

Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa.

Årsrapport for 2016



Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internett: www.niva.no

NIVA Region Sør

Jon Lilletuns vei 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 37 04 45 13

NIVA Region Innlandet

Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 62 57 66 53

NIVA Region Vest

Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 55 31 22 14

Tittel Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa. Årsrapport for 2016	Løpenummer 7144-2017	Dato 27.04.2017
Forfatter(e) Jarl Eivind Løvik, Anne Lyche Solheim, Tor Erik Eriksen, Maia Røst Kile og Birger Skjelbred	Fagområde Overvåking	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Oppland, Hedmark, Akershus	Utgitt av NIVA NIVAs Prosjektnummer 16228

Oppdragsgiver(e) Vassdragsforbundet for Mjøsa med tilløpselver	Oppdragsreferanse Odd Henning Stuen
---	--

Sammendrag

Rapporten omhandler vannkvalitet, biologiske forhold og økologisk tilstand i vannområde Mjøsa i 2016 samt tidsutviklingen gjennom overvåkingsperioden 1972-2016. Miljøtilstanden i Mjøsa har blitt sterkt forbedret med hensyn til overgjødning siden 1970- og 1980-tallet. Den økologiske tilstanden i 2016 var god på alle prøvetakingsstasjoner i Mjøsa, men var nær grensen god/moderat i Furnesfjorden. Konsentrasjonen av totalfosfor i Mjøsa har blitt betydelig redusert etter Mjøsaksjonen på 1970- og 1980-tallet, men har vært litt høyere i de senere årene enn i perioden 2002-2008. Økningen skyldes trolig store tilførsler fra nedbørfeltet i tilknytning til flomepisoder i årene 2011, 2013 og 2014. Gudbrandsdalslågen bidro med 67% av de samlede fosfortilførslene til innsjøen i 2016, mens øvrige tilløpselver bidro med ca. 22%. Algemengden er mer enn halvert siden 1970-tallet, og biomassen av cyanobakterier (blågrønnalger) er redusert til et svært lavt nivå. I den senere tid har det imidlertid vært enkelte år med større algemengder enn ønskelig, med markerte topper med kiselalger i august-september. I 2016 var det også kiselalger som dominerte algesamfunnet, mens det fortsatt var svært lite cyanobakterier. Den økologiske tilstanden i nedre deler av Mesna og Brumunda ble vurdert som moderat i 2016 basert på undersøkelser av begroingsorganismer og bunndyr. Dette indikerer at disse elvene ikke tilfredsstiller miljømålet i vannforskriften.

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

Anne Lyche Solheim
Anne Lyche Solheim

Prosjektleder

Markus Lindholm
Markus Lindholm

Forskningsleder

Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa
Årsrapport for 2016

Forord

Rapporten omhandler vannkvalitet og biologiske forhold i vannområde Mjøsa i 2016 samt tidsutviklingen i viktige fysiske, vannkjemiske og biologiske forhold i overvåkingsperioden 1972-2016. Overvåkingen har fra og med 2003 blitt administrert og finansiert av Vassdragsforbundet for Mjøsa med tilløpselver, med bidrag fra staten ved Miljødirektoratet. Forbundets daglige leder Odd Henning Stuen har vært NIVAs kontaktperson. Ansvarlig for gjennomføring av prosjektet i 2016 har vært NIVA med Anne Lyche Solheim som prosjektleder og Jarl Eivind Løvik som prosjektkoordinator. Kontrakten som omhandler oppdraget, ble undertegnet den 30.5.2016. Prøveinnsamling i tilløpselver og Mjøsa i perioden fra april t.o.m. begynnelsen av mai ble organisert av Fylkesmannen i Hedmark ved Atle Rustadbakken. Data fra denne perioden er stilt til disposisjon for rapportering i dette prosjektet.

Innsamlingen av vannprøver fra tilløpselvene Lena og Hunnselva er gjennomført av Randi Haugen, Ingunn Sandvik og Jon Brevik ved Gjøvikregionen helse og miljøtilsyn samt Svein Emil Holm ved MjøsLab. Prøveinnsamlingen i Gudbrandsdalslågen, Gausa, Flagstadelva og Svartelva ble gjennomført av Sigrid Gregusson, Elisabeth S. Seberg, Anette Pedersen og Celine R. Enger ved ALcontrol i Hamar. Prøvene fra Vormå ble samlet inn av Jarl Eivind Løvik. Glommens og Laagens Brukseierforening (GLB) og Norges vassdrags og energiverk (NVE) har hatt ansvaret for vannføringsmålingene i elvene. Kontaktpersoner har vært Turid-Anne Drageset og Hans Christian Udnæs i GLB samt Rolf Steinar Olstad i NVE. Feltarbeidet på Mjøsa ble i april utført av Atle Rustadbakken og Ragnhild Skogsrud (Fylkesmannen i Hedmark). I resten av sesongen ble dette arbeidet utført av Jarl Eivind Løvik med bistand fra Stein Roger Andersen og Odd Henning Stuen (Vassdragsforbundet/Fylkesmannen i Oppland) og Anne Lyche Solheim.

Analysene og vurderingene av planteplankton er utført av Birger Skjelbred (NIVA). Jarl Eivind Løvik har analysert krepsdyrplankton samt gjennomført de biologiske befaringene i elvene Mesna og Brumunda. Undersøkelsene av begroingsorganismer og bunndyr i de samme elvene er gjennomført av henholdsvis Maia Røst Kile og Tor Erik Eriksen (begge NIVA).

Kjemiske og mikrobiologiske analyser er utført av MjøsLab på Gjøvik (Lena og Hunnselva), NIVAs kjemilaboratorium i Oslo (klorofyll-*a*) og ALcontrol på Hamar og i Skien (alle øvrige kjemiske og mikrobiologiske analyser). Roar Brænden (NIVA) har stått for driften av den nettbaserte datapresentasjonen i Aquamonitor og sørget for overføring av data til databasen Vannmiljø. Eirik Fjeld, Mette-Gun Nordheim og John Rune Selvik (alle NIVA) har bidratt med figurframstillinger. Mette-Gun Nordheim har i tillegg tilrettelagt data for overføring til Vannmiljø. Rapporten er kvalitetssikret av Markus Lindholm (NIVA).

Oslo, 27. april 2017

Anne Lyche Solheim

Innholdsfortegnelse

Sammendrag	5
Summary	7
1 Innledning	8
1.1 Bakgrunn	8
1.2 Målsetting	9
1.3 Program og gjennomføring	9
2 Materiale og metoder	10
2.1 Mjøsa 10	
2.2 Elver 12	
2.3 Integriert klassifisering av økologisk tilstand på tvers av kvalitetselementer.....	16
3 Resultater og diskusjon - Mjøsa	17
3.1 Meteorologiske forhold og avrenningsforhold.....	17
3.2 Vanntemperatur	18
3.3 Generell vannkvalitet.....	19
3.4 Turbiditet og siktedyp	20
3.5 Næringsstoffer	23
3.6 Planteplankton.....	30
3.7 Krepdyrplankton	34
3.8 Mysis og andre istidskreps	39
3.9 Økologisk tilstand i Mjøsa	40
4 Resultater og diskusjon – elver	42
4.1 Typifisering av elvene	42
4.2 Fosfor, nitrogen og fekale indikatorbakterier	42
4.3 Fosfortilførsler og fosforbudsjett for Mjøsa.....	45
4.4 Nitrogen-tilførsler	49
4.5 Silisium i Lågen, Svartelva og Vorma	50
4.6 Begroing i Mesna og Brumunda	51
4.7 Bunndyr i Mesna og Brumunda.....	53
4.8 Feltbefaringer langs Mesna og Brumunda	54
4.9 Økologisk tilstand i Brumunda og Mesna - oppsummering	56
5 Litteratur	58
6 Vedlegg	62
6.1 Primærdata for Mjøsa 2016	63
6.2 Primærdata for Mjøselver 2016.....	86
6.3 Generell informasjon om Mjøsa	95

Sammendrag

Hensikten med overvåkingen i vannområde Mjøsa er å dokumentere økologisk tilstand, vannkvalitet og forurensningsgrad mht. næringsstoffer i innsjøen. Utviklingen over tid i viktige vannkjemiske variabler, mengde og sammensetning av plante- og dyreplankton skal følges, og det skal pekes på mulige årsaker til eventuelle endringer. Overvåkingen omfatter kjemiske og biologiske undersøkelser ved fire stasjoner i Mjøsa og i de 12 største tilløpselvene (etter et rullende program) samt i utløpselva Vorma.

Mjøsas økologiske tilstand

Samlet klassifisering basert på planteplankton og fysisk-kjemiske støtteparametere ga god økologisk tilstand ved alle prøvestasjonene i Mjøsa i 2016. Det samme var tilfelle i 2014 og 2015, mens alle stasjonene kun oppnådde moderat tilstand i 2013. Dette skyldtes store algemengder og en mer ugunstig algesammensetning, noe som igjen trolig hadde sammenheng med store tilførsler av næringsstoffer i forbindelse med flom på forsommeren, i kombinasjon med fint og varmt vær senere i sesongen.

Algemengder og algesammensetning

Totalmengden av planteplankton i Mjøsa har blitt sterkt redusert siden 1970- og 1980-tallet. Dette er et resultat av de tiltakene som er gjennomført for å redusere tilførselene av næringsstoffer. Ved hovedstasjonen Skreia er middelverdiene for både klorofyll-*a* og planteplankton-biomasse for perioden 2011-2016 mer enn halvert sammenlignet med 1970-tallet. Det har også i hovedsak skjedd en gunstig utvikling av algesammensetningen i perioden. På 1970-tallet var det flere år med markante oppblomstringer av cyanobakterier (blågrønnalger). Derest representerte ulike storvokste kiselalger en betydelig andel av totalbiomassen. Tendensen til markerte topper med kiselalger om sommeren og/eller høsten har holdt seg framover til 1990-tallet og enkelte år etter 2000. Andelen cyanobakterier har i hovedsak vært liten siden 1980-tallet.

I 2016 var den midlere algebiomassen høyere enn grensen for god tilstand i henhold til vannforskriften ved stasjonene Kise, Skreia og Furnesfjorden. Dette er også høyere enn det lokale miljømålet for Mjøsa på 0,4 mg/l. Middelverdiene for klorofyll-*a* var imidlertid lave, og totalvurderingen basert på planteplankton tilsier at den økologiske tilstanden var god i forhold til vannforskriften, ved alle fire prøvestasjonene i 2016. Stasjon Furnesfjorden var imidlertid nær grensen til moderat tilstand, i likhet med i 2015. Det lokale miljømålet for klorofyll-*a* i Mjøsa er satt ved 2,0 µg/l, og i 2016 varierte middelverdiene for de ulike stasjonene fra 1,6 µg/l ved Brøttum til 2,4 µg/l ved stasjon Furnesfjorden.

Næringsstoffer

Overvåkingen av Mjøsa har vist at økte tilførsler av næringsstoffer fører til økende algevekst og markante endringer i algesammensetningen. Fosfor er begrensende næringsstoff for algevekst i Mjøsa, som i de fleste innsjøer. Tiltakene som har blitt gjennomført for å redusere tilførselene, har ført til at middelverdiene for total-fosfor (tot-P) ved hovedstasjonen Skreia har blitt redusert fra ca. 8-11 µg P/l på 1970- og 1980-tallet til ca. 4 µg P/l i perioden 2002-2008. I årene 2009-2016 har konsentrasjonen vært litt høyere, med middelverdier for vekstsesongen på ca. 5-7 µg P/l. Også ved de andre stasjonene har det vært litt høyere konsentrasjoner av tot-P i de senere årene. Periodevis stor avrenning og følgelig store tilførsler av fosfor fra nedbørfeltet i forbindelse med flommer har sannsynligvis vært hovedårsaken til økningen. Middelverdiene for tot-P gir tilstandsklasse «god» for de fire prøvestasjonene på Mjøsa i 2016, i likhet med de to foregående årene. Konsentrasjonen av tot-P var i 2016 også akseptabel i forhold til det lokale miljømålet for Mjøsa (ikke over 5,5-6,5 µg P/l; 6,0 µg P/l ved stasjon Skreia).

Konsentrasjonen av total-nitrogen (tot-N) i vekstsesongen for alger økte noe fram til slutten av 1980-tallet, for deretter å flate ut eller stige svakt. Den nordlige delen av Mjøsa har vesentlig lavere konsentrasjoner av nitrogen enn de sentrale og søndre delene. Årsaken til forskjellene er først og fremst at de nordlige områdene påvirkes sterkt av vannet fra Gudbrandsdalslågen (Lågen) som vanligvis har lave

konsentrasjoner, mens de sentrale delene påvirkes mer av tilførslene fra jordbruk og befolkning i de lokale nedbørfeltene. Total-nitrogen var i god tilstand ved Brøttum og moderat tilstand ved stasjonene Kise, Furnesfjorden og Skreia både i 2015 og 2016, men brukes ikke i den samlede klassifiseringen ettersom det ikke er vekstbegrensende.

Konsentrasjonen av silikat i vårsirkulasjonen sank fra 1960-tallet til midten av 1980-tallet. Dette hadde trolig sammenheng med stor produksjon og sedimentasjon av kiselalger; silikat er et essensielt stoff for oppbygging av kiselalgenes skall. Etter midten av 1980-tallet har konsentrasjonen av silikat i vårsirkulasjonen økt gradvis. En mulig forklaring kan være at etter hvert som Mjøsa ble avlastet mht. fosfor, har produksjonen og sedimentasjonen av kiselalger avtatt. Dermed har konsentrasjonen av silikat i vannmassene bygget seg gradvis opp igjen. Eventuelle økte tilførsler fra nedbørfeltet i forbindelse med flomepiser kan imidlertid også ha hatt betydning for tidsutviklingen.

Temperaturen i Mjøsas øvre vannlag og klimaets betydning

Mjøsas øvre vannlag har blitt varmere i den senere tid. Ved hovedstasjonen har middel- og makstemperaturen i de øvre vannlag (0-10 m) for perioden juni-oktober økt med henholdsvis ca. 1,9 °C og 3,3 °C fra 1972 til 2016. Årsaken til økningen er sannsynligvis klimaendringene og den globale oppvarmingen som har skjedd i de senere tiårene. Middelttemperaturen for 2016 var på 13,3 °C, som er 0,5 °C lavere enn middelttemperaturen for «rekordåret» 2014. Klimaendringene kan trolig påvirke både algemengden og algesammensetningen i Mjøsa i eutrofierende retning. Det er derfor viktig fortsatt å ha sterkt fokus på å begrense tilførslene av næringsstoffer til Mjøsa, og på å følge utviklingen gjennom overvåking av vannkvaliteten.

Konsentrasjoner og transport av næringsstoffer i elvene

Medianverdiene for tot-P var i 2016 innenfor tilstandsklasse «god» eller «svært god» for elvene Gudbrandsdalslågen, Gausa, Hunnselva, Lena, Flagstadelva og Svartelva. De fire sistnevnte elvene hadde verdier for tot-N tilsvarende tilstandsklasse moderat eller dårligere. De samlede tilførslene av fosfor med tilløpselver har blitt redusert fra ca. 165 tonn pr. år i 1979-1980 til ca. 90 tonn pr. år som middel for perioden 2001-2010. I «flomårene» 1995, 2011, 2013 og 2014 var det betydelig høyere fosfor-tilførsler med elvene (grovt beregnet ca. 200-300 tonn pr. år). For 2016 er de samlede elvetilførslene beregnet til 98 tonn.

Hygieniske forhold i tilløpselver

Den hygieniske vannkvaliteten kan karakteriseres som god i Lågen og Gausa, dårlig i Lena og Flagstadelva og svært dårlig Hunnselva og Svartelva i 2016. Det ble registrert en forbedring i Gausa og Lena, men ingen vesentlige endringer i den hygieniske vannkvaliteten i de øvrige elvene sammenlignet med i 2015.

Miljøtilstanden i Mesna og Brumunda

På prøvestasjonen i Mesna nær utløpet i Lågendeltaet var begroingen i 2016 sammensatt av både næringskrevende og mindre næringskrevende arter. Fravær av bunndyr som er følsomme for organisk belastning kunne tyde på at vannforekomsten var påvirket av organisk belastning og/eller nedslamming. Den økologiske tilstanden ble her vurdert som moderat både ut fra begroingssamfunnet og ut fra bunndyrsamfunnet. Det samme var tilfelle ved forrige undersøkelse i 2010.

På prøvestasjonen i Brumunda nær utløpet i Mjøsa var også begroingen karakterisert ved både næringskrevende og mindre næringskrevende arter. Eutrofiindeksen PIT ga moderat tilstand, men tett opp mot god tilstand i 2016. Bunndyrsamfunnet indikerte svært god tilstand i forhold til organisk belastning, og det biologiske mangfoldet uttrykt ved summen av antall arter av døgnfluer, steinfluer og vårfluer var høyt. Den samlede klassifiseringen resulterte i moderat tilstand (i likhet med i 2010), men det skal trolig lite til for å heve tilstanden til god. Nedre deler av Brumunda var preget av fysiske inngrep som flomverk, forbygning og graveaktiviteter, som kan ha negativ effekt på den økologiske tilstanden.

Summary

Title: Monitoring of Lake Mjøsa. Annual report for 2016.

Year: 2017

Author: Jarl Eivind Løvik, Anne Lyche Solheim, Tor Erik Eriksen, Maia Røst Kile og Birger Skjelbred.

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 978-82-577-6879-9

The report presents data from the operational monitoring of Norway's largest lake Mjøsa, its tributaries and the outlet river Vorm, emphasizing results on ecological status from 2016 based on phytoplankton, nutrients and secchi depth and long-term trends in temperature, riverine phosphorus discharges, water quality and environmental status for the period 1972-2016.

As a result of comprehensive pollution abatement measures, the water quality of Lake Mjøsa has improved markedly since the 1970ies and the 1980ies. The mean phytoplankton biomass has been reduced by more than half of what it was during the 1970ies. However, even in some later years, the phytoplankton biomass has been rather high especially during diatom "blooms" in late August and early September. Based on mean algal biomass and composition of the phytoplankton in 2016, the ecological status was classified as good at all four sampling stations. However, at the sampling station Furnesfjorden, the ecological status was close to moderate.

At the main station, tot-P mean value for the algal growth season declined from 7-11 $\mu\text{g P/l}$ in the 1970ies to 3-5 $\mu\text{g P/l}$ in the years 2002-2008. In the years 2009-2016 the tot-P mean values were slightly higher, varying within the range 4-7 $\mu\text{g P/l}$. This increase was probably caused by relatively large P-inputs from the catchment during periods with high run off, especially during the late spring floods in 2011, 2013 and 2014. In 2016 the tot-P concentration was within the range of good ecological status, and did not exceed the local environmental target for Lake Mjøsa.

Median values for tot-P concentrations in the six main inlet rivers were relatively low in 2016 and indicated high ecological status for the rivers Gudbrandsdalslågen, Gausa, Hunnselva, Lena and Flagstadelva and good status for the rivers Lena and Svartelva.

Based on investigations of benthic algae and macro-invertebrates the ecological status was classified as moderate at the sampling stations situated in the lower parts of the rivers Mesna and Brumunda in 2016.

1 Innledning

1.1 Bakgrunn

Fra ca. 1950 til slutten av 1980-tallet var Mjøsa betydelig overgjødset. Vannkvaliteten var ikke akseptabel, og miljøtilstanden kunne betegnes som dårlig eller meget dårlig. Årsaken til problemene var en stadig økende belastning av næringsstoffer fra jordbruk, avløpsvann fra bosetting og utslipp fra industri. Effektene av forurensningene kulminerte med en kraftig oppblomstring av blågrønnalgen (cyanobakterien) *Tychonema bourrellyi* (tidligere benevnt *Oscillatoria bornetii* f. *tenuis*) særlig i vekstsesongen 1976. Situasjonen ble da vurdert som kritisk. Mjøsaksjonene i tiden 1973-80 og videre tiltak (Tiltakspakken for Mjøsa) for å redusere tilførslene av forurensninger var avgjørende for å bringe Mjøsa tilbake til akseptabel eller nær akseptabel tilstand (se f.eks. Holtan 1993, Rognerud og Kjellberg 1990, Nashoug 1999). En akseptabel tilstand har i hovedsak vært situasjonen de fleste årene i perioden etter ca. 1990. Men enkelte år i den senere tid har det vært større mengder planteplankton enn ønskelig. Konsentrasjonen av fosfor var noe høyere i 2009-2015 sammenlignet med i 2002-2008, og i 2013 ble den økologiske tilstanden karakterisert som moderat (Løvik mfl. 2014 og 2016). Det var bedring i 2014 og 2015, med mindre alger, en gunstigere algesammensetning og lavere konsentrasjoner av fosfor (Løvik mfl. 2016). Den økologiske tilstanden ble vurdert som god i både 2014 og 2015.

Global oppvarming i den senere tid har bl.a. ført til økning i temperaturen i mange innsjøer; også Mjøsas øvre vannlag har blitt varmere. 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). Det er fortsatt viktig å hindre at belastningen av næringsstoffer øker. Mjøsa er fremdeles i en situasjon der økte tilførsler i kombinasjon med fint og varmt vær raskt kan føre til markerte endringer i algesamfunnet og dermed til uakseptable miljøforhold.

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». Klif (tidligere SFT, nå del av Miljødirektoratet) har i denne perioden bidratt finansielt til undersøkelsene ved hovedstasjonen via prosjektet Samordnet vannkvalitetsovervåking i Glomma. I perioden 1996-2002 var det Styringsgruppa for interkommunal overvåking av Mjøsa med tilløpselver som administrerte prosjektet.

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, fylkeskommunene i de to fylkene, regulanten (GLB), næringslivsbedrifter og frivillige organisasjoner med tilknytning til Mjøsområdet (se www.vassdragsforbundet.no). I 2016 hadde forbundet totalt 65 medlemmer. Fra og med 2003 har Vassdragsforbundet hatt ansvaret for og administrert overvåkingen.

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 mest mulig tjener alle brukerinteresser. Av de mer sentrale miljømålene for innsjøen kan nevnes (se også www.vassdragsforbundet.no):

- Konsentrasjonen av fosfor (tot-P) på senvinteren skal ikke overstige 5 µg/l.
- Middelerverdiene for total planteplanktonbiomasse og for klorofyll-*a* i vekstsesongen for alger skal ikke overstige henholdsvis 0,4 mg/l og 2,0 µg/l.
- Middelerverdien for siktedypet i Mjøsas sentrale 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 miljømålene er strengere enn grenseverdiene for god økologisk tilstand 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 (Veileder 02:2013, revidert 2015). Inntil videre har imidlertid Vassdragsforbundet valgt å opprettholde de nevnte miljømålene.

1.2 Målsetting

Hensikten med overvåkingen av Mjøsa med tilløpselver er å registrere 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 kjemiske og biologiske undersøkelsene skal være representative for vannforekomsten slik at de kan inngå i en trendframstilling over tid.

Videre skal forurensningsgraden og miljøtilstanden vurderes i viktige deler av de 13 største elvene (inklusive utløpselva Vorma) etter et rullerende program. Overvåkingen skal så vidt mulig gi grunnlag for spesifikk informasjon vedrørende utslipp av boligkloakk, utslipp fra landbruk, industri osv. Årlig transport av fosfor og nitrogen skal beregnes i 6 av tilløpselvene og i utløpselva Vorma.

1.3 Program og gjennomføring

Undersøkelsene i 2016 er en videreføring av programmet som har vært fulgt i de senere årene. 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*.

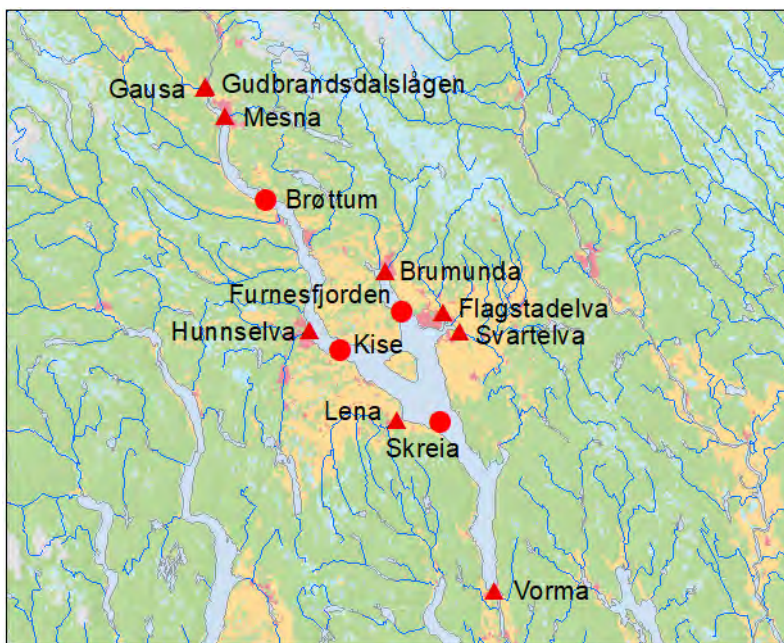
Delområde 2: Kompletterende rutinemessig fysisk/kjemisk og biologisk overvåking av vannkvaliteten og økologisk tilstand i Mjøsa ved tre stasjoner: Brøttum, Kise og Furnesfjorden (**Figur 1**).

Delområde 3: Undersøkelser i elver.

Kjemiske og hygienisk/bakteriologiske målinger gjøres ved faste prøvestasjoner nær utløpet i Mjøsa i tilløpselvene Gudbrandsdalslågen (Lågen), Gausa, Hunnselva, Lena, Flagstadelva og Svartelva samt i utløpselva Vorma ved Minnesund (**Figur 1**). Årlige biologiske undersøkelser i de 12 største tilløpselvene og i Vorma etter et rullerende program inngår også i dette delområdet (**Tabell 1**). Foruten de seks nevnte tilløpselvene og Vorma gjelder dette også Mesna, Moelva, Brumunda, Vismunda/Stokkelva og Vikselva. I 2016 ble biologiske undersøkelser gjennomført i Mesna og Brumunda.

Tabell 1. Rullerende program for biologiske undersøkelser i elver.

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



Figur 1. Mjøsa med prøvestasjoner i innsjøen, i tilløpselver og i utløpet Vormå. Grunnlagsdata er hentet fra Kartverket og NIBIO.

2 Materiale og metoder

2.1 Mjøsa

Fysisk-kjemiske prøver og analyser

Prøver for fysisk-kjemiske analyser i Mjøsa ble samlet inn ved hjelp av en 3 liters Ruttner-henter. Vertikalserier av vannprøver fra overflaten til nær bunnen ble samlet inn én gang i april og én gang i mai. Prøvedypene er gitt i **Tabell 2**. Prøvene som ble innsamlet i april, ble analysert mht. total-fosfor (tot-P), total-nitrogen (tot-N), nitrat og turbiditet. Alle kjemiske analyser av prøver fra Mjøsa (bortsett fra klorofyll-*a*) ble utført av det akkrediterte laboratoriet ALcontrol (Hamar og Skien). En oversikt over de kjemiske analysemetodene/-betegnelseene er gitt i **Tabell 3**. Prøvene som ble innsamlet i mai, ble analysert mht. tot-P, tot-N og nitrat (alle stasjoner) samt silisium, pH, alkalitet, konduktivitet, turbiditet, farge og total organisk karbon (TOC) (bare hovedstasjonen Skreia).

Tabell 2. Prøvedyp ved innsamling av vannprøver fra Mjøsa i april og mai 2016.

Stasjon	Prøvedyp, meter							
Brøttum	2	10	20	30	60			
Kise	2	20	50	100	200			
Furnesfjorden	2	10	20	30	60			
Skreia	0,5	5	20	50	100	200	300	400

Blandprøver fra sjiktet 0-10 m ble samlet inn i perioden mai-oktober og ble laget ved å blande like deler vann fra dypene 0,5 m, 2 m, 5 m, 8 m og 10 m. Prøvene ble analysert mht. tot-P, tot-N, nitrat, farge og TOC (alle stasjonene) samt pH, alkalitet, konduktivitet, turbiditet og silisium (ved Skreia).

Innebygd termometer i Ruttner-henteren ble benyttet for måling av temperaturer på ulike dyp. Siktedypet ble målt ved bruk av en hvit Secchi-skive og vannkikkert.

Tabell 3. Oversikt over kjemiske og mikrobiologiske analysemetoder/-betegnelser ved MjøsLab, ALcontrol og NIVAlab.

	Standard (metodebetegnelse)	Enhet
MjøsLab		
Total-fosfor (Tot-P)	NS ISO 6878	mg P/l
Total-nitrogen (Tot-N)	NS ISO 13395	mg N/l
E. coli, Colilert	NS-EN ISO 9308-2	kde/100 ml
ALcontrol		
Surhetsgrad (pH)	NS-EN ISO 10523	
Turbiditet	NS-EN ISO 7027	FNU
Fargetall (etter filtrering)	NS-EN ISO 7887-C	mg Pt/l
Kalsium	ICP-AES	Mg/l
Konduktivitet (ved 25 °C)	NS-ISO 7888	mS/m
Alkalitet	ISO 9963-1	mmol/l
Total-fosfor (Tot-P)	NS-EN ISO 6878, AA	µg P/l
Total-nitrogen (Tot-N)	NS 4743	µg N/l
Nitrat + nitritt	NS 4745	µg N/l
Totalt organisk karbon (TOC)	NS-EN 1484	mg C/l
Silisium ICP	ICP-AES	mg/l
E. coli, Colilert	US Standard methods, metode 9923 B	kde/100 ml *
NIVA		
Klorofyll- <i>a</i>	NS 4767 (H1-1)	µg/l

*kde=kolonidannende enheter

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 11 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, og økologisk tilstand ble bestemt i henhold til klorofyll *a*, totalt biovolum, artssammensetningsindeksen PTI og maksimum biomasse av cyanobakterier ut fra klassegrensene for disse fire parameterne for vanntype nr. 6 (L-N2b) og kombinasjonsregler som angitt i klassifiseringsveilederen kapittel 4 og figur 4.1 (Veileder 02:2013 - revidert 2015, Direktoratgruppen 2015).

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 (se **Tabell 3**).

Dyreplankton og Mysis

Kvantitative prøver av dyreplankton ble samlet inn ca. hver 14. dag, totalt 11 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. Krepssdyrene 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.

Det ble også samlet inn kvalitative prøver, som vertikale håvtrekk fra sjiktet 0-120 m ved Skreia og fra 0-110 m på prøvestasjonen i Furnesfjorden. Håven hadde åpningsdiameter 30 cm og maskevidde 60 µm. Mengder og artssammensetning er vurdert i forhold til tidligere undersøkelser av krepssdyrplankton 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 mfl. 1999).

Prøver av *Mysis relicta* ble samlet inn i form av vertikale håvtrekk fra sjiktet 0-120 m ved Skreia og 0-110 m i Furnesfjorden. Håven hadde diameter 1,0 m og maskevidde 250 µm. Prøvene ble konservert med formaldehyd. Mysis og eventuelt andre store istidskrepssdyr ble plukket ut av prøvene, som regel i løpet av ett døgn etter prøveinnsamling. Antall av 0+, 1+ og 2+ og evt. eldre individer ble notert, og biomasser ble beregnet på grunnlag av individantall og spesifikke vekter for de ulike størrelsene og aldersklassene (jf. Kjellberg mfl. 1991).

2.2 Elver

Fysisk-kjemiske prøver og analyser

Vannprøver ble samlet inn totalt 18-19 ganger i perioden april-desember fra de faste stasjonene i tilløpselvene Lågen, Gausa, Hunnselva, Lena, Flagstadelva og Svartelva. Fra Vorma ved Minnesund ble det samlet inn vannprøver månedlig i perioden april-desember, dvs. totalt 9 ganger.

Prøvene fra alle seks tilløpselvene ble analysert mht. tot-P, tot-N og *E. coli*. Prøvene fra Lågen og Svartelva ble i tillegg analysert mht. farge, turbiditet og silisium. For prøvene fra Vorma ble følgende analyseprogram benyttet: tot-P, tot-N, farge, turbiditet og silisium. Prøvene fra Lena og Hunnselva ble analysert ved det akkrediterte laboratoriet MjøsLab, mens prøvene fra de øvrige elvene ble analysert ved ALcontrol (Hamar og Skien). Oversikt over analysemetodene som ble benyttet, er gitt i **Tabell 3**.

Ved klassifiseringen av miljøtilstand mht. tot-P og tot-N har vi benyttet medianverdier for 2016 og klassegrenser iht. vannforskriften for den relevante vanntypen for hver elv (Veileder 02:2013 - revidert 2015, Direktoratgruppen, 2015). Vanntypen ble bestemt ut fra tidligere data av kalsium og farge. Den hygienisk-bakteriologiske vannkvaliteten er vurdert ut fra 90-persentiler for *E. coli* iht. grenseverdier i SFT-Veiledning 97:04 (Andersen mfl. 1997).

Basert på de kjemiske analyseresultatene av vannprøver fra elvene samt vannføringsdata ble stofftransporter beregnet for tot-P, tot-N og silisium. Vannføringsdata ble innhentet fra Glommens og Laagens brukseierforening (GLB) og Norges vassdrags og energidirektorat (NVE). Stofftransportene er beregnet månedsvis i henhold til følgende formel:

$$S = \text{sum}(Q \cdot C) \cdot V / \text{sum } Q, \text{ der}$$

S = stofftransport i perioden

Q = vannføring på prøvetakingsdagen(e)

C = stoffkonsentrasjon

V = vanntransport i perioden

Vi har foretatt beregninger av årstransporter av næringsstoffer selv om det i 2016 ikke ble samlet inn vannprøver fra elvene i perioden januar-mars. Vi har da benyttet estimater for konsentrasjoner i denne perioden, dvs. månedsmiddelverdier for januar-mars 2013-2015. For Gausa har vi imidlertid kun benyttet data fra årene 2013 og 2015 ettersom det i 2014 var «unormalt» høye konsentrasjoner, antagelig pga. anleggs- og flomforbygningsarbeider i vassdraget (Løvik mfl. 2015 og 2016).

Begroingsalger

Begroingsalger er en gruppe bentske primærprodusenter, det vil si fastsittende organismer som driver fotosyntese, som er svært sensitive for eutrofiering og forsurening. At de er fastsittende innebærer at de ikke kan forflytte seg for å unnsnippe eventuelle (periodiske) forurensinger. Dermed reagerer de på selv korte forurensingsepisoder som ellers lett ville blitt oversett ved kjemiske målinger. Av den grunn blir de ofte brukt i overvåkingsprosjekter og i forbindelse med tilstandsklassifisering i henhold til vannforskriften (Veileder 02:2013 - revidert 2015, Direktoratgruppen, 2015).

Prøvetaking av bentske alger ble gjennomført 3. august 2016 på én lokalitet i Brumunda og én lokalitet i Mesna (**Tabell 4, Figur 2**). For å få et sammenligningsgrunnlag er data fra undersøkelser gjort på samme lokaliteter i 2010 tatt med i rapporten (Løvik m.fl. 2011).

Tabell 4. Koordinater for prøvestasjoner benyttet ved undersøkelser av begroing og bunndyr samt innsamling av vannprøver i Mesna og Brumunda i 2016.

	UTM-sone 33, øst	UTM-sone 33, nord	Longitude	Latitude
Mesna	279261	6756148	10.4513	61.1167
Brumunda	255012	6784185	10.9324	60.8789



Figur 2. Plassering av prøvetakingsstasjoner for begroing og bunnsfauna i Brumunda (t.v.) og Mesna (t.h.). Stasjonen i Brumunda (HEDEBRU1) ble prøvetatt mht. bunndyr i 1998, 2010 og 2016, og i Mesna ble stasjon OPPEMES1 prøvetatt i 2010 og OPPEMES2 i 2016. For begroing er stasjonene merket HEDEBRU1 og OPPEMES2 benyttet i 2010 og 2016. Bakgrunnskart: Kartverket.

På hver stasjon ble en elvestrekning på ca. 10 meter undersøkt ved bruk av vannkikkert. Det ble tatt prøver av alle makroskopisk synlige bentske 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 cm 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 konserverert med formaldehyd. Innsamlede prøver ble senere undersøkt i mikroskop, og tettheten av de mikroskopiske algene som ble funnet sammen med de makroskopiske elementene, ble estimert som hyppig, vanlig eller sjelden. Metodikken følger overvåkingsveilederen (Veileder 02:2009, Direktoratgruppen, 2009), siste versjon av klassifiseringsveilederen (Veileder 02:2013 - revidert 2015, Direktoratgruppen, 2015) og den europeiske normen for prøvetaking og analyse av begroingsalger (NS-EN ISO 15708:2009).

Basert på funnene over rapporteres økologisk tilstand for hver lokalitet. Dette rapporteres som avvik fra referansesituasjonen («naturlig tilstand») mht. effekter av eutrofiering og forsuring. NIVA har utviklet sensitive og effektive metoder for å overvåke dette ved hjelp av begroingsalger; indeksene PIT for eutrofiering (Periphyton Index of Trophic Status; Schneider & Lindstrøm 2011) og AIP for forsuring (Acidification Index Periphyton; Schneider & Lindstrøm 2009). PIT og AIP benyttes i dag som gjeldende standard for tilstandsklassifisering basert på begroingsalger, jamfør siste versjon av klassifiseringsveilederen (Veileder 02:2013 - revidert 2015, Direktoratgruppen, 2015).

PIT beregnes basert på forekomsten av 153 taksa av begroingsalger (eksklusive 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 Ca-verdier for den gitte vannforekomsten, da klassegrensene er typespesifikke mht. kalkinnhold.

AIP beregnes ut fra forekomst av 108 taksa av begroingsalger (eksklusive 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, da klassegrensene er typespesifikke mht. kalkinnhold og humusinnhold (Schneider, 2011).

Beregnete PIT- og AIP-indeksverdier kan sammenlignes med typespesifikke referanseverdier, og forholdet mellom indeksverdi og referanseverdi beregnes (EQR: Ecological Quality Ratio). PIT-indeksen har vært gjennom en interkalibreringsprosess; det vil si at klassegrensene for god økologisk tilstand tilsvarer grensene hos andre nord-europeiske land. For AIP er det foreløpig ikke gjennomført en tilsvarende prosess, så klassegrensene for denne indeksen er per i dag ikke bindende og kan bli endret ved en senere interkalibrering. PIT og AIP slås sammen etter «det verste-styrer-prinsippet», fordi de representerer to forskjellige påvirkninger. Det vil si at den indeksen som viser dårligst økologisk tilstand blir gjeldende for den samlede økologiske tilstanden for begroingsalger (se avsnitt 2.3).

En tredje indeks for begroingsorganismer (HBI) gjelder heterotrofe arter som responderer på påvirkning fra organisk stoff, ble ikke benyttet her, da det ikke ble funnet noen heterotrofe arter på stasjonene som ble prøvetatt i august 2016 i Mesna og Brumunda. Det påpekes at slike organismer reduseres om sommeren, og NIVA anbefaler derfor at prøver av disse bør tas tidlig vår og sen høst (sammen med bunndyr-prøvene) i de kommende årene.

Bunndyr

Bunndyrsamfunnene i elver omfattes av en lang rekke dyregrupper slik som vannlevende utviklingsstadier av ulike insekter (f.eks. døgnfluer, steinfluer, vårfluer, fjærmygg, biller og knott), snegl, fåbørstemark, igler og krepsdyr mfl. De ulike artene og gruppene har forskjellige krav til miljøet de lever i, og mange er følsomme overfor påvirkninger som forsuring, organisk belastning eller høye nivåer av miljøgifter. Andre kan tolerere dårligere miljøkvalitet og kan forekomme også på lokaliteter som f.eks. enten er forsuret eller preget av stor organisk belastning. Undersøkelser av bunndyrsamfunnenes sammensetning har derfor i

lang tid blitt benyttet for å karakterisere miljøtilstanden i elver og for å vurdere effekter av forurensing. Bunnedyr inngår i dag som ett av de sentrale kvalitetselementene for klassifisering av økologisk tilstand i elver (Veileder 02:2013 - revidert 2015, Direktoratgruppen, 2015).

Prøver av bunnfauna ble tatt fra én lokalitet i Brumunda og én lokalitet i Mesna henholdsvis den 26. og 27.10.2016. Stasjonsplassering er vist i **Figur 2** og posisjoner er gitt i **Tabell 4**. NIVA har tidligere gjort undersøkelser av bunnfaunaen i Brumunda (HEDEBRU1) i 1998 og 2010, og Mesna (OPPEMES1) i 2010 (Løvik mfl. 2011). Ved anledningen i Mesna i 2010 var prøvetakingsstasjonen lokalisert under E6 brua – om lag 300 meter nedstrøms stasjonsplasseringen i 2016 (OPPEMES2). Årsaken til at stasjonen ble flyttet i 2016 var innsig av vann fra Mjøsa som påvirket vannstrømningsbildet på OPPEMES1 og gjorde OPPEMES1 uegnet for prøvetaking den 27.10.2016. Resultater fra undersøkelsene i 1998 og 2010 er tatt inn i denne rapporten for å vise utvikling av økologisk tilstand over tid. Tidligere data er hentet fra NIVAs database for bunnfauna.

Prøvene ble tatt ved å benytte en standardisert sparkemetode (NS 4718 og NS-ISO 7828) som er i henhold til retningslinjer gitt i overvåkings- og klassifiseringsveiledere for Vannforskriften siden 2009 (Veileder 02:2009: Direktoratgruppen 2009; Veileder 02:2013 - revidert 2015: Direktoratgruppen 2015). Metoden består av flere enkeltprøver og er i sterk grad bundet opp til et bestemt areal. Dette gjør metoden stringent og lett etterprøvbart. Hver prøve tas over en strekning på én meter. Det anvendes 20 sekunder pr. 1 m prøve. I alt tas det tre slike pr. minutt. Dette gjentas tre ganger og i alt representerer materialet ni én meters prøver. Dette tilsvarer 3 x 1 minutt prøver, som var et vanlig tidsforbruk i mange slike undersøkelser tidligere, og representerer bunnfyrsamfunnet på omlag 2,25 m² av elvebunnen. Det ble benyttet elve/sparkehåv med med åpning 25 x 25 cm og 250 µm maskevidde under prøvetakingen. For å unngå tetting av håven og tilbakespyling, tømmes håven etter tre enkeltprøver (ett minutt), eller oftere hvis substratet er finpartikulært. Alle ni delprøvene fra hver lokalitet samles til en blandprøve og fikseres med etanol i felt. Materialet tas med til NIVAs laboratorier og blir identifisert til lavest mulige taksonomiske nivå ved hjelp av stereolupe.

Økologisk tilstand på elvestasjoner vurderes etter kriterier gitt i vannforskriften. For eutrofiering/organisk belastning benyttes bunnfyrsindeksen Average Score Per Taxon (ASPT) (Armitage et al. 1983). ASPT-indeksen ble brukt som «norsk vurderingssystem» ved interkalibreringen av bunnfyrsystemer i EU. Her ble nasjonale indekssystemer testet mot multi-indeksen ICMi (Intercalibration Common Metric), som er følsom mot flere typiske påvirkningstyper i europeiske vassdrag (organisk forurensing og næringssaltpåvirkning, toksiner og generell degradering) (Buffagni et al. 2006). Av disse påvirkningstypene anses ASPT å være mest følsom for organisk forurensing (Van De Bund 2009). ASPT beregnes som en gjennomsnittlig poengverdi av Biological Monitoring Working Party scoring system (BMWP) (Hawkes 1998). Indeksen opererer på de taksonomiske nivåene klasse, familie eller underfamilie. Referanseverdi for ASPT er satt ved 6,9. Klassegrensene for ASPT er satt ved 6,8=svært god/god, 6,0=god/moderat, 5,2=moderat/dårlig and 4,4 =dårlig/svært dårlig (Veileder 02:2013 - revidert 2015: Direktoratgruppen 2015). Klassegrensene gjelder foreløpig for alle elvetyper unntatt isbre-påvirkede elver, hvor det ikke finnes noe vurderingssystem.

Påvirkningsgraden måles ved å sammenligne målte indeksverdier mot referanseverdi for upåvirkede elver (ASPT = 6,9), det vil si et som ikke er utsatt for menneskelig påvirkning. Dette forholdet kalles for EQR (Ecological Quality Ratio).

I tillegg er det gjort en vurdering av biologisk mangfold basert på antall taksa (arter/slekter/familier) i gruppene døgnfluer (**E**phemeroptera), steinfluer (**P**lecoptera) og vårfluer (**T**richoptera) i materialet. EPT verdien forventes å avta med økende grad av en rekke påvirkningstyper, slik som metaller, forurensing og organisk belastning (Aanes 1980, Aanes and Bækken 1995, Aanes and Bækken 1989, Eriksen In prep., Wright et al. 2013).

Biologiske feltbefaringer

Befaringer med feltobservasjoner av bl.a. biologiske forhold ble gjennomført i Brumunda 28.-29. juli og i Mesnavassdraget 1-2. august 2016. Det var da lav vannføring i Brumunda og lav til middels vannføring i Mesnavassdraget. Hensikten var å foreta en «hurtigkartlegging» for eventuelt å spore kilder til forurensning.

Det ble gjort observasjoner på ca. 40 lokaliteter i hvert av vassdragene. De fleste lokalitetene som ble undersøkt, er i hovedvassdraget eller større sidevassdrag, fra nær utløpet i Mjøsa og oppstrøms i de områdene der en kan forvente størst menneskeskapt påvirkning, dvs. områder med mye bebyggelse og/eller dyrka mark og jordbruk. Men også høyereliggende strekninger med f.eks. mye hyttebebyggelse og turistvirksomhet i nedbørfeltene ble undersøkt.

Vurderingene av graden av påvirkning baseres på observasjoner av begroingsorganismer (moser, alger, sopp/bakterier), vannplanter, bunndyr, evt. jord/slamtransport eller tilslamming av elvebunn, avsetninger fra rester av ulike avløp/utslipp, gassutvikling, forsøpling, vond lukt mm. Visuelt framtreddende forurensningseffekter dokumenteres med foto. Resultatene av feltbefaringene er framstilt i form av fargekart som angir vurderinger av påvirkningsgraden (forurensningsgraden).

2.3 Integrrert 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 EQR verdiene for alle indekser og parametere til en helhetlig klassifisering av en stasjon eller en vannforekomst må derfor disse verdiene først normaliseres inn på en felles skala med like klassegrenser: De normaliserte nEQR-verdiene ligger alltid på en skala mellom 0 og 1, hvor de ulike 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 (Veileder 02:2013 - revidert 2015: Direktoratgruppen 2015).

Indekser/parametere innen samme kvalitetselement, kombineres ved å beregne gjennomsnitt av nEQR verdiene for hver indeks/parameter, dersom disse gjelder samme påvirkningstype (eks. total fosfor 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 klassifiseringsveilederen). Resultater på tvers av kvalitetselementer kombineres ved hjelp av «det verste styren» prinsippet, dvs. den indeksen med lavest nEQR-verdi bestemmer den endelige nEQR-verdien for stasjonen eller vannforekomsten. De fysisk-kjemiske kvalitetselementene kan brukes til å nedgradere tilstanden fra god til moderat, dersom alle de biologiske kvalitetselementene er i god eller bedre tilstand. Dersom ett av de biologiske kvalitetselementene er i moderat eller dårligere tilstand, brukes ikke de fysisk-kjemiske kvalitetselementene (se figur 3.6 i klassifiseringsveilederen: Veileder 02:2013 - revidert 2015: Direktoratgruppen 2015).

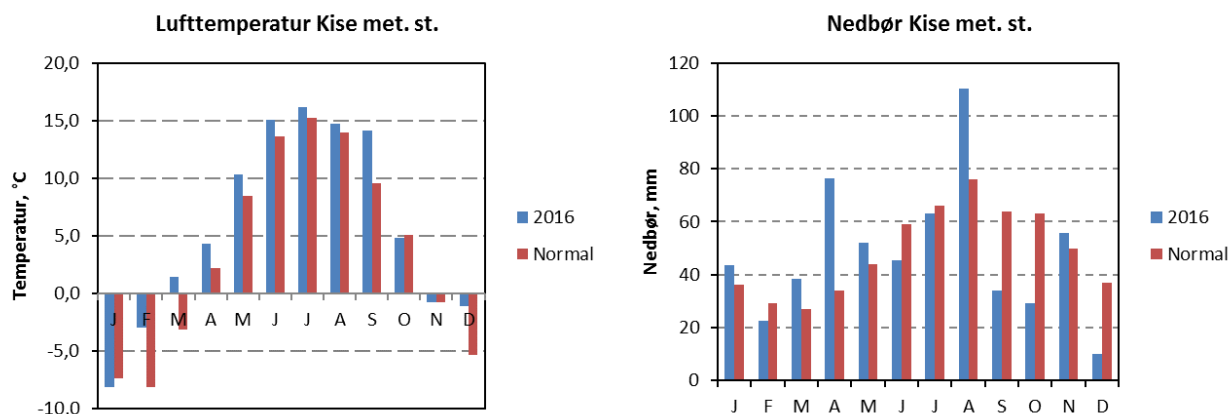
3 Resultater og diskusjon - Mjøsa

Primærdata fra målinger av vanntemperatur og siktedyp samt analyseresultater for vannkjemi, plantep plankton, dyreplankton og Mysis er gitt i tabeller i Vedlegg, og blir også rapportert til Vannmiljø-databasen.

3.1 Meteorologiske forhold og avrenningsforhold

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 videre stor innvirkning på vekst og utvikling av planter og dyr i innsjøen. For å beskrive de meteorologiske forholdene i Mjøsområdet i 2016 har vi benyttet data fra Kise på Nes i Ringsaker (**Figur 3**).

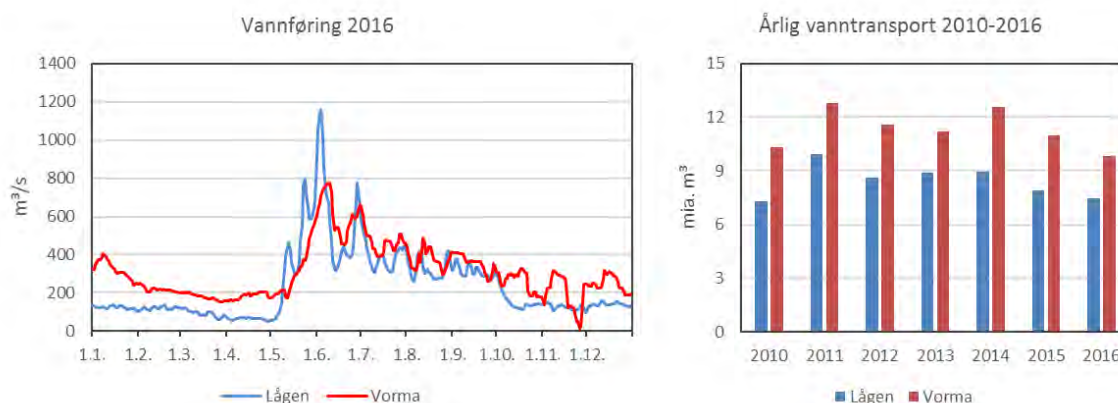
Året 2016 som helhet ble et mildt år med en middeltemperatur på 5,7 °C, dvs. 2,0 °C over normalen (*lmt.bioforsk.no*). Middeltemperaturen var høyere enn normalen for alle måneder unntatt januar, oktober og november. Spesielt mildt var det i månedene februar, mars, september og desember, med middeltemperaturer på mer enn 4 °C over normalen. Middeltemperaturen for algeveksts sesongen juni-oktober 2016 er beregnet til 13,0 °C. Dette er 1,4 °C høyere enn normalt for perioden.



Figur 3. Middeltemperaturer og nedbørsummer per måned ved Kise meteorologiske stasjon. Normaler for perioden 1961-1990 er også vist. Datakilde: Landbruksmeteorologisk Tjeneste (LMT), http://lmt.bioforsk.no/agrometbase/getweatherdata_new.php

Det kom forholdsvis mye nedbør i april og i august, mens juni, september, oktober og desember var måneder med lite nedbør i 2016 (**Figur 3**). I de øvrige månedene var nedbørmengden nær normalen. På årsbasis falt det 581 mm nedbør på Kise i 2016. Dette er omtrent som i et normalår mht. nedbør (585 mm). Også i 2016 var det episoder med mye nedbør i deler av nedbørfeltet, bl.a. den 23. mai da det oppstod flom bl.a. i flere av de mellomstore tilløpselvene. Nedbørmengden i veksts sesongen for alger (juni-oktober) var på 282 mm, dvs. 46 mm eller 14 % under normal nedbørsum for perioden (328 mm).

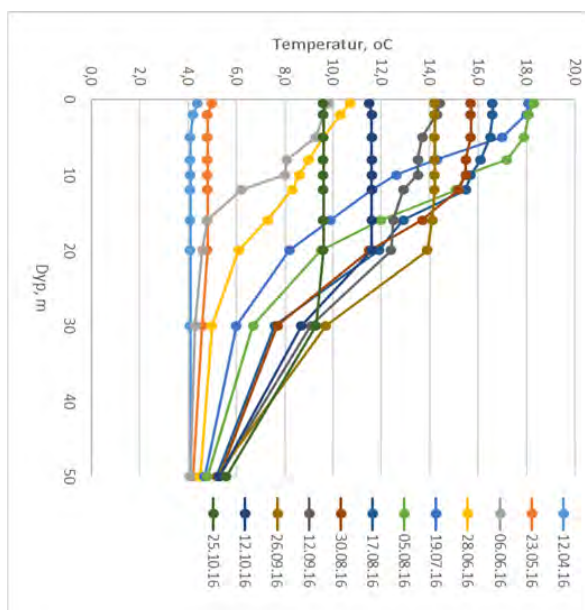
Figur 4 viser vannføringen i den største tilløpselva Lågen og i utløpselva Vorma gjennom året 2016, samt årlig vanntilførsel med Lågen og årlig avrenning via Vorma i perioden 2010-2016. Lågen bidro i disse årene med ca. 70-80 % av vanntilførselen til Mjøsa (fordamping fra Mjøsas overflate ikke medregnet).



Figur 4. Til venstre: vannføring i Lågen (vannmerke Losna) og i Vorma ved Minnesund i 2016. Til høyre: årlig vanntransport med Lågen og Vorma i perioden 2010-2016 (mil. = milliarder). Basert på data fra NVE og GLB.

3.2 Vanntemperatur

Mjøsas hovedbasseng sør for Gjøvik, Helgøya og Hamar ble ikke islagt vinteren 2015-2016 i likhet med i de to foregående vintrene. Den nordre delen fra Lillehammer og sørover til omkring Gjøvik var derimot islagt. Ved prøverunden den 23. mai var det på hovedstasjonen tilnærmet fullsirkulasjon med 5,0 °C på 0,5 m og 3,7 °C på 400 m dyp (**Figur 5**). På de tre andre stasjonene ble det målt litt høyere temperaturer mot overflaten, med 6,9; 7,2 og 7,5 °C henholdsvis ved Kise, Furnesfjorden og Brøttum på 0,5 m. Fra og med juni ble de øvre vannlagene betydelig oppvarmet, og etter hvert utviklet det seg en termoklin (temperatur-sprangsjikt) mellom de øvre, varme vannlagene (epilimnion) og de dypere, kalde vannlagene (hypolimnion).

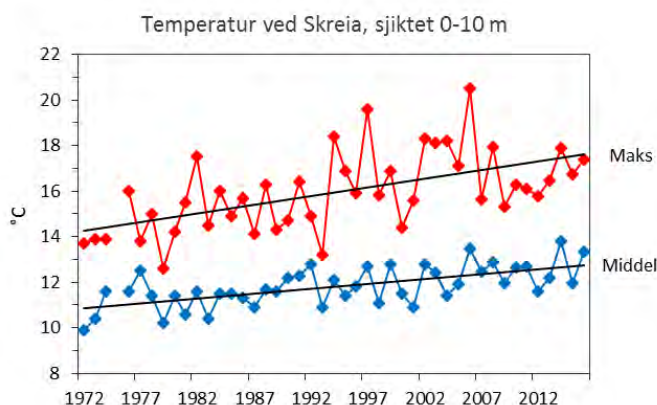


Figur 5. Temperaturutviklingen ved ulike dyp ned til 50 m ved hovedstasjonen Skreia i 2016.

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. Dette er trolig de viktigste årsakene til at termoklinen ofte ikke er spesielt klart avgrenset og til tider kan strekke seg over et sjikt på 30-40 m. Den 19.7.2016 ble det f.eks. ved Skreia målt 17,0-18,1 °C i sjiktet 0-5 m og så en gradvis nedgang i temperaturen til 6,0 °C på 30 m og 4,7 °C på 50 m (**Figur 5**).

Fra ca. midten av august og utover høsten sank temperaturen i de øvre vannlagene. Den 26. september sirkulerte vannmassen ved 14 °C ned til 20 m dyp ved hovedstasjonen, og den 25. oktober var det fortsatt over 9 °C ned til 30 m dyp. Vi har ikke temperaturobservasjoner fra senere på høsten, men trolig tok det flere uker før høstfullsirkulasjonen inntraff.

Middeltemperaturen og makstemperaturen for de øvre vannlagene (0-10 m) i produksjonssesongen (juni-oktober) har økt i Mjøsa 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 trolig klimaendringene og den globale oppvarmingen som har skjedd i løpet av de senere tiårene. Middeltemperaturen for 2016 var på 13,3 °C. Dette er tredje høyeste middeltemperaturen som er målt, etter 2014 med 13,8 °C og 2006 med 13,5 °C.



Figur 6. Tidsutviklingen i middel- og makstemperaturen i de øvre, varme vannlagene (0-10 m) i perioden juni-oktober ved hovedstasjonen, Skreia.

Klimaendringer vil redusere isleggingsperioder og øke tilførsler av næringsstoffer, tarmbakterier, partikler og organisk stoff fra nedbørfeltet. Dette vil influere på lysforhold, sjiktforhold og produktivitet i innsjøen og dermed også påvirke vekst og utvikling av planter og dyr. 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 mengden og algesammensetningen i Mjøsa i eutrofierende retning, selv om tilstanden fortsatt er god (Hobæk mfl. 2012).

3.3 Generell vannkvalitet

Mjøsas vannmasser (ved hovedstasjonen) har en nøytral til svakt basisk karakter, med pH vanligvis varierende i intervallet 7,0-7,5 (se **Tabell 5** og primærdata i Vedlegg). Vannet har en god evne til å motstå pH-endringer ved tilførsler av syrer, jf. alkalitet på 0,230 mmol/l.

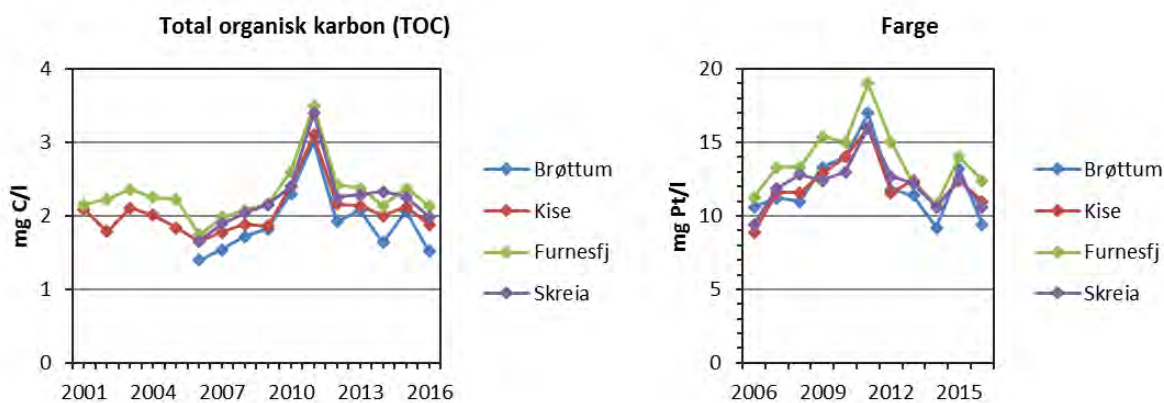
Tabell 5. Mittelverdier for generelle vannkvalitetsvariabler for perioden mai-oktober 2016. * Data fra prøver innsamlet i oktober 2010.

		Brøttum	Kise	Furnesfjorden	Skreia
pH					7,3
Alkalitet	mmol/l				0,230
Kalsium *	mg/l	4,4	5,2	5,7	5,5
Konduktivitet	mS/m				4,2
Farge	mg Pt/l	10	11	13	11
TOC	mg C/l	1,6	1,9	2,2	2,0
Turbiditet	FNU				0,3

Middelverdien for konsentrasjonen av kalsium varierte fra 4,4 mg Ca/l ved Brøttum til 5,7 mg Ca/l i Furnesfjorden (**Tabell 5**), og konsentrasjonen ser ikke ut til å ha endret seg siden 1960-tallet (Løvik mfl. 2014). Grensen mellom kalkfattige og moderat kalkrike innsjøer er satt ved 4 mg/l (Veileder 02:2013 - revidert 2015: Direktoratgruppen, 2015). Omfattende jordbruk i nedbørfeltet (gjødsling med kalksalpeter) i en periode har trolig ført til noe økt Ca-konsentrasjon i Mjøsa. Det vil si at det naturlige nivået sannsynligvis ligger under 4 mg Ca/l. Ved klassifiseringen av økologisk tilstand velger vi derfor å benytte grenseverdier for innsjøtype nr. 6 = L-N2b, dvs. kalkfattige, klare og dype innsjøer i lavlandet. Mjøsa har en saltfattig vannkvalitet, med konduktivitet på omkring 4-5 mS/m.

Middelverdier for farge på 10-13 mg Pt/l og for total organisk karbon (TOC) på 1,6-2,2 mg C/l (**Tabell 5**) viser at Mjøsa er en klarvannssjø, dvs. at innsjøen er lite påvirket av organiske syrer (humus) fra nedbørfeltet. Mjøsas vannkvalitet preges i stor grad av vannkvaliteten i Lågen, der nedbørfeltet er dominert av fjellområder. Lågen-vannet er vanligvis lite humuspåvirket, med fargeverdier på <10 mg Pt/l gjennom mesteparten av året (se tabell i Vedlegg og Løvik mfl. 2016).

Middelverdiene for TOC og farge økte ved alle stasjonene i perioden 2006-2011 (**Figur 7**). Deretter sank middelverdiene for disse to variablene fram til 2016, til omtrent samme nivå som i 2006. Vi kjenner ikke årsaken til nedgangen, men en liknende utvikling mht. TOC er vist for innsjøer på Østlandet som overvåkes innenfor det statlige programmet Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør (Garmo mfl. 2016).



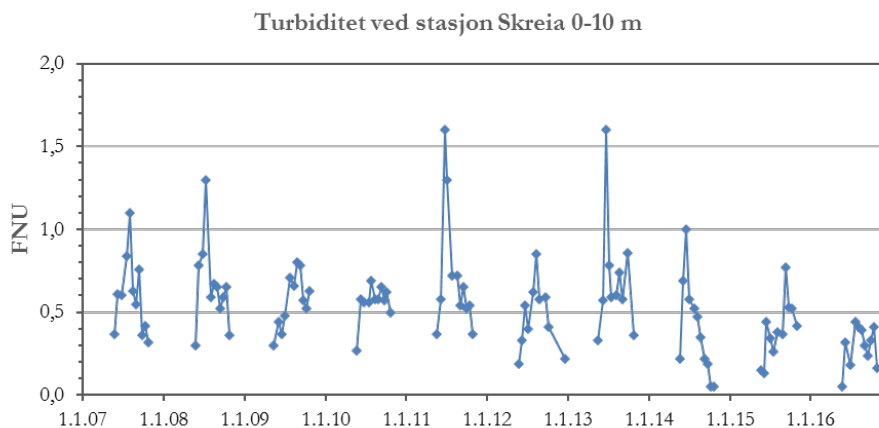
Figur 7. Tidsutviklingen i middelverdier for TOC i perioden 2001-2016 og i middelverdier for farge i perioden 2006-2016.

3.4 Turbiditet og 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 transport av slam i de største tilløpselvene, Lågen og Gausa. Store mengder leirpartikler fra breene i Jotunheimen tilføres via Lågen med smeltevannsflommen om sommeren. Flommer i de lavereliggende, mindre vassdragene kan også påvirke vannkvaliteten og redusere siktedypet i Mjøsa, spesielt i de nærmeste områdene utenfor elvemunningene.

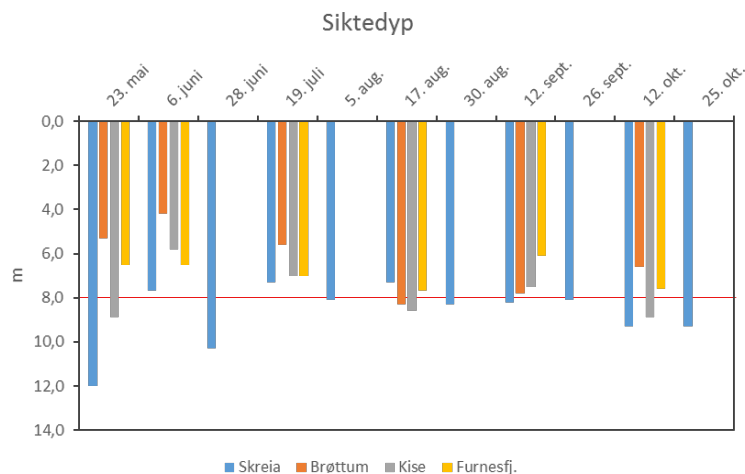
Turbiditet er et mål for konsentrasjonen av partikler i vannet. Turbiditeten viser vanligvis et sesongmessig variasjonsmønster med lave verdier (<0,5 FNU) tidlig vår og høst når det er lite alger og partikler i vannet (**Figur 8**). Når Mjøsa blir termisk sjiktet, algemengden øker og/eller påvirkningen fra partikkelholdig vann fra elvene blir mer påtagelig, øker også turbiditeten (mens siktedypet reduseres). 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. Også i 2014 ble høyeste verdi (1,0 FNU) registrert i etterkant av flommen, den 17. juni. 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 2016 var partikkelinnholdet i vannmassene ved Skreia generelt lavt med turbiditetsverdier på <0,10-0,44 FNU gjennom hele prøvetakingsperioden (**Figur 8**). Dette indikerer at så vel algemengden som mengden partikler tilført fra landområder var relativt lave.



Figur 8. Turbiditet ved stasjon Skreia (0-10 m) i perioden 2007-2016.

Siktedypet ved Skreia var i 2016 generelt høyt, med verdier på over 8 m ved alle prøvetidspunktene bortsett fra 6. juni, 19. juli og 17. august, da siktedypet ble målt til 7,3-7,7 m. (**Figur 9**).

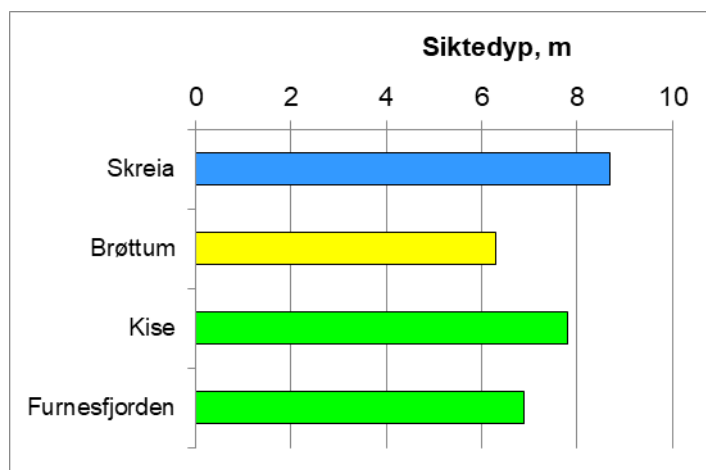


Figur 9. Siktedyp ved de fire prøvestasjonene i Mjøsa i 2016. Rød, horisontal linje viser miljømålet for Mjøsas sentrale hovedvannmasser (8 m). God/moderat-grensa mht. siktedyp for innsjøtype 6 for en innsjø med fargetall på 10 mg Pt/l er 6,9 m (jf. klassifiseringsveilederen, tabell 7.11). For Furnesfjorden, som har fargetall på 13 mg Pt/l, er god/moderat-rensa 6,2 m.

Store tilførsler av partikler i forbindelse med flommen den 23. mai førte til et redusert siktedyp på ca. 5-6 m ved stasjonene Brøttum og Furnesfjorden samme dato, men hadde på det tidspunktet målingene ble gjort, ikke påvirket vannmassene ved Skreia. Et forholdsvis lavt siktedyp (ca. 4-6 m) ved flere av stasjonene i begynnelsen av juni representerte trolig ettervirkninger fra denne flommen. De økende

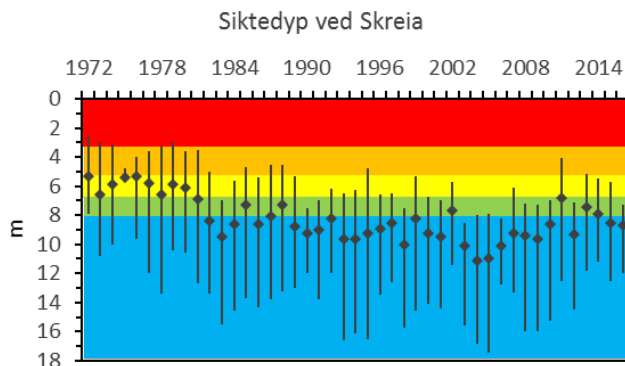
algemengdene utover sensommeren (se kpt. 3.6) førte til redusert siktedyp ved stasjon Furnesfjorden, men i liten grad ved de andre stasjonene.

Middelverdien for siktedypet i 2016 (juni-oktober) er beregnet til 6,5 m ved Brøttum; 7,6 m ved Kise; 7,0 m i Furnesfjorden og 8,4 m ved Skreia. Dette tilsvarer tilstandsklasse moderat ved Brøttum, god ved Kise og Furnesfjorden og svært god ved Skreia i henhold til vannforskriften **Figur 10**. Siktedypet var også innenfor det lokale miljømålet for de sentrale hovedvannmassene av Mjøsa (minimum 8 m). I de nordre delene av Mjøsa (jf. stasjon Brøttum) er ofte siktedypet naturlig lavt pga. store tilførsler av vann med høyt innhold av brepartikler om sommeren. Det er ikke rimelig å bruke grenseverdier for kalkfattige, klare og dype innsjøer og tilstandsklasse god som et mål for miljøtilstand mht. siktedyp i denne delen av Mjøsa, og vi velger derfor å ikke benytte siktedyp i den samlede klassifiseringen på denne stasjonen.

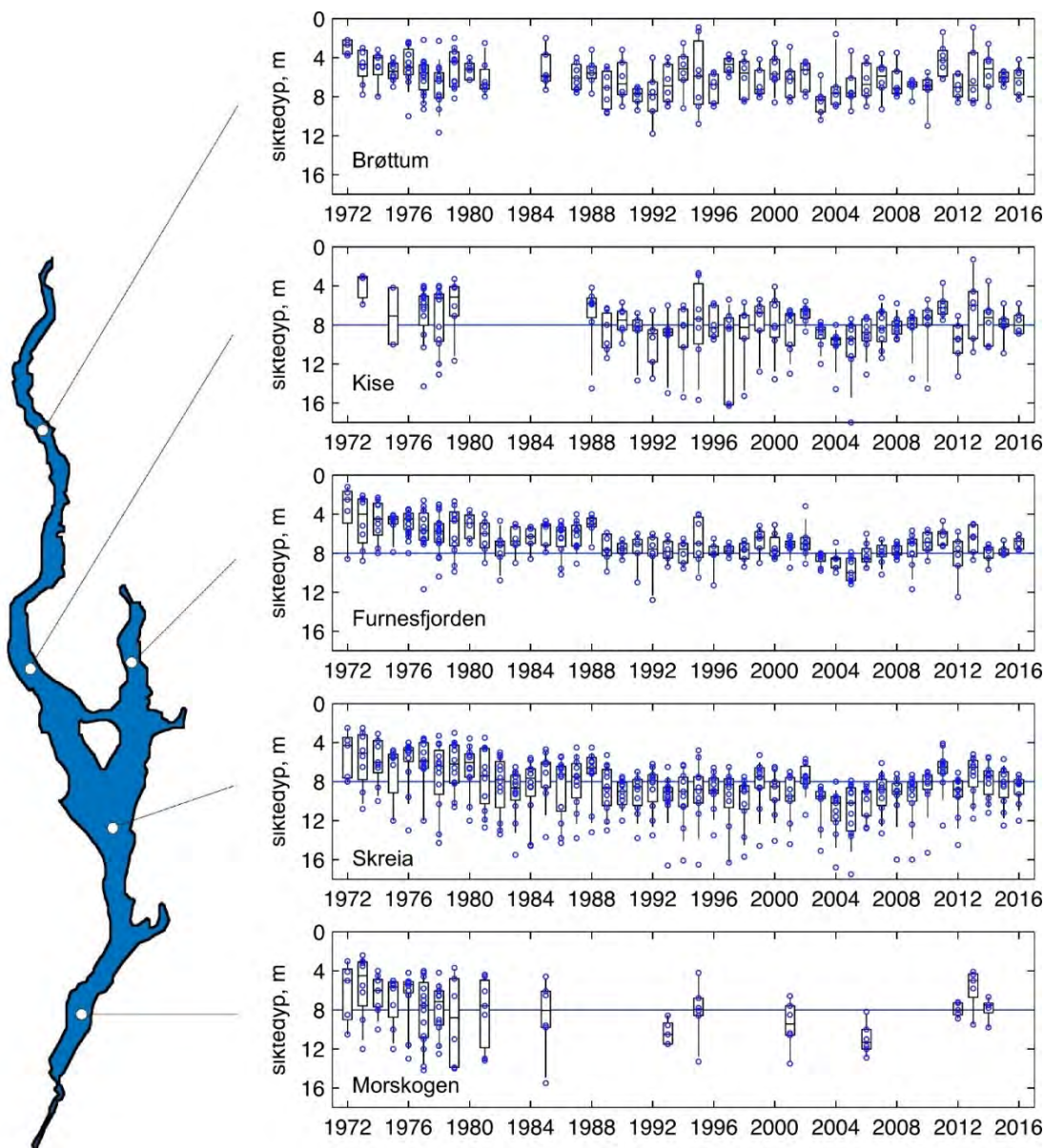


Figur 10. Middelverdier for siktedyp ved de fire stasjonene på Mjøsa i 2016. Fargene viser tilstandsklassen for innsjøtype nr. 6. Blå = svært god, grønn = god og gul = moderat tilstand.

Etter hvert som algemengdene avtok i Mjøsa fra 1970-tallet og framover, ble også sikten i vannet markert bedre. Tidsserien over siktedyp for stasjon Skreia viser generelt en økende trend fram mot 2003-2006 (**Figur 11-12**). Deretter ser det ut til at siktedypet har blitt noe mindre, men med betydelige år til år-variasjoner. Mens siktedypet i stor grad var bestemt av algemengdene på 1970- og 1980-tallet, har denne sammenhengen blitt noe svakere etter ca. 1990 (Løvik mfl. 2016). Trolig har flompåvirkning med tilførsel av erosjonspartikler fra nedbørfeltet fått en noe større innvirkning på siktedypet i Mjøsas i de senere årene enn det hadde på 1970- og 1980-tallet. I perioden 2006-2011 bidro økningen i humusinnhold også til reduksjonen i siktedypet.



Figur 11. Tidsutviklingen i siktedyp ved stasjon Skreia. Middelverdier og variasjonsbredder for perioden mai-oktober er vist.



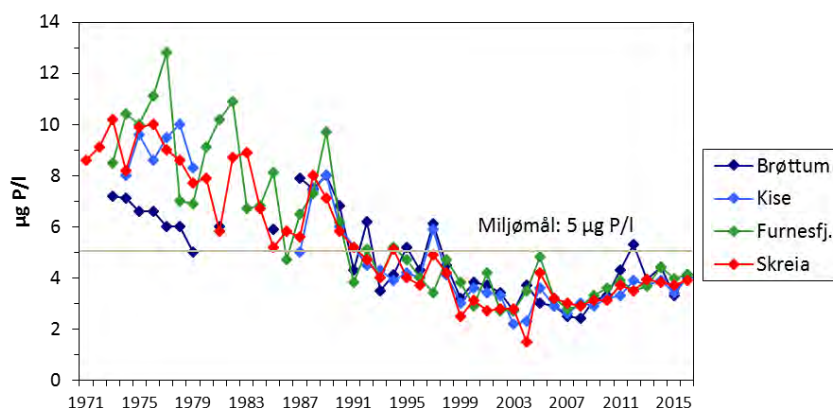
Figur 12. Tidsutviklingen i siktedyp ved fem prøvestasjoner i Mjøsa i perioden 1972-2016. Boksene viser intervallet mellom 25- og 75-persentilene, horisontale streker inni boksene viser medianverdier (50-persentiler), og vertikale streker viser intervaller mellom 10- og 90-persentiler. Enkeltobservasjonene er markert ved små sirkler. Den horisontale linjen angir miljømålet.

3.5 Næringsstoffer

Fosfor

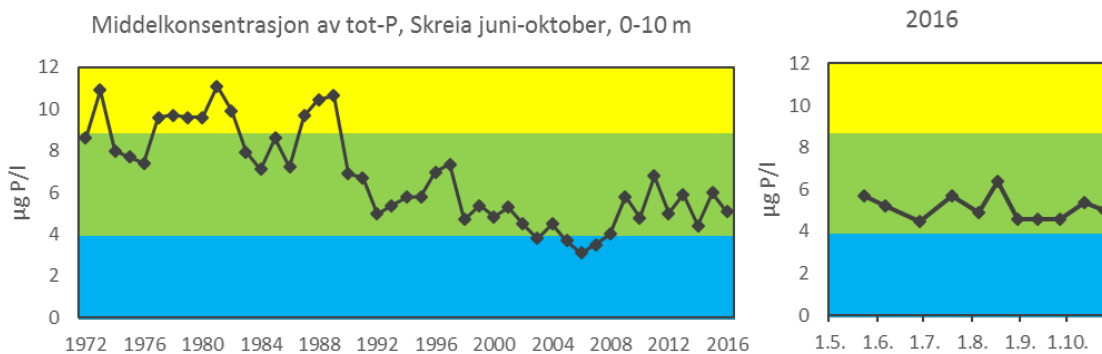
Fosfor regnes for å være det begrensende næringsstoffet for algevekst i Mjøsa, som i de fleste andre innsjøer. **Figur 13** viser at det har vært markerte reduksjoner over tid i middelveidene for total-fosfor (tot-P) vannmassene på senvinteren («basiskonsentrasjonen») fra 1970-tallet og fram til omkring årtusenskiftet. Årsaken til reduksjonen er de mange tiltakene for å redusere tilførselen av fosfor som ble gjennomført fra 1970-tallet og framover i forbindelse med Mjøsaksjonen og senere tiltak. Konsentrasjonen på senvinteren har avtatt fra ca. 8-12 $\mu\text{g/l}$ på 1970-tallet til ca. 2-5 $\mu\text{g/l}$ i de senere årene. I perioden 1998-2016 har senvinterverdiene i all hovedsak vært innenfor målsettingen (maks 5 $\mu\text{g/l}$),

men det er registrert en moderat økning på ca. 1,0-1,7 $\mu\text{g P/l}$ ved de ulike prøvestasjonene i perioden 2006-2016. I 2016 var senvinterverdiene omtrent like på alle stasjonene (3,9-4,1 $\mu\text{g P/l}$).



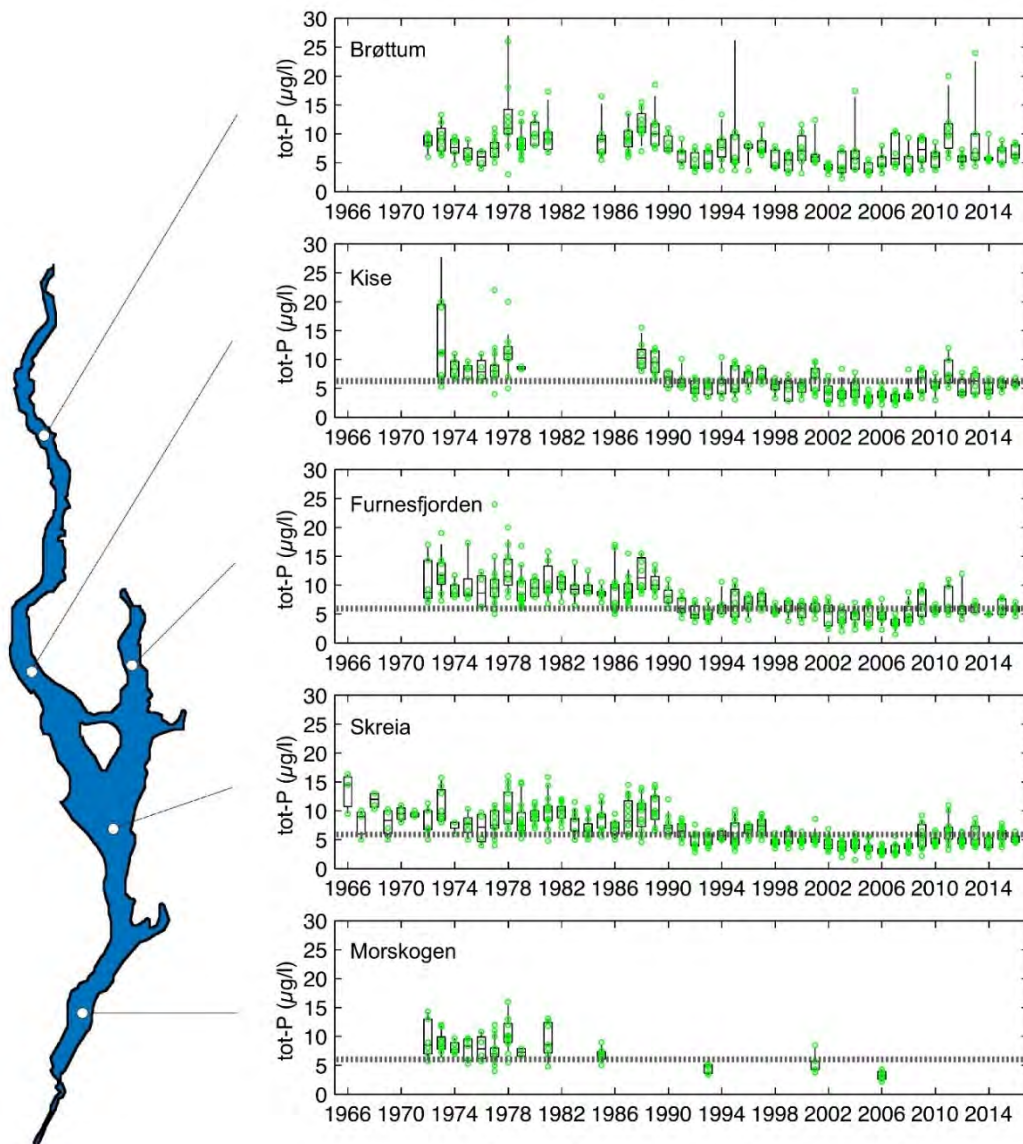
Figur 13. Tidsutviklingen i konsentrasjoner av tot-P i dyperier ved de ulike prøvestasjonene på senvinteren/tidlig vår. Punktene representerer middelverdier for prøver fra sjiktet 0-60 m ved Brøttum, 0-200 m ved Kise, 0-60 m ved Furnesfjorden og 0-400 m ved Skreia.

En liknende utvikling som for senvinter-verdiene har skjedd mht. konsentrasjonen av tot-P i de øvre vannlag (0-10 m) i vekstsesongen for alger (**Figur 14-15**). Ved hovedstasjonen ble middelverdiene for tot-P redusert fra ca. 7-11 $\mu\text{g P/l}$ på 1970- og 1980-tallet til ca. 3-5 $\mu\text{g P/l}$ i perioden 2002-2008. Deretter har middelverdien for tot-P økt noe og variert i området 4-7 $\mu\text{g P/l}$. Årsaken til økningen er sannsynligvis periodevis økt episodisk avrenning og følgelig store tilførsler av fosfor fra nedbørfeltet disse årene. De andre prøvestasjonene viser i stor grad den samme tidsutviklingen som hovedstasjonen Skreia.

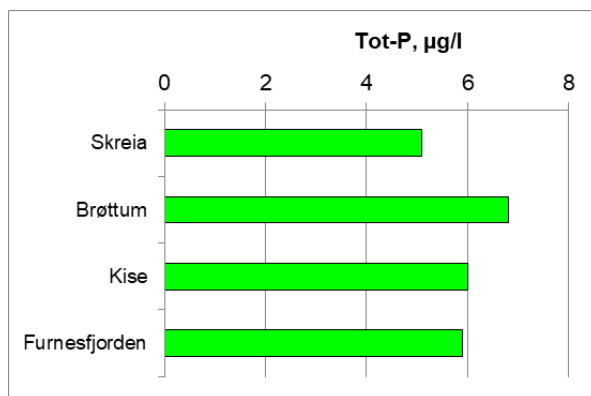


Figur 14. Til venstre: tidsutviklingen i middelverdier for tot-P i sjiktet 0-10 m (juni-oktober) ved stasjon Skreia. Til høyre: konsentrasjoner av tot-P i perioden mai-oktober 2016 ved Skreia.

I 2016 var middelverdiene for tot-P i sjiktet 0-10 m 6,4 $\mu\text{g P/l}$ (5,3-8,5 $\mu\text{g P/l}$) ved Brøttum; 6,0 $\mu\text{g P/l}$ (5,2-6,8 $\mu\text{g P/l}$) ved Kise; 5,8 $\mu\text{g P/l}$ (4,6-7,1 $\mu\text{g P/l}$) i Furnesfjorden og 5,1 $\mu\text{g P/l}$ (4,5-6,4 $\mu\text{g P/l}$) ved Skreia (variasjonsbredder mai-oktober i parentes). Dette gir god tilstand mht. fosfor for alle stasjonene i henhold til vannforskriften (4-9 $\mu\text{g P/l}$) (**Figur 16**), og det er heller ikke høyere enn det lokale miljømålet for Mjøsa (ikke over 5,5-6,5 $\mu\text{g P/l}$).



Figur 15. Tidsutviklingen i konsentrasjonen av total-fosfor (tot-P) i Mjøsas øvre vannlag (0-10 m) i perioden mai-oktober 1972-2015. Horisontale linjer viser miljømålet for Mjøsas sentrale og sydlige deler. For nærmere forklaring til figuren, se Figur 12.



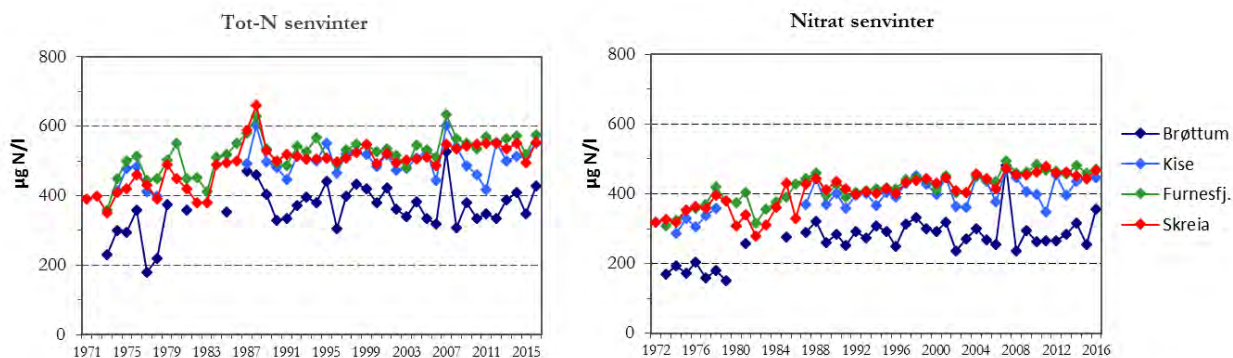
Figur 16. Middelverdier for tot-P i algevekstsperioden ved de fire prøvestasjonene på Mjøsa i 2016. Fargen viser tilstandsklassen, der grønn er lik god tilstand.

Nitrogen-forbindelser

Løste nitrogen-forbindelser som nitrat (NO_3) og ammonium (NH_4) 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 overgjødsling av fjorder og kystfarvann, der nitrogen ofte er begrensende.

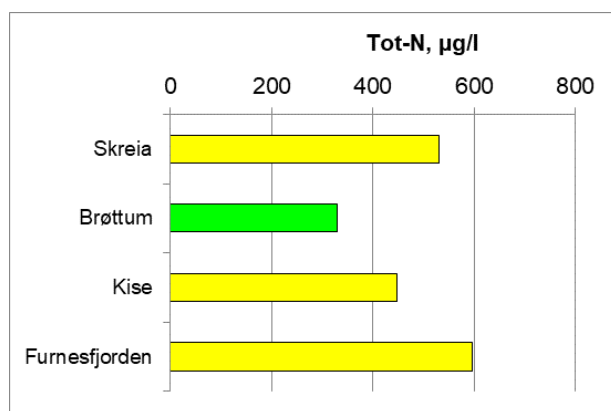
Den nordre delen av Mjøsa (jf. stasjon Brøttum) har vanligvis markert lavere konsentrasjoner av nitrogenforbindelser enn de midtre og søndre områdene. Vannkvaliteten ved Brøttum påvirkes sterkt av vannet fra Lågen, som normalt har lave konsentrasjoner, særlig når vannføringen er stor pga. mye smeltevann fra fjellområdene om sommeren.

Konsentrasjonen av total-nitrogen (tot-N) og nitrat på senvinteren viste en økende trend utover på 1970-tallet og fram mot slutten av 1980-tallet, avbrutt av nedgang i perioden 1979-1983 (**Figur 17**). Etter 1990 ser det ut til at konsentrasjonene har steget svakt i Furnesfjorden og ved Skreia, mens det har vært mer uregelmessige variasjoner på de to andre stasjonene. Nitrat utgjør vanligvis ca. 78-85 % av tot-N i senvinterprøvene ved de ulike stasjonene (middel for perioden 2001-2016). Andelen nitrat er lavest ved Brøttum og høyest ved Skreia.



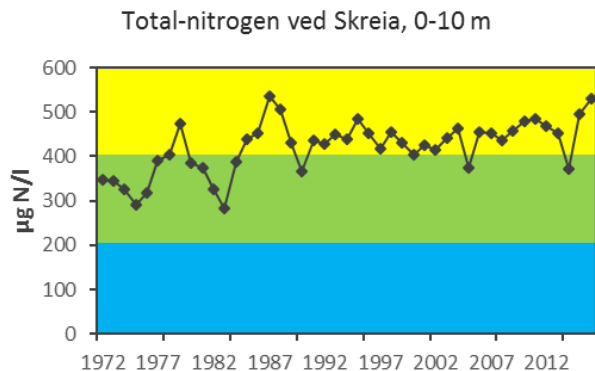
Figur 17. Tidsutviklingen i konsentrasjoner av tot-N og nitrat på senvinteren i perioden 1971-2016 (basert på analyser av vannprøver fra vertikalserier fra overflata til nær bunnen).

Total-nitrogen var i god økologisk tilstand ved Brøttum og moderat tilstand ved stasjonene Kise, Furnesfjorden og Skreia i 2016 (**Figur 18**), men brukes ikke i den samlede klassifiseringen ettersom det ikke er vekstbegrensende.

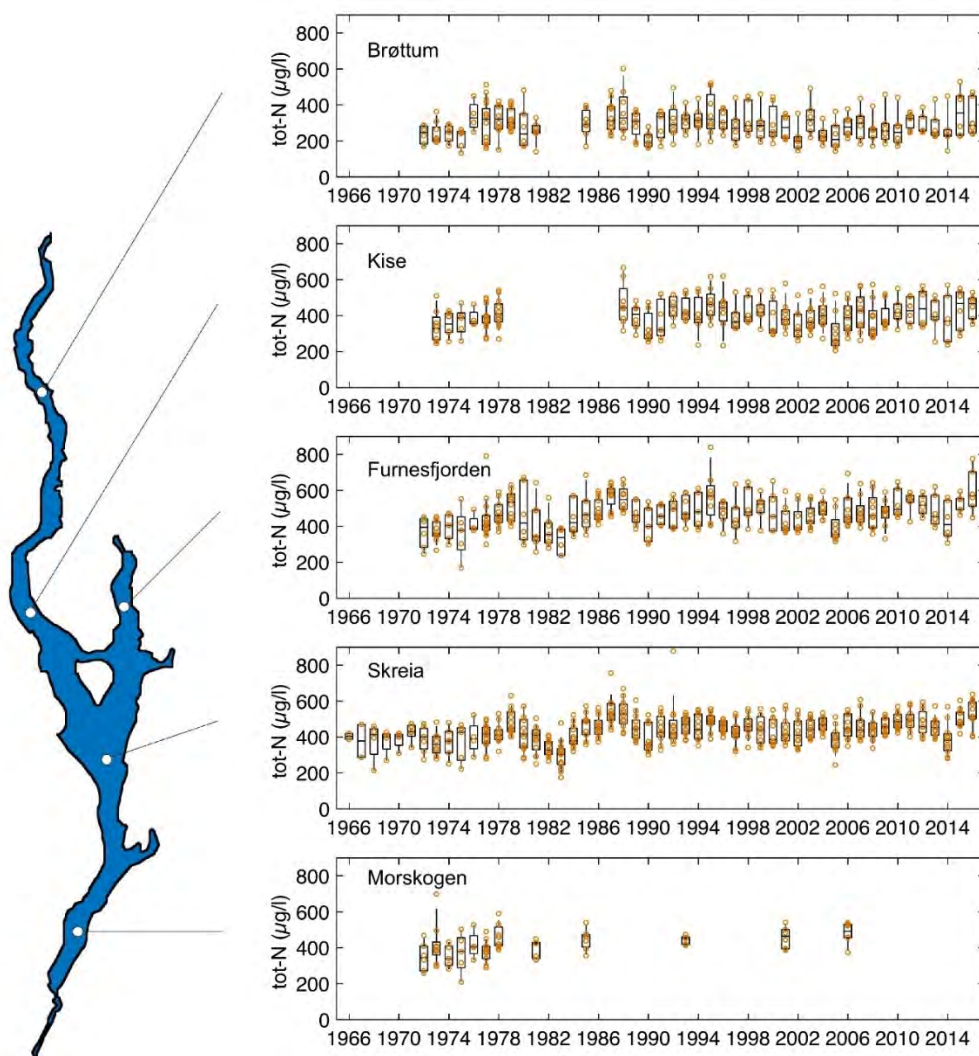


Figur 18. Middelerverdier for tot-N i algevekstsesongen ved de fire prøvestasjonene på Mjøsa i 2016. Fargene viser tilstandsklassen: Grønn = god og gul = moderat tilstand.

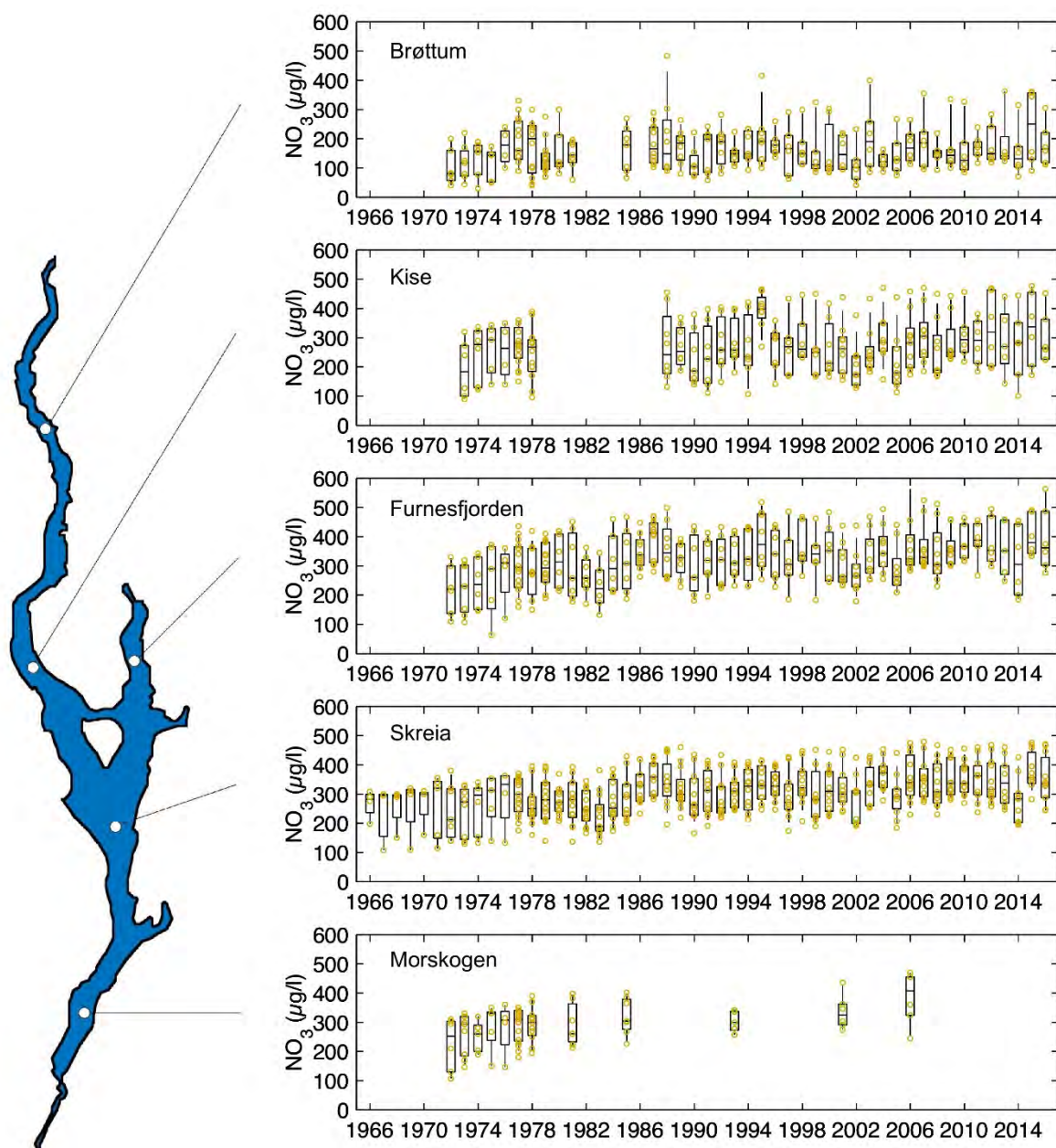
Middelverdiene for tot-N i vekstsesongen for alger viste også nokså store fluktuasjoner særlig fra ca. 1975 til ca. 1990 (**Figur 19-20**). Etter den tid har konsentrasjonene flatet ut eller steget svakt.



Figur 19. Tidsutviklingen i middelverdier for tot-N i vekstsesongen for alger ved hovedstasjonen Skreia (0-10 m) i perioden 1972-2016.



Figur 20. Tidsutviklingen for konsentrasjoner av tot-N i Mjøsas øvre vannlag (0-10 m) i perioden mai-oktober 1966-2016. For forklaring til figuren, se **Figur 12**.



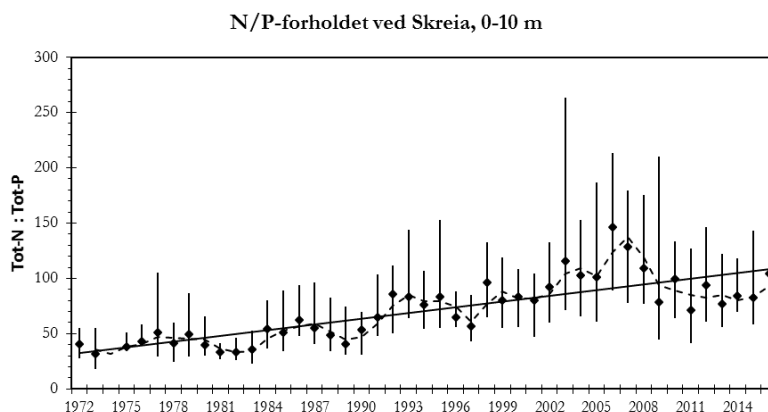
Figur 21. Tidsutviklingen i konsentrasjoner av nitrat i Mjøsas øvre vannlag (0-10 m) i perioden mai-oktober 1966-2016. For forklaring til figuren, se **Figur 12**.

N/P-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. 2016). Ny forskning kan imidlertid tyde på at det optimale N/P-forholdet for vekst av alger 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. 2016). 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).

I Mjøsa ved stasjon Skreia har middelverdien for N/P-forholdet variert mellom ca. 30 og 150 i perioden 1972-2016 (**Figur 22**). 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 har beveget seg i retning mot enda sterkere fosfor-begrensning i den senere tid 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 2016 på 105 med variasjon i intervallet 78-130 ved hovedstasjonen Skreia. Ved de øvrige prøvestasjonene var det midlere N/P-forholdet følgende (variasjonsområder i parentes): Brøttum 49 (30-85), Kise 7072 (64-83) og Furnesfjorden 104 (79-144). Dette betyr at algeveksten kan antas å ha vært fosforbegrenset ved alle prøvestasjonene gjennom hele vekstsesongen. De høye nitratkonsentrasjonene gjennom hele vekstsesongen på alle stasjonene (**Figur 18**) styrker antagelsen om fosforbegrenset algevekst i Mjøsa.

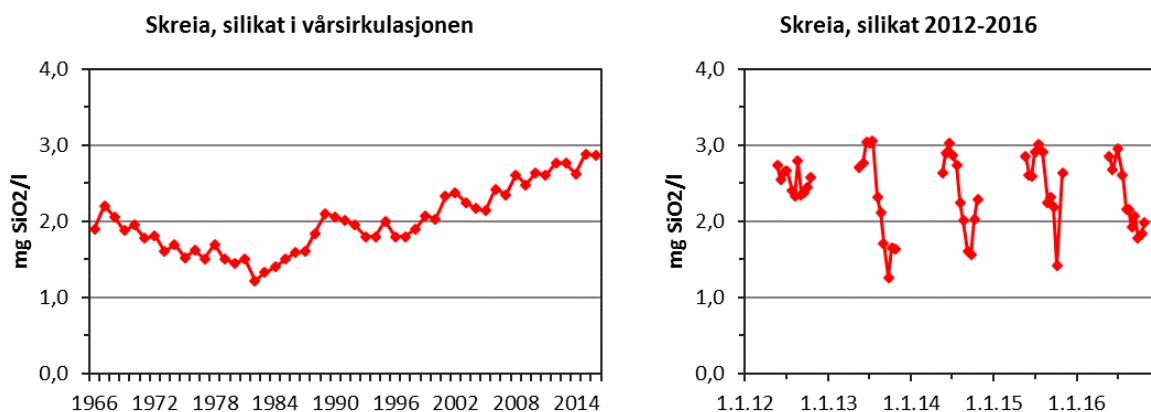


Figur 22. Tidsutviklingen i N/P-forholdet ved stasjon Skreia for sjiktet 0-10 m. Figuren viser middelverdier for perioden juni-oktober 1972-2016.

Silikat

Silikat er et essensielt næringsstoff for oppbygging av kiselalgenes skall. Det tilføres fra nedbørfeltet som følge av forvitring av silikatholdige bergarter, og i næringsfattige innsjøer reguleres konsentrasjonen først og fremst av tilførslene fra nedbørfeltet. 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. I deler av vekstsesongen når mengden kiselalger er stor, kan konsentrasjonen av silikat bli så lav at det blir begrensende for kiselalgenes vekst. Dermed får andre planteplankton-klasser, som ikke er avhengige av silikat (f.eks. cyanobakterier), en konkurransemessig fordel.

Fra 1960-tallet til midten av 1980-tallet sank konsentrasjonen av silikat i vårsirkulasjonen (jf. Kjellberg 1985 og **Figur 23**). Dette var trolig i betydelig grad forårsaket av stor produksjon og sedimentasjon av kiselalger. I år med mye kiselalger var det vanlig at silikat-konsentrasjonen avtok til $<0,3$ mg SiO_2/l i løpet av vekstsesongen.



Figur 23. Middelskonsentrasjonen av silikat i vårsirkulasjonen (0-400 m) ved Skreia i perioden 1966-2016 (til venstre) og sesongutviklingen i konsentrasjonen av silikat i de øvre vannlag (0-10 m) ved Skreia i 2012-2016 (til høyre).

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 silikat har blitt mye mindre utpreget. Dette kan være en mulig forklaring til at konsentrasjonen av silikat 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 Si-konsentrasjonen hverken i Lågen eller Svartelva (jf. kpt. 4.5). Uansett årsak til økningen har silikat-begrensning for kiselalger i Mjøsa blitt mindre sannsynlig i den senere tid enn det var på 1970-tallet.

I vekstsesongen 2012 var algemengden lav, og kiselalgetoppen på sensommeren var meget beskjedent. Dette førte til at den sesongmessige nedgangen i silikat-konsentrasjonen ble svært liten (**Figur 23**). I 2013 derimot var det en markert kiselalgetopp i august-september som resulterte i en betydelig reduksjon i silikat-konsentrasjonen. 2014-, 2015- og 2016-sesongene viser også tydelige avtak i Si-konsentrasjonen gjennom vekstsesongen, noe som skyldes dominans av kiselalger i planteplanktonet (se kpt. 3.6, **Figur 24** nedenfor).

3.6 Planteplankton

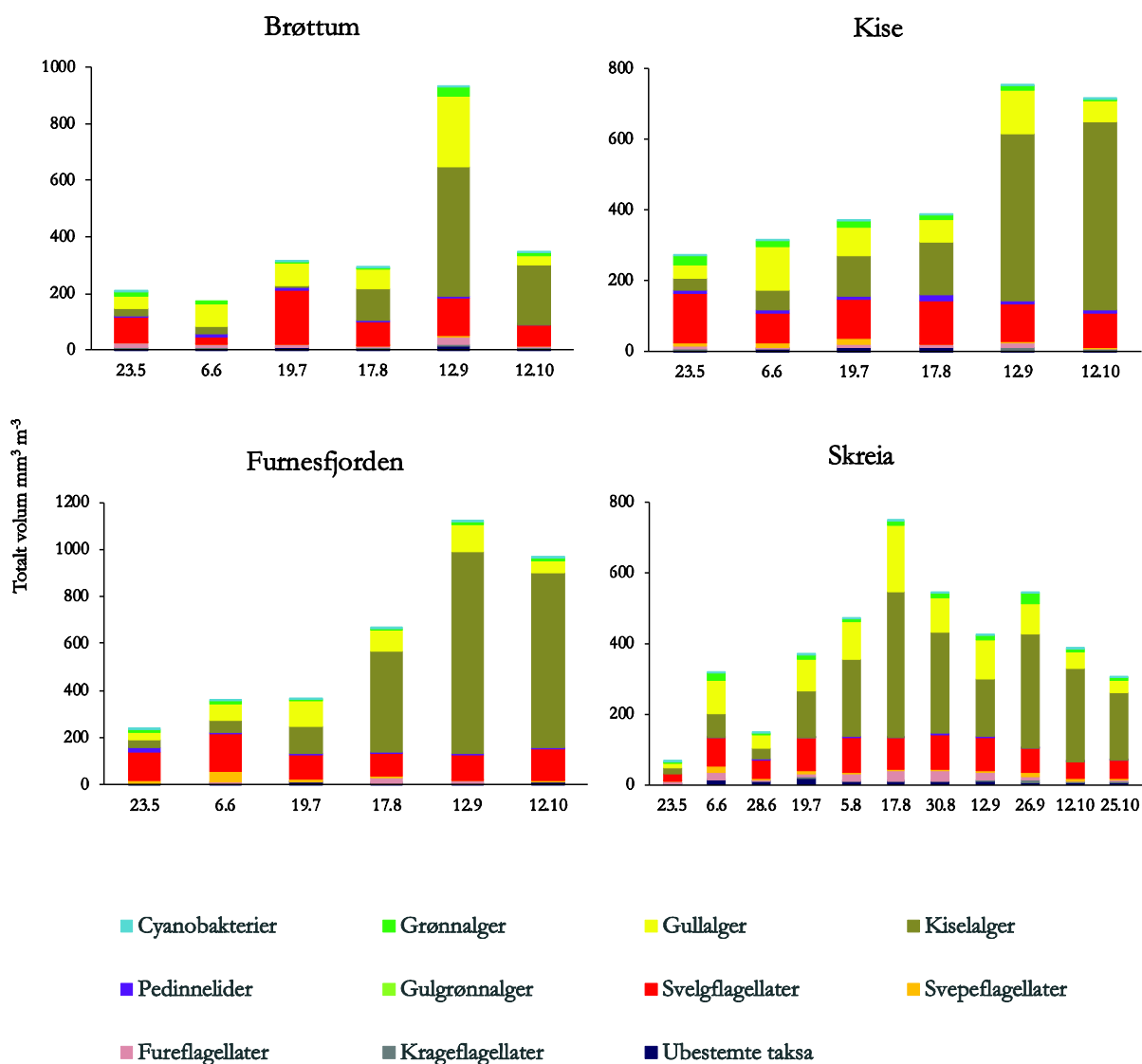
Klorofyll-*a* verdiene var forholdsvis lave på alle stasjonene i Mjøsa 2016, med middelerverdier på 1,6-2,4 µg/l, noe som ga svært god eller god økologisk tilstand (**Tabell 6**). Verdiene for totalt volum av planteplankton viste noe høyere verdier, trolig pga. dominans av kiselalger med lavt spesifikt klorofyll-innhold. Både Skreia, Kise og Furnesfjorden får moderat økologisk tilstand mht. totalt biovolum, mens Brøttum får god tilstand, trolig pga. rask gjennomstrømming. Brøttum hadde gjennomsnittlig planteplanktonmengde på 0,37 mg/l (=mm³/l) som var lavere enn miljømålet på 0,4 mg/l. Skreia lå litt over miljømålet med 0,43 mg/l. Furnesfjorden og Kise lå noe høyere enn de to andre stasjonene både for klorofyll-*a* og totalt volum. Kise hadde totalt volum på 0,51 mg/l og Furnesfjorden 0,70 mg/l.

De gruppene som utgjorde de største andelene i 2016 var kiselalger, svelgflagellater og gullalger (**Figur 24**). Kiselalgenes andel av planteplanktonet økte utover sommeren og høsten. Artene som bidro mest til det totale volumet var planktoniske varianter av *Tabellaria flocculosa* samt *Asterionella formosa* og *Fragilaria crotonensis*. Svelgflagellatene fra slektene *Cryptomonas* og *Plagioselmis* (*Rhodomonas*) utgjorde forholdsvis store andeler av planteplanktonet gjennom hele sesongen. Gullalgene var en mangfoldig gruppe, der *Chromulina*, *Chrysococcus*, *Dinobryon*, *Mallomonas*, *Ochromonas*, *Spiniferomonas* og *Uroglenopsis* var de viktigste.

Indeksen basert på artssammensetningen av planteplanktonet (PTI) ble vurdert til tilstandsklasse god for alle stasjonene. Det ble kun observert lave mengder av cyanobakterier i prøvene. Totalvurderingen basert på planteplanktonet ga alle stasjonene tilstandsklasse god i 2016. Stasjon Furnesfjorden fikk imidlertid en normalisert EQR-verdi (nEQR) på 0,61, dvs. nær grensen til moderat tilstand.

Tabell 6. Tilstandsvurdering basert på analyser av planteplanktonet (PP) fra stasjonene i Mjøsa 2016. Fargene indikerer tilstandsklassen.

	Klorofyll a µg/l	Totalt volum mm ³ /l	PTI	Cyano _{max} mm ³ /l	Totalvurdering PP nEQR
Brøttum	1,63	0,37	2,14	0,001	0,75
Kise	2,08	0,51	2,19	0,006	0,67
Furnesfjorden	2,40	0,70	2,23	0,004	0,61
Skreia	1,79	0,43	2,17	0,003	0,71



Figur 24. Sammensetningen av planteplanktonsamfunnet og totalt volum i prøvene fra stasjonene i Mjøsa 2016.

I de siste tre årene har den økologiske tilstanden vært god (basert på planteplankton) ved alle fire stasjonene i Mjøsa (**Tabell 7**). I 2013 var imidlertid tilstanden moderat på stasjonene Kise, Furnesfjorden og Skreia, men god på stasjon Brøttum. Middelverdiene av nEQR for de siste fire årene ga god tilstand på alle fire stasjonene, men nær moderat tilstand ved Furnesfjorden. nEQR-verdiene har gjennomgående vært høyest (dvs. best økologisk tilstand) ved stasjon Brøttum, noe som trolig skyldes høy gjennomstrømning på denne stasjonen.

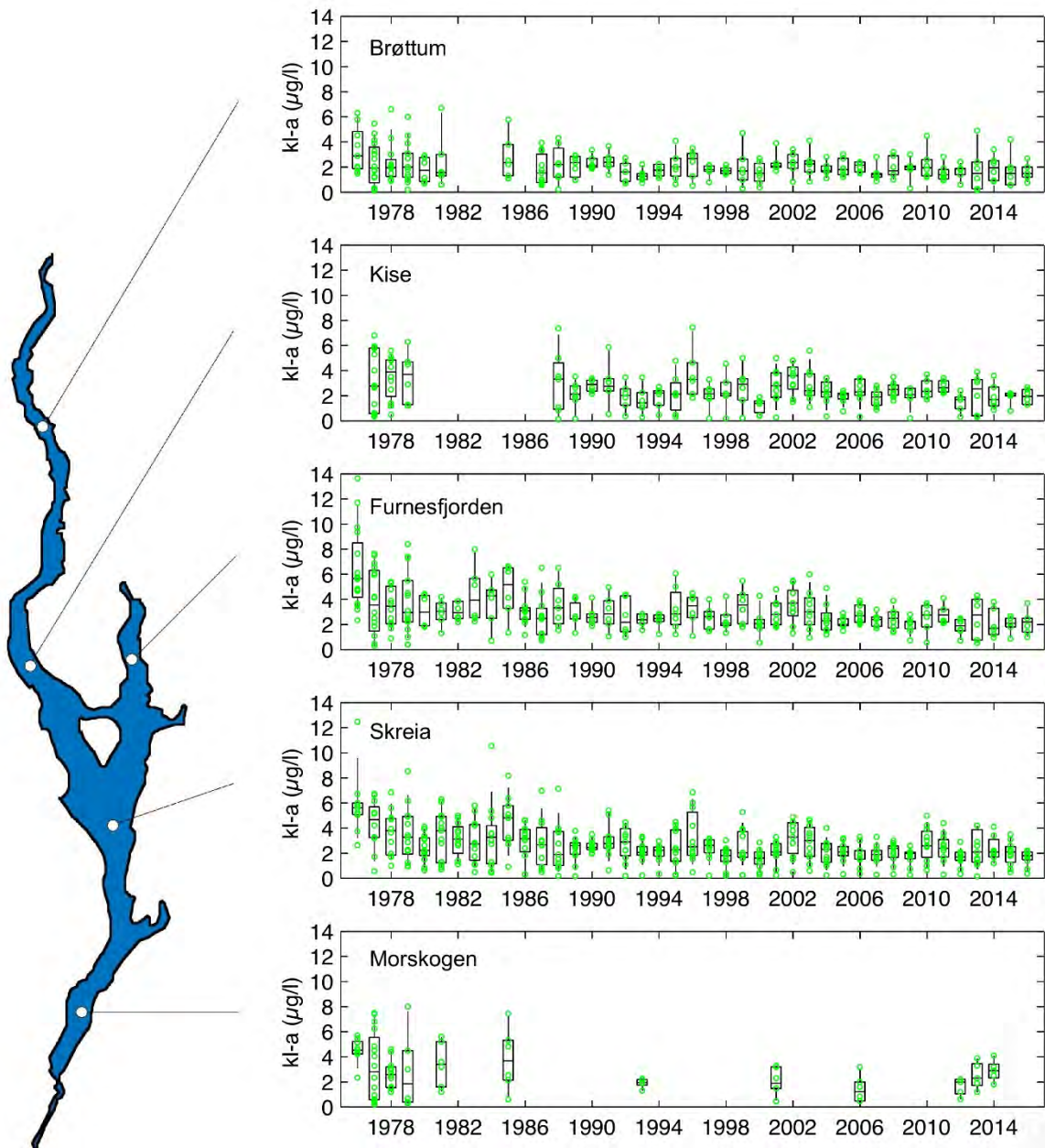
Tabell 7. Totalvurdering av økologisk tilstand basert på planteplankton for de fire stasjonene på Mjøsa i perioden 2013-2016. nEQR-verdier er gitt, og fargene viser tilstandsklassen.

	Brøttum	Kise	Furnesfjorden	Skreia
2013	0,61	0,59	0,56	0,55
2014	0,77	0,71	0,69	0,68
2015	0,74	0,65	0,63	0,67
2016	0,75	0,67	0,61	0,71
Middel	0,72	0,66	0,62	0,65

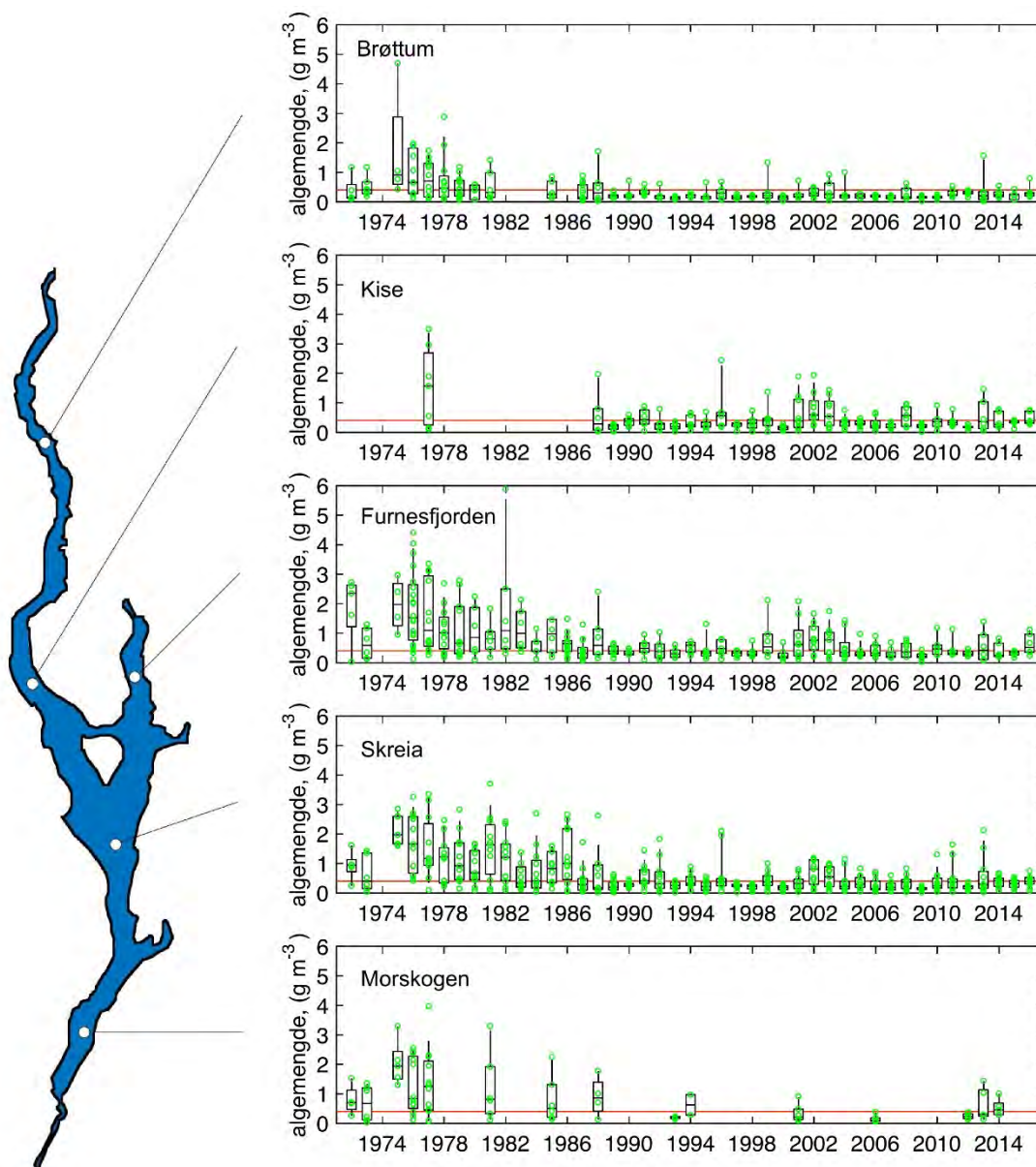
Sett i et lengre tidsperspektiv har algemengden blitt mer enn halvert siden 1970- og 1980-tallet, både målt som klorofyll-*a* (**Figur 25**) og som totalt planteplanktonvolum eller -biomasse (**Figur 26**).

Lignende reduksjoner er registrert ved de andre prøvestasjonene, og årsaken til reduksjonene må i all hovedsak kunne tilskrives tiltakene som er gjennomført for å redusere tilførslene av næringsstoffer, og da spesielt fosfor. Utviklingen kan beskrives som en re-oligotrofiering av Mjøsa. Til tross for nedgangen i algemengder siden 1970- og 1980-tallet har det også etter årtusenskiftet vært enkelte år der algemengdene har vært større enn ønskelig, slik som i 2002, 2003, 2011 og 2013 (**Figur 25-26**).

Sammensetningen har også endret seg betydelig i oligotrof retning i løpet av overvåkingsperioden; på 1970-tallet var det flere år med dominans av cyanobakterier og kiselalger. Den store andelen kiselalger fortsatte utover på 1980-tallet, mens cyanobakteriene ble nesten borte (se Vedlegg, **Figur 51**). Fra omkring 1990 ble innslaget av gullalger og svelgflagellater større, særlig på forsommeren, mens kiselalgene fortsatt har vært dominerende på sensommeren og høsten, enkelte år med relativt store biovolumer. I 2011 var det en betydelig andel cyanobakterier på høsten, men biovolumene var små, og i årene 2012-2016 har andelen cyanobakterier igjen vært liten.



Figur 25. Tidsutviklingen i algemengde målt som klorofyll-a i perioden mai-oktober 1976-2016. Det lokale miljømålet for Mjøsa sier at middelverdien for klorofyll-a ikke skal overstige 2 $\mu\text{g/l}$.



Figur 26. Tidsutviklingen for total biomasse av planteplankton i perioden mai-oktober 1972-2016 (gram våtvekt pr. m^3 = mg våtvekt pr. liter). Rød, horisontal linje viser miljømålet for Mjøsa, dvs. at midlere algebiomasse i de frie vannmasser ikke bør overstige 0,4 g våtvekt pr. m^3 .

3.7 Krepssdyrplankton

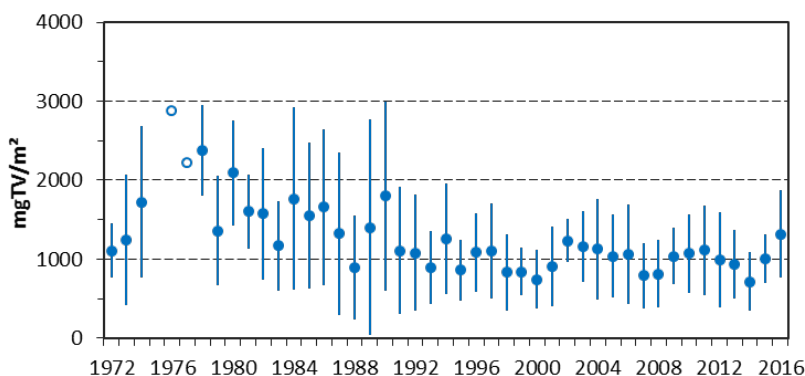
Dyreplanktonet representerer en viktig del av økosystemet i de frie vannmasser av innsjøer, både ved at de beiter på planteplankton og ved at de fungerer som mat for planktonspisende fisk slik som lågåsild, krøkle, sik og abbor i Mjøsa. Noen former av dyreplankton er rovformer og lever av annet dyreplankton.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

Vi har registrert en reduksjon i totalbiomassen av krepssdyrplankton i løpet av overvåkingsperioden siden 1970-tallet (**Figur 27**). Middelbiomassen var i perioden 2010-2016 ca. 40 % lavere enn gjennomsnittet for de årene det ble gjort målinger på 1970-tallet. Mengden planteplankton er trolig den vesentligste faktoren som bestemmer hvor mye krepssdyrplankton 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.

De fleste artene har hatt reduksjoner i biomassen i perioden, men det har også vært store år til år variasjoner for enkelte arter (**Figur 28**). 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 (Hessen mfl. 1995), og den utgjør en naturlig del av Mjøsas planktonfauna. Bestanden har variert betydelig fra år til år, men var relativt stor både i 2015 og 2016. Den rødlistede hoppekrepsen *Cyclops lacustris* har hatt en relativt stabil bestand i de senere årene.

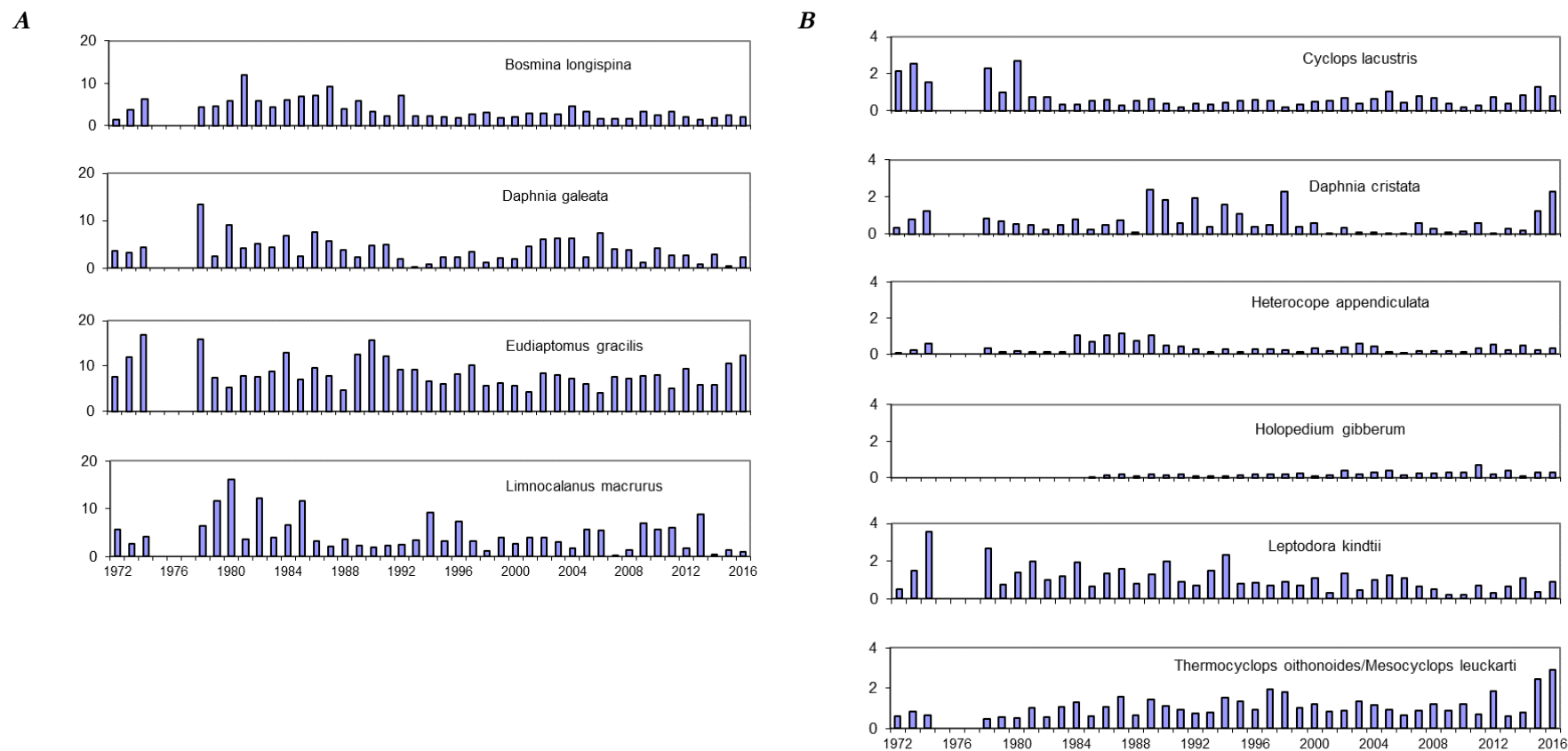
Den calanoide hoppekrepsen *Eudiaptomus gracilis* representerte hele 49 % av middelbiomassen av krepsdyrplankton i 2016. Derneft fulgte de cyclopoide hoppekrepsene *Thermocyclops oithonoides* og *Mesocyclops leuckarti* samlet med 11 %. Hoppekrepsen *Limnocalanus macrurus* og vannloppene *Daphnia galeata*, *Daphnia cristata* og *Bosmina longispina* representerte hver 7-8 % av den midlere totalbiomassen. Av andre vanlige arter kan nevnes hoppekrepsene *Cyclops lacustris* og *Heterocope appendiculata*, samt vannloppene *Leptodora kindtii* og *Holopedium gibberum* (gelekreps). Disse representerte hver 1-4 % av den midlere totalbiomassen i 2016.



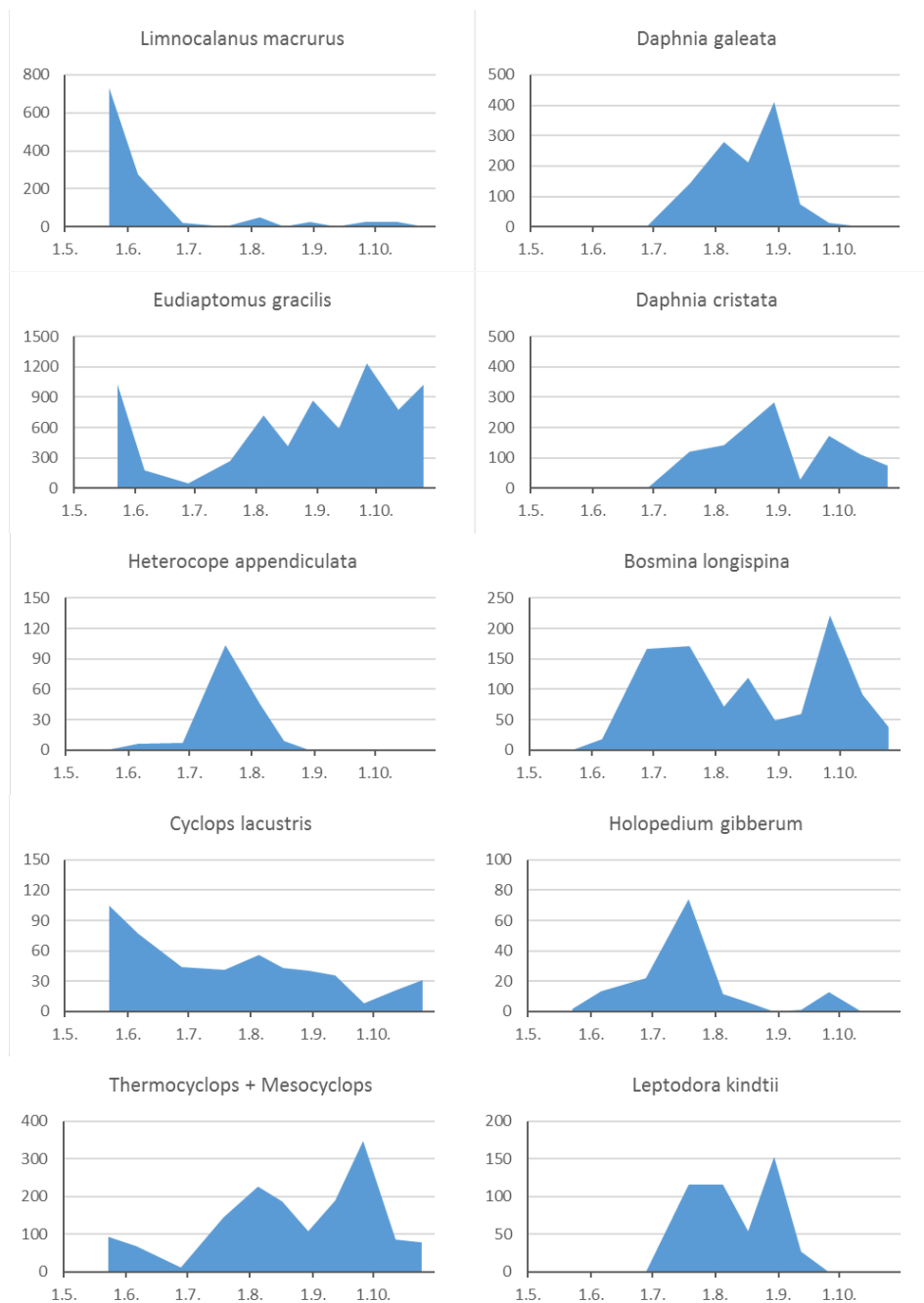
Figur 27. Tidsutviklingen for biomassen av krepsdyrplankton i Mjøsa ved stasjon Skreia i perioden 1972-2016 (middelverdier for perioden mai-oktober ± 1 standardavvik), mg tørrvekt (TV) pr. m². Datapunkter for 1976 og 1977 gjelder enkeltobservasjoner i september. Data mangler for 1975.

Den storvokste hoppekrepsen *Limnocalanus macrurus* sammen med vannloppene *Daphnia galeata* og *Bosmina longispina* er trolig de viktigste byttedyrene innen krepsdyrplanktonet for planktonspisende fisk slik som krøkle, lågåsild og sik i Mjøsa (Kjellberg og Sandlund 1983). **Figur 30** viser sesongutviklingen i biomassen av de viktigste artene av krepsdyrplankton ved stasjon Skreia i 2016.

Graden av predasjon («beiting») 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. Middellengden av voksne hunner av *Daphnia galeata*, *Daphnia cristata* og *Bosmina longispina* er beregnet til henholdsvis 1,25 mm, 1,10 mm og 0,64 mm ved Skreia i 2016 (**Tabell 8, Figur 31**). Dette kan tyde på at det var et markert til sterkt predasjonspress fra planktonspisende fisk (jf. Kjellberg mfl. 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.



Figur 28. Middelbiomasser av a) de fire dominerende artene av krepsdyrplankton i Mjøsa (stasjon Skreia) og b) de seks andre mest vanlige taksa i perioden 1972-2016 (0-50 m, perioden juni-oktober, data mangler for 1975-1977), mg tørrvekt pr. m³. Merk ulik skala på aksene for a) og b).

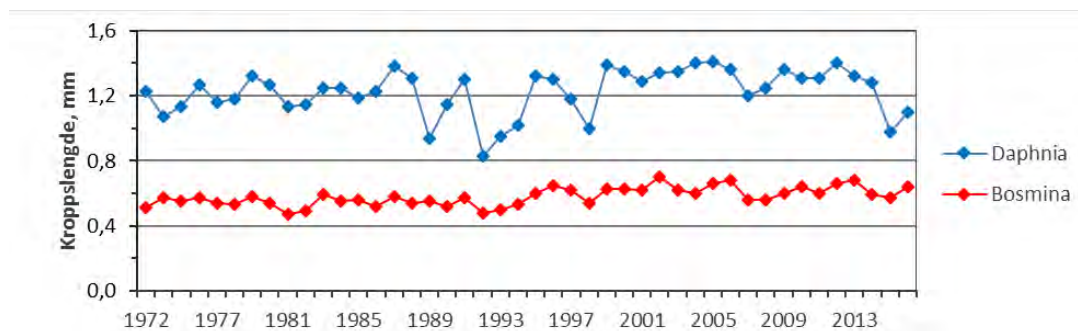


Figur 29. Sesongutviklingen i biomasser av de viktigste artene innen krepsdyrplanktonet ved stasjon Skreia i 2016. Merk varierende skala på y-aksen. Biomasser er gitt som mg tørrvekt pr. m² (0-50 m).

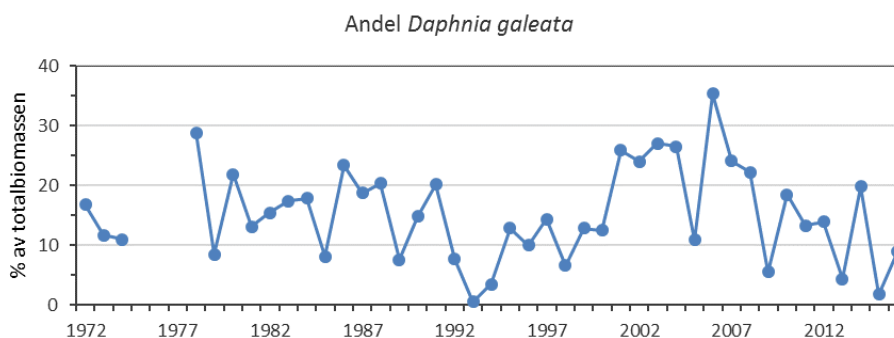
Tabell 8. Middellengder av dominerende vannlopper (voksne bunner) ved Skreia og Furnesfjorden i 2016.

	Daphnia galeata Skreia	Daphnia galeata Furnesfjorden	Daphnia cristata Skreia	Daphnia cristata Furnesfjorden	Bosmina longispina Skreia	Bosmina longispina Furnesfjorden
Middel	1,25	1,17	1,10	0,98	0,64	0,58
Min	1,00	1,06	0,80	0,80	0,46	0,46
Maks	1,76	1,30	1,44	1,26	0,80	0,8
Standardavvik	0,16	0,10	0,16	0,11	0,09	0,09
Antall	35	9	45	24	49	27

Gruppen store dafnier regnes som de mest effektive algebeiterne innen dyreplanktonet. Innsjøens «selvrensingsevne» øker dersom biomassen av store dafnier øker. Av de to *Daphnia*-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*. Andelen *D. galeata* har variert fra ca. 1 % av totalbiomassen i 1993 til 35 % i 2006 (**Figur 32**). Prosentandelen *D. galeata* ser ut til å ha vært noe mindre i de senere årene enn først på 2000-tallet, noe som kan ha hatt negativ effekt på selvrensingsevnen.

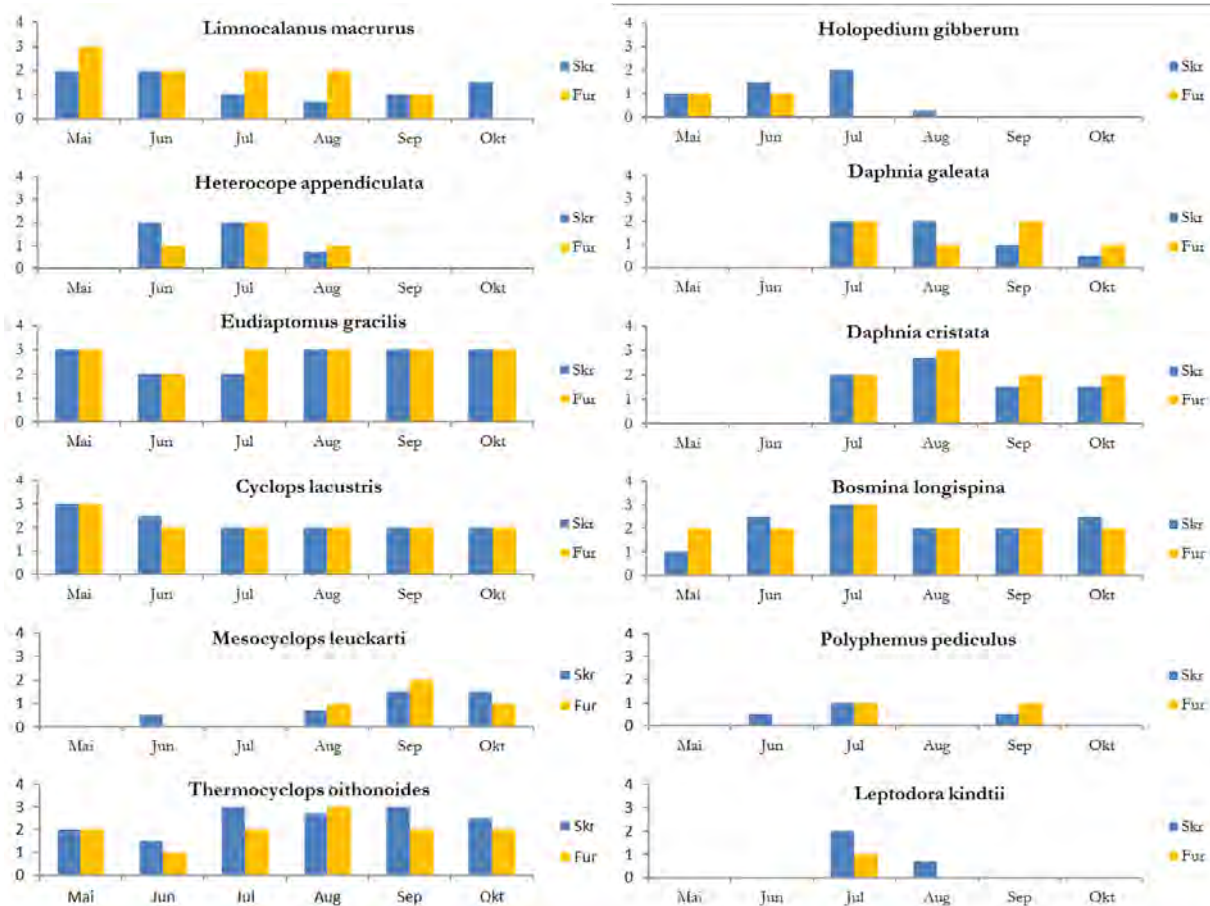


Figur 30. Middellengder av dominerende arter av *Daphnia* og *Bosmina* (voksne hunner) ved stasjon Skreia 1972-2016.



Figur 31. Prosentandelen av *Daphnia galeata* i forhold til den totale krepssdyrplankton-biomassen 1972-2016. Data mangler for årene 1975-1977.

Analysene av håvtrekkprøvene fra stasjonene Skreia og Furnesfjorden viser at det i all hovedsak var de samme artene som ble funnet i begge disse to områdene av Mjøsa i 2016 (**Figur 33**, og Vedlegg, **Tabell 25**). Det så heller ikke ut til å være noen strukturelle forskjeller mellom stasjonene mht. dominansforhold mellom arter eller grupper av arter. Videre har vi ikke registrert vesentlige endringer i artssammensetningen i løpet av de fem årene vi har samlet inn slike prøver fra begge stasjonene (2012-2016) (Løvik mfl. 2015 og tidligere årsrapporter). I årene 2012-2014 var *D. galeata* den dominerende *Daphnia*-arten på begge stasjonene, mens i 2015 var den mindre *D. cristata* dominerende og bestanden av *D. galeata* svært liten. I 2016 var *D. cristata* fortsatt antallsmessig dominerende *Daphnia*-art på begge stasjonene, men bestanden av *D. galeata* så ut til å ha tatt seg noe opp igjen noe sammenlignet med i 2015.



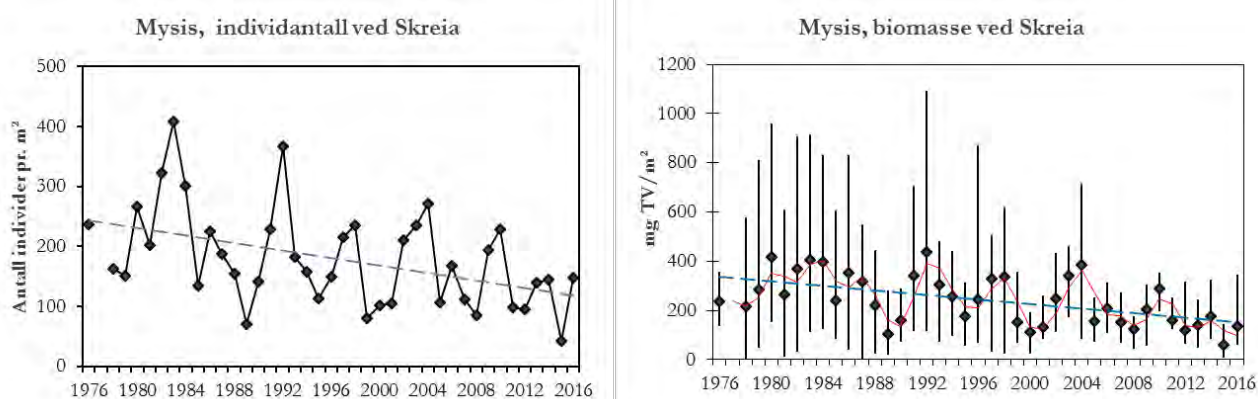
Figur 32. Relativ forekomst av de viktigste artene av krepdyrplankton ved Skreia og i Furnesfjorden i 2016. 1 = sjelden/få individer, 2 = vanlig og 3 = rikelig/dominerende. Skr = Skreia, Fur = Furnesfjorden. Markeringene er basert på én prøve pr. måned i Furnesfjorden og to prøver per måned ved Skreia (én prøve på begge stasjonene i mai).

3.8 Mysis og andre istidskreps

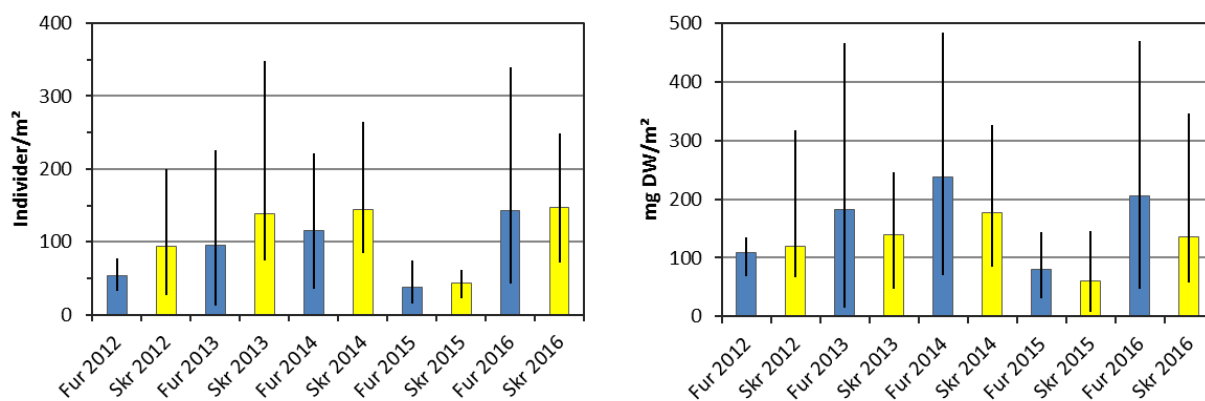
Den rekelignende istidskrepsen *mysis* (*Mysis relicta*, pungreke) er en viktig del av Mjøsas økosystem, bl.a. som predator på krepdyrplankton og som føde for flere fiskearter. I de store svenske innsjøene Vänern og Vättern er to arter av *mysis* påvist, *Mysis relicta* og *Mysis salemaai* (Kinsten 2012 med ref.). I Sørøst-Norge (inklusive Mjøsa) er *M. relicta* den eneste observerte *Mysis*-arten, men *M. salemaai* er påvist i innsjøen Stokkalandsvatnet på Jæren (Spikkeland mfl. 2015).

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 2012-2016. Individtetthet og biomasse av *Mysis* har gjennomgått betydelige svingninger i løpet av overvåkingsperioden (**Figur 34-35**). Ved Skreia er beregnet middelbiomasse redusert fra 289 mg tørrvekt (TV) pr. m² på 1970-tallet til 132 mg TV pr. m² i perioden 2011-2016, dvs. en reduksjon på 54 %. Tilsvarende har det vært en 46 % reduksjon i individantall fra 204 pr. m² i perioden 1976-1980 til 111 pr. m² i perioden 2011-2016. 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.

En sammenligning av Mjøsa med noen av de store svenske innsjøene viser at *Mysis*-tettheten har vært betydelig større i Mjøsa enn i Vänern, Vättern og Mälaren, bortsett fra på to stasjoner i Mälaren i 2015 (Kinsten 2017). Bestanden av *Mysis* i Mjøsa så ut til å være svært liten i 2015 (**Figur 34-35**). Årsaken til dette er uklar, men bestanden tok seg opp igjen og var på et mer «normalt» nivå i 2016; det ble registrert ca. en tredobling av midlere individantall og en dobling av midlere biomasse fra 2015 til 2016 ved begge stasjonene. Midlere individtetthet i 2016 er beregnet til 147 pr. m² ved Skreia og 143 pr. m² i Furnesfjorden. Tilsvarende er midlere biomasse beregnet til henholdsvis 61 mg/m² og 80 mg/m² (tørrvekt) ved de to stasjonene. De fleste årene 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 35**). Dette har sammenheng med at bestanden i Furnesfjorden generelt har bestått av noe større individer.



Figur 33. Tidsutvikling i individantall (middelverdier) og biomasse (middelverdier og variasjonsbredde) av *mysis* ved stasjon Skreia i perioden 1976-2016 (observasjoner fra 1977 mangler).



Figur 34. Individantall (til venstre) og biomasse (til høyre) av *mysis* ved stasjonene Furnesfjorden (Fur) og Skreia (Skr) i perioden 2012-2016. Mittelverdier og variasjonsbredder er vist.

Trollstidskreps (*Gammaracanthus lacustris*) ble funnet i lite antall (1-3 ind./m²) i tre av 11 håvtrekk («stor håv») ved Skreia og i ett av håvtrekkene i Furnesfjorden (1 ind./m²) i 2016 (se Vedlegg, **Tabell 26**). Firetornet istidskreps (*Pallaseopsis quadrispinosa*) ble funnet i et begrenset antall (1-5 ind./m²) på alle prøvedatoene i Furnesfjorden. Denne arten ble imidlertid ikke påvist i håvtrekkene fra Skreia.

3.9 Økologisk tilstand i Mjøsa

Samlet klassifisering av økologisk tilstand basert på planteplankton og fysisk-kjemiske støtteparametere for årene 2013-2016 er gitt i **Tabell 9**. 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 slamtransport fra Lågen på denne stasjonen. Det samme gjelder i stor grad tot-P på stasjon Brøttum, dvs. at 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 i 2016. Stasjon Furnesfjorden fikk imidlertid en nEQR-verdi på 0,61, dvs. nær grensen til moderat tilstand.

Tabell 9. Samlet klassifisering av økologisk tilstand på de fire stasjonene i Mjøsa i 2013-2016. nEQR-verdier er gitt. Fargen angir tilstandsklassen; blå = svært god, grønn = god, gul = moderat og oransje = dårlig tilstand.

Stasjon	År	Planteplankton	Tot-P	Tot-N	Siktedyp	Samlet
Brøttum	2013	0,61	0,54	0,72	0,40	0,54
Brøttum	2014	0,77	0,67	0,71	0,40	0,67
Brøttum	2015	0,74	0,64	0,64	0,56	0,64
Brøttum	2016	0,75	0,67	0,67	0,53	0,67
Kise	2013	0,59	0,66	0,61	0,41	0,59
Kise	2014	0,71	0,73	0,61	0,72	0,71
Kise	2015	0,65	0,68	0,58	0,79	0,65
Kise	2016	0,67	0,68	0,56	0,74	0,67
Furnesfjorden	2013	0,56	0,67	0,53	0,52	0,56
Furnesfjorden	2014	0,69	0,73	0,56	0,87	0,69
Furnesfjorden	2015	0,63	0,66	0,47	1,00	0,63
Furnesfjorden	2016	0,61	0,69	0,43	0,71	0,61
Skreia	2013	0,55	0,68	0,54	0,61	0,55
Skreia	2014	0,68	0,75	0,61	0,77	0,68
Skreia	2015	0,67	0,68	0,50	1,00	0,67
Skreia	2016	0,71	0,72	0,47	0,89	0,71

Alle stasjonene oppnådde kun moderat tilstand i 2013. 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 planteplankton indikerte god tilstand. En betydelig del av fosforet var trolig ikke algetilgjengelig i dette tilfellet.

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 9** framgår det at tilstanden var god ved alle stasjonene både i 2014, 2015 og 2016. De normaliserte EQR-verdiene for stasjon Furnesfjorden indikerer imidlertid at tilstanden her var nær moderat i de to siste årene.

4 Resultater og diskusjon – elver

Alle primærdata er gitt i Vedlegg (Tabell 27-35) og blir også rapportert til Vannmiljø-databasen.

4.1 Typifisering av elvene

For å kunne klassifisere økologisk tilstand for elvene må vanntypen for hver elv bestemmes iht. klassifiseringsveilederen (Veileder 02:2013, revidert 2015, Direktoratgruppen 2015). Vanntypen for den aktuelle vannforekomsten nederst i hver elv er vist i Tabell 10, basert på eksisterende data for farge og kalsium (Tabell 34, Vedlegg 6.2). De aktuelle vannforekomstene ligger alle i lavlandet (dvs. < 200 m.o.h.).

Tabell 10. Vanntyper for de overvåkede tilløpselvene til Mjøsa.

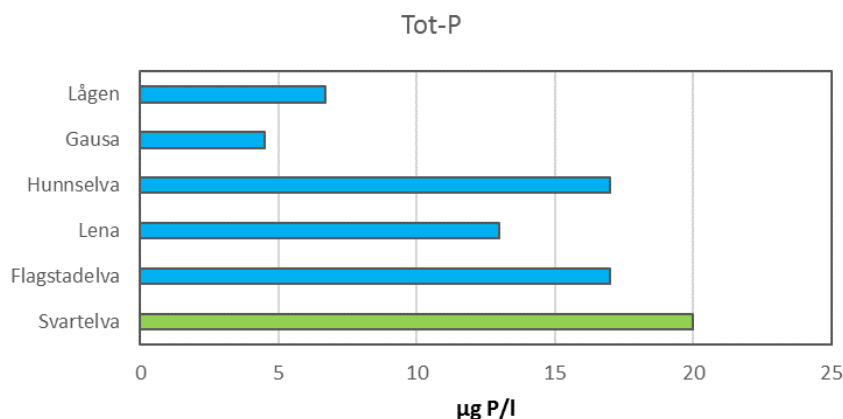
Elv	Vanntype	Kalsium (mg/l)	Farge (mg Pt/l)
Gudbrandsdalslågen	4	3,2	9
Gausa	7	8,6	19
Hunnselva	8	16	51
Lena	10	32	46
Flagstadelva	8*	17	100
Svartelva	10*	24	97
Mesna	7**	7,4	<30
Brumunda	8	8,6	30-90

* Flagstadelva er polyhumos, dvs. farge > 90 mg Pt/l, så da har vi ingen vanntype som passer. Må derfor bruke den som kommer nærmest, som er type 8. Svartelva er også polyhumos; vi bruker derfor type 10, som ligger nærmest.

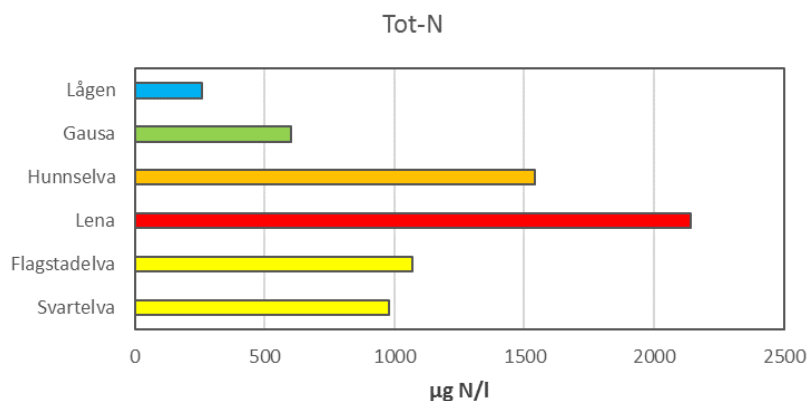
** Mesna er en sterkt modifisert vannforekomst.

4.2 Fosfor, nitrogen og fekale indikatorbakterier

Gudbrandsdalslågen (Lågen) var i svært god tilstand mht. næringsstoffer (tot-P og tot-N) og god tilstand mht. fekale indikatorbakterier (*E. coli*) i 2016 (Figur 36-38). Vurderingene er basert på 16 prøver i tidsrommet april-desember. Gausa var i svært god tilstand mht. tot-P og god tilstand mht. tot-N og *E. coli*. Begge disse elvene oppfylte kravene i vannforskriften mht. fysisk-kjemiske støtteparametere i forhold til overgjødning i 2016.



Figur 35. Medianverdier for konsentrasjoner av tot-P i tilløpselver i 2016. Farger angir tilstandsklassen. Blå = svært god tilstand, grønn = god tilstand.



Figur 36. Medianverdier for konsentrasjoner av tot-N i tilløpselver i 2016. Farger angir tilstandsklassen. Blå = svært god, grønn = god, gul = moderat, oransje = dårlig og rød = svært dårlig tilstand.

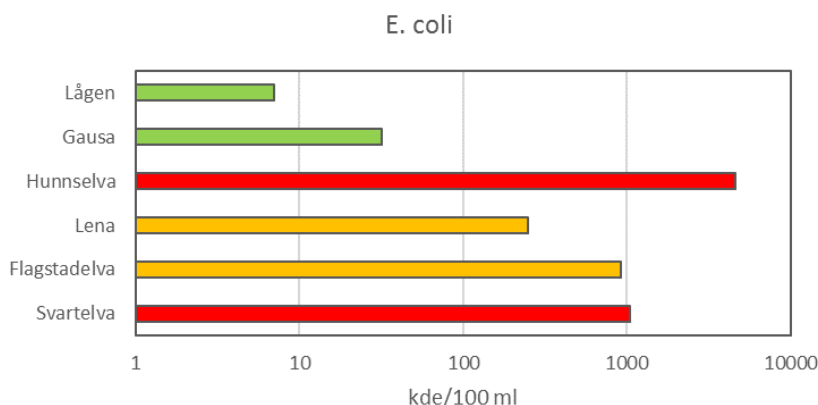
De to mellomstore elvene på vestsiden av Mjøsa, Lena og Hunnselva, hadde markert høyere konsentrasjoner av så vel tot-P, tot-N som *E. coli*. De kom likevel ut med svært god tilstand for tot-P, men henholdsvis dårlig og svært dårlig tilstand for tot-N. Stor avrenning av nitrogen-forbindelser fra dyrka mark og jordbruksaktivitet må antas å være den viktigste forklaringen på de høye nivåene av tot-N.

Den hygieniske vannkvaliteten var svært dårlig i Hunnselva og dårlig i Lena i 2016. Potensielle forureningskilder er sig fra husdyrgjødsel, lekkasjer og overløp fra kommunale avløpsanlegg, utslipp fra ovenforliggende kommunale renseanlegg og utslipp fra private avløpsanlegg i spredt bebyggelse. I Lena ble det registrert en reduksjon i 90-persentilen for *E. coli* fra 1000 kde/100 ml i 2015 til 250 kde/100 ml i 2016 (kde = kolonidannende enheter). I Hunnselva ble det imidlertid registrert en økning fra 3700 kde/100 ml i 2015 til 4600 kde/100 ml i 2016 (Løvik mfl. 2016).

De to mellomstore elvene på østsiden av Mjøsa, Flagstadelva og Svartelva, var i henholdsvis svært god og god tilstand mht. tot-P. Svartelva hadde den høyeste medianverdien for tot-P av de undersøkte tilløpselvene med 20 µg P/l. Elva er kalkrik og svært humøs, med midlere konsentrasjon av kalsium på 24 mg/l (2008-2014) og midlere fargeverdi på 97 mg Pt/l (2016). Den har derfor en naturlig høyere konsentrasjoner av næringsstoffer enn en kalkfattig og klar elv som f.eks. Lågen.

Middelverdiene for tot-N tilsvarte moderat tilstand iht. vannforskriften for både Flagstadelva og Svartelva i 2016. Avrenning av løste nitrogen-forbindelser fra dyrka mark må antas å være en hovedkilde også for disse to vassdragene.

Den hygieniske vannkvaliteten, basert på 90-persentilene for *E. coli*, vurderes som henholdsvis dårlig og svært dårlig i Flagstadelva og Svartelva i 2016. Det var ingen vesentlig endring i nivået av *E. coli* i Flagstadelva sammenlignet med i 2015 (Løvik mfl. 2016). I Svartelva ble det registrert en moderat nedgang i nivået av *E. coli*, fra 1300 kde/100 ml i 2015 til 1046 kde/100 ml i 2016 (90-persentiler).



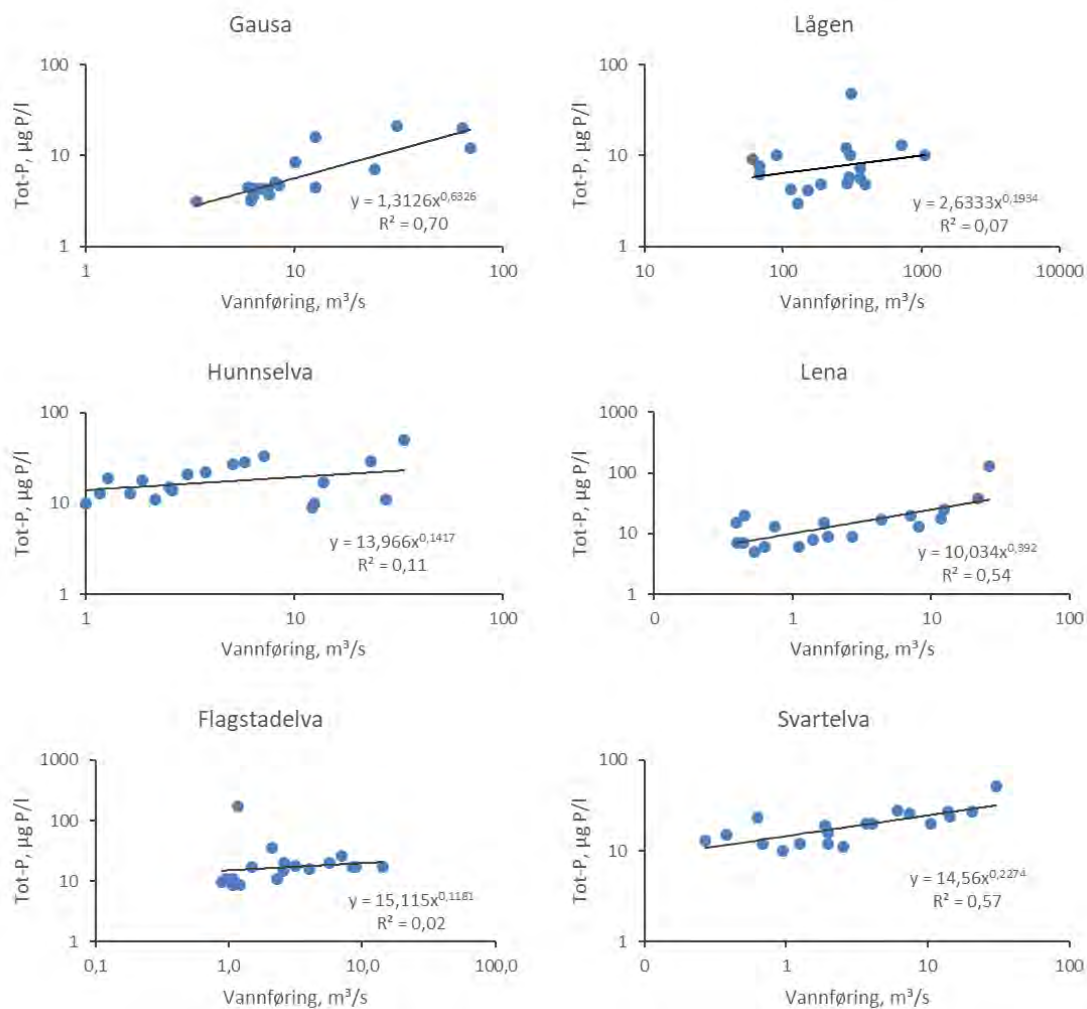
Figur 37. 90-persentiler for forekomst av *E. coli* i tilløpselver i 2016. Farger angir tilstandsklassen. Grønn = god, oransje = dårlig og rød = svært dårlig tilstand. kde = kolonidannende enheter.

Dersom en sammenholder variasjonen i konsentrasjonen av tot-P med variasjonen i vannføring, kan en få en antydning om hvilke typer av forurensningskilder som dominerer. 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 evt. overløp fra avløpsnett som dominerer, vil derimot konsentrasjonen av tot-P kunne øke ved økende vannføring. For flere av tilløpselvene til Mjøsa ble det tidligere vist at det før Mjøsaksjonen var en tendens til økning i de månedlige middelkonsentrasjonene av tot-P ved lave månedlig vanntransporter, mens konsentrasjonen ble mer uavhengig av vanntransporten under og etter Mjøsaksjonen (Rognerud 1988). Dette viser at de betydeligste punktutslippene ble fjernet under aksjonen, og at arealbetinget avrenning ble mer dominerende etter Mjøsaksjonen.

Figur 39 viser sammenhengen mellom vannføring på prøvedagene og konsentrasjonen av tot-P i de seks tilløpselvene i 2016. Figuren antyder at det i Gausa, Lena og Svartelva var en tendens til økning i konsentrasjonen av tot-P med økning i vannføringen. Dette indikerer at det var arealavrenning og evt. overløp/lekkasjer fra kommunale og private avløpsanlegg som var de dominerende kildene i disse vassdragene. Avløp fra private anlegg i spredt bebyggelse er sannsynligvis en vesentlig kilde, spesielt i forbindelse med regnvær og raskt økende vannføring (A. C. Tange, Løten kommune, pers. opp.). Erosjon og tilførsler av jordpartikler fra dyrka mark i forbindelse med regnvær må også antas å være en viktig kilde.

Det så ikke ut til å være noen sammenheng mellom vannføring og tot-P i Lågen, Hunnselva og Flagstadelva i 2016. I Lågen var konsentrasjonen av tot-P generelt lav (3-13 µg P/l), men den 20. juli ble det ved middels vannføring målt 48 µg P/l samtidig som det var relativt høy konsentrasjon av tot-N (653 µg N/l) og høyere innhold av *E. coli* enn «vanlig» (121 kde/100 ml) (se Vedlegg, **Tabell 27**). Dette kan tyde på at det hadde vært et utslipp oppstrøms prøvestasjonen, enten av urensset avløpsvann eller avrenning fra husdyrgjødsel. Undersøkelsene i 2015 indikerte at det var arealavrenning evt. i kombinasjon med spredt avløp som var den dominerende kilden mht. fosfortilførsler til Lågen (Løvik mfl. 2016).

I Flagstadelva ble det den 9. september registrert høye konsentrasjoner av tot-P (170 µg P/l), tot-N (2540 µg N/l) og *E. coli* (>2005 kde/100 ml), mens vannføringen var relativt lav denne dagen. Dette kan tyde på at det var en episode med utslipp av urensset avløpsvann eller tilførsel av husdyrgjødsel.



Figur 38. Sammenhengen mellom vannføring og tot-P i Gausa, Lågen, Lena, Hunnselva, Flagstadelva og Svartelva i 2016.

I Hunnselva varierte konsentrasjonen av tot-P usystematisk i forhold til vannføringen. Den høyeste P-konsentrasjonen (50 µg P/l) ble målt i tilknytning til regnvær og høy vannføring den 24. mai, men det ble også målt forhøyde konsentrasjoner (20-30 µg P/l) på dager med relativt lav vannføring (se Vedlegg, **Tabell 29**). Resultatene antyder at arealbetinget tilførsel av fosfor var dominerende, men at utslipp fra punktkilder også kan ha forekommet.

4.3 Fosfortilførsler og fosforbudsjett for Mjøsa

Resultatene av stofftransportberegninger for seks av de største tilløpselvene og Vorma i 2016 er gitt i Vedlegg, **Tabell 27-33**. **Figur 40** viser tidsutviklingen i årlig fosfortransport og volumveide årsmiddelverdier for tot-P fra 1970-tallet t.o.m. 2016 for de seks tilløpselvene. Lågen ser det ut til å ha hatt en reduksjon i både transport og konsentrasjoner av fosfor fram mot begynnelsen av 2000-tallet, med unntak av en markert topp i flomåret 1995. Videre var det høye verdier i flomårene 2011, 2013 og 2014. Transportverdiene for disse årene bør kun anses som grove estimater på den reelle årstransporten. Dette skyldes at fosfor-konsentrasjonen kan være høy, men kan også variere svært mye i forbindelse med flommer. Når det i tillegg kan være betydelig usikkerhet knyttet til vannføringsdataene ved flom, blir usikkerheten i transportberegningene relativt store. For 2016 er fosfor-transporten og den volumveide middelverdien for Lågen beregnet til henholdsvis 74 tonn og 9,9 µg P/l (**Tabell 11**).

Gausa kan se ut til å ha hatt en lignende tidsutvikling i transport og konsentrasjon av fosfor som Lågen. Flomårene 1995, 2011, 2013 og 2014 skiller seg ut med spesielt høye verdier. Både P-transporten og P-konsentrasjonen var forholdsvis høye i 2015 også, trolig på grunn av lovlig utførte flomforbygningsarbeider i vassdraget (Løvik mfl. 2016). I 2016 var P-transporten og P-konsentrasjonen lavere, med verdier på henholdsvis 3,9 tonn og 10 µg P/l.

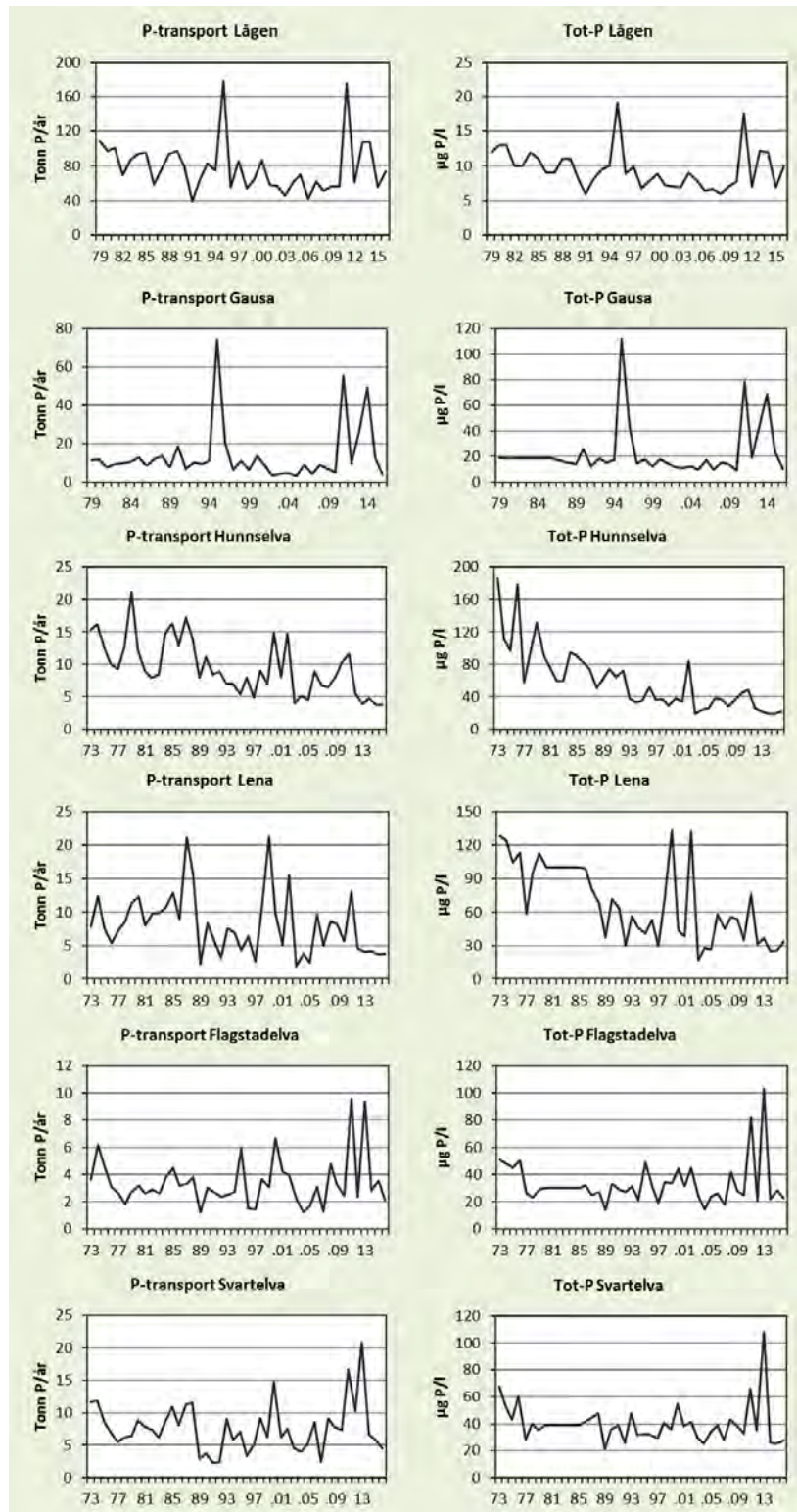
Hunnselva viser store variasjoner i årsverdiene for P-transport og P-konsentrasjon, men en generell reduksjon fra 1970- og 1980-tallet og fram til de senere årene. Også for Hunnselva var 2011-verdiene forholdsvis høye. For 2106 er P-transporten og volumveid middelkonsentrasjon av tot-P beregnet til henholdsvis 3,7 tonn og 23 µg P/l.

Tidsutviklingen for transport og konsentrasjon av fosfor i Lena kan minne om forløpet for Hunnselva, men det ser ut til å ha vært mer usystematiske variasjoner særlig i transport-verdiene for Lena, med bl.a. svært høye verdier i 1999 og 2002. Transporten og den volumveide middelverdien for tot-P var også høye i 2011, men markert lavere i årene 2012-2016. For 2106 er P-transporten og volumveid middelkonsentrasjon av tot-P beregnet til henholdsvis 3,8 tonn og 34 µg P/l.

Flagstadelva og Svartelva viser også store og usystematiske variasjoner i både P-transportene og i middelkonsentrasjonene gjennom overvåkingsperioden. De beregnede transportene og middelkonsentrasjonene var spesielt høye i «flomårene» 2011 og 2013. Beregnet P-transport og volumveid middelverdi for tot-P i Flagstadelva i 2016 er på henholdsvis 2,1 tonn og 23 µg P/l. For Svartelva er de tilsvarende verdiene 4,5 tonn og 28 P/l i 2016.

Tabell 11. Beregnet vanntransport, fosfor-transport og volumveid middelverdi for seks tilløpselver til Mjøsa i 2016. Vanntransporter er beregnet på grunnlag av vannføringsdata fra NVE og GLB.

	Vanntransport	P-transport	Konsentrasjon
	mill. m ³ /år	tonn P/år	volumveid middel µg P/l
Lågen	7481	73,78	9,9
Gausa	389	3,921	10,1
Hunnselva	165	3,703	22,5
Lena	111	3,773	34,0
Flagstadelva	94	2,132	22,6
Svartelva	164	4,531	27,7
Sum 6 elver	8403	91,84	10,9

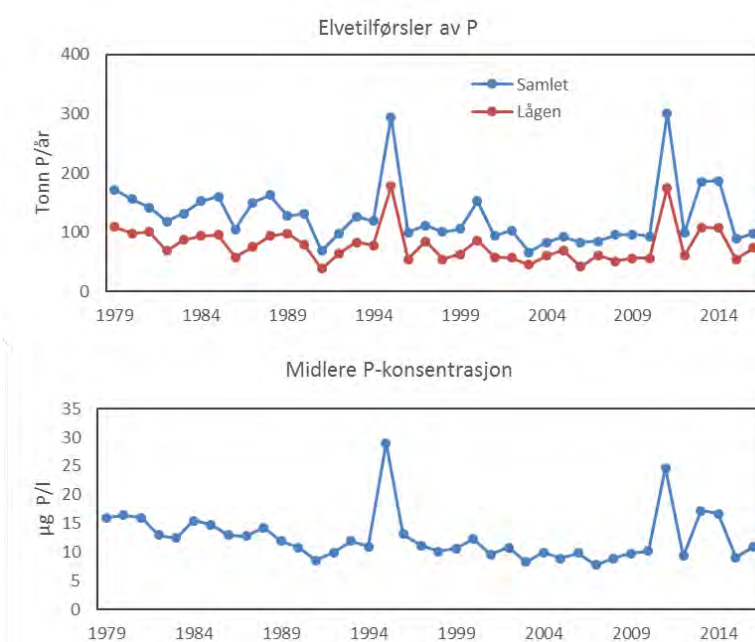


Figur 39. Tidsutviklingen i beregnet fosfor-transport og volumveide middelverdier av tot-P for elvene Lågen, Gausa, Hunnselva, Lena, Flagstadelva og Svartelva. Verdier for perioden 1980-1985 er estimater i henhold til Rognerud (1988).

De samlede elvetilførslene av fosfor ble redusert fra 164 tonn pr. år i 1979-1980 til 89 tonn pr. år som middel for perioden 2001-2010 (**Figur 41**). Vi har da beregnet sum elvetilførsler som summen av

tilførselene fra Lågen, Gausa, Hunnselva, Lena, Flagstadelva og Svartelva pluss et antatt tillegg på 7 % fra andre elver der det ikke har blitt gjort målinger (jf. Rognerud 1988). Tilsvarende var det en reduksjon i volumveide middelerverdier av tot-P i de seks nevnte elvene fra 16,3 $\mu\text{g P/l}$ i 1979-1980 til 9,7 $\mu\text{g P/l}$ i 2001-2010. Reduksjonene i tilførselene og konsentrasjonene av fosfor må ses som effekter av de forurensningsbegrensende tiltakene som ble gjennomført i forbindelse med Mjøsaksjonen og senere tiltak.

Flomåret 1995 skiller seg ut med høye verdier for både transport og middelkonsentrasjon av tot-P. Som tidligere nevnt er det viktig å være klar over at beregningene av så vel årlige transportverdier som årsmiddelerverdier for fosfor er beheftet med betydelig usikkerhet, spesielt i år med markerte flommer. Videre vil en forholdsvis stor andel av fosforet som tilføres Mjøsa i forbindelse med flommer, være partikkelbundet og i mindre grad tilgjengelig for algevekst.



Figur 40. Samlet årlig tilførsel av fosfor til Mjøsa fra seks tilløpselver pluss et antatt tillegg på 7 % fra elver som det ikke gjøres målinger i (øverst), for perioden 1979-2016. Beregnet årlig middelkonsentrasjon (volumveid) i de seks er også vist, dvs. sum tilførsel av tot-P dividert på sum vanntransport i de samme elvene (nederst).

I årene 2011, 2013, 2014 og 2016 har det vært kraftige vårflokker og/eller andre betydelige flommer i flere av elvene, bl.a. Gudbrandsdalslågen. Dette har ført til markert høyere årstransporter og årsmiddelerverdier for tot-P enn i perioden 2001-2010, spesielt i årene 2011, 2013 og 2014 (Figur 41). Flommen i slutten av mai 2016 var kortvarig og ga ikke spesielt stort utslag på den totale årstransporten. Samlet elvetransport er beregnet til ca. 300 tonn i 2011, ca. 185 tonn i 2013 og 2014 og ca. 98 tonn i 2016. Gudbrandsdalslågen bidrar med den største andelen av fosfor-tilførselene til Mjøsa. I de fleste årene vi har målinger fra, representerte tilførselene fra Lågen ca. 55-75 % av de samlede tilførselene fra elver.

Fra og med 2010 har det blitt gjennomført målinger av konsentrasjoner av næringsstoffer både i de seks viktigste tilløpselvene og i utløpet av Mjøsa, Vormå. Dette sammen med vannføringsdata fra GLB og NVE har gjort det mulig å foreta beregninger av fosforbalansen inn og ut av Mjøsa. Forutsetningen har bl.a. vært at vi også har hatt tilgang til data for utslipp direkte til Mjøsa fra de kommunale rensanleggene 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 tilførselene med de seks viktigste elvene, i tråd med tidligere beregninger (jf. Rognerud 1988, Kjellberg 2006). Mengden fosfor som deponeres direkte på innsjøoverflata (nedbør og tørravsetninger), er estimert ut fra litteratordata (Bratli mfl. 1995). Resultatene av beregningene for 2016 er gitt i **Tabell 12**.

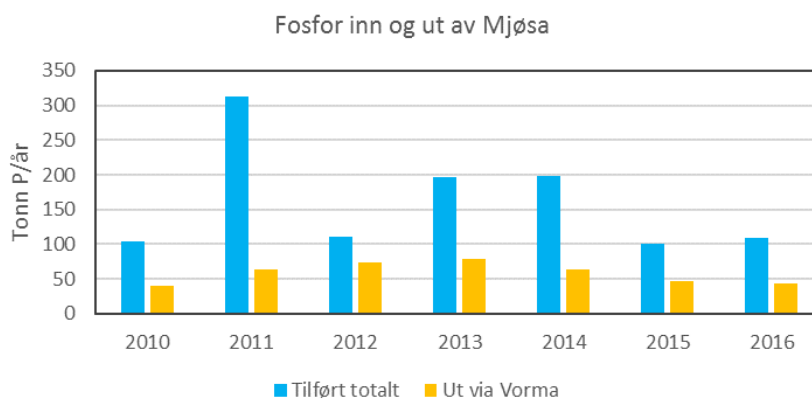
Tabell 12. Beregnet fosforbalanse for Mjøsa i 2016.

	Tot-P, tonn	%
Gudbrandsdalslågen (målt)	73,8	67,2
Sum 5 andre elver* (målt)	18,1	16,5
Andre elver (estimert 7 %)	6,43	5,9
Elver totalt	98,3	89,5
Direkte utslipp til Mjøsa fra kommunale renseanlegg	4,10	3,7
Direkte utslipp til Mjøsa fra Industri	0,01	0,01
Deposisjon på innsjøoverflaten	7,38	6,7
Totale tilførsler	109,8	100,0
Transport ut, Vormo (målt)	43,8	39,9
Tilbakeholdelse i Mjøsa	66,0	60,1

* Gjelder Lena, Hunnselva, Gausa, Flagstadelva og Svartelva

Den totale tilførselen av fosfor til Mjøsa er beregnet til ca. 110 tonn i 2016. Elvetilførslene stod for 90 % av de samlede tilførslene. Dette omfatter først og fremst tilførsler fra jordbruk og dyrka mark, kommunale renseanlegg og avløpsanlegg med utslipp til elver, private anlegg i spredt bebyggelse og evt. industri med utslipp til elver. I tillegg kommer fosfor med naturlig avrenning fra skog og utmark for øvrig. En kvantitativ kildefordeling av elvetilførslene er nødvendig for å kunne planlegge behov for tiltak, men kunne ikke gjøres innenfor rammene av denne overvåkingen. Kommunale renseanlegg med utslipp direkte til Mjøsa bidro med 4,1 tonn eller 3,7 %, mens utslipp direkte til Mjøsa fra industri er beregnet til 0,01 tonn (0,01 %) av de totale tilførslene av fosfor til Mjøsa i 2016.

Mengden fosfor som ble transportert ut av Mjøsa med Vormo er beregnet til ca. 44 tonn i 2016. Dette gir en retensjon (tilbakeholdelse) i Mjøsa på 66 tonn, dvs. 60 % av tilført mengde fosfor. Fosfor-tilførslene var betydelig større i flomårene 2011, 2013 og 2014 enn i årene 2010, 2012, 2015 og 2016 (**Figur 42**). Beregnet retensjon av fosfor i Mjøsa har de fleste årene variert fra ca. 50 til 70 % av de totale tilførslene.

**Figur 41.** Beregnet mengde fosfor transportert inn og ut av Mjøsa årlig i perioden 2010-2016.

4.4 Nitrogen-tilførsler

Beregnet tilførsel av tot-N til Mjøsa med tilløpselvene Lågen, Gausa, Hunnselva, Lena, Flagstadelva og svartelva i 2016 er gitt i **Tabell 13**. Den samlede transporten med disse seks elvene er beregnet til ca. 3100 tonn N i 2016. Av dette stod Lågen og Lena for henholdsvis 62 % og 11 %, mens de øvrige fire elvene hver stod for 4-8 %. I følge våre beregninger gikk det i 2016 ut ca. 5300 tonn N med Vormo, som er

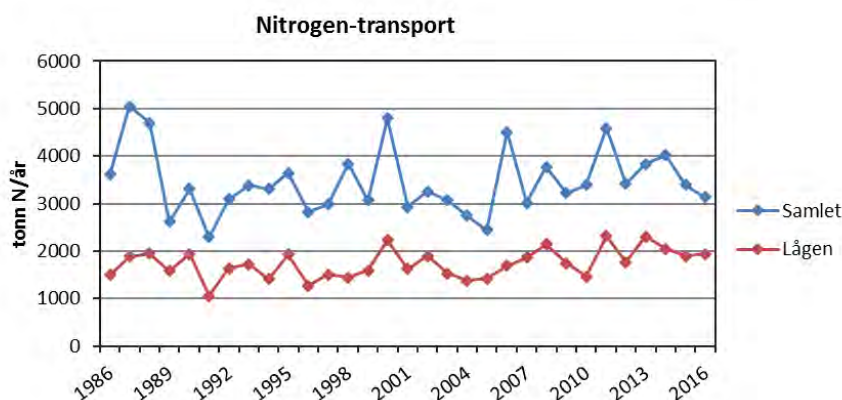
betydelig mer enn for de seks tilløpselvene. Det må derfor være relativt store tilførsler fra de delene av nedbørfeltet som ikke dreneres av disse seks elvene og i tillegg trolig betydelige N-utslipp fra kommunale renselanlegg. Beregninger i RID-prosjektet viser at Glomma tilfører Ytre Oslofjord ca. 15000-17000 tonn N/år (Skarbøvik m.fl. 2016), dvs. at Vorma ser ut til å bidra med ca. en tredjedel av totalen som kommer med Glomma.

De volumveide middelkonsentrasjonene av tot-N varierte fra 259 $\mu\text{g N/l}$ i Lågen til 3051 $\mu\text{g N/l}$ i Lena.

Tabell 13. Beregnet vanntransport, nitrogen-transport og volumveid middelkonsentrasjon av tot-N i seks tilløpselver til Mjøsa i 2016.

	Vannttransport	N-transport	Konsentrasjon volumveid middel
	mill. m ³ /år	tonn N/år	$\mu\text{g N/år}$
Gudbrandsdalslågen	7481	1939	259
Gausa	389	245	630
Hunnselva	165	250	1518
Lena	111	338	3051
Flagstadelva	94	125	1324
Svartelva	164	233	1423
Sum 6 elver	8403	3130	372

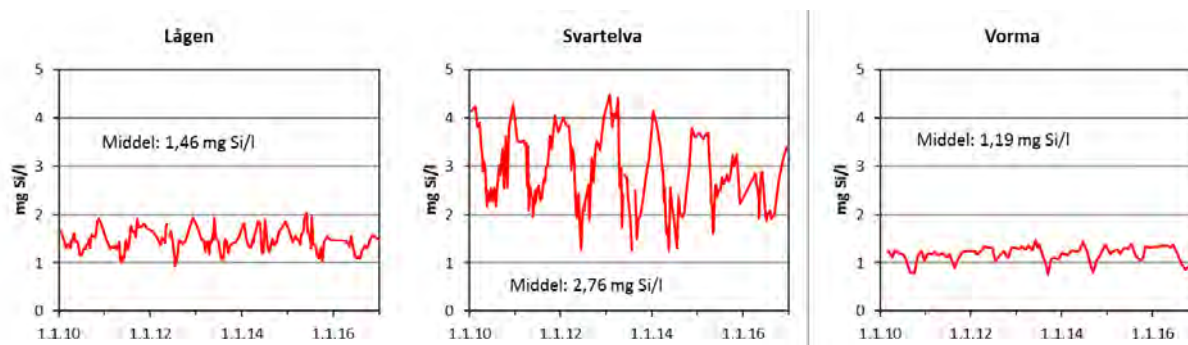
Figur 43 viser beregnede årlige tilførsler av nitrogen til Mjøsa fra de seks nevnte elvene for perioden 1986-2016. I perioden 2011-2016 har de samlede tilførslene av tot-N fra disse elvene variert i intervallet 3130-4590 tonn pr. år, der andelen fra Lågen har representert fra 51 til 62 %.



Figur 42. Tidsutviklingen i samlet årlig transport av tot-N med seks av de største tilløpselvene til Mjøsa i perioden 1986-2016, beregnet som summen av transporten med Lågen, Gausa, Hunnsetva, Lena, Flagstadelva og Svartelva.

4.5 Silisium i Lågen, Svartelva og Vorma

Konsentrasjonen av plantenæringsstoffet silisium har blitt målt i de to tilløpselvene Gudbrandsdalslågen og Svartelva samt i utløpselva Vorma ved Minnesund i perioden 2010-2016 (**Figur 44**). Middelkonsentrasjonen for Svartelva for hele perioden var på 2,76 mg Si/l, dvs. nesten dobbelt så høyt som middelkonsentrasjonen for Lågen på 1,46 mg Si/l. Middelkonsentrasjonen for Vorma (1,19 mg Si/l) var derimot 19 % lavere enn tilsvarende for Lågen.



Figur 43. Konsentrasjoner av silisium i Lågen, Svartelva og Vorma i perioden 2010-2016.

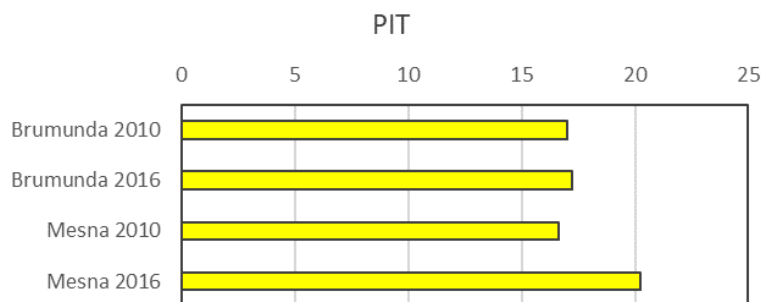
Det er mange faktorer som påvirker tilførselen (fluksen) av silisium fra det nedbørfeltet til vassdrag. Faktorer som berggrunnstype, løsmasser (tykkelse og kvalitet), avrenning, topografi og arealbruk/arealdekke regnes å være blant de viktigste (se f.eks. Hartmann mfl. 2011). I mange elver observeres det et sesongmessig mønster med relativt høye konsentrasjoner av løst silisium (DSi) på vinteren og markert nedgang om våren til et minimum i løpet av vekstsesongen, 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 fortynning i forbindelse med vårfloppen, men også opptak av DSi i terrestrisk vegetasjon, spesielt skog (Carey og Fulweiler 2013).

En slik sesongmessig variasjon i Si-konsentrasjonen har vært nokså tydelig også i Lågen, Svartelva og Vorma i de sju årene vi har målinger fra (**Figur 44**). Det sesongmessige mønsteret har vært mest utpreget i Svartelva. Det er rimelig å anta at den markerte nedgangen i konsentrasjonen på våren/forsommeren i stor grad skyldes vekst av kiselalger både på elvebunnen (fastsittende alger) og i oppstrømsliggende innsjøer (planteplankton). Opptak av silisium i skog i nedbørfeltet samt fortynning i forbindelse med vårfloppen kan trolig være medvirkende årsaker til den nevnte dropen på våren/forsommeren.

4.6 Begroing i Mesna og Brumunda

Økologisk tilstand

Mesna og Brumunda er begge moderat kalkrike elvetyper, med kalsium-verdier på henholdsvis 7,4 og 8,6 mg Ca/l (se Vedlegg, **Tabell 35**). Vi har derfor valgt å ikke klassifisere tilstanden mht. påvirkningstypen forsurening. Eutrofieringsindeksen PIT resulterte i moderat tilstand i Mesna og Brumunda i både 2010 og 2016 (**Figur 45**), ved bruk av klassegrenser for de aktuelle vanntypene (**Tabell 14** i avsnitt 4.9).



Figur 44. Eutrofieringsindeksen PIT (Periphyton Index of Trophic status) beregnet for lokalitetene Brumunda og Mesna i 2010 og 2016 (absoluttverdier). Fargen angir økologisk tilstand i henhold til vannforskriften. Gul = moderat tilstand.

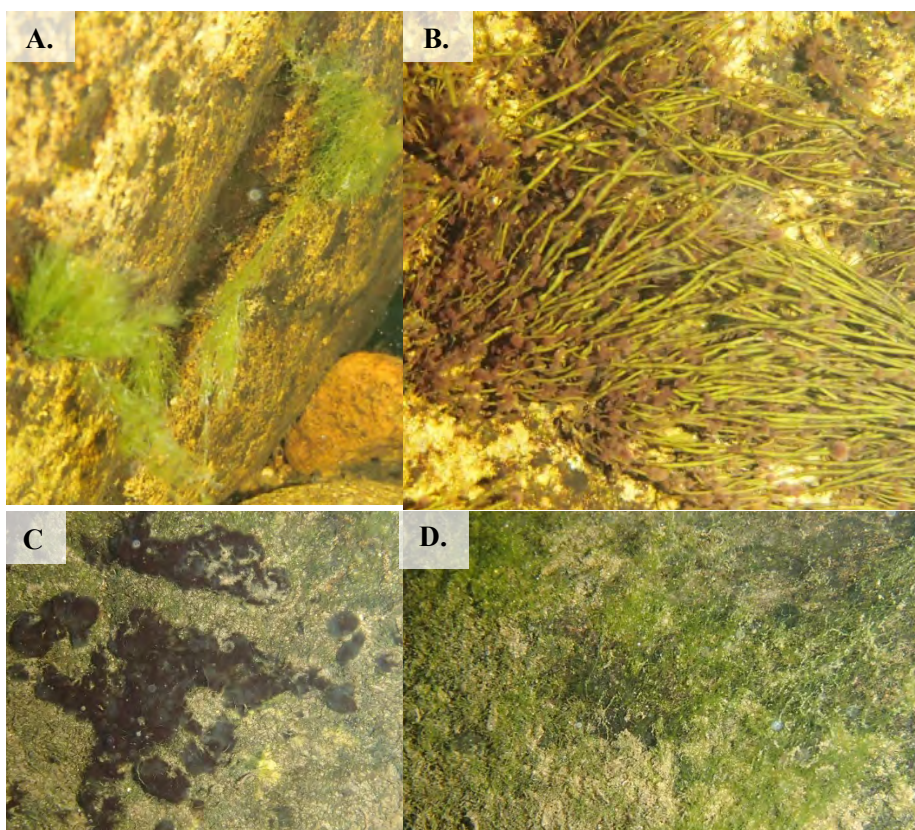
Elvene lå tett opp mot god tilstand med nEQR = 0,54-0,59 (grensen mellom god og moderat tilstand er nEQR = 0,60). Det skal altså ikke store forbedringene til for å bedre tilstanden i elvene til god økologisk tilstand og dermed oppnå miljømålet gitt i vannforskriften.

Det ble ikke registrert noe heterotrof begroing på de undersøkte lokalitetene, verken i 2010 eller 2016, noe som vil si at det ikke er registrert effekter av organisk belastning på begroingssamfunnet. Prøver av begroing bør også gjøres samtidig med bunnsfauna, da heterotrofe begroingsorganismer reagerer negativt på sterkt lys og er mer velutviklet tidlig vår og sen høst. Det er derfor for tidlig å konkludere med at en eventuell organisk belastning ikke har effekter på begroingssamfunnet.

Biologisk mangfold

Det ble registrert fra 10 til 17 ulike taksa av alger (ekskludert kiselalger) i henholdsvis Mesna og Brumunda i 2010 og 2016. I Mesna var det flest grønnalger begge år, mens det i Brumunda var flest grønnalger i 2010 og flest cyanobakterie-taksa i 2016 (se Vedlegg, **Tabell 35** for fullstendig artsliste).

Begge lokaliteter var karakterisert av et blandingssamfunn med innslag av både eutrofe (næringskrevende) og oligotrofe (mindre næringskrevende) algearter. Dette kommer til uttrykk i **Figur 46**, som viser et utvalg bilder av taksa som ble registrert i Mesna og Brumunda i 2016. Grønnalgene *Cladophora glomerata* og *Microspora amoena* (**Figur 46A**) er henholdsvis eutrofe og oligotrofe arter. Det samme gjelder rødalgene *Audouinella hermannii* og *Lemanea fluviatilis* (**Figur 46B**). Cyanobakteriene *Oscillatoria limosa* og *Phormidium retzii* (**Figur 46C**) er begge eutrofe arter, mens grønnalgene *Spirogyra* a og *Microspora amoena* (**Figur 46D**) er oligotrofe.

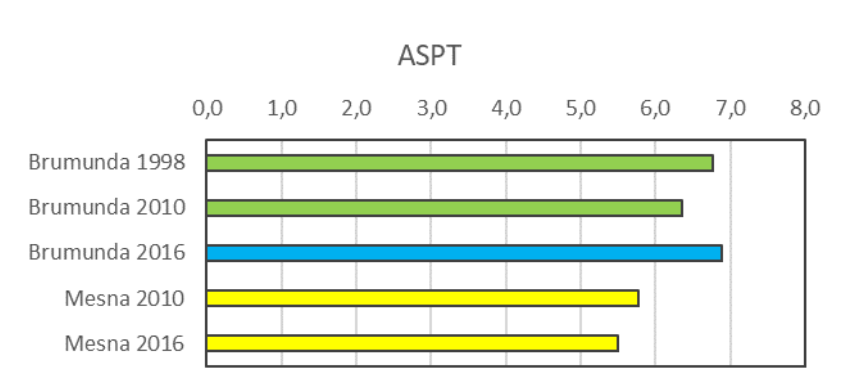


Figur 45. Bilder av vanlige taksa fra Brumunda og Mesna 2016 **A.** Grønnalgearter som *Cladophora glomerata* eller *Microspora amoena*, **B.** Rødalgene *Lemanea fluviatilis* og *Audouinella hermannii*, **C.** Cyanobakteriearter som *Oscillatoria limosa* eller *Phormidium retzii* og **D.** Grønnalgearter som *Microspora amoena* og *Spirogyra* a (Foto: M.R. Kile, NIVA).

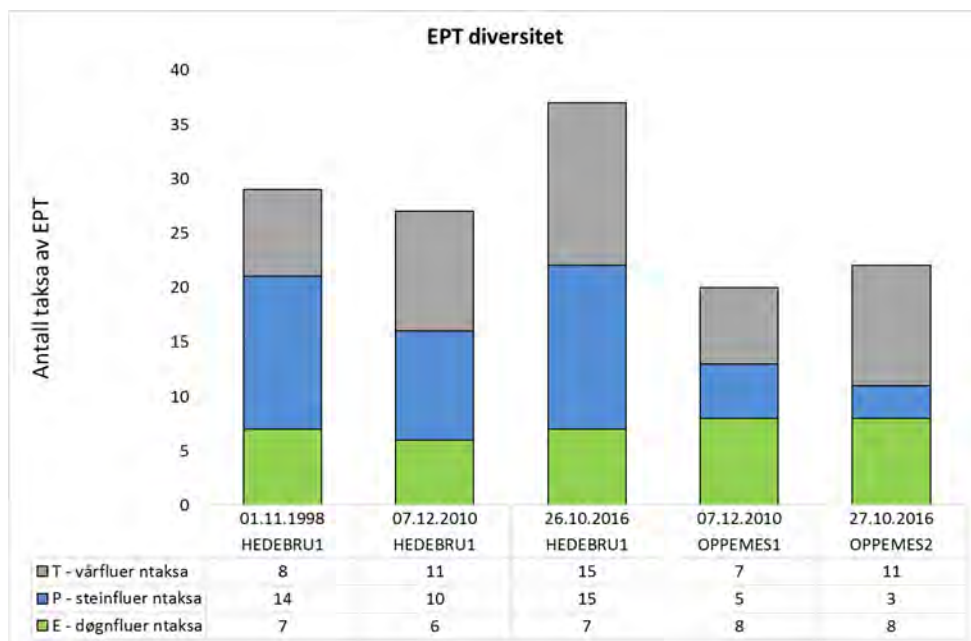
4.7 Bunndyr i Mesna og Brumunda

Den økologiske tilstanden for bunndyr ble vurdert ut fra ASPT-indeksen til svært god i Brumunda og moderat i Mesna i 2016 (**Figur 47**). Denne indeksen responderer primært på organisk belastning. I figuren vises også data fra tidligere undersøkelser (Løvik mfl. 2011). Beregnede indeksverdier, EQR og nEQR verdier for ASPT er gitt i **Tabell 14** og taksaliste for 2016 er gitt i Vedlegg, **Tabell 36**. Den moderate tilstanden som ble målt i Mesna, kan være et resultat av nedslammingen i vassdragets nedre deler, som trolig skyldes store fysiske inngrep oppstrøms. Mesna er sterkt modifisert pga. disse inngrepene, og det er uklart om ASPT-indeksens grenseverdier kan brukes for slike vannforekomster, se samlet vurdering nedenfor.

Det ble registrert 37 taksa av EPT i Brumunda, fordelt på 7 døgnfluer, 15 steinfluer og 15 vårfluer, og 22 EPT i Mesna, fordelt på 8 døgnfluer, 3 steinfluer og 11 vårfluer i 2016 (**Figur 48**). Dette er omtrent som i 2010 for Mesna, mens Brumunda lå en del høyere i 2016. Den åpenbare forskjellen mellom elvene var at Mesna, både i 2010 og 2016, manglet EPT taksa som er følsomme for organisk belastning.



Figur 46. Vurdering av bunnsfaunasamfunnet med hensyn til organisk belastning i nedre deler av Brumunda og Mesna i perioden 1998 til 2016. Absoluttverdier for ASPT er vist. Fargene angir tilstandsklasser. Blå = svært god, grønn = god og gul = moderat tilstand.



Figur 47. Samlet antall taksa av EPT - Ephemeroptera (døgnfluer), Plecoptera (steinfluer) og Trichoptera (vårfluer) - fra utvalgte prøvetakingsstasjoner i nedre deler av Brumunda (HEDEBRU1) og Mesna (OPPEMES1 og OPPEMES2) i perioden 1998 til 2016.

4.8 Feltbefaringer langs Mesna og Brumunda

Mesna

Mesnavassdraget er preget av at det tidligere er gjennomført omfattende fysiske inngrep i forbindelse med kraftreguleringer. Flere innsjøer og elvestrekninger har derfor status som sterkt modifiserte vannforekomster (SMVF).

1.-2. august 2016 ble det gjennomført befaringer med felt-observasjoner av biologiske forhold i de viktigste delene av vassdraget. Hensikten var å foreta en «hurtigkartlegging» av miljøtilstanden for eventuelt å spore kilder til forurensning. Vannføringen var lav til middels da befaringene ble gjennomført.

Størstedelen av vassdraget ble vurdert som lite til moderat påvirket av næringsstoffer og organisk stoff fra befolkning, jordbruk og annen næringsvirksomhet (**Figur 49**). På de fleste lokalitetene var det liten eller middels dekning av «grønske», og det ble i liten grad funnet typisk forurensnings-indikerende bunndyr. En strekning av en tilløpsbekk til Reinsvatnet var preget av grumsete vann som følge av gravearbeider, og ved utløpet i Lågendeltaet var elvebunnen til dels preget av nedslamming med finpartikler.



Figur 48. Forurensningsgraden mht. eutrofiering og organisk belastning i Mesna med sidevassdrag, vurdert på grunnlag av feltbefaringer med biologiske observasjoner i august 2016. Sirkelen nederst i vassdraget viser økologisk tilstand ut fra undersøkelser av begroing (venstre halvdel) og bunndyr (bøyre halvdel) i 2016, der gul farge angir moderat tilstand.

Brumunda

Befaringer med biologiske feltobservasjoner ble gjennomført 28.-29. juli 2016. Vannføringen var lav da befaringene ble gjennomført.

De øvre og midtre delene av Brumunda med sidevassdrag så i hovedsak ut til å være lite påvirket av næringsstoffer og organisk stoff fra menneskelige aktiviteter (**Figur 50**). Øvre deler av Ljøsåa ga imidlertid inntrykk av å være noe påvirket, med markert forekomst av «grønske». Stor dekning av «grønske» ble også observert i den øvre delen av selve Brumunda (nedstrøms Brumundsjøen), uten at vi kan si sikkert at dette var et resultat av menneskeskapte tilførsler av næringsstoffer.

De nedre delene ble også vurdert til i hovedsak å være moderat eller lite påvirket av næringsstoffer eller organisk stoff. På den nederste strekningen var imidlertid elva preget av fysiske inngrep (flomverk, forbygning og graveaktiviteter). Imidlertid er ingen deler av Brumunda klassifisert som sterkt modifisert vannforekomst (SMVF) (<http://vann-nett.no/portal/SearchWaterbody.aspx?q=Brumunda&cat=All>).



Figur 49. Forurensningsgraden mht. eutrofiering og organisk belastning i Brumunda med sidevassdrag, vurdert på grunnlag av feltbefaringer med biologiske observasjoner i juli 2016. Sirkelen nederst i vassdraget viser økologisk tilstand ut fra undersøkelser av begroing (venstre halvdel) og bunndyr (høyre halvdel) i 2016, der fargene blå og gul angir henholdsvis svært god og moderat tilstand.

4.9 Økologisk tilstand i Brumunda og Mesna - oppsummering

I en totalvurdering av Brumunda og Mesna havner begge lokaliteter i moderat økologisk tilstand (**Tabell 14**), og oppnår dermed ikke miljømålet gitt i vannforskriften. Eutrofieringsindeksen PIT er utslagsgivende for den samlede klassifiseringen begge år i Brumunda, mens ASPT indeksen for bunndyr er utslagsgivende for begge år i Mesna. Mesna er en sterkt modifisert vannforekomst preget av nedslamming pga. omfattende fysisk inngrep relatert til kraftregulering. Mesna kan derfor kun klassifiseres mht. økologisk potensial og ikke økologisk tilstand. Det er derfor usikkert om grenseverdier for naturlige elver kan brukes i klassifiseringen. I mangel av bedre klassifiseringsmetodikk for økologisk potensial velger vi likevel å presentere resultatene man får dersom elva hadde vært naturlig og ikke sterkt modifisert.

Stasjonene i begge elvene ligger nedstrøms områder karakterisert av mye bebyggelse, og for Brumundas del også jordbruksaktivitet og betydelige arealer med dyrka mark spesielt oppstrøms tettbebyggelsen. Avrenning fra disse kildene er sannsynligvis årsaken til at lokalitetene er noe belastet mht. eutrofiering (jf. begroing). Den samlede tilstandsklassifiseringen viser at nærings saltbelastning er en vesentlig påvirkningsfaktor i de to elvene, som begge var i moderat tilstand, men nær grensen til god ut fra PIT-indeksen i både 2010 og 2016.

Tabell 14. Samlet økologisk tilstand for Mesna og Brumunda basert på begroingsalger (indeksene PIT og AIP), samt bunndyr (indeksen ASPT) med tilhørende verdier av EQR, nEQR og tilstandsklasse, i 2010 og 2016. Den samlede vurderingen er basert på prinsippet «det verste styrer».

	Brumunda		Mesna*	
	2010	2016	2010	2016
Vanntype	8	8	7	7
Begroingsalger				
Antall indikatorer	7	11	12	15
Absoluttverdier	16,99	17,23	16,65	20,23
PIT				
EQR	0,81	0,81	0,82	0,75
nEQR	0,58	0,58	0,59	0,54
Tilstand	Moderat	Moderat	Moderat	Moderat
Bunndyr				
Absoluttverdier	6,35	6,88	5,78	5,50
EQR	0,92	0,99	0,84	0,80
ASPT				
nEQR	0,69	0,97	0,54	0,48
Tilstand	God	Svært god	Moderat	Moderat
Samlet økologisk tilstand				
nEQR	0,58	0,58	0,54	0,48
Tilstand	Moderat	Moderat	Moderat	Moderat

*Mesna er sterkt modifisert, så klassifiseringen er usikker, da klassegrensene gjelder for naturlige vannforekomster.

Undersøkelsene av bunndyr i 2016 og tidligere indikerer også at økologisk tilstand ikke har endret seg betydelig sammenlignet med i 1998 og 2010, der tilstanden har vært god eller svært god i nedre deler av Brumunda (dvs. lite organisk belastning), og moderat i nedre deler av Mesna. Fraværet av EPT-taksa som er følsomme for organisk belastning på stasjonen i Mesna kan tyde på at denne vannforekomsten var påvirket av organisk belastning i 2016. Fraværet av slike taksa kan imidlertid også ha hatt sammenheng med nedslamming av finpartikler. Begge påvirkningene kan føre til dårlige oksygenforhold, noe som vil være negativt for mange bunndyr-taksa. Nedslammingen kan også gi et tett, finpartikulært og homogent substrat, som vil gi et dårlig habitat for mange bunndyrtaksa.

Det ble også samlet inn en vannprøve fra hver av lokalitetene den 3. august. Resultatene fra vannanalysene viste lave verdier for tot-P (10 µg/l i Mesna og 11 µg/l i Brumunda) (se Vedlegg, **Tabell 34**), som indikerte svært god tilstand mht. overgjødning for begge lokalitetene. Konsentrasjonen av tot-P i vassdrag kan imidlertid variere mye bl.a. som følge av variasjoner i nedbør og avrenningsforholdene. Én enkelt vannprøve slik som her gir bare et øyeblikksbilde av tilstanden, og brukes derfor ikke i klassifiseringen av vannforekomsten.

5 Litteratur

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 Flannagan and K Eric Marshall Plenum Publishing Corp, New York. 419-442.

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. & T. Bækken, 1989. Bruk av vassdragets bunnfauna i vannkvalitetsklassifisering. Nr 1. Generell del. NIVA rapport 2278-1989. 62 s.

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. Miljømål for vannforekomstene. Tilførselsberegninger. Statens forurensningstilsyn. Veiledning 95:02. TA-1139/1995. 70 s.

Buffagni, A., S. Erba, M. Cazzola, J. Murray-Bligh, H. Soszka & P. Genoni, 2006. The STAR common metrics approach to the WFD intercalibration process: Full application for small, lowland rivers in three European countries. *Hydrobiologia* 566: 379-399.

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.

Direktoratsgruppa 2010. Veileder 02:2009 Overvåking av miljøtilstand i vann. Veileder for vannovervåking iht. kravene i Vannforskriften. <http://www.vannportalen.no>.

Direktoratsgruppa 2015. Veileder 02:2013 – revidert 2015. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Direktoratsgruppa for gjennomføring av vanddirektivet. 263 s.

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

EN, European Committee for Standardization, 2009. Water quality - Guidance standard for the surveying, sampling and laboratory analysis of phytobenthos in shallow running water. EN 15708:2009.

Eriksen, T. E., Jannicke S. M, Brittain, J. E., Saltveit, S. J., Bækken, T., In prep. Macroinvertebrate community responses to phosphorus in Norwegian streams.

- 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., 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.
- Hanssen-Bauer, I., Førland, E.J., Haddeland, I., Hisdal, H., Mayer, S., Nesje, A., Nilsen, J.E.Ø., Sandven, S., Sandø, A.B., Sorteberg, A. og Ådlandsvik, B. (red.) 2015. Klima i Norge 2100. Kunnskapsgrunnlag for klimatilpassing oppdatert i 2015. Norsk klimaservicesenter. NCCS report no. 2/2015. M-406/2015.
- 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.
- Hawkes, H. A., 1998. Origin and development of the Biological Monitoring Working Party score system. *Water Res* 32(3): 964-968.
- Hessen, D.O., Faafeng, B.A. and Andersen, T. 1995. Replacement of herbivore zooplankton species along gradients of ecosystem productivity and fish predation pressure. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52: 733-742.
- 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, løpenr. 1117. 176 s.
- 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 hævning. Vänerns vattenvårdsförbund rapport nr 98. 37 s.
- Kjellberg, G. 1982. Overvåking av Mjøsa. Bakgrunnsdata, historikk og videreføring. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT), overvåkingsrapport 54/82. NIVA-rapport 1450. 104 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. og Sandlund, O.T. 1983. Næringsrelasjoner i Mjøsas pelagiske økosystem. Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk. Mjøsundersøkelsen. Rapport nr. 6 – 1983. ISBN 82-90368-06-2. 61 s.
- Kjellberg, G., Hessen, D.O. og Nilssen, J.P. 1991. Life history, growth and production of *Mysis relicta* in the large, fjord-type Lake Mjøsa, Norway. *Freshwat. Biol.* 26: 165-173.

- 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.
- Lyche Solheim, A., Schartau, A.K., Bongard, T., Edvardsen, H., Jensen, T.C., Mjelde, M., Persson, J., Saksgård, R., Sandlund, O.T. og Skjelbred, B. 2016. Økofersk: Basisovervåking av utvalgte innsjøer 2015. utprøving av metodikk for overvåking og klassifisering av økologisk tilstand iht vannforskriften. Miljødirektoratet, rapport M-580/2016. 142 s.
- 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., Eriksen, T.E. & Kile, M.R. 2011. Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa. Årsrapport/datarapport for 2010. NIVA-rapport. L.Nr. 6132-2011.
- 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., Bækken, T., Kile, M.R. og Skjelbred, B. 2015. Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa. Årsrapport for 2014. NIVA-rapport 6848-2015. 91 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.
- Nashoug, O. (red.) 1999. Vannkvaliteten i Mjøsa – før og nå. Mjøsovervåkingen gjennom 25 år. Styringsgruppa for overvåking av Mjøsa. 86 s.
- NVE 2003. Tiltak i vassdrag. Åkersvika naturreservat – etablering av ny minimumsvannstand. Detaljplan. Saksbehandler: A.T. Hamarsland, ansvarlig: R. Øvre. Saksnr. 200101790. Foreløpig utgave. 13 s. + vedl.
- O'Reilly, C.M. mfl. 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.
- Paisley, M. F., D. J. Trigg & W. J. Walley, 2014. Revision of the biological monitoring working party (BMWP) score system: Derivation of present-only and abundance-related scores from field data. *River Res Appl* 30(7): 887-904.
- Rognerud, S. 1988. Fosfortransport til Mjøsa i perioden 1973-87. NIVA-rapport nr. 2170. 56 s.
- Rognerud, S., Berge, D. og Johannessen, M. 1979. Telemarksvassdraget – Hovedrapport fra undersøkelsene i perioden 1975-1979. NIVA-rapport 1147-1979. 82 s.
- Rognerud, S. and Kjellberg, G. 1990. Long-term dynamics of the zooplankton community in Lake Mjøsa, the largest lake in Norway. *Verh. Int. Ver. Limnol.*, 24: 580-585.
- Schindler, D., Carpenter, S.R., Chapra, S.C., Hecky, R.E., Orihel, D.M. 2016. Reducing phosphorus to curb lake eutrophication is a success. *Environ. Sci. Technol.* 2016, 50: 8923-8929.
- Schneider, S. & Lindstrøm, E.-A. 2009: Bioindication in Norwegian rivers using non-diatomaceous benthic algae: The acidification index periphyton (AIP). *Ecological Indicators* 9: 1206-1211.
- Schneider, S. & Lindstrøm, E.-A. 2011: The periphyton index of trophic status PIT: A new eutrophication metric based on non-diatomaceous benthic algae in Nordic rivers. *Hydrobiologia* 665(1): 143-155.

- Schneider, S. C. 2011. "Impact of calcium and TOC on biological acidification assessment in Norwegian rivers." *Science of the Total Environment* 409(6): 1164-1171.
- 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., Vatlø, 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*. <http://DOI:10.1002/lno.10500>.
- Van De Bund, W., 2009. Water Framework Directive intercalibration technical report. Part 1: Rivers. JRC scientific and technical reports EUR 23838 EN/1 136 s.
- Wright, R., T. Eriksen & S. Schneider, 2013. Nitrogen dose-response relationships: benthic algae and macroinvertebrates in running water. NIVA rapport 6596-2013. 19 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

6.1 Primærdata for Mjøsa 2016

Tabell 15. *Vanntemperaturer i Mjøsa i 2016 (°C).*

Skreia												
Dyp, m	12.04.16	23.05.16	06.06.16	28.06.16	19.07.16	05.08.16	17.08.16	30.08.16	12.09.16	26.09.16	12.10.16	25.10.16
0,5	4,4	5,0	9,8	10,7	18,1	18,3	16,6	15,7	14,4	14,2	11,5	9,6
2	4,2	4,8	9,6	10,3	18,0	18,1	16,6	15,7	14,3	14,2	11,6	9,6
5	4,1	4,8	9,3	9,6	17,0	17,9	16,5	15,7	13,7	14,2	11,6	9,6
8	4,1	4,8	8,1	9,0	14,3	17,2	16,1	15,5	13,5	14,2	11,6	9,6
10	4,1	4,8	8,0	8,6	12,6	15,5	15,7	15,5	13,5	14,2	11,6	9,6
12	4,1	4,8	6,2	8,3	11,6	15,1	15,5	15,2	12,9	14,2	11,6	9,6
16	4,1	4,8	4,8	7,3	9,9	12,0	12,9	13,7	12,5	14,1	11,6	9,6
20	4,1	4,8	4,6	6,1	8,2	9,5	11,9	11,5	12,4	13,9	11,6	9,6
30	4,1	4,6	4,3	5,0	6,0	6,7	7,6	7,7	9,1	9,7	8,7	9,3
50	4,1	4,2	4,1	4,5	4,7	4,8	5,2	5,3	5,3	5,2	5,3	5,6
100		4,1										
200		4,0										
300		3,8										
400		3,7										

Brøttum							
Dyp, m	27.04.16	23.05.16	06.06.16	19.07.16	17.08.16	12.09.16	12.10.16
0,5	3,2	7,5	12,2	17,1	17,4	16,1	10,4
2	2,9	7,4	12,1	17	16,8	16,1	10,5
5	2,9	6,4	11,2	15,6	15,7	15,8	10,5
8		6,2	10,6	14,2	14,8	15,7	10,5
10	2,8	6,1	9	13,6	14,1	15,6	10,5
12		5,8	8,6	12,1	13,4	15,4	10,4
16		5,5	8,2	8,5	10,8	15,2	10,4
20	3,0	5,3	7,8	7,4	9,5	14,3	9,5
30	3,1	4,9	5,8	6,1	7,2	7,9	7,8
50			5,1	5,3	5,8	5,8	5,8
60	3,0	4,3					

Kise							
Dyp, m	12.04.16	23.05.16	06.06.16	19.07.16	17.08.16	12.09.16	12.10.16
0,5	4,4	6,9	14,8	17,5	16,5	15,7	11,4
2	4,2	6,7	14,4	16,8	16,3	15,6	11,5
5	4,2	6,0	11,1	16,1	16,0	15,5	11,5
8		5,6	8,1	15,1	15,7	15,3	11,5
10	4,3	5,4	7,0	14,0	13,2	14,8	11,5
12		5,3	5,8	12,4	12,4	14,8	11,5
16		5,2	5,1	11,0	11,1	14,6	11,5
20	4,3	5,1	5,0	9,0	9,7	13,6	11,5
30			4,5	6,8	7,2	8,7	8,6
50	4,2	4,2	4,2	5,0	5,2	5,5	5,9
100		4,1					
200		4,0					

Furnesfjorden							
Dyp, m	12.04.16	23.05.16	06.06.16	19.07.16	17.08.16	12.09.16	12.10.16
0,5	4,9	7,2	14,8	18,5	16,9	16,2	11,2
2	4,7	7,0	13,9	18,4	16,6	16,1	11,3
5	4,7	6,7	9,0	15,7	16,0	16,0	11,3
8		5,8		14,0	14,9	16,0	11,3
10	4,5	5,5	6,1	12,4	14,4	15,9	11,2
12		5,1	5,8	10,9	13,2	15,5	11,2
16		5,0	5,5	9,8	12,3	12,1	11,2
20	4,4	5,0	5,3	8,0	10,8	8,5	10,9
30	4,4	4,8	4,8	6,4	8,6	5,8	9,4
50			4,2	4,9	5,9	4,8	6,4
60	4,4	4,4					

Tabell 16. Konsentrasjoner av næringsstoffer i prøver fra dypserier fra Mjøsa, april 2016.

Stasjon	Dato	Dyp m	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	NO3 µg N/l	Turb. FNU
Skreia	12.04.2016	0,5	4,1	548	481	<0,10
Skreia	12.04.2016	5	3,6	553	476	<0,10
Skreia	12.04.2016	20	3,7	535	455	<0,10
Skreia	12.04.2016	50	4,3	551	484	<0,10
Skreia	12.04.2016	100	3,7	537	457	<0,10
Skreia	12.04.2016	200	3,6	551	464	<0,10
Skreia	12.04.2016	300	4,6	595	461	<0,10
Skreia	12.04.2016	400	3,7	563	474	<0,10
Skreia	12.04.2016	Middel	3,9	554	469	<0,10
Brøttum	27.04.2016	2	4,2	432	368	
Brøttum	27.04.2016	10	4,2	426	358	
Brøttum	27.04.2016	20	4	422	361	
Brøttum	27.04.2016	30	4,2	429	342	
Brøttum	27.04.2016	60	4	429	356	
Brøttum	27.04.2016	Middel	4,1	428	357	
Kise	12.04.2016	2	4,4	524	440	0,13
Kise	12.04.2016	20	4,7	552	429	0,11
Kise	12.04.2016	50	3,8	565	467	<0,10
Kise	12.04.2016	100	3,4	567	452	<0,10
Kise	12.04.2016	200	3,6	548	452	<0,10
Kise	12.04.2016	Middel	4,0	551	448	<0,10
Furnesfjorden	12.04.2016	2	4,2	547	460	<0,10
Furnesfjorden	12.04.2016	10	4,1	582	481	<0,10
Furnesfjorden	12.04.2016	20	4,1	581	465	<0,10
Furnesfjorden	12.04.2016	30	3,9	606	478	<0,10
Furnesfjorden	12.04.2016	60	4,3	565	471	0,10
Furnesfjorden	12.04.2016	Middel	4,1	576	471	<0,10

Tabell 17. Resultater av vannkjemiske analyser, stasjon Skreia 23.5.2016.

Stasjon	Dato	Dyp m	pH	Alk. mmol/l	Kond. mS/m	Turb. FNU	Farge mg Pt/l	Si mg Si/l	TOC mg C/l
Skreia	23.05.2016	0,5	7,3	0,252	4,8	<0,10	11	1,34	1,9
Skreia	23.05.2016	5	7,3	0,254	4,82	<0,10	12	1,33	1,9
Skreia	23.05.2016	20	7,3	0,273	4,81	<0,10	11	1,34	1,9
Skreia	23.05.2016	50	7,3		4,84	<0,10	12	1,34	2,0
Skreia	23.05.2016	100	7,3	0,258	4,85	<0,10	11	1,34	2,0
Skreia	23.05.2016	200	7,3	0,270	4,88	<0,10	11	1,34	1,9
Skreia	23.05.2016	300	7,3	0,263	4,83	<0,10	11	1,34	1,9
Skreia	23.05.2016	400	7,3	0,260	4,89	<0,10	15	1,34	2,0
Skreia	23.05.2016	Middel	7,3	0,261	4,84	<0,10	12	1,34	1,9

Tabell 18. Konsentrasjoner av tot-P, tot-N og nitrat fra dypserier i Mjøsa 23.5.2016.

Stasjon	Dato	Dyp m	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	NO3 µg N/l
Skreia	23.05.2016	0,5	5,7	533	466
Skreia	23.05.2016	5	4,2	533	450
Skreia	23.05.2016	20	4,3		467
Skreia	23.05.2016	50	4,3	563	458
Skreia	23.05.2016	100	4,4		455
Skreia	23.05.2016	200	4,8		462
Skreia	23.05.2016	300	5,0	556	451
Skreia	23.05.2016	400	5,0	553	470
Skreia	23.05.2016	Middel	4,7	548	460
Brøttum	23.05.2016	2	8,1	415	303
Brøttum	23.05.2016	10	7,5	385	303
Brøttum	23.05.2016	20	6,6	468	324
Brøttum	23.05.2016	30	7,5	404	346
Brøttum	23.05.2016	60	5,1	462	355
Brøttum	23.05.2016	Middel	7,0	427	326
Kise	23.05.2016	2	7,9	541	449
Kise	23.05.2016	20	4,6	622	427
Kise	23.05.2016	50	3,7	593	454
Kise	23.05.2016	100	3,5	581	456
Kise	23.05.2016	200	4,6	531	460
Kise	23.05.2016	Middel	4,9	574	449
Furnesfj.	23.05.2016	2	6,8	695	507
Furnesfj.	23.05.2016	10	5,1	649	489
Furnesfj.	23.05.2016	20	4,4	698	479
Furnesfj.	23.05.2016	30	5,0	640	470
Furnesfj.	23.05.2016	60	4,1	538	473
Furnesfj.	23.05.2016	Middel	5,1	644	484

Tabell 19. Siktedyp og kjemiske data fra blandprover fra sjiktet 0-10 m ved fire stasjoner på Mjøsa 2016.

	Siktedyp m	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	NO3 µg N/l	pH	Alkalitet mmol/l	Farge mg Pt/l	Kond. mS/m	Silisium mg Si/l	TOC mg C/l	Turb. FNU	Kl-a µg/l
23.05.2016	12,0	5,7	515	467	7,3	0,272	11	4,85	1,33	2,0	<0,10	0,38
06.06.2016	7,7	5,2	608	471	7,3	0,263	14	4,88	1,25	2,2	0,32	1,4
28.06.2016	10,3	4,5	584	447	7,4	0,236	14	4,75	1,38	2,5	0,18	0,72
19.07.2016	7,3	5,7	598	328	7,4	0,246	10	4,30	1,22	2,1	0,44	1,7
05.08.2016	8,1	4,9	403	244	7,3	0,204	11	3,87	1,01	1,8	0,41	1,8
17.08.2016	7,3	6,4	501	246	7,3	0,205	10	3,77	1,01	1,8	0,39	1,8
30.08.2016	8,3	4,6	513	287	7,4	0,226	9	3,99	0,90	1,9	0,30	2,1
12.09.2016	8,2	4,6	556	340	7,3	0,227	10	4,20	0,97	1,9	0,24	1,9
26.09.2016	8,1	4,6	408	287	7,3	0,205	9	3,79	0,83	2,0	0,33	2,2
12.10.2016	9,3	5,4	637	360	7,1	0,209	9	3,86	0,86	1,9	0,41	2,2
25.10.2016	9,3	5,0	502	335	7,4	0,240	10	4,29	0,93	1,8	0,16	2,1
Min	7,3	4,5	403	244	7,1	0,204	9	3,77	0,83	1,8	<0,10	0,38
Maks	12,0	6,4	637	471	7,4	0,272	14	4,88	1,38	2,5	0,44	2,2
Midd mai-okt	8,7	5,1	530	347	7,3	0,230	11	4,23	1,06	2,0	0,29	1,66
Midd jun-okt	8,4	5,1	531	335	7,3	0,226	10,6	4,17	1,04	1,99	0,32	1,79
Standardavv.	1,0	0,6	81	76	0,1	0,020	2	0,39	0,18	0,2	0,12	0,45

Brøttum	Siktedyp m	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	NO3 µg N/l	Farge mg Pt/l	TOC mg C/l	Kl-a µg/l
23.05.2016	5,3	8,5	471	305	15	2,2	1,5
06.06.2016	4,2	8,1	244	171	15	2,1	1,2
19.07.2016	5,6	6,4	297	118	8	1,3	1,5
17.08.2016	8,3	5,8	239	111	8	1,3	0,76
12.09.2016	7,8	5,3	450	159	8	1,4	2,7
12.10.2016	6,6	6,4	274	221	8	1,5	2,0
Min	4,2	5,3	239	111	8	1,3	0,76
Maks	8,3	8,5	471	305	15	2,2	2,7
Midd mai-okt	6,3	6,8	329	181	10	1,6	1,61
Midd jun-okt	6,5	6,4	301	156	9,4	1,52	1,63
Standardavv.	1,7	1,1	87	45	3	0,3	0,75

Kise	Siktedyp m	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	NO3 µg N/l	Farge mg Pt/l	TOC mg C/l	Kl-a µg/l
23.05.2016	8,9	5,5	529	452	12	2,1	1,3
06.06.2016	5,8	6,8	483	363	16	2,5	2,2
19.07.2016	7,0	6	383	224	10	1,7	1,7
17.08.2016	8,6	6,2	450	226	10	1,7	1,3
12.09.2016	7,5	6	496	259	10	1,8	2,7
12.10.2016	8,9	5,2	353	268	9	1,7	2,5
Min	5,8	5,2	353	224	9	1,7	1,3
Maks	8,9	6,8	529	452	16	2,5	2,7
Midd mai-okt	7,8	6,0	449	299	11	1,9	1,95
Midd jun-okt	7,6	6,0	433	268	11,0	1,88	2,08
Standardavv.	1,3	0,6	63	57	3	0,3	0,58

Furnesfjorden	Siktedyp m	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	NO3 µg N/l	Farge mg Pt/l	TOC mg C/l	Kl-a µg/l
23.05.2016	6,5	6,0	578	487	16	2,4	1,0
06.06.2016	6,5	6,3	703	564	18	2,6	1,4
19.07.2016	7,0	5,4	776	348	12	2,1	1,9
17.08.2016	7,7	7,1	560	302	11	2	2,5
12.09.2016	6,1	5,8	512	277	11	2	2,5
12.10.2016	7,6	4,6	448	375	10	2	3,7
Min	6,1	4,6	448	277	10	2,0	1,0
Maks	7,7	7,1	776	564	18	2,6	3,7
Midd mai-okt	6,9	5,9	596	392	13	2,2	2,17
Midd jun-okt	7,0	5,8	600	373	12,4	2,14	2,40
Standardavv.	0,7	0,9	136	113	3	0,3	0,86

Tabell 20. *Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra stasjon Brøttum 0-10 m, mm³/m³ = mg/m³ våtvekt.*

	23.05.2016	06.06.2016	19.07.2016	17.08.2016	12.09.2016	12.10.2016
Cyanobacteria (Cyanobakterier)						
Anatheece bachmannii	-	-	-	0,20	-	-
Dolichospermum Coiled colony	-	-	0,25	-	0,88	-
Merismopedia tenuissima	-	-	-	-	0,24	0,09
Planktolyngbya limnetica	0,25	-	-	-	-	-
Snowella atomus	-	-	0,06	-	-	-
Snowella lacustris	-	-	-	-	0,09	-
Woronichinia delicatula	-	-	0,80	-	-	-
Sum - Cyanobakterier	0,25	0,00	1,12	0,20	1,21	0,09
Charophyta/Chlorophyta (Grønnalger)						
Botryococcus braunii	-	-	0,01	-	-	0,32
Chlamydomonas (l=10)	2,04	2,04	-	0,68	1,36	-
Chlamydomonas (l=5-6)	0,98	-	-	0,28	1,12	0,56
Chlamydomonas (l=8)	9,61	6,01	2,80	2,00	18,43	1,20
Chlorogonium maximum	-	1,20	-	-	-	-
Chlorophyta	0,45	-	-	-	-	-
Chlorophyta (d=5)	-	-	-	0,52	1,56	-
Closterium parvulum	-	0,84	-	-	-	-
Collodictyon triciliatum	-	-	0,80	-	-	-
Cosmarium depressum var. planctonicum	-	-	2,00	-	-	-
Elakatothrix genevensis	-	0,56	-	-	0,37	0,56
Euastrum elegans	-	-	-	0,15	-	-
Eudorina elegans	-	-	-	-	0,80	-
Gyromitus cordiformis	-	-	-	-	0,60	0,23
Koliella longiseta	0,43	0,36	-	0,12	0,12	-
Lobomonas	-	-	-	-	-	1,00
Monomastix	-	0,20	-	0,20	-	-
Monoraphidium dybowskii	-	-	0,34	-	0,68	-
Monoraphidium minutum	-	0,32	-	-	-	-
Nephrocytium agardhianum	-	-	-	-	-	0,02
Oocystis borgei	-	0,12	0,80	-	-	-
Oocystis marssonii	-	-	-	-	-	0,85
Oocystis submarina	-	-	-	1,40	1,12	-
Paramastix conifera	1,00	1,00	-	-	-	-
Scourfieldia complanata	-	-	-	0,40	2,00	0,20
Staurastrum avicula var. lunatum	-	-	-	-	-	0,55
Staurodesmus cuspidatus	-	-	-	-	-	0,70
Tetradesmus obliquus	-	-	-	-	0,03	-
Tetraëdron caudatum	-	-	-	0,54	-	-
Tetraëdron minimum var. tetralobulatum	-	0,36	0,18	-	-	-
Willea rectangularis	-	-	-	0,10	-	-
Sum - Grønnalger	14,52	13,02	6,94	6,39	28,20	6,19
Chrysophyceae/Synurophyceae (Gullalger)						
Bicosoeca planktonica	0,26	-	-	-	-	-
Bitrichia chodatii	-	-	-	-	0,27	0,10
Chromulina	1,56	4,17	3,39	7,29	20,11	2,50
Chrysococcus	-	-	3,12	1,04	8,33	2,08
Chrysoikos skujae	0,22	1,32	0,22	-	-	-
Chrysolykos planctonicus	-	0,22	-	-	-	-
Chrysophyceae (<7)	0,26	21,35	23,17	12,76	21,87	7,55
Chrysophyceae (>7)	10,42	9,11	2,60	10,42	-	6,51
Dinobryon	-	1,60	1,60	0,80	4,81	-
Dinobryon bavaricum	-	-	-	-	22,16	0,38
Dinobryon borgei	0,10	0,90	0,20	0,20	0,20	-
Dinobryon crenulatum	-	0,80	0,60	0,20	1,20	-
Dinobryon cylindricum var. alpinum	2,97	9,46	-	-	-	-

Dinobryon divergens	-	-	0,53	2,06	4,82	-
Dinobryon sertularia	-	0,02	-	-	-	-
Dinobryon sociale	-	-	-	-	0,69	-
Dinobryon sociale var. americanum	0,30	1,00	4,01	0,33	-	-
Dinobryon suecicum var. longispinum	-	-	0,22	-	-	-
Epipyxis utriculus	-	-	-	-	0,64	-
Kephyrion littorale	-	0,44	0,66	0,22	0,44	-
Kephyrion ovale	0,20	-	-	-	-	-
Mallomonas	10,81	6,01	4,01	4,01	10,01	-
Mallomonas (l=8-10)	7,21	15,62	19,23	10,82	-	-
Mallomonas akrokomos	-	-	3,00	11,02	1,67	-
Mallomonas crassisquama	-	-	0,98	2,94	1,96	-
Mallomonas hamata	1,26	-	-	2,10	-	-
Mallomonas tonsurata	-	-	0,60	-	-	-
Ochromonas	7,69	4,81	2,88	0,96	3,85	4,81
Pseudokephyrion alaskanum	1,08	0,72	-	-	-	-
Pseudotetraëdiella kamillae	-	-	-	-	-	0,48
Spiniferomonas	-	0,46	4,61	0,92	1,84	0,46
Stichogloea doederleinii	-	-	0,46	-	-	-
Synura	-	0,67	-	-	-	-
Urogenopsis americana	-	-	1,84	-	145,56	11,98
Sum - Gullalger	44,34	78,69	77,94	68,08	250,42	36,85

Bacillariophyta (Kiselalger)

Achnantheidium minutissimum	-	1,20	-	-	-	0,60
Asterionella formosa	3,08	1,87	2,26	1,21	2,92	9,91
Aulacoseira alpigena	0,68	2,84	2,27	3,97	0,30	2,55
Aulacoseira distans	-	-	-	0,80	-	-
Aulacoseira islandica	-	2,70	-	-	-	-
Cyclotella (d=10-12)	0,80	-	1,34	-	-	-
Cyclotella kuetzingiana	-	-	-	-	2,00	-
Cyclotella radiosa	-	-	-	5,61	-	-
Cymbella tumida	0,35	-	-	-	-	-
Diatoma tenuis	10,01	2,67	-	-	-	-
Encyonema minutum	-	0,40	-	-	-	-
Fragilaria crotonensis	0,33	-	-	8,58	50,88	4,73
Hannaea arcus	0,05	0,20	-	-	-	-
Meridion circulare	-	0,40	-	-	-	-
Nitzschia (l=40-50)	-	0,47	0,04	-	-	-
Tabellaria flocculosa	0,64	1,68	0,32	-	0,16	-
Tabellaria flocculosa var. asterionelloides	0,77	0,66	0,11	61,68	274,61	131,03
Tabellaria flocculosa var. teilingii	-	2,40	-	-	-	-
Ulnaria (l=110-120)	-	-	0,24	-	0,16	-
Ulnaria (l=30-40)	0,80	0,27	-	-	-	0,20
Ulnaria (l=40-70)	2,56	5,34	1,07	-	3,74	0,40
Ulnaria acus	1,26	0,28	-	-	-	-
Ulnaria ulna	3,00	3,00	0,60	-	-	-
Urosolenia eriensis	-	-	0,60	-	1,00	0,15
Urosolenia longiseta	0,24	0,60	0,20	0,80	1,20	0,15
Sum - Kiselalger	24,58	26,97	9,03	82,65	336,96	149,73

Dictyochophyceae (Pedinnelider)

Pseudopedinella	5,37	6,44	4,29	1,07	-	1,07
Pseudopedinella (3 kloroplaster)	1,20	7,21	4,81	4,81	4,81	1,80
Sum - Pedinnelider	6,57	13,65	9,10	5,88	4,81	2,88

Cryptophyta (Svelgflagellater)

Cryptaulax vulgaris	0,40	-	-	-	-	0,40
Cryptomonas (l=20-22)	2,88	-	12,82	8,01	12,82	3,60
Cryptomonas (l=15-18)	0,80	0,67	5,34	2,67	0,67	0,50
Cryptomonas (l=24-30)	6,41	-	26,70	24,03	26,70	22,02
Cryptomonas (l=30-35)	2,16	3,60	10,81	3,60	14,42	10,81

Katablepharis ovalis	4,33	2,88	5,41	1,08	2,88	1,80
Plagioselmis lacustris	61,29	14,42	85,13	28,04	43,26	25,64
Plagioselmis nannoplantica	9,01	1,20	42,66	14,42	30,04	3,61
Rhodomonas lens	-	-	-	-	-	2,00
Telonema	0,72	0,36	-	1,80	0,72	0,72
Sum - Svelgflagellater	88,01	23,14	188,87	83,66	131,51	71,11
Haptophyta (Svepeflagellater)						
Chrysochromulina parva	0,32	2,72	1,60	1,28	6,09	1,92
Sum - Svepeflagellater	0,32	2,72	1,60	1,28	6,09	1,92
Dinophyceae (Fureflagellater)						
Ceratium hirundinella	-	-	-	-	3,25	-
Gymnodinium (l=14-16)	2,52	4,21	4,21	-	-	-
Gymnodinium (l=20-22)	2,80	-	-	-	-	3,50
Gymnodinium (l=30)	5,04	1,89	-	-	3,15	-
Gymnodinium lacustre	1,68	1,87	-	0,47	5,61	1,40
Gymnodinium lantzschii	0,40	-	-	-	-	-
Gymnodinium uberrimum	3,65	0,73	0,73	1,46	3,65	-
Parvodinium umbonatum	1,53	0,17	0,85	2,27	6,81	-
Peridinium	-	-	0,75	-	-	-
Peridinium (l=13-14)	-	-	3,07	-	-	-
Peridinium willei	-	-	-	-	4,50	-
Sum - Fureflagellater	17,63	8,86	9,61	4,20	26,97	4,91
Choanozoa (Krageflagellater)						
Aulomonas purdyi	1,82	1,04	-	-	-	-
Krageflagellater	1,04	1,82	0,78	5,21	4,69	3,91
Stelaxomonas dichotoma	-	-	-	0,04	0,17	-
Sum - Krageflagellater	2,86	2,86	0,78	5,25	4,86	3,91
Ubestemte taksa						
µ-alger, Picoplankton	3,57	4,95	9,19	4,53	11,10	3,87
Heterotrof flagellat (l<15)	2,60	1,00	0,40	0,40	2,00	1,40
Sum - Ubestemte taksa	6,17	5,95	9,59	4,93	13,10	5,27
Sum - Planteplankton	205,26	175,88	314,58	262,51	804,12	282,85

Tabell 21. *Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra stasjon Kise 0-10 m, mm³/m³ = mg/m³ våtvekt.*

	23.05.2016	06.06.2016	19.07.2016	17.08.2016	12.09.2016	12.10.2016
Cyanobacteria (Cyanobakterier)						
Anathece bachmannii	-	-	-	-	0,02	-
Aphanocapsa parasitica	-	-	-	0,07	-	-
Dolichospermum lemmermannii	-	-	4,40	-	-	-
Merismopedia tenuissima	-	-	-	-	-	0,06
Planktolyngbya contorta	0,25	0,11	-	-	-	-
Tychonema bourrellyi	-	-	-	-	1,16	-
Woronichinia naegeliana	-	0,00	1,60	-	-	-
Sum - Cyanobakterier	0,25	0,11	6,00	0,07	1,18	0,06
Charophyta/Chlorophyta (Grønnalger)						
Botryococcus braunii	-	-	-	0,50	-	-
Chlamydomonas	5,21	-	-	-	-	-
Chlamydomonas (l=10)	2,72	2,04	1,36	-	-	0,68
Chlamydomonas (l=12)	2,40	-	-	-	-	-
Chlamydomonas (l=5-6)	-	2,10	0,84	-	0,28	-
Chlamydomonas (l=8)	8,01	12,42	4,81	1,20	5,21	1,60
Chlorophyta (d=10)	4,17	-	-	-	-	-

Chlorophyta (d=5)	-	-	1,04	0,78	0,26	1,04
Cosmarium depressum var. planctonicum	-	-	0,15	-	-	-
Elakatothrix genevensis	-	0,19	0,37	0,37	0,56	0,56
Geminella	-	-	-	-	0,40	-
Geminella ordinata	-	-	2,34	-	-	-
Gyromitus cordiformis	-	-	-	0,30	-	0,30
Koliella longiseta	0,36	0,72	-	-	-	-
Monoraphidium dybowskii	-	-	0,68	-	-	-
Monoraphidium griffithii	-	-	-	0,13	-	-
Nephrocytium agardhianum	-	-	-	0,15	-	0,15
Oocystis marssonii	-	-	-	1,13	0,17	-
Oocystis submarina	-	-	3,93	1,12	1,12	0,28
Paramastix conifera	1,00	-	-	-	-	-
Paulschulzia tenera	-	-	-	-	1,79	-
Planktosphaeria gelatinosa	-	-	-	0,37	1,23	-
Scourfieldia complanata	-	0,20	0,80	1,80	0,80	0,60
Scourfieldia cordiformis	-	-	-	-	-	0,10
Spondylosium planum	-	-	0,16	-	0,75	-
Tetrademus obliquus	-	-	-	0,12	0,40	-
Tetrastrum staurogeniaeforme	-	-	-	4,27	-	-
Sum - Grønnalger	23,87	17,67	16,48	12,26	12,97	5,32

Chrysophyceae/Synurophyceae (Gullalger)

Bicosoeca planktonica	-	0,26	-	-	-	0,26
Bitrichia chodatii	-	-	1,60	0,27	-	-
Chromulina	7,29	3,39	6,77	9,89	5,73	4,17
Chrysococcus	2,08	4,17	6,25	1,04	2,08	3,12
Chrysoikos skujae	0,22	0,22	-	-	-	-
Chrysolykos planctonicus	-	0,44	-	-	-	-
Chrysophyceae (<7)	10,68	26,30	33,33	10,42	10,68	9,11
Chrysophyceae (>7)	2,60	7,81	2,60	5,21	1,30	3,91
Chrysophyceae sp 3 (l=8-9)	-	3,00	-	1,00	-	2,00
Dinobryon	-	8,01	-	-	-	-
Dinobryon acuminatum	-	-	-	0,20	-	-
Dinobryon bavaricum	-	0,24	0,24	-	2,14	-
Dinobryon borgei	0,10	0,60	0,20	0,10	0,30	-
Dinobryon crenulatum	-	1,60	0,40	-	-	-
Dinobryon cylindricum	0,44	8,61	-	-	-	-
Dinobryon divergens	-	0,24	0,20	4,01	5,81	-
Dinobryon sociale	-	0,09	-	-	0,62	-
Dinobryon sociale var. americanum	-	0,17	-	-	-	-
Dinobryon succicum var. longispinum	-	0,22	-	1,10	-	-
Epipyxis aurea	-	-	-	0,40	2,80	0,60
Epipyxis tabellariae	-	-	-	-	1,28	-
Kephyrion cupuliforme	-	2,34	-	-	-	-
Kephyrion ovale	0,40	-	-	-	-	-
Mallomonas	3,00	18,02	4,01	5,01	4,01	5,01
Mallomonas (l=8-10)	2,40	18,03	-	3,61	2,40	2,40
Mallomonas akrokomos	1,67	0,67	4,67	3,34	1,67	0,33
Mallomonas crassisquama	-	-	0,98	-	-	-
Mallomonas punctifera	7,61	2,54	2,54	1,27	-	-
Ochromonas	-	-	-	0,96	1,92	2,88
Pseudokephyrion alaskanum	-	1,08	0,72	-	-	0,36
Pseudotetraëdriella kamillae	0,48	-	-	-	-	0,96
Spiniferomonas	-	2,76	1,84	4,15	1,84	0,92
Spumella vulgaris	-	-	-	-	-	0,60
Stichogloea doederleinii	-	-	-	-	1,84	-
Synura	-	2,00	-	-	2,00	-
Urogenopsis americana	-	11,06	13,82	11,52	75,09	23,96
Sum - Gullalger	38,98	123,87	80,17	63,48	123,52	60,60

Bacillariophyta (Kiselalger)

<i>Achnanthydium minutissimum</i>	-	-	0,24	-	-	-
<i>Asterionella formosa</i>	2,42	4,40	13,95	8,81	10,28	24,96
<i>Aulacoseira alpigena</i>	1,13	2,84	2,27	2,27	6,24	1,13
<i>Aulacoseira ambigua</i>	-	3,52	-	-	-	-
<i>Aulacoseira islandica</i>	13,50	6,90	-	-	-	-
<i>Cyclotella (d=10-12)</i>	-	0,67	0,67	-	-	-
<i>Cyclotella comensis</i>	-	-	4,21	0,70	2,10	-
<i>Diatoma tenuis</i>	0,10	4,01	-	-	-	-
<i>Fragilaria crotonensis</i>	0,17	0,28	-	9,55	65,35	41,12
<i>Fragilaria nanana</i>	0,32	1,92	0,08	-	-	-
<i>Hannaea arcus</i>	-	0,67	-	-	-	-
<i>Nitzschia linearis</i>	0,12	-	-	-	-	-
<i>Stephanodiscus medius</i>	-	-	3,40	6,81	5,67	3,40
<i>Tabellaria flocculosa</i>	-	0,64	-	-	0,16	-
<i>Tabellaria flocculosa</i> var. <i>asterionelloides</i>	1,10	5,50	71,96	114,54	378,87	453,77
<i>Tabellaria flocculosa</i> var. <i>teilingii</i>	-	4,16	-	-	-	-
<i>Ulnaria (l=30-40)</i>	-	4,01	4,01	1,34	0,53	3,20
<i>Ulnaria (l=40-70)</i>	5,34	2,67	5,87	1,07	2,14	2,14
<i>Ulnaria acus</i>	3,36	2,80	-	-	-	-
<i>Ulnaria delicatissima</i> var. <i>angustissima</i>	-	1,60	0,20	0,20	-	-
<i>Ulnaria ulna</i>	1,20	1,20	-	-	-	-
<i>Urosolenia eriensis</i>	0,20	1,00	3,60	0,20	0,60	0,20
<i>Urosolenia longiseta</i>	4,01	6,21	3,40	1,60	3,00	1,60
Sum - Kiselalger	32,97	54,98	113,86	147,08	474,95	531,53
Dictyochophyceae (Pedinnelider)						
<i>Pseudopedinella</i>	7,52	3,22	6,44	8,59	4,29	2,15
<i>Pseudopedinella</i> (3 kloroplaster)	3,61	4,81	3,60	8,41	5,41	4,21
Sum - Pedinnelider	11,12	8,03	10,05	17,00	9,70	6,35
Cryptophyta (Svelgflagellater)						
<i>Cryptomonas (l=20-22)</i>	9,61	8,01	17,62	16,02	9,61	11,21
<i>Cryptomonas (l=15-18)</i>	2,00	-	-	1,34	2,67	0,67
<i>Cryptomonas (l=24-30)</i>	26,70	8,01	21,36	21,36	26,70	18,69
<i>Cryptomonas (l=30-35)</i>	21,63	10,81	18,02	28,84	10,81	32,44
<i>Cryptomonas (l=40)</i>	-	-	0,41	-	0,41	-
<i>Katablepharis ovalis</i>	1,08	2,88	2,16	1,80	2,52	1,80
<i>Plagioselmis lacustris</i>	61,09	49,07	33,65	24,04	19,23	22,43
<i>Plagioselmis nannoplantica</i>	12,02	7,21	14,42	28,84	30,65	8,41
<i>Rhodomonas lens</i>	4,01	-	2,00	2,00	1,00	2,00
<i>Telonema</i>	-	-	-	-	0,36	-
Sum - Svelgflagellater	138,14	86,00	109,65	124,24	103,97	97,66
Haptophyta (Svepeflagellater)						
<i>Chrysochromulina parva</i>	9,13	12,18	17,62	1,92	5,29	4,65
Sum - Svepeflagellater	9,13	12,18	17,62	1,92	5,29	4,65
Dinophyceae (Fureflagellater)						
Dinophyceae	0,80	0,80	0,15	-	-	-
<i>Gymnodinium (l=12)</i>	-	-	-	-	4,01	-
<i>Gymnodinium (l=14-16)</i>	4,21	-	-	-	-	-
<i>Gymnodinium (l=20-22)</i>	3,34	-	-	-	-	-
<i>Gymnodinium (l=30)</i>	0,63	0,63	3,15	2,52	5,67	-
<i>Gymnodinium lacustre</i>	-	2,34	2,80	1,40	-	-
<i>Gymnodinium uberrimum</i>	0,73	0,73	-	1,89	2,92	-
<i>Gyrodinium helveticum</i>	0,90	0,60	0,60	0,60	-	0,30
<i>Parvodinium umbonatum</i>	0,51	-	0,51	0,17	-	0,34
<i>Tovellia coronata</i>	-	-	0,50	-	-	-
Sum - Fureflagellater	11,11	5,10	7,71	6,58	12,60	0,64
Choanozoa (Krageflagellater)						
<i>Aulomonas purdyi</i>	-	0,17	-	-	0,09	-

Krageflagellater	1,82	0,26	3,65	0,78	9,11	4,17
Sum - Krageflagellater	1,82	0,43	3,65	0,78	9,20	4,17
Ubestemte taksa						
µ-alger, Picoplankton	2,60	4,27	7,13	8,43	0,02	0,02
Heterotrof flagellat (l<15)	0,20	1,00	1,60	2,00	1,40	2,40
Sum - Ubestemte taksa	2,80	5,27	8,73	10,44	1,42	2,42
Sum - Planteplankton	270,20	313,64	373,92	383,85	754,79	713,41

Tabell 22. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra stasjon Furnesfjorden 0-10 m, $mm^3/m^3 = mg/m^3$ våtvekt.

	23.05.2016	06.06.2016	19.07.2016	17.08.2016	12.09.2016	12.10.2016
Cyanobacteria (Cyanobakterier)						
Anathece bachmannii	-	-	-	1,20	0,40	-
Anathece smithii	0,60	-	0,09	0,93	-	-
Aphanocapsa	-	-	0,40	-	-	-
Aphanocapsa parasitica	-	-	0,07	-	-	-
Dolichospermum Coiled colony	-	-	0,77	-	0,22	-
Planktolyngbya contorta	0,25	0,17	-	-	-	-
Tychonema bornetii	-	3,14	-	-	-	-
Tychonema bourrellyi	-	-	2,32	-	1,74	-
Woronichinia naegeliana	-	-	0,80	-	-	0,80
Sum - Cyanobakterier	0,85	3,31	4,45	2,14	2,36	0,80
Charophyta/Chlorophyta (Grønnalger)						
Botryococcus braunii	-	-	-	1,50	-	1,80
Chlamydomonas (l=10)	1,36	-	-	0,68	0,68	2,04
Chlamydomonas (l=12)	4,81	-	-	-	-	-
Chlamydomonas (l=5-6)	-	-	-	-	0,14	-
Chlamydomonas (l=8)	5,21	3,61	2,40	1,60	2,80	1,60
Chlorophyta	-	-	-	1,28	-	-
Chlorophyta (d=5)	0,78	0,26	0,26	-	0,52	0,78
Coelastrum astroideum	-	-	1,60	-	-	-
Desmodesmus aculeolatus	-	-	-	0,40	0,40	0,80
Elakatothrix genevensis	-	0,19	0,19	0,56	1,12	-
Eudorina elegans	-	-	-	-	0,10	-
Golenkinia radiata	-	-	-	-	-	0,60
Gyromitus cordiformis	-	-	0,60	-	0,90	-
Koliella longiseta	0,36	0,24	-	0,12	-	0,36
Monoraphidium dybowskii	-	-	-	-	0,34	0,68
Mucidosphaerium pulchellum	-	-	-	-	1,15	0,19
Oocystis borgei	-	0,03	0,24	0,12	-	-
Oocystis submarina	-	1,40	5,05	1,40	-	2,52
Paulschulzia tenera	-	1,60	-	-	-	0,32
Quadrigula pfitzeri	-	-	-	-	1,00	-
Scherffelia dubia	0,80	-	-	-	-	-
Scourfieldia complanata	0,40	0,20	1,80	0,80	0,20	0,20
Scourfieldia cordiformis	-	-	-	-	0,10	-
Stauridium privum	-	-	-	-	1,00	-
Stauroidesmus cuspidatus	-	-	0,30	-	0,20	-
Tetradesmus obliquus	-	-	-	-	-	2,40
Sum - Grønnalger	13,72	7,53	12,44	8,47	10,67	14,31
Chrysophyceae/Synurophyceae (Gullalger)						
Bicosoeca planktonica	-	-	-	0,26	-	0,26
Bitrichia chodatii	-	-	0,80	-	-	0,40
Chromulina	2,86	7,81	8,59	6,25	3,65	4,95
Chrysococcus	-	-	5,21	3,12	-	4,17

Chrysoikos skujae	-	0,22	-	-	-	-
Chrysophyceae (<7)	6,77	19,79	23,17	6,25	7,81	9,11
Chrysophyceae (>7)	1,30	6,51	3,91	2,60	10,42	3,91
Chrysophyceae sp 3 (l=8-9)	4,01	-	3,00	-	1,00	4,01
Dinobryon acuminatum	-	0,40	1,20	-	-	-
Dinobryon bavaricum	-	0,24	-	0,44	0,40	0,36
Dinobryon borgei	-	0,40	0,50	-	-	0,10
Dinobryon crenulatum	-	-	-	0,40	-	-
Dinobryon cylindricum	0,17	0,05	-	-	-	-
Dinobryon divergens	-	1,50	7,61	8,81	0,20	-
Dinobryon sociale	-	-	0,26	-	-	-
Dinobryon succicum var. longispinum	-	-	0,66	1,10	-	-
Epipyxis aurea	-	-	-	-	0,80	0,20
Epipyxis polymorpha	-	-	-	0,30	-	-
Epipyxis tabellariae	-	-	-	-	3,20	-
Kephyrion littorale	-	1,32	0,44	-	-	0,22
Mallomonas	3,00	11,01	3,00	3,00	4,51	6,01
Mallomonas (l=8-10)	3,61	8,41	8,41	4,81	-	2,40
Mallomonas akrokomos	0,67	1,67	1,00	1,00	-	-
Mallomonas crassisquama	-	-	0,98	1,96	-	1,47
Mallomonas elongata	0,25	0,50	-	-	-	-
Mallomonas punctifera	1,27	2,54	-	1,27	-	-
Ochromonas	1,92	2,88	0,96	1,92	2,88	2,88
Pseudokephyrion alaskanum	-	0,36	0,72	0,36	-	-
Pseudokephyrion tatricum	-	-	-	-	-	0,54
Spiniferomonas	-	1,38	3,22	2,30	1,38	-
Synura	-	2,00	-	-	-	-
Uroglena gracilis	-	-	-	4,49	2,24	3,37
Uroglenopsis americana	2,30	5,07	29,48	34,09	77,86	2,30
Sum - Gullalger	28,13	74,07	103,15	84,75	116,35	46,66

Bacillariophyta (Kiselalger)

Asterionella formosa	5,87	8,81	12,48	12,48	12,12	14,32
Aulacoseira alpigena	1,13	1,70	6,81	2,27	0,26	2,55
Aulacoseira ambigua	0,80	3,44	-	-	-	-
Aulacoseira islandica	9,30	-	-	-	-	-
Aulacoseira italica	-	1,63	-	1,82	1,50	13,02
Cyclotella (d=10-12)	-	-	-	1,34	1,00	-
Cyclotella comensis	3,51	-	17,53	3,51	-	2,80
Cyclotella radiosa	-	-	-	-	-	3,61
Diatoma tenuis	0,05	0,67	-	-	-	-
Fragilaria crotonensis	0,50	0,72	2,09	146,85	1,10	98,05
Fragilaria nanana	1,40	1,60	-	-	-	0,04
Nitzschia (l=60-80)	0,25	-	-	-	-	-
Stephanodiscus medius	-	1,13	6,81	5,67	1,70	-
Surirella robusta	-	-	-	-	1,20	-
Tabellaria flocculosa var. asterionelloides	1,43	5,94	60,21	251,11	832,85	597,09
Ulnaria (l=30-40)	0,53	2,40	3,74	2,40	1,20	-
Ulnaria (l=40-70)	2,14	2,67	2,14	1,07	0,80	8,01
Ulnaria acus	4,90	1,54	-	-	-	-
Ulnaria delicatissima var. angustissima	-	0,20	0,20	-	-	0,20
Ulnaria ulna	-	0,60	-	-	-	-
Urosolenia eriensis	0,20	1,00	2,20	1,20	0,60	1,50
Urosolenia longiseta	3,20	13,02	3,20	2,00	2,40	3,30
Sum - Kiselalger	35,21	47,07	117,40	431,72	856,73	744,50

Dictyochophyceae (Pedinnelider)

Pseudopedinella	7,52	1,07	1,07	1,07	-	-
Pseudopedinella (3 kloroplaster)	7,81	10,82	4,81	3,61	4,21	3,61
Sum - Pedinnelider	15,33	11,89	5,88	4,68	4,21	3,61

Cryptophyta (Svelgflagellater)

Chroomonas	-	3,41	-	-	-	-
Cryptaulax vulgaris	0,40	-	-	-	-	-
Cryptomonas (l=20-22)	14,42	14,42	19,22	20,83	38,46	19,23
Cryptomonas (l=15-18)	0,67	-	6,01	2,00	-	4,01
Cryptomonas (l=24-30)	5,34	42,72	10,68	21,36	20,03	24,04
Cryptomonas (l=30-35)	1,89	8,10	7,21	10,81	10,82	48,67
Cryptomonas (l=40)	-	0,82	-	-	-	-
Katablepharis ovalis	3,24	4,33	4,33	1,44	2,16	1,44
Plagioselmis lacustris	78,12	61,09	17,63	23,23	17,63	24,04
Plagioselmis nannoplantica	12,02	16,83	33,05	13,82	19,83	10,82
Rhodomonas lens	9,01	5,01	3,00	4,01	-	-
Telonema	-	-	1,08	-	0,36	1,80
Sum - Svelgflagellater	125,11	156,71	102,21	97,51	109,28	134,04

Haptophyta (Svepeflagellater)

Chrysochromulina parva	10,10	47,11	10,10	2,40	2,40	6,73
Sum - Svepeflagellater	10,10	47,11	10,10	2,40	2,40	6,73

Dinophyceae (Fureflagellater)

Ceratium hirundinella	-	-	-	16,25	3,25	-
Gymnodinium (l=14-16)	-	2,80	-	-	-	-
Gymnodinium (l=30)	0,63	-	1,89	3,78	1,89	1,26
Gymnodinium lacustre	0,93	-	1,40	-	-	-
Gymnodinium uberrimum	-	0,73	0,73	2,92	1,46	-
Gyrodinium helveticum	0,60	-	0,30	-	0,90	0,30
Parvodinium umbonatum	0,34	0,34	-	-	-	-
Peridinium willei	-	-	-	4,50	4,50	-
Prosoaulax lacustris	-	-	1,00	-	-	-
Sum - Fureflagellater	2,50	3,87	5,32	27,45	12,00	1,56

Choanozoa (Krageflagellater)

Krageflagellater	2,08	1,82	0,26	0,78	2,60	2,60
Stelixomonas dichotoma	-	-	-	0,52	-	-
Sum - Krageflagellater	2,08	1,82	0,26	1,30	2,60	2,60

Ubestemte taksa

μ-alger, Picoplankton	1,64	2,80	7,49	2,76	2,86	6,23
Heterotrof flagellat (l<15)	0,60	1,80	2,20	1,80	0,80	2,80
Sum - Ubestemte taksa	2,24	4,61	9,69	4,57	3,67	9,03
Sum - Planteplankton	235,27	357,99	370,91	664,99	1120,27	963,85

Tabell 23. *Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra stasjon Skreia 0-10 m, mm³/m³ = mg/m³ våtvekt.*

	23.05.2016	06.06.2016	28.06.2016	19.07.2016	05.08.2016	17.08.2016	30.08.2016	12.09.2016	26.09.2016	12.10.2016	25.10.2016
Cyanobacteria (Cyanobakterier)											
Anathece bachmannii	-	-	-	-	-	0,53	0,80	-	0,40	-	-
Anathece smithii	-	-	-	-	-	-	-	0,84	-	-	-
Aphanocapsa parasitica	-	-	-	-	0,02	-	-	-	-	-	-
Dolichospermum Coiled colony	-	-	-	-	-	-	-	0,22	-	-	-
Dolichospermum lemmermannii	-	-	-	0,78	-	-	-	-	-	-	-
Merismopedia tenuissima	-	-	-	-	-	-	0,11	0,07	0,18	0,01	0,24
Planktolyngbya contorta	2,20	0,88	0,44	-	-	-	-	-	-	-	-
Pseudanabaena limnetica	-	-	-	-	-	-	-	-	0,48	-	-
Rhabdoderma lineare	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,26	0,17
Tychonema bourrellyi	-	-	-	-	-	0,44	1,16	-	0,29	1,60	-
Woronichinia naegeliania	-	-	-	-	-	0,80	0,80	-	-	-	-
Sum - Cyanobakterier	2,20	0,88	0,44	0,78	0,02	1,77	2,87	1,13	1,35	1,86	0,41
Charophyta/Chlorophyta (Grønnalger)											
Asterococcus limneticus	-	-	-	-	-	-	0,52	-	0,21	-	-
Botryococcus braunii	-	-	-	-	0,52	0,50	0,32	-	0,32	-	-
Carteria (l=12-14)	-	6,41	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chlamydocapsa ampla	-	-	-	-	0,18	-	-	-	-	-	-
Chlamydocapsa planctonica	-	-	-	-	-	-	0,36	-	-	-	-
Chlamydomonadales	-	0,40	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chlamydomonas	-	1,04	-	-	-	-	-	1,04	-	-	-
Chlamydomonas (l=10)	2,27	6,81	1,36	-	-	-	-	-	-	-	-
Chlamydomonas (l=12)	-	-	-	-	-	-	-	-	12,02	-	-
Chlamydomonas (l=5-6)	-	-	-	0,56	0,84	0,56	0,28	-	0,28	0,28	-
Chlamydomonas (l=8)	1,60	6,41	2,00	4,81	-	0,80	2,80	4,01	2,40	2,40	0,53
Chlorophyta (d=8)	-	-	-	-	-	2,86	-	-	-	3,43	-
Chlorophyta (d=10)	-	-	-	0,83	-	-	-	-	-	-	0,83

Chlorophyta (d=5)	0,17	0,52	-	1,04	1,56	0,52	0,52	0,78	1,30	-	0,69
Closterium jeneri	-	-	0,70	-	-	-	-	-	-	-	-
Cosmarium depressum	-	-	-	-	0,13	-	-	-	-	-	-
Desmodesmus aculeolatus	-	-	-	-	-	0,40	2,40	-	0,80	0,16	-
Desmodesmus dispar	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,20
Elakatothrix genevensis	0,03	0,11	-	0,22	0,22	0,75	0,34	0,78	-	-	-
Geminella	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,48	0,24
Gloeotila	-	-	-	-	2,40	-	-	-	-	-	-
Gyromitus cordiformis	-	-	0,48	-	0,36	0,30	0,18	-	0,18	0,18	-
Koliella longiseta	0,72	0,72	1,44	0,36	-	-	-	-	-	0,07	0,24
Lobomonas	-	-	-	-	-	-	-	0,80	-	-	-
Monoraphidium dybowskii	-	-	-	-	0,34	-	-	-	0,34	-	0,45
Monoraphidium griffithii	-	-	-	-	0,32	-	-	-	-	-	-
Mucidosphaerium pulchellum	-	-	-	-	-	-	0,96	-	4,08	1,54	0,38
Nephrocitium agardhianum	-	-	-	0,08	-	0,08	0,15	-	0,08	0,15	0,08
Oocystis borgei	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,24
Oocystis lacustris	-	-	-	-	-	0,25	-	-	-	0,25	-
Oocystis marssonii	-	-	-	0,17	-	-	0,68	-	-	-	-
Oocystis submarina	-	-	1,12	3,08	0,84	1,68	1,40	1,40	1,96	1,68	1,31
Paramastix conifera	-	-	-	-	-	-	-	-	1,00	-	-
Planktosphaeria gelatinosa	-	-	-	-	-	1,23	0,83	0,80	0,09	0,09	-
Quadrigula pfitzeri	-	-	-	-	-	-	0,80	-	-	-	-
Scenedesmus ecornis	-	-	-	-	0,24	-	-	-	-	-	-
Scourfieldia complanata	-	-	-	0,40	0,80	1,00	0,20	0,60	0,20	0,20	0,13
Sphaerellopsis fluviatilis	-	-	0,14	0,14	-	-	-	-	-	-	0,14
Spondylosium planum	-	-	-	-	0,48	-	-	-	-	-	-
Staurastrum	-	-	-	-	-	-	-	0,50	-	-	-
Staurastrum avicula var. lunatum	-	-	-	-	-	1,10	-	-	-	-	-
Staurastrum cingulum	-	-	-	-	-	-	0,35	-	-	-	-
Stauridium privum	-	-	-	-	-	-	-	0,40	-	-	-
Stauroidesmus cuspidatus	-	-	-	-	-	-	-	1,60	1,20	0,80	0,40
Tetradesmus obliquus	-	-	-	-	-	0,60	0,48	0,48	1,44	-	-

Willea apiculata	-	-	-	-	-	0,40	-	-	-	-	-
Willea apiculata	-	-	-	-	-	-	-	-	0,16	-	-
Sum - Grønnauger	4,82	22,42	7,25	11,70	9,25	13,03	13,59	13,20	28,07	11,73	6,88

Chrysophyceae/Synurophyceae (Gullalger)

Bicosoeca planktonica	-	-	-	-	-	-	0,52	-	-	-	-
Bicosoeca turrigera	-	-	-	-	-	-	-	0,14	-	-	-
Bitrichia chodatii	-	-	-	0,80	0,80	0,80	-	-	-	0,40	0,01
Chromulina	3,82	5,73	2,08	8,33	2,86	12,24	9,89	10,94	12,50	6,51	5,55
Chrysamoeba	-	-	0,42	-	-	-	-	-	-	-	-
Chrysococcus	-	-	1,04	8,33	4,17	4,17	4,17	4,17	3,12	3,12	2,08
Chrysoikos skujae	0,15	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chrysophyceae (<7)	5,55	33,33	22,59	26,82	13,54	21,75	9,11	19,49	14,84	16,66	13,02
Chrysophyceae (>7)	1,74	10,41	3,91	13,02	1,30	2,60	2,60	5,21	5,21	3,91	4,34
Chrysophyceae sp 3 (I=8-9)	-	-	-	-	-	-	-	-	5,01	-	1,34
Dinobryon acuminatum	-	-	0,12	-	0,12	-	-	-	-	-	-
Dinobryon bavaricum	-	-	-	-	0,56	-	0,08	1,46	1,92	0,32	0,04
Dinobryon borgei	0,13	0,20	-	0,50	-	0,10	0,10	1,00	0,20	0,10	-
Dinobryon crenulatum	-	-	-	0,60	1,20	0,20	-	-	-	-	-
Dinobryon cylindricum	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dinobryon cylindricum var. alpinum	-	0,51	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dinobryon divergens	-	0,32	0,72	4,09	17,78	27,43	4,93	4,09	-	-	-
Dinobryon sertularia	-	-	0,07	-	-	-	-	-	-	-	-
Dinobryon sociale var. americanum	-	1,10	0,10	-	-	-	-	-	-	-	-
Dinobryon succicum var. longispinum	-	-	-	-	1,10	0,66	-	0,22	-	-	-
Epipyxis tabellariae	-	-	-	-	-	-	-	-	1,92	-	0,43
Kephyrion cupuliforme	-	1,56	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Kephyrion littorale	-	-	0,22	-	-	0,22	-	0,44	-	-	-
Kephyrion littorale	-	-	-	-	-	-	-	-	1,54	-	-
Mallomonas	1,20	7,21	2,40	6,61	4,81	7,01	3,00	4,81	0,60	2,40	0,60
Mallomonas (I=8-10)	-	2,40	-	1,20	-	1,20	-	-	-	3,61	-
Mallomonas akrokomos	0,40	1,20	1,60	3,60	4,01	4,01	2,00	0,80	0,60	0,20	-

Mallomonas caudata	-	-	0,33	-	-	-	-	-	-	-	-
Mallomonas crassisquama	-	-	0,59	-	0,59	3,92	4,12	1,77	-	-	-
Mallomonas punctifera	-	0,76	-	-	-	-	-	-	0,76	-	-
Mallomonas schwemmleri	-	-	-	-	0,80	-	-	-	-	-	-
Ochromonas	-	2,76	-	4,17	-	1,92	3,85	-	5,77	2,88	6,41
Pseudokephyrion alaskanum	-	2,88	1,08	0,36	1,08	0,36	-	-	0,36	-	0,24
Pseudokephyrion taeniatum	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,40
Pseudokephyrion taticum	-	-	-	-	0,18	-	-	-	-	-	-
Pseudotetraëdriella kamillae	-	-	-	-	0,48	-	-	-	-	-	-
Spiniferomonas	0,61	4,61	0,46	4,61	0,46	2,30	1,84	7,37	4,61	0,92	0,31
Stichogloea doederleinii	-	-	-	-	0,46	-	-	-	-	-	-
Synura	-	-	0,80	-	-	-	-	-	0,40	-	-
Uroglena	-	-	-	-	1,60	12,82	1,92	0,16	2,40	-	-
Uroglenopsis americana	-	18,43	-	6,45	49,29	82,00	48,83	44,69	25,34	5,99	-
Sum - Gullalger	13,62	93,41	38,53	89,49	107,20	185,73	96,98	106,74	87,11	47,03	34,76

Bacillariophyta (Kiselalger)

Achnanthydium minutissimum	-	-	-	0,60	-	-	-	0,24	-	-	-
Amphora ovalis	-	-	-	-	-	-	0,80	-	-	-	-
Asterionella formosa	0,50	3,52	1,54	13,66	4,02	9,55	9,25	16,74	14,98	20,27	2,20
Aulacoseira alpigena	-	-	0,34	3,06	1,56	3,40	9,19	3,40	1,36	0,34	0,68
Aulacoseira distans	-	-	-	1,60	-	-	-	-	-	-	-
Aulacoseira islandica	8,10	30,00	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Aulacoseira italica	-	-	-	-	-	0,59	1,30	-	-	-	-
Cyclotella (d=10-12)	-	-	0,40	-	5,61	-	0,80	-	0,40	0,40	-
Cyclotella (d=25)	-	-	0,80	-	-	-	-	-	-	-	-
Cyclotella (d=8-12)	0,80	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cyclotella comensis	-	-	-	11,92	2,80	4,21	2,10	1,40	3,51	2,10	1,87
Cyclotella kuetzingiana	-	-	-	18,12	-	-	-	1,51	-	-	-
Cyclotella radiosa	-	2,40	-	-	14,42	6,54	12,02	7,21	9,61	2,40	-
Diatoma tenuis	-	3,20	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Encyonema minutum	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,40	-

Fragilaria crotonensis	-	-	-	0,50	10,07	100,59	7,49	20,74	23,60	19,75	8,31
Fragilaria nanana	-	-	0,44	-	-	-	0,04	0,04	-	-	0,04
Hannaea arcus	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Navicula (l=15-20)	-	-	-	-	-	-	-	0,20	-	-	-
Nitzschia (l=40-50)	-	0,28	-	-	-	-	-	0,28	-	-	-
Stephanodiscus astraea	-	-	-	-	-	4,01	0,20	-	-	-	-
Stephanodiscus medius	0,68	-	-	-	-	-	-	-	-	0,40	-
Surirella linearis	-	-	-	-	-	-	-	-	0,80	-	-
Tabellaria flocculosa	-	1,28	0,08	-	1,28	-	-	-	-	-	0,08
Tabellaria flocculosa var. asterionelloides	0,45	3,59	6,61	71,77	163,28	276,61	236,84	102,27	260,16	208,13	173,14
Tabellaria flocculosa var. teilingii	-	7,20	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ulnaria (l=30-40)	-	3,04	3,04	3,20	3,20	0,80	0,48	2,72	2,72	2,40	1,12
Ulnaria (l=40-70)	0,32	2,88	4,81	0,96	0,96	1,07	1,60	2,56	3,52	1,92	0,32
Ulnaria acus	-	-	0,70	-	-	-	-	0,28	-	-	0,14
Ulnaria delicatissima var. angustissima	-	0,20	0,40	-	-	-	-	0,20	-	0,20	0,60
Ulnaria ulna	-	1,20	-	-	-	-	-	1,20	-	-	-
Urosolenia eriensis	-	1,08	0,72	1,20	4,69	4,41	1,92	1,20	0,60	0,60	0,84
Urosolenia longiseta	2,16	7,21	10,81	2,88	5,17	1,60	2,28	2,16	0,84	1,08	0,72
Sum - Kiselalger	13,06	67,10	30,69	129,48	217,05	413,37	286,32	164,36	322,11	260,40	190,07
Dictyochophyceae (Pedinnelider)											
Pseudopedinella	-	-	-	2,15	-	-	-	2,15	1,07	-	-
Pseudopedinella (3 kloroplaster)	-	2,40	1,20	-	1,80	1,80	1,80	3,00	1,20	1,20	0,80
Sum - Pedinnelider	0,00	2,40	1,20	2,15	1,80	1,80	1,80	5,15	2,28	1,20	0,80
Xanthophyceae (Gulgrønnalger)											
Ophiocytium capitatum	-	-	-	0,22	-	-	-	-	-	-	-
Sum - Gulgrønnalger	0,00	0,00	0,00	0,22	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Cryptophyta (Svelgflagellater)											
Cryptaulax vulgaris	0,27	-	0,40	-	-	-	-	0,40	-	0,40	0,53
Cryptomonas (l=20-22)	0,96	6,73	2,88	9,61	18,26	20,83	13,46	6,73	8,65	3,84	4,81

Cryptomonas (l=15-18)	2,67	-	0,80	4,01	2,00	4,01	3,20	1,60	2,00	2,00	1,60
Cryptomonas (l=24-30)	1,60	11,21	9,61	24,03	8,01	18,69	28,84	24,03	17,62	6,41	24,03
Cryptomonas (l=30-35)	-	2,16	4,33	-	2,16	7,21	19,46	21,63	8,65	10,81	4,33
Katablepharis ovalis	0,24	3,60	3,97	7,21	-	0,72	2,16	0,36	3,61	0,72	0,48
Plagioselmis lacustris	16,02	43,26	19,23	18,43	16,83	15,22	20,03	28,84	12,82	16,02	11,21
Plagioselmis nannoplantica	2,40	10,81	12,62	21,03	19,83	15,62	11,42	7,21	10,82	3,00	2,00
Rhodomonas lens	-	-	-	8,41	30,85	5,61	2,80	2,00	-	1,00	1,34
Telonema	-	1,44	-	0,72	-	-	-	1,44	2,88	1,44	0,96
Sum - Svelgflagellater	24,16	79,23	53,84	93,45	97,94	87,91	101,38	94,25	67,05	45,66	51,29

Haptophyta (Svepeflagellater)

Chrysochromulina parva	0,85	16,34	0,96	9,77	5,61	4,17	0,96	3,69	11,30	9,13	5,77
Sum - Svepeflagellater	0,85	16,34	0,96	9,77	5,61	4,17	0,96	3,69	11,30	9,13	5,77

Dinophyceae (Fureflagellater)

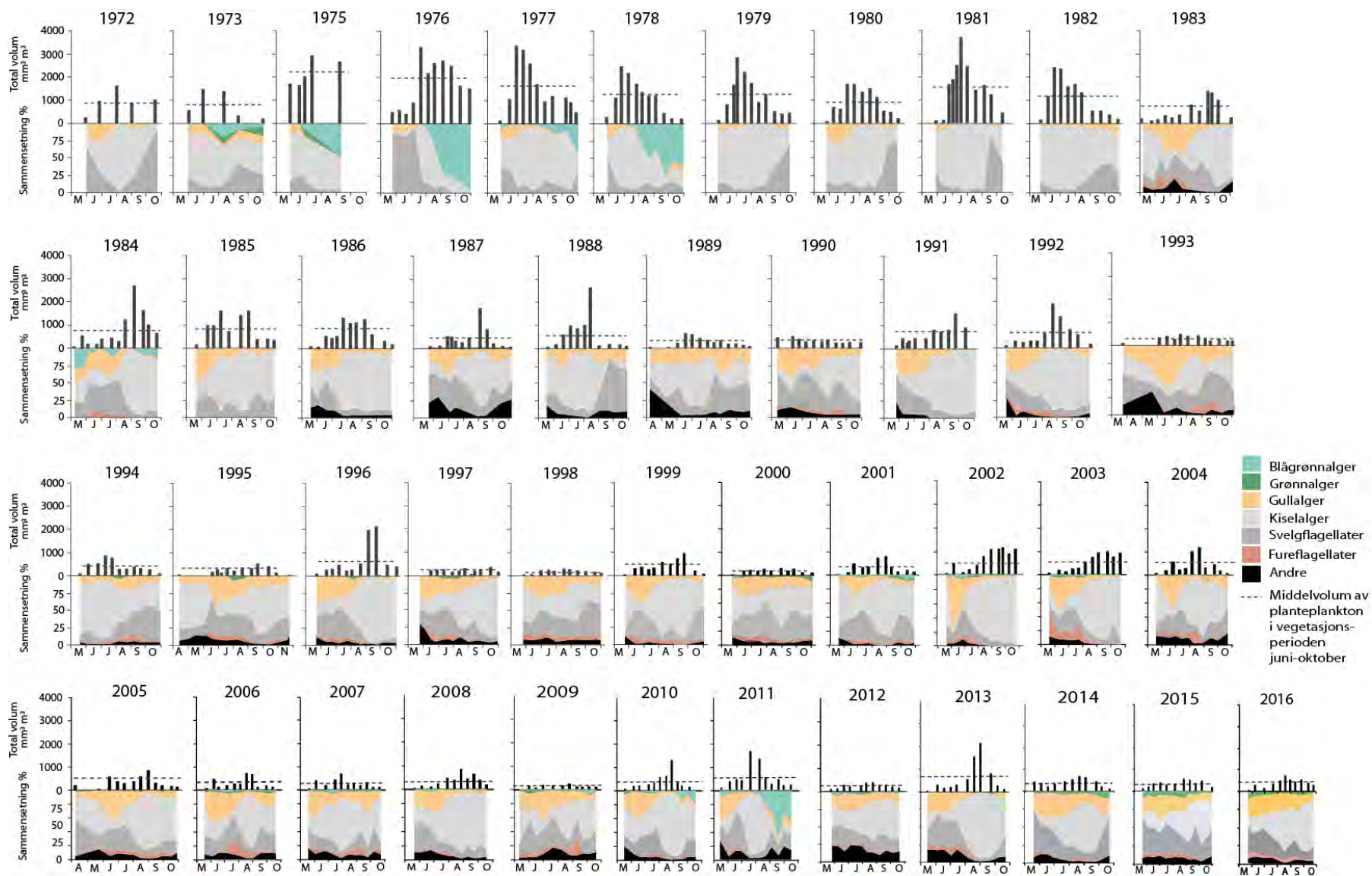
Ceratium hirundinella	-	-	-	3,25	-	22,75	9,75	-	-	-	-
Dinophyceae	-	-	-	-	1,20	-	-	-	-	-	2,40
Gymnodinium (l=12)	1,34	8,01	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Gymnodinium (l=14-16)	0,84	7,57	3,36	0,84	1,68	-	4,21	-	0,84	-	-
Gymnodinium (l=30)	1,26	1,89	0,63	1,26	1,89	3,78	1,26	2,52	4,41	1,26	1,26
Gymnodinium lacustre	-	1,12	-	0,56	-	-	-	0,28	-	-	-
Gymnodinium uberrimum	-	-	-	0,73	4,38	5,11	8,76	2,19	-	0,73	0,73
Gyrodinium helveticum	0,90	0,60	0,90	0,60	0,30	-	0,30	-	-	-	0,30
Parvodinium umbonatum	0,34	2,72	0,17	0,34	5,45	0,17	0,34	4,09	1,36	-	-
Peridinium willei	-	-	-	-	4,50	-	4,50	9,00	-	-	-
Prosoaulax lacustris	-	-	-	-	-	-	-	1,00	1,00	-	-
Sum - Fureflagellater	4,68	21,92	5,06	7,58	19,40	31,81	29,12	19,08	7,61	1,99	4,69

Choanozoa (Krageflagellater)

Aulomonas purdyi	-	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Stelaxomonas dichotoma	-	0,10	-	-	0,10	-	0,52	-	-	-	-
Ubestemte krageflagellater	0,35	3,12	2,08	3,65	2,60	0,52	2,60	6,51	10,94	2,86	2,08

NIVA 7144-2017

Sum - Krageflagellater	0,35	3,28	2,08	3,65	2,71	0,52	3,12	6,51	10,94	2,86	2,08	
Ubestemte taksa												
μ-alger, Picoplankton	2,20	11,34	7,17	14,44	7,33	7,65	6,43	7,11	3,28	5,63	4,17	
Heterotrof flagellat (<15)	0,80	0,80	1,40	3,61	1,20	0,40	2,20	1,40	1,60	0,60	1,74	
Sum - Ubestemte taksa	3,00	12,14	8,57	18,05	8,53	8,05	8,63	8,51	4,89	6,23	5,90	
Sum - Planteplankton	66,75	319,12	148,63	366,31	469,50	748,16	544,77	422,62	542,70	388,10	302,65	



Figur 50. Biovolumer og sammensetning av planteplankton i Mjøsa ved stasjon Skreia i perioden 1972-2016.

Tabell 24. *Kvantitative analyser av krepsdyrplankton av prøver fra stasjon Skreia i 2016, mg/m² (0-50 m).*

	<i>Limnocalanus macrurus</i>	<i>Eudiaptomus gracilis</i>	<i>Heterope appendiculata</i>	<i>Cyclops lacustris</i>	<i>T. oithonoides/M. leuckarti</i>	<i>Daphnia galeata</i>	<i>Daphnia cristata</i>	<i>Bosmina longispina</i>	<i>Bosmina longirostris</i>	<i>Holopedium gibberum</i>	<i>Leptodora kindtii</i>	<i>Polyphemus pediculus</i>	<i>Bythotrephes longimanus</i>	<i>Cyclops scutifer</i>	<i>Cyclopoida ubest.</i>	<i>Crustacea totalt</i>
23.05.2016	729,6	1020,3	0,4	105,1	92,0	0,0	0,0	0,3	0,0	1,7	0,0	0,0	0,0	0	2,2	1951,6
06.06.2016	275,8	177,3	6,0	76,9	69,4	1,0	0,0	18,2	0,0	13,7	0,0	0,0	0,0	0	1	639,3
28.06.2016	20,3	53,1	6,8	44,0	11,3	4,9	0,0	166,4	3,7	22,2	0,0	6,6	0,0	0	2,6	341,9
19.07.2016	0,0	268,2	103,1	41,4	143,8	142,4	121,6	171,3	1,0	74,1	115,7	5,0	0,0	4,0	10,1	1201,7
05.08.2016	49,7	724,2	45,9	56,0	226,5	278,8	140,8	72,0	0,3	11,4	115,7	0,0	0,0	0	3	1724,3
17.08.2016	0,0	420,5	9,0	43,5	187,9	212,5	208,2	118,7	1,6	6,3	53,6	0,7	0,0	0	0	1262,5
30.08.2016	25,2	871,0	0,0	40,7	108,0	410,6	283,3	48,2	0,0	0,0	152,6	0,0	17,5	0	0	1957,1
12.09.2016	0,0	594,8	0,0	35,9	190,1	75,4	29,0	59,8	0,0	1,1	26,7	0,0	0,0	0	0	1012,8
26.09.2016	25,2	1236,6	0,0	8,0	348,0	11,4	173,3	221,8	0,0	12,6	0,0	7,1	0,0	0	4,1	2048,1
12.10.2016	25,2	778,7	0,0	20,9	86,2	0,0	112,3	91,1	0,0	0,0	0,0	0,7	0,0	0	0	1115,1
25.10.2016	0,0	1024,7	0,0	30,8	77,8	0,0	74,7	37,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0	0	1245,4
Middel	104,6	651,8	15,6	45,7	140,1	103,4	103,9	91,4	0,6	13,0	42,2	1,8	1,6	0,4	2,1	1318,2

Tabell 25. Kvalitativ forekomst av krepsdyrplankton i Mjøsa i 2016, basert på håvtrekk. 1 = sjelden, 2 = vanlig og 3 = rikelig/dominerende.

Skreia 0-120 m	21. mai.	3. jun.	15. jun.	1. jul.	15. jul.	4. aug.	25. aug.	8. sep.	22. sep.	6. okt.	30. okt.
<i>Hoppekreps (Copepoda):</i>											
Limnocalanus macrurus	2	2	1	2	1-2	1	1	2	1	1	2
Heterocope appendiculata			1	1	2	1	1				
Eudiaptomus gracilis	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Cyclops lacustris	3	3	2	3	3	2	3	3	2-3	2	3
Mesocyclops leuckarti						1	2	2	1	2	2
Thermocyclops oithonoides	2	1	2	2	2	2	3	3	3	2	1
Cyclopoida cop. indet.				1	1	1				1	1
Cyclopoida naup. indet.		1	1	2	2-3	3	3	3	2	1	1
<i>Vannlopper (Cladocera):</i>											
Leptodora kindtii					1	1	1	1			
Holopedium gibberum	1	1		1	2	2	1	1			
Daphnia galeata				1		1	2	2	2	2	1
Daphnia cristata					1	1	2	2	2-3	2	2
Bosmina longispina	1	1	2	2	3	2-3	3	3	2	2	2
Bosmina longirostris											
Polyphemus pediculus					1		1	1	1		
Bythotrephes longimanus							1		1		

Furnesfjorden 0-110 m	21. mai.	3. jun.	1. jul.	4. aug.	8. sep.	6. okt.
<i>Hoppekreps (Copepoda):</i>						
Limnocalanus macrurus	2	2	2	1	2	1
Heterocope appendiculata				2		
Eudiaptomus gracilis	3	3	2	3	3	2-3
Cyclops lacustris	3	2	2	2-3	2	2
Mesocyclops leuckarti		1		1	1	1
Thermocyclops oithonoides	2	2	1	2-3	3	2
Cyclopoida cop. indet.	1	1		1	1	1
Cyclopoida naup. indet.	1	2	2	2	1	1
<i>Vannlopper (Cladocera):</i>						
Leptodora kindtii					1	
Holopedium gibberum	1	1	2	2		
Daphnia galeata				1	2	1
Daphnia cristata				2	3	2-3
Bosmina longispina	1	2	2	3	3	2-3
Bosmina longirostris						
Polyphemus pediculus				1		
Bythotrephes longimanus						

Tabell 26. Forekomst av istidskrepsene *Mysis relicta*, *Gammaracanthus lacustris* (*G. lacu.*) og *Pallaseopsis quadrispinosa* (*P. quadr.*) i Mjøsa i 2016. Biomasser av *Mysis* gitt som tørrvekt.

Skreia 2016

	Mysis 0+	Mysis 1+	Mysis 2+	Sum Mysis	G. lacu.	Mysis 0+	Mysis 1+	Mysis 2+	Sum Mysis
	ant./m2	ant./m2	ant./m2	ant./m2	ant./m2	mg/m2	mg/m2	mg/m2	mg/m2
23.05.2016	137	46	5	188	1	6,9	74,1	22,1	103,1
06.06.2016	206	17	5	227	1	14,4	26,7	22,1	63,3
28.06.2016	208	37	3	248	0	16,7	54,5	12,4	83,6
19.07.2016	77	23	1	102	0	14,7	48,7	7,0	70,4
05.08.2016	163	8	1	171	0	39,0	19,6	7,0	65,6
17.08.2016	79	9	0	88	0	28,3	29,8	0,0	58,1
30.08.2016	110	13	0	123	0	48,6	49,1	0,0	97,8
12.09.2016	150	23	0	173	0	125,9	89,8	0,0	215,7
26.09.2016	124	29	0	154	0	194,2	151,9	0,0	346,0
12.10.2016	65	10	0	75	0	117,2	52,8	0,0	170,1
25.10.2016	52	19	0	71	3	106,2	104,2	0,0	210,4
Middel	125	21	1	147	0,5	64,7	63,8	6,4	134,9

Furnesfjorden 2016

Dato	Mysis 0+	Mysis 1+	Mysis 2+	Sum Mysis	G. lacu.	P. quadr.	Mysis 0+	Mysis 1+	Mysis 2+	Sum Mysis
	ant./m2	ant./m2	ant./m2	ant./m2	ant./m2	ant./m2	mg/m2	mg/m2	mg/m2	mg/m2
23.05.2016	29,2	11,4	2,5	43,2	1	1	2,0	31,1	13,9	47,1
06.06.2016	90,2	15,2	3,8	109,2	0	1	6,3	45,7	21,9	74,0
19.07.2016	45,7	19,1	0,0	64,8	0	3	6,4	67,4	0,0	73,8
17.08.2016	123,2	38,1	0,0	161,3	0	5	78,8	177,2	0,0	256,0
12.09.2016	283,2	55,9	1,3	340,4	0	4	237,9	219,6	11,6	469,1
12.10.2016	105,4	35,6	0,0	141,0	0	1	153,9	162,9	0,0	316,8
Middel	112,8	29,2	1,3	143,3	0,2	2,5	80,9	117,3	7,9	206,1

6.2 Primærdata for Mjøselver 2016

Tabell 27. Gudbrandsdalslågen. Analyseresultater og beregnede stofftransporter for 2016. Analyseverdier for januar-mars er estimater, dvs. middelverdier for hver måned for perioden 2013-2015.

	Analyseverdier						Vannføring		Stofftransport			Volumveid middel		
	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	E. coli * kde/100 ml	Farge mg Pt/l	Turbiditet FNU	Silisium mg Si/l	Døgnvannf. m ³ /s	Vol. mnd. mill. m ³	Tot-P tonn	Tot-N tonn	Silisium tonn	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	Silisium mg Si/l
15.01.2016	3,6	239				1,73	136,8	332,3	1,196	79,4	574,9	3,6	239	1,73
15.02.2016	3,5	309				1,44	115,7	301,0	1,053	93,0	433,4	3,5	309	1,44
15.03.2016	3,5	254				1,41	84,7	249,6	0,873	63,4	351,9	3,5	254	1,41
14.04.2016	6,2	474	<1	6	0,60	1,46	67,8							
20.04.2016	7,7	383	1	6	0,67	1,40	67,5							
26.04.2016	9,2	368	<1	9	0,62	1,41	60,3	167,4	1,280	68,6	238,4	7,6	410	1,42
06.05.2016	10	457	5	10	1,4	1,34	90,8							
19.05.2016	10	322	<1	22	1,5	1,53	307,7							
25.05.2016	13	264	4	18	1,4	1,56	715,7	1030,7	12,294	304,8	1580,9	11,9	296	1,53
02.06.2016	10	194	8	16	1,7	1,35	1051,9							
22.06.2016	4,8	181	3	7	0,76	1,13	394,8	1539,5	13,210	293,2	1985,9	8,6	190	1,29
07.07.2016	7,2	131	2	7	1,8	1,09	363,3							
20.07.2016	48	653	121	5	0,94	1,14	313,5	1053,6	27,497	392,8	1172,8	26,1	373	1,11
02.08.2016	5,7	141	1	6	1,5	1,08	363,0							
17.08.2016	5,8	244	4	7	0,84	1,24	302,1	874,3	5,023	164,2	1007,8	5,7	188	1,15
09.09.2016	12	257	3	5	1,4	1,35	285,2							
21.09.2016	5,0	168	7	8	1,40	1,31	291,6	811,8	6,869	172,1	1079,5	8,5	212	1,33
06.10.2016	4,8	324	3	8	1,3	1,35	187,3							
18.10.2016	4,3	196	3	6	0,70	1,47	114,4	418,8	1,931	115,4	584,4	4,6	275	1,40
11.11.2016	3,0	206	6	6	0,69	1,57	127,2	329,0	0,987	67,8	516,5	3,0	206	1,57
21.12.2016	4,2	333	5	5	0,8	1,50	151,9	373,0	1,567	124,2	559,6	4,2	333	1,50
Min	3,0	131	<1	5	0,60	1,08								
Maks	48	653	121	22	1,80	1,57								
Middel	9,5	294	10	9	1,11	1,35								
St.avvik	10	136	28	5	0,41	0,16								
Median	6,7	261	3	7	1,12	1,35								
Antall pr.	18	18	18	18	18	18								
Året								7480,9	73,780	1939	10086	9,9	259	1,35

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

Tabell 28. Gausa. Analyseresultater og beregnede stofftransporter for 2016. Analyseverdier for perioden januar-mars er estimater, dvs. middelveidier for hver måned for årene 2013 og 2015.

	Analyseverdier				Vannføring		Stofftransport		Vol.veid middel	
	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	E. coli kde/100 ml	Turbiditet FNU	Dognvannf. m ³ /s	Vol. mnd. mill. m ³	Tot-P tonn	Tot-N tonn	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l
15.01.2016	4,1	838			5,0	12,9	0,053	10,8	4,1	838
15.02.2016	4,9	656			3,9	9,9	0,048	6,5	4,9	656
15.03.2016	5,6	829			9,8	18,6	0,104	15,4	5,6	829
14.04.2016	8,4	1870	26		10,1					
20.04.2016	16	1770	16		12,6					
26.04.2016	5,1	1460	3		8,1	28,1	0,299	48,4	10,6	1721
06.05.2016	21	1150	4	4,9	31,0					
19.05.2016	12	338	6		69,7					
25.05.2016	20	325	26		63,8	161,6	2,714	78,5	16,8	486
02.06.2016	7,0	366	16		24,4					
22.06.2016	3,3	475	34		6,2	27,4	0,171	10,6	6,3	388
07.07.2016	4,5	331	16		12,7					
20.07.2016	4,4	540	32		7,0	34,0	0,152	13,8	4,5	405
02.08.2016	4,7	523	17		8,5					
17.08.2016	4,5	601	14		6,0	25,2	0,116	14,0	4,6	555
09.09.2016	4,4	593	8		6,4					
21.09.2016	3,7	601	17		7,6	28,3	0,114	16,9	4,0	597
06.10.2016	3,7	723	3		6,4					
18.10.2016	4,3	633	54		7,4	16,6	0,067	11,2	4,0	675
11.11.2016	3,2	674	4		6,2	16,4	0,052	11,0	3,2	674
21.12.2016	3,1	813	26		3,4	9,6	0,030	7,8	3,1	813
Min	3,1	325	3							
Maks	21	1870	54							
Middel	7,4	765,9	17,9							
St.avvik	5,8	478,5	13,4							
Median	4,5	601,0	16,0							
Antall pr.	18	18	18	1						
Året						388,5	3,921	245	10,1	630

Tabell 29. Hunnselva. Analyseresultater og beregnede stofftransporter for 2016. Analyseverdier for perioden januar-mars er estimater, dvs. middelverdier for hver måned for perioden 2013-2015.

	Analyseverdier			Vannføring		Stofftransport		Volumveid middel	
	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	<i>E. coli</i> kde/100 ml	Dognvannf.* m ³ /s	Vol. mnd.* mill. m ³	Tot-P tonn	Tot-N tonn	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l
15.01.2016	29	1367		0,9	2,8	0,081	3,8	29	1367
15.02.2016	21	1293		1,0	2,8	0,060	3,6	21	1293
15.03.2016	17	1418		1,5	10,0	0,165	14,2	17	1418
13.04.2016	10	1670	2000	12,4					
20.04.2016	17	1450	2400	13,8					
26.04.2016	28	1530	2800	5,8	33,5	0,546	52,0	16	1550
03.05.2016	29	1840		23,2					
11.05.2016	11	939	500	27,4					
18.05.2016	9	1270	1800	12,2					
24.05.2016	50	1740	2400	33,7	56,9	1,634	84,1	29	1477
07.06.2016	18	1370	2800	1,9					
21.06.2016	27	1620	8200	5,1	6,9	0,169	10,6	25	1552
05.07.2016	22	1020	720	3,8					
19.07.2016	13	1060	230	1,6	10,5	0,202	10,8	19	1032
02.08.2016	15	1130	1000	2,5					
16.08.2016	14	1410	1100	2,6	11,4	0,166	14,6	14	1272
07.09.2016	10	1610	440	1,0					
20.09.2016	13	1620	12000	1,2	5,0	0,058	8,0	12	1615
04.10.2016	19	1930	550	1,3					
18.10.2016	21	1540	2400	3,1	5,4	0,109	8,9	20	1654
15.11.2016	33	2120	4600	7,1	13,7	0,451	29,0	33	2120
13.12.2016	11	1770	1700	2,2	5,7	0,063	10,1	11	1770
Min	9	939	230						
Maks	50	2120	12000						
Middel	19,5	1507	2647						
St.avvik	10,3	320	2999						
Median	17,0	1540	1900						
Antall pr.	19	19	18						
Året					164,6	3,703	249,7	22,5	1518

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

Tabell 30. Lena. Analyseresultater og beregnede stofftransporter for 2016. Analyseverdier for perioden januar-mars er estimater, dvs. middelverdier for hver måned for perioden 2013-2015.

	Analyseverdier			Vannføring		Stofftransport		Volumveid middel	
	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	<i>E. coli</i> kde/100 ml	Dognvannf.* m³/s	Vol. mnd.* mill. m³	Tot-P tonn	Tot-N tonn	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l
15.01.2016	35	3690		1,0	2,9	0,103	10,8	35	3690
15.02.2016	25	3280		1,2	3,7	0,093	12,0	25	3280
15.03.2016	27	3638		1,4	11,5	0,305	41,9	27	3638
13.04.2016	25	2650	68	12,4					
20.04.2016	18	2120	100	11,8					
26.04.2016	17	2140	94	4,4	33,1	0,691	77,9	21	2353
03.05.2016	38	3400		21,8					
11.05.2016	13	1230	56	8,1					
18.05.2016	9	2310	70	2,7					
24.05.2016	127	4490	1000	26,2	30,0	2,183	105,9	73	3537
07.06.2016	15	3650	170	1,7					
21.06.2016	9	3170	180	1,8	3,8	0,045	13,0	12	3400
05.07.2016	13	1880	220	0,7					
19.07.2016	20	1670	68	0,5	1,8	0,028	3,2	16	1801
02.08.2016	15	1600	120	0,4					
16.08.2016	6	1540	100	1,1	4,6	0,038	7,1	8	1555
07.09.2016	7	2300	250	0,4					
20.09.2016	7	1910	160	0,4	2,0	0,014	4,1	7	2096
04.10.2016	5	1720	250	0,5					
18.10.2016	6	1800	49	0,6	2,4	0,013	4,1	6	1763
15.11.2016	20	3910	140	7,1	11,4	0,228	44,5	20	3910
13.12.2016	8	3550	460	1,4	3,9	0,031	13,8	8	3550
Min	5	1230	49						
Maks	127	4490	1000						
Middel	19,9	2476	198						
St.avvik	27,2	939	224						
Median	13,0	2140	130						
Antall pr.	19	19	18						
Året					110,9	3,773	338,4	34,0	3051

* Vannføring er skalert fra målestasjon Lena til utløp i Mjøsa med faktor 1.57 (jf. GLB ved T.-A. Drageset).

Tabell 31. Flagstadelva. Analyseresultater og beregnede stofftransporter for 2016. Analyseverdier for perioden januar-mars er estimater, dvs. middelverdier for hver måned for perioden 2013-2015. Vannføringen er beregnet ut fra vannføring for Fura.

	Analyseverdier			Vannføring		Stofftransport		Vol.veid middel	
	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	E. coli* kde/100 ml	Døgnvannf. m ³ /s	Vol. md. mill. m ³	Tot-P tonn	Tot-N tonn	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l
15.01.2016	15	2427		1,0	2,8	0,040	6,7	15	2427
15.02.2016	13	1987		1,2	3,3	0,042	6,5	13	1987
15.03.2016	20	1990		2,2	8,7	0,171	17,2	20	1990
14.04.2016	20	1000	52	5,7					
21.04.2016	17	744	22	8,5					
28.04.2016	16	686	131	4,0	16,4	0,291	13,3	17,7	811
06.05.2016	17	816	133	14,3					
11.05.2016	17	513	41	9,0					
19.05.2016	18	972	40	3,2					
25.05.2016	26	2080	140	7,0	27,5	0,521	27,8	19	1012
02.06.2016	17	2110	345	1,5					
22.06.2016	15	1020	291	2,6	3,3	0,052	4,7	15,7	1421
08.07.2016	11	1150	112	0,9					
20.07.2016	9,8	1490	47	0,9	3,8	0,040	5,0	10,4	1313
05.08.2016	36	1310	1300	2,1					
17.08.2016	9,1	917	<1	1,2	7,3	0,195	8,6	26,5	1171
09.09.2016	170	2540	>2005	1,2					
22.09.2016	11	1070	920	1,1	6,0	0,559	11,0	93,5	1833
07.10.2016	8,5	1090	435	1,1					
20.10.2016	11	601	80	2,3	4,2	0,042	3,1	10,2	757
18.11.2016	20	1980	291	2,6	7,2	0,145	14,3	20	1980
20.12.2016	8,8	1700	147	1,2	3,9	0,034	6,5	8,8	1700
Min	8,5	513	<1						
Maks	170	2540	>2005						
Middel	24,1	1252	349						
St.avvik	36,0	577	538						
Median	17,0	1070	133						
Antall pr.	19	19	19						
Året					94,3	2,132	124,9	22,6	1324

* Statistikkverdier for E. coli er beregnet ved å sette verdier <1 kde/100 ml lik 0,5 kde/100 ml og >2005 kde/100 ml lik 2100 kde/100 ml

Tabell 32. Svartelva. Analyseresultater og beregnede stofftransporter for 2016. Analyseverdier for perioden januar-mars er estimer, dvs. middelverdier for hver måned for perioden 2013-2015.

	Analyseverdier						Vannføring		Stofftransport			Volumveid middel		
	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	E. coli* kde/100 ml	Farge mg Pt/l	Turbiditet FNU	Silسيوم mg Si/l	Døgnvannf. m ³ /s	Vol. mnd. mill. m ³	Tot-P tonn	Tot-N tonn	Silسيوم tonn	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	Silسيوم mg Si/l
15.01.2016	34	1667				4,10	2,0	5,9	0,202	9,9	24,4	34	1667	4,1
15.02.2016	31	1667				3,72	4,8	9,7	0,299	16,2	36,2	31	1667	3,72
15.03.2016	29	1908				3,63	2,9	16,6	0,485	31,6	60,1	29	1908	3,63
14.04.2016	27	1170	980	122	2,0	2,85	14,0							
21.04.2016	24	964	210	128	1,9	2,63	14,3							
28.04.2016	28	981	1553	114	2,5	2,58	6,1	39,8	1,032	41,8	107,9	26	1051	2,71
06.05.2016	27	1040	378	120	2,6	2,29	20,7							
11.05.2016	20	840	20	111	1,7	1,93	10,5							
19.05.2016	20	1170	53	86	3,3	2,67	3,7							
25.05.2016	51	2490	365	136	8,6	2,88	30,3	46,2	1,694	78,1	116,9	37	1689	2,53
02.06.2016	20	1710	68	104	2,2	2,89	4,1							
22.06.2016	19	930	517	126	2,3	2,23	1,9	3,4	0,068	5,0	9,2	20	1464	2,68
08.07.2016	15	998	111	67	2,0	1,87	0,4							
20.07.2016	13	982	1046	46	1,5	2,02	0,3	1,6	0,023	1,6	3,1	14	991	1,93
05.08.2016	23	776	1986	59	3,1	2,08	0,6							
17.08.2016	16	976	<1	100	1,4	1,91	2,0	6,4	0,112	5,9	12,4	18	928	1,95
09.09.2016	12	672	10	60	1,1	2,01	0,7							
22.09.2016	10	703	25	64	1,2	2,28	0,9	4,9	0,054	3,4	10,7	11	690	2,17
07.10.2016	12	802	17	80	1,2	2,53	1,3							
20.10.2016	12	602	291	128	1,8	2,77	2,0	4,1	0,049	2,8	10,8	12	679	2,68
18.11.2016	26	1730	157	122	4,8	3,17	7,4	16,0	0,415	27,6	50,6	26	1730	3,17
20.12.2016	11	1000	238	78	1,2	3,40	2,5	9,1	0,100	9,1	31,0	11	1000	3,4
Min	10	602,0	<1	46	1,1	1,87								
Maks	51	2490	1986	136	8,6	3,40								
Middel	20,3	1080,8	422	97	2,4	2,47								
St.avvik	9,6	451,5	567	29	1,7	0,45								
Median	20,0	981,0	210	104	2,0	2,53								
Antall pr. Året	19	19	19	19	19	19		163,7	4,531	233,0	473,2	27,7	1423	2,89

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

Tabell 33. Vorma. Analyseresultater og beregnede stofftransporter for 2016. Analyseverdier for perioden januar-mars er estimater, dvs. middelverdier for hver måned for perioden 2013-2015.

Dato	Analyseverdier					Vannføring		Stofftransport			Volumveid middel		
	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	Farge mg Pt/l	Turbiditet* FNU	Silisium mg Si/l	Døgnvannf. m ³ /s	Vol. mnd. mill. m ³	Tot-P tonn	Tot-N tonn	Silisium tonn	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	Silisium mg Si/l
15.01.2016	3,6	553			1,23	330,8	866,6	3,120	479,2	1065,9	3,6	553	1,23
15.02.2016	3,4	562			1,24	218,4	548,6	1,865	308,3	680,3	3,4	562	1,24
15.03.2016	4,6	563			1,27	182,2	480,8	2,212	270,7	610,6	4,6	563	1,27
21.04.2016	3,6	579	11	0,10	1,35	196,4	476,7	1,716	276,0	643,5	3,6	579	1,35
25.05.2016	5,6	521	9	0,15	1,33	382,2	811,7	4,546	422,9	1079,6	5,6	521	1,33
15.06.2016	4,7	661	13	0,21	1,37	544,5	1583,6	7,443	1046,8	2169,5	4,7	661	1,37
22.07.2016	5,8	550	11	0,45	1,19	441,3	1255,8	7,284	690,7	1494,4	5,8	550	1,19
18.08.2016	5,4	478	10	0,80	0,98	420,2	1010,9	5,459	483,2	990,7	5,4	478	0,98
21.09.2016	5,0	408	9	0,24	0,87	350,2	924,9	4,625	377,4	804,7	5,0	408	0,87
26.10.2016	3,3	504	11	<0,10	0,94	204,1	692,0	2,284	348,8	650,5	3,3	504	0,94
14.11.2016	2,1	479	10	<0,10	1,05	287,3	505,9	1,062	242,3	531,2	2,1	479	1,05
09.12.2016	3,3	599	11	0,2	1,13	225,4	663,8	2,190	397,6	750,1	3,3	599	1,13
Min	2,1	408	9	<0,10	0,87								
Maks	5,8	661	13	0,8	1,37								
Middel	4,3	531	11	0,3	1,13								
St.avvik	1,3	76	1	0,2	0,19								
Median	4,7	521	11	0,2	1,13								
Antall pr.	9	9	9	9	9								
Året							9821,3	43,805	5344	11471	4,5	544	1,17

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

Vannføringen (Vf) ved Minnesund er beregnet som (jf. GLB 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.

Tabell 34. Konsentrasjoner av kalsium, TOC og tot-P i Mesna og Brumunda den 3.8.2016

	Dato	Kalsium mg/l	TOC mg C/l	Tot-P µg P/l
Mesna	03.08.2016	7,44	4,5	9,9
Brumunda	03.08.2016	8,61	10,9	11

Tabell 35. Liste over registrerte begroingsselementer fra Mesna og Brumunda 2010 og 2016. Hyppigheten er angitt som prosent dekning. Organismer som vokser på/ blant andre begroingsselementer er angitt ved: x=sjelden, xx=vanlig, xxx=hyppig.

Taksagruppe	Takson	Brumunda 2010	Brumunda 2016	Mesna 2010	Mesna 2016	
Cyanobakterier	Calothrix spp.		x			
	Chamaesiphon confervicola	x	xxx	x	x	
	Chamaesiphon incrustans		xxx		xx	
	Cyanophanon mirabile			x		
	Heteroleibleinia spp.		xxx		xx	
	Homoeothrix janthina			xxx		
	Oscillatoria limosa			5	5	
	Oscillatoria sp			xx		
	Phormidium autumnale	3	<1			
	Phormidium retzii				5	
	Phormidium spp.			5		
	Schizothrix spp.			xxx		
	Uidentifiserte trichale blågrønnalger	x				
	Grønnalger	Aphanochaete repens	x			
		Cladophora glomerata		<1		xx
Closterium spp.			x		x	
Microspora amoena			<1	xx	<1	
Oedogonium a/b (19-21μ)				xx		
Oedogonium b (13-18u)		xxx				
Oedogonium c (23-28u)					x	
Oedogonium d (29-32u)		xxx				
Oedogonium e (35-43u)		3		1	x	
Spirogyra a (20-42u,1K,L)					1	
Spirogyra d (30-50u,2-3K,L)				2	x	
Spirogyra majuscula					2	
Spirogyra sp6 (70-75u,2K,L)				xxx		
Spirogyra spp.				5		
uidentifiserte Ulothricales				x		
Ulothrix zonata			<1	4	x	
Kiselalger		Didymosphenia geminata				<1
	Uidentifiserte pennate		xxx		xxx	
Rødalger	Audouinella chalybaea	xx	<1	xx	1	
	Audouinella hermannii	2	<1		<1	
	Lemanea fluviatilis	4	<1	2	<1	

Tabell 36. Taksaliste for bunnfauna. Prøver er fra utvalgte stasjoner i nedre deler av Brumunda og Mesna, samlet inn henholdsvis den 26. og 27.10.2016

Taksagruppe	Latinsk navn	Brumunda	Mesna
Bivalvia	Pisidium sp.	2	
Coleoptera	Deronectes latus Ad.		1
Coleoptera	Dytiscidae Indet. Lv.		1
Coleoptera	Elmis aena Ad.	3	
Coleoptera	Elmis aena Lv.	110	
Crustacea	Asellus aquaticus		2
Diptera	Chironomidae Indet. Lv.	2848	944
Diptera	Dicranota sp. Lv.	8	
Diptera	Empididae Indet. Lv.		1
Diptera	Simuliidae Indet. Lv.	2	2
Ephemeroptera	Baetidae indet. Lv.		5
Ephemeroptera	Baetis muticus Lv.	216	
Ephemeroptera	Baetis niger Lv.	58	1
Ephemeroptera	Baetis rhodani Lv.	2168	26
Ephemeroptera	Baetis sp. Lv.	688	14
Ephemeroptera	Centroptilum luteolum Lv.		14
Ephemeroptera	Ephemerella aroni Lv.	1	
Ephemeroptera	Heptagenia dalecarlica Lv.	112	
Ephemeroptera	Heptagenia sp. Lv.	8	
Ephemeroptera	Leptophlebia marginata Lv.		2
Ephemeroptera	Leptophlebia vespertina Lv.		2
Ephemeroptera	Leptophlebiidae indet. Lv.		10
Gastropoda	Gyraulus acronicus	1	18
Gastropoda	Radix labiata/balthica	2	
Gastropoda	Radix sp.		1
Hirudinea	Erpobdella octoculata		1
Hirudinea	Helobdella stagnalis		2
Hydrachnidia	Hydrachnidia indet. Ad.	1	3
Megaloptera	Sialis sp. Lv.	1	
Oligochaeta	Oligochaeta Indet.	18	48
Plecoptera	Amphinemura borealis Lv.	46	
Plecoptera	Amphinemura sp. Lv.	444	22
Plecoptera	Brachyptera risi Lv.	3	
Plecoptera	Capnia sp. Lv.	3	
Plecoptera	Capniidae/Leuctridae indet. Lv.	328	
Plecoptera	Capnopsis schilleri Lv.	10	
Plecoptera	Isoperla difformis Lv.	24	
Plecoptera	Isoperla grammatica Lv.	18	
Plecoptera	Isoperla sp. Lv.	46	
Plecoptera	Leuctra hippopus Lv.	60	
Plecoptera	Leuctra sp. Lv.	808	
Plecoptera	Nemoura cinerea Lv.		1
Plecoptera	Nemouridae indet. Lv.	2	5
Plecoptera	Protonemura meyeri Lv.	1	
Plecoptera	Siphonoperla burmeisteri Lv.	4	
Plecoptera	Taeniopteryx nebulosa Lv.	2	
Trichoptera	Athripsodes sp. Lv.		2
Trichoptera	Ceraclea annulicornis Lv.		3
Trichoptera	Ecclisopteryx dalecarlica Lv.		1
Trichoptera	Hydropsyche pellucidula Lv.	3	
Trichoptera	Hydropsyche siltalai Lv.	2	
Trichoptera	Hydropsyche sp. Lv.	5	
Trichoptera	Hydroptila sp. Lv.		22
Trichoptera	Lepidostoma hirtum Lv.	1	2
Trichoptera	Leptoceridae indet. Lv.	2	
Trichoptera	Limnephilidae indet. Lv.	2	2
Trichoptera	Oxyethira sp. Lv.	8	
Trichoptera	Polycentropodidae indet. Lv.	1	
Trichoptera	Polycentropus flavomaculatus Lv.	7	14
Trichoptera	Polycentropus irroratus Lv.	10	
Trichoptera	Polycentropus sp. Lv.	34	1
Trichoptera	Potamophylax latipennis Lv.		1
Trichoptera	Potamophylax sp. Lv.		2
Trichoptera	Rhyacophila nubila Lv.	38	
Trichoptera	Rhyacophila sp. Lv.	26	
Trichoptera	Sericostoma personatum Lv.	2	
Trichoptera	Sericostomatidae Indet. Lv.		1
Trichoptera	Silo pallipes Lv.	2	

6.3 Generell informasjon om Mjøsa

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, veier etc.

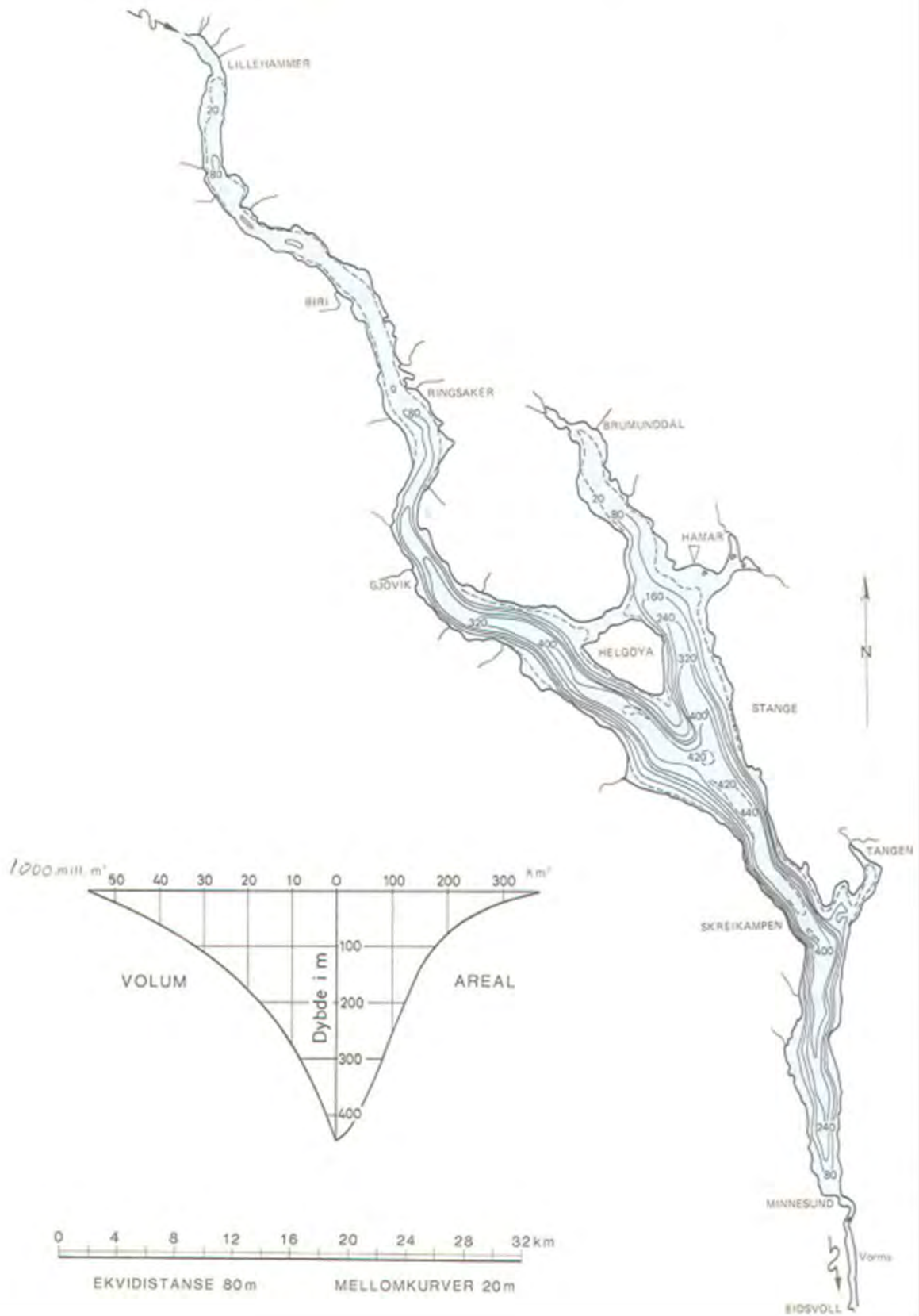
Innsjødata for Mjøsa (Kilder: ¹ NVE Atlas pr. januar 2009, ² Østrem mfl. 1984, ³ NVE 2003, ⁴ Basert på vanntransport i Vorma ved Minnesund 2010-2016 (kilde: GLB)).

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
Midlere dyp 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

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 renseanlegg 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. Korn dyrking 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 51. 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 samfunnsniv.



Norsk institutt for vannforskning

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