

Kollsnes proessanlegg

Oppfølgende miljøundersøkelser 2018

Ferskvann



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 Kollsnes prosessanlegg. Oppfølgende miljøundersøkelser 2018. Ferskvann	Løpenummer 7329-2019	Dato 10. desember 2018
Forfatter(e) Anders Hobæk Marit Mjelde Birger Skjelbred	Fagområde Ferskvannsbiologi	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Hordaland	Sider 34

Oppdragsgiver(e) Equinor Energy AS, Kollsnes prosessanlegg, 5337 Rong	Oppdragsreferanse PO 4590113612
	Utgitt av NIVA Prosjektnummer 180264

<p>Sammendrag</p> <p>Det er gjennomført oppfølgende miljøundersøkelser i ferskvann i nærområdet til Kollsnes prosessanlegg høsten 2018. Overvåkingsprogrammet gjentas hvert 5. år, og omfatter vannkjemiske og biologiske undersøkelser i to innsjøer. Både Steinsvatn og Stølevatn var næringsfattige, og tilstand i forhold til eutrofiering kan karakteriseres som Svært god for Steinsvatn og God for Stølevatn. Algebiomasse og artssammensetning av planteplankton i utgjorde forskjellen i tilstandsklasse mellom innsjøene. I forhold til forsuring vurderes begge innsjøer å være i God tilstand, men vannvegetasjonen indikerer at innsjøene fortsatt er noe påvirket av forsuring. Innholdet av nitrogenforbindelser i innsjøene har variert en del i tidligere år, men var ved undersøkelsene i 2018 lavt, og endringene fra 2008 og 2013 var ubetydelige. I begge innsjøer viste målingene en svak bedring i pH og en økning i innhold av organisk karbon (brunere farge).</p>

Fire emneord	Four keywords
<ol style="list-style-type: none"> Miljøovervåking Ferskvann Eutrofiering Forsuring 	<ol style="list-style-type: none"> Environmental monitoring Freshwaters Eutrophication Acidification

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

Anders Hobæk
Prosjektleder

Markus Lindholm
Forskningsleder

ISBN 978-82-577-7064-8
NIVA-rapport ISSN 1894-7948

Kollsnes prosessanlegg

Oppfølgende miljøundersøkelser 2018

Ferskvann

Forord

Rapporten redegjør for resultater av oppfølgende undersøkelser (miljøovervåking) i nærområdet til Kollsnes prosessanlegg på Kollsnes i Øygarden i 2018. Prosjektet inngår i en regelmessig syklus med prøvetaking hvert 5. år. NIVA har vært ansvarlig oppdragstaker for prosjektet som omfatter ferskvann og terrestrisk botanikk. Norsk Naturinformasjon (NNI Resources AS) har stått for de terrestre undersøkelsene, som rapporteres separat (Håland 2018; NNI-rapport nr. 521). Prosjektet ble bestilt 8. august 2018, og er gjennomført i perioden august-desember 2018.

Feltarbeidet er utført av Marit Mjelde, Sondre Kvalsvik Stenberg og Anders Hobæk. Registrering, bearbeiding og omtale av vannvegetasjon er utført av Marit Mjelde (NIVA Oslo). Birger Skjelbred (NIVA Oslo) har analysert prøver av planteplankton og vurdert resultatene av disse. Vannkjemiske analyser er utført ved Eurofins Environment Testing AS. Undertegnede har hatt prosjektledelse, stått for vurdering av vannkjemiske data og bearbeiding av dyreplankton, samt utarbeidelse av rapporten. Forskningsleder Markus Lindholm har stått for kvalitetskontroll.

Takk til NNI Resources ved Arnold Håland og til Equinor Energy AS, Kollsnes prosessanlegg ved Ive Helen Skaga for godt samarbeid under gjennomføring av prosjektet.

Bergen, 10. desember 2018

Anders Hobæk

Innholdsfortegnelse

1	Introduksjon	7
2	Materiale og metoder	8
2.1	Områdebeskrivelse.....	8
2.2	Innsjøene.....	9
2.3	Hydrografi, og vannkjemi	12
2.4	Plantep plankton	12
2.5	Dyreplankton.....	12
2.6	Vannvegetasjon.....	13
3	Resultater og diskusjon	14
3.1	Hydrografi og vannkjemi	14
3.1.1	Steinsvatn.....	14
3.1.2	Stølevatn	16
3.1.3	Nitrogen i innsjøer i forhold til jordsmonn	19
3.2	Plantep plankton	19
3.2.1	Steinsvatn.....	19
3.2.2	Stølevatn	21
3.3	Dyreplankton.....	22
3.3.1	Steinsvatn.....	22
3.3.2	Stølevatn	22
3.4	Vannvegetasjon.....	24
3.4.1	Artsantall og artssammensetning	24
3.4.2	Økologisk tilstand.....	25
3.4.3	Endringer i forhold til tidligere.....	25
3.5	Samlet vurdering av økologisk tilstand	26
3.6	Anbefalinger for fremtidige undersøkelser	27
4	Konklusjon.....	27
5	Referanser	28

Sammendrag

Rapporten redegjør for oppfølgende miljøovervåking ved prosessanlegget på Kollsnes i Øygarden i 2018. Hensikten med måleprogrammet er å vurdere mulige påvirkninger på terrestrisk vegetasjon og på ferskvann fra utslipp av nitrogenoksider (NO_x) til luft. Undersøkelsene inngår i en lengre tidsserie og gjentas hvert 5. år, og resultatene er sammenlignet med tidligere registreringer. Resultater fra overvåking av vegetasjon og jordsmonn er rapportert separat (Håland 2018). Programmet for ferskvann omfattet kjemiske og biologiske undersøkelser i to innsjøer i nærområdet til prosessanlegget.

Vurderinger av økologisk tilstand er primært gjort med basis i vannvegetasjon og planteplankton i innsjøene. Totalvurderingene i forhold til eutrofiering var Svært god tilstand for Steinsvatn, og God tilstand for Stølevatn. Algebiomasse og artssammensetning av planteplankton utgjorde forskjellen i tilstandsklasse mellom innsjøene. I forhold til forsurening ble begge innsjøer vurdert å ha God tilstand. Vannvegetasjonen indikerte imidlertid en viss forsuringspåvirkning i begge innsjøer, og mest markert i Steinsvatnet. Dette kan også ha sammenheng med større variasjoner i vannstand i Steinsvatn. Dyreplanktonet var artsfattig med litt uvanlig artssammensetning, og var trolig utarmet av intens beiting fra fisk, særlig i Stølevatn. Enkelte moderat forsuringfølsomme arter ble påvist i begge innsjøer.

Vannkjemiske målinger viste at begge innsjøene er næringsfattige, med lave konsentrasjoner av næringsstoffene fosfor og nitrogen. Resultatene viste ingen tegn til vannkjemiske endringer fra tidligere som kan tilskrives utslipp fra prosessanlegget. En svak bedring i pH ser ut til å gjøre seg gjeldende i begge innsjøer sammenlignet med tidligere år. Samtidig fant vi også en svak økning i innhold av organisk karbon, sannsynligvis i form av humus fra nedbørfeltene. Begge disse trendene ser ut til å gjøre seg gjeldende regionalt, dels som følge av redusert deponisjon av svovel, og dels som følge av klimaendring (høyere temperatur og økt nedbør).

Det anbefales å tilpasse fremtidig overvåking nærmere til vannforskriftens krav til datagrunnlag.

Summary

Title: Kollsnes gas terminal. Environmental surveillance 2018: Freshwaters

Year: 2018

Author(s): Hobæk, A., Mjelde, M. & Skjelbred, B.

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 978-82-577-7064-8

This report presents results of environmental surveillance in freshwaters in the vicinity of the gas terminal at Kollsnes, Øygarden municipality in Hordaland county, Norway. The surveillance program consisted of monitoring chemical and biological conditions in two lakes, and is aimed at detecting potential effects of nitrogen oxides (NO_x) released to air from the gas terminal. The program is part of a time series that repeats every 5th year, and results are compared with previous data. Within this project, additional monitoring focusing on terrestrial vegetation has been reported separately (Håland 2018).

The ecological conditions in lakes Steinsvatn and Stølevatn were evaluated based primarily on phytoplankton biomass and composition as well as aquatic vegetation, following quality criteria developed under the Water Framework Directive as implemented in Norway. For the influence of eutrophication, we evaluated Lake Steinsvatn to be in Very good ecological state, while Lake Stølevatn was in Good ecological state. The difference between evaluations was caused by differences in the phytoplankton. Both lakes were evaluated to be in Good ecological state relative to acidification. Nonetheless, the water vegetation did indicate slight effects of acidification in both, and most pronounced in Lake Steinsvatn. Larger water-level fluctuations in Lake Steinsvatn may influence on this result. The zooplankton of both lakes appeared to be strongly suppressed through fish predation, with low species richness and unusual species composition. A few species known as moderately sensitive to acidification were recorded.

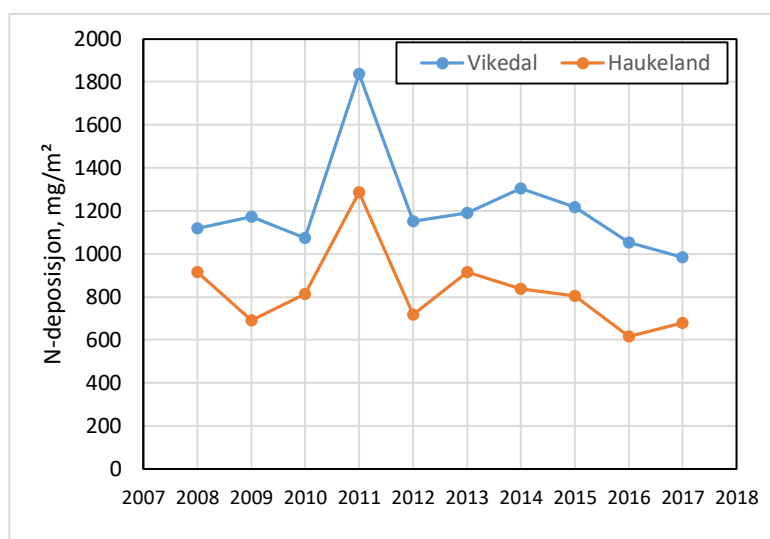
Water chemistry data confirmed that both lakes are oligotrophic, with low concentrations of phosphorus and nitrogen. We detected no signs of chemical changes relative to previous records that could be attributed to nitrogen fallout from the gas terminal. A slight improvement in pH conditions relative to previous years was recorded in both lakes. In addition, we detected a slight increase in total organic carbon in both lakes. Both trends are continuations of previously known regional changes, which are attributed partly to declining atmospheric sulphur emissions, and partly to changing climate (increasing temperature, higher precipitation).

We recommend that future monitoring in freshwaters should be better adapted to the criteria for data collection specified under the Water Framework Directive.

1 Introduksjon

På Kollsnes, SV på øya One i Øygarden, ble et større prosessanlegg satt i drift i 1996. Etter utbyggingen har det vært gjennomført overvåkingsundersøkelser i nærområdene for en rekke naturfaglige tema, inkludert terrestrisk biologi, marinbiologi, grunnvann, ferskvann og marine sedimenter. Gjennom prosessering og faking av gass har anlegget en del utslipp av nitrogenoksider (NO_x) til luft. Miljøovervåkingen på landsiden har derfor vært innrettet primært for å detektere eventuelle effekter av nitrogenoksider fra luftutslipp. Overvåkingen har vært utført periodisk hvert 5. år, sist i 2013.

Nærheten til havet medfører at innsjøer og vassdrag vannkjemisk sett er preget av ioner av marin opprinnelse. I tillegg har langtransportert svovel ført til forsurening av vassdrag langs Vestlandskysten. Deposisjon av svovel har avtatt etter at internasjonale reguleringer av utslipp har fått effekt, og vi ser regionalt en langsom bedring i vannkvaliteten i ferskvann. Nitrogenoksider kan ha en forsurende effekt i vann tilsvarende den fra svovel, men siden nitrogen er et begrensende næringsstoff for landplanter, vil dette først og fremst fanges opp i jordsmonn og vegetasjon. Deposisjon av nitrogen har vist en avtagende trend siden det nasjonale måleprogrammet begynte på slutten av 1970-tallet, men ikke så markert som for svovel. I de senere årene hadde nedfall av nitrogen langs Vestlandskysten en topp i 2011 (Figur 1), men i perioden 2012-2017 har trenden vært stabil eller svakt avtagende.



Figur 1. Deposisjon av nitrogen (NO₃-N + NH₄-N) på overvåkingsstasjonene Vikedal i Rogaland og Haukeland i Hordaland i perioden 2008-2017. Data fra Aas m.fl. 2018.

Nitrogen er et viktig næringsstoff for primærprodusenter, og kan være begrensende for produksjon både på land og i vann. I ferskvann er fosfor regnet for å begrense algevekst i de fleste næringsfattige innsjøer og elver, men det er økende oppmerksomhet på betydningen av nitrogen og kombinerte effekter av fosfor- og nitrogenbegrensning (de Wit & Lindholm 2010). Økte tilførsler av uorganisk nitrogen kan derfor ha en gjødselende effekt i ferskvann, men hvor stor denne effekten kan være avhenger også av fosformengden som er tilgjengelig. Overvåkingsprogrammet for ferskvann omfatter derfor også parametere som er sensitive for eutrofiering (gjødsling) ved at både planteplankton og vannvegetasjon undersøkes.

Dette prosjektet omfatter overvåking av ferskvann og terrestrisk botanikk. Denne rapporten omhandler ferskvann, mens terrestrisk botanikk er rapportert separat av NNI Resources (Håland 2018). Overvåkingsprogrammet for ferskvann ved Kollsnes omfatter vannkjemiske parametere for om mulig å fange opp endringer i ulike nitrogenforbindelser og pH, og biologiske parametere for å beskrive tilstand i forhold til Vannforskriften med hensyn til overgjødning (eutrofiering) og forsurening.

Siste undersøkelse i ferskvann ble gjort i 2013 (Hobæk m.fl. 2014). Overvåkingen i 2018 er i alt vesentlig en gjentakelse av opplegget fra 2008 og 2013, med tilsvarende prøvetaking og de samme kjemiske og biologiske parametere. Hensikten med overvåkingen er å vurdere mulige påvirkninger fra utslipp av NO_x. Oppdragsgiver for overvåkingen er Equinor Energy AS, Kollsnes prosessanlegg (tidligere StatOil Petroleum AS).

2 Materiale og metoder

2.1 Områdebeskrivelse

Kollsnes i Øygarden ligger i kystlyngheisonen (Moen 1998), sentralt på Vestlandet i Øygarden kommune, Hordaland. Området er lavt og kupert og preget av forblåste fjellknauser og lyngheier. Mellom knausene og heiene finnes små dalsøkk av mer frodig karakter, med grasmark, myrer og små innsjøer, dammer og tjern. Berggrunnen består i alt vesentlig av gneis. Lyngheilandskapet er betinget av århundrers bruk og pleie, først og fremst gjennom beiting og brenning for å holde beiteområdene i hevd. Jordsmonn og avrenning blir også påvirket av beite og brenning. Direkte avrenning til innsjøene fra gjødslet mark synes å være svært begrenset i området. Noe innmark finnes langs østsiden av Stølevatnet og ved sør-enden av Steinsvatnet, men ellers er nedbørfeltene utmark dominert av lyngheier (**Figur 1**). Begge innsjøene inngår i kommunens drikkevannsforsyning, men Stølevatnet bare er reservekilde og har knapt vært benyttet de siste årene (COWI 2017).



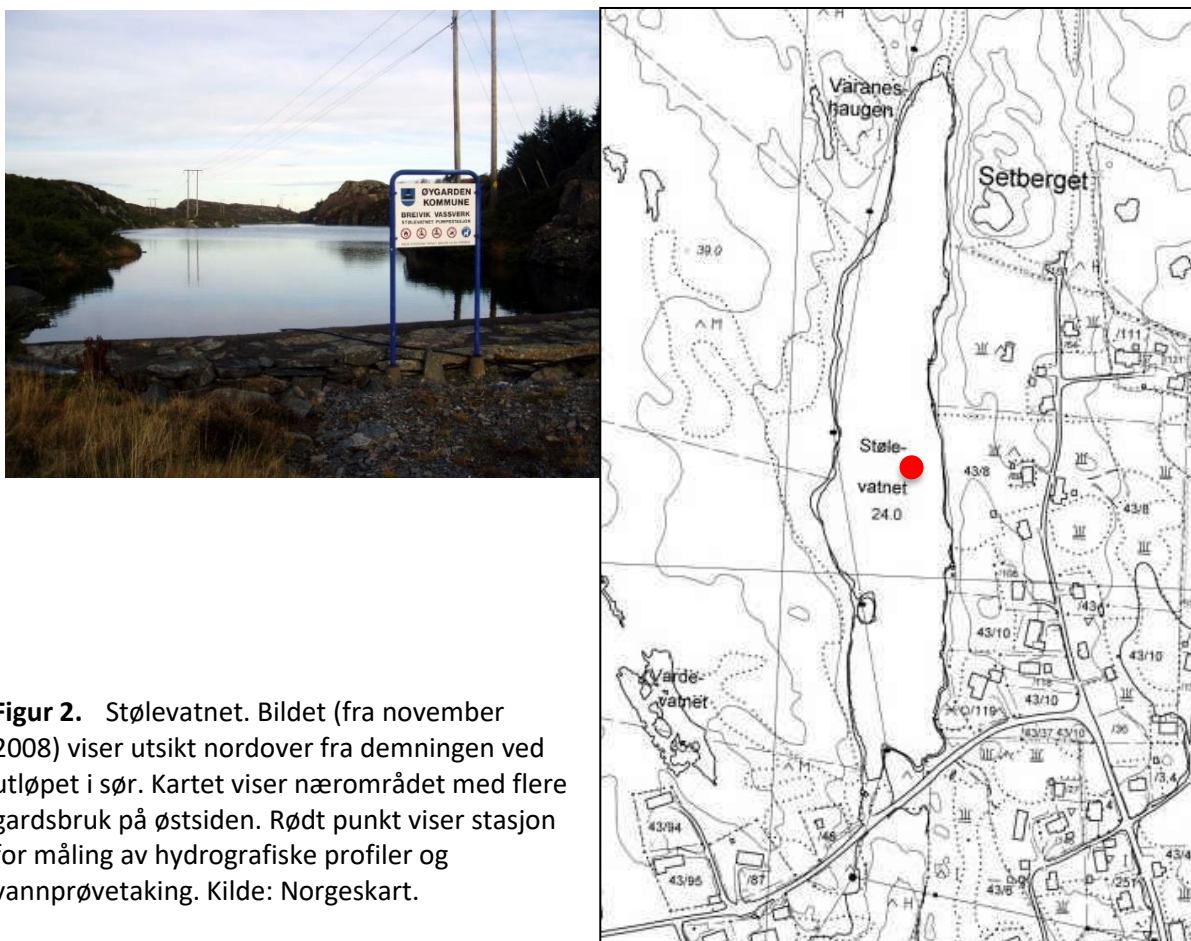
Figur 1. Flyfoto av Kollsnes prosessanlegg og området rundt på One og nordlige del av Blomøy. Kilde: Norgeskart.

2.2 Innsjøene

Noen karakteristika for innsjøene er vist i Tabell 1. Etter innsjøtypologien som benyttes i Vannforskriften er begge innsjøene små og grunne (middeldyp < 15 m) lavlandssjøer. Basert på målinger av kalsium og totalt organisk karbon (Hobæk m. fl. 2013) er begge innsjøene av typen kalkfattige og klare. I siste versjon av det norske systemet blir dette innsjøtype 105a, og interkalibrert som type L-N-M101. Middeldypet for Steinsvatn er riktignok ikke kjent siden det ikke finnes dybdekart, men ut fra registreringene i felt er middeldypet ganske sikkert mindre enn 15 m.

Tabell 1. Geografiske og morfologiske data for de undersøkte innsjøene. UTM-kordinater refererer til prøvetakingspunkt for vertikale profiler, og er angitt i UTM sone 32. Dybdeforholdene i Steinsvatn er ikke kjent i detalj, og her er ført opp største dyp hvor det var mulig med prøvetaking i 2018.

Innsjø	NVE innsjønr	UTM øst	UTM nord	Hoh, m	Areal, km ²	Max dyp, m
Stølevatn	26418	273127	6722325	24	0,033	10
Steinsvatn	26463	273483	6718864	26,5	0,1257	25



Figur 2. Stølevatnet. Bildet (fra november 2008) viser utsikt nordover fra demningen ved utløpet i sør. Kartet viser nærområdet med flere gardsbruk på østsiden. Rødt punkt viser stasjon for måling av hydrografiske profiler og vannprøvetaking. Kilde: Norgeskart.

Stølevatn ligger 24 m o.h., har et areal på 0,033 km² og et maksimaldyp på 10 m. Middeldyp er anslått til 4,6 m (Kambestad m.fl. 1992). Denne lille innsjøen er demmet opp ved utløpet for bruk som drikkevannskilde (Figur 2). I følge kommunen brukes Stølevatn bare som reservevannkilde, slik at det sjelden tappes vann herfra og vannstanden varierer lite. Ved begge undersøkelser i 2018 var bassenget tilnærmet fullt. Kommunens vanninntak skal ligge på ca. 8 m dyp. I tillegg til kommunal vannforsyning har flere gardsbruk langs østbredden egne vannuttak fra innsjøen. Som forventes for en drikkevannskilde, er det meste av nedbørfeltet relativt uberørt. Fra naturens side har det nok vært mer skog i nærområdet, og dette ville trolig ha gitt en vannkvalitet i innsjøen mer preget av humus fra jordsmonnet. Innsjøen er ganske liten og med større grunnområder i nord og vest. Bunnssubstratet i innsjøen var stein og løst finmateriale. På østsiden grenser vannet mot brattere berg (Figur 3).

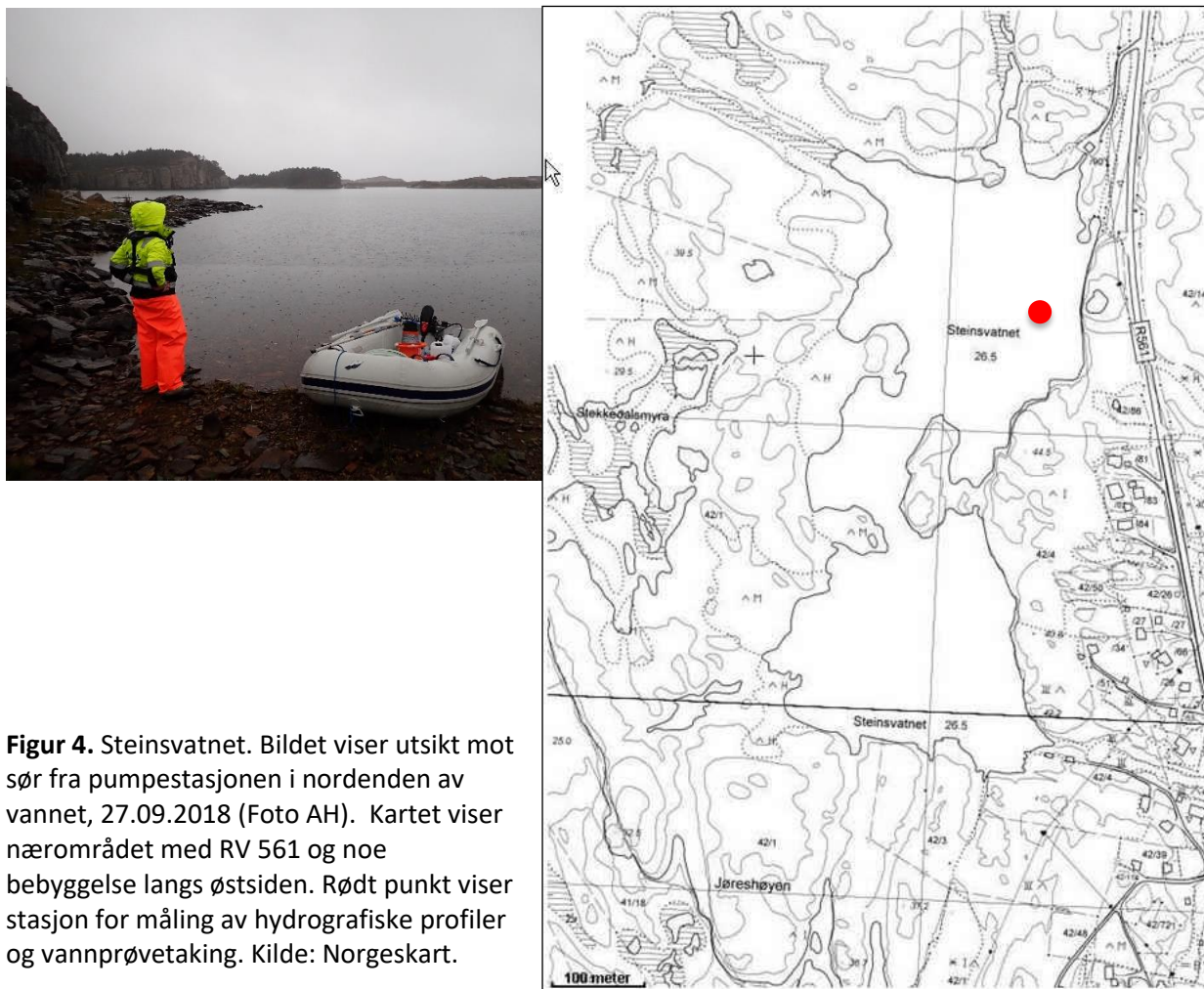
Stølevatnet var med i forundersøkelsene i 1992 (Kambestad m. fl. 1992). Da ble både hydrografiske, vannkjemiske og biologiske parametere tatt med. Siden har det bare vært registrert hydrografiske og vannkjemiske parametere i 1995, 1997 og 2003 (Multiconsult 2004), men i 2008 og 2013 ble det registrert både hydrografiske, vannkjemiske og biologiske forhold (Hobæk m.fl. 2009; 2014).



Figur 3. Fra Stølevatnet sett mot nord, 9. 11. 2018. Foto AH.

Steinsvatn på Blomøy er med et areal på 0,1257 km² større enn Stølevatnet. Det er også dypere, men det foreligger ikke dybdekart. Største dyp registrert med ekkolodd var 28 m. I praksis viste 25 m seg å være det største dyp vi klarte å ta prøver fra. Dette området lå nær land på østsiden av det nordre bassenget, under en bratt fjellvegg. Kommunen bekreftet at dette er det dypeste område i innsjøen. I det søndre bassenget var 23 m det største dypet vi registrerte med ekkolodd. Innsjøen er drikkevannsmagasin, og består av to bassenger adskilt av et grunt sund (se Figur 4). Langs vestsiden er innsjøen omgitt av lave lyngheier (Figur 5), mens østsiden er berglendt med bratte bergsider mot vannet.

Bunnssubstratet besto av mest stein og berg men også noe grus og finere sand med løst finmateriale over. Finmateriale fantes især i de to sørligste bassengene hvor det gjennomgående er grunnere med flere bukter og sund og relativt store grunnområder.



Figur 5. Steinsvatnet sett mot S-SV, 9. november 2018. Foto AH.

Fra Steinsvatnet kjenner vi fra tidligere bare en enkel vannkjemisk vurdering (Johnsen og Bjørklund 1993), mens hydrografiske, vannkjemiske og biologiske parametere først kom med i undersøkelsene i 2008 og 2013 (Hobæk m. fl. 2009; 2014). Øygarden kommune har også vannkjemiske data fra regelmessig drikkevannskontroll (COWI 2017).

2.3 Hydrografi, og vannkjemi

Dybdeforholdene ble registrert med et lite håndholdt ekkolodd (Plastimo Echotest). Ved innsjøenes dypeste punkt ble vertikale profiler av temperatur og oksygen registrert med en SAIV SD208 sonde. Sonden målte en gang hver 2. sekund, og data ble logget i internminne for senere avlesning. Sonden registrerte også turbiditet og konduktivitet.

Siktedyp og visuell vannfarge ble målt med en hvit Secchi-skive. Vannprøver ble tatt med en Limnos vannhenter på fire ulike dyp i hver innsjø. Prøver for kjemisk analyse ble tappet direkte på prøveflasker. Vannkjemiske analyser ble utført ved akkrediterte laboratorier av Eurofins Environment Testing AS.

2.4 Planteplankton

Planteplankton ble samlet inn ved hjelp av en plastslange som ble senket ned til ønsket dyp (6 m i Stølevatn; 8 m i Steinsvatn). Derved fikk man en prøve som integrerte vann fra overflaten og ned til ønsket dyp. Slangens innhold ble tømt i en plastkanne, og blandet godt før en delprøve ble tatt ut og konservert med Lugols løsning.

I laboratoriet ble en delprøve av hver planteplanktonprøve sedimentert over natten, og deretter ble alger identifisert og talt opp i et omvendt mikroskop. Algenes biovolum ble beregnet ved å måle ulike dimensjoner av cellene, og med grunnlag i ulike geometriske modeller ble cellenes volum beregnet og ganget opp til biovolum for hver art. Biovolum ble uttrykt som mm^3/l (tilsvarer mg/l hvis algenes tetthet antas =1).

Økologisk tilstand basert på planteplankton er beregnet ut fra biomasse (målt som biovolum og som algepigmentet klorofyll A), PTI-indeksen som er basert på artssammensetning, og indeksen $\text{Cyano}_{\text{max}}$ (maksimalt biovolum av cyanobakterier). For hver parameter beregnes en *ecological quality ratio* (EQR) basert på sammenligning med referansetilstand for den aktuelle vanntypen. EQR-verdiene for de ulike parameterne normaliseres til nEQR-verdier, og gjennomsnittet av disse gir et uttrykk for påvirkning målt med kvalitetselementet planteplankton. Dette er hittil bare utviklet for påvirkning av næringsstoffer (eutrofiering). Systemet for tilstandsklassifisering er nærmere beskrevet i klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018). Siden innsjøene bare er undersøkt i september og november er datagrunnlaget for planteplankton ikke tilfredsstillende etter kravene i klassifiseringsveilederen, som forutsetter månedlig prøvetaking mai-oktober. Vurderingene basert på planteplankton er derfor bare veiledende.

2.5 Dyreplankton

Dyreplankton ble samlet inn med vertikale trekk (8-0 m i Stølevatn, 25-0 m i Steinsvatn) med en planktonhåv (diameter 30 cm, maskevidde 90 μm). Organismer og partikler som ble holdt igjen i håven ble samlet opp i en filterkopp nederst i håven, og herfra spylt over i prøveglass vha. en spruteflaske og en trakt. Prøvene ble konservert i 90 % etanol.

Dyreplanktonprøvene ble gjennomgått i sin helhet under stereolupe. Enkelte arter ble identifisert i mikroskop etter disseksjon. Mengdeangivelsene er for disse prøvene angitt langs en 5-delt relativ skala (fra enkelt-individer til dominerende). Fordi prøvetakingen ikke er kvantitativ i utgangspunktet,

ansees artssammensetning og dominans som mer informative indikatorer enn absolutte antall i prøvene.

Kvalitetsindekser for dyreplankton er ikke benyttet i dette tilfellet, da de aktuelle indekser krever prøvetaking også tidligere i sesongen og dessuten ekstra prøvetaking i strandsonen. Vurdering i forhold til påvirkninger er imidlertid gjort basert på forekomst av arter med kjent toleranse for forsurening, og annen kunnskap om artenes økologi.

2.6 Vannvegetasjon

Makrovegetasjon er høyere planter som har sitt normale habitat i vann. De deles ofte inn i helofytter (s.k. sivevegetasjon) og «ekte» vannplanter. Helofyttene er semi-akvatiske planter med hoveddelen av foto-syntetiserende organer over vannflaten det meste av tiden og et velutviklet rotsystem. Vannplantene er planter som vokser helt neddykket eller har blader flytende på vannoverflaten. Disse kan deles inn i 4 livsformgrupper: isoetider (kortsukksplanter), elodeider (langsukksplanter), nymphaeider (flytebladsplanter) og lemnider (frittflytende planter). I tillegg inkluderes de største algene, kransalgene. I denne undersøkelsen er hovedvekten lagt på vannplanter. Det er bare disse som inkluderes i vurdering av økologisk tilstand iht. vannforskriften.

Standard registrering av vannplantene i Stølsvatnet og Steinsvatnet ble foretatt 27. september 2018. Ulike deler av innsjøene ble besøkt slik at de viktigste habitatene ble representert. Registreringene ble foretatt ved hjelp av vannkikkert og kasterive fra båt, jfr. Direktoratgruppen vanndirektivet (2018). Det ble foretatt en kvantifisering av artene i henhold til en semi-kvantitativ skala, hvor 1=sjelden, 2=spredt, 3=vanlig, 4=lokalt dominerende og 5=dominerende, og ei artsliste for hver av innsjøene er utarbeidet. Navnsettingen for karplantene følger Lid og Lid (2005).

Nedre voksegrense for viktige arter/grupper av vannplanter ble registrert vha. vannkikkert og kasterive. Alle dybdeangivelser er gitt i forhold til vannstand ved registreringstidspunktet.

Vurdering av økologisk tilstand i forhold til eutrofiering er basert på trofiindeksen Tlc, mens økologisk tilstand i forhold til forsurening er basert på forsuringindeksen Slc, jfr. Direktoratgruppen vanndirektivet (2018).

Begge indeksene er basert på forholdet mellom antall arter som er sensitive overfor enten eutrofiering eller forsurening og antall arter som er tolerante overfor disse påvirkningene. Verdien kan variere mellom +100, dersom alle tilstedeværende arter er sensitive, og -100, hvor alle er tolerante. Det beregnes én verdi for eutrofiering og én for forsurening for hver av innsjøene.

For økologisk tilstand i forhold til eutrofiering gjelder følgende grenselinjer for Tlc for den aktuelle innsjøtypen L-N-M 101: svært god/god: 75, god/moderat: 55, moderat/dårlig: 40 og dårlig/svært dårlig: 15. For forsurening gjelder følgende grenselinjer: svært god/god: -33,3, god/moderat: -61,7, moderat/dårlig: -80,7 og dårlig/svært dårlig: -85,4.

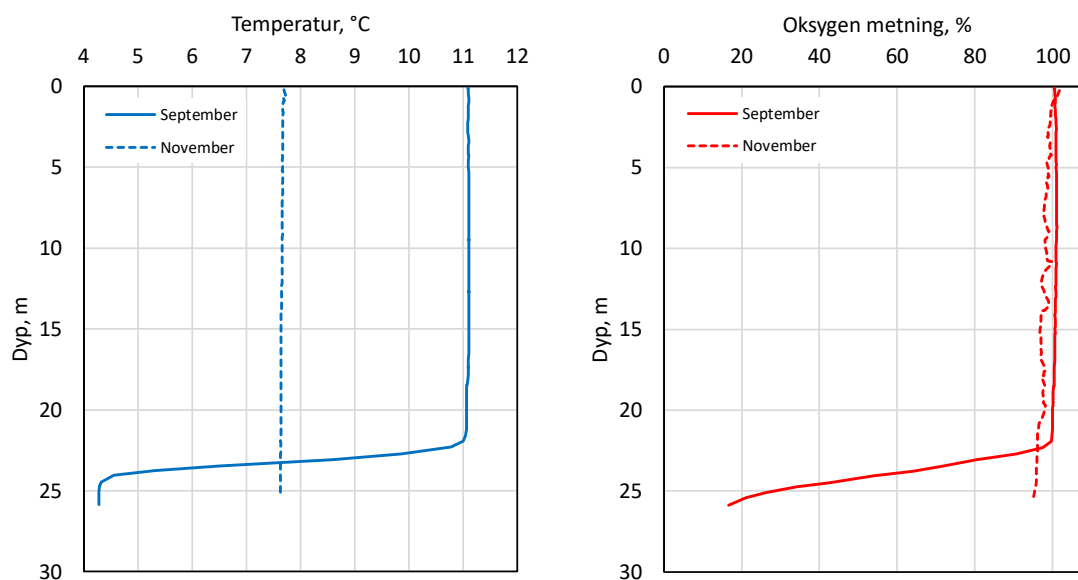
3 Resultater og diskusjon

3.1 Hydrografi og vannkjemi

Oppstart av feltarbeidet ble utsatt i flere uker på grunn av vanskelige vindforhold. Området er svært vindeksponert, og først 27. september fikk vi brukbare vindforhold til å arbeide fra gummibåt. Det kom også svært mye nedbør i september, og disse værforholdene førte til kraftig omrøring av vannmassene i innsjøene.

3.1.1 Steinsvatn

I september var innsjøen rørt om helt ned til 22 m dyp, med et skarpt sprangsjikt mellom 22 og 24 m (**Figur 6**). I dette sjiktet falt oksygenmetningen til 20 %, mens hele volumet over sprangsjiktet holdt 100 % metning. Omrøringen hadde trent dypere ned enn i 2008 og 2013, men også da lå sprangsjiktet dypere enn i ellers sammenlignbare innsjøer. Dette henger sammen med vindeksponeringen.



Figur 6. Temperatur og oksygenmetning i Steinsvatn 27. september og 9. november 2018.

Oksygenmetningen i bunnvannet var omtrent like lav høsten 2013 som høsten 2018, mens den var høyere høsten 2008. Det er sannsynlig at dette forholdet varierer fra år til år, siden lengden av stagnasjonsperioden vil variere med værforholdene. Det er imidlertid tydelig at innsjøen tilføres tilstrekkelig mengde organisk materiale (både innsjøens egen produksjon og fra nedbørfeltet) til at dette forårsaker et betydelig oksygenforbruk i bunnvannet. Mengden humus i vannet har også økt i perioden 2008-2018, og dette kan også bidra til økt oksygenforbruk.

I november var vannmassene fullstendig rørt om, og temperatur (7,6 °C) og oksygenmetning (95-101 %) var så godt som like gjennom hele dybdeprofilen (Figur 6).

Vannkjemiske resultater er vist i Tabell 2. I september skilte den dypeste prøven (25 m) seg ut med høyere konduktivitet, lavere pH og høyere konsentrasjon av total-nitrogen og nitrat. I grunnere vannmasser va forholdene ganske like som forventet ut fra den hydrografiske profilen. Her var pH

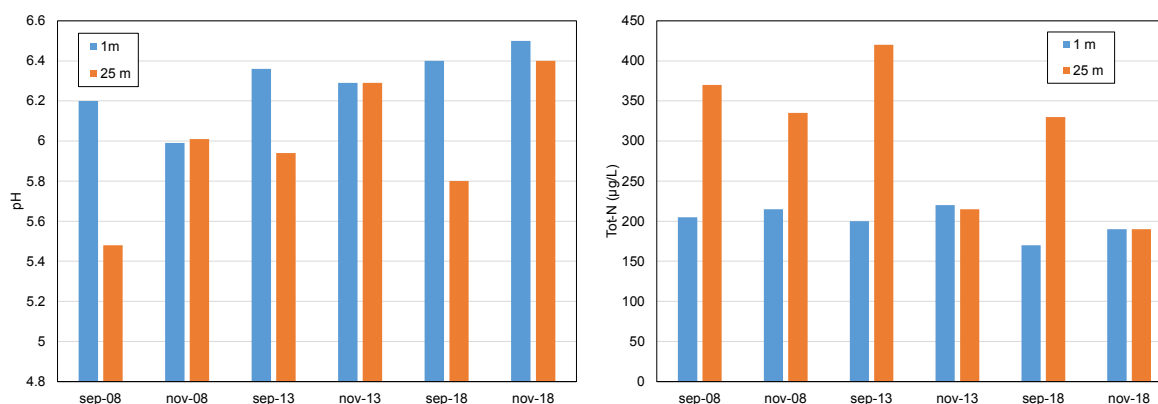
høyere, konduktiviteten lavere og nitrogen-konsentrasjonene også lavere. Fosforkonsentrasjonene var lave. Fosfor er normalt det begrensende næringsstoff for produksjonen av planteplankton, og det lave nivået indikerer generelt næringsfattige forhold.

Tabell 2. Vannkjemiske analyseresultater fra Steinsvatnet høsten 2018.

Steinsvatn	Dyp	pH	TURB	Tot-P	PO4-P	Tot-N	NH4-N	NO3+NO2-N	TOC	KOND
	m		FNU	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	mS/m
27.09.2018	1	6,4	0,83	5	<1	170	6.8	21	4,0	8,94
	7	6,5	0,86			180	6.9	21		8,97
	18	6,4	0,86			160	7.3	22		8,99
	25	5,8	0,71	7	1	330	5.3	170	3,8	9,23
09.11.2018	1	6,5	0,54			190	18	44	3,9	8,76
	7	6,4	0,57			180	24	46		8,74
	18	6,4	0,56			180	19	43		8,72
	25	6,4	0,54	5	<1	190	18	44	4,0	8,73

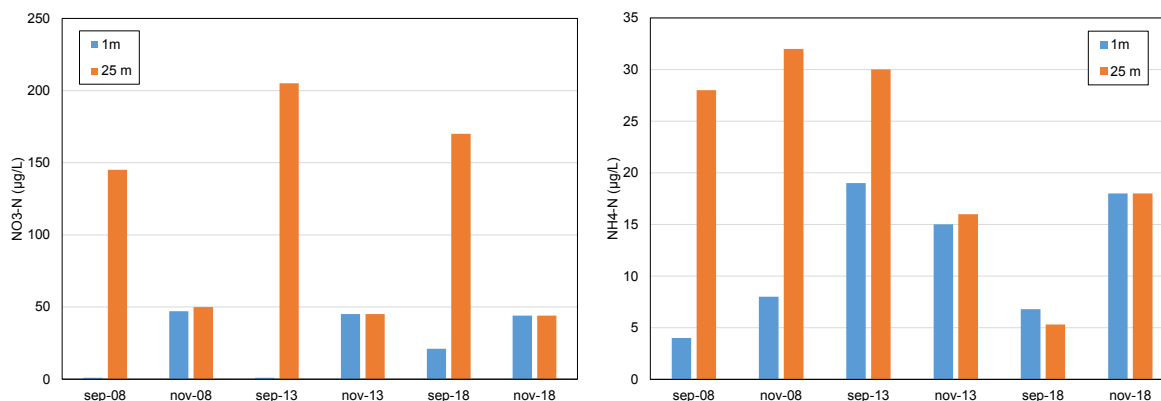
I prøvene fra november var vannkjemien ganske lik på alle dyp. pH var uforandret fra september, mens konduktiviteten hadde gått litt ned, trolig som følge av fortykning etter mye nedbør. Etter full omrøring av vannmassene fikk vi økning i konsentrasjonene av både nitrat og ammonium, mens total-nitrogen var uforandret fra september.

Forholdet med lavere pH og høyere konsentrasjon av total-nitrogen i bunnvannet i september har vært det samme alle de tre årene Steinsvatnet har vært undersøkt (Figur 7). Resultatene indikerer en tendens til økende pH over 10-års perioden, mens for nitrogen har vi ingen klar trend.



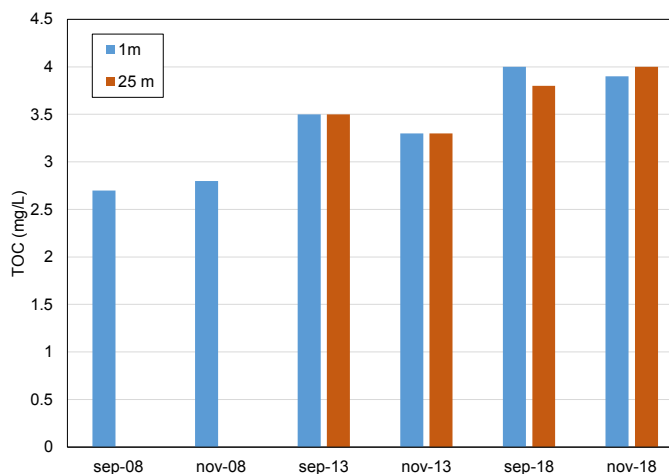
Figur 7. pH (til venstre) og total-nitrogen i Steinsvatn i 2008, 2013 og 2018. Data er vist for 1 m og 25 m dyp.

For nitrat-nitrogen er mønsteret med høyest konsentrasjon i bunnvannet i september enda tydeligere (Figur 8). Dette gjelder også for ammonium-nitrogen i 2008 og 2013, men 2018 skilte seg ut med relativt lik (og lav) konsentrasjon i begge dyp (Figur 8). Antagelig henger dette sammen med at omrøringen i innsjøen hadde trengt mye dypere ned i september 2018 enn på samme tid i tidligere år.



Figur 8. Nitrat-nitrogen (til venstre) og ammonium-nitrogen i Steinsvatn i 2008, 2013 og 2018. Data er vist for 1 m og 25 m dyp.

Innholdet av organisk karbon (TOC) var ganske likt i prøver fra overflate- og bunnvann (Tabell 2). Sammenlignet med målingene fra tidligere år gir resultatene en klar indikasjon på økende innhold av TOC (Figur 9). Dette er primært i form av økende innhold av humus som vaskes ut av jordsmonn i nedbørfeltet. Denne tendensen er også vist i målinger som gjøres i kommunens vannverk, hvor humus måles som fargetall. Dette har vist en økende tendens i senere år (COWI 2017). Disse målingene viser også en markert sesongvariasjon i fargetall, med lavere verdier i sommer halvåret (mai-september). Økende avrenning av humus-stoffer er observert over store deler av Sør-Norge, og er satt i sammenheng med en generell reduksjon i sur nedbør og med stigende temperatur (Monteith m. fl 2007).

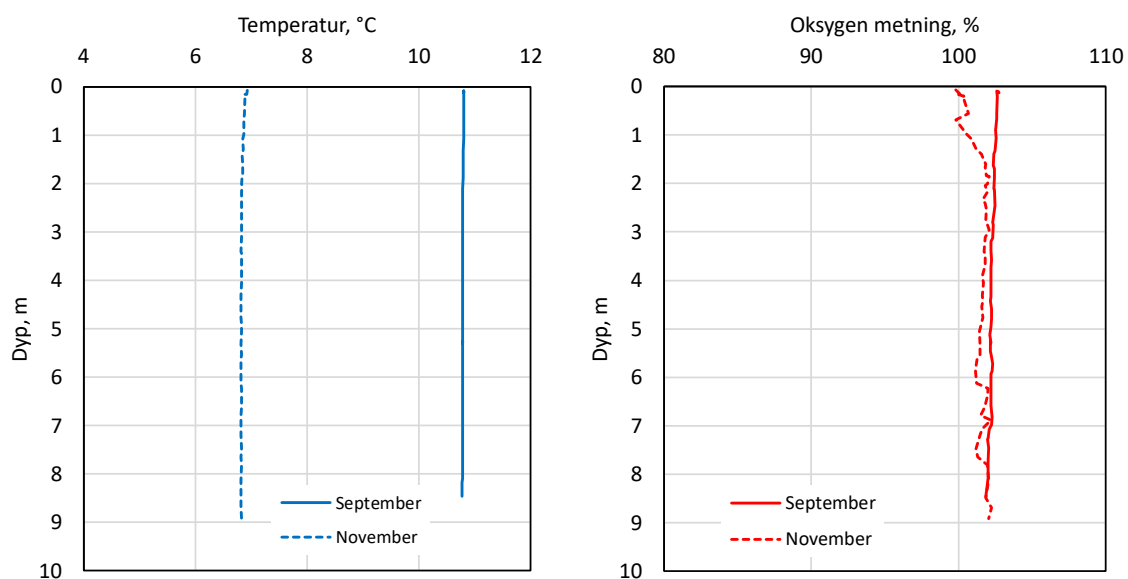


Figur 9. Totalt organisk karbon (TOC) i Steinsvatn i 2008, 2013 og 2018. Data er fra 1 m og 25 m dyp.

Med unntak av tendensene til svakt økende pH og økende innhold av TOC viser resultatene ingen tegn til vannkjemiske endringer i Steinsvatn i perioden 2008 – 2018.

3.1.2 Stølevatn

Denne innsjøen er liten og grunn, og det er trolig sjelden at den blir termisk sjiktet over lengre tid. De hydrografiske profilene viste full omrøring av vannmassene både i september og oktober (Figur 10). Oksygenmetningen var nær 100 % helt til bunns ved begge tidspunkt. Forholdene var stort sett de samme både i 2008 og 2013.



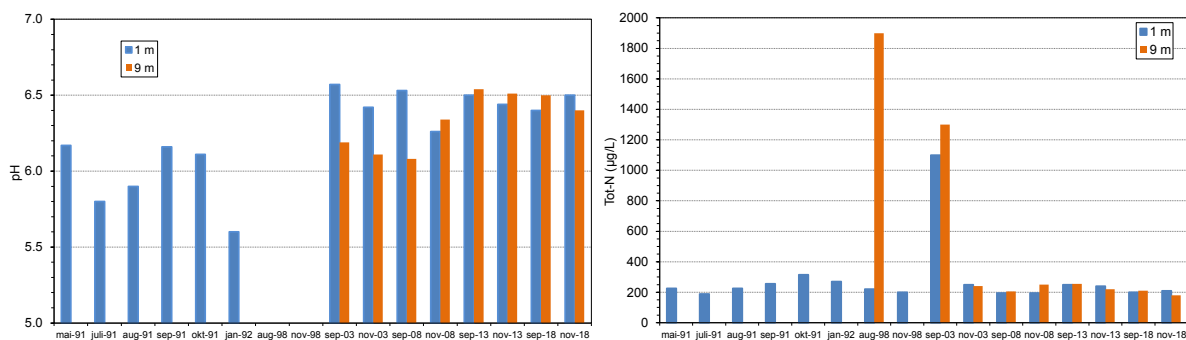
Figur 10. Temperatur og oksygenmetning i Stølevatn 27. september og 9. november 2018.

Vannkjemiske resultater er vist i Tabell 3. Vannmassene var fullstendig omrørt ved begge tidspunkt, og det var dermed bare ubetydelige forskjeller mellom prøve fra ulike dyp. pH-verdiene var jevnt gode mellom 6,3 og 6,5. Konduktivitet lå litt lavere enn i Steinsvatn. Også i Stølevatnet fant vi en svak reduksjon i konduktivitet fra september til oktober (Tabell 3). En merkbar forskjell mellom innsjøene var høyere turbiditet (partikkelmengde) i Stølevatn. Dette var faktisk synlig med det blotte øyet ved måling av siktedyp, da vannet i Stølevatn var litt uklart ved begge tidspunkt. Trolig har både planteplankton og partikler virvlet opp fra sedimentene bidratt til dette. Av næringsstoffer lå både total-fosfor og total-nitrogen litt høyere enn i Steinsvatn. Nivået var likevel lavt, og innenfor grensene for tilstandsklassen 'Svært god' for begge innsjøer.

Tabell 3. Vannkjemiske analyseresultater fra Stølevatnet høsten 2018.

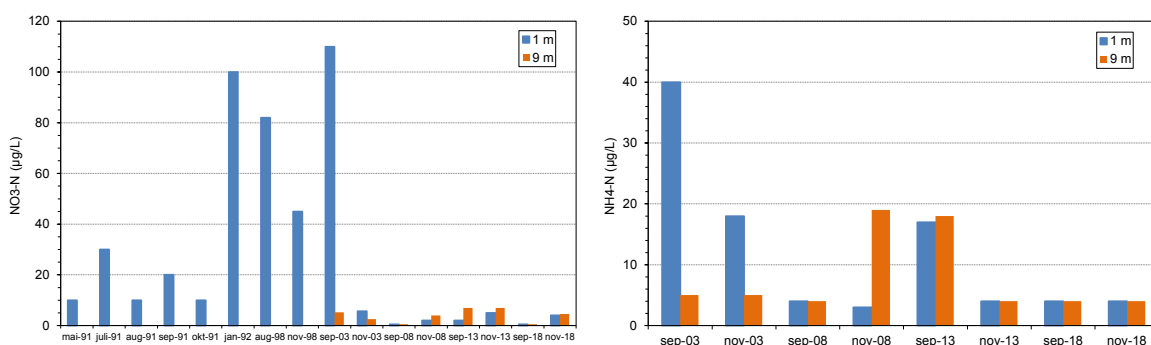
Stølevatn	Dyp	pH	TURB	Tot-P	PO4-P	Tot-N	NH4-N	NO3+NO2-N	TOC	KOND
	m		FNU	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	mS/m
27.09.2018	1	6,4	1,1	6	<1	200	<5	<1	4,6	6,92
	3	6,4	0,89			200	<5	<1		7,01
	6	6,5	1,0			200	<5	1		6,99
	9	6,5	0,87	5	<1	210	<5	<1	5,1	7,01
09.11.2018	1	6,5	0,84	6	<1	210	<5	4	5,0	6,83
	3	6,3	0,91			200	<5	4		6,85
	6	6,4	0,84			180	<5	4		6,80
	9	6,4	0,85	6	<1	180	<5	5	4,8	6,82

Fra Stølevatn foreligger data tilbake til 1991. I Figur 11 er vist sammenlignbare data for pH, som har ligget ganske stabilt mellom 6,4 og 6,5 i 2013 og 2018. I 2008 og 2003 var det noe mer variasjon, og også større forskjeller mellom overfalte og bunn i innsjøen. Målingene fra tidlig 1990-tall kunne bare sammenlignes for overflatevann, og pH-verdiene lå tydelig lavere i denne perioden.



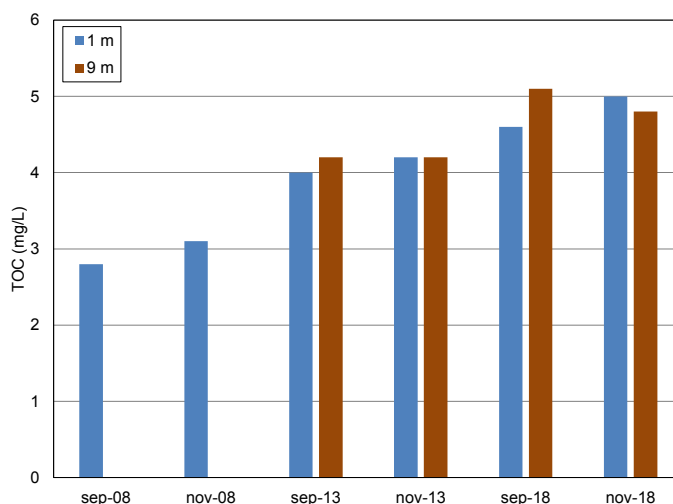
Figur 11. pH (til venstre) og total-nitrogen (til høyre) i Stølevatn fra 1991 til 2018. Data er vist for 1 m og 9 m dyp. Merk at x-aksene ikke er lineære, og bare viser sekvensen av målinger.

Fot total-nitrogen har de fleste målinger helt fra 1991 ligget rundt 200 µg/l (Figur 11), med unntak for noen usedvanlig høye målinger i 1998 og 2003. Mønsteret finnes delvis igjen i resultatene for nitrat-nitrogen og ammonium-nitrogen (Figur 12). For nitrat var det også en høy måling i 1992, men denne viste ikke igjen i total-nitrogen. Ammonium lå noe høyere også i bunnvann i november 2008 og i alle dyp i september 2013. Årsaken til variasjonen i nitrat er ukjent, men vi kan ikke utelukke en sammenheng med luftutslipp fra Kollsnes. For ammonium skyldes trolig mye av variasjonen ulik grad av sirkulasjon i vannmassene, som fører til raskere oksidasjon av redusert nitrogen. Imidlertid har selv de høyeste konsentrasjonene av nitrat og ammonium ligget lavere enn i Steinsvatnet i alle undersøkelser fra 2008 til 2018. For total-nitrogen var forholdet motsatt, men forskjellene svært små.



Figur 12. Nitrat-nitrogen (NO₃-N) fra 1991 til 2018 (til venstre) og ammonium-nitrogen (NH₄-N) fra 2003 til 2018 (til høyre) i Stølevatn. Data er vist for 1 m og 9 m dyp. Kantifiseringsgrensen for NH₄-N ligger på 5 µg/l. Analyseresultater gitt som <5 µg/l er plottet som 4 µg/l, inklusive alle målinger i 2018. Merk at x-aksene ikke er lineære, og bare viser sekvensen av målinger.

Også i Stølevatnet viser resultatene en økning i totalt organisk karbon (TOC) fra 2008 til 2018 (Figur 13). Fargetall målt i råvann til vannverket har vist samme tendens (COWI 2017). Mengden TOC nærmer seg 5 mg/l, som er grensen mellom vanntypene 'klar' og 'humøs' (Direktoratsgruppen vandirektivet 2018). Denne grensen er viktig for klassifisering av tilstand, siden referanse-tilstanden som resultatene sammenlignes med er ulik i disse typene. Dette gjelder både biologiske kvalitetselementer som planteplankton og vannvegetasjon, og kjemiske støtteparametere som pH og næringsstoffer. Ifølge COWI (2017) er imidlertid fargetallet lavere i sommersesongen enn om høsten.



Figur 13. Totalt organisk karbon (TOC) i Stølevatn i 2008, 2013 og 2018. Data er vist for 1 m og 9 m dyp.

I Stølevatnet synes det å ha vært større variasjon i konsentrasjon av nitrogenforbindelser enn i Steinsvatnet, men dette henger også sammen med at måleserien er lenger. Stølevatnet er mye mindre og grunnere, noe som også bidrar til større variasjon. Tendensene til svakt økende pH og økende innhold av TOC går igjen også i Stølevatnet, men ellers viser resultatene ingen tegn til vannkjemiske endringer 2008 – 2018.

3.1.3 Nitrogen i innsjøer i forhold til jordsmonn

Årets undersøkelser av terrestrisk vegetasjon viste en markant økning av nitrogeninnholdet i jordsmonn i alle de undersøkte feltene rundt Kollsnes prosessanlegg (Håland 2018). Årsaken til denne økningen er ikke avklart, men det er vanskelig å tenke seg at andre kilder enn luftbåren deposisjon kan ha påvirket hele området. Det er likevel påfallende at denne økningen ikke reflekteres i de vannkjemiske målingene i innsjøene. Målingene i jord ble utført i august, mens de første vannprøvene ble tatt i slutten av september etter en periode med svært mye nedbør og avrenning. Siden jordsmonnet i store deler av nedbørfeltene er ganske tynt kunne man forvente å finne forhøyete nitrogenkonsentrasjoner også i vann, men her var nivået like lavt som før. Det ser derfor ut som nitrogenavsetningene er holdt tilbake i jordsmonn og vegetasjon uten å lekke ut i vassdragene. Sjøeng m. fl. (2007) fant en markert sesongvariasjon i nitrogenavrenning i små felt på Sørvest-landet, der nitrogen ble frigitt i avrenning om vinteren, trolig som følge av lav mikrobiell aktivitet og plantevekst i denne perioden. Disse feltene mottok vesentlig større nitrogen-deposisjon enn estimert for kystområdene i Hordaland. Det kunne vært interessant å se om en lignende sesongdynamikk er å finne i Kollsnes-området, spesielt etter de høye nitrogen-konsentrasjoner som er påvist i jordsmonn i 2018.

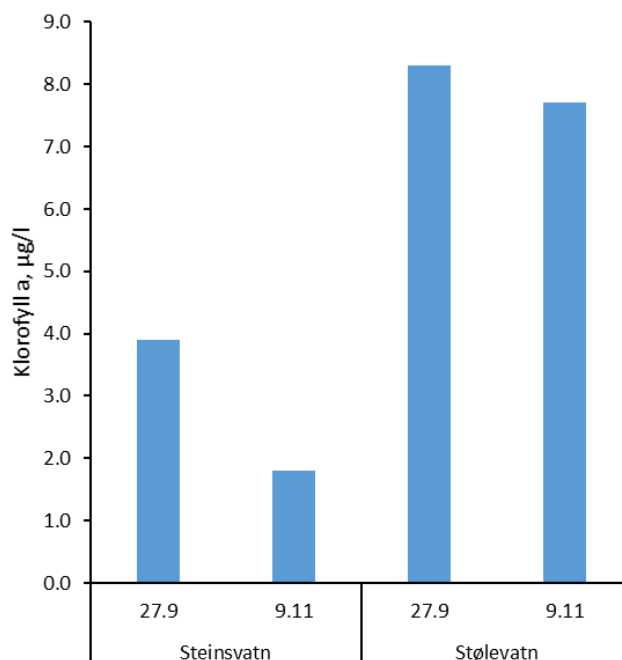
3.2 Planteplankton

3.2.1 Steinsvatn

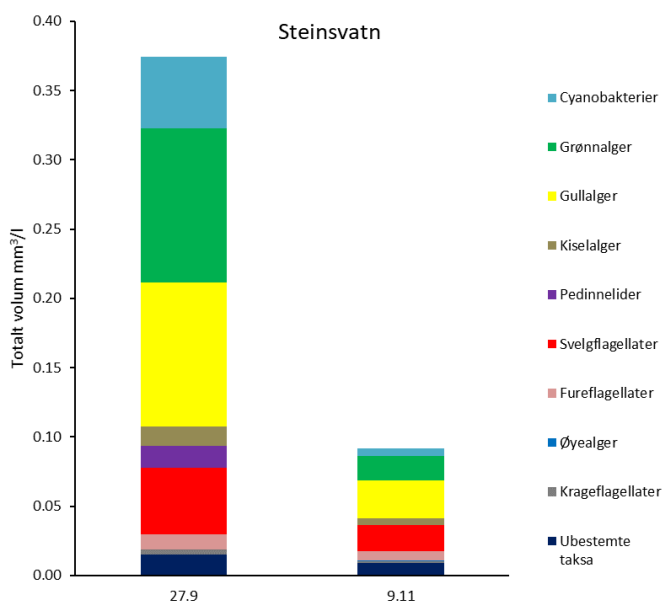
Det var lave konsentrasjoner av klorofyll og totalt volum i begge prøvene (Figur 14, Figur 15, Tabell 4), lavest i prøven fra november. Grønnalger og gullalger utgjorde de største andelene med mindre andeler cyanobakterier og svelgflagellater (Figur 15). Grønnalgene besto av blant annet *Closterium acutum* og *Koliella longiseta* samt arter fra slekten *Chlamydomonas*. Gullalgene besto av arter fra slektene *Chromulina* og *Chrysococcus* samt ubestemte flagellater. Det ble observert tynne,

trådformede cyanobakterier. Sammensetningen av planteplanktonet (PTI) viste et samfunn som indikerte god tilstand. Det ble observert forholdsvis lave konsentrasjoner av cyanobakterier og indeksen $Cyano_{max}$ indikerte svært god tilstand. Totalvurderingen av planteplanktonet i prøvene fikk nEQR på 0,81 som ga Steinsvatn tilstandsklassen svært god (Tabell 5). Tilstandsvurderingen er imidlertid basert på kun 2 prøver tatt på tampen av vekstsesongen og vil derfor være noe usikker.

Figur 14. Algebiomassen gitt som konsentrasjoner av klorofyll a i Steinsvatn og Stølevatn 2018.



Figur 15. Totalt volum og sammensetting for planteplankton i Steinsvatn 2018.



Tabell 4. Indeksverdiene for planteplanktonet i Steinsvatn i 2013 og 2018 basert på gjennomsnittsverdier. Cyano_{max} viser maksimalt observert verdi.

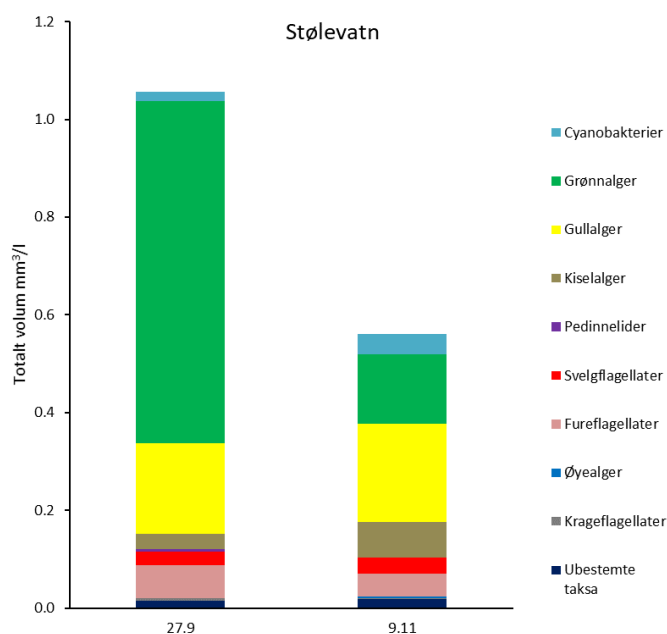
	Klf a	Volum	PTI	Cyano _{max}
	µg /l	mm ³ /l		mm ³ /l
2013	3.30	0.66	2.38	0.03
2018	2.85	0.23	2.26	0.05

Tabell 5. Normaliserte EQR-verdier (nEQR) for planteplanktonet i Steinsvatn i 2013 og 2018 basert på gjennomsnittsverdier.

nEQR	Klf a	Volum	PTI	Cyano _{max}	Totalvurdering PP
2013	0.84	0.60	0.56	0.96	0.64
2018	0.88	0.95	0.70	0.94	0.81

3.2.2 Stølevatn

Det var forholdsvis høye konsentrasjoner av klorofyll og totalt volum av planteplankton var høyt i Stølevatnet (Figur 14, Figur 16, Tabell 6), noe lavere i prøven fra november. Grønnalger utgjorde den største andelen med mindre andeler gullalger og fureflagellater (Figur 16). Grønnalgene besto også her av *Closterium acutum* i tillegg til *Teilingia granulata* samt slektene *Gloeotila* og *Chlamydomonas*. Gullalgene besto av arter fra slektene *Chromulina*, *Chrysococcus*, *Spiniferomonas* og *Synura* samt ubestemte flagellater. Fureflagellatene kom fra slektene *Gymnodinium*, *Parvodinium* og *Peridiniopsis*. Det ble også her observert tynne, trådformede cyanobakterier. Sammensetningen av planteplanktonet (PTI) viste et samfunn som indikerte god tilstand. Det ble observert forholdsvis lave konsentrasjoner av cyanobakterier og indeksen Cyano_{max} indikerte svært god tilstand. Totalvurderingen av planteplanktonet i prøvene fikk nEQR på 0,63 som ga Stølevatn tilstandsklassen God (Tabell 7). Tilstandsvurderingen er også her basert på kun 2 prøver tatt på tampen av vekstsesongen og vil derfor være noe usikker.

**Figur 16.** Totalt volum og sammensetting for planteplankton i Stølevatn 2018.

Tabell 6. Indeksverdiene for planteplanktonet i Stølevatn i 2013 og 2018 basert på gjennomsnittsverdier. Cyano_{max} viser maksimalt observert verdi.

	Klf a µg /l	Volum mm ³ /l	PTI	Cyano _{max} mm ³ /l
2013	6.05	1.18	2.76	0.01
2018	8.0	0.81	2.24	0.04

Tabell 7. Normaliserte EQR-verdier (nEQR) for planteplanktonet i Stølevatn i 2013 og 2018 basert på gjennomsnittsverdier.

nEQR	Klf a	Volum	PTI	Cyano _{max}	Totalvurdering PP
2013	0.60	0.49	0.19	0.99	0.37
2018	0.51	0.57	0.72	0.95	0.63

3.3 Dyreplankton

3.3.1 Steinsvatn

Det var forholdsvis få dyr i prøvene fra Steinsvatnet. Som tidligere år dominerte små vannlopper av slekten *Bosmina*, sammen med hoppekrepsen *Eudiaptomus gracilis* (Tabell 8). Noen få individer av hoppekrepsen *Cyclops scutifer* forekom også. Artene er de samme som forekom i 2008 og 2013, bortsett fra *C. scutifer* som ikke ble påvist i 2008. Blant hjuldyr dominerte *Kellicottia longispina* og *Synchaeta* sp. i september, men i november var bare *K. longispina* til stede i større antall.

I tillegg til de typisk pelagiske artene nevnt over forekom en rekke arter som primært er knyttet bunnsstrat i strandsonen eller dypere. Noen av disse ble bare påvist som skall av døde dyr. Det var primært en rekke vannlopper som dukket slik opp i prøvene. Flere av disse har forekommet nokså regelmessig i prøver fra Steinsvatnet også tidligere år, noe som trolig henger sammen med at innsjøen er eksponert for vind og at disse artene virvles opp fra bunnsstratet med vannets bevegelser som følge av vinden.

En av artene (*Monospilus dispar*) er ikke observert før i innsjøene, og det var bare ett individ av denne. Forekomsten er likevel av interesse, fordi arten regnes som moderat forsuringfølsom. Dette gjelder også *Bosmina longirostris*, *Alona intermedia*, *Paralona pigra* og *Megacyclops gigas*. Totalt ble det altså påvist fem moderat forsuringfølsomme arter i Steinsvatnet.

Som tidligere år viser dyreplanktonsamfunnet først og fremst klare tegn på sterkt beitetrykk fra fisk. Dette resulterer i færre krepsdyrplankton som domineres av små arter og individer. Trolig er det trepigget stingsild som står for det største beitetrykket. Denne er observert i strandkanten tidligere år. Aure synes å ha dårlige rekrutteringsmuligheter i Steinsvatn, og med få større fisk i innsjøen kan stingsilda også beite pelagisk. Nærmere undersøkelser av fiskebestandene er nødvendig for å avklare om forholdet er slik.

3.3.2 Stølevatn

Dyreplanktonet i Stølevatn var også sterkt preget av intens beiting fra fisk, med få og små krepsdyr i prøvene (Tabell 8). Aure fantes i Stølevatnet på 1990-tallet (Kambestad m. fl. 1992), som stammet fra utsatt fisk. Auren har imidlertid ingen gytemuligheter her, og det usikkert om den fortsatt finnes. Derimot forekommer stingsild ganske rikelig, noe som forklarer et tynt og artsfattig dyreplankton.

Av egentlig pelagiske arter i dyreplanktonet fantes bare de to *Bosmina*-artene, hoppekrepsen *Eudiaptomus gracilis*, og fire hjuldyr-arter. I all hovedsak er sammensetningen den samme som tidligere år, men det ble påvist færre arter hjuldyr i 2018. I tillegg til de nevnte artene forekom også her en del strand- og bunnlevende arter. Som i Steinsvatn kan dette forklares med at innsjøen var under full omrøring ved begge tidspunkt for prøvetaking.

Innslaget av forsuringfølsomme arter var mindre i Stølevatn enn i Steinsvatn, og bare *Bosmina longirostris* og *Alona intermedia* kan regnes som moderat forsuringfølsomme.

Tabell 8. Dyreplankton i Steinsvatn og Stølevatn 2018. Dominans er angitt etter følgende skala: enkelt-individer (+), få (*), vanlig (**), mange (***), masseforekomst (****). Noen arter er bare påvist som skallrester (s). Arter som regnes som strand- eller bunnlevende er merket med x.

Gruppe/art	Steinsvatn		Stølevatn	
	27.09.2018	09.11.2018	27.09.2018	09.11.2018
Vannlopper (Cladocera)				
<i>Bosmina longirostris</i>	***	**	*	*
<i>Bosmina longispina</i>	**	***	*	+
x <i>Acroperus harpae</i>			S	
x <i>Alona affinis</i>	+	S	+	+
x <i>Alona intermedia</i>	+	+		+
x <i>Alona cf. rustica</i>	S		S	S
x <i>Alonella nana</i>	+	+	+	S
x <i>Alonella excisa</i>	+			
x <i>Chydorus cf. sphaericus</i>			S	
x <i>Paralona pigra</i>	S	S		
x <i>Monospilus dispar</i>		S		
x <i>Drepanothrix dentata</i>				+
Hoppekreps (Copepoda)				
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	****	****	**	**
Calanoide naupliuslarver	**	**	**	+
<i>Cyclops scutifer</i>	+	+		
x <i>Megacyclops gigas</i>		+		
x <i>Diacyclops sp.</i>			+	
Cyclopoide naupliuslarver	*	*		
Hjuldyr (Rotatoria)				
<i>Kelicottia longispina</i>	**	**	+	**
<i>Keratella cochlearis</i>		S	+	+
x <i>Lepadella cf. ovalis</i>				+
<i>Asplanchna cf. priodonta</i>	+		*	**
<i>Synchaeta sp.</i>	**			
<i>Ploesoma hudsoni</i>		+		
<i>Conochilus unicornis/hippocrepis</i>			***	

3.4 Vannvegetasjon

3.4.1 Artsantall og artssammensetning

Stølevatnet

Innsjøen er regulert til drikkevannsformål. Ved registreringstidspunktet var det høy vannstand, sannsynligvis 20-30 cm over normalvannstanden. Det vanligste substratet i innsjøen var stein og løst finmateriale, og berg og stor stein i øst. Innsjøen er forholdsvis grunn, med forholdsvis store grunnområder i vest og nord.

I grunnområdene dannet tjønngras (*Littorella uniflora*) tette bestander fra strandkanten og ut til ca. 2 m dyp, mens botnegras (*Lobelia dortmanna*) var vanligst på helt grunt vann. Stivt brasmegras (*Isoetes lacustris*) fantes spredt, ut til 2-3 m dyp, mens et par eksemplarer av mjukt brasmegras (*Isoetes echinospora*) ble funnet i øst. Såter med krypsiv (*Juncus bulbosus*) og tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*) fantes på forholdsvis grunt vann rundt det meste av innsjøen. Krypsiv var vanligere og mer langvokst enn i Steinsvatnet, med størst forekomst i nord og vest. Flere årsskudd av krypsiv ble registrert.

De vanligste artene i flytebladsvegetasjonen var vanlig tjønnaks (*Potamogeton natans*), som dannet størst bestand i nord, ut til ca. 2 m dyp, men også i vest og sørøst, og kysttjønna (*Potamogeton polygonifolius*), som fantes på grunt vann i vest og sør. Gul nøkkerose (*Nuphar lutea*) dannet en liten bestand i bukt i øst. Oversikt over registreringene er vist i Tabell 9.

Tabell 9. Vannvegetasjon i Stølsvatnet og Steinsvatnet 27. september 2018. Mengdeangivelse arter: 1=sjelden, 2=spredt, 3=vanlige, 4=lokalt dominerende, 5=dominerer lokaliteten. Arter som er vurdert som sensitive (S) eller tolerante (T) i forhold til eutrofiering (E) eller forsurening (F) er vist til venstre i tabellen.

E	F	Latinske navn	Norske navn	Stølevatn	Steinsvatn
		ISOETIDER - kortskuddplanter			
S	T	<i>Isoetes echinospora</i>	Mjukt brasmegras	1	3
S	T	<i>Isoetes lacustris</i>	Stivt brasmegras	2-3	4
S	T	<i>Littorella uniflora</i>	Tjønngras	5	5
S	T	<i>Lobelia dortmanna</i>	Botnegras	3	3
		ELODEIDER - langskuddsplanter			
S	T	<i>Juncus bulbosus</i>	Krypsiv	3-4	3
S	S	<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	Tusenblad	2-3	
S	T	<i>Utricularia minor</i>	Småblærerot	1-2	
		NYPHAEIDER - flytebladsplanter			
	T	<i>Nuphar lutea</i>	Gul nøkkerose	2	
	T	<i>Nymphaea alba</i>	Hvit nøkkerose		2
	S	<i>Potamogeton natans</i>	Vanlig tjønnaks	4	3
S	S	<i>Potamogeton polygonifolius</i>	Kysttjønna	3	2
S	T	<i>Sparganium angustifolium</i>	Flotgras	2-3	3
		Totalt antall arter		11	9

Steinsvatnet

Bare nordre basseng ble undersøkt, siden det tidligere år ikke ble registrert flere arter i det søndre og grunnere bassenget. Ved registreringstidspunktet var det høy vannstand, sannsynligvis 20-30 cm over normalvannstanden. Sikten i vannet var dårlig.

Oversikt over registreringene er vist i Tabell 9. Undervannsvegetasjonen var dominert av kortskuddsartene tjønngras og stivt brasmegras, sistnevnte ut til ca 3 m dyp (ved dagens vannstand). Tjønngras vokser grunnere, med bestander ut til ca. 0,7-0,8 m dyp. Krypsiv fantes stort sett bare som små rosettplanter, og enkelte noe mer langvokste, opptil 15 cm lange. Noen få forekomster av flytebladsplanten hvit nøkkerose (*Nymphaea alba* coll.) ble registrert.

3.4.2 Økologisk tilstand

Økologisk tilstand i forhold til eutrofiering er vist i Tabell 10. De sensitive artene dominerer klart i begge innsjøene, mens ingen tolerante arter ble registrert. To av artene regnes som indifferente, dvs. de forekommer i både oligotrofe og eutrofe innsjøer og har ingen klare preferanser. Basert på trofiindeksen Tlc kan tilstanden for vannvegetasjonen karakteriseres som svært god i forhold til eutrofiering i begge innsjøene.

Økologisk tilstand i forhold til forsurening er også vist i Tabell 10. To av artene i Steinsvatnet er sensitive overfor forsurening, mens Stølevatnet hadde tre sensitive arter. Øvrige arter er tolerante overfor forsurening. Basert på forsuringindeksen Slc kan tilstanden for vannvegetasjonen karakteriseres som god i forhold til forsurening i begge innsjøene.

Tabell 10. Økologisk tilstand for vannvegetasjonen i Steinsvatnet og Stølevatnet 2018.

Lokalitet	Eutrofiering				Forsuring			
	Tlc	EQR	nEQR	tilstand	Slc	EQR	nEQR	tilstand
Steinsvatnet	77,8	0,99	0,94	svært god	-55,6	0,36	0,64	god
Stølevatnet	81,8	1,02	1,0	svært god	-45,5	0,45	0,71	god

3.4.3 Endringer i forhold til tidligere

Artssammensetningen i innsjøene er lite endret fra tidligere. I 2008 ble det registrert små forekomster av *Sparganium natans* i begge innsjøene. Denne arten er ikke registrert senere. *Potamogeton polygonifolius* ble ikke registrert i Steinsvatnet i 2008, men er i de senere årene registrert i begge innsjøene. For øvrig er det ingen endringer i artssammensetning og artsantall. Det er heller ingen merkbare endringer i forekomst av de ulike artene.

Det er små endringer i verdiene for trofi- og forsuringindeksene siden 2008 (Tabell 11), men tilstandsklassen er den samme i alle år, både i forhold til eutrofiering og forsurening.

Tabell 11. Økologisk tilstand for vannvegetasjonen i Steinsvatnet og Stølevatnet 2018 i perioden 2008-2018.

Lokalitet	Eutrofiering Tlc			Forsuring		
	2008	2013	2018	2008	2013	2018
Steinsvatnet	75,0	77,8	77,8	-50,0	-55,6	-55,6
Stølevatnet	83,3	81,8	81,8	-33,3	-45,5	-45,5

Det har vært store forskjeller i vannstanden i perioden, men det foreligger ingen jevnlig registrering av vannstanden. Det er derfor ikke mulig å vurdere eventuelle endringer i artenes dybdegrensener.

3.5 Samlet vurdering av økologisk tilstand

Økologisk tilstand skal etter vannforskriften vurderes primært basert på biologiske kvalitetselementer, og systemet er utviklet for påvirkning fra eutrofiering (næringsstoffer) og forsurening. For eutrofiering er de viktigste kvalitetselementer planteplankton og vannvegetasjon, mens andre fysisk/kjemiske parametere fungerer som støtteparametere (Tabell 12). For hver av disse kvalitetselementene og støtteparametere er det utarbeidet en forventet referansetilstand for ulike innsjøtyper. Både Steinsvatn og Stølevatn hører til innsjøtype L-105a (grunne, kalkfattige og klare innsjøer i lavlandet). I forhold til eutrofiering får vi svært god eller god tilstand for alle parametere unntatt siktedyp i innsjøene. Med hensyn til planteplankton imøtekommer ikke datagrunnlaget vannforskriftens krav (seks prøver i perioden mai-oktober), og størst vekt legges derfor i denne vurderingen på vannvegetasjon. Planteplankton gir likevel utslag for Stølevatn, fordi forholdet med markert større biomasse her enn i Steinsvatn har vært konsistent i 2008, 2013 og 2018.

Tabell 12. Økologisk tilstandsvurdering i forhold til eutrofiering. Biologiske kvalitetselementer er planteplankton og vannvegetasjon (uthevet), mens Tot-P, Tot-N og siktedyp er fysisk/kjemiske støtteparametere.

	Planteplankton	Vannvegetasjon	Tot-P	Tot-N	Siktedyp	Samlet vurdering
Steinsvatn	Svært god	Svært god	Svært god	Svært god	Moderat	Svært god
Stølevatn	God	Svært god	Svært god	Svært god	Moderat	God

Siktedyp var i begge innsjøene mindre enn forventet ut fra referansetilstand. Imidlertid er målingene gjort på en årstid der det er dokumentert at innholdet av humus er vesentlig høyere enn i sommersesongen (COWI 2017), som er perioden da slike undersøkelser skal egentlig skal gjennomføres. Innholdet av humusstoffer påvirker siktedyp i innsjøene, og både TOC-målingene og vannfargen vi observerte (gul) bekrefter at humusinnholdet var høyt i innsjøene ved prøvetakingen. Det er derfor svært sannsynlig at målingene av siktedyp ikke er representative for innsjøenes midlere tilstand, og at siktedypet har vært større gjennom sommersesongen. Vi ser derfor bort fra siktedyp som støtteparameter i den totale vurderingen, som blir Svært god for Steinsvatn og God for Stølevatn (Tabell 12).

Dyreplankton er ikke brukt som kvalitetselement i vurderingene. For eutrofiering er kriterier for dyreplankton ikke utviklet enda, og for forsurening er ikke datagrunnlaget tilfredsstillende for å kunne beregne de aktuelle indekser. Imidlertid indikerer dyreplanktonsamfunnene i begge innsjøer at beiting fra fisk er en viktig faktor, og dette kan ha betydning for den relativt høye algebiomassen i Stølevatnet. Dyreplanktonet gir også relevant informasjon i forhold til forsurening, siden moderat forsuringfølsomme arter forekommer i begge innsjøer.

Planteplankton er foreløpig ikke utviklet for vurdering av forsuringpåvirkning, og vurderingen baseres derfor primært på vannvegetasjon. Av støtteparametere er det bare målt pH. I dette tilfellet er vurderingen entydig God for begge innsjøer (Tabell 13).

Tabell 13. Økologisk tilstandsvurdering i forhold til forsurening. Biologiske kvalitetselementer er vannvegetasjon (uthevet), mens pH er fysisk/kjemisk støtteparameter.

	Vannvegetasjon	pH	Samlet vurdering
Steinsvatn	God	God	God
Stølevatn	God	God	God

3.6 Anbefalinger for fremtidige undersøkelser

Prosjektet ble avtalt i august 2018 med frist for gjennomføring til desember samme år. Denne tidsrammen er dårlig tilpasset kravene til datagrunnlag som vannforskriften stiller. For de fleste kvalitetselementer (unntatt vannvegetasjon) er tilstandsvurdering i innsjøer basert på månedlig prøvetaking fra og med mai til og med oktober i ett kalenderår. Med et slikt grunnlag ville vurdering basert på planteplankton bli sikrere, og det samme vil gjelde for fysisk/kjemiske støtteparametere. Man vil også kunne benytte dyreplankton som kvalitetselement i vurdering av forurensningspåvirkning, slik at vurderingen ikke bare må baseres på ett kvalitetselement (vannvegetasjon) som nå.

Forsuringstilstand vurderes også ut fra målinger av aluminiumsfraksjoner og ANC (syrenøytraliserende evne). Denne siste er basert på måling av alle hoved-ioner, slik at en ionebalanse kan beregnes. Disse parameterne har ikke vært inkludert i overvåkingen så langt, men det anbefales at disse tas med neste gang for en mer omfattende vurdering av forurensingssituasjonen. I tillegg kan det være aktuelt med prøvefiske for å vite mer om fiskebestandene, inkludert analyse av aluminium på fiskens gjeller som også kan fortelle mer om forurensing utgjør et problem. Disse aspektene er beskrevet i klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018).

4 Konklusjon

Nedfall av nitrogenoksider (NO_x) kan tenkes å forårsake både eutrofiering og forurensing i ferskvann. Resultatene av årets undersøkelser i nærområdet til Kollsnes prosessanlegg viste god tilstand (Stølevatn) eller svært god tilstand (Steinsvatn) i innsjøene i forhold til eutrofiering. Begge innsjøer er drikkevannsmagasin, og nedbørfeltene dermed forholdsvis beskyttet mot lokal forurensning.

Tette bestander av stingsild preger sannsynligvis samfunnet av dyreplankton i begge innsjøer, men spesielt i Stølevatn. Dette, sammen med ustabil sjiktning i Stølevatn, bidrar trolig til at biomassen av planteplankton var markert høyere i Stølevatnet enn i Steinsvatnet. Vannstandsfluktuasjoner i Steinsvatn medfører redusert mangfold og tetthet av vannplanter i grunnområdene.

Begge innsjøene har preg av tidligere forurensingsskader, men tilstanden i 2018 vurderes som god i forhold til forurensing. De vannkjemiske målingene viste ingen tegn til økning av nitrogenforbindelser i innsjøene sammenlignet med tidligere år, på tross av at en betydelig økning i total-nitrogen i jordsmonn i nedbørfeltene mellom 2013 og 2018. Enkelte tidligere målinger av høye nitrat-verdier har kunnet tyde på lokal og episodisk påvirkning, men dette har ikke blitt påvist verken i 2013 eller 2018. Nivået av nitrogenforbindelser i ferskvann var generelt lavt, og tilstanden basert på total-nitrogen alene var svært god i begge innsjøer. Undersøkelsene i 2018 viste altså ingen tegn til vannkjemiske endringer som kan tilskrives utslipp fra prosessanlegget.

5 Referanser

- COWI AS. 2017. Vannforsyning i Øygarden. Årsrapport vannkvalitet 2016. Fagrapport, dokumentnr. A016807-2017-01. 23 s.
- Direktoratgruppen vandndirektivet. 2018. Veileder 2:2018 Klassifisering. www.vannportalen.no.
- de Wit, H.A. & M. Lindholm. 2010. Nutrient enrichment effects of atmospheric N deposition on biology in oligotrophic surface waters – a review. NIVA-rapport Lnr. 6007-2010/ ICP Waters report 101/2010. 39 s.
- Hobæk, A., M. Mjelde, A. Håland, J. Stellberg & B. Hult. 2009. Kollsnes prosessanlegg. Oppfølgende miljøundersøkelser 2008. Ferskvann og terrestrisk botanikk. NIVA-rapport Lnr. 5868-2009. 43 s.
- Hobæk, A. H. Edvardsen & V. Hostyeva. 2014. Kollsnes prosessanlegg. Oppfølgende miljøundersøkelser 2013. ferskvann. NIVA-rapport Lnr. 6645-2014. 26 s.
- Håland, A. 2018. Kollsnes prosessanlegg. Oppfølgende miljøundersøkelser 2018. Terrestrisk botanikk. NNI-rapport 521. 31 s.
- Johnsen, G. og A. Bjørklund. 1993. Naturressurskartlegging i kommunene Sund, Fjell og Øygarden: Miljøkvalitet i vassdrag. Rådgivende Biologer Rapport nr. 93. 75 s.
- Kambestad, A., A. Bjørklund og Å. Åtland. 1992. Grunnlagsundersøkelse av ferskvannsressursene på One i Øygarden. Rådgivende Biologer Rapport nr. 63. 77 s.
- Lid, J. & D.T. Lid. 2005. Norsk Flora. 7. utg. ved R. Elven. Det Norske Samlaget. 1230 s.
- Moen, A. 1998. Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon. Statens Kartverk, Hønefoss. 199 s.
- Monteith, D.T., J.L. Stoddard, C.D. Evans, H.A. de Wit, M. Forsius, T. Høgåsen, A- Wilande, B.L. Skjelkvåle, D.S. jeffries, J. uorenmaa, . Keler, . Kopacek & J. Vesely. 2007. Dissolved organic carbon trends resulting from changes in atmospheric chemistry. Nature 450: 537-541.
- Multiconsult. 2004. Kollsnes Gassanlegg. Oppfølgende miljøundersøkelser 2003. Grunnvann og ferskvann. Multiconsult rapport nr. 610168-2.
- Sjøeng, A.M.S., Ø. Kaste, K. Torseth & J. Mulder. 2007. N leaching from small upland headwater catchments in Southwestern Norway. Water Air Soil Pollut. 179: 323-340.
- Aas, W., M. Fiebig, S. Solberg & K.E. Yttri. 2018. Monitoring of long-range transported air pollutants in Norway, Annual Report 2017. NILU report 10/2018, Miljødirektoratet M 1064 2018. 125 s.

Vedlegg A. Planteplanktonanalyser

Tabell A1. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Steinsvatn 2018

 Verdier gitt i mm³/m³ (=mg/m³ våtvekt)

	27.09.2018	09.11.2018
Cyanobacteria (Cyanobakterier)		
<i>Anabaena</i>	12.66	-
<i>Aphanocapsa parasitica</i>	-	0.01
<i>Coelosphaerium kuetszingianum</i>	1.07	-
<i>Cyanophyceae filament</i> (d=1)	37.33	4.63
<i>Dolichospermum</i> , rett filament	0.22	-
<i>Jaaginema</i>	-	0.70
Sum - Cyanobakterier	51.28	5.34
Charophyta/Chlorophyta (Grønnalger)		
<i>Botryococcus braunii</i>	2.56	0.64
<i>Chlamydomonas</i> (l=10 d=3)	-	0.20
<i>Chlamydomonas</i> (l=10)	-	1.36
<i>Chlamydomonas</i> (l=5-6)	3.08	0.84
<i>Chlamydomonas</i> (l=8)	10.41	2.80
Chlorophyta (d=10)	1.39	-
Chlorophyta (d=5)	2.60	0.26
<i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i>	57.07	0.72
<i>Collodictyon triciliatum</i>	-	0.48
<i>Cosmarium contractum</i>	0.35	-
<i>Cosmarium subcrenatum</i>	0.17	-
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> var. <i>minutum</i>	1.28	-
<i>Elakatothrix genevensis</i>	2.99	0.34
<i>Koliella longiseta</i>	12.98	3.97
<i>Microspora</i>	0.98	-
<i>Monoraphidium contortum</i>	4.33	3.85
<i>Monoraphidium griffithii</i>	-	0.40
<i>Mongotia</i>	0.15	-
<i>Oocystis marssonii</i>	0.02	-
<i>Sphaerellopsis fluvialis</i>	-	1.40
<i>Spondylosium planum</i>	11.22	-
<i>Staurastrum</i>	-	0.40
<i>Staurodesmus triangularis</i>	0.13	-
Sum - Grønnalger	111.70	17.66
Chrysophyceae/Synurophyceae (Gullalger)		
<i>Bitrichia chodatii</i>	0.80	-
<i>Chromulina</i>	16.29	14.03
<i>Chrysococcus</i>	29.48	2.30
<i>Chrysoikos skewjae</i>	0.44	0.22
Chrysophyceae (<7)	36.45	4.43
Chrysophyceae (>7)	5.21	1.30
<i>Dinobryon acuminatum</i>	0.20	-
<i>Dinobryon bavaricum</i>	0.74	0.16
<i>Dinobryon borgei</i>	1.00	-
<i>Dinobryon crenulatum</i>	-	0.12
<i>Dinobryon sociale</i>	-	0.02

<i>Dinobryon suecicum</i> var. <i>longispinum</i>	1.76	-
<i>Kephyrion boreale</i>	-	1.08
<i>Mallomonas</i>	3.00	0.60
<i>Mallomonas</i> (l=8-10)	2.40	-
<i>Mallomonas hamata</i>	2.10	-
<i>Mallomonas ploesslii</i>	-	0.13
<i>Mallomonas punctifera</i>	1.27	0.19
<i>Ochromonas</i>	0.88	0.88
<i>Paraphysomonas</i>	0.64	0.96
<i>Spiniferomonas</i>	0.92	0.46
<i>Uroglena</i>	-	0.96
Sum - Gullalger	103.59	27.84

Bacillariophyta (Kiselalger)

<i>Asterionella formosa</i>	1.38	0.99
<i>Cyclotella</i> (d=10-12)	0.67	-
<i>Eunotia arcus</i>	-	0.15
<i>Eunotia bilunaris</i>	-	0.17
<i>Eunotia robusta</i>	0.20	-
<i>Frustulia rhomboides</i>	0.50	-
<i>Navicula</i> (l=70)	0.54	-
<i>Nitzschia</i> (l=60-80)	0.15	0.10
<i>Stauroneis phoenicenteron</i>	0.06	-
<i>Tabellaria flocculosa</i>	2.80	0.72
<i>Tabellaria flocculosa</i> var. <i>teilingii</i>	-	0.48
<i>Ulnaria</i> (l=30-40)	0.27	-
<i>Ulnaria</i> (l=40-70)	2.14	0.64
<i>Ulnaria</i> (l=80-100)	1.60	0.06
<i>Urosolenia longiseta</i>	4.01	1.32
Sum - Kiselalger	14.30	4.63

Dictyochophyceae (Pedinnelider)

<i>Pseudopedinella</i>	8.59	-
<i>Pseudopedinella</i> (3 kloroplaster)	7.21	-
Sum - Pedinnelider	15.80	0.00

Cryptophyta (Svelgflagellater)

<i>Cryptaulax vulgaris</i>	1.60	-
<i>Cryptomonas</i> (l=15-18)	-	0.40
<i>Cryptomonas</i> (l=20-22)	11.21	1.92
<i>Cryptomonas</i> (l=24-30)	24.03	4.81
<i>Cryptomonas</i> (l=8-10)	0.64	-
<i>Katablepharis ovalis</i>	2.16	1.44
<i>Plagioselmis lacustris</i>	-	2.40
<i>Plagioselmis nannoplanctica</i>	4.81	4.21
<i>Telonema</i>	3.60	3.61
Sum - Svelgflagellater	48.06	18.79

Dinophyceae (Fureflagellater)

<i>Gymnodinium</i> (l=40)	1.20	-
<i>Gymnodinium</i> (l=14-16)	2.80	-
<i>Gymnodinium</i> (l=20-22)	4.67	0.35
<i>Gymnodinium</i> (l=30)	1.26	-
<i>Gymnodinium lacustre</i>	-	2.80
<i>Parvodinium goslaviense</i>	0.38	-

<i>Parvodinium umbonatum</i>	0.34	2.72
<i>Peridinium</i> (l=13-14)	-	0.92
Sum - Fureflagellater	10.66	6.80

Euglenophyta (Øyealger)

<i>Trachelomonas hispida</i>	-	0.37
Sum - Øyealger	0.00	0.37

Choanozoa (Krageflagellater)

Krageflagellater	3.65	1.56
Sum - Krageflagellater	3.65	1.56

Ubestemte taksa

µ-alger, Picoplankton	6.97	3.83
Heterotrof flagellat (l<15)	7.61	4.81
Heterotrof flagellat (l=15-20)	0.60	0.24
Sum - Ubestemte taksa	15.18	8.87

Sum - Planteplankton	374.22	91.86
----------------------	--------	-------

Tabell A2. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Stølevatn 2018

Verdier gitt i mm³/m³ (=mg/m³ våtvekt)

	27.09.2018	09.11.2018
Cyanobacteria (Cyanobakterier)		
<i>Anabaena</i>	1.58	-
<i>Aphanizomenon</i>	1.95	1.35
<i>Aphanocapsa conferta</i>	-	12.82
<i>Cyanodictyon planctonicum</i>	-	3.85
<i>Cyanophyceae</i>	0.96	0.32
<i>Cyanophyceae filament</i> (d=1)	5.77	6.25
<i>Jaaginema</i>	-	12.62
<i>Merismopedia punctata</i>	-	0.09
<i>Merismopedia tenuissima</i>	0.72	-
<i>Planktolyngbya limnetica</i>	-	1.26
<i>Pseudanabaena catenata</i>	8.41	2.40
Sum - Cyanobakterier	19.39	40.95
Charophyta/Chlorophyta (Grønnalger)		
<i>Ankistrodesmus fusiformis</i>	-	0.40
<i>Ankistrodesmus spiralis</i>	2.88	2.54
<i>Botryococcus braunii</i>	1.92	0.64
<i>Chlamydomonas</i> (l=10 d=3)	1.20	1.20
<i>Chlamydomonas</i> (l=10)	4.09	12.26
<i>Chlamydomonas</i> (l=12)	4.81	19.23
<i>Chlamydomonas</i> (l=14)	-	4.81
<i>Chlamydomonas</i> (l=8)	15.22	19.23
Chlorophyta (d=5)	10.94	3.65
<i>Closterium acutum</i> var. <i>linea</i>	68.09	4.34
<i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i>	8.11	2.40
<i>Closterium juncidum</i>	1.90	-
<i>Cosmarium punctulatum</i>	-	0.70
<i>Cosmarium tinctum</i>	-	0.84
<i>Dictyosphaerium subsolitarium</i>	-	3.20
<i>Elakatothrix genevensis</i>	5.61	1.87
<i>Gloeotila</i>	478.26	62.49
<i>Hyalotheca mucosa</i>	3.04	-
<i>Koliella longiseta</i>	0.18	-
<i>Microspora</i>	-	0.39
<i>Monomastix</i>	2.00	-
<i>Monoraphidium contortum</i>	0.96	-
<i>Monoraphidium griffithii</i>	0.80	0.27
<i>Mongotia</i>	0.30	0.15
<i>Paramastix confera</i>	2.40	1.20
<i>Sphaerellopsis fluvialis</i>	0.50	-
<i>Spirogyra</i>	-	0.05
<i>Staurastrum avicula</i>	1.00	0.50
<i>Staurodesmus glaber</i>	8.01	-
<i>Staurodesmus mamillatus</i>	0.40	-
<i>Staurodesmus triangularis</i>	3.90	0.13
<i>Teilingia granulata</i>	73.70	-
Sum - Grønnalger	700.22	142.47

Chrysophyceae/Synurophyceae (Gullalger)

<i>Bitrichia chodatii</i>	3.20	-
<i>Bitrichia phaseolus</i>	4.61	5.53
<i>Chromulina</i>	20.67	114.76
<i>Chrysococcus</i>	8.29	-
<i>Chrysoikos skujae</i>	5.73	2.20
Chrysophyceae (<7)	81.23	24.99
Chrysophyceae (>7)	13.02	26.04
<i>Dinobryon bavaricum</i>	0.20	1.60
<i>Dinobryon borgei</i>	0.40	-
<i>Dinobryon crenulatum</i>	0.15	0.20
<i>Dinobryon sociale</i>	-	0.20
<i>Dinobryon sociale</i> var. <i>americanum</i>	0.25	1.34
<i>Dinobryon suecicum</i> var. <i>longispinum</i>	0.44	-
<i>Kephyrion skujae</i>	1.20	-
<i>Lagynion ampullaceum</i>	1.04	-
<i>Mallomonas</i>	0.75	1.00
<i>Mallomonas</i> (l=8-10)	7.21	7.21
<i>Paraphysomonas</i>	1.28	0.64
<i>Pseudokephyrion alaskanum</i>	2.16	-
<i>Spiniferomonas</i>	15.66	11.98
<i>Spumella vulgaris</i>	-	2.40
<i>Synura sphagnicola</i>	12.02	0.18
<i>Uroglena</i>	4.81	-
Sum - Gullalger	184.32	200.27

Bacillariophyta (Kiselalger)

<i>Achnanbidium minutissimum</i>	0.15	-
<i>Aulacoseira</i>	1.20	-
<i>Encyonema gracile</i>	2.40	-
<i>Eunotia</i>	3.00	-
<i>Navicula</i>	1.50	-
<i>Nitzschia</i> (l=60-80)	-	0.05
<i>Nitzschia acicularis</i>	0.35	-
<i>Tabellaria flocculosa</i>	0.48	0.32
<i>Ulnaria</i> (l=40-70)	0.40	0.53
<i>Urosolenia eriensis</i>	5.61	9.61
<i>Urosolenia longiseta</i>	16.82	62.49
Sum - Kiselalger	31.92	73.00

Dictyochophyceae (Pedinnelider)

<i>Pseudopedinella</i>	2.15	-
<i>Pseudopedinella</i> (3 kloroplaster)	3.60	1.20
Sum - Pedinnelider	5.75	1.20

Cryptophyta (Svelgflagellater)

<i>Cryptomonas</i> (l=12-15)	3.20	-
<i>Cryptomonas</i> (l=20-22)	1.20	16.02
<i>Cryptomonas</i> (l=24-30)	16.02	10.68
<i>Cryptomonas</i> (l=30-35)	-	3.60
<i>Cryptomonas</i> (l=40)	0.41	0.41
<i>Katablepharis ovalis</i>	2.16	-
<i>Plagioselmis lacustris</i>	1.60	-

<i>Plagioselmis nannoplanctica</i>	2.40	1.20
<i>Telonema</i>	0.72	0.72
Sum - Svelgflagellater	27.72	32.64
Dinophyceae (Fureflagellater)		
<i>Gymnodinium</i> (l=40)	6.00	4.80
<i>Gymnodinium</i> (l=14-16)	7.36	2.80
<i>Gymnodinium</i> (l=20-22)	1.75	-
<i>Gymnodinium</i> (l=30)	5.67	2.52
<i>Gymnodinium</i> (l=50)	4.50	-
<i>Gymnodinium fuscum</i>	1.50	-
<i>Gymnodinium lacustre</i>	5.61	11.22
<i>Gymnodinium uberrimum</i>	3.65	3.65
<i>Parvodinium goslaviense</i>	3.80	-
<i>Parvodinium umbonatum</i>	8.51	6.81
<i>Peridiniopsis cunningtonii</i>	9.00	15.02
<i>Peridinium</i> (l=13-14)	2.30	-
<i>Tyrannodinium edax</i>	6.61	-
Sum - Fureflagellater	66.26	46.82
Euglenophyta (Øyealger)		
<i>Euglena</i> (l=70)	0.35	-
<i>Trachelomonas hispida</i>	-	0.19
<i>Trachelomonas oblonga</i>	-	1.60
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i>	-	0.33
Sum - Øyealger	0.35	2.12
Choanozoa (Krageflagellater)		
Krageflagellater	5.21	2.08
Sum - Krageflagellater	5.21	2.08
Ubestemte taksa		
µ-alger, Picoplankton	10.65	10.09
Heterotrof flagellat (l<15)	4.01	8.01
Heterotrof flagellat (l=15-20)	0.45	0.60
Sum - Ubestemte taksa	15.11	18.71
Sum - Planteplankton	1056.25	560.24

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