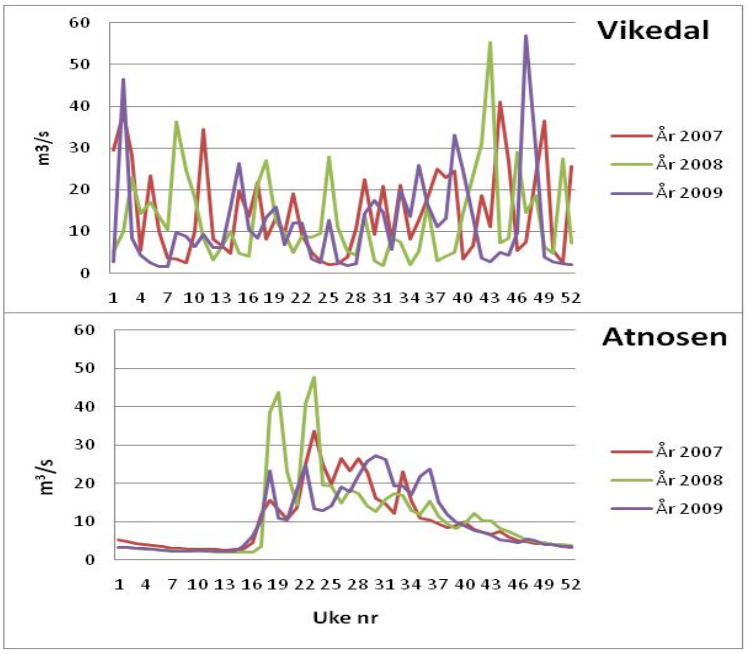
NINA Rapport 598

Nettverk for biologisk mangfold i ferskvann – samlerapport 2010

Atna- og Vikedalsvassdragene

Odd Terje Sandlund (red.), Terje Bongard, Pål Brettum, Anders G. Finstad, Arne Fjellheim, Godtfred A. Halvorsen, Gunnar Halvorsen, Trygve Hesthagen, Atle Hindar, Katarzyna Papinska, Randi Saksgård, Ann Kristin Schartau, Susanne Schneider, Liv Bente Skancke, Birger Skjelbred, Bjørn Walseng



LAGSPILL ENTUSIASME INTEGRITET KVALITET

Samarbeid og kunnskap for framtidas miljøløsninger

NINAs publikasjoner

NINA Rapport
Dette er en elektronisk serie fra 2005 som erstatter de tidligere seriene NINA Fagrapport, NINA Oppdragsmelding og NINA Project Report. Normalt er dette NINAs rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig.

NINA Temahefte
Som navnet angir behandler temaheftene spesielle emner. Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. NINA Temahefte gis vanligvis en populærvitenskapelig form med mer vekt på illustrasjoner enn NINA Rapport.

NINA Fakta
Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. De sendes til presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivå, politikere og andre spesielt interesserte. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

Annen publisering
I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine vitenskapelige resultater i internasjonale journaler, populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Norsk institutt for naturforskning

Nettverk for biologisk mangfold i ferskvann – samlerapport 2010

Atna- og Vikedalsvassdragene

Odd Terje Sandlund (red.)
Terje Bongard
Pål Brettum
Anders G. Finstad
Arne Fjellheim
Godtfred A. Halvorsen
Gunnar Halvorsen
Trygve Hesthagen
Atle Hindar
Katarzyna Papinska
Randi Saksgård
Susanne Schneider
Liv Bente Skancke
Birger Skjelbred
Bjørn Walseng

Sandlund, O.T. (red.), Bongard, T., Brettum, P., Finstad, A.G., Fjellheim, A., Halvorsen, G.A., Halvorsen, G., Hesthagen, T., Hindar, A., Papinska, K., Saksgård, R., Schartau, A.K., Schneider, S., Skancke, L.B., Skjelbred, B. & Walseng, B. 2010. Nettverk for biologisk mangfold i ferskvann – samlerapport 2010. Atna- og Vikedalsvassdragene - NINA Rapport 598. 146 s.

Trondheim, august 2010

ISSN: 1504-3312
ISBN: 978-82-426-2175-7

RETTIGHETSHAVER
© Norsk institutt for naturforskning
Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET
Åpen

PUBLISERINGSTYPE
Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON
Odd Terje Sandlund

KVALITETSSIKRET AV
Kjetil Hindar

ANSVARLIG SIGNATUR
Forskningssjef Kjetil Hindar (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)
Direktoratet for naturforvaltning.

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER
Steinar Sandøy

FORSIDEBILDE
Vannføring (ukemiddel) ved Holmen i Vikedal og i Atnosen, 2007-2009. (Data fra NVE).

NØKKELORD
Norge, Hedmark, Rogaland, Hydrologi, Klimaendring, Vannkjemi, Planteplankton, Påvekstalger, Dyreplankton, Bunndyr, Røye, Aure, Overvåking

KEY WORDS
Norway, Hedmark & Rogaland Counties, Hydrology, Climate change, Water Chemistry, Phytoplankton, Periphyton, Zooplankton, Macrozoobenthos, Arctic charr, Brown trout, Monitoring

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor
Postboks 5685 Sluppen
7485 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 73 80 14 01

NINA Oslo
Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 22 60 04 24

NINA Tromsø
Polarmiljøsenteret
9296 Tromsø
Telefon: 77 75 04 00
Telefaks: 77 75 04 01

NINA Lillehammer
Fakkelgården
2624 Lillehammer
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 61 22 22 15

www.nina.no

Sammendrag

Sandlund, O.T. (red.), Bongard, T., Brettum, P., Finstad, A.G., Fjellheim, A., Halvorsen, G.A., Halvorsen, G., Hesthagen, T., Hindar, A., Papinska, K., Saksgård, R., Schartau, A.K., Schneider, S., Skancke, L.B., Skjelbred, B. & Walseng, B. 2010. Nettverk for biologisk mangfold i ferskvann – samlerapport 2010. Atna- og Vikedalsvassdragene. - NINA Rapport 598, 146 s.

Denne rapporten oppsummerer resultatene fra overvåkingen av Atna- og Vikedalsvassdragene i programmet for overvåking av biologisk mangfold i ferskvann, fram til 2009. Kvalitetselementene som overvåkes er påvekstalger, bunndyr, krepsdyr og fisk i begge vassdragene og planteplankton i Atnsjøen. I tillegg foregår det vannkjemisk overvåking i Vikedalsvassdraget, og i mer begrenset omfang også i Atnsjøen. I rapporten presenteres også utvalgte data for vanntemperatur og hydrologi. Nedre del av Vikedalselva er kalket, mens Atnavassdraget er ukalket.

De to vassdragene er hydrologisk sett svært ulike. Atna har en veldefinert lavvannsperiode om vinteren og en tydelig vårflom, mens Vikedalselva kan oppleve flomsituasjoner hele året, med størst vannføring om høsten. For begge vassdragene tyder data for vannføring og vanntemperatur på en endring mot et varmere klima. I Atnavassdraget viser dette seg både gjennom vanntemperatur, isfri periode på Atnsjøen og lengden på perioden fra vårflommen begynner om våren til vintervannføringen opptrer om høsten, som har økt med nesten fire uker siden begynnelsen av 1900-tallet. I Vikedal viser gjennomsnitts-temperaturen om sommeren også en signifikant stigende tendens i perioden siden 1986.

De kjemiske undersøkelsene i Atnsjøen bekrefter innsjøens ultraoligotrofe karakter. Det har skjedd en klar reduksjon av sulfatkonsentrasjonene, i samsvar med reduksjonen i sur nedbør over Sør-Norge. Dette reflekteres også i en tendens til økt pH og redusert ledningsevne. Temperaturmålinger gjennom døgnet viser uvanlig stor variasjon, opptil 5-7 °C, på 1 m dyp. Selv om årsaken til dette er usikker, viser det at punktmålinger av temperatur, som har vært den vanlige metoden tidligere, kan være svært usikre. Dette kan vanskeliggjøre analyser av forholdet mellom dyre- og planteliv og temperatur. Siktedypet i Atnsjøen varierer mye med tilførselen av alloktont materiale fra innløpselva.

Planteplanktonet i Atnsjøen er dominert av gullalgene (Chrysophyceae) og svelgflagellatene (Cryptophyceae), og det er ikke påvist noen tendens til endringer. Algevolumet bekrefter innsjøens oligotrofe karakter. En trofi-indeks basert på planteplankton viser at Atnsjøen ikke har vært påvirket av eutrofiering de siste 20 årene. Noe høyere verdier i 1995 og 1996 reflekterer tilførselen av næringssalter fra storflommen i 1995.

Dyreplanktonet i Atnsjøen reflekterer også innsjøens oligotrofe karakter. Antall planktonarter har holdt seg relativt konstant gjennom hele perioden 1985-2009. Variasjoner skyldes stort sett arter som forekommer sporadisk. Blant hjuldyrene har det riktignok kommet til noen nye arter som synes å ha etablert seg. Tidspunkt for maksimal tetthet har variert mye, noe som bl a kan skyldes variasjoner i gjennomstrømningen i innsjøen. Antall krepsdyrarter i litoralen er relativt høyt og omfatter også mange pelagiske arter. Krepsdyrsamfunnet indikerer at innsjøen er litt til moderat forsuret (god-moderat økologisk tilstand).

I Atnavassdraget ble det undersøkt begroingsprøver på sju stasjoner mer eller mindre årlig i løpet av de siste 20 årene. Analysene av begroingsalger er benyttet for å beregne indekser for eutrofiering (PIT-) og forsuring (AIP-indeks). AIP-indeksen fra de øverste stasjonene (i Rondane) bekrefter at tilførselen av sur nedbør har avtatt i dette området. Områdene i Rondane var påvirket av forsuring før, selv om de nok aldri var sterkt forsuret. PIT-indeksen viser en svært svak tendens til eutrofiering av vassdraget, som likevel er næringsfattig. Det er mulig at denne tendensen i de mest upåvirkete og sårbare bekkene øverst i vassdraget reflekterer høyere vanntemperaturer slik det er dokumentert lenger ned i vassdraget. Stasjonen ved utløpet av Atnsjøen har i motsetning til de andre stasjonene i Atnavassdraget et synkende antall arter om

høsten, og en synkende trend i forsuringsindeksen. Dette er sannsynligvis en effekt av endringer i selve innsjøen.

Bunndyrundersøkelsene i Atna har foregått siden 1986. I 2003 skjedde det en omlegging av innsamlingsmetodikken, noe som har ført til at det registreres flere arter pr. år. Dette er viktig dersom målsetningen er å registrere flest mulig av de artene som er til stede. Prøvetakingen omfatter nå fire stasjoner fire ganger i sesongen. De senere årene har en døgnflueart (*Baetis rhodani*) og en vårflueart (*Ecclisopteryx dalecarlica*) etablert seg lengre opp i vassdraget. Hvis dette er varige etableringer, kan det tyde på økte vanntemperaturer, eventuelt mindre forsuring de senere år. Det trengs imidlertid prøver over mange år for å fastslå dette med sikkerhet.

I Atnsjøen har det vært gjennomført fiskebiologiske undersøkelser i 25 år (1985-2009). Fiskesamfunnet i innsjøen består av røye, aure, steinsmett og ørekyt. Undersøkelsene har omfattet prøvefiske i august måned hvert år. Det ble brukt bunngarn på 0-75 m dyp i epibentisk sone og flytegarn på 0-12 m dyp i pelagisk sone. Fangstene av steinsmett og ørekyt har vært svært lave gjennom hele forsøksperioden. For både røye og aure har det vært til dels store årlige variasjoner i fangstutbyttet. Hos røye var det en tydelig fangstøkning i perioden 1993-96 i både pelagisk og epibentisk sone. For mengden aure var det en tilsvarende nedgang. Senere har det vært en nedgang i røyebestanden i epibentisk sone. Auren har hatt en god og jevn rekruttering i hele forsøksperioden. Her har individ i aldersgruppene 1+, 2+ og 3 utgjort om lag 60 % av fangstene. Ett unntak var likevel 1996, da andelen av disse individene bare utgjorde 27 %. Hos røye utgjorde andelen av disse tre aldersgruppene over 60 % av fangstene fram til og med 2002. Senere har derimot rekrutteringen vært betydelig dårligere, da 1-3 åringer bare har utgjort ca 30 % av fangstene. Næringsanalysene fra august har vist at røya nesten utelukkende spiser dyreplankton, mens aurens diett stort sett består av overflateinsekter. Tilveksten hos både aure og røye har i løpet av forsøksperioden vist til dels store årlige variasjoner. Hos røye har det vært en reduksjon i både gjennomsnittlig lengde og tilvekst, mens den har vært økende hos aure. Når veksten varierer så vidt mye hos både røye og aure, er trolig dette et utslag av varierende temperatur- og næringsforhold.

I Vikedal, som mange andre steder i Sør-Norge, responderer naturen nå på lavere svovelbelastninger fra Europa. Årsmiddelverdier for sulfat i perioden 1982-2008 viser en tydelig reduksjon. På stasjonen oppstrøms Lokafossen har det vært mer enn en halvering av årsmiddelverdien i denne perioden. Det har også vært en reduksjon i nitrogen. Den positive utviklingen har ført til økt pH og redusert konsentrasjon av giftig aluminium, og dermed en mer gunstig vannkvalitet for vannlevende organismer. Den positive utviklingen går noe tregere i de områdene som har vært mest sure.

Begroingsalger har siden 1997 vært undersøkt i Vikedalsvassdraget på sju stasjoner (13 år). Også i dette vassdraget er det mulig at man ser en effekt av klimaforandringen i form av en liten eutrofiering i de mest upåvirkete og sårbare bekkene øverst i vassdraget. Endringer i sammensetningen av begroingsalger bekrefter at forsuringen i Vikedalsvassdraget har gått tilbake i løpet av undersøkelsesperioden, men ikke alle stasjoner og biologiske parametre viser samme respons. De tre øverste stasjonene og bekken fra Røyravatnet er fortsatt sure. De nederste stasjonene er påvirket av sjøsaltepisoder, noe som fører til at forsuringsindeksen for påvekstalger ikke synker til tross for mindre sur nedbør. Sjøsaltepisoder ser ut til å forsinke den økologiske reaksjonen på redusert sur nedbør.

Det har vært samlet bunndyr i Vikedalselva siden 1982. Det har vært positivt for bunndyrsamfunnet at kalkingsmålet ble endet fra 1998. Forsuringssensitive arter, bl a døgnflua *Baetis rhodani*, har nå etablert seg i vassdraget. Bedringen i den ukalkete hovedelva viser seg ved at denne arten også har etablert seg der. Generelt er det en klar tendens til at bunndyrsamfunnet i den ukalkete delen av vassdraget er i en prosess av gjenhenting som følge av bedre vannkvalitet. Det meste av denne utviklingen har skjedd etter 1998. Enkelte sidebekker er imidlertid fortsatt forsuret.

Siden 1994 har det med unntak av 1998 vært prøvefisket med bunngarn og flytegarn i august hvert år i Fjellgardsvatnet. Fiskesamfunnet består av aure og røye, i tillegg til noe ål. Auren lever stort sett nær overflaten i de frie vannmassene (pelagisk sone) og langs bunnen nær land (epibentisk sone). Røya lever derimot dypere i begge habitatene. Generelt dominerer auren i epibentisk sone, mens det i de fleste årene har blitt fanget mest røye i pelagisk sone. De yngste individene hos begge artene lever hovedsaklig i epibentisk sone, mens de eldre individene dominerer i pelagisk sone. Aure har god og stabil rekruttering, mens røya viser større årlige variasjoner. Auren har generelt bedre tilvekst enn røya, og viser mindre variasjon mellom år. Veksten hos både aure og røye stagnerer rundt 25-30 cm, og de kjønnsmodnes ved en forholdsvis lav alder. Næringsanalysene fra august viser at røye i begge habitatene hadde spist mest dyreplankton, mens auren i tillegg også hadde ernært seg av noe bunndyr og overflateinsekter. Alt i alt tyder resultatene fra Fjellgardsvatnet på at næringsgrunnlaget ikke tillater fisken å bli større enn rundt 30 cm, noe som i hovedsak skyldes en forholdsvis tett aurebestand.

Tidsseriene fra Atna- og Vikedalsvassdragene viser at slike overvåkingsdata er helt nødvendige for vår forståelse av dynamikk og endringer over tid i økosystemene. Forholdet mellom kortsiktige variasjoner fra år til år og langsiktige storskala miljøendringer, f eks i klimaforhold eller langtransportert forurensning, kan ikke forstås uten at data samles over mange tiår. Det er også viktig at vi registrerer mange parametre samtidig, både biologiske data og egenskaper ved miljøet, det som i Vannforskriftens ordbruk kalles biologiske, hydromorfologiske og fysisk-kjemiske kvalitetselementer. Utviklingen i vanntemperatur i Atna og Vikedal kan gi grunn til å tro at vi i årene framover vil se endringer i biota som resultat av et varmere klima. Pålitelig registrering av vanntemperatur vil i så fall være en nødvendig forutsetning for å forstå disse endringene.

Forfatteradresser: OT Sandlund (odd.t.sandlund@nina.no), T Bongard, AG Finstad,
T Hesthagen, R Saksgård: NINA, Postboks 5685 Sluppen, NO-7485 Trondheim
G Halvorsen, AK Schartau, B Walseng, K Papinska: NINA, Gaustadalléen 21, NO-0349 Oslo

P Brettum, S Schneider, B Skjelbred: NIVA, Gaustadalléen 21, NO-0349 OSLO
A Hindar, LB Skancke: NIVA Sørlandsavdelingen, Televeien 3, NO-4879 Grimstad

A Fjellheim, GA Halvorsen: Uni Miljø, LFI, Thormøhlensgt. 49 B, NO-5006 Bergen

Abstract

Sandlund, O.T. (Ed.), Bongard, T., Brettum, P., Finstad, A.G., Fjellheim, A., Halvorsen, G.A., Halvorsen, G., Hesthagen, T., Hindar, A., Papinska, K., Saksgård, R., Schartau, A.K., Schneider, S., Skancke, L.B., Skjelbred, B. & Walseng, B. 2010. Biodiversity monitoring in freshwaters – summary report 2010. The Atna and Vikedal river systems. - NINA Report 598, 146 pp.

This report is a summary of the results of the monitoring of freshwater biodiversity in the Atna and Vikedal water courses in Norway fram the early or mid 1980s up to 2009. The components included in the monitoring programme are periphyton and macrozoobenthos in the river habitats, and zooplankton and fish in one lake in each water course. In Lake Atnsjøen, phytoplankton is also monitored. Water chemistry is fully included in Vikedal, but only to a limited degree in Atna. Water temperatures and hydrological data are also presented.

The two water courses are hydrologically very different. River Atna is in a continental climate, with a stable low flow period during winter, and a well defined high spring flood associated with snow melt in the catchment area. River Vikedal is in coastal climate, and may experience high flows at any time of the year. Maximum flow is normally in the autumn, due to rain. In both rivers, however, increasing water temperatures in recent years indicate climate change. In Atna, the period of low winter flow (< 5 m^3 sec^{-1}) has decreased by nearly four weeks since the early 1900s, and the period of ice cover on Lake Atnsjøen has been decreasing since the 1950s. This development has been particularly swift since 1992.

The water chemistry of Lake Atnsjøen confirms the ultraoligotrophic status of the lake. The reduced concentrations of chloride and sulfate ions accords with reduced amounts of acidified rain over Southern Norway. The slightly increasing pH and decreasing conductivity reflect this development. Diurnal epilimnic temperature variation is remarkably large, up to 5-7 °C at 1 m depth. The reason is probably inner seiches in the lake, but this demonstrates the uncertainty of point measurements of temperatures.

The phytoplankton in Lake Atnsjøen has been dominated by Chrysophyceae and Cryptophyceae through all sampling years (1990-2009). The low algal volum reflects the oligotrophic lake waters, as does the phytoplankton based PIT eutrophication index. In 1995-96, the phytoplankton was affected by the input of allochtonous material due to heavy floods.

The zooplankton also reflects the oligotrophic waters of Lake Atnsjøen. The number of zooplankton species has been stable throughout the period 1985-2009. Variations reflect species which occur sporadically. Among the rotifers, a few species have appeared and seem to have established populations. The littoral zooplankton contains a relatively high number of species, and includes several of the pelagic species.

Periphyton samples were taken on seven localities in the River Atna over a period of 20 years. The data were used to calculate eutrophication (PIT) and acidification (AIP) indices. The PIT index indicates, although the river is still oligotrophic, a very weak eutrophication trend. The AIP index from the high altitude localities reflects the reduced acid precipitation.

Macrozoobenthos sampling in River Atna commenced in 1986. In 2003, the sampling method was changed, causing an increase in the number of species recorded annually. The sampling programme presently includes four localities four times per year. In the recent years, the mayfly *Baetis rhodani* and the caddis fly *Ecclisopteryx dalecarlica* have established populations further upstream in the river. This may reflect a warmer climate, although increasing water pH may also contribute.

The fish community of Lake Atnsjøen, which includes Arctic charr, brown trout, alpine bullhead and European minnow, has been investigated by fishing with pelagic and epibenthic gill nets in August every year since 1985. Catches of alpine bullhead and minnow were always small.

Catches of Arctic charr and brown trout have varied greatly. Stable recruitment to the brown trout population is indicated by the dominance of age groups 1, 2 and 3 in the catches. This was also the case for Arctic charr up to 2002. In recent years, charr recruitment has been poor. The diet of Arctic charr in August was always dominated by zooplankton, while brown trout eat mainly surface insects. Growth rates vary among years for both species, as mean lengths and growth rates have been decreasing in Arctic charr and increasing in brown trout.

The Vikedal water course is located in an oceanic climate, and may experience floods at any time of the year. Maximum discharge is normally in autumn. The River Vikedalselva has been subjected to heavy acidification, and the ecosystems now respond to the decline in acid precipitation. The concentrations of sulfate ions and nitrogen have declined significantly. This has resulted in increasing pH values and reduced labile aluminium contents, providing a more favourable environment for aquatic organisms.

Periphyton was sampled in spring and autumn at seven localities since 1997. The reduced acidification level is reflected in the AIP index, although not all stations have recovered. A slight eutrophication is indicated by the PIT index at the uppermost stations, possibly relecting slightly warmer water temperatures. The low altitude stations are impacted by sea salt episodes, causing the AIP index to remain high in spite of reduced acid precipitation. Sea salt episodes may delay the ecological recovery.

Macrozoobenthos have been sampled in Vikedal since 1982. At stations below the liming installations, an improved liming programme has benefitted the zoobentos. Some acid-sensitive species, i.a. *Baetis rhodani*, have established populations also in the unlimed portion of the river. Generally, the zoobenthos community is in a process of recovery, reflecting improved water quality in the river. The change has mainly occurred after 1998. Some of the tributaries are still, however, acidified.

Fish sampling with benthic and pelagic survey nets was performed annually in August in Lake Fjellgardsvatn since 1994. The fish community includes brown trout and Arctic charr, in addition to a few European eels. Brown trout occupy the pelagic zone close to surface and the epibenthic zone close to shore. Arctic charr occupy deeper waters in both habitats. In general, brown trout is numerically dominant in epibenthic catches, whereas Arctic charr dominate pelagic catches. Brown trout exhibit relatively stable annual recruitment, while recruitment to the Arctic charr population is more variable. Brown trout grow faster than Arctic charr, but both species face growth stagnation at 25-30 cm body lengths. The diet of both species in August was dominated by zooplankton, but brown trout had also taken some zoobenthos and surface insects.

The diverse data time series resulting from the monitoring programmes in Atna and Vikedal demonstrate that this type of data is a prerequisite for understanding the dynamics and long term development of ecosystems. The relationship between short term local variations and long term large scale trends cannot be analyzed without data collected over several decades. It is also essential that several quality elements are recorded simultaneously. The development in water temperatures in Atna and Vikedal may indicate that we in the near future will see changes in biota driven by a changed thermal regime. Reliable records of water temperatures together with biological data will be a prerequisite for understanding this possible development.

Authors' addresses: OT Sandlund (odd.t.sandlund@nina.no), T Bongard, AG Finstad,
T Hesthagen, R Saksgård: NINA, Postboks 5685 Sluppen, NO-7485 Trondheim
G Halvorsen, AK Schartau, B Walseng, K Papinska: NINA, Gaustadalléen 21, NO-0349 Oslo

P Brettum, S Schneider, B Skjelbred: NIVA, Gaustadalléen 21, NO-0349 Oslo
A Hindar, LB Skancke: NIVA Sørlandsavdelingen, Televeien 3, NO-4879 Grimstad

A Fjellheim, GA Halvorsen: Uni Miljø, LFI, Thormøhlensgt. 49 B, NO-5006 Bergen

Innhold

Sammendrag 3

Abstract 6

Innhold 8

Forord 9

1 Klima og hydrologi i Atnavassdraget 12

2 Fysiske og kjemiske forhold i Atnsjøen 18

3 Planteplanktonet i Atnsjøen gjennom 20 år 27

4 Dyreplanktonundersøkelser i Atnsjøen, 1985-2009 33

5 Litorale krepsdyr i Atnsjøen, 1997 – 2009 54

6 Begroingsalger i Atnavassdraget, 1988 – 2009 63

7 Bunndyrundersøkelser i Atna, 1986 – 2009 70

8 Fiskebiologiske undersøkelser i Atnsjøen fra 1985 til 2009 76

9 Noen hydrologiske forhold i Vikedalsvassdraget 86

10 Vannkjemi i Vikedalsvassdraget i perioden 2001-2008 88

11 Begroingsalger i Vikedalselva, 1997 – 2009 101

12 Bunndyr og dyreplankton i Vikedalsvassdraget, 1995 – 2008 109

13 Naturlig gjenhenting i et forsuret bunndyrsamfunn i Vikedal, 1987 – 2008. 130

14 Fiskebiologiske undersøkelser i Fjellgardsvatnet, Vikedal, 1994 – 2009 137

15 Atna- og Vikedalsvassdragene som overvåkingsobjekter – tendens eller tilfeldig variasjon? 143

Forord

Denne rapporten oppsummerer resultatene fra overvåking av biologisk mangfold i ferskvann i Atna- og Vikedalsvassdragene fram til 2009. Mens overvåkingen i Atnavassdraget ble rapportert gjennom et spesialnummer i det internasjonale tidsskriftet *Hydrobiologia* i 2004 (volum 521), er ikke resultatene fra Vikedal oppsummert siden 2000 (NIVA Rapport 4503-2002).

Overvåkingsprogrammet ”Nettverk for biologisk mangfold i ferskvann” er en videreføring av programmer som delvis startet som det såkalte ”Forskref”-programmet finansiert av det daværende Norges teknisk-naturvitenskapelige forskningsråd (NTNF), delvis som en del av undersøkelsene i ”10-års vernede vassdrag”. I de senere årene har arbeidet blitt utført med tilskudd fra DN, men med betydelig egeninnsats fra de deltakende institusjonene, Uni Miljø, NIVA og NINA.

Alle bidragsyterne takkes for positiv innstilling og god innsats, og Direktoratet for naturforvaltning takkes for økonomisk støtte.

Juni 2010

Odd Terje Sandlund
(redaktør)

Atnavassdraget

Atnsjøen mot Rondane. Foto Gunnar Halvorsen.

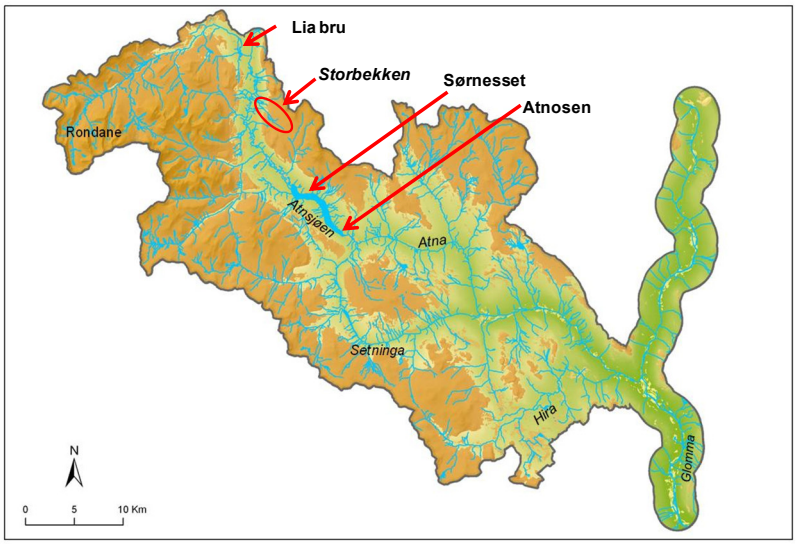
Vidjedalsbekken, øverst i Atnavassdraget. Foto Odd Terje Sandlund

1. Klima og hydrologi i Atnavassdraget

Odd Terje Sandlund, Gunnar Halvorsen og Anders G. Finstad

1.1 Innledning

I NVEs regi er det samlet relativt omfattende data for vannføring (ved Lia bru og i Atnosen, **figur 1.1**), vanntemperatur (i Atnosen), isdekke på Atnsjøen og snødekke i Storbekkens nedbørfelt (delnedbørfelt, **figur 1.1**) (jfr Tvede 2004). I dette kapitlet oppsummeres kort et utvalg av denne informasjonen med vekt på indikasjonene på endrete miljøforhold.



Figur 1.1 *Målestasjoner for vanntemperatur (Atnosen), vannføring (Lia bru, Atnosen), snødekke (Storbekken) og lufttemperatur og nedbør (Sørnesset, fram til 1998).*

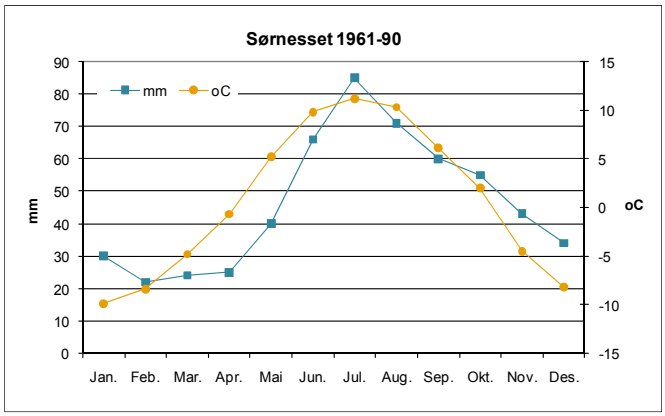
1.2 Temperatur- og nedbørforhold

Atnsjøen ligger i et område med utpreget kontinentalt klima med en forskjell mellom den kaldeste (januar; -9,9 °C) og den varmeste (juli; 11,2 °C) måneden på 21,1 °C (**figur 1.2**). Nedbøren er liten i vinterhalvåret og størst i sommerhalvåret, 68 % av nedbøren kommer i perioden mai-oktober (Nordli & Grimenes 2004).

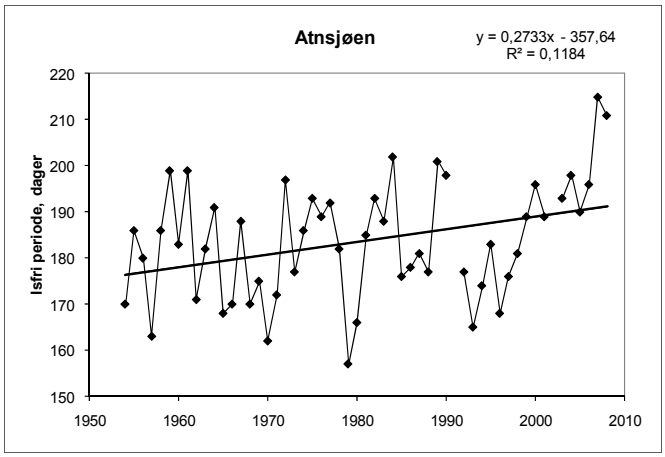
NVE har siden starten på 1950-tallet overvåket tidspunktet for islegging og isløsning på Atnsjøen. Atnsjøen er normalt dekket av is fra slutten av november til slutten av mai (median: 24. november og 24. mai, NVE, Tvede 2004)). Perioden mellom isløsning om våren og islegging om høsten gir et mål for vekstsesongens lengde selv om veksten kan starte under isen allerede i isløsningsperioden. **Figur 1.3** viser lengden på den isfrie perioden for årene 1954 til 2008. Variasjonen i isfri periode er stor, fra kun 157 dager i 1979 til 215 dager i 2007 og 211 dager i 2008, en forskjell på nær 2 måneder. Trendlinjen for hele perioden er signifikant ($p = 0{,}012$), og viser en økning på ca. 8-10 isfrie dager. Fram til 1990 var tendensen imidlertid ikke signifikant ($p > 0.05$), mens økningen etter 1992 har vært nokså kraftig og høyt signifikant ($y = 2{,}62\ x - 5052{,}12$; $r^2 = 0{,}81$, $p < 0.0001$).

Den isfrie periode fra mai til oktober utgjør som sagt vekstsesongen i Atnsjøen. Som et mål for variasjonene i vekstsesongen mellom de enkelte år er middeltemperaturen for perioden mai-oktober gitt i **figur 1.4**. Dessverre er værstasjonen på Sørnesset nedlagt og i de siste årene har Venabu blitt brukt for å beskrive variasjonene mellom de ulike år. Venabu ligger 229 m høyere enn Sørnesset og har for mai-oktober i gjennomsnitt 1,1 ºC lavere middeltemperatur enn Sørnesset, varierende mellom 0,7 (1992) og 1,7 ºC (1993). Det er imidlertid vanligvis godt samsvar mellom de to stasjonene. Forholdet mellom middel lufttemperatur i mai-oktober på de to stasjonene for årene 1985-1998 kan uttrykkes ved ligningen $T_{Sørnesset} = 0{,}87\ T_{Venabu} + 2{,}02$ ($r^2 = 0{,}99$, $p<0{,}0001$). Over perioden 1985-2009 har lufttemperaturen på Venabu vist en svak,

men signifikant økning (T_{Venabu} = 0,057 år – 87,77, r^2 = 0,24, p = 0,013). Tidsserien fra Sørnesset er for kort til å vise noen slik tendens (r^2 = 0,00).

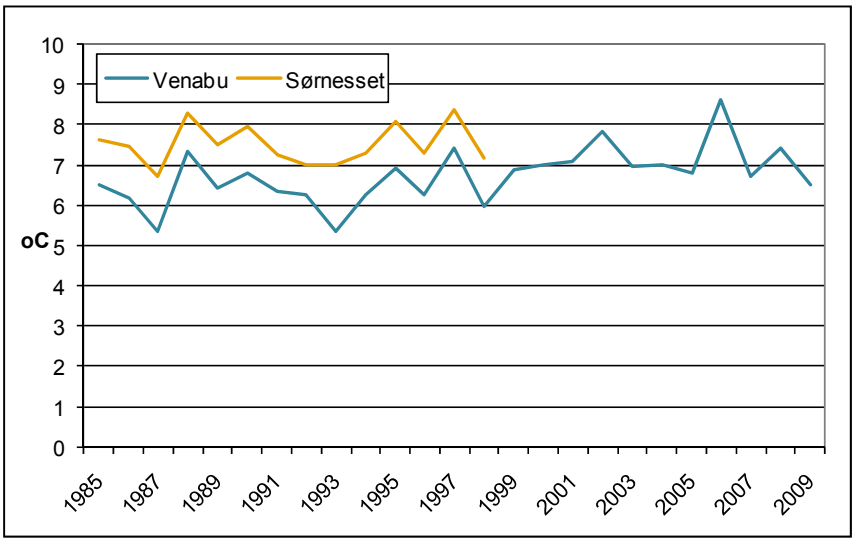


Figur 1.2 *Månedsmiddeltemperatur og månedsnedbør for Sørnesset (Atnsjøen) for normalperioden 1961-1990. (Kilde: Meteorologisk institutt).*

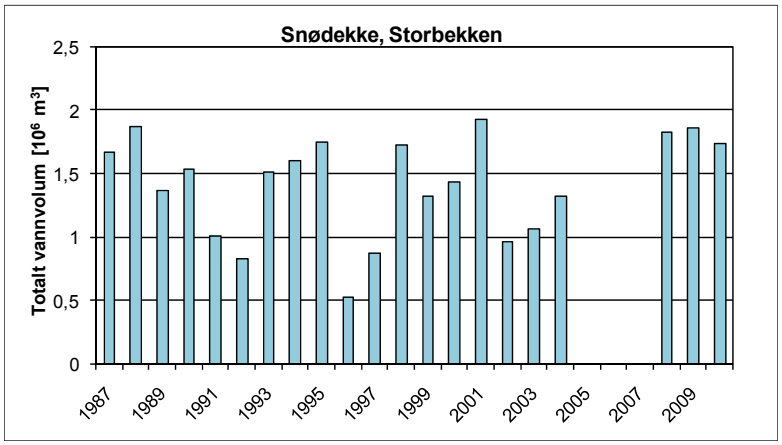


Figur 1.3 *Lengden på isfri periode i perioden fra 1954 til 2008. (Kilde: NVE)*

Figur 1.5 viser snødekket i Storbekkens nedbørfelt (jfr **figur 1.1**), målt som vannvolum, basert på registreringer mellom 24. mars og 23. april (Tvede 2004). I perioden 1987 til 2002 ble prøvene tatt mellom 5. og 23. april (etter påske), mens de fra 2003 er blitt tatt mellom 24. mars og 6. april (før påske). Det antas at vannmengden er noe større ved tidlig prøvetaking. Det er imidlertid ingen klar trend i dette materialet, og verdiene fra årene 2003 til 2010 skiller seg ikke tydelig fra verdiene fra de tidligere årene.

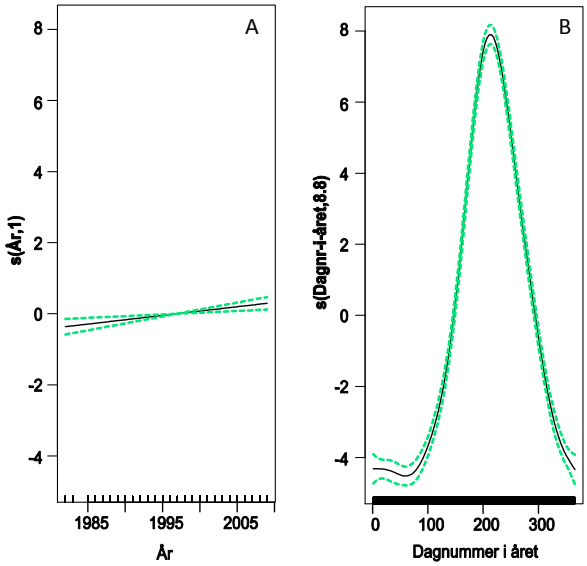


Figur 1.4 *Middeltemperaturen for perioden mai-oktober målt på de meteorologiske stasjonene Venabu (13420) og Sørnesset (08710) for perioden 1985-2009. Sørnesset værstasjon ble nedlagt i 1998. (Kilde: Meteorologisk institutt).*



Figur 1.5 *Snødekke, målt som totalt vannvolum, i Storbekkens nedbørfelt, i perioden 1987 til 2010, med et avbrudd for årene 2005-2007. (Kilde: NVE).*

Vanntemperaturer målt som ukesmiddel i utløpet av Atnsjøen (Atnosen) i sommermånedene i perioden fra 1982 til 2009 viser en økende, men ikke signifikant tendens (p>0,05). Beregnet på bakgrunn av daglige vanntemperaturer over hele året er det imidlertid en signifikant økning (**figur 1.6**). Vanntemperaturen er modellert ved GAMM (generaliserte additiv mixed modell, Wood 2006), hvor ett ledd gir variasjon i temperatur innen år og ett ledd variasjon mellom år. Denne metoden innebærer at at alle data (daglige temperaturmålinger) benyttes i trendanalysen, og trendlinjen for effekten av år (**figur 1.6A)** er tilpasset til data justert for innen-år variasjon (**figur 1.6B**). **Figur 1.6A** viser at den årlige midlere vanntemperaturen har hatt en signifikant stigende tendens i perioden fra 1983 til 2009.



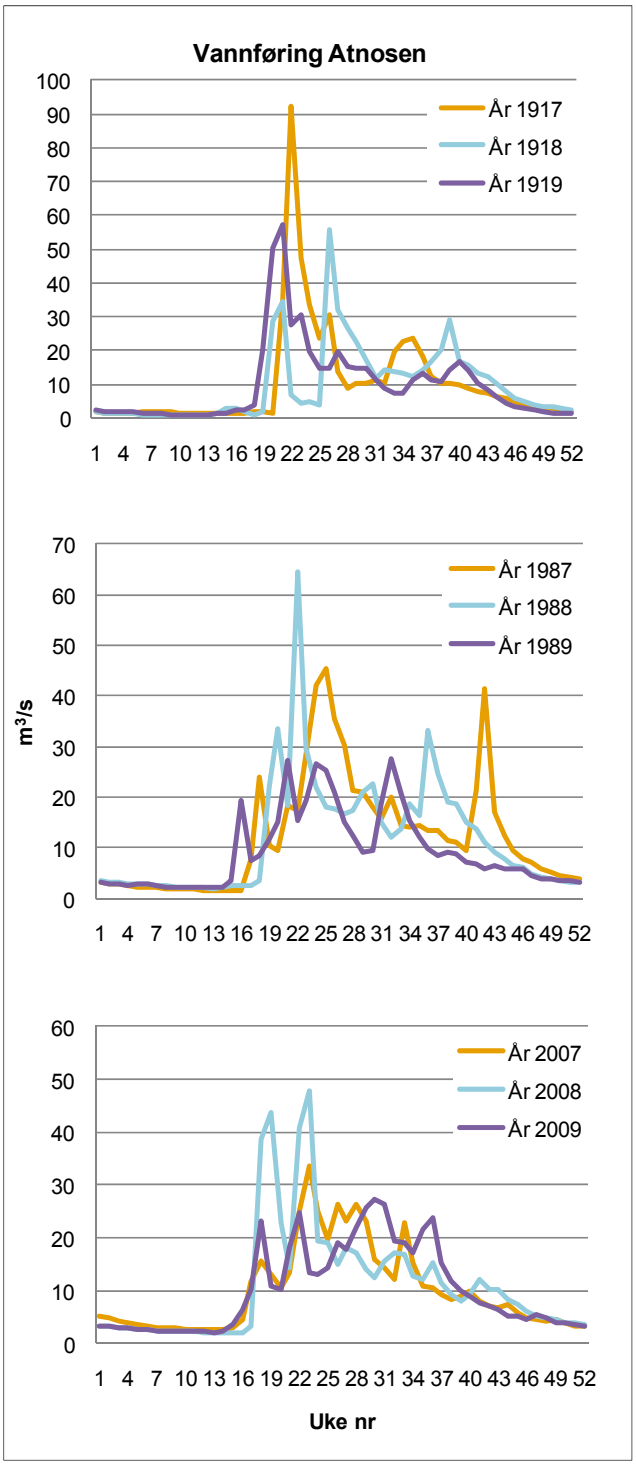
Figur 1.6 *Tidstrend i vanntemperatur mellom år i utløpet av Atnsjøen fra 1986 til 2009 (A) og trend innen år (B). X-aksen beskriver henholdsvis år og dagnummer innen år og y-aksen beskriver estimerte parametre for glattingsfunksjonen ("smoothing function", hel linje) med 95 % konfidensintervaller (stiplete linjer). Figuren til venstre viser at temperatur, korrigert for sesongvariasjon, har en signifikant stigende tendens over tid (p < 0.001).*

1.3 Vannføring

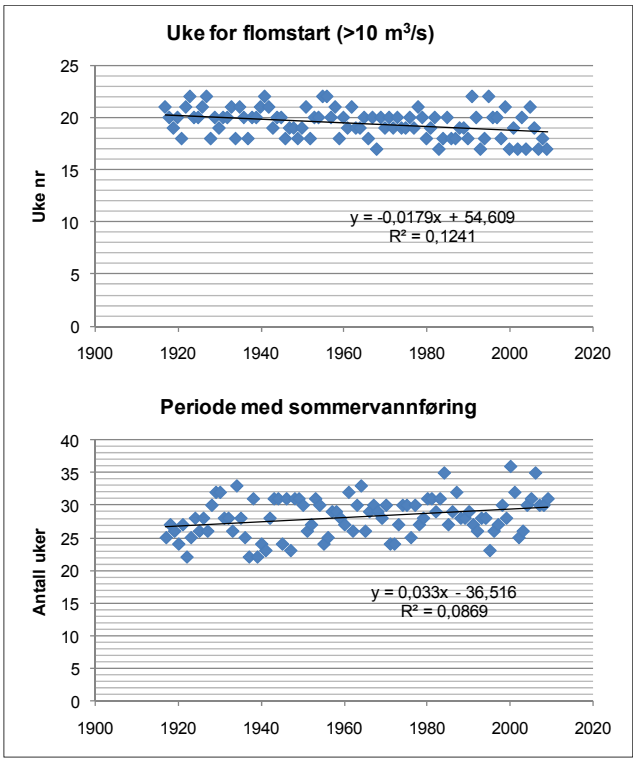
Det foreligger vannføringsmålinger for Atna ved utløpet av Atnsjøen (stasjon kalt Atnosen) fra 15. november 1916 til i dag. Målinger av vannføring er også utført ved Lia bru fra 1988, men komplette årsserier for denne stasjonen er bare tigjengelige fra 1998.

Figur 1.7 viser vannføring gjennom året, basert på ukesmiddel, for utvalgte år på 1910-, 1980- og 2000-tallet. Det vanligste mønsteret er at maksimal vannføring inntrer i vårflommen, og at høstflommen er vesentlig lavere. Mønsteret varierer imidlertid mye, f eks kan vårflommen ofte bestå av flere topper (f eks 1918 og 2008). Maksimal vannføring kan også forekomme etter St. Hans, slik som f eks i 1989 og 2009. Den uvanlig store flommen i 1995 var en nokså typisk vårflom med topp omkring 1. juni (Tvede 2004). Mens sommervannføringen, inkludert vårflom, har

variert mellom 10 og 125 $m^3 s^{-1}$, er vintervannføringen som regel under 5 $m^3 s^{-1}$ (**figur 1.7**, Tvede 2004).
Utviklingen over de tre treårsperiodene som er vist i **figur 1.7** kan gi inntrykk av at vårflommen begynner tidligere i 1980- og 2000-åra enn tidlig i forrige århundre. Hvis vi definerer starten av vårflommen som den uka da middelvannføring overstiger 10 $m^3 s^{-1}$, viser det seg at det er en slik tendens over perioden fra 1917 til og med 2009 (**figur 1.8**). Om vi sammenligner gjennomsnittlig start av vårflom i perioden 1920-1929 med 2000-2009 viser det seg at vårflommen startet i gjennomsnitt to uker tidligere på 2000-tallet. Hvis vi definerer at vintervannføring er inntrådt den første uka om høsten da vannføringen er lavere enn 5 $m^3 s^{-1}$, ser vi i **figur 1.8** at perioden fra starten av vårflommen til lav vintervannføring også har økt i denne perioden, fra 26,8 uker på 1920-tallet, til 30,6 uker på 2000-tallet.

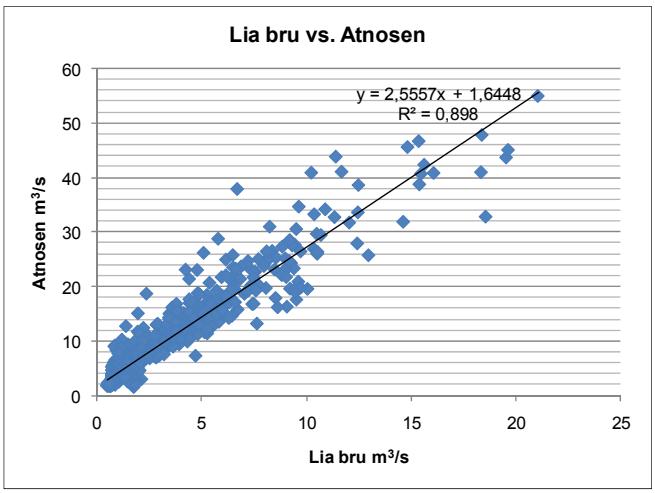


Figur 1.7 *Vannføring ved Atnosen basert på ukesmiddel for 1917-19 (øverst), 1987-1989 (midten) og 2007-2009 (nederst).*



Figur 1.8 *Ukenummer for start av vårflom ved Atnosen (ukesmiddel > 10 m^3 s^{-1}, øverst) og antall uker fra start av vårflom til inntrådt vintervannføring (< 5 m^3 s^{-1}, nederst), i perioden 1917-2009. I begge tilfelle er trenden signifiant (henholdsvis p = 0,001 og p = 0,004).*

I forhold til betingelsene i Atnsjøen er det av interesse å vurdere om variasjonene i vannføring lenger opp i vassdraget gir seg utslag i parallell variasjon i Atnosen. **Figur 1.9** viser at vannføingen ved Atnosen er godt korrelert med vannføringen ved Lia bru, i det variasjonen i vannføring ved Lia bru forklarer ca 90 % av variasjonen ved Atnosen.



Figur 1.9 *Vannføring (ukesmiddel) ved Lia bru mot vannføring ved Atnosen i perioden 1998-2009 (år med komplett måleserie ved Lia bru). Korrelasjonen er høyt signifikant (p< 0,0001).*

1.4 Diskusjon

Atnavassdraget er et nokså typisk innlandsvassdrag, med en relativt veldefinert vårflom og en noe mindre høstflom. Det forekommer ikke flomepisoder om vinteren, selv om overgangen fra høst- til vintervannføring (< 5 m^3/s) kan komme sent, i enkelte år ved nyttårstider. Innlandskarakteren til dette området bekreftes også av sesongvariasjonen i normalverdiene for nedbør og lufttemperatur.

En rekke hydrologiske parametre i Atnavassdraget kan tyde at det skjer en endring til et varmere klima. Dette gjelder en signifikant økning av vanntemperaturen i utløpet av Atnsjøen i perioden fra 1985 til 2009, tidligere startdato for vårflom og varighet av sommervannføring over

perioden 1917-2009, og lengre isfri periode i Atnsjøen målt fra 1954 til 2008. Spesielt har lengden på isfri periode økt svært kraftig siden 1992. På Sørnesset ved Atnsjøen ble lufttemperaturen bare målt i 14 år (1985-1998), slik at noen trend ikke kan registreres. Lufttemperaturen ved Sørnesset var imidlertid svært godt korrelert med temperaturen målt ved værstasjonen på Venabu, som ligger vel 200 m høyere enn Atnsjøen. Gjennomsnittlig lufttemperatur for mai-oktober målt på Venabu i perioden 1985 til 2009 viser en klar tendens til økende sommertemperaturer. Den eneste klimarelaterte parametren som ikke støtter inntrykket av et mildere klima er snødekkets vanninnhold i delnedbørfeltet Storbekken. Dette viste ingen klar tendens i perioden 1987-2010.

1.5 Litteratur

Nordli, P.Ø. & Grimenes, A.A. 2004. The climate at Atndalen. – Hydrobiologia 521: 7-20.

Tvede, A. 2004. Hydrology of Lake Atnsjøen and River Atna. – Hydrobiologia 521: 21-34.

Wood, S.W. 2006. Generalized Additive Models. An Introduction with R. – Chapman & Hall, New York.

2 Fysiske og kjemiske forhold i Atnsjøen

Gunnar Halvorsen

2.1 Innledning

De fysisk-kjemiske undersøkelsene i Atnsjøen har pågått siden 1985 (Dervo 1988), og etter et standardisert program siden 1990. Undersøkelsene er begrenset i omfang og skal kun danne bakgrunn for de planktoniske undersøkelsene (se kapittel 4). Hovedformålet med prosjektet har vært å etablere en langsiktig overvåking av et vassdrag som er lite påvirket av menneskelig aktivitet og som egner seg godt i en slik overvåkingssammenheng.

Fra tidligere foreligger det enkelte mer sporadiske undersøkelser av de fysisk-kjemiske forholdene i Atnsjøen (jmf Tvede 2004). Halvorsen (2004) gir en oversikt over tidligere data tilbake til 1974 (Matzow 1974, Holtan mfl. 1982, Blakar 1994, Rosland 1993, Braadland & Øvstedal 1994, Fagerlund & Grundt 1997). Tidligere undersøkelser har vist at O_2-konsentrasjonen er høy helt ned til bunnen, med en O_2-metning på over 80 % gjennom hele vannmassen ved slutten av stagnasjonsperiodene (Dervo & Halvorsen 1989). Oksygenet er derfor ikke en begrensende faktor, og er ikke undersøkt i denne sammenheng.

En oppsummering av resultatene for perioden 1985-2001 er gitt i Halvorsen (2004). Senere resultater er rapportert i ulike årsrapporter, den siste for 2008 (Halvorsen & Papinska 2009). Øvrige undersøkelser i Atnavassdraget for perioden 1985-1997 er oppsummert i Sandlund & Aagaard (2004).

2.2 Materiale og metoder

Materialet er innsamlet fem ganger i den isfrie perioden fra begynnelsen av juni til begynnelsen av oktober. Vannprøvene innsamles fra stasjon B1 nær det dypeste stedet utenfor Sørnesset (**figur 2.1**).

Vannprøver (1 liter) for kjemiske analyser er tatt med en toliters Ruttner-henter fra dypene 1, 6, 10, 15, 20, 25 og 50 m. Disse er de siste årene kun analysert med hensyn på pH og ledningsevne (mS/m, 25 °C). Temperaturen er målt på de samme dyp. Siden 2005 er temperaturen i sommerhalvåret også registrert med loggere hver fjerde time på seks ulike dyp ned til 25 m.

I forbindelse med prosjektet Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør (siste årsrapport 2008, SFT 2009) er det i tillegg tatt tre blandprøver (0-10 m) i henholdsvis juli, august og september hvor også en rekke andre parametre er analysert (**vedlegg 2.1**). Det har ikke vært ressurser tilgjengelige for en sammenfattende analyse av disse resultatene innen dette prosjektet.

Siktedyp og innsjøfarge er målt på alle tre stasjonene med en rund, hvit secchiskive med diameter 25 cm. Innsjøfargen måles på halve siktedypet (Strøm 1943).

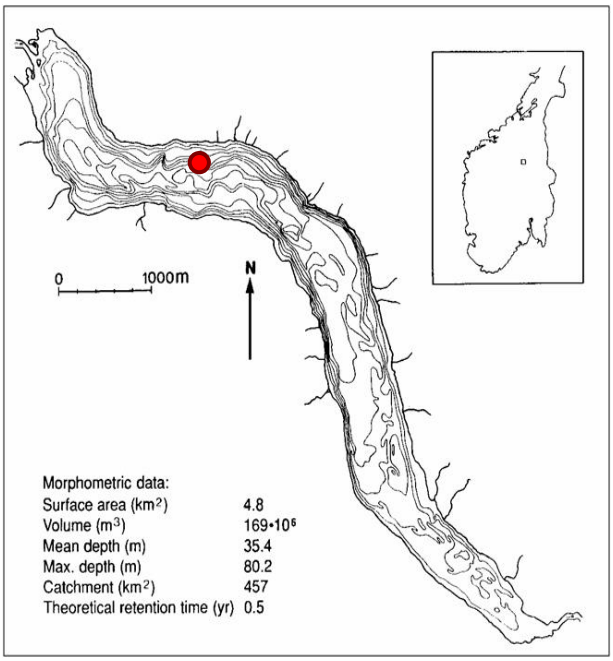
2.3 Områdebeskrivelse

Atnavassdraget har ned til samløpet med Glomma (370 m o.h.) et nedbørfelt på 1 323 km^2, mens nedbørfeltet til Atnsjøen er 457 km^2. Atnsjøen ligger 701 m o.h. Store deler av nedbørfeltet er høyfjellsområder og 85 % ligger over 1000 m o.h. (Tvede & Halvorsen 2004). Vassdraget er fattig på større innsjøer, med Atnsjøen som den største. Atnsjøen er en dyp, langstrakt, oligotrof og dimiktisk fjordsjø med kort teoretisk oppholdstid, ca. 6 måneder. Den har et areal på 4,8 km^2, er ca. 80 m dyp og har et middeldyp på 35,4 m (**figur 2.1**).

Berggrunnen består hovedsakelig av feltspattførende kvartsitter (sparagmitter) som forvitrer langsomt og gir næringsfattig jordsmonn (Oftedahl 1950, Tvede & Halvorsen 2004). Området

har stedvis store løsmasseavsetninger. Vassdraget er preget av ionefattig vann (Halvorsen 2004), er dårlig bufret og er følsomt for antropogen forurensning.

Atnsjøen ligger i et område med utpreget kontinentalt klima med en forskjell mellom kaldeste (januar, -9,9 °C) og varmeste (juli, 11,2 °C) måneden på 21,1 °C (se kapittel 1). Nedbøren er liten i vinterhalvåret og størst i sommerhalvåret, 68 % av nedbøren kommer i perioden mai-oktober (Nordli & Grimenes 2004). Middelnedbøren for undersøkelsesperioden 1986-1998 har ligget nær normal nedbør, 552 mm versus 555 mm (Nordli & Grimenes 2004). Middeltemperaturen for den samme perioden har derimot ligget noe høyere enn normalen, 1,2 °C versus 0,7 °C.



Figur 2.1 *Dybdekart (dybdekote 10 m) for Atnsjøen med plassering av stasjon for fysisk-kjemiske prøver, St. B1 (Rød) (Kilde: NVE).*

2.4 **Resultater**

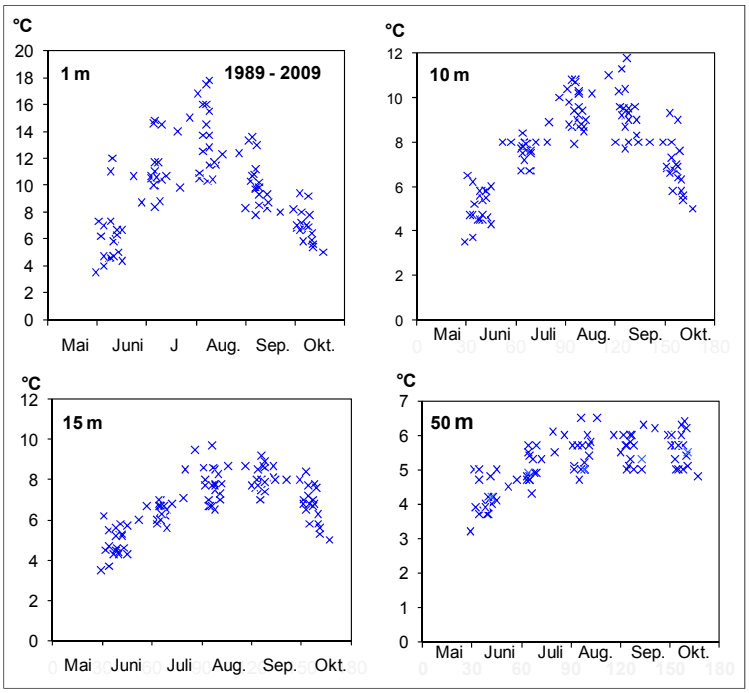
2.4.1 Temperatur

Figur 2.2 viser variasjonene i vanntemperaturen for perioden 1989 til 2009 på henholdsvis 1, 10, 15 og 50 m dyp. Det var betydelige forskjeller mellom de enkelte år. Forskjellene fra år til år var størst om våren og sommeren, nær 8 °C på 1 m dyp. Tilsvarende var forskjellene på opptil 4 °C på 10 og 15 m dyp og 1,5-2 °C på 50 m dyp. Forskjellene var mindre om høsten. I **figur 2.3** er variasjonen i temperaturen på 4 og 10 m dyp (henholdsvis midtre og nedre del av epilimnion) i august vist for perioden 1989-2009. Begynnelsen av august er valgt fordi vanntemperaturen normalt er høyest på denne tiden (jmf. **figur 2.2**). Det var betydelige forskjeller mellom de enkelte år fra 10 °C på 4 m dyp i 1993 til 17,5 °C i 1994. Temperaturen har gjennomgående vært relativt høy i årene fra 2002, men både 2007 og 2009 brøt denne trenden.

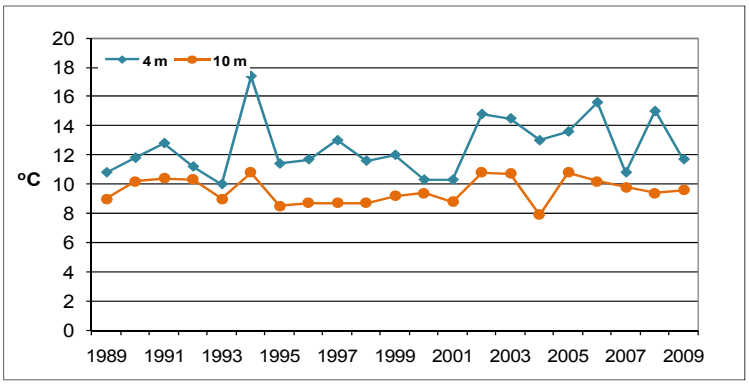
Figur 2.4 viser temperaturen på henholdsvis 1, 5, 7,5, 12,5, 15 og 25 m dyp målt med temperaturloggere hver fjerde time, eksemplifisert med perioden fra 1.-7. juli 2008. **Figur 2.5** viser likeledes temperaturen på tre ulike dyp gjennom sommerhalvåret for årene 2005, 2006, 2007, 2008 og 2009. Kurvene for 1 og 25 (20) m viser temperaturen i henholdsvis epi- og hypolimnion, mens temperaturen på 12,5 (10 og 15 m) viser temperaturen i metalimnion. Kurvene viser også maksimum og minimumsverdiene for hver dato.

Temperaturen viser store variasjoner både gjennom døgnet (**figur 2.4**) og gjennom året (**figur 2.5**). Forskjellene var størst i epilimnion og spesielt nær overflaten. På 1 m dyp kunne forskjellen mellom dag og natt være så stor som 6-7 °C, mens den på 5 m dyp kunne være 2-3 °C.

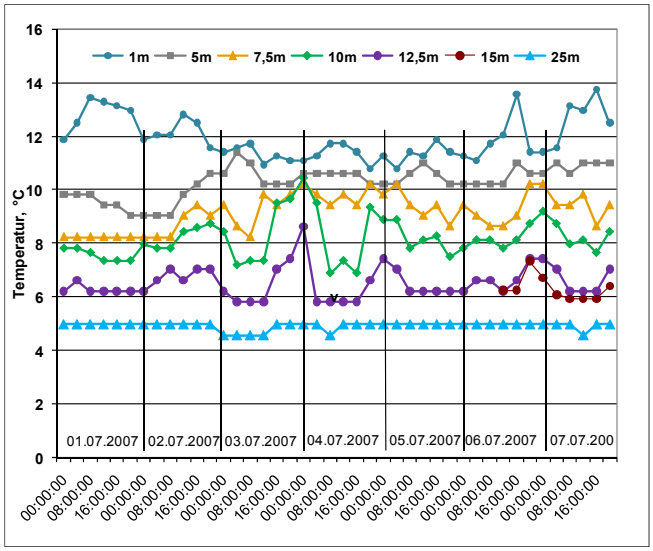
Temperaturen var normalt høyest på ettermiddagen. På 15 og 25 m, under termoklinen, var forskjellene gjennom døgnet mindre, men fortsatt tydelig. Tilsvarende variasjoner gjennom døgnet fant en gjennom hele sommeren (**figur 2.5**). Temperaturene gitt i **figur 2.2** er målt mellom kl. 8 og 9 om morgenen og representerer derfor stort sett minimumstemperaturen gjennom døgnet.



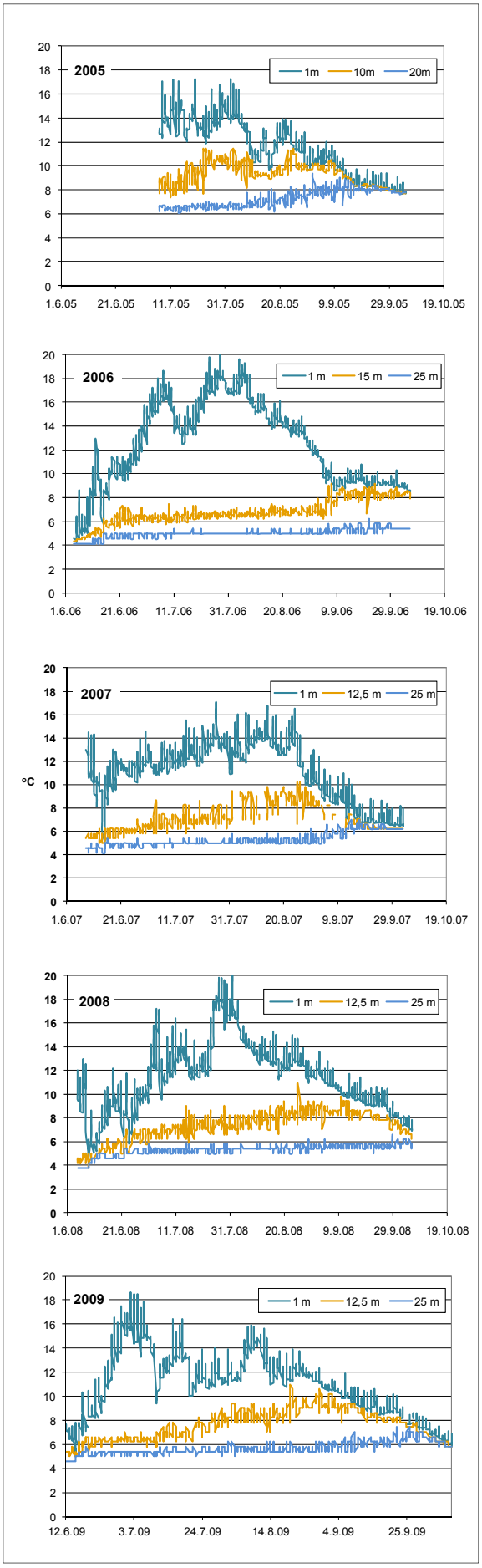
Figur 2.2 *Vanntemperaturen i Atnsjøen på henholdsvis 1, 10, 15 og 50 meters dyp i perioden 1989-2009. Temperatur målt med termometer i vannhenter.*



Figur 2.3 *Temperaturen på 4 og 10 m dyp i begynnelsen av august for perioden 1989-2009.*



Figur 2.4 *Vanntemperaturen i en kort periode i begynnelsen av juli 2007 målt med temperaturloggere på 6 ulike dyp. Temperaturen er målt hver 4. time, henholdsvis kl. 00, 04, 08, 12, 16 og 20.*

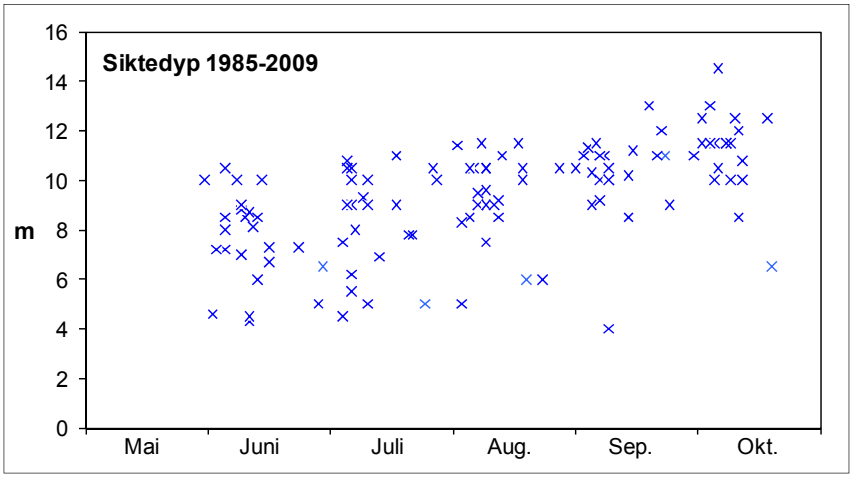


Figur 2.5 *Temperaturen i henholdsvis epilimnion (1 m), metalimnion (10, 12,5 eller 15 m) og hypolimnion (20, 25 m) målt med temperaturloggere i 2005, 2006, 2007 og 2008 utenfor Sørnesset.*

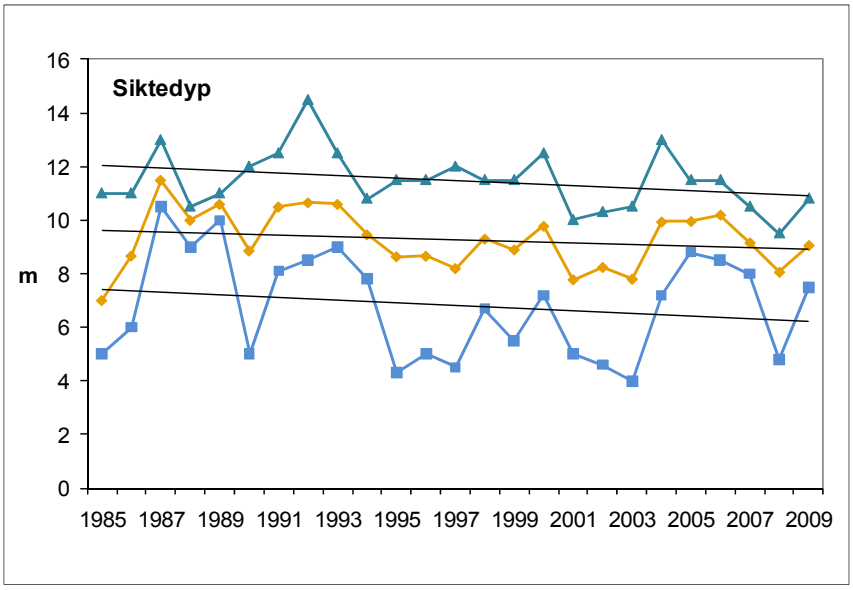
2.4.2 Siktedyp og vannfarge

Siktedypet var vanligvis større enn 6 m om våren og 10 m om høsten (**figur 2.6**). I perioden fra 1985 og fram til og med 2009 har det variert fra et minimum på 4,0 m i september 2003, etter stor nedbør og flom i slutten av august, til et maksimum på 14,5 m i oktober 1992. Det var også spesielt lavt i juni 1995 og 2008 (4,3 m) og i juni og juli 1997 (4,5 m) på grunn av nedbør, stor vårflom og tilførsel av alloktont materiale.

Det var normalt små forskjeller mellom stasjonene B1, C1 og D1, men forskjeller på inntil 0,5 m var ikke uvanlig. I de tilfeller der det var forskjeller mellom stasjonene, var det St. B som hadde størst siktedyp og St. D minst. Årsaken til denne forskjellen var stor tilførsel av alloktont materiale med elvevannet og elvevannets spredningsmønster inn i innsjøen. I Atnsjøen følger elvevannet den vestre stranda sydover mens en kompenserende strøm går nordover langs den østre bredd.



Figur 2.6 *Siktedypet i Atnsjøen i perioden fra 1985 til 2009.*



Figur 2.7 *Siktedypet gitt som middelverdi og maksimum og minimum for perioden 1985-2009, stort sett basert på fem målinger i perioden fra begynnelsen av juni til begynnelsen av oktober.*

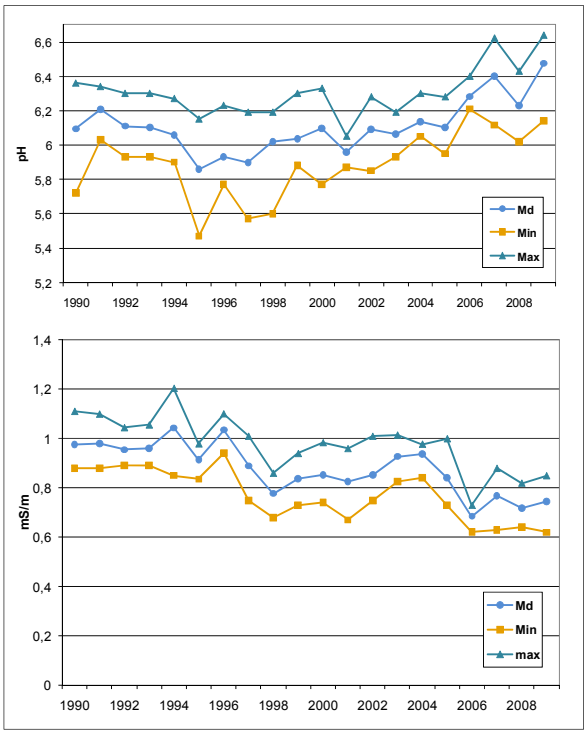
Siktedypet i Atnsjøen gjenspeiler hovedsakelig tilførselen av alloktont materiale gjennom elvevannet og økte normalt fra vår til høst (**figur 2.6**). Siktedypet varierte sterkt avhengig av nedbør og vannføring. Det var ingen eller kun en svak korrelasjon mellom planktontetthet og siktedyp (Halvorsen mfl. 2004).

Vannfargen gjenspeilte innsjøens oligotrofe karakter og varierte mellom gullig grønn og grønnlig gul om våren og tidlig sommer og grønn utover sensommeren og høsten. Det var små forskjeller mellom de enkelte år og selv under de lave siktedypene i juni 1995, 1997 og 2008, i august 2001 og september 2003 var fargen gullig grønn, men noe gråaktig. Det var ingen forskjell mellom stasjonene med hensyn til vannfarge.

Utviklingen i siktedypet fra 1985 til 2009 er vist i **figur 2.7**, hvor middelverdien (5 målinger pr. år) og maksimum og minimum hvert år er vist. Det var en relativt klar nedadgående tendens i materialet både når det gjelder middelverdien og for maksimum og minimum, men på grunn av de store årlige variasjonene var denne tendensen ikke signifikant.

2.4.3 Vannkjemi

Vi har i de siste årene kun innsamlet data for pH og ledningsevne (mS/m) (**figur 2.8**). Det var relativt små forskjeller mellom de enkelte dyp, og det var også relativt små forskjeller mellom de enkelte datoer gjennom året (Halvorsen 2004). I figuren er gjennomsnittet og maksimum og minimumsverdiene for de fem innsamlingstidspunktene angitt for perioden 1990-2009.



Figur 2.8 *Gjennomsnittlig, minimum og maksimum pH og ledningsevne (mS m^{-1}) for perioden 1990-2009.*

pH er en vanskelig parameter å måle og det hefter derfor relativt stor usikkerhet ved våre målinger. Våre verdier ligger relativt konstant ca. 0,2 pH-enheter lavere enn verdier målt av NIVA (**vedlegg 2.1**). Gjennomsnittlig pH har variert i overkant av 6, med lavest pH (5,86) i 1995 og høyest (6,40) i 2009. I juni 1995 var pH i enkelte dyp så lav som 5,47. Den store flommen i mai/juni 1995 ga en betydelig reduksjon i pH, en reduksjon som også holdt seg i 1996 og 1997. I 2000 var verdien tilbake til nivået før flommen, men falt igjen til under 6,0 i 2001. Fra 2006 har gjennomsnittelig pH vært høyere enn 6,2, med pH 6,64 som høyest i september 2009. Det er en klar tendens til økende pH i undersøkelsesperioden, og spesielt etter 1995 da pH var på sitt aller laveste.

Ledningsevnen er en mye enklere parameter å måle og det hefter derfor ikke samme grad av usikkerhet ved denne parameteren som ved pH. Det er derfor også mye bedre samsvar mellom våre data og de som er gitt av NIVA (se **vedlegg 2.1**). Ledningsevnen er meget lav og gjennomsnittverdien har i perioden fra 1990 til 2009 normalt vært lavere enn 1 mS m^{-1}. Størst ledningsevne ble målt

i 1994 og 1996 mens den laveste ble målt i 2006. Det er antydninger til en viss reduksjon i ledningsevnen i undersøkelsesperioden, men denne er ikke statistisk signifikant.

Det er ingen korrelasjon mellom ledningsevne og pH.

2.5 Diskusjon

De fysisk-kjemiske undersøkelsene har vært av begrenset art, men viser klart den (ultra)oligotrofe karakteren til Atnsjøen. pH ligger i overkant av 6 med relativt små variasjoner gjennom året. Ledningsevnen er meget lav og sammen med meget lave konsentrasjoner av kalsium (Ca) og bikarbonat (HCO_3), og alkalinitet, er bufferkapasiteten meget lav. Det er meget godt samsvar mellom tidligere analyser (jmf. Halvorsen 2004) og resultatene fra de siste årene (**vedlegg 2.1**). Resultatene viser imidlertid en klar reduksjon i konsentrasjonene av sulfat (SO_4) og klorid (Cl^-), noe som er i samsvar med den generelle reduksjonen i tilførselen av sur nedbør.

Den observerte temperaturvariasjonen gjennom døgnet på inntil 5-7 °C på en meters dyp er uvanlig stor. Variasjonen avtar med dypet, men selv under termoklinen er den tydelig. Det kan være flere årsaker til denne variasjonen, indre bølger (seiches), vinder av ulik styrke og retning og innlagring av elvevann fra Atna elv. Dette viser at det er en god del usikkerhet med hensyn til tidligere målte innsjøtemperaturer og eventuelle korrelasjoner til utviklingen i planktonsamfunnet. En har derfor heller ikke klart å korrelere forskjeller i planktonsamfunnets utvikling med temperaturforholdene i innsjøen basert på kun en måling i døgnet, mellom kl. 08 og 09.

Siktedypet i Atnsjøen varierer sterkt avhengig av nedbør og vannføring og gjenspeiler hovedsakelig tilførselen av alloktont materiale fra strandsonen og med elvevannet. Siktedypet øker normalt fra vår til høst, men store vannføringer og høy vannstand kan gi lavt siktedyp til alle tider av sommeren. Det er ikke påvist noen klare korrelasjoner mellom planktontetthet og siktedyp (Halvorsen mfl. 2004).

Det er påvist en rekke trender i materialet i løpet av undersøkelsesperioden:

- vanntemperaturen i epilimnion viser en viss økning (**figur 2.3**)
- ledningsevnen viser en tendens til reduksjon (**figur 2.8**)
- pH viser en klar økning i perioden etter 1995-flommen (**figur 2.8**)
- siktedypet viser en nedadgående tendens (**figur 2.7**)

På grunn av store årlige variasjoner er ingen av disse trendene statistisk signifikante. Enkelte av trendene er imidlertid i samsvar med dokumenterte trender ellers i Sør-Norge. Tilsvarende har sommermiddeltemperaturen hatt en viss økning de siste årene, noe som kan forklare den økende vanntemperaturen i epilimnion.

Reduksjonen i ledningsevne og økning i pH kan indikere mindre tilførsel av sur nedbør. Det samme kan reduserte konsentrasjoner av sulfat og klorid gjøre.

Den nedadgående tendens i siktedypet de siste årene kan sammen med økt pH indikere en viss økning i planteplanktonproduksjonen. Det er dessuten vist en viss økning i tilførselen av nitrogen gjennom nedbøren (Elser mfl. 2009) og det er derfor ikke usannsynlig at dette gir økende primærproduksjon i planktonet, og at vi kan se en svak tendens til eutrofiering i Atnsjøen. En slik svak eutrofiering er imidlertid ikke påvist hos planteplanktonet (Brettum & Schneider 2010) mens det derimot hos dyreplanktonet er antydninger til en slik eutrofiering (Halvorsen & Papinska 2010).

2.6 Litteratur

Blakar I. A. 1994. Vannkvalitet, s 33-39 i Braadland, T. & Øvstedal, J. (Red.) 1994. FORSKREF Forskning- og referansevassdrag. Årsrapport 1993. - *FORSKREF Rapp. 1-1994*. 1-144.

Braadland, T. & Øvstedal, J. (Red.) 1994. FORSKREF Forskning- og referansevassdrag. Årsrapport 1993. - *FORSKREF Rapp. 1-1994*. 1-144.

Brettum, P., Schneider, S. & Skjelbred, B. 2010. Planteplanktonet i Atnsjøen gjennom 20 år. – S. 27-32 i O.T. Sandlund (red.) Nettverk for biologisk mangfold i ferskvann – samlerapport 2010. Atna- og Vikedalsvassdragene. NINA Rapport 598.

Dervo, B.K. 1988. Interactions between zooplankton and fish in the deep oligo-trophic lake Atnsjøen, SE Norway. - Hovedfagsoppgave i spesiell zoologi, Univ. Oslo, 112 s.

Dervo, B.K. & Halvorsen, G. 1989. Forsknings- og referansevassdrag Atna. Arts-sammensetning og populasjonsdynamikk hos plankton i Atnsjøen. - *MVU rapp. B55, Oslo:* 1-41.

Elser, J.J. (mfl.) 2009. Shifts in lake N:P stoichiometry and nutient limitation driven by atmospheric nitrogen deposition. – *Science 326*: 835-837.

Fagerlund, K.H. & Grundt, Ø. 1997. FORSKREF Forskning- og referansevassdrag. Årsrapport 1994. - *FORSKREF Rapp. 1-1997*: 1-99

Halvorsen, G. 2004. Some physical and chemical characteristics of Lake Atnsjøen. - *Hydrobiologia 521*: 129-140.

Halvorsen, G. & Papinska, K. 1997. Planktonundersøkelser i Atnsjøen 1985 - 1995. - Upubl notat, 30 s.

Halvorsen, G. & Papinska, K. 2010. Dyreplanktonundersøkelser i Atnsjøen, 1985-2009. – S. 33-53 i O.T. Sandlund (red.) Nettverk for biologisk mangfold i ferskvann – samlerapport 2010. Atna- og Vikedalsvassdragene. NINA Rapport 598.

Halvorsen, G, Dervo, B.K. & Papinska, K. 2004. Zooplankton in Lake Atnsjøen 1985-1997. - *Hydrobiologia 521*:149-175.

Halvorsen, G. & Papinska, K. 2009. Atnsjøen – plankton. Årsrapport 2008. – NINA Minirapport 252. 16 s.

Holtan, N.H., Brettum, P., Hals, B. & Holtan, G. 1982. Glåma I Hedmark. Delrapport om innsjøer. Undersøkelser I tidsrommet 1978-1980. – NIVA rapport O-78045: 1-96.

Kvambekk, Å.S. & Melvold, K. 2010. Long-term trends in water temperature and ice cover in the subalpine lake, Øvre Heimdalsvatn, and nearby lakes and rivers. – *Hydrobiologia*

Matzow, D. 1974. Inventering i Atnavassdraget sommeren 1974. – Landsplan for verneverdige vassdrag, Miljøverndepartementet. Upubl. Rapp. 17 s.

Nordli, P.Ø. & Grimenes, A.A. 2004. The climate at Atndalen. - *Hydrobiologia 521*: 7-20.

Oftedahl, C. 1950. Petrology and geology of the Rondane area. - *Norsk Geologisk tidsskrift 28*: 199-225.

Rosland, D.S. 1993. FORSKREF Forskning- og referansevassdrag. Seminarrapport. - *FORSKREF Rapp. 1-1993*: 1- 136.

Sandlund, O.T. & Aagaard, K. (Red.) 2004. The Atna River: Studies in an alpine-boreal Watershed. – Developments in Hydrobiology 177: 1-208.

Strøm, K.M. 1943. Die Farbe der Gewässer und die Lundqvist-Skala. – Arch. Hydrobiol. 40: 26-30.

Tvede, A. 2004. Hydrology of Lake Atnsjøen and River Atna. – Hydrobiologia 521: 21-34.

Tvede, A. & Halvorsen, G. 2004. Introduction to the Atna research area. - Hydrobiologia *521*:1-4.

Vedlegg 2.1

Vannkjemi Atnsjøen 430-041																		
		Kond.	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO_4	NO_3-N	Alk	Al/R	Al/II	LAL	TOC	Tot-N	NH_4-N	Tot P	ANC1
	pH	mS/m	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg/l-N	µekv/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	µg/l-N	µg/l-N	µg/l-P	µekv/l
15.06.1998	6,27	0,89	0,81	0,13	0,31	0,26	0,3	1,2	64	38	16	13	3	1,3	220			33
08.07.1998	6,29	0,71	0,67	0,10	0,23	0,24	0,2	1,0	51	29	22	20	2	1,3	137			28
02.08.1998	6,17	0,73	0,66	0,11	0,28	0,20	0,2	1,0	29	29	22	19	3	1,3	110			31
28.08.1998	6,60	0,83	0,77	0,12	0,31	0,18	0,2	1,1	48	31	16	13	3	1,5	138			34
12.06.1999	6,16	0,74	0,65	0,11	0,29	0,27	0,2	1,0	60	23	28	24	4	1,7	170			30
07.08.1999	6,21	0,74	0,68	0,11	0,28	0,22	0,2	1,0	23	26	24	15	9	1,3	111			33
04.09.1999	6,46	0,76	0,71	0,12	0,30	0,24	0,2	1,0	25	33	19	15	4	1,3	107			36
04.06.2000	6,29	0,83	0,77	0,13	0,34	0,30	0,3	1,1	66	24	24	20	4	1,4	175			35
09.08.2000	6,33	0,76	0,66	0,12	0,31	0,25	<0.2	0,9	28	23	14	<5	11,5	1,1	129			39
11.09.2000	6,32	0,76	0,70	0,12	0,32	0,26	<0.2	1,0	42	22	14	<5	11,5	1,1	123			39
05.07.2001	6,05	0,62	0,51	0,06	0,22	0,18	<0.2	0,8	57	19	23	20	3	1,1	149			21
01.08.2001	6,23	0,64	0,60	0,08	0,26	0,18	0,2	0,7	20	23	24	22	2	1,5	128			31
02.09.2001	6,41	0,73	0,61	0,11	0,27	0,18	<0.2	0,9	33	29	22	19	3	1,3	119			32
22.06.2002	6,21	0,72	0,70	0,12	0,30	0,23	0,24	0,88	26	27	16	15	1	1,4	117			
05.08.2002	6,32	0,69	0,82	0,14	0,33	0,19	0,20	0,86	16	31	16	13	3	1,3	107			
02.09.2002	6,44	0,74	0,89	0,15	0,35	0,21	0,23	0,91	9	37	12	8	4	1,2	116			51
08.06.2003	6,60	0,81	0,75	0,13	0,34	0,24	0,21	0,96	61	34	14	11	3	1,4	149			39
05.08.2003	6,42	0,77	0,75	0,14	0,35	0,22	0,21	0,95	37	38	12	10	2	1,1	117			41
06.09.2003	6,30	0,76	0,72	0,14	0,34	0,26	0,21	0,90	60	32	27	24	3	1,9	170			40
03.07.2004	6,65	0,89	0,98	0,15	0,38	0,29	0,26	1,01	36	41	9	7	2	1,4	165			54
04.08.2004	6,51	0,82	1,02	0,12	0,37	0,25	0,25	0,98	24	42	13	12	1	1,2	137			54
03.09.2004	6,48	0,81	1,00	0,12	0,36	0,25	0,24	1,01	35	39	13	11	2	1,2	128			52
15.10.2004	6,34	0,91	0,90	0,15	0,40	0,28	0,30	1,03	81	38	19	16	3	1,3	185			46
07.07.2005	6,32	0,76	0,66	0,10	0,33	0,26	0,24	0,82	46	28	18	9	9	1,1	155		4	35
03.08.2005	6,53	0,72	0,72	0,10	0,32	0,23	0,22	0,80	15	30	13	7	6	1,4	105		3	40
05.10.2005	6,37	0,79	0,84	0,14	0,35	0,23	0,25	0,92	61	35	5	<5		1,3	141	9	4	44
05.07.2006	6,46	0,75	0,76	0,12	0,32	0,23	0,24	0,84	28	35	14	7	7	1,2	98	7		41
07.08.2006	6,48	0,91	0,96	0,15	0,32	0,22	0,22	0,88	3	41	8	7	1	0,9	114	22		55
06.10.2006	6,30	0,82	0,97	0,15	0,36	0,22	0,22	0,83	41	39	16	15	1	1,4	170	15		56
06.07.2007	6,60	0,76	0,63	0,12	0,30	0,19	0,26	0,76	36	38	16	13	3	1,3	114	3	4	33
01.08.2007	6,51	0,73	0,70	0,12	0,33	0,19	0,20	0,75	24	29	18	12	6	1,8	51	5	5	41
03.10.2007	6,49	1,00	0,89	0,15	0,39	0,26	0,25	0,97	41	42	17	15	2	1,2	144	6	3	48
09.07.2008	6,37	0,82	0,73	0,12	0,40	0,24	0,24	0,71	24	37	17	12	5	1,3	148	25	5	47
04.08.2008	6,41	0,75	0,66							38				1,2	110			
09.09.2008	6,55	0,77	0,76	0,13	0,34	0,22	0,21	0,75	30	36	14	7	7	1,3	104	6	3	45
Mid.	6,38	0,78	0,76	0,12	0,32	0,23	0,23	0,92	37,65	32,44	16,91	13,90	4,06	1,31	133,17	10,89	3,88	40,13
Min	6,05	0,62	0,51	0,06	0,22	0,18	0,20	0,70	3,00	18,60	5,00	7,00	1,00	0,88	51,00	3,00	3,00	21,23
Max	6,65	1,00	1,02	0,15	0,40	0,30	0,30	1,20	81,00	42,00	28,00	24,00	11,50	1,90	220,00	25,00	5,00	56,00

3 Planteplanktonet i Atnsjøen gjennom 20 år

Pål Brettum, Susanne Schneider og Birger Skjelbred

3.1 Innledning

Innsamling av kvantitative planteplanktonprøver i Atnsjøen startet i 1990 og er blitt samlet inn samtidig med prøver for fysisk-kjemiske analyser og dyreplanktonanalyser. Dette ga, sammen med undersøkelser av variasjonene i dyreplanktonet, en større biologisk tyngde i den langsiktige overvåkingen av Atnsjøen.

Kvantitative planteplanktonprøver ble samlet inn fra Atnsjøen også gjennom vekstsesongene 2008 og 2009, slik at en nå har en samlet tidsserie for hvert år i perioden 1990-2009, altså 20 år Da Atnsjøen fungerer som en referanselokalitet er det viktig at en har lange tidsserier for alle parametergrupper i innsjøen slik at en får et begrep om de naturlige variasjonene fra år til år. Betegnelsen "naturtilstand" eller ”referansetilstand” innebærer at Atnasjøen gir grunnlag for å vurdere andre innsjølokaliteters påvirkning og avstand fra "naturtilstand". En oppsummering av en del av analyseresultatene er tidligere gitt i Brettum og Halvorsen (2004).

3.2 Materiale og metode

Planteplanktonprøvene fra alle år var blandprøver fra vannsjiktet 0-10 m. Det er hvert år tatt fem prøver jevnt fordelt over vekstsesongen (mai – september/oktober). De innsamlete prøvene ble undersøkt ved hjelp av "sedimenteringsmetoden" utarbeidet av Utermöhl (1958) og planteplanktonvolumene er beregnet ved hjelp av de anbefalinger som er gitt av Rott (1981). Alle metoder som brukes for kvantitative undersøkelser av planteplanktonprøver, i det minste i Norden, er nå samlet i Olrik et al. (1998).

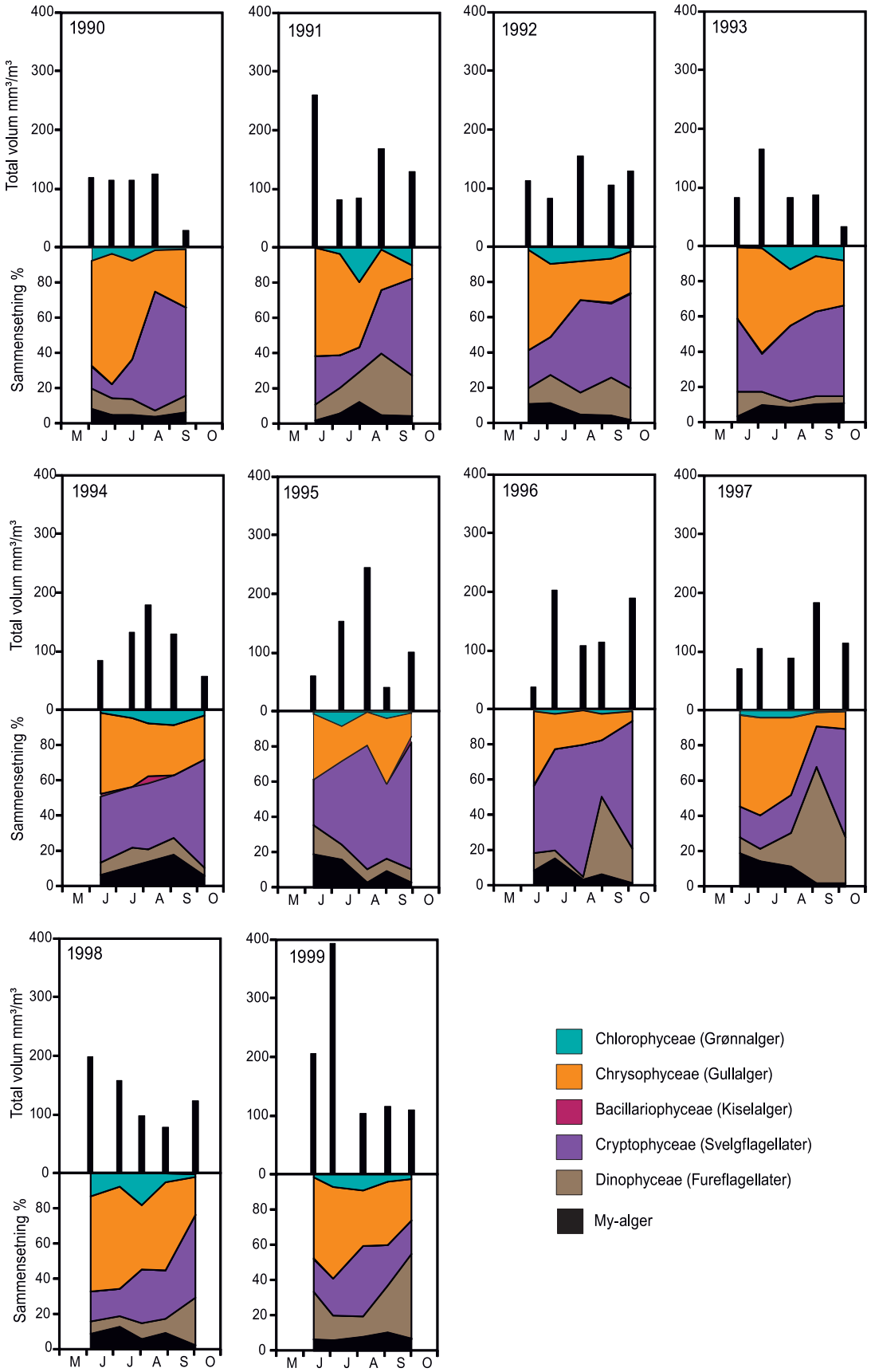
Kammere på 50 og 10 ml ble brukt til sedimentering av prøvene, og 2 eller 4 diametre (hver diameter 384 µm bredde) av bunnen ble undersøkt i mikroskopet (Leitz Fluovert FS omvendt mikroskop med fasekontrast). Det vil si at ca. 3,75 eller 7,5 %, som regel 7,5 %, av hele sedimenteringskammer-bunnen ble undersøkt. Antall individer av hver art innen diametrenes avgrensning ble talt opp. Antall individer av store arter (> 20 µm) ble talt opp ved å undersøke halve eller hele bunnarealet i sedimenteringskammeret med liten forstørrelse. Et antall individer av hver art ble målt og et midlere volum for hver art beregnet ved å sammenligne artens form med kjente geometriske figurer, eller kombinasjoner av slike (Rott 1981, Olrik et al. 1998). Deretter ble planteplanktonvolumene for hver art, for de ulike gruppene (grønnalger, gullalger, dinoflagellater osv.) og totalvolumet planteplankton pr. volumenhet prøve, beregnet. Trofiindeksen ble beregnet som beskrevet i Ptacnik et al. (2009).

3.3 Resultater og diskusjon

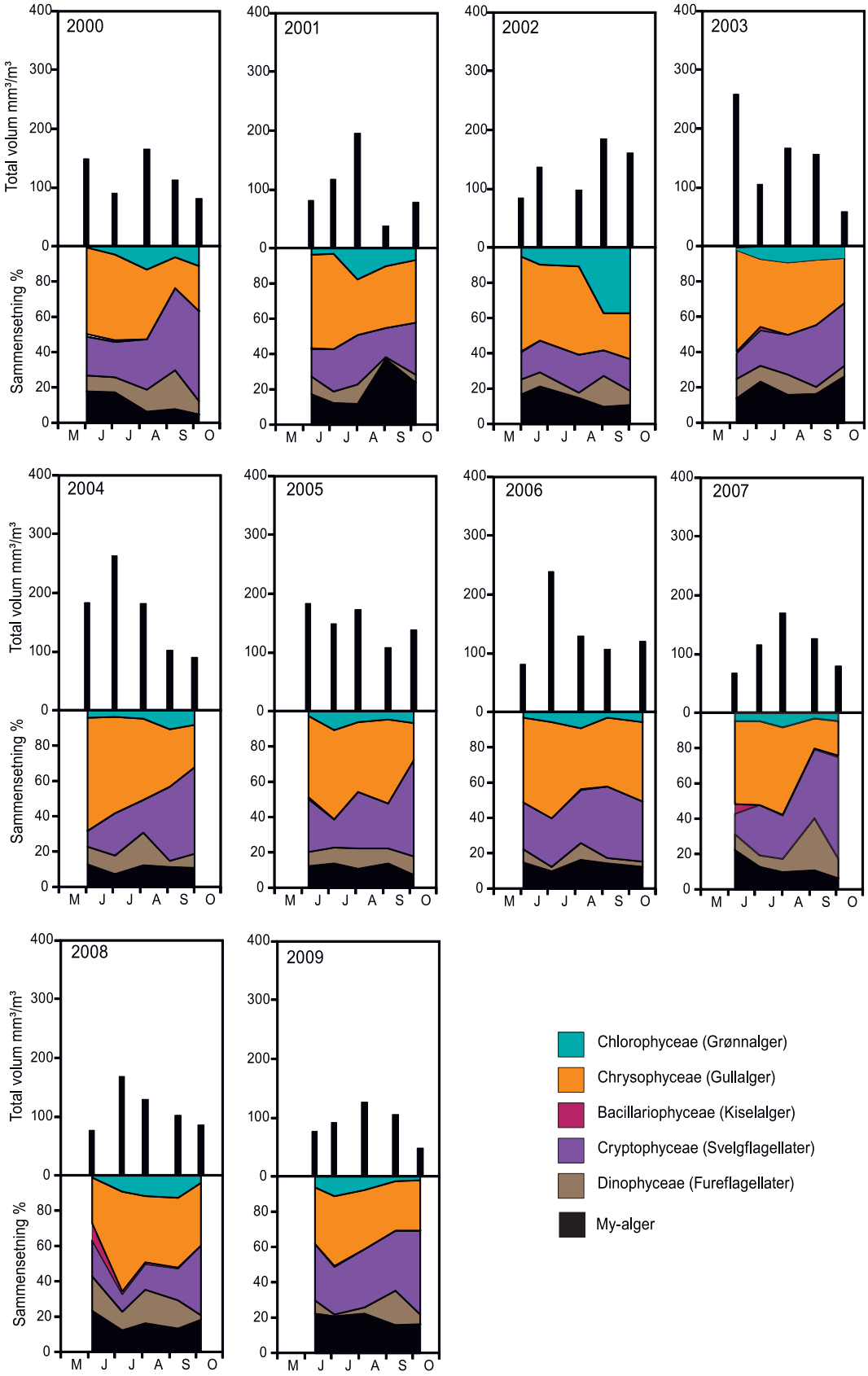
Alle resultatene av planteplanktonanalysene i perioden 1990-2009 er fremstilt i **figur 3.1** og **3.2**. I figurene er alle volumer beregnet som mm^3/m^3, som er tilnærmet det samme som mg/m^3 våtvekt.

Som figurene viser skiller ikke resultatene for 2008 og 2009 seg vesentlig fra resultatene for de tidligere årene. Det var, som tidligere, to hovedgrupper som dominerte planteplanktonsamfunnet gjennom vekstsesongen, når en ser hele undersøkelsesperioden under ett. Disse to gruppene var gullalgene (Chrysophyceae) og svelgflagellatene eller cryptomonadene (Cryptophyceae). En tredje gruppe, fureflagellatene (Dinophyceae) var av en viss betydning i planteplanktonsamfunnet om høsten.

Figuren viser at gullalgene og cryptomonadene var relativt dominerende gjennom hele sesongen. Resultatene for 2008 og 2009 støtter opp under inntrykket av forholdsvis stor likhet i planteplanktonsamfunnets sammensetning og suksesjon gjennom sesongen fra år til år, både kvantitativt og kvalitativt.



Figur 3.1 *Variasjoner i totalvolum og sammensetning av planteplankton i Atnsjøen 1990 – 1999.*

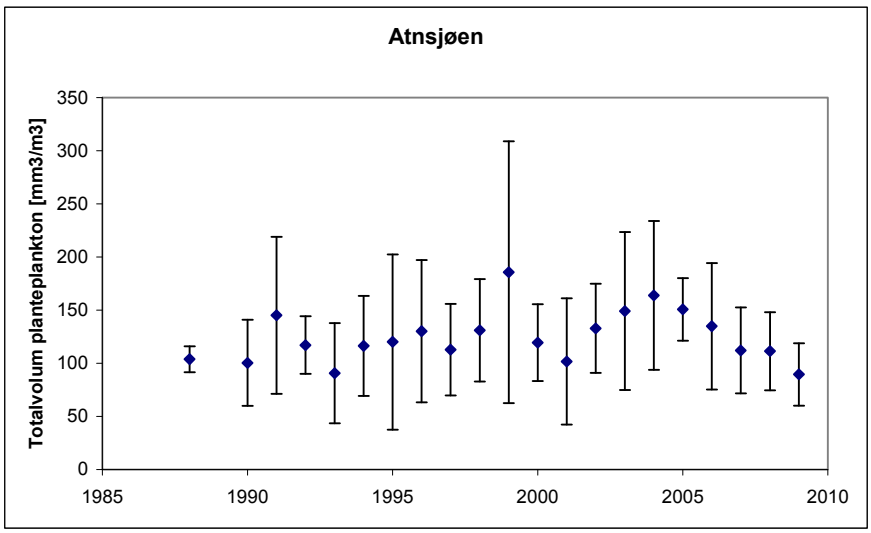


Figur 3.2 *Variasjoner i totalvolum og sammensetning av planteplankton i Atnsjøen 2000 – 2009.*

De andre hovedgruppene av planktonalger var av mindre betydning i 2008 og 2009, selv om en del arter blant grønnalgene (Chlorophyceae) var vanlige i sommerperioden, mens fureflagellatene økte sin andel av totalvolumet planteplankton om høsten. Ofte utgjør gruppen "µ-alger", som består av ubestemte former med en diameter på 2-4 µm, fra tid til annen en større andel av det samlete planteplankton i oligotrofe, næringsfattige, lokaliteter (Brettum 1989, Wehr 1990). Dette var, som figuren viser, også tilfelle i Atnsjøen. Høsten 2009 utgjorde denne gruppen en vesentlig andel av det samlete planteplanktonvolum.

Individer av kiselalger, eller diatoméer (Bacillariophyceae) ble knapt nok registrert i prøvene de fleste årene gjennom undersøkelsesperioden. I juni 2008 ble det registrert en del individer av arten *Tabellaria flocculosa* mens kun noen få individer av arter innen gruppen forekom i prøvene fra 2009.

Registrert maksimum- og gjennomsnittsvolum planteplankton for hver av de undersøkte årene er gitt i **figur 3.3**.



Figur 3.3 *Totalvolum av planteplankton i Atnsjøen 1990 – 2009 (gjennomsnitt ± standardavvik).*

Verdiene av planteplanktonvolum for 2008 ligger innenfor øvre og nedre grense fra tidligere år, mens resultatene for 2009 var helt i nederste området sammenlignet med tidligere år. De viser ut fra erfarings-modellene hos Brettum (1989) og Brettum & Andersen (2005), at vannmassene i Atnsjøen er oligo- eller ultraoligotrofe. Det vil si næringsfattige eller svært næringsfattige. Det finnes ingen tydelig trend i utviklingen av planteplanktonvolum de siste 20 årene (**figur 3.3**).

Blant gullalgene (Chrysophyceae) var det også i 2008 og 2009 ulike chrysomonader som var mest vanlig i planteplanktonsamfunnet og utgjorde den største kvantitative andelen av gruppen. En art som var vanlig forekommende, men ikke utgjorde noe stort antall var, som tidligere, *D. cylindricum* v. *alpinum*. Også en art innen slekten *Chromulina* (mest sannsynlig *C. pseudonebulosa*) var vanlig, det samme var *Mallomonas akrokomos*. Det ble registrert henholdsvis 22 og 17 ulike arter/taksa innen denne gruppen i 2008 og 2009.

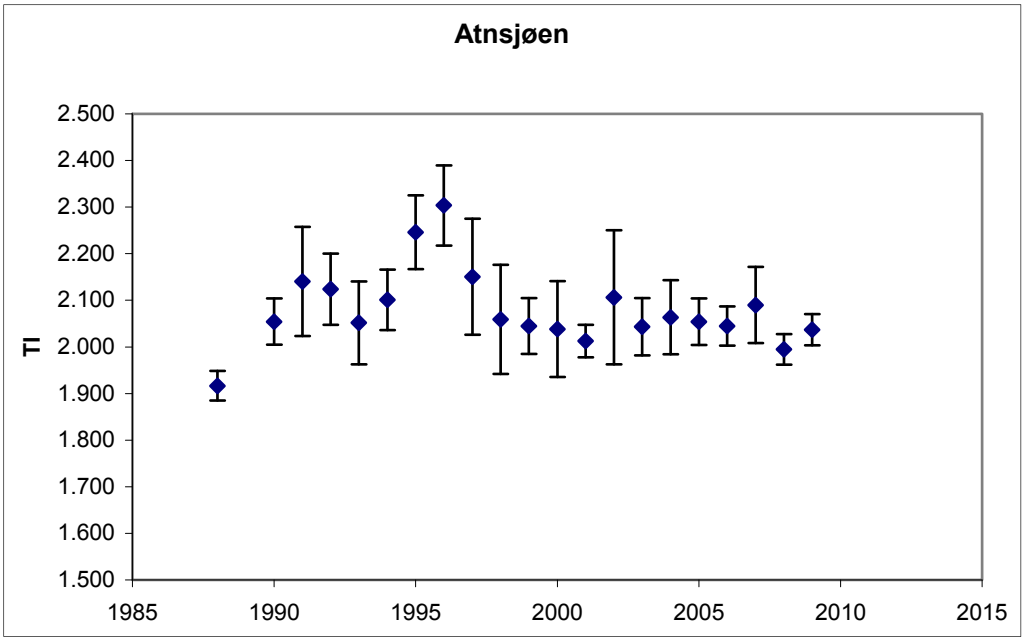
Ulike arter innen slekten *Cryptomonas* var, som tidligere, mest vanlig blant cryptomonadene (svelgflagellatene), men *Katablepharis ovalis* og særlig *Rhodomonas lacustris* utgjorde den største kvantitative andelen av gruppen. Disse to artene er meget vanlige i de fleste norske innsjøer, med unntak av de svært sure. De minker raskt i antall og forsvinner helt fra planteplanktonsamfunnet når pH blir lavere enn 5-5,5 (Brettum 1989, Brettum & Andersen 2005). Vannmassene i Atnsjøen er ikke spesielt sure.

Fureflagellatene (Dinophyceae) kan av og til utgjøre en stor andel i høstplanktonet. I 2008 var de godt representert hele sesongen, mens de i 2009 forkom med mindre andel av totalvolumet planteplankton. Arter innen slekten *Gymnodinium* var vanlige i planktonet. En art, som ellers er mest forekommende i mindre, surere og mer humøse innsjøer, *Peridinium umbonatum* (*P. inconspicuum*), ble bare registrert med få individer i prøvene for 2008 og 2009.

Grønnalgene (Chlorophyceae) var ikke en gruppe av kvantitativ betydning på noe tidspunkt, selv om henholdsvis 10 og 13 arter/taksa innen gruppen ble registrert i prøvene i 2008 og 2009.

En noe mer detaljert analyse av planteplanktonsamfunnet i Atnsjøen ble gitt i Brettum & Halvorsen (2004).

En nyutviklet trofiindeks for norske innsjøer som er basert på planteplankton (Ptacnik et al. 2009) ble beregnet for alle prøvene som ble tatt i Atnsjøen (**figur 3.4**). Tallene viser at Atnsjøen aldri har vært alvorlig påvirket av eutrofiering i løpet av de siste 20 årene, men samtidig var det noen høyere verdier i 1995 og 1996. Først i 1998 var trofiindeksen tilbake på sitt vanlige nivå. I 1995 og 1996 var det store flommer, som transporterte uvanlig store menger partikulert materiale inn i innsjøen, og også 1997 ble det registrert forholdsvis mye partikulært materiale på målestasjonen Lia bru (Bogen 2004). Det er derfor sannsynlig at flommene ga noe økt næringssaltinnhold til innsjøen disse årene, noe som førte til en viss midlertidig eutrofiering av Atnsjøen. Samtidig førte stor allokton partikkeltilgang gjennom flommen til nedsatt siktedyp og dårligere lystilgang til vannmassene (se kapittel 2: minimumsverdiene i siktedyp var svært lave i årene 1995 til 1997). Dette påvirket til en viss grad artssammensetningen, men ikke det totale planteplanktonvolumet (se **figur 3.1**), som i 1995 og 1996 ikke skilte seg ut fra de andre årene. Forklaringen kan være at økt tilførsel av enkelte næringssalter og redusert lystilgang til vannmassene begunstiget noen arter framfor andre, og dermed endret planteplanktonsamfunnet. En kan ikke se noen tydelig trend i trofiindeksen gjennom 20 års planteplanktondata. Klimaforandringer med hyppige storflommer vil muligens gi en økt eutrofiering i Atnsjøen på sikt. I hvilken grad dette gir en økt planteplanktonbiomasse er avhengig av lysforholdene og om en økt næringssalttilgang er i en form som planteplanktonet kan nytte.



Figur 3.4 *Trofiindeks (TI) basert på planteplankton (middelverdi ± standardavvik) for Atnsjøen.*

3.4 Litteratur

Bogen , J. 2004. Erosion and sediment yield in the Atna river basin. Hydrobiologia 521: 35-47.

Brettum, P. 1989. Alger som indikator på vannkvalitet i norske innsjøer. Planteplankton. NIVA-rapport nr. 2344. O-86116. 111 s.

Brettum, P. & Andersen, T. 2005. The use of phytoplankton as indicators of water quality. NIVA-rapport nr.4818-2004. O-20032.

Brettum, P. & Halvorsen, G. 2004. The phytoplankton of Lake Atnsjøen, Norway – a long-term investigation. Hydrobiologia 521. 141-147.

Olrik, K., Blomqvist, P., Brettum, P., Cronberg, G. & Eloranta, P. 1998. Methods for Quantitative Assessment of Phytoplankton in Freshwaters, part I. Naturvårdsverkets rapport nr. 4860. 86 s.

Ptacnik, R., Solimini, A. G. & Brettum, P. 2009. Performance of a new phytoplankton composition metric along a eutrophication gradient in Nordic lakes. Hydrobiologia 633 (1): 75-82.

Rott, E. 1981. Some results from phytoplankton counting intercalibrations. Schweiz. Z. Hydrol. 43. 34-62.

Utermöhl, H. 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplanktonmethodik. Mitt. int. Verein. Limnol. 9. 1-38.

Wehr, J.D. 1990. Predominance of picoplankton and nanoplankton in eutrophic Calder Lake. Hydrobiologia 203. 35-44.

4 Dyreplanktonundersøkelser i Atnsjøen, 1985-2009

Gunnar Halvorsen og Katarzyna Papinska

4.1 Innledning

Planktonundersøkelsene i Atnsjøen har pågått siden 1985 med formål å etablere en langsiktig overvåking av planktonsamfunnets artssammensetning, populasjonsdynamikk og samfunnsstruktur i en lite påvirket næringsfattig (oligotrof) innsjø. Vassdraget er lite påvirket av menneskelige aktiviteter og egner seg godt i en slik overvåkingssammenheng.

En oppsummering av resultatene for perioden 1985-1997 er gitt i Halvorsen mfl. (2004). Tilsvarende resultater fra planteplanktonundersøkelsene er gitt i Brettum & Halvorsen (2004). Senere resultater er rapportert i ulike årsrapporter, den siste for 2008 (Halvorsen & Papinska 2009). Nedenfor følger en kort oppsummering av resultatene for perioden fram til 2009. Innsamlingen av materialet er i 2009 noe redusert hvor bare stasjon B1 inngår i innsamlingen. Når det er naturlig er materialet fra 2009 inkludert i sammenstillingen.

4.2 Områdebeskrivelse

Atnavassdraget har ned til samløpet med Glomma et nedbørfelt på 1 323 km^2, mens nedbørfeltet til Atnsjøen er 457 km^2. Atnsjøen ligger 701 m o.h. Store deler av nedbørfeltet er høyfjellsområder (Tvede & Halvorsen 2004). Vassdraget er fattig på større innsjøer, med Atnsjøen som den største. Atnsjøen er en dyp, langstrakt, oligotrof og dimiktisk fjordsjø med kort teoretisk oppholdstid, ca. 6 måneder. Den har et areal på 4,8 km^2, største dyp er ca. 80 m mens middeldypet er 35,4 m (**figur 4.1**).

Berggrunnen består hovedsakelig av feltspatførende kvartsitter (sparagmitter) som forvitrer langsomt og gir næringsfattig jordsmonn (Tvede & Halvorsen 2004). Området har stedvis store løsmasseavsetninger. Vassdraget er preget av ionefattig vann, er dårlig bufret og vil være følsomt for antropogen forurensning (Halvorsen 2004, 2010).

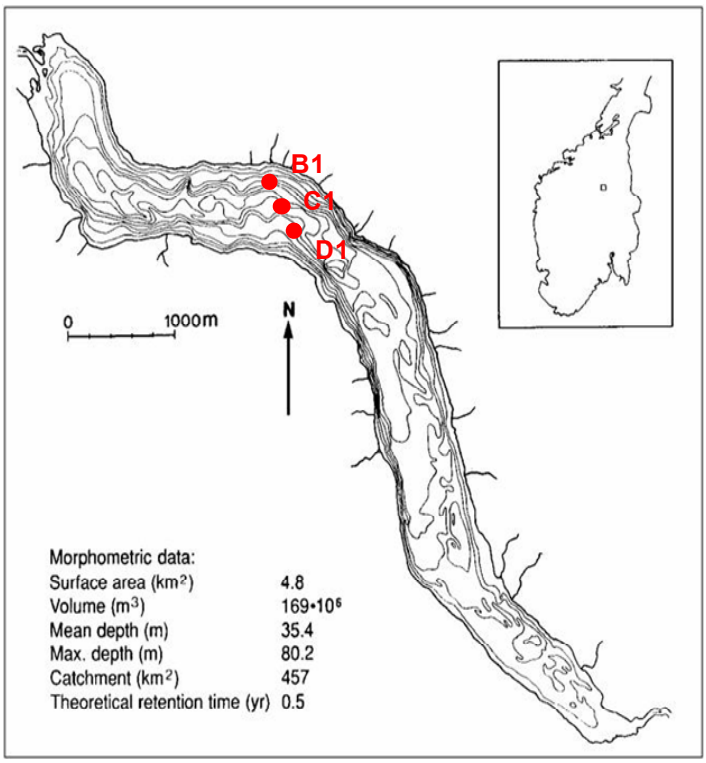
Nordli & Grimenes (2004) beskriver klimaet i Atndalen omkring Atnsjøen. Atndalen har et kontinentalt klima med minst nedbør sent på vinteren eller tidlig vår og størst nedbør om sommeren. Årsnedbøren er ca. 500 mm. Juli er den varmeste måneden med en gjennomsnittstemperatur (for Sørnesset) på 11,2 °C mens januar er den kaldeste med gjennomsnittstemperatur på -9,9 °C, en årlig forskjell på 21,1 °C. Den frostfrie perioden har økt med ca.13 dager fra 1864 til 1964 og har trolig økt ytterligere fram til i dag. Observasjonene av isforholdene på Atnsjøen fra 1954 og fram til i dag viser at den isfrie perioden har økt med 8-10 dager i denne perioden (Sandlund mfl. 2010). Atnsjøen er normalt dekket av is fra slutten av november til slutten av mai (median: 24. november og 24. mai) (Tvede 2004).

Vannføringen ut av Atnsjøen er målt siden 1917 (Tvede 2004). Vannføringen er normalt størst under vårflommen i overgangen mai-juni med en gjennomsnittlig maksimum flomvannføring på i underkant av 40 m^3 s^{-1}. Vannføringen avtar utover sommeren og høsten til den når nivået for vintervannføringen på 2-3 m^3 s^{-1}. Variasjonene mellom årene er store, men siden 1917 har vårflommens start kommet tidligere og vintersituasjonen inntrådt senere (Sandlund mfl. 2010). Det vil si at vinterperioden er blitt ca 4 uker kortere i løpet av ca 90 år. Vårflommen i 1995 er den største som er registrert, med en vannføring på nær 190 m^3 s^{-1} og regnes som en 100-200 års flom.

4.3 Materiale og metoder

Materialet er innsamlet fem ganger i den isfrie perioden fra begynnelsen av juni til begynnelsen av oktober. Det er innsamlet materiale fra tre stasjoner på tvers av Atnsjøen utenfor Sørnesset, stasjonene B1, C1 og D1 (**figur 4.1**). Inntil 1989 ble det også innsamlet materiale fra tre andre

stasjoner i innsjøens lengderetning (stasjonene A1, B2 og B3, **figur 4.1**). Fra og med 2009 er innsamlingen begrenset til stasjon B1.



Figur 4.1 *Dybdekart (dybdekote 10 m) for Atnsjøen med plassering av dagens stasjoner, stasjonene B1, C1 og D1. (Kilde: NVE).*

Vi anser at fem innsamlinger i sommerhalvåret er tilstrekkelig for i grove trekk å kunne beskrive dynamikken i samfunnet og livssyklus hos de enkelte arter.

Det kvantitative dyreplanktonmaterialet er innsamlet med en 14 liters Schindler-henter laget i klart plexiglass. Det foreligger fem Schindler-prøver fra hvert av dypene 0, 1, 2, 4, 6, 8, 10, 15, 20, 30 og 50 m på stasjon B1 og to prøver fra de samme dypene på stasjonene C1 og D1, ned til henholdsvis 50 og 30 m. Prøvene er filtrert gjennom 45 µm nylonduk, som vil fange nær alle artene og de ulike utviklingsstadiene av de aktuelle artene. Kun de aller minste hjuldyrene vil kunne slippe gjennom duken. Store, raske arter som *Bythotrephes longimanus*, *Arctodiaptomus laticeps* og *Heterocope saliens* synes å være svakt underrepresentert i materialet siden disse har større evne til å unngå Schindler-henteren.

I tillegg er det tatt to kvalitative håvtrekk på hver stasjon fra 0 - 20 m med 45 µm planktonhåv. Håven har en diameter på 27 cm og en lengde på 1 m.

Prøvene er fiksert med lugol. Totalt foreligger det 103 dyreplanktonprøver fra hver innsamlingsrunde, totalt 515 prøver pr. år. Fra og med 2009 er antall prøver redusert til 285 i og med at det bare tas prøver fra stasjon B1.

Planktonprøvene er bearbeidet med hensyn til hjuldyr (Rotatoria), vannlopper (Cladocera) og hoppekreps (Copepoda). De kvantitative Schindler-prøvene er opptalt i sin helhet og gir tettheten (individer pr. liter) av hver art på de enkelte dyp. På grunn av ulik vertikalfordeling hos de enkelte arter (Dervo & Halvorsen 1989, Halvorsen mfl. 2004) er gjennomsnittstettheten for den enkelte art beregnet ut fra de enkelte dyps bidrag til totalvolumet. Tetthetene er gitt som antall individer pr. liter (n L^{-1}) eller som biomasse tørrvekt pr. liter (µg L^{-1}). Ved omregning til tetthet pr. m^2 innsjøoverflate må verdiene multipliseres med en konstant, 35 400. Således vil en tetthet på 100 n L^{-1} tilsvare $3{,}5*10^6$ indiv./m^2. For å få de beste data for gjennomsnittlig tetthet og biomasse er prøvene tatt på samme tid av døgnet, mellom kl 0830 og 1530.

Hjuldyrene er opptelt og klassifisert som arter eller i enkelte tilfeller kun som slekter, mens vannloppene og hoppekrepsene er artsbestemt. Vannloppene deles inn i unge individer (juv.) og voksne hunner, med og uten egg. Hannene er ikke blitt opptalt separat og er blandet sammen med unge individer og voksne hunner uten egg. Hoppekrepsartene er inndelt i nauplier, copepoditter (Cop. I-V), voksne hanner og voksne hunner med og uten eggsekker. Naupliene hos cyclopoidene er ikke artsbestemt, men det store flertall tilhører *Cyclops scutifer*. Antall egg pr. eggbærende hunn er talt opp hos krepsdyrene. Antall eggbærende hunner (Fov) vil være underestimert da mange hunner slipper eggene ved fiksering.

Hjuldyrene er bestemt ved hjelp av Pontin (1978) og Ruttner-Kolisko (1972), vannloppene ved hjelp av Flössner (1972, 2002) og hoppekrepsene ved hjelp av Sars (1903, 1918), Rylov (1948) og Kiefer (1978).

Biomassen er beregnet på grunnlag av artspesifikke formler fra ulike kilder (Bottrell mfl. 1976, Larsson 1978, G. Kjellberg & D. Hessen, upubl.). Normalt er mer enn 50 individer målt etter standard prosedyrer angitt for de enkelte artene.

4.4 Resultater

4.4.1 Artssammensetning

Totalt har det i perioden 1985-2009 blitt påvist 23 arter hjuldyr (Rotatoria), 4 arter hoppekreps (Copepoda) og 7 arter vannlopper (Cladocera) i planktonet i Atnsjøen (**vedlegg 4.1, 4.2**). Enkelte av disse er litorale former som regelmessig, men svært fåtallig, forekommer i planktonprøvene. Dette gjelder hjuldyrartene *Lepadella* sp*., Lecane* sp*.* og *Cephalodella* sp., hoppekrepsarten *Acanthocyclops vernalis* og vannloppeartene *Alona affinis, Chydorus sphaericus* og *Polyphemus pediculus*. I tillegg er det påvist 43 krepsdyrarter i strandsonen; 15 arter hoppekreps og 28 arter vannlopper (Halvorsen mfl. 2010).

Blant de påviste artene har 13 arter hjuldyr, tre arter hoppekreps og fem arter vannlopper forekommet vanlig og regelmessig. De øvrige artene har opptrådt mer fåtallige og har heller ikke blitt observert hvert år (**vedlegg 4.1**). Antall arter har i perioden økt fra 18 arter i 1989 til 26 i 2008. Økningen er størst hos hjuldyrene mens det hos krepsdyrene har vært en økning på kun to arter (**vedlegg 4.1**).

Observasjonene av flere nye arter hjuldyr skyldes for enkelte arter en mer sporadisk forekomst, mens andre synes å ha kommet til og etablert seg de siste årene. Dette gjelder for eksempel *Branchionus urceolaris* og *Ascomorpha* sp. mens en art som *Synchaeta oblonga* har etablert seg for så å forsvinne igjen. Antall arter og artssammensetning har imidlertid variert relativt lite fra år til år.

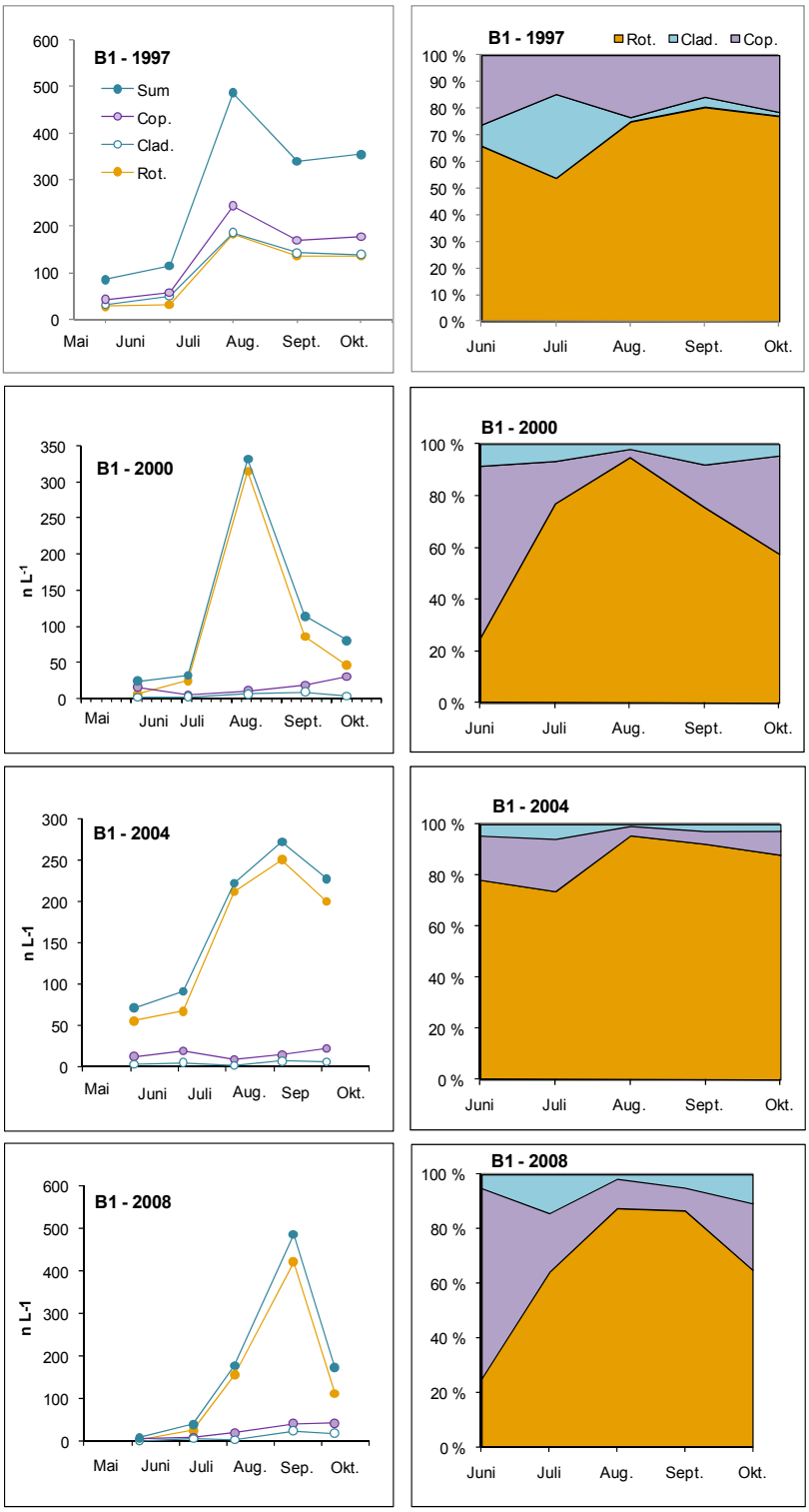
Blant hjuldyrene er det særlig fem arter som har dominert, *Kellicottia longispina, Keratella coclearis, Keratella hiemalis, Polyarthra vulgaris* og *Conochilus unicornis* (**vedlegg 4.1**, **figur 4.10**). Disse har utgjort mellom 90,2 og 99,1 % av hjuldyrene med et gjennomsnitt på 95,7 % for perioden 1989-2008. I biomassesammenheng har de utgjort en noe mindre andel, mellom 66,5 og 97,5 % av hjuldyrbiomassen, med et gjennomsnitt på 85,6 % for hele perioden. Lavest andel antallsmessig utgjorde hjuldyrene i 1990 og 2006 mens den var høyest i 2004. Varierende forekomst av den relativt store *Ascomorpha priodonta* er en av grunnene til forskjellene i biomasse mellom de enkelte år (**figur 4.3**).

Blant hoppekrepsene har det vært en sterk dominans av *Cyclops scutifer*, men også *Arctodiaptomus laticeps* har vært et vanlig innslag i planktonet. De to øvrige artene har opptrådt svært fåtallig.

Vannloppene har vært representert med tre arter som har opptrådt relativt tallrike, *Holopedium gibberum, Bosmina longispina* og *Daphnia longispina*. De øvrige artene har forekommet svært fåtallig.

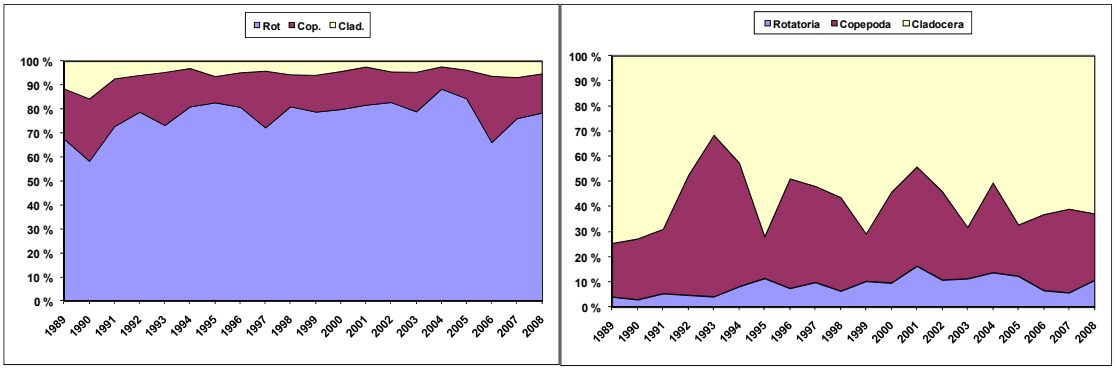
4.4.2 Tetthet og dominans

Planktonsamfunnet har antallsmessig vært sterkt dominert av hjuldyr, med lavest dominans om våren og størst i august og september (**figur 4.2**). Med unntak av 1989, 1990 og 2006 har andelen hjuldyr utgjort 70-80 % av individene (**figur 4.3**) på årsbasis. Spesielt i juni kan andelen være relativt lav mens den i perioden fra august til oktober kan utgjøre godt over 80 % (**figur 4.2**).



Figur 4.2 *Fire eksempler på ulik utvikling av dyreplanktonsamfunn i Atnsjøen med hensyn til tetthet og andeler (%).*

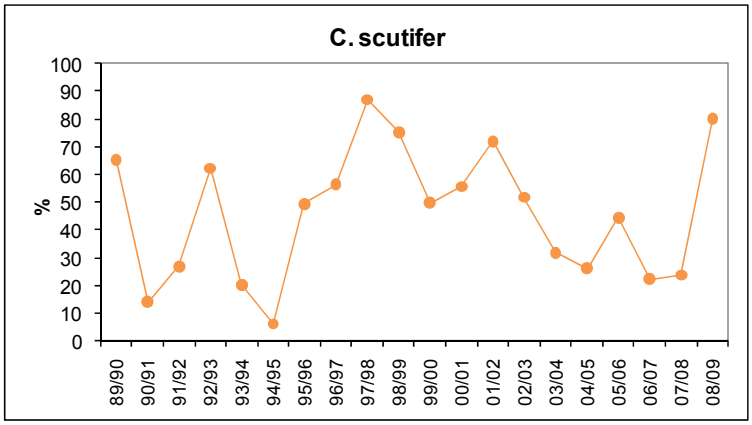
Andelen hoppekreps har vanligvis vært størst om våren og tidlig på sommeren, før populasjonene av hjuldyr og vannlopper har bygd seg opp fra det vårlige minimum. Hjuldyrene og vannloppene overlever vinteren hovedsakelig som hvileegg og starter derfor med svært lave tettheter. Hoppekrepsene kan også igjen opptre i stort antall om høsten når den nye generasjonen av nauplier opptrer i stort antall. På årsbasis har hoppekrepsene utgjort ca. 20 % av individene. Andelen vannlopper har vært liten og de har stort sett utgjort mindre enn 10 % av individene.



Figur 4.3 *Dominansforholdet mellom hjuldyr (Rotatoria), hoppekreps (Copepoda) og vannlopper (Cladocera) for perioden 1989-2008 beregnet på grunnlag av antall (venstre) og biomasse (høyre).*

Tettheten av dyreplankton har normalt vært meget lav om våren på grunn av stor naturlig dødelighet gjennom vinteren og stor utspyling under vårflommen (**figur 4.2**). En tetthet på 30-40 individer pr liter i begynnelsen av juni, like etter vårflommen, og maksimum tettheter i underkant av 200 ind. L^{-1} har vært vanlig. I enkelte år har tettheten i juni vært så lav som 7,5 ind. L^{-1} (2008) mens maksimum tetthet har vært så høy som 400 ind. L^{-1}. Maksimum tetthet har i de fleste år inntruffet i september eller oktober, men i enkelte år allerede i august. I enkelte år har planktonsamfunnet nådd maksimum tetthet allerede i begynnelsen av juli (1992, 1993 og 2003) (Halvorsen mfl. 2004).

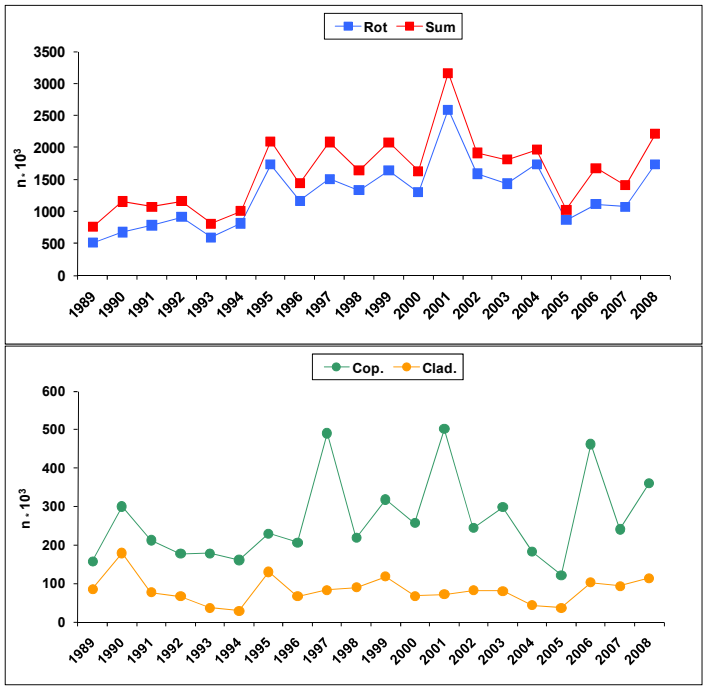
Den eneste arten som overlever vinteren i planktonet uten hvileegg er hoppekrepsarten *Cyclops scutifer*. Stor vannføring gjennom vinteren og våren vil i større grad enn hos de andre artene påvirke tetthetsutviklingen for kommende sommer. En sammenligning av antall *Cyclops scutifer* i begynnelsen av juni med tettheten i oktober året før gir en indikasjon på dødeligheten gjennom vinteren (**figur 4.4**). I 11 av årene har dødeligheten vært større enn 50 % mens mer enn 50 % av populasjonen har overlevd vinteren og vårflommen i de øvrige årene. Dødeligheten var særlig stor vinteren og våren 1994/95 da bare 5 % av høstpopulasjonen i 1994 overlevde til etter vårflommen i 1995. Vårflommen i slutten av mai/begynnelsen av juni 1995 var spesielt stor med meget stor gjennomstrømning. Lav overlevelse var det også vinteren og våren 1990/1991, etter en annen stor vårflom. Størst overlevelse har det vært fra 1997 til 1998 og fra 2008 til 2009. Det er imidlertid ingen klar sammenheng mellom overlevelse og populasjonsstørrelsen påfølgende sommer.



Figur 4.4 *Andelen av* Cyclops scutifer *om våren (i begynnelsen av juni) i forhold til foregående høst (begynnelsen av oktober).*

Variasjonene i antall individer fra 1989 og fram til 2008 er vist i **figur 4.5**. Prøveprogrammet har vært det samme gjennom alle disse årene, og antallet er summen av totalt antall individer fanget hvert enkelt år (11 dyp, 6790 liter filtrert og 30 håvtrekk (0-20 m)), og viser således de relative forskjellene mellom årene. Det var relativt små forskjeller i antall individer fra 1989 og fram til og med 1994. I 1995 økte antallet til mer enn det dobbelte i forhold til de foregående år. Denne økningen hadde sammenheng med spesielt stor tilførsel av næringssalter og alloktont materiale under og etter storflommen i overgangen mai-juni dette året, som også ga økt primærproduksjon utover sommeren (Brabrand mfl. 1998). Økningen var spesielt stor hos hjuldyrene, men også blant vannloppene og hoppekrepsene var det en tydelig økning (**figur 4.5**). Økningen var markert hos alle de dominerende artene med unntak av *Acanthodiaptomus laticeps,* som var den eneste av artene som synes å ha blitt negativt påvirket av flommen i 1995 (**figur 4.8**) (Halvorsen m. fl. 2004).

Antall hjuldyr har med unntak av 2005 fortsatt holdt seg noe høyere i årene etter storflommen i 1995, men med store svingninger fra år til år (**figur 4.5**). Absolutt størst tetthet var det i 2001, noe som også dette året skyldtes stor tilførsel av alloktont materiale, etter stor nedbør i juli. Antall hoppekreps var samtidig meget høyt, mens antall vannlopper var uendret fra årene før. I 2002, 2003 og 2004 var antallet igjen tilbake til omtrent normalt nivå. I 2005 var det igjen en markert nedgang i antallet, tilbake til antallet før flommen i 1995, uten at det er noen god forklaring på denne nedgangen. Stor nedbør i slutten av august dette år med stor vannføring og flom, og stor utspyling, kan imidlertid ha redusert individtettheten i en periode da tettheten normalt er størst.



Figur 4.5 *Summen av antall individer (n*10³) av hjuldyr (Rot.), hoppekreps (Cop.) og vannlopper (Clad.) fanget i de enkelte år fra 1989 og fram til 2008. Alle prøvene for hvert år er slått sammen.*

Antall vannlopper og hoppekreps har fulgt omtrent samme utvikling som hos hjuldyrene med en økning etter 1995-flommen, en økning som i store trekk har holdt seg fram til i dag. Stor tilførsel av alloktont materiale i slutten av august 2003 og 2005 synes ikke å ha hatt en tilsvarende effekt på populasjonstettheten som i 2001. Kanskje kom tilførselen disse årene for sent til at planktonsamfunnet kunne utnytte dette optimalt? Vi har foreløpig ingen god forklaring på den store tettheten av hoppekreps i 1997, 2001 og 2006, men en viss korrelasjon mellom hjuldyr og hoppekreps kan kanskje tilskrives et byttedyr – rovdyr-forhold.

Det er liten forskjell i planktonsamfunnet mellom de tre stasjonene B1, C1 og D1 både med hensyn til arter, tettheter og dominansforhold (Ola Diserud mfl. upubl.).

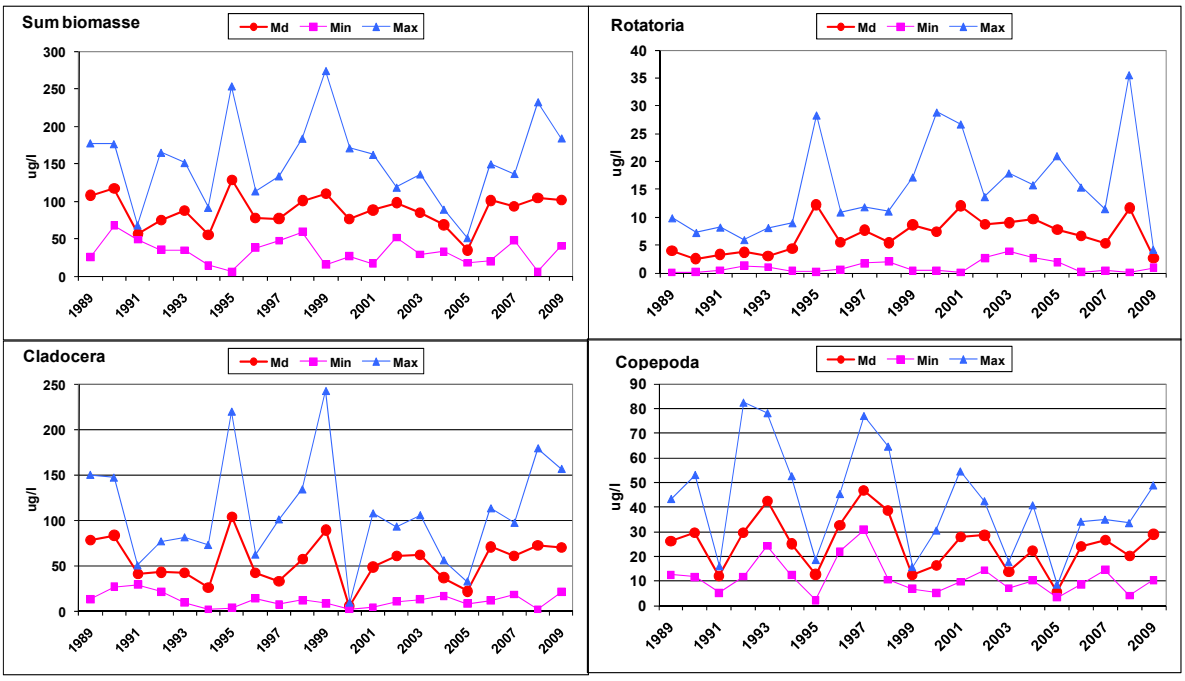
4.4.3 Biomasse

Mens hjuldyrene antallsmessig har dominert over hoppekrepsene og vannloppene er forholdene omvendt omregnet til biomasse, med størst biomasse av vannlopper og minst av hjuldyr (**figur 4.3**).

I **figur 4.6** er biomassen (tørrvekt, µg L^{-1}) de enkelte år angitt ved minimum, maksimum og middel. Minimum biomasse har i alle år opptrådt i begynnelsen av juni. Tidspunktet for maksimum biomasse varierte derimot mer og kunne enkelte år opptre enten i august, september eller oktober, og i enkelte år så tidlig som i juli. Det var store variasjoner i biomassen mellom de enkelte år. Vannloppene hadde andelsmessig spesiell stor biomasse i 1989-91, 1995, 1999, 2003 og 2005 mens hoppekrepsene hadde stor biomasse i 1993, 1996, 2001 og 2004.

Gjennomsnittlig biomasse varierte de fleste år omkring 100 µg L^{-1}, mens maksimum biomasse varierte omkring 150 µg L^{-1}, med særlig lave maksima i 1991, 1994, 1996, 2004 og 2005 (**figur 4.6**). Biomassen i 2005 var det laveste maksimum som er registrert uten at vi kjenner årsakene til dette. En mulig årsak kan være at stor vannføring og flom i slutten av august dette året kuttet toppen av tettheten i en periode da det normalt er stor tetthet.

Størst biomasse ble observert i 1995, 1999 og 2008 med nær 250 µg/L. Den kraftige økningen i 1995 ble forårsaket av den store vårflommen dette året, med stor tilførsel av næringssalter og alloktont materiale. Flommen åpnet nye erosjonskanter og arealer i vassdraget ovenfor Atnsjøen, som ga økt tilførsel av alloktont materiale i de første årene etter flommen. Biomassen har gjennomgående vært noe større i perioden etter denne flommen, spesielt hos hjuldyrene.



Figur 4.6 *Summen av biomasse, og biomassen av henholdsvis hjuldyr, hoppekreps og vannlopper, angitt ved maksimum, minimum og middel for perioden 1989 – 2009.*

Blant hjuldyrene var det særlig 1995, 2000, 2001 og 2008 som skilte seg ut med stor biomasse. Den ble nær fordoblet i årene etter storflommen i 1995. Hos vannloppene var det særlig 1996, 1999 og 2008 som skilte seg ut med stor biomasse mens 2001 og 2005 hadde meget lav biomasse. Hos hoppekrepsene fant vi en noe eiendommelig variasjon med antydning til en

viss syklisitet, med svært markerte minima i 1991, 1995, 1999, 2003 og 2005 og tilsvarende store maksima i påfølgende år. En viss syklisitet kunne også spores hos vannloppene.

4.4.4 Livssyklus

4.4.4.1 Hjuldyrene

De mest tallrike artene blant hjuldyrene var *Polyarthra vulgaris, Kellicottia longispina, Conochilus unicornis, Keratella cochlearis* og *Keratella hiemalis*. Det var store variasjoner fra år til år med hensyn til forekomst og tetthet hos disse artene, og det var også store forskjeller gjennom året (**figur 4.7**).

Polyarthra vulgaris (**figur 4.7**) opptrådte mest tallrikt i september og oktober og av og til også i august. Tettheten har økt fra maksimum tetthet i underkant av 100 ind. L^{-1} før 1995 til mer enn 100 ind. L^{-1} etter storflommen i 1995. I 2005 og 2009 var imidlertid tettheten meget lav gjennom hele sommerhalvåret.

Den nest tallrikeste arten var *Kellicottia longispina* med maksimum tetthet opp mot 100 ind. L^{-1} (**figur 4.7**). Hos denne arten forekom vanligvis maksimum tetthet enten i august eller september. I 2005 var imidlertid tettheten størst i oktober. Arten overvintret delvis aktivt under isen og var den av hjuldyrartene som opptrådte i størst antall i begynnelsen av juni. Det syntes imidlertid ikke å være noen sammenheng mellom tettheten om høsten og påfølgende vår.

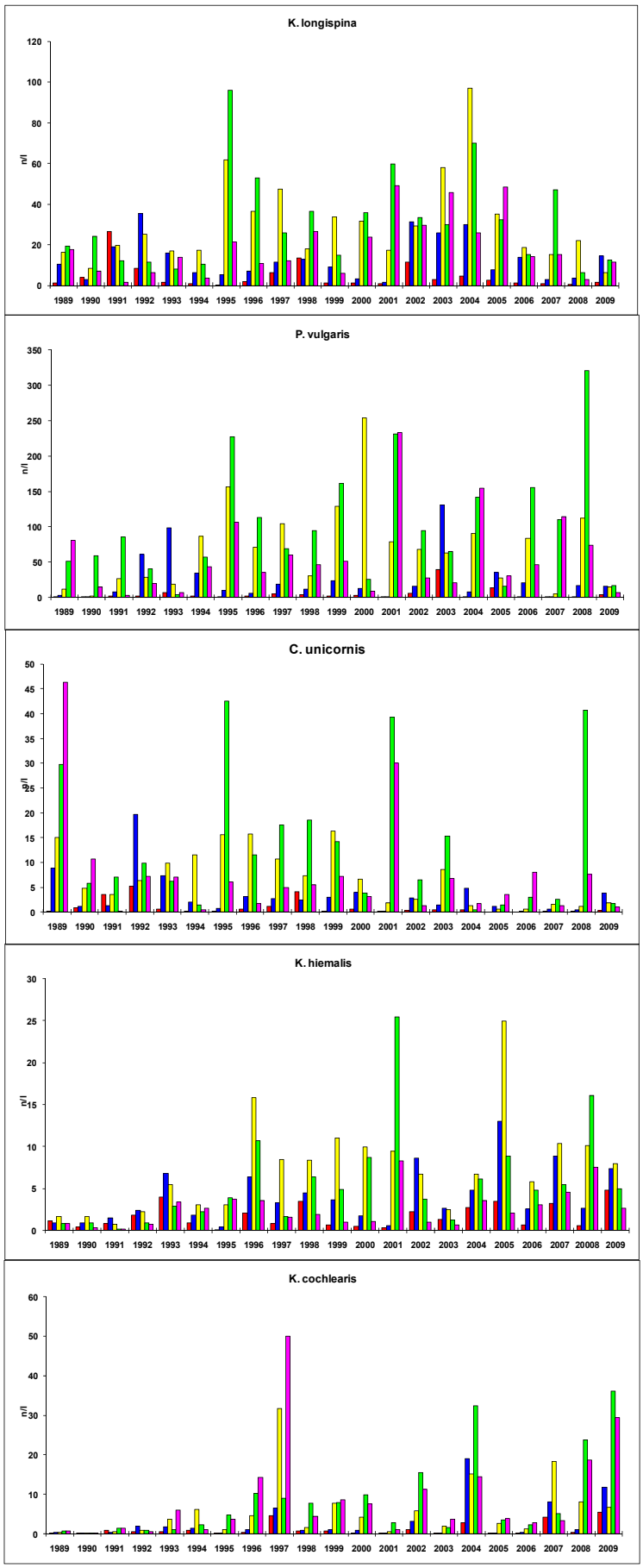
Conochilus unicornis var den tredje vanligste arten og syntes å ha et noe senere maksimum enn de to foregående artene, med maksimum i september eller oktober. Variasjonen var imidlertid stor og i enkelte år inntrådte maksimum allerede i august (for eksempel 1993, 1994 og 2000) og i 1992 allerede i juli. Denne arten var rask i utviklingen og ble relativt tallrik allerede i begynnelsen av juni. Fire år skilte seg spesielt ut med høye tettheter, henholdsvis 1989, 1995, 2001 og 2008. Ellers syntes det å være en viss nedadgående trend med hensyn til tetthet.

Både *Keratella hiemalis* og *Keratella cochlearis* har økt sin forekomst de siste årene. I starten av undersøkelsen forekom de kun sporadisk eller i svært lave tettheter, men fra 1993 og utover har tettheten gradvis økt. *Keratella cochlearis* hadde spesiell stor tetthet i 1997, 2004 og 2009. Størst tetthet hadde denne arten vanligvis i september og oktober, men tettheten kunne også være størst i august (2007). *Keratella hiemalis* har hatt spesielt store tettheter i 1996, 2001, 2005 og 2008. Denne arten hadde tetthetsmaksima noe tidligere enn de andre artene, i august eller september og i enkelte år allerede i juli (1993 og 2002).

En annen vanlig art var *Collotheca mutabilis*, som er en sommerform med maksima i august eller september og av og til allerede i juli (2003). Den manglet oftest i juni og i oktober. Fra å være nesten fraværende i 1989 økte den kraftig til et maksimum i 1995. Tettheten har senere avtatt igjen (**vedlegg 4.1**).

4.4.4.2 Vannlopper: *Holopedium gibberum*

Holopedium gibberum opptrådte normalt i små tettheter (**figur 4.8**). Den overvintret som hvilegg og manglet eller opptrådte meget fåtallig i begynnelsen av juni. Forekomsten varierte mye fra år til år med tettheter som kunne være 10-20 ganger større i enkelte år enn i andre. Tettheten var ofte størst i juli og avtagende i august og september, og arten manglet ofte i oktober. Den syntes å ha kun ett tetthetsmaksimum om sommeren, men i enkelte år var det antydning til to mindre maksima. Hovedforplantningen skjedde allerede i juli og avtok utover høsten, med kun et fåtall reproduserende hunner i oktober (**figur 4.9**). I 15 av 20 år hadde forplantningen ikke kommet i gang i begynnelsen av juni. Antall egg pr hunn var størst i september, ca. 10 egg/Fov, mens det var halvert i oktober. Høyeste antall egg hos en enkelt hunn var 20. Antall eggbærende hunner var størst i juli og totalt sett var forplantningen størst i juli. På ettersommeren produserte arten hvileegg som slippes enkeltvis (Flössner 2002). Hos *Holopedium gibberum* forekom hannene kun sporadisk (Halvorsen upubl. data).



Figur 4.7 *Tettheten av de vanligste hjuldyrartene i Atnsjøen i juni, juli, august, september og oktober for perioden 1989-2009.*

4.4.4.3 Vannlopper: *Bosmina longispina*

Bosmina longispina var uten sammenligning den mest tallrike av vannloppene (**figur 4.8**). Relativt sett var variasjonene mellom de enkelte år mindre hos denne arten enn hos *Holopedium gibberum*, men tettheten var ekstremt lav i 1994. Den var normalt godt representert ved alle innsamlingstidspunkter. Tidspunkt for maksimal tetthet kunne inntreffe i alle sommermånedene med unntak av juni da tettheten alltid var liten etter en lang islagt periode. I enkelte av årene (for eksempel 1991, 2003, 2006 og 2009) var det antydning til to maksima, et sommermaksimum i juli og et høstmaksimum i september, noe som er relativt vanlig hos denne arten. *Bosmina longispina* overlever vinteren som hvileegg, men det er også vanlig at enkeltindivider overlever i de frie vannmasser. Disse har ofte et meget høyt eggantall i begynnelsen av juni. Forplantning startet allerede i juni og foregikk gjennom hele perioden, men var mest intens i oktober (**figur 4.9**). Det var antydning til at reproduksjonsperioden var delt i to. Antall egg per eggbærende hunn var størst tidlig på sommeren og avtok til kun ett egg i oktober, hvor produksjonen av hvilegg var totalt dominerende. Produksjonen av hvileegg var også dominerende i september. Størst antall egg observert hos en hunn var åtte, i juni. Forekomst av hanner har dessverre ikke blitt registrert i bearbeidelsen av dette materialet. I forbindelse med et annet materiale er imidlertid forekomsten av hanner registrert (Halvorsen upubl.). Hannene opptrer vanlig både i september og oktober. Det observeres hanner gjennom hele sommeren, men i meget lite antall i juni og juli. Antallet øker noe i august, mens 30-40 % av individene i september og oktober kan utgjøres av hanner.

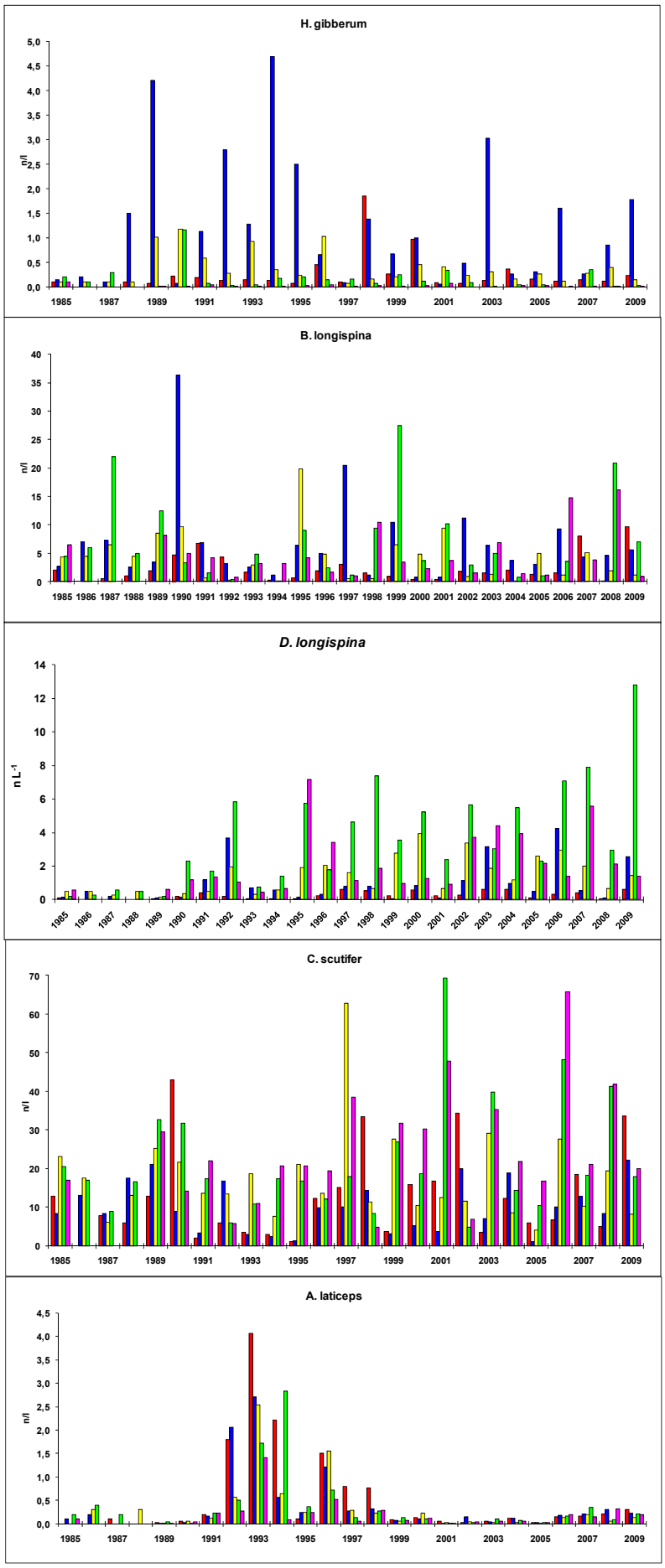
Produksjonen av hvileegg foregikk gjennom hele sommeren, men var helt dominerende i september og oktober. Antall hunner med egg viste antydning til to tetthetsmaksima, med størst antall i oktober. Størst antall egg hadde de i juni og juli. Dette avtok til kun ett egg i september og oktober, da det ble produsert hvileegg/ephippier etter en kjønnet forplantning.

4.4.4.4 Vannlopper: *Daphnia longispina*

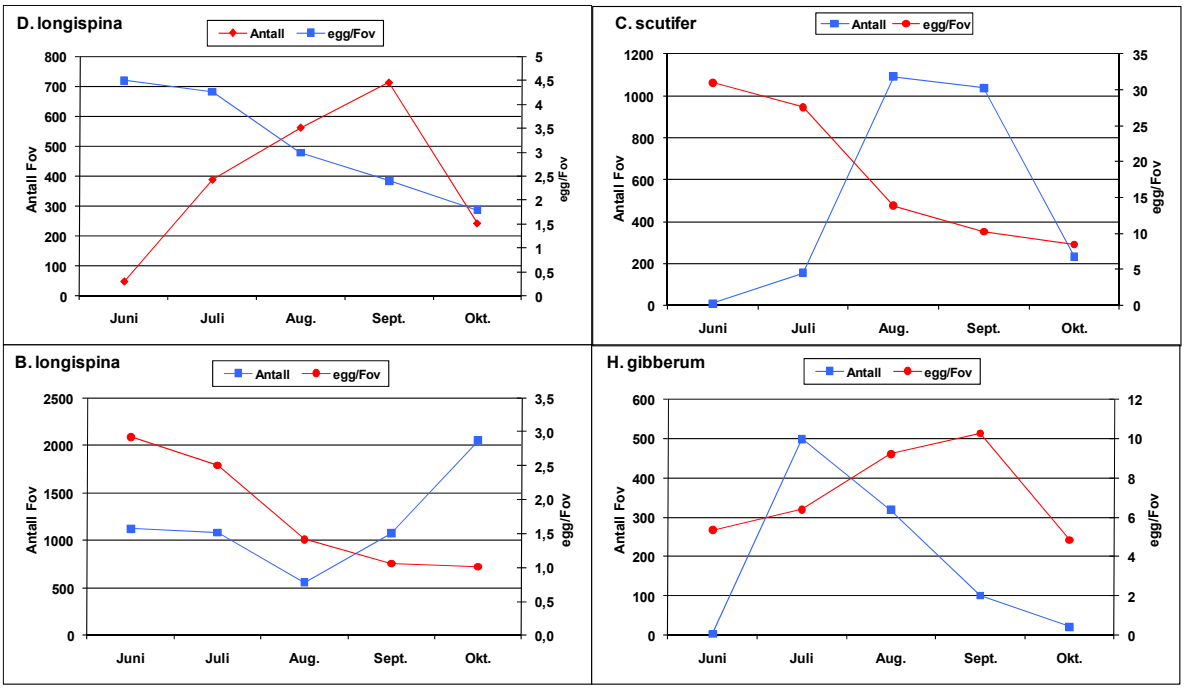
Daphnia longispina overvintret hovedsakelig ved hvileegg, men en kan påtreffe enkelte aktive individer i vannmassene gjennom hele vinteren (Halvorsen upubl.). Arten opptrådte som de øvrige vannloppene med meget lave tettheter i begynnelsen av juni mens maksimum tetthet normalt inntrådte i september (**figur 4.8**). Forplantningen startet i enkelte år (i 13 av 20 år) allerede i begynnelsen av juni (muligens overvintrende individer), men nådde sitt maksimum i begynnelsen av september (**figur 4.9**). Antall hunner med egg (Fov) var meget lite i juni for så å stige utover sommeren og høsten. Antall egg pr. eggbærende hunn var størst i juni og juli og sank gradvis utover høsten. Størst antall egg påvist hos en enkel hunn var 25. Den kjønnede forplantningen startet i september og i oktober kunne mer enn 40-50 % av populasjonen bestå av hanner (Halvorsen upubl.). I oktober ble det produsert nesten bare hvileegg. Det så ut til at det skjedde en betydelig økning i tettheten av arten, spesielt etter 1989, en utvikling som synes å holde seg fram til i dag.

Antall hunner med egg økte fra noen få i juni til et maksimum i september. Antall egg pr. hunn var størst i juni og juli, men avtok gradvis utover høsten til kun to egg pr. hunn i oktober. Dette var hvileegg/ephippier for overvintring.

Det var ikke bare utviklingsforløpet, men også populasjonsstørrelsen hos *Daphnia longispina* som var forskjellig mellom de enkelte år (**figur 4.8**). Tettheten var svært lav fram til og med 1989, og den var også lav i 1993 og 1994. I årene 1990 til 1992 var tettheten høyere, og etter storflommen i 1995 økte tettheten ytterligere. Maksimum tetthet har med enkelte unntak vært større enn 5 ind. L^{-1}, med størst tetthet i 2007 og 2009. Tidlig vår og rask oppvarming av epilimnion (for eksempel i 1992, 2000, 2002, 2004 og 2007) syntes å gi relativt høye tettheter mens sen isløsning og relativt lave vanntemperaturer ga små tettheter (for eksempel 2001, 2005 og 2008). Både temperatur og næringsforhold syntes å ha avgjørende betydning for populasjonsstørrelsen hos *Daphnia longispina.*



Figur 4.8 *Tettheten av de ulike krepsdyrartene på stasjon B1 i Atnsjøen i juni, juli, august, september og oktober i perioden 1989-2009.*



Figur 4.9 *Forplantningsforløpet hos de fire vanligste krepsdyrartene i Atnsjøen.*

Utviklingsforløpet fra år til år hos *Daphnia longispina* (**figur 4.8**) viste klare forskjeller. I 1991, 1992, 1993, 2003 og 2006 hadde den to tetthetsmaksima, ett i overgangen juni/juli og ett i august/september. En antydning til to maksima hadde den også i 1996, 1998, 1999 og 2001. I de øvrige årene hadde den kun ett maksimum, enten i august eller september.

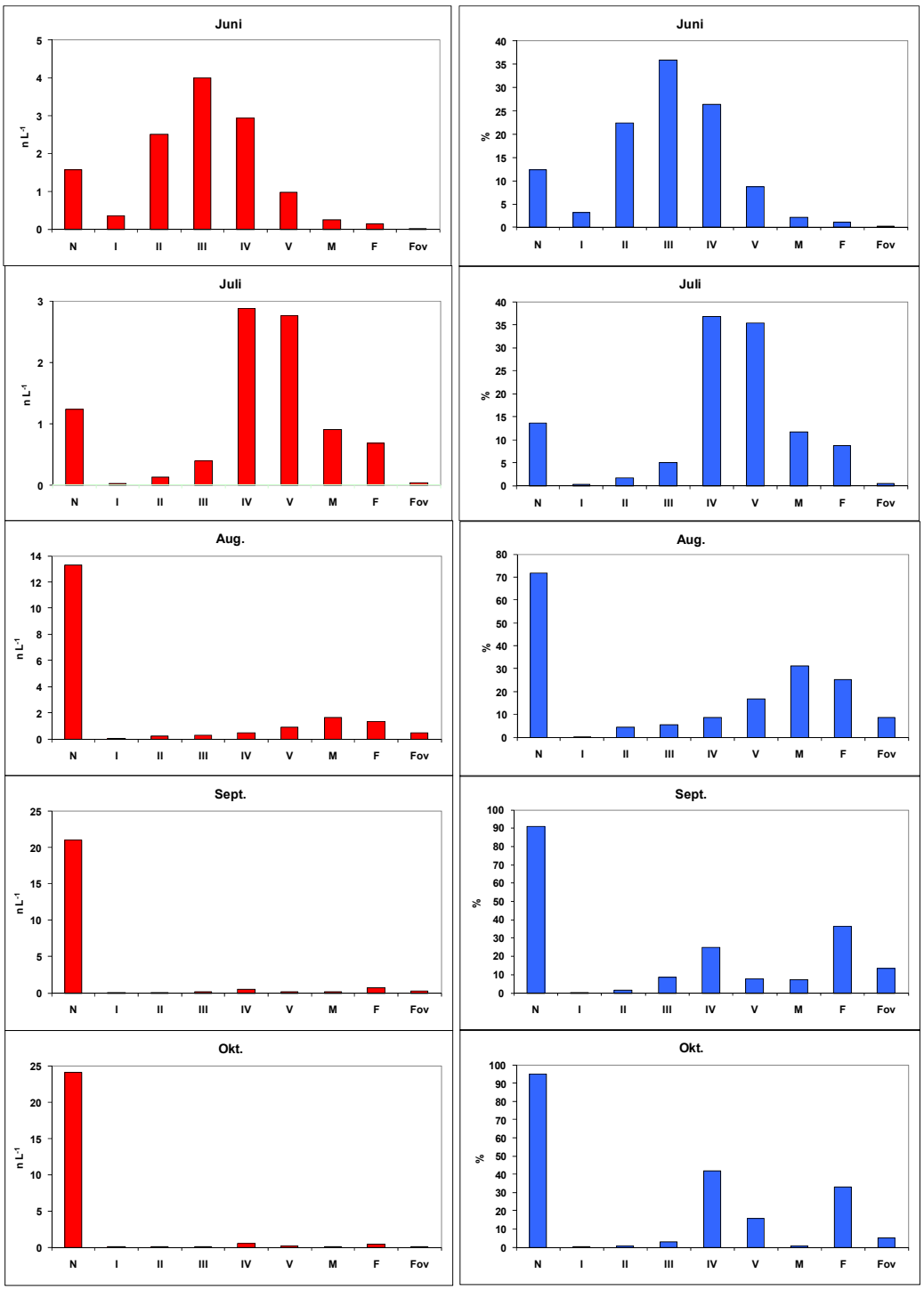
4.4.4.5 Hoppekreps: *Cyclops scutifer*

Livssyklus hos *Cyclops scutifer* er godt undersøkt i mange ulike innsjøtyper, og fordelingen av utviklingsstadier kan forklare livssyklus hos denne arten i Atnsjøen (**figur 4.10**). I begynnelsen av juni, like etter isløsning, var populasjonen todelt, med en gruppe store nauplier og en større gruppe med copepoditter med hovedvekt på Cop. II, III og IV, og med et fåtall voksne. I begynnelsen av juli, etter ca. en måned, hadde populasjonen utviklet seg til et flertall av Cop. IV og V, og med et økende antall voksne. Et lite antall hunner var i forplantning (med eggsekker) og de aller første naupliene fra årets produksjon hadde dukket opp. Den nye generasjonen med små nauplier utgjorde imidlertid fortsatt en liten del av naupliene som ellers hovedsakelig stammet fra fjorårets forplantning.

Utviklingen fortsatte i august, da populasjonen hovedsakelig bestod av Cop. V og voksne, og en økende andel av hunner med eggsekker. Den nye generasjonen var rikelig representert ved et stort antall små nauplier. Utviklingen fortsatte videre i september og oktober og den gamle generasjonen forsvant gradvis mens den nye var på vei som nauplier. Den nye generasjonen hadde fremdeles ikke nådd copepodittstadiene i begynnelsen av oktober.

Et spesielt trekk som var tydelig i september, og som forsterket seg ytterligere i oktober, var forekomsten av et mindre antall mellomstore copepoditter. Mens hovedfraksjonen av fjorårets generasjon forplantet seg ca. ett år gamle var det en mindre fraksjon som stagnerte i utviklingen som Cop. III, IV og noen Cop. V. Disse overvintret som copepoditter og forplantet seg først neste sommer, ca. to år gamle. Det er sannsynligvis disse som forplantet seg allerede i juni like etter at isen hadde forsvunnet. En slik todeling med en dominerende ettårig livssyklus og en mindre fraksjon med toårig livssyklus er meget vanlig hos denne arten. Det forekommer alle overganger mellom ettårige og toårige livssykluser og det forekommer også lokaliteter hvor

populasjonene kan bruke opptil tre år på sin utvikling (Gjende og Bessvatn, Elgmork & Eie 1989, Elgmork 2006).



Figur 4.10 *Utviklingsforløpet hos* Cyclops scutifer *i Atnsjøen gitt som tetthet (n L^{-1}) og som prosentandel. Prosentandel nauplier (N) er beregnet av total antall individer. Andel copepoditter (I-V) og voksne (M: hann, F og Fov: hunner uten og med eggsekker) er beregnet av antall copepoditter og voksne.*

Figur 4.9 viser utviklingen i forplantningen hos *Cyclops scutifer*. Forplantningen startet allerede i begynnelsen av juni, men hos et meget lite antall dyr. Forplantningen var fortsatt meget lav i begynnelsen av juli. Hovedforplantningen skjedde i løpet av august og september, mens et få-

tall forplantet seg i begynnelsen av oktober. De første hunnene som forplantet seg i juni og juli bar et meget høyt antall egg, ca. 30 egg/Fov, mens antallet var mer enn halvert i periodene med mest intens forplantning i august og september, og det var også lavt i oktober. Det høye eggantallet i juni og juli viser at dette sannsynligvis var de toårige individene som hadde stått gjennom vinteren som Cop. III, IV og V, og som umiddelbart forplantet seg når isen forsvant. Det er relativt vanlig å observere hos denne arten at tidlig forplantning om våren gir vesentlig større eggantall enn senere forplantning.

4.4.4.6 Hoppekreps: *Arctodiaptomus laticeps*

Arctodiaptomus laticeps var ved siden av *Cyclops scutifer* den eneste hoppekrepsarten som opptrådte relativt tallrik (**figur 4.8**). Tettheten var imidlertid meget liten, normalt under 0,5 ind. L^{-1}. Arten hadde en glansperiode fra 1992 til 1998 med meget lave tettheter i årene både før og etter. Antallet synes å ha økt noe igjen etter 2006, men er fortsatt meget lavt i forhold til maksimum i 1993. *Arctodiaptomus laticeps* er den eneste arten som synes å ha blitt negativt påvirket av storflommen i 1995. Vi mangler data over forplantningen hos denne arten, men hovedforplantningen skjer fra august og utover delvis ved produksjon av hvileegg. Ingen eller svært få individer overlever vinteren i aktiv tilstand.

4.4.5 Vertikalfordelingen

Hos planktonartene er det kjent at enkelte arter kan gjennomføre både kortere og lengre vertikale og horisontale vandringer. De står normalt dypest om dagen når lyset er på sitt sterkeste for så å vandre opp mot overflaten om natten. Materialet er i de siste årene kun innsamlet på dagtid, mellom kl. 0800 og 1530, og gir derfor situasjonen på dagtid når artene står dypest. Undersøkelser i august og september 1990 og i oktober 1992 viste imidlertid ingen eller liten vertikalvandring gjennom døgnet hos hjuldyrene og hoppekrepsene mens den var markert hos vannloppene og spesielt hos *Bosmina longispina* (Halvorsen mfl. 2004). Størst tetthet forekom normalt mellom 5 og 10 meters dyp. Dypet for maksimum tetthet øker hos noen arter utover sommeren i takt med utviklingen av termoklinen og økende siktedyp (**figur 4.11**).

Vi har på grunnlag av dybdefordelingen gjennom sommeren beregnet gjennomsnittsdypet for de vanligste artene i henholdsvis juni, juli, august, september og oktober (**figur 4.11** og **4.12**) med utgangspunkt i årene 1989-2009, og med Schindler-prøver fra dypene 0, 1, 2, 4, 6, 8, 10, 15, 20, 30 og 50 m. De tre stasjonene (B1, C1 og D1) er behandlet hver for seg. Verdiene for juni er usikre på grunn av få individer og lave tettheter. Det samme gjelder også for enkelte arter i oktober, for eksempel *Holopedium gibberum.*

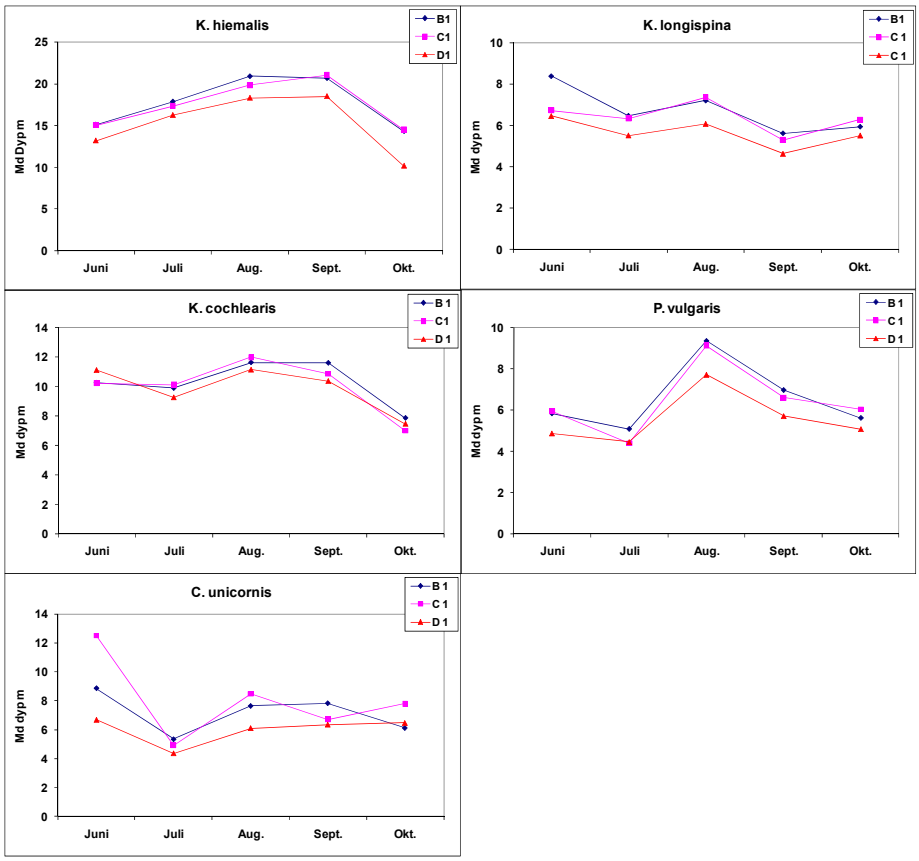
I **figur 4.11** er det vertikale middeldypet til de fem vanligste artene av hjuldyr presentert. Det var en viss forskjell mellom stasjonene. Det var normalt stor likhet mellom stasjon B1 og C1 mens stasjon D1 skilte seg ut ved at de fleste artene sto noe grunnere her enn på de to andre stasjonene. De fem artene viste ulik dybdepreferanse, noe som i stor grad er korrelert til deres kjente temperaturpreferanser.

Den arten som sto dypest er *Keratella hiemalis*, som hadde sitt midlere dyp i underkant av metalimnion, under termoklinen. Dybden økte gradvis utover sommeren i takt med temperaturutviklingen i sjøen. Den sto 2-3 m høyere (grunnere) på stasjon D1 enn på de to andre stasjonene. *Keratella cochlearis* foretrekker noe høyere temperatur og hadde et middeldyp på 10-12 m. Den oppholdt seg i overkant av metalimnion og over termoklinen. Begge disse artene er karakterisert som kaldstenoterme arter som er vanlige i boreale og arktiske strøk.

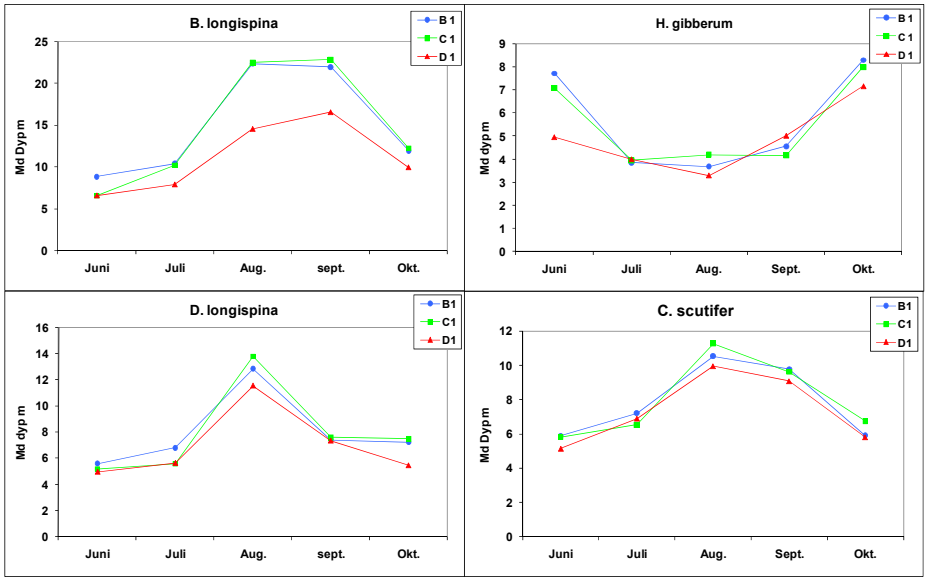
De tre øvrige artene av hjuldyr har en noe høyere temperaturpreferanse og oppholdt seg sentralt i epilimnion. Middeldypet for *Kellicottia longispina* og *Conochilus unicornis* var 6-8 m mens det hos *Polyarthra vulgaris* var noe mer variabelt.

I **figur 4.12** er middeldypet angitt for de dominerende krepsdyrartene. Også disse hadde ulik preferanse. Den arten som viste størst preferanse for lav temperatur var *Bosmina longispina*, som i august og september sto under metalimnion. Det var her spesielt stor forskjell mellom

stasjon D1 og de to andre stasjonene. På stasjon D1 sto den betydelig grunnere og i metalimnion. Den arten som sto nærmest overflaten var *Holopedium gibberum* med et middeldyp på ca. 4 m i sommerhalvåret. Hos denne arten var både juni- og oktoberresultatene svært usikre på grunn av meget lave tettheter og i tillegg vil Atnsjøen i juni og oktober vanligvis mangle en temperatursjiktning. *Daphnia longispina* representerte en mellomting i forhold til de to nevnte artene og holdt seg i epilimnion eller i de øvre deler av metalimnion. Denne fordelingen reflekterer artenes temperaturpreferanser og er antagelig også til en viss grad influert av predasjon fra røye. Tilknytningen til metalimnion hadde sannsynligvis også sammenheng med næringsforholdene, med en viss anrikning av organiske partikler i denne sonen.



Figur 4.11 *Gjennomsnittlig dybdepreferanse hos fem av de vanligste hjuldyrartene i Atnsjøen i juni, juli, august, september og oktober. Gjennomsnitt for perioden 1989-2009.*



Figur 4.12 *Gjennomsnittlig dybdepreferanse hos fire ulike krepsdyrarter i Atnsjøen i juni, juli, august, september og oktober. Gjennomsnitt for perioden 1989-2009.*

Cyclops scutifer holdt til i de nedre deler av epilimnion. Som rovform og griper finner den sannsynligvis en viss opphopning av næring i overkant av metalimnion. Den er karakterisert som kaldstenoterm. Trolig er næringsforholdene viktig for å forklare fordelingen i Atnsjøen. Det er hos denne arten vist at de ulike utviklingsstadier har ulik vertikalfordeling der voksne individer står grunnere enn naupliene og copepodittene.

4.5 Diskusjon

Artssammensetningen i Atnsjøen gjenspeiler innsjøens oligotrofe til ultraoligotrofe karakter, med lave temperaturer og kort vekstsesong. Planteplanktonsamfunnet peker entydig mot at Atnsjøen er oligotrof og mot grensen til ultraoligotrof (Brettum mfl. 2010). Artene er kaldstenoterme eller euryterme, med nordlig utbredelse (Ruttner-Kolisko 1972, Flössner 2002). De er i Norge og Norden vidt utbredt i næringsfattige og kalde lokaliteter (Aagaard & Dolmen 1996). Den sparsomme forekomsten av *Heterocope saliens* er svært vanskelig å forklare da dette er en meget vanlig art i de fleste innsjøer. Den er imidlertid avhengig av kjønnet forplantning, og med så vidt lave tettheter kan man spørre seg hvordan kjønnene finner hverandre. Sannsynligvis er de få individene som ble fanget i Atnsjøen transportert inn via tilløpselva fra Atnsjømyrene hvor det er mange egnede *Heterocope saliens* - lokaliteter (Eie 1982).

Antall arter har holdt seg relativt konstant gjennom hele perioden og variasjonene skyldes stort sett sjeldne arter med sporadisk forekomst. Blant hjuldyrene har det imidlertid kommet til enkelte nye arter og enkelte har også kommet og gått i perioden. Hvorvidt dette reflekterer endringer i de økologiske forhold eller om det skyldes mer tilfeldigheter er vanskelig å vurdere, men det er i materialet en antydning til en svak eutrofiering av Atnsjøen (Halvorsen 2010). Vekstsesongen synes også å ha blitt noe lenger slik at forholdene har bedret seg noe for eventuelle potensielle arter. Antall arter og artssammensetning er typisk for denne type innsjøer (Patalas 1971, Larsson 1978, Halvorsen 1981, Antonsson 1992).

Dominansforholdene i planktonet gjenspeiler også Atnsjøens næringsfattige karakter. Samfunnet er dominert av filtratorer. Blant hjuldyrene er det kun art*en Asplanchna* sp. som regnes som rovform mens den dominerende rovformen blant krepsdyrene er *Cyclops scutifer*. *Bythotrephes longimanus* og *Polyphemus pediculus* er også rovformer, men begge forekommer svært fåtallig. Det samme gjør rovformen *Heterocope saliens*. Pelagisk røye er ellers den viktigste predator på planktonsamfunnet.

Planktonsamfunnet er antallsmessig dominert av hjuldyr, som normalt utgjør 70-80 % av individene. Hoppekrepsene utgjør ca. 20 % av individene mens vannloppene utgjør kun 5-10 % av individene. Biomassemessig er forholdene omvendt, da vannloppene ofte utgjør mer enn 60 %, hoppekrepsene ca. 30-40 % og hjuldyrene 5-10 % av biomassen. Dette samsvarer helt med forholdene i tilsvarende lokaliteter i Norge (Larsson 1978). Tettheten av hjuldyr i Atnsjøen er tilsvarende den en finner i Øvre Heimdalsvatn (Larsson 1978) og Thingvallavatn på Island (Antonsson 1992). Tettheten av krepsdyr var derimot lavere i Øvre Heimdalsvatn, noe som kan forklares ut fra større gjennomstrømning i Øvre Heimdalsvatn og derved større tap av biomasse. Shiel & Walker (1984) har vist at lokaliteter med teoretisk oppholdstid på seks måneder eller kortere vil domineres av hjuldyr med en liten andel hoppekreps mens lokaliteter med oppholdstid lengre enn 12 måneder vil domineres av krepsdyr. Atnsjøen har en oppholdstid på ca. seks måneder og passer således godt inn i dette bildet. Høy gjennomstrømning gir også lave tettheter av krepsdyr i Dokka-deltaet i nordenden av Randsfjorden (Halvorsen mfl. 1996).

Tidspunktet for tetthetsmaksimum varierte mye fra år til år. Tetthetsmaksimumet har i alle år vært styrt av hjuldyrenes utvikling med størst tetthet i august eller september, unntaksvis allerede i juli eller så sent som i oktober. Hos krepsdyrene var tettheten oftest størst i september eller oktober, hovedsakelig styrt av artenes livssyklus og forplantning. Utviklingen i tettheten gjenspeiler artenes livssyklus og er representativ for denne type lokaliteter både med hensyn til trofigrad og klima.

Årsaken til de store forskjellene fra år til år er i liten grad kjent, men variasjoner i gjennomstrømningen er sannsynligvis en viktig faktor. Overlevelsen av *Cyclops scutifer* gjennom vinteren kan variere fra 87 % (1997-1998) og helt ned til 5 % (1994-1995) og vil måtte ha en viktig funksjon med hensyn til å bygge opp nye generasjoner. Enkelte arter overvintrer utelukkende ved hvileegg mens andre i tillegg har en større eller mindre aktiv populasjon gjennom vinteren og dette vil kunne gi ulik utvikling av bestander og samfunn fra år til år avhengig av graden av overlevelse. Det er imidlertid vanskelig å finne direkte korrelasjoner mellom tetthet/biomasse og overlevelse.

Innsamlingshyppigheten i denne overvåkingen har vært for liten til å fange opp alle svingningene gjennom sommeren. Det er sannsynlig at vi i enkelte år har gått glipp av tetthetsmaksimum mens vi i andre år kan ha truffet riktig tidspunkt. Sommerflommer kan også bidra til å redusere tetthetsmaksimumet. Tidspunktet for flommer kan også ha betydning da en flom i september kan hindre oppbygging av større tettheter ut fra artenes livssyklus.

Vanntemperaturen er en annen viktig faktor som styrer utviklingen både hos artene og i samfunnet. Halvorsen (2010) viser eksempler på årlige forskjeller og hvordan for eksempel høstfullsirkulasjonen i 2005 og 2007 var i gang allerede 15. september, mens den fortsatt var ufullstendig i begynnelsen av oktober i 2006 og 2008. Det er dessuten store forskjeller på kalde og varme somre. Våre temperaturmålinger fra perioden før 2005 viser at observert maksimum temperatur de enkelte år kan variere så mye som fra 10,3 °C til 17,5 °C (Halvorsen 2004). De siste års målinger med temperaturloggere har dessuten vist at det er store variasjoner mellom de enkelte år i tillegg til at det er store døgnvariasjoner i temperaturen, variasjoner en ikke vil observere ved en enkel døgnobservasjon. Temperaturen vil derfor ha en nøkkelposisjon med hensyn til å kunne forklare forskjeller mellom årene. Det er blant annet vist at temperaturen har innflytelse på hvorvidt *Daphnia longispina* har vertikalvandring gjennom døgnet eller ikke (Dervo 1988). I perioder med lav temperatur mangler arten vertikalvandring fordi den må bruke all sin tid i de øvre, mer næringsrike deler av sjøen for å skaffe tilstrekkelig med energi. Forekomsten av *Daphnia longispina* har økt noe de siste årene, som kan skyldes en liten temperaturøkning, kanskje også en liten økning i næringstilgangen (Halvorsen 2010).

Det er også en antydning til økt forekomst av *Keratella hiemalis* og *Keratella cochlearis,* og kanskje også *Polyarthra vulgaris,* de siste årene. En mulig forklaring på dette kan være en liten økning i vekstsesongens lengde og en svak økning i temperaturen. Disse artene er vanlige i kalde, boreale lokaliteter og selv en relativt marginal økning i temperaturen kan være positiv for artene.

Produksjonen av dyreplankton i Atnsjøen er sterkt avhengig av alloktont materiale ettersom produksjonen av planteplankton er meget lav (Brettum mfl. 2010). Det har ikke skjedd noen signifikant økning i planteplanktonproduksjonen i løpet av undersøkelsesperioden. Tilførselen av alloktont materiale vil være korrelert med antall og størrelse på flommene. Hyppigheten av mindre sommerflommer og høy vannstand synes å ha økt de siste årene.

Det er ikke observert signifikante endringer i planktonsamfunnet i Atnsjøen i undersøkelsesperioden fra 1985 til 2009. Observerte endringer kan skyldes tilfeldigheter eller naturlige variasjoner. Det er imidlertid observert enkelte trender som kan ha sammenheng med for eksempel klimatiske endringer. Det er blant annet påvist små endringer i vannkjemi med økt pH og redusert ledningsevne, som kan ha sammenheng med redusert tilførsel av sur nedbør. Det er også observert en svak eutrofiering, med en liten reduksjon i siktedyp og en viss økning i dyreplanktonbiomasse. En slik svak eutrofiering vil sannsynligvis kunne korreleres til økt tilførsel av nitrogen gjennom nedbøren (Elser mfl. 2009), noe som observeres over hele Østlandet. En økning i lengden av den isfrie perioden vil også virke positivt på næringsproduksjonen. Antall arter hjuldyr har også økt svakt. Tilsvarende kan økt forekomst av *Daphnia longispina* indikere en mulig økning i både temperatur og ernæringssituasjonen.

I mange vann foretar de ulike artene kortere eller lengre vertikale vandringer gjennom døgnet (Ringelberg 2010). De står normalt dypere om dagen enn om natten. En viktig bestemmende faktor i denne forbindelse er predasjon fra fisk og i dette tilfellet hovedsakelig røye (Saksgård & Hesthagen 2010). Ved å stå dypt om dagen reduseres faren for predasjon fra fisk, mens de går opp i epilimnion om natten for å beite i de mest næringsrike delene av vannmassene. Andre faktorer av interesse er artenes temperaturpreferanse og fordelingen av næring. Temperatursjiktningen gir artene mulighet til å søke den mest optimale temperaturen. Temperatursjiktingen forårsaker også en akkumulering av organisk materiale i metalimnion, som synker ned fra epilimnion. Det relativt begrensede materialet vedrørende døgnvandringen hos planktonet i Atnsjøen viser at krepsdyrene med unntak av *B. longispina* i liten grad har døgnvandring (Halvorsen mfl. 2004). Hos *D. longispina* synes vertikalvandringen å være korrelert til vanntemperaturen, da arten kun foretar kortere vandringer ved høyere temperatur (Halvorsen mfl. 2004). Mangel på vertikalvandringer kan også skyldes stort siktedyp, slik at artene må gå svært dypt for å unnslippe predasjon fra røye, kanskje dypere enn foretrukket temperatur. Det vil da være lite eller ingenting å oppnå ved å gjennomføre vertikalvandringen.

4.6 Litteratur

Antonsson, Ú., 1992. The structure and function of zooplankton in Thingvallavatn, Iceland. Oikos 64: 188-221

Bottrell, H. H., A. Duncan, Z.M Gliwicz, E. Grygierek, A. Herzig, A. Hillbricht-Ilkowska, H. Kurasawa, P. Larsson & T. Weglenska, 1976. A review of some problems in zooplankton production studies. Norw. J. Zool. 24: 419-456

Brabrand, Å. (ed). 1998. Virkninger av flom på vannlevende organismer. (In Norwegian with English summary). NVE**:** 1-100

Brettum, P. & Halvorsen, G. 2004. The phytoplankton of Lake Atnsjøen, Norway - a long-term investigation. - Hydrobiologia 521: 141-147.

Brettum, P., Schneider, S. & Skjelbred, B. 2010. Planteplanktonet i Atnsjøen gjennom 20 år. – S. 27-32 i O.T. Sandlund (red.) Nettverk for biologisk mangfold i ferskvann – samlerapport 2010. Atna- og Vikedalsvassdragene. NINA Rapport 598.

Dervo, B.K. 1988. Interactions between zooplankton and fish in the deep oligo-trophic lake Atnsjøen, SE Norway. - Hovedfagsoppgave i spesiell zoologi, Univ. Oslo, 112 s.

Dervo, B.K. & Halvorsen, G. 1989. Forsknings- og referansevassdrag Atna. Arts-sammensetning og populasjonsdynamikk hos plankton i Atnsjøen. - MVU rapp. B55, Oslo: 1-41.

Eie, J.A., 1982. Atnavassdraget, hydrografi og evertebrater - en oversikt (In Norwegian). Kontaktutv. Vassdragsreg., Univ. Oslo, Rapp. 41: 1-76

Elgmork, K. 2006. A monograph of life history strategies of the freshwater, planktonic copepod *Cyclops scutifer* G.O. Sars 1863. – Arch. Hydrobiol. Suppl. 151/4, Monogr. Stud. 301-351.

Elgmork, K. & J. A. Eie, 1989. Two- and three-year life cycles in the planktonic copepod *Cyclops scutifer* in two high mountain lakes. Holarc. Ecol. 12: 60-69

Elser, J.J., Andersen, T., Baron, J.S., Bergström, A.-K., Jansson, M., Kyle, M., Nydick, K.R., Steger, L. & Hessen, D.O. 2009. Shifts in lake N:P stoichiometry and nutrient limitation driven by atmospheric nitrogen deposition. – *Science 326*: 835-837 (+ supporting online material)

Flössner, D. 1972. Krebstiere, Crustacea, Kiemen- und Blattfüsser, Branchiopoda, Fischläuse, Branchiura. Tierwelt Deutschl. 60: 1-501.

Flössner, D. 2002. Die Haplopoda und Cladocera Mitteleuropas. Leiden, Backhuys Publishers. 428 pp

Halvorsen, G. 1981. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Jora -vassdraget, Oppland, 1980. - Kontaktutv. Vassdragsreg., Univ. Oslo Rapp. 38, 59 s.

Halvorsen, G. 2004. Some physical and chemical characteristics of Lake Atnsjøen. - Hydrobiologia 521: 129-140.

Halvorsen, G. 2010. Fysiske og kjemiske forhold i Atnsjøen. – S. 18-26 i O.T. Sandlund (red.) Nettverk for biologisk mangfold i ferskvann – samlerapport 2010. Atna- og Vikedalsvassdragene. NINA Rapport 598.

Halvorsen, G, Dervo, B.K. & Papinska, K. 2004. Zooplankton in Lake Atnsjøen 1985-1997. - Hydrobiologia 521:149-175.

Halvorsen, G. & Papinska, K. 2009. Atnsjøen – plankton. Årsrapport 2008. – NINA Minirapport 252. 16 s.

Halvorsen, G., Sloreid, S.-E. & Walseng, B. 1996. Dokka-deltaet - ferskvannsbiologiske konsekvenser av utbyggingen i Dokka-vassdraget (In Norwegian, English summary). NINA oppdragsmelding 437: 1-101

Kiefer, F. 1978. Freilebende Copepoda. I: Elster, H. J. & Ohle, W., red. Das Zooplankton der Binnengewässer 26: 1-343.

Larsson, P., 1978. The life cycle dynamics and production of zooplankton in Øvre Heimdalsvatn. Holarct. Ecol. 1: 162-218.

Larsson, P., Brittain, J. E., Lien L. & Lillehammer, A. 1978. The lake ecosystem of Øvre Heimdalsvatn. Holarct. Ecol. 1: 304-320

Nordli, P.Ø. & Grimenes, A.A. 2004. The climate at Atndalen. - Hydrobiologia 521: 7-20.

Patalas, K., 1971. Crustacean plankton communities in forty-five lakes in the Experimental Lakes Area, northwestern Ontario. J. Fish. Res. Bd. Canada 28: 231-244

Pontin, R. M., 1978. A key to British freshwater planktonic Rotifera. Freshw. Biol. Ass. Scient. Publ. 38: 1-178.

Ringelberg, J. 2010. Diel vertical migration of zooplankton in lake and oceans. Causal explanations and adaptive significances. Springer Dordrecht Heidelberg London New York, 356 s.

Ruttner-Kolisko, A., 1972. Rotatoria, S. 99-234 i: Elster, H.-J. & Ohle, W. (Ed.). Das Zooplankton der Gewässer, I. Teil, III. Die Binnengewässer 26: 294 s.

Rylov, W. M., 1948. Freshwater Cyclopoida. Fauna USSR, Crustacea 3 3. Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem 1963: 314 s

Sars, G. O., 1903. An account of the Crustacea of Norway. IV Copepoda, Calanoida. Bergen: 171 pp.

Sars, G. O., 1918. An account of the Crustacea of Norway. VI Copepoda, Cyclopoida. Bergen: 225 pp

Saksgård, R. & Hesthagen, T. 2010. Fiskebiologiske undersøkelser i Atnsjøen fra 1985 til 2009. – S. 76-84 i O.T. Sandlund (red.) Nettverk for biologisk mangfold i ferskvann – samlerapport 2010. Atna- og Vikedalsvassdragene. NINA Rapport 598.

Shiel, R. J. & K. F. Walker, 1984. Zooplankton of regulated rivers: The Murray-Darling river system, Australia, 263-270 in Lillehammer, A. & Salttveit, S.J. (Ed.) Regulated rivers. Universitetsforlaget AS.: 540 pp.

Tvede, A. 2004. Hydrology of Lake Atnsjøen and river Atna. - Hydrobiologia 521:21-34.

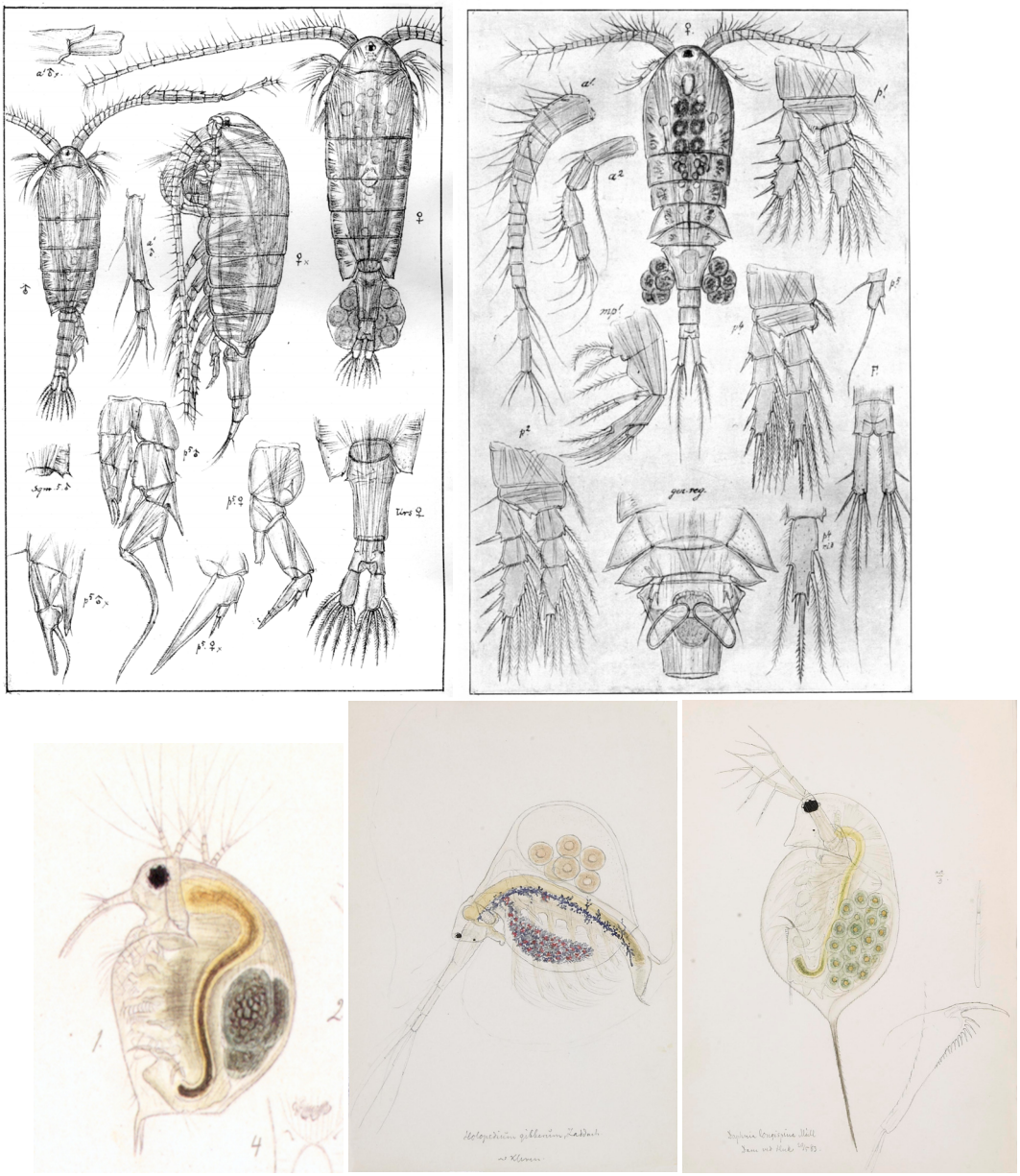
Tvede, A. & Halvorsen, G. 2004. Introduction to the Atna research area. - *Hydrobiologia 521:*1-4.

Aagaard, K. & D. Dolmen (red.) 1996. Limnofauna Norvegica. Katalog over norsk ferskvannsfauna. Tapir forlag, Trondheim,: 310 s

Vedlegg 4.1

Forekomsten av hjuldyr (Rotatoria), hoppekreps (Copepoda) og vannlopper (Cladocera) i planktonet i Atnsjøen i perioden 1989 - 2008. Tallene angir %-vis forekomst av de enkelte artene. Prosentforekomsten av hjuldyrartene er beregnet på grunnlag av antall hjuldyr mens tallene for krepsdyrartene er beregnet på grunnlag av antall krepsdyr (hoppekreps og vannlopper).

	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
Rotaria sp.														0,0	0,0		0,1			0,0	
Brachionus rubens Ehrb.							0,0														0,0
B. urceolaris L											0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Kellicottia longispina (Kellicott)	20,1	28,6	38,6	28,2	22,8	13,9	22,6	21,5	18,0	26,6	11,8	21,3	15,8	25,6	28,4	32,4	36,9	15,5	21,1	5,6	19,3
K. cochlearis (Gosse)	0,6	0,4	2,3	1,7	6,3	3,3	1,8	7,2	21,0	3,5	5,1	4,3	0,6	9,1	1,3	11,3	3,2	1,4	11,1	7,8	37,4
Keratella hiemalis Carlin	2,0	2,0	1,7	2,2	10,1	4,9	2,2	11,4	3,2	4,4	4,8	1,9	4,1	3,2	1,1	2,1	10,2	3,9	6,2	4,3	11,6
K. serrulata (Ehrb.)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0			0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Notholca sp.								0,0								0,0					
Euchlanis sp.																0,0					
Lopadella sp.				0,0																	
Lecane sp.	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1
Cephalodella sp.														0,0	0,0						
Trichocerca sp.							0,0					0,2		0,0	0,0		0,0		0,0	0,0	0,0
Ascomorpha sp.											0,3	0,2	0,0	0,0	0,0	5,9	2,6	0,1	0,1	0,0	0,1
Polyarthra dolichoptera Idelson																	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3
P. remata Skorikov	1,3	4,5	0,6	2,3	0,7	0,9	1,4	0,2	0,2	0,2	0,6	0,4	0,1	0,2	0,1	0,2	3,7	1,2	0,4	1,6	2,1
P. vulgaris Carlin	50,6	47,3	46,2	48,9	43,7	68,8	52,4	46,0	47,4	54,4	66,8	66,2	71,3	52,4	57,2	46,2	38,4	73,6	58,8	73,6	24,9
Synchaeta oblonga Ehrb.					0,3	0,0	0,1	0,0	0,1	0,1	0,0	0,3	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0				0,0
S. pectinata Ehrb.					0,7	0,2	4,1	2,3	2,4	1,8	0,9	0,0	0,0	3,6	2,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
Asplanchna priodonta Gosse	0,2	2,0	1,2	0,5	0,4	0,0	1,6	0,2	0,5	0,4	0,2	1,2	0,3	1,8	1,5	0,1	1,7	0,5	0,2	0,2	0,1
Cornochilus unicornis (Rousselet)	25,2	12,2	7,3	15,5	14,3	4,2	11,2	10,1	6,5	8,1	8,8	3,3	7,0	3,1	7,1	1,5	2,3	3,2	1,9	6,4	3,7
Filinia longiseta (Ehrb.)		0,0																			
Collotheca notabilis (Hudson)	0,0	2,8	2,2	0,7	0,7	3,6	2,6	1,0	0,8	0,5	0,7	0,6	0,8	0,8	1,0	0,1	0,7	0,6	0,2	0,4	0,5
Arctodiaptomus laticeps (Sars)	0,1	0,2	1,4	8,2	13,9	7,9	0,9	5,7	0,8	2,0	0,3	0,9	0,0	0,2	0,2	0,4	0,2	0,4	0,9	0,7	0,7
Heterocope saliens (Lilj.)				0,0		0,0		0,0		0,0					0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	
Cyclops scutifer Sars	64,7	62,5	72,1	64,6	69,2	76,8	63,0	69,9	84,0	68,8	72,7	78,5	87,4	74,7	78,8	80,6	76,6	81,5	71,1	75,4	68,6
Acanthocyclops vernalis									0,0	0,0	0,0	0,0	0,0			0,0			0,0		
Holopedium gibberum Zaddach	2,4	1,2	3,3	3,1	2,4	5,4	2,0	1,8	0,3	5,2	1,2	2,1	0,5	1,6	2,3	1,5	1,9	1,1	0,9	0,9	1,5
Daphnia longispina (O.F.M.)	0,8	2,4	5,2	13,1	2,5	4,4	8,9	9,2	4,3	9,9	5,4	10,7	2,6	11,4	7,7	11,5	10,7	6,5	15,5	3,6	12,7
Bosmina longispina Leydig	31,9	33,7	17,5	10,9	11,8	5,3	25,0	13,0	10,3	13,9	20,2	7,6	9,5	11,8	10,8	5,9	8,7	10,4	11,4	19,3	16,4
Alona affinis (Leydig)		0,0		0,0		0,0	0,0			0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Chydorus sphaericus (O.F.M.)	0,0			0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0		0,0	
Polyphemus pediculus L.	0,0	0,0	0,5	0,1	0,0	0,0	0,2	0,3	0,3	0,1	0,2	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	1,8	0,1	0,0	0,1	0,0
Bythotrephes longimanus Leydig	0,0	0,0	0,0	0,1	0,2	0,2	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0



Vedlegg 4.2 *De fem vanligste krepsdyrartene i Atnsjøen. Fra venstre øverst:* Arctodiaptomus laticeps, Cyclops scutifer, Bosmina longispina, Holopedium gibberum *og* Daphnia longispina. *(Illustrasjoner: G.O. Sars).*

5 Litorale krepsdyr i Atnsjøen, 1997 – 2009

Gunnar Halvorsen, Ann Kristin Schartau og Bjørn Walseng

5.1 Innledning

Krepsdyrene i ferskvann består hovedsakelig av arter innen vannlopper (Cladocera), hoppekreps (Copepoda) og muslingkreps (Ostracoda) mens de øvrige krepsdyrgruppene er representert med en eller noen få arter. Vannloppene er hovedsakelig en ferskvannsgruppe med få arter i havet mens de øvrige gruppene hovedsakelig er marine. Muslingkrepsene og harpacticoidene blant hoppekrepsene inngår vanligvis ikke i overvåkingsprosjekter, og er heller ikke inkludert i undersøkelsene i Atnsjøen.

Nær 80-85 % av krepsdyrartene i ferskvann lever i strandsonen, mer eller mindre knyttet til substratet. Det er gjort lite for å beskrive krepsdyrenes rolle når det gjelder produksjon og omsetning i strandsonen og deres rolle i næringskjedene. Deres antallsmessige dominans tilsier imidlertid at de må ha en viktig økologisk betydning, blant annet som føde for strandlevende invertebrater og fisk.

Fra tidligere foreligger det enkelte mer sporadiske undersøkelser av de strandlevende krepsdyrene i Atnsjøen (Matzow 1974, Eie 1982). Øvrige tidligere undersøkelser i Atnavassdraget er publisert i Sandlund & Aagaard (2004).

5.2 Materiale og metoder

Materialet er innsamlet to ganger årlig i den isfrie perioden, i begynnelsen av henholdsvis juli og september. Det foreligger prøver for perioden 1997 – 2009. Det er innsamlet prøver fra to stasjoner, en stasjon på hver side av Atnsjøen (**figur 5.1**).

Prøvene er tatt med en stor planktonhåv med diameter 27 cm og maskevidde 90 µm. Denne er kastet ut fra land og trukket inn igjen så nær bunnen som mulig uten å berøre denne. Hver prøve representerer normalt 10 m håvtrekk. Innsamlingsmetoden tilsier at arter som lever i de frie vannmasser vil være overrepresentert.

Materialet er i hovedsak innsamlet på eksponert steinstrand uten innslag av vannvegetasjon. Ved høy vannstand er også oversvømmet vegetasjon inkludert. På den nordligste stasjonen var det et lite innslag av flaskestarr og flotgras i september.

Materialet er bearbeidet med hensyn til artssammensetning og antall individer av hver art. Nauplier og små copepoditter er ikke artsbestemt. Prøver med stort antall individer er fraksjonert (sub-samplet), mens hele prøven er gjennomgått med hensyn til sjeldne arter. Artsbestemmelsen er gjort på grunnlag av Flössner (2002), Kiefer (1978), Rylov (1948) og Sars (1903, 1918).

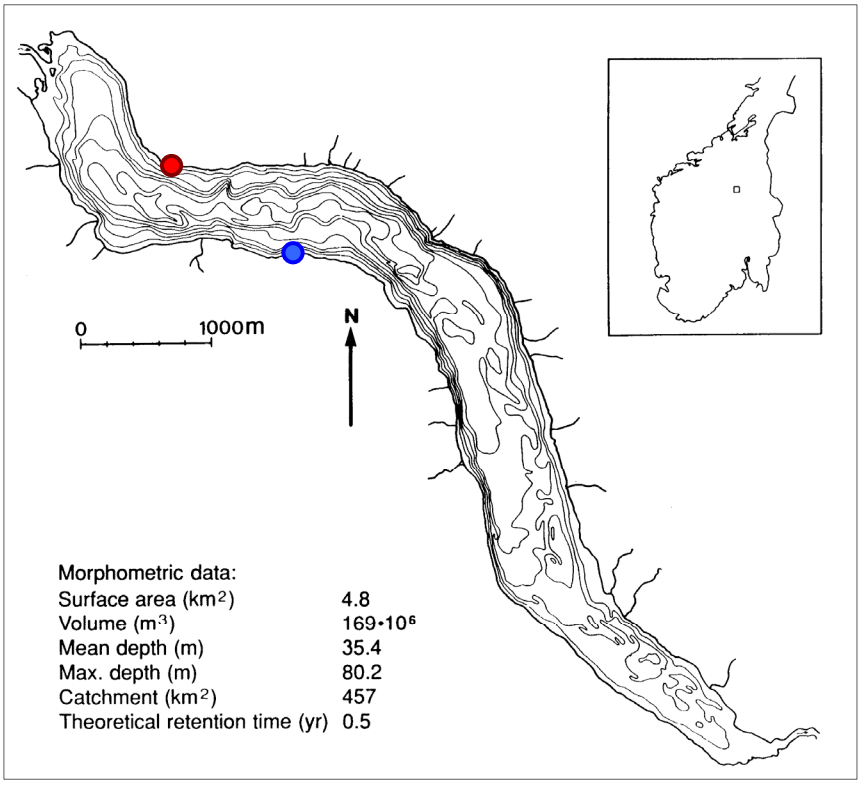
5.3 Områdebeskrivelse

Atnsjøen er en dyp, langstrakt, oligotrof og dimiktisk fjordsjø med kort teoretisk oppholdstid, ca. 6 måneder. Den ligger 701 m o.h. og har et nedbørfelt på 457 km^2. Atnsjøen har et areal på 4,8 km^2, største dyp er ca. 80 m dyp mens middeldypet er 35,4 m (**figur 5.1**).

Strandsonen i Atnsjøen er bratt og sterkt eksponert for vind. De øverste 0,75 – 1 m er influert av is i vinterhalvåret og bunnsubstratet består hovedsakelig av stein. Vannvegetasjonen er meget sparsomt utviklet, med kun enkelte små og spredte bestander av flaskestarr (*Carex rostrata*) og flotgras (*Sparganium angustifolium*). På litt dypere vann danner stivt brasmegras (*Isoetes lacustris*) matter på mer egnet substrat (bløtbunn). Substratet nær land har et relativt lite utviklet påvekstalgesamfunn.

Vannstanden i Atnsjøen varierer uregelmessig og i takt med variasjoner i nedbør og tilførsel via innløpselva. Vannstanden er normalt høyest om våren under vårflommen. Variasjonene ligger normalt innenfor 0,5-1 m.

Atnsjøen ligger i et område med utpreget kontinentalt klima med en forskjell mellom kaldeste (januar, -9,9 °C) og varmeste (juli, 11,2 °C) måned på 21,1 °C. Nedbøren er liten i vinterhalvåret mens 68 % av nedbøren kommer i perioden mai-oktober (Nordli & Grimenes 2004).



Figur 5.1 *Dybdekart (dybdekote 10 m) for Atnsjøen med plassering av prøvestasjonene for strandlevende krepsdyr (Kilde: NVE).*

5.4 Resultater og diskusjon

Det er i perioden 1997 – 2009 påvist 40 arter krepsdyr i strandsonen i Atnsjøen. Av disse er 28 arter vannlopper og 12 arter hoppekreps (**tabell 5.1**). I tillegg er det tidligere observert fire hoppekrepsarter (*Acanthodiaptomus denticornis, Eucyclops macrurus, E. speratus, Megacyclops viridis*) og to arter vannlopper (*Iliocryptus acutifrons, Lathonura rectirostris*) innenfor nedbørfeltet (Matzow 1974, Eie 1982). Antall vannloppearter er høyere i september enn i juli, henholdsvis 26 mot 22 arter (**vedlegg 5.1** og **5.2**). Dette gjenspeiler det forhold at de fleste arter vannlopper overvintrer som hvilegg og derfor ikke har fått etablert seg i større antall tidlig i sesongen. For hoppekrepsene er det omvendt med 12 arter i juli og syv arter i september. Hoppekrepsene forekommer oftest som nauplier og små copepoditter om sommeren og tidlig høst, og disse kan det være vanskelig å artsbestemme. Mange arter av hoppekreps blir derfor lett underrepresentert i prøvene om høsten.

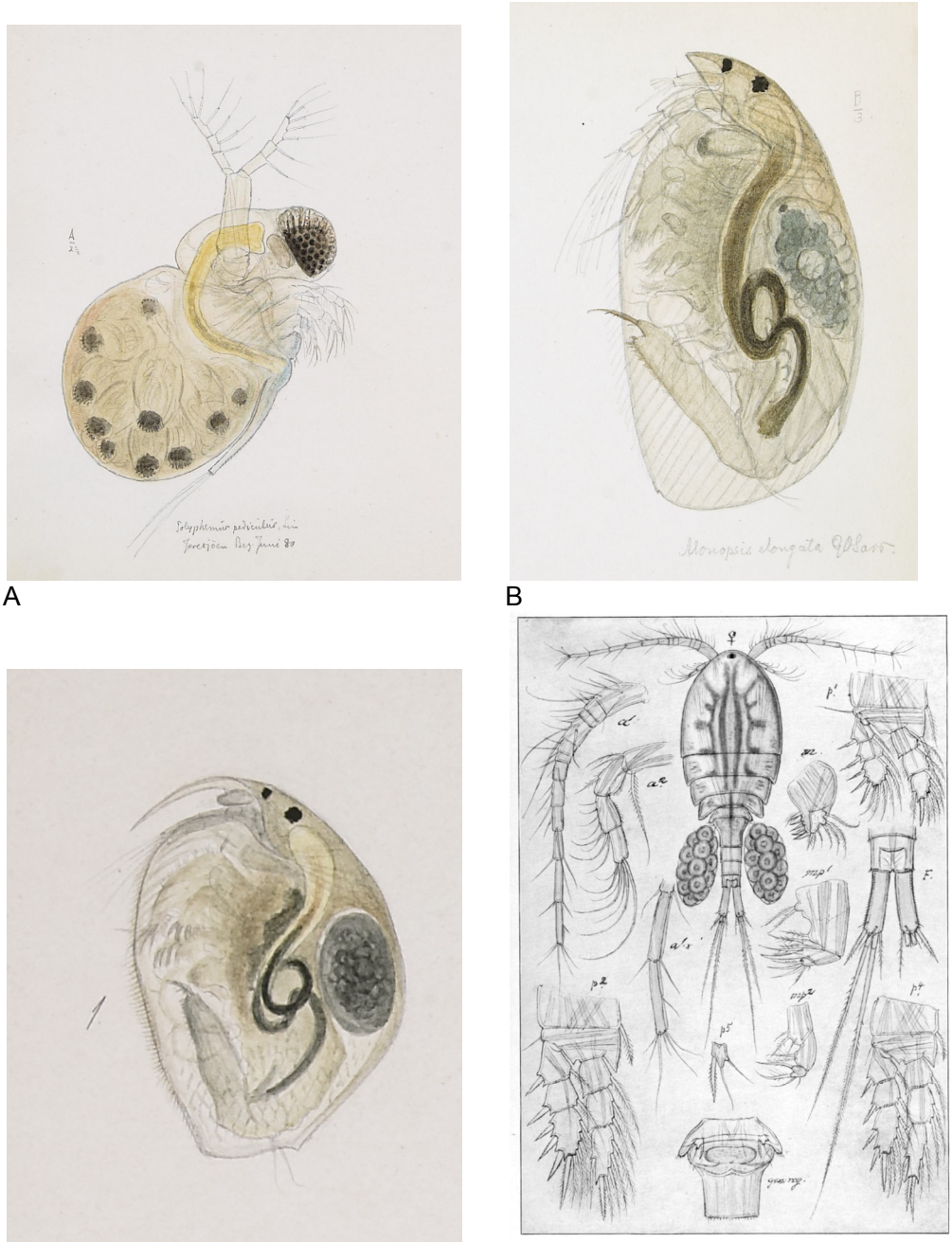
Ingen av de påviste artene er sjeldne i det de forekommer relativt vanlig over store deler av Østlandet (Aagaard & Dolmen 1996). Den mest sjeldne av artene er *Pleuroxus laevis*, som i Norge er funnet i relativt få lokaliteter, med flest funn i sentrale deler av Østlandet. Utbredelseskart for de norske artene er tilgjengelig på internett (http://www.nina.no/Forskningsogfagtema/Arterogartsmangfold/Øvrigferskvannsfauna.aspx).
Krepsdyrfaunaen i Atnsjøen viser at innsjøen er litt til moderat forsuret (Halvorsen 2004, SFT 2009). Basert på krepsdyrresultatene alene vil Atnsjøen bli vurdert å ha en god-moderat økologisk tilstand. Resultatene gir ingen entydige indikasjoner på endringer i forsuringstilstanden over tid.

Tabell 5.1 *Forekomsten av strandlevende krepsdyrarter i Atnsjøen basert på prøver fra begynnelsen av juli og september for perioden 1997-2009. Arter påvist tidligere er angitt i den første kolonnen.*

	Før	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
Cladocera														
Diaphanosoma brachyurum (Liév.)					o			o						
Sida crystallina (O.F.M.)		o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
Holopedium gibberum Zaddach		o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
Ceriodaphnia quadrangula (O.F.M.)			o					o		o		o		
Daphnia longispina (O.F.M.)		o	o	o	o		o	o		o	o	o	o	o
Scapholeberis mucronata (O.F.M.)			o	o	o	o	o	o	o		o	o	o	
Simocephalus vetula (O.F.M.)		o	o											
Bosmina longispina Leydig		o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
Iliocryptus acutifrons Sars	o													
Lathonura rectirodtris (O.F.M.)	o													
Ophryoxus gracilis Sars		o					o	o	o		o	o	o	o
Acroperus harpae (Baird)		o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
Alona affinis (Leydig)		o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	
Alona guttata Sars									o			o		
Alona intermedia Sars				o							o	o		
Alona rustica Scott				o							o			
Alonella excisa (Fischer)		o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
Alonella nana (Baird)			o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
Alonopsis elongata Sars		o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
Chydorus latus Sars		o												
Chydorus piger Sars														o
Chydorus sphaericus (O.F.M.)		o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
Eurycercus lamellatus (A.F.M.)			o	o	o	o	o	o	o	o	o	o		o
Graptoleberis testudinaria (Sars)							o					o		o
Pleuroxus laevis											o			
Pleuroxus truncatus (O.F.M.)											o	o		o
Pseudochydorus globosus (Baird)				o							o	o	o	o
Rhynchotalona falcata Sars		o	o	o					o	o	o	o		
Polyphemus pediculus (Leuck.)		o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
Bythoptrephes longimanus Leydig					o							o		
Copepoda														
Acanthodiaptomus denticornis (Wierz.)	o													
Arctodiaptomus laticeps (Sars)		o	o	o	o			o	o	o		o	o	o
Heterocope appendiculata Sars				o										
Heterocope saliens (Lillj.) (cop+ad)		o		o		o	o		o	o		o	o	o
Macrocyclops albidus (Jur.)			o	o			o	o	o	o	o	o		
Eucyclops macrurus (Sars)	o													
Eucyclops serrulatus (Fisch.)		o	o	o	o	o	o		o	o	o	o	o	
Eucyclops speratus (Fisch.)	o													
Cyclops scutifer Sars (cop+ad)			o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
Megacyclops gigas (Claus)							o							
Megacyclops viridis (Jur.)	o													
Megacycl. sp					o									
Acanthocyclops capillatus Sars		o		o		o	o							
Acanthocyclops robustus Sars			o				o	o					o	
Acanthocyclops vernalis (Fisch.)							o				o			
Diacyclops nanus (Sars)				o								o		
Vannlopper (Cladocera)		**14**	**16**	**17**	**15**	**12**	**15**	**16**	**15**	**14**	**20**	**22**	**14**	**16**
Hoppekreps (Copepoda)		**4**	**5**	**8**	**4**	**4**	**8**	**4**	**5**	**5**	**4**	**6**	**5**	**3**
Antall arter		**18**	**21**	**25**	**19**	**16**	**23**	**20**	**20**	**19**	**24**	**28**	**19**	**19**

Antall arter er relativt høyt, og har variert fra 16 i 2001 til 28 i 2007 med et gjennomsnitt på 20,9 arter registrert pr år. Antall vannlopper har variert mellom 12 og 22 arter, med et gjennomsnitt på 15,8 arter mens antall hoppekreps har variert mellom fire og åtte, med et gjennomsnitt på 5,1 arter. Til sammenligning ble det i ni lokaliteter i Jora-vassdraget (Dovre) påvist 31 arter, 20 arter vannlopper og 11 arter hoppekreps, som alle med unntak av *Daphnia galeata* er påvist i Atnsjøen (Halvorsen 1982). Ved en tilsvarende undersøkelse i ni lokaliteter i vassdragene Imsa og Trya like sør for Atnavassdraget ble det påvist 41 arter, 28 arter vannlopper og 13 arter

hoppekreps hvorav ni arter ikke forekommer i Atnsjøen (Halvorsen 1985). Lokalitetene i Imsa og Trya ligger lavere enn Atnsjøen og med et vesentlig større innslag av vannvegetasjon. Forskjellene i artssammensetning er knyttet til dette.



Figur 5.2 *Eksempler på arter registrert i strandsonen i Atnsjøen:* Polyphemus pediculus *(A),* Alonopsis elongata *(B),* Pleuroxus laevis *(C) og* Eucyclops serrulatus *(D) (G.O. Sars upubl., Sars 1903)*

Nær 80-85 % av vannloppe- og hoppekrepsartene er strandlevende og observeres bare tilfeldig i planktonet. I Atnsjøen er samtlige planktoniske arter (Halvorsen & Papinska 2010) også påvist i strandsonen og i til dels store tettheter. Enkelte arter, som for eksempel *Bosmina longispina* og til dels *Daphnia longispina*, opptrer vanlig i begge miljøene. De mest utpregete planktonartene er *Holopedium gibberum*, *Bythotrephes longimanus* og *C. scutifer*. Den sterkt eksponerte strandsonen i Atnsjøen uten strandvegetasjon og med stor dybdegradient fører til

at det er et svært lite markert skille mellom planktonsamfunnet og litoralsamfunnet. Vind og strømforhold vil også føre planktonartene inn i strandsonen (Rinke mfl. 2009). Dessuten vil innsamlingsmetoden, det vil si kast med håv, gi en overrepresentasjon av planktoniske arter

Krepsdyrsamfunnet i strandsonen er sterkt dominert av *Polyphemus pediculus* og *Bosmina longispina* (**vedlegg 5.1** og **5.2**). *P. pediculus* utgjør i enkelte år 80-90 % av antall individer med sterkest dominans registrert i september 2004 (98,6 %) og 2005 (93,1 %). Dominansen er større i september enn i juli med et gjennomsnitt for alle 13 årene på henholdsvis 59,8 og 79,2 %. *P. pediculus* er en rovform som er en viktig predator spesielt på hjuldyr, men også på vannlopper og på nauplier og de minste copepodittene av hoppekreps.

B. longispina har vanligvis en vesentlig mindre dominans, men kan i enkelte år utgjøre en betydelig andel, som for eksempel i juli i 2009 (67,9 %) og i september 2002 (51,8 %). *B. longispina* har størst dominans i juli, i gjennomsnitt 18,8 % mot 5,7 % i september. De største forekomstene av både *B. longispina* og *P. pediculus* er ofte assosiert med høy vannstand og oversvømmet mark.

Alonopsis elongata og *Acroperus harpae* er andre arter som opptrer i relativt stort antall og er også påvist i samtlige år. Begge disse artene har noe større forekomst i juli enn i september. Spesielt *A. elongata* er en art som er vanlig på eksponerte steinstrender.

De øvrige artene opptrer bare unntaksvis i større antall. Stor forekomst av den planktoniske arten *Holopedium gibberum* i juli 2000, 2005 og 2006 synes å skyldes sterk pålandsvind og oppstuving av vann samtidig som det var stor tetthet i pelagialen. Større tettheter av *S. crystallina* kan forkomme når vannvegetasjonen er inkludert i prøvetakingen.

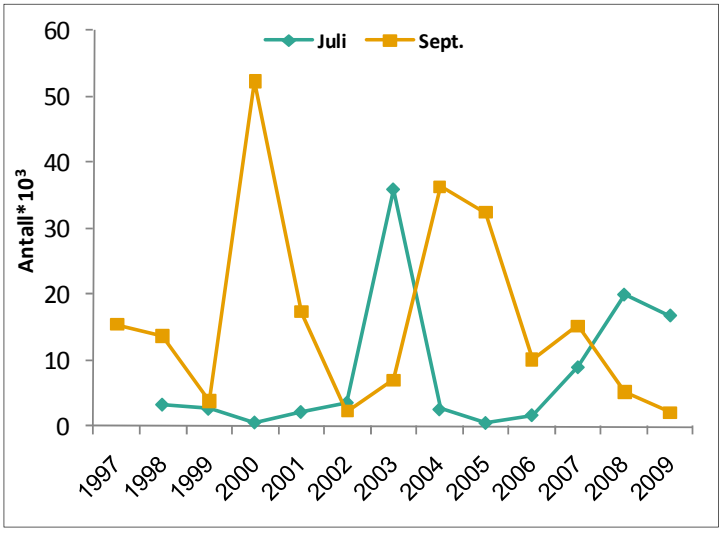
Antallsmessig utgjør hoppekrepsene, inkludert nauplier og copepoditter, bare unntaksvis mer enn 10 % av individene (**vedlegg 5.1** og **5.2**). I enkelte år med spesielt stort antall nauplier kan de imidlertid utgjøre en vesentlig større andel. Blant hoppekrepsene er det en klar dominans av *Cyclops scutifer*, med spesielt stor dominans i juli. Den til tider store forekomsten av nauplier og copepoditter utgjøres hovedsakelig også av *C. scutifer*. Den eneste av de andre artene som opptrer relativt tallrik er *Eucyclops serrulatus* i september. Forekomsten av *Arctodiaptomus laticeps* forsterker ytterligere inntrykket av at strandsonen i Atnsjøen er sterkt dominert av de samme artene som i planktonet.

Den sparsomme forekomsten av *Heterocope*-artene er noe overraskende, men samsvarer godt med den fåtallige forekomsten i planktonet. Halvorsen & Papinska (2010) antyder at årsaken kan være at artene ikke klarer å etablere seg i Atnsjøen på grunn av stor gjennomstrømning, og at de blir transportert inn fra ovenforliggende lokaliteter på bl.a. Atnsjømyrene. Grunnene til at de ikke klarer å etablere større populasjoner i Atnsjøen er ikke kjent

Totalt forekommer 13 av artene i 10 eller flere av årene i prøveperioden mens åtte arter er påvist i kun ett eller to av årene. Hoppekrepsartene opptrer normalt i lave tettheter og er dominert av planktonformene *Cyclops scutifer* og *Arctodiaptomus laticeps* og av den litorale formen *Eucyclops serrulatus*. Hoppekrepsene kan forekomme i til dels store tettheter som ikke artsbestemte nauplier og små copepoditter med spesielt store tettheter av nauplier i september og copepoditter i juli. Dette samsvarer med forekomsten av *C. scutifer* i planktonet og det er derfor sannsynlig at det er denne arten som også dominerer i strandsonen. Ingen av hoppekrepsartene er påvist i samtlige år, men tre arter er påvist i 10 eller flere av årene mens hele seks arter er påvist i kun ett eller to av årene. Dette har trolig sammenheng at arter som forekommer i et lite antall kan være vanskelige å påvise (Hessen & Walseng 2008, Bellier mfl. MS).

Det er store forskjeller mellom de enkelte år med hensyn til tettheten i strandsonen (**figur 5.3, vedlegg 5.1** og **5.2**). Tettheten var spesielt stor i juli 2003 og i september 2000, 2004 og 2005. I alle disse årene skyldes dette en sterk dominans av *P. pediculus*. *B. longispina* hadde spesielt stor tetthet i juli 2003 og 2009 og i september 2000. *C. scutifer* (inkludert nauplier og cope-

poditter) hadde spesielt stor tetthet i juli 2007 og 2009 og september 2001 og 2003. Tettheten var vanligvis større i september enn i juli.



Figur 5.3 *Antall individer av krepsdyr fanget i strandsonen i Atnsjøen i henholdsvis juli og september. Summen av to håvtrekkprøver à 10 m.*

Variasjonene i tetthet har sammenheng med artenes utvikling, men også med andre faktorer som for eksempel vannstanden i Atnsjøen. Store tettheter finner vi ofte i forbindelse med oversvømmelser i strandsonen (høy vannstand), som gir stor ekstra næringstilførsel av alloktont materiale. Det er også kjent at vindretning, dvs fralandsvind eller pålandsvind, har stor betydning for tettheten i strandsonen der ulike planktonarter kan respondere med akkumulering enten på pålandsvindsiden eller på fralandsvindsiden (Hutchinson 1967, Rinke mfl. 2009). Artenes vertikalfordeling i vannmassene kan ha betydning i den forbindelse.

I hvilken grad fiskepredasjon påvirker tettheten av strandlevende krepsdyr er usikkert, men er et tema som burde undersøkes nærmere.

5.5 Litteratur

Aagaard, K. & D. Dolmen (Ed.) 1996. Limnofauna Norvegica. Katalog over norsk ferskvannsfauna. Tapir forlag, Trondheim,: 310 s

Bellier, E., Engen, S., Diserud, O.H., Grøtan, V., Schartau, A.K., Finstad, A.G. (MS). Accounting for heterogeneous sampling intensity between common and rare species when assessing alpha-diversity. – Sendt til publisering.

Dervo, B.K. 1988. Interactions between zooplankton and fish in the deep oligo-trophic lake Atnsjøen, SE Norway. - Hovedfagsoppgave i spesiell zoologi, Univ. Oslo, 112 s.

Eie, J.A., 1982. Atnavassdraget, hydrografi og evertebrater - en oversikt (In Norwegian). Kontaktutv. Vassdragsreg., Univ. Oslo, Rapp. 41: 1-76

Flössner, D. 2002. Die Haplopoda und Cladocera Mitteleuropas. Leiden, Backhuys Publishers. 428 pp

Halvorsen, G. 1981. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Jora -vassdraget, Oppland, 1980. - Kontaktutv. Vassdragsreg., Univ. Oslo Rapp. 38, 59 s.

Halvorsen, G. 1985. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i vassdragene Imsa og Trya, Hedmark fylke. - Kontaktutv. Vassdragsreg., Univ. Oslo Rapp. 82. 50 s.

Halvorsen, G. 2004. Some physical and chemical characteristics of Lake Atnsjøen. - Hydrobiologia 521: 129-140.

Halvorsen, G. 2010. Atnsjøen – fysiske og kjemiske forhold 1985-2009. – NINA rapport (denne rapporten)

Halvorsen, G, Dervo, B.K. & Papinska, K. 2004. Zooplankton in Lake Atnsjøen 1985-1997. - Hydrobiologia 521:149-175.

Hessen, D.O. & Walseng, B. 2008. The rarity concept and the commonness of rarity in freshwater zooplankton. Freshwater Biology 53: 2026-2035.

Hutchinson, G.E. 1967. A treatise on limnology Vol. II. Introduction to lake biology and the limnoplankton. John Wiley & Sons, Inc. New York, London, Sydney. 1115 s.
Kiefer, F. 1978. Freilebende Copepoda. Elster, H. J. & Ohle, W., red. Das Zooplankton der Binnengewässer 26: 1-343.
Matzow, D. 1974. Inventering i Atnavassdraget sommeren 1974. – Landsplan for verneverdige vassdrag, Miljøverndepartementet. Upubl. Rapp. 17 s.
Nordli, P.Ø. & Grimenes, A.A. 2004. The climate of Atndalen- Hydrobiologia 521:7-20.
Patalas, K., 1971. Crustacean plankton communities in forty-five lakes in the Experimental Lakes Area, northwestern Ontario. J. Fish. Res. Bd. Canada 28: 231-244
Rinke, K., Huber, A.M.R., Kempke, S. Eder, M., Wolf, T., Probst, W.N. & Rothhaupt, K.-O. 2009. Lake-wide distributions of temperature, phytoplankton, zooplankton, and fish in the pelagic zone of a large lake. – Limnol. Ocenogr. 54: 1306-1322.
Rylov, W. M., 1948. Freshwater Cyclopoida. Fauna USSR, Crustacea 3 3. Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem 1963: 314 s
Sandlund, O.T. & Aagaard, K. (Red.) 2004. The Atna River: Studies in an alpine-boreal Watershed. – Developments in Hydrobiology 177: 1-208.
Sars, G. O. 1903. An account of the Crustacea of Norway. IV Copepoda, Calanoida. Bergen: 171 pp.
Sars, G. O. 1918. An account of the Crustacea of Norway. VI Copepoda, Cyclopoida. Bergen: 225 pp
SFT 2009. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport – effekter 2008. Rapport 2646/2009, 163 s.

Vedlegg 5.1

Antall individer og posentvis fordeling av krepsdyrarter i litoralprøvene i begynnelsen av juli for perioden 1998-2009.

Dato	08.07.98	05.07.99	04.06.00	05.07.01	26.06.02	05.07.03	03.07.04	07.07.05	05.07.06	06.07.07	09.07.08	04.07.09	Sum
Cladocera													
D. brachyurum			0,2			0,0							**0,0**
S. crystallina	0,4	3,3	0,2	0,2	11,0		1,3		2,3	0,6	1,8	0,5	**1,1**
H. gibberum	2,2	1,0	13,5		0,3	0,0	1,0	14,3	11,3	0,8	0,4		**0,7**
C. quadrangula								0,2					**0,0**
D. longispina	0,0	0,0	1,4		0,0			0,3					**0,0**
S. mucronata	0,0	0,5		0,3	0,3	0,1	0,0		0,3	0,0	0,8		**0,2**
S. vetula													
B. longispina	0,3	0,7	2,3	3,6	8,2	13,6	17,5	19,7	22,7	3,1	3,2	67,9	**18,8**
O. gracilis							0,2			0,0			**0,0**
A. harpae	1,2	7,2	1,2	3,8	5,5	0,1	3,6	5,6	6,4	0,8	2,6	0,5	**1,5**
A. affinis	0,3	0,0	0,3	0,2	0,6	0,1	0,2	0,3	4,8	0,0	0,1		**0,2**
A. guttata							0,0						**0,0**
A. intermedia		0,0							0,1	0,0			**0,0**
A. rustica									0,1				**0,0**
A. excisa	0,9	0,4		0,0	0,3	0,0	0,2	0,2	0,2	0,1	0,1		**0,1**
A. nana		0,1				0,0	0,2		0,6		0,0		**0,0**
A. elongata	25,4	51,0	0,6	49,1	0,9	0,2	7,6	5,7	18,3	0,4	7,2	1,0	**5,7**
C. latus													
C. piger													
C. sphaericus	0,3	0,4	0,2	0,3		0,0	0,2	2,1	0,5	0,0	2,5		**0,6**
E. lamellatus	0,0		0,2		0,0	0,0	0,2		0,2	0,0			**0,0**
G. testudinaria													
P. laevis													
P. truncatus										0,0			**0,0**
P. globosus													
R. falcata		0,0					0,0		0,1	0,0			**0,0**
P. pediculus	58,8	29,7	40,8	41,5	62,8	82,4	50,2	22,4	15,1	62,1	75,6	6,7	**59,8**
B. longimanus			0,2										**0,0**
Copepoda													
A. laticeps	2,7	0,0	0,3			0,0	0,4	0,3		1,2			**0,2**
H. appendiculata		0,0											**0,0**
H. saliens				0,2	0,0		0,0			0,1	0,2	0,0	**0,1**
Calan. nauplier			2,9										**0,0**
M. albidus	0,1	0,0			0,1					0,1			**0,0**
E. serrulatus	0,1	0,1			0,0		0,8	7,5	9,9	0,1	0,4		**0,3**
C. scutifer	4,2	0,1		0,5	1,4	3,5	16,2	5,4	0,1	27,8	2,8	22,5	**8,8**
M. gigas					0,0								**0,0**
Megacyclops sp.			0,2										**0,0**
A. capillatus		0,0											**0,0**
A. robustus					0,0						0,0		**0,0**
A. vernalis					0,3				0,1				**0,0**
D. nanus										0,0			**0,0**
Cycl. Nauplier	0,9	1,3	21,2					3,7	1,3			0,5	**0,3**
Cycl. Cop.	1,9	4,0	14,6	0,2	8,2	0,1		12,3	5,9	2,7	2,2		**1,5**
Vannlopper	**90,0**	**94,4**	**60,9**	**99,1**	**89,9**	**96,5**	**82,6**	**70,8**	**82,9**	**68,0**	**94,4**	**77,0**	**88,7**
Hoppekreps	**10,0**	**5,6**	**39,1**	**0,9**	**10,1**	**3,5**	**17,4**	**29,2**	**17,1**	**32,0**	**5,6**	**23,0**	**11,3**
Antall	**3348**	**2705**	**657**	**2239**	**3639**	**35898**	**2627**	**575**	**1756**	**9001**	**19989**	**16830**	**99264**

Vedlegg 5.2

Antall individer og prosentvis fordeling av krepsdyrarter i litoralprøvene i begynnelsen av september for perioden 1997-2009.

Dato	05.09.97	29.08.98	04.09.99	09.09.00	02.09.01	02.09.02	06.09.03	03.09.04	06.09.05	06.09.06	06.09.07	10.09.08	11.09.09	Sum
Cladocera														
D. brachyurum														
S. crystallina	4,9	0,7			0,1	0,4	0,2	0,0	0,0	5,1	0,1	1,7		**0,7**
H. gibberum	0,0	0,2	3,3		0,3	0,8		0,1			0,1	0,2	0,0	**0,1**
C. quadrangula							0,4				0,0			**0,0**
D. longispina		0,0	0,0	0,0		0,6	0,8		0,2	0,2	0,7	0,2	0,3	**0,1**
S. mucronata				0,0	0,1					0,4	0,0			**0,0**
S. vetula	0,0													**0,0**
B. longispina	1,6	1,6	2,7	8,3	9,3	51,8	4,9	0,3	5,2	5,3	7,6	4,8	17,4	**5,7**
O. gracilis	0,0					0,4	0,6	0,1		0,1	0,1	0,4	2,5	**0,1**
A. harpae	0,6	0,0	0,3	0,8	0,1	3,0	0,9	0,0	0,2	1,5	0,5	1,6	0,7	**0,5**
A. affinis	0,1	0,8	0,5	0,1	0,2	0,3	0,2	0,1	0,1	0,0	0,1	0,6		**0,2**
A. guttata											0,0			**0,0**
A. intermedia														
A. rustica			0,0											**0,0**
A. excisa	0,1	0,8	0,5	0,6	0,1	0,6	0,2		0,2	0,7	0,3	3,3	4,9	**0,4**
A. nana		0,0		0,2	0,0	0,0	0,0		0,1	0,0	0,3	1,0	0,8	**0,1**
A. elongata	3,2	6,3	3,2	1,3	2,8	10,6	1,4	0,6	0,5	4,6	0,4	20,0	9,7	**2,4**
C. latus	0,0													**0,0**
C. piger													0,1	**0,0**
C. sphaericus	0,2		0,3	0,2	0,1	0,1	0,4	0,1	0,0	0,3		0,4	0,5	**0,1**
E. lamellatus			0,0	0,1	0,0	0,1	0,0		0,0	0,0	0,1		0,2	**0,0**
G. testudinaria						0,1					0,0		0,1	**0,0**
P. laevis										0,1				**0,0**
P. truncatus										0,0			0,0	**0,0**
P. globosus			0,0							0,0	0,0	0,0	0,1	**0,0**
R. falcata	0,0	0,0							0,1	0,0				**0,0**
P. pediculus	89,1	87,0	85,2	88,1	14,6	26,2	12,0	98,6	93,1	81,5	86,8	26,1	57,7	**79,2**
B. longimanus											0,0			**0,0**
Copepoda														
A. laticeps	0,1	0,4	0,2	0,0			0,3	0,1			0,3	0,4	0,2	**0,1**
H. appendiculata														
H. saliens	0,0		0,0		0,0	0,2			0,1		0,0			**0,0**
Calan. nauplier														
M. albidus			0,0				0,0	0,0	0,0	0,0				**0,0**
E. serrulatus	0,1			0,0	0,2							0,6		**0,0**
C. scutifer		2,1	0,1	0,3	0,2	4,3	4,6	0,1			0,7	2,7	2,4	**0,6**
M. gigas														
Megacyclops sp.														
A. capillatus	0,0				0,0	0,0								**0,0**
A. robustus							0,0							**0,0**
A. vernalis														
D. nanus														
Cycl. Nauplier		0,1	3,5		71,9		73,0	0,1	0,2	0,2	2,0	35,0	1,9	**9,4**
Cycl. Cop.	0,1	0,0	0,1			0,3						1,2	0,0	**0,0**
Vannlopper	**99,8**	**97,4**	**96,1**	**99,7**	**27,6**	**95,2**	**22,1**	**99,8**	**99,7**	**99,8**	**97,0**	**60,2**	**95,3**	**89,8**
Hoppekreps	**0,2**	**2,6**	**3,9**	**0,3**	**72,4**	**4,8**	**77,9**	**0,2**	**0,3**	**0,2**	**3,0**	**39,8**	**4,7**	**10,2**
Antall	**15463**	**13678**	**3896**	**52257**	**17377**	**2328**	**7022**	**36307**	**32464**	**10098**	**15242**	**5205**	**2055**	**213392**

6 Begroingsalger i Atnavassdraget, 1988 – 2009

Susanne Schneider

6.1 Innledning

I 2004 ble det utgitt flere publikasjoner om undersøkelsene i Atna vassdraget fram til 1998, deriblant begroingsalger (Lindstrøm et al. 2004). Undersøkelsene av begroingsalger i Atna vassdraget ble videreført, men av budsjettmessige årsaker ble tidsseriene aldri analysert i sin helhet. I 2009 ble det derimot bevilget penger for å analysere dataene fram til 2009.

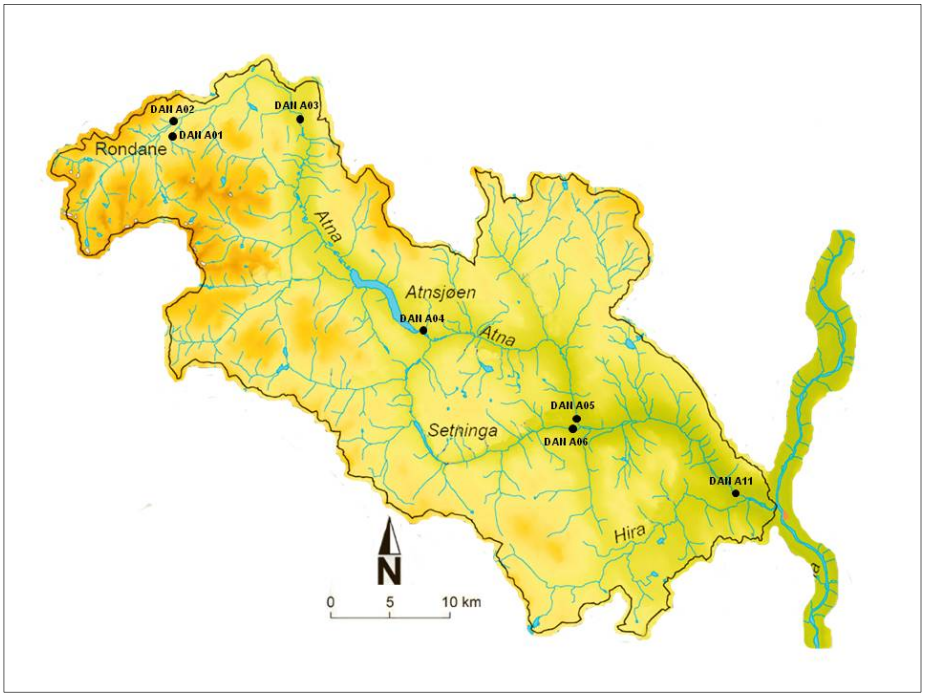
Innenfor begroingsalger ble det valgt å fokusere på trendanalyser over hele undersøkelsesperioden heller enn å se mer nøyaktig på forskjeller i artssammensetning mellom vår og høst eller mellom de undersøkte stasjonene. Tilsvarende analyser ble tidligere gjennomført av Lindstrøm et al. (2004).

6.1.1 Lokaliteter

Begroingssamfunnet ble undersøkt mer eller mindre årlig siden 1988 på sju stasjoner i Atnavassdraget (**Tabell 6.1, figur 6.1**).

Tabell 6.1 *Stasjoner for innsamling av begroingsalger i Atnavassdraget. UTM sone 32*

Forkortelse	*Navn*	*X koord.*	*Y koord.*
DAN A01	Atna, Vidjedalsbekken	543200	6872300
DAN A02	Atna, Dørålen	542200	6873800
DAN A03	Atna, Elgvassli	553000	6975800
DAN A04	Atna, utl. Atnasjø	564500	6858600
DAN A05	Atna o.saml.Setninga	578700	6851800
DAN A06	Setninga før Atna	577400	6851600
DAN A11	Atna, Solbakken	592300	6847300



Figur 6.1 *Atnavassdraget med prøvetakingssteder for begroingsalger. For stasjonsnavnene, se* ***tabell 6.1.***

6.2 Materiale og metoder

I de fleste årene ble innsamlingen av prøver av begroingsalger gjennomført vår og høst. På hver stasjon ble en elvestrekning på ca 10 meter undersøkt; om nødvendig ved bruk av vannkikkert. Det ble tatt prøver av alle makroskopisk synlige bentiske alger, som ble lagret i separate beholdere (dramsglass). Dekningsgrad av alle makroskopisk synlige elementer ble estimert som "% dekning". For prøvetaking av kiselalger og andre mikroskopiske alger ble 5 til 10 steiner med diameter 10-20 cm innsamlet fra hver stasjon. Et areal på ca 8 ganger 8 cm på oversida av hver stein ble børstet med en tannbørste, og det avbørstede materialet ble så blandet med ca. 1 liter vann. Fra blandingen ble det tatt en delprøve som ble konservert med formaldehyd. Innsamlede prøver ble senere undersøkt i mikroskop, og tettheten av de mikroskopiske algene som ble funnet sammen med de makroskopiske elementene ble estimert som hyppig (xxx), vanlig (xx) eller sjelden (x).

For hver stasjon ble forsuringsindeksen for begroingsalger (AIP = acidification index periphyton) beregnet (Schneider & Lindstrøm 2009). AIP er basert på indikatorverdier for til sammen 108 arter av bentiske alger (kiselalger ekskludert) og blir brukt til å beregne den årlige gjennomsnittsverdien for pH på en gitt lokalitet. En lav AIP-indeks (minimum = 5,13) indikerer sure betingelser, mens en høy AIP-indeks (maksimum = 7,50) indikerer nøytral til lett basiske betingelser. For å kunne beregne en sikker AIP indeks, må det være minst 3 indikatorarter til stede på en stasjon.

I tillegg ble den nye eutrofieringsindeksen PIT (periphyton index of trophic status) beregnet for hver stasjon (Schneider & Lindstrøm, upublisert). PIT er basert på indikatorverdier for bentiske alger (ekskludert kiselalger) og brukes som en indikator på den delen av total fosforkonsentrasjon som umiddelbart kan tas opp av algene og som dermed kan kalles "eutrofieringsrelevant". Lave PIT verdier (minimum = 1.83) tilsvarer lave fosforverdier (oligotrofe forhold), mens høye PIT verdier (maksimum = 4.41) indikerer høye fosforkonsentrasjoner (eutrofe forhold).

6.3 Resultater

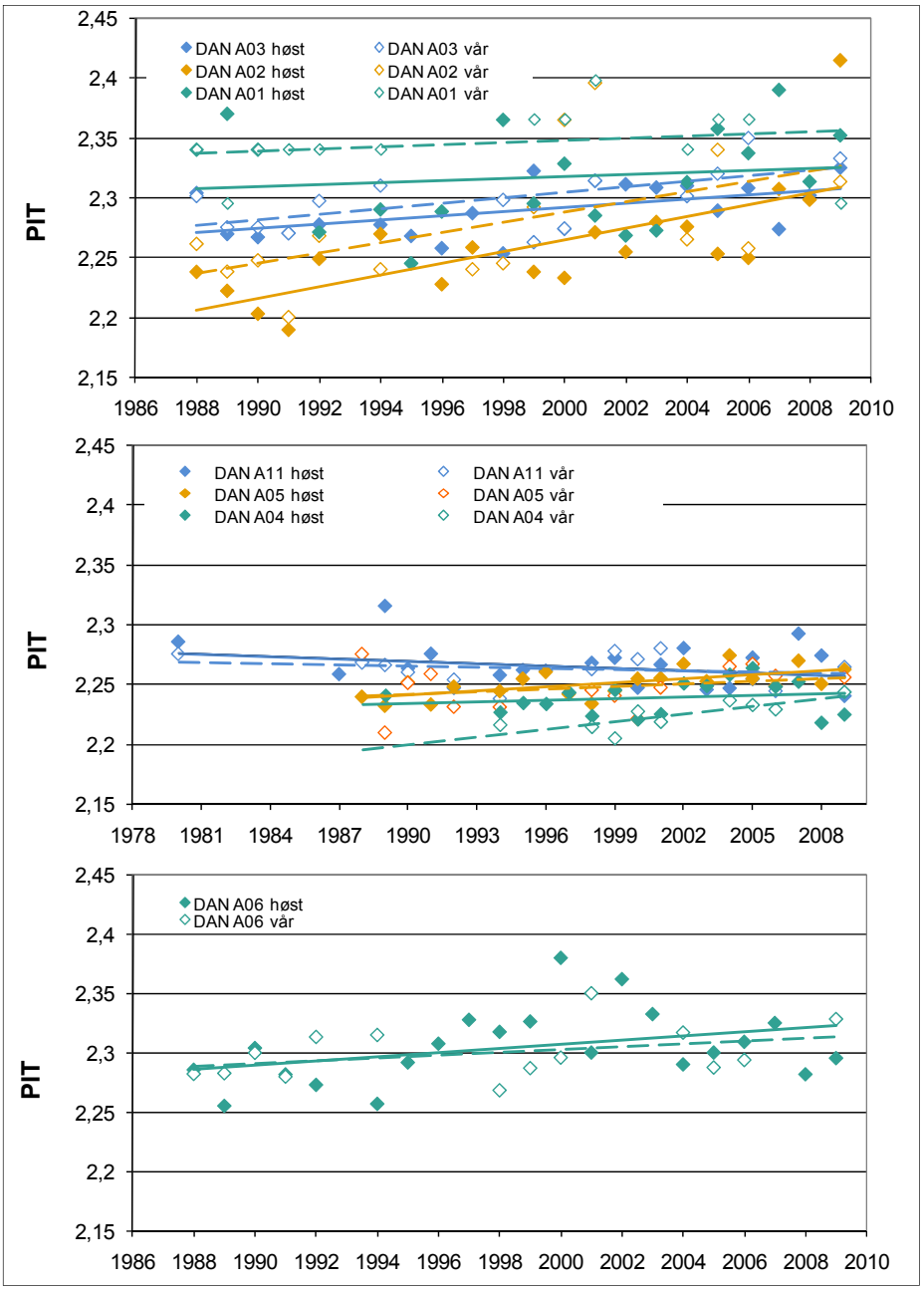
6.3.1 Eutrofiering (PIT indeks)

Trendene i PIT indeksen (periphyton index of trophic status) i Atnavassdraget er vist i **figur 6.2**. Spearman rank korrelasjonskoeffisientene for trendlinjene er gitt i **tabell 6.2**. Følgende slutninger kan trekkes:

- Ingen av stasjonene var alvorlig eutrofiert eller har vært det i undersøkelsesperioden.
- Det var ingen store avvik i verken utviklingen over tid eller eutrofieringsnivået mellom vår og høst.
- Likevel var det på de tre øverste stasjonene (DAN A01, 02 og 03) en tendens til at trofinivået om våren var litt høyere enn om høsten, mens nivået vår og høst på de stasjonene som ligger lenger ned i vassdraget var praktisk talt likt. Dette skyldes stort sett det faktum at de artene som har de laveste indikatorverdiene først utvikles i løpet av sommeren, dvs. de er ennå ikke til stede i vårprøvene. Oligotrofe arter pleier ofte å vokse langsommere enn de mer eutrofe, og i høyereliggende strøk, der temperaturen er lavere, fører dette til at de mest oligotrofe artene ikke er synlige om våren. På de stasjonene som ligger lenge ned i vassdraget er temperaturene høyere, noe som fører til at både de mest oligotrofe artene og litt mer eutrofe artene er synlige om våren. Trofiindeksen vår og høst var derfor den samme på de stasjonene som ligger lenger ned i vassdraget.
- På de fleste stasjoner viste PIT indeksen en svakt stigende trend, dvs. at de fleste stasjoner er blitt litt mer næringsrike i løpet av de siste 22 årene. En tendens til et høyere trofinivå ble allerede oppdaget av Lindstrøm mfl. (2004), som analyserte begroingsalger fram til 1997. Denne tendensen har fortsatt de siste 10 årene. Både minkende forsuring, temperaturforandringer og økende konsentrasjon av næringssalter som fosfor og nitrogen kan føre til økende eutrofiering, men for å kunne skille effektene fra hverandre trengs det bedre bakgrunnsdata om vannkjemi og temperatur.
- Unntaket fra den stigende eutrofieringstrenden var stasjon DAN A11 (Solbakken). Her hadde PIT indeksen gått litt tilbake; det betyr at stasjonen nå er litt mindre eutrofiert enn for

30 år siden. Samtidig er denne stasjonen den eneste der vi har data tilbake til 1980, dvs. 8 år lengre tilbake enn på alle andre stasjoner. Årsaken til forbedringen kan være at det var noe forurensning fram til 1980, mest sannsynlig fra jordbruk eller boliger. Tiltak mot boligkloakk og avrenning fra jordbruksarealer har hatt stor betydning de siste 30 år.

- De mest påfallende økende trendene i PIT indeksen var på DAN A02 (Dørålsæter), DAN A03 (Elgvassli) og DAN A06 (Setninga), og trendene på Dørålsæter og Elgvassli er signifikante (**tabell 6.2**). Dersom disse trendene fortsetter, blir den økologiske tilstanden på disse lokalitetene snart forverret fra "svært god" til "god" (den foreløpige grenseverdien tilsier at dersom PIT er mindre enn 2,35 er tilstanden "svært god").
- Stikk i strid med forventningene var det de øverste stasjonene som stort sett hadde de høyeste trofiindeksverdiene. Forskjell i indeksen på de øverste og nederste stasjonene var blitt større i løpet av de siste 20 år. En mulig forklaring kan være høyere nitrogenkonsentrasjoner i fjellet (jfr Elser mfl. 2009). Det er også mulig at den lavere temperaturen i høyereliggende strøk hindrer vekst av de aller mest oligotrofe artene, noe som gjør at indeksen er litt høyere. For å kunne påvise eventuelle sammenhenger trengs det imidlertid regelmessig målte vannkjemidata.

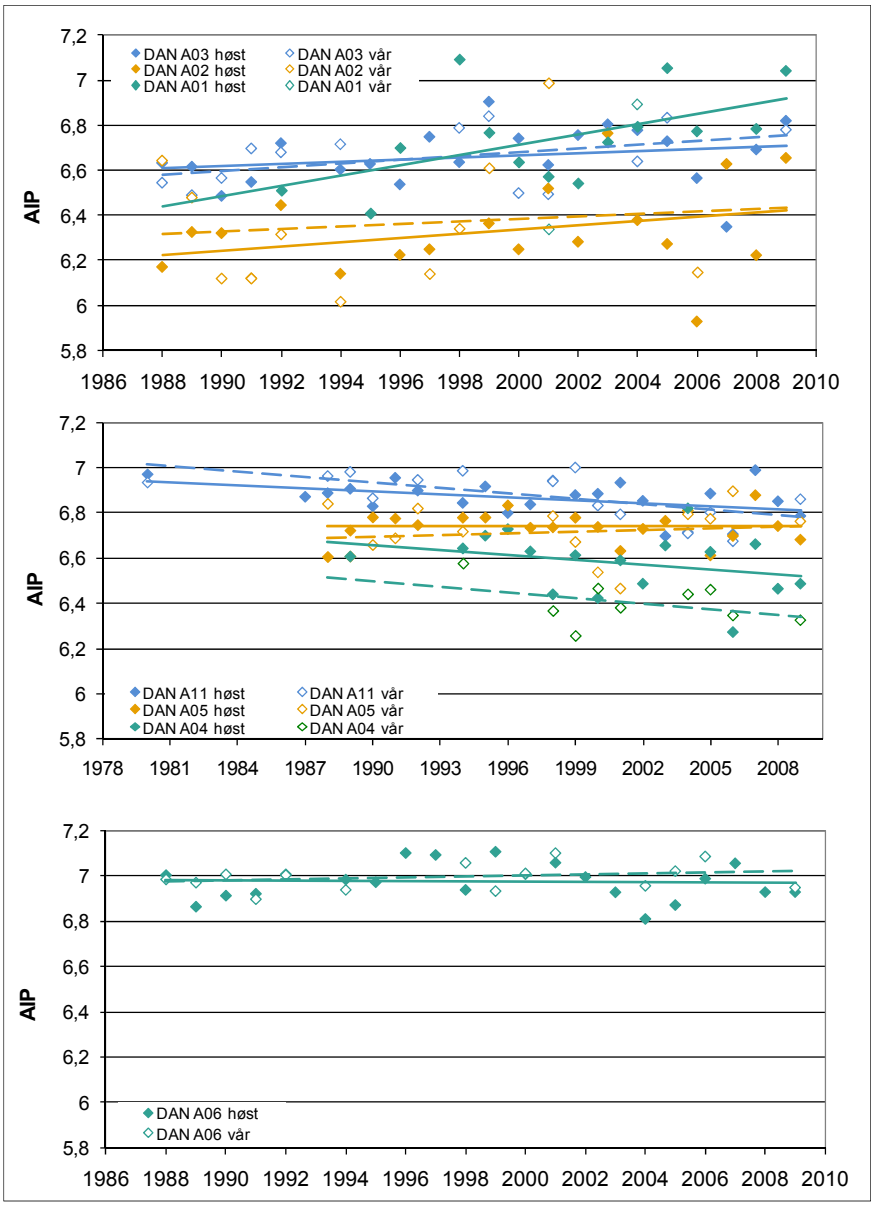


Figur 6.2 *Eutrofieringsindeks PIT i Atnavassdraget. Stasjonene er: DAN A01: Vidjedalsbekken, DAN A02: Dørålsæter, DAN A03: Elgvassli, DAN A04: utløp Atnsjøen, DAN A05: ovenfor samløp Setninga, DAN A06: Setninga, DAN A11: Solbakken.*

6.3.2 Forsuring

Trendene i AIP indeksen (acidification index periphyton) i Atnavassdraget er vist i **figur 6.3.** Spearman rank korrelasjonskoeffisientene for trendlinjene er gitt i **tabell 6.2**. Følgende konklusjoner kan trekkes:

- Ingen av stasjonene var alvorlig forsuret.
- Det var ingen betydelige avvik i verken tendens over år eller forsuringsnivå mellom vår og høst.
- Likevel ser det ut til at vårprøvene på DAN A04 (utløp Atnsjøen) indikerte noe surere forhold enn høstprøvene, noe som kan forklares med at vann fra snøsmeltingen om våren er surere enn resten av året. Dette påvirker ikke de øverste stasjonene like sterkt, fordi algesamfunnet om våren i utgangspunktet er dårlig utviklet på de øverste stasjonene pga lave temperaturer. De nederste stasjonene i vassdraget er imidlertid bedre bufret (pga høyere kalsiumkonsentrasjon), noe som gjør at den lavere pH verdien i vårflommen ikke påvirker algesamfunnet.
- Relativt sett var den mest forsurete stasjonen DAN A02 (Dørålsæter), mens den minst forsurete var DAN A06 (Setninga). Dette kan forklares med kalsiumkonsentrasjonen (kalsiumkarbonat virker som buffer mot forsuring). Også her hadde DAN A02 den laveste kalsiumkonsentrasjonen, mens DAN A06 hadde den høyeste (Lindstrøm mfl. 2004).



Figur 6.3 *Forsuringsindeks AIP i Atnavassdraget. Stasjonene er: DAN A01: Vidjedalsbekken, DAN A02: Dørålsæter, DAN A03: Elgvassli, DAN A04: utløp Atnsjø, DAN A05: o. samløp Setninga, DAN A06: Setninga, DAN A11: Solbakken. Skraverte linjer representerer trender i vårprøvene.*

- De tre øverste stasjonene hadde en økende trend i forsuringsindeksen AIP i løpet av de siste 22 årene. Det betyr at pH har økt og at de øverste og mest sårbare delene av Rondane har vært påvirket av forsuring før, men at denne påvirkningen er minkende.
- På de fire nederste stasjonene var AIP indeksen uendret eller til og med litt synkende (utløp Atnasjø og Solbakken). Generelt er de nederste stasjonene i Atna vassdraget mindre sårbare for forsuring, fordi kalsiumkonsentrasjonen er høyere (Lindstrøm mfl. 2004). Høyere kalsiumkonsentrasjon nedstrøms har ført til at den forsurende effekten av nedbøren har blitt bufret i hele perioden. Dette er grunnen til at den økende trenden i AIP indeksen på de tre øverste stasjonene ikke vises lenger nede i vassdraget.
- På DAN A11 (Solbakken) kan den synkende trenden forklares med at det har vært litt mer eutrofiering tidligere, og eutrofiering motvirker forsuring. Det vil si at den forsuringen som fantes på 1980-tallet ikke ble reflektert i begroingssamfunnet fordi en svak eutrofiering motvirket effekten av forsuringen. Etter hvert som eutrofieringen går tilbake forsvinner den motvirkende effekten, slik at forsuringen nå vises mer enn før, selv om den sure nedbøren er gått tilbake. På DAN A04 (utløp Atnasjø) er effekten vanskeligere å forklare. Vannkjemimålingene viser en synkende trend i pH i Atnsjøen mellom 1990 og 1995, deretter øker pH verdien fram til 2009 (Halvorsen 2010). Årsaken til de forskjellige trendene på AIP indeksen og de kjemiske målingene er ukjent.

6.3.2.1 Artsantallet

Det ble beregnet antall arter innenfor cyanobakterier, grønnalger, rødalger, brunalger og gullalger. Resultatene er vist i **figur 6.4** og Spearman rank korrelasjonskoeffisientene for trendlinjene er vist i **tabell 6.2.**

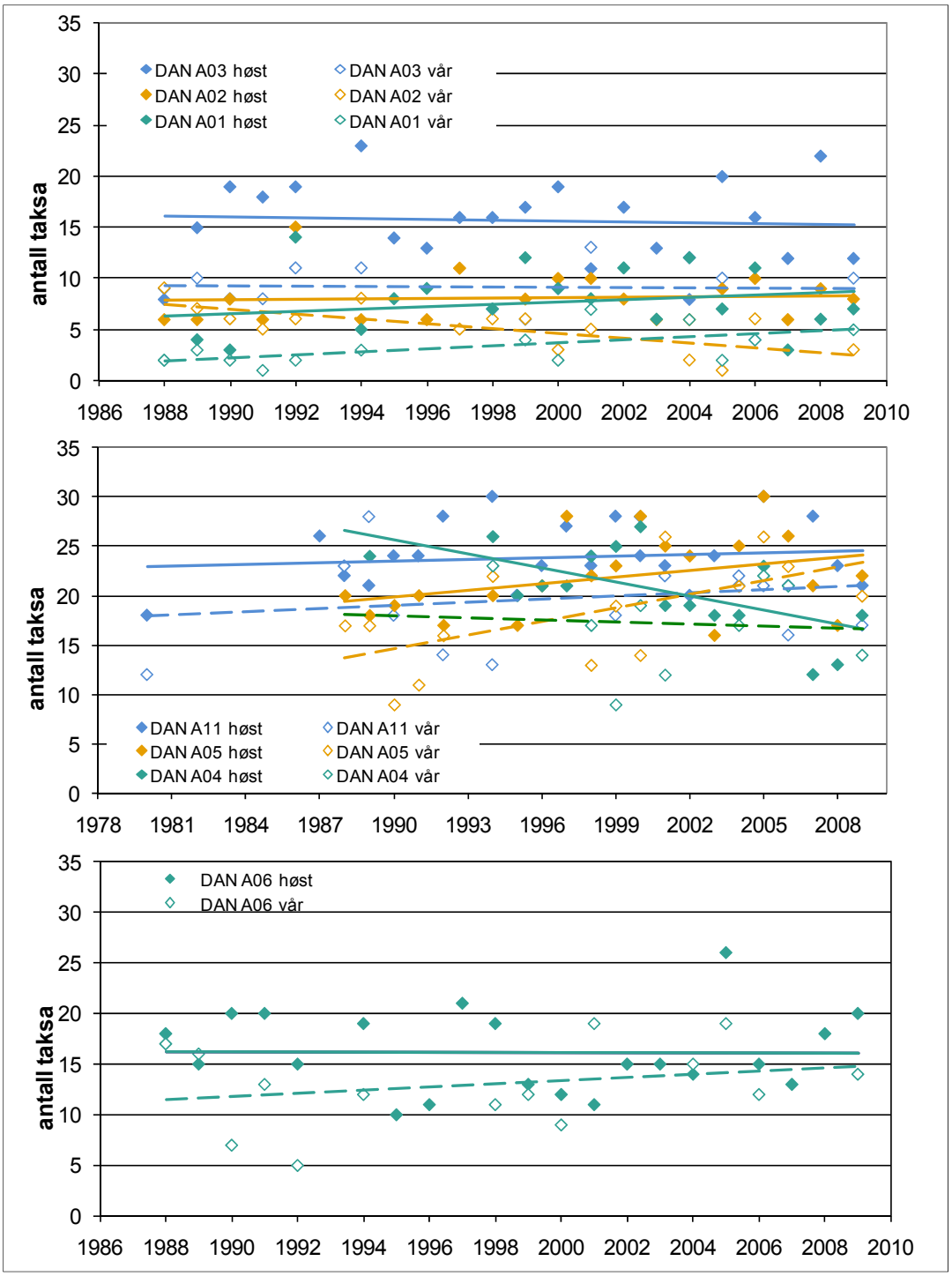
- I vårprøvene var det som regel færre arter enn i høstprøvene.
- Lengst opp i fjellet var det færrest arter, og stort sett ble det funnet flere arter jo lenger ned i vassdraget stasjonen ligger.
- Trendene i artsantallet kunne være forskjellige mellom vår og høst.
- På DAN A01 (Vidjedalsbekken) steg artsantallet om høsten i løpet av de siste 20 årene. Dette kan muligens forklares med den samtidig minkende forsuringen. Forsuring fører ofte til et redusert antall begroingsalger.
- På DAN A02 (Dørålsæter) og DAN A03 (Elgvassli) var det en synkende trend i antall arter om våren, mens artsantallet om høsten var uendret. Dette kan teoretisk forklares med sene vårflommer eller lavere vårtemperaturer i vannet, som begge to kunne forsinke algeveksten. På det nåværende tidspunktet har vi dessverre ikke nok kjemiske eller meteorologiske data for å kunne påvise en eventuell sammenheng. I utløpet av Atnsjøen er derimot tendensen at vårflommen kommer tidligere enn før (Sandlund mfl. 2010).
- På seks av sju stasjoner var trenden i artsantallet om våren mer negativt eller mindre positivt enn i høstprøvene fra samme stasjon. Dette kan ha en sammenheng med vanntemperaturer og dermed klimaforandringer. Unntaket fra dette var DAN A04 (utløp Atnsjø). Denne stasjonen er den eneste i vassdraget som ligger umiddelbart nedenfor en innsjø. En forandring i sirkulasjonsperioder eller interne bølger i innsjøen kan påvirke begroingssamfunnet i utløpet. For å kunne påvise en årsakssammenheng, trengs det også her detaljerte statistiske analyser med data for vanntemperaturer.

6.4 Konklusjoner

- Det er mulig at vi ser en effekt av klimaforandringen i form av en liten eutrofiering og eventuelt i form av et synkende antall arter om våren i de mest upåvirkete og sårbare bekkene øverst i vassdraget. Både minkende forsuring, temperaturforandringer og økende konsentrasjon av næringssalter kan føre til en svak eutrofiering, men for å kunne skille effektene fra hverandre trengs det bedre bakgrunnsdata med vannkjemi.
- De øverste og mest sårbare områdene i Rondane var tidligere påvirket av forsuring, selv om de nok aldri var sterkt forsuret. Dette vises i at forsuringsindeksen AIP har en stigende trend på de tre øverste stasjonene.
- Stasjonen DAN A04 (utløp Atnsjøen) skiller seg litt ut fra de andre stasjonene ved at det her, i motsetning til de andre stasjonene, var et synkende antall arter om høsten og en

synkende trend i forsuringsindeksen. Dette er sannsynligvis en effekt av selve innsjøen på miljøet i elva rett nedstrøms.

- Trendene er ikke sterke og kan derfor bare oppdages gjennom en regelmessig overvåking over lang tid.



Figur 6.4 *Antall arter innenfor cyanobakterier, grønnalger, rødalger, brunalger og gullalger i Atna-vassdraget. Stasjonene er: DAN A01: Vidjedalsbekken, DAN A02: Dørålsæter, DAN A03: Elgvassli, DAN A04: utløp Atnsjø, DAN A05: o. samløp Setninga, DAN A06: Setninga, DAN A11: Solbakken. Skraverte linjer: trender i vårprøvene.*

Tabell 6.2 *Spearman rank korrelasjonskoeffesientene for trendlinjene i figur 11.2 (PIT-indeks), figur 11.3 (AIP-indeks) og figur 11.4 (antall taksa av påvekstalger). Tall med uthevet skrift viser signifikante verdier (p < 0,05).*

Stasjon	*PIT*	*AIP*	*antall taksa*
DAN A11 høst	-0,197628	-0,356719	0,020938
DAN A11 vår	-0,221978	**-0,652747**	0,017641
DAN A06 høst	0,381942	-0,021436	-0,057670
DAN A06 vår	0,485714	0,274725	0,174588
DAN A05 høst	**0,638519**	-0,088312	0,378099
DAN A05 vår	0,213187	0,134066	**0,634363**
DAN A04 høst	0,183824	-0,254902	**-0,663391**
DAN A04 vår	**0,850000**	-0,350000	-0,066946
DAN A03 høst	**0,529870**	0,363636	-0,103651
DAN A03 vår	**0,580858**	0,401099	0,090811
DAN A02 høst	**0,779289**	0,293111	0,212966
DAN A02 vår	**0,602324**	0,123007	**-0,688764**
DAN A01 høst	0,140412	**0,591209**	0,177975
DAN A01 vår	0,358588		**0,564013**

6.5 Litteratur

Elser, J.J., Andersen, T., Baron, J.S., Bergström, A.-K., Jansson, M., Kyle, M., Nydick, K.R., Steger, L. & Hessen, D.O. 2009. Shifts in lake N:P stoichiometry and nutrient limitation driven by atmospheric nitrogen deposition. – *Science 326*: 835-837 (+ supporting online material).

Lindstrøm, E.-A., Johansen, S. W. & Saloranta, T. 2004. Periphyton in running waters – long-term studies of natural variation. Hydrobiologia 531: 63-86.

Sandlund, O.T., Halvorsen, G. & Finstad, A.G. 2010. Klima og hydrologi i Atnavassdraget. S. 12-17 i: O.T. Sandlund (red.) Nettverk for biologisk mangfold i ferskvann – samlerapport 2010. Atna- og Vikedalsvassdragene. NINA Rapport 598.

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

Schneider, S. & Lindstrøm, E.-A. The periphyton index of trophic status PIT: A new index of eutrophication in Norwegian rivers based on non-diatomateous benthic algae. In prep.

7 Bunndyrundersøkelser i Atna, 1986 – 2009

Terje Bongard

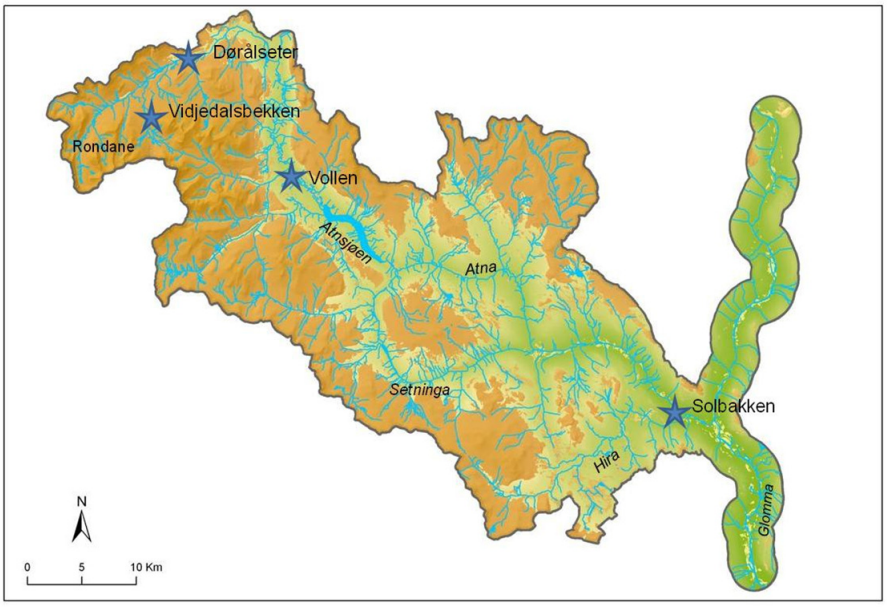
7.1 Innledning

Bunndyrundersøkelser i Atna har pågått hvert år siden 1986, og representerer derfor en av de lengste dataseriene fra urørte vassdrag i Norge (Lindstrøm mfl. 2002, Aagaard mfl. 2004). Atna er et vassdrag som strekker seg fra høyalpin til boreal sone, og endringer i artsforekomster og utbredelser vil kunne gi varsler om større, systematiske endringer i klima eller miljø. Årlige variasjoner i forekomst og utbredelse av bunndyrarter i rennende vann kan imidlertid naturlig være svært store. De fleste bunndyrarter generelt er opportunister. Derfor er overvåkning over lang tid nødvendig for å kunne si noe om reelle langtidsendringer i klima og miljø.

Det er en direkte sammenheng mellom resultatenes kvalitet på den ene siden, og prøvetakingsinnsats, antall prøverunder og stasjonsantall på den andre. Vassdraget er langt og mangfoldig med stryk, loner og sjøer, og er derfor komplisert å overvåke. Området har relativt mange arter sett i relasjon til næringsforholdene. Samtidig opptrer en stor del av artene i lave antall, noe som kompliserer overvåkingen ytterligere. Det bør være et mål å få etablert fangst av klekkende insekter (Malaisefeller) med jevne mellomrom, eksempelvis hvert andre eller tredje år. Dette vil øke kvaliteten på biomangfoldovervåkingen.

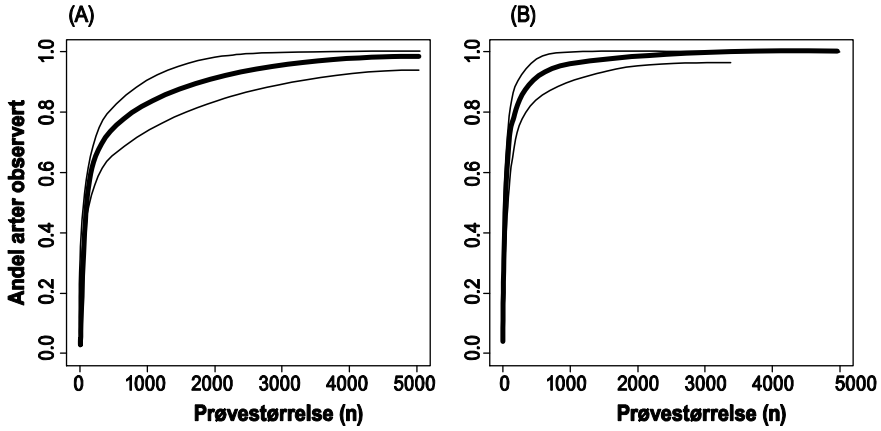
7.2 Metode

En evaluering av resultatenes kvalitet fra 1986 og framover ga i 2002 grunnlag for å endre prøveoppsettet, og ny metodikk ble innført i 2003. Nå tas det prøver fire ganger i sesongen på fire faste stasjoner: Vidjedalsbekken, Dørålseter, Vollen og Solbakken (**figur 7.1**).



Figur 7.1 *Kart over bunndyrstasjonene i Atnavassdraget i perioden fra 2003 til 2009.*

Prøvetaking i rennende vann gir generelt svært usikre data. Alle former for håving eller innsamling av bunndyr er beheftet med store usikkerheter, fordi artene fordeler seg flekkvis i substratet og bestandsstørrelsene varierer fra år til år. En vei å gå for å kompensere for dette er å øke prøvestørrelsen ved å øke antall prøver på hver lokalitet. Enkelt sagt er det slik at jo større prøver, jo flere av de tilstedeværende artene vil bli fanget. Dette kan framstilles grafisk som vist i **figur 7.2**.



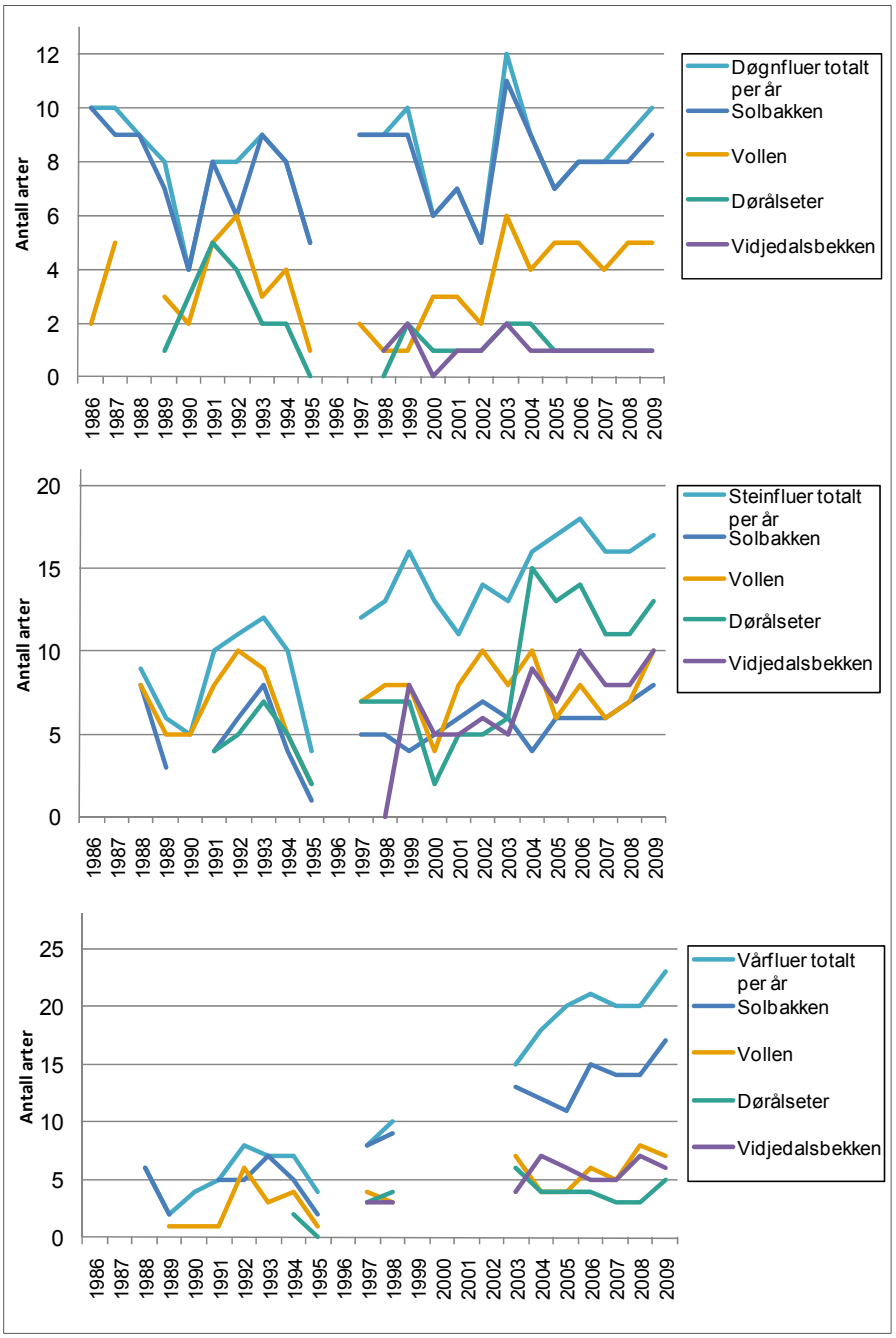
Figur 7.2 *Forventet andel av tilstedeværende arter som blir registrert som funksjon av prøvestørrelse. Eksemplet viser funksjonen for (A) alle de 34 vårflueartene som er funnet i Atna, og (B) og for de 25 vanligste artene. 90 prosent konfidensintervall markert på hver side av grafen.*

Figur 7.2 viser at det er prøvestørrelsen som avgjør sannsynligheten for om arter blir registrert eller ikke. Metodikken som ble innført ved prøvetakingen i Atna i 2003 innebærer derfor at det på hver stasjon tas flere sparkeprøver. Prøvene plukkes for dyr til det ikke lenger oppdages nye arter innen gruppene døgnfluer, steinfluer og vårfluer. Tilstrekkelig prøvestørrelse som må sorteres for å kunne avgjøre at artsregistreringen nærmer seg avflatningen i **figur 7.2,** er som regel mellom fire og seks minutter. Biller, døgnfluer, steinfluer og vårfluer artsbestemmes på laboratoriet. I tillegg til sparkeprøvene utføres håvslaging i vegetasjonen på hver stasjon for å finne voksne individer av de tre sistnevnte gruppene. Den kvantitative registreringen av artenes mengdeforekomst baseres på subsampling under plukking i felt og er derfor ennå usikker. På bakgrunn av subsamplingen oppgis forekomst i en ett-minutts bunnprøve for hver art og gruppe. Metodeomleggingen er gjort for å høyne kvaliteten på kunnskap om artssammensetting og artsutbredelse i elva uten å øke budsjettet. Omleggingen gir høyere kvalitet på undersøkelsene ved at registrering av arter og vurderinger av deres årlige svingninger i forekomstene er forbedret. På grunn av en større innsats per prøve og lokalitet må imidlertid antall stasjoner reduseres, slik **figur 7.1** viser: Vidjedalsbekken, Dørålseter, Vollen og Solbakken undersøkes fire ganger i året. Denne metoden er foreslått til klassifisering av rennende vann i forbindelse med oppfølgingen av Vanndirektivet (Bongard & Aagaard 2006, Bongard mfl. 2010).

7.3 Resultater og diskusjon

Svingninger i antall arter i hele tidsperioden fra 1986-2009 er framstilt i **figur 7.3.** Figuren viser at artsregistreringene svinger betydelig fra år til år, og at Surbermetoden i tillegg til uregelmessige prøvetakinger før 2003 ga store ulikheter i artsregistreringene. I 1995 ble det for eksempel bare tatt Surberprøver på tre stasjoner den 8. august, under suboptimale forhold. Det gir tydelige utslag på antall arter registrert for dette året. Metodeomleggingen i 2003 førte til at de vanligste artene innen gruppene døgnfluer, steinfluer og vårfluer nå registreres årvisst. Bortsett fra for steinfluene er det en sonering i artsforekomster ved at artsantallet øker nedover vassdraget. De fleste steinfluer er kaldtvannsspesialister og har høyest diversitet på Dørålseter (**figur 7.3**).

De mest interessante årene er 2003 og 2004. I 2003 var antall steinfluearter lavt, noe som særlig skyldes færre arter på Dørålseter. Antall døgnfluearter var i 2003 imidlertid det høyeste som noen gang er registrert. I 2004 var situasjonen motsatt (**figur 7.3**). Prøvetaking i rennende vann gir dårligere resultat under høye vannføringer, som dermed gir færre artsregistreringer. Tidspunktene for prøvetaking forsøkes derfor lagt til perioder med lav vannføring, men dette er ikke alltid vellykket. Svingninger i artsregistreringer kan dermed også skyldes vanskelige prøveforhold på enkelte tidspunkter. Ingen av årene 2003-2009 stikker seg imidlertid ut som unormale i forhold til det som forventes av svingninger i artsantall fra år til år.



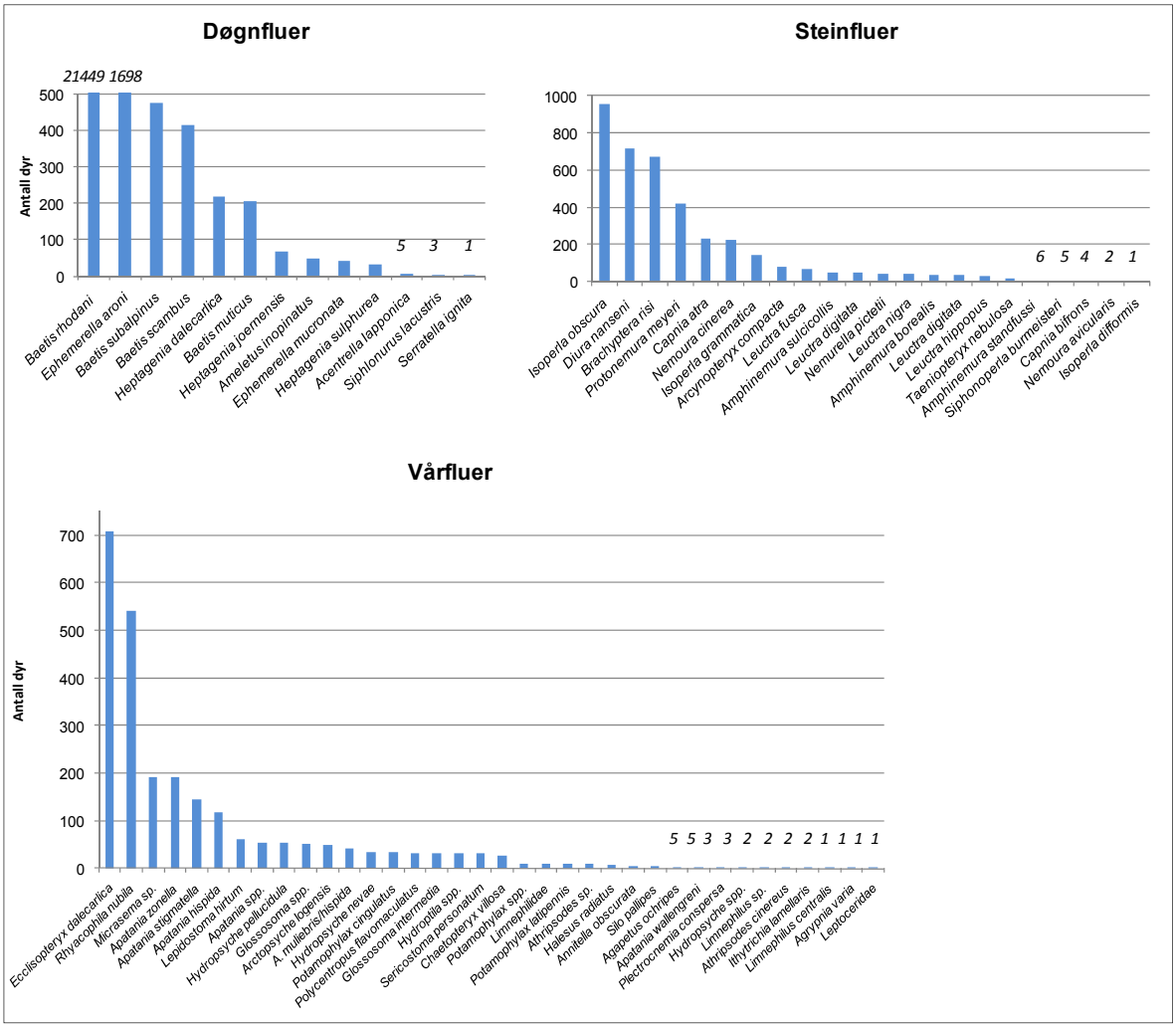
Figur 7.3 *Antall registrerte arter per år på fire stasjoner i Atnavassdraget av: døgnfluer (øverst), steinfluer (midten) og vårfluer (nederst).*

Årsakene til de store ulikhetene i registreringer er flere. Insekter har reelle og store årlige ulikheter i forekomst, noe som kan skyldes artenes økologi og fenologi. Detaljene omkring værforhold under klekking kan ha avgjørende betydning for om arter slår til i store antall. Sykdommer og infeksjoner har stor betydning for alle organismer, men hos disse artene finnes det så godt som ingen kunnskaper om dette.

Lave bestander er vanskeligere å registrere, slik at det til tross for økt prøvetakingsintensitet finnes en nedre bestandsgrense hvor registrering av arten blir tilfeldig (stokastisk). Det totale artsantallet i Atna øker derfor med økende antall prøvetakingsår og innsats (Aagaard mfl. 2004). Dette illustrerer også at de fleste arter opptrer i svært lave forekomster. Uten et enda tettere og mer intensivt prøveprogram vil mange arter derfor bare bli registrert tilfeldig fra år til år. På grunn av disse forholdene registreres det derfor fremdeles nye arter, selv etter 24 år. De følgende er nye arter for Atnavassdraget registrert i perioden 2003-2009:

- En voksen hunn av steinfluen *Isoperla difformis* funnet på Solbakken i 2008. Arten er ellers relativt vanlig forekommende på Østlandet.
- En nymfe av døgnfluen *Serratella ignita* funnet på Solbakken i 2009. Denne arten er noe mer uvanlig på Østlandet.
- En voksen hann av vårfluen *Limnephilus centralis* funnet på Dørålseter i 2003. Arten er ellers vanlig forekommende på Østlandet.
- En voksen av vårfluen *Agrypnia varia* funnet på Vollen i 2007. Arten er relativt vanlig i temporære dammer på Østlandet.
- To eksemplarer av vårfluen *Athripsodes cinereus* funnet på Solbakken i 2006. Denne arten er svært vanlig i både elver og vann over hele Østlandet.

De totale forekomster av hver art for de ulike stasjonene fra 2003 til 2009 er framstilt i **figur 7.4**. Figuren viser at faunaen domineres av noen få arter som opptrer i svært store antall. Artsdiversiteten består imidlertid av et flertall arter med lave eller svært lave forekomster. Resultatene illustrerer at registrering av arter med lave forekomster er svært ressurskrevende, i det et svært stort prøvemateriale er nødvendig.



Figur 7.4 *Antall individer av hver art døgnfluer, steinfluer og vårfluer basert på prøver fire ganger i året for perioden 2003-2009. Individantallet tilsvarer 28 prøveminutter. Skalaen for døgnfluer er endret for å vise det enorme antallet* Baetis rhodani *og* Ephemerella aroni*. Antallet eksemplarer av de minst forekommende artene er notert over søylene.*

7.3.1 Døgnfluer

Med den nye arten *Serratella ignita* som ble registrert i 2009 er det i årene 2003-2009 funnet til sammen 13 av de 15 artene døgnfluer som totalt er registrert i vassdraget. De to artene som ikke ble registrert er *Siphlonurus aestivalis* og *Leptophlebia sp.*, som begge er vanlige arter ellers på Østlandet.

Artenes variasjoner i utbredelse og forekomst fra år til år kan ha naturlige årsaker eller skyldes (menneskeskapte) klimaendringer. *Baetis rhodani* ble ikke registrert i Vidjedalsbekken i årene 1986 til 1997. Så ble det funnet ca 20 individer totalt i perioden 1998-2002. Fra 2003 og til 2009 er arten funnet i hver prøve med jevnt over høye antall individer per minutt, noe som indikerer at arten har etablert seg i Vidjedalsbekken. Søsterarten *B. subalpinus*, som ble registrert i Vidjedalsbekken for første gang i 2003, er ikke funnet igjen siden. Denne arten har hatt uregelmessige forekomster i hele vassdraget gjennom alle år. Etableringene i Vidjedalsbekken som har skjedd de siste årene er svært interessante. Døgnfluer er dårlige flygere og trenger rolige vindforhold og god temperatur for å forflytte seg oppstrøms og etablere bestander i bekken. I og med at dette er et upåvirket område i forhold til andre typer inngrep er etableringen av disse døgnflueartene en indikasjon på at klimaet blir varmere. De andre søsterartene i *Baetis*-slekta, *B. scambus* og *B. muticus*, er ikke registrert i Vidjedalsbekken ennå. Flere år med registreringer vil vise om det er naturlige svingninger i utbredelsene av disse artene eller om de etablerer seg permanent høyere til fjells.

7.3.2 Steinfluer

Inkludert funnet av *Isoperla difformis* er det i perioden 2003-2009 registrert 21 av totalt 25 steinfluearter funnet i hele undersøkelsesperioden i Atna. Det er til sammenligning funnet 28 arter steinfluer i Hedmark, men de sju artene som ikke er funnet i Atna er enten rødlistede (dvs svært sjeldne) eller foretrekker stillestående vann (Aagaard & Dolmen 1996). Steinfluene har generelt jevnere forekomster enn døgn- og vårfluer. Særlig *Capnia*-artene som tidligere forekom i store antall har gått tilbake de senere årene. De er erstattet av de større rovformene *Isoperla obscura* og *Diura nanseni*. Dette er en trend som også observeres i for eksempel i Surna og Barduelva (Bongard 2009, Johnsen 2010). Steinfluer er kaldtvannstilpasset, og man kan forvente at eventuelle klimaendringer vil slå ut på denne gruppen.

7.3.3 Vårfluer

I 1986 ble det fanget 38 arter vårfluer totalt, og flest arter ble fanget i Malaisefeller som fanger flygende insekter (imagines). Inkludert de tre nye artene (i 2003, 2006 og 2007) ble det i perioden 2003-2009 registrert 28 av de nå totalt 41 arter vårfluer som er funnet i bunnprøver og flygefeller i hele overvåkingsperioden i Atna (Aagaard mfl. 2004). Manglende kontinuitet i vårfluedataene i **figur 7.3** skyldes at det fremdeles er materiale fra enkeltår som ikke er artsbestemt.

I dette materialet av vårfluer er det *Ecclisopteryx dalecarlica, Rhyacophila nubila* og *Apatania*-artene som dominerer. Førstnevnte har tidligere vært vurdert som rødlistet i Norge, men har de senere årene økt i antall og utbredelse i Sør-Norge.

Registreringer av vårfluefaunaen i rennende vann ved hjelp av bunnprøver er mer usikker enn for stein- og døgnfluer, fordi husbyggende arter har dårlig fangbarhet. De som ikke er registrert siden Malaiseundersøkelsene i 1986 faller i to kategorier:

- Slekter hvor mange ikke kan artsbestemmes som larver (*Micrasema, Hydroptila* og flere *Apatania*-arter).
- Arter som foretrekker stillestående vann (*Limnephilus*-arter, *Phacopteryx brevipennis*).

7.3.4 Andre grupper

Generelt er det få andre grupper av bunndyr i Atna (Lindstrøm mfl. 2002). Fjærmygg er den mest artsrike og vanligst forekommende bunndyrgruppa i rennende vann generelt, og slik er det også i Atna. Gjennomsnittlig antall fjærmygg for de 28 prøvene var 340 individer, noe som anses for å være et forventet antall per minutt. Fjærmygg har på nytt blitt undersøkt med Ma-

laisefeller i 2008 av Vitenskapsmuseet, NTNU (E. Stuhr, pers. informasjon). I dette materialet ligger også stein- og vårfluer som ikke er sortert ut eller artsbestemt. Resultatene av fjærmyggundersøkelsene er ikke rapportert ennå. I bunndyrmaterialet fra Atna svinger antallet fjærmygg mye mellom stasjoner og år, og de kan noen ganger være nesten borte, særlig i de nedre deler av elva.

Snegl, for eksempel *Lymnaea peregra,* registreres kun på nederste stasjon hvert år. Dette skyldes sannsynligvis et lavt kalkinnhold i vassdraget. Det er svært lite muslinger og snegler av familien *Planorbidae* i materialet Det er også lave antall midd og fåbørstemark i prøvene, og dette gjenspeiler lite eutrofiering i Atna.

Lav artsdiversitet innen andre bunndyrgrupper som tovinger og biller kan være en av grunnene til at det år om annet registreres svært store oppblomstringer av enkeltarter. Lavt artsmangfold synes å kunne føre til at bestander enkelte år kan få store oppblomstringer. Eksempler på dette er den enorme forekomsten av en art sommerfuglmygg, *Psychodidae*, i Vidjedalsbekken 1999, subsamplet til omtrent 3000 individer per m^2. Bestanden var så godt som borte året etter, og i hele perioden 2003-2009 er det bare registrert 7 individer totalt i 28 prøveminutter.

7.4 Konklusjon

Etableringene høyere opp i vassdraget av døgnfluen *Baetis rhodani* og vårfluen *Ecclisopteryx dalecarlica* er kommet de senere årene. Nye registreringer av arter på nye lokaliteter høyere opp i vassdraget er resultater av oppstrømsflukt som har ført til vellykket egglegging, klekking og oppvekst i områder som tidligere ikke var innen artens utbredelsesområde. Hvis arter opprettholder nye bestander over tid kan dette være en indikasjon på mer permanente klimaendringer. Variasjonene i forekomster og utbredelser er imidlertid store og kan være utslag av større sykluser over tiår. Det er store årlige variasjoner i antall og artsmangfold hos de fleste arter, noe som kan skyldes påvirkninger eller naturlige svingninger. Resultatene kan derfor ikke brukes til entydig å slå fast at det foregår nyetableringer av arter på grunn av endringer i klima.

Resultatene viser at metode og innsats har avgjørende betydning for kvaliteten på artsregistreringer og overvåking av vassdragets fauna. Metodeomleggingen i 2003 har bedret resultatene, og artsinventaret registreres bedre enn før. Biomangfoldet består imidlertid først og fremst av arter med lave forekomster som har stor usikkerhet i forhold til registrering. For å overvåke disse artenes forekomster må prøveinnsatsen økes ytterligere. Fangst av voksne insekter med Malaisefeller ville ha bedret kvaliteten på overvåkingen betraktelig. Mange av artene, særlig blant steinfluene, er kun registrert som voksne i håvslagprøver i kantvegetasjonen. Resultatene viser at å dokumentere nøyaktige svingninger i artsforekomster og arter med lave forekomster krever økt prøvetakingsinnsats.

7.5 Litteratur

Bongard, T. 2009. Forundersøkelser av bunndyr i Barduelva med hensyn på å undersøke effekten av tiltak. Notat 8 s.

Bongard, T. & Aagaard, K. 2006. BIOKLASS. Klassifisering av økologisk status i norske vannforekomster - elver. Forslag til bunndyrindeks for definisjon av Vanndirektivets fem nivåer for økologisk status. NINA Rapport 113, 28 s.

Bongard, T., Diserud, O.H., Sandlund, O.T. & Aagaard, K. 2010. An index for classifying running waters under the EU-WFD. Manus under utarbeidelse.

Johnsen, B.O. 2010. Surnarapport 2008-2009. NINA Rapport under utarbeidelse.

Lindstrøm, E-A, mfl. 2002. FORSKREF – Forsknings- og referansevassdrag. Årsrapporter Atna og Vikedal 1997-1999. Rapport nr. 7.

Aagaard, K. & Dolmen, D. 1996. Limnofauna Norvegica. Tapir forlag.

Aagaard, K., Solem, J.O., Bongard, T. & Hanssen, O. 2004. Studies of aquatic insects in the Atna river 1987-2002. Side 87-105 i Sandlund O.T. & Aagaard, K. (red.). The Atna river: Studies in an Alpine-Boreal Watershed. Hydrobiologia 521.

8 Fiskebiologiske undersøkelser i Atnsjøen fra 1985 til 2009

Randi Saksgård og Trygve Hesthagen

8.1 Innledning

Hensikten med undersøkelsen i Atnsjøen er å følge fiskesamfunnet over tid for å dokumentere naturlige svingninger og eventuelle endringer som skyldes menneskelig påvirkning eller forurensning. Det har vært prøvefisket i Atnsjøen hvert år siden 1985. Fiskesamfunnet i innsjøen består av røye, aure, steinsmett og en sparsom bestand av ørekyt. Huitfeldt-Kaas (1918) antok at røya hadde spredt seg naturlig til Atnsjøen. Dette gjelder med all sannsynlighet også aure og steinsmett (Hesthagen & Sandlund 2004). Ørekyt ble introdusert tidlig på 1960-tallet som resultat av fiske med levende agn.

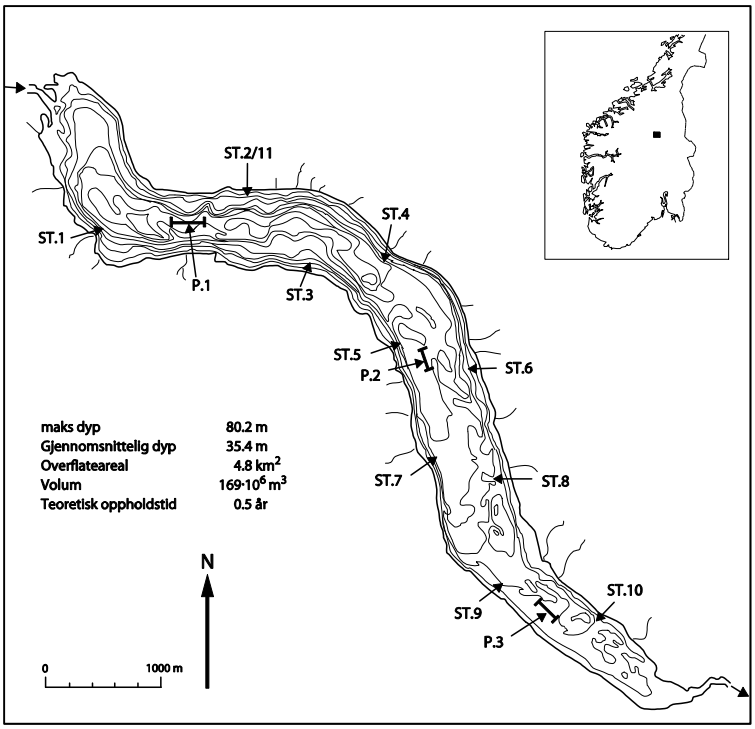
8.2 Materiale og metoder

Ved prøvefiske i Atnsjøen ble det i perioden 1985-1993 benyttet bunngarn og flytegarn med åtte forskjellige maskevidder fra 16-45 mm (Hegge mfl. 1989, Saksgård & Hesthagen 2004). I denne perioden ble garna bare satt i nordenden av sjøen (stasjon 2/11; **figur 8.1**). Fra og med 1994 er det benyttet bunngarn av typen nordiske oversiktsgarn. Et slikt garn er 30 m langt og 1,5 m dypt (45 m^2), og består av 12 ulike maskevidder fra 5,0-55,0 mm (Appelberg mfl. 1995). Hver maskevidde er følgelig representert med en lengde og areal på henholdsvis 2,5 m og 3,75 m^2. Oversiktsgarna ble til og med 2001 satt på 10 stasjoner fordelt på sju ulike dyp: 0-3, 3-6, 6-12, 12-20, 20-35, 35-50 og 50-75 m, totalt 56 garn. I tillegg ble det satt en flytegarnserie med åtte ulike maskevidder: 10, 12,5, 16,5, 22, 25, 29, 37 og 45 mm på 0-6 og 6-12 m dyp på tre stasjoner. En slik serie er sammensatt av to lenker á fire garn som er 6,75 m lange og 6 m dype (40,5 m^2), dvs. at én serie er 54 m lang og dekker et areal på 324 m^2. I 2002 ble innsatsen redusert til åtte bunngarnstasjoner (45 oversiktsgarn) og to flytegarnstasjoner. Ved sammenligningen av fangstutbytte for hele forsøksperioden, er det ved beregning av fangstene på oversiktsgarna i 1994-2009 bare inkludert fisk tatt på garn med maskevidder mellom 16 og 45 mm. Det er de samme maskeviddene som inngikk ved prøvefisket fra 1985 til 1993. I denne perioden har vi dessuten kun inkludert bunngarnfangstene fra stasjon 2/11. I de tilfellene fangsttallene fra prøvefiske i 1994-2009 er skilt fra de fra tidligere årene (1985-93), er alle maskevidder og stasjoner inkludert. Fangstutbyttet (Cpue) er beregnet som antall fisk fanget pr. 100 m^2 garnareal pr. natt, dvs ca 12 timers fiske.

Røyas alder er bestemt ved hjelp av otolitter, mens det for aure er brukt både skjell og otolitter. Tilbakeberegnet vekst er basert på formelen: FLi=SOli/SOr x FLf , der FLi er fiskens lengde ved alder i, SOli er skjell- eller otolittlengde ved sone i, SOr er skjell- eller otolittradius og FLf er fiskens lengde ved fangst (Francis 1990). Beregnet andel ungfisk i Atnsjøen er basert på fisk i aldersgruppene 1-3 år. Dette er fisk som ikke er kjønnsmoden.

Som et mål på årlig vekstøkning har vi benyttet tilbakeberegnet lengdevekst i tredje leveår, og bare for treåringer ved fangståret. Det betyr eksempelvis at en fisk på 3+ som ble fanget i august 2005 hadde sin tredje vekstsesong ett år tidligere (2004). Plusstegnet viser tilveksten fra siste vår og fram til fangst i august 2005.

Fiskens næringsvalg ble uttrykt som vektprosent av ulike næringsdyr, fordelt enten på art eller ulike grupper. Antall individ av hver art/gruppe ble telt i hver mageprøve. Hvert år er mellom 5-30 mageprøver hos røye og aure fra hvert habitat undersøkt. For hver fiskeart og habitat er et maksimum på 100 dyr av hver art/gruppe lengdemålt (kroppslengde eller hodebredde). Det er utarbeidet likninger for omrekning fra lengde/bredde til vekt for ulike dyregrupper (Breistein & Nøst 1997).



Figur 8.1 *Oversikt over ulike garnstasjoner i Atnsjøen. ST er bunngarnstasjoner og P er flytegarnstasjoner.*

8.3 Resultater og diskusjon

Antallet av de ulike fiskeartene som er fanget på bunn- og flytegarn i august 1985-2009 er vist i **tabell 8.1.** Steinsmett ble første gang registrert i garnfangstene i 1990. Siden 1994 har det vært benyttet oversiktsgarn, og steinsmett har vært fanget hvert år med unntak av 2004. Ørekyt er registrert fem ganger under prøvefiske de siste seks årene. I epibentisk sone (stasjon 2/11) dominerer auren i litoralen (0-12 m), mens tettheten av røye er størst i dypere områder (12-35 m) (**figur 8.2**). Fangstutbyttet av røye i litoralsonen økte i perioden 1993-96, mens det var en tilsvarende reduksjon i fangstene av aure. I de dypere områdene av epibentisk sone (12-35 m) var det i perioden 1985-2001 en gradvis økning i fangstutbyttet av røye, til 27 individ pr. 100 m^2 garnareal (Cpue). Deretter inntraff en fireårsperiode med en kraftig nedgang i Cpue hos røye på alle dyp, til bare to individ pr. 100 m^2 garnareal (12-35 m) i 2004. I samme periode har likevel fangstutbyttet av røye i dypere områder av pelagisk sone (6-12 m) vært forholdsvis høyt. Siden 2006 har det vært en markant økning i fangstene av røye i epibentisk sone (0 - 35 m), mens fangstene i pelagisk sone gikk tilsvarende ned. I dybdeintervallet 35-75 m har det bare blitt fanget én aure (1993), mens fangstutbyttet av røye har ligget under fem individ pr. 100 m^2 garnareal (Cpue), med unntak for 1991, 1996 og 2003. I perioden 1994-2002 har det vært en nedgang i det totale fangstutbyttet av røye i Atnsjøen, og siden har det ligget på et forholdsvis lavt nivå (**figur 8.3**). I denne perioden har derimot fangstene av aure vært mer stabile. Det er flere faktorer som kan ha betydning for fangstutbyttet hos fisk. Blant annet kan temperatur- og næringsforholdene i de ulike områdene ha betydning på hvor fisken oppholder seg ved ulike tidspunkt. Dessuten vil faktorer som påvirker rekrutteringen virke direkte på fangstutbyttet.

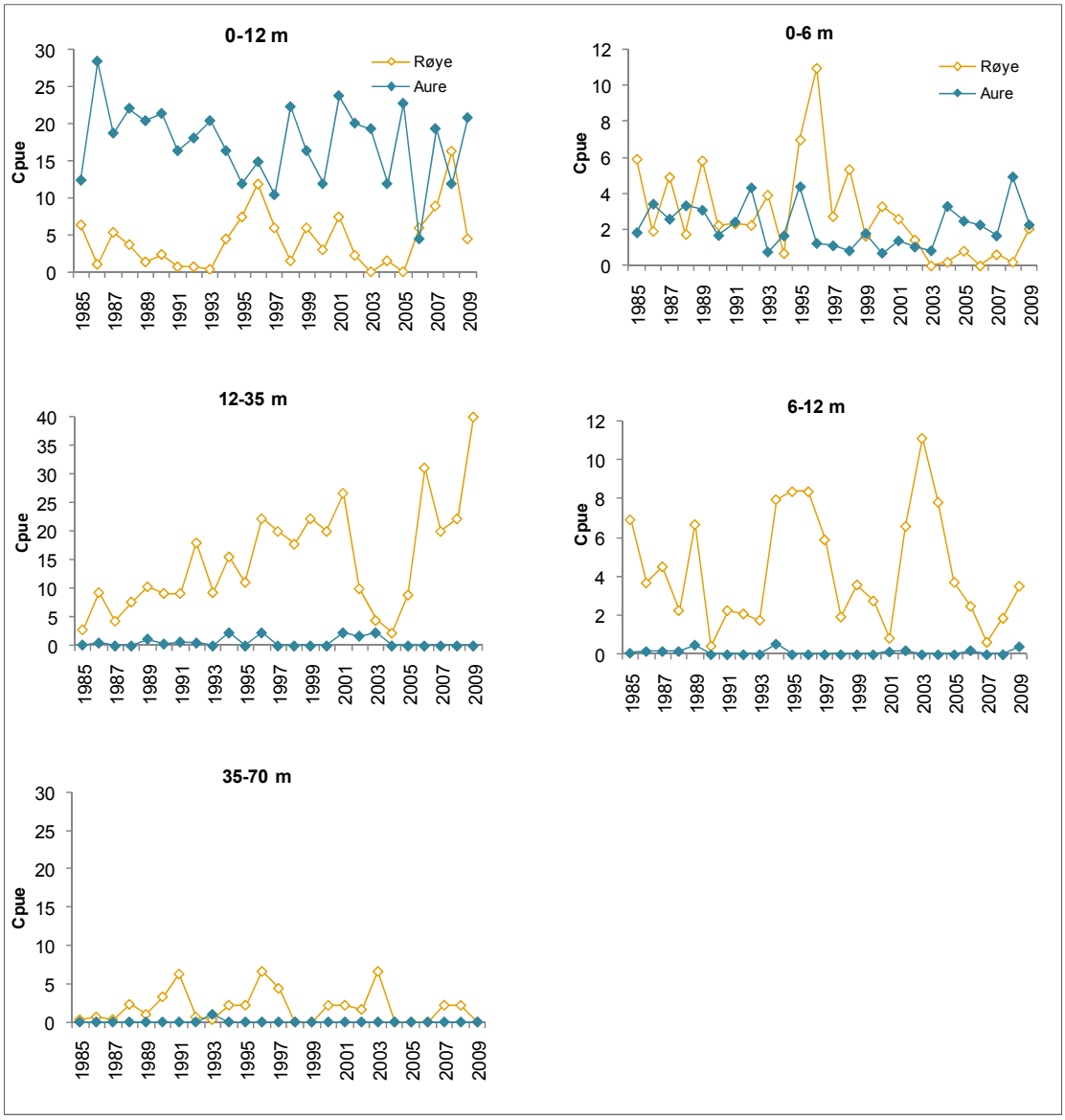
Røye dominerer fangstene i pelagisk sone, men antallet varierer en del mellom år (**figur 8.2**). I likhet med de epibentiske fangstene var det som tidligere nevnt en økning i fangstutbyttet i perioden 1993-96. Deretter har fangstene av pelagisk røye avtatt noe, og i de øvre vannlagene av pelagisk sone (0-6 m) har utbyttet holdt seg på et lavt nivå. I de dypere områdene (6-12 m) har fangstene av røye vært mer variable, med størst utbytte i 2003. Pelagisk aure har hovedsakelig vært fanget nær overflaten (0-6 m), der Cpue har vært på 1-5 individ (0-6 m). I både 1995 og 1996 var det et relativt stort fangstutbytte av røye i både pelagisk og epibentisk sone. Dette kan være en indirekte effekt av flommen i Atnavassdraget våren 1995. I Atnsjøen er dyreplankton røyas viktigste næringsdyr i begge habitatene (**figur 8.10**). Undersøkelser av dyreplanktonet i august 1995 viste at tettheten av de fleste artene var større enn i tidligere år (Hal-

vorsen mfl. 2004). Dette kan sannsynligvis skyldes større tilførsel av organisk og uorganisk materiale som følge av flommen. En økning i biomassen av dyreplankton dette året kan derfor ha resultert i bedre næringstilgang for røye. Det ble ikke funnet noen sammenheng (r^2<0,2) mellom fangstutbytte av aure eller røye og mengde krepsdyr i Atnsjøen (**figur 8.4**).

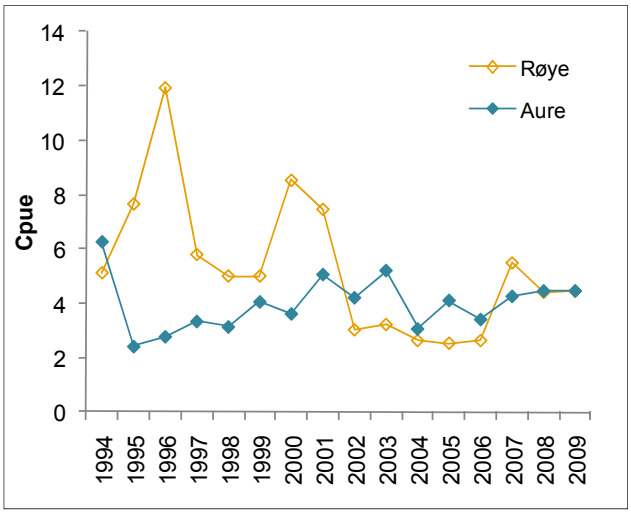
Tabell 8.1 *Antall røye, aure, steinsmett og ørekyt fanget på bunngarn (BG) på stasjon 2/11 og samlet på alle stasjoner fra og med 1994, og flytegarn (FG) i Atnsjøen, august 1985-2009.*

	Røye			Aure			Steinsmett	Ørekyte
	BG	BG		BG	BG		BG (totalt)	BG
År	St.2/11	(totalt)	FG	St.2/11	(totalt)	FG		(totalt)
1985	37		154	38		23		
1986	62		67	88		43		
1987	43		113	56		33		
1988	64		48	66		42		
1989	68		150	68		43		
1990	72		43	66		34	14	
1991	80		51	53		29	3	
1992	112		52	57		52	4	
1993	58		8	63		9		
1994	46	129	65	13	157	19	4	
1995	40	193	116	10	61	32	10	
1996	58	301	144	14	70	10	4	
1997	37	146	63	11	84	8	2	
1998	18	126	40	21	79	4	3	
1999	38	126	39	24	102	13	4	
2000	32	215	48	10	91	6	5	
2001	36	188	27	22	127	11	1	
2002	11	61	39	19	85	6	1	
2003	9	65	54	14	105	5	5	
2004	5	53	41	19	62	18		1
2005	10	51	22	21	83	12	2	1
2006	24	53	12	3	69	12	4	
2007	27	111	6	18	86	9	5	3
2008	41	89	10	11	90	15	2	4
2009	34	90	28	18	90	13	3	7
Totalt	1 062	1 997	1 440	803	1 441	501	76	16

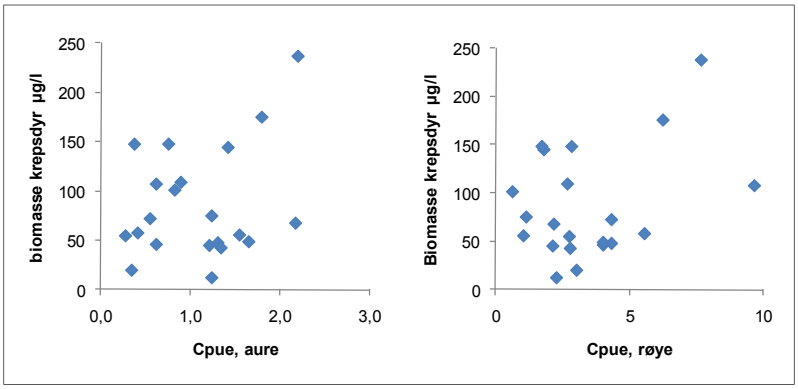
Andelen ungfisk av aure i aldersgruppene 1 til 3 år på bunngarn ligger hovedsaklig på 50-70 % (**figur 8.5**). Den lave andelen i 1996 kan skyldes den ekstremt høye vassføringen i vassdraget i juni ett år tidligere (Tvede 2004). Denne flommen kan ha ført til høyere dødelighet hos ungfisken i Atna elv sammenlignet med år uten flom. Hos røye var det også en høy andel ungfisk i bunngarnfangstene fram til og med 2002, med 54-93 %. Deretter sank den til under 40 % (**figur 8.5**). Dette kan tyde på at røya har hatt dårligere rekruttering eller overlevelse i de siste årene. I pelagisk sone er andelen ungfisk lav både hos aure og røye. Dette er er en vanlig observasjon, og skyldes trolig at ungfisk er mer avhengig av skjulmuligheter pga større risiko for å bli spist av større fisk.



Figur 8.2 *Fangstene av aure og røye pr. 100 m² garnareal (Cpue) i ulike dyp av epibentisk (bunngarn, stasjon 2/11) og pelagisk sone (flytegarn, stasjon 1-3) av Atnsjøen, august 1985-2009.*

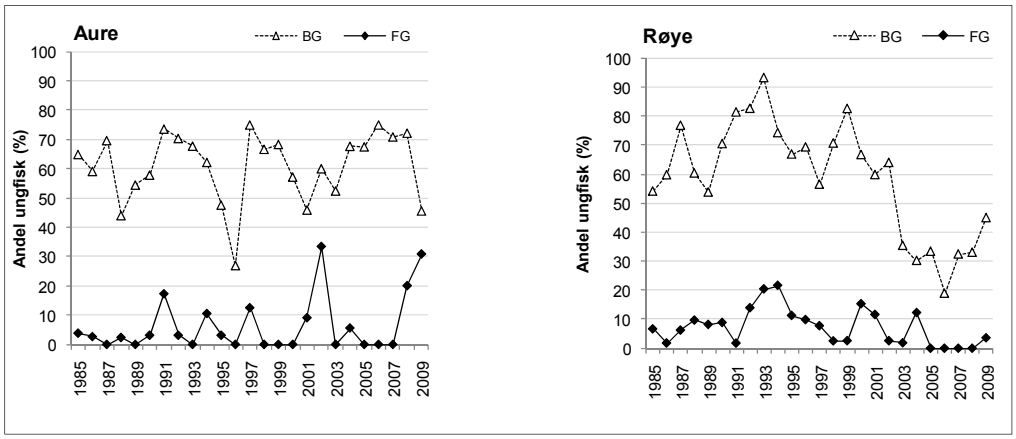


Figur 8.3 *Fangst pr. 100 m² garnareal (Cpue) av epibentisk aure og røye på 10 ulike stasjoner i Atnsjøen (åtte stasjoner i 2002-09) på 0-75 m dyp i perioden 1994-2009.*



Figur 8.4 *Biomasse av krepsdyr (µg/l) i forhold til fangstutbytte (Cpue) av aure og røye i pelagisk sone av Atnsjøen i august 1989-2009.*

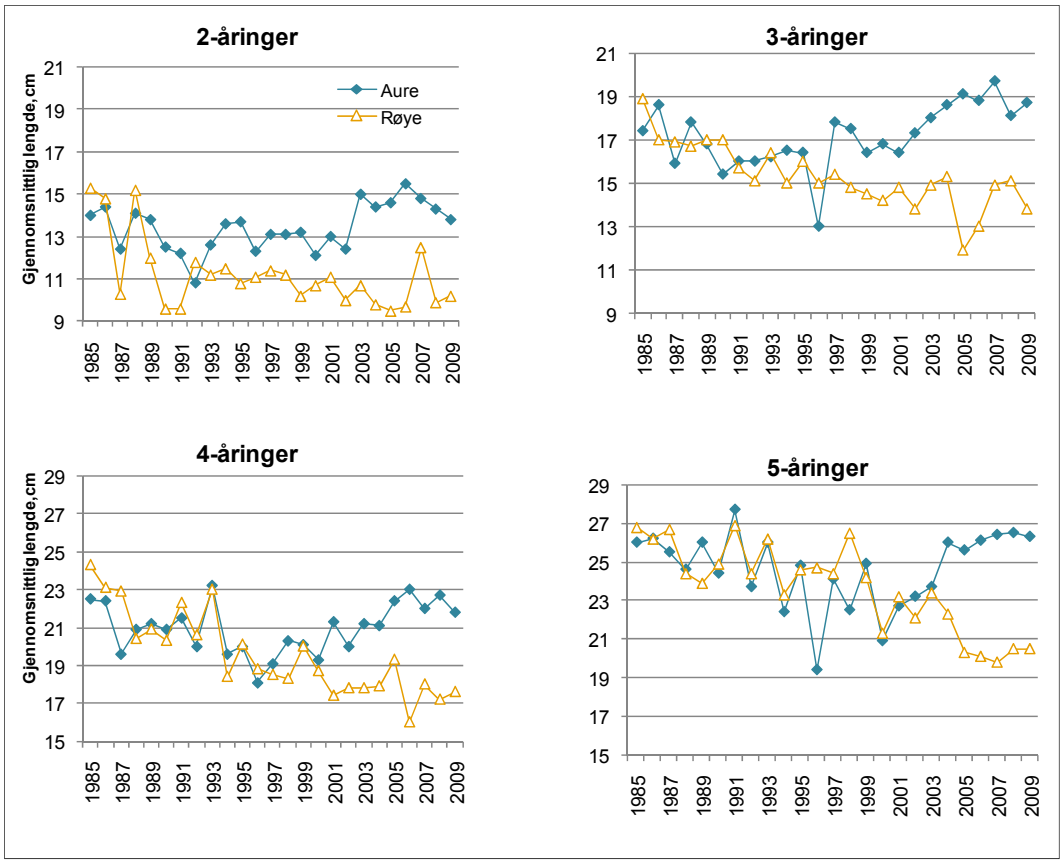
Røya har hatt en nedgang i gjennomsnittlig lengde blant individ i aldersgruppene 2-5 år (**figur 8.6**). Hos 5-åringene har imidlertid variasjonen i årlig tilvekst vært relativt stor. Auren hadde også avtagende lengdevekst frem til begynnelsen av 1990-årene, men deretter har den økt. I 1996 var det en svært dårlig vekst hos aure i alle de fire aldergruppene. Dette kan ha sammenheng med lave temperaturer dette året, spesielt i juni og juli (jfr **figur 8.7**). Beregninger for perioden 1983-2009 viser en signifikant økning i temperaturen i utløpet av Atnsjøen (Sandlund mfl. 2010). Dette gir en gjennomsnittlig temperaturøkning i august på ca én grad over denne perioden (**figur 8.7).**



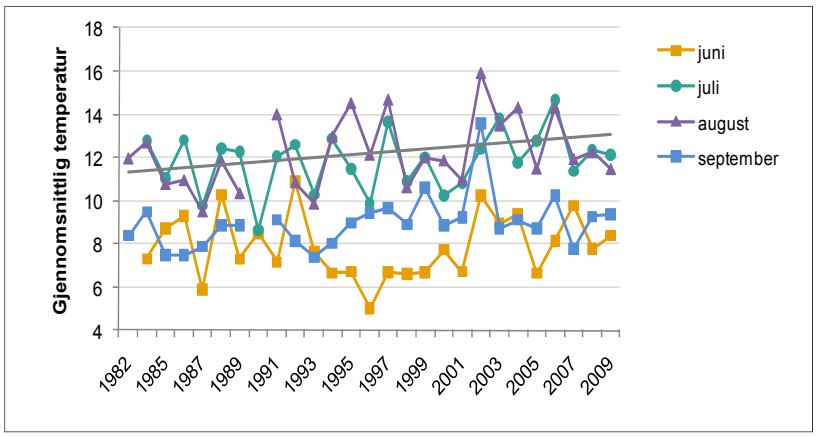
Figur 8.5 *Andel ungfisk (1-3 år) av aure og røye fanget i bentisk (BG) og pelagisk (FG) sone av Atnsjøen, 1985-2009.*

Tilveksten i 3. leveår hos både aure og røye viser til dels store årlige vekstforskjeller, men med størst tilvekst hos aure (**figur 8.8**). Det er vanlig at røye har en dårligere vekst og blir seinere kjønnsmoden enn auren (Elliott & Barody 1995). Dette kan skyldes at auren fortrenger røya til dypere områder med lavere temperatur (Hegge mfl. 1989, Langeland mfl. 1991). Hos røye i Atnsjøen har det vært en klar reduksjon i veksten gjennom undersøkelsesperioden. Auren hadde en svært dårlig vekstsesong i 1993, og i motsetning til hos røya var dette også tilfelle i 1995 (**figur 8.8**). Veksten hos fisk er i stor grad bestemt av temperaturforhold og næringstilgang, samt fiskens størrelse (Elliott 1976, Forseth & Jonsson 1994). Hos aure i Atnsjøen er tilveksten hos 3-åringene sterkest korrelert til antall dager over 11 °C (r^2=0,48; **figur 8.9**). Ved å ekskludere dataene fra 1995, ble denne sammenhengen enda sterkere (r^2=0,59, $p < 0,0001$). Vi fant også en god sammenheng mellom antall dager over 9 (r^2=0,40, $p < 0,001$) og 10 °C (r^2=0,41, $p < 0,0001$) og tilveksten i tredje leveår. Resultatene tyder på at faktorer knyttet til flommen i 1995 påvirket aurens tilvekst. Hos røye fant vi ingen tilsvarende korrelasjon mellom tilvekst og antall dager med temperaturer over 9, 10 eller 11 °C. Det er tidligere for perioden 1985-1996 funnet en statistisk signifikant sammenheng mellom årlig tilvekst hos ulike aldersgrupper av både aure og røye og antall dager over henholdsvis 6-10°C og 8-10°C, men noe mindre for røye enn aure (Hesthagen mfl. 2004). Hos aure var sammenhengen bedre for indi-

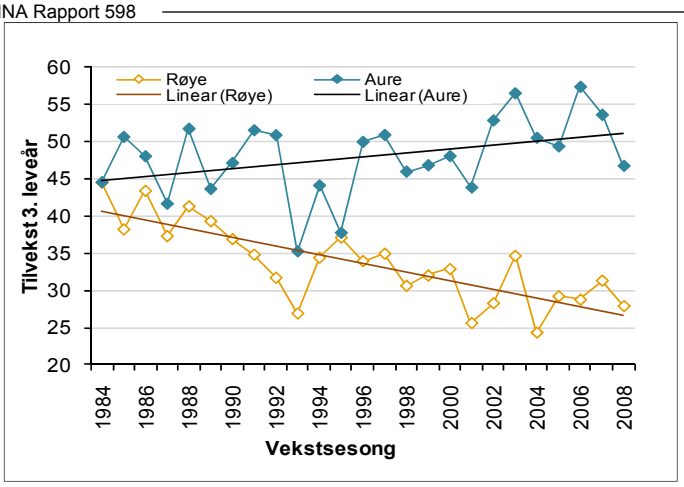
vid i aldersgruppene 4+ og 5+ enn 3+ fisk. En av forklaringene til økt tilvekst hos auren i Atnsjøen i senere år kan være en signifikant økning i temperaturen, og at vekstsesongen derfor har blitt lenger. Beregninger viser at antall dager uten isdekke på Atnsjøen har økt, og dermed har også vekstsesongen økt (Sandlund mfl. 2010). Manglende vekstøkning hos røye kan skyldes mangel på eksponering til denne temperaturøkningen fordi den lever på dypere områder.



Figur 8.6 *Gjennomsnittlig lengde (cm) hos 2-, 3-, 4- og 5-årig røye og aure fra Atnsjøen, august 1985-2009.*

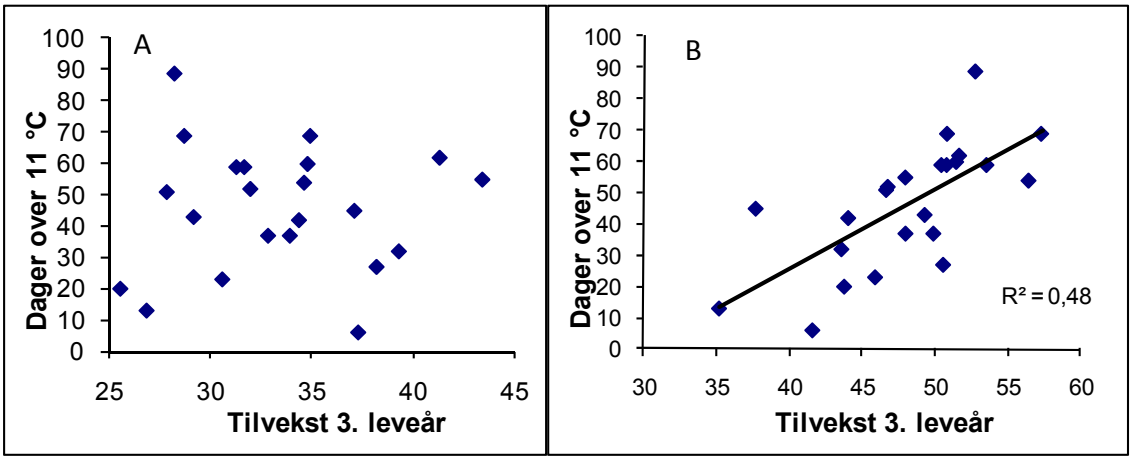


Figur 8.7 *Gjennomsnittlig temperatur i juni, juli, august og september målt ved utløpet av Atnsjøen i perioden 1983-2009. Trendlinje for august er vist.*



Figur 8.8 *Årlig tilvekst hos røye og aure i Atnsjøen i årene 1984-2008, vist som tilbakeberegnet lengdevekst (mm) i 3. leveår hos treåringer, med regresjonslinjer for både aure (r^2=0,17) og røye (r^2=0,61).*

Kjennskap til vekstforholdene hos en fiskebestand er viktig blant annet for å vurdere næringsgrunnlaget. Sammen med opplysninger om tetthet, gir vekstforholdene informasjon om eventuelle nærings- og rekrutteringsbegrensninger. Våre undersøkelser tyder på at i Atnsjøen har både aure og røye lavere vekst enn i Fjellgardsvatnet (Saksgård & Hesthagen 2010). Derimot oppnår begge artene en større kroppstørrelse i Atnsjøen. Temperaturforskjeller og lengden på vekstsesongen er sannsynligvis noen av årsakene til vekstforskjellene hos aure og røye i de to innsjøene. I tillegg influerer trolig kjønnsmodningen på vekstforholdene, idet hunnene hos både aure og røye i Atnsjøen kjønnsmodnes ved en høyere alder og større lengde (**tabell 8.2**) enn i Fjellgardsvatnet (Saksgård & Hesthagen 2010). Størrelsen på hunnfisken ved første kjønnsmodning er først og fremst en avveining mellom forventet overlevelse og vekst (Stearns 1992). I lokaliteter hvor overlevelsen til eldre individ er høy og hvor fisken kan forvente en vedvarende vekst, vil kjønnsmodningen inntreffe ved en relativt høyere alder og større lengde/vekt. Forskjellen i vekst og størrelse/alder ved kjønnsmodning i de to innsjøene kan derfor bety at vekstforholdene og overlevelsen er bedre i Atnsjøen pga bedre næringsforhold, spesielt for større fisk. En annen forskjell mellom de to innsjøene er at Atnsjøen har en mye tynnere bestand av aure enn Fjellgardsvatnet. I perioden 1994-2009 varierte fangstutbyttet av aure i Atnsjøen mellom 4-12 individ pr. 100 m^2 garnareal (Cpue) på 0-12 m dyp, med et gjennomsnitt på 7,3 ± 1,8 individ. I Fjellgardsvatnet har utbytte av aure på tilsvarende dyp variert mellom 16-28 individ, med et gjennomsnitt på 21,5±4,0 individ. Tettheten av røye i de to lokalitetene viser derimot motsatt forhold, idet fangstutbyttet på 12-35 m dyp i Fjellgardsvatnet og Atnsjøen har ligget på henholdsvis 3-7 og 5-23 individ, med gjennomsnitt på henholdsvis 4,9±1,3 og 11,6±4,1 individ.

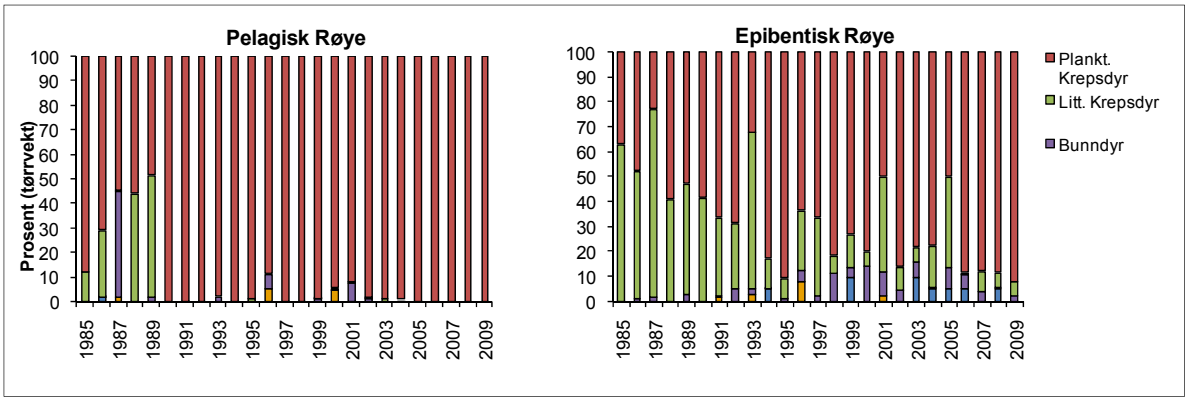


Figur 8.9 *Sammenhengen mellom antall dager over 11 °C og tilveksten hos røye (A) og aure (B, p < 0,0001;)i Atnsjøen i tredje leveår for perioden 1985-2008.*

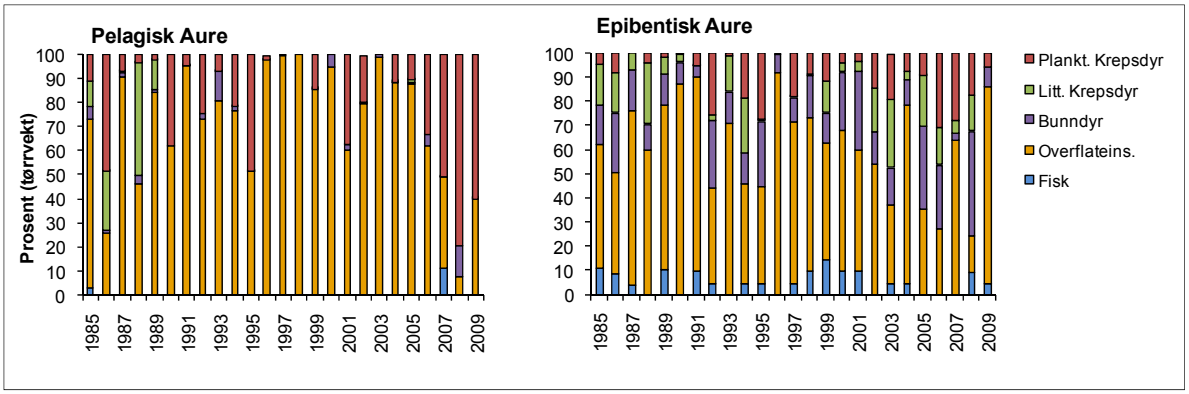
Tabell 8.2 *Gjennomsnittlig lengde i cm og alder ± standardavvik hos kjønnsmodne hanner og hunner av aure og røye fra Atnsjøen i perioden 1985-2009. N er antall fisk som er med i de ulike gjennomsnittene.*

	Aure								Røye							
	Gjsn. lengde				Gjsn. alder				Gjsn. lengde				Gjsn. alder			
År	Hanner	N	Hunner	N	Hanner	N	Hunner	N	Hanner	N	Hunner	N	Hanner	N	Hunner	N
1985	28,5±1,8	2	30,4±9,2	2	5,5 ±0,7	2	6,0 ±0,0	2	28,3 ±2,6	6	28,6 ±2,5	25	6,3 ±0,5	6	6,5 ±1,2	25
1986	27,5±5,3	3	28,7±0,5	5	6,0 ±2,8	2	5,6 ±0,5	5	25,8 ±4,5	7	29,0 ±1,4	18	7,1 ±1,9	7	6,2 ±0,9	18
1987	29,2±1,5	3	31,4 ±1,5	2	6,3 ±0,6	3	7,0 ±0,0	2	30,2 ±1,9	5	28,2 ±2,3	23	6,6 ±1,1	5	6,2 ±0,9	23
1988	26,6±4,0	5	30,7 ±3,8	10	5,6 ±1,1	5	6,7 ±0,9	10	21,8 ±4,7	6	28,0 ±2,5	8	6,2 ±2,6	6	6,9 ±0,8	8
1989	26,4±4,5	11	29,5 ±2,5	8	5,4 ±1,4	11	6,3 ±0,9	8	26,2 ±6,1	11	25,7 ±3,7	39	6,5 ±1,2	11	5,8 ±1,1	38
1990	29,0±1,2	4	37,0± 14,7	3	5,8 ±0,5	4	7,3 ±2,3	3	22,5 ±5,0	6	27,6 ±2,0	12	5,8 ±1,9	5	6,0 ±0,7	12
1991	27,3±4,6	4	27,3 ±4,4	12	5,0 ±0,8	4	5,0 ±0,6	12	28,9 ±1,1	8	26,5 ±4,7	19	7,0 ±2,4	6	6,3 ±1,9	19
1992	28,7±3,3	8	26,2 ±7,1	2	6,7 ±1,2	3	6,0 ±0,0	1	31,3 ±1,2	3	27,6 ±4,4	3	8,0 ±1,0	3	6,7 ±1,5	3
1993	22,4±8,1	6	28,0 ±3,6	12	5,4 ±1,7	5	5,9 ±1,2	12	30,0 ±2,8	4	25,0 ±4,6	25	5,8 ±0,5	4	4,9 ±1,1	21
1994	27,3±7,3	4	29,3±0,0	1	6,8 ±1,9	4	8,0±0,0	1	27,2 ±3,7	13	27,2 ±4,6	12	7,0 ±1,6	13	7,6 ±1,7	12
1995	25,7±2,8	8	33,4±0,0	1	5,3 ±1,0	8	7,0±0,0	1	27,4 ±3,8	26	27,0 ±3,1	24	6,2 ±1,2	26	6,6 ±1,8	24
1996	25,2±3,4	6		0	6,0 ±0,0	3		0	27,9 ±4,0	26	27,2 ±2,5	12	7,4 ±1,8	35	6,8 ±1,7	19
1997	26,8±2,6	5		0	5,4 ±0,5	5		0	28,7 ±1,4	7	28,0 ±3,8	19	7,0 ±0,0	4	6,9 ±1,4	16
1998		0	38,5±0,0	1		0	8,0±0,0	1	24,6 ±5,1	14	26,5 ±6,0	10	6,8 ±1,5	14	6,7 ±1,3	10
1999		0	24,7 ±7,3	2		0	5,5 ±0,7	2	29,3 ±4,7	10	25,4 ±5,7	16	7,6 ±1,2	10	7,4 ±1,9	16
2000	20,7±0,0	1		0	4,0±0,0	1		0	25,0 ±6,9	6	25,6 ±4,2	7	5,8 ±2,1	6	7,3 ±1,8	7
2001	29,7±6,0	3	33,4 ±6,8	3	6,0 ±1,7	3	7,3 ±1,2	3	26,7 ±4,9	9	27,4 ±3,5	9	7,9 ±2,8	9	6,2 ±1,3	9
2002		0	28,3 ±10,3	2		0	7,0 ±1,4	2	29,5 ±5,0	2	27,9 ±1,1	9	6,0 ±1,4	2	6,2 ±0,7	9
2003	23,1±1,7	4	28,0 ±2,3	3	4,3 ±0,5	4	6,3 ±0,6	3	28,5 ±2,1	7	25,5 ±5,3	25	6,3 ±1,0	7	6,2 ±0,9	25
2004	29,5±4,3	6	32,1 ±7,2	3	6,0 ±1,9	6	6,7 ±2,1	3	26,2 ±5,4	5	27,3 ±4,0	7	6,4 ±0,5	5	7,0 ±0,8	7
2005	27,2±2,2	5	32,9 ±3,6	4	5,8 ±0,8	5	6,5 ±1,0	4	28,4 ±4,5	7	27,0 ±4,9	7	9,0 ±2,4	7	7,1 ±1,1	7
2006	29,3±3,3	5	29,2 ±3,3	3	5,4 ±1,5	5	6,7 ±2,5	3	31,0 ±5,1	4	24,6 ±5,7	19	7,5 ±0,6	4	7,0 ±1,7	19
2007	27,8±5,7	5	30,7 ±6,0	6	4,8 ±1,5	5	6,2 ±1,6	6	24,7 ±10,4	3	23,8 ±6,0	6	7,0 ±2,6	3	7,0 ±0,9	6
2008	31,2±4,0	2	25,6 ±1,6	2	6,5 ±2,1	2	6,0 ±0,0	2	22,6 ±6,3	9	25,6 ±5,6	10	7,1 ±2,1	9	7,0 ±1,7	10
2009	26,3±3,2	2	27,0 ±4,0	4	5,0±1,4	2	6,5±0,6	4	30,7 ±5,7	7	29,7 ±4,8	6	7,6±1,7	7	7,8±0,8	6

Atnsjøen har et betydelig større areal og volum enn Fjellgardsvatnet, med henholdsvis 4,8 km^2 og 169 x 10^6 m^3, og 2,2 km^2 og 94 x 10^6 m^3. Dette betyr at røya i Atnsjøen har et større potensielt produksjonsareal og volum med hensyn til næring. Dette vil gi fisken et bedre vekstpotensial og trolig en høyere overlevelse enn i Fjellgardsvatnet. Det er imidlertid ikke gjort beregninger av størrelsen på arealene i ulike dybdesoner i de to lokalitetene. Følgelig er det også vanskelig å sammenligne næringsforholdene med data som pr. i dag forligger om mengden bunndyr og dyreplankton. En kunne forvente at de samme forholdene mht. areal og volum også ville gi en tettere bestand av aure i Atnsjøen enn det fangstutbyttet har vist. Gyte- og oppvekstareal for auren i tilløpsbekker er ikke godt nok kartlagt til å kunne si om det kan være en grunn til at denne innsjøen har en tynnere aurebestand enn Fjellgardsvatnet. For å kunne si noe mer spesifikt om forskjellene i fiskebestandene mellom i de to lokalitetene, bør både produksjonsareal (gyte- og oppvekstareal) og næringsforhold kartlegges bedre. Dette gjelder spesielt produksjon eller biomassen av bunndyr.



Figur 8.10 *Mageinnhold i vektprosent (mg tørrvekt) hos røye fanget på bunngarn (epibentisk sone) og flytegarn (pelagisk sone) i Atnsjøen, august 1985-2009.*



Figur 8.11 *Mageinnholdet i vektprosent (mg tørrvekt) hos aure fanget på bunngarn (epibentisk sone) og flytegarn (pelagisk sone) i Atnsjøen, august 1985-2009.*

8.4 Litteratur

Breistein, J & Nøst, T. 1997. Standardisering av male- og biomasseberegnings-metoder for dyreplankton, bunndyr, overflateinsekter og fisk i ferskvann. NINA Oppdragsmelding 480: 1-9.

Elliott, J. M. 1976. The energetics of feeding, metabolism and growth of brown trout (*Salmo trutta* L.) in relation to body weight, water temperature and ration size. Journal of Animal Ecolology 45: 923-948.

Elliott, J. M. & Baroudy, E. 1995. The ecology of Arctic charr, *Salvelinus alpinus*, and brown trout, *Salmo trutta*, in Windermere (northwest England). Nordic Journal of Freshwater Research 71: 33-48.

Forseth, T. & Jonsson, B. 1994. The growth and food of piscivorous brown trout (*Salmo trutta*). Functional Ecology 8: 171-177.

Francis, R. I. C. C. 1990. Back-calculation of fish length: a critical review. Journal of Fish Biology 36: 883-902.

Halvorsen, G., Dervo, B.K. & Papinska, K. 2004. Zooplankton in Lake Atnsjøen 1985-1997. Hydrobiologia 521: 149-175.

Halvorsen, G., Schartau, A.K. & Walseng, B. 2010. Litorale krepsdyr I Atnsjøen, 1997-2009. – S. 54-62 i: O.T. Sandlund (red.) Nettverk for biologisk mangfold i ferskvann – samlerapport 2010. Atna- og Vikedalsvassdragene. NINA Rapport 598.

Hegge, O., B. K. Dervo, J. Skurdal & D. O. Hessen, 1989. Habitat utilization by sympatric Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) and brown trout (*Salmo trutta* L.) in Lake Atnsjøen, south-east Norway. Freshwater Biology 22: 143-152.

Hesthagen, T., Forseth, T., Saksgård, R., Hegge, O. & Skurdal, J. 2004. Annual variability in life-history characteristics for brown trout (*Salmo trutta*) and Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) in a subalpine Norwegian lake. Hydrobiologia 521: 177-186.

Hesthagen, T. & Sandlund, O.T. 2004. Fish distribution in a mountain area in south-eastern Norway: human introductions overrule natural immigration. Hydrobiologia 521: 49-59.

Huitfeldt-Kaas, H. 1918. Ferskvandsfiskenes utbredelse og indvandring i Norge, med et tillæg om krebsen. Centraltrykkeriet, Kristiania. 106 s.

Langeland, A., L'Abée-Lund, J. H., Jonsson, B. & Jonsson, N. 1991. Resource partitioning and niche shift in Arctic charr *Salvelinus alpinus* and brown trout *Salmo trutta*. J. Anim. Ecol. 60:895-911.

Saksgård, R. & Hesthagen, T. 2010. Fiskebiologiske undersøkelser i Fjellgardsvatnet I Vikedalsvassdraget i perioden 1994-2009. – S. 137-142 i: O.T. Sandlund (red.) Nettverk for biologisk mangfold i ferskvann – samlerapport 2010. Atna- og Vikedalsvassdragene. NINA Rapport 598.

Sandlund, O.T., Halvorsen, G. & Finstad, A.G. 2010. Klima og hydrologi i Atnavassdraget. S. 12-17 i: O.T. Sandlund (red.) Nettverk for biologisk mangfold i ferskvann – samlerapport 2010. Atna- og Vikedalsvassdragene. NINA Rapport 598.

Stearns, S.C. 1992. The evolution of life histories. Oxford University Press, Oxford.

Tvede, A.M. 2004. Hydrology of Lake Atnsjøen and River Atna. Hydrobiologia 521: 21-34.

Vikedalsvassdraget

Vikedalsvassdraget ved Prestbotnseter (t.v.) og ved innløp til Fjellgårdsvatn (t.h.). Foto Arne Fjellheim.

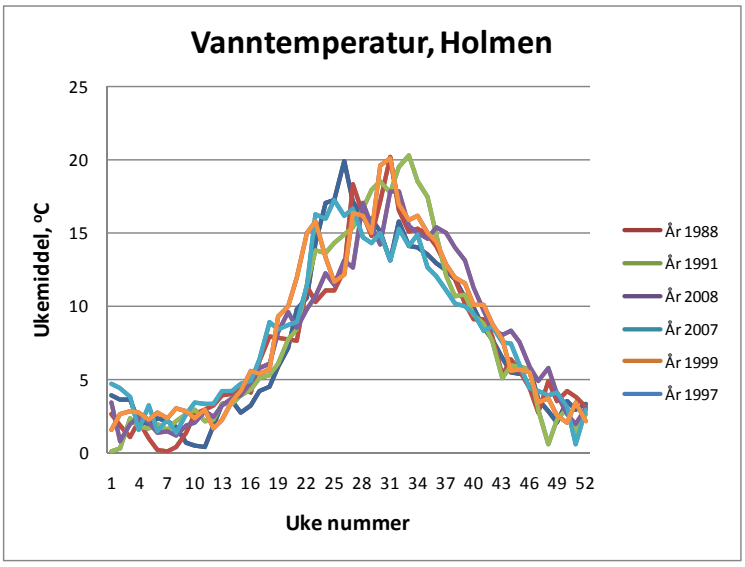
Lokafossen. Foto Susanne Schneider.

9 Noen hydrologiske forhold i Vikedalsvassdraget

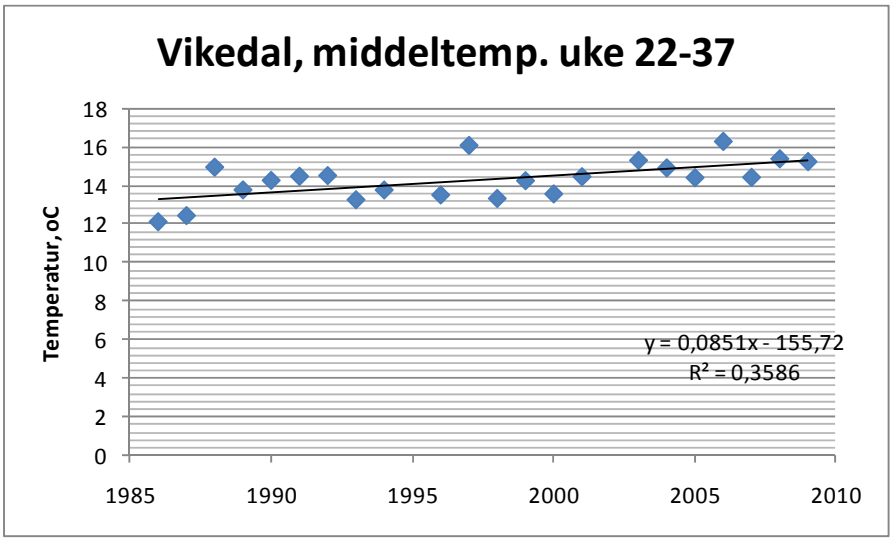
Odd Terje Sandlund

NVE har registrert vanntemperatur siden 1986 og vannføring siden 1983 ved Holmen nederst i Vikedalselva. Her presenteres et lite utdrag av disse dataene for å illustrere forskjeller og likheter med Atnavassdraget.

Figur 9.1 viser ukemiddel i vanntemperatur gjennom året for noen utvalgte år. Mønsteret gjennom året har endret seg lite, med temperaturer under 5 °C fra ca uke 49 til uke 16, og temperaturer ofte over 15 °C fra uke 22 til uke 37. Gjennomsnittstemperaturen for disse sommer- og høstukene (fra ca 1. juni til ca 15. september) viser imidlertid en signifikant økning (p= 0,014). Gjennomsnittstemperaturen i 2009 er i følge regresjonsmodellen ca 1,6 °C høyere enn i 1986 (**figur 9.2**). For vinterperioden har det ikke vært noen signifikant økning av vanntemperaturen. Nærmeste værstasjon til Vikedal er Nedre Vats, der gjennomsnittlig lufttemperatur for månedene juni-september har økt med ca to grader fra 1980 til 2009 (Data fra eKlima.met.no, regresjon: Temp = 0,07 År – 125,35; r^2 = 0,35; p = 0,001).

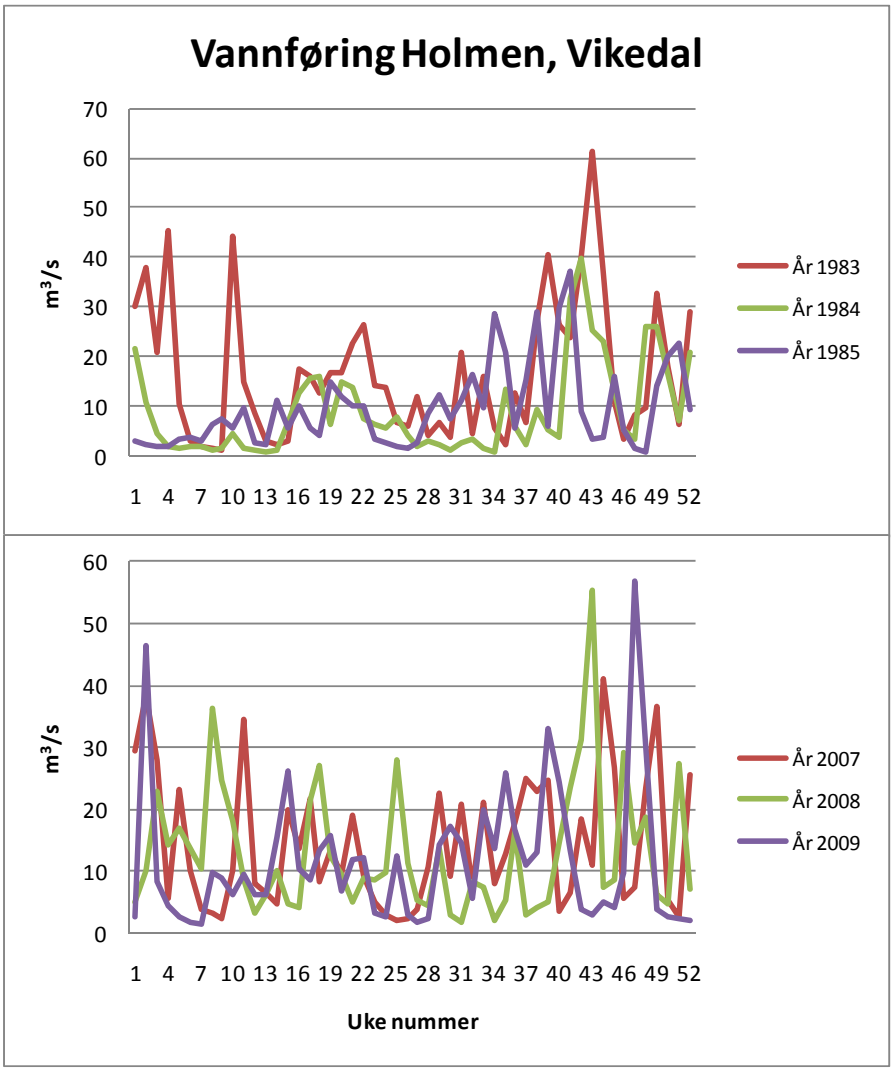


Figur 9.1 *Vanntemperatur (ukemiddel) målt ved Holmen i Vikedal gjennom året for noen utvalgte år.*



Figur 9.2 *Gjennomsnittlig vanntemperatur for ukene 22-37 (fra ca. 1.juni til ca 15. september) målt ved Holmen i Vikedal*

Figur 9.3 viser ukemiddel i vannføring gjennom året ved Holmen for noen år på 1980- og 2000-tallet. Mønsteret er i begge periodene preget av at maksimum vannføring opptrer om høsten, og at periodevis høy vannføring eller flomsituasjoner forekommer vanlig fra slutten av september til slutten av mars. Perioder med høy vannføring forekommer også om sommeren. Vi ser altså at vanntemperaturen i Vikedalselva viser lignende tendens til økning som vi ser i Atna.



Figur 9.3 Vannføring (ukemiddel) gjennom året for et utvalg år (1980-tallet, øverst; 2000-tallet, nederst) målt ved Holmen i Vikedal.

Disse enkle hydrologiske dataene viser Vikedalsvassdraget som et typisk kystvassdrag, der vannføringa i stor grad reflekterer nedbøren også om vinteren. Det er også typisk at maksimum vannføring forekommer om høsten. Resultatet, med flomsituasjoner gjennom hele vinteren, er i sterk kontrast til Atna, der flommene er sterkt knyttet til vår og høst, med vårflommen som maksimum.

10 Vannkjemi i Vikedalsvassdraget i perioden 2001-2008

Liv Bente Skancke og Atle Hindar

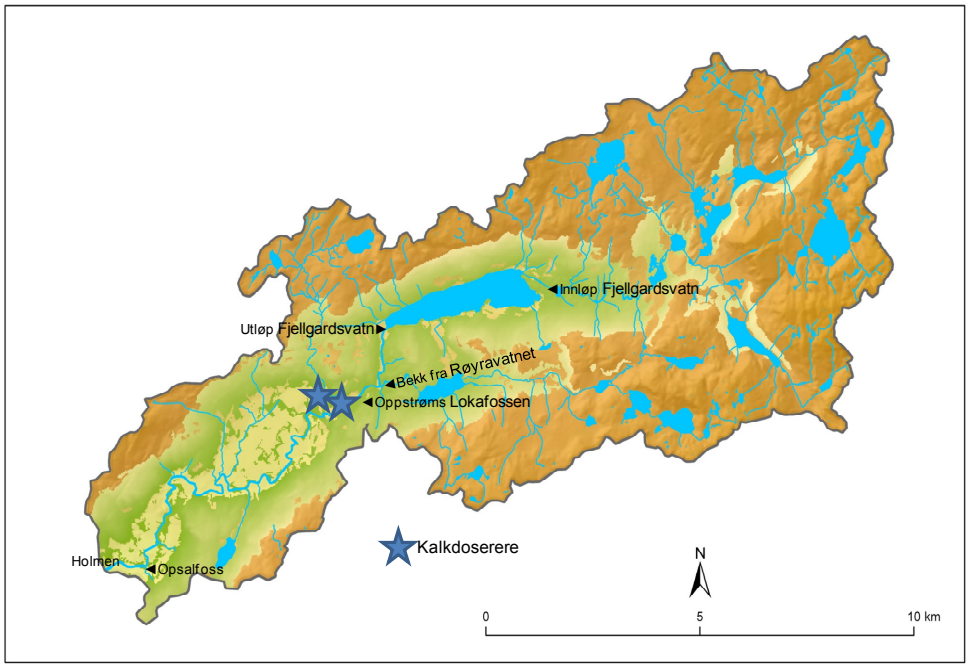
10.1 Mål med undersøkelsene

Formålet med de vannkjemiske undersøkelsene i Vikedalsvassdraget er å dokumentere tilstanden i et vestlandsvassdrag som mottar mye nedbør, og i tillegg fremskaffe grunnlagsdata for de biologiske undersøkelsene som foretas. Overvåkingen har et langsiktig preg. Den skal fange inn naturlige svingninger i vannkvalitet og avdekke eventuelle langtidstrender forårsaket av for eksempel langtransporterte forurensninger eller klimaendringer.

10.2 Materiale og metoder

10.2.1 Stasjoner og vannkjemisk program

I forbindelse med etableringen av Vikedalsvassdraget som en Forskref-lokalitet, ble det i 1995 igangsatt tre vannkjemiske prøvetakingsstasjoner oppstrøms Låkafossen (**figur 10.1, tabell 10.1**). Stasjonene var konsentrert omkring innsjøene Fjellgardsvatn (154 m o.h.) og Røyravatn (230 m o.h.). I august 2002 ble prøvetakingen stoppet ved st. 11 innløp Fjellgardsvatn.



Figur 10.1 *Vikedalsvassdraget med prøvetakingsstasjoner for vannkjemi. Merk at navneformene Låkafossen og Oppsahlfossen er benyttet i tekst og grafer i dette kapittelet.*

Tabell 10.1 *Stedfestingsdata for de tre vannkjemiske prøvetakingsstasjonene i Vikedalsvassdraget (jfr.* ***Figur 10.1****).*

Stasjon	Navn	UTM	Sone	Kartblad (M711)
11	Innløp Fjellgardsvatn	3339-66071	32	1214 II
12	Utløp Fjellgardsvatn	3304-66057	32	1214 II
13	Bekk fra Røyravatn	3304-66044	32	1214 II

Vannprøvene i tidsperioden 2001-2008 er analysert på NIVAs laboratorium mht full ionesammensetning; pH, konduktivitet, alkalitet, kalsium, magnesium, natrium, kalium, klorid, sulfat, nitrat, total nitrogen, total fosfor, totalt organisk karbon samt reaktivt og ikke-labilt aluminium. Silisium er ikke analysert etter 2001, mens ammonium er analysert fra 2005.

Det har vært vannkjemisk prøvetaking på st. 32-9 Oppstrøms Låkafossen (ukalket referansestasjon) i samme tidsperiode som for stasjonene 12 og 13, og ved st. 6 Oppsahlfossen (ved utløpsområdet) siden mars 1998 (**figur 10.1**). Prøvefrekvens og analyseprogram har variert noe, men hovedtyngden av prøvene er analysert mht full ionesammensetning. Resultatene vises her (***vedlegg 10.1***), men disse stasjonene har inngått i andre prosjekter (SFTs Overvåking av langtransporterte forurensninger og DNs Effektkontroll).

Det tas også prøver oppstrøms og nedstrøms begge kalkdoseringsanleggene som del av DNs vannkjemikontroll. Data for disse stasjonene presenteres ikke i denne rapporten.

10.2.2 Kalkingsaktivitet

Vikedalsvassdraget er påvirket av langtransporterte forurensninger. For å motvirke effekten av sur nedbør, ble det satt i gang kalking fra ett kalkdoseringsanlegg ved Låkafossen i 1987. Dette er et pH-styrt anlegg, dvs. at den kontinuerlige doseringen av kalk styres automatisk etter pH nedstrøms. På grunn av tilførsler av vann med dårlig vannkvalitet fra sidevassdraget Litlelva (nedstrøms Låkafossen), ble det i 1999 startet en kalkdoserer også i Litlelva. Dette anlegget er vannføringstyrt, men har hatt problemer med driften. Samlet kalkforbruk i perioden 2001-2008 for de to anleggene har variert fra 79 tonn til 213 tonn kalsiumkarbonat ($CaCO_3$) (**tabell 10.2**).

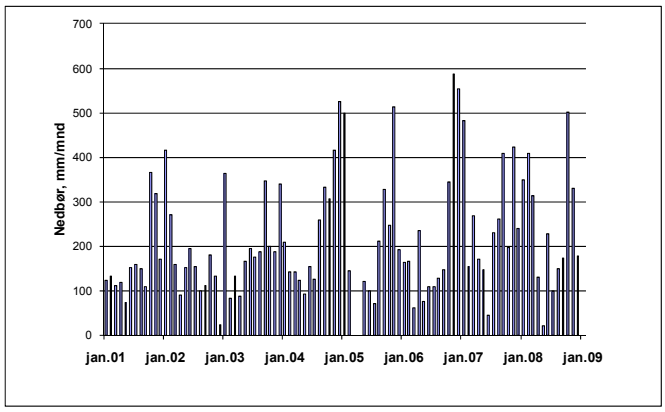
Tabell 10.2 *Kalkforbruk i tonn $CaCO_3$ (omregnet fra brukte mengder kalk) i Vikedalsvassdraget for perioden 2001-2008.*

Doserer/år	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
Låkafossen doserer	49	113	119	67	132	65	114	158
Litlelva doserer	81	38	25	12	38	57	51	55
SUM	130	151	144	79	170	122	165	213

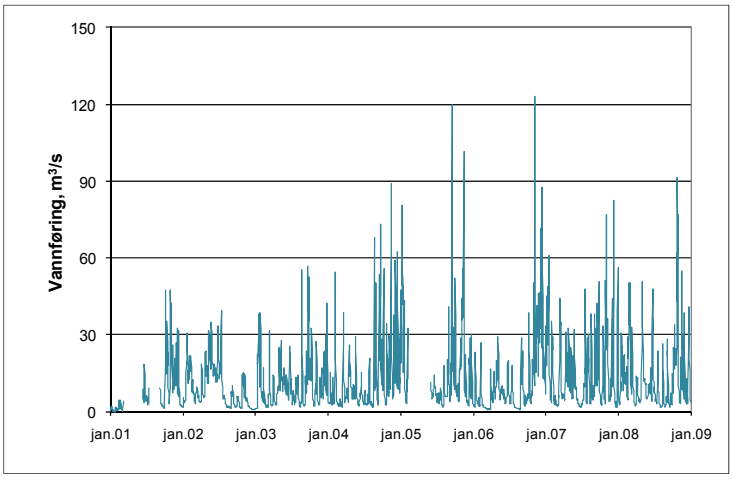
10.2.3 Hydrologi

Vikedalselva ligger i et område som mottar mye nedbør, og vannføringen blir forholdsvis stor. Figur **10.2** og **figur 10.3** viser henholdsvis månedlig nedbør og døgnverdier for vannføringen i Vikedal i tidsperioden 2001-2008.

Vannkvaliteten i hovedvassdraget ved Låkafossen er et resultat av vannkvaliteten i utløpet av Fjellgardsvatn og med bidrag fra sidefeltet til Røyravatn. Grenen fra Fjellgardsvatn er den klart største av de to, men blandingsforholdet er avhengig av hydrologiske forhold. Mye nedbør etter tørke kan gi episodisk stor avrenning fra sidefeltet, mens Fjellgardsvatnet fylles opp og bidrar med liten avrenning.



Figur 10.2 *Månedlig nedbør på meteorologisk stasjon Nedre Vats for perioden 2001-2008. Ikke data for mars og april 2005. Årsnormalen for perioden 1961-1990 er 2260 mm.*



Figur 10.3 *Vannføring (døgnmiddel) ved stasjon Holmen i Vikedal (data fra 2002 er fra stasjon Stordalsvatn) for perioden 2001-2008 (data fra NVE).*

10.3 Resultater og diskusjon

Det finnes lange tidsserier for vannkjemi i Vikedalsvassdraget, men det har vært noe ulik prøvetakingsfrekvens og ulikt analyseprogram gjennom årene. Data i denne rapporten omhandler i hovedsak vannkjemiske data for perioden 2001-2008, men eldre prøver er også med i de grafiske fremstillingene.

10.3.1 Effekter av sur nedbør

I Vikedal, som mange andre steder i Sør-Norge, responderer naturen nå på lavere svovelbelastning fra Europa. Årsmiddelverdier for ikke-marin sulfat (det marine bidraget er trukket fra) viser en tydelig reduksjon for alle de fem vannkjemistasjonene. Flere av stasjonene har hatt nær en halvering av årsmiddelverdien i den tidsperioden som er vist i **figur *Figur* 10.4**. Årsmiddel for referansestasjonen oppstrøms Låkafossen er blitt redusert fra 41 til 16 µekv/L på 20 år. Reduksjonen ser ut til å fortsette.

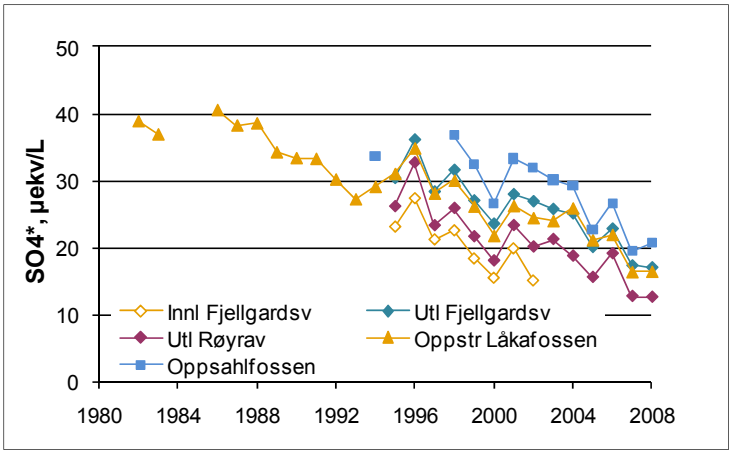
Resultatet av lavere svovelbelastning er bedret vannkvalitet. Årsmiddelverdiene for pH viser en gradvis pH-økning i den ukalkede delen av elva. Det har vært en økning i årsmiddel-pH fra 5,5 til 6,1 oppstrøms Låkafossen (**figur 10.5**). Stasjonen ved utløp Fjellgardsvatn har svingt tett med referansestasjonens årsmiddelverdier siden 1996.

Vannkvaliteten på stasjonene langt oppe i vassdraget; innløp Fjellgardsvatn og utløp Røyravatn, påvirkes av at store deler av nedbørfeltet er i skrinne hei- og fjellområder (**figur 10.5**). På disse to stasjonene ligger derfor pH-nivået lavere enn lengre ned i vassdraget, og økningen i pH er dermed blitt noe mindre. Årsmiddel-pH ved utløp Røyravatn var høyest innen måleperioden i 2008, med pH 5,55.

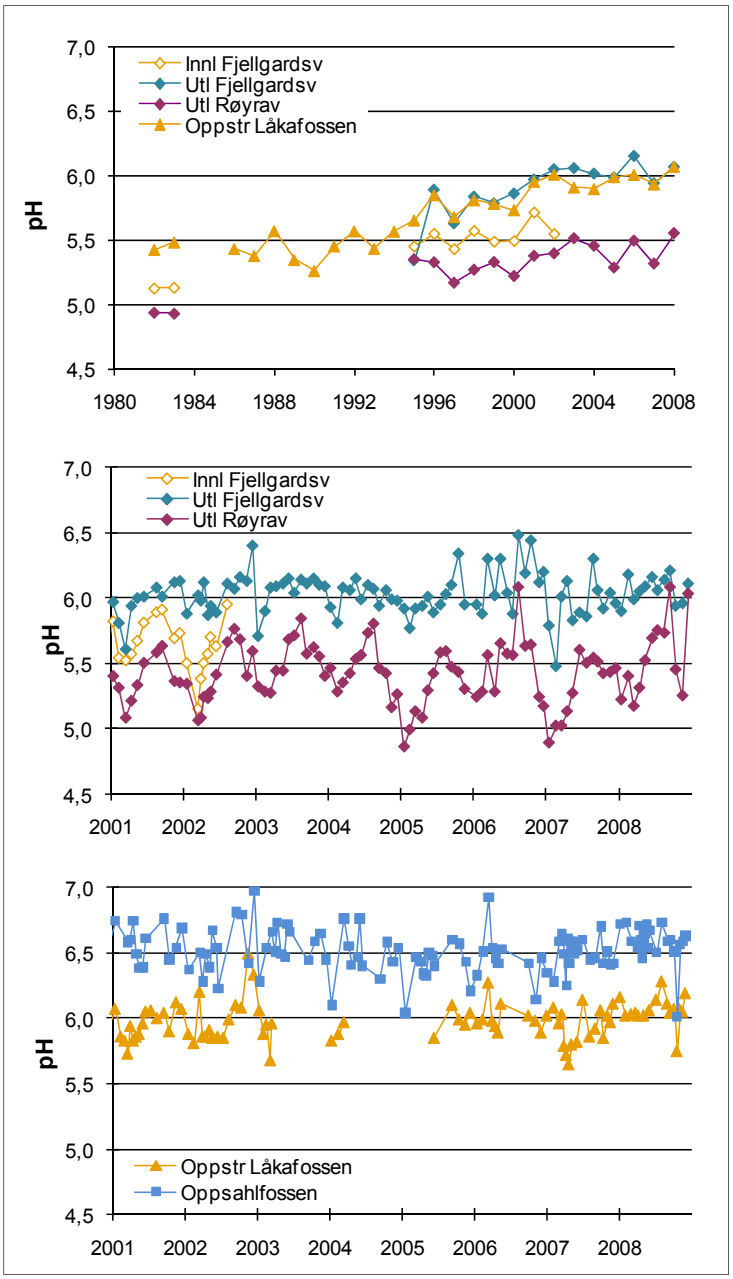
Selv om årsmiddelverdiene viser en positiv utvikling for Vikedalsvassdraget forekommer det fortsatt episodiske pH-fall slik **figur 10.5** og **figur 10.6** viser.

Som følge av redusert svovelbelastning, har det vært en reduksjon i labilt aluminium (LAl) ved stasjonene i Vikedal. LAl er den aluminiumsfraksjonen som er giftig for fisk. Reduksjonen i LAl kom raskere enn for pH, men har siden begynnelsen av 2000-tallet flatet ut (**figur 10.7**). Vannet i Vikedalselva har nå svært lave årsmiddelverdier (< 10 µg/L LAl). Ett unntak er sidevassdraget til Røyravatn. Her svinger årsmiddelverdiene for LAl mer, og på et noe høyere nivå enn de andre stasjonene (i perioden 2003-2008;18-32 µg/L). Dette skyldes det noe lavere pH-nivået på denne stasjonen i forhold til de andre stasjonene (**figur 10.5**).

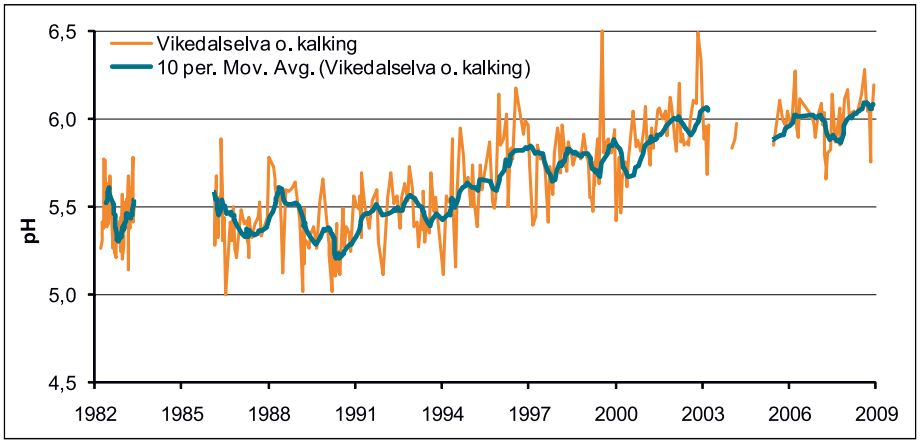
Konsentrasjonene av kalsium er lave i Vikedal (≤ 1 mg/L), men endringene i syretrykk synes ikke å påvirke årsmiddelverdiene for de ukalka stasjonene (**figur 10.8**), slik en har sett andre steder. Konsentrasjonene ved utløpet (Oppsahlfossen) ligger noe høyere på grunn av kalkingen (≥ 1,5 mg/L).



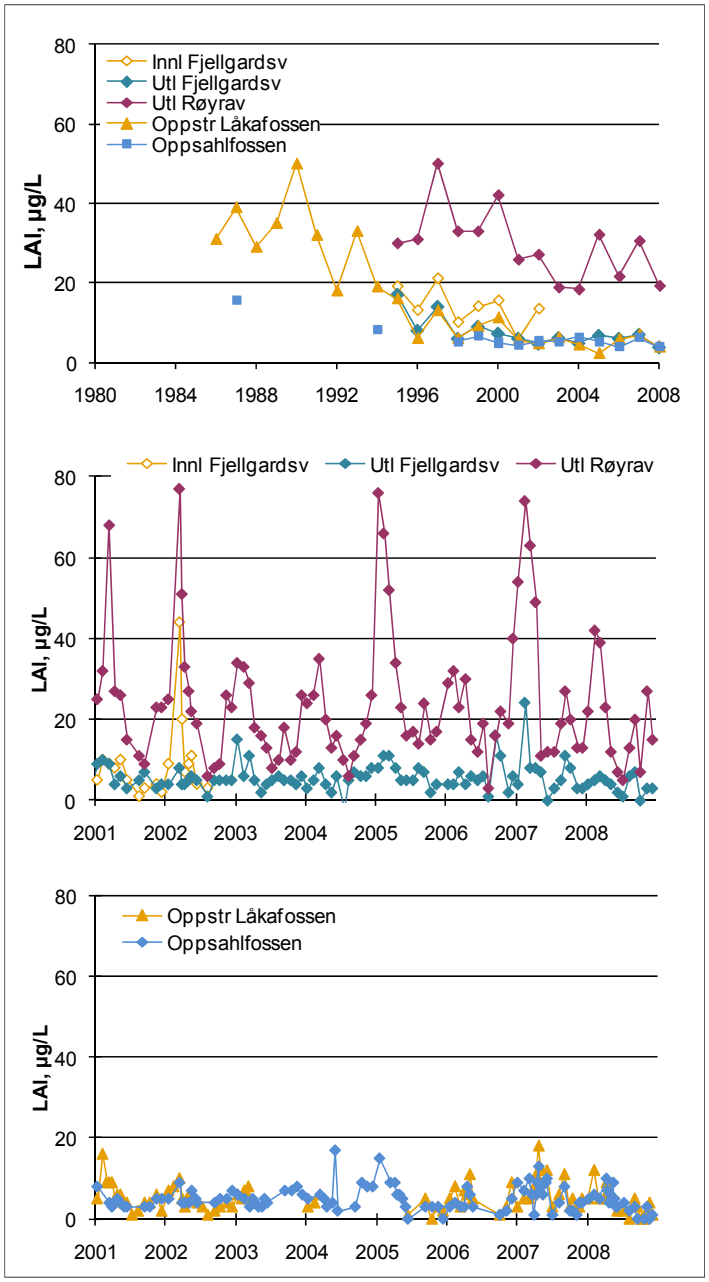
Figur 10.4 *Årsmiddelverdier for ikke-marin sulfat ved fem stasjoner i Vikedalsvassdraget i 1982-2008.*



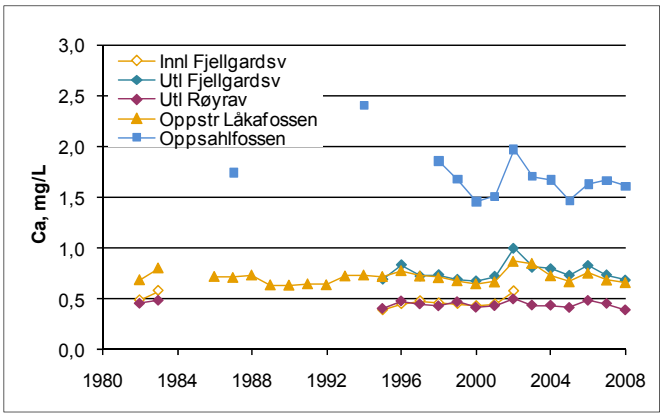
Figur 10.5 *pH-verdier i Vikedalsvassdraget; årsmiddelverdier for fire stasjoner (øverst), enkeltverdier for stasjonene i dette prosjektet (midten) og enkeltverdier for to andre stasjoner (nederst; fra SFTs Overvåking av langtransporterte forurensninger og DNs Effektkontroll).*



Figur 10.6 *Utvikling av pH i Vikedalselva på referansestasjonen (oppstrøms Låkafossen). 10-punkts flytende middel ("moving average") er vist med tykk linje.*



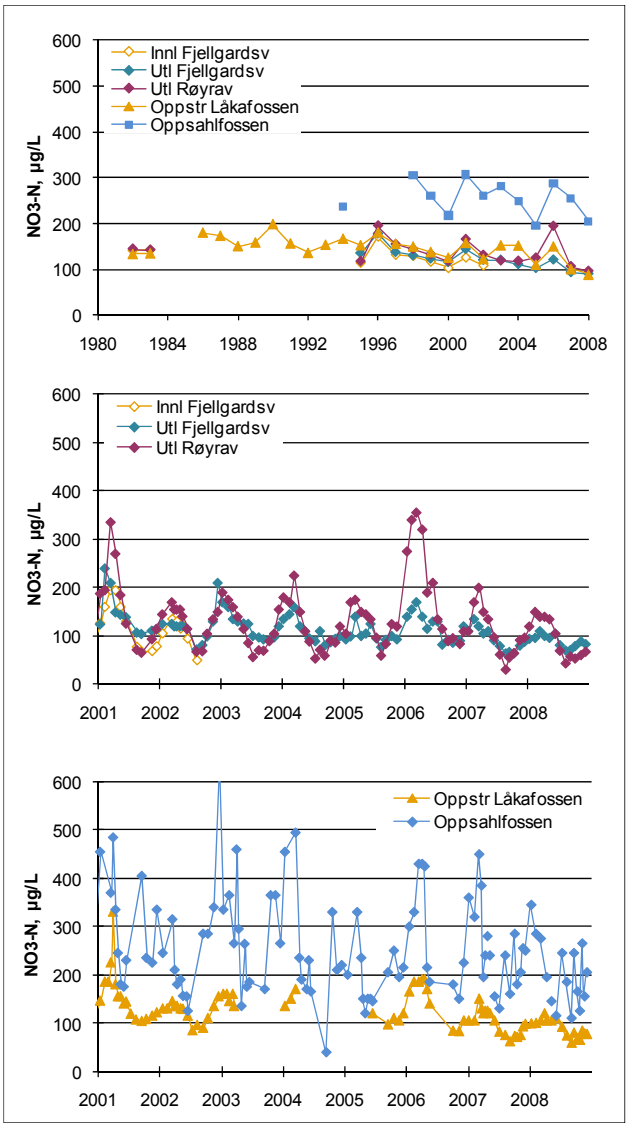
Figur 10.7 *Labilt aluminium i Vikedalsvassdraget; årsmiddelverdier for fem stasjoner (øverst), enkeltverdier for stasjonene i dette prosjektet (midten) og enkeltverdier for to andre stasjoner (nederst; fra SFTs Overvåking av langtransporterte forurensninger og DNs Effektkontroll).*



Figur 10.8 *Årsmiddelverdier for kalsium ved fem stasjoner i Vikedalsvassdraget i 1982-2008.*

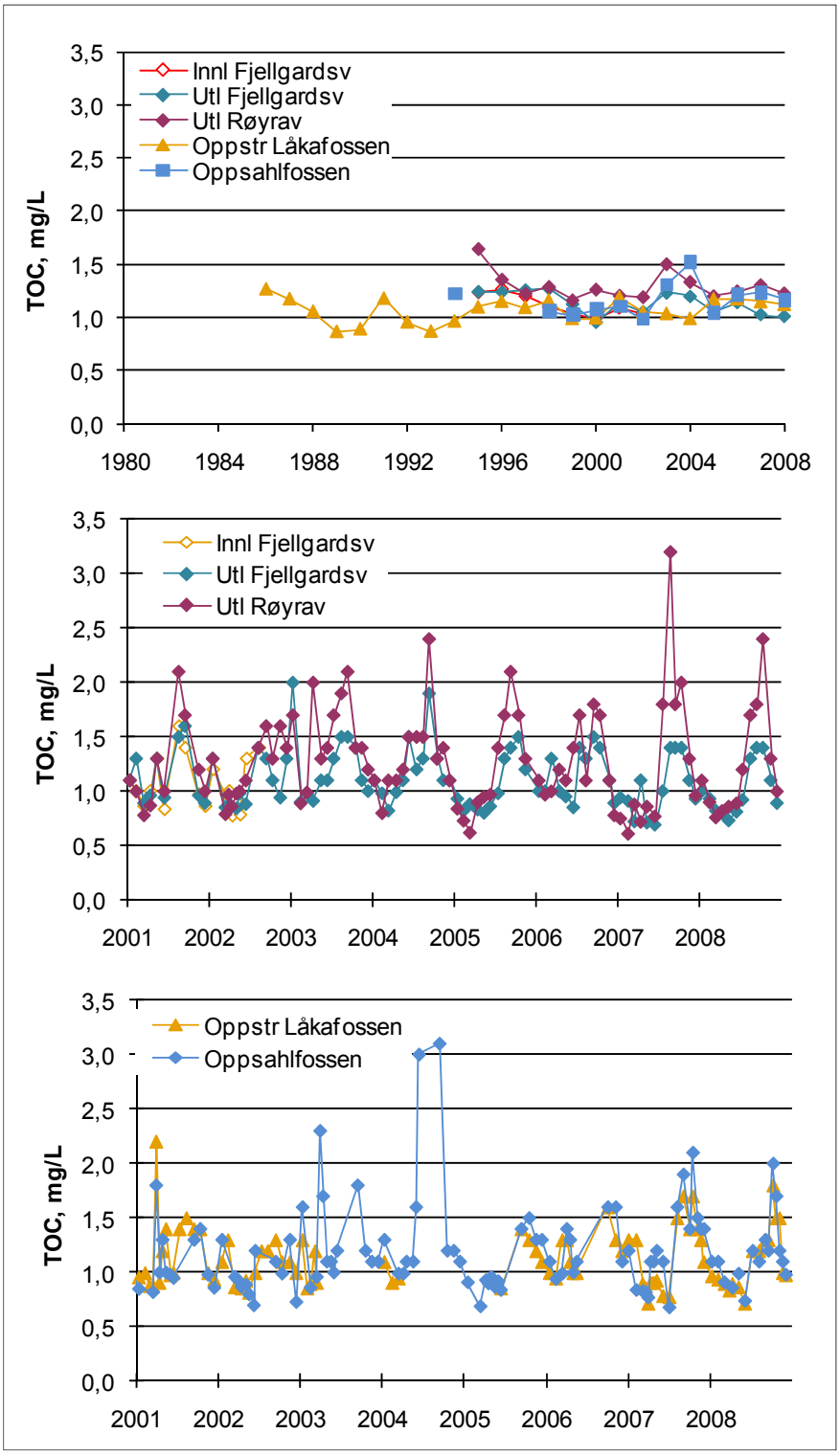
10.3.2 Nitrogen, totalt organisk karbon

Tilført svovel og nitrogen via sur nedbør er den viktigste årsaken til menneskeskapt forsuring av vassdrag i Sør-Norge. I likhet med sulfat synes det å være en reduksjon i nitrat, men endringene er langt mindre (**figur 10.9**). Årsmiddelverdiene ved referansestasjonen er blitt redusert fra ca 200 til 100 µg/L N. Det er en tydelig sesongvariasjon i nitrat. Dette skyldes at nitrogen tas opp av plantene i vekstsesongen og dermed blir det tilført mindre nitrogen til vassdraget på den tiden av året.



Figur 10.9 *Nitrat i Vikedalsvassdraget; årsmiddelverdier for fem stasjoner (øverst), enkeltverdier for stasjonene i dette prosjektet (midten) og enkeltverdier for to andre stasjoner (nederst; fra SFTs Overvåking av langtransporterte forurensninger og DNs Effektkontroll).*

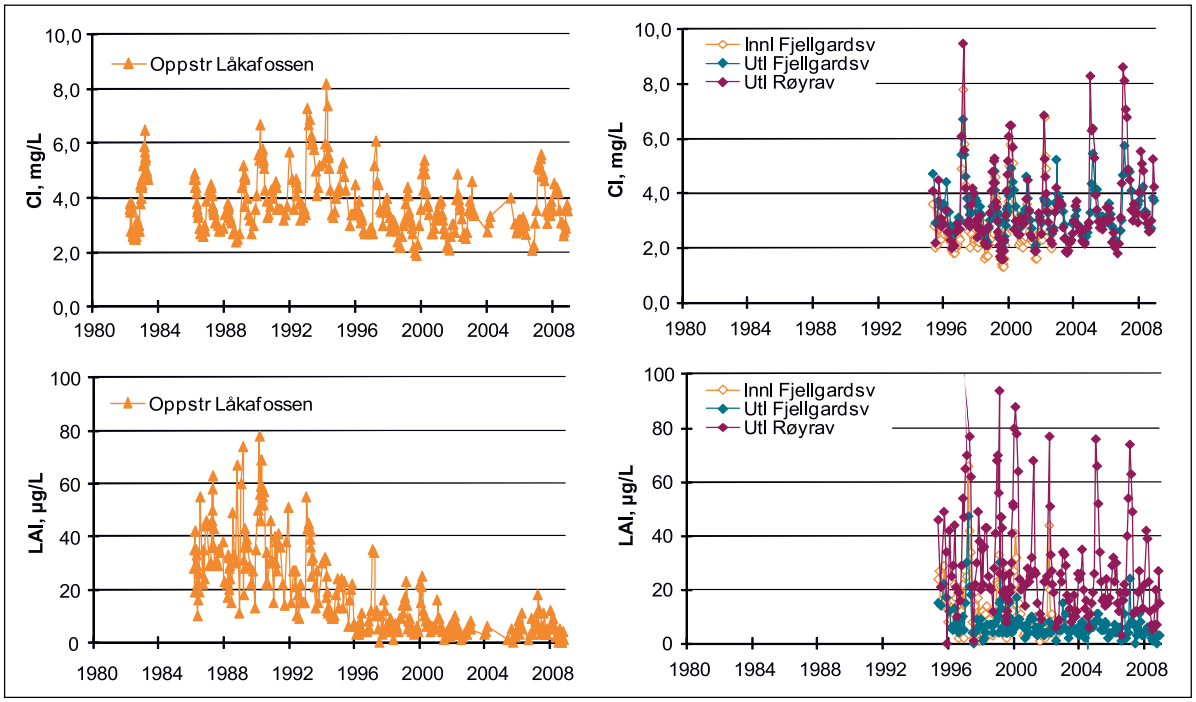
Nitratnivået ved Oppsahlfossen ligger mye høyere enn for de andre stasjonene, og hadde en maksimalverdi i perioden på 640 µg/L N. De høye verdiene ved utløpsstasjonen skyldes jordbruksaktiviteten i dalbunnen langs den nedre delen av vassdraget.
Vannet i Vikedalsvassdraget har lite farge grunnet lavt innhold av løst, organisk materiale, og årsmiddelverdiene er under 2 mg C/L (**figur 10.10**). Det har ikke vært noen tydelige endringer i TOC i den tidsperioden som er vist.



Figur 10.10 *Totalt organisk karbon (TOC) i Vikedalsvassdraget; årsmiddelverdier for fem stasjoner (øverst), enkeltverdier for stasjonene i dette prosjektet (midten) og enkeltverdier for to andre stasjoner (nederst; fra SFTs Overvåking av langtransporterte forurensninger og DNs Effektkontroll).*

10.3.3 Sjøsaltepisoder

I sure områder kan sjøsaltepisoder medføre dårlig vannkvalitet. Sjøsaltepisoder oppstår ved kombinasjonen av kraftig vind og mye nedbør, ved at sjøsalter piskes opp fra sjøen og transporteres inn over land. Natriumet kan ionebyttes med H+ og aluminium i den forsurede jorda. Resultatet er en vannkvalitet som er ugunstig for organismene i vassdraget. Med bedrede forsuringsforhold vil ionebyttingen ikke medføre samme grad av utvasking av syre og Al. Sjøsaltepisodene ved referansestasjonen er derfor mindre farlige for forsuringsfølsomme organismer nå enn tidligere (**figur 10.11,** venstre del). Stasjonene høyere oppe i vassdraget har dårligere vannkvalitet, og bedringen er ikke så tydelig der (**figur 10.11** høyre del).



Figur 10.11 *Verdier for klorid (øverst) og labilt aluminium (nederst); grafene til venstre for referansestasjonen, oppstrøms Låkafossen, og grafene til høyre for ukalka stasjoner lenger oppe i vassdraget.*

10.4 Litteratur

DN 2009. Kalking i vann og vassdrag. Effektkontroll av større prosjekter 2008. DN-Notat 2-2009.

Lindstrøm, E-A. *(red.)* 2002. Overvåking av biologisk mangfold i ferskvann; Nasjonalt nettverk av elver og innsjøer. Økologisk status og årsrapport 2000. NIVA-rapport 4503-2002.

NVE 2010. Vannføring ved NVE-stasjonen Holmen 2001, 2003-2008 og Stordalsvatn 2002. Norges vassdrags- og energidirektorat, hydrologisk avdeling, Oslo.

SFT 2003. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport - Effekter 2002. SFT-rapport 886/2003, TA-1985/2003.

Vedlegg 10.1 Primærdata – vannkjemi 2001-2008

Forkortelser:

Ca	Kalsium	**LAl**	Labilt aluminium	**K**	Kalium	**Tot-N**	Total nitrogen
Alk	Alkalitet i mmol/L	**TOC**	Totalt organisk karbon	**Cl**	Klorid	**Tot-P**	Total fosfor
Alk-E	Alkalitet i µekv/L	**Kond**	Konduktivitet	**SO_4**	Sulfat	**SiO_2**	Silisiumdioksyd
Al/R	Reaktivt aluminium	**Mg**	Magnesium	**NO_3-N**	Nitrat	**ANC**	Syrenøytraliserende kapasitet
Al/Il	Ikke-labilt aluminium	**Na**	Natrium	**NH_4-N**	Ammonium		

Årsmiddel for pH er ikke utregnet via H+.

St.nr.	St.navn	Dato	pH	Ca mg/L	Alk mmol/L	Alk-E µekv/L	Al/R µg/L	Al/Il µg/L	LAL µg/L	TOC mg/L C	Kond mS/m	Mg mg/L	Na mg/L	K mg/L	Cl mg/L	SO_4 mg/L	NO_3-N µg/L N	NH_4-N µg/L N	Tot-N µg/L N	Tot-P µg/L P	SiO_2 mg/L	ANC µekv/L
11	Innløp Fjellgardsvatn	15/01/01	5,82	0,50	0,034	3	23	18	5	1,1	1,54	0,22	1,58	0,16	2,4	1,4	126		185	2	1,0	10
11	Innløp Fjellgardsvatn	12/02/01	5,54	0,52	0,032	0	30	20	10	1,0	2,03	0,30	2,01	0,19	3,6	1,6	160		230	2	0,9	-3
11	Innløp Fjellgardsvatn	19/03/01	5,52	0,52	0,034	3	28	19	9	0,86	2,01	0,31	2,07	0,21	3,3	1,6	195		270	1	0,8	7
11	Innløp Fjellgardsvatn	16/04/01	5,57	0,51	0,033	2	27	19	8	1,0	1,86	0,28	1,82	0,22	3,0	1,4	195		260	1	0,8	6
11	Innløp Fjellgardsvatn	16/05/01	5,67	0,47	0,036	5	30	20	10	1,3	1,47	0,22	1,36	0,20	2,3	1,2	160		240	2	0,7	5
11	Innløp Fjellgardsvatn	18/06/01	5,81	0,41	0,038	8	15	10	5	0,83	1,40	0,19	1,40	0,17	2,2	1,2	130		185	1	0,6	5
11	Innløp Fjellgardsvatn	21/08/01	5,89	0,37	0,042	12	23	22	1	1,6	1,17	0,19	1,51	0,14	1,6	1,1	77		160	2	0,5	30
11	Innløp Fjellgardsvatn	18/09/01	5,91	0,45	0,039	9	24	21	3	1,4	1,15	0,17	1,26	0,13	1,6	1,3	67		149	2	0,3	18
11	Innløp Fjellgardsvatn	19/11/01	5,69	0,38	0,037	6	21	17	4	0,97	1,41	0,20	1,42	0,15	2,57	1,09	68		131	2	0,7	1
11	Innløp Fjellgardsvatn	16/12/01	5,73	0,32	0,036	5	23	21	2	0,86	1,40	0,17	1,24	0,16	2,57	1,15	78		132	1	0,8	-14
11	**Innløp Fjellgardsvatn**	**Mid**	**5,72**	**0,45**	**0,036**	**5**	**24**	**19**	**6**	**1,09**	**1,54**	**0,23**	**1,57**	**0,17**	**2,51**	**1,30**	**126**		**194**	**2**	**0,7**	**6**
11	**Innløp Fjellgardsvatn**	**Max**	**5,91**	**0,52**	**0,042**	**12**	**30**	**22**	**10**	**1,60**	**2,03**	**0,31**	**2,07**	**0,22**	**3,60**	**1,60**	**195**		**270**	**2**	**1,0**	**30**
11	**Innløp Fjellgardsvatn**	**Min**	**5,52**	**0,32**	**0,032**	**0**	**15**	**10**	**1**	**0,83**	**1,15**	**0,17**	**1,24**	**0,13**	**1,60**	**1,09**	**67**		**131**	**1**	**0,3**	**-14**
11	**Innløp Fjellgardsvatn**	**N**	**10**	**10**	**10**	**10**	**10**	**10**	**10**	**10**	**10**	**10**	**10**	**10**	**10**	**10**	**10**		**10**	**10**	**10**	**10**
12	Utløp Fjellgardsvatn	15/01/01	5,97	0,83	0,037	6	26	17	9	1,1	2,08	0,34	2,08	0,18	3,4	1,9	124		190	2	1,0	20
12	Utløp Fjellgardsvatn	12/02/01	5,81	0,81	0,040	10	38	28	10	1,3	2,76	0,42	2,74	0,27	4,6	2,4	240		335	3	1,3	4
12	Utløp Fjellgardsvatn	19/03/01	5,61	0,64	0,036	5	28	19	9	0,89	2,29	0,36	2,28	0,22	3,8	1,9	210		305	2	0,9	5
12	Utløp Fjellgardsvatn	16/04/01	5,94	0,71	0,042	12	22	18	4	0,96	2,05	0,32	1,93	0,20	3,3	1,8	149		225	2	0,8	10
12	Utløp Fjellgardsvatn	16/05/01	6,00	0,74	0,044	14	27	21	6	1,3	1,87	0,31	1,75	0,19	3,0	1,6	144		220	1	0,9	15
12	Utløp Fjellgardsvatn	18/06/01	6,01	0,67	0,043	13	21	18	3	0,94	1,74	0,27	1,66	0,19	2,7	1,6	139		195	1	0,8	13
12	Utløp Fjellgardsvatn	21/08/01	6,08	0,58	0,046	16	28	23	5	1,5	1,49	0,23	1,59	0,15	2,0	1,3	107		200	2	0,6	30
12	Utløp Fjellgardsvatn	18/09/01	6,01	0,67	0,041	11	26	19	7	1,6	1,52	0,25	1,55	0,17	2,1	1,6	104		205	2	0,7	26
12	Utløp Fjellgardsvatn	19/11/01	6,12	0,75	0,047	18	20	17	3	0,96	1,82	0,30	1,73	0,17	3,01	1,77	111		185	2	0,8	12
12	Utløp Fjellgardsvatn	16/12/01	6,13	0,80	0,048	19	22	18	4	0,89	1,89	0,31	1,67	0,18	3,13	1,89	113		175	1	0,9	7
12	**Utløp Fjellgardsvatn**	**Mid**	**5,97**	**0,72**	**0,042**	**12**	**26**	**20**	**6**	**1,14**	**1,95**	**0,31**	**1,90**	**0,19**	**3,10**	**1,78**	**144**		**224**	**2**	**0,9**	**14**
12	**Utløp Fjellgardsvatn**	**Max**	**6,13**	**0,83**	**0,048**	**19**	**38**	**28**	**10**	**1,60**	**2,76**	**0,42**	**2,74**	**0,27**	**4,60**	**2,40**	**240**		**335**	**3**	**1,3**	**30**
12	**Utløp Fjellgardsvatn**	**Min**	**5,61**	**0,58**	**0,036**	**5**	**20**	**17**	**3**	**0,89**	**1,49**	**0,23**	**1,55**	**0,15**	**2,00**	**1,30**	**104**		**175**	**1**	**0,6**	**4**
12	**Utløp Fjellgardsvatn**	**N**	**10**	**10**	**10**	**10**	**10**	**10**	**10**	**10**	**10**	**10**	**10**	**10**	**10**	**10**	**10**		**10**	**10**	**10**	**10**

St.nr.	St.navn	Dato	pH	Ca mg/L	Alk mmol/L	Alk-E µekv/L	Al/R µg/L	Al/Il µg/L	LAL µg/L	TOC mg/L C	Kond mS/m	Mg mg/L	Na mg/L	K mg/L	Cl mg/L	SO_4 mg/L	NO_3-N µg/L N	NH_4-N µg/L N	Tot-N µg/L N	Tot-P µg/L P	SiO_2 mg/L	ANC µekv/L
13	Bekk fra Røyravatn	15/01/01	5,40	0,53	0,026	0	50	25	25	1,1	2,01	0,29	2,03	0,10	3,1	1,7	188		200	1	1,0	5
13	Bekk fra Røyravatn	12/02/01	5,31	0,47	0,032	0	50	18	32	1,0	2,25	0,33	2,25	0,15	3,8	1,8	195		255	1	0,9	-6
13	Bekk fra Røyravatn	19/03/01	5,08	0,50	0,026	0	86	18	68	0,78	2,65	0,41	2,95	0,16	4,5	2,0	335		405	1	0,8	-1
13	Bekk fra Røyravatn	16/04/01	5,21	0,42	0,027	0	45	18	27	0,87	2,15	0,31	2,00	0,15	3,4	1,6	270		325	<1	1,4	-11
13	Bekk fra Røyravatn	16/05/01	5,33	0,42	0,032	0	48	22	26	1,3	1,62	0,22	1,46	0,15	2,5	1,2	185		265	1	0,6	-2
13	Bekk fra Røyravatn	18/06/01	5,50	0,39	0,034	3	28	13	15	1,0	1,54	0,21	1,49	0,10	2,4	1,3	126		175	1	0,4	0
13	Bekk fra Røyravatn	21/08/01	5,58	0,38	0,039	9	52	41	11	2,1	1,33	0,16	1,35	0,07	1,9	1,4	72		170	2	0,4	5
13	Bekk fra Røyravatn	18/09/01	5,63	0,43	0,034	3	39	30	9	1,7	1,33	0,19	1,44	0,06	1,9	1,4	66		149	1	0,4	14
13	Bekk fra Røyravatn	19/11/01	5,36	0,41	0,032	0	50	27	23	1,2	1,81	0,26	1,78	0,10	3,29	1,44	94		160	1	0,7	-8
13	Bekk fra Røyravatn	16/12/01	5,35	0,33	0,030	0	47	24	23	1,0	1,73	0,21	1,48	0,10	3,05	1,50	115		165	2	0,8	-25
13	**Bekk fra Røyravatn**	**Mid**	**5,38**	**0,43**	**0,031**	**1**	**50**	**24**	**26**	**1,2**	**1,84**	**0,26**	**1,82**	**0,11**	**2,98**	**1,53**	**165**		**227**	**1**	**0,7**	**-3**
13	**Bekk fra Røyravatn**	**Max**	**5,63**	**0,53**	**0,039**	**9**	**86**	**41**	**68**	**2,1**	**2,65**	**0,41**	**2,95**	**0,16**	**4,50**	**2,00**	**335**		**405**	**2**	**1,4**	**14**
13	**Bekk fra Røyravatn**	**Min**	**5,08**	**0,33**	**0,026**	**0**	**28**	**13**	**9**	**0,78**	**1,33**	**0,16**	**1,35**	**0,06**	**1,90**	**1,20**	**66**		**149**	**<1**	**0,4**	**-25**
13	**Bekk fra Røyravatn**	**N**	**10**	**10**	**10**	**10**	**10**	**10**	**10**	**10**	**10**	**10**	**10**	**10**	**10**	**10**	**10**		**10**	**10**	**10**	**10**
11	Innløp Fjellgardsvatn	20/01/02	5,50	0,40	0,032	0	33	24	9	1,2	1,39	0,22	1,45	0,13	2,28	1,08	105		170	1		10
11	Innløp Fjellgardsvatn	18/03/02	5,15	0,62	0,025	0	70	26	44	0,97	3,19	0,48	3,48	0,21	6,78	1,59	135		240	<1		-7
11	Innløp Fjellgardsvatn	01/04/02	5,38	0,65	0,031	0	46	26	20	1,0	2,57	0,42	2,86	0,19	5,36	1,41	120		175	2		7
11	Innløp Fjellgardsvatn	15/04/02	5,50	0,67	0,032	0	21	14	7	0,77	2,33	0,40	2,63	0,21	4,90	1,31	130		180	2		11
11	Innløp Fjellgardsvatn	06/05/02	5,57	0,64	0,035	4	26	17	9	0,84	1,91	0,32	2,10	0,19	3,70	1,20	115		175	1		17
11	Innløp Fjellgardsvatn	20/05/02	5,70	0,62	0,037	6	24	13	11	0,78	1,75	0,32	2,00	0,19	3,42	1,20	121		165	2		19
11	Innløp Fjellgardsvatn	17/06/02	5,63	0,48	0,033	2	27	23	4	1,3	1,46	0,26	1,63	0,14	2,58	1,11	94		165	2		17
11	Innløp Fjellgardsvatn	12/08/02	5,95	0,52	0,042	12	16	13	3	1,4	1,25	0,23	1,45	0,16	1,97	1,19	49		146	3		28
11	**Innløp Fjellgardsvatn**	**Mid**	**5,55**	**0,58**	**0,033**	**3**	**33**	**20**	**13**	**1,0**	**1,98**	**0,33**	**2,20**	**0,18**	**3,87**	**1,26**	**109**		**177**	**2**		**13**
11	**Innløp Fjellgardsvatn**	**Max**	**5,95**	**0,67**	**0,042**	**12**	**70**	**26**	**44**	**1,4**	**3,19**	**0,48**	**3,48**	**0,21**	**6,78**	**1,59**	**135**		**240**	**3**		**28**
11	**Innløp Fjellgardsvatn**	**Min**	**5,15**	**0,40**	**0,025**	**0**	**16**	**13**	**3**	**0,77**	**1,25**	**0,22**	**1,45**	**0,13**	**1,97**	**1,08**	**49**		**146**	**<1**		**-7**
11	**Innløp Fjellgardsvatn**	**N**	**8**	**8**	**8**	**8**	**8**	**8**	**8**	**8**	**8**	**8**	**8**	**8**	**8**	**8**	**8**		**8**	**8**		**8**

St.nr.	St.navn	Dato	pH	Ca	Alk	Alk-E	Al/R	Al/Il	LAL	TOC	Kond	Mg	Na	K	Cl	SO_4	NO_3-N	NH_4-N	Tot-N	Tot-P	SiO_2	ANC
				mg/L	mmol/L	µekv/L	µg/L	µg/L	µg/L	mg/L C	mS/m	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	µg/L N	µg/L N	µg/L N	µg/L P	mg/L	µekv/L
12	Utløp Fjellgardsvatn	20/01/02	5,88	0,77	0,044	14	22	18	4	1,3	1,77	0,33	1,83	0,17	2,89	1,64	125		195	2		25
12	Utløp Fjellgardsvatn	18/03/02	6,02	1,02	0,043	13	26	18	8	0,85	2,12	0,40	2,15	0,19	3,79	1,78	125		185	2		29
12	Utløp Fjellgardsvatn	01/04/02	5,98	1,16	0,046	16	18	14	4	0,87	2,12	0,43	2,12	0,19	3,69	1,84	120		185	1		39
12	Utløp Fjellgardsvatn	15/04/02	6,12	1,16	0,045	15	18	14	4	0,86	2,10	0,42	2,12	0,19	3,72	1,79	120		190	1		39
12	Utløp Fjellgardsvatn	06/05/02	5,87	1,14	0,043	13	22	17	5	0,84	2,10	0,41	2,16	0,19	3,71	1,73	120		180	1		40
12	Utløp Fjellgardsvatn	20/05/02	5,94	1,00	0,045	15	22	16	6	0,98	2,00	0,40	2,14	0,20	3,59	1,60	121		175	2		38
12	Utløp Fjellgardsvatn	17/06/02	5,89	0,80	0,038	8	25	20	5	0,88	1,81	0,36	1,96	0,17	3,26	1,49	115		165	1		28
12	Utløp Fjellgardsvatn	12/08/02	6,11	0,78	0,047	18	22	21	1	1,4	1,63	0,33	1,75	0,16	2,67	1,55	72		160	2		34
12	Utløp Fjellgardsvatn	16/09/02	6,07	0,68	0,047	18	25	20	5	1,3	1,56	0,29	1,64	0,15	2,51	1,50	81		165	2		25
12	Utløp Fjellgardsvatn	14/10/02	6,16	0,80	0,045	15	21	16	5	1,1	1,66	0,31	1,72	0,16	2,72	1,59	99		185	2		27
12	Utløp Fjellgardsvatn	18/11/02	6,13	1,01	0,045	15	22	17	5	0,94	2,03	0,38	2,01	0,18	3,64	1,92	130		175	1		22
12	Utløp Fjellgardsvatn	16/12/02	6,40	1,69	0,066	38	23	18	5	1,3	3,20	0,63	3,16	0,30	5,22	2,85	210		300	2		60
12	**Utløp Fjellgardsvatn**	**Mid**	**6,05**	**1,00**	**0,046**	**17**	**22**	**17**	**5**	**1,1**	**2,01**	**0,39**	**2,06**	**0,19**	**3,45**	**1,77**	**120**		**188**	**2**		**34**
12	**Utløp Fjellgardsvatn**	**Max**	**6,40**	**1,69**	**0,066**	**38**	**26**	**21**	**8**	**1,4**	**3,20**	**0,63**	**3,16**	**0,30**	**5,22**	**2,85**	**210**		**300**	**2**		**60**
12	**Utløp Fjellgardsvatn**	**Min**	**5,87**	**0,68**	**0,038**	**8**	**18**	**14**	**1**	**0,84**	**1,56**	**0,29**	**1,64**	**0,15**	**2,51**	**1,49**	**72**		**160**	**1**		**22**
12	**Utløp Fjellgardsvatn**	**N**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**		**12**	**12**		**12**
13	Bekk fra Røyravatn	20/01/02	5,34	0,35	0,029	0	50	25	25	1,3	1,59	0,24	1,63	0,09	2,52	1,32	145		215	1		1
13	Bekk fra Røyravatn	18/03/02	5,06	0,55	0,023	0	98	21	77	0,79	3,31	0,50	3,54	0,16	6,87	1,71	170		210	<1		-15
13	Bekk fra Røyravatn	01/04/02	5,08	0,50	0,025	0	76	25	51	0,97	2,68	0,42	2,82	0,14	5,27	1,54	155		205	1		-6
13	Bekk fra Røyravatn	15/04/02	5,24	0,52	0,028	0	52	19	33	0,86	2,34	0,37	2,49	0,14	4,62	1,41	155		205	<1		-2
13	Bekk fra Røyravatn	06/05/02	5,23	0,48	0,030	0	46	19	27	0,98	2,17	0,32	2,31	0,13	4,01	1,40	155		220	1		1
13	Bekk fra Røyravatn	20/05/02	5,28	0,47	0,031	0	36	14	22	1,0	1,89	0,29	2,04	0,12	3,36	1,32	141		195	1		7
13	Bekk fra Røyravatn	17/06/02	5,41	0,47	0,029	0	41	22	19	1,1	1,69	0,28	1,86	0,09	2,96	1,37	115		170	1		9
13	Bekk fra Røyravatn	12/08/02	5,66	0,51	0,035	4	30	24	6	1,4	1,42	0,25	1,63	0,09	2,28	1,43	68		160	2		20
13	Bekk fra Røyravatn	16/09/02	5,76	0,46	0,038	8	33	25	8	1,6	1,36	0,23	1,52	0,06	2,16	1,40	69		155	2		15
13	Bekk fra Røyravatn	14/10/02	5,68	0,51	0,036	5	30	21	9	1,3	1,55	0,27	1,74	0,09	2,65	1,38	105		175	1		15
13	Bekk fra Røyravatn	18/11/02	5,40	0,44	0,031	0	63	37	26	1,6	1,78	0,29	1,90	0,10	3,32	1,53	135		190	1		-4
13	Bekk fra Røyravatn	16/12/02	5,59	0,69	0,034	3	46	23	23	1,4	2,28	0,41	2,55	0,15	4,22	1,93	150		225	1		13
13	**Bekk fra Røyravatn**	**Mid**	**5,39**	**0,50**	**0,031**	**2**	**50**	**23**	**27**	**1,2**	**2,01**	**0,32**	**2,17**	**0,11**	**3,69**	**1,48**	**130**		**194**	**1**		**4**
13	**Bekk fra Røyravatn**	**Max**	**5,76**	**0,69**	**0,038**	**8**	**98**	**37**	**77**	**1,6**	**3,31**	**0,50**	**3,54**	**0,16**	**6,87**	**1,93**	**170**		**225**	**2**		**20**
13	**Bekk fra Røyravatn**	**Min**	**5,06**	**0,35**	**0,023**	**0**	**30**	**14**	**6**	**0,79**	**1,36**	**0,23**	**1,52**	**0,06**	**2,16**	**1,32**	**68**		**155**	**<1**		**-15**
13	**Bekk fra Røyravatn**	**N**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**		**12**	**12**		**12**

St.nr.	St.navn	Dato	pH	Ca	Alk	Alk-E	Al/R	Al/Il	LAL	TOC	Kond	Mg	Na	K	Cl	SO_4	NO_3-N	NH_4-N	Tot-N	Tot-P	SiO_2	ANC
				mg/L	mmol/L	µekv/L	µg/L	µg/L	µg/L	mg/L C	mS/m	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	µg/L N	µg/L N	µg/L N	µg/L P	mg/L	µekv/L
12	Utløp Fjellgardsvatn	13/01/03	5,71	0,93	0,037	6	63	48	15	2,0	2,29	0,44	2,39	0,19	3,96	2,05	170		265	3		25
12	Utløp Fjellgardsvatn	17/02/03	5,90	0,90	0,039	9	24	18	6	0,9	2,17	0,41	2,28	0,21	3,85	1,72	160		225	2		27
12	Utløp Fjellgardsvatn	17/03/03	6,08	0,94	0,040	10	28	17	11	0,98	2,06	0,42	2,17	0,19	3,65	1,79	135		205	2		31
12	Utløp Fjellgardsvatn	14/04/03	6,09	1,15	0,045	15	21	16	5	0,91	2,05	0,44	2,16	0,20	3,52	1,78	130		200	2		47
12	Utløp Fjellgardsvatn	19/05/03	6,11	0,84	0,048	19	18	16	2	1,1	1,97	0,35	2,01	0,22	3,32	1,72	126		205	2		25
12	Utløp Fjellgardsvatn	16/06/03	6,15	0,67	0,047	18	22	18	4	1,1	1,71	0,29	1,82	0,21	2,83	1,53	125		190	2		21
12	Utløp Fjellgardsvatn	14/07/03	6,04	0,71	0,042	12	25	20	5	1,3	1,63	0,26	1,63	0,17	2,33	1,43	100		195	2		30
12	Utløp Fjellgardsvatn	18/08/03	6,14	0,61	0,047	18	29	23	6	1,5	1,47	0,26	1,60	0,17	2,26	1,54	97		195	2		23
12	Utløp Fjellgardsvatn	15/09/03	6,11	0,66	0,049	20	26	21	5	1,5	1,50	0,27	1,53	0,16	2,2	1,48	93		195	2		26
12	Utløp Fjellgardsvatn	20/10/03	6,15	0,67	0,047	18	23	18	5	1,4	1,57	0,27	1,60	0,17	2,19	1,49	91		175	2		30
12	Utløp Fjellgardsvatn	17/11/03	6,10	0,77	0,050	21	17	13	4	1,1	1,69	0,30	1,69	0,18	2,28	1,44	97		190	2		40
12	Utløp Fjellgardsvatn	15/12/03	6,09	0,85	0,051	22	22	16	6	1,0	1,87	0,32	1,80	0,19	2,88	1,79	120		210	2		25
12	**Utløp Fjellgardsvatn**	**Mid**	**6,06**	**0,81**	**0,045**	**15**	**27**	**20**	**6**	**1,2**	**1,83**	**0,34**	**1,89**	**0,19**	**2,94**	**1,65**	**120**		**204**	**2**		**29**
12	**Utløp Fjellgardsvatn**	**Max**	**6,15**	**1,15**	**0,051**	**22**	**63**	**48**	**15**	**2,0**	**2,29**	**0,44**	**2,39**	**0,22**	**3,96**	**2,05**	**170**		**265**	**3**		**47**
12	**Utløp Fjellgardsvatn**	**Min**	**5,71**	**0,61**	**0,037**	**6**	**17**	**13**	**2**	**0,90**	**1,47**	**0,26**	**1,53**	**0,16**	**2,19**	**1,43**	**91**		**175**	**2**		**21**
12	**Utløp Fjellgardsvatn**	**N**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**		**12**	**12**		**12**
13	Bekk fra Røyravatn	13/01/03	5,32	0,50	0,031	0	76	42	34	1,7	2,07	0,36	2,13	0,15	3,54	1,51	190		275	3		6
13	Bekk fra Røyravatn	17/02/03	5,28	0,47	0,028	0	55	22	33	0,89	2,11	0,34	2,22	0,11	3,76	1,59	175		220	2		-1
13	Bekk fra Røyravatn	17/03/03	5,27	0,48	0,027	0	45	16	29	0,99	2,04	0,35	2,16	0,14	3,63	1,51	160		220	2		5
13	Bekk fra Røyravatn	14/04/03	5,44	0,59	0,030	0	36	18	18	2,0	1,99	0,37	2,22	0,14	3,61	1,56	140		205	1		16
13	Bekk fra Røyravatn	19/05/03	5,44	0,43	0,032	0	44	28	16	1,3	1,72	0,27	1,87	0,14	2,76	1,25	115		195	1		16
13	Bekk fra Røyravatn	16/06/03	5,68	0,42	0,034	3	32	19	13	1,4	1,43	0,22	1,64	0,09	2,36	1,33	86		160	1		12
13	Bekk fra Røyravatn	14/07/03	5,71	0,39	0,035	4	35	27	8	1,7	1,33	0,19	1,47	0,07	1,88	1,31	57		160	2		16
13	Bekk fra Røyravatn	18/08/03	5,84	0,37	0,038	8	36	26	10	1,9	1,22	0,19	1,45	0,07	1,83	1,42	71		180	2		13
13	Bekk fra Røyravatn	15/09/03	5,57	0,36	0,036	5	60	42	18	2,1	1,29	0,21	1,36	0,09	1,91	1,24	70		175	2		12
13	Bekk fra Røyravatn	20/10/03	5,62	0,41	0,034	3	33	23	10	1,4	1,46	0,23	1,57	0,10	2,21	1,26	90		175	2		16
13	Bekk fra Røyravatn	17/11/03	5,55	0,44	0,034	3	35	23	12	1,4	1,48	0,25	1,57	0,10	2,29	1,32	105		180	2		14
13	Bekk fra Røyravatn	15/12/03	5,40	0,36	0,030	0	55	29	26	1,2	1,59	0,25	1,61	0,09	2,54	1,42	155		210	1		-1
13	**Bekk fra Røyravatn**	**Mid**	**5,51**	**0,43**	**0,032**	**2**	**45**	**26**	**19**	**1,5**	**1,64**	**0,27**	**1,77**	**0,11**	**2,69**	**1,39**	**118**		**196**	**2**		**10**
13	**Bekk fra Røyravatn**	**Max**	**5,84**	**0,59**	**0,038**	**8**	**76**	**42**	**34**	**2,1**	**2,11**	**0,37**	**2,22**	**0,15**	**3,76**	**1,59**	**190**		**275**	**3**		**16**
13	**Bekk fra Røyravatn**	**Min**	**5,27**	**0,36**	**0,027**	**0**	**32**	**16**	**8**	**0,89**	**1,22**	**0,19**	**1,36**	**0,07**	**1,83**	**1,24**	**57**		**160**	**1**		**-1**
13	**Bekk fra Røyravatn**	**N**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**		**12**	**12**		**12**

St.nr.	St.navn	Dato	pH	Ca	Alk	Alk-E	Al/R	Al/Il	LAL	TOC	Kond	Mg	Na	K	Cl	SO_4	NO_3-N	NH_4-N	Tot-N	Tot-P	SiO_2	ANC
				mg/L	mmol/L	µekv/L	µg/L	µg/L	µg/L	mg/L C	mS/m	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	µg/L N	µg/L N	µg/L N	µg/L P	mg/L	µekv/L
12	Utløp Fjellgardsvatn	12/01/04	5,93	0,84	0,048	19	21	18	3	1,1	1,83	0,34	1,72	0,17	2,99	1,83	135		220	2		17
12	Utløp Fjellgardsvatn	16/02/04	5,81	0,75	0,042	12	26	21	5	0,98	1,78	0,33	1,82	0,18	3,15	1,77	145		185	1		12
12	Utløp Fjellgardsvatn	15/03/04	6,08	0,75	0,045	15	23	15	8	0,82	2,02	0,34	2,04	0,20	3,38	1,66	160		220	2		18
12	Utløp Fjellgardsvatn	19/04/04	6,06	0,88	0,047	18	20	16	4	0,99	1,80	0,33	1,72	0,18	2,83	1,71	120		190	1		26
12	Utløp Fjellgardsvatn	19/05/04	6,15	0,90	0,044	14	21	19	2	1,1	1,72	0,32	1,68	0,17	2,76	1,63	110		200	2		29
12	Utløp Fjellgardsvatn	14/06/04	5,99	0,79	0,042	12	33	27	6	1,5	1,58	0,28	1,60	0,15	2,59	1,46	95		200	2		26
12	Utløp Fjellgardsvatn	19/07/04	6,10	0,73	0,041	11	15	17	0	1,2	1,51	0,29	1,52	0,16	2,43	1,41	89		165	1		26
12	Utløp Fjellgardsvatn	16/08/04	6,07	0,91	0,053	24	20	15	5	1,3	1,58	0,29	1,52	0,17	2,38	1,53	110		205	2		33
12	Utløp Fjellgardsvatn	13/09/04	5,94	0,72	0,042	12	40	33	7	1,9	1,45	0,28	1,42	0,14	2,20	1,37	80		185	3		28
12	Utløp Fjellgardsvatn	18/10/04	6,06	0,73	0,044	14	27	21	6	1,3	1,63	0,31	1,51	0,17	2,40	1,43	87		175	3		28
12	Utløp Fjellgardsvatn	15/11/04	5,99	0,79	0,046	16	30	24	6	1,1	1,64	0,26	1,59	0,17	2,55	1,52	94		160	2		24
12	Utløp Fjellgardsvatn	13/12/04	5,98	0,76	0,044	14	36	28	8	1,1	1,81	0,21	1,77	0,16	2,89	1,68	100		165	2		13
12	**Utløp Fjellgardsvatn**	**Mid**	**6,01**	**0,80**	**0,045**	**15**	**26**	**21**	**5**	**1,2**	**1,70**	**0,30**	**1,66**	**0,17**	**2,71**	**1,58**	**110**		**189**	**2**		**23**
12	**Utløp Fjellgardsvatn**	**Max**	**6,15**	**0,91**	**0,053**	**24**	**40**	**33**	**8**	**1,9**	**2,02**	**0,34**	**2,04**	**0,20**	**3,38**	**1,83**	**160**		**220**	**3**		**33**
12	**Utløp Fjellgardsvatn**	**Min**	**5,81**	**0,72**	**0,041**	**11**	**15**	**15**	**0**	**0,82**	**1,45**	**0,21**	**1,42**	**0,14**	**2,20**	**1,37**	**80**		**160**	**1**		**12**
12	**Utløp Fjellgardsvatn**	**N**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**		**12**	**12**		**12**
13	Bekk fra Røyravatn	12/01/04	5,46	0,41	0,030	0	51	27	24	1,1	1,73	0,30	1,68	0,10	2,99	1,50	180		225	1		-8
13	Bekk fra Røyravatn	16/02/04	5,28	0,42	0,028	0	47	21	26	0,8	1,85	0,30	1,91	0,10	3,55	1,41	170		205	<1		-10
13	Bekk fra Røyravatn	15/03/04	5,35	0,50	0,030	0	65	30	35	1,1	2,17	0,37	2,13	0,12	3,72	1,56	225		270	1		-2
13	Bekk fra Røyravatn	19/04/04	5,42	0,41	0,030	0	46	26	20	1,1	1,64	0,26	1,64	0,11	2,81	1,25	150		225	1		0
13	Bekk fra Røyravatn	19/05/04	5,53	0,46	0,030	0	38	25	13	1,2	1,52	0,26	1,58	0,09	2,64	1,24	110		200	2		7
13	Bekk fra Røyravatn	14/06/04	5,56	0,45	0,031	0	48	32	16	1,5	1,50	0,25	1,60	0,08	2,59	1,24	89		190	1		9
13	Bekk fra Røyravatn	19/07/04	5,73	0,45	0,031	0	39	29	10	1,5	1,31	0,24	1,45	0,06	2,27	1,19	54		143	1		14
13	Bekk fra Røyravatn	16/08/04	5,80	0,52	0,039	9	27	21	6	1,5	1,32	0,22	1,44	0,07	2,21	1,31	72		155	2		14
13	Bekk fra Røyravatn	13/09/04	5,46	0,42	0,030	0	64	53	11	2,4	1,34	0,22	1,34	0,08	2,16	1,10	60		180	3		11
13	Bekk fra Røyravatn	18/10/04	5,42	0,44	0,028	0	40	25	15	1,3	1,59	0,28	1,61	0,10	2,75	1,21	91		149	2		8
13	Bekk fra Røyravatn	15/11/04	5,16	0,37	0,026	0	55	36	19	1,4	1,61	0,21	1,62	0,10	2,75	1,21	87		160	2		0
13	Bekk fra Røyravatn	13/12/04	5,26	0,34	0,027	0	58	32	26	1,1	1,72	0,22	1,72	0,09	2,95	1,22	120		180	1		-5
13	**Bekk fra Røyravatn**	**Mid**	**5,45**	**0,43**	**0,030**	**1**	**48**	**30**	**18**	**1,3**	**1,61**	**0,26**	**1,64**	**0,09**	**2,78**	**1,29**	**117**		**190**	**2**		**3**
13	**Bekk fra Røyravatn**	**Max**	**5,80**	**0,52**	**0,039**	**9**	**65**	**53**	**35**	**2,4**	**2,17**	**0,37**	**2,13**	**0,12**	**3,72**	**1,56**	**225**		**270**	**3**		**14**
13	**Bekk fra Røyravatn**	**Min**	**5,16**	**0,34**	**0,026**	**0**	**27**	**21**	**6**	**0,80**	**1,31**	**0,21**	**1,34**	**0,06**	**2,16**	**1,10**	**54**		**143**	**<1**		**-10**
13	**Bekk fra Røyravatn**	**N**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**		**12**	**12**		**12**

St.nr.	St.navn	Dato	pH	Ca	Alk	Alk-E	Al/R	Al/Il	LAL	TOC	Kond	Mg	Na	K	Cl	SO_4	NO_3-N	NH_4-N	Tot-N	Tot-P	SiO_2	ANC
				mg/L	mmol/L	µekv/L	µg/L	µg/L	µg/L	mg/L C	mS/m	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	µg/L N	µg/L N	µg/L N	µg/L P	mg/L	µekv/L
12	Utløp Fjellgardsvatn	17/01/05	5,92	0,71	0,043	13	29	21	8	0,93	1,86	0,25	1,89	0,17	3,28	1,53	93	10	155	1		12
12	Utløp Fjellgardsvatn	14/02/05	5,77	0,72	0,036	5	27	16	11	0,82	2,33	0,35	2,42	0,18	4,34	1,48	99	12	155	2		14
12	Utløp Fjellgardsvatn	14/03/05	5,92	1,05	0,041	11	36	25	11	0,88	2,78	0,44	2,95	0,23	5,44	1,92	140	6	205	2		19
12	Utløp Fjellgardsvatn	18/04/05	5,94	0,78	0,032	0	28	20	8	0,83	2,16	0,36	2,26	0,18	4,11	1,59	100	14	165	3		15
12	Utløp Fjellgardsvatn	16/05/05	6,01	0,76	0,036	5	19	14	5	0,80	2,15	0,33	2,28	0,18	4,08	1,51	105	5	150	2		15
12	Utløp Fjellgardsvatn	13/06/05	5,89	0,67	0,035	4	19	14	5	0,86	2,04	0,31	2,24	0,17	4,13	1,41	125	<5	160	2		6
12	Utløp Fjellgardsvatn	18/07/05	5,95	0,52	0,036	5	19	14	5	0,98	1,76	0,28	1,88	0,15	3,18	1,31	95	9	170	3		11
12	Utløp Fjellgardsvatn	15/08/05	6,03	0,82	0,041	11	20	12	8	1,3	1,77	0,28	1,91	0,16	3,15	1,34	77	<5	155	3		29
12	Utløp Fjellgardsvatn	12/09/05	6,10	0,61	0,044	14	22	15	7	1,4	1,76	0,20	1,80	0,16	3,11	1,45	92	12	175	3		5
12	Utløp Fjellgardsvatn	17/10/05	6,34	0,72	0,062	34	17	15	2	1,5	2,00	0,29	1,94	0,60	3,14	1,36	100	115	455	5		35
12	Utløp Fjellgardsvatn	17/11/05	5,95	0,67	0,042	12	19	15	4	1,2	1,66	0,29	1,69	0,17	2,87	1,41	93	9	175	4		18
12	**Utløp Fjellgardsvatn**	**Mid**	**5,98**	**0,73**	**0,041**	**10**	**23**	**16**	**7**	**1,05**	**2,02**	**0,31**	**2,11**	**0,21**	**3,71**	**1,48**	**102**	**18**	**193**	**3**		**16**
12	**Utløp Fjellgardsvatn**	**Max**	**6,34**	**1,05**	**0,062**	**34**	**36**	**25**	**11**	**1,50**	**2,78**	**0,44**	**2,95**	**0,60**	**5,44**	**1,92**	**140**	**115**	**455**	**5**		**35**
12	**Utløp Fjellgardsvatn**	**Min**	**5,77**	**0,52**	**0,032**	**0**	**17**	**12**	**2**	**0,80**	**1,66**	**0,20**	**1,69**	**0,15**	**2,87**	**1,31**	**77**	**<5**	**150**	**1**		**5**
12	**Utløp Fjellgardsvatn**	**N**	**11**	**11**	**11**	**11**	**11**	**11**	**11**	**11**	**11**	**11**	**11**	**11**	**11**	**11**	**11**	**11**	**11**	**11**		**11**
13	Bekk fra Røyravatn	17/01/05	4,86	0,47	0,020	0	96	20	76	0,84	3,81	0,52	4,11	0,16	8,31	1,54	105	9	155	1		-25
13	Bekk fra Røyravatn	14/02/05	4,99	0,45	0,021	0	83	17	66	0,73	3,19	0,41	3,34	0,15	6,31	1,45	170	13	225	3		-15
13	Bekk fra Røyravatn	14/03/05	5,13	0,56	0,022	0	66	14	52	0,62	3,03	0,43	3,36	0,15	6,39	1,53	175	5	215	<1		-11
13	Bekk fra Røyravatn	18/04/05	5,08	0,44	0,017	0	55	21	34	0,9	2,67	0,38	2,87	0,16	5,31	1,35	150	18	220	2		-6
13	Bekk fra Røyravatn	16/05/05	5,29	0,36	0,023	0	39	16	23	0,95	2,04	0,26	2,26	0,13	3,95	1,25	145	<5	190	2		-7
13	Bekk fra Røyravatn	13/06/05	5,42	0,35	0,030	0	31	15	16	0,97	1,79	0,23	1,99	0,11	3,41	1,31	135	<5	170	2		-7
13	Bekk fra Røyravatn	18/07/05	5,58	0,35	0,030	0	32	15	17	1,4	1,66	0,21	1,83	0,09	2,98	1,32	97	<5	185	2		-2
13	Bekk fra Røyravatn	15/08/05	5,59	0,40	0,034	3	33	19	14	1,7	1,64	0,20	1,81	0,08	2,75	1,27	60	<5	155	3		9
13	Bekk fra Røyravatn	12/09/05	5,47	0,36	0,033	2	54	30	24	2,1	1,62	0,17	1,73	0,09	2,79	1,31	84	<5	195	3		-2
13	Bekk fra Røyravatn	17/10/05	5,43	0,40	0,032	0	38	23	15	1,7	1,65	0,25	1,67	0,14	2,69	1,29	125	9	210	3		5
13	Bekk fra Røyravatn	17/11/05	5,30	0,36	0,030	0	39	22	17	1,3	1,73	0,26	1,77	0,14	3,03	1,26	120	8	185	3		0
13	**Bekk fra Røyravatn**	**Mid**	**5,29**	**0,41**	**0,027**	**0**	**51**	**19**	**32**	**1,2**	**2,26**	**0,30**	**2,43**	**0,13**	**4,36**	**1,35**	**124**	**8**	**191**	**2**		**-6**
13	**Bekk fra Røyravatn**	**Max**	**5,59**	**0,56**	**0,034**	**3**	**96**	**30**	**76**	**2,1**	**3,81**	**0,52**	**4,11**	**0,16**	**8,31**	**1,54**	**175**	**18**	**225**	**3**		**9**
13	**Bekk fra Røyravatn**	**Min**	**4,86**	**0,35**	**0,017**	**0**	**31**	**14**	**14**	**0,62**	**1,62**	**0,17**	**1,67**	**0,08**	**2,69**	**1,25**	**60**	**<5**	**155**	**<1**		**-25**
13	**Bekk fra Røyravatn**	**N**	**11**	**11**	**11**	**11**	**11**	**11**	**11**	**11**	**11**	**11**	**11**	**11**	**11**	**11**	**11**	**11**	**11**	**11**		**11**

St.nr.	St.navn	Dato	pH	Ca	Alk	Alk-E	Al/R	Al/Il	LAL	TOC	Kond	Mg	Na	K	Cl	SO_4	NO_3-N	NH_4-N	Tot-N	Tot-P	SiO_2	ANC
				mg/L	mmol/L	µekv/L	µg/L	µg/L	µg/L	mg/L C	mS/m	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	µg/L N	µg/L N	µg/L N	µg/L P	mg/L	µekv/L
12	Utløp Fjellgardsvatn	16/01/06	5,95	0,73	0,042	12	20	16	4	1,0	1,82	0,33	1,86	0,19	3,1	1,54	140	17	215	3		20
12	Utløp Fjellgardsvatn	13/02/06	5,88	0,69	0,043	13	18	14	4	1,0	1,73	0,30	1,74	0,17	2,91	1,43	155	12	220	2		16
12	Utløp Fjellgardsvatn	13/03/06	6,30	1,08	0,057	28	21	14	7	1,3	2,24	0,42	2,23	0,21	3,62	1,96	170	9	220	3		36
12	Utløp Fjellgardsvatn	17/04/06	6,02	0,91	0,046	16	17	13	4	1,0	1,91	0,37	1,91	0,18	3,22	1,65	140	12	215	3		28
12	Utløp Fjellgardsvatn	16/05/06	6,30	0,83	0,049	20	21	15	6	0,95	1,79	0,30	1,74	0,19	2,79	1,44	115	8	220	2		30
12	Utløp Fjellgardsvatn	19/06/06	6,04	0,72	0,044	14	22	17	5	0,85	1,59	0,26	1,50	0,19	2,69	1,38	130	10	200	3		14
12	Utløp Fjellgardsvatn	17/07/06	5,88	0,73	0,042	12	25	19	6	1,4	1,50	0,26	1,42	0,18	2,31	1,33	130	6	205	4		22
12	Utløp Fjellgardsvatn	14/08/06	6,48	0,82	0,057	28	15	14	1	1,3	1,52	0,28	1,46	0,18	2,24	1,37	82	5	240	3		34
12	Utløp Fjellgardsvatn	18/09/06	6,19	0,83	0,050	21	22	6	16	1,5	1,47	0,28	1,42	0,16	2,10	1,42	92	3	210	3		35
12	Utløp Fjellgardsvatn	16/10/06	6,44	0,75	0,052	23	22	11	11	1,4	1,48	0,28	1,43	0,17	2,14	1,35	86	8	195	3		32
12	Utløp Fjellgardsvatn	27/11/06	6,12	0,97	0,046	16	19	17	2	1,1	1,69	0,33	1,52	0,16	2,62	1,39	90	7	190	2		36
12	Utløp Fjellgardsvatn	19/12/06	6,20	0,88	0,054	25	23	17	6	0,89	1,90	0,36	1,75	0,17	3,00	1,46	120	11	160	2		30
12	Utløp Fjellgardsvatn	Mid	6,15	0,83	0,049	19	20	14	6	1,1	1,72	0,31	1,67	0,18	2,73	1,48	121	9	208	3		28
12	**Utløp Fjellgardsvatn**	**Max**	**6,48**	**1,08**	**0,057**	**28**	**25**	**19**	**16**	**1,5**	**2,24**	**0,42**	**2,23**	**0,21**	**3,62**	**1,96**	**170**	**17**	**240**	**4**		**36**
12	**Utløp Fjellgardsvatn**	**Min**	**5,88**	**0,69**	**0,042**	**12**	**15**	**6**	**1**	**0,85**	**1,47**	**0,26**	**1,42**	**0,16**	**2,10**	**1,33**	**82**	**3**	**160**	**2**		**14**
12	**Utløp Fjellgardsvatn**	**N**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**		**12**
13	Bekk fra Røyravatn	16/01/06	5,24	0,46	0,028	0	48	19	29	1,1	2,08	0,34	2,10	0,14	3,50	1,47	275	26	355	3		-3
13	Bekk fra Røyravatn	13/02/06	5,28	0,44	0,031	0	47	15	32	0,97	1,94	0,31	1,86	0,13	2,98	1,44	340	13	385	2		-7
13	Bekk fra Røyravatn	13/03/06	5,56	0,59	0,034	3	38	15	23	1,0	2,13	0,36	2,16	0,14	3,47	1,70	355	6	360	2		-2
13	Bekk fra Røyravatn	17/04/06	5,28	0,47	0,030	0	58	28	30	1,2	1,96	0,35	1,88	0,18	3,08	1,42	320	9	370	3		-1
13	Bekk fra Røyravatn	16/05/06	5,65	0,44	0,033	2	33	18	15	1,1	1,52	0,22	1,45	0,18	2,22	0,97	190	17	335	2		11
13	Bekk fra Røyravatn	19/06/06	5,57	0,47	0,034	3	35	23	12	1,4	1,55	0,24	1,50	0,15	2,57	1,22	210	7	300	4		-1
13	Bekk fra Røyravatn	17/07/06	5,56	0,44	0,035	4	40	21	19	1,7	1,37	0,22	1,36	0,10	2,04	1,28	135	5	230	3		8
13	Bekk fra Røyravatn	14/08/06	6,08	0,58	0,043	13	18	15	3	1,1	1,40	0,25	1,44	0,10	2,09	1,33	115	<2	215	2		20
13	Bekk fra Røyravatn	18/09/06	5,63	0,47	0,040	10	39	23	16	1,8	1,25	0,22	1,30	0,07	1,81	1,26	90	4	190	2		16
13	Bekk fra Røyravatn	16/10/06	5,64	0,53	0,037	6	39	17	22	1,7	1,47	0,26	1,42	0,10	2,17	1,39	96	<2	200	2		15
13	Bekk fra Røyravatn	27/11/06	5,24	0,43	0,027	0	43	24	19	1,1	1,75	0,29	1,64	0,08	3,13	1,06	84	6	170	2		2
13	Bekk fra Røyravatn	19/12/06	5,17	0,46	0,026	0	57	17	40	0,78	2,27	0,37	2,29	0,10	4,38	1,11	110	6	147	<1		1
13	**Bekk fra Røyravatn**	**Mid**	**5,49**	**0,48**	**0,033**	**3**	**41**	**20**	**22**	**1,2**	**1,72**	**0,29**	**1,70**	**0,12**	**2,79**	**1,30**	**193**	**9**	**271**	**2**		**5**
13	**Bekk fra Røyravatn**	**Max**	**6,08**	**0,59**	**0,043**	**13**	**58**	**28**	**40**	**1,8**	**2,27**	**0,37**	**2,29**	**0,18**	**4,38**	**1,70**	**355**	**26**	**385**	**4**		**20**
13	**Bekk fra Røyravatn**	**Min**	**5,17**	**0,43**	**0,026**	**0**	**18**	**15**	**3**	**0,78**	**1,25**	**0,22**	**1,30**	**0,07**	**1,81**	**0,97**	**84**	**<2**	**147**	**<1**		**-7**
13	**Bekk fra Røyravatn**	**N**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**		**12**

St.nr.	St.navn	Dato	pH	Ca	Alk	Alk-E	Al/R	Al/Il	LAL	TOC	Kond	Mg	Na	K	Cl	SO_4	NO_3-N	NH_4-N	Tot-N	Tot-P	SiO_2	ANC
				mg/L	mmol/L	µekv/L	µg/L	µg/L	µg/L	mg/L C	mS/m	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	µg/L N	µg/L N	µg/L N	µg/L P	mg/L	µekv/L
12	Utløp Fjellgardsvatn	15/01/07	5,79	0,76	0,038	8	28	24	4	0,94	2,27	0,39	2,44	0,21	4,65	1,54	110	29	285	2		10
12	Utløp Fjellgardsvatn	19/02/07	5,48	0,75	0,035	4	48	24	24	0,91	2,74	0,45	2,97	0,19	5,73	1,57	135	14	205	1		5
12	Utløp Fjellgardsvatn	19/03/07	6,01	0,78	0,038	8	30	22	8	0,72	2,39	0,42	2,47	0,18	4,74	1,50	120	8	185	2		12
12	Utløp Fjellgardsvatn	16/04/07	6,13	0,83	0,049	20	25	17	8	1,1	2,41	0,43	2,51	0,18	4,75	1,59	105	8	165	1		16
12	Utløp Fjellgardsvatn	14/05/07	5,83	0,78	0,038	8	26	19	7	0,71	2,47	0,44	2,63	0,19	4,87	1,44	110	6	160	<1		19
12	Utløp Fjellgardsvatn	18/06/07	5,89	0,66	0,036	5	21	21	0	0,69	2,25	0,37	2,37	0,18	4,77	1,39	91	5	140	2		1
12	Utløp Fjellgardsvatn	23/07/07	5,86	0,60	0,037	6	25	22	3	1,0	1,98	0,34	2,27	0,16	4,08	1,31	79	3	146	1		13
12	Utløp Fjellgardsvatn	27/08/07	6,30	0,79	0,047	18	24	19	5	1,4	1,88	0,31	2,02	0,14	3,35	1,34	64	2	146	3		29
12	Utløp Fjellgardsvatn	17/09/07	6,06	0,65	0,039	9	23	12	11	1,4	1,83	0,31	1,98	0,14	3,29	1,24	67	<2	155	2		24
12	Utløp Fjellgardsvatn	15/10/07	5,92	0,62	0,040	10	31	23	8	1,4	1,85	0,30	1,91	0,12	3,24	1,27	64	<2	143	4		19
12	Utløp Fjellgardsvatn	19/11/07	6,04	0,76	0,042	12	22	19	3	1,1	1,93	0,33	1,99	0,15	3,47	1,39	80	3	138	2		23
12	Utløp Fjellgardsvatn	17/12/07	5,96	0,83	0,043	13	19	16	3	0,93	2,00	0,33	2,08	0,15	3,57	1,46	88	3	146	2		25
12	**Utløp Fjellgardsvatn**	**Mid**	**5,94**	**0,73**	**0,040**	**10**	**27**	**20**	**7**	**1,0**	**2,17**	**0,37**	**2,30**	**0,17**	**4,21**	**1,42**	**93**	**7**	**168**	**2**		**16**
12	**Utløp Fjellgardsvatn**	**Max**	**6,30**	**0,83**	**0,049**	**20**	**48**	**24**	**24**	**1,4**	**2,74**	**0,45**	**2,97**	**0,21**	**5,73**	**1,59**	**135**	**29**	**285**	**4**		**29**
12	**Utløp Fjellgardsvatn**	**Min**	**5,48**	**0,60**	**0,035**	**4**	**19**	**12**	**0**	**0,69**	**1,83**	**0,30**	**1,91**	**0,12**	**3,24**	**1,24**	**64**	**<2**	**138**	**<1**		**1**
12	**Utløp Fjellgardsvatn**	**N**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**		**12**
13	Bekk fra Røyravatn	15/01/07	4,89	0,57	0,019	0	76	22	54	0,75	3,80	0,56	4,18	0,16	8,64	1,51	110	8	155	2		-23
13	Bekk fra Røyravatn	19/02/07	5,02	0,61	0,025	0	91	17	74	0,61	3,74	0,55	4,10	0,15	8,14	1,47	170	8	205	<1		-14
13	Bekk fra Røyravatn	19/03/07	5,02	0,49	0,022	0	84	21	63	0,88	3,33	0,49	3,66	0,18	7,09	1,44	200	34	300	3		-16
13	Bekk fra Røyravatn	16/04/07	5,13	0,53	0,030	0	66	17	49	0,72	3,22	0,48	3,51	0,16	6,80	1,36	150	5	205	1		-8
13	Bekk fra Røyravatn	14/05/07	5,27	0,45	0,026	0	29	18	11	0,86	2,46	0,37	2,75	0,12	4,87	1,26	135	6	185	<1		2
13	Bekk fra Røyravatn	18/06/07	5,60	0,48	0,030	0	24	12	12	0,77	2,12	0,31	2,36	0,11	4,50	1,34	98	4	150	3		-7
13	Bekk fra Røyravatn	23/07/07	5,50	0,37	0,032	0	46	34	12	1,8	1,77	0,26	2,12	0,07	3,40	1,28	62	3	160	2		7
13	Bekk fra Røyravatn	27/08/07	5,54	0,39	0,030	0	73	54	19	3,2	1,73	0,24	1,97	0,06	3,01	1,25	31	<2	175	3		13
13	Bekk fra Røyravatn	17/09/07	5,51	0,41	0,028	0	45	18	27	1,8	1,89	0,29	2,12	0,09	3,62	1,15	56	<2	155	2		9
13	Bekk fra Røyravatn	15/10/07	5,42	0,38	0,031	0	59	39	20	2,0	1,87	0,29	2,05	0,09	3,34	1,20	65	<2	160	4		10
13	Bekk fra Røyravatn	19/11/07	5,43	0,39	0,029	0	41	28	13	1,3	1,76	0,25	1,93	0,09	3,28	1,17	92	<2	146	1		3
13	Bekk fra Røyravatn	17/12/07	5,46	0,34	0,030	0	32	19	13	0,96	1,67	0,23	1,83	0,07	2,94	1,19	97	<2	146	2		3
13	**Bekk fra Røyravatn**	**Mid**	**5,32**	**0,45**	**0,028**	**0**	**56**	**25**	**31**	**1,3**	**2,45**	**0,36**	**2,72**	**0,11**	**4,97**	**1,30**	**106**	**7**	**179**	**2**		**-2**
13	**Bekk fra Røyravatn**	**Max**	**5,60**	**0,61**	**0,032**	**0**	**91**	**54**	**74**	**3,2**	**3,80**	**0,56**	**4,18**	**0,18**	**8,64**	**1,51**	**200**	**34**	**300**	**4**		**13**
13	**Bekk fra Røyravatn**	**Min**	**4,89**	**0,34**	**0,019**	**0**	**24**	**12**	**11**	**0,61**	**1,67**	**0,23**	**1,83**	**0,06**	**2,94**	**1,15**	**31**	**<2**	**146**	**<1**		**-23**
13	**Bekk fra Røyravatn**	**N**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**		**12**

St.nr.	St.navn	Dato	pH	Ca	Alk	Alk-E	Al/R	Al/II	LAL	TOC	Kond	Mg	Na	K	Cl	SO_4	NO_3-N	NH_4-N	Tot-N	Tot-P	SiO_2	ANC
				mg/L	mmol/L	µekv/L	µg/L	µg/L	µg/L	mg/L C	mS/m	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	µg/L N	µg/L N	µg/L N	µg/L P	mg/L	µekv/L
12	Utløp Fjellgardsvatn	14/01/08	5,90	0,74	0,040	10	23	19	4	1,0	2,13	0,36	1,96	0,14	3,71	1,39	94	<2	160	2		15
12	Utløp Fjellgardsvatn	18/02/08	6,18	0,82	0,047	18	27	22	5	0,93	2,16	0,34	2,13	0,17	3,96	1,5	96	4	155	2		16
12	Utløp Fjellgardsvatn	17/03/08	5,99	0,76	0,040	10	24	18	6	0,82	2,16	0,37	2,30	0,18	4,14	1,49	110	9	150	2		17
12	Utløp Fjellgardsvatn	14/04/08	6,05	0,78	0,042	12	19	14	5	0,80	2,17	0,37	2,30	0,18	4,23	1,54	100	12	155	1		15
12	Utløp Fjellgardsvatn	13/05/08	6,09	0,72	0,043	13	17	13	4	0,73	2,04	0,34	2,14	0,17	3,31	1,11	96	6	132	2		38
12	Utløp Fjellgardsvatn	17/06/08	6,16	0,57	0,047	18	18	16	2	0,81	1,80	0,30	1,93	0,16	3,3	1,13	105	4	160	<1		17
12	Utløp Fjellgardsvatn	14/07/08	6,06	0,56	0,043	13	18	17	1	0,92	1,63	0,27	1,81	0,14	2,89	1,13	81	4	148	<1		22
12	Utløp Fjellgardsvatn	18/08/08	6,14	0,56	0,042	12	24	18	6	1,3	1,60	0,24	1,67	0,14	2,73	1,10	70	<2	170	2		19
12	Utløp Fjellgardsvatn	15/09/08	6,21	0,63	0,045	15	21	14	7	1,4	1,64	0,25	1,69	0,15	2,73	1,17	71	4	175	3		23
12	Utløp Fjellgardsvatn	13/10/08	5,94	0,51	0,046	16	20	20	0	1,4	1,77	0,26	1,59	0,14	2,70	1,18	79	9	165	3		13
12	Utløp Fjellgardsvatn	17/11/08	5,96	0,75	0,046	16	22	19	3	1,1	2,06	0,33	2,12	0,16	3,82	1,39	89	10	148	3		18
12	Utløp Fjellgardsvatn	15/12/08	6,11	0,78	0,047	18	22	19	3	0,89	2,12	0,32	1,97	0,14	3,72	1,45	83	4	155	2		13
12	**Utløp Fjellgardsvatn**	**Mid**	**6,07**	**0,68**	**0,044**	**14**	**21**	**17**	**4**	**1,0**	**1,94**	**0,31**	**1,97**	**0,16**	**3,44**	**1,30**	**90**	**6**	**156**	**2**		**19**
12	**Utløp Fjellgardsvatn**	**Max**	**6,21**	**0,82**	**0,047**	**18**	**27**	**22**	**7**	**1,4**	**2,17**	**0,37**	**2,30**	**0,18**	**4,23**	**1,54**	**110**	**12**	**175**	**3**		**38**
12	**Utløp Fjellgardsvatn**	**Min**	**5,90**	**0,51**	**0,040**	**10**	**17**	**13**	**0**	**0,73**	**1,60**	**0,24**	**1,59**	**0,14**	**2,70**	**1,10**	**70**	**<2**	**132**	**<1**		**13**
12	**Utløp Fjellgardsvatn**	**N**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**		**12**
13	Bekk fra Røyravatn	14/01/08	5,22	0,34	0,027	0	47	25	22	1,1	2,22	0,32	2,01	0,09	4,05	1,19	120	<2	185	2		-15
13	Bekk fra Røyravatn	18/02/08	5,40	0,41	0,029	0	64	22	42	0,9	2,69	0,37	2,86	0,13	5,55	1,28	150	<2	190	2		-15
13	Bekk fra Røyravatn	17/03/08	5,17	0,40	0,025	0	56	17	39	0,76	2,52	0,36	2,76	0,14	5,10	1,28	140	5	160	1		-7
13	Bekk fra Røyravatn	14/04/08	5,31	0,42	0,026	0	41	18	23	0,82	2,40	0,35	2,70	0,14	4,84	1,29	140	3	180	1		-3
13	Bekk fra Røyravatn	13/05/08	5,52	0,31	0,031	0	30	18	12	0,86	1,66	0,24	1,82	0,10	3,18	0,98	135	6	160	12		-3
13	Bekk fra Røyravatn	17/06/08	5,69	0,35	0,034	3	19	12	7	0,89	1,58	0,24	1,82	0,09	3,24	1,02	105	2	160	1		-1
13	Bekk fra Røyravatn	14/07/08	5,75	0,39	0,036	5	25	20	5	1,2	1,53	0,23	1,83	0,07	2,90	1,07	70	3	148	3		11
13	Bekk fra Røyravatn	18/08/08	5,73	0,34	0,034	3	36	23	13	1,7	1,46	0,20	1,64	0,06	2,61	1,00	44	<2	143	2		9
13	Bekk fra Røyravatn	15/09/08	6,08	0,40	0,041	11	49	29	20	1,8	1,59	0,22	1,69	0,08	2,64	1,04	58	<2	160	2		13
13	Bekk fra Røyravatn	13/10/08	5,45	0,40	0,034	3	50	43	7	2,4	1,71	0,26	1,95	0,10	3,01	1,13	54	5	165	3		16
13	Bekk fra Røyravatn	17/11/08	5,25	0,43	0,031	0	56	29	27	1,3	2,45	0,36	2,67	0,10	5,27	1,23	61	5	115	2		-9
13	Bekk fra Røyravatn	15/12/08	6,03	0,43	0,044	14	39	24	15	1,0	2,20	0,30	2,35	0,07	4,25	1,22	68	<2	139	1		0
13	**Bekk fra Røyravatn**	**Mid**	**5,55**	**0,39**	**0,033**	**3**	**43**	**23**	**19**	**1,2**	**2,00**	**0,29**	**2,18**	**0,10**	**3,89**	**1,14**	**95**	**3**	**159**	**3**		**0**
13	**Bekk fra Røyravatn**	**Max**	**6,08**	**0,43**	**0,044**	**14**	**64**	**43**	**42**	**2,4**	**2,69**	**0,37**	**2,86**	**0,14**	**5,55**	**1,29**	**150**	**6**	**190**	**12**		**16**
13	**Bekk fra Røyravatn**	**Min**	**5,17**	**0,31**	**0,025**	**0**	**19**	**12**	**5**	**0,76**	**1,46**	**0,20**	**1,64**	**0,06**	**2,61**	**0,98**	**44**	**<2**	**115**	**1**		**-15**
13	**Bekk fra Røyravatn**	**N**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**	**12**		**12**

11 Begroingsalger i Vikedalselva, 1997 – 2009

Susanne Schneider

11.1 Innledning

I 2002 ble det utgitt en DN-rapport om undersøkelsene i Vikedalsvassdraget fra 1997 til 1999, inkludert data om begroingsalger (Lindstrøm mfl. 2002). Disse undersøkelsene ble videreført, og tidsseriene med begroingsalger er nå analysert fram til 2009.

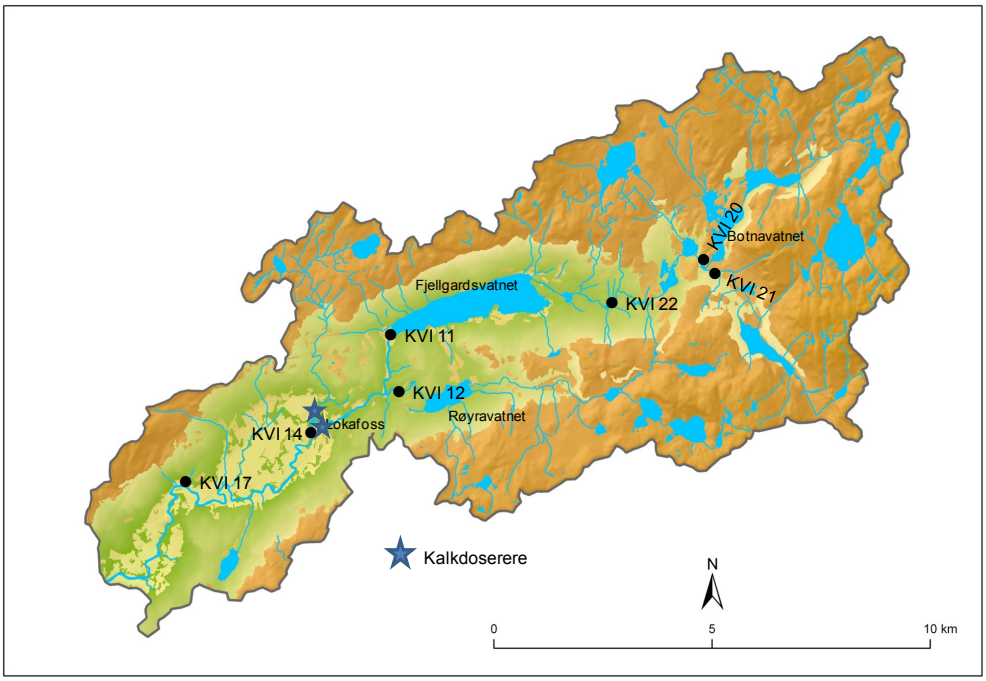
I denne rapporten er det valgt å fokusere på trendanalyser over hele undersøkelsesperioden istedenfor å se på forskjeller i artssammensetning mellom vår og høst eller mellom de undersøkte stasjonene. Tilsvarende analyser ble tidligere gjennomført av Lindstrøm mfl. (2002).

11.2 Lokaliteter

Begroingssamfunnet er undersøkt mer eller mindre årlig siden 1997 på sju stasjoner i Vikedalsvassdraget (**tabell 11.1, figur 11.1**).

Tabell 11.1 *Stasjoner for innsamling av begroingsalger, Vikedalsvassdraget. UTM sone 32*

Forkortelse	***stasjon***	***X koord.***	Y koord.
KVI 22	Vikedal, ved sti til Sjurstølen	335500	6606900
KVI 21	Vikedal, Sørelva	337500	6608100
KVI 20	Vikedal, utløp Botnavatn	337400	6608100
KVI 11	Vikedal, nedstrøms Fjellgardsvatn	330400	6605400
KVI 12	Vikedal, bekk fra Røyravatn	330500	6604600
KVI 14	Vikedal, nedstr. Lokafossen	328800	6603800
KVI 17	Vikedal, Ørnes	326300	6601700



Figur 11.1 *Vikedalsvassdraget med prøvetakingssteder for begroingsalger. For stasjonsnavnene se* ***tabell 11.1.***

11.3 Materiale og metoder

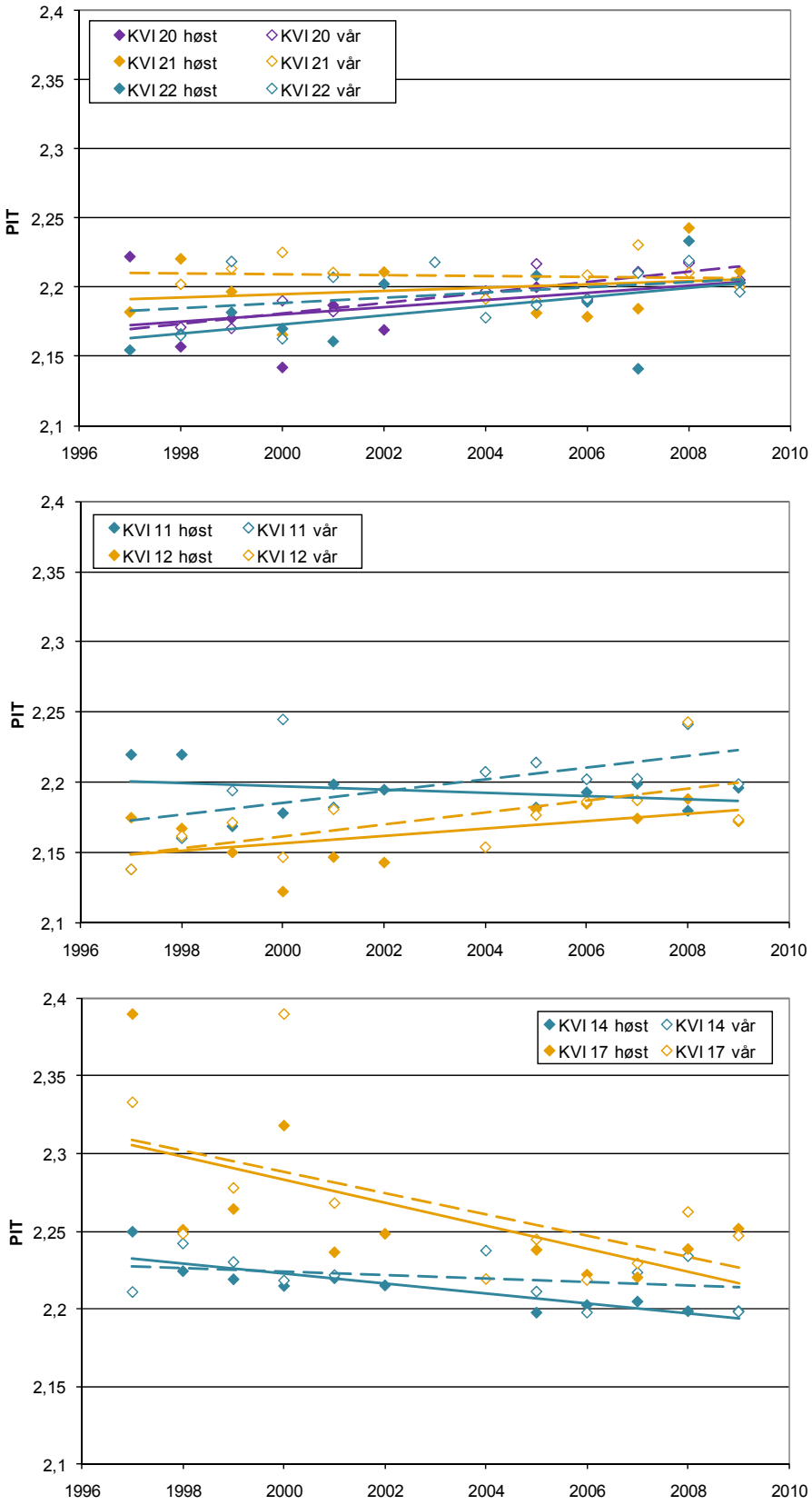
Metoden for innsamling, analyse og presentasjon av resultatene er identiske med det som er beskrevet for Atnavassdraget (se Schneider 2010).

11.4 Resultater

11.4.1 Eutrofiering

Trendene i PIT indeksen (periphyton index of trophic status) i Vikedalsvassdraget er vist i **figur 11.2.** Spearman rank korrelasjonskoeffisientene for trendlinjene er vist i **tabell 11.2**. Følgende slutninger kan trekkes:

- Ingen av de undersøkte stasjonene var alvorlig eutrofiert, men det var tegn til litt eutrofiering på KVI 17 (Ørnes) før året 2000.
- Trofinivået på den nederste stasjonen KVI 17 (Ørnes) var fortsatt noe høyere enn på de andre stasjonene og har vært det i alle år. Dette er mest sannsynlig en effekt av jordbruket langs den nederste delen av Vikedalsvassdraget.
- Bortsett fra KVI 11 (nedstrøms Fjellgårdsvatn) var det ingen forskjell på verken nivå eller trender mellom vår og høst. Årsaken til at det er en forskjell på KVI 11 er ukjent.
- I motsetning til Atnavassdraget var ikke PIT indeksen på de øverste stasjonene høyere enn lenger nede i vassdraget. Dette kan forklares med at de øverste stasjonene i Vikedalsvassdraget fremdeles er forsuret, i og med at forsuring motvirker eutrofiering. Dessuten er vårtemperaturene på de øverste stasjonene i Vikedalsvassdraget høyere enn i Atnavassdraget (upubliserte data), noe som gjør at en mulig effekt av svært lave vårtemperaturer ikke finnes i Vikedalsvassdraget. For å kunne skille effekten av forsuring og temperatur fra hverandre trengs det imidlertid bedre bakgrunnsdata med vannkjemi.
- Av de tre stasjonene som ligger lengst oppe i fjellet, viste to en svak stigende trend i PIT indeksen (KVI 20 og 22), mens KVI 21 (Sørelva) var uforandret. Disse tre stasjonene utvikler seg mot en PIT-verdi på 2,2. Det vil si at KVI 20 og 22 har hatt noe lavere PIT indekser på 90-tallet, mens KVI 21 har vært på omtrent 2,2 i hele perioden. KVI 20 og 22 har et større nedbørfelt enn KVI 21. Det er derfor mulig at klimaforandringer eller forandringer i sur nedbør påvirker disse to stasjoner på en annen måte enn KVI 21. På det nåværende tidspunkt har vi dessverre ikke nok vannkjemiske eller klimarelaterte bakgrunnsdata til å kunne påvise eventuelle sammenhenger, men det vises til at også de øverste stasjonen i Atnavassdraget har en stigende trend i PIT indeksen. Både minkende forsuring, økende temperatur og økning i konsentrasjon av næringssalter, for eksempel nitrogentilførsel med nedbør (Elser mfl. 2009), kan føre til en liten eutrofiering, men for å kunne skille effektene fra hverandre trengs det bedre bakgrunnsdata med vannkjemi og temperatur.
- Det var også en tendens til stigende PIT indeks på de to stasjonene som ligger midt i vassdraget (KVI 11 og 12), men trenden på KVI 11 (nedstrøms Fjellgårdsvatn) er usikker, da det der er forskjell på vår og høst.
- Derimot var PIT trenden på de to stasjonene nedenfor kalkdosereren synkende. Dette skyldes mest sannsynlig at det var en større tilførsel av næringssalter (eutrofiering) fra jordbruket, eller større direkte utslipp som for eksempel dårlig renset kloakk, på 90-tallet enn i dag.

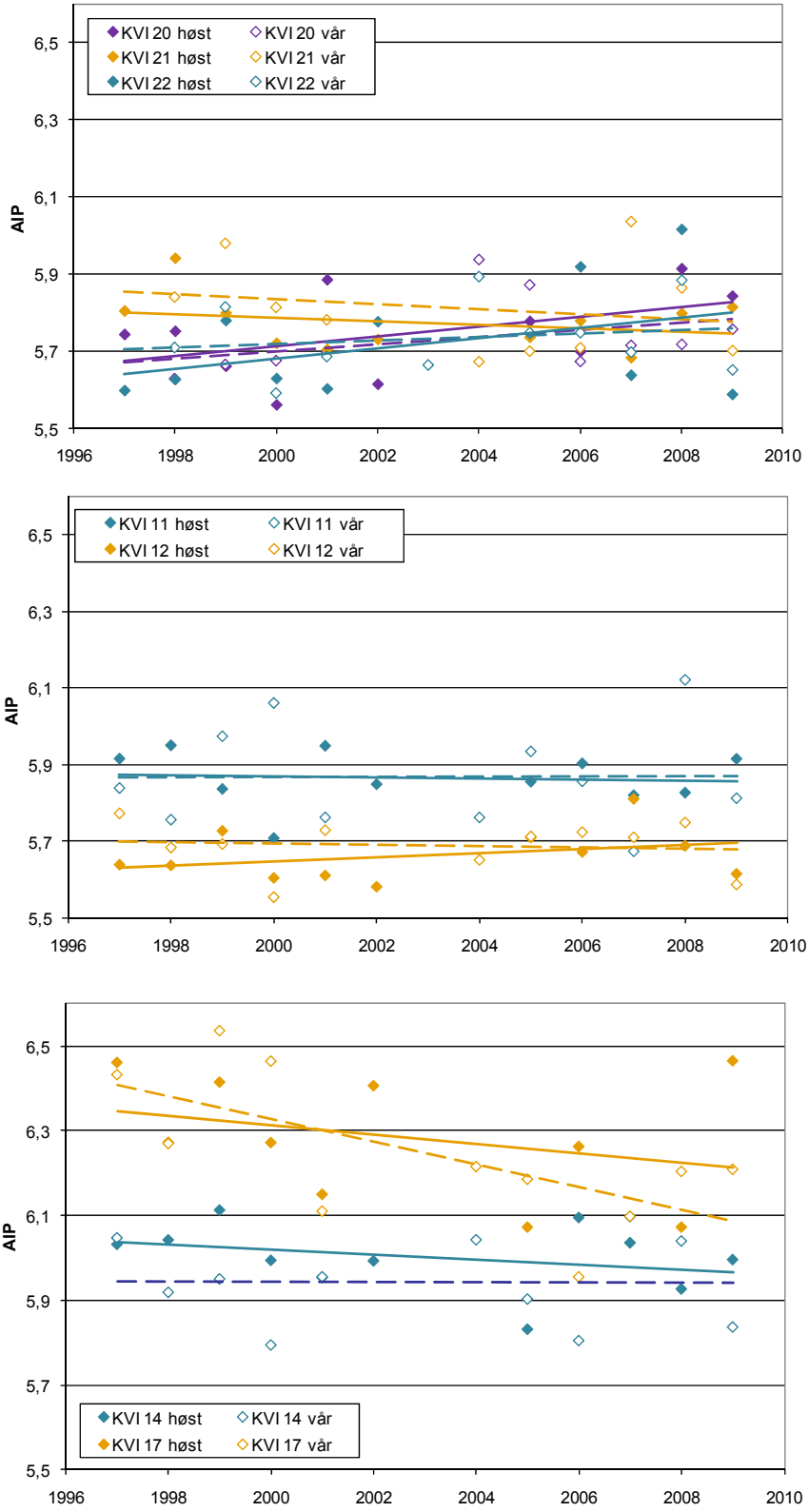


Figur 11.2 *Eutrofieringsindeks PIT i Vikedalsvassdraget. KVI 11: nedstrøms Fjellgårdsvatn, KVI 12: bekk fra Røyravatn, KVI 14: nedstrøms Lokafossen, KVI 17: Ørnes, KVI 20: nedstrøms Botnavatnet, KVI 21: Sørelva, KVI 22: ved sti til Sjurstølen.*

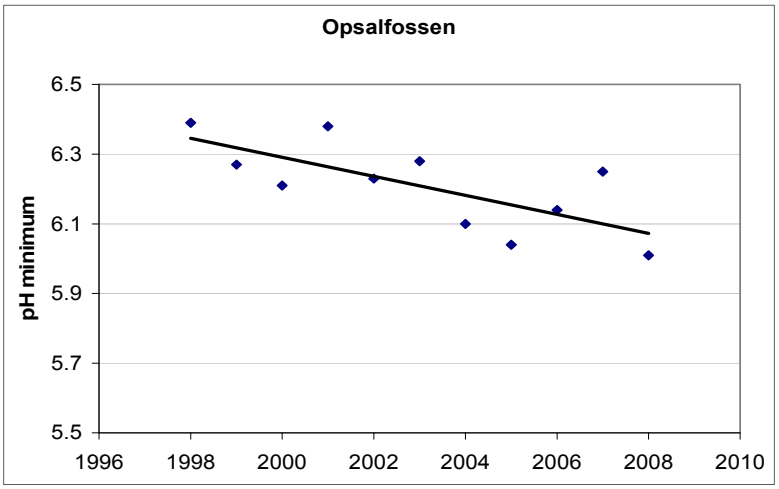
11.4.2 Forsuring

Trendene i AIP indeksen (acidification index periphyton) i Vikedalsvassdraget er vist i **figur 11.3.** Spearman rank korrelasjonskoeffisientene for trendlinjene er vist i **tabell 11.2**. Følgende konklusjoner kan trekkes:

- De tre stasjonene lengst oppe i fjellet og KVI 12 (bekk fra Røyravatn) var mest forsuret, mens det ble mindre surt jo lenger ned i vassdraget stasjonen ligger.
- Det var ingen forskjell i trendene mellom vår og høst.
- Av de tre stasjoner som ligger lengst oppe i fjellet hadde to (KVI 20 og 22) en stigende trend i AIP indeksen (dvs. mindre forsuring nå enn for 13 år siden), mens trenden på KVI 21 (Sørelva) var uforandret eller svak synkende. Dette kan forklares dersom Sørelva hadde en noe høyere kalsiumkonsentrasjon enn KVI 20 og 22. Kalsiumkarbonat virker som buffer mot forsuring, og den kunne ha bufret forsuringen i Sørelva mer enn på de andre stasjonene. Dermed vises en tilbakegang i sur nedbør på de to minst bufrete stasjonene, mens effekten på den mer bufrete stasjonen ikke vises ennå. Dette kunne også være enn forklaring for de forskjellige trendene i PIT indeksene, siden bekker med litt høyere kalsiumkonsentrasjon har en tendens til å ha et ørlite høyere trofinivå. For å kunne påvise om dette kan være en forklaring, må det analyseres vannprøver fra KVI 20, 21 og 22.
- På det to stasjoner midt i vassdraget var det ingen trender i AIP indeksen i løpet av de siste 13 årene. Dette er til tross for at gjennomsnittlig pH var økende i utløpet av Fjellgårdsvatn (Skancke & Hindar 2010). Dette kan forklares med sjøsaltepisoder, som fortsatt påvirker stasjonene lenger nede i vassdraget, men som ikke påvirker de øverste stasjonene i like stor grad. Kloridmålinger finnes fra oppstrøms Lokafossen, og de viser ingen trend i sjøsaltepisoder gjennom de siste 13 år (Skancke & Hindar 2010). Tilbakegang i sur nedbør fører dermed til en synkende trend i AIP indeksen i ikke sjøsaltpåvirkede bekker, mens den er uforandret i sjøsaltpåvirkete.
- På KVI 14 (nedstrøms Lokafossen) var AIP indeksen bare litt høyere enn ovenfor dosereren. Dette kan forklares med at stasjonen ligger for nær kalkdosereren. Algesamfunnet reagerer på økt kalkinnhold først noen hundre meter nedenfor doserene, når kalsiumkarbonat er blitt kjemisk løst i vannet.
- På KVI 17 (Ørnes) hadde AIP-indeksen de høyeste verdiene i Vikedalsvassdraget. Dette skyldes kalkingen, som startet i 1987, dvs. 10 år før prøvetakingen av begroingsalger startet. Til tross for kalkingen gikk AIP indeksen tilbake i de siste 13 årene. Den synkende trenden i AIP mellom 1997 og 2009 er i strid med at pH-middelverdien ved Opsalfossen, som er den vannkjemistasjonen som ligger nærmest Ørnes, var uforandret i den samme perioden (Skancke & Hindar 2010). Men samtidig hadde pH-minimum ved Opsalfossen en synkende trend mellom 1997 og 2008 (**figur 11.4**). Årsaken til den synkende trenden i pH-minimum er ukjent, men det kan skyldes for eksempel feil på dosereren eller sjøsaltepisoder. pH-minimum kan påvirke både bunndyr og begroingsalger, fordi følsomme arter forsvinner under slike ekstremforhold. Begroingsalger ser ut til å være følsomme overfor endringer i pH-minimum og egner seg dermed utmerket for å indikere økologiske effekter av forsuring i norske elver.



Figur 11.3 *Forsuringsindex AIP i Vikedalsvassdraget. KVI 11: nedstrøms Fjellgårdsvatn, KVI 12: bekk fra Røyravatn, KVI 14: nedstrøms Lokafossen, KVI 17: Ørnes, KVI 20: nedstrøms Botnavatnet, KVI 21: Sørelva, KVI 22: ved sti til Sjurstølen.*



Figur 11.4 pH minimum på Opsalfossen hvert av årene 1998 til 2008

11.4.3 Artsantall

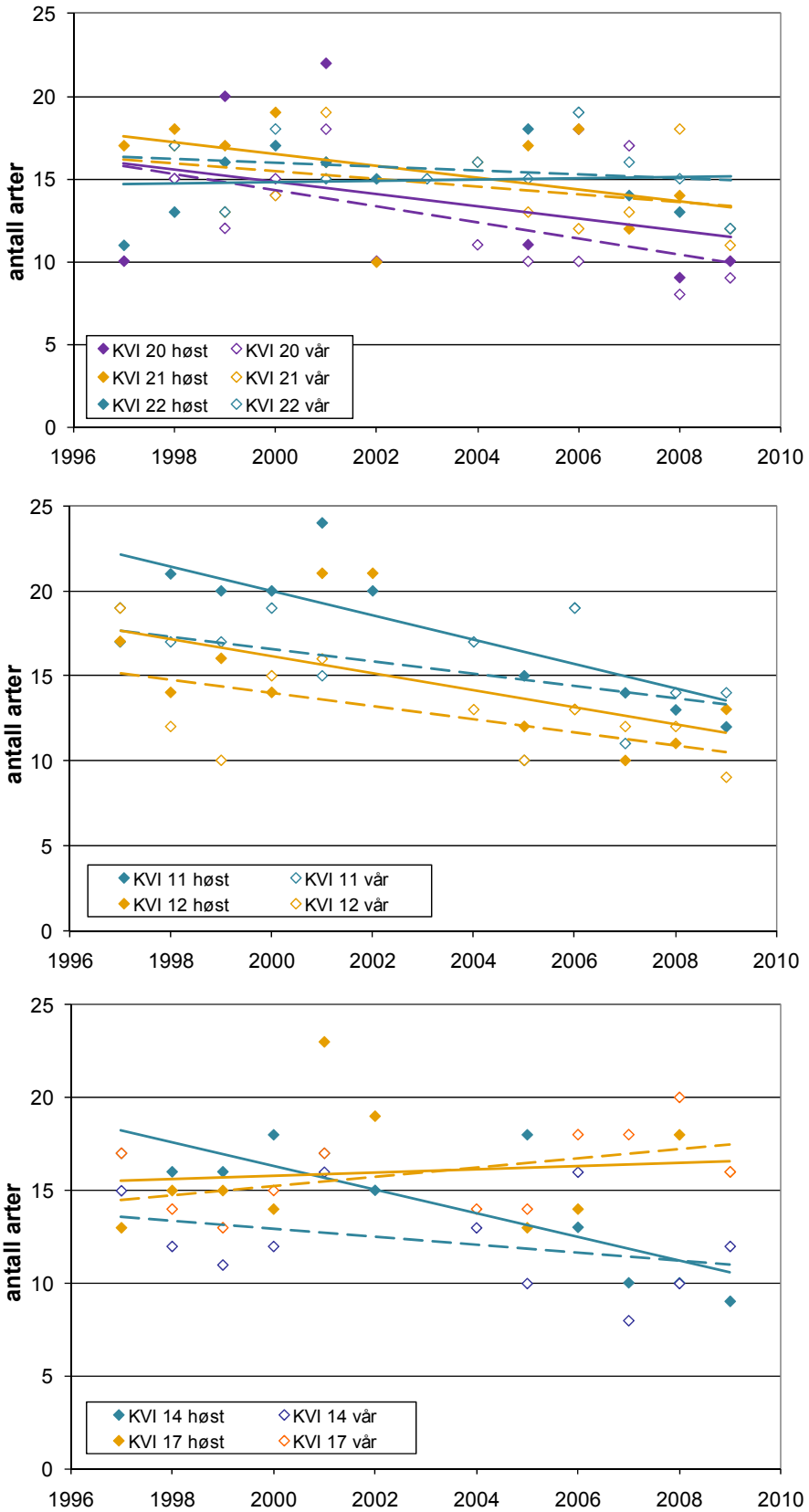
Utviklingen i antall arter innenfor cyanobakterier, grønnalger, og rødalger er beregnet for Vikedalsvassdraget for 1998-2008. Resultatene er vist i **figur 11.5**. Spearman rank korrelasjonskoeffisientene for trendlinjene er vist i **tabell 11.2**.

- I motsetning til Atnavassdraget var det ingen store forskjeller i artsantall mellom vår og høst i verken trend eller totalnivå. Dette tyder på at algesamfunnet allerede var godt utviklet i vårprøvene. Dette kan skyldes at vårtemperaturene i Vikedalsvassdraget er litt høyere enn i Atnavassdraget (Sandlund 2010).
- Artsantallet hadde en synkende tendens på de fleste stasjonene. Unntaket er stasjon 22 (ved sti til Sjurstølen) og stasjon 17 (Ørnes), hvor artsantallet var uforandret eller stigende. Årsaken til den synkende trenden på de andre stasjonene er ukjent.

11.5 Konklusjoner

På bakgrunn av analysene av begroingsalger i iVikedalsvassdraget kan vi konkludere med at:

- Det er sannsynlig at forsuringen er gått litt tilbake i løpet av de siste 13 år, men ikke alle stasjoner har reagert likt.
- Likevel var de tre øverste stasjonene og bekken fra Røyravatn fortsatt sure.
- Det er sannsynlig at de nederste stasjonene varr påvirket av sjøsaltepisoder, noe som fører til at forsuringsindeksen ikke synker til tross for mindre sur nedbør. De øverste stasjonene ser derimot ikke ut til å være påvirket av sjøsaltepisoder i like stor grad.
- Sjøsaltepisoder ser ut til å forsinke den økologiske reaksjonen på redusert sur nedbør.
- Årsaken til det synkende artsantallet på 5 av 7 stasjoner er ukjent, men dette kan være et varseltegn og bør overvåkes videre.
- Det er mulig at vi i likhet med situasjonen i Atnavassdraget ser en effekt av klimaforandringen i form av en liten eutrofiering i de mest sårbare bekkene (de tre øverste stasjonene og bekken fra Røyravatn). Både minkende forsuring, økende temperatur og økende konsentrasjon av næringssalter kan føre til en liten eutrofiering, men for å kunne skille effektene fra hverandre trengs det bedre bakgrunnsdata om vannkjemi.
- De trendene vi ser i dette materialet er ikke sterke. Tidsseriene med begroingsdata fra Vikedalsvassdraget er enda ikke tilstrekkelig lange til at tendensene er sikre.



Figur 11.5 Antall arter innenfor cyanobakterier, grønnalger og rødalger i Vikedalsvassdraget. KVI 11: nedstrøms Fjellgårdsvatn, KVI 12: bekk fra Røyravatn, KVI 14: nedstrøms Lokafossen, KVI 17: Ørnes, KVI 20: nedstrøms Botnavatn, KVI 21: Sørelva, KVI 22: ved sti til Sjurstølen.

Tabell 11.2 *Spearman rank korrelasjonskoeffesientene for trendlinjene i figur 11.2 (PIT-indeks), figur 11.3 (AIP-indeks) og figur 11.4 (antall taksa av påvekstalger). Tall med uthevet skrift viser signifikante verdier (p < 0,05).*

Stasjon	PIT	AIP	antall taksa
KVI 11 høst	-0,195900	-0,318182	-0,749475
KVI 11 vår	0,518182	0,050114	-0,528245
KVI 12 høst	0,427273	0,190909	**-0,668208**
KVI 12 vår	**0,736364**	-0,054545	-0,488526
KVI 14 høst	**-0,845455**	-0,309091	**-0,701864**
KVI 14 vår	-0,236364	-0,081818	-0,341046
KVI 17 høst	-0,563636	-0,297874	0,305823
KVI 17 vår	-0,572727	**-0,645455**	0,502352
KVI 20 høst	0,345455	0,430303	-0,349720
KVI 20 vår	**0,808514**	0,612121	-0,597572
KVI 21 høst	0,218182	-0,209091	-0,543831
KVI 21 vår	-0,151515	-0,151515	-0,398803
KVI 22 høst	0,536364	0,254545	0,036530
KVI 22 vår	0,327273	0,068337	-0,228513

11.6 Litteratur

Elser, J.J., Andersen, T., Baron, J.S., Bergström, A.-K., Jansson, M., Kyle, M., Nydick, K.R., Steger, L. & Hessen, D.O. 2009. Shifts in lake N:P stoichiometry and nutrient limitation driven by atmospheric nitrogen deposition. – *Science 326*: 835-837 (+ supporting online material).

Lindstrøm, E.-A., Bongard, T., Brettum, P., Bønsnes, T., Fjellheim, A., Halvorsen, G., Hesthagen, T., Johansen, S. W., Kvambekk, Å. S., Raddum, G., Saksgård, R. og Aagaard, K. 2002. FORSKREF – Forskning- og referansevassdrag. Årsrapporter Atna og Vikedal 1997 – 1999. DN-utredning 2002-7.

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

Schneider, S. & Lindstrøm, E.-A. The periphyton index of trophic status PIT: A new index of eutrophication in Norwegian rivers based on non-diatomateous benthic algae. In prep.

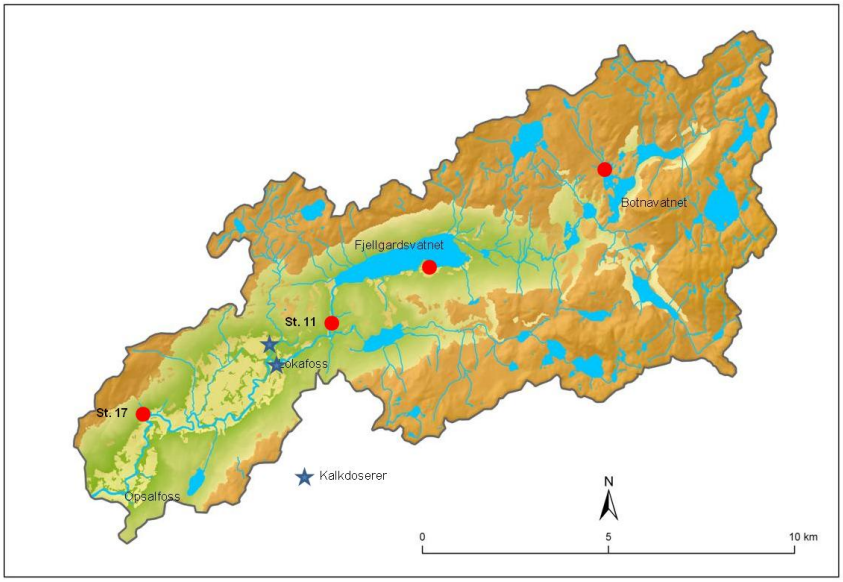
12 Bunndyr og dyreplankton i Vikedalsvassdraget, 1995 – 2008

Arne Fjellheim, Godtfred A. Halvorsen og Bjørn Walseng

12.1 Innledning

Laboratorium for ferskvannsøkologi og innlandsfiske, Bergen (LFI, nå Uni Miljø), har gjennom ulike prosjekter foretatt innsamling av biologisk materiale fra Vikedalsvassdraget siden 1979. Undersøkelsene ble startet under utredningen ”10 års verna vassdrag” hvor det ble tatt kvalitative og kvantitative prøver fra store deler av vassdraget. I 1982 ble det startet overvåking av vassdraget med hensyn på sur nedbør (Raddum & Fjellheim 1984). Dette prosjektet, som omfatter den ukalkete delen av vassdraget, har pågått årlig med innsamling av prøver vår og høst. I 2008 var denne dataserien 27 år, en av de lengste seriene vi har fra rennende vann. Fra 1987 er den nederste delen av Vikedalselva kalket, og bunndyrstudier i denne delen av elva inngår også i Kalkingsprosjektet (Fjellheim & Raddum 2001a). I denne forbindelse ble to stasjoner tatt ut av overvåkingsprogrammet. Den ene av disse er identisk med st. 17 i denne rapporten. Denne stasjonen er etter at kalkingen ble startet prøvetatt to ganger årlig, og inngår som en av de kvantitative stasjonene i ”Nettverk for biologisk mangfold”. Den andre stasjonen, i den kalkete Litlaelvi (**figur 12.1**) ble flyttet til et punkt oppstrøms kalkdosereren. En oppsummering av aktivitetene i Vikedalsvassdraget er gitt av Fjellheim & Raddum (2001a og 2001b).

Prøvetakingen i forbindelse med overvåkingsprosjektene er basert på kvalitativ metodikk. Det var også et stort behov for å sikre et kvantitativt datamateriale fra vassdraget. Gjennom det daværende ForskRef-programmet (Lindstrøm mfl. 2002) ble det i 1995 igangsatt kvantitative studier av bunndyr fra to stasjoner i hovedelva. Stasjonene er identiske med de som ble undersøkt etter lignende metodikk i 1979. Den ene av de to stasjonene (st. 11) ligger i dag ovenfor kalkdosereren og den andre (st. 17) i den kalkete delen av elva (**figur 12.1**).



Figur 12.1 *Kart over Vikedalsvassdraget med de undersøkte lokalitetene avmerket.*

Innsamlingen av bunndyr og krepsdyr i Forskref-programmet ble videreført i prosjektet ”Nettverk for biologisk mangfold”. Dataseriene fra dette prosjektet er henholdsvis 15 og 14 år. Resultatene fra de første års innsamlinger (bunndyr 1995 – 1997, dyreplankton 1996 – 1998) er rapportert av Lindstrøm m. fl. (2002). Av økonomiske årsaker har det ikke vært mulig å

gjennomføre fullstendig bearbeiding og artsbestemming av kvantitativt materiale innsamlet i 1998 og 2001. I perioden 1996 – 2008 er det i tillegg foretatt kvantitative innsamlinger av bunnfauna i Fjellgardsvatnet. Disse prøvene, som er tatt med en Kajak (core) samler på 20, 10, 5, 2 og 0,5 m dyp, er av budsjettmessige årsaker ikke videre bearbeidet.

12.2 Lokalitetsbeskrivelser

12.2.1 Kvantitativ prøvetaking.

Det er opprettet to lokaliteter for kvantitativ prøvetaking. Den øverste stasjonen (st. 11) ligger i det ukalkete referansefeltet, ovenfor samløpet med elva fra Røyravatnet (**figur 12.1** og **12.2**). Elva har her et substrat bestående av stein og grus. Vanndekket areal er stabilt fra bredd til bredd. Deler av substratet er dekket med mose og alger. Omgivelsene er dominert av blandingsskog med furu som dominerende treslag.

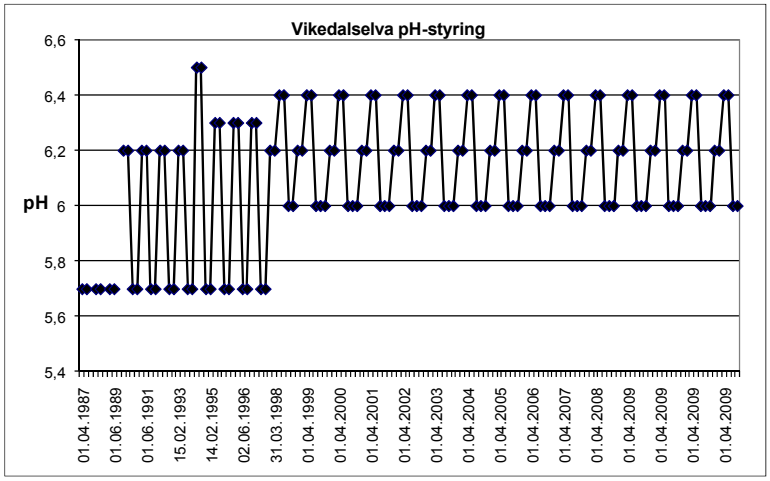
Figur 12.2 *Vikedalselv stasjon 11. De kvantitative prøvene er tatt i det området som ligger langs nærmeste elvebredd.*

Den nederste lokaliteten (st. 17) ligger i den lakseførende, kalkete delen av vassdraget, like nedstrøms Ørnes bro (**figur 12.1** og **12.3**). Elva har her et relativt fint substrat bestående av stein, grus og sand. Elvebunnen er noe mer ustabil her enn på den øverste stasjonen. Dette gir seg blant annet utslag i at det tidvis dannes øyer av grus og sand i elveleiet.

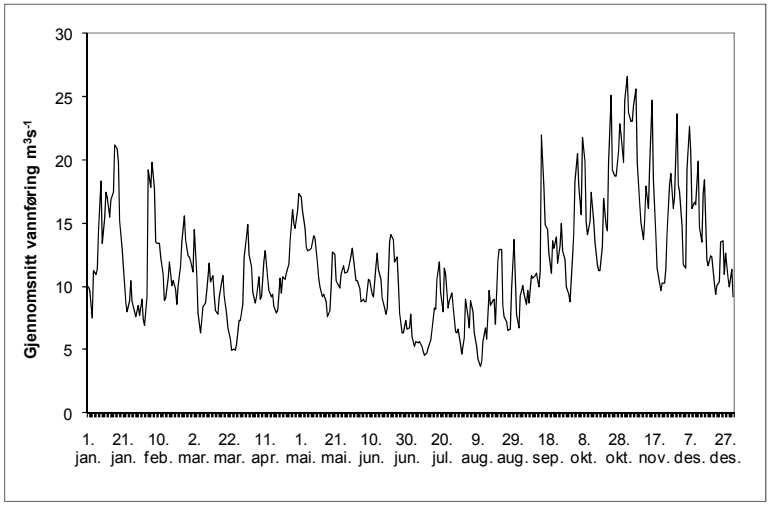
Hele den lakseførende delen av hovedelva, fra Lokafossen til utløp i sjø, har vært kalket siden våren 1987. I løpet av denne perioden har kalkingsmålet blitt justert en rekke ganger (**figur 12.4**). De to første årene ble elva kalket til minimum pH 5,7 i smoltsesongen. Senere ble kalkingsmålet hevet. Fra 1998 er elva kalket slik at minimum pH skal være 6,0 fra 1. juni til 14. februar, for deretter å bli trappet opp til pH 6.2 i smoltifiseringsperioden til 31. mars og pH 6.4 i smoltutvandringen til og med 31. mai.

Vannføringen i Vikedalselva varierte i undersøkelsesperioden fra et minimum på 0,6 m^3s^{-1} til et maksimum på 123 m^3s^{-1} (16.11.2006, jfr. **figur 12.5**). Gjennomsnittlig vannføring gjennom året (**figur 12.5**) gjenspeiler vassdragets nærhet til kysten. Om vinteren forekommer episodiske flommer generert av nedbør. Vassdraget har ingen markert vårflom. Nedbøren er større om høsten, og det er i denne perioden vannføringen er størst.

Figur 12.3 *Vikedalselv stasjon 17. De kvantitative prøvene er tatt i det området som ligger nedstrøms grusøya i høyre billedhalvdel.*



Figur 12.4 *Kalkingsmålene i Vikedalselva i perioden etter at kalkdosereren ved Lokafossen ble satt i drift.*



Figur 12.5 *Gjennomsnittlig vannføring gjennom året i Vikedalselva i perioden 1995 - 2008. Grunnet mangel på data er ikke vannføringen i 2002 tatt med.*

12.2.2 Vannkjemi

Vikedalsvassdraget var sterkt påvirket av forsuring i første halvdel av 1980-tallet (Fjellheim & Raddum 2001b). Forsuringsbildet var sterkt episodisk. Vannkjemiske parametre som pH og labilt aluminium viste store svingninger. Etter at kalkdosereren ved Lokafossen ble satt opp i 1987 bedret vannkjemien seg i den lakseførende delen av vassdraget. Responsen var imidlertid dårlig de første årene, grunnet lite kalking. En gradvis opptrapping av kalkdoseringen (**figur 12.4**) sammen med oppsetting av en kalkdoserer i sideelva Litlaelvi bedret situasjonen.

Restfeltet oppstrøms dosereren viser en markert bedring av vannkjemiske parametre forbundet med forsuring (pH, LAl, SO_4) etter 1990. Dette har skjedd ved naturlig gjenhenting, ettersom dette feltet er upåvirket av kalking. For ytterligere opplysninger om vannkjemien i vassdraget henvises til Skancke & Hindar (2010).

12.3 Metodikk

12.3.1 Kvantitative bunndyrprøver

I Vikedalselva er det i årene fra 1995 til i dag tatt seks parallelle kvantitative Surber-prøver (Surber 1934) på to stasjoner, vår og høst (**figur 12.1**). Samtidig er det tatt kvalitative prøver på de to stasjonene etter samme metodikk som ved de andre overvåkingsprosjektene. Dette for å kunne benytte data fra stasjonene i de øvrige måleseriene. Prøvene ble silt gjennom en duk med maskevidde 0,25 mm, konservert på etanol og senere sortert under lupe. Deler av materialet er artsbestemt. Dette gjelder spesielt grupper der tålegrensene for forsuring er godt kjent (Fjellheim & Raddum 1990, Lien mfl. 1991).

12.3.2 Kvalitative bunndyrprøver

Dette prøvesettet omfatter data innsamlet i tidsrommet fra 1982 til i dag. Lokalitetsnettet består av et sett referansestasjoner der det innsamles prøver to ganger årlig i den ukalkete delen av vassdraget. Denne prøvetakingen er en del av ”Statlig program for forurensingsovervåking” (SFT 2008). Etter at det norske kalkingsprosjektet startet i vassdraget i 1987 ble det opprettet et utvidet stasjonsnett i den delen av vassdraget som ligger nedstrøms kalkdosereren. Disse blir prøvetatt hvert annet år og rapporteres gjennom Direktoratet for naturforvaltning (senest DN 2009). I dette prøvesettet inngår også kvalitative bunnprøver fra de to stasjonene som er omfattet av kvantitativ prøvetaking, hvorav den øverste er en referansestasjon. Det ble benyttet kvalitativ innsamlingsmetodikk (Frost mfl. 1971). Prøvene ble tatt med en håv, maskevidde 0,25 mm, konservert på etanol og senere sortert under lupe. Graden av taksonomisk bearbeiding er lik de kvantitative bunnprøvene.

12.3.3 Dyreplankton og litorale krepsdyr

Planktonundersøkelsene fra Fjellgardsvatn og Botnavatn er basert på kvalitative håvtrekk i de frie vannmasser (pelagialtrekk). Litorale krepsdyr er samlet inn med håvtrekk i strandsonen. Alle krepsdyrprøver er tatt med en håv med maskevidde 90 µm og diameter 30 cm. Planktonprøvene er tatt ved at håven er trukket fra 20 m dyp og opp til overflaten. De litorale prøvene er tatt like over bunnen, på to ulike substrat (stein og vegetasjon). Alle prøvene er fiksert på “Lugols løsning” (Larsson 1984). Det er tatt prøver av dyreplankton og litorale krepsdyr fra Fjellgardsvatnet i mai/juni, august og september/oktober. Prøvene fra Botnavatnet er samlet inn i august. Ved bearbeiding av krepsdyrmaterialet ble minst 200 individer talt opp med tanke på å få et inntrykk av tettheten, samt for å få et bilde av mengdeforholdet mellom artene. Resten av prøvene ble deretter gjennomgått for at eventuelt sjeldne arter skulle bli registrert. Vannloppene (cladocerene) er bestemt ved hjelp av Smirnov (1971), Flössner (1972) og Herbst (1976), mens hoppekrepsene (copepodene) er bestemt ved hjelp av Sars (1903, 1918), Rylov (1948) og Kiefer (1973, 1978). Nauplier og copepoditter er ikke artsbestemt.

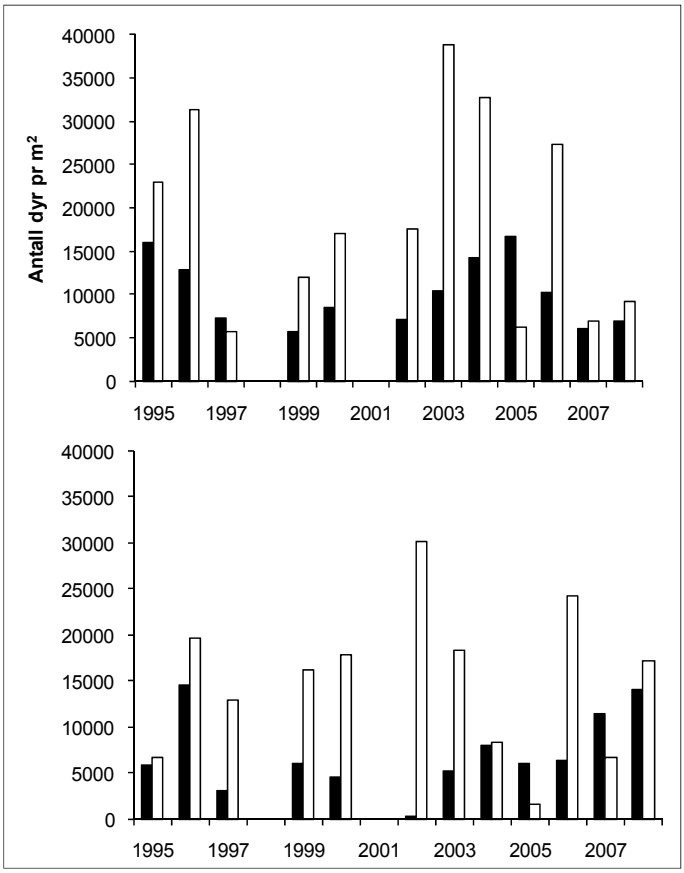
12.4 Resultater og diskusjon

12.4.1 Bunndyr

Kvantitative bunndyrdata fra st. 11 og st. 17 viste at tetthetene hadde store variasjoner både mellom ulike år og gjennom sesongen (**figur 12.6**). På st. 11 varierte tetthetene fra 5600 individer pr. m^2 (vår 1999) til 38800 individer pr. m^2 (høst 2003). Tilsvarende varierte tetthetene på st. 17 fra 3100 individer pr. m^2 (vår 1997) til 30200 individer pr. m^2 (høst 2002). Slike store tetthetsvariasjoner er vanlige i elver (Fjellheim & Raddum 1996) og er et resultat av vassdragenes dynamiske natur. Bunnfaunaen på begge lokaliteter var dominert av fjærmygg (**vedlegg 12.1**). Tabellen viser for øvrig at insektlarver innen gruppene steinfluer, vårfluer og døgnfluer var tallrike. Rundorm (Nematoda), fåbørstemark (Oligochaeta), vannmidd (Acari) og vannbiller (Coleoptera) var også vanlige. Gruppen "annet akvatisk" var dominert av rundorm. I tillegg inneholder den ved noen prøvetidspunkt snegl (Gastropoda), flimmermark (Turbellaria), ertemuslinger (*Pisidium spp.*) og nesledyr (*Hydra sp.*).

Vikedalselva ligger i er nedbørsrikt område og er utsatt for store variasjoner i vannføring (**figur 12.5**). I årene 1995 – 2008 varierte vannføringen fra 0,6 til 123 $m^3 s^{-1}$, dvs. med en faktor på ca 200. Høy vannføring kan påvirke bunndyrtetthetene på ulike måter. Tettheten kan bli mindre som følge av at fuktet areal av elva øker, erosjoner i substratet kan skape et mindre egnet mikrohabitat og det kan skje en netto driv av bunndyr ut av lokaliteten. For å teste en mulig sammenheng mellom vannføring og bunndyrtetthet analyserte vi tre ulike forhold:

1. Variasjon i bunndyrtetthet med vannføringen på den aktuelle dag prøven var innsamlet.
2. Variasjon mellom bunndyrtetthet og gjennomsnitt vannføring de 7 siste dager før prøven var innsamlet.
3. Variasjon mellom bunndyrtetthet og gjennomsnitt vannføring de siste 30 dager før prøven var innsamlet.

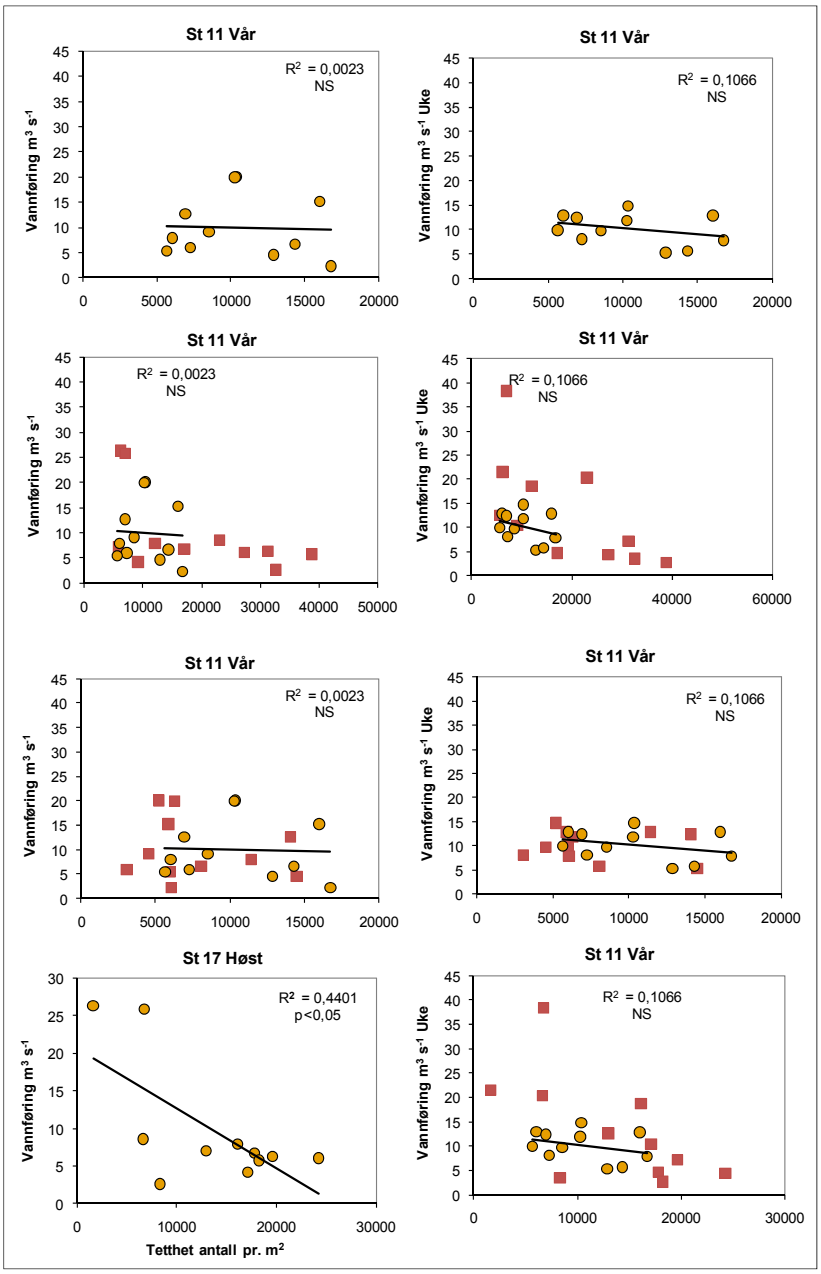


Figur 12.6 *Totale bunndyrtettheter i stasjon 11 (ukalket referanse) og stasjon 17 (kalket) i årene 1995 – 2008.*

Regresjon 1 og 2 er vist i **figur 12.7**. Disse viser at:

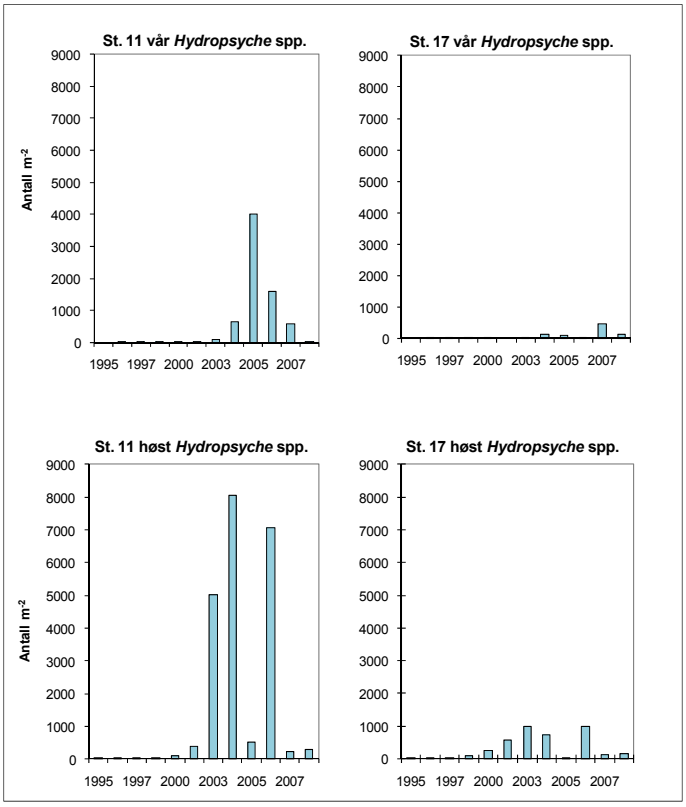
- Det var ingen signifikant korrelasjon mellom vannføring og bunndyrtettheter i det prøvesettet som var innsamlet om våren.
- Det var en bedre sammenheng mellom vannføring og tettheter om høsten. Dersom vannføringen over en uke før prøvetaking legges til grunn, var det signifikante sammenhenger mellom bunndyrtetthet og vannføring på begge stasjoner ($p<0.05$).

Regresjon 3 viser ingen signifikant sammenheng. Dette kan forklares med at vannføringen fluktuerer svært mange ganger innenfor et så langt tidsrom som en måned. En faktor som kan forklare at sammenhengen mellom vannføring og tettheter var dårligere enn forventet er at bunndyrgrupper som er sensitive for forsuring over tid har fått bedre leveforhold i vassdraget. En del av disse artene har normalt høye tettheter. Et eksempel er døgnfluen *Baetis rhodani*, som har to generasjoner pr. år og dermed et stort reproduksjonspotensiale. Dette potensialet har først kommet til sin rett i de senere år, etter at artens tålegrense ikke lenger er overskredet. Dette gjelder både den kalkete delen av elva (stasjon 17), der pH-målet er gradvis hevet (jfr. **figur 12.4**) og også den ukalkete stasjon 11 der det har skjedd en markert gjenhenting av bunndyr som følge av redusert sur nedbør (Skancke & Hindar 2010).



Figur 12.7 *Korrelasjoner mellom vannføring og tetthet av bunndyr på stasjon 11 og stasjon 17 basert på data for perioden 1995-2008. Figurene til venstre viser vannføring samme dag som prøvetakingen, figurene til høyre viser gjennomsnitt vannføring de siste 7 dager før prøvetaking.*

Den bedrete vannkvaliteten ser spesielt ut til å ha vært gunstig for enkelte arter vårfluer. Netspinnende arter innen slekten *Hydropsyche* er moderat sensitive og er kjent for å være blant de som reagerer positivt på mindre surt vann. I Vikedalselva har vi registrert to arter, *H. siltalai* og *H. pellucidula* av hvilke den førstnevnte dominerer. Av **figur 12.8** framgår at tetthetene av *Hydropsyche* spp. var lave de første årene, for senere å ta seg opp. Den første responsen skjedde i den kalkete delen av elva, rundt 2000. Et par år senere ble også tetthetene høye på stasjon 11. Det har vært en tendens mot lavere tettheter i de to seneste årene.

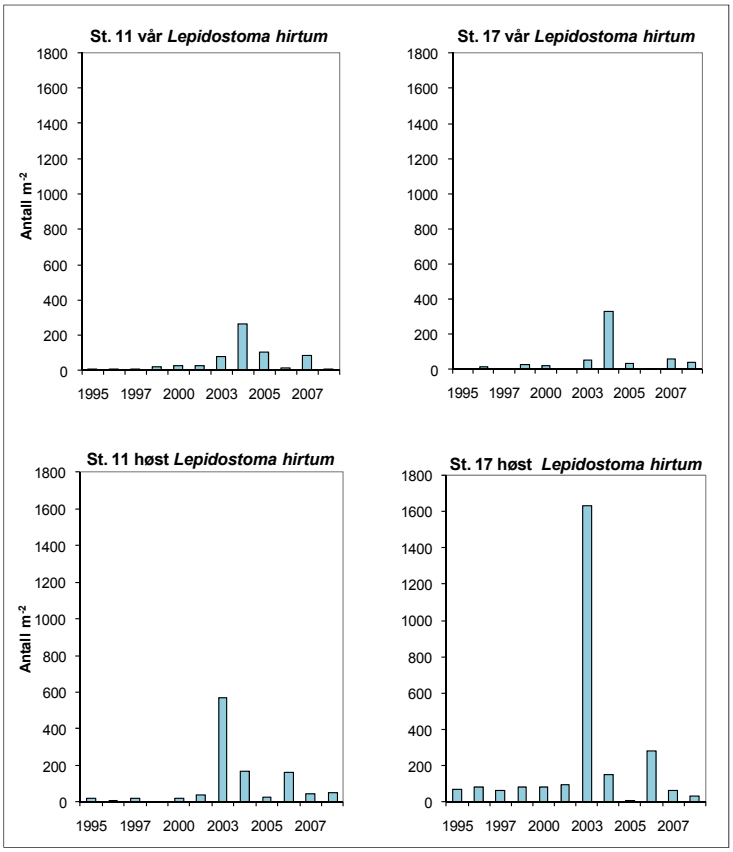


Figur 12.8 *Tettheter av* Hydropsyche *spp. på stasjon 11 og 17 i Vikedalselva.*

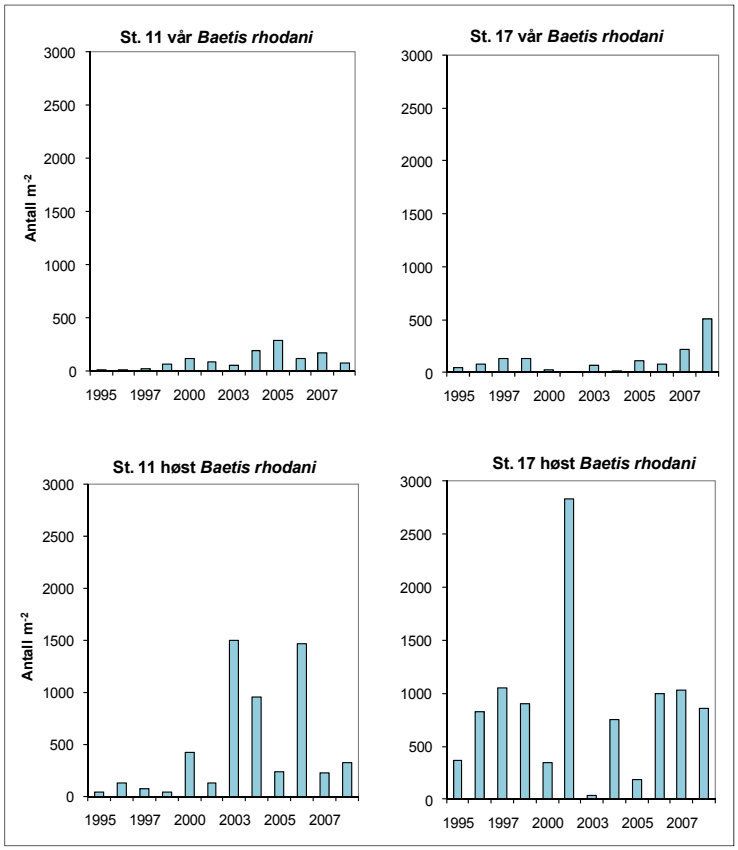
En annen vårflueart som har respondert på bedret vannkvalitet er *Lepidostoma hirtum* (**figur 12.9**). Denne arten viser, i motsetning til *Hydropsyche,* best respons på den ukalkete stasjon 11. En årsak til dette kan være at arten foretrekker mye organisk materiale (Azevedo-Pereira m. fl. 2006). Bunnsubstratet på stasjon 11 er mer stabilt og har dermed mer opplagret organisk innhold. Denne vårfluen har også vist god respons i det ukalkete Naustavassdraget i de senere år (Fjellheim & Halvorsen 2008).

Døgnfluen *Baetis rhodani* blir karakterisert som svært forsuringssensitiv. Den hadde svært lav forekomst i vassdraget fram til 1987, da Vikedalselva ble kalket. Den eneste lokaliteten som hadde en stabil forekomst av arten var en liten grunnvannsbekk ved Taksteinen, på nordsiden av Fjellgardsvatnet (**figur 12.1**). Slike isolerte lokaliteter med stabile bestander av sensitive arter er viktige refugier for fremtidig kolonisering (Fjellheim & Raddum 1995).

De kvantitative prøvene (**figur 12.10**) viser at *B. rhodani* hadde en tendens mot økte tettheter på den ukalkete stasjon 11. Her ble de største tetthetene registrert i perioden 2003 – 2006. I den kalkete hovedelva (stasjon 17) varierte tetthetene mye gjennom undersøkelsesperioden. Størst tetthet, 2830 individer pr m^2, ble registrert høsten 2002. Hovedelva viste en respons med hensyn på *B. rhodani* etter kalkingen av vassdraget, men det tok en tid før arten slo til for fullt. I de første årene var det høstgenerasjonen som var stabil. Dette forklares med at pH-målet var lavt i den første perioden (Fjellheim & Raddum, 1995). En lignende respons ble registrert etter kalkingen av Audna (Fjellheim & Raddum 1992).

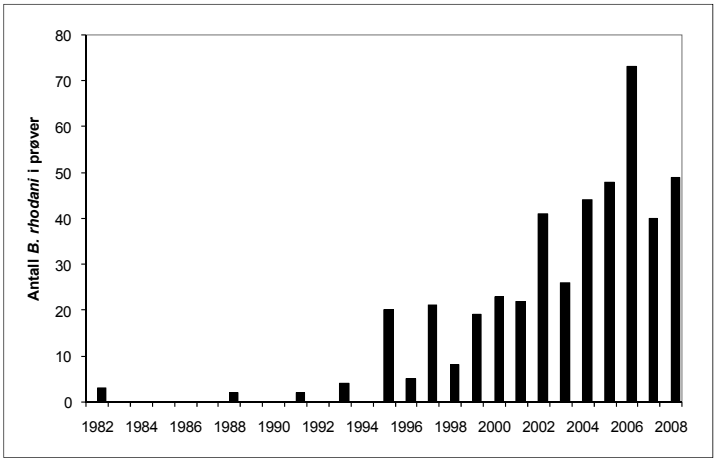


Figur 12.9 *Tettheter av* Lepidostoma hirtum *på stasjon 11 og 17 i Vikedalselva.*



Figur 12.10 *Tettheter av* Baetis rhodani *på stasjon 11 og 17 i Vikedalselva.*

Den naturlige rekoloniseringen som følge av bedret vannkvalitet kan følges på stasjon 11. Her har vi to årlige kvalitative prøver fra 1982 til dags dato. Denne serien (**figur 12.11**) viser at *B. rhodani* vandret naturlig inn i hovedvassdraget i 1995. Det var omtrent på denne tid at artens tålegrense ble nådd (Skancke & Hindar 2010). På tross av bedret vannkvalitet i hovedelva er det ennå flere sideelver i vassdraget som må karakteriseres som markert forsuret. Blant disse finner vi utløpselva fra Flotvatnet og elva fra Røyravatnet (**figur 12.1**). Disse lokalitetene er nå kolonisert av enkelte moderat sensitive arter, men sterkt sensitive bunndyr, som døgnfluer og snegl, har ennå ikke dannet levedyktige bestander (Raddum m. fl. 2007).



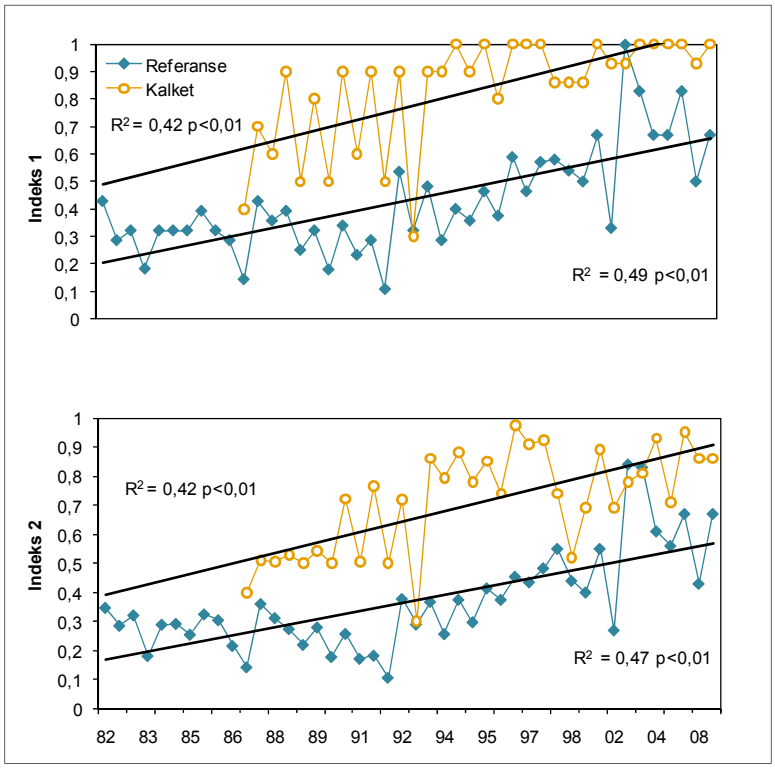
Figur 12.11 *Antall* B. rhodani *i kvalitative prøver fra stasjon 11 i perioden 1982 – 2008. Prøvene fra vår og høst er slått sammen.*

På stasjon 17 ble det i 1995, etter åtte års kalking, for første gang registrert ferskvannssnegl i prøvene. Tettheten var imidlertid lav. I de etterfølgende årene er det sporadisk registrert tre arter, *Radix balthica* (vanlig damsnegl), *Lymnaea truncatula* (leveriktesnegl) og *Gyraulus acronicus* (vanlig skivesnegl). Av disse har *R.. balthica* vært vanligst, men har hatt lave tetheter i hele perioden (maksimalt 33 individer pr. m^2 våren 2004). Sneglene har vært nærmest fraværende på den ukalkete stasjon 11. I undersøkelsesperioden er det kun ved ett tilfelle registrert et eksemplar av *R.. balthica* (høsten 1996).

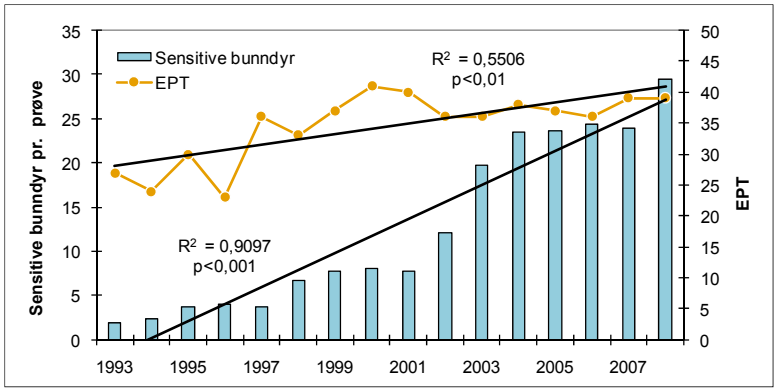
Samlet viser de biologiske overvåkingsprogrammene i Vikedalsvassdraget at det har vært en markert positiv utvikling for bunndyrfaunaen i elva. Forsuringsindeksene viste at vassdraget var markert forsuringsskadet de første ti årene av overvåkingen (**figur 12.12**). Etter at den lakseførende delen av elva ble kalket i 1987 fulgte en periode med store svinginger i indeksverdi, der situasjonen om våren var verre enn om høsten.

En årsak til dette er at kalkingsmålet (**figur 12.4**) ikke var godt nok i den første perioden, og at surt smeltevann vinter/vår, ofte i kombinasjon med sjøsaltepisoder (Hindar m. fl. 1995, Skancke & Hindar (2010), førte til stor dødelighet av sensitive bunndyr. Forskjellene mellom Indeks 1 og 2 tyder på at det var subletale effekter på populasjonen av døgnfluen *Baetis rhodani* i vassdraget i denne perioden. I perioden 1993 – 1997 bedret situasjonen seg betydelig og de to indeksene er blitt mer like. Dette viser at kontinuerlig dosering til et høyt pH-nivå sikrer stabile samfunn av forsuringssensitive arter (Fjellheim & Raddum 1998). Samlet viser utviklingen av forsuringsindeksen i den kalkete delen en signifikant positiv utvikling etter at dosereren ble satt i drift (lineær regresjon, $p<0,001$).

Også den ukalkete delen av vassdraget viser en signifikant tendens ($p<0,001$) til gjenhenting etter 1990 (**figur 12.13**). Antall forsuringssensitive bunndyr i prøvene har steget signifikant. Det samme har EPT-diversiteten (summen av antall arter døgnfluer, steinfluer og vårfluer, Lenat & Penrose 1996). Gjenhentingen i denne seksjonen av vassdraget er et resultat av en generell forbedring av vannkvaliteten som følge av reduserte mengder forsuringskomponenter i nedbøren.



Figur 12.12 *Gjennomsnittlig forsuringsindeks for de kalkete stasjonene og for referansestasjonene i Vikedalselva 1982 - 2008. For detaljert beskrivelse av metodikken henvises til Fjellheim & Raddum (1990) (indeks 1) og Raddum (1999) (indeks 2).*



Figur 12.13 *EPT-diversiteten og gjennomsnittlig antall forsuringssensitive bunndyr per prøve i referansestasjonene i Vikedalselva 1993 - 2008. Referansestasjonsnettet omfatter de lokalitetene som inngår i statlig program for forurensingsovervåking (SFT 2008).*

12.4.2 Krepsdyr

Til sammen er det blitt registrert 42 arter krepsdyr (31 vannloppearter og 11 hoppekrepsarter) i Fjellgardsvatn og Botnavatn (**vedlegg 12.2** og **12.3**). Fjellgardsvatnet hadde flest arter, til sammen 34 (24 vannloppearter og ti hoppekrepsarter) mens det i Botnavatn er blitt registrert 30 arter (21 vannloppearter og ni hoppekrepsarter). Til sammenligning ble det registrert 35 arter krepsdyr (25 vannlopperarter og ti hoppekrepsarter) i Vikedalsvassdraget i perioden 1996-1998 i en undersøkelse som i tillegg til Botnavatn og Fjellgardsvatn også inkluderte Røyravatnet (Lindstrøm m. fl. 2002). Sammenlignet med landet forøvrig må artsantallet karakteriseres som middels høyt. I forsurede vassdrag på Sørlandet er artsantallet ofte mindre. Åtte av artene er vanlige planktoniske arter (fem vannloppearter og tre hoppekrepsarter).

De forsuringstolerante vannloppeartene *Acantholeberis curvirostris* og *Alona rustica* er funnet i begge vannene med sistnevnte som den vanligste. Den forsuringstolerante hoppekrepsen *Diacyclops nanus* er registrert ved ett tilfelle i begge vannene. Interessant er det at tre arter som indikerer en moderat god vannkvalitet (pH>5.5) (*Camptocercus rectirostris, Chydorus piger* og *Pseudochydorus globosus*) er funnet regelmessig i Fjellgardsvatn fra og med 1998.

12.4.2.1 Planktonets sammensetning

Fjellgardsvatn

To vannlopperarter, *Holopedium gibberum* og *Bosmina longispina*, samt to hoppekrepsarter, *Eudiaptomus gracilis* og *Cyclops scutifer*, dominerer planktonsamfunnet i Fjellgardsvatn (**vedlegg 12.4**).

H. gibberum, også kjent som gelekreps, ble registrert med et maksimum i juni/august og med en markert tilbakegang i oktober. *B. longispina* forekommer med få unntak i høye tettheter i oktober. Den formerer seg partenogenetisk i løpet av sommermånedene, og antall individer kan derfor variere mye. Arten er svært tolerant overfor ekstreme miljøer, og den er i Nord-Sverige funnet i en lokalitet med pH 3,3 (Vallin 1953). I Norge opptrer arten med høy frekvens ved alle pH-verdier, og i størst andel av lokalitetene når pH ligger mellom 4,5 og 5,0.

Rovformene *Polyphemus pediculus* og *Bythothrepes longimanus* ble påvist regelmessig med sistnevnte som den vanligste. *P. pediculus* er vanlig i litoralsonen der den kan forekomme i høye tettheter. I situasjoner med høye tettheter inne i litoralsonen hender det at arten også blir påvist i pelagialen. Arten mangler i de sureste lokalitetene og under eksperimentelle betingelser fant Arvola mfl. (1986) arten kun ved pH 5,0 eller høyere. *B. longimanus* er en enda større rovform enn *P. pediculus* og forekommer sjelden i store tettheter. I tre av årene var den riktignok vanlig forekommende på forsommeren. Forekomsten til arten i Norge viser at den er tolerant i forhold til lav pH og den forekommer i mange vann med pH lavere enn 5,0. *Eudiaptomus gracilis* var dominerende calanoid hoppekreps, mens det bare ble funnet ett individ av *Heterocope saliens* i en juni-prøve fra 2001. *E. gracilis* er vanligst i vann med pH fra 4,5 til 5,0 der den er funnet i overkant av halvparten av undersøkte lokaliteter. Interessant er det imidlertid at pH 4,5 ser ut til å være en nedre grense for *E. gracilis*. Arvola mfl. (1986) fant eggbærende hunner ved pH 4,0, men ved pH 3,5 og 3,0 ble arten ikke funnet.

Høye andeler av *C. scutifer* i Fjellgardsvatn tilsier at vannet ikke har alvorlige forsuringsproblemer da forekomsten av denne arten går tilbake ved svært lav pH (< 5,0). Den er vår vanligste planktoniske hoppekreps og er utbredt over hele landet fra lavland til høyfjell. Den viser en utrolig variasjon i livssyklus (Halvorsen & Elgmork 1976, Elgmork 1981, Elgmork 1985, Elgmork & Eie 1989).

Tre arter av hjuldyr, *Kellicottia longispina, Conochilus unicornis/hippocrepes* og *Asplancha* sp, dominerte i prøvene (**vedlegg 12.5**). Sistnevnte er en kolonidannende art som kunne opptre i store tettheter. *K. longispina* er en forsuringstolerant art som har vært den eneste registrerte arten i enkelte sure vann i Sør-Norge (jfr. Nesvatn før kalking). *Asplancha* er derimot en slekt med mer følsomme arter som ofte har kommet inn etter kalking. Denne arten har forekommet i til dels store tettheter i Fjellgardsvatn de seinere årene.

Botnavatn

Planktonsamfunnet i Botnavatn (**vedlegg 12.6**) har mange fellestrekk med Fjellgardsvatn. En calanoideart, *Heterocope saliens* kommer i tillegg til de som ble funnet i Fjellgardsvatn, mens rovformen *B. longimanus* ikke er funnet. *H. saliens* er registrert i alle år, og fra å være sparsomt forekommende (sjelden) har den også kunne dominere. *H. saliens* er en art som opptrer med klart høyest frekvens i sure lokaliteter. Den er funnet i ca 70 % av vannforekomstene med pH fra 4,5 til 5,0. Hjuldyrene *K. longispina* og *C. unicornis/hippocrepes* dominerte i Botnavatn (vedlegg 9.5). *Asplancha* sp., som i flere tilfeller har vært dominerende art i Fjellgardsvatn, er kun påvist en gang i Botnavatn (i 1998).

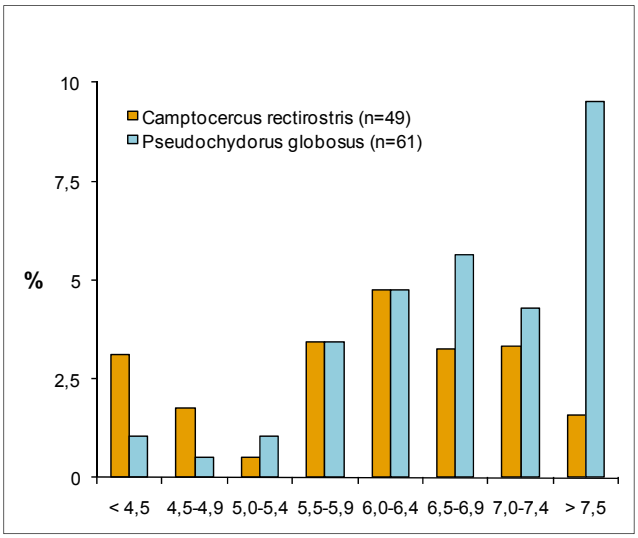
12.4.2.2 Litoralsamfunnets sammensetning

Fjellgardsvatn

Vedlegg 12.7 viser sammensetningen av litoralsamfunnet i Fjellgardsvatn, der det var vannloppene *B. longispina, Acroperus harpae, Alonopsis elongata* og *P. pediculus* som dominerte. Disse er ofte vanlige i næringsfattige innsjøer og oppblomstring med total dominans av en av

artene er ikke uvanlig. I mai/juni var det i alle år total dominans av rovformen *P. pediculus*. Denne er tolerant for lav pH og er funnet i ca 50 % av ferskvannslokaliteter med pH lavere enn 4,5. Den synes likevel å trives bedre ved en gunstigere vannkvalitet. I oktober/november var det alltid dominans av *B. longispina* og *A. elongata*. Sistnevnte er en karakterart for næringsfattige klarvannssjøer og samtidig en av våre vanligste litorale krepsdyrarter. Den mangler i næringsrike lavlandslokaliteter på Østlandet. Også denne er tolerant for forsuring, og forekommer i ca halvparten av lokaliteter med pH lavere enn 4,5. Vannloppen *Acroperus harpae* var også ofte dominant seinhøstes.

Krystallkrepsen (*Sida crystallina*) ser ut til å ha en topp på ettersommeren og de fire siste årene forekom den i høye tettheter i august. Arten er vår største litorale vannloppe og finnes ofte i store tettheter på undersiden av blader som f eks nøkkerose. Blant hoppekrepsene var cyclopoiden *Eucyclops serrulatus* ofte vanlig forekommende. Kun i ett tilfelle var den dominerende. Blant hoppekrepsene er dette en av de mest tolerante artene overfor lav pH. Litorale cyclopoider utgjorde ellers lave andeler i Fjellgardsvatnet. Som nevnt tidligere er det etter 1998 kommet inn flere litorale vannloppearter i Fjellgardsvatn som indikerer en bedring i vannkvalitet. **Figur 12.14** viser forekomsten til to av disse (*Camptocercus rectirostris* og *Pseudochydorus globosus*) i forhold til pH i norske ferskvannsforekomster.



Figur 12.14 *Forekomst (i % av undersøkte lokaliteter) av vannloppene* Camptocercus rectirostris *og* Pseudochydorus globosus *i forhold til pH for 2500 undersøkte lokaliteter i Norge.*

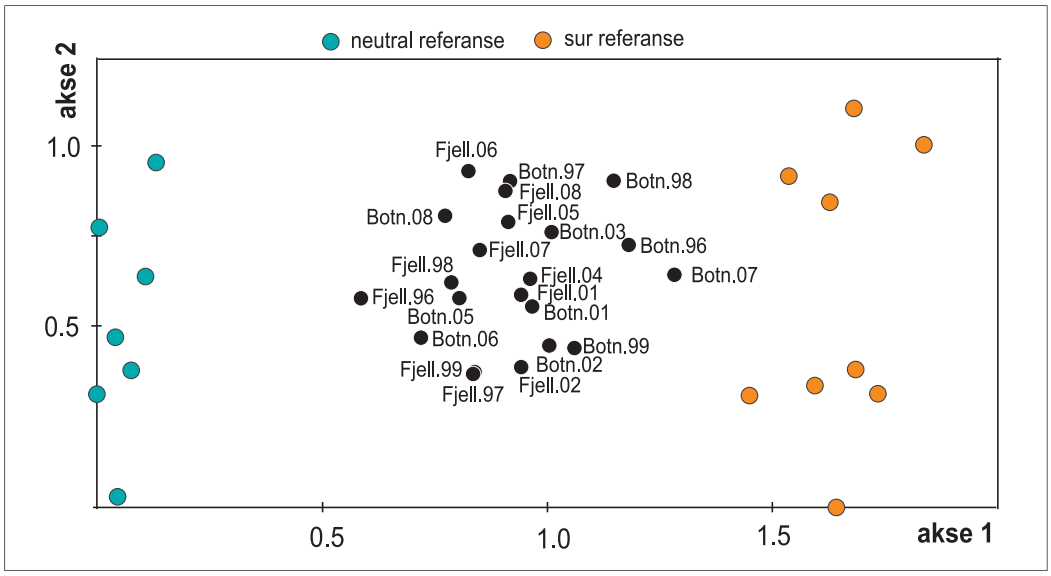
Botnavatn

Alonopsis elongata var den eneste arten som var dominant alle år i Botnavatn (**vedlegg 12.8**). Den dominerte også i Fjellgardsvatn i august. *B. longispina* var dominant tre av årene, mens krystallkrepsen *S. crystallina* og den planktoniske arten *H. gibberum* var dominant ett år hver. Interessant er det at den forsuringstolerante arten *Alona rustica* forekom i høye tettheter både i 1999 og 2001 da den også var dominant. Det er svært sjelden at denne arten dominerer. Den er ofte vanlig forekommende i sure vann. Vi har ingen forklaring på hvorfor arten fra ikke å ha vært funnet i 1997 og 1998 plutselig var dominant i 1999 og 2001.

Hoppekrepsene gjør seg mer gjeldende i litoralsonen i Botnavatn sammenlignet med hva som var tilfelle i Fjellgardsvatn. Både de to calanoidene *Eudiaptomus gracilis* og *Heterocope saliens* samt den cyclopoide hoppekrepsen *Cyclops scutifer* kunne dominere. Dette viser at vannet har en dårligere utviklet litoralsone sammenlignet med Fjellgardsvatn. Dette blir bekreftet av at den ellers så vanlig forekommende hoppekrepsen *Eucyclops serrulatus* kun ble påvist i to tilfeller.

En DCA-analyse basert på krepsdyrfaunaen indikerer at Botnavatn har en surere vannkvalitet enn Fjellgardsvatn, som har høyere tettheter av forsuringstolerante arter (**figur 12.15**). Sammenlignet med to andre innsjøer i Rogaland, Ljosvatnet (surt) og Oslandsvatnet (god vannkva-

litet) befinner de to vatna i Vikedalsvassdraget seg et sted mellom disse dersom en baserer seg på de artene av krepsdyr som er registrert.



Figur 12.15 *DCA-ordinasjon av krepsdyrfaunaen i Botnavatnet og Fjellgardsvatnet 1996 – 2008 sammenlignet med to referansinnsjøer: sur (Ljosvatnet) og uforsuret (Oslandsvatnet), som begge ligger i Rogaland fylke.*

12.5 Konklusjoner

Bunndyrfaunaen i Vikedalsvassdraget viser store variasjoner i tetthet. Disse tetthetsvariasjonene kan bare delvis tilskrives vannføringsvariasjoner. En faktor som har vært positiv for bunndyrsamfunnet er at kalkingsmålet ble trappet opp mot 1998 og har vært stabilt i de senere år. Arter som er blitt begunstiget av den bedrete vannkvaliteten er den sterkt forsuringssensitive døgnfluen *Baetis rhodani*, vårfluene *Hydropsyche* spp., *Lepidostoma hirtum* og flere arter av ferskvannssnegl, med vanlig damsnegl *Lymnaea peregra* som den vanligste. Også den ukalkete delen av hovedelva viser sterke tegn til bedring, *B. rhodani* vandret naturlig inn i det ukalkete hovedvassdraget i 1995, omtrent når artens kjente tålegrense var nådd. Fremdeles er flere sideelver i vassdraget markert forsuret. Disse lokalitetene er nå kolonisert av enkelte moderat sensitive arter, men sterkt sensitive bunndyr har ennå ikke dannet levedyktige bestander.

Kvantitative data fra den ukalkete delen av elva i 2002 viser noenlunde samme artsspekter og tettheter som i perioden fram til 1998. Med forbehold om at prøver fra perioden 1998 – 2001 ennå ikke er bearbeidet viser prøvene fra 2002 en økning av de mest sensitive døgnfluene.

Selv om survannstolerante arter er påvist i Fjellgardsvatn er det i de seinere årene innslag av arter som indikerer at vannkvaliteten i litoralsonen er blitt bedre. I planktonet kan oppblomstringer av hjuldyret *Asplancha* sp. også tyde på en svak bedring i vannkvalitet. Vannloppen *Daphnia longispina* er ennå ikke registrert i vannet, selv om dagens situasjon med hensyn til den øvrige krepsdyrfaunaen tilsier at arten skulle ha vært påvist. Analyse av sedimentpropper ville kunne avgjøre om arten har forekommet i vannet tidligere.

Krepsdyrfaunaen i Botnavatn indikerer en surere vannkvalitet enn i Fjellgardsvatn med innslag av til dels høye tettheter av forsuringstolerante arter.

12.6 Litteratur

Arvola, L., Salonen, K., Bergström, I., Heiänen, A. & Ojala, A. 1986. Effects of experimental acidification on phyto-, bacterio- and zooplankton in enclosures of a highly humic lake. Int. Revue ges. - Hydrobiol. 71(6): 737-758.

Azevedo-Pereira, H. V. S., Graça, M. A. S. & González, J. M. 2006. Life history of Lepidostoma hirtum in an Iberian stream and its role in organic matter processing. - Hydrobiologia 559: 1573-5117.

DN 2009. Kalking i laksevassdrag. Effektkontroll i 2008. Direktoratet for naturforvaltning Notat 2009-2.

Elgmork, K. 1981. Extraordinary prolongation of the life cycle in a freshwater planktonic copepod. - Holarct. Ecol. 4: 278-290.

Elgmork, K. 1985. Prolonged life cycles in the planktonic copepod Cyclops scutifer Sars. - Verh. int. Ver. Limnol. 22: 3154-3158.

Elgmork, K. & Eie, J.A. 1989. Two- and three-year life cycles in the planctonic copepod Cyclops scutifer in two high mountain lakes. - Holarct. Ecol. 12: 60-69.

Fjellheim, A. & Halvorsen, G. A. 2008. Overvåkning av langtransportert forurenset luft og nedbør. - I: Skjelkvåle, B. L (red.) Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Statlig program for forurensingsovervåking. Årsrapport Effekter 2007 157 s

Fjellheim, A: & Raddum, G. G. 1990. Acid precipitation: Biological monitoring of streams and lakes. - The Science of the Total Environment, 96, 57-66.

Fjellheim, A. & Raddum, G. G. 1992. Recovery of acid sensitive species of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera in River Audna after liming. - Environmental Pollution 78: 173 - 178.

Fjellheim, A. & Raddum, G. G. 1995. Benthic animal response after liming of three south Norwegian rivers. - Water Air & Soil Pollution 85: 931 - 936.

Fjellheim, A. & Raddum, G. G. 1996. Weir-building in a regulated West Norwegian river: Long term dynamics on invertebrates and fish. - Regulated Rivers: Research and management 12: 501-508.

Fjellheim, A. & Raddum, G. G. 1998. Overvåking av bunndyr i Vikedalsvassdraget. - Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1997. DN-Notat 1998-3, s. 284-292.

Fjellheim, A. & Raddum, G. G. 2001a. Overvåking av bunndyr i Vikedal. - Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 2000. DN-Notat 2001-2 197-198.

Fjellheim, A. & Raddum, G. G. 2001b. Acidification and liming of River Vikedal, western Norway. A 20 year study of responses in the benthic invertebrate fauna. - Water Air and Soil Pollution 130: 1379-1384.

Flössner, D. 1972. Krebstiere, Crustacea, Kiemen- und Blattfüsser, Branchiopoda, Fischläuse, Branchiura. - Tierwelt Deutschl. 60: 1-501.

Frost, S., Huni, A., and Kershaw, W.E., 1971. Evaluation of a kicking technique for sampling stream bottom fauna. - Can. J. Zool., 49, 167-173.

Halvorsen, G. & K. Elgmork 1976. Vertical distribution and seasonal cycle of Cyclops scutifer Sars (Crustacea, Copepoda) in two oligotrophic lakes in southern Norway. - Norw. J. Zool. 24: 142-160.

Herbst, H.V. 1976. Blattfusskrebse (Phyllopoden: Echte Blattfüsser und Wasser- flöhe). - Kosmos-Verlag Franckh, Stuttgart, 130 s.

Hindar, A., Henriksen,A, Kaste, Ø., & Tørseth, K. 1995. Extreme acidification in small catchments in southwestern Norway associated with a sea salt episode. - Water Air And Soil Pollution 85:547-552.

Kiefer, F. 1973. Ruderfusskrebse (Copepoden). - Kosmos-Verlag, Franckh, Stuttgart, 99 s.

Kiefer, F. 1978. Freilebende Copepoda. I: Elster, H. J. & Ohle, W., red. Das Zooplankton der Binnengewässer 26: 1-343.

Larsson, P. 1984. Dyreplankton. - Side 179-190 i: Vennerød, K. (red.) Vassdragsundersøkelser. En metodebok i limnologi. Universitetsforlaget, Oslo.

Lenat, D. R., and Penrose, D.L. 1996. History of the EPT taxa richness metric. - Bulletin of the North American Benthological Society 13: 305-307.

Lien, L., Raddum, G. G. & Fjellheim, A. 1991. Tålegrenser for overflatevann - Fisk og evertebrater II. Norsk Institutt for Vannforskning. Rapport nr. O-89185-2.

Lindstrøm, E. A., Bongard, T., Brettum, P., Bønsnes, T., Fjellheim, A., Halvorsen, G., Hesthagen, T., Johansen, S. W., Kvambekk, Å., Raddum, G. G., Saksgård, R. & Aagard, K. 2002. FORSKREF – Forsknings- og referansevassdrag. Årsrapporter Atna og Vikedal 1997-1999. – Side 146-151 i: DN Utredning 2002-7. 187 s.

Raddum, G. G. 1999. Large scale monitoring of invertebrates: Aims, possibilities and acidification indexes. Side 7-16 i: Raddum, G. G., Rosseland, B. O. & Bowman, J. (eds.) Workshop on biological assessment and monitoring; evaluation of models. ICP-Waters Report 50/99, NIVA, Oslo.

Raddum, G.G. & Fjellheim, A. 1984. Evertebratundersøkelser i Vikedalsvassdraget. - I: Henriksen, A. (Red.) Vikedalsvassdraget. Nedbør - vannkjemiske og biologiske undersøkelser i 1981 - 1983. Norsk Institutt for Vannforskning. Rapport nr. 123/84. 160 s.

Raddum, G. G., Fjellheim, A., Erikson, L., Fott, J., Halvorsen, G. A., Heegard, E., Kohout, L., Kifinger, B., Schaumberg, J., Maetze, A. & Zahn, H. 2007. Biological recovery. - Side 50-70 i: de Wit, H & Skjelkvåle, B. L. (eds.) Trends in surface water chemistry and biota: The importance of confounding factors. ICP Waters Report 87/2007, NIVA, Oslo.

Rylov, W.M. 1948. Freshwater Cyclopoida. Fauna USSR, Crustacea 3 (3). - Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem 1963, 314 s.

Sars, G.O. 1903. An account of the Crustacea of Norway. IV Copepoda, Calanoida. - Bergen, 171 s.

Sars, G.O. 1918. An account of the Crustacea of Norway. VI Copepoda, Cyclopoida. - Bergen, 225 s.

SFT 2008. Overvåking av langtransporterte forurensinger 2007. Statlig program for forurensingsovervåking. Sammendragsrapport. - SFT Rapport 1032/2008

Smirnov, N.N. 1971. Chydoridae. Fauna USSR, Crustacea 1 (2). - Israel Program for Scientic Translations, Jerusalem 1974, 644 s.

Surber, E. W. 1934. A quantitative net for collecting bottom animals in streams. - Washington bureau of fisheries, 1-4.

Vallin, S. 1953. Zwei acidotrophe Seen im Küstengebiet von Nordschweden. - Rep. Inst. Freshwat. Res., Drottningholm 34: 167-189.

Vedlegg 12.1 Gjennomsnitts tettheter pr. år (vår og høst) på Stasjon 11 (ukalket referanse) og Stasjon 17 (kalket).

St. 11	1995	1996	1997	1999	2000	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	Gjennomsnitt
Oligochaeta (fåbørstemark)	568,5	512,0	502,7	488,0	535,6	735,2	821,4	1110,9	1006,4	1204,4	999,9	1060,1	795,4
Acari (vannmidd)	2346,1	2712,7	1474,9	679,6	941,7	1325,0	1651,1	873,2	1016,6	521,7	234,0	288,6	1172,1
Ephemeroptera (døgnfluer)	27,8	102,8	52,8	60,2	269,2	120,4	784,4	575,4	262,7	807,5	163,7	198,0	285,4
Plecoptera (steinfluer)	1413,7	1247,1	905,5	1119,4	1556,8	1350,9	3015,5	1937,0	971,3	1192,3	1768,6	1738,1	1518,0
Trichoptera (vårfluer)	1065,9	986,9	512,0	719,4	989,8	1068,5	3553,9	5364,1	2581,7	5132,8	925,0	617,0	1959,7
Chironomidae (fjærmygg)	12319,1	14951,3	2679,4	5435,2	7861,6	6911,1	13386,6	12482,0	4636,1	8792,1	1893,5	3246,8	7882,9
Andre Diptera (andre tovinger)	1257,3	1186,0	125,0	67,6	154,5	116,7	679,9	254,4	192,4	494,9	90,7	438,5	421,5
Coleoptera (vannbiller)	2,8	0,9	10,2	11,1	49,0	99,1	199,8	463,4	442,2	452,3	346,9	313,6	199,3
Annet akvatisk	531,4	626,8	245,3	280,6	427,4	504,6	498,6	413,5	362,6	420,9	88,8	124,9	377,1
Total	19532,5	22326,5	6507,7	8861,1	12785,4	12231,5	24591,1	23473,7	11471,9	19018,9	6511,1	8025,3	14611,4

St. 17	1995	1996	1997	1999	2000	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	Gjennomsnitt
Oligochaeta (fåbørstemark)	375,9	425,0	315,7	529,6	176,7	1948,1	316,4	225,7	105,5	2453,1	397,8	479,2	645,7
Acari (vannmidd)	187,0	632,3	427,7	481,5	743,3	783,3	303,4	596,6	578,1	1061,9	396,8	468,1	555,0
Ephemeroptera (døgnfluer)	206,5	453,7	687,9	442,6	132,3	1414,8	84,2	381,1	148,9	538,4	625,3	685,4	483,4
Plecoptera (steinfluer)	2768,2	3666,3	2889,5	3709,3	3257,3	5899,1	4505,7	1381,0	379,3	2254,2	3387,4	3442,9	3128,3
Trichoptera (vårfluer)	212,9	313,9	175,0	361,1	544,6	532,4	1729,8	1220,1	217,4	951,8	410,7	731,7	616,8
Chironomidae (fjærmygg)	1882,2	10465,6	1839,6	3305,6	4343,6	3342,6	4142,2	2479,0	1328,3	7055,0	2994,2	7975,4	4262,8
Andre Diptera (andre tovinger)	257,4	477,7	123,1	229,6	70,5	307,4	215,5	273,8	133,2	262,7	184,1	458,8	249,5
Coleoptera (vannbiller)	187,9	395,3	445,3	468,5	366,9	431,5	210,9	1137,8	651,2	551,3	609,6	1093,4	545,8
Annet akvatisk	173,1	241,6	91,7	215,7	206,1	551,9	223,9	427,4	284,9	152,6	88,8	257,1	242,9
Total	6251,2	17071,4	6995,6	9743,5	9841,3	15211,1	11731,8	8122,4	3826,7	15281,0	9094,6	15591,8	10730,2

Vedlegg 12.2 Krepsdyr registrert i Fjellgardsvatn i perioden 1996-2008.

År	1996	1997	1998	1999	2001	2002	2004	2005	2006	2007	2008
Vannlopper											
Diaphanosoma brachyurum (Liév.)T			x								
Sida crystallina (O.F.M.)	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x
Holopedium gibberum Zaddach	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Ceriodaphnia quadrangula (O.F.M.)	x	x			x						
Scapholeberis mucronata (O.F.M.)	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x
Bosmina longispina Leydig	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Lathonura rectirostris (O.F.M.)											x
Acantholeberis curvirostris (O.F.M.)						x					
Ophryoxus gracilis Sars									x		
Acroperus harpae (Baird)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Alona affinis (Leydig)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Alona guttata Sars			x		x	x		x	x	x	x
Alona intermedia Sars								x			x
Alona rustica Scott	x			x	x	x	x	x		x	x
Alonella excisa (Fischer)		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Alonella nana (Baird)			x	x	x	x	x	x	x	x	x
Alonopsis elongata Sars	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Camptocercus rectirostris Schoedler			x	x	x	x	x	x	x		x
Chydorus piger Sars			x	x	x			x	x	x	x
Chydorus sphaericus (O.F.M.)	x		x	x	x		x	x	x	x	x
Eurycercus lamellatus (A.F.M.)	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x
Graptoleberis testudinaria (Fischer)				x	x				x	x	x
Monospilus dispar			x						x	x	x
Pseudochydorus globosus (Baird)			x	x		x					
Rhynchotalona falcata Sars		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Polyphemus pediculus (Leuck.)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Bythoptrephes longimanus Leydig	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Hoppekreps											
Eudiaptomus gracilis Sars	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Heterocope saliens (Lillj.)					x		x	x		x	x
Macrocyclops albidus (Jur.)		x	x	x	x	x				x	x
Macrocyclops fuscus (Jur.)			x	x	x						
Eucyclops serrulatus (Fisch.)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Paracyclops fimbriatus Fisch		x	x			x				x	x
Cyclops scutifer Sars	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Megacyclops gigas (Claus)					x						
Acanthocyclops robustus Sars			x		x				x		x
Acanthocyclops vernalis (Fisch.)										x	
Diacyclops nanus (Sars)					x				x		x
antall vannloppearter	13	11	19	19	20	18	16	19	20	19	22
antall hoppekrepsarter	3	5	7	5	9	5	4	4	5	7	8
totalt antall krepsdyr	16	16	26	24	29	23	20	23	25	26	30

Vedlegg 12.3 *Krepsdyr registrert i Botnavatn i perioden 1996-2008*

År	1996	1997	1998	1999	2001	2002	2004	2005	2006	2007	2008
Vannlopper											
Latonura setifera (O.F.M.)				x							
Sida crystallina (O.F.M.)				x	x	x	x	x	x	x	x
Holopedium gibberum Zaddach	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x
Scapholeberis mucronata (O.F.M.)		x		x			x		x		
Bosmina longispina Leydig	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Acantholeberis curvirostris (O.F.M.)	x			x	x	x	x			x	
Iliocryptus sordidus							x				x
Streblocerus serricaudatus (Fisch.)						x			x		
Acroperus harpae (Baird)				x			x			x	x
Alona affinis (Leydig)						x	x			x	
Alona intermedia Sars	x						x				
Alona rustica Scott	x			x	x	x	x			x	
Alonella excisa (Fischer)			x	x		x	x	x	x	x	
Alonella nana (Baird)	x		x	x	x	x	x	x		x	x
Alonopsis elongata Sars	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Chydorus gibbus Lilljeborg	x										
Chydorus piger Sars						x	x				x
Chydorus sphaericus (O.F.M.)	x		x		x	x	x	x	x	x	x
Eurycercus lamellatus (A.F.M.)				x	x	x	x	x		x	x
Graptoleberis testudinaria (Fischer)							x				
Rhynchotalona falcata Sars		x	x				x			x	
Polyphemus pediculus (Leuck.)	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x
Bythoptrephes longimanus Leydig		x	x		x	x	x	x	x		x
Hoppekreps											
Eudiaptomus gracilis Sars	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Heterocope saliens (Lillj.)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
cyclopoida											
Macrocyclops albidus (Jur.)				x	x		x				
Eucyclops serrulatus (Fisch.)				x	x		x		x	x	
Cyclops scutifer Sars	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Megacyclops gigas (Claus)						x					
Acanthocyclops robustus		x	x		x						
Diacyclops nanus (Sars)					x						
antall vannloppearter	10	7	9	13	11	15	19	10	10	13	12
antall hoppekrepsarter	3	4	4	5	7	4	5	3	4	4	3
totalt antall krepsdyr	13	11	13	18	18	19	24	13	14	17	15

Vedlegg 12.4 *Plankton i Fjellgardsvatn i perioden 1996-2008.*

År	**1996**	**1997**	**1998**	**1999**	**2001**	**2002**	**2004**	**2005**	**2006**	**2007**	**2008**
Vannlopper											
Diaphanosoma brachyurum (Liév.)T			x								
Sida crystallina (O.F.M.)	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x
Holopedium gibberum Zaddach	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Ceriodaphnia quadrangula (O.F.M.)	x	x			x						
Scapholeberis mucronata (O.F.M.)	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x
Bosmina longispina Leydig	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Lathonura rectirostris (O.F.M.)											x
Acantholeberis curvirostris (O.F.M.)						x					
Ophryoxus gracilis Sars									x		
Acroperus harpae (Baird)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Alona affinis (Leydig)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Alona guttata Sars			x		x	x		x	x	x	x
Alona intermedia Sars								x			x
Alona rustica Scott	x			x	x	x	x	x		x	x
Alonella excisa (Fischer)		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Alonella nana (Baird)			x	x	x	x	x	x	x	x	x
Alonopsis elongata Sars	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Camptocercus rectirostris Schoedler			x	x	x	x	x	x	x		x
Chydorus piger Sars			x	x	x			x	x	x	x
Chydorus sphaericus (O.F.M.)	x		x	x	x		x	x	x	x	x
Eurycercus lamellatus (A.F.M.)	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x
Graptoleberis testudinaria (Fischer)				x	x				x	x	x
Monospilus dispar			x						x	x	x
Pseudochydorus globosus (Baird)			x	x		x					
Rhynchotalona falcata Sars		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Polyphemus pediculus (Leuck.)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Bythoptrephes longimanus Leydig	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Hoppekreps											
Eudiaptomus gracilis Sars	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Heterocope saliens (Lillj.)					x		x	x		x	x
Macrocyclops albidus (Jur.)		x	x	x	x	x				x	x
Macrocyclops fuscus (Jur.)			x	x	x						
Eucyclops serrulatus (Fisch.)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Paracyclops fimbriatus Fisch		x	x			x				x	x
Cyclops scutifer Sars	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Megacyclops gigas (Claus)					x						
Acanthocyclops robustus Sars			x		x				x		x
Acanthocyclops vernalis (Fisch.)										x	
Diacyclops nanus (Sars)					x				x		x
antall vannloppearter	13	11	19	19	20	18	16	19	20	19	22
antall hoppekrepsarter	3	5	7	5	9	5	4	4	5	7	8
totalt antall krepsdyr	16	16	26	24	29	23	20	23	25	26	30

* <1,0% ** 1,0-10% *** > 10%

Vedlegg 12.5 *Hjuldyr i Fjellgardsvatn i perioden 1996-2008.*

år mnd	1996 aug	1996 okt	1997 mai	1997 okt	1998 jun	1998 aug	1998 okt	1999 jun	1999 okt	2001 jun	2001 aug	2001 okt	2002 jun	2002 aug	2002 okt
Keratella cochlearis (gosse)		reg.		*								**			
Keratella hiemalis Carlin		reg.	**			*		**							
Keratella sp												*			
Kellicottia longispina (Kellicott)	reg.	reg.	***	***	**	**	**	***	**	**	**	***	**	***	**
Conochilus unicornis/Rousselet/hippocrepes (Schrank)	reg.	reg.	**	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***
Polyarthra dolichoptera (Idelson)	reg.		***												
Asplancha sp	reg.	reg.	***		**	**	*	***	*	**	**	***	***	*	**
Ploesoma sp							*								

år mnd	2003 jun	2003 aug	2003 nov	2004 jun	2004 aug	2004 sep	2005 jun	2005 aug	2005 okt	2006 jun	2006 aug	2006 okt	2007 jun	2007 aug	2007 okt	2008 jun	2008 aug	2008 okt
Keratella cochlearis (gosse)	*	*	*					*	**	*	**				**		*	
Keratella hiemalis Carlin			**						**	*			*		**		*	*
Keratella sp				**	**	**												
Kellicottia longispina (Kellicott)	***	***	**	***	***	**	**	***	***	**	**	***	**	**	***	**	***	***
Conochilus unicornis/Rousselet/hippocrepes (Schrank)	***	**	**	**	***	**	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***
Polyarthra dolichoptera (Idelson)	**	*				*	*	*	*	*	**	***			***	*		*
Asplancha sp	***	***	***	***	***	***	*	***	**	*	**		***	*				
Ploesoma sp		*													***			**

* <1,0% ** 1,0-10% *** > 10%

Vedlegg 12.6 *Plankton i Botnavatn i perioden 1996-2008.*

År	1996	1997	1998	1999	2001	2002	2004	2005	2006	2007	2008
Vannlopper											
Latonura setifera (O.F.M.)				x							
Sida crystallina (O.F.M.)				x	x	x	x	x	x	x	x
Holopedium gibberum Zaddach	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x
Scapholeberis mucronata (O.F.M.)		x		x			x		x		
Bosmina longispina Leydig	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Acantholeberis curvirostris (O.F.M.)	x			x	x	x	x			x	
Iliocryptus sordidus							x				x
Streblocerus serricaudatus (Fisch.)						x			x		
Acroperus harpae (Baird)				x			x			x	x
Alona affinis (Leydig)						x	x			x	
Alona intermedia Sars	x						x				
Alona rustica Scott	x			x	x	x	x			x	
Alonella excisa (Fischer)			x	x		x	x	x	x	x	
Alonella nana (Baird)	x		x	x	x	x	x	x		x	x
Alonopsis elongata Sars	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Chydorus gibbus Lilljeborg	x										
Chydorus piger Sars						x	x				x
Chydorus sphaericus (O.F.M.)	x		x		x	x	x	x	x	x	x
Eurycercus lamellatus (A.F.M.)				x	x	x	x	x		x	x
Graptoleberis testudinaria (Fischer)							x				
Rhynchotalona falcata Sars		x	x				x			x	
Polyphemus pediculus (Leuck.)	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x
Bythoptrephes longimanus Leydig		x	x		x	x	x	x	x		x
Hoppekreps											
Eudiaptomus gracilis Sars	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Heterocope saliens (Lillj.)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
cyclopoida											
Macrocyclops albidus (Jur.)				x	x		x				
Eucyclops serrulatus (Fisch.)				x	x		x		x	x	
Cyclops scutifer Sars	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Megacyclops gigas (Claus)						x					
Acanthocyclops robustus		x	x		x						
Diacyclops nanus (Sars)					x						
antall vannloppearter	10	7	9	13	11	15	19	10	10	13	12
antall hoppekrepsarter	3	4	4	5	7	4	5	3	4	4	3
totalt antall krepsdyr	13	11	13	18	18	19	24	13	14	17	15

* <1,0% ** 1,0-10% *** > 10%

Vedlegg 12.7 *Litorale krepsdyr (%) i Fjellgardsvatn 1996-2002.*

år	1996	1996	1996	1997	1997	1998	1998	1998	1999	1999	1999	2001	2001	2001	2002	2002	2002
mnd	mai	aug	okt	mai	nov	jun	aug	okt	jun	aug	okt	jun	aug	okt	jun	aug	okt
Vannlopper																	
Diaphanosoma brachyurum (Liév.)T							*										
Latonura setifera (O.F.M.)																	
Sida crystallina (O.F.M.)	**					*	***		*	***		**	***		***	***	*
Holopedium gibberum Zaddach	*					*			*		*						
Ceriodaphnia quadrangula (O.F.M.)	*			*													
Scapholeberis mucronata (O.F.M.)	*	*								***			**		*	***	**
Bosmina longispina Leydig	***		***	*	***	***	***	***	**	*	***	*	**	***	**	***	***
Acantholeberis curvirostris (O.F.M.)																*	
Streblocerus serricaudatus (Fisch.)																	
Acroperus harpae (Baird)	*		***	**	***	**	***	**	**	**	***	**	**	***		**	**
Alona affinis (Leydig)	*		*		**	*	**	*		*	**	*	*			*	
Alona guttata Sars						**	**						*	*	*	*	*
Alona intermedia Sars																	
Alona rustica Scott			*								*		*	*		*	*
Alonella excisa (Fischer)				**		***	**	*	***	**		*	*	*	*	**	**
Alonella nana (Baird)						*			*				*	*		*	**
Alonopsis elongata Sars	**	***	***	*	***	**	**	***	**	*	***	***	*	***	*	*	***
Camptocercus rectirostris Schoedler						*		*	*	**			*			*	
Chydorus piger Sars						*				*		*		*			
Chydorus sphaericus (O.F.M.)		**				*			*	*	*	**	*	*			
Eurycercus lamellatus (A.F.M.)	*		**			*	*		*	*		*	**	*	*	*	*
Graptoleberis testudinaria (Fischer)										*	*	*		*			
Monospilus dispar						*											
Pseudochydorus globosus (Baird)								*		*						*	
Rhynchotalona falcata Sars				*		**		*		*	*	*			*	*	
Polyphemus pediculus (Leuck.)	***	**	**	***	**	***	***	**	***	***	*	***	***	**	***	***	**
Bythoptrephes longimanus Leydig						*											
chyd indet																	
Hoppekreps																	
Eudiaptomus gracilis Sars	*		**	*		**	*	**	**	*		*	*				**
Heterocope saliens (Lillj.)																	
calanoida naup.				**		**	*	*	**					**			
Macrocyclops albidus (Jur.)				*		*			*			*		*		*	**
Macrocyclops fuscus (Jur.)						*					*	*					
Eucyclops serrulatus (Fisch.)			*	**	***	**	**	**	**	*	**	**	**	*	*	*	*
Paracyclops fimbriatus Fisch					**	**									*		
Cyclops scutifer Sars			*		**	**			**					**			
Megacyclops gigas (Claus)												*		*			
Acanthocyclops robustus								*				*					
Diacyclops nanus (Sars)												*	*				
cyclopoida naup.			**	***	**	***	**	*	**	*	**	**	*	***	*		**
cyclopoida cop.	***		***	***	**	**	**	**			**	**			*		**

**** <1,0% ** 1,0-10% *** > 10%***

Vedlegg 12.8 *Litorale krepsdyr (%) i Botnavatn.*

lokalitet år	Botnavatn 1996	Botnavatn 1997	Botnvatn 1998	Botnavatn 1999	Botnavatn 2001	Botnavatn 2002
Vannlopper						
Latonura setifera (O.F.M.)				*		
Sida crystallina (O.F.M.)				*	**	***
Holopedium gibberum Zaddach		*	*	*	***	**
Scapholeberis mucronata (O.F.M.)				*		
Bosmina longispina Leydig	***	*	***	***	**	**
Acantholeberis curvirostris (O.F.M.)	*			*	***	*
Streblocerus serricaudatus (Fisch.)						*
Acroperus harpae (Baird)				*		
Alona affinis (Leydig)						*
Alona intermedia Sars	*					
Alona rustica Scott	*			***	***	*
Alonella excisa (Fischer)			*	**		*
Alonella nana (Baird)	***		**	*	**	**
Alonopsis elongata Sars	***	***	***	***	***	***
Chydorus gibbus Lilljeborg	*					
Chydorus piger Sars						*
Chydorus sphaericus (O.F.M.)	*		*		**	*
Eurycercus lamellatus (A.F.M.)				*	*	*
Rhynchotalona falcata Sars		**	*			
Polyphemus pediculus (Leuck.)	*	*	**	**	*	**
Bythoptrephes longimanus Leydig						
Hoppekreps						
Eudiaptomus gracilis Sars	***	***	*	**	*	
Heterocope saliens (Lillj.)	***	***	*	*	**	***
Macrocyclops albidus (Jur.)				*	*	
Eucyclops serrulatus (Fisch.)				*	*	
Cyclops scutifer Sars	***					
Acanthocyclops robustus		*	*		**	
Diacyclops nanus (Sars)					**	
cyclopoide naup	***	**	***		***	**
cyclopoide cop. indet		*		*	**	**

* <1,0% ** 1,0-10% *** > 10%

13 Naturlig gjenhenting i et forsuret bunndyrsamfunn i Vikedal, 1987 – 2008

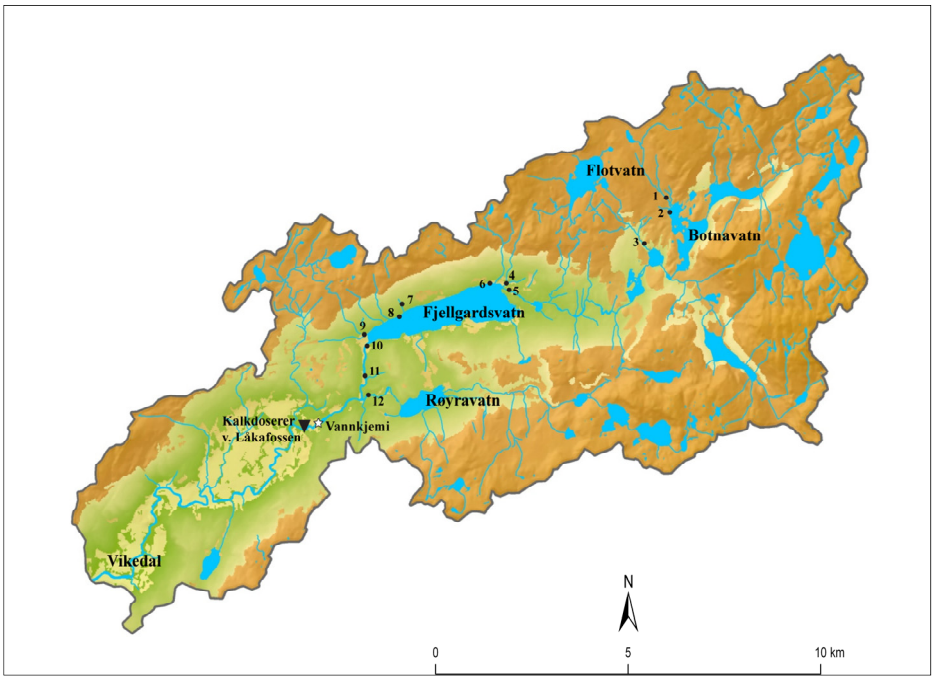
Godtfred A. Halvorsen og Arne Fjellheim

13.1 Innledning

Reduserte utslipp av svovel i Europa har de siste tiårene ført til en bedring i vannkjemien i tidligere forsurede vassdrag (Stoddard mfl. 1999). Endringene i bunndyrindeksene (Fjellheim mfl. 2010) over tid viser også at det foregår en naturlig gjenhenting i bunndyrsamfunnet i Vikedalsvassdraget. Bunndyrindeksene er imidlertid basert på a priori fastsatte kategorier om forskjellige arters eller gruppers følsomhet for forsuring. Multivariate metoder kan være mer sensitive enn indekser når det gjelder å få fram indikasjoner på endring i bunndyrsamfunnet (Warwick & Clarke 1991; Yan mfl. 1996; Rusack mfl. 2001). De kan gi oss et mer detaljert bilde av endringene som finner sted, men også informasjon om hvor mye en bedring i vannkjemien forklarer av endringene i bunndyrsamfunnet sammenlignet med andre variabler som påvirker dette. Halvorsen mfl. (2003) beskrev en slik multivarat metode for å undersøke naturlig gjenhenting i bunndyrsamfunnet. Undersøkelser av bunndyrfaunaen i Vikedalsvassdraget med denne metoden påviste naturlig gjenhenting på noen få lokaliteter i den ukalkede delen av vassdraget i tiårs-perioden 1989 til 1998 (Halvorsen mfl. 2002). I denne rapporten legger vi til alle årene der det finnes data på både vannkjemi og bunndyr, og sammenligner perioden 1987-1998 med perioden 1987-2008. Undersøkelsen gir informasjon om i hvilke lokaliteter det foregår en naturlig gjenhenting av bunndyrsamfunnet, og om hvor stor del av abundans-variasjonen i samfunnet på de respektive lokalitetene som kan forklares med utviklingen i vannkjemi fra år til år. Den gir ingen informasjon om hvor langt den naturlige gjenhentingen har kommet, dvs. om bunndyrfaunaen har nådd utgangspunktet fra før forsuringen startet.

13.2 Materiale og metode

Bunndyrmaterialet består av sparkeprøver fra 12 ukalkede lokaliteter samlet inn vår og høst fra 1987 til 2008. Ni av lokalitetene er fra rennende vann og tre er tatt i stillestående vann (Stasjon 2 i Botnavatnet og Stasjon 6 og 8 i Fjellgardsvatnet). Prøvene er sparkeprøver (Frost m. fl. 1971) tatt med håv med 250 µm silduk, sortert i en time med lupe i laboratoriet og deretter artsbestemt og talt opp. De undersøkte lokalitetene er vist i **figur 13.1**.



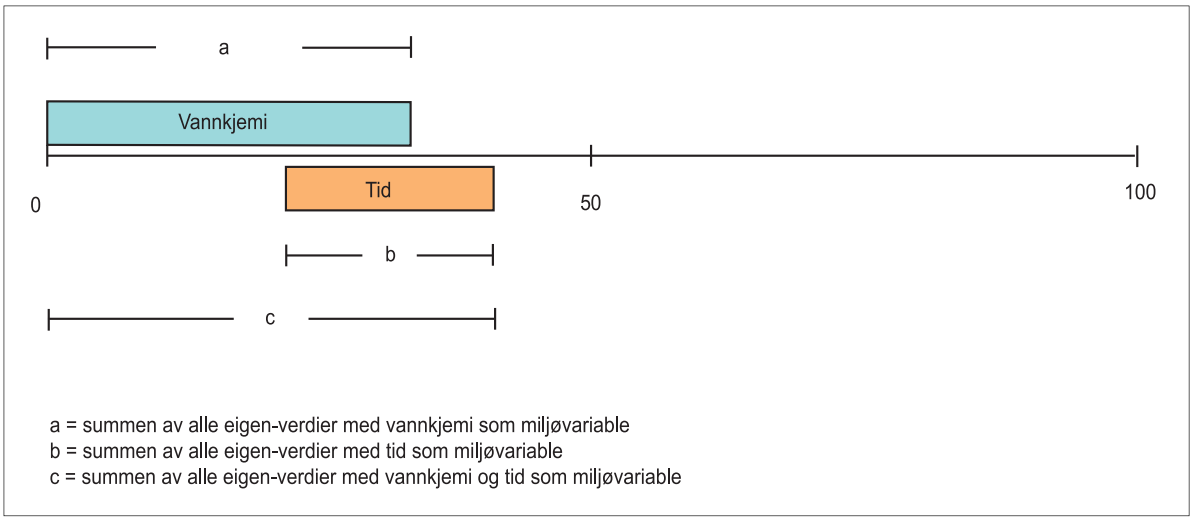
***Figur 13.1**. Undersøkte ukalkede lokaliteter i Vikedalsvassdraget.*

I den statistiske analysen har bunndyrdataene blitt representert som det mest inkluderende taxon. For eksempel er alle artene av vårfluefamilien Limnephilidae representert som Limnephilidae indet. Dette er gjort for at ikke forskjeller i taksonomisk detalj skal influere på analysene. Steinfluene *Amphinemura borealis* (Morton) og *A. sulcicollis* (Stephens) er vanskelige å se forskjell på når individene er små. Her har vi bare tatt med de individene som er bestemt til art, og utelatt de som bare har vært bestemt til slekt (*Amphinemura* spp.). Dette er gjort fordi tidligere analyser har vist at arten *A.borealis* reagerer signifikant på en bedret vannkjemi (Larsen mfl. 1996) selv om arten også kan finnes i surt vann, og derfor har vært regnet som tolerant i utregningen av forsuringsindeksene. Bunndyrdataene som er brukt i de statistiske analysene er angitt som relativ abundans i prosent.

Vannkjemidataene er tatt oppstrøms dosereren ved Lokafossen og analysert av NIVA fra programmet 'Overvåking av langtransporterte forurensinger' (Skancke & Hindar 2010). Følgende vannkjemi-variabler har blitt benyttet i analysene: pH, kalsiumkonsentrasjon (mg/l), totalt organisk karbon (mg/l), sulfatkonsentrasjon (mg/l), labilt aluminium (µg/l) og ANC (µekv/l). Verdiene for vårprøvene er gjennomsnittet av målingene fra mars, april og mai, mens verdiene for høstprøvene er gjennomsnittet fra september, oktober og november. Vi har brukt gjennomsnittet av konsentrasjonen av H^+ ioner når vi har beregnet gjennomsnittet av pH-målingene.

Den statistiske analysen er beskrevet i detalj i Skjelkvåle mfl. (2000) og i Halvorsen mfl. (2003). I korthet bruker vi en multivariat ordinasjonsanalyse kalt 'Redundancy analysis' (RDA) i programmet CANOCO 4.5 (ter Braak & Smilauer 2002), der bunndyrdataene er presentert som log (n+1) transformert relativ abundans. Sjeldne arter blir ikke gitt mindre vekt ('downweighted'), og prøvene blir sentrert og standardisert slik at den totale variasjonen i abundans blir satt til verdien 1. Vannkjemidataene unntatt pH er log-transformert. I tillegg til vannkjemi bruker vi en 'dummy variabel' kalt 'Tid'. Dette er en lineær variabel der prøvetakingene har blitt kodet suksessivt fra 0 til 43 fra og med våren 1987 til og med høsten 2008.

Vi har først gjort en analyse med alle vannkjemidataene inkludert for å se om endringer i vannkjemi kan forklare noe av variasjonen i abundans. Er ordinasjonen signifikant angir summen av 'Eigenvalues' hvor stor del av variasjonen som kan forklares av endringer i vannkjemivariablene. Dette tilsvarer 'a' i **figur 13.2**. Deretter gjør vi en analyse med variabelen 'Tid' for å se om det er signifikante lineære signaler i abundansvariasjonen.



Figur 13.2 *Grafisk framstilling av RDA analysene*

Er ordinasjonen signifikant svarer summen av 'Eigenvalues' til b i **figur 13.2**. Den siste analysen blir gjort med alle vannkjemivariablene pluss variabelen 'Tid' inkludert. Er denne ordinasjonen signifikant er summen av 'Eigenvalues' lik c i **figur 13.2**. Dermed blir overlappet mellom

’Vannkjemi’ og ’Tid’ (d.v.s. (a+b–c) et uttrykk for hvor stor del av endringene i relativ abundans i bunndyrsamfunnet som skyldes endringer i vannkjemi fra år til år. I Vikedal blir spørsmålet da om det skjer en naturlig gjenhenting av bunndyrfaunaen som følge av den påviste bedringen i vannkjemi.

For å sjekke resultatene nærmere undersøker vi ’species scores’ fra RDA analysene med ’Tid’ som eneste variabel. Disse verdiene angir hvilke arter som har sterkest innvirkning på ordinasjonen, og om artene øker eller minker. Med det analyse-oppsettet vi har varierer disse verdiene mellom -1 og +1. En vanlig tommelfinger-regel er å si at alle arter med ’species score’ mellom -0,5 og +0,5 har liten innvirkning på ordinasjonen. Vi har brukt dette nivået til en subjektiv bedømmelse om at vi kan påvise en naturlig gjenhenting i bunndyrfaunaen. Flere andre omgivelsesvariabler, som f. eks. temperatur, vil kunne samvariere med lineær tid, og disse vil gi støy i analysen når bare variabelen ’Tid’ er inkludert. Vi tar også bare med økning i arter/taxa når vi vurderer resultatene. Siden vi bruker relativ abundans der alt er skalert til 100 %, må nødvendigvis noen arter minke hvis andre arter øker. En økning av en sensitiv art over tid blir et sterkere bevis på en naturlig gjenhenting enn at abundansen til tolerante arter minker.

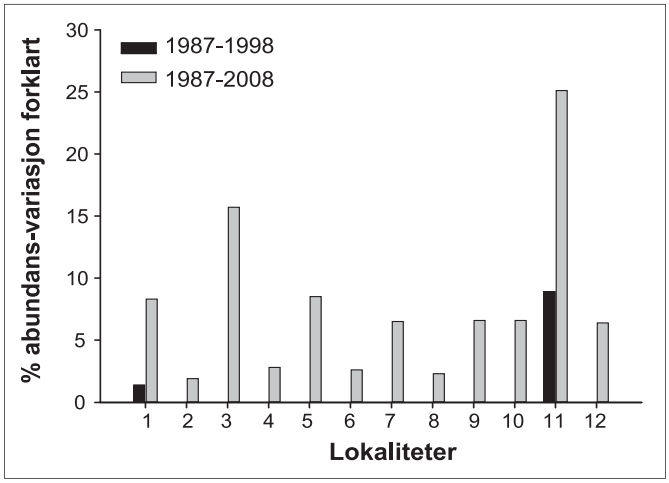
Til sist har vi gjort en Spearman rank korrelasjonstest mellom vannkjemivariablene og ’Tid’ for å se hvilke vannkjemivariabler som endrer seg signifikant med lineær tid, d.v.s. hvilke endringer i vannkjemi som påvirker bunndyrsamfunnet.

I 2003 og 2004 ble vannkjemiovervåkingen i overvåkingsprogrammet for langtransporterte forurensinger lagt ned, slik at det bare eksisterer målinger fra noen få vårmåneder disse to årene. I 2005 ble overvåkingsprogrammet tatt opp igjen. Som følge av dette er dataene fra høsten 2003 og høsten 2004 ikke tatt med i analysene, mens prøvene fra våren hadde i det minste en måling av vannkjemi før bunndyrprøvene ble tatt.

I tillegg til analyser av perioden fra 1987–2008 har vi også analysert perioden fra 1987–1998. Tidligere har tiårs-perioden 1989-1998 i Vikedal blitt analysert (Halvorsen mfl. 2002). Dette ble gjort fordi denne perioden samsvarte med analysene av vannkjemi som ble gjort i ICP-Waters programmet (Stoddard mfl. 1999). I denne analysen har vi også lagt til de to første årene (1987 og 1988) med både vannkjemi- og bunndyrdata. Dette er gjort for å få en antydning av når den biologiske gjenhentingen i Vikedal startet.

13.3 Resultater og diskusjon

Resultatet fra RDA analysene er vist i **figur 13.3**. Bare to lokaliteter viste signifikante resultater i perioden fra 1987 til 1998. Stoddard mfl. (1999) viste at det hadde vært en signifikant bedring i vannkjemi i Sør-Norge som følge av reduserte utslipp av svovel i perioden fra 1989 til 1998. Analysen av bunndyrfaunaen fra den samme perioden viser som forventet at den ikke reagerer med en gang på en forbedret vannkjemi, selv om det finnes refugielokaliteter med forsurings-følsomme arter i de kalkede delene av vassdraget.



Figur 13.3 *Resultater fra RDA analysene over periodene 1987-1998 og 1987-2008. Søylene angir mengden av abundans-variasjon i bunndyrsamfunnet i % som potensielt kan forklares med endringen i vannkjemi over tid.*

'Species scores' fra RDA analysen med bare 'Tid' inkludert som omgivelsesvariabel fra Stasjon 1 i denne perioden, viser at den eneste arten med sterk innvirkning på ordinasjonen var *Baetis rhodani*. Arten er svært sensitiv for forsuring og økte i relativ abundans. På Stasjon 11 hadde *B. rhodani*, *Leptophlebia* spp., og *Amphinemura borealis* sterkest innvirkning på ordinasjonen, i denne rekkefølgen. Alle tre artene økte i abundans, mens *Rhyacophila nubila* var den eneste arten med sterk innvirkning på ordinasjonen som minket i samme periode. Økningen av *B. rhodani* på begge lokalitetene er en sterk indikasjon på en naturlig gjenhenting i bunndyrsamfunnet. *Leptophlebia* spp. er en tolerant art som lever i stillestående eller sakteflytende vann. At denne arten finnes på Stasjon 11 skyldes etter all sannsynlighet at den har blitt spylt ut fra Fjellgardsvatnet, og økningen fra 1989-1998 har ingenting å gjøre med bedret vannkjemi. Økningen av *Amphinemura borealis* viser at denne arten reagerer på bedret vannkjemi. Dette ble vist av Larsen mfl. (1996). Analyser tilsvarende denne fra andre forsurede vassdrag i Norge (Skjelkvåle mfl. 2000; Halvorsen mfl. 2002, 2003) har vist at arten er en av de første til å reagere på bedret vannkjemi. Arten kan imidlertid også være tilstede i relativt sterkt forsurede lokaliteter, og har derfor blitt ansett som tolerant i utregningen av forsuringsindeksene.

Analysene for perioden fra 1987 til og med 2008 viser signifikante ordinasjoner for alle lokalitetene, dvs. vi har indikasjoner på naturlig gjenhenting på alle de undersøkte lokalitetene. Dette viser at responsen på bedringen i vannkjemi først startet etter 1998 på de fleste lokalitetene i Vikedalsvassdraget. Hvor stor denne forsinkelsen i bunndyrsamfunnet er, kan vi imidlertid ikke si noe om. På Stasjon 1 har andelen av abundans som er forklart med lineære trender i vannkjemi økt fra 1,4 % til 8,3 %, og på Stasjon 11 har den økt fra 8,9 % i den første perioden til 25,1 % i hele perioden. På Stasjon 1 er det en økning i artene *B. rhodani*, *A. borealis* og *Isoperla* sp. som har hatt sterk innvirkning på ordinasjonen. Alle tre artene er følsomme for forsuring. På Stasjon 11 øker følgende arter: *B. rhodani*, *Hydropsyche* spp., Coleoptera indet., *A. borealis* og *Lepidostoma hirtum*. Artene er listet opp i rekkefølge etter minkende vekt i ordinasjonen. Alle artene er regnet som sterkt (*B. rhodani*) og moderat sensitive for forsuring med unntak av gruppen ubestemte biller (Coleoptera indet.). Disse billene hører sannsynligvis alle til familien Elmidae, som er de eneste som er funnet i sparkeprøvene på elvelokalitetene i Vikedal. Disse artene er ikke sensitive for forsuring, og vi kan ikke gi noe svar på hvorfor de øker på Stasjon 11.

Tabell 13.1 viser korrelasjonen mellom verdiene av vannkjemivariablene og tid i tidsrommet fra 1987 til 2008 som ble brukt i ordinasjonsanalysene. pH og ANC er sterkt positivt korrelert med lineær tid og sulfatkonsentrasjonen og konsentrasjonen av labilt aluminium er sterkt negativt korrelert med tid. En økning i pH og ANC og en reduksjon av sulfat og labilt aluminium fra 1987 til 2008 er trender som viser naturlig gjenhenting av vannkjemien i vassdraget. Konsentrasjonen av kalsium (Ca) og totalt organisk karbon (TOC) viste ingen signifikant korrelasjon med tid.

Tabell 13.1. *Spearman Rank Korrelasjonsmatrise mellom vannkjemivariabler og lineær tid i tidsrommet 1987 – 2008 brukt i RDA analysene i Vikedal.*

	Ca	TOC	SO_4	LAl	ANC	Time
pH	0,148	0,310 *	-0,810 **	-0,919 **	0,815 **	0,865 **
Ca		-0,433 **	0,180	0,012	0,207	0,118
TOC			-0,373 *	-0,335 *	0,321 *	0,198
SO_4				0,846 **	-0,760 **	-0,915 **
LAl					-0,786 **	-0,873 **
ANC						0,809 **

To-halede tester. ** signifikant ved 0.01 nivå. * signifikant ved 0,05 nivå

Tabell 13.2 viser resultatene fra de andre lokalitetene i Vikedal. Alle lokalitetene viser signifikante responser på en bedret vannkjemi. Når vi ser på responsen til de forskjellige artene i analysene klassifiserer vi imidlertid noen av lokalitetene som at det er usikkert at de viser tegn på naturlig gjenhenting.

Av lokalitetene i rennende vann er det to der vi er usikre på om vi kan spore en naturlig gjenhenting i bunndyrsamfunnet. Stasjon 4 er en bekk som renner inn i Fjellgardsvatnet ved Roaldkvam. Her har vi en økning av *B. rhodani*, men species score er bare 0,3078. Den eneste endringen som har sterk vekt i ordinasjonen slik vi har definert det, er ubestemte Diptera (tovinger) som minker på lokaliteten (species score = -0,6407). Det kan være en begynnende gjenhenting vi ser, men andre faktorer kan også spille inn.

Den andre lokaliteten i rennende vann som vi klassifiserer som usikker er Stasjon 7. Dette er en grunnvannsbekk som renner inn i Fjellgardsvatn ved Taksteinen. Denne lokaliteten har aldri vært forsuret hvis vi bruker forsuringsindeksene som mål. Den har hatt en god populasjon av *B. rhodani* tilstede gjennom hele undersøkelsesperioden. I denne bekken er det den moderat sensitive vårfluen *Sericostoma personatum* som har økt. Dette kan også skyldes andre faktorer enn gjenhenting fra forsuring.

I stillestående vann har Stasjon 2 i Botnavatn en økning av en døgnflue i familien Siphlonuridae som ikke er artsbestemt pga. størrelsen på individene. Alle artene i denne familien er regnet som moderat sensitive for forsuring, og vi regner økningen av denne døgnfluen som en påvisning av naturlig gjenhenting i Botnavatnet.

Tabell 13.2 *Resultater fra RDA analysene i Vikedal. Tabellen angir hvor mye av abundansvariasjonen som kan forklares med utviklingen i vannkjemi over lineær tid. Kolonnen 'Species scores > 0,5' viser artene som øker og som har størst vekt i RDA analysen med bare variabelen 'Tid' inkludert. (S) bak en art angir om arten har vært antatt å være sensitiv for forsuring.*

Lokalitet	**Abundans-variasjon forklart (%)**	**Species scores > 0,5 (økning i abundans)**	**Naturlig gjenhenting**
Rennende vann:			
Stasjon 1	8,3	*Baetis rhodani* (0,7293) (S) *Amphinemura borealis* (0,6924) *Isoperla* sp. (0,6215) (S)	Påvist
Stasjon 3	15,7	*A. borealis* (0,7967)	Påvist
Stasjon 4	2,8	-	Usikkert
Stasjon 5	8,5	*Lepidostoma hirtum* (0,6457) (S) *A. borealis* (0,6358) (S) Tipuloidea indet. (0,5413)	Påvist
Stasjon 7	6,5	*Sericostoma personatum* (0,6696) (S)	Usikkert
Stasjon 9	6,6	*B. rhodani* (0,5686) (S) Tipuloidea indet. (0,5348)	Påvist
Stasjon 10	6,6	*Hydropsyche* spp. (0,6557) (S)	Påvist
Stasjon 11	25,1	*B. rhodani* (0,8728) (S) *Hydropsyche* spp. (0,7905) (S) Coleoptera indet. (0,7038) *A. borealis* (0,6517) *L. hirtum* (0,6203) (S)	Påvist
Stasjon 12	6,4	*A. borealis* (0,6937)	Påvist
Stillestående vann:			
Stasjon 2	1,9	Siphlonuridae indet. (0,5319) (S)	Påvist
Stasjon 6	2,6	-	Usikkert
Stasjon 8	2,3	*Mystacides* sp. (0,5349)	Usikkert

Resultatene fra de to lokalitetene i Fjellgardsvatn (Stasjon 6 og Stasjon 8) er også usikre. På den førstnevnte lokaliteten oppnår ingen av artene høy nok 'species score' til at vi kan si noe med sikkerhet. De tolerante artene/gruppene Tipuloidea indet., *Leptophlebia* sp. og *Mystacides* sp. har høyest positiv 'species score' i analysen, mens den moderat følsomme vårfluen *Lepi-*

dostoma hirtum og den moderat følsomme iglen *Helobdella stagnalis* følger deretter. På stasjon 8 er det bare vårfluen *Mystacides* sp. som har en positiv 'species score' over 0,5. Dette er en slekt med arter som er regnet for å være tolerante for forsuring, og vi kan ikke si om økningen av denne arten er et svar på bedret vannkjemi.

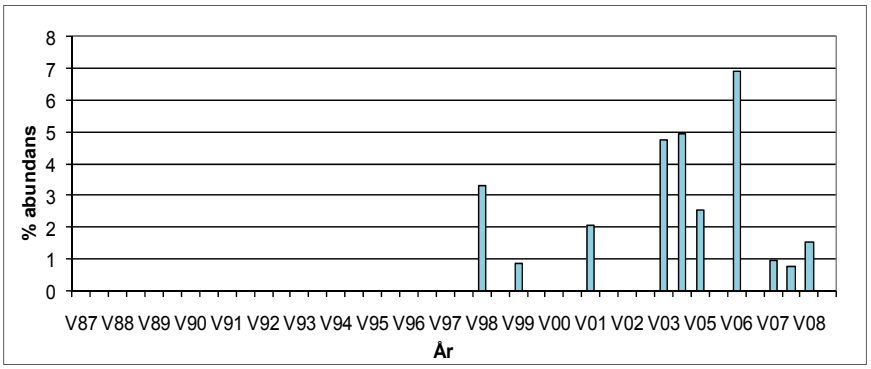
Ordinasjonsanalysene fra Vikedal indikerer signifikante endringer i bunndyrsamfunnet som følge av endringer i vannkjemi på alle lokalitetene i perioden 1987–2008. Resultatene antyder også at den biologiske gjenhentingen har vært sterkest etter 1998. Andelen av variasjonen i bunndyrsamfunnet som kan forklares med en lineær utvikling i vannkjemien øker på de to lokalitetene der det også ble påvist naturlig gjenhenting i den første 12-års perioden. Artsdataene er imidlertid ikke like entydige fra alle lokalitetene. En forklaring på dette kan være at de vannkjemidataene vi har tilgjengelig kommer fra en lokalitet nedstrøms alle de undersøkte lokalitetene. Dette betyr at faunaen på de lokalitetene vi analyserer ikke har opplevd de eksakte endringene i vannkjemi som analysene viser. Endringene i vannkjemi-datasettet vi bruker må derfor sees på som en modell for utviklingen i de ukalkede delene av Vikedalsvassdraget. Dermed kan endringene i vannkjemi på stasjon 4, og særlig på stasjon 7, være forskjellige fra endringene rett oppstrøms dosereren ved Lokafossen. Ordinasjonsanalysene indikerer imidlertid at mønsteret i denne utviklingen i vannkjemi også kan forklare en del av endringen i bunndyrsamfunnet i disse to bekkene.

Stasjon 11 er den lokaliteten som sannsynligvis har hatt vannkjemi mest lik den som er målt oppstrøms Lokafoss. Det kommer imidlertid inn vann fra det surere sidevassdraget fra Røyravatn nedstrøms denne lokaliteten, slik at vannkjemidataene heller ikke her er identiske med det som bunnfaunaen har opplevd. Vann fra hovedgreina i vassdraget er imidlertid normalt den dominerende (Skancke & Hindar 2010), slik at den vannkjemien som har blitt målt oppstrøms dosereren er tilnærmet lik den som bunnfaunaen har opplevd. På stasjon 11 ser vi også den sterkeste responsen i bunndyrsamfunnet på utviklingen i vannkjemien, der rundt 25 % av endringene i bunndyrsamfunnet kan forklares med endringer i vannkjemi fra 1987 til 2008. Når så disse endringene i tillegg består i en markert økning av sensitive arter, anser vi dette som en sterk påvisning av en naturlig gjenhenting i bunnfaunaen i rennende vann i Vikedal.

De tre lokalitetene i stillestående vann viser også indikasjon på naturlig gjenhenting. Ordinasjonsanalysene er signifikante på alle tre lokalitetene, men andelene av bunndyr-variasjonen som er forklart med utviklingen i vannkjemi er lave. I tillegg anser vi utviklingen på begge stasjonene i Fjellgardsvatnet som usikre. Ingen arter som er sensitive for forsuring har sterk innvirkning på ordinasjonen med lineær tid inkludert som eneste omgivelsesvariabel. Økningen av individer i døgnfluefamilien Siphlonuridae i Botnavatnet er imidlertid en trend som sannsynligvis er en respons på bedret vannkjemi (**figur 13.4**). En art i slekten *Siphlonurus* var også den første sensitive arten som ble funnet i litoralen etter kalkingen i Store Hovvatn (Raddum 2004).

Utviklingen på lokalitetene i Botnavatnet og Fjellgardsvatnet ser ut til å være svakere enn på de fleste lokalitetene i rennende vann. En forklaring på dette kan være at det generelt er lengre avstand til uforsurede refugielokaliteter for arter i stillestående vann enn for arter i rennende vann. Det er flere bekker og elver enn vann og innsjøer normalt i vassdrag på Vestlandet, og en liten grunnvannsdominert bekk som Taksteinbekken (stasjon 7) kan være refugielokalitet for deler av bunnfaunaen i rennende vann.

En annen forklaring på svakere respons i stillestående vann kan imidlertid også være at døgnfluer, steinfluer og vårfluer (EPT-taxa), som er de bunndyr-gruppene som normalt blir artsbestemt og analysert i forsuringsundersøkelser, har for få arter og for lav abundans i litoralen i næringsfattige vann. Dermed blir endringer i samfunnet som følge av bedret vannkjemi vanskeligere å oppdage. En analyse av fjærmygg, som har mye større abundans og diversitet i stillestående vann, hadde sannsynligvis vært bedre for å finne trender av naturlig gjenhenting i dette habitatet.



Figur 13.4. *Utviklingen i abundans av døgnfluer i familien Siphlonuridae i litoralsonen i Botnavatnet (stasjon 2) fra 1987 til 2008.*

13.4 Konklusjoner

- Analysene av bunndyr fra lokalitetene i rennende vann viser at bunndyrfaunaen har respondert på en bedret vannkjemi, og at det pågår en naturlig gjenhenting av bunndyrsamfunnet på de fleste ukalkede lokalitetene i Vikedalsvassdraget.
- Undersøkelsene tyder også på at det meste av gjenhentingen har foregått etter 1998.
- Analysene indikerer at den undersøkte bunndyrfaunaen i rennende vann responderer raskere på en bedret vannkjemi enn den litorale bunndyrfaunaen i stillestående vann.
- Denne ulikheten kan imidlertid være en følge av hvilke grupper av bunndyr som analyseres i stillestående vann. Andre grupper av bunndyr enn de tradisjonelle EPT-taxaene bør også analyseres i stillestående vann for at vi skal kunne slå fast om bunndyr i vann og innsjøer har lengre responstid på en bedret vannkjemi enn bunndyr i rennende vann

13.5 Litteratur

Frost, S., Huni, A. & Kershaw, W.E. 1971. Evaluation of a kicking technique for sampling stream bottom fauna. - Can. J. Zool. 49: 167-173.

Halvorsen, G.A., Heegaard, E. & Raddum, G.G. 2002. Tracing recovery from acidification – a multivariate approach. - ICP Waters report 69/2002. NIVA report 4564/2002, 39 pp.

Halvorsen, G.A., Heegaard, E., Fjellheim, A. & Raddum G.G. 2003. Tracing recovery from acidification in the Western Norwegian Nausta watershed. - Ambio Vol. XXXII (3): 235-239.

Larsen, J., Birks, H.J.B., Raddum, G.G. & Fjellheim, A. 1996. Quantitative relationships of invertebrates to pH in Norwegian river systems. - Hydrobiologia 328: 57-74.

Raddum, G.G. 2004. Kapittel 6. Litorale bunndyr i Store og Lille Hovvatn. - I: Hindar, A. (red.). Store og Lille Hovvatn i Aust-Agder – en samlerapport etter 25 år med forsuringsundersøkelser og kalking. DN-utredning 2004-1, 119 s.

Rusack, J.A., Yan, N.D., Somers, K.M., McQueen, D.J. & Ramcharan, C.W. 2001. Differences in the variability of crustacean zooplankton communities between manipulated anf reference lakes. - Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. 56: 171-186.

Skjelkvåle, B.L., Andersen, T., Halvorsen, G.A., Raddum, G.G., Heegaard, E., Stoddard, J. & Wright, R.F. 2000. The 12-year report: Acidification of surface waters in Europe and North America; Trends, biological recovery and heavy metals. - ICP Waters report 52/2000. NIVA Report 4208/2000, 115 pp.

Stoddard, J.L., Jeffries, D.S., Lükewille, A., Clair, T.A., Dillon, P.J., Driscoll, C.T., Forsius, M., Johannesen, M., Kahl, J.H., Kemp, A., Mannio, J., Monteith, D., Murdoch, P.S., Patrick, S., Rebsdorf, A., Skjelkvåle, B.L., Stainton, M.P., Traaen, T.S., van Dam, H., Webster, K.E., Wieting, J. & Wilander, A. 1999. Regional trends in aquatic recovery from acidification in North America and Europe. – Nature 401: 575-578.

ter Braak, C.J.F. & Smilauer, P. 2002. CANOCO Reference manual and CanoDraw for Windows User's guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). - Microcomputer Power (Ithaca, NY, USA). 500 pp.

Warwick, R.M. & Clarke, K.R.A. 1991. A comparison of some methods for analysing changes in benthic community structure. - J. Mar. Biol. Ass. UK 71: 225-244.

Yan, N.D., Keller, W., Somers, K.M., Pawson, T.W. & Girard, R.E. 1996. Recovery of crustacean zooplankton communities from acid and metal contamination: Comparing manipulated and reference lakes. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 53: 1301-1327.

14 Fiskebiologiske undersøkelser i Fjellgardsvatnet, Vikedal, 1994 – 2009

Randi Saksgård og Trygve Hesthagen

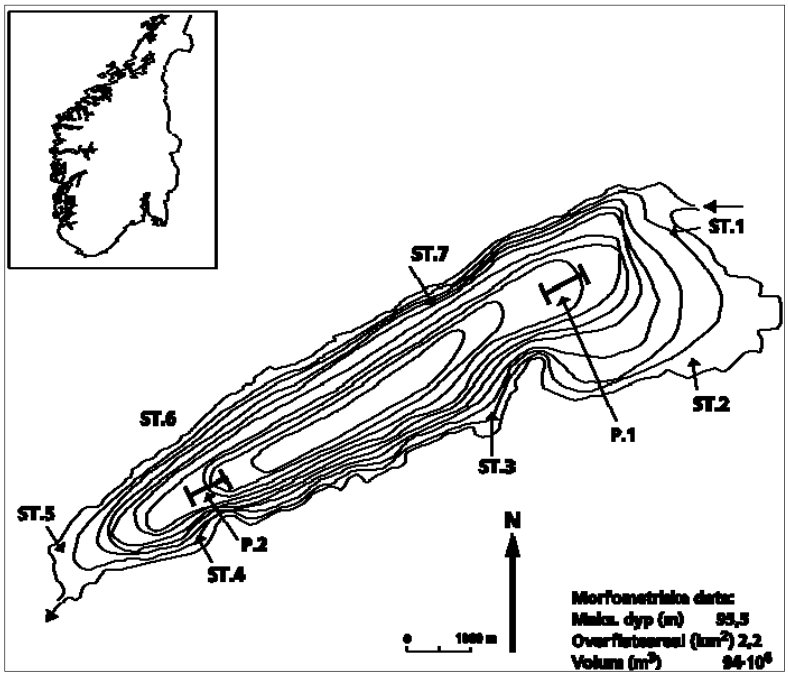
14.1 Innledning

Hensikten med undersøkelsen i Fjellgardsvatnet er å følge fiskesamfunnet over tid for å dokumentere naturlige svingninger og om mulig årsaken til disse, og påvise eventuelle endringer som skyldes menneskelige inngrep eller forurensning. Fiskesamfunnet i Fjellgardsvatnet består av røye, aure og ål. Røye ble innført på 1940-tallet fra Røyravatnet, lokalisert i samme vassdraget. Fjellgardsvatnet ligger i nedre deler av Vikedalsvassdraget, og det er tidligere rapportert om forsuringsskader på fiskebestander i innsjøer i øvre deler av vassdraget (Hesthagen mfl. 1995).

14.2 Materiale og metoder

Ved prøvefiske i Fjellgardsvatnet er det benyttet bunngarn av typen nordiske oversiktsgarn i hele undersøkelsesperioden. Et slikt garn er 30 m langt og 1,5 m dypt (45 m^2), og består av 12 ulike maskevidder fra 5,0-55,0 mm (Appelberg mfl. 1995). Hver maskevidde er følgelig representert med en lengde og areal på henholdsvis 2,5 m og 3,75 m^2. Oversiktsgarna ble til og med 2001 satt på 7 stasjoner (**figur 1**) fordelt på 7 ulike dyp: 0-3, 3-6, 6-12, 12-20, 20-35, 35-50 og 50-75 m, totalt 40 garn. I tillegg ble det satt en flytegarnserie med åtte ulike maskevidder: 10, 12,5, 16,5, 22, 25, 29, 37 og 45 mm på 0-6 og 6-12 m dyp på to stasjoner. En slik serie er sammensatt av to lenker á fire garn som er 6,75 m lange og 6 m dype (40,5 m^2), dvs. at én serie er 54 m lang og dekker et areal på 324 $m^{2.}$ I 2002 ble innsatsen i Fjellgardsvatnet redusert til fem bunngarnstasjoner (28 oversiktsgarn). Fangstutbyttet er beregnet som antall fisk fanget pr. 100 m^2 garnareal pr. natt, dvs ca 12 timers fiske (Cpue).

Alder for røya er bestemt ved hjelp av otolitter, mens det for aure er brukt både skjell og otolitter. Tilbakeberegnet vekst er basert på formelen: FLi=SOli/SOr x FLf , der FLi er fiskens lengde ved alder i, SOli er skjell- eller otolittlengde ved sone i, SOr er skjell- eller otolittradius og FLf er fiskens lengde ved fangst (Francis 1990). Beregnet andel ungfisk er basert på 1-2 år gmle individ. Dette er fisk som ikke er kjønnsmoden.



Figur 14.1 *Fjellgardsvatnet med oversikt over ulike garnstasjoner. ST er bunngarn og P er flytegarn.*

Som et mål på årlig vekstøkning har vi benyttet tilbakeberegnet lengdevekst i tredje leveår, og bare for treåringer i fangståret. Det betyr eksempelvis at en fisk på 3+ som ble fanget i august 2005 hadde sin tredje vekstsesong ett år tidligere (2004). Plusstegnet viser tilveksten fra siste vår og fram til den ble fanget i august 2005.

Fiskens næringsvalg ble uttrykt som vektprosent av ulike næringsdyr, fordelt enten på art eller ulike grupper. Antall individ av hver art/gruppe ble telt i hver mageprøve. Hvert år er mellom 5-30 mageprøver hos røye og aure fra hvert habitat undersøkt. For hver fiskeart og habitat er et maksimum på 100 dyr av hver art/gruppe lengdemålt (kroppslengde eller hodebredde). Det er utarbeidet likninger for omrekning fra lengde/bredde til vekt for ulike dyregrupper (Breistein & Nøst 1997).

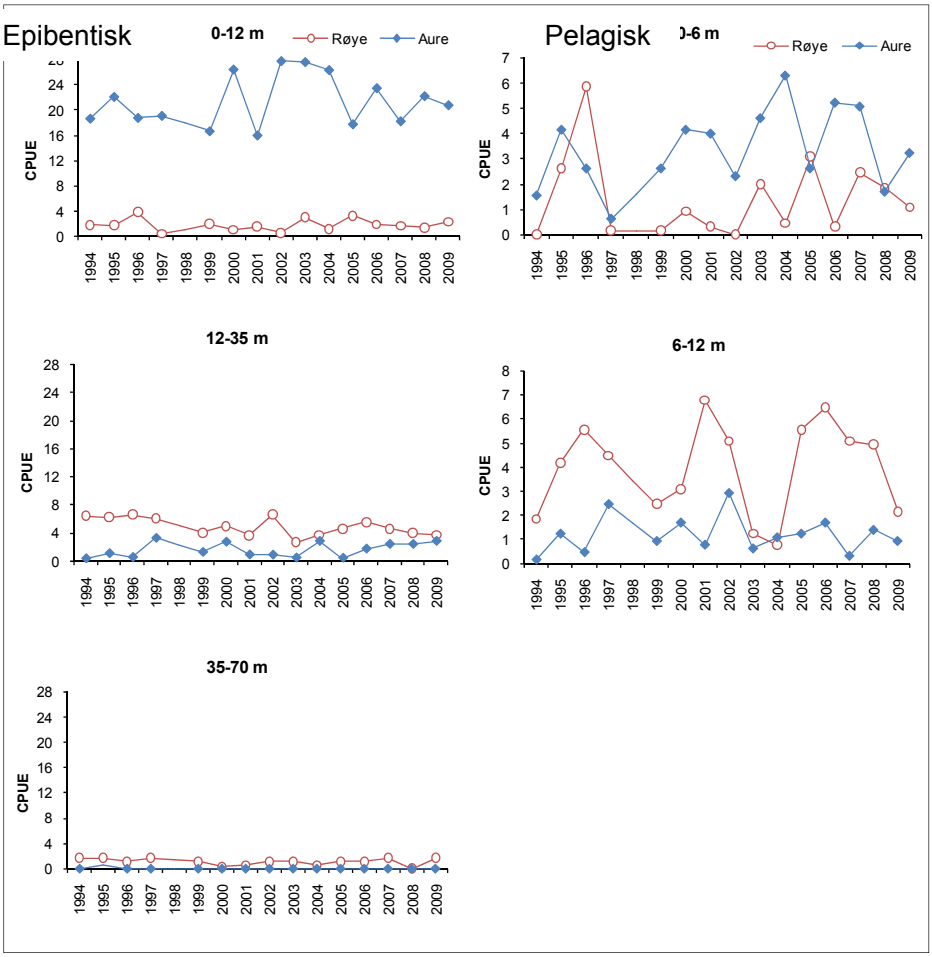
Tabell 14.1 *Antall aure og røye fanget på bunngarn (BG) og flytegarn (FG) i Fjellgardsvatnet, 1994-2009. Det ble ikke gjennomført undersøkelser i 1998.*

	Røye		Aure	
År	BG	FG	BG	FG
1994	58	12	170	11
1995	56	44	207	35
1996	75	74	172	21
1997	43	30	190	20
1999	44	14	157	23
2000	39	26	252	38
2001	36	46	149	31
2002	36	33	179	34
2003	33	21	176	34
2004	26	8	179	48
2005	44	56	114	25
2006	39	44	156	45
2007	35	49	126	35
2008	27	44	151	20
2009	35	21	144	27
Totalt	626	522	2.522	447

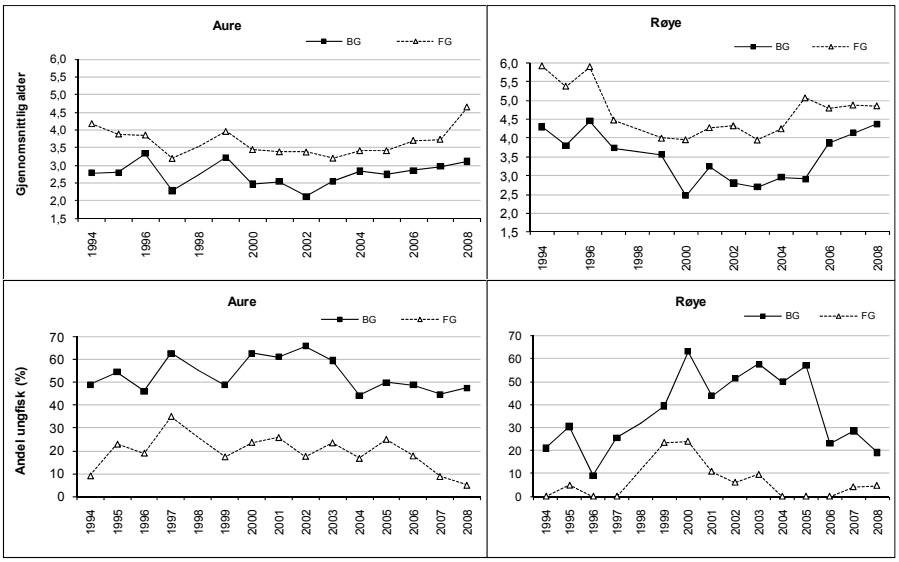
14.3 Resultater og diskusjon

Det var en klar fordeling i dyp mellom aure og røye både langs bunnen (epibentisk sone) og i de frie vannmassene (pelagisk sone). I epibentisk sone ble de fleste aurene fanget fra strandsona og ned til 12 m dyp (litoralen), mens røya dominerer på 12-35 m dyp (**figur 14.2**). En del røyer ble også fanget i dypere vannlag. Generelt dominerer auren i epibentisk sone, mens mest røye i de fleste årene har blitt fanget i pelagisk sone (**tabell 14.1**). Hovedmengden av pelagisk aure ble fanget nær overflaten (0-6 m), mens røya dominerer på 6-12 m dyp. I andre lokaliteter som f eks Atnsjøen blir også røya fortrengt til dypere områder av auren (Langeland mfl. 1991, Saksgård mfl. 2004, Saksgård & Hesthagen 2010). I innsjøer hvor røya lever alene, vil den imidlertid også utnytte de grunne områdene (Langeland mfl. 1991).

Gjennomsnittlig alder og andel ungfisk hos auren i Fjellgardsvatnet viser god og jevn rekruttering, med en dominans av unge individ (**figur 14.3**). I de frie vannmassene er det en dominans av eldre individ, og andelen ungfisk utgjør stort sett mindre enn 25 % av fangstene. Det totale antall individ fanget i pelagisk sone er imidlertid lavt i forhold til i epibentisk sone (**tabell 14.1**). Gjennomsnittlig alder hos epibentisk røye gikk ned fra 4,3 år i 1994 til i underkant av 3 år i 2003. I de fire siste årene har gjennomsnittlig alder økt til samme nivå som ved starten av undersøkelsen. Hos røye har det vært stor variasjon i andelen yngre individ i bunnære områder, fra 10 til over 60 % i. Det ble fanget svært få yngre individ i de frie vannmassene.

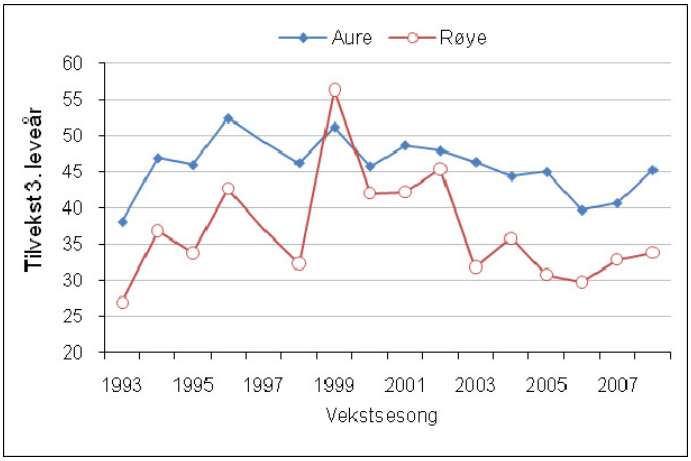


Figur 14.2 *Fangst (CPUE) av røye og aure pr. 100 m² garnareal i ulike dybdeintervall i epibentisk og pelagisk sone av Fjellgardsvatnet i 1994-2009. Det ble ikke gjennomført undersøkelser i 1998.*



Figur 14.3*. Gjennomsnittlig alder og andel ungfisk (≤ 2+) hos aure og røye i epibentisk (BG) og pelagisk (FG) sone av Fjellgardsvatnet i 1994-2009. Det ble ikke gjennomført undersøkelser i 1998.*

Tilbakeberegnet lengdevekst i 3. leveår hos både aure og røye viser at begge artene hadde dårlig vekst i 1993 (**figur 14.4**). Auren har generelt bedre tilvekst enn røya, og den varierte også mindre mellom år. Dette kan ha sammenheng med at auren har høyere vanntemperatur i sine leveområder enn røya, som stort sett lever i dypere områder av sjøen. Hos røya er det en viss usikkerhet mht. variasjonen mellom år fordi materialet i enkelte år er lite (**tabell 14.1**).



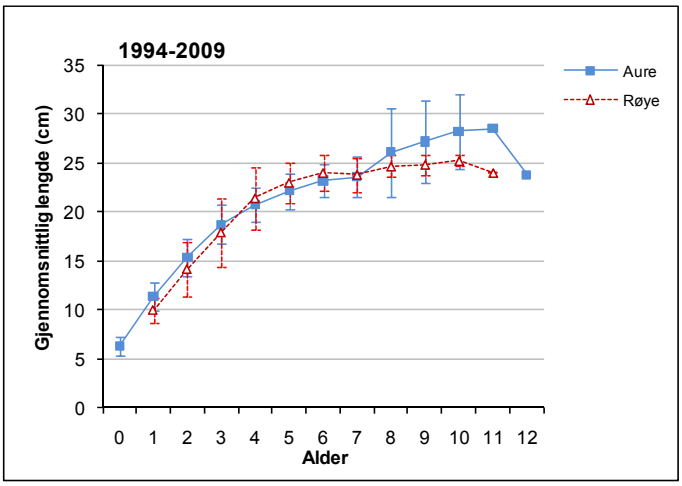
***Figur 14.4**. Tilvekst i 3. leveår hos 3+ aure og røye i vekstsesongene 1993-2008 i Fjellgardsvatn. Det ble ikke gjennomført undersøkelser i 1998.*

Ved vurderingen av tilstanden hos en fiskebestand, er kunnskap om vekstforholdene viktig. Dette gjelder blant annet for å vurdere bestandens forhold til næringsgrunnlaget. Sammen med opplysninger om fisketetthet, gir vekstforholdene informasjon om eventuelt nærings- og rekrutteringsbegrensninger. Hos auren i Fjellgardsvatn flater veksten ut hos individ eldre enn 8 år, da de har oppnådd en lengde på 27-28 cm (**figur 14.5**). Hos begge arter er det svært liten forskjell mellom hanner og hunner i størrelse og alder ved kjønnsmodning. Hos aure skjer kjønnsmodningen ved en størrelse og alder på rundt henholdsvis 21 cm og 4 år (**tabell 14.2**). For røya er tilsvarende tall henholdsvis 23 cm og 5-6 år. Auren viser liten årlig variasjon i tilveksten, basert på gjennomsnittlig lengde hos 1-4-år gamle individ (**figur 14.6**). Røya har derimot noe større vekstvariasjon, spesielt hos ett- og toåringer. Resultatene er imidlertid usikre fordi antall individ i enkelte aldersgrupper er svært lite (jfr **figur 14.3**). Utviklingen i Atnsjøen i siste tiårs periode, med økt gjennomsnittlig lengde i ulike aldersgrupper hos aure og motsatt for røye, ble ikke registrert i Fjellgardsvatnet.

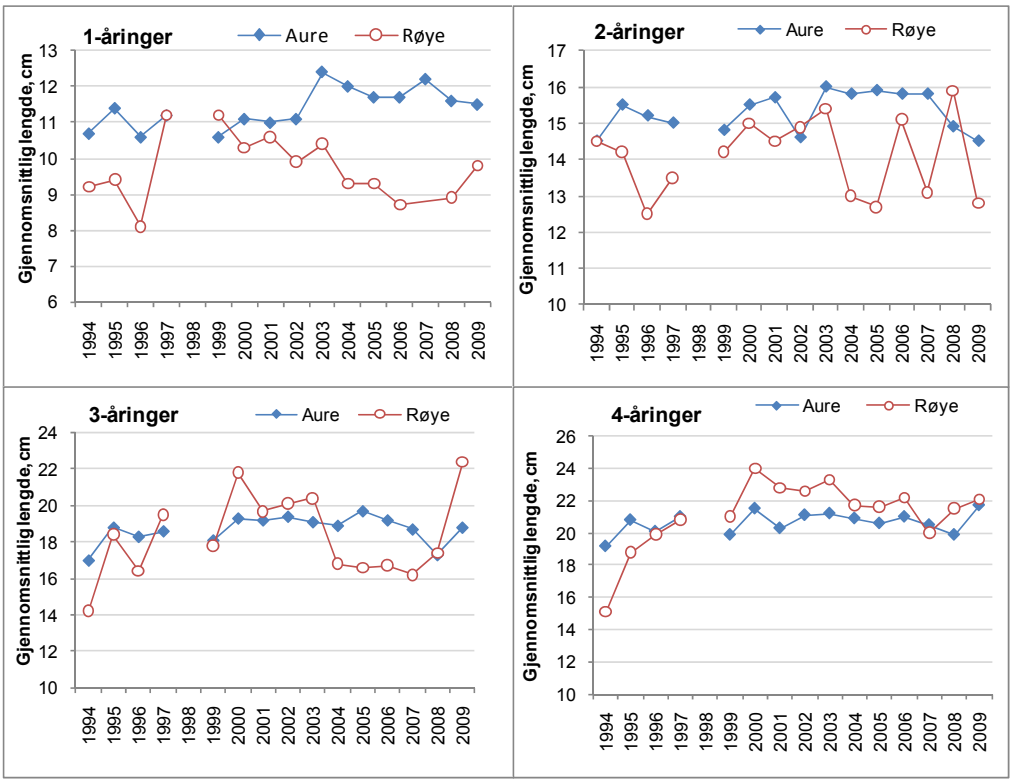
***Tabell 14.2** Gjennomsnittlig alder og lengde i cm (± Std) hos kjønnsmodne hanner og hunner av aure og røye fanget i Fjellgardsvatnet i perioden 1994-2009. Det ble ikke gjennomført undersøkelser i 1998.*

	Aure								Røye							
	Gjsn. Lengde, cm				Gjsn alder				Gjsn. Lengde, cm				Gjsn. alder			
	Hanner		Hunner		Hanner		Hunner		Hanner		Hunner		Hanner		Hunner	
1994	20,8±3,3	24	20,0±2,9	10	4,6±1,7	23	4,9±1,5	10	22,4±3,8	16	22,6±2,4	20	5,6±1,1	16	6,6±1,4	20
1995	19,7±3,3	56	21,6±2,2	38	3,9±1,6	56	4,7±1,3	38	22,4±2,3	14	23,0±2,4	39	5,2±1,1	14	6,1±1,5	37
1996	21,2±3,8	50	22,0±2,1	20	5,2±2,2	31	4,9±1,6	14	23,2±3,3	39	24,2±1,1	34	6,0±1,4	32	7,0±1,3	27
1997	22,3±4,6	29	20,8±1,9	25	4,3±1,2	29	3,8±0,9	25	21,8±4,1	24	24,2±1,5	20	4,3±1,0	23	5,3±1,5	20
1999	21,3±3,8	37	20,9±1,6	27	5,3±2,3	25	4,3±1,1	16	21,9±3,3	15	22,7±2,7	13	4,5±1,5	15	6,1±0,9	12
2000	20,9±3,2	40	21,8±2,0	32	3,8±1,6	26	4,2±1,2	21	23,4±2,8	12	23,2±1,5	16	3,6±0,8	12	5,1±1,2	15
2001	21,4±3,9	31	20,6±2,4	25	4,4±1,6	23	4,2±1,4	17	23,4±2,7	18	23,8±1,5	23	4,6±0,9	18	5,4±1,3	22
2002	21,4±2,6	25	21,0±1,7	25	4,0±1,0	25	4,0±1,0	25	22,2±1,8	15	22,8±2,4	18	4,0±0,9	15	4,9±1,3	18
2003	20,7±2,9	39	21,4±2,1	30	3,7±1,4	39	4,0±1,1	30	22,2±2,9	20	23,3±1,4	9	4,0±0,9	20	4,8±1,2	9
2004	20,8±3,5	37	21,4±1,7	30	3,8±1,5	37	4,0±0,9	30	23,3±2,3	4	22,8±2,3	11	4,5±1,3	4	4,7±0,8	11
2005	20,9±3,0	17	21,4±1,9	23	3,9±1,6	17	4,1±1,2	23	22,8±2,1	39	23,4±1,3	27	4,7±0,9	38	5,7±1,0	27
2006	20,9±3,8	38	21,4±1,3	31	4,1±1,5	38	4,2±1,1	31	22,2±3,5	29	23,3±1,7	29	4,5±1,3	29	5,6±1,4	29
2007	20,4±2,8	39	21,4±1,3	22	4,1±2,0	38	4,2±1,0	22	22,4±3,0	27	22,9±2,4	26	5,2±1,1	27	5,9±1,4	26
2008	21,4±2,8	28	21,4±1,5	24	5,3±1,7	28	5,3±1,5	24	21,4±3,6	25	23,4±2,1	28	4,7±1,5	25	5,9±1,3	27
2009	20,5±2,6	30	21,7±2,0	27	4,2±1,7	30	4,3±1,1	27	22,7±3,1	17	24,1±1,4	18	5,1±1,7	16	5,9±1,7	18

Resultatene viser Fjellgardsvatnet har en relativt tett aurebestand, og gjennomgående betydelig tettere enn Atnsjøen. Det er også en god og jevn rekruttering. Veksten flater imidlertid ut ved en liten kroppsstørrelse, og fisken kjønnsmodnes ved en liten størrelse og lav alder.



***Figur 14.5**. Gjennomsnittlig lengde ved ulik alder hos aure og røye fanget i Fjellgardsvatnet i perioden 1994-2009.*

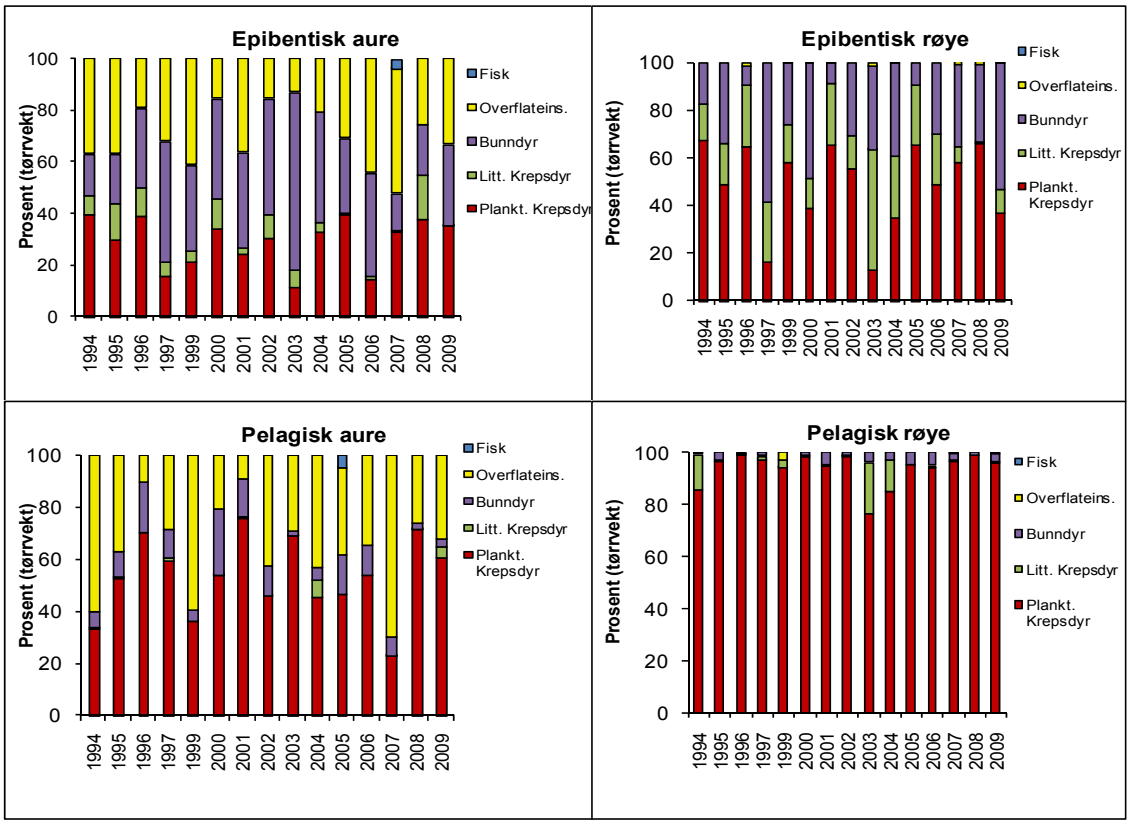


***Figur 14.6**. Gjennomsnittlig lengde hos 1-, 2-, 3- og 4-årig aure og røye i Fjellgardsvatnet i perioden 1994-2009. Det ble ikke gjennomført undersøkelser i 1998.*

Fangstutbyttet av røye i Fjellgardsvatnet er relativt lavt, og veksten er dårlig for individ eldre enn 5 år (**figur 14.2** og **14.5**). Sammenlignet med røya i Atnsjøen, er bestandstettheten i Fjellgardsvatnet mindre og veksten flater ut noe tidligere. Dette skjer i underkant av 25 cm og ved en alder på 5 år, sammenlignet med rundt 30 cm og 7 år hos røya i Atnsjøen. Røya i Fjellgardsvatnet har også en lavere alder og mindre størrelse ved kjønnsmodning hos både hanner og hunner (**tabell 14.2**) (Saksgård & Hesthagen 2010)

Ulike krepsdyr er de viktigste næringsdyra for røya i Fjellgardsvatnet (**figur 14.7**). *Holopedium gibberum,* som er en planktonisk art (lever i de frie vannmasser), dominerer dietten i pelagisk sone, men den er også et viktig næringsdyr for epibentiske individ. *Bosmina longispina*, som er vanlig både pelagisk og litoralt, utgjør det meste av de litorale krepsdyrene som i dietten til røye. I motsetning til hos røya i Atnsjøen, utgjør også bunndyr, hovedsakelig fjærmygg larver

og pupper, en del av dietten i Fjellgardsvatnet. Auren har også spist en god del planktoniske krepsdyr sammen med overflateinsekter og bunndyr, som i all hovedsak bestod av fjærmygg larver/pupper (**figur 14.7**). Av planktoniske krepsdyr var *Bythotrephes longimanus* svært viktig i aurens diett i pelagisk sone, mens *H. gibberum* hadde mindre betydning. Forskjellig diett hos aure og røye gjenspeiler artenes ulike leveområder. Auren oppholder seg i de øvre vannlag i både epibentisk og pelagisk sone, og har spist mer overflateinsekter. Røya lever dypere enn auren, og har stort sett ernært seg av dyreplankton. I 2005 ble det registrert fisk i dietten hos aure i Fjellgardsvatnet. I Atnsjøen er det derimot påvist fiskespisende aure nesten hvert år. Dette henger sannsynligvis sammen med at auren i Atnsjøen oppnår en større kroppstørrelse, som gjør at flere individ kan gå over på fiskediett.



***Figur 14.7**. Ernæring (vektprosent) hos epibentisk og pelagisk aure og røye i Fjellgardsvatnet 1994-2009. Det ble ikke gjennomført undersøkelser i 1998.*

14.4 Litteratur

Breistein, J & Nøst, T. 1997. Standardisering av male- og biomasseberegnings-metoder for dyreplankton, bunndyr, overflateinsekter og fisk i ferskvann. NINA Oppdragsmelding 480: 1-9.

Francis, R. I. C. C. 1990. Back-calculation of fish length: a critical review. J. Fish Biol. 36: 883-901.

Hesthagen, T., Saksgård, R., Fløystad, L., Berger, H. M. & Larsen, B. M. 1995. Bestandsendringer hos aure i innsjøer i Vikedalsfjellet, 1982-1994. NINA Oppdragsmelding nr 3815. 18 sider.

Langeland, A., L'Abée-Lund, J. H., Jonsson, B. & Jonsson, N. 1991. Resource partitioning and niche shift in Arctic charr *Salvelinus alpinus* and brown trout *Salmo trutta*. J. Anim. Ecol. 60:895-911.

Saksgård, R. & Hesthagen, T. 2004. A 14-year study of habitat use and diet of brown trout (*Salmo trutta*) and Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) in Lake Atnsjøen, a subalpine Norwegian lake. Hydrobiologia 521: 187-199.

Saksgård, R. & Hesthagen, T. 2010. Fiskebiologiske undersøkelser i Atnsjøen fra 1985 til 2009. S. 76-84 i: O.T. Sandlund (red.) Nettverk for biologisk mangfold i ferskvann – samlerapport 2010. Atna- og Vikedalsvassdragene. NINA Rapport 598.

15 Atna- og Vikedalsvassdragene som overvåkingsobjekter – tendens eller tilfeldig variasjon?

Odd Terje Sandlund og Ann Kristin Schartau

15.1 Innledning

”Program for biologisk mangfold i ferskvann” omfatter bare to vassdrag, noe som åpenbart er for lite til å reflektere det biologiske mangfoldet i den mangesidige norske vassdragsnaturen. Man kan likevel si at de to vassdragene illustrerer flere av de mange gradientene i norsk vassdragsnatur, for eksempel fra kyst til innland, og fra tidligere sterkt forsuret til lite påvirket av forsuring. De to vassdragene representerer også ulike økoregioner og klimasoner i ferskvannstypologien som er etablert i hht. Vanndirektivet (se klassifiseringsveilederen, Direktoratsgruppen Vanndirektivet 2009). Atnavassdraget tilhører økoregion Østlandet mens Vikedalsvassdraget tilhører økoregion Vestlandet. Overvåkingsprogrammet i begge vassdrag inkluderer klimasone skog og fjell. I tillegg inkluderer overvåkingen i Vikedalsvassdraget også vannforekomster i lavlandet. Vassdragene tilhører derimot samme vanntype; de er begge svært kalkfattige og klare.

15.2 Tendenser i data

Vikedalsvassdraget har størst vannføring om høsten, og det kan forekomme flomsituasjoner i alle måneder av året. Atnavassdraget er preget av en vår-(snøsmeltings-)flom som gir maksimal vannføring om våren, og en stabil lav vintervannføing fra senhøstes til vårflommens begynnelse. For begge vassdragene reflekterer de fysiske forholdene de siste tiårs klimaendringer (kapittel 1 og 9). Økende lufttemperaturer, som er registrert både i Vikedal- og Atnaområdet, gir seg utslag i økende vanntemperatur. I Atna viser også økende lengde på den isfrie perioden på Atnsjøen og kortere periode med vinterlavvannføring, at vinterperioden har blitt kortere.

Mens forsuringen har vært liten til moderat i Atnas nedbørfelt (kapittel 2), ligger Vikedal nær den delen av Norge som ble hardest rammet av sur nedbør (kapittel 10). Vikedalsvassdraget har vært kalket med en kalkdoserer ved Lokafossen siden 1987 og i 1999 ble det også satt i drift en doserer i sideelva Litlelva. Overvåkingen i Vikedal omfatter stasjoner både ovenfor og nedenfor kalkdoserene, slik at dette kan sies å være en overvåking av organismesamfunnets respons på redusert tilførsel av sur nedbør, både ved ”naturlig gjenhenting” (kapittel 13) og ved restaurering gjennom kalking (kapittel 12).

Selv om det er tydelig at det skjer en endring av klima og vanntemperatur er det foreløpig få klare indikasjoner på at de endrete klimaforholdene har påvirket biologien i vassdragene. Den klareste endringen som trolig er en respons på høyere vanntemperaturer er endringene i vekst hos aure og røye i Atnsjøen (kapittel 8). Auren vokser bedre, mens røya vokser dårligere. Slike endringer synes ikke i Fjellgardsvatn (kapittel 14). I Atna er det en tendens til at nye bunndyrarter etablerer seg lenger opp i vassdraget (kapittel 7), noe som kan tolkes som en effekt av økt vanntemperatur. Denne endringen kan imidlertid også være en konsekvens av redusert forsuring. Selv om forsuringen aldri har vært sterk i dette vassdraget, har de høyereliggende områdene i Rondane i noen grad vært påvirket (kapittel 6). Økningen i antall hjuldyrarter i Atnsjøen kan muligens også ha sammenheng med økningen i vanntemperatur (kapittel 4). I Vikedal er endringene i bunndyrsamfunnet mer åpenbart en respons på redusert forsuring som en følge av kalking og redusert tilførsel av sur nedbør (kapittel 12 og 13). Dyreplankton og litorale krepsdyr i Atnsjøen har ikke gjennomgått noen endringer som kan tolkes som respons på verken forsuringsnivå eller vanntemperatur (kapittel 4 og 5). Dyreplanktonet reagerte derimot på den økte tilførselen av materiale fra nedbørfeltet som kom med storflommen i 1995 (kapittel 4).

I Atnavassdraget har det skjedd en endring i floraen av påvekstalger på de øverste overvåkingsstasjonene (kapittel 6) som kan tolkes som indikasjon på en viss eutrofiering (dvs økning i

produktiviteten). En lignende tendens til eutrofiering synes å forekomme i Vikedalselva (kapittel 11). Redusert tilførsel av sur nedbør kan imidlertid også føre til en slik utvikling. Samtidig kompliseres tolkningen av disse observasjonene av at forholdet mellom svovel og nitrogen i nedbøren endrer seg (KLIF 2010) og at balansen mellom nitrogen (fra lufta) og fosfor (fra nedbørfeltet) er viktig for primærproduksjonen i vassdraget (Elser mfl. 2009). Både tilførsel av nitrogen og en lengre og varmere vekstsesong vil kunne føre til en økning i primærproduksjonen. Både Vikedalselva, som har vært hardt belastet av sur nedbør, og et "uberørt" vassdrag som Atna er altså påvirket av flere storskala miljøfaktorer som umuliggjør enkle tolkninger av endringer i organismesamfunnet.

Planteplankton er undersøkt årlig i Atnsjøen siden 1990 (kapittel 3). Dataserien viser at storflommen i 1995 og delvis i 1996 hadde en svak, men forbigående gjødslende effekt på planteplanktonet. Bortsett fra dette er det ingen spesiell tendens i utviklingen av planteplanktonet i innsjøen.

Dyreplanktonet i Atnsjøen har vært dokumentert med en svært omfattende og detaljert prøvetaking (kapittel 4). Disse dataene viser hvordan gode tidsserier fra overvåkingen kan tas i bruk i forskningsprosjekter for å gi oss ny kunnskap og forståelse (jfr. NFR 2003). Dyreplanktondataene fra Atnsjøen anvendes nå i forbindelse med det NFR-finansierte FECIMOD-prosjektet, bl a til å utvikle modeller for endringer over tid (gjennom året og over år) i slike artsrike samfunn (E. Bellier, pers. komm.). Datasettet fra Atnsjøen inngår i grunnlaget for en metodeartikkel som er sendt til publisering (Bellier mfl. MS). Både data for dyreplankton, litorale krepsdyr og bunndyr (kapittel 4, 5 og 7) demonstrerer at undersøkelser med fokus på et mest mulig komplett artsinventar krever andre innsamlingsmetoder enn undersøkelser som fokuserer på de relativt vanlige artene og mengdeforholdet mellom dem (kapittel 12 og 13). Det faktum at enkelte arter enten forekommer i svært lite antall i prøvene eller bare registreres nå og da, kan skyldes både at enkelte arter med god spredningsevne faktisk etablerer seg og forsvinner igjen, og at alle innsamlingsmetoder har sine mangler i forhold til arter som forekommer i svært lave tettheter (Hessen & Walseng 2008).

Kvalitative prøver av plankton og litorale krepsdyr i Fjellgardsvatn er samlet inn med sikte på å skaffe en oversikt over artsdiversiteten (kapittel 12). På sikt kan disse dataene også bidra til å dokumentere gjenhentingen fra forsuring som foregår i vassdraget (jfr. kapittel 13).

Fisken i Fjellgardsvatn og Atnsjøen overvåkes med prøvefiske med flyte- og bunngarn i august hvert år (kapittel 8 og 14). Begge innsjøene har en fiskefauna dominert av aure og røye, og forholdet mellom artene er i store trekk slik man venter: røya lever dypere og spiser mer dyreplankton enn auren. Gjenhentingen etter forsuringen i Vikedalsvassdraget kan ikke spores i noen utviklingstrekk i bestandene av aure og røye i Fjellgardsvatn. Begge arter og forholdet mellom dem er derimot relativt stabile over tid. I Atnsjøen er det derimot enkelte utviklingstrekk i fiskebestandene som muligens kan kobles til økte vanntemperaturer. Veksten til røya har gått ned gjennom hele perioden fra 1984 til 2008, mens aurens tilvekst har vist en svak økning. Hos aure er det også signifikant sammenheng mellom antall dager over 11 °C og tilvekst i 3. leveår. Auren ser altså ut til å ha fordel av den påviste økningen i vanntemperatur. Modellbetraktninger for Atnsjøen viser at aurefangstene er negativt korrelert med vanntemperaturen og fangstene av røye, dvs kaldt vann og mye røye fører til lite aure (A.G. Finstad, pers. komm.).

15.3 Overvåking i ferskvann og Vannforskriften

I dagens situasjon foregår det ulike typer prøvetaking i både Atna- og Vikedalsvassdragene, i regi av, og med finansiering fra, flere overvåkingsprogrammer. Vikedalsvassdraget er en av lokalitetene i både kalkingseffektovervåkingen (Direktoratet for naturforvaltning 2009) og i sur nedbørovervåkingen (SFT 2009). I Atnsjøen tas det også prøver i regi av programmet for sur nedbørovervåking (SFT 2009). Prøvetakingen utføres til dels av ulike institusjoner. I enkelte tilfeller synes koordineringen å være mangelfull, mens det i andre tilfeller oppnås synergi ved at det er mulig å samle gode data ved hjelp av finansiering fra flere kilder. Det ville trolig være nyttig å vurdere om koordineringen av overvåkingen kan bli bedre. Tilgjengeligheten til overvå-

kingsdata fra de ulike programmene bør bli kraftig forbedret gjennom opprettelsen av Vannmiljøsystemet (http://vannmiljo.klif.no/). Dersom denne databasen tas i aktiv bruk lover det godt for en mer rasjonell og effektiv bruk av overvåkingsdata.

Dagens stasjonsnettverk og overvåking er utviklet ved at allerede etablerte stasjonsnett er supplert med nye stasjoner og parametre når nye problemstillinger skal følges opp. Det er mulig at man ville ha etablert et nytt stasjonsnett dersom man skulle starte på nytt i dag, men det er av helt uvurderlig verdi at man har relativt lange tidsserier fra de samme lokalitetene samlet med samme metodikk over mange år.

Både Atnavassdraget og Vikedalsvassdraget er foreslått inkludert i den framtidige basisovervåkingen i ferskvann i hht. Vannforskriften (EUs Vanndirektiv) (Schartau mfl. 2009); Atnavassdraget primært med upåvirkede vannforekomster (referanseovervåking) og Vikedalsvassdraget primært med forsurede, ikke-kalkete vannforekomster (forsuringsnettverk). Det er å håpe at dette gjør det mulig med en mer rasjonell og koordinert overvåking av det enkelte vassdrag.

Det synes åpenbart at Atnavassdraget er et godt egnet vassdrag for referanseovervåking. Vassdraget er trolig blant de som er minst påvirket av menneskelige inngrep på Østlandet, og det strekker seg fra høyfjell (alpin sone) til boreal skog (jfr Sandlund & Aagaard 2004). Vi ser imidlertid at også et "uberørt" vassdrag påvirkes av globale og regionale prosesser, som for eksempel klimaendringer og langtransportert forurensing. Generelt er nedfallet av både svovel og nitrogen redusert over Norge de siste tiårene. Sulfatkonsentrasjonen i nedbør har avtatt med mellom 61 og 88 % i perioden 1980-2009, mens reduksjonen i nitrogenkonsentrasjon er langt mindre, om lag 40 % i samme periode (KLIF 2010). I følge Elser mfl. (2009) hører Atnsjøen til de skandinaviske sjøene som mottar relativt lite nitrogennedfall.

For å forstå dynamikken i endringene i vassdraget er det også nødvendig med informasjon om forholdene i nedbørfeltet (jfr f eks Hessen mfl. 2009). Selv om det foreligger noe generell kunnskap om forholdene i nedbørfeltene til Atna- og Vikedalsvassdragene (Tvede & Halvorsen 2004, Fylkesmannen i Rogaland og Vindafjord kommune 2000), blir utviklingen i f eks arealbruk og vegetasjonsdekke lite dokumentert. Utsagnskraften i konklusjonene fra vassdragsovervåkingen ville bli styrket dersom slik informasjon ble systematisk samlet og analysert sammen med informasjon om vannmiljøet.

15.4 Litteratur

Bellier, E., Engen, S., Diserud, O.H., Grøtan, V., Schartau, A.K., Finstad, A.G. (MS). Accounting for heterogeneous sampling intensity between common and rare species when assessing alpha-diversity. – Sendt til publisering.

Direktoratsgruppa Vanndirektivet. 2009. Klassifisering av økologisk tilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. – Veileder 01:2009.

Elser, J.J., Andersen, T., Baron, J.S., Bergström, A.-K., Jansson, M., Kyle, M., Nydick, K.R., Steger, L. & Hessen, D.O. 2009. Shifts in lake N:P stoichiometry and nutrient limitation driven by atmospheric nitrogen deposition. – Science 326: 835-837 (+ supporting online material).

Fylkesmannen i Rogaland og Vindafjord kommune 2000. Verdiar i Vikedalsvassdraget, Vindafiord, Suldal, Sauda kommunar i Rogaland, Etne kommune i Hordaland -Utgitt av Direktoratet for naturforvaltning i samarbeid med Noregs vassdrag- og energidirektorat. VVV-rapport 2000-8. Trondheim 62 sider, 6 kart.

Glover, B. mfl. 2007. Basisovervåking av overflatevann i Norge - Grunnlag for planlegging av et stasjonsnett for nasjonal trendovervåking. Sluttrapport, 19. april 2007. – Multiconsult rapport nr 115422-2/2007.

Hessen, D. O. & Walseng, B. 2008. The rarity concept and the commonness of rarity in freshwater zooplankton. – Freshwater Biology 53: 2026-2035.

Hessen, D.O., Andersen, T., Larsen, S., Skjelkvale, B.L. & de Wit, H.A. 2009. Nitrogen deposition, catchment productivity, and climate as determinants of lake stoichiometry. – Limnology and Oceanography 54: 2520-2528.

KLIF 2010. Overvåking av langtransporterte forurensninger 2009. Sammendragsrapport. – TA 2663/2010. Klima- og forurensningsdirektoratet.

NFR 2003. Lange tidsserier for miljøovervåkning og forskning - Rapport 2 Viktige terrestriske og limniske dataserier. – Norges forskningsråd.

Sandlund, O.T. & Aagaard, K. (red.) 2004. The Atna River: Studies in an alpine-boreal watershed. – Hydrobiologia 521 / Developments in Hydrobiology 177, 204 pp.

Schartau, A.K., Solheim, A.L., Halvorsen, G., Høgåsen, T., Lindholm, M., Skjelbred, B., Sloreid, S.-E. & Walseng, B. 2009. Nettverk for basisovervåking i innsjøer og elver i Norge i hht. Vannforskriften. Forslag. – NINA Rapport 520: 88 pp.

SFT 2009. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport - Effekter 2008. – SFT rapport TA-2546/2009, 163 s.

Tvede, A.M. & G. Halvorsen 2004. Introduction to the Atna research area. – S. 1-4 i: O.T. Sandlund, & K. Aagaard, (red.) The Atna River: Studies in an alpine-boreal watershed. – Hydrobiologia 521 / Developments in Hydrobiology 177.

NINA Rapport 598

ISSN: 1504-3312
ISBN: 978-82-426-2175-7

Norsk institutt for naturforskning
NINA hovedkontor
Postadresse: Postboks 5685, 7485 Trondheim
Besøks/leveringsadresse: Tungasletta 2, 7047 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 73 80 14 01
Organisasjonsnummer: NO 950 037 687 MVA

www.nina.no

Grafisk utforming: NINA
Omslagsfoto: Per Jordhøy, Børre Dervo,
Knut Kringstad, Tycho Anker-Nilssen