

Marthe Sørensen

Økologisk klassifisering av Børsesjøvassdraget



Høgskolen i Sørøst-Norge  
Avdeling for allmennvitenskapelige fag  
Institutt for natur-, helse- og miljøvern  
Hallvard Eikas plass  
3800 Bø i Telemark

<http://www.hit.no>

Bilde på forside tatt av Marthe Sørensen

© 2016 Marthe Sørensen

# Sammendrag

Børsesjøvassdraget ligger i Telemark fylke og strekker seg fra Skien til Porsgrunn i Gjerpensdalen. Vassdraget ligger under marin grense med næringsrik berggrunn bestående av sandstein, skifer og kalkstein og noe basalt. Vassdraget er preget av tilførsel av erosjon fra området, landbruksaktiviteter samt spredt avløp. Dette fører til at partikler sedimenteres på bunn, innsjøen blir grunnere, mindre vannspeil og innsjøens overflateareal avtar. Vassdraget er naturlig næringsrikt, men tilførsel fra omgivelsene forsterker eutrofieringen. Hensikten med denne oppgaven er å utføre en limnologisk undersøkelse av Børsesjøvassdraget og utføre en økologisk klassifisering i henhold til vannforskriften. Økologisk tilstand i Børsesjøvassdraget 2015 sammenlignes med tilstand i 2009 for å se om igangsatte tiltak har hatt effekt. Vassdraget er ikke tidligere klassifisert med hensyn på leirpåvirkning. I 2015 er leirpåvirkningen undersøkt i form av suspendert tørrstoff (STS mg/l) og leirdekningsgraden i nedbørsfeltet. Undersøkelsen av Børsesjø ble gjennomført i perioden juli til oktober 2015. Fysisk-kjemiske vannkvalitetsparametere og de biologiske kvalitetselementene planteplankton og vannplanter ble studert. I Leirkup ble det tatt prøver fra tre ulike stasjoner, Sneltvedt, Lid og Porsgrunn. Bunndyr ble benyttet som biologisk kvalitetselement og prøvene er tatt våren (7/4) og høsten (13/10) 2015. Det ble også tatt fysisk-kjemiske støtteparametere i juni, august og september 2015.

Resultatene fra Børsesjø bekrefter at innsjøen er næringsrik med høye nitrogen (1163  $\mu\text{g/l}$ ) og fosfor (40,8  $\mu\text{g/l}$ ) konsentrasjoner. Alkalitet (0,92 mekv/l), kalsium (17,4 mg/l), konduktivitet (12,82 mS/m) og pH-mengden (7,48) gjenspeiler at innsjøen er kalkrik. De små temperaturforskjellene nedover i dypet gjennom prøveperioden tilsier sirkulasjon i hele vannmassen og gir inntrykk av at innsjøen er polymiktisk. Nedbørsmengdene økte høsten 2015. Dette har innvirket på resultatene. Konsentrasjonen av næringsstoffene viste liten endring fra 2009, men siktedypet har minket fra 2,7 m til 1,36 m, og den totale vurderingen av fysisk-kjemiske støtteparametere endres fra moderat til dårlig. Resultatene fra 2015 viste økte mengder av klorofyll a, total biomasse og PTI- indeks sammenlignet med 2009. Dette gjør at totalvurderingen av de biologiske kvalitetselementene degraderes fra god i 2009 til moderat i 2015. På bakgrunn av dette ble den økologiske tilstanden i Børsesjø i 2009 og i 2015 satt i moderat. Leirkup viste høye mengder av total fosfor (Sneltvedt 54  $\mu\text{g/l}$ , Lid 60,67  $\mu\text{g/l}$ , Porsgrunn 65  $\mu\text{g/l}$ ) og total nitrogen (Sneltvedt 860  $\mu\text{g/l}$ , Lid 913,3  $\mu\text{g/l}$ , Porsgrunn 1333,3  $\mu\text{g/l}$ ). Ut i fra leirdekningsgraden i nedbørsfeltet er Leirkup et leirpåvirket vassdrag. Resultatet fra STS indikerte at Porsgrunn var den eneste stasjonene som kunne defineres som leirvassdrag ( $> 10 \text{ mg/L}$ ). Klassifiseringen av Porsgrunn ble derfor ikke sammenlagt med stasjonen Lid og Sneltvedt, for å få en samlet tilstand for Leirkup. Prøvenes pålitelighetsgrad må vurderes. Sneltvedt's økologiske tilstand var svært dårlig både i 2009 og i 2015 på grunn av biologisk kvalitetselement bunndyr. Total fosfor viste forbedring fra dårlig (75,6  $\mu\text{g/l}$ ) til moderat (54  $\mu\text{g/l}$ ). På stasjonen Lid ble den økologiske tilstanden dårlig i 2009 og moderat i 2015 med hensyn biologisk kvalitetselement bunndyr. Denne stasjonen viste tilstandsforbedring av total nitrogen fra dårlig i 2009 (1130

øg/l) til moderat i 2015. Dette gir sammenlagt en dårlig økologisk tilstand for Leirkup. I Porsgrunn (2015) kan ikke økologisk tilstand fastsettes da bunndyr ikke ble tatt. Her ble total fosfor analysert til dårlig, (65 øg/l) mens total nitrogen viste forbedring fra svært dårlig (1766,6 øg/l) til dårlig (1333,3 øg/l). I 2009 ble total økologisk tilstand i Porsgrunn satt til svært dårlig med hensyn på bunndyr.



## Summary

Børsesjøvassdraget is located in Telemark County, stretching from Skien to Porsgrunn in Gjerpensdalen. The watercourse is lying below the marine limit with nourishing bedrock consisting of sandstone, shale, limestone and basalt. The waterway is supplied with particles from erosion, agricultural activities and wastewater. This causes particle sediment at the bottom, and the lake becomes shallower, lower watertable and the lake's surface area is reduced. The waterway is naturally nutritious, but extra nutrients from the environment amplifies the eutrophication. The purpose of this study is to perform a limnological research in Børsesjøvassdraget and ecological classification according to the water regulations. The ecological status in 2015 is compared with status in 2009, to see if the initiated measures has had an effect. The watercourse is not previously classified as regards to the clay influence. In 2015 the clay influence is estimated as suspended solids (STS mg/l) and by the clay cover in the drainage basin. This study looks at the effect of earlier measures and suggestions for improved measures. The study of lake Børsesjø was conducted between July and October 2015. Physical-chemical quality elements and biological quality elements phytoplankton and aquatic plants were studied. In Leirkup samples were taken from three different stations, Sneltvedt, Lid og Porsgrunn. Benthos is used as an biological quality element, and the samples are taken spring (7/4) and autumn (13/10) 2015. Physical-chemical support-parameters was taken in June, August and September 2015.

The results from Børsesjø confirms that the lake is nutritious with high content of nitrogen (1163  $\mu\text{g/l}$ ) and phosphorus (40,8  $\mu\text{g/l}$ ). Alkalinity (0,92 mekv /l), calcium (17,4 mg /l), conductivity (12,82 mS /m) and pH (7,48) confirm that the lake is calcareous. The slight differences in the temperature at lower depths through the sampling period indicates circulation in the whole water body and gives the impression that the lake is polymictic. The precipitation increased a lot autumn 2015, this has affected the results. The concentration of nutrients shows small changes from 2009, but the secchi depth has decreased from 2,7 m to 1,36 m, and the total assessment of physical-chemical supportparameters drops from moderate to poor. The results from 2015 shows an increased amount of chlorophyll a, total biomass and PTI- index compared with 2009, and the total assessment of the biological quality elements drops from good in 2009 to moderate in 2015. The overall ecological status of Børsesjø in 2009 and in 2015 is moderate. Leirkup shows high content of total phosphorus (Sneltvedt 54  $\mu\text{g/l}$ , Lid 60,67 Porsgrunn  $\mu\text{g/l}$ , 65  $\mu\text{g/l}$ ) and total nitrogen (Sneltvedt 860  $\mu\text{g/l}$  , Lid 913  $\mu\text{g/l}$ , Porsgrunn 1333  $\mu\text{g/l}$ ). Based on the clay cover in the drainage basin is Leirkup a clay influenced watercourse. The results from STS indicated that Porsgrunn was the only station that could be defined as a clay watercourse (> 10 mg/l). The classification of Porsgrunn was therefore not added together with station Lid and Sneltvedt, to set an overall ecological status in Leirkup. The samples reliability must be considered. Sneltvedt (1,9 mg/l) and Lid (8,4 mg/l) have to low STS values, and is not classified as clay waterways. Sneltvedt's overall ecological condition was very poor in 2009 and 2015, due to the biological quality element. Total phosphorus showed an

improvement from poor (75,5  $\mu\text{g/l}$ ) to moderate (54  $\mu\text{g/l}$ ). The overall ecological status for Lid was moderat in 2009 and 2015 also due to the biological quality element. This station shows better values for total nitrogen in 2015 (913,3  $\mu\text{g/l}$ ) than in 2009 (1130 $\mu\text{g/l}$ ). This gives Leirkup an overall ecological status poor. For Porsgrunn (2015) the overall ecological status can't be determined because the benthos was not measured. The total nitrogen level showed an improvement from very poor (1766, 6  $\mu\text{g/l}$ ) to poor (1333,3  $\mu\text{g/l}$ ). In 2009 the station was classified very bad with respect to the benthos.

# Innhold

<b>Sammendrag</b> .....	<b>3</b>
<b>Summary</b> .....	<b>5</b>
<b>Forord</b> .....	<b>9</b>
<b>1 Innledning</b> .....	<b>10</b>
<b>2 Områdebeskrivelse</b> .....	<b>12</b>
<b>2.1 Børsesjø</b> .....	<b>12</b>
2.1.1 Beliggenhet og morfologi.....	12
2.1.2 Geologi .....	15
2.1.3 Klima.....	15
2.1.4 Forurensing .....	16
<b>2.2 Leirkup</b> .....	<b>17</b>
2.2.1 Beliggenhet og morfologi.....	17
2.2.2 Geologi .....	20
2.2.3 Klima.....	20
2.2.4 Forurensing .....	20
<b>3 Metode</b> .....	<b>21</b>
<b>3.1 Prøvetaking og lagring</b> .....	<b>21</b>
<b>3.2. Analysemetoder</b> .....	<b>24</b>
3.2.1 Fysisk-kjemiske parametere .....	24
3.2.2 Planteplankton.....	26
3.2.4 Bunndyr.....	28
3.2.5 Feilkilder .....	28
3.2.6 Typifisering og klassifisering .....	29
<b>4 Resultater og Diskusjon</b> .....	<b>32</b>
<b>4.1 Typifisering</b> .....	<b>32</b>
<b>4.2 Børsesjø</b> .....	<b>33</b>
4.2.1 Fysisk-kjemiske parametere .....	33
4.2.2 Biologiske parametere.....	40
4.2.3 Vannplanter .....	47
4.2.4 Klassifisering av Børsesjø.....	48
<b>4.3 Leirkup</b> .....	<b>50</b>

4.3.1 Fysisk-kjemiske parametere .....	50
4.3.2 Biologiske parametere .....	56
4.3.3. Klassifisering av Leirkup .....	61
<b>5 Tilstandsendringer og effekter av tiltak.....</b>	<b>65</b>
<b>6 Konklusjon .....</b>	<b>67</b>
<b>7 Referanser.....</b>	<b>68</b>
<b>Vedlegg.....</b>	<b>73</b>

# Forord

Denne masteroppgaven er skrevet i forbindelse med et masterstudie ved Høgskolen i Telemark institutt for natur, helse og miljøvern fag i Bø. Oppgaven er skrevet i samarbeid med Fylkesmannen i Telemark og Vannområde Skien-Grenlandsfjordene. Først vil jeg takke min veileder Synne Kleiven for gode råd, tilbakemeldinger og hjelp på lab og med oppgaveskriving. Videre vil jeg takke Karin Brekke Lie og Bjørn Steen for god hjelp og tålmodighet med analysearbeidet på lab. Jeg ønsker også å rette en stor takk til Gjerpen Barneskole for lån av båt i Børsesjø. I tillegg vil jeg takke min biveileder Cathrine Nedberg prosjektleder for vannområde Skien-Grenlandsområdet og Arne Kjellsen ved Fylkesmannen i Telemark for at jeg fikk jobbe med dette prosjektet.

<Høgskolen i Sørøst-Norge, Bø 15.05. 2016>

<Marthe Sørensen>

# 1 Innledning

Dette studiet er en limnologisk undersøkelse av Børsesjøvassdraget som består av Børsesjø og Leirkup. Børsesjø som er et naturreservat, er et fredet område med rikt fugleliv (Faafeng 1991). Innsjøen er grunn, naturlig næringsrik og ligger i et område med intensivt landbruk som forsterker eutrofieringen (Faafeng 1991, Dagestad m fl. 1993). Leirkup er en elv som strekker seg fra Børsesjø i Skien til Porsgrunnselva i Porsgrunn (Fylkesmannen i Telemark 2008, atlas.nve.no). Det er foretatt prøver fra tre prøvetakingsstasjoner langs Leirkup, Sneltvedt, Lid og Porsgrunn. Hele vassdraget ligger under marin grense og tilføres store mengder av næringsalter, partikulært organisk og uorganisk materiale fra omgivelsene rundt. Dette medvirker til at innsjøen gradvis gror igjen, og bred sone av makrovegetasjon langs hele vassdraget fører til at vannspeilet minker. Tidligere undersøkelser viser at alloktont materiale er største kilde til sedimentert materiale (Dagestad m fl. 1993). Området omkring Børsesjø består av landbruk med husdyrbruk og grasproduksjon, mens langs Leirkup er korn og grønnsaksproduksjon dominerende (Vannregion Vest-viken, 2009, Ulseth 2016).

I følge EU's vanddirektiv skal alt overflatevann ha god økologisk status innen 2021, med unntak av tilfeller der det vil gå betraktelig utover samfunnsnyttene (Vanddirektivet, Direktoratgruppen 2013). Vannrammedirektivet er et direktiv opprettet gjennom EU og angir rammer og miljømål for vannforvaltningen som skal foregå på lik linje i EU. Vanddirektivet ble etablert i EU i 2000, og ble implementert i Norsk lov i 2008 gjennom vannforskriften. Det er gjennom vannforskriften at EU's vannrammedirektiv blir utført i Norge, og som skal sørge for at vannforekomstene blir benyttet og ivaretatt på en bærekraftig måte (Vannforskriften 2006).

”§ 1. Formålet med denne forskriften er å gi rammer for fastsettelse av miljømål som skal sikre en mest mulig helhetlig beskyttelse og bærekraftig bruk av vannforekomstene.

Forskriften skal sikre at det utarbeides og vedtas regionale forvaltningsplaner med tilhørende tiltaksprogrammer med sikte på å oppfylle miljømålene, og sørge for at det fremskaffes nødvendig kunnskapsgrunnlag for dette arbeidet ” (Vannforskriften 2006).

Enkelte vannforekomster står i fare for å ikke oppnå god miljøtilstand innen 2021. Børsesjø og Leirkup er blant disse. Årsaken til dette er at vassdraget blir tilført store mengder næringsstoffer fra jordbruksområder og avløpsvann som fører til eutrofiering. Økende mengde næringsstoffer fører til økt planteproduksjon, oppblomstring av uønskede alger samt gjengroing (Brönmark & Hansson 2010). Dette gir vannet økt farge og et redusert siktedyp. Økt algemengde kan medføre til økt nedbrytning av organisk materiale i bunnvannet som igjen kan fremme anaerobe forhold. Dette vil gi vanskelig leveforhold for bunnfauna og dårligere vannkvalitet (Økland & Økland 1995). Børsesjø som er en eutrof innsjø har de rette forhold som skal til for oppblomstring

av giftproduserende cyanobakterier. Tidligere undersøkelser gir inntrykk av at stor næringskonkurrans mellom makrovegetasjon og planteplankton kan være årsaken til den beskjedne oppblomstring av cyanobakterier (Dagestad m fl.1993).

Det er i utgangen av 2013 i delnedbørsfeltet Børsesjø registrert tiltak som redusert og optimalisert gjødsling, fire fangdammer ved Limibekken, som er en av tilførselsbekkene til Børsesjø, noe reparasjon av hydrotekniske anlegg. I 2015 er det registrert fem vegetasjonssoner (Tiltaksrapportering vannregion Vest-Viken internt dokument). Det gis tilskudd for å ha grassone langs hele vassdraget, og de fleste som driver med kornproduksjon har utsatt arbeidet om høsten (Ulseth 2016). Langs Leirkup er det i løpet av 2013 utført steinutsetting av erosjonsutsatte områder, to fangdammer, tolv vegetasjonssoner og utbedring av spredt avløp (Tiltaksrapportering vannregion Vest-Viken internt). I tillegg pågår det utskifting og separering av avløpsnett fra Limi i Skien til Porsgrunngrensa. I løpet av 2016 skal 7 km av strekningen være utbedret. I Porsgrunn kommune er det i utgangen av 2015 registrert at 455 meter av Torgarveien, 710 meter av Liane og 490 meter i Jotunveien har utbedret og separert avløpsnett. Det er dessverre lite kjennskap om tiltakene har ført til forbedring.

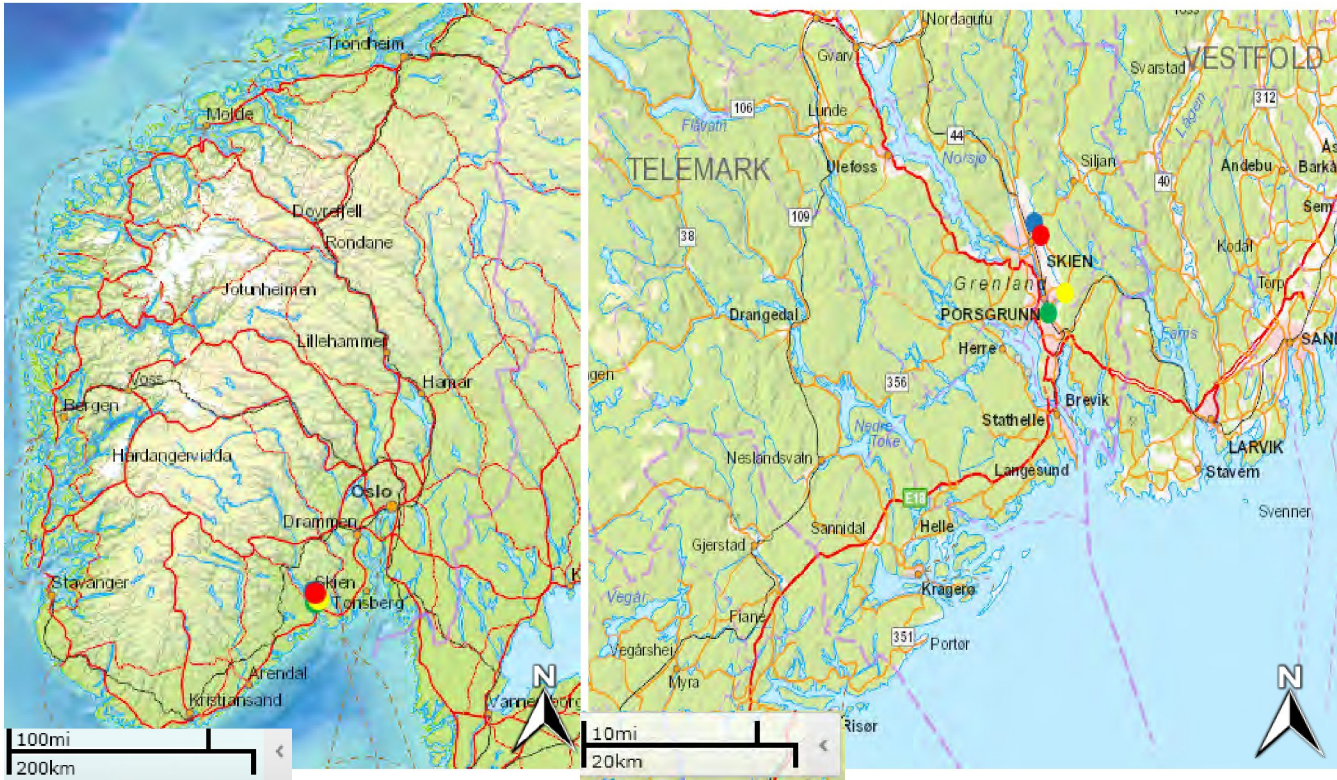
På bakgrunn av dette var det nødvendig med en oppdatert tilstandsvurdering av Børsesjøvassdraget. Målsetningen med denne oppgaven er å utføre en økologisk klassifisering, sammenligne utviklingen av tilstanden fra 2009 til 2015, vurdere effekten av tidligere gjennomførte tiltak og forslag til videre tiltaksarbeid. Følgende problemstillinger skal belyses: Har tilstanden i vassdraget blitt endret? På hvilken måte har tilstanden blitt endret? Har tidligere tiltak hatt effekt? Klassifiseringen i 2015 er sammenlignet med klassifiseringen i NIVA rapport 0- 29264 "Overvåking av Børsesjøvassdraget 2009" (Kaste m fl. 2009) for å belyse tilstandsendringer i perioden. Data fra 2009 er klassifisert på nytt. Dette studiet fokuserer på Børsesjø's fysiske-kjemiske parametere, hvilke planteplankton og vannplanter som dominerer samt hvordan dette påvirker innsjøen. I oppgaven blir det også diskutert fysiske og kjemiske variasjoner i Leirkup, samt elvas bunndyrsammfunn, og deres toleranse overfor organisk belastning. Vannkvaliteten blir vurdert i forhold til veileder 02:2013 (Direktoratsgruppen, Vanndirektivet 2013).

## 2 Områdebeskrivelse

Børsesjø og Leirkup (Børsesjøvassdraget) er beliggende i Telemark fylke, Sør-Norge (Fig.1 a & b). Leirkup strekker seg fra Børsesjø i Skien til Porsgrunnselva i Porsgrunn. Det er valgt ut fire stasjoner i denne undersøkelsen, Børsesjø og tre stasjoner i Leirkup.

a)

b)



Figur 1a & b: Geografisk plassering av prøvetakingsstasjonene Børsesjø (Blå), Leirkup v/Sneltvedt (Rød), Leirkup v/Lid (Gul) og Leirkup v/Porsgrunn (Grønn) i Telemark fylke, Sør-Norge (Finn.no).

### 2.1 Børsesjø

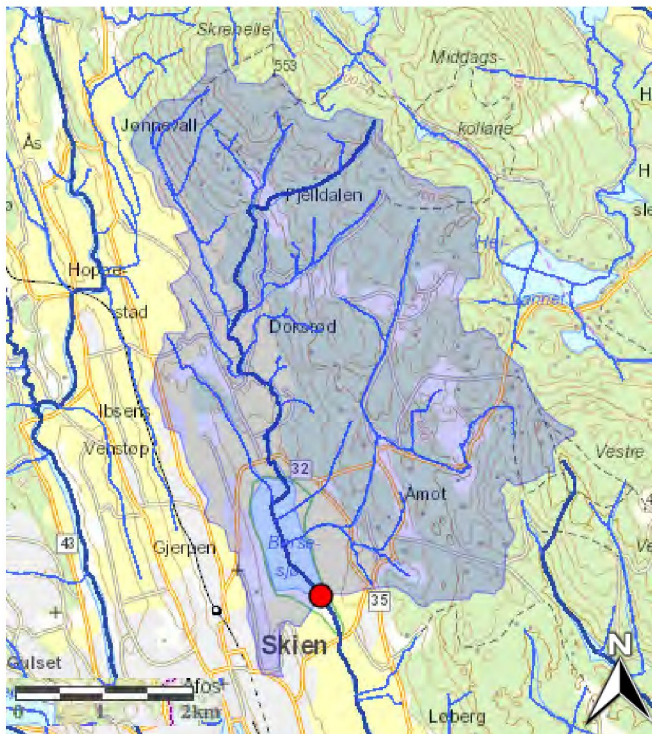
#### 2.1.1 Beliggenhet og morfologi

Børsesjø er en naturlig næringsrik innsjø med beliggenhet ca. 2 km nord for Skien sentrum, 15 moh i Telemark fylke ( Fig. 1b) (Fylkesmannen i Telemark 2008) ( $59,22^{\circ}\text{N}$ ,  $9,61^{\circ}\text{Ø}$ ). Innsjøen har frodig kantvegetasjon, et maks dyp på ca. 4 meter (avhengig av nedbør) og er forholdsvis vindutsatt. Næringsrik berggrunn, løsmasser i nedbørsfeltet, samt avrenning av næringsstoffer medvirker til at vannet er eutroft. Hele vassdraget har et nedbørsfelt på  $67 \text{ km}^2$  (Dagestad m fl. 1993), mens innsjøen har et nedbørsfelt på  $26,43 \text{ km}^2$  (Nevina.nve.no). Børsesjø har tilførsel fra tre innløpsbekker, Limibekken, Semsbekken i nord og Kjærrabekken i øst. Innsjøens eneste utløp ligger i sør ved Sneltvedt (Fig. 2 & 3). Dette vil gi større tilførsel enn tap av næringsstoffer, organisk materiale, og forhøyet vannstand i regnværperioder (Dagestad m fl. 1993).





Figur 2: Flyfoto av Børsesjø tatt 9/9-15. Foto: Harald Sørensen



Figur 3: Nedbørfelt for Børsesjø (Nevina.nve.no).

Nedbørsfeltet til Børsesjø består av skogsmark (69,47%), og dyrket mark (15,7 %), mens resterende består av myr, bebyggelse og snaufjell (Nevina.nve.no). Tilførsel samt produksjon av organisk materiale, og næring fra jordbruksområder gjør innsjøen gradvis grunnere med økt vegetasjonsutbredelse. Vestsiden av innsjøen består av beitehavner, løvskog og til dels tettbebyggelse, mens østsiden preges av landbruk, gårdsbebyggelse og skog (Faafeng 1991). Børsesjø har et overflateareal på 0,70 km<sup>2</sup>, maksimal lengde på 1,62 km og maksimal bredde på 0,58 km (Tab. 1). Innsjøen er grunn med et middeldyp på 2,1 meter (Dagestad m fl. 1993) og et maksimalt dyp målt i 2015 på ca. 4 m. I regnværperioder i 2015 er maksimalt dyp målt til 5 meter. Dybdekart vises i fig. 4. Kort oppholdstid på 32 døgn gir reduserte muligheter for algene til å danne stor biomasse. Innsjøer med kort oppholdstid er mer tolerante mot høy fosforbelastning enn innsjøer med lengre oppholdstid (Økland & Økland 2006).

Tabell 1. Morfologiske parametere for Børsesjø (Dagestad m fl. 1993, Nevina.nve.no, Fylkesmannen i Telemark 2008).

Parameter	
Nedbørsfelt (km <sup>2</sup> )	26,43
Innsjøareal (km <sup>2</sup> )	0,70
Høyde over havet (moh)	15
Maksimal lengde (km)	1,62
Maksimal bredde (km)	0,58
Maksimal dyp (m)	Ca. 4
Middeldyp (m)	2,1
Oppholdstid (dager)	32
Volum (km <sup>3</sup> )	1,46*10 <sup>-3</sup>



Figur 4. Dybdekart over Børsesjø (Dagestad m fl. 1993).

### 2.1.2 Geologi

Nedbørsfeltet er beliggende i utkanten av Oslofeltet (Reiso 2004, Fylkesmannen i Telemark 2005). Børsesjø ligger under marin grense, og består for det meste av løsmasser som torv, myr og avsatte tykke marine avsetninger (Fylkesmannen i Telemark 2005, Geo.ngu.no<sup>2</sup>). På vestsiden består berggrunnen av kalkstein, skifer samt sandstein, mens østsiden består av basalt og sandstein (Geo.ngu.no<sup>1</sup>).

### 2.1.3 Klima

Det er benyttet to ulike målestasjoner for klimadata, Gjerpen 30330 og Gjerpen 30302 (Eklima.no). Grunnen til dette er at for stasjon 30330 finnes det kun måleverdier for 2015, og ikke normalverdier. For stasjon 30302 finnes det kun normalverdier (1961- 1990) og ikke målinger for 2015. Børsesjø ligger i et område med innlandsklima, med varme somre og kalde vintre med stor variasjon sesongmessig fra år til år. Et stort nedbørsfelt med tre innløpsbekker, men kun et utløp gir store årlige variasjoner i vannstand. Ved mye nedbør kan vannstanden øke med opptil 1 meter. Normal årsmiddeltemperatur (1961- 1990) er i følge Meteorologisk institutt 5,6 °C, med varmeste måned i juli (15,4 °C) og kaldeste i februar (- 3,8°C). Årsmiddeltemperatur for 2015 var 6,9 °C. Middelttemperaturen viser at vinteren 2015 var noe varmere enn normalt, mens sommeren 2015 var kaldere enn normaltemperaturen. Den varmeste måned i 2015 var juli med middeltemperatur på 15,4°C og kaldeste i februar med middeltemperatur -0,5 °C (Eklima.no). Temperaturen for prøvetakingsdagene

er vist i tab. 2. Prøvetakingsdagene i juli og august var noe kaldere enn i normalperioden. I september og oktober var derimot prøvetakingsdagene noe varmere enn normalt.

*Tabell 2. Lufttemperatur (°C) for prøvedagene i 2015 for målestasjon Gjerpen 30330, sammenlignet med normalperioden (1961-1990) for målestasjon Gjerpen 30302 (Eklima.no).*

Dato	7/7-15	10/8-15	2/9-15	1/10-15	28/10-15
Gjerpen (°C)	16,0	15,5	13,4	10,1	5,8
Normalperiode (°C)	16,5	15,9	13,1	9,3	4,9
Avvik (°C)	-0,5	-0,4	0,3	0,8	0,9

Nedbørsmengden i 2015 var høyere enn normalnedbørsperioden (1961-1990) med 250 mm over normalen. Fordelingen av nedbør gjennom året 2015 viste stor variasjon i forhold til normalen (Tab.3). Nedbørsmengdene i Januar, februar, mars, mai, juni, juli, august, september og desember var over normalen. September skilte seg ut ved å ha omtrentlig tre ganger så høy nedbør som normalen, med et avvik på 181 mm (Eklima.no). For resterende av 2015 var nedbørsmengden under normalen.

*Tabell 3. Nedbørsmengde (mm) i 2015 for stasjon Gjerpen 30330 i forhold til normalperioden (1961-1990) ved målestasjon Gjerpen 30302 (Eklima.no).*

Måned	Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sept	Okt	Nov	Des
Gjerpen (2015) 30330 (mm)	64	43,4	57	13	145,8	89,6	109	143	270	15,4	75,8	63,4
Normalperiode 30302 (mm)	56	44	51	39	63	60	74	97	99	106	90	61
Avvik (mm)	8,2	-0,6	6,2	-26	82,8	29,6	35	56,6	181	-90,6	-14,2	2,4

#### 2.1.4 Forurensing

Børsesjø er en middels, moderat kalkrik og humøs innsjø som har moderat økologisk tilstand, og er satt i risiko for å ikke oppnå miljømålet innen 2021 (Vann-nett.no<sup>1</sup>). Innsjøen er naturlig næringsrik, men får tilførsel av organisk og uorganisk material fra landbruksaktiviteter og boligavløp (Dagestad m fl. 1993). Den største trusselen for Børsesjø er at den gradvis gror igjen. En stor del av tilførselen er fra menneskelige kilder som avrenning fra landbruket, samt spredte avløp fra bebyggelse på øst og vestsiden (Fylkesmannen i Telemark 2008, Vann-nett.no<sup>1</sup>). Ved høy vannføring og mye nedbør vil ledningsnettets miste evnen til å fange overflødig vann som skylles urensset ut i Børsesjø (Fylkesmannen i Telemark 2008). Mye nedbør vil også øke tilførselen av erosjonsmateriale. Tidligere undersøkelser i innløp og utløpsbekker viser at andelen partikler som kommer inn

er større enn andel som går ut (Dagestad m fl. 1993). Tidligere tiltak som utgraving ved innsjøens utløp har medført senkning av vannstanden. Det gis derfor ikke lenger tillatelse til tiltak som kan medføre senkning av vannstand og reduksjon av vannvolum (Fylkesmannen i Telemark 2005).

## 2.2 Leirkup

### 2.2.1 Beliggenhet og morfologi

Leirkup renner fra Børsesjø i Skien til Porsgrunnselva i Porsgrunn (Fylkesmannen i Telemark, 2008).

Stasjonene Leirkup v/Sneltvedt (15moh, N °59,21 , Ø° 9,63), Leirkup v/Lid (10 moh, N °59,16, Ø °9,69) og Leirkup v/Porsgrunn (5 moh, N° 59,14, Ø ° 9,66) (Yr.no) ligger nedstrøms Børsesjø (Fig. 5 & 6) og har et nedbørsfelt på 69,74 km<sup>2</sup> (Fig. 7) (Nevina.nve.no). Elva som er 14,82 km lang (Vann-nett.no<sup>2</sup>) er et sidevassdrag av Skiensvassdraget som renner gjennom Porsgrunn. (Tab. 4). Leirkup har sidebekker både fra øst og vestsiden. Det østlige området rundt Leirkup består for det meste av skog og landbruksområder, mens vestsiden er preget av beitehavner, løvskog og en del tett bebyggelse (Fylkesmannen i Telemark 2008). Området rundt stasjonene Sneltvedt og Lid er dominert av landbruk, mens stasjonen i Porsgrunn ligger i tett bebygdeområder med industri og offentlig bebyggelse (Hønsi 2012).



Figur 5: Beliggenheten til de tre ulike prøvetakingsstasjonene; Leirkup ved Sneltvedt (rød) (N °59,21 , Ø° 9,63), Leirkup ved Lid (gul) ( N °59,16, Ø °9,69) og Leirkup ved Porsgrunn (grønn) (N° 59,14, Ø ° 9,66) (atlas.nve.no). Blå linje= Leirkup fra Børsesjø til Porsgrunnselva.



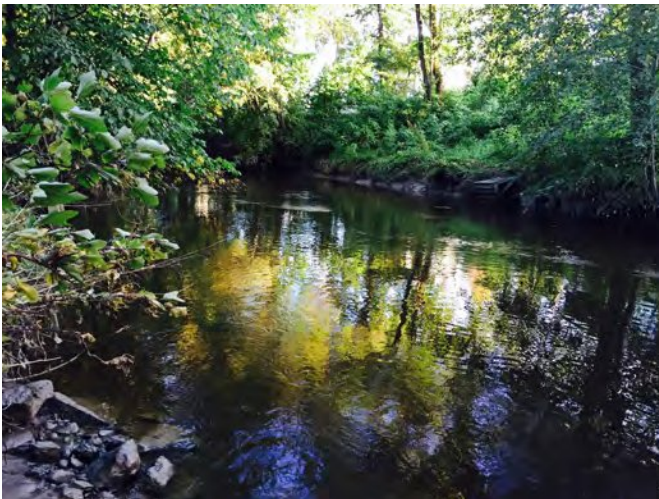
**A)**



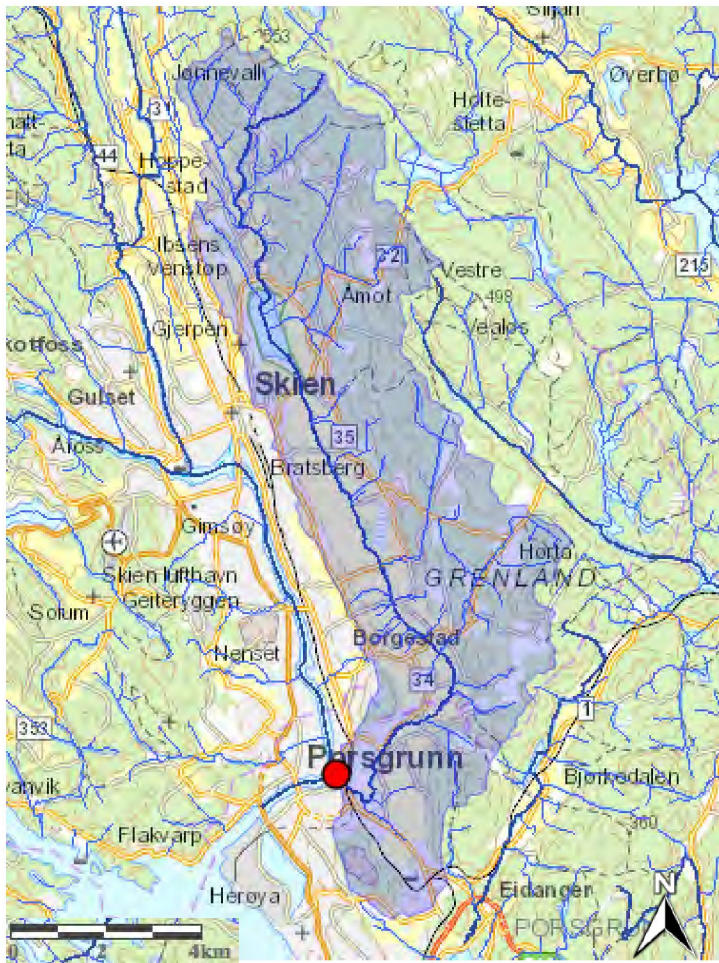
**B)**



**C)**



*Figur 6. Prøvetakingsstasjonene i Leirkup: Sneltvedt (A), Lid (B) og Porsgrunn (C). Foto: Marthe Sørensen 28/9-15.*



Figur 7: Nedbørsfelt for Leirkup (Nevina.nve.no)

Tabell 4. Morfologiske parametere for Leirkup (Nevina.nve.no, Fylkesmannen i Telemark 2008, Vann-nett.no<sup>2</sup>, yr.no).

Parameter	
Nedbørsfelt (areal) (km <sup>2</sup> )	69,74
Høyde over havet (moh)	5-15
Lengde (km)	Ca. 14,82
Gjennomsnittlig årlig vannføring (m <sup>3</sup> /sek)	1- 2

## 2.2.2 Geologi

Berggrunnen for Leirkup samsvarer med berggrunnen for Børsesjø. Fra Børsesjø mot Bratsberg består løsmassene for det meste av torv og myr, mens fra Ballestad mot Porsgrunn er det mest tykke marine avsetninger (geo.ngu.no<sup>2</sup>). Det finnes noe randvegetasjon, og tydelige spor etter jordskjelvaktivitet som har medført forkastninger. Fra Skien til Porsgrunn og ut Porsgrunnselva svinger elva nesten 120 grader ved passering av Porsgrunn by (Fylkesmannen i Telemark 2008).

## 2.2.3 Klima

Klimaet for Leirkup er også generelt likt klimaet i Børsesjø. Det er brukt samme målestasjon da dette er den nærmeste stasjonen for alle prøvetakingsstedene. Nedbørsmengden vises i Tab 3. Temperaturen i 2015 var omtrent tilsvarende normalperioden 1961- 1990. Det var noe kaldere ved prøvetaking i juni og september, mens i august var det derimot varmere enn normalt (Eklima.no) (Tab. 5).

*Tabell 5. Gjennomsnittlig døgntemperatur (°C) for prøvedagene 15/6-2015, 18/8- 2015 og 28/9-2015 i Leirkup for målestasjon Gjerpen 30330, sammenlignet med normalperioden i døgntemperatur 1961-1990 (Eklima.no).*

Dato	15/6-15	18/8-15	28/9-15
Målestasjon Gjerpen 30330 Temperatur °C (2015)	12,6	16,9	8,3
Normalperiode Gjerpen 30302 Temperatur (1961-1990) °C	15,6	15,2	9,7
Avvik Temperatur °C	-3,0	1,7	-1,4

## 2.2.4 Forurensing

Leirkup er middels, moderat kalkrik elv og er i risiko for å ikke oppnå miljømålet innen 2021. De største påvirkningskildene er avrenning fra fulldyrket mark, avløp fra spredt bebyggelse og spillvannslekkasje (Vannnett.no<sup>2</sup>). Elva har tilførsel fra bekker langs hele vassdraget og store deler av elva renner gjennom intensivt jordbruksområde (Fylkesmannen i Telemark 2008). Nedbørsfeltet er bestående av 56 % skogsmark og 25 % dyrket mark (Nevina.nve.no). Ved høy vannføring er Leirkup sterkt utsatt for jordtap, flom og erosjon, oversvømmelser, utvasking av næringsstoffer samt leirskred (Fylkesmannen i Telemark 2008). I tillegg består elva av mye finpartikulært erosjonsmasse. Dette gir tilslamming og sedimentering og påvirker elva negativt i forhold til anadromfisk (Tormodsgard 2014). 2/3 av nedbørsfeltet har avrenning direkte til Leirkup. Dette gir Leirkup større belastning med hensyn på næringsalter enn Børsesjø.



## 3 Metode

### 3.1 Prøvetaking og lagring

I følge klassifiseringsveilederen skal prøvetaking i innsjø foregå en gang månedlig i perioden mai-oktober (Direktoratsgruppen, Vanddirektivet 2013). Det ble kun foretatt prøvetakninger i Børsesjø (59,23°N, 9,62°Ø) fra juli-oktober grunnet forbud mot ferdsel i hekketiden (Forskrift om naturreservat Skien 1977). Det ble tatt prøver i begynnelsen av hver måned og i tillegg en gang i slutten av oktober 2015. Hver gang ble prøvene tatt fra samme geografiske posisjon. Vannvegetasjon ble undersøkt en gang på sensommeren i august 2015. I Leirkup ble prøvetakinger for fysisk-kjemiske vannparametere tatt i juni, august og september 2015 på tre ulike stasjoner. Prøvetaking av bunndyr i Leirkup ble gjennomført april 2015 og oktober 2015 (Tab 6).

*Tabell 6. Prøvetakingstidspunkt for fysisk-kjemiske vannparametere, vannplanter, planteplankton og bunndyr i Børsesjø og Leirkup 2015.*

Stasjon	Dato					
Børsesjø	7/7-15	10/8-15	17/8-15 (Kun vannvegetasjon)	2/9-15	1/10-15	28/10-15
Leirkup v/ Sneltvedt	7/4-15 (Kun bunndyr)	15/6-15	18/8-15	28/9-15	13/10-15 (Kun bunndyr)	
Leirkup v /Lid	7/4-15 (Kun bunndyr)	15/6-15	18/8-15	28/9-15	13/10-15 (Kun bunndyr)	
Leirkup v/ Porsgrunn		15/6-15	18/8-15	28/9-15		

## **Børsesjø**

Prøvene ble tatt over dypeste punkt i innsjøen. Siktedypet ble målt med en secchi skive, som ble senket ned i båtens skyggeside. Deretter ble det tatt blandeprøve fra eufotisk sone (2,5 x siktedypet). Prøven ble tatt med en Rutner vannhenter som en blandeprøve fra 1m, 2m, 3m og 4 meter, som ble fordelt til analyse av klorofyll a, vannkjemi og planteplankton (kvantitativt). Vannhenteren ble også brukt for å lese av temperaturen og for oksygenprøve fra bunnvann. I tillegg ble det tatt en kvalitativt planteplanktonprøve, både vertikalt og horisontalt prøvetaking, med en 25 cm planteplanktonhov. Vannprøvene ble tatt i følgende rekkefølge: Oksygen (fra 4m dyp), vannkjemi, klorofyll a, plankteplankton kvantitativt og planteplankton kvalitativt. Vannplanter ble undersøkt en gang på sensommeren med rake og vannkikkert. Undersøkelsen av Børsesjø ble utført i samsvar med overvåkingsveileder 02:2009. Tab. 7 viser metode for oppbevaring og lagring av prøvene.

## **Leirkup**

Prøvetakingene ble gjennomført på tre ulike stasjoner langs Leirkup. Prøvetakingen av fysisk-kjemiske vannparametere ble utført på tre ulike tidspunkt. Prøvene ble fylt i en 1 liters plastflaske til vannkjemi og 1 liter plastflaske til suspendert tørrstoff. Analysene av fysisk-kjemiske parametere ble utført på ALcontrol akkrediterte analyselaboratorium i Skien. Følgende parametere ble analysert: pH, alkalitet, ledningsevne, fargetall, TOC, turbiditet, tot-P, fosfat, tot-N, ammonium, nitrat, kalsium og suspendert tørrstoff (STS). Ved prøvetaking i september var det høy vannføring, trolig på grunn av mye nedbør ca. 14 dager før prøvetaking. Prøvetakingen i september var planlagt å foregå 21/9-15, samme dato som i 2009. På grunn av store nedbørsmengder måtte datoen endres for å få mest mulig representativt resultat. Undersøkelsen av bunndyr ble utført etter Norsk standard NS 4719, og samlet inn ved bruk av sparkemetode. Felt og analysearbeidet av bunndyr er utført av Steinar Tronhus. Det ble brukt en sparkehov med 25cm x 25 cm åpning, og maskevidde på 0,5 mm. Hoven ble holdt på bunnen av elven med åpningen mot strømmen. Ved sparking i bunnsubstratet, ble substratet ført inn i håven. Det ble sparket på en strekning på ca. 9 meter, og ca. 20 sek på hver meter. For hvert minutt ble hoven tømt. Bunndyrene ble lagt over i en balje, plukket opp ved hjelp av pinsett og lagt i små glassflasker med etanol. Det ble ikke tatt bunndyrprøver i Leirkup v/Porsgrunn, grunnet lite egnet substrat. For metodebeskrivelse av fysisk-kjemiske parametere se vedlegg 21.

Tabell 7. Prøvetaking og oppbevaring av prøvene fra Børsesjø 2015.

Parametere	Oppbevaring	Lagring
Oksygen	100 ml lufttette rene glassflasker med slipt propp.	Tilsetter 0,5 ml winkler I og II i felt, og 2 ml 4M H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> på lab. Settes kjølig og mørkt for kort lagring.
Anioner, Kationer, TOC	1 liters plastflaske	Settes kjølig og mørkt inntil analyse.
Total fosfor og total nitrogen	100 ml medisinflasker	Tilsetter 1 ml av 4M H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> på lab. Settes kjølig og mørkt.
Klorofyll a	1 liters plastflaske	Filtreres samme dag gjennom et glassmicrofiber filter GF/C, 45 mm. Filteret brettes og pakkes inn i aluminiumsfolie og fryses.
Fosfat PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	100 ml medisinflaske	50 ml av prøvevann filtreres samme dag gjennom 0,45 µm cellulosenitratfilter. Tilsetter 0,5 ml 4M svovelsyre. Settes mørkt og kjølig.
Jern og mangan	100 ml syrevaskede glassflasker	Filtreres samme dag gjennom et filter 0,45µm cellulosenitratfilter. Tilsetter 1 ml 7M salpetersyre (HNO <sub>3</sub> ). Settes mørkt og kjølig.
Planteplankton	100 ml glassflaske	Tilsetter fytofix (lugols løsning) i felt. Settes kjølig og mørkt inntil analyse
Vannplanter	Rive, vannkikkert, planter samlet i bøtte med vann.	Analyseres med engang med flora.

## 3.2. Analysemetoder

Analysearbeidet for vannprøvene fra Børsesjø ble gjennomført på Høgskolen i Telemark avdeling Bø. Klorofyll a og prøver for metallioner samt fargetall ble filtrert. Analyse av pH, ledningsevne, alkalitet, fargetall og turbiditet ble gjennomført samme dag som feltarbeidet.

### 3.2.1 Fysisk-kjemiske parametere

Analysen av fysisk-kjemisk parametere ble utført etter Norsk standard (Tab.8).

Tabell 8. Oversikt over norsk standard, og instrumenter som ble brukt under analysearbeidet ved Høgskolen i Telemark.

Parameter	Standard	Instrument	Merknad
pH	NS 4720	PHM 210- Standard pH-meter	
Konduktivitet	NS-ISO 7888	WTW LF320-Conductivity meter	
Turbiditet	Intern metode	Turbiquant 1100 IR (Merck)	
Alkalinitet	NS 4754	Autotritator Mettler DL25	Korrigeres ved alkalinitet lavere enn 0,7 mmol/L $\text{HCO}_3^-$
Oksygen	NS 4734	Autotritator Mettler DL25	
Fargetall	NS-EN ISO 7887	Perkin-Elmer UV/VIS Spectrometer Lambda 25	Filtreres samme dag gjennom et filter 0,45 $\mu\text{m}$ cellulosenitratfilter
Klorofyll a	NS 4766	Perkin Elmer UV/VIS spectrometer Lambda 25, med kuvettelengde 50 mm. Bølgelende 665 nm og 750 nm.	

Parameter	Standard	Instrument	Merknad
TOC	Intern metode	Analytical-Aurora model 1030	
Total fosfor	NS 4725	Perkin Elmer UV/VIS spectrometer Lambda 25, kuvettelengde 10 mm. Bølgelengde 880 nm.	15 ml av prøvevann ble pipettert og tilsatt 0,15g kaliumperoxodisulfat ( $K_2S_2O_8$ ). Deretter ble det trykkokt i en Certoclav-Tech-Autoclav. 0,6 ml av ammoniummolybdat og 0,6 ml askorbinsyre ble tilsatt.
Total nitrogen	NS 4743	Flow Injector Analyser (FIALab-2500- analyser)	10 ml av prøvevannet ble pipettert og tilsatt 5ml oksidasjonsløsning (10g $K_2S_2O_8$ + 16 g NaOH). Deretter ble prøven trykkokt i Certoclav-Tech-Autoclav
Jern	NS 4770 og NS 4773	PerkinElmer Atomic Absorption Spectrometer AAnalyst 400	
Mangan	NS 4770 og NS 4774	PerkinElmer Atomic Absorption Spectrometer AAnalyst 400	
Kationer $NH_4^+$ , $K^+$ , $Ca^{2+}$ , $Na^+$ , $Mg^+$	Intern metode basert på Dionex IC-1100 Ion Chromatography systems operator`s Manual	Dionex IC 1100 ionekromatograf	Hver prøve ble helt over i PolyVials 5 ml beger. PolyVials 5 ml filter caps ble trykket ned i begeret, deretter ble prøvene satt inn i ionekromatografen.

Parameter	Standard	Instrument	Merknad
Anioner $\text{SO}_4^{2-}$ , $\text{Cl}^-$ , $\text{NO}_3^-$	Intern metode basert på Dionex IC-1100 Ion Chromatography systems operator`s Manual.	Dionex IC 1100 ionekromatograf	Hver prøve ble helt over i PolyVials 5 ml beger. PolyVials 5ml filter caps ble trykket ned i beget, deretter ble prøvene satt inn i ionekromatografen.
Fosfat $\text{PO}_4^{3-}$	Modifisert utgave av NS 4724	Perkin Elmer UV/VIS spectrometer Lambda 25, kuvettelengde 10 mm. Bølgelengde 690	15 ml filtrert vann ble pipettert ut og tilsatt 0,6 ml av ammoniummolybdat og 0,6 ml askorbinsyre.

### 3.2.2 Planteplankton

Det ble tatt kvalitative og kvantitative planteplanktonprøver. De kvalitative planteplanktonprøvene hvilket ble samlet inn ved bruk av hov, ble analysert i et vanlig lysmikroskop (Olympus CX21) for å vurdere hvilke arter/slekter prøven inneholdt samt hvilke som dominerte. Planteplanktonprøvene ble undersøkt med 100x og 400x forstørrelse, hvor en dråpe fra prøveglasset ble satt på et objektglass og et dekkglass ble lagt over. For å bestemme planteplanktonsammensetning ble følgende litteratur brukt: "Växtp planktonkompendium av Blomquist & Olsen" (1981), "vaxtp planktonflora av Tikkanen og Willèn"(1992) og "Dansk planteplankton " av Nygaard & Kristiansen (2001).

Den kvantitative planteplanktonprøvene ble brukt til å bestemme PTI-indeksen, Totalt biovolum og Cyanomax. Tellingen og beregningen ble gjennomført i henhold til Methods for quantitative Assessment of Phytoplankton in freshwaters, part 1 (Ollrik m fl. 1998) og Räkning sförfarande av växtp plankton vid laboratoriet för miljökontroll (Willèn & Tirén 1985). Blandep røven ble homogenisert ved å riste flasken ca. 100 ganger før analyse. Deretter ble prøvevannet helt over i sedimentasjonskammer. Det ble brukt ulike størrelser på sedimentasjonskammerne, 10 ml og 25 ml, alt etter mengden av planteplankton i vannet. Sedimentasjonskammerne stod mørkt over natta, for at det biologiske materialet skulle sedimentere til bunns. Dagen etterpå ble en tynn glassplate brukt til å skyve kammeret av, slik at det sedimenterte materialet i kammeret ble liggende igjen. Deretter kunne det legges inn i et omvendt mikroskop (Olympus CK2). Det ble brukt både 100x og 400x forstørrelse. 100x forstørrelse ble benyttet for å telle større arter som *Ceratium hirundinella* som ble telt over hele kammeroverflaten. Et rutenett med kjent lengde på sidene ble brukt for å anslå størrelsen på artene. Ved 400x forstørrelse ble 50 ruter telt total diagonalt både loddrett og vannrett på kammeret, deretter telt tilfeldig fordelt over hele kammerflaten.

For å bruke planteplankton som et biologisk kvalitetselement i klassifiseringen brukes parameterne klorofyll a, totalt biovolum, PTI og cyanomax.

### **Planteplankton Trofisk Indeks (PTI):**

Først beregnes fraksjonen ( $a_j$ ) av hver art (biovolum av hver enkelt art divideres på totalt biovolum). Videre multipliseres fraksjonen ( $a_j$ ) med hver takson sin indikatorverdi/optimum langs trofigraden ( $s_j$ ). Deretter summeres fraksjonen og fraksjon\*optimum hver for seg. Til slutt divideres summen av fraksjon\*optimum med summen av fraksjonen (Direktoratsgruppen, Vanndirektivet 2013). PTI regnes ut ved formel:

$$PTI = \frac{\sum_{j=1}^n a_j s_j}{\sum_{j=1}^n a_j}$$

**Totalt biovolum:** Det totale volum for hver art i en prøve summeres. Deretter tas et gjennomsnitt av alle prøvene.

**Cyanomaks:** Brukes kun om verdien forverrer totalvurderingen av planteplankton. Det benyttes maksimalt volum av cyanobakterier (mg/l) som er målt gjennom prøvetakingsperioden (Direktoratsgruppen, Vanndirektivet 2013).

### 3.2.3 Vannplanter

Vannvegetasjon ble undersøkt i hele innsjøen med rive og vannkikkert i samsvar med overvåkingsveileder 02:2009. Vannplantene ble artsbestemt ved hjelp av Norsk flora av Lid & Lid (2005). Forholdet mellom antall sensitive arter og tolerante arter ble undersøkt. Kvantifiseringen av vannplantene ble utført etter en semikvantitativ skala hvor 1 = sjelden, 2 = spredt, 3 = vanlig, 4 = lokalt dominerende og 5 = dominerende. For å benytte vannplanter i klassifiseringen brukes kun ekte vannplanter og ikke sivvegetasjon. Det benyttes trofisk indeks (TIC), som baseres på forholdet mellom sensitive og tolerante arter overfor eutrofiering.  $N$  = antall arter,  $N_S$  = antall sensitive arter,  $N_T$  = antall tolerante arter (Direktoratsgruppen, Vanndirektivet 2013).

$$TIC = \frac{N_S - N_T}{N} \times 100$$

### 3.2.4 Bunndyr

Bunndyr benyttes som biologisk kvalitetselement i klassifisering av elver ved bruk av ASPT-indeks. ASPT indeks benyttes for vurdering av organisk belastning, og benytter forekomst av familier. Hver familie gis en toleranseverdi, og toleranseverdien summeres og deles på antall familier. Toleranseverdiene er satt etter en skala der 1 er mest tolerant og 10 er minst tolerant i forhold til organisk belastning (Direktoratsgruppen, Vanndirektivet 2013).

$$\text{ASPT} = \frac{\text{Sum toleranseverdier alle familier}}{\text{Antall familier}}$$

### 3.2.5 Feilkilder

I begynnelsen av september økte nedbørsmengdene svært mye. Dette kan ha resultert i unormalt høye konsentrasjoner av næringsstoffer, klorofyll a samt biomasse. På grunn av forbud mot ferdsel i Børsesjø i hekketiden, er mai og juni ikke med i prøvetakingsperioden, og kan ha påvirket resultatene. Det ble ikke tatt bunndyr ved stasjonen Leirkup v /Porsgrunn grunnet uegnet substrat. Dette påvirket klassifiseringen ved at økologisk tilstand for Porsgrunn ikke kan fastsettes.

Suspendert tørrstoff (STS) tatt under flom skal ekskluderes fra klassifisering, da dette kan gi ekstremverdier. STS måler uorganiske og organiske fraksjoner. Det skulle derfor i tillegg vært målt SGR (suspendert gløderest) som gir et mål på den uorganiske andelen av STS. Dette ble oppdaget i etterkant av prøvetakingen. Likevel viste mengden STS (mg/l) på stasjonen Sneltvedt og Lid lav verdi og SGR ville ikke hatt påvirket resultatet. Selv om stasjonen Lid har 30% leirdekningsgrad, kan leirdekningsgraden variere mye innen en regine enhet. I tillegg viste STS verdier som er under grenseverdien. Med kun to prøver å gå ut i fra (etter fjernet mengde i september), er det utfordrende å komme med en sikker vurdering. Det kan være at stasjonen ligger på grensen til å være leirpåvirket. Stasjonen i Porsgrunn viste større variasjon og høyere verdi av STS, samt at leirdekningsgraden er 30%. Ved å bruke medianverdien av STS etter fjernet mengde i september, er stasjonen leirpåvirket. Medianen av STS er likevel et usikkert estimat å gå ut i fra da STS mengden økte svært mye i august, og er trolig et resultat av erosjon. Å bruke medianen fra kun to prøver er unøyaktig og den naturlige mengden av STS vil sannsynligvis være noe lavere. Området rundt stasjonen i Porsgrunn har høye elveskråninger og er utsatt for erosjon. Derfor kan store variasjoner av STS forekomme naturlig ved denne stasjonen. Derfor klassifiseres stasjonen som leirpåvirket, av den grunn at STS viste stor variasjon og leirdekningsgraden i nedbørsfeltet er 30 %. Det er kun tatt tre prøvetakinger, der kun to tas med og det må tas forbehold om at resultatet er for usikkert til å konkluderes med.

Klassifiseringen er utført etter veileder 02:2013, og ikke etter nåværende veileder 02:2013- revidert 2015. Grunnen til dette er at reviderte veileder kom sent i arbeidsprosessen. I Leirkup ble det kun tatt tre



prøvetakinger. I følge overvåkingsveileder 02:2009 er minstefrekvens for prøvetaking i elver fire ganger. Grunnen til dette var at målingene skulle sammenlignes med tidligere målinger gjort i 2009 da det også ble tatt tre målinger.

### 3.2.6 Typifisering og klassifisering

Klassifiseringen og typifiseringen ble gjort i henhold til klassifiseringsveileder 02:2013 (Direktoratsgruppen, Vanndirektivet 2013). Da Veileder 02:2013 er mangelfull, ble også klassifiseringsveileder 01:2009 (Direktoratsgruppen, Vanndirektivet 2009), og NIVA- rapport 5708-2008 (Solheim m fl. 2008) brukt i klassifiseringen.

For å bestemme innsjøtype benyttes følgende typologifaktorer: høyde over havet (moh), kalsium (mg/l), alkalitet (mekv/l), fargetall (mgPt/l), TOC (mg C/l) og middeldyp (m). For elver blir høyde over havet (moh), kalsium (mg/l), alkalitet (mekv/l), fargetall (mg Pt/l), TOC (mg C/l) og størrelse av nedbørsfelt (km<sup>2</sup>) anvendt. Lokalteter defineres som leirvassdrag dersom STS > 10 mg/L, SGR (uorganisk andel av STS) er 80% og leirdekningsgraden i nedbørsfeltet oppstrøms prøvetakingsstasjonen > 20 % (Solheim m fl. 2008). For STS brukes medianverdier (Direktoratsgruppen, Vanndirektivet 2013). Eriksen mfl. (2015) mener at leirdekningsgraden innen en regineenhet kan variere mye, og vil derfor alene være et usikkert estimat for å fastslå leirpåvirkningen (Eriksen m fl. 2015). Systemet for beregning av leirdekningsgrad er utarbeidet av Haakon Borch v/NIBIO (Bioforsk). Fremgangsmåten for beregning av leirdekningsgrad er beskrevet i rapport NIVA 5708-2008 (Solheim mfl. 2008), og kan beregnes fra NGU's (Norges geologiske undersøkelse) løsmassekart.

Klassifisering av leirpåvirkede vannforekomster er mangelfull. Det finnes kun klassegrenser for leirpåvirkede elver, og ikke for leirpåvirkede innsjøer. For leirpåvirkede elver finnes det kun klassegrenser for fysisk-kjemiske støtteparametere (tot-N, tot-P), og kun klassegrensen mellom god/moderat. For å klassifisere med hensyn på bunndyr som biologisk kvalitetselement i leirvassdrag benyttes ASPT –indeks med klassegrenser for ikke leirpåvirkede vassdrag (Eriksen m fl. 2015). For å kunne kombinere de ulike parameterne i klassifiseringen må EQR utregnes, og deretter normaliseres.

For innsjøer med eutrofiering som hovedpåvirkning er utregningen av EQR utført etter formler: (Direktoratsgruppen, Vanndirektivet 2013).

Beregning av EQR verdi for klorofyll a

$$EQR = \text{Referanseverdi} / \text{Observertverdi}$$

Beregning av EQR verdi for totalt biovolum PTI, Cyanomax

$$EQR = \frac{\text{Observertverdi} - \text{maksimumverdi}}{\text{referanseverdi} - \text{maksimumverdi}}$$

Beregning av EQR verdi for vannvegetasjon

$$EQR = \frac{\text{Observertverdi} + 100}{\text{referanseverdi} + 100}$$

Beregning av EQR verdi for fysisk-kjemiske støtteparametere

$$EQR = \text{Referanseverdi} / \text{Observertverdi}$$

Beregning av EQR verdi for siktedyp

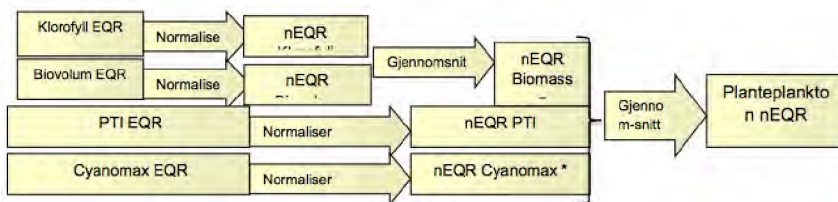
$$EQR = \text{Observertverdi} / \text{referanseverdi}$$

For å kombinere alle kvalitetselementene må EQR verdiene normaliseres:

$$\left[ \left( \frac{EQR - \text{nedre EQR klassegrense}}{\text{øvre EQR klassegrense} - \text{nedre EQR klassegrense}} \right) \times 0,2 \right] + \text{nedre nEQR grense}$$

**Planteplankton:**

For klorofyll a (µg/l), totalt biovolum (mg/l) og PTI brukes gjennomsnittet av alle prøvene. For cyanomax brukes høyeste observerte mengde (mg/l). Klorofyll a, total biovolum, PTI og cyanomax gjøres om til EQR-verdier, deretter til normalisert EQR. Videre beregnes gjennomsnittet av normaliserte EQR-verdier for klorofyll a og totalt biovolum som tilsvarer normalisert biomasse. Til slutt tas gjennomsnittet av normalisert EQR for biomasse og normalisert EQR for PTI. Cyanomaks (mg/l) tas kun med dersom normalisert EQR-verdi er lavere enn gjennomsnittet for de øvrige parameterne (Fig. 8).



Figur 8 : Fremgangsmåte for beregning av tilstandsklassen for planteplankton (Vanndirektivet, Direktoratgruppen 2013).

## Vannvegetasjon:

For vannvegetasjon benyttes TIC- indeks som observert verdi.

## Fysisk-kjemiske støtteparametere:

For tot-N, tot-P og siktedyp benyttes middelverdien av månedlige prøver tatt mai - oktober. Siktedyp er humuskorrigert i henhold til siktedypsgrenser fra Veileder 02:2013 (Direktoratsgruppen, Vanndirektivet 2013). Fysisk-kjemiske støtteparametere tas kun med dersom totalvurderingen av de biologiske kvalitetselementene gir god eller svært god tilstand.

For elver påvirket av eutrofiering og organisk belastning er utregningen av EQR for bunndyr ASPT-indeks utført etter formler:

$$\text{EQR} = \text{Observervertverdi} / \text{referanseverdi}$$

## Fysisk – kjemiske støtteparametere i elver

For elver som ikke er leirpåvirket er fremgangsmåten lik EQR beregningen for fysisk-kjemiske støtteparametere for innsjøer. For leirvassdrag er fremgangsmåten annerledes. Leirdekningsgraden i vassdraget beregnes for å finne riktig naturtilstand (Tab. 9). Det finnes kun klassegrensen god/moderat for totalfosfor i leirvassdrag. Av den grunn er det kun mulig å antyde om tilstanden ligger over eller under god/moderat grensen.

Nitrogenavrenning ser ut til å ha liten sammenheng med leire. Av den grunn kan klassegrenser for ikke leirpåvirket elver brukes (Solheim m fl. 2008).

Tabell 9 : Naturtilstand og god/moderat grensen for totalfosfor i (Solheim m fl. 2008).

Vassdragstype	Naturtilstand for TotP µg/L	God/moderat grense for TotP, µg/L	God/moderat EQR for TotP
Leirvassdrag m 40% leirdekningsgrad	30	60	0,5
Leirvassdrag m 30% leirdekningsgrad	25	50	0,5
Leirvassdrag m 20% leirdekningsgrad	20	40	0,5

## 4 Resultater og Diskusjon

### 4.1 Typifisering

#### **Børsesjø**

Børsesjø ble typifisert som svært grunn, moderat kalkrik innsjø (17 mg  $\text{Ca}^{2+}$  /l og 0,9 mekv  $\text{HCO}_3^-$ /l) og humøs (TOC 10,5 mg C/l og fargetall 53 mg Pt /L) (Tab.10). Børsesjø tilhører vanntype L-N8 og L-N-M202 og er innsjøtype nr. 9.

#### **Leirkup ved Sneltvedt**

Leirkup ved Sneltvedt ble typifisert som moderat kalkrik (16 mg  $\text{Ca}^{2+}$ /l og 0,9 mekv  $\text{HCO}_3^-$ /l), og humøs elv (TOC 8,8 mg C /l og fargetall 65 mg Pt/l). STS verdiene er for lave til at den kan karakteriseres som leirpåvirket, ( $>10$  mg STS/ L) og tilhører derfor elvetype nr. 8 (Tab. 10).

#### **Leirkup ved Lid**

Leirkup ved Lid er en moderat kalkrik (15 mg  $\text{Ca}^{2+}$ /l og 0,8 mekv  $\text{HCO}_3^-$ /l) og humøs (TOC 8,7 mg C/l og fargetall 69 mg Pt/l) elv. Leirdekningsgraden er beregnet til 30 % , men STS verdiene er under grensen for å være leirpåvirket ( $> 10$  mg STS /L). Stasjonen tilhører elvetype nr. 8.

#### **Leirkup ved Porsgrunn**

Leirkup ved Porsgrunn er en kalkrik (22 mg  $\text{Ca}^{2+}$ /l og 1,2 mekv  $\text{HCO}_3^-$ /l), humøs ( 8,9 mg C/l og fargetall 70 mg Pt/l) elv. STS verdien varierte svært mye, og ut i fra NGU`s løsmassekart ble leirdekningsgraden beregnet til 30% (Vedlegg 20). Stasjonen blir typifisert som leirpåvirket type nr. 11.

Tabell 10: Typifisering av Børsesjø, Leirkup ved Sneltvedt, Lid og Porsgrunn i henhold til klassifiseringsveileder 02:2013 (Direktoratsgruppen, Vanndirektivet 2013).

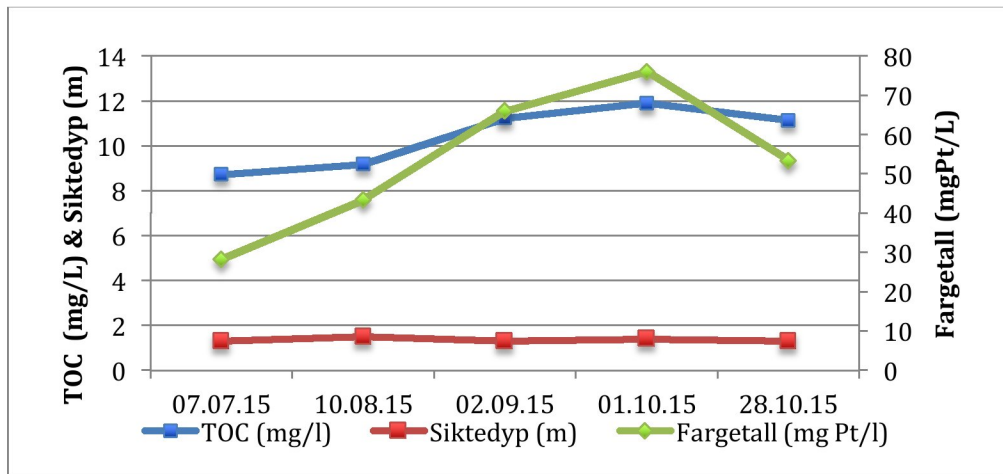
Parametere	Børsesjø	Leirkup v/Sneltvedt	Leirkup v/Lid	Leirkup v/ Posrgunn
Økoregion	Østlandet	Østlandet	Østlandet	Østlandet
Klimaregion	Lavland	Lavland	Lavland	Lavland
Størrelse	Middels	Middels	Middels	Middels
Middeldyp (m)	Svært grunn < 3			
Kalsium mg/l	17	16	15	22
Alkalitet mekv/l	0,9	0,9	0,8	1,2
Farge mgPt/l	53	65	69	70
TOC mg/l	10,5	8,8	8,7	8,9
Typekode	L-N8			
Type nr	Innsjøtype: 9	Elvetype: 8	Elvetype: 8	Elvetype: 11
Typebeskrivelse	Moderat kalkrik, humøs	Moderat kalkrik, humøs	Moderat kalkrik, humøs	Leirpåvirket STS > 10 mg/l
STS (mg/l) median		2,45	8,25	50,75

## 4.2 Børsesjø

### 4.2.1 Fysisk-kjemiske parametere

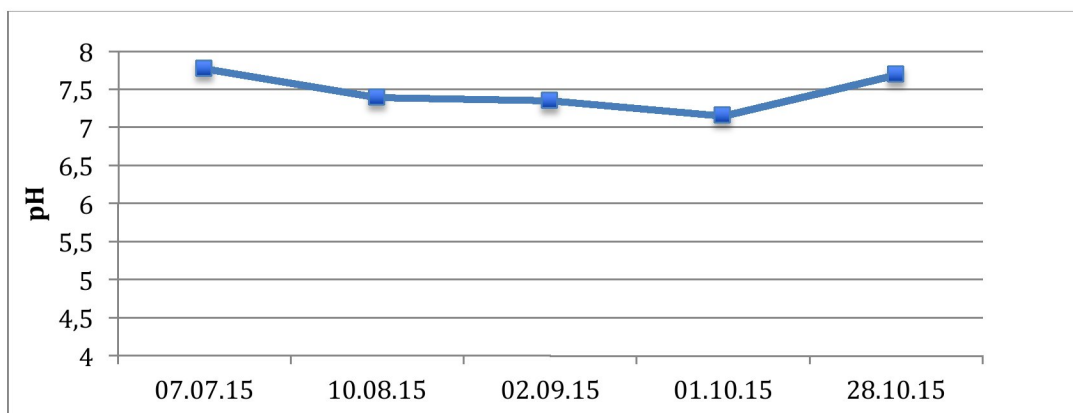
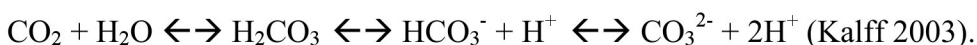
Det var liten variasjon i temperaturen nedover i vannmassene ved alle prøvetakningene. Den høyeste temperaturen var ca. 20 °C i hele vannet i juli. Lavest temperatur ble målt i oktober (ca. 6 °C i hele vannmassen). Størst variasjon ble observert i august der temperaturen i vannoverflaten var på 18,3 °C, mens bunnvannet var 16,9 °C. Den stabile temperaturen tyder på sirkulasjon i hele vannmassen. Da Børsesjø er relativt grunn (ca. 4 m) og vindutsatt er det lite som skal til for at innsjøen blir omrørt (Dagestad m fl. 1993). I følge Kalff (2003) er en innsjø som blandes mange ganger i året eller alltid polymiktisk, og vil ikke sjiktes før dypet er > 3 m. På bakgrunn av dette kan det virke som Børsesjø er en polymiktisk innsjø, som sirkulerer stort sett hele tiden under den isfrie perioden.

Fargetall og TOC viste samme mønster. Begge viste lavere verdier i juli og august enn i september og oktober. Nedbørsmengdene økte fra 109 mm i juli til 143 mm i august. I september økte nedbørsmengdene til 270 mm. Dette har trolig medført økt avrenning og dermed økt TOC og fargetall (Fig.9). Fargen mot secchi-skiven var gul-brun, som er typisk for humøse innsjøer (Kalff 2003).



Figur 9: TOC (mg C/l), siktedyp (m) og fargetall (mgPt/l) i Børsesjø i prøveperioden juli til oktober 2015.

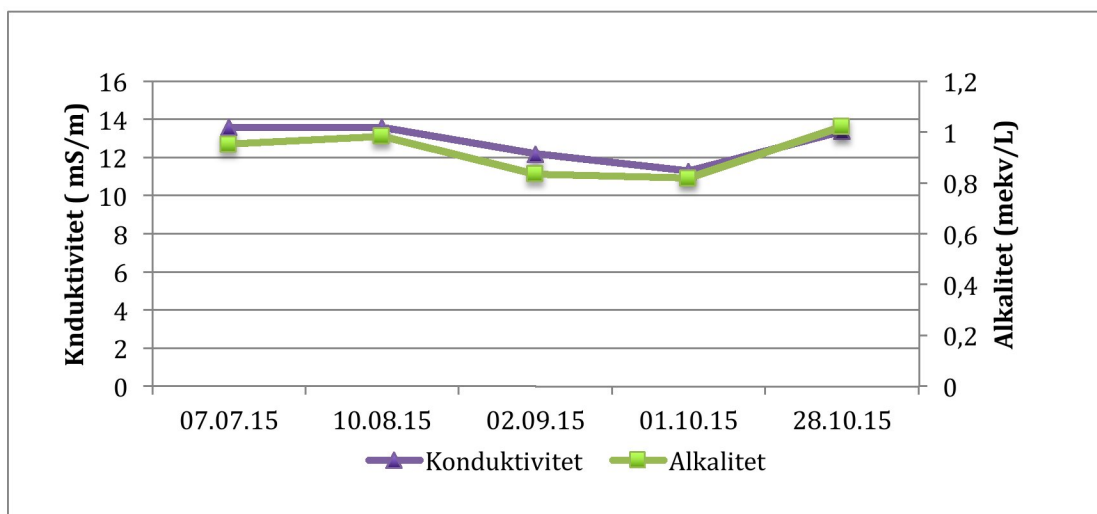
Siktedypet varierte fra 1,3 m i juli til 1,5 m i august, men avtok igjen i september (1,3 m) og oktober (1,3 m - 1,4 m). Det avtagende siktedyp i september skyldes trolig økt algemengde samt økt mengde humus i vannet. Det var godt samsvar mellom variasjon i siktedyp og planteplanktonbiomassen i vannet. Når siktedypet økte i august avtok biomassen. Høy og jevn pH (7,1-7,8) kan skyldes gode produksjonsforhold (Fig. 10). Økt algemengde øker O<sub>2</sub> mengden i overflatevannet på grunn av forhøyet fotosyntese, samtidig som CO<sub>2</sub> forbrukes. Under nedbrytning blir CO<sub>2</sub> og H<sup>+</sup> ioner produsert, som senker pH (Cole 1994). Disse prosessene i vann styres av en kjemisk likevekt som forskyves mot høyre eller venstre avhengig av om CO<sub>2</sub> dannes eller forbrukes (Kalff 2003, Økland & Økland 2006). Likevekten er viktig for vannets bufferegenskaper.



Figur 10 :pH i Børsesjø i prøveperioden juli til oktober 2015.

Høy alkalitet (0,82 – 1,0 mekv/L) samsvarer med høy pH. Dette indikerer høy produksjon og fotosyntese i øvre vannlag som gir assimilasjon av bikarbonat ( $\text{HCO}_3^-$ ) og økt frigjørelse av  $\text{OH}^-$ . Alkalitet og pH var relativt høye (Fig 10 & 11) sammenlignet med gjennomsnittsverdier fra Østlandet (Økland & Økland 2006). Vann med høy alkalitet inneholder mye bikarbonat, så lenge bikarbonat er tilstede vil pH forandres lite (Likens 2010).

Bikarbonat er dominerende ved pH 6,6-10,5. Børsesjø har et høyt innhold av kalsium (16-19 mg/l). Kalsium kan reagere med karbonat  $\text{CO}_3^{2-}$  og gi kalsiumkarbonat  $\text{CaCO}_3$ . Reaksjonen kan også foregå motsatt ved høye  $\text{CO}_2$  mengder i vannet.  $\text{CaCO}_3$  løses opp og omdannes til  $\text{Ca}^{2+}$  og  $2\text{HCO}_3^-$  (Kalff 2003, Økland & Økland 2006). Dette vil være aktuelt i Børsesjø, da innsjøen ligger under marin grense med kalkrik berggrunn.

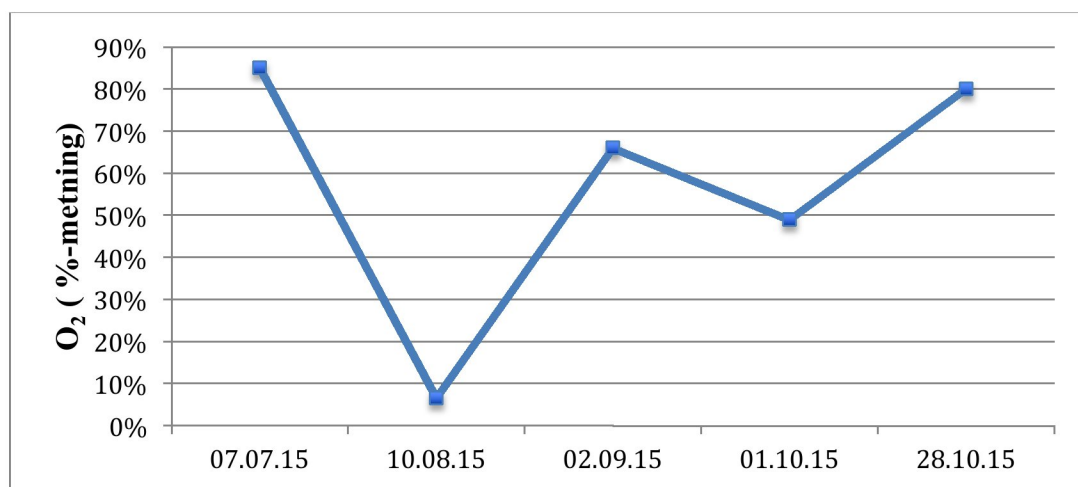


Figur 11 :Alkalitet og konduktivitet i Børsesjø i prøveperioden juli til oktober 2015.

Konduktivitet er vannets evne til å lede elektrisk strøm og er et mål på vannets innhold av ioner (Kalff 2003). I følge Økland & Økland (2006) har norske innsjøer som ligger i lavlandet vanligvis konduktivitetsverdier mellom 1-5 mS/m. Innsjøer beliggende under marin grense har vanligvis konduktivitet på 5-15 mS/m. Konduktivitetsverdiene i Børsesjø varierte lite, men tilsier et ionerikt vann (11,3-13,6 mS/m). Høyeste verdi ble målt i juli (13,6 mS/m) og lavest i oktober (11,3 mS/m). Børsesjø hadde høye verdier av kationer og anioner sammenlignet med gjennomsnittsverdier fra 1000 innsjøer beliggende på Østlandet. Turbiditet er et mål på uklarhet i vannet (Økland & Økland 2006). Turbiditeten i Børsesjø varierte fra 2,6 til 4,8 NTU. Variasjonen i siktedyp og turbiditet fulgte omtrent samme mønster. Når turbiditet økte, avtok siktedypet. Økt turbiditet og lavere siktedyp kan trolig skyldes den økende nedbøren på høsten.



Oksygenmengdene i bunnvannet til Børsesjø varierte fra 6,5 % til 85 % metning (Fig.12). Lavest oksygenmetning var i august (6,5%), mens høyest oksygenmetning var i juli (85%). Oksygenmengdene viste undermetning gjennom hele prøvetakingsperioden. I følge Kalff (2003) er løseligheten til oksygen i vann avhengig av fysiske (temperatur, vind, diffusjon) og biologiske (fotosyntese, nedbrytning, morfologiske forhold) faktorer. Børsesjø har et stort overflateareal, men er relativt grunn. Dette gjør innsjøen svært vindutsatt og oksygen fra overflaten blandes lett inn i vannmassen. Det grunne dypet skulle normalt ha gitt gode lysforhold i hele vannmassen (Dagestad m fl. 1993), og fotosyntese i store deler av vannet, som skulle gitt overmetning. Da oksygenmengdene i bunnvannet likevel gir undermetning skyldes dette trolig høy nedbrytning av organisk materiale. Børsesjø har et høyt innhold av humus (28- 76 mg Pt/l, 8,7-11,9 mg C/l). Samtidig som fotosyntesen gir økte oksygenmengder, gir de store mengder av organisk materiale i Børsesjø så stor nedbrytning at oksygeninnholdet aldri ble mettet. Dette samsvarer med siktedypet som var lavt (1,3 – 1,5 m) og tilsier at fotosyntesen kun foregår i det øverste vannlaget.



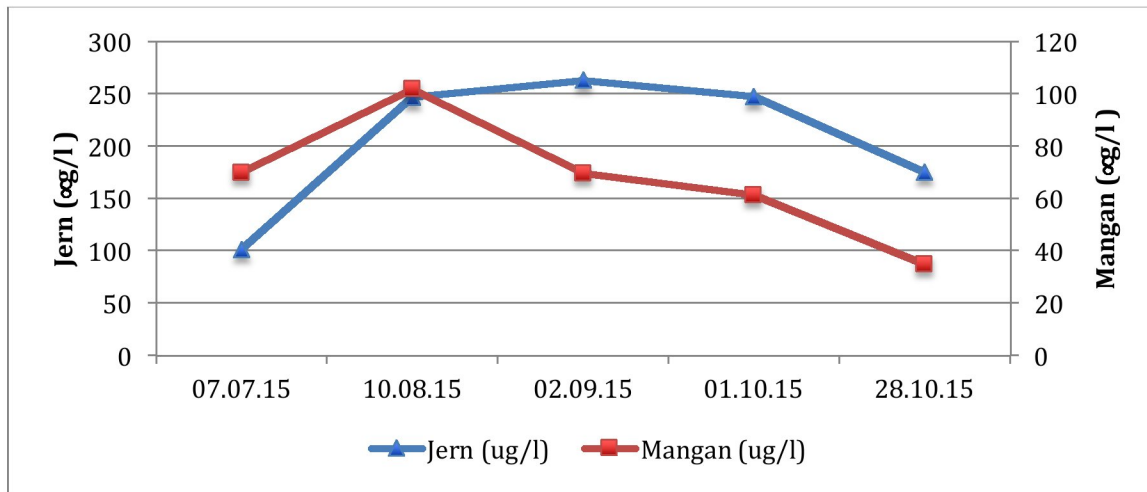
Figur 12: Oksygenmetning i bunnvannet (%) til Børsesjø i prøveperioden juli- oktober 2015.

Oksygenmetningen og algebiomassen fulgte samme variasjon gjennom prøvetakingen. Store algebiomasser vil gjennom fotosyntese danne O<sub>2</sub> og forbruke CO<sub>2</sub> (Økland & Økland 2006). I august var oksygenmetningen (6,5 %) og algebiomassen lavest (3,1 mg/l). Den lave oksygenmetningen kan skyldes nedbrytning av organisk materiale produsert tidligere i sesongen, samt tilførsel fra omgivelsene rundt. Det kan også skyldes at nedbrytningen av organisk materiale foregår raskere enn biomassen blir bygd opp. En annen grunn kan være at fotosyntesen avtar som følge av lavere biomasse. I Børsesjø varierte jernkonsentrasjonene mellom 101- 263  $\mu\text{g/l}$  og mangankonsentrasjonene mellom 35- 101  $\mu\text{g/l}$ . Ved anaerobe forhold kan jern og mangan løses fra berggrunnen og gi høyere konsentrasjoner enn under aerobe forhold (Wetzel 2001, Likens 2010).

Jernkonsentrasjonen var lavest i juli (101  $\mu\text{g/l}$ ) og oktober (175  $\mu\text{g/l}$ ) da oksygenmetningen var størst (85%). I august sank oksygenkonsentrasjonen (7%), mens jernkonsentrasjon (247  $\mu\text{g/l}$ ) og mangankonsentrasjonen økte (101  $\mu\text{g/l}$ ) (Fig.13). Under anaerobe forhold, der mye organisk stoff nedbrytes kan jern og mangan reduseres til



$\text{Fe}^{2+}$  og  $\text{Mn}^{2+}$ . Dette kan gi innsjøen internbelastning ved at  $\text{PO}_4^{3-}$  løses ut fra sedimentet. Når  $\text{Fe}^{2+}$  treffer oksygenrikt vann vil det raskt oksideres til  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  og felles ut. Ved aerobe forhold kan  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  binde seg til fosfat og danne uløselig jernfosfat (Kalff 2003).



Figur 13: Jern (ug/l) og Mangan (ug/l) i Børsesjø i prøveperioden juli- oktober 2015.

Næringsstoffene total fosfor og total nitrogen i Børsesjø var relativt høye sammenlignet med gjennomsnittlige verdier på Østlandet, fra undersøkelser gjort i 1000 norske innsjøer (Økland & Økland 2006). Gjennomsnittlig fosformengde i Børsesjø var på 41  $\mu\text{g/l}$ , og gir en eutrof innsjø (30-100  $\mu\text{g P/l}$ ) (Kalff 2003). Den laveste konsentrasjonen ble målt i juli (24  $\mu\text{g/l}$ ), mens den høyeste konsentrasjonen ble målt i oktober (57  $\mu\text{g/l}$ ). Fosfor tilføres til innsjøer via atmosfæren, gjødsel, erosjon av fast fjell, jordsmonn og kloakkutslipp (Økland & Økland 2006). Det er kun reaktiv fosfor ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) som er tilgjengelig for opptak hos planter og mikroorganismer. Så lenge det er fosforbegrensning og fosfat tilstede vil dette hurtig beslaglegges. Noe av fosforet kan også være bundet til uorganisk substrat (leirpartikler). Det er derfor vanligvis lite reaktivt fosfor i vanlig innsjøvann (Økland & Økland 2006). Fosfor er vanligvis det begrensede næringsstoff for biologisk produksjon (Wetzel 2001).

Total fosfor (24 - 57  $\mu\text{g/l}$ ) og fosfat (5,2 - 9,5  $\mu\text{g/l}$ ) mengdene i Børsesjø var relativt høye. I følge Økland & Økland (2006) er fosfor den begrensede faktor for vekst når N/P forholdet er  $> 17$ . Kalff (2003) og Likens (2010) støtter denne teorien, og mener at fosforbegrensning er ved N/P forhold  $> 16$ . N/P forholdet til Børsesjø varierte mellom 21 – 45. Dette gir et N/P forhold som er større enn 17, og gir i henhold til Kalff (2003) og Likens (2010) fosforbegrensning. Ved en fosforbegrensning skulle det vært lite fosfat tilstede, noe som ikke stemmer med de relativt store fosfatmengdene i Børsesjø. Dette støttes av Guildford & Hecky (2000) som mener at fosforbegrensning er ved et N/P forhold  $> 50$ , og nitrogenbegrensning  $< 20$ . Vennerød (1984) mener at ved fosfatmengder lavere enn 5  $\mu\text{g/l}$ , er fosfor det begrensede næringsstoff. Det kan på bakgrunn av dette se ut som det er andre faktorer som er begrensede for vekst i Børsesjø. Innsjøen har et dårlig siktedyp som følge av mye organisk materiale. I tillegg er store deler av vannoverflaten dekket av vannplanter. Dette kan svekke lysets

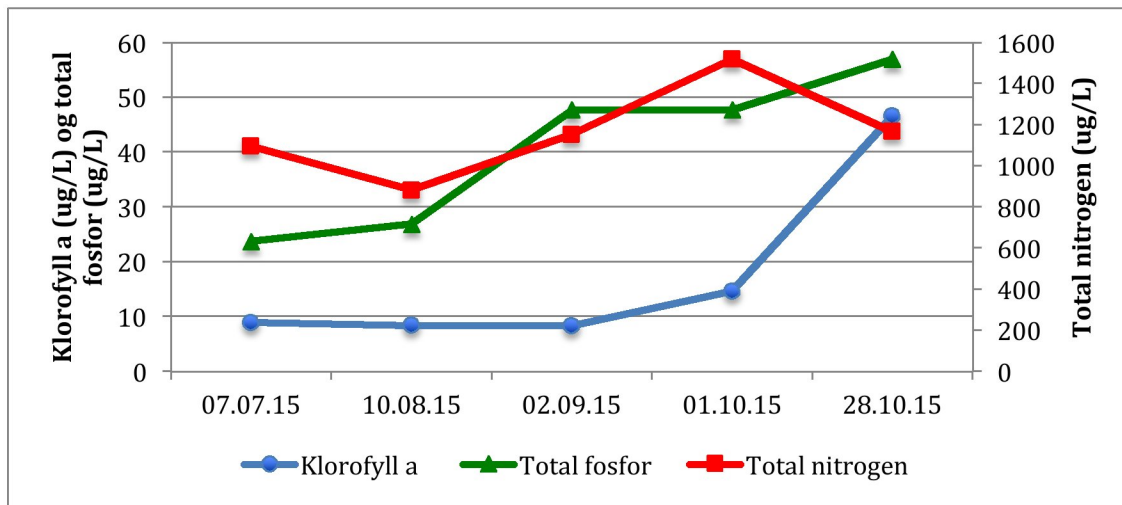
gjennomtrengelighet og påvirke innsjøens produksjon (Kalff 2003). Børsesjø har stor littoralzone med frodig utbredelse av makrovegetasjon. Disse legger hurtig beslag på fosfor gjennom røttene i sedimentet, og bladene i vannmassen (Økland & Økland 2006). I september og oktober var det høyest mengde av total fosfor og fosfat i vannmassen. Store nedbørmengder i september har trolig resultert i økt tilførsel fra kloakk og dyrket mark. Økningen av fosfat kan også tyde på forråtnelse av makrovegetasjon utover høsten og dermed tilbakeføres fosfat til vannet. Fig. 14 viser sammenhengen mellom total fosfor og klorofyll a i Børsesjø. Klorofyll a mengdene ser ikke ut til å øke før svært høy total fosfor konsentrasjon (48  $\mu\text{g/l}$ ).

Den totale nitrogenmengden i Børsesjø varierte mellom 883  $\mu\text{g/l}$  i august til 1518  $\mu\text{g/l}$  i oktober.

Gjennomsnittskonsentrasjonen (1163  $\mu\text{g/l}$ ) av total-N tilsvarer også en eutrof innsjø (Kalff 2003).

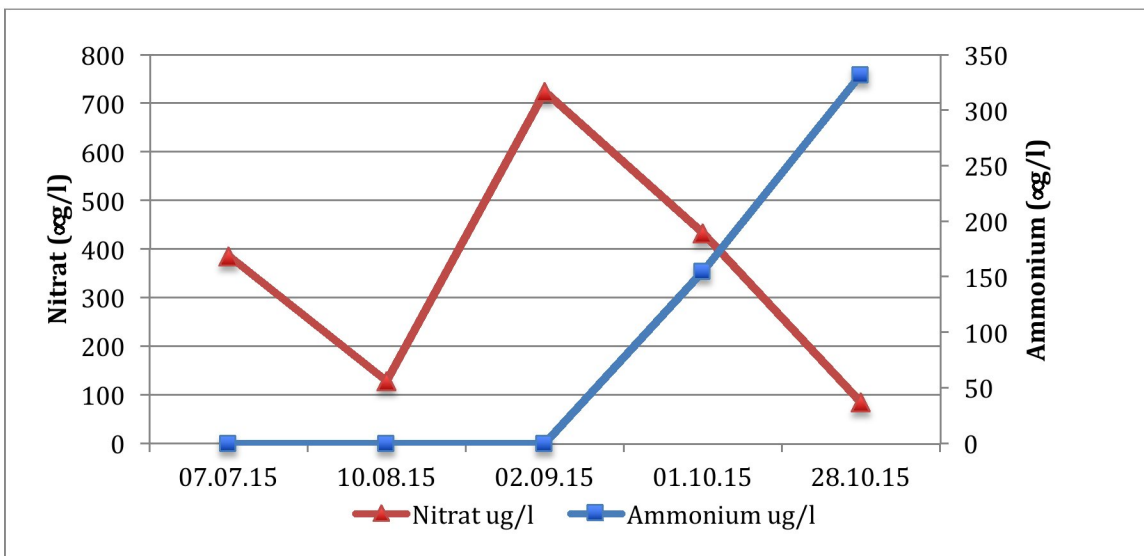
Nitrogenmengden økte i september og oktober trolig som et resultat av økt avrenning i forbindelse med store nedbørmengder. Nitrogen tilføres innsjøer ved avrenning fra jordbruksområder, nedbør samt fiksering av atmosfærisk nitrogen (Wetzel 2001, Brønmark & Hansson 2010). Nitrogen kan forsvinne ut av innsjøen med utløpet, det kan binde seg til humusstoffer og det kan avta ved denitrifikasjon (Økland & Økland 2006).

Denitrifikasjon foregår under anaerobe forhold, der nitrat og nitritt opptrer som elektronakseptorer i oksidasjon av organisk materiale. Heterotrofe bakterier reduserer nitrat til nitritt og videre til lystgass  $\text{N}_2\text{O}$  og atmosfærisk nitrogen  $\text{N}_2$  (Kalff 2003). Dette er trolig forklaringen på nedgangen i den totale nitrogenmengden i august, da oksygenmetningen var lavest.



Figur 14: Klorofyll a ( $\mu\text{g/l}$ ), total nitrogen ( $\mu\text{g/l}$ ) og total fosfor ( $\mu\text{g/l}$ ) i Børsesjø prøveperioden juli- oktober 2015.

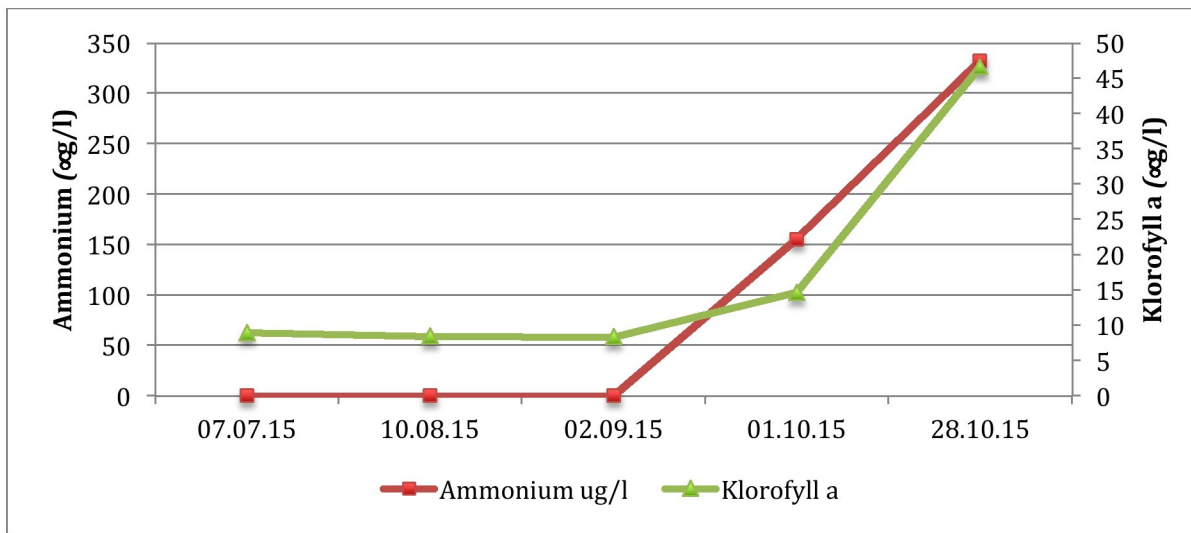
Nitrat fulgte omtrent samme mønster som total nitrogen, med høye mengder i juli (386  $\mu\text{g/l}$ ), avtakende mengder i august (128  $\mu\text{g/l}$ ), og økning i september (724  $\mu\text{g/l}$ ). Lavest nitratmengde var i slutten av oktober (85  $\mu\text{g/l}$ ). Alger og planter tar opp ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) fremfor (nitrat  $\text{NO}_3^-$ ) (Wetzel 2001). I vanlig innsjøvann med oksygen tilstede er innholdet av nitrat i større mengder enn ammonium. I juli, august og september var ammoniumkonsentrasjonen lav ( $< 2 \mu\text{g/l}$ ), mens nitrat konsentrasjonen var høy (juli 386  $\mu\text{g/l}$ , september 724  $\mu\text{g/l}$ ) (Fig 15). Nitrifikasjon er en prosess som drives av bakterier og foregår under aerobe forhold. Ammonium oksideres først til nitritt deretter til nitrat (Kalff 2003). Dette er trolig årsaken til store mengder av nitrat. Lave ammoniummengder i juli, august og september kan skyldes at makrovegetasjon og alger har beslaglagt all ammonium i vannet, da denne formen for nitrogen foretrekkes som næring (Likens 2010).



Figur 15: Nitrat ( $\mu\text{g/l}$ ) og ammonium ( $\mu\text{g/l}$ ) i Børsesjø prøveperioden juli- oktober 2015.

I oktober steg ammoniummengdene, mens nitratkonsentrasjonen sank. Når nitratmengdene avtar i oktober øker  $\text{O}_2$  konsentrasjonen samt ammoniummengden. Ved stor tilførsel av kloakkvann og dyrket mark kan ammonium dominere uavhengig av oksygenmengden i vannet (Økland & Økland 2006). Kraftig økning av ammonium er trolig forklaringen på økt klorofyll a i oktober som videre har gitt økt fotosyntese (Fig.16). En annen forklaring i økt ammonium til tross for  $\text{O}_2$  til stede, kan være naturlig nedbrytning av makrovegetasjon på høsten. Hornblad (*Ceratophyllum demersum*) som var svært dominerende i Børsesjø kan i følge Mjelde & Faafeng (1997) ta opp store mengder nitrogen. Forråtnelse av vannplanter og annen makrovegetasjon kan ha tilbakeført ammonium til vannmassen. Ammonium viser god samvariasjon med mengden av klorofyll a i Børsesjø. Samtidig som ammonium økte i oktober, steg klorofyll a.





Figur 16: Ammonium ( $\mu\text{g/l}$ ) og klorofyll a ( $\mu\text{g/l}$ ) i Børsesjø i prøveperioden juli- oktober 2015.

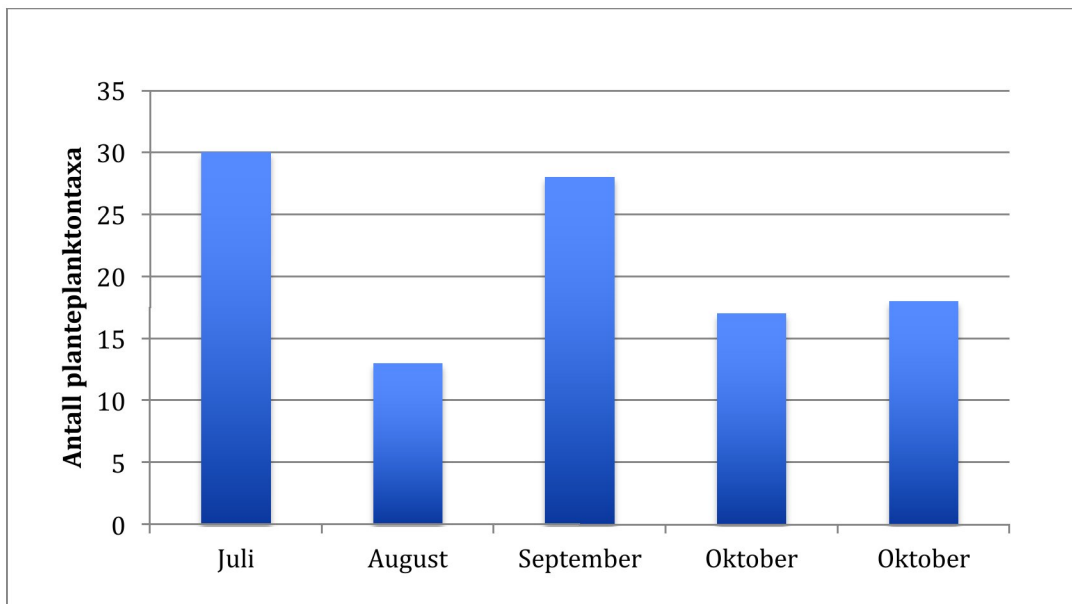
## 4.2.2 Biologiske parametere

### Plantep plankton

I følge Brønmark & Hansson (2010) er plantep plankton mikroskopiske planter i vannmassen. Mengden av plantep plankton og artssammensetningen varierer mye gjennom et år, og styres av fysisk-kjemiske og biologiske prosesser (Wetzel 2001). Ulike plantep plankton har ulike tilpasninger, som vil være fordelaktige ved ulike miljø og årstider (Brønmark & Hansson 2010). Plantep planktonsamfunnet i en innsjø består av mange ulike grupper; blågrønnbakterier/cyanobakterier (Cyanophyceae), rekylalger (Cryptophyceae), panserflagellater/fureflagellater (Dinophyceae), gullalger (Chrysophyceae), kiselalger (Diatomophyceae), øyealger (Euglenophyceae), grønnalger (Chlorophyceae), konjugater (Conjugatophyceae) (Tikkanen & Willèn 1992).

### Kvalitativ analyse

Antall plantep plankton taxa i Børsesjø varierte fra 30 ulike taxa ved prøvetaking i juli til 13 ulike taxa i august (Fig.17). Børsesjø er ut i fra de fysisk-kjemiske parameterne total nitrogen og total fosfor en eutrof innsjø. Ut i fra dette skulle Børsesjø normalt hatt store oppblomstringer av blågrønnbakterier (Brettum 1989). I følge Brettum (1989) vil vanligvis en eutrof innsjø ha dominanse av cyanobakterier, men kan også ha en del grønnalger og kiselalger. Plantep planktonsammensetningen i Børsesjø var svært lite dominert av cyanobakterier. Likevel ble noen arter/slekter observert. *Anabena* sp, var tilstede i august, og i september var *Aphanocapsa* og *Plankthotrix agardhii* tilstede. Disse er vanlig arter/slekter i eutrofe vannmasser (Brettum 1989). Børsesjø har kraftig utbredelse av makrovegetasjon. Mye av næringen som tilføres til innsjøen blir raskt tatt opp av makrovegetasjon. Dette kan gi plantep plankton en beskjeden næringstilgang, og kan være forklaringen på lav forekomst av cyanobakterier (Dagestad m fl. 1993).



Figur 17: Antall planteplanktontaxa observert i Børsesjø i prøveperioden juli- oktober 2015.

I juli og august var Børsesjø dominert av grønnalger og fureflagellater. I følge Brettum (1989) kan store mengder av grønnalger forekomme i små, næringsrike innsjøer. Videre i august og september var det stor dominans av fureflagellaten *Ceratium hirundinella*. *Ceratium hirundinella* er en vanlig art i oligotrofe vannmasser, men kan opptre i svært store mengder og dominere i eutrofe vann (Tikkanen & Willèn 1992). I september var det dominans av grønnalger, men det forkom også en del ulike arter av kiselalger, som i følge Kalff (2003) kan forekomme i store mengder i vindutsatte vannmasser. I oktober var det kraftig dominans av gullalger, som vanligvis indikerer næringsfattig vann (Brettum 1989). Likevel kan enkelte arter/slekter av grønnalger, gullalger og kiselalger opptre i store mengder i eutroft vann (Brettum 1989, Wetzel 2001).

### Dominerende arter

Hvilke arter som dominerer i en innsjø er avhengig av ulike arters tilpasninger. Fysiske, kjemiske og biologiske forhold i vannmassen spiller en stor rolle for hvilke arter som dominerer (Wetzel 2001). Ved prøvetaking i juli var det grønnalgen *Plankthosphaeria gelatinosa* som dominerte (Tab 11). Dette er en vanlig art i alle innsjøtyper og derfor ingen god indikatorart (Tikkanen & Willèn 1992). Ved prøvetaking i august og september var det stor dominans av fureflagellaten *Ceratium hirundinella*. Denne arten utgjorde omtrent hele biomassen ved prøvetaking i august, og er blant de største algene i planteplanktonsamfunnet (Wetzel 2001). *Ceratium hirundinella* kan forekomme i store mengder i næringsrike vann (Tikkanen & Willèn 1992). Likevel finnes den i de fleste innsjøtyper, og er derfor ingen spesielt god indikatorart. Ved pH mellom 7-8 kan den finnes i store mengder (Brettum 1986). Dette støttes også av Wehr & Sheath (2003), som mener at *Ceratium hirundinella* ofte forekommer i alkaliske og eutrofe vannmasser. Arten foretrekker vann med høyt innhold av kalsium, og som er

ionerikt (Fjeld m fl. 1996). Med hensyn på næringssaltene total fosfor og total nitrogen vil arten forekomme i store mengder med et høyt innhold av næringsstoffer, (Brettum 1989) som stemmer godt med næringsinnholdet i Børsesjø. *Ceratium hirundinella* har ulike tilpasninger hvilket gjør arten mer ”rustet” for å dominere enn andre alger. Dette er tilpasninger som flageller som gjør det enklere å bevege seg når tilgangen på lys, næring og temperatur varierer. Evnen til å danne hvileceller og luksusopptak gjør arten mer motstandsdyktig under ugunstig forhold. Da arten er blant de største planteplanktonartene, er beiting fra dyreplankton neglisjerbart (Heaney & Talling 1980). Diversiteten av andre planteplankton og dyreplankton kan avta når *Ceratium hirundinella* er tilstede. Arten kan utkonkurrere andre planteplanktonarter som gir mindre mat for dyreplankton (Wehr & Sheath 2003). Det ble observert svært få dyreplankton i prøvene fra Børsesjø i denne perioden. I tillegg til *Ceratium hirundinella* var grønnalgen *Chlamydocapsa planctonica* dominerende i september. *Chlamydocapsa planctonica* er en allmenn art og finnes ved alle trofigrader. Den er derfor en dårlig indikatorart (Tikkanen & Willèn 1992). I oktober derimot var det stor dominans av gullalgen *Synura* sp. og *Mallomonas* sp, som vanligvis indikerer oligotrofe vann (Dodds & Whiles 2010). Likevel i følge Brettum (1989) kan enkelte arter av *Mallomonas* sp gi indikasjon på mesotroft eller eutroft vann, men må da artsbestemmes nøyaktig. Ifølge Wetzel (2001) kan enkelte arter av *Synura* sp forekomme i store mengder i tempererte oligotrofe vannmasser, mens andre arter av *Synura* sp kan opptre i eutrofe vann. Dette støttes av Brettum (1989) som mener at en del av artene innenfor *Synura* slekten kan forekomme i eutrofe og nøytralt eller svakt basiske vann. I tillegg til de dominerende artene, var det andre arter som kan sees på som indikatorarter. Selv om det var et fåtall av cyanobakterier, så var artene *Anabena solitaria* og *Plankthotrix agardhii* tilstede. I følge Brettum (1989) og Tikkanen & Willèn (1992) er de gode indikatorer på eutroft vann, og trives godt i ionerikt samt alkaliske vann. I september og utover i oktober forekom en del ulike arter av kiselalger, der i blant *Aulacoseira granulata* var *angustissima* hvilket er god indikatorart for næringsrike vann (Tikkanen & Willèn 1992). Sammen med *Aulacoseira granulata* var *angustissima* var *Fragilaria* sp. og *Nitzschia* sp. tilstede. Dette er slekter som er vanskelig å artsbestemme (Tikkanen & Willèn 1992). Brettum (1989) mener at enkelte arter av *Fragilaria* sp og *Nitzschia* sp kan dominere i næringsrike forurensede vann.

Tabell 11: *Dominerende planteplanktontaxa gjennom prøveperioden juli til oktober 2015 i Børsesjø. X= observert taxa som dominerer.*

Innsjø	Børsesjø	Børsesjø	Børsesjø	Børsesjø	Børsesjø
Dato	07.07.15	08.10.15	02.09.15	01.10.15	28/10-15
Arter					
<i>Ceratium hirundinella</i>	X	X	X		
<i>Planktosphaeria gelatinosa</i>	X				
<i>Chlamydocapsa planctonica</i>			X		
<i>Synura sp</i>				X	X
<i>Mallomonas sp.</i>				X	X

### Kvantitativ analyse

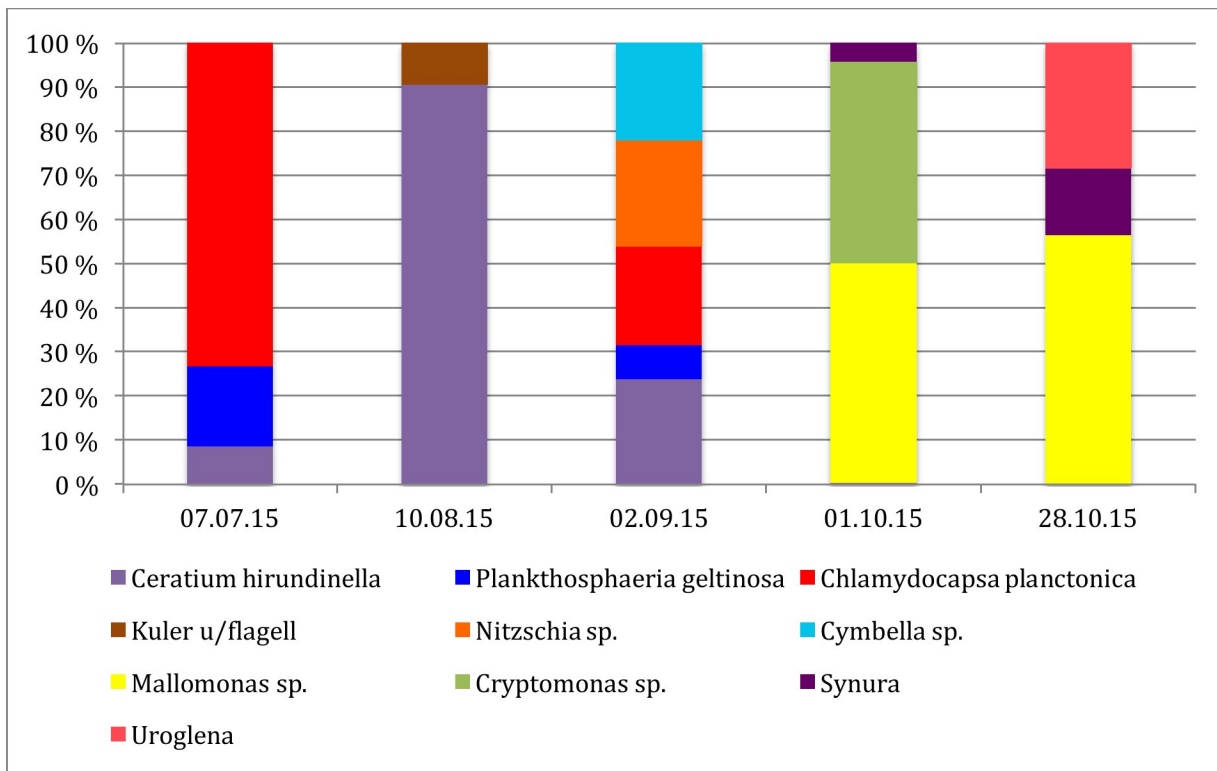
Planteplanktonbiomassen i Børsesjø viste stor variasjon (Tab. 12). Størst biomasse ble observert i september (11,1 mg/l) og oktober (11,0 mg/l), og lavest biomasse var i august (3,1 mg/l). Gjennomsnittlig biomasse på 7,7 mg/l gir i følge Brettum & Andersen (2005) en hypereutrof innsjø (> 5mg/l). Maksimum biomasse på 11,1 mg/l tilsvarer også hypereutroft (> 10 mg/l). Ut i fra gjennomsnittsverdiene med hensyn på total fosfor og total nitrogen er Børsesjø eutrof. Gjennomsnittlig biomasse kan være et dårlig mål da det mangler to prøver fra prøvesesongen, som kan ha mye å si for gjennomsnittlig biomasse. Store nedbørsmengder kan også ha innvirket og gitt unormalt høy biomasse.

Tabell 12: *Totalbiomasse (mg/l) og gjennomsnittlig biomasse (mg/l) av planteplankton ved prøvetaking i Børsesjø, juli – oktober 2015.*

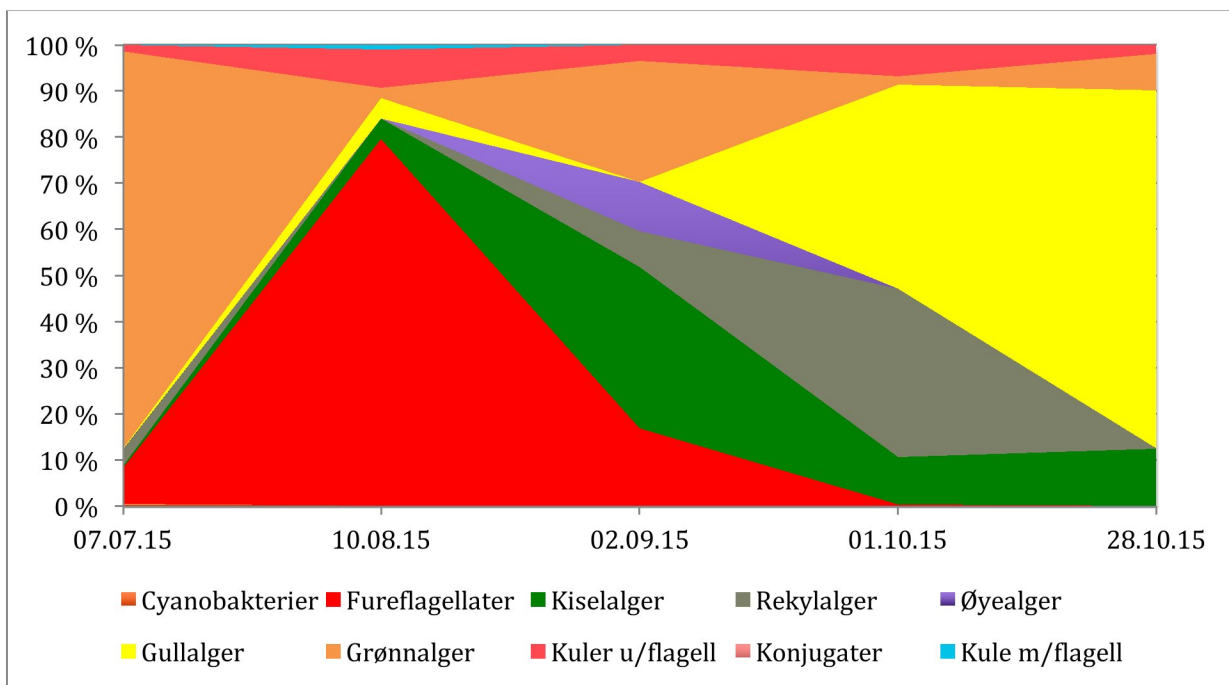
Dato	Total biomasse (mg/l)
07.07.15	7,6
08.10.15	3,1
02.09.15	11,1
01.10.15	5,7
28.10.15	11
Gj.snitt	7,7

Biomassefordelingen gir et bilde av hvilke arter og grupper som dominerte (Fig. 18 & 19). Ved enkelte prøvetakninger var det forskjell i sammensetningen mellom den kvantitative og kvalitative analysen. I den kvalitative prøven fra juli var grønnalger og fureflagellater dominerende med artene *Planktosphaeria gelatinosa* og *Ceratium hirundinella*, mens den kvantitative analysen viste kun dominans av grønnalger (86 %). Av de dominerende taxa i juli dominerte grønnalgen *Chlamydocapsa planctonica* med 65 %. August viste bedre sammenheng mellom den kvalitative og kvantitative analysen, begge viste dominans av *Ceratium hirundinella* (80 %). *Ceratium hirundinella* var også dominant i den kvalitative prøven fra september, men her viste også *Chlamydocapsa planctonica* dominans. Den kvantitative prøven viste mindre dominans av *Ceratium hirundinella* (23 %). Den kvantitative prøven fra september var dominert av kiselalger (47 %) og grønnalger (35 %), med artene/slektene *Chlamydocapsa planctonica* (22 %), *Nitzchia sp.* (23 %) og *Cymbella sp.* (21 %). *Cymbella sp.* er en slekt som vanskelig å artsbestemme. Den kvalitative analysen fra oktober var dominert av gullalger med slektene *Synura sp.* og *Mallomonas sp.* Gullalgene viste også dominans i den kvantitative prøven (44 %), med slekten *Mallomonas sp.* som dominerende (39 %). Gruppen rekylalger var også dominerende (37 %) i den kvantitative prøven i oktober med slekten *Cryptomonas sp.* (36%). Denne slekten er vanskelig å artsbestemme og er derfor ingen god indikatorart (Brettum 1989). I følge Wetzel (2001) er rekylalger vanlig i alle typer vann, men kan danne stor oppblomstring i næringsrike vann med lite tilgang på lys. I slutten av oktober økte dominansen av gullalger (78 %), og *Mallomonas sp.* (43 %) dominerte både i kvalitative og kvantitative analysen. *Uroglena sp.* viste også noe dominans i den kvantitative prøven i slutten av oktober. Slekten er ingen god indikatorart. Hovedgrunnen til forskjeller i dominans mellom den kvantitative og kvalitative prøven kan skyldes at flere arter var relativt små og ikke kom med i hovprøvene. I den kvantitative analysen var det mange små arter som var vanskelig å artsbestemme. Forskjellene kan og skyldes at den kvalitative prøven er en hovprøve dratt etter båten, mens den kvantitative prøven er tatt med vannhenteren og er en blandeprøve fra hele vannmassen.





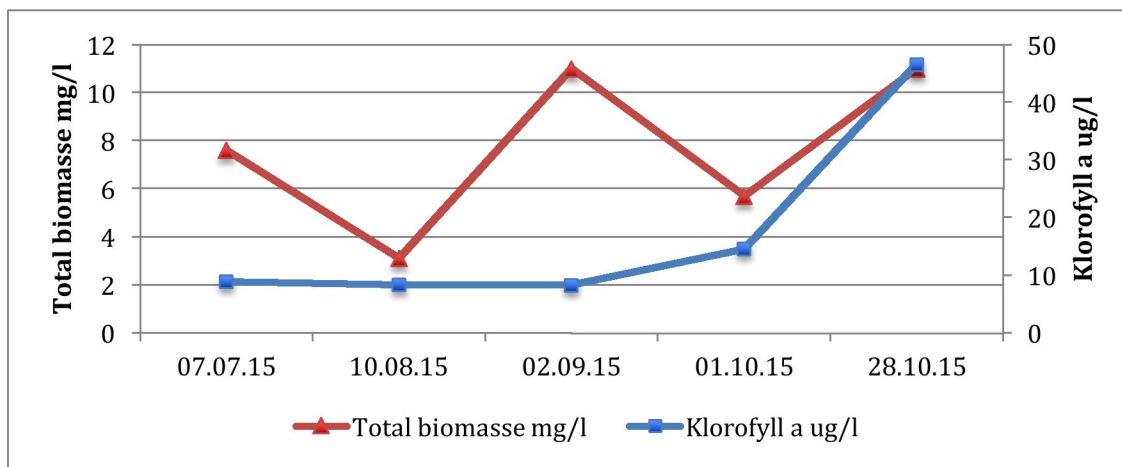
Figur 18: Prosentvis biomassefordeling av dominerende taxa i Børsesjø i prøveperioden juli til oktober 2015.



Figur 19: Prosentvis biomassefordeling av planteplanktongrupper i Børsesjø i prøveperioden juli til oktober 2015.

## Klorofyll a

Det var stor variasjon i klorofyll a konsentrasjonene gjennom prøveperioden. Klorofyll a var lavest i september (8,3  $\mu\text{g/l}$ ), men høyest i oktober (46,6  $\mu\text{g/l}$ ). Gjennomsnittlig klorofyll a mengde på 17,4  $\mu\text{g/l}$  gir en eutrof innsjø (Kalff 2003). Høyeste klorofyll a mengde var i oktober, da gullalger med slekten *Mallomonas sp.* dominerte i vannmassen. Da klorofyll a konsentrasjonen er et mål på planteplanktonbiomasse (Vennerød 1984), skulle normalt økt klorofyll a gi økt planteplanktonbiomasse. Av den grunn var det forventet et mer lineært forhold mellom biomasse og klorofyll a (Fig. 20). Mengden klorofyll a i en celle er artsavhengig (Vennerød 1984). I følge Vörös & Padisák (1991) er klorofyll a innholdet avhengig av cellestørrelsen, selv om lys og næring er påvirkende faktorer. Ved økende cellevolum så øker også biomassen, men ikke nødvendigvis innholdet av klorofyll a. Små celler inneholder mer klorofyll a (Vörös & Padisák 1991). Dette kan forklare den høye klorofyll a mengden når gullalgene dominerte (46,6  $\mu\text{g/l}$ ), i forhold til dominans av *Ceratium hirundinella* (8,4  $\mu\text{g/l}$ ). *Ceratium hirundinella* gir høy biomasse på grunn av algens store størrelse, men ikke forhøyet klorofyll a.



Figur 20: Klorofyll a ( $\mu\text{g/l}$ ) og totalbiomasse ( $\text{mg/l}$ ) i Børsesjø i prøveperioden juli til oktober 2015.

Små planteplankton har høyere kapasitet for absorpsjon av lys enn større planteplankton. Små celler er også mer metabolsk aktive og har kortere formeringstid. Et samfunn som er dominert av små celler vil derfor ha større primærproduksjon enn et samfunn dominert av større celler (Wetzel 2001). Celledeling hos *Ceratium hirundinella* er størst i mørket og foregår tregere ved dagslys. Algens fotosyntetiske kapasitet er lav og et fåtall av cellene inneholder klorofyll a (Heaney & Talling 1980).

## PTI- artssammensetning

PTI er et mål på endringer av andelen tolerante og sensitive taxa langs trofigraden (Vanndirektivet, Direktoratgruppen 2013). PTI verdiene varierte lite gjennom prøvetakingsperioden (Tab. 13). PTI var lavest i august (2,38), men høyest i september (3,4). I september dominerte blant annet kiselalgen *Nitzschia sp* som har høy indikatorverdi (3,9), som kan forklare at PTI var høyest denne måneden. Lite variasjonen i PTI kan forklares ved at ikke alle arter som dominerte har indikatorverdi. Dette var blant annet *Chlamydocapsa planctonica* som dominerte i juli. Ut i fra klassifiseringen ble Børsesjø med en gjennomsnittlig PTI gjennom vekstsesongen på 2,56 satt i klasse moderat.

Tabell 13: Oversikt over totalbiomasse av planteplankton, PTI, Klorofyll a og cyanomaksverdier i prøvetakingsperioden i Børsesjø juli-oktober 2015.

Dato	Total biomasse mg/l	PTI	Kl. a øg/l	Cyanomaks mg/l
Juli	7,6	2,44	8,9	0,035
August	3,1	2,38	8,4	0
September	11,1	3,14	8,3	0
Oktober	5,7	2,42	14,6	0,0023
Oktober	11,0	2,44	46,6	0

### 4.2.3 Vannplanter

Vannvegetasjonen i Børsesjø er dominert av hornblad (*Ceratophyllum demersum L*), gul nøkkerose (*Nuphar lutea (L.)*), hvit nøkkerose (*Nymphaea alba L. coll.*), og vanlig tjønnaks (*Potamogeton natans L*). Oversikt over vannvegetasjon i Børsesjø med dominerende arter etter semikvantitativ skala vises i vedlegg nr. 4.

Vannplantene i Børsesjø gjenspeiler en eutrof innsjø som vanligvis har lav artsdiversitet. Hornblad som var svært dominerende i Børsesjø, kan i følge Mjelde (1997) danne stor dominans i næringsrike innsjøer. Denne arten er næringskrevende og svært tolerant overfor forurensing. I følge Wetzel (2001) trenger hornblad mye næring for å vokse, og kan ta til seg store mengder nitrogen. Planten har også mulighet til å akkumulere nitrogen, som kan brukes ved behov (Mjelde & Faafeng 1997). Hornblad har røtter i sedimentet, men kan forekomme som fritt flytende i eutrofe vannmasser. Dette gjør at hornblad kan ta opp næring fra vannmassene og sedimentet som gjør arten svært konkurransedyktig i forhold til andre planter og alger (Mjelde 1997). Siden hornblad kan ta opp store mengder næringsstoffer, kan dette gi en positiv innvirkning på vannet i forhold til

oppblomstring av uønskede alger (Faafeng & Mjelde 1997, Dai m fl. 2012). Hornblad kan også skille ut allelopatiske stoffer (gift) (Mjelde 1997) for å holde alger unna. Dette gjør hornblad til en god konkurrent i forhold til andre planter i konkurransen om næring og lys (Wetzel 2001). Sammen med hornblad var gul og hvit nøkkerose svært utbredt i Børsesjø. I næringsrike innsjøer kan vanlig tjønnaks, gul og hvit nøkkerose forekomme i store mengder, og dekke store deler av vannspeilet (Aagaard m fl. 2002). Gul og hvit nøkkerose flyter oppå vannet, og har røtter festet i bunnen. Planten har derfor mulighet til å ta opp CO<sub>2</sub> fra luften, og næringsalter fra bunnen (Aagaard m fl. 2002). For å klassifisere med hensyn på vannplanter brukes trofisk indeks TIc som i Børsesjø ble beregnet til moderat (9,1). Gul og hvit nøkkerose og vanlig tjønnaks tas ikke med i klassifiseringen av kvalitetselement vannplanter i veileder 02:2013.

#### 4.2.4 Klassifisering av Børsesjø

Økologisk tilstand i Børsesjø ble i 2009 moderat. I denne perioden var klorofyll a, PTI, og cyanomaks svært god, mens biomassen var god. Dette ga samlet god biologisk tilstand. Siktedyp og total nitrogen ga moderat, mens totalfosfor dårlig, som samlet ga moderat tilstand. Siden de biologiske kvalitetselementene viste god tilstand, trekker de fysisk-kjemiske støtteparameterne den økologiske tilstanden ned til moderat. I 2015 havnet Børsesjø i moderat økologisk tilstand (Tab 14). I denne perioden var klorofyll a og PTI moderat, mens biomassen var svært dårlig. Cyanomaks viste fortsatt svært god tilstand, og den samlede vurderingen med hensyn på planteplankton ble moderat. Vannplanter ga også moderat tilstand. Dette ga de biologiske kvalitetselementene en samlet moderat tilstand. Da de biologiske kvalitetselementene ga moderat skal ikke fysisk-kjemiske støtteparametere tas med i totalvurderingen. Total nitrogen (moderat) og total fosfor (dårlig), viste ingen tilstandsendringer fra 2009 til 2015, men siktedypet var forverret fra moderat i 2009 til dårlig i 2015.

Tabell 14: Klassifisering av Økologisk tilstand av Børsesjø med normalisert EQR verdier fra 2009 og 2015.

<b>Biologiske kvalitetselementer</b>	Børsesjø 2015	nEQR	Børsesjø 2009	nEQR
Planteplankton, klorofyll a ug/l	Moderat	0,429	Svært god	0,826
Planteplankton, biomasse mg/l	Svært dårlig	0	God	0,67
Planteplankton, artssammensetning PTI	Moderat	0,588	Svært god	0,82
Planteplankton, cyanomaks mg/l	Svært god	0,960	Svært god	0,99
<b>Totalvurdering planteplankton</b>	<b>Moderat</b>	<b>0,4</b>	<b>God</b>	<b>0,784</b>
Vannplanter	Moderat	0,435		
<b>Totalvurdering biologisk kvalitetselementer</b>	<b>Moderat</b>	<b>0,4</b>	<b>God</b>	<b>0,784</b>
<b>Fysisk – kjemisk kvalitetselementer</b>				
Total Nitrogen, ug/l	Moderat	0,43	Moderat	0,522
Total fosfor ug/l	Dårlig	0,377	Dårlig	0,366
Siktedyp, m	Dårlig	0,229	Moderat	0,569
<b>Totalvurdering fysisk-kjemisk kvalitetselementer</b>	<b>Dårlig</b>	<b>0,345</b>	<b>Moderat</b>	<b>0,489</b>
<b>Totalvurdering Økologisk tilstand</b>	<b>Moderat</b>	<b>0,40</b>	<b>Moderat</b>	<b>0,489</b>

## 4.3 Leirkup

### 4.3.1 Fysisk-kjemiske parametere

Fysisk-kjemiske prosesser i en elv varierer mye i løpet av kort periode. Ved store nedbørsmengder endres de fysiske og kjemiske forholdene raskt (Wetzel 2001). Dette gjør det vanskelig å forklare dynamikken mellom fysiske-kjemiske og biologiske forhold i rennende vann. I følge Økland & Økland (1996) er de viktigste faktorene som forklarer vannets fysisk-kjemiske miljø, strømhastighet, substratet karakter, temperatur, oksygen, saltinnhold samt lysforhold.

#### Temperatur, alkalitet og pH

Det var relativt lik temperatur ved prøvetakingene i juni, august og september i Leirkup. Størst differanse mellom stasjonene ble observert i august, da Sneltvedt hadde 18 °C, Lid 12 °C og Porsgrunn 14 °C. Lid og Porsgrunn viste lavere temperaturer enn Sneltvedt gjennom prøvetakingen. Dette kan skyldes at vannføringen ved prøvetaking ble observert noe høyere ved Lid og Porsgrunn. Stasjonen Sneltvedt ligger rett nedenfor Børsesjø. I Børsesjø står vannet forholdsvis stille, noe som medfører til en oppvarming av innsjøen. Dette kan ha påvirket temperaturen ved Sneltvedt.

Alkaliteten i Leirkup gjenspeiler en kalkrik berggrunn beliggende under marin grense (Dagestad m fl. 1993). Ved Sneltvedt varierte alkaliteten fra 0,72 mekv/l (september) til 1,1 mekv/l (august). Lid hadde alkalitet som varierte fra 0,65 mekv/l (august) til 0,92 mekv/l (juni). Porsgrunn viste høyest alkalitet gjennom hele prøveperioden, med lavest verdi i september (0,95 mekv/l), og høyest i august (1,4 mekv/l). I følge Økland & Økland (2006) er pH og alkalitetsmengdene i Leirkup høye i forhold til gjennomsnittlige verdier på Østlandet (0,048 mekv/l, pH 6,4). I følge Kalff (2003) er pH-verdien typisk for ferskvann beliggende på karbonatrikt berggrunn. pH fra 6,5-10,5 gir dominans av bikarbonat ( $\text{HCO}_3^-$ ) (Økland & Økland, 2006) som stemmer med Leirkup's kalkrike berggrunn og høy alkalitet. Konduktivitetmålingene fra Leirkup fulgte samme mønster som alkaliteten. Når alkaliteten økte, så økte også konduktiviteten. Konduktivitetmålingene stemte godt med verdier fra vassdrag med marin leire (5-15 mS/m) (Økland & Økland 2006). Sneltvedt hadde lavest konduktivitet i september (10,3 mS/m), og høyest i august (16,1 mS/m). Lid hadde lavest ioneinnhold i august (11,4 mS/m), men høyest i juni (14,9 mS/m). Porsgrunn viste høyest konduktivitet i august (25,3 mS/m), og lavest i september (14,8 mS/m) (Tab. 15).

Tabell 15: pH, alkalitet (mekv/l) og konduktivitet (mS/m) i Leirkup v/ Sneltvedt, Leirkup v/Lid og Leirkup v/ Porsgrunn i prøveperioden juni, august og september 2015.

	pH			Alkalitet (mekv/l)			Konduktivitet (mS/m)		
	juni	august	September	juni	august	september	juni	august	september
Sneltvedt	7,6	7,5	7,4	0,86	1,1	0,72	12,9	16,1	10,3
Lid	7,8	7,6	7,5	0,92	0,65	0,80	14,9	11,4	12,8
Porsgrunn	7,8	7,9	7,7	1,1	1,4	0,95	17,8	25,3	14,8

## Ioner

Kalsium fulgte også samme mønster som alkalitet og konduktiviteten i Leirkup. Sneltvedt har høyest konsentrasjon av kalsium i august (19 mg Ca /l), mens juni (15 mg Ca /l) og september (13 mg Ca /l) viste et lavere kalsiuminnhold. Lid hadde høyeste kalsium innhold i juni, (17 mg Ca /l) og september (16 mg Ca /l), men lavest i august (12 mg Ca /l). Porsgrunn hadde høyere kalsiumkonsentrasjoner enn de to andre stasjonene gjennom hele prøveperioden. Konsentrasjonen var høyest i august (27 mg Ca /l), men noe lavere i juni (21 mg Ca /l) og september (18 mg Ca /l) (Tab 16). Gjennomsnittskonsentrasjon for kalsium i elver i Europa er 31 mg/l (Økland & Økland 2006). Høyt innhold av kalsium og bikarbonat er som regel et resultat av berggrunns prosesser. Leirkup ligger på kalkholdig berggrunn (Geo.ngu.no 2), som ved overmetning av CO<sub>2</sub> kan føre til oppløsning av CaCO<sub>3</sub> og dannelse av Ca<sup>2+</sup> og bikarbonat HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> (Cole m fl. 1994). Dette er trolig forklaringen på økt mengde av kalsium og alkalitet i august ved Sneltvedt og Porsgrunn.

Ved Lid avtar kalsiumkonsentrasjonen i august. Vann beliggende i områder med kalkrik berggrunn kan ha beskjedent kalsiuminnhold, dersom vannet har liten oppholdstid (Økland & Økland 2006). Vannføringen ble observert noe høyere ved Lid enn ved de to andre stasjonene. Konsentrasjonen kan ha blitt fortynnet på grunn av høyere vannføring. Kalsiumkonsentrasjonen var ved alle prøvetakinger høyest i Porsgrunn (18-27 mg Ca/l). Dette kan trolig forklares ved at saltinnholdet i et vassdrag vanligvis øker nedstrøms. Dette kan skyldes at mengder løses fra det geologiske fundamentet og saltinnholdet oppkonsentreres underveis (Økland & Økland 2006).

Tabell 16: Kalsium (mg Ca/l) Leirkup v/ Sneltvedt, Leirkup v/Lid og Leirkup v/ Porsgrunn i prøveperioden juni, august og september 2015.

	Kalsium (mg Ca/l)		
	juni	august	september
Sneltvedt	15	19	13
Lid	17	12	16
Porsgrunn	21	27	18

### Vannfarge og TOC

Mesteparten av organisk materiale i elver kommer fra alloktont materiale (Wetzel 2001). Ved Sneltvedt varierte fargetallet mellom 53 mg Pt/l i august til 86 mg Pt/l i september. Lid hadde lavest fargetall (52 mg Pt/l) i august og høyest i september (94 mg Pt/l). Fargetallet i Porsgrunn varierte fra 55 mg Pt/l i august til 93 mg Pt/l i september. Fargetallet økte kraftig ved alle stasjonene i september. TOC som var lavest ved alle stasjonene i august, men høyest i september viste et godt samsvar med vannfargen (Tab. 17). Økende mengde farge og TOC i september kan forklares ved store nedbørmengder. I begynnelsen av september var det nærmest flom. Dette vil påvirke vannfargen ved økt avrenning fra områder med myr, jorder og landbruk. Vannet får liten tid for solavbleking, og økende mengde løst jern som bindes til humus vil gi vannet gul-brun farge (Kalff 2003, Økland & Økland 2006).

Tabell 17: Vannfarge (mg Pt/l) og TOC (mg/l) Leirkup v/ Sneltvedt, Leirkup v/Lid og Leirkup v/ Porsgrunn i prøveperioden juni, august og september 2015.

	Vannfarge (mgPt/l)			TOC (mg C/l)		
	juni	august	september	juni	august	september
Sneltvedt	56	53	86	8,2	7,8	10,5
Lid	62	52	94	8,3	6,5	11,3
Porsgrunn	63	55	93	8	7,6	11



## Turbiditet og suspendert tørrstoff (STS)

Turbiditetsmålingene ved Sneltvedt var svært jevne gjennom prøvetakingen (1,2-2 FNU). Den høyeste turbiditeten ble målt i juni (2 FNU), mens den laveste ble målt i august (1,2 FNU). Lid viste størst variasjon med 3,7 FNU i september til 10 FNU i august og har i gjennomsnitt den høyeste turbiditeten av stasjonene. Porsgrunn hadde turbiditetsmålinger fra 4,2 FNU i september til 6,3 FNU i juni. Stasjonen ved Lid og Porsgrunn viste relativt høy turbiditet (grensen god < 0,5 FNU – svært dårlig > 5 FNU) (Økland & Økland 2006). Økt strømhastighet gir økende transport og oppslamming av partikulært materiale (Økland & Økland 2006). Ved prøvetakingene ble det observert høyere vannføring ved stasjonene Lid og Porsgrunn, enn ved Sneltvedt som muligens har resultert i høyere turbiditet (Tab 18).

Mengden STS i et vassdrag varierer mye avhengig av nedbør og aktiviteter i omgivelsene (Eriksen m fl. 2015). Prøven fra september ble tatt under store nedbørsmengder og skal ekskluderes, da dette kan gi ekstremverdier. Det blir av den grunn utfordrende å vite hvordan verdiene ville vært under normale omstendigheter. Suspendert tørrstoff viste stor variasjon mellom de ulike stasjonene og prøvetakingsdagene. Sneltvedt og Lid viste mindre variasjon gjennom prøvetaksperioden. I Porsgrunn varierte STS målingene svært mye. STS økte svært mye fra juni (6,5 mg/l) til august (95 mg/l). Strekningen mellom Lid og Porsgrunn har høyere elveskråning enn oppstrøms Lid, her ligger elva i nærhet av tettbebyggelse. Dette gjør strekningen mer utsatt for erosjon, og er trolig forklaringen på økt STS mengder i Porsgrunn. Stasjonen Lid hadde relativt lik STS i juni (8,1) og august (8,4). Økende STS (23 mg/l) i september samsvarer godt med økte nedbørsmengder i september.

STS og turbiditets målingene viste lite samsvar ved Lid (september) og Porsgrunn (august). Både turbiditet og STS måler uorganisk og organisk materiale, og skulle av den grunn vært forventet et mer lineært forhold. Det brukes to ulike metoder for å analysere turbiditet og STS. Turbiditet måler partiklene i vannet ved at et bestemt mengde lys passerer gjennom vannprøven. STS partiklene filtreres gjennom et filter og deretter tørkes. Muligens ble ikke flaskene ristet nok før analyse. En annen forklaring kan være partikkelstørrelsen. Er det veldig små partikler kan det være at disse er kommet gjennom filteret og dermed ikke blitt målt i STS analysen. Store partikler fanges ikke automatisk opp av turbiditetsmålingene da store partikler raskt kan sedimentere i flasken, og i kyvetten før man får analysert (Pers. meddelelse Marianne Hansen).

Tabell 18: Turbiditet (FNU) og suspendert tørrstoff (mg/l) i Leirkup v/ Sneltvedt, Leirkup v/Lid og Leirkup v/ Porsgrunn i prøveperioden juni, august og september 2015.

Turbiditet (FNU)				STS (mg/l)		
	juni	august	september	juni	august	september
Sneltvedt	2	1,2	1,3	3,1	1,8	1,9
Lid	6,4	10	3,7	8,1	8,4	23
Porsgrunn	6,3	5,5	4,2	6,5	95	17

### Næringsstoffer

Leirkup hadde et høyt innhold av næringsstoffer (Tab.19). Ved Sneltvedt varierte total fosfor mellom 40  $\mu\text{g/l}$  i juni til 75  $\mu\text{g/l}$  i august. Stasjonen på Lid hadde total fosforkonsentrasjoner fra 51  $\mu\text{g/l}$  (juni & august) til 80  $\mu\text{g/l}$  (september). I Porsgrunn var fosformengden lavest i juni (53  $\mu\text{g/l}$ ), og høyest i september (77  $\mu\text{g/l}$ ).

Tabell 19: Total fosfor ( $\mu\text{g/l}$ ), total nitrogen ( $\mu\text{g/l}$ ) i Leirkup v/ Sneltvedt, Leirkup v/Lid og Leirkup v/ Porsgrunn i prøveperioden juni, august og september 2015.

	tot-P ( $\mu\text{g/l}$ )			tot-N ( $\mu\text{g/l}$ )		
	Juni	august	september	juni	august	september
Sneltvedt	40	75	47	820	870	890
Lid	51	51	80	890	750	1100
Porsgrunn	53	65	77	1100	1700	1200

Økningen av total fosfor i september ved stasjonen Lid og Porsgrunn kan forklares med økte nedbørmengder. Økte nedbørmengder fører vanligvis til større avrenning fra jordbruksområder og tilførsel av kloakk (Wetzel 2001). Dette er trolig årsaken til store mengder av fosfat (Sneltvedt 10-24  $\mu\text{g/l}$ , Lid 21-40  $\mu\text{g/l}$  & Porsgrunn 23-43  $\mu\text{g/l}$ ), som vanligvis forekommer i svært små mengder i ferskvann (Økland & Økland 2006). Menneskelige kilder er vanligvis årsaken til økt mengde av fosfat (Likens 2010). Konsentrasjonen av næringsstoffene er som regel størst der forurensningskilden er, og kan avta nedover i elva som et resultat av sedimentasjon eller ved opptak av alger og vegetasjon (Wetzel 2001). Dette kan forklare økningen av totalfosfor og fosfat (50  $\mu\text{g/l}$ ) ved Sneltvedt i august.

Total nitrogen viste stor variasjon mellom stasjonene gjennom prøvetakingsperioden (Tab 19). Sneltvedt varierte mellom 820  $\mu\text{g/l}$  i juni til 890  $\mu\text{g/l}$  i september. Lid hadde total nitrogen mellom 750  $\mu\text{g/l}$  i august og 1100  $\mu\text{g/l}$  i september. Porsgrunn viste høyest konsentrasjon av totalnitrogen og varierte fra 1100  $\mu\text{g/l}$  i juni til 1700  $\mu\text{g/l}$  i august. Nitrogen varierer vanligvis svært mye i en elv på grunn av varierende tilførsler fra omgivelsene, grunnvannstilsig og menneskelig aktivitet (Wetzel 2001). Økt mengde totalnitrogen i september for Sneltvedt og Lid er sannsynligvis et resultat av nedbørsmengdene som har medført til økt avrenning. Økningen i Porsgrunn i august kan ha oppstått som følge av direkte utslipp fra avløpsvann eller dyrket mark rett før prøvetaking.

Både nitrat og ammonium fulgte samme mønster som totalnitrogen ved Lid og Porsgrunn gjennom hele prøveperioden (Tab 20). Dette er relativt høye konsentrasjoner av uorganisk nitrogen sammenlignet med gjennomsnittlig verdier for Østlandet (Økland & Økland 2006). For Sneltvedt var situasjonen annerledes. Total nitrogen var relativt stabil gjennom prøvetakingen, mens ammonium og nitrat viste større variasjon. For Sneltvedt økte ammonium fra 63  $\mu\text{g/l}$  i juni til 280  $\mu\text{g/l}$  i august, for så avta i september (87  $\mu\text{g/l}$ ). Samtidig som ammonium økte i august, avtok nitrat fra 262  $\mu\text{g/l}$  i juni til 68  $\mu\text{g/l}$  i august, for så øke igjen til 361  $\mu\text{g/l}$  i september. Vanligvis ved oksygen tilstede forekommer nitrat i større mengder enn ammonium (Wetzel 2001). Dette stemmer med resultatene i juni og september for Sneltvedt og for hele prøvetakingsperioden ved Lid og Porsgrunn. Ammonium kan dominere over nitrat ved stor tilførsel av avløpsvann eller dyrket mark (Økland & Økland 2006).

Porsgrunn hadde høyest konsentrasjon av total nitrogen, ammonium og nitrat av alle stasjonene gjennom hele prøveperioden. Stasjonen i Porsgrunn mottar avrenning fra landbruk oppstrøms Leirkup fra Gjerpensdalen, samt at stasjonen ligger i mer tettbebyggelse enn de to stasjonene oppstrøms. I august var store deler av total nitrogen i form av nitrat. Ved flom og mye nedbør kan nitratmengdene øke vesentlig (Kalff 2003), som et resultat av økt avrenning av gjødsel fra jordene (Økland & Økland 2006). Økt mengde nitrat i august kan også skyldes nitrifikasjon, da ammonium mengden også var relativ høy. Ved Lid økte nitratkonsentrasjonen i september og er trolig av samme årsak som økningen i august ved Porsgrunn. Mesteparten av mengden nitrogen ved Sneltvedt foreligger som organisk bundet nitrogen, mens for de to andre stasjonene nedstrøms er mesteparten i form av uorganisk nitrogen. Dette kan tyde på at stasjonene mottar mer avrenning fra landbruket enn stasjonen nedstrøms.

Tabell 20: Ammonium ( $\text{mg/l}$ ) og nitrat ( $\text{mg/l}$ ) i Leirkup v/ Sneltvedt, Leirkup v/Lid og Leirkup v/ Porsgrunn i prøveperioden juni, august og september 2015.

	Ammonium ( $\text{mg/l}$ )			Nitrat ( $\text{mg/l}$ )		
	Juni	august	September	Juni	August	september
Sneltvedt	63	280	87	262	68	361
Lid	50	48	90	414	365	524
Porsgrunn	200	300	130	539	1030	613

### 4.3.2 Biologiske parametere

#### Bunndyr i Leirkup

I følge klassifiseringsveilederen 02:2013 er bunndyr små dyr som lever deler eller hele sitt liv i vann. Bunndyrsamfunnet kan bestå av ulike type arter/familier, der alle har ulike krav til miljøet for å leve (Vanndirektivet, Direktoratgruppen 2013). Bunndyr brukes som et mål på vannets miljøtilstand (Eriksen m fl. 2015). Strømning i vannet, oppløst oksygen samt vannets kjemi er de viktigste faktorer som styrer livet i elva (Wetzel 2001). I følge Friberg m fl. (2010) spiller bunnmaterialet en viktigere faktor for bunndyrsamfunnet enn vannets kjemi. Ved klassifisering av økologisk tilstand i elver som er påvirket av eutrofiering eller organisk belastning brukes bunndyr som biologisk kvalitetselement med tilhørende ASPT- indeks. Det er bunndyrenes toleranse ovenfor organisk belastning som brukes som mål på vannkvaliteten. Desto flere bunndyrfamilier tilstede i en prøve, desto bedre er vannkvaliteten (Vanndirektivet, Direktoratgruppen 2013). Økte tilførsler av næringsstoffer medfører til økt primærproduksjon. Dette vil medføre til store mengder organisk materiale. Nedbrytning av dette kan gi mindre oksygen, og følsomme arter kan forsvinne (Kelly & Whitton 1998). Bunndyrenes ulike toleranse overfor organisk materiale bestemmer vannets kvalitet. Bunndyr reagerer ikke direkte på eutrofiering, men på de medfølgende reaksjoner som kan gi lav oksygenmengde (Eriksen m fl. 2015). Det ble observert færre bunndyrfamilier ved Sneltvedt enn ved Lid, både ved prøvetaking våren 2015 og høsten 2015 (Tab 21). Dette resulterte i høyere ASPT-indeks ved Lid enn Sneltvedt (Tab 22). Bunndyr klekkes på våren (Vannportalen.no), og utvikles til voksne individer. Det kan derfor være færre arter ved prøvetaking på våren. Det ble registrert flere bunndyrfamilier høsten 2015 for stasjonen Lid enn våren 2015. Likevel ble ASPT-indeks for høsten 2015 noe lavere. Dette kan skyldes at flere familier hadde lav toleranseverdi på høsten, og gjennomsnittet ble lavere. Det ble observert mer substrat av stein og grus ved stasjonen Lid enn ved Sneltvedt. Dette kan forklare at flere familier trives ved Lid enn Sneltvedt.

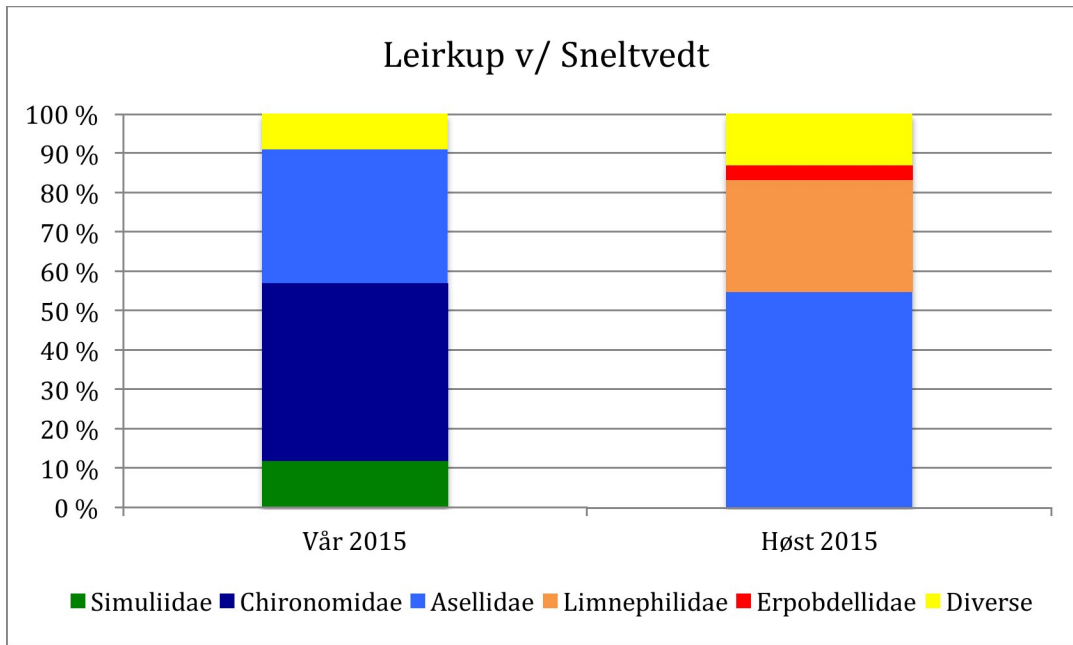
Tabell 21: Antall familier av bunndyr registrert ved stasjonene Leirkup v/Sneltvedt og Leirkup ved Lid våren 2015 og høsten 2015.

Stasjon	Sneltvedt	Lid
Vår 2015	9	12
Høst 2015	16	20

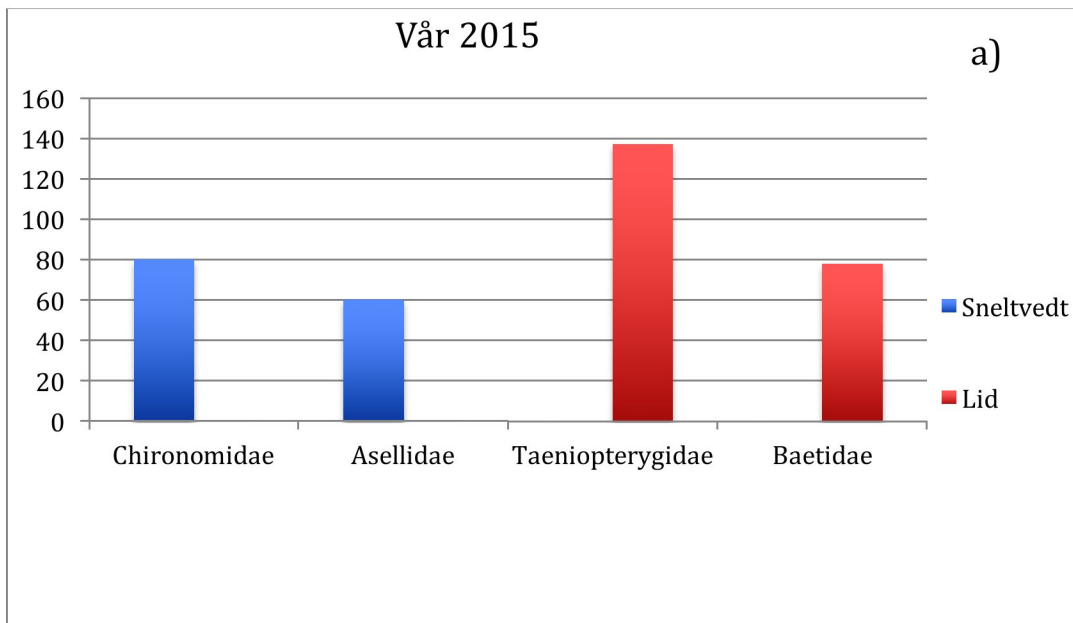
Tabell 22: ASPT – indeks for bunndyr i Leirkup ved Sneltvedt og Lid 2015

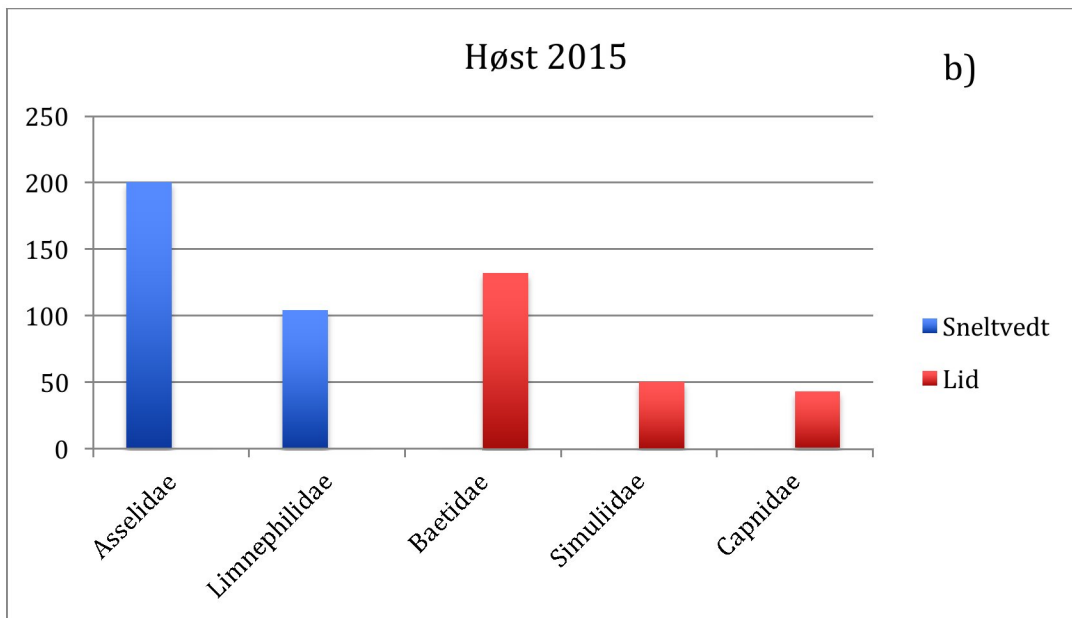
Elv (Stasjon)	ASPT	
	Vår 2015	Høst 2015
Sneltvedt	3,2	4,2
Lid	6,1	5,6

*Chironmidæ* (Fjærmygg) var dominerende (42%) ved prøvetaking på våren ved Sneltvedt (Figur 21 & 22a). Fjærmygg er svært tilpasningsdyktig og tolerer å leve både i næringsrike og næringsfattige vann (Miljølære.no<sup>1</sup>). Denne familien har stor toleranse overfor lave oksygenkonsentrasjoner. Grunnen til dette er at hemoglobinet binder oksygenet i blodet og blir transportert i kroppen. Dette fungerer optimalt ved lavt oksygennivå. Den liker seg både i stille og rennende vann (Wetzel 2001). Tilstedeværelsen av fjærmygg kan indikere forurenset vann (Vannportalen.no), som stemmer med at familien dominerer i denne vannforekomsten. Dette samsvarer godt med familiens ASPT toleranseverdi (2) som gir familien høy toleranse ovenfor organisk belastning (Vanndirektivet, Direktoratgruppen 2013). Dette stemmer også overens med beregnet ASPT- indeks som våren 2015 ble svært dårlig. I følge Friberg m fl. (2010) øker antall *Chironmidæ* med lave oksygenkonsentrasjoner.



Figur 21: Prosentvis fordeling av bunndyrfamilier i Leirkup v/Sneltvedt vår og høst 2015.





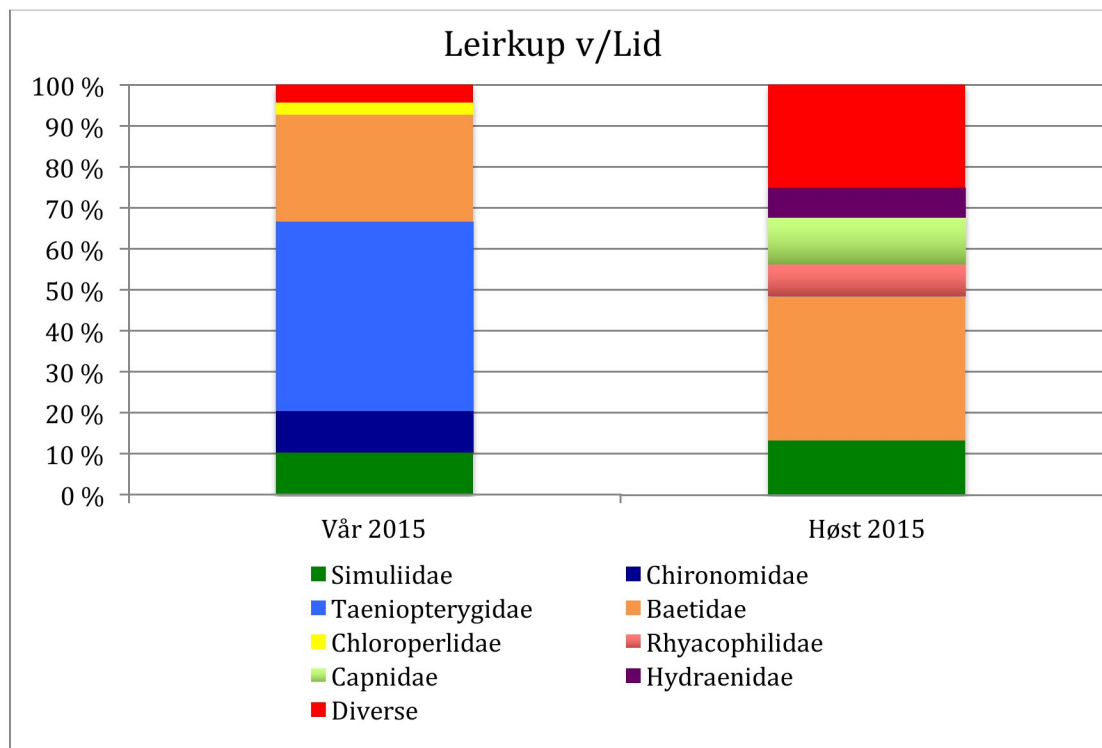
Figur 22: Antall individer av dominerende bunndyrfamilier ved Sneltvedt og Lid vår 2015 (a) og høst 2015 (b).

Sammen med *Chironmidae* dominerte familien *Assellidae* (31%) våren 2015 ved stasjonen Sneltvedt (Fig 21 & 22a). *Assellidae* (Tanglus) har stor utbredelse på Østlandet, og trives i vannforekomster med et rikt innhold av vannplanter (Miljølære.no 2016<sup>2</sup>). Familien har høy toleranseverdi (3) overfor organisk belastning (Vanndirektivet, Direktoratgruppen 2013). Ved prøvetaking på høsten 2015 var *Assellidae* enda mer dominerende (55%) (Fig. 21 & 22b). I tillegg til *Assellidae*, var familien *Limnephilidae* (vårfluer) dominerende på høsten (28%), men i mye mindre grad enn *Assellidae*. *Limnephilidae* er sensitiv overfor lite oksygen (Friberg m fl. 2010) og organisk belastning. Dette støttes av familiens toleranseverdi på 7 (Vanndirektivet, Direktoratgruppen 2013).

Antall familier på Lid var høyest både på våren og høsten 2015 (Tab. 21). På våren dominerte familien *Taeniopterygidae* (46%) (Steinfluer) (Fig. 23). Denne familien foretrekker levesteder med rennende vann, mye grus og stein, samt oksygenrikt miljø (Wetzel 2001). Dette stemmer godt overens med familiens toleranseverdi på 10, som gjør familien svært sensitiv overfor organisk belastning (Vanndirektivet, Direktoratgruppen 2013). Steinfluer er indikator på god vannkvalitet, og forsvinner fort fra vann med høyt innhold av næringssalter og organisk materiale (Vannportalen.no). Dette samsvarer godt med ASPT- indeksen for våren 2015 som ga god tilstand. I tillegg til *Taeniopterygidae* var smådøgnfluer av familien *Baetidae* dominerende (26%). Denne familien er den mest vanligste typen i rennende vann. *Baetidae* trenger oksygenrikt vann, men kan forekomme i vann med moderate mengder av organisk materiale (Wetzel 2001). Vanndirektivet, Direktoratgruppen (2013) har gitt familien toleranseverdi 4. Denne familien var fortsatt dominerende (35%) ved prøvetaking høsten 2015 (Fig 22). ASPT- indeksen for høsten ga moderat tilstand. I tillegg til *Baetidae* dominerte familiene *Simuliidae* (13%) og *Capniidae* (11%) på høsten 2015. *Simuliidae* (knott) finnes kun i hurtigrennende vann (Cole m fl. 1994), og har ASPT-toleranseverdi 5. Dette tilsier at familien er moderat følsom overfor organisk stoff.



Familien *Capniidae* (steinflue) er svært sensitiv overfor lite oksygen (Wetzel 2001). Dette understrekes av familiens ASPT-toleranseverdi som er 10 (Vanndirektivet, Direktoratgruppen 2013).



Figur 23: Prosentvis fordeling av bunndyrfamilier i Leirkup v/Lid våren og høsten 2015.

### 4.3.3. Klassifisering av Leirkup

#### Sneltvedt

Leirkup ved Sneltvedt får i 2015 svært dårlig økologisk tilstand (Tab 23). Biologisk kvalitetselement ga svært dårlig tilstand. Av den grunn tas ikke fysisk-kjemiske støtteparametere med i totalvurderingen. Total nitrogen og total fosfor viste moderat tilstand i 2015. I 2009 ble også den totale økologiske tilstanden for Sneltvedt svært dårlig, på grunn av biologisk kvalitetselement. Total nitrogen var moderat, mens total fosfor var i dårlig tilstand.

*Tabell 23: Klassifisering av økologisk tilstand av Leirkup v/ Sneltvedt med normalisert EQR verdier fra 2009 og 2015.*

<b>Biologiske kvalitetselementer</b>	Leirkup v/ Sneltvedt 2015	nEQR	Leirkup v/ Sneltvedt 2009	nEQR
Bunndyr, ASPT	Svært dårlig	0,168	Svært dårlig	0,158
<b>Totalvurdering biologisk</b>	Svært dårlig	0,168	Svært dårlig	
<b>Fysisk-kjemisk</b>				
Total fosfor, ug/l	Moderat	0,415	Dårlig	0,288
Total nitrogen, ug/l	Moderat	0,45	Moderat	0,475
<b>Totalvurdering fysisk-kjemisk</b>	Moderat	0,43	Dårlig	0,381
<b>Totalvurdering Økologisk tilstand</b>	Svært dårlig	0,168	Svært dårlig	0,158

## Lid

Lid fikk i 2015 moderat tilstand med hensyn på biologisk kvalitetselement (Tab 24). Total fosfor ga dårlig tilstand, mens totalnitrogen ble moderat. Dette ga Lid i 2015 en samlet moderat økologisk tilstand. I 2009 ble den totale økologiske tilstanden dårlig på grunn av biologisk kvalitetselement. Næringsstoffene total fosfor og total nitrogen ga også dårlig tilstand. Porsgrunn ble ikke vurdert sammen med de to andre stasjonene. Dette på grunn av at stasjonen ble klassifisert som et leirvassdrag. Den samlede økologiske tilstanden for hele Leirkup i 2015 og 2009 (Lid & Sneltvedt) ble dårlig med hensyn på biologisk kvalitetselement (Tab 25).

Tabell 24: Samlet klassifisering av økologisk tilstand av Leirkup v/ med normalisert EQR verdier fra 2009 og 2015.

<b>Biologiske kvalitetselementer</b>	Leirkup v/Lid 2015	nEQR	Leirkup v/Lid 2009	nEQR
Bunndyr, ASPT	Moderat	0,563	Dårlig	0,393
<b>Totalvurdering biologisk</b>	Moderat		Dårlig	0,393
<b>Fysisk-kjemisk</b>				
Total fosfor, ug/l	Dårlig	0,378	Dårlig	0,300
Total nitrogen, ug/l	Moderat	0,415	Dårlig	0,306
<b>Totalvurdering fysisk-kjemisk</b>	Dårlig	0,396	Dårlig	0,303
<b>Totalvurdering Økologisk tilstand</b>	Moderat	0,563	Dårlig	0,393

Tabell 25: Total økologisk tilstand for Leirkup (Lid & Sneltvedt) med normalisert EQR verdier fra 2009 og 2015.

<b>Biologiske kvalitetselementer</b>	Leirkup 2015	nEQR	Leirkup 2009	nEQR
Bunndyr, ASPT	Dårlig	0,365	Dårlig	0,275
<b>Totalvurdering biologisk</b>	Dårlig	0,365	Dårlig	0,275
<b>Fysisk-kjemisk</b>				
Total fosfor, ug/l	Dårlig	0,396	Dårlig	0,294
Total nitrogen, ug/l	Moderat	0,432	Dårlig	0,39
<b>Totalvurdering fysisk-kjemisk</b>	Moderat	0,414	Dårlig	0,342
<b>Totalvurdering Økologisk tilstand</b>	Dårlig	0,365	Dårlig	0,275

## Porsgrunn

I 2015 kan ikke økologisk tilstand for Porsgrunn fastsettes. Dette på grunn av at det ikke ble tatt bunndyrprøver. Total fosfor var i moderat eller dårligere tilstand, mens total nitrogen var dårlig. Den samlede vurderingen av næringsstoffene i 2015 indikerte dårlig tilstand. I 2009 ble biologisk kvalitetselement svært dårlig. Total fosfor kom ut som moderat eller dårligere tilstand, mens totalnitrogen svært dårlig. Den samlede økologiske tilstanden i 2009 ble av den grunn svært dårlig (Tab 26).

Tabell 26: Klassifisering av Økologisk tilstand av Leirkup v/ Porsgrunn med normalisert EQR verdier fra 2009 og 2015.

<b>Biologiske kvalitetselementer</b>	Leirkup v/ Porsgrunn 2015	nEQR	Leirkup v/Posrgrunn 2009	nEQR
Bunndyr, ASPT			Svært dårlig	0,127
<b>Totalvurdering biologisk</b>				
<b>Fysisk-kjemisk</b>				
Total fosfor, ug/l	Moderat/Dårligere		Moderat/Dårligere	
Total nitrogen ug/l	Dårlig	0,232	Svært dårlig	0,164
<b>Totalvurdering fysisk-kjemisk</b>	Dårlig		Dårlig/Svært dårlig	
<b>Totalvurdering Økologisk tilstand</b>	Kan ikke settes		Svært dårlig	0,127

## 5 Tilstandsendringer og effekter av tiltak

Økologisk tilstand for Børsesjø ble i 2009 satt til moderat. I denne perioden ble totalvurderingen av biologiske parametere god, mens totalvurderingen av fysisk-kjemiske støtteparametere moderat. Dette nedgraderte den økologiske tilstanden fra god til moderat. Klassifiseringen i 2015 viste også moderat økologisk tilstand. I denne perioden var det de biologiske kvalitetselementene som samlet ga moderat. Av den grunn tas ikke fysisk-kjemiske støtteparametere med i totalvurderingen. Total nitrogen (moderat) og total fosfor (dårlig), viste ingen tilstandsendringer fra 2009 til 2015, men siktedypet var forverret fra moderat til dårlig. Sneltvedt havnet i svært dårlig økologisk tilstand både i 2009 og i 2015 med hensyn på biologisk kvalitetselement. Total nitrogen ga moderat tilstand både i 2009 og i 2015, mens total fosfor viste en forbedring fra dårlig til moderat. Ved Lid ble økologisk tilstand dårlig i 2009, og moderat i 2015 med henblikk på biologisk kvalitetselement. Total fosfor ga dårlig begge år, mens total nitrogen viste en forbedring fra dårlig til moderat. Sneltvedt og Lid ga Leirkup en samlet dårlig økologisk tilstand, i 2009 og i 2015. I Porsgrunn ble det ikke tatt biologisk kvalitetselement. Det er av den grunn ikke mulig å fastsette en økologisk tilstand. Total nitrogen var forbedret fra svært dårlig til dårlig, mens total fosfor var fortsatt moderat eller dårligere. I 2009 ga biologisk kvalitetselement svært dårlig. Stasjonen havnet derfor i svært dårlig økologisk tilstand. Suspendert tørrstoff og leirdekningsgraden indikerte at Porsgrunn var den eneste stasjonen som var leirpåvirket. STS målingene i Leirkup i september ble tatt under flom og skal av den grunn ikke tas med. Med kun to prøver er resultatet for usikkert til å konkluderes med, og vil derfor ikke være et pålitelig resultat. Da leirvassdrag har høyere naturtilstand for total fosfor enn ikke leirvassdrag er det svært avgjørende at videre arbeid fokuserer på leirpåvirkningen, for at klassifiseringen i vassdraget skal bli pålitelig. Videre undersøkelser må ta hensyn til leirpåvirkningen i form av STS og SGR over en lengre periode for å få et korrekt bilde av vassdragets leirinnhold.

Alle stasjonene i vassdraget har en tilstand som krever iverksetting av tiltak. Det er i løpet 2013 registrert landbrukstiltak i delnedbørsfeltet Børsesjø, som redusert og optimalisert gjødsling og noe utbedring av hydrotekniske tiltak. Det er anlagt fire fangdammer ved Limibekken. Langs Leirkup er det registrert to fangdammer, tolv vegetasjonssoner, noe utbedring av hydrotekniske anlegg og steinutsetting av erosjonsutsatte strekninger. Det gis tilskudd for å ha grassone, og de fleste som driver med kornproduksjon har utsatt arbeidet om høsten (Ulseth 2016, Tiltaksrapportering vannregion Vest-Viken internt). Det er i utgangen av 2015 registrert fem vegetasjonssoner i delnedbørsfeltet Børsesjø. Det er i 2015 gjennomført separering av avløpsanlegg langs store områder på vestsiden og noe på østsiden av Børsesjø og langs Leirkup. I Porsgrunn er det i 2015 utført noe fullseparering langs Torgarveien, Jotunveien og Liane. (Tiltaksrapportering vannregion Vest-Viken internt). Det er også registrert at 11 eiendommer er tilkoblet kommunalt avløp som tidligere hadde direkteutslipp til Leirkup i Porsgrunn (Ulseth 2016). Det foreligger lite eksakte registreringer på hvor de enkelte

landbrukstiltakene er igangsatt. Det blir derfor vanskelig å konkludere effekten på de enkelte stasjonene. Det kan også være at enkelte av tiltakene ikke har rukket å gi utslag. Da Børsesjø er et naturreservat er det uaktuelt med store tekniske inngrep (Miljødirektoratet.no<sup>1</sup>).

Det er mange ulike tiltak som kan igangsettes for å minske avrenning til vannet. Fosformengden skal halveres i norsk kornproduksjon etter ny gjødselsnorm i 2010. Det er viktig å gjødsle i vekstperioden da utnyttelsen er størst (Forskning.no). Et stort antall av grunneierne langs Børsesjøvassdraget driver med kornproduksjon (Ulseth 2016), og de fleste som driver med kornproduksjon har utsatt arbeidet om høsten. Undersøkelser viser at ved å spre husdyrgjødsel om høsten i motsetning til om våren, kan tapet av næringsstoffene være over 70 % (Skøien m fl. 2011). Det vil derfor være lønnsomt å gi tilskudd for redusert jordarbeid om høsten.

Børsesjøvassdraget er utsatt for erosjon (Vannregion- Vest-Viken, 2009). Økte nedbørmengder fører vanligvis til økt avrenning samt erosjon. Fangdammer er mest effektive under store nedbørmengder og fanger store deler av næringsstoffene, jordpartiklene og hindrer erosjon nedstrøms (Hauge m fl. 2008). Børsesjø tilføres i dag svært store mengder næringsstoffer og partikulært stoff fra omgivelsene (Fylkesmannen i Telemark 2008). Dette gjør at Børsesjø virker som en fangdam. Det vil være lønnsomt og etablere flere fangdammer i tilførselsbekkene til Børsesjø samt i sidebekkene til Leirkup. Reduksjon av næringsstoffer til vassdragene kan minskes ved miljøtilpasset jordarbeid der høstpløying utelates. Bedre spredningsrutiner, som å gjødsle i vekstsesongen om våren rett etter at gresset er slått, og spre små mengder av gjødsel per arealenhet. Utnyttelsen av næringsstoffene er størst ved å pløye gjødsla rett ned etter spredning. For områder med mye husdyrgårder kan et tiltak være fellskum for lagring av overskuddsgjødsling (Hansen 2009). Vegetasjonssoner er et annet tiltak som har vist seg å være effektive mot avrenning av næringsstoffer, partikler samt annet organisk materiale. Vegetasjonssoner gir også økt stabilitet i elveskråninger. Undersøkelser som er utført i norske vassdrag viste at vegetasjonssoner tilbakeholdt ca. 42-96 % av fosfor, 27-81 % av nitrogen, 55-97% av partikler og 83-90% av organisk materiale. Det er viktig med solly i vegetasjonssonene slik at det blir dannet tett gressdekke. Dette vil øke filtreringen og sedimentasjon av overflateavrenningen (Søvik 2007). Det bør av den grunn etableres vegetasjonssoner langs hele Børsesjø og Leirkup. For at tiltakene skal ha mest effekt bør det undersøkes hva som er den største forurensningskilden i området. Det er viktig å orientere om utslippet er fra kloakk eller gjødsel (Bioforsk.no). Selv om den økologiske tilstanden for alle stasjonene viste lite forbedring, viste resultatene fra prøvetakingen at mengden næringsalter for noen av stasjonene er redusert. Lid var den eneste av stasjonen som hadde forbedret økologisk tilstand fra dårlig til moderat. Børsesjø viste lav tilstandsforbedring og mengdene næringsalter er omtrentlig lik i 2015 som i 2009.



## 6 Konklusjon

Børsesjø og Leirkup er begge humøse og moderat kalkrike vanntyper. Dette gjenspeiles av kalkrik berggrunn i området, og nedbørsfeltets innhold av skogsmark og dyrket mark. Undersøkelsen av Børsesjøvassdraget viste lite tilstandsendringer fra 2009 til 2015. I 2009 ga de biologiske kvalitetselementene i Børsesjø samlet tilstand god, mens fysisk-kjemiske støtteparametere ga moderat. Dette gjør at totalvurderingen i 2009 trekkes ned til moderat økologisk tilstand. I 2015 var det de biologiske parameterne som samlet ga moderat, og den økologiske tilstanden i 2015 settes i moderat. Grunnen til den forverrede tilstanden i de biologiske parametere fra 2009 til 2015, kan være et resultat av økte nedbørsmengder som ga økt avrenning og deretter oppblomstring av planteplankton. Det vil derfor være uklart hvordan de biologiske parameterne vil være under normale forhold. Stasjonen Sneltvedt havnet i svært dårlig tilstand både i 2009 og i 2015 med hensyn på biologisk kvalitetselement. Lid var den eneste stasjonen som viste forbedring i økologisk tilstand. Biologisk kvalitetselement med ASPT-indeks var forbedret fra dårlig i 2009 til moderat i 2015. Den samlede vurderingen av Leirkup ble trukket ned til dårlig, på grunn av Sneltvedt som var i svært dårlig tilstand. Stasjonen i Porsgrunn ligger i mer tettbebygd strøk enn de to andre stasjonene. Den ligger i mer erosjonsutsatte områder, og var stasjonen med høyest mengde næringsstoffer. Stasjonen viste kun forbedring av total nitrogen fra svært dårlig til dårlig. Stasjonen var ikke egnet for bunndyrprøvetaking i 2015, da det ikke fantes egnet substrat som stein eller grus. Økologisk tilstand kan derfor ikke fastsettes. Dette var den eneste av stasjonene som ble typifisert som leirpåvirket, men med usikre målinger. Av den grunn er det viktig at videre arbeid fokuserer på en grundigere undersøkelse av leirpåvirkningen i hele vassdraget. I tillegg til leirdekningsgraden må STS og SGR måles. Prøvetakingen må foregå over en lengre periode og med flere prøvetakingsstasjoner. Mengden STS og SGR varierer mye som følge av naturlig erosjon, nedbør og aktiviteter i området. En fullverdig klassifisering av et leirvassdrag vil by på utfordringer da det kun finnes EQR grense for god/moderat for total fosfor.

Resultatene kan tyde på at tiltakene har hatt noe effekt i Leirkup. Økologisk tilstand for Lid er forbedret. Tilstanden for fysisk-kjemiske støtteparameterne på enkelte av stasjonen er forbedret, men tilstanden er fortsatt for dårlig. Det finnes lite eksakte registreringer angående hvor tidligere tiltak er gjennomført innen landbruket. Det er viktig at videre arbeid fokuserer på tiltaksorientering. Prøver må tas med jevne mellomrom i en viss periode etter gjennomførte tiltak. Alle stasjonene i Børsesjøvassdraget har en tilstand som krever at det blir satt i gang tiltak for å oppnå miljømålet innen 2021. Børsesjøvassdraget tilføres store mengder næringsstoffer og partikulært materiale fra områdene rundt. Dette gjør at Børsesjø gradvis gror igjen, noe som vil gi svært negative virkninger, da innsjøen er et naturreservat med rikt fugleliv.

## 7 Referanser

- Aagaard, K., Bækker, T. & Jonsson, B. (2002). *Biologisk mangfold i ferskvann. Regional vurdering av sjeldne dyr og planter*. NIVA Temahefte 21, NIVA Inr 4590-2002
- Blomqvist, P. & Olsen, P. (1981). *Växtplanktonkompendium*. Uppsala.
- Brettum, P. (1989). *Alger som indikator på vannkvalitet i norske innsjøer. Planteplankton*. NIVA, rapport-nr 0-86116.
- Brettum, P. & Andersen, T. (2005). *The use of phytoplanktons as indicators of water quality*. NIVA. Rapport-nr 4818-2004.
- Brönmark, C. & Hansson, L.A. (2010). *The Biology of Lakes and Ponds. Second edition*. United Kingdom: Oxford University Press.
- Cole, G. A. (1994). *Textbook of limnology. Fourth edition*. Waveland press Inc.
- Dagestad, K. H., Hansen, T. A. N. & Pommeresche, R. (1993). *Vannkjemi og sedimentasjon i Børsesjø 1992/93*. Bø: Telemark distriktshøgskole.
- Dai, Y., Jia, C., Liang, W., Hu, S. & Wu, Z. (2012). *Effects of the submerged macrophyte Ceratophyllum demersum L. on restoration of a eutrophic waterbody and its optimal coverage*. Ecological Engineering, 40, 113-116.
- Direktoratsgruppen Vanndirektivet. (2009). *Veileder 01:2009 Klassifisering av miljøtilstand i vann*.
- Direktoratsgruppen Vanndirektivet. (2009). *Veileder 02: 2009. Overåking av miljøtilstand i vann*.
- Direktoratsgruppen Vanndirektivet. (2013). *Veileder 02:2013 Klassifisering av miljøtilstand i vann*.
- Dodds, W. K. & Whiles, M. R. (2010). *Freshwater ecology : concepts and environmental applications of limnology second edition*. Amsterdam: Academic Press.
- Eriksen, T. E., Lindholm, M., Røst, M. K., Solheim, A. L. & Friberg, N. (2015). *Vurdering av kunnskapsgrunnlag for leirpåvirkede elver*. NIVA- rapport 6792-2015, Oslo.
- Faafeng, B. (1991). *Børsesjø : sedimentanalyser og rapportering av overvåkingsresultater 1990*. NIVA-rapport 0-90233, Oslo.
- Fjeld, E., Berge, D., Skulberg, O. & Løvik, J. E. (1996). *Økologiske forhold i Akersvannet*. NIVA-rapport 3494-96
- Forskrift om naturreservat. (1977). Forskrift om Børsesjø naturreservat, Skien kommune, Telemark.

- Friberg, N., Skriver, J., Larsen, S. E., Pedersen, M. L. & Buffagni, A. (2010). *Stream macroinvertebrate occurrence along gradients in organic pollution and eutrophication*. *Freshwater Biology*, 55 (7): 1405-1419.
- Fylkesmannen i Telemark. (2005). *Forvaltningsplan for Børsesjø naturreservat*. Skien: Fylkesmannen i Telemark
- Fylkesmannen i Telemark. (2008). *Forvaltningsplan for Børsesjøvassdraget. Forprosjekt*. Porsgrunn og Skien: Fylkesmannen i Telemark.
- Guildford, J. & Hecky, R.E. (2000). *Total nitrogen, total phosphorus, and nutrient limitation in lakes and oceans: Is there a common relationship?* *Limnology and oceanography*. 45(6), 1213-1223.
- Hansen, S., Morken, J., Nesheim, L., Koesling, M. & Fystro, G. (2009). *Reduserte nitrogenutslipp gjennom bedre spredningsrutiner for husdyrgjødsel*. *Bioforsk*. VOL. 4 Nr. 188.
- Hauge, A., Buseth Blankenberg A, G. (2008). *Fangdammer- effektive oppsamlere av jord og næringsstoffer*. *Bioforsk: Vol 3 nr. 13*.
- Heaney, S.I. & Talling, J.F. (1980) *Ceratium hirundinella - ecology of a complex, mobile, and successful plant*. Ambleside, UK, Freshwater Biological Association.
- Hønsi, J. E. (2012). *Befaring i Leirkupvassdraget*. Skien: Norges vassdrags- og energidirektorat.
- Kalff, J. (2003). *Limnology*. Prentice Hall, Inc
- Kaste, Ø., Skancke, L. B., Skjelbred, B., Eriksen, T. E., Schneider, S., Romstad, R., Aaned, K. J. & Løvik, E. V. (2009) *Overvåking av Børsesjøvassdraget 2009*. NIVA- rapport O-29264.
- Kelly, M. & Whitton, B. (1998). *Biological monitoring of eutrophication in rivers*. *The International Journal of Aquatic Sciences*, 384(1), 55-67.
- Lid, J. & Lid, D. (2005). *Norsk flora* (7. utg. redaktør: Reidar Elven. utg.). Oslo: Samlaget.
- Likens, G. E. (2010). *Biochemistry of inland water*. Eliviser Inc.
- Mjelde, M. (1997). *Virkninger av forurensning på biologisk mangfold: Vann og vassdrag i by- og tettstedsnære områder. Vannvegetasjon i innsjøer- effekter av eutrofiering en kunnskapsstatus*. NIVA- rapport LNR 3755-97.
- Mjelde, M. & Faafeng, B. (1997). *Ceratophyllum demersum hampers phytoplankton development in some small Norwegian lakes over a wide range of phosphorus concentrations and geographical latitude*. *Freshwater Biology*, 37(2), 355-365.

- Nygaard, G. & Kristiansen, J. (2001). *Dansk planteplankton* (3. udg. ved Jørgen Kristiansen. utg.). København: Gyldendal forlag.
- Olrik 1998, K., Blomqvist, P., Brettum, p., Cronberg, G. & Eloranta, P. (1998). *Methods for quantitative Assessment of Phytoplankton in Freshwater, part 1*. Stockholm. Naturvårdsverket.
- Reiso, S., & Olsen, K. (2004). *Biologisk mangfold i Børsesjø, Skien kommune*. Rapport 2005- 4
- Solheim, A. L., Berge, D., Tjomsland, T., Kroglund, F., Tryland, I., Schartau, A. K., Hesthagen, T., Borch, H., Skarbøvik, E., Eggestad, H. O. & Engebretsen, A. (2008). *Forslag til miljømål og klassegrenser for fysisk-kjemiske parametre i innsjøer og elver, og egnethet for brukerinteresser*. NIVA, Bioforsk, NINA, rapport-nr 5708-2008.
- Søvik, A. K. (2007). *Vegetasjonssoner bidrar til renere vann i vassdrag og innsjøer*. Bioforsk. Vol 2. Nr 22.
- Skøien, S., Falk-Øgaard, A. & Nesheim, L. (2011). *Miljøriktig bruk av husdyrgjødsel*. Bioforsk VOL. 6 Nr 2.
- Tikkanen, T. & Willén, T. (1992). *Växtplanktonflora*. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Tormodsgard, L. (2014). *Utlegging av gytegrus i Lilleelva i Porsgrunn kommune i 2013*. NP 1- 2014.
- Ulseth-Narvestad- Ask, S. & Sjøvaag, T. (2016). *Helhetsplan for miljøtiltak i Børsesjøvassdraget*. Grenland landbrukskontor. Vannområde Skien- Grenlandsfjordene.
- Vannforskriften (2006). Forskrift om rammer for vannforvaltningen. Klima- og miljødepartementet.
- Vannregion Vest-Viken. (2009). Tiltaksprogram for vannregion Vest-Viken; *Vedlegg 1 til forvaltningsplanen for: vannregion Vest-Viken for planperioden 2010-2015*.
- Vennerød, K. Sundhell, P. T. & Norsk, I. (1984). *Vassdragsundersøkelser : en metodebok i limnologi*. Oslo: Norsk limnologforening.
- Vörös, L. & Padisák, J. (1991). *Phytoplankton biomass and chlorophyll- a in some shallow lakes in central Europe*. The International Journal of Aquatic Sciences, 215(2), 111-119.
- Wehr, J. D. & Sheath, R. G. (2003). *Freshwater algae of North America: ecology and classification*. Amsterdam: Academic Press
- Wetzel, R. G. (2001) *Limnology, thiurd edition*. Academic Press.
- Willén, E., Pejler, Y. & Tirèn, M. (1985). *Räkningsförfarende av växtplankton vid laboratoriet for miljökontroll*. Uppsala
- Wischmann, F., Ursing, B., Grundt, H. H. & Wesenberg, J. (2012). *Norsk fargeflora* (6. utg. faglig bearb. denne utg; Hanne Hegre Grundt, Jan Wesenberg. utg.). Oslo: Cappelen Damm faktum.

Økland, J. & Økland, K.A. (1995). *Vann og vassdrag 1: Ressurser og problemer*. Stabekk: Vett & Viten AS

Økland, J. & Økland, K. A. (1996). *Vann og vassdrag : 2 : Økologi*. Stabekk: Vett & Viten AS.

Økland, J. & Økland, K. A. (2006). *Vann og vassdrag 3. Kjemi, fysikk og miljø 2. utgave*. Nesbru: Vett & Viten AS.

## Internett referanser

Atlas.nve.no

<http://atlas.nve.no/SilverlightViewer/?Viewer=NVEAtlas>, lest 10.12.15.

Bioforsk:

[http://www.bioforsk.no/ikbViewer/page/prosjekt/hovedtema?p\\_dimension\\_id=19627&p\\_menu\\_id=19636&p\\_sub\\_id=19628&p\\_dim2=19631](http://www.bioforsk.no/ikbViewer/page/prosjekt/hovedtema?p_dimension_id=19627&p_menu_id=19636&p_sub_id=19628&p_dim2=19631), lest 10.04.16.

Eklima.no:

[http://sharki.oslo.dnmi.no/portal/page?\\_pageid=73,39035,73\\_39057&\\_dad=portal&\\_schema=PORTAL](http://sharki.oslo.dnmi.no/portal/page?_pageid=73,39035,73_39057&_dad=portal&_schema=PORTAL), lest 20.09.15.

Finn.no:

<http://kart.finn.no>, lest 31.10.15.

Forskning.no

[http://www.bioforsk.no/ikbViewer/page/forside/nyhet?p\\_document\\_id=66522](http://www.bioforsk.no/ikbViewer/page/forside/nyhet?p_document_id=66522), lest 30.10.15.

geo.ngu.no

1) <http://geo.ngu.no/kart/berggrunn/>, lest 21.10.15.

2) <http://geo.ngu.no/kart/losmasse/>, lest 16.10.15

Miljølære.no :

1) [https://www.miljolare.no/artstre/?or\\_id=1972](https://www.miljolare.no/artstre/?or_id=1972), lest 05.11.15.

2) [https://www.miljolare.no/artstre/?or\\_id=453](https://www.miljolare.no/artstre/?or_id=453), lest 05.11.15.

Miljødirektoratet.no:

<http://www.miljodirektoratet.no/no/Regelverk/Lov/Naturmangfoldloven/Omradevern/>, lest 20.10.15.

Nevina.nve.no:

<http://nevina.nve.no>, lest 30.04.16.

Yr.no, lest 05.03.16.

Vann-nett.no:

1) <http://vann-nett.no/portal/Water?WaterbodyID=016-6573-L>, lest 21.08.15

2) <http://vann-nett.no/portal/Water?WaterbodyID=016-1298-R>, lest 21.08.15

Vannportalen. no

[http://www.vannportalen.no/globalassets/vannregioner/rogaland/rogaland---dokumenter/vannomrader/jaren-vannomrade/brosjyrer-og-faktaark/faktaark\\_2012\\_bunndyr\\_avslorer\\_miljotilstanden\\_tn0vq.pdf](http://www.vannportalen.no/globalassets/vannregioner/rogaland/rogaland---dokumenter/vannomrader/jaren-vannomrade/brosjyrer-og-faktaark/faktaark_2012_bunndyr_avslorer_miljotilstanden_tn0vq.pdf), lest 30.01.16

### **Personlig meddelelse**

Tiltaksrapportering vannregion Vest-viken internt dokument v/ Cathrine Nedberg prosjektleder for vannområde Skien – Grenlandområdet.

Landbrukstiltak i området Børsesjø og Leirkup v/Jan Helge Johansen Grenland landbrukskontor i Skien kommune

STS/ turbiditet. Marianne Hansen leder v/ ALcontrol i Skien

# Vedlegg

**Vedlegg 1** Fysisk-kjemiske parametere - Børsesjø 2015

**Vedlegg 2** Taxonomisk oversikt over kvalitativt planteplanktonprøve 2015 i Børsesjø

**Vedlegg 3** Totalvolum og PTI oversikt over planteplankton i Børsesjø 2015

**Vedlegg 4** Oversikt over vannplanter etter semikvantitativ skala Børsesjø 2015

**Vedlegg 5** Oversikt over sensitive og tolerante vannplanter i Børsesjø i forhold til eutrofiering som brukes i beregningen av trofisk –indeks Tic.

**Vedlegg 6** Klassifisering av økologisk tilstand i Børsesjø 2015

**Vedlegg 7** Fysisk-kjemiske parametere – Leirkup 2015

**Vedlegg 8** Oversikt over bunndyr i Leirkup våren og høsten 2015

**Vedlegg 9** Klassifisering av økologisk tilstand i Leirkup v/ Sneltvedt 2015

**Vedlegg 10** Klassifisering av økologisk tilstand i Leirkup v/Lid 2015

**Vedlegg 11** Klassifisering av økologisk tilstand i Leirkup v/ Porsgrunn 2015

**Vedlegg 12** Fysisk-kjemiske parametere - Børsesjø 2009

**Vedlegg 13** Totalvolum og PTI oversikt over planteplankton i Børsesjø 2009

**Vedlegg 14** Fysisk-kjemiske parametere – Leirkup 2009

**Vedlegg 15** Oversikt over bunndyr i Leirkup våren og høsten 2009

**Vedlegg 16** Klassifisering av økologisk tilstand i Børsesjø 2009

**Vedlegg 17** Klassifisering av økologisk tilstand i Leirkup v/Sneltvedt 2009

**Vedlegg 18** Klassifisering av økologisk tilstand i Leirkup v/ Lid 2009

**Vedlegg 19** Klassifisering av økologisk tilstand i Leirkup v/ Porsgrunn 2009

**Vedlegg 20** Beregning av leirdekningsgrad for Leirkup av Haakon Borch v/ Nibio (Bioforsk)

**Vedlegg 21** Metodebeskrivelse fra ALcontrol (lab-net)



Vedlegg 1: Fysisk-kjemiske parametere i Børsesjø i 2015.

<b>Dato:</b>	<b>pH</b>	<b>Kond</b>	<b>alk</b>	<b>Turb</b>	<b>Farge</b>	<b>TOC</b>	<b>siktedyp</b>
	<b>pH</b>	<b>mS/m</b>	<b>mekv/L</b>	<b>NTU</b>	<b>mg Pt/l</b>	<b>mg/l</b>	<b>m</b>
07.07.15	7,8	13,6	0,95	4	28	8,7	1,3
10.08.15	7,4	13,6	0,98	2,6	43	9,2	1,5
02.09.15	7,4	12,2	0,84	4,5	66	11,2	1,3
01.10.15	7,1	11,3	0,82	3,7	76	11,9	1,4
28.10.15	7,7	13,4	1	4,8	53	11,4	1,3

<b>Dato</b>	<b>tot-P ug/l</b>	<b>PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> ug/l</b>	<b>tot-N ug/l</b>	<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup> ug/l</b>	<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup> ug/l</b>	<b>Mg<sup>2+</sup> mg/l</b>	<b>Na<sup>+</sup> mg/l</b>	<b>K<sup>+</sup> mg/l</b>	<b>Ca<sup>2+</sup> mg/l</b>	<b>Fe ug/l</b>	<b>Mn ug/l</b>	<b>So<sub>4</sub><sup>2-</sup> mg/l</b>	<b>Cl<sup>-</sup> mg/l</b>	<b>Kla ug/l</b>	<b>O<sub>2</sub>(%)</b>
07.07.15	24	7,6	1095	< 2	386	2,4	6,7	1,9	18	101	70	4,9	10,3	8,9	85
10.08.15	27	5,2	883	< 2	128	2,4	7,1	2	18	247	101	4,1	11,1	8,4	6,48
02.09.15	48	9,2	1153	< 2	724	2,3	6,1	2,2	16	263	70	4,6	9	8,3	66
01.10.15	48	9,4	1518	155	432	2	4,1	2,3	16	248	61	4,7	4,9	14,6	49
28.10.15	57	7,5	1167	332	85	2,4	5,5	3	19	175	35	4,8	7,5	46,6	80

<b>Dato</b>	<b>Dyp</b>	<b>Temperatur ҮС</b>
7/7-15	1	21
7/7-15	2	20
7/7-15	3	20
7/7-15	4	20
10/8-15	1	18,3
10/8-15	2	18
10/8-15	3	16,9
10/8-15	4	16,9
2/9-15	1	15,4
2/9-15	2	15,3
2/9-15	3	15,2
2/9-15	4	14,5
2/9-15	5	14
1/10-15	1	11,3
1/10-15	2	11
1/10-15	3	10,8
1/10-15	4	10,5
28/10-15	1	6
28/10-15	2	6
28/10-15	3	6
28/10-15	4	6

Vedlegg 2: Taxonomisk oversikt over den kvalitative prøven (hovprøven) av planteplankton i Børsesjø i 2015. Systematikk i henhold til Tikkanen & Willén.

Artsnavn	Børsesjø	Børsesjø	Børsesjø	Børsesjø	Børsesjø
	07.07.15	10.08.15	02.09.15	01.10.15	28.10.15
<b>Cyanobakterier</b>					
<i>Anabena sp.</i>		x			
<i>Anabaena solitaria</i>		x			
<i>Aphanocapsa sp.</i>			x		
<i>Planktothrix agardhii</i>			x		
<b>Rekylalger/ Svelgflagellater</b>					
<i>Cryptomonas sp.</i>	x	x		x	x
<i>Rhodomonas lacustris</i>	x	x	x		x
<b>Panserflagellater</b>					
<i>Ceratium hirundinella</i>	x	x	x	x	x
<i>Gymnodinium sp.</i>					x
<i>Peridinium willei</i>	x			x	
<b>Gullalger</b>					
<i>Dinobryon cylindricum</i>					x
<i>Dinobryon divergens</i>	x	x	x	x	x
<i>Mallomonas akrokomos</i>					x
<i>Mallomonas sp.</i>	x	x	x	x	x
<i>Uroglena sp.</i>			x	x	x
<i>Spiniferomonas sp.</i>				x	
<i>Synura sp.</i>				x	x
<b>Kiselalger</b>					
<i>Asterionella formosa</i>	x		x	x	x
<i>Aulacoseira granulata var. angustissima</i>			x	x	x

Artsnavn	Børsesjø	Børsesjø	Børsesjø	Børsesjø	Børsesjø
	07.07.15	10.08.15	02.09.15	01.10.15	28.10.15
<i>Tabellaria flocculosa</i>			x		
<i>Nitzschia</i>			x		
<b>Gulgrønnalger</b>					
<i>Goniochloris fallax</i>			x		
<b>Øyealger</b>					
<i>Trachelomonas sp.</i>	x				x
<i>Trachelomonas volvocina</i>			x		
<i>Pyramimonas sp.</i>					x
<b>Grønnalger</b>					
<i>Botryococcus braunii</i>			x		
<i>Carteria sp.</i>					x
<i>Chlamydomonas sp.</i>					x
<i>Chlamydocapsa planctonica</i>	x	x	x	x	
<i>Crucigenia apiculata</i>	x				
<i>Crucigenia fenestrata</i>	x				
<i>Coelastrium astroideum</i>	x				
<i>Coenocystis planctonica</i>			x		
<i>Elakatothrix genevensis</i>	x		x	x	
<i>Eudorina elegans</i>			x		
<i>Eudorina sp.</i>	x				
<i>Mougeotia sp.</i>		x			
<i>Monoraphidium griffithii</i>	x				
<i>Monoraphidium mirabile</i>			x		
<i>Nephrocytium agardhianum</i>	x				
<i>Oocystis lacustris</i>	x				

Artsnavn	Børsesjø	Børsesjø	Børsesjø	Børsesjø	Børsesjø
	07.07.15	10.08.15	02.09.15	01.10.15	28.10.15
<i>Oocystis rhomboidea</i>	x				
<i>Oocystis sp.</i>	x			x	
<i>Paulschulzia pseudovolvox</i>		x		x	x
<i>Planktosphaeria gelatinosa</i>	x		x		
<i>Pondurina morum</i>					x
<i>Pseudosphaerocystis lacustris</i>	x				
<i>Scenedesmus sp.</i>	x		x		
<i>Scenedesmus bicaudatus</i>	x				
<i>Scenedesmus arcuatus var. platydiscus</i>	x				
<i>Tetraedron minimum</i>	x				
<i>Tetraspora lemmermani</i>				x	
<i>Ulotrichales</i>	x				
Ubestemt koloni u/flagell	x				
Diverse			x		
<b>Konjugater</b>					
<i>Closterium acutum var. variable</i>			x	x	
<i>Closterium sp.</i>	x		x		
<i>Cosmarium depressum</i>			x		
<i>Cosmarium turpini</i>	x				
<i>Staurastrum pingue</i>		x	x		
<i>Staurastrum sp</i>	x	x	x		
<b>Antall arter</b>	29	12	27	17	21

Vedlegg 3: Totalvolum av planteplankton i Børsesjø med PTI utregning fra 2015.

(Ligger vedlagt som excel fil)

Vedlegg 4: Oversikt over vannplanter i Børsesjø etter semikvantitativ skala 1= sjelden, 2= spredt, 3= vanlig, 4= lokalt dominerende og 5 dominerende

<b>Børsesjø 17/8-15</b>		
<b>Norske navn</b>	<b>Latinske navn</b>	
<b>Elodeider</b>		
Hornblad	<i>Ceratophyllum demersum L</i>	5
Klovasshår	<i>Callitriche hamulata Kütz. ex Koch</i>	4
Krustjønnaks	<i>Potamogeton crispus L.</i>	4
Hjertetjønnaks	<i>Potamogeton perfoliatus L.</i>	4
Nøkketjønnaks	<i>Potamogeton praelongus Wulfen</i>	4
Grastjønnaks	<i>Potamogeton gramineus L.</i>	3
Buttjønnaks	<i>Potamogeton obtusifolius Mert. &amp; Koch</i>	3
Storblærerot	<i>Utricularia vulgaris L.</i>	1
Småtjønnaks	<i>Potamogeton berchtoldii Fieber</i>	3
<b>Nymphaeider</b>		
Gul nøkkerose	<i>Nuphar lutea (L.) Sm.</i>	5
Hvit nøkkerose	<i>Nymphaea alba L. coll.</i>	5
vanlig tjønnaks	<i>Potamogeton natans L.</i>	5
Vasslirekne	<i>Persicaria amphibia (L.) Gray</i>	3
Flotgras	<i>Sparganium angustifolium Michx</i>	3
<b>Lemnider</b>		
Liten andmat	<i>Lemna minor L.</i>	3
<b>kransalger</b>		
Broddglattkrans	<i>Nitella mucronata (A.Br.) Miq.</i>	2

Vedlegg 5: Oversikt over sensitive og tolerante vannplanter i Børsesjø i forhold til eutrofiering som brukes i beregningen av trofisk –indeks Tic.

<b>Dato</b>	<b>17/8-15</b>
<b>Sensitive</b>	<b>Tolerante</b>
Klovasshår	Hornblad
Nøkketjønnaks	Buttjønnaks
Grastjønnaks	Vasslirekne
Flotgras	Liten Andemat
Broddglattkrans	





Vedlegg 7: Fysisk-kjemiske støtteparametere for Leirkup 2015

Sneltevd

Dato	pH	Alk	Kond	Farge	Turb	tot-P	Po <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	tot-N	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	No <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Ca <sup>2+</sup>	TOC	STS	Temp
		mekv/l	mS/m	mg Pt/l	FNU	ug/l	ug/l	mg/l	ug/l	ug/l	mg/l	mg C/l	mg/l	C°
15.06.15	7,6	0,86	12,9	56	2	40	10	820	63	262	15	8,2	3,1	14,5
18.08.15	7,5	1,1	16,1	53	1,2	75	50	870	280	68	19	7,8	1,8	18
28.09.15	7,4	0,72	10,3	86	1,3	47	24	890	87	361	13	10,5	1,9	10

Lid

Dato	pH	Alk	Kond	Farge	Turb	tot-P	Po <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	tot-N	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	No <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Ca <sup>2+</sup>	TOC	STS	Temp
		mekv/l	mS/m	mg Pt/l	FNU	ug/l	ug/l	mg/l	ug/l	ug/l	mg/l	mg C/l	mg/l	C°
15.06.15	7,8	0,92	14,9	62	6,4	51	21	890	50	414	17	8,3	8,1	13
18.08.15	7,6	0,65	11,4	52	10	51	30	750	48	365	12	6,5	8,4	12
28.09.15	7,5	0,8	12,8	94	3,7	80	40	1100	90	524	16	11,3	23	9

Porsgrunn

Dato	pH	Alk	Kond	Farge	Turb	tot-P	Po <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	tot-N	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	No <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Ca <sup>2+</sup>	TOC	STS	Temp
		mekv/l	mS/m	mg Pt/l	FNU	ug/l	ug/l	mg/l	ug/l	ug/l	mg/l	mg C/l	mg/l	C°
15.06.15	7,8	1,1	17,8	63	6,3	53	23	1100	200	539	21	8	6,5	13,5
18.08.15	7,9	1,4	25,3	55	5,5	65	43	1700	300	1030	27	7,6	95	14
28.09.15	7,7	0,95	14,8	93	4,2	77	41	1200	130	613	18	11	17	10

Vedlegg 8: Oversikt over bunndyrfamilier ved stasjonene Sneltvedt og Lid i Leirkup med ASPT- indeks våren og høsten 2015.

Leirkup v/sneltvedt Vår 2015							
Orden	Familie	Slekt	Art	Antall	ASPT	Raddum1	Raddum2
Oligochetae				15	1		
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>1</b>			
Diptera	Simuliidae			21	5		
Diptera	Chironomidae			80	2		
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>2</b>			
Veneroidea	Sphaeriidae			3	3		
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>1</b>			
Valvatoidea	Valvatidae			1	3		
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>1</b>			
Ephemeroptera	Baetidae	Cloeon	sp.	1	4		
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>1</b>			
Hirudinea	Erpobdellidae			10	3		
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>1</b>			
Isopoda	Asellidae	Asellus	aquaticus	60	3		
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>1</b>			
Heteroptera	Corixidae			1	5		
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>1</b>			
<b>Sum individer</b>				<b>192</b>	<b>3,2</b>		
<b>Antall taxa</b>				<b>9</b>			
<b>EPT-indeks (Ephemeroptera, Plecoptera og Thricoptera index)</b>							

Leirkup v/sneltvedt høst 2015							
Orden	Familie	Slekt	Art	Antall	ASPT	Forsuring1	Forsuring2
Oligochetae				10	1		
Antall arter/taxa				1			
Diptera	Chironomidae			5	2		
Antall arter/taxa				1			
Veneroida	Sphaeriidae			10	3		
Antall arter/taxa				1			
Pulmonata	Physidae			5	3		
Pulmonata	Lymnaeidae			4	3		
Pulmonata	Planorbidae			1	3		
Antall arter/taxa				3			
Trichoptera	Limnephilidae	Nemotaulius	punctatolineatus	104	7		
Trichoptera	Hydropsychidae	Hydropsyche	sp.	1	5		
Trichoptera	Polycentropodidae	Plectrocnemia	consersa	1	7		
Trichoptera	Phryganeidae	Phryganea	sp.	2	10		
Antall arter/taxa				4			
Ephemeroptera	Baetidae	Cloeon	sp.	3	4	1	
Antall arter/taxa				1			
Hirudinea	Erpobdellidae			13	3		
Antall arter/taxa				1			
Rhynchobdellida	Glossiphoniidae			1	3		
Antall arter/taxa				1			
Isopoda	Asellidae	Asellus	aquaticus	200	3		
Antall arter/taxa				1			
Heteroptera	Corixidae			1	5		
Antall arter/taxa				1			
Coleoptera	Dytiscidae			4	5		
Antall arter/taxa				1			
Sum individer				365	4.2	1.00	1.0
Antall taxa				16			
EPT-indeks (Ephemeroptera, Plecoptera og Trichoptera index)							

Leirkup nedstr. Lidveien v�r 2015							
Orden	Familie	Slekt	Art	Antall	ASPT	Raddum1	Raddum2
Diptera	Simuliidae			31	5		
Diptera	Chironomidae			30	2		
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>2</b>			
Trichoptera	Rhyacophilidae	Rhyacophila	nubila	2	7		
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>1</b>			
Plecoptera	Nemouridae	Amphinemura	sulcollis	2	7		
Plecoptera	Capnidae	Capnia	bifrons	1	10		
Plecoptera	Taeniopterygidae	Brachyptera	risi	137	10		
Plecoptera	Chloroperlidae	Siphonoperla	burmeisteri	8	10		
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>4</b>			
Ephemeroptera	Baetidae	Baetis	rhodani	72	4		
Ephemeroptera	Baetidae	Baetis sp.		6			
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>1</b>			
Coleoptera	Hydraenidae	Hydraena sp.		1			
Coleoptera	Elmidae			1	5		
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>2</b>			
Isopoda	Asellidae	Asellus	aquaticus	5	3		
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>1</b>			
Megaloptera	Sialidae	Sialis sp.		1	4		
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>1</b>			
<b>Sum individer</b>				<b>297</b>	<b>6,1</b>		
<b>Antall taxa</b>				<b>12</b>			
<b>EPT-indeks (Ephemeoptera, Plecoptera og Thricoptera index)</b>				<b>6</b>			



Leirkup nedstr. Lidveien høst 2015							
Orden	Familie	Slekt	Art	Antall	ASPT	Raddum1	Raddum2
Oligocheatae				3	1		
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>1</b>			
Diptera	Simuliidae			50	5		
Diptera	Chironomidae			20	2		
Diptera	Pediciidae			2			
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>3</b>			
Trichoptera	Rhyacophilidae	Rhyacophila	nubila	17	7		
Trichoptera	Rhyacophilidae	Rhyacophila	fasciata	5			
Trichoptera	Rhyacophilidae	Rhyacophila sp.		9			
Trichoptera	Hydropsychidae	Hydropsyche	siltalai	7	5	0,5	
Trichoptera	Polycentropodidae	Plectrocnemia	conspersa	1	7		
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>4</b>			
Plecoptera	Leuctridae	Leuctra	fusca	10	10	0	
Plecoptera	Leuctridae	Leuctra	hippopus	3		0	
Plecoptera	Nemouridae	Amphinemura	sulcollis	1	7	0	
Plecoptera	Nemouridae	Nemoura	cinerea	1		0	
Plecoptera	Capniidae	Capnia	bifrons	43	10	0	
Plecoptera	Taeniopterygidae	Brachyptera	risi	3	10	0	
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>6</b>			
Ephemeroptera	Baetidae	Baetis	rhodani	100	4	1	
Ephemeroptera	Baetidae	Baetis sp.		22		1	
Ephemeroptera	Baetidae	Baetis	niger	10		1	
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>2</b>			
Coleoptera	Hydraenidae	Hydraena sp.		27			
Coleoptera	Elmidae			20	5		
Coleoptera	Elmidae	Elmis	aena	3			
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>2</b>			
Isopoda	Asellidae	Asellus	aquaticus	19	3		
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>1</b>			
Arhynchobdellida	Erpobdellidae			2	3		
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>1</b>			
<b>Sum individer</b>				<b>378</b>	<b>5,6</b>	<b>1,00</b>	<b>2,7</b>
<b>Antall taxa</b>				<b>20</b>			
<b>EPT-indeks (Ephemeroptera, Plecoptera og Thricoptera index)</b>				<b>12</b>			



# Vedlegg 10: Klassifisering av økologisk tilstand i Leirkup v/ Lid 2015.

## Klassifisering av økologisk tilstand

<b>Vannforekomst (navn)</b>	Leirkup v/Lid
<b>VannforekomstID</b>	016-1298-R
Høyde region (moh)	Lavland (<200)
Størrelse, km <sup>2</sup>	Middels 10-100
Alkalitet, mekv/l	0,8
Kalsium, mg/l	15
Farge (humus), mg Pt/l	69
TOC, mg/L	8,7
<b>Vanntype (kode)</b>	<b>8</b>

### Parameterkategori

Indeks eller parameter	Verdi	Klasse	EQR	Norm.EQR
<b>Biologiske kvalitetselementer</b>				
Begroingsalger, Trofisk indeks (PIT)				
Begroingsalger, Forsuringsindeks (AIP)				
Heterotrof begroing (HBI) (% dekning)				
<b>Totalvurdering begroingsalger</b>				
Bunnfauna eutrofieringsindeks: ASPT	5,85	M	0,848	0,563
Bunnfauna forsuringindeks 1				
Bunnfauna forsuringindeks 2				
<b>Totalvurdering bunnfauna</b>		M		0,563
Fisk, Tetthet av ungfisk av laksefisk				
Fisk, Gjelle-AI hos parr				
Fisk, Gjelle-AI hos smolt				
<b>Totalvurdering fisk</b>				
<b>Totalvurdering biologiske kvalitetselementer</b>		M		0,56
<b>Fysisk-kjemiske kvalitetselementer</b>				
Total fosfor, µg/l	60,66	D	0,181	0,378
Total nitrogen, µg/l	913,33	M	0,299	0,415
pH (kun lav-alk.)				
ANC, µekv/l (kun lav-alk.)				
LAI, µg/l (kun lav-alk.)				
<b>Totalvurdering eutrofieringsparametre</b>		D		0,395
<b>Totalvurdering forsuringparametre</b>				
<b>Totalvurdering for vannforekomsten, uten hydromorfologi</b>		M		0,536

Grenseverdier for indeks eller parameter					
Ref.verdi	Beste mulige verdi	SG/G	G/M	M/D	D/SD
6,9		6,8	6	5,2	<4,4
11		20	29	58	98
275		425	675	950	1425



# Vedlegg 11: Klassifisering av økologisk tilstand i Leirkup v/ Porsgrunn 2015.

Klassifisering av økologisk tilstand

<b>Vannforekomst (navn)</b>	Leirkup v/Porsgrunn
<b>VannforekomstID</b>	016-1298-R
Høyderegion (moh)	Lavland (<200)
Størrelse, km <sup>2</sup>	Middels 10-100
Alkalitet, mekv/l	1,2
Kalsium, mg/l	22
Farge (humus), mg Pt/l	70
TOC, mg/L	8,9
<b>Vanntype (kode)</b>	<b>11</b>

Parameterkategori

Indeks eller parameter	Verdi	Klasse	EQR	Norm.EQR
<b>Biologiske kvalitetsparameterelementer</b>				
Begroingsalger, Trofisk indeks (PIT)				
Begroingsalger, Forsuringsindeks (AIP)				
Heterotrof begroing (HBI) (% dekning)				
<b>Totalvurdering begroingsalger</b>				
Bunnfauna eutrofieringsindeks: ASPT	6,9			
Bunnfauna forsuringsindeks 1				
Bunnfauna forsuringsindeks 2				
<b>Totalvurdering bunnfauna</b>				
Fisk, Tetthet av ungfisk av laksefisk				
Fisk, Gjelle-AI hos parr				
Fisk, Gjelle-AI hos smolt				
<b>Totalvurdering fisk</b>				
<b>Totalvurdering biologiske kvalitetsparameterelementer</b>				
<b>Fysisk-kjemiske kvalitetsparameterelementer</b>				
Total fosfor, µg/l	65	M/D	0,385	
Total nitrogen, µg/l	1333	D	0,206	0,232
pH (kun lav-alk.)				
ANC, µekv/l (kun lav-alk.)				
LAI, µg/l (kun lav-alk.)				
<b>Totalvurdering eutrofieringsparametere</b>		D		
<b>Totalvurdering forsuringsparametere</b>				
<b>Totalvurdering for vannforekomsten, uten hydromorfologi</b>		Kan ikke settes		

Grenseverdier for indeks eller parameter					
Ref.verdi	Beste mulige verdi	SG/G	G/M	M/D	D/SD
6,9		6,8	6	5,2	<4,4
25			50		
275		425	675	950	1425

Vedlegg 12: Fysisk-kjemiske parametere for Børsesjø 2009 (data hentet fra rapport overvåking av Børsesjøvassdraget 2009, NIVA. Rapport O-29264)

<b>Dato</b>	<b>Temp</b>	<b>Farge</b>	<b>Turb</b>	<b>tot-P</b>	<b>tot-N</b>	<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b>	<b>Kl a</b>	<b>Siktedyp (m)</b>
	<b>C°</b>	<b>mg Pt/l</b>	<b>FNU</b>	<b>øg/l</b>	<b>øg/l</b>	<b>øg/l</b>	<b>øg/l</b>	
30.06.09	24	24,8	1,37	20	465	6	5,1	2,8
18.08.09	20	37,2	1,08	31	730	94	11	2,5
21.09.09	13	51,5	0,61	74	1560	205	2,5	2,8

Vedlegg 13: Totalvolum og PTI oversikt over planteplankton i Børsesjø 2009. Data hentet og beregnet ut i fra rapport: overvåking av Børsesjøvassdraget 2009, NIVA- Rapport O-29264

(Ligger vedlagt som excel fil)

Vedlegg 14: Fysisk-kjemiske parametere i Leirkup 2009. Data hentet fra rapport overvåking av Børsesjøvassdraget 2009, NIVA-Rapport O-29264)

Stasjon	Dato	pH	Kond	Farge	Turb	tot-P	tot-N	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>
			mS/m	mgPt/l	FNU	øgg/l	øgg/l	øgg/l	øgg/l
Sneltvedt	30.06.09	7,64	17	41,4	5,09	46	675	9	21
Sneltvedt	18.08.09	7,1	16,7	44,1	6,28	140	1130	320	28
Sneltvedt	21.09.09	7,15	14,8	62,7	1,04	41	655	30	182
Lid	30.06.09	7,64	23,4	49,5	9,37	89	1090	67	
Lid	18.08.09	7,58	22	78,6	5,74	70	1380	42	
Lid	21.09.09	7,55	17,9	70,4	3,33	59	920	7	
Porsgrunn	30.06.09	7,68	286	32,5	3,47	52	2040	207	575
Porsgrunn	18.08.09	7,64	29,1	80,1	4,82	67	1970	120	1300
Porsgrunn	21.09.09	7,67	21,2	68,5	5,4	56	1290	125	550

Vedlegg 15: Oversikt over bunndyrfamilier ved stasjonene Sneltvedt, Lid og Porsgrunn i Leirkup med ASPT-indeks våren og høsten 2009.

Leirkup v/Sneltvedt vår 2009

Orden/klasse	Familie	Slekt	Art	Antall	ASPT
Oligochaeta				328	1
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>1</b>	
Veneroida	Sphaeriidae			288	3
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>1</b>	
Diptera	Chironomidae			80	2
Diptera	Ceratopogonidae			2	
Diptera	simuliidae			26	5
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>3</b>	
Ephemeropte	Siphonuridae			104	4
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>1</b>	
Gastropoda	lymnaeidae			128	3
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>1</b>	
Hemiptera	corixidae			54	5
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>1</b>	
Isopoda	Asellidae	asellus		4960	3
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>1</b>	
Trichoptera	Phryganeidae			14	10
Trichoptera	Hydropsychidae		hydropysche s	156	5
Trichoptera	Hydropsychidae		Hydropsyche i	48	
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>3</b>	
Prostigmata	Hydrachnidae			152	
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>1</b>	
<b>Sum individer</b>				6340	4,1
<b>Antall taxa</b>				<b>13</b>	

Leirkup v/Sneltvedt høst 2009

Orden	Familie	Slekt	art	antall	ASPT
Oligochetae				14	1
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>1</b>	
Coleoptera			Coleoptera indr	1	
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>1</b>	
Diptera	Chironomidae			58	2
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>1</b>	
Ephemeropte	Baetidae			12	4
Ephemeropte	Siphonuridae			108	10
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>2</b>	
Pulmonata	Lymnaeidae			4	3
Pulmonata	Planorbiidae			5	3
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>2</b>	
Heteroptera	Corixidae			38	5
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>1</b>	
Isopoda	Asellidae	Asellus		436	3
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>1</b>	
Prostigmata	Hydrachnidae			3	
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>1</b>	
<b>Sum individer</b>				<b>678</b>	<b>2,9</b>
<b>Sum taxa</b>				<b>10</b>	

Leirkup nedstr. Lidveien v r 2009

Orden	Familie	Slekt	Art	Antall	ASPT
Oligochetae				68	1
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>1</b>	
Coleoptera	Hydraenidae			2	
Coleoptera	Elmidae		Emis aenea	3	5
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>2</b>	
Diptera	Ceratopogonidae			3	
Diptera	Chironomidae			1416	2
Diptera	Simuliidae			520	5
Diptera	Tipulidae			34	5
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>4</b>	
Prostigmata	Hydrachnidae			576	
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>1</b>	
Ephemeroptera	Baetidae	baetis sp.		2	4
Ephemeroptera	Baetidae	baetis	rhodani	1	
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>2</b>	
Plecoptera	Leuctridae		Leuctra sp.	18	10
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>1</b>	
Trichoptera	Rhyacophilidae		Rhyacophila n	9	7
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>1</b>	
<b>Sum individer</b>				<b>2652</b>	<b>4,9</b>
<b>Sum taxa</b>				<b>12</b>	

## Leirkup nedstr. Lidveien høst 2009

Orden	Familie	Slekt	Art	Antall	ASPT
Oligocheatae				60	1
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>1</b>	
Hirundinea				16	
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>1</b>	
Prostigmata	Hydrachnidae			2	
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>1</b>	
Coleoptera	Elmidae	Elmis	aena	18	5
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>1</b>	
Diptera	Chironomidae			284	2
Diptera	Simuliidae			34	5
Diptera	Psychodidae			14	
Diptera	Tipulidae			6	5
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>4</b>	
Ephemeropte	Baetidae	baetis sp		14	4
Ephemeropte	Baetidae	Alainites muticus		6	
Ephemeropte	Baetidae	Baetis	Baetis rhodan	84	
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>3</b>	
Isopoda	Asellidae	Asellus		552	3
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>1</b>	
Megaloptera	Sialidae			6	4
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>1</b>	
Plecoptera	Chloroperlidae			1	10
Plecoptera	Leuctridae		Leuctra sp.	16	10
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>2</b>	
Trichoptera	Limnephilidae			3	7
Trichoptera	Rhyacophilidae		Rhyacophila s	10	7
Trichoptera	Rhyacophilidae		Rhyacophila n	10	
Trichoptera	Sericostomatidae		Sericostoma p	3	10
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>4</b>	
<b>Sum individer</b>				<b>1139</b>	<b>5,4</b>
<b>Antall taxa</b>				<b>19</b>	

Leirkup v/Posrgrunn vár 2009

Orden	Familie	Slekt	Art	Antall	ASPT
Oligochetae				18	1
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>1</b>	
Prostigmata	Hydrachnidae			104	
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>1</b>	
Veneroida	Sphaeriidae			34	3
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>1</b>	
Coleoptera	Hydraenidae			1	
Coleoptera			Coleoptera indr	8	
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>2</b>	
Diptera	Ceratopogonidae			24	
Diptera	Chironomidae			172	2
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>2</b>	
Gastropoda	Lymnaeidae			132	3
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>1</b>	
Isopoda	Asellidae	Asellus		124	3
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>1</b>	
<b>Sum individer</b>				<b>617</b>	<b>2,4</b>
<b>Antall taxa</b>				<b>9</b>	



Leirkup v/Posrgrunn høst 2009

Orden	Familie	Slekt	Art	Antall	ASPT
Oligochetae				6	1
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>1</b>	
Hirudinea				16	
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>1</b>	
Prostigmata	Hydrachnidae			12	
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>1</b>	
Veneroida	Sphaeriidae			10	3
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>1</b>	
Coleoptera			Coleoptera indet	1	
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>1</b>	
Diptera	Ceratopogonidae			36	
Diptera	Chironomidae			104	2
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>2</b>	
Gastropoda	Lymnaeidae			1	3
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>1</b>	
Isopoda	Asellidae	Asellus		172	3
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>1</b>	
Trichoptera	Limnephilidae			4	7
<b>Antall arter/taxa</b>				<b>1</b>	
<b>Sum individer</b>				362	<b>3,2</b>
<b>Antall taxa</b>				10	





# Vedlegg 18: Økologisk klassifisering av Leirkup v/Lid 2009.

## Klassifisering av økologisk tilstand

Vannforekomst (navn)	Leirkup v/Lid
VannforekomstID	016-1298-R
Høyderegion (moh)	Lavland (<200)
Størrelse, km <sup>2</sup>	Middels 10-100
Alkalitet, mekv/l	
Kalsium, mg/l	4-20
Farge (humus), mg Pt/l	73
TOC, mg/L	
Vanntype (kode)	8

### Parameterkategori

Indeks eller parameter	Verdi	Klasse	EQR	Norm.EQR
<b>Biologiske kvalitetselementer</b>				
Begroingsalger, Trofisk indeks (PIT)				
Begroingsalger, Forsuringsindeks (AIP)				
Heterotrof begroing (HBI) (% dekning)				
<b>Totalvurdering begroingsalger</b>				
Bunnfauna eutrofieringsindeks: ASPT	5,15	D	0,746	0,393
Bunnfauna forsuringsindeks 1				
Bunnfauna forsuringsindeks 2				
<b>Totalvurdering bunnfauna</b>		D		0,393
Fisk, Tetthet av ungfisk av laksefisk				
Fisk, Gjelle-Al hos parr				
Fisk, Gjelle-Al hos smolt				
<b>Totalvurdering fisk</b>				
<b>Totalvurdering biologiske kvalitetselementer</b>		D		0,393
<b>Fysisk-kjemiske kvalitetselementer</b>				
Total fosfor, µg/l	73	D	0,150	0,300
Total nitrogen, µg/l	1130	D	0,243	0,306
pH (kun lav-alk.)				
ANC, µekv/l (kun lav-alk.)				
LAI, µg/l (kun lav-alk.)				
<b>Totalvurdering eutrofieringsparametre</b>		D		0,303
<b>Totalvurdering forsuringsparametre</b>				
<b>Totalvurdering for vannforekomsten, uten hydromorfologi</b>		D		0,393

Grenseverdier for indeks eller parameter					
Ref.verdi	Beste mulige verdi	SG/G	G/M	M/D	D/SD
6,9		6,8	6	5,2	<4,4
11		20	29	58	98
275		425	675	950	1425



Vedlegg 20: Beregning av leirdekningsgrad for Leirkup av Haakon Borch v/ Nibio (Bioforsk)

(Ligger vedlagt som excel fil)

Vedlegg 21: Metodebeskrivelse fra ALcontrol (lab-net)

Parameter	Enhet	Nedre grense	Metode	Måleusikkerhet
pH		4	NS-EN-ISO 10523	+ - 0,2
Alkalitet	mmol/l	0,03	NS-EN-ISO 9963-1	+ - 0,12
Konduktivitet	mS/m	0,15	NS-ISO 7888	+ - 1,3
Fargetall	mg Pt/l	2	NS-EN-ISO 7887 (C)	+ - 14,1
Turbiditet	FNU	0,1	NS-EN-ISO 7071	+ - 0,55
Tot-P	øg P/l	2	NS-EN-ISO 6878 AA	+ - 12
Fosfat	øg P/l	1	NS-EN-ISO 6878 AA	+ - 6
Tot-N	øg N/l	0,010	NS 4743	+ - 0,17
Nitrat	øg N/l	10	MS 4745, Autoanalyser	+ - 79
Ammonium	øg N/l	2,5	Basert på NS 4746 AA	+ - 14
Kalsium	mg/l	0,05	ICP-AES	+ - 2,4
TOC	mg C/l	0,3	NS-EN 1484	+ - 1,1
STS	mg/l	1	NS 4733	+ - 2,3













