

Overvåking av vassdrag i Hedmark i 2015



CORRIGENDUM

Endringer for elektronisk og trykket versjon av rapporten «Overvåking av vassdrag i Hedmark i 2015» (NIVA-RAPPORT 7019-2016, 31.03.2016).

Side 18:

Total organisk karbon: Metode NS-EN 1484;1:1997 *endret til* Intern metode.

Total-fosfor: Metode NS-EN 4725-3:1984 *endret til* Modifisert NS 4725:1984.

Hamar, 09.06.2017

Jarl Eivind Løvik

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 Overvåking av vassdrag i Hedmark i 2015	Løpenr. (for bestilling) 7019-2016	Dato 31.3.2016
	Prosjektnr. Undernr. O-15305	Sider Pris 71
Forfatter(e) Jarl Eivind Løvik, Maia Røst Kile, Jonas Persson og Birger Skjelbred	Fagområde Ferskvannøkologi	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Hedmark	Trykket NIVA

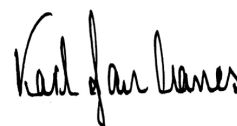
Oppdragsgiver(e) Fylkesmannen i Hedmark	Oppdragsreferanse Ragnhild Skogsrud
--	--

<p>Sammendrag</p> <p>Rapporten presenterer resultatene fra overvåking av miljøtilstanden i sju innsjøer og åtte elvelokaliteter i Hedmark i 2015. Dølisjøen, Sigernessjøen og Kjerkesjøen oppnådde miljømålet om god økologisk tilstand, mens Aksjøen, Sandsjøen, Stangnessjøen og Gardsjøen ble vurdert til å være i moderat økologisk tilstand. For den siste gruppen innsjøer ser det derfor ut til å være behov for tiltak dersom miljøtilstanden skal bli bedre. Overgjødning var den påvirkningstypen som var årsak til at miljømålet ikke ble oppnådd for de nevnte innsjøene.</p> <p>Fire av de åtte elvelokalitetene fikk i tilstandsklasse god og oppnådde dermed miljømålet. Av de fire lokalitetene som ikke oppnådde miljømålet, fikk to moderat og to dårlig økologisk tilstand. Det var i hovedsak overgjødning og/eller organisk belastning som bidro til at elvelokalitetene fikk moderat eller dårligere tilstand. Én av lokalitetene så ut til å være påvirket av forurengning.</p>
--

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Innsjøer i Hedmark 2. Elver i Hedmark 3. Økologisk tilstand 4. Vannkvalitet 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Lakes in Hedmark 2. Rivers in Hedmark 3. Ecological status 4. Water quality
--	--



Jarl Eivind Løvik
Prosjektleder



Karl Jan Aanes
Forskningsleder

Overvåking av vassdrag i Hedmark i 2015

Forord

Rapporten presenterer resultatene fra overvåkingen av miljøtilstanden i utvalgte innsjøer og elver i Hedmark i 2015. Undersøkelsen er utført på oppdrag fra Fylkesmannen i Hedmark, miljøvernavdelingen, og kontaktperson hos oppdragsgiver har vært Ragnhild Skogsrud.

Jarl Eivind Løvik ved NIVA Region Innlandet har vært prosjektleder og stått for feltarbeidet på innsjøene med assistanse fra oppdragsgiver ved Ragnhild Skogsrud, Marte Hveem Igeltjørn, Ola Gillund og Jan Schröder. I tillegg assisterte Olaug Nordli på Aksjøen i Ringsaker ved en av prøverundene.

Undersøkelsene av begroingsorganismer i elver ble utført av Maia Røst Kile (NIVA Oslo) med feltassistanse av Ragnhild Skogsrud. Undersøkelsene av bunndyrsamfunnene i elver og innsjøer ble utført av Jonas Persson (NIVA Oslo) med assistanse i felt fra Ragnhild Skogsrud.

Analysene og vurderingene av planteplankton ble utført av Birger Skjelbred (NIVA Oslo), mens for dyreplankton ble dette utført av Jarl Eivind Løvik. Kjemianalysene er utført av Alcontrol (Hamar og Skien) og NIVAs kjemilaboratorium i Oslo. Mette-Gun Nordheim har bidratt med tilrettelegging av data for overføring til den nasjonale vanndatabasen Vannmiljø. Roar Bränden (NIVA Oslo) har hatt hovedansvaret for lagring og overføring av data til Vannmiljø.

Samtlige deltakere takkes for godt samarbeid.

Ottestad, 31.3.2016

Jarl Eivind Løvik

Innhold

	1
Sammendrag	5
Summary	7
1. Innledning	8
1.1 Målsetting	8
1.2 Kort beskrivelse av innsjøene	8
1.3 Kort beskrivelse av elvene og bekkene	11
2. Materiale og metoder	13
2.1 Innsjøer	13
2.1.1 Fysisk-kjemiske undersøkelser	13
2.1.2 Planteplankton	13
2.1.3 Dyreplankton	14
2.1.4 Bunndyr i litoralsonen	14
2.2 Elver	17
2.2.1 Begroingsorganismer	17
2.2.2 Bunndyr	18
3. Innsjøer – resultater og vurderinger	21
3.1 Vannkjemi og siktedyp	21
3.2 Planteplankton	25
3.3 Dyreplankton	28
3.4 Bunndyr i litoralsonen	29
3.5 Økologisk tilstand i innsjøer - oppsummering	30
4. Elver – resultater og vurderinger	32
4.1 Vannkjemiske forhold	32
4.2 Begroingsorganismer	32
4.2.1 Begroingsalger - eutrofiering	32
4.2.2 Heterotrof begroing – organisk belastning	34
4.2.3 Begroingsalger – forsuring	34
4.2.4 Begroing – konklusjoner	34
4.3 Bunndyr	35
4.4 Økologisk tilstand i elver – oppsummering	38
5. Litteratur	40
6. Vedlegg	42

Sammendrag

Hensikten med overvåkingen av vassdrag i Hedmark i 2015 har vært å beskrive biologiske forhold og vannkvalitet samt å vurdere den økologiske tilstanden i utvalgte bekker og innsjøer. Totalt ble sju innsjøer og åtte elve- eller bekke-lokaliteter i midtre og søndre deler av fylket undersøkt.

Tre av i alt sju innsjøer (43 %) oppnådde målsettingen om god økologisk tilstand, mens fire av i alt åtte elvelokaliteter (50 %) oppnådde god tilstand. De øvrige vannforekomstene ble på bakgrunn av materialet som ble samlet inn i 2015, klassifisert til å ha en moderat eller dårlig økologisk tilstand. For den sistnevnte kategorien synes det derfor å være behov for tiltak for å nå miljømålet om minst god økologisk tilstand. Overgjødning så ut til å være den viktigste påvirkningstypen for de fleste av de undersøkte vannforekomstene. Kun én av lokalitetene så ut til å være markert påvirket av forurening.

Innsjøer

Aksjøen (Ringsaker)

Aksjøen hadde relativt høye verdier for total-fosfor (tot-P), algemengder og en sammensetning av planteplanktonet som samlet sett førte til at innsjøens økologisk tilstand ble vurdert til moderat. Innsjøen oppnådde dermed ikke kravet i vannforskriften. Verdiene for pH og sammensetningen av dyreplanktonet indikerte at Aksjøen ikke var vesentlig påvirket av forurening.

Sandsjøen (Nord-Odal)

Totalvurderingen av Sandsjøen på grunnlag av undersøkelsene av planteplankton ga som resultat tilstandsklasse moderat. Verdiene for algemengde var relativt høye, spesielt i prøven fra august, da planteplanktonet var dominert av nåleflagellaten *Gonyostomum semen*. Middelerdien for tot-P tilsvarte også moderat tilstand. Sandsjøen oppfylte ikke målsettingen i vannforskriften i 2015.

Dølisjøen (Sør-Odal)

Dølisjøens økologiske tilstand ble vurdert som god i 2015. Resultatene fra undersøkelsene av planteplankton indikerte svært god tilstand, men middelerdien for total-fosfor trakk tilstanden ned én klasse. En sammenligning med data fra 1988 tyder på at det har vært en markert økning i konsentrasjonen av tot-P og en mindre økning i konsentrasjonen av total-nitrogen (tot-N). pH-verdiene og dyreplanktonets sammensetning tydet på at Dølisjøen ikke var vesentlig påvirket av forurening.

Sigernessjøen (Kongsvinger)

En samlet vurdering basert på planteplanktonets mengde og sammensetning ga svært god, økologisk tilstand, men middelerdien for total-fosfor trakk tilstanden ned til god. Sigernessjøen oppnådde dermed målsettingen i vanddirektivet i 2015. Vi registrerte nær en dobling av middelerdien for tot-P sammenlignet med på 1980-tallet og i 1991. Dette tilsier at den videre utviklingen i vannkvaliteten bør følges nøye i årene framover.

Stangnessjøen (Eidskog)

Verdiene for klorofyll-*a* og totalt volum av planteplankton var høye, spesielt i prøven fra juli, da planteplanktonet var dominert av nåleflagellaten *Gonyostomum semen*. Andelen cyanobakterier (blågrønnalger) var lavt. Totalvurderingen basert på planteplankton tilsa moderat økologisk tilstand i Stangnessjøen i 2015, og verdien for tot-P ga samme resultat. Målsettingen i vannforskriften om god tilstand var dermed ikke oppfylt.

Gardsjøen (Grue)

Det var relativt lave algemengder i prøvene fra de fleste datoene i 2015, men høye verdier for både klorofyll-*a* og totalvolum av planteplankton i prøven fra september. Planteplanktonet var da dominert av nåleflagellaten *Gonyostomum semen*. Totalvurderingen basert på planteplankton og tot-P ga tilstandsklasse

moderat i Gardsjøen i 2015. I forbindelse med en tilsvarende undersøkelse i 2009 ble det også konkludert med at den økologiske tilstanden var moderat. Gardsjøen oppfylte dermed ikke målsettingen i vannforskriften om god tilstand verken i 2009 eller 2015.

Kjerkesjøen (Grue)

Totalvurderingen basert på planteplankton ga tilstandsklasse svært god for Kjerkesjøen i 2015. Middelveidien for tot-P trakk imidlertid tilstanden ned én klasse til god. Så vel verdiene for pH som sammensetningen av dyreplanktonet tydet på at Kjerkesjøen ikke var vesentlig påvirket av forsurening.

Elver og bekker

Aksjøbekken (Ringsaker)

I Aksjøbekken ble kun bunndyrsamfunnets sammensetning undersøkt, dette som et ledd i undersøkelsene av Aksjøen, som tidligere har blitt kalket. Resultatene fra undersøkelsen viste at den økologiske tilstanden var svært god mht. påvirkningstypen forsurening og god mht. organisk belastning/overgjødning. Det vil si at vannforekomsten oppfylte kravet i vannforskriften.

Namnåa (Grue)

En samlet vurdering tilsier at den økologiske tilstanden var god på lokaliteten i nedre del av Namnåa i 2015, både i forhold til organisk belastning, eutrofiering og eventuell forsurening.

Tjura (Grue)

På lokaliteten i nedre del av Tjura ble kun bunndyrsamfunnets sammensetning undersøkt. Tjura er det største tilløpsvassdraget til den vernede kroksjøen Gardsjøen. Resultatene tydet på god økologisk tilstand mht. påvirkningstypene forsurening og eutrofi/organisk belastning.

Vrangselva (Eidskog)

En samlet vurdering tilsier at den økologiske tilstanden var moderat på lokaliteten i Vrangselva nedstrøms Magnor. Kravet i vannforskriften var dermed ikke oppfylt. Det var indeksen for bunndyr mht. eutrofi/organisk belastning som slo negativt ut, mens undersøkelsene av begroing indikerte god tilstand.

Børjåa (Eidskog)

Lokaliteten i Børjåa (sidegren til Vrangselva) ved Skotterud havnet samlet sett i tilstandsklassen dårlig pga. lav indeksverdi for bunndyr mht. forsurening. Undersøkelsen av begroingsorganismer indikerte god tilstand i forhold påvirkningstypene overgjødning og organisk belastning.

Leirbekken (Eidskog)

Den økologiske tilstanden i Leirbekken, som er en sidebekk til Vrangselva, ble samlet sett vurdert som dårlig. Indeksene for overgjødning (begrøing) og organisk belastning (bunndyr) tydet på henholdsvis moderat og dårlig tilstand. Leirpåvirkningen kan ha bidratt til den dårlige tilstanden. Forsuringsindeksen AIP for begroing antydte at lokaliteten var påvirket av surt vann, men dette kom ikke til syne i bunndyrsundersøkelsen.

Sloa (Sør-Odal)

Sloa er utløpsbekken fra Dølisjøen, som samløper med Glåma ca. 3 km oppstrøms Skarnes. Vannforekomsten så ikke ut til å være påvirket av forsurening, men undersøkelsene tydet på en markert påvirkning mht. overgjødning og/eller organisk belastning. Lokaliteten havnet i tilstandsklasse moderat.

Måsåbekken (Stange)

Måsåbekken er en av de mindre tilløpsbekkene til Mjøsa, med utløp ved Tangen. Undersøkelsene av begroing og bunndyr indikerte svært god tilstand mht. forsurening og god tilstand mht. overgjødning/organisk belastning. Vannforekomsten oppnådde dermed kravet i vannforskriften.

Summary

Title: Monitoring of water courses in the county of Hedmark, S Norway in 2015.

Year: 2016

Authors: Jarl Eivind Løvik, Maia Røst Kile, Jonas Persson and Birger Skjelbred

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 978-82-577-6754-9

The report presents the results from an investigation of water quality and assessments of ecological status in selected lakes and water courses in the county of Hedmark in 2015.

In summary the ecological status was classified as follows:

Locality	Municipality	Ecological status
Lakes		
Aksjøen	Ringsaker	Moderate
Sandsjøen	Nord-Odal	Moderate
Dølisjøen	Sør-Odal	Good
Sigernessjøen	Kongsvinger	Good
Stangnessjøen	Eidskog	Moderate
Gardsjøen	Grue	Moderate
Kjerkesjøen	Grue	Good
Rivers and brooks		
Aksjøbekken	Ringsaker	Good
Namnåa	Grue	Good
Tjura	Grue	Good
Vrangselta	Eidskog	Moderate
Børjåa	Eidskog	Bad
Leirbekken	Eidskog	Bad
Sloa	Sør-Odal	Moderate
Måsåbekken	Stange	Good

Eutrophication seemed to be the most important environmental impact to the investigated water bodies, while acidification seemed to be of lesser importance.

1. Innledning

1.1 Målsetting

Hovedmålsettingen med prosjektet har vært å overvåke miljøtilstanden i utvalgte elver og innsjøer i midtre og søndre deler av Hedmark fylke. Overvåkingen inngår som en del av gjennomføringen av vannforskriften, der målet er at alle vannforekomster skal oppnå god økologisk og kjemisk tilstand innen 2021. Overvåkingen omfatter prøveinnsamling, analyser av fysisk-kjemiske og biologiske prøver samt vurderinger av den økologiske tilstanden i til sammen åtte elver eller bekker og sju innsjøer i 2015.

1.2 Kort beskrivelse av innsjøene

Beskrivelsene nedenfor er for en stor del basert på det nasjonale, nettbaserte kartverktøyet Vann-Nett (<http://vann-nett.no/>). For øvrig er andre referanser oppgitt.

Tabell 1. Oversikt over innsjøene som ble undersøkt i 2015.

Vannforekomst, navn	Vannforekomst-ID	Kommune	Hoh., m	Areal, km ²	Maks dyp, m *
Aksjøen	002-32962-L	Ringsaker	836	0,66	3,7
Sandsjøen (del av Storsjøen) **	002-120-L	Nord-Odal	129	1,85	6,3
Dølisjøen	002-153-L	Sør-Odal	170	1,48	19,9
Sigernessjøen	313-364-L	Kongsvinger	182	2,10	13,5
Stangnessjøen	313-3073-L	Eidskog	148	0,91	3,8
Gardsjøen (nedre del av Tjura)	002-1053-R	Grue	149	0,32	3,0
Kjerkesjøen	312-4013-L	Grue	316	0,96	22,0

* Verdier for maksdyp er ikke oppgitt i Vann-Nett. Det er derfor maksdyp registrert ved feltarbeidet i 2015 som er oppgitt her.

** Sandsjøens areal (1,85 km²) utgjør ca. 4 % av Storsjøens areal (42,73 km²)

Aksjøen

Aksjøen (836 moh.) er en forholdsvis liten, grunn innsjø i Ringsakerfjellet som tidligere ble brukt som tømmerfløtningsdam (se foto, Figur 1). Innsjøen har utløp via Aksjøbekken til Åsta og videre til samløp med Glåma ca. 7 km sør for Rena i Åmot kommune.



Figur 1. Aksjøen den 11.7.2011. Foto: Jarl Eivind Løvik

Aksjøen har blitt kalket, men kalkingen ble avsluttet i 2012. Innsjøen er omgitt av store myrområder. Avløp fra et hytteområde nordvest for innsjøen med ca. 100 hytter antas å være den viktigste potensielle forurensningskilden. Beitende husdyr i området vil også kunne bidra med noe næringsstoffer. På bakgrunn av en undersøkelse i 2011 ble Aksjøen karakterisert som markert overgjødset (Løvik og Skjelbred 2012). Algemengden og algesammensetningen (bl.a. en betydelig andel blågrønnalger) indikerte moderat eller dårlig økologisk tilstand i 2011.

Sandsjøen

Sandsjøen (129 moh.) er betegnelsen på den nordvestre «tarmen» av Storsjøen i Odal. Kommunesenteret i Nord-Odal, Sand, ligger like ved innsjøens nordlige bredd. Sandsjøen er skilt fra de mer sentrale delene av Storsjøen ved et smalt sund ved Hanor. Storsjøen har utløp via Opstadåa til Glåma ved Skarnes. Bassenget Sandsjøen har et areal på ca. 1,85 km² (4 % av Storsjøen, planimetrert av NIVA), og i forbindelse med feltarbeidet i 2015 ble det registrert et maksdyp på 6,3 m. De viktigste påvirkningene antas å være utslippet fra Sand renseanlegg, avløp fra landbruket og avløp fra spredt bebyggelse. Nytt renseanlegg for Sand er under planlegging/prosjektering.

Dølisjøen

Dølisjøen (170 moh.) er en middels stor, langsmal og relativt dyp innsjø i Sør-Odal kommune. Utløpsbekken Sloa munner ut i Glåma ca. 3 km oppstrøms Skarnes. De viktigste potensielle tilførselskildene for næringsstoffer til Dølisjøen antas å være avrenning fra landbruket og i mindre grad avløp fra spredt bebyggelse. Innsjøen ble tidligere kalket, men kalkingen ble avsluttet fra og med 2014. Dølisjøen inngikk i SFT-prosjektet Landsomfattende trofundersøkelse av norske innsjøer på 1980- og 1990-tallet (Faafeng og Oredalen 1999). Resultatene fra den gang tydet på at innsjøen i liten grad var preget av overgjødning.

Sigernessjøen

Sigernessjøen (182 moh.) er en middels stor innsjø innenfor Vrangselva-vassdraget i Kongsvinger kommune (se foto, Figur 2).



Figur 2. Sigernessjøen 18.8.2015. Foto: Jarl Eivind Løvik/NIVA

Vrangselva er et av grensevassdragene til Sverige og hører inn under vannområde Byälven. Innsjøen antas å være påvirket (i liten grad) av avrenning fra landbruk og avløp fra spredt bebyggelse. Undersøkelser på 1980-tallet viste at Sigernessjøen var lite påvirket av næringsstoffforurensninger (Rognerud og Brettum 1987, Faafeng og Oredalen 1999).

Stangnessjøen

Stangnessjøen (148 moh.) er en middels stor, grunn innsjø i Eidskog kommune (se foto, Figur 3).



Figur 3. *Stangnessjøen den 18.8.2015. Foto: Jarl Eivind Løvik/NIVA*

Innsjøen hører til Vrangselva-vassdraget (vannområde Byälven). De viktigste forurensningskildene antas å være avrenning fra landbruk og avløp fra spredt bebyggelse. Videre antas en flisfylling langs innsjøens vestbredd å kunne bidra med tilførsler av organisk stoff. På bakgrunn av en undersøkelse i 1985 ble Stangnessjøen karakterisert som markert påvirket av menneskelig aktivitet, overgjødset og i økologisk ubalanse (Rognerud 1986).

Gardsjøen

Gardsjøen (149 moh.) er en grunn og langstrakt delvis vannfylt meander (kroksjø), avsnørt fra Glåma ca. 2-3 km sør for kommunesenteret Kirkenær i Grue kommune (se foto, Figur 4).



Figur 4. *Gardsjøen den 19.8.2015. Foto: Jarl Eivind Løvik/NIVA.*

Innsjøen regnes som en del av vannforekomsten Tjura, nedre del. Gardsjøen med de nærmeste omgivelsene er vernet som naturreservat. De viktigste forurensningskildene antas å være avrenning fra dyrka mark og fra husdyrgjødsel (hest og gris) samt fra spredt bebyggelse. Det har tidligere blitt rapportert om forurensningsepisoder med påfølgende massiv fiskedød i nordre deler av Gardsjøen (se Løvik 2010 med referanser). Forurensningene antas å ha stammet fra treindustrien på Kirkenær via en liten bekk (grøft) med utløp til nordre del av innsjøen. Høsten 2015 ble det målt høye konsentrasjoner av metaller i denne bekken (Løvik 2015).

Gardsjøens miljøtilstand mht. eutrofiering ble undersøkt i 2009. Resultatene fra undersøkelsen viste forholdsvis høye konsentrasjoner av næringsstoffer og til dels store algemengder. Innsjøens økologiske tilstand ble den gang karakterisert som moderat (Løvik 2010).

Kjerkesjøen

Kjerkesjøen (316 moh.) er en middels stor og relativt dyp innsjø på Grue Finnskog (se foto, Figur 5).



Figur 5. *Vannprøvetaking fra kano på Kjerkesjøen den 16.9.2015. Foto: Jan Schröder.*

Innsjøen har utløp til Kjerkesjåa som renner sammen med Rotna, og den hører dermed til vannområdet Røgden – Norsälven. Nedbørfeltet omfatter i hovedsak skogområder, og påvirkningen fra menneskelige aktiviteter i nedbørfeltet kan antas å være liten. Innsjøen har tidligere blitt kalket, men på bakgrunn av den bedrede situasjonen mht. sur nedbør (jf. Garmo og Austnes 2012) er kalkingen vedtatt avsluttet

1.3 Kort beskrivelse av elvene og bekkene

Beskrivelsene i dette avsnittet er i hovedsak hentet fra Vann-Nett (<http://vann-nett.no/>).

Namnåa (vannforekomst-ID 002-90-R)

Namnåa er sideelv til Glåma med samløp ca. 3 km oppstrøms Kirkenær i Grue kommune. Prøvestasjonen ble plassert ca. 1,4 km oppstrøms samløpet med Glåma. Nedbørfeltet omfatter store skog- og myrområder, flere innsjøer og en hel del dyrka mark i de nedre delene. De viktigste potensielle forurensningskildene er avløp fra spredt bebyggelse samt avrenning fra dyrka mark og husdyrhold/husdyrgjødsel.

Vrangselta (vannforekomst-ID 313-88-R)

Vannforekomsten Vrangselta på strekningen fra Leirbekken til grensen i Eidskog kommune hører til vannområdet Byälven (grensevassdrag). De viktigste forurensningskildene antas å være utslipp fra renseanleggene på Skotterud og spesielt Magnor, avrenning fra dyrka mark og avløp fra spredt bebyggelse. Påvirkningsgraden mht. forsurening antas å være middels. Prøvestasjonen ble plassert ca. 2,5 km nedstrøms tettstedet Magnor.

Børjåa (vannforekomst-ID 313-143-R)

Børjåa er en sidegren til Vrangselta som samløper med hovedvassdraget fra vest like oppstrøms kommunesenteret Skotterud i Eidskog kommune. Aktuelle forurensningskilder er avløp fra spredt bebyggelse og avrenning fra dyrka mark, dernest avrenning fra husdyrhold og fra søppelfyllinger. Prøvestasjonen ble plassert ca. 1 km oppstrøms samløpet med Vrangselta ved Skotterud.

Leirbekken (vannforekomst-ID 313-89-R)

Leirbekken i Eidskog kommune hører til vannforekomsten Vrangselta nedre del – bekkfelt, som utgjør en del av grensevassdraget Byälven. Vannforekomsten omfatter en rekke større og mindre bekker på

begge sider av Vrangselva på strekningen fra Skotterud til svenskegrensa. Avløp fra spredt bebyggelse samt avrenning fra dyrka mark og fra husdyrhold/husdyrgjødsel antas å være de mest framtreddende forurensningskildene til disse bekkene. Leirbekken kommer inn fra vest og samløper med Vrangselva like nedstrøms Magnor. Prøvestasjonen er plassert ca. 400 m oppstrøms der Rv 2 krysser bekken, dvs. ca. én km oppstrøms samløpet med Vrangselva.

Måsåbekken (vannforekomst-ID 002-626-R)

Måsåbekken drenerer skogområder og en del dyrka mark i et område nord for Tangen i Stange kommune. Bekken har utløp til Viksvika i Mjøsa ved Tangen. Prøvestasjonen for undersøkelser av begroingsorganismer og bunndyr ble plassert ca. 750 m oppstrøms utløpet i Viksvika. De viktigste påvirkningene fra menneskelig aktivitet antas å være avrenning fra dyrka mark og husdyrhold, avløp fra spredt bebyggelse samt omfattende rydding av kantvegetasjon, som kan ha ført til økt transport av erosjonsmateriale. Det kan også være en mulig påvirkning fra avrenning fra tømmerterminal (Sørterminalen).

Sloa (vannforekomst-ID 002-2800-R)

Sloa er utløpsbekken fra Dølisjøen som samløper med Glåma ca. 3 km oppstrøms kommunesenteret Skarnes i Sør-Odal kommune. Prøvestasjonen er plassert like oppstrøms der E16 krysser bekken, dvs. ca. 600 m oppstrøms samløpet med Glåma. Avløp fra spredt bebyggelse samt avrenning fra dyrkamark og husdyrgjødsel antas å være de mest framtreddende forurensningskildene.

Aksjøbekken/Aksjøen (vannforekomst ID 002-32962-L)

Se omtale av Aksjøen og Aksjøbekken under kpt. 1.2.

Tjura/Gardsjøen (vannforekomst-ID 002-1053-R)

Tjura, eller egentlig Tjuraåa i følge <http://www.norgeskart.no>, er hovedtilløpet til Gardsjøen i Grue kommune (se omtale i kpt. 1.2). Vassdragets nedbørfelt er dominert av skogområder, men det omfatter også flere betydelige innsjøer med den 4,27 km² store Frysjøen (204 moh.) som den største. Dyrka mark og bosetting er i all hovedsak konsentrert til de nedre delene av vassdragets nedbørfelt. De viktigste påvirkningene antas å være avrenning fra dyrka mark og fra husdyrhold samt avløp fra spredt bebyggelse. I forbindelse med en undersøkelse i 2013 ble tilstanden i nedre del av Tjura vurdert som svært god mht. forsuring (Løvik mfl. 2014). Tilstanden mht. overgjødning/organisk belastning ble den gang vurdert som svært god ut fra bunndyrsamfunnet og som moderat ut fra begroingssamfunnet.

2. Materiale og metoder

2.1 Innsjøer

Det ble samlet inn prøver fra innsjøenes sentrale vannmasser i alt fire ganger i perioden juli-oktober 2015.

2.1.1 Fysisk-kjemiske undersøkelser

Prøver for vannkjemiske analyser og for planteplankton-analyser ble tatt som integrerte prøver (blandprøver) fra produksjonssjiktet (epilimnion). Det ble benyttet en standard vannprøvetaker (Ruttner) til dette formålet. Følgende blandprøve-sjikt ble benyttet:

- Gardsjøen: 0-1 m
- Aksjøen og Stangnessjøen: 0-2 m
- Sandsjøen: 0-4 m
- Dølisjøen, Sigernessjøen og Kjerkesjøen: 0-5 m

De fysisk-kjemiske analysene ble utført ved Alcontrols akkrediterte laboratorier og omfattet følgende parametere: pH, alkalitet, kalsium, farge, total organisk karbon (TOC), turbiditet, total-fosfor (tot-P) og total-nitrogen (tot-N). En oversikt over metoder er gitt i Tabell 2.

Tabell 2. Oversikt over fysisk-kjemiske analysemetoder.

Parameter	Enhet	Metode
pH		NS-EN ISO 10523
Alkalitet	mmol/l	ISO 9963-1
Kalsium	mg Ca/l	ICP-AES
Farge	mg Pt/l	NS-EN ISO 7887-C
Total organisk karbon	mg C/l	NS-EN 1484
Turbiditet	FNU	NS-EN ISO 7027
Total-fosfor	µg P/l	NS-EN ISO 6878, AA
Total-nitrogen	µg N/l	NS 4743, Autoanalyser

Innsjøene ble typifisert og miljøtilstanden ble vurdert i henhold til gjeldende klassifiseringsveileder for vanddirektivet (Veileder 02:2013, Direktoratgruppa 2013).

Samtidig med prøvetakingen på innsjøene ble tempertursjiktningen klarlagt, og siktedypet ble målt mot en standard hvit Secchi-skive.

2.1.2 Planteplankton

Prøvene for planteplanktonanalyser ble overført til 100 ml prøveflasker og tilsatt fytofiks (Lugols løsning). Prøvene ble analysert i henhold til NS-EN 15204, i mikroskop etter sedimentering av delprøve. Alle taksa ble identifisert til art eller høyere taksonomisk nivå for taksa som ikke kan artsbestemmes i lysmikroskop (f.eks. små chrysomonader, picoplankton), og hvert identifisert takson telles. Biovolumet av hvert takson ble bestemt etter bestemte takson-spesifikke romlige formler og ble summert for alle taksa i prøven til totalt biovolum. Resultatene oppgis som algevolum per vannvolum (mm^3/m^3), som er tilnærmet lik mg/m^3 våtvekt. Algemengden ble også bestemt ved kjemisk analyse, som vannets innhold av klorofyll-a (metode NS 4767:1983) ved NIVAs kjemilaboratorium.

Ved vurderingen av økologisk tilstand er følgende indekser (parametere) beregnet og framstilt i figurer og tabeller: klorofyll-a, totalt biovolum av planteplankton og PTI (trofisk indeks for artssammensetning) (middelværdier for hver indeks) og biomassen av blågrønnalger (maksimumsverdi av de fire prøvene). Disse kombineres til økologisk tilstand for hele kvalitetselementet via normaliserte EQR-verdier og

kombinasjonsregler som beskrevet i den reviderte klassifiseringsveilederen (Veileder 02:2013). Verdier for fysisk-kjemiske støtteparametere (tot-P, tot-N og siktedyp) benyttes også ved den endelige vurderingen av økologisk tilstand.

2.1.3 Dyreplankton

Prøver for bestemmelse av dyreplanktonets sammensetning ble samlet inn ved prøverunden i august, i form av vertikale håvtrekk i de dypere innsjøene og som horisontale håvtrekk i de grunne innsjøene. Det ble benyttet en standard planktonhåv med maskevidde 95 µm (0,095 mm). Prøvene ble overført til 100 ml glassflasker og tilsatt fytofiks samt oppbevart mørkt og kjølig inntil analysene ble foretatt.

Det er per i dag ikke utarbeidet indekser i henhold til vannforskriften for klassifisering av økologisk tilstand ut fra dyreplanktonets sammensetning. Her baseres vurderingene primært på oversikter over de ulike artenes forekomst i forhold til forsuringsfølsomhet og eutrofiering gitt i NINA Temahefte 21/NIVA-rapport 4590-2002 (Aagaard mfl. 2002).

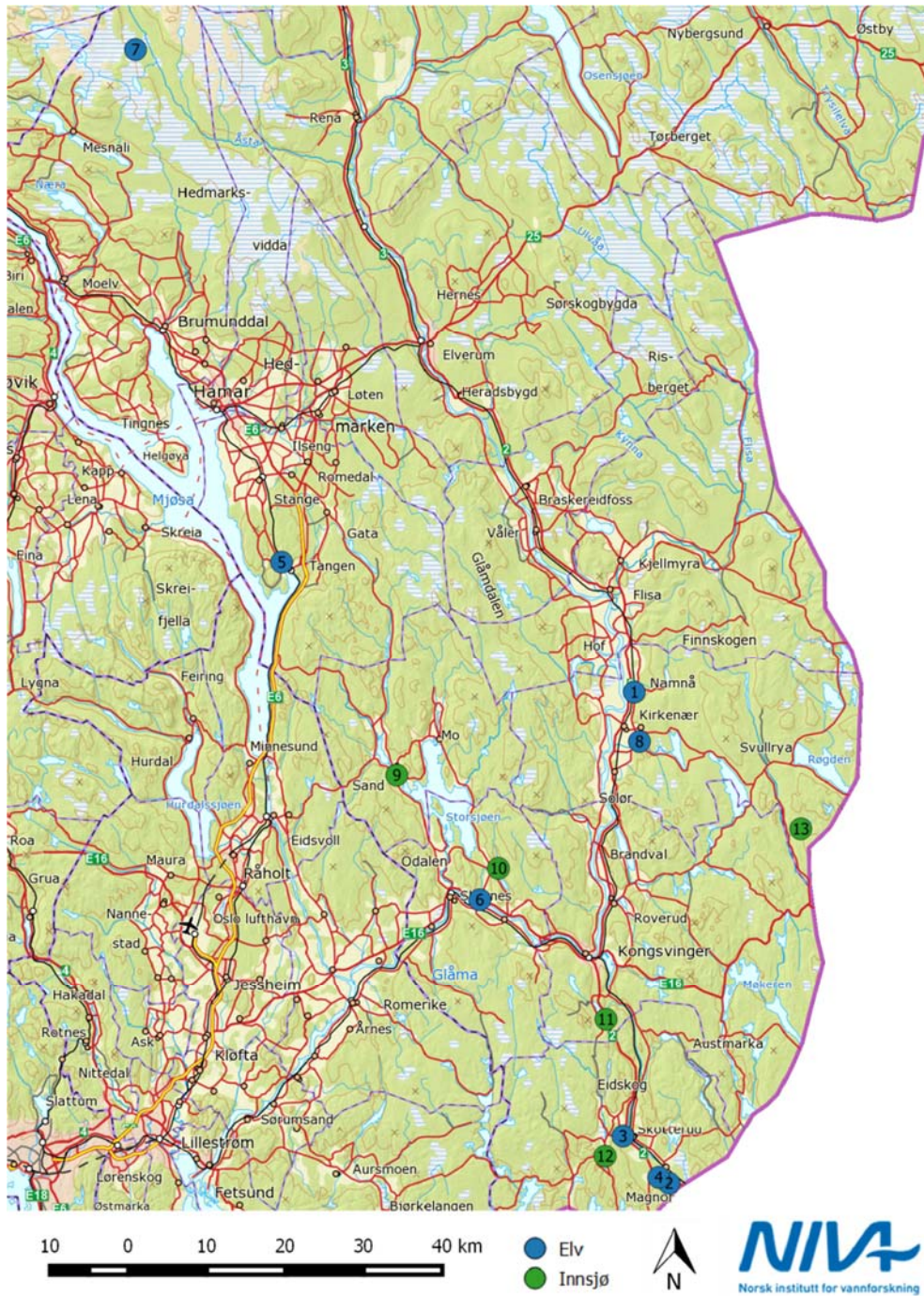
2.1.4 Bunndyr i litoralsonen

Det er ikke utviklet eller i bruk noen indeks for klassifisering av økologisk tilstand vha. bunndyr i strandsonen mht. vannforskriften, men som for elver forsøker man å ta prøver i områder med relativt grovt grus og steinsubstrat. Se for øvrig omtale av metodikken under kpt. 2.2.2. Det ble samlet inn prøver av bunndyr i strandsonen i til sammen fem innsjøer i oktober 2015; se kart over lokalitetenes plassering i Figur 6 og bilder fra lokalitetene i Figur 7.

Vi vurderte at det ikke var hensiktsmessig å ta bunndyrprøver i Aksjøen og Gardsjøen grunnet mangel på strandsoner med egnet bunns substrat. For disse vannforekomstene ble prøver i stedet tatt henholdsvis i utløpet og i hovedinnløpet. Liste over prøvelokalitetene for både innsjøer og elver, med koordinater er gitt i Tabell 3.

Tabell 3. Koordinater for prøvetakingslokalitetene for bunndyr.

St.	Nr.	Vannforekomst	Vannforekomst-ID	Kommune	Breddegrad	Lengdegrad
Elvestasjoner	1	Namnåa	002-90-R	Grue	60,49371	12,08240
	2	Vrangselva	313-89-R	Eidskog	59,93298	12,21121
	3	Børjåa	313-143-R	Eidskog	59,98469	12,10169
	4	Leirbekken	313-88-R	Eidskog	59,93923	12,18694
	5	Måsåbekken	002-626-R	Stange	60,62280	11,24861
	6	Sloa	002-2800-R	Sør-Odal	60,24810	11,74823
	7	Aksjøbekken (Aksjøen)	002-32962-L	Ringsaker	61,19898	10,83316
	8	Tjura (Gardsjøen)	002-1053-R	Grue	60,43747	12,09945
Innsjøstasjoner	9	Sandsjøen (del av Storsjøen)	002-120-L	Nord-Odal	60,38568	11,54252
	10	Dølisjøen	002-153-L	Sør-Odal	60,28505	11,78755
	11	Sigernessjøen	313-364-L	Kongsvinger	60,11715	12,05096
	12	Stangnessjøen	313-3073-L	Eidskog	59,96085	12,06273
	13	Kjerkesjøen	312-4013-L	Grue	60,34520	12,48046



Figur 6. Oversiktskart som viser plasseringen av prøvestasjonene for bunndyr. Innsjø- og elvelokaliteter med henholdsvis grønne og blå sirkler. Forklaring til nummereringen er gitt i Tabell 3. Kartkilde: Kartverket.



Figur 7. Bilder fra innsjølokalitetene for prøvetaking av bunndyr (Foto: J. Persson)

2.2 Elver

2.2.1 Begroingsorganismer

Begroingsalger er en gruppe bentiske primærprodusenter, det vil si fastsittende organismer som driver fotosyntese, som er svært sensitive for eutrofiering og forsuring. At de er fastsittende innebærer at de ikke kan forflytte seg for å unnsnippe eventuelle (periodiske) forurensinger. Dermed reagerer de på selv korte forurensingsepisoder som ellers lett ville blitt oversett ved kjemiske målinger. Av den grunn blir de ofte brukt i overvåkingsprosjekter og i forbindelse med tilstandsklassifisering i henhold til vannforskriften (Direktoratsgruppa, 2013).

Heterotrof begroing inkluderer sopp og bakterier som bruker lett nedbrytbart organisk materiale som energikilde. Heterotrof begroing vokser på elvebunnen eller som epifytter på alger og vannplanter. Ved utslipp av organisk materiale fra industri, avrenning fra gjødselkjellere eller ved kloakkelekkasjer, kan de vokse raskt og oppnå høy dekningsgrad på kort tid. Bakterier og sopp er altså svært sensitive overfor lett nedbrytbart organisk materiale. At de er stasjonære og reagerer raskt på miljøendringer gjør at heterotrof begroing er en god indikator for å dokumentere organisk belastning (Direktoratsgruppa, 2013).

Prøvetaking av bentiske alger og heterotrof begroing ble gjennomført den 6. august 2015 på 6 stasjoner (Tabell 4).

Tabell 4. Undersøkte lokaliteter mht. begroing i Hedmark august 2015.

Vannforekomst (navn)	Vannforekomst -ID	Elvenavn	Kommune	UTM-		
				sone	Øst	Nord
Namnåa	002-90-R	Namnåa	Grue	33	339722	6709950
Vrangselva grensen - Leirbekken	313-88-R	Vrangselva	Eidskog	33	344167	6647245
Børjåa til samløp Vrangselva	313-143-R	Børjåa	Eidskog	33	338306	6653245
Vrangselva nedre del - bekkefelt	313-89-R	Leirbekken	Eidskog	33	342840	6647993
Måsåbekken	002-626-R	Måsåbekken	Stange	32	623032	6722877
Sloa mfl.	002-2800-R	Sloa	Sør-Odal	32	652098	6682225

Prøvetakingen er utført ved at det på hver stasjon er undersøkt en strekning på ca. 10 meter ved bruk av vannkikkert. På denne strekningen er det samlet inn prøver av alle makroskopisk synlige alger, inkludert heterotrof begroing (sopp og bakterier, f.eks. «lammehaler»), og dekningen av disse er estimert som prosent dekning (<1-100 %). Videre er mikroskopiske alger samlet inn ved å børste et område på 8 x 8 cm på overflaten av hver av 10 steiner (å 10-20 cm i diameter) i en beholder med 1 L vann. Det avbørstede materialet er så blandet godt i vannet og en delprøve på 20 ml er konservert med formaldehyd. Algene er senere undersøkt i mikroskop, og tettheten av de mikroskopiske algene er estimert som hyppig, vanlig eller sjelden (for fullstendig artsliste se Vedlegg, Tabell 26). Metodikken er i henhold til overvåkingsveilederen (Direktoratsgruppa, 2010), siste versjon av klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppa, 2013) og den europeiske normen for prøvetaking og analyse av begroingsalger (NS-EN ISO 15708:2009).

Basert på funnene fra feltobservasjonene og analysene på laboratoriet rapporteres økologisk tilstand for hver lokalitet. Dette rapporteres som avvik fra referansesituasjonen («naturtilstand») mht. effekter av eutrofiering, forsuring og organisk belastning. NIVA har utviklet sensitive og effektive metoder for å overvåke dette ved hjelp av begroingsalger og heterotrof begroing; indeksene PIT for eutrofiering (Periphyton Index of Trophic Status; Schneider & Lindstrøm 2011), AIP for forsuring (Acidification Index Periphyton; Schneider & Lindstrøm 2009) og HBI for organisk belastning (Heterotrof begroingsindeks; Direktoratsgruppa 2013). PIT, AIP og HBI benyttes i dag som gjeldende standard for

tilstandsklassifisering basert på begroingsalger og heterotrof begroing, jmfør overvåkingsveilederen (Direktoratsgruppa, 2010) og siste versjon av klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppa, 2013).

PIT beregnes basert på forekomsten av 153 taksa av begroingsalger (ekskludert kiselalger). For hvert takson er det beregnet en indikatorverdi, og disse indikatorverdiene danner grunnlag for beregningen av PIT (krever minst to indikatorarter for sikker klassifisering). Indikatorverdiene spenner fra 1.87 – 68.91, hvor lave verdier indikerer lav fosforkonsentrasjon (oligotrofe forhold) mens høye verdier indikerer høy fosforkonsentrasjon (eutrofe forhold). Beregning av tilstandsklasse basert på PIT krever Ca-verdier for den gitte vannforekomsten (Direktoratsgruppa, 2013).

AIP beregnes på grunnlag av forekomst av 108 taksa av begroingsalger (ekskludert kiselalger). For hvert takson er det beregnet en indikatorverdi, og disse indikatorverdiene danner grunnlag for beregningen av AIP (krever minst tre indikatorarter for sikker klassifisering). Indikatorverdiene spenner fra 5.13-7.50, hvor lave verdier indikerer sure vannforekomster mens høye verdier indikerer nøytrale til lett basiske vannforekomster. Beregning av tilstandsklasse basert på AIP krever Ca- og TOC-verdier for den gitte vannforekomsten (Schneider, 2011; Direktoratsgruppa, 2013).

HBI beregnes med utgangspunkt i et årlig gjennomsnitt av dekningsgrad (prosent dekning) av heterotrof begroing. Dette er et skjønnsmessig system som baserer seg på at tilstanden blir dårligere ved økt dekning av sopp og heterotrofe bakterier. Ved 1-10 % dekningsgrad vil lokaliteten havne i moderat økologisk tilstand, og høyere dekning vil gi dårligere tilstand. God eller svært god økologisk tilstand oppnås dersom heterotrof begroing kun observeres mikroskopisk eller ikke i det hele tatt. HBI benyttes kun for prøvetakingslokaliteter der det også beregnes PIT.

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

Samtidig med at prøver av begroing ble innsamlet, ble det også samlet inn vannprøver. Disse ble analysert ved NIVAs akkrediterte laboratorium mht. konsentrasjoner av kalsium (Internt metode E9-1), total organisk karbon (metode: Intern metode) og total-fosfor (metode: Modifisert NS 4725:1984).

2.2.2 Bunndyr

Bunndyr har i lang tid vært anvendt til å vurdere vannkvalitet og forurensningstilstand i vassdrag (Aanes og Bækken 1989). Denne gruppen av smådyr er et viktig næringsgrunnlag for fisken og mye av den fuglefaunaen vi finner langs vassdragene våre. Ytre påvirkninger, som for eksempel store tilførsler av uorganisk finpartikulært materiale, organiske forbindelser, næringssalter og giftige forbindelser vil kunne endre bunndyrsamfunnenes oppbygning. Ofte får vi et samfunn med en lavere diversitet (mindre variasjon/mindre mangfold) dominert av én eller noen få dyregrupper som ofte har fått økt tetthet.

NIVAs innsamlingsmetode for bunndyr er i henhold til den reviderte Veilederen for Vanndirektivet 02:2013 (Direktoratsgruppa, 2013), der det ved innsamling av bunndyrmateriale anbefales bruk av en såkalt sparkemetode (NS-EN ISO 10870:2012). Det anvendes en håndholdt håv med åpning 25 x 25 cm og maskevidde 0,25 mm. Håven holdes ned mot bunnen med åpningen mot strømmen. Bunnsstratet oppstrøms håven sparkes/rotes opp med foten slik at oppvirket materiale føres inn i håven. Det tas 9 delprøver fra stasjonen, hver delprøve representerer 1 m lengde av elvebunnen og samles inn i løpet av 20

sekunder. Når tre slike prøver er samlet inn (samlet prøvetakingstid ca. 1 minutt) tømmes håven for å hindre tetting av maskene og tilbakespyling. Samlet blir det da tre prøver á 1 minutt og disse samles så i ett glass og utgjør prøven fra stasjonen. Bunndyrtettheter som senere er gitt i rapporten refererer altså til en prøvetakingsinnsats på totalt 3 minutter. Prøvene blir tatt i strykpartier når det er mulig, da klassegrensene i vurderingssystemet ikke er tilpasset sakteflytende elver. Prøvene konserveres i felt med etanol.

Bunndyrmaterialet blir så talt og bestemt i laboratoriet etter standard prosedyrer ved hjelp av binokulær lupe og mikroskop. Det taksonomiske nivået varier, men individer i de tre hovedgruppene døgnfluer (**E**phemeroptera), steinfluer (**P**lecoptera) og vårfluer (**T**richoptera), de såkalte EPT-taksa, blir så langt det er mulig identifisert til art/slekt. Gruppen EPT inneholder mange taksa som er følsomme for forurensing og bidrar med relativt høye verdier i vurderingssystemet ASPT.

Vurdering av forurensingsbelastning og økologisk tilstand i elver og bekker er basert på indeksen ASPT (**A**verage **S**core **P**er **T**axon; Armitage et al. 1983). Denne indeksen gir gjennomsnittlig forurensningstoleranse for familiene i bunndyrsamfunnet og anvendes som vurderingssystem i Vanndirektivet. For ASPT gjelder at forholdet mellom målt verdi og referanseverdi kalles EQR (Ecological Quality Ratio). Indeksverdiene kan også regnes om til normaliserte EQR-verdier (nEQR) for sammenligning med andre indekser og andre europeiske land. ASPT-indeksen har vært gjennom en interkalibreringsprosess; det vil si at grensene mellom de økologiske tilstandsklassene tilsvarer grensene hos andre nordeuropeiske land. Alle klassegrenser for økologisk tilstand er i henhold til Vanndirektivet. Når det gjelder belastning knyttet til organisk materiale og næringssalter, så vil dette i en bekk eller elv som er forsuret gi det resultat at taksa som skårer lavt for ASPT (bl.a. snegler og igler, som indikerer organisk belastning) forsvinner, mens de gruppene som skårer høyt (f.eks. steinfluer) blir igjen. Dette gjør at økologisk tilstand basert på ASPT blir kunstig høy og misvisende under slike forhold. I kalkfattige områder er det derfor viktig at man i tillegg til ASPT vurderer effekten av forsuring, og dette vil her bli gjort ved å benytte Raddum 2-indeksen (modifisert versjon, Direktoratgruppen, 2013) for bunndyr.

Koordinater for lokalitetene er gitt i Tabell 3, og kart som viser den geografiske plasseringen av stasjonene for bunndyrprøver i 2015 er vist i Figur 6 i metodikk-kapitlet om innsjøer. Figur 8 viser bilder fra de ulike elvelokalitetene.



Figur 8. Bilder fra elvelokaliteter ved prøvetaking av bunndyr (Foto: J. Persson, Aksjøbekken; J. E. Løvik).

3. Innsjøer – resultater og vurderinger

Primærdata mht. vannkjemi, temperatur, siktedyp, planteplankton, dyreplankton og bunndyr i strandsonen er gitt i tabeller i vedlegget.

3.1 Vannkjemi og siktedyp

Generell vannkvalitet - typifisering

Middelverdiene for kalsium varierte fra 1,7 mg Ca/l i Aksjøen og Kjerkesjøen til 3,2 mg Ca/l i Stangnessjøen (Tabell 5). Det vil si at alle innsjøene kan betegnes som kalkfattige (1-4 mg Ca/l).

Tabell 5. Karakteristiske verdier for vannkjemi og siktedyp i innsjøer 2015. For pH og alkalitet er minimumsverdier gitt. For øvrige parametere er middelverdier gitt.

	pH	Alkalitet mmol/l	Kalsium mg Ca/l	Farge mg Pt/l	TOC mg C/l	Turbiditet FNU	Siktedyp m
Aksjøen	6,1	0,056	1,66	69	6,5	1,6	1,7
Sandsjøen	5,9	0,047	2,12	106	12,2	2,1	1,4
Dølisjøen	6,1	0,074	2,69	90	12,3	1,2	1,9
Sigernessjøen	6,5	0,096	2,39	25	5,2	0,58	4,3
Stangnessjøen	6,6	0,139	3,23	65	9,4	1,8	1,9
Gardsjøen	6,5	0,105	2,61	82	8,9	2,7	1,5
Kjerkesjøen	6,4	0,058	1,67	50	6,6	0,55	2,9

Middelverdiene for farge varierte fra 25 mg Pt/l i Sigernessjøen til 106 mg Pt/l i Sandsjøen (Tabell 5). Ut fra dette kan Sigernessjøen karakteriseres som klar, mens de øvrige innsjøene kan karakteriseres som humøse (30-90 mg Pt/l). Med en fargeverdi (middel) på 106 mg Pt/l kan Sandsjøen til og med betegnes som sterkt humøs. Middelverdiene for TOC gir i hovedsak det samme bildet mht. humuspåvirkningen, men her havner også Sigernessjøen (5,2 mg Pt/l) i kategorien humøse innsjøer (5-15 mg Pt/l).

Oppsummerer vi dette sammen med data mht. beliggenhet (høyde over havet) og dyp, tilsier dette at vannforekomstene hører til følgende innsjøtyper:

- Sigernessjøen: type nr. **5** (kalkfattige, klare, grunne innsjøer i lavlandet)
- Sandsjøen, Dølisjøen, Stangnessjøen og Gardsjøen: type nr. **7** (kalkfattige, humøse innsjøer i lavlandet)
- Kjerkesjøen: type nr. **17** (kalkfattige, humøse innsjøer i skogområder)
- Aksjøen: type nr. **25** (kalkfattige, humøse innsjøer i fjellområder)

Det må her bemerkes at Aksjøen, Gardsjøen og til dels Stangnessjøen er svært grunne, at Sigernessjøen ligger på grensa til humøse innsjøer, og at Sandsjøen trolig må betegnes som svært humøs.

pH og alkalitet – forsuring

De laveste pH-verdiene som ble registrert i de enkelte innsjøene i 2015, varierte fra 5,9 i Sandsjøen til 6,6 i Stangnessjøen (Tabell 5). Verdiene tilsier en svært god tilstand mht. forsuring i Sigernessjøen, Stangnessjøen, Gardsjøen og Kjerkesjøen og god tilstand i Aksjøen, Sandsjøen og Dølisjøen (jf. Veileder 02:2013). Det er sannsynligvis humussyrer som i stor grad bestemmer pH i flertallet av disse innsjøene, dvs. at litt lave pH-verdier i området 5,9-6,5 i hovedsak er naturlig betinget. Verdier for alkalitet i området 0,047-0,058 mmol/l viser at Aksjøen, Sandsjøen og Kjerkesjøen hadde en beskjeden bufferevne mot forsuring.

Partikler – turbiditet

Turbiditet er et mål på hvor klart vannet er; grumsete vann har høy konsentrasjon av suspendert materiale og høy turbiditet, mens klart vann har lav turbiditet. I åpent vann i innsjøer (pelagialen) bestemmes ofte turbiditeten av algemengden. Nærmere land og i grunne innsjøer kan turbiditeten i større grad påvirkes av suspenderte leire- og siltpartikler samt organisk materiale fra strandlinjeerosjon eller fra oppvirvling (resuspensjon) av bunnsedimenter.

Middelverdiene for turbiditet varierte fra ca. 0,6 FNU i Sigernessjøen og Kjerkesjøen til 2,7 FNU i Gardsjøen (Tabell 5). Vurdert i henhold til SFTs veileder for klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (Andersen mfl. 1997) tilsier verdiene god tilstand mht. partikler i Sigernessjøen og Kjerkesjøen, moderat (mindre god) tilstand i Aksjøen, Dølisjøen og Stangnessjøen samt dårlig tilstand i Sandsjøen og Gardsjøen.

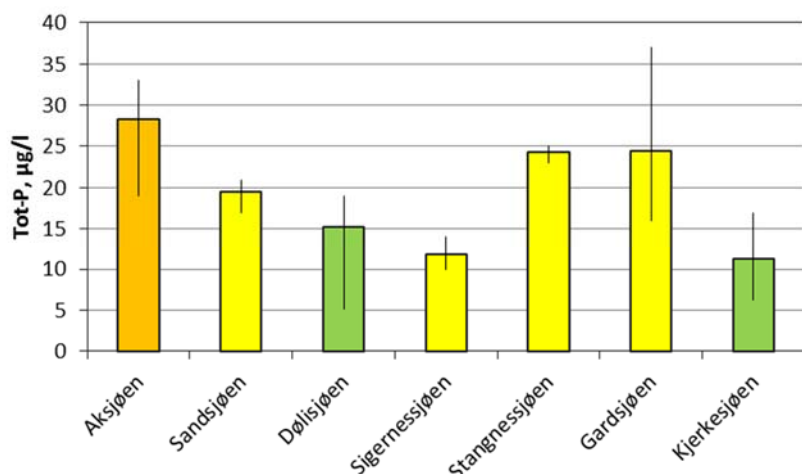
Siktedyp

Siktedypet i innsjøer bestemmes i hovedsak av algemengden og graden av humuspåvirkning. I leirpåvirkede innsjøer i lavlandet og i brepåvirkede innsjøer særlig i fjellet påvirkes siktedypet også av mengden suspenderte leirpartikler. Store tilførsler av erosionspartikler fra nedbørfeltet i forbindelse med flommer kan/vil også føre til redusert siktedyp i innsjøer som fra naturens side ikke er brepåvirket eller ligger i områder med marin leire.

Middelverdiene for siktedyp varierte fra ca. 1,5 m i Sandsjøen og Gardsjøen til 4,3 m i Sigernessjøen (Tabell 5). Den markerte humuspåvirkningen (jf. fargeverdiene) er en vesentlig årsak til de relativt lave siktedypsverdiene i flertallet av de undersøkte innsjøene. Til dels store algemengder er en tilleggsfaktor som bidro til lavt siktedyp særlig i Aksjøen, Sandsjøen, Stangnessjøen og Gardsjøen (se kpt. 4.2).

Næringsstoffer – fosfor og nitrogen

De laveste konsentrasjonene av total-fosfor (tot-P) ble registrert i Kjerkesjøen, Sigernessjøen og Dølisjøen med middelverdier på henholdsvis 11,3 µg P/l, 11,8 µg P/l og 15,3 µg P/l (Figur 9). De høyeste konsentrasjonene ble registrert i Stangnessjøen, Gardsjøen og Aksjøen med middelverdier på henholdsvis 24,3 µg P/l, 24,5 µg P/l og 28,3 µg P/l. I Sandsjøen varierte konsentrasjonen i området 17-21 µg P/l med en middelverdi på 19,5 µg P/l. Basert på middelverdiene for tot-P i 2015 kan miljøtilstanden karakteriseres som god i Kjerkesjøen og Dølisjøen, moderat i Sandsjøen, Sigernessjøen, Stangnessjøen og Gardsjøen og dårlig i Aksjøen (jf. Veileder 02:2013).

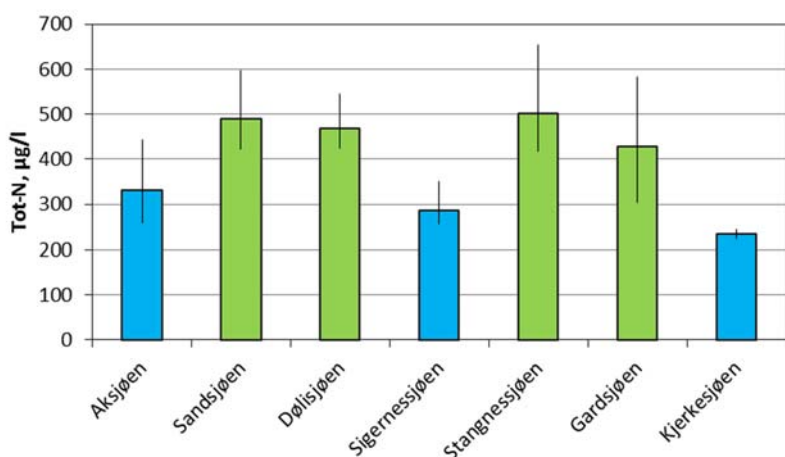


Figur 9. Total-fosfor i innsjøene 2015. Figuren viser middelverdier og variasjonsbredder. Tilstandsklasser er markert med farger. Blå = svært god, grønn = god, gul = moderat, oransje = dårlig, rød = svært dårlig.

Følgende må bemerkes her: Sigernessjøen ser ut til å ligge i grenseområdet mellom innsjøtypene klare og humøse (jf. farge og TOC). Klassifiseringen av tilstand ut fra tot-P er her gjort med utgangspunkt i de strengeste kriteriene, dvs. etter grenseverdier for klare innsjøer, og tot-P lå like over grenseverdien mellom god og moderat tilstand som er satt til 11 µg P/l for denne innsjøtypen. Klassifisering ut fra kriteriene for humøse innsjøer ville ha gitt som resultat god tilstand.

Videre så ble det i prøven fra Dølsjøen innsamlet den 18. august, målt svært lav konsentrasjon av tot-P (5,2 µg P/l) sammenlignet med prøven fra de andre datoene (18-19 µg P/l). Denne lave verdien er – under tvil – tatt med i beregningen av middelerdi. Dersom vi hadde strøket denne verdien, ville vi ha fått en middelerdi på 18,7 µg P/l, som ligger innenfor intervallet for moderat tilstand.

Kjerkesjøen, Sigernessjøen og Aksjøen hadde middelerdiene for konsentrasjoner av total-nitrogen (tot-N) i området ca. 230-330 µg N/l (Figur 10). Dette er lave verdier som tilsier en svært god tilstand mht. nitrogenforbindelser og overgjødning (jf. Veileder 02:2013). Sandsjøen, Dølsjøen, Stangnessjøen og Gardsjøen hadde noe høyere konsentrasjoner, med middelerdiene i intervallet 420-500 µg N/l. Dette gir tilstandsklasse god i forhold til overgjødning.



Figur 10. Total-nitrogen i innsjøene i 2015. Figuren viser middelerdiene og variasjonsbredder. Tilstandsklasser er markert med farger. Se fargeforklaringer under Figur 9.

Endring i miljøtilstanden – tidligere undersøkelser

I Tabell 6 har vi sammenstilt data over tot-P og tot-N fra tidligere undersøkelser og fra overvåkingen i 2015.

Fra **Aksjøen** har vi svært lite av tidligere data, men det finnes resultater fra enkeltprøver i 1997 og 2011. Verdiene for tot-P fra disse årene var på nivå med den laveste verdien i 2015 og 8-10 µg P/l lavere enn middelerdiene for 2015. Dette kan være en indikasjon på at konsentrasjonen av tot-P har økt i Aksjøen, men vurderingen må anses som usikker. Det er ikke mulig å si om det har skjedd noen endring over tid mht. tot-N.

Vi har ikke funnet tidligere data over næringsstatus i **Sandsjøen**, men viser i Tabell 6 verdier fra Songnessjøen som er det mest nærliggende bassenget i Storsjøen, fra 2013. Konsentrasjonene av både tot-P og tot-N var markert høyere i Sandsjøen i 2015 sammenlignet med i Songnessjøen i 2013. Dette gjaldt både middelerdiene og om en ser på variasjonsbredden. Forskjellene kan tyde på at Sandsjø-bassenget er en betydelig mer næringsrik del av Storsjøen enn Songnessjø-bassenget.

Det ble også registrert markert høyere middelværdier for farge (106 mg Pt/l) og TOC (12,2 mg C/l) i Sandsjøen sammenlignet med i Songnessjøen (henholdsvis 58 mg Pt/l og 7,4 mg C/l). Dette kan ha sammenheng med ulike avrenningsmønstre i de to årene, men det kan også være et uttrykk for at Sandsjøen er mer påvirket av humustilførsler fra nedbørfeltet (spesielt Råsen/Sollauståa-vassdraget). De høyere konsentrasjonene av f.eks. tot-P kan derfor til en viss grad være naturlig betinget pga. høyere humusinnhold.

Middelværdien for tot-P i **Dølisjøen** var nær dobbelt så høy i 2015 som i 1988. Vi registrerte også ca. 15 % høyere middelværdi for tot-N. Ettersom konsentrasjonene av næringsstoffer kan variere betydelig fra år til år som følge av naturlige variasjoner i vær- og hydrologiske forhold, bør en være varsom med å trekke bastante konklusjoner mht. endringer i reell næringsstatus. Videre kan økningen i tot-P til en viss grad ha sammenheng med den økte «brunfargingen» (økende TOC-konsentrasjon) av vassdragene som har skjedd i den senere tid (se f.eks. Garmo mfl. 2014). Humøse innsjøer har ofte noe høyere fosfor-konsentrasjoner enn klare innsjøer, men dette fosforet er som regel kompleksbundet av humus og dermed lite tilgjengelig for algevekst. Den relativt store forskjellen i konsentrasjonen av tot-P (mellom 1988 og 2015) gir likevel grunn til oppmerksomhet omkring den videre utviklingen i Dølisjøens vannkvalitet.

Tabell 6. Data over tot-P og tot-N fra tidligere undersøkelser og fra denne undersøkelsen.

	År	Tot-P	Tot-P	Tot-N	Tot-N	Referanse
		µg P/l Middel	µg P/l Variasjon	µg N/l Middel	µg N/l Variasjon	
Aksjøen	1997*	20,7		386		Kjellberg 1998
	2011*	18		317		Løvik og Skjellbred 2012
	2015	28,3	19-33	332	260-443	Denne rapport
Songnessjøen	2013	12	10-13	360	330-420	Løvik mfl. 2014
Sandsjøen	2015	19,5	17-21	489	421-598	Denne rapport
Dølisjøen	1988	8,4	6-11	410	323-483	Faafeng mfl. 1990
	2015	15,3	5,2-19	468	424-546	Denne rapport
Sigernessjøen	1986	6,1	5-7	347	324-390	Rognerud og Brettum 1987
	1988	5,4	3,5-7,0	364	308-441	Faafeng og Oredalen 1999
	1989	5,0	4-6	335	309-368	Faafeng og Oredalen 1999
	1991	5,3	5-6	272	236-323	Faafeng og Oredalen 1999
	2015	11,8	10-14	286	257-351	Denne rapport
Stangnessjøen	1985	24,3	22-26,5	487	401-573	Rognerud 1986
	2015	24,3	23-25	501	417-633	Denne rapport
Gardsjøen	2009	26	20-31	575	322-1056	Løvik 2010
	2015	24,5	16-37	428	303-582	Denne rapport

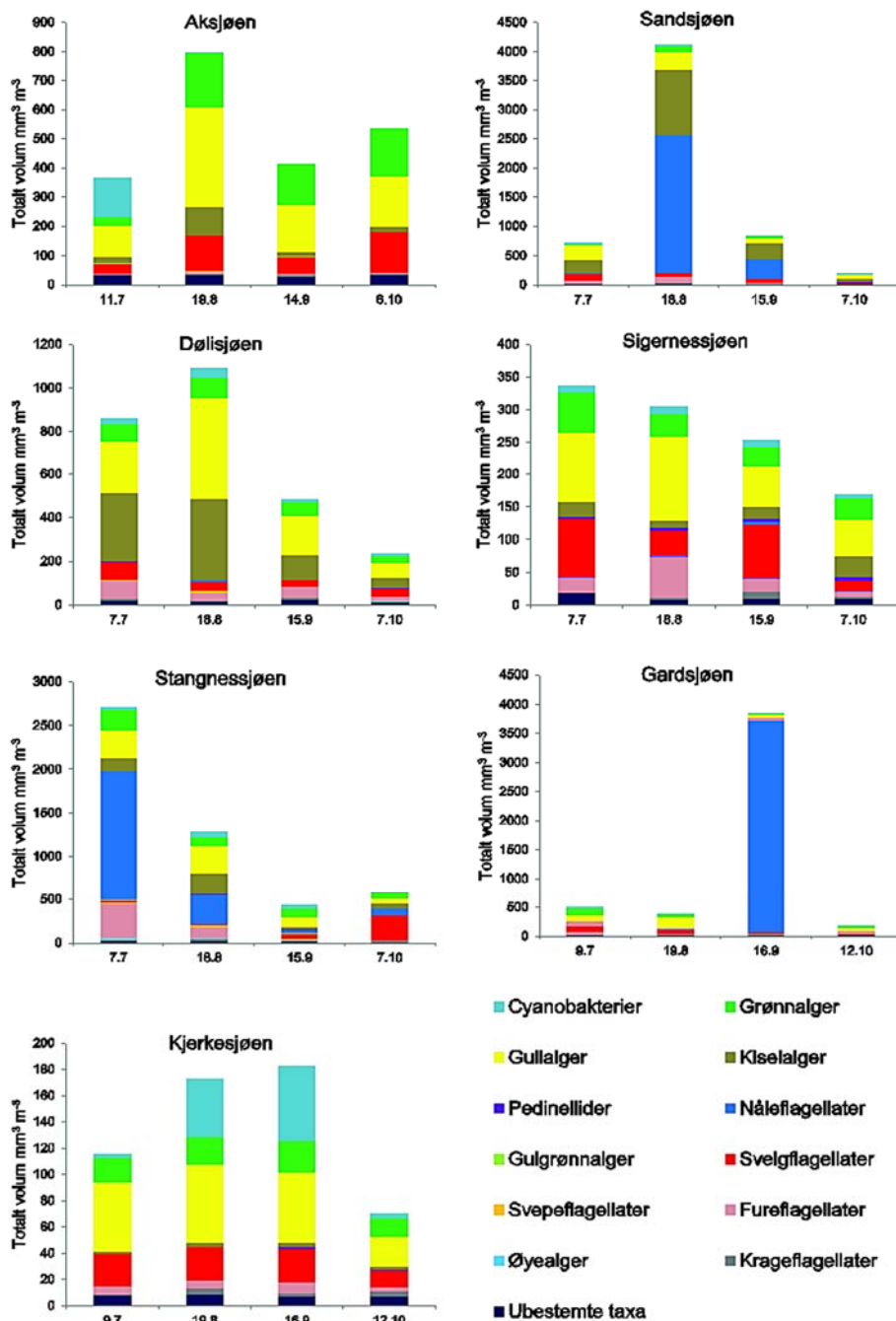
* Kun enkeltprøver (stikkprøver) i 1997 og 2011.

Tilsvarende som for Dølisjøen ble det også for **Sigernessjøen** registrert en dobling av middelværdien for tot-P i 2015 sammenlignet med på 1980-tallet og i 1991. Det ble her imidlertid registrert en liten nedgang i middelværdien for tot-N sammenlignet med på 1980-tallet. De forhøyde konsentrasjonene av tot-P i Sigernessjøen tilsier årvåkenhet omkring den videre utviklingen i vannkvaliteten, og da med de samme forbehold som er nevnt i forbindelse med vurderingen av utviklingen i Dølisjøens vannkvalitet, dvs. at økningen i tot-P muligens kan være «naturlig» betinget og koblet til økt humifisering.

Værdiene for konsentrasjoner av tot-P og tot-N i **Stangnessjøen** og **Gardsjøen** ga ingen indikasjoner på at det har skjedd vesentlige endringer i næringsstatus sammenlignet med forrige undersøkelse henholdsvis i 1985 for Stangnessjøen og i 2009 for Gardsjøen (se Tabell 6).

3.2 Planteplankton

I de fleste av innsjøene utgjorde gullalger den største gruppen. I Sandsjøen, Stangnessjøen og Gardsjøen ble det observert høye tettheter av nåleflagellaten *Gonyostomum semen* (Figur 11). I noen av innsjøene ble det også gjort observasjoner av nåleflagellaten *Merotricha capitata*. Dølisjøen, Sigernessjøen og Kjerkesjøen fikk tilstandsklasse svært god basert på indeksene for planteplankton (Tabell 7). Gardsjøen fikk tilstandsklasse god mens Aksjøen, Sandsjøen og Stangnessjøen fikk tilstandsklasse moderat basert på indeksene for planteplankton.



Figur 11. Totalt volum og sammensetting av planteplankton i Hedmark 2015. Merk forskjellig skala på y-aksene.

Tabell 7. Oppsummering av resultatene for planteplankton i de ulike innsjøene.

Innsjø	IC type	Klf a $\mu\text{g l}^{-1}$	Totalt volum $\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$	PTI	Cyano _{max} $\text{mm}^3 \text{m}^{-3}$	Totalvurdering PP nEQR
Aksjøen	L-N5	7.25	0.53	2.28	0.13	0.47
Sandsjøen	L-N3	11.83	1.46	2.46	0.01	0.53
Dølisjøen	L-N3	5.03	0.67	2.18	0.04	0.84
Sigernessjøen	L-N2a	2.53	0.27	2.08	0.01	0.92
Stangnessjøen	L-N3	11.75	1.25	2.52	0.06	0.51
Kjerkesjøen	L-N6	1.54	0.14	2.13	0.06	0.96
Gardsjøen	L-N3	8.10	1.23	2.40	0.01	0.62

Aksjøen

Verdiene for klorofyll-*a* og totalt volum var forholdsvis høye og Aksjøen fikk tilstandsklassene dårlig og moderat for disse parameterne. I alle prøvene utgjorde gullalger den største andelen. I prøven fra juli ble det også observert cyanobakterier, arten *Dolichospermum sigmoideum*. Utover sommeren økte andelen av kiselalger, grønnalger og svelgflagellater i tillegg til gullalgene. Gullalgene som utgjorde mest av det totale volumet var slektene *Chromulina*, *Chrysococcus* og *Mallomonas*. Kiselalgene besto i hovedsak av *Aulacoseira alpigena*. På høsten var det gullalger, grønnalger og svelgflagellater som dominerte. Grønnalgene besto av blant annet slektene *Chlamydomonas*, *Monoraphidium*, *Oocystis* og *Scenedesmus*. De vanligste svelgflagellatene var slektene *Cryptomonas* og *Plagioselmis* (*Rhodomonas*). Sammensetningen av planteplanktonet (PTI) fikk tilstandsklasse moderat. Det totale volumet av cyanobakterier var forholdsvis lav så tilstandsklassen ble svært god for Cyano_{max}. Totalvurderingen av Aksjøen i 2015 basert på planteplanktonet ga tilstandsklasse moderat med en nEQR på 0,47.

Sandsjøen

Verdiene for klorofyll-*a* og totalt volum var forholdsvis høye, så Sandsjøen fikk tilstandsklassene moderat for disse parameterne. Gullalger, kiselalger, svelgflagellater og nåleflagellaten *G. semen* var de viktigste gruppene. *G. semen* dominerte i prøven fra august og til dels i prøven fra september. De viktigste gullalgene var slektene *Dinobryon*, *Mallomonas* og *Uroglenopsis americana*. Svelgflagellatene besto hovedsakelig av slekten *Cryptomonas*. Kiselalgene var dominert av *Asterionella formosa*, *Eunotia zasuminensis* og *Tabellaria flocculosa*. Sammensetningen av planteplanktonet (PTI) fikk tilstandsklasse moderat. Det totale volumet av cyanobakterier var lavt så tilstandsklassen ble svært god for Cyano_{max}. Totalvurderingen av Sandsjøen i 2015 basert på planteplanktonet ga tilstandsklasse moderat med en nEQR på 0,53.

Dølisjøen

Verdiene for klorofyll-*a* og totalt volum var lave, og Dølisjøen fikk henholdsvis tilstandsklassene svært god og god for disse parameterne. Gullalger og kiselalger utgjorde de største andelen av planteplanktonet med mindre andeler grønnalger, fureflagellater og svelgflagellater. Gullalgene som utgjorde det meste av det totale volumet besto av slektene *Chromulina*, *Chrysococcus*, *Dinobryon*, *Mallomonas* og *Uroglena* samt *Uroglenopsis americana*. Kiselalgene besto hovedsakelig av *Aulacoseira alpigena* og arter fra slekten *Urosolenia*. De vanligste svelgflagellatene var slektene *Cryptomonas* og *Plagioselmis* (*Rhodomonas*). Fureflagellatene besto av *Ceratium hirundinella*, *Parvodinium umbonatum* og arter fra slekten *Gymnodinium*. De viktigste grønnalgene var slektene *Chlamydomonas*, *Monoraphidium* og *Oocystis* samt *Botryococcus braunii*. Det ble observert noe cyanobakterier, hovedsakelig *Microcystis smithii* og *Woronichinia naegelianiana* samt kolonier med små celler, *Anathece smithii* og *Merismopedia tenuissima*. Sammensetningen av planteplanktonet (PTI) viste et planteplanktonsamfunn som ga tilstandsklasse svært god. Det totale volumet av cyanobakterier var så lavt at tilstandsklassen ble svært god for Cyano_{max}. Totalvurderingen av Dølisjøen i 2015 basert på planteplanktonet ga tilstandsklasse svært god med en nEQR på 0,84.

Sigernessjøen

Verdiene for klorofyll-*a* og totalt volum var lave, og Sigernessjøen fikk tilstandsklasse svært god for biovolum. Gullalger og svelgflagellater utgjorde det meste av det totale volumet. I tillegg var det mindre andeler av grønnalger og fureflagellater. De viktigste gullalgene var arter fra slektene *Chromulina*, *Dinobryon* og *Mallomonas*. Svelgflagellatene var hovedsakelig arter fra slektene *Cryptomonas* og *Plagioselmis* (*Rhodomonas*). Grønnalgene besto av blant annet av arter fra slekten *Monoraphidium* og *Botryococcus braunii*. Fureflagellatene som utgjorde de største andelene var arter fra slekten *Gymnodinium* og *Ceratium hirundinella*. Det ble observert noe cyanobakterier fra slektene *Aphanocapsa* og *Anatheece* samt *Merismopedia tenuissima*. Sammensettingen av planteplanktonet (PTI) viste et planteplanktonsamfunn som ga tilstandsklasse svært god. Det totale volumet av cyanobakterier var så lav at tilstandsklassen ble svært god for Cyano_{max}. Totalvurderingen av Sigernessjøen i 2015 basert på planteplanktonet ga tilstandsklasse svært god med en nEQR på 0,92.

Stangnessjøen

Verdiene for klorofyll-*a* og totalt volum var forholdsvis høye, og Stangnessjøen fikk tilstandsklasse moderat for biovolum. Nåleflagellaten *G. semen* dominerte i de to første prøvene. I tillegg var det i også andeler av fureflagellater, gullalger, kiselalger og svelgflagellater. Fureflagellatene tilhørte hovedsakelig slekten *Parvodinium*. Gullalgen som utgjorde det største totale volumet var *Uroglenopsis americana*. De viktigste kiselalgene var fra slekten *Aulacoseira* og for svelgflagellatene var *Cryptomonas* den viktigste slekten. Det ble også observert mindre andeler grønnalger, som arter fra slektene *Monoraphidium* og *Pediastrum*. Sammensettingen av planteplanktonet (PTI) fikk tilstandsklasse moderat. Det totale volumet av cyanobakterier var så lav at tilstandsklassen ble svært god for Cyano_{max}. Totalvurderingen av Stangnessjøen i 2015 basert på planteplanktonet ga tilstandsklasse moderat med en nEQR på 0,51.

Kjerkesjøen

Verdiene for klorofyll-*a* og totalt volum var lave, og Kjerkesjøen fikk tilstandsklasse svært god for biovolum. Gullalger, cyanobakterier og svelgflagellater dominerte planteplanktonet med mindre andeler grønnalger og fureflagellater. De viktigste gullalgene var arter fra slektene *Chromulina*, *Dinobryon* og *Mallomonas*. Cyanobakteriene som bidro mest til det totale volumet, var *Anatheece bachmannii* og *Merismopedia tenuissima*. Svelgflagellatene ble stort sett representert av slektene *Cryptomonas* og *Plagioselmis*. Fureflagellatene besto for det meste av arter fra slekten *Gymnodinium*. Sammensettingen av planteplanktonet (PTI) viste et planteplanktonsamfunn som ga tilstandsklasse svært god. Det totale volumet av cyanobakterier var så lav at tilstandsklassen ble svært god for Cyano_{max}. Totalvurderingen av Kjerkesjøen i 2015 basert på planteplanktonet ga tilstandsklasse svært god med en nEQR på 0,92.

Gardsjøen

Verdiene for klorofyll-*a* og totalt volum var forholdsvis høye, og Gardsjøen fikk tilstandsklassene god og moderat for disse parameterne. I tre av prøvene var det lave konsentrasjoner av planteplankton fra gruppene gullalger, grønnalger, fureflagellater og svelgflagellater. I prøven fra september dominerte nåleflagellaten *G. semen* fullstendig. Andre arter som bidro, var grønnalger fra slekten *Chlamydomonas*, fureflagellaten *Parvodinium umbonatum* og svelgflagellater fra slekten *Cryptomonas*. Sammensettingen av planteplanktonet (PTI) viste et planteplanktonsamfunn som ga tilstandsklasse god. Det totale volumet av cyanobakterier var såpass lavt at tilstandsklassen ble svært god for Cyano_{max}. Totalvurderingen av Gardsjøen i 2015 basert på planteplanktonet ga tilstandsklasse god med en nEQR på 0,62.

3.3 Dyreplankton

Aksjøen

Aksjøens dyreplankton var dominert av vannloppene *Bosmina longispina* og *Daphnia galeata*, hoppekrepsen *Heterocope appendiculata* samt hjuldyret *Kellicottia longispina*. Vannloppene *Daphnia cristata* og *Holopedium gibberum* samt cyclopoide hoppekreps var også vanlige. Størrelsen på dominerende vannlopper kan karakteriseres som middels (Tabell 8). Artssammensetningen indikerer næringsfattige til middels næringsrike forhold og et moderat til markert predasjonstrykk fra planktonspisende fisk (jf. Aagaard mfl. 2002). De gode forekomstene av forsuringfølsomme arter slik som *Daphnia galeata* og *Daphnia cristata* (jf. Aagaard mfl. 2002) tyder på at dyreplanktonet ikke var negativt påvirket av surt vann.

Tabell 8. Middellengder av dominerende vannlopper (voksne hunner) i innsjøene i august 2015.

	Aksjøen	Sand- sjøen	Døli- sjøen	Sigernes- sjøen	Stangnes- sjøen	Gard- sjøen	Kjerke- sjøen
<i>Bosmina coregoni</i>		0,50	0,54	0,72	0,42		
<i>Bosmina longirostris</i>					0,28	0,31	
<i>Bosmina longispina</i>	0,77	0,44	0,41				0,83
<i>Daphnia cf. lacustris</i>							1,71
<i>Daphnia cristata</i>	1,20	0,74	0,86	1,15		0,58	
<i>Daphnia galeata</i>	1,60			1,58			
<i>Holopedium gibberum</i>	1,41						1,56
<i>Limnosida frontosa</i>				1,40			

Sandsjøen

I Sandsjøen var dyreplanktonet dominert av vannloppen *Daphnia cristata*, den cyclopoide hoppekrepsen *Thermocyclops oithonoides* og ubestemte arter innen hjuldyrslekten *Polyarthra*. Vannloppen *Bosmina longispina* samt hoppekrepsene *Eudiaptomus gracilis* og *Mesocyclops leuckarti* var også vanlige. Kroppslengden til de dominerende vannloppene var liten (Tabell 8). Sammensetningen av dyreplanktonet tyder på middels næringsrike vannmasser og et svært sterkt predasjonspress fra planktonspisende fisk. Fraværet av store, effektive algebeitere viser at innsjøens «selvrensingsevne» i forhold til en eventuelt økende algevekst, er svært lav. Forekomstene av forsuringfølsomme arter slik som *Daphnia cristata*, *Thermocyclops oithonoides* og *Mesocyclops leuckarti* indikerer at Sandsjøen dyreplankton ikke var påvirket av forsuring.

Dølisjøen

Dyreplanktonet i Dølisjøen var dominert av vannloppene *Bosmina longispina* og *Daphnia cristata* samt hoppekrepsene *Eudiaptomus gracilis*, *Thermocyclops oithonoides* og ubestemte cyclopoider. De vanligste forekommende vannloppene var småvokste (Tabell 8). Sammensetningen av dyreplanktonet tyder på næringsfattige eller middels næringsrike vannmasser og et svært sterkt predasjonspress fra planktonspisende fisk. Fravær av store, effektive algebeitere viser at innsjøen er sårbar med tanke på økt algevekst. Det var bra bestander av flere arter av forsuringfølsomme arter i dyreplanktonet. Det vil si at Dølisjøen ikke ser ut til å være påvirket av forsuring.

Sigernessjøen

Dyreplanktonet var her dominert av vannloppene *Daphnia cristata* og *Daphnia galeata* samt hoppekrepsen *Thermocyclops oithonoides* og ubestemte cyclopoide hoppekreps. Populasjonene av de dominerende vannloppene bestod av middels store individer. Sammensetningen innen dyreplanktonet indikerte næringsfattige til middels næringsrike forhold og et markert predasjonspress fra planktonspisende fisk. Videre tydet forekomsten av flere forsuringfølsomme arter på at dyreplanktonet ikke var påvirket av forsuring.

Stangnessjøen

Dyreplanktonet i Sigernessjøen var dominert av hjuldyrene *Asplanchna priodonta* og *Conochilus* spp. samt vannloppen *Bosmina coregoni*. Det var svært lite calanoide hoppekreps, men cyclopoide hoppekreps som f.eks. *Thermocyclops oithonoides* var forholdsvis vanlige. De dominerende vannloppene var småvokste. Sammensetningen tyder på middels næringsrike vannmasser og et svært sterkt predasjonspress fra planktonspisende fisk. Forekomsten av effektive algebeitere var lav, dvs. at innsjøens «selvrensingsevne» i tilfelle økt algevekst trolig må anses som svært liten. Forekomstene av flere forsuringfølsomme arter indikerer at dyreplanktonet ikke var påvirket av forsuring.

Gardsjøen

Dyreplanktonet var her sterkt dominert av den cyclopoide hoppekrepsen *Thermocyclops oithonoides* og ubestemte cyclopoider. Det var svært lite hjuldyr i prøven og calanoide hoppekreps ble ikke påvist, men de småvokste vannloppene *Bosmina longirostris* og *Daphnia cristata* var forholdsvis vanlige. Dyreplanktonet må kunne sies å ha en litt uvanlig sammensetning. Dette kan ha sammenheng med at Gardsjøen er langstrakt og grunn og til tider trolig har stor vanngjennomstrøming, samt at dyreplanktonet sannsynligvis også utsettes for et svært sterkt predasjonspress fra planktonspisende fisk. Det vil si at innsjøens «selvrensingsevne» sannsynligvis er svært liten. Artssammensetningen indikerer at dyreplanktonet ikke var påvirket av forsuring.

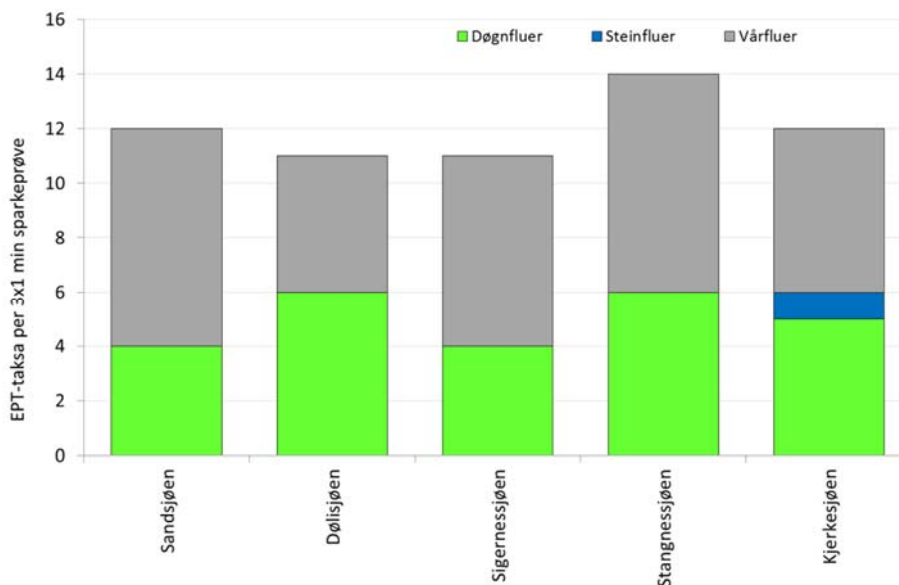
Kjerkesjøen

Dyreplanktonet i Kjerkesjøen var dominert av vannloppen *Daphnia* cf. *lacustris* og ubestemte cyclopoide hoppekreps. Hjuldyret *Kellicottia longispina*, vannloppene *Bosmina longispina* og *Holopedium gibberum* samt hoppekrepsene *Eudiaptomus gracilis* og *Thermocyclops oithonoides* var dessuten vanlig forekommende. De dominerende vannloppene var forholdsvis storvokste (Tabell 8). Sammensetningen tyder på næringsfattige vannmasser og et lite eller moderat predasjonspress fra planktonspisende fisk. Dette innebærer en god «selvrensingsevne» i tilfelle økt vekst av planteplankton. Når det gjelder påvirkning fra forsuring, så var dyreplanktonet dominert av mer eller mindre forsuringstolerante arter slik som *Daphnia* cf. *lacustris*, *Eudiaptomus gracilis*, *Bosmina longispina* og *Holopedium gibberum*. Men den forsuringfølsomme arten *Thermocyclops oithonoides* hadde også en bra bestand, og de to forsuringfølsomme artene *Heterocope appendiculata* og *Mesocyclops leuckarti* ble også påvist. Totalt sett vurderes derfor dyreplanktonet til ikke å være vesentlig påvirket av forsuring i 2015.

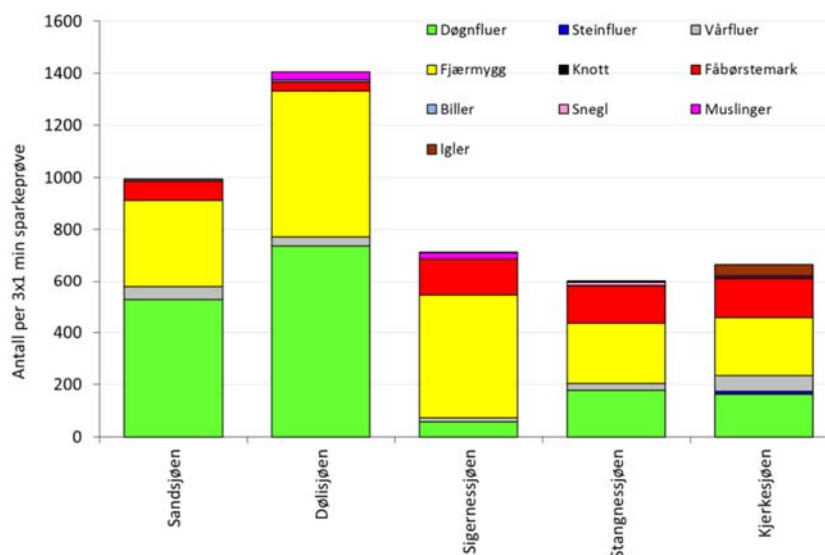
3.4 Bunndyr i litoralsonen

Alle prøvene ble tatt på stasjoner med et bunns substrat dominert av grus eller grovere steinmateriale (Vedlegg, Tabell 27). Dette er den typen av bunns substrat som indeksene for bunndyr (Raddum og ASPT) er utviklet for. For innsjøstasjoner er verken Raddum 2 eller ASPT-indeksene mulig å anvende ettersom disse er utviklet for rennende vann.

Uten en indeks for å klassifisere økologisk tilstand i strandsonen i innsjøer er det mye vanskeligere å vurdere tilstanden, men vi kan konstatere at vi fant et lignende antall døgn- og vårfluetaksa stasjonene i de fem innsjøene (Figur 12). Samfunnene av bunndyr dominertes av fjærmygglarver og døgnfluer (Figur 13). Totalantallet av bunndyr var høyest i prøvene fra Sandsjøen og Dølisjøen (Figur 13).



Figur 12. Antall EPT-taksa på innsjøstasjonene i 2015.



Figur 13. Sammensetningen av bunndyrsamfunnene på innsjøstasjonene i 2015.

3.5 Økologisk tilstand i innsjøer - oppsummering

I den samlede vurderingen av økologisk tilstand skal det tas utgangspunkt i de biologiske kvalitetselementene, mens de fysiske-kjemiske støtteparametere kan eventuelt trekke tilstanden ned én klasse (Veileder 02:2013). For påvirkningstypen eutrofiering (overgjødning) har vi her basert vurderingene på kvalitetselementet planteplankton. Videre har vi også tatt hensyn til den fysiske-kjemiske støtteparameteren total-fosfor. Nivåene for total-nitrogen og siktedyp er her ikke tillagt avgjørende vekt. Dette fordi tilgangen på løste nitrogen-forbindelser sannsynligvis ikke er begrensende for algeveksten, og fordi siktedypet vil kunne være redusert av andre årsaker enn økt algevekst.

Når det gjelder eutrofiering, så indikerte undersøkelsene av planteplankton svært god tilstand i Døllisjøen, Sigernessjøen og Kjerkesjøen, god tilstand i Gardsjøen og moderat tilstand i Aksjøen, Sandsjøen og

Stangnessjøen (Tabell 9). Tot-P indikerte imidlertid dårligere tilstand enn planteplankton i alle innsjøene bortsett fra Sandsjøen og Stangnessjøen. Dette trakk tilstandsklassen én klasse ned for Dølisjøen, Sigernessjøen, Kjerkesjøen og Gardsjøen.

Ved vurderingen av eventuell forsurening, så oppnådde Aksjøen god tilstand, mens alle de øvrige innsjøene oppnådde svært god tilstand (Tabell 9). Det vil si at alle innsjøene oppfylte målet i vannforskriften mht. denne påvirkningstypen.

Tabell 9. Samlet vurdering av økologisk tilstand i innsjøer i Hedmark 2015. nEQR-verdier er gitt.

	Planteplankton Samlet	Eutrofi Tot-P	Forsuring pH	Samlet vurdering
Aksjøen	0,47	0,25	0,77	Moderat
Sandsjøen	0,53	0,52	0,84	Moderat
Dølisjøen	0,84	0,62	0,88	God
Sigernessjøen	0,92	0,57	0,88	God
Stangnessjøen	0,51	0,45	1,00	Moderat
Kjerkesjøen	0,92	0,67	0,90	God
Gardsjøen	0,62	0,45	0,94	Moderat

Undersøkelsene i 2015 ga som samlet resultat at Dølisjøen, Sigernessjøen og Kjerkesjøen var i god økologisk tilstand, mens Aksjøen, Sandsjøen, Stangnessjøen og Gardsjøen var i moderat økologisk tilstand. Dølisjøen, Sigernessjøen og Kjerkesjøen oppnådde dermed målet i vannforskriften om god økologisk tilstand, mens dette ikke var tilfellet for de fire sistnevnte innsjøene.

Det var påvirkningstypen overgjødning som slo negativt ut for Aksjøen, Sandsjøen, Stangnessjøen og Gardsjøen. Det synes derfor å være behov for å gjennomføre tiltak med den hensikt å redusere tilførselen av næringsstoffer (spesielt fosfor), først og fremst til de nevnte fire innsjøene. Målet bør være å redusere sannsynligheten for økologisk ubalanse, inkludert markerte algeoppblomstringer og andre uheldige effekter av overgjødning.

4. Elver – resultater og vurderinger

4.1 Vannkjemiske forhold

De følgende beskrivelsene er basert kun på enkeltprøver som ble innsamlet samtidig med innsamlingen av begroingsorganismer. Resultatene gir et øyeblikksbilde av fysisk- kjemiske forhold på prøvetakingstidspunktet.

Måsåbekken hadde en konsentrasjon av kalsium på 24,4 mg/l og en konsentrasjon av TOC på 15,6 mg/l (Tabell 10). Basert på denne stikkprøven kan bekken karakteriseres som kalkrik og humøs. Namnåa, Børjåa og Vrangselva hadde konsentrasjoner av kalsium i intervallet 1-4 mg/l og TOC i intervallet 13-17 mg/l. Ut fra dette kan disse vannforekomstene betegnes som kalkfattige og humøse. I prøvene fra Leirbekken og Sloa ble det målt konsentrasjoner av kalsium og TOC i intervallene 5-6 mg Ca/l og 15-21 mg C/l. Dette karakteriserer bekkene som moderat kalkrike og humøse. En konsentrasjon av TOC på mer enn 15 mg/l (jf. Måsåbekken, Børjåa og Sloa) tilsier strengt tatt at vannforekomstene kan betegnes som svært humøse (jf. Veileder 02:2013).

Tabell 10. Analyseresultater av vannkjemiske prøver innsamlet fra elver og bekker den 6.8.2015.

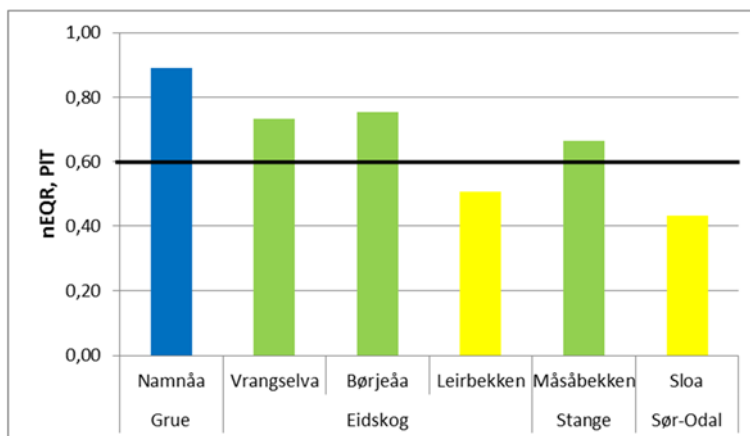
		Kalsium mg Ca/l	TOC mg C/l	Tot-P µg P/l
Måsåbekken	06.08.2015	24,4	15,6	30
Namnåa	06.08.2015	1,99	14,0	11
Børjåa	06.08.2015	1,78	17,0	21
Leirbekken	06.08.2015	5,59	20,5	78
Vrangselva	06.08.2015	3,14	13,5	22
Sloa	06.08.2015	5,84	15,6	22

Analysene mht. konsentrasjoner av tot-P ga verdier fra 11 µg P/l i Namnåa til 78 µg P/l i Leirbekken. Konsentrasjonen av tot-P i elver og bekker varierer ofte relativt mye gjennom året, og verdiene behøver derfor ikke å være representative for tilstanden i de aktuelle vassdragene. Naturlig bakgrunnskonsentrasjon av tot-P varierer bl.a. med graden av humuspåvirkning og med andelen av leire i nedbørfeltets løsavsetninger. I norske, ikke leirpåvirkede vassdrag i skog og lavlandet kan en forvente referansekonsentrasjoner i området 5-11 µg P/l (Veileder 02:2013). I leirpåvirkede vassdrag er det rimelig å forvente at naturlig konsentrasjon av tot-P kan variere innenfor området 20-30 µg P/l i vassdrag med en leirdekningsgrad på ca. 20-33 % (Solheim mfl. 2008). Vi har ikke undersøkt leirdekningsgraden i disse vassdragene spesielt, men verdiene for tot-P i Tabell 10 tyder på at de fleste av vannforekomstene var påvirket av næringsstoffer fra menneskelig aktivitet i større eller mindre grad.

4.2 Begroingsorganismer

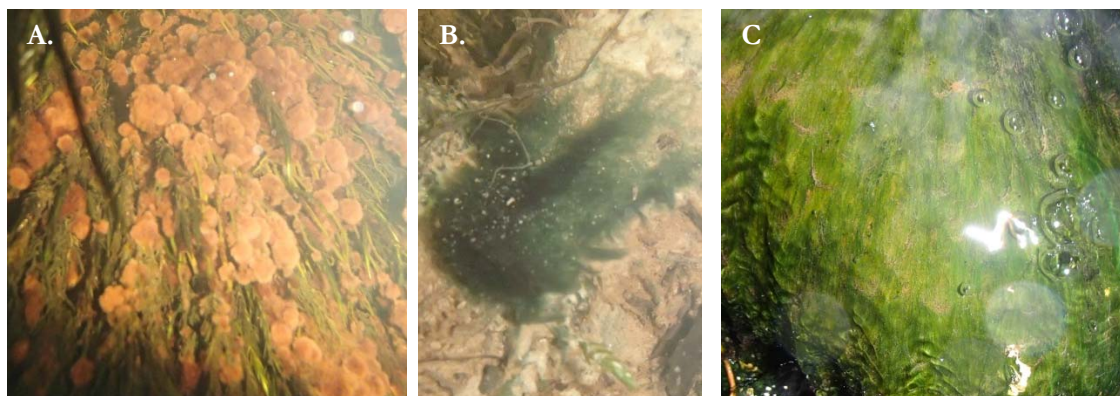
4.2.1 Begroingsalger - eutrofiering

Med utgangspunkt i resultatene fra undersøkelsen som ble gjort i august 2015, var fire av seks stasjoner i god eller svært god tilstand med hensyn til eutrofiering (Figur 14). Namnåa havnet i svært god tilstand, mens Vrangselva, Børjåa og Måsåbekken havnet i god økologisk tilstand, og oppnådde dermed miljømålet gitt i vannforskriften. Leirbekken og Sloa havnet i moderat økologisk tilstand, noe som tyder på en viss grad av eutrofiering i disse vannforekomstene. Begge lokalitetene ligger i landbruksområder, så det er rimelig å anta at avrenning fra dyrkamark og fra spredt bebyggelse kan påvirke begroingssamfunnet.



Figur 14. Normalisert EQR for eutrofieringsindeksen PIT (Periphyton Index of Trophic status) beregnet for 6 stasjoner i Hedmark, der verdiene angir økologisk tilstand. Blå = svært god, grønn = god og gul = moderat tilstand. Den svarte horisontale linjen markerer grensen mellom god og moderat tilstand.

Leirbekken og Sloa, som havnet i moderat tilstand, var karakterisert av flere arter som trives i vann med høye næringssaltkonsentrasjoner: blant annet gulgrønnalgen *Vaucheria* sp. samt ulike arter innen slektene *Phormidium* (Figur 15 B) og *Audouinella* (Figur 15 A). Namnåa, som havnet i svært god tilstand, var kun karakterisert av arter som trives i næringsfattig vann, mens de fire lokalitetene som havnet i god tilstand i større grad besto av et blandingsamfunn. Her ble det registrert alt fra *Audouinella* spp. og *Phormidium* spp. (eutrofe taksa) til *Oedogonium* c, *Microspora amoena* (Figur 15 C) og *Lemanea fluviatilis* (oligotrofe taksa).



Figur 15. Bilder av eutrofe (A.-B.) og oligotrofe arter (C.) **A.** Rødalgen *Audouinella hermannii*, **B.** Cyanobakterien *Phormidium* og **C.** Grønnalgen *Microspora amoena* (Foto: M. R. Kile, NIVA).

En sammenligning av resultatene fra begroingsundersøkelsen med verdiene for total-fosfor (Tabell 10) gir et relativt bra samsvar. Namnåa, Børjeåa og Vrangselva ville ha gitt samme tilstandsklasse med begge metoder, mens Måsåbekken og Leirbekken havnet i dårligere tilstandsklasse (henholdsvis moderat og dårlig tilstand) og Sloa havnet i bedre tilstandsklasse (god tilstand) for tot-P sammenlignet med PIT (jf. Veileder 02:2013). Verdiene for tot-P er kun basert på én vannprøve, som ikke fanger opp den årlige variasjonen i elva. Det er i tillegg usikkert hvor mye tot-P som er umiddelbart biotilgjengelig. Begroingsalgene er fastsittende og utsettes for variasjoner gjennom året. Artssammensetningen tilpasses dette, og gir samlet sett et mer helhetlig bilde av fosfor-belastningen på en gitt lokalitet. Av den grunn kan man ikke forvente at tot-P og PIT alltid gir nøyaktig samme økologiske tilstand.

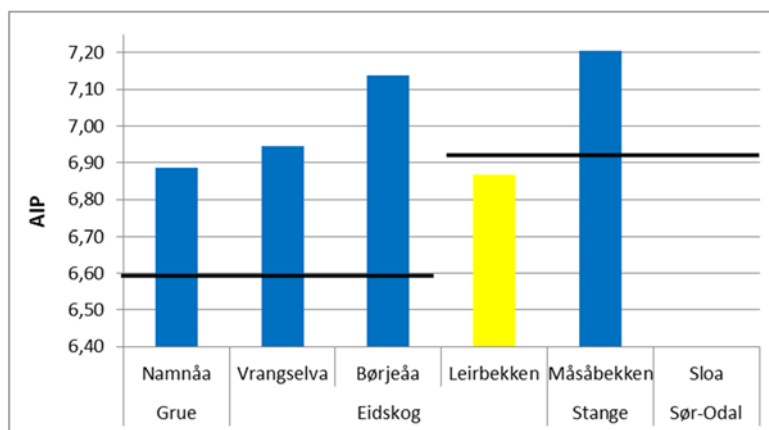
4.2.2 Heterotrof begroing – organisk belastning

Det ble ikke registrert heterotrof begroing på de undersøkte lokalitetene i Hedmark i 2015. Dette tilsvarer svært god økologisk tilstand med utgangspunkt i HBI, og at det ikke ble målt effekter av lett nedbrytbart organisk materiale.

4.2.3 Begroingsalger – forsurening

AIP-indeksen er ikke interkalibrert med andre nordiske land, og klassegrensene er derfor ikke bindende. Her bruker vi de foreløpige klassegrensene da de likevel vil kunne gi et bilde av forsuringssituasjonen i elver og bekker.

Grensene mellom de ulike tilstandsklassene for forsurening er avhengige av elvetype, som avgjøres ut fra konsentrasjonen i vannet av kalsium (Ca) og totalt organisk karbon (TOC). Når Ca-konsentrasjonen er høyere enn 4 mg/l (Ca-klasse 3), er god-moderat grensen satt ved AIP = 6,92, mens grensen mellom god og svært god tilstand er satt ved AIP = 7,04. Dette siste gjelder lokalitetene Leirbekken, Måsåbekken og Sloa. Av disse havnet Måsåbekken i svært god tilstand og Leirbekken i moderat tilstand, mens Sloa ikke kunne tilstandsklassifiseres siden det ikke ble registrert noen indikatorarter. Klassegrensene for denne elvetyper (høy Ca-konsentrasjon) er svært smale, og det er viktig å presisere at Leirbekken ikke er forsuret, men begroingssamfunnet hadde «et surere preg» enn det «burde ha» på bakgrunn av elvetype. Årsaken til at lokaliteten i Leirbekken havnet i moderat tilstand er trolig at bekken ligger i et område der berggrunnen er karakterisert av sure bergarter, som diorittisk til granittisk gneis og migmatitt, samtidig som lokaliteten er preget av leirs substrat, noe som kan føre til høyere Ca-konsentrasjoner enn det som er vanlig på denne typen berggrunn. Det er rimelig å anta at forsuringstolerante arter er et vanlig innslag høyere oppe i vassdraget, der det er mindre leire, lavere Ca-konsentrasjon og lavere pH. Videre koloniserer trolig disse artene til en viss grad lavereliggende deler av vassdraget slik som på vår prøvelokalitet, og setter sitt preg på begroingssamfunnet her. Dette forholdet anskueliggjøres ved at lokalitetene Vrangselva, Børjeåa og Namnåa er karakterisert av omtrent samme berggrunn som Leirbekken, men av lavere Ca-konsentrasjoner (1-4 mg/l, Ca-klasse 2), og at samtlige av disse lokalitetene havnet i svært god tilstand basert på AIP (Figur 16). Ved Ca-konsentrasjoner mellom 1 og 4 mg/l, er god-moderat grensen satt ved AIP = 6,59.



Figur 16. Forsuringsindeksen AIP (Acidification Index for Periphyton) beregnet for 6 stasjoner i Hedmark, der verdiene angir økologisk tilstand. Blå = svært god og gul = moderat tilstand. Det ble ikke registrert noen indikatorarter på stasjonen Sloa, så lokaliteten kunne ikke klassifiseres. De svarte horisontale linjene markerer grensen mellom god og moderat tilstand.

4.2.4 Begroing – konklusjoner

Ved bruk av både heterotrof begroing og begroingsalger som biologiske kvalitetselementer for å tilstandsklassifisere ulike lokaliteter fungerer en sammenslåing av tilstandsklassene etter prinsippet «det verste styrer». Dette gir et mer korrekt totalt resultat av tilstanden for dette kvalitetselementet i og med at både næringsbelastning, forsuring og organisk belastning blir tatt med i beregningen.

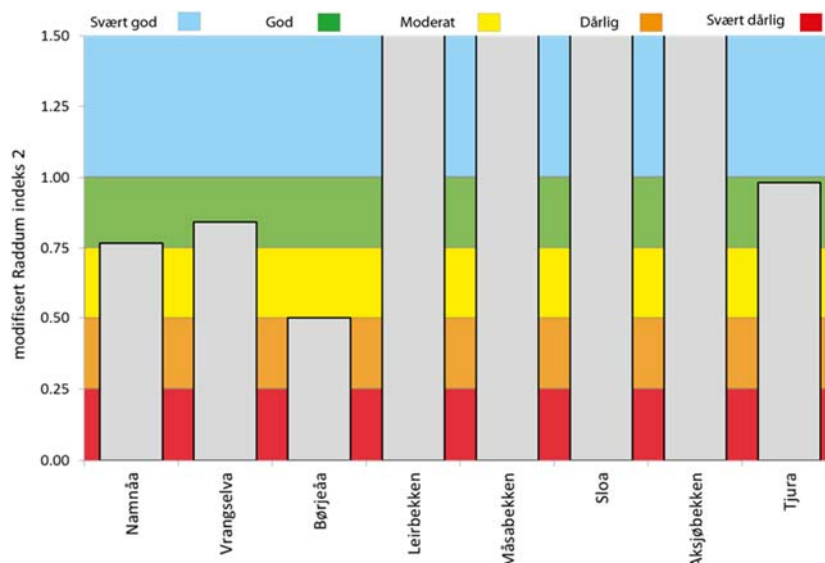
På de 6 undersøkte lokalitetene i Hedmark varierte resultatene av tilstandsklassifiseringen fra svært god til moderat tilstand basert på indeksene PIT og AIP (Tabell 11). Det ble ikke registrert heterotrof begroing på de undersøkte lokalitetene, noe som resulterte i svært god tilstand på bakgrunn av HBI. Lokaliteten i elva Namnåa var den eneste som totalt sett havnet i svært god tilstand, basert på samtlige parametere for begroing. PIT var avgjørende for vurderingen av tilstanden i Vrangselva, Børjåa og Måsåbekken, som alle ble klassifisert til god økologisk tilstand. Leirbekken og Sloa havnet i moderat økologisk tilstand. For Sloa var PIT avgjørende, mens både PIT og AIP var utslagsgivende for Leirbekken. På begge lokalitetene indikerer dette en viss grad av nærings saltbelastning, og i Leirbekken indikerer AIP i tillegg noe surere betingelser enn forventet ut fra lokalitetens elvetype. Det er imidlertid usikkert om klassifiseringen til «moderat» ut fra AIP her gir et riktig bilde av tilstanden mht. forsuring (se diskusjon foran).

Tabell 11. Oversikt over PIT, AIP og HBI med tilhørende verdier av EQR, nEQR og økologisk tilstand, samt samlet økologisk tilstand basert på undersøkelsene av begroingsorganismer, på seks elve- bekkelokaliteter i Hedmark 2015. De lysegrå feltene viser lokaliteter med for få indikatorarter til å beregne en sikker indeks. Klassegrense for AIP og HBI er ikke interkalibrert og er dermed ikke bindende i vannforvaltningsammenheng. Klassifiseringen av Leirbekken ut fra AIP er usikker. Tilstandsklassen «moderat» er derfor satt i parentes.

		Grue	Eidskog			Stange	Sør-Odal
		Namnåa	Vrangselva	Børjåa	Leirbekken	Måsåbekken	Sloa
Ca-klasse		2	2	2	3	3	3
PIT	Antall indikatorarter	3	10	8	9	9	6
	PIT	6,84	11,41	10,74	22,76	13,68	28,52
	EQR	1,00	0,91	0,93	0,70	0,87	0,60
	nEQR	0,89	0,73	0,75	0,51	0,66	0,43
	Tilstand	Svært god	God	God	Moderat	God	Moderat
AIP	Antall indikatorarter	3	7	4	3	7	0
	AIP	6,89	6,95	7,14	6,87	7,20	
	EQR	1,02	1,05	1,16	0,88	1,05	
	nEQR	0,93	1,00	1,00	0,51	1,00	
	Tilstand	Svært god	Svært god	Svært god	(Moderat)	Svært god	
HBI	HBI	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	EQR	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
	nEQR	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
	Tilstand	Svært god	Svært god	Svært god	Svært god	Svært god	Svært god
Samlet tilstandsklasse		Svært god	God	God	Moderat	God	Moderat

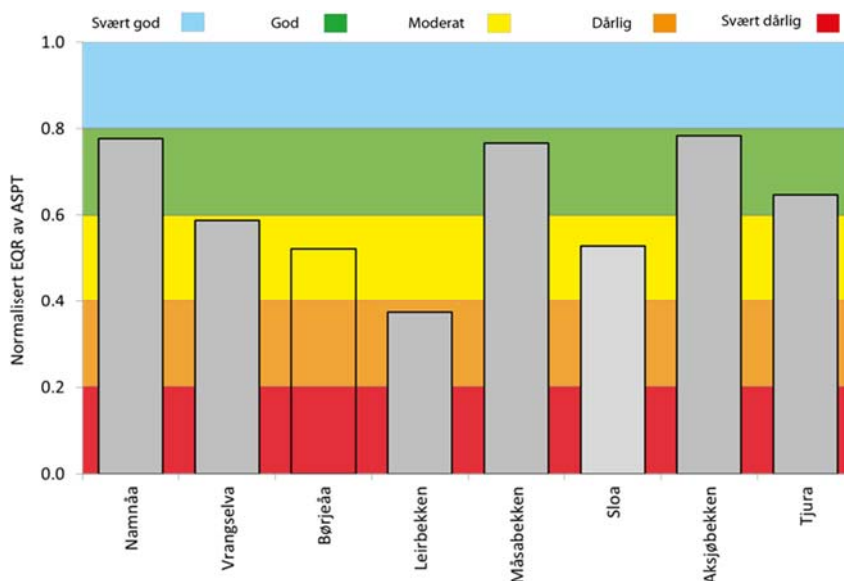
4.3 Bunnedyr

Resultatene fra bearbeiding av bunnedyrprøvene og forsøringsindeksen Raddum 2 (Figur 17) indikerer at stasjonen i Børjåa kan være utsatt for episoder med surt vann, noe som har redusert bunnedyrsamfunnet. Denne påvirkningen kan ha negativ innvirkning på arter som brukes i ASPT-indeksen for økologisk tilstandsvurdering mht. organisk belastning/eutrofi. ASPT indeksen blir derved mindre presis på denne stasjonen. Ellers virker ingen av de andre elvestasjonene å være tydelig påvirket av forsuringsepisoder vurdert ut fra bunnedyrsamfunnene. De oppnår tilstandsklasse god eller svært god med hensyn på denne påvirkningstypen.



Figur 17. Forsuringsindeksen Raddum 2 i elveprøvene (modifisert versjon, Direktoratgruppen, 2013).

Med hensyn til organisk belastning/eutrofi fikk Namnåa, Måsåbekken, Aksjøbekken og Tjura alle god økologisk tilstand (Figur 18). Stasjonen i Vrangselsva havnet i moderat tilstand, men marginalt under grenseverdien for god tilstand, mens stasjonene i Børjeåa (usikker), Sloa og Leirbekken fikk moderat eller dårlig tilstand.

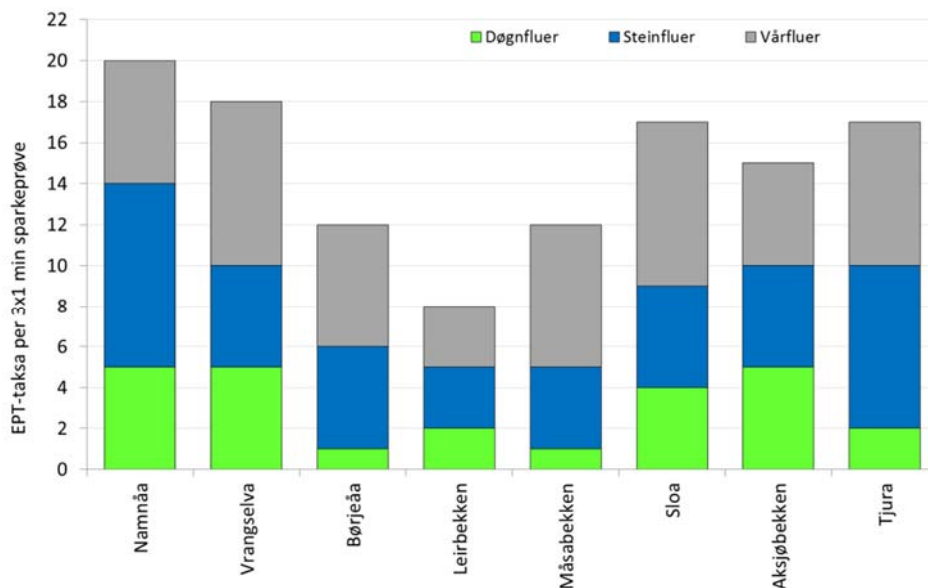


Figur 18. Økologisk tilstand (normalisert EQR av ASPT) i elveprøvene. Stasjonen i Børjeåa viser tegn på forsuringspåvirkning og vises uten fyll i søylen.

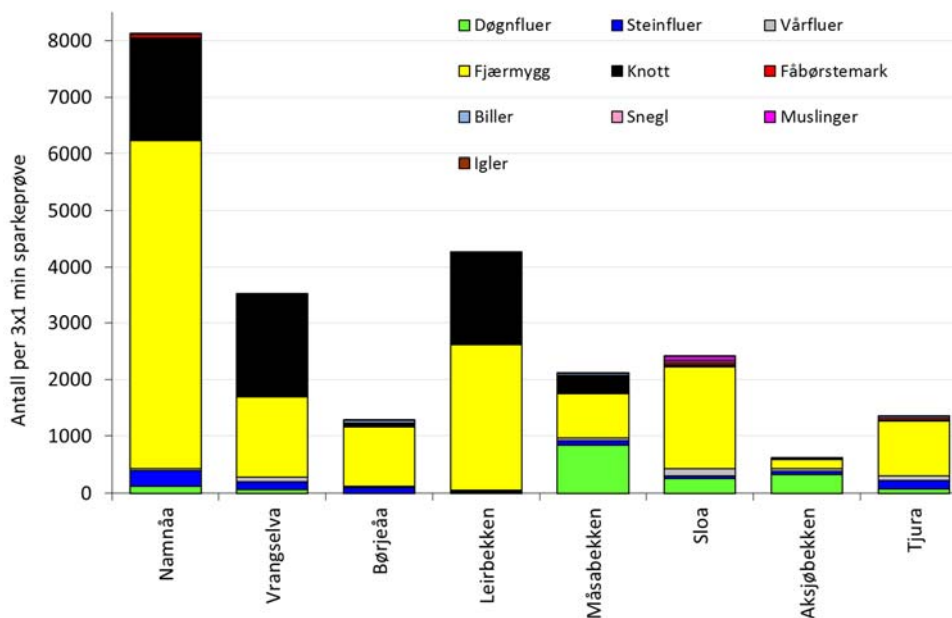
Vi fant, som ventet, flere EPT-taksa på disse stasjonene enn på innsjøstasjonene, og her var også dyregruppen steinfluer mer vanlig (Figur 19).

Antallet individer av bunndyr var enda mer dominert av fjærmygglarver enn i innsjøprøvene, og i tillegg fant vi forholdsvis mye knottlarver på noen av stasjonene (Figur 20). En slik sammensetning er normal og

vanlig forekommende. Dette reflekteres også i at de fleste stasjonene havnet i moderat eller god tilstand (Figur 18). Verdt å merke seg er att vi fant tre nymfer av Tang-elveøyenstikkeren (*Onychogomphus forcipatus*) på stasjonen i Namnåa (Vedlegg, Tabell 28). Denne arten tilhør rødlistekategorien «nær truet».



Figur 19. Antall EPT-taksa på elve- og bekkestasjonene i 2015.



Figur 20. Bunnfyndingsammensetning på elve- og bekkestasjonene i 2015.

En samlet klassifisering av miljøtilstanden mht. påvirkningstypene forsurening og eutrofiering/organisk belastning på grunnlag av bunndyrundersøkelsene i 2015 er gitt i Tabell 12. Av denne framgår det at Namnåa, Måsabekken, Aksjøbekken og Tjura alle havner i god tilstand, Vrangselva og Sloa havner i

moderat tilstand, mens Børjåa og Leirbekken havner i dårlig tilstand. For Leirbekken vil også leirpåvirkningen ha bidratt til den lave ASPT-verdien.

Tabell 12. Oversikt over beregnede indekser og vurdering av miljøtilstand for elver i Hedmark på grunnlag av bunndyrundersøkelser høsten 2015. Børjåas tilstand mht. organisk belastning/eutrofi vises uten farge etter som den lave verdien på forsuringsindeksen antyder at ASPT kan være upålitelig i dette tilfellet.

Stasjon	Dato	Forsuring:	Organisk belastning/eutrofi			Samlet tilstand
		Raddum 2	ASPT	EQR av ASPT	nEQR av ASPT	
Namnåa	27.10.2015	0,77	6,71	0,97	0,78	God
Vrangselsva	27.10.2015	0,84	5,95	0,86	0,59	Moderat
Børjåa	26.10.2015	0,50	5,69	0,82	0,52	Dårlig
Leirbekken	27.10.2015	2,20	5,09	0,74	0,37	Dårlig
Måsåbekken	26.10.2015	4,00	6,67	0,97	0,77	God
Sloa	26.10.2015	4,00	5,71	0,83	0,53	Moderat
Aksjøbekken	08.10.2015	4,00	6,73	0,98	0,78	God
Tjura	27.10.2015	0,98	6,19	0,90	0,65	God

4.4 Økologisk tilstand i elver – oppsummering

Når den økologiske tilstanden vurderes samlet ut fra flere kvalitetselementer, benyttes prinsippet om at «det verste styrer». Det vil si at det kvalitetselementet som gir den dårligste tilstanden, skal være bestemmende for totalvurderingen. I en del tilfeller vil klassifiseringen slå mer eller mindre forskjellig ut for ulike kvalitetselementer slik som begroing og bunndyr, mens i andre tilfeller vil det være sammenfall i vurderingene. Dette må en kunne forvente når vurderingssystemene er basert på helt ulike grupper av organismer som primærprodusenter (alger), nedbrytere (sopp og bakterier) og konsumenter (bunndyr) med ulike følsomheter for ulike påvirkninger etc. Dersom det ikke er spesielle usikkerheter knyttet til en lokalitet mht. en eller flere kvalitetselementer eller parametere, er det uansett det nevnte prinsippet som skal benyttes (jf. Veileder 02:2013).

For vannforekomstene Namnåa, Måsåbekken, Aksjøbekken og Tjura ble den økologiske tilstanden vurdert som god (Tabell 13). Disse oppfylte dermed kravene i vannforskriften.

Tabell 13. Samlet vurdering av økologisk tilstand i elver og bekker basert på undersøkelser av begroing og bunndyr i 2015. Det ble ikke utført undersøkelser av begroingsorganismer i Aksjøbekken og Tjura.

Stasjon	Kommune	Begroing	Bunndyr	Samlet vurdering
Namnåa	Grue	Svært god	God	God
Vrangselsva	Eidskog	God	Moderat	Moderat
Børjåa	Eidskog	God	Dårlig	Dårlig
Leirbekken	Eidskog	Moderat	Dårlig	Dårlig
Måsåbekken	Stange	God	God	God
Sloa	Sør-Odal	Moderat	Moderat	Moderat
Aksjøbekken	Ringsaker		God	God
Tjura	Grue		God	God

Vannforekomstene Vrangselva og Sloa havnet i tilstandsklasse moderat, mens Børjåa og Leirbekken havnet i tilstandsklasse dårlig samlet sett. Disse fire lokalitetene innfridde dermed ikke kravet i vannforskriften om god økologisk tilstand.

For Vrangselva var det indeksen for bunndyr mht. overgjødning/organisk belastning som slo negativt ut. Lokaliteten vurderes derfor å være noe overbelastet med organisk stoff og/eller næringsstoffer fra menneskelige aktiviteter i nedbørfeltet. Sloa havnet i moderat tilstand mht. overgjødning både ut fra begroing og bunndyr og må anses å være tydelig overgjødning.

Leirbekkens tilstand ble vurdert som moderat og som dårlig basert på henholdsvis begroing og bunndyr. Dette gjaldt indeksene for eutrofi (begroing) og eutrofi/organisk belastning (bunndyr). Denne vannforekomsten må derfor også anses som markert overgjødning. Indeksen AIP for begroing antydte også at lokaliteten var påvirket av surt vann, mens dette ikke kom til syne ut fra bunndyrundersøkelsen. Lokaliteten er noe atypisk i forhold til de andre bekke- elvelokalitetene, men de biologiske kvalitetselementene indikerer en belastning fra aktivitetene i nedbørfeltet både mht næringsalter og lett nedbrytbart organisk materiale.

Det var indeksen for forsuring basert på bunndyr (Raddum 2) som førte til at Børjåa havnet i tilstandsklasse dårlig, mens tilstanden ble vurdert som god mht. overgjødning, basert på begroing. Vurderingen av overgjødning ut fra bunndyrundersøkelsen er usikker.

5. Litteratur

Andersen, J.R., Bratli, J.L., Fjeld, E., Faafeng, B., Grande, M., Hem, L., Holtan, H., Krogh, T., Lund, V., Rosland, D., Rosseland, B.O. og Aanes, K.J. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Statens forurensningstilsyn, SFT. Veiledning 97:04. TA 1468/1997. 31 s.

Direktoratsgruppa for gjennomføring av vanddirektivet 2010. Veileder 02:2009 Overvåking av miljøtilstand i vann. Veileder for vannovervåking iht. kravene i Vannforskriften. <http://www.vannportalen.no/>.

Direktoratsgruppa for gjennomføring av vanddirektivet 2013. Veileder 02:2013. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. <http://www.vannportalen.no/>. 263 s.

EN, European Committee for Standardization (2009) Water quality - Guidance standard for the surveying, sampling and laboratory analysis of phytobenthos in shallow running water. EN 15708:2009.

Faafeng, B., Brettum, P. og Hessen, D. 1990. Landsomfattende undersøkelse av trofistanden i 355 innsjøer i Norge. SFT. Statlig program for forurensningsovervåking, rapport 389/90. NIVA-rapport løpenr. 2355. 57 s.

Faafeng, B. og Oredalen, T.J. 1999. Landsomfattende trofiundersøkelse av norske innsjøer. Oppsummering av første fase av undersøkelsene 1988-1998. SFT. Statlig program for forurensningsovervåking, rapport TA-1681/1999. NIVA-rapport 4120-1999. 82 s.

Garmo, Ø., Skancke, L.B. og Høgåsen, T. 2014. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport – Vannkjemiske effekter 2013. Miljødirektoratet, rapport M 173/2014. NIVA-rapport 6674-2014. 55 s.

Garmo, Ø. og Austnes, K. 2012. Vurdering av fortsatt kalkingsbehov i kalkede innsjøer i Hedmark. NIVA-rapport 6304-2012. 46 s.

Kjellberg, G. 1998. Tiltaksorientert overvåking av vann og vassdrag i Ringsaker kommune. Årsrapport for 1997. NIVA-rapport 3819-1998. 45 s.

Løvik, J.E. 2010. Gjesåssjøen og Gardsjøen i Hedmark. Undersøkelser av vannkvalitet i 2009. NIVA-rapport 5931-2010. 28 s.

Løvik, J.E. og Skjelbred, B. 2012. Overvåking av vassdrag i Ringsaker. Undersøkelser av innsjøer i 2011. NIVA-rapport 6383-2012. 38 s.

Løvik, J.E., Eriksen, T.E., Kile, M.R. og Skjelbred, B. 2014. Overvåking av vassdrag i Hedmark i 2013. NIVA-rapport 6651-2014. 60 s.

Rognerud, S. 1986. Limnologisk undersøkelse av 6 innsjøer i Hedmark fylke sommeren 1985. NIVA-rapport løpenr. 1841. 18 s.

Rognerud, S. og Brettum, P. 1987. Vrangselva. Sluttrapport for undersøkelsen av vannkvalitet i 1985 og 1986. NIVA-rapport løpenr. 1959. 36 s.

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

Schneider, S. & Lindstrøm, E.-A. (2011): The periphyton index of trophic status PIT: A new eutrophication metric based on non-diatomaceous benthic algae in Nordic rivers. *Hydrobiologia* 665(1): 143-155.

Schneider, S. C. (2011) Impact of calcium and TOC on biological acidification assessment in Norwegian rivers. *Science of the Total Environment* 409(6): 1164-1171.

Solheim, A.L., Berge, D., Tjomsland, T., Kroglund, F., Tryland, I., Schartau, A.K., Hesthagen, T., Borch, H., Skarbøvik, E., Eggestad, H.O. og Engebretsen, A. 2008. Forslag til miljømål og klassegrenser for fysisk-kjemiske parametre i innsjøer og elver, inkludert leirvassdrag og egnethet for brukerinteresser. Supplement til veileder i økologisk klassifisering. Statens forurensningstilsyn, rapport TA 2455/2008. NIVA-rapport løpenr. 5708. 77 s.

Aanes, K. J. og T. Bækken. (1989) Bruk av vassdragets bunnfauna i vannkvalitets-klassifisering. Rapport 1: Generell del. NIVA-rapport no. 2278. Oppdragsgiver SFT.

Aagaard, K., Bækken, T. og Johnsson, B. (red.) 2002. Biologisk mangfold i ferskvann. Regional vurdering av sjeldne dyr og planter. NINA Temahefte 21. NIVA-rapport 4590-2002. 48 s.

6. Vedlegg

Tabell 14. Vanntemperaturer i Aksjøen, Sandsjøen, Dølisjøen og Sigernessjøen i 2015.

Aksjøen				
Dyp, m	11.07.2015	19.08.2015	14.09.2015	05.10.2015
0,5	12,5	15,3	9,7	6,7
1	11,8	15,2	9,7	6,7
2	11,4	15,2	9,7	6,7
3	11,2	14,9	9,7	6,7

Sandsjøen				
Dyp, m	07.07.2015	18.08.2015	15.09.2015	07.10.2015
0,5	21,5	19,0	13,9	10,2
1	21,5	19,0	13,9	10,2
2	21,2	19,0	13,9	10,2
3	21,0	18,9	13,9	10,3
4	18,1	18,8	13,9	10,3
5	14,9	18,4	13,9	10,1
6			13,9	10,0

Dølisjøen				
Dyp, m	07.07.2015	18.08.2015	15.09.2015	07.10.2015
0,5	21,5	19,5	13,9	11,0
1	21,5	19,5	13,9	11,0
2	21,5	19,4	13,9	11,0
3	18,3	18,7	13,9	10,9
4	17,3	18,0	13,9	10,9
5	14,2	17,1	13,9	10,9
6			13,9	
7	12,4	15,2		10,9
9	11,7	11,0	13,6	10,9
12		9,9		
15		8,5		

Sigernessjøen				
Dyp, m	07.07.2015	18.08.2015	15.09.2015	07.10.2015
0,5	20,0	19,0	14,7	11,7
1	20,0	18,8	14,7	11,7
2	20,0	18,7	14,7	11,7
3	19,5	18,5	14,6	11,7
4	18,2	18,2	14,6	11,6
5	17,0	17,6	14,6	11,6
6	15,0		14,6	
7		17,2		11,6
8	13,4			
9		13,9	14,6	11,5
12		11,8		

Tabell 15. Vanntemperaturer i Stangnessjøen, Kjerkesjøen og Gardsjøen i 2015.

Stangnessjøen				
Dyp, m	07.07.2015	18.08.2015	15.09.2015	07.10.2015
0,5	21,8	20,1	14,0	10,8
1	21,8	20,1	14,1	10,8
2	21,8	19,8	14,0	10,8
3	21,8	19,0	14,0	10,6

Kjerkesjøen				
Dyp, m	09.07.2015	19.08.2015	16.09.2015	12.10.2015
0,5	17,7	18,2	12,7	9,2
1	17,7	18,1	12,8	9,2
2	17,7	18,1	12,8	9,1
3	17,7	17,8	12,7	9,1
4	15,4	17,8	12,7	9,1
5	12,9	15,8	12,7	9,1
6	10,9		12,7	
7		12,3		
8	9,5		12,5	
10		9,0	11,4	9,1
12				8,5
15		7,2	7,6	7,1

Gardsjøen				
Dyp, m	09.07.2015	19.08.2015	16.09.2015	12.10.2015
0,5	17,1	19,7	12,2	9,0
1	16,9	18,3	12,1	8,8
2	16,8		12,0	8,7
3	16,8			

Tabell 16. Innsjøer i Hedmark 2015. Siktedyp og resultater av fysisk-kjemiske analyserer.

	Siktedyp m	pH	Alkalitet mmol/l	Kalsium mg Ca/l	Farge mg Pt/l	TOC mg C/l	Turb. FNU	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	KI-a µg/l
Aksjøen										
11.07.2015	1,4	6,7	0,061	1,26	46	4,8	1,6	29	260	7,2
19.08.2015	2,0	6,5	0,057	1,74	72	6,6	1,5	32	319	8,8
14.09.2015	1,8	6,7	0,095	1,77	74	7,0	1,6	19	305	7,0
05.10.2015	1,4	6,1	0,056	1,86	82	7,7	1,5	33	443	6,0
Middel	1,7	6,5	0,067	1,66	69	6,5	1,6	28,3	332	7,3
Sandsjøen										
07.07.2015	1,7	6,4	0,117	1,93	81	9,3	2,0	20	421	7,4
18.08.2015	1,5	6,7	0,078	2,22	78	11,0	1,9	20	459	31
15.09.2015	1,4	6,3	0,066	2,17	115	12,8	2,1	17	478	7,8
07.10.2015	1,1	5,9	0,047	2,16	149	15,8	2,3	21	598	1,1
Middel	1,4	6,3	0,077	2,12	106	12,2	2,1	19,5	489	11,8
Dølisjøen										
07.07.2015	1,8	6,6	0,088	2,70	68	10,3	1,1	19	467	6,5
18.08.2015	2,1	6,6	0,087	2,78	73	12,2	1,1	5,2	424	7,0
15.09.2015	1,8	6,5	0,176	2,62	100	12,2	1,4	18	436	5,1
07.10.2015	1,8	6,1	0,074	2,64	119	14,6	1,1	19	546	1,5
Middel	1,9	6,5	0,106	2,69	90	12,3	1,2	15,3	468	5,0
Sigernessjøen										
07.07.2015	3,6	6,8	0,088	2,32	26	5,1	0,69	14	263	2,9
18.08.2015	4,5	6,9	0,103	2,45	23	5,1	0,47	12	271	3,0
15.09.2015	4,3	6,8	0,096	2,36	24	5,0	0,58	10	257	2,8
07.10.2015	4,7	6,5	0,102	2,44	28	5,5	0,56	11	351	1,4
Middel	4,3	6,8	0,097	2,39	25	5,2	0,58	11,8	286	2,5
Stangnessjøen										
07.07.2015	1,6	7,0	0,143	3,10	56	8,5	1,8	25	419	26
18.08.2015	2,2	7,1	0,165	3,34	45	8,6	1,3	24	417	11
15.09.2015	1,9	6,8	0,156	3,25	67	9,4	2,1	25	516	4,7
07.10.2015	1,8	6,6	0,139	3,22	90	11,2	2,0	23	653	5,3
Middel	1,9	6,9	0,151	3,23	65	9,4	1,8	24,3	501	11,8
Kjerkesjøen										
09.07.2015	2,9	6,5	0,058	1,63	48	6,0	0,50	17	224	1,2
19.08.2015	3,2	6,6	0,064	1,73	46	6,3	0,54	12	235	1,9
16.09.2015	2,5	6,5	0,059	1,59	52	6,8	0,67	6,2	230	2,2
12.10.2015	2,8	6,4	0,059	1,71	54	7,1	0,49	10	245	0,86
Middel	2,9	6,5	0,060	1,67	50	6,6	0,55	11,3	234	1,5
Gardsjøen										
09.07.2015	1,3	6,7	0,105	2,23	67	7,3	2,9	27	303	7,3
19.08.2015	1,7	6,7	0,123	2,50	68	7,8	2,5	18	326	2,8
16.09.2015	1,2	6,5	0,145	3,28	118	11,3	3,7	37	582	21
12.10.2015	1,7	6,6	0,123	2,44	74	9,2	1,6	16	501	1,3
Middel	1,5	6,6	0,124	2,61	82	8,9	2,7	24,5	428	8,1

Tabell 17. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Aksjøen.
Verdier gitt i mm^3/m^3 ($=\text{mg}/\text{m}^3$ våtvekt)

	Dato	11.07.2015	19.08.2015	14.09.2015	06.10.2015
	Dyp	0-2m	0-2m	0-2m	0-2m
Cyanophyceae (Blågrønnalger)					
Dolichospermum sigmoideum		131,3	.	.	.
Dolichospermum sp. coiled colony		.	0,2	.	.
Planktolyngbya limnetica		0,4	.	.	.
Planktothrix prolifica		0,7	.	.	.
Pseudanabaena sp.		0,2	.	.	.
Sum - Blågrønnalger		132,6	0,2	0,0	0,0
Chlorophyceae (Grønnalger)					
Ankistrodesmus fusiforme		.	0,1	0,2	0,0
Ankyra judayi		.	7,2	1,8	3,6
Ankyra lanceolata		1,6	10,3	3,5	3,2
Botryococcus braunii		.	0,9	.	.
Chlamydomonas sp. (l=10)		2,7	6,8	.	1,4
Chlamydomonas sp. (l=14)		.	3,6	2,4	.
Chlamydomonas sp. (l=6)		.	0,3	0,6	.
Chlamydomonas sp. (l=8)		1,6	9,6	3,2	4,8
Closterium setaceum		.	0,9	0,9	.
Coelastrum asteroideum		.	.	0,3	3,2
Cosmarium depressum var. planctonicum		.	0,3	0,3	0,5
Elakatothrix genevensis		0,2	0,9	0,9	11,2
Euastrum bidentatum		0,2	.	.	.
Lobomonas sp.		.	.	1,6	.
Monoraphidium contortum		.	2,9	8,2	12,5
Monoraphidium dybowskii		0,7	19,7	34,0	10,2
Monoraphidium griffithii		.	0,8	.	.
Oocystis borgei		.	.	0,7	11,7
Oocystis lacustris		7,2	7,2	10,8	4,8
Oocystis marssonii		.	13,6	4,2	10,0
Oocystis rhomboidea		.	1,1	1,1	.
Oocystis submarina		.	3,4	1,7	0,6
Paramastix conifera		.	.	.	2,0
Scenedesmus abundans		.	.	1,6	.
Scenedesmus arcuatus		.	2,4	.	.
Scenedesmus armatus		1,6	4,8	4,8	19,2
Scenedesmus opoliensis		.	5,2	4,3	39,7
Scenedesmus quadricauda		.	.	.	0,5
Scourfieldia complanata		.	0,8	.	.
Sphaerellopsis fluvialilis		.	0,2	.	0,5
Tetrastrum triangulare		.	.	1,6	2,4
Ubest. kuleformet gr.alge (d=10)		2,1	42,3	4,2	4,2
Ubest. kuleformet gr.alge (d=5)		10,4	9,4	14,1	13,0
Ubest. kuleformet gr.alge (d=6)		3,5	29,1	30,0	2,6
Ubest. ellipsoidisk gr.alge		.	3,8	1,3	1,3
Sum - Grønnalger		31,8	187,6	138,2	163,1

Chrysophyceae (Gullalger)

<i>Bicosoeca planctonica</i>	0,5	2,6	0,5	2,1
<i>Bitrichia chodatii</i>	1,6	7,2	1,6	4,0
<i>Chromulina</i> sp.	10,4	17,7	5,7	4,7
<i>Chromulina</i> sp. (8 * 3)	13,8	5,1	6,7	9,9
<i>Chrysococcus cordiformis</i>	.	.	2,4	0,8
<i>Chrysococcus rufescens</i>	.	163,4	74,5	103,3
<i>Chrysococcus</i> spp.	10,7	.	.	.
<i>Dinobryon acuminatum</i>	3,6	4,8	2,4	.
<i>Dinobryon borgei</i>	0,2	1,8	0,4	.
<i>Mallomonas akrokomos</i>	1,0	1,3	1,0	1,7
<i>Mallomonas allorgei</i>	.	21,5	1,5	.
<i>Mallomonas crassisquama</i>	.	2,0	.	.
<i>Mallomonas</i> sp. (l=8-10 b=8)	.	2,4	.	.
<i>Mallomonas</i> spp.	.	.	2,0	5,0
<i>Ochromonas</i> spp.	1,8	9,1	6,3	3,6
<i>Paraphysomonas</i>	.	.	4,3	.
<i>Pseudokephyrion taeniatum</i>	.	0,4	0,4	0,8
Små chrysomonader (<7)	35,9	65,1	28,6	25,0
<i>Spiniferomonas</i> sp.	12,0	14,7	2,8	.
Store chrysomonader (>7)	13,0	23,4	18,2	13,0
<i>Uroglenopsis americana</i>	0,9	.	.	.
Sum - Gullalger	105,5	342,6	159,5	174,0

Bacillariophyceae (Kiselalger)

<i>Aulacoseira alpigena</i>	19,5	78,1	14,5	16,5
<i>Aulacoseira italica</i>	.	.	.	0,8
<i>Diatoma vulgare</i>	.	.	0,3	.
<i>Eunotia diadema</i>	.	.	.	0,1
<i>Eunotia lunaris</i>	0,2	.	.	0,3
<i>Tabellaria fenestrata</i>	0,5	.	.	.
<i>Tabellaria flocculosa</i>	.	0,1	0,4	.
<i>Ulnaria</i> sp. (l=30-40)	1,1	13,5	0,6	0,6
<i>Ulnaria</i> sp. (l=40-70)	.	0,5	.	.
<i>Urosolenia eriensis</i>	.	1,2	.	.
Sum - Kiselalger	21,3	93,4	15,8	18,3

Cryptophyceae (Svelgflagellater)

<i>Cryptomonas</i> sp. (l=12-15)	.	.	3,2	.
<i>Cryptomonas</i> sp. (l=15-18)	12,0	6,0	16,0	4,7
<i>Cryptomonas</i> sp. (l=20-22)	3,2	12,8	1,6	11,2
<i>Cryptomonas</i> sp. (l=24-30)	0,4	13,4	2,7	5,3
<i>Cryptomonas</i> sp. (l=8-10)	1,0	.	.	.
<i>Goniomonas truncata</i>	.	2,2	.	.
<i>Katablepharis ovalis</i>	1,4	18,0	2,2	5,0
<i>Plagioselmis lacustris</i>	6,4	.	.	17,6
<i>Plagioselmis nannoplanctica</i>	10,8	70,9	32,4	94,9
<i>Telonema (Chryso2)</i>	.	0,7	.	0,7
Sum - Svelgflagellater	35,2	124,0	58,1	139,5

Dinophyceae (Fureflagellater)

<i>Gymnodinium</i> sp (l=12)	.	2,7	.	.
------------------------------	---	-----	---	---

Gymnodinium sp. (9*7)	1,8	.	3,7	.
Gymnodinium sp. (l=30)	.	.	0,5	.
Peridinium sp. (l=15-17)	.	.	.	2,2
Parvodinium umbonatum	.	2,3	.	.
Ubest.dinoflagellat	.	0,3	0,3	.
Sum - Fureflagellater	1,8	5,2	4,5	2,2
Xanthophyceae (Gulgrønnalger)				
Tetraëdriella jovettii	1,2	.	1,2	.
Sum - Gulgrønnalger	1,2	0,0	1,2	0,0
Haptophyceae (Svepeflagellater)				
Chrysochromulina parva	0,3	2,2	.	.
Sum - Svepeflagellater	0,3	2,2	0,0	0,0
Choanozoa (Krageflagellater)				
Aulomonas purdyi	.	1,0	0,5	.
Craspedomonader	1,0	5,2	4,2	2,1
Salpingoeca sp.	0,6	.	.	.
Sum - Krageflagellater	1,7	6,2	4,7	2,1
Ubestemte taxa				
My-alger	32,4	27,9	25,2	31,1
Ubest.fargel flagellat	2,4	6,4	4,0	5,6
Sum - Ubestemte tax	34,8	34,3	29,2	36,7
Sum total :	366,3	795,7	411,3	535,9

Tabell 18. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Sandsjøen. Verdier gitt i mm^3/m^3 (=mg/ m^3 våtvekt).

	Dato	07.07.2015	18.08.2015	15.09.2015	07.10.2015
	Dyp	0-4m	0-4m	0-4m	0-4m
Cyanophyceae (Blågrønnalger)					
Aphanothece sp.		.	.	.	0,8
Chroococcus turgidus		.	0,2	.	.
Coelosphaerium kuetzingianum		.	0,6	0,1	.
Dolichospermum lemmermannii		12,0	.	.	.
Jaaginema sp.		.	.	.	0,0
Merismopedia tenuissima		.	0,7	.	.
Sum - Blågrønnalger		12,0	1,6	0,1	0,8
Chlorophyceae (Grønnalger)					
Ankyra lanceolata		.	.	.	0,1
Botryococcus braunii		3,0	17,2	3,4	0,9
Chlamydomonas sp. (l=10)		.	2,7	.	2,7
Chlamydomonas sp. (l=12)		4,8	.	.	.
Chlamydomonas sp. (l=8)		2,4	6,4	6,4	2,4
Collodictyon triciliatum		.	1,6	.	.
Cosmarium depressum var. planctonicum		0,2	.	.	.

Elakatothrix genevensis	.	0,6	0,8	0,2
Gloeotila sp.	.	7,2	.	.
Gyromitus cordiformis	.	2,6	.	.
Monoraphidium dybowskii	.	0,7	.	.
Monoraphidium griffithii	0,8	1,6	1,6	.
Monoraphidium minutum	1,3	.	.	.
Oocystis lacustris	.	.	2,4	.
Oocystis parva	3,6	.	.	.
Oocystis sp.	.	4,6	.	.
Paramastix conifera	.	.	2,0	.
Paulschulzia tenera	.	34,8	.	.
Pediastrum privum	6,0	6,0	2,0	2,0
Polytoma granuliferum	0,8	.	.	.
Quadrigula pfitzeri	.	2,0	.	.
Scenedesmus aculeolatus	.	.	1,6	.
Scenedesmus ecornis	.	.	.	2,4
Scourfieldia complanata	0,4	1,2	.	.
Staurastrum pingue	.	0,7	.	.
Staurastrum sp.	0,4	.	.	.
Staurastrum tetracerum	0,0	.	.	.
Staurodesmus incus	.	1,4	0,4	0,4
Staurodesmus mamillatus	.	4,0	8,0	.
Ubest. kuleformet gr.alge (d=10)	1,0	.	3,1	.
Ubest. kuleformet gr.alge (d=5)	3,6	5,7	2,1	1,0
Sum - Grønnalger	28,4	101,1	33,9	12,0

Chrysophyceae (Gullalger)

Bicosoeca planctonica	.	.	0,5	0,1
Bitrichia chodatii	.	5,6	0,8	.
Chromulina sp.	2,6	13,5	2,6	2,6
Chromulina sp. (8 * 3)	0,6	.	.	.
Chrysamoeba sp.	.	8,3	.	.
Chrysidiastrum catenatum	0,4	.	.	.
Chrysococcus spp.	10,7	21,5	.	.
Chrysolykos planctonicus	.	0,4	.	.
Dinobryon bavaricum	10,8	27,2	0,8	0,6
Dinobryon bavaricum v. vanhoeffenii	0,8	0,7	.	.
Dinobryon borgei	.	0,6	.	.
Dinobryon divergens	116,6	0,2	.	.
Dinobryon suecicum	.	0,4	.	.
Dinobryon suecicum v. longispinum	0,4	.	.	.
Løse celler Dinobryon spp.	.	1,2	.	.
Mallomonas akrokomos	.	2,0	.	.
Mallomonas allorgei	23,0	.	2,3	.
Mallomonas caudata	6,5	6,5	.	.
Mallomonas crassisquama	.	1,5	1,5	1,0
Mallomonas punctifera	3,8	1,9	0,1	2,5
Mallomonas sp. (l=8-10 b=8)	4,8	9,6	.	2,4
Mallomonas spp.	9,0	16,5	6,0	5,0
Ochromonas spp.	0,9	1,8	0,9	0,9
Pseudokephyryon alaskanum	.	2,2	.	.
Små chrysomonader (<7)	31,8	81,2	39,6	45,8

Spumella vulgaris	.	1,2	.	.
Stichogloea doederleinii	4,6	.	.	.
Store chryomonader (>7)	2,6	18,2	7,8	2,6
Synura sp.	.	.	.	0,7
Synura spinosa	.	16,0	6,0	.
Synura splendida	.	1,0	1,0	.
Uroglenopsis americana	21,2	76,5	3,7	2,8
Sum - Gullalger	251,3	315,8	73,6	67,0

Bacillariophyceae (Kiselalger)

Achnantheidium minutissimum	0,3	.	.	.
Asterionella formosa	70,5	102,5	22,0	22,8
Aulacoseira alpigena	9,8	18,0	4,5	1,5
Aulacoseira italica	3,6	1,5	2,0	2,8
Aulacoseira lirata	.	.	3,4	.
Cyclotella sp.5 (d=10-12 h=5-7)	2,0	7,0	1,0	.
Eunotia lunaris	.	0,2	.	.
Eunotia zasuminensis	26,4	587,7	201,9	5,2
Fragilaria sp.	1,0	.	.	.
Nitzschia sp. 2 (l=60-80)	0,3	.	.	.
Tabellaria flocculosa	1,0	0,1	1,1	.
Tabellaria flocculosa v.asterionelloides	85,9	393,2	23,4	10,1
Ulnaria sp. (l=40-70)	.	2,4	.	.
Ulnaria acus	.	0,3	.	.
Urosolenia eriensis	.	3,6	2,4	.
Urosolenia longisetata	13,2	0,9	4,2	0,8
Sum - Kiselalger	214,1	1117,3	266,0	43,2

Dictyochophyceae (Pedinellider)

Pseudopedinella sp.	.	2,1	2,1	8,6
Sum - Pedinellider	0,0	2,1	2,1	8,6

Cryptophyceae (Svelgflagellater)

Cryptomonas sp. (l=15-18)	24,0	12,0	4,0	6,0
Cryptomonas sp. (l=20-22)	26,4	31,2	24,0	3,2
Cryptomonas sp. (l=24-30)	20,0	8,0	16,0	8,0
Cryptomonas sp. (l=30-35)	10,8	.	3,0	1,4
Cryptomonas sp. (l=40)	1,6	.	0,8	.
Katablepharis ovalis	4,3	5,0	4,3	3,6
Plagioselmis nannoplanctica	32,4	7,2	1,2	2,4
Telonema (Chryso2)	.	0,7	0,7	0,7
Sum - Svelgflagellater	119,7	64,3	54,1	25,3

Dinophyceae (Fureflagellater)

Gymnodinium fuscum	.	4,5	4,5	.
Gymnodinium sp (l=12)	.	4,0	.	.
Gymnodinium sp. (l=14-16)	.	18,9	.	.
Gymnodinium sp. (l=30)	16,4	10,6	4,2	1,6
Gymnodinium uberrimum	4,4	3,7	.	.
Parvodinium umbonatum	23,8	69,1	10,2	.
Peridinium	.	0,4	.	.
Ubest.dinoflagellat	.	1,2	0,3	.

Sum - Fureflagellater	44,6	112,3	19,3	1,6
Euglenophyceae (Øyealger)				
Euglena sp. (l=40)	.	.	6,0	.
Trachelomonas planctonica	3,7	.	.	.
Sum - Øyealger	3,7	0,0	6,0	0,0
Raphidophyceae (Nåleflagellater)				
Gonyostomum semen	28,0	2327,5	350,0	.
Merotricha capitata	.	23,0	2,6	.
Sum - Nåleflagellater	28,0	2350,5	352,6	0,0
Xanthophyceae (Gulgrønnalger)				
Ophiocytium capitatum	0,2	.	.	.
Sum - Gulgrønnalger	0,2	0,0	0,0	0,0
Haptophyceae (Svepeflagellater)				
Chrysochromulina parva	.	5,1	2,6	1,0
Sum - Svepeflagellater	0,0	5,1	2,6	1,0
Choanozoa (Krageflagellater)				
Aulomonas purdyi	.	.	1,0	0,3
Craspedomonader	1,0	9,4	4,2	3,1
Sum - Krageflagellater	1,0	9,4	5,2	3,4
Ubestemte taxa				
My-alger	16,7	18,2	10,9	17,4
Ubest.fargel flagellat	0,4	8,0	4,8	3,6
Sum - Ubestemte tax	17,1	26,2	15,7	21,0
Sum total :	720,2	4105,7	831,2	183,9

Tabell 19. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Dølisjøen. Verdier gitt i mm^3/m^3 (=mg/ m^3 våtvekt).

	Dato	07.07.2015	18.08.2015	15.09.2015	07.10.2015
	Dyp	0-3m	0-5m	0-5m	0-5m
Cyanophyceae (Blågrønnalger)					
Aphanizomenon sp.	.	.	.	0,3	.
Aphanocapsa delicatissima	.	.	2,9	.	.
Anathece smithii	.	.	8,4	.	.
Cyanodictyon planctonicum	.	.	.	0,6	.
Dolichospermum lemmermannii	6,2	.	0,5	.	.
Geitlerinema splendidum	.	.	.	0,3	.
Limnothrix redekei	.	.	.	0,1	.
Merismopedia tenuissima	.	.	7,6	4,3	.
Microcystis smithii	9,1	.	12,6	.	.
Planktothrix isoethrix	1,5
Rhabdoderma lineare	2,9

<i>Snowella lacustris</i>	0,1	0,4	0,8	.
<i>Snowella septentrionalis</i>	0,3	0,1	1,2	.
<i>Woronichinia delicatula</i>	.	0,5	.	.
<i>Woronichinia naegeliana</i>	9,6	5,6	2,4	2,7
Sum - Blågrønnalger	25,4	38,6	10,1	7,1

Chlorophyceae (Grønnalger)

<i>Botryococcus braunii</i>	6,9	7,7	5,2	4,3
<i>Chlamydomonas</i> sp. (l=10)	5,4	.	2,7	2,7
<i>Chlamydomonas</i> sp. (l=14)	.	3,6	.	.
<i>Chlamydomonas</i> sp. (l=6)	.	0,4	.	.
<i>Chlamydomonas</i> sp. (l=8)	7,2	2,4	6,4	4,8
<i>Closterium acutum</i> v. <i>acutum</i>	0,0	.	.	.
<i>Closterium acutum</i> v. <i>variabile</i>	.	.	0,0	0,1
<i>Cosmarium abbreviatum</i>	.	16,0	2,0	.
<i>Cosmarium punctulatum</i>	.	0,7	.	0,7
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	.	2,1	.	1,2
<i>Elakatothrix genevensis</i>	0,4	.	0,7	.
<i>Euastrum denticulatum</i>	.	0,1	.	.
<i>Eudorina elegans</i>	.	0,6	.	.
<i>Gloeotila</i> sp.	0,4	.	.	.
<i>Gyromitus cordiformis</i>	0,9	0,9	.	0,9
<i>Monoraphidium contortum</i>	.	.	.	0,5
<i>Monoraphidium dybowskii</i>	34,0	14,3	6,8	1,4
<i>Monoraphidium komarkovae</i>	.	.	0,1	.
<i>Oedogonium</i> sp.	.	.	2,4	.
<i>Oocystis borgei</i>	.	.	1,6	.
<i>Oocystis lacustris</i>	7,2	2,4	8,4	3,6
<i>Oocystis rhomboidea</i>	1,1	.	.	.
<i>Oocystis submarina</i>	0,6	0,6	1,1	.
<i>Paramastix conifera</i>	.	.	2,0	.
<i>Pediastrum privum</i>	6,0	11,2	12,0	6,0
<i>Quadrigula pfitzeri</i>	0,1	4,0	0,1	.
<i>Scenedesmus aculeolatus</i>	.	0,3	.	.
<i>Scenedesmus bicellularis</i>	.	1,4	.	.
<i>Scenedesmus obliquus</i>	0,3	.	.	1,6
<i>Scourfieldia complanata</i>	1,2	.	2,0	0,8
<i>Staurastrum anatinum</i>	.	1,5	2,0	.
<i>Staurastrum lunatum</i>	.	0,6	.	.
<i>Staurodesmus cuspidatus</i>	.	8,0	.	.
<i>Staurodesmus incus</i>	.	10,7	.	0,7
<i>Staurodesmus mamillatus</i>	.	.	2,2	.
<i>Tetraedron incus</i>	.	1,1	.	.
Ubest. kuleformet gr.alge (d=10)	.	4,2	1,4	.
Ubest. kuleformet gr.alge (d=12)	.	.	.	0,6
Ubest. kuleformet gr.alge (d=5)	10,4	3,6	7,8	2,1
Sum - Grønnalger	82,2	98,4	67,1	32,0

Chrysophyceae (Gullalger)

<i>Bitrichia chodatii</i>	0,7	1,6	0,1	.
<i>Chromulina</i> sp.	17,2	4,7	9,4	15,1
<i>Chromulina</i> sp. (8 * 3)	1,6	2,2	2,9	.

Chrysococcus spp.	15,0	2,1	12,9	8,6
Dinobryon acuminatum	2,0	.	0,2	.
Dinobryon bavaricum	20,3	6,1	31,2	0,5
Dinobryon bavaricum v. vanhoeffenii	0,1	5,9	.	.
Dinobryon borgei	0,8	.	0,8	.
Dinobryon crenulatum	1,2	0,4	.	.
Dinobryon cylindricum v. palustre	0,5	.	0,2	.
Dinobryon divergens	12,8	.	24,0	0,3
Dinobryon sociale	.	.	0,4	.
Dinobryon suecicum v. longispinum	0,4	.	.	.
Epipyxis polymorpha	6,0	0,6	0,3	0,6
Epipyxis tabellariae	.	.	0,6	.
Kephyrion litorale	0,4	.	.	.
Kephyrion skujae	.	.	.	2,4
Løse celler Dinobryon spp.	.	1,2	.	.
Mallomonas akrokomos	8,3	.	.	0,3
Mallomonas allorgei	13,8	12,3	.	0,2
Mallomonas caudata	84,1	15,0	4,3	.
Mallomonas crassisquama	.	.	.	1,0
Mallomonas hamata	2,1	4,2	.	.
Mallomonas punctifera	2,5	1,3	.	.
Mallomonas sp. (l=8-10 b=8)	.	.	2,4	.
Mallomonas spp.	2,0	9,0	10,0	5,0
Mallomonas tonsurata	0,6	.	0,6	.
Ochromonas spp.	.	0,9	.	.
Små chrysomonader (<7)	22,4	43,7	35,9	26,0
Spiniferomonas sp.	2,8	.	2,8	1,8
Stichogloea doederleinii	.	.	1,8	.
Store chrysomonader (>7)	10,4	13,0	10,4	2,6
Synura splendida	.	1,0	.	.
Uroglenopsis americana	10,1	261,6	23,0	.
Uroglena gracilis	1,1	75,1	2,2	1,5
Sum - Gullalger	239,4	462,1	176,6	66,0
Bacillariophyceae (Kiselalger)				
Asterionella formosa	0,7	1,3	51,4	1,8
Aulacoseira alpigena	211,8	30,5	23,0	21,5
Cyclotella comta v. oligactis	6,7	6,0	.	.
Cyclotella sp. (d=14-16 h=7-8)	6,7	.	.	.
Cyclotella sp.5 (d=10-12 h=5-7)	.	.	1,3	0,7
Diatoma vulgare	.	.	0,3	.
Eunotia lunaris	0,2	0,2	.	.
Eunotia zasuminensis	0,8	7,2	16,4	3,7
Nitzschia sigmoidea	0,9	.	.	.
Ulnaria acus	.	0,5	.	.
Tabellaria fenestrata	.	0,8	.	.
Tabellaria flocculosa	3,8	.	1,0	0,1
Tabellaria flocculosa v. asterionelloides	54,7	33,7	2,5	2,0
Urosolenia eriensis	0,6	245,9	2,4	2,6
Urosolenia longisetata	24,0	48,1	16,0	14,4
Sum - Kiselalger	310,7	374,1	114,4	46,7

Dictyochophyceae (Pedinellider)

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

Cryptophyceae (Svelgflagellater)

Cryptomonas sp. (l=12-15)	.	.	6,4	.
Cryptomonas sp. (l=15-18)	10,0	6,7	1,3	4,7
Cryptomonas sp. (l=20-22)	9,6	4,8	6,4	11,2
Cryptomonas sp. (l=24-30)	5,3	5,3	.	10,7
Cryptomonas sp. (l=30-35)	.	.	.	0,3
Cryptomonas sp. (l=8-10)	4,8	1,9	3,8	.
Katablepharis ovalis	3,6	2,9	3,6	3,6
Plagioselmis lacustris	16,0	1,6	1,6	.
Plagioselmis nannoplanctica	34,8	16,8	1,2	3,6
Telonema (Chryso2)	0,7	2,2	3,6	.
Sum - Svelgflagellater	85,0	42,2	28,0	34,0

Dinophyceae (Fureflagellater)

Ceratium hirundinella	52,0	.	9,8	.
Gymnodinium fuscum	.	4,5	3,0	.
Gymnodinium sp (l=25)	.	.	3,2	.
Gymnodinium sp (l=12)	.	.	.	0,7
Gymnodinium sp. (l=14-16)	2,8	2,8	8,4	.
Gymnodinium sp. (l=20-22 b=17-20)	13,3	.	.	.
Gymnodinium sp. (l=30)	.	1,1	.	10,1
Gymnodinium uberrimum	4,4	1,5	3,7	5,8
Parvodinium umbonatum	9,1	22,7	15,9	.
Peridiniopsis edax	.	1,8	.	1,8
Peridinium willei	.	.	3,5	.
Ubest.dinoflagellat	.	.	0,3	1,0
Sum - Fureflagellater	81,6	34,3	47,6	19,4

Euglenophyceae (Øyealger)

Trachelomonas volvocinopsis	.	2,2	2,2	2,2
Sum - Øyealger	0,0	2,2	2,2	2,2

Raphidophyceae (Nåleflagellater)

Merotricha capitata	.	7,1	2,2	.
Sum - Nåleflagellater	0,0	7,1	2,2	0,0

Xanthophyceae (Gulgrønnalger)

Tetraëdriella jovettii	1,2	.	0,2	0,2
Sum - Gulgrønnalger	1,2	0,0	0,2	0,2

Haptophyceae (Svepeflagellater)

Chrysochromulina parva	3,5	8,3	3,2	0,3
Sum - Svepeflagellater	3,5	8,3	3,2	0,3

Choanozoa (Krageflagellater)

Aulomonas purdyi	.	.	.	0,5
Craspedomonader	6,8	4,2	7,3	3,6
Stelexomonas dichotoma	.	.	.	0,3

Sum - Krageflagellater	6,8	4,2	7,3	4,4
Ubestemte taxa				
My-alger	18,6	15,0	22,9	8,4
Ubest.fargel flagellat	4,4	2,0	4,4	6,4
Sum - Ubestemte tax	23,0	17,0	27,3	14,8
Sum total :	861,0	1088,5	486,1	233,2

Tabell 20. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Sigernessjøen. Verdier gitt i mm³/m³ (=mg/m³ våtvekt).

Dato	07.07.2015	18.08.2015	15.09.2015	07.10.2015
Dyp	0-5m	0-5m	0-5m	0-5m
Cyanophyceae (Blågrønnalger)				
Aphanocapsa conferta	.	0,4	0,1	0,1
Aphanocapsa delicatissima	2,6	.	.	.
Anathece bachmannii	0,8	2,4	4,0	1,6
Anathece minutissima	.	0,8	.	.
Chroococcus minutus	.	.	1,2	0,4
Cyanodictyon planctonicum	.	1,9	.	.
Dolichospermum sp. coiled colony	2,0	.	.	.
Geitlerinema splendidum	.	0,4	.	.
Limnothrix planctonica	0,1	.	.	.
Merismopedia tenuissima	3,1	4,7	5,4	2,0
Planktolyngbya limnetica	0,4	.	.	.
Pseudanabaena limnetica	.	.	.	0,2
Snowella septentrionalis	.	.	0,1	.
Sum - Blågrønnalger	9,0	10,6	10,8	4,3
Chlorophyceae (Grønnalger)				
Botryococcus braunii	12,0	12,5	8,6	4,7
Chlamydomonas sp. (l=10 b=3)	.	.	0,2	.
Chlamydomonas sp. (l=12)	.	.	.	2,4
Chlamydomonas sp. (l=5)	0,8	.	.	.
Chlamydomonas sp. (l=6)	.	0,4	.	1,8
Chlamydomonas sp. (l=8)	7,6	3,6	3,2	4,4
Cosmarium contractum	.	.	.	0,8
Cosmarium depressum var. planctonicum	.	.	0,3	.
Cosmarium venustum	0,1	.	.	.
Dictyosphaerium pulchellum	2,1	0,2	0,8	.
Elakatothrix genevensis	0,6	0,4	0,8	0,1
Gyromitus cordiformis	0,4	0,4	1,0	.
Korshikovella limnetica	1,0	.	.	.
Monoraphidium dybowskii	10,6	5,4	3,4	2,4
Monoraphidium griffithii	8,4	1,2	0,7	1,0
Nephrocytium agardhianum	0,5	0,5	0,2	2,8
Oocystis borgei	.	.	.	1,0
Oocystis lacustris	.	0,6	.	3,0

Oocystis marssonii	.	1,1	.	0,7
Oocystis submarina	6,4	1,1	2,0	2,0
Paramastix conifera	.	.	0,4	.
Pediastrum privum	1,0	.	1,0	.
Quadrigula closterioides	.	0,0	.	.
Quadrigula pfizeri	.	0,2	1,2	1,2
Scenedesmus aculeolatus	.	0,3	0,3	0,2
Scourfieldia complanata	0,8	0,6	0,2	1,2
Staurastrum sp.	.	0,5	.	.
Staurodesmus cuspidatus	.	.	0,2	.
Staurodesmus incus	0,7	4,2	4,9	1,8
Staurodesmus triangularis	.	0,4	.	.
Tetrastrum triangulare	.	.	.	0,4
Ubest. kuleformet gr.alge (d=10)	1,4	.	0,8	.
Ubest. kuleformet gr.alge (d=5)	7,6	1,0	1,3	0,8
Ubest.ellipsoidisk gr.alge	.	.	.	0,6
Sum - Grønnalger	62,1	34,7	31,5	33,1

Chrysophyceae (Gullalger)

Bitrichia chodatii	1,6	0,3	0,4	0,5
Chromulina sp.	14,8	14,1	10,4	9,9
Chromulina sp. (8 * 3)	0,3	0,2	.	.
Chrysidiastrum catenatum	.	2,8	0,9	.
Chrysococcus spp.	2,1	5,4	3,2	3,2
Chrysolykos planctonicus	.	.	.	0,2
Dinobryon acuminatum	.	1,2	.	.
Dinobryon bavaricum	.	1,3	0,3	0,1
Dinobryon borgei	0,1	0,6	.	.
Dinobryon crenulatum	.	0,6	1,2	0,6
Dinobryon divergens	22,8	7,6	0,5	.
Dinobryon sociale v. americanum	.	.	0,1	0,1
Dinobryon suecicum	0,2	.	.	.
Dinobryon suecicum v. longispinum	.	.	0,2	0,7
Epipyxis polymorpha	.	.	0,6	.
Kephyrion boreale	0,4	.	.	0,7
Kephyrion cupuliforme	.	0,5	.	.
Kephyrion litorale	.	1,3	.	0,2
Kephyrion sp.	0,2	.	.	.
Løse celler Dinobryon spp.	0,6	1,2	.	.
Mallomonas akrokomos	1,3	0,7	0,4	0,2
Mallomonas caudata	.	13,0	1,0	2,6
Mallomonas crassisquama	.	2,0	1,8	1,2
Mallomonas hamata	.	.	.	1,3
Mallomonas punctifera	.	5,1	0,8	1,5
Mallomonas sp. (l=8-10 b=8)	.	14,4	3,6	1,2
Mallomonas spp.	2,0	16,0	10,8	8,8
Ochromonas spp.	.	0,5	2,3	1,4
Paraphysomonas	.	.	.	4,3
Pseudokephyrion sp.	.	.	.	0,4
Små chrysomonader (<7)	29,9	19,0	15,9	11,2
Spiniferomonas sp.	10,6	5,5	2,3	.
Spumella vulgaris	.	1,2	.	.

Stichogloea doederleinii	1,4	1,8	.	0,9
Store chryomonader (>7)	14,3	6,5	1,3	3,9
Ubest.chrysophycee (l=8-9)	4,0	1,0	2,0	2,0
Uroglenopsis americana	.	5,5	.	.
Sum - Gullalger	106,8	129,3	59,9	57,1

Bacillariophyceae (Kiselalger)

Aulacoseira alpigena	17,5	4,5	11,1	12,9
Cyclotella planctonica	.	.	.	1,5
Cyclotella radiosa	.	3,3	0,8	0,8
Cyclotella sp.5 (d=10-12 h=5-7)	2,0	.	1,0	.
Fragilaria sp.	0,6	.	.	.
Tabellaria flocculosa	0,5	0,2	1,1	.
Tabellaria flocculosa v.teilingii	.	1,1	4,6	15,0
Ulnaria sp. (l=40-70)	.	0,5	.	.
Ulnaria acus	0,1	0,2	0,2	0,5
Urosolenia longisetata	1,6	0,6	0,1	.
Sum - Kiselalger	22,3	10,4	18,9	30,8

Dictyochophyceae (Pedinellider)

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

Cryptophyceae (Svelgflagellater)

Cryptomonas sp. (l=12-15)	.	.	.	0,8
Cryptomonas sp. (l=15-18)	6,0	3,3	2,8	0,4
Cryptomonas sp. (l=20-22)	3,2	1,6	2,9	1,0
Cryptomonas sp. (l=24-30)	8,0	5,3	3,2	1,6
Cryptomonas sp. (l=8-10)	5,3	3,4	7,2	1,0
Katablepharis ovalis	6,1	2,9	7,2	0,7
Plagioselmis lacustris	28,8	4,8	4,0	4,0
Plagioselmis nannoplantica	26,0	15,6	51,1	5,4
Telonema (Chryso2)	4,7	1,1	3,6	0,4
Sum - Svelgflagellater	88,2	38,0	82,0	15,2

Dinophyceae (Fureflagellater)

Amphidinium elenkinii	4,8	.	.	.
Ceratium hirundinella	.	36,4	.	.
Gymnodinium sp (l=25)	.	0,9	.	.
Gymnodinium sp (l=12)	.	.	2,0	.
Gymnodinium sp. (9*7)	.	1,8	0,9	0,9
Gymnodinium sp. (l=14-16)	.	8,4	.	1,7
Gymnodinium sp. (l=30)	4,8	.	6,4	0,5
Gymnodinium sp. (l=40)	2,2	.	.	.
Gymnodinium uberrimum	7,8	5,8	1,5	0,7
Parvodinium umbonatum	2,3	9,1	5,4	2,7
Peridiniopsis cunningtonii	.	0,4	0,4	.
Peridinium raciborskii	.	.	3,3	.
Sum - Fureflagellater	21,8	62,8	19,9	6,6

Raphidophyceae (Nåleflagellater)

<i>Merotricha capitata</i>	.	.	3,4	.
Sum - Nåleflagellater	0,0	0,0	3,4	0,0

Xanthophyceae (Gulgrønnalger)

<i>Tetraëdiella jovettii</i>	0,6	0,2	.	.
Sum - Gulgrønnalger	0,6	0,2	0,0	0,0

Haptophyceae (Svepeflagellater)

<i>Chrysochromulina parva</i>	2,4	2,6	1,4	1,6
Sum - Svepeflagellater	2,4	2,6	1,4	1,6

Choanozoa (Krageflagellater)

<i>Craspedomonader</i>	1,3	2,9	10,2	3,9
Sum - Krageflagellater	1,3	2,9	10,2	3,9

Ubestemte taxa

My-alger	14,3	7,0	6,5	5,7
Ubest.fargel flagellat	4,2	1,2	4,0	4,2
Sum - Ubestemte taxa	18,5	8,2	10,5	9,9

Sum total : 336,3 304,0 253,8 169,2

Tabell 21. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Stangnessjøen. Verdier gitt i mm³/m³ (=mg/m³ våtvekt).

Dag	07.07.2015	18.08.2015	15.09.2015	07.10.2015
Dyp	0-2m	0-2m	0-2m	0-2m

Cyanophyceae (Blågrønnalger)

<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	.	27,6	.	.
<i>Dolichospermum lemmermannii</i>	.	2,4	.	.
<i>Microcystis aeruginosa</i>	.	.	5,2	.
<i>Microcystis wesenberghii</i>	19,8	27,5	34,1	8,8
<i>Planktothrix prolifica</i>	.	0,5	.	.
<i>Woronichinia naegeliana</i>	.	0,5	1,6	3,2
Sum - Blågrønnalger	19,8	58,5	40,9	12,0

Chlorophyceae (Grønnalger)

<i>Ankistrodesmus bibrarianus</i>	.	0,1	.	.
<i>Ankyra lanceolata</i>	4,8	1,6	7,4	0,6
<i>Botryococcus braunii</i>	9,0	16,3	17,6	17,0
<i>Chlamydomonas</i> sp. (I=10)	4,1	2,7	.	1,4
<i>Chlamydomonas</i> sp. (I=12)	4,8	.	.	.
<i>Chlamydomonas</i> sp. (I=14)	.	.	1,2	1,2
<i>Chlamydomonas</i> sp. (I=6)	.	.	0,8	.
<i>Chlamydomonas</i> sp. (I=8)	2,4	5,6	0,8	3,2
<i>Chlamydomonas</i> spp.	5,2	.	.	.
<i>Closterium acutum</i> v. <i>variabile</i>	.	.	0,6	8,4

Coelastrum sphaericum	1,2	0,3	.	.
Dictyosphaerium pulchellum	.	.	0,2	0,8
Elakatothrix genevensis	5,6	3,6	.	.
Gyromitus cordiformis	3,9	2,2	.	.
Monoraphidium contortum	.	.	.	0,5
Monoraphidium dybowskii	73,5	10,9	13,6	8,9
Monoraphidium komarkovae	.	.	.	0,1
Monoraphidium minutum	13,5	4,5	3,2	0,6
Nephroselmis olivaceae	2,4	.	.	.
Oocystis lacustris	.	9,6	2,4	.
Oocystis submarina	6,7	1,7	2,2	3,9
Pediastrum duplex	1,7	1,2	.	0,7
Pediastrum privum	46,1	6,0	20,0	0,3
Pediastrum tetras	1,6	0,3	.	.
Platymonas sp.	2,3	.	1,8	.
Scenedesmus aculeolatus	.	.	1,6	.
Scenedesmus armatus	14,4	1,6	1,6	1,6
Scenedesmus bicellularis	6,5	7,9	8,7	3,6
Scenedesmus ecornis	.	2,4	9,6	.
Scenedesmus obliquus	4,8	.	1,6	.
Scenedesmus opoliensis	.	0,9	.	.
Scenedesmus quadricauda	1,0	1,1	0,8	1,4
Scourfieldia complanata	0,4	1,6	0,4	.
Sphaerellopsis fluviatilis	.	.	.	0,2
Staurastrum anatinum	3,5	.	1,0	0,5
Staurastrum paradoxum v. parvum	.	0,9	0,1	.
Staurodesmus cuspidatus	4,0	.	.	.
Staurodesmus incus	.	.	0,7	.
Ubest. kuleformet gr.alge (d=10)	.	2,1	1,4	.
Ubest. kuleformet gr.alge (d=12)	.	.	.	0,8
Ubest. kuleformet gr.alge (d=5)	16,7	15,1	5,2	6,2
Sum - Grønnalger	240,0	100,2	104,5	62,1

Chrysophyceae (Gullalger)

Bitrichia chodatii	.	.	0,1	1,6
Bitrichia longispina	.	0,4	.	.
Chromulina sp.	3,1	10,9	19,8	.
Chromulina sp. (8 * 3)	.	.	10,9	4,5
Chrysococcus cordiformis	.	3,2	0,8	.
Chrysococcus spp.	.	15,0	8,6	2,1
Dinobryon bavaricum	23,6	5,3	.	.
Dinobryon borgei	0,2	0,8	.	.
Dinobryon divergens	16,8	.	.	.
Dinobryon suecicum	.	.	0,5	.
Dinobryon suecicum v. longispinum	1,3	1,3	.	.
Epipyxis polymorpha	.	3,0	.	.
Kephyrion boreale	1,4	.	.	.
Kephyrion cupuliforme	0,5	1,0	.	.
Løse celler Dinobryon spp.	.	4,8	.	.
Mallomonas akrokomos	.	.	.	2,0
Mallomonas caudata	0,7	.	4,3	13,0
Mallomonas crassisquama	.	.	.	1,0

Mallomonas sp. (l=8-10 b=8)	7,2	.	2,4	4,8
Mallomonas spp.	7,5	18,0	4,0	5,0
Paraphysomonas	.	.	.	2,1
Små chrysomonader (<7)	60,9	48,9	43,7	12,0
Spiniferomonas sp.	0,9	7,4	3,7	.
Spumella vulgaris	.	.	.	1,2
Store chrysomonader (>7)	36,5	26,0	7,8	5,2
Ubest.chrysofytce (l=8-9)	.	.	.	2,0
Uroglenopsis americana	154,8	174,1	.	.
Uroglena gracilis	.	.	.	3,2
Sum - Gullalger	315,5	320,4	106,7	59,8

Bacillariophyceae (Kiselalger)

Achnanthydium minutissimum	0,3	.	.	.
Aulacoseira alpigena	25,5	0,5	5,5	10,0
Aulacoseira ambigua	90,1	214,4	4,8	10,8
Aulacoseira islandica subsp. helvetica	.	.	3,2	.
Aulacoseira italica	.	2,0	0,1	.
Aulacoseira lirata	.	1,2	8,5	.
Cyclotella sp. (d=14-16 h=7-8)	.	8,3	.	.
Cyclotella sp.5 (d=10-12 h=5-7)	3,0	.	0,7	1,3
Eunotia lunaris	.	.	.	0,2
Eunotia zasuminensis	0,4	.	.	.
Nitzschia palea	0,2	.	.	.
Stephanodiscus medius	.	0,6	.	.
Tabellaria flocculosa	7,2	.	.	.
Tabellaria flocculosa v. asterionelloides	5,2	.	.	.
Ulnaria sp. (l=40-70)	5,6	.	.	.
Urosolenia eriensis	0,8	.	.	.
Urosolenia longiseta	4,8	6,3	2,4	28,0
Sum - Kiselalger	143,2	233,3	25,2	50,4

Dictyochophyceae (Pedinellider)

Pseudopedinella (3 chloroplasts)	.	9,6	14,4	7,2
Pseudopedinella sp.	.	2,1	.	.
Sum - Pedinellider	0,0	11,8	14,4	7,2

Cryptophyceae (Svelgflagellater)

Cryptomonas sp. (l=12-15)	1,6	.	.	.
Cryptomonas sp. (l=15-18)	1,0	4,0	15,4	51,4
Cryptomonas sp. (l=20-22)	4,8	.	16,0	142,6
Cryptomonas sp. (l=24-30)	4,0	.	2,7	66,8
Cryptomonas sp. (l=30-35)	.	.	.	0,8
Katablepharis ovalis	15,9	5,8	17,3	10,8
Plagioselmis lacustris	.	.	.	3,2
Plagioselmis nannoplanctica	2,4	2,4	14,4	22,8
Sum - Svelgflagellater	29,7	12,2	65,8	298,4

Dinophyceae (Fureflagellater)

Gymnodinium fuscum	3,0	.	.	.
Gymnodinium sp. (l=14-16)	6,3	.	.	.
Gymnodinium sp. (l=30)	12,7	6,4	.	1,6

Gymnodinium sp. (l=40)	5,5	.	.	1,1
Gymnodinium uberrimum	2,2	0,5	.	.
Naiadinium polonicum	.	1,2	.	.
Parvodinium goslaviense	53,3	76,1	0,8	.
Parvodinium umbonatum	300,5	40,9	.	.
Peridinopsis elpatiewskyi	.	4,0	.	.
Peridiniopsis penardiforme	1,8	.	.	.
Peridinium cinctum	.	.	3,5	.
Peridinium willei	7,0	.	.	.
Ubest.dinoflagellat	.	0,7	.	.
Sum - Fureflagellater	392,2	129,7	4,3	2,7
Euglenophyceae (Øyealger)				
Euglena proxima	3,1	.	.	.
Euglena sp. (l=40)	3,0	1,4	0,3	.
Rhabdomonas incurva	.	.	1,8	.
Trachelomonas planctonica	11,1	2,5	0,4	.
Trachelomonas rugulosa	.	.	.	2,6
Trachelomonas volvocina	3,9	.	.	.
Trachelomonas volvocinopsis	6,6	.	2,2	.
Sum - Øyealger	27,8	3,8	4,6	2,6
Raphidophyceae (Nåleflagellater)				
Gonyostomum semen	1486,2	336,4	29,4	63,7
Merotricha capitata	.	.	5,7	4,4
Sum - Nåleflagellater	1486,2	336,4	35,1	68,1
Xanthophyceae (Gulgrønnalger)				
Centrtractus belenophorus	2,0	1,1	.	.
Goniochloris fallax	0,2	1,0	.	.
Goniochloris smithii	2,4	1,6	.	.
Tetraëdriella jovettii	2,4	1,2	0,4	1,2
Sum - Gulgrønnalger	7,0	4,9	0,4	1,2
Haptophyceae (Svepeflagellater)				
Chrysochromulina parva	10,6	19,9	4,8	0,6
Sum - Svepeflagellater	10,6	19,9	4,8	0,6
Choanozoa (Krageflagellater)				
Craspedomonader	3,6	21,3	2,1	1,6
Salpingoeca sp.	0,3	.	.	.
Sum - Krageflagellater	4,0	21,3	2,1	1,6
Ubestemte taxa				
My-alger	25,2	19,6	24,8	14,9
Ubest.fargel flagellat	6,0	12,8	3,6	5,6
Sum - Ubestemte tax	31,2	32,4	28,4	20,5
Sum total :	2707,2	1284,8	437,2	587,2

Tabell 22. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Kjerkesjøen. Verdier gitt i mm^3/m^3 ($=\text{mg}/\text{m}^3$ våtvekt).

Dag	09.07.2015	19.08.2015	16.09.2015	12.10.2015
Dyp	0-5m	0-5m	0-5m	0-5m
Cyanophyceae (Blågrønnalger)				
Anathece bachmannii	1,2	15,2	27,2	0,3
Aphanocapsa conferta	.	.	0,6	0,6
Aphanocapsa delicatissima	.	1,0	.	.
Chroococcus minutus	.	1,2	2,4	.
Dolichospermum sp. coiled colony	0,7	1,0	.	.
Merismopedia tenuissima	0,7	25,2	26,3	1,5
Planktolyngbya limnetica	.	0,1	0,1	.
Pseudanabaena limnetica	.	.	.	0,0
Snowella septentrionalis	.	.	.	0,2
Sum - Blågrønnalger	2,6	43,6	56,7	2,7
Chlorophyceae (Grønnalger)				
Ankyra lanceolata	0,1	.	.	.
Botryococcus braunii	2,6	9,5	6,5	5,6
Chlamydomonas sp. (l=10 b=3)	0,4	.	0,4	.
Chlamydomonas sp. (l=10)	.	.	5,4	2,7
Chlamydomonas sp. (l=14)	.	0,7	2,2	.
Chlamydomonas sp. (l=6)	0,4	1,0	.	0,6
Chlamydomonas sp. (l=8)	0,8	2,8	4,8	1,6
Collodictyon triciliatum	.	.	.	1,6
Elakathrix genevensis	0,3	0,2	0,1	0,2
Euastrum insulare	0,2	.	.	.
Gyromitus cordiformis	0,3	0,3	0,3	.
Monoraphidium dybowskii	1,7	1,0	0,3	1,0
Monoraphidium griffithii	.	.	0,1	.
Nephrocytium agardhianum	.	.	.	0,1
Oocystis lacustris	4,0	.	.	0,2
Oocystis marssonii	.	0,4	.	.
Oocystis rhomboidea	0,6	.	.	.
Oocystis submarina	0,3	0,3	.	.
Paramastix conifera	.	.	0,4	.
Quadrigula pfitzeri	.	0,3	.	0,1
Scenedesmus aculeolatus	.	0,3	0,8	0,0
Scourfieldia complanata	0,2	0,6	0,6	0,4
Ubest. kuleformet gr.alge (d=10)	2,1	1,2	0,4	.
Ubest. kuleformet gr.alge (d=12)	.	.	.	0,2
Ubest. kuleformet gr.alge (d=5)	2,6	1,8	0,5	0,5
Ubest. kuleformet gr.alge (d=6)	2,2	.	.	.
Willea irregularis	.	0,2	0,7	.
Sum - Grønnalger	18,8	20,7	23,5	14,9
Chrysophyceae (Gullalger)				
Bicosoeca planctonica	.	.	0,5	.
Bitrichia chodatii	0,9	0,7	1,2	0,2
Chromulina sp.	18,2	7,0	8,3	8,9

Chromulina sp. (8 * 3)	2,1	0,3	0,2	.
Chrysococcus spp.	.	1,1	2,1	.
Dinobryon acuminatum	0,1	0,1	.	.
Dinobryon bavaricum	.	0,2	.	0,1
Dinobryon borgei	0,2	0,5	2,0	.
Dinobryon crenulatum	0,6	0,5	0,1	0,6
Dinobryon sociale v. americanum	.	1,1	.	.
Dinobryon suecicum	0,2	.	.	.
Dinobryon suecicum v .longispinum	.	0,7	0,2	.
Kephyrion boreale	.	0,7	.	.
Kephyrion cupuliforme	.	.	.	0,3
Kephyrion litorale	.	0,2	0,2	.
Kephyrion sp.	.	.	.	0,2
Mallomonas akrokomos	0,2	0,2	0,4	0,2
Mallomonas caudata	7,8	7,8	0,7	.
Mallomonas sp. (l=8-10 b=8)	2,4	9,6	4,8	.
Mallomonas spp.	1,8	3,6	7,8	3,0
Ochromonas spp.	0,9	.	1,4	0,5
Pseudokephyrion sp.	.	.	0,6	.
Små chrysomonader (<7)	9,6	14,6	17,2	5,7
Spiniferomonas sp.	2,3	2,3	0,9	0,5
Stichogloea doederleinii	0,9	1,4	1,4	.
Store chrysomonader (>7)	3,9	6,5	3,9	2,6
Synura splendida	.	0,2	.	.
Uroglenopsis americana	.	0,9	.	.
Uroglena sp.	1,0	.	.	.
Sum - Gullalger	53,1	60,2	53,9	22,6

Bacillariophyceae (Kiselalger)

Aulacoseira alpigena	0,3	2,4	1,8	1,5
Cyclotella sp.6 (d=25)	.	.	.	0,4
Encyonema gracile	.	.	0,2	0,1
Fragilaria nanana	0,0	.	.	.
Fragilaria sp.	0,9	.	.	.
Nitzschia sp. 2 (l=60-80)	.	.	0,2	.
Tabellaria flocculosa	0,2	0,2	1,0	0,2
Ulnaria sp. (l=30-40)	0,2	0,2	0,2	.
Ulnaria sp. (l=80-100)	.	0,1	.	0,1
Ulnaria acus	.	.	0,1	.
Sum - Kiselalger	1,5	2,9	3,4	2,3

Dictyochophyceae (Pedinellider)

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

Cryptophyceae (Svelgflagellater)

Cryptomonas sp. (l=15-18)	5,6	2,0	0,4	2,0
Cryptomonas sp. (l=20-22)	3,8	9,6	6,7	1,9
Cryptomonas sp. (l=24-30)	1,6	6,4	8,0	1,6
Cryptomonas sp. (l=30-35)	.	0,3	.	.
Cryptomonas sp. (l=8-10)	0,5	.	1,0	0,5
Katablepharis ovalis	1,8	2,2	1,8	0,4

Plagioselmis lacustris	.	.	.	2,4
Plagioselmis nannoplantica	9,6	3,6	6,6	3,0
Telonema (Chryso2)	1,4	1,8	0,7	1,1
Sum - Svelgflagellater	24,4	25,9	25,2	12,9
Dinophyceae (Fureflagellater)				
Ceratium hirundinella	3,3	.	.	.
Gymnodinium sp. (l=25)	.	.	.	0,6
Gymnodinium sp. (l=12)	2,0	1,6	2,4	1,2
Gymnodinium sp. (9*7)	.	1,8	.	.
Gymnodinium sp. (l=14-16)	.	.	1,7	.
Gymnodinium sp. (l=30)	.	0,5	1,6	.
Gymnodinium uberrimum	0,7	1,5	1,5	0,7
Ubest.dinoflagellat	.	.	1,1	.
Sum - Fureflagellater	6,0	5,4	8,2	2,5
Xanthophyceae (Gulgrønnalger)				
Isthmochloron trispinatum	.	.	0,2	0,2
Sum - Gulgrønnalger	0,0	0,0	0,2	0,2
Choanozoa (Krageflagellater)				
Craspedomonader	1,3	4,9	2,9	3,9
Sum - Krageflagellater	1,3	4,9	2,9	3,9
Ubestemte taxa				
My-alger	6,9	6,8	4,3	5,3
Ubest.fargel flagellat	1,0	1,8	2,8	2,2
Sum - Ubestemte tax	7,9	8,6	7,1	7,5
Sum total :	115,6	172,4	182,3	70,0

Tabell 23. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Gardsjøen. Verdier gitt i mm^3/m^3 (=mg/ m^3 våtvekt).

	Dag	09.07.2015	19.08.2015	16.09.2015	12.10.2015
	Dyp	0-2m	0-2m	0-2m	0-2m
Cyanophyceae (Blågrønnalger)					
Chroococcus turgidus		.	.	0,4	.
Geitlerinema splendidum		0,4	.	.	0,2
Limnothrix redekei		0,1	.	.	0,4
Merismopedia tenuissima		2,2	2,2	0,7	4,7
Planktolyngbya limnetica		.	.	1,3	.
Planktothrix agardhii		0,6	.	.	.
Pseudanabaena limnetica		0,8	0,1	0,4	.
Snowella septentrionalis		.	.	.	0,8
Sum - Blågrønnalger		4,1	2,3	2,8	6,1
Chlorophyceae (Grønnalger)					
Botryococcus braunii		6,0	6,0	.	5,2

<i>Carteria</i> sp. (l= 8-10)	38,1	8,0	.	.
<i>Chlamydomonas</i> sp. (l=10 b=3)	0,8	0,4	.	0,4
<i>Chlamydomonas</i> sp. (l=10)	19,1	2,7	4,1	.
<i>Chlamydomonas</i> sp. (l=14)	.	3,6	.	.
<i>Chlamydomonas</i> sp. (l=6)	4,8	0,4	.	.
<i>Chlamydomonas</i> sp. (l=8)	47,3	4,8	1,6	3,2
<i>Closterium navicula</i>	.	0,4	.	.
<i>Cosmarium depressum</i> var. <i>planctonicum</i>	.	0,3	.	.
<i>Elakatothrix genevensis</i>	.	0,3	.	0,3
<i>Koliella longiseta</i>	0,2	.	.	.
<i>Monoraphidium contortum</i>	1,0	0,5	1,0	.
<i>Monoraphidium dybowskii</i>	7,5	5,4	2,7	3,4
<i>Monoraphidium griffithii</i>	3,8	1,2	1,4	3,6
<i>Mougeotia</i> sp. (b=10-12)	.	.	2,0	.
<i>Nephrocytium agardhianum</i>	0,1	0,1	.	.
<i>Oocystis lacustris</i>	.	2,0	.	4,8
<i>Oocystis marssonii</i>	.	2,0	.	1,7
<i>Oocystis rhomboidea</i>	.	.	1,1	.
<i>Oocystis submarina</i>	.	1,1	0,6	.
<i>Scenedesmus aculeolatus</i>	.	1,6	.	.
<i>Scenedesmus bicaudatus</i>	0,5	.	.	.
<i>Scenedesmus bicellularis</i>	.	0,7	.	.
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	.	1,6	.	.
<i>Scourfieldia complanata</i>	1,6	.	3,6	.
<i>Staurastrum anatinum</i>	.	.	.	2,0
<i>Staurastrum pingue</i>	0,4	.	.	.
<i>Staurodesmus incus</i>	0,4	.	.	1,4
<i>Staurodesmus mamillatus</i>	0,4	.	.	1,0
Ubest. kuleformet gr.alge (d=10)	.	1,0	.	1,0
Ubest. kuleformet gr.alge (d=5)	5,2	0,5	1,6	2,6
Ubest. kuleformet gr.alge d=(12)	.	.	.	0,6
Sum - Grønnalger	137,0	44,7	19,6	31,2

Chrysophyceae (Gullalger)

<i>Bitrichia chodatii</i>	.	.	.	0,4
<i>Chromulina</i> sp.	5,7	6,8	2,6	3,6
<i>Chromulina</i> sp. (8 * 3)	1,0	0,3	.	.
<i>Chrysamoeba</i> sp.	8,3	.	.	.
<i>Chrysococcus cordiformis</i>	1,6	.	.	.
<i>Chrysococcus</i> spp.	.	6,4	.	4,3
<i>Dinobryon acuminatum</i>	0,3	.	.	.
<i>Dinobryon bavaricum</i>	0,1	.	0,1	1,0
<i>Dinobryon borgei</i>	0,6	0,2	0,2	0,2
<i>Dinobryon crenulatum</i>	1,2	1,2	.	0,3
<i>Dinobryon divergens</i>	0,1	0,2	.	0,0
<i>Dinobryon suecicum</i>	.	0,7	.	0,4
<i>Epipyxis</i> sp.	0,2	.	.	.
<i>Kephyrion cupuliforme</i>	0,5	.	.	0,5
<i>Mallomonas akrokomos</i>	1,0	.	0,5	.
<i>Mallomonas caudata</i>	0,3	.	6,5	1,0
<i>Mallomonas punctifera</i>	1,9	.	.	.
<i>Mallomonas</i> spp.	.	7,5	7,5	3,0

Pseudokephyron alaskanum	.	.	0,7	.
Små chrysomonader (<7)	36,5	22,9	28,1	30,7
Spiniferomonas sp.	.	1,8	1,8	0,9
Stichogloea doederleinii	6,4	2,8	.	0,9
Store chrysomonader (>7)	20,8	7,8	5,2	7,8
Synura sp.	.	97,9	.	.
Uroglenopsis americana	5,5	.	.	2,8
Uroglena gracilis	0,3	.	.	0,3
Uroglena sp.	.	29,1	.	.
Sum - Gullalger	92,4	185,7	53,3	58,2

Bacillariophyceae (Kiselalger)

Asterionella formosa	.	.	0,1	.
Aulacoseira alpigena	3,0	3,0	1,5	12,0
Aulacoseira ambigua	14,4	.	.	.
Aulacoseira distans	.	4,0	4,8	16,8
Aulacoseira sp.	17,6	1,6	.	.
Aulacoseira subarctica	0,5	.	.	.
Diatoma vulgare	0,2	0,2	0,7	0,0
Eunotia glacialis	0,2	0,1	.	0,1
Eunotia lunaris	0,8	.	6,6	.
Fragilaria sp.	9,5	.	11,0	1,0
Ulnaria sp. (l=30-40)	.	.	.	0,4
Ulnaria sp. (l=40-70)	4,0	0,8	0,8	0,2
Ulnaria acus	1,1	.	.	0,4
Ulnaria ulna	2,1	.	1,8	.
Navicula sp. l=15-20	.	2,0	.	.
Navicula spp.	9,0	.	.	.
Nitzschia sp. 2 (l=60-80)	.	.	0,1	.
Pinnularia sp.	.	.	0,2	.
Urosolenia longiseta	.	.	.	0,6
Skeletonema subsalsum	19,8	1,2	4,5	4,8
Surirella linearis	0,8	.	.	.
Tabellaria flocculosa	0,6	.	.	.
Tabellaria flocculosa v. asterionelloides	1,6	.	.	.
Sum - Kiselalger	85,2	12,9	32,0	36,3

Cryptophyceae (Svelgflagellater)

Cryptomonas sp. (l=12-15)	.	3,2	.	.
Cryptomonas sp. (l=15-18)	12,0	1,0	.	2,0
Cryptomonas sp. (l=20-22)	57,7	19,2	12,0	2,4
Cryptomonas sp. (l=24-30)	24,0	12,0	16,0	8,0
Cryptomonas sp. (l=30-35)	0,8	10,8	5,4	5,4
Cryptomonas sp. (l=40)	.	0,8	.	3,3
Cryptomonas sp. (l=50)	.	.	0,6	2,2
Cryptomonas sp. (l=8-10)	1,9	4,8	.	.
Katablepharis ovalis	5,0	.	1,4	.
Plagioselmis nannoplanctica	4,8	2,4	.	.
Telonema (Chryso2)	.	.	.	1,4
Sum - Svelgflagellater	106,3	54,3	35,4	24,7

Dinophyceae (Fureflagellater)

Gymnodinium sp. (l=25)	0,6	.	.	.
Gymnodinium sp. (l=12)	.	3,0	1,0	1,0
Gymnodinium sp. (l=14-16)	.	.	.	2,1
Gymnodinium sp. (l=30)	.	2,1	0,5	.
Gymnodinium uberrimum	0,7	4,2	0,7	0,5
Parvodinium goslaviense	0,8	.	.	.
Parvodinium umbonatum	44,3	17,0	3,4	.
Ubest.dinoflagellat	1,4	.	0,4	.
Sum - Fureflagellater	47,7	26,4	6,0	3,6
Euglenophyceae (Øyealger)				
Euglena proxima	.	.	2,1	.
Euglena sp. (l=40)	0,6	.	.	.
Phacus caudatus	.	.	0,5	.
Strombomonas acuminata	0,3	.	.	.
Trachelomonas hispida	0,4	.	22,2	4,3
Trachelomonas volvocinopsis	.	0,2	.	.
Sum - Øyealger	1,3	0,2	24,8	4,3
Raphidophyceae (Nåleflagellater)				
Gonyostomum semen	1,4	32,2	3653,5	.
Sum - Nåleflagellater	1,4	32,2	3653,5	0,0
Xanthophyceae (Gulgrønnalger)				
Isthmochloron trispinatum	0,4	.	.	.
Sum - Gulgrønnalger	0,4	0,0	0,0	0,0
Haptophyceae (Svepeflagellater)				
Chrysochromulina parva	.	2,9	.	.
Sum - Svepeflagellater	0,0	2,9	0,0	0,0
Choanozoa (Krageflagellater)				
Craspedomonader	1,0	1,0	0,5	1,0
Sum - Krageflagellater	1,0	1,0	0,5	1,0
Ubestemte taxa				
My-alger	18,8	16,4	12,5	16,1
Ubest.fargel flagellat	5,2	2,8	4,4	2,4
Sum - Ubestemte tax	24,0	19,2	16,9	18,5
Sum total :	500,9	381,8	3845,0	183,9

Tabell 24. Dyreplankton i Aksjøen, Sandsjøen, Dølisjøen og Sigernessjøen i 2015, basert på håvtrekk.

Innsjø	Aksjøen	Sandsjøen	Dølisjøen	Sigernessjøen
Dato	19.08.2015	18.08.2015	18.08.2015	18.08.2015
Dyp	0-2 m	0-5 m	0-15 m	0-12 m
Trekkengde	10 m	10 m	20 m	12 m
Hjuldyr (Rotifera):				
<i>Asplanchna priodonta</i>	1	2	1	2
<i>Collotheca</i> spp.		1		
<i>Conochilus</i> spp.		1	2	2
<i>Gastropus</i> sp.				1
<i>Kellicottia bostoniensis</i>		2		
<i>Kellicottia longispina</i>	2-3	2	2	2
<i>Keratella cochlearis</i>		2	2	
<i>Ploesoma hudsoni</i>				
<i>Polyarthra</i> spp.	2	2-3	1	1
Rotifera indet.				1
<i>Synchaeta</i> spp.		1		
<i>Trichocerca</i> sp.		1		
Vannlopper (Cladocera):				
<i>Bosmina coregoni</i>		1	2	2
<i>Bosmina longirostris</i>		1	1	
<i>Bosmina longispina</i>	3	2	3	1
<i>Bythotrephes longimanus</i>	1			
<i>Chydorus</i> cf. <i>sphaericus</i>	1			
<i>Ceriodaphnia</i> sp.		1		
<i>Daphnia</i> cf. <i>lacustris</i>				
<i>Daphnia cristata</i>	2	3	3	3
<i>Daphnia galeata</i>	3	1		3
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>		1	2	1
<i>Holopedium gibberum</i>	2			
<i>Leptodora kindtii</i>			1	1
<i>Limnospira frontosa</i>		1	1	2
Hoppekreps (Copepoda):				
Calanoida:				
<i>Eudiaptomus gracilis</i>		2	3	2
Diaptomidae indet. cop.		2		
Diaptomidae indet. naup.		1	2	1
<i>Heterocope appendiculata</i>	3		1-2	2
Cyclopoida:				
<i>Cyclops scutifer</i>			2	1
<i>Megacyclops</i> sp.				
<i>Mesocyclops leuckarti</i>		2	2	1
<i>Thermocyclops oithonoides</i>		3	2-3	3
Cyclopoida indet. cop.	2	2	2	1
Cyclopoida indet. naup.	2	2	3	3

Tabell 25. Dyreplankton i Stangnessjøen, Gardsjøen og Kjerkesjøen i 2015, basert på håvtrekk.

Innsjø	Stangnessjøen	Gardsjøen	Kjerkesjøen
Dato	18.08.2015	19.08.2015	19.08.2015
Dyp	0-2 m	0-1 m	0-12 m
Trekklengde	10 m	6 m	20 m
Hjuldyr (Rotifera):			
Asplanchna priodonta	3		
Collotheca spp.			
Conochilus spp.	3		1
Gastropus sp.			
Kellicottia bostoniensis			
Kellicottia longispina	1		2
Keratella cochlearis		1	
Ploesoma hudsoni	1		1
Polyarthra spp.	2	1	1
Rotifera indet.			
Synchaeta spp.			
Trichocerca sp.			
Vannlopper (Cladocera):			
Bosmina coregoni	3		
Bosmina longirostris	1	2	
Bosmina longispina		1	2
Bythotrephes longimanus			1
Chydorus cf. sphaericus			
Ceriodaphnia sp.			
Daphnia cf. lacustris			3
Daphnia cristata	1	2	
Daphnia galeata	1		
Diaphanosoma brachyurum		1	
Holopedium gibberum			2
Leptodora kindtii	2	1	
Limnoscira frontosa			
Hoppekreps (Copepoda):			
Calanoida:			
Eudiaptomus gracilis	1		2
Diaptomidae indet. cop.			2
Diaptomidae indet. naup.			2
Heterocope appendiculata			1
Cyclopoida:			
Cyclops scutifer			1
Megacyclops sp.		1	
Mesocyclops leuckarti	1		1
Thermocyclops oithonoides	2	3	2
Cyclopoida indet. cop.	2	3	2
Cyclopoida indet. naup.	1	1	3

Tabell 26. Liste over registrerte begroingsselementer fra 6 lokaliteter i Hedmark 2015. Hyppigheten er angitt som prosent dekning. Organismer som vokser på/blant disse er angitt ved: x=observert, xx=vanlig, xxx=hyppig.

	Grue	Eidskog			Stange	Sør-Odal
	Namnåa	Vrangselsva	Børjåa	Leirbekken	Måsåbekken	Sloa
Cyanobakterier						
<i>Chamaesiphon confervicola</i>		xxx				
<i>Chamaesiphon incrustans</i>					xxx	
<i>Chamaesiphon rostafinskii</i>	x					
<i>Homoeothrix batrachospermorum</i>					xx	
<i>Homoeothrix</i> spp.						x
<i>Leptolyngbya batrachosperma</i>		xxx				
<i>Leptolyngbya</i> spp.				xxx		
<i>Phormidium autumnale</i>			xx			
<i>Phormidium inundatum</i>				<1		
<i>Phormidium retzii</i>		<1				<1
<i>Phormidium</i> spp.				xxx	xx	
Uidentifiserte trichale blågrønnalger					x	
Grønnalger						
<i>Closterium</i> spp.	x	x			x	
<i>Cosmarium</i> spp.				x		
<i>Euastrum</i> spp.			x			
<i>Klebsormidium flaccidum</i>			xxx			
<i>Klebsormidium rivulare</i>		<1				
<i>Microspora abbreviata</i>				xxx		
<i>Microspora amoena</i>		10	2	40	<1	
<i>Mougeotia</i> a (6 -12u)			xx			
<i>Oedogonium</i> a (5-11u)			x			
<i>Oedogonium</i> b (13-18u)				x		
<i>Oedogonium</i> c (23-28u)	x	x	x		xxx	
<i>Oedogonium</i> d (29-32u)					x	
<i>Oedogonium</i> e (35-43u)					<1	
<i>Staurastrum</i> spp.						x
Uidentifiserte trådformede grønnalger			xx			
<i>Ulothrix tenerrima</i>				<1		
Kiselalger						
<i>Tabellaria flocculosa</i> (agg.)	xx	xx	<1			
Uidentifiserte kiselalger				<1		
Uidentifiserte pennate	x	xxx	xx	xxx	xx	
Rødalger						
<i>Audouinella chalybaea</i>						<1
<i>Audouinella hermannii</i>		1				
<i>Audouinella pygmaea</i>			xxx	xxx	xxx	xxx
<i>Batrachospermum confusum</i>					<1	1

	Grue	Eidskog			Stange	Sør-Odal
	Namnåa	Vrangselva	Børjeåa	Leirbekken	Måsåbekken	Sloa
Batrachospermum gelatinosum	30	5				
Batrachospermum spp.		5				
Lemanea fluviatilis		1	1		<1	
Rhodophyceae		xxx	10		xx	
Sirodotia suecica	20		10			
Gulgrønnalger						
Vaucheria spp.				<1		<1

Tabell 27. Bunnsubstratets sammensetning ved de undersøkte lokalitetene. Verdiene er estimert av prøvetaker.

	#	Vannforekomst	Blokk	Stor stein	Middels stein	Små stein	Grus	Sand	Silt/leire
Elvestasjoner	1	Namnåa	50 %	30 %				20 %	
	2	Vrangselva	60 %	20 %				10 %	10 %
	3	Børjeåa	80 %	5 %			10 %	5 %	
	4	Leirbekken	30 %	50 %				10 %	10 %
	5	Måsåbekken	40 %	20 %	10 %	10 %	10 %	10 %	
	6	Sloa	10 %	10 %	25 %	30 %	5 %	10 %	10 %
	7	Aksjøbekken (Aksjøen)	10 %	10 %	40 %	30 %	10 %		
	8	Tjura (Gardsjøen)	20 %	30 %	10 %	10 %	20 %	10 %	
Innsjøstasjoner	9	Sandsjøen (del av Storsjøen)	5 %	5 %	10 %	40 %	10 %	20 %	10 %
	10	Dølisjøen			10 %	40 %	10 %	25 %	15 %
	11	Sigernessjøen			30 %	40 %	5 %	10 %	15 %
	12	Stangnessjøen	50 %			20 %	20 %	10 %	
	13	Kjerkesjøen	10 %	20 %	10 %	40 %	10 %	10 %	

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