

Overvåking av vannforekomster i Hedmark i 2018



Norsk institutt for vannforskning

RAPPORT

Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Sør

Jon Lilletuns vei 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Innlandet

Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Vest

Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Danmark

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

Internett: www.niva.no

Tittel Overvåking av vannforekomster i Hedmark i 2018	Løpenummer 7379-2019	Dato 03.05.2019
Forfatter(e) Johnny Håll, Thomas Correll Jensen, Terje Bongard, Jon Hammer Magerøy, Knut Andreas Eikland Bækkelie, Knut Marius Myrvold, Øyvind Aaberg Garmo, Maia Røst Kile, Petra Mutinova og Birger Skjelbred.	Fagområde Overvåking	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Hedmark	Sider 105

Oppdragsgiver(e) Fylkesmannen i Hedmark	Oppdragsreferanse Ragnhild Skogsrud
	Utgitt av NIVA Prosjektnummer 17259

<p>Sammendrag</p> <p>Rapporten presenterer resultatene fra overvåking av miljøtilstanden i sju innsjølokaliteter og 17 elve- og bekkelokaliteter i Hedmark i 2018. Nugguren, Storsjøen og Frysjøen var i god økologisk tilstand og oppnådde dermed målet i vannforskriften. Sørsåssjøens tilstand ble vurdert som moderat på grunn av høye fosforkonsentrasjoner og kort siktedyp, mens Vingersjøens tilstand ble vurdert som moderat basert på planteplankton. Gjesåssjøen og Tørråssjøen hadde algemengder og algesammensetninger som tilsa dårlig økologisk tilstand i 2018. På 6 av de 17 elvelokalitetene ble økologisk tilstand vurdert som god og disse oppnådde dermed målet i vannforskriften. De resterende elvelokalitetene nådde ikke miljømålet, og av disse var fire i moderat tilstand, fem i dårlig tilstand og to i svært dårlig tilstand. De viktigste påvirkningene for seks av disse lokalitetene er trolig avrenning fra dyrka mark, husdyrgjødsel og spredt bebyggelse, mens det for tre av lokalitetene er forsurening. To av lokalitetene fikk dårlig tilstand basert på tettheten av ørret.</p>
--

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

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

Johnny Håll

Prosjektleder

Therese Fosholt Moe

Forskningsleder

ISBN 978-82-577-7114-0

NIVA-rapport ISSN 1894-7948

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

Overvåking av vannforekomster i Hedmark i 2018

Forord

Rapporten presenterer resultatene fra overvåking av miljøtilstanden i utvalgte innsjøer og elver i Hedmark i 2018. 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 er gjennomført av Norsk institutt for vannforskning (NIVA) og Norsk institutt for naturforskning (NINA). Johnny Håll har vært prosjektleder for NIVA, mens Thomas Correll Jensen har vært prosjektleder for NINA.

Feltarbeidet i innsjøene har vært utført av Johnny Håll og Eivind Ekholt Andersen (NIVA) med assistanse fra Asle Økelsrud (NIVA) og Trine Frisli Fjøsne (Hedmark Fylkeskommune). Prøvetaking av bunndyr i elver er utført av Knut Andreas Eikland Bækkelie (NINA). El-fiske er utført av Knut Marius Myrvold og Sofie Kjendlie Selvaag (NINA). Hytteeiere Arne Hauger og Lise Edvardsen har stilt med båt ved prøvetaking av Sørsåssjøen i Våler kommune. Tom Kenneth Bratberg avdelingsleder for vann på GIVAS har stått for informasjon vedrørende prosedyren på Botner vannverk med hensyn til utfelling av humus.

Analysene av bunndyrprøver ble utført av Terje Bongard (NINA), og utregninger av indekser for bunndyr og fisk, samt tilrettelegging av fiskedata og overføring av disse til Vannmiljø, er gjort av Knut Andreas Eikland Bækkelie (NINA). Thomas Correll Jensen har stått for vurderingene og rapporteringen av bunndyr i elver og koordinering av NINAs bidrag i prosjektet. Ann Kristin Schartau (NINA) har kommentert og kvalitetssikret NINAs bidrag på bunndyr og fiskeundersøkelser.

Undersøkelse av begroing i elver er utført av Maia Røst Kile og Joanna Lynn Kemp (begge NIVA). Analyse av planteplankton er utført av Petra Mutinova (NIVA), mens utregninger av indekser og vurdering av resultatene av planteplanktonanalysene er utført av Birger Skjelbred (NIVA) i samarbeid med Petra Mutinova. Analysene og vurderingene av dyreplankton er utført av Johnny Håll i samarbeid med Asle Økelsrud (begge NIVA).

De kjemiske analysene ble utført ved NIVAs laboratorium, med Eurofins som underleverandør til NIVA for analysene av total-nitrogen. Roar Brænden (NIVA) har hatt ansvaret for overføringen av data til Vannmiljø, bortsett fra data på fisk (som er innsendt av NINA). Rapporten er kvalitetssikret av forskningsledere Markus Lindholm og Therese Fosholt Moe (NIVA).

Samtlige takkes for velvillig samarbeid.

Oslo, 01.04.2018

Johnny Håll (NIVA)

Thomas Correll Jensen (NIVA)

Innholdsfortegnelse

1	Innledning	11
1.1	Målsetting	11
1.2	Kort beskrivelse av vannforekomstene	11
1.2.1	Innsjøer	11
1.2.2	Elver og bekker	13
2	Materiale og metode	15
2.1	Innsjøer	15
2.2	Elver	16
3	Resultater	25
3.1	Innsjøer	25
3.1.1	Fysisk kjemiske forhold.....	25
3.1.2	Plantep plankton	29
3.1.3	Dyreplankton	33
3.2	Elver og bekker	35
3.2.1	Fysisk-kjemiske forhold – inndeling i vanntyper	35
3.2.2	Begroing.....	36
3.2.3	Bunndyr	38
3.2.4	El-fiskeundersøkelser	42
3.2.5	Metaller	44
4	Diskusjon	45
4.1	Innsjøer	45
4.1.1	Samlet vurdering for innsjøer i 2018.....	45
4.1.2	Sammenligning med tidligere undersøkelser	46
4.2	Elver og bekker	54
4.2.1	Begroing.....	54
4.2.2	Bunndyr	55
4.2.3	El-fiskeundersøkelser	57
4.2.4	Samlet vurdering av økologisk tilstand i elver.....	58
5	Konklusjoner	61
6	Referanser.....	63
7	Vedlegg.....	66

Sammendrag

I 2018 ble i alt syv innsjøer og 17 elve- og bekkelokaliteter i Hedmark undersøkt. Hensikten med overvåkingen var å beskrive biologiske forhold og vannkvalitet, samt å vurdere den økologiske tilstanden i de utvalgte innsjøer, elver og bekker. Overvåkingen inngår som en del av gjennomføringen av vannforskriften, der målet er at alle vannforekomster skal oppnå god økologisk og kjemisk tilstand.

Undersøkelsene viste at samtlige syv innsjøer nådde miljømålet med hensyn til forsurening, mens kun tre av innsjøene nådde miljømålet med hensyn til eutrofiering (Nugguren, Storsjøen og Fysjøen). De resterende havnet i moderat (Sørsåssjøen og Vingersjøen) eller dårlig (Gjesåssjøen og Tørråssjøen) tilstand. Blant de 17 elve- og bekkelokaliteter undersøkt nådde 6 miljømålet (Mørkåa, Skyåa, Hasla ved Knatterud, Hasla nedre del, Flisa nedre del og Ulvåa). Fire av lokalitetene var i moderat tilstand (Trautåa nedre, Søndre Hasla, Hasla midtre del og Juråa stasjon 1), fem i dårlig tilstand (tilløpsvassdraget til Søndre Hasla, Oppstadåa bekkefelt 1 og 2, Tunna nedre del og Kverninga) og to i svært dårlig tilstand (Veståa og Juråa stasjon 2). Halvparten av lokalitetene oppnådde dermed ikke miljømålet i vannforskriften om god økologisk tilstand.

Den økologiske tilstanden med hensyn til eutrofiering var god i **Nugguren, Storsjøen og Frysjøen**. **Sørsåssjøen** hadde algemengder og en algesammensetning som tilsa god økologisk tilstand, men de fysiske-kjemiske kvalitetselementene total fosfor og siktedyp tilsa moderat tilstand, og innsjøen har følgelig fått samlet vurdering moderat økologisk tilstand. **Vingersjøen** har fått samlet vurdering moderat økologisk tilstand basert på planteplankton. **Gjesåssjøen og Tørråssjøen** hadde algemengder og en algesammensetning som tilsa dårlig økologisk tilstand i 2018. For Gjesåssjøen er dette samme tilstand som i 2009 og 2013, mens 2016-undersøkelsene viste moderat tilstand. Dette viser at tilstanden varierer fra år til år uten tydelige tegn til forbedring. Tørråssjøen hadde algemengder og en algesammensetning som lå på grensen mot svært dårlig tilstand, i tillegg til at det ble registrert total dominans av problemalgen *Gonyostomum semen* midtsommers. Tilstanden tilsier at tiltak bør vurderes.

Elvene **Mørkåa og Skyåa** var i god økologisk tilstand basert på både bunndyrindeksen ASPT og begroingsindeksen PIT, og nådde dermed miljømålet. Begge vannforekomster er moderat kalkrike og forsuringindeksene benyttes derfor ikke her. **Ulvåa** var i god økologisk tilstand basert på begroingsindeksen AIP, og nådde dermed miljømålet. **Trautåa nedre** var i moderat tilstand basert på forsuringindeksen AIP for begroing, på grensa mot god tilstand. Forsuringindeksen RAMI for bunndyr viste god tilstand. Begge indeksene for eutrofi og organisk belastning (PIT og ASPT) viste svært god tilstand. Samlet økologisk tilstanden blir moderat, men resultatene er usikre, og flere undersøkelser anbefales for en mer sikker klassifisering av forsuringstilstanden. **Hasla ved Knatterud og Hasla nedre del** var i god økologisk tilstand med tanke på eutrofiering og organisk belastning i 2018, mens **Søndre Hasla og Hasla midtre del** var i moderat tilstand. Felles for samtlige lokaliteter i hovedløpet til Hasla er at de ligger på grensen mellom moderat og god tilstand, noe de også gjorde i undersøkelsene i 2016. Lokaliteten i **tilløpsvassdraget til Søndre Hasla** var i dårlig økologisk tilstand. Samtlige stasjoner i Hasla-vassdraget står dermed i fare for ikke å nå miljømålet om god tilstand innen 2021. Dette skyldes trolig avrenning fra nærliggende jordbruksområder. Vassdraget er moderat kalkrikt og forsuringindeksene benyttes ikke her. **Flisa nedre del** var i god økologisk tilstand i 2018 basert på ASPT-indeksen for bunndyr. Situasjonen for elven ser i tillegg ut å ha forbedret seg betraktelig med hensyn til forsuring de siste syv årene, hvor lokaliteten har gått fra moderat tilstand i 2011 til svært god tilstand i 2018. Dette skyldes trolig kalking av to innsjøer lenger opp i vassdraget.

Stasjonene i **Oppstadåa bekkefelt 1 og 2** var i dårlig økologisk tilstand for bunndyr basert på ASPT-indeksen, og henholdsvis moderat og dårlig tilstand for begroing basert på eutrofieringsindeksen (PIT). Samlet økologisk tilstand ble derfor dårlig for begge stasjoner. Stasjonen i bekkefelt 1 bar preg av få dyr i prøven, stillestående vann og bløt bunn, og ved bekkefelt 2 ble det observert miljøfarlig avfall i bekken og oljefilm på vannoverflaten. Begge bekkene ble i tillegg karakterisert som veldig små. Det er derfor usikkert om stasjonene er egnet for denne typen undersøkelser, og resultatene fra de to vannforekomstene er beheftet med usikkerhet. Stasjonene er moderat kalkrike og forsuringindeksene benyttes ikke her. Lokalitetene **Veståa og Juråa st. 2** var i svært dårlig økologisk tilstand basert på forsuringindeksen AIP for begroing. Disse lokalitetene er kategorisert som henholdsvis kalkfattig-svært humøs, og kalkfattig-humøs. Det er usikkert hvorvidt forsuringindeksene kan skille mellom antropogen og naturlig forsuring, og vurderingen for disse lokalitetene er derfor usikre. Lokaliteten **Juråa st. 1** var i moderat tilstand basert på ASPT-indeksen for organisk belastning for bunndyr. Lokaliteten er kategorisert som kalkfattig og svært humøs. Vurderingen er noe usikker siden stasjonen kan være påvirket av forsuring. I **Tunna nedre del og Kverninga** ble kun kvalitetselement fisk undersøkt, samt utvalgte metaller fra vannprøver. Tilstanden ble begge steder vurdert som dårlig basert på tettheten av ørret. Det er stor usikkerhet knyttet til fiskeindeksen, særlig i små innlandsvassdrag med en lav andel og tetthet av laksefisk, og resultatene fra Tunna og Kverninga må ses i lys av dette. Vi anbefaler å supplere med andre kvalitetselementer for å få en mer sikker tilstandsklassifisering av disse elvene. Konsentrasjonene av målte metaller i Tunna lå i klasse I og II, som er innenfor kravene til god kjemisk og økologisk tilstand. Hvis vi sammenligner resultatene med de fra NIVAs undersøkelse i 2011 kan vi se at tilstanden er uforandret for samtlige stoffer med unntak av bly, som har gått ned en klasse fra I til II.

Summary

Title: Monitoring of water bodies in the county of Hedmark in 2018.

Year: 2018

Author(s): Johnny Håll, Thomas Correll Jensen, Terje Bongard, Jon Hammer Magerøy, Knut Andreas Eikland Bækkelie, Knut Marius Myrvold, Øyvind Aaberg Garmo, Maia Røst Kile, Petra Mutinova og Birger Skjelbred.

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 978-82-577-7114-0

In 2018, a total of seven lakes and 17 river and stream sites in Hedmark were surveyed. The purpose of the monitoring was to describe the biological conditions and water quality, as well as to evaluate the ecological status of the selected lakes, rivers and streams. The monitoring is included as part of the implementation of the Water Management Regulation, where the goal is that all water bodies should achieve good ecological and chemical status.

The surveys showed that all seven lakes met the environmental objective of good or high status with regards to acidification, while only three of the lakes achieved the environmental objective with regards to eutrophication (*Nugguren*, *Storsjøen* and *Fysjøen*). The remaining lakes were in moderate (*Sørsåssjøen* and *Vingersjøen*) or bad (*Gjesåssjøen* and *Tørråssjøen*) status. Among the 17 river and stream sites surveyed, 6 achieved the environmental objective (*Mørkåa*, *Skyåa*, *Hasla at Knatterud*, *Hasla lower part*, *Flisa lower part* and *Ulvåa*). Four of the sites were in moderate status (*Trautåa lower*, *Søndre Hasla*, *Hasla middle part* and *Juråa station 1*), five in bad status (the tributary to *Søndre Hasla*, *Oppstadåa bekkefelt 1* and *2*, *Tunna lower part* and *Kverninga*) and two in poor status (*Veståa* and *Juråa station 2*). Half of the sites thus did not achieve the environmental objective of good or high ecological status, as set by the Water Management Regulations.

The ecological status for eutrophication was good in *Nugguren*, *Storsjøen* and *Frysjøen*. The lake *Sørsåssjøen* had algae quantities and an algae composition indicating good ecological status, but the physico-chemical quality elements of total phosphorus and Secchi depth indicated moderate status, and the overall assessment of the lake has consequently been set to moderate ecological status. *Vingersjøen* was in moderate ecological status based on phytoplankton. *Gjesåssjøen* and *Tørråssjøen* had algae quantities and an algae composition that corresponded to bad ecological status in 2018. For the *Gjesåssjøen* lake, this is the same status as in 2009 and 2013, while the 2016 surveys showed moderate status. This shows that the status varies from year to year without any obvious signs of improvement. The lake *Tørråssjøen* had algae quantities and an algae composition that was on the border between moderate and poor status, in addition to a total dominance of the nuisance algae *Gonyostomum semen* at mid-summer. The status indicates that measures should be considered to improve the conditions here.

The rivers *Mørkåa* and *Skyåa* were in good ecological status based on both the macroinvertebrate index ASPT and the periphyton index PIT, and thus met the environmental objective. Both water bodies are moderately calcareous, thus acidification indices do not apply. *Ulvåa* was in good ecological status based on the acidification index AIP for periphyton, and thus met the environmental objective. The *Trautåa lower part* was in a moderate status (close to good) based on the acidification index AIP. The acidification index RAMI for macroinvertebrates indicated good status and the two indices for eutrophic and organic pollution (PIT and ASPT) indicated high status. The overall ecological status is thus moderate, but the results are uncertain, and further monitoring is recommended for a more accurate classification of the acidification status. *Hasla at Knatterud* and *Hasla lower part* were in good ecological status with regards to eutrophication and organic pollution

in 2018, while **Southern Hasla** and **Hasla middle part** were in moderate status. Common to all the locations in the main course of Hasla is that they are on the border between moderate and good status, which they also were in the surveys of 2016. The location in **Søndre Hasla tributary** was in bad ecological status in 2018. All sampled locations in the Hasla watercourse are thus in danger of not meeting the environmental objective of good status by 2021. This is probably due to run-off from nearby agricultural areas. The watercourse is moderately calcareous, and the acidification indices are not applied here. The **Flisa lower part** was in good ecological status in 2018 based on the ASPT index for macroinvertebrates. The situation for the river also seems to have improved considerably with regards to acidification in the last seven years, and the site has improved from moderate status in 2011 to high status in 2018. This is probably due to liming of two lakes further up the river. The stations in **Oppstadåa bekkefelt 1** and **2** were in bad ecological status based on the macroinvertebrate index ASPT, and moderate and bad status, respectively, based on the eutrophication index of periphyton (PIT). The overall ecological status was therefore bad for both stations. For the Oppstadåa bekkefelt 1, we found a low number of animals in the macroinvertebrate sample, stagnant water and soft bottom substrates. At Oppstadåa bekkefelt 2, environmentally hazardous waste was observed in the stream as well as oil slick on the water surface. Both streams were also characterized as very small. It is therefore uncertain whether the stations are suitable for this type of survey, and the results from the two water bodies are therefore subject to uncertainty. The stations are moderately calcareous, and the acidification indices are not applied here. The locations **Veståa** and **Juråa st. 2** were in poor ecological status based on the acidification index AIP for periphyton. These sites are categorized as low alkalinity-polyhumic and low alkalinity-humic. It is uncertain whether the acidification indices can distinguish between anthropogenic and natural acidification, and the assessment for these sites is therefore uncertain. **Juråa st. 1** was in moderate ecological status based on the macroinvertebrate index ASPT. The site is categorized as low alkalinity and polyhumic. The evaluation is uncertain due to possible acidification of the river.

In **Tunna lower part** and **Kverninga**, only quality element fish was examined, as well as selected metals from water samples. The status was bad for both rivers based on the densities of trout. There is great uncertainty related to the fish index, especially in small inland watercourses with a low proportion and density of salmonids, and the results from Tunna and Kverninga must be seen in light of this. We recommend supplementing with other quality elements to get a better classification of these rivers. The concentrations of metals in Tunna were in Classes I and II, which are within the requirements for good chemical and ecological status. If we compare the results with those from the NIVA survey in 2011, we can see that the status is unchanged for all substances except lead, which has dropped one class from I to II.

1 Innledning

1.1 Målsetting

Hovedmålet med prosjektet er å overvåke miljøtilstanden i et utvalg elver, bekker og innsjøer i Hedmark. 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 elvene Kverninga i Rendalen kommune og Tunna nedre del i Tynset kommune er vurderingene basert på tetthetsestimater for fisk, i tillegg så er Tunna nedre del vurdert med hensyn til metaller. Til sammen syv innsjølokaliteter og 17 elvelokaliteter ble overvåket i 2018.

1.2 Kort beskrivelse av vannforekomstene

Nedenfor følger en kort beskrivelse av de undersøkte vannforekomstene. Beskrivelsen er i stor grad basert på informasjon fra det nasjonale, nettbaserte kartverktøyet Vann-Nett (<https://vann-nett.no/>), NVEs karttjeneste for nedbørfelt (REGINE) (www.nve.no), samt Norgeskart (www.norgeskart.no).

1.2.1 Innsjøer

Vingersjøen (2,6 km², 142 moh.), Vannforekomst-ID 002-154-L (Kongsvinger kommune)

Innsjøen er en del av Vingersnoret vassdrag som er ei lita elv som vanligvis renner ut i Glomma like ved Kongsvinger. Ved flom i Glomma vil vannet presses motsatt vei inn i Vingersjøen, og siden vannskillet mellom Vingersjøen og Vrangselva kun er noen få meter høyt vil vann renne over i Vrangselva og videre inn mot Sverige. Av fiskearter er det påvist ørret, sik, lagesild, krøkle, harr, abbor, hork, gjedde, mort, laue, vederbuk, ørekyt, brasme, gullbust, ål og lake (NINA Rapport 1590).

Nugguren (4,1 km², 150 moh.), Vannforekomst-ID 002-122-L (Kongsvinger kommune)

Nugguren drener Skasåa nedbørfelt på 299 km². Nedbørfeltet domineres av skog, men der er også spredte bosetninger og noe dyrka mark, fremfor alt langs siste strekning fra Store Åfloen og ned til Nugguren samt rundt selve innsjøen. Vannforekomsten er en del av Skasvassdraget og er siste innsjø før Skasåa renner ut i Glomma. Skasåa har opphav i innsjøen Skasen på Finnskogen og renner blant annet igjennom Steinreien og Bureien før den renner inn i Nugguren. Ved høy vannføring vil vann fra Glomma presses via Noret og inn i Nugguren.

Storsjøen (42,7 km², 129 moh.), Vannforekomst-ID 002-120-L (Nord- og Sør-Odal kommune)

Storsjøen er med unntak av Mjøsa den største innsjøen i Hedmark med sine 42,7 km². Innsjøen er med et maksdyp på 17 m og et middeldyp på 7 m ansett for å være en relativ grunn innsjø tatt i betraktning dens størrelse. Innsjøen er forbundet med Glomma via Oppstadåa. Normalt renner vannet fra Storsjøen til Glomma, med ved flom i Glomma vil vannet kunne presse seg motsatt vei opp gjennom Oppstadåa og inn i Storsjøen.

Vannkvaliteten i Storsjøen har vært undersøkt siden slutten av 1970-tallet (Holtan 1978, Rognerud mfl. 1979, Kjellberg og Rognerud 1983, Faafeng mfl. 1990, Løvik 1992, Kjellberg 2003, Løvik mfl. 2012, Løvik mfl. 2014). Ved en undersøkelse i 2011 ble tilstanden klassifisert som god basert på algemengden og algesammensetningen tydet på middels næringsrike (mesotrofe) vannmasser.

Videre så det ut til å ha skjedd og en økning i mengden sammenlignet med på 1970, 1980- og 1990-tallet. Andelen cyanobakterier (blågrønnalger) og nåleflagellaten *Gonyostomum semen* hadde også økt. Det skal sies at vurderingen fra 2011 i henhold til den nye veilederen (Veileder 02:2018) er beheftet med stor usikkerhet grunnet få prøvetakingstilfeller under vekstsesongen. Tilstanden ble også vurdert som god ved en undersøkelsen i 2013, men da i en annen del av innsjøen.

Frysjøen (4,2 km², 204 moh.), Vannforekomst-ID 002-156-L (Grue kommune)

Frysjøen drenerer et nedbørfelt på 49,4 km² som domineres av skog. Det ligger noe hytter og hus spredt rundt innsjøen, og det er et par gårdsbruk i sørenden av innsjøen hvor det er registrert husdyrhold. Innsjøen renner ut i Frysjøåa og ned i Tysjøen som er et drikkevannsreservoar, før det renner videre i Tjuraåa via Gardsjøen og ut i Glomma. Det er registrert abbor, gjedde, mort, hork, lake, kreps og noen få ørret i vannforekomsten.

Gjesåssjøen (4,0 km², 176 moh.), Vannforekomst-ID 002-239-L (Åsnes kommune)

Gjesåssjøen er en mellomstor (4,0 km²) grunn og næringsrik innsjø som ligger øst for Glomma i Åsnes kommune. Innsjøen har et nedbørfelt på 59 km² hvorav ca. 20 % er dyrka mark, hovedsakelig i innsjøens umiddelbare nærhet (Bratli 1998). Den viktigste produksjonen er korn og poteter. Det meste av det dyrka arealet ligger under marin grense. Hovedtilløpet til Gjesåssjøen er Skyåa i nord. Vannet har også utløp i nord hvor det renner ut via Søndre Hasla ned til samløp med Nord Hasla, hvor de danner Hasla som renner videre gjennom Haslemoen og ut i Glomma ved tettstedet Flisa.

Miljøtilstanden med hensyn til eutrofiering har vært overvåket flere ganger siden 1980-tallet, årlig i perioden 1996-2000 og sist i 2016 (Løvik mfl. 2016 med referanser). Basert på tall for midlere totalbiomasser av planteplankton ble innsjøen betegnet som eutrof i 2000, 2009, 2013. Innsjøens økologiske tilstand ble vurdert som moderat i 2016, og middelveidene for total fosfor, klorofyll a og planteplankton biomasse var de laveste som hadde blitt registrert siden midten av 1990-tallet. Tidsseriene i middelveidier for total fosfor, klorofyll a og planteplanktonbiomasse gir imidlertid ikke grunnlag for å trekke sikre konklusjoner med hensyn til utviklingen av den økologiske tilstanden for innsjøen.

Tørråssjøen (0,2 km², 200 moh.), Vannforekomst-ID 002-3727-L (Våler kommune)

Tørråssjøen er en liten og grunn innsjø øst for Glomma og Braskereidfoss i Våler kommune. Nedbørfeltet består av en stor andel dyrket mark, en god del skog og noe myr og våtmark. Det er ingen tettsteder i nedbørfeltet, men spredt bosetting i tilknytning til dyrka mark. Tørråssjøen har utløp til elva Nordre Hasla via Tørråstjernet før den renner sammen med Søndre Hasla og danner Hasla, før den renner videre gjennom Haslemoen og ut i Glomma ved tettstedet Flisa. Korndyrking er dominerende driftsform i nedbørfeltet, men det er også noe gras- og potetproduksjon. Én eiendom har en del storfe (ammedyr). Det er ikke offentlige avløp i området; det vil si at avløpsvannet går via separate, private avløpsanlegg. Standard på anleggene er ukjent. Innsjøen er omkranset av betydelige «belter» med sumpvegetasjon, særlig i nordvestre og sørøstre deler. Øst for innsjøen er det en avfallsfylling hvor det skal ha blitt deponert rester av sponplater og annet avfall (Løvik mfl. 2013). Det er registrert abbor, gjedde, mort og brasme i innsjøen.

Sørsåssjøen (0,7 km², 206 moh.), Vannforekomst-ID 002-3716-L (Våler kommune)

Sørsåssjøen er en liten, middels dyp innsjø nord for Braskereidfoss. Største dyp funnet ved vår undersøkelse var 8 m. Nedbørfeltet domineres av skog, med et par gårdsbruk og noe dyrka mark i sørenden av innsjøen, i tillegg til noe spredte hytter rundt innsjøen. Innsjøen har utløp i Sorma som renner via Langtjennet og videre ut i Glomma. Det er registrert abbor, gjedde, mort, brasme og ørret i innsjøen.

1.2.2 Elver og bekker

Oppstadåa bekkefelt 1 og 2 (Sør-Odal kommune)

Området rundt Oppstadåa er karakterisert av jordbruk. Bekkefeltet antas å være påvirket av avrenning fra dyrka mark, husdyrhold/husdyrgjødsel og pressaft fra silo. Tilløpsbekkene i bekkefeltet er små med liten vannføring. Avrenning fra landbruk vil dermed i større grad synliggjøres sammenlignet med større elver. Det er påvist krepsepest i vassdraget.

Mørkåa nedre del (Nord-Odal kommune)

Mørkåa ligger nordvest for Storsjøen i Odalen, og har innløp på vestsiden av Råsen. Det lokale nedbørfeltet karakteriseres i stor grad av skog, noe jordbruk og spredt bebyggelse. De viktigste påvirkningene antas å være avrenning fra fulldyrket mark, og til dels husdyrhold/husdyrgjødsel. Påvirkningsgraden er trolig liten.

Trautåa nedre del (Nord-Odal kommune)

Trautåa er ca. 20 km lang og renner fra Gjeddevatnet i nord og inn i nordenden av Råsen. Nedbørfeltet domineres av skog og myr, med et større jordbruksområde med spredt bosetning langs den nedre delen av elven. Viktigste påvirkninger antas å være forsuring, avrenning fra dyrket mark og husdyrhold, samt punktutslipp fra gjødselkjellere, melkerom og siloer.

Juråa øvre del (Nord-Odal kommune)

Juråa har sitt opphav i Skurvsjøen, men også Grytåa og Gjellbekken bidrar med vann til elven. Den øvre delen av Juråa drenerer store skogsområder og noe myr, og nedbørfeltet inneholder flere innsjøer og tjern, blant annet Store Skiren som blir brukt som råvannskilde for vannverket i Botner. Elven bærer preg av å være forsuret.

Flisa nedre del (Åsnes kommune)

Elva starter i Haloset hvor Ulvåa og Halåa løper sammen. Flisa er 127 km lang og har et nedbørfelt på ca. 1662 km². Nedbørfeltet domineres av skog og store myrområder. Den øvre delen av elva er omgitt av skog og det er liten eller ingen bebyggelse, mens nedre del er omgitt av spredt bebyggelse, gårdsbruk og dyrka mark. De viktigste påvirkningene antas å være avrenning fra dyrka mark, husdyrhold/husdyrgjødsel samt forskjellige typer deponier. Elva har tidligere vært sterkt preget av forsuring.

Ulvåa (kommune Elverum og Våler)

Ulvåa har sitt opphav i Ulvsjøen vest for Osensjøen i Trysil, og drenerer store skog- og myrområder før den har samløp Halåa ved Haloset og danner elven Flisa. Elven har tidligere vært sterkt påvirket av forsuring og skal ha hatt stor påvirkning på Flisa lenger ned.

Søndre Hasla (Åsnes kommune)

Dette er utløpselva fra Gjesåssjøen, en næringsrik innsjø i dårlig økologisk tilstand. Det lokale nedbørfeltet er sterkt dominert av dyrka mark og spredt bebyggelse. Elvestrekningen antas å være i moderat tilstand med hensyn til fosfor, og graden av påvirkning fra dyrka mark og fra husdyrhold/husdyrgjødsel antas å være middels.

Hasla ved Knatterud (tidligere Nordre Hasla, kommunene Våler og Åsnes)

Dette er den delen av elva som ligger rett nedstrøms samløpet mellom Søndre og Nordre Hasla. Nedbørfeltet er dominert av dyrka mark med spredt bebyggelse samt en del skog og myr. De viktigste påvirkningene antas å være avrenning fra beite, dyrka mark og husdyrhold/husdyrgjødsel.

Hasla nedre del (kommunene Våler og Åsnes)

Det lokale nedbørfeltet er dominert av skog og dyrka mark med spredt bebyggelse. Hasla munner ut i Glomma ved kommunesenteret Flisa. De viktigste påvirkningene antas å være avrenning fra beite, dyrka mark og husdyrhold/husdyrgjødsel. Den økologiske tilstanden med hensyn til eutrofiering er klassifisert som god.

Skyåa (Åsnes kommune)

Skyåa er hovedtilløp til Gjesåssjøen og drenerer store skog- og myrområder nord for innsjøen, hvor de siste 2-3 km av elvens omgivelser karakteriseres av jordbruk og noe spredt bebyggelse. De viktigste påvirkningene antas å være avrenning fra dyrka mark og husdyrhold/husdyrgjødsel.

Hasla midtre del (kommunene Åsnes og Våler)

Stasjonen Hasla midtre del ligger ved Åbakken bru i elven Nordre Hasla (ikke til å forveksles med stasjonen som tidligere ble kallet Nordre Hasla, nå Hasla ved Knatterud). Nedbørfeltet karakteriseres av dyrka mark med spredt bebyggelse, samt en del skog og myr. De viktigste påvirkningene antas å være avrenning fra dyrka mark og husdyrhold/husdyrgjødsel.

Tilløpsvassdrag Søndre Hasla (kommunene Åsnes og Våler)

Nedbørfeltet domineres av store skog- og myrområder, med noe jordbruk og spredt bebyggelse langs den siste delen av elven. Viktigste påvirkningene antas å være avrenning fra dyrka mark og husdyrhold/husdyrgjødsel.

Veståa (kommunene Åsnes og Grue)

Nedbørfeltet er dominert av skog og noe myr, med innslag av flere større innsjøer og småtjern. Veståa har sitt opphav i Eidsmangen hvor den heter Fjellåa, før den renner gjennom Vålmangen og skifter navn til Mellomåa, og så renner videre gjennom Åsnesmangen og får navnet Veståa. Veståa renner så ut i Hukusjøen lenger ned. De siste 1,5-2 km av elven er omgitt av noe dyrka mark og spredt bebyggelse. Den viktigste påvirkningen antas å være forsuring.

Tunna nedre del (Tynset kommune)

Tunna har sitt opphav i fjellbekker som drenerer Eidsfjellet før de samles i Tunntjønnan nordvest for Tynset. Nedbørfeltet i nord, før elva renner igjennom Stugusjøen, er dominert av skogkledde fjellsider og myrlendte dalbunner. På sin vei fra Stugusjøen ned mot Glomma mottar Tunna vann fra flere større og mindre sideelver, blant annet Gløta, Magnilla og Lona. Omgivelsene endrer etter hvert karakter og elven renner igjennom en v-dal som bærer preg av å være til dels ravinert, før den åpner seg opp igjen og renner igjennom et slettelandskap før den renner ut i Glomma vest for Tynset sentrum. Elven har tidligere vært undersøkt for metaller, og ble vurdert som ubetydelig eller moderat forurenset. Den har i tillegg blitt vurdert til å ha god økologisk tilstand med hensyn til forsuring samt svært god tilstand med hensyn til eutrofiering og organisk belastning (Løvik mfl. 2012).

Kverninga (Rendalen kommune)

Kverninga er et tilløpsvassdrag til Unsetåa i Rendalen, som har sitt opphav i fjellområdene rundt Kverninghøgda og Gråhøgda nordøst for Unset. Vassdraget drenerer noe myrområder i høyfjellet, før det renner ned langs bratte skogkledde fjellsider og ut i Unsetåa.

2 Materiale og metode

2.1 Innsjøer

Til sammen sju innsjøer ble prøvetatt i 2018, fra Søråssjøen i Våler kommune i nord til Vingersjøen i Kongsvinger kommune i sør. Plassering av prøvestasjonene i innsjøene er gitt i **Tabell 1**.

Tabell 1. Innsjøstasjoner prøvetatt i 2018. Koordinater i UTM-sone 33.

Innsjø	Vannforekomst-ID	Kommune	Koordinater	
			Øst	Nord
Vingersjøen	002-154-L	Kongsvinger	336242	6675518
Nugguren	002-122-L	Kongsvinger	339107	6689044
Storsjøen	002-120-L	Nord/Sør-Odal	317204	6695622
Frysjøen	002-156-L	Grue	344864	6703739
Gjesåssjøen	002-239-L	Åsnes	334747	6731430
Tørråssjøen	002-3727-L	Våler	328092	6738249
Søråssjøen	002-3716-L	Våler	326383	6740196

Vannprøver

Prøver for vannkjemi og planteplankton ble samlet inn fem ganger i 2018 i perioden juni-oktober. Prøver for fysisk-kjemiske analyser ble tatt som integrerte prøver (blandprøver) fra eufotisk sone på hver av innsjøstasjonene, det vil si fra overflaten og ned til 2-2,5 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 ble utført ved Eurofins etter akkreditert metode.

Samtidig med prøvetakingen ble temperaturen målt i en vertikalserie ved bruk av en YSI ProODO sensor, og siktedypet ble målt mot standard Secchi-skive. Siktedyp er en av de fysisk-kjemiske støtteparametere 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 02:2018, kapittel 7.2.4).

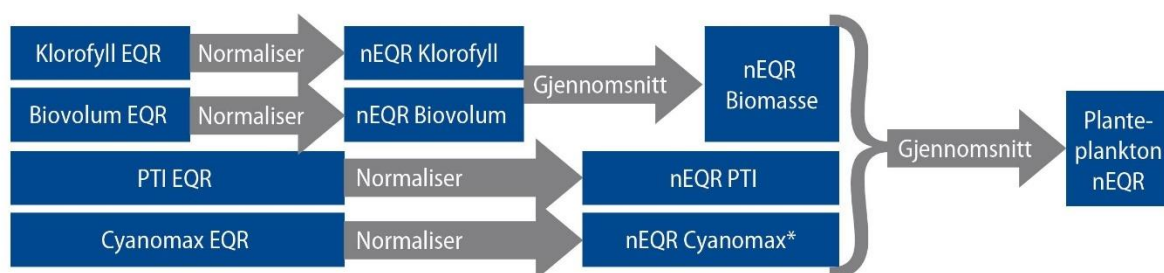
Planteplankton

Prøvetakingen ble foretatt i henhold til standardprosedyre (NS-16698:2015) med blandprøve fra eufotisk sone. Det ble tatt ut prøver til analyse av klorofyll a, vannkjemi og planteplankton fra samme blandprøve.

Analyse av planteplanktonet ble foretatt i omvendt mikroskop i henhold til norsk standard (NS-EN 15204:2006), og artssammensetningen, biovolumet av hver art og totalt biovolum ble beregnet (NS-EN 16695:2016).

Vurdering av økologisk tilstand for planteplankton er basert på klorofyll a, totalt biovolum, trofisk indeks for artssammensetning (PTI, Phytoplankton Trophic Index) og maksimum biovolum av cyanobakterier ($Cyano_{max}$). Klassifiseringsmetoden der alle fire indeksene inngår, er interkalibrert

med de nordiske landene (Lyche-Solheim m. fl. 2014) og presentert i kapittel 4.1 i Klassifiseringsveilederen (Veileder 02:2018) (**Figur 1**).



Figur 1. Klassifiseringsmetodikk for planteplankton basert på kombinasjon av klorofyll a, totalt biovolum, PTI-indeks for artssammensetning og maksimum biovolum av cyanobakterier. Se kapittel 4.1 i Klassifiseringsveilederen (Veileder 02:2018) for videre detaljer.

Dyreplankton

Prøver av dyreplankton ble samlet inn fra hver av innsjølokalitetene ved prøverunden i august. Håvtrekk med planktonhåv ble tatt fra følgende sjikt: Vingersjøen 0-4 m, Nugguren 0-8 m, Storsjøen i Nord/Sør-Odal 0-10 m, Frysjøen 0-12 m, Gjesåssjøen 0-2,5 m, Tørråssjøen 0-2,5 m og Sørsåssjøen 0-7 m. I de grunne innsjøene Gjesåssjøen og Tørråssjøen ble det tatt to håvtrekk fra oppgitt dyp for å få nok prøvemateriale. På de øvrige stasjonene ble håven senket ned til angitt dyp og trukket vertikalt opp til overflaten. Håven har åpningsdiameter 25 cm og maskevidde 90 µm. Prøvene ble i felt fiksert med Lugols løsning og lagret mørkt og kjølig fram til bearbeiding i laboratoriet. Arter av dyreplankton 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).

2.2 Elver

Til sammen 14 elvelokaliteter ble undersøkt med hensyn til de biologiske kvalitetselementene begroing og bunndyr, en elvelokalitet ble undersøkt med hensyn til kun bunndyr og på to elvelokaliteter ble det gjort el-fiskeundersøkelser. På en av elvelokalitetene for el-fiske undersøkelser og to av lokalitetene for bunndyr undersøkelser ble det undersøkt for metaller i tillegg. Prøvestasjonene var fordelt fra Oppestadåa i Sør-Odal kommune i sør til Tunna i Tynset kommune i nord. Alle vannforekomstene hører inn under vannregion Glomma og vannområde Glomma. En oversikt over prøvestasjonene med navn, kortnavn, vannforekomst-ID og geografiske plassering (UTM-koordinater 33) er gitt i **Tabell 2**.

Tabell 2. Undersøkte elvestasjoner og bekkestasjoner i 2018 (koordinater i UTM 33).

Stasjon	Kortnavn	Vannfore- komst-ID	Kommune	Koordinater		Prøvedato begroing	Prøvedato bunndyr	Prøvedato el-fiske
				Øst	Nord			
Oppstadåa bekkefelt 1	OP1	002-2579-R	Sør-Odal	315540	6688294	16.09.2018	03.10.2018	
Oppstadåa bekkefelt 2	OP2	002-2579-R	Sør-Odal	316509	6685286	16.09.2018	03.10.2018	
Mørkåa nedre del	MØR	002-2829-R	Nord-Odal	306557	6701442	15.09.2018	03.10.2018	
Trautåa nedre del	TRA	002-820-R	Nord-Odal	306292	6705541	15.09.2018	03.10.2018	
Juråa øvre del 1	JUR1	002-2822-R	Nord-Odal	314026	6711352	*	03.10.2018	
Juråa øvre del 2	JUR2	002-2822-R	Nord-Odal	314186	6710830	15.09.2018	03.10.2018	
Flisa nedre del	FLI	002-142-R	Åsnes	338214	6726255	15.09.2018	05.10.2018	
Ulvåa	ULV	002-1473-R	Elverum, Våler	344050	6757935	12.09.2018	04.10.2018	
Søndre Hasla	SHA	002-2623-R	Åsnes	331748	6732145	14.09.2018	05.10.2018	
Hasla ved Knatterud	NHA	002-3442-R	Åsnes, Våler	332490	6729204	14.09.2018	05.10.2018	
Hasla nedre del	HAN	002-3442-R	Åsnes, Våler	334551	6723767	14.09.2018	05.10.2018	
Skyåa	SKY	002-2622-R	Åsnes	336758	6731786	14.09.2018	05.10.2018	
Hasla midtre del	HAM	002-3427-R	Åsnes, Våler	331336	6734272	14.09.2018	04.10.2018	
Tilløpsvassdrag søndre Hasla	HAT	002-3426-R	Åsnes, Våler	333499	6733342	14.09.2018	04.10.2018	
Veståa/Auståa	VES	002-99-R	Åsnes, Grue	331339	6711673	15.09.2018	05.10.2018	
Tunna nedre del med tilløp	TUN	002-2371-R	Tynset	278932	6913598	**	**	06.08.2018
Kverninga	KVE	002-556-R	Rendalen	295972	6879169	***	**	06.08.2018

* Stasjonen ble kun brukt som referansestasjon til bunndyrsundersøkelsen på JUR2.

** Stasjonen ble kun undersøkt med hensyn til metaller og bestands- og populasjonsestimat for fisk (el-fiske).

*** Stasjonen ble kun undersøkt med hensyn til bestands- og populasjonsestimat for fisk.

Vannprøver

Vannprøver ble samlet inn fra til sammen 14 elvestasjoner én gang i perioden 12-16. september, det vil si samtidig med innsamlingen av begroingsprøver. Prøvene ble analysert for konsentrasjoner av kalsium (Ca) og total organisk karbon (TOC). Analysene ble utført ved NIVAs laboratorium i henhold til akkrediterte metoder. Det ble og samlet inn vannprøver fra Tunna nedre del 6. august og fra to stasjoner i Juråa øvre del 3. oktober. Prøvene ble analysert for konsentrasjoner av metaller (Tunna) og for labilt- og total aluminium (Juråa). Analysene ble utført ved NIVAs laboratorium i henhold til akkrediterte metoder.

Begroing

På hver stasjon ble en elvestrekning på ca. 10 meter undersøkt ved bruk av vannkikkert. Det ble tatt prøver av alle makroskopisk synlige bentiske alger, og de ble lagret i separate beholdere (dramsglass). Forekomst av alle makroskopisk synlige elementer ble estimert som 'prosent dekning'. For prøvetaking av mikroskopiske alger ble 10 steiner med diameter 10-20 cm innsamlet fra hver stasjon. Et areal på ca. 8 x 8 cm, på oversiden av hver stein ble børstet med en tannbørste. Det avbørstede materialet ble så blandet med ca. 1 liter vann. Fra blandingen ble det tatt en delprøve som ble 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 02:2018 (Direktoratsgruppa, 2018) 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 («naturtilstand») med hensyn til effekter av eutrofiering og forsurening. Miljøforvaltningen har utviklet sensitive og effektive metoder for å overvåke dette ved hjelp av begroingsalger: Indeksene PIT for eutrofiering (Periphyton Index of Trophic Status; Schneider & Lindstrøm 2011) og AIP for forsurening (Acidification Index Periphyton; Schneider & 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 02:2018 (Direktoratsgruppa, 2018).

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, 2018).

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, 2018). I klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppa 2018) er det beskrevet klassegrenser for AIP også for moderat kalkrike vannforekomster. For forsuringindeksene for andre kvalitetselementer tilstandsklassifiserer man derimot ikke slike vannforekomster fordi moderat kalkrike vannforekomster ikke er regnet for å være forsuringfølsomme. Vi har derfor valgt å ekskludere AIP-indeksen for moderat kalkrike vannforekomster, i likhet med de andre forsuringindeksene.

Bunndyr

Det ble tatt prøver av bunndyrfaunaen på 15 elve-/bekkestasjoner (**Tabell 2**) i perioden 3-5. oktober 2018. Innsamlingsmetoden som ble anvendt for bunndyrprøver, er den såkalte sparkemetoden (NS-EN ISO 10870:2012), og dette er i henhold til anbefalingene i den reviderte klassifiseringsveilederen, Veileder 02:2018 (Direktoratsgruppa 2018). 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 strykpartier når det var mulig. Prøvene ble konservert 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 (kun én referanseverdi for alle vann typer per i dag). ASPT-indeksen egner seg ikke for vurdering av organisk belastning når elven er forsuret. I en bekk som er forsuret vil organisk belastning og eutrofiering medføre at taksa som skårer lavt for ASPT (blant annet snegler og igler) forsvinner, mens de gruppene som skårer høyt (for eksempel 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 forsuringstilstanden vurdert med RAMI-indeksen for bunndyr i henhold til klassifiseringsveilederen. For denne indeksen er det utviklet referanseverdi og klassegrenser kun for svært kalkfattige og kalkfattige, klare elver. For de humøse og/eller moderat kalkrike vannforekomstene i denne rapporten er det beregnet indeksverdier som er sammenliknet med referanseverdi og klassegrenser for vann typen kalkfattige, klare elver, men det er ikke beregnet tilstandsklasser basert på dette, og resultatene er ikke inkludert i samlet tilstand.

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 ikke med i klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppa 2018), men vi inkluderer den fordi den er følsom for endringer i vannkvaliteten som blant annet kan skyldes metaller (for eksempel gruvepåvirkning), forsuring, slam, næringsalter og organisk belastning.



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



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

El-fiskeundersøkelser

Det ble opprettet tre faste el-fiskestasjoner i henholdsvis Kverninga og Tunna, og vannforekomst-ID ble opprettet for disse stasjonene hvis det ikke allerede fantes (**Tabell 3, Figur 4 og Figur 5**). Stasjonene ble valgt ut etter diskusjon med oppdragsgiver og endelig fastsatt i felt, basert på egnethet for el-fiske. El-fisket ble gjennomført 6. august 2018, etter gjeldende standard for bruk av bærbart elektrisk fiskeapparat (NS-EN 14011 med tilpasning til norske forhold beskrevet i NS 9455 pkt. 5.7). Denne metodikken er videreutviklet av NINA (Forseth og Forsgren 2008, Larsen mfl. 2010) og tilpasset bruk i mindre elver i forbindelse med overvåkingsprogrammet for norske referanseelver (Bækkelie mfl. 2018, Myrvold og Bækkelie [under utarbeidelse]). På grunn av de to vassdragenes størrelse ble metodikken fra referanseelvene brukt i forbindelse med undersøkelsene i Kverninga og Tunna.

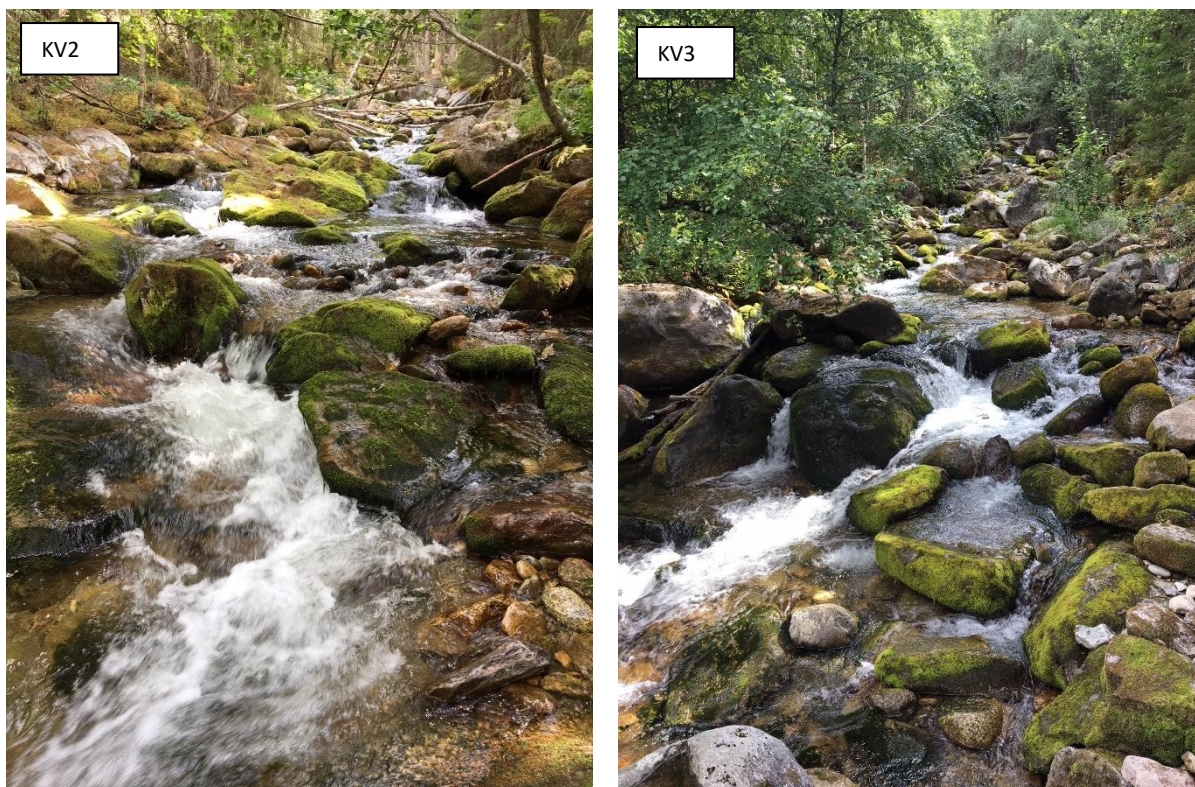
Tabell 3. Undersøkte el-fiskestasjoner i 2018. Tabellen inkluderer geografisk informasjon om lokalitetene. I tillegg inkluderer den størrelsen på utfisket areal og antall utfiskinger som ble gjennomført ved hver stasjon. Det ble gjennomført færre enn tre utfiskingsomganger pr. stasjon ved to av stasjoner i Kverninga på grunn av lav

fangst av fisk. Stasjonene er nummerert fra øverst til nederst i vassdraget. Koordinatene er angitt for UTM-sone 33.

Vassdrag	Stasjon	Kortnavn	Vannforekomst ID	Kommune	Koordinater		Areal (m ²)	Antall utfiskinger
					Øst	Nord		
Kverninga	1	KV1	002-90939	Rendalen	295972	6879169	100	1
	2	KV2	002-90937		295858	6879239	100	3
	3	KV3	002-90938		295774	6879285	100	2
Tunna	1	TU1	002-90940	Tynset	275409	6921663	100	3
	2	TU2	002-90941		278689	6914888	100	3
	3	TU3	002-56582		278914	6913563	96	3

Ved hver stasjon ble temperatur og ledningsevne målt for å kunne kalibrere el-fiskeapparatet til best egnet innstilling, for å maksimere fangsteffektiviteten av og skånsomheten for fisken. I tillegg ble det gjort en vurdering av substrat, kvaliteten på gyte- og oppvekstareale for ungfisk, og vannføring. Denne informasjonen ble nedtegnet for å kunne evaluere fangsten ved stasjonene. Totalt areal som ble utfisket ved stasjonene varierte mellom 96 og 100 m². I utgangspunktet skulle alle stasjonene utfiskes tre ganger, men i Kverninga ble antallet fiskeomganger redusert ved to av stasjonene på grunn av lav fangst. Det ble tatt 20 minutters pause mellom fiskeomgangene og batteri ble byttet mellom stasjonene, hvis nødvendig. All fisk ble artsbestemt og ørret ble lengdemålt til nærmeste millimeter for å kunne dele fangsten inn i aldersklasser (ørretynge; 0+ og eldre ørretunger; ≥1+). Etter at utfiskingen var ferdig ble fisken satt ut igjen ved stasjonen.

Tettheten av ørret ved hver av stasjonene ble estimert basert på totalfangsten ved hver enkelt stasjon. Ved stasjoner der det ble gjennomført to eller tre fiskeomganger ble tettheten estimert basert på metodikk utviklet av Zippin (1956). Ved stasjoner der det bare ble gjennomført en fiskeomgang ble tettheten estimert basert på fangbarheten ved de andre stasjonene i vassdraget (Bohlin mfl. 1989). Hvis fangbarheten ved de andre stasjonene var <0,3 ble fangbarheten satt til 0,4 for 0+ og 0,6 for ≥1+ for stasjonene med en fiskeomgang, etter metodikken brukt i overvåkingsprogrammet for referanseelver (Bækkelie mfl. 2018, Myrvold og Bækkelie [under utarbeidelse]).



Figur 4. Bilder av el-fiskestasjoner i Kverninga (Foto: Knut Marius Myrvold). Det ble ikke tatt bilde av stasjon 1, men denne hadde tilsvarende substrat og vannføring som de to andre stasjonene. For fullt stasjonsnavn, se **Tabell 3.**

Klassifisering av økologisk tilstand ble basert på indeksen for laksefisk i mindre elver og bekker i lavlandet, jamfør klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppa 2018). Selv om denne indeksen er utarbeidet for mindre, kystnære vassdrag brukes den i dag også for bekker og mindre elver i innlandet. Klassifiseringen ble basert på estimert tetthet av ørret ved stasjonene, og informasjon om bestanden er anadrom, tilstedeværelsen av andre fiskearter (sympatrisk eller allopatrisk bestand), graden av egnet gytehabitat og ledningsevne ble registrert. EQR-verdier ble ikke regnet ut, da slike verdier ikke har blitt utviklet for denne indeksen. Klassifiseringen ble gjort etter en nærmere tilpasning som gjort i overvåkingsprogrammet for referanseelver. Se fiskerapportene fra dette programmet for detaljer om dette (Bækkelie mfl. 2018, Myrvold og Bækkelie [under utarbeidelse]).

Indeksen utviklet for laksefisk har noen utfordringer ved lav fangst av ørret sammenlignet med andre arter. Etter ønske fra oppdragsgiver ble derfor andre fiskeindekser vurdert. Alternative indekser inkluderer den europeiske fiskeindeksen (EFI+) (Fame Consortium 2009), den finske fiskeindeksen (FiFi) (Vehanen mfl. 2010, 2013) og den svenske VattendragsIndeX (VIX) (Beier mfl. 2007a, b.) Kun EFI+ har blitt prøvd ut i Norge (Museth mfl. 2016, 2017, Olstad & Dokk 2017). Både EFI+ og FiFi er best egnet for store og artsrike elver (Beier mfl. 2007a, b, Museth mfl. 2016) og er derfor ikke egnet for bruk i Tunna. VIX er bedre egnet for mindre elver (Beier mfl. 2007a, b, Museth mfl. 2016) og dermed kunne den vært brukt i Tunna, dersom det hadde foreligget tilstrekkelig erfaring med indeksen for norske elver. Det betyr at ingen av de alternative indeksene er egnet for bruk i Tunna.



Figur 5. Bilder av el-fiskestasjoner i Tunna (Foto: Knut Marius Myrvold). For fullt stasjonsnavn, se **Tabell 3.**

3 Resultater

3.1 Innsjøer

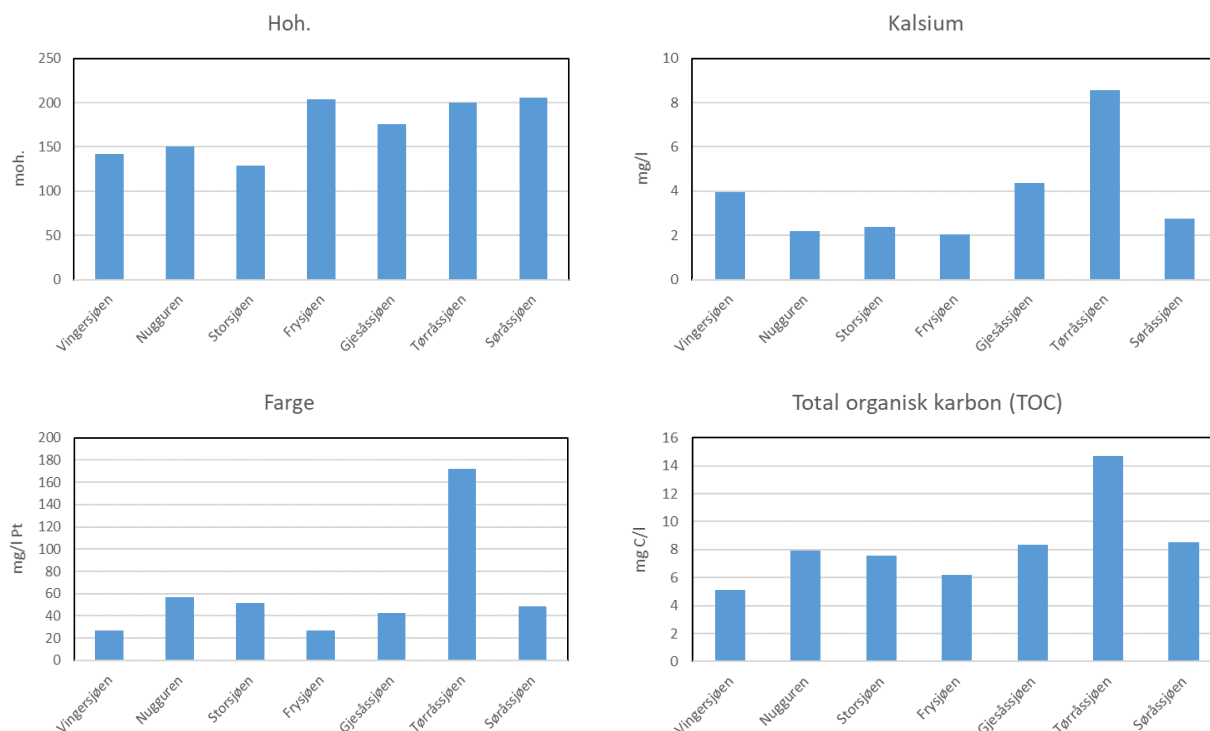
I det følgende presenteres resultatene fra overvåkingen av vannkvalitet og biologiske forhold i følgende sju innsjøer i Hedmark: Vingersjøen og Nugguren i Kongsvinger kommune, Storsjøen i Nord- og Sør-Odal kommune, Frysjøen i Grue kommune, Gjesåssjøen i Åsnes kommune samt Tørråssjøen og Søråssjøen i Våler kommune.

3.1.1 Fysisk kjemiske forhold

Alle primærdata er gitt i Vedlegg, **Tabell 22-Tabell 28**. Tilstandsklassifiseringen er gjort i henhold til Veileder 02:2018 for vannforskriften.

Generell vannkjemi – vanntyper

Middelverdiene for konsentrasjoner av kalsium varierte fra 2,06 mg/l i Frysjøen til 8,56 mg/l i Tørråssjøen (**Figur 6**). Nugguren, Storsjøen, Frysjøen og Søråssjøen er alle kalkfattige innsjøer med kalsiumnivå på 2-3 mg/l. Vingersjøen ligger på grensen til moderat kalkrik med et kalsiumnivå på 3,94 mg/l, mens Gjesåssjøen og Tørråssjøen kan betegnes som moderat kalkrike innsjøer, med kalsiumnivåer på mellom 4-8,5 mg/l.



Figur 6. 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 27 mg/l Pt i Frysjøen til 172 mg/l Pt i Tørråssjøen. Middelverdiene for TOC varierte fra 5,1 mg C/l i Vingersjøen til 14,7 mg C/l i Tørråssjøen. Basert på fargeverdiene skal Vingersjøen og Frysjøen klassifiseres som klare innsjøer,

mens de øvrige innsjøene kan betegnes som humøse. Basert på TOC havner Vingersjøen i kategorien humøse innsjøer, men nær grensen til klare innsjøer, mens Frysjøen havner i kategorien humøse innsjøer med relativt god margin. I henhold til klassifiseringsveilederen så havner Frysjøen, Tørråssjøen og Søråssjøen så vidt i klimaregion skog (>200 moh.), mens Vingersjøen, Nugguren, Storsjøen og Gjesåssjøen kategoriseres som lavlands-innsjøer. I klassifiseringen av økologisk tilstand har vi benyttet innsjøtypene gitt i **Tabell 4**.

Tabell 4. Vanntyper som er benyttet for innsjøene i 2018. Høyde over havet samt middelveier for kalsium, alkalitet, fargetall og TOC er gitt.

Innsjø	Hoh. moh.	Kalsium mg/l	Alkalitet mmol/l	Farge mg/l Pt	TOC mg C/l	Typebeskrivelse	Norsk type	NGIG- type
Vingersjøen	142	3,94	0,218	27,2	5,1	Kalkfattig, klar og grunn i lavland	L105a	L-N2a
Nugguren	150	2,19	0,122	57,0	7,9	Kalkfattig og humøs i lavland	L106	L-N3a
Storsjøen	129	2,37	0,121	51,8	7,6	Kalkfattig og humøs i lavland	L106	L-N3a
Frysjøen	204	2,06	0,115	27,0	6,2	Kalkfattig og humøs i skog	L206	L-N6
Gjesåssjøen	176	4,37	0,237	42,8	8,3	Kalkfattig og humøs i lavland	L106	L-N3a
Tørråssjøen	200	8,56	0,415	171,8	14,7	Moderat kalkrik og humøs i lavland	L108	L-N8
Søråssjøen	206	2,77	0,141	48,4	8,5	Kalkfattig og humøs i skog	L206	L-N6

Gjesåssjøen er plassert i kategorien kalkfattig, humøs innsjø i lavlandet med samme begrunnelse som gitt i 2016 (Løvik mfl. 2017), nemlig at konsentrasjonen av kalsium trolig har økt noe som følge av jordbruksaktivitet i nedbørfeltet, sammenlignet med antatt naturtilstand, det vil si at innsjøen opprinnelig har vært kalkfattig.

Forsuring

Samtlige innsjøer, med unntak av Tørråssjøen som ble kategorisert som moderat kalkrik, ble vurdert i forhold til forsuring basert på minimums- og middelveier for alkalitet og pH i 2018 gitt i **Tabell 5**.

Tabell 5. Minimums- og middelveier for alkalitet og pH for samtlige innsjøer definert som kalkfattige i 2018.

	Alkalitet (mmol/l)		pH	
	Min	Middel	Min	Middel
Vingersjøen	0,174	0,218	6,95	7,17
Nugguren	0,103	0,122	6,57	6,69
Storsjøen	0,107	0,121	6,54	6,75
Frysjøen	0,109	0,115	6,59	6,75
Gjesåssjøen	0,198	0,237	7,07	7,21
Søråssjøen	0,132	0,141	6,51	6,77

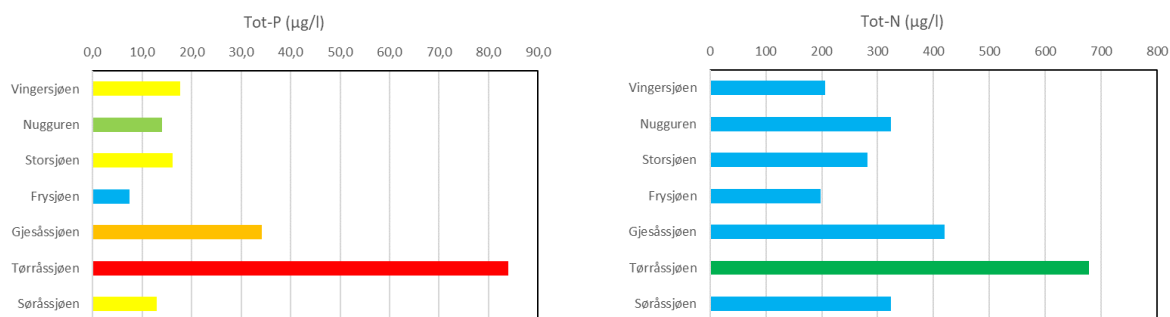
De laveste pH-verdiene som ble registrert for «skogssjøene» Frysjøen og Søråssjøen var på henholdsvis 6,59 den 11. juni og 6,51 den 12. juni i 2018, hvilket tilsvarer svært god tilstand med hensyn til forsuring. Samtlige lavlandsinnsjøer ble også klassifisert til svært god tilstand med hensyn til forsuring i 2018, med laveste registrering for pH i Vingersjøen på 6,95, i Nugguren på 6,57 og i Storsjøen på 6,54 (samtlige prøver tatt den 11. juni), samt i Gjesåssjøen på 7,07 den 25. oktober. Alkaliteten varierte fra 0,103 til 0,198 mmol/l og tyder på at samtlige innsjøer hadde god bufferevne.

Næringsstoffer

Det ble i denne undersøkelsen registrert middelverdier for total-fosfor i et intervall fra 7,5 µg/l (Frysjøen) til 84 µg/l (Tørråssjøen) (Tabell 6, Figur 7). Basert på total-fosfor får Frysjøen svært god tilstand, Nugguren får god tilstand, Vingersjøen, Storsjøen og Søråssjøen får moderat tilstand, Gjesåssjøen får dårlig tilstand og Tørråssjøen får svært dårlig tilstand.

Tabell 6. Middelverdier for tot-P, tot-N, N/P-forholdet og siktedyp i innsjøene i 2018 (enkeltpåstander i vedlegg).

	TOT-P µg/l	TOT-N µg/l	N/P	Siktedyp m
Vingersjøen	17,8	206	11,6	2,7
Nugguren	14,0	324	23,1	3,1
Storsjøen	16,2	282	17,4	2,8
Frysjøen	7,5	198	26,3	4,4
Gjesåssjøen	34,2	420	12,3	1,5
Tørråssjøen	84,0	678	8,1	0,8
Søråssjøen	13,0	324	24,9	2,6

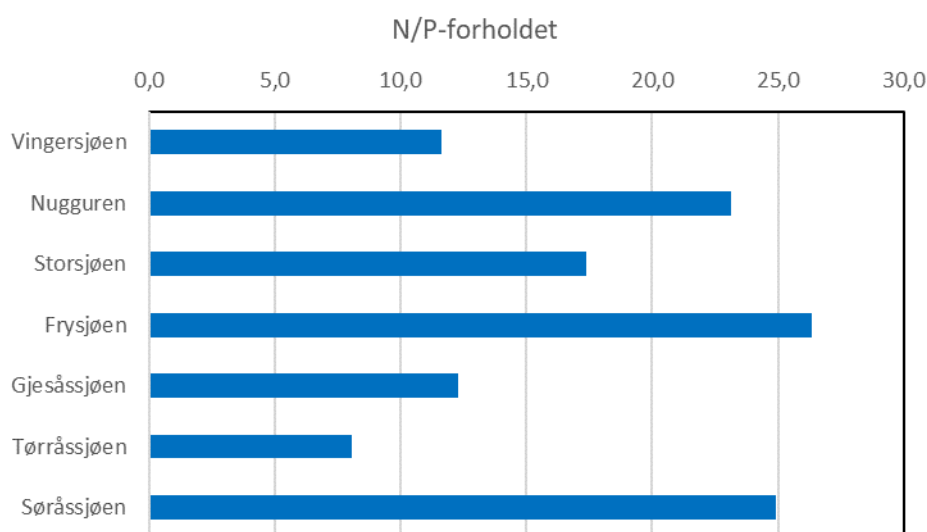


Figur 7. Middelverdier for konsentrasjoner av tot-P og tot-N i innsjøene i 2018. Fargene viser tilstandsklasser: Blå = svært god, grønn = god, gul = moderat, oransje = dårlig og rød = svært dårlig tilstand. Klassifisering i henhold til Veileder 02:2018.

Alle innsjøer hadde relativt lave konsentrasjoner av tot-N i henhold til sin vanntype, med middelverdier på mellom 198-324 µg/l. Dette tilsvarer svært god tilstand i henhold til tot-N. Tørråssjøen hadde god tilstand med en middelværdi på 678 µg/l.

Forholdet mellom konsentrasjon av tot-N og tot-P (N/P-forholdet) benyttes for å vurdere om veksten av planteplankton i innsjøene forventes å begrenses av tilgangen på fosfor- eller nitrogenforbindelser. I de fleste innsjøer anses fosfor for 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).

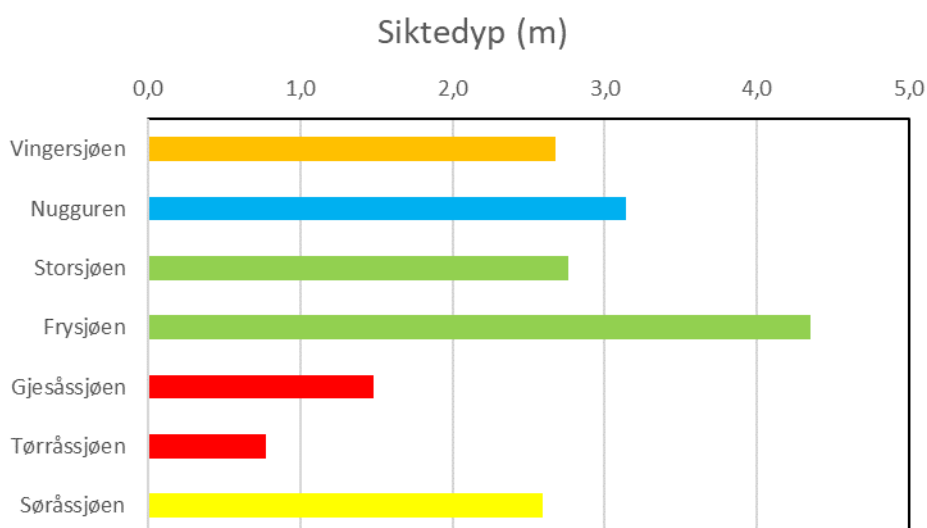
Vingersjøen, Storsjøen, Gjesåssjøen og Tørråssjøen hadde et midlere N/P forhold på under 20, mens Nugguren, Frysjøen og Søråssjøen hadde et midlere N/P forhold på over 20 (Tabell 6, Figur 8).



Figur 8. Forholdet mellom konsentrasjonene av tot-N og tot-P i innsjøene (middelverdier).

Siktedyp

De største siktedypene ble målt i de humøse innsjøene Nugguren og Frysjøen med middelverdier på 3,1 og 4,4 m. Gjesåssjøen og Tørråssjøen hadde de laveste siktedypene med henholdsvis 1,5 og 0,8 m (Tabell 6, Figur 9). Basert på siktedyp får Nugguren svært god tilstand, Frysjøen og Storsjøen får god tilstand, Søråssjøen får moderat tilstand, Vingersjøen får dårlig tilstand mens Gjesåssjøen og Tørråssjøen får svært dårlig tilstand. I klassifiseringen har vi da tatt hensyn til vanntype og humusinnhold i henhold til formel gitt i klassifiseringsveilederen (Veileder 02:2018, kapittel 7.2.4).



Figur 9. Middelverdier for siktedyp i innsjøene i 2018. Fargene viser tilstandsklasser: blå = svært god tilstand, grønn = god, gul = moderat, oransje = dårlig og rød = svært dårlig tilstand.

3.1.2 Planteplankton

Artsinventar og planteplanktonvolumer er gitt i Vedlegg (**Tabell 29-Tabell 35**). Middelerverdier med tilhørende tilstandsklasse og nEQR verdier for de fire planteplanktonparameterne er oppsummert i **Tabell 7** og **Tabell 8**.

Svelgflagellater, gullalger, cyanobakterier og nåleflagellater dominerte planteplanktonet i Vingersjøen (**Figur 10**). I Nugguren og Storsjøen var svelgflagellater og kiselalger dominerende, mens det i Frysjøen var øyealger som dominerte på forsommeren og kiselalger på sensommeren. I Gjesåssjøen dominerte nåleflagellater i juni mens cyanobakterier og grønnalger tok over utover sommeren. I Tørråssjøen dominerte nåleflagellater og fureflagellater, mens det i Søråssjøen var dominans av grønnalger, gullalger og kiselalger.

Nugguren og Storsjøen fikk tilstandsklasse svært god (**Tabell 8**), Fryssjøen og Søråssjøen fikk tilstandsklasse god, Vingersjøen tilstandsklasse moderat og Gjesåssjøen og Tørråssjøen fikk tilstandsklasse dårlig basert på indeksene for planteplankton.

Tabell 7. Tabellen viser indeksverdiene for planteplanktonet basert på gjennomsnittsverdier fra vekstsesongene. Cyano_{max} viser maksimalt observert verdi.

	Klf a µg/l	Volum mm ³ /l	PTI	Cyano _{max} mm ³ /l
Vingersjøen	4.0	0.59	2.48	0.28
Nugguren	2.5	0.24	2.21	0.07
Storsjøen	3.6	0.43	2.27	0.04
Frysjøen	2.9	0.49	2.27	0.04
Gjesåssjøen	18.0	2.41	2.82	1.48
Tørråssjøen	47.8	6.56	2.83	1.26
Søråssjøen	3.76	0.37	2.19	0.04

Tabell 8. Tabellen viser normaliserte EQR-verdier (nEQR) for planteplanktonet i innsjøene basert på gjennomsnittsverdier fra vekstsesongene.

nEQR	Klf a	Volum	PTI	Cyano _{max}	Totalvurdering PP
Vingersjøen	0.80	0.65	0.44	0.77	0.58
Nugguren	1.00	1.00	0.86	0.91	0.92
Storsjøen	0.90	0.92	0.78	0.95	0.85
Frysjøen	0.88	0.72	0.68	0.95	0.74
Gjesåssjøen	0.36	0.37	0.23	0.50	0.29
Tørråssjøen	0.17	0.09	0.34	0.55	0.24
Søråssjøen	0.81	0.82	0.78	0.96	0.80

Vingersjøen

I Vingersjøen dominerte ulike grupper de ulike prøvene (**Figur 10**). Svelgflagellater og gullalger dominerte på forsommeren, cyanobakterier dominerte i juli, mens nåleflagellaten *Gonyostomum semen* og til dels kiselalger tok over dominansen utover sommeren og høsten. Gjennomsnittlige verdier for klorofyll a i vekstperioden var 4,0 µg/l, mens gjennomsnittlige verdier for totalt volum var 0,59 mm³/l (**Tabell 7**). Disse verdiene indikerte god tilstand. Indeksen for sammensetningen av planteplanktonet (PTI) var 2,48; dette indikerte moderat tilstand. Det var forholdsvis lave konsentrasjoner av cyanobakterier, høyeste totale volum var 0,28 mm³/l. Basert på planteplanktonet ble Vingersjøen klassifisert som moderat i 2018 med nEQR på 0,58 (**Tabell 8**). I juni dominerte gullalger fra slekten *Uroglena* og svelgflagellater fra slekten *Plagioselmis*. I tillegg var det mindre andeler grønnalger og øyealger tilstede. Cyanobakteriene som dominerte i juli tilhørte slekten *Merismopedia*. Utover sommeren økte andelen av kiselalger, særlig *Tabellaria flocculosa* i tillegg til slektene *Aulacoseira* og *Cyclotella*. I august og september ble det også observert høye andeler av nåleflagellaten *G. semen*, men denne arten var fraværende i den siste prøven. I den siste prøven var også det totale volumet lavt, men de fleste gruppene var til stede i planktonet.

Nugguren

I Nugguren dominerte svelgflagellater og kiselalger gjennom sesongen (**Figur 10**). I tillegg var det forholdsvis høye andeler av gullalger, cyanobakterier, grønnalger og fureflagellater i deler av sesongen. Kiselalgene besto for det meste av *Tabellaria flocculosa* samt arter fra slektene *Aulacoseira* og *Urosolenia*. Svelgflagellatene besto av arter fra slektene *Cryptomonas* og *Plagioselmis*. Det var noe cyanobakterier til stede fra slektene *Dolichospermum* (*Anabaena*), *Merismopedia* og *Pseudanabaena* samt *Woronichinia naegeliana*. I august ble det observert en del celler av fureflagellaten *Ceratium hirundinella*. Gjennomsnittlige verdier for klorofyll a i vekstperioden var 2,52 µg/l, mens gjennomsnittlige verdier for totalt volum var 0,24 mm³/l (**Tabell 7**). Disse verdiene indikerte svært god tilstand. Indeksen for sammensetningen av planteplanktonet (PTI) var 2,21; dette indikerte også svært god tilstand. Det var forholdsvis lave konsentrasjoner av cyanobakterier, høyeste totale volum var 0,07 mm³/l. Basert på planteplanktonet ble Nugguren klassifisert som svært god i 2018 med nEQR på 0,92 (**Tabell 8**).

Storsjøen i Odalen

I Storsjøen dominerte svelgflagellater i den første prøven mens kiselalger dominerte resten av sesongen (**Figur 10**). Det ble i tillegg observert små konsentrasjoner av cyanobakterier, gullalger, grønnalger og nåleflagellaten *G. semen*. Det totale volumet av planteplankton økte utover i sesongen, høyeste verdi ble observert i den siste prøven om høsten. Gjennomsnittlige verdier for klorofyll a i vekstperioden var 3,6 µg/l, mens gjennomsnittlige verdier for totalt volum var 0,43 mm³/l (**Tabell 7**). Disse verdiene indikerte svært god tilstandsklasse. Indeksen for sammensetningen av planteplanktonet (PTI) var 2,27; dette indikerte god tilstand. Det var kun lave konsentrasjoner av cyanobakterier, høyeste totale volum var 0,04 mm³/l. Basert på planteplanktonet ble Storsjøen klassifisert som svært god i 2018 med verdien for nEQR på 0,85 (**Tabell 8**). Kiselalgene som bidro mest var pelagiske former av *Tabellaria flocculosa* samt arter fra slekten *Aulacoseira*. Cyanobakteriene som ble observert besto for det meste av *Merismopedia* og *Woronichinia naegeliana* samt lave konsentrasjoner av *Dolichospermum* (*Anabaena*) og *Microcystis*.

Frysjøen

I Frysjøen dominerte svelgflagellater og øyealger i den første prøven mens kiselalger dominerte resten av sesongen (**Figur 10**). I prøven fra juni dominerte svelgflagellater fra slektene *Cryptomonas* og *Plagioselmis* samt den epizoiske øyealgen *Colacium vesiculosum*. Resten av sesongen ble dominert av planktoniske former av kiselalgen *Tabellaria flocculosa* og arter fra slekten *Aulacoseira*.

Gjennomsnittlige verdier for klorofyll a i vekstperioden var 2,88 µg/l, mens gjennomsnittlige verdier for totalt volum var 0,49 mm³/l (**Tabell 7**). Disse verdiene indikerte henholdsvis svært god og god tilstand. Indeksen for sammensetningen av planteplanktonet (PTI) var 2,27; dette indikerte god tilstand. Det var kun lave konsentrasjoner av cyanobakterier, høyeste totale volum var 0,04 mm³/l. Basert på planteplanktonet ble Frysjøen klassifisert som god i 2018 med nEQR på 0,74 (**Tabell 8**).

Gjesåssjøen

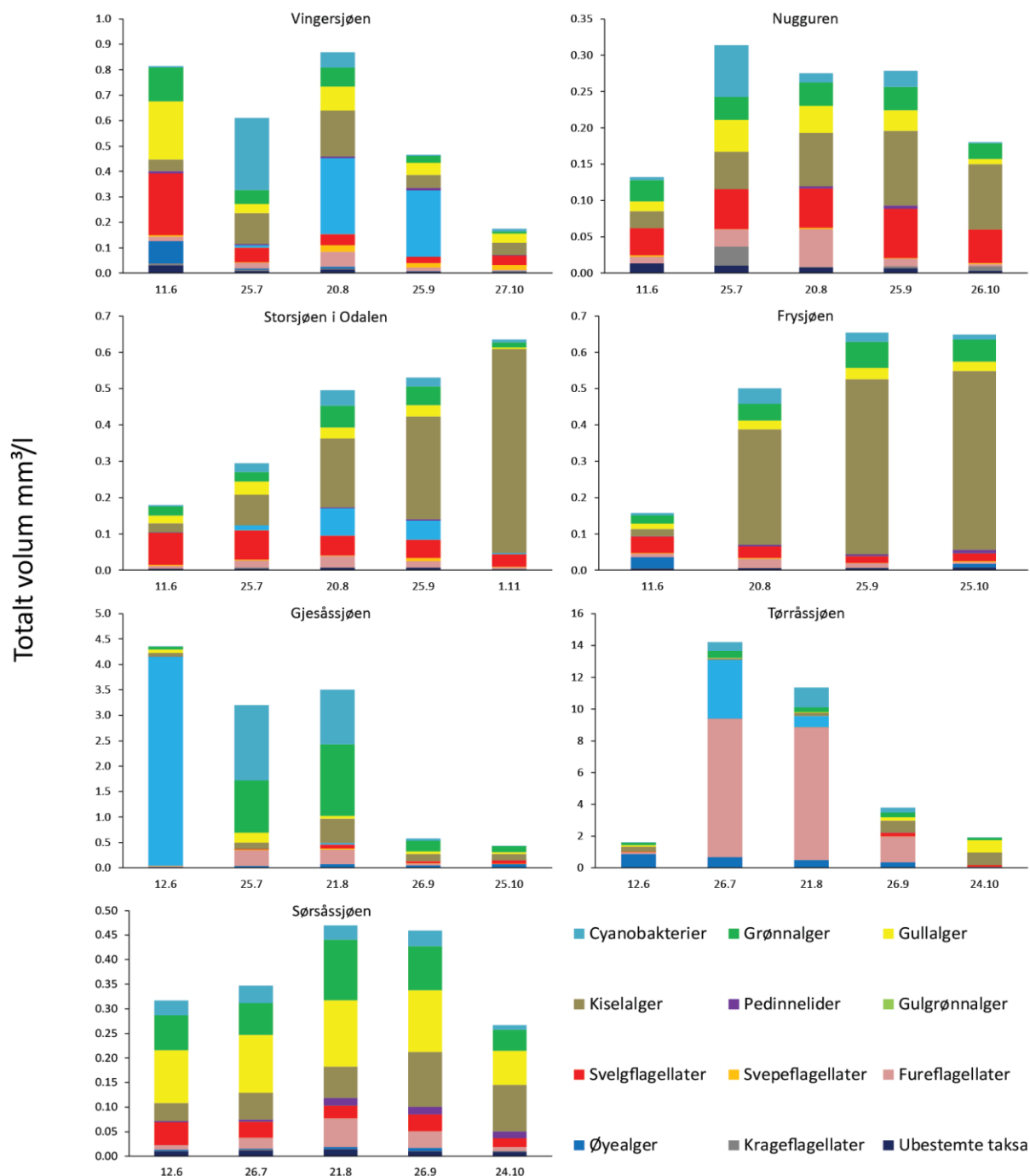
I Gjesåssjøen dominerte nåleflagellaten *Gonyostomum semen* i juni mens cyanobakterier og grønnalger dominerte utover sommeren (**Figur 10**). Gjennomsnittlige verdier for klorofyll a i vekstperioden var 18,02 µg/l, mens gjennomsnittlige verdier for totalt volum var 2,82 mm³/l (**Tabell 7**). Disse verdiene indikerte dårlig tilstand. Indeksen for sammensetningen av planteplanktonet (PTI) var 2,27; dette indikerte også dårlig tilstand. Det ble observert en del cyanobakterier, høyeste totale volum var 1,48 mm³/l, som indikerer moderat tilstand. Basert på planteplanktonet ble Gjesåssjøen klassifisert som dårlig i 2018 med nEQR på 0,29 (**Tabell 8**).

Tørråssjøen

I Tørråssjøen dominerte nåleflagellater og fureflagellater med mindre andeler grønnalger, øyealger og cyanobakterier (**Figur 10**). I den siste prøven var det imidlertid gullalger og kiselalger som dominerte. I juni dominerte øyealger fra slektene *Phacus* og *Trachelomonas*. I juli ble det observert høye konsentrasjoner av nåleflagellaten *Gonyostomum semen* og fureflagellaten *Ceratium hirundinella*. I august var det fremdeles høye konsentrasjoner av *C. hirundinella*, utover høsten avtok det totale volumet av plankton og kiselalger fra slekten *Aulacoseira* samt gullalger fra slekten *Synura* overtok dominansen. Gjennomsnittlige verdier for klorofyll a i vekstperioden var 47,8 µg/l, mens gjennomsnittlige verdier for totalt volum var 6,56 mm³/l (**Tabell 7**). Disse verdiene indikerte svært dårlig tilstand. Indeksen for sammensetningen av planteplanktonet (PTI) var 2,83; dette indikerte dårlig tilstand. Det ble observert en del cyanobakterier, høyeste totale volum var 1,26 mm³/l, som indikerer moderat tilstand. Basert på planteplanktonet ble Tørråssjøen klassifisert som dårlig i 2018 med nEQR på 0,24 (**Tabell 8**).

Sørsåssjøen

I Sørsåssjøen dominerte grønnalger, gullalger og kiselalger med mindre andeler cyanobakterier, svelgflagellater og fureflagellater (**Figur 10**). Grønnalgene var en artsrik gruppe og besto av blant annet *Botryococcus braunii* og arter fra slektene *Chlamydomonas*, *Oocystis* og *Staurodesmus*. De dominerende kiselalgene var arter fra slekten *Aulacoseira* mens gullalgene besto blant annet av arter fra slektene *Dinobryon* og *Mallomonas*. Gjennomsnittlige verdier for klorofyll a i vekstperioden var 3,76 µg/l, mens gjennomsnittlige verdier for totalt volum var 0,37 mm³/l (**Tabell 7**). Disse verdiene indikerte svært god tilstand. Indeksen for sammensetningen av planteplanktonet (PTI) var 2,19; dette indikerte god tilstand. Det ble observert kun lave konsentrasjoner av cyanobakterier, høyeste totale volum var 0,04 mm³/l. Basert på planteplanktonet ble Sørsåssjøen klassifisert som god, på grensen til svært god, i 2018 med nEQR på 0,80 (**Tabell 8**).



Figur 10. Totalt volum og fordeling av planteplankton fra innsjøene i 2018. Merk ulik skala på y-aksene.

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 en 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. 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 36**.

I **Vingersjøen** ble det registrert totalt ti taksa av krepsdyrplankton. Vannloppen *Diaphanosoma brachyurum* og hoppekrepsen *Eudiaptomus gracilis* dominerte prøven, men også Calanoide og Cyclopoide nauplier samt den Cyclopoide hoppekrepsen *Thermocyclops oithonoides* var veldig vanlige. Andre relativt vanlige arter var vannloppene *Daphnia cristata* og *Bosmina longispina*, samt hoppekrepsen *Mesocyclops leuckarti* og Cyclopoide copepoditer. Middellengden av *D. brachyurum* var på 0,83 mm (**Tabell 9**). Sammensetningen av krepsdyrplanktonet tyder på middels næringsrike forhold med et markert til sterkt predasjonspress fra planktonspisende fisk. Så vel forsuringfølsomme som forsuringstolerante arter var tilstede i planktonet, men selv med sterkt predasjonspress fra fisk var andelen Daphnier i prøven relativt høy, noe som kan tyde på god tilstand med hensyn til forsurening.

Krepsdyrplanktonet i **Nugguren** var dominert av nauplier av cyclopoide hoppekreps, og i tillegg til den småvokste cyclopoide hoppekrepsen *Thermocyclops oithonoides* og vannloppen *Bosmina longispina*. I tillegg var vannloppen *Daphnia cristata* og den calanoide hoppekrepsen *Eudiaptomus gracilis* vanlig. Det ble totalt registrert åtte arter. Bestanden av vannlopper bestod av relativt små individer med middellengder på 0,88 og 0,48 for henholdsvis *Daphnia cristata* og *Bosmina longispina* (**Tabell 9**). Sammensetningen av krepsdyrplankton tyder på næringsfattige til middels næringsrike forhold og et sterkt predasjonspress fra planktonspisende fisk. Det var flere forsuringfølsomme enn forsuringstolerante arter tilstede i planktonet, og andelen Daphnier var relativt høy. Dette kan tyde på god til svært god tilstand med hensyn til forsurening.

I **Storsjøen** var krepsdyrplanktonet sterkt dominert av cyclopoide nauplier og copepoditer, samt den cyclopoide hoppekrepsen *Thermocyclops oithonoides*. Den calanoide hoppekrepsen *Eudiaptomus gracilis* og calanoide nauplier var også vanlige. Den vanligste vannloppen var *Limnospira frontosa*, men det ble også registrert fem andre arter av vannlopper (**Tabell 36**). Totalt ble det registrert ni arter av krepsdyrplankton i Storsjøen. Sammensetningen av krepsdyrplankton tyder på middels næringsrike forhold og markert til sterkt predasjonspress fra planktonspisende fisk. Både forsuringfølsomme og forsuringstolerante arter var vanlige, mens andelen Daphnier var forholdsvis lav. Dette kan gi et signal om at Storsjøen kan være påvirket av forsurening, men resultatene må suppleres med flere prøver tatt igjennom vekstsesongen, samt med litorale prøver av krepsdyrplankton, for at en sikker vurdering skal kunne gis (Schartau mfl 2013).

I **Frysjøen** ble det registrert totalt ti arter av krepsdyrplankton. Prøven var dominert av den calanoide hoppekrepsen *Eudiaptomus gracilis* og den cyclopoide hoppekrepsen *Thermocyclops oithonoides*, samt av nauplier av cyclopoide hoppekreps. Vannloppen *Daphnia cristata* var også relativt vanlig.

Middellengdene til *Daphnia cristata* og *Bosmina longispina* var på henholdsvis 1,27 og 0,55 mm (**Tabell 9**). Sammensetningen indikerer næringsfattige forhold og markert til sterkt predasjonspress fra planktonspisende fisk. Andelen forsuringstolerante og forsuringstolerante arter var lik i planktonet, samtidig som andelen Daphnier var relativt høy, noe som kan tyde på god tilstand med hensyn til forsuring.

Gjesåssjøen var dominert av de næringstolerante artene *Daphnia cucullata* og *Thermocyclops oithonoides*. Vannloppen *Diaphanosoma brachyurum* var også vanlig. Totalt ble det registrert ni arter av krepsdyrplankton i prøven. Middellengden til *Daphnia cucullata* var på 0,95 mm (**Tabell 9**). Sammensetningen av krepsdyrplanktonet tyder på næringsrike forhold og markant til sterkt predasjonspress fra planktonspisende fisk. Så vel forsuringstolerante som forsuringstolerante arter var tilstede i planktonet, og selv om andelen av forsuringstolerante arter var lavere enn andelen forsuringstolerante, så var andelen Daphnier relativt høy i planktonet, noe som kan tyde på god tilstand med hensyn til forsuring. Samtlige arter som her er kategorisert som enten forsuringstolerante eller forsuringstolerante blir i tillegg ansett for å være tolerante overfor eutrofi, noe som kan tyde på at det er graden av eutrofi, og ikke forsuring, som kontrollerer sammensetningen til dyreplanktonsamfunnet i innsjøen.

I **Tørråssjøen** ble det totalt registrert sju arter av krepsdyrplankton. Prøven var dominert av den næringstolerante vannloppen *Daphnia cucullata* og hoppekrepsen *Eudiaptomus gracilis*. Nauplier og copepoditer av cyclopoide hoppekreps var også vanlig. I tillegg var vannloppen *Daphnia cristata* og hoppekrepsene *Thermocyclops oithonoides* og *Mesocyclop leuckarti* relativt vanlige. Middellengden til *D. cucullata* og *D. cristata* var på henholdsvis 0,94 og 0,87 mm (**Tabell 9**). Sammensetningen til krepsdyrplanktonet tyder på næringsrike forhold og sterkt til meget sterkt predasjonspress fra planktonspisende fisk. Tørråssjøen er moderat kalkrik, og sammensetningen til dyreplanktonsamfunnet ble derfor ikke vurdert med hensyn til forsuring.

Krepsdyrplanktonet i **Søråssjøen** var sterkt dominert av hoppekrepsen *Eudiaptomus gracilis*. Hoppekrepsen *Cyclops scutifer* og vannloppen *Daphnia cristata* var også vanlige. Det ble totalt registrert ni arter av krepsdyrplankton i prøven. Middellengdene for vannloppene *D. cristata* og *B. longispina* var på henholdsvis 1,10 og 0,53 (**Tabell 9**). Sammensetningen til krepsdyrplanktonet tyder på næringsfattige forhold og et sterkt predasjonspress fra planktonspisende fisk, samt god til svært god tilstand med hensyn til forsuring.

Tabell 9. Middellengde av voksne hunner av dominerende vannlopper i prøver fra august 2018. Antall målte individer i parentes.

	Vinger- sjøen	Nugguren	Storsjøen	Frysjøen	Gjesås- sjøen	Tørrås- sjøen	Sørås- sjøen
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	0,83 (20)						
<i>Limnospira frontosa</i>			1,29 (16)	1,49 (10)	1,33 (10)		
<i>Daphnia cristata</i>		0,88 (11)		1,27 (10)		0,87 (10)	1,10 (10)
<i>Daphnia cucullata</i>					0,95 (10)	0,94 (10)	
<i>Bosmina longispina</i>		0,48 (20)		0,55 (10)			0,53 (10)

3.2 Elver og bekker

3.2.1 Fysisk-kjemiske forhold – inndeling i vanntyper

Alle vannforekomster skal ha blitt tildelt en elvetype i Vann-nett basert på klimaregion og representative middelverdier for et helt år for de vannkjemiske parameterne kalsium, alkalitet, humus og total organisk karbon (TOC). Hvis det viser seg at vanntypen angitt i Vann-nett er basert på et for tynt datagrunnlag, eller at vanntypen ikke stemmer overens med overvåkingsdata, skal man benytte egne måledata dersom de representerer månedlige prøver gjennom hele året (Veilederen 02:2018). En enkelt vannprøve fra hver lokalitet (som her) bør derfor ikke betraktes som representativ for vannkjemien i vannforekomsten og skal derfor ikke legges for stor vekt på. I de tilfeller hvor vanntypen i Vann-nett har blitt estimert utfra vannkjemien i nærliggende vannforekomster, så har vi allikevel valgt å la enkeltmålinger av parameterne kalsium og TOC fra undersøkelsen være ledende ved typifiseringen av vannforekomsten.

Konsentrasjonen av kalsium varierte fra 1,42 mg/l i Juråa i Nord-Odal kommune til 13,10 mg/l i Oppstadåa bekkefelt i Sør-Odal kommune (**Tabell 10**). Fem av de totalt 16 stasjonene som ble undersøkt i 2018 hadde kalsiumkonsentrasjoner lavere enn 4,0 mg/l og vil ut fra denne undersøkelsen kunne betegnes som kalkfattige, mens ti stasjoner hadde kalsiumkonsentrasjoner på mellom 4,0-20,0 mg/l og vil derfor kunne betegnes som moderat kalkrike.

Tabell 10. Konsentrasjoner av kalsium og total organisk karbon (TOC) i de undersøkte elfeforekomstene i september 2018. Typebeskrivelser er gitt i henhold til Veileder 2:2018.

Kode	Navn	Kalsium		Typebeskrivelse
		(mg/l)	TOC (mg/l)	
OP1	Oppstadåa bekkefelt 1	4,56	10,4	Moderat kalkrik, humøs i lavland
OP2	Oppstadåa bekkefelt 2	13,10	6,8	Moderat kalkrik, humøs i lavland
MØR	Mørkåa nedre del	5,18	8,9	Moderat kalkrik, humøs i lavland
TRA	Trautåa nedre del	2,80	10,2	Kalkfattig, humøs i lavland
JUR1	Juråa øvre del st.1	1,42	11,7	Kalkfattig, humøs i skog
JUR2*	Juråa øvre del st.2	1,42	12,0	Kalkfattig, humøs i skog
FLI	Flisa nedre del	2,95	13,9	Kalkfattig, humøs i lavland
ULV	Ulvåa	3,76	25,2	Kalkfattig, svært humøs i skog
SHA	Søndre Hasla	7,01	7,7	Moderat kalkrik, humøs i lavland
NHA	Hasla ved Knatterud	5,91	8,1	Moderat kalkrik, humøs i lavland
HAN	Hasla nedre del	7,68	6,4	Moderat kalkrik, humøs i lavland
SKY	Skyåa	4,24	11,1	Moderat kalkrik, humøs i lavland
HAM	Hasla midtre del	4,16	9,3	Moderat kalkrik, humøs i lavland
HAT	Tilløpsvassdrag Søndre Hasla	5,24	8,1	Moderat kalkrik, humøs i lavland
VES	Veståa/Auståa	2,07	18,5	Kalkfattig, svært humøs i lavland
TUN	Tunna nedre	10,20	3,7	Moderat kalkrik, klar i skog

* Kalsium og total organisk karbon er her beregnet som middelverdi av to målinger utført i september og oktober 2018.

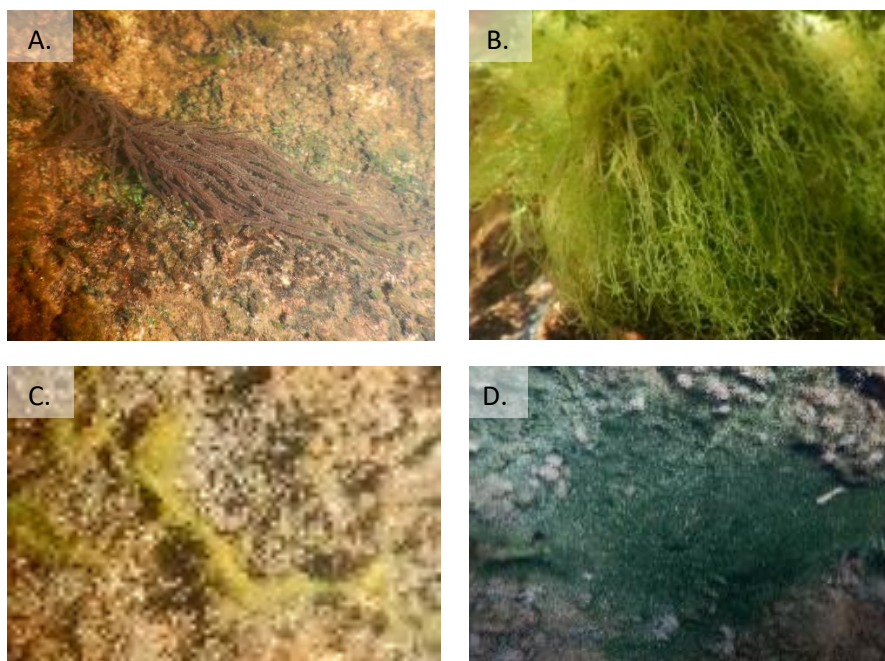
Konsentrasjonene av total organisk karbon (TOC) varierte fra 3,7 mg/l i Tunna nedre del i Tynset kommune til 25,2 mg/l i Ulvåa i Elverum kommune (**Tabell 10**). To av stasjonene hadde TOC-verdier høyere enn 15 mg/l. Det er per i dag ikke definert noen egne vanntyper for slike polyhumøse

vannforekomster, og det finnes ikke referanseverdi og klassegrenser for disse. Vi har derfor benyttet vanntypen humøs for disse to stasjonene. Tretten stasjoner hadde verdier på mellom 5-15 mg/l og kan utfra denne undersøkelsen typifiseres som humøse. Prøven fra stasjonen på Tunna nedre del hadde et TOC-innhold på 3,7 mg/l og kan typifiseres som en klar elv.

3.2.2 Begroing

Biologisk mangfold

Det ble registrert fra 7 til 28 ulike taksa av alger (kiselalger unntatt) på de 14 undersøkte lokalitetene i Hedmark 2018. Artsrikdommen var generelt høyest innen gruppene grønnalger og cyanobakterier (se Vedlegg **Tabell 29 - Tabell 35** for fullstendig artsliste). Nedenfor vises et utvalg bilder av taksa som ble registrert på de undersøkte lokalitetene i Hedmark i 2018 (**Figur 11**). I **Figur 11 A** og **B** vises to arter innen rødalgeslekten *Batrachospermum*, som har svært ulike pH-preferanser. Mens *Batrachospermum gelatinosum* har sitt optimum i nøytrale til lett basiske vann trives *Batrachospermum turfosum* best i sure vassdrag. I **Figur 11 C** og **D** illustreres derimot ulike preferanser av næringsalter. Grønnalgene *Zygnema* b og *Mougotia* e trives i næringsfattige vassdrag, mens cyanobakteriene *Phormidium inundatum* og *Oscillatoria limosa* foretrekker næringsrike elver.

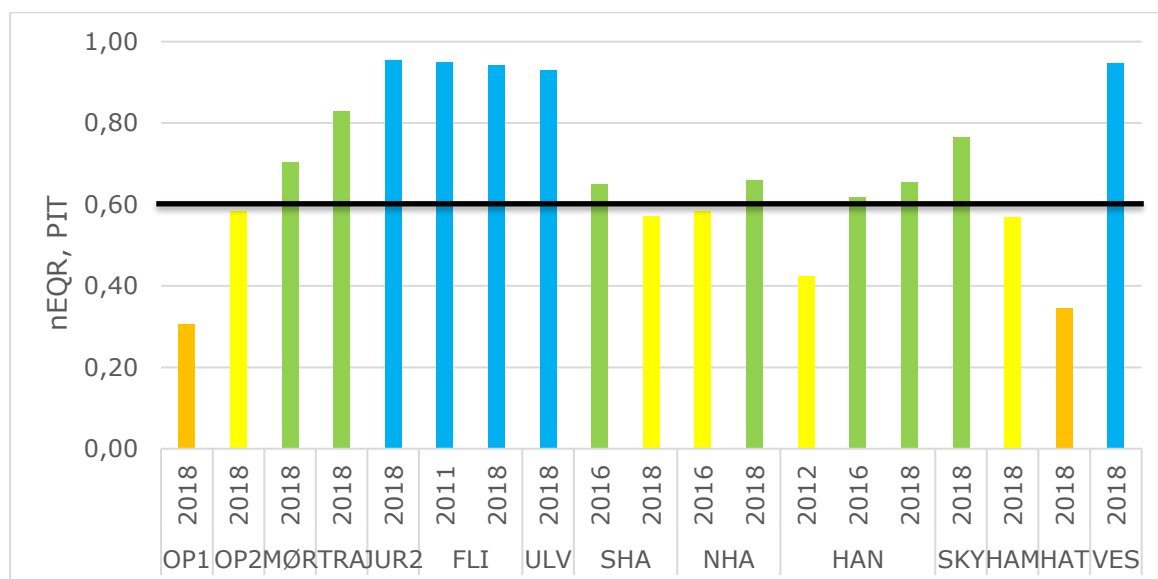


Figur 11. A. Rødalgen *Batrachospermum gelatinosum* fra stasjonen i Hasla ved Knatterud, B. Rødalgen *Batrachospermum turfosum* fra stasjonen i Veståa, C. Trådformede grønnalger som *Zygnema* b og *Mougotia* e fra stasjonen i Flisa nedre del, D. Cyanobakteriene *Phormidium inundatum*, *Phormidium autumnale* og/eller *Oscillatoria limosa* fra stasjonen i Oppstadåa bekkefelt 2 (Foto: M. R. Kile, NIVA).

Økologisk tilstand med hensyn til eutrofiering

På de 14 lokalitetene i Hedmark varierte økologisk tilstand for 2018 fra svært god til dårlig, basert på eutrofieringsindeksen PIT (**Figur 12**). Fem lokaliteter ble klassifisert til svært god tilstand og fire til god økologisk tilstand, og oppnådde dermed miljømålet gitt i vannforskriften. De resterende lokalitetene havnet under miljømålet: Tre lokaliteter ble klassifisert til moderat og to til dårlig økologisk tilstand. Tidligere undersøkelser ga i stor grad lignende resultater som for 2018. For stasjonene i Hasla ved Knatterud og Hasla nedre del er tilstanden forbedret fra moderat til god, mens

stasjonen i Søndre Hasla er forverret fra god til moderat tilstand. Stasjonen i Flisa nedre del, som ble undersøkt i 2011, var i svært god tilstand begge år.

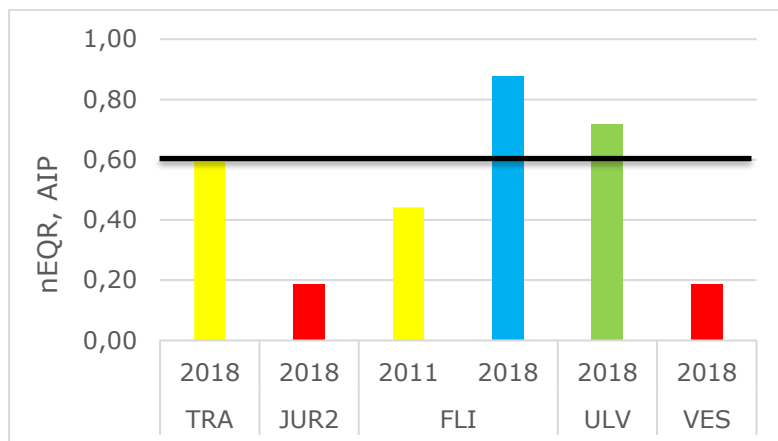


Figur 12. Normalisert EQR for eutrofieringsindeksen PIT (Periphyton Index of Trophic status) beregnet for 14 lokaliteter i Hedmark. Dataene er fra 2011, 2012, 2016 og 2018. Verdiene angir økologisk tilstand i henhold til vannforskriften. Blå = svært god, grønn = god, gul = moderat og oransje = dårlig tilstand. Den svarte horisontale linjen markerer grensen mellom god og moderat tilstand. For fullt stasjonsnavn **Tabell 10**.

Det ble registrert mikroskopiske forekomster av bakterien *Sphaerotilus natans* (se Vedlegg **Tabell 29 - Tabell 35**) på fire av de undersøkte stasjonene. Dette indikerer at stasjonene ved Oppstadåa bekkefelt 1, Mørkåa nedre del, Søndre Hasla og Skyåa er påvirket av organisk materiale, for eksempel fra spredt avløp eller utette gjødselkjellere.

Økologisk tilstand med hensyn til forsurening

Kun fem av de undersøkte lokalitetene er tilstandsklassifisert med hensyn til forsurening, siden de resterende lokalitetene er i moderat kalkrike vannforekomster og dermed ikke regnes for å være forsuringfølsomme. To lokaliteter oppnådde miljømålet gitt i vannforskriften, mens én ble klassifisert til moderat og to til svært dårlig økologisk tilstand i 2018 (**Figur 13**). Bare stasjonen i Flisa nedre del har blitt undersøkt tidligere. Nevnte lokalitet har endret tilstandsklasse fra moderat i 2011 til svært god i 2018.



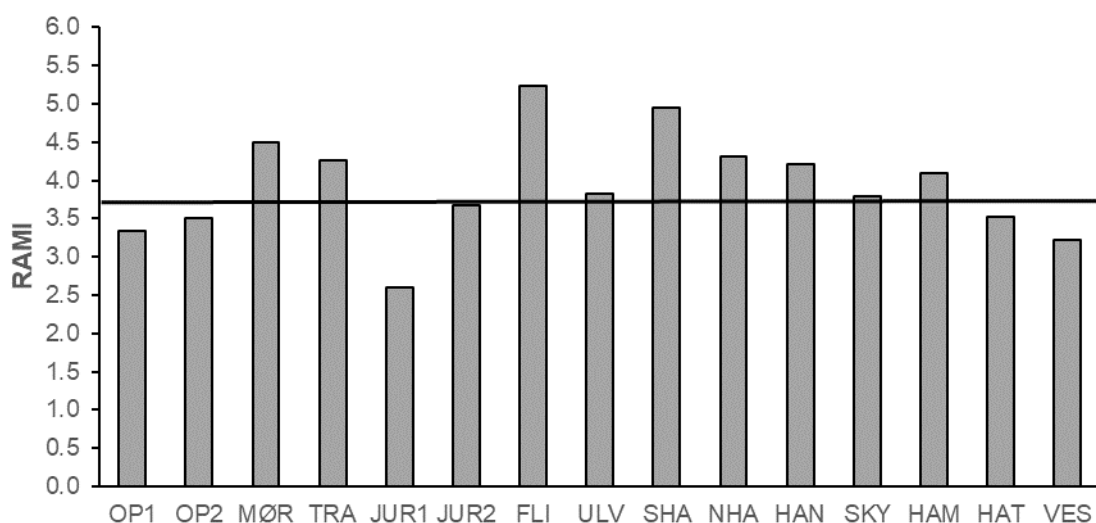
Figur 13. Normalisert EQR for forsuringsindeksen AIP (Acidification Index for Periphyton) beregnet for 5 lokaliteter i Hedmark. Dataene er fra 2011 og 2018. Verdiene angir økologisk tilstand i henhold til vannforskriften. Blå = svært god, grønn = god, gul = moderat og rød = svært dårlig tilstand. Den svarte horisontale linjen markerer grensen mellom god og moderat tilstand.

3.2.3 Bunndyr

Primærdata med fullstendig artsliste er gitt i Vedlegg, **Tabell 38**.

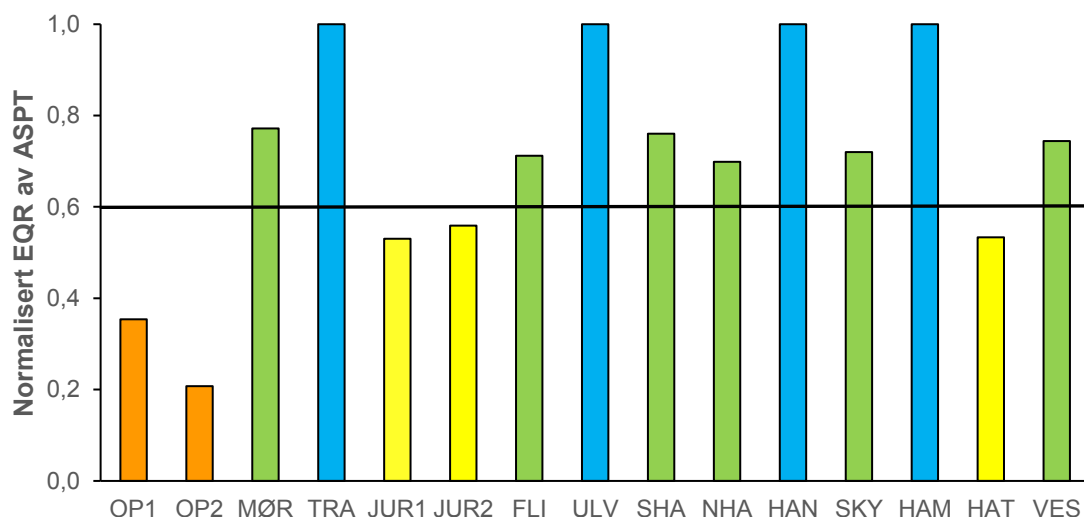
I denne undersøkelsen skulle det blant annet gjøres en vurdering av effekten av forsurening på de forsuringfølsomme stasjonene (kalkfattige og svært kalkfattige) ved bruk av RAMI indeksen. Av Error! Reference source not found. fremgår det at bare seks av de 15 stasjonene er forsuringfølsomme (Ca-konsentrasjon < 4 mg/l). RAMI-indeksen er ikke egnet for å skille mellom forsuring og naturlig surhet, for eksempel forårsaket av humussyrer. I henhold til klassifiseringsveilederen bør forsuringindeksene derfor ikke brukes i tilstandsvurdering av humøse vannforekomster. Alle de forsuringfølsomme stasjonene er enten humøse (4 stasjoner, TOC-konsentrasjon > 5 mg/l) eller svært humøse (2 stasjoner, TOC-konsentrasjon > 15 mg/l). Vi har derfor ikke brukt de utregnede verdiene for RAMI i klassifiseringen av økologisk tilstand. På stasjonene i Oppstadåa bekkefelt 1 og Juråa 2, og til dels også Hasla midtre del er det få individer fra indikatortaksa i prøvene, og indeksene for disse stasjoner er derfor beheftet med stor usikkerhet.

Seks av de 15 stasjonene viser moderat lave eller lave verdier for RAMI (**Figur 14**). Tre av disse stasjonene er moderat kalkrike og regnes derfor ikke for å være forsuringfølsomme. De tre siste er forsuringfølsomme (JUR1, JUR2 og VES), og de lave indeksverdiene kan indikere at disse tre stasjonene er påvirket av forsurening. Det er dog viktig å være klar over at dette resultatet er beheftet med usikkerhet ettersom vannforekomstene er humøse.



Figur 14. Vurdering av bunndyrsamfunnet med hensyn til forsurening (RAMI indeksen) på utvalgte vassdragsavsnitt i de 15 elvene/bekkene. For fullt stasjonsnavn, se **Tabell 10**. Indeks-verdiene er vist i figuren. Den horisontale linjen markerer grensen mellom god og moderat tilstand for elvetyper kalkfattig, klar. Ingen av stasjonene tilfredsstiller kravene til bruk av RAMI med hensyn til tilstandsklassifisering da de er humøse eller moderat kalkrike.

Med hensyn til organisk belastning/eutrofi fikk fire stasjoner, Trautåa nedre del, Ulvåa, Hasla nedre del og Hasla midtre del svært god økologisk tilstand (**Figur 15, Tabell 11**). Seks stasjoner, Mørkåa nedre del, Flisa nedre del, Søndre Hasla, Hasla ved Knatterud, Skyåa og Veståa, oppnådde god økologisk tilstand. Stasjonene Juråa 1 og 2 og Tilløpsvassdrag Søndre Hasla fikk moderat tilstand mens stasjonene Oppstadåa bekkefelt 1 og 2 fikk dårlig tilstand.

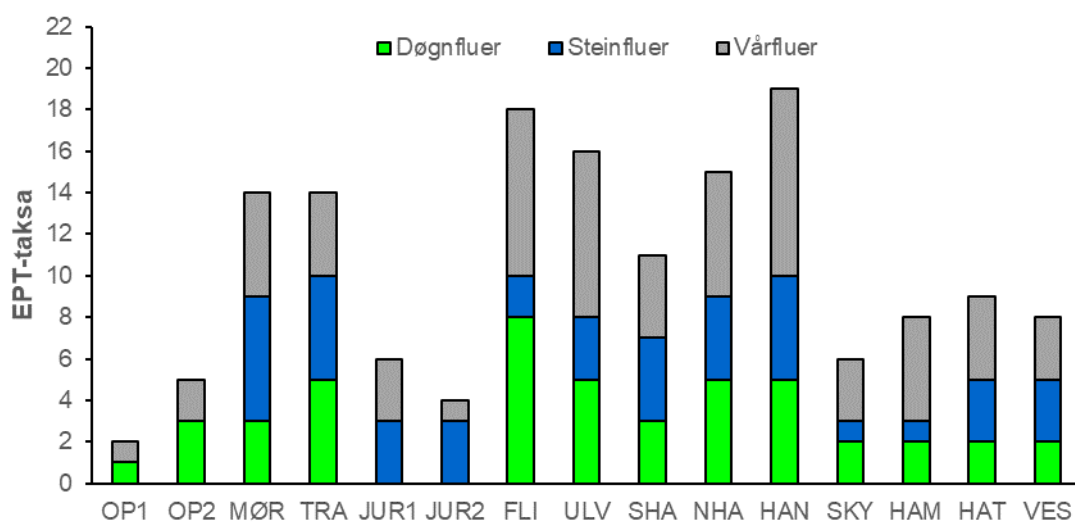


Figur 15. Vurdering av bunndyrsamfunnet med hensyn til organisk belastning (ASPT). Økologisk tilstand (normalisert EQR av ASPT) på utvalgte vassdragsavsnitt i de 15 elvene/bekkene. For fullt stasjonsnavn, **Tabell 10**. Den horisontale linjen markerer grensen mellom god og moderat tilstand.

Antall EPT-taksa varierte fra 2 til 19 (**Figur 16**). Av de undersøkte stasjonene hadde Hasla nedre del og Flisa nedre del høyest antall (henholdsvis 19 og 18) men også Ulvåa og Hasla ved Knatterud hadde

relativt høye verdier (henholdsvis 16 og 15). Færrest EPT-taksa ble funnet i stasjonene ved Oppstadåa bekkefelt 1 og Juråa 2 (henholdsvis 2 og 4), men også Oppestadåa bekkefelt 2, Juråa 1 og Skyåa hadde få EPT-taksa (henholdsvis 5, 6 og 6). Det ble ikke påvist noen rødliste- eller fremmede arter på elvestasjonene.

I forbindelse med de to stasjonene (JUR1 og JUR2) i Juråa var det også ønskelig at vi vurderte mulige effekter av utslipp fra et vannverk i Botner i en sidebekk (Skirsbekken). JUR1 og JUR2 var plassert henholdsvis oppstrøms og nedstrøms Skirsbekkens samløp med Juråa. Vannverket bruker aluminium som fellingskjemikalie og vannet slippes ut i Skirsbekken etter felling. Spørsmålet som skulle besvares var om utslippsvannet fra vannverket påvirket dyrelivet nedstrøms samløp av Skirsbekken med Juråa. Med henholdsvis 305 (JUR1) og 15 (JUR2) individer innen indikatortaksa var det markant forskjell på antall dyr i prøvene fra de to stasjonene. Både JUR1 og JUR2 viste lave verdier for RAMI og ASPT. Det lave antallet dyr for JUR2 medfører at ASPT og RAMI for denne stasjonen skal tolkes med stor forsiktighet. På JUR2 var det kun et forsuringfølsomt indikatortaksa (steinflue *Isoperla grammatica*) som ble funnet, og da med kun ett individ. Bunndyr driver kontinuerlig med strømmen fra ovenforliggende, upåvirkede områder. I kombinasjon med lave forekomster er det knyttet stor usikkerhet til slike enkeltobservasjoner. Forskjellen i antall individer innen indikatortaksa mellom de to stasjonene skyldes hovedsakelig nedgang i antall forsuringstolerante stein- og vårfluer (*Taeniopteryx nebulosa*, *Nemoura avicularis*, *Leuctra hippopus*, *Oxyethira* sp., *Polycentropus flavomaculatus*, Limnephilidae) på JUR2 i forhold til JUR1.



Figur 16. Antall EPT-taksa på elve- og bekkestasjonene i 2018 fordelt på de tre bunndyrgruppene.

Tabell 11. Vurdering av økologisk tilstand for organisk belastning/eutrofiering basert på ASPT-indeksen for elver i Hedmark på grunnlag av bunnfaunaundersøkelser høsten 2018. Tilstanden til JUR1, JUR2 og VES vises i parentes da det er noe usikkerhet koblet til ASPT-indeksen på disse stasjonene ettersom de kan være påvirket av forsurening.

Stasjon	Prøvedato	ASPT	EQR av ASPT	nEQR av ASPT	Tilstand bunndyr
OP1*	03.10.2018	5,00	0,725	0,35	Dårlig
OP2	03.10.2018	4,44	0,644	0,21	Dårlig
MØR	03.10.2018	6,71	0,973	0,77	God
TRA	03.10.2018	7,00	1,014	1,00	Svært god
JUR1	03.10.2018	5,71	0,828	0,53	(Moderat)
JUR2	03.10.2018	5,83	0,845	0,56	(Moderat)
FLI	05.10.2018	6,47	0,937	0,71	God
ULV	04.10.2018	7,13	1,034	1,00	Svært god
SHA	05.10.2018	6,67	0,966	0,76	God
NHA	05.10.2018	6,41	0,929	0,70	God
HAN	05.10.2018	7,13	1,033	1,00	Svært god
SKY	05.10.2018	6,50	0,942	0,72	God
HAM	04.10.2018	7,22	1,047	1,00	Svært god
HAT	04.10.2018	5,73	0,830	0,53	Moderat
VES	05.10.2018	6,60	0,957	0,74	(God)

*Stasjonen var ikke egnet for bunndyrundersøkelser

Tabell 12. Sammensetningen av bunndyrsamfunnene på stasjonene JUR1 og JUR2 i 2018. Antall indikatortaksa, EPT taksa, totalt antall individer, antall individer indikatortaksa, ASPT og RAMI er også angitt i tabellen. For taksa som inngår i RAMI-indeksen er RAMI-score for forsuringssensitivitet oppgitt.

	JUR1	JUR2	RAMI-score
Oligochaeta	10	3	
Acari	15		
<i>Isoperla grammatica</i>		1	8
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>	5	2	2,67
<i>Nemoura avicularis</i>	10		3
<i>Leuctra hippopus</i>	100	8	2
<i>Oxyethira</i> sp.	20		3,33
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	150	4	2
Limnephilidae	20		2
Tipulidae		3	
Chironomidae	500	250	
Antall indikatortaksa	6	4	
EPT taksa	6	4	
Totalt antall individer	830	271	
Antall individer indikatortaksa	305	15	
ASPT	5,71	5,83	
RAMI	2,60	3,67	

3.2.4 El-fiskeundersøkelser

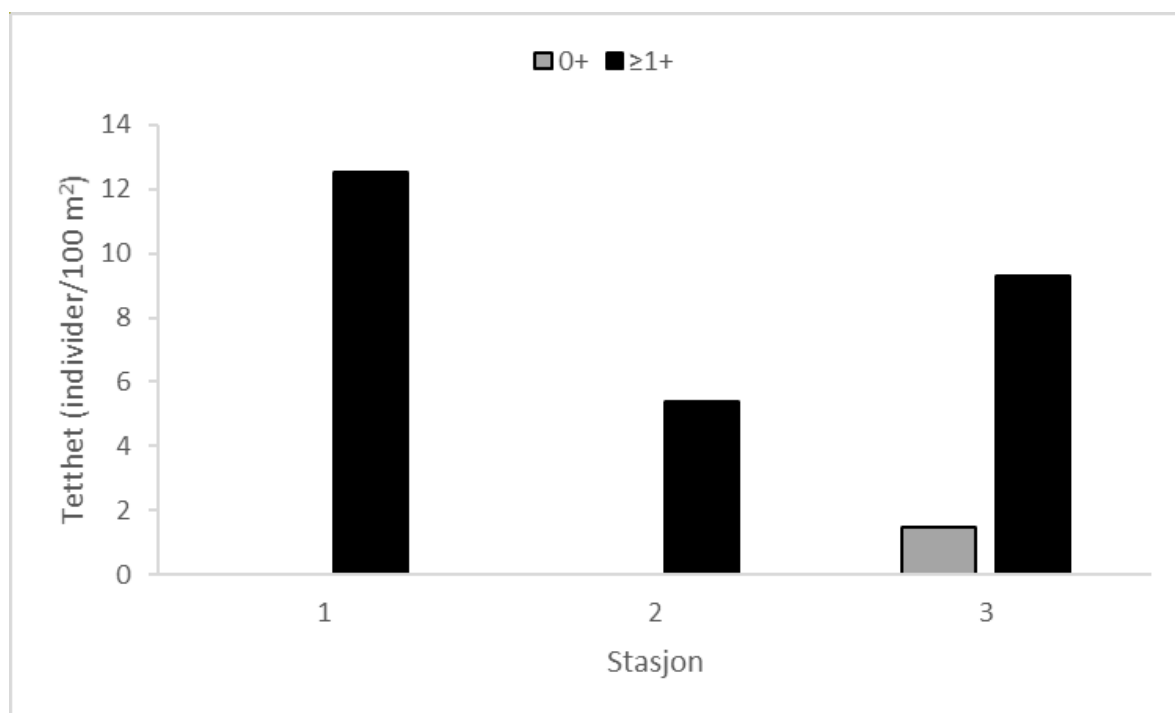
I Kverninga var den gjennomsnittlige tettheten av ørret 9,6 individer/100 m². Tettheten av 0+ og ≥1+ var henholdsvis 0,5 og 9,1 individer/100 m². 0+ ble bare fanget ved stasjon 3 og tettheten av ≥1+ var betraktelig lavere ved stasjon 2 enn ved de to andre stasjonene (**Figur 17**). Den ene ørretungelen (0+) som ble fanget var 35 mm, mens de eldre ørretungene (≥1+) varierte i lengde mellom 70 og 160 mm. Det ble ikke fanget noen andre fiskearter i bekken. Klassifisering basert på indeksen for laksefisk i små elver og bekker i lavlandet i klassifiseringsveilederen tilsier «dårlig» tilstand i Kverninga, men det var noe variasjon mellom stasjonene (**Tabell 13**). Veilederen sier at enkelte påvirkningsfaktorer (som for eksempel tilstedeværelse av svartelistede arter eller utsetting av fisk) kan føre til nedklassifisering av tilstanden, men det er ingen kjente faktorer som tilsier at tilstanden skal nedklassifiseres i Kverninga.

I Tunna var den gjennomsnittlige tettheten av ørret 0,8 individer/100 m². Det ble bare fanget ≥1+ og det ble ikke fanget ørret ved stasjon 3 (**Figur 18**). De to eldre ørretungene (≥1+) som ble fanget var henholdsvis 96 og 177 mm. Steinsmett ble fanget ved alle stasjonene og ørekyt ble fanget ved stasjon 2. Tettheten av ørret tilsier «moderat» til «dårlig» tilstand i Tunna (**Tabell 13**), basert på indeksen for laksefisk i små elver og bekker i lavlandet. I henhold til veilederen skal tilstanden nedklassifiseres en klasse hvis det ikke finnes både 0+ og ≥1+ i et vassdrag, og årsaken til dette er mennekselig påvirkning. Siden 0+ mangler i Tunna bør nedklassifisering vurderes, men det er vanskelig å vurdere om mangelen er forårsaket av mennekselig påvirkning. En helhetsvurdering tilsier at den økologiske tilstanden i Tunna skal klassifiseres som «dårlig».

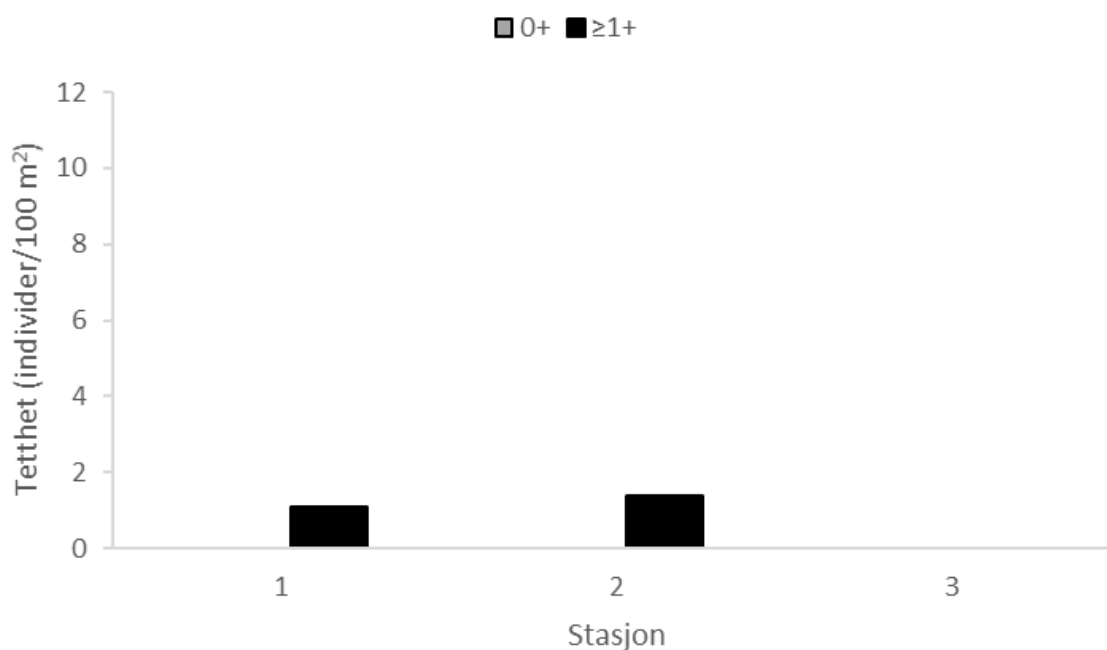
Tabell 13. Estimerte tetthet av ørret og klassifisering av økologisk tilstand i Kverninga og Tunna. Tabellen gir en oversikt over tetthetsdata fra vassdragene og nødvendig informasjon for å kunne klassifisere økologisk tilstand basert på indeksen for laksefisk i små elver og bekker i lavlandet. Stasjonene er nummerert fra øverst til nederst i vassdraget. For 'Allopatrisk' indikerer 'Ja' at det ikke ble funnet andre fiskearter ved stasjonen. 'Obs. tetthet' indikerer observert tetthet. 'Est. tetthet' indikerer estimert tetthet. For tetthetstallene indikerer 'N' antall individer pr. 100 m², korrigert for tørrfall og avrundet til nærmeste hele tall. 'k.i.' indikerer konfidensintervallet for de estimerte tetthetene. Habitatklassifiseringen går fra 1-3, der 1 er «lite egnet», 2 er «egnet» og 3 er «velegnet». Tilstandsklassifiseringen går fra «Svært god» til «Svært dårlig». For 'Fangst pr. fiskeomgang' indikerer '-' at alle tre omgangene ikke ble gjennomført. For 'Est. tetthet' indikerer '-' at dataene var uegnede for å estimere tetthet eller konfidensintervall. For 'Ledningsevne' indikerer '-' at ledningsevnen i Tunna ikke ble målt.

Vassdrag	Stasjon	Alders-klasse	Fangst pr. fiskeomgang	Ana-drom	Allo-patrisk	Obs. tetthet (N)	Est. tetthet (N ± k.i.)	Habitat-klasse	Lednings-evne (µS/cm)	Tilstands-klassifisering
Kverninga	1	Alle	8/-/-	Nei	Ja	8	13 (±2)	1	13	Dårlig
		0+	0/-/-			0	-			
	2	Alle	4/2/0	Nei	Ja	5	5 (±0)	1	13	Svært dårlig
		0+	0/0/0			0	-			
	3	Alle	9/2/-	Nei	Ja	11	11 (±1)	1	13	Dårlig
		0+	0/2/-			2	-			
Tunna	1	Alle	1/0/0	Nei	Nei	1	1 (±0)	2	-	Moderat
		0+	0/0/0			0	-			
	2	Alle	1/0/0	Nei	Nei	1	1 (±0)	2	-	Moderat
		0+	0/0/0			0	-			
	3	Alle	0/0/0	Nei	Ja	0	-	1	-	Svært dårlig*
		0+	0/0/0			0	-			

* Denne lokaliteten er angitt som allopatrisk, da det bare ble funnet steinsmett her. Dette følger praksis fra overvåkingsprogrammet for referanseelver (Bækkelie mfl. 2018, Myrvold og Bækkelie Und. utarb.) på tross av at indeksen er basert på laksefisk. Dersom lokaliteten hadde blitt klassifisert som sympatrisk, så hadde klassifiseringen blitt den samme.



Figur 17. Tetthet av ørret (0+ og ≥1+) på stasjonene i Kverninga, basert på el-fiskeundersøkelser i 2018.



Figur 18. Tetthet av ørret (0+ og ≥1+) på stasjonene i Tunna, basert på el-fiskeundersøkelser i 2018.

3.2.5 Metaller

I Tunna nedre som har flere nedlagte gruver i nedbørfeltet, ble det tatt en vannprøve for bestemmelse av metaller. De målte konsentrasjonene av metaller som finnes på vannforskriftens liste over prioriterte stoffer (bly, kadmium og nikkel) og vannregionspesifikke stoffer (arsen, kobber, krom og sink) lå i klasse I og II, som er innenfor kravene til god kjemisk og økologisk tilstand (**Tabell 14**). En enkeltprøve gir imidlertid ikke tilstrekkelig informasjon til å bestemme tilstandsklasse fordi konsentrasjoner i en elv kan variere betydelig. Hvis vi sammenligner resultatene med de fra NIVAs undersøkelse i 2011 så kan vi se at tilstanden er uforandret for samtlige stoffer med unntak for bly som har gått ned en klasse fra I til II.

Tabell 14. Konsentrasjoner av metaller i vannprøve fra Tunna nedre henholdsvis fra 2011 og 2018. Blå og grønn farge indikerer henholdsvis klasse I og II ifølge vannforskriften. Konsentrasjonene for 2011 er middelerverdier fra to målinger utført 1/9 og 27/10, mens konsentrasjonene fra 2018 er fra kun en måling utført den 22/8. Vi gjør dere oppmerksom på at klassifiseringen for Kadmium fra 2011 har blitt nedjustert en klasse fra klasse I til II i henhold til den nye veilederen (Veileder 2:2018)

Tunna nedre	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)
2011	0,080	0,015	145	0,0060	1,130	0,40	8,30	1,90	0,87
2018	0,071	0,028	124	0,0045	1,390	0,28	4,47	1,93	0,72

4 Diskusjon

4.1 Innsjøer

4.1.1 Samlet vurdering for innsjøer i 2018.

Graden av eutrofiering (overgjødning) er vurdert for alle innsjøene. I tillegg er eventuelle effekter av forurening vurdert for de kalkfattige innsjøene.

I de fleste innsjøer anses fosfor å være begrensende næringsstoff for algevekst og blir derfor brukt som støtteparameter i samlet tilstandsvurdering. Nitrogen kan brukes som støtteparameter i eutrofe innsjøer (i innsjøer med forhøyet verdi for fosfor) dersom forholdet tot-N/tot-P (N/P-forholdet) er mindre enn 20 samtidig som konsentrasjonen av nitrat + ammonium er mindre enn 10 µg N/l, og N-begrensning derfor kan anses for være sannsynlig i hele eller deler av vekstsesongen (Schindler mfl. 2016).

I denne undersøkelsen så har vi ikke målt konsentrasjonen av nitrat eller ammonium og har derfor kun benyttet N/P-forholdet for å vurdere om innsjøen kan ha vært fosfor eller nitrogen begrenset. Vingersjøen, Storsjøen, Gjesåssjøen og Tørråssjøen hadde alle et midlere N/P-forhold lavere enn 20 (Figur 8). Vi kan derfor anta at algeveksten her kan ha vært nitrogen-begrenset i hele eller deler av vekstsesongen. I denne undersøkelsen er det kun Gjesåssjøen og Tørråssjøen som bør vurderes som eutrofe innsjøer. Ifølge veilederen (Veilederen 02:2018) skal fysisk-kjemiske kvalitetselementer kun vurderes hvis de gir et signal om at tilstanden i vannforekomsten er dårligere enn god, samtidig som de biologiske kvalitetselementene viser svært god eller god tilstand. Vi har derfor valgt å basere samlet vurdering på det biologiske kvalitetselementet planteplankton i tilfellet med Gjesåssjøen og Tørråssjøen, og tar m.a.o. ikke til følge at de sannsynligvis er nitrogen begrensede. Samme kriterium ligger til grunn når vi har valgt å basere samlet vurdering for Vingersjøen og Frysjøen på det biologiske kvalitetselementet planteplankton, samt når vi bruker de fysisk-kjemiske kvalitetselementene fosfor og siktedyp i samlet vurdering av Nugguren, Storsjøen og Sørsåssjøen.

Tabell 15. Samlet vurdering av økologisk tilstand for sju innsjøer i Hedmark i 2018. nEQR verdier er gitt. Fargene viser tilstandsklasser. * viser til de fysisk-kjemiske kvalitetselement som er tatt med i samlet vurdering i tillegg til det biologiske kvalitetselementet planteplankton.

	Planteplankton	Tot-P	Tot-N	Siktedyp	pH	Samlet
Vingersjøen	0,58	0,43	0,98	0,35	1,00*	0,58
Nugguren	0,92	0,66*	0,93	0,91*	0,96*	0,78
Storsjøen	0,85	0,81	0,99	0,63*	0,98*	0,72
Frysjøen	0,74	0,85	1,00	0,74	0,98*	0,74
Gjesåssjøen	0,29	0,31	0,84	0,19	1,00*	0,29
Tørråssjøen	0,24	0,15	0,67	0,16	1,00	0,24
Sørsåssjøen	0,80	0,60*	0,88	0,42*	0,99*	0,51

Tilstandsklasser

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

I totalvurderingen av økologisk tilstand får Nugguren, Storsjøen og Frysjøen god tilstand. Disse innsjøene oppnår dermed miljømålet i vannforskriften med god margin. Vingersjøen og Sørsåssjøen får moderat tilstand, mens Gjesåssjøen og Tørråssjøen blir vurdert til dårlig økologisk tilstand i 2018.

Lave algemengder og en artssammensetning som er karakteristisk for relativt næringsfattige innsjøer skulle tilsi svært god tilstand for både Nugguren og Storsjøen. I samlet vurdering skal det imidlertid tas hensyn til støtteparameter i tilfelle de biologiske kvalitetselementene vurderes til svært god eller god tilstand samtidig som de fysisk-kjemiske kvalitetselementene viser til en dårligere tilstand. I Storsjøen gir nEQR for siktedyp en indikasjon om at tilstanden bør vurderes som dårligere enn det de biologiske kvalitetselementene skulle tilsi, og samlet tilstand har derfor blitt nedgradert fra svært god til god tilstand.

I Nugguren var nEQR for fosfor vurdert til god tilstand, og samlet tilstand ble derfor nedgradert fra svært god til god. Frysjøen ble vurdert til å ha god økologisk tilstand basert på det biologiske kvalitetselementet planteplankton. Sørsåssjøen ligger på grensen mellom god og svært god tilstand vurdert på det biologiske kvalitetselementet planteplankton, men de fysisk-kjemiske kvalitetselementene total fosfor og siktedyp indikerte at innsjøen hadde en dårligere tilstand enn det det biologiske kvalitetselementet skulle tilsi, og innsjøen har derfor fått samlet vurdering moderat tilstand.

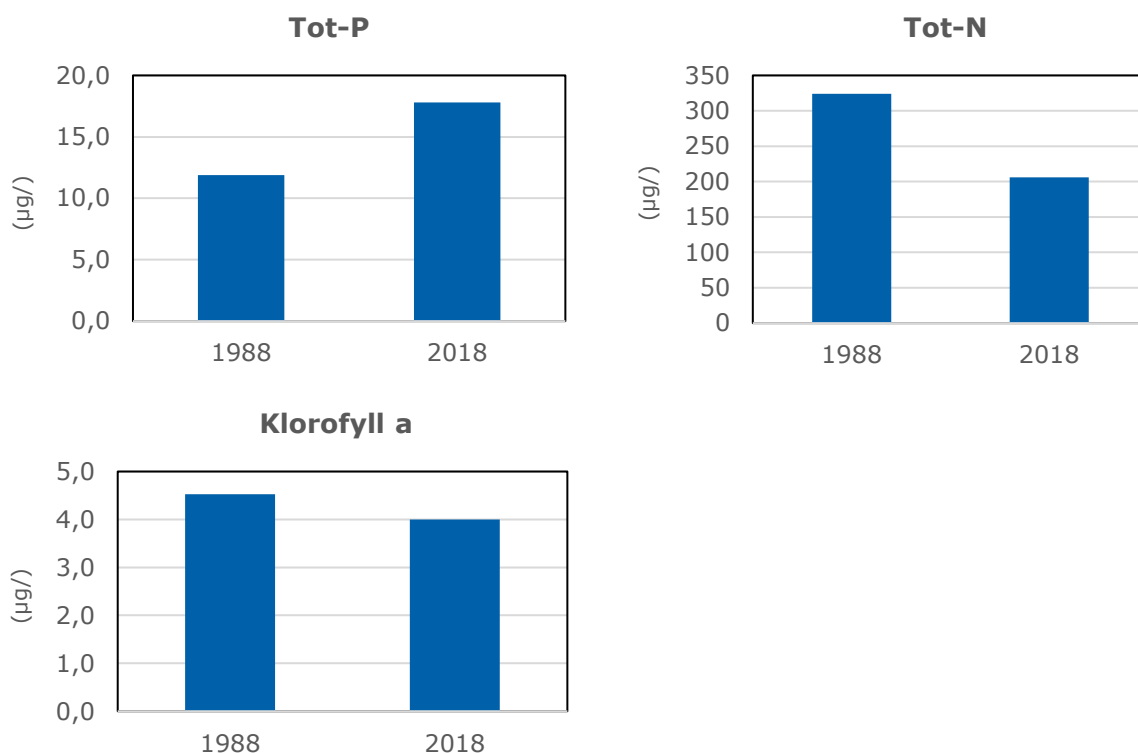
I Vingersjøen, Gjesåssjøen og Tørråssjøen var det en tydelig korrelasjon mellom de fysisk-kjemiske kvalitetselementene total fosfor og siktedyp og den samlede økologiske tilstandsvurderingen basert på det biologiske kvalitetselementet planteplankton. Selv om Vingersjøen grenser mot god økologisk tilstand gir tilstandsvurderingen for total fosfor og siktedyp et tydelig signal om at man her bør følge nøye med på utviklingen fremover hvis innsjøen skal kunne oppnå målet om god økologisk tilstand. Etter å ha blitt vurdert til moderat økologisk tilstand i 2016 så ble Gjesåssjøen i 2018 igjen nedgradert til dårlig økologisk tilstand, det vil si til den samme tilstanden som den ble vurdert til i 2013. Denne vurderingen er det god støtte for i kvalitetselementene total fosfor og siktedyp. For Tørråssjøen er tilstanden stabil og fortsatt kritisk sammenlignet med resultatene fra 2013, og innsjøen grenser mot svært dårlig tilstand (**Tabell 15**).

Samtlige innsjøer ble vurdert til å oppnå svært god økologisk tilstand for forsurening basert på kvalitetselementet pH og antatt bufferevne estimert ut fra alkalitet (**Tabell 15** og **Tabell 5**).

4.1.2 Sammenligning med tidligere undersøkelser

Vingersjøen

Til sammenligningsgrunnlag for årets undersøkelse i Vingersjøen har vi kun hatt tilgang til data fra en eutrofiundersøkelse utført i 1988 i regi av NIVA på oppdrag for Statens forurensningstilsyn (Faafeng og Oredalen 1999). Selv om dette på ingen måte kan representere en tidslinje og sammenligningsgrunnlaget derfor er mangelfullt har vi valgt å sammenligne middelverdiene for total fosfor, total nitrogen og klorofyll a fra 1988 med undersøkelsen i 2018 for å kunne se om det har vært noen forandring gjennom de siste tre tiårene. Middelverdien for total fosfor har økt fra 11,9 µg/l i 1988 til 17,8 µg/l i 2018, samtidig som total nitrogen minket fra 324 µg/l til 206 µg/l (**Figur 19**). Vurdert ut fra middelverdien for klorofyll a ser algemengden ut til å ha vært tilnærmet lik i de begge årene (**Figur 19**). Selv om det er noe variasjon i konsentrasjonene av total fosfor og total nitrogen mellom de to årene er tilstandsvurderingen for begge kvalitetselement det samme, henholdsvis moderat og svært god. For klorofyll a kan det se ut til at tilstanden for Vingersjøen har vært relativt uforandret de siste tretti år, selv om vi må ta forbehold for at det kan ha vært noe variasjon i mellomtiden.



Figur 19. Middelverdier for total fosfor, total nitrogen og klorofyll a for Vingersjøen for 1988 og 2018.

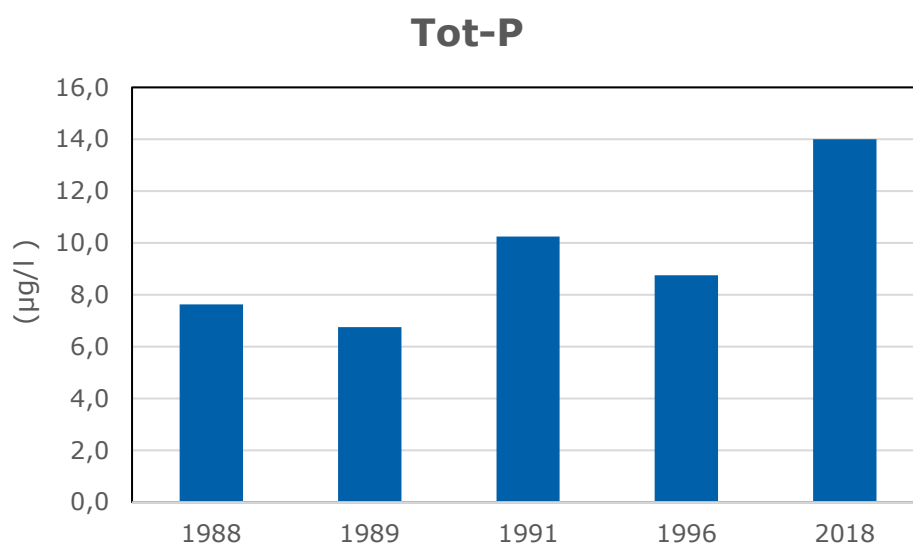
Nugguren

Det foreligger data fra undersøkelser utført i Nugguren i regi av NIVA fra perioden 1988-1996. Ved å lage en tilstandsvurdering ut fra de kriterier som er gitt i den nye veilederen (Veileder 02:2018) for hvert enkelt av disse årene så blir Nugguren i 1988 og 1989 vurdert med økologisk tilstand svært god og med tilstand god i 1991 og 1996. Samtlige kvalitetselement med unntak for siktedyp får vurdering svært god i perioden. Siktedyp blir vurdert til svært god i 1989, god i 1988 og 1991 og moderat i 1996. Siktedyp kan påvirkes av flere faktorer, hvor algebiomasse, humus, TOC og turbiditet er de viktigste. Siden algebiomassen har vært relativt lav i denne perioden, og selv om siktedypet sannsynligvis svekkes noe av humusinnholdet i innsjøen, så er det mye som tyder på at det er turbiditeten som trekker ned siktedypet i år med mye nedbør og stor avrenning fra jordene samt når Glomma går stor og flomvann presser seg inn i innsjøen via Noret. De relativt høye turbiditetsmålingene i 1996 kan tyde på at dette er tilfelle (Faafeng og Oredalen 1999).

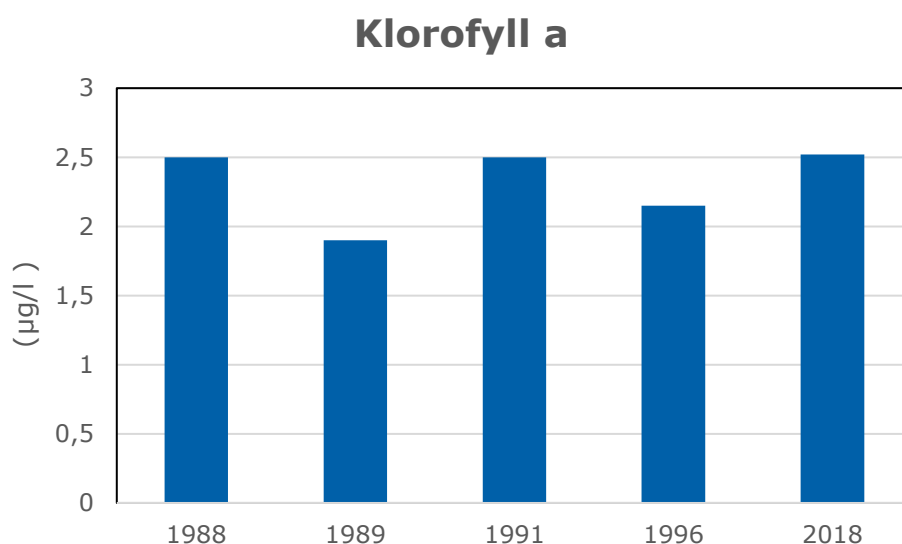
Tabell 16. Sammenstilling av samlet tilstandsvurdering (nEQR) for Nugguren i perioden 1988-1996 og i 2018.

	Planteplankton	Tot-P	Tot-N	Siktedyp	Samlet
1988	0,98	0,91	0,90	0,72	0,82
1989	1,00	0,95	0,89	0,92	0,93
1991	0,99	0,82	0,90	0,78	0,80
1996	0,94	0,86	0,86	0,48	0,67
2018	0,92	0,66	0,93	0,91	0,78

Det er total fosfor som trekker ned samlet tilstandsvurdering for Nugguren i 2018, og det er en enkelt måling på 26 $\mu\text{g/l}$ utført den 25.07.2018 (**Tabell 23**) som i stor grad påvirker årsmiddelværdien. Hvis vi heller bruker medianen på 10,5 $\mu\text{g/l}$ så vil total fosfor komme ut med svært god tilstand. Selv om historiske data for Nugguren aldri har vist så høye verdier for fosfor, så ligger disse dataene langt tilbake i tid, og mye kan ha skjedd de siste tjue årene som vi ikke har oversikt over (**Figur 20**, **Figur 21**). Siden Nugguren uansett oppnår kravet om god tilstand og middelværdien for fosfor kun er basert på fire målinger og derfor er heftet med noe usikkerhet, så har vi valgt å beholde den tilstandsvurderingen basert på middelværdien for fosfor. Vurdert ut fra middelværdien for klorofyll a kan vi ikke se noen forskjell i mengde i Nugguren i 2018 i forhold til i perioden 1988-1996 (**Figur 21**), og tilstandsvurderingen for samtlige støttparametere i 2018 peker på stabile forhold i Nugguren.



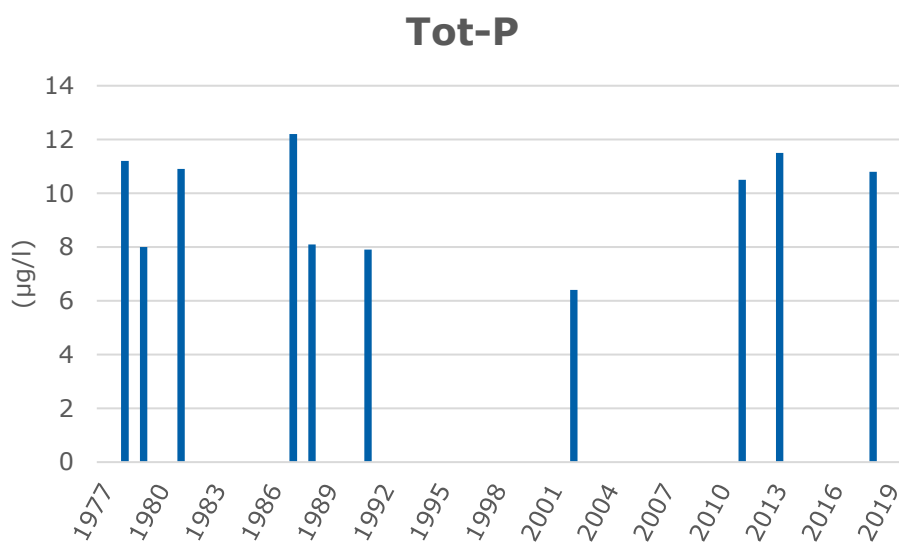
Figur 20. Middelværdier for total fosfor for Nugguren i perioden 1988-1996 og i 2018.



Figur 21. Middelværdier for Klorofyll a for Nugguren i perioden 1988-1996 og i 2018.

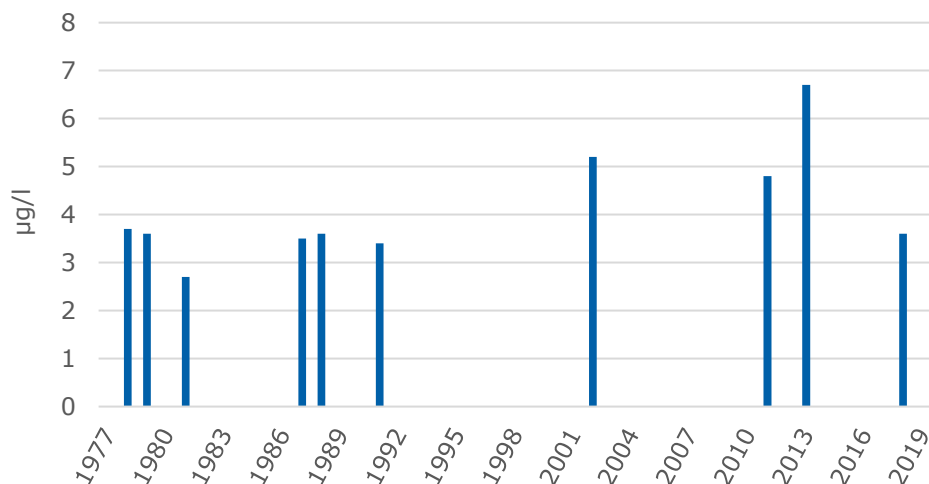
Storsjøen

I Storsjøen gir nEQR for siktedyp en indikasjon om at tilstanden bør vurderes som dårligere enn det de biologiske kvalitetselementene skulle tilsi, og samlet tilstand har derfor blitt nedgradert fra svært god til god tilstand (**Tabell 15**). Middelverdien for total fosfor på 10,8 µg/l i 2018 er på nivå med middelverdiene fra 2011 og 2013 på henholdsvis 10,5 og 11,5 µg/l, og ligger fortsatt og vipper på grensen mellom tilstandsvurdering svært god og god. Selv om det er heftet med stor usikkerhet, særlig med tanke på at middelverdiene for 2011 kun er basert på to målinger utført i august og september, samtidig som prøvene i 2013 ble tatt i en annen del av innsjøen sammenlignet med i 2011 og 2018, er det verdt å legge merke til at middelverdiene for total fosfor har holdt seg relativt stabile det siste tiåret (**Figur 22**). Dette står i kontrast til middelverdien for total nitrogen som er den laveste som har blitt registrert siden 1981 (**Figur 24**), i tillegg til middelverdien for klorofyll a som igjen er på nivå med det som ble registrert i perioden 1978-1991 (**Figur 23**). Hva den lave mengden i 2018 vurdert ut fra mengden klorofyll a kan skyldes er det vanskelig å si noe om, men en forklaring kan være at vi i 2018 fikk oppleve en ekstremt varm sommer med veldig lite nedbør. Dette har sannsynligvis ført til mindre avrenning fra dyrka mark og dermed mindre tilførsel av næringsalter til innsjøen, noe som kan ha vært med på å begrense primærproduksjonen i pelagialen. Vi ønsker å understreke at vurdering for 2011 er basert på alt for få målinger i henhold til Veilederen 02:2018, samt at prøvene i 2013 ble samlet inn i et annet basseng i innsjøen i forhold til i 2018. Det vil derfor ikke være hensiktsmessig å sammenligne samlet tilstandsvurdering mellom disse tre årene.



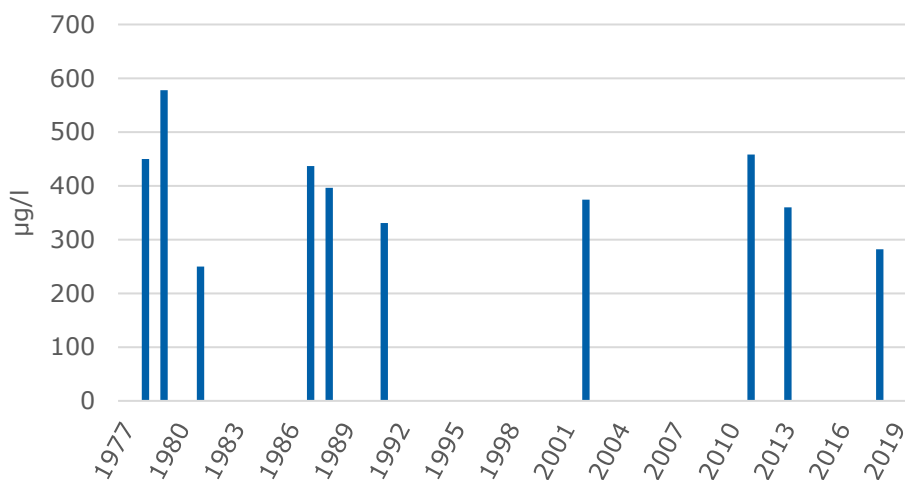
Figur 22. Tidsutviklingen i konsentrasjoner av total fosfor (middelverdier) i Storsjøen i Odal i perioden 1978-2018. For 1982 og 2013 er verdier for stasjon 2 (Sognesjøen) benyttet. For de øvrige årene er verdier for hovedstasjonen (st. 1 i sør-østre basseng) benyttet.

Klorofyll a



Figur 23. Tidsutviklingen i konsentrasjoner av klorofyll a (middelverdier) i Storsjøen i Odal i perioden 1978-2018. For 1982 og 2013 er verdier for stasjon 2 (Sognesjøen) benyttet. For de øvrige årene er verdier for hovedstasjonen (st. 1 i sør-østre basseng) benyttet.

Tot-N



Figur 24. Tidsutviklingen i konsentrasjoner av total nitrogen (middelverdier) i Storsjøen i Odal i perioden 1978-2018. For 1982 og 2013 er verdier for stasjon 2 (Sognesjøen) benyttet. For de øvrige årene er verdier for hovedstasjonen (st. 1 i sør-østre basseng) benyttet.

Frysjøen

Det finnes ikke noe data fra pelagiale undersøkelser fra Frysjøen tilgjengelig fra tidligere år (ref. Vannmiljø og NIVAs interne database).

Gjesåssjøen

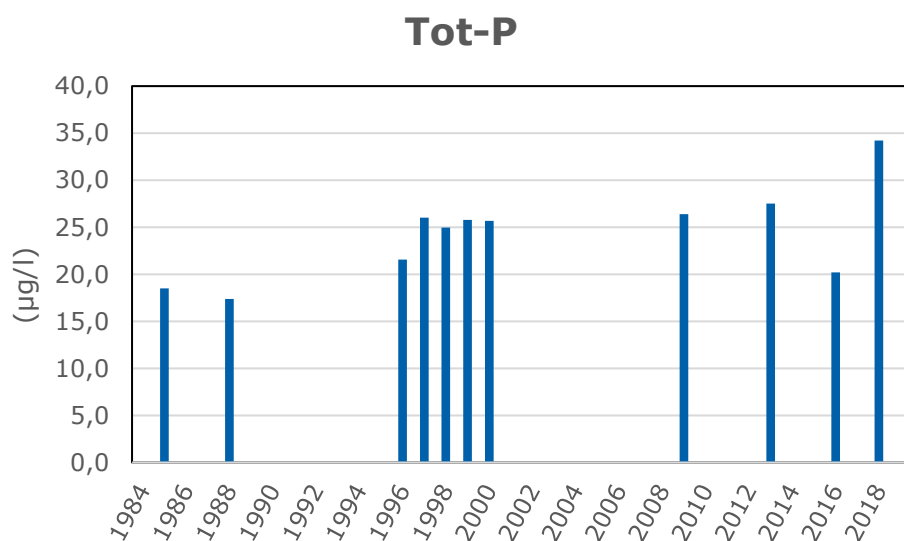
Om lag 20 % av Gjesåssjøens nedbørfelt ligger under marin grense, og denne andelen består for det meste av jordbruksarealer. Innsjøen er grunn og trolig relativt produktiv fra naturens side (Rognerud 1986). Etter undersøkelser i 1985 ble det konkludert med at innsjøen var noe påvirket av tilførsler fra jordbruket rundt innsjøen, men at planktonsamfunnet likevel indikerte et system i balanse (Rognerud

1986). Det ble antatt at det omfattende beltet med vegetasjon langs innsjøens strender tok opp mye av næringsstoffene fra nedbørfeltet og dermed «skjermet» de frie vannmassene fra overgjødning. På bakgrunn av de relativt høye konsentrasjonene av fosfor og de store mengdene som ble registrert på 1990-tallet, ble imidlertid miljøtilstanden karakterisert som dårlig (Bratli 1998, Berge mfl. 2001).

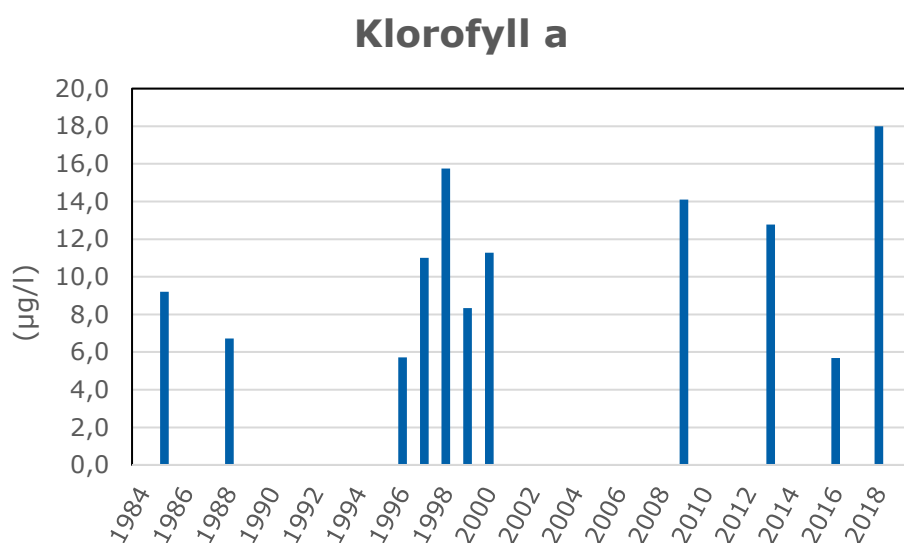
Middelverdiene for total fosfor og klorofyll a i 2018 er de høyeste som er registrert i Gjesåssjøen siden 1985, det vil si i alle år vi har data fra. Dette står i kontrast til det som ble registrert i 2016 (**Figur 25, Figur 26**). Konsentrasjonen av total fosfor var konstant høy gjennom hele vekstsesongen og varierte fra 30-39 $\mu\text{g/l}$ (**Tabell 26**). Dette kvalitetselementet ble derfor for første gang siden målingene startet vurdert til dårlig tilstand (Løvik 2016). Konsentrasjonene for nitrogen var ikke spesielt høye og varierte mellom tilstandsklasse god og svært god (**Tabell 26**). Samlet økologisk tilstand for Gjesåssjøen i perioden 2013-2018 er basert på samlet vurdering for hvert enkelt år og blir vurdert til dårlig (**Tabell 17**).

Tabell 17. Sammenstilling av samlet tilstandsvurdering for Gjesåssjøen i perioden 2013-2018.

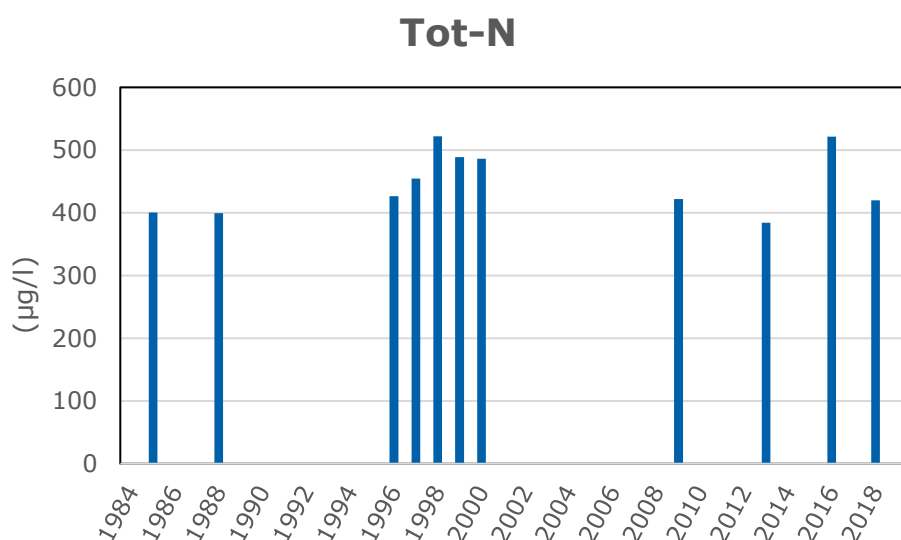
	Planteplankton	Tot-P	Tot-N	Siktedyp	Samlet
2013	0,34	0,42	0,87	0,37	0,34
2016	0,47	0,51	0,73	0,4	0,47
2018	0,29	0,31	0,84	0,19	0,29



Figur 25. Tidsutviklingen i konsentrasjoner av total fosfor (middelverdier) i Gjesåssjøen i perioden 1985-2018.



Figur 26. Tidsutviklingen i konsentrasjoner av klorofyll a (middelverdier) i Gjesåssjøen i perioden 1985-2018.



Figur 27. Tidsutviklingen i konsentrasjoner av total nitrogen (middelverdier) i Gjesåssjøen i perioden 1985-2018.

Tørråssjøen

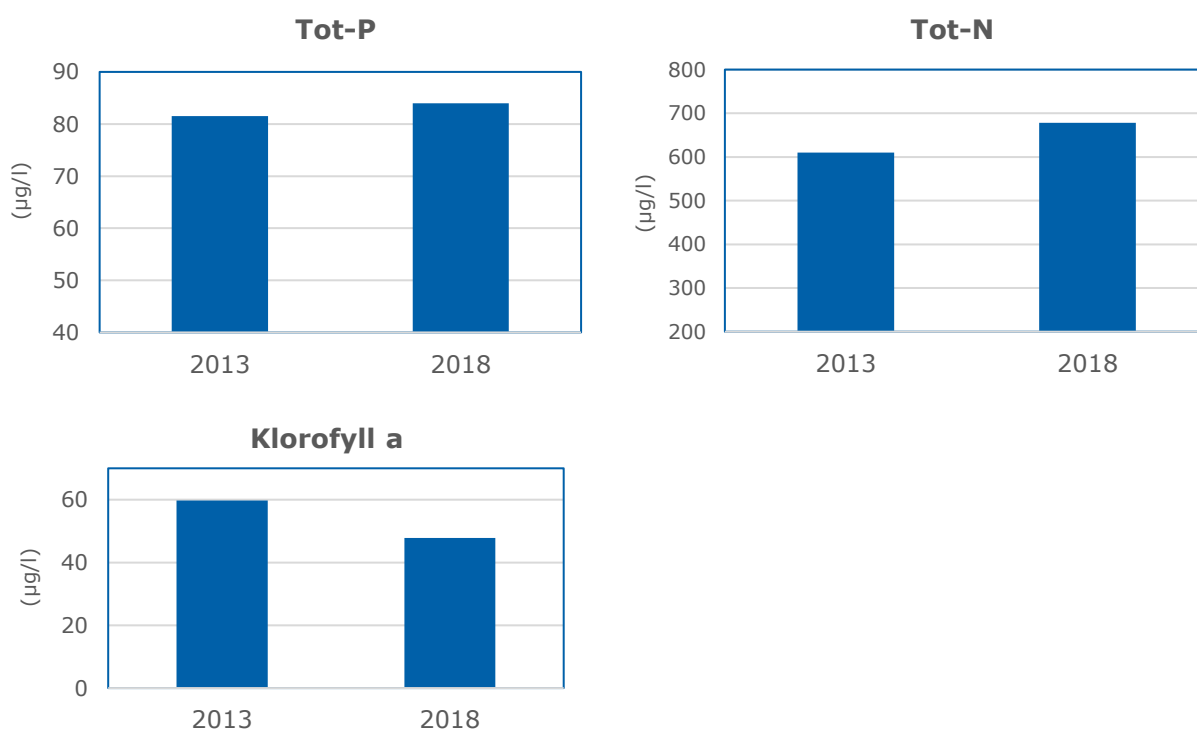
Den økologiske tilstanden for Tørråssjøen i 2018 er tilnærmet uforandret sammenlignet med i 2013, og grenser fortsatt mot svært dårlig tilstand (**Tabell 18, Figur 28**). Konsentrasjonen av total fosfor har vært innenfor intervallet svært dårlig tilstand ved samtlige målingstilfeller i 2013 og 2018, mens konsentrasjonen for total nitrogen har variert mellom god og svært god tilstand. Konsentrasjonen av klorofyll a har variert kraftig i vekstsesongen innad i årene fra rett i overkant av 20 µg/l til rett i overkant av 100 µg/l. Det har vært registrert en kraftig topp av klorofyll a på henholdsvis 109 og 100 µg/l i juli måned for begge år, da vi samtidig registrerte store oppblomstringer av nåleflagellaten *Gonyostomum semen* (Vedlegg, **Tabell 27** og **Tabell 33, Tabell 34**) (Løvik mfl. 2014).

I løpet av de siste ca. 40 år har det blitt rapportert en økning i oppblomstringer av *Gonyostomum semen* i Fennoskandia (se for eksempel Johansson mfl. 2013, med referanser). Økte temperatur i det øvre vannskiktet er foreslått som en mulig forklaring til den økende forekomsten. TOC, farge og siktedyp ser ut til å være andre viktige faktorer (Hagman mfl. 2014). *Gonyostomum semen* betraktes gjerne som en problemalge ettersom den kan forårsake hudirritasjon hos badende når den forekommer i store mengder. Dermed kan den bidra til å redusere rekreasjonsverdien til vannforekomster. Den vil også kunne skape problemer ved innsamling av prøver med formål om overvåking, ved klassifisering av vann til bruk i vanddirektivet, samt i drikkevannsreservoarer. Ved intense oppblomstringer kan *G. semen* oppnå praktisk talt total dominans i planteplanktonet, og kan skape forstyrrelser i andre deler av økosystemet slik som innen dyreplanktonet og fiskesamfunnet.

En midlere verdi for farge på 172 mg/l Pt og for siktedyp på 0,8 m forteller oss at Tørråssjøen er polyhumøs, og siden innsjøen er relativt liten og grunn så vil den være ekstra følsom for temperaturforandringer grunnet klimaforandring. Dette i kombinasjon med at *Gonyostomum semen* allerede er registrert i innsjøen gjør at Tørråssjøen vil kunne være ekstra utsatt for store oppblomstringer av problemalgen også i fremtiden.

Tabell 18. Sammenstilling av samlet tilstandsvurdering for Tørråssjøen i perioden 2013-2018.

	Planteplankton	Tot-P	Tot-N	Siktedyp	pH	Samlet
2013	0,23	0,16	0,73	0,18	1	0,23
2018	0,24	0,15	0,67	0,16	1	0,24



Figur 28. Middelerverdier for total fosfor, total nitrogen og klorofyll a for Tørråssjøen for 2013 og 2018.

Sørsåssjøen

Det finnes ikke noe data fra pelagiale undersøkelser fra Sørsåssjøen tilgjengelig fra tidligere år (ref. Vannmiljø og NIVAs interne database).

4.2 Elver og bekker

4.2.1 Begroing

Eutrofiering

Hele området rundt Opstadåa er karakterisert av jordbruk, så klassifiseringen av stasjonene Opstadåa bekkefelt 1 og 2 (OP1 og OP2) til dårlig og moderat tilstand med hensyn til PIT, skyldes trolig nærings saltbelastning fra landbruk i området. Bekkene er i tillegg relativt små med liten grad av fortykning i vannmassene. Avrenning fra landbruk vil dermed i større grad synliggjøres sammenlignet med større elver.

I Hasla ble det i 2018 undersøkt fire stasjoner i hovedløpene og én stasjon i et tilløpsvassdrag. Samtlige stasjoner står i fare for ikke å oppnå miljømålet i vannforskriften innen 2021. Dette skyldes trolig avrenning fra nærliggende jordbruksområder. Siden stasjonene i hovedløpene har variert mellom moderat og god tilstand ulike år, kan mye tyde på at selv mindre tiltak vil være tilstrekkelig for en forbedring av tilstand til over miljømålet. Tilløpsvassdraget ble klassifisert til dårlig tilstand. Årsaken til at nevnte stasjon er i dårligere tilstand enn stasjonene i hovedelvene er uvisst, men kan skyldes at bekken er mindre med liten grad av fortykning eller at den er påvirket av mer lokal avrenning ved- og oppstrøms prøvepunktet.

De resterende sju stasjonene var i god eller svært god tilstand med utgangspunkt i PIT, noe som trolig skyldes at de i større grad var påvirket av avrenning fra skogområder. Flere av stasjonene var i tillegg påvirket av landbruk, men det ser ut til at andelen avrenning fra skogområder var tilstrekkelig stor og/eller at kantvegetasjonen var tilstrekkelig bred, siden det ser ut til at begroingssamfunnet likevel tålte påvirkningen.

Forsuring

Av de fem lokalitetene klassifisert for forsuring er kun lokaliteten Flisa nedre del (FLI) undersøkt tidligere. I 2011 var FLI i moderat tilstand, mens den var i svært god tilstand i 2018. Denne endringen kan skyldes kalking i to innsjøer i øvre del av Flisavassdraget, som kan ha påvirket pH og begroingsalgesamfunnet lenger ned i vassdraget der vi har tatt prøver. Det tar ofte lang tid før begroingsalgesamfunnet responderer på kalkingen, men per i dag ser det ut til at lokaliteten ikke lenger er påvirket av forsuring. Det er likevel verdt å merke seg at innsjø-kalking ikke er en kontinuerlig prosess og at det innimellom kan forekomme sure perioder i vassdraget. Dette kan slå ut en del arter som det deretter tar tid å etablere igjen. Siden AIP reagerer på lavest pH i løpet av det siste halve året (Schneider m.fl. 2018), kan man derfor ikke forvente at årets tilstandsklassifisering vil være. Ca-konsentrasjonen har økt fra 1,7 mg/L i 2011 (Løvik m.fl. 2012) til 2,95 mg/L i 2018 (**Tabell 10**). Siden kalking fører til en økning i Ca-konsentrasjon, og det aktuelle området også ble kalket før 2011, er det mulig at den naturlige Ca-konsentrasjonen er lavere enn det som faktisk ble målt i vannet. Elvetyper bør baseres på den naturlige Ca-konsentrasjonen på en gitt stasjon, og ikke på det som ble målt etter kalkingen. Dessverre finnes det ikke data for Ca-konsentrasjonen på stasjonen før kalkingen, og heller ingen data fra områder oppstrøms kalkingen. Det er derfor usikkert hva den naturlige Ca-konsentrasjonen på stasjonen er. Det er mulig at Flisa burde vært i elvetyper som tilsvarer Ca < 1mg/L og TOC > 2mg/L. Hvis dette er tilfelle hadde den økologiske tilstanden vært svært god også i 2011.

Juråa øvre del st. 2 (JUR2) og Veståa (VES) ble begge klassifisert til svært dårlig tilstand. For Juråa stemmer dette godt overens med pH-målingene på 5,11 og 5,35 (**Tabell 10**) som ble gjort oppstrøms og nedstrøms den undersøkte stasjonen, men klassifisering basert på pH gir likevel god tilstand.

Dette viser at klassegrensene for pH og AIP ikke stemmer overens for aktuelle vanntype. Enten er det satt for høye AIP referanseverdier og klassegrenser for kalkfattige vannforekomster, eller for lave grenser for pH-indeksen. En årsak som også bidrar til usikkerhet er at Ca-konsentrasjoner i Juråa og Veståa er på 1,17 og 2,07 mg/l, altså i den lavere delen av Ca klasse 2. Vannforekomster som ligger i den lavere delen av en Ca-klasse har ofte et begroings-samfunn som indikerer litt surere forhold enn det som er gjennomsnittet i denne klassen. I tillegg er TOC-innholdet svært høyt, henholdsvis 12,6 og 18,5 mg/l, noe som også bidrar til et surere begroings-samfunn.

Da AIP-indeksen ble utviklet var datagrunnlaget for lite til å gjøre en vitenskapelig vurdering om vanntypen «kalkfattig og humøs» burde ha egne klassegrenser. I årets undersøkelse er samtlige stasjoner klassifisert på bakgrunn av AIP i nevnte vanntype, som altså per i dag har samme klassegrenser som vanntypen «kalkfattig og klar». Vanntypen «kalkfattig og humøs» kan forventes å være naturlig surere enn vanntypen «kalkfattig og klar», men siden denne sammenhengen ikke er bekreftet med dose-respons kurver for AIP, kan vi ikke si dette sikkert. Årets resultater tyder altså på at området har en viss utfordring med sur nedbør, men at Juråa og Veståa lite trolig er i svært dårlig tilstand til tross for at dagens klassegrenser for AIP-indeksen fører til nevnte resultater.

4.2.2 Bunndyr

De tre stasjonene Juråa øvre del st. 1 og 2 (JUR1 og JUR2) og Veståa (VES) hadde moderat lave eller lave verdier for RAMI, noe som kan indikere at disse stasjonene var påvirket av forsuring. De tre stasjonene er forsuringfølsomme med Ca-verdier på 1,2 – 2,1 mg/l, men høye konsentrasjoner av humus kan også ha påvirket forsuringindeksen. Det er derfor vanskelig å skille effekten av menneskeskapt forsuring fra effekten av naturlig forsuring. Det skal også nevnes at prøven fra JUR2 inneholdt få individer av indikatortaksa, hvilket medfører stor usikkerhet for de beregnede indekser. De tre andre stasjonene med lave eller svært lave verdier for RAMI (OP1, OP2 og HAT) har også relativt lav verdi for ASPT-indeksen. Sammenfallende lave verdier for både RAMI og ASPT kan indikere andre påvirkninger enn forsuring, så som metallforurensinger (ikke aluminium), organisk belastning og/eller fysiske inngrep.

Resultatene fra Oppestadåa bekkefelt 1 (OP1) er beheftet med stor usikkerhet på grunn av få individer av indikatortaksa i prøven. Dessuten er stasjonen karakterisert ved stillestående vann, bløt bunn og at stasjonen er vanddekket ved tilbakeslag av vann fra hovedelva. Stasjonen var ikke egnet for bunndyrprøvetaking, men prøven ble tatt likevel da det allerede var tatt begroingsalgeprøve på stasjonen. Oppestadåa bekkefelt 2 (OP2) drenerte jorder og bar preg av å være forurenset med søppel og det ble observert oljefilm på vannoverflaten. Både OP1 og OP2 vil man karakterisere som små bekker. Størrelsen på elven/bekken kan også ha betydning for resultatene, da det er usikkert hvor godt indeksene fungerer i så små lokaliteter. Stasjonen i tilløpsvassdraget til Hasla (HAT) lå plassert nedstrøms en vei med kulvert der det også var dreneringsrør ut i bekken, men det var usikkert om det drenerte terrenget eller veien. Dersom det siste var tilfellet kan stasjonen ha vært påvirket av veiavrenning. Et annet usikkerhetsmoment som kan påvirke resultatene for forsuringindeksen, er relatert til metodikken. Veilederen anbefaler at det fortrinnsvis 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.

I alt fire av 15 stasjoner oppnådde svært god økologisk tilstand med hensyn til organisk belastning/eutrofi basert på ASPT-indeksen. Dessuten oppnådde seks stasjoner god økologisk tilstand. Tre stasjoner fikk moderat og to dårlig tilstand. Det skal nevnes at det er noe usikkerhet koblet til tilstandsvurderingen av JUR1, JUR2 og VES da de kan være påvirket av forsuring. I så fall 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. Fire av de 15 undersøkte lokalitetene hadde et relativt høyt antall EPT-taksa; på nivå med eller opp mot et forventet antall i upåvirkede elver, det vil si 16-20 taksa. På en av stasjonene ble det kun funnet to EPT-taksa, en stasjon hadde fem og en seks EPT-taksa. Det var en positiv korrelasjon mellom antall EPT-taksa og ASPT ($R^2=0,46$).

I forbindelse med de to stasjonene i Juråa (JUR1 og JUR2) var det også ønskelig at det ble gjort en vurdering med henblikk på utslipp i en sidebakk (Skirsbekken) fra et vannverk i Botner. JUR1 og JUR2 var plassert henholdsvis oppstrøms og nedstrøms Skirsbekkens utløp i Juråa. Vannverket bruker aluminium for å felle ut humus fra drikkevannet i et sedimentasjonsbasseng, og skyllevannet som brukes til å rengjøre både basseng og filter slippes direkte ut i Skirsbekken. Utslipet skjer som regel i pulser med intervaller på åtte timer gjennom hele året. Det er rimelig å anta at kravet til mengden aluminium som må til for å felle ut nok humus vil samvariere med konsentrasjonen av humus gjennom året. Et eksempel på dette er at ved vår- og høstsirkulasjon i innsjøen Store Skiren, som ligger oppstrøms Botner vannverk, vil konsentrasjonen av humus øke på grunn av oppvirvling av humøse partikler fra bunnsstratet. Dette fører til at man må øke konsentrasjonen av aluminium i perioden under- og rett i etterkant av sirkulasjonen for å få felt ut nok humus før vannet sendes videre fra vannverket. I praksis betyr dette at i noen perioder vil konsentrasjonen av aluminium i spylevannet kunne være mye høyere enn i andre perioder (Tom Bratberg, personlig meddelelse).

Det var ønskelig å undersøke om det var en rest av aluminium i utslippsvannet fra vannverket, og om det i så fall påvirket dyrelivet nedstrøms samløp av Skirsbekken med Juråa. Konsentrasjonen av labilt aluminium (LAI) på de to stasjonene var tilnærmet likt (henholdsvis 40 og 30 $\mu\text{g/L}$) og tilsa at elven var moderat forurenset (Veileder 02:2018). Også konsentrasjonen av total aluminium på de to stasjonene var tilnærmet lik (henholdsvis 276 og 296 $\mu\text{g/L}$). pH var litt lavere på JUR1 (5,1) enn på JUR2 (5,4). Selv om RAMI for JUR2 må tolkes med forsiktighet på grunn av få indikator-individer antyder indeksen likevel at både JUR1 og JUR2 er påvirket av forurening. JUR2 har få indikatortaksa som ikke også forekommer på JUR1, og forskjellen i bunndyrsammensetningen og antall indikator-individer mellom stasjonene skyldes i høy grad nedgang i antall forureningstolerante stein- og vårflyer på JUR2. Dette kan tolkes dithen at bunndyrsamfunnet i Juråa, bestående hovedsakelig av forureningstolerante arter, har vært utsatt for en påvirkning mellom de to stasjonene, som til og med har påvirket forekomsten av de ellers hardføre forureningstolerante artene. De store ulikhetene i antall individer støtter dette. Bunndyr er kontinuerlig til stede og vil respondere på utslipp som ikke fanges opp av en vannprøve tatt som stikkprøve. At tettheten til de forureningstolerante artene er lavere nedstrøms kan tolkes dithen at vannkvaliteten i Juråa nedstrøms samløpet med Skirsbekken har blitt så dårlig at man har kommet utenfor de tolerante artenes toleranseområder. I skrivende stund er det uvisst når høstsirkulasjonen i Store Skiren i 2018 fant sted, eller om en øking i dosering av aluminium var nødvendig. Stikkprøven for vannkjemiske analyser tatt samtidig som bunndyrprøvene vil ikke nødvendigvis fange opp støtvis utslipp. Faktisk antyder de like konsentrasjoner av total aluminium at det ikke kan ha vært det store utslippet når vannprøven ble tatt. Det kan ha vært forskjell i vannkvalitet på de to stasjonene selv om de vannkjemiske analysene indikerer at begge stasjoner er forsuret med nesten lik konsentrasjon av LAI og total aluminium. Økt dosering av aluminium i forkant av undersøkelsestidspunktet kan ha medført et tidsvindu med vesentligere dårligere vannkvalitet i Skirsbekken nedstrøms vannverket og følgelig i Juråa nedstrøms samløp med forhøyede konsentrasjoner av LAI og total aluminium, enn det vannprøven indikerer. Resultatene fra bunndyrprøvene synes å støtte en slik fortolkning.

Juråa oppstrøms samløp med Skirsbekken har en middelvannføring på 900 l/s og en alminnelig lavvannføring på 60 l/s, mens tilsvarende tall for Skirsbekken rett før samløp er 130 og 10 l/s

(www.nevina.no). Ifølge Botner vannverk spyles filteret hver åttende time. Hver gang brukes det ca. 40 m³ vann og spylingen tar ca. 10 minutter (Tom Bratberg, personlig meddelelse). Spylevannet har en pH på ca. 7,0. I en enkeltprøve av spylevannet ble aluminiumskonsentrasjonen målt til 25 mg/l. Utslipp av 40 m³ vann med aluminiumskonsentrasjon på 25 mg/l i løpet av 10 minutter kan i teorien øke totalkonsentrasjonen av aluminium i Skirsbekken og Juråa med henholdsvis 13 og 2 mg/l ved normalvannføring og 166 og 12 mg/l ved lavvannføring. Dette er høye konsentrasjoner som langt overstiger løseligheten til aluminium i naturlig vann. Norge har satt grenser for labilt aluminium (eventuelt uorganisk monomert aluminium), men denne er primært beregnet på surt vann (pH lavere enn 6,5) der aluminium har lekket ut fra jordsmonnet i nedbørfeltet. Utspyling av partikulært aluminium fra et vannverk blir en annen problemstilling. Et Aluminium REACH-konsortium¹ har nylig finansiert et større arbeid som har styrket grunnlaget for risikovurdering av aluminium i vann som ikke er forsuret (se artikkelsamling i spesialutgave av tidsskriftet *Environmental Toxicology and Chemistry*²). En hensikt med nevnte arbeid har vært å gi et datagrunnlag som tilfredsstillende både EUs og USAs krav til dokumentasjon av miljøkvalitetsstandarder, og som også omfatter vann med pH 6-8. I dette området er aluminium som nevnt lite løselig, men undersøkelser har vist at også aluminium i form av nylig dannede kolloider eller suspenderte partikler kan ha toksiske effekter (ser for eksempel artiklene i fotnote 2 eller Teien 2005) i relativt lang tid (timer). Konsentrasjoner over 1 mg/l vil kunne gi toksiske effekter hos mange arter hvis eksponeringen vedvarer over døgn. Det er mer uvisst hvilken effekt gjentatte kortvarige pulser med høye aluminiumsnivåer vil ha. En måte å redusere eventuelle toksiske effekter av partikulært aluminium på kan være å aldre spylevannet i noen timer før det slippes ut. Dette fordi utfelt aluminium blir mindre giftig i løpet av noen timer.

4.2.3 El-fiskeundersøkelser

Tetthetene av ørret var svært lave både i Kverninga og Tunna, og dette gjenspeiles i «dårlig» økologisk tilstand i begge vassdragene. At tilstanden skulle være «dårlig» i vassdragene er overraskende. Dette gjelder spesielt Kverninga som framstår som lite påvirket av menneskelige aktiviteter (pers. obs.), selv om det finnes demninger fra eldre møller/sager og det nok foregår hogst i nedbørfeltet. Dessverre kjenner vi ikke til andre biologiske data fra bekken, som kunne gi mer informasjon om graden av påvirkning. Selv om Tunna framstår som mer påvirket enn Kverninga, med en god del bebyggelse og landbruksaktivitet i nedbørfeltet (NVE 2002, pers. obs.), finnes det andre biologiske data som tyder på at tilstanden er bedre enn det tettheten av ungfisk av ørret tilsier. I nedre del av Tunna ga klassifiseringen basert på begroingsalger og bunndyr «god» tilstand, og klassifiseringen basert på metaller tilsa at elven var «ubetydelig» til «moderat» forurenset i 2011 (Løvik mfl. 2012). I Stubbsjøen (Stubbsjøen/Stugusjøen), som ligger i øvre del av vassdraget, tilsa klassifiseringen basert på planteplankton, næringsstoffer og siktedyp «svært god» tilstand, og klassifiseringen basert på metaller tilsa at innsjøen var «ubetydelig» til «moderat» forurenset i 2017 (Løvik mfl. 2018). Vassdraget har tidligere vært påvirket av metallforurensing fra Røstvangen gruve, som ligger ovenfor Stubbsjøen, men tiltak i 1993 har redusert tilførselen og den negative påvirkningen på vassdraget har blitt sterkt redusert (Arnesen og Iversen 1999, Iversen og Arnesen 2003). En helhetlig vurdering av de biologiske dataene fra Tunna, utenom tettheten av ungfisk, tilsier dermed at den økologiske tilstanden i elven i verste fall er «moderat».

Klassifiseringen av tilstanden i Kverninga og Tunna i 2018 er basert på indeksen laksefisk i små elver og bekker i lavlandet. Denne indeksen er utviklet med basis i et utvalg av noen få sjøørretvassdrag i et svært begrenset område (Midt-Norge) og det advares mot å bruke den uten å ta hensyn til

¹ www.aluminium-reach-consortium.eu/

² Special Section: Aluminum Bioavailability and Toxicity to Aquatic Organisms in *Environmental Toxicology and Chemistry* Volum 37, nummer 1, 2018.

usikkerhetsmomentene som ligger i tilstandsklassifiseringen, spesielt når man bare har tetthetsdata fra ett år (Direktoratsgruppa 2018). Funn fra overvåkingsprogrammet for referanseelver viser at svært mange 'upåvirkede' elver blir klassifisert til dårligere tilstand basert på fiskeindeksen enn basert på andre parametere (for eksempel påvekstalger, bunndyr, og fysisk-kjemiske kvalitetselementer, Moe mfl. 2018). Det samme er, som diskutert, tilfellet for Tunna, mens vi ikke kjenner til data for andre parametere fra Kverninga. Resultatene fra referanseelvene viser også at ikke-anadrome og høyereliggende (>250 m) vassdrag får dårligere tilstand enn anadrome og lavereliggende vassdrag. Dette kan tyde på at klassifisering basert på indeksen for ungfisk av laksefisk undervurderer tilstanden i de to første kategoriene av vassdrag (Bækkelie mfl. 2018, Myrvold & Bækkelie [under utarbeidelse]). Både Kverninga og Tunna er ikke-anadrome og ligger høyere enn 250 m. Basert på disse funnene er det sannsynlig at tilstanden i vassdragene er bedre enn det klassifiseringen basert på ungfisk av ørret tilsier.

På grunn av usikkerheten rundt klassifiseringen av økologisk tilstand i Kverninga og Tunna er det svært viktig at jevnlig overvåking opprettholdes i disse vassdragene. Dette vil kunne gi svar på om ungfiskdataene fra 2018 representerer en spesiell situasjon og om bestandene holder seg stabile eller om det skjer endringer over tid. Samtidig vil dataene for overvåkingsprogrammet for referanseelver kunne gi en bedre forståelse av naturlige miljøvariasjoner mellom forskjellige typer vassdrag. På sikt vil dette gi et bedre grunnlag for å klassifisere vassdrag basert på tettheter av ungfisk av laksefisk (Bækkelie mfl. 2018, Myrvold & Bækkelie [under utarbeidelse]). Blant annet er det mulig at den svenske VattendragsIndeX (VIX, Beier mfl. 2007a, b.) kan tilpasses bruk i Norge (Museth mfl. 2016). Forskjellene mellom klassifiseringen basert på fisk og andre parametere (for eksempel påvekstalger, bunndyr, og fysisk-kjemiske kvalitetselementer, Moe mfl. 2018) tilsier at man bør vurdere å prioritere klassifisering av økologisk tilstand basert på disse andre parameterne, så lengde usikkerheten er så stor rundt klassifiseringen basert på indeksen for laksefisk i små elver og bekker i lavlandet. Dermed vil det være ønskelig at andre parametere enn fisk også overvåkes i Kverninga og Tunna.

4.2.4 Samlet vurdering av økologisk tilstand i elver

Tabell 19 gir en oppsummering og samlet vurdering av økologisk tilstand i 14 elver og bekker, basert på undersøkelsene av begroing og bunndyr i 2018. 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 hadde benyttet for eksempel bare begroing eller bare bunndyr.

Seks av fjorten stasjoner oppnådde kravet i vannforskriften om god økologisk tilstand. Fire av stasjonene fikk samme tilstandsklasse for bunndyr som for begroing, det vil si at det var rimelig godt samsvar i bedømmingen av de to organismegruppene på disse stasjonene. Tre av disse stasjonene ble vurdert til å ha god økologisk tilstand, mens en ble vurdert til å ha dårlig økologisk tilstand.

For enkelte lokaliteter var det et større sprik; Veståa fikk for eksempel god tilstand basert på bunndyr, men svært dårlig tilstand basert på begroing. På denne lokaliteten er det imidlertid tatt forbehold om at tilstandsvurderingen for bunndyr som er basert på ASPT-indeksen (organisk belastning) er heftet med noe usikkerhet da stasjonen i tillegg kan være påvirket av forsurening. Hvis vi ser på resultatene til forsuringindeksen RAMI for bunndyr så kommer lokaliteten ut med en dårligere tilstand enn god (**Figur 14**), men siden RAMI-indeksen ikke er egnet for å skille mellom forsurening og naturlig surhet, og i henhold til veilederen derfor ikke bør brukes i tilstandsvurderingen, så står lokaliteten igjen med vurderingen god økologisk tilstand for bunndyr. Dette står i kontrast til tilstandsvurderingen for begroing som kommer ut med svært dårlig tilstand basert på forsuringindeksen AIP. Det kan imidlertid stilles spørsmål ved om AIP er egnet for å skille mellom

forsuring og naturlig surhet for begroing, presis som i tilfellet med forsuringsindeksen RAMI for bunndyr (se forklaring i resultat delen for begroing). Det er derfor lite sannsynlig at lokaliteten er i svært dårlig tilstand. Denne argumentasjonen gjelder også for Juråa st 2, men her var ikke spriket mellom begroing og bunndyr like stor. Begge stasjoner ble i tillegg vurdert til svært god økologisk tilstand basert på eutrofiindeksen PIT for begroing. Selv om begge lokaliteter sannsynligvis er påvirket av forsuring mener vi at det er stor usikkerhet knyttet til samlet tilstandsvurdering for disse stasjonene (markert med parentes i **Tabell 19**). Juråa st 1 ble kun brukt som referansestasjon for undersøkelsen av fellingskjemikalien aluminiums eventuelle påvirkning på bunndyrsamfunnet i elven (se diskusjonsdelen for bunndyr).

Trautåa nedre var i moderat tilstand basert på forsuringsindeksen AIP for begroing, på grensa mot god tilstand. Selv om forsuringsindeksen RAMI for bunndyr viste god tilstand, i tillegg til at begge indeksene for eutrofi og organisk belastning (PIT og ASPT) viste svært god tilstand, så skal tilstanden settes etter «verste styrer prinsippet» i henhold til veilederen, og samlet økologisk tilstand for lokaliteten blir derfor moderat. Spriket mellom resultatene for AIP-indeksen og RAMI-indeksen kan forklares med at begroingsalgene er mer følsom med hensyn til forsuring enn det bunndyrene er. Det skal allikevel sies at resultatene er usikre siden AIP-indeksen ligger så tett opp mot grensen for god tilstand, og flere undersøkelser anbefales for en mer sikker klassifisering av forsuringstilstanden.

Søndre Hasla ble nedgradert fra god økologisk tilstand i 2016 til moderat tilstand i 2018 basert på PIT-indeksen for begroingsalger, mens den økologiske tilstanden for stasjonen i Hasla ved Knatterud ble oppgradert i 2018 i forhold til i 2016 basert på den samme indeksen. I tillegg ble stasjonen i tilløpsvassdraget til Søndre Hasla vurdert til dårlig økologisk tilstand basert på PIT-indeksen. Tilstanden for Hasla nedre del ble i 2018 uforandret sammenlignet med i 2016 og ble fortsatt vurdert til økologisk god. Tilstanden for stasjonen Hasla midtre del ble vurdert til svært god tilstand basert på ASPT indeksen for bunndyr, og til moderat tilstand basert på PIT-indeksen. Den største årsaken til at de to resultatene spriker noe er nok at de to indeksene gir et mål på to forskjellige påvirkningstyper; PIT-indeksen for begroing gir et mål på graden av eutrofi, mens ASPT-indeksen gir et mål på graden av organisk belastning. Selv om artsinventaret til begroingsalgene vil påvirkes negativt av antropogen tilførsel av næringsalter over tid, så kan antall arter av- og tettheten til bunndyr oppleve en umiddelbar positiv respons. Er strømningsforholdene riktige og oksygentilførselen tilstrekkelig så kan den positive responsen også vedvare over tid. Samlet økologisk tilstand for Hasla midtre del blir derfor vurdert til moderat basert eutrofi indeksen for begroing. Felles for samtlige stasjoner som er plassert i hovedelven til Hasla er at de ligger og vipper på grensen mellom moderat og god økologisk tilstand, og har så gjort siden undersøkelsen i Halsla startet. Samtlige stasjoner står i fare for å ikke oppnå miljømålet om god tilstand i 2021. Dette skyldes trolig avrenning fra nærliggende jordbruksområder.

Stasjonene i Oppstadåa bekkefelt 1 og 2 ble vurdert til dårlig økologisk tilstand for bunndyr basert på ASPT indeksen, og henholdsvis moderat og dårlig tilstand for begroing basert på PIT-indeksen. Samlet økologisk tilstand ble derfor vurdert til dårlig tilstand for begge stasjoner. Begge bekkene er karakterisert som veldig små. Det er knyttet stor usikkerhet til resultatene for OP1 grunnet få dyr i bunndyrprøven, i tillegg til at stasjonen var karakterisert ved stillestående vann, bløt bunn og eventuelt tilbakeslag fra hovedelva. Ved stasjonen i OP2 ble det observert en del miljøfarlig avfall samt oljefilm på vannoverflaten. Det er derfor usikkert om stasjonene oppfyller kravene til egnethet for undersøkelse av kvalitetselementet begroing og bunndyr i henhold til veilederen.

For stasjonen Flisa nedre del har situasjonen i henhold til forsuringsindeksen PIT for begroing forbedret seg betraktelig siden undersøkelsen i 2011, og blitt oppgradert fra moderat til svært god. Dette kan være en effekt av kalking av to innsjøer lenger opp i vassdraget, som har påvirket pH og

algensamfunnet lenger ned på en positiv måte. Tilstandsvurderingen for begroing basert på PIT-indeksen var uforandret svært god i forhold til i 2011, mens vurderingen for bunndyr basert på ASPT-indeksen ble nedgradert fra svært god til god i 2018. Samlet vurdering for lokaliteten blir derfor god.

Mørkåa nedre del og Skyåa ble vurdert til ha god økologisk tilstand basert på både ASPT- og PIT-indeksen, mens Ulvåa ble vurdert til å ha god økologisk tilstand basert på AIP-indeksen.

Tabell 19. Samlet vurdering av økologisk tilstand i bekker og elver i Hedmark i 2018 basert på undersøkelser av begroing og bunndyr. SG = svært god (blå), G = god (grønn), M = moderat (gul), D = dårlig (oransje) og SD = svært dårlig (rød) økologisk tilstand. Tilstandsklasser i parentes er usikre.

Vannforekomst (navn)	Stasjonskode	Vannforekomst-ID	Kommune	Økologisk tilstand		
				Begroing	Bunndyr	Samlet
Oppstadåa bekkefelt 1	OP1	002-2579-R	Sør-Odal	D	D	D
Oppstadåa bekkefelt 2	OP2	002-2579-R	Sør-Odal	M	D	D
Mørkåa nedre del	MØR	002-2829-R	Nord-Odal	G	G	G
Trautåa nedre del	TRA	002-820-R	Nord-Odal	M	SG	M
Juråa øvre del st.1	JUR1	002-2822-R	Nord-Odal		(M)	(M)
Juråa øvre del st.2	JUR2	002-2822-R	Nord-Odal	SD	M	SD
Flisa nedre del	FLI	002-142-R	Åsnes	SG	G	G
Ulvåa	ULV	002-1473-R	Elverum, Våler	G	SG	G
Søndre Hasla	SHA	002-2623-R	Åsnes	M	G	M
Hasla ved Knatterud	NHA	002-3442-R	Åsnes, Våler	G	G	G
Hasla nedre del	HAN	002-3442-R	Åsnes, Våler	G	SG	G
Skyåa	SKY	002-2622-R	Åsnes	G	G	G
Hasla midtre del	HAM	002-3427-R	Åsnes, Våler	M	SG	M
Tilløpsvassdrag Søndre Hasla	HAT	002-3426-R	Åsnes, Våler	D	M	D
Veståa/Auståa	VES	002-99-R	Åsnes, Grue	SD	G	(SD)

Tabell 20 gir en oppsummering av vurdering av økologisk tilstand i Tunna nedre del med hensyn til målte konsentrasjoner av tre prioriterte stoffer (bly, kadmium og nikkel) og fire vannregionspesifikke stoffer (arsen, kobber, krom og sink). Målte konsentrasjonen av samtlige stoffer lå i klasse I og II, som er innenfor kravene til god kjemisk tilstand. Tunna nedre del oppnår dermed kravet om god økologisk tilstand basert på målte konsentrasjoner av metaller.

Tabell 20. Konsentrasjoner av metaller i vannprøve fra Tunna nedre fra 2018. Blå og grønn farge indikerer henholdsvis klasse I og II ifølge vannforskriften, og viser at samtlige stoffer er innenfor kravene til god kjemisk og økologisk tilstand.

Tunna nedre	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)
2018	0,071	0,028	124	0,0045	1,390	0,28	4,47	1,93	0,72

Tilstanden i **Tunna nedre del og Kverninga** ble vurdert til «dårlig» økologisk tilstand basert på tetthetene av ørret. Det er stor usikkerhet knyttet til fiskeindeksen, særlig i små innlandsvassdrag med en lav andel og tetthet av laksefisk, så resultatene fra Tunna og Kverninga må ses i lys av dette. Vi anbefaler å supplere med andre kvalitetselementer for å få en mer sikker tilstandsklassifisering av disse elvene.

5 Konklusjoner

Innsjøer

Den økologiske tilstanden med hensyn til eutrofiering ble vurdert som god i **Nugguren, Storsjøen og Frysjøen**. Disse innsjøene oppnådde dermed miljømålet i vannforskriften med hensyn til eutrofiering i 2018. Samtlige innsjøer oppnådde også miljømålet med hensyn til forsurening, med svært god tilstand utfra pH.

Sørsåssjøen hadde algemengder og en algesammensetning som indikerte god økologisk tilstand, men de fysiske-kjemiske kvalitetsenelementene total fosfor og siktedyp ga en indikasjon om at innsjøen hadde en dårligere tilstand enn det algesammensetning og algevekst skulle tilsi, og innsjøen har derfor fått samlet vurdering moderat tilstand. **Vingersjøen** ble vurdert til moderat tilstand utfra planteplankton. Det var her godt samsvar mellom det biologiske kvalitetsenelementet og de fysiske-kjemiske kvalitetsenelementene total fosfor og siktedyp som ble vurdert med henholdsvis moderat og dårlig tilstand.

Gjesåssjøen og Tørråssjøen hadde algemengder og en algesammensetning som viste at de er markert eutrofierte. Disse innsjøenes økologiske tilstand ble derfor vurdert som dårlig i 2018. Fra å ha blitt vurdert til ha moderat økologisk tilstand ble nå Gjesåssjøen nedgradert til samme tilstand som den hadde i 2009 og 2013. Dette viser at tilstanden fortsatt varierer fra år til år uten noen tydelige tegn til forbedring. Følgelig ser det ut til å være behov for tiltak med sikte på å redusere belastningen av næringsstoffer, for å oppnå vannforskriftens mål om god økologisk tilstand. Tørråssjøen hadde algemengder og en algesammensetning som lå på grensen mot svært dårlig tilstand både i 2013 og i 2018, i tillegg til at det ble registrert total dominans av problemalgen *Gonyostomum semen* midtsommers begge årene. Tilstanden for innsjøen er på bakgrunn av dette kritisk, og tiltak bør derfor vurderes.

Elver og bekker

Miljømålet i henhold til vannforskriften om god økologisk tilstand ble i 2018 oppnådd av i alt 6 av 14 lokaliteter. To av lokalitetene fikk moderat tilstand, tre dårlig tilstand og to svært dårlig tilstand. 57 % av lokaliteten oppnådde dermed ikke miljømålet i vannforskriften om god økologisk tilstand.

Mørkåa og Skyåa ble vurdert til å ha god økologisk tilstand basert på både bunndyrindeksen ASPT og begroingsindeksen PIT, og oppnådde dermed miljømålet. Det er godt samsvar mellom indeksene for eutrofi og organisk belastning for disse lokalitetene.

Ulvåa ble vurdert til å ha god økologisk tilstand basert på begroingsindeksen AIP, og oppnådde dermed miljømålet.

Trautåa nedre lå presis på grensen mellom moderat og god tilstand basert på AIP-indeksen for begroing og skal etter «det verste styrer prinsippet» i henhold til veilederen klassifiseres til moderat økologisk tilstand. Men siden AIP-indeksen lå så tett opp mot grensen for god økologisk tilstand, samtidig som RAMI-indeksen for bunndyr viste til god tilstand og både PIT- og ASPT- viste til svært god tilstand så er så er resultatene usikre, og flere undersøkelser anbefales for en mer sikker klassifisering av forureningstilstanden.

Hasla ved Knatterud og Hasla nedre del ble vurdert til å ha god økologisk tilstand i 2018, mens **Søndre Hasla og og Hasla midtre del** ble vurdert til å ha moderat tilstand. Felles for samtlige lokaliteter i hovedløpet til Hasla er at de ligger på grensen mellom moderat og god tilstand, noe de også gjorde i undersøkelsene i 2016. Lokaliteten i **tilløpsvasdraget til Søndre Hasla** ble vurdert til å ha dårlig økologisk tilstand. Samtlige stasjoner står i fare for å ikke oppnå miljømålet om god tilstand i 2021. Dette skyldes trolig avrenning fra nærliggende jordbruksområder.

Flisa nedre del ble vurdert til å ha god økologisk tilstand i 2018 basert på ASPT indeksen for bunndyr. Situasjonen for elven ser i tillegg ut å ha forbedret seg betraktelig med hensyn til forsurening de siste syv årene, hvor lokaliteten ble oppgradert fra å ha hatt moderat tilstand i 2011 til å ha svært god tilstand i 2018. Dette skyldes trolig kalking av to innsjøer lenger opp i vassdraget.

I **Oppstadåa bekkefelt 1 og 2** ble den økologiske tilstanden vurdert som dårlig. Stasjonen OP1 bar preg av få dyr i prøven, stillestående vann og bløt bunn, og ved OP2 ble det observert miljøfarlig avfall i bekken og oljefilm på vannoverflaten. Begge bekkene ble i tillegg karakterisert som veldig små. Det er derfor usikkert om stasjonene er egnet for denne typen undersøkelser, og resultatene fra de to vannforekomstene er derfor beheftet med stor usikkerhet.

Lokalitetene **Juråa st. 2** og **Veståa** ble vurdert til svært dårlig økologisk tilstand basert på forsuringindeksen AIP for begroing. Disse lokalitetene er kategorisert som henholdsvis kalkfattig-svært humøs, og kalkfattig-humøs. Siden forsuringindeksen AIP for begroing ikke kan skille mellom antropogen forsuring og naturlig forsuring er denne indeksen trolig ikke egnet for humøse elver. Vurderingen for disse lokalitetene er derfor beheftet med stor usikkerhet, og vi anbefaler at undersøkelsene suppleres med vannprøver for kjemisk analyse i henhold til prosedyre beskrevet i veilederen.

Lokaliteten **Juråa st. 1** ligger rett oppstrøms lokaliteten Juråa st. 2 og ble brukt som referanse stasjon i denne undersøkelsen. Stasjonen ble vurdert til moderat tilstand basert på ASPT-indeksen for organisk belastning for bunndyr. Stasjonen skåret samtidig lavt på RAMI-indeksen for forsuring, noe som kan gjøre ASPT-indeksen kunstig god, men siden RAMI-indeksen ikke klarer å skille på naturlig og antropogen forsuring er resultatet usikkert, og RAMI blir ikke denne brukt i samlet vurdering. Stasjonen hadde lav verdi for kalsium (1,42 mg/l), noe som indikerer at stasjonen allikevel kan være påvirket av forsuring. Vurderingen for denne lokaliteten er derfor beheftet med noe usikkerhet.

Tilstanden i **Tunna nedre del og Kverninga** ble vurdert til «dårlig» økologisk tilstand basert på tetthetene av ørret. Det er stor usikkerhet knyttet til fiskeindeksen, særlig i små innlandsvassdrag med en lav andel og tetthet av laksefisk, så resultatene fra Tunna og Kverninga må ses i lys av dette. Vi anbefaler å supplere med andre kvalitetslementer for å få en mer sikker tilstandsklassifisering av disse elvene.

Konsentrasjonene til målte metaller i **Tunna nedre del** lå i klasse I og II, som er innenfor kravene til god kjemisk og økologisk tilstand. Hvis vi sammenligner resultatene med de fra NIVAs undersøkelse i 2011 så kan vi se at tilstanden er uforandret for samtlige stoffer med unntak for bly som har gått ned en klasse fra I til II.

6 Referanser

- Arnesen, R.T. og Iversen, E.R. 1999. Røstvangen gruve: Undersøkelser 1993-1998. NIVA-rapport 4135-99. 19 s.
- Beier, U., Degerman, E., Sers, B., Bergquist, B. og Dahlberg, M. 2007a. Bedömningsgrunder för fisk-faunans status i rinnande vatten: utveckling och tillämpning av VIX. Fiskeriverket Finfo Rapport 2007:5, 58 s. www.fiskeriverket.se.
- Beier, U., A. Starkie og T. Vehanen. 2007b. Report from the Nordic Group: A comparison using the Finnish index FIFI and the Swedish index VIX. P. 175-192 in: Jepsen, E. og Pont, D. (Eds.). 2007. Intercalibration of Fish-Based Methods to evaluate River Ecological Quality. JRC Scientific and Technical Reports. EUR 22878 EN. 25 p + annexes.
- Berge, D., Vandsem, S.M. og Bechmann, M. 2001. JOVÅ – Overvåking av jordbrukspåvirkede innsjøer 2000. Tiltaksgjennomføring, vannkvalitetstilstand og -utvikling. NIVA-rapport 4470-2002. 94 s.
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T. G., Rasmussen, G. og Saltveit, S. J. 1989. Ellectrofishing theory and practice with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia* 173, 9-43.
- Bratli, J.L. 1998. JOVÅ – Overvåking av jordbrukspåvirkede vannforekomster. Næringsstiltførsler, vannkvalitetstilstand og -utvikling. NIVA-rapport 3928-98. 56 s. + vedlegg.
- Bækkelie, K.A.E., Myrvold, K.M. og Olstad, K. 2018. Overvåking av referanseelver 2017: Vedleggsrapport for kvalitetselement fisk. Miljødirektoratet Rapport M-1019. 120 s.
- Direktoratsgruppa 2018. Veileder 02:2018. 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.
- Faafeng, B. og Oredalen, T.J. 1999. Oppsummering av trofiundersøkelsen i norske innsjøer 1988-1998. NIVA-rapport 4120-99. 82 s.
- Forseth, T. og Forsgren, E. (red.) 2008. El-fiskemetodikk: Gamle problemer og nye utfordringer. NINA Rapport 488. 74 s.
- Hagman, C.H.C., Ballot, A., Hjermann, D.Ø. et al. *Hydrobiologia* (2015) 744: 1. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2050-y>
- 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.
- Iversen, E.R. og Arnesen, R.T. 2003. Elvestrekninger påvirket av gruveforurensning. NIVA-rapport 4730-2003. 81 s.
- 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.
- Johansson, K.S.L., Trigo, C., Vrede, T. og Johnson, R.K. 2013. Community structure in boreal lakes with recurring blooms of the nuisance flagellate *Conyostomum semen*. *Aquat. Sci.* 75: 447-455. DOI 10.1007/s00027-013-0291-x.

- Kjellberg, G. og Rognerud, S. 1983. Basisundersøkelse i Storsjøen, Odal, 1982. NIVA-rapport, løpenr. 1498. 43 s.
- Kjellberg, G. 2003. Tiltaksorientert overvåking av vann og vassdrag i Nord-Odal kommune. Årsrapport for 2002. NIVA-rapport 4680-2003. 57 s.
- Kjellberg, G. 2004. Tiltaksorientert overvåking av vann og vassdrag i Stange kommune 2003. NIVArapport 4903-2004. 27 s.
- Lyche Solheim, A., Phillips, G., Drakare, S., Free, G., Järvinen, M., Skjelbred, B., Tierney, D., Trodd, W., 2014. Water Framework Directive Intercalibration Technical Report. Northern Lake Phytoplankton ecological assessment methods. 01/2014; Report EUR 26503 EN, doi:10.2788/70684. Publisher: Luxembourg: Publications Office of the European Union, Editor: Sandra Poikane, ISBN 978-92-79-35455-7.
- Larsen, B.M., Sandlund, O.T., Gabrielsen, S.E., Saksgård, L. og Saksgård, R. 2010. Metodiske utfordringer i undersøkelsene av ungfisk av laks og ørret i effektkontrollen i kalkede vassdrag. NINA Rapport 644. 37 s.
- Løvik, J.E. 1992. Vannkvaliteten i Storsjøen i Odalen 1991. Tidsutvikling i forurensning og forurensning av næringsalter. NIVA-rapport 2688. 50 s.
- Løvik, J.E. 2010. Gjesåssjøen og Gardsjøen i Hedmark. Undersøkelser av vannkvalitet i 2009. NIVArapport 5931-2010. 28 s.
- Løvik, J.E. og Kile, M.R. 2011. Overvåking av vannforekomster i Løten kommune. Årsrapport for 2010. NIVA-rapport 6159-2011. 27 s.
- Løvik, J.E., Eriksen, T.E., Kile, M.R., Schneider, S. og Skjelbred, B. 2012. Overvåking av vassdrag i Hedmark i 2011. NIVA-rapport 6354-2012. 57 s.
- Løvik, J.E., Eriksen, T.E. og Skjelbred, B. 2012. Overvåking av vannforekomster i Løten kommune. Årsrapport for 2011. NIVA-rapport 6386-2012. 26 s.
- Løvik, J., Eriksen, T., Kile, M.R., Schneider, S., Skjelbred, B. 2012. Overvåking av vassdrag i Hedmark i 2011. NIVA-rapport. L.Nr. 6354-2012.
- 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.
- Løvik, J. E., Jensen, T. C., Bongard, T., Magerøy, J. H., Bækkeli, K. A. E., Edvardsen, H. Kile, M., Skjelbred, B. 2017. Overvåking av vassdrag i Hedmark 2016. NIVA-rapport L.Nr. 7143-2017. 80 s.
- Moe, T.F., Thrane, J.E., Persson, J., Bækkeli, K.A., Myrvold, K.M., Olstad, K., Garmo, Ø.A., Grung, M. og de Wit, H. 2018. Overvåking av referanseelver 2017: Basisovervåking i henhold til vannforskriften. Miljødirektoratet Rapport M-1002. 279 s.
- Museth, J., Brabrand, Å., Dervo, B.K. & Sandlund, O.T. 2016. Økologisk tilstandsklassifisering av vannforekomster i Glomma og Vormå: Kan den europeiske fiskeindeksen (EFI+) brukes i artsrike elver på Østlandet? NINA Rapport 1262. 27 s.
- Museth, J., Brabrand, Å. & Taugbøl, A. 2017. Økologisk tilstandsklassifisering og kartlegging av fiskesamfunnet i tre vannforekomster i Glomma mellom Bingsfoss og Sarpsfossen i 2016. NINA Rapport 1347. 28 s.
- Myrvold, K.M. og Bækkeli, K.A.E. Under utarbeidelse. Overvåking av referanseelver 2018: Vedleggsrapport for kvalitetselement fisk. Miljødirektoratet Rapport.

- NVE. 2002. Supplering av verneplan for vassdrag. Høringsdokument 12-2002. Norges Vassdrags- og Energidirektorat. 324 s.
- Olstad, K. & Dokk, J.G. 2017. Fiskeundersøkelse i Oppstadåa, Sør-Odal kommune, 2017. NINA Rapport 1439. 17 s.
- Rognerud, S. 1986. Limnologisk undersøkelse av 6 innsjøer i Hedmark fylke sommeren 1985. NIVArapport, løpenr. 1841. 18 s.
- 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.
- Schindler, D., Carpenter, S.R., Chapra, S.C., Hecky, R.E., Orihel, D.M. 2016. Reducing phosphorus to curb lake eutrophication is a success. *Environ. Sci. Technol.* 2016, 50: 8923-8929.
- Schneider, S. & Lindstrøm, E.-A., 2009. Bioindication in Norwegian rivers using non-diatomaceous benthic algae: The acidification index periphyton (AIP). *Ecological Indicators* 9: 1206-1211.
- Schneider, S. & Lindstrøm, E.-A. 2011. The periphyton index of trophic status PIT: A new eutrophication metric based on non-diatomaceous benthic algae in Nordic rivers. *Hydrobiologia* 665(1): 143-155.
- Schneider S.C., Oulehle F., Krám P. & Hruška J. 2018. Recovery of benthic algal assemblages from acidification: how long does it take, and is there a link to eutrophication? *Hydrobiologia* 805, 33–47.
- Schneider, S. C. 2011. Impact of calcium and TOC on biological acidification assessment in Norwegian rivers. *Science of the Total Environment* 409(6): 1164-1171.
- Teien, H. C., Standring, W. J. F., Salbu, B. 2006. Mobilization of river transported colloidal aluminium upon mixing with seawater and subsequent deposition in fish gills. *Science of the Total Environment* 364 (2006): 149-164.
- Vehanen, T., Sutela, T. og Korhonen, H. 2010. Environmental assessment of boreal rivers using fish data: A contribution to the Water Framework Directive. *Fisheries Management and Ecology* 17: 165-175.
- Vehanen, T., Sutela, T., Jounela, P., Huusko, A. og Mäki-Petäys, A. 2013. Assessing electric fishing sampling effort to estimate stream fish assemblage attributes. *Fisheries Management and Ecology* 20: 10–20.
- Wright R.F. & Cosby B.J. 2012. Referanseverdier for forsurningsfølsomme kjemiske støtteparametre. Norsk institutt for vannforskning.
- Zippin, C. 1956. An evaluation of the removal method of estimating animal populations. *Biometrics* 12: 163-189.

7 Vedlegg

Tabell 21. Vanntemperaturer i innsjøer i Hedmark i 2018.

Vingersjøen

Dyp (m)	11.06.2018	25.07.2018	20.08.2018	25.09.2018	27.10.2018
0	22.1	24.7	16.9	11.4	5.4
1	22.2	24.4	16.9	11.2	
2	21	23.8	16.9	11.2	5.4
3	15.3	23	16.9	10.08	
4	13	19.5	16.9	10.7	5.4
4.5		17.6			
5	9.9		16.9	10.6	5.4

Nugguren

Dyp (m)	11.06.2018	25.07.2018	20.08.2018	25.09.2018	26.10.2018
0	19.7	24.2	16.9	12.4	8.5
2	19.6	23.5	16.8	12.4	8.5
4	19.4	20.9	16.8	12.4	8.5
6	15.9	15.4	16.7	12.4	8.5
8	11.8	10.8	16.4	12.4	8.5
9			16.1		
10	8.4	9.1	10.8	12.4	8.5
11					
12	7.1	8.5	9.3	11.6	8.5
13				10.4	
14	6.8	7.8	8.3	10.2	8.5
15					
16	6.5	7.7	8	9	
17		7.6	7.8	8.5	

Storsjøen

Dyp (m)	11.06.2018	25.07.2018	20.08.2018	25.09.2018	01.11.2018
0	21.2	24.1	17.6	12.8	6.3
1					
2	20	23.8	17.6	12.8	6.3
3					
4	14.8	23.1	17.6	12.8	6.3
5					
6	11.2	18.4	17.6	12.8	6.3
7					
8	10	17.1	17.5	12.7	6.1
9	9	16.6			
10			17.5	12.7	5.9

Fryssjøen

Dyp (m)	11.06.2018	25.07.2018	20.08.2018	25.09.2018	25.10.2018
0	20.8		17.6	12.4	8.6
2	19.1		17.4	12.5	8.6
3	17.5				
4	14.5		17.3	12.5	8.6
6	11.6		17.3	12.5	8.6
7			15.2		
8	9.2		14	12.5	8.6
10	8.6		12.2	12.5	8.5
12	8.3		11.3	12.4	
13				12.3	
14	8				
15	7.7				

Gjesåssjøen

Dyp (m)	12.06.2018	25.07.2018	21.08.2018	26.09.2018	25.10.2018
0	20.2	24.8	16.4	9.9	5.4
0.5				9.9	
1	20.4	24.8	16	9.9	5.5
1.5			15.8	9.9	
2	20.4	24.8	15.7	9.9	5.5
2.5	20.4	24.6	15.6		

Tørråssjøen

Dyp (m)	12.06.2018	26.07.2018	21.08.2018	26.09.2018	24.10.2018
0	20.4	23.8	16.4	9.9	5.8
1	20.1	23.8	16	9.9	5.8
1.5	18.8	23.1	15.8	9.9	
2	15.8	19.1	15.7	9.9	5.8
2.5		16.3	15.6	9.9	
3	10.5			9.9	5.8

Sørsåssjøen

Dyp (m)	12.06.2018	26.07.2018	21.08.2018	26.09.2018	24.10.2018
0	20.3	23.7	17.2	10.9	6.9
1			17.1		
2	20.1	23.7	16.8	10.9	6.9
3	16.2	20.2	16.7		
4	11.8	15.2	16.6	10.8	6.8
5	10.4	12.9	16.3		
5.5			14		
6	9.4	11.4	11.8	10.8	6.6
7	8.9	10.5	10.4	10.7	
7.5		10.1	10.2	10.7	

Tabell 22. Resultater av fysisk-kjemiske analyser samt siktedyp i Vingersjøen i 2018.

Dato	Dyp m	Alkalitet mmol/l	Kalsium mg/l	Farge mg/l Pt	pH	TOC mg C/l	TOT_N µg/l	TOT_P µg/l	Turbiditet FNU	Klorofyll-a µg/l	Siktedyp m
11.06.2018	0-4	0,174	2,83	43	6,95	6,2	270	14	1,9	5,2	2,8
25.07.2018	0-4	0,192	3,06	26	7,05	5,7	230	28	2,9	3,2	2,1
20.08.2018	0-4	0,232	4,06	27	7,32	4,9	180	15	2,4	3	2,5
25.09.2018	0-4	0,25	4,67	21	7,29	4,3	150	14	1,7	6,1	2,5
27.10.2018	0-4	0,241	5,1	19	7,24	4,4	200		1,9	2,5	3,5
Min		0,174	2,83	19	6,95	4,3	150	14	1,7	2,5	2,1
Maks		0,250	5,10	43	7,32	6,2	270	28	2,9	6,1	3,5
Middel		0,218	3,94	27,2	7,17	5,1	206	17,8	2,16	4,00	2,68
Standardavvik		0,033	0,99	9,4	0,16	0,83	46	6,8	0,49	1,56	0,52

Tabell 23. Resultater av fysisk-kjemiske analyser samt siktedyp i Nugguren i 2018.

Dato	Dyp m	Alkalitet mmol/l	Kalsium mg/l	Farge mg/l Pt	pH	TOC mg C/l	TOT_N µg/l	TOT_P µg/l	Turbiditet FNU	Klorofyll-a µg/l	Siktedyp m
11.06.2018	0-8	0,103	1,57	66	6,57	8,4	340	10	1,2	3,3	3
25.07.2018	0-8	0,12	1,86	57	6,6	8	360	26	1,2	2,9	3,2
20.08.2018	0-8	0,124	1,98	64	6,77	7,6	320	11	1,2	2,3	3
25.09.2018	0-6	0,145	2,6	49	6,88	7,2	260	9	0,92	2,9	2,5
26.10.2018	0-8	0,117	2,96	49	6,64	8,4	340		1	1,2	4
Min		0,103	1,57	49	6,57	7,2	260	9	0,92	1,2	2,5
Maks		0,145	2,96	66	6,88	8,4	360	26	1,2	3,3	4
Middel		0,122	2,19	57,0	6,69	7,9	324	14,0	1,10	2,52	3,14
Standardavvik		0,015	0,57	8,0	0,13	0,52	38	8,0	0,13	0,82	0,55

Tabell 24. Resultater av fysisk-kjemiske analyser samt siktedyp i Storsjøen i 2018.

Dato	Dyp m	Alkalitet mmol/l	Kalsium mg/l	Farge mg/l Pt	pH	TOC mg C/l	TOT_N µg/l	TOT_P µg/l	Turbiditet FNU	Klorofyll-a µg/l	Siktedyp m
11.06.2018	0-6	0,107	2,04	67	6,54	8,4	340	9	1,1	2,9	2,8
25.07.2018	0-6	0,118	2,09	53	6,68	7,7	280	14	0,96	2,4	3
20.08.2018	0-6	0,129	2,19	60	6,76	7,9	390		1,5	2,6	2,5
25.09.2018	0-6	0,125	2,62	41	6,88	7,1	210	11	1,2	5,5	2,5
01.11.2018	0-6	0,124	2,92	38	6,88	6,9	190	9	1,1	4,6	3
Min		0,107	2,04	38	6,54	6,9	190	9	0,96	2,4	2,5
Maks		0,129	2,92	67	6,88	8,4	390	14	1,5	5,5	3
Middel		0,121	2,37	51,8	6,75	7,6	282	10,75	1,17	3,60	2,76
Standardavvik		0,009	0,38	12,3	0,14	0,61	85	2,4	0,20	1,37	0,25

Tabell 25. Resultater av fysisk-kjemiske analyser samt siktedyp i Frysjøen i 2018.

Dato	Dyp m	Alkalitet mmol/l	Kalsium mg/l	Farge mg/l Pt	pH	TOC mg C/l	TOT_N µg/l	TOT_P µg/l	Turbiditet FNU	Klorofyll-a µg/l	Siktedyp m
11.06.2018	0-10	0,109	1,61	34	6,59	6,6	280	6	0,78	2,1	4,4
25.07.2018											
20.08.2018	0-10	0,118	1,87	31	6,80	6,3	180	6	0,92	2,4	4
25.09.2018	0-10	0,114	2,24	22	6,80	6,1	170	10	0,96	4,1	4
25.10.2018	0-8	0,118	2,53	21	6,80	5,7	160	8	0,95	2,9	5
Min		0,109	1,61	21	6,59	5,7	160	6	0,78	2,1	4
Maks		0,118	2,53	34	6,80	6,6	280	10	0,96	4,1	5
Middel		0,115	2,06	27,0	6,75	6,2	198	7,5	0,90	2,88	4,35
Standardavvik		0,004	0,40	6,5	0,11	0,38	56	1,9	0,08	0,88	0,47

Tabell 26. Resultater av fysisk-kjemiske analyser samt siktedyp i Gjesåssjøen i 2018.

Dato	Dyp m	Alkalitet mmol/l	Kalsium mg/l	Farge mg/l Pt	pH	TOC mg C/l	TOT_N µg/l	TOT_P µg/l	Turbiditet FNU	Klorofyll-a µg/l	Siktedyp m
12.06.2018	0-2	0,234	4,12	60	7,15	8,3	310	36	3,3	34	2,2
26.07.2018	0-2	0,267	4,61	47	7,23	8,3	420	39	7,6	6,9	1,2
21.08.2018	0-2	0,263	4,41	51	7,52	9,8	580	34	16	31	0,5
26.09.2018	0-2	0,223	4,24	29	7,08	8,3	350	30	4,7	13	1,5
25.10.2018	0-2	0,198	4,45	27	7,07	7	440	32	4	5,2	2
Min		0,198	4,12	27	7,07	7	310	30	3,3	5,2	0,5
Maks		0,267	4,61	60	7,52	9,8	580	39	16	34	2,2
Middel		0,237	4,37	42,8	7,21	8,3	420	34,2	7,12	18,02	1,48
Standardavvik		0,029	0,19	14,3	0,18	0,99	104	3,5	5,23	13,57	0,68

Tabell 27. Resultater av fysisk-kjemiske analyser samt siktedyp i Tørråssjøen i 2018.

Dato	Dyp m	Alkalitet mmol/l	Kalsium mg/l	Farge mg/l Pt	pH	TOC mg C/l	TOT_N µg/l	TOT_P µg/l	Turbiditet FNU	Klorofyll-a µg/l	Siktedyp m
12.06.2018	0-2	0,483	10,50	189	7,00	16	700	79	11	26	0,9
26.07.2018	0-2	0,456	10,20	164	7,10	15,9	730	93	9,9	100	0,9
21.08.2018	0-2	0,420	9,01	236	7,36	16,8	790	97	18	58	0,5
26.09.2018	0-2	0,381	3,83	142	7,12	13,5	540	64	8,8	26	0,75
24.10.2018	0-2	0,337	9,28	128	7,23	11,4	630	87	12	29	0,8
Min		0,337	3,83	128	7,00	11,4	540	64	8,8	26	0,5
Maks		0,483	10,50	236	7,36	16,8	790	97	18	100	0,9
Middel		0,415	8,56	171,8	7,16	14,7	678	84,0	11,94	47,80	0,77
Standardavvik		0,058	2,72	42,7	0,14	2,23	96	13,1	3,59	32,14	0,16

Tabell 28. Resultater av fysisk-kjemiske analyser samt siktedyp i Sørsåssjøen i 2018.

Dato	Dyp m	Alkalitet mmol/l	Kalsium mg/l	Farge mg/l Pt	pH	TOC mg C/l	TOT_N µg/l	TOT_P µg/l	Turbiditet FNU	Klorofyll-a µg/l	Siktedyp m
12.06.2018	0-6	0,132	2,48	65	6,51	9,4	410	12	2,6	2,9	2,3
26.07.2018	0-6	0,150	3,32	52	6,62	8,8	400	17	2,6	4	2,7
21.08.2018	0-4	0,143	3,15	51	6,89	8,5	290	12	2,3	4,1	3
26.09.2018	0-6	0,145	1,50	38	6,90	8,3	250	11	2	4,7	2,25
24.10.2018	0-6	0,137	3,42	36	6,91	7,7	270		1,6	3,1	2,7
Min		0,132	1,50	36	6,51	7,7	250	11	1,6	2,9	2,25
Maks		0,150	3,42	65	6,91	9,4	410	17	2,6	4,7	3
Middel		0,141	2,77	48,4	6,77	8,5	324	13,0	2,22	3,76	2,59
Standardavvik		0,007	0,80	11,8	0,19	0,63	75	2,7	0,43	0,75	0,31

Tabell 29. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Vingersjøen. Verdier gitt i mm³/m³ (=mg/m³ våtvekt)

Dato	11.06.2018	25.07.2018	20.08.2018	25.09.2018	27.10.2018
Dyp	0-4m	0-4m	0-4m	0-4m	0-4m
Cyanobacteria (Cyanobakterier)					
<i>Anathece minutissima</i>	0.1
<i>Aphanizomenon</i>	.	.	0.2	.	.
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	.	.	.	0.0	0.1
<i>Aphanocapsa incerta</i>	.	.	0.1	0.1	.
<i>Chroococcus</i>	.	0.6	.	.	.
<i>Cyanodictyon planctonicum</i>	.	0.1	1.9	.	.
<i>Dolichospermum</i> Coiled colony	.	.	0.5	.	.
<i>Dolichospermum lemmermannii</i>	.	2.1	.	2.1	3.9
<i>Dolichospermum</i> Straight colony	.	5.2	25.2	.	.
<i>Jaaginema</i>	.	.	.	0.0	.
<i>Merismopedia</i>	3.1	257.5	0.1	.	.
<i>Microcystis viridis</i>	.	5.5	1.0	.	.
<i>Planktothrix</i>	.	.	.	0.2	.
<i>Planktothrix rubescens</i>	1.3	9.6	25.1	.	5.9
<i>Pseudanabaena limnetica</i>	.	.	.	0.0	.
<i>Snowella</i>	.	0.4	0.1	.	.
<i>Woronichinia naegeliana</i>	0.9	3.2	7.2	0.7	0.2
Sum - Cyanobakterier	5.4	284.1	61.2	3.3	10.1
Charophyta/Chlorophyta (Grønnalger)					
<i>Acutodesmus acutiformis</i>	0.8
<i>Ankistrodesmus fusiformis</i>	.	.	0.0	.	.
<i>Carteria</i> (l= 8-10)	.	.	0.4	.	.
<i>Carteria</i> (l=20-25)	.	.	1.4	.	.
<i>Chlamydomonas</i>	.	5.9	.	.	.
<i>Chlamydomonas</i> (l=10 d=3)	1.0	.	.	2.0	.
<i>Chlamydomonas</i> (l=10)	.	.	1.6	.	.
Chlorophyta	.	4.1	0.3	.	.
Chlorophyta (d=10)	18.0	1.1	7.5	4.5	.
Chlorophyta (d=12)	6.1
Chlorophyta (d=3)	.	.	3.2	.	.
Chlorophyta (d=5)	9.3	1.5	4.9	1.6	2.8
Chlorophyta (d=6)	3.0	2.4	1.2	0.9	0.6
Chlorophyta (d=9)	6.8	7.9	1.5	.	0.7
<i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i>	.	.	0.1	0.1	.
<i>Cosmarium</i>	.	.	1.1	1.2	.
<i>Cosmarium contractum</i>	.	.	0.3	.	.
<i>Cosmarium humile</i>	.	0.3	.	0.0	.
<i>Cosmarium punctulatum</i>	.	0.7	.	.	.
<i>Crucigenia quadrata</i>	4.2	3.2	3.6	0.5	0.1
<i>Crucigenia tetrapedia</i>	2.5	3.0	3.1	0.5	0.1
<i>Crucigeniella irregularis</i>	.	0.1	.	.	.
<i>Desmodesmus aculeolatus</i>	3.1	1.0	0.5	0.5	.
<i>Desmodesmus armatus</i>	2.5
<i>Desmodesmus bicellularis</i>	3.0	0.1	0.4	0.4	0.0

<i>Dictyosphaerium subsolitarium</i>	.	0.4	.	.	.
<i>Dysmorphococcus variabilis</i>	.	.	0.0	0.1	0.1
<i>Elakatothrix genevensis</i>	3.2	2.9	2.9	2.0	0.7
<i>Gloeotila</i>	1.2	0.4	.	.	.
<i>Gyromitus cordiformis</i>	.	0.5	0.7	0.5	.
<i>Lacunastrum gracillimum</i>	.	0.5	0.2	.	.
<i>Lanceola spatulifera</i>	2.9	2.0	0.9	0.8	0.6
<i>Monoraphidium contortum</i>	.	.	0.1	0.2	0.1
<i>Monoraphidium dybowskii</i>	41.1	1.0	2.3	3.7	1.2
<i>Monoraphidium griffithii</i>	0.8	0.2	0.1	.	0.1
<i>Monoraphidium minutum</i>	.	0.2	0.2	.	.
<i>Mucidosphaerium pulchellum</i>	.	0.5	9.2	.	.
<i>Oocystis</i>	.	0.9	.	.	0.4
<i>Oocystis borgei</i>	0.2	1.2	3.3	.	.
<i>Oocystis parva</i>	10.0	0.2	0.4	0.6	.
<i>Oocystis rhomboidea</i>	.	0.3	1.0	.	.
<i>Pediastrum angulosum</i>	.	0.8	0.8	0.8	.
<i>Pediastrum duplex</i>	1.4	.	.	0.7	.
<i>Polytoma</i>	1.2	1.5	0.3	0.6	.
<i>Pseudopediastrum boryanum</i>	.	.	.	1.0	.
<i>Quadrigula closterioides</i>	0.1	0.1	0.5	0.1	.
<i>Quadrigula korshikovii</i>	.	0.2	2.5	0.2	.
<i>Quadrigula pfitzeri</i>	1.0
<i>Scenedesmus arcuatus</i>	0.1	.	.	0.0	.
<i>Scenedesmus ecornis</i>	1.8	0.9	.	1.2	.
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	.	.	.	0.0	0.1
<i>Sphaerocystis schroeteri</i>	6.4	1.2	0.4	0.5	.
<i>Spondylosium planum</i>	.	0.1	0.3	0.1	.
<i>Staurastrum</i>	.	0.1	0.1	.	.
<i>Staurastrum anatinum</i>	.	.	.	0.5	.
<i>Staurastrum longipes</i>	.	3.5	1.1	.	.
<i>Staurastrum tetracerum</i>	.	0.0	0.3	0.0	.
<i>Stauridium privum</i>	0.1	.	1.7	.	0.1
<i>Staurodesmus cuspidatus</i>	.	1.0	7.2	.	.
<i>Staurodesmus dejectus</i>	.	1.4	.	.	.
<i>Staurodesmus mamillatus</i>	.	1.4	0.4	.	.
<i>Tetraëdron minimum</i>	1.5	0.3	1.0	1.0	0.2
<i>Tetraspora lemmermannii</i>	.	0.0	3.8	0.7	0.2
<i>Willea apiculata</i>	.	.	1.4	.	.
Sum - Grønnalger	133.3	54.8	74.2	27.9	8.0

Chrysophyceae/Synurophyceae (Gullalger)

<i>Bicosoeca</i>	0.3
<i>Bicosoeca planktonica</i>	.	.	.	0.3	.
<i>Bitrichia chodatii</i>	.	0.3	0.5	.	0.1
<i>Chromulina nebulosa</i>	.	0.4	.	0.2	.
<i>Chrysococcus</i>	.	.	.	0.6	.
Chrysophyceae (<7)	30.9	2.4	5.8	3.5	2.4
Chrysophyceae (>7)	4.0	2.0	5.3	9.6	2.2
<i>Dinobryon</i>	1.2	0.5	0.9	0.6	1.0
<i>Dinobryon bavaricum</i>	3.4	0.6	1.5	2.1	0.9
<i>Dinobryon borgei</i>	0.2	0.1	0.1	0.7	0.2
<i>Dinobryon crenulatum</i>	0.9	0.2	0.6	.	.

<i>Dinobryon divergens</i>	3.3	4.3	0.6	5.0	4.8
<i>Dinobryon korshikovii</i>	.	.	0.2	.	.
<i>Dinobryon suecicum</i> var. <i>longispinum</i>	.	.	2.0	0.4	0.7
<i>Dinobryon vanhoeffenii</i>	0.2	0.2	0.2	.	.
<i>Dinobryon</i> , hvilespore	0.2
<i>Kephyrion boreale</i>	.	0.4	.	.	.
<i>Kephyrion cupuliforme</i>	0.1
<i>Kephyrion ovale</i>	.	0.2	0.2	.	0.4
<i>Kephyrion skujae</i>	.	0.1	0.4	0.2	0.0
<i>Mallomonas</i>	.	1.5	6.1	2.3	1.0
<i>Mallomonas akrokomos</i>	6.7	3.3	1.0	3.1	3.6
<i>Mallomonas caudata</i>	1.3	13.7	7.5	0.3	0.3
<i>Mallomonas crassisquama</i>	.	.	.	0.8	.
<i>Mallomonas pumilio</i>	.	0.9	0.9	0.7	.
<i>Mallomonas punctifera</i>	.	0.1	0.2	.	0.6
<i>Mallomonas tonsurata</i>	.	0.9	.	0.5	.
<i>Spiniferomonas</i>	1.0	0.2	0.9	2.4	.
<i>Synura</i>	.	.	2.0	.	.
<i>Synura</i> , koloni	.	.	.	3.6	.
<i>Uroglena</i>	175.0	3.7	57.0	11.0	17.8
Sum - Gullalger	228.2	35.9	94.1	47.8	36.6

Bacillariophyta (Kiselalger)

<i>Achnantheidium</i> (l=15-20)	.	.	.	0.2	.
<i>Achnantheidium minutissimum</i>	0.2
<i>Asterionella formosa</i>	8.3	4.2	10.2	4.1	16.6
<i>Aulacoseira alpigena</i>	9.6	20.4	28.9	6.9	1.7
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i>	.	.	0.2	.	.
<i>Aulacoseira italica</i>	7.5	30.9	24.7	6.0	7.9
<i>Aulacoseira italica</i> var. <i>tenuissima</i>	2.8	7.0	6.2	2.8	1.5
<i>Aulacoseira lirata</i>	.	3.2	3.8	2.8	.
<i>Cyclotella</i>	2.8	0.8	4.4	.	.
<i>Cyclotella</i> (d=10-15)	0.3	7.8	16.6	2.3	2.1
<i>Cyclotella</i> (d=15-20)	.	9.8	10.4	5.9	2.6
<i>Cyclotella</i> (d=20-30)	.	.	15.6	.	0.6
<i>Diploneis</i>	.	.	.	2.3	.
<i>Eunotia</i> (l < 80)	0.1
<i>Fragilaria</i> colony (l=20-30)	3.2	1.0	1.1	.	0.4
<i>Navicula</i> (l=10-15)	.	0.1	.	.	.
<i>Navicula lanceolata</i>	.	1.0	.	.	.
<i>Nitzschia</i> (l=25-30)	.	0.5	.	.	.
<i>Nitzschia acicularis</i>	.	.	0.1	0.1	.
<i>Stauroneis anceps</i>	.	1.4	.	.	.
<i>Tabellaria flocculosa</i>	0.3	1.5	2.1	0.8	8.7
<i>Tabellaria flocculosa</i> var. <i>asterionelloides</i>	7.0	19.2	44.2	6.2	0.6
<i>Ulnaria</i> (l=30-40)	0.5	0.0	.	0.2	0.2
<i>Ulnaria</i> (l=40-70)	0.5	0.3	0.5	0.7	1.0
<i>Ulnaria</i> (l=80-100)	1.3	6.7	2.1	1.5	1.8
<i>Ulnaria acus</i>	.	.	.	1.2	.
<i>Ulnaria delicatissima</i> var. <i>angustissima</i>	1.3
<i>Urosolenia eriensis</i>	.	1.4	8.2	3.2	.
<i>Urosolenia longiseta</i>	2.5	3.1	0.8	4.0	0.3
Sum - Kiselalger	46.4	120.3	180.1	51.3	47.6

Dictyochophyceae (Pedinnelider)

<i>Pseudopedinella</i>	8.9	5.5	6.6	9.9	3.3
Sum - Pedinnelider	8.9	5.5	6.6	9.9	3.3

Raphidophyceae (Nåleflagellater)

<i>Gonyostomum semen</i>	.	9.8	299.6	260.4	.
Sum - Nåleflagellater	0.0	9.8	299.6	260.4	0.0

Cryptophyta (Svelgflagellater)

<i>Chroomonas</i>	1.6	0.2	0.8	0.8	.
<i>Cryptomonas</i> (l=15-18)	22.5	2.6	7.5	4.1	2.4
<i>Cryptomonas</i> (l=20-24)	4.9	9.8	13.1	11.0	5.7
<i>Cryptomonas</i> (l=24-30)	4.1	6.1	2.7	2.0	.
<i>Cryptomonas</i> (l=30-35)	.	.	0.3	.	.
<i>Cryptomonas marssonii</i>	4.5
<i>Katablepharis ovalis</i>	9.8	5.9	2.9	.	0.2
<i>Plagioselmis lacustris</i>	13.3	9.0	4.1	4.9	10.6
<i>Plagioselmis nannoplantica</i>	180.2	24.0	10.3	2.8	17.9
<i>Telonema</i>	1.5	.	1.1	.	.
Sum - Svelgflagellater	242.5	57.5	42.9	25.7	36.8

Haptophyta (Svepeflagellater)

<i>Chrysochromulina parva</i>	6.3	2.0	26.0	16.2	20.1
Sum - Svepeflagellater	6.3	2.0	26.0	16.2	20.1

Dinophyceae (Fureflagellater)

<i>Ceratium hirundinella</i>	.	3.3	29.3	.	.
<i>Gymnodinium</i> (l=14-16)	0.6	1.1	.	2.1	0.1
<i>Gymnodinium</i> (l=20-22)	.	1.1	.	0.8	.
<i>Gymnodinium</i> (l=30)	.	7.6	3.8	1.3	0.6
<i>Gymnodinium</i> (l=40)	9.6	.	1.2	.	.
<i>Gymnodinium lacustre</i>	2.9	0.7	0.5	5.7	0.5
<i>Gymnodinium uberrimum</i>	2.9	3.7	2.2	2.2	.
<i>Peridinium</i> (l=15-17)	.	4.6	4.1	1.5	.
<i>Peridinium</i> (l=16-18)	1.4	.	.	1.1	0.4
<i>Peridinium willei</i>	.	.	18.0	.	.
Sum - Fureflagellater	17.4	22.0	59.0	14.8	1.6

Euglenophyta (Øyealger)

<i>Trachelomonas intermedia</i>	.	5.6	6.3	0.7	1.5
<i>Trachelomonas volvocina</i>	87.9
Sum - Øyealger	87.9	5.6	6.3	0.7	1.5

Choanozoa (Krageflagellater)

Krageflagellater	6.5	4.0	3.7	1.1	3.7
Sum - Krageflagellater	6.5	4.0	3.7	1.1	3.7

Ubestemte taksa

µ-alger, Picoplankton	31.4	9.2	15.3	6.3	5.2
Sum - Ubestemte taksa	31.4	9.2	15.3	6.3	5.2

Sum total :	814.1	610.6	869.0	465.2	174.6
-------------	-------	-------	-------	-------	-------

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

Dato	11.06.2018	25.07.2018	20.08.2018	25.09.2018	26.10.2018
Dyp	0-8m	0-8m	0-8m	0-6m	0-8m
Cyanobacteria (Cyanobakterier)					
<i>Anathece minutissima</i>	0.0
<i>Anathece smithii</i>	.	.	0.3	.	.
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	0.4	0.7	0.4	.	.
<i>Chroococcus</i>	0.1	0.1	0.2	0.2	.
<i>Cyanostylon ovoideum</i>	.	0.1	.	.	.
<i>Dolichospermum Coiled colony</i>	0.5	.	.	.	1.1
<i>Dolichospermum lemmermannii</i>	.	.	2.7	16.4	.
<i>Jaaginema</i>	0.1
<i>Merismopedia</i>	0.4	31.4	1.4	0.3	.
<i>Microcystis viridis</i>	0.1	.	0.2	1.5	.
<i>Planktolyngbya</i>	.	0.2	.	.	.
<i>Pseudanabaena</i>	.	29.8	.	.	.
<i>Pseudanabaena limnetica</i>	0.0	.	.	0.0	0.0
<i>Snowella</i>	0.1
<i>Woronichinia naegeliana</i>	2.4	8.6	7.4	3.4	0.4
Sum - Cyanobakterier	3.9	70.8	12.7	21.8	1.6
Charophyta/Chlorophyta (Grønnalger)					
<i>Ankistrodesmus fusiformis</i>	.	.	0.0	.	0.0
<i>Carteria</i> (l=6-7)	0.2
<i>Chlamydocapsa planctonica</i>	.	.	.	0.1	.
<i>Chlamydomonadales</i>	.	.	0.3	0.3	0.3
<i>Chlamydomonas</i> (l=10)	.	.	.	0.6	0.3
<i>Chlamydomonas</i> (l=14)	.	.	.	0.2	.
Chlorophyta	.	2.0	2.7	0.2	.
Chlorophyta (d=10)	15.7	5.6	2.2	6.7	11.2
Chlorophyta (d=12)	0.3	.	0.3	.	.
Chlorophyta (d=5)	2.5	0.3	1.2	5.1	0.2
Chlorophyta (d=6)	.	4.7	1.5	5.3	2.1
Chlorophyta (d=9)	0.1	2.2	.	.	.
<i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i>	0.0
<i>Coelastrum microporum</i>	.	0.2	.	.	.
<i>Cosmarium contractum</i>	.	.	.	0.1	0.1
<i>Cosmarium sphagnicola</i>	.	0.2	.	.	.
<i>Crucigenia tetrapedia</i>	0.3	0.3	0.5	0.4	0.1
<i>Crucigeniella irregularis</i>	.	0.4	0.2	.	.
<i>Desmodesmus bicellularis</i>	0.7	0.4	0.1	0.4	0.6
<i>Dysmorphococcus variabilis</i>	.	.	.	0.0	.
<i>Elakatothrix genevensis</i>	0.0	1.9	0.9	1.1	0.1
<i>Eudorina elegans</i>	.	.	.	0.1	0.3
<i>Geminella ordinata</i>	.	0.4	.	.	.
<i>Gloeotila</i>	.	.	0.2	0.1	.

<i>Gyromitus cordiformis</i>	.	0.1	8.0	3.2	0.5
<i>Koliella</i>	0.7	0.4	0.3	0.0	0.0
<i>Lanceola spatulifera</i>	0.0	.	.	0.0	.
<i>Monoraphidium contortum</i>	.	.	0.0	0.0	0.2
<i>Monoraphidium dybowskii</i>	7.3	2.4	3.1	5.9	4.5
<i>Mucidosphaerium pulchellum</i>	.	1.6	0.6	.	.
<i>Nephrocytium agardhianum</i>	.	.	.	0.2	.
<i>Nephrocytium limneticum</i>	.	.	0.1	.	0.1
<i>Oocystis</i>	0.3
<i>Oocystis borgei</i>	.	.	0.1	0.1	0.2
<i>Oocystis parva</i>	0.0
<i>Platymonas</i>	.	.	0.7	.	.
<i>Polytoma</i>	1.2	0.6	0.9	0.6	0.3
<i>Quadrigula closterioides</i>	0.0	2.0	0.1	0.1	0.0
<i>Quadrigula pfitzeri</i>	.	.	1.0	.	.
<i>Scenedesmus ecornis</i>	0.3	0.6	0.9	1.2	.
<i>Spondylosium planum</i>	.	0.2	0.0	.	.
<i>Staurodesmus incus</i> var. <i>indentatus</i>	.	3.5	.	.	.
<i>Staurodesmus triangularis</i>	.	.	0.4	.	.
<i>Teilingia granulata</i>	.	1.3	5.3	.	.
<i>Tetraëdron minimum</i>	0.0	0.3	.	.	.
<i>Tetraspora lemmermannii</i>	.	.	0.2	.	.
<i>Willea rectangularis</i>	.	.	0.2	.	.
Sum - Grønnalger	29.5	31.7	32.3	32.2	21.5

Chrysophyceae/Synurophyceae (Gullalger)

<i>Bicosoeca</i>	0.8	.	.	.	0.5
<i>Bicosoeca ainikkiae</i>	.	.	0.3	.	.
<i>Bicosoeca planktonica</i>	.	.	0.1	.	.
<i>Bitrichia chodatii</i>	1.3	0.4	0.5	0.0	.
<i>Chromulina nebulosa</i>	0.4	1.6	1.3	0.7	.
<i>Chrysolykos planctonicus</i>	0.3
Chrysophyceae (<7)	4.8	2.1	5.3	4.0	2.4
Chrysophyceae (>7)	3.0	4.7	6.6	6.6	3.0
<i>Dinobryon</i>	.	0.5	0.6	.	.
<i>Dinobryon bavaricum</i>	.	5.7	.	.	.
<i>Dinobryon borgei</i>	0.1	0.2	0.5	0.2	.
<i>Dinobryon crenulatum</i>	0.9
<i>Dinobryon divergens</i>	.	3.8	7.0	.	.
<i>Dinobryon divergens</i> var. <i>schauinslandii</i>	.	2.0	.	.	.
<i>Dinobryon eurystoma</i>	.	0.2	.	.	.
<i>Dinobryon suecicum</i> var. <i>longispinum</i>	0.1	0.2	.	.	.
<i>Dinobryon vanhoeffenii</i>	.	4.7	.	.	.
<i>Dinobryon, hvilespore</i>	.	0.0	.	.	.
<i>Kephyrion</i>	.	.	.	0.2	.
<i>Kephyrion skujae</i>	.	.	.	0.1	0.1
<i>Mallomonas</i>	1.5	12.3	3.8	3.1	.
<i>Mallomonas akrokomos</i>	0.0	0.5	0.5	1.0	0.0
<i>Mallomonas caudata</i>	.	2.3	4.6	.	.
<i>Mallomonas crassisquama</i>	.	1.5	1.5	9.0	.
<i>Mallomonas heterospina</i>	1.3
<i>Mallomonas punctifera</i>	.	0.6	0.1	0.9	0.1
<i>Mallomonas tonsurata</i>	.	0.5	.	.	.

<i>Spiniferomonas</i>	.	.	2.4	0.9	.
<i>Uroglena</i>	.	.	1.8	1.8	.
Sum - Gullalger	13.3	43.7	36.9	28.6	7.4

Bacillariophyta (Kiselalger)

<i>Achnanthydium minutissimum</i>	.	.	0.3	.	.
<i>Amphora</i>	.	.	.	1.0	.
<i>Asterionella formosa</i>	1.7	10.0	17.1	4.3	10.7
<i>Aulacoseira alpigena</i>	15.2	20.0	26.9	45.2	19.5
<i>Aulacoseira italica</i>	.	.	0.3	0.5	5.4
<i>Cyclotella</i>	.	.	0.8	.	.
<i>Cyclotella</i> (d=10-15)	.	8.5	3.1	3.1	3.1
<i>Cyclotella</i> (d=15-20)	.	3.9	.	.	.
<i>Fragilaria</i> colony (l=20-30)	.	.	0.6	0.2	.
<i>Navicula</i> (l > 20)	.	.	0.6	.	.
<i>Nitzschia acicularis</i>	0.0
<i>Tabellaria flocculosa</i>	0.6	0.8	1.0	2.2	1.5
<i>Tabellaria flocculosa</i> var. <i>asterionelloides</i>	1.3	7.2	18.2	21.1	42.2
<i>Ulnaria</i> (l=30-40)	0.0	.	0.2	0.1	.
<i>Ulnaria</i> (l=40-70)	1.1	0.1	0.5	0.6	0.1
<i>Ulnaria</i> (l=80-100)	0.2	0.2	0.3	0.6	0.3
<i>Ulnaria acus</i>	0.4	.	.	0.8	.
<i>Urosolenia eriensis</i>	1.8	0.2	.	2.8	1.4
<i>Urosolenia longiseta</i>	1.4	0.6	3.5	20.2	5.5
Sum - Kiselalger	23.7	51.4	73.6	102.8	89.8

Dictyochophyceae (Pedinnelider)

<i>Pseudopedinella</i>	.	.	3.3	4.4	.
Sum - Pedinnelider	0.0	0.0	3.3	4.4	0.0

Cryptophyta (Svelgflagellater)

<i>Cryptomonas</i> (l=15-18)	1.5	3.6	2.0	6.1	1.0
<i>Cryptomonas</i> (l=20-24)	1.2	3.7	9.8	17.2	11.0
<i>Cryptomonas</i> (l=24-30)	4.1	2.0	4.1	12.3	22.5
<i>Cryptomonas marssonii</i>	0.3	.	.	4.5	.
<i>Katablepharis ovalis</i>	5.5	5.5	3.3	0.4	.
<i>Plagioselmis lacustris</i>	5.7	14.7	14.7	16.3	4.9
<i>Plagioselmis nannoplantica</i>	16.9	24.0	19.7	10.3	5.6
<i>Telonema</i>	1.8	1.5	0.4	0.7	1.1
Sum - Svelgflagellater	37.2	55.0	54.1	67.9	46.2

Haptophyta (Svepeflagellater)

<i>Chrysochromulina parva</i>	2.0	0.5	2.0	1.0	1.3
Sum - Svepeflagellater	2.0	0.5	2.0	1.0	1.3

Dinophyceae (Fureflagellater)

<i>Ceratium hirundinella</i>	.	3.3	42.3	.	.
<i>Gymnodinium</i> (l=12)	1.5	.	0.2	.	.
<i>Gymnodinium</i> (l=20-22)	.	.	.	0.3	0.3
<i>Gymnodinium</i> (l=30)	.	3.2	3.8	1.3	1.3
<i>Gymnodinium lacustre</i>	3.2	2.9	.	2.1	.
<i>Gymnodinium uberrimum</i>	2.2	2.9	2.2	5.1	.
<i>Parvodinium umbonatum</i>	.	.	0.3	.	.

<i>Peridinium</i> (l=15-17)	.	7.7	.	.	.
<i>Peridinium</i> (l=16-18)	2.5	3.6	1.8	1.4	0.4
<i>Peridinium</i> (l=30-35)	.	.	1.2	.	1.2
Sum - Fureflagellater	9.4	23.5	51.7	10.2	3.1
Choanozoa (Krageflagellater)					
<i>Aulomonas purdyi</i>	.	.	.	0.1	0.1
Krageflagellater	.	26.6	1.1	2.4	2.1
<i>Stelaxomonas dichotoma</i>	.	.	.	0.3	3.7
Sum - Krageflagellater	0.0	26.6	1.1	2.7	5.9
Ubestemte taksa					
μ-alger, Picoplankton	13.2	10.3	7.7	6.9	3.6
Sum - Ubestemte taksa	13.2	10.3	7.7	6.9	3.6
Sum total :	132.2	313.5	275.3	278.5	180.4

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

	Dato	11.06.2018	25.07.2018	20.08.2018	25.09.2018	01.11.2018
	Dyp	0-6m	0-6m	0-6m	0-6m	0-6m
Cyanobacteria (Cyanobakterier)						
<i>Aphanocapsa</i>		.	.	0.2	.	.
<i>Chroococcus</i>		.	.	0.1	.	.
<i>Dolichospermum lemmermannii</i>		2.7
<i>Dolichospermum</i> Straight colony		.	.	0.2	.	.
<i>Jaaginema</i>		.	.	0.0	.	.
<i>Merismopedia</i>		.	1.3	13.3	0.3	.
<i>Microcystis viridis</i>		.	6.7	9.6	.	.
<i>Woronichinia naegeliana</i>		0.4	16.8	18.4	23.6	7.9
Sum - Cyanobakterier		3.1	24.8	41.9	23.8	7.9
Charophyta/Chlorophyta (Grønnalger)						
<i>Chlamydomonas</i>		.	1.0	.	.	.
<i>Chlamydomonas</i> (l=10 d=3)		0.3	.	4.1	.	.
<i>Chlamydomonas</i> (l=10)		0.2	.	.	2.5	.
Chlorophyta		0.9
Chlorophyta (d=10)		13.5	3.7	4.5	2.2	.
Chlorophyta (d=12)		.	0.3	.	0.3	.
Chlorophyta (d=5)		0.3	3.1	1.3	3.1	0.2
Chlorophyta (d=6)		7.1	3.6	4.7	2.4	1.6
<i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i>		.	.	.	0.0	.
<i>Closterium jenneri</i>		.	.	.	0.7	.
<i>Cosmarium contractum</i>		0.1	.	0.5	0.4	.
<i>Cosmarium depressum</i> var. <i>planctonicum</i>		.	0.5	0.9	0.2	.
<i>Crucigenia quadrata</i>		.	0.1	0.2	0.7	0.2

<i>Crucigenia tetrapedia</i>	0.1	0.1	0.4	0.6	0.1
<i>Desmodesmus bicellularis</i>	0.2	3.3	2.2	10.3	6.1
<i>Dysmorphococcus variabilis</i>	.	0.0	.	.	.
<i>Elakatothrix genevensis</i>	.	0.9	1.4	1.4	.
<i>Euastrum denticulatum</i>	0.1
<i>Eudorina elegans</i>	.	0.1	.	0.1	.
<i>Gloeotila</i>	.	.	0.1	0.1	.
<i>Gyromitus cordiformis</i>	0.4	0.7	.	0.5	0.1
<i>Korshikoviella limnetica</i>	.	.	0.2	.	.
<i>Lanceola spatulifera</i>	0.1	0.2	0.1	0.2	.
<i>Monoraphidium contortum</i>	0.0
<i>Monoraphidium dybowskii</i>	0.2	0.6	0.9	2.2	0.4
<i>Monoraphidium griffithii</i>	0.1
<i>Mucidosphaerium pulchellum</i>	.	1.1	4.3	8.0	1.6
<i>Oocystis parva</i>	.	0.1	.	.	.
<i>Platymonas</i>	0.3
<i>Polytoma</i>	0.8	1.2	0.3	.	0.4
<i>Quadrigula closterioides</i>	.	0.3	.	.	.
<i>Quadrigula pfitzeri</i>	.	0.3	3.1	0.5	.
<i>Scenedesmus ecornis</i>	0.0	.	0.6	0.3	0.2
<i>Sphaerocystis Schroeteri</i>	0.7	0.4	21.6	8.4	0.3
<i>Spondylosium planum</i>	.	0.0	0.3	1.2	.
<i>Staurastrum anatinum</i>	.	2.0	1.0	.	.
<i>Staurastrum longipes</i>	.	1.1	0.7	.	.
<i>Staurastrum muticum</i>	.	.	.	0.4	.
<i>Staurodesmus cuspidatus</i>	.	0.8	0.6	0.2	.
<i>Staurodesmus dejectus</i>	.	.	.	3.5	0.7
<i>Staurodesmus incus var. indentatus</i>	.	.	2.8	.	.
<i>Staurodesmus leptodermus</i>	.	.	0.7	.	1.5
<i>Teilingia granulata</i>	.	.	1.3	0.1	.
<i>Tetraspora lemmermannii</i>	.	.	0.9	0.6	.
<i>Willea apiculata</i>	.	.	0.5	.	.
Sum - Grønnalger	25.1	25.5	60.3	51.1	13.8

Chrysophyceae/Synurophyceae (Gullalger)

<i>Bicosoeca</i>	0.0
<i>Bitrichia chodatii</i>	0.1	.	0.6	0.2	.
<i>Bitrichia phaseolus</i>	.	.	.	0.1	.
<i>Chromulina nebulosa</i>	.	0.4	0.4	0.2	.
<i>Chrysidiastrum catenatum</i>	.	.	0.2	.	.
<i>Chrysolykos planctonicus</i>	0.2
Chrysophyceae (<7)	3.2	5.0	4.0	0.5	1.4
Chrysophyceae (>7)	4.9	3.5	2.0	5.0	1.3
<i>Dinobryon</i>	1.0	.	0.3	.	.
<i>Dinobryon acuminatum</i>	0.2
<i>Dinobryon bavaricum</i>	3.8	0.5	2.7	1.6	0.5
<i>Dinobryon borgei</i>	1.2	.	.	0.1	.
<i>Dinobryon crenulatum</i>	0.3	.	0.3	.	.
<i>Dinobryon cylindricum</i>	.	.	.	0.0	0.3
<i>Dinobryon divergens</i>	1.1	1.0	0.1	.	.
<i>Dinobryon suecicum var. longispinum</i>	0.7
<i>Kephyrion</i>	.	0.6	.	.	.
<i>Kephyrion boreale</i>	.	.	0.4	0.4	.

<i>Kephyrion ovale</i>	0.4
<i>Mallomonas</i>	2.0	2.0	1.5	1.5	.
<i>Mallomonas akrokomos</i>	0.3	0.9	1.0	0.5	0.3
<i>Mallomonas caudata</i>	0.7	6.5	0.3	1.3	0.3
<i>Mallomonas crassisquama</i>	.	0.1	1.5	3.8	0.1
<i>Mallomonas hamata</i>	.	.	.	6.4	.
<i>Mallomonas punctifera</i>	.	0.6	.	0.3	0.1
<i>Spiniferomonas</i>	1.3	2.4	.	0.9	0.3
<i>Synura</i>	0.1	0.3	5.1	0.5	0.1
<i>Uroglena</i>	.	12.3	9.8	8.0	.
Sum - Gullalger	21.5	36.2	30.3	31.4	4.8

Bacillariophyta (Kiselalger)

<i>Acanthoceras zachariasii</i>	.	.	.	0.1	.
<i>Asterionella formosa</i>	1.1	7.6	13.0	12.8	2.8
<i>Aulacoseira alpigena</i>	7.2	30.4	59.9	16.1	16.2
<i>Aulacoseira italica</i>	1.6	0.5	.	17.7	21.4
<i>Aulacoseira italica</i> var. <i>tenuissima</i>	.	.	0.9	4.4	0.1
<i>Aulacoseira lirata</i>	.	.	9.3	10.4	13.7
Bacillariophyceae (Pennat)	0.1
<i>Cyclotella</i> (d=10-15)	.	3.1	7.8	1.6	5.7
<i>Cyclotella</i> (d=15-20)	.	5.2	11.7	.	2.6
<i>Eunotia zasuminensis</i>	0.1	12.9	7.9	0.4	.
<i>Nitzschia</i> (l=60-80)	.	0.1	.	.	.
<i>Tabellaria flocculosa</i>	0.8	0.4	.	.	0.8
<i>Tabellaria flocculosa</i> var. <i>asterionelloides</i>	8.0	23.0	30.7	201.3	496.2
<i>Ulnaria</i> (l=30-40)	0.6	.	.	0.0	0.1
<i>Ulnaria</i> (l=40-70)	0.2	0.1	0.4	0.1	0.0
<i>Ulnaria</i> (l=80-100)	0.2	0.4	4.3	0.6	0.2
<i>Ulnaria acus</i>	.	.	.	0.4	.
<i>Urosolenia eriensis</i>	0.9	0.1	39.9	13.8	0.2
<i>Urosolenia longiseta</i>	4.8	0.0	4.0	3.7	1.6
Sum - Kiselalger	25.6	83.9	189.8	283.3	561.7

Dictyochophyceae (Pedinnelider)

<i>Pseudopedinella</i>	0.7	.	2.2	3.3	.
Sum - Pedinnelider	0.7	0.0	2.2	3.3	0.0

Raphidophyceae (Nåleflagellater)

<i>Gonyostomum semen</i>	.	14.0	75.6	53.2	2.8
Sum - Nåleflagellater	0.0	14.0	75.6	53.2	2.8

Xanthophyceae (Gulgrønnalger)

<i>Ophiocytium capitatum</i>	.	0.0	.	.	.
Sum - Gulgrønnalger	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

Cryptophyta (Svelgflagellater)

<i>Chroomonas</i>	0.4	.	.	0.8	.
<i>Cryptomonas</i> (l=15-18)	5.4	2.0	3.1	2.6	4.1
<i>Cryptomonas</i> (l=20-24)	15.5	11.4	27.0	17.2	7.4
<i>Cryptomonas</i> (l=24-30)	6.8	5.4	4.1	6.1	4.1
<i>Cryptomonas</i> (l=40)	.	.	0.4	0.8	.
<i>Katablepharis ovalis</i>	2.9	9.9	0.4	0.7	0.7

<i>Plagioselmis lacustris</i>	36.5	8.2	3.3	8.2	2.7
<i>Plagioselmis nannoplanctica</i>	21.0	41.4	15.0	13.2	15.7
<i>Telonema</i>	.	2.2	0.7	0.7	0.5
Sum - Svelgflagellater	88.6	80.6	54.0	50.3	35.1
Haptophyta (Svepeflagellater)					
<i>Chrysochromulina parva</i>	2.3	3.1	1.8	8.0	1.7
Sum - Svepeflagellater	2.3	3.1	1.8	8.0	1.7
Dinophyceae (Fureflagellater)					
<i>Ceratium hirundinella</i>	.	.	3.3	.	.
<i>Gymnodinium</i> (l=14-16)	2.9	.	6.4	.	.
<i>Gymnodinium</i> (l=20-22)	.	3.8	.	.	.
<i>Gymnodinium</i> (l=30)	0.6	6.3	3.2	1.9	0.6
<i>Gymnodinium lacustre</i>	3.3	0.5	.	2.9	.
<i>Gymnodinium uberrimum</i>	.	3.7	6.6	5.1	2.9
<i>Gyrodinium helveticum</i>	.	.	10.4	.	.
<i>Peridinium</i> (l=15-17)	1.0
<i>Peridinium</i> (l=16-18)	1.4	.	0.7	3.6	.
<i>Peridinium</i> (l=30-35)	.	.	1.2	.	.
<i>Peridinium willei</i>	.	4.5	.	4.5	.
Sum - Fureflagellater	8.3	18.7	31.7	18.0	4.6
Choanozoa (Krageflagellater)					
Krageflagellater	.	3.2	0.6	0.8	0.7
Sum - Krageflagellater	0.0	3.2	0.6	0.8	0.7
Ubestemte taksa					
µ-alger, Picoplankton	4.0	4.6	7.0	6.7	2.4
Sum - Ubestemte taksa	4.0	4.6	7.0	6.7	2.4
Sum total :	179.2	294.7	495.2	529.8	635.5

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

Dato	11.06.2018	20.08.2018	25.09.2018	25.10.2018
Dyp	0-10m	0-10m	0-10m	0-8m
Cyanobacteria (Cyanobakterier)				
<i>Anathece minutissima</i>	0.0	.	.	.
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	.	0.1	0.0	.
<i>Chroococcus</i>	.	0.5	1.1	1.6
<i>Coelosphaerium kuetzingianum</i>	4.1	.	.	.
<i>Cyanodictyon planctonicum</i>	.	0.1	.	.
<i>Dolichospermum</i> Coiled colony	.	.	0.7	.
<i>Dolichospermum lemmermannii</i>	.	31.4	.	.
<i>Lemmermanniella pallida</i>	.	0.0	0.0	0.0

<i>Merismopedia</i>	1.7	10.2	20.4	10.4
<i>Microcystis viridis</i>	0.3	.	.	0.4
<i>Planktothrix</i>	.	.	0.2	.
<i>Rhabdogloea smithii</i>	.	0.2	1.1	.
<i>Snowella</i>	.	0.3	0.8	1.5
<i>Woronichinia delicatula</i>	.	.	0.1	.
Sum - Cyanobakterier	6.1	42.8	24.4	13.9

Charophyta/Chlorophyta (Grønnalger)

<i>Carteria</i> (l=6-7)	0.4	.	.	.
<i>Chlamydomonadales</i>	0.9	0.4	0.3	.
<i>Chlamydomonas</i> (l=10)	.	.	1.2	.
Chlorophyta	.	.	4.4	4.4
Chlorophyta (d=10)	.	2.2	1.5	21.0
Chlorophyta (d=12)	5.1	.	.	.
Chlorophyta (d=3)	.	3.3	0.8	0.8
Chlorophyta (d=5)	0.7	2.5	1.5	2.2
Chlorophyta (d=6)	.	2.4	1.2	0.8
Chlorophyta (d=9)	.	3.4	1.5	1.5
<i>Coelastrum microporum</i>	.	0.4	.	.
<i>Cosmarium contractum</i>	.	.	.	0.1
<i>Cosmarium phaseolus</i>	0.3	0.9	0.6	0.6
<i>Cosmarium pygmaeum</i>	0.1	0.4	.	0.3
<i>Desmodesmus bicellularis</i>	0.1	.	.	.
<i>Elakatothrix gelatinosa</i>	.	.	0.3	0.2
<i>Elakatothrix genevensis</i>	1.5	1.7	1.1	1.3
<i>Euastrum denticulatum</i>	0.1	.	0.1	.
<i>Gloeotila</i>	.	0.9	8.3	.
<i>Gyromitus cordiformis</i>	0.7	0.5	0.7	0.7
<i>Lanceola spatulifera</i>	0.0	.	.	.
<i>Monoraphidium contortum</i>	0.7	0.6	2.0	1.6
<i>Monoraphidium dybowskii</i>	1.2	4.9	11.2	4.7
<i>Monoraphidium griffithii</i>	1.8	2.7	3.8	3.1
<i>Mucidosphaerium pulchellum</i>	.	0.8	.	.
<i>Nephrocytium agardhianum</i>	.	.	0.1	0.1
<i>Oocystis</i>	.	0.3	.	.
<i>Oocystis borgei</i>	.	0.7	0.1	0.1
<i>Oocystis parva</i>	0.8	.	0.0	.
<i>Oocystis rhomboidea</i>	2.7	5.4	5.4	1.4
<i>Paramastix conifera</i>	.	0.3	0.3	0.3
<i>Platymonas</i>	.	.	0.9	.
<i>Pleurotaenium trabecula</i>	.	.	10.0	.
<i>Polytoma</i>	0.2	0.6	0.8	.
<i>Sphaerocystis schroeteri</i>	.	0.3	0.1	2.7
<i>Spondylosium planum</i>	.	.	0.0	0.1
<i>Staurastrum</i>	.	0.1	.	0.2
<i>Staurastrum anatinum</i>	.	1.0	.	.
<i>Staurastrum paradoxum</i>	.	1.8	1.8	0.3
<i>Staurastrum pseudopelagicum</i>	1.2	0.6	4.2	2.4
<i>Stauroidesmus cuspidatus</i>	.	.	0.2	0.2
<i>Stauroidesmus incus</i>	4.2	5.3	4.2	4.6
<i>Stauroidesmus mamillatus</i>	0.8	1.6	3.0	2.8
<i>Teilingia granulata</i>	.	.	.	0.9

<i>Willea rectangularis</i>	.	0.2	0.3	0.1
<i>Xanthidium</i>	.	.	.	0.9
Sum - Grønnalger	23.6	45.9	72.2	60.4

Chrysophyceae/Synurophyceae (Gullalger)

<i>Bitrichia chodatii</i>	0.4	0.2	0.8	0.4
<i>Chromulina nebulosa</i>	0.3	0.3	0.4	.
<i>Chrysolykos planctonicus</i>	0.4	.	.	0.3
Chrysophyceae (<7)	5.1	5.8	4.3	3.2
Chrysophyceae (>7)	4.9	7.3	6.6	10.2
<i>Dinobryon</i>	.	0.8	0.4	0.2
<i>Dinobryon bavaricum</i>	.	.	.	0.1
<i>Dinobryon borgei</i>	.	0.2	1.6	0.8
<i>Dinobryon crenulatum</i>	0.1	4.6	2.7	4.9
<i>Dinobryon sociale</i> var. <i>americanum</i>	.	0.5	0.5	0.2
<i>Dinobryon suecicum</i>	0.1	.	.	0.1
<i>Kephyrion boreale</i>	.	.	0.4	.
<i>Kephyrion littorale</i>	0.1	.	.	.
<i>Kephyrion ovale</i>	.	0.8	0.2	0.4
<i>Mallomonas</i>	0.5	2.3	9.2	2.0
<i>Mallomonas akrokomos</i>	0.3	0.3	.	.
<i>Mallomonas caudata</i>	0.7	.	0.3	0.7
<i>Mallomonas crassisquama</i>	0.5	.	.	1.0
<i>Mallomonas pumilio</i>	.	1.2	0.6	.
<i>Mallomonas punctifera</i>	.	.	.	0.1
<i>Spiniferomonas</i>	0.3	.	3.3	0.9
<i>Uroglena</i>	0.8	.	.	.
Sum - Gullalger	14.6	24.3	31.4	25.5

Bacillariophyta (Kiselalger)

<i>Achnanthyrium minutissimum</i>	.	.	0.2	.
<i>Asterionella formosa</i>	.	.	.	0.3
<i>Aulacoseira alpigena</i>	3.5	30.4	45.2	57.9
<i>Aulacoseira lirata</i>	0.8	238.9	258.1	282.9
Bacillariophyceae (Pennat)	.	0.7	.	.
<i>Cyclotella</i>	0.4	.	6.3	24.3
<i>Cyclotella</i> (d=10-15)	7.2	2.3	8.3	16.6
<i>Cyclotella</i> (d=15-20)	6.5	.	.	.
<i>Navicula</i> (l > 20)	0.1	.	.	0.1
<i>Tabellaria flocculosa</i>	.	3.6	15.1	9.8
<i>Tabellaria flocculosa</i> var. <i>teilingii</i>	.	28.5	142.4	84.5
<i>Ulnaria</i> (l=40-70)	.	.	0.1	0.0
<i>Ulnaria</i> (l=80-100)	1.5	13.2	2.6	8.4
<i>Urosolenia longiseta</i>	0.2	0.1	3.1	7.6
Sum - Kiselalger	20.3	317.7	481.2	492.2

Dictyochophyceae (Pedinnelider)

<i>Pedinella</i>	.	2.0	.	.
<i>Pseudopedinella</i>	0.5	2.2	5.5	9.9
Sum - Pedinnelider	0.5	4.2	5.5	9.9

Xanthophyceae (Gulgrønnalger)

<i>Tetraëdriella jovettii</i>	.	0.3	0.4	0.0
-------------------------------	---	-----	-----	-----

Sum - Gulgrønnalger	0.0	0.3	0.4	0.0
Cryptophyta (Svelgflagellater)				
<i>Chroomonas</i>	.	.	0.3	.
<i>Cryptomonas</i> (l=15-18)	2.4	2.0	1.4	6.1
<i>Cryptomonas</i> (l=20-24)	6.5	4.9	6.5	8.2
<i>Cryptomonas</i> (l=24-30)	5.4	4.1	.	2.7
<i>Katablepharis ovalis</i>	6.1	3.9	0.4	0.4
<i>Komma caudata</i>	0.3	0.5	.	.
<i>Plagioselmis lacustris</i>	6.5	4.4	4.1	1.6
<i>Plagioselmis nannoplanctica</i>	17.2	8.1	5.2	2.4
<i>Telonema</i>	0.5	3.7	0.7	.
Sum - Svelgflagellater	45.0	31.7	18.5	21.4
Haptophyta (Svepeflagellater)				
<i>Chrysochromulina parva</i>	1.9	2.6	1.0	2.5
Sum - Svepeflagellater	1.9	2.6	1.0	2.5
Dinophyceae (Fureflagellater)				
<i>Ceratium hirundinella</i>	.	.	3.3	.
<i>Gymnodinium</i> (l=14-16)	1.4	6.4	1.4	0.1
<i>Gymnodinium</i> (l=20-22)	0.6	1.1	0.3	0.8
<i>Gymnodinium</i> (l=30)	0.6	3.8	1.3	.
<i>Gymnodinium lacustre</i>	0.7	0.4	1.9	1.0
<i>Gymnodinium uberrimum</i>	.	3.7	4.4	1.5
<i>Parvodinium umbonatum</i>	0.3	5.2	.	.
<i>Peridinium</i> (l=15-17)	.	4.6	.	0.5
<i>Peridinium</i> (l=16-18)	1.4	.	.	0.7
<i>Peridinium willei</i>	4.5	.	.	.
Sum - Fureflagellater	9.6	25.2	12.5	4.5
Euglenophyta (Øyealger)				
<i>Colacium vesiculosum</i>	25.5	.	.	.
Euglenales	5.8	.	.	.
<i>Trachelomonas volvocina</i>	.	.	.	10.6
Sum - Øyealger	31.3	0.0	0.0	10.6
Choanozoa (Krageflagellater)				
Krageflagellater	0.1	0.4	0.5	0.3
Sum - Krageflagellater	0.1	0.4	0.5	0.3
Ubestemte taksa				
µ-alger, Picoplankton	5.1	5.7	6.2	7.5
Sum - Ubestemte taksa	5.1	5.7	6.2	7.5
Sum total :	158.1	500.8	653.8	648.5

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

	Dato	12.06.2018	25.07.2018	21.08.2018	26.09.2018	25.10.2018
	Dyp	0-2m	0-2m	0-2m	0-2m	0-2m
Cyanobacteria (Cyanobakterier)						
<i>Anathece minutissima</i>		.	.	.	1.0	.
<i>Aphanocapsa holsatica</i>		.	.	0.7	.	.
<i>Aphanocapsa incerta</i>		0.1
<i>Chroococcus</i>		.	.	0.1	.	.
<i>Cyanodictyon planctonicum</i>		0.2	11.5	0.5	.	.
<i>Cyanophyceae</i>		2.6	8.5	8.8	1.1	.
<i>Dolichospermum lemmermannii</i>		4.3
<i>Dolichospermum</i> Straight colony		1.1	1458.8	1059.0	35.6	.
<i>Merismopedia</i>		.	0.3	.	.	.
<i>Pseudanabaena limnetica</i>		.	0.4	.	.	.
<i>Snowella</i>		0.4	1.4	5.2	1.2	0.2
Sum - Cyanobakterier		8.6	1480.9	1074.3	38.9	0.2
Charophyta/Chlorophyta (Grønnalger)						
<i>Ankistrodesmus fusiformis</i>		.	.	0.0	.	.
<i>Chlamydomonadales</i>		0.7
<i>Chlamydomonas</i>		3.2
<i>Chlamydomonas</i> (l=10 d=3)		.	26.1	.	2.0	.
<i>Chlamydomonas</i> (l=14)		1.6
Chlorophyta		.	.	2.1	13.5	4.1
Chlorophyta (d=10)		4.5	20.6	9.2	13.5	4.5
Chlorophyta (d=12)		.	12.5	6.3	.	.
Chlorophyta (d=3)		1.8	3.0	1.2	0.3	.
Chlorophyta (d=5)		6.7	19.1	10.9	32.0	15.7
Chlorophyta (d=6)		0.9	5.4	3.0	6.2	2.1
Chlorophyta (d=9)		.	6.9	27.5	5.6	.
<i>Cosmarium contractum</i> var. <i>minutum</i>		.	.	.	1.4	.
<i>Cosmarium depressum</i> var. <i>planctonicum</i>		1.5
<i>Cosmarium phaseolus</i>		0.6	5.4	125.0	9.2	.
<i>Cosmarium tinctum</i>		.	.	.	1.8	.
<i>Crucigenia quadrata</i>		2.8	10.8	5.0	5.0	4.4
<i>Crucigenia tetrapedia</i>		1.1	9.0	2.7	8.2	66.0
<i>Desmodesmus armatus</i>		0.6	1.3	1.3	0.6	0.8
<i>Desmodesmus bicellularis</i>		0.2	1.5	1.1	0.8	.
<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i>		.	12.2	0.8	0.7	1.1
<i>Dysmorphococcus variabilis</i>		.	0.0	0.2	0.0	0.0
<i>Elakatothrix genevensis</i>		5.2	6.4	12.8	3.0	1.3
<i>Gloeotila</i>		0.5	101.7	1157.8	27.4	.
<i>Gyromitus cordiformis</i>		.	.	1.1	.	.
<i>Kirchneriella lunaris</i>		.	1.7	.	.	.
<i>Lanceola spatulifera</i>		4.4	2.3	0.3	0.0	.
<i>Monoraphidium dybowskii</i>		0.2	0.7	0.4	0.3	0.9
<i>Monoraphidium griffithii</i>		.	.	0.0	.	.
<i>Monoraphidium minutum</i>		0.3
<i>Mucidosphaerium pulchellum</i>		2.1	8.1	3.8	1.1	1.1

<i>Nephrocytium</i>	.	.	0.2	.	.
<i>Nephrocytium limneticum</i>	0.8
<i>Oocystis</i>	1.5	738.9	.	33.1	.
<i>Oocystis borgei</i>	2.5	0.2	0.2	0.1	.
<i>Oocystis parva</i>	0.6	0.3	0.6	0.2	.
<i>Oocystis rhomboidea</i>	.	2.1	1.0	.	.
<i>Paulschulzia pseudovolvox</i>	.	0.1	.	.	.
<i>Pediastrum angulosum</i>	.	3.2	.	1.6	0.8
<i>Pediastrum duplex</i>	0.7	.	5.6	0.7	.
<i>Polytoma</i>	.	.	1.9	.	.
<i>Pseudopediastrum boryanum</i>	.	.	6.0	2.0	.
<i>Quadrigula closterioides</i>	0.1	5.2	3.3	0.2	.
<i>Quadrigula pfitzeri</i>	.	1.8	.	0.3	.
<i>Scenedesmus arcuatus</i>	.	.	.	0.9	1.2
<i>Scenedesmus ecornis</i>	.	1.3	.	2.5	0.6
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	0.4	.	.	.	0.4
<i>Sphaerocystis schroeteri</i>	11.1	6.2	10.3	0.3	.
<i>Spondylosium planum</i>	.	0.6	1.4	0.9	0.6
<i>Staurastrum</i>	0.1
<i>Staurastrum anatinum</i>	.	2.0	.	.	.
<i>Staurastrum avicula</i>	.	.	.	2.0	.
<i>Staurastrum longipes</i>	.	0.7	.	.	.
<i>Staurastrum tetracerum</i>	0.1	2.3	.	0.3	.
<i>Stauridium privum</i>	.	.	1.0	0.3	0.3
<i>Stauroidesmus cuspidatus</i>	.	.	3.6	20.4	0.4
<i>Stauroidesmus dejectus</i>	1.4	4.2	.	14.3	7.2
<i>Tetraspora lemmermannii</i>	0.3	.	.	0.1	.
Sum - Grønnalger	54.3	1023.7	1407.7	212.9	117.7

Chrysophyceae/Synurophyceae (Gullalger)

<i>Bitrichia chodatii</i>	.	2.3	1.0	0.1	.
<i>Bitrichia phaseolus</i>	.	.	.	0.1	.
<i>Chromulina nebulosa</i>	.	.	2.8	1.1	0.4
<i>Chromulina parvula</i>	.	0.1	.	.	.
<i>Chrysidiastrum catenatum</i>	.	4.4	.	.	.
Chrysophyceae (<7)	2.4	4.3	13.0	11.2	3.5
Chrysophyceae (>7)	2.3	1.4	8.8	16.9	17.3
Dinobryon	.	1.9	1.3	0.2	0.2
<i>Dinobryon bavaricum</i>	6.4	16.7	11.3	4.7	1.1
<i>Dinobryon cylindricum</i>	0.6
<i>Dinobryon divergens</i>	31.4
<i>Dinobryon vanhoeffenii</i>	0.1
<i>Kephyrion ovale</i>	0.4
<i>Mallomonas</i>	.	.	4.7	4.6	0.8
<i>Mallomonas akrokomos</i>	5.4	0.5	0.1	0.8	0.5
<i>Mallomonas caudata</i>	9.1
<i>Mallomonas crassisquama</i>	.	.	.	1.5	9.0
<i>Mallomonas punctifera</i>	.	.	.	0.1	2.9
<i>Pseudostaurastrum enorme</i>	0.1	0.2	0.4	.	.
<i>Spiniferomonas</i>	0.5	.	1.0	.	0.9
<i>Synura</i>	.	1.0	8.3	5.1	.
<i>Uroglena</i>	8.6	168.8	2.5	1.8	.
Sum - Gullalger	66.6	201.6	55.1	48.2	37.1

Bacillariophyta (Kiselalger)

<i>Asterionella formosa</i>	.	1.8	21.0	36.5	11.8
<i>Aulacoseira alpigena</i>	8.7	48.7	31.9	36.9	25.6
<i>Aulacoseira italica</i>	30.1	36.6	289.0	25.3	43.7
<i>Aulacoseira italica</i> var. <i>tenuissima</i>	9.3	2.4	9.8	8.6	11.5
<i>Aulacoseira lirata</i>	2.0	11.4	21.1	1.8	1.4
<i>Cyclotella</i>	4.4	1.1	1.1	1.1	.
<i>Cyclotella</i> (d=10-15)	5.4	.	41.2	0.8	.
<i>Cyclotella</i> (d=15-20)	5.9	4.0	12.0	.	.
<i>Cymbella</i> (l=100-120)	.	.	.	1.7	.
<i>Eunotia zasuminensis</i>	.	0.5	0.5	.	.
<i>Gyrosigma acuminatum</i>	.	4.0	.	1.0	1.0
<i>Nitzschia</i> (l=40-50)	.	0.1	.	0.0	.
<i>Pinnularia</i>	0.7
<i>Tabellaria flocculosa</i>	2.2	.	.	1.0	1.1
<i>Tabellaria flocculosa</i> var. <i>asterionelloides</i>	5.6	9.0	52.2	12.6	25.6
<i>Tryblionella scalaris</i>	.	.	.	4.1	.
<i>Ulnaria</i> (l=30-40)	.	0.2	0.5	.	.
<i>Ulnaria</i> (l=40-70)	0.0	.	0.2	0.1	0.3
<i>Ulnaria</i> (l=80-100)	.	0.2	0.2	0.2	1.5
<i>Urosolenia longiseta</i>	1.4	0.9	0.3	0.5	0.3
Sum - Kiselalger	75.0	120.8	480.9	132.3	124.5

Dictyochophyceae (Pedinnelider)

<i>Pseudopedinella</i>	1.1	.	.	2.2	2.2
Sum - Pedinnelider	1.1	0.0	0.0	2.2	2.2

Raphidophyceae (Nåleflagellater)

<i>Gonyostomum semen</i>	4110.2	.	30.8	.	.
Sum - Nåleflagellater	4110.2	0.0	30.8	0.0	0.0

Xanthophyceae (Gulgrønnalger)

<i>Centrtractus belonophorus</i>	0.1	0.6	.	.	.
<i>Tetraëdriella jovettii</i>	1.5	2.5	.	0.6	.
<i>Tetraëdriella regularis</i>	.	0.1	.	.	.
Sum - Gulgrønnalger	1.6	3.2	0.0	0.6	0.0

Cryptophyta (Svelgflagellater)

<i>Chroomonas</i>	1.6	1.7	1.7	0.8	0.8
<i>Cryptomonas</i> (l=15-18)	.	2.1	3.1	7.2	2.6
<i>Cryptomonas</i> (l=20-24)	0.1	0.8	27.5	8.6	8.6
<i>Cryptomonas</i> (l=24-30)	.	.	8.3	10.2	10.2
<i>Cryptomonas</i> (l=30-35)	.	.	5.6	2.8	.
<i>Cryptomonas marssonii</i>	.	.	.	1.1	.
<i>Katablepharis ovalis</i>	0.7	1.5	9.0	1.8	7.4
<i>Plagioselmis lacustris</i>	0.8	3.3	6.7	9.8	22.1
<i>Plagioselmis nannoplanctica</i>	1.9	1.9	10.5	5.6	11.8
<i>Telonema</i>	.	.	.	0.4	0.4
Sum - Svelgflagellater	5.2	11.3	72.5	48.3	63.7

Haptophyta (Svepeflagellater)

<i>Chrysochromulina parva</i>	6.4	9.7	26.7	1.5	5.2
-------------------------------	-----	-----	------	-----	-----

Sum - Svepeflagellater	6.4	9.7	26.7	1.5	5.2
Dinophyceae (Fureflagellater)					
<i>Ceratium furcoides</i>	3.3	201.5	149.5	3.3	.
<i>Gymnodinium</i> (l=14-16)	.	4.4	4.4	2.1	.
<i>Gymnodinium</i> (l=20-22)	1.1
<i>Gymnodinium</i> (l=30)	.	21.4	40.3	3.2	.
<i>Gymnodinium lacustre</i>	.	.	.	2.9	1.1
<i>Gymnodinium uberrimum</i>	.	.	.	7.3	.
<i>Peridinium</i> (l=15-17)	1.5	9.4	.	10.7	.
<i>Peridinium</i> (l=16-18)	3.6	22.3	7.4	10.9	.
<i>Peridinium</i> (l=30-35)	.	.	9.6	.	.
<i>Peridinium willei</i>	.	54.0	72.0	.	.
Sum - Fureflagellater	9.5	312.9	283.2	40.4	1.1
Euglenophyta (Øyealger)					
Euglenales	.	0.3	7.1	.	.
<i>Trachelomonas intermedia</i>	4.8	7.8	23.3	3.8	3.8
<i>Trachelomonas similis</i>	.	.	0.4	.	.
<i>Trachelomonas volvocina</i>	.	.	28.4	10.0	59.8
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i>	1.8	17.2	.	25.3	5.1
Sum - Øyealger	6.7	25.3	59.3	39.1	68.7
Choanozoa (Krageflagellater)					
Krageflagellater	7.2	0.5	2.7	0.3	.
Sum - Krageflagellater	7.2	0.5	2.7	0.3	0.0
Ubestemte taksa					
µ-alger, Picoplankton	6.9	8.5	11.9	9.2	6.9
Sum - Ubestemte taksa	6.9	8.5	11.9	9.2	6.9
Sum total :	4359.2	3198.5	3505.1	573.9	427.4

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

Dato	12.06.2018	26.07.2018	21.08.2018	26.09.2018	24.10.2018
Dyp	0-2m	0-2m	0-2m	0-2m	0-2m
Cyanobacteria (Cyanobakterier)					
<i>Aphanizomenon klebahnii</i>	.	5.9	22.5	12.4	.
<i>Aphanocapsa</i>	.	.	0.8	.	.
<i>Aphanocapsa incerta</i>	0.0	0.2	.	0.4	.
<i>Dolichospermum</i> Straight colony	.	535.3	1235.9	266.5	1.8
<i>Jaaginema</i>	.	.	.	0.1	.
<i>Snowella</i>	.	4.2	2.1	4.2	.
<i>Snowella atomus</i>	2.5
Sum - Cyanobakterier	0.0	545.6	1261.3	283.5	4.3
Charophyta/Chlorophyta (Grønnalger)					
<i>Acutodesmus acutiformis</i>	.	.	.	3.3	.
<i>Chlamydomonas</i> (l=5-6)	0.4
Chlorophyta	.	.	4.8	.	.
Chlorophyta (d=10)	9.0	.	.	4.6	.
Chlorophyta (d=5)	4.1	3.3	28.0	25.0	1.0
Chlorophyta (d=6)	2.4	7.3	4.8	1.2	.
<i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i>	4.6	9.4	20.6	9.4	18.8
<i>Closterium limneticum</i>	9.8	4.0	1.2	19.2	1.2
<i>Closterium strigosum</i>	1.2
<i>Coelastrum microporum</i>	3.8	.	.	7.7	0.4
<i>Crucigenia fenestrata</i>	.	.	.	2.8	2.8
<i>Crucigenia quadrata</i>	18.6	33.0	34.0	11.0	1.5
<i>Crucigenia tetrapedia</i>	.	1.3	1.3	2.1	2.5
<i>Desmodesmus aculeolatus</i>	19.4	6.3	4.2	20.8	29.2
<i>Desmodesmus armatus</i>	.	.	.	1.7	7.5
<i>Desmodesmus bicaudatus</i>	1.0	2.1	.	.	3.1
<i>Desmodesmus bicellularis</i>	8.5	8.3	16.5	35.3	21.0
<i>Desmodesmus intermedius</i>	.	.	.	1.1	.
<i>Desmodesmus opoliensis</i>	48.6	120.4	67.3	77.9	24.8
<i>Dictyosphaerium subsolitarium</i>	1.2	0.8	1.3	.	.
<i>Dysmorphococcus variabilis</i>	.	.	0.5	.	.
<i>Elakatothrix genevensis</i>	.	1.2	0.6	1.8	0.6
<i>Gyromitus cordiformis</i>	.	.	2.2	.	.
<i>Kirchneriella obesa</i>	.	.	.	2.7	.
<i>Lanceola spatulifera</i>	0.3	0.5	0.3	.	.
<i>Monoraphidium contortum</i>	0.1
<i>Monoraphidium dybowskii</i>	.	0.7	0.4	0.7	9.9
<i>Monoraphidium minutum</i>	1.0	.	1.0	0.7	.
<i>Mucidosphaerium pulchellum</i>	9.0	.	8.7	.	.
<i>Oocystis</i>	13.0	7.3	7.3	.	2.4
<i>Oocystis parva</i>	2.5	0.6	3.1	5.6	.
<i>Polytoma</i>	.	.	2.5	2.5	.
<i>Raphidocelis danubiana</i>	0.3	49.6	20.7	7.6	.
<i>Scenedesmus ecornis</i>	.	1.3	2.5	2.5	2.5
<i>Staurastrum paradoxum</i>	.	10.4	20.8	.	0.5

<i>Staurastrum tetracerum</i>	0.0	5.0	0.8	.	.
<i>Stauridium tetras</i>	2.9	5.0	2.5	2.5	0.1
<i>Staurodesmus dejectus</i>	.	.	.	1.4	.
<i>Staurodesmus extensus</i>	.	33.8	1.1	.	.
<i>Staurodesmus triangularis</i>	.	.	10.8	.	.
<i>Willea apiculata</i>	4.1	127.1	27.1	47.9	31.3
Sum - Grønnalger	165.9	438.4	296.8	298.9	161.0

Chrysophyceae/Synurophyceae (Gullalger)

<i>Bicosoeca</i>	0.3
<i>Bicosoeca petiolata</i>	.	0.7	1.3	0.2	.
<i>Bicosoeca planktonica</i>	.	.	0.4	.	.
<i>Bitrichia phaseolus</i>	.	0.5	.	.	.
<i>Chrysococcus</i>	2.5
Chrysophyceae (<7)	0.8	2.7	5.4	4.9	1.6
Chrysophyceae (>7)	8.0	6.8	16.3	2.7	6.8
<i>Dinobryon</i>	0.6	.	.	.	1.9
<i>Dinobryon bavaricum</i>	0.1	0.2	2.2	2.8	.
<i>Dinobryon divergens</i>	1.8	1.2	0.2	.	.
<i>Dinobryon divergens</i> var. <i>schauinslandii</i>	.	.	.	0.6	.
<i>Kephyrion</i>	0.2	0.4	.	.	.
<i>Kephyrion skujae</i>	.	.	0.4	.	.
<i>Mallomonas</i>	.	.	.	2.1	.
<i>Mallomonas caudata</i>	13.3	4.6	0.7	.	.
<i>Mallomonas tonsurata</i>	2.8	1.9	1.9	3.8	.
<i>Spiniferomonas</i>	0.5	1.0	.	.	.
<i>Synura</i>	64.4	1.0	.	208.4	758.4
<i>Uroglena</i>	1.3
Sum - Gullalger	95.1	20.8	28.7	225.4	770.0

Bacillariophyta (Kiselalger)

<i>Asterionella formosa</i>	8.7	4.1	2.3	122.4	11.0
<i>Aulacoseira alpigena</i>	93.8	40.7	143.4	173.6	226.7
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i>	137.7	42.0	32.2	146.4	39.8
<i>Aulacoseira italica</i>	3.5	.	1.4	251.7	423.5
<i>Aulacoseira italica</i> var. <i>tenuissima</i>	.	.	.	17.6	89.8
Bacillariophyceae (Pennat)	0.4
<i>Cyclotella</i>	3.3	2.3	2.3	.	.
<i>Cyclotella</i> (d=10-15)	24.9	9.5	3.2	3.2	.
<i>Cymbella</i>	0.1
<i>Eunotia</i> (l < 80)	.	0.2	.	.	.
<i>Fragilaria colony</i> (l=20-30)	14.1
<i>Stauroneis</i>	1.7
<i>Tabellaria flocculosa</i>	0.4
<i>Ulnaria</i> (l=30-40)	0.2	0.0	.	.	.
<i>Ulnaria</i> (l=40-70)	4.9	0.2	5.0	7.5	.
<i>Ulnaria acus</i>	14.4	6.4	17.6	9.6	.
<i>Urosolenia longiseta</i>	0.6	.	0.0	.	.
Sum - Kiselalger	294.4	105.3	207.3	731.9	805.0

Dictyochophyceae (Pedinnelider)

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

Raphidophyceae (Nåleflagellater)

<i>Gonyostomum semen</i>	.	3702.1	700.4	14.0	.
Sum - Nåleflagellater	0.0	3702.1	700.4	14.0	0.0

Xanthophyceae (Gulgrønnalger)

<i>Ophiocytium capitatum</i>	2.8
<i>Tetraëdriella jovettii</i>	0.6
Sum - Gulgrønnalger	3.4	0.0	0.0	0.0	0.0

Cryptophyta (Svelgflagellater)

<i>Chroomonas</i>	16.3	1.7	1.7	8.3	3.3
<i>Cryptomonas</i> (l=15-18)	.	2.1	.	4.2	12.5
<i>Cryptomonas</i> (l=20-24)	7.4	.	5.0	25.0	10.0
<i>Cryptomonas</i> (l=24-30)	.	0.4	.	50.0	.
<i>Katablepharis ovalis</i>	.	.	24.8	17.3	2.3
<i>Plagioselmis lacustris</i>	0.8	.	1.7	5.0	1.7
<i>Plagioselmis nannoplantica</i>	3.8	1.0	2.9	133.2	71.9
<i>Telonema</i>	.	0.8	.	0.8	.
Sum - Svelgflagellater	28.3	5.9	36.0	243.7	101.6

Haptophyta (Svepeflagellater)

<i>Chrysochromulina parva</i>	0.2	.	0.3	0.3	.
Sum - Svepeflagellater	0.2	0.0	0.3	0.3	0.0

Dinophyceae (Fureflagellater)

<i>Ceratium hirundinella</i>	123.5	8693.8	8328.8	1625.9	.
<i>Gymnodinium</i> (l=14-16)	.	.	4.4	.	.
<i>Gymnodinium</i> (l=20-22)	.	.	.	1.1	.
<i>Gymnodinium</i> (l=30)	.	2.5	.	.	.
Sum - Fureflagellater	123.5	8696.3	8333.2	1627.1	0.0

Euglenophyta (Øyealger)

Euglenales	97.3	7.1	7.1	7.1	.
<i>Lepocinclis oxyuris</i>	8.5	23.8	27.2	.	.
<i>Phacus curvicauda</i>	2.0	4.0	.	.	.
<i>Phacus monilatus</i> var. <i>suecicus</i>	220.8	50.0	1.2	.	.
<i>Phacus tortus</i>	30.0	.	6.0	12.0	.
<i>Trachelomonas</i>	20.2	4.0	.	.	.
<i>Trachelomonas hispida</i>	3.8	7.7	.	.	.
<i>Trachelomonas intermedia</i>	91.5	15.5	.	.	.
<i>Trachelomonas planctonica</i>	3.8	0.7	7.7	.	.
<i>Trachelomonas similis</i>	8.6
<i>Trachelomonas volvocina</i>	.	.	32.5	16.3	.
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i>	377.7	550.0	398.8	295.6	61.9
Sum - Øyealger	864.2	662.9	480.5	331.0	61.9

Choanozoa (Krageflagellater)

Krageflagellater	.	.	1.1	5.4	1.1
Sum - Krageflagellater	0.0	0.0	1.1	5.4	1.1

Ubestemte taksa

µ-alger, Picoplankton	8.8	19.3	10.8	11.1	4.4
-----------------------	-----	------	------	------	-----

Sum - Ubestemte taksa	8.8	19.3	10.8	11.1	4.4
-----------------------	-----	------	------	------	-----

Sum total :	1583.7	14196.6	11356.4	3774.6	1909.3
-------------	--------	---------	---------	--------	--------

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

	Dato	12.06.2018	26.07.2018	21.08.2018	26.09.2018	24.10.2018
	Dyp	0-6 m	0-6 m	0-6 m	0-6 m	0-6 m
Cyanobacteria (Cyanobakterier)						
<i>Anathece</i>		1.6	0.8	0.4	.	.
<i>Anathece bachmannii</i>		.	.	0.4	0.4	.
<i>Aphanocapsa</i>		3.2	0.4	.	.	.
<i>Chroococcus minutus</i>		.	0.8	8.0	2.4	0.2
<i>Coelosphaerium kuetzingianum</i>		.	.	0.6	4.3	.
<i>Cyanodictyon planctonicum</i>		.	3.2	0.6	.	.
<i>Dolichospermum lemmermannii</i>		6.5
<i>Lyngbya</i>		.	2.7	.	.	.
<i>Merismopedia tenuissima</i>		9.7	0.1	7.6	0.5	0.4
<i>Woronichinia naegeliana</i>		8.8	27.2	11.2	24.0	8.8
Sum - Cyanobakterier		29.8	35.1	28.9	31.6	9.3
Charophyta/Chlorophyta (Grønnalger)						
<i>Botryococcus braunii</i>		3.8	8.3	22.1	29.4	32.6
<i>Bulbochaete</i>		.	0.3	.	.	.
<i>Chlamydomonas</i> (l=10)		.	3.4	1.4	0.7	.
<i>Chlamydomonas</i> (l=5-6)		.	.	1.0	.	0.4
<i>Chlamydomonas</i> (l=8)		14.4	6.4	10.0	8.4	2.8
Chlorophyta (d=5)		14.6	8.9	3.9	1.6	0.8
<i>Closterium macilentum</i>		.	.	.	2.0	.
<i>Coelastrum microporum</i>		0.2	.	0.2	.	.
<i>Collodictyon triciliatum</i>		.	.	0.5	0.2	.
<i>Cosmarium contractum</i>		.	1.4	2.5	1.1	1.1
<i>Cosmarium depressum</i>		.	.	.	10.0	.
<i>Cosmarium pygmaeum</i>		.	2.3	0.9	1.4	.
<i>Crucigenia tetrapedia</i>		0.8	0.6	5.6	1.4	0.8
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> var. <i>minutum</i>		.	0.5	0.2	.	.
<i>Dictyosphaerium subsolitarium</i>		.	.	0.8	.	.
<i>Elakatothrix genevensis</i>		0.7	2.8	2.8	1.3	1.7
<i>Euastrum denticulatum</i>		0.1
<i>Gloeotila</i>		.	2.4	1.2	.	.
<i>Gyromitus cordiformis</i>		0.6
<i>Kirchneriella obesa</i>		0.1	.	0.1	.	.
<i>Monomastix</i>		5.2	1.0	1.4	.	.
<i>Monoraphidium dybowskii</i>		.	1.0	1.7	0.7	.
<i>Mougeotia</i> (b=6-8)		0.1
<i>Mucidosphaerium pulchellum</i>		.	.	3.8	3.7	.
<i>Oocystis lacustris</i>		.	0.8	.	.	.
<i>Oocystis marssonii</i>		0.2
<i>Oocystis parva</i>		.	.	0.6	.	.
<i>Oocystis rhomboidea</i>		.	0.8	.	.	.
<i>Oocystis submarina</i>		12.9	5.0	12.1	3.1	1.4
<i>Planktosphaeria gelatinosa</i>		.	1.2	2.5	0.1	.
<i>Polytoma</i>		.	.	.	1.4	.
<i>Quadrigula pfitzeri</i>		.	.	2.0	.	.

<i>Scenedesmus ecornis</i>	.	.	1.2	0.4	.
<i>Scourfieldia complanata</i>	0.4	.	0.4	0.8	0.4
<i>Staurastrum pingue</i>	0.4
<i>Stauridium privum</i>	2.0	4.0	16.0	6.0	.
<i>Stauroidesmus mamillatus</i>	13.4	10.7	13.4	10.7	0.2
<i>Stauroidesmus subulatus</i>	1.1
<i>Stauroidesmus triangularis</i>	.	1.7	0.7	1.7	.
<i>Teilingia granulata</i>	.	.	3.5	0.9	.
<i>Tetrastrum triangulare</i>	.	.	5.0	1.6	.
<i>Willea apiculata</i>	0.5	1.6	5.9	.	.
<i>Xanthidium antilopaeum</i>	.	.	.	1.2	.
Sum - Grønnalger	71.0	65.2	123.1	89.8	42.6

Chrysophyceae/Synurophyceae (Gullalger)

<i>Bicosoeca paropsis</i>	.	.	.	0.2	.
<i>Bitrichia chodatii</i>	2.4	2.4	1.6	0.1	1.6
<i>Chromulina</i>	7.6	2.2	8.1	9.0	9.4
<i>Chrysamoeba</i>	.	.	2.8	0.7	.
<i>Chrysidiastrum catenatum</i>	.	.	1.4	.	.
<i>Chrysococcus</i>	4.6	5.1	6.0	2.3	1.8
<i>Chrysolykos planctonicus</i>	0.7
Chrysophyceae (<7)	24.5	21.4	27.9	14.8	15.9
Chrysophyceae (>7)	10.4	11.7	24.7	10.4	11.7
Chrysophyceae sp 3 (l=8-9)	2.0	.	.	1.0	.
<i>Dinobryon</i>	.	1.6	.	.	0.8
<i>Dinobryon acuminatum</i>	1.0	0.8	3.0	1.4	8.4
<i>Dinobryon bavaricum</i>	0.5	10.4	.	4.5	7.2
<i>Dinobryon borgei</i>	.	.	3.1	.	0.3
<i>Dinobryon cylindricum</i>	.	.	.	0.3	.
<i>Dinobryon suecicum</i>	0.4
<i>Dinobryon suecicum var. longispinum</i>	.	.	.	1.5	.
<i>Epipyxis polymorpha</i>	.	.	.	0.2	.
<i>Kephyrion boreale</i>	1.4	.	0.4	.	.
<i>Kephyrion cupuliforme</i>	.	.	1.6	0.3	.
<i>Kephyrion littorale</i>	.	.	0.4	0.9	1.1
<i>Kephyrion skujae</i>	.	.	0.2	.	.
<i>Mallomonas</i>	11.0	27.0	14.0	5.0	1.0
<i>Mallomonas</i> (l=8-10)	7.2	7.2	7.2	1.2	1.2
<i>Mallomonas akrokomos</i>	4.3	.	.	0.3	0.7
<i>Mallomonas allorgei</i>	2.9
<i>Mallomonas caudata</i>	4.3	0.3	1.0	17.4	0.7
<i>Mallomonas crassisquama</i>	2.9	10.8	11.8	2.0	.
<i>Mallomonas hamata</i>	4.2	2.1	2.1	35.6	.
<i>Mallomonas punctifera</i>	.	1.3	5.1	0.1	1.3
<i>Mallomonas schwemmlei</i>	.	1.6	2.4	.	.
<i>Mallomonas tonsurata</i>	.	.	3.0	.	.
<i>Ochromonas</i>	.	.	0.4	.	.
<i>Paraphysomonas</i>	0.6	0.6	.	.	1.0
<i>Pseudokephyrion pawlowskii</i>	0.4
<i>Spiniferomonas</i>	5.5	5.5	4.1	2.3	1.8
<i>Stichogloea doederleinii</i>	9.2	5.5	2.8	13.8	2.8
Sum - Gullalger	107.5	117.6	135.0	125.4	69.3

Bacillariophyta (Kiselalger)

<i>Achnanthydium minutissimum</i>	.	.	0.2	.	.
<i>Aulacoseira alpigena</i>	23.8	32.9	30.1	91.9	60.7
<i>Aulacoseira italica</i>	.	.	3.5	0.7	0.4
<i>Aulacoseira italica</i> var. <i>tenuissima</i>	1.1
<i>Aulacoseira lacustris</i>	.	0.2	0.3	3.0	0.2
<i>Aulacoseira subarctica</i>	2.2	0.7	.	.	.
<i>Aulacoseira tenella</i>	.	4.8	2.0	8.0	10.8
<i>Cyclotella</i> (d=10-12)	1.3	1.3	4.0	0.7	2.7
<i>Cyclotella</i> (d=14-16)	1.7	3.3	3.3	.	.
<i>Cyclotella</i> (d=5-8)	8.7
<i>Diploneis parma</i>	.	0.4	.	.	.
<i>Eunotia</i>	0.4
<i>Eunotia arcus</i>	0.2
<i>Eunotia bilunaris</i>	.	.	.	0.2	.
<i>Fragilaria</i>	2.2	1.9	0.5	0.8	0.9
<i>Frustulia rhomboides</i>	.	.	0.5	0.5	0.5
<i>Gomphonema acuminatum</i>	.	.	.	0.3	.
<i>Nitzschia intermedia</i>	.	.	.	0.0	.
<i>Nitzschia linearis</i>	0.4
<i>Nitzschia sigmoidea</i>	0.3	.	.	0.5	0.3
<i>Nitzschia vermicularis</i>	0.2
<i>Rhopalodia gibba</i>	.	1.2	.	.	.
<i>Stauroneis phoenicenteron</i>	.	0.2	0.1	.	.
<i>Tabellaria fenestrata</i>	.	0.8	0.5	.	.
<i>Tabellaria flocculosa</i>	0.3	0.4	0.1	0.2	0.3
<i>Ulnaria</i> (l=110-120)	0.2
<i>Ulnaria</i> (l=40-70)	.	0.5	.	.	.
<i>Ulnaria</i> (l=80-100)	0.3	4.0	16.8	0.8	2.4
<i>Ulnaria acus</i>	.	0.1	.	.	0.1
<i>Ulnaria ulna</i>	0.6
<i>Urosolenia longiseta</i>	2.2	1.8	1.6	4.2	6.6
Sum - Kiselalger	37.0	54.6	63.5	111.7	95.0

Dictyochophyceae (Pedinnelider)

<i>Pseudopedinella</i>	2.1	2.1	7.5	7.5	5.4
<i>Pseudopedinella</i> (3 kloroplaster)	.	1.8	7.8	7.8	8.4
Sum - Pedinnelider	2.1	3.9	15.3	15.3	13.8

Xanthophyceae (Gulgrønnalger)

<i>Centritractus belonophorus</i>	.	0.0	.	.	.
<i>Goniochloris fallax</i>	.	.	0.1	.	.
Sum - Gulgrønnalger	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0

Cryptophyta (Svelgflagellater)

<i>Cryptomonas</i> (l=12-15)	.	2.4	3.2	1.6	.
<i>Cryptomonas</i> (l=15-18)	6.0	9.3	4.0	0.7	0.7
<i>Cryptomonas</i> (l=20-22)	1.6	6.4	6.4	4.8	6.4
<i>Cryptomonas</i> (l=24-30)	2.7	2.7	.	2.7	2.7
<i>Cryptomonas</i> (l=30-35)	0.3
<i>Cryptomonas</i> (l=8-10)	0.6	1.9	4.8	3.5	.
<i>Katablepharis ovalis</i>	5.0	1.8	5.8	0.4	.
<i>Plagioselmis lacustris</i>	1.6	0.8	.	1.6	2.4

<i>Plagioselmis nannoplanctica</i>	28.8	7.2	1.8	18.6	5.4
<i>Telonema</i>	.	0.4	.	.	.
Sum - Svelgflagellater	46.7	32.9	26.0	33.9	17.6
Dinophyceae (Fureflagellater)					
<i>Ceratium hirundinella</i>	.	3.3	6.5	.	.
<i>Gymnodinium</i> (l=12)	2.0
<i>Gymnodinium</i> (l=14-16)	.	.	9.8	4.2	2.8
<i>Gymnodinium</i> (l=20-22)	.	6.3	11.9	3.9	0.4
<i>Gymnodinium</i> (l=30)	2.5	1.9	8.2	17.6	1.9
<i>Gymnodinium</i> (l=40)	1.2
<i>Gymnodinium lacustre</i>	.	5.6	4.2	1.4	.
<i>Parvodinium umbonatum</i>	6.8	4.5	13.6	6.8	.
<i>Peridinium bipes</i>	.	.	4.0	.	.
Sum - Fureflagellater	9.3	21.6	58.2	33.9	8.2
Euglenophyta (Øyealger)					
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i>	2.2	2.2	4.4	6.6	.
Sum - Øyealger	2.2	2.2	4.4	6.6	0.0
Choanozoa (Krageflagellater)					
Krageflagellater	0.5	2.6	0.8	0.5	1.6
Sum - Krageflagellater	0.5	2.6	0.8	0.5	1.6
Ubestemte taksa					
µ-alger, Picoplankton	8.3	4.9	8.0	5.0	4.7
Heterotrof flagellat (l<15)	2.0	6.4	5.6	4.6	4.2
Heterotrof flagellat (l=15-20)	0.4	0.2	0.6	0.8	0.6
Sum - Ubestemte taksa	10.7	11.5	14.2	10.5	9.5
Sum total :	316.9	347.3	469.4	459.1	267.0

Tabell 36. Forekomst av krepdyrplankton i håvtrekk fra sju innsjøer i 2018. Antall individer i prøvene og prosentandel av ulike taksa er gitt.

	Vingersjøen 20.08.2018		Nugguren 20.08.2018		Storsjøen 20.08.2018		Fryssjøen 20.08.2018		Gjesåssjøen 21.08.2018		Tørråssjøen 21.08.2018		Sørsåssjøen 21.08.2018	
	0-4m		0-17 m		0-10 m		0-12 m		2 x 0-2,5 m		2 x 0-2,5 m		0-7 m	
	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%
Vannlopper (Cladocera)														
Leptodora kindtii	1	0,01							100	0,37	40	0,82	1	
Limnoscia frontosa	20	0,24	10	0,09	190	5,83	100	0,63	700	2,62			50	0,19
Diaphanosoma brachyurum	2740	33,16			50	1,53	400	2,52	2200	8,24	80	1,65	250	0,93
Holopedium gibberum							4	0,03						
Daphnia cristata	200	2,42	440	4,01	10	0,31	850	5,35	5	0,02	300	6,17	2100	7,82
Daphnia cucullata									4200	15,73	1340	27,57		
Daphnia spp.			10	0,09			150	0,94	1400	5,24	200	4,12	400	1,49
Bosmina longirostris			2	0,02										
Bosmina longispina	220	2,66	1750	15,95	40	1,23	300	1,89					450	1,68
Bosmina coregoni	40	0,48												
Bosmina spp.													700	2,61
Chydorus sp.					20	0,61			1400	5,24				
Bythotrephes longimanus					1	0,03								
Cladocera embryo indet.	160	1,94												
Hoppekreps (Copepoda)														
Heterocope appendiculata			1	0,01			150	0,94					250	0,93
Eudiaptomus gracilis	1600	19,37	780	7,11	550	16,87	6200	39,03	1000	3,74	920	18,93	14500	54,00
Calanoide copepoditer indet.							100	0,63			40	0,82		
Calanoide nauplier indet.	860	10,41	410	3,74	270	8,28			300	1,12	200	4,12	150	0,56
Cyclops scutifer	1	0,01					250	1,57					3150	11,73
Mesocyclops leuckarti	280	3,39	320	2,92	190	5,83	30	0,19	600	2,25	200	4,12	150	0,56
Thermocyclops oithonoides	560	6,78	3490	31,80	840	25,76	2750	17,31	9600	35,94	400	8,23	1400	5,21
Cyclopoida sp.			2	0,02					3	0,01				
Cyclopoide copepoditer indet.	420	5,08	980	8,93	350	10,73	400	2,52	2900	10,86	640	13,17	2000	7,45
Cyclopoide nauplier indet.	1160	14,04	2780	25,33	750	23,00	4200	26,44	2300	8,61	500	10,29	1300	4,84
Sum totalt	8262	100,00	10975	100,00	3261	100,00	15884	100,00	26708	100,00	4860	100,00	26851	100,00
Antall taxa	10		8		9		11		11		8		12	

Tabell 37. Liste over registrerte begroingselementer fra 14 lokaliteter Hedmark 2018, samt fra resultater fra tidligere undersøkelser (fra 2011, 2012 og 2016). Hyppigheten er angitt som prosent dekning. Organismer som vokser på/blant disse er angitt ved: x=observert, xx=vanlig, xxx=hyppig.

Taksa	OP1	OP2	MØR	TRA	JU2	FLI		ULV	SHA		NHA		HAN			SKY	HAM	HAT	VES	
	2018	2018	2018	2018	2018	2011	2018	2018	2016	2018	2016	2018	2012	2016	2018	2018	2018	2018	2018	
Cyanobakterier																				
Calothrix spp.				<1		x									x					
Chamaesiphon confervicola														x						
Chamaesiphon incrustans															x					
Chamaesiphon rostafinskii															x					
Clastidium setigerum															x					
Cyanophanon mirabile						xx					xxx				x					
Cylindrospermum spp.	<1									<1										
Geitlerinema acutissimum											<1									
Geitlerinema splendidum	x		xx								x				1		xx		10	
Hapalosiphon intricatus					<1															
Heteroleibleinia pusilla							x													
Heteroleibleinia spp.				xx						xxx		xxx			xxx					
Homoeothrix batrachospermorum								xxx				xxx								x
Homoeothrix janthina															x					
Homoeothrix juliana								x												
Homoeothrix subtilis																				xxx
Leptolyngbya batrachosperma				xxx						xxx		x			xxx	xx				xxx
Leptolyngbya gloeophila		xx														x				
Leptolyngbya spp.		xx					xx	x										xx		
Oscillatoria anguina		xxx																		
Oscillatoria limosa		5																		
Oscillatoria proboscidea				x																
Oscillatoria spp.	x		x												x					
Phormidium autumnale	<1	3										1	2		1	<1				
Phormidium favosum				<1												<1				
Phormidium heteropolare				<1													x			

Taksa	OP1	OP2	MØR	TRA	JU2	FLI		ULV	SHA		NHA		HAN			SKY	HAM	HAT	VES
	2018	2018	2018	2018	2018	2011	2018	2018	2016	2018	2016	2018	2012	2016	2018	2018	2018	2018	2018
Phormidium inundatum		2									xx		1					1	
Phormidium retzii	2		<1									<1	<1	<1					
Phormidium spp.	xx			xx		<1	x				xx	x			x	x	x		x
Schizothrix spp.														xxx					
Scytonema mirabile				xx		xx		1											xx
Stigonema mammosum				x		20	10	4											
Tolypothrix distorta			<1						<1							2			
Grønnalger																			
Binuclearia tectorum					x														xx
Bulbochaete spp.			x	x	<1	x	x	1											10
Chaetophora elegans		<1						<1								<1			
Closterium spp.		x	x	x	x	x	x	x		xxx	xxx	x	x	xx	x	x	xxx	x	xx
Cosmarium spp.		x	x	xx	x		x	x	x	x	x			x		x			xx
Cylindrocystis spp.					x														
Draparnaldia glomerata		2										xx							
Euastrum spp.				x			x					x							x
Hyalotheca dissiliens				x			x			xx		x			x	x			
Micrasterias truncata																			x
Microspora abbreviata		x								xxx	xxx	5		x		<1	xxx	xxx	
Microspora amoena									5	<1	40	xxx	x	25	5		<1		
Microspora palustris						x													xx
Microspora palustris var minor					xx	x										xxx			
Mougeotia a (6-12u)					x	x	x	xx			x	7					x		x
Mougeotia a/b (10-18u)										3		2				<1			
Mougeotia c (21-24)				x				xxx		x	xxx	x		xxx		5			<1
Mougeotia d (25-30u)			xx						x					xxx	x				
Mougeotia e (30-40u)						<1	2							xx					
Mougeotiopsis calospora									x										
Mougotia a2 (3-7u)				x	x		x									x			
Netrium spp.								x										x	
Oedogonium a (5-11u)		x	x	3	x	x	x	x	x	x	xxx	x		xx	x	xx			x
Oedogonium a/b (19-21μ)				<1		x										x			

Taksa	OP1	OP2	MØR	TRA	JU2	FLI		ULV	SHA		NHA		HAN			SKY	HAM	HAT	VES
	2018	2018	2018	2018	2018	2011	2018	2018	2016	2018	2016	2018	2012	2016	2018	2018	2018	2018	2018
Oedogonium b (13-18u)			xx	<1		x	xxx	xxx			x			x		5		x	10
Oedogonium c (23-28u)			x			x	xxx	x	x							10	<1		
Oedogonium d (29-32u)														xx					
Penium spp.																			x
Pleurotaenium spp.				x						x								x	
Spirogyra a (20-42u,1K,L)			x	<1	x						xx								<1
Spirogyra b1 (16-20u,1K,L)/b:2-3)														xxx					
Spirogyra d (30-50u,2-3K,L)																2			
Spirogyra majuscula														xxx	x				
Spirogyra sp1 (11-20u,1K,R)										<1	x	x		x		x			
Spirogyra spp.				x	x					x		x							
Spondylosium pulchellum				x															x
Staurastrum spp.				xx			x			x	x			x		x	x		
Staurodesmus spp.				x															
Stigeoclonium tenue		<1																	
Teilingia granulata			x	x			x												
Uidentifiserte coccale grønnalger		<1			x					x									
Ulothrix tenerrima	xx																		
Zygnema a (16-20u)																			x
Zygnema b (22-25u)						<1	10						<1	xxx	<1				
Zygogonium sp3 (16-20u)																			10
Kiselalger																			
Tabellaria flocculosa (agg.)			xxx	x		<1	xxx	2			xx		x	xx		xxx			xxx
Uidentifiserte pennate			xxx	xxx	<1	xxx	xxx	<1	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	<1
Rødalger																			
Audouinella chalybaea									20	40	xxx		xxx	<1	xxx		30	5	
Audouinella hermannii									<1	2		5		5					
Audouinella pygmaea		x							5	xx	xxx			xxx	xxx		x	x	
Batrachospermum gelatinosum		2	20							<1	25	50				15	10		
Batrachospermum helminthosum		<1													<1				
Batrachospermum turfosum					30			<1											20
Lemanea fluviatilis									<1					1	<1				

Taksa	OP1	OP2	MØR	TRA	JU2	FLI		ULV	SHA		NHA		HAN			SKY	HAM	HAT	VES
	2018	2018	2018	2018	2018	2011	2018	2018	2016	2018	2016	2018	2012	2016	2018	2018	2018	2018	2018
Rhodophyceae			xx																
Sirodotia suecica				10															
Gulgrønnalger																			
Tribonema vulgare	x																		
Vaucheria spp.	<1			1					xxx	1		<1	1						
Nedbrytere																			
Sphaerotilus natans	xxx		xxx						xx							x			

Tabell 38. Sammensetningen av bunndyrsamfunnene i elver i Hedmark i 2018.

ID	OP1	OP2	IMØR	TRA	JURÅA ST 1	JURÅA ST 2	FLI	LULV	SHA	NHA	HAN	SKY	HAM	HAT	VES
Dato	3. okt.	3. okt.	3. okt.	3. okt.	3. okt.	3. okt.	5. okt.	4. okt.	5. okt.	5. okt.	5. okt.	5. okt.	4. okt.	4. okt.	5. okt.
<i>Eprobella octoculata</i>		15													
Sphaeriidae									3	15					
<i>Radix balthica</i>							3			10					
<i>Gyraulus acronicus</i>			5												
<i>Asellus aquaticus</i>		20													
Oligochaeta	160	200	20	25	10	3	2	5		20	8	10	3	35	15
Acari		10	10		15			3	3	30	3			20	
<i>Siphonurus</i> sp.	2			2								5			
<i>Ephemera danica</i>									3		3		5		
<i>Cloeon</i> sp.		10					200			90					
<i>Baetis niger</i>			50	15			5	2		30				70	
<i>Baetis rhodani</i>							10		1		15			2	
<i>Baetis fuscatus/scambus</i>							15								
<i>Baetis subalpinus</i>							10								
<i>Heptagenia fuscogrisea</i>				50			5	25							10
<i>Heptagenia dalearica</i>							20								
<i>Heptagenia sulphurea</i>				2			10	5	4	3	3				
<i>Paraleptophlebia</i> sp.			5												
<i>Leptophlebia</i> sp.		700	80	40				40		200	60	20			20
<i>Leptophlebia vespertina</i>		30						5		50	15		2		
<i>Leptophlebia marginata</i>															
<i>Diura nanseni</i>							2	2	35		2			3	1
<i>Isoperla</i> sp.															
<i>Isoperla difformis</i>											20				
<i>Isoperla grammatica</i>			2	5		1	5		5	200	40				
<i>Perlodes dispar</i>				1											
<i>Siphonoperla burmeisteri</i>				10											2
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>				5	5	2		3		20	20				15
<i>Brachyptera risi</i>															
<i>Amphinemura borealis</i>									15						
<i>Amphinemura sulcicollis</i>															
<i>Nemurella pictetii</i>														200	
<i>Nemoura cinerea</i>			5	15											
<i>Nemoura avicularis</i>			40		10					15		20	5		
<i>Protonemura meyeri</i>															
<i>Capnopsis schilleri</i>			35												
<i>Leuctra fusca</i>			1												
<i>Leuctra hippopus</i>			110		100	8		15	10	60	70				
<i>Leuctra nigra</i>														50	
<i>Rhyacophila nubila</i>				5			2		4		8				
<i>Oxyethira</i> sp.					20		8	5			10				25
<i>Hydroptila</i> sp.															
<i>Lype phaeopa</i>			5									1	1		
<i>Plectrocnemia conspersa</i>															10
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>			70		150	4		70		20	30				90
<i>Polycentropus inoratus</i>							3			40	20				
<i>Hydropsyche</i> sp.		5													
<i>Hydropsyche siltalai</i>				80					15		5			20	5
<i>Hydropsyche pellucidula</i>				55			10	5	10	10	2				
<i>Hydropsyche silfvenii</i>								1							
<i>Lepidostoma hirtum</i>				3			40			30	800				
Limnephilidae			80		20		5	5	100	5	5	30	15	100	
<i>Limnephilus</i> sp.	3	45											10	15	
<i>Micrasema setiferum</i>							15	2							
Leptoceridae											5				
<i>Athripsodes</i> sp.			10					3					1		
<i>Mystacides</i> sp.							1								
<i>Silo pallipes</i>			3												
<i>Sericostoma personatum</i>								3		1		1	1		
Diptera	2		10	5						5	10	2	5	5	
Psychodidae															
Tipulidae			5	3		3	2	5		3	3	2		3	8
Limoniidae															
Simuliidae		1000							500	300		300		500	
Ceratopogonidae															
Chironomidae	10	1500	1400	600	500	250	100	450	300	300	200	600	220	900	150
Døgnflue-taksa	1	3	3	5			8	5	3	5	5	2	2	2	2
Steinflue-taksa			6	5	3	3	2	3	4	4	5	1	1	3	3
Vårflue-taksa	1	2	5	4	3	1	8	8	4	6	9	3	5	4	3

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