

Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa.

Årsrapport for 2019



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

Tittel Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa. Årsrapport for 2019	Løpenummer 7491-2020	Dato 27.04.2020
Forfatter(e) Anne Lyche Solheim, Jan-Erik Thrane, Birger Skjelbred, Asle Økelsrud, Johnny Håll og Maia Røst Kile	Fagområde Overvåking	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Oppland, Hedmark	Sider 95 + vedlegg

Oppdragsgiver(e) Vassdragsforbundet for Mjøsa med tilløpselver	Oppdragsreferanse Odd Henning Stuen
	Utgitt av NIVA Prosjektnummer 180383

<p>Sammendrag</p> <p>Miljøtilstanden i Mjøsa har blitt sterkt forbedret med hensyn til overgjødning siden 1970- og 1980-tallet. Den økologiske tilstanden i 2019 mht effekter av næringsalter var god på de fleste prøvetakingsstasjoner i Mjøsa, men var moderat i Furnesfjorden. Tilstanden målt som middelverdien av de normaliserte EQR-verdiene for de tre siste årene (2017-2019) har imidlertid gått ned fra forrige treårsperiode (2014-2016) og nærmer seg nå grensen god/moderat på alle stasjonene unntatt Brøttum. Den massive oppblomstringen av cyanobakterier på badeplassene rundt store deler av Mjøsa i siste del av juli 2019 er også et tegn på en mulig forverring av den økologiske tilstanden. Årsaken til den reduserte økologiske tilstanden er usikker, men kan skyldes en kombinasjon av kortvarige fosfortilførsler fra lokale elver ved kraftige nedbørsepisoder om sommeren, samt stadig varmere vann. Dette kan indikere behov for tiltak for å bremse slike fosfortilførsler fra lokale elver. I både 2018 og 2019 var det uvanlig mye dyreplankton i Mjøsa, noe som kan ha sammenheng med økt temperatur i de øvre vannmassene, som kan gi økt vekstrate i kombinasjon med økt algevekst og/eller redusert fiskepredasjon. Den økologiske tilstanden var god eller svært god i Stokkeelva, bortsett fra utløpsbekken fra Lauga, som var i moderat tilstand. Tilstanden i Flagstadelva var moderat mht biologiske indikatorer for næringsalter på de to nederste stasjonene i 2019, noe som understreker behovet for tiltak. Tilstanden i Vorma var god for begroingsalger mht næringsalter og moderat for bunndyr mht organisk belastning, men det siste er usikkert pga uegnet substrat.</p>
--

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

Denne rapporten er kvalitetssikret iht NIVAs kvalitetssystem og godkjent av:

Anne Lyche Solheim
Prosjektleder

Sigrid Haande og Øyvind Kaste
Faglig kvalitetssikrer

Therese Fosholt Moe
Forskningsleder

ISBN 978-82-577-7226-0
NIVA-rapport ISSN 1894-7948

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

Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa
Hovedrapport for 2019

Forord

Rapporten omhandler vannkvalitet og biologiske forhold i vannområde Mjøsa i 2019, samt tidsutviklingen i fysiske, vannkjemiske og biologiske forhold i overvåkingsperioden 1972-2019. 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 NIVAs kontaktperson. Ansvarlig for gjennomføring av prosjektet i 2019 har vært Anne Lyche Solheim som prosjektleder og Jan-Erik Thrane som prosjektkoordinator (begge NIVA). Kontrakten ble undertegnet den 10.01.2019.

Feltarbeidet på Mjøsa ble utført av Jan-Erik Thrane og Asle Økelsrud fra NIVA, med Finn Bjormyr (SNO) som båtfører. Odd Henning Stuen (Vassdragsforbundet), Ragnhild Skogsrud (Fylkesmannen i Hedmark) og Bjørnhild Kihle (Vassdragsforbundet) bisto på «mellomrundene» på Skreia. 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, Stokkeelva og Vorma ble koordinert/gjennomført av Ingeborg Tønseth og Elisabeth S. Seberg ved SYNLAB (tidl. ALcontrol) i Hamar. Eidsiva Vannkraft AS og NVE har hatt ansvaret for vannføringsmålingene i elvene. Kontaktpersoner har vært Turid-Anne Drageset og Hans Christian Udnæs i Eidsiva, samt Rolf Steinar Olstad i NVE.

Birger Skjelbred (NIVA) har analysert og vurdert **planteplankton** fra alle de fire ordinære målestasjonene. Anne Lyche Solheim og Sigrid Haande organiserte prøvetakingen av planteplankton ved mange av badeplassene rundt Mjøsa i forbindelse med den kraftige algeoppblomstringen i slutten av juli 2019, i tett dialog med lokale helsemyndigheter og Vassdragsforbundet, samt besvarte henvendelser fra en rekke lokale medier og publikum. Sigrid Haande og Vladaslava Hostyeva (begge NIVA) målte **cyanotoksiner** og identifiserte den dominerende arten, i disse planteplanktonprøvene og rapporterte resultatene til kommunale myndigheter. Jarl-Eivind Løvik (tidl. NIVA) tok bilder av strandnære områder under oppblomstringen. Anna-Birgitta Ledang (NIVA) har bidratt med satellittbilde av Mjøsa i forbindelse med denne oppblomstringen. Vassdragsforbundet bisto med ekstra økonomisk støtte til NIVA for merarbeidet forårsaket av denne oppblomstringen.

Asle Økelsrud og Johnny Håll (begge NIVA) har analysert og vurdert **krepsdyrplankton**. Analysene av krepsdyrplankton er kontrollert av Jarl-Eivind Løvik (tidl. NIVA). Undersøkelsene av **begroingsalger** og **bunndyr** i Flagstadelva, Stokkeelva og Vorma er gjennomført av henholdsvis Maia Røst Kile og Johnny Håll (begge NIVA) med feltassistanse fra Vassdragsforbundet v/ Ragnhild Skogsrud og Odd Henning Stuen. Eivind Ekholt Andersen, NIVA har bistått ved analyse av bunndyrprøvene.

Kjemiske analyser av prøver fra alle innsjøstasjonene i Mjøsa er utført av NIVA. Tina Bryntsen (NIVA) har bidratt med sammenstilling og kontroll av de kjemiske analysene. For å sikre sammenlignbarhet med SYNLABs analyser av næringsalter fra tidligere år ble parallelle prøver fra hovedstasjonen analysert av SYNLAB. Kjemiske og mikrobiologiske analyser av prøver fra tilløpselvene er utført av MjøsLab på Gjøvik (Lena og

Hunnselva), og SYNLAB på Hamar (Gausa, Lågen, Vikselva, Flagstadelva, Svartelva og Vorma). Roar Brænden (NIVA) har sørget for overføring av data til databasen **Vannmiljø**. John Rune Selvik (NIVA) har bidratt med kartbaserte figurer. Siri Moy (NIVA) har sammenstilt alle vedleggene i rapporten. Jan-Erik Thrane (NIVA) har gjort tilførselsberegningene og produsert de fleste diagrammene i rapporten, samt skrevet kapitlet om elvene. Asle Økelsrud (NIVA) har skrevet kapitlet om dyreplankton, mens Anne Lyche Solheim (NIVA) har skrevet resten av rapporten og sammenstilt alle bidrag. Rapporten er kvalitetssikret av Sigrid Haande og Øyvind Kaste (begge NIVA).

Oslo, 30. april 2020

Anne Lyche Solheim

Innholdsfortegnelse

Sammendrag	7
Summary	10
1 Innledning	14
1.1 Bakgrunn	14
1.2 Målsetting	15
1.3 Program og gjennomføring	15
2 Materiale og metoder	17
2.1 Mjøsa	17
2.1.1 Båt og feltutstyr	17
2.1.2 Fysisk-kjemiske prøver og analyser	18
2.1.3 Planteplankton	19
2.1.4 Dyreplankton og Mysis	19
2.2 Elver	21
2.2.1 Fysisk-kjemiske prøver og analyser	21
2.2.2 Stofftransport i elvene	22
2.2.3 Typifisering av elvene	22
2.2.4 Klassifisering av næringsalter og hygienisk-bakteriologisk vannkvalitet	23
2.2.5 Biologiske undersøkelser	23
2.3 Integrrert klassifisering av økologisk tilstand på tvers av kvalitetselementer	27
3 Resultater og diskusjon – Mjøsa	28
3.1 Primærdata	28
3.2 Meteorologiske og hydrologiske forhold	28
3.3 Vanntemperatur	30
3.4 Generell vannkvalitet	32
3.4.1 Oksygenforhold	32
3.4.2 Kalsium, alkalitet, pH og ledningsevne	34
3.4.3 Organisk karbon og farge	34
3.4.4 Turbiditet	35
3.5 Siktedyp	37
3.6 Næringsalter	40
3.6.1 Fosfor	40
3.6.2 Nitrogen	42
3.6.3 Nitrogen/Fosfor forholdet	45
3.6.4 Silisium	47
3.7 Planteplankton	48
3.7.1 Økologisk tilstand og artssammensetning i 2019	48
3.7.2 Vertikalfordeling av planteplankton gjennom vekstsesongen 2019	50
3.7.3 Langtidsutvikling av planteplanktonet i Mjøsa	51
3.7.4 Algeoppblomstringen på badeplassene rundt Mjøsa i juli 2019	55

3.8	Dyreplankton	57
3.8.1	Biomasse og artssammensetning av krepsdyrplankton ved stasjon Skreia.....	57
3.8.2	Vannløpper: Individlengder og andel av planktonsamfunnet over tid.....	59
3.8.3	Artssammensetning og individantall i håvtrekk fra Skreia og Furnesfjorden	60
3.8.4	Mysis og andre istidskreps	62
3.9	Økologisk tilstand i hovedvannmassene i Mjøsa.....	63
4	Resultater og diskusjon – Elver.....	65
4.1	Tilførsler av næringssalter	65
4.1.1	Fosfortilførsler til Mjøsa	65
4.1.2	Fosforbudsjett for Mjøsa	72
4.1.3	Nitrogentilførsler	73
4.1.4	Silisium i Lågen, Svartelva og utløpselva Vorma	74
4.2	Vannkvalitet og økologisk tilstand	76
4.2.1	Fosfor, nitrogen og fekale indikatorbakterier	76
4.2.2	Økologisk tilstand i Flagstadelva, Stokkeelva-vassdraget og Vorma	80
4.2.3	Biologisk mangfold i elvene.....	88
5	Litteratur.....	90
6	Vedlegg.....	95
Vedlegg A.	Vannkjemidata Mjøsa.....	96
Vedlegg B.	Planteplankton.....	103
Vedlegg C.	Dyreplankton.....	126
Vedlegg D.	Vannkjemi Elver.....	135
Vedlegg E.	Biologiske kvalitetselementer Elver (Begroingsalger og Bunndyr).....	143
Vedlegg F.	Generelle fakta om Mjøsa med nedbørfelt.....	150

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.

Mjøsas økologiske tilstand

Samlet klassifisering i 2019 ga moderat økologisk tilstand i Furnesfjorden og god tilstand ved de øvrige stasjonene. Kise var svært nær grensen god/moderat og Skreia var i nedre del av tilstandsklasse god. Middelerdien av de normaliserte EQR-verdiene for de tre siste årene (2017-2019) har dessuten gått ned fra forrige treårsperiode (2014-2016) på alle stasjonene unntatt Brøttum. Den massive oppblomstringen av cyanobakterier på badeplassene rundt store deler av Mjøsa i siste del av juli 2019 er også et tegn på en mulig forverring av den økologiske tilstanden. Årsaken til den reduserte økologiske tilstanden er usikker, men kan skyldes en kombinasjon av kortvarige fosfortilførsler fra lokale elver ved kraftige nedbørsepisoder om sommeren, samt stadig varmere vann. Dette kan indikere behov for tiltak for å bremse slike fosfortilførsler fra lokale elver.

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 tilførselene. I årene 2009-2019 har konsentrasjonen vært litt høyere, 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 2019 var midlere Tot-P-konsentrasjon ca. 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). Det var likevel enkeltmålinger på 7-8 µg/l på forsommeren på de fleste stasjonene, noe som kan skyldes økt avrenning av fosfor fra jordbruksarealer etter flere kraftige nedbørsepisoder i juni.

Konsentrasjonen av **total-nitrogen (Tot-N)** var i god tilstand ved Brøttum i 2019, på grensen god/moderat ved Kise, men i 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.

Mjøsas øvre vannlag har blitt varmere i den senere tid. Ved hovedstasjonen har middel- og maksimum-**temperaturen** i de øvre vannlag (0-10 m) for perioden juni-oktober økt med henholdsvis 1,9 °C og 3,2 °C fra 1972 til 2019 pga klimaendringer. Den generelt stigende temperaturtrenden vil kunne medføre mer eutrofe forhold mht algemengden og artssammensetningen i Mjøsa. Maksimumstemperaturen i 2019 var likevel ikke like høy som i 2018, som var en spesielt varm sommer. Oksygen-forholdene i Mjøsa er generelt gode, men selv med en metning på > 90% var oksygenkonsentrasjonen var likevel relativt lav (9 mg/l) i de øvre vannlagene fra juli-september 2019 pga varmere vann.

Turbiditetsprofilene viste tydelig innvirkning av vårflommen, med en tydelig topp i turbiditet i overflatevannet på Brøttum og til dels på Kise i månedsskiftet mai/juni. Fra midten av juli til slutten av august var det også økt turbiditet fra 10-25 m dyp på Brøttum, pga innlagring av brepartikler fra Lågen.

Siktedypet i 2019 var lavere på alle stasjonene enn i årene 2012-2018: 7,2 m (middelerdi juni-oktober) på hovedstasjonen er lavere enn det lokale miljømålet på 8 m, men i god tilstand iht vannforskriften.

På Kise og Furnesfjorden var de tilsvarende middelveidene på hhv 5,7 m og 6,4 m, som tilsvarer hhv moderat og god tilstand. Årsaken til det reduserte siktedypet i 2019 kan være tilførsler av mye partikler fra de lokale elvene i forbindelse med kraftige nedbørsepisoder i juni/juli. På Brøttum var siktedypet lavere enn på de andre stasjonene (middelveid på 5,1 m), men dette skyldes i stor grad partikler fra nedbørfeltet, inkludert brepartikler fra Jotunheimen. 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 tilførslene av næringsstoffer. Ved hovedstasjonen Skreia er middelveidene for både klorofyll-*a* og planteplankton-biomasse for perioden 2011-2019 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 toppe på sensommeren enkelte år etter 2000, særlig flom-årene 2011 og 2013.

I 2019 var den midlere algebiomassen på alle stasjonene lavere enn miljømålet på 0,4 mm³/l for kalkfattige, dype lavlandssjøer iht vannforskriften, som er identisk med det lokale miljømålet for Mjøsa. Furnesfjorden var imidlertid akkurat på grensen. Middelveidene for klorofyll-*a* var 2,5-2,9 µg/l og tilfredsstilte miljømålet for vannforskriften (4 µg/l), men overskred det lokale miljømålet for Mjøsa (2 µg/l) på alle stasjonene. På Skreia og i Furnesfjorden var det en tydelig oppblomstring av kiselalger i september. Indeksen for artssammensetning viste moderat tilstand på alle stasjonene. Den maksimale cyanobakterie-biomassen var fortsatt lav, og tilsvarer svært god tilstand, men var likevel noe høyere enn de siste syv årene på alle stasjonene unntatt Brøttum. **Totalvurderingen av økologisk tilstand for planteplankton i 2019 var god ved Skreia, Kise og Brøttum, men moderat i Furnesfjorden.**

Vertikalfordelingen av planteplanktonets klorofyll-*a* fluorescens ble målt med sonde fra overflaten til rett over bunnen på alle stasjonene. Det var generelt høyere fluorescens i Furnesfjorden (særlig i juli) og på Kise (særlig i september) enn på de andre stasjonene, men vi fant ingen topp i sprangsjiktet på noen av stasjonene. Disse profilene bekrefter forskjellen mellom stasjonene med hensyn til eutrofieringssituasjonen.

Et særtrekk ved planteplanktonet i Mjøsa i 2019 var den kraftige oppblomstringen av cyanobakterier i strandnære områder i slutten av juli, noe som skapte bekymring hos lokale helsemyndigheter og blant badegjester på strendene både i vest, øst, nord og sør, og fikk mye medieomtale. Den dominerende arten var *Dolichospermum lemmermannii*, som kan produsere giftstoffer, men ingen kjente giftstoffer ble påvist. Det ble likevel anbefalt ikke å bade der vannet var tydelig grønt, da også cyanobakterier som ikke produserer giftstoffer kan gi kløe og ubehag.

Forskjellene mellom stasjonene og den problematiske oppblomstringen av cyanobakterier i 2019 antas primært å skyldes tilførsler av næringssalter fra lokale elver og bekker i forbindelse med flere kraftige nedbørsepisoder i juni, etterfulgt av godvær og økt temperatur. Klimaendringene vil kunne gi økt hyppighet av slike værforhold, og kan derfor øke både næringstilførsler og forverre effektene av disse. Dette er godt beskrevet i nyere litteratur (se f.eks. Ho m.fl. 2019, Huisman m.fl. 2018, IPCC 2019). Flere tiltak for å bremse avrenningen fra landbruksområdene blir derfor viktige i årene framover.

Dyreplankton

Det var uvanlig mye dyreplankton i Mjøsa i 2019, noe som også ble funnet i 2018. Biomassen var like høy som på 1980-tallet og var dominert av en hoppekrepsart (*Eudiaptomus gracilis*). Forklaringen på

den høye biomassen de siste to årene er uavklart, men både temperaturforhold, algeproduksjon og fiskepredasjon, samt interaksjoner mellom disse variablene spiller trolig en rolle.

Fosfortilførsler til Mjøsa

De samlede tilførslene av fosfor fra tilløpselvene har blitt redusert fra ca. 144 tonn pr. år i gjennomsnitt for tiårsperioden 1979-1989 til ca. 95 tonn pr. år som årsmiddel for perioden 2000-2009. Det siste tiåret (2010-2019) har gjennomsnittlig årlig tilførsel økt til ca. 146 tonn per år. De økte tilførslene i denne perioden skyldes de høye P-transportene i «flom-årene» 2011, 2013, 2014 og 2018. Om vi ser bort fra disse fire årene ville gjennomsnittet vært på 96 tonn per år, og på nivå med tiåret før. **I 2019 var samlet elvetilførsel på ca. 101,7 tonn, og Lågen sto for ca. 63 %.** 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 renseanlegg og avløpsanlegg med utslipp til elver, private anlegg i spredt bebyggelse og evt. industri med utslipp til elver. En kvantitativ kildefordeling av elvetilførslene er nødvendig for å kunne planlegge behov for tiltak, men var ikke mulig innenfor rammene av denne overvåkingen.

I 2019 kom en relativt stor andel av fosfortransporten med elvene juni og juli (ca. 26%, mot kun ca. 5% i 2018). Tilførslene i juni og juli kan ha vært en medvirkende årsak til oppblomstringen av blågrønnalger i slutten av juli. Dette fordi tilførsler sommerstid, når vannsøylen er sjiktet, kan tenkes å medføre høyere næringskonsentrasjoner i overflatelaget, noe som algene kan benytte seg av.

Økologisk tilstand og hygienisk vannkvalitet i tilløpselvene

Den **hygieniske vannkvaliteten** (basert på nivåer av indikatorbakterier, *E. coli*) i tilløpselvene i 2019 var god i Lågen, moderat i Gausa, dårlig i Lenaelva, og svært dårlig og uegnet for jordvanning i Svartelva, Hunnselva og Flagstadelva. Dette var omtrent som i de senere år i de fleste elvene.

Medianverdiene for **Tot-P** var i 2019 innenfor tilstandsklassen svært god for alle tilløpselvene unntatt Lena 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, Flagstadelva og Svartelva 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** og **bunndyr** i 2019 ble gjort på seks stasjoner i Stokkeelva-vassdraget, og tre stasjoner i Flagstadelva og Vorma. Resultatene viste god eller svært god økologisk tilstand mht. effekter av næringssalter og organisk belastning på alle stasjonene i Stokkeelva-vassdraget, med unntak av utløpsbekken fra innsjøen Lauga i Sneringdalen. Her var tilstanden moderat mht. både eutrofiering (begrøingsalger) og organisk belastning (bunndyr). I Flagstadelva viste begrøingsalgene på den øverste stasjonen god tilstand, mens de på den midterste og nederste stasjonen var i moderat tilstand mht. eutrofiering, mens, noe som understreker behov for fosfor-reduserende tiltak. I Vorma indikerte bunndyrene moderat tilstand mht organisk belastning på alle tre stasjonene, men resultatene er svært usikre på grunn av uegnet substrat for prøvetaking. Begrøingsalgene viste god eller svært god tilstand i Vorma, noe som tyder på akseptabel belastning av næringssalter i utløpselva.

De fleste tilløpselvene til Mjøsa er moderat kalkrike eller kalkrike, og dermed ikke forsuringfølsomme. Unntaket blant stasjonene i 2019-undersøkelsene var de to øverste stasjonene Flagstadelva, som er naturlig sure pga kalkfattig berggrunn og høyt humusinnhold. Den midterste stasjonen viste svært god tilstand for begrøingsalger mht forsuring, mens den øverste stasjonen var akkurat under grensen god/moderat, som kan indikere svak forsuring, men som også kan skyldes naturlig sure forhold.

Summary

Title: Operational monitoring of Lake Mjøsa. Annual report for 2019.

Year: 2019

Author(s): Anne Lyche Solheim, Jan-Erik Thrane, Birger Skjelbred, Asle Økelsrud, Johnny Håll and Maia Røst Kile

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 978-82-577-7226-0

Objective and content

The objective of the operational monitoring of Norway's largest lake Mjøsa and its tributaries is to document the current ecological status and long-term trends concerning impacts of nutrients on biomass and species composition of phytoplankton, zooplankton and relevant physico-chemical variables. The monitoring includes investigations at four stations in the lake, and in the 12 largest tributaries (according to a cyclical programme), as well as in the outlet river Vormå.

Ecological status of the lake

The overall classification in 2019 indicates moderate ecological status in Furnesfjorden and good ecological status for the other monitoring stations. However, the Kise station was near the good/moderate boundary and the main station Skreia was in the lower part of good ecological status class. In addition, the average value of the normalized EQR values for the last three years (2017-2019) has decreased from the previous three-year period (2014-2016) at all the stations except Brøttum. The massive bloom of cyanobacteria at the beaches around most of Mjøsa in the latter part of July 2019 is also a sign of a possible deterioration of the ecological status. The reason for the reduced ecological status is not clear but may be due to a combination of short-term phosphorus loads from local rivers in connection with heavy rainfall episodes during summer, as well as warmer waters. This may indicate a need for mitigation measures to reduce the phosphorus loads from local tributaries.

Nutrients, water quality and climate

The concentration of **total phosphorus (Tot-P)** at the main station of 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, following the implementation of a number of phosphorus-reducing mitigation measures. In the years 2009-2018, the concentration has been slightly higher, with average values for the growing season of 4-7 µg P/l. Episodic phosphorus-loads from the catchment in connection with floods has probably been the main reason for the increase during the last decade. In 2019, the mean Tot-P concentration was approx. 5 µg P/l at all stations, which indicate good status, like most years since 1990. This is also below the local environmental target for Mjøsa (5.5-6.5 µg P/l). Nevertheless, there were single measurements of 7-8 µg P/l in the early summer at most stations, probably due to increased run-off from agricultural areas after several extreme rain episodes in June.

The concentration of **total nitrogen (Tot-N)** was in good status at Brøttum in 2019, at the good/moderate boundary at Kise, but in moderate status in Furnesfjorden and at Skreia. However, nitrogen is not used in the overall classification of ecological status, as nitrogen is not considered to be growth-limiting for phytoplankton in Mjøsa.

Mjøsa's upper water layer has become warmer in the last decades. At the main station, the mean and maximum **temperatures** in the upper water layers (0-10 m) in the period June-October have increased by 1.9 °C and 3.2 °C, respectively, from 1972 to 2019 due to climate change. The generally rising temperature trend could push the phytoplankton towards more eutrophic conditions. However, the

maximum temperature in 2019 was not as high as in 2018 (which was a particularly warm summer). The oxygen conditions in Mjøsa are generally good, with > 90% saturation in most of the water column, but the oxygen concentration was relatively low (9 mg/l) in the upper water layers from July to September 2019 due to warmer waters.

The **turbidity** profiles showed a clear impact of the spring flood, seen as a very clear peak in turbidity in the surface water at Brøttum, and partly at Kise, at the end of May / beginning of June. From mid-July to the end of August, there was also increased turbidity at 10-25 m depth at Brøttum, which was due to the inflow of glacial particles from Lågen.

The average **Secchi-depth** in 2019 (June-October) was lower at all stations than in the years 2012-2018: 7.2 m at the main station is lower than the local environmental target of 8 m, but in good status according to the WFD. At Kise and Furnesfjorden, the corresponding mean values were 5.7 m and 6.4 m, which correspond to moderate and good status, respectively. The reason for the reduced Secchi-depth in 2019 may be the heavy particle-load from the local rivers in connection with heavy rainfall episodes in June/July. At Brøttum, the Secchi-depth was lower than at the other stations (mean value of 5.1 m), which is largely due to particles from the catchment, including glacial particles. The Secchi-depth is therefore unsuitable as a supporting quality element for classifying ecological status here.

Phytoplankton

The total amount of phytoplankton in Mjøsa has been greatly reduced since the 1970s and 1980s. This is a result of the measures taken to reduce the supply of nutrients. At the main station Skreia, the mean values for both chlorophyll-a and phytoplankton biomass for the period 2011-2018 have more than halved since the 1970s. There has also been a favorable development of the species composition during this period, especially with regards to biomass of cyanobacteria, which has been very low since the 1980s. However, large colonial diatoms, which often occur at low-medium phosphorus concentrations, still constitute a significant proportion of the total biomass, with marked peaks in late summer some years after 2000, especially the flood years 2011 and 2013.

In 2019, the average algal biomass at all four stations was in line with the environmental target of 0.4 mm³/l for low alkalinity, deep lowland lakes according to the WFD, which is identical to the local environmental target for Mjøsa. However, the biomass in Furnesfjorden was exactly at this boundary. The mean chlorophyll-a values were 2.5-2.9 µg/l and met the WFD target of 4 µg/l but exceeded the local environmental target for Mjøsa (2 µg/l) at all stations. In Skreia and Furnesfjorden, there was a clear bloom of diatoms in September. The species composition index showed moderate status at all stations. The maximum cyanobacteria biomass was still low, and corresponds to high status, but was still somewhat higher than the last seven years at all stations except Brøttum. **The overall assessment of ecological status for phytoplankton in 2019 was good at Skreia, Kise and Brøttum, but moderate in Furnesfjorden.**

The vertical distribution of the phytoplankton's chlorophyll-a fluorescence was measured with a probe from the surface to just above the bottom at all stations. There was generally higher fluorescence in Furnesfjorden (especially in July) and at Kise (especially in September) than at the other stations, but we did not find any peak in the thermocline at any of the stations. These profiles confirm the difference between the stations with regard to the eutrophication impact.

A particular feature of the phytoplankton in Mjøsa in 2019 was the strong bloom of cyanobacteria observed at the beaches towards the end of July, which caused concern among local health authorities and among people using the beaches in the west, east, north and south, and received a high media coverage. The dominant species was *Dolichospermum lemmermannii*, which can produce

toxins, but no known toxins were detected. However, it was recommended not to swim where the water was clearly green, as even cyanobacteria that do not produce toxins can cause itching and discomfort.

The observed differences between the stations, and the problematic cyanobacterial bloom in 2019, are assumed to be primarily caused by nutrient loads from local rivers and streams in connection with heavy rainfall episodes in the early summer, followed by sunny weather and warmer water. Climate change is likely to increase the frequency of extreme rain events in addition to global warming and can therefore both increase the nutrient load and worsen the impacts of the nutrients. This is well described in recent literature (see e.g. Ho et al. 2019, Huisman et al. 2018, IPCC 2019). More mitigation measures to reduce agricultural nutrient run-off will therefore be important in the years to come.

Zooplankton

There was a high biomass of zooplankton in Lake Mjøsa in 2019, which was also found in 2018. The biomass the last two years was as high as in the 1980s and was dominated by a calanoid copepod species (*Eudiatomus gracilis*). The explanation for the unusually high zooplankton biomass seen the last two years is unclear, but can be related to increasing temperatures, algal production and fish predation, as well as interactions between these variables.

Phosphorus loads

The total phosphorus load from the tributaries has been reduced from approx. 144 tons per year for the decade 1979-1989 to approx. 95 tonnes per year for the decade 2000-2009. During the last decade (2010-2019), the average annual load has increased to approx. 146 tonnes due to the high loads in the "flood years" 2011, 2013, 2014 and 2018. If we ignore these four years, the average for the last decade would have been 96 tonnes per year, which is the same level as the previous decade. **In 2019 the total supply was approx. 101.7 tonnes, and Lågen accounted for approx. 63 %.** In addition to natural runoff from glacial areas, forests and pastures, this includes agricultural inputs (cultivated areas and livestock manure), municipal wastewater treatment plants and sewage treatment plants with discharges to rivers, wastewater from scattered dwellings and any industry with discharges to rivers. A quantitative source distribution of the phosphorus load from rivers is needed to plan the need for mitigation measures but was not feasible within the scope of this monitoring.

In 2019, a relatively large proportion of the annual phosphorus load came with the rivers in June and July (about 26 %, compared to only 5 % in 2018). The P-loads in June and July may have been a contributing factor to the cyanobacterial bloom in late July. This is because P-loads during summer, when the water column is stratified, will increase the P-concentrations in the surface layer, where it is available for the phytoplankton.

Ecological status and water quality in the tributaries and outlet river

The **hygienic water quality** (based on levels of indicator bacteria, *E. coli*) in the inlet rivers in 2019 was good in Lågen, moderate in Gausa, poor in Lenaelva, and very poor in Svartelva, Hunnselva and Flagstadelva. This was similar to what was found in most of the recent years.

In 2019, the median values for **Tot-P** were within high status for this parameter in all inlet rivers except Lena and Svartelva, which were in good status. The median values for **Tot-N** corresponded to moderate or worse status in all rivers except Lågen and Vorma, where Tot-N indicated high and good status respectively. Lena, Flagstadelva and Svartelva were classified to bad status for Tot-N. None of the rivers are considered nitrogen-limited, and Tot-N was therefore not used in the overall status classification.

Investigations of **benthic algae and benthic fauna** in 2019 were conducted at six stations in the Stokkeelva river, and three stations in rivers Flagstadelva and Vorma. The results showed good or high ecological status concerning impacts of eutrophication and organic pollution at all the stations in the Stokkeelva River, with the exception of the outlet stream from Lake Lauga in Snertingdalen. Here, the status was moderate for both biological quality elements. In the Flagstad river, the benthic algae at the middle and lower stations showed moderate status for the eutrophication index, while the uppermost station was in good status. In the outlet river Vorma, the benthic fauna indicated moderate status concerning impacts of organic pollution at all the three stations, but these results are very uncertain due to unsuitable substrate for benthic fauna. The benthic algae index for eutrophication was in good or high status, which indicates acceptable nutrient loads in this river.

Most of the local tributaries to lake Mjøsa, and the outlet river Vorma, have moderate or high alkalinity and are thus not considered acid sensitive. The exception among the stations investigated in 2019 was two upper stations in the Flagstad river, which is naturally acidic due to lime-poor bedrock and soils with high humic content. The middle station showed high status for benthic algae acidification index, but the uppermost station was just below the good/moderate boundary, which can indicate weak acidification impact, but this can also be due to the natural acidity.

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 vekstsesonen 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.

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 Fylkesmennene i Oppland og Hedmark (nå Innlandet), fylkeskommunene i de to fylkene, 3 vassdragsregulanter, inkl. GLB, nå Eidsiva Vannkraft AS, 21 næringslivsbedrifter og 4 frivillige organisasjoner med tilknytning til Mjøsområdet (se www.vassdragsforbundet.no). I 2019 hadde forbundet totalt 61 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):

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

Etter vannforskriften er Mjøsa typifisert som tilhørende innsjøtype nr. 6, 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 nr. 6 (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 Vormå) 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 næringssalter fra landbruksavrenning, utslipp av kommunalt avløp, spredt avløp, industri osv. Årlig transport av fosfor og nitrogen skal beregnes i seks av tilløpselvene og i utløpselva Vormå.

1.3 Program og gjennomføring

Undersøkelsene i 2019 er en videreføring av programmet som har vært fulgt i de senere årene, men ble noe endret for elvene i 2018 (se nedenfor). Dette kan beskrives med følgende tre delområder:

Delområde 1: Rutinemessig årlig overvåking av Mjøsas hovedvannmasser ved hovedstasjonen Skreia (Figur 1). Undersøkelsene omfatter vanntemperatur, siktedyp, konsentrasjoner av næringsstoffer, generelle vannkjemiske forhold, 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 vannkvaliteten og økologisk tilstand i Mjøsa ved tre stasjoner: Brøttum, Kise og Furnesfjorden (0).

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 (**Figur 1**).



Figur 1. Mjøsa med prøvestasjoner i innsjøen, i tilløpselver og i utløpet Vorma. For elvene er kun nedstrøms-stasjonen vist. Må legge inn oppdatert kart der også Stokkeelva er med.

Hygienisk/bakteriologiske prøver tas i de overnevnte elvene, bortsett fra Vorma. Årlige biologiske undersøkelser i de 12 største tilløpselvene og i Vorma etter et rullerende program inngår også på tre

stasjoner i hver av fire elver hvert år. Foruten de seks nevnte tilløpselvene og Vorma gjelder dette også Mesna, Moelva, Brumunda, Vismunda/Stokkelva og Vikselva. I 2019 ble biologiske undersøkelser gjennomført på seks stasjoner i Stokkeelva og på tre stasjoner i Flagstadelva og Vorma (**Tabell 1**). Lena ble undersøkt av Fylkesmannen, men er ikke rapportert her.

Tabell 1. Rullerende program for biologiske undersøkelser i elver. Elvene som ble undersøkt av NIVA i 2019 er markert med fete typer.

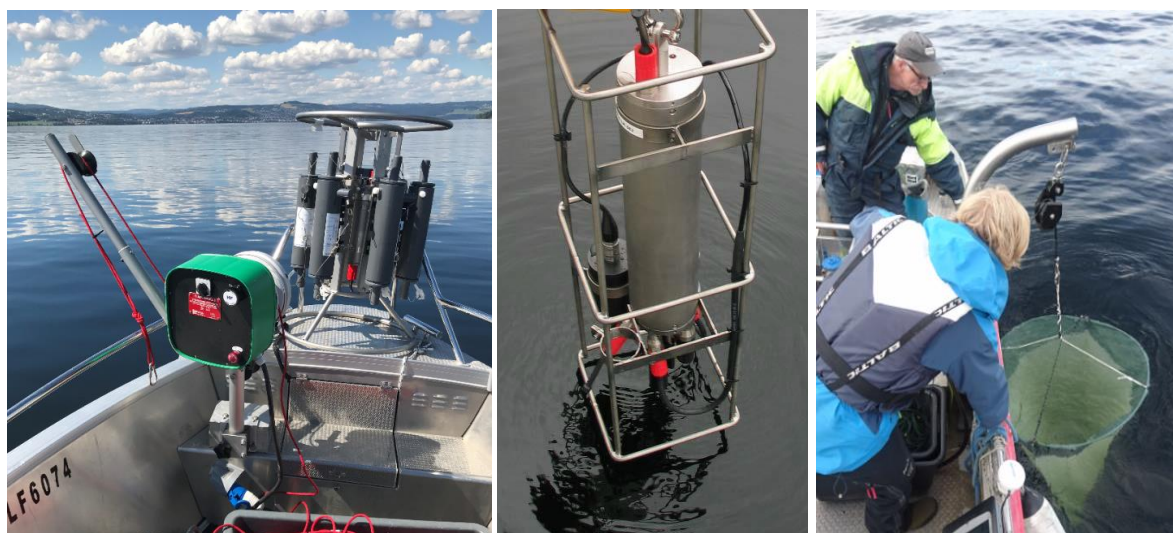
2016	2017	2018	2019	2020	2021
Mesna	Gausa	Hunnselva	Stokkelva	Mesna	Hunnselva
Brumunda	Moelva	Vikselva	Flagstadelva	Brumunda	Vikselva
		Lågen	Lena	Gausa	Lågen
		Svartelva	Vorma	Moelva	Svartelva

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 derfor de siste fire 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 er brukt de siste to årene tilhører Statens Naturoppsyn (SNO), som også stiller båtfører til disposisjon for prosjektet. For mellomrundene på hovedstasjonen Skreia har en mindre båt blitt benyttet, da den prøvetakingen ikke krever tungt utstyr.



Figur 2. Båt fra Statens Naturoppsyn med løftekran og motorisert linehaler, samt feltutstyr brukt i 2018 og 2019: fra venstre mot høyre: Rosett-sampler med 6 prøveflasker, multisensor-sonde for måling av vertikale profiler, Mysis-håv for dyreplanktonprøver fra hele vannsøylen.

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 til prøvetaking av 0-2 m, 2-4 m, 4-6 m, 6-8 m og 8-10 m vannsjiktene, som 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. 428 m. Disse prøvene tas med en rosett-sampler med seks 1 L prøveflasker, som programmeres til å lukkes på de angitte dypene (**Figur 2**). Disse enkeltp prøvene helles over i et blandekar til en hypolimnion blandprøve. For den dypeste prøven på hovedstasjonen tas det også en delprøve til analyse av total-fosfor (Tot-P) og fosfat (PO₄-P), og en annen delprøve for analyse av oksygen (Winklers metode), før resten av prøven ble helt over i blandekaret. Vannprøver fra enkeltdyp tas også fra overflaten til nær bunnen i mai fra alle stasjonene ved dypene angitt i **Tabell 2**, samt på sen vinteren i mars fra de samme dypene, men kun fra stasjoner med trygg is (kun mulig på Brøttum i 2019).

Tabell 2. Prøvedyp (m) ved innsamling av månedlige vannprøver fra Mjøsa i 2019.

Stasjon	Epilimnion	Enkeltdyp tatt i mai, samt i øvrige hovedrunder på Skreia						
Brøttum	0-10	20	30	60				
Kise	0-10	20	50	100	200			
Furnesfjorden	0-10	20	30	60				
Skreia	0-10	20	50	100	200	300	400	428*

* Den dypeste prøven skal tas 10 m over innsjøens dypeste punkt. Ut fra den trykkbaserte sonden ble det største dypet målt til 438 m.

Prøvene ble analysert mht klorofyll a, Tot-P, Tot-N, nitrat, turbiditet, farge, TOC, alkalitet og kalsium (alle stasjonene), samt en rekke andre parametere ved hovedstasjonen (**Tabell 3**). De ordinære månedlige blandprøvene fra epilimnion fra Skreia ble analysert av både NIVA-lab og Al-Control for næringssaltene Tot-P, Tot-N, nitrat og silisium, for å sammenligne resultatene fra de to laboratoriene, da dette var det tredje året NIVA-lab utførte alle de kjemiske analysene. Tilsvarende parallelle analyser ble også gjort i 2017 og 2018, slik at vi nå har tre år med parallelle analyser av nøkkelparameterne.

Det ble også tatt 0-10 m blandprøver og målt siktedyp fra Skreia midt mellom de månedlige prøvene, for å videreføre samme frekvens (hver 14. dag) som tidligere år på denne stasjonen. Disse ble analysert for klorofyll a, Tot-P, PO₄, Tot-N, NH₄, NO₃, 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 NO₃ 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 middelværdi 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 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 vertikalsier med en multisensor-sonde (**Figur 2**) av temperatur, oksygen, klorofyllfluorescens, turbiditet, pH og ledningsevne samtidig med de ordinære månedlige prøverundene på hver stasjon unntatt Brøttum. 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 Mjøsaksjonen. Vertikalprofilene av oksygen vil kunne avdekke eventuelt oksygenvinn i dypvannet mot slutten av stagnasjonsperiodene sommer og vinter.

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 konservert 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, 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 nr. 6 (L-N2b) og kombinasjonsregler som angitt i Lyche Solheim mfl. 2014 og i klassifiseringsveilederen kapittel 4 og figur 4.1 (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018. Veileder 02:2018 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 kanner, og et gitt volum (1-2 liter) ble filtrert gjennom GF/C glassfiberfilter samme dag som prøvene ble tatt. Filtrene ble frosset ned umiddelbart og holdt nedfrosset inntil analyse ved NIVAlab.

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 konservert med Lugols løsning. Før analysene ble foretatt, ble prøvene fra epilimnion (0-20 m) og fra hypolimnion (30 m og 50 m) slått sammen til to separate blandprøver. Krepsdyrene i en representativ del av hver av blandprøvene ble talt opp og identifisert til art. Biomasser (tørrvekt) ble beregnet for hele sjiktet 0-50 m på grunnlag av individantall og spesifikke tørrvekter for hver art og kjønn/utviklingsstadium.

Tabell 3. Vannkjemiske parametere analysert i 2019 for blandprøver fra epilimnion og hypolimnion, samt enkeltprøvedyp. Parametere markert med grønt ble analysert hver 14. dag. Parametere markert med fete typer ble analysert parallelt av NIVA-lab. og SYNLAB (tidl. Al-Control).

Parameter	enhet	Skreia			Brøttum		Kise		Furnesfjorden		
		enkeltdyp 7. mai	enkeltdyp hovedrunder	epilimnion blandprøve	hypolimnion blandprøve	enkeltdyp 18. mars & 6. mai	epilimnion blandprøve	enkeltdyp 7. mai	epilimnion blandprøve	enkeltdyp 6. mai	epilimnion blandprøve
pH		x	x	x	x						
Kond.	mS/m	x	x	x	x						
Alkalitet	mmol/l	x		x	x		x		x		x
Turb.	FNU	x	x	x	x		x		x		x
Farge	mg Pt/l	x		x	x						
Tot-P	µg P/l	x	x*	X	x	x	x		x		x
PO4	µg P/l	x	x*	x	x						
Tot-N	µg N/l	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
TOC	mg C/l	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/I	µg/l	x		x	x						
Ca	mg/l	x		x	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
Siktedyp	m			x							
Oksygen	mg O ₂ /l	x*	x*								x*

* kun analysert i dybeste prøve som var fra 428 m på Skreia og 60 m i Furnesfjorden.

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 istidskrepser 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 250 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 ble samlet inn totalt 24 ganger i perioden januar-desember fra de faste stasjonene i tilløpselvene Lågen, Gausa, Hunnselva, Lena, Flagstadelva og Svartelva (se **Figur 1** og **Tabell 4**). Fra Vorma ved Minnesund og fra Vikselva 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 SYNLAB (tidl. ALcontrol). 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 23**.

Tabell 4. Vannkjemiske parametere analysert i tilløpselvene til Mjøsa, samt Vorma i 2019.

Parameter	enhet	Lågen	Lena	Hunnselva	Gausa	Flagstadelva	Svartelva	Stokkeelva	Vorma
koordinat øst*	lengde	10.39331	10.95474	10.69498	10.39181	11.10226	11.15221	10.67251	11.23352
koordinat nord*	bredde	61.15993	60.65725	60.79415	61.15770	60.81488	60.78512	60.88696	60.39853
Tot-P	µg P/l	x	x	x	x	x	x	x	x
Tot-N	µg N/l	x	x	x	x	x	x	x	x
Farge	mg Pt/l	x					x	x	x
Turb.	FNU	x					x		x
Si	mg/l	x					x		x
Ca	mg/l							x	
<i>E.coli</i>	ant/100 ml	x	x	x	x	x	x		

** Koordinatene gjelder nederste stasjon før utløp Mjøsa for elver der flere stasjoner ble undersøkt mht. begroingsalger og bunndyr (Flagstadelva, Stokkeelva og Vorma).

2.2.2 Stofftransport i elvene

Vannføringsdata for de aktuelle prøvetakingsstasjonene ble innhentet fra Eidsiva 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 for Mjøsovervåkingen. Vannføringen ved utløpet av Lena ble skalert fra målestasjon Lena (stasjonsnr. 2.634.0) med en faktor 1,57 (jfr. Eidsiva 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 (V_f) i Fura (stasjonsnr. 2.323.0) etter følgende likning fra NVE: $V_f \text{ Flagstadelva} = 0,684 + V_f \text{ Fura} * 2,717$.

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

Faktoren 4,0227 er lik arealet av uregulert lokalfelt Minnesund til Ertesekken [354 km²] delt på arealet av nedbørfeltet til stasjon Rømua [88 km²].

Basert på de kjemiske analyseresultatene av vannprøver samt vannføringsdata ble stofftransporter beregnet for Tot-P og Tot-N i de syv elvene (de seks største tilløpselvene og Vorma). Transport av silisium ble beregnet for Lågen og Svartelva. Stofftransportene er beregnet månedsvis i henhold til følgende formel:

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

hvor T er transporten av Tot-P, Tot-N eller Si i tonn den aktuelle måneden, C_i er konsentrasjonen av stoffet i vannprøven (i mg/m³) og Q_i er døgnmiddelvannføringen (m³/s) dagen prøven ble tatt. V er den samlede vanntransporten (i millioner m³) 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 vanndirektivet 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 (Flagstadelva, Stokkeelva-vassdraget og Vorma) 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 også benyttet tilgjengelige data på kalsium/alkalitet og fargetall/TOC fra tidligere rapporter, eller data fra andre

overvåkingsprogrammer rapportert til den nasjonale databasen Vannmiljø. Disse elvetyperne er presentert i **Tabell 5**.

Tabell 5. Elvetyper for vannkjemistasjonene i de seks største tilløpselvene, samt Stokkeelva og utløpselva Vorma.

Elv	Vanntype-kode	Vanntype-beskrivelse	Kalsium (mg/l)	Farge (mg Pt/l)
Gudbrandsdals-lågen	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
Stokkeelva	R108	Moderat kalkrik, humøs	10	72
Vorma	R107	Moderat kalkrik, klar	5,8 **	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 (mai-oktober 2018).

2.2.4 Klassifisering av næringsalter og hygienisk-bakteriologisk vannkvalitet

Ved klassifiseringen av økologisk tilstand mht. Tot-P og Tot-N har vi benyttet medianverdier for 2019 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. 4.2.2). 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

Programmet for biologiske undersøkelser ble revidert i 2017, og innebærer nå biologiske undersøkelser på tre stasjoner i fire elver per år etter et rullerende program. 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).

Stasjoner:

I 2019 ble biologiske undersøkelser gjennomført på tre stasjoner i Flagstadelva og Vorma, samt seks stasjoner i Stokkeelva-vassdraget. Stasjonenes plassering og vanntype er gitt i **Tabell 6**.

Begroingsalger:

Begroingsalger er fastsittende alger som vokser på elvebunnen og er følsomme for eutrofiering og forsurening. Prøvetaking av bentiske alger og heterotrof begroing ble gjennomført 14.-15. august og 6. september 2019. 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 ganger 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 konserveret 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 vanddirektivet, 2018) og den europeiske normen for prøvetaking og analyse av begroingsalger (NS-EN ISO 15708:2009).

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 2019 var det kun øverste vannforekomst i Flagstadelva som var kalkfattig (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).

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 om sommeren (som er gjort i dette programmet) 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. 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 egne målinger eller data innhentet gjennom tidligere overvåkingsprogrammer (hentet fra Vannmiljø).

Stasjon, kortnavn	Stasjon, beskrivelse	Breddegrad (N)	Lengdegrad (Ø)	Vannmiljøkode	Vannforekomst	ID i vannnett	Kalkinnhold	Farge	Klimareg.	Vanntype
<i>Flagstadelva</i>										
FLE1	Flagstadelva oppstrøms Brennsætersaga	60.90525	11.10905	Ny stasjon 2019	Flagstadelva øvre del	002-894-R	Kalkfattig	Humøs	Skog	R206
FLE2	Flagstadelva ved Dalseng	60.86768	11.11519	002-53799		002-894-R				
FLE3	Ved Vienkryssset, der FV116 krysser elva	60.81491	11.10310	002-56204	Flagstadelva nedre del	002-4824-R	Moderat kalkrik	Humøs	Lavland	R108
<i>Stokkelva-vassdraget</i>										
STK1	Utløpsbekk fra Lauga	60.93445	10.23537	Ny stasjon 2019	Storelva bekkfelt	002-2650-R	Kalkrik	humøs	Lavland*	R110
STK2	Skonnølselva, oppstrøms Sneringdalsvegen	60.87709	10.44490	Ny stasjon 2019	Stokkelva sideelver nordsiden	002-2655-R	Moderat kalkrik	Humøs	Skog	R208
STK3	Storelva, ved innløp i Ringsjøen	60.88794	10.33145	002-79191	Storelva	002-2639-R	Moderat kalkrik	Humøs	Skog	R208
STK4	Ved skytebanen	60.86731	10.44141	002-63522	Stokkelva oppstrøms inntak Høgfallet kraftverk	002-4941-R	Moderat kalkrik	Humøs	Skog	R208
STK5	Ved Dalbjø hytte	60.88200	10.55007	Ny stasjon 2019		002-4941-R				R208
STK6	Ved utløp i Mjøsa	60.88696	10.67251	002-63523	Stokkelva nedstøms inntak Høgfallet kraftverk	002-4940-R	Moderat kalkrik	Humøs	Lavland	R108
<i>Vorma</i>										
VOR1	Ved Minnesund	60.38668	11.25186	Ny stasjon 2019	Vorma, Mjøsa-Svanfossen	002-3826-R	Moderat kalkrik	Klar	Lavland	R107
VOR2	Oppstrøms Svanfossen	60.21616	11.35374	002-30582						
VOR3	Nedstrøms Svanfossen	60.21085	11.364380	Ny stasjon 2019	Vorma Svanfossen-Glomma	002-3825-R	Moderat kalkrik	Klar	Lavland	R107

* Stasjonen ligger egentlig i klimasone skog, men vanntypen kalkrik & humøs er kun definert for klimasone lavland

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 normalisert EQR-verdier (nEQR) for enklere sammenligning med andre indekser og andre europeiske land. PIT-indeksen har vært gjennom en interkalibreringsprosess; det vil si at 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.

Bunndyr

Prøver av bunndyr ble tatt 28 og 29 oktober 2019. 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 oppvirket 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 m² av elvebunnen. På laboratoriet ble bunndyrene talt opp og bestemt til lavest mulige taksonomiske nivå ved hjelp av stereolupe og mikroskop.

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. Når det gjelder belastning knyttet til organisk stoff og næringsalter, kan dette for en forsuret vannforekomst resultere i at taksa som skårer lavt for ASPT (bl.a. snegler og igler, som indikerer organisk belastning) forsvinner, mens de gruppene som skårer høyt (for eksempel steinfluer) blir igjen. Dette gjør at økologisk tilstand basert på ASPT kan bli kunstig høy og misvisende under slike forhold, og er kommentert i resultatene (kap. 4.2.3). I kalkfattige områder er det derfor gunstig at man i tillegg til ASPT vurderer effekten av forsuring.

Indeksen RAMI (River Acidification Macroinvertebrate Index) brukes for å vurdere forsuringstilstand (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 forsuringstoleranse. 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 vannforekomst i Flagstadelva, ettersom alle andre vannforekomstene var moderat kalkrike og dermed ikke forsuringfølsomme. Vi beregnet RAMI for de to stasjonene i denne vannforekomsten, men resultatene ble ikke tatt med i samlet tilstandsklassifisering ettersom RAMI ikke bør benyttes i humøse vassdrag (noe Flagstadelva er). Dette fordi indeksen foreløpig ikke kan skille mellom naturlig

surhet (for eksempel forårsaket av naturlig forekommende organiske syrer og humussyrer) og menneskeskapt forsurening. Det er derfor ikke utviklet klassegrenser for humøse vann typer.

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, forurening 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).

2.3 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 vann typen. 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 vanddirektivet 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 vanddirektivet 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 fysiske-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 fysiske-kjemiske kvalitetselementene (se figur 3.6 i Direktoratsgruppen vanddirektivet 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 den samlede økologiske tilstanden beregnet basert på nEQR-verdiene for de relevante indeksene. Eutrofieringsindeksen for begroingsalger (PIT) og bunndyrindeksen for organisk belastning (ASPT) ble inkludert på alle stasjoner, mens forsuringsindeksen for begroing (AIP) kun ble inkludert i klassifiseringen av de to stasjonene i øverste vannforekomst i Flagstadelva (de andre vannforekomstene var moderat kalkrike og dermed ikke forsuringsensitive). Her ble også forsuringsindeksen for bunndyr (RAMI) beregnet, men ikke tatt med i samlet tilstandsklassifisering fordi den ikke er egnet i humøse vannforekomster. På nederste stasjon i Flagstadelva og Stokkeelva, samt øverste stasjon i Vorma (ved Minnesund) 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 nitrogenbegrensede (se kap. 4.2.2). Vi beregnet også samlet tilstand for hver vannforekomst. Tilstanden for de enkelte elve-vannforekomstene ble beregnet basert på nEQR-verdier for gjennomsnittet av indeksverdiene fra stasjonene innenfor samme vannforekomst.

3 Resultater og diskusjon – Mjøsa

3.1 Primærdata

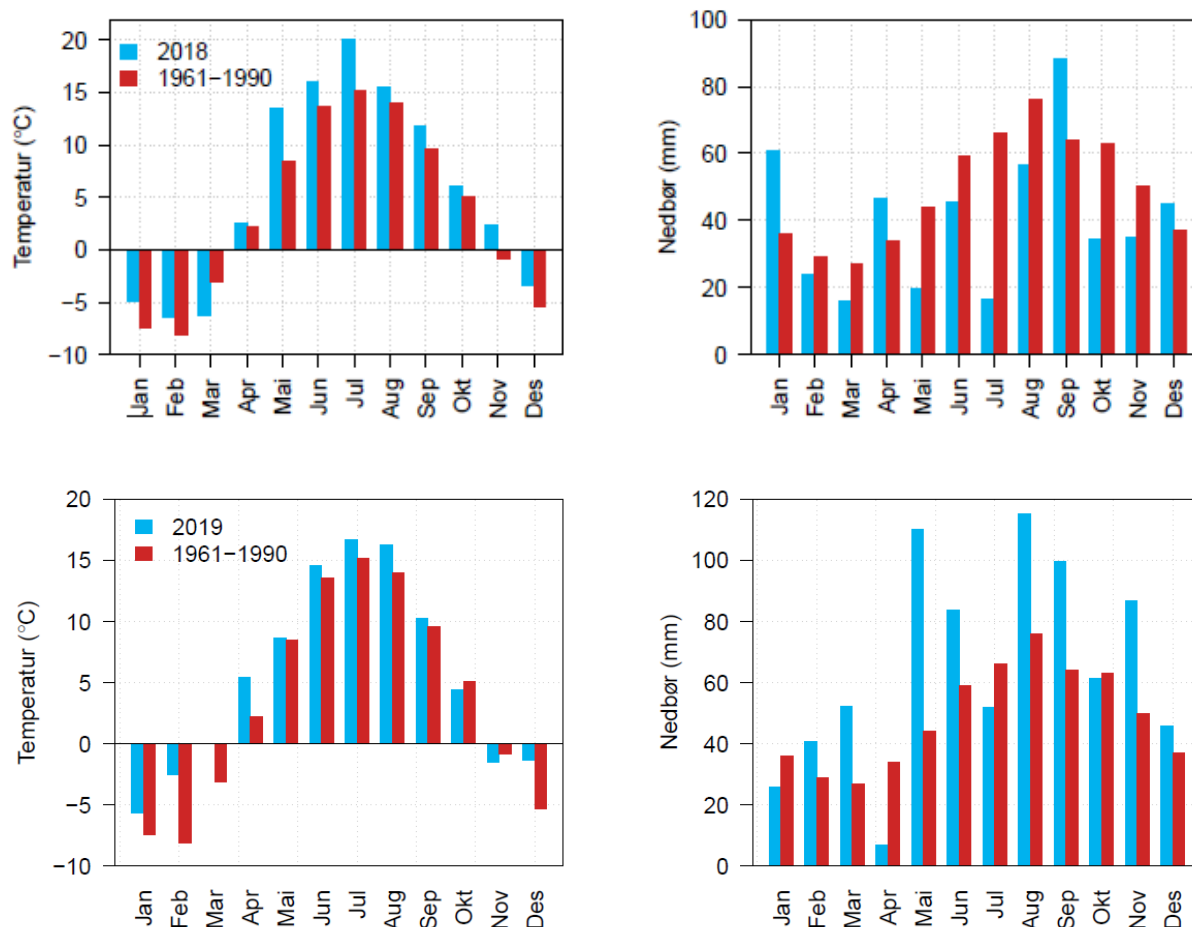
Alle primærdata er gitt i **Vedlegg A, B, C** og er også rapportert til Vannmiljø-databasen. Generelle fakta om Mjøsa med nedbørfelt er gitt i **Vedlegg E**.

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 stor innvirkning på vekst og utvikling av planter og dyr i innsjøen. For å beskrive de meteorologiske forholdene i Mjøsområdet i 2019 har vi benyttet data fra Kise på Nes i Ringsaker og viser også data fra 2018, som var et svært varmt og tørt år (**Figur 3**).

Figur 3 viser at 2019 var varmere enn normalen i så å si alle månedene, men ikke på langt nær så varmt som 2018, da middeltemperatur i månedene mai, juni og juli, var 2-5 °C over normalen. Middeltemperaturen for algeveksts sesongen juni-oktober 2019 er beregnet til 12,5 °C. Dette er 1 °C høyere enn normalt for perioden.

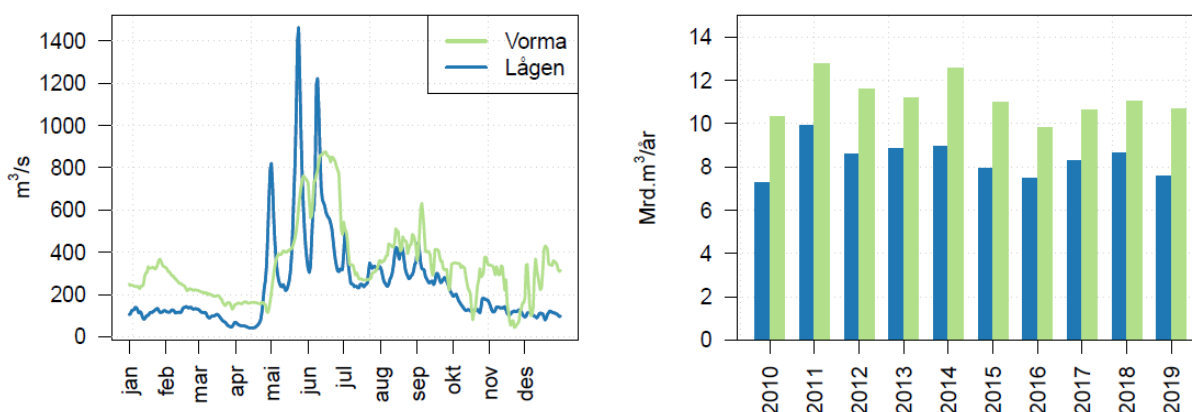
Året 2019 var et mye våtere år enn normalt. På årsbasis falt det 780 mm nedbør på Kise i 2019, som er vesentlig mer enn i et normalår (585 mm). Det kom forholdsvis mye nedbør i mai og juni, samt i august, september og november, mens april og juli var måneder med lite nedbør i 2019 (**Figur 4**). Nedbørmengden i veksts sesongen for alger (juni-oktober) var på 412 mm, som er vesentlig mer enn normal nedbørsum for perioden (328 mm). I juni var det også flere episoder med mye nedbør som kom i løpet av ett døgn og som ga kortvarige pulser med høy vannføring, særlig i de lokale elvene i Mjøsas nærområde (se nedenfor).



Figur 3. Middeltemperaturer og nedbørsummer per måned ved Kise meteorologiske stasjon i 2018 (figurer øverst) og 2019 (figurer nederst) (blå søyler). Normaler for perioden 1961-1990 er vist med røde søyler. Datakilde: Landbruksmeteorologisk Tjeneste (LMT), http://lmt.nibio.no/agrometbase/getweatherdata_new.php

Figur 4 viser vannføringen i den største tilløpselva Lågen og i utløpselva Vorma gjennom året 2019, samt årlig vanntilførsel med Lågen og årlig avrenning via Vorma i perioden 2010-2019. Lågen bidro i disse årene med 70-80 % av vanntilførselen til Mjøsa. Som vanlig også i tidligere år var det en vårflokk i månedsskiftet mai/juni (Vedlegg D: Tabell 27). Flomtappen 23. mai i 2019 var på drøyt 1400 m³/s, som er vesentlig mindre enn i 2018, da den var på over 2000 m³/s. Men den var likevel noe større enn de to foregående årene (2016 og 2017), da den var på ca. 1200 m³/s. Spesielt i 2019 var at det kom to flomtopper, én i slutten av mai og én 8.-10. juni.

Til tross for at året 2019 var betydelig våtere enn normalt mht nedbør, særlig i sommermånedene (**Figur 4**, venstre panel), var vanntransporten likevel på samme nivå som de andre årene etter 2010 (**Figur 4**, høyre panel). I 2018 var det ingen større nedbørsepisoder i løpet av sommermånedene og dermed heller ingen flomepisoder med større tilførsler av næringsalter fra mindre tilløpselver fra juni til august (se kap. 4.1.1). Fravær av slike flommer om sommeren ga reduserte næringsstilførsler til Mjøsa og bidro til redusert algeproduksjon i 2018. I 2019 derimot var det flere slike nedbørsepisoder på forsommeren som ga høy vannføring i de lokale elvene, og som kan ha vært medvirkende årsak til den store algeoppblomstringen på badeplassene i slutten av juli (se kap. 3.7.4 og 4.1.1).



Figur 4. Vannføring i Lågen (vannmerke Losna) og i Vormå ved Minnesund i 2019 (venstre panel). Årlig vanntransport med Lågen og Vormå i perioden 2010-2019 (mrd. = milliarder) (høyre panel). Basert på data fra NVE og Eidsiva kraft.

3.3 Vanntemperatur

Mjøsas hovedbasseng sør for Gjøvik, Helgøya og Hamar ble ikke islagt vinteren 2018-2019 i likhet med i de fem foregående vintrene. Den nordre delen fra Lillehammer og sørover til ca 1 km sør for Mjøsbua var derimot islagt. Furnesfjorden hadde så usikker is at prøver ikke kunne tas på sen vinteren. Brøttum var dermed den eneste stasjonen som ble prøvetatt på sen vinteren. Ved prøverunden den 7. mai var det på hovedstasjonen fullsirkulasjon med 3,6 °C på 0,5 m og 3,5 °C på 427 m dyp (0). På Kise var det 3,8°C, på Brøttum 3,7 °C, mens Furnesfjorden hadde 4,2 °C på 0,5 m dyp ved denne første prøverunden tidlig i mai.

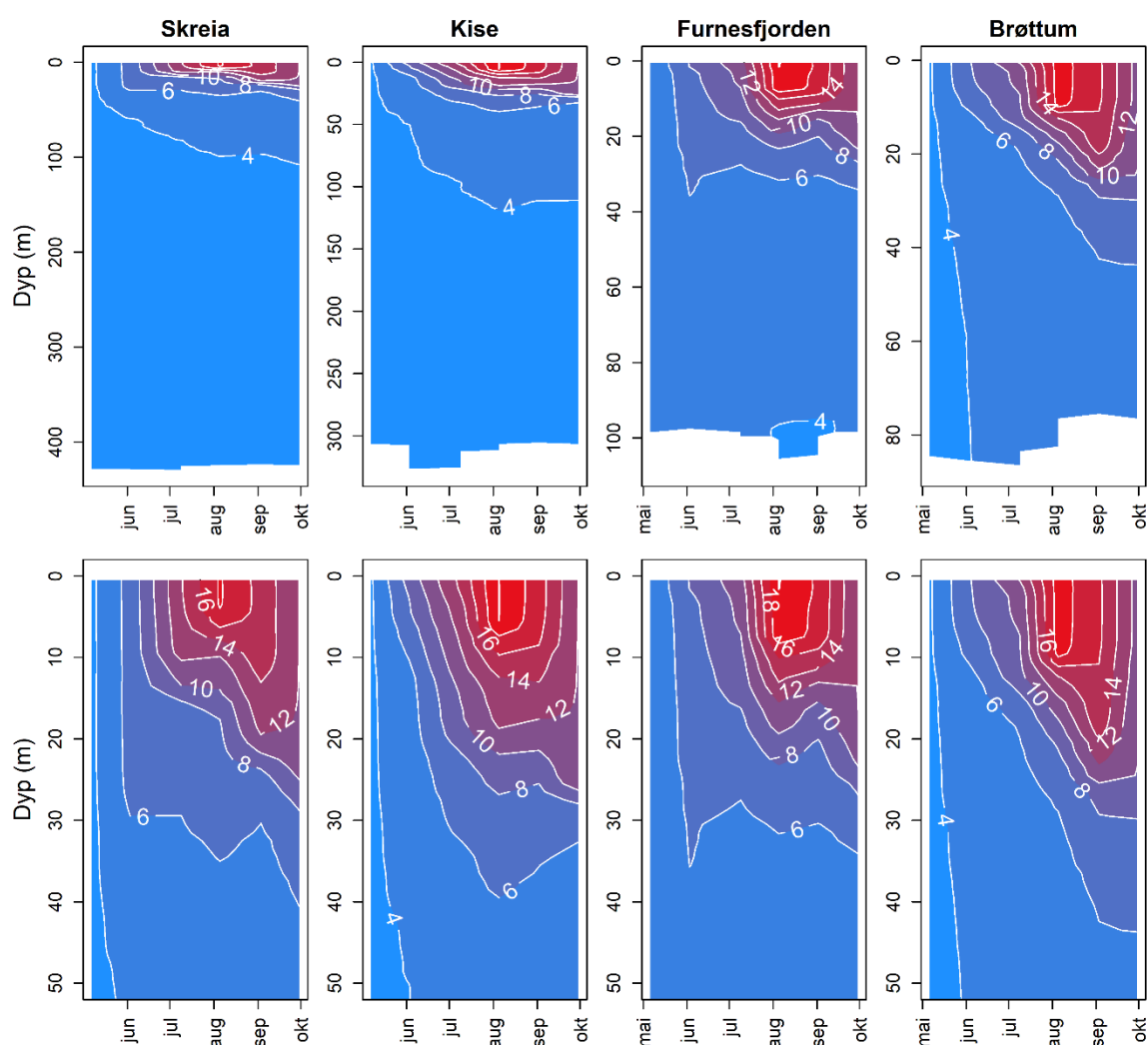
Fra midten av mai ble de øvre vannlagene betydelig oppvarmet, og som normalt utviklet det seg en termoklin (temperatur-sprangsjikt) mellom de øvre, varme vannlagene (epilimnion) og de dypere, kalde vannlagene (hypolimnion). Termoklindypet lå mellom 10 og 20 m og ble gradvis dypere utover i sesongen (**Figur 5**). 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. 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. Dette 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.

Middeltemperaturen i de øvre vannlagene (0-10m) på hovedstasjonen Skreia fra juni-oktober 2019 var 12,7 °C, som er likt med 2018, til tross for at sommeren 2018 var vesentlig tørrere enn normalt, mens 2019 var våtere enn normalt. Vanntemperaturen var likevel høyere begge de siste to årene enn middelverdien av alle målingene siden 1972 (som er 11,9 °C). Den er også 1,5 °C høyere enn normalen for årene 1972-1990, som er 11,2 °C. Maksimumstemperaturen i 0-10 m sjiktet var 16,3 °C i 2019, 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. Maksimumstemperaturen i 2019 (16,3 °C) er nær middelverdien av maksimumsmålingene siden målingene startet i 1972 (som er 16,0 °C).

Maksimumstemperatur i overflatevannet på Skreia (0,5 m) ble målt til 18,2 °C den 5. august 2019, mens maksimumstemperaturen på de andre stasjonene ble målt samme dato til 18,9, 20,1 og 20,2 °C på henholdsvis Brøttum, Kise og Furnesfjorden. Dette er omtrent som i 2018 på Skreia og på Brøttum,

men mer enn 1 grad varmere enn tilsvarende målinger i 2018 på både Kise og i Furnesfjorden. Dette varme overflatevannet på disse to stasjonene kan ha bidratt til utviklingen av cyanobakterieoppblomstringen på badeplassene i slutten av juli (se kap. 3.7.4).

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 5**). Den 30. september sirkulerte vannmassene ved hovedstasjonen med en temperatur på ca. 12 grader fra overflaten og ned til 20 m dyp. Ved Skreia var det fortsatt sjiktning 24. oktober mellom 30 og 50 m dyp, så høstfullsirkulasjonen inntraff trolig flere uker etter dette.

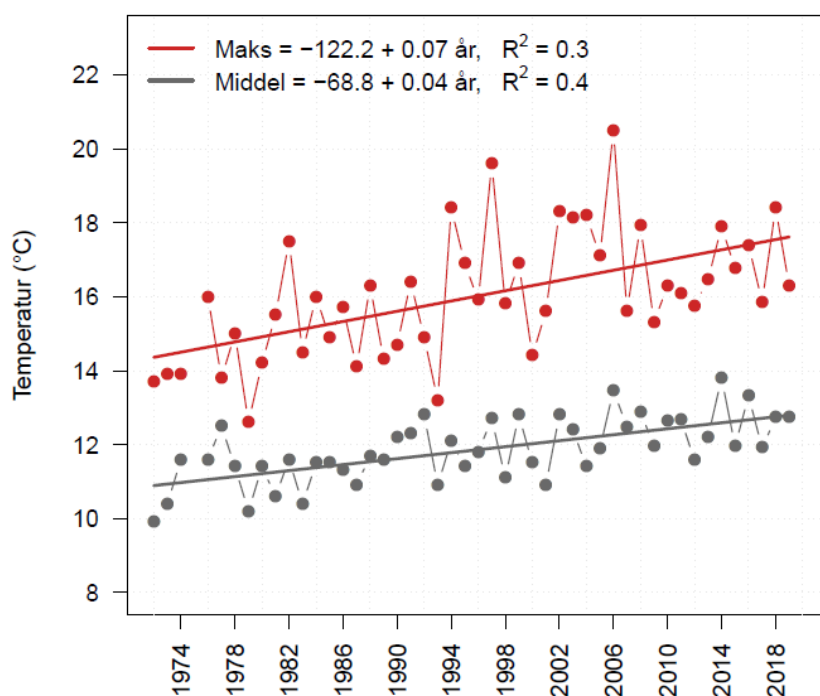


Figur 5. Temperatur (°C) i Mjøsa 2019 for alle fire målestasjoner. Øvre panel viser hele vannsøylen, mens nedre panel viser 0-50 m. y-aksen angir dyp i meter.

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 6**). Basert på lineær regresjon har økningen vært på henholdsvis 1,9 °C og 3,3 °C. Dette er på nivå med de temperaturstigningene 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 var høy i 2018, som var en svært varm og tørr sommer, men har ellers

ikke økt de siste ti årene, noe som kan ha sammenheng med våtere klima med mer nedbør som gir en avkjølende effekt og dermed demper oppvarmingen i sommermånedene. Brevannet som tilføres Mjøsa via Lågen på sensommeren vil også dempe oppvarmingen, særlig i de nordligste delene av Mjøsa.

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, 0, 0, 0). Nyere studier bekrefter sammenhengen mellom klimaendringer og eutrofiering i store, næringsbegrensede, sjuktede innsjøer (Couture m.fl. 2018, Ho m.fl. 2019, Huisman m.fl. 2018, Moe m.fl. 2019).



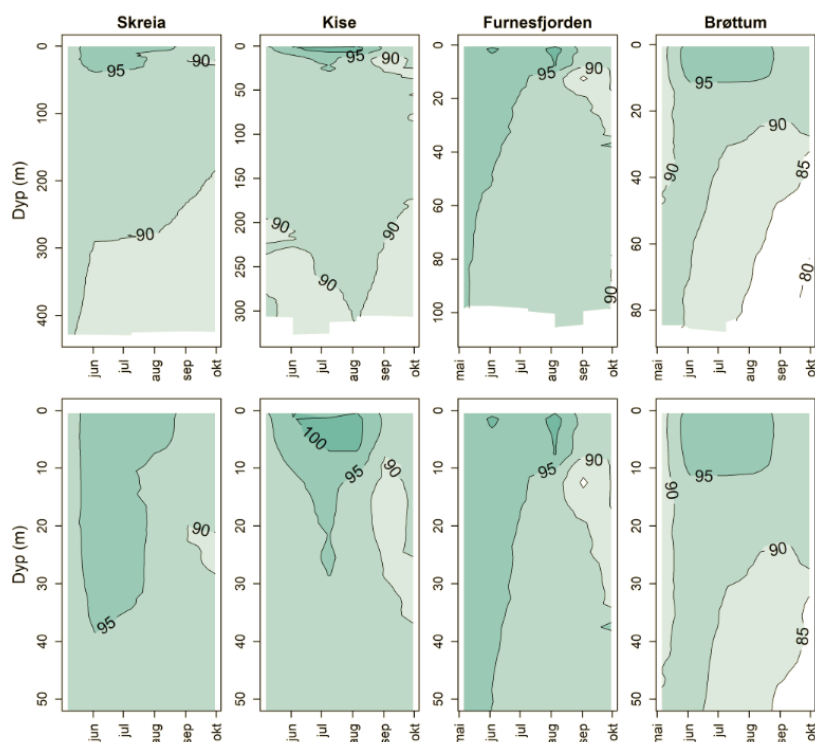
Figur 6. Tidsutvikling av middel- og maksimumstemperatur i de øvre vannlagene (0-10 m) i perioden juni-oktober ved hovedstasjonen, Skreia.

3.4 Generell vannkvalitet

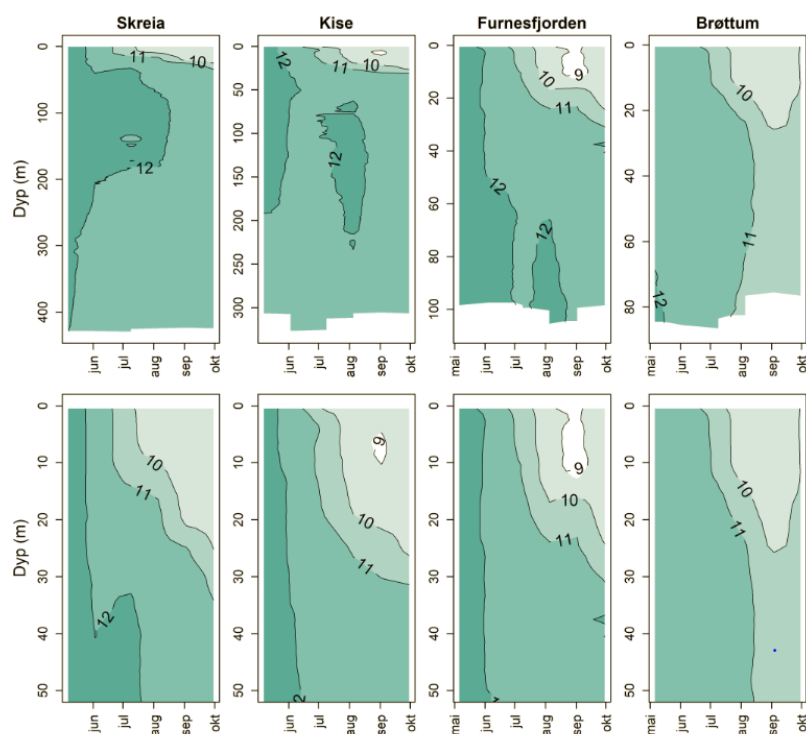
3.4.1 Oksygenforhold

Oksygenforholdene er gode på alle stasjonene, med > 90 % metning i hele vannsøylen gjennom hele sesongen med unntak av høstmånedene, da oksygenet sank til ca. 85 % metning i sprangsjiktet og i dypvannet (Figur 7a). 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 i de øvre vannlagene på Kise og i Furnesfjorden pga intens primærproduksjon.

a)



b)



Figur 7. a) Oksygenmetning (% metning) og b) Oksygenkonsentrasjon (mg/l) i Mjøsa gjennom felt-sesongen 2019 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.

Selv om oksygenmetningen var > 90%, var oksygenkonsentrasjonen var likevel relativt lav (ca. 9 mg/l) i de øvre vannlagene fra juli-september på alle stasjonene, og under 9 mg/l i Furnesfjorden i august (**Figur 7b**). Dette er et naturlig fenomen som skyldes den negative sammenhengen mellom oksygen og vanntemperatur. En oksygenkonsentrasjon på 9 mg/l tilsvarer grenseverdien god/moderat (som er basert på tålegrenser for laksefisk), og kan ha medført at fiskebestandene trakk dypere ned og ga dyreplanktonet et «fristed» i de øvre vannmassene (se kap. 3.8.1).

Oksygen i bunnvannet på Skreia målt i laboratoriet viste en minimumsverdi på 428 m dyp på 10,9 mg/l i september (primærdata i **Vedlegg A: Tabell 3**), noe som tilsvarer ca. 85% metning. Det er dermed ikke påvist noe oksygensvinn av betydning i dypvannet i Mjøsa.

3.4.2 Kalsium, alkalitet, pH og ledningsevne

Middelverdien for konsentrasjonen av kalsium varierte fra 4,4 mg Ca/l ved Brøttum til 6,4 mg Ca/l i Furnesfjorden (**Tabell 7**), verdiene er 0,3-0,5 mg/l høyere enn tidligere år (Løvik mfl. 2014). Omfattende jordbruk i nedbørfeltet (gjødsling med kalksalpeter) og økt avrenning er trolig årsaken til den økte kalsium-konsentrasjon i Mjøsa. Det vil si at det naturlige nivået sannsynligvis ligger rundt 4 mg Ca/l, slik det fortsatt er ved Brøttum. Grensen mellom kalkfattige og moderat kalkrike innsjøer er satt ved 4 mg/l (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018: Veileder 02:2018 Klassifisering). Ved klassifiseringen av økologisk tilstand velger vi derfor å benytte grenseverdier for innsjøtype nr. 6, 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 7,2-7,4 og alkaliteten var 0,20-0,25 mekv/l på de forskjellige stasjonene (**Tabell 7**). Alkaliteten er rett over typegrensen kalkfattig/moderat kalkrik (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018: Veileder 02:2018 Klassifisering). Mjøsa er dermed ikke særlig følsom for forsurening.

Tabell 7. Middelverdier for pH, alkalitet, kalsium og ledningsevne i blandprøver fra 0-10 m for perioden mai-oktober 2019.

Parameter	Benevning	Brøttum	Kise	Furnesfjorden	Skreia
pH					7,3
Alkalitet	mmol/l	0,20	0,23	0,25	0,24
Kalsium	mg/l	4,4	5,4	6,4	5,8
Ledningsevne	mS/m				4,4

3.4.3 Organisk karbon og farge

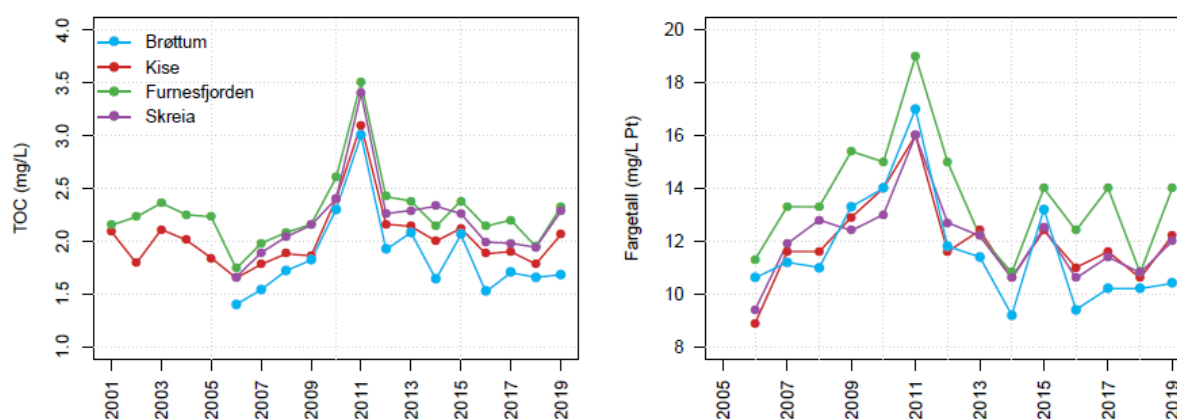
Middelverdier for farge og totalt organisk karbon (TOC) i de øvre vannmassene i perioden mai-oktober 2019 var hhv 10-12 mg Pt/l og 1,7-2,2 mg C/l på alle stasjonene unntatt i Furnesfjorden, som hadde noe høyere verdier med fargetall på 13,8 mg Pt/l og TOC på 2,3 mg/l (**Tabell 8**). Dette viser at Mjøsa er en klarvannssjø som er lite påvirket av humus fra nedbørfeltet. Furnesfjorden er heller ikke humøs, men har noe mer humus enn resten av Mjøsa pga tilførsler fra Brumunda og andre mindre elver og bekker som drenerer myrområder. 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. Fargen på de andre stasjonene var noe høyere i 2019 enn i 2018. Dette skyldes trolig mer nedbør i 2019 enn i 2018, som var en svært tørr

sommer med mange skyfrie dager som ga mindre tilførsler av humus og også mer foto-oksidasjon (bleking) av humus i innsjøen.

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	10,3	11,8	13,8	11,7
TOC	mg/l	1,7	2,0	2,3	2,2

Middelverdiene for TOC og farge i perioden juni-oktober økte ved alle stasjonene i perioden 2006-2011 (**Figur 8**). 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). I 2019 var det en økning fra 2018 til omtrent samme nivå som i 2015.



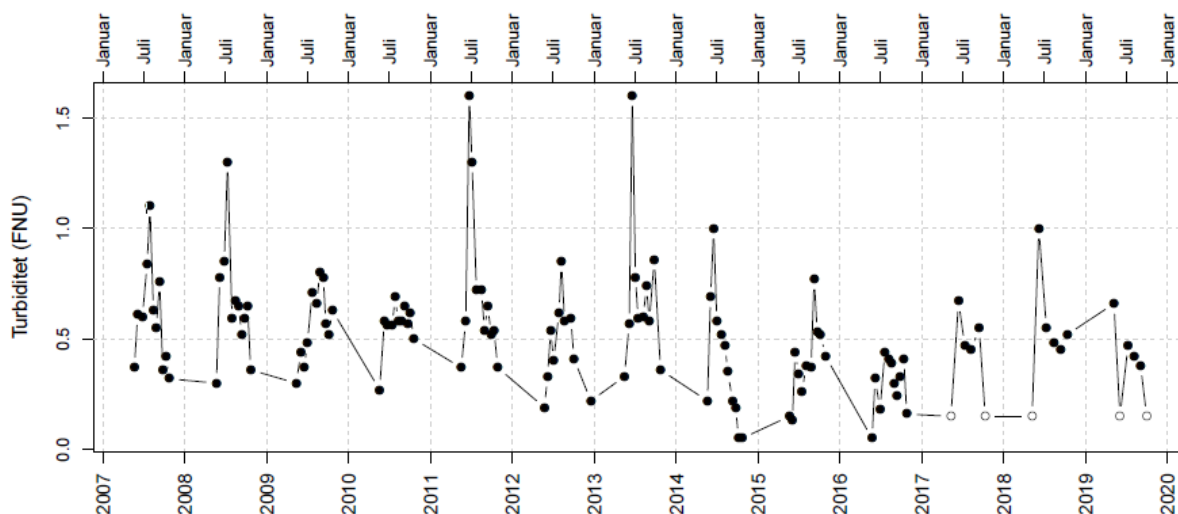
Figur 8. Tidsutviklingen i middelverdier for totalt organisk karbon TOC (venstre panel) og farge (høyre panel) fra juni-oktober i perioden 2001-2018.

3.4.4 Turbiditet

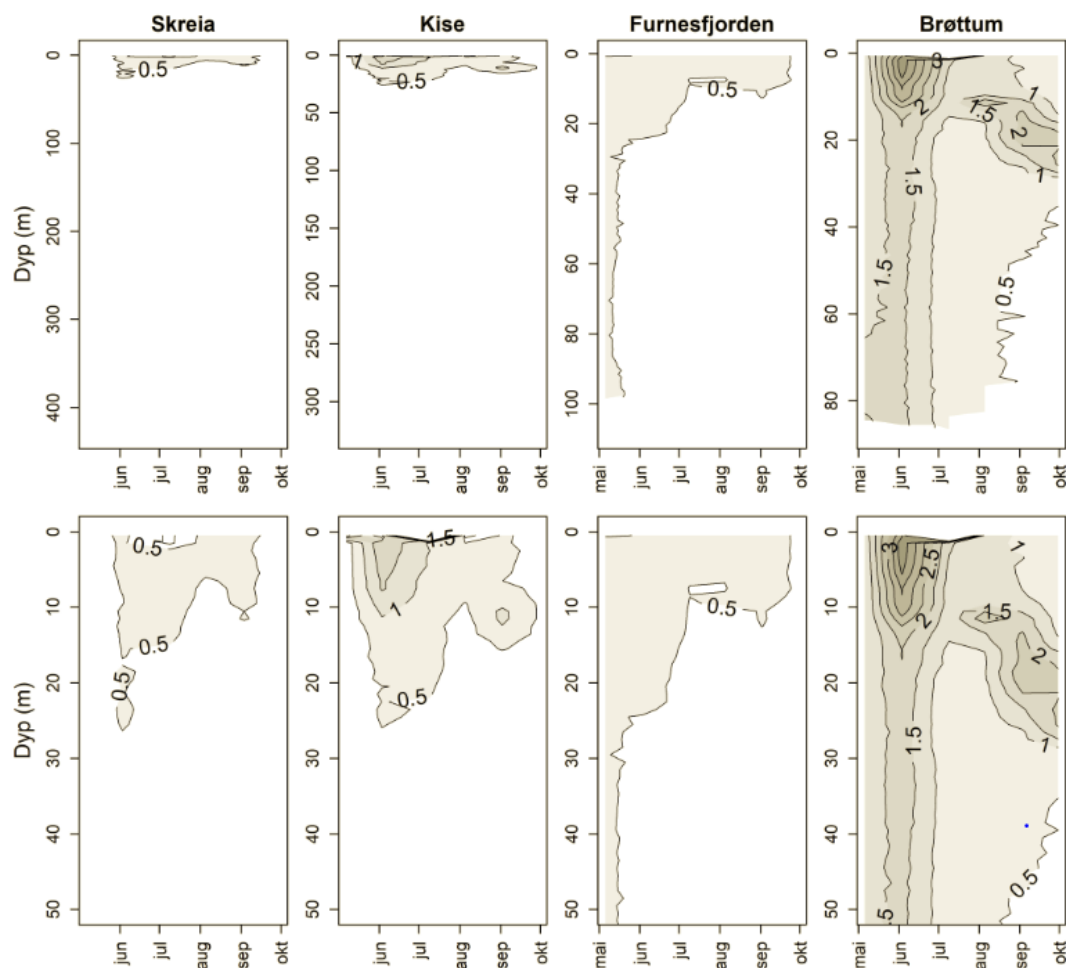
Turbiditet er et mål for konsentrasjonen av partikler i vannet. Turbiditeten viser vanligvis et sesongmessig variasjonsmønster med lave verdier (<0,5 FNU) tidlig vår når det er lite partikler i vannet og en topp i forbindelse med vannføringstoppen i Lågen, som inneholder mye bre-partikler og normalt kommer i slutten av juni (**Figur 9**). Det er likevel relativt sjelden at det måles turbiditet på over 1 FNU i Mjøsas sentrale hovedvannmasser ved stasjon Skreia.

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.

I 2019 var partikkelinnholdet i de øvre vannmassene ved Skreia på 0,7 FNU ved første prøvetaking 7. mai og ellers generelt lavt med turbiditetsverdier under 0,5 FNU gjennom hele prøvetakingsperioden (**Figur 9**, rådata i **Vedlegg A: Tabell 7**).



Figur 9. Turbiditet ved stasjon Skreia (0-10 m) i perioden 2007-2019. Hvite 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.

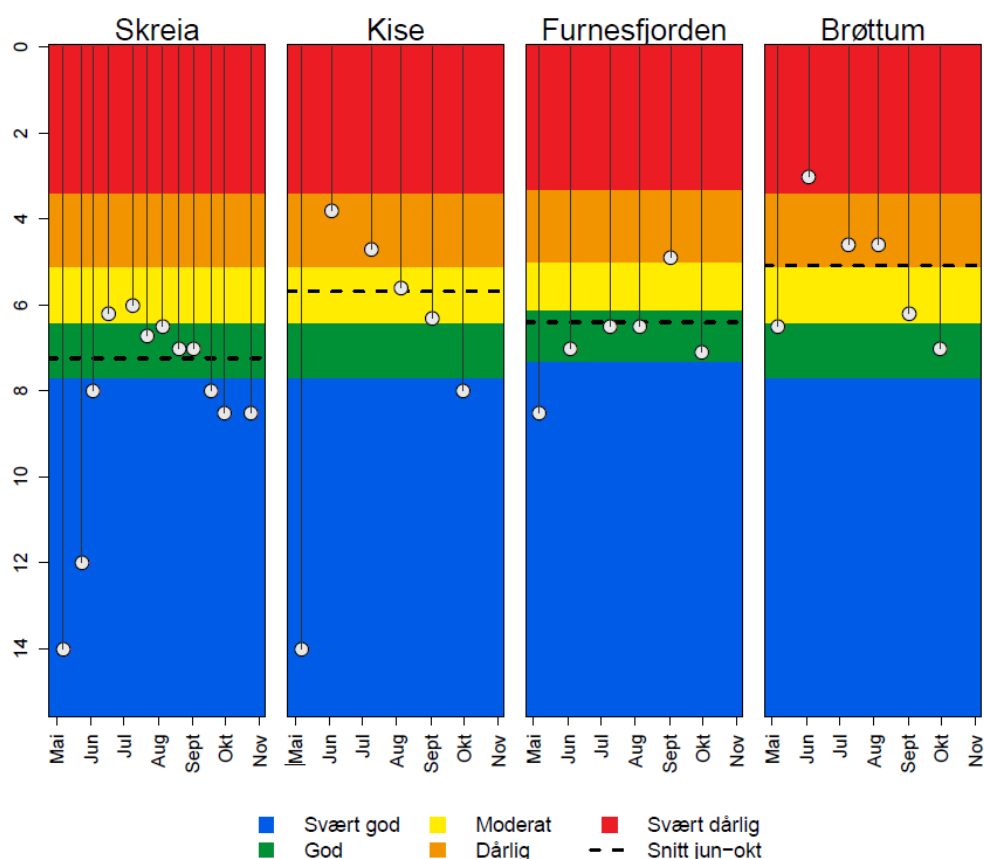


Figur 10. Sesongutvikling av turbiditet (FNU) i vannsøylen i Mjøsa i 2019 målt månedlig med sonde fra overflaten og ned til 10 m over bunnen på alle stasjonene. Øvre panel viser hele vannsøylen, mens nedre panel viser 0-50 m. y-aksen angir dyp i meter.

Vertikalprofiler av turbiditet målt med sonde på Brøttum (**Figur 10**) viser tydelig partiklene som kom med den ordinære vårfloppen i juni, samt brepartikler som kom med Lågen på sensommeren 2019 og ga en turbiditetstopp i sprangsjiktet på Brøttum i august/september. Denne toppen skyldes sannsynligvis innleiring av brevannet i et dyp der Mjøsvannet har samme temperatur som temperaturen i Lågenvannet (12-14 °C). På de andre stasjonene var turbiditeten lav mesteparten av sesongen, noe som illustrerer at det aller meste av partiklene som ble målt på Brøttum tydeligvis har sedimentert nord for Kise. En liten andel av partiklene som kommer med vårfloppen er likevel synlig på Kise i juni.

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 i forbindelse med flomaktivitet og stor partikkeltransport i de største tilløpselvene, Lågen og Gausa. Silt fra breene i Jotunheimen tilføres via Lågen med smeltevann om sommeren. Dette var særlig tydelig i forbindelse med vårfloppen i juni, men også i juli-august på Brøttum og Kise i 2019 (**Figur 11**). Høy vannføring i kjølvannet av kraftige nedbørsepisoder i de lavereliggende, mindre vassdragene kan også påvirke vannkvaliteten og redusere siktedypet i Mjøsa, noe som trolig kan forklare det lave siktedypet i Furnesfjorden i september.



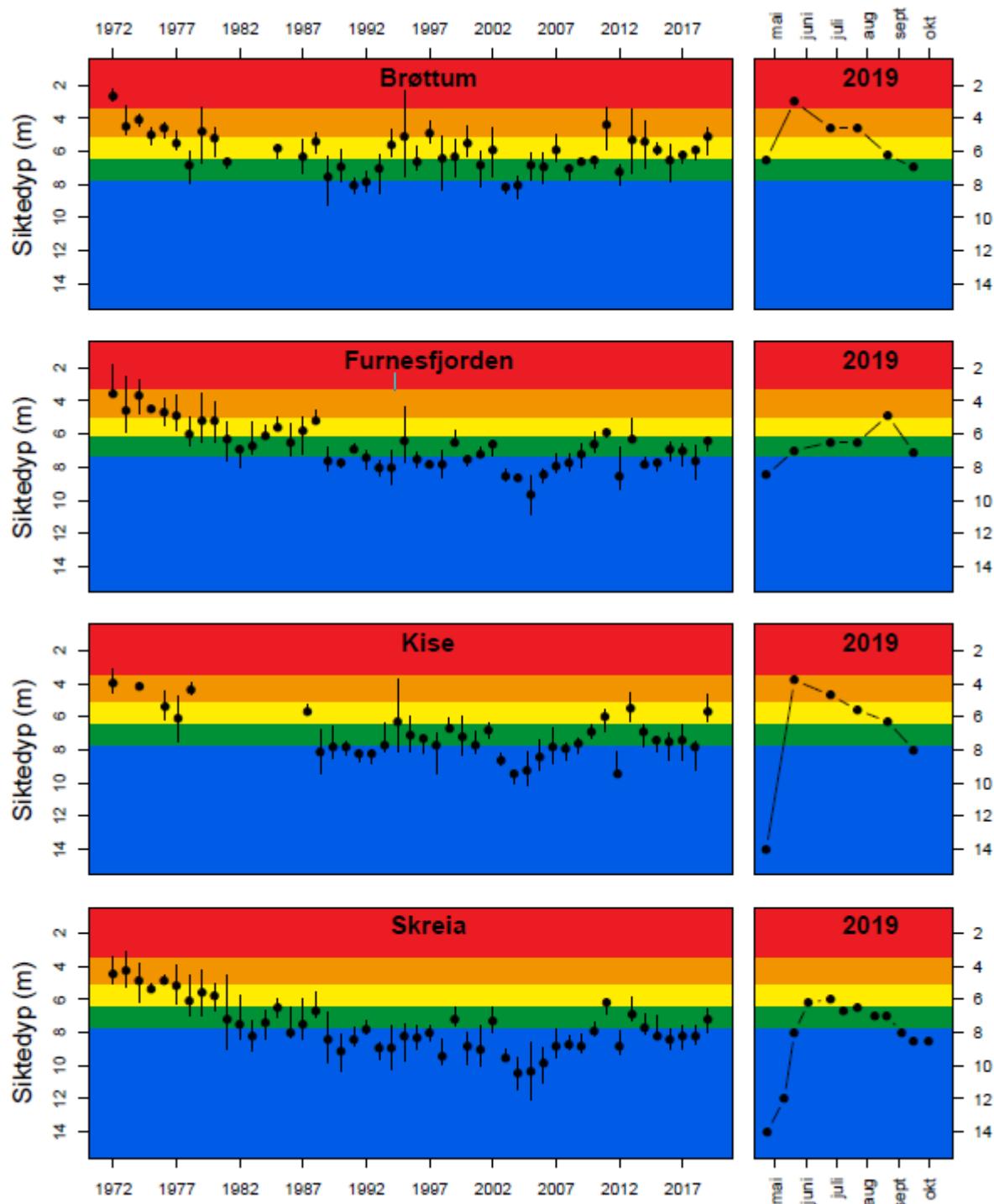
Figur 11. Sesongutvikling i siktedypet på de fire stasjonene i Mjøsa i 2019. Fargene viser tilstandsklasser iht grenseverdier beregnet ut fra formel i kap. 7.2.4 i Klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018). Furnesfjorden har litt mer humus enn de andre stasjonene og har derfor andre klassegrenser. Sort stiplet tverrlinje er middelverdien fra juni-oktober.

Siktedypet ved Skreia var i 2019 relativt lavt med middelvei på 7,2 m (**Figur 11**), som gir god tilstand iht vannforskriften, men er lavere enn det lokale miljømålet på 8 m. Lave verdier fra midten av juni til midten av juli på 6-6,2 m på Skreia skyldes trolig en kombinasjon av planktonalger og rester av småpartikler fra vårfloppen (se kap. 3.7 og **Vedlegg A**). På Kise var middelveien av siktedypet 5,7 m, som ga moderat tilstand iht vannforskriften. Det lave siktedypet på 3,8 m i begynnelsen av juni var trolig primært et resultat av partikler og noe humustilførsel fra vårfloppen, ettersom planteplanktonbiomassen var lav på det tidspunktet, mens det lave siktedypet på Kise i juli og august på 4,7 – 5,6 m trolig primært skyldtes betydelig høyere planteplanktonbiomasse (se kap. 3.7 og **Vedlegg A**). I Furnesfjorden er siktedypet i noe mindre grad påvirket av flopppartikler enn ved Brøttum og Kise, og i større grad koblet til noe humustilførsler vår og høst, samt til relativt høy planteplanktonbiomasse i august og september (kap. 3.7, **Vedlegg A**). Middelveiene for siktedyp i Furnesfjorden (stiplet linje i **Figur 11**) var i god tilstand iht vannforskriften, men ganske nær grenseverdien god/moderat i 2019.

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. Det lave siktedypet på 3 m på Brøttum i begynnelsen av juni skyldtes hovedsakelig flopppartikler, samt noe humustilførsel (**Figur 10** og **Vedlegg A**), mens siktedypet på 4,6 m i både juli og august skyldes en kombinasjon av partikler fra Lågen og en noe høyere planteplanktonbiomasse, særlig i august (se kap. 3.7 og **Vedlegg A**). Middelveien for siktedypet på Brøttum i 2019 var 5,1 m, som gir dårlig tilstand nær grensen til moderat 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 åtte 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 12**). 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 flopppåvirkning 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.

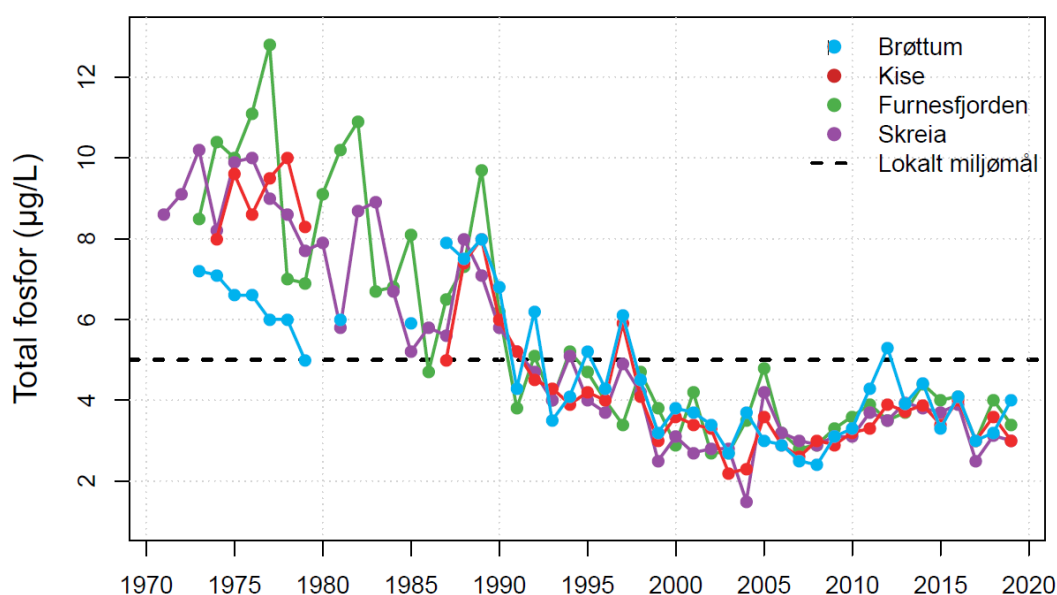


Figur 12. Langtidsutvikling i siktedyp angitt som middelverdier (sorte prikker) og 25 og 75 persentiler (sorte vertikale streker) fra juni-oktober på de fire stasjonene i Mjøsa (venstre) og sesongutviklingen i 2019 også inkludert mai-målinger (høyre).

3.6 Næringsalter

3.6.1 Fosfor

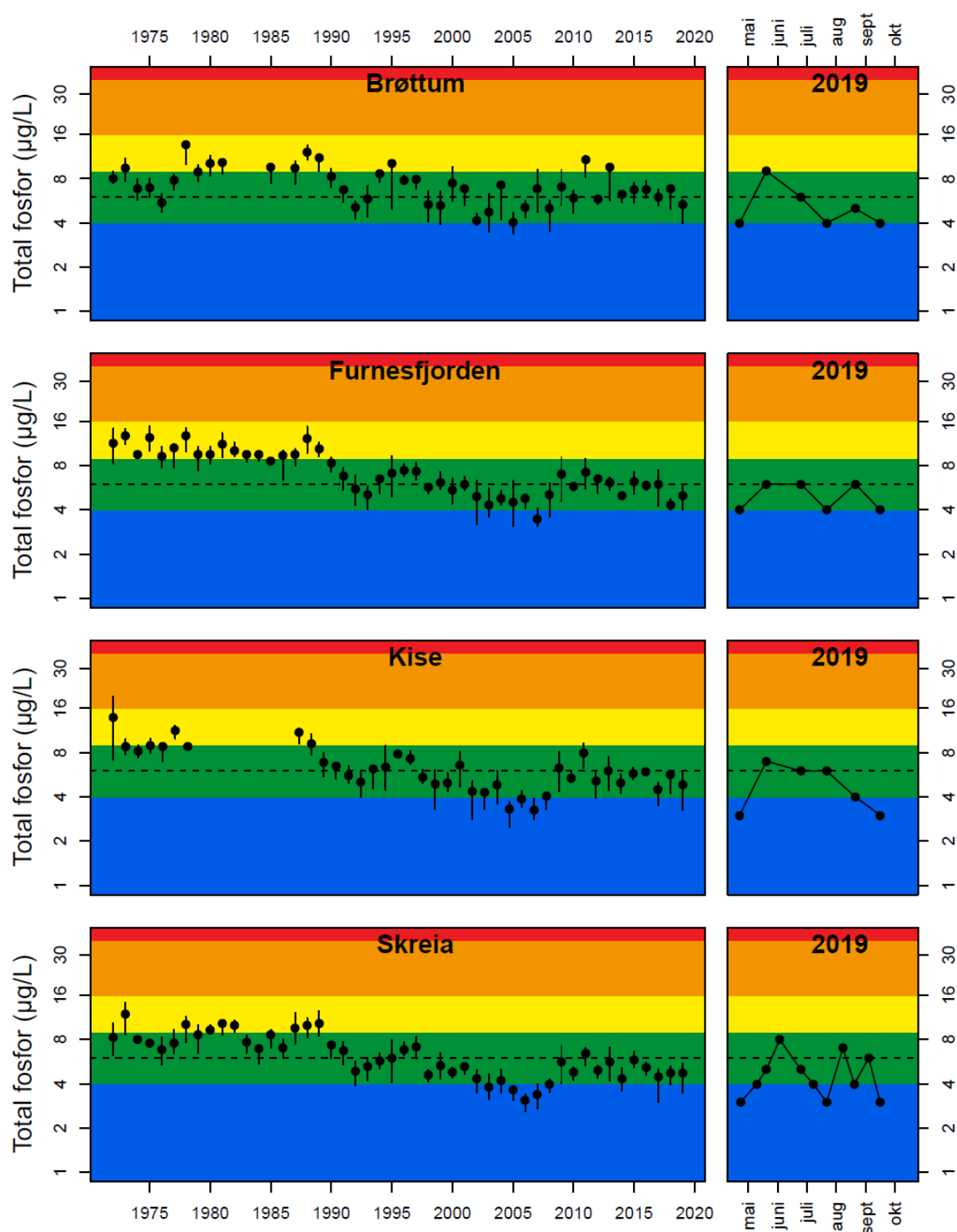
Fosfor regnes for å være det begrensende næringsstoffet for algevekst i Mjøsa, som i de fleste andre norske innsjøer. **Figur 13** viser at det har vært markerte reduksjoner over tid for middelverdiene av total-fosfor (Tot-P) i vannmassene på senvinteren («basiskonsentrasjonen») fra 1970-tallet og fram 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 tilfredsstillt miljømålet på 5 µg/l på alle prøvestasjonene. I 2019 var disse verdiene ganske like på alle stasjonene (3-4,6 µg P/l) (**Vedlegg A: Tabellene 2, 4, 5, 6**).



Figur 13. 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 0-400 m ved Skreia.

I 2019 var middelverdiene for Tot-P i sjiktet 0-10 m fra mai-oktober 5,3 µg P/l (4-9 µg P/l) ved Brøttum; 4,8 µg P/l (3-7 µg P/l) ved Kise; 5,0 µg P/l (4-6 µg P/l) i Furnesfjorden og 4,7 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 14**), og det er heller ikke høyere enn det lokale miljømålet for Mjøsa (ikke over 5,5-6,5 µg P/l).

Fosformålingene i prøvene fra 0-10 m sjiktet på Skreia ble gjort av både NIVA-lab og SYNLAB (tidl. ALcontrol) for å sammenligne resultatene, fordi NIVA-lab overtok analysene i 2017 og det er nødvendig med 3 års parallelle prøver for å kunne sammenligne eventuelle forskjeller. Resultatene i 2017 viste at NIVA-lab målte ca. 0,5 µg/l høyere Tot-P konsentrasjon enn ALcontrol, mens i både 2018 og 2019 var det omvendt ved at NIVA-lab målte ca. 1 µg/l lavere Tot-P konsentrasjon enn SYNLAB. Forskjellene er innenfor måle-usikkerheten alle tre årene og dermed ikke signifikante, med unntak av en ekstremverdi på 12 µg/l fra SYNLAB i juni 2019, som vi antar er en feil og som vi ikke har inkludert ved beregning av middelverdi av Tot-P fra SYNLAB i 2019 (se **Vedlegg A: Tabell 12**).



Figur 14. Venstre panel: tidsutviklingen av total-fosfor i sjiktet 0-10 m (mai-oktober) (middelverdier og 25-75 persentil intervall). Høyre panel: konsentrasjoner av total-fosfor i perioden mai-oktober 2019. Fargene viser tilstandsklassene for vanntype 6 (kalkfattige, dype lavlands-sjøer). Stiplede sorte horisontale streker angir det lokale miljømålet på 6,0 (5,5-6,5) µg/l.

Tot-P konsentrasjonen ble også målt i blandprøver fra hypolimnion (20-443 m) på Skreia i tråd med basisovervåkingen av andre store norske innsjøer i ØKOSTOR prosjektet. Middelveidien var 3,8 µg/l (3-6 µg/l) (**Tabell 9**), som var litt lavere enn konsentrasjonen i de øvre vannlagene (0-10m).

Tabell 9. Fosforkonsentrasjon (µg/l) i hypolimnion (20-427 m) på hovedstasjonen Skreia (primærdata i Vedlegg A: Tabell 8).

Parameter	07.05.	03.06.	09.07.	05.08.	03.09.	30.09.	Min	Middel	Max
Tot-P	3	6	26*	4	3	3	3	3,8	26*

*ekstremverdi som trolig skyldes kontaminering av prøveflaske eller analysefeil. Verdien er ikke inkludert ved beregning av middelveidien.

Både Tot-P og ortofosfat (PO₄) ble også målt separat i en prøve fra største dyp på Skreia 7. mai, som ga en Tot-P konsentrasjon på 3 µg/l og en PO₄-konsentrasjon på 1 µg/l (**Vedlegg A: Tabell 2**).

Fosforkonsentrasjonen i Mjøsas hovedvannmasser ser dermed ikke ut til å ha blitt påvirket av kloakkutslippet fra Skreia renseanlegg etter brannen i desember 2018, og som pågikk fram til midten av mars 2019, da en midlertidig renseløsning kom på plass (Økelsrud m.fl. 2019). Tot-P-målingene på tre stasjoner i Totenvika rett ved utslippet i perioden mars-juni varierte fra 2-28 µg/l og var ikke høyere enn man kan forvente ut fra Tot-P konsentrasjonen i Lena rett før utløpet i Totenvika, som varierte fra 11-134 µg/l i perioden januar til juni 2019 (**Vedlegg D: Tabell 27**).

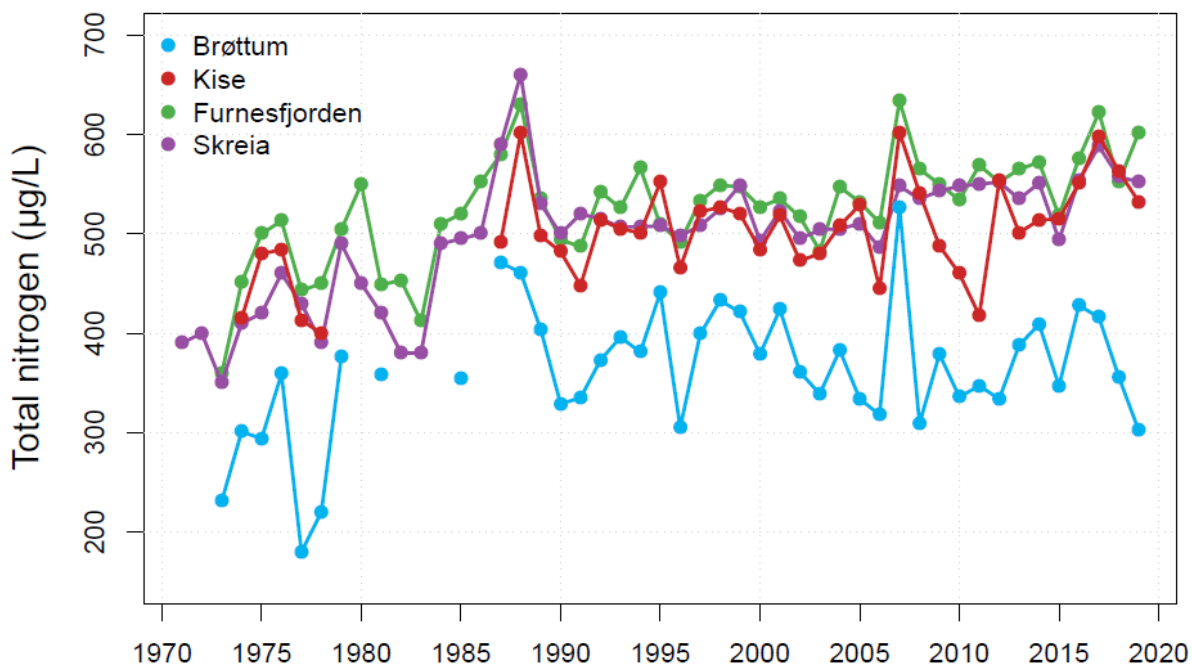
Målinger av Tot-P fra vannprøver tatt 10 m over bunnen på Kise og i Furnesfjorden 6.-7. mai viste lave konsentrasjoner på 3-4 µg/l, mens på Brøttum viste Tot-P i dypeste prøve 4 µg/l i mars, men 5 µg/l i mai (**Vedlegg A: Tabellene 4-6**).

3.6.2 Nitrogen

Løste nitrogenforbindelser som nitrat (NO₃) og ammonium (NH₄) 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.

Konsentrasjonen av total-nitrogen (Tot-N) på senvinteren/våren viste en økende trend fra begynnelsen av 1970-tallet og fram til slutten av 1980-tallet, og deretter en utflating i etter dette (**Figur 15**). Etter 2006 ser det imidlertid ut til at konsentrasjonene har steget svakt i Furnesfjorden og ved Skreia, mens det har vært mer uregelmessige variasjoner på de to andre stasjonene. Den nordre delen av Mjøsa (stasjon Brøttum) har vanligvis markert lavere konsentrasjoner av nitrogenforbindelser enn de midtre og søndre områdene (**Figur 15**). I 2019 var senvinter-konsentrasjonen blant de høyeste som er målt i Furnesfjorden, mens den var blant de laveste som er målt på Brøttum etter 1980. Vannkvaliteten i Furnesfjorden påvirkes av de lokale elvene, mens den ved Brøttum påvirkes sterkt av vannet fra Lågen, som normalt har lavere Tot-N konsentrasjoner. Ved Skreia og Kise var senvinterkonsentrasjonen av Tot-N på omtrent samme nivå som de fleste årene etter 2006. Nitrat utgjør vanligvis ca. 78-85 % av Tot-N i senvinterprøvene ved de ulike stasjonene (middel for perioden 2001-2019). I 2019 var andelen nitrat lavere enn dette ved Brøttum (70-74%), men var 78-79 % ved de andre stasjonene (**Vedlegg A: Tabellene 2, 4, 5, 6**).

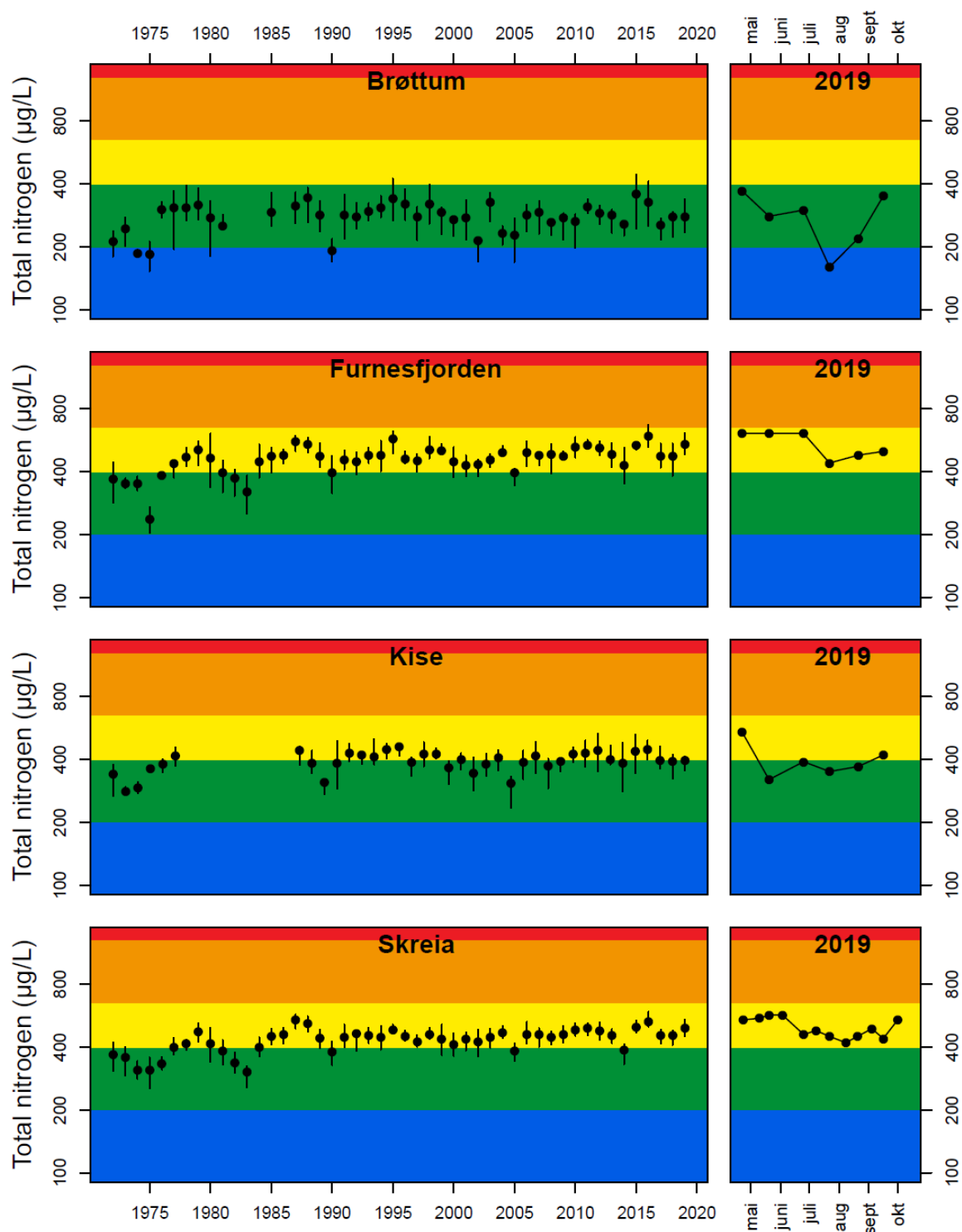
Tidsserien for Tot-N i vekstsesongen mai-oktober (**Figur 16**) viser at middelverdiene hadde nokså store fluktuasjoner i Furnesfjorden og ved Skreia, særlig fra ca. 1975 til ca. 1990. Etter den tid har konsentrasjonene flatet ut eller steget svakt. For Brøttum og Kise er det ingen tydelige trender.



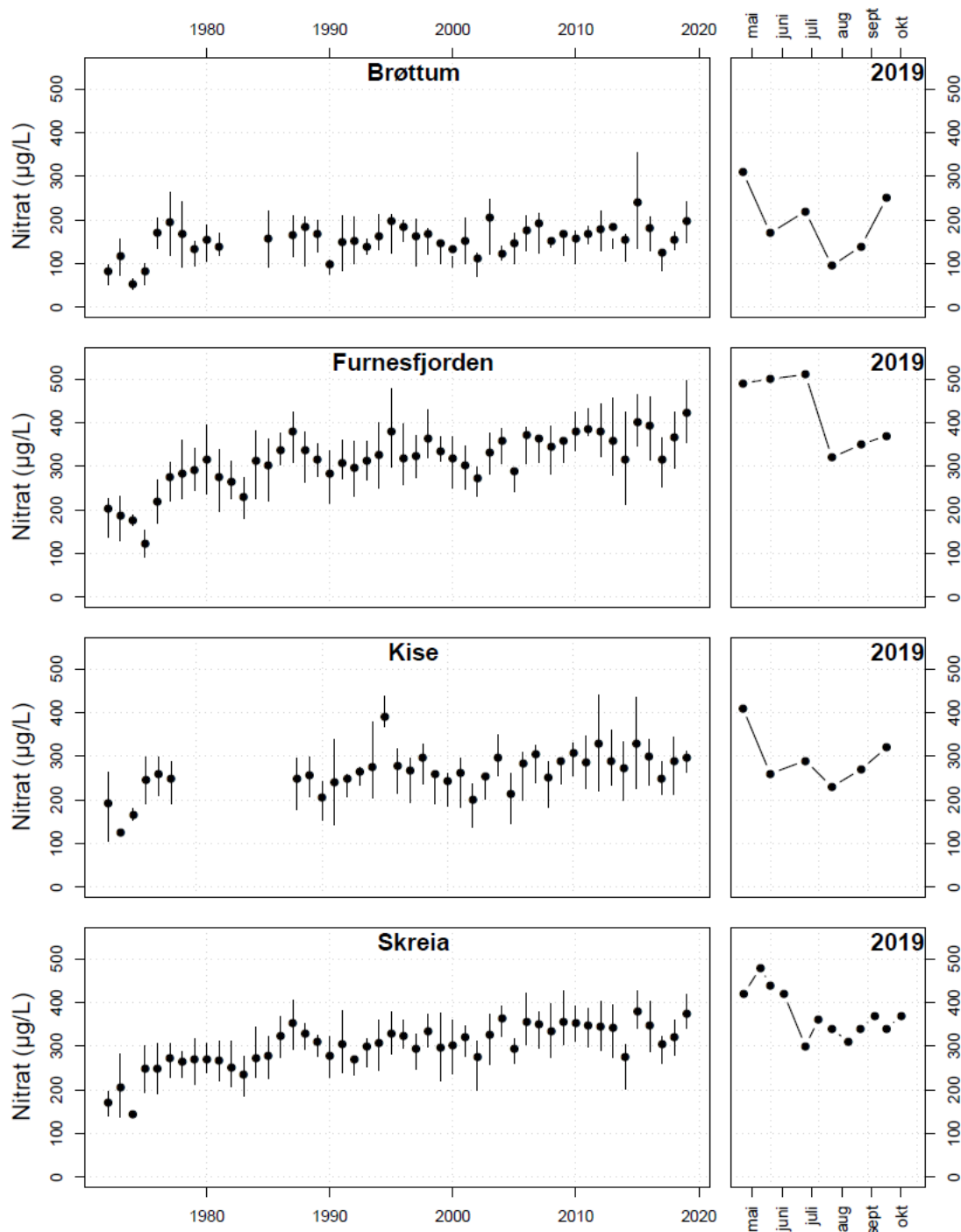
Figur 15. Tidsutviklingen i konsentrasjoner av total nitrogen på senvinteren i perioden 1971-2019 (basert på middelverdier av konsentrasjonen i vannprøver fra vertikalsier fra overflaten til nær bunnen).

Tot-N var i 2019 i god økologisk tilstand ved Brøttum og moderat tilstand ved stasjonene Furnesfjorden og Skreia, og omtrent på grensen god/moderat ved Kise (**Figur 16**), men Tot-N resultatene brukes ikke i den samlede klassifiseringen ettersom nitrogen ikke er vekstbegrensende (se utfyllende begrunnelse nedenfor).

Langtidsseriene for nitrat (**Figur 17**) viser samme utviklingsmønster som total nitrogen for alle stasjonene. Det samme gjelder sesongvariasjonen i 2019. 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 2019 var denne andelen 60% eller mer på alle stasjonene gjennom hele vekstsesongen. Vi antar at dette er en følge av økt nedbør kombinert med opphopning av nitrat i jordbruksarealene pga tørken sommeren 2018, noe som ga økt avrenning av nitrat i 2019 ved de kraftige nedbørsepisodene i juni. Minimum-konsentrasjonen som ble målt på sensommeren i 2019 er 95 µg/l på Brøttum og betydelig høyere på de andre stasjonene pga lokale tilførsler (**Figur 17**, med primærdata i **Vedlegg A: Tabellene 7, 9, 10, 11**). Nitrogen-begrensning 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 2019 og heller ikke i tidligere år.



Figur 16. Venstre panel: Tidsutviklingen i middelerverdiene for total-nitrogen i mai-oktober i sjiktet 0-10 m i perioden 1972-2019. Høyre panel: Sesongutviklingen i 2019. Fargene viser tilstandsklassene for vanntype 6 (kalkfattige, dype lavlandssjøer).

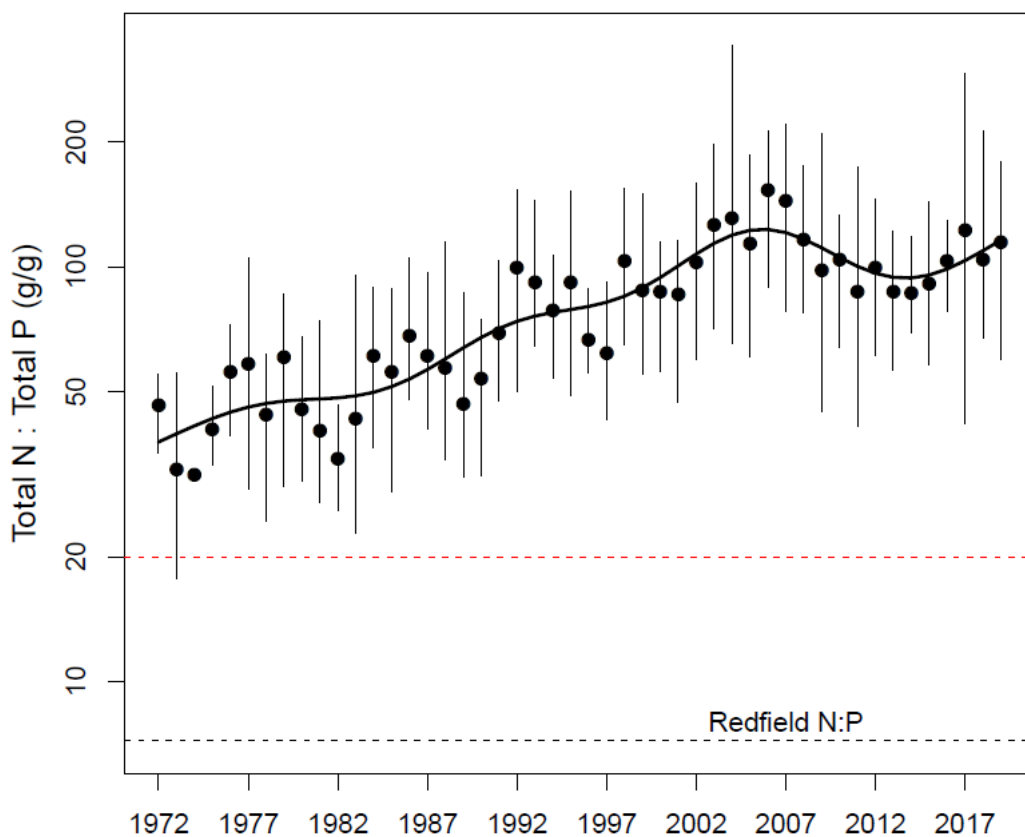


Figur 17. Venstre panel: Tidsutviklingen i middelverdier for nitrat (nitrat-nitrogen) i mai-oktober i sjiktet 0-10 m i perioden 1972-2019. Høyre panel: Sesongutviklingen i 2019.

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 (Thrane mfl. 2017). Et annet

kriterium for N-begrensning er lave konsentrasjoner av løst uorganisk nitrogen, dvs. nitrat og ammonium. 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). I mange skogs- og fjellvann kan imidlertid planteveksten periodevis være begrenset av tilgangen på nitrogen (Elser mfl. 2009). Som tiltak for å begrense eutrofiering av innsjøer er det likevel reduksjoner av fosfor-tilførslene som bør stå i fokus (se f.eks. Schindler mfl. 2016).

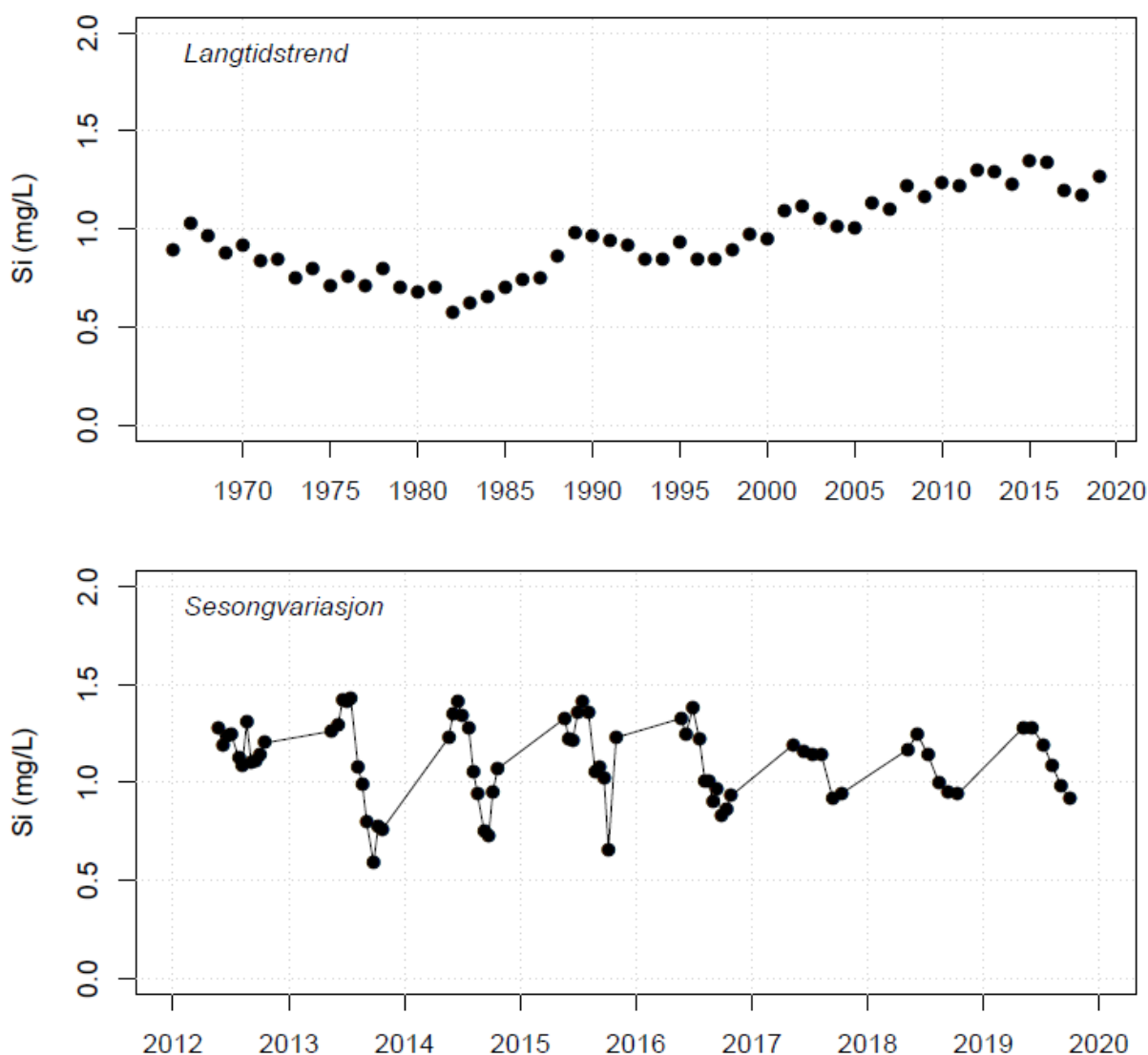


Figur 18. Tidsutviklingen i N/P-forholdet ved stasjon Skreia for sjiktet 0-10 m. Figuren viser middelerverdier for perioden juni-oktober 1972-2019. Stiplet rød linje angir øvre nivå for mulig nitrogenbegrensning, mens stiplet sort linje angir det normale N:P-forholdet i algeceller.

I Mjøsa ved stasjon Skreia har middelerdien for N/P-forholdet variert mellom ca. 30 og 150 i perioden 1972-2019 (**Figur 18**). 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. Figuren 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, samt noe økt humusinnhold. Midlere N/P-forhold var i 2019 på 108 med variasjon i intervallet 60-180 ved hovedstasjonen Skreia. Ved de øvrige prøvestasjonene var det midlere N/P-forholdet følgende (variasjonsområder i parentes): Brøttum 53 (31-93), Kise 82 (46-180) og Furnesfjorden 108 (80-153). 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 17**) styrker antagelsen om fosforbegrenset algevekst i Mjøsa.

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.



Figur 19. Øverste panel: Middelkonsentrasjonen av silisium i vårsirkulasjonen (0-400 m) ved Skreia i perioden 1966-2019, Nederste panel: Sesongutviklingen i konsentrasjonen av silisium i de øvre vannlag (0-10 m) ved Skreia i 2012-2019.

Fra 1960-tallet til midten av 1980-tallet sank konsentrasjonen av silisium i vårsirkulasjonen (**Figur 19**). 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 SiO₂/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. 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 19**) viser et klassisk mønster med kraftig nedgang om sommeren og økning vinter/tidlig vår i alle år med dominans av kiselalger i planteplanktonet (2013-2019). Unntaket er vekstsesongen 2012, da algemengden var lav, og kiselalgetoppen på sensommeren var meget beskjeden. Dette førte til at den sesongmessige nedgangen i silisium-konsentrasjonen ble svært liten. 2017, 2018 og 2019 hadde tilnærmet likt sesongmønster med moderate fluktasjoner.

3.7 Planteplankton

Resultatene for planteplankton på de faste målestasjonene er presentert i avsnittene 3.7.1-3.7.3, mens den spesielle oppblomstringen av cyanobakterier på badeplassene rundt Mjøsa i slutten av juli 2019 er omtalt i avsnitt 3.7.4.

3.7.1 Økologisk tilstand og artssammensetning i 2019

Den økologiske tilstanden for planteplankton i 2019 (**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 5**) og planktonalgene blir dermed kraftig lysbegrenset i mai og vokser sent også pga lav temperatur (ca. 4 °C).

Klorofyll-*a* verdiene i 2019 var noe høyere enn i 2018 på alle stasjonene i Mjøsa, med middelveier på 2,5-2,9 µg/l, noe som ga god tilstand på alle stasjonene (**Tabell 10**). Middelveier av klorofyll-*a* på 2,7 µg/l på hovedstasjonen Skreia er noe over det lokale miljømålet på 2,0 µg/l. Middelveier av totalt biovolum på 0,28 mm³/l og maksimumsverdien på 0,42 mm³/l tilfredsstiller miljømålet for god økologisk tilstand, samt de lokale miljømålene på henholdsvis 0,4 mm³/l for middelveier, 0,7 mm³/l for maksimumsverdien. Artssammensetningen målt ved PTI indeksen var 2,27 og gir moderat tilstand, rett over klassegrensen god/moderat pga dominans av store kiselalger med preferanse for relativt næringsrike forhold. Det var lite cyanobakterier på Skreia i 2019 med maksimum biomasse på 0,04 mm³/l. Dette gir svært god tilstand med en nEQR verdi på 0,95 for Cyano_{max}. Samlet ga disse fire parameterne god økologisk tilstand for planteplanktonet på Skreia med en nEQR verdi på 0,64, som er i nedre del av tilstandsklassen.

Brøttum har god tilstand mht klorofyll-*a* og totalt biovolum, mens artssammensetningen målt ved PTI indeksen ga moderat tilstand og cyanobakterier ga svært god tilstand. Samlet tilstand ble god med en nEQR på 0,66, som er i nedre del av tilstandsklassen (nEQR 0,60-0,80).

Kise hadde noe høyere middelveier enn Skreia mht klorofyll-*a* og totalt biovolum, som ga middelveier på hhv. 2,9 µg/l, og 0,31 mm³/l. Dette ga god tilstand for begge parameterne på Kise.

PTI var i overkant av 2,26 mm³/l, som ga moderat tilstand, men nær klassegrensen god/moderat. Cyanobakterier viste svært god tilstand. Samlet tilstand ble god med en nEQR på 0,63, som er i nedre del av tilstandsklassen (nEQR 0,60-0,80).

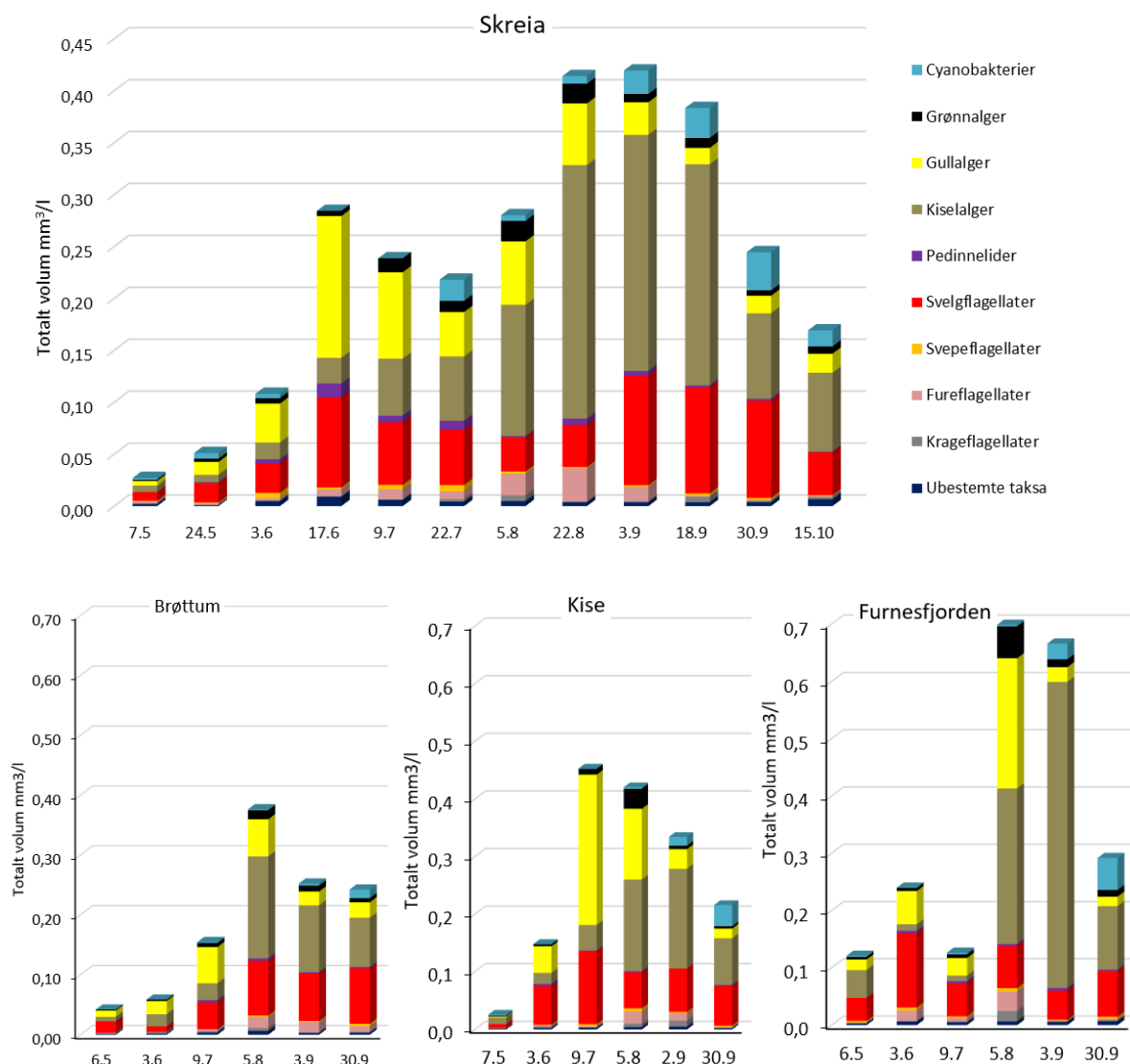
Furnesfjorden hadde en midlere klorofyll-a konsentrasjon på 2,8 µg/l, som var omtrent som på Kise og Skreia, mens totalt biovolum var betydelig høyere enn på de andre stasjonene med en middelvei på 0,40 mm³/l, som gir moderat tilstand, men er akkurat på grenseverdien god/moderat. PTI var 2,32, som også var noe høyere enn på de andre stasjonene og ga moderat tilstand, mens cyanobakterier ga svært god tilstand. Samlet tilstand ble moderat med en nEQR på 0,58, som er i øvre del av tilstandsklassen (nEQR 0,40-0,60).

Tabell 10. Årsverdier og klassifisering av økologisk tilstand for planteplankton (PP) fra stasjonene i Mjøsa 2019 (juni-oktober). PTI er indeks for artssammensetning. Fargene indikerer tilstandsklassen.

Stasjon	Klorofyll a µg/l	Totalt volum mm ³ /l	PTI	Cyano _{max} mm ³ /l	Totalvurdering PP nEQR
Brøttum	2,5	0,22	2,28	0,01	0,66
Kise	2,9	0,31	2,26	0,04	0,63
Furnesfjorden	2,8	0,40	2,32	0,06	0,58
Skreia	2,7	0,28	2,27	0,04	0,64

Forskjellen mellom de fire stasjonene er tydelig når man ser på nEQR verdiene, der Brøttum ligger på topp med nEQR på 0,66, mens Kise og Skreia har lavere nEQR på hhv 0,63 og 0,64. 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 0,58, som er ganske nær klassegrensen god/moderat. Dette innebærer at Mjøsa ikke tåler mye mer alger før fosfor-reduserende tiltak bør iverksettes. For Furnesfjorden ble moderat tilstand også funnet i 2016 og 2017 (Løvik m. fl. 2017, Lyche Solheim m. fl. 2018a), og indikerer at denne delen av Mjøsa allerede er overbelastet med næringsalter og krever fosfor-reduserende tiltak.

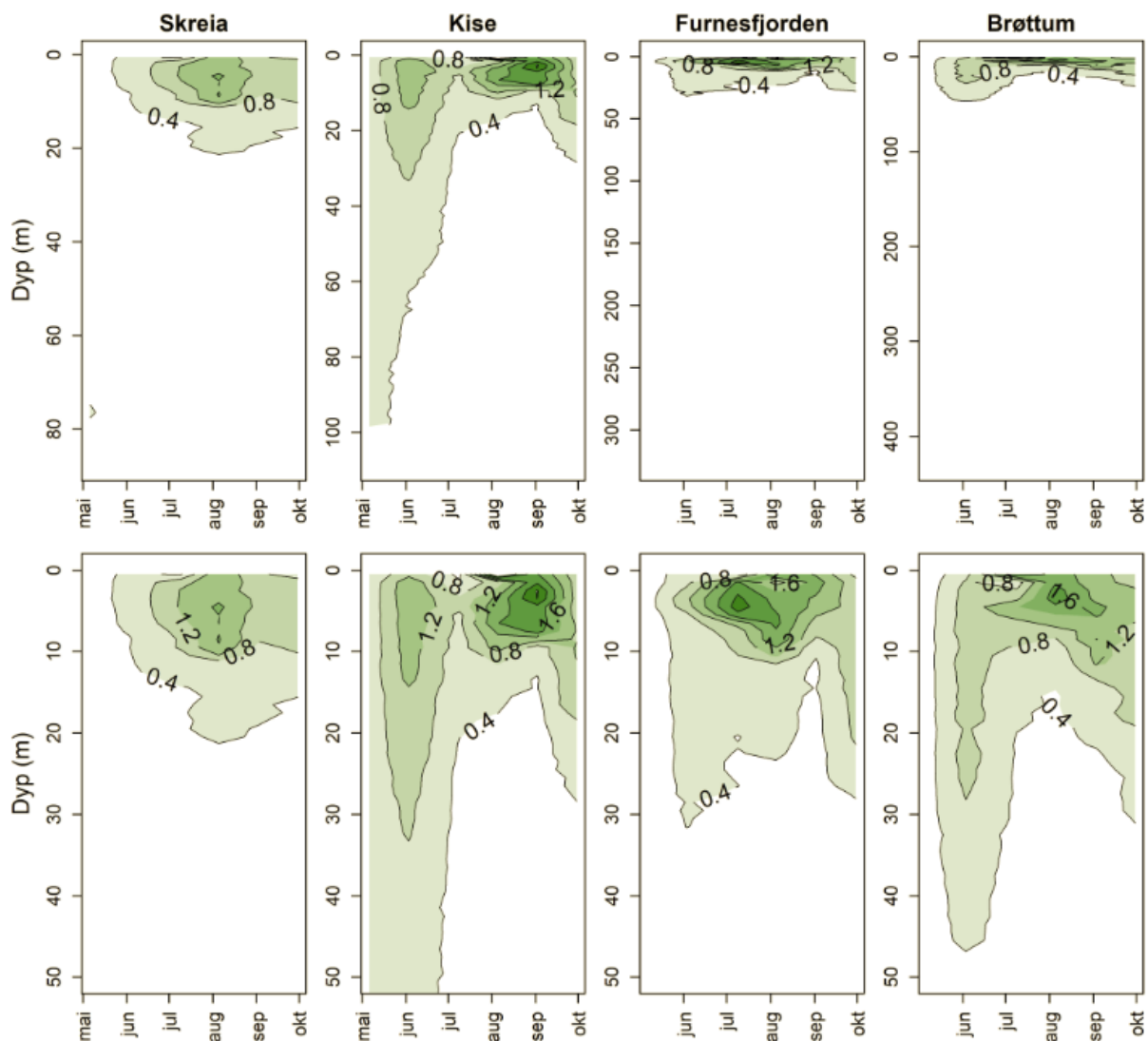
De algeklassene som dominerte i Mjøsa i 2019 var kiselalger, svelgflagellater og gullalger (**Figur 20**). På hovedstasjonen Skreia var det mest alger fra midten av august til midten av september, mens algetoppen var høyest fra begynnelsen av august til begynnelsen av september i Furnesfjorden. På Kise var det høyeste biovolumet i begynnelsen av juli, mens på Brøttum kom algetoppen i begynnelsen av august. Algemengden ble klassifisert til moderat tilstand på sensommeren på alle stasjonene unntatt Brøttum (se høyre panel i **Figur 24**). Kiselalgenes andel av planteplanktonet økte utover sommeren og høsten på alle stasjonene. Artene som bidro mest til det totale volumet var de planktoniske 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, Vanddirektivet 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 våren med mange slekter, der *Chromulina*, *Chrysococcus*, *Dinobryon*, *Mallomonas* og *Uroglenopsis* var de viktigste. Cyanobakterien *Tychonema bourrellyi* forekom i noe større mengder enn i de siste seks årene om høsten, på Skreia og i Furnesfjorden, mens den arten som dominerte oppblomstringen ved badestrendene i slutten av juli (*Dolichospermum lemmermannii*) kun ble funnet i svært små mengder i de ordinære planteplanktonprøvene (**Vedlegg B**).



Figur 20. Sammensetning av planteplanktonsamfunnet og totalt biovolum fra de faste målestasjonene i Mjøsa i vekstsesongen 2019.

3.7.2 Vertikalfordeling av planteplankton gjennom vekstsesongen 2019

I 2019 ble algenes klorofyllfluorescens målt med sonde fra overflaten til rett over bunnen hver måned på alle stasjonene. Resultatene (**Figur 21**) viser lave verdier på Skreia, noe mer på Brøttum og mest i Furnesfjorden og på Kise, der toppen i fluorescens ble observert i hhv juli og i september. Tidspunktet for disse algetoppene kom etter en periode med økende nedbør, som sannsynligvis brakte mer fosfor inn fra nedbørfeltet. De lave verdiene helt i overflaten (0-2 m) fra mai-juli skyldes lyshemming av algene, og ikke at det er mindre alger i overflatelaget enn i blandprøven fra 0-10 m.



Figur 21. Klorofyllfluorescens ($\mu\text{g/l}$) i Mjøsa gjennom feltsesongen 2019 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 22**) 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 årtusensskiftet vært enkelte år der mengdene har vært større enn ønskelig, slik som i 2002, 2003, 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 22**, 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, og i årene 2012-2019 har biomassen og andelen cyanobakterier igjen vært liten, men økende fra 2016 til 2019. Maksimumbiomassen av cyanobakterier er likevel fortsatt i tilstandsklasse svært god.

Samlet klassifisering av planteplankton uttrykt som avstand fra naturtilstand (nEQR) (nederste panel i **Figur 22**) 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 17 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, der flom-år gir økt fosfortilførsel og dermed mer alger, variasjoner i temperatur, der varme år gir mer alger enn kalde år, og variasjoner i dyreplanktonet, 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 årsakene, men en slik analyse er mulig å gjøre med de nåværende dataene.

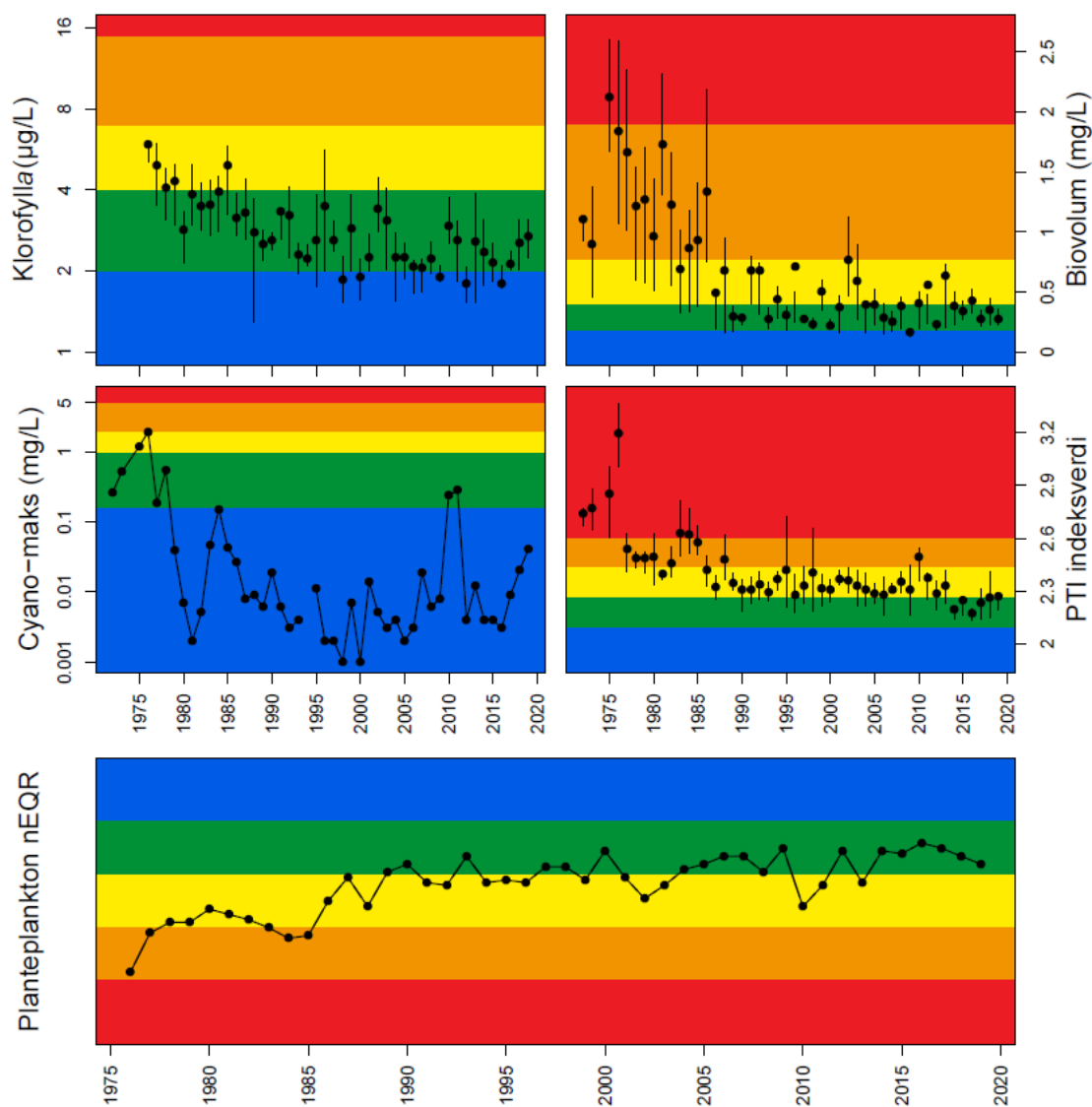
Sammenligningen av algemengden uttrykt som klorofyll-a i **Figur 23** og som totalt biovolum i **Figur 24** viser generelt dårligere tilstand for totalt biovolum enn for klorofyll-a. Årsaken til dette er sannsynligvis dominans av store kiselalger med lavt klorofyll-innhold i forhold til biovolumet, og ikke dårlig samsvar mellom klassegrensene for disse to parameterne¹.

Langtidsutviklingen av algebiomassen viser omtrent det samme tidsforløpet på alle stasjonene med høye verdier og store sesongsvingninger (lange vertikale streker pr. år i **Figur 23** og **Figur 24**) 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.

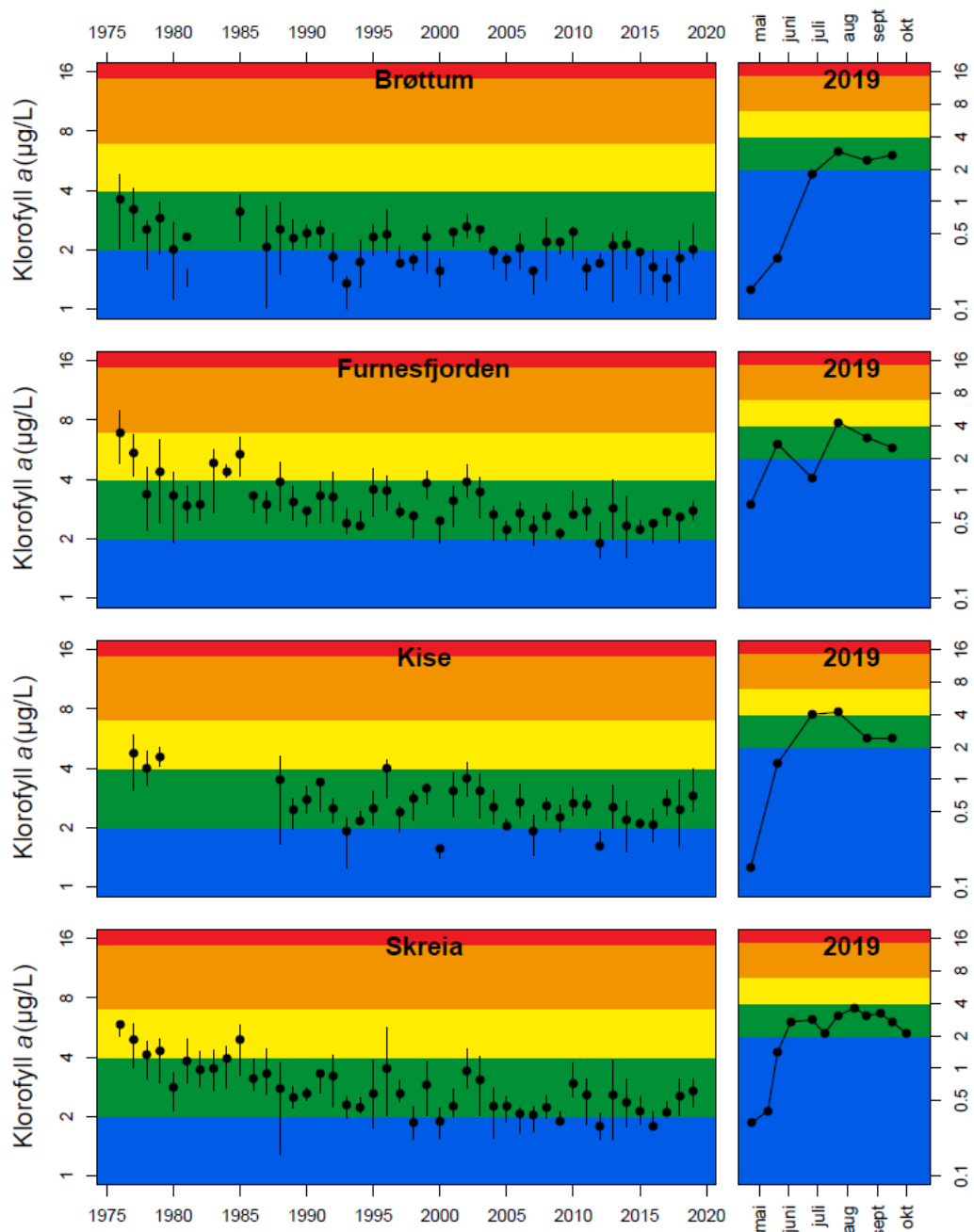
Vi har foreløpig ikke kunnet fremstille figurer av langtidsutviklingen av artssammensetningen eller maksimum biomasse av cyanobakterier for andre stasjoner enn Skreia fordi datagrunnlaget ikke foreligger digitalt fra årene før slutten av 1980-tallet.

Utviklingen av algebiomassen (**Figur 23** og **Figur 24**) ser ut til å følge utviklingen av total-fosfor konsentrasjonen (**Figur 14**), men sammenhengen er dårligere på Brøttum fordi fosforet i større grad 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 nærrområde. Se avsnitt 4.1.1.2 for mer informasjon om elvetilførsler og biotilgjengelighet.

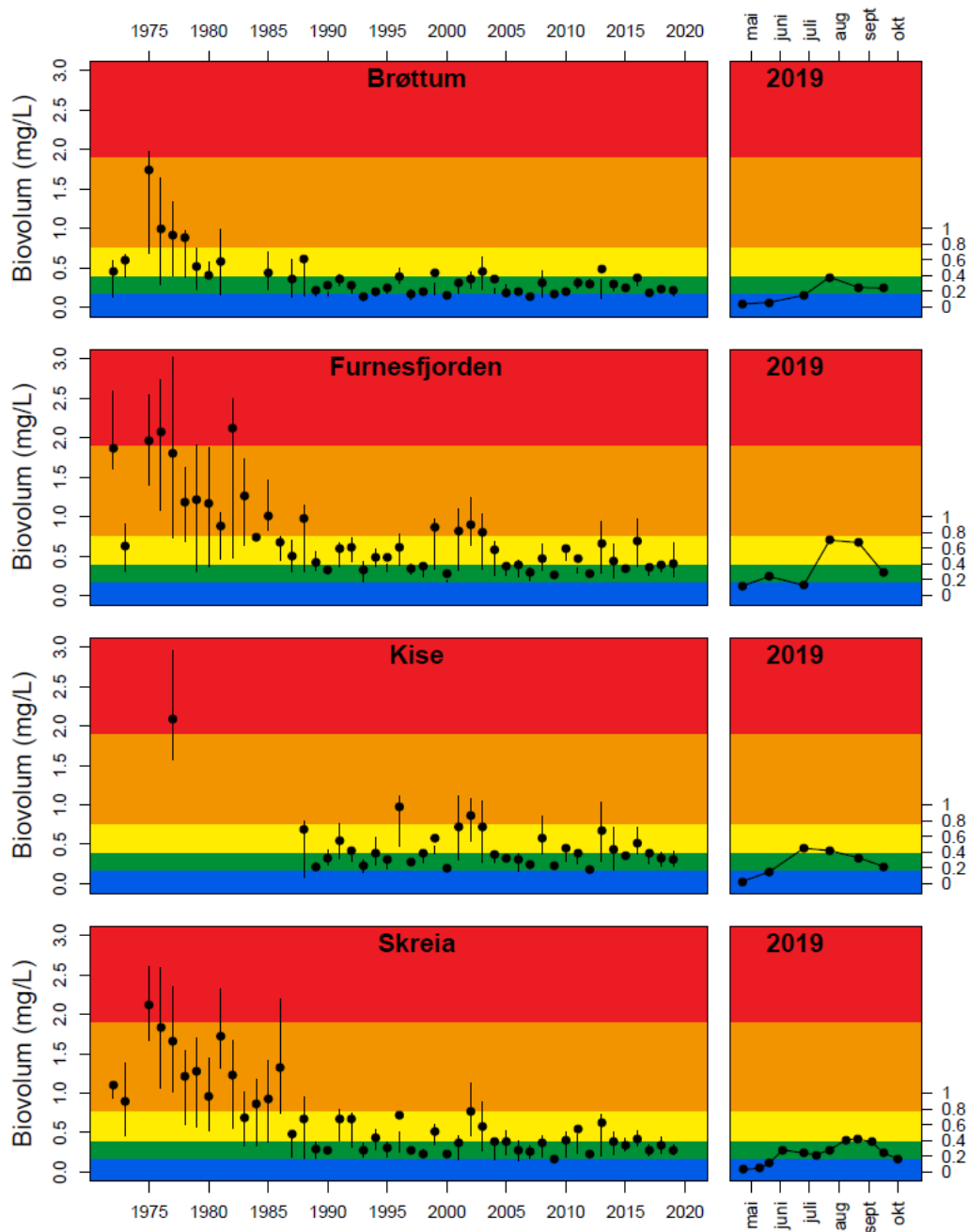
¹ Klassegrensene for disse to parameterne er basert på en regresjon av klorofyll mot biovolum basert på nordiske data, som har en $r^2=0,69$ og $N=3554$ (se Vedlegg 4.1.2 i Direktoratets gruppen vanndirektivet 2018: Veileder 02:2018 Klassifisering).



Figur 22. Langtidsutvikling av planteplanktonet på hovedstasjonen Skreia.



Figur 23. Langtidsutvikling av i planteplankton klorofyll-a på alle de fire målestasjonene i Mjøsa. Sesongvariasjonen i 2019 er vist i høyre panel. Klassegrensene angir økologisk tilstand for kalkfattige, dype lavlandssjøer (type 6).



Figur 24. Langtidsutvikling av totalt biovolum av planteplankton på alle de fire målestasjonene i Mjøsa. Sesongvariasjonen i 2019 er vist i høyre panel. Klassegrensene angir økologisk tilstand for kalkfattige, dype lavlandssjøer (type 6).

3.7.4 Algeoppblomstringen på badeplassene rundt Mjøsa i juli 2019

I slutten av juli 2019 oppsto en markant algeoppblomstring i strandnære områder rundt mesteparten av Mjøsa i vest, øst og nord (se forsidebildet og **Figur 25**). Den dominerende arten var en cyanobakterie (*Dolichospermum lemmermannii*) som kan produsere giftstoffer, men ingen kjente giftstoffer ble påvist. Det ble likevel anbefalt å ikke bade der vannet var tydelig grønt, da også cyanobakterier som ikke produserer giftstoffer kan gi kløe og ubehag. Satellittbildet viser at oppblomstringen også forekom et stykke fra land både i Furnesfjorden og lands vestsiden av Mjøsa. Dette ble ikke registrert i blandprøvene som ble tatt på våre faste målestasjoner både fordi mesteparten av biomassen trolig

befant seg nær land og fordi våre regulære prøvetakinger ikke ble utført den uken oppblomstringen var på sitt verste, bortsett fra på Skreia, som altså ikke viste noen påfallende høy biomasse i blandprøven fra 0-10 m den 22.juli. Satellittbildet fra 27. juli viser også at oppblomstringen ikke var jevnt fordelt i overflatevannet, men var mest fremtredende i Furnesfjorden og langs vestsiden av Mjøsa. Dette kan forklare hvorfor vår prøvetaking på Skreia den uken ikke gjenspeilet dette.



Figur 25. Bilder fra cyanobakterie-oppblomstringen i slutten av juli 2019. Foto: Jarl-Eivind Løvik 26.07.2019. Satellitt-bilde fra de sentrale delene av Mjøsa fra 27.07.2019. Bildet er tilsendt fra Anna-Birgitta Ledang, NIVA. Hvite flekker over vannet er skyer.

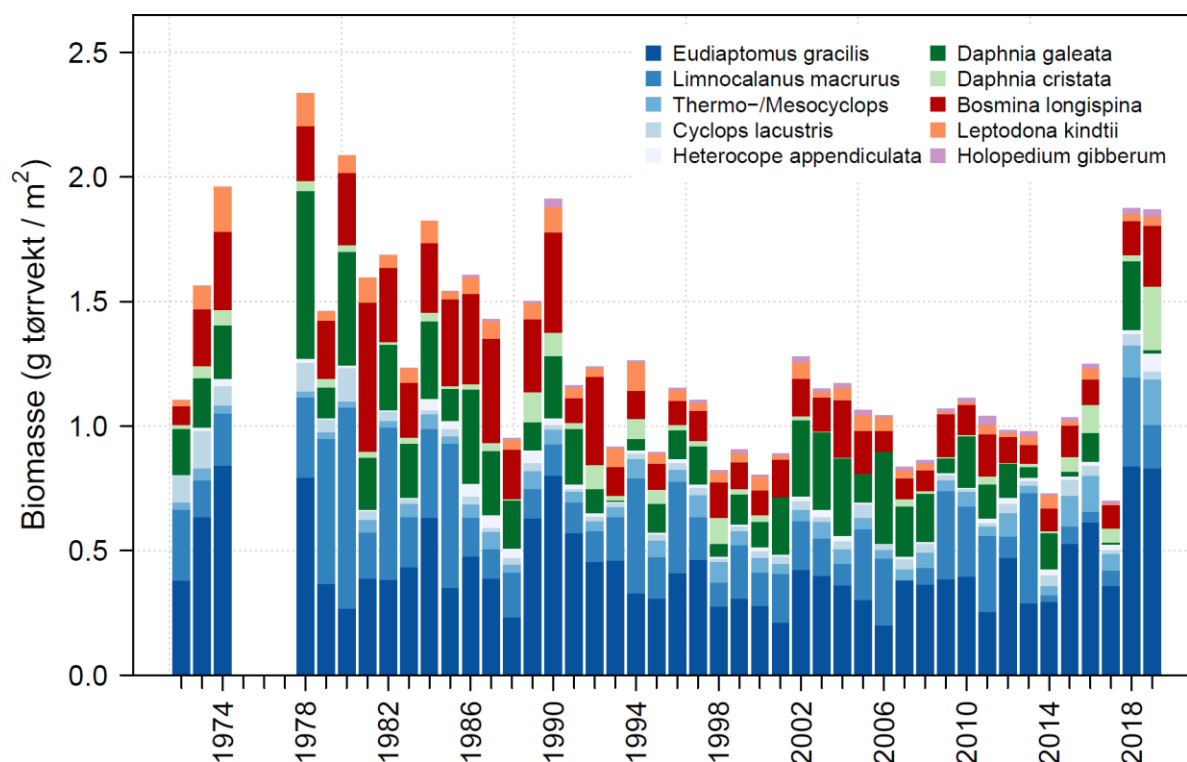
Årsaken til oppblomstringen kan være høy tilførsel av fosfor fra lokale elver etter flere kraftige nedbørsepisoder i juni, etterfulgt av godvær og økt temperatur. Klimaendringene vil kunne gi økt hyppighet av slike værforhold og kan derfor øke både næringstilførsler og forverre effektene av disse. Dette er godt beskrevet i nyere litteratur (se f.eks. Ho m.fl. 2019, Huisman m.fl. 2018, IPCC 2019). Flere tiltak for å bremse avrenningen fra landbruksområdene blir derfor viktig i årene framover.

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 overgjødslet og ble deretter redusert med ca. 40% i perioden fram mot 1990-tallet primært som respons på reduksjonen i planteplanktonbiomassen i samme periode (**Figur 26**).

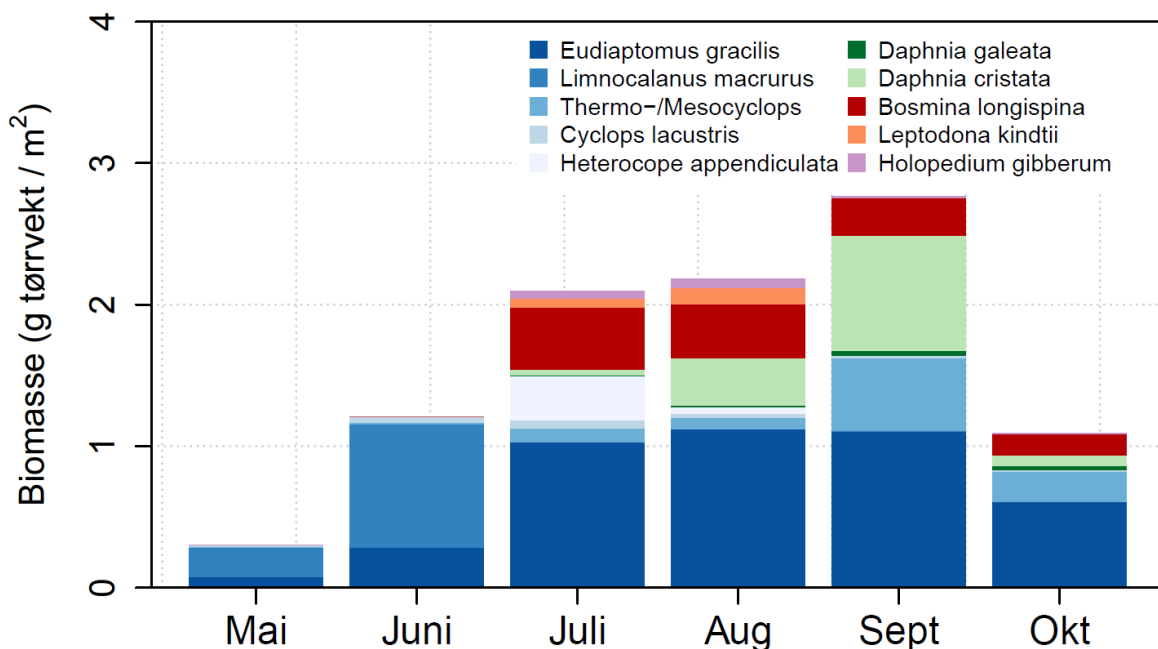


Figur 26. Middelbiomasse av dyreplankton fordelt på de ti vanligste artene i Mjøsa (stasjon Skreia) i perioden 1972-2019 (0-50 m, perioden juni-oktober, data mangler for 1975-1977), g tørrvekt pr. m². Arter av hoppekreps (*Copepoda*) er vist i sjatteringer av blått; arter i slekten *Daphnia* er vist i sjatteringer av grønt; andre vannlopper er vist i sjatteringer av rødt.

Biomassen til de fleste artene ble redusert i denne perioden, men det har også vært store år til år variasjoner for enkelte arter. Mengden planteplankton er trolig den mest vesentlige 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. I perioden 1991-2017 varierte krepsdyrplanktonets middelbiomasse mellom 0,7-1,3 g tørrvekt/m². Gelekrepsen *Holopedium gibberum* etablerte seg i planktonet igjen fra midten av 1980-tallet, etter å ha vært fraværende en lengre periode da Mjøsa var mest overgjødslet. Arten kan regnes som indikator for næringsfattige (oligotrofe) vannmasser, og den utgjør en naturlig del av Mjøsas planktonfauna.

I de siste to årene 2018 og 2019 har biomassen av krepssdyrplankton være på nivå med den mest eutrofierte perioden på 1970-tallet (**Figur 26**). Dette er nesten en dobling av gjennomsnittet de siste 30 årene. Det er særlig biomassen av hoppekrepsen *Eudiaptomus gracilis* som har vært usedvanlig høy de siste to årene. Denne arten utgjorde alene 44% av middelbiomassen av krepssdyrplanktonet både i 2018 og i 2019. Biomassen av effektive algebeitere (arter i slekten *Daphnia*) var i 2019 på samme nivå som tidligere, men biomassen av én av artene (*Daphnia cristata*) var relativt høy på sensommeren. 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). Vannloppene *Daphnia cristata* og *Bosmina longispina* utgjorde hver ca. 13 % av den midlere totalbiomassen i 2019, mens *Daphnia galeata* utgjorde < 1 %, som var betydelig mindre enn i 2018, da den utgjorde 7 %. Den store hoppekrepsen *Limnocalanus macrurus* utgjorde kun 11 % av biomassen i 2019 mot 23 % i 2018. I stedet ser vi en økning fra tidligere år i biomassen til en annen stor hoppekreps, *Heterocope appendiculata*, som var så å si fraværende i 2018, men i 2019 utgjorde nærmere 4 % av den midlere totalbiomassen. Hoppekrepsene *Thermocyclops oithonoides* og *Mesocyclops leuckarti* utgjorde samlet drøyt 9 %, som er på omtrent samme nivå som årene før. Av andre vanlige arter kan nevnes hoppekrepsen *Cyclops lacustris*, samt vannloppene *Holopedium gibberum* (gelekreps) og *Leptodora kindtii*. Disse representerte hver 1-3 % av den midlere totalbiomassen i 2019. Den rødlistede hoppekrepsen *Cyclops lacustris* har hatt en relativt stabil bestand i de senere årene.

Sesongvariasjonene i krepssdyrplanktonbiomassen var veldig forskjellig i 2018 og 2019. I 2018 var det en kraftig økning i juni 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 utfra tidligere års sesongutvikling, med gradvis økende biomasse frem mot en topp i september (**Figur 27**).



Figur 27. Sesongutviklingen i biomasser av de viktigste artene innen krepssdyrplanktonet ved stasjon Skreia i 2019 basert på kvantitativ prøvetaking med Schindler-felle. Biomasser er gitt som g tørrvekt pr. m² for sjiktet 0-50 m.

I rapporten fra overvåkingen i 2018 (Lyche Solheim m.fl. 2019a) ble redusert predasjonspress fra fisk i de øvre vannmassene foreslått som en mulig forklaring på den høye middelbiomassen i 2018, 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. 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 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 var sesongutviklingen mer lik den som normalt er observert i Mjøsa, med en topp på ettersommeren. Det var også færre individer i de øvre vannmassene mellom 0-10 meter enn i vannsøylen 0-50 meter på hovedstasjonen Skreia (**Figur 29**). I 2019 var det høy biomasse av *Daphnia cristata*, og i tillegg var middellengden lavere enn i både 2017 og 2018. Disse forholdene tyder på relativt høyt predasjonspress fra fisk i 2019. Høyere predasjon fra fisk skulle tilsi lavere biomasse av zooplankton, men dette stemmer ikke den observerte middelbiomassen, som var på samme høye nivå som i 2018. Dette tyder at forklaringen på den høye biomassen de to siste årene er mer sammensatt.

Sannsynligvis spiller endringer i fiskepredasjon, temperaturforhold og primærproduksjon, samt interaksjoner mellom disse variablene, trolig en rolle. 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. Noen hypoteser kan allikevel trekkes frem: Når det gjelder fiskepredasjon vil adferd, f.eks. at fisken svømmer dypere pga. høyere temperatur, og variasjon i årsklassestyrke trolig ha en effekt. Dette stemmer dog ikke så godt med at biomassen var høy i 2019, hvor artssammensetning og middellengder hos planktonet faktisk indikerte et høyt predasjonstrykk (se kap. 3.8.2 under). 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 to årene, som har gitt mer mat til dyreplanktonet og høyere biomasse gjennom såkalt «bottom up»-kontroll. Ettersom vi kun måler biomasse av planteplankton og ikke primærproduksjon er det dog vanskelig å verifisere dette. Tidsseriene på temperatur, næringssalter 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

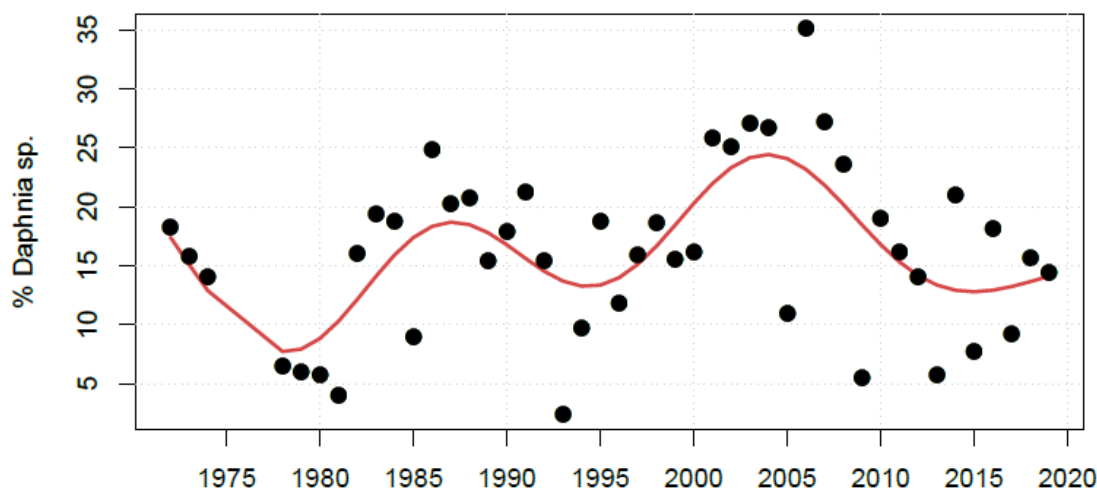
Gruppen store dafnier regnes som de mest effektive algebeiterne innen dyreplanktonet. Innsjøens «selvrensingsevne» øker dersom biomassen av store dafnier øker. Av de to dafnie-artene som er vanlige i Mjøsa (*D. galeata* og *D. cristata*) er *D. galeata* størst og trolig en mer effektiv algebeiter enn 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 28**). I 2019, utgjorde andelen av dafnier til sammen ca. 14 %, hvor *D. cristata* totalt dominerte.

Middellengden av voksne hunner av *Daphnia galeata*, *Daphnia cristata* og *Bosmina longispina* er beregnet til henholdsvis 1,35 mm, 1,07 mm og 0,60 mm ved Skreia i 2019 (**Tabell 11**). Middellengdene

er omtrent som i de foregående to årene for *Daphnia galeata*, men noe mindre for *Daphnia cristata* (Lyche Solheim m.fl. 2018a og 2019a), og kan også tyde på at det var et noe sterkere predasjonspress fra planktonspisende fisk i 2019 enn i 2017 og 2018 (jf. Kjellberg m.fl. 1999). Lengden av de samme artene var gjennomgående litt mindre på stasjonen i Furnesfjorden, noe som muligens var et utslag av sterkere fiskepredasjon i denne delen av Mjøsa enn ved hovedstasjonen.

Redusert lengde av *D. cristata* og høyere biomasse av denne arten enn av *D. galeata* i 2019 sammenlignet med 2018 kan tyde på noe høyere fiskepredasjon i 2019 enn i 2018, men den høye totalbiomassen av zooplankton begge de siste to årene stemmer ikke godt med dette.



Figur 28. Prosentandelen av *Daphnia* spp. i forhold til den totale krepsdyrplankton-biomassen i perioden 1972-2019. Data mangler for årene 1975-1977.

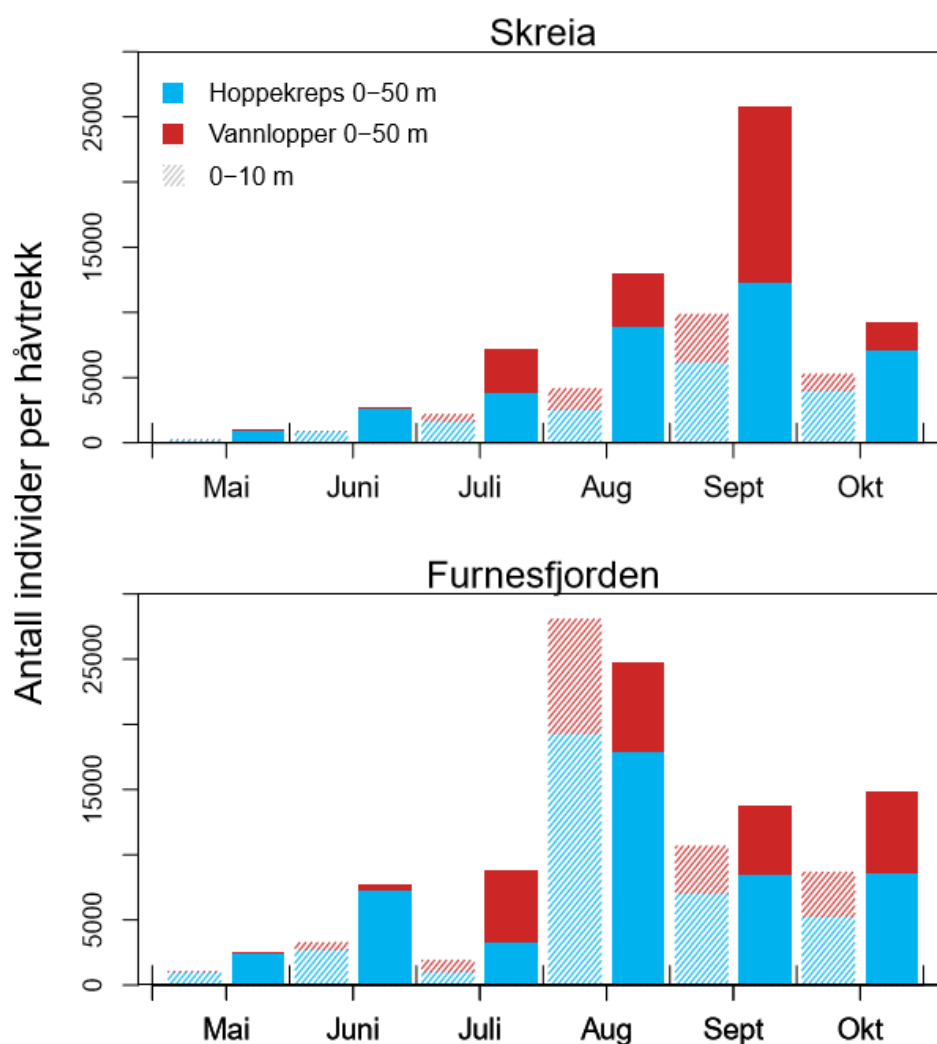
Tabell 11. Middellengder av dominerende vannlopper (voksne hunner) ved Skreia og Furnesfjorden i 2019.

	<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	1,08	1,25	1,35	1,29	1,07	1,05	0,60	0,55
Min	0,87	1,21	1,24	0,94	0,89	0,85	0,46	0,43
Maks	1,27	1,29	1,58	1,57	1,18	1,31	0,73	0,69
St. av.	0,10	0,06	0,10	0,17	0,07	0,11	0,07	0,07
Antall	30	2	11	18	30	30	30	30

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 29** viser at tettheten av dyr var størst i august-september, at krepsdyrplanktonet på begge stasjonene var antallsmessig dominert av hoppekreps de fleste prøvedatoene, og at vannlopper utgjorde større andeler av krepsdyrplanktonet kun i september ved Skreia, og i juli i Furnesfjorden. I tidligere år, fram til og med 2017, har individtallet i Furnesfjorden vært vesentlig høyere enn ved Skreia (som representerer «hovedvannmassene» i Mjøsa). I 2019, som i 2018, ser vi en klar økning ved Skreia, og individantallet ved Skreia er i september for 0-50 m nesten dobbelt så høy som i Furnesfjorden. Utfra

tidligere års resultater er det ikke uvanlig at det er en økning i individantall ved Furnesfjorden tidligere i sesongen enn ved Skreia, ofte forekommer toppen i Furnesfjorden i august, mens den ved Skreia ofte forekommer i september, noe som henger sammen med at vannmassene i Furnesfjorden raskere varmes opp enn ute i «Stor-Mjøsa». Årsaken til at tettheten av krepsdyrplankton ved Skreia har blitt mer sammenlignbar med Furnesfjorden er ukjent, men en mulig forklaring kan være at temperaturøkningen i overflatevannet ved Skreia har ført til en relativt større økning i planteplanktonbiomasse sammenlignet med i Furnesfjorden.



Figur 29. Tettheter av krepsdyrplankton i håvtrekk fra Skreia og Furnesfjorden i 2019. 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 to 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 2019. For Furnesfjorden er det et uforholdsmessig høyt individantall i håvtrekk fra 0-10 m sammenlignet med håvtrekk fra 0-50 m i august. Dette kan skyldes en relativt høyere tetthet i de øvre vannmasser, men det kan heller ikke utelukkes at dette skyldes drift ved

prøvetaking på grunn av vind. Den sammenlignbare andelen av vannlopper i overflatelaget kan tyde på sistnevnte. Det var ikke registrert vesentlige endringer i artssammensetningen i de seks første årene slike prøver ble samlet inn fra både Skreia og Furnesfjorden (2012-2018). Selv om artssammensetningen i grove trekk er lik i 2019 som i foregående år, er det også noen forskjeller. Vannloppene *Alona affinis* og *Sida crystallina*, som sjelden forekommer i prøvene, ble registrert. I tillegg ble en ny art for Mjøsa registrert, vannloppen *Limnosida frontosa* (se **Vedlegg C**: tabell 18). 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.

3.8.4 Mysis og andre istidskreps

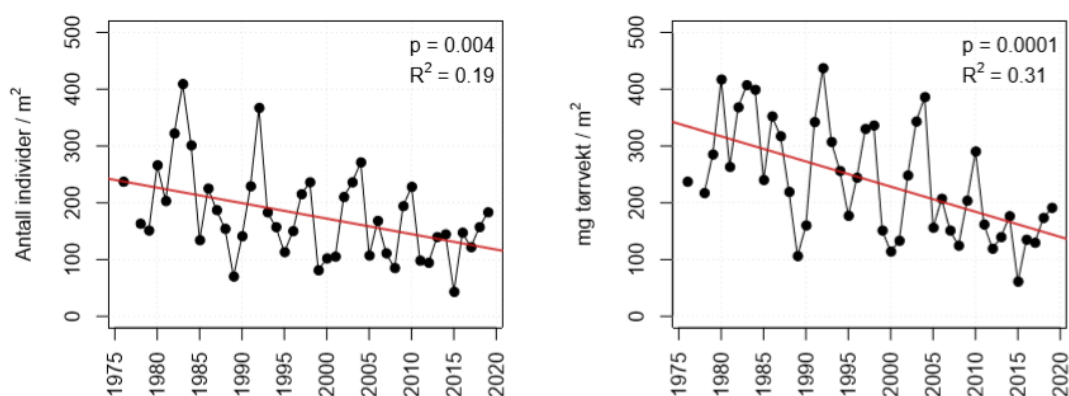
Den rekelignende istidskrepsen *Mysis* (*Mysis relicta*, pungreke) er en viktig del av Mjøsas økosystem, bl.a. som predator på krepsdyrplankton og som føde for flere fiskearter. *Mysis* lever hovedsakelig av epipelagiske vannlopper (*Bosmina* og *Daphnia*) (Kjellberg m.fl. 1991; Jartun m.fl. 2019), som 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 i perioden 2012-2019. Individtetthet og biomasse av *Mysis* har blitt kraftig redusert siden 1970-tallet, men viser også betydelige svingninger i løpet av overvåkingsperioden (**Figur 30**). Siden 2015 har det igjen vært en svak oppgang i individtetthet og biomasse. Ved Skreia er beregnet middelbiomasse redusert fra 289 mg tørrvekt (TV) pr. m² på 1970-tallet til 143 mg TV pr. m² i perioden 2011-2019, dvs. en reduksjon på ca. 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.

Midlere individtetthet i 2019 er beregnet til 183 pr. m² ved Skreia og 75 pr. m² i Furnesfjorden. Tilsvarende er midlere biomasse beregnet til henholdsvis 191 mg/m² og 168 mg/m² (tørrvekt) ved de to stasjonene (**Vedlegg C**: Tabellene 24 og 25). 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 30**). Dette har sammenheng med at bestanden i Furnesfjorden generelt har bestått av noe større individer. De siste to årene ser vi en endring mot både høyere individtetthet med påfølgende større biomasse ved Skreia sammenlignet med Furnesfjorden. Dette kan ha

sammenheng med en større økning i individtall av krepsdyrplankton, og dermed økt næringstilgang for Mysis, ved Skreia sammenlignet med i Furnesfjorden.

Enkeltindivider av trollstidskreps (*Gammaracanthus lacustris*) ble funnet i tre av seks håvtrekk («stor håv») ved Skreia, men var ikke til stede i noen av de seks håvtrekkene i Furnesfjorden i 2019 (se **Vedlegg C**: Tabell 21, Tabell 22). Dette er omtrent som i 2018, men noe oftere enn i 2017 ved Skreia, da den bare ble funnet i ett av seks håvtrekk, og mindre i Furnesfjorden der den ble funnet i tre av seks håvtrekk i 2017 (Lyche Solheim m.fl. 2018a og 2019a). Firetorntet istidskreps (*Pallaseopsis quadrispinosa*) ble funnet i et begrenset antall (1-9 ind./m²) i alle de seks månedene fra mai til oktober, bortsett fra i juni i Furnesfjorden. På Skreia-stasjonen ble kun to individer funnet i håvtrekket i slutten av september. Dette er noe hyppigere funn enn i 2018 og 2017 i Furnesfjorden, men omtrent likt ved Skreia som i de to foregående årene (Lyche Solheim m.fl. 2018a og 2019a). Med så lav individtetthet er det sannsynlig at forskjellene mellom årene og mellom stasjonene hovedsakelig skyldes tilfeldige variasjoner i tid og rom.



Figur 30. Tidsutvikling i individantall (middelverdier) og biomasse (middelverdier og variasjonsbredde) av Mysis ved stasjon Skreia i perioden 1976-2019 (observasjoner fra 1977 mangler).

3.9 Økologisk tilstand i hovedvannmassene i Mjøsa

Samlet klassifisering av økologisk tilstand basert på planteplankton og fysisk-kjemiske støtteparametere for årene 2013-2019 er gitt i **Tabell 12** for hver stasjon. 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 partikkel-transport 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 ikke algetilgjengelig. 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 i 2019. 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 0,64 for andre år på rad.

I 2014-2018 var det god tilstand ved alle stasjonene i Mjøsa. I 2013 var det imidlertid moderat tilstand ved alle stasjonene i Mjøsa. Dette skyldtes store algemengder og en mer ugunstig algesammensetning, noe som igjen trolig hadde 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 planteplanktonet indikerte så vidt god tilstand (nEQR 0,61). Men en del av fosforet var trolig ikke algetilgjengelig i dette tilfellet.

Tabell 12. Samlet klassifisering av økologisk tilstand på de fire stasjonene i Mjøsa i 2013-2019. 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	0,61	0,54	0,72	0,40	0,54	0,54
Brøttum	2014	0,77	0,67	0,71	0,40	0,67	0,67
Brøttum	2015	0,74	0,64	0,64	0,56	0,64	0,64
Brøttum	2016	0,75	0,67	0,67	0,53	0,67	0,67
Brøttum	2017	0,77	0,66	0,76	0,52	0,66	0,66
Brøttum	2018	0,71	0,65	0,69	0,51	0,65	0,65
Brøttum	2019	0,66	0,71	0,69	0,39	0,71	0,66
Kise	2013	0,59	0,66	0,61	0,41	0,54	0,54
Kise	2014	0,71	0,73	0,61	0,72	0,73	0,71
Kise	2015	0,65	0,68	0,58	0,79	0,74	0,65
Kise	2016	0,67	0,68	0,56	0,74	0,71	0,67
Kise	2017	0,64	0,74	0,62	0,75	0,75	0,64
Kise	2018	0,65	0,69	0,60	0,83	0,75	0,65
Kise	2019	0,63	0,74	0,60	0,48	0,61	0,61
Furnesfjorden	2013	0,56	0,67	0,53	0,52	0,60	0,56
Furnesfjorden	2014	0,69	0,73	0,56	0,87	0,80	0,69
Furnesfjorden	2015	0,63	0,66	0,47	1,00	0,83	0,63
Furnesfjorden	2016	0,61	0,69	0,43	0,71	0,70	0,61
Furnesfjorden	2017	0,63	0,66	0,54	0,79	0,73	0,63
Furnesfjorden	2018	0,62	0,77	0,52	0,92	0,77	0,62
Furnesfjorden	2019	0,58	0,73	0,46	0,65	0,69	0,58
Skreia	2013	0,55	0,68	0,54	0,61	0,65	0,55
Skreia	2014	0,68	0,75	0,61	0,77	0,76	0,68
Skreia	2015	0,67	0,68	0,50	1,00	0,84	0,67
Skreia	2016	0,71	0,72	0,47	0,89	0,81	0,71
Skreia	2017	0,70	0,73	0,56	0,93	0,83	0,70
Skreia	2018	0,64	0,75	0,54	0,97	0,87	0,64
Skreia	2019	0,64	0,75	0,50	0,72	0,73	0,64

Disse resultatene indikerer at Mjøsa ikke tåler noe særlig større belastning av næringsalter. 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 lokale elvetilførsler 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 fosforkonsentrasjon på noen av stasjonene fra perioden 2014-2016 til perioden 2017-2019 når middelerdiene sammenlignes. Det

er likevel grunn til å påpeke at enkeltmålinger av total-fosfor var vesentlig høyere enn middelverdien på 4,7 µg/l, f.eks. i midten av juni 2019, da Tot-P konsentrasjonen var oppe i 8 µg/l, og i midten av august, da den var oppe i 7 µg/l (**Vedlegg A: Tabell 7**). Slike høye enkeltverdier ble målt i etterkant av nedbørsepisoder og kan skyldes kortvarig økte fosfortilførsler (fosfor-«støt») fra lokale elver.

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 (2014-2019), unntatt Furnesfjorden som var i moderat tilstand i 2019. Alle stasjonene er imidlertid i nedre del av tilstandsklassen, dvs. nEQR er 0,61- 0,66. Middelverdien av de normaliserte EQR-verdiene for de tre siste årene (2017-2019) har dessuten gått ned fra forrige treårsperiode (2014-2016) på alle stasjonene unntatt Brøttum (**Tabell 13**). Nedgangen er størst på Kise, der nEQR i siste treårsperiode er en kvart tilstandsklasse lavere enn i forrige treårsperiode. Men også på Skreia og i Furnesfjorden har nEQR blitt redusert og Furnesfjorden er nå svært nær klassegrensen god/moderat (nEQR 0,61).

Tabell 13. Middelverdier av normaliserte EQR verdier for samlet økologisk tilstand i perioden 2014-2016 og i perioden 2017-2019 for hver stasjon. Fargen angir tilstandsklasse God.

Tidsperiode	Brøttum	Kise	Furnesfjorden	Skreia
2014-2016	0,66	0,68	0,64	0,69
2017-2019	0,66	0,63	0,61	0,66

4 Resultater og diskusjon – Elver

4.1 Tilførsler av næringsalter

Alle primærdata er gitt i **Vedlegg D** og blir også rapportert til Vannmiljø-databasen.

4.1.1 Fosfortilførsler til Mjøsa

Årlig fosfortransport og volumveide årsmiddelverdier for Tot-P har variert relativt mye over tid for de viktigste tilløpselvene til Mjøsa fra 1970-tallet til og med 2019 (**Figur 31**). Resultatene av stofftransportberegninger for seks av de største tilløpselvene i 2019 er gitt i **Tabell 14** med rådata i **Vedlegg D: Tabellene 24-29**.

I 2019 sto **Lågen** sto for ca. 67 % av den totale fosfortransporten fra de seks største tilløpselvene. Lågen ser ut til å ha hatt en reduksjon i både transport og konsentrasjoner av fosfor fram mot slutten av 2000-tallet, med unntak av en markert topp i flomåret 1995. Det siste tiåret indikerer estimatene våre en økt transport og middelkonsentrasjon av fosfor i Lågen (**Figur 31**). Gjennomsnittlig estimert P-transport per år for tiårsperiodene 1980-1989, 1990-1999, 2000-2009 og 2010-2019 er på henholdsvis 87, 78, 59 og 90 tonn. Den høye transporten og middelkonsentrasjonen det siste tiåret skyldes i hovedsak høy transport i årene 2011, 2013, 2014 og 2018, som alle hadde kraftige flomtopper på våren med døgnmiddelvannføringer på over 2000 m³/s (se **Figur 32** for vannføring i 2019 vs. 2018). I 2019 estimerte vi en fosfortransport på ca. 64 tonn i Lågen, som er i nedre sjikt blant målingene fra det siste tiåret. Volumveid middelkonsentrasjon var på 8,4 µg/l.

Tabell 14. Beregnet vanntransport, fosfortransport og volumveid middelveid for elvene i 2019. Vanntransporter er beregnet på grunnlag av vannføringsdata fra NVE og Eidsiva vannkraft (se avsnitt 2.2.2).

	Vanntransport mill. m ³ /år	P-transport tonn P/år	% av P-transport %	Konsentrasjon volumveid middel µg P/l
Lågen	7579	64,0	67,4	8,4
Gausa	416	5,5	5,8	13,1
Hunnselva	240	5,2	5,5	21,6
Lena	169	5,9	6,2	35,3
Flagstadelva	117	2,8	2,9	24
Svartelva	270	11,6	12,2	43
Sum 6 elver	8791	95,0	100	10,4

I motsetning til i 2018, da hovedandelen av fosfortransporten kom med den store vårfloppen i mai (ca. 55% i mai vs. 4% i juni; Lyche Solheim mfl. 2019a), fordelte fosfortransporten seg i 2019 over en lengre periode frem mot sommeren, gjennom en serie av mindre flomtopper (**Figur 32**). Hovedandelen av transporten i 2019 kom også mai (28%), men en god del kom også i løpet av juni (17%; se **Tabell 15** for P-transport gjennom sommermånedene). Ettersom mye av fosforet i Mjøsas største tilløpselv 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 variere 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.

I **Gausa** var P-transport og middelkonsentrasjon relativt stabil frem mot tidlig 2000-tall, før en periode med lave transporter midt i tiåret 2000-2009 (**Figur 31**). Gjennom dette tiåret var gjennomsnittlig P-transport ca. 6,5 tonn per år. Som i Lågen har transporten samlet sett vært høyere det siste tiåret (2010-2019), med et gjennomsnitt på ca. 20,6 tonn per år. Dette skyldes i hovedsak flomårene 2011, 2013 og 2014, som skiller seg ut med spesielt høye verdier. I 2019 var P-transport og midlere P-konsentrasjon henholdsvis 5,5 tonn og 13,1 µg/l, som er i nedre sjikt av normalområdet de siste 10 år. Gausa sto for ca. 5,8 % av den totale fosfortransporten blant de seks største tilløpselvene i 2019.

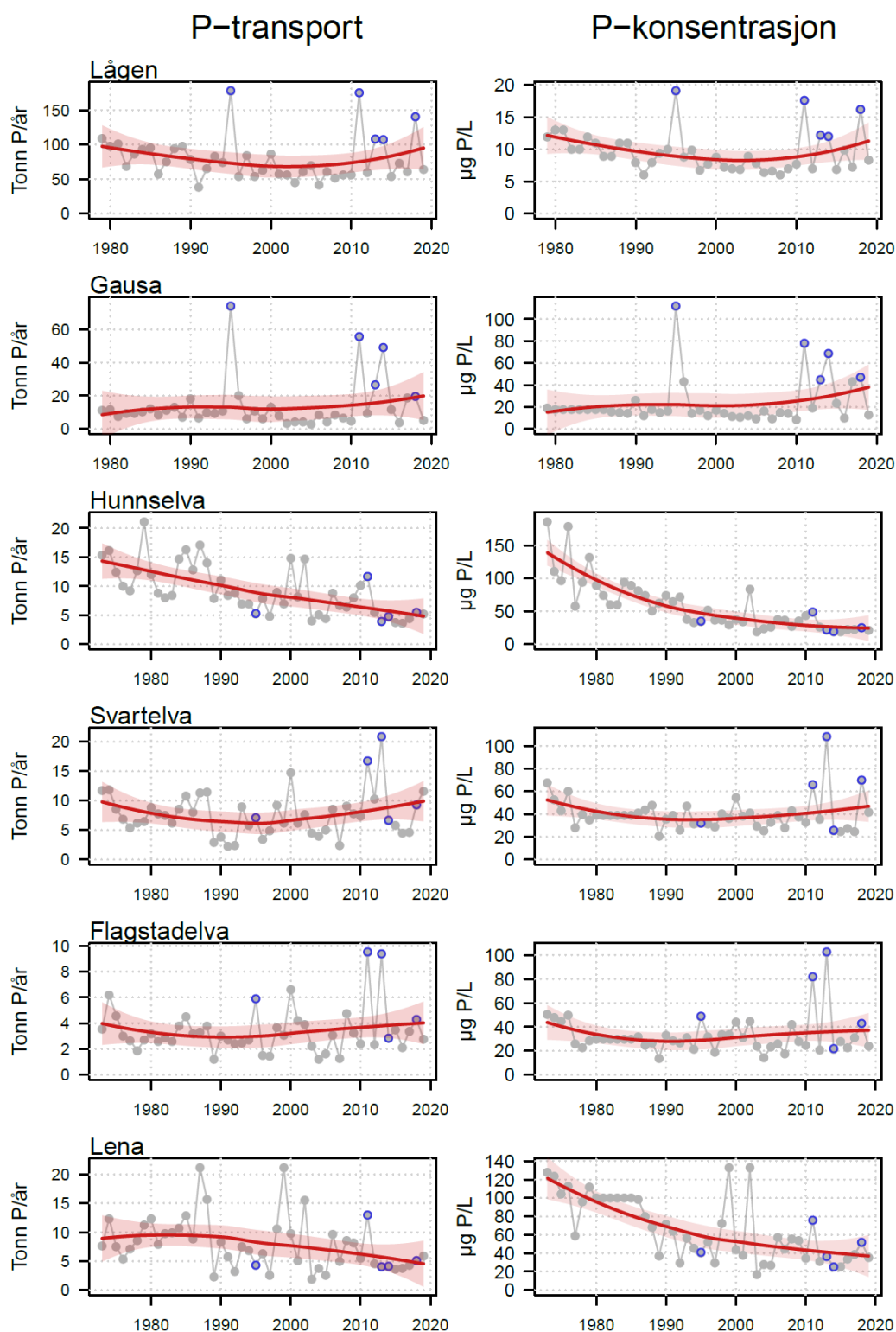
Hunnselva viser betydelige svingninger i årsverdiene for P-transport, men med en tydelig reduksjon fra 1973 (da tidsserien startet) frem til i dag (**Figur 31**). Årlig P-transport er redusert fra 12,8 tonn per år på 70- og 80-tallet (gjennomsnitt for perioden 1973-1989) til 5,9 tonn per år den siste tiåret (gjennomsnitt for perioden 2010-2019). Volumveid middelkonsentrasjon av Tot-P har vært jevnt fallende gjennom hele perioden (**Figur 31**), og var på 21,6 µg/l i 2019. Årlig P-transport var 5,2 tonn, som utgjorde ca. 5,5 % av den totale transporten via de seks største tilløpselvene.

Tidsutviklingen for transport og konsentrasjon av fosfor i **Lena** kan minne noe om forløpet for Hunnselva, men med større usystematiske variasjoner, med bl.a. svært høye verdier for både transport og middelkonsentrasjon i 1999 og 2002 (**Figur 31**). Transporten og den volumveide middelveiden for Tot-P var også høye i flomåret 2011. Til tross for dette har det gjennom tidsperioden vært en halvering av årlig P-transport fra Lena, fra et snitt på 10,1 tonn per år gjennom 70- og 80-tallet (perioden 1973-1989) til 5,4 tonn per år de siste tiåret (2010-2019). Som i Hunnselva har middelkonsentrasjonen av Tot-P vært jevnt fallende gjennom hele perioden, med unntak av de høye verdiene i 1999 og 2002

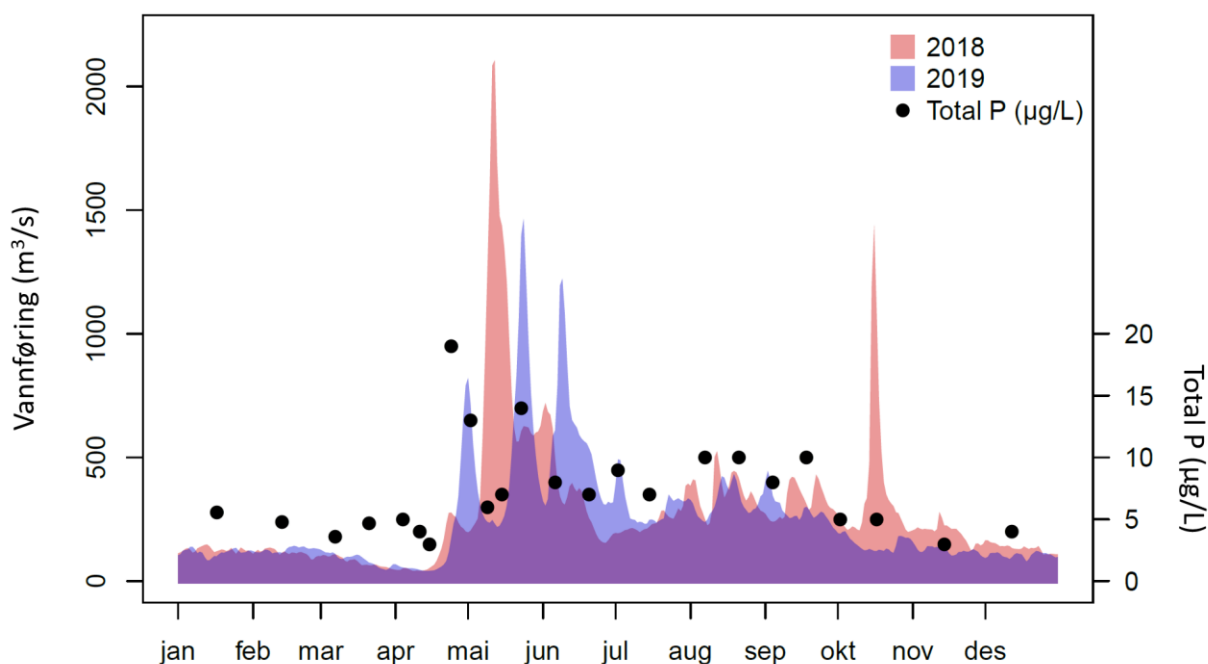
(Figur 31). I 2019 var P-transporten på 5,9 tonn, som utgjorde ca. 6,2 % av totaltransporten fra de seks største tilløpselvene. Volumveid middelkonsentrasjon var på 35,3 g/l.

Både **Flagstadelva** og **Svartelva** viser relativt store og usystematiske variasjoner i P-transport over tid. Ingen av elvene viser tydelig reduksjon i verken årlig transport eller volumveid middelkonsentrasjon av fosfor (**Figur 31**). I Flagstadelva har gjennomsnittlig transport av P per år for tidsperiodene 1973-1989, 1990-1999 og 2000-2009 ligget mellom 2,9 og 3,2 tonn P. Siste tiår (2010-2019) var gjennomsnittlig årlig transport på 4,3 tonn, altså høyere enn de foregående tiårene. Noe større variasjon sees i Svartelva. Her var gjennomsnittlig årlig P-transport 8,2 tonn gjennom 70- og 80-tallet, noe lavere på 90-tallet (5,4 tonn per år fra 1990-1999) og noe økende igjen første tiår på 2000-tallet (7,0 tonn per år i 2000-2009). Også i Svartelva var gjennomsnittlig årlig P-transport høyest siste tiår (2011-2019), med og 9,8 tonn per år. Volumveide middelkonsentrasjoner av Tot-P har ligget relativt stabilt gjennom hele tidsperioden for begge elvene, med unntak av høye verdier enkelte år, bl.a. i 2011 og 2013, samt 2018 i Svartelva. I 2019 var P-transporten fra Flagstadelva og Svartelva på hhv. 2,8 og 11,6 tonn, som utgjør hhv. 2,9 og 12,2% av den samlede P-transporten fra de seks største tilløpselvene.

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



Figur 31. Tidsutviklingen for beregnet fosfortransport (tonn P per år; venstre kolonne) og volumveide middelerverdier av Tot-P ($\mu\text{g/l}$; høyre kolonne) de seks 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 blå punkter for alle elvene. Rød linje viser glattet tidstrend estimert med en såkalt LOESS-regresjon.



Figur 32. Døgnmiddelvannføring (m^3/s) og konsentrasjoner av Tot-P i vannprøver fra Lågen gjennom 2019. Til sammenlikning er vannføringen gjennom 2018 vist med lysrød farge.

4.1.1.1 Tilførsler i vekstsesongen for planteplankton

Tilførslene av fosfor til Mjøsa fra de lokale elvene var relativt høy i sommermånedene (juni, juli og august; **Tabell 15**) i 2019 pga. mye nedbør, spesielt i juni og august (se **Figur 3**). Tilførslene i juni og juli (vist som en egen kolonne i tabell 15) kan ha vært en medvirkende årsak til oppblomstringen av blågrønnalger i slutten av juli. I 2019 kom 26,3% (25 tonn) av den årlige fosfortransporten fra de seks største tilløpselvene i juni og juli. Til sammenlikning kom det i 2018 kun 9,8 tonn i juni og juli (**Tabell 15**).

Tabell 15. Fosfortilførsler til Mjøsa fra de seks største tilløpselvene for hele året 2019 og for sommerperioden juni-juli 2019. For sammenlikning vises verdier fra 2018 i parentes.

Elv	Årlig P-transport (tonn)	P-transport Juni-Juli	
		tonn	% av årstransport
Flagstadelva	2,84 (4,26)	0,13 (0,04)	4,6 (1,0)
Gausa	5,5 (19,6)	2,3 (0,06)	41,4 (0,3)
Hunnselva	5,2 (5,52)	0,71 (0,1)	13,9 (2,1)
Lena	5,9 (5,09)	0,35 (0,02)	5,9 (0,33)
Svartelva	11,6 (9,27)	3,8 (0,05)	32,8 (0,6)
Lågen	64 (140,36)	17,7 (9,5)	27,7 (6,8)
Totalt	95,0 (184,2)	25 (9,8)	26,3 (5,3)

Større tilførsler sommerstid, når vannsøylen er sjiktet, kan tenkes å ha medført høyere konsentrasjoner i overflatelaget, som algene kunne benytte seg av. Dessverre ble det ikke tatt ekstra prøver av fosfor under eller i forkant av algeoppblomstringen. Det ble heller ikke tatt vannprøver for næringssaltanalyse fra strandnære områder, hvor oppblomstringene var mest tydelige (oppkopning av alger i strandsonen kan ha hatt med vind- og strømforhold og gjøre). Mangelen på ekstra vannprøver gjør det derfor vanskelig å verifisere denne hypotesen.

4.1.1.2 Samlede elvetilførsler

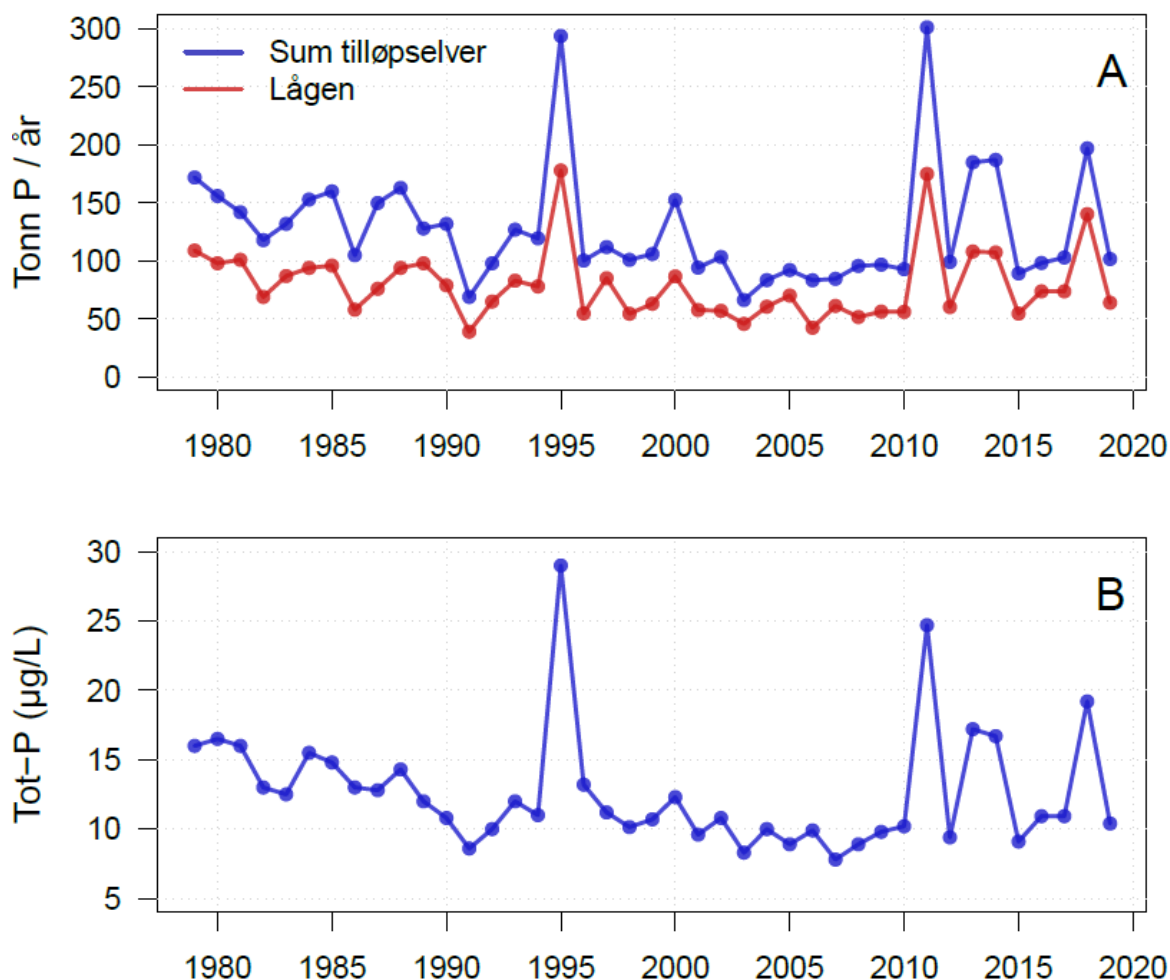
Den samlede elvetilførselen av fosfor til Mjøsa kan beregnes som summen av de målte tilførslene fra Lågen, Gausa, Hunnselva, Lena, Flagstadelva og Svartelva pluss et antatt tillegg på 7 % fra andre elver der det ikke har blitt gjort målinger (jf. Rognerud 1988). I 2019 var den totale elvetilførselen på ca. 101,7 tonn. Gudbrandsdalslågen bidrar med den største andelen av fosfor-tilførslene til Mjøsa (ca. 63 % i 2019). Medianbidraget fra Lågen i årene 1979 til 2019 er 60,8 %, og i 75% av årene har andelen ligget mellom 57,7 og 66,3%.

Langtidsserien for de samlede elvetilførslene av fosfor viser en svak avflatende trend frem mot 2010, men med betydelig år-til-år variasjon og svært høye verdier enkelte år (typisk i flom-år; **Figur 33**). Om vi beregner gjennomsnittlig årlig fosfortransport for tiårsperioder, ser vi en reduksjon fra 144 tonn per år i perioden 1979-1989, via ca. 126 tonn per år fra 1990-1990, til ca. 95 tonn per år i perioden 2000-2009. Det siste tiåret (2010-2019) var gjennomsnittlig årlig tilførsel ca. 146 tonn per år. Den økte tilførselen denne perioden skyldes de høye P-transportene i flom-årene 2011, 2013, 2014 og 2018 (alle årene med vårflomtopper på over 2000 m³/s). Om vi ser bort fra disse fire årene ville gjennomsnittet vært på 96 tonn per år, dvs. på nivå med tiåret før.

De volumveide middelkonsentrasjonene av Tot-P for de seks største tilløpselvene viser samme trend som P-transporten. På 80-tallet var midlere P-konsentrasjon på 14, 2 µg/l, mens den på 90- og 00-tallet ble redusert til hhv. 12,6 og 9,6 µg/l. I perioden 2010-2019 var konsentrasjonen 13,9 µg/l (eller 10,2 om man ser bort fra flom-årene).

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 (se kap. 4.2.1.1), 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.

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), og vil derfor også variere mellom elver som Lågen, Svartelva og Lena.



Figur 33. Øverst: Fosfortransport og konsentrasjon i tilløpselvene. Blå linje viser samlet årlig tilførsel av fosfor 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. Nederst: Beregnet årlig middelkonsentrasjon av Tot-P (volumveid) i de seks største tilløpselvene, dvs. summen av tilført Tot-P delt på summen av vanntransport fra alle elvene.

Det vil være viktig å følge med på utviklingen i fosfortilførsler og konsentrasjoner både i elvene og Mjøsa i tiden fremover, ettersom fremtidige endringer i klima forventes å påvirke dette i betydelig grad. Klimaprediksjoner for Oppland og Hedmark frem mot 2100 fra Norsk Klimaservicesenter² viser at årsnedbøren vil øke med omkring 20%, med størst økning om vinteren (25%) 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. Regnflommene vil trolig medføre at Mjøsa (i større grad enn i dag) tilføres betydelige mengder fosfor i «støt» gjennom sesongen, som vil kunne øke primærproduksjonen. For eksempel vil en kunne forvente økt algebiomasse, i det minste lokalt, dersom det tilføres nytt fosfor i vekstsesongen om sommeren og høsten. Den store andelen av fosfortilførslene som kom på forsommeren i 2019 kan derfor ha vært et resultat av slike regnflommer med tilhørende fosfor-støt og

² <https://klimaservicesenter.no/faces/desktop/article.xhtml?uri=klimaservicesenteret%2Fklimaprofiler>

dermed ha vært den viktigste årsaken til oppblomstringen som skapte problemer på badeplassene i juli. Effekten av slike fosfor-støt vil også avhenge av fosforets biotilgjengelighet, som trolig spiller en nøkkelrolle for bedre å forstå sammenhengen mellom tilførsler og økologiske prosesser i Mjøsa.

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 total transport og sesongmønster i P-transport, med effekter på økologiske prosesser 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 Eidsiva og NVE har gjort det mulig å foreta beregninger av fosforbalansen inn og ut av Mjøsa (**Tabell 16 & Figur 34**). 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 litteraturdata (Bratli mfl. 1995).

Tabell 16. Beregnet fosforbalanse for Mjøsa i 2019.

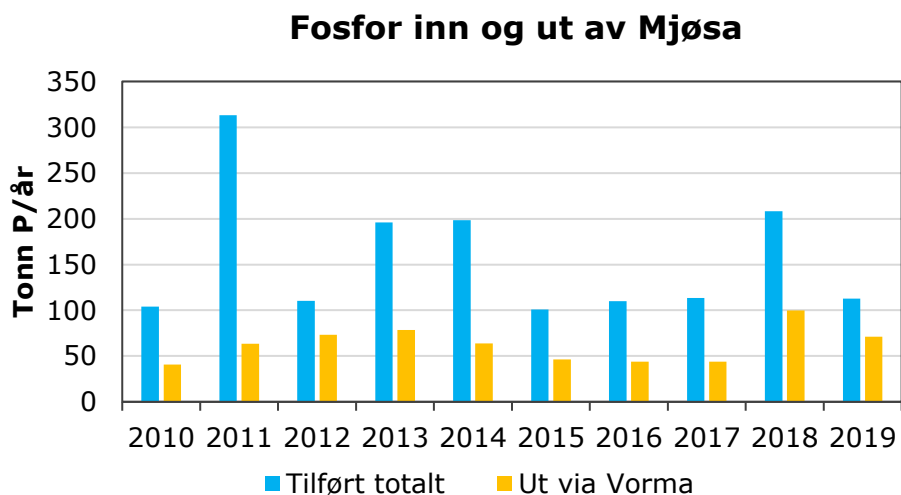
	Tot-P, tonn	%
Gudbrandsdalslågen (målt)	64,0	56,7
Sum 5 andre elver* (målt)	31,0	27,5
Andre elver (estimat 7 %)	6,65	5,9
Elver totalt	101,7	90,1
Kommunale rensesanlegg	3,81	3,4
Industri	0,005	0,004
Direkte på innsjøoverflaten	7,38	6,5
Totale tilførsler	112,8	100
Transport ut, Vorma (målt)	71,0	62,9
Tilbakeholdelse i Mjøsa	41,8	37,1

* Gjelder Lena, Hunnselva, Gausa, Flagstadelva og Svartelva

Den totale tilførselen av fosfor til Mjøsa er beregnet til ca. 113 tonn i 2019. Dette er på samme nivå som i 2010, 2012, 2015, 2016 og 2017. Årene 2011, 2013, 2014 og 2018 hadde betydelig høyere transporter som følge av kraftige flommer i Lågen. Elvetilførslene stod for 90 % av de samlede tilførslene og Lågen alene ca. 57 %. 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 kvantitativ kildefordeling av elvetilførslene er nødvendig for å kunne planlegge behov for tiltak, men kunne ikke gjøres innenfor rammene av denne overvåkingen.

Kommunale rensesanlegg med utslipp direkte til Mjøsa bidro med ca. 3,8 tonn, som er noe mer enn i 2018 (3,4 tonn) og 2017 (2,9 tonn). Utslippene fra Skreia rensesanlegg var høyere enn vanlig (0,369 tonn i 2019 vs. 0,085 tonn i 2018; tall fra Østre Toten kommune) på grunn av overløp frem til 19. mars

2019, etter at anlegget brant i slutten av 2018 (se Økelsrud m.fl. 2019 for en detaljert vurdering av effektene av utslippet). Om vi hadde benyttet utslippstallene fra Skreia i 2018 ville bidraget fra lokale rensesanlegg likevel kun blitt redusert fra 3,8 til 3,5 tonn (eller fra 3,4 til 3,1 % av totaltilførselen). Dette indikerer at også andre kloakkrensanlegg hadde større utslipp i 2019 enn i 2018 og 2017.



Figur 34. Beregnet mengde fosfor transportert inn og ut av Mjøsa i perioden 2010-2019.

Industriutslipp direkte til Mjøsa er små sammenlignet med andre kilder og er beregnet til 0,004 % av de totale tilførslene i 2019.

Mengden fosfor som ble transportert ut av Mjøsa med Vorma er beregnet til 71 tonn i 2019. Dette gir en retensjon (tilbakeholdelse) i Mjøsa på 42 tonn, dvs. 37,2 % av tilført mengde fosfor. Dette er lavere enn normalen, ettersom beregnet retensjon av fosfor i Mjøsa de fleste årene har variert fra ca. 50-70 % av de totale tilførslene, men tilsvarende resultater ble funnet i 2012. Merk at det er relativt store usikkerheter knyttet både til transporten inn og ut av Mjøsa, slik at beregnet tilbakeholdelse også blir usikker. 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 2019 er gitt i **Tabell 17**. Den samlede transporten med disse seks elvene er beregnet til ca. 4489 tonn i 2019. Av dette stod Lågen for 40 %. Medianbidraget fra Lågen gjennom tidsserien har vært på ca. 51 %, og i 75 % av årene har andelen ligget mellom 45 og 58 %. Lågen bidrar med en mindre andel av den samlede transporten av nitrogen (median andel ca. 51 %) sammenliknet med 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 37**). F.eks. var den volumveide middelkonsentrasjonene av Tot-N 239 µg N/l i Lågen i 2019, mens den var 2593 µg/l i Svartelva og 5309 µg N/l i Lena (**Vedlegg D**: Tabellene 24, 27, 29, høyre kolonne).

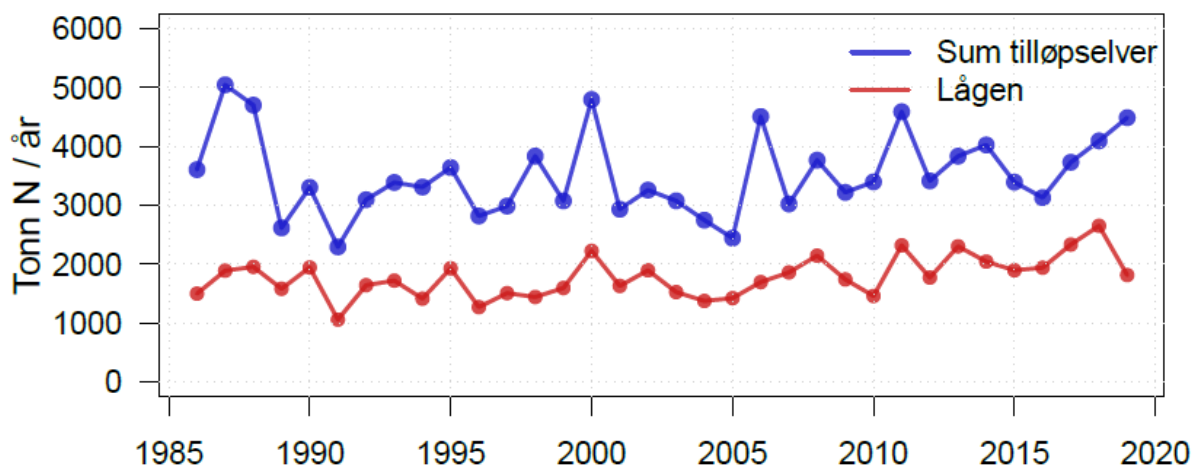
Ifølge våre beregninger gikk det i 2019 ca. 6437 tonn N ut med Vorma, noe som er betydelig mer enn det som kommer inn med de seks tilløpselvene. Det må derfor være relativt store tilførsler fra de delene av nedbørfeltet som ikke dreneres av disse seks elvene, og i tillegg trolig betydelige N-utslipp

fra kommunale renselanlegg, samt deposisjon av langtransportert nitrogen direkte på innsjøoverflaten. Beregninger i elvetilførselsprogrammet viser at Glomma tilfører Ytre Oslofjord ca. 15 000 - 17 000 tonn N per år (Skarbøvik m.fl. 2016), der Vorma altså ser ut til å bidra med ca. en tredjedel.

Tabell 17. Beregnet vanntransport, nitrogentransport og volumveid middelerdi for elvene i 2019. Vanntransporter er beregnet på grunnlag av vannføringsdata fra NVE og Eidsiva.

	Vannttransport	N-transport	% av N-transport	Konsentrasjon volumveid middel
	mill. m ³ /år	tonn N/år		µg N/år
Gudbrandsdalslågen	7579	1814	40,4	239
Gausa	416	366	8,2	881
Hunnselva	240	457,8	10,2	1909
Lena	169	894,5	19,9	5309
Flagstadelva	117	256,5	5,7	2187
Svartelva	270	700	15,6	2593
Sum 6 elver	8791	4488,8	100	511

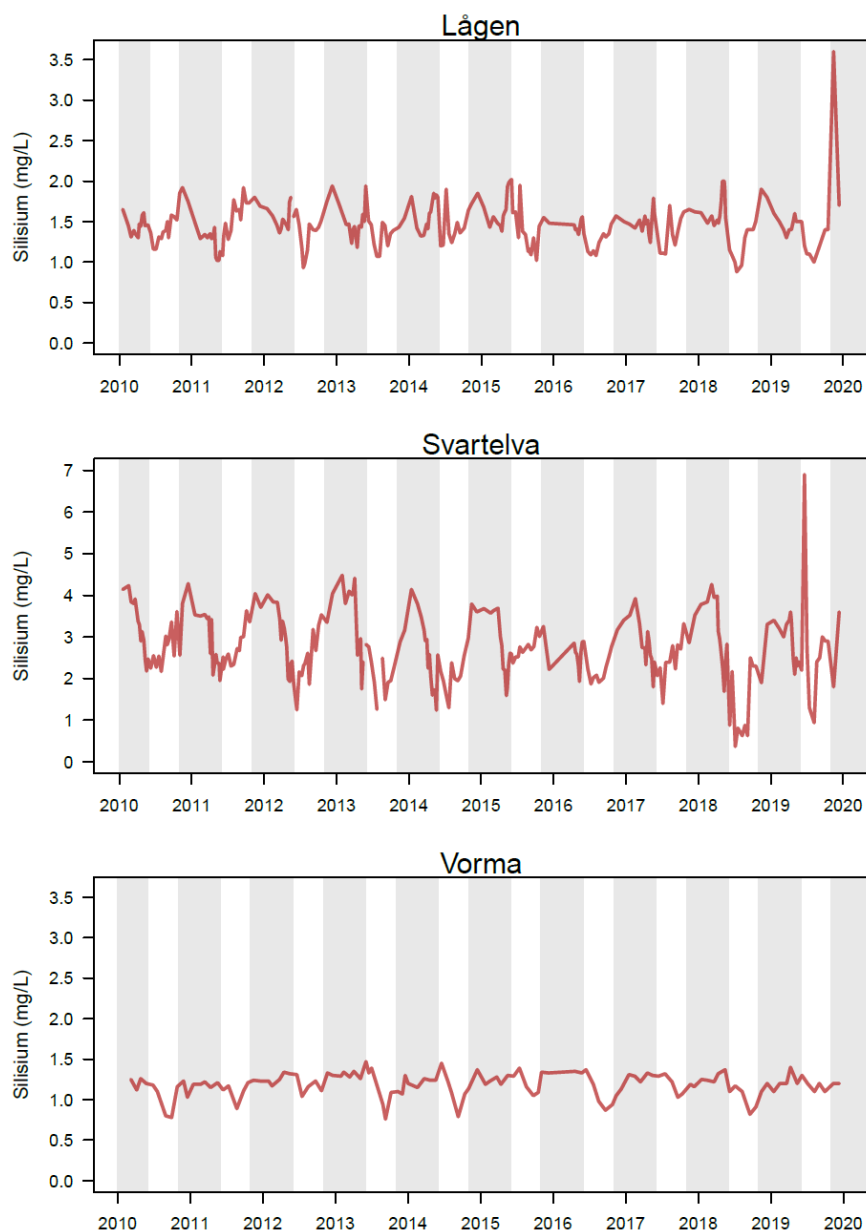
Årlige tilførsler av nitrogen til Mjøsa fra de seks nevnte elvene har vært relativt stabil gjennom perioden 1986-2019 (**Figur 35**), selv om gjennomsnittet for det siste tiåret (2010-2019; 3810 tonn/år) har vært noe høyere enn periodene 1986-1999 (3408 tonn/år) og 2000-2009 (3377 tonn/år).



Figur 35. 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 2010-2019. Gjennomsnittskonsentrasjonen av silisium i Svartelva for hele perioden er 2,72 mg/l, mens den i Lågen er 1,46 mg/l. Middelskonsentrasjonen for Vorma er 1,19 mg/l, dvs. 19 % lavere enn i for 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 36. Konsentrasjon av silisium (mg/l Si^3) i Vorma og Svartelva i perioden 2010-2019. Gråfargede intervaller viser perioden 1 november til 1 juni («vintersesongen»), mens hvite intervaller viser perioden 1 juni til 1 november («veksts sesongen»).

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 veksts sesongen, som følge av omdanning til biologisk bundet silisium (BSi) pga. kiselalgers opptak (se f.eks. Carey og Fulweiler 2013). DSi-konsentrasjonen øker så igjen 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 fortykning i

³ 1 mg/l Si tilsvarer 2,139 mg/l SiO_2

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 36** 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 fortykning med vårflommen, samt opptak i skog, begroingsalger og plankton i innsjøer oppstrøms i vassdraget.

4.2 Vannkvalitet og økologisk tilstand

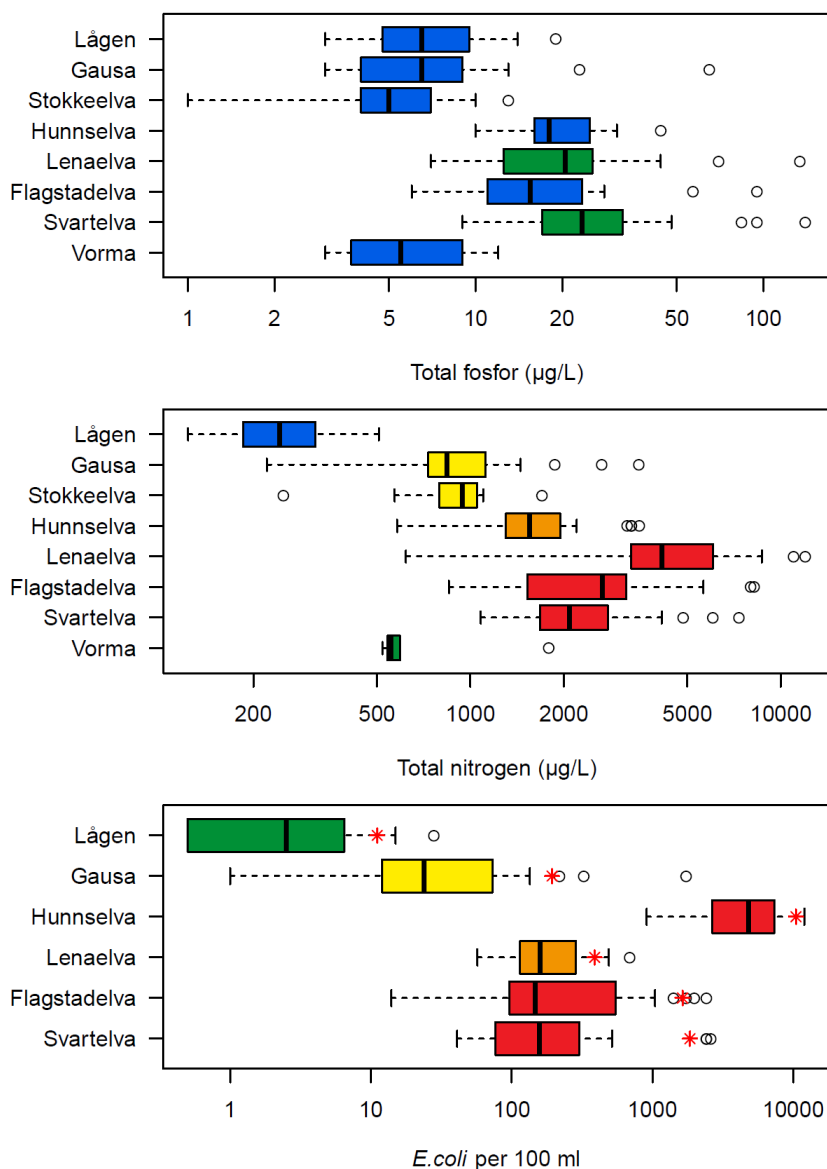
Alle kjemiske primærdata er gitt i **Vedlegg D** og biologiske primærdata (artslistene) er gitt i **Vedlegg E**. Alle data blir også rapportert til Vannmiljø-databasen. Typifisering av elvene er gitt i avsnitt 2.2.3.

4.2.1 Fosfor, nitrogen og fekale indikatorbakterier

I elvene rundt Mjøsa er det generelt høye nivåer av nitrogen (N) i forhold til fosfor (P). I 2019 varierte median N:P-forhold ($\mu\text{g N}:\mu\text{g P}$) gjennom sesongen fra 37 i Lågen til 190 i Lena og Stokkeelva, med 130 som gjennomsnitt for alle tilløpselvene (basert på vannkjemidata i **Vedlegg D**). I utløpselva Vorma, som er speiler vannkvaliteten i Mjøsa, var N:P forholdet 138. Dersom N:P forholdet er over 20 vil nitrogen være i overskudd, og fosfor blir det begrensende næringsstoffet for primærprodusenter som planteplankton og begroingsalger (Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018). Nitrogen vil dermed ikke være begrensende i tilløpselvene eller i Mjøsa, og økt konsentrasjon vil ikke gi økt algevekst. Når fosfor er begrensende skal ikke nitrogen benyttes i tilstandsklassifiseringen (Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018), men vi presenterer likevel nitrogen-konsentrasjonene for hver enkelt elv og hva tilstanden ville vært om nitrogenbegrensning hadde vært aktuelt. Dette gjør vi for å vise hvor konsentrasjonene av nitrogen ligger i forhold til antatt referansenivå. Selv om nitrogen ikke er begrensende for primærprodusentene i verken elvene eller Mjøsa, vil nitrogenet likevel kunne ha effekter nedstrøms, f.eks. i kystområdene utenfor Glommas utløp, hvor nitrogenet fra Mjøsa etter hvert ender opp (se kap. 4.1.3).

I seks av elvene har vi også målt nivået av tarmbakterier (*E. coli*) som indikerer forekomst av fekal forurensning fra dyr eller mennesker (kloakk). Potensielle forurensningskilder er sig fra husdyrgjødsel, lekkasjer og overløp fra kommunale avløpsanlegg, utslipp fra ovenforliggende kommunale renseanlegg 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 næringsstoffs-konsentrasjoner og nivåer av fekale indikatorbakterier for hver elv, basert på resultatene i **Figur 37**. Først presenteres resultatene fra de nordlige tilløpselvene, deretter elvene som renner inn på Mjøsas vestsida, østsida, og til slutt utløpselva Vorma.



Figur 37. Konsentrasjoner av total-fosfor (øverst), total-nitrogen (i midten) og *E. coli* (nederst) i tilløpselvene og Vorma i 2019 (n = 24 for alle unntatt Stokkeelva og Vorma, hvor n = 12). 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 uteliggere. Rød stjerne i C) angir 90-persentilen, som brukes til å klassifisere elvene med hensyn til *E. coli*. Farge angir tilstandsklasse: Grønn = god tilstand, gul = moderat tilstand, oransje = dårlig tilstand, rød = svært dårlig tilstand.

Lågen er en kalkfattig og svært klar elv, med relativt lave referansekonsentrasjoner for fosfor og nitrogen. Lågen var allikevel i svært god tilstand med hensyn til begge nærings saltene. For Tot-P lå 75% av målingene mellom 4,8 og 9,2 g/l, med en median på 6,5 µg/l. For Tot-N lå 75% av målingene 188,5 og 315 µg/l, med en median på 243 µg/l. Nivået av fekale indikatorbakterier (*E. coli*) i Lågen var relativt lavt (tilsvarende god tilstand), og vannet var godt egnet for jordvanning.

Gausa er en moderat kalkrik og klar elv. Elva var i svært god tilstand med hensyn til fosfor, med en mediankonsentrasjon av Tot-P på 6,5 µg/l. Av de 24 målingene lå 75% mellom 4,0 og 9,0 µg/l. Med hensyn til nitrogen ville tilstanden vært moderat, men vassdraget antas ikke å være nitrogenbegrenset. Mediankonsentrasjonen av Tot-N var på 840 µg/l, med 75% av målingene mellom 734,5 og 1110,0 µg/l. Basert på median var altså nitrogenkonsentrasjonen nesten 3,5 ganger høyere enn i Lågen. Nivået av fekale indikatorbakterier (*E. coli*) viste moderat tilstand, og var innenfor intervallet ansett som mindre egnet for jordvanning.

Blant elvene som renner inn i Mjøsa på vestsiden undersøkte vi Lena, Hunnselva og Stokkeelva. Alle elvene er humøse og moderat kalkrike eller kalkrike. Dette medfører at referansekonsentrasjonen for fosfor er relativt høy i forhold til f.eks. Lågen, ettersom den kalkrike berggrunnen og det høye innholdet av humusstoffer er naturlige kilder til fosfor. Humus bidrar også med noe organisk nitrogen.

Stokkelva den mest næringsfattige av de vestlige elvene og var i svært god tilstand med hensyn til Tot-P. Mediankonsentrasjonen var på 5 µg/l, og 75% av målingene lå mellom 4 og 7 µg/l. Dette er svært lave nivåer i forhold til antatt referansekonsentrasjon. For nitrogen ville tilstanden vært moderat, men vassdraget antas ikke å være nitrogenbegrenset og nitrogen benyttes ikke i den samlede tilstandsvurderingen (**Tabell 18**). Mediankonsentrasjonen av Tot-N var på 940 µg/l, og 75% av målingene lå mellom 817,5 og 1025 µg/l. Det ble ikke målt fekale indikatorbakterier i Stokkeelva.

Hunnselva var også i svært god tilstand med hensyn til Tot-P, men konsentrasjonene lå helt på grensen mellom svært god og god. Mediankonsentrasjonen av Tot-P lå på 18 µg/l, og blant de 24 målingene lå 75% mellom 16 og 25 µg/l. Nivåene av Tot-P var altså 3-4 ganger høyere enn i Stokkelva. For nitrogen ville tilstanden vært dårlig, men elva antas ikke å være nitrogenbegrenset. Mediankonsentrasjon av Tot-N var på 1550 µg/l, med 75% av målingene mellom 1300 og 1925 µg/l. Nivåene av fekale indikatorbakterier var ekstremt høye i Hunnselva i 2019, og innenfor 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 innenfor svært dårlig tilstand de fem siste årene.

Lenaelva var i god tilstand med hensyn til Tot-P. Mediankonsentrasjonen var på 20,5 µg/l, og av de 24 målingene lå 75% mellom 12,3 og 25,3 µg/l. Fosforkonsentrasjonen var altså omtrent på samme nivå som i Hunnselva. Lena skiller seg ut med de høyeste konsentrasjonene av Tot-N blant tilløpselvene. Mediankonsentrasjonen var på 4150 µg/l (75% av målingene lå mellom 3450 og 6025 µg/l), som er rundt 13 ganger høyere enn referansekonsentrasjonen for denne elvetypen. Tilstanden med hensyn til nitrogen ville derfor vært svært dårlig, men elva er ikke nitrogenbegrenset. Stor avrenning av nitrogenforbindelser fra dyrka mark og jordbruksaktivitet må antas å være den viktigste forklaringen på de høye nivåene av Tot-N her. Nivåene av fekale indikatorbakterier var tilsvarende dårlig tilstand og såpass høye at vannet ikke er egnet for jordvanning i henhold til grenseverdiene gitt av Vitenskapskomiteen for Mattrygghet (2014). Nivået av *E.coli* har vært innenfor dårlig eller svært dårlig tilstand de fem siste årene.

Av elvene på østsiden av Mjøsa ble Flagstadelva og Svartelva undersøkt. Som elvene på vestsiden er disse også humøse og moderat kalkrike eller kalkrike, med 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 15,5 µg/l. Av de 24 årlige målingene lå 75% mellom 11 og 20,7 µg/l. Konsentrasjonen av Tot-N var høy, med en mediankonsentrasjon på 2660 µg/l og 75% av målingene mellom 1528 og 3178 µg/l. Dette ville tilsvart svært dårlig tilstand, men elva anses ikke som nitrogenbegrenset, og nitrogen tas derfor ikke med i samlet tilstandsklassifisering (**Tabell 18**). Nivåene av fekale indikatorbakterier var også høye og

innenfor svært dårlig tilstand. Konsentrasjonen var så høye at vannet ikke er egnet for jordvanning i henhold til grenseverdier satt av Vitenskapskomiteén for Mattrygghet (2014). Konsentrasjonene har vært høye (innenfor dårlig eller svært dårlig tilstand) de fem siste årene.

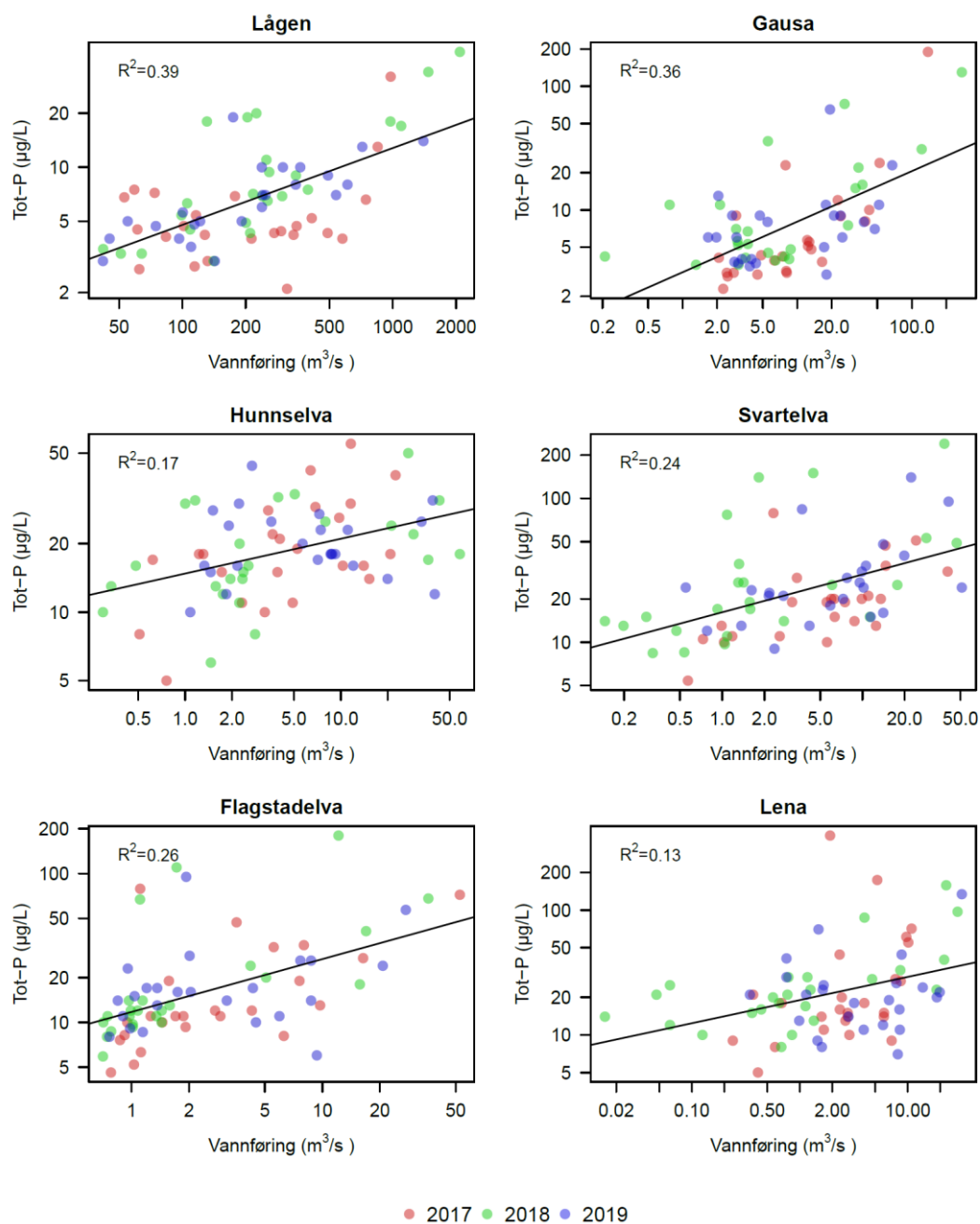
Svartelva var i god tilstand for Tot-P, men en mediankonsentrasjon på 23,5 µg/l. Av de 24 årlige målingene lå 75% mellom 17,5 og 31,8 µg/l. Konsentrasjonen av Tot-N var omtrent som i Flagstadelva, med en mediankonsentrasjon på 2085 µg/l og 75% av målingene mellom 1692 og 2705 µg/l. Dette ville tilsvart svært dårlig tilstand, men elva anses ikke som nitrogenbegrenset. Nivåene av fekale indikatorbakterier var også på samme nivå som i Flagstadelva, innenfor svært dårlig tilstand. Konsentrasjonen var så høye at vannet ikke er egnet for jordvanning i henhold til grenseverdier satt av Vitenskapskomiteén for Mattrygghet (2014). Konsentrasjonene har vært høye (innenfor dårlig eller svært dårlig tilstand) de fem siste årene.

I utløpselva **Vorma** tilsvarte konsentrasjonen av Tot-P svært god tilstand, med en median på 5,5 µg/l. Av de månedlige målingene lå 75% mellom 3,9 og 8,5 µg/l. Med hensyn til Tot-N ville tilstanden vært god, med en median på 556 µg/l. Gjennom året lå konsentrasjonene stabilt, og 75% av målingene lå mellom 545 og 594 µg/l.

4.2.1.1 Tot-P vs. vannføring

Dersom man plottet konsentrasjonen av Tot-P mot vannføringen ved prøvetidspunktet, kan man få en indikasjon på hvilke forurensningskilder som dominerer (**Figur 38**). 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 (2017-2019) er det en signifikant positiv sammenheng mellom vannføring og konsentrasjon av Tot-P i alle tilløpselvene ($p < 0.05$; **Figur 38**). Sammenhengen var sterkest i Lågen ($R^2 = 0,39$) og Gausa ($R^2 = 0,36$), etterfulgt av Flagstadelva ($R^2 = 0,26$), Svartelva ($R^2 = 0,24$). Den positive sammenhengen indikerer at det var arealavrenning og evt. overløp/lekkasjer fra kommunale og private avløpsanlegg som var de dominerende kildene til fosfor i disse vassdragene. I Hunnselva ($R^2 = 0,17$) og Lena ($R^2 = 0,13$) var sammenhengen mellom Tot-P og vannføring svakere. Dette kan indikere at punktkilder fortsatt bidrar til økte P-tilførsler her.

Erosjon og tilførsler av jordpartikler fra dyrka mark i forbindelse med regnvær er trolig en viktig kilde til fosfor. Dette indikeres av den sterke positive sammenhengen mellom Tot-P og turbiditet (partikkelinnhold) i de elvene hvor turbiditet ble målt. I Lågen kan 66% av variasjonen (dvs. $R^2 = 0,66$) i Tot-P forklares av turbiditet, mens i Svartelva forklarer turbiditeten ca. 59% av variasjonen. Andelen av variasjonen i Tot-P som kan forklares av fargetall er betydelige lavere (26% i Lågen og 15% i Svartelva). Dette tyder på at det i hovedsak var partikkelbundet fosfor som ble «vasket ut» fra nedbørfeltet i forbindelse med den brå økningen i vannføring, i hvert fall i disse to elvene. I utløpselva Vorma, som speiler vannkvaliteten i Mjøsa, var det også en signifikant positiv sammenheng mellom Tot-P og turbiditet ($R^2 = 0,44$), men ingen sammenheng med fargetall. Det er uklart om den påviste sammenhengen mellom Tot-P og turbiditet i Vorma kun skyldes partikkel-tilførsler fra tilløpselvene lenger nord i Mjøsa eller om også lokal avrenning fra land i nærområdet ved Minnesund kan ha betydning.



Figur 38. Sammenhengen mellom vannføring og konsentrasjon av Tot-P i elvene i 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 ($p < 0.05$).

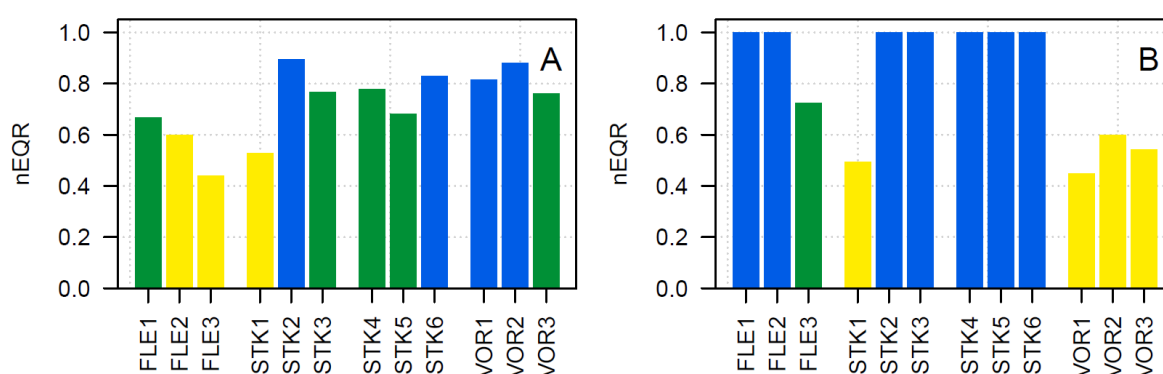
4.2.2 Økologisk tilstand i Flagstadelva, Stokkeelva-vassdraget og Vorma

I 2019 undersøkte vi bunndyr og begroingsalger på tre stasjoner i Flagstadelva og Vorma, og seks stasjoner i Stokkeelva-vassdraget (**Tabell 6**). På nederste stasjon i hver elv ble også næringssalter undersøkt (se kap. 4.2.1). For å vurdere økologisk tilstand med hensyn til eutrofiering og organisk belastning benyttet vi henholdsvis PIT-indeksen for begroingsalger og ASPT-indeksen for bunndyr. Heterotrof begroing ble også vurdert, men resultatet er usikkert ettersom det kun ble tatt prøver én gang på sommeren. For nederste stasjon i hvert vassdrag er konsentrasjonen av Tot-P også inkludert som støtteparameter. Tot-N er ikke inkludert i samlet tilstandsklassifisering, ettersom fosfor er det

begrensede næringsstoffet i disse elvene (se kap. 4.2.1). Med unntak av den øverste vannforekomsten i Flagstadelva er alle vannforekomstene moderat kalkrike (**Tabell 6**), og anses derfor ikke som forsuringfølsomme. Forsuringsindeksene er derfor kun tatt med i klassifiseringen av de to øverste stasjonene i Flagstadelva.

4.2.2.1 Økologisk tilstand for indeksene PIT (eutrofiering) og ASPT (organisk belastning)

PIT-indeksen for påvekstalger viste god eller svært god tilstand med hensyn til eutrofiering på alle stasjonene med unntak av de to nederste stasjonene i Flagstadelva (FLE2 og FLE3) og utløpsbekken fra innsjøen Lauga i Snertingdalen (STK1; **Figur 39**). ASPT-indeksen for bunndyr indikerte god eller svært god tilstand med hensyn til organisk belastning på alle stasjonene med unntak av utløpsbekken fra Lauga og de tre stasjonene i Vorma. Den moderate tilstanden i Vorma er svært usikker på grunn av uegnet substrat for prøvetaking (sand og silt). Heterotrof begroing ble kun observert i mikroskopiske mengder på den nederste stasjonen i Flagstadelva (FLE3), men resultatene er usikre ettersom det kun ble undersøkt én gang, og på sommeren, da mengden heterotrof begroing som regel er på det laveste.



Figur 39. A) Normalisert EQR (nEQR) og økologisk tilstand for eutrofieringsindeksen for påvekstalger (PIT) og B) bunndyrindeksen for organisk belastning (ASPT) i Flagstadelva (FLE), Stokkeelva (STK) og Vorma (VOR). Farge viser tilstandsklasse, hvor blå = svært god; grønn = god og gul = moderat tilstand. Stasjonene er sortert fra lengst oppstrøms i vassdraget (f.eks. FLE1 = lengst oppstrøms; FLE2 = midtre i vassdraget; FLE3 = lengst nedstrøms, nær utløp i Mjøsa). **Tabell 6** gir nærmere beskrivelser av stasjonene mht. stasjonsnavn, link til stasjonskode i Vannmiljø, geografisk plassering og elvetype.

Resultatene for hver enkelt elv er presentert og diskutert nedenfor, og vist samlet i **Tabell 18**. Samlet økologisk tilstand presenteres både for hver enkelt stasjon (**Tabell 18A**) og hver enkelt vannforekomst (**Tabell 18B**). Tilstanden for hver enkelt vannforekomst er basert på normalisert EQR (nEQR) beregnet på bakgrunn av gjennomsnittet av indeksverdiene fra stasjonene innenfor samme vannforekomst.

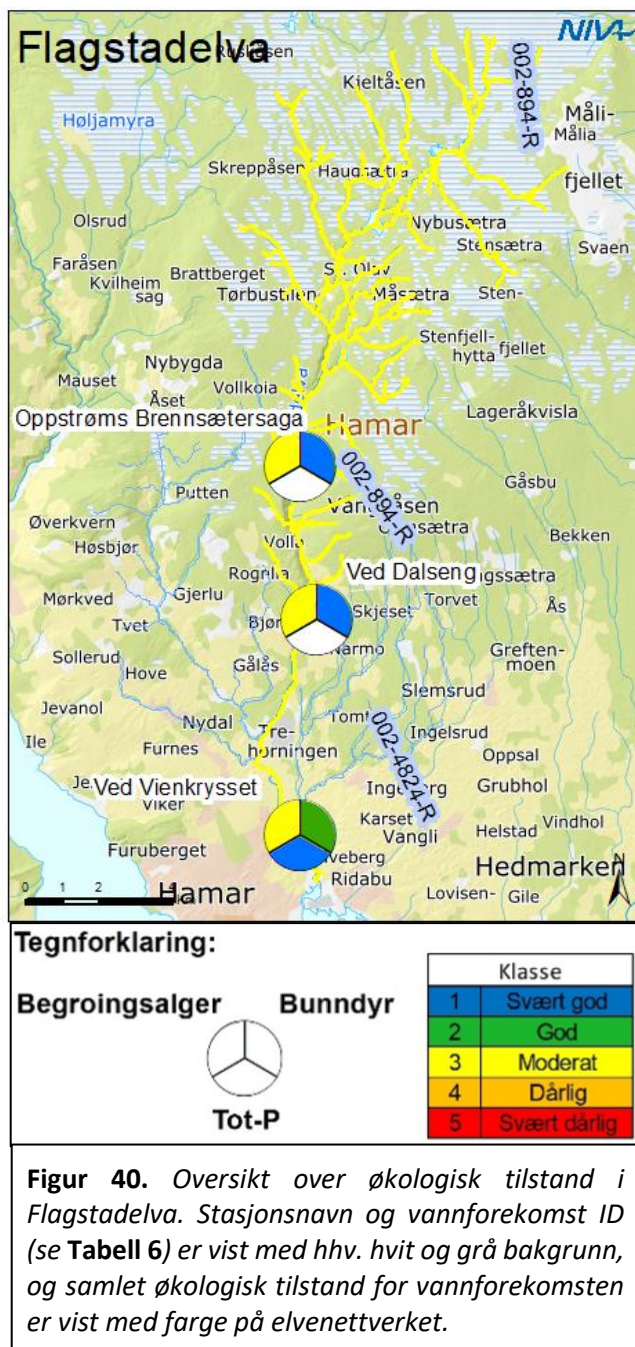
4.2.2.2 Økologisk tilstand i Flagstadelva

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

Vi undersøkte bunndyr og begroingsalger ved tre stasjoner fordelt på to vannforekomster. På nederste stasjon ble det også tatt vannprøver for analyse av næringsalter (Tot-N og Tot-P; se kap.4.2.1). Resultatene er vist i **Figur 40**.

På den nederste stasjonen (FLE3; ved Vienkrysset; vannforekomst 002-4824-R) viste begroingsalgene moderat tilstand mht eutrofiering, mens bunndyrene viste god tilstand mht organisk belastning. Det ble observert mikroskopiske mengder heterotrof begroing, som kan tyde på noe organisk belastning, men dette er usikkert ettersom undersøkelsene bare ble gjort én gang på sensommeren. Nedbørfeltet i nedre del av Flagstadelva er dominert av dyrket mark, og avrenning av næringsalter herfra er nok årsaken til moderat økologisk tilstand med hensyn til eutrofiering. Forsuringsindeksene ble ikke benyttet ettersom vannforekomsten er moderat kalkrik og ikke anses som forsuringfølsom.

Også i 2015 ble nederste stasjon i Flagstadelva klassifisert til moderat tilstand (nEQR = 0,58) med hensyn til eutrofieringsindeksen for begroingsalger (Løvik mfl. 2016). Med hensyn til organisk belastning lå tilstanden for bunndyr nær grensen mellom god og moderat på slutten av 90-tallet og tidlig 2000-tall (1998: God [nEQR = 0,62], 1999: God [nEQR = 0,64], 2001: Moderat [nEQR = 0,58]; Løvik mfl. 2016). De siste årene ser tilstanden ut til å ha blitt noe bedre, med nEQR godt innenfor god tilstand både i 2015 (nEQR = 0,69) og 2019 (nEQR = 0,73).



Også på midterste stasjonen (FLE2; ved Dalseng; vannforekomst 002-894-R) viste begroingsalgene moderat tilstand mht eutrofiering, men her lå tilstanden helt på grensen til god. Dette tyder på noe økt tilførsel av næringsalter, men mindre enn lengre ned i vassdraget. Dette stemmer godt med arealbruken i nedbørfeltet, som er mindre preget av dyrket mark sammenliknet med nederste stasjon. Bunndyrene viste svært god tilstand mht organisk belastning, og det var ingen tegn til heterotrof begroing. Samlet sett tyder dette på lite forurensing av organisk stoff. Stasjonen ved Dalseng ligger akkurat innenfor den delen av nedbørfeltet som domineres av lett forvitrbare og næringsrike bergarter, og det er derfor usikkert hvorvidt stasjonen egentlig er forsuringssensitiv. Om vi allikevel klassifiserer forsuringssindeksene basert på klassegrensene for kalkfattige elvetyper ville forsuringssindeksene for påvekstalter (AIP) og bunndyr (RAMI) begge vist svært god tilstand (RAMI ble ikke tatt med i samlet tilstandsvurdering ettersom det ikke er utviklet klassegrenser for humøse

vanntyper og fordi den ikke kan skille mellom forsuring og naturlig surhet). Det er dermed ikke noe som tyder på forsuringsspåvirkning ved denne stasjonen.

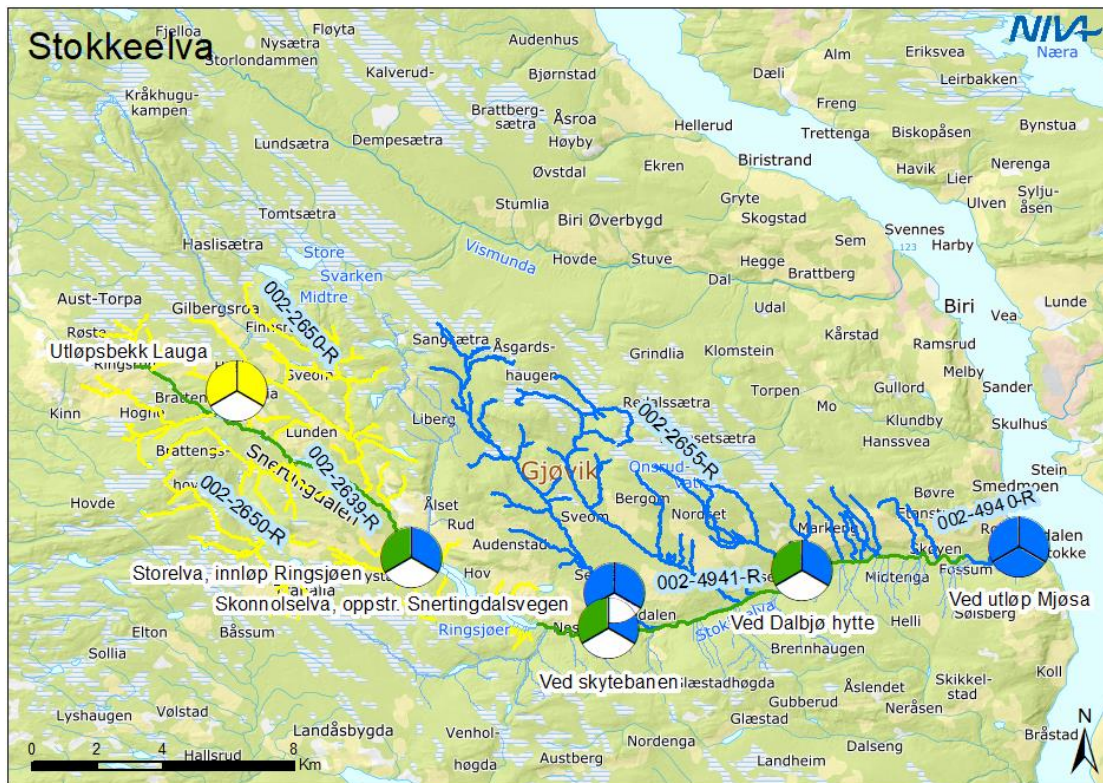
På den øverste stasjonen (FLE1; oppstrøms Brannsetersaga; vannforekomst 002-894-R) viste begroingsalgene og bunndyrene henholdsvis god og svært god økologisk tilstand med hensyn til eutrofiering og organisk belastning. Det ble ikke observert heterotrof begroing. Oppstrøms denne stasjonen er nedbørfeltet dominert av skog (58%) og myr (39%), med fravær av dyrket mark. Det er derfor lite tilførsel av næringsalter over naturlig nivå. Vannkvaliteten er kalkfattig og dermed potensielt sensitiv for forsuring. Forsuringsindeksen for påvekstalger (AIP) viste moderat tilstand (rett under grensen til god), som indikerer at stasjonen er noe påvirket av forsuring. Forsuringsindeksen for bunndyr (RAMI) indikerte også moderat tilstand, men indeksen er ikke tatt med i samlet tilstandsklassifisering fordi det ikke er utviklet klassegrenser for humøse elvetyper og fordi den ikke kan skille mellom forsuring og naturlig surhet som følge av f.eks. humussyrer.

Fra 1994 ble Flagstadelva kalket ved hjelp av en kalkdoserer nedstrøms Kveåsjøen for å bedre oppvekstforholdene for ørret (elva er en viktig gyteelv for Mjøsørret). På grunn av reduksjon i sur nedbør ble kalkingen avsluttet i 2014. I etterkant har det blitt gjort undersøkelser for å se på effektene av kalkstoppen på vannkjemi og fisk (se Garmo mfl. 2019). Undersøkelsene viste at de fysiske-kjemiske forsuringparameterne nå stort sett ligger innenfor god tilstand, men med målinger av lav pH under god/moderat-grensen om høsten enkelte år. Ungfiskbestandene av ørret oppstrøms Brennsætersaga viste også tegn på forsuringsspåvirkning. Undersøkelsene av begroing og bunndyr fra 2019 sammenfaller med undersøkelsene til Garmo mfl. (2019) ved at de indikerer noe forsuringsspåvirkning. Ifølge Garmo mfl. (2019) tyder imidlertid innholdet av sulfat og humusstoffer (målt som total organisk karbon) på at den lave pH-en i elva i hovedsak skyldes høyt humusinnhold og i mindre grad sur nedbør (Garmo mfl. 2019), noe som kan tyde på at den tilsynelatende moderate tilstanden reflekterer naturlige sure miljøforhold heller enn forsuring.

4.2.2.3 Økologisk tilstand i Stokkeelva-vassdraget

Vassdraget har sitt utspring i skog og myrområdene sør-øst for Aust-Torpa, og renner gjennom øvre deler av Snertingdalen ned til Ringsjøen, som er den største innsjøen i nedbørfeltet. Oppstrøms Ringsjøen kalles elva for Storelva. Fra Ringsjøen og ned til utløpet i Mjøsa heter den Stokkeelva. Langs hele elvestrengen kommer det inn en rekke mindre elver og bekker fra dalsidene både på nord og sørsiden. Det totale nedbørfeltet til Stokkeelva spenner en høydegradient fra 123 moh. ved utløpet i Mjøsa til 950 moh. ved Kråhugukampen. Hele 80 % er dekket av skog, med innslag av myr (6%) og dyrket mark (9%; data fra NVEs nettjeneste NEVINA). Landbruksarealene fordeler seg langs elva gjennom hele nedbørfeltet, men mesteparten ligger på nordsiden av vassdraget. Berggrunnen i nedbørfeltet består av sandstein, alunskifer og kvartsitt, med innslag av kalkrike bergarter (NGU berggrunnskart). De kalkrike bergartene forvitrer lett og medfører kalkrik avrenning og relativt god bufferevne mot forsuring. De vannkjemiske dataene fra nederste stasjon gjennom 2019 viser at Stokkeelva er moderat kalkrik (ca. 10 mg/l kalsium), og den anses derfor ikke som forsuringssensitiv. Tilgjengelige data fra Storelva og Ringsjøen (hentet fra Vannmiljø) indikerer også Storelva er moderat kalkrik, selv om det er gjort relativt få vannkjemiske målinger i øvre del av vassdraget. Vi undersøkte bunndyr og begroingsalger på seks stasjoner i Stokkeelva-vassdraget. På den nederste stasjonen ble det også tatt vannprøver for undersøkelse av næringsalter (nitrogen og fosfor), samt TOC og kalsium for bestemmelse av elvetype. Resultatene er vist **Figur 41**.

På nederste stasjonen (STK6; rett før utløpet i Mjøsa (vannforekomst 002-4940-R) viste både begroingsalgene og vannkjemien svært god tilstand mht eutrofiering. Bunndyrene viste svært god tilstand mht organisk belastning.



Figur 41. Oversikt over økologisk tilstand i Stokkeelva-vassdraget. For tegnforklaring; se kart over for Flagstadelva.

På stasjon STK5 (Ved Dalbjø hytte) og STK4 (Ved skytebanen; begge i vannforekomst 002-4941-R) viste begroingsalgene god tilstand med hensyn til eutrofiering, mens bunndyrene viste svært god tilstand med hensyn til organisk belastning. Storelva ble undersøkt på én stasjon, oppstrøms innløp Ringsjøen (STK3). Som ved de andre stasjonene var tilstanden god med hensyn til eutrofiering (påvekstalger), og svært god med hensyn til organisk belastning (bunndyr). Vi undersøkte også en stasjon i Skonnolselva oppstrøms Snertingdalsvegen (STK2), som er en av sideelvene på nordsiden (vannforekomst 002-2655-R). Her viste både begroingsalgene og bunndyrene svært god tilstand med hensyn til eutrofiering og organisk belastning. Den eneste stasjonen som ikke oppnådde miljømålet om god eller svært god økologisk tilstand, var utløpsbekken fra innsjøen Lauga (STK1). Denne stasjonen ble inkludert i overvåkingen ettersom tidligere undersøkelser har vist eutrofieringsproblematikk i innsjøen (Løvik 2011). Undersøkelsene i 2019 viste moderat tilstand for påvekstalger og bunndyr med hensyn til hhv. eutrofiering og organisk belastning, som viser at det fortsatt er utfordringer med økt nærings saltpåvirkning i Lauga.

Tidligere undersøkelser i Stokkeelva-vassdraget har stort sett også vist liten påvirkning fra eutrofiering og organisk belastning. Under Mjøs-overvåkingen i 2014 viste begroingsalgene og bunndyrene hhv. god (nEQR = 0,74) og svært god (nEQR = 1,00) tilstand for eutrofiering/organisk belastning på nederste stasjon (Løvik mfl. 2015). I 1998 ble det tatt prøver av bunndyr og begroing ved fire stasjoner nedstrøms Ringsjøen, og alle viste god eller svært god tilstand mht bunndyrindeksen for organisk belastning. Begroingsalgene viste få tegn til økt nærings salttilførsel, med unntak av noe økt begroing rett nedstrøms Ringsjøen (Kjellberg 2002). Fra stasjonen oppstrøms Ringsjøen foreligger det relativt lite data fra tidligere, med unntak av begroingsundersøkelser i 2013, som viste god tilstand mht. eutrofiering (data fra Vannmiljø, kilde ikke oppgitt). Kjellberg (2002) vurderte Storelva til å være lite til moderat påvirket av forurensinger. Samlet sett oppnår alle stasjoner i Stokkeelva-vassdraget miljømålet om god eller svært god tilstand mht eutrofiering og organisk belastning i 2019, med unntak

av utløpet fra Lauga. Forsuringsindeksene er ikke benyttet ettersom vassdraget er moderat kalkrikt og ikke anses som forsuringssensitivt.

4.2.2.4 Økologisk tilstand i Vorma

Vorma renner ut fra Mjøsa ved Minnesund, og møter med Glomma ved Vormsund. Vannkvaliteten speiler i stor grad forholdene i Mjøsa. Elva er moderat kalkrik, og anses ikke som forsuringfølsom. Vi undersøkte bunndyr og begroingsalger ved tre stasjoner fordelt på to vannforekomster. På den øverste stasjonen ble det også tatt månedlige vannprøver for analyse av næringsalter (nitrogen og fosfor). Resultatene er vist i **Figur 42**. Ved øverste stasjon (VOR1; Ved Minnesund; vannforekomst 002-3826-R) viste begroingsalgene og vannkjemien svært god økologisk tilstand med hensyn til eutrofiering. Bunndyrene viste moderat tilstand med hensyn til organisk belastning, men dette resultatet er svært usikkert fordi bunnsstratet var uegnet for prøvetaking av bunndyr.

For sikker klassifisering av økologisk tilstand for bunndyr bør prøvetaking foretas i strykparti, fortrinnsvis med steinbunn, mens det i Vorma typisk er stilleflytende glattstrøm med bunnforhold dominert av sand og silt. Midterste stasjon (VOR2) og nederste stasjon (VOR3) lå henholdsvis oppstrøms Svanfossen (i vannforekomst 003-3826-R) og nedstrøms Svanfossen (i vannforekomst 002-3825-R). Oppstrøms fossen viste begroingsalgene svært god økologisk tilstand med hensyn til eutrofiering, mens tilstanden var god nedstrøms fossen. Stasjonen oppstrøms Svanfoss har vært undersøkt flere ganger tidligere, bl.a. i forbindelse med det nasjonale Elveovervåkingsprogrammet i 2017, hvor tilstanden for begroingsalger med hensyn til eutrofiering også var svært god. Det samme var tilstanden basert på heterotrof begroing (Kile mfl. 2018).

På begge stasjoner viste bunndyrene moderat tilstand med hensyn til organisk belastning. Stasjonen oppstrøms ble også undersøkt i elveovervåkingsprogrammet i 2017, og viste da også moderat tilstand for ASPT. Som nevnt over er resultatene for bunndyr svært usikre som følge av uegnet substrat for prøvetaking, og det er sannsynlig at den moderate tilstanden ikke reflekterer den reelle tilstanden mht organisk belastning. At begroingsalgene viste god tilstand for eutrofiering, samt at det ikke ble funnet heterotrof begroing, tyder på at den reelle tilstanden mht. organisk belastning er god eller bedre.



Tabell 18. Oversikt over samlet økologisk tilstand med hensyn til eutrofiering og organisk belastning i 2019. Tabell A viser resultatene for hver enkelt stasjon. Stasjonene er sortert fra oppstrøms til nedstrøms, dvs. at stasjon 1 er lengst oppstrøms og stasjon 3 (eller 6 i Stokkeelva) er lengst nedstrøms. For kobling av stasjonsnummer til stasjonsnavn og geografisk plassering med koordinater; se **Tabell 6**. Tabell B viser samlet resultat hver vannforekomst. Øverste rad (markert i gråtoner) viser vannforekomst-ID. Resultatene for hver vannforekomst. Deretter er samlet tilstand vurdert ut ifra den laveste nEQR-verdien for hver indeks for alle stasjonene innen hver vannforekomst. Ettersom Tot-P viser svært god tilstand ved alle stasjoner). M = moderat, G = god og SG = svært god tilstand.

A)

Kvalitetselement	Indeks/parameter	Flagstadelva			Stokkeelva						Vorma		
		FLE1	FLE2	FLE3	STK1	STK2	STK3	STK4	STK5	STK6	VOR1	VOR2	VOR3
Begring	Indeksverdi	13,82	16,00	27,92	21,45	6,87	10,61	10,24	13,35	8,65	9,05	7,27	10,79
	nEQR	0,67	0,5996	0,44	0,53	0,90	0,77	0,78	0,68	0,83	0,82	0,88	0,76
AIP	Tilstandsklasse	G	M	M	M	SG	G	G	G	SG	SG	SG	G
	Indeksverdi	6,58	7,04	-	-	7,04	6,75	-	-	-	-	-	-
ASPT	nEQR	0,59	1,00	-	-	0,80	0,31	-	-	-	-	-	-
	Tilstandsklasse	M	SG	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Fys.-kjem. Bunnvann	Indeksverdi	7,21	7,14	6,50	5,57	7,16	7,05	6,91	7,35	7,15	5,39	6,00	5,77
	nEQR	1,00	1,00	0,73	0,49	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	0,45	0,60	0,54
Tot-P	Tilstandsklasse	SG	SG	G	M	SG	SG	SG	SG	SG	M	M	M
	Indeksverdi	-	-	15,50	-	-	-	-	-	5,00	5,50	-	-
Samlet økologisk tilstand stasjon	nEQR	-	-	0,87	-	-	-	-	-	1,00	1,00	-	-
	Tilstandsklasse	M	M	M	M	SG	G	G	G	SG	SG	M	M

Tabell 18. Oversikt over samlet økologisk tilstand med hensyn til eutrofiering og organisk belastning i 2019. Tabell A viser resultatene for hver enkelt stasjon. Stasjonene er sortert fra oppstrøms til nedstrøms, dvs. at stasjon 1 er lengst oppstrøms og stasjon 3 (eller 6 i Stokkeelva) er lengst nedstrøms. For kobling av stasjonsnummer til stasjonsnavn og geografisk plassering med koordinater; se **Tabell 6**. Tabell B viser samlet resultat hver vannforekomst. Øverste rad (markert i gråtoner) viser vannforekomst-ID. Resultatene for hver vannforekomst. Deretter er samlet tilstand vurdert ut ifra den laveste nEQR-verdien for hver indeks for alle stasjonene innen hver vannforekomst. Ettersom Tot-P viser svært god tilstand ved alle stasjoner). M = moderat, G = god og SG = svært god tilstand.

A)

Kvalitetselement	Indeks/parameter	Flagstadelva			Stokkeelva						Vorma		
		FLE1	FLE2	FLE3	STK1	STK2	STK3	STK4	STK5	STK6	VOR1	VOR2	VOR3
Begring	Indeksverdi	13,82	16,00	27,92	21,45	6,87	10,61	10,24	13,35	8,65	9,05	7,27	10,79
	nEQR	0,67	0,5996	0,44	0,53	0,90	0,77	0,78	0,68	0,83	0,82	0,88	0,76
AIP	Tilstandsklasse	G	M	M	M	SG	G	G	G	SG	SG	SG	G
	Indeksverdi	6,58	7,04	-	-	7,04	6,75	-	-	-	-	-	-
ASPT	nEQR	0,59	1,00	-	-	0,80	0,31	-	-	-	-	-	-
	Tilstandsklasse	M	SG	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Fys.-kjem. Bunnvann	Indeksverdi	7,21	7,14	6,50	5,57	7,16	7,05	6,91	7,35	7,15	5,39	6,00	5,77
	nEQR	1,00	1,00	0,73	0,49	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	0,45	0,60	0,54
Tot-P	Tilstandsklasse	SG	SG	G	M	SG	SG	SG	SG	SG	M	M	M
	Indeksverdi	-	-	15,50	-	-	-	-	-	5,00	5,50	-	-
Samlet økologisk tilstand stasjon	nEQR	-	-	0,87	-	-	-	-	-	1,00	1,00	-	-
	Tilstandsklasse	M	M	M	M	SG	G	G	G	SG	SG	M	M

B)

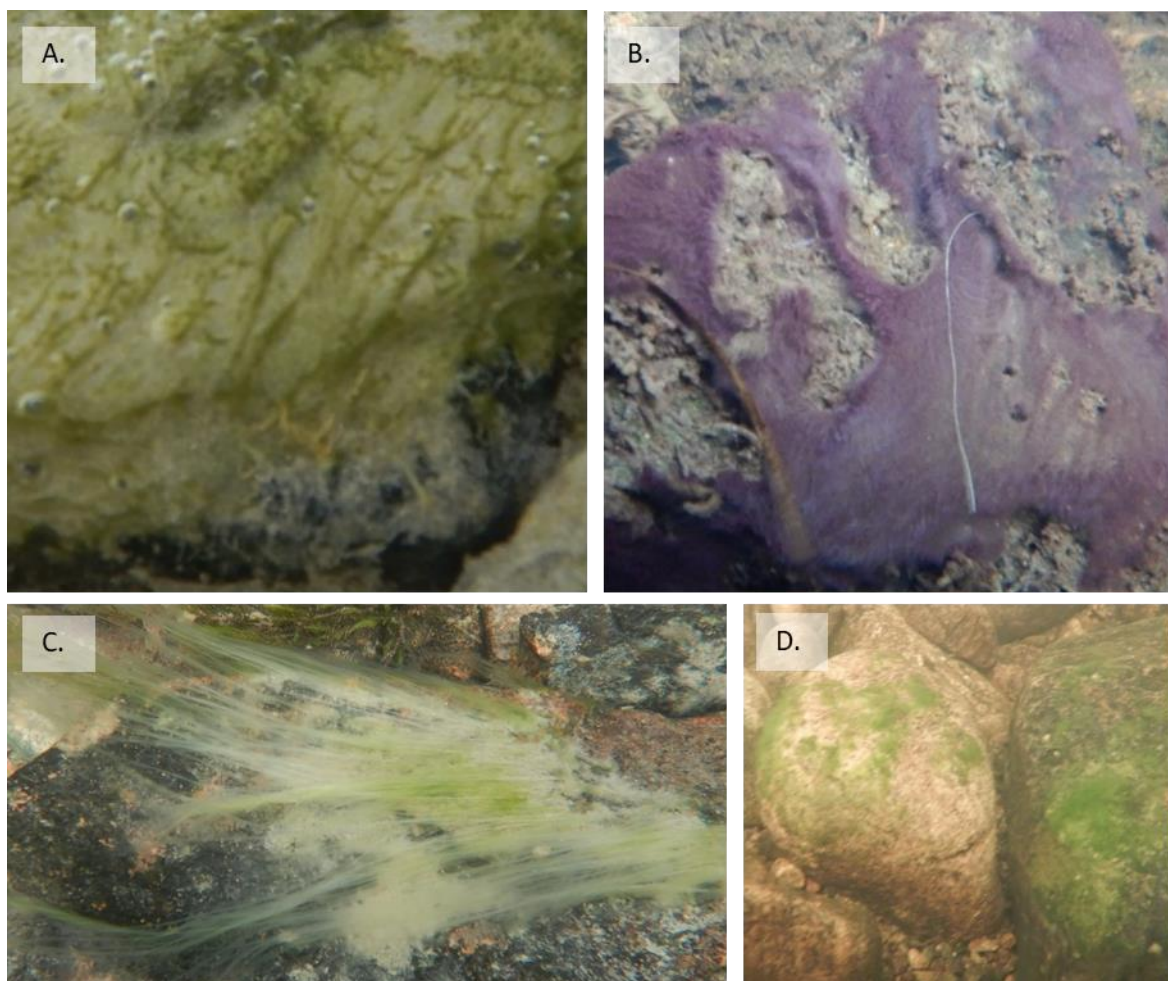
Kvalitetselement	Indeks/parameter	Flagstade/la			Stokkeel/va			Vorma		
		002-894-R	002-4824-R	002-2650-R	002-2655-R	002-2639-R	002-4941-R	002-4940-R	002-3626-R	002-3825-R
Begrøing	Indeksverdi	14,91	27,92	21,45	6,87	10,61	11,80	8,65	8,16	10,79
	nEQR	0,63	0,44	0,53	0,90	0,77	0,73	0,83	0,85	0,76
	Tilstandsklasse	G	M	M	SG	G	G	SG	SG	G
	Indeksverdi	6,81	-	-	7,04	6,75	-	-	-	-
	nEQR	0,85	-	-	0,80	0,81	-	-	-	-
	Tilstandsklasse	SG	-	-	-	-	-	-	-	-
Bundyr	Indeksverdi	7,18	6,50	5,57	7,16	7,05	7,13	7,15	5,69	5,77
	nEQR	1,00	0,73	0,49	1,00	1,00	1,00	1,00	0,52	0,54
	Tilstandsklasse	SG	G	M	SG	SG	SG	SG	M	M
Fys.-kjem.	Indeksverdi		15,50					5,00	5,50	
	nEQR		0,87					1,00	1,00	
	Tilstandsklasse		SG					SG	SG	
Samlet økologisk tilstand for vannforekomst		SG	M	M	SG	G	G	SG	M	M

4.2.3 Biologisk mangfold i elvene

4.2.3.1 Begroingsalger

Det ble registrert fra 8 til 26 ulike taksa av alger (kiselalger unntatt) på de 12 undersøkte lokalitetene i Innlandet 2019. Artsrikdommen var høyest innen gruppen grønnalger, tett etterfulgt av cyanobakterier (se **Vedlegg E** for fullstendig artsliste). Nedenfor vises et utvalg bilder av taksa som ble registrert på de undersøkte lokalitetene i 2019 **Figur 43**).

Cyanobakteriene *Phormidium inundatum* og *Phormidium tinctorium* (**Figur 43 A** og **B**) er typiske eutrofe arter, mens *Phormidium autumnale* (**Figur 43 B**) trives i både oligotrofe og eutrofe vannforekomster. Grønnalgene *Ulothrix zonata* (**Figur 43 C**) og *Zygnema b* (**Figur 43 D**) foretrekker næringsfattige vann, mens *Spirogyra d* (**Figur 43 D**) som oftest registreres i blandingssamfunn der konsentrasjonen av næringsalter er middels.



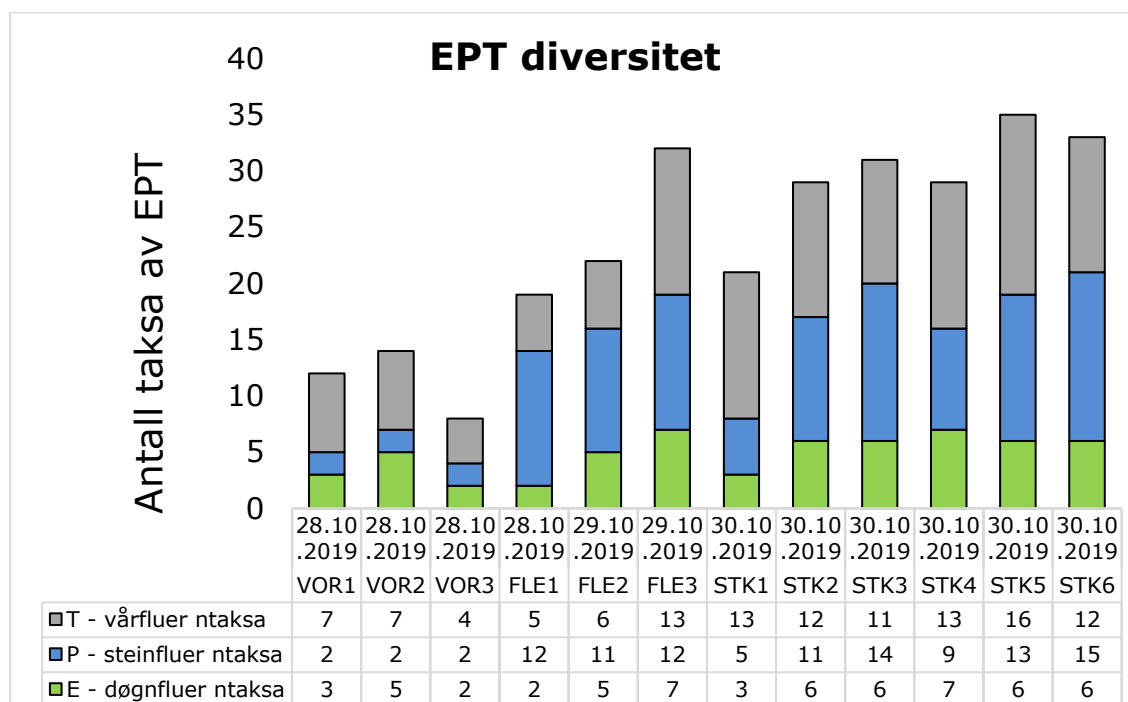
Figur 43. Utvalgte begroingsalger i Vorma og Stokkeelva: A) Cyanobakterien *Phormidium inundatum* fra Vorma oppstrøms Svanfoss, B) Cyanobakterier som *Phormidium autumnale*, *Phormidium inundatum* og *Phormidium tinctorium* fra Stokkeelva, utløpsbekk Lauga, C). Grønnalgen *Ulothrix zonata* fra Vorma oppstrøms Svanfoss, D) Grønne trådformede alger som *Spirogyra d* og *Zygnema b*, fra Stokkeelva, stasjon Skonnolselva oppstrøms Snertingdalsvegen. (Foto: M. Røst Kile, NIVA).

4.2.3.2 Bunndyr

Antall EPT-taksa (*Ephemeroptera*: døgnfluer; *Plecoptera*: steinfluer og *Trichoptera*: vårfluer) varierte fra 8-15 i Vorma, til 19-32 i Flagstadelva og 21-35 i Stokkeelva-vassdraget (**Figur 44**). Diversiteten var høyest i nedre del av Stokkeelva (STK5 og STK6), men generelt var diversiteten høy i hele vassdraget, med unntak av utløpsbekken fra Lauga (STK1), som også var påvirket av eutrofiering. Da nederste stasjon i Stokkeelva ble undersøkt i 1998 og 2014 ble det funnet hhv. 22 og 20 EPT taksa (Løvik mfl. 2015). Med 33 arter i 2019 var diversiteten betydelig høyere. Særlig antallet steinfluer og vårfluer var høyere i 2019, med hhv. 15 og 12 arter, mot hhv. 6 og 9 i 2014 og 10 og 9 i 1998. Det er usikkert hva årsaken til denne økningen i diversitet er, ettersom økologisk tilstand for bunndyr var svært god også i 2014 og 1998.

Nederste stasjon i Flagstadelva (FLE3) hadde også høy EPT-diversitet, med 32 ulike taksa. Diversiteten avtok oppover i vassdraget. Dette skyldes ikke dårligere vannkvalitet, men trolig at det naturlige kalkinnholdet i elvevannet avtar oppover i vassdraget som følge av endringer i geologien (beskrevet over). Kalkfattige vannforekomster har gjerne lavere naturlig diversitet enn kalkrike. Da Flagstadelva ble undersøkt i 2014 ble det funnet 25 EPT-taksa på nederste stasjon, fordelt på 6 taksa av døgnfluer, 14 taksa steinfluer og 5 taksa av vårfluer. I 2019 var det særlig diversiteten av vårfluer som var høyere, med 13 taksa.

Da Vorma oppstrøms Svanfoss (VOR2) ble undersøkt i 2017 gjennom Elveovervåkingsprogrammet ble det funnet 12 EPT-taksa, fordelt på 9 vårfluer, 2 steinfluer, 1 døgnflue (Kile mfl. 2018). Dette er noe høyere enn i 2019, da det ble funnet 8 taksa. Endringene i diversitet her er trolig innenfor hva en kan forvente som følge av naturlige svingninger eller vilkårlig variasjon knyttet til prøvetaking.



Figur 44. Samlet antall taksa av EPT (*Ephemeroptera*: døgnfluer; *Plecoptera*: steinfluer og *Trichoptera*: vårfluer) fra utvalgte prøvetakingsstasjoner i Vorma, Flagstadelva og Stokkeelva-vassdraget.

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.
- 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.
- 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.
- 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.
- 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.

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.

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.

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., 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 Vänerns Vattenvårdsförbund. 45 s. + vedlegg.

Kinsten, B. 2017. Glacialrelikta kräftdjur i Vänern, Vättern och Mälaren 2016. Resultat av håvning. Vänerns 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., Thrane, J.E., Løvik, J.E., Skjelbred, B., Persson, J., Eriksen, T. E., Røst Kile, M., 2018a. Tiltaksorientert overvåking i vannområdet Mjøsa. Årsrapport 2017. NIVA rapport 7273-2018: 124 s.
- Lyche Solheim, A., Schartau, A.K., Bongard, T., Bækkelie, K.A.E., Dokk, J.G., Edvardsen H., Fosholt Moe, T., Gjelland, K.Ø., Hobæk, A., Håvardstun, J., Jensen, T.C., Mjelde, M., Persson, J., Sandlund, O.T., Skjelbred, B., Walseng, B. 2018b. ØKOSTOR 2017: Basisovervåking av store innsjøer 2017. Utprøving av metodikk for overvåking og klassifisering av økologisk tilstand iht vannforskriften. Surveillance monitoring of large lakes 2017. Testing of methodology for monitoring and classification of ecological status according to the WFD. Miljødirektoratet-rapport 1086/2018, NIVA-rapport 7287: 193 s.
- Lyche Solheim, A., Thrane, J.E., Skjelbred, B., Økelsrud, A., Håll, J., Røst Kile, M., 2019a. Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa. 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 Jensen, 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.

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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.

Økelsrud, A., Kempa, M., Røst Kile, M., Garmo, Ø., 2019. Undersøkelse av forurensning i Mjøsa etter brann i Skreia avløpsrensaneanlegg. 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. Vannkjemiske data

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 ₄ -P)	0,3 µg P/l	1 µg P/l	Mod. NS 4724 (automatisert)	20 %
Total nitrogen (Tot-N)	3,3 µg N/l	10 µg N/l	NS 4743	20 %
Nitrat (NO ₃ -N)	0,7 µg/l	2 µg/l	NS-EN ISO 10304-1 ⁴	20 %
Ammonium (NH ₄ -N)	0,7 µg/l	2 µg/l	NS-EN ISO 14911	20 %
Klorofyll a	0,08 µg/l	0,25 µg/l ved filtrering av 1000 ml	NS 4767	20 %
Silisium (Si)	0,0017 mg/l	0,005 mg/l	Mod. NS-EN ISO 17294-1 og -2 ³	
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 %
Total aluminium	0,03 µg/l	0,1 µg/l	Mod. NS-EN ISO 17294-1 og -2 ⁵	20 %

⁴ 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

⁵ NIVA analyserer Al akkreditert på ICP-MS basert på metode NS-EN 17294-1 og 17294-2.

³ 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 mai 2019. For verdier under deteksjonsgrensen er halve deteksjonsgrensen brukt til å beregne middeilverdi.

Parameter	Enhet	Vannkjemiske data fra enkeltdyp i Skreia 07.05.2019											min	middel	maks	
		0,5	5	20	50	100	200	300	400	428						
Dyp	m	4,58	4,6	4,58	4,55	4,56	4,6	4,72	4,78	4,78	4,78	4,78	4,78	4,55	4,64	4,78
Konduktivitet	mS/m	7,26	7,23	7,24	7,26	7,25	7,29	7,27	7,18	7,18	7,18	7,25	7,25	7,18	7,25	7,29
pH	FNU	0,39	0,38	0,48	0,35	0,63	0,47	0,33	0,6	0,6	0,6	0,43	0,43	0,33	0,45	0,63
Turbiditet	µg/l	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5
Al/1/L	µg/l	1	0	2	0	1	2	3	4	4	4	0	0	0	1,4	4
Al/L	µg/l	6	<5	7	<5	6	7	8	9	9	9	<5	<5	<5	5,61	9
Al/R	µg/l	0,259	0,262	0,261	0,261	0,262	0,264	0,264	0,276	0,276	0,268	0,268	0,276	0,259	0,264	0,276
Alkalitet	mmol/l	280	278	282	279	279	279	287	288	288	288	288	288	278	282	288
ANC	µEkv/L	6,04	5,92	6	5,99	5,98	6	6,22	6,29	6,29	6,31	6,31	6,29	5,92	6,08	6,31
Ca	mg/L	1,47	1,52	1,49	1,47	1,45	1,45	1,48	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,45	1,48	1,52
Cl	mg/L	10	10	10	10	10	10	10	11	11	11	11	11	10	10,2	11
Farge	mg Pt/l	0,65	0,68	0,65	0,65	0,65	0,65	0,66	0,67	0,67	0,68	0,68	0,67	0,65	0,66	0,68
K	mg/L	0,78	0,78	0,79	0,78	0,79	0,78	0,8	0,8	0,8	0,81	0,81	0,8	0,78	0,79	0,81
Mg	mg/L	1,18	1,25	1,2	1,19	1,17	1,16	1,21	1,2	1,2	1,17	1,17	1,2	1,16	1,19	1,25
Na	mg/L	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2
NH ₄	µg/l	420	410	410	420	420	420	460	480	480	480	480	480	410	436	480
NO ₃	µg/l	<1	<1	1	<1	1	1	1	1	1	1	1	1	<1	0,8	1
PO ₄	µg/l	1,28	1,27	1,27	1,26	1,26	1,27	1,27	1,26	1,26	1,27	1,27	1,26	1,26	1,27	1,28
Si	mg/l	3,92	3,88	3,85	3,87	3,89	3,89	4,02	4,07	4,07	4,09	4,09	4,07	3,85	3,94	4,09
SO ₄	mg/L	1,9	2	2	1,9	1,9	1,9	1,9	2	2	2	2	2	1,9	1,9	2
TOC	mg/l	530	530	560	510	540	500	580	600	600	600	600	600	500	550	600
TOT-N	µg/l	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
TOT-P	µg/l															
O ₂																

Tabell 3. Resultater fra vannkjemiske analyser på enkelt-dyp fra Skreia juni-september 2019. For verdier under deteksjonsgrensen er halve deteksjonsgrensen brukt til å beregne middelvei.

Parameter	Enhet	Vannkjemiske data fra enkelt-dyp i Skreia 03.06.2019										min	middel	maks
		0,5	5	20	50	100	200	300	400	443				
Dyp	m	0,5	5	20	50	100	200	300	400	443				
Konduktivitet	mS/m	4,56	4,59	4,59	4,58	4,6	4,61	4,65	4,82	4,81	4,56	4,65	4,82	
pH		7,26	7,28	7,29	7,26	7,26	7,24	7,23	7,22	7,22	7,22	7,25	7,29	
Turbiditet	FNU	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	
PO ₄	µg/l									3				
TOT-P	µg/l									4				
O ₂	mg/l									11,55				

Parameter	Enhet	Vannkjemiske data fra enkelt-dyp i Skreia 09.07.2019										min	middel	maks
		0,5	5	20	50	100	200	300	400	443				
Dyp	m	0,5	5	20	50	100	200	300	400	443				
Konduktivitet	mS/m	4,14	4,14	4,17	4,68	4,67	4,7	4,77	4,9	4,91	4,14	4,56	4,91	
pH		7,41	7,41	7,36	7,27	7,29	7,28	7,28	7,27	7,27	7,27	7,32	7,41	
Turbiditet	FNU	0,43	0,39	0,39	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	0,23	0,43	
PO ₄	µg/l									2				
TOT-P	µg/l									7				
O ₂	mg/l									11,26				

Parameter	Enhet	Vannkjemiske data fra enkelt-dyp i Skreia 05.08.2019										min	middel	maks
		0,5	5	20	50	100	200	300	400	428				
Dyp	m	0,5	5	20	50	100	200	300	400	428				
Konduktivitet	mS/m	4,41	4,47	4,68	4,66	4,68	4,73	4,75	4,93	4,93	4,41	4,69	4,93	
pH		7,44	7,45	7,32	7,32	7,33	7,33	7,33	7,32	7,33	7,32	7,35	7,45	
Turbiditet	FNU	0,43	0,38	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	0,21	0,43	
PO ₄	µg/l									3				
TOT-P	µg/l									3				
O ₂	mg/l									11,05				

Parameter	Enhet	Vannkjemiske data fra enkelt-dyp i Skreia 03.09.2019										min	middel	maks
		0,5	5	20	50	100	200	300	400	428				
Dyp	m	0,5	5	20	50	100	200	300	400	428				
Konduktivitet	mS/m	4,39	5,43	4,18	4,66	4,7	4,68	4,75	4,86	4,88	4,18	4,73	5,43	
pH		7,25	7,22	7,19	7,15	7,16	7,16	7,18	7,15	7,19	7,15	7,18	7,25	
Turbiditet	FNU	0,44	0,43	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	0,21	0,44	
PO ₄	µg/l									2				
TOT-P	µg/l									9				
O ₂	mg/l									10,91				

Parameter	Enhet	Vannkjemiske data fra enkelt-dyp i Skreia 30.09.2019										min	middel	maks
		0,5	5	20	50	100	200	300	400	428				
Dyp	m	0,5	5	20	50	100	200	300	400	428				
Konduktivitet	mS/m	4,35	4,34	4,35	4,63	4,61	4,67	4,74	4,83	4,84	4,34	4,60	4,84	
pH		7,18	7,19	7,18	7,09	7,09	7,11	7,1	7,1	7,11	7,09	7,13	7,19	
Turbiditet	FNU	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	
PO ₄	µg/l									3				
TOT-P	µg/l									3				
O ₂	mg/l									11,03				

Tabell 4. Konsentrasjoner av NO₃, Tot-N og Tot-P fra enkeltdyp fra Brøttum mars og mai 2019.

Parameter	Enhet	Vannkjemiske data fra enkeltdyp i Brøttum 18.03.19					min	middel	maks
		2	10	20	30	60			
Dyp	m								
NO ₃	µg/l	150	190	240	220	260	150	212	260
TOT-N	µg/l	220	280	340	310	360	220	302	360
TOT-P	µg/l	3	5	4	4	4	3	4	5

Parameter	Enhet	Vannkjemiske data fra enkeltdyp i Brøttum 06.05.19					min	middel	maks
		2	10	20	30	60			
Dyp	m								
NO ₃	µg/l	310	310	320	330	350	310	324	350
TOT-N	µg/l	410	420	440	450	470	410	438	470
TOT-P	µg/l	5	4	4	5	5	4	4,6	5

Tabell 5. Konsentrasjoner av NO₃, Tot-N og Tot-P fra enkeltdyp fra Kise mai 2019.

Parameter	Enhet	Vannkjemiske data fra enkeltdyp i Kise 07.05.19					min	middel	maks
		2	20	50	100	200			
Dyp	m								
NO ₃	µg/l	410	420	410	410	420	410	414	420
TOT-N	µg/l	540	530	540	520	530	520	532	540
TOT-P	µg/l	3	3	3	3	3	3	3	3

Tabell 6. Konsentrasjoner av NO₃, Tot-N, Tot-P og O₂ fra enkeltdyp fra Furnesfjorden mai 2019.

Parameter	Enhet	Vannkjemiske data fra enkeltdyp i Furnesfjorden 06.05.19					min	middel	maks
		2	10	20	30	60			
Dyp	m								
NO ₃	µg/l	470	470	470	470	480	470	472	480
TOT-N	µg/l	600	600	600	590	620	590	602	620
TOT-P	µg/l	3	3	3	4	4	3	3,4	4
O ₂	mg/l					11,9			

Tabell 7. Siktedyp og vannkjemiske data fra epilimnion (0-10m) i Skreia 2019. For verdier under deteksjonsgrensen er halve deteksjonsgrensen brukt til å beregne middelvei.

Parameter	Enhet	Epilimnion (0-10m) Skreia												
		07.05.2019	24.05.2019	03.06.2019	17.06.2019	09.07.2019	22.07.2019	05.08.2019	22.08.2019	03.09.2019	18.09.2019	30.09.2019	15.10.2019	min
Konduktivitet	ms/m	4,58	4,61	7,28	4,21	7,38	4,41	7,22	4,32	7,27	4,44	4,21	4,43	4,61
pH		7,23	7,28	7,34	7,38	7,34	7,34	7,22	7,34	7,27	7,27	7,22	7,29	7,38
Turbiditet	FNU	0,66	< 0,3	0,47	0,47	0,42	0,38	0,38	0,38	< 0,3	< 0,3	< 0,3	0,37	0,66
Al/IL	µg/l	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Al/L	µg/l	1	2	3	3	0	5	5	5	0	0	0	1,8	5
Al/R	µg/l	6	7	8	8	< 5	10	10	10	< 5	< 5	< 5	6,0	10
Alkalitet	mmol/l	0,265	0,264	0,261	0,261	0,203	0,196	0,196	0,196	0,247	0,247	0,196	0,239	0,265
ANC	µEkv/L	278	302	245	245	263	268	268	268	281	281	245	273	302
Ca	mg/L	5,99	6,38	5,17	5,17	5,68	5,79	5,79	5,79	5,92	5,92	5,17	5,82	6,38
Cl	mg/L	1,47	1,52	1,25	1,25	1,45	1,44	1,44	1,44	1,36	1,36	1,25	1,42	1,52
Farge	mg Pt/l	10	12	13	13	12	11	11	11	12	12	10	12	13
K	mg/L	0,65	0,71	0,6	0,6	0,65	0,64	0,64	0,64	0,64	0,64	0,6	0,65	0,71
Klf-A	µg/l	0,31	1,4	2,7	2,7	3,1	3,1	3,1	3,1	2,7	2,7	0,31	2,29	3,6
Mg	mg/L	0,78	0,83	0,7	0,7	0,75	0,74	0,74	0,74	0,71	0,71	0,7	0,75	0,83
Na	mg/L	1,18	1,32	1,07	1,07	1,16	1,13	1,13	1,13	1,2	1,2	1,07	1,18	1,32
NH ₄	µg/l	< 2	< 2	4	4	22	13	13	13	11	11	< 2	16	67
NO ₃ (+NO ₂ 24.05.)	µg/l	420	480	300	300	360	310	310	340	340	340	300	374	480
PO ₄	µg/l	< 1	3	1	2	2	2	2	< 1	2	2	< 1	1,9	3
Si	mg/l	1,28	1,28	1,19	1,19	1,09	0,98	0,98	0,98	0,92	0,92	0,92	1,12	1,28
SO ₄	mg/L	3,93	4,11	3,62	3,62	4,04	3,97	3,97	3,97	3,8	3,8	3,62	3,91	4,11
TOC	mg/l	1,9	2,1	2,3	2,4	2,2	2,2	2,2	2,1	2,5	2,5	1,9	2,22	2,6
TOT-N	µg/l	540	550	460	460	480	420	420	450	440	440	420	497	570
TOT-P	µg/l	3	4	5	5	4	7	7	4	3	3	3	4,7	8
Siktedyp	m	14	12	8	6,2	6	6,7	7	7	8,5	8,5	6	7,2	14

Tabell 8. Vannkjemiske data fra hypolimnion (20-443m) i Skreia 2019. For verdier under deteksjonsgrensen er halve deteksjonsgrensen brukt til å beregne middelverdi. Tot-P verdi markert i grått er utelatt fra beregning av middel- og maksverdi.

Parameter	Enhet	Hypolimnion (20-443m) Skreia									
		07.05.2019	03.06.2019	09.07.2019	05.08.2019	03.09.2019	30.09.2019	min	middel	maks	
Konduktivitet	mS/m	4,66	4,69	4,76	4,69	4,71	4,72	4,66	4,705	4,76	
pH		7,24	7,24	7,29	7,34	7,21	7,34	7,21	7,28	7,34	
Turbiditet	FNU	0,41	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	0,19	0,41	
Al/IL	µg/l	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	
Al/L	µg/l	0	6	3	5	1	3	0	3	6	
Al/R	µg/l	< 5	11	8	10	6	8	< 5	7,58	11	
Alkalitet	mmol/l	0,263	0,264	0,278	0,201	0,204	0,261	0,201	0,245	0,278	
ANC	µEkv/L	283	304	264	264	270	299	264	281	304	
Ca	mg/L	6,15	6,62	5,87	5,93	6,17	6,49	5,87	6,21	6,62	
Cl	mg/L	1,49	1,62	1,54	1,59	1,63	1,55	1,49	1,57	1,63	
Farge	mg Pt/l	10	10	10	10	10	11	10	10,2	11	
K	mg/L	0,66	0,71	0,66	0,66	0,66	0,69	0,66	0,67	0,71	
Mg	mg/L	0,79	0,83	0,77	0,78	0,77	0,77	0,77	0,79	0,83	
Na	mg/L	1,21	1,35	1,21	1,24	1,2	1,3	1,2	1,25	1,35	
NH ₄	µg/l	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	5	< 2	1,7	5	
NO ₃	µg/l	450	490	450	460	470	450	450	462	490	
PO ₄	µg/l	1	3	2	2	1	2	1	1,83	3	
Si	mg/l	1,29	1,25	1,22	1,23	1,22	1,19	1,19	1,23	1,29	
SO ₄	mg/L	4,03	4,37	4,13	4,27	4,37	4,15	4,03	4,22	4,37	
TOC	mg/l	1,9	2	2	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	2	
TOT-N	µg/l	580	600	570	550	550	560	550	568	600	
TOT-P	µg/l	3	6	26	4	3	3	3	3,8	6	

Tabell 9. Siktedyp og vannkjemiske data fra epilimnion (0-10m) i Brøttum 2019. For verdier under deteksjonsgrensen er halve deteksjonsgrensen brukt til å beregne middelvei.

Brøttum		Vannkjemiske data fra epilimnion (0-10m)						min	middel	maks
Parameter	Enhet	06.05.2019	03.06.2019	09.07.2019	05.08.2019	03.09.2019	30.09.2019			
Turbiditet	FNU	0,95	1,8	1	0,7	0,58	0,42	0,42	0,91	1,8
Alkalitet	mmol/l	0,231	0,226	0,218	0,131	0,178	0,241	0,131	0,20	0,241
Ca	mg/L	4,8	4,38	4,29	3,46	4,12	5,23	3,46	4,38	5,23
Farge	mg Pt/l	10	17	10	6	8	11	6	10	17
Klf-A	µg/l	< 0,31	< 0,61	1,8	2,9	2,4	2,7	< 0,31	1,71	2,9
NO ₃	µg/l	310	170	220	95	140	250	95	198	310
TOC	mg/l	1,7	2,4	1,6	1,1	1,5	1,8	1,1	1,68	2,4
TOT-N	µg/l	370	280	300	160	220	350	160	280	370
TOT-P	µg/l	4	9	6	4	5	4	4	5,3	9
Siktedyp	m	6,5	3	4,6	4,6	6,2	7	3	5,3	7

Tabell 10. Siktedyp og vannkjemiske data fra epilimnion (0-10m) i Kise 2019. For verdier under deteksjonsgrensen er halve deteksjonsgrensen brukt til å beregne middelvei.

Kise		Vannkjemiske data fra epilimnion (0-10m)						min	middel	maks
Parameter	Enhet	07.05.2019	03.06.2019	09.07.2019	05.08.2019	02.09.2019	30.09.2019			
Alkalitet	mmol/l	0,261	0,236	0,244	0,188	0,188	0,241	0,188	0,226	0,261
Ca	mg/L	5,98	5,33	5,05	4,97	5,36	5,81	4,97	5,42	5,98
Farge	mg Pt/l	10	16	12	10	11	12	10	12	16
Klf-A	µg/l	< 0,31	1,4	4	4,2	2,4	2,4	< 0,31	2,4	4,2
NO ₃	µg/l	410	260	290	230	270	320	230	297	410
TOC	mg/l	1,9	2,5	2,1	1,8	1,9	2	1,8	2,03	2,5
TOT-N	µg/l	540	320	390	350	370	420	320	398	540
TOT-P	µg/l	3	7	6	6	4	3	3	4,83	7
Siktedyp	m	14	3,8	4,7	5,6	6,3	8	3,8	7,1	14

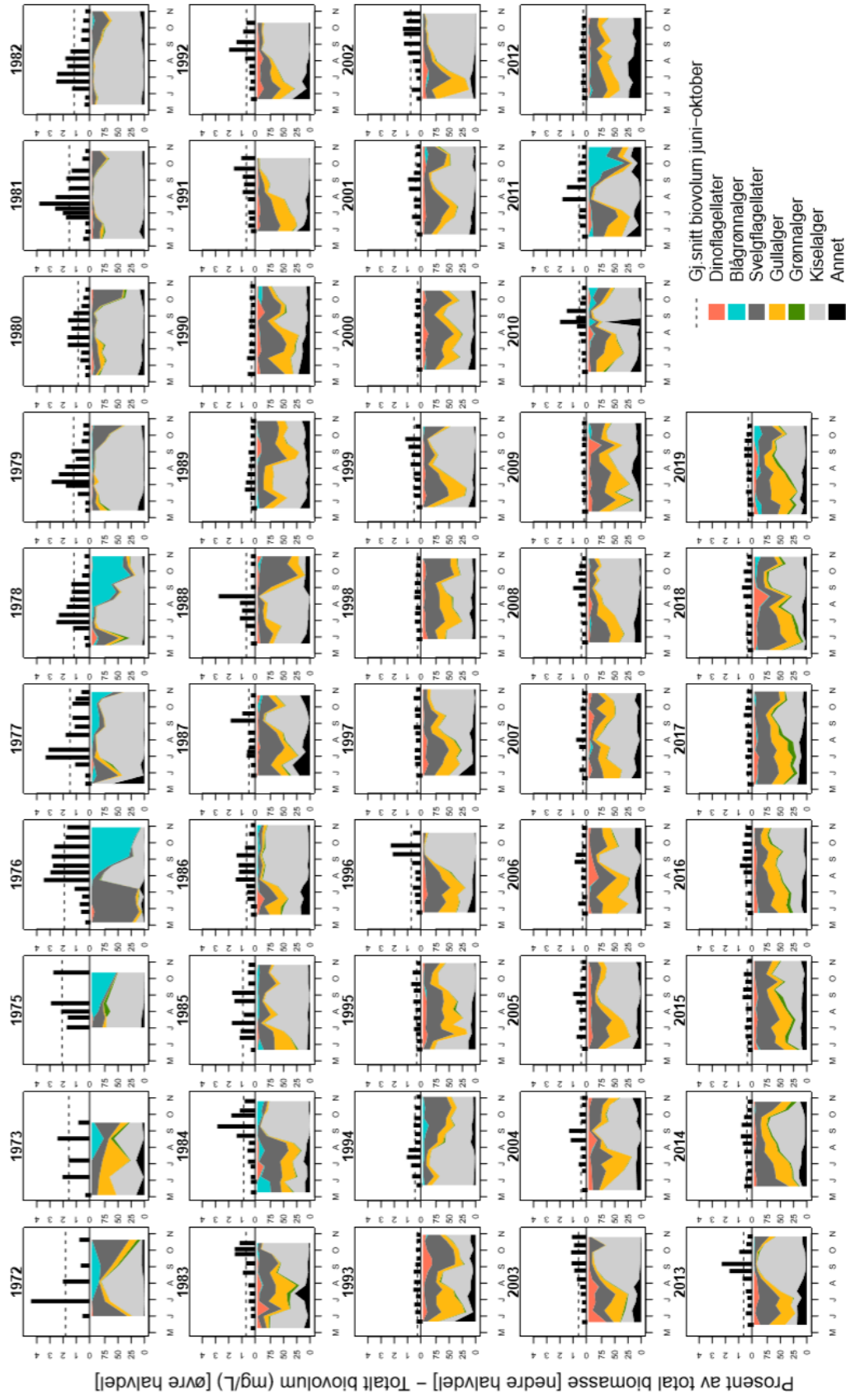
Tabell 11. Siktedyp og vannkjemiske data fra epilimnion (0-10m) i Furnesfjorden 2019.

Furnesfjorden		Vannkjemiske data fra epilimnion (0-10m)						min	middel	maks
Parameter	Enhet	06.05.2019	03.06.2019	09.07.2019	05.08.2019	02.09.2019	30.09.2019			
Alkalitet	mmol/l	0,277	0,272	0,287	0,204	0,216	0,252	0,204	0,251	0,287
Ca	mg/L	6,36	7	6,45	5,69	6,51	6,41	5,69	6,40	7
Farge	mg Pt/l	13	14	14	12	16	14	12	14	16
Klf-A	µg/l	0,74	2,7	1,3	4,3	3,1	2,5	0,74	2,4	4,3
NO ₃	µg/l	490	500	510	320	350	370	320	423	510
TOC	mg/l	2,2	2,3	2,3	2,1	2,6	2,3	2,1	2,3	2,6
TOT-N	µg/l	610	610	610	440	480	500	440	542	610
TOT-P	µg/l	4	6	6	4	6	4	4	5,0	6
Siktedyp	m	8,5	7	6,5	6,5	4,9	7,1	4,9	6,8	8,5

Tabell 12. Sammenligning av analyseresultater fra NIVALab og SYNLAB fra Skreia 0-10 m 2019 (kun hovedrunder)

Parameter og lab	07.05.2019	03.06.2019	09.07.2019	05.08.2019	02.09.2019	30.09.2019	min	middel	maks
Tot-P NIVA	3	5	5	3	4	3	3	3,8	5
Tot-P SYNLAB	<2	12	4	5	6	4	2	6,2	12
Tot-N NIVA	540	570	460	450	450	440	440	485	570
Tot-N SYNLAB	576	575	506	499	489	487	487	522	576
Nitrat (NO ₃ -N) NIVA	420	440	300	340	340	340	300	363	440
Nitrat (NO ₃ -N) SYNLAB	465	451	385	364	408	369	364	407	465
Si NIVA	1,3	1,3	1,2	1,1	1,0	0,9	0,9	1,13	1,3
Si SYNLAB	1,1	1,2	1,3	1,1	1,0	1,0	1	1,12	1,3

Vedlegg B. Planteplankton



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

Tabell 13. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Mjøsa, Skreia. Verdier gitt i mm³/m³ (=mg/m³ våtvekt)

Skreia	07.05.19		24.05.19		03.06.19		17.06.19		09.07.19		22.07.19		05.08.19		22.08.19		03.09.19		18.09.19		30.09.19		15.10.19			
	Dato	0-10	0-10	0-10	0-10	0-10	0-10	0-10	0-10	0-10	0-10	0-10	0-10	0-10	0-10	0-10	0-10	0-10	0-10	0-10	0-10	0-10	0-10	0-10		
Cyanobacteria (Cyanobakterier)																										
<i>Coelosphaerium kuetszingianum</i>	
<i>Dolichospermum lemmermannii</i>	10,4	.	.	3,9	
<i>Jaaginema</i>	0,1	
<i>Merismopedia tenuissima</i>	
<i>Planktolyngbya contorta</i>	0,9	3,0	0,6	
<i>Planktolyngbya limnetica</i>	.	.	0,3	
<i>Planktothrix</i>	.	.	0,2	
<i>Planktothrix isothrix</i>	5,8	6,6	
<i>Rhabdoderma lineare</i>	0,1	.	0,1	.	.	
<i>Tychonema bourrellyi</i>	0,7	.	1,6	.	1,6	10,0	.	1,6	.	7,4	16,1	.	.	.	28,6	36,4	.	.	8,8		
<i>Woronichinia delicatula</i>	.	.	1,6	
Sum - Cyanobakterier	1,7	5,5	4,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	20,4	5,5	7,4	22,5	29,0	36,7	15,4									
Charophyta/Chlorophyta (Grønnalger)																										
<i>Botryococcus braunii</i>
<i>Chlamydomonas</i> (l=10)	0,7	
<i>Chlamydomonas</i> (l=14)	.	.	1,5	0,7	
<i>Chlamydomonas</i> (l=5-6)	0,3	0,2	1,9	4,5	
<i>Chlamydomonas</i> (l=8)	0,5	0,8	1,2	1,6	0,8	1,2	5,3	0,8	1,2	2,5	0,8	2,0		
Chlorophyta (d=10)	.	.	.	0,5	
Chlorophyta (d=5)	.	.	0,5	0,8	2,4	1,6	1,3	
<i>Coelastrum microporum</i>	
<i>Colodictyon triciliatum</i>	0,3	0,2	0,5	0,2	
<i>Cosmarium depressum</i> var. <i>achondrum</i>	
<i>Cosmarium depressum</i> var. <i>planctonicum</i>	
<i>Desmodesmus aculeolatus</i>	0,2	0,3	1,6	0,2	
<i>Desmodesmus bicellularis</i>	0,4	
<i>Desmodesmus dispar</i>	0,2	
<i>Elakatothrix genevensis</i>	0,8	0,3	0,5	0,3	0,3	
<i>Geminella ordinata</i>	0,1	.	0,2	0,7	
<i>Gloeotila</i>	0,2	

<i>Gyromitus cordiformis</i>	0,2	.	.	0,2	.	0,2	.
<i>Koilella longiseta</i>	0,1	0,4	0,4	0,1	0,1	0,1	.	0,1	0,4	.	.	0,1
<i>Monoraphidium contortum</i>	.	.	0,1	.	2,5	1,5	1,2	0,5	.	.	0,2	.
<i>Monoraphidium dybowskii</i>	0,3	1,4	0,7	.	0,3	0,3	0,3
<i>Monoraphidium griffithii</i>	0,1
<i>Mucidosphaerium pulchellum</i>	0,2	0,8	1,5	.	.
<i>Nephrocystium agardhianum</i>	0,2	.
<i>Nephrocystium limneticum</i>	0,1	.
<i>Oocystis parva</i>	0,6
<i>Oocystis submarina</i>	1,1	1,1	5,1	1,1	1,7	1,1	0,6	0,3
<i>Paulschulzia pseudovolvox</i>	2,3
<i>Planktosphaeria gelatinosa</i>	0,4	.	1,5	2,3	.	0,8	.	.
<i>Polytoma</i>	.	0,3	.	.	.	1,5
<i>Scherffelia dubia</i>	.	0,5	.	0,8
<i>Scourfieldia complanata</i>	0,4	0,2	0,4
<i>Scourfieldia cordiformis</i>	.	.	0,1
<i>Sphaerellopsis fluviatilis</i>	0,1
<i>Spondylosium planum</i>	1,5
<i>Staurastrum</i>	0,4
<i>Staurastrum avicula</i> var. <i>lunatum</i>	0,6	.	.	.	0,6
<i>Stauridium privum</i>	0,4	0,4	0,2	0,2	0,2
<i>Staurodesmus cuspidatus</i>	0,2	.	0,4	1,0	0,2	0,2	.
<i>Tetradesmus obliquus</i>	0,5	2,5
<i>Tetraspora lemmermannii</i>	.	.	0,9
Sum - Grønnaalger	1,2	3,0	5,2	5,0	13,4	10,7	19,7	19,0	8,0	9,5	5,2	7,0
Chrysophyceae/Synurophyceae (Gullalger)												
<i>Bitrichia chodatii</i>	0,4	0,1	.	.
<i>Chromulina</i>	.	1,5	1,4	3,1	9,3	5,3	6,9	2,9	2,4	1,9	0,8	0,8
<i>Chrysamoeba</i>	1,3
<i>Chrysidiastrum catenatum</i>	0,4
<i>Chrysococcus</i>	.	0,6	4,2	.	0,9	0,9	5,6	6,6	2,8	0,9	0,9	2,3
<i>Chrysococcus rufescens</i>	1,6
<i>Chrysoikos skujae</i>	.	.	.	0,9
Chrysophyceae (<7)	1,6	4,2	14,6	11,7	8,8	11,4	11,7	10,4	9,0	7,7	5,3	8,5
Chrysophyceae (>7)	0,9	3,5	5,3	11,9	4,0	6,6	5,3	6,6	2,7	.	2,7	1,3

Chrysophyceae sp 3	0,7	.	.	1,0	1,0	.	.	2,0	.	2,0
<i>Dinobryon</i>	.	.	3,7	2,5	.	1,2
<i>Dinobryon bavaricum</i>	.	.	.	0,1
<i>Dinobryon borgei</i>	.	0,1	1,1	0,4	0,1	0,2
<i>Dinobryon crenulatum</i>	.	.	0,4	0,6
<i>Dinobryon cylindricum</i>	0,1
<i>Dinobryon cylindricum</i> var. <i>alpinum</i>	.	1,0	0,5
<i>Dinobryon divergens</i>	.	.	3,8	11,9	1,8	4,6	0,0	.	.	.
<i>Dinobryon korshikovii</i>	.	.	0,4	0,2
<i>Dinobryon sertularia</i>	.	.	.	0,2	.	0,4
<i>Dinobryon sociale</i>	.	.	0,2	2,6	0,1	1,5	3,6	0,3	.	.
<i>Dinobryon sociale</i> var. <i>americanum</i>	0,1
<i>Dinobryon suecicum</i> var. <i>longispinum</i>	.	.	0,9	0,4	0,4	0,2
<i>Epipyxis polymorpha</i>	0,1
<i>Kephyrion littorale</i>	.	0,1	2,7	0,4	.	0,2	.	0,2	.	.
<i>Mallomonas</i>	0,5	.	4,3	0,6	1,2	4,3	1,8	1,2	.	0,6
<i>Mallomonas</i> (=8-10)	.	0,8	2,5	.	2,5	2,5	1,2	.	.	.
<i>Mallomonas akrokomos</i>	.	0,3	0,8	0,6	1,4	0,2	.	0,4	1,0	2,0
<i>Mallomonas caudata</i>	0,3	.	.
<i>Mallomonas crassisquama</i>	.	.	0,6	0,6	.	1,2	3,6	1,2	.	.
<i>Mallomonas elongata</i>	.	.	.	0,3
<i>Mallomonas hamata</i>	.	.	0,2	.	.	.	1,3	.	1,3	.
<i>Mallomonas heterospina</i>	.	0,1
<i>Mallomonas punctifera</i>	.	0,2	2,3	0,3	0,2	0,8	3,1	0,8	0,8	.
<i>Ochromonas</i>	.	.	.	0,4	.	0,4	.	.	0,9	.
<i>Paraphysomonas</i>	0,4	.	1,3	1,3	1,6	0,7	.	0,3	.	1,3
<i>Pseudokephyrion alaskanum</i>	.	.	0,4	0,4	0,4	0,7	0,4	.	.	.
<i>Pseudotetraédriella kamillae</i>	0,2	0,2
<i>Spiniferomonas</i>	.	0,9	0,9	1,4	.	0,5	0,5	.	.	.
<i>Stichogloea doederleinii</i>	.	.	1,2	0,2	.	0,5	1,4	.	1,4	.
<i>Synura</i>	0,4	0,4	.
<i>Synura koloni</i>	.	.	0,7	2,9	0,7	.
<i>Uroglena</i>	1,0	.	.	.
<i>Uroglenopsis americana</i>	0,3	.	86,9	33,8	5,2	10,8	13,6	6,1	.	.
Sum - Gullalger	4,4	12,4	37,5	83,3	42,8	61,1	59,3	31,4	15,7	16,9
										18,4

Bacillariophyta (Kiselalger)

<i>Achnanthydium minutissimum</i>																			0,5				
<i>Asterionella formosa</i>	1,8	0,5	1,8	2,3	32,4	18,6	67,4	41,3	10,5	17,1	18,0	24,3							18,0				
<i>Aulacoseira alpigena</i>				1,0	0,1	3,8	0,3	0,1	3,1	0,7	0,1								0,1				
<i>Aulacoseira islandica</i> subsp. <i>helvetica</i>	0,4	3,2	4,2		3,5																		
<i>Aulacoseira italica</i>			0,3						4,6			1,5											
<i>Aulacoseira italica</i> var. <i>tenuissima</i>																			1,1				
<i>Aulacoseira lirata</i>			1,0																				
<i>Aulacoseira subarctica</i>		0,9																					
<i>Cyclotella</i> (d=10-12)						0,4	3,3																
<i>Cyclotella</i> (d=14-16)	0,3							9,2				1,0											
<i>Cyclotella</i> (d=25)								0,4															
<i>Cyclotella</i> (d=5-8)							5,3	8,9	1,2														
<i>Cyclotella radiosa</i>							7,4	9,8	4,9	5,9	2,0												
<i>Fragilaria crotonensis</i>						1,2	3,3	12,2	144,1	136,0	30,9	10,5											
<i>Meridion circulare</i>		0,1				3,3																	
<i>Nitzschia holsatica</i>																							
<i>Pantocsekiella comensis</i>										0,7													
<i>Pantocsekiella kuetzingiana</i>			3,1						7,7														
<i>Stephanodiscus medius</i>				8,2	2,9	2,5	2,5																
<i>Tabellaria flocculosa</i>				0,3		0,4	3,5																
<i>Tabellaria flocculosa</i> var. <i>asterionelloides</i>	0,8	0,3	0,6		6,6	19,0	28,8	158,2	47,8	49,7	19,7	37,3											
<i>Ulnaria</i> (l=110-120)	2,8																						
<i>Ulnaria</i> (l=30-40)				2,0	1,8	4,9	0,8		0,5														
<i>Ulnaria</i> (l=40-70)	0,2	0,3	0,7	3,6	0,7	2,9	0,7	1,6		0,3	0,3	0,0											
<i>Ulnaria</i> (l=80-100)		1,7	2,9	2,0	2,5	2,1	0,3	0,5		0,1													
<i>Ulnaria delicatissima</i> var. <i>angustissima</i>				0,2	0,6	0,6	1,2	0,2	1,0	0,8	0,8	0,4											
<i>Urosolenia eriensis</i>					0,4	0,9	1,1	1,5	1,5	1,2	1,1	0,4											
<i>Urosolenia longiseta</i>	0,1	0,1	1,6	5,3	3,6	1,2	0,7	0,4	0,4	0,5	0,1	0,6											
Sum - Kiselalger	6,2	7,1	16,1	24,8	54,9	61,8	126,4	244,2	227,2	213,0	82,3	75,9											

Dictyochophyceae (Pedinnelider)

<i>Pseudopedinella</i>			2,2	6,6	3,3	6,6		2,2	2,2		1,1												
<i>Pseudopedinella</i> (3 kloroplaster)		0,8	1,8	6,7	3,1	2,5	1,2	3,7	2,5	1,8	0,6	0,6											
Sum - Pedinnelider	0,0	0,8	4,0	13,3	6,3	9,0	1,2	5,9	4,6	1,8	1,7	0,6											

Choanozoa (Krageflagellater)

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

Ubestemte taksa

µ-alger, Picoplankton	0,6	0,5	1,3	1,8	2,8	2,2	2,6	1,7	1,0	1,2	0,9	2,7
Heterotrof flagellat (<15)	1,5	0,4	3,3	7,4	3,3	1,6	2,2	1,8	2,5	2,2	2,9	3,9
Heterotrof flagellat (1=15-20)	.	.	0,2	.	.	0,5	.	0,2	0,1	0,2
Sum - Ubestemte taksa	2,1	0,9	4,8	9,1	6,1	4,3	4,8	3,8	3,6	3,7	3,8	6,6

Sum total :	27,1	51,1	108,2	284,3	238,6	218,0	280,1	414,1	419,4	383,4	244,4	169,2
-------------	------	------	-------	-------	-------	-------	-------	-------	-------	-------	-------	-------	---	---	---	---	---	---	---	---

Tabell 14. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Brøttum. Verdier gitt i mm³/m³ (=mg/m³ våtvekt)

Brøttum	Dato		03.06.19		09.07.19		05.08.19		03.09.19		30.09.19	
	Dyp (m)		0-10	0-10	0-10	0-10	0-10	0-10	0-10	0-10	0-10	0-10
Cyanobacteria (Cyanobakterier)												
<i>Dolichospermum lemmermannii</i>	0,3
<i>Merismopedia tenuissima</i>	0,4
<i>Planktolyngbya contorta</i>	0,1
<i>Planktothrix rubescens</i>	.	.	.	1,5	0,9
<i>Tychonema bourrellyi</i>	1,3	.	1,3	3,3	3,3	.	.	13,1
Sum - Cyanobakterier	0,1	.	0,0	1,5	1,6	.	3,3	3,3	.	.	.	14,3
Charophyta/Chlorophyta (Grønnalger)												
<i>Botryococcus braunii</i>	.	.	0,3	.	1,9	.	0,5	0,6
<i>Chlamydomonas</i> (l=10)	.	.	.	0,7
<i>Chlamydomonas</i> (l=14)	0,7
<i>Chlamydomonas</i> (l=5-6)	0,3	.	.	.	1,0	.	0,6	0,4
<i>Chlamydomonas</i> (l=8)	0,8	.	0,4	2,9	1,6	.	2,0
Chlorophyta (d=10)	0,8
Chlorophyta (d=5)	.	.	.	0,3	1,9	.	0,5	0,5
<i>Closterium parvulum</i>	.	.	.	0,4
<i>Colodicyon triciliatum</i>	0,2	.	.	0,2
<i>Cosmarium phaseolus</i>
<i>Elakatothrix genevensis</i>	.	.	.	0,0	0,1	.	0,6
<i>Gloetila</i>	2,5
<i>Gyromitus cordiformis</i>	.	.	.	0,2	0,6	0,4
<i>Koliella longiseta</i>	.	.	.	0,1	0,2	0,2
<i>Monoraphidium contortum</i>	.	.	.	1,0
<i>Monoraphidium dybowskii</i>	0,2	0,3	0,3
<i>Mucidosphaerium pulchellum</i>	.	.	1,0
<i>Nephrocystium agardhianum</i>
<i>Nephrocystis submarina</i>	0,2
<i>Paramastix conifera</i>	.	.	0,1	.	1,4	.	1,4	0,6
<i>Phacotus lenticularis</i>	0,3
<i>Planktosphaeria gelatinosa</i>	0,6	.	0,5
<i>Polytoma</i>	.	.	.	0,5

<i>Polytoma granuliferum</i>	3,7
<i>Scenedesmus obtusus</i>	0,2	.	.	.
<i>Scourfieldia complanata</i>	0,6	.	.	.
<i>Staurastrum avicula</i> var. <i>lunatum</i>	0,6	.	.
<i>Staurastrum pingue</i>	.	.	0,4
<i>Stauridium primum</i>	1,0	.	0,2
<i>Staurodesmus cuspidatus</i>	0,3	.	.	.
<i>Staurodesmus ralfsii</i>	0,3	.	.	.
<i>Tetradesmus obliquus</i>	0,8	.	.	.
<i>Tetraëdron minimum</i>	0,2	.	.
<i>Zygnema</i>	.	0,5
	1,5	2,3	6,6	15,0	9,9	6,9		
			Sum - Grønnalger					

Chrysophyceae/Synurophyceae (Gullalger)

<i>Chromulina</i>	1,0	0,6	4,2	2,5	.	0,8
<i>Chrysoococcus</i>	.	0,5	1,4	1,9	0,9	0,5
<i>Chrysoococcus furcatus</i>	0,0
<i>Chrysoikos skujajae</i>	.	0,2	0,9	0,2	.	.
<i>Chrysolynos planctonicus</i>	.	.	.	0,4	.	.
Chrysophyceae (<7)	4,2	6,4	19,1	13,5	5,8	6,1
Chrysophyceae (>7)	1,8	1,3	9,3	4,0	1,3	1,3
Chrysophyceae sp 3 (=8-9)	1,4	1,0	2,0	.	.	1,0
<i>Dinobryon acuminatum</i>	.	.	1,3	0,2	.	.
<i>Dinobryon bavaricum</i>	.	.	0,1	0,1	.	.
<i>Dinobryon borgei</i>	.	.	0,4	0,2	.	.
<i>Dinobryon crenulatum</i>	.	.	.	0,4	.	.
<i>Dinobryon cylindricum</i>	0,1
<i>Dinobryon cylindricum</i> var. <i>alpinum</i>	.	.	0,3	.	.	.
<i>Dinobryon divergens</i>	.	.	.	0,5	0,2	.
<i>Dinobryon sertularia</i>	.	0,6	2,1	0,9	.	.
<i>Dinobryon sociale</i>	.	.	.	0,6	1,6	.
<i>Dinobryon sociale</i> var. <i>americanum</i>	.	.	0,8	0,3	.	.
<i>Dinobryon suecicum</i> var. <i>longispinum</i>	.	.	0,2	0,7	.	0,0
<i>Dinobryon</i> , celler uten lorica	.	.	0,6	.	.	.
<i>Epipyxis aurea</i>	.	.	.	1,0	.	.

<i>Kephyrion littorale</i>	0,4	0,2	.
<i>Mallomonas</i>	1,0	5,5	4,9	5,1	5,1	0,6	1,2
<i>Mallomonas akrokomos</i>	.	.	0,4	0,3	0,3	0,4	4,3
<i>Mallomonas caudata</i>	.	0,7	2,7	1,0	1,0	.	.
<i>Mallomonas crassisquama</i>	.	.	.	11,0	11,0	0,6	0,1
<i>Mallomonas hamata</i>	1,4	7,8
<i>Mallomonas punctifera</i>	.	.	0,1	1,3	1,3	.	1,6
<i>Mallomonas schwemmlei</i>	.	.	.	0,8	0,8	.	.
<i>Ochromonas</i>	.	1,8	0,9	.	.	0,4	.
<i>Paraphysomonas</i>	0,4	1,0	0,7	0,3	0,3	1,0	.
<i>Pseudokephyrion alaskanum</i>	.	.	.	0,7	0,7	.	.
<i>Pseudokephyrion taeniatum</i>	.	1,0
<i>Pseudotetraëdriella kamillae</i>	0,3
<i>Spiniferomonas</i>	0,3	.	2,8	3,3	3,3	.	.
<i>Stichogloea doederleinii</i>	0,9	.
<i>Uroglenopsis americana</i>	.	1,4	5,2	10,3	10,3	7,5	0,9
Sum - Gullalger	10,5	22,0	60,5	62,1	62,1	23,0	25,8
Bacillariophyta (Kiselalger)							
<i>Achnantheidium minutissimum</i>	.	.	0,2
<i>Asterionella formosa</i>	1,8	7,6	18,9	154,9	154,9	6,1	12,2
<i>Aulacoseira alpigena</i>	.	0,9	0,7	1,2	1,2	2,1	.
<i>Aulacoseira italica</i>	0,9
<i>Belonastrum berolinensis</i>	0,5
<i>Cyclotella (d=10-12)</i>	.	.	.	1,4	1,4	.	0,4
<i>Cyclotella (d=14-16)</i>	.	.	.	1,7	1,7	1,0	.
<i>Cyclotella (d=5-8)</i>	1,2	.
<i>Cyclotella radiosa</i>	3,4	.
<i>Diatoma tenuis</i>	3,3	0,4	0,4
<i>Fragilaria</i>	.	9,2
<i>Fragilaria crotonensis</i>	.	.	.	0,4	0,4	52,3	40,5
<i>Hannaea arcus</i>	0,1	0,3	0,1
<i>Meridion circulare</i>	0,1	0,4
<i>Tabellaria flocculosa</i>	.	0,2	0,2	0,3	0,3	0,2	.
<i>Tabellaria flocculosa</i> var. <i>asterionelloides</i>	.	.	1,3	7,4	7,4	42,4	26,6
<i>Ulnaria (l=40-70)</i>	0,2	0,3	1,0	1,1	1,1	0,3	0,3

<i>Ulnaria</i> (l=80-100)	0,2	0,5	4,9	0,1	.	0,1
<i>Ulnaria acus</i>	0,1
<i>Ulnaria delicatissima</i> var. <i>angustissima</i>	.	.	.	0,6	0,4	0,8
<i>Urosolenia ertensis</i>	.	.	.	1,0	2,1	0,4
<i>Urosolenia longisetata</i>	0,4	0,4	0,5	0,2	0,2	0,4
Sum - Kiselalger	7,2	20,1	28,2	170,2	111,7	82,1
Dictyochyceae (Pedinnelider)						
<i>Pseudopedinella</i>	0,7	.	2,2	1,1	2,2	1,1
<i>Pseudopedinella</i> (3 kloroplastar)	.	.	1,8	3,1	.	1,2
Sum - Pedinnelider	0,7	0,0	4,0	4,2	2,2	2,3
Cryptophyta (Svelgflagellater)						
<i>Cryptaulax vulgaris</i>	0,3
<i>Cryptomonas</i> (l=15-18)	0,3	0,4	1,2	1,4	0,8	3,3
<i>Cryptomonas</i> (l=20-22)	.	2,0	6,9	11,4	13,7	22,5
<i>Cryptomonas</i> (l=24-30)	.	.	6,5	27,2	18,0	34,3
<i>Cryptomonas</i> (l=30-35)	.	.	2,2	11,0	6,6	13,2
<i>Katablepharis ovalis</i>	0,5	0,7	1,1	2,2	1,1	2,2
<i>Plagioselmis lacustris</i>	8,2	3,3	16,3	14,7	12,3	10,6
<i>Plagioselmis nannoplantica</i>	9,4	1,2	9,2	22,1	23,9	5,5
<i>Rhodomonas lens</i>	.	.	.	1,0	1,0	0,2
<i>Telonema</i>	.	1,8	1,1	0,4	1,8	0,7
Sum - Svelgflagellater	18,7	9,4	44,6	91,4	79,2	92,6
Haptophyta (Svepeflagellater)						
<i>Chrysochromulina parva</i>	.	.	0,2	2,1	1,6	3,9
Sum - Svepeflagellater	0,0	0,0	0,2	2,1	1,6	3,9
Dinophyceae (Fureflagellater)						
<i>Ceratium hirundinella</i>	.	.	.	3,3	6,5	.
<i>Gymnodinium</i> (l=12)	0,3
<i>Gymnodinium</i> (l=14-16)	.	.	0,9	1,4	.	.
<i>Gymnodinium</i> (l=25)	0,4	.	.	0,4	.	.
<i>Gymnodinium</i> (l=30)	.	0,6	.	4,4	5,0	0,6
<i>Gymnodinium albulum</i>	0,1

<i>Gymnodinium fuscum</i>	1,5	.
<i>Gymnodinium lacustre</i>	2,0	.	.
<i>Gyrodinium helveticum</i>	0,3
<i>Parvodinium inconspicuum</i>	.	.	1,8
<i>Parvodinium umbonatum</i>	.	.	0,7	.	4,6	.	.
<i>Peridinium (=15-17)</i>	2,2	.	.
<i>Peridinium williei</i>	4,5	9,0
Sum - Fureflagellater	1,2	0,6	3,3	18,4	17,5		9,6
Choanozoa (Krageflagellater)							
<i>Aulomonas purdyi</i>	.	0,6	0,2
Krageflagellater	0,7	0,8	1,1	5,0	0,5		0,8
<i>Stelxomonas dichotoma</i>	.	0,8	0,7	.	.	.	0,4
Sum - Krageflagellater	0,7	2,2	2,0	5,0	0,5		1,2
Ubestemte taksa							
μ-alger, Picoplankton	0,4	0,2	2,0	3,2	1,5		1,2
Heterotrof flagellat (<15)	0,8	1,4	1,4	3,3	1,6		2,0
Heterotrof flagellat (=15-20)	0,1	0,2	0,4	.	0,1		0,2
Sum - Ubestemte taksa	1,4	1,9	3,8	6,4	3,2		3,5
Sum total :	41,9	58,6	154,6	376,4	252,4		242,4

Tabell 15. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Mjøsa, Kise. Verdier gitt i mm³/m³ (=mg/m³ våtvekt)

Kise	Dato		07.05.19		03.06.19		09.07.19		05.08.19		02.09.19		30.09.19	
	Dyp (m)		0-10		0-10		0-10		0-10		0-10		0-10	
Cyanobacteria (Cyanobakterier)														
<i>Anathece bachmannii</i>			.	0,4
<i>Aphanocapsa</i>			1,6
<i>Dolichospermum lemmermannii</i>			0,8	.	0,7
<i>Planktolyngbya contorta</i>			0,9
<i>Snowella lacustris</i>			0,7	.	.	.
<i>Tychonema bourrellyi</i>			0,9	0,1	.	0,4	.	14,6	37,0	.
Sum - Cyanobakterier			1,7	0,6	0,8	2,7	0,8	15,4	2,7	15,4	37,0	37,0		
Charophyta/Chlorophyta (Grønnalger)														
<i>Botryococcus braunii</i>			0,8	.	1,3	.	0,6	.
<i>Chlamydomonas</i> (l=12)			0,4
<i>Chlamydomonas</i> (l=14)			.	.	1,2
<i>Chlamydomonas</i> (l=5-6)			0,1	0,1	0,6	2,0
<i>Chlamydomonas</i> (l=8)			0,5	0,8	4,9	3,3	0,4	.
Chlorophyta (d=10)			0,8	.	.	.
Chlorophyta (d=5)			.	.	1,1	7,4	.	.	0,2	.	0,5	.	0,3	.
<i>Coelastrum microporum</i>			0,2
<i>Colodictyon triciliatum</i>			0,2
<i>Cosmarium depressum</i> var. <i>achondrum</i>			0,5
<i>Cosmarium depressum</i> var. <i>planctonicum</i>			0,2
<i>Elakathrix genevensis</i>			.	0,1	.	0,5	.	.	0,1	.	0,1	.	0,2	.
<i>Gloecotila</i>			4,9
<i>Gyromitus cor-diformis</i>			0,6
<i>Koliella longiseta</i>			0,1	0,4	0,2
<i>Monoraphidium contortum</i>			.	0,7	1,0	1,5
<i>Monoraphidium dybowskii</i>			.	.	.	2,1	0,7	.
<i>Monoraphidium griffithii</i>			0,1	.
<i>Oocystis submarina</i>			.	.	.	4,0	.	.	.	1,1	.	.	1,1	.
<i>Paramastix conifera</i>			.	1,2
<i>Paulschulzia pseudovolvox</i>			.	.	.	5,3
<i>Planktosphaeria gelatinosa</i>			0,1

<i>Polytoma</i>	.	0,1
<i>Scherffelia dubia</i>	0,1
<i>Staurastrum</i>	.	.	.	0,4	.	.	.
<i>Staurastrum avicula</i> var. <i>lunatum</i>	.	.	.	0,6	.	.	.
<i>Staurastrum cingulum</i> var. <i>obesum</i>	1,1	.	.
<i>Stauridium primum</i>	.	.	.	0,6	0,6	0,2	0,2
<i>Staurodesmus cuspidatus</i>	.	.	.	0,2	0,2	0,2	0,4
<i>Tetradesmus obliquus</i>	.	.	.	1,0	.	.	.
Sum - Grønналger	1,4	3,5	10,1	34,8	5,9	4,1	4,1

Chrysophyceae/Synurophyceae (Gullalger)

<i>Chromulina</i>	0,1	1,0	4,1	3,3	2,5	0,6	0,6
<i>Chrysamoeba</i>	.	1,6	.	0,4	.	.	.
<i>Chrysococcus</i>	.	2,3	0,9	7,5	4,7	.	.
<i>Chrysoikos skujajae</i>	.	.	0,4
Chrysophyceae (<7)	1,2	14,6	8,5	15,4	6,4	4,8	4,8
Chrysophyceae (>7)	.	6,6	10,6	8,0	2,7	2,7	2,7
Chrysophyceae sp 3	.	2,0	.	.	.	1,0	1,0
<i>Dinobryon acuminatum</i>	.	.	0,4	2,5	.	.	.
<i>Dinobryon bavaricum</i>	.	.	12,5	1,0	.	.	.
<i>Dinobryon borgei</i>	.	0,1	.	1,8	.	.	.
<i>Dinobryon crenulatum</i>	.	0,4	1,0
<i>Dinobryon cylindricum</i> var. <i>alpinum</i>	.	1,8	2,0
<i>Dinobryon divergens</i>	.	.	9,6	8,6	0,1	.	.
<i>Dinobryon sociale</i>	.	.	23,9	16,4	.	.	.
<i>Dinobryon sociale</i> var. <i>americanum</i>	.	0,1	0,7	0,2	.	.	.
<i>Dinobryon suecicum</i> var. <i>longispinum</i>	.	.	0,4
<i>Dinobryon, celler uten lorica</i>	.	0,6	2,5	9,8	.	.	.
<i>Kephyrion littorale</i>	.	.	1,8	0,4	.	.	.
<i>Mallomonas</i>	0,5	1,8	1,0	2,5	1,8	1,2	1,2
<i>Mallomonas (I=8-10)</i>	.	1,2	7,4
<i>Mallomonas akrokomos</i>	.	.	0,3	0,2	1,2	1,8	1,8
<i>Mallomonas crassisquama</i>	.	.	.	3,0	1,2	.	.
<i>Mallomonas elongata</i>	1,2	0,3	0,3
<i>Mallomonas hamata</i>	.	.	2,4
<i>Mallomonas punctifera</i>	1,6	1,6	1,6

<i>Mallomonas schwemmlei</i>	.	.	.	0,3	.	.	.
<i>Mallomonas tonsurata</i>	.	.	0,6
<i>Ochromonas</i>	.	1,3	1,8
<i>Paraphysomonas</i>	.	0,7	0,7	.	1,3	0,7	.
<i>Pseudokephyrion alaskanum</i>	.	.	0,7	0,7	.	.	.
<i>Pseudokephyrion taeniatum</i>	.	2,5
<i>Pseudotetraédriella kamillae</i>	.	.	0,5	0,5	.	.	.
<i>Spiniferomonas</i>	.	2,8	7,5	.	.	0,5	.
<i>Spumella vulgaris</i>	.	0,2
<i>Synura</i>	1,6
<i>Uroglenopsis americana</i>	.	4,2	158,7	40,4	9,4	.	.
Sum - Gullalger	1,9	46,1	261,0	122,9	34,0	16,7	.
Bacillariophyta (Kiselalger)							
<i>Achnanthydium minutissimum</i>	0,3	.	1,0	2,0	1,8	.	.
<i>Asterionella formosa</i>	0,4	5,4	33,7	96,2	5,4	18,0	.
<i>Aulacoseira alpigena</i>	.	0,7	0,3	0,9	0,3	.	.
<i>Aulacoseira ambigua</i>	0,3	.	.
<i>Aulacoseira distans</i>	.	1,6
<i>Aulacoseira islandica</i> subsp. <i>helvetica</i>	6,7	4,0
<i>Aulacoseira italica</i>	.	0,5	.	.	0,3	.	.
<i>Cyclotella</i> (d=10-12)	.	.	.	3,3	1,6	0,8	.
<i>Cyclotella</i> (d=14-16)	.	.	.	5,1	3,1	2,0	.
<i>Cyclotella</i> (d=25)	.	.	0,4
<i>Cyclotella</i> (d=5-8)	.	.	.	4,7	.	0,6	.
<i>Diatoma tenuis</i>	.	1,6
<i>Encyonema minutum</i>	.	0,1
<i>Fragilaria crotonensis</i>	.	.	.	1,9	113,4	34,4	.
<i>Hannaea arcus</i>	.	0,1
<i>Meridion circulare</i>	.	0,2
<i>Tabellaria flocculosa</i>	.	0,2	.	0,3	.	.	.
<i>Tabellaria flocculosa</i> var. <i>asterionelloides</i>	1,4	.	4,0	38,1	44,5	23,0	.
<i>Ulnaria</i> (l=110-120)	1,3
<i>Ulnaria</i> (l=40-70)	.	1,6	2,2	1,0	.	.	.
<i>Ulnaria</i> (l=80-100)	.	0,5	0,3	1,0	0,1	.	.
<i>Ulnaria acus</i>	.	0,6	0,1

<i>Ulnaria delicatissima</i> var. <i>angustissima</i>	.	.	.	1,8	0,4	1,0
<i>Ulnaria ulna</i>	1,2	0,6
<i>Urosolenia ertiensis</i>	.	0,1	0,4	1,8	1,7	0,7
<i>Urosolenia longiseta</i>	0,1	1,2	1,8	1,0	0,4	0,4
Sum - Kiselalger	11,4	19,1	44,3	159,0	173,3	81,0
Dictyochophyceae (Pedinnelider)						
<i>Pseudopedinella</i>	.	.	.	2,2	.	.
<i>Pseudopedinella</i> (3 kloroplaster)	.	3,7	1,2	.	.	1,8
Sum - Pedinnelider	0,0	3,7	1,2	2,2	0,0	1,8
Cryptophyta (Svelflagellater)						
<i>Cryptaulax vulgaris</i>	0,3
<i>Cryptomonas</i> (l=15-18)	.	2,0	.	4,1	1,6	2,0
<i>Cryptomonas</i> (l=20-22)	.	2,9	11,4	5,9	19,6	22,5
<i>Cryptomonas</i> (l=24-30)	0,6	1,6	16,3	9,8	22,9	24,5
<i>Cryptomonas</i> (l=30-35)	0,3	.	22,0	4,4	4,4	4,4
<i>Katablepharis ovalis</i>	.	4,4	2,9	5,1	1,5	2,6
<i>Plagioselmis lacustris</i>	4,9	22,1	50,6	14,7	11,4	2,5
<i>Plagioselmis nannoplantica</i>	0,8	33,7	23,3	18,4	11,0	8,0
<i>Rhodomonas lens</i>	2,0	2,0
<i>Telonema</i>	.	0,4	.	.	0,7	0,4
Sum - Svelflagellater	6,9	67,1	126,7	62,4	75,2	68,9
Haptophyta (Svepeflagellater)						
<i>Chrysochromulina parva</i>	0,2	0,8	3,3	5,2	2,0	2,3
Sum - Svepeflagellater	0,2	0,8	3,3	5,2	2,0	2,3
Dinophyceae (Fureflagellater)						
<i>Ceratium hirundinella</i>	.	.	.	6,5	9,8	.
Dinophyceae	.	0,5
<i>Gymnodinium</i> (l=14-16)	0,7	0,9	.	3,4	.	.
<i>Gymnodinium</i> (l=25)	.	0,2	0,4	0,6	0,2	.
<i>Gymnodinium</i> (l=30)	.	.	.	6,9	3,2	0,6
<i>Gymnodinium uberrimum</i>	.	.	.	0,7	.	.
<i>Gyrodinium helveticum</i>	.	.	0,3	0,3	.	0,6

<i>Katodinium fungiforme</i>	.	0,5
<i>Parvodinium inconspicuum</i>	.	0,2
<i>Parvodinium umbonatum</i>	.	.	0,2	2,8	.	.
<i>Peridinium</i> (=15-17)	.	.	1,6	.	.	.
Sum - Fureflagellater	0,7	2,2	2,5	21,2	13,1	1,2
Choanozoa (Krageflagellater)						
<i>Aulomonas purdyi</i>	.	0,4	.	.	.	0,3
Krageflagellater	.	1,3	.	5,8	10,6	0,8
<i>Stelxomonas dichotoma</i>	.	1,1
Sum - Krageflagellater	0,0	2,8	0,0	5,8	10,6	1,1
Ubestemte taksa						
µ-alger, Picoplankton	0,4	1,1	2,7	2,8	1,5	1,1
Heterotrof flagellat (<15)	1,1	1,0	0,4	1,2	3,3	0,8
Heterotrof flagellat (=15-20)	.	0,4	0,2	0,2	.	0,1
Sum - Ubestemte taksa	1,5	2,5	3,3	4,3	4,8	2,0
Sum total :	25,7	148,4	453,1	420,6	334,3	216,1

Tabell 16. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Mjøsa, Furnesfjorden. Verdier gitt i mm³/m³ (=mg/m³ våtvekt)

	Furnesfjorden		Dato		Dyp (m)	
	06.05.19	03.06.19	09.07.19	05.08.19	03.09.19	30.09.19
	0-10	0-10	0-10	0-10	0-10	0-10
Cyanobacteria (Cyanobakterier)						
<i>Anathece bachmannii</i>	0,8	2,5
<i>Coelosphaerium kuetszingianum</i>	0,1	0,0
<i>Dolichospermum lemmermannii</i>	.	.	.	0,9	.	.
<i>Planktolyngbya contorta</i>	0,1	0,2
<i>Planktothrix isoethrix</i>	9,4	.
<i>Rhabdoderma lineare</i>	.	.	0,1	.	0,7	0,3
<i>Tychonema bourellyi</i>	2,0	0,3	2,9	1,9	16,5	53,2
Sum - Cyanobakterier	2,1	0,5	3,0	2,8	27,6	56,0

Charophyta/Chlorophyta (Grønnalger)

<i>Aulacomonas submarina</i>	0,2
<i>Botryococcus braunii</i>	1,8	.	0,6
<i>Chlamydocapsa planctonica</i>	0,2	.	.
<i>Chlamydomonas</i> (l=10)	0,5
<i>Chlamydomonas</i> (l=14)	1,5
<i>Chlamydomonas</i> (l=5-6)	1,3
<i>Chlamydomonas</i> (l=8)	0,3	0,4	0,3	0,3	2,6	0,4	0,3
Chlorophyta (d=10)	.	1,7	2,0	2,0	6,5	0,8	0,8
Chlorophyta (d=5)	.	0,5	.	.	.	1,1	0,3
<i>Coelastrum astroideum</i>	13,3	.	.
<i>Colodictyon triciliatum</i>	0,2	.	.
<i>Cosmarium depressum</i>	.	.	0,5	.	.	.	0,2
<i>Desmodesmus aculeolatus</i>	0,1	.
<i>Desmodesmus opoliensis</i>	1,6	.	.
<i>Elakatothrix genevensis</i>	.	1,2
<i>Eudorina elegans</i>	.	0,1	.	.	0,8	0,4	.
<i>Gloeotila</i>	.	.	0,1
<i>Gyromitris cordiformis</i>	4,1	.	.
<i>Koliella longiseta</i>	.	.	0,6	.	.	0,3	0,2
<i>Monoraphidium contortum</i>	0,2	0,7	0,1
<i>Monoraphidium dybowskii</i>	.	.	0,0	.	1,0	0,2	.
<i>Mucidosphaerium pulchellum</i>	1,4	1,0	0,3
<i>Oocystis lacustris</i>	4,7
<i>Oocystis submarina</i>	0,3	0,3	.
<i>Paulschulzia pseudovolvox</i>	.	.	0,6	.	7,4	2,0	1,7
<i>Phacotus lenticularis</i>	1,5	.	.
<i>Planktosphaeria gelatinosa</i>	.	.	0,8	.	0,3	.	.
<i>Polytoma</i>	.	0,5	.	.	3,8	2,5	.
<i>Scenedesmus ecornis</i>	.	.	0,5	.	.	.	1,5
<i>Scherffelia dubia</i>	7,4	1,2	.
<i>Scourfieldia complanata</i>	0,5	0,2
<i>Sphaerellopsis fluviatilis</i>	.	.	0,6	.	.	0,6	.
<i>Staurastrum cingulum</i> var. <i>obesum</i>	0,1
<i>Stauridium primum</i>	0,5	.
<i>Stauridium tetras</i>	0,7	0,7	0,4
	.	.	0,2

<i>Staurodesmus cuspidatus</i>	0,2	0,2
<i>Tetraëdron minimum</i>	0,3	.	.
<i>Tetraspora lemmermannii</i>	0,6	0,7	.
<i>Tetrastrum triangulare</i>	0,4	0,1
Sum - Grønnaalger	4,4	5,4	6,3	55,7	13,6	11,6				
Chrysophyceae/Synurophyceae (Gullalger)										
<i>Bicosoeca ainikkiae</i>	0,0
<i>Bicosoeca pulchra</i>	.	0,2
<i>Bitrichia chodatii</i>	.	.	.	0,8	0,1
<i>Chromulina</i>	1,1	3,1	3,1	10,2	1,2	1,2				
<i>Chrysococcus</i>	0,3	1,9	0,9	4,7	1,4	1,4				
<i>Chrysoikos skujajae</i>	.	0,2
<i>Chrysolynos planctonicus</i>	.	.	0,2	0,4
Chrysophyceae (<7)	7,1	11,9	4,2	16,5	5,3	1,9				
Chrysophyceae (>7)	4,4	11,9	2,7	15,9	.	.				
Chrysophyceae sp 3	.	.	1,0	.	.	3,1				
<i>Dinobryon borgei</i>	.	0,3	.	0,4	.	.				
<i>Dinobryon crenulatum</i>	.	.	.	0,4	.	.				
<i>Dinobryon cylindricum</i> var. <i>alpinum</i>	.	0,2				
<i>Dinobryon divergens</i>	.	.	5,7	36,1	0,0	.				
<i>Dinobryon korshikovii</i>	.	.	0,1	.	.	.				
<i>Dinobryon sertularia</i>	.	.	.	1,8	.	.				
<i>Dinobryon sociale</i>	.	.	0,2	27,8	0,1	.				
<i>Dinobryon suecicum</i> var. <i>longispinum</i>	.	.	.	0,9	.	.				
<i>Dinobryon</i> , celler uten lorica	.	.	0,1	18,4	.	.				
<i>Epipyxis aurea</i>	1,6	.				
<i>Kephyrion littorale</i>	.	0,4	0,4	.	.	.				
<i>Mallomonas</i>	1,8	0,6	0,6	1,0	.	.				
<i>Mallomonas akrokomos</i>	0,8	0,6	0,2	1,4	5,1	1,4				
<i>Mallomonas caudata</i>	.	.	.	4,4	.	.				
<i>Mallomonas crassisquama</i>	.	.	.	1,0	.	.				0,6
<i>Mallomonas elongata</i>	.	.	0,3	.	.	.				2,0
<i>Mallomonas hamata</i>	.	1,3	1,3
<i>Mallomonas punctifera</i>	1,6	3,9	.	3,9	1,3	0,8				
<i>Ochromonas</i>	.	0,4	.	.	0,4	.				

<i>Paraphysomonas</i>	0,7	0,3	2,0	0,7	0,7	1,3
<i>Pseudokephyrion alaskanum</i>	.	0,1	.	0,7	.	.
<i>Pseudotetraëdriella kamillae</i>	.	.	0,2	.	.	.
<i>Spiniferomonas</i>	0,6	.	0,5	3,8	0,9	.
<i>Stichogloea doederleinii</i>	.	.	.	6,6	.	.
<i>Synura</i>	0,8
<i>Uroglanopsis americana</i>	.	20,7	7,0	69,5	7,5	1,9
Sum - Gullalger	18,4	58,1	30,7	227,3	25,7	16,5
Bacillariophyta (Kiselalger)						
<i>Asterionella formosa</i>	0,3	2,5	0,1	125,8	7,7	35,0
<i>Aulacoseira alpigena</i>	0,6	0,7	0,3	0,6	1,2	0,1
<i>Aulacoseira islandica</i> subsp. <i>helvetica</i>	35,7
<i>Aulacoseira italica</i>	.	1,6	.	1,6	3,8	.
<i>Aulacoseira italica</i> var. <i>tenuissima</i>	2,6
<i>Cyclotella</i> (d=10-12)	.	.	.	8,8	6,8	1,2
<i>Cyclotella</i> (d=14-16)	.	.	.	18,7	11,9	.
<i>Diatoma vulgare</i>	.	0,9
<i>Diploneis parva</i>	2,7	.
<i>Fragilaria crotonensis</i>	0,7	.	.	4,3	427,4	23,7
<i>Hannaea arcus</i>	.	0,1
<i>Meridion circulare</i>	0,2	0,2
<i>Pantocsekiella comensis</i>	.	.	.	8,6	3,6	0,7
<i>Pinnularia</i>	.	.	1,0	.	.	.
<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	1,2	0,3	1,2	.	.	1,2
<i>Tabellaria flocculosa</i>	0,2	.	0,2	.	.	.
<i>Tabellaria flocculosa</i> var. <i>asterionelloides</i>	0,5	0,2	0,2	95,8	65,1	43,8
<i>Ulnaria</i> (l=110-120)	8,5
<i>Ulnaria</i> (l=30-40)	.	.	1,5	0,8	.	.
<i>Ulnaria</i> (l=40-70)	0,7	2,6	1,0	3,3	0,5	1,0
<i>Ulnaria</i> (l=80-100)	.	2,0	1,0	.	.	.
<i>Ulnaria delicatissima</i> var. <i>angustissima</i>	.	.	0,2	0,6	1,0	0,2
<i>Urosolenia eriensis</i>	0,1	.	0,2	2,7	2,4	0,7
<i>Urosolenia longiseta</i>	0,1	0,4	2,7	0,2	0,2	0,7
Sum - Kiselalger	48,7	11,3	9,6	271,8	534,4	111,0

Dictyochophyceae (Pedinnelider)

<i>Pseudopedinella</i>	.	.	.	2,2	1,1	1,1
<i>Pseudopedinella</i> (3 kloroplaster)	.	4,3	3,7	1,2	3,7	1,2
Sum - Pedinnelider	0,0	4,3	3,7	3,4	4,8	2,3

Cryptophyta (Sveiflagellater)

<i>Cryptaulax vulgaris</i>	.	0,4	0,1	.	.	0,4
<i>Cryptomonas</i> (l=15-18)	.	.	.	1,4	2,7	0,8
<i>Cryptomonas</i> (l=20-22)	3,9	9,8	7,8	14,7	16,3	12,7
<i>Cryptomonas</i> (l=24-30)	9,8	16,3	16,3	19,1	19,1	19,6
<i>Cryptomonas</i> (l=30-35)	2,2	6,6	4,4	3,7	3,7	15,4
<i>Cryptomonas</i> (l=40)	0,4
<i>Katablepharis ovalis</i>	0,2	4,4	2,6	3,7	2,6	4,8
<i>Plagioselmis lacustris</i>	17,4	35,1	9,0	18,0	2,5	9,0
<i>Plagioselmis nannoplantica</i>	6,1	57,0	17,2	11,0	2,5	10,4
<i>Rhodomonas lens</i>	.	.	0,2	2,0	1,0	6,1
<i>Telonema</i>	.	.	0,4	.	0,4	0,4
Sum - Sveiflagellater	40,1	129,7	58,0	73,5	50,6	79,7

Haptophyta (Svepeflagellater)

<i>Chrysochromulina parva</i>	2,6	4,9	2,3	6,2	1,1	3,4
Sum - Svepeflagellater	2,6	4,9	2,3	6,2	1,1	3,4

Dinophyceae (Fureflagellater)

<i>Ceratium hirundinella</i>	.	.	.	9,8	.	.
<i>Gymnodinium</i> (l=12)	.	2,0
<i>Gymnodinium</i> (l=14-16)	0,9	2,6	1,7	7,1	.	.
<i>Gymnodinium</i> (l=25)	0,2	0,6	.	.	.	0,2
<i>Gymnodinium</i> (l=30)	.	4,4	0,6	5,7	0,6	1,3
<i>Gymnodinium lacustre</i>	.	.	.	2,0	.	.
<i>Gyrodinium helveticum</i>	0,3	8,4	2,4	.	0,6	1,2
<i>Parvodinium umbonatum</i>	.	1,4	1,4	9,3	.	.
Sum - Fureflagellater	1,3	19,4	6,1	33,9	1,2	2,6

Choanozoa (Krageflagellater)

<i>Aulomonas purdyi</i>	.	.	0,5	.	0,1	.
Krageflagellater	.	.	1,3	18,1	1,3	1,6
Sum - Krageflagellater	0,0	0,0	1,9	18,1	1,4	1,6

Ubestemte taksa

μ -alger, Picoplankton	1,0	1,8	1,7	4,0	1,7	1,8
Heterotrof flagellat (<15)	2,0	4,3	2,9	2,0	3,3	4,9
Heterotrof flagellat (=15-20)	0,2	0,4	0,4	0,4	0,6	0,4
Sum - Ubestemte taksa	3,3	6,5	5,0	6,5	5,6	7,0

Sum total :	121,1	240,0	126,5	699,0	666,1	291,7
-------------	-------	-------	-------	-------	-------	-------

Vedlegg C. Dyreplankton

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

Furnesfjorden	07.05.2019		03.06.2019		08.07.2019		05.08.2019		03.09.2019		30.09.2019	
	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%
Cladocerer (vannlopper)												
<i>Alona affinis</i>	0	0,0	0	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	0	0,0	0	0,0
<i>Bosmina longirostris</i>	0	0,0	570	17,4	0	0,0	800	2,8	0	0,0	0	0,0
<i>Bosmina longispina</i>	70	6,6	0	0,0	860	44,8	7580	27,0	1100	10,3	1560	18,0
<i>Bythotrephes longimanus</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	13	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Chydoridae indet.</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	40	0,5
<i>Chydorus sphaericus</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	60	0,7
<i>Cladocera juv. indet.</i>	0	0,0	0	0,0	10	0,5	40	0,1	0	0,0	0	0,0
<i>Daphnia cristata</i>	0	0,0	0	0,0	35	1,8	180	0,6	2280	21,4	1180	13,6
<i>Daphnia galeata</i>	0	0,0	5	0,2	0	0,0	11	0,0	240	2,2	580	6,7
<i>Daphnia juv. indet.</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	180	0,6	20	0,2	0	0,0
<i>Diaphanosoma brachyurus</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	7	0,2	10	0,5	11	0,0	2	0,0	6	0,1
<i>Leptodora kindtii</i>	0	0,0	0	0,0	15	0,8	0	0,0	9	0,1	1	0,0
<i>Limnospira frontosa</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Polyphemus pediculus</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Sida crystallina</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
Sum Cladocera	78	7	582	18	930	48	8815	31	3654	34	3427	39,5
Copepoder (hoppekreps)												
<i>Calanoida copepoditer indet.</i>	5	0,5	10	0,3	10	0,5	60	0,2	0	0,0	0	0,0
<i>Calanoida nauplier indet.</i>	78	7,4	275	8,4	100	5,2	4540	16,2	620	5,8	500	5,8
<i>Cyclopoida copepoditer indet.</i>	15	1,4	20	0,6	55	2,9	1620	5,8	2460	23,0	1260	14,5
<i>Cyclopoida nauplier indet.</i>	80	7,5	140	4,3	225	11,7	6014	21,4	1420	13,3	920	10,6
<i>Cyclops lacustris</i>	68	6,4	90	2,7	5	0,3	180	0,6	0	0,0	0	0,0
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	130	12,3	650	19,8	495	25,8	5380	19,2	1000	9,4	1120	12,9
<i>Heterocope appendiculata</i>	0	0,0	0	0,0	80	4,2	80	0,3	1	0,0	0	0,0
<i>Limnocalanus macrurus</i>	558	52,6	960	29,3	0	0,0	20	0,1	0	0,0	0	0,0
<i>Mesocyclops leuckarti</i>	5	0,5	10	0,3	0	0,0	160	0,6	260	2,4	180	2,1
<i>Nauplier indet</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	20	0,2	0	0,0
<i>Thermocyclops oithonoides</i>	43	4,1	540	16,5	20	1,0	1220	4,3	1240	11,6	1260	14,5
Sum Copepoda	982	93	2695	82	990	52	19274	69	7021	66	5240	60,5
Sum Curstacea	1060	100	3277	100	1920	100	28089	100	10675	100	8667	100

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

Furnesfjorden	07.05.2019		03.06.2019		08.07.2019		05.08.2019		03.09.2019		30.09.2019			
	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%		
Cladocera (vannlopper)														
<i>Alona affinis</i>	0	0,0	1	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	40	0,3	0	0,0
<i>Bosmina juv. indet.</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Bosmina longirostris</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Bosmina longispina</i>	120	4,8	480	6,2	5260	60,0	760	3,1	1920	13,9	3330	22,4		
<i>Bythotrephes longimanus</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Chydoridae indet.</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Chydorus sphaericus</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	40	0,3
<i>Cladocera juv. indet.</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	60	0,2	0	0,0	1	0,0	20	0,1
<i>Daphnia cristata</i>	0	0,0	0	0,0	100	1,1	5820	23,5	0	0,0	3060	22,2	2510	16,9
<i>Daphnia galeata</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	80	0,3	0	0,0	280	2,0	310	2,1
<i>Daphnia juv. indet.</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	140	0,6	0	0,0	40	0,3	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	0	0,0
<i>Holopedium gibberum</i>	0	0,0	0	0,0	40	0,5	3	0,0	0	0,0	1	0,0	10	0,1
<i>Leptodora kindtii</i>	0	0,0	2	0,0	70	0,8	10	0,0	0	0,0	12	0,1	0	0,0
<i>Limnoida frontosa</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Polyphemus pediculus</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	2	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Sida crystallina</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
Sum Cladocera	120	5	483	6	5470	62	6875	28	5354	39	6220	42		
Copepoder (hoppkreps)														
<i>Calanoida copepoditer indet.</i>	0	0,0	0	0,0	20	0,2	120	0,5	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Calanoida nauplier indet.</i>	200	8,0	3120	40,3	180	2,1	3120	12,6	400	2,9	510	3,4		
<i>Cyclopoida copepoditer indet.</i>	20	0,8	80	1,0	140	1,6	2000	8,1	3440	24,9	3330	22,4		
<i>Cyclopoida nauplier indet.</i>	230	9,2	620	8,0	700	8,0	7580	30,6	1840	13,3	920	6,2		
<i>Cyclops lacustris</i>	260	10,4	0	0,0	0	0,0	100	0,4	360	2,6	90	0,6		
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	280	11,2	920	11,9	1660	18,9	4220	17,0	1260	9,1	2940	19,8		
<i>Heterocope appendiculata</i>	0	0,0	0	0,0	260	3,0	20	0,1	0	0,0	0	0,0		
<i>Limnocalanus macrurus</i>	1280	51,0	1800	23,2	0	0,0	20	0,1	10	0,1	20	0,1		
<i>Mesocyclops leuckarti</i>	0	0,0	360	4,6	60	0,7	160	0,6	160	1,2	70	0,5		
<i>Nauplier indet</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	80	0,3	0	0,0	0	0,0	10	0,1
<i>Thermocyclops oithonoides</i>	120	4,8	360	4,6	280	3,2	480	1,9	980	7,1	740	5,0		
Sum Copepoda	2390	95	7260	94	3300	38	17900	72	8450	61	8630	58,1		
Sum Curstacea	2510	100	7743	100	8770	100	24775	100	13804	100	14850	100		

Tabell 19. Individantall og prosent av totalt individantall for krepsdyrplankton fanget med liten håv (90 µm) fra 0-10 m ved Skreia

Skreia	07.05.2019		03.06.2019		08.07.2019		05.08.2019		03.09.2019		30.09.2019	
	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%
<i>Cladocera (vannlopper)</i>												
<i>Alona affinis</i>	0	0,0	0	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	0	0,0	0	0,0
<i>Bosmina longirostris</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Bosmina longispina</i>	3	1,4	8	0,9	410	18,7	960	23,0	1520	15,4	440	8,3
<i>Bythotrephes longimanus</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Chydoridae indet.</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Chydorus sphaericus</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Cladocera juv. indet.</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Daphnia cristata</i>	0	0,0	0	0,0	65	3,0	520	12,4	100	1,0	50	0,9
<i>Daphnia galeata</i>	0	0,0	0	0,0	20	0,9	30	0,7	20	0,2	70	1,3
<i>Daphnia juv. indet.</i>	0	0,0	0	0,0	10	0,5	80	1,9	0	0,0	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	3	0,3	30	1,4	20	0,5	60	0,6	0	0,0
<i>Leptodora kindtii</i>	0	0,0	3	0,3	20	0,9	30	0,7	5	0,1	0	0,0
<i>Limnosedra frontosa</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0	0	0,0
<i>Polyphemus pediculus</i>	0	0,0	0	0,0	5	0,2	4	0,1	0	0,0	2	0,0
<i>Sida crystallina</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
Sum Cladocera	3	1	14	2	560	26	1644	39	3687	37	1302	25
Copepoder (hoppkreps)												
<i>Calanoida copepoditer indet.</i>	1	0,5	0	0,0	5	0,2	10	0,2	0	0,0	0	0,0
<i>Calanoida nauplier indet.</i>	45	20,5	298	33,7	60	2,7	1380	33,0	660	6,7	560	10,6
<i>Cyclopoide copepoditer indet.</i>	0	0,0	8	0,9	55	2,5	250	6,0	1320	13,4	1248	23,6
<i>Cyclopoide nauplier indet.</i>	31	14,1	53	6,0	95	4,3	150	3,6	900	9,1	540	10,2
<i>Cyclops lacustris</i>	17	7,7	90	10,2	65	3,0	6	0,1	80	0,8	0	0,0
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	44	20,0	150	17,0	1110	50,7	630	15,1	1420	14,4	960	18,2
<i>Heterocope appendiculata</i>	0	0,0	0	0,0	130	5,9	20	0,5	0	0,0	0	0,0
<i>Limnocalanus macrurus</i>	79	35,9	210	23,8	5	0,2	0	0,0	2	0,0	1	0,0
<i>Mesocyclops leuckarti</i>	0	0,0	3	0,3	0	0,0	0	0,0	0	0,0	134	2,5
<i>Nauplier indet.</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Thermocyclops oithonoides</i>	0	0,0	58	6,6	105	4,8	90	2,2	1440	14,6	538	10,2
Sum Copepoda	217	99	870	98	1630	74	2536	61	6182	63	3981	75,4
Sum Curstacea	220	100	884	100	2190	100	4180	100	9869	100	5283	100

Tabell 20. Individantall og prosent av totalt individantall for krepsdyrplankton fanget med liten håv (90 µm) fra 0-50 m ved Skreia

Skreia	07.05.2019		03.06.2019		08.07.2019		05.08.2019		03.09.2019		30.09.2019	
	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%
<i>Cladocera (vannlopper)</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Alona affinis</i>	0	0,0	0	0,0	60	0,8	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	0	0,0	0	0,0
<i>Bosmina longirostris</i>	25	2,4	20	0,7	3060	42,9	2920	22,5	7580	29,4	800	8,7
<i>Bosmina longispina</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0	0	0,0
<i>Bythotrephes longimanus</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Chydoridae indet.</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Chydorus sphaericus</i>	0	0,0	0	0,0	80	1,1	0	0,0	300	1,2	0	0,0
<i>Cladocera juv. indet.</i>	0	0,0	0	0,0	40	0,6	920	7,1	5280	20,5	1080	11,7
<i>Daphnia cristata</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	40	0,3	260	1,0	220	2,4
<i>Daphnia galeata</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Daphnia juv. indet.</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Daphnoscama brachyurus</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Holopedium gibberum</i>	2	0,2	1	0,0	80	1,1	140	1,1	80	0,3	3	0,0
<i>Leptodora kindtii</i>	0	0,0	0	0,0	17	0,2	20	0,2	4	0,0	1	0,0
<i>Limnoscida frontosa</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Polyphemus pediculus</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	2	0,0	2	0,0
<i>Sida crystallina</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0	0	0,0	0	0,0
Sum Cladocera	27	3	21	1	3337	47	4041	31	13507	52	2106	23
Copepoder (hoppekreps)												
<i>Calanoida copepoditer indet.</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Calanoida nauplier indet.</i>	205	19,6	690	25,5	220	3,1	4016	30,9	1800	7,0	600	6,5
<i>Cyclopoide copepoditer indet.</i>	15	1,4	50	1,9	340	4,8	820	6,3	3200	12,4	1280	13,9
<i>Cyclopoide nauplier indet.</i>	100	9,6	230	8,5	640	9,0	2220	17,1	1720	6,7	1620	17,6
<i>Cyclops lacustris</i>	70	6,7	350	13,0	100	1,4	220	1,7	80	0,3	80	0,9
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	250	23,9	640	23,7	2002	28,0	1220	9,4	3000	11,6	2016	21,9
<i>Heterocope appendiculata</i>	0	0,0	0	0,0	400	5,6	2	0,0	2	0,0	0	0,0
<i>Limnocalanus macrurus</i>	365	34,9	600	22,2	0	0,0	0	0,0	4	0,0	0	0,0
<i>Mesocyclops leuckarti</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Nauplier indet</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	40	0,2	0	0,0
<i>Thermocyclops oithonoides</i>	15	1,4	120	4,4	100	1,4	440	3,4	1900	7,4	1280	13,9
Sum Copepoda	1020	97	2680	99	3802	53	8938	69	12246	48	7116	77,2
Sum Curstacea	1047	100	2701	100	7139	100	12979	100	25753	100	9222	100

Tabell 21. Kvantitative prøver av krepsdyrplankton fra Skreia 2019. Samlet biomasse i sjiktet 0-50 m (mg/m² tørrvekt)

Art	07.05.2019	03.06.2019	08.07.2019	05.08.2019	03.09.2019	30.09.2019	Sum
<i>Limnocalanus macrurus</i>	210,9	866,6	0,4	0,0	5,6	0,0	1083,5
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	74,3	287,3	1026,8	1121,5	1105,5	610,5	4225,9
<i>Heterocope appendiculata</i>	0,7	1,5	310,4	45,7	1,4	0,0	359,7
<i>Cyclops lacustris</i>	11,9	36,0	60,3	27,3	15,2	16,3	167,0
<i>T. oithonoides/M. leuckarti</i>	2,8	15,3	98,4	82,5	514,9	208,3	922,2
<i>Daphnia galeata</i>	0,0	0,0	5,0	12,8	31,1	25,0	73,9
<i>Daphnia cristata</i>	0,0	0,0	38,9	335,5	817,1	78,7	1270,2
<i>Bosmina longispina</i>	2,1	1,0	440,1	376,2	261,4	145,8	1226,6
<i>Bosmina logirostris</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Holopedium gibberum</i>	1,0	0,0	49,7	65,7	13,7	5,1	135,2
<i>Leptodora kindtii</i>	0,0	0,0	66,9	115,7	0,0	0,0	182,6
<i>Polyphemus pediculus</i>	0,0	0,0	8,6	7,3	3,6	1,5	21,0
<i>Bythotrephes longimanus</i>	0,0	0,0	0,0	0,7	0,0	0,0	0,7
Crustacea totalt	303,7	1207,7	2105,5	2190,9	2769,5	1091,2	

Tabell 22. Individantall og prosent av totalt individantall for krepsdyrplankton fanget med stor håv (500 µm maskevidde) fra 0-100 m i Furnesfjorden.

Furnesfjorden	07.05.2019		03.06.2019		08.07.2019		05.08.2019		03.09.2019		30.09.2019	
	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%
Vannlopper (Cladocera)												
<i>Leptodora kindtii</i>			5	1,1	206	26,8	92	2,8	50	2,0		
<i>Holopedium gibberum</i>			72	16,1	50	6,5	125	3,7	40	1,6	13	2,5
<i>Daphnia galeata</i>							55	1,6	260	10,3	74	14,3
<i>Daphnia cristata</i>					7	0,9	1810	54,1	1220	48,5	76	14,6
<i>Bosmina longispina</i>			1	0,2			85	2,5				
<i>Bosmina longirostris</i>												
<i>Polyphemus pediculus</i>							4	0,1	10	0,4	2	0,4
<i>Bythotrephes longimanus</i>									110	4,4		
<i>Chydoridae</i> indet.												
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>									1	0,0		
Hoppekreps (Copepoda)												
<i>Limnocalanus macrurus</i>	21	56,8	338	75,6	57	7,4	185	5,5	600	23,9	257	49,5
<i>Heterocope appendiculata</i>					383	49,9	905	27,1	30	1,2	1	0,2
<i>Eudiaptomus gracilis</i>			3	0,7			10	0,3	10	0,4		
<i>Calanoida copepoditer</i> indet.												
<i>Calanoida nauplier</i> indet.												
<i>Cyclops lacustris</i>					15	2,0	10	0,3	40	1,6	2	0,4
<i>Mesocyclops leuckarti</i>												
<i>Megacyclops gigas</i>												
<i>Thermocyclops oithonoides</i>							5,0	0,1				
<i>Cyclopoide copepoditer</i> indet.												
<i>Cyclopoide nauplier</i> indet.												
Mysider (Mysidacea)												
<i>Mysis relicta</i>	15	40,5	28	6,3	45	5,9	36	1,7	142	5,6	84	16,2
Amfipoder												
<i>Gammaracanthus lacustris</i>												
<i>Pallaseopsis quadrispinosa</i>	1	2,7			5	0,7	3	0,1	1	0,0	9	1,7
<i>Gammaridae</i> indet.											1	0,2
Totalt	37	100,0	447	100,0	768	100,0	3345	100,0	2514	100,0	519	100,0

Tabell 23. Individantall og prosent av totalt individantall for krepsdyrplankton fanget med stor håv (500 µm maskevidde) fra 0-420 m ved Skreia.

Skreia	07.05.2019		03.06.2019		08.07.2019		05.08.2019		03.09.2019		30.09.2019	
	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%
Vannlopper (Cladocera)												
<i>Leptodora kindtii</i>					314,0	6,9	39	6,1	275	14,8		
<i>Holopedium gibberum</i>			3	0,8			220	34,2	765	41,1	3	1,0791
<i>Daphnia galeata</i>							3	0,5	175	9,4	18	6,4748
<i>Daphnia cristata</i>					90,0	2,0	30	4,7	275	14,8	8	2,8777
<i>Bosmina longispina</i>							5	0,8	5	0,3		
<i>Bosmina longirostris</i>												
<i>Polyphemus pediculus</i>					4,0	0,1	8	1,2	4	0,2	1	0,3597
<i>Bythotrephes longimanus</i>									14	0,8		
<i>Chydoridae</i> indet.												
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>									3	0,2		
Hoppkreps (Copepoda)												
<i>Limnocalanus macrurus</i>	1	0,3	186	47,0	160	3,5	150	23,3	240	12,9	134	48,201
<i>Heterocope appendiculata</i>					3890	85,4	88	13,7	5	0,3		
<i>Eudiaptomus gracilis</i>					10	0,2						
<i>Calanoid copepoditer</i> indet.												
<i>Calanoid nauplier</i> indet.												
<i>Cyclops lacustris</i>					20	0,4	15	2,3	10	0,5		
<i>Mesocyclops leuckarti</i>												
<i>Megacyclops gigas</i>												
<i>Thermocyclops oithonoides</i>												
<i>Cyclopoide copepoditer</i> indet.									5,0	0,3		
<i>Cyclopoide nauplier</i> indet.												
Mysider (Mysidacea)												
<i>Mysis relicta</i>	311	99,4	206	52,0	68	1,5	86	13,4	82	4,4	112	40,288
Amfipoder												
<i>Gammaracanthus lacustris</i>			1	0,3					2	0,1	1	0,3597
<i>Pallaseopsis quadrispinosa</i>									2	0,1	1	0,3597
<i>Gammaridae</i> indet.	1	0,3										
Totalt	313,0	100,0	396	100,0	4556	100,0	644	100,0	1862	100,0	278	100

Tabell 24. Forekomst av istidskrepse *Mysis relicta*, *Gammaracanthus lacustris* (G. lacu.) og *Pallaseopsis quadrispinosa* (P. quadr.) ved stasjon Skreia i 2019, gitt som antall og biomasse (tørrvekt) per kvadratmeter innsjøoverflate (0-ca. 425 m), basert vertikale håvtrekk (maskevidde 500 µm).

Skreia Dato	Antall i prøven (0 - ca. 425 m håvtrekk)			Antall pr. m ²			G. lacu.			P. quadr.			mg/m ²			
	Mysis 0+	Mysis 1+	Mysis 2+	Mysis 0+	Mysis 1+	Mysis 2+	Sum Mysis	G. lacu.	P. quadr.	0+	1+	2+	0+	1+	2+	Sum
07.05.2019	218	75	18	277	95	23	395	0	0	13,8	164,8	125,7	13,8	164,8	125,7	304,4
03.06.2019	180	20	6	229	25	8	262	1	0	16,2	44,8	41,9	16,2	44,8	41,9	102,9
08.07.2019	41	26	1	52	33	1	86	0	0	5,3	64,3	7,0	5,3	64,3	7,0	76,6
05.08.2019	52	34	0	66	43	0	109	0	0	13,0	114,2	0,0	13,0	114,2	0,0	127,2
03.09.2019	59	23	0	75	29	0	104	2	2	51,6	137,0	0,0	51,6	137,0	0,0	188,6
30.09.2019	79	33	0	100	42	0	142	1	1	128,2	217,9	0,0	128,2	217,9	0,0	346,2
Middel	104,8	35,2	4,2	133,1	44,7	5,3	183,1	0,7	0,5	38,0	123,8	29,1	38,0	123,8	29,1	191,0

Tabell 25. Forekomst av istidskrepse *Mysis relicta*, *Gammaracanthus lacustris* (G. lacu.) og *Pallaseopsis quadrispinosa* (P. quadr.) i Furnesfjorden i 2019, gitt som antall og biomasse (tørrvekt) per kvadratmeter innsjøoverflate (0-110 m), basert vertikale håvtrekk (maskevidde 500 µm).

Furnesfjorden Dato	Antall i prøven (0 - 110 m håvtrekk)			Antall pr. m ²			G. lacu.			P. quadr.			mg/m ²			
	Mysis 0+	Mysis 1+	Mysis 2+	Mysis 0+	Mysis 1+	Mysis 2+	Sum Mysis	G. lacu.	P. quadr.	0+	1+	2+	0+	1+	2+	Sum
07.05.2019	7	7	1	9	9	1	19	0	1	0,4	21,5	6,2	0,4	21,5	6,2	28,1
03.06.2019	21	6	1	27	8	1	36	0	0	1,9	21,2	7,0	1,9	21,2	7,0	30,0
08.07.2019	29	14	2	37	18	3	57	0	5	4,9	48,4	14,0	4,9	48,4	14,0	67,3
05.08.2019	23	13	0	29	17	0	46	0	3	6,3	65,5	0,0	6,3	65,5	0,0	71,9
03.09.2019	89	39	14	113	50	18	180	0	1	127,0	173,7	126,1	127,0	173,7	126,1	426,8
30.09.2019	29	47	8	37	60	10	107	0	9	49,6	261,8	74,3	49,6	261,8	74,3	385,7
Middel	33	21,0	4,3	41,9	26,7	5,5	74,1	0	3,2	31,7	98,7	37,9	31,7	98,7	37,9	168,3

Vedlegg D. Primærdata fra Mjøselver

Tabell 26. Analysemetoder ved Mjøslab og SYNLAB i 2019

Parameter	Kommentar	Metode	enhet
Mjøslab			
Total-fosfor		NS-EN ISO 6878	mg/l
Total nitrogen		NS ISO 13395	mg/l
Total nitrogen		DS/ISO 11905	mg/l
Farge	utført av underleverandør	NS-EN ISO 7887, met C	mg Pt/l
Kalsium		Intern	mg/l
pH		NS-EN ISO 10523	
E.coli		NS-EN ISO 9308-2	/100 ml
SYNLAB			
Total-fosfor		NS-EN ISO 6878, AA	µg P/l
Total-fosfor	Utført av Synlab Umeå ISO17025:2005 SWEDAC 1006	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		NS-EN ISO 7027-1	FNU
Silicium		SS-EN ISO 11885:2009	mg/l
E.coli	Utført av Synlab Linköping ISO17025:2005 SWEDAC 1006	NS-EN ISO 9308-2	MPN/100ml*

*MPN = most probable number

Tabell 27. Analyseresultater og beregnede stofftransporter for Lågen 2019

Lågen	Analyseverdier		Tot-N µg N/l	E. coli * ant./100 ml	Farge mg Pt/l	Turbiditet FNU	Silisium mg Si/l	Vannføring Døgnvannf. m ³ /s	Vol. mnd. mill. m ³	Stofftransport		Volumveid middel		
	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l							Tot-P tonn	Tot-N tonn	Silisium tonn	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	
17.01.2019	5,6	241,0	28,0	28,0	6,0	3,1	1,6	100,4	310,5	1,739	74,8	5,6	241	
13.02.2019	4,8	255,0	2,0	2,0	3,0	2,6	1,5	114,0	307,2	1,474	78,3	4,8	255	
07.03.2019	3,6	200,0	1,0	1,0	4,0	1,9	1,4	109,9						
21.03.2019	4,7	220,0	0,5	0,5	4,0	1,8	1,3	74,8	235,0	0,950	48,9	4,0	208	
04.04.2019	5,0	313,0	0,5	0,5	4,0	1,5	1,4	54,9						
11.04.2019	4,0	402,0	0,5	0,5	3,0	1,3	1,4	45,1						
15.04.2019	3,0	447,0	0,5	0,5	4,0	1,2	1,4	41,9						
24.04.2019	19,0	507,0	0,5	0,5	8,0	2,0	1,5	174,2	365,6	4,499	164,6	12,3	450	
02.05.2019	13,0	359,0	12,0	12,0	24,0	7,1	1,6	716,4						
09.05.2019	6,0	321,0	3,0	3,0	18,0	3,2	1,5	238,8						
15.05.2019	7,0	236,0	0,5	0,5	18,0	2,2	1,5	240,3						
23.05.2019	14,0	279,0	8,0	8,0	20,0	4,8	1,5	1399,0	1477,9	18,236	444,8	12,3	301	
06.06.2019	8,0	251,0	4,0	4,0	16,0	2,8	1,5	609,2						
20.06.2019	7,0	245,0	0,5	0,5	10,0	4,1	1,2	537,7	1458,0	10,981	361,9	7,5	248	
02.07.2019	9,0	154,0	9,0	9,0	6,0	1,8	1,1	492,1						
15.07.2019	7,0	142,0	0,5	0,5	5,0	1,7	1,1	248,2	808,0	6,730	121,2	8,3	150	
07.08.2019	10,0	123,0	6,0	6,0	3,0	4,5	1,0	238,4						
21.08.2019	10,0	178,0	15,0	15,0	7,0	2,6	1,1	363,3	864,1	8,641	135,0	10,0	156	
04.09.2019	8,0	136,0	7,0	7,0	9,0	3,0	1,2	345,7						
18.09.2019	10,0	176,0	1,0	1,0	9,0	2,9	1,3	300,4	742,5	6,631	114,8	8,9	155	
02.10.2019	5,0	192,0	5,0	5,0	9,0	1,8	1,4	191,4						
17.10.2019	5,0	218,0	3,0	3,0	8,0	1,4	1,4	121,4	405,3	2,026	81,9	5,0	202	
14.11.2019	3,0	334,0	1,0	1,0	8,0	0,7	3,6	142,7	323,7	0,971	108,1	3,0	334	
12.12.2019	4,0	282,0	6,0	6,0	10,0	0,7	1,7	96,5	281,2	1,125	79,3	4,0	282	
Min	3,0	123	<1	<1	3,0	0,7	1,0							
Maks	19	507	28	28	24	7	4							
Middel	7,3	259	5	5	9,0	2,5	1,5							
St.avvik	3,9	99	6	6	5,9	1,5	0,5							
Median	6,5	243	3	3	8	2	1							
90-persentil			23	23										
Antall prøver		24	24	24	24	24	24							
Året								7578,8		64,003	1814	8,4	239	1,45

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

Tabell 28. Analyseresultater og beregnede stofftransporter for Gausa 2019

Gausa	Analyseverdier		Tot-N µg N/l	E. coli ant./100 ml	Vannføring Døgnvannf. m ³ /s	Vol. mnd. mill. m ³	Stofftransport		Volumveid middel	
	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l					Tot-P tonn	Tot-N tonn	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l
17.01.2019	3,7	972	12	12	4,4	11,0	0,041	10,7	3,7	972
13.02.2019	3,8	833	12	12	2,8	7,5	0,029	6,3	3,8	833
07.03.2019	3,5	221	5	5	3,9					
21.03.2019	3,7	828	12	12	3,1	8,7	0,031	4,3	3,6	489
04.04.2019	9,0	1870	14	14	2,7					
11.04.2019	6,0	2650	9	9	2,0					
15.04.2019	6,0	3490	11	11	3,0					
24.04.2019	7,0	1450	1733	1733	47,5	55,7	0,391	90,5	7,0	1623
02.05.2019	11,0	574	13	13	51,7					
09.05.2019	3,0	802	20	20	18,0					
15.05.2019	8,0	641	29	29	38,2					
23.05.2019	23,0	654	62	62	67,5	111,9	1,583	71,9	14,1	643
06.06.2019	6,0	843	22	22	24,8					
20.06.2019	65,0	737	219	219	19,3	68,4	2,180	54,5	31,9	797
02.07.2019	9,0	1050	48	48	4,7					
15.07.2019	13,0	1140	108	108	2,1	8,3	0,085	8,9	10,2	1077
07.08.2019	6,0	866	39	39	1,7					
21.08.2019	9,0	656	135	135	21,0	49,8	0,437	33,4	8,8	672
04.09.2019	9,0	762	82	82	23,9					
18.09.2019	8,0	837	26	26	5,5	31,7	0,280	24,6	8,8	776
02.10.2019	11,0	1010	326	326	17,8					
17.10.2019	5,0	727	65	65	17,2	39,8	0,321	34,7	8,1	871
14.11.2019	4,0	1100	1	1	4,0	13,4	0,053	14,7	4,0	1100
12.12.2019	4,0	1230	4	4	3,3	9,7	0,039	11,9	4,0	1230
Min	3,0	221	<1	<1						
Maks	65	3490	1733	1733						
Middel	9,9	1081	125	125						
St.avvik	12,5	702	351	351						
Median	6,5	840	24	24						
90-persentil		129	129	129						
Antall prøver	24	24	24	24						
Året						416,1	5,468	366	13,1	881

Tabell 29. Analyseresultater og beregnede stofftransporter for Hunnselva 2019

Hunnselva	Analyseverdier		Tot-N µg N/l	<i>E. coli</i> ant./100 ml	Vannføring Døgnvannf.* m ³ /s	Vol. mnd.* mill. m ³	Stofftransport		Volumveid middel	
	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l					Tot-P tonn	Tot-N tonn	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l
15.01.2019	16	1500	6 400	1,33	3,70		0,059	5,5	16	1500
11.02.2019	15	1300	2 000	1,46	3,98		0,060	5,2	15	1300
05.03.2019	24	930	1 400	1,91						
19.03.2019	12	1000	2 800	1,84	9,54		0,173	9,2	18	964
02.04.2019	23	3300	4 800	7,43						
09.04.2019	20	3200	4 000	5,68						
16.04.2019	17	3500	4 100	7,12						
23.04.2019	31	3300	6 500	38,92	46,53		1,268	154,2	27	3314
30.04.2019	12	1500	1 900	40,10						
07.05.2019	18	1800	3 100	8,82						
14.05.2019	14	1500	910	19,98						
21.05.2019	25	1600	2 500	32,98	56,95		0,975	88,8	17	1558
04.06.2019	23	1800	2 100	11,08			0,641	58,2	21	1888
18.06.2019	18	2000	8 200	8,70	30,81					
02.07.2019	16	580	4 800	2,17						
16.07.2019	28	1200	4 800	1,51	3,68		0,077	3,1	21	834
06.08.2019	10	1450	12 000	1,08						
20.08.2019	27	1300	5 800	7,28	14,96		0,371	19,7	25	1319
03.09.2019	18	1300	2 900	8,60						
17.09.2019	44	1600	4 800	2,69	20,34		0,492	27,9	24	1371
01.10.2019	16	2200	9 200	12,02						
15.10.2019	18	1700	9 200	9,22	28,54		0,481	56,6	17	1983
12.11.2019	30	1900	11 000	2,22	10,73		0,322	20,4	30	1900
10.12.2019	25	900	12 000	3,58	10,04		0,251	9,0	25	900
Min	10	580	910							
Maks	44	3500	12000							
Middel	20,8	1765	5300							
St. avvik	7,6	803	3362							
Median	18,0	1550	4800							
90-persentil		3700	3700							
Antall prøver	24	24	24							
Året					239,8		5,170	457,8	21,6	1909

* Vannføringen er estimert som summen av vannføringene i Lena (Lena målestasjon 181 km²) og i Vismunda.

Tabell 30. Analyseresultater og beregnede stofftransporter for Lena 2019

Lena	Analyseverdier		Tot-N µg N/l	<i>E. coli</i> ant./100 ml	Vannføring Døgnvannf.* m ³ /s	Vol. mnd.* mill. m ³	Stofftransport		Volumveid middel	
	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l					Tot-P tonn	Tot-N tonn	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l
15.01.2019	29	3900	310	310	0,75	2,21	0,064	8,6	29	3900
12.02.2019	13	3000	490	490	0,99	3,14	0,041	9,4	13	3000
05.03.2019	25	3600	68	68	1,66					
19.03.2019	70	3000	160	160	1,49	10,43	0,483	34,6	46	3316
02.04.2019	44	8700	180	180	8,78					
09.04.2019	19	11000	250	250	6,70					
16.04.2019	11	12000	130	130	8,45					
23.04.2019	134	7500	160	160	31,68	39,01	3,404	343,1	87	8795
30.04.2019	22	2700	57	57	19,77					
07.05.2019	12	3600	160	160	5,90					
14.05.2019	24	4700	110	110	13,77					
21.05.2019	20	3800	160	160	18,59	36,17	0,753	130,9	21	3619
04.06.2019	11	4500	170	170	3,91					
18.06.2019	16	6100	140	140	8,38	21,40	0,308	119,6	14	5591
02.07.2019	8	620	280	280	1,60					
16.07.2019	41	6000	240	240	0,75	2,41	0,045	5,6	19	2342
06.08.2019	21	4000	67	67	0,35					
20.08.2019	21	2300	290	290	1,15	2,92	0,061	7,9	21	2694
03.09.2019	18	2300	690	690	3,19					
17.09.2019	23	3800	110	110	1,63	11,22	0,221	31,5	20	2808
01.10.2019	26	4300	340	340	7,85					
15.10.2019	7	4700	120	120	8,09	21,87	0,358	98,5	16	4503
12.11.2019	9	6600	100	100	1,46	9,11	0,082	60,2	9	6600
10.12.2019	14	5200	410	410	2,83	8,58	0,120	44,6	14	5200
Min	7	620	57	57		168,5				
Maks	134	12000	690	690						
Middel	26,6	4913	216	216						
St.awik	26,7	2691	150	150						
Median	20,5	4150	160	160						
90-persentil			390	390						
Antall prøver	24	24	24	24						
Året						168,5	5,940	894,5	35,3	5309

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

Tabell 31. Analyseresultater og beregnede stofftransporter for Flagstadelva 2019

Flagstadelva	Analyseverdier		Tot-N µg N/l	E. coli ant./100 ml	Vannføring*		Stofftransport		Volumveid middel	
	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l			Døgnvannf. m³/s	Vol. mnd. mill. m³	Tot-P tonn	Tot-N tonn	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l
17.01.2019	9,1	2370	1414		0,98	2,60	0,024	6,2	9,1	2370
13.02.2019	23,0	2990	2420		0,96	2,49	0,057	7,4	23,0	2990
07.03.2019	8,6	2680	32		1,15					
21.03.2019	17,0	3170	110		1,20	3,51	0,045	10,3	13	2931
04.04.2019	95,0	5640	517		1,93					
11.04.2019	16,0	8000	155		1,74					
15.04.2019	16,0	8210	53		2,04					
24.04.2019	24,0	1280	48		20,74	24,26	0,680	62,5	28	2577
02.05.2019	14,0	852	14		8,73					
09.05.2019	11,0	1500	89		5,95					
15.05.2019	10,0	1260	103		4,49					
23.05.2019	26,0	1790	111		7,67	19,19	0,309	25,6	16	1332
06.06.2019	14,0	2070	38		3,16					
20.06.2019	6,0	2980	1733		9,35	13,62	0,109	37,4	8	2750
03.07.2019	11,0	4400	579		0,90					
15.07.2019	8,0	4890	345		0,77	2,22	0,021	10,3	9,6	4625
08.08.2019	14,0	3100	1986		0,85					
21.08.2019	28,0	1350	173		2,02	12,54	0,299	23,4	24	1868
05.09.2019	57,0	1680	1046		27,36					
18.09.2019	17,0	2860	140		1,36	16,61	0,915	28,8	55	1736
03.10.2019	17,0	1530	179		4,32					
17.10.2019	26,0	1520	124		8,73	10,87	0,250	16,6	23	1523
14.11.2019	15,0	3200	194		1,04	5,91	0,089	18,9	15	3200
12.12.2019	13,0	2640	133		1,36	3,44	0,045	9,1	13	2640
Min	6,0	852,0	14,0							
Maks	95	8210	2420							
Middel	20,7	2998,4	489,0							
St.avvik	18,9	1971,2	694,9							
Median	15,5	2660	148							
90-persentil			206							
Antall prøver	24	24	24							
Året						117,3	2,844	256,5	24	2187

*Vannføringen for Flagstadelva beregnes ut fra vannføring for Fura etter følgende ligning (grunnlagsinfo fra NVE): VfFlag = VfFura * 2,717 + 0,684.

Tabell 32. Analyseresultater og beregnede stofftransporter for Svartelva 2019

Svartelva	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					
17.01.2019	13	1460	147	62	62,0	3,40	1,37	3,78	0,049	5,5	12,9	13	1460	3,4					
13.02.2019	23	3100	2420	38	38,0	3,20	1,62	4,46	0,102	13,8	14,3	23	3100	3,2					
07.03.2019	9	2640	47	43	43,0	3,00	2,36												
21.03.2019	28	2130	345	61	61,0	3,30	7,76	20,74	0,489	46,6	67,0	24	2249	3,23					
04.04.2019	34	4850	236	95	95,0	3,40	10,59												
11.04.2019	26	6040	71	91	91,0	3,60	9,56												
15.04.2019	31	7340	167	84	84,0	3,40	9,89												
24.04.2019	24	1710	41	127	127,0	2,50	51,08	62,54	1,651	207,4	178,7	26	3317	2,86					
02.05.2019	16	1640	55	113	113,0	2,10	14,07												
09.05.2019	13	1520	96	98	98,0	2,50	4,19												
15.05.2019	15	1080	59	111	111,0	2,30	11,44												
23.05.2019	48	2370	517	138	138,0	2,40	14,06	32,76	0,843	56,2	74,9	26	1717	2,29					
06.06.2019	20	1840	101	120	120,0	2,20	7,28												
20.06.2019	140	4140	2600	144	144,0	6,90	22,23	33,93	3,746	121,2	194,8	110	3573	5,74					
03.07.2019	21	2600	82	87	87,0	2,70	2,15												
15.07.2019	12	1890	93	53	53,0	1,30	0,78	2,98	0,056	7,2	6,9	19	2411	2,33					
08.08.2019	24	1460	219	42	42,0	0,94	0,55												
21.08.2019	22	1180	185	132	132,0	2,40	2,17	10,15	0,227	12,6	21,4	22	1237	2,10					
05.09.2019	95	2210	2420	201	201,0	2,50	41,10	27,41	2,579	59,6	69,7	94	2176	2,54					
18.09.2019	84	1800	65	124	124,0	3,00	3,71												
03.10.2019	24	2040	135	160	160,0	2,90	10,18												
17.10.2019	40	2640	411	175	175,0	2,90	19,86	29,10	1,006	70,9	84,4	35	2437	2,90					
14.11.2019	21	2010	238	91	91,0	1,80	2,73	26,00	0,546	52,3	46,8	21	2010	1,80					
12.12.2019	18	2900	260	97	97,0	3,60	5,90	16,06	0,289	46,6	57,8	18	2900	3,60					
Min	9	1080	41	38	38,00	1													
Maks	140	7340	2600	201	201	7													
Middel	33,4	2608	459	104	103,6	3													
St.avvik	30,8	1542	790	43	42,6	1													
Median	23,5	2085	157	98	97,5	3													
90-persentil			461																
Antall prøver	24	24	24	24	24	24		269,9	11,583	700,0	829,464	43	2593	3,07					
Året																			

Tabell 33. Analyseresultater og beregnede stofftransporter for Vorma 2019.

Vorma	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. 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
16.01.2019	3,0	521	10	0,14	1,10	303,2	782,2	2,346	407,5	860,4	3,0	521	1,10
15.02.2019	3,4	534	11	0,14	1,20	245,1	618,0	2,101	330,0	741,6	3,4	534	1,20
22.03.2019	4,0	558	11	0,52	1,20	154,4	489,0	1,956	272,9	586,8	4,0	558	1,20
10.04.2019	7,0	1790	11	0,78	1,40	164,3	404,7	2,833	724,3	566,5	7,0	1790	1,40
14.05.2019	4,0	554	10	0,17	1,20	400,6	1277,9	5,112	708,0	1533,5	4,0	554	1,20
07.06.2019	7,0	557	11	1,70	1,30	739,1	1983,3	13,883	1104,7	2578,4	7,0	557	1,30
05.07.2019	11,0	594	15	0,93	1,20	400,7	881,9	9,701	523,9	1058,3	11,0	594	1,20
09.08.2019	10,0	548	14	0,39	1,10	435,1	1150,1	11,501	630,3	1265,1	10,0	548	1,10
02.09.2019	8,0	522	10	2,40	1,20	390,7	1000,6	8,005	522,3	1200,7	8,0	522	1,20
30.09.2019	12,0	594	14	4,00	1,10	341,6	755,3	9,063	448,6	830,8	12,0	594	1,10
12.11.2019	4,0	551	11	1,10	1,20	330,9	522,3	2,089	287,8	626,8	4,0	551	1,20
11.12.2020	3,0	594	15	0,23	1,20	317,0	802,4	2,407	476,6	962,9	3,0	594	1,20
Min	<2,0	521,0	10,0	0,1	1,10								
Maks	12,0	1790,0	15,0	4,0	1,40								
Middel	6,4	659,8	11,9	1,04	1,20								
St.avvik	3,3	356,9	2,0	1,16	0,09								
Median	5,5	555,5	11,0	0,65	1,20								
Antall prøver	12	12	12	12	12								
Året							10667,7	70,998	6437	12812	6,7	603	1,20

**Ved beregning av statistikkverdier er måleverdier på <0,10 FNU satt lik 0,05 FNU

Vannføringen (Vf) ved Minnesund er beregnet som (jf. Eidsiva 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 Rømuva ved Kausrud x Areal uregulert lokalfelt (354 km²) : areal Rømuva (88 km²). Faktoren blir 4,0227.

Vedlegg E. Taksalister for biologiske kvalitetselementer i Mjøselvene

Begroingsalger

Tabell 34. Artsliste begroingsalger.

Liste over registrerte begroingselementer fra 12 stasjoner i Innlandet 2019. Mengden er angitt som prosent dekning. Organismer som vokser på/blant andre begroingselementer er angitt ved: x=sjelden, xx=vanlig, xxx=hyppig.

Taksa	Vorma			Flagstadelva			Stokkelva					
	St.2	St.3	St.4	St.1	St.2	St.3	St.1	St.2	St.3	St.4	St.5	St.6
Cyanobakterier												
Calothrix spp.			x				xxx	<1				
Chamaesiphon confervicola		xx										
Chamaesiphon rostafinskii		xxx	x							x		
Clastidium setigerum		xxx										
Coleodesmium sagarmathae			1									
Heteroleibleinia spp.		x		x	x						xx	xxx
Homoeothrix batrachospermorum								xxx				
Homoeothrix juliana							2		xx	x	xx	
Homoeothrix spp.								<1				
Homoeothrix subtilis							xxx				xx	
Hydrococcus rivularis												xxx
Leibleinia spp.		x										
Leptolyngbya batrachosperma							xxx					
Leptolyngbya spp.		<1					<1					x
Merismopedia punctata		x										
Microcoleus spp.	<1	x										
Nostoc spp.			xxx							x		
Phormidium autumnale	xxx	xx	xx		x		2	<1		<1	<1	<1
Phormidium inundatum	xxx		10			xxx	<1					
Phormidium retzii					<1	<1						
Phormidium spp.					xxx							
Phormidium tinctorium							5					
Scytomematopsis starmachii									xx			
Stigonema mamillosum				x								
Tolypothrix distorta		<1								<1		
Tolypothrix penicillata			xx									
Uidentifiserte coccale blågrønnalger	<1		x		xx		xxx					
Grønnalger												
Bulbochaete spp.								4				
Chaetophora elegans	xxx											
Cladophora rivularis						<1	<1					
Closterium spp.		x		x		x	x			x	x	x
Cosmarium spp.	x		x		x					x		x
Draparnaldia glomerata	<1											
Klebshormidium flaccidum	xxx			7								
Mesotaenium				x								
Microspora abbreviata				xx		x	x					
Microspora amoena						<1		x				

Taksa	Vorma			Flagstadelva			Stokkelva					
	St.2	St.3	St.4	St.1	St.2	St.3	St.1	St.2	St.3	St.4	St.5	St.6
Microspora amoena var. gracilis	xx											
Mougeotia a (6-12u)	<1	x					x					
Mougeotia c (21-24)			x				x					
Mougeotia d (25-30u)				x	x							
Mougeotia e (30-40u)								x		x		
Oedogonium a (5-11u)	xxx			x	x		xxx		x	xx	x	xx
Oedogonium b (13-18u)	xx				x		x		xx	<1	x	xx
Oedogonium c (23-28u)	<1		<1		x	x	xxx	x	xx	1		<1
Oedogonium d (29-32u)							<1					10
Oedogonium e (35-43u)		x								<1		xxx
Spirogyra a (20-42u,1K,L)			x				x					
Spirogyra d (30-50u,2-3K,L)								2	<1			xx
Spirogyra majuscula							xx					xx
Spirogyra sp1 (11-20u,1K,R)			x									
Spirogyra spp.	xx						x					
Staurastrum spp.			x		x							
Tetmemorus sp				x								
Uidentifisert, Chaetophoraceae							x				x	
Uidentifiserte coccale grønnalger			x									
Ulothrix tenerrima					x							
Ulothrix tenuissima							xx				x	
Ulothrix zonata		1	4						x	<1	<1	
Zygnema b (22-25u)	xx		xxx					1	<1			
Kiselalger												
Didymosphenia geminata		10	xx					<1	xx	<1		xxx
Tabellaria flocculosa (agg.)	xxx		xxx	xxx	xxx							
Uidentifiserte pennate	xxx	xxx	1	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx
Rødalger												
Audouinella chalybaea					<1							
Audouinella pygmaea				<1	xxx		<1		<1	xx	<1	
Batrachospermum gelatinosum							<1	<1				
Batrachospermum spp.				<1								
Lemanea borealis					<1			1				
Lemanea fluviatilis												<1
Rhodophyceae						x		x				xx
Gulgrønnalger												
Tribonema viride							x					
Vaucheria spp.			5									
Nedbrytere												
Sphaerotilus natans						xx						

Bunndyr

Tabell 35. Oversikt over stasjoner og prøvetakingsdato for bunndyr 2019

Elvenavn	StNavn	Dato	StNavn
Vorma	VRM1	28.10.2019	Vorma St. 1 (ved utløp Mjøsa)
Vorma	VRM2	28.10.2019	Vorma St. 2 (oppstrøms Svanfossen)
Vorma	VRM3	28.10.2019	Vorma St. 3 (nedstrøms Svanfossen)
Flagstadelva	FLE1	28.10.2019	Flagstadelva St. 1 (oppstrøms Brennsætersaga)
Flagstadelva	FLE2	29.10.2019	Flagstadelva St. 2 (ved Dalseng)
Flagstadelva	FLE3	29.10.2019	Flagstadelva St. 3 (ved Vienkrysset)
Stokkelva	STK1	30.10.2019	Stokkelva St. 1 (Utløpsbekk Lauga)
Stokkelva	STK2	30.10.2019	Stokkelva St. 2 (Skonnoselva)
Stokkelva	STK3	30.10.2019	Stokkelva St. 3 (Storelva, innløp Ringsjøen)
Stokkelva	STK4	30.10.2019	Stokkelva St. 4 (Ved Skytebanen)
Stokkelva	STK5	30.10.2019	Stokkelva St. 5 (ved Dalbjø hytte)
Stokkelva	STK6	30.10.2019	Stokkelva St. 6 (utløp i Mjøsa)

Tabell 36. Taksaliste for bunnfauna 2019 (antall individer per art). I tabellen er stasjonskoder angitt, se tabell 32. for stasjonsnavn

TaxaGroup	Navn	VRM1	VRM2	VRM3	FLE1	FLE2	FLE3	STK1	STK2	STK3	STK4	STK5	STK6
Arachnida	Acari indet. Ad.		1					1					
Bivalvia	Sphaeriidae Indet.	8		12				736			2		
Coleoptera	Brychius elevatus Ad.	1											
Coleoptera	Dytiscidae Indet. Ad.	1											
Coleoptera	Dytiscidae Indet. Lv.	4											
Coleoptera	Elmidae indet. lv.						12				2		
Coleoptera	Elmis aena lv.				2		208		1		6	12	12
Coleoptera	Elodes sp. lv.								1				
Coleoptera	Hydraena sp. ad.				2	1	32	1	24	12	3	28	2
Coleoptera	Limnius volckmari ad.						1		1		1	8	
Coleoptera	Limnius volckmari lv.						72			1	8	20	
Crustacea	Amphipoda sp.	56	20										
Crustacea	Asellus aquaticus		12				4						
Crustacea	Gammarus lacustris							44					
Crustacea	Pallasea quadrispinosa	112	96										
Diptera	Ceratopogonidae Indet. Lv.	16	1	1			12	416	1	1	2	12	1
Diptera	Chironomidae Indet. Lv.	2816	272	512	448	304	3968	11648	752	2240	528	3968	928
Diptera	Diptera Indet. Lv.	4										1	
Diptera	Empididae Indet. Lv.		4	12	1	1	32	16	1		1	1	
Diptera	Limoniidae indet. Lv.	1					4			1			
Diptera	Limoniidae/Pediciidae Indet. Lv.									1			
Diptera	Muscidae indet. Lv.							10					
Diptera	Pediciidae indet. Lv.				2	6	64	2	2	32		12	3
Diptera	Psychodidae indet. Lv.						12	28	184	1		2	
Diptera	Simuliidae Indet. Lv.				1216	576	80	2944	1920	64	112	448	176
Diptera	Tipulidae Indet. Lv.			18						1			
Ephemeroptera	Baetidae indet. Lv.	24				28	208	200	5632	2624	1344	1600	672
Ephemeroptera	Baetis digitatus Lv.										1		
Ephemeroptera	Baetis muticus Lv.						8		20	16	24	16	20
Ephemeroptera	Baetis muticus/niger Lv.						124		736	3392	448	1536	1472
Ephemeroptera	Baetis niger Lv.					3	48		12	16			2
Ephemeroptera	Baetis rhodani Lv.					132	528	256	4096	2920	1120	3648	768
Ephemeroptera	Caenis horaria Lv.							12					

Ephemeroptera	Caenis sp. Lv.											4									
Ephemeroptera	Centroptilium luteolum Lv.	68	4	8																	
Ephemeroptera	Ephemerella mucronata Lv.		392	44																	
Ephemeroptera	Ephemerella sp. Lv.		16																		
Ephemeroptera	Heptagenia dalecarlica Lv.				1	8	1			40	16	84	36							48	
Ephemeroptera	Heptagenia sulphurea Lv.		14																		
Ephemeroptera	Heptageniidae indet. Lv.		40		6	14	6			100	44	20	28							36	
Ephemeroptera	Leptophlebiidae indet. Lv.	1										1	2								
Gastropoda	Gastropoda Indet.											12									
Gastropoda	Gyraulus sp.	152	4	88								12	132	1							
Gastropoda	Planorbarius corneus																				6
Gastropoda	Radix labiata/balthica	200	112	224								6	4								
Heteroptera	Micronecta sp.	6																			
Hirudinea	Erpobdella octoculata															12					
Hirudinea	Erpobdella sp.	1																			
Hirudinea	Glossiphonia complanata															1					
Hirudinea	Glossiphonia sp.															1					
Hirudinea	Haemopsis sanguisuga															1					
Hirudinea	Helobdella stagnalis															56					
Hirudinea	Hirudinea Indet.																			1	
Hydrachnidia	Hydrachnidia indet. Ad.	20	4	1		1	2	100		1	1	8	16								
Megaloptera	Sialis fuliginosa Lv.																				
Oligochaeta	Oligochaeta Indet.	1280	4	640		32	1	1024		28	68	48	496								64
Plecoptera	Amphinemura sp. Lv.					1024	592	76		416	2240	800	800								56
Plecoptera	Brachyptera risi Lv.					232	50	40		176	40	24	60								28
Plecoptera	Capnia sp. Lv.					10	40	4		88	52		24								20
Plecoptera	Capniidae/Leuctridae indet. Lv.	2					1														
Plecoptera	Capnopsis schilleri Lv.								16											1	1
Plecoptera	Diura nanseni Lv.					14	2	2		32	20	20	44								6
Plecoptera	Isoperla difformis Lv.								8												
Plecoptera	Isoperla obscura Lv.																				
Plecoptera	Isoperla sp. Lv.		12																		
Plecoptera	Leuctra hippopus Lv.																				
Plecoptera	Leuctra sp. Lv.					36	24	24		64	56	68	192								64
Plecoptera	Nemoura avicularis Lv.						1														
Plecoptera	Nemoura cinerea Lv.																				
												16									

Trichoptera	Plectrocnemia conspersa Lv.							1					1					12		1
Trichoptera	Polycentropodidae indet. Lv.			1																
Trichoptera	Polycentropus flavomaculatus Lv.					2							1							1
Trichoptera	Rhyacophila nubila Lv.					8							4							2
Trichoptera	Rhyacophila sp. Lv.					6							52							20
Trichoptera	Sericostoma personatum Lv.					22							32							32
Trichoptera	Sericostomatidae Indet. Lv.												6							60
Trichoptera	Silo pallipes Lv.																			
Turbellaria	Turbellaria Indet.							1					4							

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 km² 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 37. Morfometriske og hydrologiske data for Mjøsa.

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

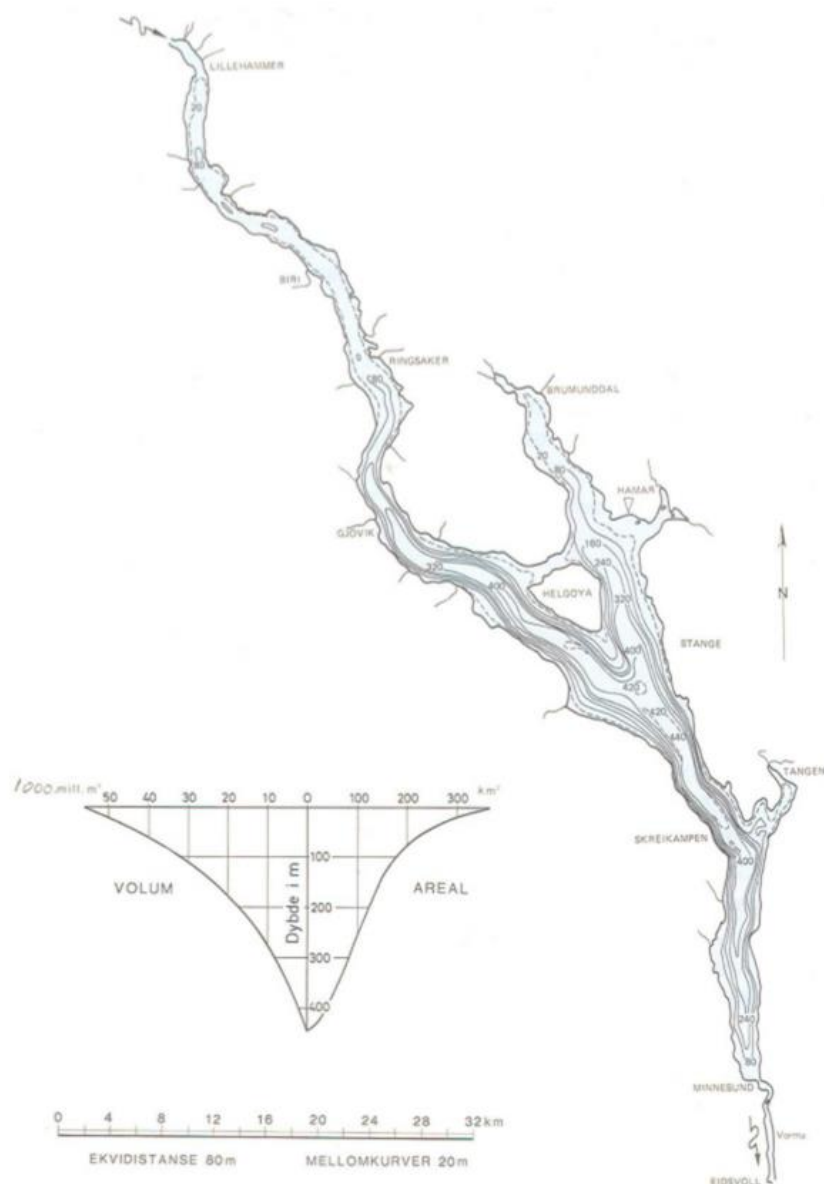
Kilder: 1: NVE Atlas pr. januar 2009, 2: Østrem mfl. 1984, 3: NVE 2003, 4: Basert på vanntransport i Vorma ved Minnesund 2010-2016 (kilde: Eidsiva kraft).

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

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



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no