

Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa. Årsrapport for 2015



RAPPORT

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 2015	Løpenr. (for bestilling) 7028-2016	Dato 14.04.2016
	Prosjektnr. Undernr. O-15001	Sider Pris 105
Forfatter(e) Jarl Eivind Løvik, Birger Skjelbred, Tor Erik Eriksen og Maia Røst Kile	Fagområde Ferskvannøkologi	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Oppland, Hedmark og Akershus	Trykket NIVA

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

Sammendrag

Rapporten omhandler vannkvalitet og biologiske forhold i vannområde Mjøsa i 2015 samt tidsutviklingen gjennom overvåkingsperioden 1972-2015. Miljøtilstanden i Mjøsa har blitt sterkt forbedret med hensyn til overgjødning siden 1970- og 1980-tallet. Algemengden målt som klorofyll-*a* og total planteplanktonbiomasse var i den siste 5-årsperioden henholdsvis 50 % og 65 % lavere enn på 1970-tallet. Også i den senere tid har det imidlertid vært enkelte år med større algemengder enn ønskelig, og det er særlig de markerte toppene med kiselalger i august-september som har preget algesamfunnet. I 2015 var algemengdene relativt små, og den økologiske tilstanden ble vurdert som god så vel ved hovedstasjonen Skreia som ved stasjonene Brøttum, Kise og Furnesfjorden. Konsentrasjonen av total-fosfor i Mjøsa har blitt betydelig redusert etter Mjøsaksjonene på 1970- og 1980-tallet, men konsentrasjonene har vært litt høyere i de senere årene enn i perioden 2002-2008. Økningen skyldes trolig store tilførsler fra nedbørfeltet i tilknytning til perioder med stor avrenning, spesielt under flommene i årene 2011, 2013 og 2014. Av de seks elvene som det gjøres jevnlig målinger i, var det Svartelva, Lena, Hunnselva og Flagstadelva som hadde de høyeste konsentrasjonene av total-fosfor i 2015. Basert på undersøkelser av begroingsorganismer og bunndyr i nedre deler av Flagstadelva og Lena ble den økologiske tilstanden vurdert som moderat på begge disse lokalitetene i 2015.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Mjøsa	1. Lake Mjøsa
2. Forurensningsovervåking	2. Pollution monitoring
3. Eutrofiering	3. Eutrophication
4. Økologisk tilstand	4. Ecological status



Jarl Eivind Løvik
Prosjektleder



Markus Lindholm
Kvalitetssikrer



Nikolai Friberg
Forskningsleder

ISBN 978-82-577-6763-1
NIVA-rapport ISSN 1894-7948

Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa

Årsrapport for 2015

Forord

Rapporten omhandler vannkvalitet og biologiske forhold i vannområde Mjøsa i 2015 samt tidsutviklingen i viktige fysiske, vannkjemiske og biologiske forhold i overvåkingsperioden 1972-2015. 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 undersøkelsen har vært NIVA Innlandet med Jarl Eivind Løvik som prosjektleder. Kontrakten som omhandler oppdraget, ble undertegnet den 29.1.2015.

Innsamlingen av vannkjemiske prøver fra tilløpselvene er gjennomført av Jon Brevik, Randi Haugen og Ingunn Sandvik ved Gjøvikregionen helse og miljøtilsyn (Lena og Hunnselva), Berit Vargum, Sigrid Gregusson og Elisabeth S. Seberg (Gudbrandsdalslågen, Gausa, Flagstadelva og Svartelva). De tre siste er ansatt 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 Hans Christian Udnæs i GLB og Rolf Steinar Olstad i NVE. Odd Henning stuen, Stein Roger Andersen (Vassdragsforbundet/Fylkesmannen i Oppland), Ragnhild Skogsrud og Ståle Sørensen (begge Fylkesmannen i Hedmark) har bistått ved feltarbeidet på Mjøsa.

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

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). Fra NIVA har Roar Brænden stått for driften av den nettbaserte datapresentasjonen i Aquamonitor og sørget for overføring av data til databasen Vannmiljø. Mette-Gun Nordheim og Eirik Fjeld (NIVA) har bidratt med figurframstillinger. Mette-Gun Nordheim har i tillegg tilrettelagt data for overføring til Vannmiljø. Rapporten er kvalitetssikret av Markus Lindholm (seniorforsker, NIVA).

Samtlige takkes for velvillig og godt samarbeid.

Ottestad, 14. april 2016

Jarl Eivind Løvik

Innhold

	1
Sammendrag	5
Summary	8
1. Innledning	9
1.1 Bakgrunn	9
1.2 Målsetting	10
2. Program og gjennomføring	10
3. Resultater og vurderinger - Mjøsa	11
3.1 Meteorologiske forhold	11
3.2 Vanntemperatur	12
3.3 Generell vannkvalitet	13
3.4 Turbiditet og siktedyp	14
3.5 Næringsstoffer	18
3.6 Planteplankton	26
3.7 Økologisk tilstand i Mjøsa – oppsummering	30
3.8 Dyreplankton	31
3.9 Mysis	36
4. Resultater og vurderinger – elver	38
4.1 Generell vannkvalitet – elvetyper	38
4.2 Vannkvalitet og fosfortransport i de viktigste elvene	38
4.3 Konsentrasjoner og transport av nitrogen	50
4.4 Silisium i Lågen, Svartelva og Vorma	51
4.5 Hygienisk-bakteriologiske forhold i elver	52
4.6 Fosforbudsjett for Mjøsa	53
4.7 Begroing i Lena og Flagstadelva	54
4.8 Bunndyr i Lena og Flagstadelva	55
4.9 Feltbefaringer langs Flagstadelva og Lena	57
4.10 Økologisk tilstand elver – oppsummering	60
5. Litteratur	62
6. Vedlegg	66
6.1 Materiale og metoder	66
6.2 Primærdata Mjøsa	70
6.3 Primærdata elver	94
6.4 Generell informasjon om Mjøsa	104

Sammendrag

Hensikten med overvåkingen av Mjøsa med tilløpselver 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 ti største tilløpselvene samt i utløpselva Vorma.

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 tilførslene av næringsstoffer. Ved hovedstasjonen Skreia var middelverdiene for klorofyll-*a* og planteplankton-biomasse for den siste femårsperioden henholdsvis ca. 50 % og ca. 65 % lavere enn på 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 cyanobakterien (blågrønnalgen) *Tychonema bourrellyi*. Dernest representerte ulike stavformede kiselalger en stor 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.

I 2015 var den midlere algemengden (algebiomassen) innenfor miljømålet på 0,4 mg/l ved alle prøvestasjonene. Dette gjaldt så vel hovedstasjonen Skreia som stasjonene Brøttum, Kise og Furnesfjorden. Miljømålet for klorofyll-*a* i Mjøsa er satt ved 2,0 µg/l, og i 2015 varierte middelverdiene for de ulike stasjonene fra 2,0 µg/l ved Brøttum til 2,2 µg/l ved stasjon Furnesfjorden.

De gruppene som utgjorde de største andelene av planteplanktonet i 2015, var kiselalger svelgflagellater og gullalger. Kiselalgenes andel økte utover sommeren og høsten. Artene som bidro mest til det totale volumet var planktoniske varianter av *Tabellaria flocculosa* samt *Fragilaria crotonensis* og *Asterionella formosa*. Gruppen cyanobakterier (blågrønnalger) utgjorde bare en liten del av det totale volumet. Klassifiseringsindeksen basert på sammensetningen av planteplanktonet (PTI) viste god økologisk tilstand mht. eutrofiering for stasjonene Brøttum og Skreia og moderat tilstand for stasjonene Kise og Furnesfjorden. Totalvurderingen basert på planteplanktonets mengde og sammensetning ga god tilstand for samtlige stasjoner. Det samme var tilfelle i 2014, mens tilstanden i 2013 ble vurdert som moderat ved tre av fire stasjoner.

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. Middelverdiene for konsentrasjonen av total-fosfor (tot-P) på sen vinteren har avtatt fra 8-12 µg P/l først på 1970-tallet (før Mjøsaksjonene) til 2-5 µg P/l i de senere årene. En tilsvarende reduksjon har skjedd med konsentrasjonen av fosfor i de øvre vannlag i vekstsesongen for alger. Ved hovedstasjonen sank middelverdiene for tot-P fra 7-11 µg P/l på 1970- og 1980-tallet til 3-5 µg P/l i perioden 2002-2008. Deretter har middelverdien økt noe og variert i området 4-7 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. I 2015 var middelkonsentrasjonen innenfor miljømålet, dvs. ikke over 6,5 µg P/l i Mjøsas sentrale og sydlige deler (6,0 µg P/l ved stasjon Skreia).

Konsentrasjonen av total-nitrogen (tot-N) på sen vinteren og i vekstsesongen økte noe fram til slutten av 1980-tallet, for deretter å flate ut. Ved stasjonene Furnesfjorden og Skreia har det vært en svak økning i konsentrasjonen på sen vinteren også etter 1990. 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.

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 endringer i tilførslene fra nedbørfeltet kan imidlertid også ha hatt betydning for tidsutviklingen.

Siktedyp

Siktedypet i Mjøsa påvirkes først og fremst av mengden alger i de frie vannmasser, men særlig i nordre deler reduseres også siktedypet betraktelig i perioder med høyt innhold av suspenderte partikler i Lågen, spesielt i forbindelse med flommer. Siktedypet ble markert bedre i løpet av perioden fram til 2003-2005. Etter dette ble det registrert avtakende siktedyp fram til og med 2011 og mer usystematiske variasjoner i siktedypet i årene 2012-2015. Flompåvirkning med tilførsel av erosjonspartikler fra elvene har trolig fått større innvirkning på siktedypet i de senere årene enn det hadde på 1970- og 1980-tallet. Middelverdien for siktedyp ved Skreia i algeveksts sesongen 2015 var på 8,2 m, dvs. litt over miljømålet på 8,0 m.

Økologisk tilstand i Mjøsa

Den økologiske tilstanden vurderes totalt sett som god ved samtlige av de fire prøvestasjonene Brøttum, Kise, Furnesfjorden og Skreia i 2015. Vurderingen er basert på data over planteplanktonets mengde og sammensetning samt resultater fra fysisk-kjemiske støtteparametere. Dette betyr at miljømålet i forhold til vannforskriften ble oppnådd for disse delene av Mjøsa i 2015.

Krepsdyrplankton og mysis

Siden 1970-tallet har midlere biomasse av krepsdyrplankton blitt redusert med ca. 40 % ved hovedstasjonen. Mengden planteplankton ser ut til å være den viktigste faktoren for hvor mye krepsdyrplankton som utvikles i Mjøsa, dvs. at det er en såkalt "bottom up"-regulering av biomassen av krepsdyrplankton. De fleste artene har hatt nedgang i biomassen i perioden. Krepsdyrplanktonet var i 2015 dominert av småvokste arter slik som hoppekrepsene *Eudiaptomus gracilis* og *Thermocyclops oithonoides* samt vannloppene *Daphnia cristata* og *Bosmina longispina*. Dette kunne tyde på at det var et sterkt predasjonspress fra planktonspisende fisk. Antallet og biomassen av det rekelignende krepsdyret mysis (*Mysis relicta*) har gjennomgått betydelige svingninger i overvåkingsperioden, men med en tendens til at bestanden har blitt noe mindre over tid. Midlere individantall og biomasse for 2015 var de laveste som er registrert siden overvåkingen startet. En mulig årsak til dette kan være at det har vært en sterk årsklasse av f.eks. krøkle som har predatert hardt på både krepsdyrplankton og mysis dette året, men dette har vi ingen data over.

Temperaturen i Mjøsas øvre vannlag og klimaets betydning

Mjøsas øvre vannlag har blitt varmere i den senere tid. Ved hovedstasjonen har middeltemperaturen for algeveksts sesongen og for sjiktet 0-10 m økt med ca. 1,3 °C, om vi sammenligner periodene 1972-1980 og 2011-2015. Det vil si en økning på ca. 0,3 °C per tiår, noe som er på nivå med det som er observert i mange andre av verdens innsjøer. Årsaken til økningen er sannsynligvis klimaendringene og den globale oppvarmingen som har skjedd i de senere tiårene. Middeltemperaturen for 2015 er beregnet til 12,0 °C, som er 1,9 °C lavere enn middeltemperaturen for «rekordåret» 2014.

Klimaendringene har trolig allerede påvirket både algemengden og algesammensetningen i Mjøsa. De senere årene har vært preget av til dels uvanlig store nedbørmengder og markerte flommer i elvene. Klimaframskrivninger antyder også økt nedbørmengde og hyppigere episoder med «kraftig nedbør» i framtida sammenlignet med referanseperioden 1971-2000 (Hanssen-Bauer mfl. 2015). Dette vil kunne medføre økt arealavrenning av næringsstoffer, økt belastning på avløpssystemene og negative konsekvenser for miljøtilstanden i Mjøsa. Det er derfor viktig fortsatt å ha sterk 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

De samlede elvetilførslene av fosfor ble redusert fra ca. 160-170 tonn pr. år i 1979-1980 til ca. 65-100 tonn pr. år i perioden 2001-2010, dvs. en reduksjon på ca. 45 %. Tilsvarende skjedde det en reduksjon i volumveid middelkonsentrasjon av tot-P fra 16,3 µg P/l i 1979-1980 til 9,7 µg P/l i 2001-2010. Reduksjonene er et resultat av de forurensningsbegrensende tiltakene som har blitt gjennomført. «Flomårene» 1995, 2011, 2013 og 2014 skiller seg ut med betydelig høyere middelkonsentrasjoner og totale elvetilførsler (ca. 190-300 tonn P pr. år). Lågen alene står for ca. 55-75 % av de totale elvetilførslene av fosfor til Mjøsa, mens den representerer ca. 85-90 % av vanntilførslene. Dette betyr at Lågen virker fortynnende på fosforkonsentrasjonen i Mjøsa i forhold til tilførslene fra de øvrige elvene. De totale tilførslene av fosfor til Mjøsa er beregnet til 101 tonn for 2015, der tilførslene med elver stod for 89 % og utslipp fra kommunale rensesanlegg direkte til Mjøsa stod for 4 %.

For de største elvene, Lågen og i mindre grad Gausa, var det i 2015 en tendens til økende konsentrasjoner av tot-P med økende vannføring. Dette indikerer at det var arealbetingete tilførsler slik som avrenning fra dyrka mark som i stor grad dominerte fosfortransporten i disse elvene. I de mellomstore elvene Hunnselva, Lena, Flagstaelva og Svartelva så konsentrasjonen av tot-P ut til å være uavhengig av vannføringen. Det vil si at det f.eks. ble målt høye konsentrasjoner av tot-P både ved lave og høye vannføringer. For disse elvene er det rimelig å anta at de vesentligste kildene til fosfortransporten var arealavrenning, avløp fra spredt bebyggelse og overløp og lekkasjer fra de kommunale avløpssystemene.

Hygieniske forhold i tilløpselver

Målinger av mengden fekale indikatorbakterier (her *E. coli*) viste at nedre del av Lågen var lite forurenset av tarmbakterier og hadde god hygienisk vannkvalitet i 2015. Gausa og Flagstadelva hadde gjennomgående høyere konsentrasjoner av *E. coli* og dårlig vannkvalitet, mens Svartelva, Lena og Hunnselva hadde svært dårlig hygienisk vannkvalitet i 2015. Mulige forurensningskilder er avrenning fra husdyrgjødsel, avløp fra private anlegg i spredt bebyggelse, lekkasjer og overløp fra kommunale avløpsnett samt utslipp fra eventuelle ovenforliggende kommunale rensesanlegg.

Biologiske observasjoner i Flagstadelva og Lena

De øvre delene av Flagstadelva så ut til å være lite påvirket av næringsstoffer og lett nedbrytbart organisk stoff. Flere av de undersøkte lokalitetene i disse områdene var imidlertid trolig påvirket av surt vann. I de lavereliggende delene var påvirkningen fra befolkning og jordbruk påtagelig med mer algebegroing, jordtilslamming og/eller grumsete vann. Undersøkelsene av begroingssamfunnet og bunndyrsamfunnet i nedre del (ved Vien) tilsa moderat økologisk tilstand. Vannforskriftens målsetting om god økologisk tilstand ble dermed ikke oppfylt i denne delen av Flagstadelva.

Mesteparten av de sentrale delene av Lena med sidevassdrag ble vurdert som moderat eller markert påvirket av næringsstoffer og organisk stoff fra befolkning, jordbruk og annen næringsvirksomhet i 2015. Ut fra en samlet vurdering basert på undersøkelser av begroingsorganismer og bunndyr i nedre del (ved Skreia travbane) ble den økologiske tilstanden klassifisert som moderat. Det vil si at vannforskriftens målsetting om god økologisk tilstand ikke ble oppfylt på denne lokaliteten i 2015.

Summary

Title: Monitoring of Lake Mjøsa, S Norway. Annual report for 2015.

Year: 2016

Authors: Jarl Eivind Løvik, Birger Skjelbred, Tor Erik Eriksen and Maia Røst Kile

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 978-82-577-6763-1

The report presents data from the monitoring project on Lake Mjøsa, its tributaries and the outlet river Vormå, emphasizing results from 2015 and long-term trends in water quality and environmental status for the period 1972-2015.

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 65 %, and the mean concentration of chlorophyll-*a* has been reduced by 50 % since 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 2015, the ecological status was classified as good at all four sampling stations.

At the main station, tot-P mean value for the algal growth season declined from 7-11 µg P/l in the 1970ies to 3-5 µg P/l in years 2002-2008. In years 2009-2015 the tot-P mean values were slightly higher, varying in the range 4-7 µg 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 2015 the tot-P concentration was within the environmental target for Lake Mjøsa.

Median values for tot-P concentrations in the six main inlet rivers were relatively low in 2015 and indicated high ecological status for the rivers Gudbrandsdalslågen, Gausa, Hunnselva and Flagstadelva and good status for the rivers Lena and Svartelva.

Based on investigations of benthic communities of algae and macro invertebrates the ecological status was classified as moderate at the sampling stations situated in the lower parts of the rivers Flagstadelva and Lena in 2015.

1. Innledning

1.1 Bakgrunn

Fra ca. 1950 til slutten av 1980-tallet var Mjøsa betydelig overgjødset. Vannkvaliteten var ikke akseptabel, og den biologiske tilstanden 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*, 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 nær akseptabel tilstand har i hovedsak vært situasjonen de fleste årene i perioden 1989-2012. Men også enkelte år i den senere tid har det vært større mengder planteplankton enn ønskelig. Konsentrasjonen av fosfor var noe høyere i 2009-2013 sammenlignet med i 2002-2008, og i 2013 ble den økologiske tilstanden karakterisert som moderat på tre av fire prøvestasjoner (Løvik mfl. 2014). Det var en klar bedring i 2014, med mindre alger, en gunstigere algesammensetning og lavere konsentrasjoner av fosfor (Løvik mfl. 2015). Den økologiske tilstanden ble vurdert som god i 2014.

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 tydet 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 2015 hadde Vassdragsforbundet totalt 64 medlemmer. Fra og med 2003 har Vassdragsforbundet hatt ansvaret for og administrert overvåkingen.

Etter vannforskriften er Mjøsa typifisert som tilhørende innsjøtype nr. 6 = L-N2b, dvs. kalkfattige, klare og dype innsjøer i lavlandet. 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.
- Middelerdiene for total planteplanktonbiomasse og for klorofyll-*a* i vekstsesongen for alger skal ikke overstige henholdsvis 0,4 mg/l og 2,0 µg/l.
- Middelerdien for siktedypet i Mjøsas sentrale hovedvannmasser skal være mer enn 8 m

Flere av miljømålene er strengere enn grenseverdiene for god økologisk tilstand i henhold til vannforskriften; f.eks. tilsvarer en klorofyll-verdi på 2,0 µ/l øvre grense for tilstandsklasse svært god for innsjøtype L-N2b (Veileder 02:2013). 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, økologisk tilstand og forurensningsgraden av næringsstoffer 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 slik at de kan inngå i en trendframstilling over tid.

Videre skal forurensningsgraden og miljøtilstanden vurderes i viktige deler av de 12 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.

2. Program og gjennomføring

Undersøkelsene i 2015 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 mysis.

Delområde 2: Kompletterende rutinemessig fysisk/kjemisk og biologisk overvåking av vannkvaliteten i Mjøsa ved tre stasjoner: Brøttum, Kise og Furnesfjorden (inkl. dyreplankton og mysis i Furnesfjorden).

Delområde 3: Undersøkelser i elver.

Kjemiske og hygienisk/bakteriologiske målinger gjøres ved de faste prøvestasjonene nær utløpet i Mjøsa i tilløpselvene Gudbrandsdalslågen, Gausa, Hunnselva, Lena, Flagstadelva og Svartelva samt i utløpselva Vorma ved Minnesund (Figur 1). Årlige biologiske undersøkelser i de 11 største tilløpselvene og i Vorma etter et rullerende program (**Tabell 1**) inngår også i dette delområdet. Foruten de 6 nevnte tilløpselvene og Vorma gjelder dette Mesna, Moelva, Brumunda, Stokkelva og/eller Vismunda og Vikselva. I 2015 ble biologiske undersøkelser gjennomført i Lena og Flagstadelva.

Tabell 1. Rullerende program for biologiske undersøkelser i elver.

2015	2016	2017	2018	2019	2020
Lena	Mesnaelva	Gausa	Hunnselva	Lågen	Vorma
Flagstadelva	Brumunda	Moelva	Vikselva	Svartelva	Vismunda/Stokkelva

En oversikt over kjemiske og mikrobiologiske analysemetoder/-betegnelser er gitt i Vedlegg (kpt. 6.1). Beskrivelser av innsamlingsmetoder og vurderingssystemer etc. med hensyn til begroing, bunndyr, planteplankton og dyreplankton er også gitt i Vedlegg, kpt. 6.1.



Figur 1. Mjøsa med de faste prøvestasjonene i innsjøen, i tillopselver og i utløpet Vorma. Grunnlagsdata er hentet fra Statens kartverk, serie N250. Symbolisering er ved NIVA.

3. Resultater og vurderinger - Mjøsa

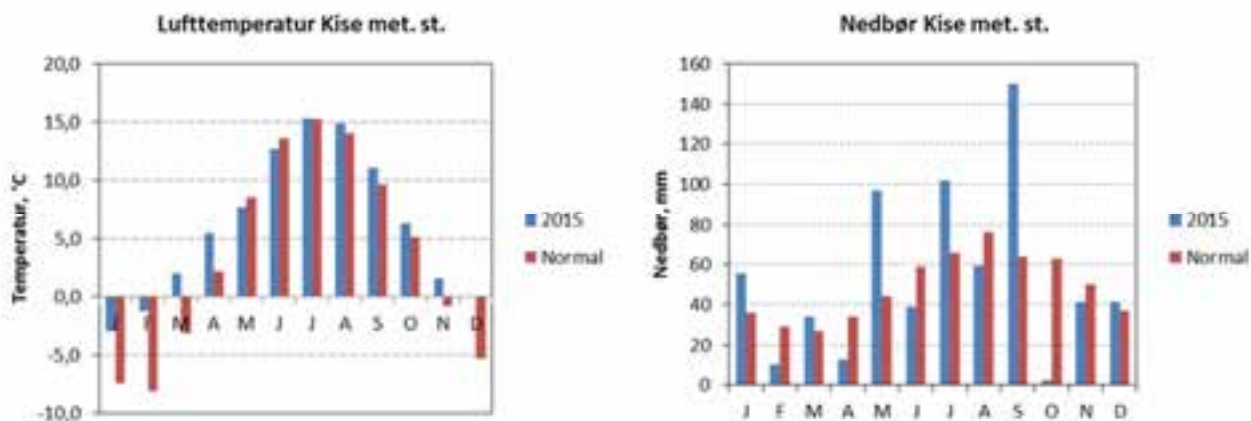
Primærdata fra målinger av vanntemperatur og siktedyp samt analyseresultater for vannkjemi, planteplankton, dyreplankton og mysis er gitt i Vedlegg, kpt. 6.2.

3.1 Meteorologiske forhold

Værforholdene har stor betydning for tilførsler av næringsstoffer, mineralsalter, erosionspartikler og organisk stoff fra nedbørfeltet samt for temperatur- og sjiktforholdene i Mjøsa. Disse miljøfaktorene har videre stor innvirkning på vekst og utvikling av planter og dyr i Mjøsa.

For å beskrive de meteorologiske forholdene i Mjøsområdet i 2015 har vi benyttet data fra Kise på Nes i Ringsaker (**Figur 2**). Året 2015 som helhet ble et mildt år med en middeltemperatur på 6,1 °C, dvs. 2,5 °C over normalen (3,6 °C). Året 2014 var imidlertid enda varmere, med 0,9 °C høyere årsmiddeltemperaturen enn 2015. Perioden januar-april var mild med månedsmiddeltemperaturer godt over normalen. Mai og juni var derimot kjølige måneder med middeltemperaturer ca. 1 °C under normalen. Middel-temperaturen for juli var omtrent lik normalen, mens resten av året var generelt mildt med månedsmiddel-temperaturer på 0,9-5,4 °C over normalen. Middeltemperaturen for algeveksts sesongen juni-oktober 2015 er beregnet til 12,1 °C. Dette er 0,6 °C høyere enn normalt for perioden, men 1,6 °C lavere enn i 2014.

Det kom forholdsvis mye nedbør i januar, mai, juli og september, mens f.eks. februar, juni og spesielt oktober var måneder med lite nedbør i 2015 (**Figur 2**). I de øvrige månedene var nedbørmengden nær normalen. På årsbasis falt det 644 mm nedbør på Kise i 2015. Dette er 59 mm eller 10 % over normal årsnedbør. Også i 2015 var det episoder med mye nedbør, spesielt i august og september (bl.a. ekstremværet Petra). Dette førte til flom i enkelte av elvene. Nedbørmengden i veksts sesongen for alger (juni-oktober) var på 352 mm, dvs. 24 mm eller 7 % over normal nedbørmengde for perioden.



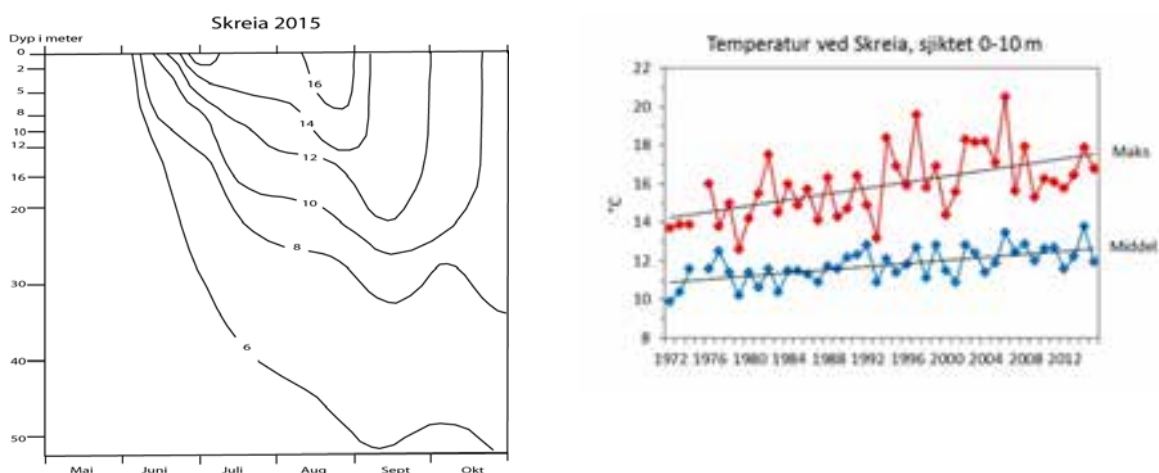
Figur 2. Middeltemperatur og nedbørsummer per måned ved Kise meteorologiske stasjon.

Datakilde: Landbruksmeteorologiske Tjeneste (LNT), <http://lmt.nibio.no/,Kise,01.01.2015-31.12.2015>.

3.2 Vanntemperatur

Mjøsas hovedbasseng sør for Gjøvik, Helgøya og Hamar ble ikke islagt vinteren 2014-2015. Den nordlige delen sør for Lillehammer ble imidlertid islagt. Ved den første prøverunden, i mars 2015, var det vinterstagnasjon ved stasjon Brøttum, med 0,5 °C mot overflaten (under isen) og 3,8 °C i dypvannet. På de tre andre stasjonene var det tilnærmet sirkulasjon, men med litt lavere temperatur mot overflaten (3,0-3,2 °C) enn i dypvannet (3,2-3,7 °C). Ved prøverunden den 21. mai var det fortsatt tilnærmet sirkulasjonsforhold på hovedstasjonen Skreia med 4,8 °C i overflaten og 3,7 °C på 400 m dyp. Også ved de tre andre stasjonene var overflatelaget bare svakt oppvarmet denne datoen, med temperaturer på 5,4 °C, 5,5 °C og 6,8 °C henholdsvis ved Kise, Brøttum og Furnesfjorden.

Oppvarmingen av de øvre vannlagene gikk tregt i mai og juni, men skjøt fart i forbindelse med høytrykk og fint og varmt vær i overgangen juni-juli. Den 1. juli ble det målt 16,3 °C i overflaten ved Skreia, og det hadde etablert seg et temperatursprangsjikt (termoklin) på ca. 5-15 m dyp (**Figur 3**). De høyeste temperaturene i 2015 ble målt den 25. august med 17,5 °C i overflaten ved Skreia. Termoklinen lå da på ca. 10-28 m. Utover i september og oktober ble de øvre vannlagene gradvis avkjølt, men høstfullsirkulasjonen inntrådte trolig flere uker etter at de siste målingene ble utført den 30. oktober.



Figur 3. Isothermdiagram for stasjon Skreia i 2015 (til venstre) og tidsutviklingen i middel- og makstemperaturen i de øvre, varme vannlagene (0-10 m) i perioden juni-oktober ved Skreia (til høyre).

Middeltemperaturen for de øvre vannlagene (0-10 m) i produksjonssesongen (juni-oktober) har økt i Mjøsa gjennom overvåkingsperioden. Sammenligner vi periodene 1972-1980 og 2011-2015, så var økningen på 1,32 °C eller 0,33 °C per 10-år. Dette er på nivå med de temperaturstigningene som er registrert i mange andre av verdens innsjøer (jf. O'Reilly mfl. 2015). Årsaken til økningen er trolig klimaendringene og den globale oppvarmingen som har skjedd i løpet av de senere tiårene.

3.3 Generell vannkvalitet

I **Tabell 2** er karakteristiske verdier gitt for noen variabler som beskriver Mjøsas generelle vannkvalitet.

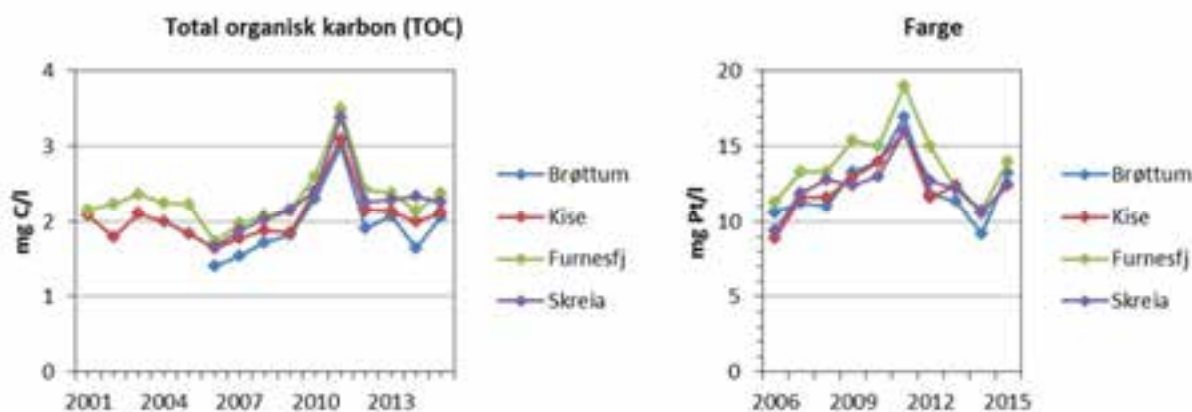
Tabell 2. *Middelverdier for generelle vannkvalitetsvariabler for perioden mai-oktober 2015.*

		Skreia	Brøttum	Kise	Furnesfjorden
pH		7,3			
Alkalitet	mmol/l	0,249			
Farge	mg Pt/l	12	13	12	14
Total organisk karbon, TOC	mg C/l	2,3	2,1	2,2	2,4
Turbiditet	FNU	0,39			
Konduktivitet	mS/m	4,6			
Kalsium*	mg Ca/l	5,5	4,4	5,2	5,7

* Gjelder målinger utført på prøver innsamlet i oktober 2010.

Vannmassene ved hovedstasjonen har en nøytral til svakt basisk karakter, med pH vanligvis varierende i intervallet 7,0-7,5 (se primærdata i Vedlegg). Vannet har en god evne til å motstå pH-endringer ved forurening, jamfør alkalitet på 0,249 mmol/l (middelverdi for 2015). Fargeverdier på 10-17 mg Pt/l og TOC-verdier på 1,5-2,6 mg C/l viser at Mjøsa er en klarvannssjø, dvs. at vannmassene er lite påvirket av organiske syrer (humus) fra nedbørfeltet. Mjøsa har en saltfattig vannkvalitet, med konduktivitet på omkring 4-5 mS/m.

Middelverdiene for TOC og farge viste en tendens til økning ved alle stasjonene i perioden 2006-2012 (**Figur 4**). Deretter sank middelverdiene for disse to variablene fram til 2014, til omtrent samme nivå som i 2006. Middelverdiene for farge økte igjen med ca. 2-3 mg Pt/l ved de ulike stasjonene fra 2014 til 2015.



Figur 4. *Tidsutviklingen i konsentrasjoner av TOC (middelverdier) i perioden 2001-2015 og i middelverdiene for farge i perioden 2006-2015.*

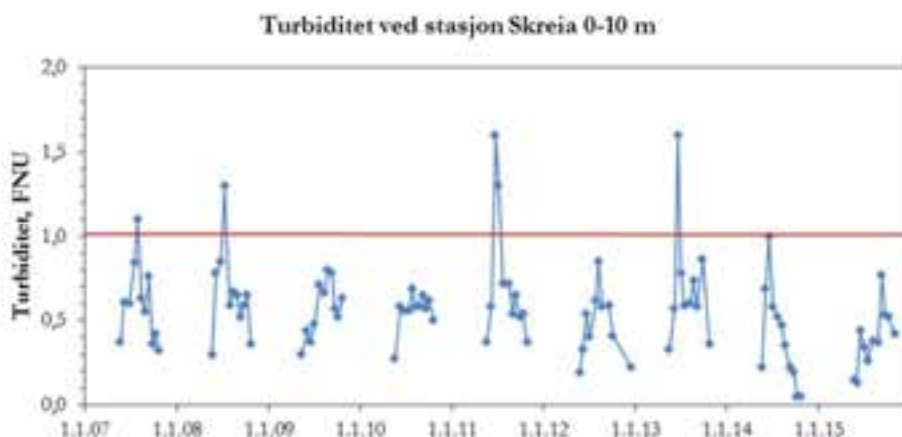
Middelverdien for konsentrasjonen av kalsium varierte fra 4,4 mg Ca/l ved Brøttum til 5,7 mg Ca/l i Furnesfjorden (**Tabell 2**), og konsentrasjonen ser ikke ut til å ha endret seg siden 1960-tallet (Løvik mfl. 2014). Grensen mellom kalkfattige og moderat kalkrike innsjøer er satt ved 4 mg Ca/l (Veileder 02:2013). Omfattende jordbruk i nedbørfeltet og eutrofiering i en periode kan ha ført til noe økt Ca-konsentrasjon. Det vil si at det naturlige nivået trolig ligger innenfor intervallet for kalkfattige innsjøer (1-4 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.

3.4 Turbiditet og siktedyp

Siktedypet i Mjøsas hovedvannmasser påvirkes først og fremst av mengden alger (planteplankton). 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 og siktedypet er høyt (**Figur 5**). 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.

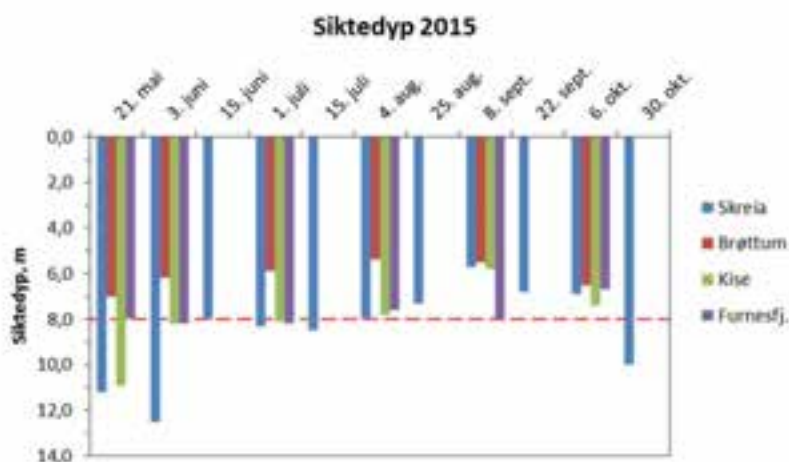
Figur 5 viser tidsutviklingen i turbiditet i de øvre vannmasser ved Skreia for de siste ni årene. Vannkvaliteten har stort sett vært god med hensyn til partikkelinnhold i denne perioden, men flommene på våren/forsommeren i 2011 og 2013 satte et tydelig preg på Mjøsas hovedvannmasser med turbiditetsverdier på over 1,5 FNU. Turbiditet er intet støtteparameter etter vannforskriften, men i SFTs veileder (Andersen mfl. 1997) var grensen mellom god og mindre god vannkvalitet satt til 1 FNU. 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 Kise er det målt turbiditetsverdier på 3-6 FNU i tilknytning til flommer.



Figur 5. Turbiditet ved stasjon Skreia (0-10 m) i perioden 2007-2015. Rød linje viser grensen mellom god og mindre god vannkvalitet (1,0 FNU) iht. SFTs veileder for miljøkvalitet i ferskvann (Andersen mfl. 1997).

I 2015 var partikkelkonsentrasjonen i vannmassene ved Skreia generelt lavt med turbiditetsverdier på 0,13-0,77 FNU gjennom hele prøvetakingsperioden. Den høyeste verdien ble målt den 8. september, kort tid etter et kraftig regnvær og flom i flere elver. På dette tidspunktet var det dessuten fortsatt relativt mye alger i vannet (se 3.6).

Siktedypet i Mjøsa var i 2015 forholdsvis høyt gjennom mesteparten av prøvetakingsperioden, med verdier på ca. 7-8 m eller mer ved de fleste prøvestasjonene (**Figur 6**). Miljømålet for Mjøsa tilsier at det midlere siktedypet i de sentrale hovedvannmassene (stasjon Skreia) skal være mer enn 8 m.

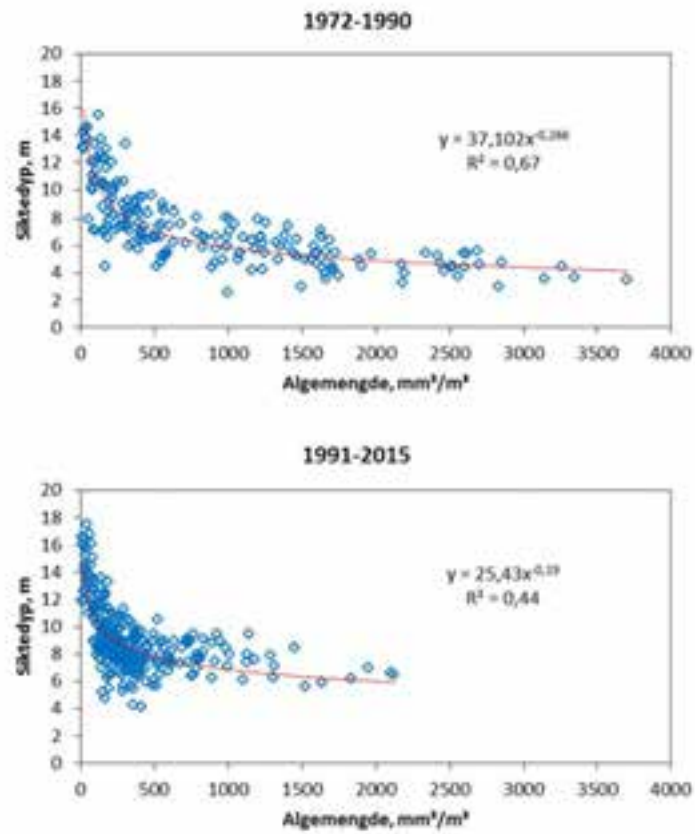


Figur 6. Siktedyp ved de fire prøvestasjonene i 2015. Rød, stiple linje viser miljømålet for Mjøsas sentrale hovedvannmasser.

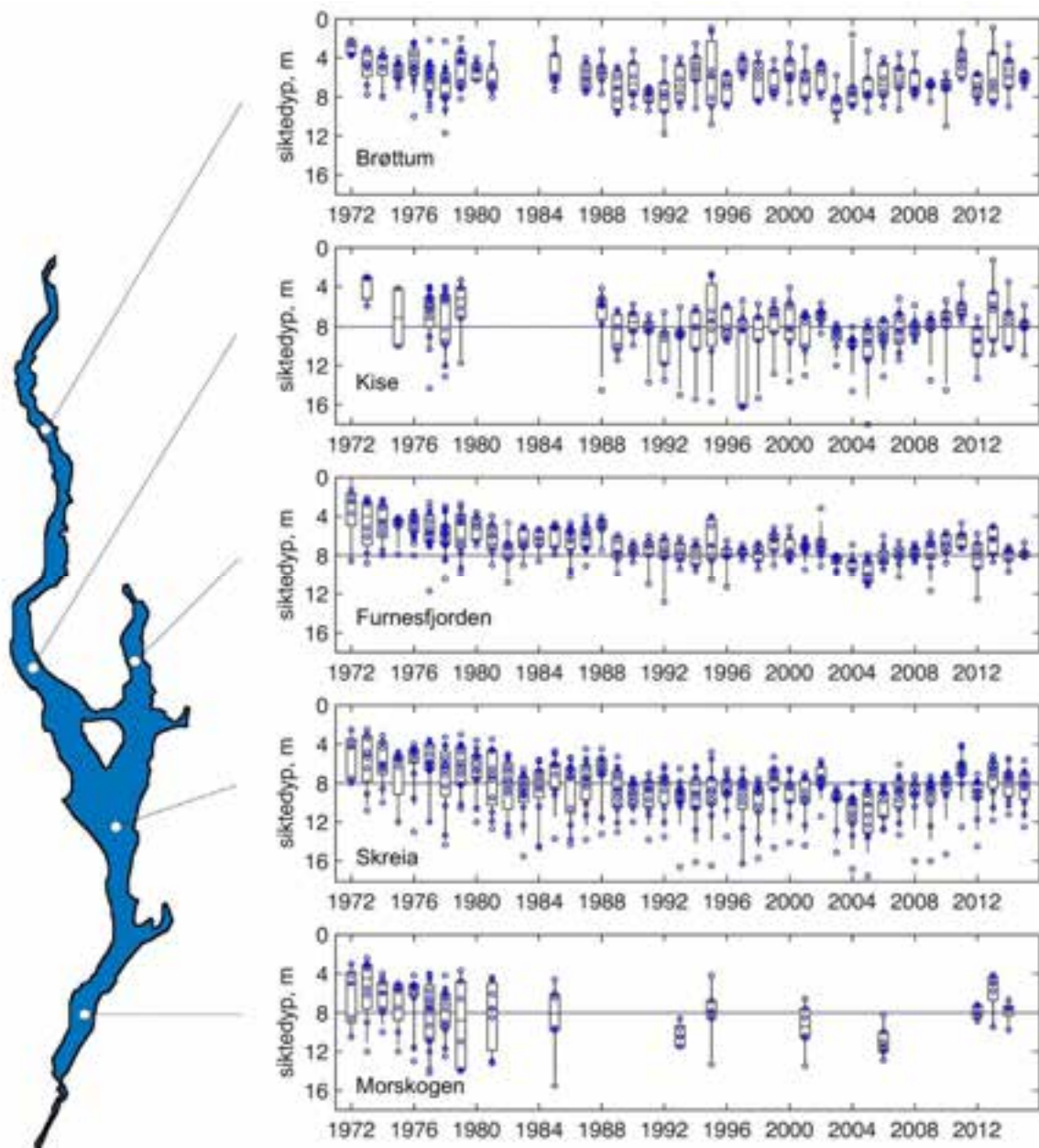
Ved Skreia ble lavest siktedyp i 2015 målt den 8. september (5,7 m). Dette var kort tid etter en markert flom i flere av de mellomstore tilløpselvene, og mens det fortsatt var betydelige algemengder i vannet. Stasjon Brøttum påvirkes lett av tilførsler av partikkelholdig, grumsete vann fra de store tilløpselvene i nord. Denne stasjonen har derfor fra naturens side et lavere siktedyp gjennom sommerhalvåret enn de øvrige prøvestasjonene.

Middelverdien for siktedypet i 2015 (juni-oktober) er beregnet til 5,9 m ved Brøttum, 7,5 m ved Kise, 7,7 m ved Furnesfjorden og 8,2 m ved Skreia. Miljømålet mht. siktedyp var dermed oppfylt for de sentrale delene av Mjøsa (stasjon Skreia).

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 8**). Deretter ser det ut til at siktedypet har blitt noe lavere, men med betydelige år til år-variasjoner. Mens siktedypet i stor grad var bestemt av algemengdene f.eks. på 1970- og 1980-tallet, ser denne sammenhengen ut til å ha blitt noe svakere etter ca. 1990 (**Figur 7**). Trolig har flompåvirkning med tilførsel av erosionspartikler fra nedbørfeltet fått en noe større innvirkning på siktedypet i Mjøsas hovedvannmasser i de senere årene enn det hadde på 1970- og 1980-tallet.



Figur 7. Sammenhengen mellom algemengder (planteplanktonvolum) og siktedyb i de to periodene 1972-1990 (øverst) og 1991-2015 (nederst).

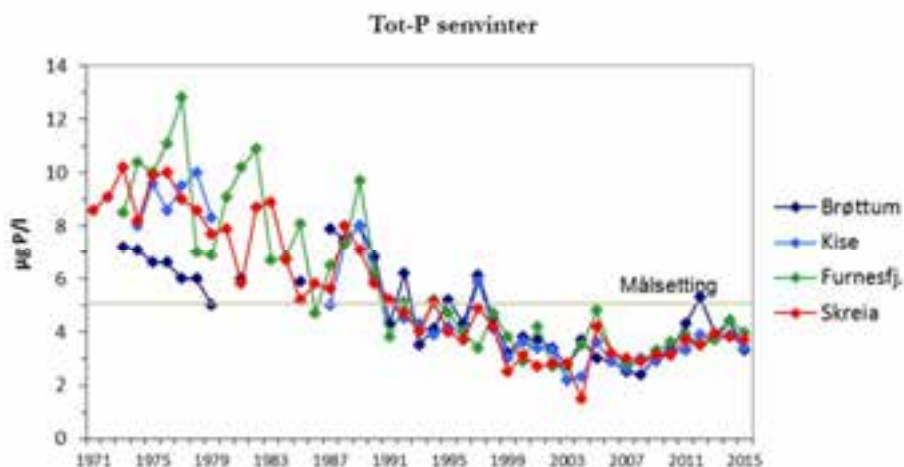


Figur 8. Tidsutviklingen i siktedyb ved fem prøvestasjoner i Mjøsa i perioden 1972-2015. Boksene viser intervallet mellom 25- og 75-persentilene, horisontale streker inni boksene viser medianverdier (50-persentilen), og vertikale streker viser intervallene mellom 10- og 90-persentilene. Den horisontale linjen angir miljømålet. For Mjøsas nordlige del (stasjon Brøttum) er det ikke fastsatt noe bestemt miljømål mht. siktedyb, fordi denne delen påvirkes av flomvann og til tider høye konsentrasjoner av breslam fra Gudbrandsdalslågen. Verdier for stasjon Morskogen 2014 er fra Røgnerud mfl. (2015).

3.5 Næringsstoffer

Fosfor

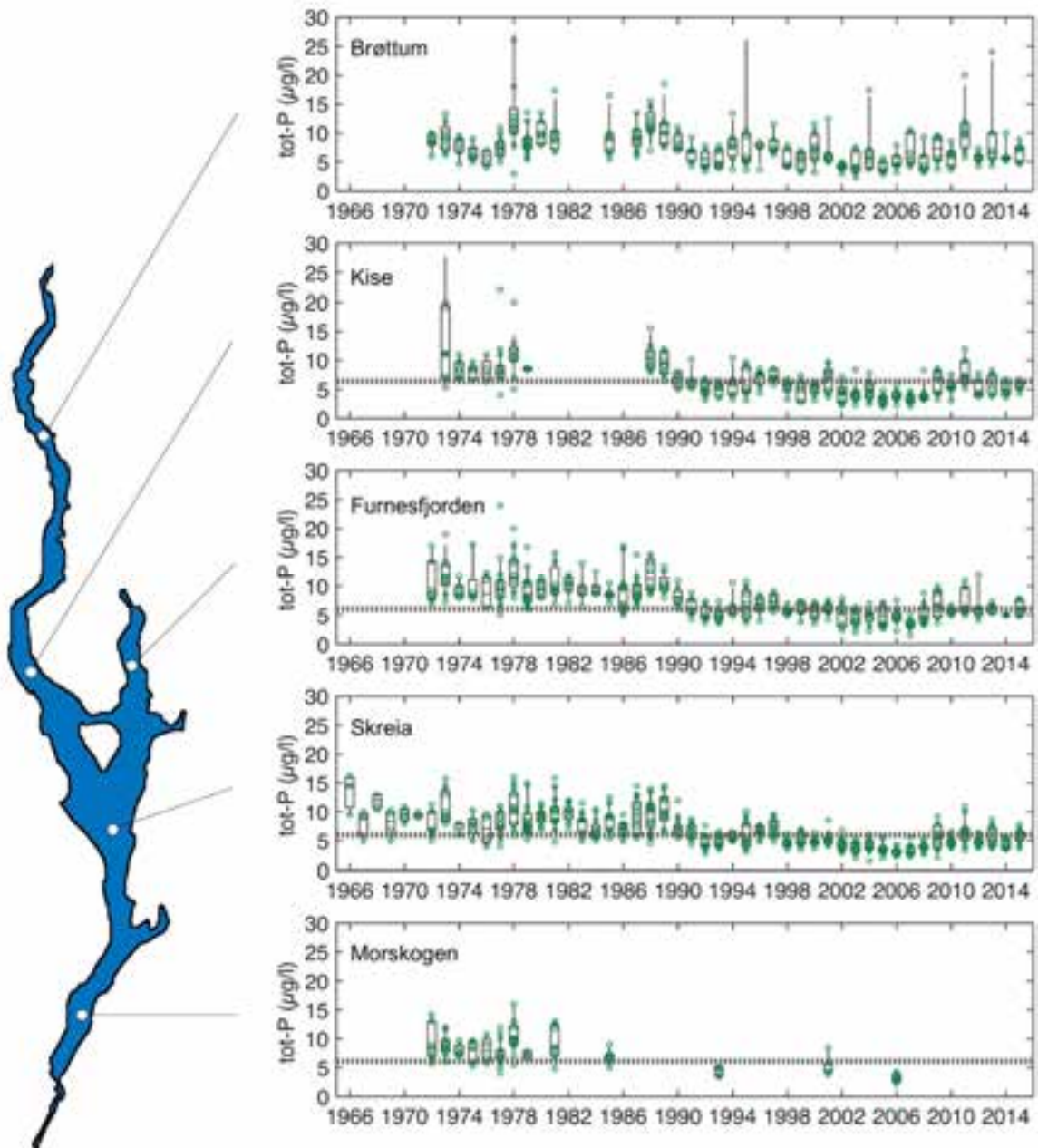
Fosfor regnes for å være det begrensende næringsstoffet for algevekst i Mjøsa, som i de fleste andre innsjøer. **Figur 9** viser at det har vært markerte reduksjoner over tid i middelverdiene for total-fosfor (tot-P) vannmassene på senvinteren («basiskonsentrasjonen») fra 1970-tallet og fram til omkring årtusenskiftet. Årsaken til reduksjonen er de mange tiltakene for å redusere tilførslene av fosfor som ble gjennomført fra 1970-tallet og framover i forbindelse med Mjøsaksjonene og senere tiltak. Konsentrasjonen på senvinteren har avtatt fra ca. 8-12 µg/l på 1970-tallet til ca. 2-5 µg/l i de senere årene. I perioden 1998-2015 har senvinterverdiene i all hovedsak vært innenfor målsettingen (maks 5 µg P/l), men det har vært en moderat økning på ca. 1 µg P/l i perioden 2006-2014. I 2015 varierte senvinterverdiene fra 3,3 µg P/l ved stasjon Brøttum til 4,0 µg P/l ved stasjon Furnesfjorden.



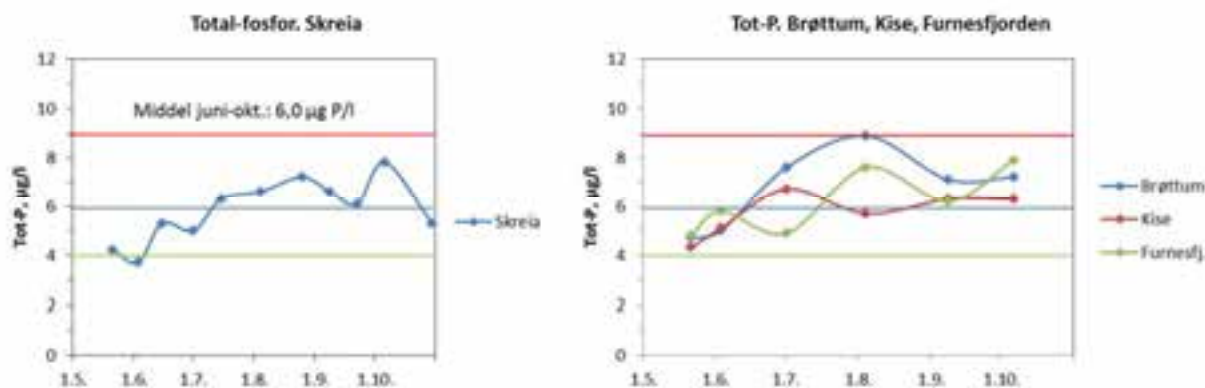
Figur 9. Tidsutviklingen i middelverdiene for total-fosfor på senvinteren (basiskonsentrasjonen) basert på vertikalsjerier fra overflata til bunnen ved de ulike prøvestasjonene.

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 10**). Ved hovedstasjonen ble medianverdiene for tot-P redusert fra ca. 7-10 µg P/l på 1970- og 1980-tallet til ca. 3-5 µg P/l i perioden 2002-2008. Deretter har medianverdien for tot-P økt noe og variert i området 4-7 µg 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.

I 2015 var konsentrasjonen av tot-P lav i slutten av mai, med verdier i området 4-5 µg P/l (Figur 11). Konsentrasjonen økte utover i vekstsesongen for alger som følge av økte tilførsler med tilløpselvene og pga. at innsjøen ble temperaturmessig sjiktet. Når Mjøsa er termisk sjiktet vil, vannet fra elvene i stor grad bli innblandet i det øvre, varme sjiktet. Ved Brøttum ble maks-konsentrasjonen registrert den 4. august (8,9 µg P/l), mens ved Skreia ble maks-konsentrasjonen registrert den 6. oktober (7,8 µg P/l). Middelverdiene for konsentrasjonen av tot-P er beregnet til 7,2 µg P/l ved Brøttum, 6,0 µg P/l ved Kise, 6,5 µg P/l ved stasjon Furnesfjorden og 6,0 µg P/l ved hovedstasjonen Skreia. Det vil si at konsentrasjonen var innenfor miljømålet (ikke over 5,5-6,5 µg P/l i Mjøsas sentrale og sydlige deler) i 2015.



Figur 10. 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. Flompåvirkning, særlig fra Gudbrandsdalslågen gjør at det i Mjøsas nordre deler (stasjon Brøttum) av naturlige årsaker vil kunne være relativt store variasjoner fra år til år og til tider relativt høye konsentrasjoner av tot-P. Det er derfor ikke fastsatt noe miljømål mht. tot-P i denne delen av Mjøsa. For nærmere forklaring til figuren, se **Figur 8**.



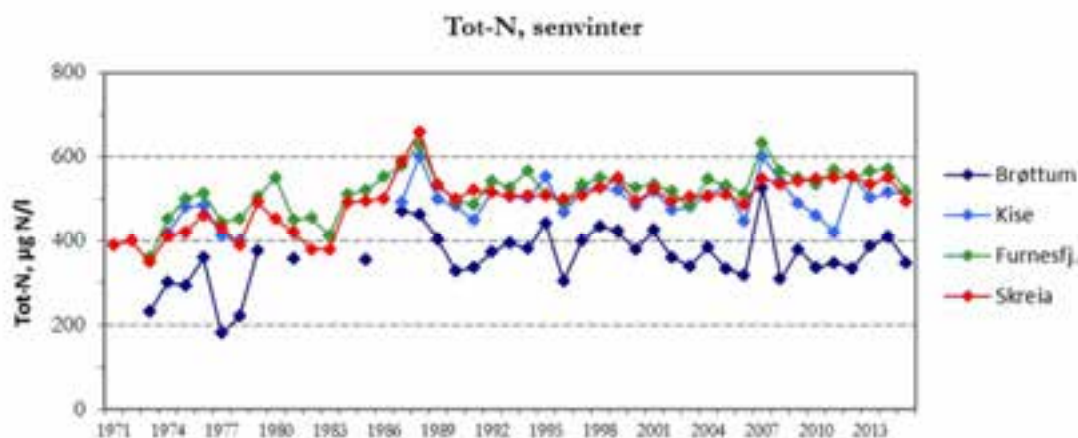
Figur 11. Konsentrasjonen av tot-P i sjøet 0-10 m i perioden mai-oktober 2015. Blå horisontal linje illustrerer miljømålet for Mjøsa (5,5-6,5 µg P/l), mens grønn og rød linjer markerer henholdsvis grensene svært god/god og god/moderat miljøtilstand for kalkfattige, klare, dype innsjøer i lavlandet.

Nitrogenforbindelser

Løste nitrogen-forbindelser i form av nitrat (NO_3) eller ammonium (NH_4) er nødvendige næringsstoff for alger og andre vannplanter. Disse næringsstoffene er sjelden begrensende for veksthastigheten av planteplankton i innsjøer i lavlandet, men i perioder kan de ha innflytelse på hvilke arter eller grupper av arter som dominerer. Økte tilførsler av nitrogenforbindelser fra vassdrag og landområder til marine områder kan forårsake overgjødning av fjorder og kystfarvann.

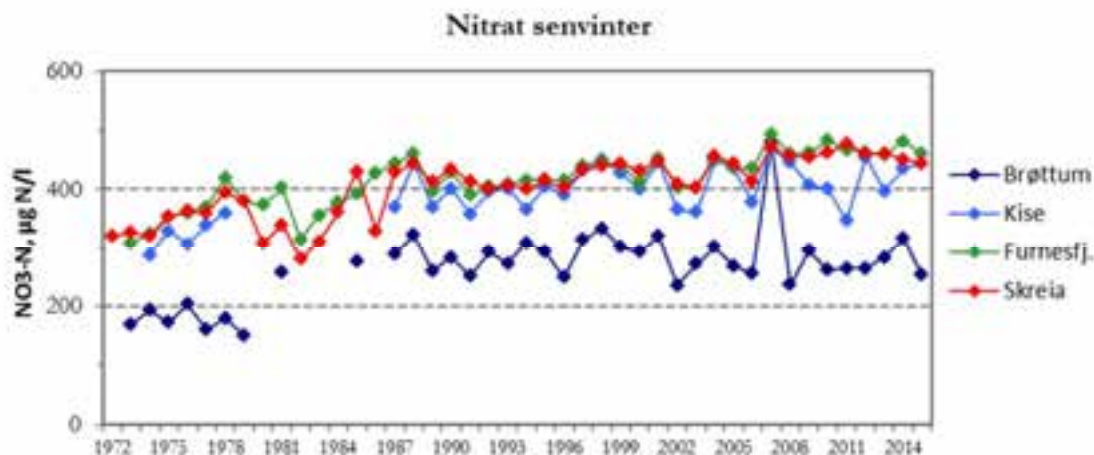
Den nordre delen av Mjøsa (jf. stasjon Brøttum) har vanligvis markert lavere konsentrasjoner av nitrogenforbindelser enn de midtre og søndre områdene. Vannkvaliteten ved stasjon Brøttum påvirkes sterkt av vannet fra Lågen som normalt har lave konsentrasjoner, særlig når vannføringen er stor om sommeren.

Konsentrasjonen av total-nitrogen (tot-N) 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 12**). Etter 1990 ser det ut til at konsentrasjonen har steget svakt i Furnesfjorden og ved Skreia, mens det har vært mer uregelmessige variasjoner på de to andre stasjonene.



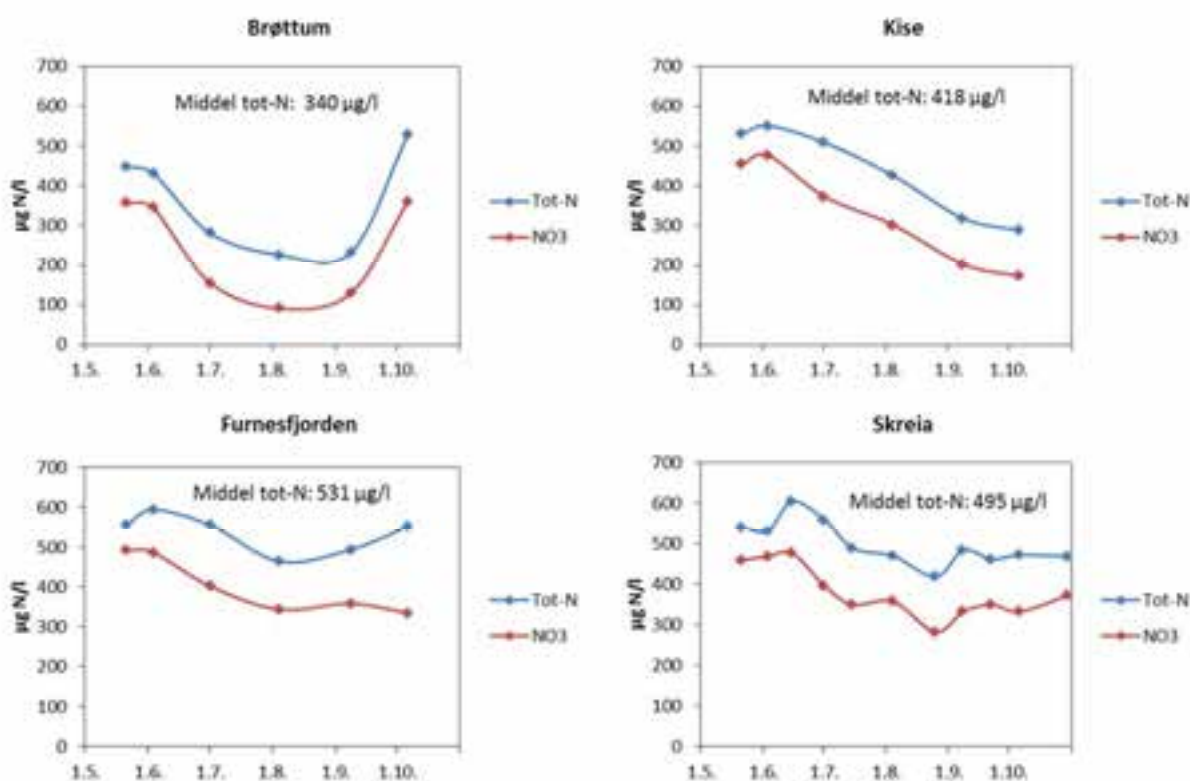
Figur 12. Tidsutviklingen i konsentrasjoner av total-nitrogen på senvinteren i perioden 1971-2015 (basert på analyser av vannprøver fra vertikalserier fra overflata til nær bunnen).

Om lag 75 % av tot-N-konsentrasjonen utgjøres av nitrat ved stasjon Brøttum (middel, senvinter-verdier 2011-2015). Ved de tre andre stasjonene var nitrat-andelen på 83-86 %. Tidsutvikling for nitrat på senvinteren er mye lik tidsutviklingen for tot-N (**Figur 12-13**). Fra 1990-tallet til de senere årene har det vært en ca. 10 % økning i nitrat-konsentrasjonen på senvinteren ved Furnesfjorden og Skreia, fra et middel på ca. 420 $\mu\text{g N/l}$ for 1990-tallet til ca. 460--470 $\mu\text{g N/l}$ for årene 2011-2015 (**Figur 13**). Etter 2007 har det imidlertid ikke blitt registrert noen videre økning i nitrat-konsentrasjonen på senvinteren ved disse stasjonene. Stasjonene Brøttum og Kise viser ingen klare trender i nitrat-konsentrasjonen i perioden 1990-2015.



Figur 13. Tidsutviklingen i konsentrasjoner av nitrat på senvinteren i perioden 1972-2015 (basert på vertikalserier fra overflata til nær bunnen).

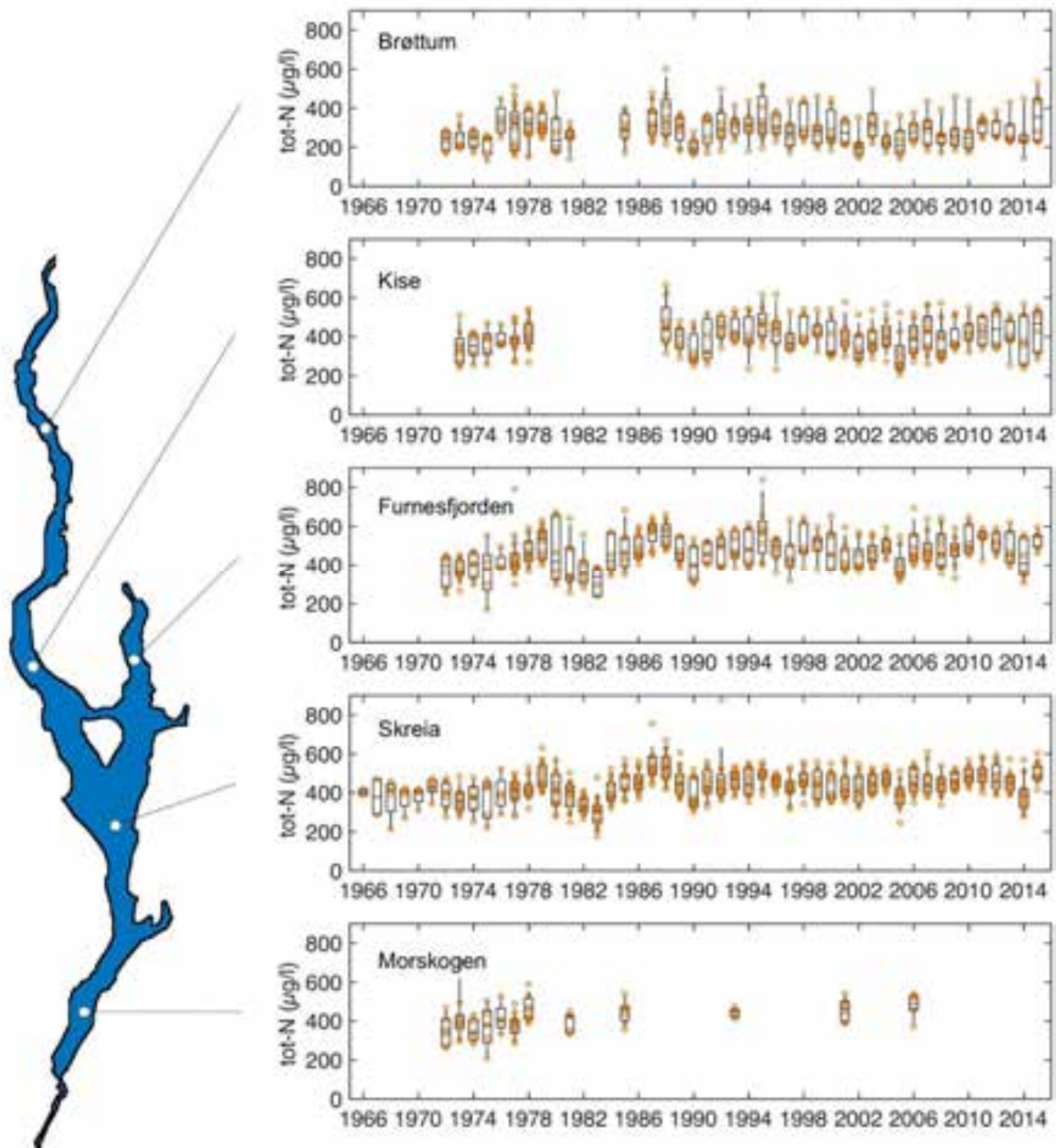
Konsentrasjonen av nitrat og tot-N ble redusert i løpet av sommeren 2015 (**Figur 14**), i likhet med tidligere år. Årsaken til avtaket er dels at det skjer en fortynning når vannmassene fra Gudbrandsdalslågen tilføres Mjøsa i store mengder på våren og sommeren. Dette vannet har generelt lave konsentrasjoner av nitrogenforbindelser. Dernest bidrar planteplanktonets opptak av nitrat til en reduksjon i konsentrasjonen av nitrat i vekstsesongen. Følgelig øker konsentrasjonen igjen utover høsten når planteplanktonets vekst og biomasse avtar.



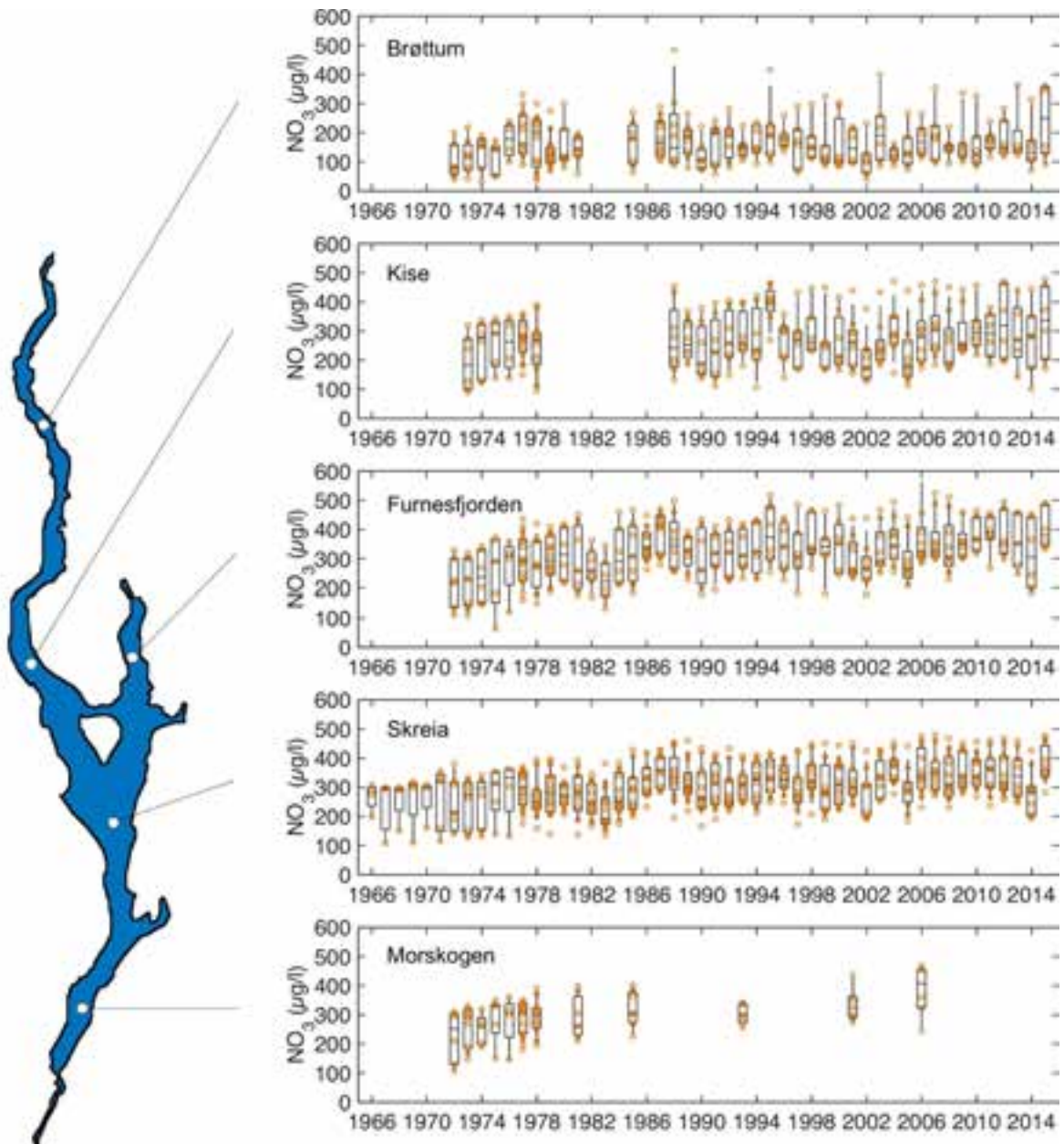
Figur 14. Konsentrasjoner av tot-N og nitrat i Mjøsa (0-10 m) i perioden mai-oktober 2015. Middelerverdier for tot-N for vekstsesongen juni-oktober er gitt. Grensen mellom god og moderat tilstand er satt ved en middelerverdi på 400 µg N/l for innsjøtype L-N2b, dvs. kalkfattige, klare og dype innsjøer i lavlandet (Veileder 02:2013).

Verdiene for konsentrasjoner av total-nitrogen i de øvre vannlag i vekstsesongen viste relativt store fluktusjoner, særlig i perioden fra ca. 1970 til ca. 1990 (**Figur 15**). Etter den tid har konsentrasjonen flatet ut på et litt høyere nivå enn på 1970-tallet. Beregnet arealveid middelerverdi for hele Mjøsa økte fra 350 µg N/l på 1970-tallet til 420 µg N/l i perioden 2011-2015, dvs. en økning på 20 %. Grensen mellom god og moderat tilstand er satt ved 400 µg N/l for kalkfattige, klare innsjøer i lavlandet (Veileder 02:2013). I Mjøsa har middelerverdiene for algevekstsesongen i de senere årene ligget innenfor variasjonsområdet for god tilstand ved Brøttum, nær grenseverdien 400 µg N/l ved Kise og i hovedsak innenfor intervallet for moderat tilstand (400-650 µg N/l) på stasjonene Furnesfjorden og Skreia.

Tidsutviklingen for nitrat i vekstsesongen følger i hovedtrekkene samme mønster som for total-nitrogen (**Figur 15-16**). Den nordre delen av Mjøsa har hatt betydelig lavere konsentrasjoner av nitrat enn de sentrale og søndre delene. Stasjon Brøttum påvirkes av tilførselene fra Lågen som vanligvis har lave konsentrasjoner, spesielt i perioder når smelteflommen fra fjellområdene preger vannkvaliteten. De sentrale og søndre delene påvirkes i langt større grad av avrenning fra de store jordbruksområdene i Mjøsområdet, med relativt høye konsentrasjoner av nitrogen-forbindelser.



Figur 15. Tidsutviklingen for konsentrasjoner av total-nitrogen i Mjosas øvre vannlag (0-10 m) i perioden mai-oktober 1966-2015. For forklaring til figuren, se Figur 8.

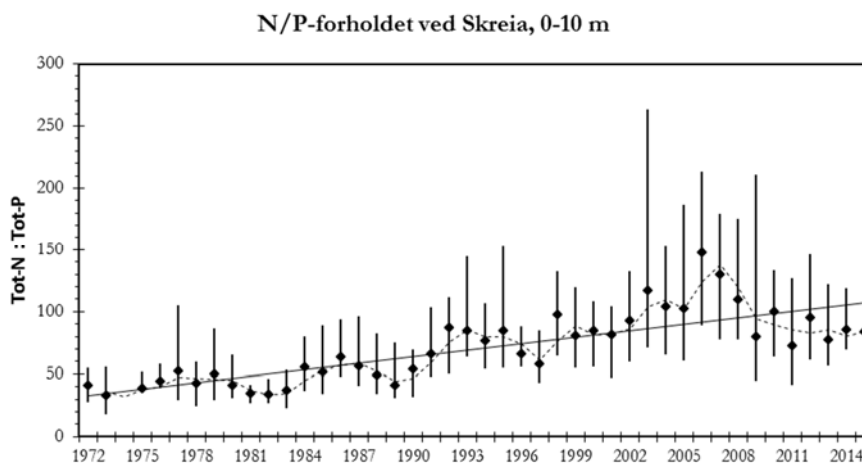


Figur 16. Tidsutviklingen for konsentrasjoner av nitrat i Mjosas øvre vannlag (0-10 m) i perioden mai-oktober 1966-2014. For forklaring til figuren, se Figur 8.

N/P-forholdet

Fosfor har tradisjonelt vært regnet som begrensende for algeveksten når forholdet mellom total-nitrogen og total-fosfor er større enn 12, mens ved lavere verdier er nitrogen begrensende (Berge 1987 med referanser). I de fleste norske innsjøer anses fosfor å være begrensende næringsstoff for vekst av planteplankton (Rognerud mfl. 1979, Berge 1987, Faafeng mfl. 1990, Veileder 02:2013). 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 2012).

I Mjøsa ved stasjon Skreia har middelveidien for N/P-forholdet variert mellom 30 og 150 i overvåkingsperioden (**Figur 17**). 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 som helhet. Det vil si at tilstanden i Mjøsa har beveget seg i retning mot enda sterkere fosforbegrensning 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 har avtatt noe i de senere årene. Det sistehar trolig sammenheng med stor flomaktivitet og store tilførsler av fosfor spesielt fra dyrka mark.. Midlere N/P-forhold var i 2015 på 83 med variasjon i intervallet 58-144 ved hovedstasjonen Skreia. Ved de øvrige prøvestasjonene var det midlere N/P-forholdet som følger (variasjonsområder i parentes): Brøttum 48 (25-96), Kise 70 (46-124) og Furnesfjorden 82 (61-116).



Figur 17. Tidsutviklingen i N/P-forholdet ved stasjon Skreia for sjiktet 0-10 m. Figuren viser middelveidier og variasjonsbredder for perioden juni-oktober 1972-2015.

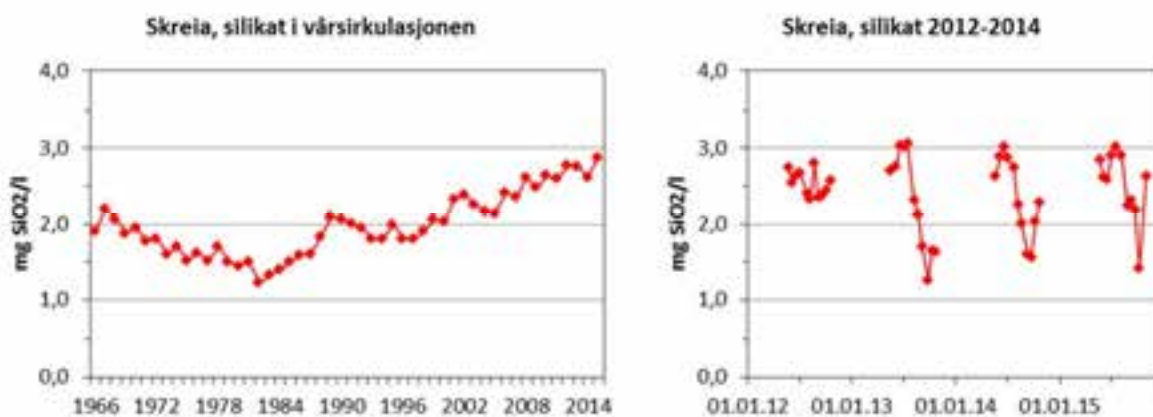
Silikat

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 algegrupper som ikke er avhengige av silikat (f.eks. blågrønnalger) en konkurransemessig fordel.

Fra 1960-tallet til midten av 1980-tallet sank konsentrasjonen av silikat i vårsirkulasjonen (jf. Kjellberg 1985 og **Figur 18**). 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 SiO₂/l i løpet

av vekstsesongen. Etter hvert som Mjøsa har blitt avlastet mht. fosfor har produksjonen av kiselalger (og andre algegrupper) blitt sterkt redusert, samtidig som det sesongmessige avtaket i 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. Dette ble ikke undersøkt tidligere, men fra og med 2010 er målinger av silisium i tilløpselver innlemmet i overvåkingen. Så langt kan vi ikke se noen tendens til økning i Si-konsentrasjonen hverken i Lågen eller Svartelva (jf. kpt. 4.4). Uansett årsak til økningen har silikat-begrensning for kiselalger i Mjøsa blitt mindre vanlig i den senere tid enn det var på 1970-tallet.

I vekstsesongen 2012 var mengden lav, og kiselalgetoppen på sensommeren var meget beskjeden. Dette førte til at den sesongmessige nedgangen i silikat-konsentrasjonen ble svært liten (**Figur 18**). I 2013 derimot var det en markert kiselalgetopp i august-september som resulterte i en betydelig reduksjon i silikat-konsentrasjonen. 2014-sesongen og 2015-sesongen inntar mellomposisjoner mellom disse «ytterpunktene», med litt mindre eller kortvarigere avtak enn i 2013.



Figur 18. Middelskonsentrasjon av silikat i vårsirkulasjonen (0-400 m) ved Skreia i perioden 1966-2015 (til venstre) og sesongutviklingen i konsentrasjonen av silikat i epilimnion (0-10 m) ved Skreia i 2012-2015 (til høyre).

3.6 Planteplankton

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.

Verdiene var forholdsvis lave for klorofyll-*a* og totalt volum av planteplankton på alle stasjonene i Mjøsa i 2015 (**Tabell 3**). Middelerverdiene for klorofyll-*a* var like under eller like over miljømålet for Mjøsa på 2 µg/l, som er lik grensen mellom svært god og god tilstand for kalkfattige, klare og dype innsjøer i henhold til vannforskriften (Veileder 02:2013).

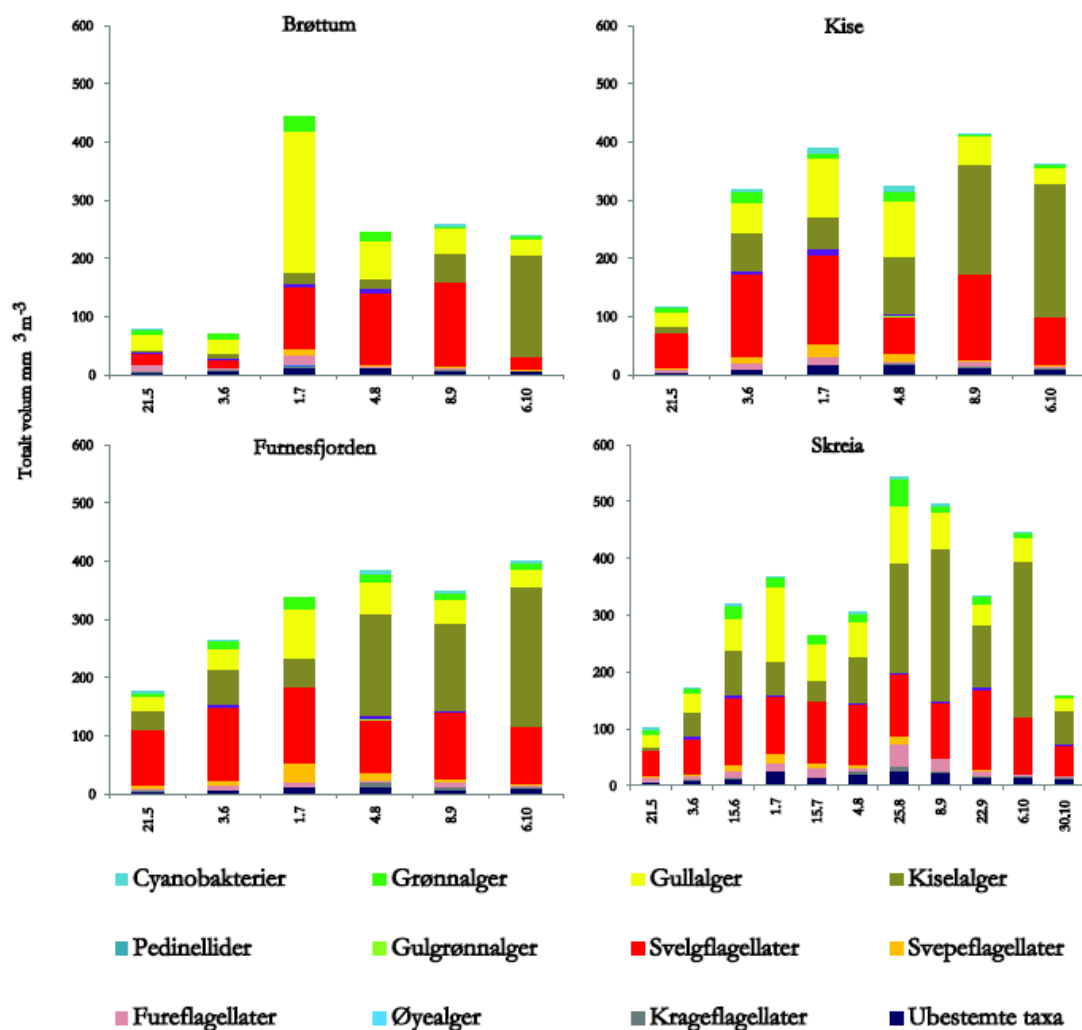
Alle stasjonene hadde gjennomsnittlig planteplanktonmengder som var lavere enn miljømålet (0,4 mg/l). Stasjon Brøttum hadde noe lavere totalt volum enn de øvrige stasjonene. Totalvurderingen basert på planteplanktonet ga alle stasjonene tilstandsklasse god. Sammenlignet med 2014-sesongen så var det i 2015 9-13 % reduksjon i mengdene (middelverdier for totalt planteplanktonvolum) ved de ulike stasjonene.

De gruppene som utgjorde de største andelen i 2015 var kiselalger, svelgflagellater og gullalger (**Figur 19**). Kiselalgenes andel av planteplanktonet økte utover sommeren og høsten. Artene som bidro mest til det totale volumet var *Asterionella formosa*, *Fragilaria crotonensis* og planktoniske varianter av *Tabellaria flocculosa*. Svelgflagellatene fra slektene *Cryptomonas* og *Plagioselmis* (*Rhodomonas*) utgjorde store andeler av

planteplanktonet gjennom hele sesongen. Gullalgen var en mangfoldig gruppe, der *Chromulina*, *Chrysococcus*, *Dinobryon*, *Mallomonas*, *Ochromonas* og *Uroglenopsis* var de viktigste. Ved klassifisering av økologisk tilstand ved hjelp av planteplankton midles nEQR for klorofyll-a og biovolum, og resultatet midles i sin tur med nEQR for PTI. Det gjør at faktisk PTI-verdi kan være under miljømålet (slik det også er på stasjonene Kise og Furnesfjorden), mens faktisk økologisk tilstand likevel kan være over miljømålet (**Tabell 3**). Klassifiseringsindeksen basert på sammensetningen av planteplanktonet (PTI) ble vurdert til tilstandsklasse god for Brøttum og Skreia mens Kise og Furnesfjorden fikk tilstandsklasse moderat. Det ble kun observert lave mengder av cyanobakterier i prøvene i 2015.

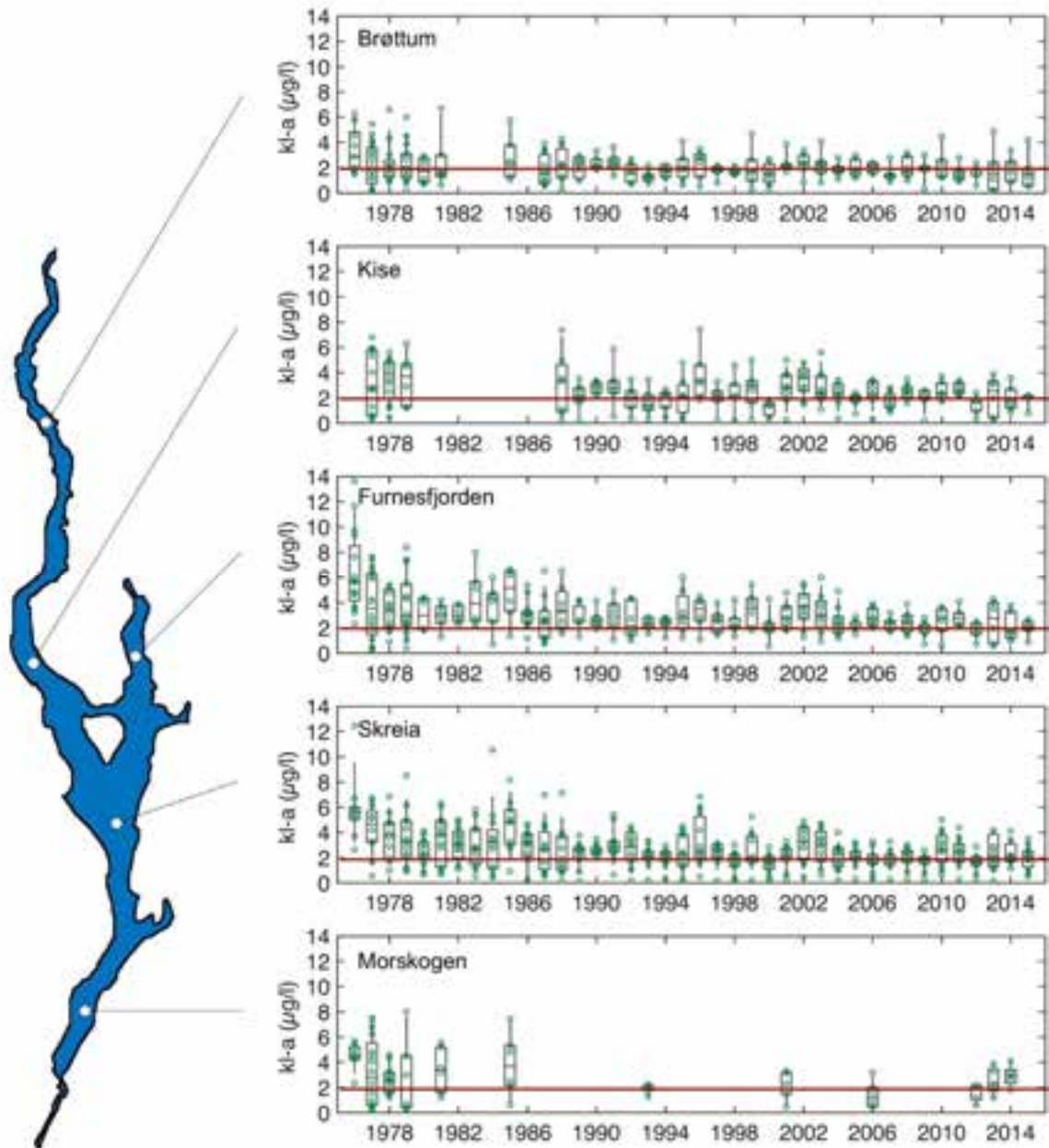
Tabell 3. Tilstandsvurdering etter vannforskjiften basert på analyser av planteplanktonet (PP) fra stasjonene i Mjøsa 2015. Fargene indikerer tilstandsklassen, der blå = svært god, grønn = god og gul = moderat tilstand.

	Klf a µg/l	Totalt volum mm ³ /l	PTI	Cyano _{max} mm ³ /l	Totalvurdering PP nEQR
Brøttum	1,96	0,25	2,17	0,00	0,74
Kise	2,10	0,36	2,26	0,01	0,65
Furnesfjorden	2,24	0,35	2,29	0,01	0,63
Skreia	2,13	0,34	2,25	0,00	0,67

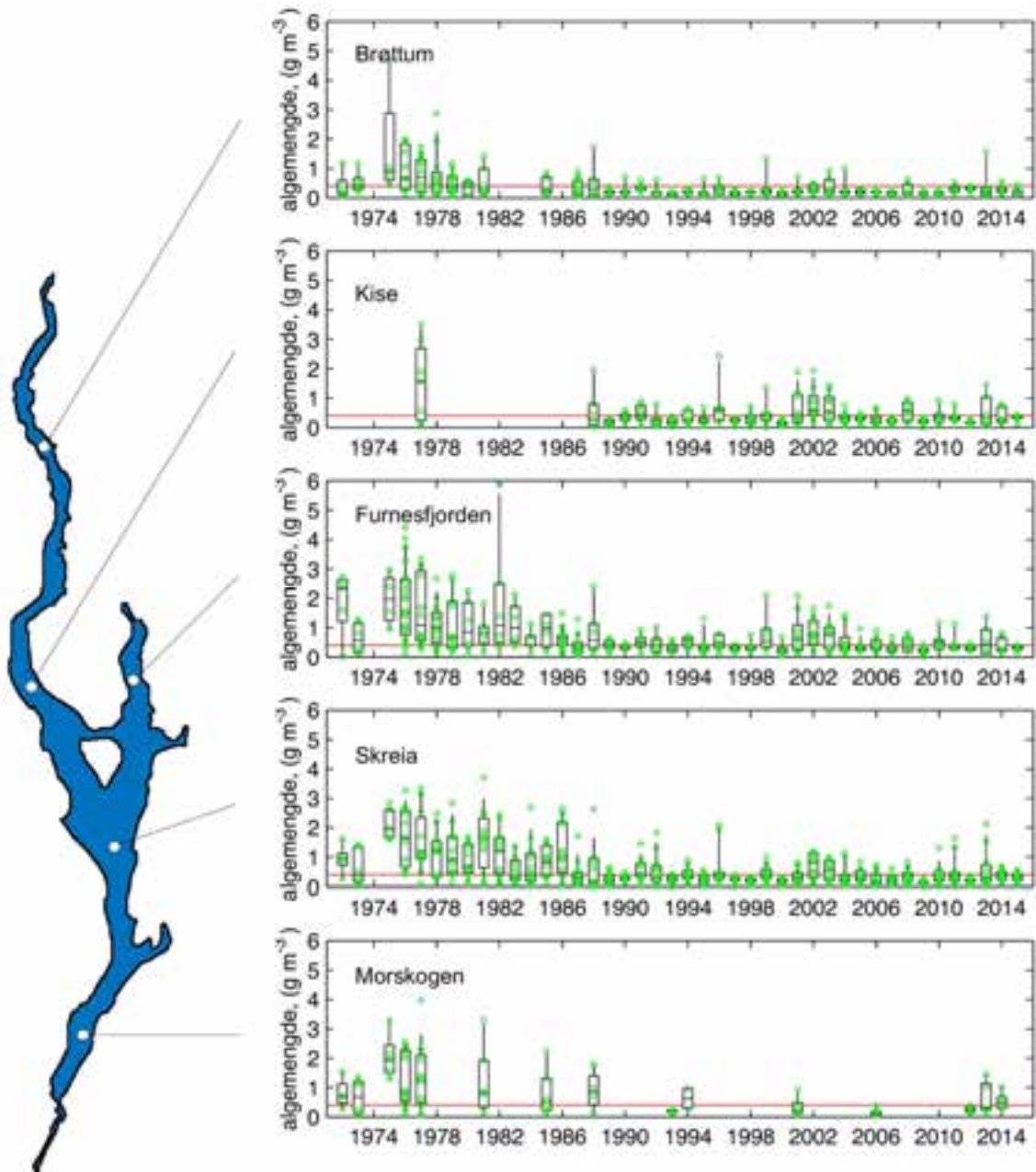


Figur 19. Sammensetningen av planteplanktonsamfunnet og totalt volum i prøvene fra de fire stasjonene i Mjøsa 2015.

Sett i et lengre tidsperspektiv har algemengden i de senere årene vært markert lavere enn på 1970- og 1980-tallet, både målt som klorofyll-*a* (**Figur 20**) og som totalt planteplanktonvolum eller -biomasse (**Figur 21**). Middelerdien for klorofyll-*a* ved Skreia for 5-årsperioden 2011-2015 var på 2,29 $\mu\text{g/l}$, mot 4,47 $\mu\text{g/l}$ for perioden 1976-1980, dvs. en reduksjon på 2,17 $\mu\text{g/l}$ eller 49 %. Videre var middelbiomassen av planteplankton for perioden 2011-2015 på 0,43 mg/l ($= \text{g/m}^3$), mot 1,24 mg/l i perioden 1972-1980, dvs. en reduksjon på 0,82 mg/l eller 66 %. 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 tilførselen 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 20. Tidsutviklingen i algemenge målt som klorofyll-a i perioden mai-oktober 1972-2015. Rød, horisontal linje viser miljømålet for Mjøsa, dvs. at gjennomsnitt klorofyll-a ikke bør overstige 2 µg/l.



Figur 21. Tidsutviklingen for total biomasse av planteplankton i perioden mai-oktober 1972-2014 (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 Økologisk tilstand i Mjøsa – oppsummering

Vi har foretatt en samlet vurdering av Mjøsas økologiske tilstand etter vannforskriften ved de ulike stasjonene i 2015, basert på undersøkelsene av planteplankton og fysisk-kjemiske støtteparametere (Tabell 4).

Tabell 4. Samlet klassifisering av økologisk tilstand i Mjøsa 2015 i henhold til vannforskriften. Normaliserte EQR-verdier er gitt, og fargekoder indikerer tilstandsklassene; blå = svært god, grønn = god og gul = moderat. PTI = planteplankton trofisk indeks, $Cyano_{max}$ = maks biovolum av cyanobakterier (blågrønnalger).

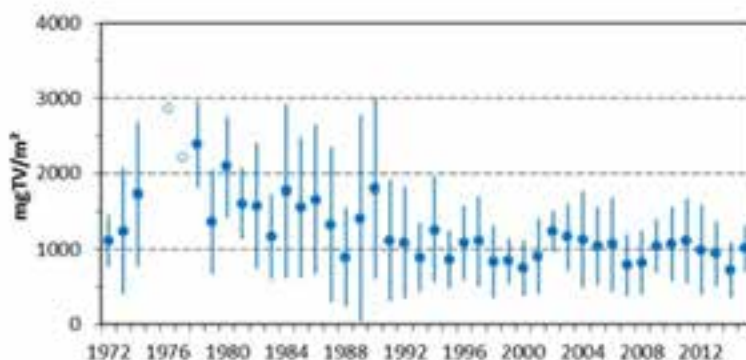
	Brøttum	Kise	Furnesfjorden	Skreia
Klorofyll- <i>a</i>	0,81	0,78	0,76	0,78
Totalvolum plantepl.	0,73	0,63	0,65	0,65
PTI	0,70	0,60	0,57	0,63
$Cyano_{max}$	1,00	0,99	0,99	1,00
Planteplankton totalt	0,74	0,65	0,63	0,67
Tot-P	0,64	0,68	0,66	0,68
Tot-N	0,64	0,58	0,47	0,50
Siktedyp	(0,56)	0,79	1,00	1,00
Fysisk-kjemisk totalt	0,64	0,74	0,66	0,84
Samlet vurdering	0,64	0,65	0,63	0,67
	God	God	God	God

Planteplanktonindeksen PTI, som er basert på artssammensetningen og mengden av ulike indikatorarter, ga tilstandsklasse moderat på stasjonene Kise og Furnesfjorden. I tillegg ga tot-N tilstandsklasse moderat på stasjonene Kise, Furnesfjorden og Skreia samt at siktedyp ga tilstandsklasse moderat på stasjon Brøttum. Forholdsvis lavt siktedyp ved Brøttum er imidlertid naturlig betinget, og tas ikke med i beregningen av samlet nEQR. For øvrig ga alle indekser og parametere tilstandsklasse god eller svært god.

En samlet vurdering ut fra gjeldende kombinasjonsregler for alle parameterne (jf. Veileder 02:2013) tilsier at den økologiske tilstanden var god på alle stasjonene i Mjøsa i 2015.

3.8 Dyreplankton

Siden 1970-tallet har middelbiomassen av krepsdyrplankton ved Skreia blitt redusert fra 1,65 g/m² tørrvekt til 0,95 g/m² (middel for 5-årsperioden 2011-2015), dvs. 42 % reduksjon (**Figur 22**). Mengden planteplankton er trolig den vesentligste faktoren som bestemmer hvor mye krepsdyrplankton som utvikles i Mjøsa (Rognerud og Kjellberg 1990, Løvik og Kjellberg 2003). Det vil si at det er en såkalt «bottom up»-regulering av totalbiomassen av krepsdyrplankton.



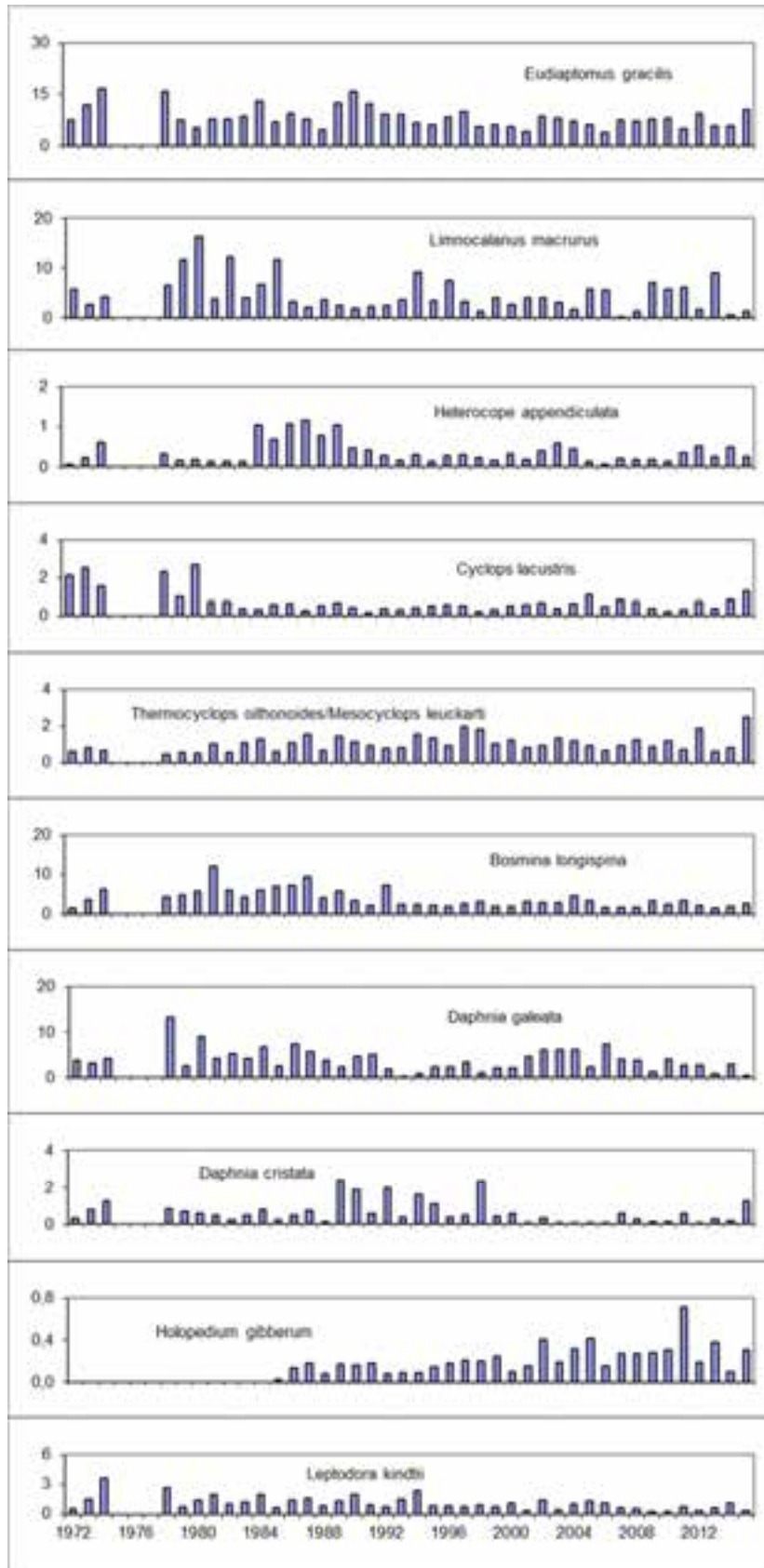
Figur 22. Tidsutviklingen for biomassen av krepsdyrplankton i Mjøsa ved stasjon Skreia i perioden 1972-2015 (middelverdier for perioden mai-oktober ± 1 standardavvik), mg tørrvekt (TV) pr. m². Datapunkter for 1976 og 1977 gjelder enkeltobservasjoner i september. Data mangler for 1975.

De fleste artene har hatt reduksjoner i biomassen i perioden, men det har også vært store år til år variasjoner for enkelte arter (**Figur 23**). 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 regnes som indikator for næringsfattige (oligotrofe) vannmasser (Hessen mfl. 1995), og den utgjør en naturlig del av Mjøsas planktonfauna. Den rødlistede hoppekrepsen *Cyclops lacustris* har hatt en relativt stabil bestand i de senere årene.

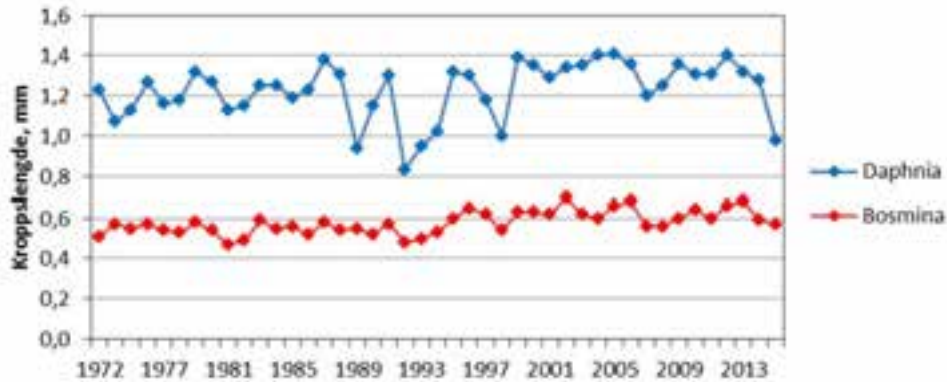
Den calanoide hoppekrepsen *Eudiaptomus gracilis* representerte hele 52 % av middelbiomassen av krepssdyrplankton i 2015. Dernest fulgte vannloppen *Bosmina longispina* med 11 % og de cyclopoide hoppekrepsene *Thermocyclops oithonoides* og *Mesocyclops leuckarti* samlet med 11 %. Hoppekrepsene *Limnocalanus macrurus* og *Cyclops lacustris* representerte henholdsvis 7,6 og 6,3 % av den midlere totalbiomassen for perioden mai-oktober i 2015. *Daphnia cristata* var den vanligste arten innen slekten *Daphnia*, med 5,5 % av totalbiomassen. Den nærstående arten *Daphnia galeata* hadde en svært liten bestand i 2015 med kun 1,7 % av totalbiomassen. Samlet sett utgjorde daphnier en liten del av totalbiomassen i 2015.

Den storvokste hoppekrepsen *Limnocalanus macrurus* sammen med vannloppene *Daphnia galeata* og *Bosmina longispina* er trolig de viktigste byttedyrene innen krepssdyrplanktonet for planktonspisende fisk slik som krøkle, lågåsild og sik i Mjøsa (Kjellberg og Sandlund 1983). **Figur 26** viser sesongutviklingen i biomassen av de viktigste artene av krepssdyrplankton ved stasjon Skreia i 2013, 2014 og 2015.

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 cristata* og *Bosmina longispina* er beregnet til henholdsvis 0,98 mm og 0,57 mm i 2015. Dette kan tyde på at det var et sterkt predasjonspress fra planktonspisende fisk (jf. Kjellberg mfl. 1999), og trolig var predasjonspresset sterkere i 2015 enn f.eks. i 2014 (**Figur 24**). Endringen blant daphniene fra dominans av *Daphnia galeata* i 2014 (og de fleste år tidligere) til dominans av den mindre arten *Daphnia cristata* kan også være en respons på økt predasjonspress fra planktonspisende fisk i 2015.

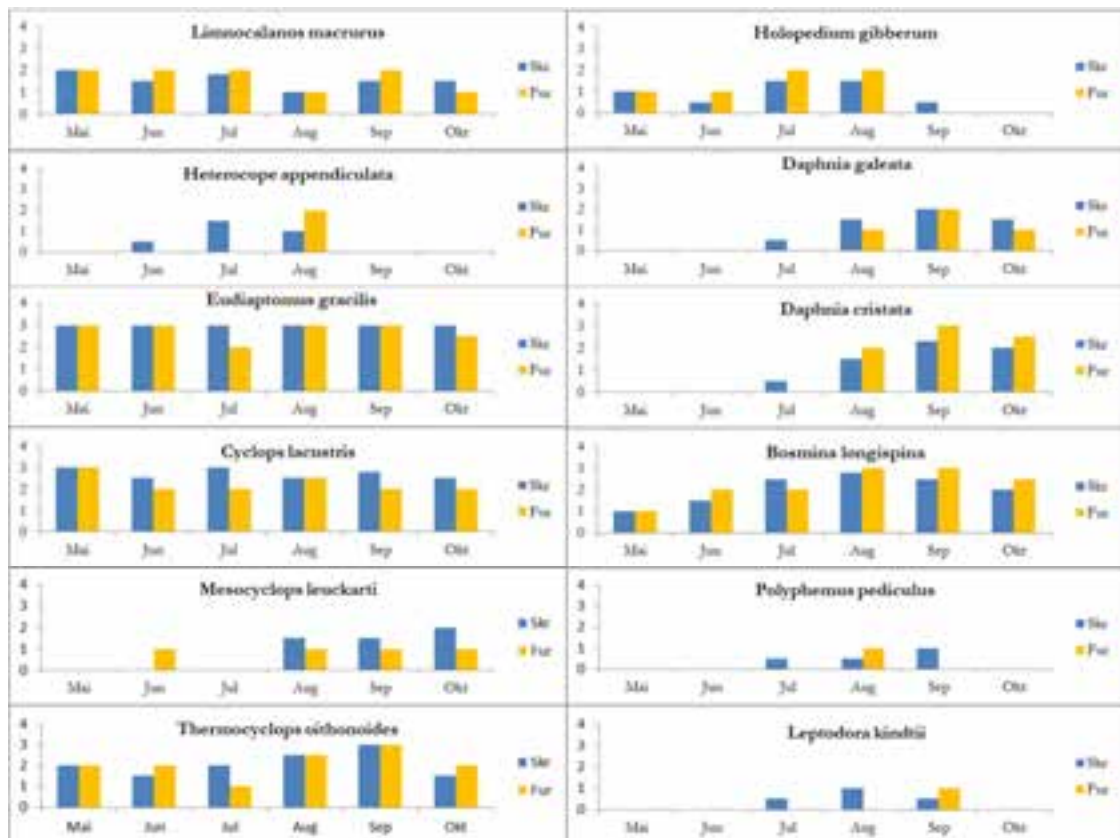


Figur 23. Middelbiomasser av de viktigste artene av krepssdyrplankton i Mjøsa ved stasjon Skreia i perioden 1972-2015 (0-50 m, perioden juni-oktober, data mangler for 1975-1977), mg tørrvekt pr. m³. Merk varierende skala på y-aksen.

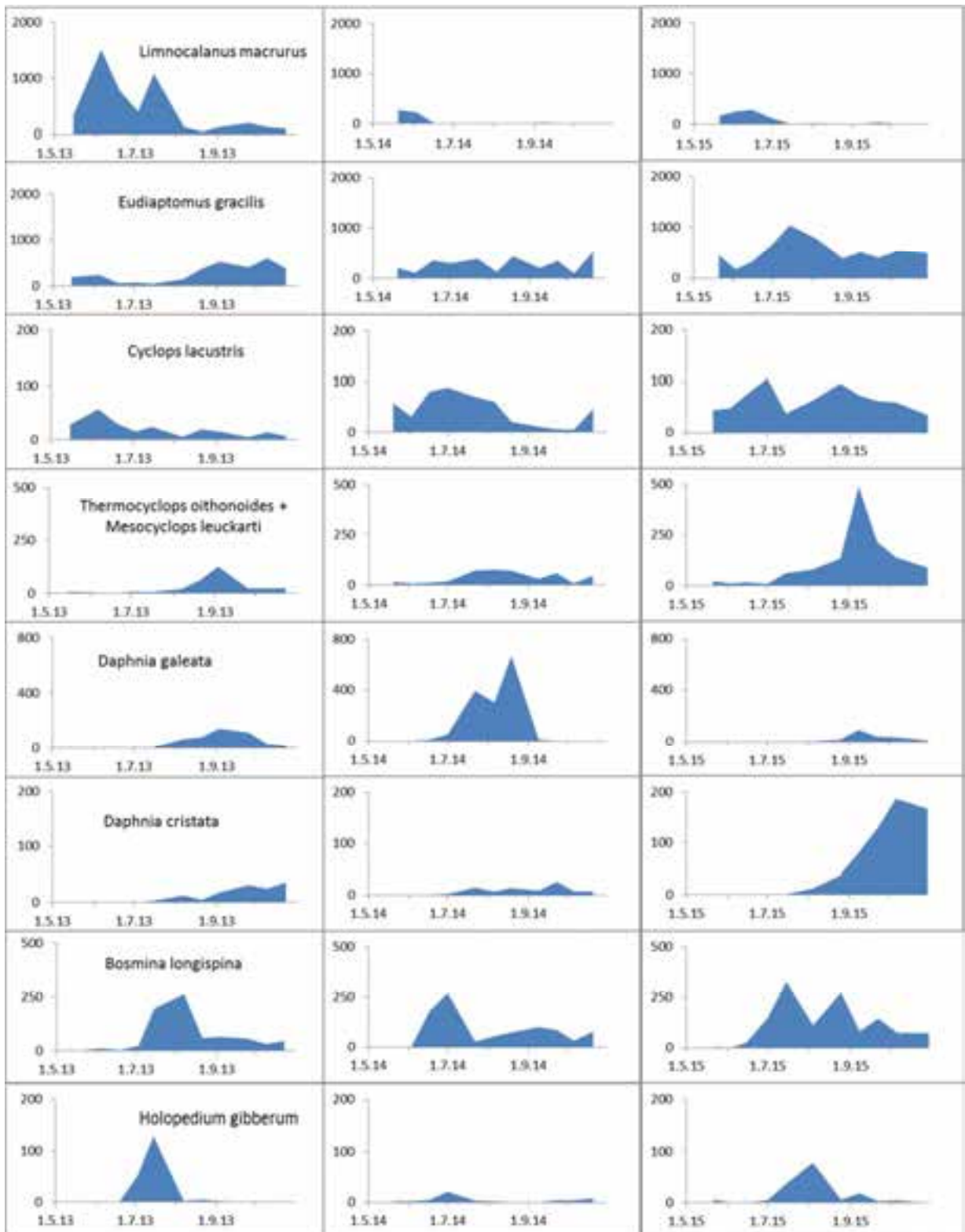


Figur 24. Middellengder av dominerende arter av *Daphnia* og *Bosmina* (voksne bunner) ved stasjon Skreia 1972-2015. Antatt grad av predasjonspress fra planktonspisende fisk er vist ved ulike farger (vurderingssystem etter Kjellberg mfl. 1999).

Analysene av håvtrekkprøver fra stasjonene Furnesfjorden og Skreia viste at det stort sett var de samme artene som ble funnet i begge disse områdene av Mjøsa (**Figur 25** og Vedlegg, Tabell 22). Det så heller ikke ut til å være noen vesentlige strukturelle forskjeller mellom stasjonene mht. til dominansforhold mellom arter eller grupper av arter.



Figur 25. Relativ forekomst av de viktigste artene av krepssdyrplankton i Furnesfjorden og ved Skreia i 2015. 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 pr. måned ved Skreia (én prøve på begge stasjonene i mai).

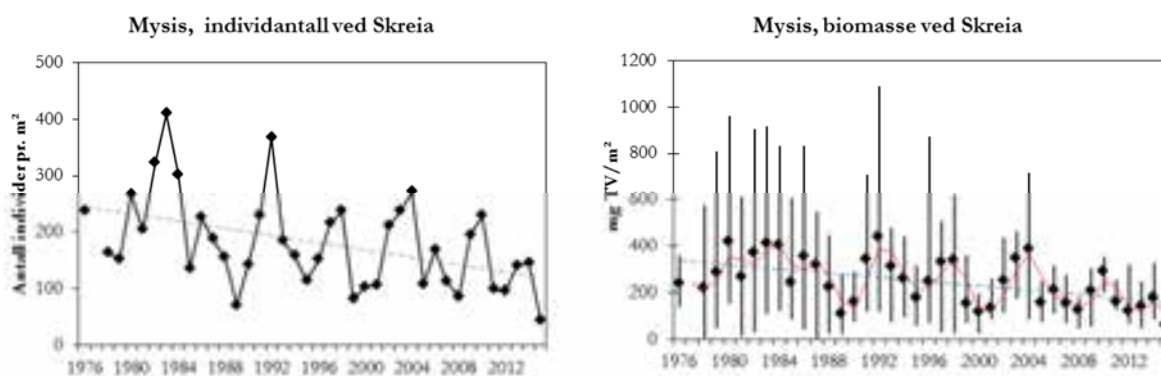


Figur 26. Sesongutviklingen i biomasser av de viktigste artene innen krepserplanktonet ved stasjon Skreia i 2013, 2014 og 2015. Merk varierende skala på y-aksen. Biomasser er gitt som mg tørrvekt pr. m² (0-50 m).

3.9 Mysis

Den rekelignende istidskrepsen *Mysis relicta s.l.*, pungreke) er en viktig del av Mjøsas økosystem, bl.a. som predator på krepsdyrplankton og som føde for flere fiskearter. I de store svenske innsjøene Vänern og Vättern fins to arter av mysis, *Mysis relicta s.str.* og *Mysis salemaai* (Kinsten 2012 med ref.). I Norge er trolig *M. relicta s.str.* den desidert mest utbredde av de to artene, men *M. salemaai* er påvist i innsjøen Stokkalandsvatnet på Jæren (Spikkeland mfl. 2012). I Mjøsa har hittil bare *M. relicta s.str.* blitt påvist.

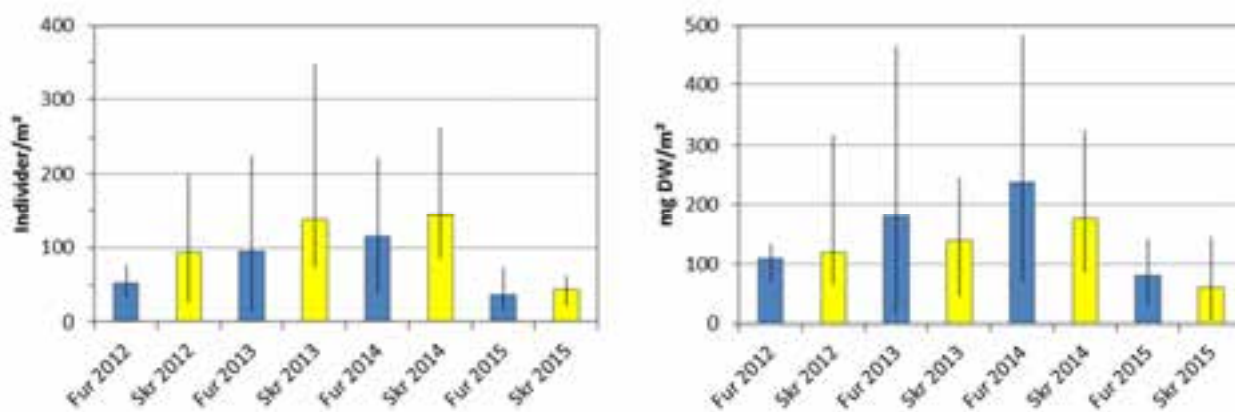
Undersøkelser av bestandsstørrelsen av mysis har vært gjennomført årlig ved hovedstasjonen siden 1976, med unntak av i 1977. Individtetthet og biomasse av mysis har gjennomgått betydelige svingninger i denne perioden (**Figur 27**). Fra omkring 1990 ser det ut til at svingningene har vært nærmest regelmessige med 3-4 år mellom topp og bunn. Beregnet middelbiomasse er redusert fra 289 mg tørrvekt (TV) pr. m² til 131 mg TV/m² i siste femårsperioden (2011-2015), dvs. en reduksjon på 55 % (Figur 27). Tilsvarende har det vært en 49 % reduksjon i individantall fra 204 pr. m² i perioden 1976-1980 til 104 pr. m² i perioden 2011-2015. 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.



Figur 27. Tidsutvikling i individantall (middelverdier) og biomasse (middelverdier og variasjonsbredder) av *Mysis relicta* ved Skreia i perioden 1976-2015 (observasjoner i 1977 mangler).

Det må her bemerkes at middelverdiene for individantall og biomasse av mysis var spesielt lave i 2015, henholdsvis 43 ind./m² og 61 mg TV/m². Dette er de laveste verdiene som er registrert siden overvåkingen startet og kun ca. 1/3 av tilsvarende verdier for 2014.

Siden 2012 har overvåking av mysisbestanden også vært gjennomført ved stasjonen i Furnesfjorden. Resultatene herfra viser omtrent tilsvarende nedgang i 2015 som ved hovedstasjonen Skreia (**Figur 28**). Middelverdiene for individantall og biomasse ved stasjon Furnesfjorden for årene 2012-2015 var på 75 ind./m² (variasjon 37-116 ind./m²) og 152 mg/m² (variasjon 80-237 mg/m²). Tilsvarende middelverdier og variasjonsbredder for stasjon Skreia var 105 ind./m² (43-144 ind./m²) og 124 mg/m² (61-176 mg/m²) for den samme fireårsperioden. Det ser derfor ut til å ha vært en tendens til høyere individtetthet, men lavere biomasse ved Skreia sammenlignet med Furnesfjorden, dvs. at mysisbestanden ved Furnesfjorden har bestått av gjennomgående større individer enn bestanden ved Skreia.



Figur 28. Individantall (til venstre) og biomasse (til høyre) av mysis ved stasjonene Furnesfjorden og Skreia i perioden 2012-2015. Middelerverdier og variasjonsbredder er vist.

En sammenligning av mysisbestanden ved Skreia med bestandstall fra de store svenske innsjøene Vänern og Vättern tyder på at individtettheten generelt har vært betydelig større i Mjøsa enn i de svenske innsjøene (Kinsten og Degerman 2012, Løvik mfl. 2015). Middelerverdiene for stasjonene i Mjøsa i 2015 var imidlertid lavere enn midlere individtetthet registrert for Vänern i 2013 og 2014 (én stasjon, én dato hvert år, men flere tidspunkter) (Kinsten 2015). Også i de nevnte svenske innsjøene ble det observert svært lave individtettheter av mysis i 2015 (Björn Kinsten, pers. oppl.).

Det er påfallende at det var uvanlig lave bestandstall i flere skandinaviske innsjøer samme år, men dette kan ha vært tilfeldig. Sammensetningen av dyreplanktonet indikerte et sterkt predasjonspress fra planktonspisende fisk i Mjøsa i 2015 (se kpt. 3.8). En mulig forklaring på de lave bestandene av mysis i Mjøsa kan da være at det har vært en sterk årsklasse av f.eks. krøkle som har predatert hardt på både mysis og zooplankton. Vi har imidlertid ingen data over krøklebestanden i Mjøsa i 2015, som eventuelt kunne bekrefte eller avkrefte en slik hypotese.

4. Resultater og vurderinger – elver

4.1 Generell vannkvalitet – elvetyper

I forbindelse med tilstandsklassifiseringen kreves det at de ulike elvene plasseres til en spesifikk elvetype ut i fra klimaregion eller beliggenhet (høyde over havet) samt vannkvalitet mht. kalsium-konsentrasjon og grad av humuspåvirkning (Veileder 02:2013). Grenseverdiene for de ulike kvalitetselementene for f.eks. tilstandsklassene God og Moderat varierer avhengig av elvetypen. Følgende beskrivelse er gjengitt fra årsrapporten for 2014 (Løvik mfl. 2015) og er basert på middelveier for kalsium og farge fra målinger i perioden 2008-2014 (**Tabell 5**).

Lågen er et kalkfattig (<4 mg Ca/l) og svært lite humuspåvirket vassdrag (farge <10 mg Pt/l). Gausa har en noe mer kalkrik og mer humøs vannkvalitet med middelveier for kalsium og farge på henholdsvis 8,6 mg Ca/l og 19 mg Pt/l. Hunnselva, Lena, Flagstadelva og Svartelva er alle humøse eller svært humøse med middelveier for farge på 46-108 mg Pt/l. Hunnselva og Flagstadelva kan karakteriseres som moderat kalkrike med middelveier for kalsium på henholdsvis 15,7 og 16,6 mg Ca/l, mens Svartelva og Lena er de mest kalkrike av disse elvene med middelveier for kalsium på henholdsvis 24,0 og 31,6 mg Ca/l.

Tabell 5. Typifisering av tilløpselver basert på prøver og analyser fra perioden 2008-2014. Middelveier og variasjonsbredder (i parentes) er gitt for kalsium og fargetall. Høyde over havet (ca.) er angitt ved prøvestasjonene nær utløpet i Mjøsa. Typenr. og -beskrivelser i henhold til Veileder 02:2013.

	Nedb.felt km ²	ca. hoh. m	Ant. prøver	Kalsium mg/l	Fargetall mg Pt/l	Type nr.	Typebeskrivelse
Lågen	11459	124	9	3,2 (2,4-4,2)	8 (3-11)	4	Kalkfattig, svært klar, lavland
Gausa	932	125	7	8,6 (6,1-12,5)	19 (12-31)	7	Moderat kalkrik, klar, lavland
Hunnselva	373	124	7	15,7 (12,0-20,0)	51 (29-80)	8	Moderat kalkrik, humøs, lavland
Lena	303	130	7	31,6 (21,0-38,0)	46 (31-58)	10	Kalkrik, humøs, lavland
Flagstadelva	170	125	7	16,6 (9,7-25,0)	100 (50-137)	8	Moderat kalkrik, humøs, lavland
Svartelva	487	125	10	24,0 (18,7-28,4)	108 (84-133)	10	Kalkrik, humøs, lavland

4.2 Vannkvalitet og fosfortransport i de viktigste elvene

På de følgende sidene presenteres figurer som viser døgnvannføring, konsentrasjoner av tot-P, transportverdier for tot-P og konsentrasjoner av *E. coli* for hver av de seks tilløpselvene: Gudbrandsdalslågen (Lågen), Gausa, Hunnselva, Lena, Flagstadelva og Svartelva i 2015. Primærdata er gitt i tabeller i Vedlegget. Data over vannføring i elvene er basert på målinger utført av GLB og NVE. Videre vises langtid utviklingen mht. beregnede årstransporter av tot-P og volumveide middelveier for konsentrasjoner av tot-P for de samme seks elvene.

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 i elva 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 månedlige 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.

Gudbrandsdalslågen

Lågens nedbørfelt på 11.459 km² utgjør 69 % av Mjøsas samlede nedbørfelt, og vanntransporten med Lågen står for hele ca. 83 % av den totale elvetilførselen av vann til Mjøsa (gjennomsnitt for de 30 siste årene). Vannkvaliteten i Lågen har derfor svært stor betydning for Mjøsas vannkvalitet.

Vannføringen var lav i Lågen på vinteren og fram til månedsskiftet april-mai 2015 (**Figur 29**). Deretter økte vannføringen gradvis i forbindelse med snøsmelting, men mai måned var kjølig, og avsmeltingen gikk derfor relativt sakte. I slutten av juni økte lufttemperaturen markant, noe som førte til stor avsmelting i fjellområdene og en rask økning i vannføringen i Lågen (Ottaflommen) fram mot en topp på 1538 m³/s den 7. juli. Det var også flere mindre topper i vannføringen på ca. 500-600 m³/s i forbindelse med nedbørsepisoder i august og september, men fra begynnelsen av oktober og ut året var vannføringen relativt lav med verdier i området 100-200 m³/s.

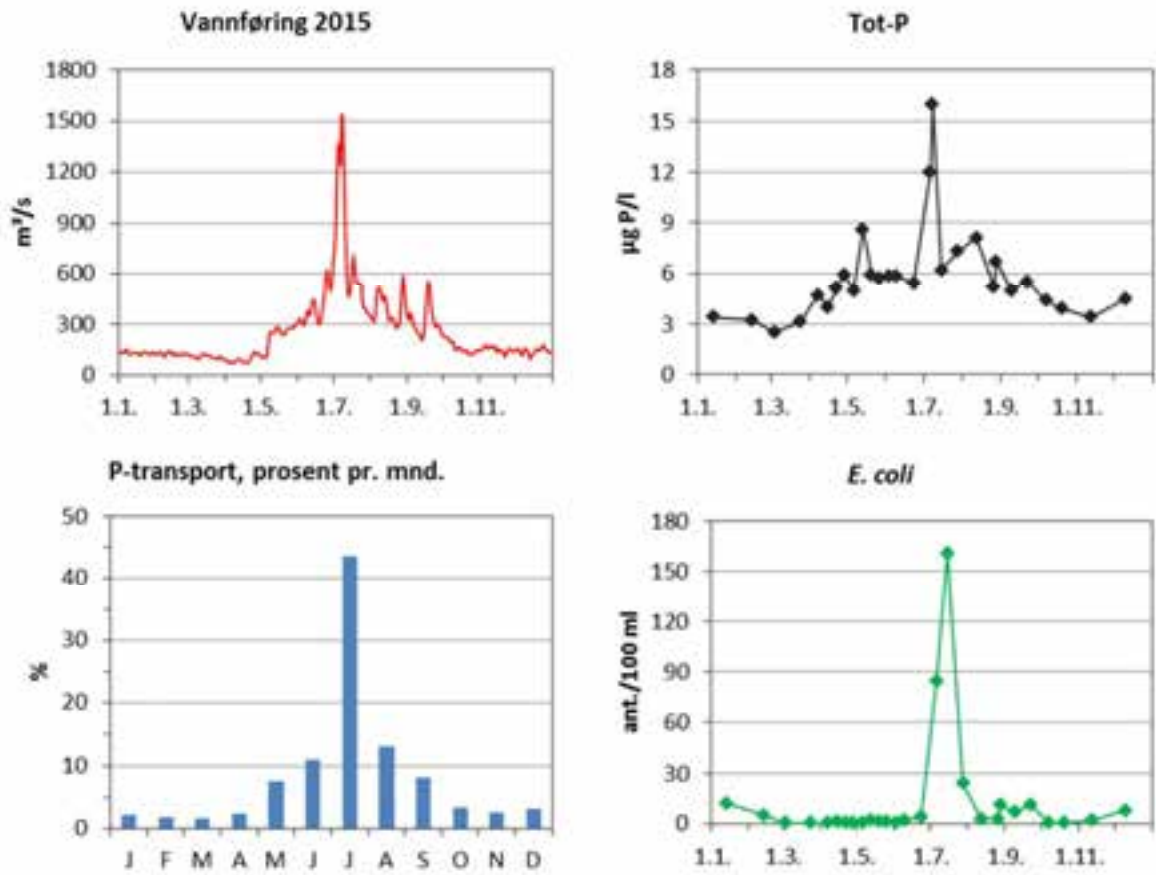
Konsentrasjonen av tot-P var generelt lav i Lågen i 2015 med verdier i området 3-6 µg P/l mesteparten av året. Medianverdien på 5,3 µg P/l tilsvarer svært god tilstand (jf. Veileder 02:2013). De høyeste konsentrasjonene (12-16 µg P/l) ble registrert i forbindelse med flommen i begynnelsen av juli, og det var en generell tendens til økende konsentrasjoner med økende vannføring (se Vedlegg, **Figur 52**). Mesteparten av fosfortransporten kom i sommermånedene juni-august, og hele 44 % av beregnet årstransport skjedde i juli. Dette indikerer at det er arealavrenning som er den dominerende kilden mht. fosfortilførsler til Gudbrandsdalslågen.

Konsentrasjonen av fekale indikatorbakterier (her *E. coli*) var i hovedsak lave med verdier på mindre enn ca. 10 bakt./100 ml (**Figur 29**). Også for *E. coli* ble de høyeste konsentrasjonene registrert i forbindelse med flommen i juli.

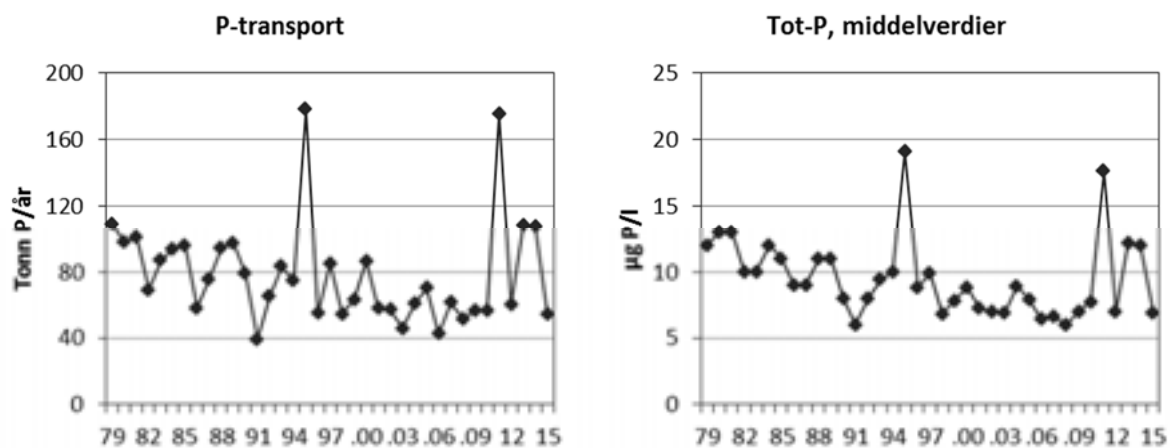
Langtidsutviklingen for Lågen viser generelt en reduksjon både mht. fosfortransporten og volumveide middelerverdier fra slutten av 1970-tallet og fram til omkring år 2000 (**Figur 30**). Fosfortransporten med Lågen ble i denne perioden redusert fra ca. 104 tonn P/år (middel for 1979-1980) til ca. 56 tonn P/år (middel for perioden 2001-2010) som følge av Mjøsaksjonene og senere tiltak. Det vil si ca. 46 % reduksjon i årstransporten. Storflommen i 1995 representerte et avvik fra dette generelle mønsteret, med en beregnet årstransport på ca. 180 tonn P. I de senere årene, dvs. spesielt i 2011, 2013 og 2014, har det også blitt målt høye konsentrasjoner i forbindelse med flom som følge av kraftig regnvær evt. i kombinasjon med stor snøsmelting (f.eks. «Pinseflommen» i 2011). Dette har resultert i høye årstransporter i området 107-175 tonn de nevnte årene. For 2015 er årstransporten beregnet til 55 tonn P.

Det må understrekes at transportverdiene i forbindelse med flommer er beheftet med stor usikkerhet og nærmest bør anses som grove estimater. Dette er fordi konsentrasjonen av tot-P ofte varierer sterkt over korte tidsintervaller i forbindelse med flom, og dessuten at eksakte verdier for vannføring også vil kunne være vanskelig å fastslå ved ekstremt høye vannføringer.

Gudbrandsdalslågen



Figur 29. Gudbrandsdalslågen 2015. Vannføring ved Losna (datakilde: GLB) samt konsentrasjoner av tot-P, månedlig fosfortransport (prosentandeler av årstransporten) og konsentrasjoner av *E. coli* ved Fåberg.



Figur 30. Gudbrandsdalslågen 1979-2015. Langtidsutviklingen i beregnet årlig fosfortransport (til venstre) og i volumveide middelverdier for total-fosfor (til høyre).

Gausa

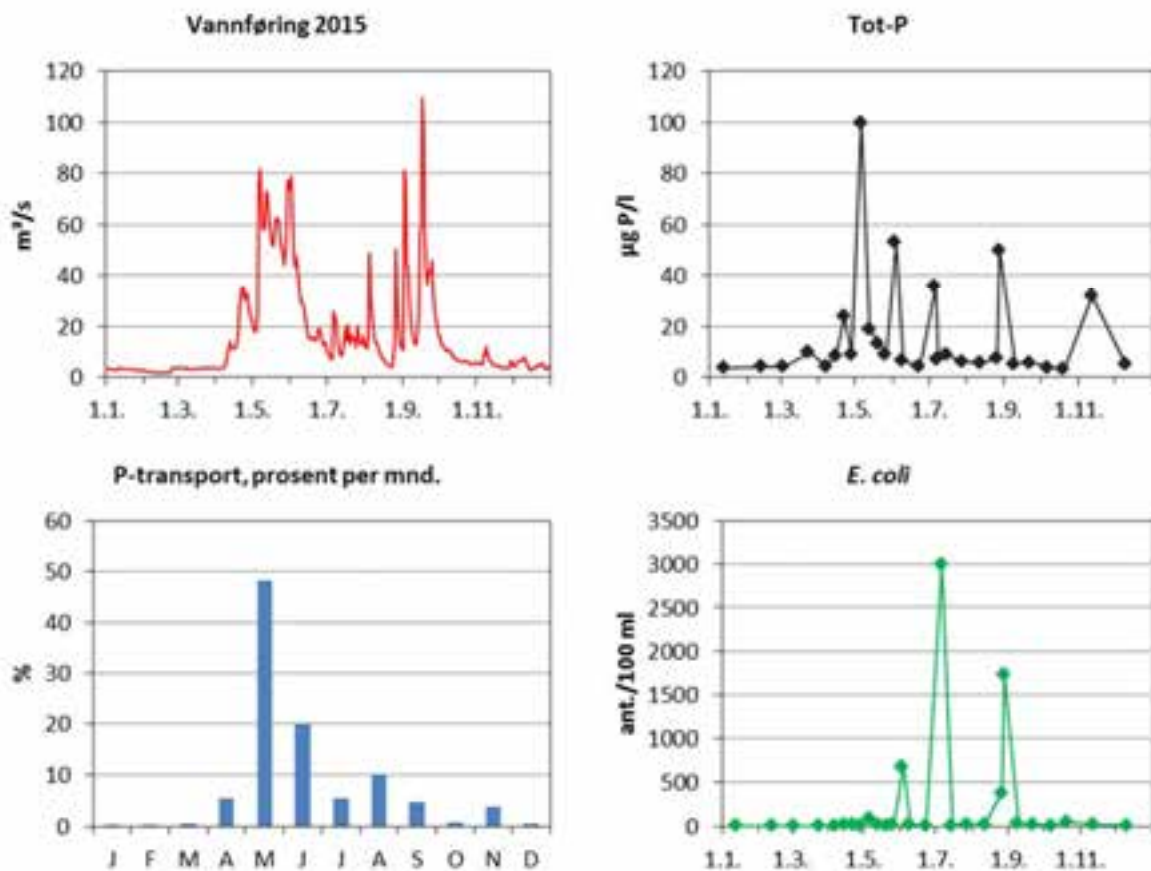
Gausa er nest største tilløpselva til Mjøsa, og dens nedbørfelt utgjør 5,6 % av Mjøsas nedbørfelt.

Konsentrasjonene av tot-P i Gausa var generelt lave i 2015, med verdier i intervallet 3-10 µ P/l ved ca. 70 % av målingene (**Figur 31**). Medianverdien på 7,4 µg P/l tilsvarer tilstandsklasse svært god. Ved fem prøvedatoer i perioden april-november ble det imidlertid målt høye konsentrasjoner (30-100 µg P/l) i forbindelse med raskt økende eller høy vannføring som følge av regnvær og/eller snøsmelting. Det så også ut til å være en svak tendens til økning i konsentrasjonen av tot-P med økende vannføring (se Vedlegg, **Figur 52**). Dette indiker at fosfortransporten i hovedsak var arealbetinget. Størstedelen av transporten skjedde i mai og juni med henholdsvis 48 % og 20 % av beregnet årstransport for 2015.

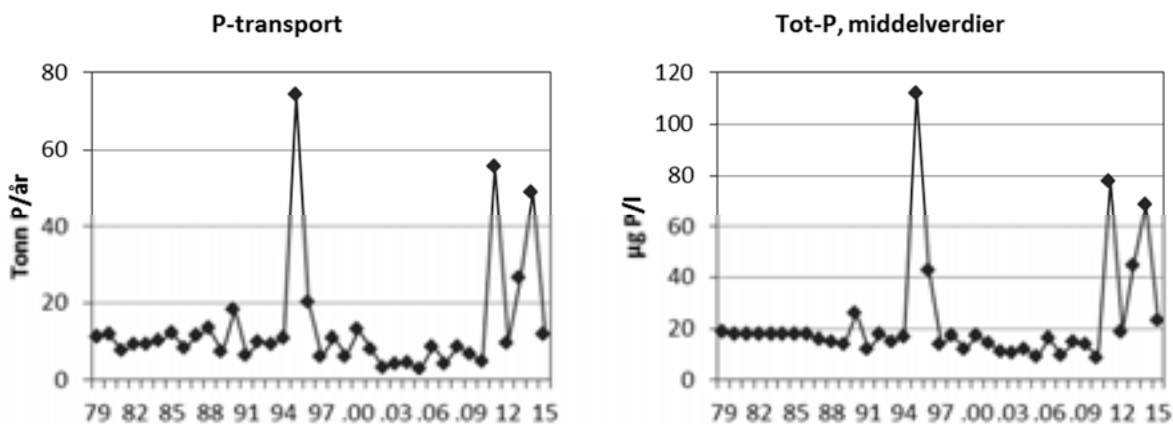
De fleste målingene viste en god hygienisk vannkvalitet i Gausa i 2015, med konsentrasjoner av *E. coli* på mindre enn 50 bakt./100 ml (**Figur 31**). Det var imidlertid også enkelte episoder med til dels høye bakterietettheter (>1000 bakt./100 ml), f.eks. i tilknytning til regnvær og raske økninger i vannføringen den 6. juli og den 28. august.

Beregnet årstransport av fosfor ble halvert i Gausa fra ca. 12 tonn i 1979-1980 til ca. 5,7 tonn i perioden 2001-2010 (middel) (**Figur 32**). Flomåret 1995 skiller seg ut også her, med en beregnet årstransport på hele 74 tonn. Volumveid middelvei for tot-P følger et tilsvarende mønster som for årstransporten. I 2011 registrerte vi en sterk økning i både P-transporten og i middelkonsentrasjonen av tot-P. Dette hadde sammenheng med stor tilførsel av erosjonspartikler i forbindelse med flommer («Pinseflommen» spesielt). Transporten og middelkonsentrasjonen var betydelig lavere i 2012, men økte markant igjen i 2013 og 2014. Høye turbiditetsverdier indikerte at mye av fosforet var partikkelbundet (Løvik mfl. 2015). Høye verdier for tot-P og turbiditet i disse årene hadde trolig sammenheng med flomaktivitet og lovlig utførte flomforbygningsarbeider i Gausdal i regi av NVE. Beregnet P-transport og middelkonsentrasjon for 2015 var på henholdsvis 12 tonn og 23,4 µg P/l. Det er en betydelig nedgang fra året før, men høyere verdier enn i perioden 2001-2010.

Gausa



Figur 31. Gausa 2015. Vannføring ved Aulestad (datakilde: GLB) samt konsentrasjoner av tot-P, fosfortransport (prosent av årstransport) og konsentrasjoner av E. coli ved Fåberg.



Figur 32. Gausa 1979-2015. Langtidsutviklingen i beregnet årlig fosfortransport (til venstre) og i volumveide middelverdier for total-fosfor (til høyre).

Hunnselva

Hunnselva kan regnes som en av de mellomstore tilløpselvene til Mjøsa. Elvas nedbørfelt på 373 km² utgjør 2,3 % av Mjøsas totale nedbørfelt, dvs. at den er fjerde størst etter Lågen, Gausa og Svartelva.

Målte konsentrasjoner av tot-P varierte i 2015 mellom 6 og 63 µg P/l med en medianverdi på 17 µg P/l (**Figur 33**). Dette tilsier svært god tilstand mht. til eutrofiering (Veileder 02:2013). Høyere konsentrasjoner ble generelt registrert i tilknytning til episoder med stigende vannføring slik som i begynnelsen av april og i juli og august. Det ble imidlertid også målt høy konsentrasjon f.eks. den 13. januar (56 µg P/l) da vannføringen var lav. Dette kan tyde på at arealbetinget tilførsel av fosfor var dominerende, men at punktkilder også har forekommet (se også Vedlegg, **Figur 52**). Fosfortransporten skjedde hovedsakelig i månedene april-mai og juli-september, dvs. perioder med høy vanntransport.

Konsentrasjonene av *E. coli* var gjennomgående høye i Hunnselva i 2015 med en medianverdi på 2000 bakt./100 ml og 90-persentil på 3700 bakt./100 ml (**Figur 33**). Ut fra dette kan den hygieniske vannkvaliteten karakteriseres som svært dårlig (jf. Andersen mfl. 1997). De høyeste bakterietetthetene (>3000 bakt./100 ml) ble registrert i forbindelse med lav eller middels høy vannføring (1-18 m³/s) fra april til desember, og det så ut til å være en tendens til økende bakterietetthet fra juni-juli og utover høsten. Dette er en klart negativ utvikling mht. vannkvaliteten, og dersom denne trenden ikke snur, vil vi foreslå at det gjennomføres en nærmere kartlegging for om mulig å få en oversikt over kilder til forurensningene. Potensielle forurensningskilder kan være avrenning fra husdyrgjødsel, lekkasjer og overløp fra kommunale avløpsnett, utslipp fra ovenforliggende kommunale renseanlegg og utslipp/sig fra private avløpsanlegg i spredt bebyggelse.

Gjennom overvåkingsperioden 1973-2015 har det vekslet mellom perioder med reduksjon i årlig fosfortransport og perioder med økning (Figur 34). Transporten økte f.eks. i perioden 2003-2011 for deretter å gå ned igjen i de seneste årene. Sammenligner vi periodene 1977-1980 og 2001-2010, så har det vært ca. 44 % reduksjon fra ca. 13,7 tonn til ca. 7,7 tonn P/år. For volumveid middelveid av tot-P har det vært en lignende trend. Vannføringen har stor betydning for fosfortransporten, og det er nødvendig med relativt hyppige målinger av P-konsentrasjonen, spesielt i forbindelse med høy vannføring, for å få rimelig sikre transportverdier.

Lena

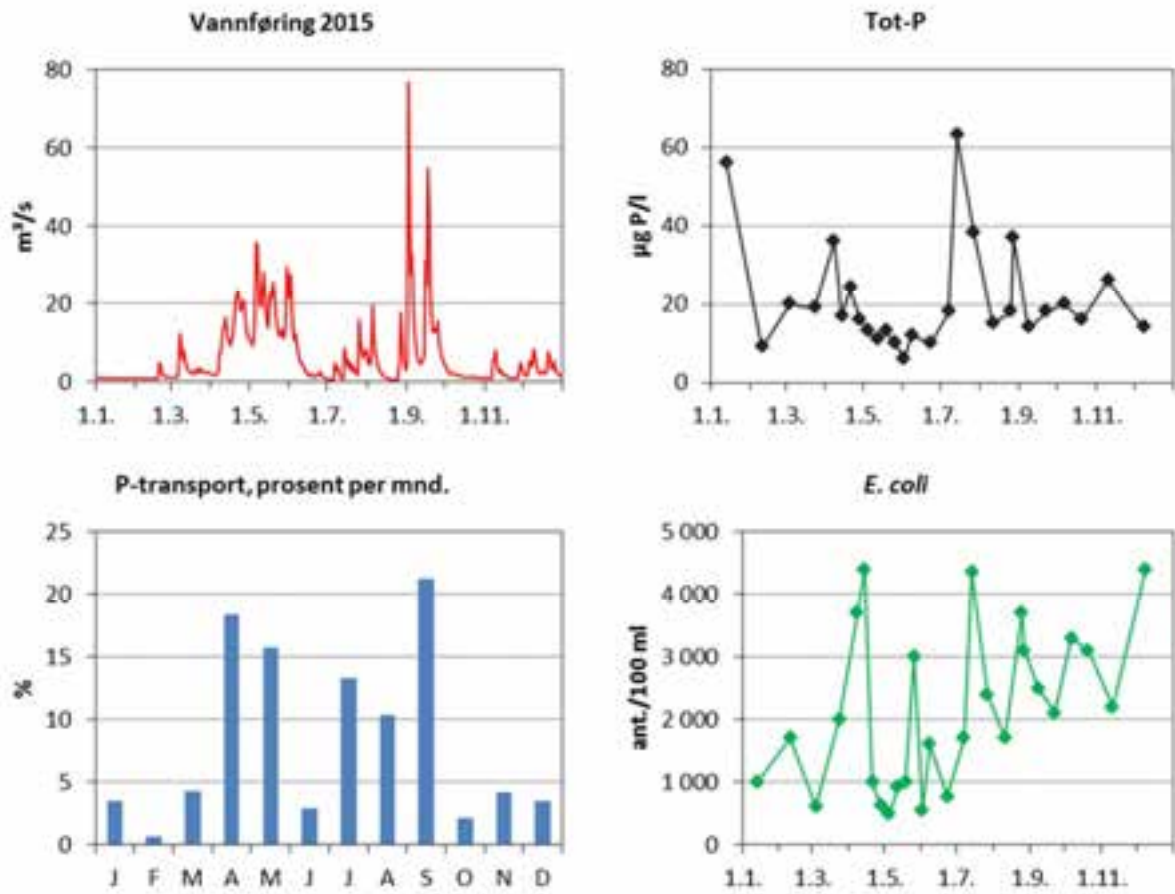
Lenas nedbørfelt utgjør 1,8 % av Mjøsas nedbørfelt. Vassdraget kan dermed karakteriseres som et av de mellomstore tilløpsvassdragene.

Konsentrasjonen av tot-P i Lena varierte i området 6-78 µg P/l med medianverdi 21 µg P/l i 2015 (**Figur 35**), dvs. tilstandsklasse god i forhold eutrofiering. Det var ingen klar sammenheng mellom vannføring og konsentrasjoner av tot-P (jf. Vedlegg, **Figur 52**), men de høyeste konsentrasjonene (>40 µg P/l) ble registrert i forbindelse med forholdsvis lav vannføring (1-10 m³/s). Det ble f.eks. målt 77 µg P/l den 13. januar ved meget lav vannføring. Samlet sett tyder dette på at både arealavrenning og punktutslipp hadde innvirkning på konsentrasjonen av tot-P i 2015. De største transportene av fosfor skjedde i tilknytning til stor vanntransport, nærmere bestemt i vårmånedene mars-mai og i september.

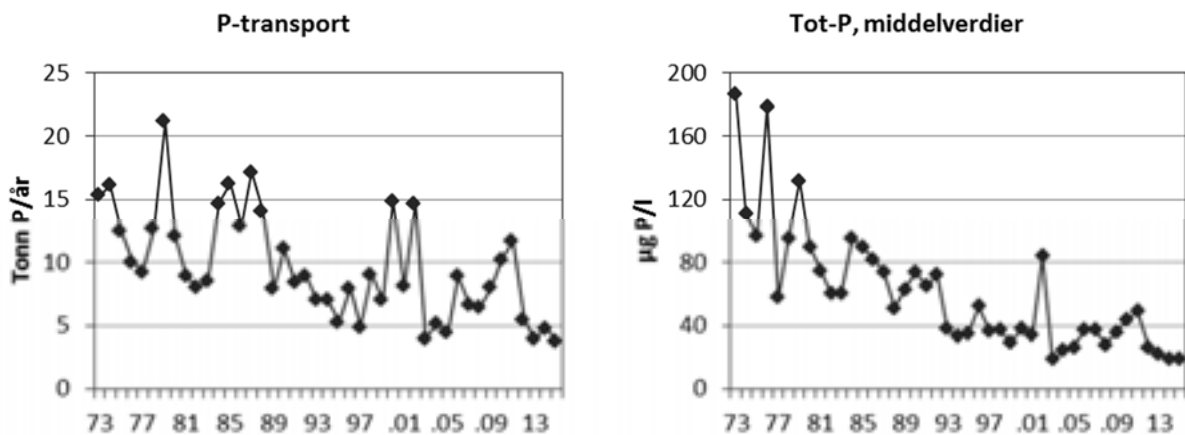
Konsentrasjonen av *E. coli* varierte mye med en medianverdi på 240 bakt./100 ml og en 90-persentil på 1000 bakt./100 ml (**Figur 35**). Dette kan karakteriseres som dårlig vannkvalitet mht. hygieniske forhold.

Volumveid middelveid for tot-P i Lena har gått markant ned i løpet av perioden 1973-2015, men også enkelte år etter 1990 har det vært høye verdier, slik som f.eks. i 1999, 2002 og 2011 (**Figur 36**). Transportverdiene for fosfor viser store svingninger gjennom overvåkingsperioden. Sammenligner vi middelveidene for periodene 1973-1980 og 2001-2010, så har det vært ca. 27 % reduksjon i fosfortransporten fra ca. 9 tonn til ca. 6,6 tonn P/år. I 2011 var beregnet transport høy (ca. 13 tonn), men i de siste fire årene har transporten vært lav igjen med verdier på mindre enn 5 tonn P.

Hunnselva

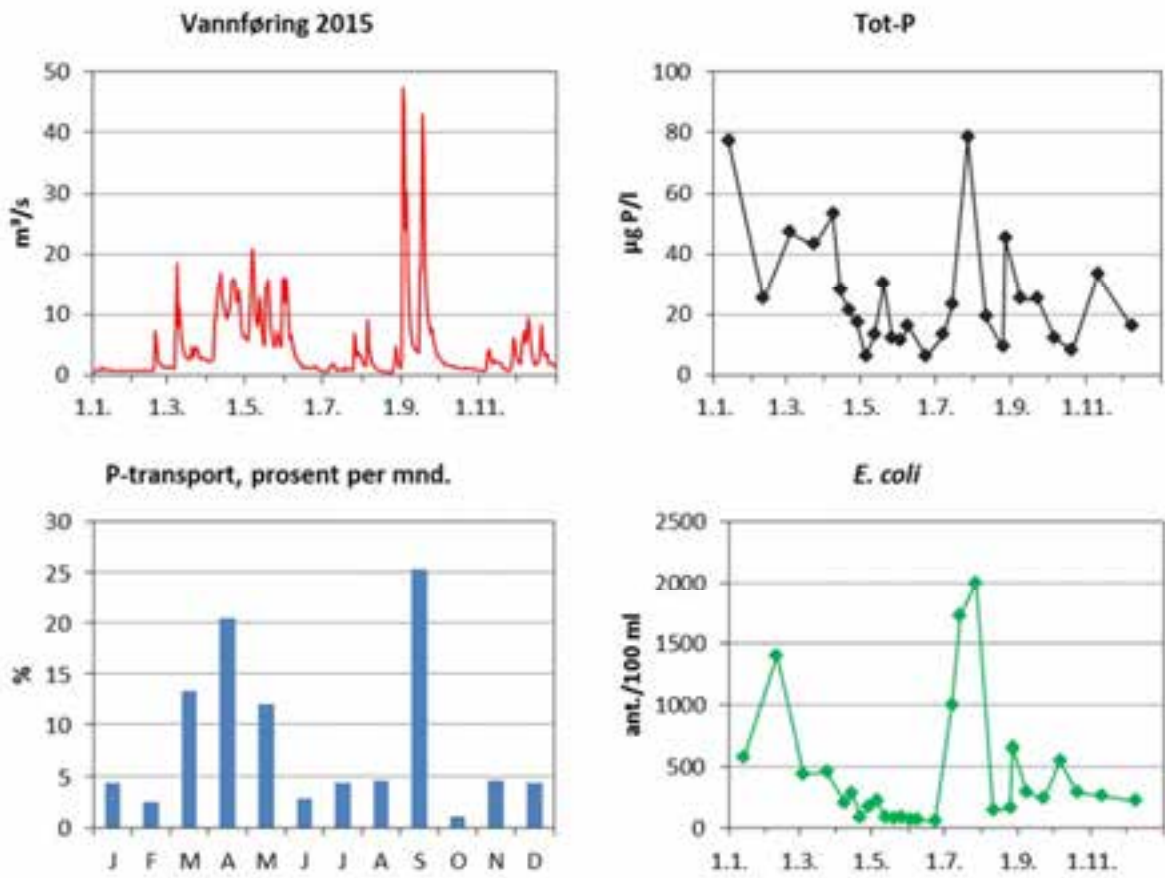


Figur 33. Hunnselva 2015. Vannføring (datakilder GLB og NVE) samt konsentrasjoner av total-fosfor, månedlig fosfor-transport (prosent av årstransporten) og konsentrasjoner av *E. coli* nær utløpet i Mjøsa.

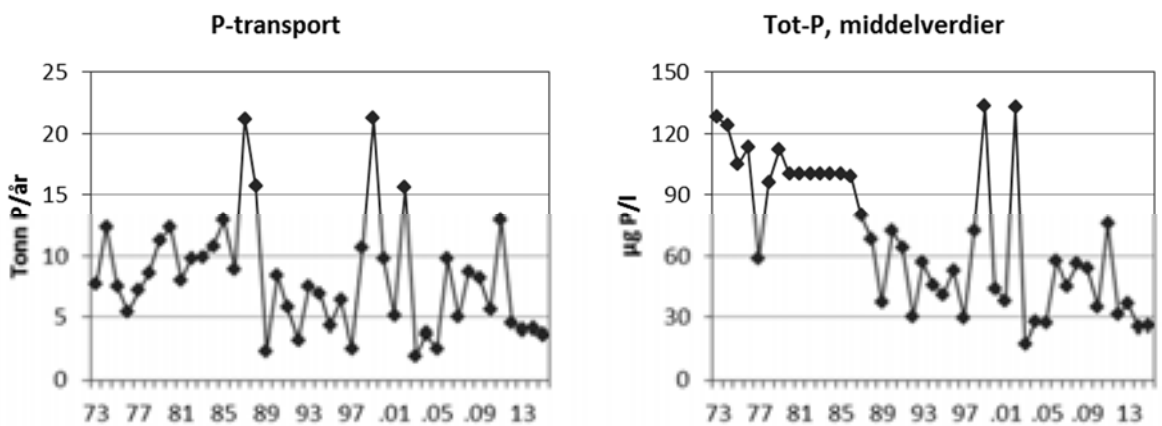


Figur 34. Hunnselva 1973-2015. Langtidsutviklingen i beregnet årlig fosfortransport (til venstre) og i volumveide middelverdier for total-fosfor (til høyre).

Lena



Figur 35. Lena 2015. Vannføring (datakilde: GLB) samt konsentrasjoner av total-fosfor, månedlig fosfortransport (prosent av årstransporten) og konsentrasjoner av E. coli i nedre del ved Skreia travbane.



Figur 36. Lena 1973-2015. Langtidsutviklingen i beregnet årlig fosfortransport (til venstre) og i volumveide middelkonsentrasjoner av tot-P (til høyre).

Flagstadelva

Med et nedbørfelt som utgjør kun ca. 1 % av Mjøsas samlede nedbørfelt, kan Flagstadelva karakteriseres som ett av de mindre eller mellomstore tilløpsvassdragene.

Konsentrasjonen av tot-P varierte i 2015 stort sett mellom 8 og 30 µg P/l og med en medianverdi på 16,5 µg P/l (Figur 37). Dette tilsvarer svært god tilstand mht. overgjødning i henhold til veileder for vannforskriften (Veileder 02:2013). Det ble registrert én ekstremverdi på 190 µg P/l den 27. august i forbindelse med regnvær, stor avrenning og rask økning i vannføringen. På samme dato ble det registrert svært høyt innhold av *E. coli* (19 860 bakt./100 ml). Fra Ringsaker kommune har vi fått opplyst at deler av avløpsnettets som sokner til nedre del av Flagstadelva har vært dårlig, og at det høsten 2015 pågikk arbeider med legging av en ny avløpsledning i dette området (Elin Sveinhaus, pers. oppl.). Videre var det et betydelig overløp fra en pumpestasjon i dette området omkring 21.-23. august. Disse forholdene kan trolig ha bidratt til de høye konsentrasjonene av tot-P og *E. coli* som ble registrert den 27. august. Stor arealavrenning som følge av regnværet bidro trolig også noe, spesielt mht. tot-P. Størstedelen av fosfortransporten skjedde i perioder med stor arealavrenning slik som i mai, august og september 2015.

Medianverdien og 90-persentilen for *E. coli* var på henholdsvis 128 og 980 bakt./100 ml i Flagstadelva i 2015. Ut fra dette kan den hygieniske vannkvaliteten karakteriseres som dårlig.

Det har ikke vært noen klar trend mht. årstransporter av fosfor i Flagstadelva i langtidspannen 1973-2015 (Figur 38). En sammenligning av middelverdiene for periodene 1973-1980 og 2001-2010 kan tyde på at det har vært en reduksjon på ca. 20 % fra ca. 3,5 tonn til ca. 2,8 tonn P/år. Etter 2007 har det imidlertid vært enkelte til dels svært høye årstransporter f.eks. i 2011 og 2013 med verdier opp mot 10 tonn P/år. De høye verdiene for 2011 og 2013 hadde først og fremst hadde sammenheng med stor flomaktivitet (Løvik mfl. 2012 og 2014). De volumveide middelverdiene for tot-P i Flagstadelva følger et lignende mønster som for P-transporten de senere årene.

Svartelva

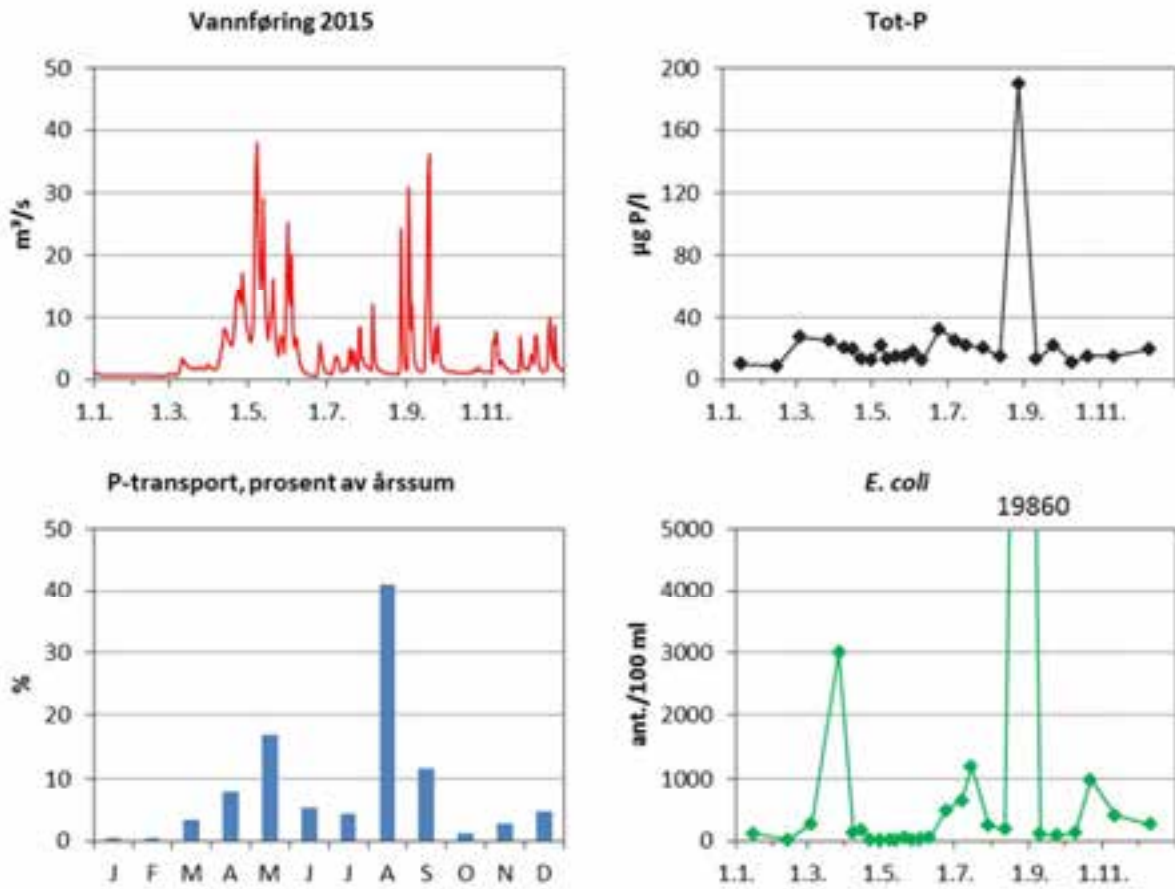
Svartelva har et nedbørfelt på 487 km² som utgjør 2,9 % av Mjøsas samlede nedbørfelt. Den er dermed den tredje største tilløpselva til Mjøsa etter Lågen og Gausa.

I 2015 varierte konsentrasjonen av tot-P i Svartelva stort sett i området ca. 15-35 µg P/l med en medianverdi på 21,5 µg P/l (Figur 39), dvs. god tilstand mht. eutrofiering iht. vannforskriften. Det ble registrert høye konsentrasjoner av tot-P (48 µg P/l) ved lav vannføring den 4. mars og ved raskt økende vannføring i forbindelse med regnvær den 27. august (70 µg P/l). For øvrig var det ingen sammenheng mellom vannføring og konsentrasjoner av tot-P (jf. Vedlegg, Figur 52). De største fosfortransportene skjedde i forbindelse med snøsmeltingen i vårmånedene mars-mai og i forbindelse med regnvær og høy vanntransport i august-september. Ut fra dette ser det ut til at de dominerende kildene for fosfortilførsler til Svartelva er arealavrenning i kombinasjon med overløp/lekkasjer fra kommunale og private avløpsanlegg. Avløp fra private anlegg i spredt bebyggelse er sannsynligvis en vesentlig kilde, spesielt i forbindelse med regnvær og raskt økende vannføring (Ane Chr. Tange, Løten kommune, pers. oppl.).

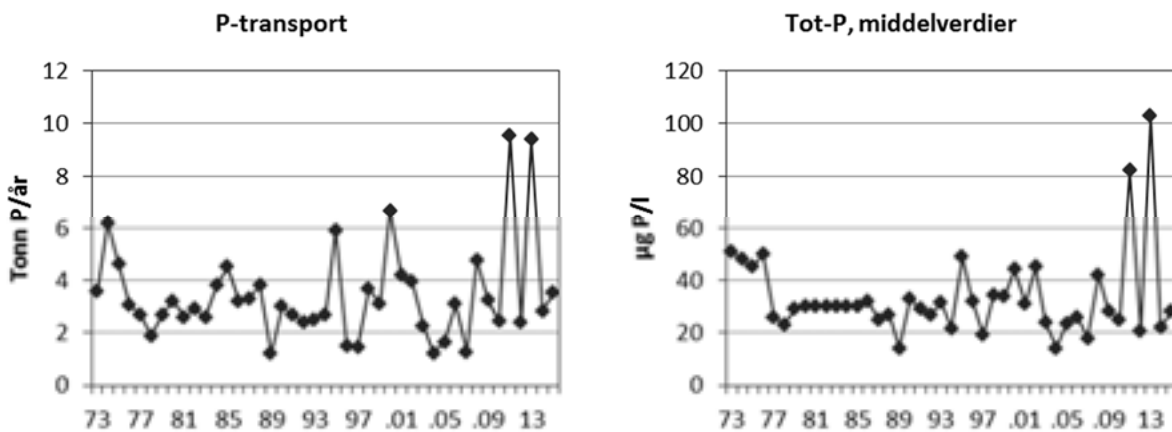
Medianverdien og 90-persentilen for *E. coli* i Svartelva var på henholdsvis 206 og 1300 bakt./100 ml i 2015. Dette karakteriserer den hygieniske vannkvaliteten som svært dårlig (Andersen mfl. 1997).

Årstransporten av fosfor har variert relativt mye i Svartelva, og i likhet med Flagstadelva kan vi ikke se noen klar trend over langtidspannen 1973-2015 som helhet (Figur 40). Sammenligner vi middelverdiene for periodene 1973-1980 og 2001-2010, kan det se ut til å ha vært ca. 24 % reduksjon fra ca. 8,2 tonn til ca. 6,3 tonn P/år. Etter 2010 har årstransporten variert mye med til dels svært høye verdier spesielt i «flomårene» 2011 med ca. 17 tonn P/år og 2013 med ca. 21 tonn P/år.

Flagstadelva

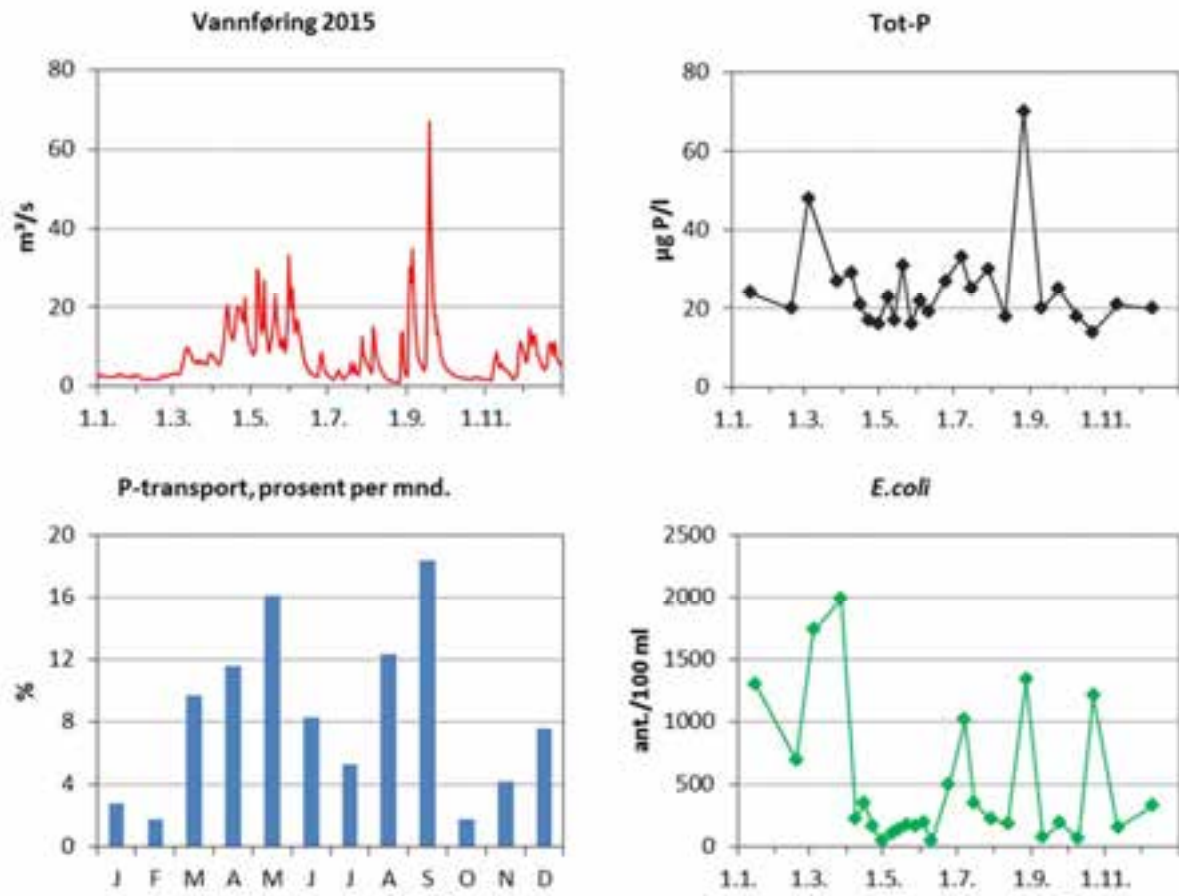


Figur 37. Flagstadelva 2015. Vannføring (datakilde: NVE) samt konsentrasjoner av total-fosfor, månedlig fosfortransport (prosent av årstransporten) og konsentrasjoner av *E. coli* i nedre del ved Vien.

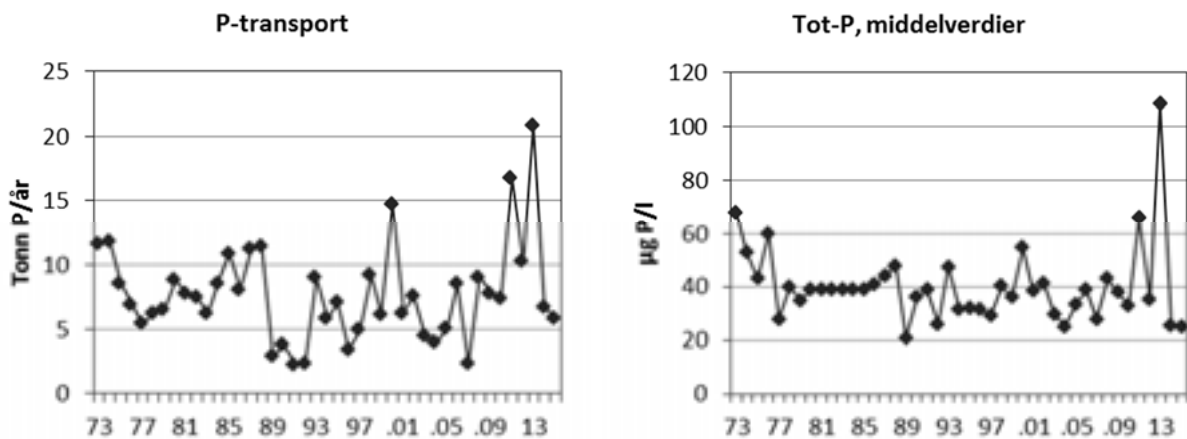


Figur 38. Flagstadelva 1973-2015. Langtidsutviklingen i beregnet årlig fosfortransport (til venstre) og i volumveide middelkonsentrasjoner av tot-P (til høyre).

Svartelva

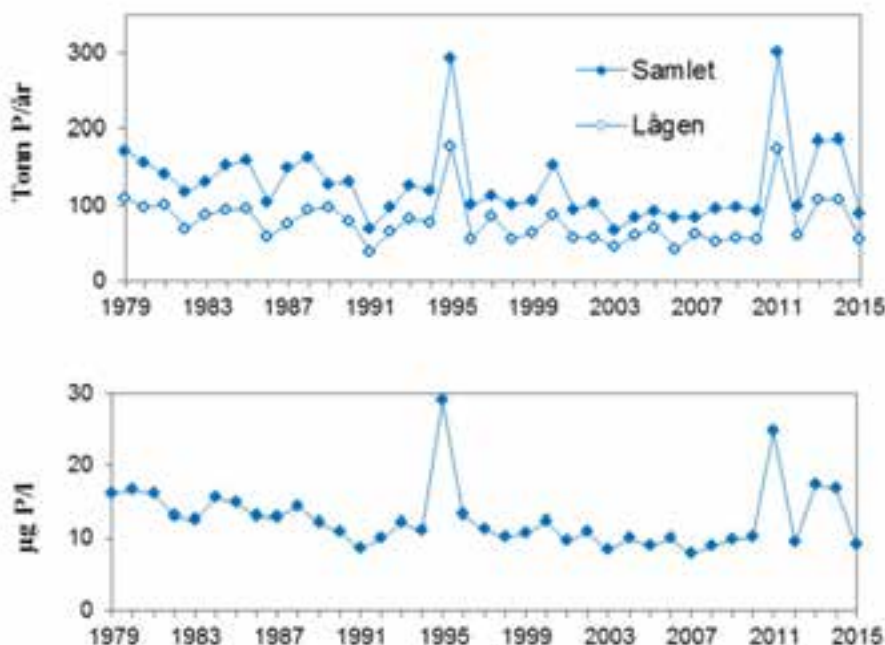


Figur 39. Svartelva 2015. Vannføring (datakilde: NVE) samt konsentrasjoner av total-fosfor, månedlig fosfortransport (prosent av årstransporten) og konsentrasjoner av *E. coli* i nedre del ved Hjellum.



Figur 40. Svartelva 1973-2015. Langtidsutviklingen i beregnet årlig fosfortransport (til venstre) og i volumveide middelkonsentrasjoner av tot-P (til høyre).

De samlede elvetilførslene av fosfor ble redusert fra 164 tonn pr. år i 1979-1980 til 89 tonn pr. år i perioden 2001-2010, dvs. en reduksjon på 46 % (**Figur 41**). Tilsvarende skjedde det en reduksjon i volumveid middelkonsentrasjon av tot-P i elvene fra 16,3 µg P/l i 1979-1980 til 9,7 µg P/l i 2001-2010. Dette må ses som effekter av de forurensningsbegrensende tiltakene som ble gjennomført på 1970- og 1980-tallet. 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 beregninger av så vel årstransport som årsmiddelverdier for fosfor er beheftet med betydelig usikkerhet, spesielt i år med markerte flommer. Videre vil en forholdsvis stor andel av fosforet som transporteres til Mjøsa i forbindelse med flommer, være partikkelbundet og i mindre grad tilgjengelig for algevekst.



Figur 41. Samlet årlig tilførsel av fosfor til Mjøsa fra de seks viktigste tilløpselvene pluss et antatt tillegg på 7 % fra elver som det ikke gjøres målinger i (øverst), for perioden 1972-2015. Beregnet årlig middelkonsentrasjon (volumveid) i de seks elvene er også vist, dvs. sum tilførsel av tot-P dividert på sum vanntransport i de samme elvene (nederst).

I tre av de fem siste årene har det vært kraftige vårflokker og/eller andre betydelige flommer i flere av elvene, bl.a. i Gudbrandsdalslågen. Dette førte til markert høyere årstransporter og årsmiddelverdier for tot-P enn f.eks. i perioden 2001-2010 (**Figur 41**). Samlet elvetransport av tot-P er beregnet til 302 tonn i 2011, 185 tonn i 2013 og 187 tonn i 2014. De beregnede P-transportene i 2012 og 2015 var derimot relativt lave med totalt henholdsvis 99 tonn og 89 tonn P per år.

Gudbrandsdalslågen bidrar med den største andelen av fosfor-tilførslene til Mjøsa. I de fleste årene vi har målinger fra, representerer tilførslene fra Lågen 55-75 % av de samlede elvetilførslene. I 2015 stod Lågen og Gausa for henholdsvis 61 % og 13 % av de beregnede P-tilførslene med tilløpselver, mens Svartelva, Hunnselva, Lena og Flagstadelva representerte 4-7 % hver (**Figur 42**).



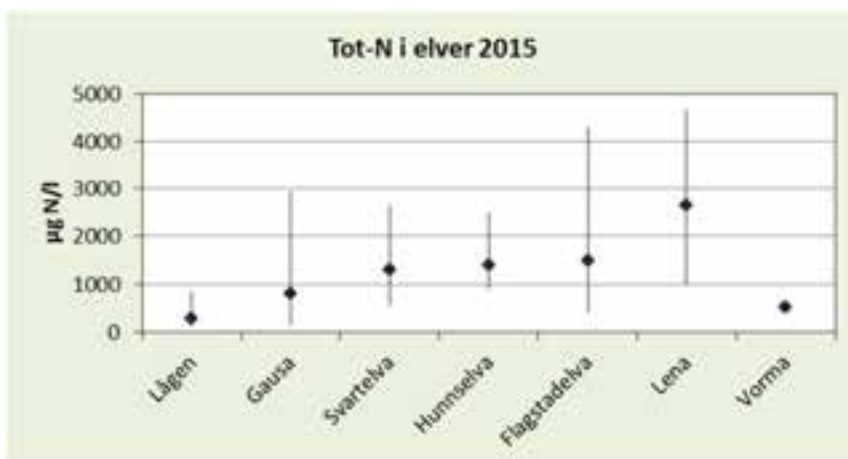
Figur 42. Beregnet årstransport med de seks viktigste tilløpselvene i 2015.

4.3 Konsentrasjoner og transport av nitrogen

Primærdata og statistikkverdier over konsentrasjoner av tot-N i tilløpselvene er gitt i Vedlegget.

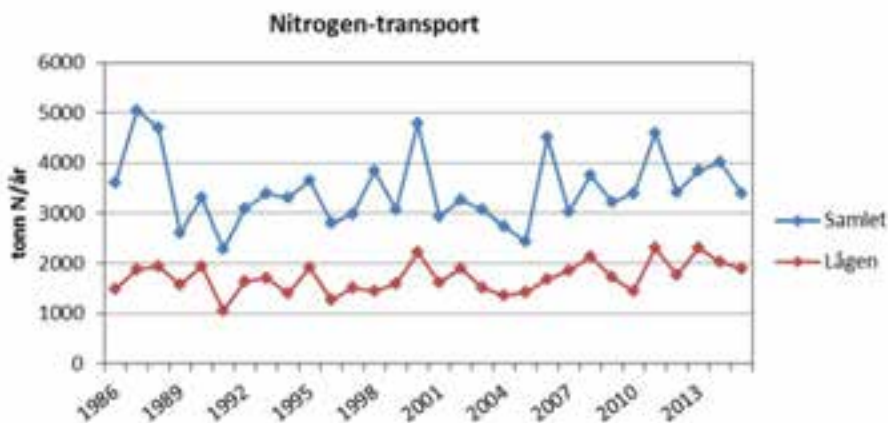
Konsentrasjonene av total-nitrogen var lave i Lågen, med en middelerdi på 280 $\mu\text{g N/l}$ (**Figur 43**). Gausa var noe mer påvirket mht. nitrogen-forbindelser, med en middelerdi på 818 $\mu\text{g N/l}$ i 2015, dvs. ca. 3 ganger middelerdien for Lågen. Lena er den av de undersøkte tilløpselvene som har hatt de høyeste konsentrasjonene av nitrogen-forbindelser. For 2015 er den beregnede middelerdien på 2638 $\mu\text{g N/l}$. Dette er meget høyt og det har sannsynligvis først og fremst sin årsak i avrenning fra dyrka mark og stor jordbruksaktivitet i nedbørfeltet. Hunnselva, Svartelva og Flagstadelva ligger i et mellomsjikt mellom Gausa og Lena mht. konsentrasjoner av tot-N, men også de med relativt høye middelerdier innenfor intervallet 1300-1500 $\mu\text{g N/l}$ i 2015.

Utløpselva Vorma hadde små variasjoner i konsentrasjonen av tot-N gjennom året og en middelerdi på 527 $\mu\text{g N/l}$ (**Figur 43**). Dette er nesten det dobbelte av middelerdien for Lågen, men betydelig lavere enn for de øvrige tilløpselvene som vi har målinger fra. Middelerdien for Vorma er for øvrig på nivå med middelerdiene for innsjøstasjonene Skreia (499 $\mu\text{g N/l}$) Furnesfjorden (535 $\mu\text{g N/l}$).



Figur 43. Konsentrasjoner av tot-N i tilløpselver til Mjøsa og i utløpet Vorma i 2015. Figuren viser middelerdier og variasjonsbredder.

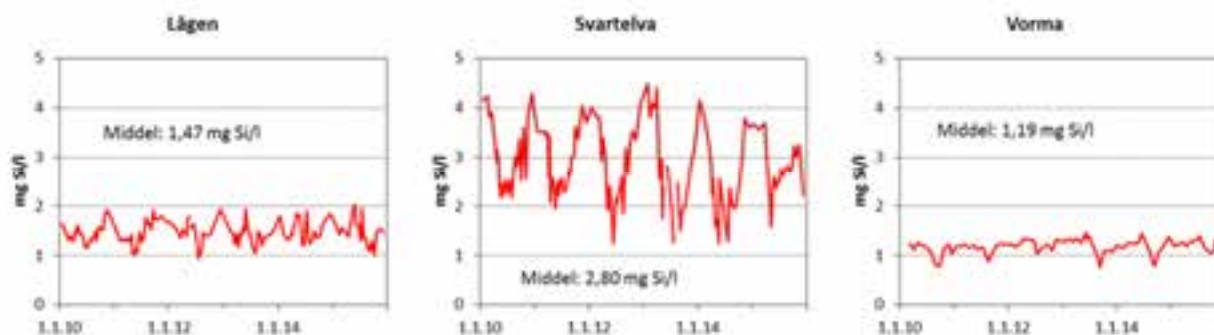
Figur 44 viser beregnede årlige tilførsler av tot-N til Mjøsa med de seks viktigste tilløpselvene for perioden 1986-2016. I siste 10-årsperiode (2006-2015) varierte de samlede tilførslene av tot-N fra disse seks elvene i intervallet 3000-4600 tonn/år (middel 3717 tonn/år). De største bidragene kom fra Lågen med 52 %, Lena med 13 % og Gausa med 11 % (middelverdier for perioden 2006-2015). De øvrige tre elvene representerte 4-10 % hver mht. årlige tilførsler av tot-N til Mjøsa.



Figur 44. Tidsutviklingen i samlet årstransport av tot-N med de seks viktigste tilløpselvene i perioden 1986-2015.

4.4 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 2010-2015 (**Figur 45**). Middelkonsentrasjonen for Svartelva for hele perioden var på 2,80 mg Si/l, dvs. ca. dobbelt så høyt som middelkonsentrasjonen for Lågen på 1,47 mg Si/l. Middelkonsentrasjonen for Vorma (1,19 mg Si/l) var derimot ca. 20 % lavere enn tilsvarende for Lågen. Vi har ikke data for de andre elvene, men ut fra disse resultatene er det sannsynlig at det skjer en ikke ubetydelig retensjon (tilbakeholdelse) av silisium i Mjøsa. En stor del av denne retensjonen er trolig knyttet til opptak og sedimentasjon av kiselalger.



Figur 45. Konsentrasjoner av silisium i Lågen, Svartelva og Vorma i perioden 2010-2015.

Det er mange faktorer som påvirker tilførselen (fluksen) av silisium fra det terrestriske landskapet til vassdrag. Faktorer som berggrunnstype, avrenning, topografi, arealbruk/arealdekke og gjødsling 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. kiselalger (se f.eks. Carey og Fulweiler 2013). DSi-konsentrasjonen øker så igjen utover sensommer og tidlig høst pga. regenerering av BSi og kjemisk forvitring som følge av økt temperatur. Den typiske

reduksjonen i DSi på våren kan trolig også til dels tilskrives fortykning i forbindelse med vårflommen, men også opptak av DSi av 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 seks årene vi har målinger fra (**Figur 45**). 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 fortykning i forbindelse med vårflommen kan trolig være medvirkende årsaker til den nevnte dropen på våren/forsommeren.

4.5 Hygienisk-bakteriologiske forhold i elver

Resultatene fra målingene av innholdet av fekale indikatorbakterier eller tarmbakterier (her *E. coli*) i seks av tilløpselvene til Mjøsa i 2014 og 2015 er oppsummert i Tabell 6. Variasjonen i bakterieinnholdet gjennom året er vist i figurer og nærmere omtalt i kpt. 4.2.

Når det gjelder tarmbakterier, er det anbefalt å benytte 90-persentiler ved klassifisering av miljøtilstanden, dvs. at en betoner de høyere verdiene (Andersen mfl. 1997). I 2015 varierte 90-persentilene fra 12 bakt. pr. 100 ml i Lågen til 2000 bakt. pr. 100 ml i Hunnselva. De viktigste kildene til slik bakterieforurensning er utslipp, lekkasjer og overløp fra kommunale avløpsanlegg, avløp fra private anlegg i spredt bebyggelse, og avvenning av husdyrgjødsel fra jorder og evt. utette gjødselkjellere. Avføring fra ville dyr kan trolig også bidra til høye bakterietall i enkelte tilfeller. De forholdsvise lave bakterietallene for Lågen har i vesentlig grad sammenheng med elvas store fortykningsevne.

Basert på 90-persentilene for 2015 kan den hygieniske vannkvaliteten karakteriseres som god i Lågen, dårlig i Gausa og Flagstadelva og svært dårlig i Svartelva, Lena og Hunnselva (**Tabell 6**). Sammenlignet med verdiene for 2014 kan det se ut til å ha skjedd bedringer vannkvaliteten i Lågen, Flagstadelva og muligens Lena, mens vannkvaliteten har blitt dårligere i Gausa, Svartelva og Hunnselva. Lena havnet i 2015 i svært dårlig tilstand, men på grensa til dårlig tilstand. Flagstadelva havnet i dårlig tilstand, men nær grensa mot svært dårlig tilstand.

Tabell 6. Konsentrasjoner av fekale indikatorbakterier (*E. coli*) i elver i 2014 og 2015. Tilstandsklasser i henhold til SFT-veiledning 97:04 (Andersen mfl. 1997).

	Median bakt./100 ml	90-persentil bakt./100 ml	Tilstandsklasse
Lågen -14	1	52	III Mindre god
Lågen -15	2	12	II God
Gausa-14	28	187	III Mindre god
Gausa -15	17	387	IV Dårlig
Svartelva -14	157	980	IV Dårlig
Svartelva -15	206	1300	V Svært dårlig
Lena -14	260	1300	V Svært dårlig
Lena -15	240	1000	V Svært dårlig
Flagstadelva -14	384	1930	V Svært dårlig
Flagstadelva -15	128	980	IV Dårlig
Hunnselva -14	1300	2400	V Svært dårlig
Hunnselva -15	2000	3700	V Svært dårlig

4.6 Fosforbudsjett for Mjøsa

Fra og med 2010 har det blitt gjennomført målinger av konsentrasjoner av næringsstoffer både i de seks viktigste tilløpselvene og i utløpet av Mjøsa, Vorma. 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 rensesanleggene og fra industri utenom de nevnte elvene, og et estimat over tilførsler med elver hvor transportmålinger ikke gjøres. Dette siste er anslått til å utgjøre 7 % av de totale tilførslene med de seks viktigste elvene, i tråd med tidligere beregninger (jf. Kjellberg 2006). Mengden fosfor som deponeres direkte på innsjøoverflata er estimert ut fra litteratordata. Resultatene av beregningene for 2015 er gitt i **Tabell 7**.

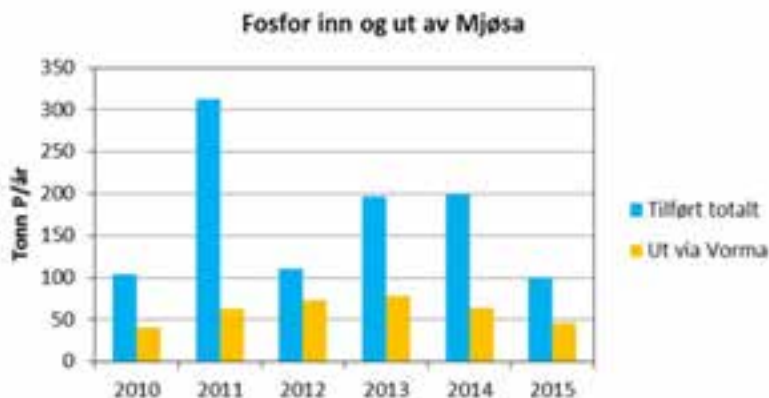
Tabell 7. Beregnet fosforbalanse for Mjøsa i 2015.

	Tot-P, tonn	%
Gudbrandsdalslågen (målt)	54,6	54,3
Sum 5 andre elver* (målt)	28,8	28,6
Andre elver (estimat 7 %)	5,8	5,8
Elver totalt	89,3	88,6
Kommunale rensanlegg	4,06	4,0
Industri	0,01	0,01
Direkte på innsjøoverflaten	7,4	7,3
Totale tilførsler	100,7	100,0
Transport ut, Vorma (målt)	46,4	46,1
Tilbakeholdelse i Mjøsa	54,3	53,9

* Gjelder Lena, Hunnselva, Gausa, Flagstadelva og Svartelva

Den totale tilførselen av fosfor til Mjøsa er beregnet til 101 tonn i 2015. Elvetilførslene stod for 89 % av tilførslene i 2015. Dette omfatter først og fremst tilførsler fra jordbruk, kommunale rensanlegg og avløpsanlegg med utslipp til elver, private anlegg i spredt bosetting og evt. industri med utslipp til elver. I tillegg kommer fosfor med naturlig avrenning fra skog og utmark for øvrig. Kommunale rensanlegg med utslipp direkte til Mjøsa bidro med 4,1 tonn eller 4,0 % (inklusive overløp), mens industri med utslipp direkte til Mjøsa bidro med 0,01 tonn (0,01 %) av de totale tilførslene av fosfor til Mjøsa i 2015.

Mengden fosfor som ble transportert ut av Mjøsa med Vorma er beregnet til 46 tonn i 2015. Dette gir en retensjon (tilbakeholdelse) i Mjøsa på 54 tonn, dvs. 54 % av tilført mengde fosfor. Fosfor-tilførslene var betydelig større i «flomårene» 2011, 2013 og 2014 enn i årene 2010, 2012 og 2015 (**Figur 46**). Beregnet retensjon av fosfor i Mjøsa har de fleste årene variert fra 50 til 70 % av de totale tilførslene.



Figur 46. Beregnet mengde fosfor transportert inn og ut av Mjøsa årlig i perioden 2010-2015.

4.7 Begroing i Lena og Flagstadelva

Innledning

Begroingsalger er svært sensitive overfor eutrofiering og forsurening. Av den grunn blir de ofte brukt i overvåkingsprosjekter i forbindelse med tilstandsklassifisering. De er bentiske primærprodusenter, som vil si at de driver fotosyntese fastsittende på elvebunnen. Siden bentiske alger (begroingsalger) er stasjonære, kan de ikke forflytte seg for å unnslipe periodiske forurensinger. Begroingsalger reagerer derfor også på kortsiktige forurensingsepisoder som er lett å overse med kjemiske målinger. NIVA har utviklet en sensitiv og effektiv metode for å overvåke eutrofiering og forsurening ved hjelp av begroingsalger. Indeksene PIT (periphyton index of trophic status; Schneider & Lindstrøm, 2011) og AIP (acidification index periphyton; Schneider & Lindstrøm, 2009) brukes for å indikere grad av henholdsvis eutrofi og forsurening.

Heterotrof begroing inkluderer sopp og bakterier (f.eks. *Sphaerotilus natans*/lammehaler og *Leptomitius lactens*), som bruker lett nedbrytbart organisk materiale som energikilde. Heterotrof begroing vokser på elvebunnen eller som epifytter på alger og makrofytter. Ved gunstige nærings situasjoner, som ved utslipp av organisk materiale fra industri, avrenning fra gjødselkjellere eller ved kloakklekkasjer, kan de vokse raskt og oppnå høy dekningsgrad på kort tid. Bakterier og sopp er altså svært sensitive overfor organisk belastning. I Norge er det utviklet en heterotrof begroingsindeks (HBI) som brukes for å indikere grad av organisk belastning (Direktoratsgruppa, 2013).

Materiale og metoder for undersøkelsene av begroingsorganismer er beskrevet i Vedlegg, kpt. 6.1.

Begroingsalger – Eutrofiering

Eutrofieringsindeksen PIT resulterte i moderat tilstand for både Lena og Flagstadelva (**Tabell 8**). I begge elvene lå prøvelokalitetene nedstrøms områder karakterisert av landbruk samt tettsteder og en hel del spredt bebyggelse. Tilførsler av næringsstoffer fra menneskelige aktiviteter i nedbørfeltet er sannsynligvis årsakene til at lokalitetene var noe belastet. Videre lå elvene tett opp mot god tilstand med nEQR=0,58 (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.

Artssammensetningen i begge elvene var karakterisert av et blandingsamfunn med arter som trives i både næringsrikt og næringsfattig vann. I begge elvene ble det blant annet registrert store forekomster av rødalgene *Audouinella hermannii* og *Audouinella pygmaea*, som begge trives i eutrofe vannforekomster, mens det samtidig ble registrert oligotrofe arter som rødalgen *Lemanea fluviatilis* og grønnalgen *Ulothrix zonata* (Vedlegg, **Tabell 31**).

Begroingsalger – Forsuring

AIP-indeksen er ikke interkalibrert med andre nordiske land, og klassegrensene er derfor ikke bindende. Indeksen gir likevel et bilde på evt. forsurening i elver og vassdrag.

Både Lena og Flagstadelva ble klassifisert til svært god økologisk tilstand med hensyn på forsurening (**Tabell 8**). Begge oppnådde dermed miljømålet gitt i vannforskriften i forhold til denne påvirkningstypen.

Heterotrof begroing – organisk belastning

HBI-indeksen er ikke interkalibrert med andre nordiske land, og klassegrensene er derfor ikke bindende for vannforvaltningen. Indeksen gir likevel et bilde på den organiske belastningen i elver og vassdrag.

Basert på HBI-indeksen oppnådde begge de undersøkte elvene miljømålet gitt i vannforskriften mht. organisk belastning. I Lena ble det ikke registrert noe heterotrof begroing, og lokaliteten havnet dermed i svært god økologisk tilstand (**Tabell 8**). I Flagstadelva ble det registrert mikroskopiske funn av bakterien *Sphaerotilus natans*, noe som tyder på en viss påvirkning fra lett nedbrytbart organisk materiale. Resultatet indikerte god økologisk tilstand mht. denne påvirkningstypen.

Oppsummering begroingsalger og heterotrof begroing

Ved bruk av både heterotrof begroing og begroingsalger som biologiske kvalitetslementer for å tilstandsklassifisere ulike lokaliteter, fungerer en sammenslåing av tilstandsklassene etter prinsippet: «det verste styrer». Dette gir et mer korrekt totalt resultat i og med at påvirkningstyper som både næringsbelastning, forsuring og organisk belastning blir tatt med i vurderingen. I forhold til organisk belastning og forsuring havnet begge lokalitetene i god eller svært god tilstand, men den totale tilstandsklassen blir trukket ned til moderat tilstand ettersom lokalitetene ble klassifisert til moderat tilstand i forhold til eutrofi (Tabell 8). For begge lokalitetene var det altså PTT, som gir indikasjon på overgjødning, som var avgjørende for den samlede tilstandsklassifiseringen.

Tabell 8. Oversikt over PTT, AIP og HBI med tilhørende verdier av EQR, nEQR og økologisk tilstand, samt samlet økologisk tilstand med utgangspunkt i prinsippet «det verste styrer», i Lena og Flagstadelva, 2015.

		Flagstadelva	Lena
Ca-klasse		3	3
PTT	Antall indikatorarter	11	10
	PTT	17,48	17,35
	EQR	0,80	0,80
	nEQR	0,58	0,58
	Økologisk tilstand	Moderat	Moderat
AIP	Antall indikatorarter	6	7
	AIP	7,07	7,21
	EQR	0,99	1,00
	nEQR	0,84	1,00
	Økologisk tilstand	Svært god	Svært god
HBI	HBI	0,1	0
	EQR	1,00	1
	nEQR	0,78	1
	Økologisk tilstand	God	Svært god
Samlet økologisk tilstand		Moderat	Moderat

4.8 Bunndyr i Lena og Flagstadelva

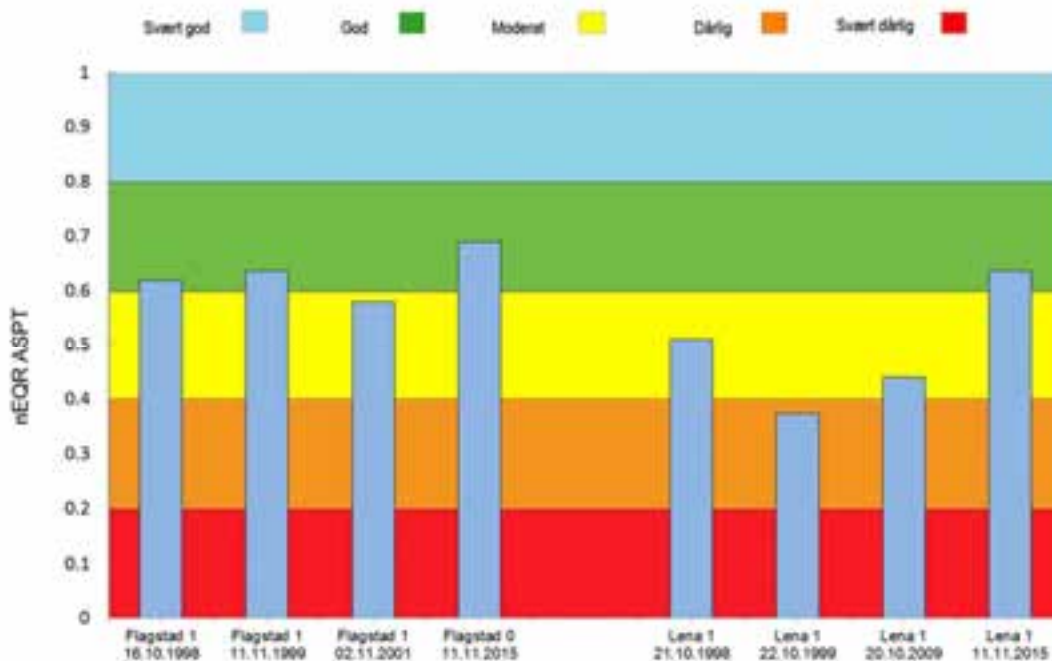
Innledning

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 krepssdyr 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 forurening. Bunndyr inngår i dag som ett av de sentrale kvalitetslementene for klassifisering av økologisk tilstand i elver (Veileder 02:2013).

Materiale og metoder for undersøkelsene av bunndyr er beskrevet i Vedlegg, kpt. 6.1.

Resultater

I følge kriteriene for eutrofi/organisk belastning basert på indeksen ASPT og tilhørende EQR-verdier (ASPT-verdi registrert/ASPT-verdi referanse), ble den økologiske tilstanden i vurdert til god både i Flagstadelva (stasjon Flagstad 0) og Lenaelva (Stasjon Lena 1) i 2015 (**Figur 47**). I figuren vises også data fra tidligere undersøkelser. Beregnede indeksverdier for ASPT er gitt i **Tabell 9**, og taksaliste for 2015 er gitt i Vedlegg (**Tabell 32**).



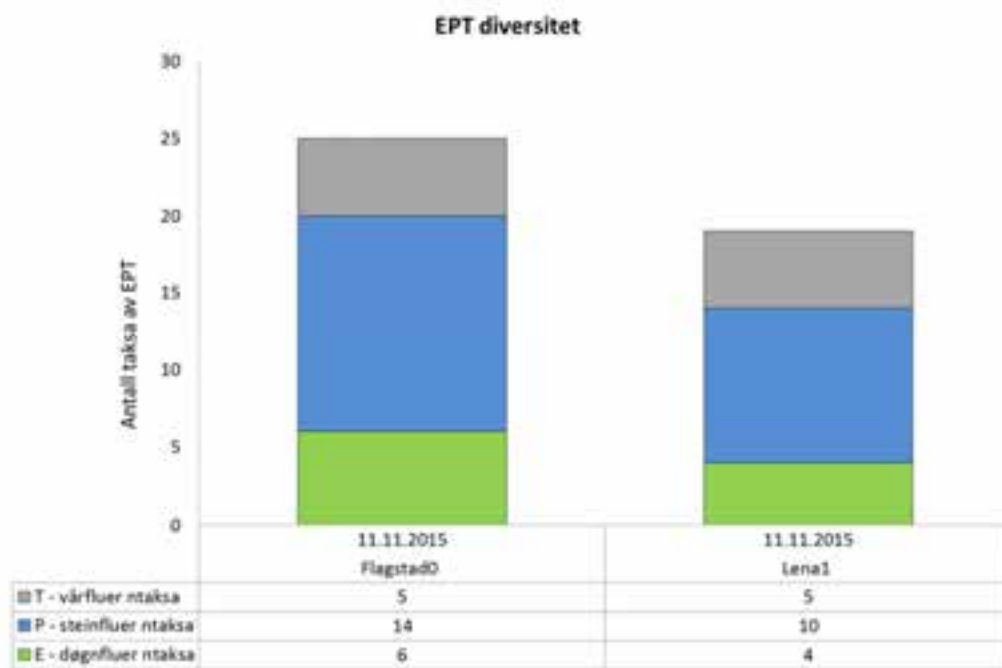
Figur 47. Vurdering av bunndyrsamfunnet mht. organisk belastning (ASPT) fra utvalgte prøvetakingsstasjoner i nedre deler av Flagstadelva (Stasjon Flagstad 1 og Flagstad 0) og Lenaelva (Stasjon Lena 1). Stasjon Flagstad 1 er plassert om lag 1 km oppstrøms Flagstad 0, som ble undersøkt i 2015. Verdier er gitt som normaliserte EQR-verdier (nEQR).

Tabell 9. Indeksverdier for ASPT (nEQR-verdier). Data er fra utvalgte prøvetakingsstasjoner i Flagstadelva og Lenaelva i perioden 1998-2015.

Dato	Elvenavn	Stasjonskode	nEQR ASPT
16.10.1998	Flagstadelva	Flagstad 1	0,62
11.11.1999	Flagstadelva	Flagstad 1	0,64
02.11.2001	Flagstadelva	Flagstad 1	0,58
11.11.2015	Flagstadelva	Flagstad 0	0,69
21.10.1998	Lenaelva	Lena 1	0,51
22.10.1999	Lenaelva	Lena 1	0,37
20.10.2009	Lenaelva	Lena 1	0,44
11.11.2015	Lenaelva	Lena 1	0,64

Det biologiske mangfoldet innen bunndyrsamfunnet uttrykkes ofte ved EPT-verdien, dvs. summen av antall taksa innen gruppene døgnfluer (**E**phemeroptera), steinfluer (**P**lecoptera) og vårfluer (**T**richoptera).

Det ble registrert 25 taksa av EPT i Flagstadelva, fordelt på 6 Ephemeroptera, 14 Plecoptera og 5 Trichoptera (**Figur 48**). I Lenaelva var EPT-verdien 19, fordelt på 4 Ephemeroptera, 10 Plecoptera og 5 Trichoptera (**Figur 48**). Basert på referanseprøver brukt for interkalibrering av ASPT-indeksen i Norge, forventer man rundt 20 EPT i upåvirkede elver på Østlandet. Dette målet varierer likevel en hel del. Selv om EPT-verdien lå rundt forventet verdi i antall taksa, var tetthetene av flere taksa lave og i flere tilfeller bare registrert med ett individ på begge lokalitetene.



Figur 48. Samlet antall taksa av døgnfluer, steinfluer, vårfluer (EPT) fra utvalgte prøvetakingsstasjoner i nedre deler av Flagstadelva (Flagstad 0) og Lenaelva (Stasjon Lena 1).

Konklusjon

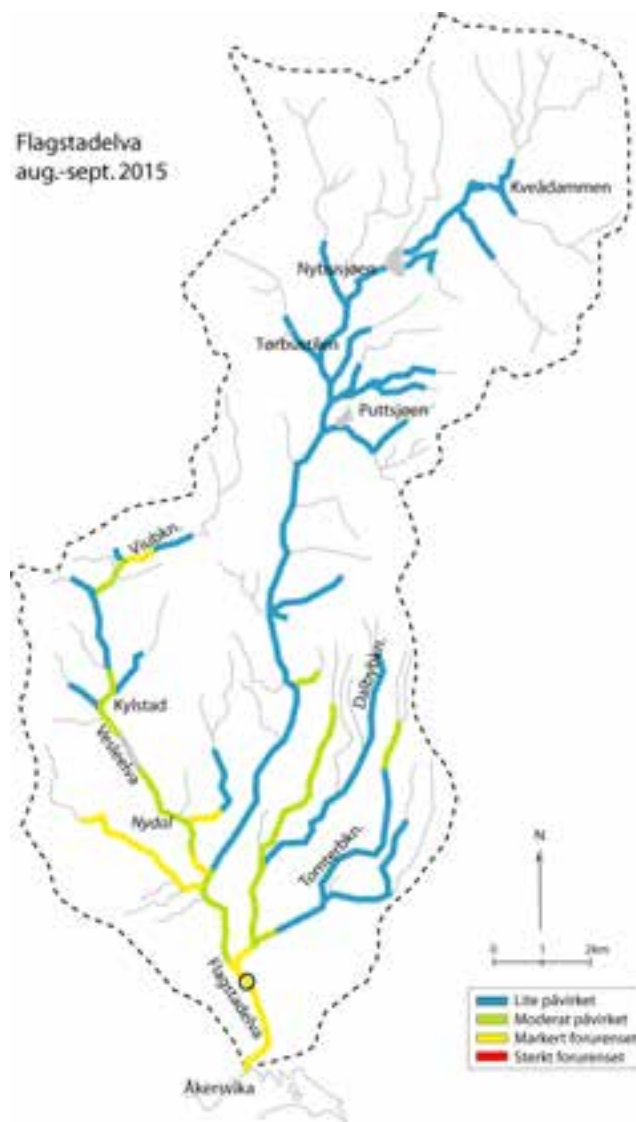
Tidsserien viser at økologisk tilstand, på grunnlag av ASPT-indeksen, har variert mellom god og moderat i nedre deler av Flagstadelva, og mellom dårlig, moderat og god i nedre deler av Lenaelva. Det har blitt registrert nokså store variasjoner i tilstand mellom år. Selv om resultatene fra begge lokalitetene viste god økologisk tilstand i 2015, indikerer rådataene bak beregningene at samfunnene var noe påvirket. Flere av rentvannsindikatorerne ble funnet i lave antall i forhold til et forventet referansesamfunn. Dette kan skyldes at disse indikatorerne etableres i kortere perioder ett år for så å være borte det neste. Den interkalibrerte god/moderat-grensen for ASPT representerer et knekkpunkt i dose-responsforholdet mellom organisk belastning og bunnfauna, der små variasjoner i tilførsler vil gi store utslag i tilstand. Tidsserien indikerer derfor samlet sett at vannforekomstene står i fare for ikke å oppnå god økologisk tilstand innen 2021.

4.9 Feltbefaringer langs Flagstadelva og Lena

Flagstadelva

Befaringer med vurderinger av miljøtilstanden i de viktigste delene av Flagstadelva med sidegrener ble gjennomført 24. august, ved lav vannføring, og 31. august og 1. september, ved middels vannføring. Resultatene fra befaringene med vurderinger av miljøtilstanden er vist ved fargekoder i kart (**Figur 49**).

De øvre delene av vassdraget så ut til å være lite påvirket av næringsstoffer og organisk stoff. På mange av lokalitetene i disse områdene ble imidlertid den vanlige bunndyrslekten *Baetis* ikke påvist, noe som kan tyde på påvirkning fra surt vann. I de lavereliggende områdene var påvirkningen fra befolkning og jordbruk påtagelig med mer algebegroing, jordtilslamming og/eller grumsete vann. I nedre del av bekken som går gjennom Nydal (Krokstadbekken), ble det observert heterotrof begroing (sopp/bakterier) og vond lukt. Dette kan ha hatt sammenheng med overløp/lekkasjer fra avløpsanlegget i området og arbeider på avløpsanlegget i denne perioden, slik at urensset avløpsvann har blitt tilført bekken (Elin Sveinhaus, Ringsaker kommune, pers. oppl.). Bekken ble vurdert til å være markert forurenset på denne strekningen.



Figur 49. Forurensningsgraden mht. eutrofiering/organisk belastning i Flagstadelva med sidevassdrag, vurdert på grunnlag av feltbefaringer med biologiske observasjoner i august-september 2015. I nedre del (ved Vien) er vurderingen basert på prøver og analyser av begroing og bunndyr.

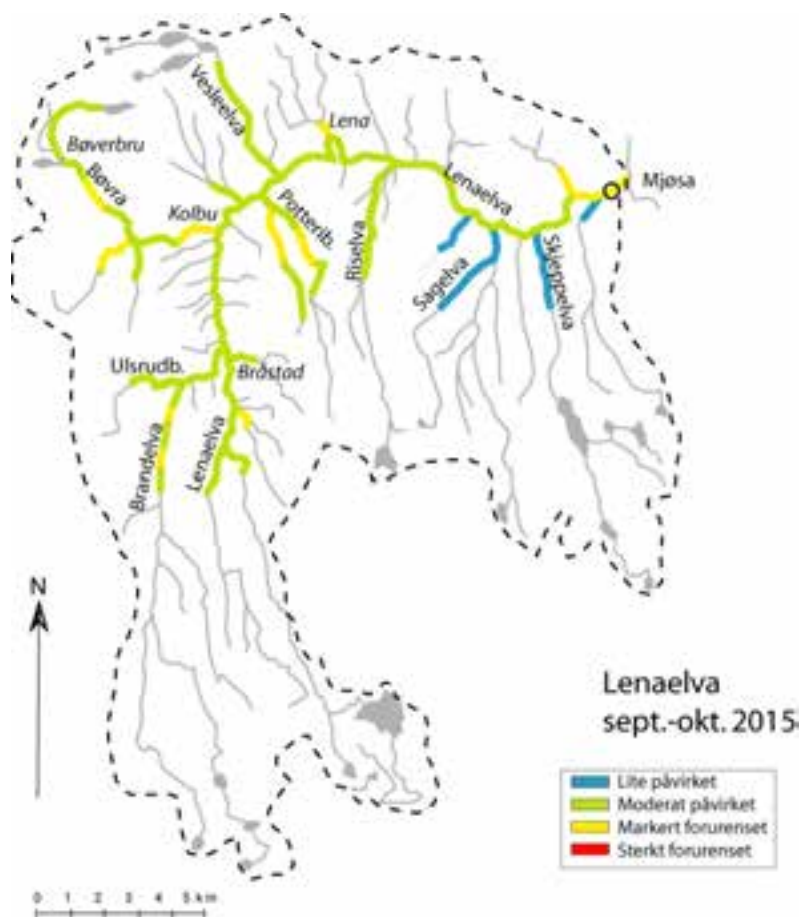
En strekning av Viubekken (sidebekk i øvre del av Vesleelva) var preget av jern- og manganutfellinger. Her så det ut til å være svært lite bunndyr. Jern- og manganutfellinger i disse områdene med mye myr i nedbørfeltet er trolig i stor grad naturlig betinget. I nedre del av en av sidebekkene til Vesleelva (ved Gålåsbana) ble det observert grumsete vann og stor partikkeltransport, trolig pga. erosjon i og omkring elveleiet som følge av utgående griser i området. En sidebekk til Flagstadelva fra Gålåsfyllinga var

markert påvirket av jernutfellinger. Påvirkningen fra denne sidebekken på selve Flagstadelva så ut til å avta markant over en strekning på ca. 20 m.

Miljøtilstanden i nedre del av hovedvassdraget, ved Vien, er vurdert ut fra undersøkelser av begroingsorganismer og bunndyrsamfunnet samt data over konsentrasjoner av næringsstoffer. Dette er oppsummert i kpt. 4.10.

Lena-vassdraget

Vurderingene av miljøtilstanden i Lena er basert på befaringer langs de viktigste delene av vassdraget den 12. september og den 1. oktober 2015, samt analyser av begroingssamfunnet og bunndyrsamfunnet i nedre del ved Skreia travbane. Vannføringen ble betegnet som middels da befaringene ble gjennomført. Resultatene fra befaringene er vist på kart med fargekoder for ulike grader av påvirkning (**Figur 50**). Resultatene fra undersøkelsene av begroing og bunndyr er beskrevet i kpt. 4.7-4.8 og oppsummert i kpt. 4.10. Det er en samlet vurdering av de nevnte biologiske undersøkelsene som ligger til grunn for vurderingen av forurensningsgraden ved prøvestasjonen i nedre del av hovedvassdraget (Skreia travbane).



Figur 50. Forurensningsgraden mht. eutrofiering/organisk belastning i Lena med sidevassdrag, vurdert på grunnlag av feltbefaringer med biologiske observasjoner i september-oktober 2015. I nedre del (ved Skreia travbane) er vurderingen basert på prøver og analyser av begroing og bunndyr.

Størstedelen av hovedvassdraget og de viktigste sidevassdragene ble vurdert som moderat påvirket av næringsstoffer og organisk stoff fra befolkning, jordbruk og annen næringsvirksomhet. Det var jevnt over liten dekning av «grønske» og evt. heterotrof begroing (sopp og bakterier), trolig pga. forutgående

utspyling i forbindelse med flommer i begynnelsen og midten av september. Enkelte strekninger ble vurdert som markert påvirket, med turbid vann og/eller utpreget tilslamming med jordpartikler, mest trolig som følge av avrenning fra dyrka mark.

Kortere strekninger av Brandelva var markert påvirket av tilført lettnedbrytbart organisk stoff fra grønnsakindustrien i området, med synlig heterotrof begroing (sopp/bakterier). Ut fra observasjonene var forurensningen av vassdraget på disse strekningene mindre påfallende i 2015 enn ved den tilsvarende undersøkelsen i 2009 (Løvik mfl. 2010). Den observerte forbedringen kan imidlertid ha vært «kunstig» i den forstand at den var forårsaket av utspylinger i forbindelse med de nevnte flommene i september 2015.

Flere av sidebekkene fra sør ble vurdert som lite påvirket av overgjødning og/eller organisk belastning. i 2015.

4.10 Økologisk tilstand elver – oppsummering

Vi har foretatt en samlet vurdering av økologisk tilstand mht. eutrofiering, forsurening og organisk belastning i nedre del av Flagstadelva og nedre del av Lena i 2015. Vurderingen er basert på indeksverdier for PIT, AIP og HBI (begrøing), ASPT (bunndyr) samt medianverdier for tot-P og tot-N i 2015 (**Tabell 10**).

En samlet klassifisering basert på begroing og bunndyr tilsier moderat tilstand i både Flagstadelva og Lena i 2015. Når minst ett av de biologiske kvalitetselementene gir moderat eller dårligere tilstand, trenger vi ikke å ta hensyn til de fysiske-kjemiske støtteparametere i klassifiseringen (Veileder 02:2013). Det vil si at både Flagstadelva og Lena havnet i tilstandsklasse moderat, og de oppnådde dermed ikke miljømålet i vannforskriften om god økologisk tilstand. Det var PIT-indeksen for eutrofiering basert på begroing som slo mest negativt ut mht. de biologiske kvalitetselementene. For øvrig kan vi merke oss at verdiene for både tot-N og tarmbakterier (se kpt. 4.5) indikerte dårlig tilstand i Flagstadelva og svært dårlig tilstand i Lena. Forsuringsindeksen AIP for begroing indikerte svært god tilstand i begge elvene. Dette er som forventet ettersom de nedre delene av begge elvene har relativt høye kalsium-verdier og må anses som godt bufret mot forsurening.

Tabell 10. Samlet vurdering av økologisk tilstand i Flagstadelva og Lena 2015, basert på indekser for begroing og bunndyr samt tot-P og tot-N. Normaliserte EQR-verdier er gitt. Klassifiseringen mht. tot-P og tot-N er basert på medianverdier for 2015 (se tabeller i Vedlegg).

	Begrøing			Bunndyr	Tot-P	Tot-N	Samlet
	PIT	AIP	HBI	ASPT			
Flagstadelva	0,58	0,84	0,78	0,69	0,85	0,36	Moderat
Lena	0,58	1,00	1,00	0,64	0,77	0,10	Moderat

Når en vurderer økologisk tilstand på grunnlag av kvalitetselementene bunnfauna (ASPT-indeks) og påvekstalg (PIT-indeks), og disse indikerer ulik miljøtilstand, er det viktig å være klar over hvilke påvirkningstyper indeksene faktisk måler. ASPT og PIT ansees å være sensitive for henholdsvis organisk belastning og eutrofiering. I tillegg benyttes HBI-indeksen for organisk belastning basert på heterotrof begroing.

Dette er to påvirkningstyper som kan sammenfalle mht. graden av påvirkning, men det er ikke alltid slik. ASPT responderer primært på nedbrytningen av organisk stoff (Paisley mfl. 2014), som kan være en indirekte effekt av eutrofiering eller utslipp av urensset avløpsvann. Grunnen til dette er at bunnfauna tåler dårlig episodiske utslipp med høyt innhold av organisk stoff. Slike episoder medfører gjerne oksygenvinn, og deler av bunndyrfaunaen kan dermed slås ut for sesongen. PIT, på den annen side, responderer på økte fosforkonsentrasjoner over tid (Schneider og Lindstrøm 2011). PIT er dermed ikke like følsom overfor

forbigående pulser av organisk stoff som bunnfauna. Når de to kvalitetselementene viser ulikt resultat – noe de ofte gjør – skyldes altså ikke dette at det ene resultatet er mer riktig enn det andre, men at de forskjellige organismegruppene responderer ulikt på forskjellige påvirkningstyper. PIT og ASPT gir dermed utfyllende informasjon som kan brukes aktivt i forvaltningen.

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. og T. Bækken, 1995. Use of macroinvertebrates to classify water quality. Report No. 2 A. Acidification. NIVA Report:47.

Aanes, K. J. og T. Bækken, 1989. Bruk av vassdragets bunnfauna i vannkvalitetsklassifisering. Nr 1. Generell del. NIVA rapport:62.

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 doi:10.1016/0043-1354(83)90188-4.

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.

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 doi:10.1007/s10750-006-0082-7.

Bækken, T., Edvardsen, H., Eriksen, T.E., Hostyeva, V., Mjelde, M., Løvik, J.E., Rognerud, S. og Skjelbred, B. 2014. Kjemisk og biologisk tilstand i Åkersvika naturreservat i 2014. Undersøkelser i forbindelse med utvidelse av E6. NIVA-rapport 6732-2014. 108 s.

Carey, J.C og Fulweiler, R.W. 2013. Watershed land use alters riverine silica cycling. *Biogeochemistry* 113: 525-544. DOI 10.1007/s10533-012-9784-2.

Direktoratsgruppa for gjennomføringen av vanddirektivet 2009. Veileder 01:2009, Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver.

Direktoratsgruppa for gjennomføringen av vanddirektivet 2013. Veileder 02:2013. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. <http://www.vannportalen.no/>.

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., Moe, S.J., 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.
- 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 doi:10.1016/s0043-1354(97)00275-3.
- 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 1117-1979. 174 s.
- Huitfeldt-Kaas, H. 1946. The plankton in Mjøsa. *Nytt Magasin for Naturvidenskapene*. Bind 85: 160-221.
- 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. 2015. Glacialrelikta kräftdjur i Vänern og Vättern 2014. Vänerns vattenvårdsförbund rapport nr 86. www.vanern.se
- Kinsten, B. og Degerman, E. 2012. Skattning av glacialrelikta kräftdjurs tetthet. En jämførelse av tre metoder samt tetthet i Vänern och Vättern. Rapport nr 115 från Vätternvårdsförbundet, rapport nr 70 från Vänerns Vattenvårdsförbund. 24 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.
- Kjellberg, G., Hegge, O. og Løvik, J.E. 2001. Tiltaksorientert overvåking av Mjøsa med tilløpselver. Årsrapport for 2000. NIVA-rapport 4364-2001. 129 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. og Romstad, R. 2010. Tiltaksorientert overvåking av Mjøsa med tilløpselver. Årsrapport/datarapport for 2009. NIVA-rapport 5974-2010. 80 s.
- Løvik, J.E., Eriksen, T.E. og Kile, M.R. 2012. Tiltaksorientert overvåking av Mjøsa med tilløpselver. Årsrapport/datarapport for 2011. NIVA-rapport 6316-2012. 79 s.
- Løvik, J.E., Brettum, P., Bækken, T. og Kile, M.R. 2013. Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa. Årsrapport/datarapport for 2012. NIVA-rapport 6519-2013. 85 s.
- Løvik, J.E., Brettum, P., Bækken, T., Kile, M.R. og Skjelbred, B. 2014. Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa. Årsrapport/datarapport for 2013. NIVA-rapport 6666-2014. 84 s.
- Løvik, J.E., Bækken, T., Kile, M.R. og Skjelbred, B. 2015. Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa. Årsrapport for 2014. NIVA-rapport 6848-2015. 91 s.
- Nashoug, O. (red.) 1999. Vannkvaliteten i Mjøsa – før og nå. Mjøsovervåkingen gjennom 25 år. Styringsgruppa for overvåking av Mjøsa. 86 s.
- NS EN 15204, 2006. Water quality – Guidance for the routine analysis of phytoplankton abundance and composition using inverted microscopy (Utermöhl technique).
- 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.
- Olrik, K., Blomqvist, P., Brettum, P., Cronberg, G. and Eloranta, P. 1998. Methods for quantitative assessment of phytoplankton in freshwater part I: sampling, processing and application in freshwater environmental monitoring programs. Naturvårdsverket report 4860. Stockholm. 86 pp.
- 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 doi:10.1002/rra.2686.
- 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.

Rognerud, S., Garmo, Ø. og Løvik, J.E. 2015. Overvåking av biologi og finkorna partikler i Mjøsas sydlige deler i forbindelse med bygging av ny E6 og nytt dobbeltspor på Dovrebanen 2012-2014. NIVA-rapport 6780-2015. 32 s.

Schindler, D.W. 2012. The dilemma of controlling cultural eutrophication of lakes. *Proc. R. Soc. B.* doi:10.1098/rspb.2012.1032.

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.

Schneider, S. og 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. og 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. doi:10.1007/s10750-011-0614-7.

Skoglund, H., Normann, E.S. og Pulg, U. 2015. Kartlegging av mulige habitatflaskehalsar for ørret i Lenaelva med forslag til tiltak for å bedre fiskeproduksjonen. Notat. LFI Uni Research Miljø. 28 s.

Spikkeland, I., Kasbo, R., Kjellberg, G., Nilssen, J.P., Opsahl og Vaaler, J.P. 2012. Istidsinnvandrere («istidsrelikter») i ferskvann – nye observasjoner og oppdatering av utbredelsen i Norge. *Fauna* 65: 82-96.

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.

Van De Bund, W., 2009. Water Framework Directive intercalibration technical report. Part 1: Rivers. JRC Scientific and Technical Reports EUR 23838 EN/1 136 doi:10.2788/23384.

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

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

6. Vedlegg

6.1 Materiale og metoder

Fysisk-kjemiske og bakteriologiske prøver og analyser

Prøver for 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 i mars og i mai. Blandprøver fra sjiktet 0-10 m ble samlet inn i perioden mai-oktober og ble laget ved å blande like deler fra dypene 0,5 m, 2 m, 5 m, 8 m og 10 m. Innebygd termometer i Ruttner-henteren ble benyttet for måling av temperaturer på ulike dyp. Siktedypet ble målt ved bruk av standard hvit Secchi-skive og vannkikkert.

Tabell 11. Oversikt over kjemiske og mikrobiologiske analysemetoder/-betegnelser ved MjøsLab, LabNett og NIVA.

	Metodebetegnelse	Benevning
MjøsLab		
Total-fosfor (Tot-P)	NS ISO 6878	mg P/l
Total-nitrogen (Tot-N)	NS ISO 13395	mg N/l
LabNett		
Surhetsgrad (pH)	NS-EN ISO 10523	
Turbiditet	NS-EN ISO 7027	FNU
Fargetall (etter filtrering)	NS-EN ISO 7887-C	mg Pt/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, Autoanalyser	µg N/l
Nitrat + nitritt	NS 4745, Autoanalyser	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 4767:1983	µg/l

Planteplankton

Kvantitative prøver av planteplankton ble samlet inn ved de fire stasjonene i Mjøsa, som blandprøver fra 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 mørke glassflasker og konservert i felt med Lugols løsning (fytofiks). Planteplanktonprøvene ble analysert i henhold til metoder beskrevet av Olrik mfl. (1998), NS EN 15204-2006. Planteplanktonets sammensetning og mengde ble vurdert i forhold til tidligere observasjoner fra Mjøsa, og økologisk tilstand ble bestemt i henhold til gjeldende klassifiserings-veileder for vannforskriften (Veileder 02:2013, Direktorsgrupper 2013).

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 hæv med maskevidde på ca. 50-60 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. Krepsdyrene i hele eller en representativ del av prøven 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.

Mengder og artssammensetning er vurdert i forhold til tidligere undersøkelser av krepsdyrplankton i Mjøsa (Huitfeldt-Kaas 1946, Holtan mfl. 1979, Kjellberg og Sandlund 1983, Rognerud og Kjellberg 1990, Løvik og Kjellberg 2003, Kjellberg 2006) samt en nasjonal undersøkelse av krepsdyrplankton (Hessen mfl. 1995). Håvtrekkprøvene ble bl.a. benyttet for lengdemålinger av dominerende vannlopper. Middellengder av dominerende vannlopper (*Daphnia galeata* 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 ble samlet inn i form av vertikale håvtrekk fra sjiktet 0-120 m. Håven hadde diameter 1,0 m og maskevidde 250 µm. Prøvene ble plukket rene for mysis og eventuelt andre store istidskrepser, som regel i løpet av ett døgn etter prøveinnsamling. Antall av 0+, 1+ og 2+ og evt. eldre ble notert, og biomasser (for sjiktet 0-120 m) ble beregnet på grunnlag av individantall og spesifikke vekter for de ulike størrelsene og aldersklassene (jf. Kjellberg mfl. 1991).

Begroingsalger

Prøvetaking av bentiske alger ble gjennomført 21. august 2015. På hver stasjon ble en elvestrekning på ca. 10 meter undersøkt ved bruk av vannkikkert. Det ble tatt prøver av alle makroskopisk synlige bentiske alger, og de ble lagret i separate beholdere (dramsglass). Forekomst av alle makroskopisk synlige elementer ble estimert som 'prosent dekning'. For prøvetaking av kiselalger og andre mikroskopiske alger ble 10 steiner med diameter 10-20 cm innsamlet fra hver stasjon. Et areal på ca. 8 ganger 8 cm, på oversiden av hver stein, ble børstet med en tannbørste. Det avbørstede materialet ble så blandet med ca. 1 liter vann. Fra blandingen ble det tatt en delprøve som ble konserveret med formaldehyd. Innsamlede prøver ble senere undersøkt i mikroskop, og tettheten av de mikroskopiske algene som ble funnet sammen med de makroskopiske elementene ble estimert som hyppig, vanlig eller sjelden. Metodikken er i tråd med den europeiske normen for prøvetaking og analyse av begroingsalger (EN15708, 2009).

For hver stasjon ble eutrofieringsindeksen PIT (Periphyton Index of Trophic status) beregnet (Schneider & Lindstrøm, 2011). PIT er basert på indikatorverdier for 153 taksa av bentiske alger (ekskludert kiselalger). Utregnede indeksverdier strekker seg over en skala fra 1,87 til 68,91, hvor lave PIT verdier tilsvarer lave fosforverdier (oligotrofe forhold), mens høye PIT verdier indikerer høye fosforkonsentrasjoner (eutrofe forhold). For å kunne beregne en sikker indeksverdi, kreves minimum 2 indikatorarter pr stasjon.

I tillegg ble forsuringindeksen AIP (Acidification Index Periphyton; Schneider & Lindstrøm, 2009) beregnet for hver stasjon. AIP er basert på indikatorverdier for til sammen 108 arter av bentiske alger (kiselalger ekskludert) og blir brukt til å beregne den årlige gjennomsnittsverdien for pH på en gitt lokalitet. Indikatorverdiene strekker seg fra 5,13 – 7,50, hvor lave verdier indikerer sure betingelser, mens høye verdier indikerer nøytral til lett basiske betingelser. For å kunne beregne en sikker AIP indeks, må det være minst 3 indikatorarter til stede på hver stasjon.

I forbindelse med Vannforskriften er det fastsatt klassegrenser for både PIT- og AIP-indeksen. Klassegrensene avhenger av elvetype. For PIT-indeksen er Ca-konsentrasjonen avgjørende, mens både Ca- og TOC-konsentrasjonen er avgjørende for AIP-indeksen (Direktoratsgruppa, 2013). For lettere å sammenligne økologisk tilstand med andre kvalitetselementer, omregnes de absolutte indeksverdiene til normalisert EQR (Ecological Quality Ratio). Normalisert EQR ligger på en skala fra 0-1, og her er klassegrensene like uansett elvetype eller kvalitetselement.

PIT-indeksen har vært gjennom en interkalibreringsprosess, som vil si at klassegrensene er på samme nivå som i andre nord-europeiske land (England, Irland, Sverige og Finland). For bioindikasjon av forsuring ved hjelp av begroingsalger er det fortsatt ikke gjennomført en tilsvarende prosess, slik at klassegrensene for AIP-indeksen per i dag ikke er bindende.

Heterotrof begroing

Prøvetaking av heterotrof begroing ble gjennomført 21. august 2015. På hver lokalitet undersøktes en ca. 10 meter lang elvestrekning ved bruk av vannkikkert. Det ble tatt prøver av makroskopisk synlig heterotrof begroing, som ble lagret på dramsglass og konservert med formaldehyd (formalin). Dekningsgraden ble estimert som prosent dekning. Innsamlede prøver ble senere undersøkt i mikroskop, for å verifisere om det var heterotrof begroing, samt identifisere det innsamlede materialet til art. Hver stasjon ble klassifisert for organisk belastning ved bruk av HBI, som tar utgangspunkt i et årlig gjennomsnitt av dekningsgrad (prosent dekning) av heterotrof begroing (Direktoratsgruppa, 2013). Dette er et skjønsmessig system som baserer seg på at tilstanden blir dårligere ved økt dekning av sopp og heterotrofe bakterier. Ved registreringer av f.eks. 1-10 % dekningsgrad av heterotrof begroing vil lokaliteten havne i moderat økologisk tilstand, og høyere dekning vil gi dårligere tilstand. Systemet overstyrer klassifisering som blir gjort med utgangspunkt i PIT indeksen for begroingsalger i de tilfeller hvor HBI fører til dårligere tilstandsklasse enn PIT. For lettere å sammenligne økologisk tilstand med andre kvalitetselementer omregnes de absolutte indeksverdiene til normalisert EQR, der skalaen samt klassegrenser er like uansett kvalitetselement.

HBI-indeksen er ikke interkalibrert med andre nord-europeiske land. Av den grunn er klassegrensene per i dag ikke bindende.

Bunndyr

Prøver av bunndyrsamfunnene (bunndyrfauna) ble tatt fra utvalgte vannforekomster i Flagstadelva (Lat-long: 60.814522 - 11.102) og Lenaelva (Lat-long: 60.65713 - 10.954357) den 11.11.2015. Stasjonene ligger henholdsvis i Flagstadelva ved Vien og i Lena ved Skreia travbane.

Prøvene ble tatt ved å benytte en standardisert sparkemetode (NS 4718 og NS-ISO 7828). Innsamlingsmetoden er i henhold til retningslinjer gitt i klassifiseringsveiledere for Vannforskriften (Veileder01:2009 ; Veileder02:2013). Metoden består av flere enkeltprøver og er nå i sterkere grad bundet opp til et bestemt areal enn tidligere. Det gjør metoden stringent og lett etterprøvbart. Hver prøve tas over en strekning på én meter. Det anvendes 20 sekund pr. 1 m prøve. I alt tas det 3 slike pr. minutt. Dette gjentas 3 ganger og i alt representerer materialet 9 én meters prøver. Dette tilsvarer 3 x 1 minutt prøver, som var et vanlig tidsforbruk i mange bunndyrfaunaundersøkelser tidligere, og representerer bunndyrsamfunnet på omlag 2,25 m² av elvebunnen. Det ble benyttet elve/sparkehåv med 250 µm maskevidde under prøvetakingen. For å unngå tetting av håven og tilbakespyling, tømmes håven etter 3 enkeltprøver (1 minutt), eller oftere hvis substratet er svært finpartikulært. Alle delprøver fra hver lokalitet samles til en blandprøve og fikseres med etanol i felt. Materialet ble tatt med til NIVAs laboratorier og identifisert til lavest mulige taksonomiske nivå ved hjelp av stereolupe.

Økologisk tilstand på elvestasjoner vurderes etter foreløpige kriterier gitt i vannforskriften (Veileder02:2013). For eutrofiering/organisk belastning benyttes bunndyrindeksen Average Score Per Taxon (ASPT) (Armitage et al. 1983). ASPT-indeksen ble brukt som ”norsk vurderingssystem” ved interkalibreringen av bunndyrssystemer i EU. Her ble nasjonale indekssystemer testet mot multiindeksen 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 (Veileder02:2013).

Klassegrensene gjelder foreløpig for alle elvetyper unntatt isbre-påvirkede elver, hvor det ikke finnes noe vurderingssystem. Påvirkningsgraden måles ved å sammenligne målte indeksverdier mot verdier for et ideelt referansesamfunn, det vil si et som ikke er utsatt for menneskelig påvirkning. Dette forholdet kalles

for EQR (Ecological Quality Ratio). Ulike indekser opererer på ulike indeksskalaer. En normalisert EQR (nEQR) er en skalering av indeksverdien som gjør indekser for ulike kvalitetselementer direkte sammenlignbare. Beskrevet som nEQR ligger økologisk tilstand alltid på en skala mellom 0 og 1, hvor de ulike klassegrensene er gitt ved henholdsvis: 0 - 0,2; 0,21 - 0,4; 0,41 - 0,6; 0,61 - 0,8 og 0,81 - 1 (Svært dårlig, dårlig, moderat, god og svært god).

I tillegg er det gjort en vurdering av biologisk mangfold basert på en EPT verdi som reflekterer 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, forsurening og organisk belastning (Aanes 1980; Aanes og Bækken 1995; Aanes og Bækken 1989; Eriksen In prep.; Wright et al. 2013).

NIVA har tidligere gjort undersøkelser av bunnfauna i Lenaelva i 1998, 1999 og 2009 og i Flagstadelva i 1998, 1999, 2000 og 2001. Ved disse anledningene i Flagstadelva var prøvetakingsstasjonen (tidligere rapportert som stasjon Flagstad 1) lokalisert om lag 1 km oppstrøms den utvalgte stasjonen i 2015 (stasjon Flagstad 0). Stasjon Flagstad 0 er ikke tidligere undersøkt av NIVA. Denne stasjonen ble opprettet for å kunne fange opp potensielle påvirkningskilder nedstrøms Flagstad 1. I Lenaelva er det benyttet samme stasjon som tidligere år (Stasjon Lena 1). Resultater fra tidligere undersøkelser er tatt med i denne rapporten for å vise utvikling i økologisk tilstand over tid.

6.2 Primærdata Mjøsa

Tabell 12. Vanntemperaturer i Mjøsa i 2015, °C.

Skreia												
Dyp, m	18.03.15	21.05.15	03.06.15	15.06.15	01.07.15	15.07.15	04.08.15	25.08.15	08.09.15	22.09.15	06.10.15	30.10.15
0,5	3,2	4,8	5,4	10,3	16,3	14,9	15,0	17,5	13,8	13,0	11,6	9,2
2		4,8	5,4	9,9	15,7	14,8	15,0	17,4	13,8	13,0	11,6	9,1
5	3,2	4,7	5,3	9,4	12,2	14,0	14,4	17,2	13,8	13,0	11,6	9,1
8		4,7	5,3	9,1	9,8	13,4	13,6	15,9	13,8	13,0	11,6	9,1
10		4,7	5,3	6,9	9,7	12,6	12,8	15,8	13,8	13,0	11,6	9,1
12		4,6	5,3	6,1	9,2	12,0	12,2	14,1	13,8	13,0	11,6	9,1
16		4,5	5,2	5,8	6,6	11,2	11,2	11,5	13,8	12,4	11,6	9,1
20	3,3	4,4	5,2	5,4	6,2	8,2	9,3	10,9	13,5	11,9	10,1	9,1
30		4,2	5,2	5,0	6,0	6,7	7,0	7,6	9,4	8,7	7,5	9,0
50	3,4	4,1	5,2	4,6	5,3	5,0	5,4	5,7	6,2	6,0	5,7	6,6
100	3,5	4,0										
200	3,6	3,9										
300	3,6	3,8										
400	3,6	3,7										

Brøttum							
Dyp, m	04.03.15	21.05.15	03.06.15	01.07.15	14.01.00	08.09.15	06.10.15
0,5	0,5	5,5	6,8	15,3	14,4	13,9	10,6
2	0,6	5,4	6,8	14,5	14,3	13,6	10,6
5		5,3	6,7	12,8	14,1	13,4	10,5
8		5,3	6,5	12,3	13,5	13,1	10,5
10	1,7	5,2	6,5	11,9	12,9	12,8	10,5
12		5,2	6,1	11,9	12,7	12,5	10,4
16		4,9	5,3	11,6	12,1	10,5	9,9
20	3,2	4,8	4,9	9,9	11,3	10,0	9,3
30	3,8	4,7	4,8	5,8	8,7	7,5	7,5
50			4,6	5,2	5,4	5,8	5,8
60	3,8	4,4					

Kise							
Dyp, m	18.03.15	21.05.15	03.06.15	01.07.15	04.08.15	08.09.15	06.10.15
0,5		5,4	7,0	15,7	15,0	14,4	12,0
2	3,1	5,4	6,9	14,6	15,0	14,0	12,0
5		5,3	6,8	12,1	14,5	13,4	12,0
8		5,2	6,5	10,9	14,1	13,2	12,0
10		5,2	6,3	10,5	13,8	13,1	12,0
12		5,1	5,6	9,8	12,8	13,0	11,9
16		5,0	5,4	9,1	11,8	12,5	11,9
20	3,2	4,8	5,3	8,5	10,7	10,9	11,8
30		4,6	4,9	7,7	8,6	8,1	11,4
50	3,3	4,4	4,6	5,6	6,1	5,7	6,6
100	3,6	4,0					
200	3,7	3,9					

Furnesfjorden							
Dyp, m	18.03.15	21.05.15	03.06.15	01.07.15	04.08.15	08.09.15	06.10.15
0,5		6,8	7,0	16,1	15,5	13,8	12,0
2	3,0	6,5	6,9	15,6	15,5	13,6	12,0
5		5,6	6,8	13,3	15,1	13,2	12,0
8		5,5	6,7	12,0	13,8	12,4	11,9
10	3,0	5,3	6,6	10,5	12,6	12,2	11,9
12		5,2	6,5	9,0	12,2	12,1	11,9
16		5,1	6,4	7,6	11,5	11,7	11,8
20	3,1	5,0	6,4	7,2	9,5	10,5	11,8
30	3,1	5,0	6,2	5,8	6,4	9,9	8,6
50			6,1	5,4	5,3	8,0	5,0
60	3,2	4,5					

Tabell 13. Konsentrasjoner av næringsstoffer i dypserier fra Mjøsa, mars 2015.

		Dyp m	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	NO3 µg N/l
Brøttum	04.03.2015	2	2,9	287	177
Brøttum	04.03.2015	10	3,2	309	215
Brøttum	04.03.2015	20	3,2	378	279
Brøttum	04.03.2015	30	3,5	340	257
Brøttum	04.03.2015	60	3,7	423	342
Brøttum	04.03.2015	Middel	3,30	347	254
Kise	18.03.2015	2	3,2	522	443
Kise	18.03.2015	20	3,4	521	463
Kise	18.03.2015	50	4,1	481	443
Kise	18.03.2015	100	3,1	528	446
Kise	18.03.2015	200	3,2	521	429
Kise	18.03.2015	Middel	3,40	515	445
Furnesfj.	18.03.2015	2	4,4	528	450
Furnesfj.	18.03.2015	10	4,1	508	468
Furnesfj.	18.03.2015	20	4,2	525	456
Furnesfj.	18.03.2015	30	3,6	517	464
Furnesfj.	18.03.2015	60	3,6	510	461
Furnesfj.	18.03.2015	Middel	3,98	518	460
Skreia	18.03.2015	0,5	3,9	528	441
Skreia	18.03.2015	5	3,6	488	436
Skreia	18.03.2015	20	3,4	529	447
Skreia	18.03.2015	50	3,2	511	441
Skreia	18.03.2015	100	3,5	456	441
Skreia	18.03.2015	200	5,4	497	452
Skreia	18.03.2015	300	3,3	453	453
Skreia	18.03.2015	400	3,3	489	451
Skreia	18.03.2015	Middel	3,70	494	445

Tabell 14. Resultater av generelle vannkjemiske analyser, stasjon Skreia 21.5.2015.

	Dato	Dyp m	pH	Alkalitet mmol/l	Fargetall mg Pt/l	Konduktivitet m S/m	Turbiditet FNU	Silisium mg Si/l	TOC mg C/l
Skreia	21.05.15	0,5	7,3	0,236	11	4,74	0,12	1,36	2,2
Skreia	21.05.15	5	7,3	0,231	11	4,74	0,16	1,35	2,3
Skreia	21.05.15	20	7,3	0,231	10	4,75	0,12	1,35	2,1
Skreia	21.05.15	50	7,3	0,232	10	4,74	<0,10	1,34	2,2
Skreia	21.05.15	100	7,3	0,229	10	4,73	<0,10	1,33	2,1
Skreia	21.05.15	200	7,3	0,228	10	4,75	0,13	1,35	2,1
Skreia	21.05.15	300	7,3	0,229	10	4,75	0,10	1,35	2,1
Skreia	21.05.15	400	7,3	0,229	10	4,82	0,11	1,34	2,2
Skreia	21.05.15	Middel	7,3	0,231	10	4,75	0,12	1,35	2,2

Tabell 15. Konsentrasjoner av næringsstoffer fra dypserier innsamlet den 21.5.2015.

	Dato	Dyp m	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l	NO3 µg/l
Brøttum	21.05.15	2	4,2	457	358
Brøttum	21.05.15	10	4,2	461	350
Brøttum	21.05.15	20	3,5	426	341
Brøttum	21.05.15	30	3,9	434	342
Brøttum	21.05.15	60	3,1	432	367
Brøttum	20.05.14	Middel	3,8	442	352
Kise	21.05.15	2	3,9	538	448
Kise	21.05.15	20	6,3	521	457
Kise	21.05.15	50	4,1	520	465
Kise	21.05.15	100	3,3	525	463
Kise	21.05.15	200	3,0	533	479
Kise	21.05.15	Middel	4,1	527	462
Furnesfj.	21.05.15	2	5,6	577	446
Furnesfj.	21.05.15	10	4,3	541	445
Furnesfj.	21.05.15	20	4,7	569	447
Furnesfj.	21.05.15	30	4,0	564	454
Furnesfj.	21.05.15	60	3,1	558	461
Furnesfj.	21.05.15	Middel	4,3	562	451
Skreia	21.05.15	0,5	3,2	529	447
Skreia	21.05.15	5	3,3	530	445
Skreia	21.05.15	20	2,6	525	455
Skreia	21.05.15	50	2,6	517	448
Skreia	21.05.15	100	2,9	508	451
Skreia	21.05.15	200	3,3	559	456
Skreia	21.05.15	300	3,2	532	460
Skreia	21.05.15	400	3,4	544	469
Skreia	20.05.14	Middel	3,1	531	454

Tabell 16. Siktedyp og vannkjemidata fra blandprover fra sjiktet 0-10 m ved fire stasjoner i Mjøsa 2015.

Skreia	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
21.05.2015	11,2	4,2	540	459	7,3	0,247	11	4,77	1,33	2,2	0,15	0,49
03.06.2015	12,5	3,7	531	468	7,3	0,261	12	4,64	1,22	2,1	0,13	0,73
15.06.2015	8,0	5,3	604	476	7,5	0,257	13	5,13	1,21	2,6	0,44	1,9
01.07.2015	8,3	5,0	559	395	7,3	0,269	13	4,88	1,36	2,3	0,34	1,8
15.07.2015	8,5	6,3	488	349		0,254	12	4,22	1,41	2,2	0,26	2,1
04.08.2015	8,0	6,6	469	357	7,4	0,260	12	4,59	1,36	2,1	0,38	2,2
25.08.2015	7,3	7,2	418	282	7,5	0,255	11	4,35	1,05	2,3	0,37	3,5
08.09.2015	5,7	6,6	483	332	7,3	0,245	12	4,47	1,08	2,2	0,77	2,6
22.09.2015	6,8	6,1	461	349	7,4	0,235	13	4,43	1,02	2,3	0,53	3,1
06.10.2015	6,9	7,8	471	332	7,2	0,228	14	4,32	0,66	2,3	0,52	2,3
30.10.2015	10,0	5,3	468	372	7,1	0,228	13	4,26	1,23	2,2	0,42	1,1
Min	5,7	3,7	418	282	7,1	0,228	11	4,22	0,66	2,1	0,13	0,49
Maks	12,5	7,8	604	476	7,5	0,269	14	5,13	1,41	2,6	0,77	3,5
Midd. mai-okt	8,5	5,8	499	379	7,3	0,249	12,4	4,55	1,18	2,25	0,39	1,98
Midd. jun-okt	8,2	6,0	495	371	7,3	0,249	12,5	4,53	1,16	2,26	0,42	2,13
Standardavvik	2,0	1,3	53	63	0,1	0,014	0,9	0,28	0,22	0,14	0,18	0,9

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
21.05.2015	7,0	4,7	449	357	11	2,2	0,53
03.06.2015	6,2	5,0	431	345	14	2,6	0,59
01.07.2015	5,9	7,6	281	155	13	2,0	4,2
04.08.2015	5,4	8,9	226	91	10	1,5	2,0
08.09.2015	5,5	7,1	232	129	12	1,7	1,8
06.10.2015	6,5	7,2	529	361	17	2,5	1,2
Min	5,4	4,7	226	91	10	1,5	0,5
Maks	7,0	8,9	529	361	17	2,6	4,2
Midd. mai-okt	6,1	6,8	358	240	12,8	2,08	1,7
Midd. jun-okt	5,9	7,2	340	216	13,2	2,06	2,0
Standardavvik	0,6	1,6	128	127	2,5	0,44	1,4

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
21.05.2015	10,9	4,3	531	455	11	2,3	0,79
03.06.2015	8,2	5,1	551	477	12	2,3	2,1
01.07.2015	8,1	6,7	509	373	13	2,3	2,2
04.08.2015	7,8	5,7	426	302	12	2,1	2,2
08.09.2015	5,8	6,3	318	202	13	2,0	2,0
06.10.2015	7,4	6,3	288	172	12	1,9	2,0
Min	5,8	4,3	288	172	11	1,9	0,8
Maks	10,9	6,7	551	477	13	2,3	2,2
Midd. mai-okt	8,0	5,7	437	330	12,2	2,15	1,9
Midd. jun-okt	7,5	6,0	418	305	12,4	2,12	2,1
Standardavvik	1,7	0,9	113	127	0,8	0,18	0,5

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
21.05.2015	8,0	4,8	555	491	15	2,5	0,88
03.06.2015	8,2	5,8	594	486	15	2,6	1,8
01.07.2015	8,2	4,9	555	401	14	2,5	2,1
04.08.2015	7,6	7,6	463	343	13	2,2	2,1
08.09.2015	8,0	6,2	493	358	14	2,3	2,5
06.10.2015	6,7	7,9	551	334	14	2,3	2,7
Min	6,7	4,8	463	334	13	2,2	0,9
Maks	8,2	7,9	594	491	15	2,6	2,7
Midd. mai-okt	7,8	6,2	535	402	14,2	2,40	2,0
Midd. jun-okt	7,7	6,5	531	384	14,0	2,38	2,2
Standardavvik	0,6	1,3	48	71	0,8	0,15	0,6

Tabell 17. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra stasjon Brottum 0-10 m, $mm^3/m^3 = mg/m^3$ våtvekt.

Dato	21.05.2015	03.06.2015	01.07.2015	04.08.2015	08.09.2015	06.10.2015
Cyanophyceae (Blågrønnalger)						
Merismopedia tenuissima	0,1	.
Planktolyngbya contorta	0,1	0,1
Planktothrix prolifica	0,3	0,2
Romeria sp.	0,4
Woronichinia fusca	0,7
Sum - Blågrønnalger	0,4	0,0	0,0	0,0	0,4	0,9
Chlorophyceae (Grønnalger)						
Botryococcus braunii	0,9
Chlamydomonas sp. (l=10)	.	.	8,9	2,0	0,7	.
Chlamydomonas sp. (l=14)	2,9	1,2
Chlamydomonas sp. (l=4)	0,1	.
Chlamydomonas sp. (l=6)	.	.	2,0	.	.	0,2
Chlamydomonas sp. (l=8)	3,5	3,5	6,4	4,8	2,0	.
Chlamydomonas sp. (l=6)	.	.	.	0,4	.	.
Closterium littorale	0,7
Collodictyon triciliatum	.	.	2,7	.	.	.
Cosmarium depressum var. planctonicum	.	.	2,0	.	.	.
Elakatothrix genevensis	.	0,0	0,2	.	1,1	.
Gyromitus cordiformis	.	.	0,4	.	.	0,4
Koliella longiseta	.	0,2	0,2	0,6	.	.
Monoraphidium arcuatum	.	.	0,1	.	.	.
Monoraphidium dybowskii	.	.	.	1,4	.	.
Monoraphidium griffithii	0,0	0,1
Oocystis submarina	0,2	0,4	.	.	.	0,3
Paramastix conifera	.	0,7	1,7	.	.	.
Paulschulzia tenera	1,7
Planctosphaeria gelatinosa	.	.	.	0,4	.	.
Polytoma granuliferum	.	.	.	1,8	.	.
Scourfieldia complanata	0,3	.	.	.	0,2	0,2
Sphaerellopsis fluviatilis	.	0,1
Spondylosium planum	.	.	0,3	0,3	.	.
Staurastrum cingulum v. obesum	0,5
Staurastrum sp.	.	0,5
Staurodesmus triangularis	.	.	0,1	.	.	.
Ubest. kuleformet gr.alge (d=10)	0,8	.	.	2,1	0,7	.
Ubest. kuleformet gr.alge (d=5)	.	0,5	.	0,8	0,3	0,8
Ubest.fargel flagellat (15-20my)	0,4	0,2	.	.	.	0,2
Sum - Grønnalger	8,7	6,2	24,9	14,6	5,0	6,4
Chrysophyceae (Gullalger)						
Bicoeca ainikkae	0,1
Bitrichia chodatii	.	.	0,4	.	.	.
Chromulina sp.	0,9	1,9	19,3	9,6	1,6	2,1
Chrysidiastrum catenatum	.	.	5,6	.	.	.
Chrysococcus spp.	1,4	.	10,7	3,2	.	.
Chrysolykos planctonicus	.	0,1
Chrysolykos skujae	.	0,3	1,5	0,4	.	.

Dinobryon acuminatum	0,2	.
Dinobryon bavaricum	.	.	0,2	.	.	.
Dinobryon bavaricum v. vanhoeffenii	.	.	0,8	.	.	.
Dinobryon borgei	0,1	0,5	.	0,4	.	.
Dinobryon crenulatum	0,0	0,2	6,2	0,4	.	.
Dinobryon cylindricum	.	.	2,2	.	.	.
Dinobryon cylindricum v. palustre	0,3	.	0,2	.	.	.
Dinobryon cylindricum var. alpinum	.	0,4
Dinobryon divergens	.	.	0,0	.	.	0,0
Dinobryon sertularia	0,1	0,2	4,2	.	.	.
Dinobryon sociale v. americanum	.	.	4,5	.	0,7	.
Dinobryon suecicum v. longispinum	.	.	0,4	0,9	.	.
Kephyrion boreale	.	.	2,2	0,4	.	.
Kephyrion litorale	.	.	2,0	0,2	.	.
Løse celler Dinobryon spp.	.	.	3,0	.	.	.
Mallomonas akrokomos	.	.	0,7	1,0	1,0	1,0
Mallomonas allorgei	.	.	.	0,2	.	.
Mallomonas crassisquama	.	.	1,0	.	0,1	.
Mallomonas punctifera	.	0,1	.	.	.	2,5
Mallomonas sp. (l=8-10 b=8)	0,8	.	20,4	.	.	.
Mallomonas spp.	5,4	3,0	21,0	7,0	2,0	2,0
Ochromonas spp.	2,7	1,2	16,7	4,1	3,2	3,2
Paraphysomonas	1,4
Pseudokephyrion alaskanum	.	0,7	5,8	.	.	.
Små chrysomonader (<7)	9,5	12,1	40,6	22,1	7,3	14,1
Spiniferomonas sp.	0,3	1,2	7,4	5,1	0,5	.
Store chrysomonader (>7)	1,7	3,5	15,6	6,5	1,3	.
Uroglenopsis americana	.	.	4,1	4,1	25,3	0,5
Uroglena sp.	0,3	.	46,6	.	.	.
Sum - Gullalger	25,1	25,5	243,5	65,7	43,1	25,3

Bacillariophyceae (Kiselalger)

Achnanthyidium minutissimum	.	.	0,2	.	.	.
Asterionella formosa	1,0	2,6	1,5	2,3	1,2	2,6
Aulacoseira alpigena	0,1	0,2	1,0	0,5	0,2	1,0
Hannaea arcus	0,1	0,1
Cyclotella sp (d=25)	.	.	.	0,4	.	.
Diatoma tenue	0,4	0,4	0,7	.	.	.
Fragilaria capucina	.	.	0,1	.	.	.
Fragilaria crotonensis	.	.	0,5	.	.	48,3
Fragilaria nanana	0,0	0,2	0,0	.	.	.
Ulnaria sp. (l=30-40)	.	0,3	2,2	3,6	0,3	0,3
Ulnaria sp. (l=40-70)	0,4	1,0	7,5	8,5	0,1	.
Ulnaria delicatissima var. angustissima	.	.	0,3	.	.	.
Ulnaria acus	0,3	0,6	0,6	.	.	0,3
Gomphonema truncatum	.	.	1,2	.	.	.
Meridion circulare	0,2
Nitzschia sp. 2 (l=60-80)	0,1	0,1
Urosolenia eriensis	1,2
Urosolenia longiseta	0,2	0,4	0,2	0,1	0,0	0,6
Stephanodiscus hantzschii	3,2
Fragilaria tenera	.	.	0,2	.	.	.

Tabellaria flocculosa	.	0,4	0,6	.	2,2	0,1
Tabellaria flocculosa v. asterionelloides	0,9	2,0	0,3	.	45,6	116,9
Tabellaria flocculosa v. teilingii	.	.	2,1	.	.	.
Sum - Kiselalger	3,7	8,0	19,3	15,4	49,6	174,4

Dictyochophyceae (Pedinellider)

Pseudopedinella (3 chloroplasts)	.	.	.	3,0	.	.
Pseudopedinella sp.	2,1	2,1	5,4	5,4	.	.
Sum - Pedinellider	2,1	2,1	5,4	8,4	0,0	0,0

Cryptophyceae (Svelgflagellater)

Cryptaulax vulgaris	0,4
Cryptomonas sp. (l=15-18)	.	0,7	3,3	1,3	3,3	.
Cryptomonas sp. (l=20-22)	1,0	.	8,0	27,2	25,6	3,2
Cryptomonas sp. (l=24-30)	.	2,7	8,0	29,4	37,4	10,7
Cryptomonas sp. (l=30-35)	.	.	14,4	3,6	7,2	7,2
Cryptomonas sp. (l=40)	.	.	.	0,4	.	.
Katablepharis ovalis	.	0,5	4,7	5,0	0,7	0,7
Plagioselmis lacustris	14,4	8,0	51,7	30,0	46,9	1,2
Plagioselmis nannoplanctica	4,8	2,0	15,0	22,2	22,2	.
Rhodomonas lens	.	.	0,5	2,7	1,1	.
Telonema	.	0,2	2,2	0,7	0,4	.
Sum - Svelgflagellater	20,2	14,1	107,9	122,7	144,8	23,4

Dinophyceae (Fureflagellater)

Gymnodinium fungiforme	.	.	0,2	.	.	.
Gymnodinium sp (l=25)	.	.	0,6	0,2	.	.
Gymnodinium sp (l=12)	2,0	0,7	14,7	2,0	1,3	.
Gymnodinium sp. (9*7)	.	0,6
Gymnodinium sp. (l=14-16)	.	1,4
Gymnodinium sp. (l=30)	.	.	0,5	.	0,5	.
Gymnodinium uberrimum	.	.	1,5	.	1,5	.
Peridiniopsis edax	.	.	0,2	.	.	.
Peridinium umbonatum	7,7	0,3	0,9	0,3	.	.
Sum - Fureflagellater	9,7	3,0	18,5	2,5	3,3	0,0

Euglenophyceae (Øyealger)

Strombomonas verrucosa	.	.	0,2	.	.	.
Sum - Øyealger	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0

Haptophyceae (Svepeflagellater)

Chrysochromulina parva	0,1	1,0	8,9	3,6	0,7	0,5
Sum - Svepeflagellater	0,1	1,0	8,9	3,6	0,7	0,5

Choanozoa (Krageflagellater)

Aulomonas purdyi	0,1	0,3	.	.	.	0,3
Craspedomonader	2,1	2,3	2,9	0,3	1,3	.
Stelaxomonas dichotoma	0,3	0,2
Sum - Krageflagellater	2,1	2,5	2,9	0,3	1,6	0,4

Ubestemte taxa

My-alger	3,6	3,6	12,0	9,9	7,5	5,9
Ubest.fargel flagellat	1,6	2,9	1,4	1,6	0,6	2,0
Sum - Ubestemte tax	5,2	6,6	13,4	11,5	8,1	7,9
Sum total :	77,4	68,9	444,8	244,7	256,7	239,3

Tabell 18. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra stasjon Kise 0-10 m, $mm^3/m^3 = mg/m^3$ våtvekt.

Dato	21.05.2015	03.06.2015	01.07.2015	04.08.2015	08.09.2015	06.10.2015
Cyanophyceae (Blågrønnalger)						
Dolichospermum lemmermannii	.	.	.	6,6	.	.
Anathece smithii	.	.	0,5	.	.	.
Aphanothece sp.	0,0
Cyanodictyon planctonicum	.	.	2,6	.	.	.
Merismopedia tenuissima	0,1	.
Planktolyngbya limnetica	.	0,8
Planktolyngbya contorta	1,5	2,6	1,1	.	.	.
Planktothrix rubescens	.	.	4,0	.	.	.
Planktothrix sp.	.	.	0,3	.	.	.
Rhabdoderma lineare	0,5	.
Woronichinia naegeliania	0,8
Sum - Blågrønnalger	1,5	3,4	8,4	6,6	0,6	0,8
Chlorophyceae (Grønnalger)						
Chlamydomonas sp. (l=10)	4,1	4,1	1,4	2,0	.	.
Chlamydomonas sp. (l=14)	.	.	.	2,4	.	1,2
Chlamydomonas sp. (l=6)	.	0,8	0,4	0,2	.	.
Chlamydomonas sp. (l=8)	2,8	7,6	1,2	2,4	0,4	2,0
Chlamydomonas sp. (l=6)	0,2	.
Elakatothrix genevensis	.	.	.	0,6	0,6	0,2
Eudorina elegans	0,8
Gyromitus cordiformis	.	0,4	0,9	0,4	0,4	0,9
Koliella longiseta	0,1	1,1	0,7	.	0,1	0,1
Monoraphidium contortum	.	.	0,2	.	.	.
Monoraphidium dybowskii	.	.	0,7	0,3	0,3	0,3
Monoraphidium griffithii	0,0	.
Monoraphidium minutum	0,3
Oocystis submarina	.	.	0,3	1,1	.	.
Pandorina morum	.	3,3
Paramastix conifera	.	.	1,0	.	.	.
Polytoma granuliferum	.	.	.	0,8	.	.
Scenedesmus aculeolatus	.	.	.	0,8	.	.
Scenedesmus obliquus	0,3	.
Scourfieldia complanata	.	.	.	1,6	0,2	0,6
Sphaerellopsis fluviatilis	.	.	.	0,2	.	0,2
Staurastrum anatinum	.	.	.	0,5	.	.
Staurastrum cingulum v. obesum	.	.	.	0,5	.	.

Stauroidesmus cuspidatus	.	.	.	0,2	.	.
Ubest. kuleformet gr.alge (d=10)	.	2,1
Ubest. kuleformet gr.alge (d=5)	.	0,3	.	2,9	0,5	0,5
Sum - Grønnalger	7,3	19,6	6,8	17,0	3,1	6,9

Chrysophyceae (Gullalger)

Chromulina sp.	5,7	7,6	5,7	14,1	4,9	1,6
Chrysococcus spp.	0,3	.	7,5	33,3	3,2	1,1
Chrysolykos planctonicus	.	.	0,2	.	.	.
Chrysolykos skujae	.	.	0,2	.	.	.
Dinobryon acuminatum	.	.	0,2	.	.	.
Dinobryon bavaricum	.	.	0,1	.	.	.
Dinobryon borgei	0,1	0,1	0,9	0,4	.	.
Dinobryon crenulatum	.	.	1,6	0,6	0,2	.
Dinobryon cylindricum	.	0,5	0,1	.	.	.
Dinobryon divergens	.	0,8	2,1	6,4	.	.
Dinobryon sertularia	0,2	.	0,4	.	.	.
Dinobryon sociale	.	.	0,6	.	.	.
Dinobryon sociale v. americanum	.	.	1,5	.	.	.
Dinobryon suecicum v. longispinum	.	.	1,5	.	0,2	.
Kephyrion boreale	.	.	0,4	0,4	0,4	.
Kephyrion litorale	.	.	0,4	.	.	.
Løse celler Dinobryon spp.	.	.	0,6	.	.	.
Mallomonas akrokomos	.	.	.	1,7	0,7	1,0
Mallomonas crassisquama	.	.	.	1,0	.	.
Mallomonas hamata	2,1	2,1
Mallomonas punctifera	.	1,3	.	.	.	2,5
Mallomonas sp. (l=8-10 b=8)	.	.	3,6	.	.	.
Mallomonas spp.	5,0	13,0	5,0	2,0	2,0	3,0
Ochromonas spp.	1,4	2,7	2,7	5,0	2,7	0,9
Pseudokephyrion alaskanum	.	.	2,5	0,4	.	.
Små chrysomonader (<7)	7,0	13,5	19,0	20,3	15,6	8,3
Spiniferomonas sp.	.	0,9	4,1	2,8	0,5	.
Spumella vulgaris	.	.	0,6	.	.	.
Store chrysomonader (>7)	3,9	10,4	7,8	5,2	5,2	5,2
Uroglena americana	.	1,8	31,3	2,8	11,5	.
Sum - Gullalger	23,6	52,7	100,9	96,2	49,2	25,7

Bacillariophyceae (Kiselalger)

Achnantes minutissima	.	.	.	2,4	.	.
Asterionella formosa	3,0	34,5	23,5	27,2	9,5	9,5
Aulacoseira alpigena	.	.	1,0	0,5	4,0	3,5
Aulacoseira islandica	0,9	11,7	4,5	.	.	.
Aulacoseira italica	.	0,4
Cyclotella sp. (l=3.5-5 b=5-8)	.	.	.	4,6	.	.
Cyclotella sp.6 (d=25)	0,4
Diatoma tenue	0,4
Belonastrum berlinensis	0,2
Fragilaria capucina	0,6
Fragilaria crotonensis	.	2,6	.	1,3	4,9	122,6
Fragilaria nanana	0,2	0,7	0,3	.	.	.
Ulnaria sp. (l=30-40)	0,3	1,4	4,2	9,8	.	.

Ulnaria sp. (l=40-70)	1,6	1,1	5,9	2,7	0,5	1,6
Ulnaria acus	.	0,8	1,4	0,1	0,1	.
Ulnaria delicatissima var. angustissima	.	.	0,9	0,2	.	.
Ulnaria ulna	.	0,9
Meridion circulare	2,7	.
Urosolenia eriensis	.	.	0,4	.	0,0	3,2
Urosolenia longiseta	0,4	0,8	5,2	2,0	0,4	3,4
Stephanodiscus hantzschii	.	.	3,2	4,8	3,2	3,2
Fragilaria tenera	.	.	0,2	.	.	.
Tabellaria flocculosa	0,2
Tabellaria flocculosa v. asterionelloides	2,2	7,9	6,0	41,7	159,7	83,3
Tabellaria flocculosa v. teilingii	3,0	.
Sum - Kiselalger	10,2	62,9	56,7	97,2	188,1	230,5

Dictyochophyceae (Pedinellider)

Pseudopedinella (3 chloroplasts)	.	.	1,2	1,2	.	.
Pseudopedinella sp.	.	6,4	7,5	3,2	.	.
Sum - Pedinellider	0,0	6,4	8,7	4,4	0,0	0,0

Cryptophyceae (Svelgflagellater)

Cryptaulax vulgaris	1,2
Cryptomonas sp. (l=15-18)	0,7	0,7	4,7	0,7	3,3	4,0
Cryptomonas sp. (l=20-22)	1,6	11,2	9,6	3,2	19,2	14,4
Cryptomonas sp. (l=24-30)	5,3	16,0	37,4	13,4	56,1	34,7
Cryptomonas sp. (l=30-35)	0,8	10,8	18,0	0,5	21,6	3,6
Katablepharis ovalis	0,4	5,0	10,8	4,0	0,7	2,2
Plagioselmis lacustris	45,7	80,5	49,3	21,6	31,2	14,4
Plagioselmis nannoplantica	4,8	14,4	18,0	18,0	13,8	8,4
Rhodomonas lens	1,6	4,3	4,8	1,6	1,1	0,5
Telonema	0,4	.
Sum - Svelgflagellater	62,1	143,0	152,6	63,0	147,5	82,3

Dinophyceae (Fureflagellater)

Gymnodinium helveticum	0,8	4,0	0,8	0,4	.	1,2
Gymnodinium sp (l=25)	0,2	0,2
Gymnodinium sp (l=12)	2,0	2,7	6,7	.	2,0	.
Gymnodinium sp. (9*7)	.	2,8	.	.	0,9	.
Gymnodinium sp. (l=14-16)	1,4	.
Gymnodinium sp. (l=30)	0,5	.	.	1,6	0,5	.
Gymnodinium uberrimum	.	.	0,7	.	0,7	.
Peridiniopsis edax	0,2
Peridinium umbonatum	0,2	.	4,5	.	2,3	0,2
Ubest.dinoflagellat	.	1,4	0,6	0,4	.	.
Sum - Fureflagellater	3,9	11,0	13,3	2,3	7,9	1,4

Xanthophyceae (Gulgrønnaalger)

Pseudotetraëdriella kamillae	.	.	.	0,5	.	.
Sum - Gulgrønnaalger	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0

Haptophyceae (Svepeflagellater)

Chrysochromulina parva	2,6	10,6	24,0	13,9	1,9	2,4
Sum - Svepeflagellater	2,6	10,6	24,0	13,9	1,9	2,4

Choanozoa (Krageflagellater)						
Craspedomonader	1,0	0,5	0,8	3,4	2,1	3,4
Stelaxomonas dichotoma	0,2	.
Sum - Krageflagellater	1,0	0,5	0,8	3,4	2,3	3,4
Ubestemte taxa						
My-alger	3,1	4,9	14,2	15,5	10,2	5,9
Ubest.fargel flagellat	0,8	3,6	2,4	2,8	3,4	3,6
Sum - Ubestemte tax	3,9	8,5	16,6	18,3	13,6	9,5
Sum total :	116,1	318,6	388,9	322,9	414,0	362,9

Tabell 19. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra stasjon Furnesfjorden 0-10 m, $mm^3/m^3 = mg/m^3$ våtvekt.

Dato	21.05.2015	03.06.2015	01.07.2015	04.08.2015	08.09.2015	06.10.2015
Cyanophyceae (Blågrønnalger)						
Dolichospermum lemmermannii	.	.	.	4,4	.	.
Planktolyngbya contorta	0,7	1,1
Planktothrix rubescens	0,7	2,3
Rhabdoderma lineare	1,2	.
Woronichinia naegeliana	.	.	.	0,8	.	0,8
Sum - Blågrønnalger	0,7	1,1	0,0	5,2	1,9	3,1
Chlorophyceae (Grønnalger)						
Chlamydomonas sp. (l=10)	.	2,7	2,7	.	1,4	.
Chlamydomonas sp. (l=14)	2,4	.	.	1,2	1,2	.
Chlamydomonas sp. (l=6)	.	0,4	0,4	.	0,2	0,4
Chlamydomonas sp. (l=8)	4,0	4,8	4,8	4,4	0,4	1,6
Coelastrum microporum	.	.	2,9	.	.	.
Elakatothrix genevensis	0,0	.	.	.	0,2	0,9
Eudorina elegans	1,2	0,6
Gloeotila sp.	3,6	.
Gyromitus cordiformis	.	.	0,9	.	.	.
Koliella longiseta	0,1	0,1	1,4	0,1	0,1	.
Monoraphidium dybowskii	.	.	.	2,0	1,7	.
Oocystis submarina	.	.	0,8	2,0	1,1	0,8
Paramastix conifera	.	.	0,3	.	.	.
Paulschulzia tenera	.	3,6	.	.	.	1,5
Pediastrum privum	1,0
Polytoma granuliferum	.	0,4	1,2	0,8	.	0,8
Polytoma sp.	.	.	1,1	.	.	.
Scourfieldia complanata	.	0,2	.	1,2	0,4	0,2
Sphaerellopsis fluviatilis	0,7	.
Staurastrum lunatum	0,6
Staurodesmus cuspidatus	0,3
Ubest. kuleformet gr.alge (d=5)	.	1,3	1,3	1,0	0,3	1,6
Ubest. kuleformet gr.alge (d=6)	.	.	.	0,4	.	.

	Sum - Grønnauger	6,6	13,6	17,9	13,2	12,5	10,4
Chrysophyceae (Gullalger)							
Bitrichia chodatii	0,1	.
Chromulina sp.	3,9	3,4	7,6	11,2	6,5	3,4	.
Chrysamoeba sp.	1,3	.	.
Chrysidiastrum catenatum	.	.	0,4
Chrysococcus spp.	.	.	6,4	3,2	2,1	3,2	.
Chrysolykos planctonicus	.	.	0,2
Dinobryon bavaricum	.	.	0,4
Dinobryon borgei	.	.	1,1	0,3	.	.	.
Dinobryon crenulatum	.	.	0,2
Dinobryon divergens	1,2	.	5,4	4,0	.	.	.
Dinobryon sertularia	.	.	0,6
Dinobryon sociale	.	.	0,3	0,4	.	.	.
Dinobryon sociale v. americanum	.	.	0,8
Dinobryon suecicum v. longispinum	0,1	.	.
Kephyrion boreale	.	.	1,4	0,4	0,7	.	.
Kephyrion litorale	.	.	0,4
Mallomonas akrokomos	.	.	0,3	1,3	1,0	1,7	.
Mallomonas punctifera	1,3	3,8	2,5	.	1,3	2,5	.
Mallomonas schwemmlei	.	0,8	0,3
Mallomonas sp. (l=8-10 b=8)	.	7,2	4,8	.	.	1,2	.
Mallomonas spp.	1,0	5,0	3,0	2,0	2,0	3,0	.
Mallomonas tonsurata	.	.	0,0
Ochromonas spp.	3,2	1,4	6,3	1,8	2,7	2,7	.
Paraphysomonas	.	.	.	1,1	.	.	.
Pseudokephyrion alaskanum	.	.	2,9	.	0,4	.	.
Små chrysomonader (<7)	7,6	7,0	16,1	17,4	8,6	9,6	.
Spiniferomonas sp.	0,5	0,9	1,4	1,4	0,9	.	.
Spumella vulgaris	.	.	.	0,6	.	0,6	.
Store chrysomonader (>7)	3,9	2,6	3,9	7,8	5,2	1,3	.
Synura sp.	2,0
Uroglenopsis americana	.	5,1	17,0	0,9	6,9	.	.
Sum - Gullalger	24,5	37,2	83,9	53,9	39,8	29,3	.
Bacillariophyceae (Kiselalger)							
Achnanthisidium minutissimum	.	0,2
Asterionella formosa	19,8	34,5	10,0	69,0	19,8	1,5	.
Aulacoseira alpigena	.	0,1	.	1,5	1,0	1,0	.
Aulacoseira islandica	3,6	7,2
Aulacoseira italica	0,8	0,3	0,2	.	2,0	.	.
Aulacoseira italica v. tenuissima	0,1	.
Ceratoneis arcus	.	.	0,1
Cyclotella pelagica	.	.	.	40,5	2,6	1,8	.
Fragilaria crotonensis	.	1,3	1,0	.	22,1	147,8	.
Fragilaria nanana	0,5	0,7	0,4
Ulnaria sp. (l=30-40)	0,6	1,7	19,1	9,3	1,1	0,6	.
Ulnaria sp. (l=40-70)	1,6	0,5	5,9	1,6	0,5	0,5	.
Ulnaria delicatissima var. angustissima	0,3	0,5	0,8
Ulnaria acus	.	.	1,7	.	0,3	.	.
Ulnaria ulna	0,3	0,6

Meridion circulare	.	2,7
Nitzschia acicularis	.	0,0	0,1	.	.	.
Nitzschia sp. (l=25-30)	.	0,3
Nitzschia sp. (l=40-50)	.	0,1
Urosolenia eriensis	.	.	.	0,4	0,2	3,4
Urosolenia longiseta	0,8	1,4	4,6	2,2	1,0	3,6
Stephanodiscus hantzschii	2,9	1,6	.	.	3,2	1,6
Tabellaria flocculosa	.	0,9	.	.	.	0,2
Tabellaria flocculosa v. asterionelloides	1,6	4,6	5,9	50,5	96,1	78,1
Sum - Kiselalger	32,7	59,1	49,5	175,0	150,0	240,1

Dictyochophyceae (Pedinellider)

Pseudopedinella (3 chloroplasts)	0,6	.
Pseudopedinella sp.	.	3,2	1,1	6,4	3,2	.
Sum - Pedinellider	0,0	3,2	1,1	6,4	3,8	0,0

Cryptophyceae (Svelgflagellater)

Cryptaulax vulgaris	0,8	0,4	0,4	.	0,4	.
Cryptomonas sp. (l=12-15)	.	3,2	1,6	.	.	.
Cryptomonas sp. (l=15-18)	3,3	1,3	2,0	3,3	2,7	4,0
Cryptomonas sp. (l=20-22)	12,8	16,0	20,8	14,4	33,6	27,2
Cryptomonas sp. (l=24-30)	2,7	13,4	21,4	13,4	24,0	26,7
Cryptomonas sp. (l=30-35)	0,8	0,5	7,2	3,6	3,6	10,8
Cryptomonas sp. (l=8-10)	.	.	.	1,9	.	.
Katablepharis ovalis	.	3,2	12,3	6,5	.	3,2
Plagioselmis lacustris	55,3	69,7	39,7	15,6	25,2	16,8
Plagioselmis nannoplanctica	10,2	16,8	10,8	27,6	19,2	6,0
Rhodomonas lens	9,6	1,1	12,8	4,8	4,8	1,6
Telonema	.	0,4	1,4	.	.	1,4
Sum - Svelgflagellater	95,5	126,1	130,4	91,2	113,6	97,9

Dinophyceae (Fureflagellater)

Gymnodinium helveticum	0,8	4,0	3,2	1,2	1,6	1,6
Gymnodinium sp (l=12)	0,7	3,3	2,7	0,7	.	.
Gymnodinium sp. (9*7)	.	.	.	1,8	.	.
Gymnodinium sp. (l=14-16)	1,4	.
Gymnodinium sp. (l=20-22 b=17-20)	0,4
Gymnodinium sp. (l=30)	0,5	1,1
Gymnodinium uberrimum	1,5	.
Peridiniopsis edax	.	0,5
Peridiniopsis cunningtonii	.	.	0,4	.	.	.
Peridinium umbonatum	0,2
Peridinium willei	3,5	.
Ubest.dinoflagellat	1,5	0,5	.	.	.	0,3
Sum - Fureflagellater	3,5	8,3	6,2	3,7	8,5	2,9

Xanthophyceae (Gulgrønnaalger)

Pseudotetraëdriella kamillae	.	.	.	0,5	.	.
Sum - Gulgrønnaalger	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0

Haptophyceae (Svepeflagellater)

Chrysochromulina parva	6,2	9,6	33,7	13,5	4,6	3,8
------------------------	-----	-----	------	------	-----	-----

Sum - Svepeflagellater	6,2	9,6	33,7	13,5	4,6	3,8
Choanozoa (Krageflagellater)						
Aulomonas purdyi	.	0,1
Craspedomonader	1,6	1,0	1,0	7,6	6,5	3,1
Sum - Krageflagellater	1,6	1,1	1,0	7,6	6,5	3,1
Ubestemte taxa						
My-alger	2,6	3,5	8,0	9,2	5,5	6,0
Ubest.fargel flagellat (15-20my)	.	.	0,4	.	.	.
Ubest.fargel flagellat	1,8	2,4	4,6	3,6	1,4	2,8
Sum - Ubestemte tax	4,4	5,9	13,0	12,8	6,9	8,8
Sum total :	175,7	265,2	336,7	382,9	348,1	399,5

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

	Dato	21.05.2015	03.06.2015	15.06.2015	01.07.2015	15.07.2015	04.08.2015	25.08.2015	08.09.2015	22.09.2015	06.10.2015	30.10.2015
Cyanophyceae (Blågrønner)												
Dolichospermum lemmemannii	4,0
Anathece bachmannii	0,8	.
Jaaginena sp.	0,1
Merisomedia tenuissima	0,0	.
Merisomedia warmingiana	0,5	.	.
Planktolyngbya contorta	1,5	1,3	1,8	0,2
Rhabdoerma lineare	2,9	1,2	.	.	.
Tychonema bourrelyi	1,1
Woronichinia naegeliana	0,8	0,8	.	.
Sum - Blågrønner	2,8	1,3	1,8	0,2	0,0	4,0	2,9	2,0	1,3	0,8	0,0	.
Chlorophyceae (Grønner)												
Botryococcus braunii	1,3	0,4	.	.	.
Cartiera sp. (l=12-14)	2,1
Chlamydocapsa ampla	0,2
Chlamydocapsa planctonica	0,4	.	.
Chlamydomonas sp. (l=10 b=3)	0,2
Chlamydomonas sp. (l=10)	0,9	.	.	6,8	9,5	5,4	2,7	.	0,7	0,7	.	.
Chlamydomonas sp. (l=12)	7,2	.	2,4	.	.
Chlamydomonas sp. (l=14)	1,4	1,4	3,6	2,9	1,4	0,4
Chlamydomonas sp. (l=5-6)	0,3	0,1	.
Chlamydomonas sp. (l=8)	1,6	2,8	13,2	.	.	.	8,8	1,6	.	1,2	.	.
Chlamydomonas spp.	1,0	1,8	5,5
Cosmarium depressum var. planctonicum	0,4
Elaeatothrix genevensis	0,2	0,4	0,6	0,4	0,7	0,1	.	.
Eudorina elegans	1,7	.	.
Gyromitus coralliformis	.	.	0,3	1,6	.	0,5	0,5	.	.	1,0	.	.
Koliella longiseta	0,1	0,3	1,3	1,3	0,1	0,4	1,1	0,2	0,1	0,7	0,1	.
Lobomonas sp.	.	0,4	.	0,4	0,4	.	.	.
Monoraphidium arcuatum	0,1
Monoraphidium contortum	0,1

Monoraphidium dybowskii	.	.	.	0,3	0,3	3,4	0,7	1,0	0,3	0,3
Monoraphidium griffithii	0,1	.
Nephrocytium agardhianum	0,2	0,2	0,1	0,1	.	.
Oocystis borgei	1,0
Oocystis marssonii	0,7	.	.
Oocystis submarina	2,8	4,2	1,4	1,7	0,6	0,8
Paramastix conifera	.	.	.	1,0
Paulschulzia pseudovolvox	4,6	.	0,9	.	.
Paulschulzia tenera	.	.	.	0,3	0,6	.
Pediastrum privum	0,2
Planctosphaeria gelatinosa	0,1
Polytoma sp.	0,1	0,0
Scenedesmus bicellularis	0,4	.	.
Scenedesmus ecornis	.	.	.	1,2
Scenedesmus obliquus	0,8	.	0,8	.	.
Scheffelia dubia
Scourfieldia complanata	.	3,2
Sphaerellopsis fluviatilis	.	0,2	2,2	.	0,6	1,2	0,4	0,4	0,2	.
Staurastrum anatinum	0,7
Staurastrum lunatum	0,5
Staurodesmus cuspidatus	0,6
Staurodesmus incus v. ralfsii	0,3	.	.	.
Tetraedron minimum
Tetraedron minimum v. tetrabulatum	0,2
Ubest. kuleformet gr.alge
Ubest. kuleformet gr.alge (d=10)	0,8	2,1	.	.	.	0,8
Ubest. kuleformet gr.alge (d=5)	0,5	4,2	1,8	2,1	0,8	0,5
Ubest. kuleformet gr.alge (d=6)	.	.	.	0,9
Sum - Grønnaalger	6,2	7,1	22,7	18,2	14,6	46,2	13,3	13,7	7,2	4,0
Chrysophyceae (Gullalger)										
Bicosoeca planctonica	0,8	0,3	.
Bitrichia chodatii	0,6	0,2	.	.	.
Chromulina sp.	3,3	5,7	4,2	3,4	7,3	6,5	2,3	4,9	3,4	4,2
Chrysochloridium catenatum	1,7

Chrysococcus spp.	.	.	2,1	4,3	4,3	9,7	3,2	1,1	5,4	6,4	5,4
Chrysolykos planctonicus	.	.	.	0,2	.	.	0,2
Chrysolykos skujae	0,2
Dinobryon acuminatum	.	.	0,1	0,7	.	0,1
Dinobryon bavaricum	.	.	.	0,1
Dinobryon borgei	0,1	0,2	0,3	0,8	0,4	0,2	0,5	.	.	.	0,1
Dinobryon crenulatum	.	.	.	1,3	0,4
Dinobryon cylindricum	0,5	.	0,0	0,1
Dinobryon divergens	.	.	0,5	6,2	2,6	2,2	3,6
Dinobryon karshikovii	0,7
Dinobryon sertularia	.	.	0,0	0,1
Dinobryon sociale	.	.	.	6,6	.	0,1
Dinobryon sociale v. americanum	.	.	.	0,5
Dinobryon sp.	.	.	.	0,5
Dinobryon suecicum v. longispinum	.	.	0,2	1,8	0,2	0,9	1,1	0,4	.	.	.
Kephyrion boreale	2,9	0,4	.	.	0,4	.	.
Kephyrion cupuliforme	0,3
Kephyrion litorale	.	.	.	0,8	1,0	0,4	0,2	.	.	0,2	.
Mallomonas akromomos	0,2	0,8	0,6	1,0	0,4	1,0	0,4
Mallomonas caudata	2,6	.	.	.
Mallomonas crassiquama	17,1	.	0,6	.	.
Mallomonas punctifera	.	.	0,8	1,5	1,5	6,1	0,8
Mallomonas schweimlei	0,3
Mallomonas sp. (=8-10 b=8)	6,0	.	1,2	.	1,2	.
Mallomonas spp.	3,0	4,2	7,2	4,2	3,6	1,2	13,8	2,4	1,2	.	.
Mallomonas tonsurata	.	.	.	1,8	.	1,8	0,7
Ochromonas spp.	2,1	1,4	1,8	1,8	1,8	2,7	1,8	.	1,4	1,4	1,8
Paraphysomonas	2,1	.
Pseudokephyrion alaskanum	.	.	.	1,1	1,1	0,4	.	0,4	.	.	.
Små chrysomonader (<7)	7,8	12,2	22,4	31,2	20,1	15,9	22,1	28,6	14,1	16,1	7,3
Spiniferomonas sp.	.	0,5	3,2	1,8	5,1	.	6,0	1,4	.	1,8	1,4
Store chrysomonader (>7)	6,9	10,4	7,8	24,7	9,1	7,8	10,4	9,1	2,6	1,3	1,3
Uroglenopsis americana	.	.	4,6	36,4	1,8	.	11,5	10,6	1,4	.	.
Uroglena sp.	0,5
Sum - Gulltjørn	23,8	34,6	55,4	130,6	63,4	61,4	101,7	62,9	34,6	41,4	22,6

Bacillariophyceae (Kiselalger)												
Asterionella formosa	1,2	22,5	30,8	19,4	3,2	16,3	30,8	9,3	6,2	3,5	0,9	
Aulacoseira alpigena	0,2	.	0,6	1,8	0,3	0,6	1,2	
Aulacoseira ambigua	.	.	.	0,7	2,9	0,7	
Aulacoseira distans	0,6	.	1,6	
Aulacoseira islandica	.	5,6	11,4	
Aulacoseira italica	.	.	1,5	0,3	0,2	0,6	.	
Cyclotella pelagica	4,8	1,0	
Cyclotella sp. (d=14-16 h=7-8)	5,0	
Cyclotella sp.5 (d=10-12 h=5-7)	.	.	.	2,8	1,3	1,9	.	6,4	10,8	2,0	0,8	
Cyclotella sp.6 (d=25)	0,4	0,4	.	0,4	.	.	.	
Diatoma vulgare	0,6	
Fragilaria beroliensis	.	0,5	0,5	0,9	0,2	.	
Fragilaria capucina	.	.	2,0	
Fragilaria crotonensis	.	.	1,9	0,7	.	.	1,0	9,4	22,7	200,9	37,4	
Ulnaria sp. (l=30-40)	.	2,0	4,9	10,1	5,2	9,1	1,5	1,5	.	.	.	
Ulnaria sp. (l=40-70)	0,6	0,3	2,9	6,1	8,0	6,7	1,3	1,6	3,2	0,6	1,0	
Ulnaria sp. (l=80-100)	0,3	1,4	1,9	3,4	
Ulnaria acus	0,1	.	0,4	.	0,4	
Ulnaria delicatissima var. angustissima	.	.	.	0,3	.	.	0,2	.	.	0,3	.	
Ulnaria ulna	0,3	0,3	0,3	0,3	.	
Meridion circulare	.	0,2	
Navicula spp.	.	0,2	
Nitzschia sp. (l=40-50)	.	0,6	
Pinnularia sp.	.	.	0,8	
Urosolenia eriensis	.	.	0,1	.	.	.	0,1	0,7	3,1	5,3	6,7	
Urosolenia longiseta	0,4	1,6	3,0	7,1	2,9	2,2	1,0	1,4	3,4	2,6	4,3	
Stephanodiscus astraea	3,5	.	.	3,5	.	.	.	
Stephanodiscus hantzschii	.	1,9	1,0	.	1,0	1,9	3,8	6,7	6,7	1,0	0,2	
Tabellaria flocculosa	.	.	8,4	
Tabellaria flocculosa v. asterionelloides	0,4	6,0	6,1	6,5	9,2	38,5	147,9	224,9	52,1	53,1	3,1	
Sum - Kiselalger	4,3	43,0	77,8	57,3	34,8	81,9	193,2	267,7	110,2	274,0	59,0	

Dictyochophyceae (Pedinellider)

Pseudopedinella sp.	.	4,3	6,4	3,2	.	1,0	2,1	4,3	4,3	.	1,1
Sum - Pedinellider	0,0	4,3	6,4	3,2	0,0	1,0	2,1	4,3	4,3	0,0	1,1
Cryptophyceae (Sveiflagellater)											
Cryptaulax vulgaris	0,1	0,4	0,4	0,4	0,2
Cryptomonas sp. (l=15-18)	1,2	.	.	0,8	2,8	.	.
Cryptomonas sp. (l=20-22)	1,0	3,8	1,9	2,9	6,7	9,6	10,6	11,5	15,4	15,4	11,5
Cryptomonas sp. (l=24-30)	8,0	14,4	8,0	19,2	33,6	22,4	36,8	32,0	54,5	25,6	16,0
Cryptomonas sp. (l=30-35)	2,2	6,5	10,8	15,1	4,3	6,5	13,0	15,1	10,8	34,6	8,7
Cryptomonas sp. (l=40)	0,4	1,2
Katablepharis ovalis	0,2	1,1	2,2	.	6,5	3,6	0,7	0,7	0,4	2,5	0,7
Plagioseimix lacustris	33,6	31,0	88,9	50,5	36,1	45,7	25,2	12,0	31,2	12,0	12,0
Plagioseimix nanoplantica	0,8	4,2	4,2	11,4	21,0	17,4	19,8	21,6	25,2	4,2	1,2
Rhodomonas lens	1,0	1,2	1,2	3,2	1,7	2,9	2,9	1,2	1,4	4,8	1,2
Telonema (Chryso2)	.	.	.	0,4	0,4	.	0,7	0,7	0,4	0,4	0,4
Sum - Sveiflagellater	46,9	62,7	117,7	102,7	111,5	108,1	109,8	95,8	142,1	100,3	53,1

Dinophyceae (Fureiflagellater)

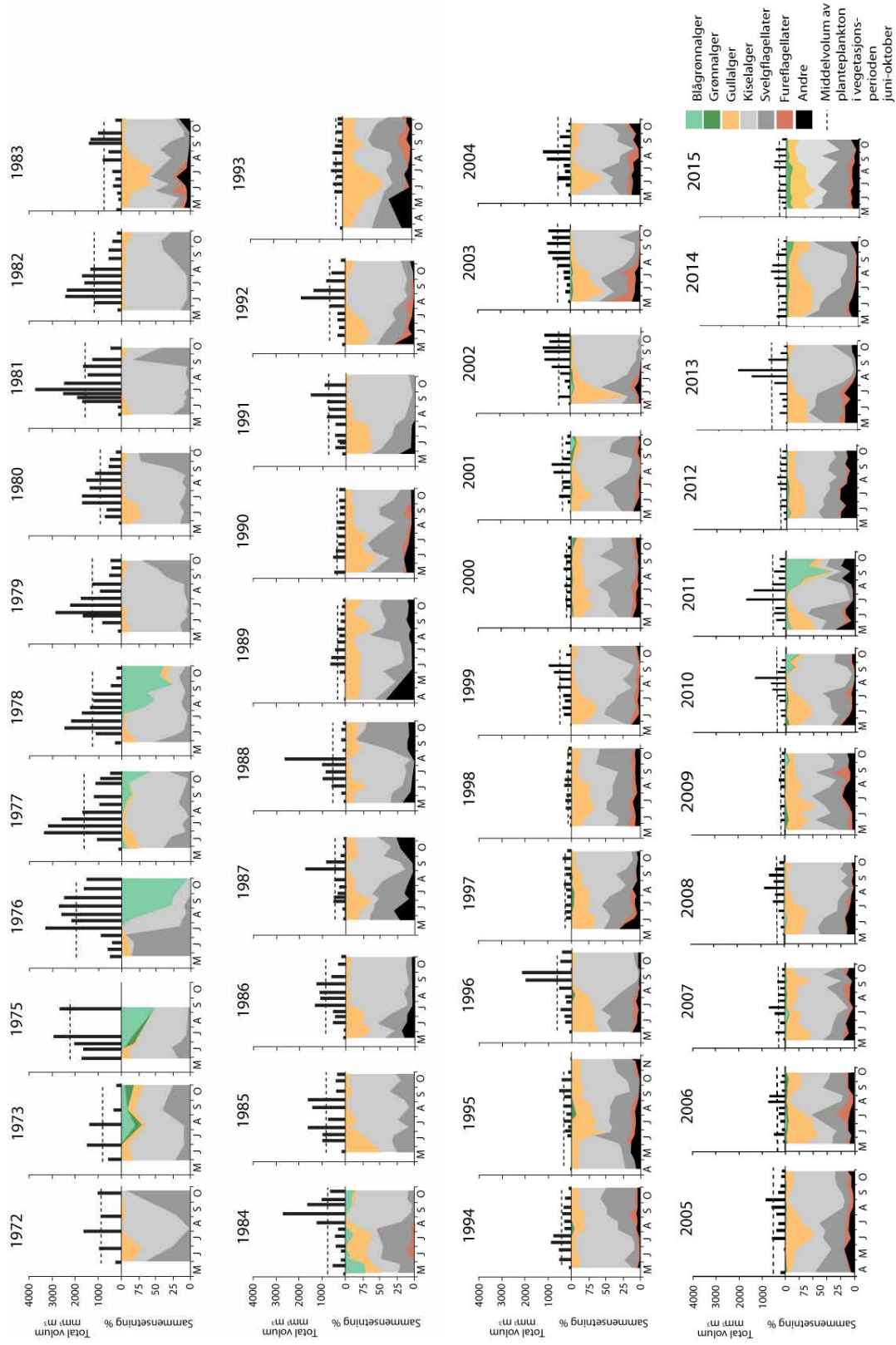
Ceratium hirundinella	16,3	9,8	.	.	.
Gymnodinium cf.lacustre	0,5	.
Gymnodinium fuscum	1,5	.	1,5
Gymnodinium helveticum	3,6	.	3,5	3,0	1,8	1,5	6,3	4,5	3,6	1,2	1,8
Gymnodinium lacustre	1,7	2,5	3,4	9,3	5,9	4,2	1,7	4,2	1,7	.	.
Gymnodinium sp (l=12)	4,0
Gymnodinium sp. (l=30)	2,1	0,5	1,1	3,2	.	0,5	4,2	1,1	1,1	1,1	.
Gymnodinium uberrimum	.	.	0,7	.	.	.	3,7
Peridiniopsis edax	0,2	.
Peridinium sp. (l=15-17)	1,3	1,3	4,0	2,6	2,6	.	.
Peridinium umbonatum	0,3	0,2	.	.	4,1	.	1,4
Peridinium williei	2,5
Ubest.dinoflagellat	.	0,4	.	.	.	0,9	0,7	0,7	.	.	.
Sum - Fureiflagellater	9,1	4,9	12,6	15,4	17,3	7,1	38,2	22,9	9,0	3,0	1,8

Haptophyceae (Svepeiflagellater)

Chrysochromulina parva	0,8	2,4	10,6	14,7	6,9	4,5	13,9	2,2	1,0	1,4	0,6
------------------------	-----	-----	------	------	-----	-----	------	-----	-----	-----	-----

NIVA 7028-2016

Sum - Svepeflagellater	0,8	2,4	10,6	14,7	6,9	4,5	13,9	2,2	1,0	1,4	0,6
Choanozoa (Kragellagellater)											
Aulomonas purdyi	0,1
Craspedomonader	0,7	1,3	0,8	0,5	0,8	3,9	8,9	2,1	3,1	2,9	4,4
Sum - Kragellagellater	0,7	1,3	0,8	0,5	0,8	3,9	8,9	2,1	3,1	2,9	4,5
Ubestemte taxa											
My-alger	5,3	8,9	10,1	21,6	11,8	18,7	25,6	21,0	12,4	10,5	9,3
Ubest.fargel flagellat (15-20my)	.	.	1,2
Ubest.fargel flagellat	1,3	2,0	2,0	3,6	2,0	2,0	1,2	1,8	2,4	3,6	2,4
Sum - Ubestemte taxa	6,6	10,9	13,3	25,2	13,8	20,7	26,8	22,8	14,8	14,1	11,7
Sum total :	101,2	172,6	319,0	368,1	263,1	306,5	543,8	495,9	334,0	445,2	158,4



Figur 51. Planteplankton ved stasjon Skereia 1972-2015, gitt som mengde (totalvolum) og sammensetning av hovedgrupper.

Tabell 21. Krepserplankton ved stasjon Skreia 2015, gitt som mg/ m³ tørrvekt for sjiktet 0-50 m.

	Limnocalanus macrurus	Eudiatomus gracilis	Heterocope appendiculata	Cyclops lacustris	T. oithonoides/M. leuckarti	Cyclopoida ubest.	Daphnia galeata	Daphnia cristata	Bosmina longispina	Bosmina longirostris	Holopedium gibberum	Leptodora kindtii	Polphemus pediculus	Bythotrephes longimanus	Daphanosoma brachyurum	Alona sp.	Crustacea totalt
21.05.15	164,9	454,6	0,8	43,7	21,8	4,8	0	0	5,054	0	6,02	0	0	0	0	0	701,7
03.06.15	247,1	176,6	3,3	48	9,9	2,4	0	0	0,182	0	0,84	2,28	0	0	0	0	490,6
15.06.15	280,7	314,3	7,7	73,7	15,9	0,8	0	0	24,918	0,8	0	0	0,12	0	0	0	718,9
01.07.15	111,7	643,1	25,8	106,4	7,8	0,24	0	0	148,1	0,7	5,1	19,4	0	0	0	0	1068,3
15.07.15	0	1034,6	18,2	37,6	60,6	0	0	0,3	326,9	0,6	37,5	26,9	8,9	0	0	0	1552,1
04.08.15	13,7	780,3	47,8	62,5	79,3	0,66	2,9	11,2	111,2	0,6	78	56	4,4	0	0	0	1248,6
25.08.15	0	391,5	20,6	96,2	132,8	1,2	15,8	37,3	273,6	0,6	6,1	59,3	14,8	4,9	0	0	1054,7
08.09.15	0	512,3	0	73,5	487,3	2,5	91,5	80	81,4	0,2	18,5	2,6	6,9	0	0,4	0	1357,1
22.09.15	29,4	406,7	0	61,9	214,9	0,48	37,9	127,6	145,2	0,4	2,8	2,5	8,7	0	2,4	0	1040,9
06.10.15	0	526	0	59,4	139,4	3,1	34,8	186	74,8	0	4,8	0	0,8	0	0	0	1029,1
30.10.15	0	494,7	0	34,5	87,7	0	8,4	166,3	72,4	1,2	0	0	0	0	0	0	865,2
Middel	77,0	521,3	11,3	63,4	114,3	1,5	17,4	55,3	114,9	0,46	14,5	15,4	4,1	0,45	0,22	0,04	1011,6

Tabell 22. Kvalitativ forekomst av krepsdyrplankton ved stasjonene Skreia og Furnesfjorden i 2015, basert på vertikale håntrekk. 1 = sjelden, 2 = vanlig, 3 = rikelig/dominerende.

	21. mai.	3. jun.	15. jun.	1. jul.	15. jul.	4. aug.	25. aug.	8. sep.	22. sep.	6. okt.	30. okt.
Skreia 0-120 m											
<i>Hoppkreps (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	1
Cyclopoida naup. indet.		1	1	2	2-3	3	3	3	2	1	1
<i>Vannlapper (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
Furnesfjorden 0-110 m											
<i>Hoppkreps (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>Vannlapper (Cladocera):</i>											
Leptodora kindtii											
Holopedium gibberum	1	1	2	2							
Daphnia galeata				1	2						
Daphnia cristata				2	3	2-3					
Bosmina longispina				3	3	2-3					
Bosmina longirostris	1	2	2	3	3	2-3					
Polyphemus pediculus											
Bythotrephes longimanus				1							

Tabell 23. Istidskreps på stasjonene Skreia og Furnesfjorden i 2015 (sjuket 0-120 m). Mysis gitt som antall individer og biomasse (tørreket) per m². Forekomsten av *Gammaracanthus lacustris* (G. lacu.) og *Pallasea quadrispinosa* er gitt som antall individer per m².

	Ind/m ²		Ind/m ²		Ind/m ²	mg/m ²		mg/m ²		mg/m ²	
	Mysis 0+	Mysis 1+	Mysis 2+	Sum Mysis		Mysis 0+	Mysis 1+	Mysis 2+	Sum Mysis		
21.05.2015	29	1	3	33	0	1,5	2,1	11,1	14,6		
03.06.2015	23	4	0	27	0	1,6	6,2	0,0	7,8		
15.06.2015	32	19	3	53	0	2,5	28,2	12,4	43,2		
01.07.2015	46	14	3	62	1	8,7	29,8	14,0	52,4		
15.07.2015	36	5	1	42	1	8,5	13,1	7,0	28,6		
04.08.2015	34	14	1	50	0	12,3	46,8	7,0	66,1		
25.08.2015	25	8	0	33	0	11,2	29,5	0,0	40,7		
08.09.2015	46	11	1	58	0	38,4	44,9	8,4	91,8		
22.09.2015	17	5	0	22	0	25,8	26,4	0,0	52,2		
06.10.2015	24	17	0	41	0	43,7	85,9	0,0	129,5		
30.10.2015	41	11	0	52	0	82,9	62,5	0,0	145,4		
Middel	32	10	1	43	0	21,6	34,1	5,4	61,1		

Furnesfjorden 2015

Dato	Ind/m ²		Ind/m ²		Ind/m ²	mg/m ²		mg/m ²		mg/m ²	
	Mysis 0+	Mysis 1+	Mysis 2+	Sum Mysis		Mysis 0+	Mysis 1+	Mysis 2+	Sum Mysis		
21.05.2015	13	6	4	23	0	0,9	17,3	20,9	39,0		
03.06.2015	19	6	8	33	0	1,3	19,1	43,9	64,3		
01.07.2015	9	4	3	15	3	1,2	13,5	17,0	31,7		
04.08.2015	17	10	1	28	0	10,6	47,2	11,0	68,9		
08.09.2015	53	19	1	74	0	44,8	74,9	11,6	131,3		
06.10.2015	30	22	0	52	3	44,5	98,9	0,0	143,4		
Middel	23	11	3	37	1	17,2	45,1	17,4	79,8		

6.3 Primærdata elver

Tabell 24. Gudbrandsdalselven 2015 – analyseresultater og beregnet stofftransport.

	Analyseverdier		Tot-N µg N/l	E. coli * kde/100 ml	Farge mg Pt/l	Turbiditet FNU	Silisium mg Si/l	Vannføring Døgnvannf. m³/s	Vol. mnd. mill. m³	Stofftransport			Vol.veid middel		
	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l								Tot-P tonn	Tot-N tonn	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	Silisium tonn	
13.01.2015	3,4	200	12	5	0,65	1,68	125,2	351,5	1,195	70,3	590,6	3,4	200	1,68	
13.02.2015	3,2	212	5	4	0,58	1,43	141,2	304,3	0,974	64,5	435,2	3,2	212	1,43	
03.03.2015	2,5	230	<1	3	0,46	1,56	110,3								
24.03.2015	3,1	174	<1	2	0,34	1,48	101,4	289,5	0,807	58,8	440,5	2,8	203	1,52	
07.04.2015	4,7	354	<1	3	0,40	1,45	73,0								
15.04.2015	4,0	371	1	4	0,66	1,38	76,1								
22.04.2015	5,1	461	<1	7	1,4	1,57	110,7	244,8	1,244	108,2	373,1	5,1	442	1,52	
28.04.2015	5,9	516	<1	7	0,74	1,61	131,9								
06.05.2015	5,0	405	<1	9	0,68	1,65	121,0								
13.05.2015	8,6	429	2	16	1,6	1,93	272,3								
20.05.2015	5,9	351	1	19	2,0	1,98	237,1	627,5	4,090	223,8	1209,8	6,5	357	1,93	
26.05.2015	5,7	273	1	10	0,86	2,00	288,4								
03.06.2015	5,8	258	<1	19	1,2	2,02	328,9	1075,2	6,058	231,9	1854,9	5,6	216	1,73	
09.06.2015	5,8	217	2	14	0,90	1,61	381,2								
23.06.2015	5,4	187	4	11	0,38	1,62	505,0								
06.07.2015	12	212	84	8	3,2	1,34	1238,4								
08.07.2015	16	143		9	1,7	1,30	1531,3								
15.07.2015	6,2	465	161	25	0,48	1,95	549,0	1941,3	23,855	414,6	2752,5	12,3	214	1,42	
28.07.2015	7,3	143	24	9	1,6	1,38	397,5								
12.08.2015	8,1	196	3	7	1,3	1,34	442,3								
26.08.2015	5,2	869	3	4	0,90	1,13	371,3								
28.08.2015	6,7	118	11	<2	2,0	1,17	591,7	1061,2	7,157	361,8	1287,1	6,7	341	1,21	
09.09.2015	5,0	126	7	5	1,0	1,09	249,9	830,7	4,393	115,7	1006,2	5,3	139	1,21	
22.09.2015	5,5	149	11	9	1,7	1,30	342,0								
07.10.2015	4,4	163	<1	8	0,84	1,02	196,9								
20.10.2015	3,9	161	<1	8	0,55	1,44	144,0	435,8	1,826	70,7	521,9	4,2	162	1,20	
12.11.2015	3,4	184	2	7	0,51	1,55	169,7	392,1	1,333	72,2	607,8	3,4	184	1,55	
10.12.2015	4,5	269	8	4	0,69	1,48	151,7	380,6	1,713	102,4	563,3	4,5	269	1,48	
Min	2,5	118	<1	2	0,34	1,02									
Maks	16	869	161	25	3,2	2,02									
Middel	5,8	280	13	8,7	1,05	1,52									
Stavvik	2,8	163	34	5,6	0,66	0,28									
Median	5,3	215	2	8,0	0,85	1,48									
Antall pr.	28	28	27	28	28	28		7934,5	54,645	1895	11643	6,9	239	1,47	
Året															

Tabell 25. Gausa 2015 – analyseresultater og beregnet stofftransport.

	Analyseverdier		Tot-N µg N/l	E. coli kde/100 ml	Turbiditet FNU	Vannføring Døgnvannf. m ³ /s	Vol. mnd. mill. m ³	Stofftransport		Vol.veid middel	
	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l						Tot-P tonn	Tot-N tonn	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l
13.01.2015	3,8	784	7	0,34	3,4	7,8	0,030	6,1	3,8	784	
13.02.2015	4,1	715	6	0,83	1,8	5,3	0,022	3,8	4,1	715	
03.03.2015	4,1	870	5	1,0	3,5	9,2	0,063	10,2	6,9	1110	
24.03.2015	9,7	1350	1	1,1	3,5						
07.04.2015	4,4	1450	4	0,31	4,1						
15.04.2015	8,6	2940	20	2,0	11,1						
22.04.2015	24	1610	16	6,1	35,0	42,3	0,656	69,3	15,5	1639	
28.04.2015	8,8	1150	3	1,6	25,9						
06.05.2015	100	1050	89	28	76,8						
13.05.2015	19	466	17	5,6	72,5						
20.05.2015	13	477	6	2,7	62,2						
26.05.2015	9,1	431	17	1,5	48,2	146,1	5,796	92,7	39,7	635	
03.06.2015	53	769	687	20	64,0						
09.06.2015	6,5	445	15	0,91	32,9	73,8	2,377	46,5	32,2	630	
23.06.2015	4,5	469	11	0,29	17,5						
06.07.2015	36	849	>2420	6,2	25,9						
08.07.2015	7,3	500		0,73	23,2						
15.07.2015	8,9	163	14	2,9	14,9						
28.07.2015	6,2	466	24	0,41	13,5	38,1	0,648	20,8	17,0	546	
12.08.2015	5,6	602	23	0,41	12,1						
26.08.2015	7,5	480	387	0,81	13,7						
28.08.2015	50	587	1733	18	32,5	39,8	1,225	22,5	30,8	565	
09.09.2015	5,3	654	30	0,46	16,4						
22.09.2015	5,7	728	24	1,0	39,4	102,2	0,570	72,2	5,6	706	
07.10.2015	4	990	5	0,32	10,2						
20.10.2015	3,3	876	55	0,25	6,0	22,0	0,082	20,8	3,7	948	
12.11.2015	32	757	19	0,3	6,9	14,3	0,458	10,8	32,0	757	
10.12.2015	5,1	289	8	0,82	7,6	12,6	0,064	3,6	5,1	289	
Min	3,3	163	1	0,25							
Maks	100	2940	>2420	28							
Middel	16,1	818	231	3,7							
Stavvik	21,4	540	656	6,8							
Median	7,4	722	17	1,0							
Antall pr.	28	28	27	28							
Året						513,27	11,991	379	23,4	739	

Tabell 26. Humseha 2015 – analyseresultater og beregnet stofftransport.

	Analyseverdier		Tot-N µg N/l	E. ødt kde/100 ml	Vannføring		Vol. mnd.* mill. m ³	Stofftransport		Volvleid middel	
	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l			Døgnvannf.* m ³ /s	Døgnvannf.* m ³ /s		Tot-P tonn	Tot-N tonn	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l
13.01.2015	56	1290	1000	0,9	2,4	0,132	3,0	56	1290		
10.02.2015	9	1180	1700	0,8	2,9	0,026	3,4	9	1180		
04.03.2015	20	906	610	1,0	8,4	0,162	12,4	19	1477		
24.03.2015	19	1650	2000	3,3							
08.04.2015	36	1920	3700	7,4							
14.04.2015	17	2480	4400	11,3							
21.04.2015	24	1880	1000	22,0	31,3	0,693	57,5	22	1839		
28.04.2015	16	1200	620	13,7							
05.05.2015	13	1170	490	17,0							
12.05.2015	11	1150	920	28,0							
19.05.2015	13	1610	1000	25,3							
26.05.2015	10	1310	>2400	13,4	50,0	0,593	65,9	12	1319		
02.06.2015	6	1410	560	27,4							
08.06.2015	12	1240	1600	7,7							
23.06.2015	10	1260	770	1,6	15,0	0,111	20,5	7	1368		
07.07.2015	18	1150	1700	3,1							
14.07.2015	63	1480	4350	8,7							
27.07.2015	38	1760	2400	10,1	11,1	0,500	17,3	45	1562		
11.08.2015	15	1330	1700	2,8							
25.08.2015	18	1240	3700	2,9							
27.08.2015	37	1130	3100	17,7	12,2	0,390	14,2	32	1168		
08.09.2015	14	1380	2500	9,5	49,2	0,801	64,5	16	1311		
22.09.2015	18	1260	2100	12,8							
06.10.2015	20	1330	3300	2,1							
20.10.2015	16	1270	3100	1,0	4,2	0,079	5,5	19	1311		
10.11.2015	26	1450	2200	5,0	6,0	0,156	8,7	26	1450		
08.12.2015	14	1600	4400	4,3	9,4	0,132	15,1	14	1600		
Min	6	906	490		201,98	3,775	288	18,7	1426		
Maks	63	2480	4400								
Middel	21,1	1409	2145								
Stavvik	13,8	321	1273								
Median	17,0	1310	2000								
Antall pr. Året	27	27	27								

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

Tabell 27. Lena 2015 – analyseresultater og beregnet stofftransport.

	Analyseverdier		Tot-N µg N/l	E. coli kde/100 ml	Vannføring Døgnvannf.* m ³ /s	Vol. mnd.* mill. m ³	Stofftransport		Volveidd middel	
	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l					Tot-P tonn	Tot-N tonn	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l
13.01.2015	77	3640	580	580	0,8	2,1	0,162	7,7	77	3640
10.02.2015	25	2930	1400	1400	0,8	3,5	0,089	10,4	25	2930
04.03.2015	47	2140	440	440	1,1	11,1	0,485	35,8	44	3228
24.03.2015	43	3500	460	460	4,4	11,1	0,485	35,8	44	3228
08.04.2015	53	4650	200	200	9,2	10,9				
14.04.2015	28	2950	280	280	10,9					
21.04.2015	21	2020	86	86	15,9	25,9	0,745	68,1	29	2624
28.04.2015	17	1030	170	170	7,9					
05.05.2015	6	1410	220	220	10,3					
12.05.2015	13	997	88	88	12,9					
19.05.2015	30	1680	74	74	15,6					
26.05.2015	12	1680	89	89	7,2	25,6	0,436	36,5	17	1428
02.06.2015	11	3210	64	64	15,8					
08.06.2015	16	2720	62	62	4,1					
23.06.2015	6	3110	50	50	1,3	9,0	0,105	28,0	12	3109
07.07.2015	13	3160	1000	1000	1,0					
14.07.2015	23	2730	1733	1733	1,0	4,2	0,159	12,1	38	2897
27.07.2015	78	2800	2000	2000	1,0					
11.08.2015	19	2640	140	140	1,3					
25.08.2015	9	3110	160	160	1,1	4,8	0,167	9,6	35	1984
27.08.2015	45	1530	650	650	4,6					
08.09.2015	25	3350	290	290	8,2	36,8	0,921	120,9	25	3283
22.09.2015	25	3220	240	240	8,8					
06.10.2015	12	4160	550	550	1,7					
20.10.2015	8	1940	290	290	1,1	3,7	0,039	12,2	10	3288
10.11.2015	33	2210	260	260	3,0	5,2	0,170	11,4	33	2210
08.12.2015	16	2720	219	219	5,8	10,0	0,159	27,1	16	2720
Min	6	997	50	50		141,93	3,637	379,7	25,6	2675
Maks	78	4650	2000	2000						
Middel	26,3	2638	437	437						
Stavvik	19,5	907	515	515						
Median	21,0	2730	240	240						
Antall pr. Året	27	27	27	27						

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

Tabell 28. Flagstadeha 2015 – analyseresultater og beregnet stofftransport.

	Analyseverdier		E. coli		Vannføring		Stofftransport		Volumid	
	Toe-P µg P/l	Toe-N µg N/l	kde/100 ml		Døgnvannf. m ³ /s	Vol. mnd. mill. m ³	Toe-P tonn	Toe-N tonn	Toe-P µg P/l	Toe-N µg N/l
15.01.2015	9,8	1820	112		0,6	1,7	0,017	3,1	10	1820
13.02.2015	8,6	1520	14		0,6	1,4	0,012	2,1	9	1520
04.03.2015	27	1850	267		0,7					
27.03.2015	25	1650	>2400		1,6	4,7	0,120	8,0	25,6	1713
08.04.2015	20	4300	131		3,0					
15.04.2015	19	1470	160		6,2					
22.04.2015	13	727	11		13,8		0,276	22,6	14,6	1198
30.04.2015	12	668	16		8,1	18,9				
08.05.2015	22	442	7		25,1					
13.05.2015	13	470	6		16,9					
20.05.2015	15	753	43		16,2					
27.05.2015	15	801	11		6,0	34,4	0,592	19,3	17	561
03.06.2015	18	1050	28		20,2					
10.06.2015	12	2040	48		2,5					
24.06.2015	32	1140	488		2,7	10,0	0,189	11,5	18,9	1156
07.07.2015	25	977	649		2,7					
15.07.2015	22	1390	1203		1,5					
29.07.2015	20	864	249		3,3	7,0	0,155	7,1	22,2	1012
12.08.2015	15	1760	184		1,4					
27.08.2015	190	2360	19860		24,2	8,0	1,450	18,7	180,7	2328
10.09.2015	13	1990	107		1,4					
24.09.2015	22	1520	88		4,3	20,7	0,409	33,9	19,8	1638
09.10.2015	11	2970	125		1,1					
22.10.2015	15	2560	980		1,4	3,2	0,043	8,8	13,3	2737
11.11.2015	15	883	411		3,4	6,6	0,099	5,8	15	883
10.12.2015	19	1070	261		7,0	8,7	0,164	9,3	19	1070
Min	8,6	442	6							
Maks	190	4300	19860							
Middel	24,2	1502	1095							
Stavvik	34,3	868	3877							
Median	16,5	1430	128							
Antall pr.	26	26	26							
Året						125,22	3,525	150,2	28,2	1200

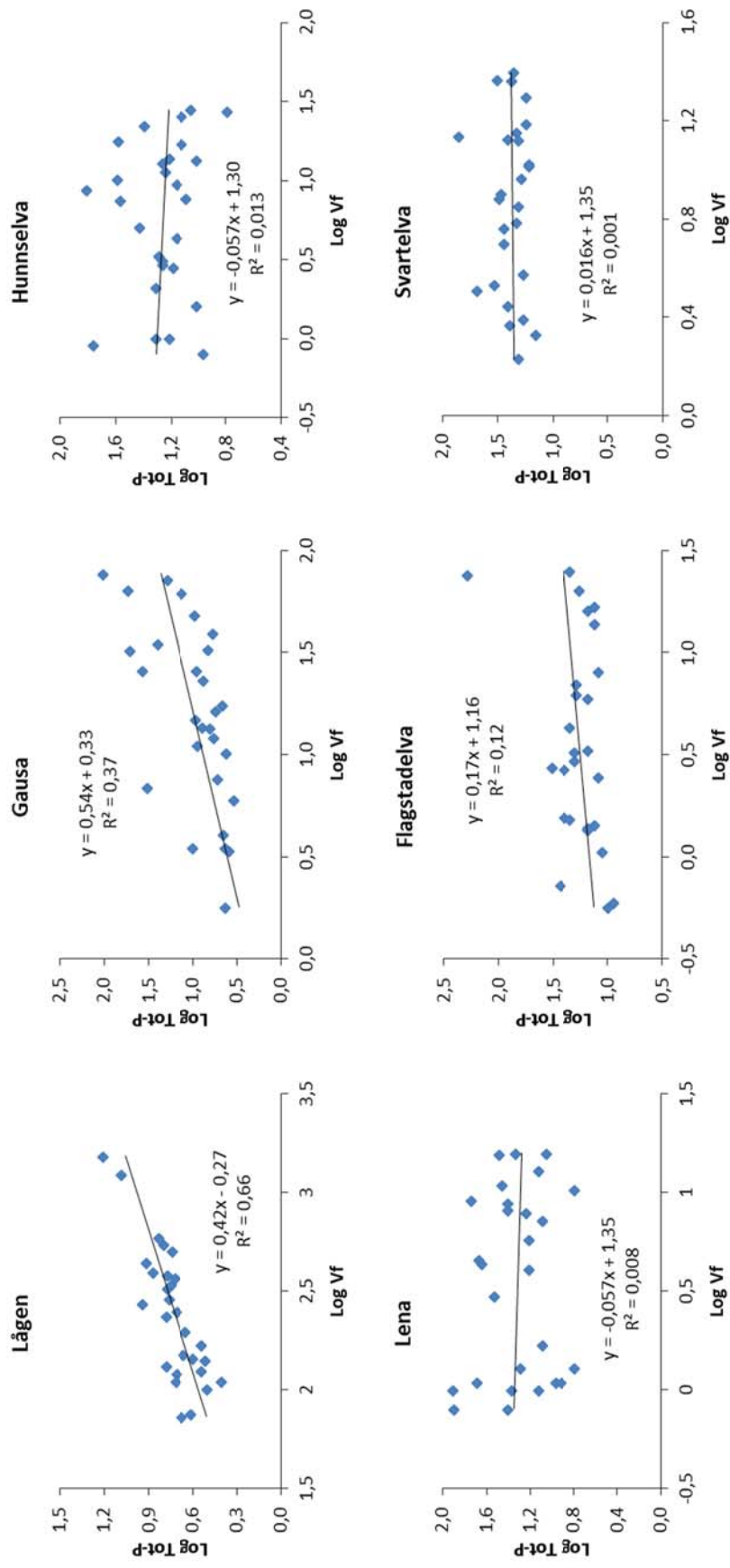
Tabell 29. Svarteha 2015 – analyseresultater og beregnet stofftransport.

	Analyseverdier		Tot-N µg N/l	E. coli kde/100 ml	Farge mg Pt/l	Turbiditet FNU	Silisium mg Si/l	Vannføring		Vol. mnd. mill. m³	Stofftransport		Volveid middel		Silisium mg Si/l
	Tot-P µg P/l							Døgnvannf. m³/s	Vol. mnd. mill. m³		Tot-P tonn	Tot-N tonn	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	
15.01.2015	24	1350	1300	85	2,2	3,68	2,3	6,8	0,163	9,1	24,9	24	1350	3,68	
18.02.2015	20	1170	691	80	2,9	3,57	1,7	5,2	0,105	6,1	18,7	20	1170	3,57	
04.03.2015	48	2350	1733	82	7,5	3,63	3,2	7,5	0,569	31,0	60,4	35	1882	3,67	
27.03.2015	27	1620	1986	101	3,8	3,69	5,7	16,5	0,676	36,7	85,7	20	1069	2,50	
08.04.2015	29	2260	219	96	5,1	3,00	8,0	14,2	0,676	36,7	85,7	20	1069	2,50	
15.04.2015	21	1180	345	126	2,5	2,80	14,2	34,3	0,676	36,7	85,7	20	1069	2,50	
22.04.2015	17	704	155	129	2,4	2,23	19,7	10,5	0,676	36,7	85,7	20	1069	2,50	
30.04.2015	16	696	43	120	5,4	2,21	10,5	40,4	0,942	32,9	81,8	23	814	2,02	
08.05.2015	23	570	96	109	4,4	1,59	22,9	22,1	0,484	35,8	55,8	22	1623	2,53	
13.05.2015	17	600	126	106	2,5	1,77	15,3	22,1	0,484	35,8	55,8	22	1623	2,53	
20.05.2015	31	1230	172	133	5,2	2,36	23,2	40,4	0,942	32,9	81,8	23	814	2,02	
27.05.2015	16	740	159	128	2,5	2,61	10,3	22,1	0,484	35,8	55,8	22	1623	2,53	
03.06.2015	22	1780	190	142	5,1	2,59	24,9	22,1	0,484	35,8	55,8	22	1623	2,53	
10.06.2015	19	1470	44	90	2,8	2,37	9,2	22,1	0,484	35,8	55,8	22	1623	2,53	
24.06.2015	27	1120	488	101	3,6	2,52	5,0	22,1	0,484	35,8	55,8	22	1623	2,53	
07.07.2015	33	1060	1011	76	4,2	2,52	3,4	22,1	0,484	35,8	55,8	22	1623	2,53	
15.07.2015	25	1060	345	89	3,2	2,76	2,8	22,1	0,484	35,8	55,8	22	1623	2,53	
29.07.2015	30	918	219	137	2,3	2,63	7,6	10,5	0,312	10,3	27,6	30	982	2,63	
12.08.2015	18	1020	179	114	2,0	2,72	3,7	10,5	0,312	10,3	27,6	30	982	2,63	
27.08.2015	70	1760	1330	62	9,1	2,82	13,6	12,3	0,724	19,7	34,5	59	1601	2,80	
10.09.2015	20	1300	69	133	2,2	2,69	7,1	12,3	0,724	19,7	34,5	59	1601	2,80	
24.09.2015	25	1530	192	166	2,9	2,77	13,3	46,3	1,077	67,1	127,0	23	1450	2,74	
09.10.2015	18	2260	63	102	2,2	3,23	2,5	46,3	1,077	67,1	127,0	23	1450	2,74	
22.10.2015	14	2650	1203	52	3,8	3,01	2,1	6,5	0,105	15,8	20,3	16	2441	3,13	
11.11.2015	21	1240	150	162	2,4	3,25	6,1	11,8	0,247	14,6	38,3	21	1240	3,25	
10.12.2015	20	990	326	111	2,1	2,22	13,2	22,2	0,444	22,0	49,3	20	990	2,22	
Mfn	14,0	570	43	52	2,0	1,59		234,89	5,848	301,3	624,3	24,9	1283	2,66	
Maks	70	2650	1986	166	9	3,69									
Middel	25,0	1332	494	109	3,6	2,74									
Stavvik	11,6	563	564	28	1,8	0,55									
Median	21,5	1205	206	108	2,9	2,71									
Antall pr.	26	26	26	26	26	26									
Året															

Tabell 30. Vorma 2015 – analyseresultater og beregnet stofftransport.

Dato	Analyseverdier			Farge mg Pt/l	Turbiditet FNU	Silisium mg Si/l	Vannføring Døgnvannf. m ³ /s	Vol. rmd. mill. m ³	Stofftransport			Vol.veid middel		
	Tot-P* µg P/l	Tot-N µg N/l	Farge						Tot-P tonn	Tot-N tonn	Silisium tonn	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	Silisium mg Si/l
26.01.2015	2,9	544	11	0,18	1,19	255,4	723,7	2,099	393,7	861,2	2,9	544	1,19	
18.02.2015	3,1	537	12	0,21	1,23	244,4	662,5	2,054	355,8	814,9	3,1	537	1,23	
24.03.2015	4,0	504	14	2,70	1,28	209,3	568,0	2,272	286,3	727,1	4,0	504	1,28	
14.04.2015	3,1	525	10	0,17	1,19	179,2	496,8	1,540	260,8	591,1	3,1	525	1,19	
18.05.2015	3,9	540	10	0,15	1,30	277,3	711,5	2,775	384,2	925,0	3,9	540	1,30	
17.06.2015	6,0	571	13	0,28	1,29	498,4	1206,9	7,241	689,1	1556,9	6,0	571	1,29	
16.07.2015	4,5	506	12	0,44	1,39	767,9	1867,5	8,404	944,9	2595,8	4,5	506	1,39	
20.08.2015	4,3	471	12	0,40	1,16	452,1	1337,5	5,751	630,0	1551,5	4,3	471	1,16	
24.09.2015	4,1	441	14	0,74	1,05	700,4	1400,2	5,741	617,5	1470,2	4,1	441	1,05	
19.10.2015	3,5	554	13	0,41	1,09	230,6	747,1	2,615	413,9	814,3	3,5	554	1,09	
04.11.2015	3,3	560	12	0,17	1,34	204,5	612,2	2,020	342,9	820,4	3,3	560	1,34	
10.12.2015	6,1	565	12	1,4	1,33	165,8	645,1	3,935	364,5	858,0	6,1	565	1,33	
Min	2,9	441	10	0,15	1,05									
Maks	6,1	571	14	2,70	1,39									
Middel	4,1	527	12	0,60	1,24									
Stavvik	1,1	40	1	1	0,10									
Median	4,0	539	12	0,34	1,26									
Antall pr.	12	12	12	12	12									
Året							10979,0	46,447	5684	13586	4,2	518	1,24	

* Analyseverdien for tot-P den 20.8.2015 var 12 µg P/l. Dette virker urimeleg høyt, jf. tot-N, farge og turb. Benytter middelverdien for datoene før og etter i beregningene.
 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 Rømua ved Kausrud x Areal uregulert lokalfelt (354 km²) : areal Rømua (88 km²). Faktoren blir 4,0227.



Figur 52. Sammenhengen mellom vannføring og tot-P (logaritmen av begge variablene) i Lågen, Gausa, Hunnselva, Lena, Flagstadelva og Svartelva i 2015.

Tabell 31. Liste over registrerte begroingsselementer fra lokalitetene i Flagstadelva og Lena 2015. Hyppigheten er angitt som prosent dekning. Organismer som vokser på/ blant disse er angitt ved: x=observert, xx=vanlig, xxx=hyppig.

		Flagstadelva	Lena
Cyanobakterier	Chamaesiphon incrustans		xxx
	Cyanophanon mirabile	x	
	Heteroleibleinia spp.		xx
	Homoeothrix janthina	x	
	Homoeothrix varians		xx
	Phormidium tinctorium	10	
Grønnalger	Aphanochaete spp.		xx
	Chaetophorales ubestemt	x	
	Cladophora glomerata		10
	Closterium spp.	x	xx
	Microspora amoena	20	
	Oedogonium a/b (19-21µ)	x	
	Oedogonium d (29-32u)		xx
	Ulothrix tenuissima	xx	xx
	Ulothrix zonata	1	x
Kiselalger	Tabellaria flocculosa (agg.)	xx	
	Uidentifiserte pennate	xxx	
Rødalger	Audouinella hermannii	5	20
	Audouinella pygmaea	1	10
	Batrachospermum helminthosum	<1	
	Batrachospermum spp.		x
	Lemanea fluviatilis	5	40
Nedbrytere	Sphaerotilus natans	xxx	

Tabell 32. Taksaliste for bunndyr. Prøver er fra utvalgte stasjoner i nedre deler av Flagstadelva og Lenaelva, samlet inn den 11.11.2015.

TaxaGroup	TaksonNavn	Flagstad 0	Lena 1
Coleoptera	Elmis aena Lv.		1
Coleoptera	Hydraena sp. Ad.	16	
Diptera	Ceratopogonidae indet. Lv.		6
Diptera	Chironomidae indet. Lv.	768	2048
Diptera	Empididae indet. Lv.		2
Diptera	Pediciidae indet. Lv.	48	32
Diptera	Psychodidae indet. Lv.	16	14
Diptera	Simuliidae indet. Lv.	112	592
Diptera	Tipulidae indet. Lv.	4	4
Ephemeroptera	Baetis muticus Lv.	24	56
Ephemeroptera	Baetis niger Lv.	10	
Ephemeroptera	Baetis rhodani Lv.	520	1704
Ephemeroptera	Baetis sp. Lv.	56	128
Ephemeroptera	Heptagenia dalecarlica Lv.	2	4
Ephemeroptera	Heptagenia sp. Lv.	2	
Gastropoda	Cochlodina laminata	1	
Gastropoda	Gyraulus acronicus	1	1
Gastropoda	Radix sp.	2	4
Hirudinea	Erpobdella octoculata		1
Hirudinea	Helobdella stagnalis		1
Hydrachnidia	Hydrachnidia indet. Ad.	4	1
Megaloptera	Sialis sp. Lv.	1	3
Oligochaeta	Oligochaeta indet.	54	752
Plecoptera	Amphinemura sp. Lv.	8	10
Plecoptera	Brachyptera risi Lv.	18	96
Plecoptera	Capnia atra Lv.	1	
Plecoptera	Capnia sp. Lv.	1	18
Plecoptera	Capniidae indet. Lv.	1	
Plecoptera	Capnopsis schilleri Lv.	5	8
Plecoptera	Diura nanseni Lv.	6	
Plecoptera	Isoperla difformis Lv.	1	
Plecoptera	Isoperla sp. Lv.		1
Plecoptera	Leuctra digitata Lv.	2	
Plecoptera	Leuctra hippopus Lv.		14
Plecoptera	Leuctra sp. Lv.	6	2
Plecoptera	Nemoura sp. Lv.	2	
Plecoptera	Nemouridae indet. Lv.	24	3
Plecoptera	Protonemura meyeri Lv.	1	
Plecoptera	Siphonoperla burmeisteri Lv.	1	22
Plecoptera	Taeniopteryx nebulosa Lv.		1
Trichoptera	Ecclisopteryx dalecarlica Lv.	26	18
Trichoptera	Limnephilidae indet. Lv.	20	10
Trichoptera	Potamophylax sp. Lv.	8	
Trichoptera	Rhyacophila nubila Lv.	3	92
Trichoptera	Rhyacophila sp. Lv.	1	36
Trichoptera	Sericostoma personatum Lv.		1

6.4 Generell informasjon om Mjøsa

Følgende beskrivelse er gjengitt fra årsrapporten for 2005 (Kjellberg 2006) med noen endringer. Vi tar forbehold om at det kan være opplysninger i beskrivelsen som ikke er oppdaterte. For informasjon om geografisk og administrativ avgrensning, tidligere undersøkelser, brukerinteresser, forurensningstilførsler og brukerkonflikter/problemer i Mjøsa for de enkelte problemområder henvises til: "Programforslag for tiltaksorientert overvåking av Mjøsa og dens nedbørfelt i 1987", datert 22.10.1986.

Områdebeskrivelser samt bakgrunnsdata og historikk omkring Mjøsa og forurensningssituasjonen er gitt bl.a. i en tidligere NIVA-rapport (Kjellberg 1982) og i et skrift utgitt av Styringsgruppa for overvåking av Mjøsa med tilløpselver (Nashoug 1999). Nedenfor er noen viktige data sammenstilt. Videre er dybdekart for Mjøsa gjengitt.

Arealfordeling i Mjøsas nedbørfelt (Holtan mfl. 1979).

Arealtype Område	Areal		Dyrket mark		Skog		Myr		Uproduktivt		Vann		Tettsted	
	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%
Gudbrandsdalslågen Nedbørfelt nedstr.	11 459	100	233	2	3198	28	246	2	7372	64	461	4	-	-
Fåberg	4904	100	807	16	3065	63	391	8	191	4	450	9	-	-
Totalt	16 453	100	1040	6	6263	38	637	4	7563	46	911	6	39	0,2

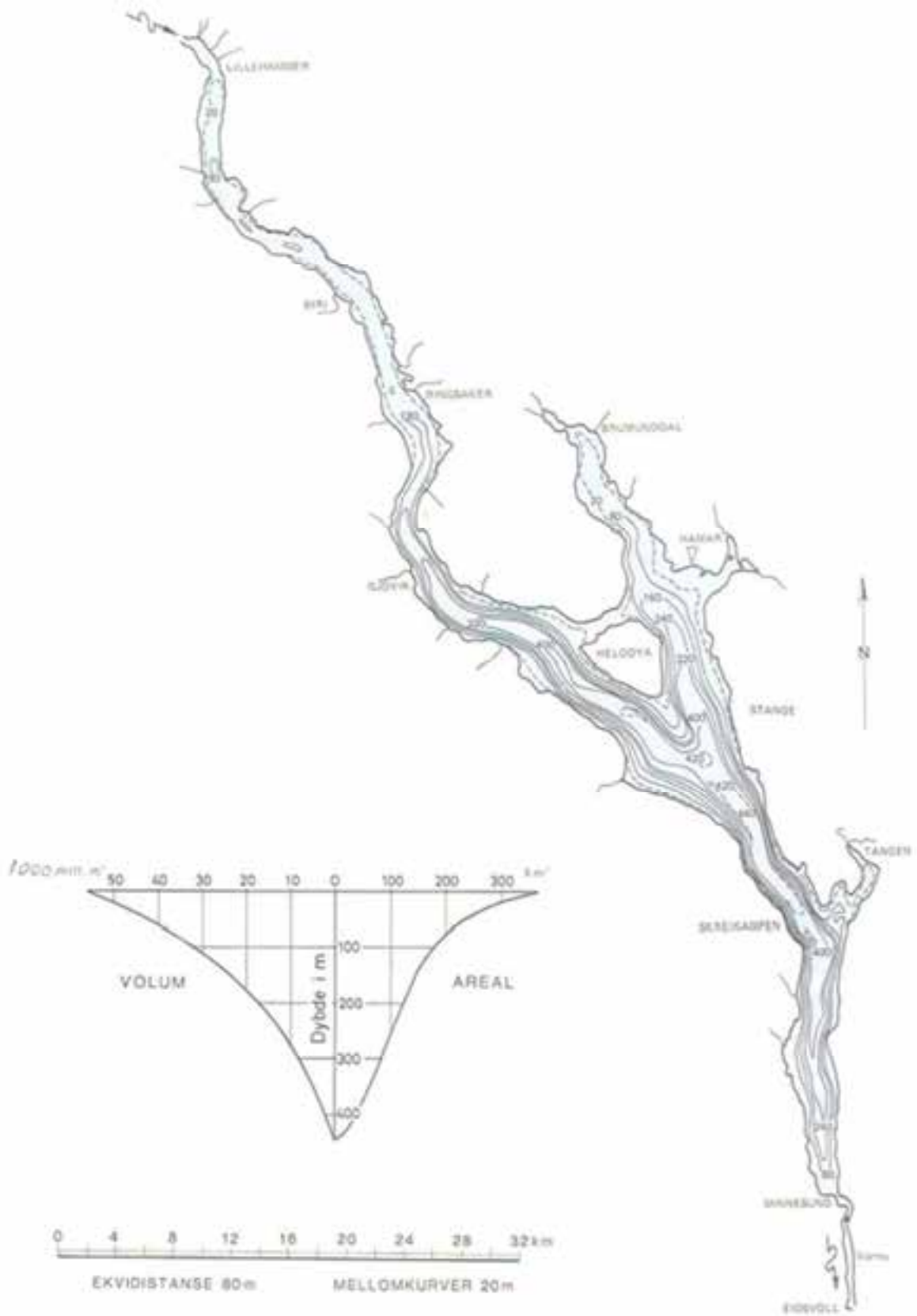
Innsjødata for Mjøsa (Kilder: ¹ NVE Atlas pr. januar 2009, ² Østrem mfl. 1984, ³ NVE 2003).

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 ¹	10102	mill. m ³
Teoretisk oppholdstid ¹	5,48	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. 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 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 skaper 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 53. 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 samfunnsliv.



Norsk institutt for vannforskning

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