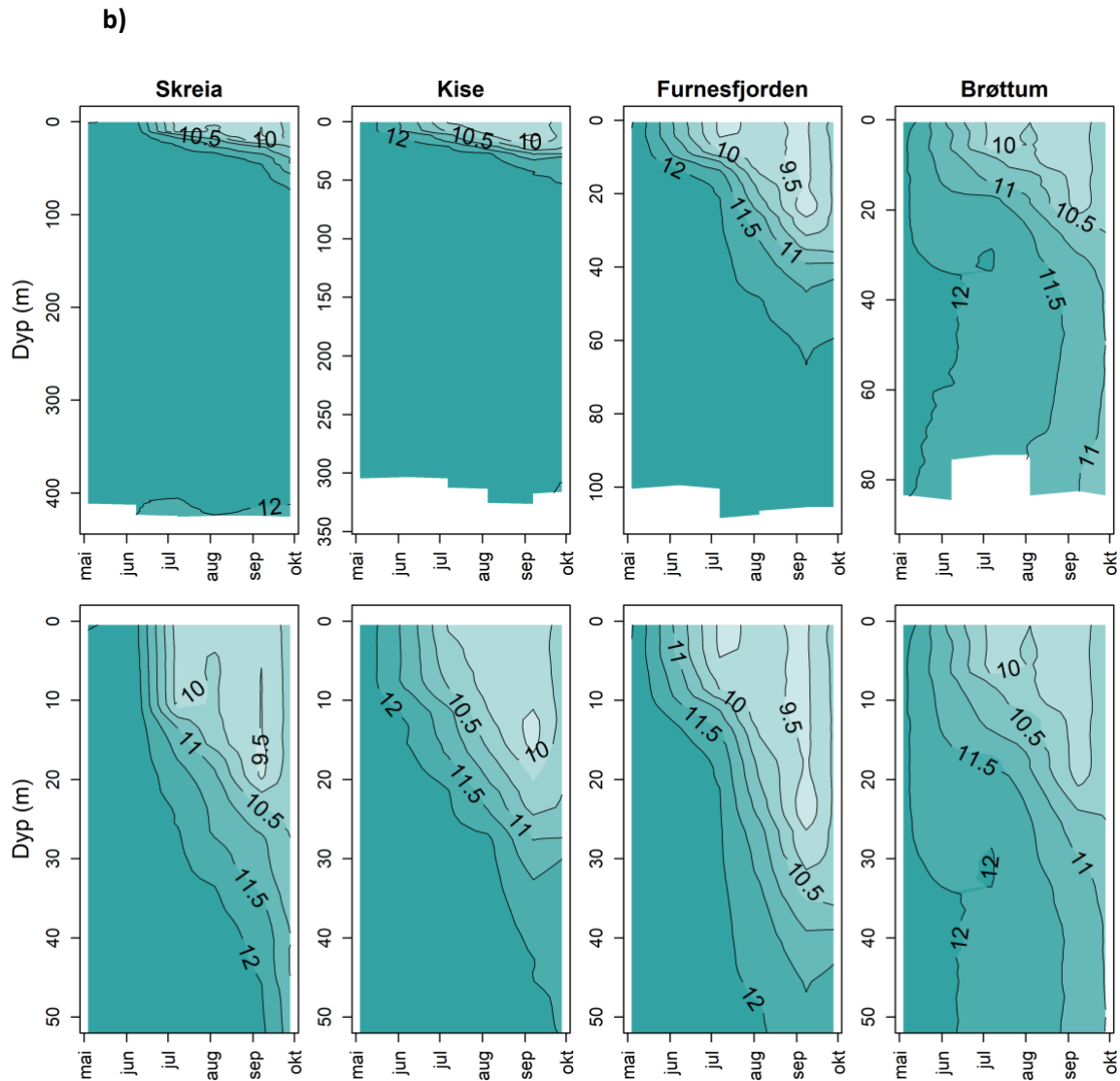


av oksygen i de øvre vannlagene på Kise, i Furnesfjorden og ved Brøttum pga. intens primærproduksjon. Ved Brøttum var det overmetning av oksygen som følge av høy primærproduksjon også i august.

a)







**Figur 9.** a) Oksygenmetning (% metning) og b) oksygenkonsentrasjon (mg/l) i Mjøsa gjennom feltsesongen 2020 målt månedlig fra overflaten og ned til 10 m over bunnen på alle stasjonene. Øvre panel viser hele vannsøylen, mens nedre panel viser 0-50 m. y-aksen angir dyp i meter.

Konsentrasjonen av oksygen i overflatevannet var aldri under 9 mg/l i 2020 og var dermed litt høyere enn i 2018 og 2019, da oksygenkonsentrasjonen var like under 9 mg/l ved enkelte stasjoner på høsten. I henhold til Klassifiseringsveilederen er 9 mg/l grenseverdien mellom god og moderat for laksefisk i klarvannsjøer og tilsvarer nedre del av optimalområdet for laksefisk ved temperaturer over 15 grader. Konsentrasjonen må derimot lavere (< ca 6 mg/l) for at det skal utgjøre betydelig stress for ørret (Chapman 1986). Oksygen i bunnvannet på Skreia måles også i laboratoriet. Den laveste verdien gjennom året viste en minimumsverdi på 428 m dyp på 10,6 mg/l i august (primærdata i **Vedlegg A:** Tabell 3), noe som tilsvarer litt over 80 % metning. Det er dermed ikke påvist noe oksygenvinn av betydning i dypvannet i Mjøsa.

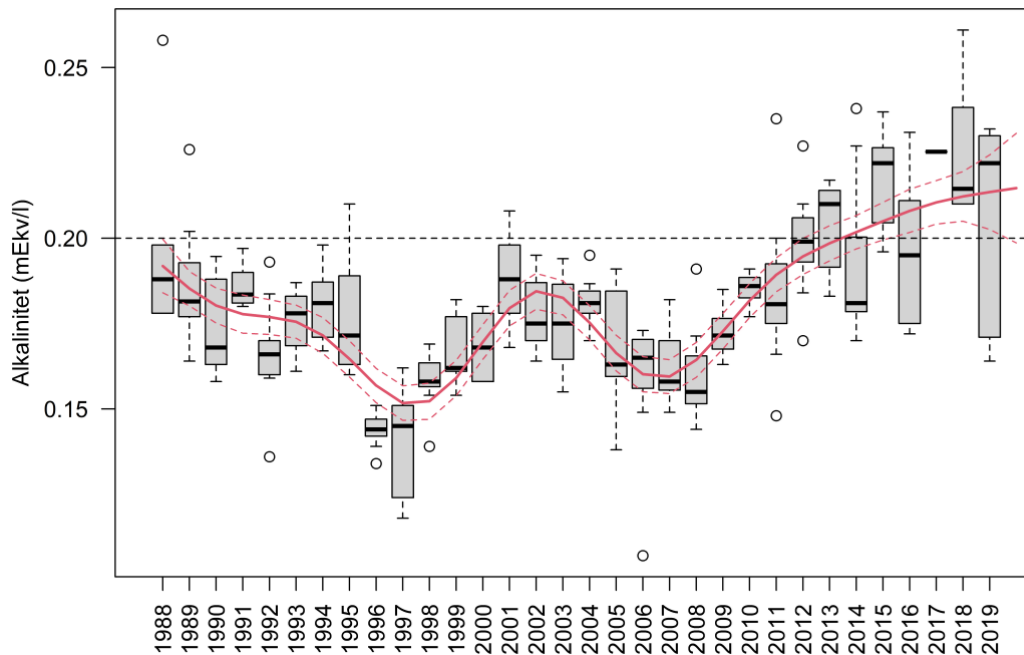
### 3.4.2 Kalsium, alkalitet, pH og ledningsevne

Middelverdien for konsentrasjonen av kalsium ved hovedstasjonen Skreia var i 2020 på 5,0 mg/L, mens gjennomsnittet for perioden 2018-2020 var 5,5 mg/L (standardavvik [SD]: 0,7 mg/L). Det ble ikke målt kalsium ved de andre stasjonene i 2020, men gjennomsnitt for perioden 2017-2019 var hhv. 6,1 mg/L (SD: 0,55 mg/L) i Furnesfjorden, 5,3 mg/L (SD: 0,62 mg/L) ved Kise og 4,1 mg/L (SD: 0,6 mg/L) ved Brøttum.

Dagens kalsium-konsentrasjon er høyere enn 4 mg/L ved alle stasjoner, noe som i utgangspunktet tilsier at Mjøsa ligger i nedre sjikt av intervallet for moderat kalkrike innsjøer (4-20 mg Ca/l). Omfattende jordbruk i nedbørfeltet og eutrofiering i en periode kan derimot ha ført til en forhøyet kalsium-konsentrasjon i Mjøsa. Det vil si at det naturlige nivået muligens kan ha ligget innenfor intervallet for kalkfattige innsjøer (<4 mg Ca/l; Løvik mfl. 2014); i hvert fall nær grensen på 4 mg/l, slik det fortsatt er ved Brøttum. Ved klassifiseringen av økologisk tilstand har vi derfor valgt å benytte grenseverdier for innsjøtype 105b, dvs. kalkfattige, klare og dype innsjøer i lavlandet, som er i tråd med anbefalingen om å benytte vanntypen med de strengeste klassegrensene dersom vannforekomsten er nær grensen mellom to vanntyper.

Mjøsa har en saltfattig vannkvalitet, med konduktivitet på omkring 4-5 mS/m. pH-verdien er 7,1-7,4 og alkaliteten har som gjennomsnitt for perioden 2017-2019 ligget på 0,18 mEkv/l ved Brøttum, 0,23 mEkv/l i Furnesfjorden, 0,21 mEkv/l ved Kise og 0,22 mEkv/l ved Skreia (sistnevnte for perioden 2017-2020). Alkaliteten er rett over typegrensen kalkfattig/moderat kalkrik (0,2 mekv/l; Direktoratgruppen vanddirektivet 2018) for alle stasjoner med unntak av Brøttum, som ligger like under grensen. Mjøsa er dermed ikke særlig følsom for forsurening.

Alkaliteten i Mjøsa har endret seg over tid og vist en økende trend siden starten av 2000-tallet (Figur 10). En økning i alkalitet er generelt observert i norske innsjøer sammenliknet med 1995 (Hindar mfl. 2019). Redusert sur nedbør og økt CO<sub>2</sub> i lufta kan være medvirkende årsaker til dette (Ø. Garmo, NIVA, pers. komm).



Figur 10. Tidsutvikling i alkalitet (mEkv/l) i overflatelaget (0-10 m) ved Skreia.

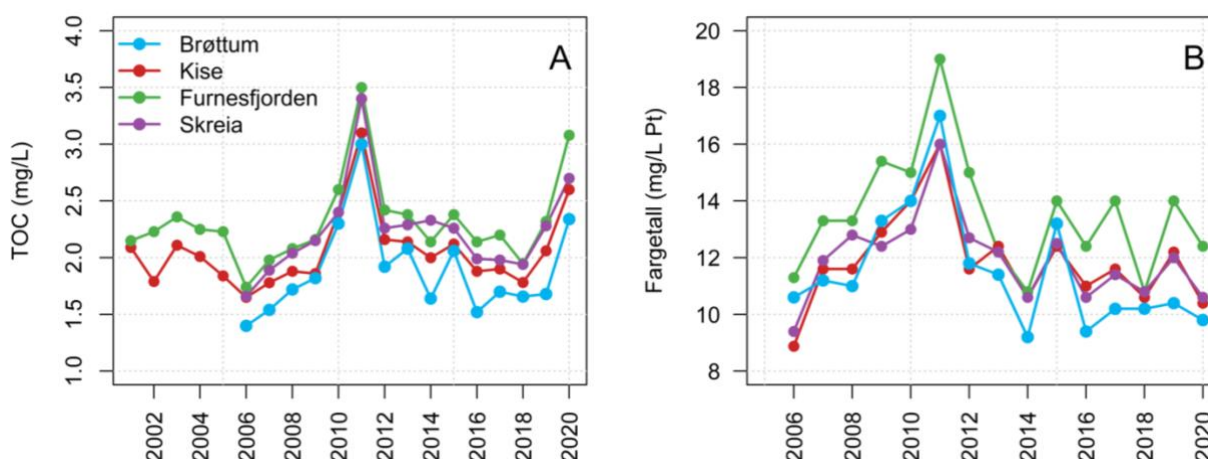
### 3.4.3 Organisk karbon og farge

Middelverdier for farge og totalt organisk karbon (TOC) i de øvre vannmassene i perioden mai-oktober 2020 var hhv. 9,8-10,6 mg Pt/l og 2,3-2,7 mg C/l på alle stasjonene unntatt i Furnesfjorden, som hadde noe høyere verdier med fargetall på 12,4 mg Pt/l og TOC på 3,1 mg/l (**Tabell 8**). Dette viser at Mjøsa er en klarvannssjø som er lite påvirket av humus fra nedbørfeltet. Mjøsas vannkvalitet preges i stor grad av vannkvaliteten i Lågen, der nedbørfeltet er dominert av fjellområder. Lågen-vannet er vanligvis lite humuspåvirket, med fargeverdier på <10 mg Pt/l gjennom mesteparten av året. Furnesfjorden er heller ikke humøs, men har noe mer humus enn de andre stasjonene pga. tilførsler fra Brumunda som drenerer store myr- og skogområder (hhv. 23 og 68% av nedbørfeltet). Ettersom Furnesfjorden utgjør en stor «vik» i Mjøsa, er vannutskiftningen med Mjøsas klarere hoved-vannmasser noe begrenset.

**Tabell 8.** Middelverdier for farge og totalt organisk karbon (TOC) i blandprøver fra 0-10 m for perioden mai-oktober 2019.

Parameter	Benevning	Brøttum	Kise	Furnesfjorden	Skreia
Farge	mg Pt/l	9,8	10,4	12,4	10,6
TOC	mg/l	2,3	2,6	3,1	2,7

Middelverdiene for TOC og farge i perioden juni-oktober økte ved alle stasjonene i perioden 2006-2011 (**Figur 11**). Deretter sank middelverdiene for disse to variablene til omtrent samme nivå som i 2006. Vi kjenner ikke årsaken til nedgangen, men en liknende utvikling er vist for andre innsjøer på Østlandet (Garmo mfl. 2016). De siste tre årene ser vi en tendens til økning i TOC igjen, uten at fargetallet har økt tilsvarende. En endring i forholdet mellom TOC og farge kan skyldes endringer i det relative forholdet mellom planteplankton og humus eller variasjoner i typen humusstoffer. En økning i TOC:farge-forholdet forventes også ved økte tilførsler av antropogent organisk materiale, f.eks. husdyrgjødsel, spredt avløp eller overløp fra kommunal kloakk.



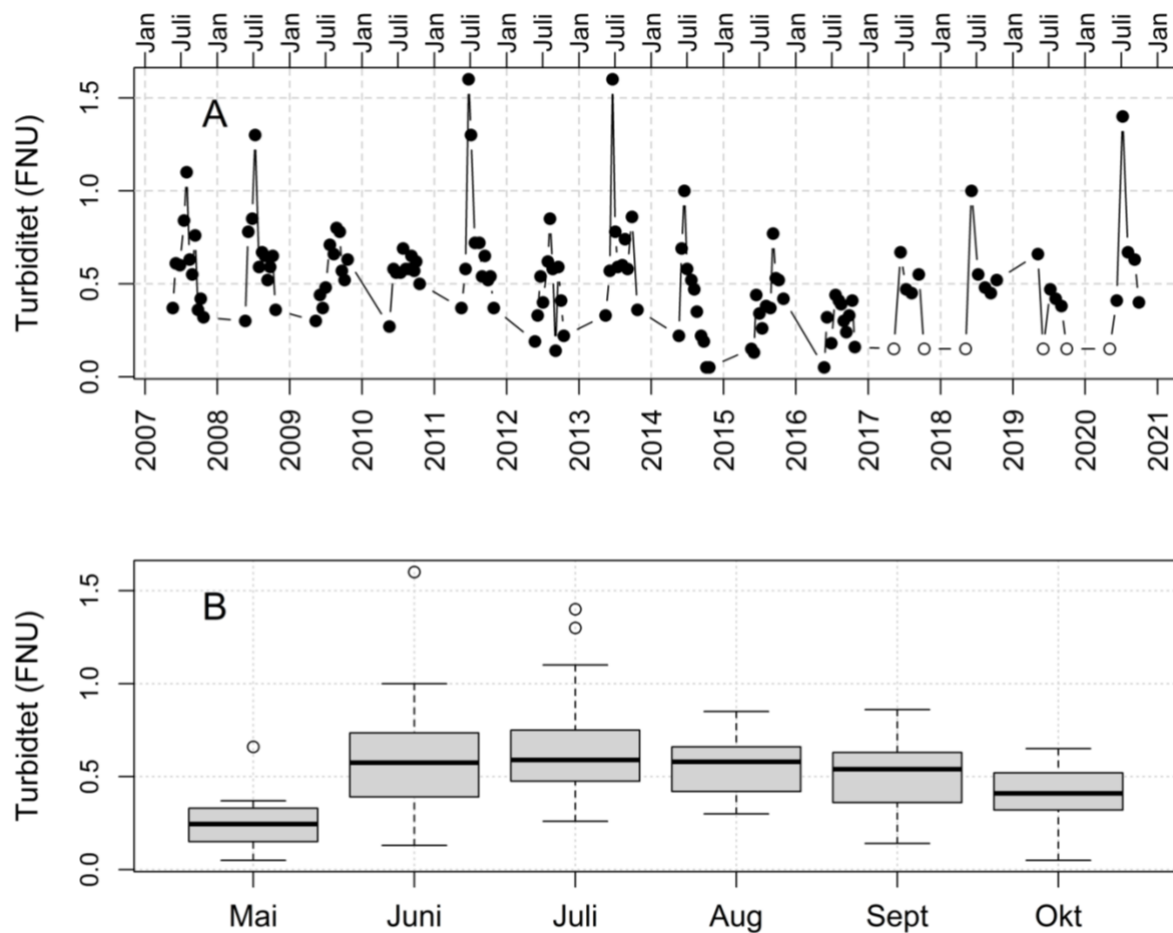
**Figur 11.** Tidsutviklingen i middelverdier for totalt organisk karbon TOC (A) og farge (B) fra juni-oktober i perioden 2001-2020.

### 3.4.4 Turbiditet

Turbiditet er et mål for konsentrasjonen av partikler i vannet. Turbiditeten viser vanligvis et sesongmessig variasjonsmønster med lave verdier (<0,5 FNU) tidlig vår når det er lite partikler i vannet og en topp i forbindelse med vårfloppen i Lågen, som inneholder mye bre-partikler (**Figur 12**). Normalt kommer det to flomtopper i Lågen i løpet av våren og sommeren. Floppen fra de nordøstlige

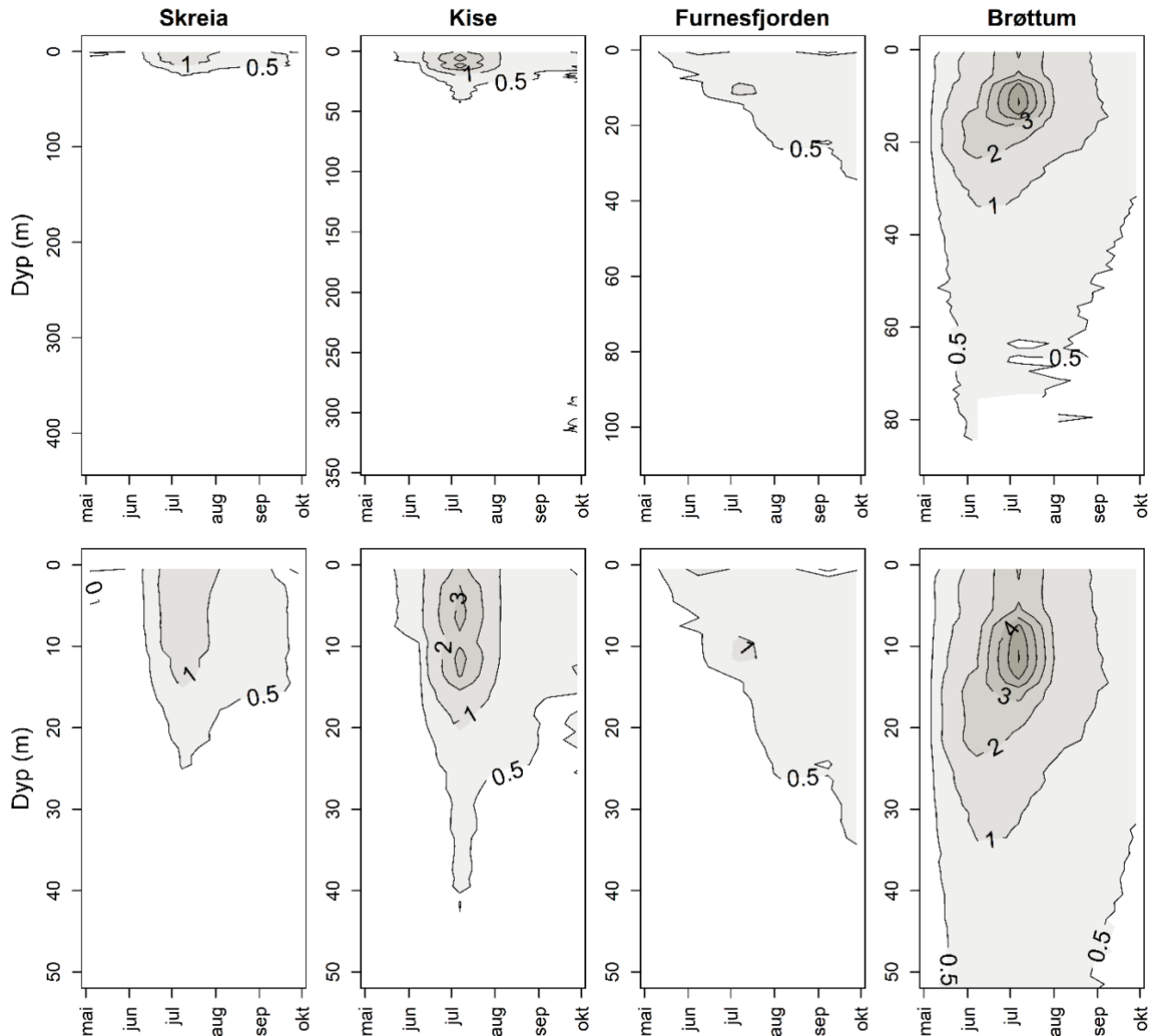
delene av Gudbrandsdalen kommer gjerne i slutten av mai-juni, mens flommen fra de vestlige delene av nedbørfeltet (Ottavassdraget) gjerne kommer i juni-august. De vestlige delene av nedbørfeltet er betydelig bre-påvirket, noe som gjør at partikkelpåvirkningen fra Lågen kan vedvare ut i juli og august (**Figur 12B**). Turbiditeten er høyest i Mjøsas nordlige deler, og avtar sørover ettersom partiklene fra Lågen sedimenterer i innsjøen. Partikkelpåvirkningen fra Lågen kan likevel spores ved hovedstasjonen på Skreia, selv om det er sjelden at det måles turbiditet på over 1 FNU i Mjøsas sentrale hovedvannmasser (**Figur 12A**).

Flommene på våren/forsommeren i 2011 og 2013 satte et tydelig preg på Mjøsas hovedvannmasser med turbiditets-verdier på over 1,5 FNU. Til sammenligning ble det i de nordlige delene av Mjøsa (stasjon Brøttum) målt turbiditet på 6-14 FNU i forbindelse med storflommen i 1995 (Stårvik mfl. 1996) og på 16 FNU i forbindelse med flommen i 2013 (Løvik mfl. 2014). Ved stasjon Kise er det tidligere målt turbiditetsverdier på 3-6 FNU i tilknytning til flommer.



**Figur 12.** Turbiditet ved stasjon Skreia (0-10 m) i perioden 2007-2020 (A). Hvide punkter er målinger under deteksjonsgrensen (0,3 FNU) og er angitt som halve deteksjonsgrensen (dvs. 0,15 FNU) iht. NIVAs metode, som er brukt etter 2016. Typisk turbiditetsvariasjon gjennom vekstsesongen er vist i B), hvor målingene fra 2007-2020 er vist som boksplott per måned. Horizontal svart strek viser medianen, mens boksen viser første og tredje kvartil. Enden på de stiplede linjene viser min- og maks-verdi, mens uteliggere (verdier mer enn 1,5 x interkvartilbredden unna medianen) er vist som punkter.

I 2020 var partikkelinnholdet i de øvre vannmassene ved Skreia < 0,3 FNU ved første prøvetaking 4. mai, mens høyeste turbiditet ble målt til 1,4 FNU den 8 juli (**Figur 12**, rådata i **Vedlegg A**). Den relativ høye turbiditeten i juli sammenfalt med lavt siktedyp ved Skreia (4,5 m) og Kise (3,2 m). Det var lav planteplanktonbiomasse i juli, så den høye turbiditeten denne skyldes partikler fra vårfloppen, som i 2020 strakk seg frem til starten av juli i Lågen.



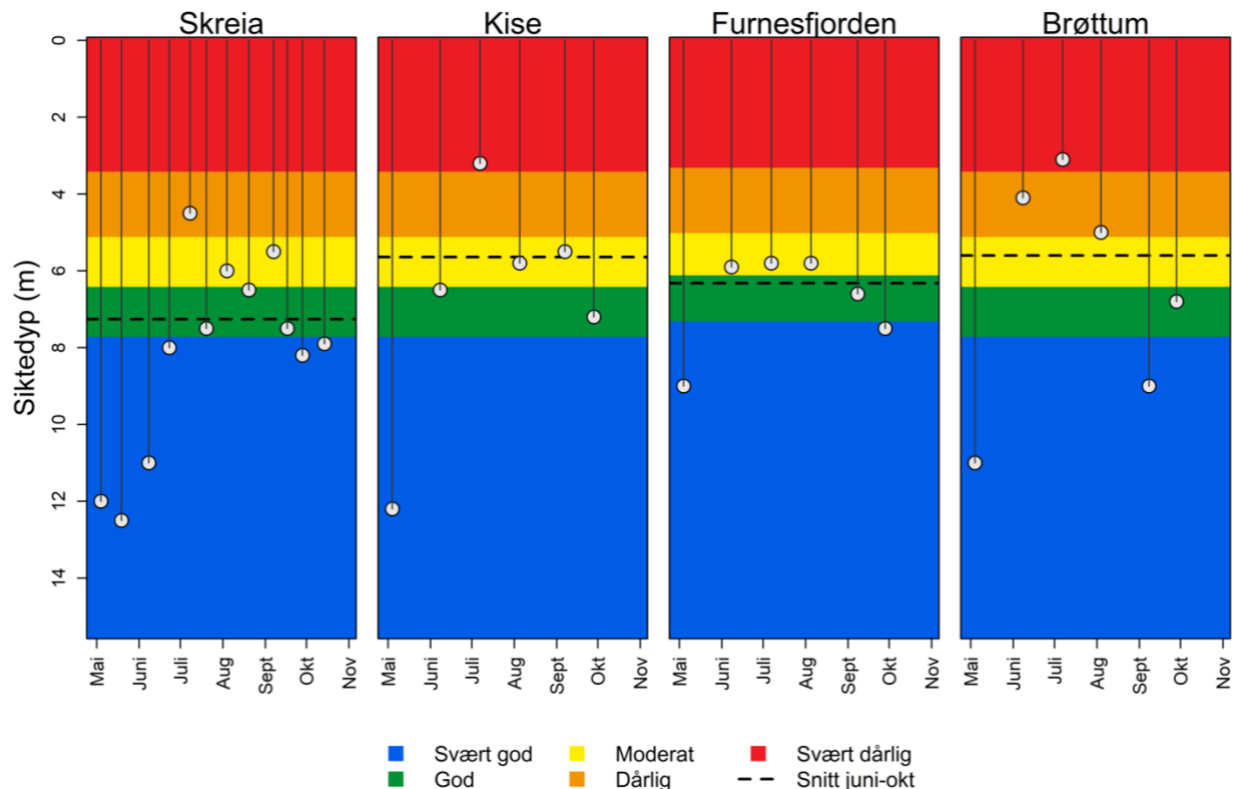
**Figur 13.** Sesongutvikling av turbiditet (FNU) i vannsøylen i Mjøsa i 2020 målt månedlig med sonde fra overflaten og ned til 10 m over bunnen på alle stasjonene. Øvre panel viser hele vannsøylen, mens nedre panel viser 0-50 m. y-aksen angir dyp i meter.

Vertikalprofiler av turbiditet målt med sonde på Brøttum (lengst til høyre i **Figur 13**) viser tydelig partiklene som kom med vårfloppen. Turbiditeten startet å øke i juni, med turbiditetsverdier opp mot 3 FNU, men nådde en topp i juli med turbiditet opp mot 6 FNU. Den høyeste turbiditeten ble målt i sprangsjiktet på rundt 10 m dyp. Denne toppen skyldes sannsynligvis innleiring av brevannet i et dyp der Mjøsvannet har samme temperatur som temperaturen i Lågen vannet (10-14 °C). Ved Kise sees også en tydelig påvirkning av partiklene fra Lågen, med en turbiditet på over 3 FNU i juli. En liten økning

i turbiditet i juli sees også på Skreia. Dette illustrerer en gradvis sedimentering av partikler fra Brøttum til Kise og videre mot Skreia. I Furnesfjorden detekteres ikke partikkelpåvirkningen fra vårfloppen i Lågen i særlig grad, noe som trolig skyldes den skjermede beliggenheten. Turbiditeten i Furnesfjorden styres mer av mengden algepartikler og eventuell annen organisk partikkelpåvirkning fra lokale vassdrag.

### 3.5 Siktedyp

Siktedypet i Mjøsas hovedvannmasser påvirkes først og fremst av mengden alger (planteplankton), men særlig i nordlige deler reduseres siktedypet til tider betydelig av tilførte partikler fra Lågen. Tilførselene er størst under vårfloppen, men silt fra breene i Jotunheimen tilføres via Lågen også utover sommeren. I 2020 var siktedypet ved Brøttum tydelig redusert som følge av floppen i Lågen allerede i juni, men var ikke på sitt laveste før juli. Da var også siktedypet på sitt laveste ved Kise og Skreia (**Figur 14**). Det var lite alger i vannmassene i juli, så det lave siktedypet ved Kise og Skreia denne måneden skyldtes i hovedsak partikkelpåvirkning. Høy vannføring i kjølvannet av kraftige nedbørsepisoder i de lavereliggende, mindre vassdragene kan også påvirke vannkvaliteten og redusere siktedypet i Mjøsa, men preget ikke siktedypene målt i 2020.



**Figur 14.** Sesongutvikling i siktedypet på de fire stasjonene i Mjøsa I 2020. Fargene viser tilstandsklasser iht grenseverdier beregnet ut fra formel i kap. 7.2.4 i Klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018). Furnesfjorden har litt mer humus enn de andre stasjonene og har derfor andre klassegrenser. Sort stiplet tverrlinje er middelveien fra juni-oktober.

Siktedypet ved Skreia hadde i 2020 en middelvei på 7,3 m (**Figur 14**), som gir god tilstand iht. vannforskriften, men er lavere enn det lokale miljømålet på 8 m. Lave verdier i august og september

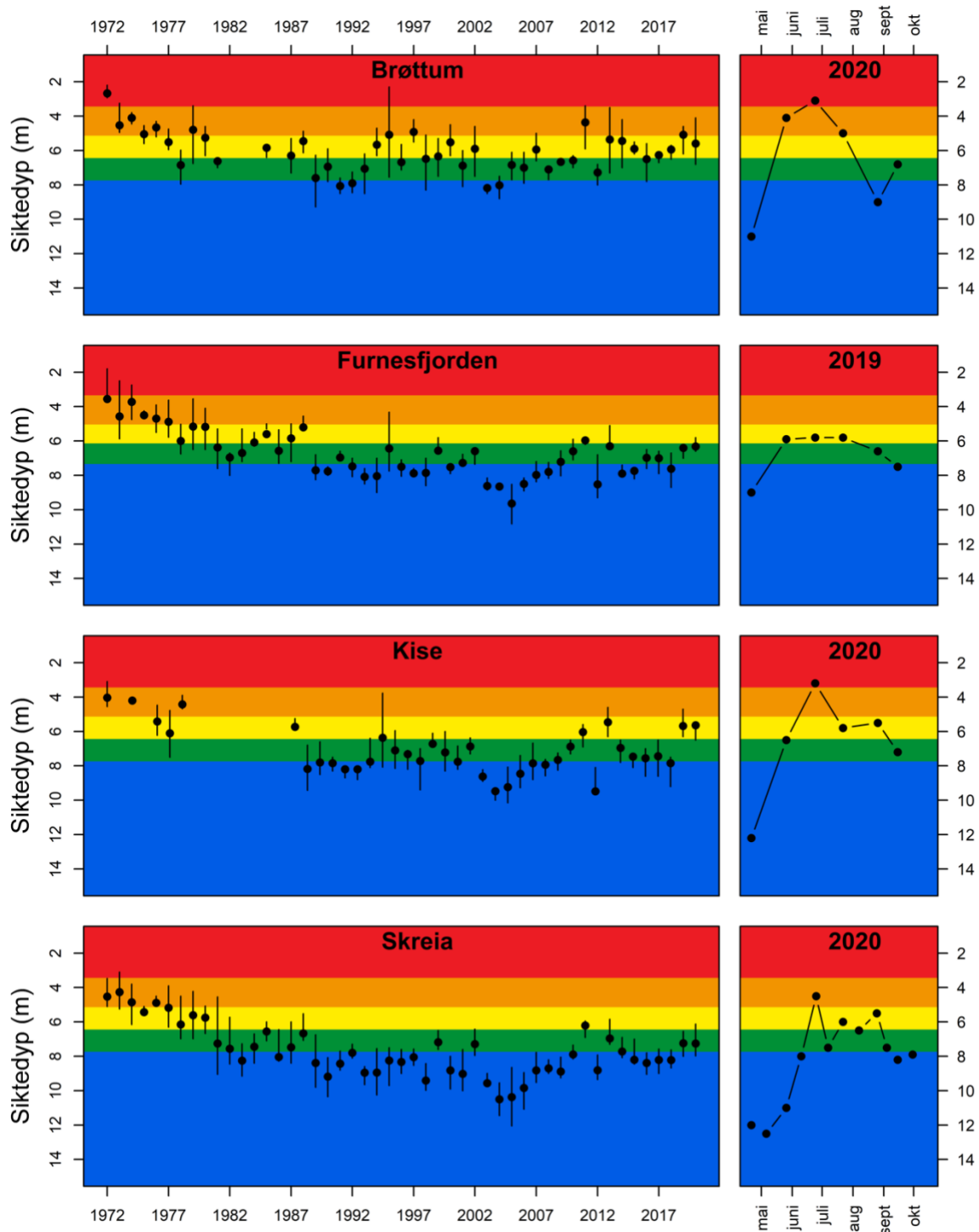


på 5,5-6,5 m på Skreia skyldes trolig i hovedsak planktonalger (se kap. 3.7 og **Vedlegg A**). På Kise var middelveidien av siktedypet 5,6 m, som ga moderat tilstand iht. vannforskriften. Det lave siktedypet på 3,2 m i begynnelsen av juni var trolig primært et resultat av partikler og noe humustilførsel fra vårfloppen, ettersom planteplanktonbiomassen var lav på det tidspunktet. Lavt siktedyp på Kise i august og september (5,5-5,8 m) skyldtes høy planteplanktonbiomasse (se kap. 3.7 og **Vedlegg A**). I Furnesfjorden er siktedypet i mindre grad påvirket av flompartikler fra Lågen enn ved Brøttum og Kise, men styres i større grad av planteplanktonbiomassen og fargetallet (kap. 3.7, **Vedlegg A**). Selv om siktedypet ved de ulike stasjonene er korrigert for gjennomsnittlig fargetall, så vil variasjoner i fargetall gjennom sesongen spille inn på siktedypet (**Vedlegg A**). Ved prøvetakingene i starten og slutten av septemper var siktedypet høyt til tross for relativt høy algebiomasse (**Figur 14**). Dette skyldes trolig at fargetallet (9-11 mg Pt/l) var betydelig lavere enn i månedene før (13-15 mg Pt/l). Middelveidene for siktedyp i Furnesfjorden (stiplet linje i **Figur 14**) var i god tilstand iht. vannforskriften, men ganske nær grenseverdien god/moderat i 2020.

I de nordre delene av Mjøsa (jf. stasjon Brøttum) er ofte siktedypet naturlig lavt pga. store tilførsler av vann med høyt innhold av erosjonspartikler om sommeren. De lave siktedypene i juni (4,1 m) og juli (3,1 m) på Brøttum skyldtes hovedsakelig flompartikler (**Figur 13**). Partikler påvirket også siktedypet i august. Til tross for årets høyeste planteplanktonbiomasse var det høyt siktedyp i september, da partikkelpåvirkningen fra Lågen var lav. Middelveidien for siktedypet på Brøttum i 2020 var 5,6 m, som gir moderat tilstand iht. vannforskriften. Da klassegrensene for siktedyp ikke er justert mht. partikler er det imidlertid ikke rimelig å klassifisere tilstanden for siktedyp i denne delen av Mjøsa, og vi velger derfor å ikke benytte siktedyp i den samlede klassifiseringen på denne stasjonen.

Langtidsserien for siktedyp for stasjon Skreia viser en klar bedring fra 4-6 m på 1970-tallet, tilsvarende moderat-dårlig økologisk tilstand og fram til 9-11 m på 2000-tallet, tilsvarende svært god økologisk tilstand. De siste ni årene har siktedypet stort sett variert mellom 7-9 m, som er nær grenseverdien svært god/god, og også nær miljømålet for Mjøsa på 8 m (**Figur 15**). Mens siktedypet i stor grad var bestemt av algemengdene på 1970- og 1980-tallet, har denne sammenhengen blitt noe svakere etter ca. 1990 (Løvik mfl. 2016). Trolig har flompåvirkning med tilførsel av erosjonspartikler fra nedbørfeltet fått en noe større innvirkning på siktedypet i Mjøsa i de senere årene enn det hadde på 1970- og 1980-tallet. I 2011 bidro økt humusinnhold også til reduksjonen i siktedypet.

For stasjonene Kise og Furnesfjorden ses tilsvarende mønster i langtidsutviklingen av siktedypet som på hovedstasjonen Skreia, men nivået på siktedypet var generelt ca. 1 m lavere enn på Skreia. Siktedypet på Brøttum er minst av alle stasjonene for hele tidsserien pga. nærheten til Lågen og innvirkningen av primært erosjonspartikler.

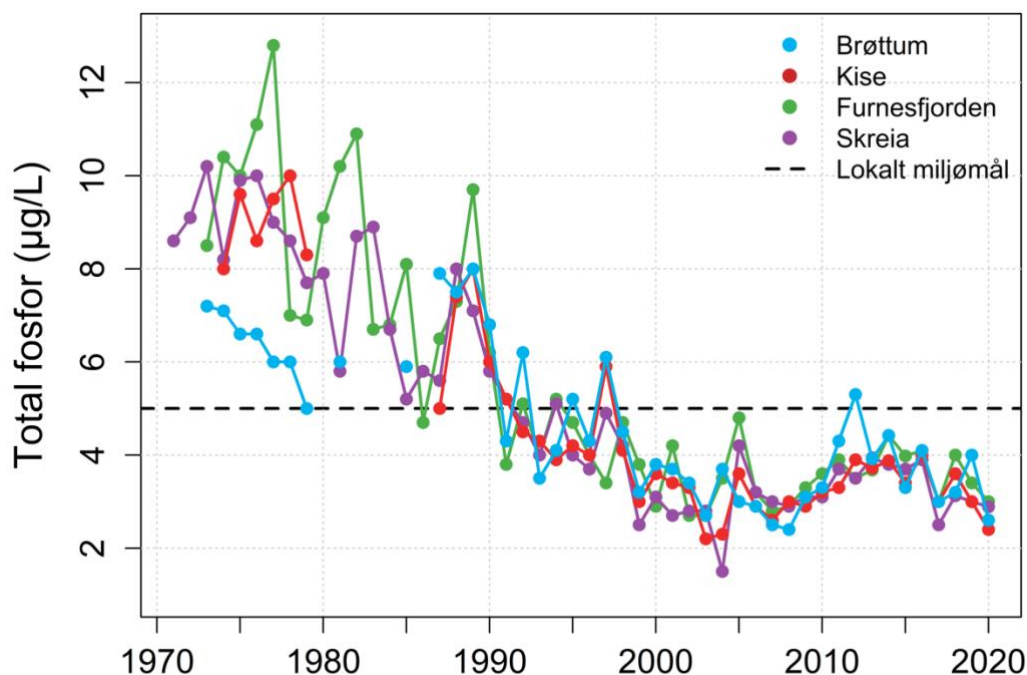


**Figur 15.** Langtidsutvikling i siktedyp angitt som middelveier (sorte prikker) og 25- og 75-persentiler (sorte vertikale streker) fra juni-oktober på de fire stasjonene i Mjøsa (venstre) og sesongutviklingen i 2020 også inkludert mai-målinger (høyre).

## 3.6 Næringsalter

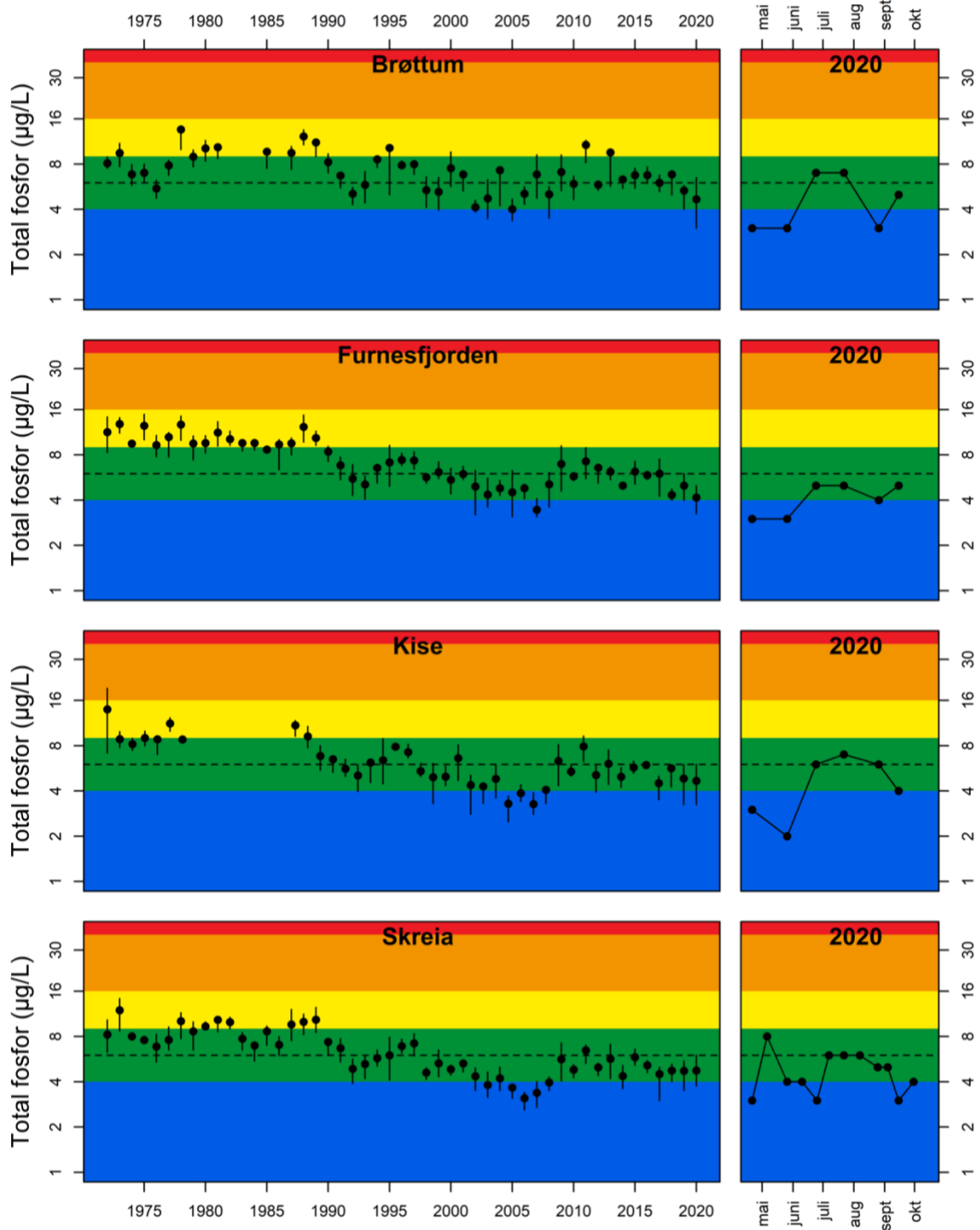
### 3.6.1 Fosfor

Fosfor regnes for å være det begrensende næringsstoffet for algevekst i Mjøsa. **Figur 16** viser at det har vært markerte reduksjoner over tid for middelverdiene av total-fosfor (Tot-P) i vannmassene på senvinteren/våren («basiskonsentrasjonen») fra 1970-tallet og fram til ca. år 2000. Årsaken til reduksjonen er de mange tiltakene for å redusere tilførslene av fosfor som ble gjennomført fra 1970-tallet og framover i forbindelse med Mjøsaksjonen og senere tiltak. På senvinteren har konsentrasjonen avtatt fra 8-12 µg/l på 1970-tallet til 2-5 µg/l i de senere årene. I perioden 1998-2019 har senvinter/vår-verdiene i all hovedsak tilfredsstilt miljømålet på 5 µg/l på alle prøvestasjonene. I 2020 var disse verdiene ganske like på alle stasjonene (2,4-3,0 µg P/l) (**Vedlegg A**).



**Figur 16.** Tidsutviklingen i konsentrasjoner av Tot-P i dypserier ved de ulike prøvestasjonene på senvinteren/ tidlig vår på stasjoner og år med trygg is eller i mai på stasjoner i år med usikker/manglende is. Punktene representerer middelverdier for prøver fra sjiktet 0-60 m ved Brøttum, 0-200 m ved Kise, 0-60 m ved Furnesfjorden og 0-ca. 428 m ved Skreia.

I 2020 var middelverdiene for Tot-P i sjiktet 0-10 m fra mai-oktober 4,7 µg P/l (3-7 µg P/l) ved Brøttum; 4,7 µg P/l (2-7 µg P/l) ved Kise; 4,2 µg P/l (3-5 µg P/l) i Furnesfjorden og 4,8 µg P/l (3-8 µg P/l) ved Skreia (variasjonsbredder mai-oktober i parentes). Dette gir god tilstand mht. fosfor for alle stasjonene i henhold til vannforskriften (4-9 µg P/l) (**Figur 17**), og det er heller ikke høyere enn det lokale miljømålet for Mjøsa (ikke over 5,5-6,5 µg P/l).



**Figur 17.** Venstre panel: tidsutviklingen av total-fosfor i sjiktet 0-10 m (mai-oktober) vist med middelværdier (punkter) og variasjonsbredde (25-75 persentil; vertikale streker). Høyre panel: konsentrasjoner av total-fosfor i perioden mai-oktober 2020. Fargene viser tilstandsklassene for vanntype L105b (kalkfattige, dype lavlands-sjøer). Stiplede sorte horisontale streker angir det lokale miljømålet på 6,0 (5,5-6,5) µg/l. Merk at y-aksen en log-transformert.

Tot-P konsentrasjonen ble også målt i blandprøver fra hypolimnion på Skreia i tråd med basisovervåkingen av andre store norske innsjøer i ØKOSTOR prosjektet. Middelverdien var 2,8 µg/l (1-4 µg/l) (**Tabell 9**), som var litt lavere enn konsentrasjonen i de øvre vannlagene (0-10m).

**Tabell 9.** Fosforkonsentrasjon (µg/l) i hypolimnion (20 eller 50-428 m) på hovedstasjonen Skreia (primærdata i Vedlegg A: Tabell 8).

Parameter	04.05.	08.06.	08.07.	04.08.	07.09.	28.09.	Min	Middel	Max
Tot-P	3	4	3	1	3	3	1	2,8	4

Både Tot-P og ortofosfat (PO<sub>4</sub>) ble også målt i dypeste prøve fra Skreia hver måned. For fosfat var alle konsentrasjoner mellom 1 og 3 µg/L PO<sub>4</sub>-P, mens Tot-P lå mellom 2 og 3 µg P/L. Unntaket var juli-prøven, som målte 10 µg/L Tot-P (**Vedlegg A**). Dette er en uvanlig høy verdi som ikke er representativ for resten av målingene, og kan tyde på kontaminering.

Målinger av Tot-P fra vannprøver tatt 10 m over bunnen ved Brøttum i mars og mai, og Kise og i Furnesfjorden i mai, viste alle lave konsentrasjoner (2-3 µg P/l) (**Vedlegg A**).

### 3.6.2 Nitrogen

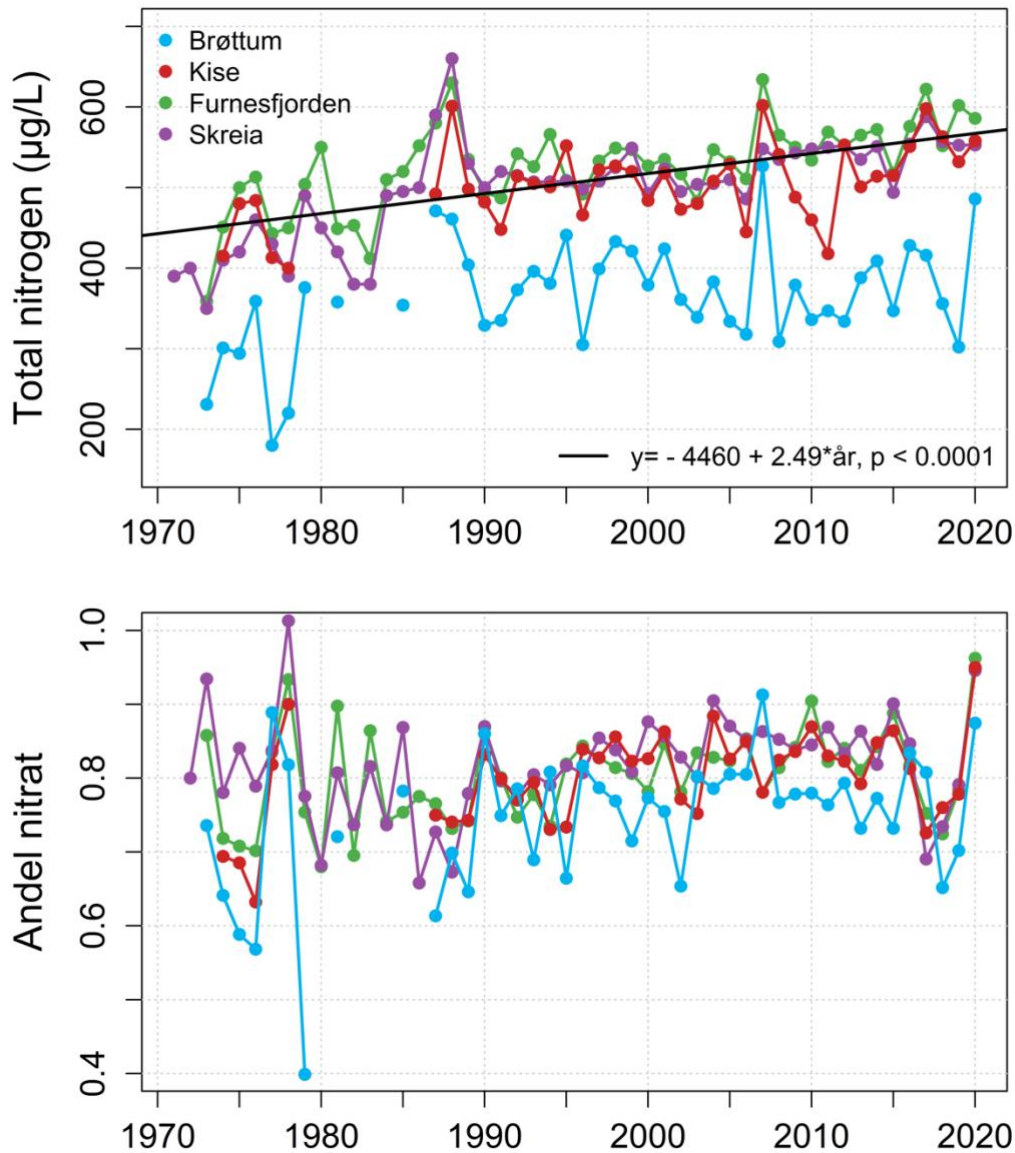
Løste nitrogenforbindelser som nitrat (NO<sub>3</sub>) og ammonium (NH<sub>4</sub>) er nødvendige næringsstoff for vekst av alger og vannplanter. Disse næringsstoffene er sjelden begrensende for veksthastigheten av planteplankton i innsjøer, men i perioder kan de ha innflytelse på hvilke arter eller grupper av arter som dominerer. Økte tilførsler av nitrogen fra vassdrag og landområder til marine områder kan forårsake overgjødning av fjorder og kystfarvann, der nitrogen ofte er begrensende.

Ved Skreia, Kise og i Furnesfjorden viste konsentrasjonen av total-nitrogen (Tot-N) på sen vinteren/våren en økende trend fra begynnelsen av 1970-tallet og fram til slutten av 1980-tallet. Etter dette har det vært en utflating, men konsentrasjonen har økt noe også etter 1990 (**Figur 18**). Økningen over tid skyldes trolig lokale tilførsler, ettersom atmosfærisk nitrogendeposisjon er redusert siden 1990 (Aas mfl. 2020). Tilpasser man en enkel lineær funksjon til tidsserien for disse tre stasjonene, estimeres det i gjennomsnitt en økning på ca. 25 µg N/l per tiår gjennom perioden. Det var ingen signifikant forskjell i konsentrasjon eller stigningstall mellom de tre stasjonene.

I den nordre delen av Mjøsa (stasjon Brøttum) er konsentrasjonen av nitrogenforbindelser betydelig lavere enn de midtre og søndre områdene, og konsentrasjonen har ikke økt siden starten av 90-tallet (**Figur 18**; blå linje). Konsentrasjonen ved Brøttum er sterkt påvirket av vannkvaliteten i Lågen, hvor konsentrasjonen av Tot-N er relativt lav (median for perioden 2015-2020 er ca. 280 µg/L). At nitrogenkonsentrasjonen øker sørover i Mjøsa skyldes at innsjøen tilføres relativt store mengder nitrogen gjennom mange av de mindre tilløpselvene. Konsentrasjonene av nitrogen er svært høye særlig i Lena og Hunnselva, men er høye også i Svartelva og Flagstadelva. Median-konsentrasjonen av nitrogen i disse elvene er gjerne 3-10 ganger høyere enn i Lågen (se kap. 4.2.1). De mange mindre bekkene og elvene som ofte drenerer store landbruksområder (f. eks. bekkene på strekningen mellom Tingnes og Brøttum), har også ofte høye nitrogen-konsentrasjoner (Bechmann og Thrane 2021).

Nitrat utgjør vanligvis ca. 78-85 % av Tot-N i sen vinterprøvene ved de ulike stasjonene (middel for perioden 2001-2020; **Figur 18 B**). I 2020 var andelen nitrat svært høy ved alle stasjoner (87% ved Brøttum og 95-96% ved Kise, Skreia og i Furnesfjorden) (**Vedlegg A**).

Tidsserien for Tot-N i vekstsesongen mai-oktober (**Figur 19**) viser at middelverdiene hadde nokså store fluktuasjoner i Furnesfjorden og ved Skreia, særlig fra ca. 1975 til ca. 1990. Etter den tid har konsentrasjonene flatet ut eller steget svakt. For Brøttum og Kise er det ingen tydelige trender.



**Figur 18.** A) Tidssutviklingen i konsentrasjoner av total-nitrogen på servinteren i perioden 1971-2020 (basert på middelverdier av konsentrasjonen i vannprøver fra vertikalserier fra overflaten til nær bunnen). B) Tidssutviklingen i forholdet mellom nitrat og total-nitrogen.

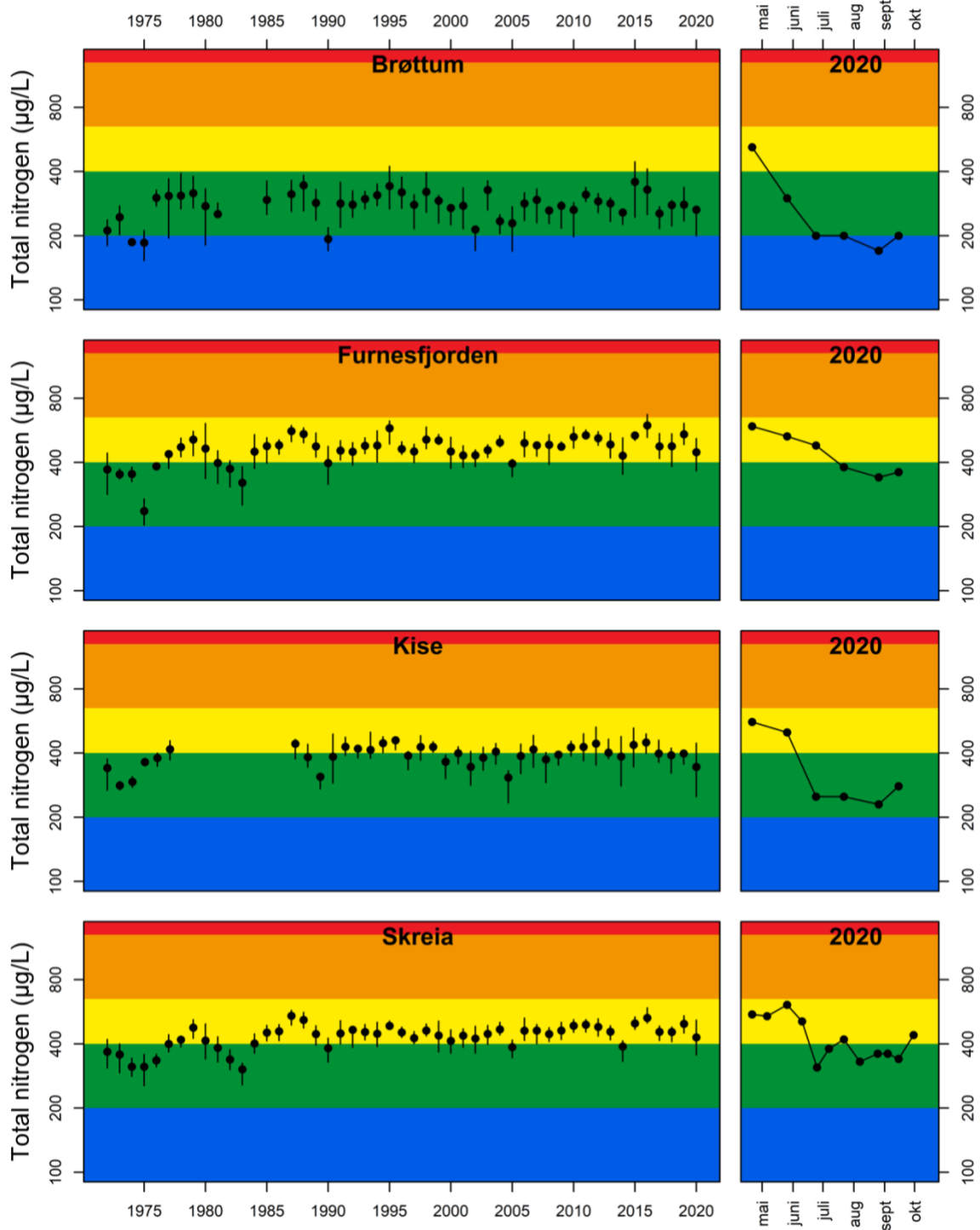
Konsentrasjonen av Tot-N i 2020 (gjennomsnitt for mai-oktober) var i god økologisk tilstand ved Brøttum og Kise, og moderat tilstand i Furnesfjorden og ved Skreia (**Figur 19**), men Tot-N resultatene brukes ikke i den samlede klassifiseringen ettersom nitrogen ikke er vekstbegrensende (se utfyllende begrunnelse nedenfor).

Langtidsseriene for nitrat (**Figur 20**) viser samme utviklingsmønster som total-nitrogen for alle stasjonene. Det samme gjelder sesongvariasjonen i 2020. Andelen nitrat av Tot-N i vekstsesongen har

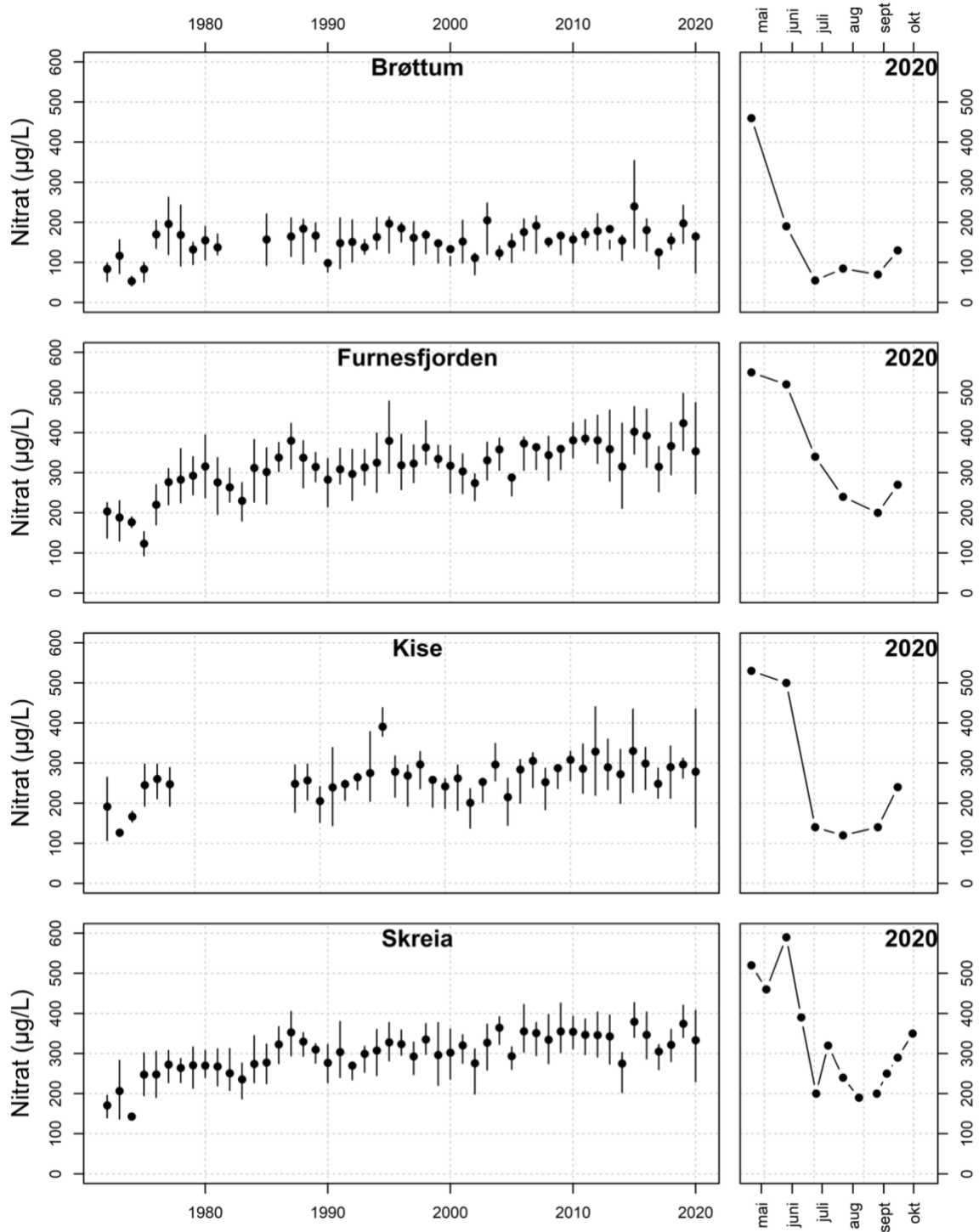


økt fra 40-50% på 1970-tallet til 60-70% i de senere år, noe som trolig skyldes redusert fosforkonsentrasjon og dermed mindre opptak av nitrat i planteplanktonet etter den mest eutrofierte perioden på 1970-tallet. Andelen nitrat av Tot-N kan i tørre somre som f.eks. i 2018 synke til 40-50% midt på sommeren pga. algenes nitrogen-opptak kombinert med lav avrenning fra jordbruksarealene. I 2020 var denne andelen 56% eller mer på Skreia, i Furnesfjorden og på Kise, med unntak av i august på Kise. Ved Brøttum var andelen nitrat lavere (28-41%) i perioden juli-september, som følge av relativt høy biomasse av planteplankton (kap. 3.7) kombinert med relativt lave tilførsler av nitrat.

Minimum-konsentrasjonen som ble målt på sensommeren i 2020 er 55 µg/l på Brøttum og betydelig høyere på de andre stasjonene pga. lokale tilførsler (**Figur 20**, med primærdata i **Vedlegg A**). Nitrogenbegrensning ses vanligvis ved at nitrat-konsentrasjonen synker til under deteksjonsgrensen (< 10 µg/l), samt at Tot-N/Tot-P-forholdet er < 20 (Lyche Solheim mfl. 2019b). De målte minimumskonsentrasjonene indikerer derfor at nitrogen ikke er vekstbegrensende for algeveksten på noe tidspunkt i 2020 og heller ikke i tidligere år.



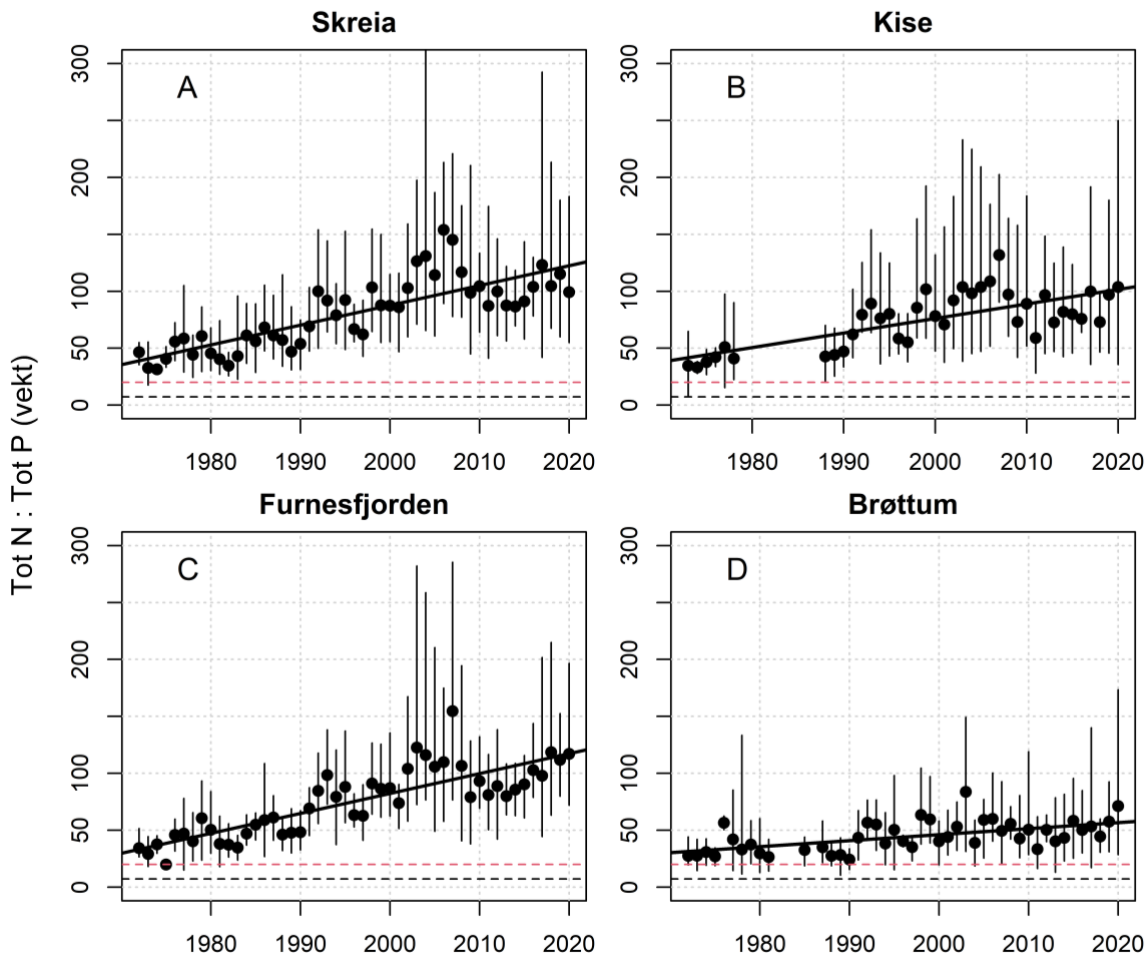
**Figur 19.** Venstre panel: Tidsutviklingen i middelverdier for total-nitrogen i mai-oktober i sjiktet 0-10 m i perioden 1972-2020. Variasjonsbredde (25-75 persentil) er vist med vertikale streker. Høyre panel: Sesongutviklingen i 2020. Fargene viser tilstandsklassene for vanntype L15b (kalkfattige, dype lavlandssjøer). Merk at y-aksen en log-transformert.



**Figur 20.** Venstre panel: Tidsutviklingen i middelverdier for nitrat (nitrat-N) i mai-oktober i sjiktet 0-10 m i perioden 1972-2020. Variasjonsbredde (25-75 persentil) er vist med vertikale streker. Høyre panel: Sesongutviklingen i 2020.

### 3.6.3 Nitrogen/Fosfor forholdet

Fosfor har tradisjonelt vært regnet som begrensende for algeveksten når forholdet mellom total-nitrogen og total-fosfor (N/P) er større enn 12, mens ved lavere verdier er nitrogen begrensende (Berge 1987 med referanser). Andre forfattere opererer med  $N/P = 20$  som grense mellom fosfor- og nitrogenbegrensning (Lyche Solheim mfl. 2019b). Nyere forskning kan imidlertid tyde på at det optimale N/P-forholdet for algevekst øker med økende temperatur – dvs. at algene kan se ut til å trenge med nitrogen i forhold til fosfor når vannet blir varmere (Thrane mfl. 2017; Yvon-Durocher et al. 2015). Et annet kriterium for N-begrensning er lave konsentrasjoner av løst uorganisk nitrogen, dvs. nitrat og ammonium. Derfor har også ratioen mellom uorganisk nitrogen (DIN: nitrat + ammonium) og total-fosfor vært benyttet som et kriterium for å skille fosfor- fra nitrogen-begrensning. Bergström (2010) viste at i boreale, sub-alpine og alpine innsjøer, så skifter planteplanktonet fra fosfor- til nitrogen-begrensning når DIN : Tot-P-ratioen faller under ca. 2.2 (på vektbasis), og dette er mest vanlig i områder med lav atmosfærisk nitrogen-deposisjon. I de fleste norske innsjøer anses fosfor å være begrensende næringsstoff for vekst av planteplankton (Rognerud mfl. 1979, Berge 1987, Faafeng mfl. 1990, Lyche Solheim mfl. 2018b). 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).



**Figur 21.** Tidsutviklingen i N/P-forholdet ved de fire stasjonene for sjiktet 0-10 m. Figuren viser middelerverdier for perioden juni-oktober 1972-2020. Stiplet rød linje angir øvre nivå for mulig nitrogenbegrensning, mens stiplet sort linje angir det normale N:P-forholdet i algeceller. De vertikale linjene markerer min- og maks-verdi gjennom veksts sesongen.

I Mjøsa ved stasjon Skreia har middelverdien for N/P-forholdet variert mellom ca. 30 og 150 i perioden 1972-2020 (**Figur 21A**). Ettersom nitrat utgjør mesteparten av Tot-N i Mjøsa (se kap. 3.6.2), har forholdet mellom nitrat og Tot-P vist samme trend (data ikke vist). Siden år 2000 har NO<sub>3</sub> : TotP-ratioen stort sett variert mellom 50 og 100 gjennom vekstsesongen ved Skreia (data ikke vist). De laveste verdiene observert ved Skreia gjennom vekstsesongen i samme periode har vært mellom 25 og 30, som er rundt 10 ganger høyere enn Bergström (2010) sin kritiske ratio for skifte mellom P og N-begrensning.

Ettersom Tot-P har blitt betydelig redusert siden 1970-tallet, mens Tot-N har vist en svak økning, har det vært en generell tendens til økning i N/P-forholdet for overvåkingsperioden sett under ett. Det vil si at tilstanden i Mjøsa de siste tiårene har beveget seg i retning mot enda sterkere fosfor-begrensning enn det som var tilfellet på 1970- og 1980-tallet. Dette gjelder ved alle stasjoner, men økningen over tid har vært signifikant mindre ved Brøttum enn de andre tre stasjonene (**Figur 21**). Figurene viser imidlertid også at det har vært til dels store variasjoner i N/P-forholdet fra år til år og gjennom vekstsesongene, og at N/P-forholdet avtok noe i perioden fra 2006 til ca. 2014. Dette siste hadde trolig sammenheng med stor flomaktivitet og store tilførsler av fosfor spesielt fra dyrka mark. Midlere N/P-forhold var i 2020 på 99 med variasjon i intervallet 55-183 ved hovedstasjonen Skreia. Ved de øvrige prøvestasjonene var det midlere N/P-forholdet følgende (variasjonsområder i parentes): Brøttum 71 (28-173), Kise 104 (35-250) og Furnesfjorden 117 (80-152).

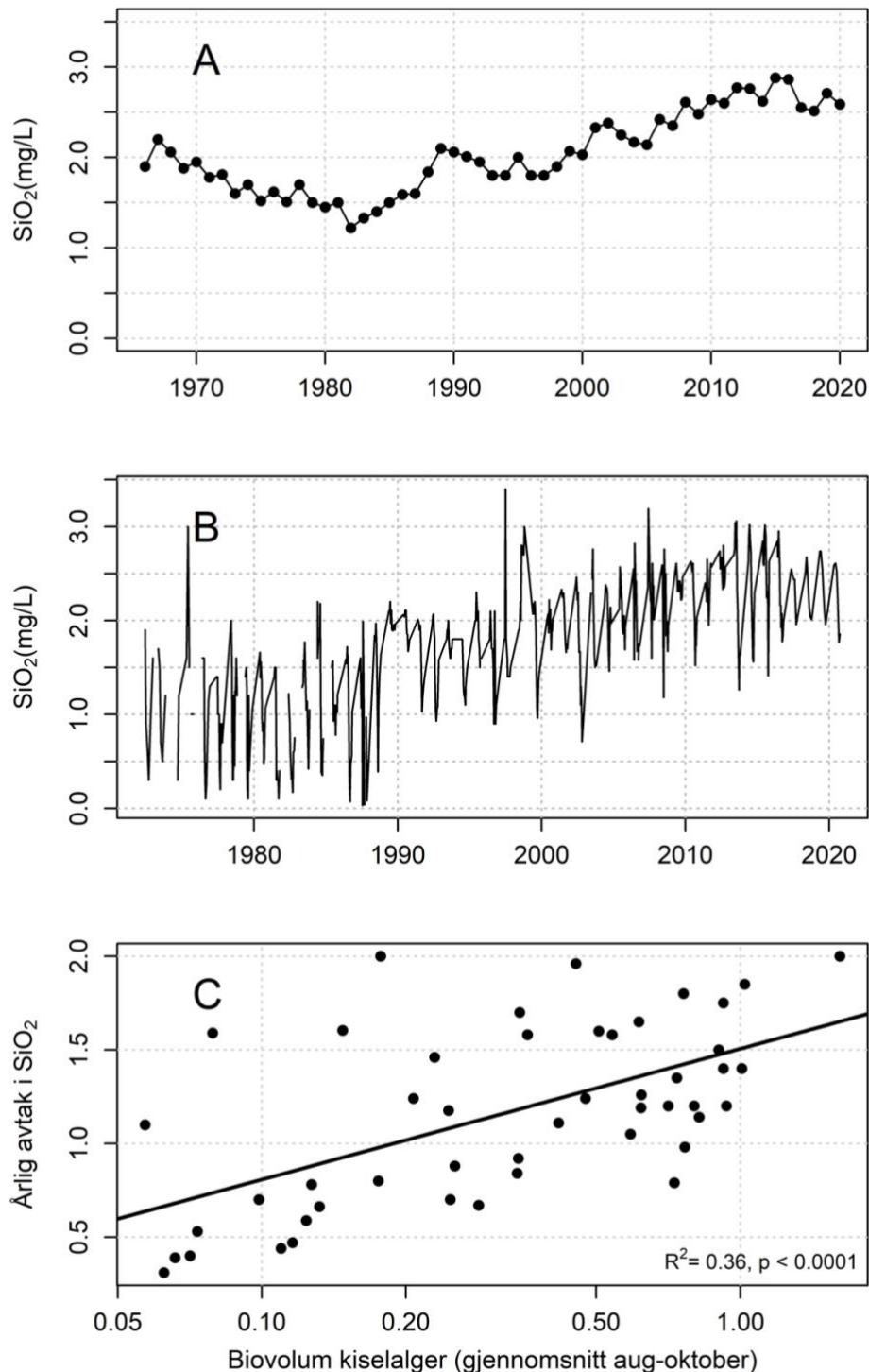
Dette betyr at algeveksten kan antas å ha vært fosforbegrenset ved alle prøvestasjonene gjennom hele vekstsesongen. De høye nitrat-konsentrasjonene gjennom hele vekstsesongen på alle stasjonene (**Figur 20**) styrker antagelsen om fosforbegrenset algevekst i Mjøsa. Ved Brøttum hender det riktig nok at N:P forholdet enkelte år faller under 20 en gang i løpet av vekstsesongen (**Figur 21D**). Men det har ikke vært registret konsentrasjoner av nitrat ved Brøttum under 40 µg/l, og nitrogen-begrensning er derfor usannsynlig også her.

### 3.6.4 Silisium

Silisium er et essensielt næringsstoff for oppbygging av kiselalgenes skall. Det tilføres fra nedbørfeltet som følge av forvitring av silikatholdige bergarter. I næringsfattige innsjøer reguleres konsentrasjonen først og fremst av tilførslene fra nedbørfeltet, mens i innsjøer som har blitt overgjødset med fosfor og nitrogen, kan imidlertid konsentrasjonen i vannmassene avta gradvis, på grunn av stor produksjon og sedimentasjon av kiselalger. Når mengden kiselalger er stor, kan konsentrasjonen av silisium bli så lav at det blir begrensende for kiselalgenes vekst. Dermed får andre planteplankton-klasser, som ikke er avhengige av silisium (f.eks. cyanobakterier), en konkurransemessig fordel.

Fra 1960-tallet til midten av 1980-tallet sank konsentrasjonen av silisium i vårsirkulasjonen (**Figur 22**). Dette var trolig i betydelig grad forårsaket av stor produksjon og sedimentasjon av kiselalger (Kjellberg 1985). I år med mye kiselalger var det vanlig at silisium-konsentrasjonen avtok til <0,3 mg SiO<sub>2</sub>/l i løpet av vekstsesongen. Etter hvert som Mjøsa har blitt avlastet mht. fosfor, har produksjonen av kiselalger (og andre algegrupper) blitt sterkt redusert, samtidig som det sesongmessige avtaket i silisium har blitt mye mindre utpreget (**Figur 22B**). Dette kan være en mulig forklaring til at konsentrasjonen av silisium har bygget seg gradvis opp igjen (se f.eks. Hartman mfl. 2011). Eventuelle endringer i tilførslene kan imidlertid også ha hatt betydning for tidsutviklingen i konsentrasjonen; økning i nedbør og lufttemperatur kan ha ført til økt forvitring og avrenning fra nedbørfeltet. Silisium-konsentrasjonen i tilførsler ble ikke undersøkt tidligere, men fra og med 2010 er målinger av silisium i to av tilløpselvene innlemmet i overvåkingen. Så langt kan vi ikke se noen tendens til økning i konsentrasjonen hverken i Lågen eller Svartelva (Kapittel 4.1.4, 0). Uansett årsak til økningen har silisium-begrensning for kiselalger i Mjøsa blitt mindre sannsynlig i den senere tid enn det var på 1970-tallet. Sesongvariasjonen

(Figur 22B) av silisium i vannsøylen viser et klassisk mønster med kraftig nedgang om sommeren og økning vinter/tidlig vår. Avtaket i silisium gjennom vekstsesongen er signifikant positivt korrelert med mengden kiselalger i Mjøsa på sensommeren og høsten (Figur 22C).



**Figur 22.** A) Middelkonsentrasjonen av silikat i vårsirkulasjonen (0-400 m) ved Skreia i perioden 1966-2020. B) Sesongsvingninger i konsentrasjonen av silikat i de øvre vannlag (0-10 m) ved Skreia i fra 1972-2020. C) Sammenhengen mellom årlig avtak i silikat (differansen mellom mg SiO<sub>2</sub>/l vår og høst) og mengden kiselalger samme år (gjennomsnittlig biomasse på sensommeren; august-oktober).

## 3.7 Planteplankton

### 3.7.1 Økologisk tilstand og artssammensetning i 2020

Den økologiske tilstanden for planteplankton i 2020 (**Tabell 10**) er basert på data fra juni-oktober, da biomassen av planteplankton i Mjøsa som regel er vesentlig lavere i mai enn i resten av sesongen, og dermed ikke anses som representative for den økologiske tilstanden. Den lave algebiomassen i mai hvert år skyldes at temperatur-sjiktningen i Mjøsa ikke skjer før i juni (**Figur 7**) og planktonalgene blir dermed kraftig lysbegrenset i mai og vokser sent også pga. lav temperatur (ca. 4 °C).

Klorofyll-*a* verdiene ved alle stasjonene i 2020 var de høyeste målt på mange år (se kap. 3.7.3), med middelerverdier på 3,1-4,0 µg/l. De er allikevel innenfor god økologisk tilstand (**Tabell 10**). Middelerverdien av klorofyll-*a* på 3,1 µg/l på hovedstasjonen Skreia er noe over det lokale miljømålet på 2,0 µg/l. Middelerverdien av totalt biovolum på 0,40 mm<sup>3</sup>/l og maksimumsverdien på 0,82 mm<sup>3</sup>/l tilfredsstiller ikke miljømålet for god økologisk tilstand (0,40 mm<sup>3</sup>/l er grenseverdien mellom god og moderat), samt de lokale miljømålene på henholdsvis 0,4 mm<sup>3</sup>/l for middelerverdien, 0,7 mm<sup>3</sup>/l for maksimumsverdien. Artssammensetningen målt ved PTI indeksen var 2,20 og gir god tilstand. Det var lite cyanobakterier på Skreia i 2020 med maksimum biomasse på 0,01 mm<sup>3</sup>/l. Dette gir svært god tilstand med en nEQR verdi på 0,99 for Cyano<sub>max</sub>. Samlet ga disse fire parameterne god økologisk tilstand for planteplanktonet på Skreia med en nEQR verdi på 0,65, som er i nedre del av tilstandsklassen.

Brøttum har god tilstand mht. klorofyll-*a*, men moderat mht. totalt biovolum. Artssammensetningen målt ved PTI indeksen ga god tilstand og cyanobakterier ga svært god tilstand. Samlet tilstand ble god med en nEQR på 0,67, som er i nedre del av tilstandsklassen (nEQR 0,60-0,80).

Kise hadde noe høyere middelerverdier enn Skreia mht. klorofyll-*a* og totalt biovolum, som ga middelerverdier på hhv. 3,46 µg/l, og 0,51 mm<sup>3</sup>/l. Dette ga hhv. god og moderat tilstand for disse parameterne på Kise. PTI tilsa god tilstand, mens cyanobakterier viste svært god tilstand. Samlet tilstand ble god med en nEQR på 0,64, som er i nedre del av tilstandsklassen (nEQR 0,60-0,80).

Furnesfjorden hadde høyere konsentrasjoner av klorofyll-*a* (4,0 µg/l) og totalt biovolum (0,58 mm<sup>3</sup>/l) enn de andre stasjonene, og begge biomasse-parameterne var i moderat tilstand. PTI var 2,21, som også er noe høyere enn på de andre stasjonene, men fortsatt innenfor god tilstand. Cyanobakterier var det lite av, og denne parameteren ga svært god tilstand. På grunn av den relativt høye biomassen av planteplankton havnet Furnesfjorden samlet sett i moderat tilstand for planteplankton, men helt på grensen til god tilstand (nEQR = 0,60).

**Tabell 10.** Årsverdier og klassifisering av økologisk tilstand for planteplankton (PP) fra stasjonene i Mjøsa 2020 (juni-oktober). PTI er indeks for artssammensetning. Fargene indikerer tilstandsklassen.

Stasjon	Klorofyll a µg/l	Totalt volum mm <sup>3</sup> /l	PTI	Cyano <sub>max</sub> mm <sup>3</sup> /l	Totalvurdering PP nEQR
Brøttum	3,38	0,41	2,14	0,02	0,67
Kise	3,46	0,51	2,18	0,005	0,64
Furnesfjorden	4,00	0,58	2,21	0,01	0,60
Skreia	3,11	0,40	2,20	0,01	0,65

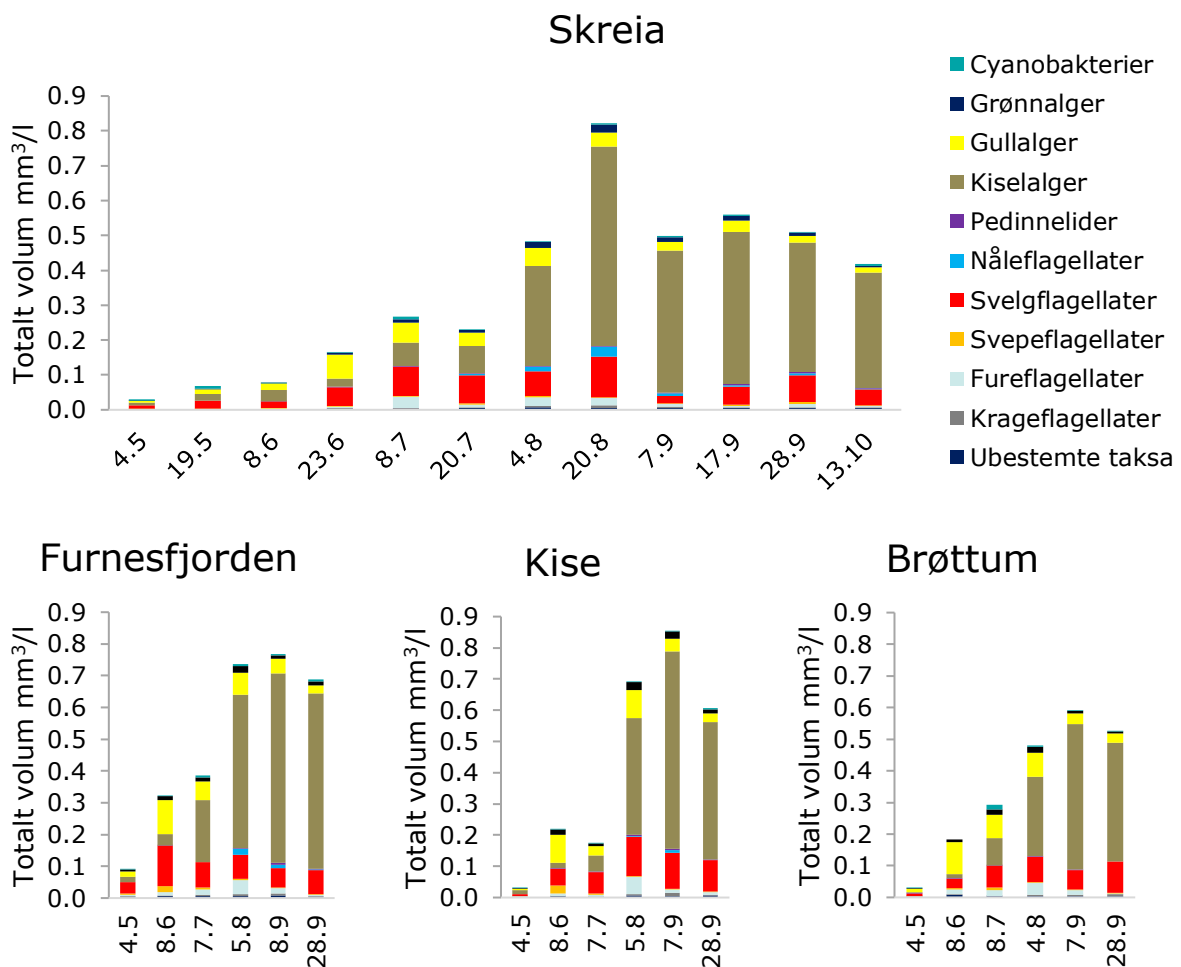
Forskjellen mellom de fire stasjonene er tydelig når man ser på nEQR verdiene, der Brøttum ligger på topp med nEQR på 0,67, mens Kise og Skreia har lavere nEQR på hhv 0,64 og 0,65. Alle disse tre



stasjonene får god tilstand for planteplankton, men er i nedre del av tilstandsklassen. Furnesfjorden er derimot i moderat tilstand med nEQR på 0,60 (som er helt på klassegrensen god/moderat). Dette innebærer at Mjøsa ikke tåler mye mer alger før fosfor-reduserende tiltak bør iverksettes. Furnesfjorden havnet i moderat tilstand for planteplankton også i 2019, og moderat tilstand for PTI-indeksen ble funnet i 2016 og 2017 (Løvik m. fl. 2017, Lyche Solheim m. fl. 2018a). Dette indikerer at denne delen av Mjøsa allerede er overbelastet med næringssalter og krever fosfor-reduserende tiltak.

De algeklassene som dominerte i Mjøsa i 2020 var kiselalger, svelgflagellater og gullalger (**Figur 23**). På hovedstasjonen Skreia var det mest alger fra midten av august til midten av september. Ved de tre andre stasjonene var algetoppen i september, men det var høy biomasse fra august til oktober.

Algemengden var i moderat tilstand på sensommeren på alle stasjonene (se høyre panel i **Figur 27**). Kiselalgens andel av planteplanktonet økte utover sommeren og høsten på alle stasjonene.



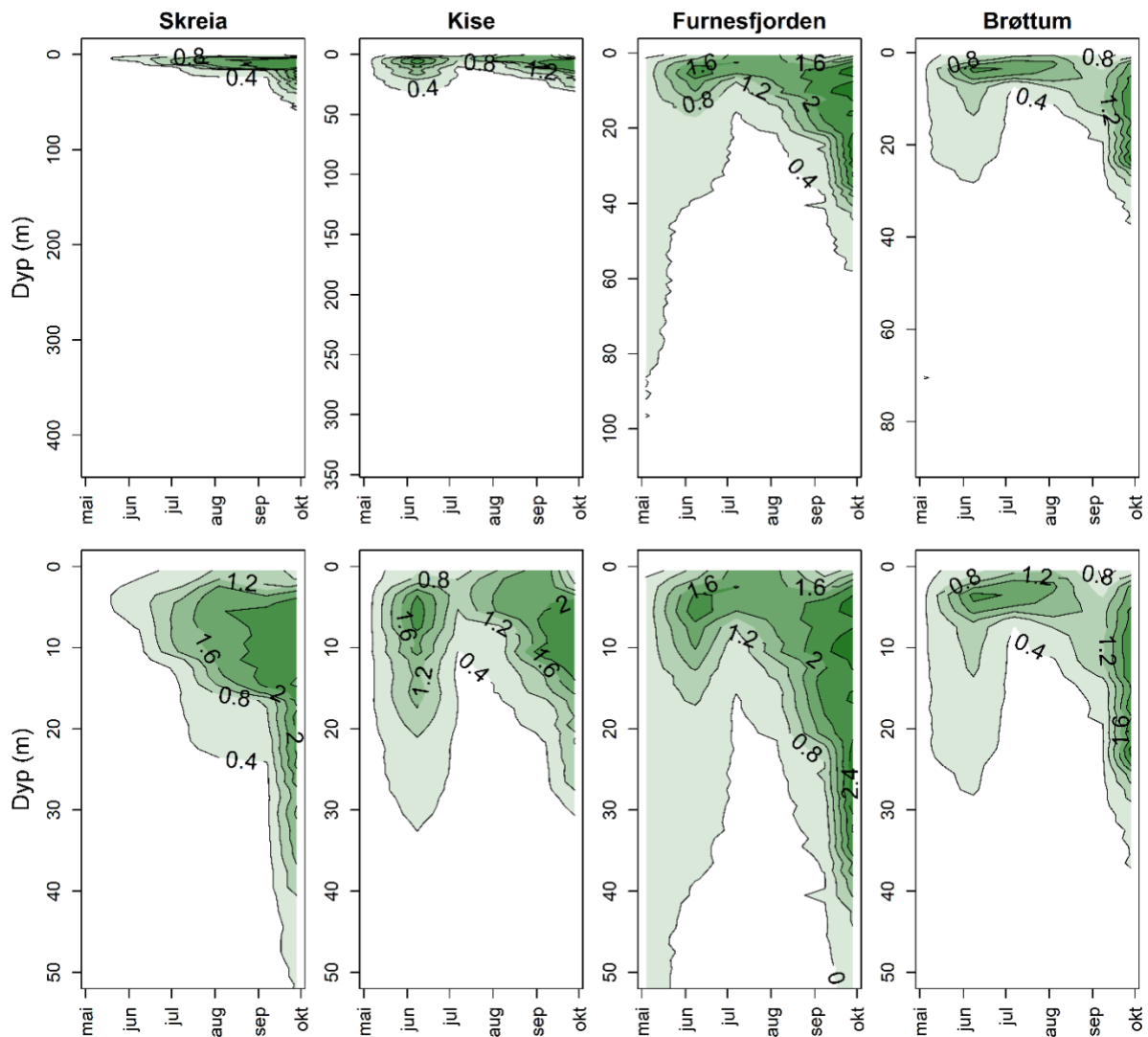
**Figur 23.** Sammensetning av planteplanktonsamfunnet og totalt biovolum fra de faste målestasjonene i Mjøsa i vekstsesongen 2020. Merk: ulike skala på y-aksene.

Artene som bidro mest til det totale volumet var kiselalgene *Asterionella formosa*, *Tabellaria flocculosa* var. *asterionelloides* og *Fragilaria crotonensis* som har sin optimale forekomst ved lav-middels høy fosfor-konsentrasjon (se artsliste med indikatorverdier i vedlegg til klassifiseringsveilederen, Direktoratgruppen, Vanndirektivet 2018), og anses som såkalte «early warning» indikatorer for

eutrofiering (Lyche Solheim m.fl. 2008). Svelgflagellatene fra slektene *Cryptomonas* og *Plagioselmis* (*Rhodomonas*) utgjorde forholdsvis store andeler av planteplanktonet gjennom hele sesongen. Gullalgene hadde sin største forekomst på forsommeren med mange slekter, der *Chromulina*, *Chrysococcus*, *Dinobryon*, *Mallomonas* og *Uroglenopsis* var de viktigste. Den grønne nåleflagellaten *Gonyostomum semen* ble observert i små mengder på sensommeren og høsten ved alle stasjoner utenom Brøttum. Denne har vært observert også tidligere, men ikke med like høy biomasse. Arten produserer slimtråder som kan feste seg på huden til badende og gi utslett, og har økt sin forekomst i Skandinavia i senere tid, kanskje som følge av økende temperatur og humus-nivå (Hagman mfl. 2014). Det er observert forholdsvis mye av *G. semen* i Åkersvika (Bækken mfl. 2014) og det kan tenkes at det i 2020 var en oppblomstring av arten der, som har gitt mer *G. semen* også ute i hovedbassenget. Cyanobakterien som dominerte oppblomstringen ved badestrendene i slutten av juli i 2019 (*Dolichospermum lemmermannii*) ble observert i prøvene fra alle stasjonene i 2020 (i hovedsak i juli), men i små mengder. (**Vedlegg B**). Det ble heller ikke rapportert om oppblomstringer av cyanobakterier lokalt, så vidt NIVA bekjent.

### 3.7.2 Vertikalfordeling av planteplankton gjennom vekstsesongen 2020

I 2020 ble algenes klorofyllfluorescens målt med sonde gjennom vannsøylen hver måned på alle stasjonene. Resultatene (**Figur 24**) indikerer at konsentrasjonene av klorofyll var i samme størrelsesorden ved alle stasjonene ( $< 2,5 \mu\text{g/l}$ , noe som er lavere enn lab-målingene), men at tidspunktet for algetoppen(e) varierte. Uoverensstemmelser mellom fluorescens og lab-målinger kan skyldes artefakter eller usikkerheter knyttet til fluorescens-målingene, som er diskutert under. Ved Skreia økte fluorescensen gradvis utover sesongen, i takt med at algene ble fordelt dypere ned i vannsøylen mot høsten. Dette skyldes en gradvis svekking av sprangsjiktet som følge av avkjøling og vind-indusert sirkulasjon. Sesongutviklingen ved Skreia basert på fluorescens stemmer forholdsvis godt med målingene av biovolum (**Figur 23**) og klorofyll  $a$  fra lab (**Figur 26**). Ved Kise, i Furnesfjorden og ved Brøttum viste fluorescensmålingene tilsynelatende to topper i algebiomasse – én i juni og en på høsten (**Figur 24**). Dette stemmer ikke med målingene av biovolum (**Figur 23**), som viste lav biomasse i juni og høy på høsten. Klorofyllmålingene (**Figur 26**) viser derimot en tendens til en liten «dipp» mellom juni og august, og artssammensetningen var forskjellig i juni og på sensommeren og høsten. Det kan ikke forventes perfekt korrelasjon mellom fluorescens og algebiomasse målt som biovolum eller klorofyll  $a$  på lab. Dette skyldes at både mengden klorofyll per algecelle, og mengden fluorescens per klorofyll  $a$ -molekyl varierer mye, blant annet som følge av lysforhold, næringsbegrensning og artssammensetning (Falkowski and Raven 2007). For eksempel reduseres fluorescensen fra algene betydelig når det er mye lys, slik at det i overflaten og på dager med mye sol, vil måles betydelig lavere fluorescens. De lave verdiene helt i overflaten (0-2 m) fra mai-juli skyldes denne effekten, og ikke at det er mindre alger i overflatelaget enn i blandprøven fra 0-10 m.



**Figur 24.** Klorofyllfluorescens ( $\mu\text{g/l}$ ) i Mjøsa gjennom feltsesongen 2020 målt månedlig fra overflaten og ned til 10 m over bunnen på alle prøvetakingsstasjonene. Øvre panel viser hele vannsøylen, mens nedre panel viser 0-50 m. y-aksen angir dyp i meter.

### 3.7.3 Langtidsutvikling av planteplanktonet i Mjøsa

Langtidsutviklingen av planteplanktonet på hovedstasjonen Skreia (**Figur 25**) viser at totalbiomassen av planteplankton er mer enn halvert siden 1970-tallet, både ut fra klorofyll-*a* og ut fra totalt biovolum. Årsaken til reduksjonene må i all hovedsak kunne tilskrives tiltakene som ble gjennomført for å redusere tilførselene av fosfor og dermed reversere eutrofieringen som skjedde på 1960-tallet og fram til midten av 1970-tallet. Til tross for nedgangen i mengder siden 1970- og 1980-tallet har det også etter årtusenskiftet vært enkelte år der mengdene har vært større enn det lokale miljømålet, slik som i 2003, 2004, 2011 og 2013.

Artssammensetningen har også endret seg mot arter som indikerer mer næringsfattige forhold siden 1970-tallet, som var preget av flere år med dominans av mer næringskrevende cyanobakterier og kiselalger. Biomassen av kiselalger fortsatte å være relativt høy utover på 1980-tallet, mens

cyanobakteriene ble nesten borte (se **Figur 25**, samt **Vedlegg B**: Figur 1). Fra omkring 1990 økte andelen næringsfattige indikatorarter innen gruppene gullalger og svelgflagellater, særlig på forsommeren, mens de middels næringskrevende kiselalgene fortsatt har vært dominerende på sensommeren og høsten, enkelte år med relativt store biovolumer. I 2010 og 2011 var det en økt biomasse cyanobakterier på høsten, men biovolumene var likevel små. I årene 2012-2020 har biomassen og andelen cyanobakterier vært lav og maksimumbiomassen av cyanobakterier i tilstandsklasse svært god. Til tross for en massiv oppblomstring i strandsonen langs store deler av Mjøsa i 2019, ble det ikke detektert uvanlig høye verdier på den pelagiske hovedstasjonen samme år. Dette viser at det kan være betydelige lokale forskjeller i vannkvalitet som ikke fanges opp av overvåkingen på de pelagiske stasjonene.

Samlet klassifisering av planteplankton uttrykt som avstand fra naturtilstand (nEQR) (nederste panel i **Figur 25**) er basert på kombinasjon av klorofyll-a, totalt biovolum, artssammensetningsindeksen PTI og maksimum biomasse av cyanobakterier. Resultatene viser forbedringen fra dårlig tilstand i 1976 med en nEQR verdi ned mot grensen til svært dårlig (0,2) og fram til 1990, da tilstanden var god for første gang siden målingene startet. Etter 1990 har tilstanden variert mellom god og moderat, med god tilstand i 18 av årene og moderat tilstand i 12 av årene.

Årsaken til de store variasjonene i den økologiske tilstanden for planteplanktonet etter 1990 er sammensatt. De viktigste årsakene er sannsynligvis variasjoner i vannføring i tilløpselvene, der flom-år eller år med mye nedbør gir økt fosfortilførsel og dermed mer alger, og variasjoner i temperatur, der varme år gir mer alger enn kalde år. Fosfortilførselene fra antropogene kilder som jordbruk og avløp er generelt for høye, slik tilstanden kan reduseres til moderat gitt gitte værmessige forhold. Variasjoner i dyreplanktonet påvirker også algebiomassen, der år med lav biomasse av store vannlopper gir mer alger enn år med høyere biomasse av disse dyreplankton-artene. NIVA har ikke gjort noen samlet statistisk analyse av sammenhengene mellom planteplanktonet og de forskjellige mulige forklaringsvariablene, men en slik analyse er mulig å gjøre med de nåværende dataene.

Om vi sammenlikner algemengden uttrykt som klorofyll *a* i **Figur 26** og som totalt biovolum i **Figur 27**, så viser generelt total biovolum dårligere tilstand enn klorofyll-a. Årsaken til dette er sannsynligvis dominans av store kiselalger med lavt klorofyll-innhold i forhold til biovolumet, og ikke dårlig samsvar mellom klassegrensene for disse to parameterne<sup>2</sup>.

Langtidsutviklingen av algebiomassen viser omtrent det samme tidsforløpet på alle stasjonene med høye verdier og store sesongsvingninger (lange vertikale streker pr. år i **Figur 26** og **Figur 27**) i den mest eutrofierte perioden på 1970 og 1980-tallet, og lavere biomasse med mindre sesongsvingninger de fleste årene etter dette (korte vertikale streker pr. år i de samme to figurene). Det kan se ut til at algebiomassen har vært noe høyere i Furnesfjorden og Kise enn på Skreia og Brøttum de fleste årene etter 1980-tallet, men dette er ikke testet statistisk foreløpig.

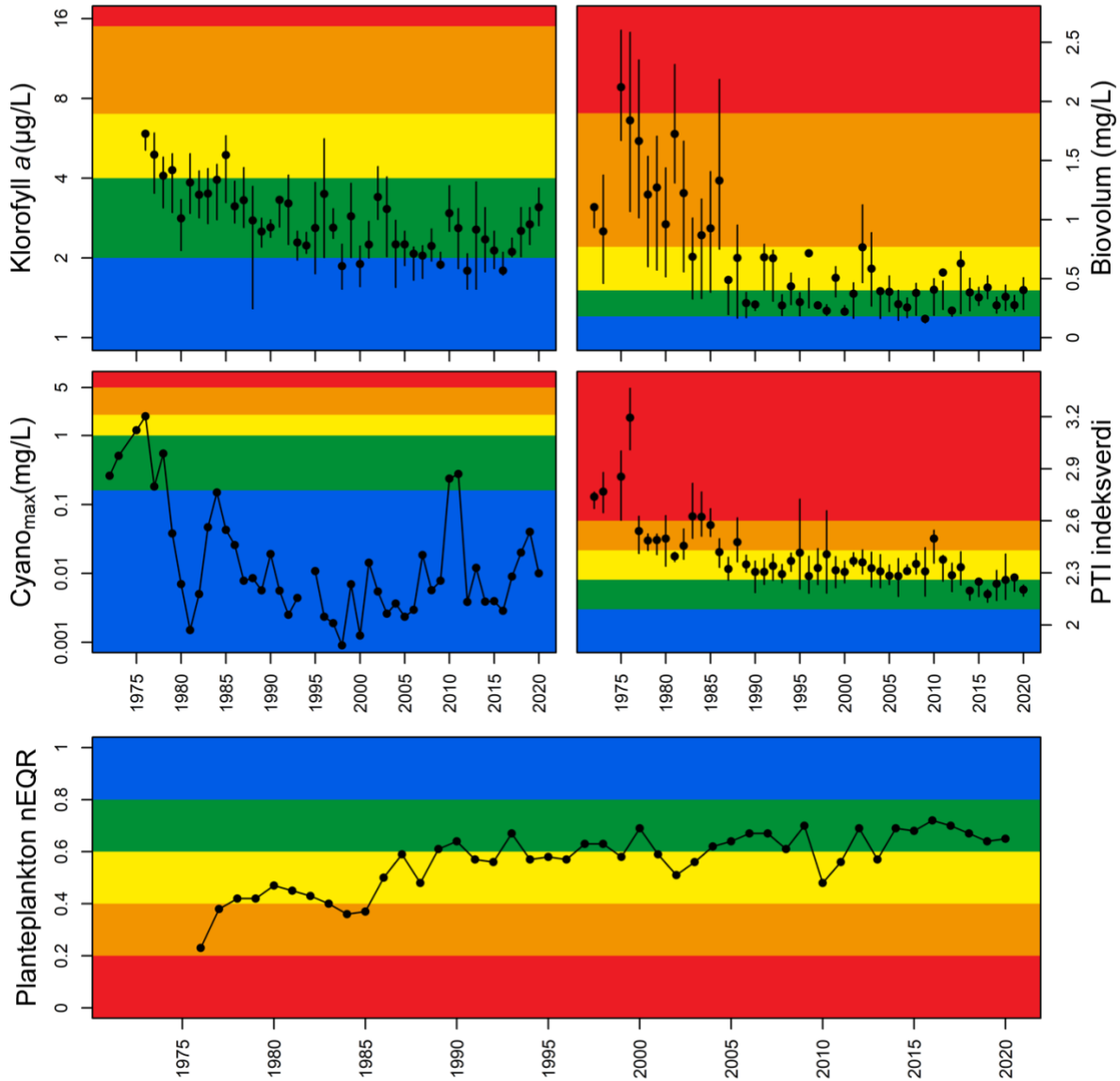
Vi har foreløpig ikke kunnet fremstille figurer av langtidsutviklingen av artssammensetningen eller maksimum biomasse av cyanobakterier for andre stasjoner enn Skreia fordi datagrunnlaget ikke foreligger digitalt fra årene før slutten av 1980-tallet.

Utviklingen av algebiomassen (**Figur 26** og **Figur 27**) ser ut til å følge utviklingen av total-fosfor konsentrasjonen (**Figur 17**), men sammenhengen er dårligere på Brøttum fordi fosforet i større grad

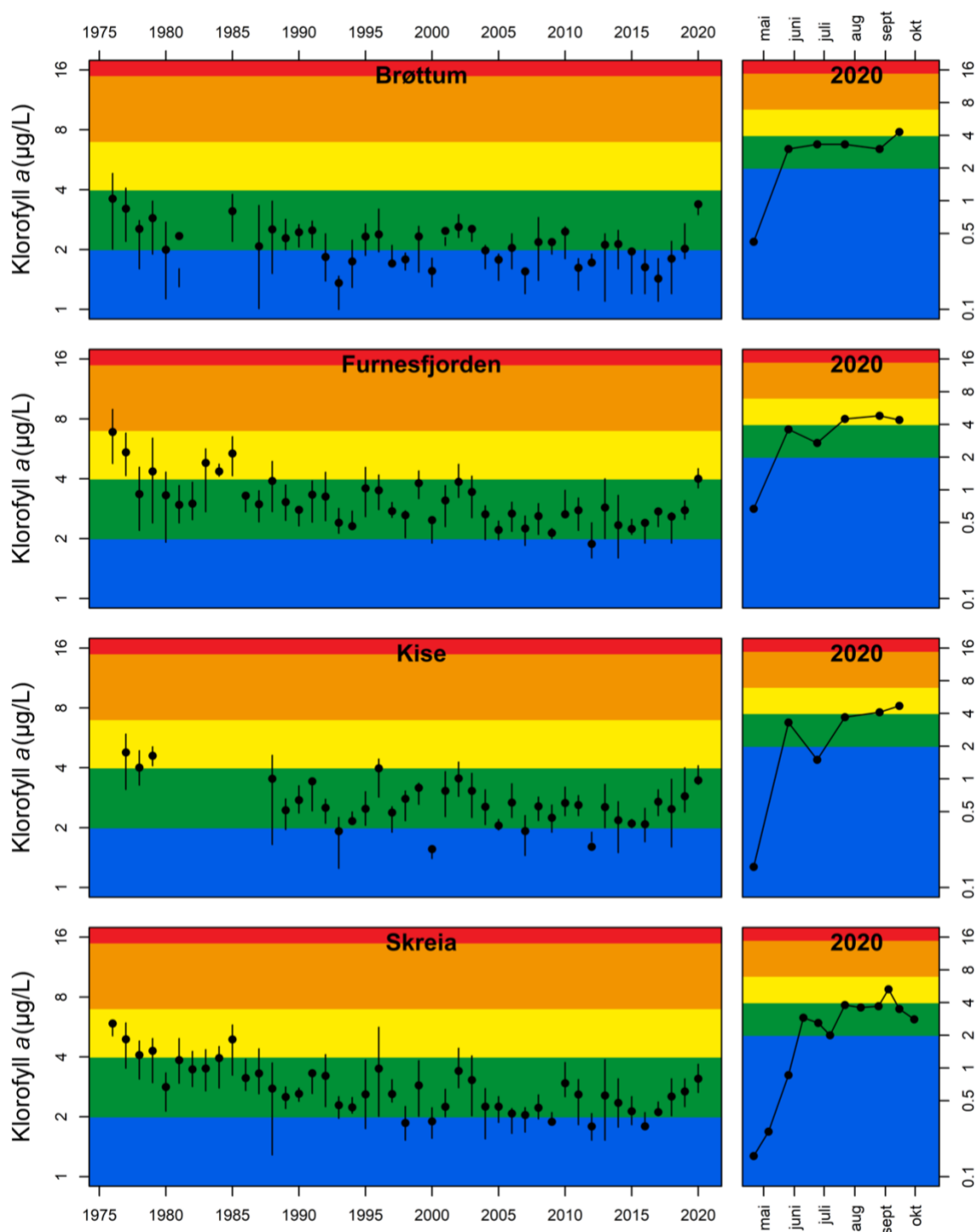
---

<sup>2</sup> Klassegrensene for disse to parameterne er basert på en regresjon av klorofyll mot biovolum basert på nordiske data, som har en  $r^2=0,69$  og  $N=3554$  (se Vedlegg 4.1.2 i Direktoratgruppen vanddirektivet 2018: Veileder 02:2018 Klassifisering).

er bundet til partikler fra skog og fjell, mens det er mer biotilgjengelig på de andre stasjonene. Generelt er biotilgjengeligheten til partikulært fosfor lavere i nedbørfelt dominert av skog og fjell enn i nedbørfelt dominert av landbruk eller urbane områder (Ekholm & Krogerus 2003; Ellison & Brett 2006), og vil derfor også variere mellom elver som Lågen og de lokale elvene i Mjøsas nærområde. Se avsnitt 4.1.1.2 for mer informasjon om elvetilførsler og biotilgjengelighet.

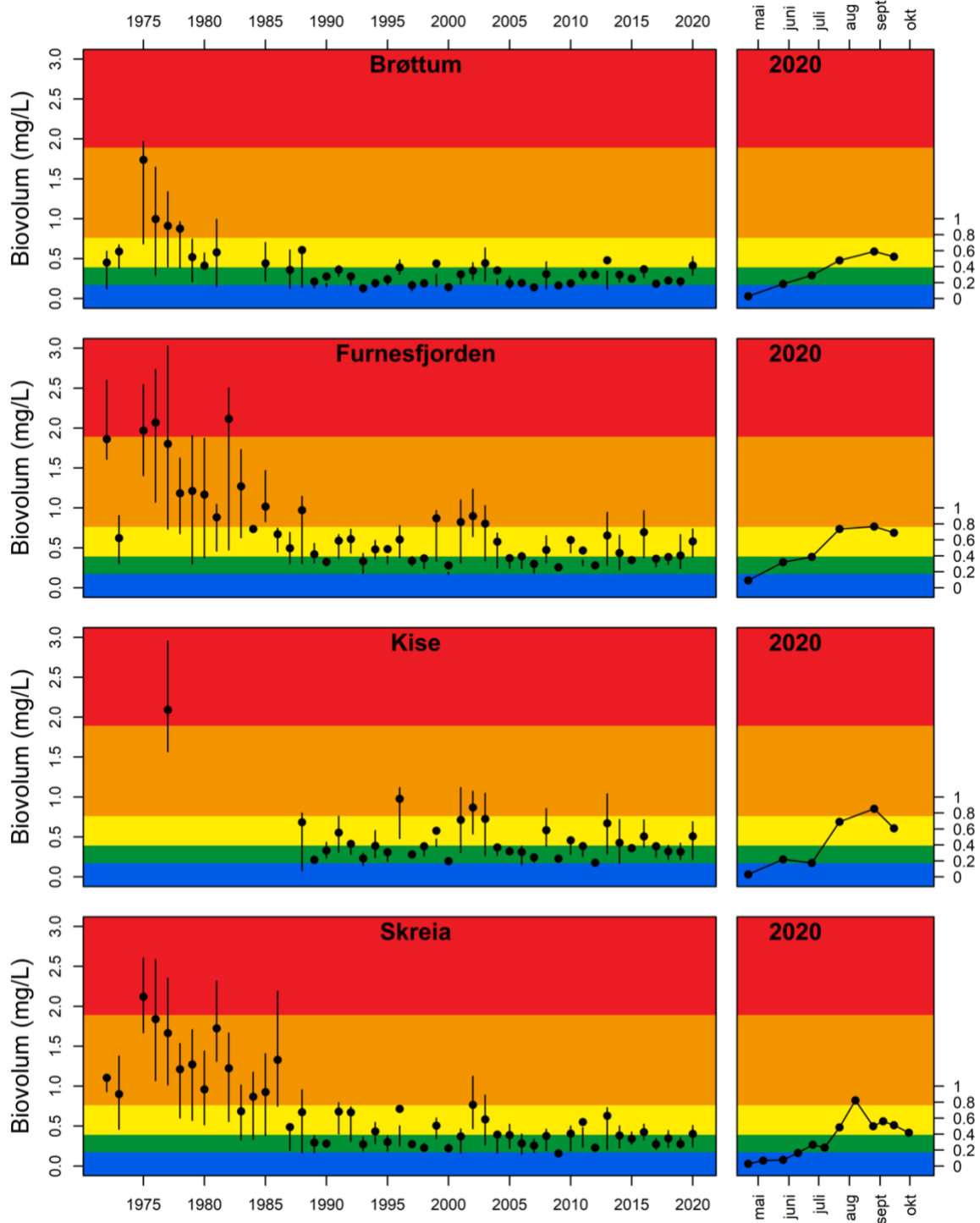


**Figur 25.** Langtidsutvikling av planteplanktonet på hovedstasjonen Skreia.



**Figur 26.** Langtidsutvikling av i planteplankton klorofyll-a på alle de fire målestasjonene i Mjøsa. Sesongvariasjonen i 2020 er vist i høyre panel. Klassegrensene angir økologisk tilstand for kalkfattige, dype lavlandssjøer (type L105b).





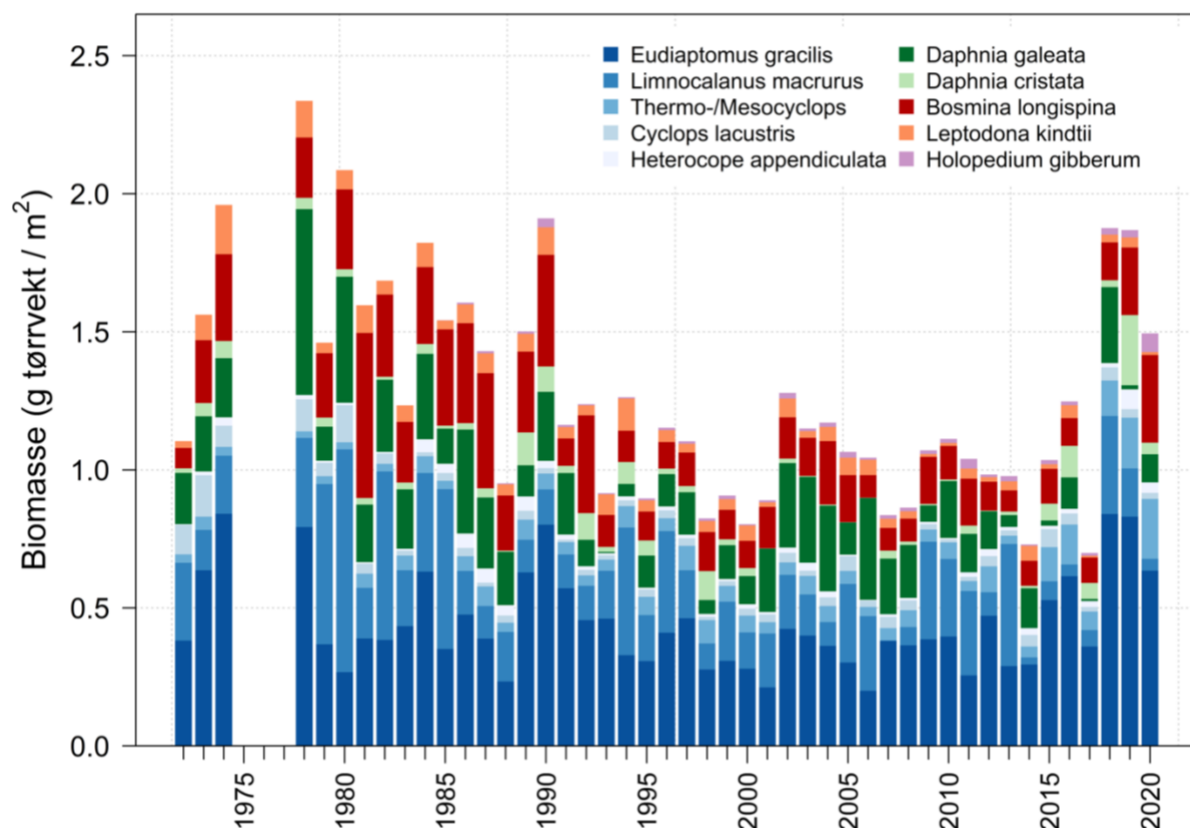
**Figur 27.** Langtidsutvikling av totalt biovolum av planteplankton på alle de fire målestasjonene i Mjøsa. Sesongvariasjonen i 2020 er vist i høyre panel. Klassegrensene angir økologisk tilstand for kalkfattige, dype lavlandssjøer (type L105b).

## 3.8 Dyreplankton

### 3.8.1 Biomasse og artssammensetning av krepsdyrplankton ved stasjon Skreia

Dyreplanktonet representerer en viktig del av økosystemet i de frie vannmasser av innsjøer, både ved at de beiter på planteplankton og ved at de fungerer som mat for planktonspisende fisk, slik som lagesild, krøkle, sik og abbor i Mjøsa. Noen former av dyreplankton er rovformer og lever av annet dyreplankton. De fleste artene av dyreplankton er små, dvs. med lengder på opp mot ca. 1,5-2 mm.

Totalbiomassen av krepsdyrplankton på hovedstasjonen ved Skreia var størst på slutten av 1970-tallet, da Mjøsa var mest overgjødset, og ble deretter redusert med ca. 40% i perioden fram mot 1990-tallet primært som respons på reduksjonen i planteplanktonbiomassen i samme periode (**Figur 28**). Mengden planteplankton er trolig den viktigste faktoren som bestemmer hvor mye krepsdyrplankton som utvikles i Mjøsa (Rognerud og Kjellberg 1990, Løvik og Kjellberg 2003). Det vil si at det er en såkalt «bottom up»-regulering av totalbiomassen av krepsdyrplankton. Resultater fra andre store norske innsjøer (Lyche Solheim m.fl. 2019) indikerer at dette er vanlig i næringsfattige innsjøer.



**Figur 28.** Middelbiomasse av dyreplankton fordelt på de ti vanligste artene i Mjøsa (stasjon Skreia) i perioden 1972-2020 (0-50 m, perioden juni-oktober, data mangler for 1975-1977), g tørrvekt pr. m<sup>2</sup>. 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.

I perioden 1991-2017 varierte krepsdyrplanktonets middelbiomasse mellom 0,7-1,3 g tørrvekt/m<sup>2</sup>. I 2020 var biomassen betydelig høyere (1,5 g tørrvekt/m<sup>2</sup>) enn gjennomsnittet for perioden 1991-2017, men noe lavere enn de to foregående årene (**Figur 28**). I 2018 og 2019 var biomassen av krepsdyrplankton på nivå med den mest eutrofierte perioden på 1970-tallet, og nesten dobbelt så høyt

som gjennomsnittet de siste 30 årene. Middelbiomassene av zooplankton i Mjøsa de siste tre årene er altså de høyeste registrert på 30 år.

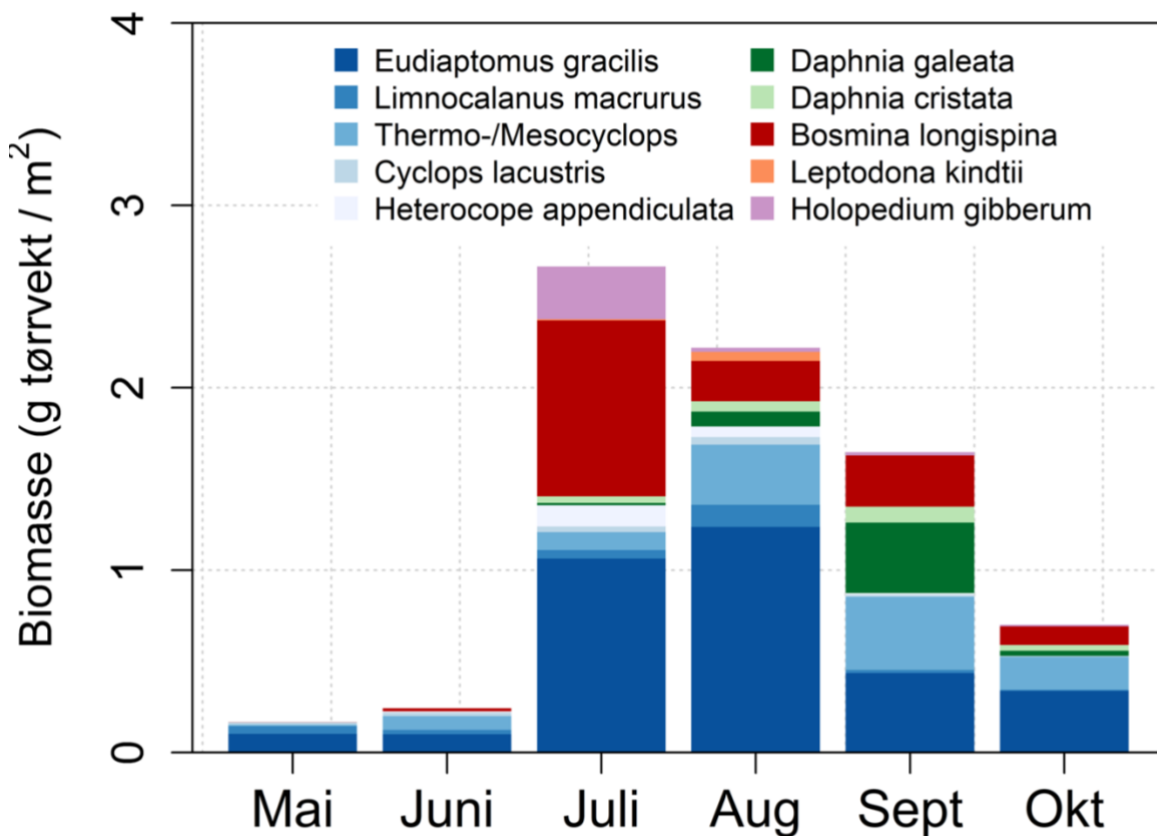
Hoppekrepsen *Eudiaptomus gracilis* er en av de mest hyppig forekommende artene av dyreplankton i Mjøsa, og ofte – inkludert de tre siste årene – utgjør arten opp mot halvparten av middelbiomassen. Den store hoppekrepsen *Limnocalanus macrurus* utgjorde kun 3 % av biomassen i 2020 mot 11 og 23 % i hhv. 2019 og 2018. Den er normalt sett hyppigst til stede i 0-50 m prøvene tidlig på forsommeren, og avtar utover året. Dette er en art som er tilpasset å leve i kaldt vann og vil gjerne trekke ned i dypet når overflatevannet varmes opp utover sommeren (Carter, 1969). Andelen som *L. macrurus* utgjør av den årlige biomassen, ser ut til å ha gått noe ned fra registreringene begynte i 1972 og fram til 2020, noe som kan ha sammenheng med temperaturøkningen i de øvre vannlag i samme periode. En annen stor hoppekreps, *Heterocope appendiculata*, som er så å si fraværende enkelte år (f.eks. i 2018), utgjorde i 2020 2,5 % av den totale biomassen. Hoppekrepsene *Thermocyclops oithonoides* og *Mesocyclops leuckarti* utgjorde samlet drøyt 14 %, som er noe høyere enn årene før. Av andre vanlige arter kan nevnes hoppekrepsen *Cyclops lacustris*, samt vannloppene *Holopedium gibberum* (gelekreps) og *Leptodora kindtii*. Disse representerte hver hhv. 1,6, 4,4 og 0,7 % av totalbiomassen i 2020. Den rødlistede hoppekrepsen *Cyclops lacustris* har hatt en relativt stabil bestand i de senere årene.

Etter å ha vært fraværende en lengre periode da Mjøsa var mest overgjødslet, etablerte gelekrepsen *Holopedium gibberum* seg i planktonet igjen fra midten av 1980-tallet. Arten kan regnes som indikator for næringsfattige (oligotrofe) vannmasser, og den utgjør en naturlig del av Mjøsas krepsdyrplankton. *H. gibberum* ser ut å ha stabilisert seg på et noe høyere nivå det siste tiåret med en gjennomsnittlig biomasse på 0,018 g tørrvekt/m<sup>2</sup> (middel av alle målinger), sammenlignet med tiåret før med en gjennomsnittlig biomasse på 0,012 g tørrvekt/m<sup>2</sup> (middel av alle målinger). I 2020, var biomassen av arten så langt den høyeste som er registrert, med 0,056 g tørrvekt/m<sup>2</sup> (årsmiddel).

Den samlede biomassen av *Daphnia cristata* og *Daphnia galeata* var i 2020 vesentlig lavere enn de to årene før, og omtrent på samme nivå som gjennomsnittlig årsmiddel for perioden 2010-2017. Biomassen av *Daphnia cristata* var i 2019 faktisk den høyeste som er registrert i hele tidsserien, men likevel lavere enn biomassen av *D. galeata* på sensommeren i 2018 (Lyche Solheim m.fl. 2019a). Effektive algebeitere (arter i slekten *Daphnia*) dukker som regel opp i prøvene fra juni og utover, som en respons på den økende algebiomassen. Typisk øker en annen vannloppe, *Bosmina longispina*, i antall tidligere på sommeren enn *Daphnia* artene. Dette henger sammen med at arten, i tillegg til å ha hvilegg i sedimentet, er til stede i vannmassene gjennom vinteren (Wærvågen og Nilssen, 2011), og slik kan respondere raskt på økt mattilgang tidlig i vekstsesongen (mens *Daphnia spp.* i mindre grad er til stede i vannmassene tidlig på sommeren). I 2020 var det en tydelig økning i biomassen av gullalger og svelgflagellater i juni (**Figur 23**), noe som kan forklare den kraftige økningen i målt biomasse av *B. longispina* fra juni til juli (**Figur 29**). I juli 2020 var arten til stede i høy tetthet (0,96 g/m<sup>2</sup>) og middelbiomassen av arten i 2020 var på nivå med registreringene på 1980-tallet (**Figur 28**). I perioder med tette bestander av *B. longispina* kan høyt beitetrykk fra arten tenkes å redusere det totale biovolumet av algeklasser som gullalger og svelgflagellater. Høyt beitetrykk fra tette bestander av *B. longispina* og *H. gibberum* har blitt foreslått som årsak til redusert biomasse av ulike planteplanktonklasser, deriblant gullalger i andre oligotrofe innsjøer i Norge (Wærvågen og Nilssen, 2011).

Sesongvariasjonene i krepsdyrplanktonbiomassen har vært veldig forskjellig de tre siste årene. I 2018 var det en kraftig økning i juni, noe som kan skyldes en uvanlig varm forsommer med høy vanntemperatur og medfølgende høy vekstrate hos planktonet (Lyche Solheim m.fl. 2019a). I 2019 var sesongutviklingen mer som forventet ut fra tidligere års sesongutvikling, med gradvis økende biomasse frem mot en topp i september. I 2020 var biomassen svært lav i mai og juni (**Figur 29**), trolig på grunn

av sen oppvarming av vannsøylen og treg vekst (**Figur 7**). Biomassen nådde toppen i juli, etter en usedvanlig varm juni-måned (**Figur 4**).



**Figur 29.** Sesongutviklingen i biomasser av de viktigste artene innen krepsdyrplanktonet ved stasjon Skreia i 2020 basert på kvantitativ prøvetaking med Schindler-felle. Biomasser er gitt som g tørrvekt pr. m<sup>2</sup> for sjiktet 0-50 m.

Ettersom middelbiomassen av zooplankton nå har vært høy i tre år på rad, er det sannsynlig at dette er en reell økning som ikke kan forklares av tilfeldig variasjon knyttet til f.eks. prøvetaking. Redusert predasjonspress fra fisk i de øvre vannmassene ble foreslått som en mulig forklaring på den høye middelbiomassen i 2018 (Lyche Solheim m.fl. 2019a), i tillegg til raskere vekst som følge av høy vanntemperatur tidlig på sommeren. Redusert predasjonspress fra fisk vil kunne forekomme dersom planktonspisende fisk som krøkle og lagesild i større grad søker ned i dypere, kaldere og mer oksygenrikt vann, eller ved svake årsklasser eller reduserte bestander av artene. Nye fiskeundersøkelser utført av NINA i Mjøsa i 2018 (Lyche Solheim, 2019b) indikerer at lagesilda ikke finnes i like store mengder som tidligere i de øvre vannmassene, muligens pga. høyere temperatur. Denne teorien ble understøttet av at antallet individer av krepsdyrplankton i håvtrekkene fra 0-10 m i 2018 var relativt høyt sammenlignet med tilsvarende tall fra 0-50 m håvtrekk, som normalt skal være høyere. I tillegg ble det observert større middellengder for dafnier i 2018 sammenlignet med i 2017, noe som også indikerte et lavere predasjonspress. I 2019 gikk derimot middellengdene på dafnier noe ned igjen, men i 2020 vesentlig opp igjen. Disse variasjonen er omtalt under (3.8.2).

Sannsynligvis spiller variasjon i fiskepredasjon, temperaturforhold og primærproduksjon viktige roller for utviklingen av zooplanktonbiomassen. Men uten en mer omfattende kvantitativ analyse av dataene er det per i dag vanskelig å peke på kausale faktorer bak økningen i zooplankton biomasse de siste tre

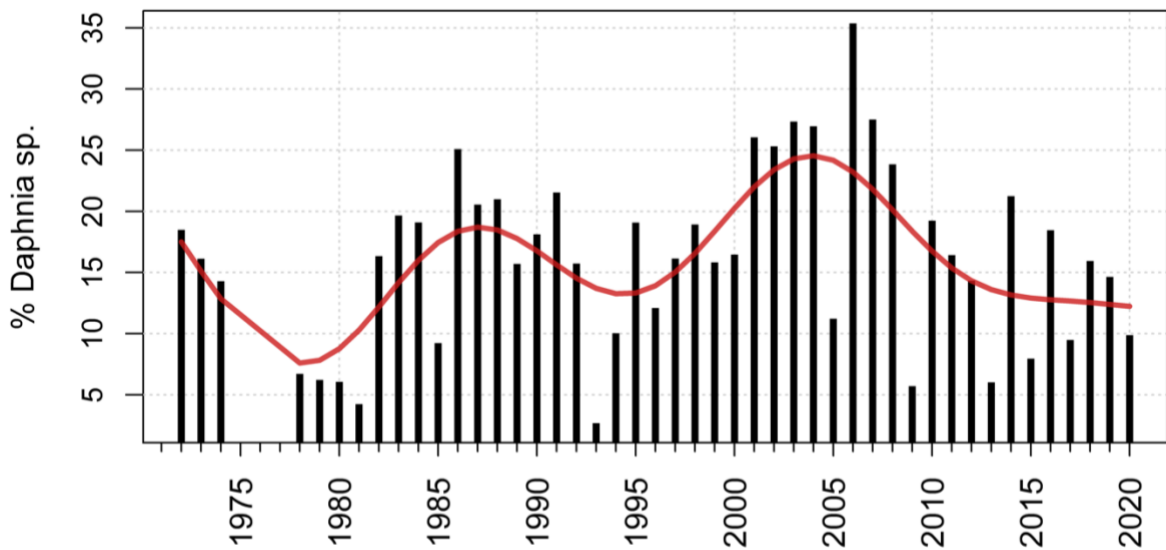
årene. Noen generelle betraktninger kan allikevel gjøres: Når det gjelder fiskepredasjon vil adferd, f.eks. at fisken svømmer dypere pga. høyere temperatur, og variasjon i årsklassestyrke trolig ha en effekt. Vanntemperaturen i seg selv vil påvirke vekstraten til planktonet, og dermed kunne virke inn på populasjonsvekst og konkurranse mellom arter med ulike responser til økt temperatur. Videre kan det tenkes at det har vært høyere primærproduksjon de siste tre årene, som har gitt mer mat til dyreplanktonet og høyere biomasse gjennom «bottom up»-kontroll. Ettersom vi kun måler biomasse av planteplankton og ikke primærproduksjon er det dog vanskelig å verifisere dette. Tidsseriene på temperatur, næringsalter og kvantitative zooplanktondata muliggjør testing av noen av disse hypotesene, selv om mangelen på tidsserier for fisk gjør at effekten av fiskepredasjon vanskeligere kan kvantifiseres.

### 3.8.2 Vannlopper: Individlengder og andel av planktonsamfunnet over tid

Gruppen store dafnier regnes som de mest effektive algebeiterne innen dyreplanktonet. Innsjøens «selvrensingsevne» øker dersom biomassen av store dafnier øker. Av de to dafnie-artene som er vanlige i Mjøsa (*D. galeata* og *D. cristata*) er *D. galeata* størst og trolig en mer effektiv algebeiter enn den mindre *D. cristata*. Graden av predasjon har stor betydning for dominansforholdet mellom artene og for størrelsen på dominerende vannlopper. Fisken selekterer store og lett synlige individer. Dermed forskyves sammensetningen i retning små og mindre synlige former av dyreplankton med økende predasjonspress, f.eks. i år med sterke årsklasser av planktonspisende fisk som lågåsild og/eller krøkle.

Andelen dafnier har variert fra 2,5 % av totalbiomassen i 1993 til 35 % i 2006. Langtidsserien viser et syklisk mønster med en periode på 15-20 år (**Figur 30**). I 2020, utgjorde andelen av dafnier til sammen ca. 10%, hvor *D. galeata* dominerte, til forskjell fra året før da *D. cristata* dominerte.

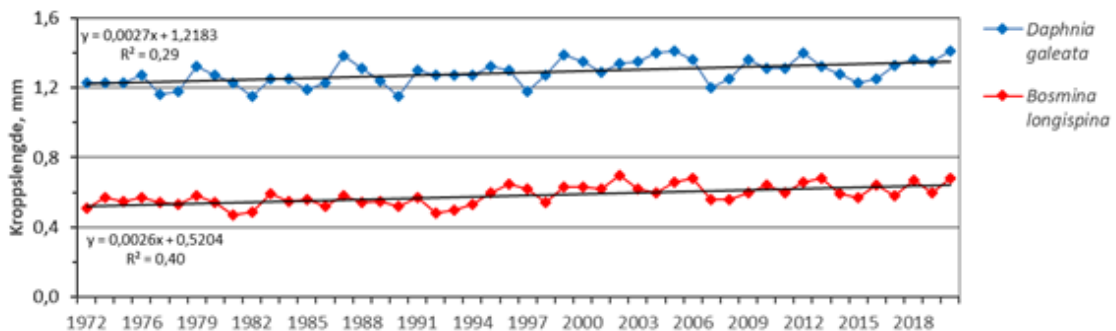
Middellengden av voksne hunner av *Daphnia galeata*, *Daphnia cristata* og *Bosmina longispina* er beregnet til henholdsvis 1,41 mm, 1,37 mm og 0,68 mm ved Skreia i 2020 (**Tabell 11**). Middellengdene av *Daphnia galeata* er større enn de to foregående årene, og tilsvarende lengde er kun rapportert en gang tidligere, i 2005. *Daphnia cristata* er noe større enn i 2019, men på samme middellengde som i 2018, og er ellers omtrent som i tidligere år. Som det kommer frem av tidsserien over middellengder for *B. longispina* og *D. galeata* er det store svingninger gjennom hele overvåkningsperioden fra 1972 og fram til i dag (**Figur 31**). Disse svingningene kan blant annet skyldes variasjoner i årsklassestyrke hos krepssdyrplankton-beitende fisk. Som figuren viser er det en svak økning i middellengder hos de to vannloppeartene når man ser hele perioden under ett. Årsakene til dette er sammensatt, men en medvirkende faktor kan være redusert beitepress fra planktonspesialister som lagesild (som omtalt på foregående side).



**Figur 30.** Prosentandelen av *Daphnia* spp. i forhold til den totale krepsdyrplankton-biomassen i perioden 1972-2019. Data mangler for årene 1975-1977.

**Tabell 11.** Middellengder av dominerende vannlopper (voksne hunner) ved Skreia og Furnesfjorden i 2020.

	<i>Holopedium gibberum</i>		<i>Daphnia galeata</i>		<i>Daphnia cristata</i>		<i>Bosmina longispina</i>	
	Skreia	Furnesfj.	Skreia	Furnesfj.	Skreia	Furnesfj.	Skreia	Furnesfj.
Middel	<b>1,12</b>	<b>1,08</b>	<b>1,41</b>	<b>1,37</b>	<b>1,15</b>	<b>1,15</b>	<b>0,68</b>	<b>0,64</b>
Min	0,95	0,90	1,20	1,20	1,00	0,80	0,52	0,50
Maks	1,30	1,40	1,60	1,60	1,40	1,40	0,82	0,82
Standardavvik	0,10	0,12	0,11	0,09	0,12	0,14	0,08	0,09
Antall	21	18	31	33	30	30	30	30

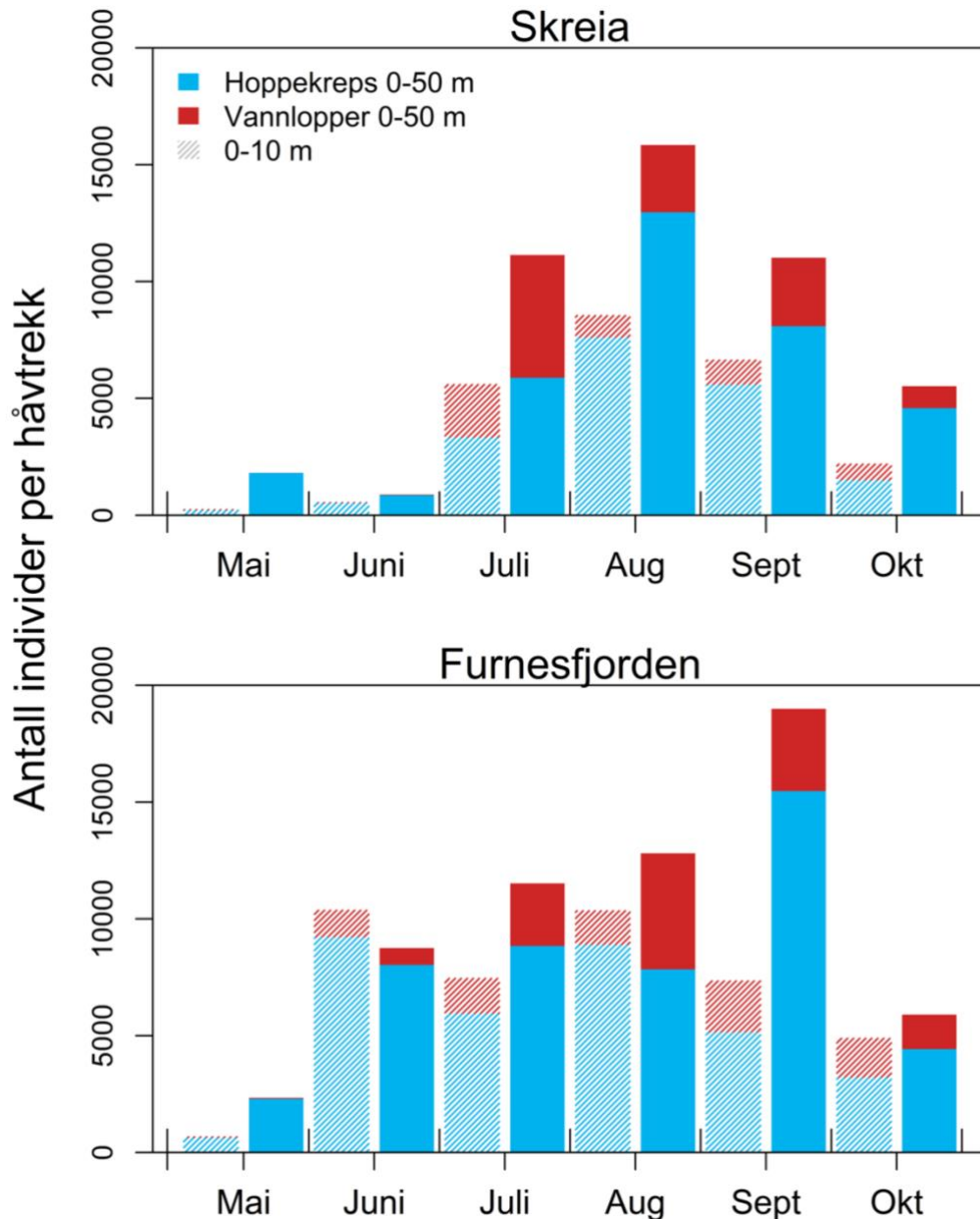


**Figur 31.** Utvikling av kroppslengder på to vanlige arter av vannlopper i Mjøsa, *Daphnia galeata* og *Bosmina longispina*, i perioden 1972-2020. For år der middellengder av *D. galeata* mangler (1973, 1974, 1981, 1989, 1992, 1993, 1994 og 1998) er det benyttet gjennomsnittlig middellengder for de resterende årene i samme tiår. Trenden er signifikant økende ( $p < 0,001$ ) for begge arter.



### 3.8.3 Artssammensetning og individantall i håvtrekk fra Skreia og Furnesfjorden

Vertikale håvtrekk kan ikke betraktes som kvantitative mål på mengden dyreplankton, men kan likevel gi en indikasjon på variasjoner i tettheten av dyr mellom stasjoner og over tid. **Figur 32** viser at tettheten av dyr var størst i august (Skreia) og september (Furnesfjorden), at krepsdyrplanktonet på begge stasjonene var antallsmessig dominert av hoppekreps de fleste prøvedatoene, og at vannlopper utgjorde en tilnærmet like stor andel andeler av krepsdyrplanktonet kun i juli ved Skreia.



**Figur 32.** Tettheter av krepsdyrplankton i håvtrekk fra Skreia og Furnesfjorden i 2020. Hoppekreps (Copepoder) er markert med blått og vannlopper (Cladocerer) er markert med rødt. Hver måned er det tatt håvtrekk én gang, men fra to ulike dybdesjikt: ett trekk fra 0-10 m og ett trekk fra 0-50 m. Resultatene fra de to trekkene er vist som separate søyler i figuren. Den skraverete søylen (til venstre for månedsnavnet) viser individantallet fra 0-10 m, mens den helfargede søylen (til høyre for månedsnavnet) individ-antallet fra 0-50 m.

Det er godt samsvar mellom resultatene for den kvantitative prøvetakingen og resultatene fra håvtrekkene ved Skreia i 2020. Toppen basert på biomasse (**Figur 29**) kom riktig nok i juli, mens toppen for antall individer kom i august (**Figur 33**), men dette skyldes i stor grad at august-prøven inneholdt en stor andel nauplius-larver, som har er små og har liten biomasse. For Furnesfjorden er det et uforholdsmessig høyt individantall i håvtrekk fra 0-10 m sammenlignet med håvtrekk fra 0-50 m i juni. Det forventes generelt høyere biomasse fra 0-50 m enn 0-10 m, men ettersom det tas to separate håvtrekk, vil det på grunn av tilfeldig variasjon innimellom fanges flere dyr fra 0-10 meter. Dette skyldes at den horisontale fordelingen av zooplankton ikke er homogen og at det alltid vil være «flekker» med høyere tettheter enn andre. Videre kan drift under prøvetaking (på grunn av vind) medføre at det totale volumet av vann som filtreres gjennom håven – og dermed antall dyr som fanges – varierer noe mellom ulike håvtrekk.

Ingen vesentlige endringer i artssammensetningen ble registrert i de seks første årene slike prøver ble samlet inn fra både Skreia og Furnesfjorden (2012-2018). Artssammensetningen i 2020 (**Vedlegg C**) er i grove trekk lik som i foregående år. I 2019 ble derimot vannloppene *Alona affinis* og *Sida crystallina*, som sjelden forekommer i prøvene, registrert. I tillegg ble en ny art for Mjøsa registrert, vannloppen *Limnosida frontosa*. Dette er en sørøstlig art, og nærmeste tidligere registrerte forekomster er i Harasjøen (Stange) og Rokosjøen (Løten) (artsdatabanken.no). Det kan tyde på at den har spredd seg til Mjøsa fra Rokosjøen ved høy vannføring og/eller blitt spredd via vannfugl fra en eller begge innsjøene. Arten har i de senere år blitt spredd til en rekke innsjøer på Østlandet. Denne arten ble ikke registrert i 2020, hvilket tyder på at den så langt ikke har etablert tette bestander i Mjøsa.

### 3.8.4 Mysis og andre istidskreps

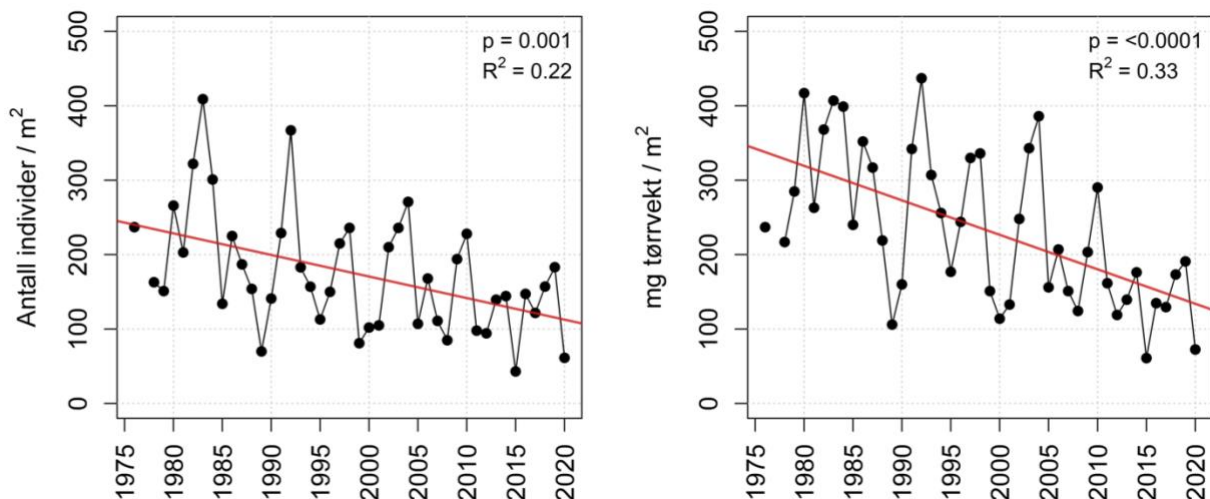
Den rekelignende istidskrepsen *Mysis* (*Mysis relicta*, pungreke) er en viktig del av Mjøsas økosystem, bl.a. som predator på krepsdyrplankton og som føde for flere fiskearter. *Mysis* lever hovedsakelig av epipelagiske vannlopper (*Bosmina* og *Daphnia*) (Kjellberg m.fl. 1991; Jartun m.fl. 2019), som den er oppe i de øvre vannmassene og beiter på i løpet av kvelden og natten. Om dagen holder den seg hovedsakelig på dypere vann (> 50m). I de store svenske innsjøene Vänern og Vättern er to arter av *Mysis* påvist, *Mysis relicta* og *Mysis salemaai* (Kinsten 2012, 2017). I Sørøst-Norge (inklusive Mjøsa) er *M. relicta* den eneste observerte *Mysis*-arten, men *M. salemaai* er påvist i Stokkalandsvatnet på Jæren (Spikkeland mfl. 2016).

Undersøkelser av bestandsstørrelsen av *Mysis* har vært gjennomført årlig ved hovedstasjonen siden 1976, med unntak av i 1977. Ved stasjon Furnesfjorden har bestanden blitt undersøkt siden 2012. Individtetthet og biomasse av *Mysis* har blitt kraftig redusert siden 1970-tallet, men viser også betydelige svingninger i løpet av overvåkingsperioden (**Figur 33**). Fra 2015 til 2019 var det igjen en svak oppgang i individtetthet og biomasse, men i 2020 var biomassen nesten like lav som i 2015. Ved Skreia er beregnet middelbiomasse redusert fra 289 mg tørrvekt (TV) pr. m<sup>2</sup> på 1970-tallet til 136 mg TV pr. m<sup>2</sup> i perioden 2011-2020, dvs. en reduksjon på litt over 50 %. Reduksjoner i biomasser 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 av *Mysis*, altså en «top down» regulering av bestanden (Kjellberg m.fl. 1991). En sammenligning med noen av de store svenske innsjøene viser at *Mysis*-tettheten i Mjøsa har vært på samme nivå som i Vänern (figur 6 i: <http://www.vattern.org/wp-content/uploads/2018/03/2-2018-Glacial-2107.pdf>), men betydelig større i Mjøsa enn i Vättern og Mälaren, bortsett fra på to stasjoner i Mälaren i 2015 (Kinsten 2017). Tilsvarende resultater ble funnet også i 2017 og 2018 (Lyche Solheim m.fl. 2018a og 2019a). Årsaker til

denne likheten med Vänern og forskjellen mellom Mjøsa kontra Vättern og Mälaren er uklar, men kan være relatert til forskjeller i produktivitet (Vänern og Mälaren er mer næringsrike enn Mjøsa), morfometri (Mjøsa er mye dypere enn de svenske innsjøene) og fiskebestander.

Som omtalt tidligere, tyder undersøkelser på at lagesilda i mindre grad er til stede i de øvre vannmasser, sammenlignet med tidligere. Etter en gradvis nedgang i fangster av gytevandrende lagesild i Gudbrandsdals-lågen, og en total kollaps høsten 2019, har spørsmålet om lagesildbestanden er sterkt redusert blitt svært aktuelt (Linløkken og Rjukan, 2020). En tilbakegang i lagesildbestanden vil samtidig kunne gi rom for en økning i krøklebestanden i Mjøsa, siden de to artene er næringskonkurrenter. Siden krøkle er en effektiv predator på *Mysis* (Kjellberg m.fl. 1991), vil en økning i krøklebestanden alene kunne være en medvirkende faktor for reduksjoner i individtetthet og biomasse av *Mysis* i Mjøsa.

Midlere individtetthet i 2020 er beregnet til 61 pr. m<sup>2</sup> ved Skreia og 49 pr. m<sup>2</sup> i Furnesfjorden. Tilsvarende er midlere biomasse beregnet til henholdsvis 72 mg/m<sup>2</sup> og 124 mg/m<sup>2</sup> (tørrvekt) ved de to stasjonene (**Vedlegg C**). I de fleste tidligere år har biomassen vært høyere i Furnesfjorden enn ved Skreia, selv om individantallene har vært høyere ved Skreia eller omtrent like ved de to stasjonene (**Figur 33**). Dette har sammenheng med at bestanden i Furnesfjorden generelt har bestått av noe større individer. I 2020 ser vi dette tydelig ved at biomassen i Furnesfjorden er vesentlig høyere enn på Skreia, til tross for lavere midlere individantall. I 2018 og 2019 var det en endring mot både høyere individtetthet og påfølgende større biomasse ved Skreia sammenlignet med Furnesfjorden. Det ble foreslått at dette kunne ha en sammenheng med en større økning i individtall av krepsdyrplankton, og dermed økt næringstilgang for *Mysis* ved Skreia sammenlignet med i Furnesfjorden (Lyche Solheim m.fl. 2020a). Dette ser altså ikke ut til å vedvare i 2020.



**Figur 33.** Tidsutvikling i individantall (middelverdier) og biomasse (middelverdier og variasjonsbredde) av *Mysis* ved stasjon Skreia i perioden 1976-2020 (observasjoner fra 1977 mangler).

Enkeltindivider av trollstidskreps (*Gammaracanthus lacustris*) ble funnet i ett av seks håvtrekk med «stor-håven» (500 µm maskevidde) ved Skreia, og i ett av seks håvtrekk i Furnesfjorden i 2020 (se **Vedlegg C**). Dette er noe mindre enn i de to foregående årene ved Skreia, der den ble funnet i tre av seks håvtrekk. I Furnesfjorden varierer det fra ingen til stede i håvtrekkene i 2019 til ett individ til stede i tre av seks håvtrekk i 2017 (Lyche Solheim m.fl. 2018a og 2019a). Firetorner istidskreps (*Pallaseopsis quadrispinosa*) ble funnet i et begrenset antall (1-3 ind./m<sup>2</sup>) i to av de seks månedene fra mai til oktober. I Furnesfjorden ble den funnet i et begrenset antall (1-3 ind./m<sup>2</sup>), men her var den til stede i

håvtrekkene i tre av seks måneder (fra mai til oktober). Med så lav individtetthet er det sannsynlig at forskjellene mellom årene og mellom stasjonene hovedsakelig skyldes tilfeldige variasjoner i tid og rom.

### 3.9 Økologisk tilstand i hovedvannmassene i Mjøsa

Samlet klassifisering av økologisk tilstand basert på planteplankton og fysisk-kjemiske støtteparametere for årene 2013-2020 er gitt i **Tabell 12** for hver stasjon.

**Tabell 12.** Samlet klassifisering av økologisk tilstand på de fire stasjonene i Mjøsa i 2013-2020. nEQR-verdier er gitt. Fargen angir tilstandsklassen; blå = svært god, grønn = god, gul = moderat. Parametere som ikke brukes i den samlede klassifiseringen er markert med hvite celler: Tot-N brukes ikke i samlet tilstandsklassifisering fordi nitrogen ikke er vekstbegrensende for planteplanktonet i Mjøsa. Siktedyp brukes ikke i samlet tilstandsvurdering på Brøttum pga partikkel-tilførsel fra Lågen. Tall som brukes i den samlede klassifiseringen helt til høyre er markert med fet skrift.

Stasjon	År	Planteplankton	Tot-P	Tot-N	Siktedyp	Fys-kjem komb.	Samlet
Brøttum	2013	<b>0,61</b>	<b>0,54</b>	0,72	0,40	<b>0,54</b>	<b>0,54</b>
Brøttum	2014	<b>0,77</b>	0,67	0,71	0,40	<b>0,67</b>	<b>0,67</b>
Brøttum	2015	<b>0,74</b>	0,64	0,64	0,56	<b>0,64</b>	<b>0,64</b>
Brøttum	2016	<b>0,75</b>	0,67	0,67	0,53	<b>0,67</b>	<b>0,67</b>
Brøttum	2017	<b>0,77</b>	0,66	0,76	0,52	<b>0,66</b>	<b>0,66</b>
Brøttum	2018	<b>0,71</b>	0,65	0,69	0,51	<b>0,65</b>	<b>0,65</b>
Brøttum	2019	<b>0,66</b>	0,71	0,69	0,39	<b>0,71</b>	<b>0,66</b>
Brøttum	2020	<b>0,67</b>	0,75	0,70	0,47	<b>0,75</b>	<b>0,67</b>
Kise	2013	<b>0,59</b>	0,66	0,61	<b>0,41</b>	<b>0,54</b>	<b>0,54</b>
Kise	2014	<b>0,71</b>	0,73	0,61	0,72	<b>0,73</b>	<b>0,71</b>
Kise	2015	<b>0,65</b>	0,68	0,58	0,79	<b>0,74</b>	<b>0,65</b>
Kise	2016	<b>0,67</b>	0,68	0,56	0,74	<b>0,71</b>	<b>0,67</b>
Kise	2017	<b>0,64</b>	0,74	0,62	0,75	<b>0,75</b>	<b>0,64</b>
Kise	2018	<b>0,65</b>	0,69	0,60	<b>0,83</b>	<b>0,75</b>	<b>0,65</b>
Kise	2019	<b>0,63</b>	0,74	0,60	<b>0,48</b>	<b>0,61</b>	<b>0,61</b>
Kise	2020	<b>0,64</b>	0,75	0,63	<b>0,47</b>	<b>0,70</b>	<b>0,61</b>
Furnesfjorden	2013	<b>0,56</b>	0,67	0,53	<b>0,52</b>	<b>0,60</b>	<b>0,56</b>
Furnesfjorden	2014	<b>0,69</b>	0,73	0,56	<b>0,87</b>	<b>0,80</b>	<b>0,69</b>
Furnesfjorden	2015	<b>0,63</b>	0,66	0,47	<b>1,00</b>	<b>0,83</b>	<b>0,63</b>
Furnesfjorden	2016	<b>0,61</b>	0,69	0,43	0,71	<b>0,70</b>	<b>0,61</b>
Furnesfjorden	2017	<b>0,63</b>	0,66	0,54	0,79	<b>0,73</b>	<b>0,63</b>
Furnesfjorden	2018	<b>0,62</b>	0,77	0,52	<b>0,92</b>	<b>0,77</b>	<b>0,62</b>
Furnesfjorden	2019	<b>0,58</b>	0,73	0,46	0,65	<b>0,69</b>	<b>0,58</b>
Furnesfjorden	2020	<b>0,60</b>	0,79	0,55	0,63	<b>0,71</b>	<b>0,60</b>
Skreia	2013	<b>0,55</b>	0,68	0,54	0,61	<b>0,65</b>	<b>0,55</b>
Skreia	2014	<b>0,68</b>	0,75	0,61	0,77	<b>0,76</b>	<b>0,68</b>
Skreia	2015	<b>0,67</b>	0,68	0,50	<b>1,00</b>	<b>0,84</b>	<b>0,67</b>
Skreia	2016	<b>0,71</b>	0,72	0,47	<b>0,89</b>	<b>0,81</b>	<b>0,71</b>
Skreia	2017	<b>0,70</b>	0,73	0,56	<b>0,93</b>	<b>0,83</b>	<b>0,70</b>
Skreia	2018	<b>0,64</b>	0,75	0,54	<b>0,97</b>	<b>0,87</b>	<b>0,64</b>
Skreia	2019	<b>0,64</b>	0,75	0,50	0,72	<b>0,73</b>	<b>0,64</b>
Skreia	2020	<b>0,65</b>	0,74	0,56	0,73	<b>0,74</b>	<b>0,65</b>

Ettersom nitrogen ikke er begrensende næringsstoff for veksten av planteplankton i Mjøsa, har vi ikke brukt Tot-N i den samlede klassifiseringen. Videre har vi ikke benyttet siktedyp i den samlede klassifiseringen for stasjon Brøttum siden siktedypet fra naturens side påvirkes sterkt av partikkeltransport fra Lågen på denne stasjonen. Det samme gjelder i stor grad Tot-P på stasjon Brøttum, der en stor andel av Tot-P i perioder vil være partikkelbundet og lite tilgjengelig for algevekst. Vi har likevel valgt å ta med Tot-P i den samlede klassifiseringen for denne stasjonen i likhet med de øvrige stasjonene.

Klassifiseringen viser at Mjøsa totalt sett var i god tilstand på alle prøvestasjonene unntatt Furnesfjorden, som var i moderat tilstand (helt på grensen mellom god og moderat) i 2020. Stasjon Kise fikk imidlertid en nEQR-verdi på 0,61, dvs. nær grensen til moderat tilstand. Hovedstasjonen Skreia var også i nedre del av tilstandsklasse god med en nEQR-verdi på 0,65. Tilsvarende resultater ble funnet for samlet tilstand i 2019.

I 2014-2018 var det god tilstand ved alle stasjonene i Mjøsa. I 2013 var det imidlertid moderat tilstand ved alle stasjonene på grunn av store mengder og en mer ugunstig algesammensetning. Dette hadde igjen trolig sammenheng med store tilførsler av næringsstoffer på våren/forsommeren kombinert med fint og varmt vær senere i vekstsesongen (Løvik mfl. 2014). De relativt høye konsentrasjonene av Tot-P ved Brøttum dette året trakk tilstanden ned til moderat selv om planteplankton indikerte så vidt god tilstand (nEQR 0,61). Men en del av fosforet var trolig ikke algetilgjengelig i dette tilfellet.

Samlet sett indikerer disse resultatene at Mjøsa ikke tåler noe særlig større belastning av næringssalter. Dette gjelder særlig Furnesfjorden, men også Kise. Den massive oppblomstringen av cyanobakterier på badeplassene rundt store deler av Mjøsa i siste del av juli 2019 styrker denne tolkningen. Årsaken til den reduserte økologiske tilstanden skyldes trolig en kombinasjon av økte lokale fosfortilførsler med de lokale elvene i forbindelse med kraftige nedbørsepisoder om sommeren, samt varmere vann, noe som underbygges av den stabile tilstanden på Brøttum, som primært er påvirket av det kalde, næringsfattige vannet i Lågen. Årsakssammenhengen er likevel usikker, da det ikke er noen tegn til økt konsentrasjon av total-fosfor på noen av stasjonene gjennom perioden 2014-2020 (**Figur 17**).

For å unngå at klassifiseringen i for stor grad påvirkes av variasjoner i vær- og avrenningsforhold i enkelte år, anbefaler klassifiseringsveilederen at en benytter verdier for de tre siste årene. Av **Tabell 12** framgår det at tilstanden var god ved alle stasjonene hvert år de siste seks årene (2015-2020), unntatt Furnesfjorden som var i moderat tilstand både i 2019 og 2020. Alle stasjonene er imidlertid i nedre del av tilstandsklassen, dvs. nEQR er 0,61- 0,67. Middelveien av de normaliserte EQR-verdiene for de tre siste årene (2018-2020) har dessuten gått ned fra forrige treårsperiode (2015-2017) på alle stasjonene unntatt Brøttum (**Tabell 13**). I Furnesfjorden ligger middelveien på grensen mellom moderat og god, mens den på Skreia og Kise ligger i nedre del av tilstandsklasse god.

**Tabell 13.** Middelveier av normaliserte EQR verdier for samlet økologisk tilstand i perioden 2015-2017 og i perioden 2018-2020 for hver stasjon. Fargen angir tilstandsklasse God.

Tidsperiode	Brøttum	Kise	Furnesfjorden	Skreia
2015-2017	0,66	0,65	0,62	0,69
2018-2020	0,66	0,62	0,60	0,64

## 4 Resultater og diskusjon – Elver

### 4.1 Tilførsler av næringsalter

Alle primærdata er gitt i **Vedlegg D** og blir også rapportert til Vannmiljø-databasen. Resultatene av stofftransportberegninger for seks av de største tilløpselvene i 2020 er gitt i **Tabell 14** med rådata i **Vedlegg D**: Tabellene 25-31.

#### 4.1.1 Fosfortilførsler til Mjøsa

Årlig fosfortransport og volumveide årsmiddelverdier for Tot-P viser ulik utvikling over tid, men det er likhetstrekk mellom elvene nord (Gausa og Lågen), vest (Lena og Hunnselva) og øst (Svartelva og Flagstadelva) for Mjøsa (**Figur 34** og **Figur 35**). I korte trekk har Gausa og Lågen hatt en reduksjon i fosfortransport fra 1970-tallet og frem til og med første tiår på 2000-tallet, men en økning siste tiår. I Hunnselva og Lena har transportene blitt omtrent halvert siden 1980-tallet, og vært stabilt relativt lave også etter 2010. Svartelva og Flagstadeleva har mindre tydelige trender over tid. Under følger en mer detaljert beskrivelse av utviklingen i hver elv.

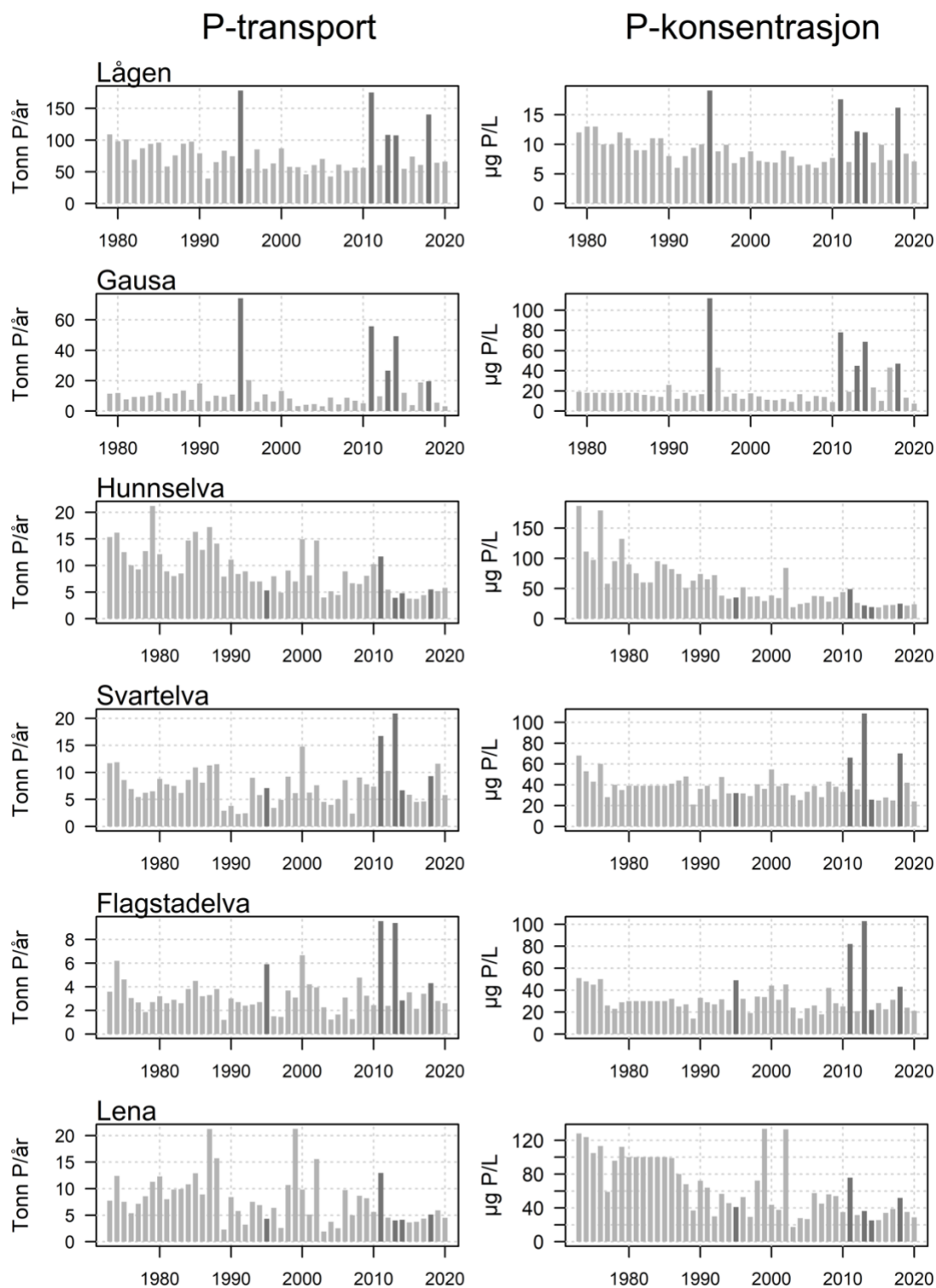
#### Lågen

I 2020 sto Lågen sto for ca. 75 % av den totale fosfortransporten og 88% av vanntransporten fra de seks største tilløpselvene (**Tabell 14**). Lågen har hatt en reduksjon i både transport og konsentrasjon av fosfor fram mot slutten av første tiår på 2000-tallet, med unntak av en markert topp i flomåret 1995 (**Figur 34**). Det siste tiåret (2010-2019) har det vært en økning i transport og middelkonsentrasjon av fosfor sammenliknet med tiåret før (**Figur 35A**;  $p < 0,05$ , Welch t-test). Den høye transporten og middelkonsentrasjonen det siste tiåret skyldes i hovedsak høye verdier i årene 2011, 2013, 2014 og 2018, som alle hadde kraftige flomtopper på våren med døgnmiddelvannføringer på over 2000 m<sup>3</sup>/s. I 2020 estimerte vi en fosfortransport på ca. 66 tonn i Lågen, som er nær medianen fra det siste tiåret. Volumveid middelkonsentrasjon var på 7,1 µg/l.

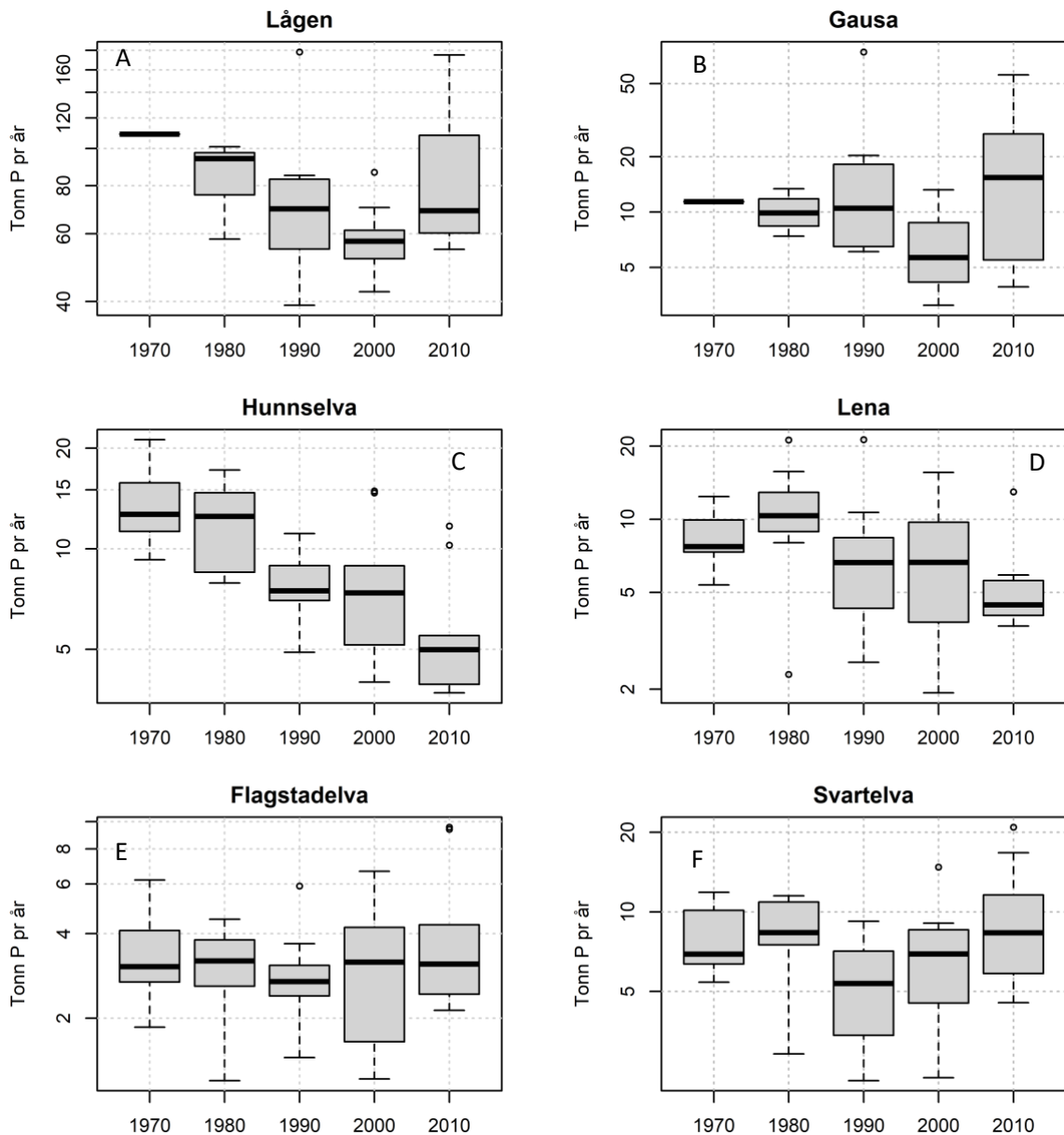
**Tabell 14.** Beregnet vanntransport, fosfortransport og volumveid (vannføringsveid) middelkonsentrasjon for seks av de største tilløpselvene i 2020. Vanntransporter er beregnet på grunnlag av vannføringsdata fra NVE og Hafslund E-CO vannkraft (se avsnitt 2.2.2).

	Vanntransport mill. m <sup>3</sup> /år	% av vanntransport	P-transport tonn P/år	% av P- transport	Konsentrasjon volumveid middel (µg/l)
Lågen	9301	88,5	65,8	75,0	7,1
Gausa	442	4,2	3,2	3,6	7,3
Hunnselva	245	2,3	5,8	6,6	23,8
Lena	155	1,5	4,5	5,1	28,8
Flagstadelva	122	1,2	2,6	3,0	21
Svartelva	241	2,3	5,8	6,6	24
Sum 6 elver	10506	100	87,7	100	8,3





**Figur 34.** Tidsutviklingen for fosfortransport (tonn P per år; venstre kolonne) og volumveide (vannføringsveide) middelkonsentrasjoner av Tot-P ( $\mu\text{g P/l}$ ; 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  $\text{m}^3/\text{s}$  flomtopp om våren; 1995, 2011, 2013, 2014 og 2018) er markert med mørkere sjattering av grå.



**Figur 35.** Bokplott som viser transport av total-fosfor per tiår (1970-tallet t.o.m. 2010-tallet) for seks av de største tilløpselvene. Den svarte horisontale linjen viser medianen, mens øvre og nedre del av boksen viser første og tredje kvartil. De horisontale linjene i enden av de stiplede linjene viser min- og maks-verdiene hvert tiår. Ekstremverdier er vist som punkter.

I 2020 var fosfortransportene i Lågen små på våren og forsommeren, og kun litt over 10% av årstotalen ble transportert frem til og med mai. Mesteparten av fosforet med Lågen kom med vårfloppen i juni måned (ca. 40% av årstotalen), men betydelige mengder også i juli (ca. 18%) og august (ca. 10%). Transporten i sommermånedene juni og juli var høyere i 2020 (39 tonn) enn i 2019 (18 tonn), da Mjøsa opplevde en kraftig oppblomstring av cyanobakterier i juli. Transporten fra de fem resterende elvene var derimot høyere i juni og juli 2019 (ca. 7 tonn) sammenliknet med 2020 (ca. 4 tonn).

Ettersom mesteparten av fosforet Lågen kommer med flommer, vil konsentrasjonene i vannprøvene fra disse periodene få stor betydning for både totaltransporten og den volumveide middelkonsentrasjonen. Fosforkonsentrasjonene i enkeltprøver kan være svært høye, men også

varierte mye i forbindelse med flom og prøvetakingstidspunkt i forhold til flomtoppen. Når det i tillegg kan være betydelig usikkerhet knyttet til vannføringsdataene ved flom, blir usikkerheten i transportberegningene relativt store. Transportverdiene bør derfor kun anses som grove estimater. Vi kan allikevel si noe relativt sikkert om trenden over tid, ettersom vi har en lang tidsserie hvor samme metodikk er benyttet gjennom hele serien.

### **Gausa**

I Gausa ser vi noe av den samme utviklingen i fosfor-transport over tid som i Lågen (sammenlikn **Figur 35A** og **B**). Både transport og middelkonsentrasjon var relativt stabile frem mot tidlig 2000-tall, før en periode med lave transporter midt i tiåret 2000-2009 (**Figur 34** og **Figur 35B**). Gjennom dette tiåret var median P-transport ca. 5,7 tonn per år. Som i Lågen var transporten signifikant høyere i perioden 2010-2019 ( $p = 0,03$ , Welch t-test), med en median på ca. 15,4 tonn per år. Dette skyldes i hovedsak flomårene 2011, 2013 og 2014, som skiller seg ut med spesielt høye verdier. I 2020 var P-transport og volumveid middelkonsentrasjon henholdsvis 3,2 tonn og 7,3  $\mu\text{g/l}$ , som er den laveste transporten som er målt siden 2005. Gausa sto for ca. 4 % av den totale fosfortransporten blant de seks største tilløpselvene i 2019 (**Tabell 14**).

### **Hunnselva og Lena**

I elvene på vestsiden av Mjøsa, Hunnselva og Lena, har transporten av total-fosfor blitt betydelig redusert over tid. Om man sammenlikner medianen siste tiår med 1980-tallet, har transporten blitt omtrent halvert (**Figur 34** og **Figur 35C-D**). I begge elver har det gjennom perioden vært relativt store variasjoner i transport og middelkonsentrasjon mellom år, og spesielt 2011 utpekte seg med høye transporter, særlig i Lena. Etter 2011 har fosfor-transportene være stabilt lave i begge elver (**Figur 34**). Den volumveide middelkonsentrasjonen av total-fosfor, har vært jevnt fallende gjennom hele perioden for begge elver (**Figur 34**). I 2020 estimerte vi en transport på hhv. 5,8 og 4,5 tonn (6,6 og 5,1% av den samlede transporten fra de 6 elvene) i Hunnselva og Lena. De volumveide middelkonsentrasjonene av fosfor var 23,8  $\mu\text{g/l}$  i Hunnselva og 28,9  $\mu\text{g/l}$  i Lena.

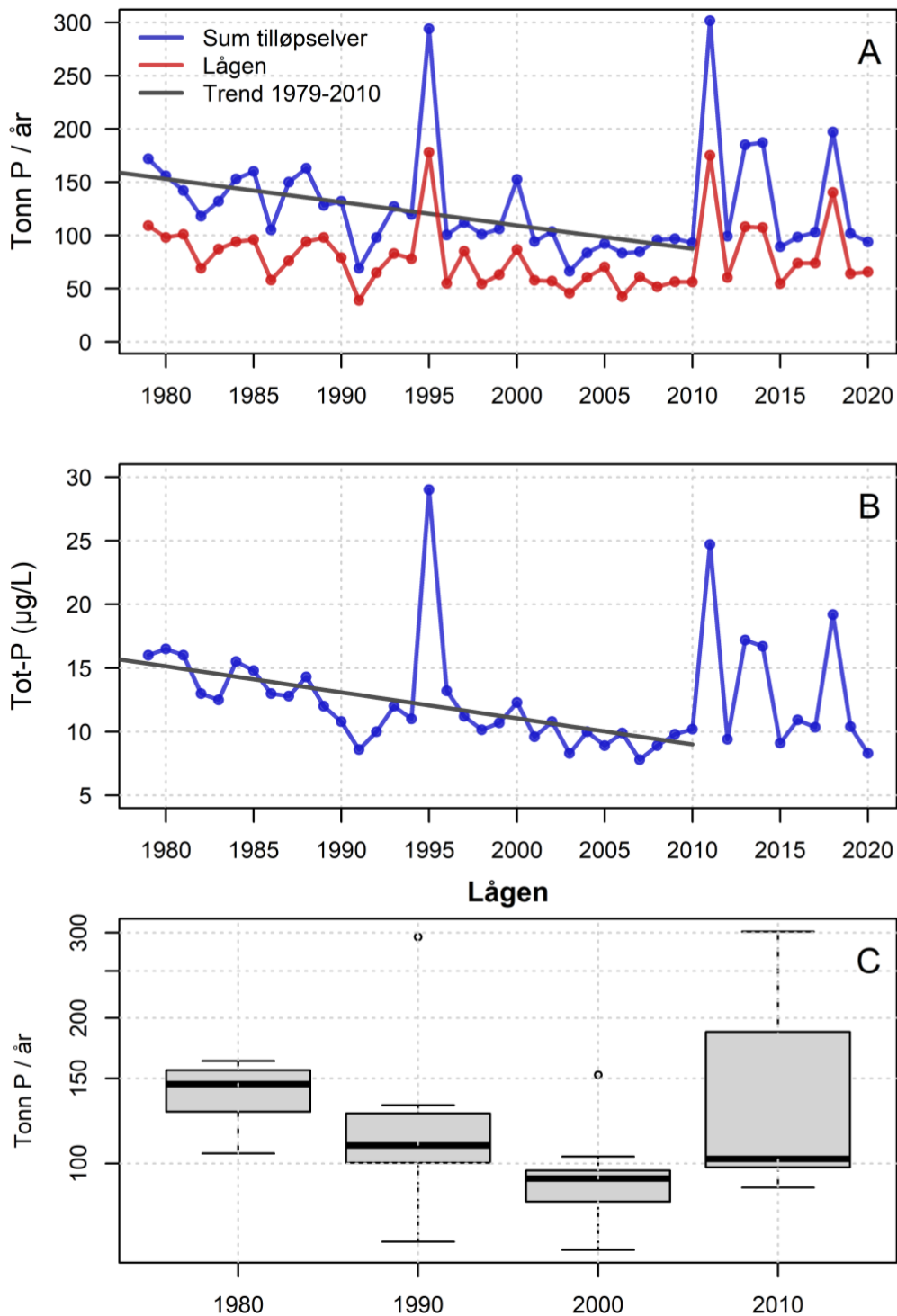
### **Flagstadelva og Svartelva**

De to østlige elvene Flagstadelva og Svartelva viser relativt store og usystematiske variasjoner i P-transport over tid, noe som i hovedsak skyldes variasjon i avrenning. Ingen av elvene viser tydelig reduksjon i verken årlig transport eller volumveid middelkonsentrasjon av fosfor (**Figur 34** og **Figur 35E-F**). I begge elvene var det høye transporter (ca. 3 ganger normalen) i flom-årene 2011 og 2013 (**Figur 34**). Selv om det ikke er noen entydig trend over tid, er det verdt å påpeke at median-transporten per tiår i Svartelva har økt sammenliknet med 1990-tallet, og var gjennom tiåret 2010-2019 på nivå med verdiene fra 1970- og 1980-tallet (**Figur 35F**). I 2020 ble årlig fosfortransport og volumveid middelkonsentrasjon estimert til hhv. 2,6 tonn P og 21  $\mu\text{g P/l}$  i Flagstadelva, og 5,8 tonn P og 24  $\mu\text{g P/l}$  i Svartelva. Dette utgjorde hhv. ca. 3 og 7 % av den samlede transporten fra de 6 elvene (**Tabell 14**).

Transport og konsentrasjon av fosfor i Flagstadelva og Svartelva har variert ganske i takt, trolig fordi de ligger relativt nære hverandre og at nedbørfeltene har forholdsvis lik arealsammensetning (Flagstadelva: 16,3% dyrket mark, 57,4% skog og 19,4 % myr; Svartelva: 23% dyrket mark, 65,7% skog, 6,4% myr; beregnet vha. NVEs nettjeneste NEVINA).

#### **4.1.1.1 Samlede elvetilførsler**

Den samlede elvetilførselen av fosfor til Mjøsa kan beregnes som summen av de målte tilførselene fra Lågen, Gausa, Hunnselva, Lena, Flagstadelva og Svartelva pluss et antatt tillegg på 7 % fra andre elver der det ikke har blitt gjort målinger (jf. Rognerud 1988). I 2020 var den totale elvetilførselen på ca. 94 tonn (**Figur 36**). Lågen bidro med den største andelen av fosfor-tilførselene til Mjøsa, med ca. 70 % i



**Figur 36.** A) Samlet elvetilførsel av total-fosfor til Mjøsa over tid. Blå linje viser samlet årlig tilførsel fra de seks største tilløpselvene, pluss et tillegg på 7 % fra elver som det ikke kan gjøres målinger i. Rød linje viser transporten i Lågen alene. Grå linje viser estimert lineær trend i samlet fosfortransport fra 1979 til 2010. B) Beregnet årlig middelkonsentrasjon av Tot-P (volumveid) i de seks største tilløpselvene, dvs. tonn total-fosfor delt på summen av vanntransport fra alle elvene. Grå linje viser estimert lineær trend for middelkonsentrasjon fra 1979 til 2010. C) Boksplott av samlede elvetransporter per tiår (1980-tallet t.o.m. 2010-tallet).

2020. Medianbidraget fra Lågen i årene 1979 til 2020 er 61 %, og de fleste år har andelen ligget mellom 58 og 68%. Langtidsserien for de samlede elvetilførslene av total-fosfor viser en signifikant reduksjon frem mot 2010 ( $p < 0,01$ , lineær regresjon), men med betydelig år-til-år variasjon og svært høye verdier enkelte år (f.eks. i flom-årene 1995 og 2011). Selv om en rett linje beskriver trenden frem mot 2010 forholdsvis godt, var det tendens til en utflating de siste årene frem mot 2010 (**Figur 36A**).

Om vi beregner median årlig fosfortransport for tiårsperioder, ser vi en reduksjon fra 146 tonn per år i perioden 1980-1989, via ca. 109 tonn per år fra 1990-1999 (**Figur 36C**). Tilførslene ble ytterligere redusert til ca. 93 tonn per år som median for perioden 2000-2009. I perioden 2010-2019 økte tilførslene igjen til en median på ca. 109 tonn per år. Den økte tilførselen den siste perioden skyldes særlig de høye P-transportene i Lågen i flom-årene 2011, 2013, 2014 og 2018 (alle årene med vårflomtopper på over 2000 m<sup>3</sup>/s). Økt transport i Gausa og Svartelva har også bidratt (**Figur 35**).

De volumveide middelkonsentrasjonene av Tot-P for de seks største tilløpselvene viser samme trend som P-transporten, med en signifikant reduksjon frem mot 2010 ( $p < 0,01$ ; **Figur 36B**). På 1980-tallet var midlere P-konsentrasjon på 14,2 µg/l, mens den på 1990- og 2000-tallet ble redusert til hhv. 12,6 og 9,6 µg/l. I perioden 2010-2019 økte middelkonsentrasjonen igjen til 13,9 µg/l i gjennomsnitt (eller 10,2 om man ser bort fra flom-årene). I 2020 var midlere P-konsentrasjon 8,3 µg/l og den laveste siden 2007.

Reduksjonene i P-transport og konsentrasjon frem mot 2010 må ses som effekter av de forurensningsbegrensende tiltakene som ble gjennomført i forbindelse med Mjøs-aksjonen og senere tiltak (se Rognerud 1988). Økningen det siste tiåret skyldes i hovedsak flere år med relativt kraftige vårflokker, som bringer med seg store mengder fosfor. Konsentrasjonen av Tot-P er positivt korrelert med vannføring i alle tilløpselvene (men særlig i Lågen, Gausa, Svartelva og Flagstadelva; se **Figur 47**), slik at det under flommer både er høy vannføring og relativt høy konsentrasjon av fosfor i vannet. Vi ser også en sterk korrelasjon mellom turbiditet (partikkelinnhold) og Tot-P i elvene der dette er målt (Lågen og Svartelva). Dette indikerer at mye av fosforet er bundet til partikler som vaskes ut fra nedbørfeltet under flom eller større nedbørsepisoder.

### **Usikkerhet, biotilgjengelighet og klimaeffekter**

Som tidligere nevnt er det viktig å være klar over at beregningene av både årlige transportverdier og middelkonsentrasjoner av fosfor er beheftet med betydelig usikkerhet, spesielt i år med markerte flommer. Videre er det usikkert i hvilken grad det partikkelbundne fosforet blir tilgjengelig for algevekst i Mjøsa. For det første vil en del av partiklene sedimentere ut, og med hensyn til transport fra Lågen vil bidraget fra partikulært fosfor derfor avta sårøver i innsjøen. Det er også manglende kunnskap om hvor mye av det partikulære fosforet fra elvene som er biotilgjengelig. Biotilgjengeligheten avhenger bl.a. av en rekke kjemiske prosesser og typen sediment/partikler som fosforet er bundet til, som igjen avhenger av arealbruken i nedbørfeltet (Ellison & Brett 2006). Generelt er biotilgjengeligheten til partikulært fosfor lavere i nedbørfelt dominert av skog og fjell enn i nedbørfelt dominert av landbruk eller urbane områder (Ekholm & Krogerus 2003; Ellison & Brett 2006). Fosfor fra avløp er betydelig mer biotilgjengelig enn fosfor fra dyrket mark, som ofte er partikkelbundet, og vil derfor også variere mellom elver som Lågen, Svartelva og Lena (se videre diskusjon i kap. 4.2.1.1)

Å følge med på utviklingen i fosfortilførsler og konsentrasjoner både i elvene og Mjøsa i tiden fremover vil være viktig, ettersom fremtidige endringer i klima forventes å påvirke dette i betydelig grad. Klimaprediksjoner for de tidligere fylkene Oppland og Hedmark frem mot 2100 (Norsk Klimaservicesenter<sup>3</sup>) viser at årsnedbøren vil øke med omkring 20%, med størst økning vinter og vår

<sup>3</sup> <https://klimaservicesenter.no/kss/klimaprofiler/oppland>; <https://klimaservicesenter.no/kss/klimaprofiler/hedmark>

(25-30%) og i mindre grad om sommeren (10%). Det forventes også økt hyppighet av episoder med kraftig nedbør, og disse episodene vil bli mer intense. Dette vil medføre flere og kraftigere regnflommer gjennom året, som forventes å bidra til økt fosfortransport til Mjøsa, spesielt fra de mindre elvene hvor regnflommene kan være betydelige og forårsake mer erosjon i jordbruksarealene og mer overløp av kloakk. Regnflommene vil trolig medføre at Mjøsa (i større grad enn i dag) tilføres betydelige mengder fosfor i «støt» gjennom sesongen, som vil kunne stimulere primærproduksjonen. For eksempel vil en kunne forvente økt algebiomasse, i det minste lokalt, dersom det stadig tilføres nytt fosfor i vekstsesongen om sommeren og høsten. Dette er den mest sannsynlige forklaringen på oppblomstringer av cyanobakterier i strandsonen rundt Mjøsa i juli 2019 (Lyche Solheim mfl. 2020).

Klimaprediksjonene viser at det ikke forventes større flommer i elver hvor snøsmeltingsflommen er årets største flom, som i Lågen. Snøsmeltingsflommen vil derimot komme tidligere på året, og bli mindre mot slutten av århundret som følge av mindre snø. Som følge av økt nedbør vil en generelt forvente høyere vannføring i elvene, spesielt vinter, vår og høst. Sommervannføringen forventes derimot redusert som følge av økt fordamping og tidligere snøsmelting. Samlet sett vil disse endringene i vannføring, nedbør og flom påvirke både total transport og sesongmønster i transport, og trolig kunne virke i eutrofierende retning i Mjøsa.

#### 4.1.2 Fosforbudsjett for Mjøsa

Fra og med 2010 har det blitt gjennomført målinger av konsentrasjoner av næringsstoffer både i de seks største tilløpselvene og i utløpet av Mjøsa, Vorma. Dette sammen med vannføringsdata fra Hafslund E-CO og NVE har gjort det mulig å foreta en grov beregning av fosforbalansen inn og ut av Mjøsa (Tabell 15 & Figur 37). Forutsetningen har bl.a. vært at vi også har hatt tilgang til data for utslipp direkte til Mjøsa fra de kommunale rensesanleggene og fra industri utenom de nevnte elvene, og et estimat over tilførsler med elver hvor transportmålinger ikke gjøres. Dette siste er anslått til å utgjøre 7 % av de totale tilførslene med de seks viktigste elvene, i tråd med tidligere beregninger (Rognerud 1988, Kjellberg 2006). Mengden fosfor som deponeres direkte på innsjøoverflaten (nedbør og tørravsetninger), er estimert ut fra litteratordata (Bratli mfl. 1995).

**Tabell 15.** Beregnet fosforbalanse for Mjøsa i 2020

	Tot-P, tonn	%
Gudbrandsdalslågen (målt)	65,8	60,5
Sum 5 andre elver* (målt)	21,9	20,1
Andre elver (estimat 7 %)	6,14	5,6
Elver totalt	93,8	86,2
Kommunale rensesanlegg <sup>1</sup>	7,61	7,0
Industri	0,016	0,015
Direkte på innsjøoverflaten	7,38	6,8
<b>Totale tilførsler</b>	<b>108,8</b>	<b>100</b>
Transport ut, Vorma (målt)	79,8	73,3
Tilbakeholdelse i Mjøsa	29,0	26,7

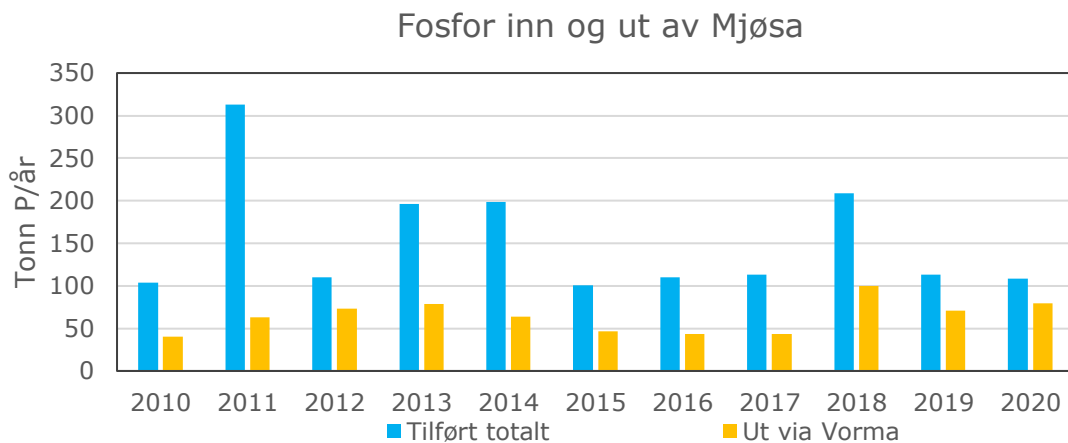
\* Gjelder Lena, Hunnselva, Gausa, Flagstadelva og Svartelva

<sup>1</sup>Usikkerhet knytta til enkelte utslippstall i 2020 – se kommentar i teksten under.

Den totale tilførselen av fosfor til Mjøsa er beregnet til ca. 109 tonn i 2020. Dette er på samme nivå som i 2010, 2012, 2015, 2016, 2017 og 2019. Årene 2011, 2013, 2014 og 2018 hadde betydelig høyere transporter som følge av kraftige flommer i Lågen. Elvetilførslene stod for 86 % av de samlede tilførslene og Lågen alene ca. 61%. I tillegg til naturlig avrenning fra skog og utmark, omfatter dette først og fremst tilførsler fra jordbruk (dyrka mark og husdyrgjødsel), kommunale rensesanlegg og

avløpsanlegg med utslipp til elver, private anlegg i spredt bebyggelse og evt. industri med utslipp til elver. En ny NIBIO-rapport (Bechmann og Thrane mfl. 2021) har beregnet kildefordeling av fosfor for 9 delnedbørfelt til Mjøsa og det henvises til denne for detaljer rundt kildefordeling og tiltak for å redusere P-tilførsler.

Kommunale renseanlegg med utslipp direkte til Mjøsa bidro med ca. 7,6 tonn i 2020, som er omtrent dobbelt så høyt som det som har blitt rapportert de senere år (Lyche Solheim mfl. 2019 og 2020). Årsaken til dette er at utslippstallene som NIVA har fått tilsendt fra noen av renseanleggene i 2020 trolig hadde betydelige bidrag fra overløpsutslipp. Tidligere år har bidragene fra overløp generelt vært små i tallene NIVA har fått oversendt. På grunn av manglende informasjon om overløp fra kommunale renseanlegg kan vi per i dag ikke si noe om økningen i 2020 er en reell økning, eller om det er relatert til måten overløp har blitt rapportert på tidligere. Uansett tyder dette på at bidraget av fosfor fra overløp kan være betydelig og er noe som bør følges opp. Industriutslipp direkte til Mjøsa er små sammenlignet med andre kilder.



**Figur 37.** Beregnet mengde fosfor transportert inn og ut av Mjøsa i perioden 2010-2020.

Mengden fosfor som ble transportert ut av Mjøsa med Vorma er beregnet til ca. 80 tonn i 2020. Dette gir en retensjon (tilbakeholdelse) i Mjøsa på 29 tonn, dvs. 27 % av tilført mengde fosfor. Dette er det laveste tallet siden 2010, og beregnet retensjon av fosfor i Mjøsa de fleste årene har variert fra ca. 50-70 % av de totale tilførslene. Lav retensjon (33%) ble også funnet i 2012. Merk at det er store usikkerheter knyttet både til transporten inn og ut av Mjøsa. F.eks. vil elvetransportene i stor grad avhenge av konsentrasjonene målt i vannprøver tatt under flom når transporten er størst. I Vorma tas det også kun prøver 12 ganger per år (mot 24 i de andre elvene), slik at enkeltprøver vil få større innvirkning på totaltransporten enn dersom det f.eks. ble tatt 24 prøver.

#### 4.1.3 Nitrogentilførsler

Beregnet tilførsel av total-nitrogen (Tot-N) til Mjøsa med tilløpselvene Lågen, Gausa, Hunnselva, Lena, Flagstadelva og Svartelva i 2020 er gitt i **Tabell 16**. Den samlede transporten med disse seks elvene er beregnet til ca. 4285 tonn i 2020. Av dette stod Lågen for 52 %, som også er median-andelen for Lågen gjennom hele tidsserien. De fleste år bidrar Lågen med mellom 45 og 58 % av den samlede N-tilførselen. Lågen bidrar med en mindre andel av den samlede transporten av nitrogen enn fosfor (median andel ca. 61 %). Dette skyldes at konsentrasjonene av Tot-N (og N:P-forholdet) er mye høyere



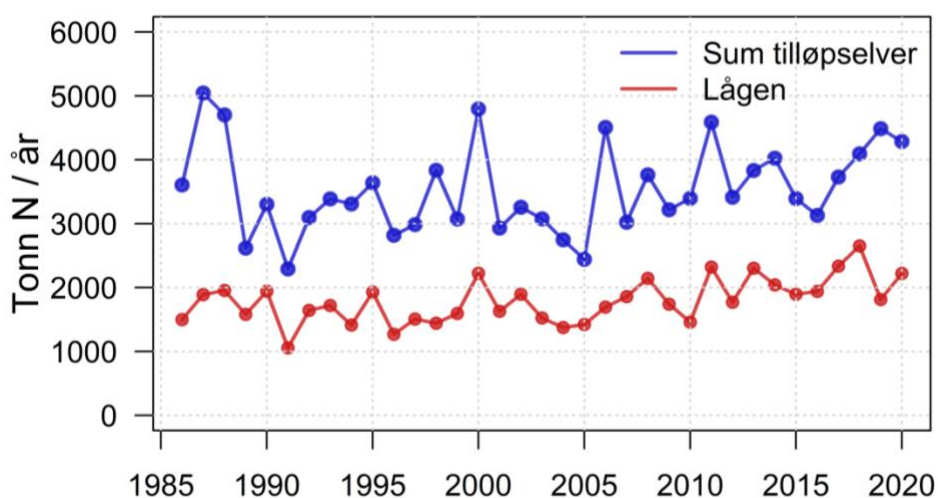
i de mindre tilløpselvene enn i Lågen (**Figur 40**). F.eks. var den volumveide middelkonsentrasjonene av Tot-N 239  $\mu\text{g N/l}$  i Lågen i 2020, mens den var 1549  $\mu\text{g/l}$  i Svartelva og 3715  $\mu\text{g N/l}$  i Lena (**Tabell 16**).

Ifølge våre beregninger gikk det i 2019 ca. 6947 tonn N ut med Vorma, noe som er betydelig mer enn det som er kommet inn med de seks tilløpselvene. Det må derfor være relativt store tilførsler fra de delene av nedbørfeltet som ikke dreneres av disse seks elvene (mindre elver og bekker), og i tillegg trolig betydelige N-utslipp fra kommunale renseanlegg, samt deposisjon av langtransportert nitrogen direkte på innsjøoverflaten. Beregninger i Elveovervåkingsprogrammet viser at Glomma tilfører Ytre Oslofjord mellom 20 000 og 22 000 tonn N per år (Guereero & Sample, 2021), der Vorma altså ser ut til å bidra med ca. 30 %.

**Tabell 16.** Beregnet vanntransport, nitrogentransport og volumveid (vannføringsveid) middelkonsentrasjon for elvene i 2020. Vanntransporter er beregnet på grunnlag av vannføringsdata fra NVE og Hafslund E-CO.

	Vanntransport mill. m <sup>3</sup> /år	% av vanntransport	N-transport tonn N/år	% av N- transport	Konsentrasjon volumveid middel $\mu\text{g N/år}$
<b>Gudbrandsdalslågen</b>	9301	88,5	2221	51,8	239
<b>Gausa</b>	442	4,2	479	11,2	1084
<b>Hunnselva</b>	245	2,3	463	10,8	1888
<b>Lena</b>	155	1,5	577	13,5	3715
<b>Flagstadelva</b>	122	1,2	172	4,0	1401
<b>Svartelva</b>	241	2,3	373	8,7	1549
<b>Sum 6 elver</b>	10506	100	4285	100	408

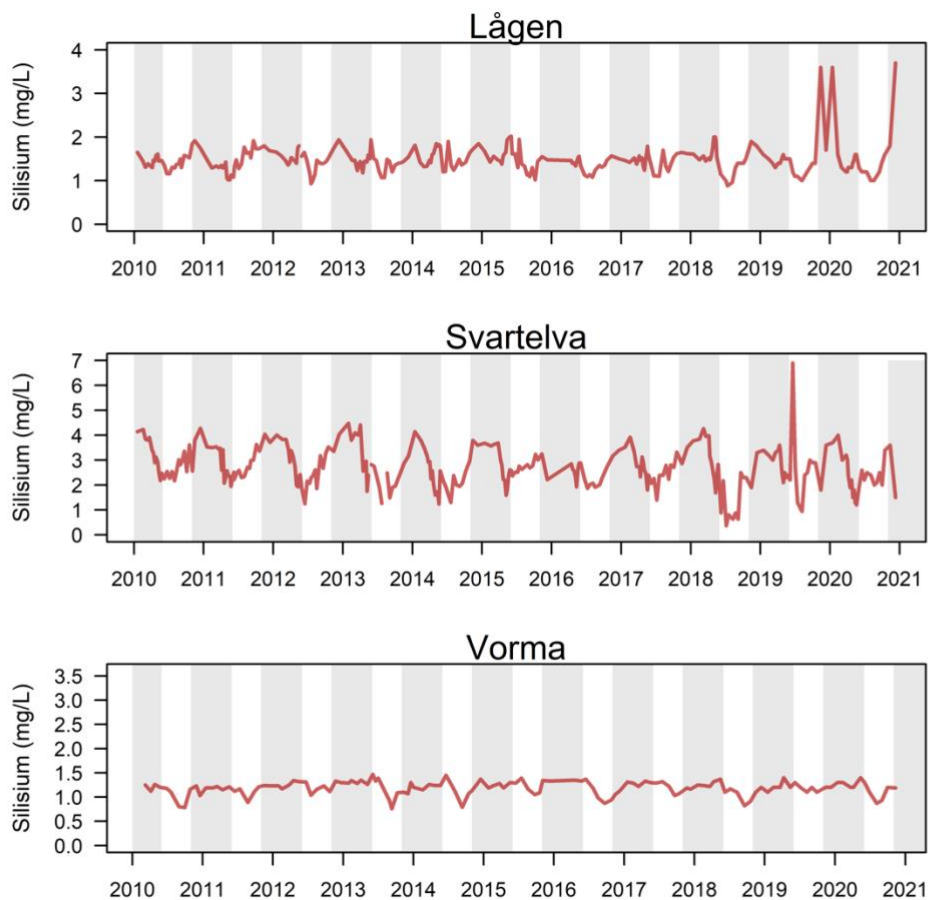
Årlige tilførsler av nitrogen til Mjøsa fra de seks nevnte elvene har vært relativt stabil gjennom perioden 1986-2020 (**Figur 38**). Det er allikevel en tendens til en økning i samlet N-transport fra 2005 til 2020, men den er ikke signifikant. Ser vi på Lågen alene (rød linje i **Figur 38**) er trenden fra 2005 til 2020 også økende, men helt på grensa til signifikant. Trenden i middelkonsentrasjon er derimot signifikant økende ( $p = 0,0001$ ; data ikke vist), og median nitrogentransport per år var høyere i perioden 2010-2019 (1991 tonn) enn tiåret før (1717 tonn). For detaljer om trendene i nitrogen-transport og konsentrasjon i enkelt-elver henviser vi til Bechmann og Thrane (2021).



**Figur 38.** Tidsutviklingen for beregnet transport av nitrogen i elvene. Den blå linjen viser summen av transporten fra de seks største tilløpselvene, mens den røde linjen viser transporten i Lågen.

#### 4.1.4 Silisium i Lågen, Svartelva og utløpselva Vorma

Konsentrasjonen av plantenæringsstoffet silisium har blitt målt i de to tilløpselvene Gudbrandsdalslågen og Svartelva samt i utløpselva Vorma ved Minnesund i perioden 2010-2020. Gjennomsnittskonsentrasjonen av silisium i Svartelva for hele perioden er 2,7 mg/l, og her har det vært en signifikant nedgang siden 2010 ( $p < 0.01$ ) – årsakene til dette er uklare. I Lågen er middelkonsentrasjonen 1,5 mg/l, mens den i Vorma er 1,2 mg/l, dvs. ca 20 % lavere enn i Lågen. Dette indikerer at en del av silisiumet tas opp av planteplankton og sedimenterer ned med disse. Kiselalgene, som utgjør en stor andel av planteplanktonet i Mjøsa, krevder silisium til å bygge opp kiselshallet som omslutter cellene.



**Figur 39.** Konsentrasjon av silisium ( $\text{mg/l Si}^4$ ) i Vorma og Svartelva i perioden 2010-2020. Gråfargede intervaller viser perioden 1 november til 1 juni («vintersesongen»), mens hvite intervaller viser perioden 1 juni til 1 november («vekstsresongen»).

Det er mange faktorer som påvirker tilførselen av silisium fra nedbørfeltet til vassdrag. Faktorer som berggrunn, løsmasser (tykkelse og kvalitet), avrenning, topografi og arealbruk/arealdekke regnes å være blant de viktigste (se f.eks. Hartmann mfl. 2011). I mange elver observeres det et sesongmessig mønster med relativt høye konsentrasjoner av løst silisium (DSi) om vinteren og markert nedgang om våren til et minimum i løpet av vekstsresongen, som følge av omdanning til biologisk bundet silisium (BSi) pga. kiselalgers opptak (se f.eks. Carey og Fulweiler 2013). DSi-konsentrasjonen øker så igjen

<sup>4</sup> 1 mg/l Si tilsvarer 2,139 mg/l  $\text{SiO}_2$

utover sensommer og tidlig høst pga. regenerering av BSi og kjemisk forvitring som følge av økt temperatur. Den typiske reduksjonen i DSi på våren kan trolig også til dels tilskrives fortynning i forbindelse med vårflommen, men også opptak av DSi i terrestrisk vegetasjon, spesielt skog (Carey og Fulweiler 2013).

En slik sesongmessig variasjon i Si-konsentrasjonen har vært tydelig i Svartelva og Vorma, men i noe mindre grad i Lågen. **Figur 39** viser mønsteret i vannprøvene fra Vorma og Svartelva. Det er rimelig å anta at den markerte nedgangen i konsentrasjonen på sommeren i Vorma i stor grad skyldes vekst av kiselalger i Mjøsa. I Svartelva ser vi at reduksjonen i Si-konsentrasjon starter noe tidligere på året, men varer ut over sommeren. Dette skyldes trolig en kombinasjon av fortynning med vårflommen, samt opptak i skog, begroingsalger og plankton i innsjøer oppstrøms i vassdraget.

## 4.2 Vannkvalitet og økologisk tilstand

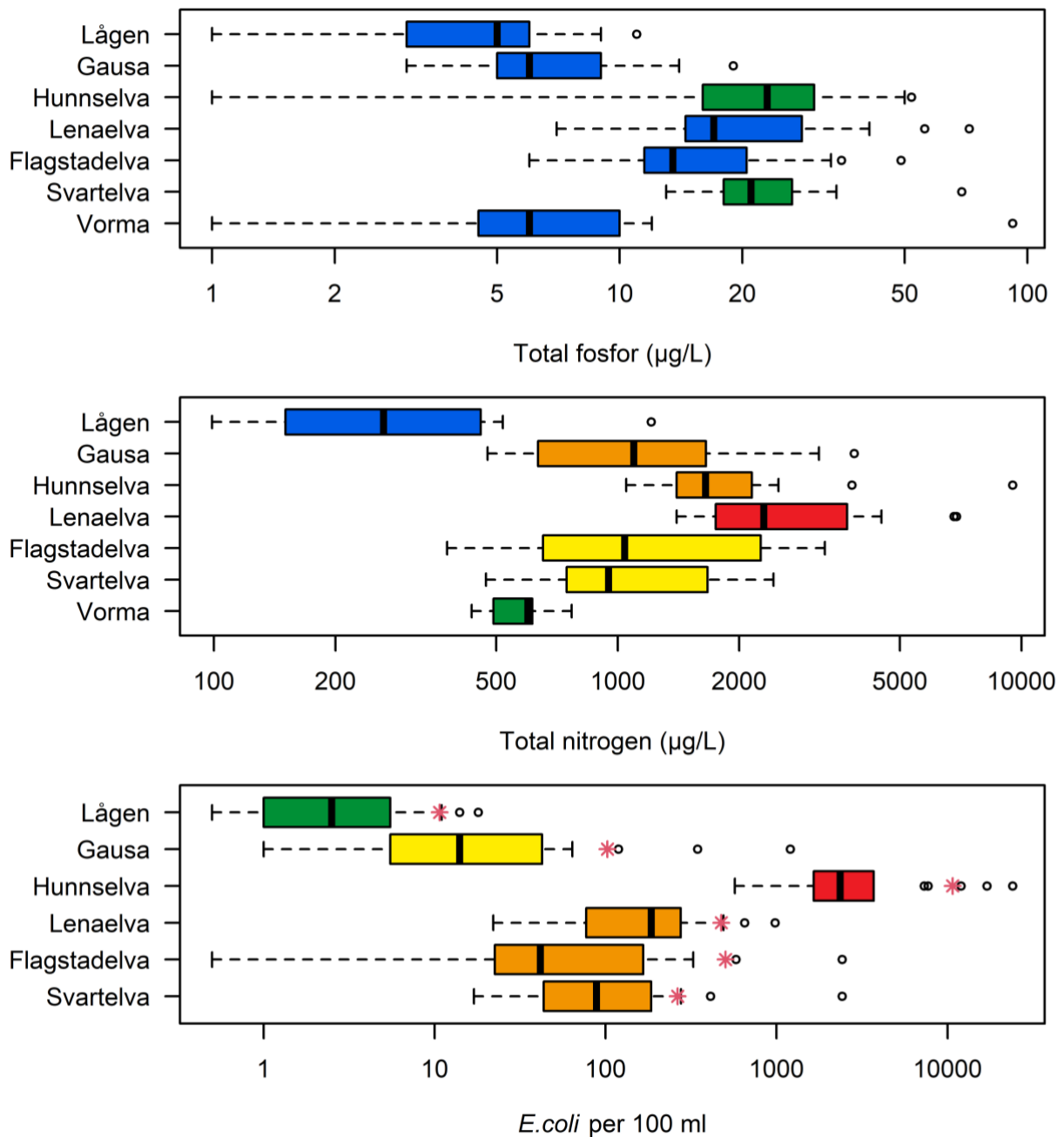
Alle kjemiske primærdata er gitt i **Vedlegg D** og biologiske primærdata (artslistene) er gitt i **Vedlegg E**. Alle data blir også rapportert til Vannmiljø-databasen. Typifisering av elvene er omtalt i avsnitt 2.2.3.

### 4.2.1 Konsentrasjoner av total-fosfor, total-nitrogen og *E. coli* i elvene i 2020

Fosfor antas å være det begrensende næringsstoffet for biologisk vekst både i Mjøsa (se kap. 3.6.3) og i tilløpselvene som overvåkes i dette programmet. Dette skyldes at forholdet mellom nitrogen og fosfor i vannet er høyt, og at nitrogen dermed er til stede i overskudd i forhold til algenes behov gjennom vekstsesongen. Vi inkluderer derfor ikke konsentrasjonen av nitrogen i den samlede klassifiseringen av økologisk tilstand. Vi klassifiserer allikevel parameteren total-nitrogen, ettersom forhøyede konsentrasjoner av nitrogen kan være et tegn på forurensing fra f.eks. jordbruk. Videre vil nitrogenet fra Mjøsa til slutt ende opp i ytre Oslofjord via Glomma, og i kystvannet er nitrogen oftere begrensende for biologisk vekst.

I seks av elvene har vi også målt nivåer av tarmbakterier (*E. coli*), som indikerer forekomst av fekal forurensing fra dyr eller mennesker (kloakk). Typiske kilder er sig fra husdyrgjødsel, lekkasjer og overløp fra kommunale avløpsanlegg, og utslipp fra private avløpsanlegg. Høye nivåer betyr ikke nødvendigvis at det er sykdomsfremkallende bakterier til stede, men sannsynligheten for dette øker med mengden indikatorbakterier. For *E. coli* er elvene klassifisert i henhold til det gamle klassifiseringssystemet for tarmbakterier (grenseverdier for 90-persentiler er gitt i Andersen m.fl. 1997), og det er gjort en vurdering av om konsentrasjonene av bakterier indikerer god (< 100 *E. coli* / 100 ml) eller mindre god egnethet (100-1000 *E. coli* / 100 ml) for jordvanning, eller om vannet ikke er egnet i det hele tatt (> 1000 *E. coli* / 100 ml; grenseverdier gitt av Vitenskapsrådet for mattrygghet 2014).

Under følger en oppsummering av næringssaltkonsentrasjoner og nivåer av fekale indikatorbakterier for hver elv i 2020 (**Figur 40**). Tidstrender for konsentrasjoner av total-fosfor og total-nitrogen er vist i **Figur 41** til **Figur 46**. Først presenteres resultatene fra de nordlige tilløpselvene, deretter elvene som renner inn på Mjøsas vestsida, østsida, og til slutt utløpselva Vorma. For en mer omfattende diskusjon av tidstrendene for konsentrasjoner og transport av næringsalter, samt en analyse av kildefordelingen for fosfor-tilførselene, henvises det til Bechmann og Thrane mfl. (2021).



**Figur 40.** Konsentrasjoner av total-fosfor (øverst), total-nitrogen (i midten) og *E. coli* (nederst) i tilløpselvene og Vorma i 2020 (24 årlige prøver i alle elvene unntatt Vorma, hvor det tas 12 prøver). Legg merke til den logaritmiske x-aksen. Den vertikale streken i hver boks viser medianen, mens nedre og øvre grense i boksen viser hhv. 25 og 75-persentilen. Spesielt lave eller høye verdier (uteliggere) er plottet som punkter. Endene av de stiplede linjene viser min- og maksverdiene blant tallene som ikke er ekstremverdier. Rød stjerne i C) angir 90-persentilen, som brukes til å klassifisere elvene med hensyn til *E. coli*. Farge angir tilstandsklassen basert på median for Tot-P og Tot-N, og 90-persentilen for *E. coli*: Grønn = god tilstand, gul = moderat tilstand, oransje = dårlig tilstand, rød = svært dårlig tilstand.

**Lågen** er en kalkfattig og svært klar elv og har dermed lave referansekonsentrasjoner for både fosfor og nitrogen. Konsentrasjonene av begge næringsalter i 2020 var i svært god tilstand, noe de har vært gjennom hele tidsserien (**Figur 41**). For Tot-P lå 75% av målingene i 2020 mellom 3 og 6 µg/l, med en median på 5 µg/l. For Tot-N lå 75% av målingene mellom 150 og 450 µg/l, med en median på 263 µg/l. Nivået av fekale indikatorbakterier (*E. coli*) i Lågen var relativt lavt (tilsvarende god tilstand) og vannet var godt egnet for jordvanning. Nivåene at

I nedre deler er **Gausa** typifisert som moderat kalkrik og klar. Basert på målingene i 2020 var Gausa i svært god tilstand med hensyn til fosfor, med en mediankonsentrasjon av Tot-P på 6,0 µg/l. Av de 24 målingene lå 75% mellom 5,0 og 9,0 µg/l. Gausa har vært i svært god tilstand for total-fosfor de fleste år siden 80-tallet med unntak av enkelte år (**Figur 42**). Tilstanden for nitrogen i 2020 var dårlig, men vassdraget antas ikke å være nitrogenbegrenset. Basert på median (1095 µg N/l) var nitrogenkonsentrasjonen ca. 4 ganger høyere enn i Lågen. Siden slutten av 1980-tallet har tilstanden for total-nitrogen de fleste år vært moderat eller nær grensen god/moderat (**Figur 42**). Nivået av fekale indikatorbakterier (*E. coli*) viste moderat tilstand, og var nær grensen mellom godt/mindre godt egnet for jordvanning (100 pr. 100 mL).

Blant elvene som renner inn i Mjøsa på vestsiden overvåkes Lena og Hunnselva. Begge elvene er humøse med relativt høyt kalkinnhold (**Tabell 5**). Dette medfører at referansekonsentrasjonen for fosfor er betydelig høyere enn f.eks. i Lågen, ettersom den kalkrike berggrunnen og det høye innholdet av humusstoffer er naturlige kilder til fosfor. Humus bidrar også med noe organisk nitrogen.

**Hunnselva** var i god tilstand med hensyn til Tot-P, med en mediankonsentrasjon på 23 µg/l. De fleste målingene (vurdert som første og tredje kvartil) lå mellom 17 og 30 µg/l. For Tot-N var tilstanden dårlig, men elva antas ikke å være nitrogenbegrenset. Mediankonsentrasjon av Tot-N var på 1550 µg/l, med 75% av målingene mellom 1400 og 2125 µg/l. Fosforkonsentrasjonene i Hunnselva har gått betydelig ned siden starten av tidsserien, men det samme kan ikke sies om nitrogen (**Figur 44**). Nivåene av fekale indikatorbakterier var ekstremt høye i Hunnselva i 2020 og i svært dårlig tilstand. Dette tilsier også at vannet ikke er egnet for jordvanning i henhold til grenseverdiene gitt av Vitenskapskomiteen for Mattrygghet (2014). Nivåer av *E.coli* har vært i svært dårlig tilstand de seks siste årene.

I **Lena** var i Tot-P i svært god tilstand med en mediankonsentrasjon på 17 µg/l. I de fleste prøvene (vurdert som første og tredje kvartil) lå konsentrasjonen mellom 15 og 28 µg/l, altså på nivå med Hunnselva, men litt lavere. Lena skiller seg ut med de høyeste konsentrasjonene av Tot-N blant tilløpselvene. Mediankonsentrasjonen var på 2300 µg/l (75% av målingene lå mellom 1775 og 3650 µg/l) og er i tilstandsklasse svært dårlig. Nivåene var lavere enn i 2019, da medianen lå over 4000 µg/l. Stor avrenning av nitrogenforbindelser fra dyrka mark og jordbruksaktivitet må antas å være den viktigste forklaringen på de høye nivåene av Tot-N her. Tidstrenden viser en reduksjon over tid for fosforkonsentrasjon, men ikke for nitrogen (**Figur 43**). Nivåene av fekale indikatorbakterier var tilsvarende i dårlig tilstand og mindre egnet for jordvanning i henhold til grenseverdiene gitt av Vitenskapskomiteen for Mattrygghet (2014). Nivået av *E.coli* har vært i dårlig eller svært dårlig tilstand de seks siste årene.

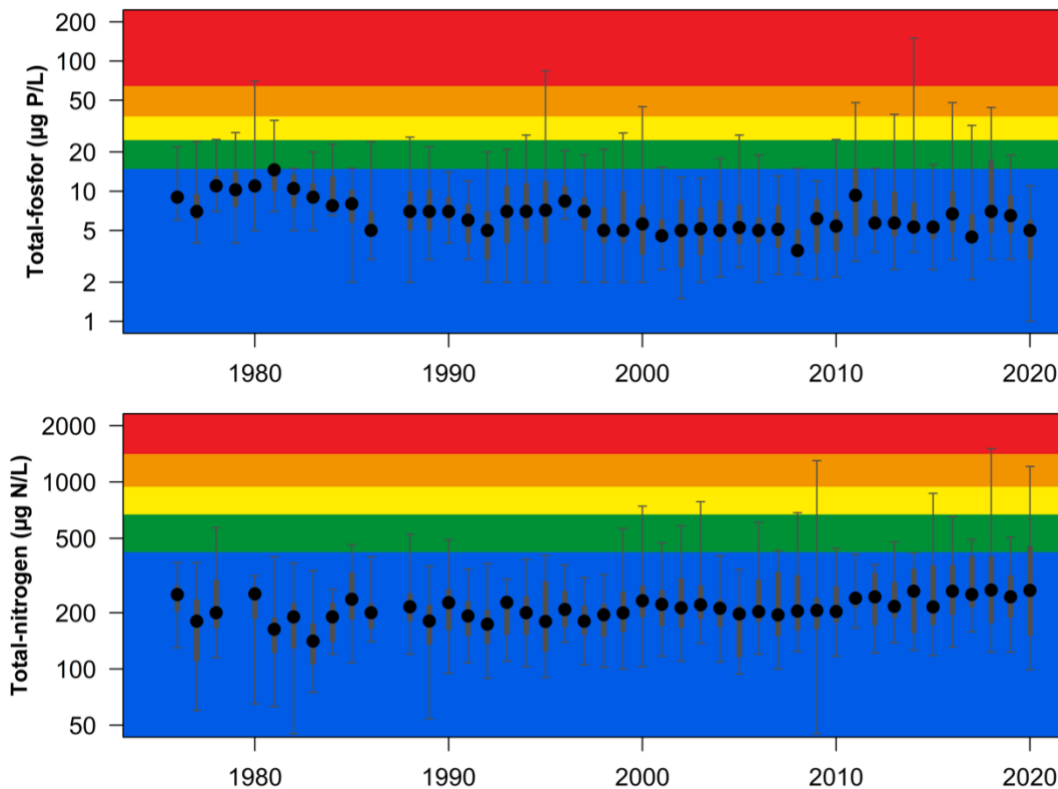
De overvåkede elvene på østsiden av Mjøsa, Flagstadelva og Svartelva, er også humøse med høyt kalkinnhold (**Tabell 5**), og dermed relativt høye referanseverdier for Tot-P. Fargetallet tilsier at innholdet av humusstoffer er enda høyere enn elvene på vestsiden.

**Flagstadelva** var i svært god tilstand med hensyn til Tot-P, med en mediankonsentrasjon på 13,5 µg/l. Av de 24 årlige målingene lå 75% mellom 12 og 20 µg/l. Konsentrasjonen av Tot-P har vært i svært god tilstand de fleste årene (**Figur 45**). Den årlige mediankonsentrasjonen av Tot-N var 1040 µg/l,

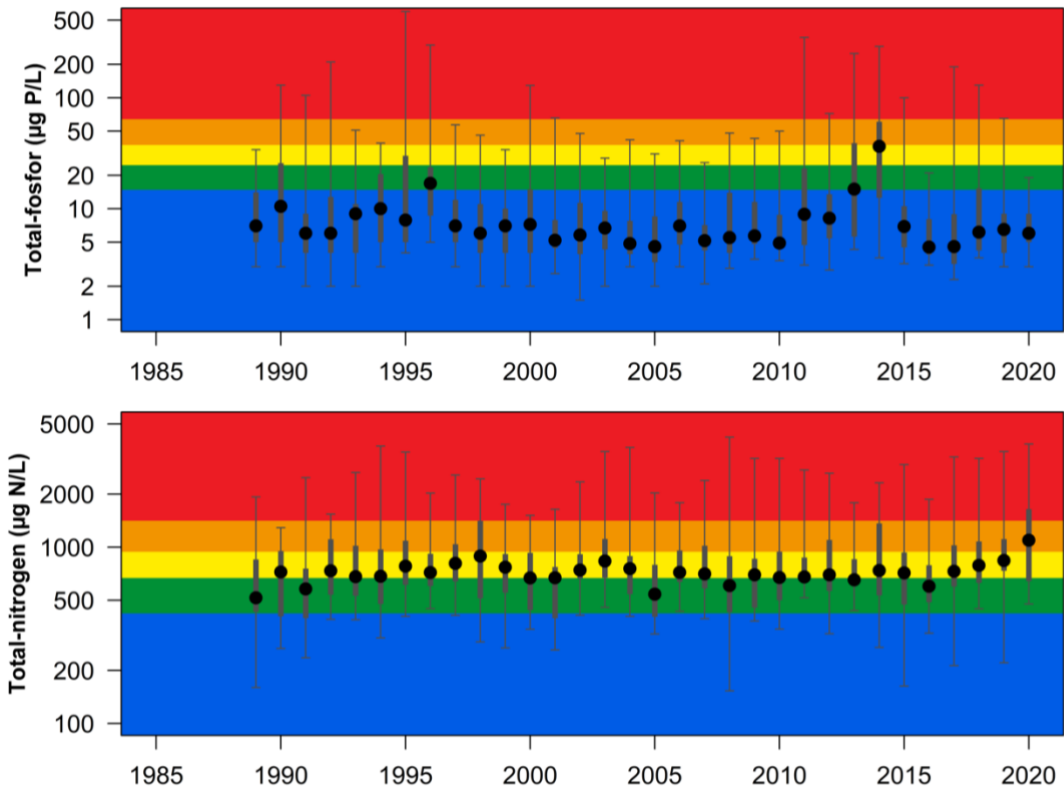
tilsvarende moderat tilstand. Årlig variasjon i Tot-N var stor, og første og tredje kvartil var på hhv. 1775 og 3650  $\mu\text{g/l}$ . Nivåene av fekale indikatorbakterier tilsvarte dårlig tilstand, og vannet var mindre egnet for jordvanning i henhold til grenseverdier satt av Vitenskapskomiteén for Mattrygghet (2014). Konsentrasjonene har vært høye (i dårlig eller svært dårlig tilstand) de seks siste årene.

**Svartelva** var i god tilstand for Tot-P, men en mediankonsentrasjon på 21  $\mu\text{g/l}$ . Av de 24 årlige målingene lå 75% mellom 18 og 26  $\mu\text{g/l}$ . Siden slutten av 1980-tallet har tilstanden for Tot-P de fleste årene vært god eller svært god, men enkelte år ned mot moderat (**Figur 46**). Konsentrasjonen av Tot-N var omtrent som i Flagstadelva, med en mediankonsentrasjon på 949  $\mu\text{g/l}$  og første og tredje kvartil på hhv. 757 og 1650  $\mu\text{g/l}$ . Dette tilsvarer moderat tilstand for nitrogen. Nivåene av fekale indikatorbakterier var også på samme nivå som i Flagstadelva; i dårlig tilstand og mindre egnet for jordvanning. Konsentrasjonene har vært høye (i dårlig eller svært dårlig tilstand) de seks siste årene.

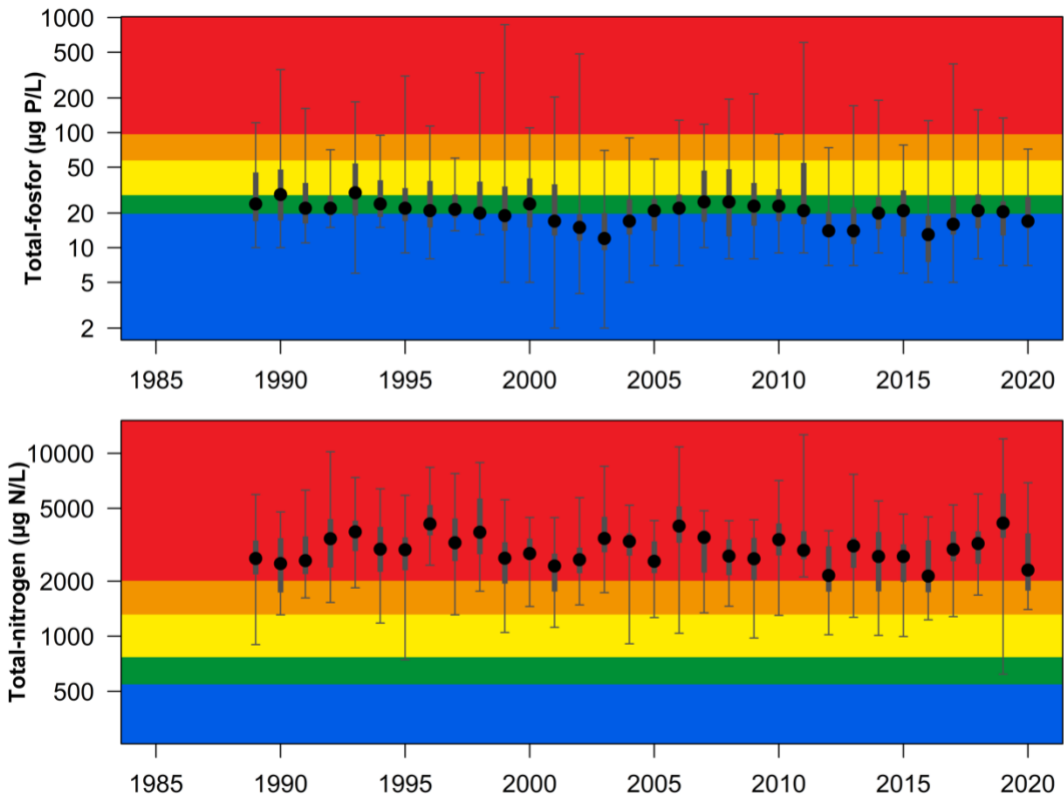
I utløpselva **Vorma** var konsentrasjonen av Tot-P svært god tilstand, med en median på 6,0  $\mu\text{g/l}$ . Av de månedlige målingene lå 75% mellom 4,5 og 10  $\mu\text{g/l}$ . Tilstanden for Tot-N var god, med en median på 599  $\mu\text{g/l}$ . Gjennom året lå 75% av målingene mellom 492 og 614  $\mu\text{g/l}$ .



**Figur 41.** Tidsutvikling i konsentrasjonen av total-fosfor (øverst) og total-nitrogen (nederst) i 24 vannprøver per år i Lågen. Bakgrunnsfargen viser tilstandsklasse, der blå = svært god, grønn = god, gul = moderat, oransje = dårlig og rød = svært dårlig. Punkt = median, mens tykk, grå linje viser interkvartilbredden. Horisontale streker viser min- og maks-verdi hvert år.

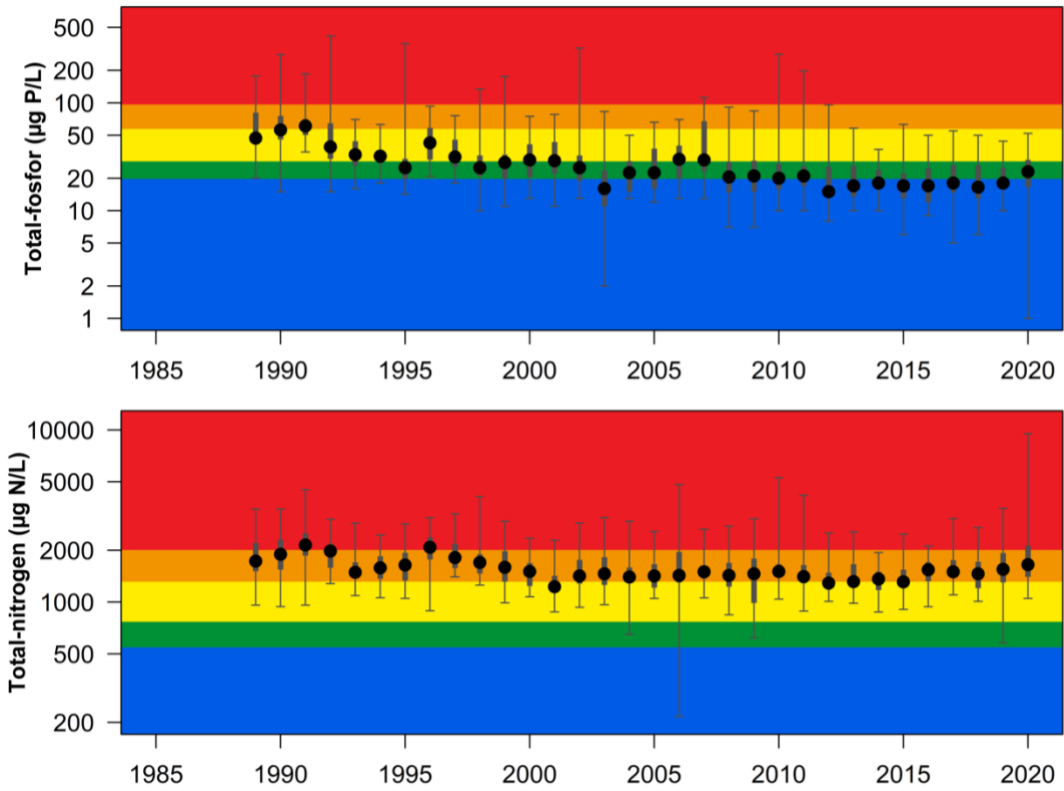


**Figur 42.** Tidsutvikling i konsentrasjonen av total-fosfor (øverst) og total-nitrogen (nederst) i 24 vannprøver per år i Gausa. For ytterligere forklaring, se figurteksten i **Figur 41**.

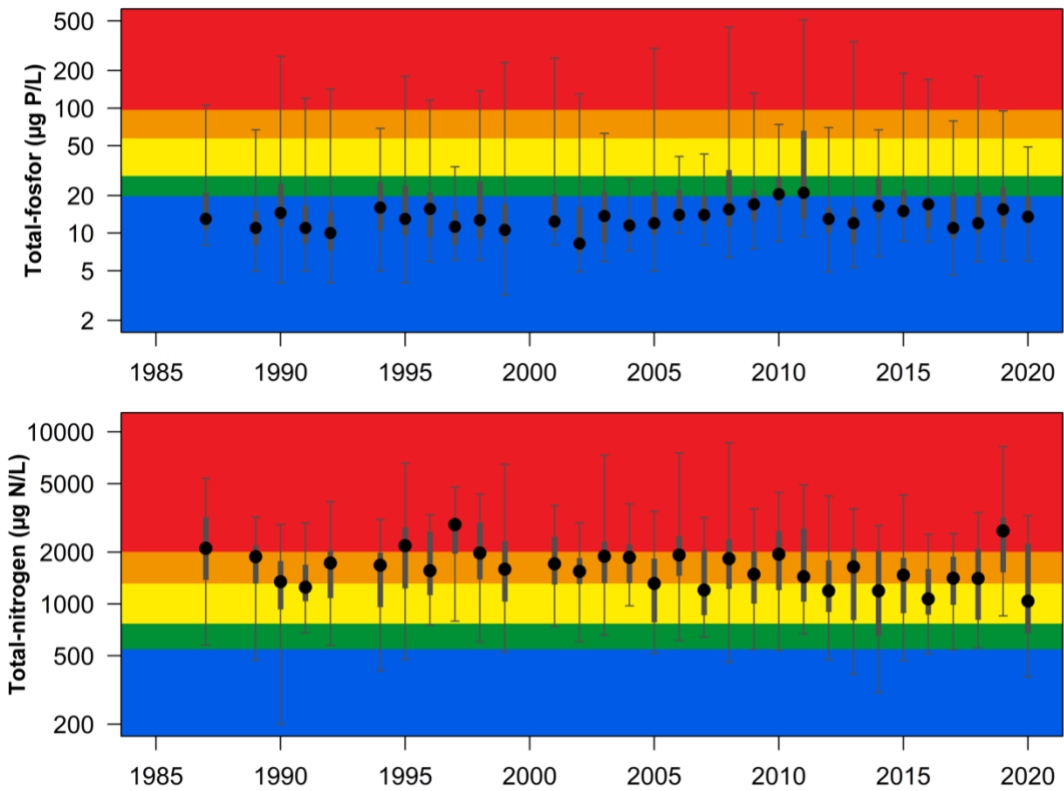


**Figur 43.** Tidsutvikling i konsentrasjonen av total-fosfor (øverst) og total-nitrogen (nederst) i 24 vannprøver per år i Lena. For ytterligere forklaring, se figurteksten i **Figur 41**.

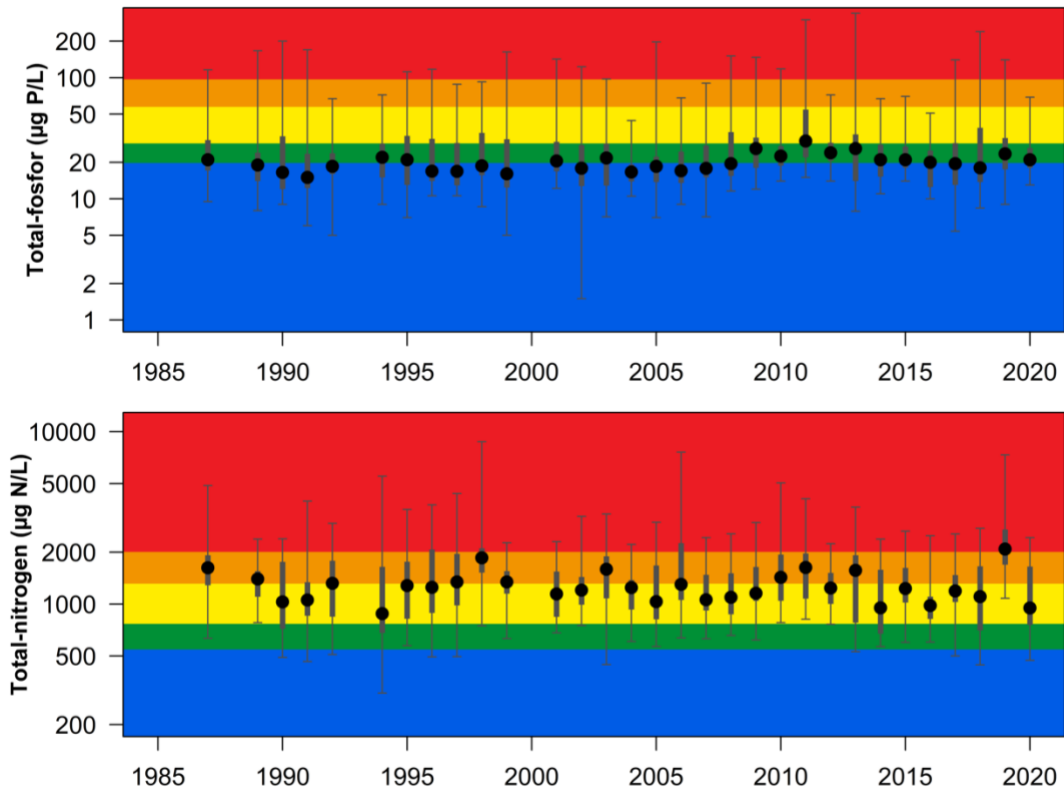




**Figur 44.** Tidsutvikling i konsentrasjonen av total-fosfor (øverst) og total-nitrogen (nederst) i 24 vannprøver per år i Hunnselva. For ytterligere forklaring, se figurteksten i **Figur 41**.



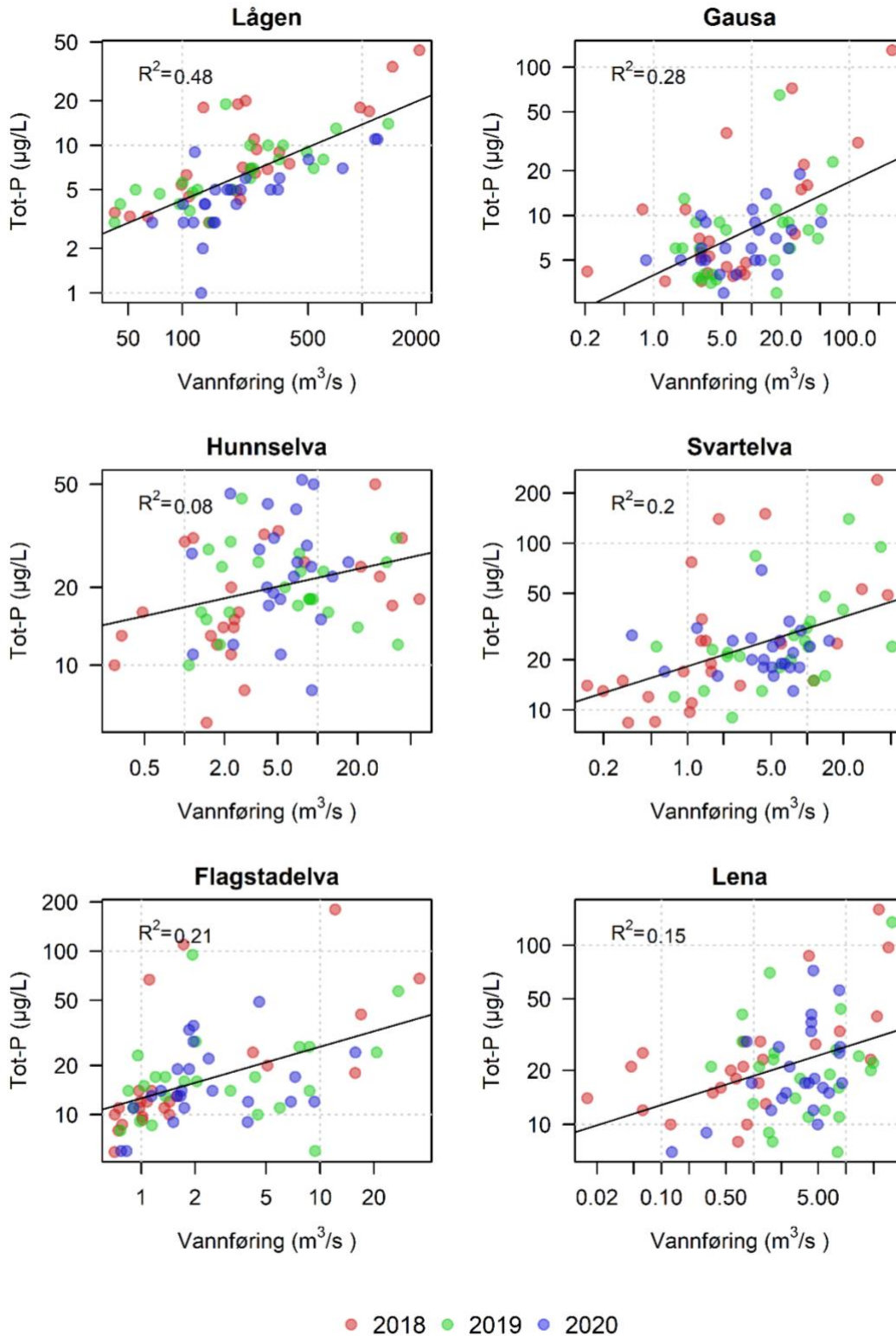
**Figur 45.** Tidsutvikling i konsentrasjonen av total-fosfor (øverst) og total-nitrogen (nederst) i 24 vannprøver per år i Flagstadelva. For ytterligere forklaring, se figurteksten i **Figur 41**.



**Figur 46.** Tidsutvikling i konsentrasjonen av total-fosfor (øverst) og total-nitrogen (nederst) i 24 vannprøver per år i Svartelva. For ytterligere forklaring, se figurteksten i **Figur 41**.

#### 4.2.1.1 Kilder til fosfor i elvene

Dersom man plottet konsentrasjonen av Tot-P mot vannføringen ved prøvetidspunktet, kan man få en indikasjon på hvilke forurensningskilder som dominerer (**Figur 47**).



**Figur 47.** Sammenhengen mellom vannføring og konsentrasjon av Tot-P i elvene de tre siste år (begge variablene er plottet på logaritmisk skala). I alle elvene var konsentrasjonen av Tot-P positivt korrelert med vannføringen på dagen da prøvene ble tatt ( $p < 0.05$ ).

Punktkilder vil generelt gi høye konsentrasjoner av Tot-P ved lav vannføring, og lavere verdier når vannføringen øker pga. fortykning. Når det er arealavrenning og eventuelt overløp fra avløpsnett som dominerer, vil derimot konsentrasjonen av Tot-P kunne øke ved økende vannføring. For flere av tilløpselvene til Mjøsa var det før Mjøs-aksjonen en tendens til at konsentrasjonen av Tot-P økte ved lav vannføring. Under og etter aksjonen ble konsentrasjonen mer uavhengig av vannføring. Dette viser at de betydeligste punktutslippene ble fjernet under aksjonen, og at arealavrenning ble mer dominerende (Rognerud 1988).

Basert på data på Tot-P og vannføring på prøvetakingsdagen fra de tre siste år (2018-2020) er det en signifikant positiv sammenheng mellom vannføring og konsentrasjon av Tot-P i alle tilløpselvene ( $p < 0.05$ ; **Figur 47**). Sammenhengen var sterkest i Lågen ( $R^2 = 0,48$ ) og Gausa ( $R^2 = 0,28$ ), etterfulgt av Flagstadelva ( $R^2 = 0.21$ ), Svartelva ( $R^2 = 0.20$ ). Den positive sammenhengen indikerer at arealavrenning og evt. overløp/lekkasjer fra kommunale og private avløpsanlegg ved kraftig regn var de dominerende kildene til fosfor i disse vassdragene. I Lena ( $R^2 = 0,15$ ) og Hunnselva ( $R^2 = 0,08$ ) var sammenhengen mellom Tot-P og vannføring svakere. Dette kan indikere at punktkilder fortsatt bidrar til økte P-tilførsler her, da spesielt i Hunnselva.

Kildefordeling av fosfortilførsler har nylig blitt beregnet av NIBIO for ni delnedbørfelt til Mjøsa (Bechmann og Thrane mfl. 2021). Beregningene viser – som indikert over – at jordbruk og avløp er det to dominerende kildene til fosfor om man ser bort fra det som kommer naturlig fra skog og utmark (**Tabell 17**).

**Tabell 17.** Kildefordeling for tilførsler av total-fosfor (TP, tonn) og biotilgjengelig fosfor (BioP, tonn), i ni nedbørfelt for tilløpselver til Mjøsa. Beregningene er gjort av NIBIO. Tabellen er hentet og modifisert fra Bechmann og Thrane mfl. (2021). Kommunalt avløp er ikke med pga. manglende data (se metodekapittel i Bechmann og Thrane, 2021)

Nedbørfelt	Jordbruk		Spredt avløp		Skog og utmark		Deposisjon		Samferdsel og bebyggelse	
	TP	BioP	TP	BioP	TP	BioP	TP	BioP	TP	BioP
Lena	2,8	0,6	1,2	1,0	1,1	0,1	0,1	0,03	0,1	0,04
Hunnselva	1,6	0,4	1,2	1,0	1,7	0,1	0,3	0,2	0,1	0,05
Flagstadelva	1,0	0,2	0,6	0,5	0,9	0,1	0,02	0,01	0,1	0,02
Svartelva	1,5	0,3	2,0	1,6	2,2	0,2	0,1	0,1	0,2	0,1
Moelva og Tingnes-Brøttum	2,5	0,6	1,3	1,0	1,1	0,1	0,2	0,1	0,1	0,03
Heggshuselva	0,3	0,06	0,14	0,11	0,09	0,008	0,01	0,004	0,01	0,004
Skanselva og Bausbakkelva	0,3	0,1	0,2	0,2	0,2	0,02	0,004	0,002	0,03	0,01
Gausa	1,8	0,5	1,4	1,1	5,0	0,4	0,4	0,2	0,1	0,03
Gudbrandsdalslågen	7	1,4	3	2,4	25	2,5	-	-	2	0,66
<b>Totalt for ni delnedbørfelt</b>	<b>19</b>	<b>4,2</b>	<b>11</b>	<b>9</b>	<b>37</b>	<b>3,5</b>	<b>1,1</b>	<b>0,6</b>	<b>2,7</b>	<b>0,9</b>

Jordbruk står for en større andel av total-fosforet enn avløp i alle elvene (unntatt Svartelva), men jordbruket bidrar med mest partikkelbundet fosfor, som har lavere biotilgjengelighet. Avløp dominerer når det kommer til tilførsler av biotilgjengelig fosfor (**Tabell 17**). Dette fosforet kan tas effektivt opp av alger og planter og bidra til eutrofiering. Analysene i Bechmann og Thrane mfl. (2021) viste at for hvert av de ni delnedbørfeltene har hele 65-95% en avløpsløsning som *ikke* tilfredsstillende kravene i forurensingsforskriften med 90% rensing av fosfor og organisk materiale. Avløp bidrar trolig med størrelsesorden 50-75% av den totale mengden biotilgjengelig fosfor i elvene (data fra Lågen er ikke med). For mer detaljer om kilder til- og trender i fosfortilførsler, trender i jordbruket, samt tiltak for å redusere tilførslene av fosfor til Mjøsa, henvises det til rapporten og faktaarkene fra Bechmann og Thrane mfl. (2021).

#### 4.2.2 Økologisk tilstand i Gausa, Mesna, Moelva og Brumunda i 2020

I 2020 undersøkte vi bunndyr, begroingsalger og heterotrof begroing på tre stasjoner i Gausa, Mesna, Moelva og Brumunda. Informasjon om stasjonene er gitt i **Tabell 6** og vist på kart i **Figur 50-52**. For å vurdere økologisk tilstand med hensyn til eutrofiering og organisk belastning benyttet vi henholdsvis PIT-indeksen for begroingsalger og ASPT-indeksen for bunndyr. Bunndyr ble undersøkt både vår og høst (unntatt på stasjon BR03 og GA01, hvor det kun ble tatt vårprøver), og vurderingen av økologisk tilstand er basert på gjennomsnittet av vår- og høst-verdiene for ASPT (se **Vedlegg E, tabell 34**). Heterotrof begroing (HBI2-indeksen) ble også undersøkt som en respons på organisk belastning. På stasjonene med kalkfattig vanntype ble også forsuringstilstand klassifisert. Beskrivelse av prøvetakingsmetodikk, indeksberegninger og klassifisering av økologisk tilstand finnes i kap. 2.2.5.

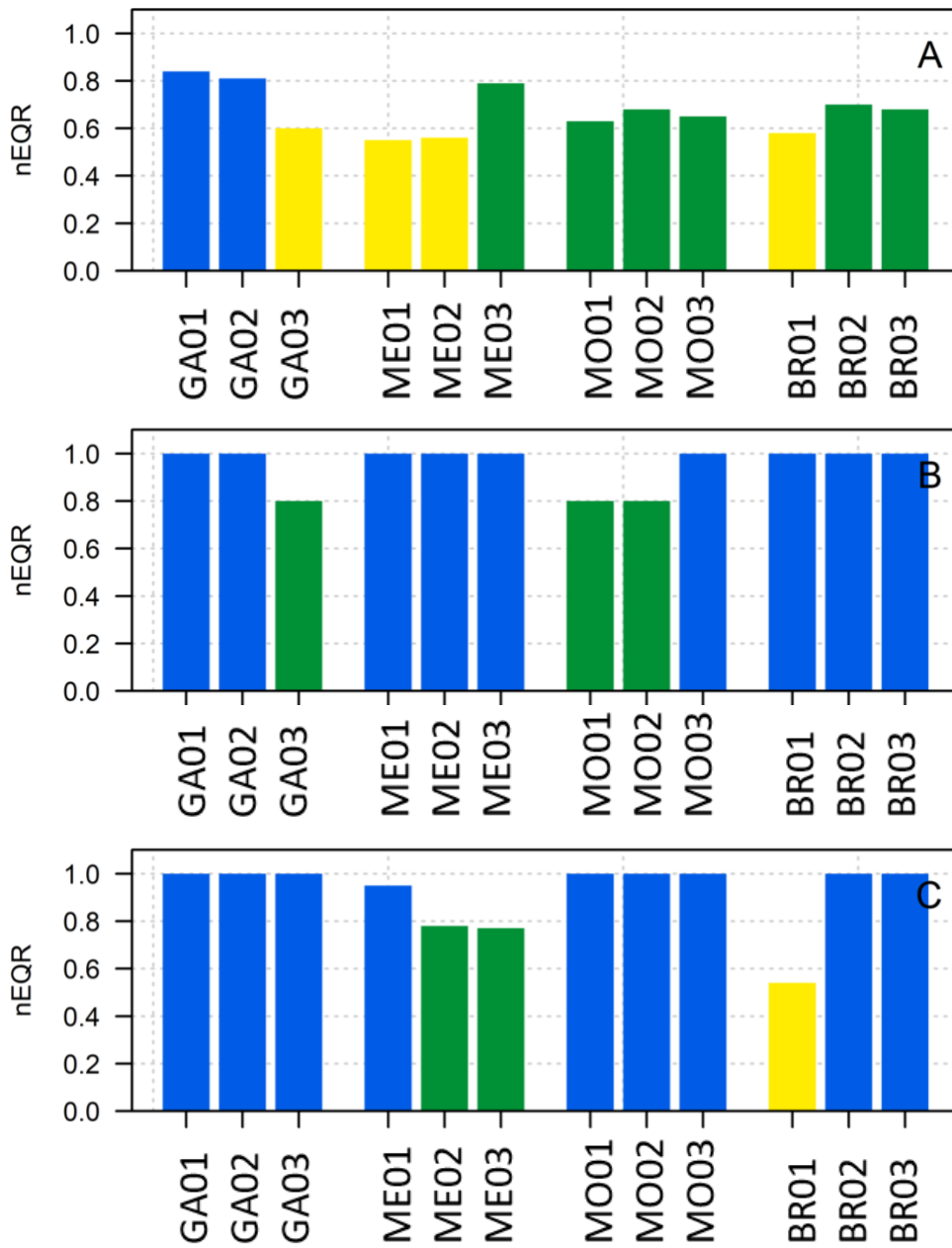
Resultatene for de tre biologiske indeksene oppsummeres kort i kapittel 4.2.2.1. I kapittel 4.2.2.2-4.2.2.5 beskrives resultatene fra hvert vassdrag og det gis en vurdering av samlet økologisk tilstand for stasjonene. Resultater fra tidligere undersøkelser av økologisk tilstand diskuteres også.

##### 4.2.2.1 Økologisk tilstand for indeksene PIT, AIP, HBI2 og ASPT

PIT-indeksen for påvekstlger viste svært god eller god tilstand med hensyn til eutrofiering på alle stasjoner med unntak av øverste stasjon i Gausa (GA3; nedre del av Vesleelva), de to nederste stasjonene i Mesna (ME02 og ME01) og nedre del av Brumunda (BR01). Her var tilstanden for PIT moderat (**Figur 48A** og **Tabell 18**). AIP-indeksen viste svært god tilstand med hensyn til forsuring på begge de kalkfattige stasjonene øverst i Gausa og Brumunda (kun vist i **Tabell 18**).

Det ble kun observert mikroskopiske mengder heterotrof begroing ved øverste stasjon i Gausa (GA03) og ved de to nederste stasjonene i Mesna (ME02 og ME01). Ved de resterende stasjonene ble det ikke funnet heterotrof begroing. Tilstanden for HBI2-indeksen var dermed svært god eller god ved alle stasjoner (**Figur 48B** og **Tabell 18**).

Bunndyrindeksen for organisk belastning (ASPT) var i svært god eller god tilstand ved alle stasjonene med unntak av ved nederste stasjon i Brumunda (BR01) hvor den var moderat.



**Figur 48.** Økologisk tilstand og nEQR for A) PIT-indeksen for påvekstalger, B) HBI2-indeksen for heterotrof begroing og C) ASPT-indeksen for bunndyr (basert på gjennomsnitt av vår- og høstprøver). Nummereringen på stasjonene angir plasseringen fra lengst nedstrøms (01) til lengst oppstrøms (03). Fargen angir økologisk tilstandsklasse, der blå = svært god, grønn = god og gul = moderat.

**Tabell 18.** Økologisk tilstand på stasjonene i Gausa, Mesna, Moelva og Brumunda i 2020. Stasjonene er sortert fra nedstrøms til oppstrøms, dvs. at stasjon 01 er lengst nedstrøms og stasjon 03 er lengst oppstrøms. Øverste rad viser hvilken vannforekomst stasjonene ligger i (vist med vannforekomst ID). Mer informasjon om stasjonene (koordinater, beskrivelse m.m.) finnes i **Tabell 6**. For ASPT er gjennomsnittsverdiene for vår- og høstprøver oppgitt (se **Vedlegg D, tabell 34** for vår- og høstverdier). Alle indeksverdier er rapportert til Vannmiljø-databasen. Samlet økologisk tilstand er bestemt iht. reglene i Klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018). M = moderat, G = god og SG = svært god tilstand.

			002-4723-R	002-2325-R	002-1076-R	002-2590-R	002-5001-R	002-1002-R	002-335-R	002-620-R	002-4841-R			
			Gausa			Mesna			Moelva			Brumunda		
			GA01	GA02	GA03	ME01	ME02	ME03	MO01	MO02	MO03	BR01	BR02	BR03
Begroing	PIT	Indeksverdi	8,48	9,09	16,25	19,69	18,75	9,78	14,95	13,51	14,39	17,72	12,73	13,50
		nEQR	0,84	0,81	0,60	0,55	0,56	0,79	0,63	0,68	0,65	0,58	0,70	0,68
		Tilstandsklasse	SG	SG	M	M	M	G	G	G	G	M	G	G
	AIP	Indeksverdi	6,98	7,09	7,08	7,18	7,14	7,02	7,11	7,15	7,04	7,11	7,17	6,95
		nEQR			1,00									1,00
		Tilstandsklasse			SG									SG
	HBI2	Indeksverdi	0	0	0,01	0	0	0	0,001	0,01	0	0	0	0
		nEQR	1,00	1,00	0,80	1,00	1,00	1,00	0,80	0,80	1,00	1,00	1,00	1,00
		Tilstandsklasse	SG	SG	G	SG	SG	SG	G	G	SG	SG	SG	SG
Bunndyr	ASPT	Indeksverdi	7,54	7,21	7,04	6,87	6,73	6,67	6,96	7,37	7,14	5,75	7,06	7,20
		nEQR	1,00	1,00	1,00	0,95	0,78	0,77	1,00	1,00	1,00	0,54	1,00	1,00
		Tilstandsklasse	SG	SG	SG	SG	G	G	SG	SG	SG	M	SG	SG
Fosfor	Tot-P	Indeksverdi	6,00											
		nEQR	1,00											
		Tilstandsklasse	SG											
<b>Samlet økologisk tilstand</b>			<b>0,84</b>	<b>0,81</b>	<b>0,60</b>	<b>0,55</b>	<b>0,56</b>	<b>0,77</b>	<b>0,63</b>	<b>0,68</b>	<b>0,65</b>	<b>0,54</b>	<b>0,70</b>	<b>0,68</b>
<b>Bestemmende parameter</b>			PIT	PIT	PIT	PIT	PIT	ASPT	PIT	PIT	PIT	ASPT	PIT	PIT



#### 4.2.2.2 Økologisk tilstand i Gausa

Gausa er den nest største blant Mjøsas tilløpselver og dannes like nedstrøms Segelstad bru, der Jøra fra Vestre Gausdal møter Vesleelva fra Østre Gausdal. Elva renner ut i Lågen like nedstrøms Fåberg. Store deler av nedbørfeltet til Gausa består av relativt upåvirkede skog- og myrområder. Samlet sett utgjør jordbruksarealer kun 6% av det totale nedbørfeltarealet, men det er allikevel betydelige jordbruksområder nede i dalbunnene langs de fleste grenene av vassdraget.

Ved de to nederste stasjonene i Gausa (GA01; nær samløpet med Lågen og GA02; Moavika) viste både påvekstalgene og bunndyrene svært god tilstand mht. eutrofiering og organisk belastning i 2020 (**Figur 49**). Det var heller ingen tegn til heterotrof begroing, noe som styrker konklusjonen om lite organisk forurensing. I tillegg var fosforkonsentrasjonene lave og i svært god tilstand (**Figur 40**). Samlet økologisk tilstand ved begge stasjoner var dermed svært god (**Tabell 18**) og resultatene tyder på lav nærings saltbelastning og lite organisk forurensing i nedre del av Gausa i 2020.

Stasjon GA01 ble også undersøkt i 2011 og 2017, og da var tilstanden svært god for ASPT-indeksen (bunndyr) og god for PIT-indeksen (påvekstalger; Lyche Solheim mfl. 2018). Resultatene for PIT i 2020 kan dermed tyde på en svak bedring i eutrofitilstand sammenliknet med 2011 og 2017.

På stasjonen i Vesleelva (GA03; ved Steinsmoen) var tilstanden for påvekstalger i 2020 moderat (helt på grensen til god) mht. eutrofiering. Vi fant også mikroskopiske mengder heterotrof begroing, som tyder på litt organisk forurensing. Tilstanden for bunndyr (ASPT) var imidlertid svært god, noe den ofte kan være til tross for litt organisk belastning dersom oksygenforholdene ellers er gode, f.eks. i strykparter med god innblanding av oksygen fra luften. Samlet økologisk tilstand på stasjonen ble moderat på grunn av påvekstalgene (**Tabell 18**).

Tilstanden for begroingsalger var moderat i nedre del av Vesleelva også i 2015 (Kile, 2016), noe som styrker konklusjonen om større påvirkning fra næringsalter og organisk stoff i denne delen av vassdraget. Vesleelva (GA03) har større andel jordbruk (16%) i nedbørfeltet og lavere vannføring enn i nedre deler av Gausa. Det forventes derfor relativt sett større tilførsler av fosfor. Kombinert med lavere fortykning medfører dette antakelig en større fosforbelastning i nedre deler av Vesleelva enn i nedre del av Gausa. Vannkvaliteten ved GA03 er trolig mer kalkfattig enn de andre stasjonene (men gode data på kalsium mangler), og vi beregnet derfor også AIP-indeksen for forsuring. Den viste svært god tilstand, og dermed ingen tegn på forsuring.

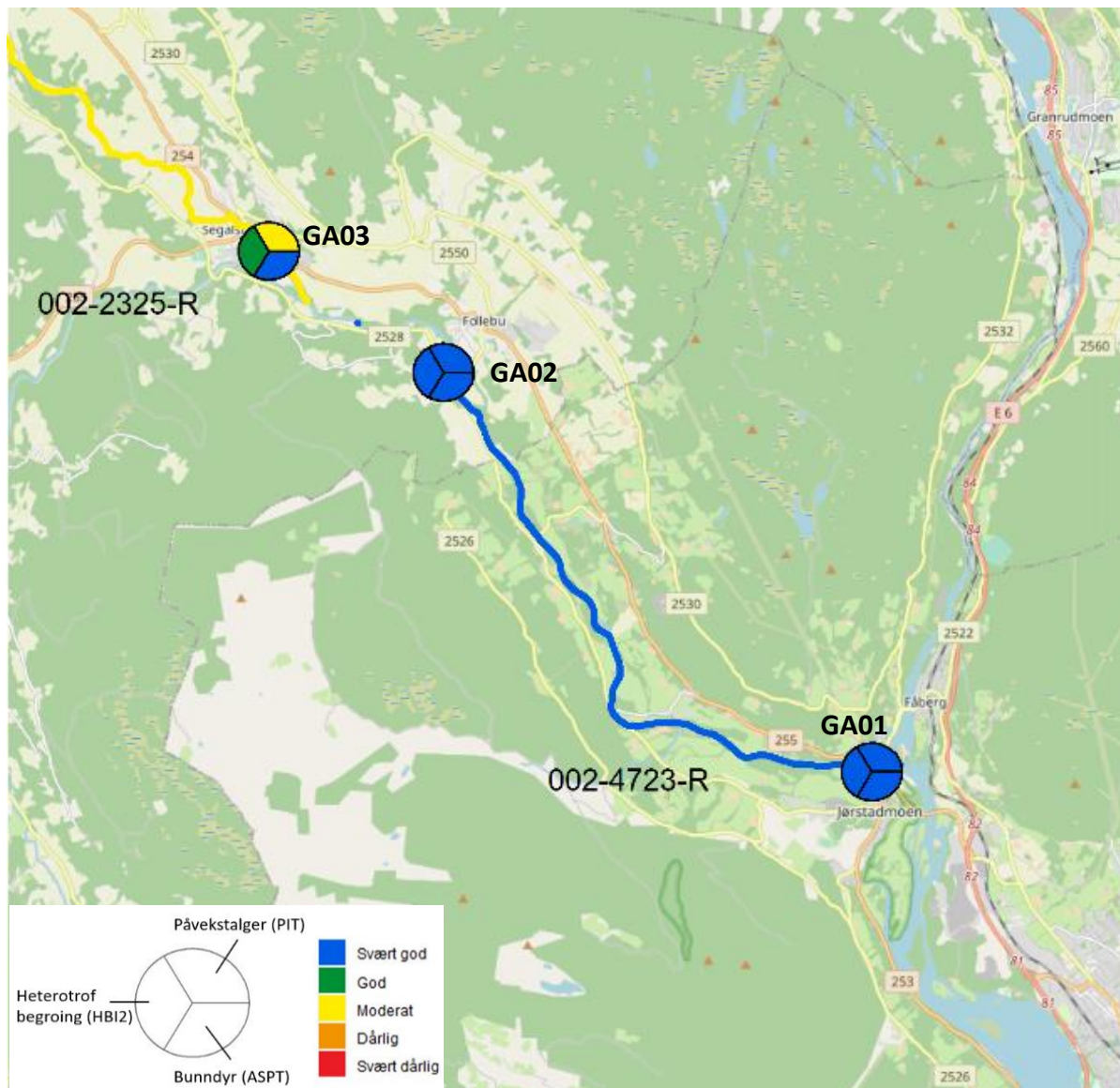
#### 4.2.2.3 Økologisk tilstand i Mesna

Mesna har sine kilder i fjellområdene mellom Øyer og Lillehammer kommune og drenerer et nedbørfeltareal på 249 km<sup>2</sup> før den munner ut i Mjøsa ved Lillehammer sentrum. Vassdraget er kraftig regulert med til sammen seks reguleringsmagasiner. Nedbørfeltet er dominert av skog (54%) og relativt store myrområder (21%). Andelen dyrket mark er lav (ca. 1%). I nedre del er elva preget av urban påvirkning.

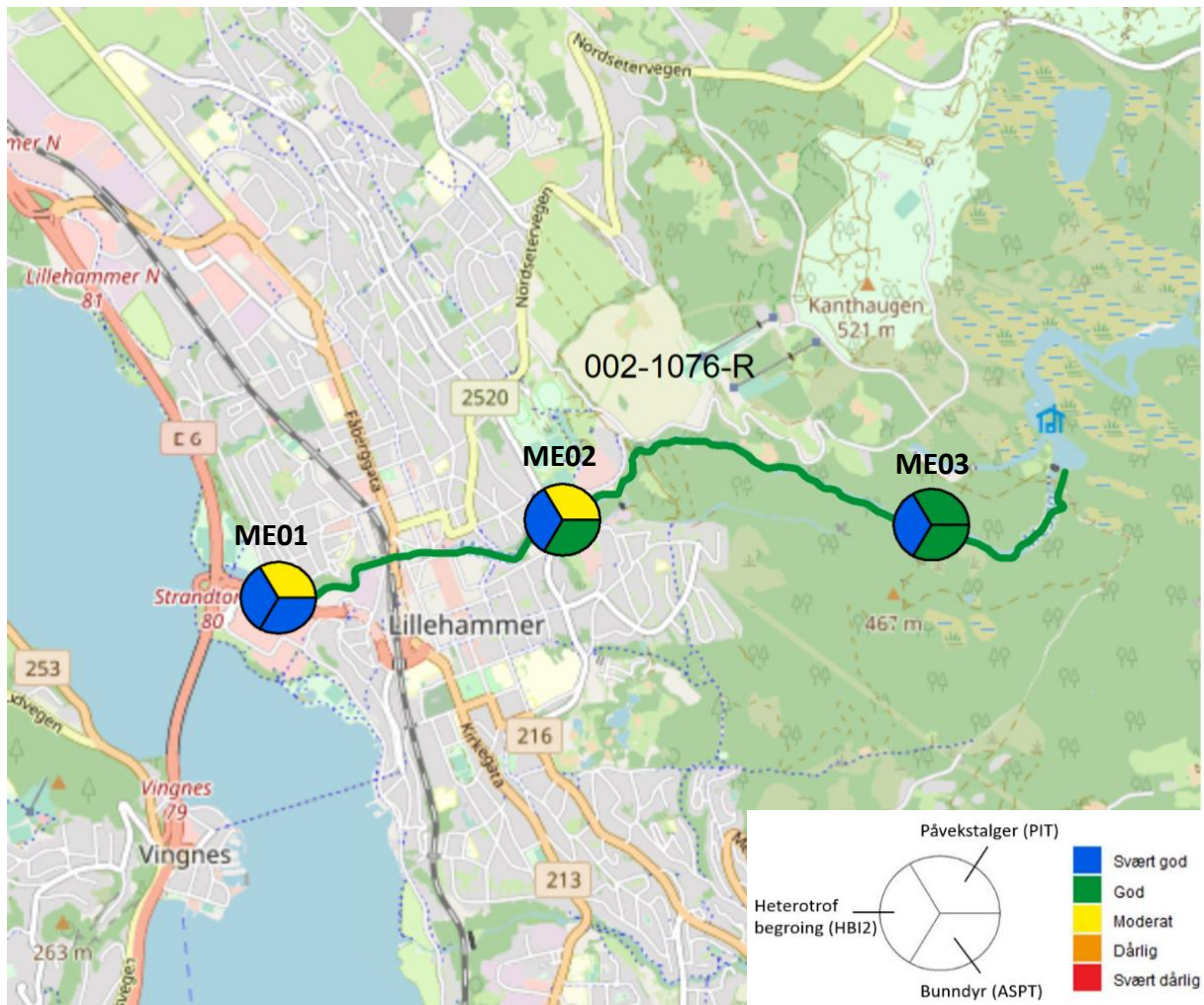
Nær utløpet i Mjøsa (ME01) og ved midterste stasjon (ME02) viste påvekstalgene moderat økologisk tilstand mht. eutrofiering. Tilstanden ved øverste stasjon (ME03; sør for Skrefsrud) var god (**Figur 50**). Resultatene for påvekstalger tyder derfor på lav fosforbelastning i øvre deler, men forhøyede tilførsler nedover i vassdraget, der påvirkningen fra spesielt urbane områder er større. En mulig kilde kan være avløp, som gir biotilgjengelig fosfor.

Bunndyrene viste god eller svært god tilstand med hensyn til organisk belastning ved alle stasjoner, og

det ble ikke observert heterotrof begroing ved noen av stasjonene vår eller sommer. Dette tyder på lite organisk forurensning, til tross for noe antatt urban påvirkning i nedre deler. På grunn av resultatene for påvekstalger ble samlet økologisk tilstand moderat ved ME01 og ME02 i 2020, men god ved ME03 (**Tabell 18**). Nederste stasjon i Mesna (ME01) ble undersøkt for bunndyr og begroing i 2011 og 2016 (Løvik mfl. 2017). Begge år viste både eutrofieringsindeksen PIT og ASPT-indeksen for organisk belastning moderat tilstand.



**Figur 49.** Kart over økologisk tilstand i Gausa. Tilstanden for PIT-, ASPT- og HBI2-indeksene er vist ved hjelp av tredelte sirkler (se tegnforklaring over). Næringssalter er kun målt ved nederste stasjon i Gausa og er ikke vist på kartet. Vannforekomstene som er undersøkt er vist med Vannforekomst-ID og farge på elvestrengen tilsvarende samlet økologisk tilstand. Der det er flere stasjoner innenfor samme vannforekomst er gjennomsnitt av nEQR-verdiene fra de ulike stasjonene lagt til grunn for samlet tilstandsvurdering. Vannforekomster uten biologiske undersøkelser i 2020 (midtre del av Gausa og Moelva) er vist med lys blå farge. Kartkilde: OpenStreetMap.



**Figur 50.** Kart over økologisk tilstand i Mesna. For tegnforklaring, se **Figur 49**.

#### 4.2.2.4 Økologisk tilstand i Moelva

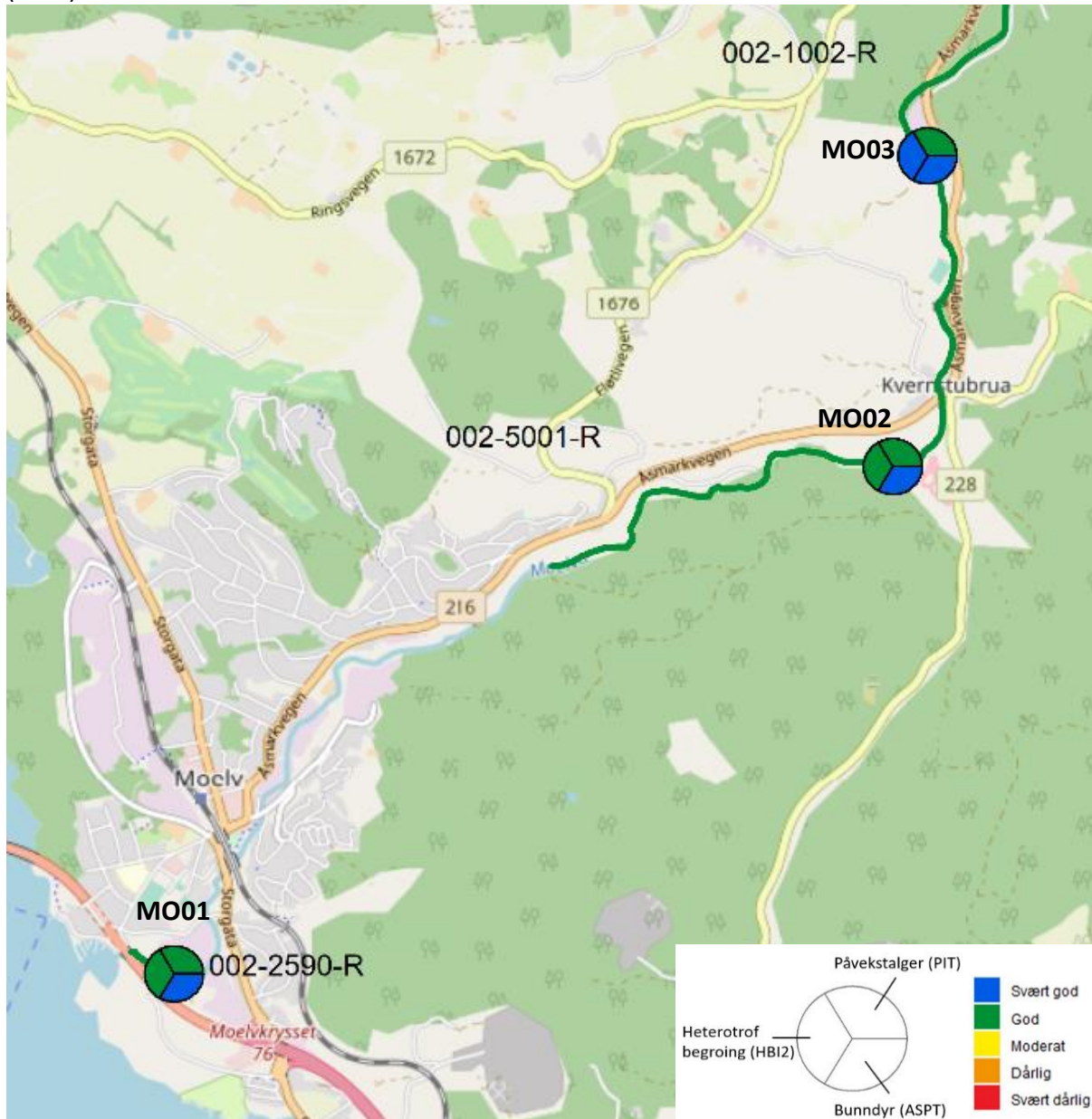
Moelva renner ut i Mjøsa ved Moelv og har sitt utspring fra innsjøen Næra i Ringsaker. Med et nedbørfeltareal på 191 km<sup>2</sup> er Moelva det største østlige tilløpsvassdraget til Mjøsa mellom Tingnes og Lillehammer. Nedbørfeltet består i hovedsak av skogområder (72%) med innslag av myr (9%). Den samlede andelen dyrket mark er relativt lav (8%). Moelva er noe påvirket av bebyggelse og urbane områder i nedre deler.

I 2020 var påvekstalgene i nedre del av tilstandsklasse god ved alle stasjoner (**Figur 51** og **Tabell 18**). Moelva når dermed miljømålet om god økologisk tilstand med hensyn til eutrofiering, men ettersom nEQR-verdiene var nedre del av tilstandsklassen (nEQR = 0,63-0,68; **Tabell 18**) skal det kun en liten forverring til før en eller flere av stasjonene havner i moderat tilstand. Påvekstalger ble også undersøkt ved nederste stasjon i 2017 og 2011, og da var tilstanden moderat (Lyche Solheim mfl. 2018). Resultatene fra 2020 kan dermed tyde på en forbedring i eutrofitilstanden, selv om det er litt tidlig å si om endringen er signifikant.

Bunndyrene viste svært god tilstand ved alle stasjoner i 2020, noe som tyder på gjennomgående lav organisk belastning, men bunndyrene kan tåle litt organisk forurensing dersom det allikevel er gode



oksygenforhold, f.eks. i strykpartier med god innblanding av oksygen fra lufta. Funn av mikroskopiske mengder heterotrof begroing ved nedre (MO1) og midtre stasjon (MO02) indikerer at det faktisk var litt tilførsler av organisk forurensing (**Figur 51**). Nederste stasjon i Moelva (MO01) ble undersøkt i 2011 og 2017, og da ble det også funnet svært god tilstand for bunndyrindeksen for organisk belastning (ASPT).

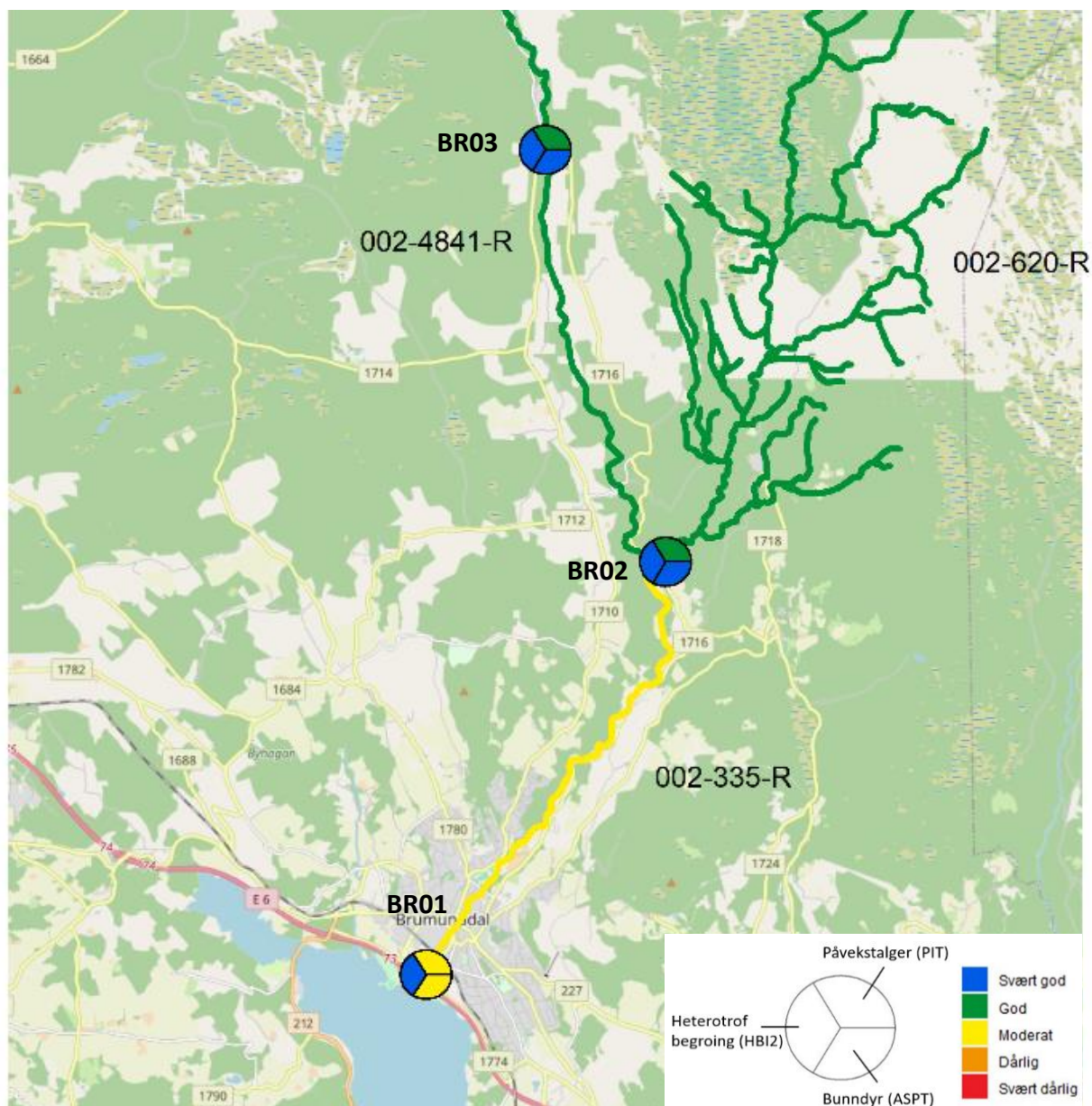


**Figur 51.** Kart over økologisk tilstand i Moelva. For tegnforklaring, se **Figur 49**.

#### 4.2.2.5 Økologisk tilstand i Brumunda

Nedbørfeltet til Brumunda (221 km<sup>2</sup>) er karakterisert av store områder med skog- (68%) og myrområder (23%). Andelen dyrket mark er relativt lav (ca. 4 %) og mesteparten av jordbruksområdene ligger i nedre deler (ca. nederste 10 km av vassdraget). De nederste 3-4 kilometerne er elva utsatt for påvirkning fra urbane områder og bebyggelse. Sideelva Lera er med i Miljødirektoratets overvåkingsprogram for referansevasdrag og har antatt liten grad av menneskelig påvirkning (Moe mfl. 2019).

Undersøkelsene i 2020 viste at økologisk tilstand for både påvekstalger og bunndyr var moderat på stasjon BR01 nær utløpet i Mjøsa (**Figur 52; Tabell 18**). Årsaken til den moderate tilstanden i denne delen er trolig urban påvirkning (bebyggelse, avløp, industri) og muligens også noe avrenning fra jordbruksarealer oppstrøms. Til tross for moderat tilstand for bunndyr (ASPT-indeksen for organisk belastning) ble det ikke observert heterotrof begroing vår eller sommer, noe som svekker hypotesesen om betydelig organisk forurensing. Bunndyr og begroing ble undersøkt i nedre del av Brumunda i 2011 og 2016, og økologisk tilstand var moderat for både PIT og ASPT også den gangen (Løvik mfl. 2017).



**Figur 52.** Kart over økologisk tilstand i Brumunda. For tegnforklaring, se **Figur 49**.

I øvre del av Brumunda (BR02; ved Brumund sag) viste eutfieringsindeksen PIT god tilstand og ASPT-indeksen for organisk belastning svært god tilstand. Heterotrof begroing ble ikke registrert. Samlet økologisk tilstand ble dermed god (**Tabell 18**), noe som viser at det er lav fosforbelastning og lite organisk forurensing i denne delen av vassdraget. I motsetning til i nedre deler, hvor vannkvaliteten er moderat kalkrik og lite forsurningsfølsom, er øvre deler kalkfattig og i større grad forsurningsfølsom

(kalsiumkonsentrasjonen var 1,8 mg/l i Brumundsjøen i 2019; data fra 1000-sjøer undersøkelsen, Hindar mfl. 2020). Vi vurderte derfor også AIP-indeksen for forsurening. Denne viste svært god tilstand, og dermed ingen tegn på forsurening.

På stasjonen i sideelva Lera (ved Lera bru; BR03) var tilstanden omtrent som ved Brumund sag, nemlig god mht. eutrofiering og svært god mht. organisk belastning (både ASPT og heterotrof begroing). Samlet tilstand ble dermed god også her (**Tabell 18**). Stasjonen i Lera ble også undersøkt i Miljødirektoratets program *Overvåking i Referanseelver* i 2018, og viste da svært god tilstand for påvekstalger, men kun moderat for ASPT (Moe mfl. 2019). Årsaken til den moderate tilstanden i 2018 er usikker, da det er antatt liten menneskelig påvirkning i nedbørfeltet. Stasjonen ligger dog helt nederst i Lera, hvor det er noe jordbruksareal.

### 4.3 Miljøgifter i Brumunda og Mesna

Det ble fanget stasjonær ørret fra nedre deler av Brumunda og Mesna for analyse av utvalgte organiske miljøgifter og kvikksølv. Vannprøver ble samlet inn for analyse av metaller (se kap. 2.2.6 for beskrivelse av prøvetaking og metoder).

#### 4.3.1 Miljøgifter i biota

Konsentrasjonene av miljøgifter i ørret i begge elvene var godt under grenseverdier gitt i vannforskriften, med unntak av Hg og PBDE6, hvor konsentrasjonene oversteg grenseverdier gitt i vannforskriften (**Tabell 19** og **Tabell 20**). Konsentrasjonen av de andre miljøgiftene var under rapporteringsgrenser, med unntak av HBCD som ble påvist i lave konsentrasjoner i begge elvene. Konsentrasjoner av miljøgifter som ble påvist over rapporteringsgrenser var noe lavere i fisken fra Brumunda (**Tabell 19**) enn fisken fra Mesna (**Tabell 20**). Blandprøvene av fisk fra elvene hadde kvikksølvkonsentrasjoner over 20 µg/kg, som er svært vanlig i ferskvannsfisk i Norge. Nivåene var ikke høyere enn det som er vanlig for lite påvirkede vassdrag (Thrane mfl., 2020). Innholdet av kvikksølv var i alle blandprøvene godt under EUs omsetningsgrense på 0,5 mg/kg.

**Tabell 19.** Konsentrasjoner av miljøgifter i tre fiskeblandprøver fra Brumunda og vurderinger i forhold til grenseverdier gitt i Klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018). Celler farget blått indikerer at målte konsentrasjoner er under grenseverdier, mens celler farget rødt viser at målte konsentrasjoner er over grenseverdier. <, konsentrasjoner ble målt under rapporteringsgrenser. Forkortelser: DEHP = Di-(2-etylheksyl)ftalat; HBCD = Hexabromcyklododekan; HCH = Hexaklorcyklohexan; HCB = Hexaklorbensen; QCB = pentaklorbensen; Hg = kvikksølv; PBDE6 = Bromerte difenyletere; SCCP = kortkjedede klorparafiner (C10-C13)

Stoff	Brumunda 1 (µg/kg)	Brumunda 2 (µg/kg)	Brumunda 3 (µg/kg)	EQS (µg/kg)
DEHP	< 1000	< 1000	< 1000	2 900
HBCD	0,03	0,05	0,07	167
HCH	< 0,5	< 0,5	< 0,5	61
HCB	< 0,5	< 0,5	< 0,5	10
QCB	< 0,5	< 0,5	< 0,5	50
Hg	44	40	51	20
PBDE6	0,03	0,09	0,13	0,0085
SCCP	<2,0	<2,0	<2,0	6 000
Fettinnhold (%)	1,7	1,8	1,8	



**Tabell 20.** Konsentrasjoner av miljøgifter i tre fiskeblandprøver fra Mesna. For tabelltekst; se **Tabell 19**

Stoff	Mesnaelva 1	Mesnaelva 2	Mesnaelva 3	EQS (µg/kg)
DEHP	< 1000	< 1000	< 1000	2 900
HBCD	0,16	0,18	0,09	167
HCH	< 0,5	< 0,5	< 0,5	61
HCB	< 0,5	< 0,5	< 0,5	10
QCB	< 0,5	< 0,5	< 0,5	50
Hg	73	59	60	20
PBDE6	0,47	0,54	0,30	0,0085
SCCP	<2,0	<2,0	<2,0	6 000
Fettinnhold (%)	1,8	2,2	1,7	

Konsentrasjoner av PBDE6 som ble funnet i fisk fra Brumunda er i tilsvarende nivåer som er funnet i norske elver lite påvirket av menneskelig aktivitet (Thrane mfl., 2020). I Mesna var nivåene noe høyere enn i Brumunda (ca. 25%), men flere ganger lavere enn i ørret fra Mjøsa (Jartun mfl., 2020), som har hatt store tilførsler av PBDE6. Konsentrasjoner av HBCD i ørret fra elvene var langt lavere enn ørret fra Mjøsa fra 2016 (Fjeld, 2019). Fettprosent i innsamlet fisk fra elvene var lik (1,7-1,8 %) med unntak av en blandprøve fra Mesnaelva, hvor fettprosenten var litt høyere (2,2 %). Normalisering i forhold til fettprosent ville derfor gitt omtrent samme konsentrasjoner av miljøgifter i fisken i elvene.

#### 4.3.2 Miljøgifter i vannprøver

Konsentrasjonene av bly (Pb), nikkel (Ni) og kadmium (Cd) i vannprøvene var godt under grenseverdier gitt i vannforskriften, og tilsvarende naturlige bakgrunnskonsentrasjoner (**Tabell 21**). For PAH-forbindelser og plantevernmidlet klorfenvinfos var konsentrasjonene i alle vannprøvene lavere enn laboratoriets rapporteringsgrenser (**Tabell 22** og **Tabell 23**). Alle stoffene ble målt i konsentrasjoner under grenseverdier (AA-EQS) gitt i vannforskriften.

**Tabell 21.** Konsentrasjoner av metaller i elvene og vurderinger i forhold til grenseverdier (AA-EQS) gitt i Klassifiseringsveilederen (Diraktoratsgruppen vanddirektivet 2018). Celler farget blått indikerer at målte konsentrasjoner er under grenseverdier. <, konsentrasjon er målt under rapporteringsgrenser.

Dato	Elv	Bly (µg/l)	Nikkel (µg/l)	Kadmium (µg/l)
<b>AA-EQS</b>		<b>1,2</b>	<b>4,0</b>	<b>0,08</b>
12.05.2020	Brumunda	0,06	0,2	< 0,01
02.06.2020		0,05	0,3	< 0,01
29.06.2020		0,1	0,5	< 0,01
03.08.2020		0,08	0,4	< 0,01
02.09.2020		0,04	0,3	< 0,01
29.09.2020		0,09	0,5	< 0,01
12.05.2020	Mesna	0,04	0,8	< 0,01
02.06.2020		0,04	0,7	< 0,01
29.06.2020		0,04	0,8	< 0,01
03.08.2020		0,04	0,8	< 0,01
02.09.2020		< 0,02	0,4	< 0,01
29.09.2020		0,1	0,7	< 0,01



**Tabell 22.** Konsentrasjoner av klorfenvinfos og PAH-forbindelser i Mesnaelva. I alle vannprøvene var konsentrasjonene av stoffene under rapporteringsgrenser, som er angitt med <. Celler farget blått indikerer at målte konsentrasjoner er under grenseverdier (AA-EQS) gitt i Klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppen vanddirektivet). I celler uten farge er det ikke utviklet grenseverdier.

Mesnaelva	Dato	01.05.2020	01.06.2020	01.07.2020	01.08.2020	29.09.2020
Stoff	AA-EQS (µg/l)	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Klorfenvinfos	0,1	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03
Acenaften	3,8	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005
Acenaftilen	1,28	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005
Antracen	0,1	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005
Benzo(a)antracen	0,012	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Benzo(a)pyren	0,00017	<0,00017	<0,00017	<0,00017	<0,00017	<0,00017
Benzo(b,j)fluoranten		< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Benzo(g,h,i)perylene		<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005
Benzo(k)fluoranten		<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Dibenzo(a,h)antracen	0,0006	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005
Fenantren	0,5	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005
Fluoranten	0,0063	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005
Fluoren	1,5	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005
Indeno(1,2,3-cd)pyren		<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005
Krysen	0,07	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Naftalen	2	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Pyren	0,023	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005

**Tabell 23.** Konsentrasjoner av klorfenvinfos og PAH-forbindelser i Brumunda. For tabelltekst, se

Brumunda	Dato	01.05.2020	01.06.2020	01.07.2020	01.08.2020	29.09.2020
Stoff	AA-EQS (µg/l)	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Klorfenvinfos	0,1	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03
Acenaften	3,8	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005
Acenaftilen	1,28	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005
Antracen	0,1	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005
Benzo(a)antracen	0,012	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Benzo(a)pyren	0,00017	<0,00017	<0,00017	<0,00017	<0,00017	<0,00017
Benzo(b,j)fluoranten		< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Benzo(g,h,i)perylene		<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005
Benzo(k)fluoranten		<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Dibenzo(a,h)antracen	0,0006	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005
Fenantren	0,5	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005
Fluoranten	0,0063	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005
Fluoren	1,5	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005

---

<b>Brumunda</b>	<b>Dato</b>	<b>01.05.2020</b>	<b>01.06.2020</b>	<b>01.07.2020</b>	<b>01.08.2020</b>	<b>29.09.2020</b>
Indeno(1,2,3-cd)pyren		<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005
Krysen	<b>0,07</b>	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Naftalen	<b>2</b>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Pyren	<b>0,023</b>	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005

## 5 Litteratur

- Aanes, K. J. & T. Bækken, 1989. Bruk av vassdragets bunnfauna i vannkvalitetsklassifiseringen. Nr 1. Generell del. NIVA rapport 2278-1989. 62 s.
- Aanes, K. J. & T. Bækken, 1995. Use of macroinvertebrates to classify water quality. Report No. 2 A. Acidification. NIVA Report. 47 s.
- Aanes, K. J., 1980. A preliminary report from a study on the environmental impact of pyrite mining and dressing in a mountain stream in Norway. In: *Advances in Ephemeroptera Biology* Ed John F Flanagan and K Eric Marshall Plenum Publishing Corp, New York. 419-442.
- 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.
- Bechmann, M., Thrane, J.-E. Kværnø, S. og Turtumøygard, S. 2021. Eutrofiering av Mjøsa - kartlegging av årsaksforhold og kilder til fosfor i ni delnedbørfelt. NIBIORAPPORT NR.58, vol 7.
- Berge, D. 1987. Fosforbelastning og respons i grunne og middels grunne innsjøer. Hvordan man bestemmer akseptabelt trofinivå og akseptabel fosforbelastning i sjøer med middeldyp 1,5 m – 15 m. NIVA-rapport 2001. 44 s.
- Bergström, A.-K. 2010. The Use of TN:TP And DIN:TP Ratios as Indicators for Phytoplankton Nutrient Limitation in Oligotrophic Lakes Affected by N deposition. *Aquatic Sciences* 72(3):277-281.
- Bratli, J.L., Holtan, H. og Åstebøl, S.O. 1995. Miljøsmål for vannforekomstene. Tilførselsberegninger. Statens forurensningstilsyn. Veiledning 95:02. TA-1139/1995. 70 s.
- Carey, J.C og Fulweiler, R.W. 2013. Watershed land use alters riverine silica cycling. *Biogeochemistry* 113: 525-544. DOI 10.1007/s10533-012-9784-2.
- Chapman, G. 1986. Ambient water quality criteria for dissolved oxygen. U.S. E.P.A. EPA 440/5-86-003. 46 p.
- Couture R-M, SJ Moe, Y Lin, Ø Kaste, S Haande, A Lyche Solheim. 2018. Simulating water quality and ecological status of Lake Vansjø, Norway, under land-use and climate change by linking process-oriented models with a Bayesian network. *Sci Tot Env* 621:713-724.
- Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018. Veileder 02:2018. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver.

Ekholm, P., & Krogerus, K. (2003). Determining algal-available phosphorus of differing origin: Routine phosphorus analyses versus algal assays. *Hydrobiologia*, 492, 29–42. <https://doi.org/10.1023/A:1024857626784>

Ellison, M. E., & Brett, M. T. (2006). Particulate phosphorus bioavailability as a function of stream flow and land cover. *Water Research*, 40(6), 1258–1268. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.01.016>

Elser, J.J., Andersen, T., Baron, J.S., Bergström, A.K., Jansson, M., Kyle, M., Nydick, K.R., Steger, L., Hessen, D.O. 2009. Shifts in lake N:P stoichiometry and nutrient limitation driven by atmospheric nitrogen deposition. *Science* 326: 835-837.

Faafeng, B., Hessen, D.O. og Brettum, P. 1990. Landsomfattende trofiundersøkelse av innsjøer. Oppfølging av 49 av de 355 undersøkelsene i 1989. Statlig program for forurensningsovervåking. SFT-rapport 425/90. NIVA-rapport 2476. 69 s.

Falkowski, F.G. and Raven, J.A. 2007. Aquatic photosynthesis. Princeton University Press. Princeton. 512 p.

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.

Garmo, Ø., Skancke, L.B. og Høgåsen, T. 2016. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport – Vannkjemiske effekter 2015. Miljødirektoratet, rapport M-613/2016. 82 s.

Guerrero, J.-L. og Sample, J.E. 2021. Kildefordelte tilførsler av nitrogen og fosfor til norske kystområder i 2019 –tabeller, figurer og kart. NIVA-rapport 7599-2021.

Hartmann, J., Levy, J. og Kempe, S. 2011. Increasing dissolved silica trends in the Rhine River: an effect of recovery from high P loads? *Limnology* 12: 63-73. DOI 10.1007/s10201-010-0322-4.

Hindar, A., Garmo, Ø., Austnes, K. og Sample, J.E. 2020. Nasjonal innsjøundersøkelse 2019. NIVA-rapport 7530-2020. 86 s.

Ho, J.C., Michalak, A.M., Pahlevan, N. 2019. Widespread global increase in intense lake phytoplankton blooms since the 1980s. *Nature*, doi:10.1038/s41586-019-1648-7.

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.

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.

Huisman, J., Codd, G.A., Paerl, H.W. *et al.* 2018. Cyanobacterial blooms. *Nature Reviews Microbiol* 16, 471–483 (2018). <https://doi.org/10.1038/s41579-018-0040-1>

IPCC, 2019: Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems [P.R. Shukla, J. Skea, E. Calvo Buendia, V. Masson-Delmotte, H.-O. Pörtner, D. C. Roberts, P. Zhai, R. Slade, S. Connors, R. van Diemen, M. Ferrat, E. Haughey, S. Luz, S. Neogi, M. Pathak, J. Petzold, J. Portugal Pereira, P. Vyas, E. Huntley, K. Kissick, M. Belkacemi, J. Malley, (eds.)]. In press: 906 s.

Jartun, M., Økelsrud, A., Rundberget, T., Enge, E.K., Rostkowski, P., Warner, N.A., Harju, M., Johansen, I. 2019. Monitoring of environmental contaminants in freshwater ecosystems – Occurrence and biomagnification. Miljødirektoratet report M-1411|2019, 85 p.

Kile, M.R. 2016. Problemkartlegging i Vannområde Mjøsa, 2015. NIVA notat 0381.

Kile, M. R., Ranneklev, S. B., Persson, J.; Myrvold, K. M. (2018). Klassifisering av økologisk og kjemisk tilstand i norske elver i tråd med vannforskriften. Elveovervåkingsprogrammet 2017. NIVA-rapport 7317.

Kinsten, B. 2012. Glacialrelikta kräftdjur i Vänern och Vättern 2011. I: Glacialrelikter och makrozooplankton i Vänern och Vättern 2011. Rapport nr 115 från Vätternvårdsförbundet, rapport nr 70 från Vänerens Vattenvårdsförbund. 45 s. + vedlegg.

Kinsten, B. 2017. Glacialrelikta kräftdjur i Vänern, Vättern och Mälaren 2016. Resultat av håvning. Vänerens vattenvårdsförbund rapport nr 98. 37 s.

Kjellberg, G. 1985. Overvåking av Mjøsa. Sammendrag, trender og kommentarer til situasjonen 1976-1984. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT). Overvåkingsrapport 192/85. NIVA-rapport 1759.

Kjellberg, G. 2006. Tiltaksorientert overvåking av Mjøsa med tilløpselver. Årsrapport/datarapport for 2005. NIVA-rapport 5195-2006. 98 s.

Kjellberg, G., 2002. Tiltaksorientert overvåking av vann og vassdrag i Gjøvik kommune. Årsrapport fra 2001. NIVA-rapport 4526.

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

Lyche-Solheim, A., Rekolainen, S., Moe, S.J., Carvalho, L., Phillips, G., Ptacnik, R., Penning, E., Toth, L., O'Toole, C., Schartau, A.K., Hesthagen, T., 2008. Ecological threshold responses in European lakes and their applicability for the Water Framework Directive implementation: Synthesis of lakes results from the REBECCA project. *Aquatic Ecol.* 42, 2: 317-334. DOI 10.1007/s10452-008-9188-5

Lyche Solheim, A., Schartau, A.K., Bongard, T., Bækkeli, K.A.E., Dokk, J.G., Edvardsen H., Fosholt Moe, T., Gjelland, K.Ø., Hobæk, A., Håvardstun, J., Jensen, T.C., Mjelde, M., Persson, J., Sandlund, O.T., Skjelbred, B., Walseng, B. 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., Løvik, J.E., Skjelbred, B., Persson, J., Eriksen, T. E., Røst Kile, M., 2018. Tiltaksorientert overvåking i vannområdet Mjøsa. Årsrapport 2017. NIVA rapport 7273-2018: 124 s.

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

Lyche Solheim, A., Schartau, A.K., Bongard, T., Bækkelie, K.A.E., Dahl-Hansen, G., Demars, B., Dokk, J.G., Hammenstig, D., Jensen, T.C., Mjelde, M., Persson, J., Sandlund, O.T., Skjelbred, B., Solhaug Jenssen, M.T., Walseng, B., 2019b. ØKOSTOR 2018. Basisovervåking av store innsjøer. Utprøving av metodikk for overvåking og klassifisering av økologisk tilstand i henhold til vannforskriften. Surveillance monitoring of large lakes 2018. Testing of methodology for monitoring and classification of ecological status according to the WFD. Miljødirektoratet rapport nr. M-1464, NIVA rapport 7414-2019: 178 s.

Løvik, J.E. 2011. Lauga i Snertingdalen, Gjøvik kommune. Vurdering av miljøtilstand 2010. NIVA-rapport 6119.

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., Bækken, T., Kile, M.R., & Skjelbred, B., 2015. Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa. Årsrapport for 2014. NIVA-rapport 6848.

Løvik, J.E., Brettum, P., Bækken, T. & Kile, M.R. 2013. Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa. Årsrapport/datarapport for 2012. NIVA-rapport 6519-2013: 85 s.

Løvik, J.E., Brettum, P., Bækken, T., Kile, M.R. og Skjelbred, B. 2014. Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa. Årsrapport/datarapport for 2013. NIVA-rapport 6666-2014. 84 s.

Løvik, J.E., Lyche Solheim, A., Eriksen, T.E., Kile, M.R. og Skjelbred, B. 2017. Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa. Årsrapport for 2016. NIVA-rapport 7144-2016. 97 s.

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., Couture, R.M., Haande, S., Lyche Solheim, A. and Jackson-Blake, L. 2019. Predicting lake quality for the next generation: impacts of catchment management and climatic factors in a probabilistic model framework. *Water*, 11, 1767; doi:10.3390/w11091767.

Moe, T.F., Thrane, J.E., Persson, J., Bækkelie, K.A., Myrvold, K.M., Garmo, Ø.A., Grung, M., Hindar, A., Calidonio, J.L.G og de Wit, H. 2019. Overvåking av referanseelver 2018. Basisovervåking i henhold til vannforskriften. NIVA-rapport 7378-2019.

Nashoug, O. (red.) 1999. Vannkvaliteten i Mjøsa – før og nå. Mjøsovervåkingen gjennom 25 år. Styingsgruppa 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.

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.

Rognerud, S., Berge, D. og Johannessen, M. 1979. Telemarksvassdraget – Hovedrapport fra undersøkelsene i perioden 1975-1979. NIVA-rapport 1147-1979. 82 s.

Schartau, A.K., Lyche Solheim, A., Bongard, T., Bækkeli, K.A.E., Dahl-Hansen, G., Dokk, J.G., Edvardsen, H., Gjelland, K.Ø., Hobæk, A., Jensen, T.C., Jonsson, B., Mjelde, M., Molversmyr, Å., Persson, J., Saksgård, R., Sandlund, O.T., Skjelbred, B., Walseng, B., 2017. ØKOFERSK: Basisovervåking av utvalgte innsjøer 2016. Overvåking og klassifisering av økologisk tilstand iht vannforskriften. Surveillance monitoring of selected lakes 2016. Monitoring and classification of ecological status according to the WFD. Miljødirektoratet-rapport 758, NINA Rapport 1369: 175 s.

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

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.



Skarbøvik, E., Allan, I., Stålnacke, P., Høgåsen, T., Greipsland, I., Selvik, J.R., Schancke, L.B., Beldring, S., 2016. Elvetilførsler og direkte tilførsler til norske kystområder – 2015. NIVA rapport 7098-2016, Miljødirektoratsrapport M-634: 86 s. + vedlegg.

Spikkeland, I., Kinsten, B., Kjellberg, G., Nilssen, J.P. og Väinölä, R. 2016. The aquatic glacial relict fauna of Norway – an update of distribution and conservation status. *Fauna norvegica*, vol. 36: 51-65.

Stårvik, B., Nordhagen, T.A., Vatile, A.-B. og Kjellberg, G. 1996. Hygienisk overvåking av Mjøsa i forbindelse med storflommen 1995. Sluttrapport. Fylkeslegen i Hedmark, Fylkesmannen i Hedmark, Næringsmiddeltilsynet Hedmarken og NIVA. 63 s. + vedlegg.

Thrane, J.-E., Hessen, D. og Andersen, T. 2017. Plasticity in algal stoichiometry: Experimental evidence of a temperature-induced shift in optimal supply N:P ratio. *Limnology and Oceanography* 62: 1346-1354.

Wright, R., T. E. Eriksen & S. Schneider, 2013. Nitrogen dose-response relationships: benthic algae and macroinvertebrates in running water. NIVA rapport 6596-2013. 19 s.

Yvon-Durocher, G., M. Dossena, M. Trimmer, G. Woodward, and A. P. Allen. 2015. Temperature and the biogeography of algal stoichiometry. *Global Ecol. Biogeogr.* 24: 562–570. doi:10.1111/geb.12280.

Økelsrud, A., Kempa, M., Røst Kile, M., Garmo, Ø., 2019. Undersøkelse av forurensning i Mjøsa etter brann i Skreia avløpsrenseanlegg. NIVA-notat 0619/19: 31 s.

Østrem, G., Flakstad, N. og Santha, J.M. 1984. Dybdekart over norske innsjøer. Et utvalg innsjøkart utarbeidet ved Hydrologisk avdeling. Norges vassdrags- og elektrisitetsvesen. Meddelelse nr. 48 fra Hydrologisk avdeling 1984. 128 s. + vedlegg.

## 6 Vedlegg

## Vedlegg A. Vannkjemidata Mjøsa

**Tabell 1.** 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 <sub>4</sub> -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 <sub>3</sub> -N)	0,7 µg/l	2 µg/l	NS-EN ISO 10304-1 <sup>5</sup>	20 %
Ammonium (NH <sub>4</sub> -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 <sup>6</sup>	
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

<sup>5</sup> 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

<sup>6</sup> 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.

**Tabell 2.** Resultater fra vannkjemiske analyser på enkeltdyp fra Skreia 4 mai 2020. For verdier under deteksjonsgrensen er halve deteksjonsgrensen brukt til å beregne middelvei.

Parameter	enhet	0,5 m	5 m	20 m	50 m	100 m	200 m	300 m	400 m	428 m	min	middel	maks
Konduktivitet	mS/m	4,77	4,76	4,8	4,78	4,77	4,83	4,82	4,86	4,82	4,76	4,80	4,86
pH	-	7,12	7,17	7,16	7,18	7,17	7,15	7,2	7,17	7,18	7,12	7,17	7,2
Turbiditet	FNU	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	0,15	0,15	0,15
Al/IL	µg/l	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5
Al/L	µg/l	0	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0,02	0,2
Al/R	µg/l	<5	5	5,2	<5	<5	<5	<5	<5	<5	2,5	3,08	5,2
Alkalitet	mmol/l	0,234	0,231	0,232	0,232	0,233	0,233	0,232	0,235	0,232	0,231	0,23	0,235
ANC	µEkv/l	264,4	269,0	273,3	267,7	270,9	274,2	275,2	264,5	267,4	264,4	269,6	275,2
Ca	mg/l	6,37	6,44	6,53	6,44	6,49	6,54	6,57	6,39	6,48	6,37	6,47	6,57
Cl	mg/l	1,77	1,79	1,77	1,78	1,79	1,78	1,79	1,78	1,78	1,77	1,78	1,79
K	mg/l	0,68	0,69	0,65	0,68	0,69	0,69	0,68	0,68	0,69	0,65	0,68	0,69
Mg	mg/l	0,74	0,75	0,74	0,74	0,76	0,76	0,75	0,73	0,77	0,73	0,75	0,77
Na	mg/l	1,25	1,25	1,27	1,27	1,25	1,25	1,28	1,26	1,25	1,25	1,26	1,28
NH4-N	µg/l	<2	<2	<2	<2	<2	28	<2	<2	<2	<2	4,00	28
NO3-N	µg/l	530	520	520	530	530	520	530	520	510	510	523	530
PO4	µg/l	3	3	3	3	3	3	4	3	3	3	3,11	4
Si	mg/l	1,21	1,22	1,22	1,22	1,21	1,21	1,21	1,21	1,21	1,21	1,21	1,22
SO4	mg/l	4,72	4,73	4,72	4,76	4,76	4,77	4,76	4,77	5,03	4,72	4,78	5,03
TOC	mg/l	2,1	2,1	2,1	2,2	2	2,2	2,3	2,3	1,9	1,9	2,1	2,3
Farge	mg/l	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11,00	11
TOTN	µg/l	540	550	560	560	540	550	560	570	550	540	553	570
TOTP	µg/l	3	3	3	2	3	3	3	3	3	2	2,9	3
O2	mg/l									10,87			

**Tabell 3.** Konsentrasjoner av NO<sub>3</sub>, Tot-N og Tot-P fra enkeltdyp fra Brøttum mars og mai 2020.

Brøttum 13.03.2020									
Parameter	Enhet	2 m	10 m	20 m	30 m	60 m	min	middel	max
NO3-N	µg/l	290	310	330	390	400	290	344	400
TOTN	µg/l	380	350	370	440	440	350	396	440
TOTP	µg/l	3	2	1	1	3	1	2	3
Brøttum 04.05.2020									
Parameter	Enhet	2 m	10 m	20 m	30 m	60 m	min	middel	max
NO3-N	µg/l	420	430	420	420	430	420	424	430
TOTN	µg/l	500	560	460	460	450	450	486	560
TOTP	µg/l	3	3	2	3	2	2	2,6	3

**Tabell 4.** Konsentrasjoner av NO<sub>3</sub>, Tot-N og Tot-P fra enkeltdyp fra Kise 4 mai 2020.

Parameter	Enhet	2 m	20 m	50 m	100 m	200 m	min	middel	maks
NO3-N	µg/l	530	530	530	540	520	520	530	540
TOTN	µg/l	560	560	550	560	560	550	558	560
TOTP	µg/l	2	2	3	2	3	2	2,4	3

**Tabell 5.** Konsentrasjoner av NO<sub>3</sub>, Tot-N, Tot-P og O<sub>2</sub> fra enkeltdyp fra Furnesfjorden 4 mai 2020.

Parameter	Enhet	2 m	10 m	20 m	30 m	60 m	min	middel	max
NO3-N	µg/l	560	560	560	570	570	560	564	570
TOTN	µg/l	580	590	580	580	600	580	586	600
TOTP	µg/l	3	3	3	3	3	3	3	3

**Tabell 6.** Siktedyp og vannkjemiske data fra epilimnion (0-10m) i Skreia 2020. For verdier under deteksjonsgrensen er halve deteksjonsgrensen brukt til å beregne middelvei.

Parameter	Enhet	04.05.20	19.05.20	08.06.20	23.06.20	08.07.20	20.07.20	04.08.20	20.08.20	07.09.20	17.09.20	28.09.20	13.10.20	min	middel	maks
Konduktivitet	mS/m	4,78		4,79		3,45		3,8		3,66		3,97		3,45	4,1	4,79
pH	-	7,23		7,2		7,17		7,14		7,36		7,24		7,14	7,2	7,36
Turbiditet	FNU	<0,3		0,41		1,4		0,67		0,63		0,4		<0,3	0,7	1,4
Al/IL	µg/l	<5		<5		<5		<5		<5		<5		<5	<5	<5
Al/L	µg/l	0		0		0		0		0		0		0	0,0	0
Al/R	µg/l	<5		<5		<5		<5		<5		<5		<5	<5	<5
Alkalitet	mmol/l	0,244		0,247		0,217		0,217		0,257		0,267		0,217	0,2	0,267
ANC	µEkv/l	269,231		209,541		197,845		215,36		224,876		182,678		182,678	216,589	269,231
Ca	mg/l	6,41		5,94		4,18		4,64		4,79		4,21		4,18	5,0	6,41
Cl	mg/l	1,77		2,13		1,15		1,29		1,26		1,37		1,15	1,5	2,13
K	mg/l	0,68		0,74		0,54		0,55		0,51		0,48		0,48	0,6	0,74
Mg	mg/l	0,75		0,73		0,59		0,63		0,6		0,62		0,59	0,7	0,75
Na	mg/l	1,25		1,28		0,94		1		0,97		1,07		0,94	1,1	1,28
NH4-N	µg/l	<2	61	3	18	13	10	27	4	33	12	11	12	3	19	61
NO3-N	µg/l	520	460	590	390	200	320	240	190	200	250	290	350	190	333	590
PO4	µg/l	3	4	2	2	<1	<1	1	<1	1	<1	1	<1	<1	1,4	4
Si	mg/l	1,21		1,22		1,18		1,05		0,83		0,87		0,83	1,06	1,22
SO4	mg/l	4,66		5,73		3,23		3,46		3,31		3,74		3,23	4,0	5,73
TOC	mg/l	2	4,3	2,3	3,5	2,3	2,9	3,5	2,4	2,6	2,5	2,5	2,5	2	2,8	4,3
Farge	mg/l	11		11		11		12		10		9		9	11	12
TOTN	µg/l	550	540	610	510	310	380	420	330	360	360	340	440	310	429	610
TOTP	µg/l	3	8	4	4	3	6	6	6	5	5	3	4	3	5	8
KlfA	µg/l	<0,31	<0,52	0,86	2,9	2,6	2	3,8	3,6	3,7	5,3	3,5	2,8	<0,31	2,6	5,3
Siktedyp	m	12	12,5	11	8	4,5	7,5	6	6,5	5,5	7,5	8,2	7,9	4,5	8,1	12,5

**Tabell 7.** Vannkjemiske data fra hypolimnion (20-428m) i Skreia 2020. For verdier under deteksjonsgrensen er halve deteksjonsgrensen brukt til å beregne middelveidi.

Parameter	Enhet	04.05.20	08.06.20	08.07.20	04.08.20	07.09.20	28.09.20	min	middel	maks
Konduktivitet	mS/m	4,81	4,79	4,79	4,79	4,69	4,77	4,69	4,77	4,81
pH	-	7,16	7,16	7,2	7,19	7,27	7,3	7,16	7,21	7,3
Turbiditet	FNU	< 0,3	< 0,3	< 0,3	0,43	< 0,3	< 0,3	< 0,3	0,20	0,43
Al/IL	µg/l	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Al/L	µg/l	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Al/R	µg/l	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Alkalitet	mmol/l	0,237	0,231	0,262	0,255	0,281	0,303	0,231	0,262	0,303
ANC	µEkv/l	272,239	219,405	218,661	258,145	249,186	228,272	218,661	240,985	272,239
Ca	mg/l	6,5	6,15	5,48	6,08	5,81	5,62	5,48	5,94	6,5
Cl	mg/l	1,78	2,18	1,79	1,72	1,64	1,75	1,64	1,81	2,18
K	mg/l	0,69	0,66	0,62	0,65	0,58	0,59	0,58	0,63	0,69
Mg	mg/l	0,75	0,74	0,71	0,74	0,71	0,73	0,71	0,73	0,75
Na	mg/l	1,25	1,31	1,22	1,2	1,2	1,25	1,2	1,24	1,31
NH4-N	µg/l	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2
NO3-N	µg/l	520	580	470	470	440	500	440	497	580
PO4	µg/l	3	< 1	2	1	< 1	2	< 1	1,5	3
Si	mg/l	1,22	1,22	1,22	1,29	1,14	1,2	1,14	1,22	1,29
SO4	mg/l	4,73	5,73	4,71	4,46	4,25	4,64	4,25	4,75	5,73
TOC	mg/l	2	2,2	3	3	2,5	2,4	2	2,5	3
Farge	mg/l	11	11	10	11	11	9	9	10,5	11
TOTN	µg/l	560	720	520	610	510	520	510	573	720
TOTP	µg/l	3	4	3	1	3	3	1	2,8	4



**Tabell 8.** Siktedyp og vannkjemiske data fra epilimnion (0-10m) i Brøttum 2020. For verdier under deteksjonsgrensen er halve deteksjonsgrensen brukt til å beregne middelvei.

Parameter	Enhet	4.5.20	8.6.20	7.7.20	4.8.20	8.9.20	28.9.20	min	middel	maks
Turbiditet	FNU	< 0,3	0,92	2,2	1,7	0,64	0,56	< 0,3	1,0	2,2
TOC	mg/l	1,8	3,9	2,1	2,4	1,7	1,6	1,6	2,2	3,9
Farge	mg Pt/l	10	19	10	9	6	5	5	9	19
NO3-N	µg/l	460	190	55	85	70	130	55	149	460
TOTN	µg/l	520	300	200	200	170	1100	170	380	1100
TOTP	µg/l	3	3	7	7	3	5	3	4	7
Klfa	µg/l	0,42	3	3,3	3,3	3	4,3	0,42	2,5	4,3
Siktedyp	m	11	4,1	3,1	5	9	6,8	3,1	6,0	11

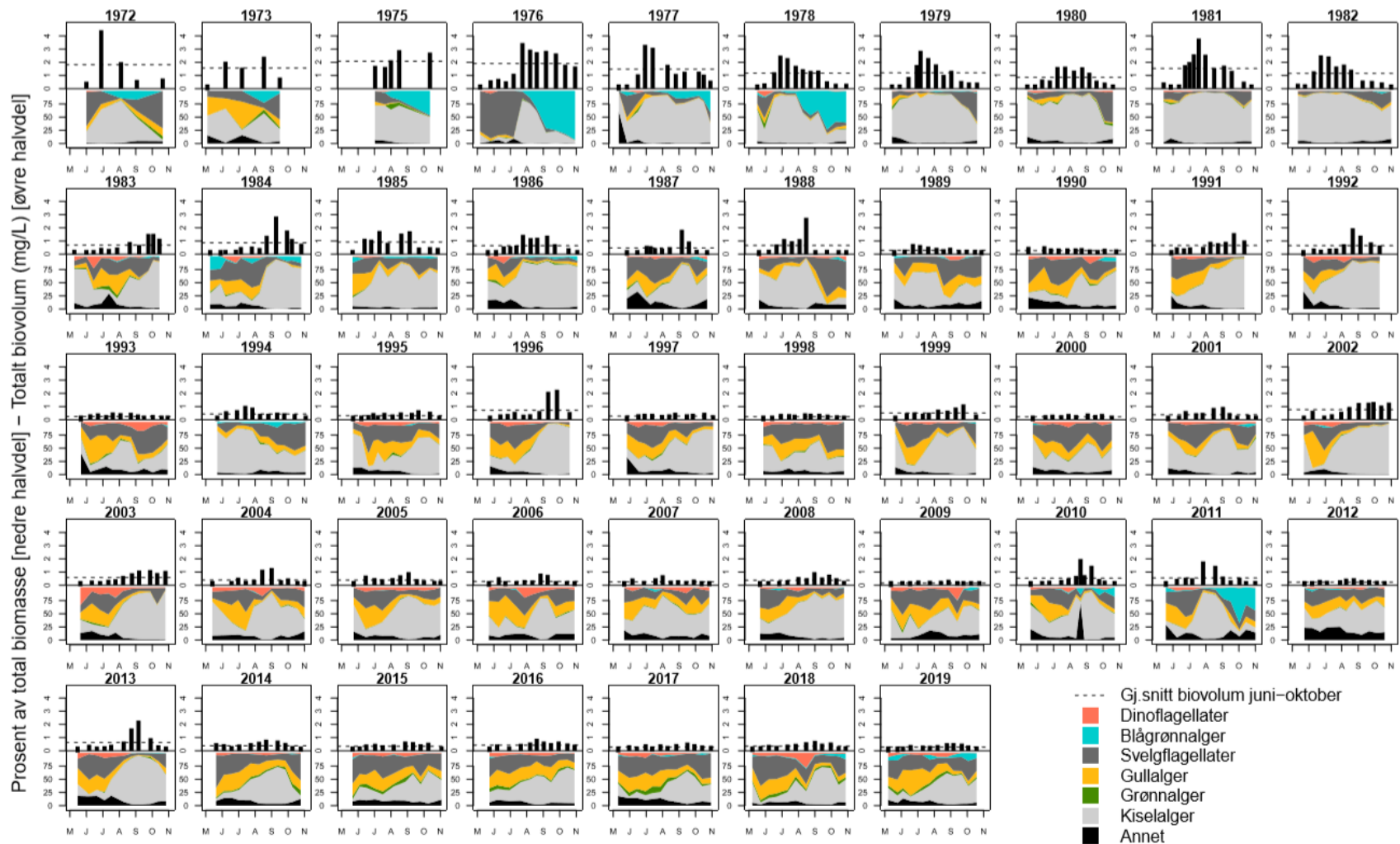
**Tabell 9.** Siktedyp og vannkjemiske data fra epilimnion (0-10m) i Kise 2020. For verdier under deteksjonsgrensen er halve deteksjonsgrensen brukt til å beregne middelvei.

Parameter	Enhet	04.05.20	08.06.20	07.07.20	05.08.20	07.09.20	28.09.20	min	middel	maks
TOC	mg/l	2,2	3,4	2,3	2,9	2,3	2,1	2,1	2,5	3,4
Farge	mg Pt/l	12	13	11	11	9	8	8	10,7	13
NO3-N	µg/l	530	500	140	120	140	240	120	278	530
TOTN	µg/l	560	500	250	250	230	280	230	345	560
TOTP	µg/l	3	2	6	7	6	4	2	4,7	7
Klfa	µg/l	< 0,31	3,3	1,5	3,7	4,1	4,7	< 0,3	2,9	4,7
Siktedyp	m	12,2	6,5	3,2	5,8	5,5	7,2	3,2	6,7	12,2

**Tabell 10.** Siktedyp og vannkjemiske data fra epilimnion (0-10m) i Furnesfjorden 2020.

Parameter	Enhet	04.05.20	08.06.20	07.07.20	05.08.20	08.09.20	28.09.20	min	middel	maks
TOC	mg/l	2,2	3,3	3,4	3,9	2,5	2,3	2,2	2,9	3,9
Farge	mg Pt/l	14	13	14	15	11	9	9	12,7	15
NO3-N	µg/l	550	520	340	240	200	270	200	353	550
TOTN	µg/l	590	530	480	380	340	1900	340	703	1900
TOTP	µg/l	3	3	5	5	4	5	3	4,2	5
Klfa	µg/l	0,67	3,6	2,7	4,5	4,8	4,4	0,67	3,4	4,8
Siktedyp	m	9	5,9	5,8	5,8	6,6	7,5	5,8	6,8	9

## Vedlegg B. Planteplankton



Figur 1. Biovolum og sammensetning av planteplankton i Mjøsa ved stasjon Skreia i perioden 1972-2019

**Tabell 11.** Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Mjøsa, Skreia. Verdier gitt i mm<sup>3</sup>/m<sup>3</sup> (=mg/m<sup>3</sup> våtvekt)

Dato	04.05.20	19.05.20	08.06.20	23.06.20	08.07.20	20.07.20	04.08.20	20.08.20	07.09.20	17.09.20	28.09.20	13.10.20
Dyp	0-10 m	0-10 m	0-10 m	0-10 m	0-10 m	0-10 m	0-10 m	0-10 m	0-10 m	0-10 m	0-10 m	0-10 m
<b>Cyanobacteria (Cyanobakterier)</b>												
<i>Aphanothece nebulosa</i>	.	.	.	0,41	.	.	.	0,41	1,23	1,23	.	.
<i>Chroococcus turgidus</i>	.	.	.	.	.	.	.	0,18	.	.	.	.
<i>Cyanodictyon planctonicum</i>	.	.	.	.	.	.	.	1,31	0,65	.	.	.
<i>Dolichospermum lemmermannii</i>	.	.	.	.	7,43	0,26	0,13	.	0,26	.	.	.
<i>Merismopedia tenuissima</i>	.	.	.	.	.	.	.	1,65	0,66	0,55	1,10	1,47
<i>Planktolyngbya contorta</i>	0,47	0,85	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Planktolyngbya limnetica</i>	0,06	.	0,09	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Planktothrix rubescens</i>	1,65	7,59	0,66	.	.	.	.	.	.	.	.	2,64
<i>Rhabdoderma lineare</i>	.	.	.	.	.	.	0,49	0,72	0,85	1,05	0,26	1,01
<i>Tychonema bourrellyi</i>	.	.	0,44	.	.	1,60	1,74	0,44	.	.	2,03	1,02
Sum - Cyanobakterier	2,18	8,44	1,19	0,41	7,43	1,86	2,36	4,70	3,65	2,82	3,39	6,14
<b>Charophyta/Chlorophyta (Grønnalger)</b>												
<i>Botryococcus braunii</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	0,32	0,32	0,64	.
<i>Chlamydomonas</i> (l=10 d=3)	.	0,14	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Chlamydomonas</i> (l=10)	.	.	.	.	0,69	.	.	.	1,39	.	.	.
<i>Chlamydomonas</i> (l=5-6)	0,10	0,19	.	.	0,14	0,14	0,14	0,71	0,86	1,00	.	.
<i>Chlamydomonas</i> (l=8)	.	.	.	0,82	1,63	2,04	0,41	4,49	0,41	2,86	0,82	1,23
Chlorophyta (d=10)	.	.	.	.	0,42	.	.	.	.	.	.	.
Chlorophyta (d=3)	.	.	.	.	.	.	.	0,37	.	.	.	.
Chlorophyta (d=5)	0,18	.	.	.	.	1,06	1,59	0,80	1,06	0,53	0,53	0,53
Chlorophyta (d=8)	.	.	.	.	1,31	.	.	1,75	.	.	.	.
<i>Collodictyon triciliatum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,05	.	.
<i>Cosmarium depressum</i> var. <i>planctonicum</i>	.	.	.	.	.	.	0,15	.	.	.	.	.
<i>Desmodesmus aculeolatus</i>	.	.	.	.	.	.	.	0,82	.	.	0,82	.
<i>Elakatothrix genevensis</i>	.	.	.	0,46	.	0,57	0,46	0,23	0,46	0,34	.	.
<i>Fusola viridis</i>	.	.	.	.	0,03	.	.	.	.	.	.	.
<i>Gloeotila</i>	.	.	.	.	.	.	0,49	.	0,49	1,47	0,99	.

<i>Gyromitus cordiformis</i>	.	.	.	1,47	0,18	0,18	0,18	0,18	0,37	0,18	.	.
<i>Koliella longiseta</i>	.	0,15	0,15	.	0,15	0,15	.	.	.	.	.	.
<i>Monoraphidium contortum</i>	.	.	.	.	0,25	0,25	0,49	0,25	.	.	.	.
<i>Monoraphidium dybowskii</i>	.	.	.	.	1,04	0,35	6,60	5,90	3,82	1,39	1,04	0,35
<i>Monoraphidium griffithii</i>	.	.	.	0,25	0,41	0,41	0,41	0,41	0,25	.	.	.
<i>Mucidosphaerium pulchellum</i>	.	.	.	.	.	.	.	0,24	.	.	.	.
<i>Nephrocytium agardhianum</i>	.	.	.	.	.	.	1,23	.	0,30	.	.	.
<i>Nephrocytium limneticum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,16	.
<i>Oocystis marssonii</i>	.	.	.	.	.	.	0,69	0,69	.	0,69	.	.
<i>Oocystis rhomboidea</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,82	.	.
<i>Oocystis submarina</i>	0,19	.	0,38	0,86	3,14	1,14	3,72	1,72	0,57	0,29	0,86	.
<i>Paulschulzia pseudovolvox</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,88	.	.
<i>Paulschulzia tenera</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	0,43	.	.	.
<i>Planktosphaeria gelatinosa</i>	.	.	.	.	.	.	0,09	0,46	.	.	0,75	.
<i>Polytoma</i>	0,10	.	.	0,98	0,20	.	.	0,20	.	.	.	.
<i>Scenedesmus ecornis</i>	.	.	.	0,25	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Scherffelia dubia</i>	.	0,54	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Scourfieldia complanata</i>	.	.	.	.	.	0,16	0,49	0,33	0,33	0,33	.	.
<i>Staurastrum cingulum</i> var. <i>obesum</i>	.	.	.	.	.	.	.	0,54	0,54	1,08	.	.
<i>Stauridium privum</i>	.	.	.	.	.	0,20	.	0,41	2,04	0,41	0,41	0,41
<i>Staurodesmus ralfsii</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,25	.	.
<i>Tetradesmus obliquus</i>	.	.	.	.	.	.	0,49	0,98	0,49	0,65	0,98	.
<i>Tetraspora lemmermannii</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,40	.
<i>Tetrastrum triangulare</i>	.	.	.	.	.	.	0,08	.	.	.	.	.
<i>Willea apiculata</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1,63	.	.
Sum - Grønnalger	0,56	1,02	0,53	5,07	9,61	6,66	17,71	21,47	14,11	15,17	8,39	2,51

**Chrysophyceae/Synurophyceae  
(Gullalger)**

<i>Bitrichia chodatii</i>	.	.	.	.	.	.	.	0,16	0,25	0,25	.	.
<i>Chromulina</i>	0,18	0,35	0,88	3,45	2,92	3,19	5,57	3,45	2,65	1,86	0,27	1,33
<i>Chrysococcus</i>	.	.	0,31	5,17	1,88	0,94	2,82	2,35	1,41	1,41	1,41	0,94
<i>Chrysococcus furcatus</i>	0,54	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Chrysococcus rufescens</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,82	0,16
<i>Chrysoikos skujae</i>	.	.	0,15	0,67	.	.	.	.	.	.	.	.

<i>Chrysolykos planctonicus</i>	.	.	.	0,90	0,22	.	0,22	.	.	.	.	.
Chrysophyceae (<7)	2,12	7,79	10,80	13,27	19,38	16,46	15,66	13,80	8,23	9,82	3,45	6,11
Chrysophyceae (>7)	1,77	2,65	4,42	9,29	9,29	6,64	9,29	6,64	3,98	5,31	2,65	.
Chrysophyceae sp 3	0,68	.	.	.	.	2,04	.	.	.	3,06	3,06	3,06
<i>Dinobryon acuminatum</i>	.	.	.	0,25	0,25	0,25	0,25	.	.	.	.	.
<i>Dinobryon bavaricum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,04	0,28	.
<i>Dinobryon borgei</i>	.	.	0,07	0,61	.	.	0,20	0,10	0,20	.	.	0,10
<i>Dinobryon crenulatum</i>	.	.	.	0,37	.	.	0,37	0,12	0,61	0,12	1,23	.
<i>Dinobryon cylindricum</i>	.	.	.	0,33	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Dinobryon cylindricum</i> var. <i>palustre</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,12	.
<i>Dinobryon divergens</i>	.	.	.	18,87	8,09	0,81	3,41	0,14	.	.	.	.
<i>Dinobryon korshikovii</i>	.	.	.	0,61	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Dinobryon sertularia</i>	.	.	.	0,18	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Dinobryon sociale</i>	.	.	0,24	0,45	.	.	0,21	.	.	.	.	.
<i>Dinobryon suecicum</i> var. <i>longispinum</i>	.	.	.	0,67	0,22	0,22	2,25	0,45	0,22	0,22	.	.
<i>Dinobryon</i> , celler uten lorica	.	.	.	5,72	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Epipyxis aurea</i>	.	.	.	.	.	.	0,41	2,25	.	.	.	.
<i>Epipyxis tabellariae</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,33	0,33	0,65
<i>Kephyrion boreale</i>	.	.	.	.	0,74	.	.	.	.	.	.	.
<i>Kephyrion cupuliforme</i>	.	.	.	.	.	.	0,27	.	.	.	.	.
<i>Kephyrion littorale</i>	.	.	.	0,67	0,22	0,22	.	.	0,22	.	0,45	.
<i>Mallomonas</i>	.	0,61	1,23	0,61	1,84	.	.	0,61	.	.	1,84	1,23
<i>Mallomonas</i> (l=8-10)	.	.	.	.	1,23	.	.	.	.	.	.	.
<i>Mallomonas akrokomos</i>	.	0,20	.	0,20	0,41	1,63	1,84	.	0,20	0,41	.	.
<i>Mallomonas caudata</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	0,33	.	.	.
<i>Mallomonas crassisquama</i>	.	.	.	0,60	3,60	.	1,20	3,00	.	1,80	1,80	.
<i>Mallomonas hamata</i>	.	.	.	.	0,71	0,71	.	.	.	0,71	0,71	.
<i>Mallomonas ploesslii</i>	.	.	.	.	.	1,02	1,02	.	.	.	.	.
<i>Mallomonas punctifera</i>	0,78	.	0,78	0,78	.	.	.	0,78	0,10	.	.	.
<i>Ochromonas</i>	.	0,30	.	1,80	0,90	.	1,80	1,35	0,90	0,90	0,45	.
<i>Paraphysomonas</i>	0,65	0,44	.	.	0,98	1,63	.	0,65	0,65	1,96	.	1,31
<i>Pseudokephyrion alaskanum</i>	.	.	.	1,84	.	0,74	0,37	0,74	0,37	.	.	0,07
<i>Pseudokephyrion taeniatum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,20

<i>Spiniferomonas</i>	.	.	1,57	2,35	1,88	1,88	2,82	1,41	3,29	1,41	0,94	0,47
<i>Stichogloea doederleinii</i>	.	.	.	.	.	.	0,94	2,35	1,41	1,41	.	.
<i>Synura</i>	.	1,23	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Uroglenopsis americana</i>	.	.	.	.	2,82	.	.	.	.	.	.	.
Sum - Gullalger	6,73	13,57	20,44	69,66	57,57	38,38	50,90	40,34	25,03	31,02	19,80	15,63

**Bacillariophyta (Kiselalger)**

<i>Achnantheidium minutissimum</i>	.	.	.	.	0,33	.	.	0,12	.	0,38	.	.
<i>Asterionella formosa</i>	0,50	0,66	0,44	4,13	33,00	16,67	15,18	11,23	19,77	15,28	18,32	8,91
<i>Aulacoseira alpigena</i>	.	0,34	.	.	0,68	.	0,69	0,35	2,78	0,69	1,04	1,39
<i>Aulacoseira islandica</i> subsp. <i>helvetica</i>	0,70	4,90	22,75	0,70	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Aulacoseira italica</i>	.	.	0,20	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Aulacoseira lirata</i>	.	.	1,44	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Aulacoseira subarctica</i>	.	6,37	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Belonastrum berlinensis</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1,47	.
<i>Cyclotella</i> (d=10-12)	.	.	.	.	0,82	.	0,82	1,63	1,23	.	.	.
<i>Cyclotella</i> (d=14-16)	.	2,04	.	.	1,02	2,04	6,13	.	.	.	.	.
<i>Cyclotella planctonica</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	1,40	.	.	.
<i>Diatoma vulgare</i>	.	.	.	.	.	0,28	.	.	.	.	.	.
<i>Eunotia</i>	.	.	.	.	.	.	.	0,33	.	.	.	.
<i>Fragilaria crotonensis</i>	.	.	.	.	.	.	2,48	63,64	59,46	33,94	24,20	10,12
<i>Fragilaria nanana</i>	0,48	0,96	0,60	0,08	.	.	.	.	0,08	0,08	.	0,04
<i>Gomphonema</i>	.	.	.	.	.	.	.	1,47	.	.	.	.
<i>Gomphonema truncatum</i>	.	.	.	.	0,74	.	.	.	.	.	.	.
<i>Pantocsekiella comensis</i>	.	.	.	.	11,44	2,14	2,86	1,43	.	.	.	.
<i>Pantocsekiella kuetzingiana</i>	.	.	.	.	.	.	.	26,14	7,84	.	2,61	.
<i>Stephanodiscus medius</i>	.	0,60	0,30	0,30	.	.	.	0,60	1,20	.	.	.
<i>Tabellaria flocculosa</i>	.	.	.	.	.	0,08	.	.	.	.	.	.
<i>Tabellaria flocculosa</i> var. <i>asterionelloides</i>	4,32	1,12	2,40	5,76	13,12	53,28	251,20	462,75	308,50	377,78	316,80	306,40
<i>Ulnaria</i> (l=30-40)	.	.	.	.	.	0,65	2,61	0,82	0,49	0,82	.	.
<i>Ulnaria</i> (l=40-70)	.	0,65	1,31	2,94	5,23	1,63	1,96	1,96	1,31	1,96	1,96	0,98
<i>Ulnaria</i> (l=80-100)	.	.	.	0,12	0,12	.	.	.	.	.	.	.
<i>Ulnaria acus</i>	0,28	0,70	0,42	.	.	0,14	.	0,14	.	.	0,28	0,14



<i>Ulnaria delicatissima</i> var. <i>angustissima</i>	.	.	.	.	.	.	0,40	.	0,60	.	.	0,40
<i>Ulnaria ulna</i>	.	.	.	2,40	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Urosolenia eriensis</i>	.	0,03	0,12	1,47	0,12	0,25	0,98	0,12	1,59	5,76	3,80	3,43
<i>Urosolenia longiseta</i>	0,49	0,61	0,98	5,76	0,86	1,96	1,72	0,86	0,74	0,86	0,74	0,37
Sum - Kiselalger	6,77	18,99	30,96	23,66	67,47	79,13	287,02	573,59	406,98	437,54	371,22	332,18

**Dictyochophyceae (Pedinnelider)**

<i>Pseudopedinella</i>	.	.	0,73	.	.	.	.	1,09	.	.	3,28	.
<i>Pseudopedinella</i> (3 kloroplaster)	.	.	.	1,23	1,23	1,23	3,06	.	2,45	3,68	1,23	0,61
Sum - Pedinnelider	0,00	0,00	0,73	1,23	1,23	1,23	3,06	1,09	2,45	3,68	4,51	0,61

**Raphidophyceae (Nåleflagellater)**

<i>Gonyostomum semen</i>	.	.	.	.	.	4,20	12,60	29,40	8,40	2,80	4,20	1,40
Sum - Nåleflagellater	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	4,20	12,60	29,40	8,40	2,80	4,20	1,40

**Cryptophyta (Svelgflagellater)**

<i>Cryptaulax vulgaris</i>	0,54	.	0,27	.	.	.	.	.	0,41	.	.	0,08
<i>Cryptomonas</i> (l=12-15)	.	.	.	.	.	.	.	2,45	.	.	.	.
<i>Cryptomonas</i> (l=15-18)	.	.	.	.	1,63	3,27	0,82	4,08	0,82	.	0,82	1,23
<i>Cryptomonas</i> (l=20-22)	.	1,96	0,98	3,92	9,80	5,88	7,84	18,63	0,98	2,94	12,75	3,92
<i>Cryptomonas</i> (l=24-30)	.	3,27	1,63	14,71	24,51	9,80	22,88	31,05	4,90	14,71	35,95	26,14
<i>Cryptomonas</i> (l=30-35)	0,54	1,35	1,89	6,62	6,62	8,82	15,44	6,62	2,21	19,85	8,82	11,03
<i>Katablepharis ovalis</i>	0,25	0,25	0,49	2,21	8,09	1,10	0,37	1,47	1,84	1,10	0,74	0,74
<i>Plagioselmis lacustris</i>	5,99	9,80	8,17	13,07	17,15	19,60	11,44	9,80	.	4,08	7,35	2,45
<i>Plagioselmis nannoplanctica</i>	2,45	2,86	4,90	10,41	14,70	27,57	10,41	37,37	8,58	6,74	9,19	1,23
<i>Rhodomonas lens</i>	0,68	3,40	0,68	3,06	0,41	5,11	1,02	4,08	.	0,41	0,82	0,41
<i>Telonema</i>	.	.	0,25	.	0,74	.	0,37	0,37	.	1,84	.	.
Sum - Svelgflagellater	10,45	22,89	19,26	54,00	83,65	81,16	70,58	115,92	19,73	51,67	76,43	47,22

**Haptophyta (Svepeflagellater)**

<i>Chrysochromulina parva</i>	0,11	0,98	0,98	1,47	2,29	3,76	4,41	1,96	1,63	3,43	5,72	2,12
Sum - Svepeflagellater	0,11	0,98	0,98	1,47	2,29	3,76	4,41	1,96	1,63	3,43	5,72	2,12

**Dinophyceae (Fureflagellater)**

<i>Ceratium hirundinella</i>	.	.	.	.	26,00	3,25	16,25	3,25	.	.	.	.
------------------------------	---	---	---	---	-------	------	-------	------	---	---	---	---

NIVA 7622-2021

<i>Dinophyceae</i>	.	.	.	0,23	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Gymnodinium</i> (l=12)	.	.	.	.	.	.	.	4,08	.	.	4,08	.	.
<i>Gymnodinium</i> (l=14-16)	.	.	0,86	0,86	3,43	0,86	0,86	.	.	0,86	.	.	.
<i>Gymnodinium</i> (l=25)	.	0,38	0,56	0,19	0,38	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Gymnodinium</i> (l=30)	.	.	1,26	.	0,63	1,26	3,15	10,08	5,67	1,89	0,63	1,26	.
<i>Gymnodinium</i> (l=50)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	4,50	.	.
<i>Gymnodinium albulum</i>	.	.	.	.	0,82	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Gymnodinium lacustre</i>	.	.	.	.	2,04	.	1,02	.	.	.	.	.	.
<i>Gymnodinium lantzschii</i>	.	0,82	.	0,49	.	.	0,25	.	.	.	.	.	.
<i>Gyrodinium helveticum</i>	.	0,30	.	2,40	.	0,30	.	0,30	0,30	0,90	1,80	0,60	.
<i>Parvodinium inconspicuum</i>	.	.	.	0,16	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Parvodinium umbonatum</i>	.	.	.	.	.	.	0,34	1,39	.	1,39	.	.	.
<i>Peridinium</i> (l=15-17)	.	.	.	.	.	.	.	1,35	1,35	.	.	.	1,35
<i>Unruhdinium penardii</i>	.	.	.	.	.	1,63	3,27	.	1,96	.	.	.	.
Sum - Fureflagellater	0,00	1,49	2,68	4,33	33,30	7,30	25,13	20,45	9,28	5,04	11,01	3,21	.
<b>Choanozoa (Krageflagellater)</b>													
<i>Aulomonas purdyi</i>	.	.	.	.	.	.	0,05	.	0,11	.	.	.	.
Krageflagellater	0,88	.	.	0,53	0,53	1,59	3,45	8,49	2,65	1,33	1,33	2,39	.
<i>Stelaxomonas dichotoma</i>	.	.	.	.	.	.	0,05	.	0,53	.	.	.	.
Sum - Krageflagellater	0,88	0,00	0,00	0,53	0,53	1,59	3,56	8,49	3,29	1,33	1,33	2,39	.
<b>Ubestemte taksa</b>													
µ-alger, Picoplankton	0,23	0,87	0,72	1,67	1,53	2,37	3,90	1,45	2,25	1,59	0,63	1,49	.
Heterotrof flagellat (l<15)	1,09	0,27	0,54	1,63	2,25	2,65	2,45	3,06	2,04	2,45	3,06	2,45	.
Heterotrof flagellat (l=15-20)	0,12	0,12	.	0,61	.	0,49	0,25	0,37	0,61	1,23	1,35	0,74	.
Sum - Ubestemte taksa	1,44	1,27	1,27	3,92	3,78	5,51	6,60	4,88	4,90	5,27	5,04	4,68	.
Sum total :	29,12	68,66	78,04	164,27	266,85	230,77	483,94	822,30	499,45	559,76	511,04	418,09	.

**Tabell 12.** Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Brøttum. Verdier gitt i mm<sup>3</sup>/m<sup>3</sup> (=mg/m<sup>3</sup> våtvekt)

Dato	04.05.2020	08.06.2020	07.07.2020	04.08.2020	08.09.2020	28.09.2020
Dyp	0-10 m	0-10 m	0-10 m	0-10 m	0-10 m	0-10 m
<b>Cyanobacteria (Cyanobakterier)</b>						
<i>Dolichospermum lemmermannii</i>	.	.	15,6	2,1	0,4	.
<i>Merismopedia tenuissima</i>	.	.	.	0,7	0,0	0,1
<i>Planktolyngbya contorta</i>	0,2	.	.	.	.	.
<i>Rhabdoderma lineare</i>	.	.	.	0,2	0,1	0,4
<i>Snowella septentrionalis</i>	.	.	.	.	.	0,0
<i>Tychonema bourrellyi</i>	.	.	.	.	.	0,7
Sum - Cyanobakterier	0,2	0,0	15,6	3,1	0,5	1,2
<b>Charophyta/Chlorophyta (Grønnalger)</b>						
<i>Chlamydomonas</i> (l=10)	.	.	.	.	1,4	.
<i>Chlamydomonas</i> (l=12)	.	.	2,5	.	.	.
<i>Chlamydomonas</i> (l=14)	.	.	.	.	.	0,7
<i>Chlamydomonas</i> (l=5-6)	.	.	0,3	0,3	0,1	0,3
<i>Chlamydomonas</i> (l=8)	1,4	4,9	5,3	5,3	2,5	0,8
Chlorophyta (d=5)	.	.	1,3	0,5	0,3	0,8
<i>Closterium leibleinii</i>	.	1,1	.	.	.	.
<i>Collodictyon triciliatum</i>	.	.	.	.	0,2	.
<i>Desmodesmus aculeolatus</i>	.	.	.	.	.	0,2
<i>Elakatothrix genevensis</i>	.	.	0,3	0,6	0,6	0,2
<i>Gloeotila</i>	.	.	.	2,2	0,4	1,0
<i>Gyromitus cordiformis</i>	.	0,2	.	0,2	0,2	.
<i>Koliella longiseta</i>	0,0	0,2	0,3	0,1	.	0,1
<i>Monomastix</i>	.	.	0,1	.	.	.
<i>Monoraphidium contortum</i>	.	.	1,7	0,7	.	0,2
<i>Monoraphidium dybowskii</i>	.	.	2,4	3,1	0,3	0,7
<i>Monoraphidium griffithii</i>	.	.	0,3	0,2	.	.
<i>Nephrocytium limneticum</i>	.	.	.	0,2	.	.
<i>Nephroselmis olivacea</i>	.	0,2	.	.	.	.
<i>Oocystis submarina</i>	.	.	1,4	4,9	0,9	0,3

<i>Paramastix conifera</i>	.	2,5	.	.	.	.
<i>Planktosphaeria gelatinosa</i>	.	.	0,2	0,1	.	0,8
<i>Polytoma</i>	.	0,3	0,1	0,2	.	.
<i>Polytoma granuliferum</i>	.	.	0,2	.	.	.
<i>Scourfieldia complanata</i>	.	.	0,5	1,0	0,5	.
<i>Sphaerellopsis fluviatilis</i>	0,1	0,1	.	.	.	.
<i>Staurastrum avicula</i> var. <i>lunatum</i>	.	.	.	.	.	0,6
<i>Stauridium privum</i>	.	.	.	.	1,0	0,4
<i>Tetrademus obliquus</i>	.	.	.	.	1,0	.
Sum - Grønnalger	1,5	9,5	17,0	19,6	9,3	7,1

**Chrysophyceae/Synurophyceae (Gullalger)**

<i>Bitrichia chodatii</i>	.	.	.	0,1	.	.
<i>Chromulina</i>	0,5	4,6	2,1	4,0	3,5	1,3
<i>Chrysamoeba</i>	.	0,8	.	.	.	.
<i>Chrysococcus</i>	0,3	0,9	3,8	4,2	0,9	2,8
<i>Chrysococcus rufescens</i>	.	.	.	.	.	0,8
<i>Chrysoikos skujae</i>	0,3	2,2	.	.	.	.
<i>Chrysolykos planctonicus</i>	.	0,9	.	0,2	.	.
Chrysophyceae (<7)	5,3	29,5	32,1	16,7	12,2	6,1
Chrysophyceae (>7)	3,5	22,6	9,3	14,6	4,0	2,7
Chrysophyceae sp 3	0,7	3,1	3,1	2,0	2,0	2,0
<i>Dinobryon acuminatum</i>	.	.	.	0,5	.	.
<i>Dinobryon bavaricum</i>	.	.	.	0,4	.	.
<i>Dinobryon borgei</i>	.	1,3	0,1	0,8	0,1	.
<i>Dinobryon crenulatum</i>	.	1,8	.	2,1	0,1	.
<i>Dinobryon cylindricum</i> var. <i>alpinum</i>	0,3	3,0	.	0,3	.	.
<i>Dinobryon divergens</i>	.	0,1	8,6	6,1	.	.
<i>Dinobryon sertularia</i>	.	.	.	0,7	.	.
<i>Dinobryon sociale</i> var. <i>americanum</i>	.	1,9	.	2,6	.	.
<i>Dinobryon suecicum</i> var. <i>longispinum</i>	.	0,4	.	1,6	.	.
<i>Dinobryon, celler uten lorica</i>	.	1,6	.	1,6	.	.
<i>Epipyxis tabellariae</i>	.	.	.	.	.	1,0
<i>Kephyrion boreale</i>	.	0,7	.	0,4	0,4	.
<i>Kephyrion cupuliforme</i>	.	0,5	.	.	.	.
<i>Kephyrion littorale</i>	.	.	.	.	.	0,2

<i>Mallomonas</i>	.	0,6	1,8	3,1	.	0,6
<i>Mallomonas akrokomos</i>	.	0,4	1,6	2,0	0,2	0,2
<i>Mallomonas caudata</i>	.	0,3	.	.	.	.
<i>Mallomonas crassisquama</i>	.	2,4	3,6	4,2	0,6	1,8
<i>Mallomonas hamata</i>	.	.	.	1,4	4,3	6,4
<i>Mallomonas punctifera</i>	.	.	.	.	0,8	0,8
<i>Mallomonas schwemmleri</i>	.	1,6	.	.	.	.
<i>Mallomonas tonsurata</i>	.	1,8	1,1	0,4	.	.
<i>Ochromonas</i>	0,3	1,8	.	0,9	0,9	.
<i>Paraphysomonas</i>	.	0,3	2,3	.	1,0	1,6
<i>Pseudokephyrion alaskanum</i>	.	1,1	0,1	0,4	0,1	0,1
<i>Pseudotetraëdriella kamillae</i>	.	0,2	.	.	.	.
<i>Spiniferomonas</i>	0,3	10,8	1,4	3,8	0,9	0,5
<i>Spumella vulgaris</i>	.	0,2	0,1	.	.	.
<i>Stichogloea doederleinii</i>	.	.	0,9	0,9	0,9	0,9
<i>Synura</i>	.	0,4	.	.	.	.
<i>Uroglenopsis americana</i>	.	1,9	.	.	.	.
Sum - Gullalger	11,6	100,2	72,1	75,9	33,0	29,9

**Bacillariophyta (Kiselalger)**

<i>Achnanthydium minutissimum</i>	.	0,6	.	.	.	.
<i>Asterionella formosa</i>	.	1,0	50,4	20,7	17,8	19,6
<i>Aulacoseira alpigena</i>	.	0,7	0,7	0,7	2,8	1,0
<i>Aulacoseira italica</i>	.	.	.	.	.	1,7
<i>Cyclotella (d=10-12)</i>	0,4	.	.	0,8	0,4	2,0
<i>Cyclotella (d=14-16)</i>	.	.	1,0	5,1	.	.
<i>Diatoma tenuis</i>	.	0,8	.	.	.	.
<i>Encyonema minutum</i>	.	0,2	.	.	.	.
<i>Fragilaria crotonensis</i>	.	.	.	0,4	11,1	10,7
<i>Fragilaria nanana</i>	.	.	.	.	0,1	.
<i>Hannaea arcus</i>	0,1	0,9	.	.	.	.
<i>Meridion circulare</i>	0,2	.	.	.	.	.
<i>Navicula</i>	.	0,5	.	.	.	.
<i>Pantocsekiella comensis</i>	.	2,1	4,3	2,9	3,6	.
<i>Pantocsekiella kuetzingiana</i>	0,2	.	.	.	5,2	6,5
<i>Stephanodiscus medius</i>	.	.	.	.	.	0,3

<i>Tabellaria flocculosa</i>	0,3	0,2	.	0,6	1,2	.
<i>Tabellaria flocculosa</i> var. <i>asterionelloides</i>	.	.	23,7	210,4	413,6	329,1
<i>Ulnaria</i> (l=30-40)	0,2	0,2	0,7	4,4	.	.
<i>Ulnaria</i> (l=40-70)	0,6	2,3	4,9	1,3	1,0	0,7
<i>Ulnaria</i> (l=80-100)	0,1	0,4	0,5	0,5	0,2	.
<i>Ulnaria ulna</i>	.	3,6	.	.	.	.
<i>Urosolenia eriensis</i>	.	.	.	1,3	2,5	3,8
<i>Urosolenia longiseta</i>	0,2	0,4	0,6	1,7	0,2	0,1
Sum - Kiselalger	2,3	13,8	86,7	251,0	459,5	375,6

**Dictyochophyceae (Pedinnelider)**

<i>Pseudopedinella</i> (3 kloroplaster)	0,4	1,2	1,2	1,2	1,8	.
Sum - Pedinnelider	0,4	1,2	1,2	1,2	1,8	0,0

**Cryptophyta (Svelgflagellater)**

<i>Cryptaulax vulgaris</i>	.	0,4	.	0,4	.	.
<i>Cryptomonas</i> (l=15-18)	.	.	1,6	3,3	1,2	2,0
<i>Cryptomonas</i> (l=20-22)	.	2,0	6,9	16,7	4,9	6,9
<i>Cryptomonas</i> (l=24-30)	1,6	3,3	1,6	19,6	18,0	37,6
<i>Cryptomonas</i> (l=30-35)	.	1,4	0,8	2,2	13,2	30,9
<i>Katablepharis ovalis</i>	.	10,3	14,3	2,2	2,2	0,4
<i>Plagioselmis lacustris</i>	4,9	9,8	9,8	15,5	11,4	12,3
<i>Plagioselmis nannoplanctica</i>	2,0	3,1	33,1	20,2	9,2	7,4
<i>Rhodomonas lens</i>	.	.	.	.	.	1,0
<i>Telonema</i>	.	0,4	0,7	0,4	1,5	0,4
Sum - Svelgflagellater	8,6	30,5	68,9	80,4	61,6	98,7

**Haptophyta (Svepeflagellater)**

<i>Chrysochromulina parva</i>	0,4	3,8	7,8	1,8	1,5	1,3
Sum - Svepeflagellater	0,4	3,8	7,8	1,8	1,5	1,3

**Dinophyceae (Fureflagellater)**

<i>Amphidinium amphidinioides</i>	1,0	.	.	.	.	.
<i>Ceratium hirundinella</i>	.	3,3	9,8	29,3	.	.
Dinophyceae	.	.	.	0,6	.	.
<i>Gymnodinium</i> (l=12)	.	.	.	.	4,1	.

NIVA 7622-2021

<i>Gymnodinium</i> (l=14-16)	0,9	6,0	1,7	1,7	0,9	0,9
<i>Gymnodinium</i> (l=25)	.	0,6	.	.	.	.
<i>Gymnodinium</i> (l=30)	.	0,6	3,8	6,3	3,8	0,6
<i>Gymnodinium</i> (l=9)	.	.	0,9	.	.	.
<i>Gymnodinium albulum</i>	.	.	1,6	0,5	.	0,2
<i>Gymnodinium lacustre</i>	0,4	1,0	1,0	.	.	.
<i>Gymnodinium simile</i>	.	0,2	.	.	.	.
<i>Gymnodinium triceratium</i>	.	0,3	.	.	.	.
<i>Parvodinium inconspicuum</i>	.	0,3	.	.	2,6	1,3
<i>Parvodinium pusillum</i>	.	.	.	.	.	0,1
<i>Parvodinium umbonatum</i>	0,7	0,2	.	.	4,2	.
<i>Peridinium</i> (l=15-17)	.	1,3	.	.	.	.
Sum - Fureflagellater	2,9	13,8	18,8	38,4	15,5	3,1
<b>Choanozoa (Krageflagellater)</b>						
<i>Aulomonas purdyi</i>	.	0,3	.	.	0,2	.
Krageflagellater	0,4	2,1	0,8	2,7	1,6	4,5
<i>Stalexomonas dichotoma</i>	.	.	.	0,4	1,1	0,1
Sum - Krageflagellater	0,4	2,4	0,8	3,1	2,8	4,6
<b>Ubestemte taksa</b>						
μ-alger, Picoplankton	0,4	1,4	2,1	1,5	1,6	1,3
Heterotrof flagellat (l<15)	0,7	5,1	1,6	2,5	2,9	2,5
Heterotrof flagellat (l=15-20)	.	1,8	.	0,9	0,5	1,0
Sum - Ubestemte taksa	1,1	8,3	3,7	4,8	5,0	4,8
Sum total :	29,4	183,5	292,8	479,3	590,6	526,3

**Tabell 13.** Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Mjøsa, Kise. Verdier gitt i mm<sup>3</sup>/m<sup>3</sup> (=mg/m<sup>3</sup> våtvekt)

Dato	04.05.2020	08.06.2020	07.07.2020	05.08.2020	07.09.2020	28.09.2020
Dyp	0-10 m	0-10 m	0-10 m	0-10 m	0-10 m	0-10 m
<b>Cyanobacteria (Cyanobakterier)</b>						
<i>Coelosphaerium kuetzingianum</i>	.	.	.	.	0,3	.
<i>Dolichospermum lemmermannii</i>	.	.	1,3	.	.	.
<i>Merismopedia tenuissima</i>	.	.	.	0,3	0,6	2,2
<i>Planktolyngbya contorta</i>	0,6	0,1	.	.	.	.
<i>Planktothrix rubescens</i>	.	.	.	.	.	1,3
<i>Rhabdoderma lineare</i>	.	.	0,1	0,5	0,8	1,4
Sum - Cyanobakterier	0,6	0,1	1,4	0,7	1,7	4,9
<b>Charophyta/Chlorophyta (Grønnalger)</b>						
<i>Botryococcus braunii</i>	1,0	.	0,3	.	.	.
<i>Chlamydomonas</i> (l=10)	.	0,7	.	.	.	0,7
<i>Chlamydomonas</i> (l=14)	.	2,9	.	.	1,5	1,5
<i>Chlamydomonas</i> (l=5-6)	0,1	0,7	0,6	0,4	0,9	0,1
<i>Chlamydomonas</i> (l=8)	1,1	3,7	0,8	1,6	2,5	1,2
Chlorophyta (d=10)	.	.	0,4	.	0,8	.
Chlorophyta (d=5)	.	0,5	2,9	1,1	3,5	2,1
<i>Collodictyon triciliatum</i>	.	.	.	0,2	.	0,0
<i>Desmodesmus aculeolatus</i>	.	.	.	.	0,8	0,8
<i>Elakatothrix genevensis</i>	.	.	.	0,5	0,1	0,3
<i>Gloeotila</i>	.	0,5	.	2,9	1,2	1,0
<i>Gyromitus cordiformis</i>	.	.	.	0,6	0,2	0,2
<i>Koliella longiseta</i>	.	1,0	.	.	.	.
<i>Monomastix</i>	.	.	.	.	0,1	.
<i>Monoraphidium contortum</i>	.	.	0,7	1,0	.	.
<i>Monoraphidium dybowskii</i>	.	.	.	6,6	2,1	1,0
<i>Monoraphidium griffithii</i>	.	.	.	0,2	.	.
<i>Nephrocytium agardhianum</i>	.	.	.	0,4	0,1	.
<i>Nephrocytium limneticum</i>	.	.	.	0,6	0,2	.
<i>Oocystis submarina</i>	.	.	1,4	5,4	1,1	0,6



<i>Paramastix conifera</i>	.	0,2	.	0,1	0,1	.
<i>Paulschulzia tenera</i>	.	1,8	.	.	.	.
<i>Planktosphaeria gelatinosa</i>	.	.	.	0,7	2,2	0,2
<i>Scherffelia dubia</i>	0,5	0,8	.	.	.	.
<i>Scourfieldia complanata</i>	.	.	0,3	0,7	0,5	0,5
<i>Sphaerellopsis fluviatilis</i>	.	0,1	.	.	.	.
<i>Staurastrum avicula</i> var. <i>lunatum</i>	.	.	.	.	0,6	1,1
<i>Stauridium privum</i>	.	.	.	.	1,0	0,6
<i>Tetrademus obliquus</i>	.	.	.	2,0	2,5	1,0
<i>Tetraëdron minimum</i>	.	4,1	.	.	.	.
Sum - Grønnalger	2,7	17,0	7,5	25,0	21,8	13,0

**Chrysophyceae/Synurophyceae (Gullalger)**

<i>Bitrichia chodatii</i>	.	.	.	0,2	0,1	.
<i>Chromulina</i>	0,4	2,9	1,1	6,9	2,7	2,1
<i>Chrysidiastrum catenatum</i>	.	1,7	.	.	.	.
<i>Chrysococcus</i>	0,6	2,3	1,4	2,3	2,3	1,4
<i>Chrysococcus rufescens</i>	.	.	.	.	.	0,8
<i>Chrysoikos skujae</i>	.	3,6	.	.	.	.
<i>Chrysolykos planctonicus</i>	.	1,1	.	.	.	.
Chrysophyceae (<7)	2,7	46,7	10,6	25,2	10,4	11,7
Chrysophyceae (>7)	0,9	5,3	5,3	9,3	2,7	1,3
Chrysophyceae sp 3	.	.	.	4,1	.	2,0
<i>Dinobryon acuminatum</i>	.	0,1	0,1	0,5	0,1	0,2
<i>Dinobryon bavaricum</i>	.	0,3	.	.	0,1	.
<i>Dinobryon borgei</i>	.	1,6	.	0,4	0,1	0,1
<i>Dinobryon crenulatum</i>	.	.	.	1,1	0,6	.
<i>Dinobryon divergens</i>	.	1,2	3,4	4,5	0,0	0,3
<i>Dinobryon sociale</i>	.	0,8	.	.	.	.
<i>Dinobryon sociale</i> var. <i>americanum</i>	.	0,2	.	.	.	.
<i>Dinobryon suecicum</i> var. <i>longispinum</i>	.	0,7	.	1,3	1,1	.
<i>Dinobryon</i> , celler uten lorica	.	.	.	.	0,8	.
<i>Epipyxis aurea</i>	.	.	.	2,2	0,8	.
<i>Epipyxis tabellariae</i>	.	.	.	.	3,6	0,3
<i>Kephyrion cupuliforme</i>	.	0,5	.	.	.	.
<i>Kephyrion elegans</i>	.	0,2	.	.	.	.

<i>Kephyrion littorale</i>	.	1,1	.	0,4	0,2	.
<i>Kephyrion ovale</i>	.	.	.	.	0,2	.
<i>Mallomonas</i>	.	1,8	1,2	4,3	0,6	0,6
<i>Mallomonas akrokomos</i>	.	0,4	0,2	2,0	0,2	.
<i>Mallomonas crassisquama</i>	.	3,6	2,4	9,6	2,4	1,2
<i>Mallomonas hamata</i>	.	1,4	.	2,1	3,6	2,1
<i>Mallomonas heterospina</i>	.	0,5	.	.	.	.
<i>Mallomonas punctifera</i>	.	0,8	.	.	0,8	0,8
<i>Mallomonas schwemmlei</i>	.	.	.	0,8	.	.
<i>Ochromonas</i>	0,3	2,2	1,3	0,9	.	0,4
<i>Paraphysomonas</i>	.	.	0,7	.	1,0	1,3
<i>Pseudokephyrion alaskanum</i>	.	1,5	.	0,4	0,4	.
<i>Spiniferomonas</i>	.	4,2	1,4	4,7	2,3	.
<i>Spumella vulgaris</i>	.	.	.	.	0,6	.
<i>Stichogloea doederleinii</i>	.	0,5	.	2,3	0,9	.
<i>Synura</i>	.	0,4	.	.	.	.
<i>Uroglenopsis americana</i>	.	2,8	1,4	3,3	3,3	0,9
Sum - Gullalger	4,8	90,8	30,6	89,0	41,9	27,8

**Bacillariophyta (Kiselalger)**

<i>Achnanthydium minutissimum</i>	.	0,4	.	.	.	.
<i>Asterionella formosa</i>	0,5	2,3	28,2	15,3	33,6	16,6
<i>Aulacoseira alpigena</i>	.	.	2,8	0,7	3,1	0,7
<i>Aulacoseira islandica</i> subsp. <i>helvetica</i>	6,3	.	.	.	.	.
<i>Aulacoseira tenella</i>	.	.	0,2	.	.	.
<i>Belonastrum berolinensis</i>	.	.	.	.	0,2	0,5
<i>Cyclotella</i> (d=10-12)	.	.	0,8	1,2	.	.
<i>Cyclotella</i> (d=14-16)	.	.	.	.	.	2,0
<i>Cyclotella radiosa</i>	.	.	.	.	2,0	.
<i>Diatoma tenuis</i>	.	0,2	.	.	.	.
<i>Fragilaria crotonensis</i>	.	.	.	0,4	32,0	36,8
<i>Fragilaria nanana</i>	.	0,8	0,1	0,0	.	0,0
<i>Hannaea arcus</i>	.	0,1	.	.	.	.
<i>Meridion circulare</i>	0,2	.	.	.	.	.
<i>Nitzschia</i>	0,1	.	.	.	.	.
<i>Pantocsekiella comensis</i>	.	.	4,3	6,4	.	3,9

<i>Pantocsekiella kuetzingiana</i>	0,5	1,3	.	3,9	17,0	.
<i>Stephanodiscus medius</i>	.	.	.	.	0,3	0,6
<i>Tabellaria flocculosa</i>	.	.	.	.	1,8	.
<i>Tabellaria flocculosa</i> var. <i>asterionelloides</i>	2,9	1,9	9,3	329,0	536,6	364,8
<i>Tabellaria flocculosa</i> var. <i>teilingii</i>	.	.	.	.	.	2,9
<i>Ulnaria</i> (l=110-120)	0,2	.	.	.	.	.
<i>Ulnaria</i> (l=30-40)	.	.	.	5,7	0,7	0,7
<i>Ulnaria</i> (l=40-70)	.	4,6	3,9	7,5	.	2,0
<i>Ulnaria</i> (l=80-100)	.	1,1	.	.	.	.
<i>Ulnaria delicatissima</i> var. <i>angustissima</i>	.	0,4	.	.	0,4	.
<i>Ulnaria ulna</i>	.	2,4	.	.	.	.
<i>Urosolenia eriensis</i>	0,1	0,9	0,1	1,5	5,0	8,5
<i>Urosolenia longiseta</i>	1,0	1,3	0,6	2,3	0,4	0,4
Sum - Kiselalger	11,7	17,6	50,3	374,0	633,0	440,3

**Dictyochophyceae (Pedinnelider)**

<i>Pseudopedinella</i>	.	.	.	2,2	.	.
<i>Pseudopedinella</i> (3 kloroplaster)	.	1,8	2,5	2,5	3,1	1,2
Sum - Pedinnelider	0,0	1,8	2,5	4,6	3,1	1,2

**Raphidophyceae (Nåleflagellater)**

<i>Gonyostomum semen</i>	.	.	.	1,4	8,4	.
Sum - Nåleflagellater	0,0	0,0	0,0	1,4	8,4	0,0

**Cryptophyta (Svelgflagellater)**

<i>Cryptaulax vulgaris</i>	0,5	.	.	.	.	.
<i>Cryptomonas</i> (l=15-18)	.	.	2,9	2,0	0,8	0,8
<i>Cryptomonas</i> (l=20-22)	.	7,8	3,9	15,7	14,7	13,7
<i>Cryptomonas</i> (l=24-30)	1,6	11,4	8,2	24,5	42,5	47,4
<i>Cryptomonas</i> (l=30-35)	0,3	0,8	4,4	15,4	19,9	15,4
<i>Cryptomonas</i> (l=40)	.	.	.	.	0,4	.
<i>Katablepharis ovalis</i>	0,1	4,4	6,2	2,6	.	0,7
<i>Plagioselmis lacustris</i>	2,7	14,7	8,2	15,5	13,9	13,9
<i>Plagioselmis nannoplantica</i>	2,5	13,5	34,9	51,5	21,4	7,4
<i>Rhodomonas lens</i>	0,2	0,6	.	0,2	2,0	0,8
<i>Telonema</i>	.	.	0,7	.	.	0,7

Sum - Svelgflagellater	8,0	53,3	69,4	127,4	115,6	100,9
<b>Haptophyta (Svepeflagellater)</b>						
<i>Chrysochromulina parva</i>	0,2	24,7	3,6	2,5	2,0	2,9
Sum - Svepeflagellater	0,2	24,7	3,6	2,5	2,0	2,9
<b>Dinophyceae (Fureflagellater)</b>						
<i>Ceratium hirundinella</i>	.	.	3,3	35,8	.	.
<i>Gymnodinium</i> (l=12)	.	.	2,0	4,1	.	.
<i>Gymnodinium</i> (l=14-16)	1,7	6,0	.	2,6	0,9	0,9
<i>Gymnodinium</i> (l=30)	.	0,6	.	10,1	5,7	1,9
<i>Gymnodinium albulum</i>	0,5	0,3	.	.	2,5	0,8
<i>Gymnodinium uberrimum</i>	.	.	.	0,7	.	.
<i>Gyrodinium helveticum</i>	.	1,2	.	0,3	.	0,3
<i>Parvodinium umbonatum</i>	.	0,2	.	1,4	.	.
<i>Peridinium</i> (l=25)	.	.	0,7	.	.	.
<i>Peridinium willei</i>	.	.	.	.	.	4,5
<i>Prosoaulax lacustris</i>	.	.	.	.	1,0	.
Sum - Fureflagellater	2,3	8,3	5,9	54,9	10,0	8,4
<b>Choanozoa (Krageflagellater)</b>						
<i>Aulomonas purdyi</i>	.	.	.	0,3	.	.
Krageflagellater	0,5	0,5	0,3	2,9	11,7	2,4
<i>Stelexomonas dichotoma</i>	.	.	0,1	1,1	0,3	.
Sum - Krageflagellater	0,5	0,5	0,4	4,2	12,0	2,4
<b>Ubestemte taksa</b>						
µ-alger, Picoplankton	0,3	1,5	0,9	2,7	1,5	1,3
Heterotrof flagellat (l<15)	0,3	2,9	1,0	2,7	2,0	3,9
Heterotrof flagellat (l=15-20)	.	0,4	0,4	0,9	0,5	0,9
Sum - Ubestemte taksa	0,6	4,7	2,3	6,2	4,1	6,0
Sum total :	31,3	219,0	173,9	690,1	853,6	607,8

**Tabell 14.** Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Mjøsa, Furnesfjorden. Verdier gitt i mm<sup>3</sup>/m<sup>3</sup> (=mg/m<sup>3</sup> våtvekt)

Dato	04.05.2020	08.06.2020	07.07.2020	05.08.2020	08.09.2020	28.09.2020
Dyp	0-10 m	0-10 m	0-10 m	0-10 m	0-10 m	0-10 m
<b>Cyanobacteria (Cyanobakterier)</b>						
<i>Anathece</i>	.	.	.	.	.	0,4
<i>Aphanothece nebulosa</i>	.	.	.	.	0,8	.
<i>Dolichospermum lemmermannii</i>	.	.	5,2	1,1	.	.
<i>Merismopedia tenuissima</i>	.	.	.	.	1,5	1,8
<i>Planktolyngbya contorta</i>	1,0	0,1	.	.	.	.
<i>Planktothrix rubescens</i>	.	.	.	3,3	.	3,6
<i>Rhabdoderma lineare</i>	.	0,1	0,1	0,5	0,9	1,1
<i>Snowella septentrionalis</i>	.	.	.	.	.	0,2
<i>Tychonema bornetii</i>	.	.	2,3	.	.	.
<i>Tychonema bourrellyi</i>	0,4	.	.	.	.	.
Sum - Cyanobakterier	1,4	0,2	7,6	4,9	3,2	7,2
<b>Charophyta/Chlorophyta (Grønnalger)</b>						
<i>Ankistrodesmus fusiformis</i>	.	.	0,1	.	.	.
<i>Botryococcus braunii</i>	.	.	0,5	.	0,6	.
<i>Chlamydomonas</i> (l=10)	1,4	.	.	1,4	.	.
<i>Chlamydomonas</i> (l=14)	1,5	1,5	.	.	.	2,2
<i>Chlamydomonas</i> (l=5-6)	0,5	0,4	0,1	.	0,3	.
<i>Chlamydomonas</i> (l=8)	0,5	2,5	2,5	1,2	3,3	1,2
Chlorophyta (d=10)	.	0,8	.	.	.	.
Chlorophyta (d=5)	0,2	1,3	0,8	1,3	0,5	0,5
Chlorophyta (d=8)	.	.	.	1,8	.	.
<i>Collodictyon triciliatum</i>	0,2	0,5	.	.	0,1	.
<i>Cosmarium depressum</i>	0,1	.	.	.	.	.
<i>Desmodesmus aculeolatus</i>	.	.	.	0,8	.	.
<i>Desmodesmus bicellularis</i>	.	.	0,4	.	.	.
<i>Elakatothrix genevensis</i>	.	0,3	0,5	0,3	0,5	0,2
<i>Gloeotila</i>	.	0,2	0,7	.	1,2	0,4

<i>Gyromitus cordiformis</i>	.	.	0,4	0,4	0,2	.
<i>Koliella longiseta</i>	0,2	1,1	.	0,2	0,1	.
<i>Monoraphidium contortum</i>	.	0,0	0,2	0,7	.	.
<i>Monoraphidium dybowskii</i>	0,2	0,3	1,7	7,6	1,4	1,4
<i>Nephrocytium agardhianum</i>	.	.	0,1	0,2	.	.
<i>Nephrocytium limneticum</i>	.	.	.	0,3	0,1	.
<i>Oedogonium</i>	.	.	0,8	.	.	.
<i>Oocystis submarina</i>	.	1,7	3,1	2,3	0,6	1,4
<i>Paulschulzia tenera</i>	0,9	.	.	.	.	.
<i>Planktosphaeria gelatinosa</i>	.	.	0,2	0,8	0,4	0,7
<i>Polytoma</i>	.	0,3	.	.	.	.
<i>Quadrigula pfitzeri</i>	.	.	.	.	0,2	.
<i>Scherffelia dubia</i>	1,1	.	.	.	.	.
<i>Scourfieldia complanata</i>	.	.	0,2	0,7	0,5	.
<i>Sphaerellopsis fluviatilis</i>	.	0,1	.	.	.	.
<i>Staurastrum avicula</i> var. <i>lunatum</i>	.	0,6	.	.	0,6	.
<i>Stauridium privum</i>	.	.	0,2	0,6	0,4	.
<i>Tetrademus obliquus</i>	.	.	.	.	.	4,9
<i>Tetraëdron minimum</i>	.	0,2	.	.	.	.
<i>Tetraspora lemmermannii</i>	.	.	.	.	.	0,6
<i>Tetrastrum triangulare</i>	.	.	.	0,1	.	.
Sum - Grønnalger	6,8	12,0	12,4	20,8	10,8	13,6

**Chrysophyceae/Synurophyceae (Gullalger)**

<i>Bitrichia chodatii</i>	.	.	.	0,2	0,2	.
<i>Chromulina</i>	1,4	4,0	3,2	6,4	2,9	1,9
<i>Chrysamoeba</i>	0,4	.	.	.	.	.
<i>Chrysococcus</i>	0,6	0,9	4,2	0,5	0,9	1,4
Chrysophyceae (<7)	4,2	20,2	22,0	19,1	16,7	6,4
Chrysophyceae (>7)	1,8	6,6	5,3	11,9	6,6	5,3
Chrysophyceae sp 3	2,7	1,0	.	.	0,2	1,0
<i>Dinobryon acuminatum</i>	.	.	0,1	.	.	0,1
<i>Dinobryon bavaricum</i>	.	.	.	0,3	.	.
<i>Dinobryon borgei</i>	.	0,4	.	.	0,1	0,1
<i>Dinobryon crenulatum</i>	.	0,2	.	0,2	0,7	0,1
<i>Dinobryon cylindricum</i> var. <i>alpinum</i>	.	0,1	.	.	.	.

<i>Dinobryon cylindricum</i> var. <i>palustre</i>	.	.	.	.	.	0,3
<i>Dinobryon divergens</i>	.	3,2	3,2	0,4	.	.
<i>Dinobryon sociale</i>	.	5,6	0,5	0,5	0,3	.
<i>Dinobryon suecicum</i> var. <i>longispinum</i>	.	0,9	0,2	0,9	0,2	.
<i>Dinobryon</i> , celler uten lorica	.	5,5	.	.	.	.
<i>Epipyxis aurea</i>	.	.	.	2,7	.	.
<i>Epipyxis tabellariae</i>	.	.	.	.	.	0,3
<i>Kephyrion boreale</i>	.	.	.	0,4	.	.
<i>Kephyrion cupuliforme</i>	.	0,5	.	.	.	.
<i>Kephyrion littorale</i>	.	0,4	0,4	.	.	.
<i>Mallomonas</i>	.	3,1	2,5	3,1	2,5	1,2
<i>Mallomonas</i> (l=8-10)	.	2,5	2,5	1,2	1,2	.
<i>Mallomonas akrokomos</i>	.	1,0	1,8	5,1	1,4	.
<i>Mallomonas caudata</i>	.	.	.	2,7	0,7	.
<i>Mallomonas crassisquama</i>	.	0,6	1,8	0,6	0,6	2,4
<i>Mallomonas hamata</i>	.	.	.	.	.	0,7
<i>Mallomonas punctifera</i>	0,8	3,9	3,1	.	3,9	0,8
<i>Ochromonas</i>	0,3	.	.	0,9	0,4	.
<i>Paraphysomonas</i>	1,5	1,3	1,0	2,0	2,0	1,0
<i>Pseudokephyrion alaskanum</i>	.	.	0,2	0,4	0,4	.
<i>Pseudokephyrion taeniatum</i>	.	.	.	.	.	0,2
<i>Pseudotetraëdriella kamillae</i>	.	0,2	.	.	.	.
<i>Spiniferomonas</i>	0,6	0,9	0,9	0,9	1,4	0,5
<i>Stichogloea doederleinii</i>	.	.	0,9	.	0,5	.
<i>Synura</i>	1,2	.	.	.	.	.
<i>Synura</i> , koloni	.	.	.	.	.	0,7
<i>Uroglenopsis americana</i>	1,3	44,1	5,2	9,9	1,4	0,5
Sum - Gullalger	16,9	107,4	59,1	70,1	45,3	24,8

**Bacillariophyta (Kiselalger)**

<i>Achnanthydium minutissimum</i>	0,1	0,4	0,3	.	.	0,2
<i>Asterionella formosa</i>	1,2	1,9	62,8	15,7	29,6	20,4
<i>Aulacoseira alpigena</i>	.	.	.	0,7	2,8	0,5
<i>Aulacoseira islandica</i> subsp. <i>helvetica</i>	5,4	5,0	.	.	.	.
<i>Aulacoseira italica</i>	.	1,1	0,7	.	.	.
<i>Belonastrum berolinensis</i>	.	.	.	.	.	0,5

<i>Cyclotella</i> (d=10-12)	.	.	0,4	2,0	4,1	0,4
<i>Cyclotella</i> (d=14-16)	.	.	2,0	10,2	.	1,0
<i>Diatoma tenuis</i>	0,1	.	.	.	.	.
<i>Diploneis parma</i>	0,2	.	.	.	.	.
<i>Fragilaria crotonensis</i>	0,2	.	1,4	37,2	73,8	39,4
<i>Fragilaria nanana</i>	0,5	0,2	0,1	.	.	.
<i>Gomphonema acuminatum</i>	0,3	.	.	.	.	.
<i>Meridion circulare</i>	0,4	.	.	.	.	.
<i>Pantocsekiella comensis</i>	.	.	20,0	0,7	0,7	0,7
<i>Pantocsekiella kuetzingiana</i>	.	.	.	.	23,5	.
<i>Stephanodiscus astraea</i>	.	.	.	0,6	.	.
<i>Stephanodiscus medius</i>	1,5	.	0,6	1,5	1,5	0,3
<i>Tabellaria flocculosa</i>	.	.	1,5	.	.	.
<i>Tabellaria flocculosa</i> var. <i>asterionelloides</i>	2,9	16,2	98,2	407,0	455,0	479,8
<i>Ulnaria</i> (l=30-40)	0,7	1,6	1,1	3,3	1,0	0,2
<i>Ulnaria</i> (l=40-70)	0,1	2,0	2,3	2,0	1,6	2,3
<i>Ulnaria</i> (l=80-100)	0,5	0,7	0,3	.	.	.
<i>Ulnaria acus</i>	.	0,4	.	.	.	.
<i>Ulnaria delicatissima</i> var. <i>angustissima</i>	.	.	0,6	.	.	0,6
<i>Ulnaria ulna</i>	0,6	0,6	.	.	.	.
<i>Urosolenia eriensis</i>	0,1	0,7	1,0	0,4	3,4	5,9
<i>Urosolenia longiseta</i>	1,1	4,4	0,7	1,6	0,9	0,2
Sum - Kiselalger	15,8	35,2	194,1	483,0	597,9	552,5
<b>Dictyochophyceae (Pedinnelider)</b>						
<i>Pseudopedinella</i>	.	.	.	.	2,2	.
<i>Pseudopedinella</i> (3 kloroplaster)	.	0,6	.	1,2	3,1	0,6
Sum - Pedinnelider	0,0	0,6	0,0	1,2	5,3	0,6
<b>Raphidophyceae (Nåleflagellater)</b>						
<i>Gonyostomum semen</i>	.	.	.	19,6	9,8	2,8
Sum - Nåleflagellater	0,0	0,0	0,0	19,6	9,8	2,8
<b>Cryptophyta (Svelgflagellater)</b>						
<i>Cryptaulax vulgaris</i>	0,8	.	.	.	.	.
<i>Cryptomonas</i> (l=12-15)	.	.	.	1,6	0,8	.



<i>Cryptomonas</i> (l=15-18)	0,4	2,0	0,4	0,4	.	1,6
<i>Cryptomonas</i> (l=20-22)	1,0	6,9	8,8	9,8	9,8	5,9
<i>Cryptomonas</i> (l=24-30)	3,3	29,4	14,7	18,0	19,6	27,8
<i>Cryptomonas</i> (l=30-35)	2,2	1,9	3,0	2,2	8,8	24,3
<i>Katablepharis ovalis</i>	2,2	10,3	5,9	0,4	2,9	1,5
<i>Plagioselmis lacustris</i>	11,4	34,3	22,1	7,4	5,7	8,2
<i>Plagioselmis nannoplanctica</i>	13,5	40,4	21,4	33,7	14,1	5,5
<i>Rhodomonas lens</i>	2,7	3,1	3,1	2,0	1,0	1,0
Sum - Svelgflagellater	37,5	128,3	79,3	75,4	62,8	75,7

**Haptophyta (Svepeflagellater)**

<i>Chrysochromulina parva</i>	2,3	18,8	6,4	3,8	2,1	1,8
Sum - Svepeflagellater	2,3	18,8	6,4	3,8	2,1	1,8

**Dinophyceae (Fureflagellater)**

<i>Ceratium hirundinella</i>	.	.	13,0	32,5	.	.
Dinophyceae	.	.	.	0,3	.	.
<i>Gymnodinium</i> (l=12)	1,4	.	.	.	.	.
<i>Gymnodinium</i> (l=14-16)	1,7	5,1	2,6	0,9	6,0	0,9
<i>Gymnodinium</i> (l=25)	0,4	.	.	.	.	.
<i>Gymnodinium</i> (l=30)	1,9	1,3	1,3	7,6	6,3	2,5
<i>Gymnodinium albulum</i>	0,2	.	.	.	1,6	.
<i>Gyrodinium helveticum</i>	.	1,5	0,9	0,3	1,2	.
<i>Parvodinium pusillum</i>	.	.	.	.	.	1,1
<i>Parvodinium umbonatum</i>	.	1,4	.	.	0,9	.
<i>Peridinium</i> (l=15-17)	.	1,3	.	2,7	.	.
Sum - Fureflagellater	5,5	10,6	17,7	44,2	16,0	4,5

**Choanozoa (Krageflagellater)**

Krageflagellater	2,1	0,5	3,2	6,9	6,4	0,8
<i>Stelaxomonas dichotoma</i>	.	.	.	.	0,1	.
Sum - Krageflagellater	2,1	0,5	3,2	6,9	6,5	0,8

**Ubestemte taksa**

µ-alger, Picoplankton	0,7	1,0	1,6	2,9	2,4	1,3
Heterotrof flagellat (l<15)	2,5	5,7	4,5	2,7	4,7	3,1

NIVA 7622-2021

---

Heterotrof flagellat (l=15-20)	0,5	0,4	0,5	0,5	0,7	0,5
Sum - Ubestemte taksa	3,6	7,1	6,6	6,0	7,9	4,9
Sum total :	92,0	320,7	386,5	735,8	767,5	689,3

---

## Vedlegg C. Dyreplankton

**Tabell 15.** Individantall og prosent av totalt individantall for krepsdyrplankton fanget med liten håv (90 µm) fra 0-10 m i Furnesfjorden

	04.05.2020		03.06.2020		07.07.2020		05.08.2020		07.09.2020		28.09.2020	
	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%
<b>Cladocerer (vannlopper)</b>												
<i>Alona affinis</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	20	0,4
<i>Bosmina juv.indet.</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	20	0,3	0	0,0
<i>Bosmina longispina</i>	20	3,0	1100	10,3	200	44,8	500	8,2	300	4,1	960	19,7
<i>Bythotrephes longimanus</i>	0	0,0	0	0,0	3	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Cladocera juv. indet.</i>	0	0,0	0	0,0	10	0,5	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Daphnia cristata</i>	0	0,0	0	0,0	1060	14,2	540	8,8	800	10,9	440	9,0
<i>Daphnia galeata</i>	0	0,0	0	0,0	60	0,8	340	5,6	1000	13,6	200	4,1
<i>Daphnia juv. indet.</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	3	0,0	0	0,0
<i>Holopedium gibberum</i>	8	0,8	20	0,2	140	1,9	30	0,5	40	0,5	20	0,4
<i>Leptodora kindtii</i>	0	0,0	0	0,0	20	0,3	27	0,4	6	0,1	3	0,1
<i>Polyphemus pediculus</i>	0	0,0	20	0,2	0	0,0	10	0,2	20	0,3	20	0,4
<b>Sum Cladocera</b>	<b>20</b>	<b>3</b>	<b>1140</b>	<b>11</b>	<b>1483</b>	<b>20</b>	<b>1450</b>	<b>24</b>	<b>2192</b>	<b>30</b>	<b>1663</b>	<b>34</b>
<b>Copepoder (hoppekreps)</b>												
<i>Calanoide copepoditer indet.</i>	10	1,5	660	6,2	0	0,0	60	1,0	20	0,3	0	0,0
<i>Calanoide nauplier indet.</i>	130	19,5	275	2,6	580	7,8	940	15,4	1000	13,6	540	11,1
<i>Cyclopoide copepoditer indet.</i>	20	3,0	20	0,6	140	1,9	460	5,8	400	5,4	260	5,3
<i>Cyclopoide nauplier indet.</i>	80	12,0	140	4,3	720	9,7	6014	7,5	520	7,1	260	5,3
<i>Cyclops lacustris</i>	24	3,6	60	0,6	60	0,3	0	0,0	9	0,1	3	0,1
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	200	29,9	4120	38,5	2640	35,5	740	12,1	520	7,1	700	14,4
<i>Hetercope appendiculata</i>	0	0,0	120	1,1	100	1,3	10	0,2	12	0,2	0	0,0
<i>Limnocalanus macrurus</i>	70	10,5	240	2,2	21	0,3	10	0,2	0	0,0	6	0,1
<i>Mesocyclops leuckarti</i>	4	0,6	0	0,0	40	0,5	10	0,2	160	2,2	380	7,8
<i>Thermocyclops oithonoides</i>	110	16,5	3600	33,6	1660	22,3	660	10,8	2520	34,3	1080	22,2
<i>Megacyclops gigas</i>	0	0,0	1	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<b>Sum Copepoda</b>	<b>648</b>	<b>93</b>	<b>9575</b>	<b>89</b>	<b>5961</b>	<b>80</b>	<b>4670</b>	<b>76</b>	<b>5161</b>	<b>70</b>	<b>32290</b>	<b>66</b>
<b>Sum Crustacea</b>	<b>668</b>	<b>100</b>	<b>10715</b>	<b>100</b>	<b>7444</b>	<b>100</b>	<b>6120</b>	<b>100</b>	<b>7353</b>	<b>100</b>	<b>4892</b>	<b>100</b>

**Tabell 16.** Individantall og prosent av totalt individantall for krepsdyrplankton fanget med liten håv (90 µm) fra 0-50 m i Furnesfjorden

	04.05.2020		08.06.2020		07.07.2020		05.08.2020		07.09.2020		28.09.2020	
	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%
<b>Cladocerer (vannlopper)</b>												
<i>Alona affinis</i>	0	0,0	1	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Bosmina juv.indet.</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	60	0,3	0	0,0
<i>Bosmina longispina</i>	40	1,7	720	8,2	1620	14,0	2820	22,0	500	2,6	920	14,4
<i>Bythotrephes longimanus</i>	0	0,0	0	0,0	2	0,0	6	0,1	20	0,1	0	0,0
<i>Cladocera juv. indet.</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	100	0,8	1	0,0	0	0,0
<i>Daphnia cristata</i>	0	0,0	0	0,0	840	7,2	1160	9,1	1900	10,0	440	6,9
<i>Daphnia galeata</i>	0	0,0	0	0,0	180	1,6	720	5,6	940	5,0	100	1,6
<i>Daphnia juv. indet.</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	20	0,2	40	0,2	0	0,0
<i>Diaphanosoma brachyurus</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Holopedium gibberum</i>	0	0,0	0	0,0	40	0,5	40	0,3	20	0,1	8	0,1
<i>Leptodora kindtii</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	60	0,5	1	0,0	4	0,1
<i>Polyphemus pediculus</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	40	0,3	40	0,2	0	0,0
<b>Sum Cladocera</b>	<b>40</b>	<b>2</b>	<b>721</b>	<b>8</b>	<b>2762</b>	<b>24</b>	<b>4966</b>	<b>39</b>	<b>3521</b>	<b>19</b>	<b>1472</b>	<b>23</b>
<b>Copepoder (hoppekreps)</b>												
<i>Calanoide copepoditer indet.</i>	10	0,4	0	0,0	20	0,2	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Calanoide nauplier indet.</i>	520	22,2	2660	30,4	840	7,2	1280	10,0	1380	7,3	440	6,9
<i>Cyclopoide copepoditer indet.</i>	30	1,3	20	0,2	160	1,4	440	3,4	320	1,7	260	4,1
<i>Cyclopoide nauplier indet.</i>	370	15,8	220	2,5	1020	8,8	1620	12,7	1560	8,2	920	14,4
<i>Cyclops lacustris</i>	250	10,7	260	3,0	340	2,9	80	0,6	60	0,3	16	0,3
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	400	17,1	3460	39,5	3240	27,9	2020	15,8	2840	15,0	1440	22,6
<i>Heterocope appendiculata</i>	0	0,0	40	0,5	240	2,1	40	0,3	8	0,0	0	0,0
<i>Limnocalanus macrurus</i>	170	7,3	180	2,1	540	4,7	240	1,9	16	0,1	30	0,5
<i>Mesocyclops leuckarti</i>	0	0,0	8	0,1	60	0,5	80	0,6	480	2,5	360	5,6
<i>Thermocyclops oithonoides</i>	550	23,5	1180	13,5	2380	20,5	2040	15,9	8800	46,4	960	15,1
<b>Sum Copepoda</b>	<b>2300</b>	<b>98</b>	<b>8028</b>	<b>92</b>	<b>8840</b>	<b>76</b>	<b>7840</b>	<b>61</b>	<b>15464</b>	<b>81</b>	<b>4906</b>	<b>77</b>
<b>Sum Crustacea</b>	<b>2340</b>	<b>100</b>	<b>8749</b>	<b>100</b>	<b>11602</b>	<b>100</b>	<b>12806</b>	<b>100</b>	<b>18985</b>	<b>100</b>	<b>6378</b>	<b>100</b>

**Tabell 17.** Individantall og prosent av totalt individantall for krepsdyrplankton fanget med liten håv (90 µm) fra 0-10 m ved Skreia

	04.05.2020		08.06.2020		08.07.2020		04.08.2020		07.09.2020		28.09.2020	
	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%
<b>Cladocerer (vannlopper)</b>												
<i>Bosmina longispina</i>	10	4,1	10	0,9	1880	33,6	600	7,0	280	4,2	320	14,6
<i>Bythotrephes longimanus</i>	0	0,0	0	0,0	4	0,1	12	0,1	10	0,2	0	0,0
<i>Daphnia cristata</i>	0	0,0	0	0,0	80	1,4	110	1,3	280	4,2	270	12,3
<i>Daphnia galeata</i>	0	0,0	0	0,0	60	1,1	80	0,9	410	6,2	60	2,7
<i>Diaphanosoma brachyurus</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	4	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Holopedium gibberum</i>	0	0,0	0	0,0	200	3,6	100	1,2	30	0,5	27	1,2
<i>Leptodora kindtii</i>	0	0,0	0	0,0	20	0,4	18	0,2	3	0,0	0	0,0
<i>Polyphemus pediculus</i>	0	0,0	0	0,0	10	0,2	10	0,1	20	0,3	2	0,0
<b>Sum Cladocera</b>	<b>10</b>	<b>4</b>	<b>10</b>	<b>2</b>	<b>2254</b>	<b>40</b>	<b>934</b>	<b>11</b>	<b>1033</b>	<b>16</b>	<b>677</b>	<b>31</b>
<b>Copepoder (hoppekreps)</b>												
<i>Calanoide copepoditer indet.</i>	0	0,0	10	2,0	20	0,4	0	0,0	10	0,2	10	0,5
<i>Calanoide nauplier indet.</i>	35	14,3	310	63,5	1160	20,7	800	9,4	540	8,1	120	5,5
<i>Cyclopoide copepoditer indet.</i>	1	0,4	20	4,1	100	1,8	360	4,2	380	5,7	170	7,8
<i>Cyclopoide nauplier indet.</i>	109	44,7	50	10,2	360	6,4	3380	39,5	760	11,5	230	10,5
<i>Cyclops lacustris</i>	5	2,0	90	10,2	40	0,7	40	0,5	30	0,5	12	0,5
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	60	24,6	8	1,6	900	16,1	1040	12,2	740	11,2	390	17,8
<i>Hetercope appendiculata</i>	0	0,0	0	0,0	80	1,4	6	0,1	3	0,0	0	0,0
<i>Limnocalanus macrurus</i>	7	2,9	10	2,0	10	0,2	20	0,2	0	0,0	0	0,0
<i>Mesocyclops leuckarti</i>	10	4,1	0	0,0	10	0,2	10	0,1	390	5,9	170	7,8
<i>Thermocyclops oithonoides</i>	7	2,9	40	8,2	660	11,8	1960	22,9	2750	41,4	410	18,7
<b>Sum Copepoda</b>	<b>234</b>	<b>96</b>	<b>478</b>	<b>98</b>	<b>3340</b>	<b>60</b>	<b>7616</b>	<b>89</b>	<b>5603</b>	<b>84</b>	<b>1512</b>	<b>69</b>
<b>Sum Crustacea</b>	<b>244</b>	<b>100</b>	<b>488</b>	<b>100</b>	<b>5594</b>	<b>100</b>	<b>4180</b>	<b>100</b>	<b>6636</b>	<b>100</b>	<b>2189</b>	<b>100</b>

**Tabell 18.** Individantall og prosent av totalt individantall for krepsdyrplankton fanget med liten håv (90 µm) fra 0-50 m ved Skreia

	04.05.2020		08.06.2020		08.07.2020		05.08.2020		07.09.2020		28.09.2020	
	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%
<b>Cladocerer (vannlopper)</b>												
<i>Bosmina longispina</i>	10	0,5	30	0,7	4880	43,8	1880	11,9	1800	16,4	380	6,9
<i>Bythotrephes longimanus</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	20	0,1	9	0,1	0	0,0
<i>Daphnia cristata</i>	0	0,0	0	0,0	80	0,7	840	5,3	560	5,1	440	8,0
<i>Daphnia galeata</i>	0	0,0	0	0,0	9	0,1	60	0,4	480	4,4	80	1,4
<i>Holopedium gibberum</i>	0	0,0	0	0,0	260	2,3	60	0,4	80	0,3	40	0,7
<i>Leptodora kindtii</i>	0	0,0	0	0,0	3	0,0	22	0,1	0	0,0	0	0,0
<i>Polyphemus pediculus</i>	0	0,0	0	0,0	20	0,2	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<b>Sum Cladocera</b>	<b>10</b>	<b>1</b>	<b>30</b>	<b>3</b>	<b>5252</b>	<b>47</b>	<b>2882</b>	<b>18</b>	<b>2869</b>	<b>26</b>	<b>940</b>	<b>17</b>
<b>Copepoder (hoppekreps)</b>												
<i>Calanoide copepoditer indet.</i>	20	1,1	0	0,0	20	0,2	0	0,0	0	0,0	20	0,4
<i>Calanoide nauplier indet.</i>	520	28,3	630	71,7	1480	13,3	920	5,8	880	8,0	240	4,4
<i>Cyclopoide copepoditer indet.</i>	40	2,2	0	0,0	80	0,7	900	5,7	520	4,8	240	4,4
<i>Cyclopoide nauplier indet.</i>	490	26,6	80	9,1	400	3,6	3640	23,0	1400	12,8	860	15,6
<i>Cyclops lacustris</i>	50	2,7	30	3,4	380	3,4	120	0,8	100	0,9	80	1,5
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	610	33,2	40	4,6	2260	20,3	2500	15,8	1760	16,1	1380	25,0
<i>Heterocope appendiculata</i>	0	0,0	5	0,6	60	0,5	40	0,3	9	0,1	0	0,0
<i>Limnocalanus macrurus</i>	20	1,1	9	1,0	60	0,5	100	0,6	40	0,4	40	0,7
<i>Mesocyclops leuckarti</i>	0	0,0	0	0,0	40	0,4	20	0,1	340	3,1	380	6,9
<i>Thermocyclops oithonoides</i>	50	2,7	55	6,3	1100	9,9	4720	29,8	3040	27,7	1340	24,3
<b>Sum Copepoda</b>	<b>1020</b>	<b>99</b>	<b>849</b>	<b>97</b>	<b>5880</b>	<b>53</b>	<b>12960</b>	<b>82</b>	<b>8089</b>	<b>74</b>	<b>4580</b>	<b>83</b>
<b>Sum Crustacea</b>	<b>1047</b>	<b>100</b>	<b>879</b>	<b>100</b>	<b>11132</b>	<b>100</b>	<b>15842</b>	<b>100</b>	<b>10958</b>	<b>100</b>	<b>5520</b>	<b>100</b>

**Tabell 19.** Kvantitative prøver av krepsdyrplankton fra Skreia 2020. Samlet biomasse i sjiktet 0-50 m (mg/m<sup>2</sup> tørrvekt)

Art	04.05.2020	08.06.2020	08.07.2020	04.08.2020	07.09.2020	28.09.2020	Sum
<i>Limnocalanus macrurus</i>	41,9	24,5	45,5	121,1	17,2	5,6	<b>255,8</b>
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	101,9	99,5	1063,7	1236,4	435,5	337,5	<b>3274,5</b>
<i>Heterocope appendiculata</i>	0,0	6,9	116,1	58,0	9,4	0,0	<b>190,4</b>
<i>Cyclops lacustris</i>	13,8	19,9	31,3	42,4	11,1	5,6	<b>124,1</b>
<i>T. oithonoides/M. leuckarti</i>	8,2	75,2	98,5	329,9	400,8	180,9	<b>1093,5</b>
<i>Daphnia galeata</i>	0,0	0,0	12,6	81,4	386,8	28,1	<b>508,9</b>
<i>Daphnia cristata</i>	0,0	0,0	36,4	56,3	86,4	31,3	<b>210,4</b>
<i>Bosmina longispina</i>	1,0	16,1	964,8	221,3	281,9	102,3	<b>1587,4</b>
<i>Bosmina longirostris</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	<b>0</b>
<i>Holopedium gibberum</i>	0,0	0,0	288,9	22,3	17,5	9,5	<b>338,2</b>
<i>Leptodora kindtii</i>	0,0	0,0	6,9	49,7	0,0	0,0	<b>56,6</b>
<i>Polyphemus pediculus</i>	0,0	0,0	12,9	0,9	5,6	2,8	<b>22,2</b>
<i>Bythotrephes longimanus</i>	0,0	0,0	0,7	2,1	1,4	0,0	<b>4,2</b>
<b>Crustacea totalt</b>	<b>166,8</b>	<b>242,1</b>	<b>2678,2</b>	<b>2221,6</b>	<b>1653,5</b>	<b>703,4</b>	



**Tabell 20.** Individantall og prosent av totalt individantall for krepsdyrplankton fanget med stor håv (500 µm maskevidde) fra 0-100 m i Furnesfjorden.

	04.05.2020		08.06.2020		07.07.2020		05.08.2020		08.09.2020		28.09.2020	
	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%
<b>Vannlopper (Cladocera)</b>												
<i>Leptodora kindtii</i>			16	1,3	61	0,9	136	3,5	30	0,5	1	0,0
<i>Holopedium gibberum</i>			120	16,1	200	2,9	320	8,2	170	2,8	120	5,5
<i>Daphnia galeata</i>					140	2,0	850	21,7	2220	36,0	360	16,4
<i>Daphnia cristata</i>					690	9,9	370	9,5	470	7,6	770	4,6
<i>Bosmina longispina</i>							120	3,1	30	0,5		
<i>Bosmina longirostris</i>	1	2,9										
<i>Polyphemus pediculus</i>							30	0,8	40	0,6		
<i>Bythotrephes longimanus</i>			10	0,8			30	0,8	70	1,1		
<i>Chydoridae</i> indet.												
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>												
<b>Hoppekreps (Copepoda)</b>												
<i>Limnocalanus macrurus</i>	11	31,4	1070	86,2	4630	66,5	1660	42,4	2990	48,5	770	35,1
<i>Hetercope appendiculata</i>					1160	16,7	370	9,5	40	0,6		
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	2	5,7	3	0,2	20	0,3			10	0,2	10	0,5
<i>Calanoide copepoditer</i> indet.												
<i>Calanoide nauplier</i> indet.												
<i>Cyclops lacustris</i>	6	17,1			10	0,1					10	0,5
<i>Mesocyclops leuckarti</i>												
<i>Megacyclops gigas</i>												
<i>Thermocyclops oithonoides</i>												
<i>Cyclopoide copepoditer</i> indet.												
<i>Cyclopoide nauplier</i> indet.												
<b>Mysider (Mysidacea)</b>												
<i>Mysis relicta</i>	15	42,9	23	1,9	26	0,4	23	0,6	90	1,5	51	2,3
<b>Amfipoder</b>												
<i>Gammaracanthus lacustris</i>					1	0,0						
<i>Pallaseopsis quadrispinosa</i>							2	0,1	3	0,0	1	0,0
<i>Gammaridae</i> indet.												
<b>Totalt</b>	<b>35</b>	<b>100,0</b>	<b>1242</b>	<b>100,0</b>	<b>6598</b>	<b>100,0</b>	<b>3911</b>	<b>100,0</b>	<b>6163</b>	<b>100,0</b>	<b>2192</b>	<b>100,0</b>

**Tabell 21.** Individantall og prosent av totalt individantall for krepsdyrplankton fanget med stor håv (500 µm maskevidde) fra 0-420 m ved Skreia.

	04.05.2020		08.06.2020		08.07.2020		04.08.2020		07.09.2020		28.09.2020	
	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%
<b>Vannlopper (Cladocera)</b>												
<i>Leptodora kindtii</i>			20	3,7	27	27,0	87	4,0	13	0,5		
<i>Holopedium gibberum</i>					1080	36,5	440	20,2	230	9,1	190	6,5
<i>Daphnia galeata</i>					40	1,4	210	9,6	1140	45,0	400	13,7
<i>Daphnia cristata</i>					60	2,0	100	4,6	470	18,6	310	10,6
<i>Bosmina longispina</i>			10	1,8	50	1,7	100	4,6			40	1,4
<i>Bosmina longirostris</i>												
<i>Polyphemus pediculus</i>							30	1,4	20	0,8	10	0,3
<i>Bythotrephes longimanus</i>			10	1,8	3	0,1	60	2,8	10	0,4	10	0,3
<i>Chydoridae indet.</i>												
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>												
<b>Hoppekreps (Copepoda)</b>												
<i>Limnocalanus macrurus</i>			460	84,1	860	29,1	900	41,3	500	19,7	1840	63,0
<i>Hetercope appendiculata</i>					750	25,4	180	8,3	100	3,9		
<i>Eudiaptomus gracilis</i>									10	0,4		
<i>Calanoide copepoditer indet.</i>												
<i>Calanoide nauplier indet.</i>												
<i>Cyclops lacustris</i>					20	0,7	30	1,4	10	0,4	60	2,1
<i>Mesocyclops leuckarti</i>											10	0,3
<i>Megacyclops gigas</i>												
<i>Thermocyclops oithonoides</i>												
<i>Cyclopoide copepoditer indet.</i>												
<i>Cyclopoide nauplier indet.</i>												
<b>Mysider (Mysidacea)</b>												
<i>Mysis relicta</i>	76	100	36	6,6	65	2,2	40	1,8	29	1,1	45	1,5
<b>Amfipoder</b>												
<i>Gammaracanthus lacustris</i>											1	0,0
<i>Pallaseopsis quadrispinosa</i>									1	0,0	3	0,1
<i>Gammaridae indet.</i>												
<b>Totalt</b>	<b>76</b>	<b>100,0</b>	<b>546</b>	<b>100,0</b>	<b>2955</b>	<b>100,0</b>	<b>2179</b>	<b>100,0</b>	<b>2533</b>	<b>100,0</b>	<b>2919</b>	<b>100</b>

**Tabell 22.** Forekomst av istidskrepse *Mysis relicta*, *Gammaracanthus lacustris* (G. lacu.) og *Pallaseopsis quadrispinosa* (P. quadr.) ved stasjon Skreia i 2020, gitt som antall og biomasse (tørrvekt) per kvadratmeter innsjøoverflate (0-ca. 425 m), basert vertikale håvtrekk (maskevidde 500 µm).

Dato	Antall i prøven (0 - ca. 425 m håvtrekk)			Antall pr. m2						mg/m <sup>2</sup>	mg/m <sup>2</sup>	mg/m <sup>2</sup>	mg/m <sup>2</sup>
	Mysis 0+	Mysis 1+	Mysis 2+	Mysis 0+	Mysis 1+	Mysis 2+	Sum Mysis	G. lacu.	P. quadr	0+	1+	2+	Sum
04.05.2020	45	19	12	57	24	15	97	0	0	2,9	22,4	57,3	82,6
08.06.2020	13	15	8	17	19	10	46	0	0	0,8	21,7	40,5	63,1
08.07.2020	46	17	1	58	22	1	81	0	0	8,8	34,3	4,0	47,1
04.08.2020	29	7	4	37	9	5	51	0	2	10,3	23,6	25,6	59,5
07.09.2020	22	7	0	28	9	0	37	1	0	22,6	39,2	0,0	61,8
28.09.2020	27	17	1	34	22	1	57	1	3	29,8	84,0	7,8	121,6
Middel	30,3	13,7	4,3	38,5	17,4	5,5	61,4	0,3	0,8	12,5	37,5	22,5	72,6

**Tabell 23.** Forekomst av istidskrepse *Mysis relicta*, *Gammaracanthus lacustris* (G. lacu.) og *Pallaseopsis quadrispinosa* (P. quadr.) i Furnesfjorden i 2020, gitt som antall og biomasse (tørrvekt) per kvadratmeter innsjøoverflate (0-110 m), basert vertikale håvtrekk (maskevidde 500 µm).

Dato	Antall i prøven (0 - 110 m håvtrekk)			Antall pr. m2						mg/m <sup>2</sup>	mg/m <sup>2</sup>	mg/m <sup>2</sup>	mg/m <sup>2</sup>
	Mysis 0+	Mysis 1+	Mysis 2+	Mysis 0+	Mysis 1+	Mysis 2+	Sum Mysis	G. lacu.	P. quadr	0+	1+	2+	Sum
04.05.2020	12	4	3	15	5	4	24	0	0	0,8	7,7	14,5	23,0
08.06.2020	12	4	7	15	5	9	29	0	0	0,8	13,8	38,3	52,9
07.07.2020	12	14	0	15	18	0	33	1	0	3,7	44,3	0,0	47,9
05.08.2020	8	12	3	10	15	4	29	0	2	4,6	59,0	25,4	89,0
08.09.2020	47	35	8	60	44	10	114	0	3	57,9	196,0	66,0	320,0
28.09.2020	25	24	2	32	30	3	65	0	9	45,7	146,6	18,9	211,2
Middel	19,3	15,5	3,8	24,6	19,7	4,9	49,1	0,17	2,3	18,9	77,9	27,2	124,0

## Vedlegg D. Primærdata fra Mjøselver

**Tabell 24.** Analysemetoder ved Mjøslab og SGS (tid. SYNLAB) i 2020

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

Tabell 25. Analyseresultater og beregnede stofftransporter for Lågen 2020

	Analyseverdier						Vannføring		Stofftransport			Volumveid middel		
	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	E. coli * ant./100 ml	Farge mg Pt/l	Turbiditet FNU	Silisium mg Si/l	Døgnvannf. m³/s	Vol. mnd. mill. m³	Tot-P tonn	Tot-N tonn	Silisium tonn	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	Silisium mg Si/l
2020-01-15	4,0	265,0	9,0	5,0	0,4	16	100,7	304,7	1,219	80,8	487,6	4,0	265	160
2020-02-12	9,0	1210,0	1,0	8,0	3,1	3,6	117,2	280,1	2,521	338,9	1008,3	9,0	1210	3,60
2020-03-03	1,0	267,0	0,5	4,0	0,5	1,6	127,2							
2020-03-26	2,0	255,0	1,0	3,0	0,5	1,3	130,0	331,9	0,500	86,6	480,6	1,5	261	1,45
2020-04-02	3,0	278,0	0,5	4,0	0,4	1,2	115,0							
2020-04-06	3,0	278,0	1,0	2,0	0,4	1,2	101,6							
2020-04-16	3,0	467,0	2,0	7,0	0,5	1,3	68,0							
2020-04-24	4,0	489,0	5,0	8,0	0,7	1,3	134,0	279,2	0,927	105,1	348,5	3,3	376	1,25
2020-04-30	5,0	519,0	0,5	7,0	0,6	1,3	152,3							
2020-05-08	3,0	494,0	5,0	11,0	0,9	1,4	148,5							
2020-05-12	3,0	467,0	3,0	12,0	0,7	1,5	151,8							
2020-05-20	4,0	449,0	0,5	4,0	0,7	1,6	133,2	643,4	2,411	311,0	930,0	3,7	483	1,45
2020-06-02	7,0	254,0	6,0	22,0	1,5	1,6	779,3							
2020-06-16	11,0	147,0	5,0	11,0	1,8	1,3	1180,5	2883,8	27,135	546,6	4093,0	9,4	190	1,42
2020-06-29	11,0	134,0	14,0	7,0	7,5	1,2	1217,6							
2020-07-13	5,0	151,0	1,0	7,0	2,9	1,2	309,5	1218,5	11,922	167,5	1462,2	9,8	137	1,20
2020-08-03	8,0	113,0	5,0	5,0	2,2	1,2	503,6							
2020-08-19	5,0	119,0	1,0	3,0	1,5	1,0	340,5	1080,9	7,339	124,8	1209,9	6,8	115	1,12
2020-09-02	5,0	99,0	1,0	3,0	1,8	1,0	185,8							
2020-09-17	4,0	150,0	1,0	3,0	1,2	1,1	199,6	553,3	2,480	69,4	582,0	4,5	125	1,05
2020-09-29	6,0	153,0	10,0	5,0	1,1	1,2	347,1							
2020-10-15	6,0	178,0	3,0	6,0	3,5	1,4	224,6	706,7	4,240	115,1	903,5	6,0	163	1,28
2020-11-12	5,0	261,0	18,0	13,0	1,6	1,6	211,4	583,2	2,916	152,2	933,2	5,0	261	1,60
2020-12-11	5,0	282,0	11,0	11,0	0,7	1,8	178,0	435,9	2,179	122,9	784,5	5,0	282	1,80
Min	1,0	99	<1	2,0	0,4	1,0								
Maks	11	1210	18	22	8	4								
Middel	5,1	312	4	7,1	1,5	1,4								
St.avvik	2,6	235	5	4,5	1,6	0,5								
Median	5,0	263	3	7	1	1								
90-persentil			23											
Antall prøver	24	24	24	24	24	24								
Året								9301,7	65,789	2221	13223	7,1	239	1,42

\* Statistikkverdier for E. coli er beregnet ved å sette verdier <1 kde/100 ml lik 0,5 kde/100 ml

**Tabell 26.** Analyseresultater og beregnede stofftransporter for Gausa 2020

	Analyseverdier			Vannføring		Stofftransport		Volumveid middel	
	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	E. coli ant./100 ml	Døgnvannf. m³/s	Vol. mnd. mill. m³	Tot-P tonn	Tot-N tonn	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l
15.01.2020	5,0	1340	10	3,4	10,8	0,054	14,5	5,0	1340
12.02.2020	4,0	1680	3	4,7	12,3	0,049	20,7	4,0	1680
03.03.2020	3,0	1630	3	5,2					
26.03.2020	10,0	2390	3	3,0	10,8	0,060	20,6	5,6	1912
02.04.2020	6,0	3150	17	3,1					
06.04.2020	9,0	2790	1	3,4					
16.04.2020	11,0	3850	9	10,3					
24.04.2020	19,0	2100	2	31,1	33,5	0,527	86,9	15,7	2593
30.04.2020	7,0	1500	7	17,8					
08.05.2020	8,0	1220	6	25,6					
12.05.2020	4,0	1130	7	18,4					
20.05.2020	6,0	793	5	23,9	106,8	0,681	121,7	6,4	1140
02.06.2020	9,0	620	23	51,3					
16.06.2020	6,0	504	52	10,0	65,1	0,554	39,2	8,5	601
29.06.2020	8,0	559	1203	11,9					
13.07.2020	4,0	559	42	7,0	30,3	0,197	16,9	6,5	559
03.08.2020	14,0	595	345	14,1					
19.08.2020	5,0	702	25	3,1	15,9	0,197	9,8	12,4	614
02.09.2020	5,0	649	19	1,9					
17.09.2020	5,0	780	43	0,8	9,8	0,049	6,8	5,0	689
29.09.2020	9,0	476	119	10,9					
15.10.2020	5,0	839	29	12,3	65,7	0,452	44,0	6,9	669
12.11.2020	5,0	1240	64	10,8	68,5	0,343	85,0	5,0	1240
11.12.2020	6,0	1060	11	5,4	12,5	0,075	13,2	6,0	1060
Min	3,0	476	1,0						
Maks	19	3850	1203						
Middel	7,2	1340	85						
St.avvik	3,6	914	248						
Median	6,0	1095	14						
90-persentil			129						
Antall prøver	24	24	24						
Året					442,0	3,239	479	7,3	1084

**Tabell 27.** Analyseresultater og beregnede stofftransporter for Hunnselva 2020

	Analyseverdier			Vannføring		Stofftransport		Volumveid middel	
	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	<i>E. coli</i> ant./100 ml	Døgnvannf.* m³/s	Vol. mnd.* mill. m³	Tot-P tonn	Tot-N tonn	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l
14.01.2020	42	2500	24 000	4,23	14,43	0,606	36,1	42	2500
11.02.2020	17	1900	2 500	4,29	12,99	0,221	24,7	17	1900
03.03.2020	28	2200	3 700	3,65					
17.03.2020	40	1700	7 300	6,90	13,20	0,473	24,7	36	1873
31.03.2020	19	2300	12 000	4,65					
07.04.2020	29	3800	3 700	8,32					
14.04.2020	22	9500	7 700	6,63					
21.04.2020	25	1500	3 300	17,03	27,38	0,674	97,8	25	3572
28.04.2020	22	1600	1 800	12,93					
05.05.2020	15	1300	2 600	10,59					
12.05.2020	50	1400	3 400	9,35					
19.05.2020	24	2450	17 000	8,96	37,14	1,000	61,7	27	1661
03.06.2020	52	1400	2 000	7,64					
16.06.2020	46	1500	2 800	2,20	18,51	0,938	26,3	51	1422
01.07.2020	18	1300	1 200	5,25					
14.07.2020	1	1050	1 400	3,17	18,22	0,211	22,0	12	1206
04.08.2020	20	1140	1 000	4,16					
18.08.2020	12	1500	1 600	2,32	7,63	0,131	9,7	17	1269
01.09.2020	27	1800	2 200	1,13					
15.09.2020	11	1500	570	1,16	9,02	0,171	14,9	19	1648
29.09.2020	25	2100	1 700	7,02					
13.10.2020	8	1700	2 000	9,04	41,08	0,634	77,0	15	1875
10.11.2020	11	1400	910	5,27	31,72	0,349	44,4	11	1400
08.12.2020	31	1700	1 700	4,70	14,02	0,435	23,8	31	1700
Min	1	1050	570						
Maks	52	9500	24000						
Middel	24,8	2093	4503						
St.avvik	13,3	1682	5655						
Median	23,0	1650	2350						
90-persentil			3700						
Antall prøver	24	24	24						
Året					245,4	5,842	463,1	23,8	1888

\* Vannføringen er estimert som summen av vannføringene i Lena (Lena målestasjon 181 km<sup>2</sup>) og i Vismunda.

**Tabell 28.** Analyseresultater og beregnede stofftransporter for Lena 2020

	Analyseverdier			Vannføring		Stofftransport		Volumveid middel	
	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	<i>E. coli</i> ant./100 ml	Døgnvannf.* m³/s	Vol. mnd.* mill. m³	Tot-P tonn	Tot-N tonn	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l
14.01.2020	18	6900	200	4,57	16,57	0,298	114,4	18	6900
11.02.2020	72	6800	440	4,43	13,98	1,006	95,0	72	6800
03.03.2020	17	4300	66	3,59					
17.03.2020	56	4500	170	8,48	13,82	0,614	61,4	44	4441
31.03.2020	12	3800	150	4,42					
07.04.2020	25	2900	170	8,47					
14.04.2020	16	2200	120	5,64					
21.04.2020	17	1700	220	9,08	17,38	0,321	43,6	18	2506
28.04.2020	15	1900	79	6,55					
05.05.2020	10	1400	22	4,95					
12.05.2020	41	1500	45	4,23					
19.05.2020	14	3180	37	2,03	8,83	0,174	16,0	20	1812
03.06.2020	29	1600	43	0,84					
16.06.2020	17	2000	110	0,95	5,16	0,117	9,3	23	1813
01.07.2020	21	1900	250	2,45					
14.07.2020	15	1470	650	2,24	9,82	0,178	16,7	18	1695
04.08.2020	27	1560	290	1,86					
18.08.2020	12	1800	220	1,55	2,65	0,053	4,4	20	1669
01.09.2020	7	2800	75	0,13					
15.09.2020	9	2300	260	0,31	4,78	0,040	11,7	8	2449
29.09.2020	37	2300	490	4,23					
13.10.2020	27	2900	220	8,62	30,62	0,928	82,8	30	2703
10.11.2020	17	3600	390	3,95	19,03	0,324	68,5	17	3600
08.12.2020	33	4200	980	4,19	12,63	0,417	53,0	33	4200
Min	7	1400	22						
Maks	72	6900	980						
Middel	23,5	2896	237						
St.avvik	15,4	1549	223						
Median	17,0	2300	185						
90-persentil			390						
Antall prøver	24	24	24						
Året					155,3	4,469	576,8	28,8	3715

\* Vannføring er skalert fra målestasjon Lena til utløp i Mjøsa med faktor 1.57 (jf. Hafslund E-CO ved Turid-Anne Drageset).



**Tabell 29.** Analyseresultater og beregnede stofftransporter for Flagstadelva 2020

	Analyseverdier			Vannføring*		Stofftransport		Volumveid middel	
	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	E. coli* ant./100 ml	Døgnvannf. m³/s	Vol. mnd. mill. m³	Tot-P tonn	Tot-N tonn	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l
16.01.2020	9,0	2310	2420	1,51	6,00	0,054	13,9	9,0	2310
13.02.2020	13,0	2630	70	1,58	5,44	0,071	14,3	13,0	2630
06.03.2020	14,0	2320	40	1,29					
26.03.2020	22,0	2350	38	2,38	5,54	0,106	13,0	19	2339
02.04.2020	33,0	2210	33	1,86					
06.04.2020	14,0	1980	6	1,68					
16.04.2020	17,0	930	13	7,25					
23.04.2020	24,0	492	3	15,77	16,14	0,357	13,3	22	826
30.04.2020	12,0	609	0,5	3,96					
07.05.2020	12,0	403	15	9,30					
12.05.2020	9,0	476	20	3,94					
20.05.2020	12,0	378	25	6,88	18,60	0,214	8,2	12	442
02.06.2020	11,0	735	27	1,74					
16.06.2020	11,0	1360	326	0,90	6,21	0,068	5,9	11	949
29.06.2020	49,0	940	2420	4,57					
14.07.2020	13,0	999	147	1,66	13,13	0,518	12,5	39,4	956
03.08.2020	19,0	838	122	1,59					
21.08.2020	6,0	1420	205	0,83	3,42	0,050	3,5	15	1037
03.09.2020	6,0	1080	99	0,77					
17.09.2020	13,0	485	34	1,14	7,24	0,074	5,2	10	725
01.10.2020	14,0	697	112	2,50					
15.10.2020	19,0	1300	43	1,86	18,30	0,295	17,5	16	954
12.11.2020	35,0	2730	185	1,96	17,21	0,602	47,0	35	2730
10.12.2020	28,0	3260	579	1,96	5,33	0,149	17,4	28	3260
Min	6,0	378,0	<1						
Maks	49	3260	2420						
Middel	17,3	1372,2	290,9						
St.avvik	10,2	870,6	668,3						
Median	13,5	1040	42						
90-persentil			206						
Antall prøver	24	24	24						
Året					122,6	2,558	171,7	21	1401

\*Vannføringen for Flagstadelva beregnes ut fra vannføring for Fura etter følgende ligning (grunnlagsinfo fra NVE):  $Vf_{Flag} = Vf_{Fura} * 2,717 + 0,684$ .  
 Statistikkverdier for E. coli er beregnet ved å sette verdier <1 kde/100 ml lik 0,5 kde/100 ml

**Tabell 30.** Analyseresultater og beregnede stofftransporter for Svartelva 2020

	Analyseverdier						Vannføring		Stofftransport			Volumveid middel		
	Tot-P* µg P/l	Tot-N µg N/l	E. coli ant./100 ml	Farge mg Pt/l	Turbiditet FNU	Silisium mg Si/l	Døgnvannf. m³/s	Vol. mnd. mill. m³	Tot-P tonn	Tot-N tonn	Silisium tonn	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	Silisium mg Si/l
16.01.2020	22	2020	192	100	100,0	3,70	7,62	23,66	0,520	47,8	87,5	22	2020	3,7
13.02.2020	19	1790	192	100	100,0	3,70	6,09	20,07	0,381	35,9	74,3	19	1790	3,7
06.03.2020	20	1630	236	98	98,0	4,00	3,46							
26.03.2020	34	1990	62	98	98,0	3,00	7,07	17,96	0,528	33,6	59,8	29	1872	3,33
02.04.2020	26	1710	46	100	100,0	3,20	5,89							
06.04.2020	18	1390	46	100	100,0	3,00	4,31							
16.04.2020	24	969	22	100	100,0	2,40	10,49							
23.04.2020	26	687	17	100	100,0	1,90	15,21	23,38	0,572	23,9	55,9	24	1022	2,39
30.04.2020	18	775	41	100	100,0	2,20	7,17							
07.05.2020	18	558	34	100	100,0	1,50	8,59							
12.05.2020	16	728	21	100	100,0	1,80	5,23							
20.05.2020	18	472	89	100	100,0	1,30	5,08	16,76	0,295	10,6	28,7	18	635	1,71
02.06.2020	16	724	135	86	86,0	1,20	1,79							
16.06.2020	26	713	86	100	100,0	1,90	2,39	9,44	0,205	6,8	15,1	22	718	1,60
29.06.2020	69	1090	2420	83	83,0	2,60	4,16							
14.07.2020	20	767	173	100	100,0	2,20	4,34	18,29	0,804	16,9	43,8	44	925	2,40
03.08.2020	27	929	178	100	100,0	2,50	3,40							
21.08.2020	17	881	105	61	61,0	2,40	0,64	4,22	0,107	3,9	10,5	25	921	2,48
03.09.2020	28	839	23	37	37,0	2,00	0,35							
17.09.2020	31	848	88	53	53,0	2,10	1,20	6,70	0,203	5,7	13,9	30	846	2,08
01.10.2020	24	1080	140	100	100,0	2,50	5,15							
15.10.2020	13	1200	411	100	100,0	2,00	7,64	37,35	0,651	43,0	82,2	17	1152	2,20
12.11.2020	19	2180	82	100	100,0	3,40	6,46	33,98	0,646	74,1	115,5	19	2180	3,40
10.12.2020	30	2430	276	100	100,0	3,60	8,82	29,28	0,878	71,1	105,4	30	2430	3,60
Min	13	472	17	37	37,00	1								
Maks	69	2430	2420	100	100	4								
Middel	24,1	1183	213	92	92,3	3								
St.avvik	11,0	566	480	17	17,2	1								
Median	21,0	949	89	100	100,0	2								
90-persentil			461											
Antall prøve	24	24	24	24	24	24								
Året								241,1	5,791	373,3	692,638	24	1549	2,87

**Tabell 31.** Analyseresultater og beregnede stofftransporter for Vorma 2020.

Dato	Analyseverdier					Vannføring		Stofftransport			Volumveid middel		
	Tot-P* µg P/l	Tot-N µg N/l	Farge mg Pt/l	Turbiditet FNU	Silisium mg Si/l	Døgnvannf. m <sup>3</sup> /s	Vol. mnd. mill. m <sup>3</sup>	Tot-P tonn	Tot-N tonn	Silisium tonn	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	Silisium mg Si/l
14.01.2020	10,0	599	10	7,40	1,50	308,3	805,0	8,050	482,2	1207,5	10,0	599	1,50
12.02.2020	6,4	656	10	1,60	1,30	290,6	688,1	4,404	451,4	894,5	6,4	656	1,30
23.03.2020	5,0	599	10	0,55	1,30	227,7	612,5	3,062	366,9	796,2	5,0	599	1,30
06.04.2020	4,0	614	11	0,10	1,20	221,3	584,6	2,338	358,9	701,5	4,0	614	1,20
13.05.2020	4,0	615	9	0,80	1,20	261,0	693,5	2,774	426,5	832,2	4,0	615	1,20
03.06.2020	12,0	769	10	3,00	1,40	395,0	2075,7	24,909	1596,2	2906,0	12,0	769	1,40
29.06.2020	1,0	502	11	0,35	1,30	1127,2	1918,4	1,918	963,0	2493,9	1,0	502	1,30
05.08.2020	7,0	450	10	0,65	1,10	631,2	1263,8	8,846	568,7	1390,2	7,0	450	1,10
01.09.2020	6,0	435	11	0,44	0,87	256,0	659,8	3,959	287,0	574,0	6,0	435	0,87
30.09.2020	10,0	484	10	0,51	0,93	382,3	909,6	9,096	440,2	845,9	10,0	484	0,93
11.11.2020	5,0	501	10	0,36	1,20	837,3	1289,8	6,449	646,2	1547,7	5,0	501	1,20
15.12.2020**	6,4	566	10	1,43	1,21	237,0	636,6	4,074	360,2	769,7	6,4	566	1,21
Min	<2,0	435,0	9,0	1,4	0,87								
Maks	12,0	769,0	11,0	7,40	1,50								
Middel	6,4	565,8	10,2	1,43	1,21								
St.avvik	3,1	96,2	0,6	2,04	0,18								
Median	6,2	582,4	10,0	0,60	1,20								
Antall prøver	12	12	12	12	12								
Året							12137,2	79,879	6947	14959	6,6	572	1,23

\* Analyseverdien for tot-P den 12.2.2020 er var på 92 µg/l, men dette var trolig en kontaminert prøve. Verdien ble erstattet med 6,4 µg/l (snitt for alle måneder). Verdien den 29/6 var egentlig <2µg/l, men ble satt

\*\* Det ble ikke tatt vannprøve i desember, og vannkjemiske verdier for desember er satt som gjennomsnitt av jan-nov

Vannføringen (Vf) ved Minnesund er beregnet som (jf. Hafslund E-CO vannkraft ved T.-A. Drageset og J.Kr. Tingvold):

Vf Ertesekken i Vorma - (Vf Andelva dvs. utl. Hurdalssjøen + Vf uregulert lokalfelt Minnesund til Ertesekken), der

Vf uregulert lokalfelt er satt lik:

Vf Rømua ved Kauserud x Areal uregulert lokalfelt (354 km<sup>2</sup>): areal Rømua (88 km<sup>2</sup>). Faktoren blir 4,0227.

## Vedlegg E. Biologiske kvalitetselementer i Mjøselvene (begroingsalger og bunndyr)

### Begroingsalger

Tabell 32. Artsliste begroingsalger.

Liste over registrerte begroingselementer fra 12 stasjoner i Innlandet 2020. Mengden er angitt som prosent dekning. Organismer som vokser på/blant andre begroingselementer er angitt ved: x=sjelden, xx=vanlig, xxx=hyppig.

Taksa	Brumunda			Moelva			Mesna			Gausa		
	BR01	BR02	BR03	MO01	MO02	MO03	ME01	ME02	ME03	GA01	GA02	GA03
<b>Cyanobakterier</b>												
Calothrix spp.											x	
Chamaesiphon confervicola			xxx	x	x	xxx	xxx				xxx	xxx
Chamaesiphon incrustans				xx			xxx					
Chamaesiphon rostafinskii			xxx									
Cyanophanon mirabile	xxx		xxx	xxx					x			xx
Dichothrix spp.									xx			
Heteroleibleinia spp.			xxx	xxx	xx	xxx				xxx	x	
Homoeothrix janthina				<1		xxx		<1			xxx	xxx
Homoeothrix juliana					xxx	<1						
Homoeothrix spp.	x			xx					x			x
Hydrococcus rivularis						xxx						xxx
Leibleinia spp.									xx			
Leptolyngbya spp.	xxx					xx				xxx		
Merismopedia punctata										x		
Nostoc spp.					<1	<1		<1	1			
Oscillatoria limosa	1											
Oscillatoria sancta							5					
Phormidium autumnale	xxx			<1		<1			<1	<1	1	xxx
Phormidium heteropolare						xxx			<1		<1	
Phormidium inundatum	<1		<1									
Phormidium retzii					20			5	1			
Phormidium spp.		xxx										
Phormidium tinctorium				5		40	5	<1				x
Schizothrix spp.			xxx	xxx								
Scytonema crispum					5							
Tolypothrix distorta	xx				<1	<1		<1	<1			
Tolypothrix spp.		x										
<b>Grønnalger</b>												
Bulbochaete spp.									xx			
Cladophora glomerata	60											
Closterium spp.	xx	xxx	x	x	x		xx	xx	x	xx	x	x
Coelastrum spp.										x		
Cosmarium spp.	x	x		x				x	x	xx	x	x
Cylindrocystis spp.									x			
Draparnaldia glomerata								<1			xxx	
Euastrum spp.	x								x	x	x	
Gongrosira spp.					x							
Hyalotheca dissiliens										x		

Klebshormidium flaccidum		xxx										
Microspora amoena		15	20	x					xxx	x		5
Mougeotia a (6 -12u)									xx	xx	x	
Mougeotia c (21- 24)			x						xxx			
Mougeotia d (25-30u)							<1	xxx	xxx			
Oedogonium a (5-11u)							x	x				
Oedogonium b (13-18u)	x		x		x	xxx		xxx	x			
Oedogonium c (23-28u)	x		xx	x		xx			xxx			
Oedogonium d (29-32u)	x	x				xxx	xxx	3	<1		15	
Oedogonium e (35-43u)					x	xxx	<1	<1			xxx	
Spirogyra a (20-42u,1K,L)	x		14						<1	<1		
Spirogyra d (30-50u,2-3K,L)	10							<1	5	<1	<1	
Spirogyra majuscula						5		2				
Spirogyra sp1 (11-20u,1K,R)								x	x			
Staurastrum spp.	x	xxx					x	x	xx	x	x	
Teilingia granulata								x	x	x		
Tetraspora gelatinosa												<1
Uidentifisert, Chaetophoraceae								x				
Ulothrix tenerrima	x								x	xxx		
Ulothrix tenuissima	x									xx	xx	
Ulothrix zonata	30	65		<1		x			xx	10	<1	
Xanthidium spp.								x	x			
Zygnema b (22-25u)								xx			<1	
<b>Kiselalger</b>												
Didymosphenia geminata	5			<1	<1	xx			1	40	<1	
Tabellaria flocculosa (agg.)			xx									
Uidentifiserte pennate	xxx		1	xxx	xxx	<1	10	1	xxx	xxx	xxx	<1
<b>Rødalger</b>												
Audouinella chalybaea	<1	xx	xxx			10						<1
Audouinella hermannii	1	<1	40	<1	<1	<1	<1			10	40	
Audouinella pygmaea	xxx			<1	xxx	<1	xxx	1	xx		xxx	
Batrachospermum boryanum	<1										10	
Batrachospermum confusum				<1	<1			<1				
Batrachospermum spp.						xx						
Lemanea borealis						<1						
Lemanea fluviatilis		10	50		<1	1					15	50
<b>Gulgrønnalger</b>												
Tribonema vulgare								x				

## Bunndyr

**Tabell 33.** Antall EPT-taksa (Ephemeroptera, døgnfluer; Plecoptera, steinfluer; og Trichoptera vårfluer, i Gausa, Mesna, Brumunda og Moelva 2020. I tabellen er stasjonskoder angitt, se **Tabell 6** for mer informasjon om stasjonene (koordinater, stasjonsnavn, beskrivelse m.m.)

	GA01 02.04.2020	GA02 02.04.2020	GA02 02.12.2020	GA03 02.04.2020	GA03 02.12.2020	ME01 02.04.2020	ME01 02.12.2020	ME02 02.04.2020	ME02 02.12.2020	ME03 02.04.2020	ME03 01.12.2020	BR01 03.04.2020	BR01 01.12.2020	BR02 03.04.2020	BR02 12.10.2020	BR03 03.04.2020	MO01 03.04.2020	MO01 26.10.2020	MO02 03.04.2020	MO02 26.10.2020	MO03 03.04.2020	MO03 26.10.2020
E	9	6	7	5	5	8	7	7	7	12	9	4	5	7	3	6	6	8	9	9	8	9
P	11	12	14	11	18	6	11	12	10	12	8	7	10	14	8	12	10	5	15	12	10	7
T	18	11	11	7	15	10	11	11	13	21	12	2	9	11	6	11	16	18	19	19	11	15
Tot antall taksa	50	41	45	36	55	32	40	37	46	58	46	21	36	42	24	42	47	48	59	59	45	45

**Tabell 34.** ASPT-verdier for vår- og høstprøver i Gausa, Mesna, Brumunda og Moelva 2020. I tabellen er stasjonskoder angitt, se **Tabell 6** for mer informasjon om stasjonene (koordinater, stasjonsnavn, beskrivelse m.m.).

Prøve	Dato	Stasjon	Elvenavn	ASPT	nEQR
Vår	02.04.2020	GA01	Gausa	7,54	1,00
Høst	Ble ikke tatt	GA01	Gausa	NA	NA
Vår	02.04.2020	GA02	Gausa	7,10	1,00
Høst	02.12.2020	GA02	Gausa	7,32	1,00
Vår	02.04.2020	GA03	Gausa	7,18	1,00
Høst	02.12.2020	GA03	Gausa	6,91	1,00
Vår	02.04.2020	ME01	Mesna	7,05	1,00
Høst	02.12.2020	ME01	Mesna	6,70	0,77
Vår	02.04.2020	ME02	Mesna	6,82	0,85
Høst	02.12.2020	ME02	Mesna	6,64	0,76
Vår	02.04.2020	ME03	Mesna	6,76	0,79
Høst	01.12.2020	ME03	Mesna	6,58	0,75
Vår	03.04.2020	BR01	Brumunda	5,75	0,54
Høst	01.12.2020	BR01	Brumunda	5,75	0,54
Vår	03.04.2020	BR02	Brumunda	7,06	1,00
Høst	12.10.2020	BR02	Brumunda	7,06	1,00
Vår	03.04.2020	BR03	Brumunda	7,20	1,00
Høst	Ble ikke tatt	BR03	Brumunda	NA	NA
Vår	03.04.2020	MO01	Moelva	7,10	1,00
Høst	26.10.2020	MO01	Moelva	6,82	0,84
Vår	03.04.2020	MO02	Moelva	7,46	1,00
Høst	26.10.2020	MO02	Moelva	7,28	1,00
Vår	03.04.2020	MO03	Moelva	7,10	1,00
Høst	26.10.2020	MO03	Moelva	7,19	1,00

**Tabell 35.** Taksaliste for bunnfauna 2020 (antall individer per art) i Gausa, Mesna, Brumunda og Moelva 2020. I tabellen er stasjonskoder angitt, se **Tabell 6** for mer informasjon om stasjonene (koordinater, stasjonsnavn, beskrivelse m.m.)

TaxaGroup	Navn	GA01 02.04.2020	GA02 02.04.2020	GA02 02.12.2020	GA03 02.04.2020	GA03 02.12.2020	ME01 02.04.2020	ME01 02.12.2020	ME02 02.04.2020	ME02 02.12.2020	ME03 02.04.2020	ME03 01.12.2020	BR01 03.04.2020	BR01 01.12.2020	BR02 03.04.2020	BR02 12.10.2020	BR03 03.04.2020	MO01 03.04.2020	MO01 26.10.2020	MO02 03.04.2020	MO02 26.10.2020	MO03 03.04.2020	MO03 26.10.2020
Arachnida	Acari indet. Ad.								1		2									2			
Bivalvia	Sphaeriidae Indet.										40			1			1	12	40	24	6	128	
Coleoptera	Dytiscidae Indet. Ad.				1																		
Coleoptera	Elmidae indet. lv.																48	48	28	4			
Coleoptera	Elmis aena ad.			16						1	2					1		2	20	24	16		
Coleoptera	Elmis aena lv.	1	6	64	72	304		1	6	24	24	8	12			48	32	12	264	192	176	144	
Coleoptera	Hydraena sp. ad.	1	1	2	6	44					8			6	3	2	1	2	36	40		6	
Coleoptera	Limnius volckmari ad.												2				20	24		2	2		
Coleoptera	Limnius volckmari lv.				6	20											368	64	40	168	32	120	
Coleoptera	Scirtidae indet. lv.				1																		
Crustacea	Asellus aquaticus					1	1		1	16	12		1										
Diptera	Antocha sp. Lv.																					1	
Diptera	Ceratopogonidae Indet. Lv.	6		1	68	44	2			1	32	12		6		12	1	4	20	80	3	88	
Diptera	Chironomidae Indet. Lv.	8960	1088	3456	9216	2752	2496	288	3904	1152	4736	5888	960	544	1088	600	1472	1856	960	5632	5504	11904	2944
Diptera	Diptera Indet. Lv.																					1	
Diptera	Dixidae indet. Lv.			1										1									
Diptera	Dolichopodidae indet. Lv.																1						
Diptera	Empididae Indet. Lv.	6	10	24	56	16	56	2	80	12	1	4	6	2	12		42	20	2	28	4	304	24
Diptera	Limoniidae indet. Lv.	1			1							2						2	2	10	20		
Diptera	Muscidae indet. Lv.								1														
Diptera	Pediciidae indet. Lv.	3	5	2	12	16				1		2	1	8		3	40		32	12	12	24	
Diptera	Pericoma sp. Lv.														10								
Diptera	Psychodidae indet. Lv.		2	6	56	512									52		8			24	4	2	

NIVA 7622-2021

TaxaGroup	Navn	GA01 02.04.2020	GA02 02.04.2020	GA02 02.12.2020	GA03 02.04.2020	GA03 02.12.2020	ME01 02.04.2020	ME01 02.12.2020	ME02 02.04.2020	ME02 02.12.2020	ME03 02.04.2020	ME03 01.12.2020	BR01 03.04.2020	BR01 01.12.2020	BR02 03.04.2020	BR02 12.10.2020	BR03 03.04.2020	MO01 03.04.2020	MO01 26.10.2020	MO02 03.04.2020	MO02 26.10.2020	MO03 03.04.2020	MO03 26.10.2020
Diptera	Simuliidae Indet. Lv.	92	74	1664	20	1280		24	104	864	1	80	12	116	2560	50	352	84		52	704	384	320
Diptera	Tipulidae Indet. Lv.	1			3	2						2			15	1							2
Ephemeroptera	Ameletus inopinatus Lv.	36	1	2										1									
Ephemeroptera	Baetidae indet. Lv.	320	352	3008	2304	1664	56	160	44	576	44	168	96	736	1184		432	384	88	176	736	72	104
Ephemeroptera	Baetis muticus Lv.	44	12	16	32	16	8	1	40	36	1	24	6	40	1000		48	12	40	4	16	24	
Ephemeroptera	Baetis muticus/niger Lv.	352	124	180	216	928	12	22	92	168	44	80	24	40	384		1	128	360	352	416	48	384
Ephemeroptera	Baetis niger Lv.			6			2	22	48	2	68	24		1	2		10		32	40	24	1	2
Ephemeroptera	Baetis rhodani Lv.	864	1024	2496	2240	1984	512	720	100	1344	36	544	624	1152	928	800	368	832	1536	360	832	480	672
Ephemeroptera	Centroptilum luteolum Lv.										16									1			
Ephemeroptera	Ephemera danica Lv.																			2	8	1	
Ephemeroptera	Ephemera sp. Lv.						1											2			32		4
Ephemeroptera	Ephemerella aurivillii								1	1		2					1						
Ephemeroptera	Ephemerella mucronata Lv.	3		1																			
Ephemeroptera	Ephemeroptera indet. Lv.										2												
Ephemeroptera	Heptagenia dalecarlica Lv.	32		6	2	1	2	3	16	16	192	168	8	12	3	10	2	88	48	12	104	20	56
Ephemeroptera	Heptagenia sulphurea Lv.						1				1	2						2	2		16	2	24



TaxaGroup	Navn	GA01 02.04.2020	GA02 02.04.2020	GA02 02.12.2020	GA03 02.04.2020	GA03 02.12.2020	ME01 02.04.2020	ME01 02.12.2020	ME02 02.04.2020	ME02 02.12.2020	ME03 02.04.2020	ME03 01.12.2020	BR01 03.04.2020	BR01 01.12.2020	BR02 03.04.2020	BR02 12.10.2020	BR03 03.04.2020	MO01 03.04.2020	MO01 26.10.2020	MO02 03.04.2020	MO02 26.10.2020	MO03 03.04.2020	MO03 26.10.2020
Ephemeroptera	Heptageniidae indet. Lv.	28	12	1	28		6	2	16	56	56		12	2		14	10	24	20	32	12	128	
Ephemeroptera	Leptophlebia marginata Lv.									3													
Ephemeroptera	Leptophlebia sp. Lv.									20													
Ephemeroptera	Leptophlebiidae indet. Lv.	2					1	2		960	48								12			2	
Ephemeroptera	Parameletus sp. Lv.	32	1																				
Gastropoda	Gastropoda Indet.		1					1	2		2												
Gastropoda	Gyraulus sp.						12				1								2				
Gastropoda	Hippeutis complanatus								1		6												
Gastropoda	Lymnaeidae Indet.							1	1														
Gastropoda	Planorbidae Indet.							1	1										16		2		
Gastropoda	Radix labiata/balthica	2			3								1	1					2				
Hirudinea	Haemopsis sanguisuga							1															
Hirudinea	Helobdella stagnalis						2				8											2	
Hydrachnidia	Hydrachnidia indet. Ad.	12	16	24	24	352		6	1	1	2	24		12		15	18		24	28	40	12	2
Megaloptera	Sialis fuliginosa Lv.										2												
Oligochaeta	Oligochaeta Indet.	84	512	2	116	128	44	30	16	24	176	120	24	2	32	3	16	704	3840	116	576	68	576
Plecoptera	Amphinemura borealis Lv.					24		10		12		48		12		300						4	
Plecoptera	Amphinemura sp. Lv.	60	42	84	44	1440	16	64	116	232	432	992	6	136	368		248	148	12	100	800	68	200
Plecoptera	Amphinemura sulcicollis Lv.				2									14									
Plecoptera	Brachyptera risi Lv.	16	8	1	24	2	3		6				28	16	416	200	30	1		76		120	2
Plecoptera	Capnia atra Lv.	22	22	1	20	1																	
Plecoptera	Capnia pygmaea Lv.	8	12	12																			

TaxaGroup	Navn	GA01 02.04.2020	GA02 02.04.2020	GA02 02.12.2020	GA03 02.04.2020	GA03 02.12.2020	ME01 02.04.2020	ME01 02.12.2020	ME02 02.04.2020	ME02 02.12.2020	ME03 02.04.2020	ME03 01.12.2020	BR01 03.04.2020	BR01 01.12.2020	BR02 03.04.2020	BR02 12.10.2020	BR03 03.04.2020	MO01 03.04.2020	MO01 26.10.2020	MO02 03.04.2020	MO02 26.10.2020	MO03 03.04.2020	MO03 26.10.2020
Plecoptera	Capnia sp. Lv.			40	2	48								1	30								
Plecoptera	Capniidae/Leuctridae indet. Lv.	80	20			2		1	2		24			28		24						1	
Plecoptera	Capnopsis schilleri Lv.			1		12								1		1				16	24		
Plecoptera	Dinocras cephalotes Lv.			1	2	4		3		1								36			2		
Plecoptera	Diura nanseni Lv.	16	3											3	30	10							
Plecoptera	Isoperla difformis Lv.									8	20	1	16	1						16	16		
Plecoptera	Isoperla grammatica Lv.			3	1	20	1		6								14		28	4	36		
Plecoptera	Isoperla sp. Lv.		1	12	2	12		7	20	36	20	16	1	3	2		1	16	24	152	88	156	6
Plecoptera	Leuctra hippopus Lv.	36	3		6	16		2	20	1	60	12		4	100	1				1			
Plecoptera	Leuctra nigra Lv.																			1			
Plecoptera	Leuctra sp. Lv.	88	50	12	6	184	2	1	36	20	232	144		12		38	2		36	24	24	4	
Plecoptera	Nemoura avicularis Lv.						1	1			56												
Plecoptera	Nemoura cinerea Lv.								1							20							
Plecoptera	Nemoura flexuosa Lv.													2									
Plecoptera	Nemoura sp. Lv.	1							1	6	1		2	2	8					12		1	
Plecoptera	Nemouridae indet. Lv.			12		1		1			1			1			1			12	2		
Plecoptera	Perlodidae indet. Lv.	2				20		8	10	12	3							12	40	60	56	40	8
Plecoptera	Plecoptera indet. Lv.		10	1		32	2		20	24				1		32	1	4	56				
Plecoptera	Protonemura meyeri Lv.			1	40	56		1	12	16	32	40	6	28		20	20	12		120	48	168	104
Plecoptera	Protonemura sp. Lv.																1						
Plecoptera	Siphonoperla burmeisteri Lv.	24	1			20					4	2						12		2	24	1	2
Plecoptera	Taeniopteryx nebulosa Lv.		1	1		1							1	4	5	2							
Trichoptera	Agapetus ochripes Lv.	12	14	1	4	400												52	72	28	56		64
Trichoptera	Apatania sp. Lv.								2														
Trichoptera	Athripsodes commutatus Lv.	1		1	7	2													72		8		

TaxaGroup	Navn	GA01 02.04.2020	GA02 02.04.2020	GA02 02.12.2020	GA03 02.04.2020	GA03 02.12.2020	ME01 02.04.2020	ME01 02.12.2020	ME02 02.04.2020	ME02 02.12.2020	ME03 02.04.2020	ME03 01.12.2020	BR01 03.04.2020	BR01 01.12.2020	BR02 03.04.2020	BR02 12.10.2020	BR03 03.04.2020	MO01 03.04.2020	MO01 26.10.2020	MO02 03.04.2020	MO02 26.10.2020	MO03 03.04.2020	MO03 26.10.2020
Trichoptera	Athripsodes sp. Lv.	1			5												1	56	1	24		6	
Trichoptera	Ceraclea annulicornis Lv.						1																
Trichoptera	Ecclisopteryx dalecarlica Lv.			3	44																		
Trichoptera	Glossosoma intermedium Lv.	1															1						
Trichoptera	Glossosoma sp. Lv.																1		1				
Trichoptera	Glossosomatidae indet. Lv.	2																					
Trichoptera	Halesus digitatus/tesselatus Lv.	2																					
Trichoptera	Halesus sp. Lv.	1	1					2						1			1		14		2		
Trichoptera	Hydropsyche pellucidula Lv.	1	1	1	2		2		16	16	48	1	6				36	20	3	48		2	
Trichoptera	Hydropsyche siltalai Lv.					2	10	28	76	12							464	232	72	184	184	400	
Trichoptera	Hydropsyche sp. Lv.	6	1				6	2	20				2			2	12	56	36	128	32	88	
Trichoptera	Hydroptila sp. Lv.	16	2	12	3				2	1			3			1							
Trichoptera	Hydroptilidae indet. Lv.									20	2												
Trichoptera	Ithytrichia sp. Lv.	1		1	1	2		1	1	12	24						12	272	200	416	48	6	
Trichoptera	Lepidostoma hirtum Lv.	1				10	1			16						1	16	80	16	56	1	72	
Trichoptera	Lepidostomatidae Indet. Lv.	12														1							
Trichoptera	Leptoceridae indet. Lv.	2		1							3								112	1		24	
Trichoptera	Limnephilidae indet. Lv.				16		1	1		36			6	6	10		3	88	40	40		6	
Trichoptera	Limnephilus rhombicus Lv.							1			3												
Trichoptera	Limnephilus sp. Lv.										3												
Trichoptera	Micrasema setiferum Lv.	10	8	1152	24	200	1	1	10	32	12	24					100	832	192	560	312	176	

TaxaGroup	Navn	GA01 02.04.2020	GA02 02.04.2020	GA02 02.12.2020	GA03 02.04.2020	GA03 02.12.2020	ME01 02.04.2020	ME01 02.12.2020	ME02 02.04.2020	ME02 02.12.2020	ME03 02.04.2020	ME03 01.12.2020	BR01 03.04.2020	BR01 01.12.2020	BR02 03.04.2020	BR02 12.10.2020	BR03 03.04.2020	MO01 03.04.2020	MO01 26.10.2020	MO02 03.04.2020	MO02 26.10.2020	MO03 03.04.2020	MO03 26.10.2020
Trichoptera	Molannidae indet. Lv.									1													
Trichoptera	Mystacides azurea Lv.					1			1	40													
Trichoptera	Mystacides sp. Lv.									24											2		
Trichoptera	Oxyethira sp. Lv.		2			1				2						6							
Trichoptera	Philopotamus montanus Lv.								16		2				1								
Trichoptera	Plectrocnemia conspersa Lv.										2		1	1							2		
Trichoptera	Polycentropodidae indet. Lv.	6	6			6				8	6					1				2	12		
Trichoptera	Polycentropus flavomaculatus Lv.	1	1			1	2	2	1	16	40			8	5	1			2	8	6	1	2
Trichoptera	Polycentropus irroratus Lv.																				2		
Trichoptera	Polycentropus sp. Lv.																	2					
Trichoptera	Potamophylax cingulatus Lv.													2									
Trichoptera	Potamophylax latipennis Lv.					2			1	2			1	2									
Trichoptera	Potamophylax sp. Lv.			1		8		4	1	2		4	2	3	30				12	2			
Trichoptera	Rhyacophila nubila Lv.	32	16	28	28	64	1	14	1	28	16	112	6	40	40	5	28	64	32	24	64	28	24
Trichoptera	Rhyacophila sp. Lv.	12	34	24	20	76	1	1		2	12	64		20	10		6	24	24	28	24	72	2
Trichoptera	Sericostoma personatum Lv.						1	2		2	32	2			3	2	12	40	14	56			48
Trichoptera	Sericostomatidae Indet. Lv.													1			3			1		1	
Trichoptera	Silo pallipes Lv.													20		12		2			6		4
Trichoptera	Trichoptera indet. Lv.																					1	

## Vedlegg F. Generell fakta om Mjøsa med nedbørfelt.

Følgende beskrivelse om Mjøsa og dens nedbørfelt er gjengitt fra årsrapporten for 2005 (Kjellberg 2006) med enkelte endringer. Vi tar forbehold om at det kan være opplysninger i beskrivelsen som ikke er oppdaterte. Områdebeskrivelser samt bakgrunnsdata og historikk omkring Mjøsa og tidligere forurensningssituasjon er gitt bl.a. av Kjellberg (1982) og i et skrift utgitt av Styringsgruppa for overvåking av Mjøsa med tilløpselver (Nashoug 1999).

Av Mjøsas nedbørfelt på ca. 16 500 km<sup>2</sup> utgjør nedbørfeltet til den største tilløpselva, Gudbrandsdalslågen, hele ca. 70 %, mens innsjøens overflateareal utgjør ca. 2 %. Fjellområder og myr utgjør til sammen ca. 50 % av nedbørfeltet, skog ca. 38 % og dyrkamark ca. 6 % av nedbørfeltet (Holtan mfl. 1979). De resterende ca. 6 % utgjøres av vann, tettsteder, veger etc.

**Tabell 36.** Morfometriske og hydrologiske data for Mjøsa.

Parameter	Verdi	Benevning
Areal nedbørfelt <sup>1</sup>	16568	km <sup>2</sup>
Innsjøens høyde over havet <sup>1</sup>	123	m
Areal innsjøoverflate <sup>1</sup>	369	km <sup>2</sup>
Lengde <sup>2</sup>	117	km
Største målte dyp <sup>1</sup>	453	m
Middeldyp <sup>1</sup>	150	m
Volum <sup>1</sup>	55361	mill. m <sup>3</sup>
Midlere årlig avløp <sup>4</sup>	11316	mill. m <sup>3</sup>
Teoretisk oppholdstid <sup>4</sup>	4,89	år
Høyeste regulerte vannstand, HRV <sup>1</sup>	122,94	m
Laveste regulerte vannstand, LRV <sup>1</sup>	119,33	m
Reguleringshøyde <sup>1</sup>	3,61	m
Normal sommervannstand <sup>3</sup>	122,80	m
Vannstand 1995-floppen (kulminasjon) <sup>3</sup>	125,63	m

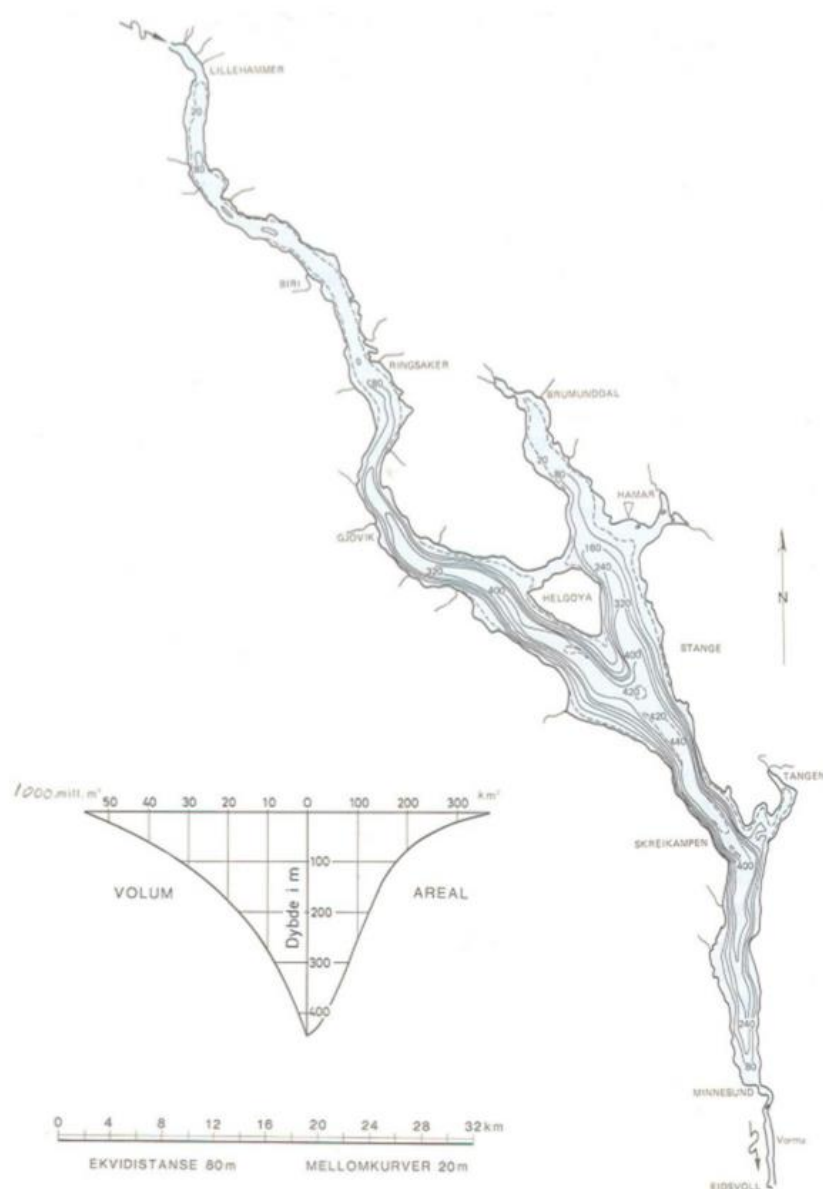
Kilder: 1: NVE Atlas pr. januar 2009, 2: Østrem mfl. 1984, 3: NVE 2003, 4: Basert på vanntransport i Vorma ved Minnesund 2010-2016 (kilde: Hafslund E-CO kraft).

I alt bor ca. 200 000 personer i Mjøsas nedbørfelt, hvorav 150 000 i innsjøens umiddelbare nærhet. Ca. 120 000 personer er tilknyttet off. kloakksystem, og i alt er det bygget 84 høygradige kommunale renselanlegg i nedbørfeltet. Ca. 80 000 personer bor i spredt bebyggelse og benytter separatanlegg. Ca. 100 000 mennesker får i dag sitt drikkevann fra 7 større kommunale vannverk med inntak fra dypt vann i Mjøsa (60-280 m dyp). Vassdraget nedstrøms Mjøsa (nedre del av Glomma) blir brukt som drikkevannskilde for ca. 150 000 mennesker. I alt er derfor ca. 250.000 personer, dvs. ca. 5 % av Norges befolkning, direkte eller indirekte avhengig av vannkvaliteten i Mjøsa.

Mjøsa brukes til vanning av ca. 90.000 dekar jordbruksareal, og 8 industribedrifter har eget vanninntak i Mjøsa. Betydelige rekreasjons- og fiskeinteresser er knyttet til innsjøen. På en varm sommerdag er det anslått at ca. 4.000 personer bader i Mjøsa. Antall båter er tidligere anslått til ca. 5.000, og dagens fiskeavkastning er anslått til 4 -7 kg/ha og år. Fisket etter mjøsørret og lågåsild er av størst betydning, men fiske etter harr, gjedde, abbor og lake har også rekreasjonsmessig betydning. Videre blir noe mort, brasme og vederbuk brukt som mat av enkelte.

Rundt de sentrale deler av innsjøen ligger noen av Norges viktigste jordbruksområder. Korndyrking er den dominerende driftsform, men det produseres også en hel del poteter, grønnsaker, bær, oljevekster og gras. Det er til tider stort uttak av vann til jordbruksvanning fra tilrennende vassdrag noe som kan skape konflikter med øvrige brukerinteresser. I ekstreme tørkeperioder blir betydelige

elve- og bekkestrekninger tørrlagt. I alt finnes det ca. 55 industribedrifter med konsesjonskrav til utslipp i Mjøsas nedbørfelt. De fleste bedrifter, som er potensielle vannforurensere, finnes innen bransjene tekstilindustri, treforedlings-industri, næringsmiddelindustri og metallurgisk industri. 16 bedrifter har utslipp via egne renseanlegg, mens de resterende 39 bedriftene har utslipp til Mjøsa eller tilløpsbekker via kommunale renseanlegg.



**Figur 2.** Dybdekart over Mjøsa, utarbeidet av NVE (Østrem, Flakstad og Santha 1984)

## NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) er Norges viktigste miljøforskningsinstitutt for vannfaglige spørsmål, og vi arbeider innenfor et bredt spekter av miljø, klima- og ressurs spørsmål. Vår forskerkompetanse kjennetegnes av en solid faglig bredde, og spisskompetanse innen mange viktige områder. Vi kombinerer forskning, overvåkning, utredning, problemløsning og rådgivning, og arbeider på tvers av fagområder.



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo  
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00  
[www.niva.no](http://www.niva.no) • [post@niva.no](mailto:post@niva.no)