

Kollsnes prosessanlegg. Oppfølgende miljøundersøkelser 2013. Ferskvann



RAPPORT

Hovedkontor

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

NIVA Region Sør

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

NIVA Region Innlandet

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

NIVA Region Vest

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

Tittel Kollsnes prosessanlegg. Oppfølgende miljøundersøkelser 2013. Ferskvann	Løpenr. (for bestilling) 6645-2014	Dato 2014.02.28
	Prosjektnr. Undernr. O-13235	Sider 26
Forfatter(e) Hobæk, Anders Edvardsen, Hanne Hostyeva, Vladyslava	Fagområde Forsuring	Distribusjon Fri
	Geografisk område Hordaland	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Statoil Petroleum AS	Oppdragsreferanse Ive Helen Skaga
--	--------------------------------------

<p>Sammendrag</p> <p>Rapporten redegjør for oppfølgende miljøundersøkelser i ferskvann i nærområdet til Kollsnes prosessanlegg i 2013. Som en del av et langsiktig overvåkingsprogram omfattet undersøkelsene kjemiske og biologiske forhold i to innsjøer. Innsjøene Stølevatn og Steinsvatn var begge næringsfattige. Tilstand med hensyn på eutrofiering etter Vannforskriften kan karakteriseres som Svært god for begge. I Steinsvatn medfører vannstandsvariasjoner likevel redusert mangfold og utbredelse av makrofytter. Innholdet av nitrogenforbindelser har variert tidligere år, men var ved undersøkelsene i 2013 lavt, og endringene fra 2008 var ubetydelige. I begge innsjøer viser målingene en svak bedring i pH og en økning i innhold av organisk karbon (brunere farge). Begge innsjøene er preget av tette bestander av stingsild, og begge hadde høy algebiomasse september i forhold til mengde næringsalter. Undersøkelser av vannplanter indikerer at innsjøene er påvirket av forsuring, men dette kan ikke tilskrives deponering av nitrogenoksider.</p>

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Miljøovervåking 2. Ferskvann 3. Eutrofiering 4. Forsuring 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Environmental monitoring 2. Freshwaters 3. Eutrophication 4. Acidification
--	---



Anders Hobæk
Prosjektleder



Nikolai Friberg
Forskningsleder

ISBN 978-82-577-6380-0

Kollsnes prosessanlegg

Oppfølgende miljøundersøkelser 2013

Ferskvann

Forord

Denne rapporten redegjør for resultater av oppfølgende undersøkelser (miljøovervåking) i nærområdet til Statoil Petroleums prosessanlegg på Kollsnes i Øygarden 2013. NIVA har vært ansvarlig oppdragstaker for prosjektet og hatt ansvar for arbeidet i ferskvann. Prosjektet omfatter også overvåking av terrestrisk botanikk. Norsk Naturinformasjon (NNI) har vært ansvarlig for disse undersøkelsene, som rapporteres separat (Håland 2014; NNI-rapport nr. 390).

Vannkjemiske analyser er utført ved NIVAs laboratorium. Registrering, bearbeiding og omtale av vannvegetasjon er utført av Hanne Edvardsen (NIVA Oslo). Vladyslava Hostyeva (NIVA Oslo) har bearbeidet prøver av planteplankton og bidratt til vurdering av resultatene. Henny Knudsen (NIVA Region Vest) har bistått i felt. Undertegnede har hatt ansvar for feltarbeid i ferskvann, vurdering av vannkjemiske data og bearbeiding av dyreplankton, samt utarbeidelse av rapporten.

Takk til NNI ved Arnold Håland og til Statoil Petroleum AS ved Ive Helen Skaga for godt samarbeid under gjennomføring av prosjektet.

Bergen, mars 2014



Anders Hobæk

Innhold

Sammendrag	5
Summary	6
1. Innledning	7
1.1 Bakgrunn	7
2. Materiale og metoder	7
2.1 Områdebeskrivelse	7
2.2 Innsjøene	7
2.3 Hydrografi, vannkjemi og plankton	9
2.4 Vannplanter	10
3. Resultater og diskusjon	11
3.1 Hydrografi og vannkjemi	11
3.1.1 Stølevatnet	11
3.1.2 Steinsvatnet	13
3.2 Plankton	16
3.2.1 Planteplankton	16
3.2.2 Dyreplankton	17
3.3 Vannplanter	18
3.3.1 Stølevatnet	19
3.3.2 Steinsvatnet	19
3.3.3 Økologisk tilstand – eutrofiering	20
3.3.4 Økologisk tilstand – forsurening	21
4. Konklusjon	23
5. Referanser	23
Vedlegg A. Planteplanktontabeller	24

Sammendrag

Rapporten redegjør for oppfølgende miljøovervåking ved prosessanlegget på Kollsnes i Øygarden i 2013. Programmet omfattet kjemiske og biologiske undersøkelser i ferskvann (to innsjøer). Undersøkelsene inngår i en lengre tidsserie, og resultatene er sammenlignet med tidligere registreringer.

Vannkjemiske målinger viste at begge innsjøene er næringsfattige. Derimot synes biologiske forhold å forårsake at innsjøene hadde høyere algebiomasse enn forventet ut fra innholdet av næringsalter. Dette antas å henge sammen med kaskade-effekter av beiting på dyreplankton fra tette bestander av stingsild. Forholdet var mest påfallende i Stølevatnet.

Vannbotaniske registreringer bekrefter at innsjøene ikke er overgjødset, og begge hadde ”Svært god økologisk status” med hensyn på næringsalter etter kriterier utviklet for Vannforskriften. Vannplantene indikerer imidlertid en viss forsuringspåvirkning i begge innsjøer, og mest markert i Steinsvatnet. Dette er også i samsvar med kjemiske målinger fra 1990-tallet. Målingene viste ingen tegn til vannkjemiske endringer som kan tilskrives utslipp fra prosessanlegget.

En svak bedring i pH ser ut til å gjøre seg gjeldende i begge innsjøer sammenlignet med forholdene på 1990-tallet. Samtidig fant vi også en økning i innhold av organisk karbon, trolig i form av humus fra nedbørfeltene. Begge disse trendene ser ut til å gjøre seg gjeldende regionalt, dels som følge av redusert deposisjon av svovel, og dels som følge av klimaendring (økt nedbør).

Summary

Title: Kollsnes gas terminal. Environmental surveillance 2013: Freshwaters.

Year: 2014

Authors: Hobæk, A., Edvardsen, H., Hostyeva, V.

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: 978-82-577-6380-0

This report presents the results of environmental surveillance in freshwaters in the vicinity of the gas terminal at Kollsnes, Øygarden in Hordaland, Norway. The surveillance program consisted of monitoring chemical and biological conditions in two lakes. The program is part of a time series, and results are compared with previous data.

Both of the examined lakes were poor in nutrients. However, biotic interactions seem to be responsible for unexpectedly high phytoplankton biomass levels in both lakes relative to the low phosphorus levels. This could be explained by cascading effects of intense predation on zooplankton by dense populations of three-spined sticklebacks.

Species composition of aquatic macrophytes confirmed that the lakes are not overloaded with nutrients, as both lakes met the standards of 'Very good ecological status' according to the EU Water Framework Directive implementation in Norway. However, the aquatic vegetation also indicated that both lakes are, or have been, impacted by acidification. This result is consistent with water chemistry data from the 1990's. The 2013 data show no indication that local nitrogen oxide emissions contribute to acidification of the lakes.

A slight improvement in acidity was apparent in both lakes when compared to conditions in the 1990's. Further, a marked increase in contents of organic carbon was evident in both lakes. These developments appear to general for the region, in part due to reduced sulphur deposition and partly due to climate change (increased precipitation).

1. Innledning

1.1 Bakgrunn

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 til luft. Miljøovervåkingen på landsiden har derfor vært innrettet primært for å detektere eventuelle effekter av nitrogenoksider fra luftutslipp.

Nærheten til havet medfører at innsjøer og vassdrag vannkjemisk sett er preget av ioner av marin opprinnelse. I tillegg har langtransportert svovel ført til forsuring av vassdrag langs Vestlandskysten. Deposisjon av svovel har avtatt langs Vestlandskysten 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. Selv om deposisjon av nitrogen er redusert noe i de senere år, er nedfallet fortsatt høyt langs Vestlandskysten (>1250 mg N/m² i 2011; Klima- og forurensningsdirektoratet 2012).

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 forsuring.

Siste undersøkelse i ferskvann ble gjort i 2008 (Hobæk m.fl. 2009). Overvåkingen i 2013 er i alt vesentlig en gjentakelse av opplegget fra 2008, med tilsvarende prøvetaking og de samme kjemiske og biologiske parametere.

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 nokså begrenset i området. Noe innmark finnes på brukene som ligger langs østsiden av Stølevatnet.

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 (se resultatene) er begge innsjøene av typen kalkfattige og klare. I det norske systemet blir dette innsjøtype 1. 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.

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 1**). I følge kommunen brukes Stølevatn bare som reservevannkilde, slik at det

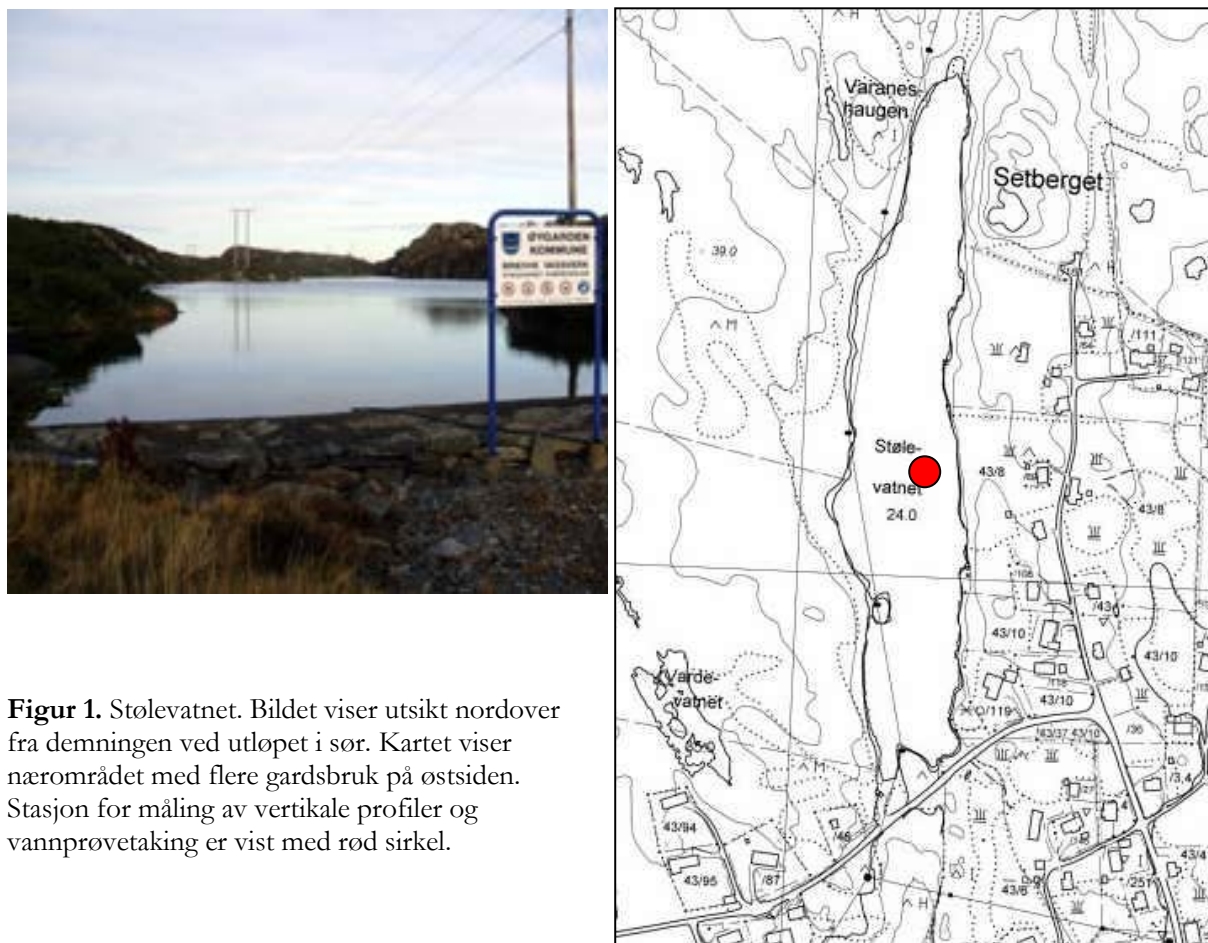
sjelden tappes vann herfra og vannstanden varierer lite. Ved begge undersøkelser i 2013 var bassenget fullt. I følge kommunen tappes det vann fra ca. 8 m dyp i innsjøen. I tillegg til kommunal vannforsyning har flere gårdsbruk langs østbredden egne vannuttak fra innsjøen. Som forventes for en drikkevannskilde, er det meste av nedbørfeltet tilsynelatende 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 forholdsvis liten og med større grunnområder i nord og vest. Bunnsubstratet i innsjøen var stein og løst finmateriale. På østsida grenser vannet mot høyere berg og stein.

Tabell 1. Geografiske og morfologiske data for de undersøkte innsjøene. UTM-koordinater 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 2008.

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 ¹

¹ Største dyp for prøvetaking med vannhenter

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

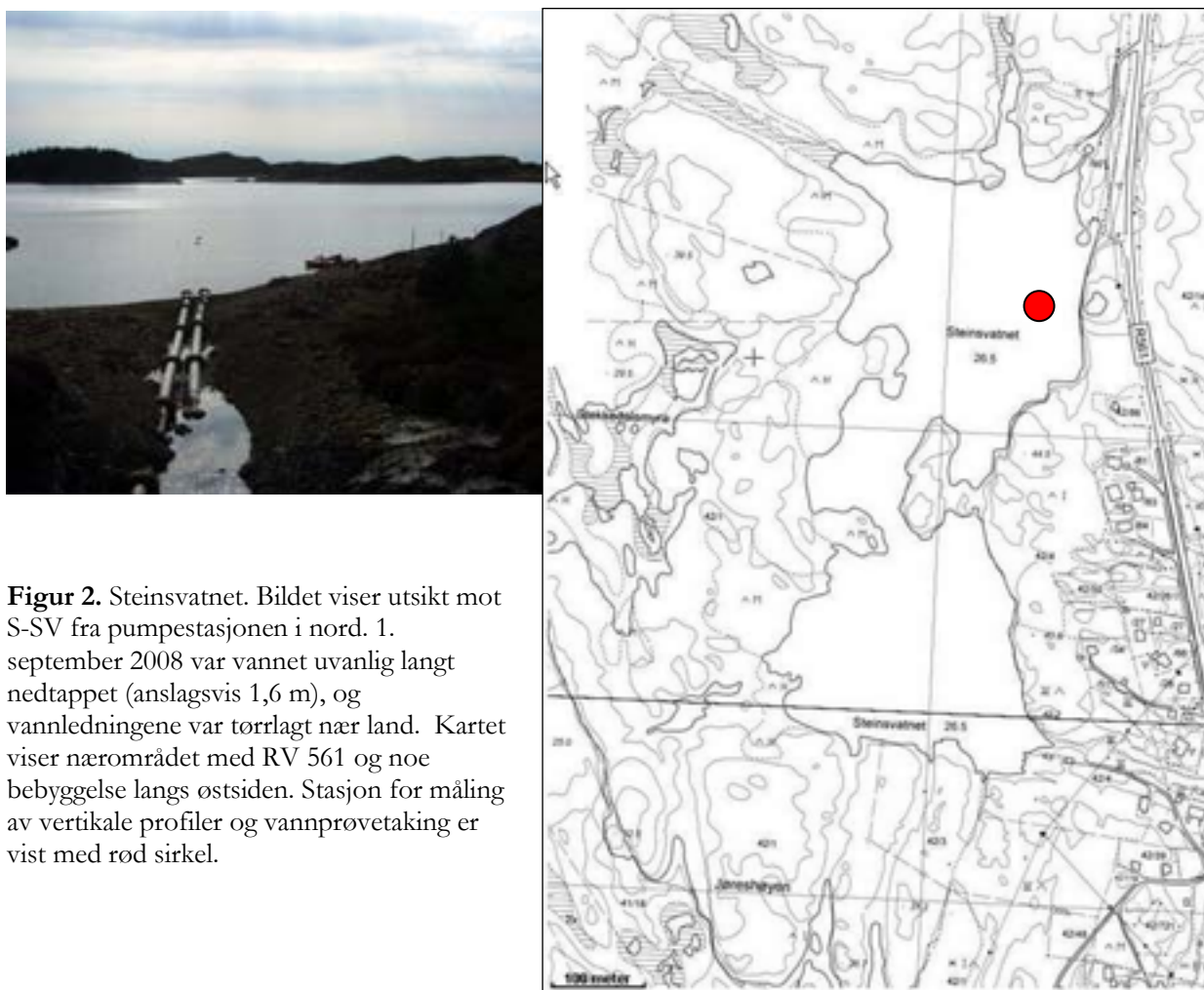


Figur 1. Stølevatnet. Bildet viser utsikt nordover fra demningen ved utløpet i sør. Kartet viser nærområdet med flere gårdsbruk på østsiden. Stasjon for måling av vertikale profiler og vannprøvetaking er vist med rød sirkel.

Steinsvatn på Blomøy er med et areal på 0,1257 km² større enn Stølsvatnet. Det er også dypere, men det foreligger ikke dybdekart. Innsjøen er drikkevannsmagasin, og består av to bassenger adskilt av et grunt sund (se Figur 2). 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.

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.

Fra Steinsvatnet kjenner vi fra tidligere en enkel vannkjemisk vurdering (Johnsen og Bjørklund 1993), mens hydrografiske, vannkjemiske og biologiske parametere var med i undersøkelsen i 2008 (Hobæk m. fl. 2009). Øygarden kommune har også vannkjemiske data fra regelmessig drikkevannskontroll.



Figur 2. Steinsvatnet. Bildet viser utsikt mot S-SV fra pumpestasjonen i nord. 1. september 2008 var vannet uvanlig langt nedtappet (anslagsvis 1,6 m), og vannledningene var tørrlagt nær land. Kartet viser nærområdet med RV 561 og noe bebyggelse langs østsiden. Stasjon for måling av vertikale profiler og vannprøvetaking er vist med rød sirkel.

2.3 Hydrografi, vannkjemisk og plankton

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 SD204 sonde. Sonden målte en gang pr. sekund, og data ble logget i internminne for senere avlesning. SAIV-sonden sviktet i september, og vi fikk derfor bare registrert temperaturprofiler med en reserveløsning (en Oxyguard sonde). Vannprøver ble tatt med en Limnos vannhenter på ulike dyp. Prøver for kjemisk

analyse ble tappet direkte på prøveflasker. Prøver til kontrollmåling av oksygen med Winkler-metoden ble tappet på lufttette glassflasker, tilsatt reagenser og korket tett for senere titrering i laboratoriet. Siktedyp og visuell vannfarge ble målt med en hvit Secchi-skive (diameter 25 cm).

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 enden av slangen. Slangens innhold ble tømt i en bøtte, og blandet godt før en delprøve ble tatt ut og fiksert med Lugols løsning. Dyreplankton ble samlet inn ved vertikale trekk (9-0 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 konserverert i 90 % etanol.

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 mm³/L.

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 størrelser enn absolutte antall i prøvene.

2.4 Vannplanter

Makrovegetasjon (høyere planter) er planter som har sitt normale habitat i vann. De deles ofte inn i helofytter («sivvegetasjon» eller «sumpplanter») og «ekte» vannplanter. Helofyttene er semi-akvatiske planter med hoveddelen av fotosyntetiserende organer over vannflata det meste av tida og et velutviklet rotsystem. Vannplantene er planter som vokser helt neddykket eller har blader flytende på vannoverflata. Disse kan deles inn i 4 livsformgrupper: isoetider (kortskuddsplanter), elodeider (langskuddsplanter), nymphaeider (flytebladsplanter) og lemnider (frittflytende planter). I tillegg inkluderes de største algene, kransalgene.

Vannvegetasjonen i Stølevatnet og Steinsvatnet ble registrert 9. september 2013. Registreringene ble foretatt i henhold til standard prosedyre; ved hjelp av vannkikkert og kasterive fra båt. Kvantifisering av vannvegetasjonen er gjort etter en semi-kvantitativ skala, hvor 1=sjelden, 2=spredt, 3=vanlig, 4=lokalt dominerende og 5=dominerende. I tillegg ble de viktigste helofyttene notert. Dybdeangivelser er angitt i forhold til vannstanden på undersøkelsestidspunktet. Navnsettingen for karplantene følger Lid og Lid (2005).

Vurdering av økologisk tilstand for vannvegetasjonen, inklusive kransalgene, er basert på trofiindeks (TIC) for vannplanter, i henhold til den nye klassifiseringsveilederen for ferskvann (Revidert veileder 2: 2013. Direktoratgruppen Vanndirektivet, se. www.vannportalen.no). I denne er TIC-indeksen interkalibrert dvs. sammenlignet med andre nordiske land og det ble foretatt små justeringer av referanseverdier, samt endringer i flere av klassegrensene for de kalkfattige og svært kalkfattige vanntypene, sammenlignet med de klassegrensene som ble presentert i den første klassifiseringsveilederen (Veileder 01:2009), og som ble benyttet i rapporten fra 2008-undersøkelsene. Som i den tidligere rapporten (Hobæk m. fl. 2009) har vi også beregnet TIA-indeksen som tar hensyn til artenes mengdemessige forhold og sammenlignet denne med TIC-indeksen. TIA-indeksen er ikke kalibrert.

Vi har også sett på økologisk tilstand i forhold til forsurening ved bruk av SIC- og SIA-indeksene. Heller ikke disse indeksene er publisert eller interkalibrert.

3. Resultater og diskusjon

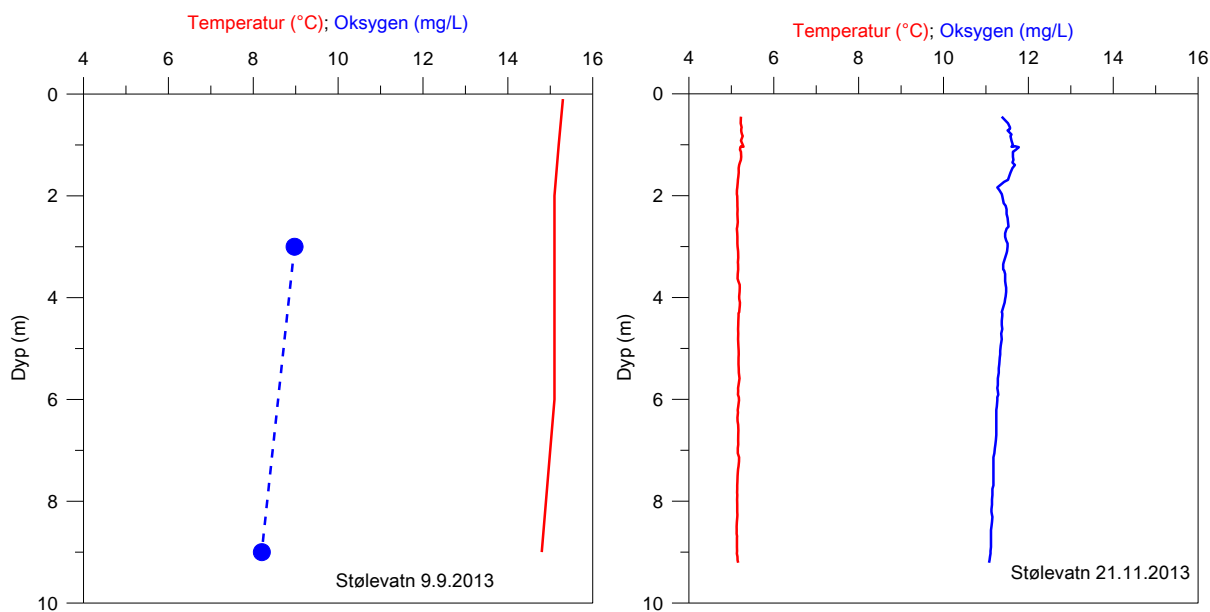
Feltundersøkelsene ble gjort på begge innsjøer 9. september og 21. november 2013. Feltarbeidet i november ble forsinket på grunn av sterk vind i ukene før prøvetakingen. Arbeidet 21. november ble også komplisert ved at det nettopp var påvist Giardia-cyster i råvannet for drikkevannsinntaket, og vi måtte ta forholdsregler for å beskytte mot potensiell smitte, og dessuten desinfisere alt utstyr etterpå.

I Stølevatnet var magasinet fullt begge ved begge prøvetakinger. I Steinsvatn var vannstanden ca. 1 m under antatt maksimalt nivå i september, mens i november lå nivået ca. 0,5 m under antatt maksimal nivå.

3.1 Hydrografi og vannkjemi

3.1.1 Stølevatnet

Temperaturprofilen i september viste bare en svak gradient mellom 14,8 og 15,3 °C, og dermed at innsjøen hadde sirkulert nesten fullstendig (Figur 3). Oksygeninnholdet viste en tilsvarende svak gradient, med høyt innhold av O₂ i alle dyp (>8 mg O/L). I november var temperaturkurven nesten helt rett, med 5,2 °C gjennom hele vannsøylen. Oksygenkurven viste et svært svakt avtak mot dypet, og konsentrasjonen var høy i hele vannmassen (>11 mg O/L). Dette mønsteret med svak eller manglende lagdeling om høsten er observert i alle tidligere undersøkelser. Bare i juli 1992 ble en tydelig lagdeling med varmere vann i de øverste lagene påvist (Kambestad m. fl. 1992).



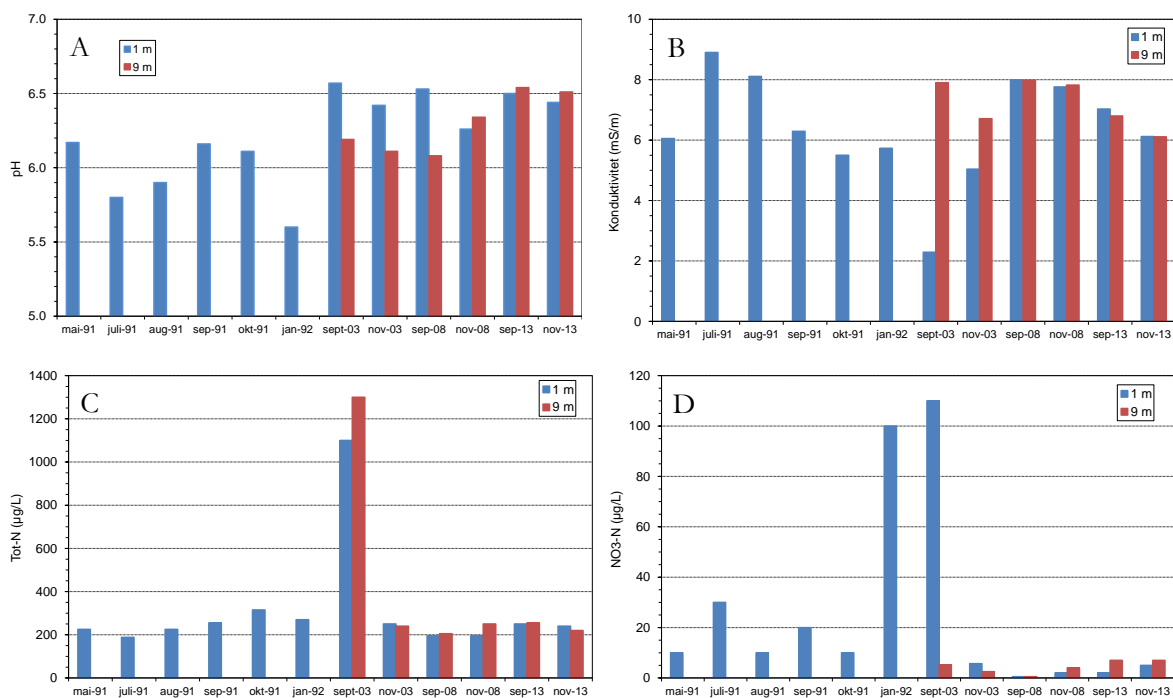
Figur 3. Hydrografiske profiler (temperatur og oksygeninnhold) i Stølevatn 9. september og 21. november 2013. Profilen fra november ble registrert med en SAIV SD204 sonde. Oksygendata ble kalibrert mot Winkler-målinger på 1 og 9 m dyp. I september sviktet denne sonden, og temperatur ble da registrert med en Oxyguard sonde. For denne datoen har vi bare Winkler-målinger av oksygen på 3 og 9 m dyp, vist med punkter. Stiplet linje viser antatt profil.

Siktedypet varierte mellom 3,6 i september og 4,0 m i november, med gul til brunlig gul vannfarge. I 2008 var siktedypet større (opp til 5,7 m i november), og vannfargen var mindre brun. Dette har trolig sammenheng med øket innhold av humus.

Konduktivitet gir et uttrykk for totalt ioneinnhold, og varierte lite mellom 6,4 og 6,7 mS/m (Tabell 2). Dette er forholdsvis høyt, men naturlig i et så kystnært område. Nivået lå høyere i 2008 (7,7 - 8,0). pH-verdiene var forholdsvis gode i Stølsvatn, og lå litt høyere enn i 2008. Kalsium-konsentrasjonen lå imidlertid litt lavere enn i 2008. Mengden organisk karbon (TOC) lå i 2013 over 4,0 mg/L både i september og november. I 2008 målte vi 2,8-3,1 mg/L, og vi ser altså en markert økning. Det meste av dette antas å være humus fra jordsmonn i nedbørfeltet. Økende innhold av humus er observert i de fleste drikkevannskildene i Øygarden de siste årene (COWI 2012). Dette gjelder også råvann fra Stølevatnet, der de høyeste fargetallene (mål på humusinnhold) typisk observeres om høsten.

Tabell 2. Vannkjemiske analyser fra Stølevatnet 2013.

Dato	Dyp m	pH	KOND mS/m	Ca mg/l	TOC mg C/l	Tot-P µg P/l	PO ₄ -P µg P/l	Tot-N µg N/l	NH ₄ -N µg N/l	NO ₃ -N µg N/l
9.09.13	1	6,60	7,03	1,28	4,0	6	<1	250	17	2
9.09.13	3	6,62	6,98					235	19	2
9.09.13	6	6,57	6,87					250	21	5
9.09.13	9	6,54	6,80		4,2	7	<1	255	18	7
21.11.13	1	6,44	6,12	1,19	4,2	4	2	240	<5	5
21.11.13	3	6,49	6,11					220	<5	6
21.11.13	6	6,51	6,10					215	<5	6
21.11.13	9	6,51	6,11		4,2	6	<1	220	<5	7



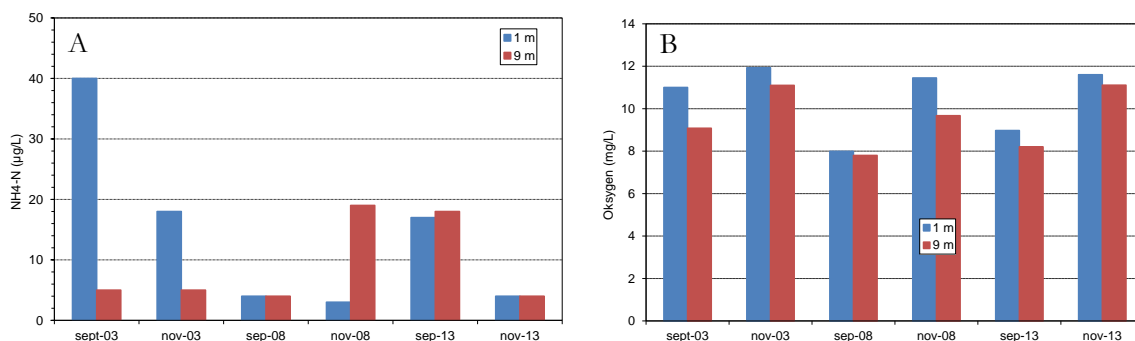
Figur 4. Målinger av A) pH, B) konduktivitet, C) total-nitrogen og D) nitrat-nitrogen i Stølevatn fra 1991 til 2008. Tidligere data hentet fra Kambestad m.fl. (1992), Multiconsult (2004) og Hobæk m.fl. (2009). Merk at tidsaksen ikke er lineær, og bare viser sekvensen av målinger.

Næringsstoffet fosfor lå lavt i Stølevatnet, og det var minimal forskjell mellom overflate og bunn i fosforkonsentrasjoner. Det siste henger sammen med at innsjøen var så godt som fullstendig rørt om ved begge

tidspunkt. Biotilgjengelig fosfor (målt som PO₄-P) lå også meget lavt, og under deteksjonsgrensen i tre av fire prøver (Tabell 2). Konsentrasjonene av totalt nitrogen lå rundt 200 µg/L og varierte lite med dyp og tid. Nivået er moderat, og som forventet ut fra langtransportert nitrogenavsetning. Nitrat-nitrogen lå svært lavt både i september og november, som i 2008. Også ammonium-nitrogen lå lavt i september, og var ikke påvisbart i november (Tabell 2). Både total-nitrogen, nitrat og ammonium lå litt høyere i 2013 enn i 2008.

Fra Stølevatn foreligger måledata for pH, konduktivitet, total-nitrogen og nitrat fra en rekke tidspunkt fra forundersøkelsene i 1991 og senere. Utviklingen over tid i disse parameterne er vist i Figur 4. Det mest bemerkelsesverdige i tidsseriene er særlig lav konduktivitet assosiert med høyt innhold av Tot-N og NO₃-N i september 2003. Høyt innhold av nitrat ble målt også i januar 1992. Både konduktivitet og pH har fluktuert betydelig. Det er naturlig at mengden ioner (målt som konduktivitet) vil variere over tid, fordi hovedkilden til disse er transport fra havet, og dette avhenger av værforhold. pH viser en stigende trend over denne perioden, etter alt å dømme som følge av redusert deponering av langtransportert svovel. For Tot-N og NO₃-N har vi også hatt betydelige svingninger. Selv om vi kunne påvise en marginal økning i disse parameterne fra 2008 til 2013 viser Figur 4 at det ikke er noen økning over lengre tid, og ikke i forhold til før-undersøkelsene i 1991-92. For nitrat synes nivået på 2000-tallet faktisk å ha stabilisert seg på et lavere nivå enn tidligere.

Målinger av ammonium og oksygen var ikke med i overvåkingsprogrammet før 2003. Tidsutviklingen for disse er vist i Figur 5. Ammonium viser her ingen klar trend, og verdiene ligger alle lavt. Oksygenverdiene er alle høye, og viser kun sesongvariasjon. Det er temperaturen i vannet som styrer løseligheten av oksygen, og siden vannmassen har sirkulert ved alle høstmålingene har vi hatt nær metning av oksygen til bunns i innsjøen.

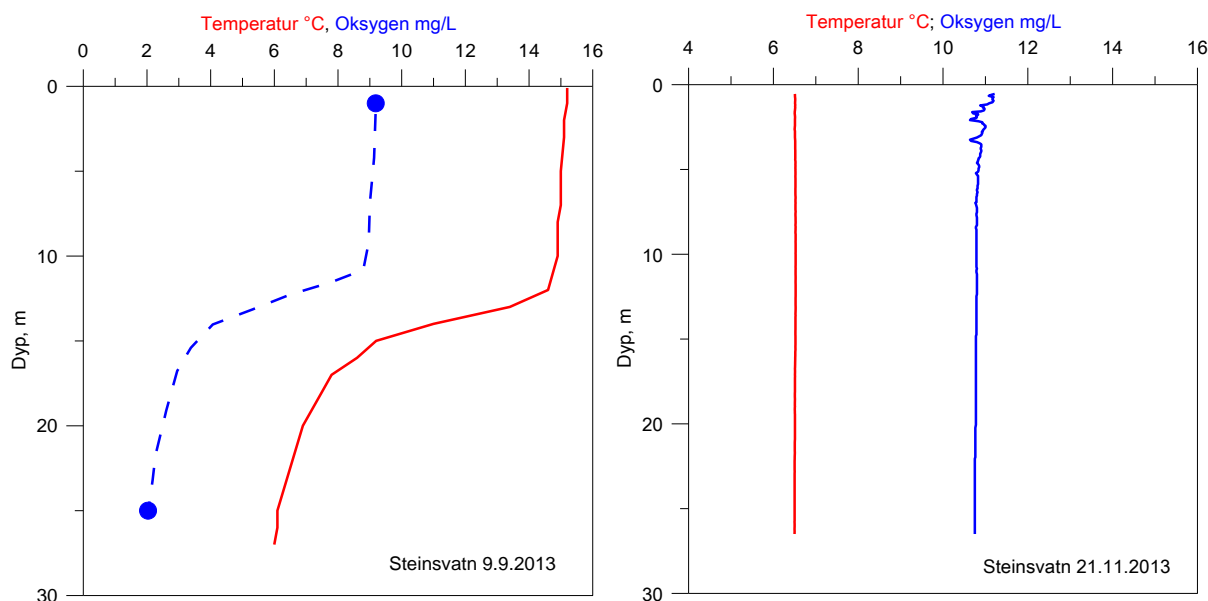


Figur 5. Målinger av A) ammonium-nitrogen og B) oksygen i Stølevatn fra 2003 til 2013. Verdiene for NH₄-N vist som 5 µg/L i 2003 og 2013 lå under deteksjonsgrense (<5 µg/L). Tidligere data hentet fra Multiconsult (2004) og Hobæk m.fl. (2009). Merk at tidsaksen ikke er lineær, og bare viser sekvensen av målinger.

3.1.2 Steinsvatnet

Temperaturprofilen i september viste høy temperatur (rundt 15 °C) fra overflaten ned til 11 m dyp, med et sprangsjikt mellom 11 og 16 m (Figur 6). Under dette avtok temperaturen langsomt til 6,0 °C på 27 m. Da sonden sviktet denne datoen har vi bare oksygen-målinger med Winkler-metode. Disse viste 9, 2 og 2,0 mg O/L på hhv. 1 og 25 m dyp. Disse målingene er vist på Figur 6, og antatt profil er antydnet basert på temperaturprofilen. Forholdene ligner svært på målingene i september 2008, men oksygeninnholdet i bunnvannet var da litt under 5 mg O/L. I begge tilfeller har vi hatt et tydelig forbruk av oksygen i bunnvannet i løpet av stagnasjonsperioden sommer-høst. I november 2013 var vannmassene rørt om, og både temperatur- og oksygenprofilene vist like forhold gjennom hele dybdeprofilen. Det samme forholdet ble observert i november 2008.

Siktedypet i Steinsvatnet ble målt til 4,2 og 4,0 m i hhv. september og november, og vannfargen var brunlig gul. Dette var litt lavere siktedyp enn i 2008, og fargen var mer brunlig. Trolig skyldes begge deler mer humus i 2013 enn i 2008.



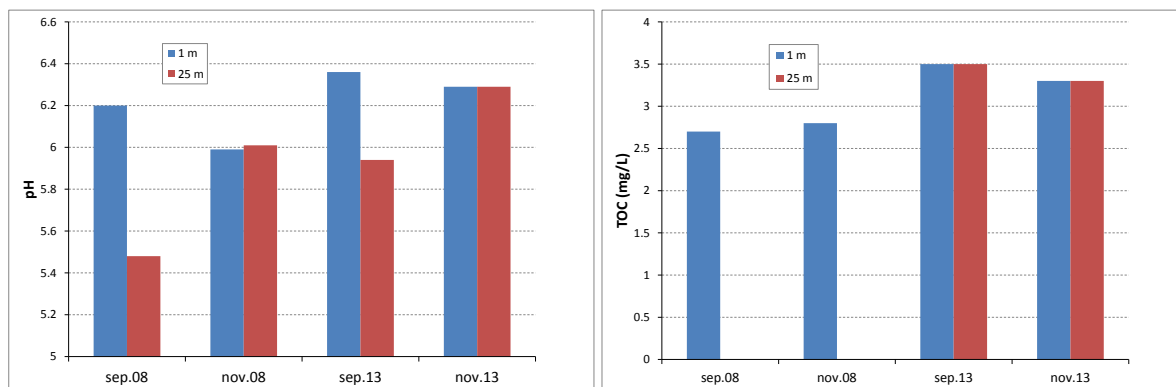
Figur 6. Hydrografiske profiler (temperatur og oksygeninnhold) i Steinsvatn 9. september og 21. november 2013. Profilen fra november ble registrert med en SAIV SD204 sonde. Oksygendata ble kalibrert mot Winkler-målinger på 1 og 9 m dyp. I september sviktet denne sonden, og temperatur ble da registrert med en Oxyguard sonde. For denne datoen har vi bare Winkler-målinger av oksygen på 1 og 9 m dyp, vist med punkter. Stiplet linje viser antatt profil.

Konduktiviteten i Steinsvatnet (**Tabell 3**) lå litt høyere enn i Stølevatnet. pH lå litt lavere (5,94 – 6,36) enn i Stølevatnet, og det samme gjaldt organisk karbon (TOC, 3,3 - 3,5 mg/L)). Dette mønsteret er det samme som vi fant i 2008. Imidlertid var både pH og TOC noe høyere i 2013 enn i 2008 (**Figur 7**), på samme måte som i Stølevatn. Kalsiumkonsentrasjonen lå mellom 1,2 og 1,3 mg/L, og var altså omtrent den samme som i Stølevatnet.

Innholdet av total-fosfor var lavt i Steinsvatnet, bortsett fra en litt høyere konsentrasjon i bunnvannet i september. Dette har sammenheng med stagnasjon av bunnvann, og frigjøring av fosfor fra nedbrytning av organisk materiale. Etter omrøring i november var konsentrasjonene lav også i bunnvannet, og omtrent identiske med målingene fra 2008. Biotilgjengelig fosfor ($\text{PO}_4\text{-P}$) lå under deteksjonsgrensen bortsett fra i bunnvannet i september (**Tabell 3**).

Tabell 3. Vannkjemiske analyser fra Steinsvatnet 2013.

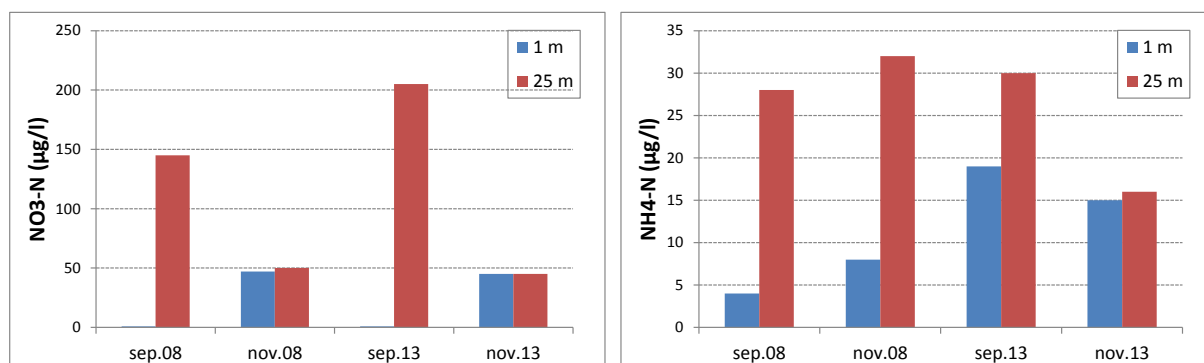
Dato	Dyp m	pH	KOND mS/m	Ca mg/l	TOC mg C/l	Tot-P $\mu\text{g P/l}$	$\text{PO}_4\text{-P}$ $\mu\text{g P/l}$	Tot-N $\mu\text{g N/l}$	$\text{NH}_4\text{-N}$ $\mu\text{g N/l}$	$\text{NO}_3\text{-N}$ $\mu\text{g N/l}$
9.09.13	1	6,36	8,07	1,31	3,5	7	<1	200	19	<1
9.09.13	7	6,35	7,97					180	19	3
9.09.13	18	6,13	8,50					220	41	53
9.09.13	25	5,94	8,66		3,5	22	4	420	30	205
21.11.13	1	6,29	7,61	1,24	3,3	5	<1	220	15	45
21.11.13	7	6,27	7,63					210	<5	44
21.11.13	18	6,25	7,63					215	9	45
21.11.13	25	6,29	7,64		3,3	7	<1	215	16	45



Figur 7. pH og totalt organisk karbon (TOC) i Steinsvatn i 2013 sammenlignet med 2008 (Hobæk m.fl. 2009). TOC-målinger fra 25 m dyp mangler fra 2008.

Mengden totalt nitrogen lå litt lavere i Steinsvatn (**Tabell 3**) enn i Stølevatn (**Tabell 2**). Dette forholdet er motsatt av hva vi observerte i 2008. I september lå konsentrasjonen klart høyest i den dypeste prøven (25 m, 420 $\mu\text{g/L}$), men ellers var økning i konsentrasjon mot dypet mindre utpreget enn i 2008. Etter sirkulasjon i november lå konsentrasjonene mellom 215 og 240 $\mu\text{g/L}$. Dette var på omtrent samme nivå som i 2008. Ammonium-nitrogen lå også litt høyere i september 2013 (19-41 $\mu\text{g/L}$) enn i september 2008 (2-28 $\mu\text{g/L}$). I begge tilfeller økte konsentrasjon mot dypet, men dette var tydeligst i 2008. I november var konsentrasjonene lavere (**Tabell 3**), og på samme nivå som i 2008. Mengden nitrat i overflatevannet var knapt målbar i september, og økte markert under sprangsjiktet (**Tabell 3**). Dette har sammenheng med opptak planteplankton i de øvre vannmassene, og det samme var tilfelle i september 2008. På 25 m dyp var konsentrasjonen høyere i 2013 enn i 2008. Etter sirkulasjon i november lå nivået lavt (44-45 $\mu\text{g/L}$) i hele vannsøylen. Dette var samme nivå som målt i 2008.

Både ammonium- og nitrat-nitrogen lå høyere i Steinsvatn enn i Stølevatn. Det samme forholdet ble funnet i 2008. Derimot var mengden total-nitrogen i 2013 litt lavere i Steinsvatnet enn i Stølevatnet. Årsaken til denne forskjellen mellom innsjøene er ukjent. Det kan tenkes å ha sammenheng med at innsjøene ligger ulikt plassert i forhold til prosessanlegget, men mer sannsynlig er det at det skyldes forskjeller i tilførsler fra nedbørfeltene. Variasjon langs dybdegradienten i Steinsvatn har sammenheng med naturlig biologisk aktivitet. Dette blir visket ut etter sirkulasjon av vannmassene om høsten. Prøvene fra november viste jevnere fordeling av nitrogenforbindelsene i vannmassene, og konsentrasjonene målt i november indikerte ingen endringer fra 2008 til 2013.



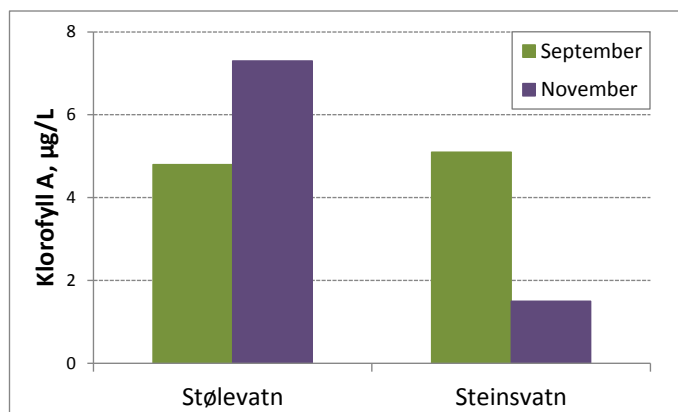
Figur 8. Nitrat-nitrogen ($\text{NO}_3\text{-N}$) og ammonium-nitrogen ($\text{NH}_4\text{-N}$) i Steinsvatn sammenlignet med målinger fra 2008. $\text{NO}_3\text{-N}$ på 1 m dyp i 2008 lå under deteksjonsgrensen på 1 $\mu\text{g/L}$, og synes derfor ikke på figuren.

Fra Steinsvatnet foreligger få målinger før 2008, bortsett fra regelmessige målinger ved Blomvåg vannverk. Disse viser at pH for det meste lå under 5,5 i 1991-93, med bare enkeltmålinger over 6,0 (omtalt av Johnsen og Bjørklund 1993). Resultatene fra 2008 og 2013 tyder dermed på at vannkvaliteten er mindre sur enn på 1990-tallet. Dette samsvarer med utviklingen på Vestlandet generelt. Et annet generelt trekk i regionen er økende innhold av organisk karbon, målt som TOC og/eller fargetall. Denne trenden synes også å gjøre seg gjeldende i Steinsvatnet.

3.2 Plankton

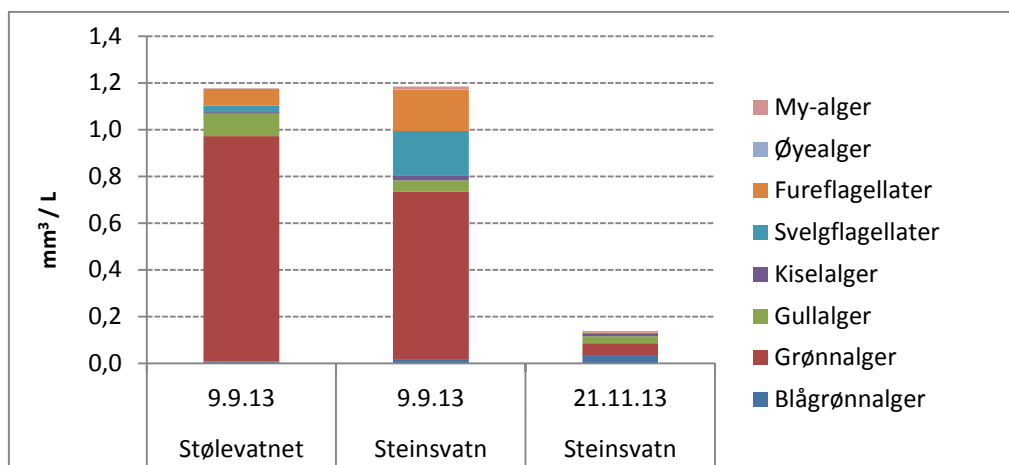
3.2.1 Planteplankton

En av prøvene (Stølevatn 21.11.2013) ble knust i forsendelse til laboratoriet, og vi mangler derfor data for artssammensetning og biovolum for dette tidspunktet. Imidlertid ble biomasse også målt som klorofyll A (Klf-A; det viktigste fotosyntetiske pigmentet i algene) (**Figur 10**). I september lå biomassen rundt 5 µg Klf-a/L i begge innsjøer. I Steinsvatn lå biomassen vesentlig lavere i november, mens den i Stølevatn lå betydelig høyere med 7,3 µg/L. Prøvene fra november er tatt sent på høsten, og lysbegrensning av planteplankton antas å ha begrenset biomassen i Steinsvatn i langt større grad enn i det grunne Stølevatnet.



Figur 9. Algebiomasse målt som Klorofyll A i Stølevatn og Steinsvatn i 2013.

Fullstendig oversikt over artssammensetning og biomasse (målt som biovolum) av planteplankton finnes i Vedlegg A, mens mengden av de ulike hovedgruppene er vist i **Figur 10**. Grønnalger dominerte i prøvene fra september i begge innsjøer, og i begge utgjorde *Closterium acutum* det meste av biomassen. Svelgflagellater (vesentlig *Cryptomonas*-arter) og fureflagellater (vesentlig arter av *Gymnodinium* og *Peridinium*) var også betydelige grupper i begge innsjøer, men utgjorde en mindre del av biomassen i Stølevatnet enn i Steinsvatn (**Figur 10**). I Steinsvatnet var biovolumet langt lavere i november enn i september. Fortsatt var grønnalger og gullalger dominerende. Klorofyll-målingene viste at biomassen i Stølevatnet i november var høyere enn i september (**Figur 9**), men algeprøven fra denne datoen gikk altså tapt.



Figur 10. Biovolum og sammensetning av hovedgrupper av planteplankton i Stølevatn og Steinsvatn i 2013.

Målinger av biovolum i 2008 viste høyere verdier enn i 2013 i Stølevatn (nesten 2 mm³/L både i september og oktober). Derimot var biovolumet i Steinsvatn betydelig lavere i september 2008 (0,60 mm³/L) enn i september 2013 (1,18 mm³/L). I november var forholdet imidlertid motsatt, (høyere biovolum i 2008), trolig som følge av at prøven da ble tatt kort etter sirkulasjon i innsjøen.

Tilstandsklassifisering basert på planteplankton krever et større datagrunnlag enn vi har fra 2008 og 2013. Til dette kreves prøvetaking fra perioden mai til oktober, og et større antall prøver. Målingene som foreligger kan tyde på at biomassen i begge innsjøer (både målt som Klf-A og som biovolum) er høyere enn forventet i forhold til klassifisering mht. eutrofiering basert på vannplanter (Svært god; se senere avsnitt), og også i forhold til fosfor-konsentrasjoner målt i overflatevann. En mulig forklaring på dette kan være at dyreplanktonet er sterkt redusert pga. beiting fra stingsild (se neste avsnitt), og at beiting på planteplankton dermed er svekket i forhold til de fleste andre innsjøer.

3.2.2 Dyreplankton

I Stølevatnet var mengden dyreplankton liten. Særlig var andelen av vannlopper meget liten, mens de mindre hjuldyrene forekom ganske rikelig. Forklaringen på dette er trolig at en tett bestand av trepigget stingsild beiter ned større arter og individer av dyreplankton. Vannlopper er særlig utsatt for slik beiting. I Stølevatn ble stingsild observert langs land i 2008. Kambestad m. fl. (1992) registrerte en tynn bestand av aure i Stølevatn. Denne var basert på fisk båret opp fra det nedenforliggende Hildalsvatn, siden aure ikke har reproduksjonsmulighet i Stølevatn etter at utløpet er demmet opp. En tett bestand av stingsild tyder på at auren er for fåtallig til å holde stingsilda i sjakk. Det uvanlige planktonsamfunnet indikerer at stingsilda beiter også pelagisk, og har desimert dyreplanktonet kraftig. Tilsvarende forhold er kjent fra enkelte andre innsjøer langs kysten, hvor vi også finner vi en mengde hjuldyr (som selv stingsilda ikke klarer å ta), men nesten ingen krepsdyr.

I 2008 registrerte vi et betydelig innslag av bunnlevende krepsdyr i prøvene fra Stølevatn. Dette gjaldt i mindre grad i prøvene fra 2013, men var fortsatt tydelig. Blant vannloppene er det bare de to artene av *Bosmina* som er virkelig plankton-arter. Årsaken til dette er dels at innsjøen er liten og grunn, og dels at vannmassen har sirkulert allerede i september, og små dyr som svømmer langs bunnen blir lett virvlet litt opp i vannmassen. I 2013 fant vi ingen forsuringfølsomme krepsdyr, men enkelte av hjuldyrene antas å være moderat følsomme for forsuring og observeres sjelden ved pH <5,5.

Tabell 4. Dyreplankton registrert i Steinsvatn og Stølevatn 2013. Vertikale håvtrekk er tatt fra 9 m dyp i Stølevatn og fra 20 m dyp i Steinsvatn. 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 en stjerne (*).

	Steinsvatn 09.09.2013	Steinsvatn 21.11.2013	Stølevatn 09.09.2013	Stølevatn 21.11.2013
CLADOCERA (Vannlopper)				
<i>Bosmina longispina</i>	+	+++	+	+
<i>Bosmina longirostris</i>	++++			
<i>Acroperus harpae</i> *		+		
<i>Chydorus cf. sphaericus</i> *	+			
<i>Alona affinis</i> *	+	+	+	+
<i>Alona intermedia</i> *	+			
<i>Alona cf. rustica</i> *			+	+
<i>Alonella nana</i> *		+	+	++
<i>Alonella excisa</i> *	+		s	s
COPEPODA (Hoppekreps)				
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	++++	+++	++++	+++
Calanoide naupliuslarver	++	++	++	++
<i>Cyclops scutifer</i>		+		
Cyclopoide copepodittlarver			+	
Cyclopoide naupliuslarver	+	+	+	
ROTATORIA (Hjuldyr)				
<i>Kellicottia longispina</i>	++	+++	+++	++
<i>Keratella cochlearis</i>	+++	+++	++	++
<i>Keratella serrulata</i>	+			
<i>Asplanchna priodonta</i>	+++	+	+	+
<i>Synchaeta</i> spp.	++		++	++++
<i>Ploesoma hudsoni</i>	+		+	+
<i>Ploesoma cf. truncata</i>			+	
<i>Polyarthra</i> sp.			+	
<i>Conochilus unicornis/hippocrepis</i>	+	+	+++	

Sammensetningen av dyreplankton i Steinsvatnet er også preget av intens beiting (trolig fra stingsild), men ikke så ekstremt som i Stølevatnet. Blant krepsdyrene som ble registrert er to arter av vannloppen *Bosmina* og hoppekrepsen *Eudiaptomus gracilis* de eneste egentlige planktonformene. Også her ble det funnet flere bunnlevende arter i planktonprøvene. Dette kan henge sammen med nedtapping i strandsonen i Steinsvatn i september, og at innsjøen er svært vindeksponert slik at bølgeslag og turbulens virvler dyr fra stranden ut i vannmassene.

Vannloppen *Alona intermedia* kan regnes som moderat forsuringfølsom. Også hoppekrepsen *Cyclops scutifer* forsvinner ved markert forsuring. Denne arten ble ikke funnet i 2008, men enkelt-individer forekom i november 2013. Som i Stølevatnet fantes også enkelte hjuldyrarter som kan regnes som moderat forsuringfølsomme.

Totalt sett ble det registrert få arter av vannlopper og hoppekreps når vi ser bort fra de bunn- eller strandlevende artene. De pelagisk levende artene var de samme som ble funnet i 2008, men det ble da påvist flere bunnlevende vannlopper. Antall påviste arter hjuldyr var imidlertid høyere i 2013 (totalt 9 arter) enn i 2008 (5 arter). Samfunnet av disse små dyrene kan være svært dynamisk og endre seg raskt, så det er naturlig at artssammensetningen kan varierer mye over tid.

3.3 Vannplanter

Registrerte vannplanter i innsjøene i 2013 er vist i **Tabell 5**. For sammenligning er også registreringene i 2008 tatt med (jfr. Hobæk m. fl. 2009). Det ble ikke påvist noen rødlista arter i vannvegetasjonen. Vannvegetasjonen i begge de undersøkte vannene viser minimale endringer i forhold til i 2008 (se **Tabell 5**). I 2008 ble noen få planter av småpiggnopp (*Sparganium natans*) registrert i begge innsjøene. Denne arten ble ikke registrert i 2013, da vi bare fant fertile planter (i frukt) av flotgras (*Sparganium angustifolium*).

Tabell 5. Vannvegetasjon i innsjøene på Kollsnes i 2008 og 2013. Lokaliteter: STØ= Stølevatnet og STE= Steinsvatnet. Mengde av arter vurderes vha. en semikvantitativ skala, hvor 1=sjelden (<5 individer av arten), 2=spredt, 3=vanlig, 4=lokalt dominerende, 5=dominerer lokaliteten

Latinsk navn	Norsk navn	STØ	STØ	STE	STE
år		2008	2013	2008	2013
Isoetider					
<i>Isoetes echinospora</i>	Mjukt brasmegras	1	1	2	3
<i>Isoetes lacustris</i>	Stivt brasmegras	2	3	5	5
<i>Littorella uniflora</i>	Tjønngras	5	4	5	5
<i>Lobelia dortmanna</i>	Botnegras	3	4	3	4
Elodeider					
<i>Juncus bulbosus</i>	Krypsiv	3-4	4		3
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	Tusenblad	3-4	3		
<i>Utricularia minor</i>	Småblærerot	1	2		
NYMPHAEIDER					
<i>Nuphar lutea</i>	Gul nøkkerose	2	2		
<i>Nymphaea alba</i> coll	Hvit nøkkerose			2-3	2
<i>Potamogeton natans</i>	Vanlig tjønnaks	3	4	2	2
<i>Potamogeton polygonifolius</i>	Kysttjønnaks	3	2		1
<i>Sparganium angustifolium</i>	Flotgras	2	2	2	3
<i>Sparganium natans</i>	Småpiggeknope	2		1	
Totalt antall arter		12	11	8	9

3.3.1 Stølevatnet

I nord var en langgrunn strandsump med dominans av helofyten flaskestarr (*Carex rostrata*), ellers var det sparsomt med helofytter rundt vannet. Kortsukksvegetasjonen var en del algebevokst.

I grunnområdene dominerte kortsukksartene tjønngras (*Littorella uniflora*), botnegras (*Lobelia dortmanna*) og stivt brasmegras (*Isoetes lacustris*). Stivt brasmegras gikk i alle fall ned til 3,5 m på undersøkelsestidspunktet mens tjønngras og botnegras var vanlig ned til 2,5 m. Et par eksemplarer av mjukt brasmegras (*Isoetes echinospora*) ble funnet ved demningen i sør.

Langskuddsvegetasjonen var også nokså artsfattig og skinn. Vanligst var krypsiv (*Juncus bulbosus*), men også noe tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*) gjerne på litt dypere vann.

Flytebladsvegetasjonen bestod av både vanlig tjønnaks (*Potamogeton natans*) og kysttjønnaks (*P. polygonifolius*), sistnevnte er som navnet indikerer en kystbunden og relativt vanlig art i kyst og fjordstrøk nord til Trøndelag. Vanlig tjønnaks var vanligst i bukta i nord hvor den gikk ut til 3,6 m mens kysttjønnaks vokste i grunnere områder. Gul nøkkerose (*Nuphar lutea*) gikk ut til ca. 3,0 m.

3.3.2 Steinsvatnet

Ved undersøkelsen i september 2013 var vannstanden ca. 1 m lavere enn normalvannstand slik denne kunne avleses på de høge, bratte bergene på Ø-sida av vannet.

Kortsukksvegetasjonen var dominert av de samme artene som i Stølevatnet, men i Steinsvatnet dominerte stivt brasmegras (*Isoetes lacustris*) ut til ca. 3,4 m mens både tjønngras (*Littorella uniflora*), mjukt brasmegras (*Isoetes echinospora*) og botnegras (*Lobelia dortmanna*) dominerte i øvre del av littoralen. Vanlig tjønnaks stod dels på land, da som mengder av nokså små planter. Vanlig tjønnaks kan tåle perioder med tørrelegging.

Av langskuddsarter fant vi bare krypsiv (*Juncus bulbosus*), dels i form av korte skudd som kunne minne om nålesivaks. Flytebladsvegetasjonen vokste i mindre mengder enn i Stølevatnet. Den bestod av de to

tjønnaksartene (*Potamogeton natans* og *P. polygonifolius*), flotgras (*Sparganium angustifolium*) samt en liten bestand av kvit nøkkerose (*Nymphaea alba*). Denne bestanden vokste bare i ei bukt i det nordlige bassenget og her delvis på land i form av rosettblad.

3.3.3 Økologisk tilstand – eutrofiering

Generelt

Sensitive arter er arter som foretrekker og har størst dekning i mer eller mindre upåvirkede innsjøer (referanseinnsjøer), og som får redusert forekomst og dekning (og etter hvert blir helt borte) ved eutrofiering. *Tolerante arter* er arter med økt forekomst og dekning ved økende næringsinnhold, og er ofte sjeldne eller har lav dekning i upåvirkede innsjøer.

Trofi-indeksen (TIC) beregner én verdi for hver innsjø. Verdien kan variere mellom +100, dersom alle de tilstedeværende artene er sensitive, og -100, dersom alle er tolerante. I TIC teller alle artene likt uansett hvilken dekning de har.

Ved vurdering av økologisk tilstand i forhold til eutrofiering bør man i tillegg til indeksene vurdere forekomsten av fremmede arter, for eksempel vasspest (*Elodea canadensis*). Dersom slike arter danner massebestander, bør ikke tilstanden for vannvegetasjon vurderes som god.

Det er også viktig å være klar over at vannvegetasjonen gjenspeiler forholdene i strandnære områder. Status for vegetasjonen vil derfor kunne avvike fra forholdene i sentrale vannmasser.

For å måle avviket fra referansetilstanden er forholdet mellom observerte verdier og vanntypespesifikke referanseverdier for den aktuelle parameteren eller indeksen beregnet. Dette forholdet kalles økologisk kvalitetskvotient (Ecological Quality Ratio, EQR), og varierer fra 0 til 1, der 1 er best (referansetilstand). For å kunne benytte EQR fra flere kvalitetselementer normaliseres disse til sammenlignbare størrelser kalt nEQR (se Direktoratgruppen Veileder 02:2013).

Stølevatnet og Steinsvatnet i 2013 og 2008

Økologisk tilstand for Stølevatnet og Steinsvatnet i 2013 og i 2008 er vist i **Tabell 6**. Som nevnt over ble trofindeksen (TIC) interkalibrert og fikk nye klassegrenser i 2011 dvs. etter forrige undersøkelse. Resultatene fra 2008 må derfor revurderes. Revidert økologisk tilstand for innsjøene i 2008 er derfor også vist i **Tabell 6**. Tilsvarende er det også beregnet EQR og nEQR verdier for begge undersøkelsestidspunkt (**Tabell 7**).

Med de nye klassegrensene har begge innsjøene svært god økologisk tilstand, både i 2013 og i 2008, Steinsvatnet har noe lavere TIC-verdi og lå på grensen mellom svært god og god i 2008, men noe over i 2013. De sensitive artene dominerer fortsatt i begge innsjøene, mens ingen tolerante arter ble registrert. Basert på trofindeksen TIC kan tilstanden for vannvegetasjonen karakteriseres som svært god i begge innsjøene både i 2008 og i 2013.

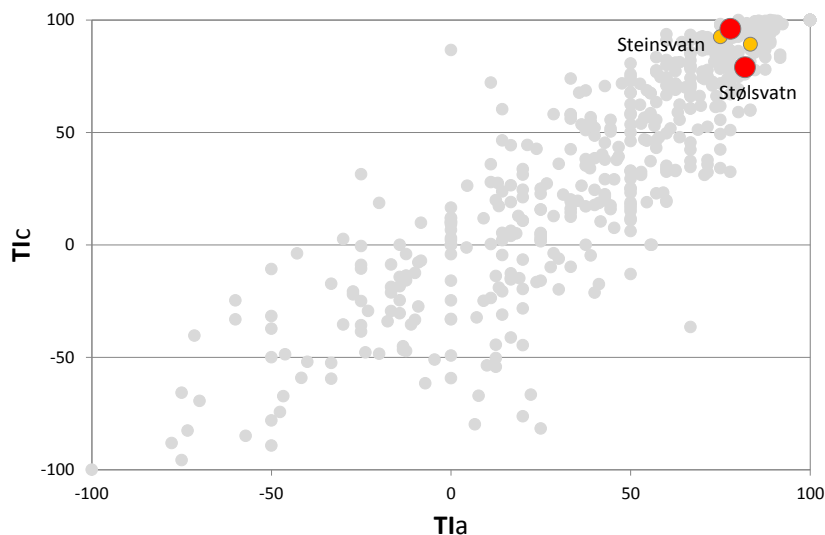
Tabell 6. Økologisk tilstand for vannvegetasjonen i Stølevatn og Steinsvatn i forhold til eutrofiering i 2013 og 2008 vurdert i hht de nye interkalibrerte klassegrensene. Økologisk status: SG = svært god, G = god, M = moderat, D = dårlig og SD = svært dårlig. Grenselinjen for SG/G er nå satt til TIC = 75 for kalkfattige, klare innsjøer.

Innsjønavn	Tic		Økologisk status	
	2008	2013	2008	2013
Stølevatnet	83,3	81,8	SG	SG
Steinsvatnet	75,0	77,8	SG	SG

Tabell 7. EQR og nEQR for Stølevatn og Steinsvatn

Innsjønavn	EQR (2008) 2013		nEQR (2008) 2013	
	Stølevatnet	(0,94)	0,93	(0,75)
Steinsvatnet	(0,90)	0,91	(0,71)	0,72

Hvis man inkluderer artenes mengdemessige forhold (Tia) endres tilstanden svært lite (**Figur 11**). Det betyr at de sensitive artene har klart større dekning enn de indifferente (to arter).



Figur 11. Økologisk tilstand i forhold til eutrofiering for vannvegetasjonen i innsjøer ved Kollsnes i 2008 (orange) og 2013 (rød) basert på TIC- og Tia-indeksene. Data for øvrige innsjøer i NIVAs database er vist med grå farge.

3.3.4 Økologisk tilstand – forsurening

Generelt

For forsurening benyttes tilsvarende indekser som for eutrofiering. For SIc teller alle artene likt, mens det i Sia tas hensyn til den kvantitative forekomsten (Mjelde under utarb.). Sensitive og tolerante arter i forhold til surhetsgrad er basert på Lindstrøm m.fl. (2004).

Sensitive arter er arter som ikke forekommer eller er svært sjeldne i forsurrede innsjøer (pH<5), men svært vanlige i oligotrofe, kalkfattige innsjøer som er upåvirket eller lite påvirket av forsurening. *Tolerante arter* er arter som er svært vanlige og ofte har stor dekning i sure og forsurrede innsjøer, som har høyest frekvens ved pH<5,5 og ikke viser signifikant nedgang i frekvens ved reduksjon i pH. Indeksen inkluderer også *øvrige arter*, som er vanligst i mindre sure lokaliteter eller i kalkrike lokaliteter, og som ikke forekommer ved pH<6. *Øvrige arter* har svært lav frekvens i innsjøer utsatt for forsurening.

Hver av indeksene beregner en verdi for hver innsjø. Verdien kan variere mellom +100, dersom alle tilstedeværende arter er sensitive, og -100 dersom alle er tolerante.

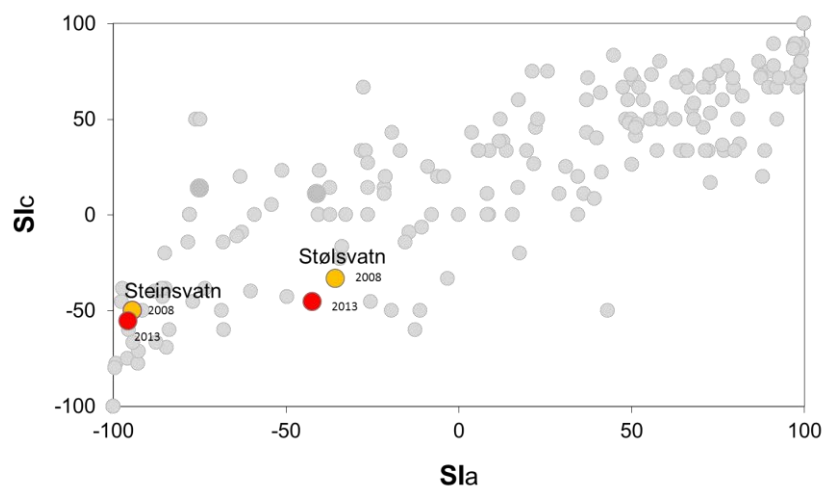
Grenselinjer for surhetsindeksene er ikke utviklet. Imidlertid har vi antydte foreløpige grenselinjer på -60 for SIc og -80 for Sia. Lavere verdier enn disse viser at vegetasjonen er preget av forsurening. Grenselinjene er basert på vegetasjonsforhold i enkeltinnsjøer (Mjelde, upubliserte data). Typisk for lokaliteter i overkant av SIc = -60 synes å være tilstedeværelse av mellom 2 og 3 sensitive arter, mens Sia = -80 (eller mer) er innslag av to-fire sensitive arter med en lav eller svært lav dekning eller en sensitiv art med høyere dekning.

Stølevatnet og Steinsvatnet i 2008 og 2013

Verdiene for surhetsindeksene for begge årene er angitt i **Tabell 8**, under. Surhetsindeksene for vannvegetasjonen i Steinsvatnet viste lave verdier (SIc = -55,6, Sia = -95,6) og antyder at vannvegetasjonen kan være påvirket av forsurening (**Figur 12**). Også i Stølevatnet viste indeksene forholdsvis lave verdier (SIc = -45,5, Sia = -42,3), men her fantes noen flere sensitive arter enn Steinsvatnet.

Tabell 8. Økologisk tilstand for vannvegetasjonen i Stølevatn og Steinsvatn i forhold til forsurening i 2013 og 2008.

Innsjø	SIc		Sia	
	2008	2013	2008	2013
Stølevatn	-33	-45.45	-36	-42,27
Steinsvatn	-50	-55.56	-94	-95.63



Figur 12. Økologisk tilstand i forhold til forsurening for vannvegetasjonen i innsjøer ved Kollsnes i 2008 (orange) og 2013 (rød). Data for øvrige innsjøer i NIVAs database er vist med grå farge.

4. Konklusjon

Tilstanden i innsjøene Stølevatn og Steinsvatn synes ikke å være merkbart påvirket av luftutslipp fra prosessanlegget. Nærhet til havet medfører et relativt høyt og variabelt innhold av salter, mens innholdet av nitrogenforbindelser er moderat. Enkelte tidligere målinger av høye nitrat-verdier kunne tyde på lokal og episodisk påvirkning, men det var ingen tegn til slike episoder i 2013.

Med hensyn til næringssalter er begge innsjøene lite påvirket og har lavt innhold av fosfor som er begrensende for primærproduksjon. Begge er også drikkevannsmagasin og har dermed restriksjoner på aktiviteter i nedbørfeltene. Klassifisering gir svært god økologisk tilstand med hensyn på eutrofiering.

Begge innsjøene viser klare tegn til forsuringsskade. Dette skyldes høyst sannsynlig langtransportert forurensning og deponisjon av svovel over lang tid. Det er likevel tegn til en svak økning i pH-verdiene sammenlignet med tidligere år. På grunn av manglende klassegrenser i klassifiseringssystemet er tilstandsklasse for forsuring ikke fastsatt. Resultatene gir ingen holdepunkter for at nitrogenoksider kan ha bidratt vesentlig til forsuringseffekter i innsjøene. Målingene viste derfor ingen tegn til vannkjemiske endringer som kan tilskrives utslipp fra prosessanlegget.

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. Vannstandsfluktuasjoner i Steinsvatnet medfører redusert mangfold og tetthet av vannplanter i grunnområdene.

5. Referanser

- COWI AS. 2012. Vannforsyning i Øygarden. Vannkvalitet i 2011. Fagrapport, 34 s
- Direktoratgruppen for vanndirektivet. 2009. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver. Veileder 01:2009.
- Direktoratgruppen for vanndirektivet. 2013. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver. Veileder 02:2013. www.vannportalen.no.
- 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.
- 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.
- Moen, A. 1998. Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon. Statens Kartverk, Hønefoss. 199 s.
- Multiconsult. 2004. Kollsnes Gassanlegg. Oppfølgende miljøundersøkelser 2003. Grunnvann og ferskvann. Multiconsult rapport nr. 610168-2.
- Lid, J. og D.T. Lid. 2005. Norsk Flora. 7. utg. Det Norske Samlaget. 1230 s.
- Lindstrøm, E.-A., P. Brettum, S. Johansen, og M. Mjelde. 2004. Vannvegetasjon i norske vassdrag. Kritiske grenseverdier for forsuring. Effekter av kalking. NIVA-rapport Lnr. 4821-2004. 133 s.

Vedlegg A. Planteplanktontabeller

Registreringer av planteplankton i Steinsvatn og Stølevatn 2013. Prøvene er tatt som blandprøver i de øverste 6 m (Stølevatn) eller 8 m (Steinsvatn). For hver art/gruppe er det oppgitt biovolum (mm^3 / L), mens nederste linje viser total biovolum. Prøven fra Stølevatn i november 2013 ble knust i forsendelse.

	Innsjø	Steinsvatn	Steinsvatn	Stølevatn
	Dato	09.09.2013	21.11.2013	09.09.2013
	Dyp	0-8 m	0-8 m	1-6 m
<i>Cyanophyceae</i> (Blågrønnalger)				
Aphanocapsa sp.		.	.	0,00200
Merismopedia tenuissima		0,00535	0,03484	0,00361
Ubest.cyanobakterie (korte cellekj.4-6c)		0,00939	.	0,00220
Ubestemt Oscillatoriales		.	0,00004	.
<i>Chlorophyceae</i> (Grønnalger)				
Ankistrodesmus cf. spiralis		.	.	0,00250
Ankyra judayi		.	0,00001	.
Botryococcus braunii		0,00036	.	0,00065
cf. Ankistrodesmus spiralis		.	.	0,00009
cf. Gloeotila sp.		.	.	0,00342
Closterium acutum v.variabale		0,58047	0,00338	0,91577
Cosmarium cf. contractum		.	.	0,00014
Cosmarium sp. (l=10 b=12)		0,00019	.	.
Crucigeniella apiculata		.	.	0,00080
Dictyosphaerium cf. pulchellum		0,03417	.	0,01094
Elakatothrix genevensis		0,00175	.	0,00034
Gyromitus cordiformis		0,00329	.	.
Koliella cf. longiseta		.	.	0,00343
Koliella longiseta		0,02084	.	.
Koliella spiculiformis		0,00031	.	.
Monoraphidium cf. minutum		.	.	0,00048
Monoraphidium contortum		0,00864	0,00833	.
Monoraphidium dybowskii		.	0,00227	.
Monoraphidium griffithii		.	0,00159	.
Monoraphidium minutum		0,00100	.	.
Scenedesmus aculeolatus		.	.	0,00005
Scenedesmus ecornis		0,01502	.	.
Scenedesmus sp.		.	0,00030	.
Staurastrum aversum		.	.	0,00140
Staurastrum cf. paradoxum		0,00050	.	.
Staurastrum sp.		.	0,00016	.
Staurodesmus cf. triangularis		0,00104	.	0,00234
Staurodesmus glaber		0,00753	.	.
Staurodesmus spp.		.	.	0,00120
Tetraedron cf. minimum		.	.	0,02053
Tetraedron minimum		0,02191	0,02804	.
Ubest. kuleformet gr.alge (d=10)		0,00976	.	.
Ubest. kuleformet gr.alge (d=5)		0,00325	.	0,00052
Ubest. kuleformet gr.alge (d=9)		.	0,00710	.
Ubest.ellipsoidisk gr.alge		.	.	0,00007
Ubestemt Ulotrichales tråd		0,00933	.	.

Chrysophyceae (Gullalger)

Bitrichia phaseolus	0,00144	.	0,00024
cf. Synura sphagnicola	.	.	0,01122
Chrysolykos planctonicus	.	.	0,00077
Chrysolykos planktonicus	0,00081	0,00003	.
Craspedomonader	.	0,00035	0,00104
Dinobryon bavaricum	0,00068	.	0,00024
Dinobryon bavaricum v.vanhoeffenii	.	0,00004	.
Dinobryon borgei	0,00141	.	0,00431
Dinobryon løsse celler	.	.	0,05133
Dinobryon sociale v.americanum	0,00053	.	.
Epipyxis polymorpha	0,00047	.	.
Mallomonas cf. caudata	0,00195	.	.
Mallomonas hamata	.	0,00063	.
Mallomonas punctifera	0,01729	.	.
Pseudopedinella sp.	0,00335	.	0,00289
Spiniferomonas cf. trioralis	0,00022	.	.
Spiniferomonas trioralis	.	.	0,00004
Ubest.chrysophyceae (d=4,5-6,5)	0,02116	.	.
Ubest.chrysophyceae (l=8-9)	.	0,01001	0,01703
Uroglena americana	.	0,01934	.
Uroglena sp.	.	.	0,00628

Bacillariophyceae (Kiselalger)

Asterionella formosa	0,00259	0,00688	.
Diatoma tenuis	.	0,00050	.
Fragilaria ulna (morfortyp"ulna")	0,00320	.	.
Rhizosolenia eriensis	.	0,00006	.
Rhizosolenia longiseta	0,00282	0,00024	0,00661
Tabellaria flocculosa	0,01092	0,00140	.
Ubestemt pennat diatomé	.	.	0,00039

Cryptophyceae (Svelgflagellater)

Cryptomonas sp. (l=12-15)	.	0,00320	.
Cryptomonas sp. (l=15-18)	.	.	0,00401
Cryptomonas sp. (l=20-24)	.	0,00036	0,01202
Cryptomonas sp. (l=24-30)	0,14880	.	.
Cryptomonas sp. (l=8-10)	.	0,00128	.
Katablepharis ovalis	.	0,00002	0,00507
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplanctica)	0,01095	.	0,00250
Ubest.cryptomonade (l=12-14)	0,03145	.	0,00604

Dinophyceae (Fureflagellater)

Ceratium sp.	0,00325	.	.
cf. Gymnodinium fungiforme	.	.	0,00005
Gymnodinium sp (l=12)	.	0,00035	.
Gymnodinium sp. (10*12) (G. lacustre?)	.	.	0,00025
Gymnodinium sp. (l=14-16)	0,00084	.	.
Gymnodinium sp. (l=20-22 b=17-20)	.	.	0,00210
Gymnodinium sp. (l=30)	0,00945	.	.
Gymnodinium sp. (l=40)	0,03360	.	0,04440
Gymnodinium sp. (l=50)	0,04050	.	.
Peridinium cf. cinctum	0,01400	.	0,00700
Peridinium sp. (d=25)	.	0,00130	.
Peridinium umbonatum	0,05338	0,00017	.

Peridinium umbonatum var.goslaviense	0,01900	.	0,00722
Peridinium umbonatum var.umbonatum	.	.	0,00986
Ubestemte athecate dinoflagellat (l=10)	0,00310	.	.
<hr/>			
<i>Euglenophyceae</i> (Øyealger)			
Trachelomonas sp.	0,00068	.	0,00126
<hr/>			
My-alger			
My-alger	0,01277	0,00622	.
My-alger (ca 3-4 um)	.	.	0,00031
My-alger (ca 6 um)	.	.	0,00010
<hr/>			
Total algevolum (mm3 /L):	1,18471	0,13843	1,17704

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

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



Norsk institutt for vannforskning

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