

Overvåking av vannforekomster i Hedmark og Røros-området i 2017



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

NIVA Danmark

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

Tittel Overvåking av vannforekomster i Hedmark og Røros-området i 2017	Løpenummer 7269-2018	Dato 26.04.2018
Forfatter(e) Jarl Eivind Løvik, Thomas Correll Jensen, Terje Bongard, Jon Hamner Magerøy, Knut Andreas Eikland Bækkeli, Randi Saksgård, Sigrid Østrem Skoglund, Johnny Håll, Maia, Røst Kile, Petra Mutinova og Birger Skjelbred	Fagområde Overvåking	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Hedmark og Trøndelag	Sider 86
Oppdragsgiver(e) Fylkesmannen i Hedmark		Oppdragsreferanse Ragnhild Skogsrud
Oppdragsgivers utgivelse:		Utgitt av NIVA Prosjektnummer 17259

Sammendrag

Rapporten presenterer resultatene fra overvåking av miljøtilstanden i åtte innsjølokaliteter i Hedmark og Trøndelag samt 19 elvelokaliteter i Hedmark i 2017. Stubsjøen, Storsjøen (i Tolga), Håsjøen, Varaldsjøen og Møkeren fikk god eller svært god økologisk tilstand og oppnådde dermed målet i vannforskriften. Hittersjøens tilstand ble vurdert som moderat pga. høye nivåer av spesielt kobber og sink som følge av avrenning fra tidligere gruvevirksomhet. Haugatjønnas tilstand ble vurdert som dårlig pga. eutrofiering. Ut fra en samlet vurdering av fiskebestandene i Narsjøen over tid vurderes tilstanden til å ha vært svært dårlig fra slutten av 1980-tallet, og at den fortsatt var det i 2017. Omfattende endringer fra det opprinnelige fiskesamfunnet og introduksjoner av fremmede arter (sik, ørekyt og canadarøye) er hovedårsakene til at tilstanden klassifiseres som svært dårlig. På 12 av de 19 elvelokalitetene ble økologisk tilstand vurdert som god eller svært god. Av de øvrige fikk fem moderat tilstand og to dårlig tilstand. Disse oppnådde dermed ikke målet om god økologisk tilstand. De viktigste påvirkningene for disse vannforekomstene er trolig avrenning fra dyrka mark, husdyrgjødsel og spredt bebyggelse. Andre typer forurensninger og/eller fysiske inngrep kan også ha bidratt til forringelse av miljøtilstanden.

Fire emneord	Four keywords
<ol style="list-style-type: none"> Innsjøer i Hedmark og Trøndelag Elver i Hedmark Økologisk tilstand Eutrofiering 	<ol style="list-style-type: none"> Lakes in Hedmark and Trøndelag Rivers in Hedmark Ecological status Eutrophication

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



Jarl Eivind Løvik

Prosjektleder



Markus Lindholm

Forskningsleder

ISBN 978-82-577-7004-4
NIVA-rapport ISSN 1894-7948

Overvåking av vannforekomster i Hedmark og Røros-området i 2017

Forord

Rapporten presenterer resultatene fra overvåking av miljøtilstanden i utvalgte innsjøer og elver i Hedmark og i Røros kommune (Trøndelag) i 2017. Overvåkingen er utført på oppdrag fra Fylkesmannen i Hedmark, og kontaktperson hos oppdragsgiver har vært Ragnhild Skogsrud. Det pågående overvåkingsprogrammet for 2017 og 2018 finansieres av vannområdene Glomma og Grensevassdragene og av Fylkesmannen i Hedmark. Overvåkingen av innsjøene i Røros er finansiert 50 % av vannområde Glomma og 50 % av Fylkesmannen Sør-Trøndelag. Fylkesmannen i Sør-Trøndelag deltok i utvelgelsen av disse vannforekomstene.

Overvåkingen er gjennomført av Norsk institutt for vannforskning (NIVA) og Norsk institutt for naturforskning (NINA). Jarl Eivind Løvik ved NIVA Region Innlandet har vært prosjektleder i NIVA, mens Thomas Correll Jensen har vært prosjektleder for NINA.

Feltarbeidet på innsjøene (utenom fiskeundersøkelsene i Narsjøen) har vært utført av Jarl Eivind Løvik og Johnny Håll (NIVA) med assistanse fra Martin Malmkvist Eie (Eies Miljøvitenskapelige foretak), Trine Frisli Fjøsne (Hedmark fylkeskommune), Eivind Ekholt Andersen (NIVA) og Olaug Nordli. Prøvefisket i Narsjøen ble gjennomført av Thomas Correll Jensen og Dag Svalastog (NINA). Prøvetakingen av bunndyr i elver er utført av Jon Magerøy i NIVA.

Analysene av bunndyrprøver ble utført av Terje Bongard (NINA), og utregninger av indekser mht. bunndyr er gjort av Knut Andreas Eikland Bækkelie (NINA). Analyser av fisk er gjort av Randi Saksgård (NIVA) og Sigrid Østrem Skoglund (NINA). Jon Magerøy har stått for rapporteringen av prøvefisket. Thomas Correll Jensen har stått for vurderingene og rapporteringen av bunndyr i elver og koordinert NINAs bidrag av prosjektet. Randi Saksgård har stått for tilrettelegging av fiskedata og overføring av disse til Vannmiljø. Ann Kristin Schartau har kommentert og kvalitetssikret NINAs bidrag på bunndyr- og fiskeundersøkelser.

Undersøkelsene av begroing i elver er utført av Maia Røst Kile med feltassistanse fra Joanna Lynn Kemp (begge NIVA). Analysene av planteplanktonprøver er utført av Petra Mutinova, mens utregninger av indekser og vurderinger av resultatene fra planteplanktonanalysene er utført av Birger Skjelbred i samarbeid med Petra Mutinova (begge NIVA). Analysene og vurderingene av dyreplankton er utført av Jarl Eivind Løvik.

De kjemiske analysene ble utført ved NIVAs laboratorium, med Eurofins som underleverandør til NIVA for analysene av total-nitrogen på prøvene fra innsjøene innsamlet i oktober. Roar Brænden (NIVA) har hatt ansvaret for overføringen av data til Vannmiljø, bortsett fra data på fisk. Mette-Gun Nordheim (NIVA) har bistått med tilrettelegging av data for overføring til Vannmiljø. Flere forskere ved NIVA har lest og kommentert ulike deler av rapporten. Rapporten er kvalitetssikret av forskningsleder Markus Lindholm (NIVA).

Samtlige takkes for velvillig samarbeid.

Ottestad/Oslo, 26. april 2018

Jarl Eivind Løvik (NIVA)

Thomas Correll Jensen (NIVA)

Innholdsfortegnelse

1	Innledning	8
1.1	Målsetting.....	8
1.2	Kort beskrivelse vannforekomstene	8
1.2.1	Innsjøer	8
1.2.2	Elver og bekker.....	10
2	Materiale og metoder	13
2.1	Innsjøer.....	13
2.2	Elver.....	15
3	Resultater	22
3.1	Innsjøer.....	22
3.1.1	Fysisk-kjemiske forhold	22
3.1.2	Plantep plankton	25
3.1.3	Dyreplankton.....	29
3.1.4	Metaller i vann	30
3.1.5	Fisk.....	31
3.2	Elver og bekker.....	36
3.2.1	Fysisk-kjemiske forhold	36
3.2.2	Begroing.....	37
3.2.3	Bunndyr	40
4	Diskusjon.....	43
4.1	Innsjøer.....	43
4.1.1	Stubsjøen, Storsjøen, Hittersjøen, Haugatjøenna, Håsjøen, Varaldsjøen og Møkeren.....	43
4.1.2	Narsjøen.....	46
4.2	Elver og bekker.....	50
4.2.1	Begroing.....	50
4.2.2	Bunndyr	50
4.2.3	Samlet vurdering av økologisk tilstand i elver	51
5	Konklusjoner	53
6	Litteratur	54
7	Vedlegg	57

Sammendrag

Hensikten med overvåkingen av vassdrag i Hedmark og Trøndelag i 2017-2018 er å beskrive biologiske forhold og vannkvalitet samt å vurdere den økologiske tilstanden i et utvalg innsjøer, elver og bekker i de to fylkene. Overvåkingen inngår som en del av gjennomføringen av vannforskriften der målet er at alle vannforekomster skal oppnå god økologisk og kjemisk tilstand. I 2017 har overvåkingen omfattet i alt fem innsjøer i Hedmark, tre innsjøer i Røros kommune (Trøndelag) og 19 elvelokaliteter i Hedmark.

Innsjøer

Stubsjøen (Tynset kommune) hadde lave konsentrasjoner av næringsstoffer, små algemengder og en sammensetning av planteplanktonet som er typisk for næringsfattige innsjøer. Innsjøens økologiske tilstand vurderes til svært god i 2017. Konsentrasjonene av metaller var generelt lave og lå innenfor klasse I («bakgrunn») eller klasse II («god»). Innsjøen oppnådde dermed miljømålet i vannforskriften.

Storsjøen (Tolga kommune) hadde noe høyere algemengder enn Stubsjøen og en sammensetning av planteplanktonet som tydet på en svak påvirkning av økte næringssalttilførsler fra menneskelig virksomhet. Storsjøens økologiske tilstand ble vurdert som god i 2017.

Hittersjøen (Røros kommune) hadde konsentrasjoner av næringsstoffer, algemengder og et planteplanktonsamfunn som viser at innsjøen var lite påvirket mht. eutrofiering (god tilstand). Det ble imidlertid målt høye konsentrasjoner av metallene kadmium (klasse III), sink (klasse IV) og spesielt kobber (klasse V). Så vel middelverdiene som maksverdiene overskred gjeldende miljøkvalitetsstandarder for disse metallene. Hittersjøens økologiske tilstand nedgraderes derfor fra god tilstand i forhold til eutrofiering til moderat tilstand samlet sett. De høye konsentrasjonene av metaller i Hittersjøen skyldes avrenning fra områder med tidligere gruvedrift.

Haugatjønnna (Røros kommune) har fra tidligere vært kjent som en eutrofiert og produktiv innsjø. I 2017 hadde innsjøen høye konsentrasjoner av fosfor og nitrogen, store algemengder og en sammensetning av planteplanktonet som viser at den fortsatt var markert overgjødslet. Haugatjønnnas økologiske tilstand vurderes som dårlig, og den oppnådde dermed ikke miljømålet i vannforskriften.

Håsjøen (Røros kommune) vurderes å være i god økologisk tilstand på grunnlag av indekser for planteplankton og fysisk-kjemiske støtteparametere i 2017. Konsentrasjonene av metaller var generelt lave (klasse I og II). Håsjøen oppnådde dermed miljømålet iht. vannforskriften.

Varaldsjøen (Kongsvinger kommune) hadde lave konsentrasjoner av næringsstoffer samt små algemengder og en sammensetning av planteplanktonet som viser at innsjøens økologiske tilstand kan betegnes som god. Innsjøen så ikke ut til å være vesentlig påvirket av forsurening.

Møkeren (Kongsvinger kommune) ble vurdert å være i svært god økologisk tilstand både i forhold til eutrofiering og forsurening.

Narsjøen (Os kommune). For denne innsjøen er vurderingen av økologisk tilstand gjort kun på grunnlag av undersøkelser av fiskebestander. Sik utgjorde 76 % av den totale fangsten ved prøvefisket i 2017 og er dermed den dominerende fiskearten. Ørekyt (12 %) og ørret (10 %) var de eneste øvrige artene som ble fanget i noe antall, mens enkeltindivider av gjedde, harr og lake også ble fanget. Introduksjon av fremmede fiskearter har ført til drastiske endringer i fiskesamfunnet i Narsjøen fra 1960-tallet og fram til i dag. Etter at siken etablerte seg, har den blitt den dominerende arten, mens andre arter har blitt fåtallige og røya nesten har forsvunnet. På grunn av utfisking siden

1988 og fram til i dag har dominansen av sik blitt noe redusert. En samlet vurdering av fiskebestandene i Narsjøen over tid tilsier at tilstanden har vært svært dårlig fra slutten av 1980-tallet, og at den fortsatt var det i 2017.

Elver og bekker

Undersøkelser av de biologiske kvalitetselementene begroing og bunndyr ble brukt for bestemmelse av økologisk tilstand på elvelokalitetene. I tillegg ble det samlet inn vannprøver for typifisering av lokalitetene. Vannforekomstene fordeler seg fra Tolga og Tynset i nord til Sør-Odal og Kongsvinger i sør og omfatter fra små bekker til mellomstore elver.

Den økologiske tilstanden ble vurdert som god eller svært god på til sammen 12 av de 19 lokalitetene. Disse oppnådde således miljømålet i vannforskriften. Av de øvrige sju lokalitetene fikk fem moderat tilstand og to dårlig tilstand. Disse oppnådde dermed ikke miljømålet om god økologisk tilstand. Dette gjaldt én lokalitet i Tynset (Kalbekken), én i Tolga (Møkkelbekken nedstrøms Vingelen), to i Rendalen (tilløpsvassdrag til Lomnessjøen), én lokalitet i Sør-Odal (Sæteråa) og én i Stange kommune (Nordre Starelva). Den sistnevnte lokaliteten er klassifisert som sterkt modifisert vannforekomst (SMVF), og her er målet «godt økologisk potensial». De viktigste årsakene til forringet miljøtilstand i de nevnte vassdragene var trolig avrenning fra dyrka mark, fra husdyrgjødsel og spredt bebyggelse. For enkelte av vannforekomstene kan også andre typer forurensninger og/eller fysiske inngrep slik som kanalisering ha bidratt til en forringelse av miljøtilstanden.

Flere av vannforekomstene er humøse eller svært humøse. For de vannforekomstene som både er kalkfattige og humøse er det knyttet usikkerhet til om eventuelle svake resultater for en av de biologiske indeksene skyldes menneskeskapt forsurening eller naturlig surhet pga. humussyrer. I slike tilfeller vil vi anbefale at de biologiske kvalitetselementene suppleres med vannprøver og relevante kjemiske analyser.

Summary

Title: Monitoring of water courses in the county of Hedmark and the municipality of Røros, S Norway in 2017.

Year: 2018

Authors: Jarl Eivind Løvik, Thomas Correll Jensen, Terje Bongard, Jon Hamner Magerøy, Knut Andreas Eikland Bækkelie, Randi Saksgård, Sigrid Østrem Skoglund, Johnny Håll, Maia, Røst Kile, Petra Mutinova and Birger Skjelbred

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 978-82-577-7004-4

The report presents the results from monitoring of water quality and biota in selected lakes and rivers in the counties of Hedmark and Trøndelag in 2017.

The lakes Stubsjøen, Storsjøen (in Tolga), Varaldsjøen og Møkeren were found to be in good or high ecological status. These lakes then achieved the environmental goal according to the EU water frame directive. The ecological status of Lake Hittersjøen was classified as moderate, due to high concentrations of heavy metals copper and zinc, caused by runoff from mining areas. The mines were closed down in the late 1970ies. Lake Haugatjøenna was found to be in bad ecological status because of eutrophication, with high concentrations of nutrients and high biomasses of phytoplankton. An assessment of the fish populations in Lake Narsjøen over a rather long period, led to the conclusion that the status has been very bad since the late 1980is, and that this was the status still in 2017. Introduction of invasive fish species and comprehensive changes in the fish community were the main causes for the bad situation.

Based on investigations of benthic communities of algae and macro invertebrates, 12 out of 19 monitored river and brook localities were found to be in good or high ecological status. The ecological status of the remaining seven localities was classified as moderate or bad. These seven localities then did not reach the environmental goal. Runoff from farmland and scattered settlements in the catchment areas are probably the main factors that causes deterioration of the environmental state.

1 Innledning

1.1 Målsetting

Hovedmålet med prosjektet er å overvåke miljøtilstanden i et utvalg elver, bekker og innsjøer i Hedmark. Undersøkelsene i 2017 inkluderer også tre innsjøer i Røros kommune i Trøndelag. Overvåkingen inngår som en del av gjennomføringen av vannforskriften der målet er at alle vannforekomster skal nå god økologisk og kjemisk tilstand. Vurderingene av miljøtilstanden er basert på prøveinnsamling og analyser av vannprøver for fysisk-kjemiske parametere, prøver og analyser av de biologiske kvalitetselementene planteplankton, dyreplankton, begroingsorganismer og bunndyr. I Narsjøen i Os kommune er vurderingene kun basert på undersøkelser av fiskebestander. Til sammen åtte innsjølokaliteter og 19 elvelokaliteter ble overvåket i 2017.

1.2 Kort beskrivelse vannforekomstene

Nedenfor følger en kort beskrivelse av de undersøkte vannforekomstene. Beskrivelsene er i stor grad basert på informasjonen fra det nasjonale, nettbaserte kartverktøyet Vann-Nett (<https://vann-nett.no/>).

1.2.1 Innsjøer

Stubsjøen (1,06 km², 676 moh.), vannforekomst-ID 002-171-L (Tynset kommune)

Innsjøen er en del av Tunna-vassdraget som munner ut i Glåma like nedstrøms tettstedet Tynset. Flere benevnelser brukes på denne innsjøen, både «Stugusjøen», «Stubsjøen» og «Stubbsjøen» (<https://vann-nett.no/>, <http://stadnamn.kartverket.no/>). Vi har valgt å bruke «Stubsjøen» i denne rapporten.

Stubsjøen har tidligere vært påvirket av metall-forurensninger fra Røstvangen gruve. For øvrig antas innsjøen å være påvirket av diffus avrenning fra dyrka mark og spredt bosetting samt diffus avrenning fra et mindre antall hytter og fritidsaktiviteter. Andelen dyrka mark i nedbørfeltet er liten sett i forhold til det store nedbørfeltet, som i hovedsak består av fjell- og skogområder. Innsjøen har bestander av røye og ørret av vekslende størrelse og kvalitet (Qvenild 2010).

Storsjøen i Tolga (2,60 km², 764 moh.), vannforekomst-ID 311-1357-L (Tolga kommune)

Storsjøen er en del av vannområde Femund/Trysilvassdraget – Klara älv. Innsjøens utløp går sørøstover via Hola, Langsjøen, Sømåa, Isteren og videre til Femundselva. Nedbørfeltet er dominert av snaufjell og skogområder. Innsjøen kan være noe påvirket av avrenning fra dyrka mark, jordbruksaktiviteter og bebyggelsen i Hodalen. Det er imidlertid flere innsjøer/avgrensede bassenger oppstrøms selve Storsjøen, som trolig fungerer som sedimentasjonsbassenger for bl.a. næringsstoffer fra Hodalen. For øvrig finnes det et mindre antall hytter i områdene omkring innsjøen. Storsjøen har bestander av ørret, sik, harr, abbor og ørekyt, der siken dominerer (Qvenild 2010).

Hittersjøen (0,492 km², 673 moh.), vannforekomst-ID 002-35354-L (Røros kommune)

Hittersjøen er den nederste av flere mellomstore og mindre innsjøer i Hittervassdraget. Hittervassdraget drenerer et nedbørfelt som er 156 km². Nedbørfeltet er dominert av snaufjell, myr og skog. Langs vassdraget ligger det spredte gårdsbruk og setrer med tilhørende landbruksarealer, i tillegg til flere hundre hytter som ligger spredt eller i hyttefelt. Selv om dette sannsynligvis medfører påvirkning og avrenning av betydning, må gruveaktiviteten i området regnes for å være den største påvirkningsfaktoren mht. til forurensning av vassdraget (Aanes mfl. 2014). Utløpselva fra Hittersjøen har navnet «Hyttelva» i nedre del der elva renner gjennom Røros bergstad før den går sammen med Håelva like nedstrøms bergstaden og videre til samløp med Glåma like vest for Røros lufthavn.

Hittersjøen ble undersøkt på 1980- og 1990-tallet mht. effekter av gruveforurensning på vannkjemi, planteplankton, dyreplankton og fisk (Grande mfl. 1996). Det foreligger dessuten en fersk rapport fra overvåking av vannkjemi, sedimenter og bunndyr utført av Asplan viak i 2017, på oppdrag fra Klima- og miljødepartementet (Kvitsand 2018). Resultatene fra undersøkelsene viste høye konsentrasjoner av spesielt kobber og sink i vann og sediment (tilstandsklasse IV-V), men god til moderat tilstand mht. bunndyr. Den dominerende fiskearten i Hittersjøen er sik, men det finnes også ørret, lake, ørekyte og harr (Hans Iver Kojedal, Røros kommune, pers. oppl.).

Haugatjønnna (0,091 km²), vannforekomst-ID 002-35277-L (Røros kommune)

Haugatjønnna er fra tidlig på 1900-tallet kjent som en svært produktiv, liten innsjø (Jakobsen 1974, med referanser). Store nærings salttilførsler pga. avrenning særlig fra dyrka mark og jordbruksaktivitet førte imidlertid til markant overgjødning og en reduksjon i produksjonen av sik, som var det dominerende fiskeslaget etter at den ble introdusert i 1903. Fra 1960- og 1970-tallet er det bl.a. rapportert om markerte oppblomstringer av bl.a. cyanobakterier (blågrønnalger), svært lavt siktedyp samt periodevis høy pH (>9,5) i epilimnion og oksygenvinn i hypolimnion (Jakobsen 1974, m. ref.).

Eksperimentell fjerning av all fisk i Haugatjønnna ved hjelp av rotenon i 1980 førte bl.a. til en markant økning i andelen effektive algebeitere innen dyreplanktonet (store dafnier) og en sterk nedgang i algebiomassen (Reinertsen mfl. 1990). En bestand av røye ble reetablert ved hjelp av utsettinger i 1982-1984 (Reinertsen mfl. 1990). Røyeutsettinger har også vært gjort i den senere tid, og i dag har Haugatjønnna fortsatt kun en bestand av røye, som ikke har noen sjølforyngelse i innsjøen (Hans Iver Kojedal, pers. oppl.).

Håsjøen (2,62 km², 648 moh.), vannforekomst-ID 002-176-L (Røros kommune)

Håsjøen får tilløp fra vide fjell-, skog- og myrområder samt bl.a. den 15,8 km² store innsjøen Feragen (654 moh.). Utløpet går via Rambergsjøen, Rismosjøen og Håelva til samløp med Glåma litt vest for Røros lufthavn. Det finnes noe dyrka mark og spredt bosetting ved østre enden av innsjøen. For øvrig er det svært lite bebyggelse langs innsjøen. Vann-Nett oppgir at innsjøen kan være noe påvirket av diffus avrenning fra tidligere gruvedrift/deponier («ukjent grad»).

Av fiskearter har Håsjøen bestander av ørret, sik, abbor, gjedde, lake, harr, steinsmett og ørekyt (Hans Iver Kojedal, pers. oppl.). Tidligere fantes det også røye, men den er omtrent helt fraværende i dag.

Narsjøen (1,95 km², 737 moh.), vannforekomst-ID 002-245-L (Os kommune)

Narsjøen utgjør en sentral del av Nøra-vassdraget som renner nordvestover og munner ut i Glåma ca. 1,5 km oppstrøms kommunesenteret Os. Størstedelen av nedbørfeltet omfattes av skog- og fjellområdene mellom Tufsingdalen (Os kommune) og Holøydalen/Øversjødalen (Tolga kommune). Påvirkningen av diffus avrenning fra dyrka mark, husdyrhold/-gjødning, spredt bosetting og hytter antas å være liten (<https://vann-nett.no/>).

I følge historiske fangstdata var røye og ørret de dominerende fiskeartene i Narsjøen på 1930- og 1960-tallet (Odd Terje Sandlund, Trygve Hesthagen og Åge Brabrand pers. oppl.). Harr, lake og steinsmett utgjør de andre opprinnelige fiskeartene i innsjøen (røye ble opprinnelig utsatt, men trolig for flere hundre år siden). Omkring 1970 ble sik introdusert, og denne arten utviklet seg etter hvert til å bli den dominerende i fiskearten i innsjøen, mens f.eks. røye og ørret ble mindre vanlige (Meli 1993, Sandlund mfl. 2011). I nyere tid har også gjedde og ørekyt blitt introdusert, og fra 1993 og framover har canadarøye blitt fanget i Narsjøen (Qvenild 2010). For å forbedre situasjonen for de stedegne fiskeartene har det siden slutten av 1980-tallet blitt gjennomført (og gjennomføres fortsatt)

omfattende tiltak spesielt for å redusere bestanden av sik (Meli 1993, Taugbøl mfl. 2004, Tor Olav Narbuvooll og Erik Vangskåsen pers. oppl.).

Varaldsjøen (6,20 km², 203 moh.), vannforekomst-ID 313-360-L (Kongsvinger kommune)

Varaldsjøen hører til Brønbølvassdraget som går over på svensk side av grensa og utgjør en del av vannområdet Byälven, som igjen hører til vannregion Västerhavet. Innsjøen har utløp til Møkeren via den ca. 1,5 km lange Sikåa. Varaldsjøen er regulert 7,0 m med dam i utløpet og er pga. reguleringen klassifisert som SMVF, dvs. sterkt modifisert vannforekomst.

Innsjøens nedbørfelt består i all hovedsak av barskogområder. Andelen dyrka mark er ubetydelig, og bosettingen kan også betegnes som svært liten. Tilløpsvassdraget Larbekken, som kommer inn fra grensetraktene mot Sverige i sørøst, har tidligere vært gjenstand for omfattende kalking (Qvenild 2010, Garmo mfl. 2017). De dominerende fiskeartene er mort og abbor, men det er også bestander av laue, lagesild (lokalt navn «stinte») og krøkle (Qvenild 2010).

Møkeren (12,77 km², 175 moh.), vannforekomst-ID 313-359-L (Kongsvinger kommune)

Møkeren er også en del av Brønbølvassdraget og hører til vannområde Byälven og vannregion Västerhavet. Nedbørfeltet er dominert av barskogområder, myr og flere innsjøer, bl.a. den relativt store Varaldsjøen i sørøst. Andelen dyrkamark er liten, og det er også lite fast bosetting i nedbørfeltet. Det finnes imidlertid noen hytter omkring innsjøen, og ved nordenden ligger Dragonmoen campingplass. Møkeren er regulert 2,0 m med dam i utløpet og har status som SMVF (sterkt modifisert vannforekomst).

Vannkjemi og sammensetningen dyreplanktonet i Møkeren ble undersøkt i 2003. Resultatene viste en svakt sur vannkvalitet (midlere pH 6,5) og relativt god bufferevne mot forsuring (midlere alkalitet 0,093 mmol/l) (Rognerud mfl. 2006). Algemengden målt som klorofyll a var lav, og dyreplanktonet hadde en sammensetning som indikerte at det ikke var negativt påvirket av forsuring, men at det var sterkt påvirket av predasjon («beiting») fra planktonspisende fisk.

Møkeren har ikke vært direkte kalket, men noen innsjøer i nedbørfeltet har tidligere blitt kalket årlig (Rognerud mfl. 2006). De dominerende fiskeartene i Møkeren er abbor, gjedde og mort, men pelagisk finnes også laue, lagesild, krøkle og hork (Qvenild 2010).

1.2.2 Elver og bekker

Kalbekken, vannforekomst-ID 002-1687-R (Tynset).

Bekken har utløp til Glåma og drenerer skogområder, boligområder og områder med dyrka mark sørvest for Tynset sentrum. De viktigste påvirkningene antas å være diffus avrenning fra dyrka mark og i mindre grad fra spredt bebyggelse. Lokaliteten i Kalbekken ble i 2012 funnet å være i moderat tilstand mht. eutrofiering basert på undersøkelser av begroing (Løvik mfl. 2013).

Vassdrag fra Vingelen, vannforekomst-ID 002-1832-R (Tolga)

Prøver er tatt i nedre del av Møkkelbekken som i hovedsak drenerer skogområder og områder med dyrka mark og spredt bebyggelse i Vingelen. Bekken går sammen med Kvernbecken like før samløp med Glåma ved Kvennan camping. De viktigste påvirkningene antas å være diffus avrenning fra dyrka mark og husdyrhold/husdyrgjødsel. Et punktutslipp fra et renseanlegg for 2000 pe antas å påvirke vassdraget i liten grad.

Kjemma/Kjemsjøen, vannforekomst-ID 002-1676-R (Stor-Elvdal)

Vassdraget drenerer skogområder, noe dyrka mark samt deler av tettbebyggelsen på Koppang. Prøvestasjonen er plassert i nedre del av Kjemma (eller Kjemåa), ca. 800 m før samløp med Glåma. Diffus avrenning fra dyrka mark antas å være den viktigste påvirkningen. Lokaliteten ble også

undersøkt mht. begroing i 2012. Konklusjonen ble da at bekken var i moderat tilstand i forhold til eutrofiering (Løvik mfl. 2013).

Trya, vannforekomst-ID 002-146-R (Stor-Elvdal)

Trya avvanner fjell-, skog- og myrområder vest for Glåma på begge sider av Vinjevegen. Prøvestasjonen ligger ved Trønnes gammelsetra, nedstrøms et område med relativt mye hyttebebyggelse. Vassdraget munner ut i Glåma ved Trønnes, like sørvest for Koppang.

Tysla, nedre del, vannforekomst-ID 002-193-R (Rendalen)

Tysla renner gjennom Tyllidalen og drenerer i hovedsak skog- og fjellområder med bl.a. deler av Tron, Fonnåsfjellet og Jutulhogget. En mindre del av nedbørfeltet er dyrka mark. Elva går sammen med Rena litt sør for Elvål. Viktigste påvirkning antas å være diffus avrenning fra dyrka mark og fra spredt bebyggelse.

Rena, vannforekomst-ID 002-206-R (Rendalen)

Rena på strekningen Elvål – Hornset drenerer i hovedsak skogområder, men også en del fjellområder samt dyrka mark og bebyggelsen bl.a. i Øvre Rendalen. Elvestrekningen er klassifisert som sterkt modifisert vannforekomst (SMVF) pga. store fysiske inngrep slik som kanalisering og barrierer etc. for flomsikring. Avrenning fra dyrka mark, fra husdyrhold/husdyrgjødsel og fra spredt bebyggelse antas å være de viktigste forurensningskildene på strekningen.

Tilløpsvassdrag til Lomnessjøen, vannforekomst-ID 002-213-R (Rendalen)

Tilløpsvassdrag til Lomnessjøen omfatter to stasjoner fordelt på to bekker. Viksæterbekken munner ut i nordvestenden av innsjøen, og drenerer i hovedsak skogområder, men også noe dyrka mark. Spondalsbekken ligger rett sør for Otnes og drenerer i hovedsak skogområder, men også noe dyrka mark, et sandtak og noe bebyggelse. Diffus avrenning fra dyrka mark, husdyrhold, husdyrgjødsel og fra spredt bebyggelse antas å være de viktigste forurensningskildene.

Nordre Osa Bjørbekken, vannforekomst-ID 002-2557-R (Rendalen)

Bjørbekken tilhører Tarven bekkefelt og renner ut i Nordre Osa. Bekken drenerer i hovedsak skogområder, men også en del fjell. Forsuring antas å være den viktigste påvirkningen. Lokaliteten er også undersøkt mht. bunndyr tidligere, og økologisk tilstand basert på denne organismegruppen ble vurdert til god (Vann-nett). Det er ikke registrert noen vannkjemisk undersøkelse i Vann-nett.

Jømna, vannforekomst-ID 002-2864-R (Elverum)

Jømna drenerer i hovedsak skog- og myrområder, men også betydelige områder med dyrka mark, f.eks. i Hernes, Finstad, Sørskogbygda og Melåsberget. Diffus avrenning fra fulldyrket mark, husdyrhold, husdyrgjødsel, spredt bebyggelse, og punktutslipp fra renseanlegg antas å være viktige forurensningskilder. I området Hornmoen/Starmoen ligger bl.a. en flyplass og en kommunal gjenvinningsstasjon. Elva antas også være hydromorfologisk påvirket grunnet vannuttak og/eller overføring for jordbruk.

Julussa, vannforekomst- ID 002-1490-R (Elverum, Åmot)

Julussa har sitt utspring fra Bergesjøen rett sør for RV 25 og renner mot nord gjennom Julussdalen før den har sitt utløp i Rena ca. 0,5 km nedstrøms Løpsjøen. Vannforekomsten Julussa inkluderer tre stasjoner i denne overvåkingen. Øverste stasjon (JU1) ligger rett oppstrøms samløp Julussa og Storbekken, andre stasjon (JU2) ligger sørvest for Ryssjøen og tredje stasjon (JU3) ligger ved Mælen rett før utløp til Rena. Elva drenerer i hovedsak skogområder, men også noe dyrka mark. Diffus avrenning fra fulldyrket mark, husdyrhold, husdyrgjødsel og spredt bebyggelse antas å være viktigste forurensningskilder. Elva antas også være hydromorfologisk påvirket grunnet tilrettelegging for tømmerfløting i forrige århundre.

Bingsfløyta/Geittjennet mfl., vannforekomst-ID 002-101-R (Kongsvinger, Sør-Odal)

Vassdraget har sitt utspring i Mjøgsjøen, og renner via Mjøgsjøbekken og Geittjennet, før det ender opp i Agnåa og Bingsfløyta. Stasjonen ligger rett sør for Bingsfløyta før Agnåa renner ut i Glomma (vest for Brandval). Vassdraget drenerer i hovedsak skogområder og dyrka mark, men også noe bebyggelse. Diffus avrenning fra fulldyrka mark, husdyrhold, husdyrgjødsel og spredt bebyggelse antas å være viktige forurensningskilder.

Agnåa, vannforekomst-ID 002-87-R (Kongsvinger)

Prøvestasjonen i Agnåa ligger rett nord for samløp Geitåa og Agnåa. Vassdraget drenerer i hovedsak skogområder og dyrka mark, men også noe bebyggelse. Forsuring antas å være den viktigste påvirkningen. I tillegg antas elvesystemet å være hydromorfologisk påvirket grunnet tilrettelegging for tømmerfløting.

Sæteråa, vannforekomst-ID 002-3446-R (Sør-Odal)

Sæteråa renner mot nord før det har sitt utløp i Glomma ved Disenå. Vassdraget drenerer i hovedsak dyrka mark og skogområder. Diffus avrenning fra fulldyrka mark og spredt bebyggelse antas å være viktige forurensningskilder, men også forsuring antas å være av betydning. Vassdraget er også påvirket av vannuttak eller overføring for drikkevannsforsyning.

Søndre Starelva/Vikselva, vannforekomst-ID 002-341-R (Stange)

Søndre Starelv/Vikselva drenerer i hovedsak skog samt noe dyrka mark i områdene mellom Kolomoen, Vallset og Tangen, der Vikselva har sitt utløp i Mjøsa i Tangenvika. E6 krysser vassdraget på flere punkter. Prøvestasjonen ble plassert ca. 1,5 km oppstrøms samløpet med sidegrenen Fosselva (ved bru Måsån). Søndre Starelva/Vikselva er klassifisert som en sterkt modifisert vannforekomst (SMVF) pga. av fysiske endringer.

Nordre Starelva, vannforekomst-ID 002-1019-R (Stange)

Nordre Starelvas nedbørfelt er karakterisert ved en stor andel fulldyrka mark, noe skog, flere tettbebyggelser som Starhellinga og Romedal, industriområder og en kommunal gjenvinningsstasjon. Hovedvegene E6 og Riksveg 3 krysser vassdraget. Starelva munner ut i Svartelva (tilløpselv til Mjøsa) ved Ilseng. Prøvestasjonen er plassert ved Romedal kirke. Nordre Starelva er klassifisert som en sterkt modifisert vannforekomst (SMVF) pga. fysiske endringer (landbrukstiltak).

Fosselva, vannforekomst-ID 002-625-R (Stange)

Vannforekomsten omfatter elvestrekningen fra utløpet av Harasjøen til samløp med Søndre Starelva. Prøvestasjonen i Fosselva er plassert ca. 700 m vest for garden Foss. De øvre delene av vassdraget drenerer vide skogområder på begge sider av Harasjøen. På strekningen nedstrøms Harasjøen er det en god del dyrka mark og bebyggelse. Diffus avrenning fra fulldyrka mark, husdyrhold, husdyrgjødsel og spredte bebyggelser antas å være de viktigste forurensningskildene. I tillegg antas elvesystemet å være hydromorfologisk påvirket grunnet overføringer.

2 Materiale og metoder

2.1 Innsjøer

Til sammen sju innsjøer ble prøvetatt i 2017, fra Haugatjønnna i Røros kommune i nord til Varaldsjøen i Kongsvinger kommune i sør. Plasseringen av prøvestasjonene i innsjøene er gitt i **Tabell 1**.

Tabell 1. Innsjøstasjoner prøvetatt i 2017. Koordinater i UTM-sone 33.

Innsjø	Vannforekomst-ID	Kommune	Koordinater	
			Øst	Nord
Stubsjøen	002-171-L	Tynset	263234	6926560
Storsjøen	311-1357-L	Tolga	306906	6914040
Hittersjøen	002-35354-L	Røros	315604	6944768
Haugatjønnna	002-35277-L	Røros	339680	6950466
Håsjøen	002-176-L	Røros	331512	6931474
Varaldsjøen	313-360-L	Kongsvinger	357072	6669838
Møkeren	313-359-L	Kongsvinger	355002	6672424

Vannprøver

Vannprøver og prøver av planteplankton ble samlet inn til sammen fire ganger i 2017, dvs. månedlig i perioden juli-oktober. Prøver for fysisk-kjemiske analyser ble tatt som integrerte prøver (blandprøver) fra eufotisk sone på hver av innsjøstasjonene, dvs. fra overflaten og ned til ca. 2 ganger siktedypet. Analysene omfattet følgende parametere: farge, total organisk karbon (TOC), total-fosfor (tot-P), total-nitrogen (tot-N), turbiditet, kalsium, pH og alkalitet. De kjemiske analysene ble utført etter akkrediterte metoder ved NIVAs analyselaboratorium. Analysene av total-nitrogen i oktoberprøvene ble utført ved Eurofins etter akkreditert metode (samme metode som NIVA benyttet).

Prøver for analyser av konsentrasjoner av metaller ble samlet inn fire ganger fra Stubsjøen, Hittersjøen og Håsjøen. Disse prøvene ble tatt fra ca. 0,5 m dyp og direkte på spesialpreparerte plastflasker. Analysene er utført ved NIVAs laboratorium iht. akkrediterte metoder. Prøvene innsamlet i juli og august ble filtrert gjennom 0,45 µm membranfilter før analyse. For prøvene innsamlet i september og oktober ble filtrering utelatt som følge av en informasjonssvikt med laboratoriet. Dette kan ha bidratt til høyere verdier for jern og mangan i september og oktober enn det ville ha blitt med filtrering (se Vedlegg, **Tabell 27-29**). For de andre metallene har det trolig ikke influert vesentlig på verdiene.

Samtidig med prøvetakingen ble temperaturen målt i en vertikalserie, og siktedypet ble målt mot standard Secchi-skive. Siktedyp er en av de fysisk-kjemiske støttparameterne som brukes i klassifiseringen av økologisk tilstand. Ettersom humus påvirker naturtilstanden for siktedyp, må referanseverdier og klassegrenser justeres i henhold til humusinnhold (farge). Vi har benyttet formelen gitt i klassifiseringsveilederen (Veileder 02:2013, revidert 2015, kpt. 7.2.4).

Planteplankton

Prøver for bestemmelse av planteplanktonets mengde (biovolum) og sammensetning ble tatt som blandprøver fra eufotisk sone. Det ble benyttet de samme blandprøvedypene for planteplankton som for de fysisk-kjemiske prøvene og analysene. Prøvene ble fylt på 50 ml glassflasker, fiksert i felt med Lugols løsning og lagret mørkt og kjølig fram til analyser i laboratoriet. Fra blandprøvene fra eufotisk sone ble det også tatt ut prøver til analyse av klorofyll-a, som også er et mål på algemengden. Prøvene ble fylt på 1 liters mørke plastflasker, og enten hele eller et gitt volum av blandprøvene ble filtrert i felt eller ved ankomst NIVA Region Innlandet innen 24 timer etter prøvetaking. Filtrene ble

frosset ned umiddelbart etterpå og lagret i frossen tilstand inntil analyse. Analysene er utført etter akkreditert metode ved NIVA.

Prøvene av planteplankton ble analysert i omvendt mikroskop iht. Norsk standard NS-EN 15204:2006 og NS-EN 16695:2015. Klorofyll-prøvene ble analysert i henhold til NS 4767 (NIVA-metode H1-1). Planteplankton- og klorofyll-dataene brukes til å beregne økologisk tilstand for kvalitetselementet planteplankton iht. vannforskriften, som angitt i klassifiseringsveilederen (Veileder 02:2013, revidert 2015).

Dyreplankton

Prøver av dyreplankton ble samlet inn fra hver av innsjølokalitetene ved prøverunden i august. Håvtrekk med planktonhåv ble tatt fra følgende sjikt: Stubsjøen 0-6 m, Storsjøen i Tolga 0-28 m, Hittersjøen 0-7 m, Haugatjønnna 0-13 m, Håsjøen 0-20 m, Varaldsjøen 0-13 m og Møkeren 0-10 m. I de grunne innsjøene Stubsjøen og Hittersjøen ble håven innrettet slik at den filtrerte både når den ble senket til angitt dyp og når den ble trukket opp til overflaten, med den hensikt å få nok prøvemateriale. På de øvrige stasjonene ble håven senket ned til angitt dyp og trukket vertikalt opp til overflaten. Håven har åpningsdiameter 30 cm og maskevidde 90 µm. Prøvene ble i felt fiksert med Lugols løsning og lagret mørkt og kjølig fram til bearbeiding i laboratoriet. Prøvene ble talt og bestemt etter standard prosedyrer ved hjelp av binokulær lupe og mikroskop. Alle individer av krepsdyrplankton, med unntak av små copepoditter og nauplier (hoppekreps) er bestemt til art. Prøver med mange individer er fraksjonert (subsamlet) før artsbestemmelse, men hele prøven er gjennomgått for registrering av arter med lav tetthet. I hver prøve er minst 200 individer (utenom nauplier av hoppekreps) identifisert.

Som indikasjon på hvor sterkt predasjonspresst fra planktonspisende fisk er, har vi målt størrelsen på voksne vannlopper. Planktonspisende fisk foretrekker større vannlopper, og et økt predasjonspress vil derfor føre til at vannloppenes gjennomsnittsstørrelse reduseres.

Krepsdyrplanktonets sammensetning ble vurdert i forhold til forsurening, eutrofiering og grad av fiskepredasjon på basis av de ulike artenes følsomhet eller toleranse overfor disse påvirkningene (Hessen mfl. 1994, Halvorsen mfl. 2002, Jensen mfl. 2013 og Schartau mfl. 2013).

Fisk

Det ble utført prøvefiske i Narsjøen over en natt fra 29. til 30. august 2017. Prøvefisket ble gjennomført med oversiktsgarn (Nordisk garnserie) iht. Miljødirektoratets modifiserte utgave av NS-EN 14757 (Schartau m. fl. 2016). Det ble fisket med 20 bunngarn fordelt på seks stasjoner, og to flytegarn (0-6 m og 6-12 m) på en pelagisk stasjon. Alt utstyr ble desinfisert før og etter prøvefiske iht. til NINAs fastlagte rutiner for desinfisering av utstyr.

Det ble registrert lengde, vekt, kjønn og kjønnsmodning av fisken. For ørret og sik ble det tatt ut otolitter for aldersberegninger. For ørret ble det i tillegg notert kjøttfarge og det ble tatt skjellprøver for tilbakeberegning av vekst. Det er tatt prøver av all ørret (12 individer) mens det er tatt et utvalg av sik på 36 individer til alder/vekst.

For sik og ørret beregnet vi CPUE (catch per unit effort) i forskjellige garntyper og ved forskjellige dybde, lengde- og aldersfordeling, og k-faktor. I tillegg ble veksten hos sik framstilt ved å plote lengde og vekt mot alder (empiriske vekstkurver). Veksten hos ørret ble beregnet gjennom tilbakeberegning av lengde basert på skjellprøver. De fleste av disse analysene ble gjort som del av en standard fremstilling av prøvefiskedata, men en del tilleggsanalyser ble gjennomført for at dataene skulle være sammenlignbart med et prøvefiske gjennomført i 1992 (Meli 1993).

Økologisk tilstand ble fastsatt basert på norsk endringsindeks for fisk (NEFI) etter veilederen for klassifisering av miljøtilstand i vann (Direktoratsgruppa 2015). Denne indeksen ble brukt, da det finnes noe informasjon om fangst av fisk fra tidlig 1900-tall og framover (Huitfeldt-Kaas 1927, Meli 1993, Qvenild 2010, Taugbøl mfl. 2004, Sandlund mfl. 2011, Erik Vangskåsen unpubl. mat., Tor Olav Narbuvoll og Erik Vangskåsen pers. med., Odd Terje Sandlund, Trygve Hesthagen og Åge Brabrand pers med.). Likevel er informasjonen om referansetilstanden for lite detaljert til å legge grunnlag for bruk av mer presise klassifiseringsmetoder.

2.2 Elver

Til sammen 19 elvelokaliteter ble undersøkt mht. de biologiske kvalitetselementene begroing og bunndyr. I tillegg ble det samlet inn vannprøver for kjemiske analyser fra de samme lokalitetene. Prøvestasjonene var fordelt fra Tolga og Tynset i nord til Sør-Odal og Kongsvinger i sør. Alle vannforekomstene hører inn under vannregion Glomma. 16 av stasjonene hører også til vannområde Glomma, mens tre hører til vannområde Mjøsa. En oversikt over prøvestasjonene med navn, kortnavn, vannforekomst-ID og plassering (UTM-koordinater) er gitt i **Tabell 2**.

Tabell 2. Undersøkte elvestasjoner og bekkestasjoner i 2017 (koordinater i UTM 32).

Stasjon	Kortnavn	Vannfore- komst-ID	Kommune	Koordinater		Prøvedato begroing	Prøvedato bunndyr
				Øst	Nord		
Kalbekken	KAL	002-1687-R	Tynset	591036	6905279	11.09.2017	17.10.2017
Vassdrag fra Vingelen	VIN	002-1832-R	Tolga	598104	6918216	11.09.2017	17.10.2017
Kjemma/Kjemsjøen	KJE	002-1676-R	Stor-Elvdal	608652	6826432	11.09.2017	17.10.2017
Trya	TRY	002-146-R	Stor-Elvdal	598664	6829280	11.09.2017	17.10.2017
Tysla, nedre del	TYS	002-193-R	Rendalen	605666	6869186	12.09.2017	16.10.2017
Rena (Elvål-Hornset)	REN	002-206-R	Rendalen	609771	6862743	12.09.2017	16.10.2017
Tilløpsvassdrag Lomnessjøen	LO1	002-213-R	Rendalen	614976	6848787	12.09.2017	16.10.2017
Tilløpsvassdrag Lomnessjøen	LO2	002-213-R	Rendalen	613412	6850681	12.09.2017	17.10.2017
Nordre Osa Bjørbekken osv.	NOS	002-2557-R	Rendalen	638123	6833496	12.09.2017	16.10.2017
Jømna	JØM	002-2864-R	Elverum	647589	6746448	13.09.2017	18.10.2017
Julussa	JU1	002-1490-R	Elverum, Åmot	647644	6767301	13.09.2017	18.10.2017
Julussa	JU2	002-1490-R	Elverum, Åmot	641049	6772974	13.09.2017	18.10.2017
Julussa	JU3	002-1490-R	Elverum, Åmot	631592	6783010	13.09.2017	19.10.2017
Bingsfløyta/Geittjennet mfl.	BIN	002-101-R	Kongsvinger, Sør-Odal	665022	6692886	13.09.2017	19.10.2017
Agnåa	AGN	002-87-R	Kongsvinger	663007	6694192	13.09.2017	19.10.2017
Sæteråa	SÆT	002-3446-R	Sør-Odal	646890	6674745	14.09.2017	19.10.2017
Søndre Starelva/Vikselva	SST	002-341-R	Stange	626674	6728104	14.09.2017	18.10.2017
Nordre Starelva	NST	002-1019-R	Stange	623273	6737317	14.09.2017	18.10.2017
Fosselva	FOS	002-625-R	Stange	627930	6727448	14.09.2017	18.10.2017

Vannprøver

Vannprøver ble samlet inn fra samtlige 19 elvestasjoner én gang i perioden 11-14. september, dvs. samtidig med innsamlingen av begroingsprøver. Prøvene ble analysert for konsentrasjoner av kalsium og total organisk karbon (TOC). Analysene ble utført ved NIVAs laboratorium iht. akkrediterte metoder.

Begroing

Prøvetaking av bentiske alger ble gjennomført 11.-14. september 2017 på 19 stasjoner (**Tabell 2**). For to av stasjonene har vi også sammenlignet resultatene fra 2017 med tilsvarende fra en tidligere undersøkelse, i 2012.

På hver stasjon ble en elvestrekning på ca. 10 meter undersøkt ved bruk av vannkikkert. Det ble tatt prøver av alle makroskopisk synlige bentiske alger, og de ble lagret i separate beholdere (dramsglass). Forekomst av alle makroskopisk synlige elementer ble estimert som 'prosent dekning'. For prøvetaking av mikroskopiske alger ble 10 steiner med diameter 10-20 cm innsamlet fra hver stasjon. Et areal på ca. 8 ganger 8 cm på oversiden av hver stein ble børstet med en tannbørste. Det avbørstede materialet ble så blandet med ca. 1 liter vann. Fra blandingen ble det tatt en delprøve som ble konservert 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 henhold til overvåkingsveilederen, Veileder 02:2009 (Direktoratsgruppa 2010), siste versjon av klassifiseringsveilederen, Veileder 02:2013 - revidert 2015 (Direktoratsgruppa 2015) og den europeiske normen for prøvetaking og analyse av begroingsalger (NS-EN ISO 15708:2009).

Basert på funnene over rapporteres økologisk tilstand for hver lokalitet. Dette rapporteres som avvik fra referansesituasjonen («naturlig tilstand») mht. effekter av eutrofiering og forsurening. NIVA har utviklet sensitive og effektive metoder for dette, ved hjelp av begroingsalger; indeksene PIT for eutrofiering (Periphyton Index of Trophic Status; Schneider og Lindstrøm 2011) og AIP for forsurening (Acidification Index Periphyton; Schneider og Lindstrøm 2009). PIT og AIP benyttes i dag som gjeldende standard for tilstandsklassifisering basert på begroingsalger, jamfør overvåkingsveilederen, Veileder 02:2009 (Direktoratsgruppa 2010) og siste versjon av klassifiseringsveilederen, Veileder 02:2013 - revidert 2015 (Direktoratsgruppa 2015).

PIT baseres på forekomsten av 153 taksa av begroingsalger (ekskludert kiselalger). For hvert takson er det beregnet en indikatorverdi, og disse indikatorverdiene danner grunnlag for beregningen av PIT (krever minst to indikatorarter for sikker klassifisering). Indikatorverdiene spenner fra 1.87 – 68.91, hvor lave verdier indikerer lav fosforkonsentrasjon (oligotrofe forhold) mens høye verdier indikerer høy fosforkonsentrasjon (eutrofe forhold). Beregning av tilstandsklasse basert på PIT krever Ca-verdier for den gitte vannforekomsten (Direktoratsgruppa 2015).

AIP beregnes basert på forekomst av 108 taksa av begroingsalger (ekskludert kiselalger). For hvert takson er det beregnet en indikatorverdi, og disse indikatorverdiene danner grunnlag for beregningen av AIP (krever minst tre indikatorarter for sikker klassifisering). Indikatorverdiene spenner fra 5.13-7.50, hvor lave verdier indikerer sure vannforekomster mens høye verdier indikerer nøytrale til lett basiske vannforekomster. Beregning av tilstandsklasse basert på AIP krever Ca- og TOC-verdier for den gitte vannforekomsten (Schneider, 2011; Direktoratsgruppa 2015). I denne rapporten blir kun kalkfattige eller svært kalkfattige lokaliteter klassifisert for forsurening.

Beregnet PIT- og AIP-indeksverdier kan sammenlignes med nasjonale referanseverdier, og forholdet mellom beregnet indeksverdi og referanseverdi kalles EQR (Ecological Quality Ratio). EQR regnes videre om til normaliserte EQR-verdier (nEQR) for enklere sammenligning med andre indekser og andre europeiske land. PIT-indeksen har vært gjennom en interkalibreringsprosess; det vil si at grensene mellom de økologiske tilstandsklassene tilsvarer grensene hos andre nord-europeiske land. For AIP er det foreløpig ikke gjennomført en tilsvarende prosess, så klassegrensene for denne indeksen er pr. i dag ikke bindende og kan bli endret ved en senere interkalibrering. PIT og AIP vurderes sammen etter «det verste-styrer-prinsippet». Det vil si at det kvalitetselementet som viser dårligst økologisk tilstand blir bestemmende for klassifiseringen.

Bunndyr

Det ble tatt prøver av bunndyrfaunaen på 19 elve-/bekkestasjoner (**Tabell 2** og **Figur 1-4**) i perioden 16. - 19. oktober 2017. Innsamlingsmetoden som ble anvendt for bunndyrprøver, er den såkalte sparkemetode (NS-EN ISO 10870:2012), og dette er i henhold til anbefalingene i den reviderte Veilederen for Vanndirektivet 02:2013 (Direktoratsgruppa 2015). Det anvendes en håndholdt håv med åpning 25 x 25 cm og maskevidde 0,25 mm. Håven holdes ned mot bunnen med åpningen mot strømmen. Bunnssubstratet oppstrøms håven sparkes/rotes opp med foten slik at oppvirvlet materiale føres inn i håven. Samlet prøvetakingsinnsats per stasjon var tre minutter. For ytterligere metodebeskrivelse henvises til veilederen og standarden. Prøvene ble tatt i strykepartier når det var mulig. Prøvene ble konserverte i felt med etanol.

Bunndyrmaterialet ble talt og bestemt i laboratoriet etter standard prosedyrer ved hjelp av binokulær lupe og mikroskop. Det taksonomiske nivået varierte, men individer i de tre hovedgruppene døgnfluer (Ephemeroptera), steinfluer (Plecoptera) og vårfluer (Trichoptera), også kalt EPT-taksa, ble så langt det var mulig identifisert til art/slekt.

Vurderingen av forurensingsbelastningen og økologisk tilstand er basert på ASPT-indeksen (Average Score Per Taxon). Denne indeksen gir gjennomsnittlig forurensningstoleranse for familiene i bunndyrsamfunnet og anvendes som vurderingssystem for organisk belastning i Vannforskriften. ASPT-verdien for hver stasjon vurderes opp mot den generelle referanseverdien for vanntypen. ASPT-indeksen egner seg ikke for vurdering av forsuringstilstanden, ei heller til vurdering av organisk belastning ved forsuring. I en bekk som er forsuret vil organisk belastning og eutrofiering medføre at taksa som skårer lavt for ASPT (bl.a. snegler og igler) forsvinner, mens de gruppene som skårer høyt (f.eks. steinfluer) blir igjen. Dette gjør at økologisk tilstand basert på ASPT blir kunstig høy og misvisende under slike forhold. I kalkfattige områder er det derfor viktig at man i tillegg til ASPT-indeksen vurderer effekten av forsuring. I denne undersøkelse er det gjort med Raddum 2-indeksen for bunndyr i henhold til Veilederen for Vanndirektivet 02:2013 – rev. 2015 (Direktoratsgruppa 2015).

Det er også gjort en vurdering av biologisk mangfold av bunndyrfaunaen basert på EPT-indeksen, som angir antall taksa (arter/slekter/familier) i de tre EPT-gruppene døgnfluer, steinfluer og vårfluer (se ovenfor). Indeksen er følsom for endringer i vannkvaliteten som blant annet kan skyldes metaller (f.eks. gruvepåvirkning), forsuring, slam, næringsalter og organisk belastning.



Figur 1. Bilder av elve-/bekkestasjoner der bunndyrfaunaen er undersøkt (Foto: Jon Magerøy). For fullt stasjonsnavn, se **Tabell 2.**



Figur 2. Bilder av elve-/bekkestasjoner der bunndyrfaunaen er undersøkt (Foto: Jon Magerøy). For fullt stasjonsnavn, se **Tabell 2**.



Figur 3. Bilder av elve-/bekkestasjoner der bunndyrfaunaen er undersøkt (Foto: Jon Magerøy). For fullt stasjonsnavn, se **Tabell 2**.



Figur 4. Bilde av elve-/bekkeasjon der bunndyrfaunaen er undersøkt (Foto: Jon Magerøy). For fullt stasjonsnavn, se **Tabell 2**.

3 Resultater

3.1 Innsjøer

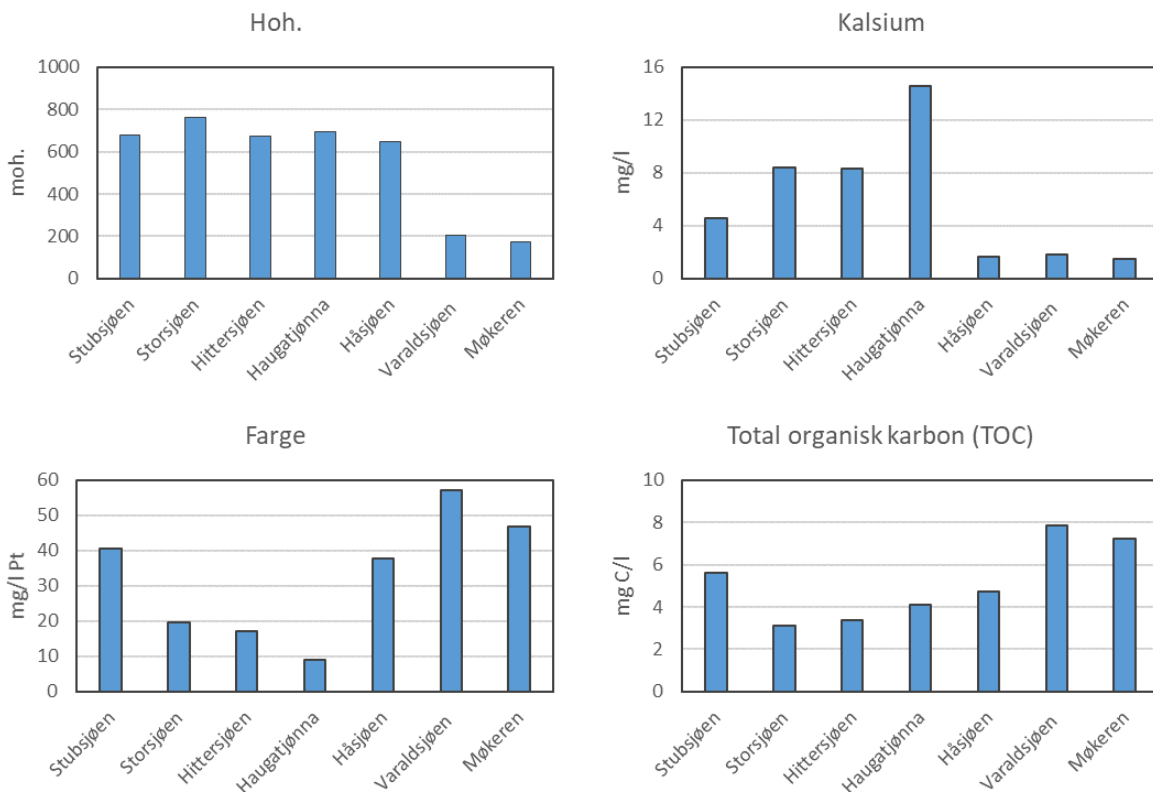
I det følgende presenteres resultatene fra overvåkingen av vannkvalitet og biologiske forhold i følgende sju innsjøer i Trøndelag og Hedmark: Stubsjøen i Tynset kommune, Storsjøen i Tolga kommune, Hittersjøen, Haugatjønnna og Håsjøen i Røros kommune samt Varaldsjøen og Møkeren i Kongsvinger kommune. I tillegg beskrives resultatene fra fiskeundersøkelsene i Narsjøen i Os kommune.

3.1.1 Fysisk-kjemiske forhold

Alle primærdata er gitt i Vedlegg, **Tabell 19-29**. Tilstandsklassifiseringen er gjort iht. Veileder 02:2013, revidert 2015, for vannforskriften.

Generell vannkjemi - vanntyper

Middelverdiene for konsentrasjoner av kalsium varierte fra 1,5 mg/l i Møkeren til 14,6 mg/l i Haugatjønnna (**Figur 5**). Håsjøen, Varaldsjøen og Møkeren er alle kalkfattige innsjøer med kalsiumnivåer på 1-2 mg/l. Stubsjøen, Storsjøen, Hittersjøen og Haugatjønnna kan betegnes som moderat kalkrike innsjøer, med kalsium-nivåer på 4-15 mg/l.



Figur 5. Innsjøenes høyde over havet samt middelverdier for kalsium, fargetall og totalt organisk karbon.

Ved typifiseringen av vannforekomster er grensen mellom klare og humøse vannforekomster satt ved 30 mg/l Pt eller 5,0 mg C/l. Middelverdiene for fargetall varierte fra 9 mg/l Pt i Haugatjønnna til 57 mg/l Pt i Varaldsjøen. Middelverdiene for TOC varierte fra 3,1 mg C/l i Storsjøen til 7,9 i Varaldsjøen

(Figur 5). Basert på farge-verdiene skal Storsjøen, Hittersjøen og Haugatjønnna klassifiseres som klare innsjøer, mens Stubbsjøen, Håsjøen, Varaldsjøen og Møkeren skal klassifiseres som humøse innsjøer. Basert på TOC havner imidlertid Håsjøen i kategorien klare innsjøer, men nær grensen til humøse (5 mg C/l). Klassifiseringsveilederen har satt grensen mellom klimaregionene lavland og skog ved 200 moh. og tregrensen som avgrensning mellom klimaregionene skog og fjell. I klassifiseringen av økologisk tilstand har vi benyttet innsjøtypene gitt i **Tabell 3**.

Tabell 3. Vanntyper som er benyttet for innsjøene undersøkt i 2017. Høyde over havet samt middelverdier for kalsium, alkalitet, fargetall og TOC er gitt.

	Hoh. m	Kalsium mg/l	Alkalitet mmol/l	Farge mg/l Pt	TOC mg C/l	Typebeskrivelse	Type nr.	NGIG-type
Stubbsjøen	676	4,6	0,252	41	5,6	Moderat kalkrik, humøs i skog	19	L-N3a
Storsjøen	764	8,4	0,438	20	3,1	Moderat kalkrik, klar i skog	18	L-N2a
Hittersjøen	673	8,3	0,496	17	3,4	Moderat kalkrik, klar i skog	18	L-N2a
Haugatjønnna	693	14,6	0,790	9	4,1	Moderat kalkrik, klar i skog	18	L-N2a
Håsjøen	648	1,7	0,163	38	4,7	Kalkfattig, humøs i skog	17	L-N6
Varaldsjøen	203	1,8	0,084	57	7,9	Kalkfattig, humøs i skog	17	L-N6
Møkeren	175	1,5	0,084	47	7,2	Kalkfattig, humøs i lavlandet	7	L-N3a

Varaldsjøen er plassert i kategorien «sterkt modifiserte vannforekomster» (SMVF), på grunn av vannstandsreguleringen med en regulerings høyde på 7 m (<https://vann-nett.no/>).

Forsuring

De kalkfattige innsjøene Håsjøen, Varaldsjøen og Møkeren er vurdert i forhold til forsuring basert på minimumsverdier og middelverdier for alkalitet og pH i 2017 gitt i **Tabell 4**.

Tabell 4. Minimums- og middelverdier for alkalitet og pH i Håsjøen, Varaldsjøen og Møkeren 2017.

	Alkalitet (mmol/l)		pH	
	Min	Middel	Min	Middel
Håsjøen	0,160	0,163	7,00	7,03
Varaldsjøen	0,083	0,084	6,42	6,46
Møkeren	0,080	0,084	6,35	6,44

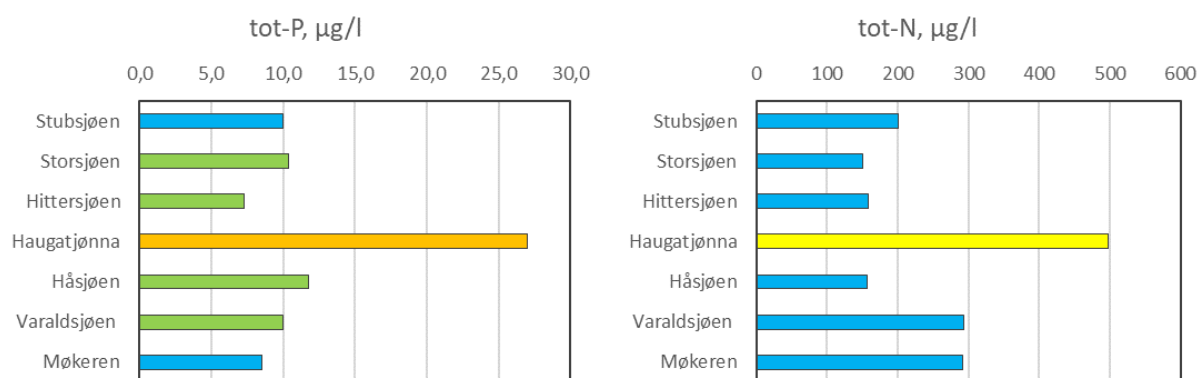
De laveste pH-verdiene (surest vann) som ble registrert, var pH 6,35 i Møkeren den 31.7.2017; pH 6,42 i Varaldsjøen den 31.7.2017 og pH 7,00 i Håsjøen den 27.7.2017. Dette tilsvarer svært god tilstand mht. forsuring for alle innsjøene (Veileder 02:2013 – revidert 2015). Alkalitet på 0,080-0,160 (minimumsverdier) tyder på at alle innsjøene hadde relativt god bufferevne mot forsuring.

Næringsstoffer

De fleste innsjøene hadde middelverdier for tot-P fra 7 µg P/l (Hittersjøen) til 12 µg P/l (Håsjøen) (**Tabell 5, Figur 6**). Haugatjønnna hadde betydelig høyere konsentrasjoner av tot-P, med en middelverdi på 27 µg P/l. Basert på tot-P får Stubbsjøen og Møkeren svært god tilstand, Storsjøen, Hittersjøen, Håsjøen og Varaldsjøen god tilstand og Haugatjønnna dårlig tilstand.

Tabell 5. Middelverdier for tot-P, tot-N, N/P-forholdet og siktedyp i innsjøene i 2017.

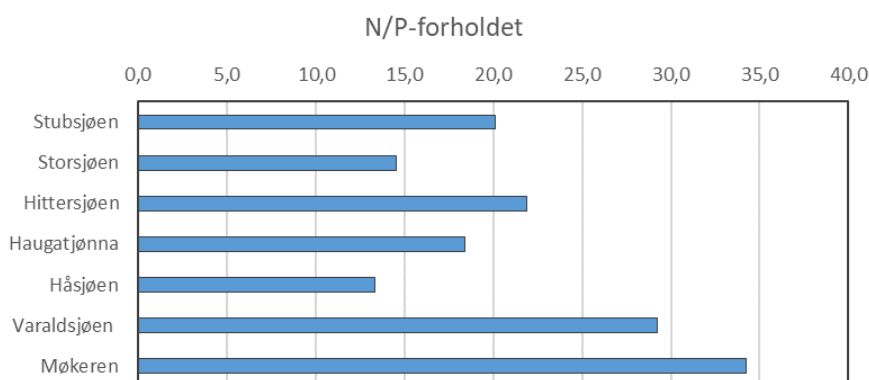
	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	N/P	Siktedyp m
Stubsjøen	10,0	201	20,1	3,4
Storsjøen	10,3	150	14,5	4,9
Hittersjøen	7,3	159	21,9	4,9
Haugatjønnna	27,0	498	18,4	3,3
Håsjøen	11,8	156	13,3	3,2
Varaldsjøen	10,0	293	29,3	2,8
Møkeren	8,5	291	34,3	3,1

**Figur 6.** Middelverdier for konsentrasjoner av tot-P og tot-N i innsjøene i 2017. Fargene viser tilstandsklasser: blå = svært god tilstand, grønn = god, gul = moderat, oransje = dårlig og rød = svært dårlig tilstand. Klassifisering iht. Veileder 02:2013 – revidert 2015.

Alle innsjøene i nord, bortsett fra Haugatjønnna, hadde lave konsentrasjoner av tot-N, dvs. middelverdier i området ca. 150-200 µg N/l (**Tabell 5, Figur 6**). Dette tilsvarer svært god tilstand mht. tot-N. Haugatjønnna hadde markert høyere konsentrasjoner av tot-N, med en middelverdi på 498 µg N/l, som tilsvarer moderat tilstand. Innsjøene i sør, Varaldsjøen og Møkeren, hadde litt høyere konsentrasjoner av tot-N enn innsjøene i nord, dvs. middelverdier på ca. 290 µg N/l. Dette indikerer også svært god tilstand.

Forholdet mellom konsentrasjon av tot-N og tot-P (N/P-forholdet) benyttes for å vurdere om veksten av planteplankton i innsjøene begrenses av tilgangen på fosfor- eller nitrogen-forbindelser. I de fleste innsjøer anses fosfor å være begrensende næringsstoff for algevekst, men dersom en finner at N/P-forholdet er mindre enn 20, og konsentrasjonen av nitrat + ammonium er mindre enn 10 µg N/l, kan N-begrensning anses for sannsynlig (Schindler mfl. 2016).

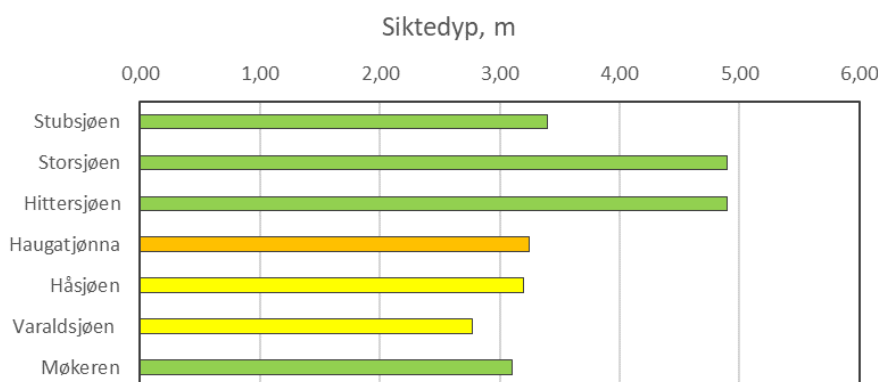
Storsjøen, Haugatjønnna og Håsjøen hadde et midlere N/P-forhold på under 20, mens Hittersjøen, Varaldsjøen og Møkeren hadde et midlere N/P-forhold over 20 (**Tabell 5, Figur 7**). I Stubsjøen var det midlere N/P-forholdet ca. 20. Se diskusjonskapitlet for vurderinger av om veksten av planteplankton i innsjøene var P- eller N-begrenset.



Figur 7. Forholdet mellom konsentrasjonene av tot-N og tot-P i innsjøene (middelverdier)

Siktedyp

De største siktedypene ble målt i de klare innsjøene Storsjøen og Hittersjøen, med middelverdier på 4,9 m (**Tabell 5, Figur 8**). De humøse (brune) innsjøene Varaldsjøen og Møkeren hadde de laveste middelverdiene for siktedyp, henholdsvis 2,8 m og 3,1 m. Basert på siktedyp havner Stubsjøen, Storsjøen, Hittersjøen og Møkeren i god tilstand, mens Håsjøen og Varaldsjøen får moderat tilstand og Haugatjønnna dårlig tilstand. I klassifiseringen har vi da tatt hensyn til humusinnhold iht. formel gitt i klassifiseringsveilederen (Veileder 02:2013, revidert 2015, kpt. 7.2.4).



Figur 8. Middelverdier for siktedyp i innsjøene i 2017. Fargene viser tilstandsklasser: blå = svært god tilstand, grønn = god, gul = moderat, oransje = dårlig og rød = svært dårlig tilstand.

3.1.2 Planteplankton

Tabeller med artslistene og planteplanktonvolumer for de enkelte innsjøene er gitt i Vedlegg. De viktigste resultatene med middelverdier og tilstandsklasser er oppsummert i **Tabell 6**, og algemengder fordelt på hovedgruppene innen planteplanktonet er vist i **Figur 9**.

Svelgflagellater, grønnalger og gullalger dominerte planteplanktonet i Stubsjøen (**Figur 9**). I Storsjøen var fureflagellater dominerende, mens i Hittersjøen var de dominerende gruppene grønnalger og gullalger. Cyanobakterier dominerte planteplanktonet i Haugatjønnna i de første prøvene og kiselalger i den siste prøven. I Håsjøen utgjorde gullalger, fureflagellater, kiselalger, grønnalger og svelgflagellater de største andelene av planteplanktonet. I Varaldsjøen utgjorde gullalger, kiselalger,

grønnalger og svelgflagellater de største andelene av planteplanktonet, mens i Møkeren dominerte kiselalger med mindre andeler svelgflagellater og gullalger.

Stubsjøen, Hittersjøen, Håsjøen, Varaldsjøen og Møkeren fikk alle tilstandsklasse svært god (Tabell 6), Storsjøen i Tolga fikk tilstandsklasse god og Haugatjøenna fikk tilstandsklasse dårlig basert på indeksene for planteplankton.

Tabell 6. Oppsummering av resultatene for planteplankton (PP) i de undersøkte innsjøene i 2017.

Innsjø	IC type	Klorofyll a $\mu\text{g l}^{-1}$	Totalt volum $\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$	PTI	Cyano _{max} $\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$	Totalvurdering PP nEQR
Stubsjøen	L-N3	1,03	0,05	2,11	0,002	0,99
Storsjøen i Tolga	L-N2a	2,38	0,35	2,31	0,04	0,77
Hittersjøen	L-N2a	1,35	0,18	1,86	0,001	1,00
Haugatjøenna	L-N2a	9,00	1,06	2,77	0,89	0,34
Håsjøen	L-N6	1,68	0,08	2,04	0,001	0,98
Varaldsjøen	L-N6	3,13	0,19	2,17	0,048	0,86
Møkeren	L-N3	2,20	0,13	2,06	0,0004	1,00

Tilstandsklasser:

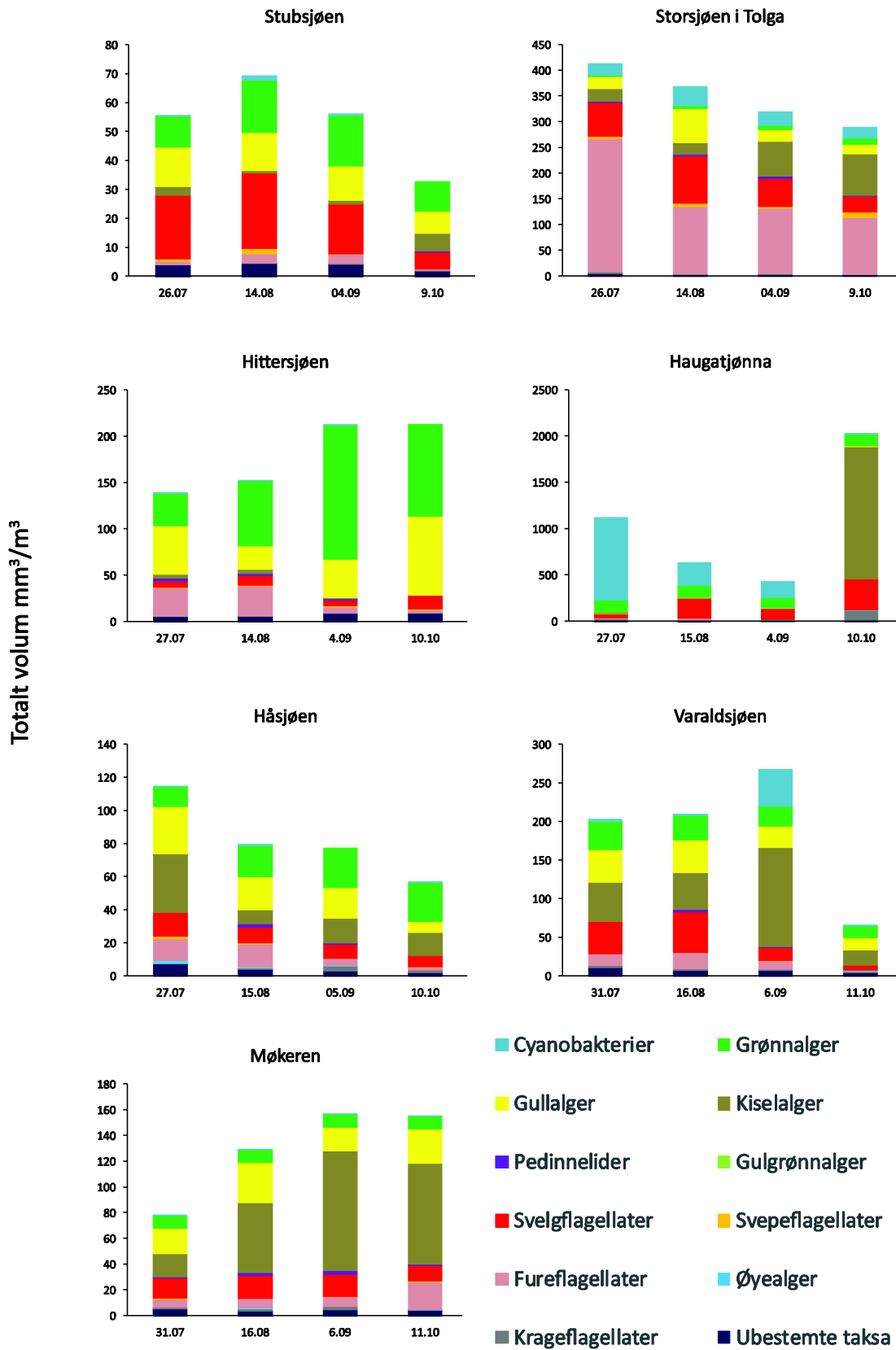
Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
-----------	-----	---------	--------	--------------

Stubsjøen

Verdiene for klorofyll a og totalt volum var lave, og Stubsjøen fikk tilstandsklasse svært god for disse parameterne. I alle prøvene utgjorde svelgflagellater, grønnalger og gullalger de største andelene. Svelgflagellatene besto av slektene *Cryptomonas* og *Plagioselmis (Rhodomonas)* samt den fargeløse flagellaten *Katablepharis ovalis*. En stor andel av grønnalgene var kuleformede celler. Gullalgene besto av blant annet slektene *Chromulina*, *Dinobryon Mallomonas*, *Spiniferomonas* og *Synura*. Sammensetningen av planteplanktonet (PTI) ga tilstandsklasse svært god. Det totale volumet av cyanobakterier var svært lavt, så tilstandsklassen ble svært god for Cyano_{max}. Totalvurderingen av Stubsjøen i 2017 basert på planteplanktonet ga tilstandsklasse svært god med en nEQR på 0,99.

Storsjøen i Tolga

Verdiene for klorofyll a og totalt volum var lave, og Storsjøen fikk tilstandsklasse svært god for disse parameterne. I alle prøvene utgjorde fureflagellater den største andelen med mindre andeler svelgflagellater, gullalger, kiselalger og cyanobakterier. Fureflagellatene besto av store arter som *Ceratium hirundinella*, *Peridinium willei* og arter fra slekten *Gymnodinium*. Cyanobakteriene besto av blant annet av *Dolichospermum lemmermannii* og arter fra slekten *Planktothrix*. Sammensetningen av planteplanktonet (PTI) ga tilstandsklasse god. Det totale volumet av cyanobakterier var lavt, så tilstandsklassen ble svært god for Cyano_{max}. Totalvurderingen av Storsjøen i 2017 basert på planteplanktonet ga tilstandsklasse god med en nEQR på 0,77.



Figur 9. Totalt volum ($\text{mm}^3 \text{m}^{-3}$) og sammensetting av planteplankton i innsjøene i 2017. Merk forskjellig skala på y-aksene.

Hittersjøen

Verdiene for klorofyll a og totalt volum var lave, så Hittersjøen fikk tilstandsklasse svært god for disse parameterne. De dominerende gruppene var grønnalger og gullalger med en del fureflagellater i de to første prøvene. De viktigste grønnalgene var arter fra slekten *Monoraphidium*. Gullalgene besto av blant annet slektene *Chromulina*, *Dinobryon* og *Spiniferomonas*. Sammensettingen av planteplanktonet (PTI) ga tilstandsklasse svært god. Det totale volumet av cyanobakterier var lavt, så tilstandsklassen ble svært god for Cyano_{max}. Totalvurderingen av Hittersjøen i 2017 basert på planteplanktonet ga tilstandsklasse svært god med en nEQR på 1,00.

Haugatjøenna

Verdiene for klorofyll a og totalt volum var forholdsvis høye, og Haugatjøenna fikk tilstandsklasse moderat for disse parameterne. Cyanobakterier og mindre andeler svelgflagellater dominerte planteplanktonet i de første prøvene. I den siste prøven dominerte kiselalger planteplanktonet. *Dolichospermum lemmermannii* var den viktigste cyanobakterien, og *Asterionella formosa* var kiselalgen som dominerte høstprøven. De vanligste svelgflagellatene var slektene *Cryptomonas* og *Plagioselmis* (*Rhodomonas*). Sammensettingen av planteplanktonet (PTI) viste et fosfortolerant planteplanktonsamfunn som ga tilstandsklasse svært dårlig. Det totale volumet av cyanobakterier var imidlertid forholdsvis lavt, så tilstandsklassen ble god for Cyano_{max}. Totalvurderingen av Haugatjøenna i 2017 basert på planteplanktonet ga tilstandsklasse dårlig med en nEQR på 0,34.

Håsjøen

Verdiene for klorofyll a og totalt volum var lave, og Håsjøen fikk tilstandsklasse svært god for disse parameterne. Gullalger, fureflagellater, kiselalger, grønnalger og svelgflagellater utgjorde de største andelene av planteplanktonet. Ingen enkeltarter dominerte i noen av prøvene. Sammensettingen av planteplanktonet (PTI) viste et planteplanktonsamfunn som ga tilstandsklasse svært god. Det totale volumet av cyanobakterier var så lav at tilstandsklassen ble svært god for Cyano_{max}. Totalvurderingen av Håsjøen i 2017 basert på planteplanktonet ga tilstandsklasse svært god med en nEQR på 0,98.

Varaldsjøen

Verdiene for klorofyll a og totalt volum var lave, og Varaldsjøen fikk tilstandsklasse svært god for disse parameterne. Gullalger, kiselalger, grønnalger og svelgflagellater utgjorde de største andelene av planteplanktonet. I septemberprøven ble det også observert en mindre andel cyanobakterier. Ingen enkeltarter dominerte i noen av prøvene. Sammensettingen av planteplanktonet (PTI) viste et planteplanktonsamfunn som ga tilstandsklasse svært god. Det totale volumet av cyanobakterier var så lav at tilstandsklassen ble svært god for Cyano_{max}. Totalvurderingen av stasjonen nordvest i Varaldsjøen i 2017 basert på planteplanktonet ga tilstandsklasse svært god med en nEQR på 0,86.

Møkeren

Verdiene for klorofyll a og totalt volum var lave og Møkeren fikk tilstandsklasse svært god for disse parameterne. Kiselalger utgjorde den største andelen av planteplanktonet med mindre andeler gullalger og svelgflagellater. De viktigste kiselalgene var arter fra slektene *Aulacoseira* og *Tabellaria*. Sammensettingen av planteplanktonet (PTI) viste et planteplanktonsamfunn som ga tilstandsklasse svært god. Det totale volumet av cyanobakterier var så lav at tilstandsklassen ble svært god for Cyano_{max}. Totalvurderingen av stasjonen sørøst i Møkeren i 2017 basert på planteplanktonet ga tilstandsklasse svært god med en nEQR på 1,00.

3.1.3 Dyreplankton

Prøver av dyreplankton i innsjøene ble samlet inn kun ved prøverunden i august. Prøvene gir et bilde på artsinventaret i innsjøene på dette tidspunktet. Individtettheten og sammensetningen innen dyreplanktonet kan imidlertid variere betydelig i løpet av sommerhalvåret, og én enkelt prøve gir derfor ikke nødvendigvis et representativt bilde av dyreplanktonet i innsjøen.

I det følgende vurderes dyreplanktonets sammensetning først og fremst i forhold til påvirkningene forsurening og eutrofiering, men forsurening kun for de kalkfattige innsjøene Håsjøen, Varaldsjøen og Møkeren. Planktonspisende fisk foretrekker store og lett synlige former av vannlopper. Middellengden av vannlopper synker derfor gjerne med økende predasjon fra planktonspisende fisk slik som røye, sik, abbor og ulike arter av karpfisk. Vi har her brukt middellengder av dominerende vannlopper (voksne hunner) som en indikasjon på graden av predasjon fra fisk. Artslister med primærdata er gitt i Vedlegg, **Tabell 37**.

I **Stubsjøen** ble det registrert totalt sju taksa av krepsdyrplankton. Prøven var sterkt dominert av vannloppen *Bosmina longispina*. Vannloppen *Daphnia galeata* samt cyclopoide og calanoide hoppekreps var også vanlige. Middellengdene av *D. galeata* og *B. longispina* var på henholdsvis 1,44 mm og 0,59 mm (**Tabell 7**). Sammensetningen av dyreplanktonet tydet på næringsfattige eller middels næringsrike forhold og et markert, men ikke spesielt sterkt predasjonspress fra planktonspisende fisk.

Krepsdyrplanktonet i **Storsjøen** var antallsmessig sterkt dominert av nauplier (små utviklingsstadier) av cyclopoide hoppekreps, men det var også bra bestander bl.a. av vannloppene *Daphnia galeata* og *Bosmina longispina* samt den calanoide hoppekrepsen *Arctodiaptomus laticeps*. Det ble registrert et forholdsvis stort artsantall med totalt 14 taksa. Bestandene av de dominerende vannloppene bestod av relativt små individer (**Tabell 7**). Sammensetningen antyder næringsfattige til middels næringsrike forhold og et sterkt predasjonspress fra planktonspisende fisk.

I **Hittersjøen** var krepsdyrplanktonet sterkt dominert av vannloppen *Bosmina longispina*. Det var også relativt store andeler av nauplier og copepoditer av cyclopoide hoppekreps (trolig først og fremst *Cyclops scutifer*). Kun ett individ av calanoide hoppekreps ble funnet. Bestanden av *B. longispina* bestod av små individer, med en middellengde på 0,47 mm. Sammensetningen av krepsdyrplanktonet tyder på næringsfattige til middels næringsrike forhold og trolig et sterkt predasjonspress fra planktonspisende fisk.

Tabell 7. Middellengder av voksne hunner av vannlopper i prøver fra august 2017. Antall målte individer i parentes.

	Stubsjøen	Storsjøen	Hittersjøen	Haugatjøenna	Håsjøen	Varaldsjøen	Møkeren
<i>Limnosida frontosa</i>							1,16 (11)
<i>Holopedium gibberum</i>					0,80 (15)		0,80 (1)
<i>Daphnia galeata</i>	1,44 (16)	1,11 (14)		2,16 (20)			
<i>Daphnia cristata</i>		0,88 (5)					0,88 (9)
<i>Daphnia longiremis</i>		1,00 (1)			1,02 (3)		
<i>Bosmina longispina</i>	0,59 (20)	0,58 (13)	0,47 (20)		0,49 (16)	0,44 (20)	0,49 (15)
<i>Bosmina longirostris</i>		0,31 (2)			0,36 (17)	0,31 (4)	0,30 (2)

Krepsdyrplanktonet i **Haugatjønn** var dominert av cyclopoide hoppekreps (trolig hovedsakelig *Cyclops scutifer*) og vannloppen *Daphnia galeata*. Den storvokste calanoide hoppekrepsen *Acanthodiptomus denticornis* var også vanlig. I tillegg til planktonkreps ble det registrert et betydelig antall larver av svevemyggen *Chaoborus flavicans*.

Populasjonen av *D. galeata* bestod av store individer, med middellengde av voksne hunner på 2,16 mm (**Tabell 7**). Sammensetningen av krepsdyrplanktonet antyder middels næringsrike forhold og et svakt predasjonspress fra planktonspisende fisk.

I **Håsjøen** var krepsdyrplanktonet dominert av vannloppene *Bosmina longirostris* og *Bosmina longispina* samt cyclopoide hoppekreps (trolig vesentlig *Cyclops scutifer*). Gelekrepsen *Holopedium gibberum* var også vanlig. Bestandene av vannlopper bestod i hovedsak av svært små individer (**Tabell 7**). Sammensetningen av krepsdyrplanktonet indikerer næringsfattige til middels næringsrike forhold og et sterkt predasjonspress fra planktonspisende fisk. Både moderat forsuringstolerante og forsuringstolerante arter var vanlige i planktonet.

Krepsdyrplanktonet i **Varaldsjøen** bestod først og fremst av vannloppen *Bosmina longispina* og cyclopoide hoppekreps (trolig vesentlig *Thermocyclops oithonoides*), som til sammen utgjorde 87 % av individantallet. Vannloppen *Bosmina longirostris* samt hoppekrepsene *Heterocope appendiculata* og *Eudiaptomus gracilis* var også vanlige. Vannloppene bestod i hovedsak av svært småvokste individer. Krepsdyrplanktonet var sammensatt av arter som er vanlige i så vel næringsfattige som mer næringsrike innsjøer. Dominans av småvokste arter og individer tyder på et sterkt predasjonspress fra planktonspisende fisk. Så vel forsuringstolerante som moderat forsuringstolerante arter var vanlige.

I **Møkeren** var krepsdyrplanktonet dominert av cyclopoide hoppekreps (i hovedsak *Thermocyclops oithonoides*). Vannloppene *Bosmina longispina*, *Limnospina*, *Daphnia cristata* og *Bosmina longirostris* samt de calanoide hoppekrepsene *Heterocope appendiculata* og *Eudiaptomus gracilis* var også vanlige. Krepsdyrplanktonet omfatter arter som finnes i hele spekteret fra næringsfattige til relativt næringsrike innsjøer. Bestandene av de dominerende artene av vannlopper bestod av småvokste individer (**Tabell 7**). Dette kan tyde på et sterkt predasjonspress fra planktonspisende fisk. Både forsuringstolerante og forsuringstolerante arter var til stede i planktonet.

3.1.4 Metaller i vann

Tilstanden mht. konsentrasjoner av metaller ble vurdert for Stubsjøen, Hittersjøen og Håsjøen.

I Stubsjøen og Håsjøen var konsentrasjonene av metaller generelt lave og innenfor Klasse I («bakgrunn») eller II («god») i henhold til grenseverdier for prioriterte miljøgifter og vannregionspesifikke stoffer (Veileder M-608/2016, Miljødirektoratet 2016) (**Tabell 8**). Dette gjaldt både med hensyn til middelveidene for de fire prøvedatoene i 2017 og for maksverdiene. Også i Hittersjøen lå konsentrasjonene innenfor Klasse I eller II for elementene arsen, bly, krom og nikkel. Her var imidlertid konsentrasjonene av kadmium, sink og kobber forhøyet; middel- og maksverdiene havner i Klasse III («moderat») for kadmium, Klasse IV («dårlig») for sink og Klasse V («svært dårlig») for kobber (**Tabell 8**).

Tabell 8. Middelverdier og maksverdier for konsentrasjoner av metaller i Stubsjøen, Hittersjøen og Håsjøen i 2017. Fargene angir tilstandsklasser i henhold til vannforskriften (Veileder M-608/2016).

	Stubsjøen		Hittersjøen		Håsjøen	
	Middel µg/l	Maks µg/l	Middel µg/l	Maks µg/l	Middel µg/l	Maks µg/l
Arsen	0,086	0,150	0,118	0,150	0,091	0,110
Bly	0,023	0,029	0,078	0,130	0,027	0,042
Jern	242	343	41,4	69,8	76,2	124
Kadmium	<0,0032	0,0036	0,090	0,096	<0,0033	0,0036
Kobber	1,49	1,61	17,5	19,8	0,35	0,39
Krom	0,44	0,48	0,13	0,14	0,19	0,20
Mangan	9,37	17,7	4,91	9,1	4,68	8,57
Nikkel	3,57	3,69	1,87	1,99	1,86	1,97
Sink	0,95	1,20	47,0	51,9	1,05	1,20

Tilstandsklasser (Veileder M-608/2016)

I	II	III	IV	V
Bakgrunn	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig

3.1.5 Fisk

Resultater av prøvefiske i Narsjøen

Totalt ble det fanget 122 fisk i Narsjøen fordelt på 93 sik, 14 ørekyt, 12 ørret, én gjedde, én harr og én lake. En av ørretene var finneklippet og stammer fra utsetting. Fangstene tilsvarer CPUE (catch per unit effort) på 7,5 sik; 1,1 ørekyt; 1,0 ørret; og 0,08 gjedde, harr og lake per 100 m² garn per natt. CPUE var noe høyere for sik og ørret i bunngarnene enn i flytegarnene. Fangsten av sik i bunngarnene var relativt god fra 0 til 20 m, men den var størst mellom 3 og 6 m. I flytegarnene var fangsten størst mellom 6 og 12 m. Fangsten av ørret i bunngarnene var større i intervallet 0 til 6 m enn ved større dyp. I flytegarnene var den størst mellom 6 og 12 m. For flere detaljer om fangst i de forskjellige garntypene og ved forskjellige dybder, se **Tabell 9**.

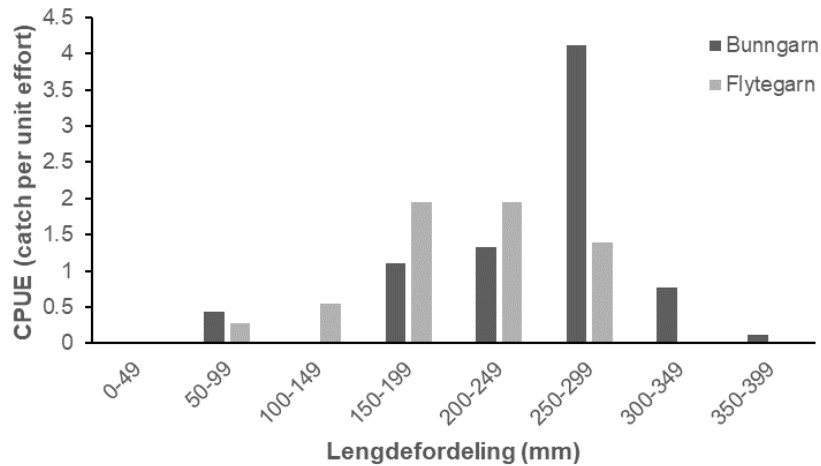
For ørekyt ble bare antallet fisk notert og CPUE utregnet. Det samme er tilfellet for gjedde, harr og lake da det bare ble fanget ett eksemplar av hver av disse artene.

Tabell 9. Fangst av sik og ørret i Narsjøen. Kolonnene viser garntype, dybde (m), antall garnserier, totalt garnareal (m²), og antall fisk og CPUE for sik og ørret. CPUE (catch per unit effort) er antall fisk fanget per 100 m² garnareal per natt. Dataene er basert på totalantallet sik (93) og ørret (12) som ble fanget under prøvefisket.

Garntype	Dybde m	Antall garnserier	Totalt garnareal m ²	Sik		Ørret	
				Antall	CPUE	Antall	CPUE
Bunngarn	0-3	6	270	22	8,1	5	1,9
	3-6	5	225	24	10,7	3	1,3
	6-12	4	180	14	7,8	1	0,6
	12-20	3	135	8	5,9	1	0,7
	20-35	2	90	3	2,2	0	0
	<i>Totalt</i>		<i>20</i>	<i>900</i>	<i>71</i>	<i>7,9</i>	<i>10</i>
Flytegarn	0-6	1	180	8	4,4	0	0
	6-12	1	180	14	7,8	2	1,1
	<i>Totalt</i>		<i>360</i>	<i>22</i>	<i>6,1</i>	<i>2</i>	<i>0,6</i>
Totalt	<i>Totalt</i>	<i>22</i>	<i>1260</i>	<i>93</i>	<i>7,4</i>	<i>12</i>	<i>1,0</i>

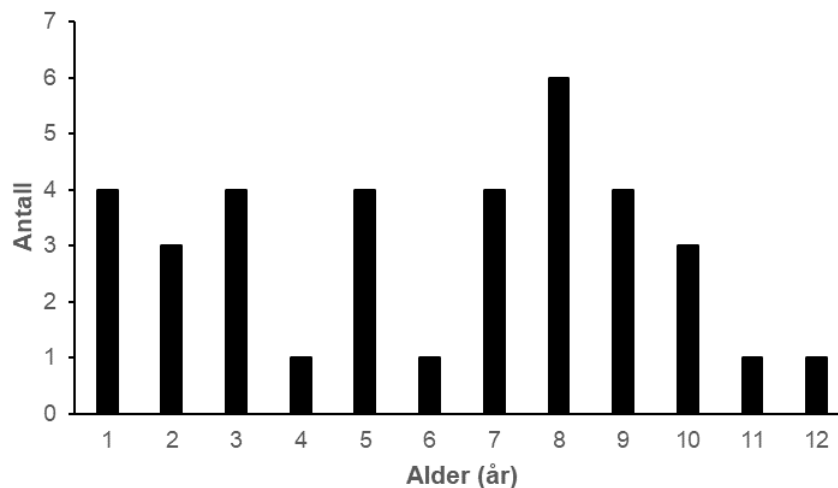
Siken var i gjennomsnitt 239 mm lang (78-370 mm) og 51,6 % var over 250 mm. Vekten var i gjennomsnitt 130 g (4-487 g). Gjennomsnittslengden var henholdsvis 248 mm og 212 mm i bunn- og

flytegarn (**Figur 10**). Tilsvarende vekt var henholdsvis 144 g og 86 g. Ørreten var i gjennomsnitt 209 mm lang (109-345 mm) og 33,3 % var over 250 mm. Vekten var i gjennomsnitt 121 g (3-355 g). Det ble fanget for få ørret til at det gir mening å sammenligne lengde og vekt i bunn- og flytegarn.

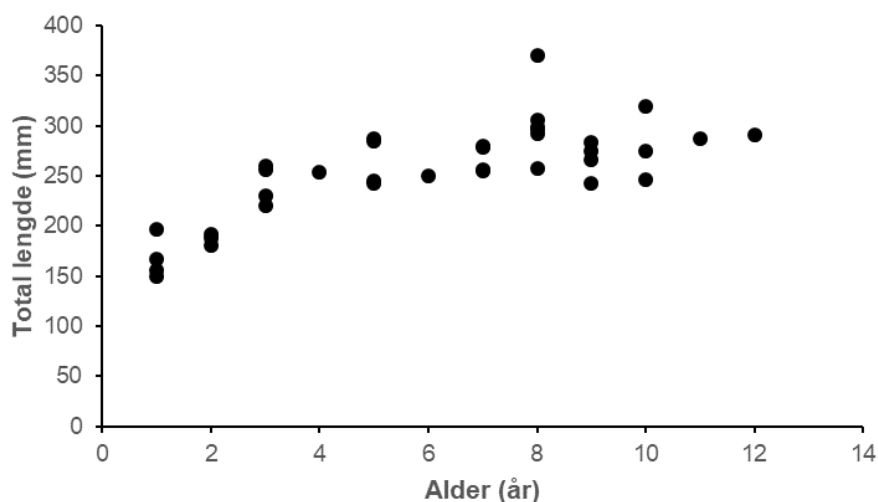


Figur 10. Lengdefordeling av sik i Narsjøen fordelt på garntype. CPUE er antall fisk fanget per 100 m² per natt. Dataene er basert på totalantallet sik (93) som ble fanget under prøvafisket.

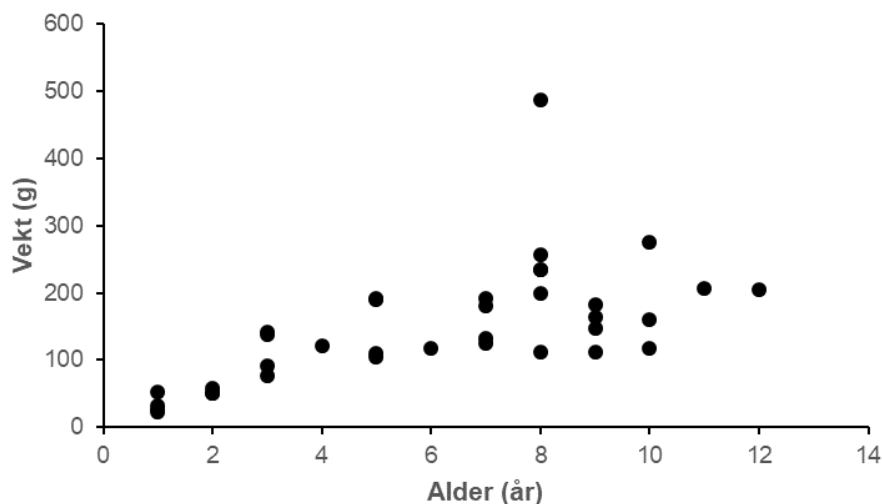
Gjennomsnittsalderen hos sik var 6,0 år (1-12 år, **Figur 11**). Forholdet mellom alder og hhv. total lengde og vekt tilsier at veksten hos sik er spesielt god det første året og flater omtrent helt ut ved fire års alder (**Figur 12** og **13**). Kondisjonen (k-faktor) hos sik var dårlig (0,80 i gjennomsnitt). Den var høyest hos den minste og den største fisken (**Tabell 10**). Det var liten forskjell i k-faktor mellom fisken fra bunn- og flytegarn (henholdsvis 0,80 og 0,77). Gjennomsnittsalderen hos ørret var 2,9 år (1-6 år). Veksten hos ørret var best fram til fire års alder, for deretter å avta (**Figur 14** og **15**). k-faktoren hos ørret var normalt god (0,95 i gjennomsnitt).



Figur 11. Aldersfordeling hos sik i Narsjøen. Dataene er basert på 37 av totalt 93 sik som ble fanget under prøvafisket.



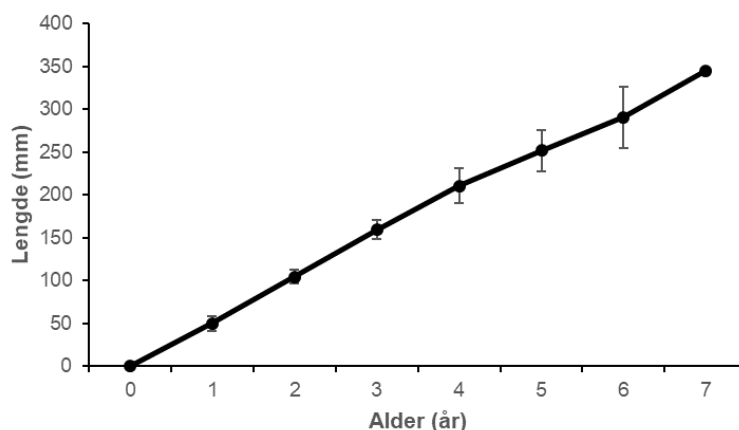
Figur 12. Forholdet mellom alder og total lengde hos sik i Narsjøen. Dataene er basert på 37 av totalt 93 sik som ble fanget under prøvefisaket.



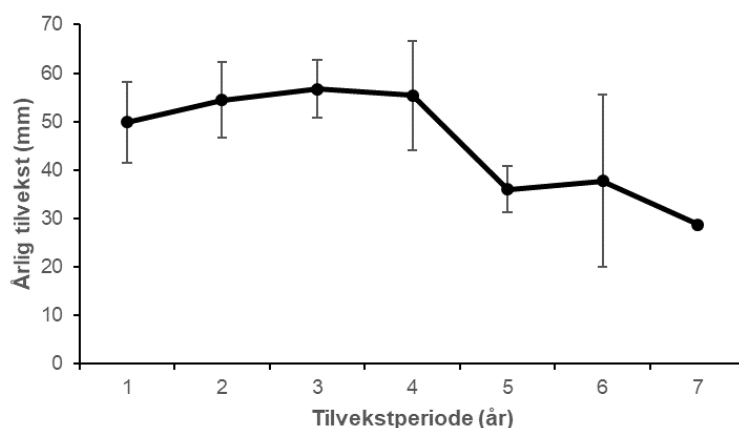
Figur 13. Forholdet mellom alder og vekt hos sik i Narsjøen. Dataene er basert på 37 av totalt 93 sik som ble fanget under prøvefisaket.

Tabell 10. Forholdet mellom total lengde og k-faktor hos sik i Narsjøen. Kolonnene viser total lengde (mm), gjennomsnittlig kondisjon (k-faktor) og antallet fisk dataene er basert på for hver lengdegruppe (n). Dataene er basert på totalantallet sik (93) som ble fanget under prøvefisaket.

Total lengde (mm)	k-faktor	n
<100	0,81	5
100-149	0,75	2
150-199	0,77	17
200-249	0,77	19
250-300	0,80	42
≥300	0,88	8



Figur 14. Tilbakeregnet lengde hos ørret i Narsjøen. Figuren viser gjennomsnittlig lengde ($\pm 2SE$) ved alder 0-7 år. Vekst i 2017 (ikke et helt års vekst) ble inkludert og figuren kan derfor underestimere lengden noe ved eldre alder. Denne effekten er sannsynligvis liten da prøvafisken ble gjennomført mot slutten av vekstsesongen (29. til 30. august). Kurven er basert på 11 av ørretene som ble fanget, mens den ene utsatte ørreten ikke ble inkludert pga. usikkerhet rundt dens alder.



Figur 15. Tilbakeregnet vekst hos ørret i Narsjøen. Se figur X9 for ytterligere informasjon om fiskematerialet.

Blant siken var 37,6 % hunner, 55,6 % hanner og 6,5 % kunne ikke kjønnsbestemmes. 17,1 % av hunnene og 3,8 % av hannene viste tegn til at de skulle gyte. Ingen fisk viste tegn til at de hadde gytt. Blant fisken som viste tegn på gyting var gjennomsnittslengden 283 mm (242 - 308 mm) hos hunnene og 264 mm (250 – 278 mm) hos hannene. Yngste hun som viste tegn til gyting var fem år gammel. Ingen av de kjønnsmodne hannene var blant fisken som ble aldersbestemt. Blant ørreten var 50 % hanner og 50 % hunner. Ingen av fiskene viste tegn til at de skulle gyte eller hadde gytt.

91,7 % av ørretene i Narsjøen var hvite i fiskekjøttet mens 8,3 % (én fisk) var lyserød i kjøttet. Dette tyder på at krepsdyr ikke utgjør en stor andel av dietten til ørreten.

Klassifisering av den økologiske tilstanden i Narsjøen basert på fisk

Basert på historiske fiskedata fra Narsjøen og vårt prøvafiske kan vi klassifisere den økologiske tilstanden i Narsjøen iht. til Norsk endringsindeks for fisk (NEFI, Direktoratgruppen 2015).

I følge de historiske fiskedataene var røye og ørret de dominante fiskeartene i Narsjøen på 1930- og 1960-tallet. Røye er opprinnelig introdusert til innsjøen, men dette skjedde sannsynligvis for flere hundre år siden (oppsummert i Sandlund mfl. 2011, Odd Terje Sandlund, Trygve Hesthagen og Åge

Brabrand pers med.). Dermed skal den regnes som en del av referansetilstanden for innsjøen ifølge veilederen for klassifisering av miljøtilstand i vann (Direktoratsgruppa 2015). Harr, lake og steinsmett utgjør de andre opprinnelige fiskeartene i sjøen (Sandlund mfl. 2011, Odd Terje Sandlund, Trygve Hesthagen og Åge Brabrand pers med.), men vi har ingen data som kan brukes til å fastsette den relative mengden (dominansen) av disse artene. Iht. til NEFI må dermed referansetilstanden for Narsjøen baseres på dominanstilstanden for røye og ørret. Gitt at begge artene hver utgjorde mer enn 25 % av totalt antall fisk i Narsjøen, så er referansetilstanden basert på at dette er dominante arter.

Basert på våre prøvofiskedata er verken røye eller ørret dominante fisk i Narsjøen i 2017. Den dominante arten er sik mens alle andre arter enten er vanlige eller sjeldne. Vi fanget ingen røye og et mindre antall ørret. Allikevel må man anta at det fremdeles finnes røye i sjøen, da det har blitt fanget en og annen røye i forbindelse med utfiskingen etter sik fra 1996 og fram til så sent som i 2015 (Taugbøl mfl. 2004, Erik Vangskåsen pers. med.). Iht. NEFI er dominanstilstanden «sjelden» for røye (utgjør <1 % av fiskesamfunnet) og «vanlig» for ørret (utgjør 1-25 % av fiskesamfunnet).

En endring fra «dominant» til «sjelden» for røye og fra «dominant» til «vanlig» for ørret gir en NEFI-indeks på 0,5 (nEQR for NEFI på 0,4). Det er på grensen mellom «moderat» og «dårlig» økologisk tilstand, men ved bruk av føre-var prinsippet blir det dårlig økologisk tilstand.

Ifølge veilederen for klassifisering av miljøtilstand i vann (Direktoratsgruppa 2015) må det tas hensyn til effekten av introduserte fiskeslag, svartelistearter, og fisketiltak i den endelige klassifiseringen iht. NEFI. Stor effekt av introduserte fiskearter på fiskesamfunnet og tilstedeværelse av svartelistearter skal føre til nedklassifisering av den økologiske tilstanden. Det samme skal midlertidige tiltak for å forbedre forholdene for fisk hvis disse tiltakene har stor effekt, da fiskesamfunnet er antatt å vende tilbake til en reell tilstand så snart tiltaket opphører (Direktoratsgruppa 2015).

I Narsjøen har det blitt introdusert flere arter fisk. Siken ble sannsynligvis introdusert rundt 1970 (Meli 1993, Sandlund mfl. 2011, Odd Terje Sandlund, Trygve Hesthagen og Åge Brabrand pers med.). I tillegg har gjedde og ørekyt også blitt introdusert i nyere tid (Odd Terje Sandlund, Trygve Hesthagen og Åge Brabrand pers med.). Dessuten har det blitt fanget canadarøye i sjøen fra 1993 og framover (Qvenild 2010, Odd Terje Sandlund, Trygve Hesthagen og Åge Brabrand pers med.). Gitt at siken er den dominante fisken i sjøen, er det sannsynlig at dens introduksjon kan forklare nedgangen i røye- og ørretbestanden. I tillegg bidrar nok også de andre introduserte artene til reduksjonen i disse to artene. Det antas at de introduserte artene har hatt stor effekt på fiskesamfunnet, noe som betyr at tilstanden i Narsjøen bør nedklassifiseres en klasse (Direktoratsgruppa 2015). Tilstedeværelsen av canadarøye fører i seg selv til en slik nedklassifisering, da den er svartelistet (Gederaas mfl. 2012).

I Narsjøen er det blitt og blir fremdeles gjennomført tiltak for å forbedre situasjonen for den stedege fisken. Hovedtiltaket er uttak av sik gjennom ruse-, garn- og/eller kilenotfiske i 1989 og nesten årlig mellom 1996 og 2016 (Meli 1993, Taugbøl mfl. 2004, Tor Olav Narbuvoll og Erik Vangskåsen pers. med.). Gjennom dette uttaket har det blitt fjernet flere tusen fisk de fleste årene (Taugbøl mfl. 2004, Erik Vangskåsen unpubl. mat.). Veilederen sier ikke noe om effekten av uttak av introduserte arter for tilstandsklassifiseringen (Direktoratsgruppa 2015), men sannsynligvis vil fortsatt uttak av sik være nødvendig for å opprettholde forholdene for stedege fisk. Det har også blitt satt ut røye rundt år 2000 (Tor Olav Narbuvoll og Erik Vangskåsen pers. med.), men dette ser ikke ut til å ha hatt noen vesentlig effekt på bestanden av denne arten i sjøen (Taugbøl mfl. 2004, Erik Vangskåsen unpubl. mat., våre data). I 2015 og 2016 ble det også satt ut ørret (Tor Olav Narbuvoll og Erik Vangskåsen pers. med.), men bare 8,3 % av ørretene (én fisk) som ble fanget under prøvofisket, var et resultat av denne utsettingen. Dermed har utsettingene av røye og ørret hatt så liten effekt på

fiskesamfunnet i Narsjøen at de ikke skal ha noen effekt på klassifiseringen av den økologiske tilstanden (Direktoratsgruppa 2015).

Basert på endringene i dominansforholdene for røye og ørret, og ytterligere nedklassifisering av den økologiske tilstanden pga. introduksjonene av fremmede fiskearter, inkludert sik og canadarøye, skal den økologiske tilstanden i Narsjøen i 2017 klassifiseres som «svært dårlig».

3.2 Elver og bekker

3.2.1 Fysisk-kjemiske forhold

Konsentrasjonen av kalsium varierte fra 1,1 mg/l i Agnåa i Kongsvinger kommune til 101 mg/l i Nordre Starelv i Stange kommune (**Tabell 11**). Ni av de 19 stasjonene hadde konsentrasjoner av kalsium lavere enn 4 mg/l og vil ut fra denne undersøkelsen kunne betegnes som kalkfattige. Seks stasjoner hadde kalsium-verdier på 4-20 mg/l og kan betegnes som moderat kalkrike, mens de resterende fire lokalitetene hadde kalsium-verdier på >20 mg/l og kan betegnes som kalkrike. Det er rimelig å anta at kalsium-nivåene først og fremst avspeiler de geologiske forholdene i nedbørfeltene til de ulike vannforekomstene. 101 mg/l i Nordre Starelva må anses som en svært høy kalsium-konsentrasjon i norsk sammenheng, og som trolig først og fremst er forårsaket av at vassdraget drenerer et område dominert av kambrosiluriske bergarter med dyrka mark på rike løsavsetninger (Nordgulen 2005; Dahl, Nashoug og Nystuen 2017).

Tabell 11. Konsentrasjoner av kalsium og total organisk karbon (TOC) i de undersøkte elveforekomstene i september 2017. Typebeskrivelser er gitt iht. Veileder 02:2013 – revidert 2015.

Kode	Navn	Kalsium mg/l	TOC mg C/l	Typebeskrivelse
KAL	Kalbekken	27,7	3,0	Kalkrik, klar
VIN	Vassdrag fra Vingelen	37,3	2,7	Kalkrik, klar
KJE	Kjemma	7,50	9,3	Moderat kalkrik, humøs
TRY	Trya	1,39	6,1	Kalkfattig, humøs
TYS	Tysla nedre del	7,98	2,5	Moderat kalkrik, klar
REN	Rena (Elvål - Hornset)	3,75	3,3	Kalkfattig, klar
LO1	Tilløp Lomnessjøen	5,04	15,4	Moderat kalkrik, svært humøs
LO2	Tilløp 2 Lomnessjøen	2,77	16,6	Kalkfattig, svært humøs
NOS	Nordre Osa Bjørbekken - Tarven	2,24	6,1	Kalkfattig, humøs
JØM	Jømna	5,65	18,8	Moderat kalkrik, svært humøs
JU1	Julussa 1	4,96	17,1	Moderat kalkrik, svært humøs
JU2	Julussa 2	3,86	20,2	Kalkfattig, svært humøs
JU3	Julussa 3	3,11	18,1	Kalkfattig, svært humøs
BIN	Bingsfløyta	1,53	19,3	Kalkfattig, svært humøs
AGN	Agnåa	1,10	18,9	Kalkfattig, svært humøs
SÆT	Sæteråa	3,48	26,3	Kalkfattig, svært humøs
SST	Søndre Starelva	25,2	25,3	Kalkrik, svært humøs
NST	Nordre Starelva	101	15,6	Kalkrik, svært humøs
FOS	Fosselva	4,60	14,5	Moderat kalkrik, humøs

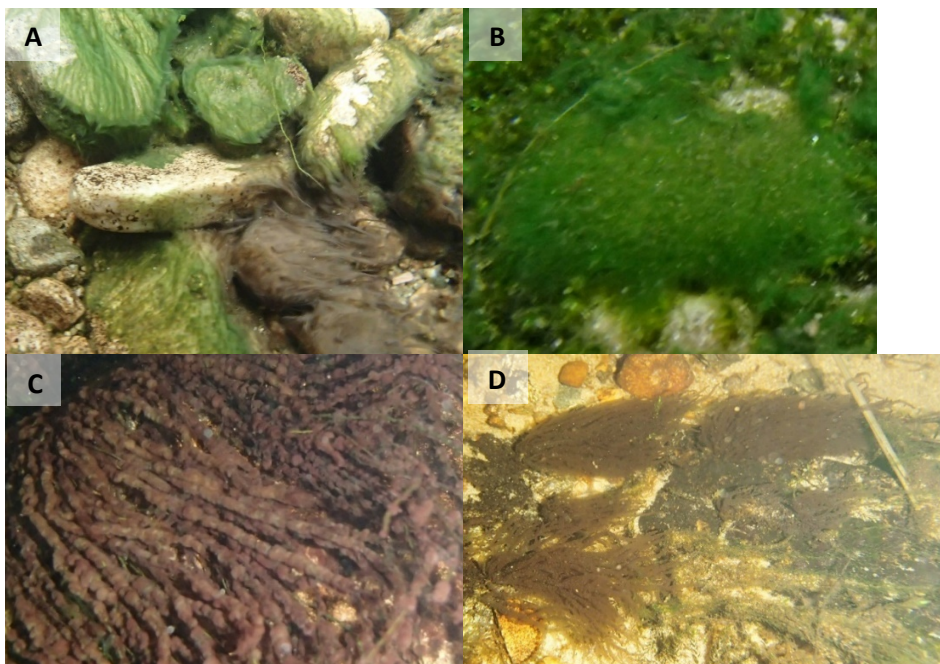
Konsentrasjonen av total organisk karbon (TOC) varierte fra 2,5 mg C/l i Tysla i Rendalen til 26,3 mg C/l i Sæteråa i Sør-Odal. Kun fire av vannforekomstene i de nordlige områdene hadde TOC-verdier lavere enn 5 mg C/l og kan ut fra denne undersøkelsen betegnes som klare. Vannforekomster med TOC på 5-15 mg C/l defineres som humøse, og fire av vannforekomstene hadde TOC-verdier innenfor

dette intervallet. Hele 11 av de 19 lokalitetene hadde TOC-verdier høyere enn 15 mg C/l, dvs. at de kan betegnes som svært humøse eller polyhumøse vannforekomster. Det er ikke satt egne klassegrenser for denne vanntypen. De humøse og polyhumøse vannforekomstene ligger alle i midtre og søndre deler av Hedmark.

3.2.2 Begroing

Biologisk mangfold

Det ble registrert fra 5 til 25 ulike taksa av alger (utenom kiselalger) på de undersøkte stasjonene. Artsrikdommen var høyest innen gruppene grønnalger og cyanobakterier på samtlige stasjoner, med unntak av stasjon KJE i 2012 der rødalgen dominerte (se Vedlegg, **Tabell 38**, for fullstendig artsliste). **Figur 16-17** viser et utvalg bilder av taksa som ble registrert på de undersøkte lokalitetene i Hedmark 2017.

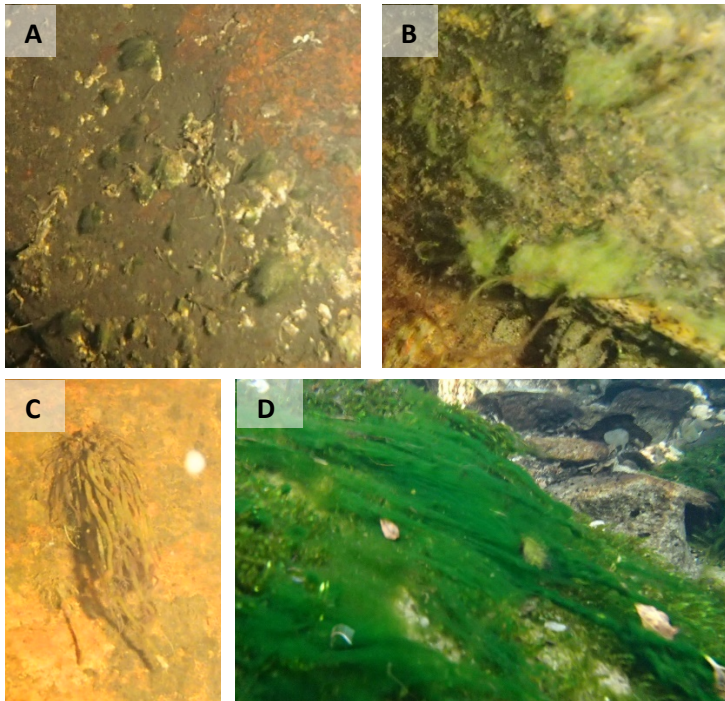


Figur 16. Eutrofe arter **A.** Cyanobakteriene *Phormidium favosum* og *Phormidium automnale* **B.** Gulgrønnalgen *Vaucheria* sp. **C.** Rødalgen *Audouinella hermannii* på *Lemanea fluviatilis* **D.** Rødalgen *Batrachospermum confusum*. Foto fra lokalitetene REN (A), VIN (B), TYS (C) og KJE (D) 2017: Maia Røst Kile, NIVA.

I **Figur 16** er det avbildet arter som trives i eutroft (næringsrikt) vann. Arter i cyanobakterie-slekten *Phormidium* registreres i stor grad i næringsrikt vann. Ulike arter innen denne gruppen ble registrert på 15 av de 19 undersøkte lokalitetene. *Phormidium favosum* (**Figur 16A**) ble registrert makroskopisk på lokaliteten KJE i 2017, som havnet i moderat tilstand, og på REN, som havnet i god tilstand. På lokalitetene KJE i 2012 og 2017 samt VIN ble også gulgrønnalgen *Vaucheria* sp. (**Figur 16B**) observert. I tillegg ble rødalgen *Batrachospermum confusum* (**Figur 16D**) funnet på lokalitetene KJE både i 2012 og 2017 og på LO2 i 2017. Lokalitetene KJE (begge år), VIN og LO2 ble alle klassifisert til moderat tilstand. Rødalgen *Audouinella hermannii* (**Figur 16C**) ble registrert på ni av de undersøkte lokalitetene, der tre ble klassifisert til moderat, fire til god og to til svært god tilstand. Rødalgen *Batrachospermum confusum* har på lik linje med de andre artene i **Figur 16** sitt optimum i næringsrikt vann, men denne arten har foreløpig ingen egen indeksverdi i eutrofieringsindeksen PIT, og får samme indeksverdi som alle *Batrachospermum*-artene samlet. *Audouinella hermannii* og *Phormidium*

favosum har markant lavere indeksverdier enn *Vaucheria* sp., og kan i stor grad registreres på lokaliteter med blandingsamfunn som klassifiseres til god og til og med svært god tilstand, til tross for at artene indikerer næringsrikt vann.

I **Figur 17** er det avbildet oligotrofe taksa, det vil si taksa som trives i næringsfattig vann. Cyanobakterien *Tolypothrix distorta* (**Figur 17A**) ble registrert på lokalitetene TRY, JU1 og JU3, som havnet i svært god tilstand og FOS, som havnet i god tilstand. Grønnalgene *Oedogonium* b, *Bulbochaethe* sp., *Binuclearia tectorum* og *Microspora palustris* var *minor* (**Figur 17B**) ble kun registrert på lokaliteter med god eller svært god tilstand (TRY, JU1, JU3, SST, FOS, NOS og AGN). Rødalgen *Lemanea borealis* (**Figur 17C**) ble funnet på stasjonene VIN og JØM, der førstnevnte var i moderat og sistnevnte var i god tilstand. Grønnalgen *Microspora amoena* (**Figur 17D**) ble registrert på femten av de undersøkte lokalitetene og tilstanden på gjeldende lokaliteter varierte fra svært god til moderat. Til tross for at de er oligotrofe arter og i utgangspunktet trives i næringsfattig vann har *L. borealis* og *M. amoena* ved flere tilfeller blitt registrert i blandingsamfunn med eutrofe arter i denne undersøkelsen.

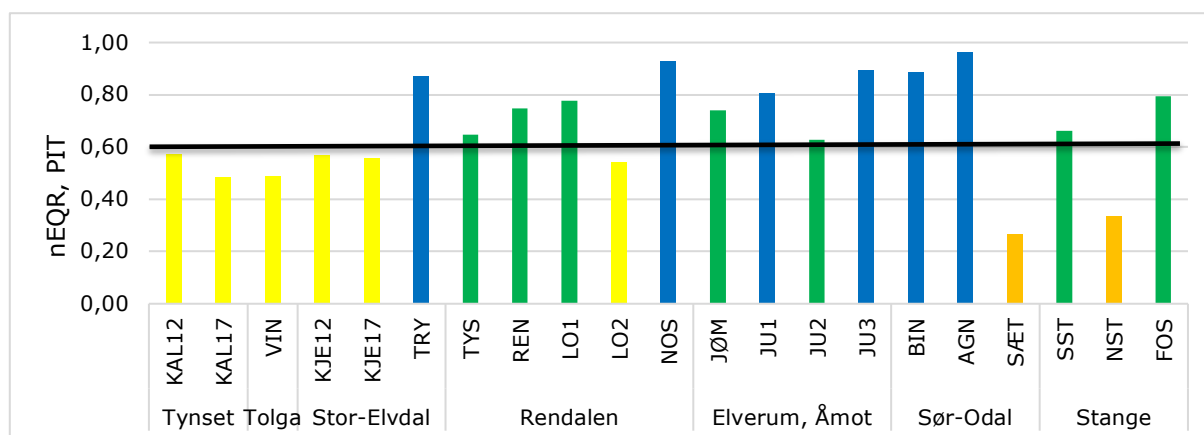


Figur 17. Oligotrofe arter **A.** Cyanobakterien *Tolypothrix distorta* **B.** Grønne trådformede alger (*Oedogonium* b, *Bulbochaethe* sp., *Binuclearia tectorum*, *Microspora palustris* var *minor*). **C.** Rødalgen *Lemanea borealis* **D.** Grønnalgen *Microspora amoena*. Foto fra lokalitetene JU1 (A), TRY (B), JØM (C), VIN (D), 2017: Maia Røst Kile, NIVA.

Økologisk tilstand mht. overgjødsling

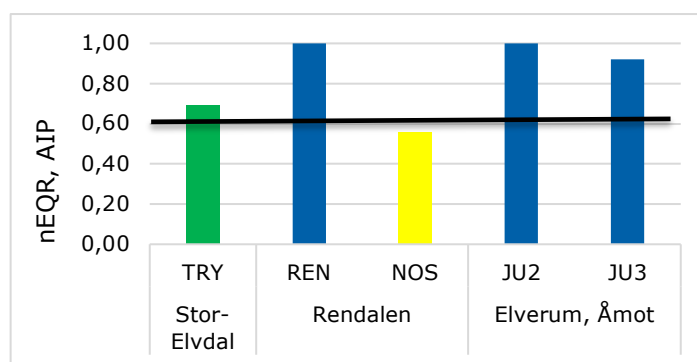
Av de lokalitetene som ble undersøkt i 2017, oppnådde 13 miljømålet gitt i vannforskriften mht. eutrofiering (overgjødsling), hvor seks ble klassifisert til svært god og sju til god tilstand ut fra PIT-indeksen. De resterende seks lokalitetene oppnådde ikke miljømålet. KAL og KJE, som også ble undersøkt i 2012, havnet i moderat tilstand begge årene, mens også VIN og LO2 ble klassifisert til moderat tilstand i 2017. SÆT og NST havnet i dårlig økologisk tilstand i denne undersøkelsen (**Figur 18, Tabell 12**).

På lokaliteten KJE ble det i 2017 registrert mikroskopiske forekomster av bakterien lammehaler (*Sphaerotilus natans*), noe som tyder på en viss grad av organisk belastning.



Figur 18. Normalisert EQR for eutrofieringsindeksen PIT (Periphyton Index of Trophic status) beregnet for 2 stasjoner i 2012 og 19 stasjoner 2017, fra Tynset og Tolga i nord til Odal og Stange i sør. Verdiene angir økologisk tilstand i henhold til vannforskriften. Blå = svært god, grønn = god, gul = moderat, oransje = dårlig tilstand. Den svarte horisontale linjen markerer grensen mellom god og moderat tilstand (miljømålet).

Med hensyn til forsurening (AIP-indeksen) ble tre lokaliteter klassifisert til svært god tilstand og én til god tilstand (**Figur 19, Tabell 12**). Disse oppnår med det miljømålet gitt i vannforskriften. Bare stasjonen NOS havnet under miljømålet, i moderat økologisk tilstand, og viser dermed tegn til forsurening. For de resterende fire stasjonene i kalkfattige eller svært kalkfattige vanntyper var det ikke mulig å foreta en sikker klassifisering grunnet for få registrerte indikatorarter.



Figur 19. Normalisert EQR for forsureningsindeksen AIP (Acidification Index for Periphyton) beregnet for 5 stasjoner i Hedmark 2017. Verdiene angir økologisk tilstand i henhold til vannforskriften (se **Figur 18** for forklaring). 4 stasjoner er ekskludert grunnet usikre indeksverdier pga. for få registrerte indikatorarter. Den svarte horisontale linjen markerer grensen mellom god og moderat tilstand (miljømålet).

Tabell 12. Oversikt over Ca-klasse benyttet i tilstandsklassifiseringen, samt PIT og AIP med tilhørende verdier av EQR, nEQR og økologisk tilstand for 2 lokaliteter i 2012 og 19 lokaliteter i 2017. SG= Svært god (blå), G = God (grønn), M = Moderat (gul), D = Dårlig (oransje) økologisk tilstand. Lysegrå felter vil si usikre data som ikke kan brukes i klassifiseringen, og skyldes for lavt antall indikatorarter. Blanke felter er stasjoner som ikke er klassifisert for forsurening (AIP) siden vanntypen er moderat kalkrik eller høyere.

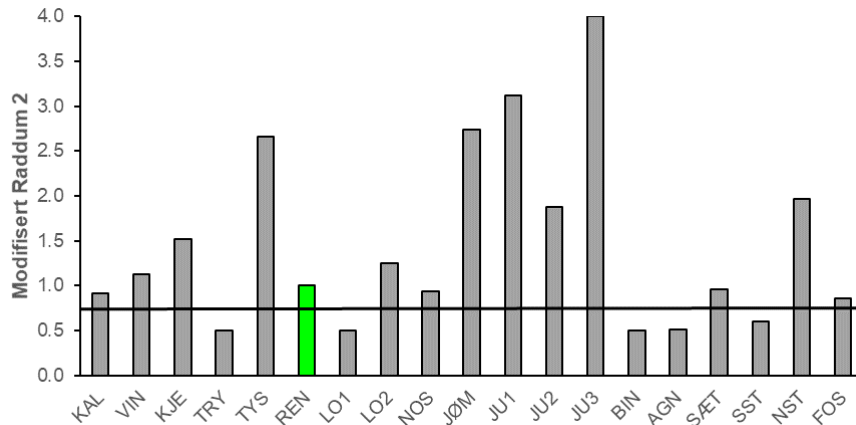
Kommune	Stasjon	Ca-klasse	PIT					AIP				
			Antall indikatorer	PIT	EQR	nEQR	Tilstand	Antall indikatorer	AIP	EQR	nEQR	Tilstand
Tynset	KAL 2012	3	6	18,09	0,79	0,57	M					
	KAL 2017	3	8	24,69	0,67	0,48	M					
Tolga	VIN	3	9	24,25	0,68	0,49	M					
Stor-Elvdal	KJE 2012	3	8	18,35	0,78	0,57	M					
	KJE 2017	3	12	19,28	0,77	0,56	M					
	TRY	2	14	7,53	0,98	0,87	SG	9	6,67	0,89	0,69	G
Rendalen	TYS	3	13	14,41	0,86	0,65	G					
	REN	2	12	11,16	0,92	0,75	G	8	7,13	1,16	1,00	SG
	LO1	3	3	10,20	0,94	0,78	G					
	LO2	2	7	20,24	0,75	0,54	M	2	7,26			
	NOS	2	14	5,99	1,01	0,93	SG	7	6,55	0,82	0,56	M
Elverum, Åmot	JØM	3	16	11,42	0,91	0,74	G					
	JU1	3	18	9,31	0,95	0,81	SG					
	JU2	2	9	15,09	0,85	0,63	G	5	7,03	1,10	1,00	SG
	JU3	2	9	6,96	1,00	0,89	SG	7	6,87	1,01	0,92	SG
Sør-Odal	BIN	2	4	7,18	0,99	0,88	SG	1	7,18			
	AGN	2	5	5,02	1,03	0,96	SG	2	5,63			
	SÆT	2	4	40,99	0,37	0,27	D	1	7,10			
Stange	SST	3	11	13,97	0,87	0,66	G					
	NST	3	5	35,96	0,46	0,33	D					
	FOS	3	10	9,70	0,94	0,79	G					

3.2.3 Bunndyr

Primærdata med fullstendig artsliste er gitt i Vedlegg, **Tabell 39**.

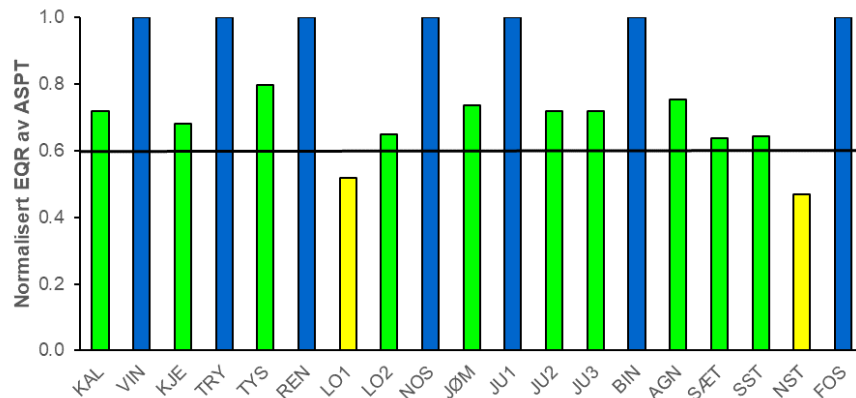
I denne undersøkelse skulle det bl.a. gjøres en vurdering av effekten av forsurening på de forsureningsfølsomme stasjonene (kalkfattige og svært kalkfattige) ved bruk av forsureningsindeks 2. Av **Tabell 11** fremgår det at bare ni av de 19 stasjonene er forsureningsfølsomme (Ca-konsentrasjon < 4 mg/l). Forsureningsindeks 2 er ikke egnet for å skille mellom forsurening og naturlig surhet, f.eks. forårsaket av humussyrer. I henhold til Veilederen (Direktoratsgruppa 2015) bør forsureningsindeks 2 derfor ikke brukes i tilstandsvurdering av humøse vannforekomster. Alle de forsureningsfølsomme stasjonene bortsett fra REN er enten humøse (2 stasjoner, TOC-konsentrasjon > 5 mg/l) eller svært humøse (6 stasjoner, TOC-konsentrasjon > 15 mg/l). Det er derfor kun på stasjon REN vi har brukt de utregnede verdiene for forsureningsindeks 2 i klassifiseringen av økologisk tilstand.

Fem av de 19 stasjonene viser moderat lave eller lave verdier for forsøringsindeks 2 (**Figur 20**) Tre av disse stasjonene er forsøringsfølsomme (TRY, BIN og AGN), og de lave indeksverdiene kan indikere at disse tre stasjonene er påvirket av forsuring.



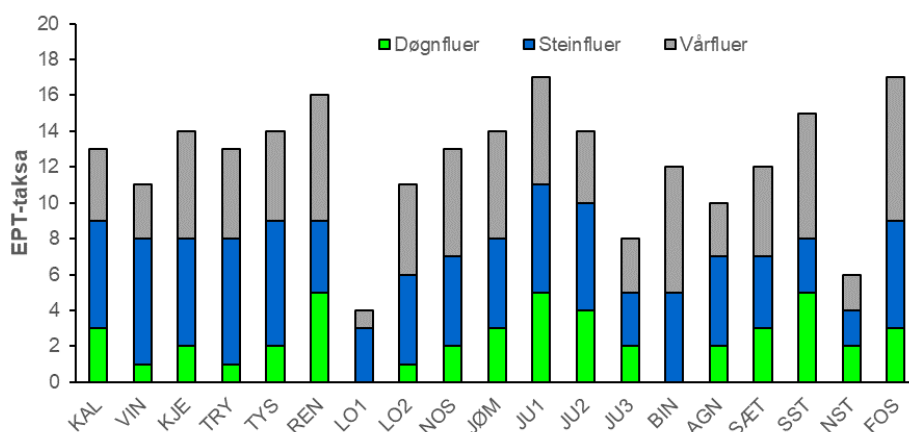
Figur 20. Vurdering av bunndyrsamfunnet med hensyn til forsuring (Modifisert Raddum indeks 2/forsøringsindeks 2) på utvalgte vassdragsavsnitt i de 19 elvene/bekkene. For fullt stasjonsnavn, se **Tabell 11**. Indeks-verdiene er vist i figuren. Den svarte horisontale linjen markerer grensen mellom god og moderat tilstand. Kun REN tilfredsstiller kravene til bruk av forsøringsindeks 2 mht. tilstandsklassifisering.

Med hensyn til organisk belastning/eutrofi fikk de seks stasjonene VIN, TRY, REN, NOS, JU1, BIN og FOS alle svært god økologisk tilstand (**Figur 21, Tabell 13**). De ti stasjonene KAL, KJE, TYS, LO2, JØM, JU2, JU3, AGN, SÆT og SST oppnådde god økologisk tilstand. For stasjonen REN er tilstandsklassen redusert fra svært god til god pga. indikasjoner på forsuring. Stasjonene LO1 og NST fikk moderat tilstand.



Figur 21. Vurdering av bunndyrsamfunnet med hensyn til organisk belastning (ASPT). Økologisk tilstand (normalisert EQR av ASPT) på utvalgte vassdragsavsnitt i de 19 elvene/bekkene. For fullt stasjonsnavn, se **Tabell 11**. Den svarte horisontale linjen markerer grensen mellom god og moderat tilstand.

Antall EPT-taksa varierte fra 4 til 17 (**Figur 22**). Av de undersøkte stasjonene hadde JU1 og FOS høyest antall (17) men også REN og SST hadde relativt høye verdier (hvh. 16 og 15). Færrest EPT-taksa ble funnet i LO1, bare fire. Også NST hadde få EPT-taksa (6). Det ble ikke påvist noen rødliste- eller svartliste-arter på elvestasjonene.



Figur 22. Antall EPT-taksa på elve- og bekkestasjonene i 2017 fordelt på de tre bunndyrgruppene.

Tabell 13. Oversikt over vurdering av økologisk tilstand for organisk belastning/eutrofiering basert på ASPT-indeksen for elver i Hedmark på grunnlag av bunndyrundersøkelser høsten 2017. Tilstanden til TRY, BIN og AGN vises i parentes da det er noe usikkerhet koblet til ASPT-indeksen på disse stasjonene ettersom de kan være påvirket av forurengning.

Stasjon	Prøvedato	ASPT	EQR av ASPT	nEQR av ASPT	Tilstand bunndyr
KAL	17.10.2017	6,50	0,942	0,72	God
VIN	17.10.2017	7,00	1,014	1,00	Svært god
KJE	17.10.2017	6,33	0,918	0,68	God
TRY	17.10.2017	6,90	1,000	1,00	(Svært god)
TYS	16.10.2017	6,82	0,988	0,80	God
REN	16.10.2017	7,17	1,039	1,00	God*
LO1	17.10.2017	5,67	0,821	0,52	Moderat
LO2	16.10.2017	6,20	0,899	0,65	God
NOS	18.10.2017	7,09	1,028	1,00	Svært god
JØM	18.10.2017	6,56	0,951	0,74	God
JU1	18.10.2017	7,07	1,024	1,00	Svært god
JU2	18.10.2017	6,50	0,942	0,72	God
JU3	19.10.2017	6,50	0,942	0,72	God
BIN	19.10.2017	7,07	1,025	1,00	(Svært god)
AGN	19.10.2017	6,64	0,962	0,75	(God)
SÆT	19.10.2017	6,15	0,892	0,64	God
SST	18.10.2017	6,18	0,895	0,64	God
NST	18.10.2017	5,45	0,791	0,47	Moderat
FOS	18.10.2017	7,00	1,014	1,00	Svært god

*Stasjonen REN er forurengningsløs (kalkfattig, klar) og har forurengningsindeks som gir god tilstand. Ved bruk av «det verste styrer prinsippet» er samlet økologisk tilstand basert på bunndyr derfor satt til god i stedet for svært god som er tilstanden basert på ASPT.

4 Diskusjon

4.1 Innsjøer

4.1.1 Stubsjøen, Storsjøen, Hittersjøen, Haugatjønnen, Håsjøen, Varaldsjøen og Møkeren

Graden av eutrofiering (overgjødning) er vurdert for alle innsjøene. I tillegg er eventuelle effekter av forsuring vurdert for de kalkfattige innsjøene Håsjøen, Varaldsjøen og Møkeren, mens eventuelle effekter av tungmetaller er vurdert kun for Stubsjøen, Hittersjøen og Håsjøen.

I de fleste innsjøer anses fosfor å være begrensende næringsstoff for algevekst. Men dersom en finner at forholdet tot-N/tot-P (N/P-forholdet) er mindre enn 20, og konsentrasjonen av nitrat + ammonium er mindre enn 10 µg N/l, kan N-begrensning anses for sannsynlig (Schindler mfl. 2016). I «våre» innsjøer har vi ikke målt konsentrasjoner av nitrat eller ammonium og har derfor kun benyttet N/P-forholdet for å vurdere om veksten av planteplankton var P- eller N-begrenset. Stubsjøen, Storsjøen, Haugatjønnen og Håsjøen hadde alle et midlere N/P-forhold på ca. 20 eller lavere. Vi antar derfor at algeveksten her kan ha vært begrenset av tilgangen på N-forbindelser, i alle fall i deler av vekstsesongen. I Hittersjøen var N/P-forholdet høyere enn 20 på alle prøvedatoene, og det midlere N/P-forholdet var på 22. Varaldsjøen og Møkeren hadde et midlere N/P-forhold på henholdsvis 29 og 34. For disse tre innsjøene er det rimelig å anta at algeveksten var P-begrenset, og vi har vi derfor valgt å ikke ta med tot-N i den samlede vurderingen av økologisk tilstand. For de fire førstnevnte innsjøene har vi også inkludert tot-N i den samlede vurderingen.

I totalvurderingen av den økologiske tilstanden får Stubsjøen og Møkeren svært god tilstand og Storsjøen, Håsjøen og Varaldsjøen god tilstand (**Tabell 14**). Disse fem innsjøene oppnår dermed miljømålet i vannforskriften. De hadde generelt lave algemengder og en algesammensetning som er karakteristisk for relativt næringsfattige innsjøer.

Tabell 14. Samlet klassifisering av økologisk tilstand for sju innsjøer i Hedmark og Trøndelag i 2017. nEQR-verdier er gitt. Tilstand mht. forsuring (pH) er kun vurdert for de kalkfattige innsjøene Håsjøen, Varaldsjøen og Møkeren. Fargene viser tilstandsklasser. Grå felter betyr at tot-N ikke er tatt med i samlet klassifisering for disse innsjøene.

	Planteplankton	Tot-P	Tot-N	Siktedyp	pH	Samlet
Stubsjøen	0,99	0,82	1,00	0,77		0,86
Storsjøen	0,77	0,62	1,00	0,71		0,78
Hittersjøen	1,00	0,78	1,00	0,63		0,50
Haugatjønnen	0,34	0,30	0,58	0,32		0,34
Håsjøen	0,98	0,65	1,00	0,52	1,00	0,72
Varaldsjøen	0,86	0,74	0,92	0,56	0,89	0,65
Møkeren	1,00	0,87	0,97	0,73	0,88	0,80

Tilstandsklasser

Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
-----------	-----	---------	--------	--------------

En vurdering av Hittersjøens tilstand i forhold til eutrofiering gir god tilstand (nEQR=0,70). Innsjøen ser ikke ut til å være vesentlig påvirket av overgjødning. I totalklassifiseringen skal det imidlertid også tas hensyn til om miljøkvalitetsstandarder (EQS) for vannregionspesifikke stoffer er overskredet eller ikke (Veileder 02:2013 – rev. 2015, kpt. 3.5.5). I Hittersjøen var EQS-verdiene overskredet for både kobber, sink og kadmium (**Tabell 8**). Samlet tilstand må derfor nedgraderes fra god til moderat (nEQR

= 0,50). Som følge av de høye konsentrasjonene av tungmetaller oppnår Hittersjøen ikke miljømålet i vannforskriften.

Haugatjønnas tilstand ble klassifisert til dårlig basert på planteplankton og får dermed også dårlig tilstand totalt sett. Det var relativt høye verdier for klorofyll-a og totalt algevolum, og sammensetningen innen planteplanktonet var preget av fosfortolerante taksa med bl.a. store andeler av cyanobakterier i juli og kiselalger i oktober. Moderat til dårlig tilstand for de fysiske støtteparameterne tot-P, tot-N og siktedyp samsvarer godt med vurderingen basert på planteplankton.

Sterkt predasjonspress fra planktonspisende fisk er trolig hovedårsaken til at krepsdyrplanktonet i de fleste innsjøene var dominert av småvokste arter og individer. Bestandene av effektive algebeitere slik som storvokste dafnier var derfor generelt små. I Storsjøen var det imidlertid en bra bestand av *Daphnia galeata*, men gjennomsnittsstørrelsen var liten (1,1 mm). Haugatjønnna hadde også en bra bestand av *Daphnia galeata*, og her var middellengden betydelig større (2,2 mm). Dette kan tyde på at bestanden av røye ikke var spesielt tett i 2017. En samlet vurdering tyder på liten selvrensingsevne i Storsjøen, Hittersjøen, Håsjøen, Varaldsjøen og Møkeren, moderat selvrensingsevne i Stubbsjøen og stor selvrensingsevne i Haugatjønnna. Artsinventaret av krepsdyrplanktonet i Haugatjønnna var i 2017 i hovedtrekkene det samme som før og etter den eksperimentelle fjerningen av fiskebestanden på 1980-tallet (Reinertsen mfl. 1990).

Fjerningen av siken i Haugatjønnna i 1980 var trolig årsaken til at det skjedde en endring i retning mer oligotrofe (næringsfattige) forhold, med bl.a. lavere algemengder og reduksjon i konsentrasjonen av fosfor. Markant mindre predasjonspress fra fisk på de effektive algebeiterne innen dyreplanktonet ble antatt å være en «nøkkelfaktor» for denne utviklingen, og reintroduksjon av et begrenset antall røye i 1982 så ikke ut til å gi noen vesentlig negativ effekt (Reinertsen mfl. 1990). Haugatjønnna har i dag fortsatt bare en bestand av ikke selvforvengende røye (Hans Iver Kojedal, pers. oppl.), og bestanden av effektive algebeitere så ut til å være stor i 2017 (se **kpt. 3.1.3**). Det ser imidlertid ikke ut til at det fram til i dag har skjedd en ytterligere forbedring av miljøtilstanden; f.eks. var det liten forskjell i middelveidien for tot-P i 2017 (27,0 µg P/l) sammenlignet med i 1982 (29,9 µg P/l) (Reinertsen mfl. 1990), og planteplanktonet indikerte dårlig tilstand i 2017.

De tre kalkfattige innsjøene Håsjøen, Varaldsjøen og Møkeren hadde middel- og minimums-verdier for alkalitet som tyder på relativt god bufferevne mot forsuring. De laveste pH-verdiene som ble registrert i 2017, var 6,35 i Møkeren; 6,42 i Varaldsjøen og 7,00 i Håsjøen. Middelveidene varierte fra pH 6,44 (Møkeren) til pH 7,03 i Håsjøen. Dette er relativt høye pH-verdier for kalkfattige innsjøer og indikerer svært god tilstand mht. forsuring for alle tre innsjøene (Direktoratsgruppa 2015).

Krepsdyrplanktonet i Håsjøen var sammensatt av moderat forsuringfølsomme arter slik som *Bosmina longirostris* og *Arctodiaptomus laticeps*, men det var også betydelige andeler av de forsuringstolerante artene *Bosmina longispina* og *Holopedium gibberum* (jf. Halvorsen mfl. 2002, Schartau mfl. 2013). Et lite antall av den svært forsuringfølsomme arten *Daphnia longiremis* ble også påvist. Samlet sett ser Håsjøen ikke ut til å være påvirket av forsuring.

Også i Varaldsjøen og Møkeren var krepsdyrplanktonet sammensatt av både moderat forsuringfølsomme arter (f.eks. *Bosmina longirostris*, *Heterocope appendiculata* og *Thermocyclops oithonoides*) og forsuringstolerante arter slik som *Bosmina longispina* og *Eudiaptomus gracilis*. Én svært forsuringfølsom art, *Daphnia cristata*, ble påvist i mindre antall i Møkeren, men ikke i Varaldsjøen. Den lave andelen av den forsuringfølsomme og økologisk viktige slekten *Daphnia* i Varaldsjøen og Møkeren er påfallende, men behøver ikke være forårsaket av forsuring. Det at vi kun

har prøver fra én dato, er en svakhet ved materialet, ettersom bestandene i de frie vannmasser kan variere betydelig i løpet av sommerhalvåret. Videre kan sterkt predasjonspress fra planktonspisende fisk også ha bidratt til at flere vanlige arter av *Daphnia* har problemer med å etablere livskraftige bestander. Den småvokste arten *Daphnia cristata* så ut til å representere en betydelig større del av krepsdyrplanktonet i Møkeren i 2003 (Rognerud mfl. 2006) sammenlignet med i 2017. Vi kan ikke helt utelukke at reforsuring (etter opphør av kalking oppstrøms) kan være en årsak til de svake bestandene av dafnier i Varaldsjøen og Møkeren, men de vannkjemiske resultatene tyder ikke på at forsuring var en påvirkning av betydning i 2017.

Undersøkelsen av konsentrasjoner av metaller i Stubsjøen og Håsjøen viste relativt lave konsentrasjoner (tilstandsklasse I-II). I følge veilederen «Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota» (Miljødirektoratet 2016) er dette innenfor nivåer der det ikke forventes toksiske effekter av metaller. I Hittersjøen var derimot både middel- og maks-konsentrasjonene av kadmium, sink og kobber markert eller sterkt forhøyet, henholdsvis innenfor klasse III, IV og V («moderat», «dårlig» og «svært dårlig tilstand») (Tabell 8). De høye verdiene må antas primært å skyldes avrenning fra tidligere gruvevirksomhet i området (gruvevirksomheten ble avsluttet i 1977). Det er tidligere påvist skadeeffekter av gruveforurensningen i vassdraget (Kjellberg 1991, Grande mfl. 1996).

Andre miljøundersøkelser har også blitt gjennomført i Hittervassdraget i de senere årene (Aanes mfl. 2014, Kvitsand 2018), og i Tabell 15 er verdier for kobber og sink fra perioden 1987-1990 vist sammen med tilsvarende verdier fra 2013 og 2017. Middelverdiene for kobber og spesielt sink var lavere i 2013 og 2017 sammenlignet med perioden 1987-1991. For kobber kan de relativt små forskjellene i middelverdier mellom periodene bl.a. ha sammenheng med at det var store variasjoner i konsentrasjonene i 1987-1991. For sink kan det se ut til å ha vært en større reduksjon i konsentrasjonene fra ca. 1990 og fram til de senere årene; middelverdiene har sunket med ca. 50 µg/l. Men også for sink var det store variasjoner i konsentrasjonene i perioden 1987-1991, som til dels kan forklare forskjellene i middelverdier. Variasjoner i avrenningsforholdene ved prøvetakingstidspunktene vil bidra til variasjoner i konsentrasjonene av metaller, både gjennom en sesong og fra år til år. Basert på de relativt få målingene som er gjort, kan vi derfor ikke slå fast med stor sikkerhet at det har vært en reell nedgang i konsentrasjonene av kobber og sink i Hittersjøen siden omkring 1990. Vi har heller ingen opplysninger om eventuelle tiltak som har blitt gjennomført for å redusere utlekkingen av metaller fra gruveområdene. For øvrig kan det nevnes at det ved undersøkelsene som Asplan viak utførte i 2017, også ble funnet svært høye konsentrasjoner av kobber og sink i sedimentet i Hittersjøen (tilstandsklasse V) (Kvitsand 2018).

Tabell 15. Middelverdier og variasjonsbredder for konsentrasjoner av kobber og sink i Hittersjøen i 1987-1991, 2013 og i 2017 (data fra <http://vannmiljo.miljodirektoratet.no/>, Aanes mfl. (2014), Kvitsand (2018) og denne undersøkelsen). N = antall prøver.

	Kobber, µg Cu/l		Sink, µg Zn/l		N
	Middel	Variasjon	Middel	Variasjon	
1987-1991	20,4	10,3-30,5	100	50-170	7
2013	15	-	48	-	1
2017*	13	9,2-16	47	43-56	3
2017**	17,5	15,8-19,8	47	37,5-51,9	4

* - Asplan viak (Kvitsand 2018), ** - NIVA (denne undersøkelsen)

Krepsdyrplanktonet i Hittersjøen den 14. august 2017 gav inntrykk av livskraftige bestander av vannloppen *Bosmina longispina* og cyclopoide hoppekreps (trolig vesentlig *Cyclops scutifer*). Det totale individantallet i prøven var imidlertid lavt, og kun ett individ av calanoide hoppekreps og svært få individer av den sensitive gruppen *Daphnia* spp. og andre vannlopper ble funnet. Dette kan være

indikasjoner på negative effekter pga. høye metallkonsentrasjoner, men vurderingen blir usikker ettersom vi kun har én prøve av krepsdyrplankton fra 2017. Ved en undersøkelse av dyreplanktonet i Hittersjøen i 1994 ble det i likhet med i 2017 observert dominans av *Bosmina longispina* og cyclopoide hoppekreps (Grande mfl. 1996). Undersøkelsene i 1994 tydet på en moderat utarming av dyreplanktonet i de gruvepåvirkede innsjøene i Hittervassdraget. Mest påvirket var Djupsjøen, men også de nedenforliggende innsjøene Stikkilen og Hittersjøen ble vurdert til å være negativt påvirket. Antallet calanoide hoppekreps var markert større i Hittersjøen 1994 enn i 2017, mens dafnier ikke ble påvist i 1994.

Undersøkelser av bunndyrsamfunnene i innløpet til og utløpet fra Hittersjøen høsten 2013 viste at det biologiske mangfoldet uttrykt ved EPT ikke var unormalt lavt; i Strømmeelva (innløp) ble det funnet 14 EPT-taksa og i Hyttelva (utløp Hittersjøen) 13 EPT-taksa (Aanes mfl. 2014). Videre ga bunndyrsindeksen ASPT god tilstand på begge stasjonene. Basert på elfiske-undersøkelser så fiskesamfunnene på disse elvepartiene ut til å være noe utarmet i 2013 (Aanes mfl. 2014).

Undersøkelser av bunndyr på de samme elvestrekningene våren og høsten i 2017 ga som resultat EPT-verdier på 9-13, dvs. nær samme nivå som i 2017 (Kvitsand 2017). ASPT-indeksen ga god tilstand i Strømmeelva og moderat tilstand på lokaliteten i Hyttelva (vår: moderat, høst: god). På prøvestasjonen i selve Hittersjøen fant Kvitsand (2017) et lavt individantall av bunndyr og et lavt antall EPT-taksa, men pga. det lave individantallet ble vurderingene av miljøtilstanden her ansett som usikker.

Overvåkingen av Hittersjøen (med inn- og utløp) i de senere årene indikerer en moderat, men ikke dramatisk «utarming» av de biologiske samfunnene på dette vassdragsavsnittet. Høye nivåer av tungmetaller som følge av tidligere gruvevirksomhet er trolig en hovedårsak til utarming, men menneskeskapte hydromorfologiske endringer slik som damanlegg og endret vannføringsregime er trolig også vesentlige faktorer f.eks. når det gjelder fiskebestander (Aanes mfl. 2014). Giftigheten av tungmetaller avhenger av vannkvaliteten og faktorer som humusinnhold, kalkinnhold og pH (Hyne mfl. 2005). Hittersjøen har ikke en spesielt humøs vannkvalitet, men er moderat kalkrik og har en gunstig pH (middelverdi 7,8 i 2017). Dette kan være noe av forklaringen på at de biologiske samfunnene klarer seg relativt bra til tross for høye konsentrasjoner av kobber spesielt.

4.1.2 Narsjøen

Endringer i sammensetningen av fiskesamfunnet mellom 1930-tallet og vår tid

Siken utgjorde 76,2 % av den totale fangsten i prøvefisket i 2017. Dermed er sik den dominerende fiskearten i Narsjøen. Ørekyt (11,5 %) og ørret (9,8 %) er de eneste to andre artene som ble fanget i noe antall, mens det ble fanget ett individ av henholdsvis gjedde, harr og lake (alle 0,8 %). I tillegg vet man at det også finnes røye, steinsmett og canadarøye i sjøen (Qvenild 2010, Sandlund mfl. 2011, Erik Vangskåsen unpubl. mat.).

Fiskefangsten indikerer en drastisk endring sammenlignet med det som man må anta var det opprinnelige fiskesamfunnet i Narsjøen. De stedegne artene i sjøen er harr, lake, steinsmett og ørret (Sandlund mfl. 2011, Odd Terje Sandlund, Trygve Hesthagen og Åge Brabrand pers med.). I tillegg ble sannsynligvis røye introdusert for flere hundre år siden (Odd Terje Sandlund, Trygve Hesthagen og Åge Brabrand pers med.). Historiske fangstdata viser at røye og ørret var vanlige fiskearter i sjøen på 1930- og 1960-tallet (Odd Terje Sandlund, Trygve Hesthagen og Åge Brabrand pers med.).

Disse endringene kan, først og fremst, forklares med at siken ble introdusert til Narsjøen rundt 1970 (Meli 1993, Sandlund mfl. 2011, Odd Terje Sandlund, Trygve Hesthagen og Åge Brabrand pers med.).

Undersøkelser og utfisking av sik i 1988, 1992, 1996-2002 og 2007-2017 (Meli 1993, Taugbøl mfl. 2004, Erik Vangskåsen upubl. mat., våre data) viser at siken lenge har vært den dominerende arten i sjøen. Faktisk utgjorde arten mer enn 90 % av den totale fangsten i alle disse årene, med unntak av i 2000 (84 %), 2002 (53 %) og 2017 (76 %). Lavere fangst av sik i disse årene kan settes i sammenheng med et svært aktivt uttak av sik i perioden 1996-2000 og 2007-2016. I tillegg er også canadarøye, gjedde og ørekyt introdusert til Narsjøen i senere tid (Qvenild 2010, Sandlund mfl. 2011). På den ene siden tyder ikke vårt prøvefiske eller den tidligere fangsten på at canadarøye har greid å etablere seg i noen særlig grad i sjøen, da det bare har blitt fanget ett og annet individ år om annet. På den andre siden tyder fangsten på at gjedda har etablert seg i sjøen, men den har bare utgjort mellom 0,2 og 5,5 % av fangsten mellom 1988 og 2017. Vårt prøvefiske viser også at ørekyt har etablert seg som en relativt vanlig fisk i sjøen, da den utgjorde 11,5 % av fangsten i 2017 (Meli 1993, Taugbøl mfl. 2004, Qvenild 2010, Sandlund mfl. 2011, Erik Vangskåsen upubl. mat., våre data). Se **Tabell 16** for detaljer om fiskefangsten i årene mellom 1988 og 2017.

I samme tidsrom som siken har vært den dominerende arten i Narsjøen, så har bestandsstørrelsene av de stedege artene blitt svært reduserte (Meli 1993, Taugbøl mfl. 2004, Erik Vangskåsen upubl. mat., våre data). Ørret utgjorde mindre enn 1 % av fangsten i årene mellom 1989 og 2017, med unntak av i 1989, 1992, 2000, 2002, 2016 og 2017 (1,4-9,8 %). Høyere fangst i disse årene kan settes i sammenheng med at uttaket av sik har redusert bestandene mot slutten av utfiskingsperiodene. Unntaket er 1989 og 1992, men utfisking av sik i 1988 (Meli 1993) kan muligens bidra til å forklare den høyere fangsten av ørret i disse årene. I tillegg påpeker Meli (1993) at sikbestanden sannsynligvis ikke nådde bæreevnen før rundt 1990, og dermed kan effekten av siken på ørretbestanden være noe redusert sammenlignet med senere år.

Røye utgjorde mindre enn 1 % av fangsten i alle årene mellom 1988 og 2017. Etter 2000 har det bare blitt fanget røye i tre av årene (ett enkelt individ i 2009, 2010 og 2015). Lake har også som regel utgjort mindre enn 1 % av fangsten, selv om det ble fanget en høyere prosentandel mot slutten av den første utfiskingsperioden (en økning fra 3,4 til 33 % mellom 1999 og 2002). Se **Tabell 16** for detaljer om fiskefangsten i årene mellom 1988 og 2017.

Tabell 16. Oversikt over fiskefangst fra Narsjøen mellom 1988 og 2017. Tabellen viser prosentandelen av hver art som ble fanget. Steinsmett ble ikke fanget som en del av fisket som disse dataene er basert på, men er kjent fra andre kilder (Qvenild 2010, Sandlund mfl. 2011, Odd Terje Sandlund, Trygve Hesthagen og Åge Brabrand pers med.). Dataene er basert på prøvefiske og utfisking av sik (Meli 1993, Taugbøl mfl. 2004, Erik Vangskåsen upubl. mat., våre data) og innrapportert fangst av Canadarøye (Qvenild 2010, Odd Terje Sandlund, Trygve Hesthagen og Åge Brabrand pers med.).

Fiskeart	Fangstandel per år (% i hele tall)																		
	88	92	96	97	98	99	00	02	07	08	09	10	11	12	13	14	15	16	17
Canadarøye	0	0	0	0*	0	0	0	0	0	0	0	0*	0	0	0	0	0*	0*	0
Gjedde	<1	1	<1	<1	1	<1	1	6	2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	1	3	3	<1
Harr	5	5	<1	0	<1	<1	<1	0	<1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<1
Lake	<1	<1	<1	<1	<1	3	13	33	<1	1	<1	<1	1	<1	<1	<1	<1	0	<1
Røye	0	0	<1	<1	<1	<1	<1	0	0	0	<1	<1	0	0	0	0	<1	0	0
Sik	93	90	99	99	98	95	84	53	97	97	99	99	99	99	99	98	95	93	76
Ørekyt	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12
Ørret	1	4	<1	<1	<1	<1	2	9	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	4	10

*Canadarøye ble ikke fanget under prøvefiske eller utfisking av sik, men har blitt innrapportert gjennom andre kilder. I tillegg til årene som er markert i tabellen ble arten fanget i 1993, 2001 og 2004.

Det er viktig å påpeke at fangsttallene er basert på forskjellige fangstmetoder. I 1988 ble det bare brukt bunngarn, i 1996 ble det både brukt storruse og kilenot, i 1997-2002 ble det bare brukt storruse, i 2007-2016 ble det bare brukt kilenot, og i 1992 og 2017 ble det både brukt bunn- og flytegarn, men minste maskevidde var noe større i 1992 (Meli 1993, Taugbøl mfl. 2004, Tor Olav

Narbuvooll og Erik Vangskåsen pers. med., denne rapporten). Dette kan påvirke forholdstallene mellom de forskjellige fiskeartene, da det sannsynligvis er forskjeller i fangbarhet mellom de forskjellige fangstredskapene.

Fiskebiologiske endringer hos sik og ørret i Narsjøen mellom 1992 og 2017

Forskjellene i vekten til sik var relativt små i de fleste undersøkelsesårene fra 1992-2002 og i 2017, selv om den økte etter to år med utfisking. Gjennomsnittsvekten på sik i 1992 (Meli 1993), 1996-1997 og 1999-2002 var ca. 150 g mens den var oppe i over 200 g i 1998 (Taugbøl mfl. 2004). Til sammenligning var gjennomsnittsvekten kun 130 g i 2017. Det er mulig at to år med intensiv utfiskingen med storruse kan forklare økningen i vekt i 1998 på grunn av redusert konkurranse blant siken, men det gjør det vanskelig å forklare hvorfor vekten ikke fortsatte å øke mot slutten av utfiskingen eller hvorfor vekten var lavere i 2017. Som nevnt ovenfor er det brukt forskjellig metodikk de ulike årene, noe som kan påvirke resultatene, bl.a. gjennomsnittsvekten for de forskjellige årene.

Sammenligningen av fangstdataene for sik i 1992 (Meli 1993) og 2017 viser at det var noe forskjell mellom årene. CPUE (catch per unit effort, antall fisk fanget per 100 m² garnareal per natt) var noe høyere i 2017, mens lengde og vekt var noe høyere i 1992 (**Tabell 17**). Mesteparten av fisken som ble fanget i 1992 var fra fem til åtte år gammel (se Figur 5 og 6 i Meli 1993), mens det ble fanget fisk i stort sett alle årsklasser opp til 10 år i 2017 (se **Figur 11** i denne rapporten). Det var en mye høyere andel kjønnsmoden fisk i 1992 (over 50 % for de fleste aldersgruppene, se Figur 8 i Meli 1993) enn i 2017 (17,1 %). Veksten for fisk som var fire år eller eldre var muligens noe høyere i 1992 (se Figur 10 og 11 i Meli 1993) enn i 2017 (se **Figur 12-13** i denne rapporten), men det var nesten ingen forskjell i gjennomsnittlig k-faktor mellom årene (**Tabell 17**). Bruk av garn med større minste maskevidde i 1992 enn i 2017 kan forklare at det ble fanget større og eldre fisk i 1992. Det er også mulig at dette kan bidra til å forklare hvorfor CPUE var noe mindre i 1992 enn 2017, da en del fisk i de mindre størrelsesklassene ikke vil bli fanget.

Det var godt samsvar mellom forskjellene i fangstdata for sik mellom bunn- og flytegarn i 1992 (Meli 1993) og 2017. CPUE, lengde og vekt var noe høyere i bunn-garn enn i flyte-garn både i 1992 og 2017 mens det var liten forskjell i k-faktor mellom de to garntypene i begge årene (**Tabell 17**).

Tabell 17. Fiskebiologiske data for sik i 1992 og 2017. CPUE er catch per unit effort målt som antall fisk fanget per 100 m² garnareal per natt. Gjennomsnittsverdiene er gitt for lengde og vekt. k-faktor er gjennomsnittlig kondisjon hos fisken. Verdiene for 1992 er basert på data fra Meli (1993), men de fleste av dem er et resultat av våre utregninger.

År	CPUE			Lengde (mm)			Vekt (g)			k-faktor		
	Totalt	Bunn-garn	Flyte-garn	Totalt	Bunn-garn	Flyte-garn	Totalt	Bunn-garn	Flyte-garn	Totalt	Bunn-garn	Flyte-garn
1992	6,0	7,1	5,5	255	269	241	148	177	119	0,82	0,83	0,81
2017	7,5	7,9	6,1	239	248	212	130	144	86	0,80	0,80	0,77

Sammenligningen av fangstdataene for ørret i 1992 (Meli 1993) og 2017 viser noen av de samme trendene som for sik. CPUE var 0,8 i 1992 (vår utregning) og 1,0 i 2017. Ørret som ble fanget i 1992 var i gjennomsnitt på 142 g og 244 mm (vår utregning), hvis man ekskluderer en storørret (2400 g og 615 mm) fra materialet. I 2017 var ørreten i gjennomsnitt på 121 g og 209 mm. Bruk av garn med større minste maskevidde i 1992 enn i 2017 kan forklare at det ble fanget større fisk i 1992. Det er også mulig at dette kan bidra til å forklare hvorfor CPUE var noe mindre i 1992 enn 2017, da en del fisk i de mindre størrelsesklassene ikke fanges ved større minste maskevidde.

Sammenligningene av fiskedata for sik og ørret i Narsjøen fra 1992 til 2017 (Meli 1993, Taugbøl mfl. 2004, våre data) viser at forholdene for de to fiskeartene har holdt seg relativt stabile. Det er bare skjedd små endringer i CPUE, vekt, lengde, alder, vekst og k-faktor for sik, og CPUE, vekt og lengde for ørret. Hovedforskjellene mellom årene kan tilskrives forskjeller i fangstmetodikk, da det både ble brukt storruse og garn, med forskjellig maskevidde. Unntaket er en økning i vekt for sik i 1998 som muligens kan forklares som et resultat av omfattende utfisking av sik med storruse. I tillegg var det en mye høyere grad av gytemoden sik i 1992 enn i 2017. Den store forskjellen har ingen åpenbar forklaring, men fangst av større fisk i 1992 forklarer nok noe av forskjellen.

Klassifisering av økologisk tilstand i Narsjøen basert på fisk

Grunnet endringene i fiskesamfunnet og introduksjonene av fremmede fiskearter til Narsjøen må den økologiske tilstanden i sjøen i 2017 klassifiseres som «svært dårlig» basert på NEFI (norsk endringsindeks for fisk, Direktoratgruppen 2015). Dette skyldes først og fremst introduksjonen av sik (Meli 1993, Sandlund mfl. 2011, Odd Terje Sandlund, Trygve Hesthagen og Åge Brabrand pers med.), som har blitt totalt dominerende i fiskesamfunnet. Dermed har de tidligere dominante artene røye og ørret gått sterkt tilbake i sjøen. I tillegg har svartelistearten canadarøye (Gederaas mfl. 2012) også blitt introdusert på 1990-tallet (Qvenild 2010, Sandlund mfl. 2011).

Endringene i fiskesamfunnet tilsier i seg selv en klassifisering som ligger på grensen mellom «moderat» og «dårlig», eller dårlig ved bruk av føre-var prinsippet. Når vi vet at disse endringene har blitt drevet av introduksjoner av fisk, inkludert en svartelistet art, tilsier dette at tilstanden skal nedklassifiseres én klasse, jf. Klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppen 2015). I tillegg pågår det tiltak i sjøen for å forbedre forholdene for den stedegne fisken (Tor Olav Narbuvoll og Erik Vangskåsen pers. med.). Dette inkluderer en aktiv utfisking av sik, der det som regel har blitt tatt ut flere tusen fisk hvert år (Erik Vangskåsen upubl. mat.). Veilederen sier ikke noe om effekten av uttak av introduserte arter for tilstandsklassifiseringen (Direktoratsgruppen 2015), men sannsynligvis vil fortsatt uttak av sik være nødvendig for å opprettholde forholdene for stedegen fisk. Det ble også satt ut røye rundt år 2000 og ørret i 2015 og 2016, uten at dette ser ut til å ha hatt noen stor effekt på bestandene av disse artene. Utsettingene har hatt for liten effekt til å påvirke klassifiseringen (Direktoratsgruppen 2015). Samlet sett medfører introduksjonene av fremmede fiskearter og tiltakene en nedklassifisering av den økologiske tilstanden i Narsjøen til «svært dårlig».

Fiskeundersøkelsene og utfiskingen av sik i perioden 1988 til 2016 (Meli 1993, Taugbøl mfl. 2004, Erik Vangskåsen upubl. mat.) viser et liknende bilde som undersøkelsene i 2017. Vi har brukt de historiske fiskedataene for å tilstandsklassifisere Narsjøen iht. NEFI (Direktoratsgruppen 2015) for årene i perioden 1988 til 2016. Basert på disse utregninger av NEFI-indeksen viser fiskesamfunnet i Narsjøen en «dårlig» økologisk tilstand for hele perioden. Forskjellene i løpet av perioden drives av om ørreten var «vanlig» eller «sjelden» (utgjorde henholdsvis 1-25 % eller <1 % av fiskesamfunnet, Direktoratgruppen 2015), hvilket igjen mest sannsynlig henger sammen med negativ påvirkning fra siken. For hele perioden tilsier introduksjonene, spesielt av sik og canadarøye at tilstanden skal nedklassifiseres til «svært dårlig» (Direktoratsgruppen 2015). Denne gjennomgangen av de historiske fiskeundersøkelsene i Narsjøen (Meli 1993, Taugbøl mfl. 2004, Erik Vangskåsen upubl. mat.) viser at den økologiske tilstanden var «svært dårlig» i 2017 og har vært uforandret siden slutten av 1980-tallet.

4.2 Elver og bekker

4.2.1 Begroing

De 19 undersøkte lokalitetene i Hedmark ble klassifisert i et spekter fra svært god til dårlig tilstand med utgangspunkt i eutrofieringsindeksen PIT. I Tynset, Tolga og Stor-Elvdal ble lokalitetene KAL, VIN og KJE klassifisert til moderat tilstand. KAL ligger nedstrøms et skogs- og boligområde. Vann-nett nevner diffus avrenning fra dyrka mark og fra spredt bebyggelse som potensielle kilder til forurensning (<https://vann-nett.no/portal/>). Dette er en liten bekk (ca. 2 m bred), og selv små påvirkninger kan dermed bli utslagsgivende for klassifiseringen. VIN ligger i et skogs- og jordbruksområde der avrenning fra dyrka mark samt husdyrhold kan se ut til å være de viktigste påvirkningsfaktorene. KJE påvirkes også av avrenning fra dyrka mark, som fører til økte konsentrasjoner av bl.a. fosfor i vannet. Her ble det i tillegg registrert mikroskopiske forekomster av heterotrof begroing (bakterien lammehaler, *Sphaerotilus natans*), som tyder på noe organisk belastning, muligens tilført via spredte avløp. I Stor-Elvdal er også TRY undersøkt. Stasjonen ligger i et «upåvirket» skogsområde og er her klassifisert til svært god tilstand.

I Rendalen, Åmot og Elverum er åtte av ni lokaliteter klassifisert til god eller svært god tilstand. De fleste av disse ligger i relativt uberørte skogsområder med trolig små tilførsler fra menneskelige aktiviteter. Unntakene er stasjonene REN (Rena) og JØM (Jømna), som begge ligger i jordbruksområder, men som er klassifisert til god tilstand. Elvene Rena og Jømna er relativt store elver med god fortykningsevne, og de ser derfor ut til å tåle den næringsbelastningen de blir påført. LO2, som var i moderat tilstand, er en liten bekk med utløp i Lomnessjøen. Stasjonen ligger i et område karakterisert av jordbruk og beitemark, og blir trolig påvirket av avrenning herfra.

Lokalitetene som ble undersøkt i Stange og Sør Odal, varierer i større grad mht. økologisk tilstand. De nærliggende områdene er primært karakterisert av jordbruksområder. Likevel varierer klassifiseringen fra svært god til dårlig økologisk tilstand. Lokalitetene BIN og AGN i Sør Odal var begge i svært god tilstand og ligger begge i jordbruksområder. De ser likevel ut til å tåle nærings saltbelastningen de blir påført da elvene Bingsfløyta (BIN) og Agnåa (AGN) er relativt store med god fortykningsevne. Stasjonen SÆT (Sæteråa) i Sør Odal og NST (Nordre Starelva) i Stange havnet begge i dårlig tilstand. De ligger midt i store jordbruksområder og blir trolig påvirket av avrenning herfra. SST (Søndre Starelva) og FOS (Fosselva) i Stange var begge i god tilstand. En stor andel av nedbørfeltene består av skogområder. Stasjonen SST ligger i et skogområde, mens FOS ligger i et jordbruksområde, men nær grensa til større skogområder oppstrøms.

Av lokalitetene klassifisert for forsuring basert på AIP havnet fire av fem i god eller svært god tilstand og ser dermed ikke ut til å være påvirket av forsuring. Én stasjon, NOS, havnet derimot i moderat økologisk tilstand, nær grensen til god (nEQR=0,56). Grønnalgen *Zygonium* sp. (16-20µm) og *Microspora palustri* var *minor*, samt cyanobakterien *Coleodesmium sagarmathe* er alle forsuringstollerante arter og var avgjørende i klassifiseringen. Bekken ligger i et område som ser ut til kunne være forsuringutsatt (Qvenild 1996). Den går også gjennom et lite myrområde, der vannet er naturlig surt, noe som kan være medvirkende årsak til at begroingssamfunnet indikerer forsuring.

4.2.2 Bunndyr

Moderat lave eller lave verdier for forsuringindeks 2 kan indikere at de tre stasjonene TRY, BIN og AGN var påvirket av forsuring. Disse stasjonene er forsuringfølsomme med Ca-verdier på 1,1 – 1,5 mg/l, men høye humusnivåer kan også ha påvirket forsuringindeksen. Det er derfor vanskelig å skille effekten av menneskeskapt forsuring fra effekten av naturlig forsuring. Av de resterende to

stasjonene med lave eller svært lave verdier for forsuringsindeks 2 har en (LO1) også relativt lav verdi for ASPT-indeksen. Sammenfallende lave verdier for både forsuringsindeks 2 og ASPT kan indikere andre påvirkninger enn forsuring. Det kan for eksempel være forskjellige metallforurensinger (ikke aluminium), organisk belastning og/eller fysiske inngrep. På stasjon LO1 er bekkeløpet sterkt kanalisert. Et annet usikkerhetsmoment som kan påvirke resultatene for forsuringsindeksen, er relatert til metodikken. Veilederen anbefaler at det som et minimum tas to prøver per år, vår og høst. I denne undersøkelsen er det bare tatt prøver én gang på høsten, hvilket også kan bidra til mer usikre resultater. Størrelsen på elven/bekken kan også ha betydning for resultatene. Noen av lokalitetene er veldig små, og det er usikkert hvor godt de interkalibrerte indeksene presterer i så små lokaliteter. Av de lokaliteter som man vil kategorisere som små (KAL, LO1 og NOS, **Figur 1-2**), hadde LO1 lav verdi for forsuringsindeksen.

Til sammen seks av totalt 19 stasjoner oppnådde svært god økologisk tilstand mht. organisk belastning/eutrofi basert på ASPT-indeksen. I tillegg oppnådde ti stasjoner god økologisk tilstand. For stasjonen REN er tilstanden redusert fra svært god til god pga. indikasjoner på forsuring. To stasjoner fikk moderat tilstand. Det skal nevnes at det er noe usikkerhet koblet til tilstandsvurderingen av TRY, BIN og AGN ettersom de kan være påvirket av forsuring. Dersom dette er riktig, er de beregnede ASPT-indeksverdiene kunstig høye.

Basert på referanseprøver brukt for interkalibrering av ASPT-indeksen i Norge, forventes antall EPT-taksa i upåvirkede elver på Østlandet å ligge omkring 20. På tre av de 19 undersøkte lokalitetene ble det funnet et relativt høyt antall EPT-taksa på nivå med eller opp mot et forventet antall i upåvirkede elver, dvs. 16-20 taksa. På en av stasjonene ble det kun funnet fire EPT-taksa, og en stasjon hadde seks EPT-taksa. Det var en positiv korrelasjon mellom antall EPT-taksa og ASPT ($R^2=0,46$).

4.2.3 Samlet vurdering av økologisk tilstand i elver

Tabell 18 gir en oppsummering og samlet vurdering av økologisk tilstand i bekkene og elvene, basert på undersøkelsene av begroing og bunndyr i 2017. Det er verdt å merke seg at å benytte to biologiske kvalitetselementer, slik som her, innebærer en klar styrking av vurderingsgrunnlaget sammenlignet med om en bare hadde benyttet f.eks. bare begroing eller bare bunndyr.

Sju av lokalitetene fikk samme tilstandsklasse for bunndyr som for begroing, og til sammen 12 av de 19 lokalitetene oppnådde kravet i vannforskriften om god økologisk tilstand, basert på begge kvalitetselementene. Det vil si at det på disse lokalitetene var rimelig godt samsvar i bedømmingen. For enkelte lokaliteter var det imidlertid større sprik; VIN fikk f.eks. svært god tilstand basert på bunndyr, men moderat tilstand basert på begroing. Videre fikk SÆT god tilstand basert på bunndyr, men dårlig tilstand basert på begroing. Årsaken til forskjellene ligger trolig først og fremst i at de ulike organismegruppene og indeksene «måler» ulike påvirkningstyper; PIT-indeksen for begroing er basert på endringer i artssammensetningen blant primærprodusenter som følge av ulike grader av næringssaltbelastning (fosfor), mens ASPT-indeksen for bunndyr er innrettet mot å avspeile ulike grader av organisk belastning. Forskjeller i tidspunktene for prøvetakingen kan også spille en rolle.

Tabell 18. Samlet vurdering av økologisk tilstand i bekker og elver i Hedmark 2017, basert på undersøkelser av begroing og bunndyr. SG = svært god (blå), G = god (grønn), M = moderat (gul) og D = dårlig (oransje) økologisk tilstand. Tilstandsklasser i parentes er usikre.

Vannforekomst (navn)	Stasjonskode	Vannforekomst-ID	Kommune	Økologisk tilstand		
				Begroing	Bunndyr	Samlet
Kalbekken	KAL	002-1687-R	Tynset	M	G	M
Vassdrag fra Vingelen	VIN	002-1832-R	Tolga	M	SG	M
Kjemma/Kjemsjøen	KJE	002-1676-R	Stor-Elvdal	M	G	M
Trya	TRY	002-146-R	Stor-Elvdal	G	(SG)	G
Tysla, nedre del	TYS	002-193-R	Rendalen	G	G	G
Rena (Elvål-Hornset)	REN	002-206-R	Rendalen	G	G	G
Tilløpsvassdrag Lomnessjøen	LO1	002-213-R	Rendalen	G	M	M
Tilløpsvassdrag Lomnessjøen	LO2	002-213-R	Rendalen	M	G	M
Nordre Osa Bjørbekken osv.	NOS	002-2557-R	Rendalen	(M)	SG	(G)
Jømna	JØM	002-2864-R	Elverum	G	G	G
Julussa	JU1	002-1490-R	Elverum, Åmot	SG	SG	SG
Julussa	JU2	002-1490-R	Elverum, Åmot	G	G	G
Julussa	JU3	002-1490-R	Elverum, Åmot	SG	G	G
Bingsfløyta/Geittjennet mfl.	BIN	002-101-R	Kongsvinger, S-Odal	SG	(SG)	SG
Agnåa	AGN	002-87-R	Kongsvinger	SG	(G)	G
Sæteråa	SÆT	002-3446-R	Sør-Odal	D	G	D
Søndre Starelva/Vikselva	SST	002-341-R	Stange	G	G	G
Nordre Starelva	NST	002-1019-R	Stange	D	M	D
Fosselva	FOS	002-625-R	Stange	G	SG	G

Forsuringsindeks 2 for bunndyr indikerer at de tre stasjonene TRY, BIN og AGN kan være påvirket av forsurening. Høyt humusinnhold gjør imidlertid at det er usikkert om effekten skyldes menneskeskapt forsurening eller naturgitt surhet. Begroingsindeksen AIP for forsurening ga god tilstand for TRY, men kunne ikke benyttes for stasjonene BIN og AGN pga. for få indikatorarter i prøvene. Stasjonen NOS ble klassifisert til moderat tilstand mht. forsurening ut fra AIP-indeksen for begroing, men ble ikke klassifisert på grunnlag av bunndyrsamfunnet ettersom lokaliteten er humøs (TOC>5 mg/l) og Forsuringsindeks 2 ikke bør brukes på humøse lokaliteter (Direktoratsgruppa 2015). Det er derfor usikkert om lokaliteten bør vurderes til god eller moderat tilstand. Vi har her valgt å konkludere med god tilstand, men markerer usikkerheten med en parentes i **Tabell 18**. For eventuelt å avklare om de kalkfattige vannforekomstene er forsuret eller ikke, vil vi anbefale at det tas vannprøver for kjemiske analyser. Dette gjelder spesielt de kalkfattige, humøse vannforekomstene hvor en ikke klarer å skille mellom menneskeskapt forsurening og naturlig surhet ved hjelp av de biologiske indikatorene.

Dersom stasjonene TRY, BIN og AGN er påvirket av forsurening, kan de ha fått for høy økologisk tilstand ut fra bunndyr basert på ASPT-indeksen for organisk belastning. I den samlede vurderingen har vi likevel valgt å ikke nedgradere tilstanden til moderat, ettersom indeksene for begroing også gir svært god eller god tilstand.

Miljøtilstanden i Kalbekken i Tynset og Kjemma i Stor-Elvdal ble også vurdert ut fra begroing i 2012 (Løvik mfl. 2013). Begge stasjonene oppnådde kun moderat tilstand både i 2012 og 2017. Det ser derfor ikke ut til at eventuelle forurensningsbegrensende tiltak, endringer i arealbruk eller menneskelige aktiviteter for øvrig i nedbørfeltene har ført til vesentlige endringer i den økologiske tilstanden siden 2012.

5 Konklusjoner

Stubsjøen, Storsjøen, Hittersjøen, Håsjøen, Varaldsjøen og Møkeren

Den økologiske tilstanden mht. eutrofiering ble vurdert som svært god i Stubsjøen og Møkeren og god i Storsjøen i Tolga, Hittersjøen, Håsjøen og Varaldsjøen. Disse seks innsjøene oppnådde dermed miljømålet i vannforskriften mht. eutrofiering i 2017. De tre kalkfattige innsjøene Håsjøen, Varaldsjøen og Møkeren oppnådde også miljømålet i forhold til forsurening, med svært god tilstand ut fra pH. Krepssdyrplanktonet i de tre innsjøene var dominert av moderat forsuringstolerante arter.

Haugatjønnna hadde algemengder og en algesammensetning som viste at den er markert eutrofiert. Vannforekomstens økologiske tilstand ble vurdert som dårlig i 2017, og oppnådde dermed ikke miljømålet. Følgelig ser det ut til å være behov for tiltak med siktemål å redusere belastningen av næringsstoffer, for om mulig å kunne oppnå vannforskriftens mål om god økologisk tilstand.

Konsentrasjonene av metaller var lave i Stubsjøen og Håsjøen (klasse I-II). Hittersjøen hadde imidlertid markert forhøyede konsentrasjoner av kadmium, sink og spesielt kobber, henholdsvis tilstandsklasse III («moderat»), IV («dårlig») og V («svært dårlig tilstand»). Avrenning fra tidligere gruvevirksomhet må antas å være hovedårsaken til de høye metallkonsentrasjonene. Særlig for kobber er det ikke urimelig å anta at det høye nivået kan forårsake toksiske effekter på dyrelivet i innsjøen. Krepssdyrplanktonet i Hittersjøen så likevel ut til å ha livskraftige bestander av enkelte arter av vannlopper og hoppekreps, mens andre vanlige grupper var sparsomt til stede. Undersøkelser av bunndyr og fisk i innløpet til og utløpet fra Hittersjøen de senere årene kan også tyde på at skadeeffektene av høye metallkonsentrasjoner ikke er svært omfattende. I totalvurderingen av Hittersjøens tilstand fører imidlertid overskridelser av grenseverdiene for kobber og sink til en nedgradering fra god til moderat tilstand. For om mulig å kunne oppnå god tilstand mht. miljøgifter er det nødvendig med tiltak som kan redusere avrenningen av metaller fra tidligere gruveområder.

Fiskesamfunnet i Narsjøen

På grunn av introduksjonene av fremmede fiskearter har det skjedd drastiske endringer i fiskesamfunnet i Narsjøen fra 1960-tallet frem til 2017. Disse endringene kan først og fremst tilskrives introduksjonen av sik rundt 1970. Etter at siken har etablert seg i innsjøen, ser det ut som om det har oppstått et relativt stabilt fiskesamfunn. I dette samfunnet er siken den dominerende arten, mens alle andre arter er mer eller mindre fåtallige, og det ser ut som røya nesten har forsvunnet helt. Dominansen av sik er nå noe redusert pga. utfisking siden 1988 og fram til i dag. Canadarøye og ørekyt er blitt introdusert til innsjøen i løpet av de tre siste tiårene, uten at dette ser ut til å ha en stor påvirkning på fiskesamfunnet som helhet. Endringene i fiskesamfunnet og ytterligere nedklassifisering av den økologiske tilstanden pga. introduksjonene av fremmede fiskearter tilsier at tilstanden i Narsjøen har vært «svært dårlig» fra slutten av 1980-tallet, og at den fremdeles var det 2017.

Elver og bekker

Den økologiske tilstanden ble vurdert som god eller svært god på i alt 12 av 19 lokaliteter i 2017. Det vil si at 12 lokaliteter (63 %) oppnådde miljømålet i vannforskriften om god økologisk tilstand. Fem lokaliteter fikk moderat tilstand, og to lokaliteter fikk dårlig tilstand. Sju lokaliteter (37 %) oppnådde dermed ikke miljømålet i vannforskriften om god økologisk tilstand. Dette gjelder én lokalitet i Tynset (KAL), én i Tolga (VIN), to lokaliteter i Rendalen (LO1 og LO2), én lokalitet i Sør-Odal (SÆT) og én i Stange kommune (NST). For disse vannforekomstene ser det ut til å være behov for tiltak med sikte

på å bedre tilstanden. Tre av de undersøkte lokalitetene (bl.a. NST) ligger i såkalt sterkt modifiserte vannforekomster (SMVF). For disse vannforekomstene er miljømålet «godt økologisk potensial» (Direktoratsgruppa 2015). De vesentligste påvirkningsfaktorene i de vassdragene som ikke oppnådde miljømålet, er trolig avrenning fra dyrka mark og eventuelt fra husdyrgjødsel og spredt bebyggelse. For enkelte av vannforekomstene (f.eks. LO1) kan også andre typer forurensninger og/eller fysiske inngrep (kanalisering) ha bidratt til svekkelse av miljøtilstanden.

Mange av de undersøkte vannforekomstene er humøse eller svært humøse. For de lokalitetene som både er kalkfattige og humøse (eller svært humøse) er det usikkert om eventuelle svake resultater på en av de biologiske indikatorene skyldes menneskeskapt forurensning eller naturlig surhet pga. humussyrer. For disse lokalitetene anbefaler vi at de biologiske undersøkelsene suppleres med vannprøver for kjemiske analyser.

6 Litteratur

Aanes, K.J., Berger, H.M., Moe, T.F. og Persson, J. 2014. Kjemiske og økologiske undersøkelser i utvalgte vannforekomster i Røros kommune, Sør-Trøndelag 2013. NIVA-rapport 6655-2014. 81 s.

Dahl, R., Nashoug, O. og Nystuen, J.P. (red.) 2017. Mjøsområdet - Geologi og landskap. Hedmark geologiforening, Hamar, 276 s.

Direktoratsgruppa 2010. Veileder 02:2009. Overvåking av miljøtilstand i vann. Veileder for vannovervåking iht. kravene i Vannforskriften. Direktoratsgruppa for gjennomføring av vanddirektivet. 120 s.

Direktoratsgruppa 2015. Veileder 02:2013 – revidert 2015. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. www.vannportalen.no.

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.

Garmo, Ø., Johnsen, S.I., Eriksen, T.E., Løvik, J.E. og Olstad, K. 2017. Vannkjemisk utvikling og biologisk tilstand etter kalkslutt i innsjøer i Hedmark. NIVA-rapport 7174. 124 s.

Gederaas, L., Moen, T.L., Skjelseth, S. & Larsen, L.-K. (red.) 2012. Fremmede arter i Norge: Med norsk svarteliste 2012. Artsdatabanken, Trondheim. 161 s. + vedlegg.

Grande, M., Andersen, S., Brettum, P., Hylland, K. og Løvik, J.E. 1996. Storwartz-prosjektet. Dokumentasjon av gruvedriftens påvirkning på miljøet. Del II. Biologiske undersøkelser i Hittervassdraget. NIVA-rapport løpenr. 3473. 72 s.

Halvorsen, G., Schartau, A.K. og Hobæk, A. 2002. Planktoniske og litorale krepsdyr. I: Aagaard, K., Bækken, T. og Jonsson, B. (red.). Biologisk mangfold i ferskvann. Regional vurdering av sjeldne dyr og planter. NINA Temahefte 21. NIVA Inr. 4590-2002: 26-31.

- 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.
- Huitfeldt-Kaas, H. 1927. Einwanderung und Verbreitung der Süßwasserfische in Norwegen mit einem Anhang über den Krebs. *Arch. für Hydrob.* 14, 223–314.
- Hyne, R.V., Pablo, F., Julli, M. og Markich, S.J. 2005. Influence of water chemistry on the acute toxicity of copper and zinc to the cladoceran *Ceriodaphnia cf dubia*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 24, No. 7: 1667-1675.
- Jakobsen, O.J. 1974. Feeding habits of the population of whitefish (*Coregonus lavaretus* (L.)) in Haugatjern – a eutrophic Norwegian lake. *Norw. J. Zool.* 22: 295-318.
- Jensen, T.C., Dimante-Deimantovica, I., Schartau, A.K. og Walseng, B. 2013. Cladocerans respond to differences in trophic state in deeper nutrient poor lakes from Southern Norway. *Hydrobiologia* 715: 101-112.
- Kjellberg, G. 1991. Tiltaksorientert overvåking av øvre del av Glåma i 1990. Statlig program for forurensningsovervåking, rapport 462/91. NIVA-rapport løpenr. 2644. 84 s.
- Kvitsand, H. 2018. Vannøkologiske undersøkelser i Hittervassdraget, Røros – Resultater fra undersøkelser av vannkvalitet, seedimenter og bunndyr i vassdrag påvirket av gruveavrenning i 2017. Rapport fra Asplan viak til Klima- og miljødepartementet. 19 s. + vedlegg. www.asplanviak.no
- Løvik, J.E., Brettum, P., Edvardsen, H., Eriksen, T.E., Kile, M.R., Skjelbred, B. og Aanes, K.J. 2013. Overvåking av vassdrag i Hedmark i 2012. NIVA-rapport 6504-2013. 61 s.
- Meli, A. 1993. Narsjøen i Os: En bestandsanalyse med forslag til tiltak. Prosjektoppgave, Avdeling Evenstad, Hedmark Distriktshøgskole. 28 s.
- Miljødirektoratet 2016. Veileder M-608/2016. Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota. 24 s.
- Nordgulen, Ø. 2005. Mjøsområdet, berggrunnskart M:125 000. Norges geologiske undersøkelse.
- Qvenild, T. 1996. Kalkingsplan for Hedmark, 1995-1999. Fylkesmannen i Hedmark, Miljøvern avdelingen. Rapport nr. 9/96. 84 s. + vedlegg.
- Qvenild, T. 2010. Fiske i Hedmark. Tun Forlag, Oslo, Norge. 400 s.
- Reinertsen, H., Jensen, A., Koksvik, J.I., Langeland, A. og Olsen, Y. Effect of fish removal on the limnetic ecosystem of a eutrophic lake. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47: 166-173.
- Rognerud, S., Løvik, J.E. og Lydersen, E. 2006. Røgden og Møkeren. Vannkjemisk og biologisk status. NIVA-rapport 5225-2006. 22 s. + vedlegg.
- Sandlund, O.T., Hesthagen, T. & Brabrand, Å. 2011. Coregonid introductions in Norway: Well-intended and successful, but destructive. *Advanc. Limnol.* 64, 345-362.

Sandlund, O.T., Bergan, M.A., Brabrand, Å., Diserud, O.H., Fjelstad, H.-P., Gausen, D., Halleraker, J.H., Haugen, T., Hegge, O., Helland, I.P., Hesthagen, T., Nøst, T., Pulg, U., Rustadbakken, A. & Sandøy, S. 2013. Vannforskriften og fisk: Forslag til klassifiseringssystem. Miljødirektoratet Rapport M22-2013. 60 s.

Schartau, A.K., Skjelbred, B., Edvardsen, H., Fløystad, L., Jensen, T., Mjelde, M., Petrin, Z., Saksgård, R. og Sandlund, O.T. 2013. Utprøving av system for basisovervåking i henhold til vannforskriften. Resultater for utvalgte innsjøer 2012. Miljødirektoratet. Miljøovervåking i vann 2013-4. 105 s.

Schartau, A.K., Fjellheim, A., Garmo, Ø., Halvorsen, G.A., Hesthagen, T., Saksgård, R., Skancke, L.B. & Walseng, B. 2016. Effekter av langtransporterte forurensinger – overvåking av innsjøer 2012-2014. Forsuringstilstand og trender. Miljødirektoratet rapport M-503 | 2016, 182 s.

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

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

Schneider S.C. & Lindstrom 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, 143-155.

Taugbøl, T., Andersen, O. & Grøndahl, F.A. 2004. Erfaringer med storruse til nærings- og kultiveringsfiske. NINA Oppdragsmelding 827. 59 s.

7 Vedlegg

Tabell 19. Vanntemperaturer i innsjøer i Hedmark og Trøndelag i 2017.

Stubsjøen				
Dyp, m	26.07.2017	14.08.2017	04.09.2017	09.10.2017
0	16,0	12,9	11,4	
1		12,7		5,3
2	16,0	12,6	11,4	5,3
3	15,9	12,5		5,2
4	15,1	12,3	11,4	5,1
5		12,2		5,1
6			11,4	5,1
7				5,1

Storsjøen i Tolga				
Dyp, m	26.07.2017	14.08.2017	04.09.2017	09.10.2017
0	14,3	13,7	11,6	
1				7,6
2	14,3	13,7		7,6
4		13,5	11,6	7,6
5	14,1			
6		13,4		
8	14,0	13,2	11,6	7,6
10	11,6	12,1		7,6
12		11,6		7,6
15	10,8	10,6		
18				7,6
20		9,2		

Hittersjøen				
Dyp, m	27.07.2017	14.08.2017	04.09.2017	10.10.2017
0	15,4	14,9	11,5	
1				5,0
2	15,4	14,2	11,5	5,0
3				5,0
4	14,7	14,2	11,4	5,0
5				5,0
6	12,8	13,7	11,4	5,0
7		13,5	11,3	4,9
8			11,2	4,9

Haugatjønnna				
Dyp, m	27.07.2017	15.08.2017	04.09.2017	10.10.2017
0	15,5	14,1	11,5	
1	15,4			6,8
2	15,4	14,1	11,5	6,8
3	14,9			6,8
4	13,2	14,0	11,5	6,8
5	12,5			6,7
6		13,1	11,5	6,7
7				6,7
8	11,4	9,4	10,9	6,6
9			10,6	
10	6,7	7,8		
12			6,1	
14		6,2		
15	5,2		6,0	

Tabell 19 forts. Vanntemperaturer i innsjøer i Hedmark og Trøndelag i 2017.

Håsjøen				
Dyp, m	27.07.2017	15.08.2017	05.09.2017	10.10.2017
0	15,1	13,6	11,2	
1				6,8
2	15,1	13,6	11,2	6,8
3				6,9
4	15,0	13,5	11,2	6,8
5				6,8
6	12,7	13,5	11,2	6,8
7		13,5		
8	12,0		11,2	
10	11,8	12,8	11,2	
12		11,8		
15	11,7	11,5	11,2	6,8
20	11,5	11,3	11,2	
24				6,8

Møkeren				
Dyp, m	31.07.2017	16.08.2017	06.09.2017	11.10.2017
0	18,6	17,5	15,2	
1				10,5
2	18,5	17,5	15,3	10,5
3				10,5
4	17,9	17,0	15,1	10,5
5				10,5
6	16,1	16,4	15,0	10,5
7	15,5		14,1	10,5
8		15,9		
9	11,9		11,4	
10		13,0		
11				10,5

Varaldsjøen				
Dyp, m	31.07.2017	16.08.2017	06.09.2017	11.10.2017
0	19,1	17,9	15,1	
1				10,1
2	19,0	17,7	15,1	10,1
3				10,1
4	18,8	17,5		10,1
5				10,1
6	18,3	17,5	15,1	10,1
7	17,6			
8		17,4	15,1	
9	11,4			
10		9,8		
11				10,1
15		7,6		

Tabell 20. Resultater av fysisk-kjemiske analyser samt siktedyp i Stubsjøen i 2017.

Dato	Dyp m	Alkalitet mmol/l	Kalsium mg/l	Fargetall mg/l Pt	pH	TOC mg C/l	Tot-N µg N/l	Tot-P µg P/l	Turbiditet FNU	Klorofyll-a µg/l	Siktedyp m
26.07.2017	0-4	0,222	3,62	39	7,12	5,4	190	10	0,99	0,99	3,3
14.08.2017	0-4	0,240	4,87	39	7,15	5,7	225	10	0,73	1,2	3,3
04.09.2017	0-6	0,299	5,10	40	7,18	5,8	210	7	0,66	1,0	3,3
09.10.2017	0-7	0,247	4,69	44	7,22	5,6	180	13	0,75	0,92	3,7
Min		0,222	3,62	39	7,12	5,4	180	7	0,66	0,92	3,3
Maks		0,299	5,10	44	7,22	5,8	225	13	0,99	1,2	3,7
Middel		0,252	4,57	40,5	7,17	5,6	201	10,0	0,78	1,03	3,40
Standardavvik		0,033	0,66	2,4	0,04	0,17	20	2,4	0,14	0,12	0,20

Tabell 21. Resultater av fysisk-kjemiske analyser samt siktedyp i Storsjøen i Tolga i 2017.

*) Analyseverdien for tot-P den 14.08.2017 (29 µg P/l) er tatt ut da den virker usannsynlig høy (jf. farge, TOC, turbiditet og tot-N).

Dato	Dyp m	Alkalitet mmol/l	Kalsium mg/l	Fargetall mg/l Pt	pH	TOC mg C/l	Tot-N µg N/l	Tot-P* µg P/l	Turbiditet FNU	Klorofyll-a µg/l	Siktedyp m
26.07.2017	0-10	0,439	7,67	21	7,52	3,2	190	13	0,39	2,1	4,4
14.08.2017	0-10	0,434	8,71	20	7,54	3,3	175		0,43	2,9	5,0
04.09.2017	0-8	0,438	8,48	20	7,51	3,1	145	8	0,32	2,1	4,5
09.10.2017	0-12	0,442	8,6	18	7,62	2,9	90	10	<0,30	2,4	5,7
Min		0,434	7,67	18	7,51	2,9	90	8	<0,30	2,1	4,4
Maks		0,442	8,71	21	7,62	3,3	190	13	0,43	2,9	5,7
Middel		0,438	8,37	19,8	7,55	3,1	150	10,3	0,32	2,38	4,90
Standardavvik		0,003	0,47	1,3	0,05	0,17	44	2,5	0,12	0,38	0,59

Tabell 22. Resultater av fysisk-kjemiske analyser samt siktedyp i Hittersjøen i 2017.

Dato	Dyp m	Alkalitet mmol/l	Kalsium mg/l	Fargetall mg/l Pt	pH	TOC mg C/l	Tot-N µg N/l	Tot-P µg P/l	Turbiditet FNU	Klorofyll-a µg/l	Siktedyp m
27.07.2017	0-6	0,457	7,23	20	7,55	3,5	170	8	1,0	1,0	4,3
14.08.2017	0-7	0,494	8,53	18	7,61	3,5	165	8	0,50	0,99	5,0
04.09.2017	0-7	0,506	8,54	18	7,59	3,5	170	8	0,46	1,1	5,2
10.10.2017	0-8	0,527	8,91	13	7,67	2,9	130	5	0,40	2,3	5,1
Min		0,457	7,23	13	7,55	2,9	130	5	0,4	0,99	4,3
Maks		0,527	8,91	20	7,67	3,5	170	8	1,0	2,3	5,2
Middel		0,496	8,30	17,3	7,60	3,4	159	7,3	0,59	1,35	4,90
Standardavvik		0,029	0,74	3,0	0,05	0,30	19	1,5	0,28	0,64	0,41

Tabell 23. Resultater av fysisk-kjemiske analyser samt siktedyp i Haugatjønnen i 2017.

Dato	Dyp m	Alkalitet mmol/l	Kalsium mg/l	Fargetall mg/l Pt	pH	TOC mg C/l	Tot-N µg N/l	Tot-P µg P/l	Turbiditet FNU	Klorofyll-a µg/l	Siktedyp m
27.07.2017	0-5	0,773	13,4	10	7,86	4,2	525	22	3,0	7,4	2,5
15.08.2017	0-6	0,796	15,1	9	7,87	4,3	480	29	1,1	6,8	2,8
04.09.2017	0-9	0,785	14,9	9	7,65	4,0	505	27	1,1	4,8	4,4
10.10.2017	0-7	0,806	15,0	8	7,80	3,9	480	30	0,74	17	3,3
Min		0,773	13,4	8	7,65	3,9	480	22	0,74	4,8	2,5
Maks		0,806	15,1	10	7,87	4,3	525	30	3,0	17	4,4
Middel		0,790	14,6	9,0	7,79	4,1	498	27,0	1,49	9,00	3,25
Standardavvik		0,014	0,80	0,8	0,10	0,18	22	3,6	1,02	5,45	0,83

Tabell 24. Resultater av fysisk-kjemiske analyser samt siktedyp i Håsjøen i 2017.

Dato	Dyp m	Alkalitet mmol/l	Kalsium mg/l	Fargetall mg/l Pt	pH	TOC mg C/l	Tot-N µg N/l	Tot-P µg P/l	Turbiditet FNU	Klorofyll-a µg/l	Siktedyp m
27.07.2017	0-6	0,160	1,42	36	7,00	4,5	160	12	0,64	1,8	3,2
15.08.2017	0-7	0,164	1,71	40	7,04	4,8	155	10	0,44	1,6	3,3
05.09.2020	0-6	0,163	1,80	43	7,01	5,2	170	10	0,49	1,7	3,1
10.10.2017	0-7	0,164	1,83	32	7,08	4,4	140	15	<0,30	1,6	3,2
Min		0,160	1,42	32	7,00	4,4	140	10	<0,30	1,6	3,1
Maks		0,164	1,83	43	7,08	5,2	170	15	0,64	1,8	3,3
Middel		0,163	1,69	37,8	7,03	4,7	156	11,8	0,43	1,68	3,20
Standardavvik		0,002	0,19	4,8	0,04	0,36	13	2,4	0,21	0,10	0,08

Tabell 25. Resultater av fysisk-kjemiske analyser samt siktedyp i Varaldsjøen i 2017.

Dato	Dyp m	Alkalitet mmol/l	Kalsium mg/l	Fargetall mg/l Pt	pH	TOC mg C/l	Tot-N µg N/l	Tot-P µg P/l	Turbiditet FNU	Klorofyll-a µg/l	Siktedyp m
31.07.2017	0-7	0,083	1,69	58	6,42	7,8	280	9	0,66	3,2	3,3
16.08.2017	0-6	0,084	1,84	55	6,55	7,8	290	11	0,64	3,5	2,8
06.09.2017	0-5	0,085	1,62	54	6,46	7,9	290	14	0,67	3,8	2,5
11.10.2017	0-6	0,085	2,08	61	6,42	7,9	310	6	<0,30	2,0	2,5
Min		0,083	1,62	54	6,42	7,8	280	6	<0,30	2,0	2,5
Maks		0,085	2,08	61	6,55	7,9	310	14	0,67	3,8	3,3
Middel		0,084	1,81	57,0	6,46	7,9	293	10,0	0,53	3,13	2,78
Standardavvik		0,001	0,20	3,2	0,06	0,06	13	3,4	0,25	0,79	0,38

Tabell 26. Resultater av fysisk-kjemiske analyser samt siktedyp i Møkeren i 2017.

Dato	Dyp m	Alkalitet mmol/l	Kalsium mg/l	Fargetall mg/l Pt	pH	TOC mg C/l	Tot-N µg N/l	Tot-P µg P/l	Turbiditet FNU	Klorofyll-a µg/l	Siktedyp m
31.07.2017	0-7	0,080	1,35	47	6,35	7,2	290	10	0,62	1,7	3,5
16.08.2017	0-6	0,081	1,57	45	6,45	7,3	295	10	0,56	1,7	3,1
06.09.2017	0-7	0,092	1,5	46	6,56	7,0	290	8	0,59	2,4	3,3
11.10.2017	0-6	0,081	1,53	49	6,44	7,4	290	6	<0,30	3,0	2,5
Min		0,080	1,35	45	6,35	7,0	290	6	<0,30	1,7	2,5
Maks		0,092	1,57	49	6,56	7,4	295	10	0,62	3,0	3,5
Middel		0,084	1,49	46,8	6,44	7,2	291	8,5	0,48	2,20	3,10
Standardavvik		0,006	0,10	1,7	0,09	0,17	3	1,9	0,22	0,63	0,43

Tabell 27. Konsentrasjoner av metaller i vann i Stubbsjøen i 2017.

Dato	Dyp m	Arsen µg/l	Bly µg/l	Jern µg/l	Kadmium µg/l	Kobber µg/l	Krom µg/l	Mangan µg/l	Nikkel µg/l	Sink µg/l
26.07.2017	0,5	0,053	0,016	108	<0,0030	1,32	0,37	1,68	3,38	0,87
14.08.2017	0,5	0,15	0,023	193	<0,0030	1,44	0,44	4,90	3,57	0,76
04.09.2017	0,5	0,075	0,022	343	0,0031	1,57	0,46	13,2	3,65	0,98
09.10.2017	0,5	0,065	0,029	324	0,0036	1,61	0,48	17,7	3,69	1,2
Min		0,053	0,016	108	<0,0030	1,32	0,37	1,68	3,38	0,76
Maks		0,150	0,029	343	0,0036	1,61	0,48	17,7	3,69	1,20
Middel		0,086	0,023	242	<0,0032	1,49	0,44	9,37	3,57	0,95
Standardavvik		0,044	0,005	111		0,13	0,05	7,38	0,14	0,19

Tabell 28. Konsentrasjoner av metaller i vann i Hittersjøen i 2017.

Dato	Dyp m	Arsen µg/l	Bly µg/l	Jern µg/l	Kadmium µg/l	Kobber µg/l	Krom µg/l	Mangan µg/l	Nikkel µg/l	Sink µg/l
27.07.2017	0,5	0,11	0,038	15,6	0,096	18,3	0,14	0,21	1,95	48,0
14.08.2017	0,5	0,15	0,026	15,6	0,079	15,8	0,11	1,67	1,76	37,5
04.09.2017	0,5	0,11	0,116	64,6	0,095	19,8	0,14	8,68	1,99	50,7
10.10.2017	0,5	0,10	0,130	69,8	0,089	15,9	0,13	9,07	1,79	51,9
Min		0,100	0,026	15,6	0,079	15,8	0,11	0,21	1,76	37,5
Maks		0,150	0,130	69,8	0,096	19,8	0,14	9,1	1,99	51,9
Middel		0,118	0,078	41,4	0,090	17,5	0,13	4,91	1,87	47,0
Standardavvik		0,022	0,053	29,9	0,008	1,95	0,01	4,62	0,11	6,6

Tabell 29. Konsentrasjoner av metaller i vann i Håsjøen i 2017.

Dato	Dyp m	Arsen µg/l	Bly µg/l	Jern µg/l	Kadmium µg/l	Kobber µg/l	Krom µg/l	Mangan µg/l	Nikkel µg/l	Sink µg/l
27.07.2017	0,5	0,093	0,017	24,8	0,0036	0,35	0,17	1,24	1,77	1,1
15.08.2017	0,5	0,11	0,017	47,0	<0,0030	0,39	0,19	2,16	1,88	1,0
05.09.2020	0,5	0,082	0,03	124	0,0034	0,29	0,20	8,57	1,97	0,90
10.10.2017	0,5	0,079	0,042	109	0,0033	0,38	0,18	6,74	1,80	1,2
Min		0,079	0,017	24,8	<0,0030	0,29	0,17	1,24	1,77	0,90
Maks		0,110	0,042	124	0,0036	0,39	0,20	8,57	1,97	1,20
Middel		0,091	0,027	76,2	<0,0033	0,35	0,19	4,68	1,86	1,05
Standardavvik		0,014	0,012	47,8		0,04	0,01	3,54	0,09	0,13

Tabell 30. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Stubsjøen i 2017.
Verdier gitt i mm³/m³ (=mg/m³ våtvekt)

Dato	26.07.2017	14.08.2017	04.09.2017	09.10.2017
Dyp	0-4 m	0-6 m	0-4 m	0-4 m
Cyanophyceae (Blågrønnalger)				
<i>Jaaginema</i> sp.	0.0	.	.	.
<i>Limnolobos vacuolifera</i>	.	.	0.1	.
<i>Merismopedia</i> sp.	.	0.0	.	.
<i>Microcystis viridis</i>	.	1.5	0.5	.
<i>Pseudanabaena limnetica</i>	0.0	0.0	.	.
Sum - Blågrønnalger	0.1	1.6	0.6	0.0
Chlorophyceae (Grønnalger)				
<i>Ankistrodesmus fusiforme</i>	0.0	.	.	.
<i>Carteria</i> sp. (l= 8-10)	.	1.0	.	.
cf. <i>Sphaerocystis Schroeteri</i>	.	0.3	.	.
<i>Chlamydomonas</i> sp. (l=14)	.	0.6	.	.
<i>Chlamydomonas</i> sp. (l=18 b=10-14)	.	.	.	0.2
<i>Chlamydomonas</i> sp. (l=5-6)	0.1	.	.	.
<i>Closterium acutum</i> v. <i>variable</i>	0.1	0.0	.	.
<i>Closterium diana</i>	1.0	.	.	.
<i>Closterium gracile</i>	0.3	.	.	.
<i>Closterium</i> sp.	.	.	.	0.1
<i>Closterium venus</i>	.	.	.	0.2
<i>Coelastrum microporum</i>	.	0.2	.	.
<i>Cosmarium blyttii</i>	.	0.1	.	.
<i>Cosmarium</i> cf. <i>pygmaeum</i>	.	.	.	0.0
<i>Cosmarium</i> cf. <i>subcrenatum</i>	.	.	0.2	.
<i>Cosmarium humile</i>	.	.	.	0.0
<i>Cosmarium subcrenatum</i>	.	.	.	0.2
<i>Dictyosphaerium subsolitarium</i>	.	0.3	.	.
<i>Elakatothrix gelatinosa</i>	0.2	.	.	.
<i>Elakatothrix genevensis</i>	0.2	0.5	0.8	.
<i>Euastrum insulare</i>	1.4	.	.	.
<i>Gyromitus cordiformis</i>	.	0.4	.	.
<i>Monoraphidium contortum</i>	.	.	.	0.0
<i>Monoraphidium dybowskii</i>	.	0.1	.	.
<i>Monoraphidium griffithii</i>	.	0.1	0.3	.
<i>Mougeotia</i> sp. (b=6-8)	0.8	.	.	0.4
<i>Oocystis borgei</i>	0.2	0.2	.	0.0
<i>Oocystis</i> cf. <i>parva</i>	0.0	0.2	.	0.1
<i>Oocystis rhomboidea</i>	.	0.2	.	.
<i>Oocystis</i> sp.	.	0.1	.	1.6
<i>Pediastrum tetras</i>	0.0	.	.	.
<i>Polytoma</i> sp.	.	0.2	0.2	.
<i>Scenedesmus</i> cf. <i>brasiliensis</i>	.	0.1	.	.
<i>Scenedesmus ecornis</i>	.	.	.	0.0
<i>Staurodesmus triangularis</i>	0.1	.	.	.
Ubest. kul. gr.alge (d=3-6) i koloni	0.2	.	.	.
Ubest. kuleformet gr.alge (d=10-15)	2.2	0.7	0.3	4.5
Ubest. kuleformet gr.alge (d=3-5)	.	.	0.1	.

Ubest. kuleformet gr.alge (d=5-10)	0.6	0.4	0.4	.
Ubest. kuleformet gr.alge i slim (d=9)	.	0.3	.	.
Ubest.gr.flagellat	3.4	12.3	15.2	2.9
Ubest.kul.gr.alge (d=3-6) i koloni, slim	.	.	0.0	.
Sum - Grønnalger	10.9	18.0	17.5	10.3

Chrysophyceae (Gullalger)

<i>Bitrichia chodatii</i>	0.8	0.1	.	.
<i>Chromulina</i> sp.	1.9	2.2	1.3	1.2
<i>Dinobryon borgei</i>	0.3	0.1	0.1	.
<i>Dinobryon crenulatum</i>	.	.	.	0.1
<i>Dinobryon suecicum</i> v. <i>longispinum</i>	0.3	0.1	0.7	.
<i>Kephyrion skujae</i>	0.3	0.1	0.0	0.1
<i>Kephyrion</i> sp.	.	0.1	.	0.1
<i>Mallomonas akrokomos</i>	1.5	2.6	1.9	0.7
<i>Mallomonas caudata</i>	0.3	0.7	.	.
<i>Mallomonas punctifera</i>	0.1	.	.	.
<i>Mallomonas</i> spp.	.	.	0.5	.
Små chrysomonader (<7)	2.8	3.9	3.9	2.5
<i>Spiniferomonas</i> sp.	2.2	0.6	2.8	0.2
Store chrysomonader (>7)	2.7	2.7	0.7	0.1
<i>Synura</i> sp.	0.3	.	.	2.7
Sum - Gullalger	13.6	13.2	11.9	7.7

Bacillariophyceae (Kiselalger)

<i>Achnanthebidium minutissimum</i>	0.5	.	0.2	0.1
<i>Asterionella formosa</i>	0.2	0.1	.	.
<i>Cyclotella</i> sp. (diam = 20-30)	.	.	.	4.0
<i>Eumotia cf. bilunaris</i>	.	.	.	0.2
<i>Eumotia septentrionalis</i>	.	.	.	0.2
<i>Fragilaria</i> sp. (l=20-40)	0.1	0.1	.	0.1
<i>Fragilaria</i> sp. (l=40-70)	.	0.1	0.0	0.2
<i>Fragilaria</i> sp. (l=80-150)	0.2	.	.	0.5
<i>Gomphonema</i> sp.	.	0.0	.	0.1
<i>Navicula radiosa</i>	.	.	.	0.6
<i>Nitzschia</i> sp. (l=60-80)	0.1	.	.	0.1
<i>Tabellaria flocculosa</i> v. <i>asterionelloides</i>	1.9	0.6	.	.
Unid. pennate diatom	.	.	1.1	.
Sum - Kiselalger	3.1	0.8	1.3	6.0

Dictyochophyceae (Pedinnelider)

<i>Pseudopedinella</i> sp.	.	.	.	0.5
Sum - Pedinnelider	0.0	0.0	0.0	0.5

Cryptophyceae (Svelgflagellater)

<i>Cryptomonas</i> sp. (l=15-18)	.	0.3	0.3	0.3
<i>Cryptomonas</i> sp. (l=20-24)	0.8	2.5	0.8	2.5
<i>Cryptomonas</i> sp. (l=24-30)	0.4	5.4	2.7	1.4
<i>Katablepharis ovalis</i>	7.1	2.7	2.9	0.9
<i>Plagioselmis lacustris</i>	2.2	0.5	0.5	.
<i>Plagioselmis nanoplantica</i>	11.4	14.7	9.0	0.3
<i>Telonema</i>	.	.	0.7	0.4
Sum - Svelgflagellater	22.0	26.2	17.1	5.7

Dinophyceae (Fureflagellater)				
<i>Gymnodinium cf. lacustre</i>	1.2	1.9	1.0	.
<i>Gymnodinium</i> sp. (l=12)	.	.	.	0.3
<i>Gymnodinium</i> sp. (l=14-16)	.	.	1.4	.
<i>Gymnodinium</i> sp. (l=20)	.	0.8	.	.
<i>Gymnodinium uberrimum</i>	.	.	0.7	.
<i>Peridinium</i> sp. (d=20)	.	0.4	.	.
Sum - Fureflagellater	1.2	3.1	3.1	0.3
Haptophyceae (Svepeflagellater)				
<i>Chrysochromulina parva</i>	0.9	1.9	0.2	.
Sum - Svepeflagellater	0.9	1.9	0.2	0.0
Choanozoa (Krageflagellater)				
<i>Aulomonas purdyi</i>	.	.	.	0.1
Craspedomonader	.	0.2	0.4	0.3
Sum - Krageflagellater	0.0	0.2	0.4	0.4
Ubestemte taxa				
My-alger	4.1	4.6	4.2	1.9
Sum - My-alge	4.1	4.6	4.2	1.9
Sum total :	55.7	69.5	56.3	32.9

Tabell 31. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Storsjøen i Tolga i 2017. Verdier gitt i mm³/m³ (=mg/m³ våtvekt)

Dato	26.07.2017	14.08.2017	04.09.2017	09.10.2017
Dyp	0-10m	0-10m	0-8m	0-4m

Cyanophyceae (Blågrønnalger)				
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	.	.	.	0.2
<i>Dolichospermum lemmermannii</i>	9.4	.	.	.
<i>Dolichospermum solitarium</i>	.	.	.	0.7
<i>Jaaginema</i> sp.	.	.	.	0.0
<i>Planktothrix prolifica</i>	10.3	19.0	12.9	10.0
<i>Planktothrix rubescens</i>	3.0	18.5	14.9	10.2
Sum - Blågrønnalger	22.6	37.5	27.7	21.1

Chlorophyceae (Grønnalger)				
<i>Ankyra lanceolata</i>	.	0.0	.	.
<i>Carteria</i> sp. (l=6-7)	.	0.6	.	.
cf. <i>Sphaerocystis Schroeteri</i>	1.1	.	.	.
<i>Chlamydomonas</i> sp. (l=8)	.	0.4	0.4	.
<i>Elakatothrix genevensis</i>	0.2	.	0.0	0.3
<i>Gloetila</i> sp.	.	0.6	0.2	.
<i>Gyromitus cordiformis</i>	.	2.1	.	0.1
<i>Monoraphidium dybowskii</i>	.	0.1	0.1	0.2
<i>Monoraphidium griffithii</i>	.	.	.	0.9
<i>Mougeotia</i> sp. (b=6-8)	.	.	.	0.4
<i>Oedogonium</i> sp. (b = 5-8)	.	.	.	0.7

<i>Oocystis cf. parva</i>	0.2	.	0.0	.
<i>Paramastix conifera</i>	.	.	.	0.3
<i>Staurodesmus leptodermus</i>	.	.	0.7	.
Ubest. kuleformet gr.alge (d=10-15)	0.1	.	0.7	.
Ubest. kuleformet gr.alge (d=3-5)	.	0.5	1.1	.
Ubest. kuleformet gr.alge (d=5-10)	0.2	0.6	3.6	9.5
Ubest. kuleformet gr.alge i slim (d=9)	0.8	0.4	0.5	.
Ubest.gr.flagellat	.	.	.	0.2
Ubest.kul.gr.alge (d=3-6) i koloni, slim	.	.	.	0.2
Sum - Grønnalger	2.5	5.4	7.5	12.7

Chrysophyceae (Gullalger)

<i>Bicosoeca lacustris</i>	0.2	.	.	.
<i>Bitrichia chodatii</i>	.	.	0.8	.
<i>Chromulina</i> sp.	1.0	1.8	2.0	2.0
<i>Dinobryon borgei</i>	.	0.2	0.1	0.1
<i>Dinobryon divergens</i>	2.0	21.3	0.4	.
<i>Dinobryon suecicum</i> v. <i>longispinum</i>	.	0.1	.	.
<i>Epipyxis polymorpha</i>	.	0.1	.	.
<i>Epipyxis</i> sp.	.	.	0.1	.
<i>Kephyrion</i> sp.	0.1	1.0	1.8	0.3
Løse celler av <i>Uroglena</i> sp.	.	1.8	.	.
Løse celler <i>Dinobryon</i> spp.	.	0.2	.	.
<i>Mallomonas akrokomos</i>	6.3	15.6	1.5	2.6
<i>Mallomonas caudata</i>	2.9	2.0	3.3	.
<i>Mallomonas crassisquama</i>	.	0.1	.	.
<i>Mallomonas punctifera</i>	.	0.5	0.2	0.1
<i>Mallomonas</i> spp.	0.5	6.9	0.5	.
Små chrysomonader (<7)	4.1	3.7	6.1	6.1
<i>Spiniferomonas</i> sp.	.	1.9	0.5	.
Store chrysomonader (>7)	6.4	9.3	6.0	7.0
Sum - Gullalger	23.5	66.4	23.3	18.0

Bacillariophyceae (Kiselalger)

<i>Asterionella formosa</i>	0.3	0.4	6.4	2.3
<i>Aulacoseira alpigena</i>	1.1	3.0	2.9	.
<i>Aulacoseira ambigua</i>	.	1.1	21.7	31.5
<i>Aulacoseira distans</i>	.	.	0.4	.
<i>Aulacoseira italica</i> v. <i>tenuissima</i>	.	.	1.2	1.6
<i>Cyclotella</i> sp. (diam = 10-15)	.	.	0.5	0.8
<i>Cyclotella</i> sp. (diam = 15-20)	.	3.9	1.3	3.9
<i>Cyclotella</i> sp. (diam = 20-30)	.	8.6	26.4	5.2
<i>Cyclotella</i> sp. (diam = 5-10)	0.2	0.6	.	.
<i>Eunotia</i> cf. <i>bilunaris</i>	.	0.3	0.2	0.2
<i>Fragilaria</i> sp. (l=20-40)	0.1	.	.	0.1
<i>Fragilaria</i> sp. (l=40-70)	.	0.3	0.3	1.5
<i>Fragilaria</i> sp. (l=80-150)	.	0.1	.	1.3
<i>Fragilaria ulna</i> (morfortyp "acus")	.	.	.	0.4
<i>Fragilaria ulna</i> (morfortyp "angustissima")	1.0	0.5	0.3	0.8
<i>Rhizosolenia longiseta</i>	.	0.5	1.0	0.3
<i>Tabellaria flocculosa</i>	.	.	.	2.4
<i>Tabellaria flocculosa</i> v. <i>asterionelloides</i>	21.6	3.8	3.8	28.8
Unid. pennate diatom	.	.	1.1	.
Sum - Kiselalger	24.3	23.1	67.4	81.0

Dictyochophyceae (Pedinnelider)

<i>Pseudopedinella</i> sp.	2.9	3.3	4.4	1.5
Sum - Pedinnelider	2.9	3.3	4.4	1.5

Cryptophyceae (Svelgflagellater)

<i>Cryptomonas</i> sp. (l=15-18)	1.7	.	.	.
<i>Cryptomonas</i> sp. (l=20-24)	8.2	14.7	6.5	4.9
<i>Cryptomonas</i> sp. (l=24-30)	6.8	4.1	4.1	6.1
<i>Katablepharis ovalis</i>	2.7	3.7	5.9	2.9
<i>Plagioselmis lacustris</i>	10.4	13.1	1.6	11.4
<i>Plagioselmis nannoplanctica</i>	36.8	54.6	28.8	2.0
<i>Rhodomonas lens</i>	.	.	.	1.2
<i>Telonema</i>	.	1.5	7.4	1.7
Sum - Svelgflagellater	66.5	91.6	54.3	30.4

Dinophyceae (Fureflagellater)

<i>Ceratium hirundinella</i>	.	9.8	3.3	.
<i>Gymnodinium</i> cf. <i>lacustre</i>	.	1.1	0.2	0.7
<i>Gymnodinium fuscum</i>	1.3	1.3	.	.
<i>Gymnodinium belveticum</i>	.	2.6	1.3	2.6
<i>Gymnodinium</i> sp. (l=12)	.	1.0	0.7	.
<i>Gymnodinium</i> sp. (l=30)	0.6	0.6	.	.
<i>Peridinium</i> cf. <i>villiei</i>	256.5	112.5	121.5	108.0
<i>Peridinium</i> sp. (d=20)	.	1.4	0.4	.
<i>Peridinium</i> sp. (d=30)	.	1.2	.	.
Sum - Fureflagellater	258.4	131.5	127.3	111.3

Haptophyceae (Svepeflagellater)

<i>Chrysochromulina parva</i>	4.6	6.2	3.4	10.9
Sum - Svepeflagellater	4.6	6.2	3.4	10.9

Choanozoa (Krageflagellater)

Craspedomonader	3.7	1.9	2.1	0.9
Sum - Krageflagellater	3.7	1.9	2.1	0.9

Ubestemte taxa

My-alger	5.0	2.7	3.1	2.5
Sum - My-alge	5.0	2.7	3.1	2.5

Sum total : 414.1 369.5 320.6 290.2

Tabell 32. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Hittersjøen i 2017. Verdier gitt i mm³/m³ (=mg/m³ våtvekt)

Dato	27.07.2017	14.08.2017	04.09.2017	10.10.2017
Dyp	0-6 m	0-7 m	0-7 m	0-4 m

Cyanophyceae (Blågrønnalger)

<i>Pseudanabaena limnetica</i>	.	.	0.0	.
Ubest.cyanobakterie (cf. <i>Jaaginema</i>)	0.7	0.0	.	.
Sum - Blågrønnalger	0.7	0.0	0.0	0.0

Chlorophyceae (Grønnalger)

<i>cf.Sphaerocystis scbroeteri</i>	0.3	.	.	.
<i>Chlamydomonas</i> sp. (l=18 b=10-14)	.	0.4	.	.
<i>Chlamydomonas</i> sp. (l=3)	0.3	0.7	0.6	0.3
<i>Cosmarium cf.subrenatum</i>	.	0.2	0.2	.
<i>Cosmarium phaseolus</i>	.	.	.	0.3
<i>Dictyosphaerium subsolitarium</i>	3.3	6.9	17.2	1.6
<i>Genicularia elegans</i>	.	.	1.2	.
<i>Kirchneriella</i> spp.	0.1	.	.	.
<i>Monoraphidium contortum</i>	.	.	0.2	0.2
<i>Monoraphidium dybowskii</i>	9.0	24.5	37.9	6.3
<i>Monoraphidium griffithii</i>	21.5	34.1	82.0	76.9
<i>Mougeotia</i> sp. (b=6-8)	.	0.4	.	8.2
<i>Oedogonium</i> sp. (b = 10-12)	.	2.9	.	1.9
<i>Paramastix conifera</i>	.	.	.	2.0
<i>Polytoma</i> sp.	0.0	.	.	0.6
<i>Scenedesmus ecornis</i>	0.0	.	.	.
<i>Staurastrum cf.luetkermuelleri</i>	.	.	0.4	.
Ubest. kuleformet gr.alge (d=10-15)	.	.	2.2	.
Ubest. kuleformet gr.alge (d=3-5)	.	0.2	.	.
Ubest. kuleformet gr.alge (d=5-10)	0.6	.	1.2	0.6
Ubest. kuleformet gr.alge i slim (d=9)	.	.	1.6	.
Sum - Grønnalger	35.1	70.3	144.6	98.9

Chrysophyceae (Gullalger)

<i>Bitrichia chodatii</i>	0.2	0.0	0.4	0.2
<i>Chromulina</i> sp.	2.9	8.3	10.3	16.0
<i>Chrysidiastrum catenatum</i>	0.2	0.2	.	0.4
<i>Chrysococcus</i> sp.	2.5	.	.	.
<i>Dinobryon crenulatum</i>	1.2	1.8	1.5	1.8
<i>Dinobryon suecicum</i>	0.2	.	.	0.2
<i>Dinobryon tubaeforme</i>	1.8	0.5	.	0.5
<i>Kephyrion boreale</i>	0.7	.	.	.
<i>Kephyrion litorale</i>	.	.	0.2	1.6
<i>Kephyrion</i> sp.	0.2	1.0	0.4	.
Løse celler av <i>Uroglena</i> sp.	0.6	.	.	.
Løse celler <i>Dinobryon</i> spp.	0.6	0.3	.	.
<i>Mallomonas</i> spp.	.	.	3.1	.
Små chrysomonader (<7)	6.1	4.5	8.0	8.2
<i>Spiniferomonas</i> sp.	4.2	0.9	0.9	2.8
Store chrysomonader (>7)	31.2	8.0	17.3	53.1
<i>Uroglena</i> sp.	.	.	.	0.7
Sum - Gullalger	52.7	25.7	42.1	85.7

Bacillariophyceae (Kiselalger)

<i>Achnanthis minutissimum</i>	0.6	0.6	.	.
<i>Diatoma vulgare</i>	.	.	.	0.0
<i>Fragilaria</i> sp. (l=40-70)	.	0.0	.	0.0
<i>Fragilaria</i> sp. (l=80-150)	0.1	0.1	.	.
<i>Navicula</i> sp. (l > 20)	.	0.1	.	.
<i>Tabellaria cf.fenestrata</i>	.	0.3	.	.
<i>Tabellaria flocculosa</i>	.	.	0.6	.
Unid. pennate diatom	3.3	3.3	.	.

Sum - Kiselalger	4.0	4.4	0.6	0.1
Dictyochophyceae (Pedinnelider)				
<i>Pseudopedinella</i> sp.	3.3	2.2	2.2	.
Sum - Pedinnelider	3.3	2.2	2.2	0.0
Cryptophyceae (Svelgflagellater)				
<i>Cryptomonas marssonii</i>	.	4.5	.	.
<i>Katablepharis ovalis</i>	4.0	5.9	5.9	11.4
<i>Plagioselmis nannoplantica</i>	.	.	.	0.6
<i>Telonema</i>	2.6	.	.	2.6
Sum - Svelgflagellater	6.6	10.4	5.9	14.6
Dinophyceae (Fureflagellater)				
<i>Gymnodinium</i> cf. <i>lacustre</i>	7.2	2.1	2.9	0.7
<i>Gymnodinium</i> sp. (l=12)	.	2.0	.	.
<i>Gymnodinium</i> sp. (l=14-16)	0.2	.	.	1.5
<i>Gymnodinium</i> sp. (l=20)	.	11.4	1.1	.
<i>Gymnodinium uberrimum</i>	.	.	.	0.7
<i>Peridinium</i> sp. (d=15)	.	.	3.1	.
<i>Peridinium</i> sp. (d=20)	21.8	14.6	.	.
<i>Peridinium</i> sp. (d=30)	1.2	2.4	.	.
Sum - Fureflagellater	30.4	32.6	7.0	2.9
Haptophyceae (Svepeflagellater)				
<i>Chrysochromulina parva</i>	1.0	0.8	1.0	1.5
Sum - Svepeflagellater	1.0	0.8	1.0	1.5
Choanozoa (Krageflagellater)				
<i>Craspedomonader</i>	0.3	.	.	0.3
Sum - Krageflagellater	0.3	0.0	0.0	0.3
Ubestemte taxa				
My-alger	5.8	6.1	9.2	9.3
Sum - My-alge	5.8	6.1	9.2	9.3
Sum total :	139.8	152.4	212.5	213.2

Tabell 33. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Haugatjønnen i 2017. Verdier gitt i mm³/m³ (=mg/m³ våtvekt)

Dato	27.07.2017	15.08.2017	04.09.2017	10.10.2017
Dyp	0-5 m	0-6 m	0-9 m	0-4 m

Cyanophyceae (Blågrønnalger)

<i>Anathee</i> cf. <i>minutissima</i>	.	24.1	2.1	0.4
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	.	.	.	1.2
<i>Aphanothece</i> sp. (tett koloni)	1.6	1.1	120.9	0.4
<i>Cyanodictyon iac</i>	9.4	.	.	.
<i>Dolichospermum lemmermannii</i>	860.5	217.5	39.9	.
<i>Dolichospermum</i> sp. Straight colony	1.1	.	.	0.2

<i>Jaaginema</i> sp.	11.1	1.4	0.7	0.0
<i>Microcystis viridis</i>	1.5	0.5	3.9	1.9
<i>Oscillatoria limnetica</i>	1.0	.	.	.
<i>Planktobrix</i> sp.	.	.	.	0.2
Sum - Blågrønnalger	886.2	244.6	167.6	4.4

Chlorophyceae (Grønnalger)

<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	.	0.0	.	.
<i>Ankistrodesmus fusiforme</i>	.	.	0.0	.
<i>Ankyra judayi</i>	.	0.0	0.0	7.7
<i>Ankyra lanceolata</i>	2.9	9.3	1.3	0.4
<i>Carteria</i> sp. (l= 8-10)	0.8	.	.	.
<i>Carteria</i> sp. (l=6-7)	.	.	0.6	.
cf. <i>Sphaerocystis Schroeteri</i>	0.3	1.1	.	3.4
<i>Chlamydomonas</i> sp. (l=3)	0.2	0.1	0.1	0.1
<i>Coelastrum microporum</i>	0.2	0.2	0.7	.
<i>Cosmarium laeve</i>	.	0.4	0.4	.
<i>Elakatothrix gelatinosa</i>	.	.	.	0.2
<i>Elakatothrix genevensis</i>	0.3	0.0	0.1	0.3
<i>Oocystis borgei</i>	76.7	1.2	1.8	0.5
<i>Paramastix conifera</i>	.	.	0.3	.
<i>Panlschulzia tenera</i>	3.3	.	0.3	.
<i>Scenedesmus</i> cf. <i>abundans</i>	.	.	0.1	.
<i>Scenedesmus dimorphus</i>	.	.	1.6	.
<i>Scenedesmus ecornis</i>	.	0.0	0.0	0.6
<i>Spirogyra</i> sp. (b = 20)	12.6	106.8	106.8	94.2
<i>Staurastrum pingue</i>	.	.	.	0.7
<i>Staurastrum planctonicum</i>	7.2	1.2	0.6	.
Ubest. kuleformet gr.alge (d=10-15)	4.5	.	.	20.2
Ubest. kuleformet gr.alge (d=15-20)	12.3	.	.	.
Ubest. kuleformet gr.alge (d=5-10)	3.6	2.4	.	1.8
<i>Willea vilhelmii</i>	5.6	9.9	0.5	.
Sum - Grønnalger	130.2	132.6	115.3	130.0

Chrysophyceae (Gullalger)

<i>Chromulina</i> sp.	1.6	1.6	0.8	1.5
<i>Mallomonas akrokomos</i>	.	.	.	1.5
Små chrysomonader (<7)	0.8	1.1	3.7	6.4
<i>Spiniferomonas</i> sp.	.	.	.	0.5
Store chrysomonader (>7)	0.0	.	0.7	.
Sum - Gullalger	2.5	2.7	5.2	9.9

Bacillariophyceae (Kiselalger)

<i>Achnanthebidium minutissimum</i>	.	0.2	0.6	.
<i>Asterionella formosa</i>	7.6	0.5	3.1	1425.9
<i>Encyonema</i> sp.	.	.	.	1.2
<i>Fragilaria crotonensis</i>	1.4	2.5	0.4	.
<i>Fragilaria</i> sp. (l=20-40)	1.3	0.4	0.3	0.4
<i>Fragilaria</i> sp. (l=40-70)	1.2	1.6	.	.
<i>Navicula</i> sp. (l = 70 um)	0.3	.	.	0.3
Sum - Kiselalger	11.9	5.3	4.5	1427.8

Cryptophyceae (Svelgflagellater)

<i>Cryptaulax</i> sp.	.	.	0.4	.
<i>Cryptomonas</i> cf. <i>phaseolus</i>	.	.	1.2	.
<i>Cryptomonas marssonii</i>	.	.	.	103.4
<i>Cryptomonas reflexa</i>	.	.	0.4	28.6
<i>Cryptomonas</i> sp. (l=15-18)	1.0	2.0	6.1	9.2
<i>Cryptomonas</i> sp. (l=20-24)	17.2	.	2.5	142.3
<i>Cryptomonas</i> sp. (l=24-30)	8.2	.	.	32.7
<i>Katablepharis ovalis</i>	0.4	3.7	2.6	.
<i>Plagioselmis lacustris</i>	.	2.5	.	.
<i>Plagioselmis nannoplanctica</i>	20.2	206.6	104.2	17.2
Sum - Svelgflagellater	47.0	214.8	117.4	333.4
Dinophyceae (Fureflagellater)				
<i>Ceratium hirundinella</i>	6.5	29.3	.	.
<i>Gymnodinium uberrimum</i>	0.7	.	.	.
<i>Peridinium</i> sp. (d=20)	.	.	.	1.1
Sum - Fureflagellater	7.2	29.3	0.0	1.1
Euglenophyceae (Øyealger)				
<i>Trachelomonas</i> sp. (d=10-14)	.	.	19.3	.
<i>Trachelomonas</i> sp. (d=15-20)	.	.	.	6.1
Sum - Øyealger	0.0	0.0	19.3	6.1
Xanthophyceae (Gulgrønnalger)				
<i>Goniochloris pulchra</i>	3.1	0.7	.	.
Sum - Gulgrønnalger	3.1	0.7	0.0	0.0
Choanozoa (Krageflagellater)				
<i>Codosiga botrytis</i>	31.0	1.9	0.9	.
<i>Codosiga botrytis</i> + Craspedomonader	.	.	.	119.9
Craspedomonader	.	1.1	0.5	.
	31.0	2.9	1.5	119.9
Ubestemte taxa				
My-alger	4.8	6.2	2.2	2.4
Sum - My-alge	4.8	6.2	2.2	2.4
Sum total :	1123.9	639.0	433.0	2034.9

Tabell 34. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Håsjøen i 2017. Verdier gitt i mm³/m³ (=mg/m³ våtvekt)

Dato	27.07.2017	15.08.2017	05.09.2017	10.10.2017
Dyp	0-6 m	0-7 m	0-6 m	0-4 m

Cyanophyceae (Blågrønnalger)

<i>Dolichospermum</i> sp. Coiled colony	0.2	0.2	.	.
<i>Limnolobus vacuolifera</i>	.	.	.	0.2
<i>Pseudanabaena limnetica</i>	0.0	0.0	.	0.1
<i>Woronichinia naegelianiana</i>	.	0.3	.	.
Sum - Blågrønnalger	0.2	0.5	0.0	0.3

Chlorophyceae (Grønnalger)

<i>Binuclearia lauterbornii</i>	.	.	0.2	.
<i>Botryococcus</i>	0.1	0.3	.	0.1
<i>Carteria</i> (l= 8-10)	.	.	.	0.8
Chlamydomonadales	.	8.8	16.7	5.5
<i>Closterium acutum</i> v. <i>linea</i>	.	.	.	0.0
<i>Coelastrum microporum</i>	0.2	.	.	.
<i>Cosmarium blyttii</i>	.	.	0.1	.
<i>Cosmarium</i> cf. <i>difficile</i>	0.4	.	.	.
<i>Cosmarium</i> cf. <i>punctulatum</i>	.	0.7	.	.
<i>Cosmarium</i> cf. <i>subcrenatum</i>	.	.	0.2	.
<i>Dictyosphaerium subsolitarium</i>	2.0	0.5	0.3	0.2
<i>Elakatotrix gelatinosa</i>	.	.	0.2	.
<i>Elakatotrix genevensis</i>	1.0	0.6	0.1	0.1
<i>Euastrum elegans</i>	.	0.1	.	.
<i>Gyromitus cordiformis</i>	.	0.2	.	0.4
<i>Monoraphidium dybowskii</i>	1.0	0.3	0.1	.
<i>Monoraphidium griffithii</i>	0.3	0.1	0.1	0.2
<i>Mougeotia</i> sp. (b = 8-12)	.	.	.	5.6
<i>Mougeotia</i> sp. (b=6-8)	.	.	.	0.4
<i>Mougeotia</i> sp. (l=25, b=5)	.	0.2	.	.
<i>Oocystis borgei</i>	.	.	.	1.2
<i>Oocystis</i> cf. <i>parva</i>	0.9	1.5	0.3	0.1
<i>Oocystis rhomboidea</i>	0.5	.	1.4	.
<i>Oocystis</i> sp.	.	.	2.3	.
<i>Pleurotaenium ehrenbergii</i>	.	.	.	8.0
<i>Polytoma</i> sp.	0.3	.	.	.
<i>Staurastrum</i> cf. <i>cingulum</i> v. <i>obesum</i>	.	0.9	.	.
<i>Staurastrum tetracerum</i>	.	0.0	.	.
<i>Stauroidesmus extensus</i>	.	0.3	.	.
<i>Stauroidesmus triangularis</i>	.	.	.	0.1
<i>Teilingia granulata</i>	0.1	0.5	0.5	.
<i>Tetraedron minimum</i>	3.1	2.7	0.7	0.5
Ubest. kul. gr.alge (d=3-6) i koloni	.	.	0.1	.
Ubest. kul. gr.alge (d=9) i koloni	1.6	.	.	.
Ubest. kuleformet gr.alge (d=10-15)	.	0.2	0.1	.
Ubest. kuleformet gr.alge (d=3-5)	.	0.7	.	.
Ubest. kuleformet gr.alge (d=5-10)	0.6	0.6	0.6	0.4
Sum - Grønnalger	12.0	19.1	23.8	23.7

Chrysophyceae (Gullalger)

<i>Bitrichia chodatii</i>	0.4	0.1	.	.
<i>Chromulina</i> sp.	2.8	3.8	2.5	1.4
<i>Chrysidiastrum catenatum</i>	6.4	.	.	.
<i>Chrysohykos skujai</i>	0.2	.	0.1	.
<i>Dinobryon bavaricum</i>	0.6	.	.	.
<i>Dinobryon borgei</i>	0.2	0.1	0.2	0.1
<i>Dinobryon crenulatum</i>	3.1	0.6	0.8	0.3
<i>Kephyrion boreale</i>	.	.	1.2	.
<i>Kephyrion litorale</i>	0.2	.	.	.
<i>Kephyrion skujae</i>	0.6	.	0.1	0.0
<i>Kephyrion</i> sp.	0.4	.	.	.
Løse celler av <i>Uroglena</i> sp.	.	.	0.4	0.6

<i>Mallomonas akrokomos</i>	0.3	0.2	0.1	.
<i>Mallomonas caudata</i>	.	1.0	0.3	0.3
<i>Mallomonas punctifera</i>	1.0	.	0.1	0.1
<i>Mallomonas</i> spp.	1.5	.	.	.
<i>Pseudokephyrion entzii</i>	0.4	0.4	.	.
Små chrysomonader (<7)	3.7	4.4	4.4	1.9
<i>Spiniferomonas</i> sp.	1.4	0.9	0.9	0.2
Store chrysomonader (>7)	5.3	8.4	7.3	2.0
Sum - Gullalger	28.5	19.9	18.6	6.9

Bacillariophyceae (Kiselalger)

<i>Achnantheidium minutissimum</i>	0.6	.	0.4	.
<i>Asterionella formosa</i>	1.4	0.2	0.5	2.4
<i>Aulacoseira alpigena</i>	0.9	0.9	0.6	.
<i>Aulacoseira ambigua</i>	0.9	1.2	1.8	1.4
<i>Aulacoseira italica</i>	.	2.0	.	.
<i>Cyclotella</i> sp. (diam = 10-15)	29.0	2.1	5.2	5.7
<i>Cyclotella</i> sp. (diam = 20-30)	.	1.1	5.7	3.4
<i>Cyclotella</i> sp. (diam = 5-10)	2.2	0.2	0.6	0.4
<i>Eumotia</i> sp. (l > 80)	.	.	.	0.4
<i>Fragilaria</i> sp. (l=40-70)	0.0	0.1	.	0.2
<i>Fragilaria</i> sp. (l=80-150)	.	0.1	.	.
<i>Navicula</i> sp. (l > 20)	.	.	0.4	.
<i>Tabellaria</i> cf. <i>fenestrata</i>	.	0.5	.	.
<i>Tabellaria flocculosa</i>	0.3	.	.	.
Sum - Kiselalger	35.2	8.2	15.1	13.9

Dictyochophyceae (Pedinnelider)

<i>Pseudopedinella</i> sp.	.	2.2	0.7	.
Sum - Pedinnelider	0.0	2.2	0.7	0.0

Cryptophyceae (Svelgflagellater)

<i>Cryptomonas</i> sp. (l=15-18)	0.5	1.4	.	0.7
<i>Cryptomonas</i> sp. (l=20-24)	.	0.4	0.2	1.6
<i>Cryptomonas</i> sp. (l=24-30)	4.1	.	.	.
<i>Katablepharis ovalis</i>	4.4	3.4	2.2	1.7
<i>Plagioselmis lacustris</i>	1.6	1.1	2.7	0.8
<i>Plagioselmis nannoplantica</i>	1.8	1.6	1.6	1.8
<i>Telonema</i>	2.2	1.7	1.7	0.2
Sum - Svelgflagellater	14.7	9.6	8.5	6.8

Dinophyceae (Fureflagellater)

<i>Gymnodinium</i> cf. <i>lacustre</i>	0.7	1.4	0.7	1.0
<i>Gymnodinium belveticum</i>	.	3.9	2.6	.
<i>Gymnodinium</i> sp. (l=14-16)	.	3.6	.	.
<i>Gymnodinium</i> sp. (l=20)	2.9	.	.	.
<i>Gymnodinium</i> sp. (l=30)	3.8	.	.	.
<i>Gymnodinium uberrimum</i>	5.8	3.7	0.7	.
<i>Peridinium</i> sp. (d=15)	.	1.0	.	1.0
Sum - Fureflagellater	13.2	13.6	4.0	2.0

Euglenophyceae (Øyealger)

<i>Trachelomonas</i> sp. (d=10-14)	.	0.6	0.6	.
------------------------------------	---	-----	-----	---

Ubest.euglenoid	1.7	.	.	.
Sum - Øyecalger	1.7	0.6	0.6	0.0
Haptophyceae (Svepeflagellater)				
<i>Chrysochromulina parva</i>	1.5	1.0	.	0.1
Sum - Svepeflagellater	1.5	1.0	0.0	0.1
Choanozoa (Krageflagellater)				
<i>Aulomonas purdyi</i>	.	.	0.4	.
Craspedomonader	0.3	0.9	2.3	1.1
<i>Stelexomonas dichotoma</i>	.	.	0.4	0.3
Sum - Krageflagellater	0.27	0.89	3.01	1.33
Ubestemte taxa				
My-alger	6.8	4.1	3.1	2.2
Ubestemte taxa i slim	0.7	.	.	.
Sum - Ubestemte tax	7.5	4.1	3.1	2.2
Sum total :	114.85	79.78	77.55	57.20

Tabell 35. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Varaldsjøen i 2017. Verdier gitt i mm³/m³ (=mg/m³ våtvekt)

	Dato	31.07.2017	16.08.2017	06.09.2017	11.10.2017
	Dyp	0-7 m	0-6 m	0-5 m	0-4 m
Cyanophyceae (Blågrønnalger)					
<i>Dolichospermum lemmermannii</i>		.	.	47.6	.
<i>Dolichospermum</i> sp. Coiled colony		0.7	0.7	.	.
<i>Jaaginema</i> sp.		0.1	0.0	.	.
<i>Limnotrix vacuolifera</i>		0.0	.	0.1	.
<i>Merismopedia</i> sp.		.	.	.	0.2
<i>Microcystis viridis</i>		2.0	0.9	0.3	0.4
Sum - Blågrønnalger		2.8	1.7	47.9	0.6
Chlorophyceae (Grønnalger)					
<i>Actinoaenium perminutum</i>		.	.	0.8	0.5
<i>Carteria</i> sp. (l= 8-10)		.	.	.	0.5
<i>Carteria</i> sp. (l=6-7)		.	0.6	.	.
<i>Chlamydomonas</i> sp. (l=10 b=3)		.	.	0.4	.
<i>Chlamydomonas</i> sp. (l=12)		.	1.2	.	.
<i>Chlamydomonas</i> sp. (l=3)		.	.	.	0.1
<i>Chlamydomonas</i> sp. (l=8)		.	.	.	0.3
<i>Cosmarium</i> cf. <i>tinctum</i>		.	.	0.0	.
<i>Cosmarium phaseolus</i>		.	0.3	0.3	.
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>		.	.	0.3	.
<i>Elakatotrix genevensis</i>		1.7	0.9	1.1	0.3
<i>Gloetila</i> sp.		0.2	0.4	1.8	0.1
<i>Gyromitus cordiformis</i>		0.3	5.4	0.1	0.1
<i>Hyalotheca dissiliens</i>		.	.	.	3.0

<i>Monoraphidium dybowskii</i>	0.5	1.4	1.0	0.9
<i>Monoraphidium griffithii</i>	3.3	2.9	3.2	2.0
<i>Oocystis cf. parva</i>	.	.	0.2	0.2
<i>Oocystis</i> sp.	0.1	0.1	0.2	0.1
<i>Sphaeroszoma filiforme</i>	.	.	.	1.6
<i>Stauroidesmus cf. glaber</i>	0.3	0.1	0.3	.
<i>Stauroidesmus crassus</i>	0.2	.	.	.
<i>Stauroidesmus incus</i>	.	.	.	1.1
<i>Stauroidesmus triangularis</i>	0.4	0.1	2.2	.
<i>Teilingia granulata</i>	0.3	0.3	0.3	0.3
<i>Tetraedron minimum</i>	.	.	2.0	1.4
Ubest. kuleformet gr.alge (d=10-15)	4.5	.	.	.
Ubest. kuleformet gr.alge (d=15-20)	8.7	3.3	1.8	.
Ubest. kuleformet gr.alge (d=3-5)	0.7	.	.	.
Ubest. kuleformet gr.alge (d=5-10)	11.9	7.1	3.6	.
Ubest. kuleformet gr.alge (d=6)	.	.	.	3.0
Ubest.gr.flagellat	3.7	8.1	6.6	1.5
Sum - Grønnalger	36.5	32.1	26.2	16.7

Chrysophyceae (Gullalger)

<i>Bicoeca mitra</i>	0.3	.	.	.
<i>Bicosoeca planctonica</i>	.	.	.	0.1
<i>Bitrichia chodatii</i>	0.8	0.4	0.8	0.1
<i>Chromulina</i> sp.	4.1	6.0	1.8	2.3
<i>Chrysidiastrum catenatum</i>	0.4	0.2	.	.
<i>Chrysococcus</i> sp.	.	4.9	.	.
<i>Chrysococcus</i> spp.	.	.	10.7	.
<i>Chrysolykos planctonicus</i>	.	.	0.3	0.1
<i>Dinobryon bavaricum</i>	2.4	1.2	0.6	0.2
<i>Dinobryon bavaricum</i> v. <i>nanboeffenii</i>	0.1	0.3	.	.
<i>Dinobryon borgei</i>	0.7	0.1	0.5	0.2
<i>Dinobryon crenulatum</i>	4.6	2.1	0.5	0.5
<i>Dinobryon divergens</i>	0.4	0.0	.	0.0
<i>Dinobryon divergens</i> v. <i>schauinslandii</i>	0.3	0.8	0.8	.
<i>Dinobryon sociale</i>	0.0	.	.	0.6
<i>Dinobryon sociale</i> v. <i>americanum</i>	.	0.2	0.1	0.2
<i>Dinobryon suecicum</i> v. <i>longispinum</i>	.	.	.	0.0
<i>Epiphyxis</i> sp.	1.1	.	.	.
<i>Kephyrion boreale</i>	.	.	0.7	.
<i>Kephyrion skujajae</i>	0.2	0.3	0.1	0.0
<i>Kephyrion</i> sp.	0.4	.	.	.
<i>Mallomonas caudata</i>	0.3	0.7	.	.
<i>Mallomonas punctifera</i>	.	0.3	.	0.2
<i>Mallomonas</i> spp.	3.1	12.3	1.5	.
<i>Mallomonas tonsurata</i>	.	.	.	0.3
<i>Pseudokephyrion entzii</i>	.	.	0.2	.
Små chrysomonader (<7)	4.5	4.5	2.7	2.3
<i>Spiniferomonas</i> sp.	4.7	0.5	2.8	0.3
Store chrysomonader (>7)	14.0	7.3	3.3	7.7
Sum - Gullalger	42.4	42.1	27.4	15.3

Bacillariophyceae (Kiselalger)

<i>Asterionella formosa</i>	0.1	.	.	.
-----------------------------	-----	---	---	---

<i>Aulacoseira alpigena</i>	1.7	8.7	3.5	5.5
<i>Aulacoseira ambigua</i>	.	.	.	0.2
<i>Aulacoseira distans</i>	.	.	0.2	1.4
<i>Diatoma vulgare</i>	0.2	.	.	.
<i>Fragilaria</i> sp. (l=40-70)	0.3	0.1	0.1	0.0
<i>Fragilaria</i> sp. (l=80-150)	1.0	12.8	15.0	2.4
<i>Rhizosolenia eriensis</i>	36.2	4.0	3.1	2.5
<i>Rhizosolenia longiseta</i>	8.0	7.4	5.4	3.1
<i>Tabellaria flocculosa</i>	0.4	2.7	1.3	2.8
<i>Tabellaria flocculosa</i> v. <i>asterionelloides</i>	0.5	0.8	2.7	.
<i>Tabellaria flocculosa</i> v. <i>teilingii</i>	2.2	11.0	97.3	1.6
Sum - Kiselalger	50.5	47.5	128.5	19.4

Dictyochophyceae (Pedinnelider)

<i>Pseudopedinella</i> sp.	.	3.3	1.1	.
Sum - Pedinnelider	0.0	3.3	1.1	0.0

Cryptophyceae (Svelgflagellater)

<i>Cryptomonas</i> cf. <i>phaseolus</i>	.	.	2.5	0.2
<i>Cryptomonas reflexa</i>	8.2	0.2	.	.
<i>Cryptomonas</i> sp. (l=15-18)	1.0	4.1	0.5	0.3
<i>Cryptomonas</i> sp. (l=20-24)	22.1	29.4	2.5	.
<i>Cryptomonas</i> sp. (l=24-30)	4.1	12.3	.	1.4
<i>Katablepharis ovalis</i>	2.6	1.5	0.7	0.5
<i>Plagioselmis lacustris</i>	.	0.8	0.8	1.1
<i>Plagioselmis nannoplantica</i>	2.5	4.9	9.8	2.9
<i>Telonema</i>	1.8	.	.	.
Sum - Svelgflagellater	42.2	53.2	16.8	6.3

Dinophyceae (Fureflagellater)

<i>Gymnodinium</i> cf. <i>lacustre</i>	2.9	3.6	1.1	.
<i>Gymnodinium</i> sp. (l=14-16)	.	6.4	.	0.7
<i>Gymnodinium</i> sp. (l=20)	0.8	.	1.7	.
<i>Gymnodinium</i> sp. (l=30)	.	1.3	.	.
<i>Gymnodinium uberrimum</i>	5.1	2.2	2.9	.
<i>Peridinium</i> sp. (d=15)	3.1	.	.	.
<i>Peridinium</i> sp. (d=20)	2.5	3.9	2.1	.
<i>Peridinium</i> sp. (d=30)	.	.	2.4	.
<i>Peridinium umbonatum</i>	0.8	3.2	0.8	.
Sum - Fureflagellater	15.2	20.6	11.0	0.7

Euglenophyceae (Øyealger)

<i>Trachelomonas</i> cf. <i>rugulosa</i>	.	.	.	1.3
Sum - Øyealger	0.0	0.0	0.0	1.3

Haptophyceae (Svepeflagellater)

<i>Chrysochromulina parva</i>	.	.	0.3	.
Sum - Svepeflagellater	0.0	0.0	0.3	0.0

Choanozoa (Krageflagellater)

Craspedomonader	2.7	2.7	1.6	0.9
<i>Stelecomonas dichotoma</i>	.	.	.	0.5
Sum - Krageflagellater	2.66	2.66	1.59	1.42

Ubestemte taxa

My-alger	11.2	7.1	7.4	4.7
Sum - My-alge	11.2	7.1	7.4	4.7
Sum total :	203.5	210.1	268.3	66.6

Tabell 36. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Møkeren i 2017.
Verdier gitt i mm³/m³ (=mg/m³ våtvekt)

	Dato	31.07.2017	16.08.2017	06.09.2017	11.10.2017
	Dyp	0-7 m	0-6 m	0-7 m	0-4 m
Cyanophyceae (Blågrønnalger)					
<i>Dolichospermum</i> sp. Coiled colony		0.2	0.2	.	.
<i>Limnothrix redekei</i>		0.0	.	0.2	.
<i>Merismopedia</i> sp.		.	.	0.2	0.0
Sum - Blågrønnalger		0.3	0.2	0.4	0.0
Chlorophyceae (Grønnalger)					
<i>Botryococcus</i> sp.		0.1	0.4	.	.
<i>Carteria</i> sp. (l=6-7)		.	.	.	0.2
cf. <i>Lagerheimia</i>		.	.	.	0.5
<i>Chlamydomonas</i> sp. (l=10 b=3)		.	0.6	0.1	.
<i>Chlamydomonas</i> sp. (l=12)		4.9	.	.	.
<i>Chlamydomonas</i> sp. (l=3)		0.1	0.1	.	.
<i>Chlamydomonas</i> sp. (l=8)		0.3	0.1	.	0.3
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>		.	.	.	0.1
<i>Elakatothrix genevensis</i>		0.7	0.6	0.8	0.3
<i>Gloetila</i> sp.		0.1	0.2	0.9	0.1
<i>Gyromitus cordiformis</i>		1.1	0.2	.	3.2
<i>Monoraphidium dybowskii</i>		0.2	2.6	1.9	1.2
<i>Monoraphidium griffithii</i>		0.5	0.4	0.9	0.3
<i>Oocystis borgei</i>		.	.	0.5	0.6
<i>Oocystis</i> cf. <i>parva</i>		0.1	.	0.2	0.1
<i>Oocystis rhomboidea</i>		0.2	.	.	.
<i>Paramastix conifera</i>		1.0	0.5	0.2	.
<i>Polytoma</i> sp.		.	0.3	.	.
<i>Spondylosium planum</i>		.	0.0	.	.
<i>Staurodesmus triangularis</i>		.	0.1	0.3	0.5
<i>Teilingia granulata</i>		0.1	.	0.1	.
<i>Tetraedron minimum</i>		.	1.0	0.2	.
Ubest. kul. gr.alge (d=3-6) i koloni		0.2	0.4	.	.
Ubest. kuleformet gr.alge (d=10-15)		0.4	1.1	.	.
Ubest. kuleformet gr.alge (d=3-5)		0.3	0.7	.	0.1
Ubest. kuleformet gr.alge (d=5-10)		.	0.6	3.6	1.8
Ubest.kul.gr.alge (d=3-6) i koloni, slim		.	0.2	0.7	0.8
Sum - Grønnalger		10.2	10.2	10.4	10.1
Chrysophyceae (Gullalger)					
<i>Bicosoeca</i> sp.		.	0.1	0.1	0.1

<i>Bitrichia chodatii</i>	0.3	0.2	0.2	0.1
cf. <i>Syncrypta</i> sp.	0.1	10.4	0.8	.
<i>Chromulina</i> sp.	4.4	3.8	2.2	2.1
<i>Chrysidiastrum catenatum</i>	0.2	.	.	.
<i>Chrysococcus</i> sp.	1.2	.	.	.
<i>Chrysococcus</i> spp.	.	.	0.4	.
<i>Dinobryon bavaricum</i>	.	.	0.3	0.3
<i>Dinobryon borgei</i>	.	.	.	0.3
<i>Dinobryon crenulatum</i>	0.3	0.6	0.2	2.0
<i>Dinobryon divergens</i>	.	.	0.2	0.1
<i>Dinobryon sertularia</i>	.	.	0.4	.
<i>Dinobryon sociale</i> v. <i>americanum</i>	.	.	0.1	0.5
<i>Kephyrion litorale</i>	.	.	.	0.1
<i>Kephyrion</i> sp.	0.4	.	0.4	0.4
Løse celler <i>Dinobryon</i> spp.	.	.	0.4	.
<i>Mallomonas akrokomos</i>	0.3	.	0.6	0.0
<i>Mallomonas caudata</i>	0.3	.	.	0.3
<i>Mallomonas punctifera</i>	.	.	0.1	0.3
<i>Mallomonas</i> spp.	3.6	1.5	1.8	3.8
Små chrysomonader (<7)	1.6	3.7	2.3	1.9
<i>Spiniferomonas</i> sp.	1.4	0.5	0.3	1.3
Store chrysomonader (>7)	5.5	10.3	7.7	13.0
<i>Synura</i> sp.	.	.	.	0.3
Sum - Gullalger	19.8	31.1	18.6	27.0

Bacillariophyceae (Kiselalger)

<i>Achnanbidium minutissimum</i>	.	.	.	0.4
<i>Asterionella formosa</i>	0.1	4.0	24.6	0.8
<i>Aulacoseira alpigena</i>	0.3	6.1	2.4	1.7
<i>Aulacoseira ambigua</i>	.	.	2.2	.
<i>Aulacoseira distans</i>	9.5	23.5	40.0	45.0
<i>Cyclotella</i> sp. (diam = 10-15)	0.5	1.6	.	1.6
<i>Fragilaria</i> sp. (l=40-70)	0.0	0.0	0.1	.
<i>Fragilaria</i> sp. (l=80-150)	0.1	0.2	1.7	.
<i>Gomphonema cf. gracile</i>	.	0.1	.	.
<i>Gomphonema</i> sp.	0.4	.	.	.
<i>Gyrosigma acuminatum</i>	.	.	1.0	.
<i>Navicula</i> sp. (l > 20)	.	2.5	.	0.6
<i>Rhizosolenia eriensis</i>	3.6	2.0	2.6	2.0
<i>Rhizosolenia longiseta</i>	3.1	2.5	4.3	7.4
<i>Tabellaria fenestrata</i>	.	.	.	1.5
<i>Tabellaria flocculosa</i> v. <i>teilingii</i>	.	11.8	13.6	17.4
Sum - Kiselalger	17.6	54.2	92.5	78.4

Dictyochophyceae (Pedinnelider)

<i>Pseudopedinella</i> sp.	1.1	2.2	2.9	0.7
Sum - Pedinnelider	1.1	2.2	2.9	0.7

Cryptophyceae (Svelgflagellater)

<i>Chroomonas</i> sp.	0.8	.	0.2	0.5
<i>Cryptomonas marssonii</i>	.	.	3.6	.
<i>Cryptomonas</i> sp. (l=15-18)	0.7	1.5	1.2	1.0
<i>Cryptomonas</i> sp. (l=20-24)	0.8	7.4	2.0	6.1

<i>Cryptomonas</i> sp. (l=24-30)	2.7	4.1	1.6	.
<i>Katablepharis ovalis</i>	1.1	1.1	0.7	0.7
<i>Plagioselmis lacustris</i>	3.3	1.6	.	1.6
<i>Plagioselmis nannoplanctica</i>	6.1	1.8	7.8	2.5
<i>Telonema</i>	0.4	0.7	0.5	.
Sum - Svelgflagellater	15.9	18.3	17.6	12.5
Dinophyceae (Fureflagellater)				
<i>Gymnodinium</i> cf. <i>lacustre</i>	0.7	0.7	1.0	0.4
<i>Gymnodinium</i> sp (l=12)	.	.	0.4	.
<i>Gymnodinium</i> sp. (l=14-16)	0.1	.	.	10.7
<i>Gymnodinium</i> sp. (l=20)	.	.	.	2.9
<i>Gymnodinium</i> sp. (l=30)	0.6	.	0.6	.
<i>Gymnodinium uberrimum</i>	0.7	2.2	2.2	2.2
<i>Peridinium</i> cf. <i>villei</i>	.	.	.	4.5
<i>Peridinium</i> sp. (d=15)	0.2	.	2.5	.
<i>Peridinium umbonatum</i>	3.8	1.4	1.3	0.6
Ubest.dinoflagellat	.	2.7	.	.
Sum - Fureflagellater	6.1	7.0	7.9	21.2
Euglenophyceae (Øyealger)				
<i>Trachelomonas</i> sp. (d=10-14)	.	0.9	.	.
<i>Trachelomonas</i> sp. (d=15-20)	.	.	.	0.3
Sum - Øyealger	0.0	0.9	0.0	0.3
Haptophyceae (Svepeflagellater)				
<i>Chrysochromulina parva</i>	1.0	.	0.1	0.9
Sum - Svepeflagellater	1.0	0.0	0.1	0.9
Choanozoa (Krageflagellater)				
<i>Craspedomonader</i>	1.3	1.6	2.5	0.4
Sum - Krageflagellater	1.3	1.6	2.5	0.4
Ubestemte taxa				
My-alger	5.4	3.8	4.1	4.3
Ubestemte taxa i slim	.	.	0.6	.
Sum - Ubestemte tax	5.4	3.8	4.7	4.3
Sum total :	78.7	129.5	157.5	155.7

Tabell 37. Forekomst av krepssdyrplankton i håvtrekk fra sju innsjøer i 2017. Antall individer i prøvene og prosentandel av ulike taksa er gitt.

	Stubsjøen 14.08.2017 0-6 m		Storsjøen 14.08.2017 0-28 m		Hittersjøen 14.08.2017 0-7 m		Haugatjønnna 15.08.2017 0-13 m		Håsjøen 15.08.2017 0-20 m		Varaldsjøen 16.08.2017 0-13 m		Møkeren 16.08.2017 0-10 m	
	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%
Vannlopper (Cladocera)														
Leptodora kindtii			10	0,02					4	0,05	2	0,04	1	0,01
Sida crystallina											1	0,02		
Limnospira frontosa													80	0,89
Holopedium gibberum	20	0,32	2	0,004					340	4,3			2	0,02
Daphnia galeata	220	3,5	5200	10,8	7	0,25	1830	25,3						
Daphnia cristata			220	0,46	1	0,04							30	0,33
Daphnia longiremis			60	0,13					6	0,08				
Daphnia spp.			380	0,79										
Bosmina longispina	4740	74,9	520	1,1	1920	67,8	20	0,28	1940	24,8	1380	27,9	450	5,0
Bosmina longirostris			240	0,50					2310	29,5	110	2,2	80	0,89
Polyphemus pediculus			40	0,08	7	0,25					1	0,02		
Bythotrephes longimanus			2	0,004			2	0,03						
Acroperus harpae									1	0,01				
Alona affinis	1	0,02												
Chydorus sp.			1	0,002	1	0,04								
Chydoridae indet.							1	0,01						
Hoppekreps (Copepoda)														
Heterocope appendiculata											210	4,2	60	0,67
Heterocope saliens	20	0,32												
Acanthodiaptomus denticornis	60	0,95	3	0,006			240	3,3						
Arctodiaptomus laticeps			720	1,5	1	0,04			7	0,09				
Eudiaptomus gracilis											100	2,0	70	0,78
Calanoide copepoditer indet.	220	3,5	580	1,2							110	2,2	30	0,33
Calanoide nauplier indet.	20	0,32	300	0,63			400	5,5	10	0,13	50	1,0	150	1,7
Cyclops scutifer	20	0,32	200	0,42	8	0,28	200	2,8	50	0,64	60	1,2	20	0,22
Megacyclops gigas							1	0,01						
Mesocyclops leuckarti			1	0,002									30	0,33
Thermocyclops oithonoides											140	2,8	540	6,0
Cyclopoide copepoditer indet.	710	11,2	2280	4,8	55	1,9	3880	53,6	1520	19,4	750	15,1	2170	24,1
Cyclopoide nauplier indet.	300	4,7	37200	77,6	830	29,3	670	9,2	1650	21,1	2040	41,2	5300	58,8
Sum totalt	6331	100	47959	100	2830	100	7244	100	7838	100	4954	100	9013	100
Antall taksa	7		14		7		7		8		9		11	
Insekter, tovinger (Diptera)														
Chaoborus flavicans							18							

Tabell 38. Liste over registrerte begroingsselementer fra Hedmark; 2 lokaliteter fra 2012 og 19 lokaliteter fra 2017. Hyppigheten er angitt som prosent dekning. Organismer som vokser på/blant disse er angitt ved: x=sjelden, xx=vanlig, xxx=hyppig.

Taksa	Tynset		Tolga VIN	Stor-Elvdal			Rendalen					Elverum, Åmot				Sør-Odal			Stange		
	KAL2012	KAL2017		KJE2012	KJE2017	TRY	TYS	REN	LO1	LO2	NOS	JØM	JU1	JU2	JU3	BIN	AGN	SÆT	SST	NST	FOS
Cyanobakterier																					
Calothrix spp.									x			xxx		x							
Chamaesiphon confervicola							xxx					xx	x	x							
Chamaesiphon incrustans					xxx					xx										x	
Chamaesiphon rostafinskii							x				xxx	xxx		xx							
Clastidium setigerum							x				xxx										x
Coleodesmium sagarmathae																					<1
Cyanophanon mirabile							xxx				xxx	xx	xx	xxx							xxx
Cylindrospermum spp.																					<1
Heteroleibleinia spp.					x		x	x		x	xxx	xxx	xxx	xx						x	
Homoeothrix batrachospermorum												xx	xx							xxx	
Homoeothrix janthina	x	xxx		xxx								xxx									
Homoeothrix spp.						x										xxx					xx
Homoeothrix subtilis			xxx		xxx																
Hydrococcus rivularis			xxx		xxx						xx										
Leibleinia spp.											xxx			xx							
Leptolyngbya batrachosperma										xxx		xxx									<1
Leptolyngbya spp.	xxx	xx		<1																xx	
Nostoc spp.						xxx															
Oscillatoria limosa																xxx					
Oscillatoria spp.		x																			
Phormidium autumnale	1	1	<1	1				20			x	1	1							50	
Phormidium corium						<1															
Phormidium favosum					<1			20													
Phormidium inundatum		xx										<1		<1			xxx				<1

Taksa	Tynset		Tolga VIN	Stor-Elvdal			Rendalen					Elverum, Åmot				Sør-Odal			Stange		
	KAL2012	KAL2017		KJE2012	KJE2017	TRY	TYS	REN	LO1	LO2	NOS	JØM	JU1	JU2	JU3	BIN	AGN	SÆT	SST	NST	FOS
Phormidium retzii			<1																		
Phormidium spp.				x					xx	x			x			xx	x				x
Schizothrix spp.							xxx	<1							xxx						
Scytonema tolypothrichoides																					
Tolypothrix distorta						<1															<1
Tolypothrix tenuis										<1											
Uidentifiserte coccale blågrønnalger			xxx							xx						xxx					
Uidentifiserte trichale blågrønnalger									x												
Grønnalger																					
Binuclearia tectorum						<1															
Bulbochaete spp.						<1								x							<1
Chaetophora elegans	<1	<1													<1	<1					
Closterium spp.				x			xx	xxx						x	x			x	x		x
Cosmarium spp.					x	x		x						x						x	
Cylindrocystis spp.						x															
Klebshormidium flaccidum																<1	1				
Microspora abbreviata		xxx																		<1	x
Microspora amoena	5	1	5	5	20	x	10	xx		<1				3	<1	<1	<1	x			<1
Microspora amoena var. gracilis			xx																		
Microspora palustris																	xxx				
Microspora palustris var minor						<1											<1				
Mougeotia a (6 -12u)						xxx			x					x				x			x
Mougeotia b (15- 21u,korte celler)																		x			
Mougeotia c (21- 24)								x													
Mougeotia d (25-30u)						x															xxx
Mougeotia e (30-40u)														2							x

Taksa	Tynset		Tolga VIN	Stor-Elvdal			Rendalen					Elverum, Åmot				Sør-Odal			Stange		
	KAL2012	KAL2017		KJE2012	KJE2017	TRY	TYS	REN	LO1	LO2	NOS	JØM	JU1	JU2	JU3	BIN	AGN	SÆT	SST	NST	FOS
Mougeotiopsis calospora																					
Netrium spp.																x					
Oedogonium a (5-11u)						x							xx								
Oedogonium b (13-18u)						<1							xx						x		xxx
Oedogonium c (23-28u)						xxx							xx	x							<1
Oedogonium d (29-32u)																					xxx
Oedogonium e (35-43u)								xxx													
Spirogyra a (20-42u,1K,L)								1													
Spirogyra majuscula																					xxx
Spirogyra sp1 (11-20u,1K,R)																					x
Tetmemorus sp																					x
Uidentifisert, Chaetophoraceae						x															x
Uidentifiserte coccale grønnalger																xxx					
Ulothrix tenerrima							x		xxx									<1			xxx
Ulothrix tenuissima			xxx													x					
Ulothrix zonata							x	x													x
Zygnema b (22-25u)								x													
Zygogonium sp3 (16-20u)																					x
Kiselalger																					
Didymosphenia geminata							<1	1													
Tabellaria flocculosa (agg.)						<1			xx		xx	xxx	xxx		xx	xxx	xx				
Uidentifiserte pennate	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx		xxx	xxx	x		xx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx

Taksa	Tynset		Tolga VIN	Stor-Elvdal			Rendalen					Elverum, Åmot				Sør-Odal			Stange		
	KAL2012	KAL2017		KJE2012	KJE2017	TRY	TYS	REN	LO1	LO2	NOS	JØM	JU1	JU2	JU3	BIN	AGN	SÆT	SST	NST	FOS
Rødalger																					
Audouinella chalybaea	xxx	80	<1		<1		<1													xx	
Audouinella hermannii	<1		<1	<1	xx	<1	50	xxx			<1	1	x								
Audouinella pygmaea		5	x	xx			xx				<1	xxx	xxx	10					15	<1	xxx
Batrachospermum boryanum			<1																		
Batrachospermum confusum				<1	1						<1										
Batrachospermum gelatinosum																			50		
Batrachospermum spp.												10	xx	<1		<1					
Batrachospermum turfosum						<1															
Lemanea borealis			<1								<1										
Lemanea fluviatilis				10	5		50	<1													
Rhodophyceae														x							
Gulgrønnalger																					
Tribonema vulgare																	xx				
Vaucheria spp.			2	50	5																
Nedbrytere																					
Sphaerotilus natans					xxx																

Tabell 39. Sammensetningen av bunndyrsamfunnene i elver i Hedmark i 2017

oktober 2017	KAL	VIN	KIE	TRY	TYS	REN	LO1	LO2	NOS	IØM	JU1	JU2	JU3	BIN	AGN	SÆT	SST	NST	FOS
DATO	17.okt	17.okt	17.okt	17.okt	16.okt	16.okt	17.okt	16.okt	18.okt	18.okt	18.okt	18.okt	19.okt	19.okt	19.okt	19.okt	18.okt	18.okt	18.okt
<i>Radix balthica</i>						10				1									
<i>Gyraulus acranicus</i>							3											1	
Sphaeriidae			10											20			35	15	5
Asellus aquaticus																35	10	25	
Oligochaeta			3		1	10	5	10		1	15		2					45	2
Hydrachnidae		5	20	30		5	2	10	10	2	20	5	2	10		2	3		10
Ephemeroptera																			
<i>Ameletus inopinatus</i>						10													
<i>Baetis muticus</i>																			10
<i>Nigrobaetis niger</i>	20		500								200	300				10	30		
<i>Baetis rhodani</i>	80	500	200		100	40	0	750	200	200	400	50	200				10	20	500
<i>Baetis subalpinus</i>						10													
<i>Baetis vernus</i>																		1	
<i>Heptagenia dalecarlica</i>				5	10	30				1	1		1					2	30
<i>Heptagenia fuscogrisea</i>																3	1		
<i>Heptagenia sulphurea</i>											5								
<i>Ephemera danica</i>																	2		
<i>Ephemerella arani</i>	5					1			20		1	10			1				
Leptophlebiidae										5		30			50				
<i>Leptophlebia vespertina</i>																40			
Plecoptera																			
<i>Diura nanseni</i>	5	10	2	15	10	35		60	50	20	15		2						15
<i>Isoperla grammatica</i>		5	20	3	5									20	5				
<i>Isoperla obscura</i>					1														
<i>Siphonoperla burmeisteri</i>		5																	30
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>				30	45	10				10	10	50	5	10	20	5			
Brachyptera risi	150	200		10				200	40										
<i>Amphinemura borealis</i>			500	700				200			100	100		300	40	5			800
<i>Amphinemura sulcicollis</i>																			200
<i>Nemurella pictetii</i>							1											5	
<i>Nemoura avicularis</i>	1										1							1	
<i>Nemoura cinerea</i>	100		30			15	500		30							10	450		
<i>Protonemura meyeri</i>		400	60	75					10		20	30	3	50	50	2			100
<i>Capnia sp.</i>	20	30			20	50													
<i>Capnopsis schilleri</i>	10									20	5						500		
<i>Leuctra fusca</i>					1														
Leuctra hippopus		200	100	300		150	3	100	400	50	100	50		200	20			10	400
<i>Leuctra nigra</i>					5				50			30							
Corixidae																1			
Dytiscidae			10		1			1		10									
<i>Cordulegaster boltoni</i>														1		1			1
<i>Somatochlora metallica</i>														1					
Gyrinidae																	1		
Hydraenidae		5			25	5		20			50	5					5		5
Hydrophilidae							1												
Scirtidae									1								8		
<i>Elmis aenea</i>			20		15	20				20	10	100	5		5				
<i>Oulimnius tuberculatus</i>										5		1							
<i>Limnius volckmari</i>			1							5	5		1					1	50
<i>Sialis spp.</i>											1							2	1
<i>Sialis fuliginosa</i>															3				
Trichoptera																			
<i>Rhyacophila nubila</i>	40	50	5	1	4			10		5	20	5		2		5	10		5
<i>Glossosoma intermedium</i>						5													
<i>Agapetus spp.</i>																			30
<i>Oxyethira spp.</i>				200								1							
<i>Philopotamus montanus</i>									30										
<i>Plectrocnemia conspersa</i>				1		1													
<i>Polycentropus irroratus</i>															1		1		
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>				5						1	5			20	10	15	15		10
<i>Hydropsyche siltalai</i>			5						20	20				30	2	10			200
<i>Hydropsyche pellucidula</i>																			10
<i>Arctopsyche ladogensis</i>						1													
<i>Lepidostoma hirtum</i>														50		30	10		20
Limnephilidae	3	10	3	55	5			40	20	15	10	5	5	20		120		5	30
<i>Limnephilus spp.</i>							1										2	1	
<i>Apatania spp.</i>								2											
<i>Apatania stigmatella</i>																			
<i>Apatania muliebris</i>								1											
<i>Eclisopteryx dalecarlica</i>	20				5	50				5	1		35						
<i>Potamophylax nigricornis</i>								1											
<i>Potamophylax cingulatus</i>									10										
<i>Potamophylax latipennis</i>	1		1		3	1			1			2							
<i>Sila pallipes</i>			1		1	1					30			1					
Sericostoma personatum		3	1							2	10			1	3				10
Micrasema setiferum						1				10									
Diptera							20									5			15
Tipulidae	25	1	10	10	10	2		5	10	5	5	2	5	10	5	10	10	20	5
Simuliidae		100	50	50				50		30	100	50	30	20		300	20	10	
Chironomidae	50	200	50	600	200	100	10	200	200	80	300	100	200	100	60	850	30	40	300
Ceratopogonidae	5	2																	
<i>Pericoma spp.</i>				30		5		300											
Ephemeroptera	3	1	2	1	2	5	NA	1	2	3	5	4	2	NA	2	3	5	2	3
Plecoptera	6	7	6	7	7	4	3	5	5	5	6	6	3	5	5	4	3	2	6
Trichoptera	4	3	6	5	5	7	1	5	6	6	6	4	3	7	3	5	7	2	8

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

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



Norsk institutt for vannforskning

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