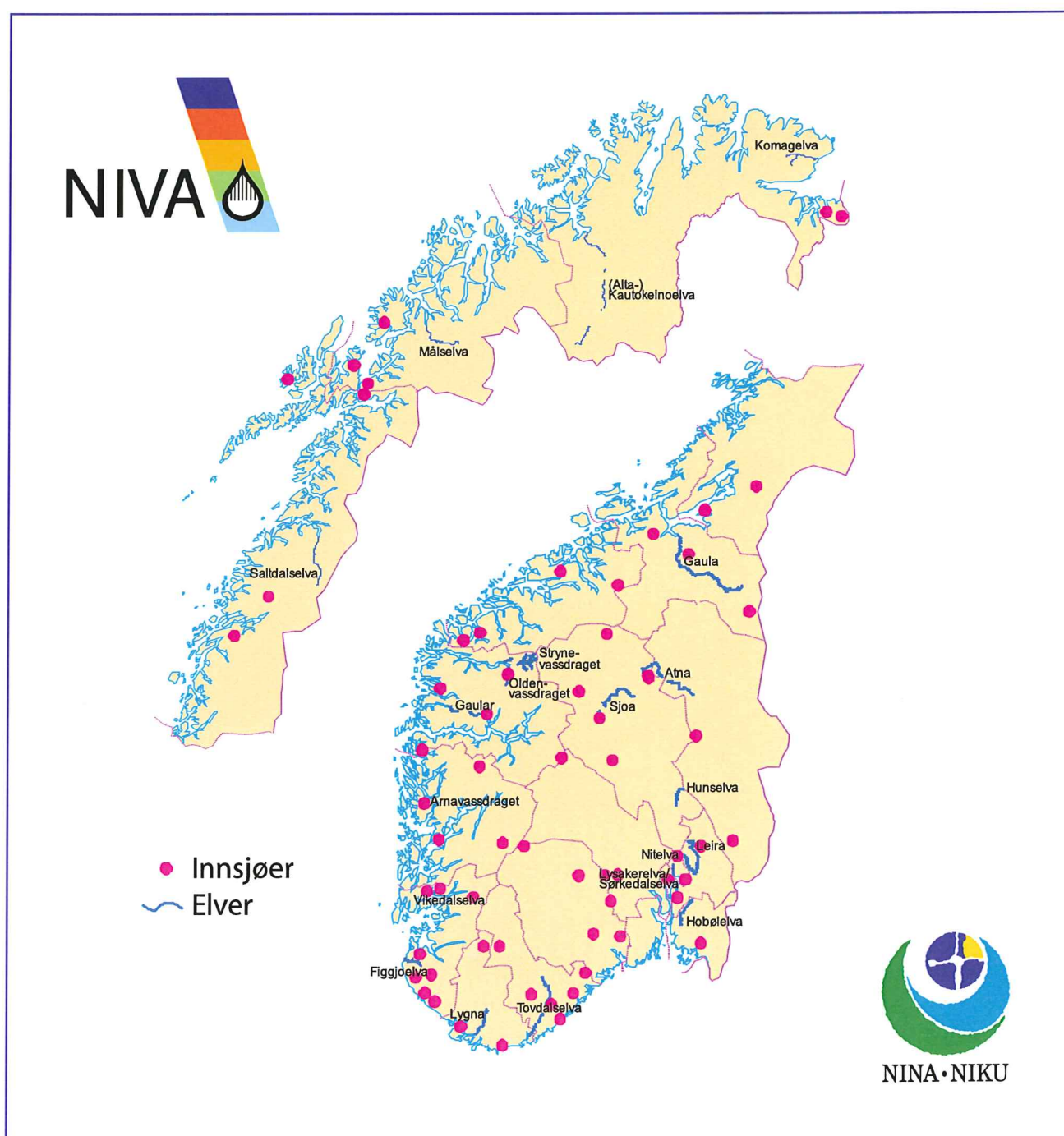


Overvåking av biologisk mangfold i ferskvann: Nasjonalt nettverk av elver og innsjøer

Økologisk status og årsrapport 2000



Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5005 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-niva

9296 Tromsø
Telefon (47) 77 75 03 00
Telefax (47) 77 75 03 01

Tittel Overvåking av biologisk mangfold i ferskvann: Nasjonalt nettverk av elver og innsjøer. Økologisk status og årsrapport 2000	Løpenr. (for bestilling) 4503-2002	Dato 8. mars 2002
	Prosjektnr. Undernr. O-21206	Sider Pris 99
Forfatter(e) Eli-Anne Lindstrøm (NIVA) Gunnar Halvorsen (NINA) Kaare Aagard (NINA) Trygve Hesthagen (NINA) Terje Bongard (NINA) Ånund S. Kvambekk (NVE) Pål Brettum (NIVA) Marit Mjelde (NIVA) Truls Bønsnes (NVE) Gunnar Raddum (LFI,UiB) Arne Fjellheim (LFI,UiB) Randi Saksgård (NINA) ØIV ind Kaste (NIVA) Stein W. Johansen (NIVA)	Fagområde Vassdrag	Distribusjon
	Geografisk område Norge	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Direktoratet for naturforvaltning	Oppdragsreferanse kontrakt 01040655
---	--

Sammendrag
Dette er første rapport i en rapportserie for et nytt nasjonalt overvåkingsprogram i regi av DN "Overvåking av biologisk mangfold i ferskvann: Nasjonalt nettverk av elver og innsjøer". Det presenteres årsrapporter fra undersøkelser i de to tidligere Forskref-vassdragene Atna i Oppland/Hedmark og Vikedal i Rogaland i 2000. Det gis også en kort oversikt over økologisk status og biologisk mangfold i de to vassdragene. Videre gis en oversikt over metadata samlet i regi av andre overvåkingsprogrammer i 2000.

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Biologisk mangfold 2. Økologisk status 3. Nasjonalnettverk av elver/innsjøer 4. Referansevassdrag 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Biodiversity 2. Ecological status 3. National network of rivers/lakes 4. Reference catchments
--	--

Eli-Anne Lindstrøm

Prosjektleder

Anne Lyche Solheim

Forskningsleder

Britt Lisa Gjellvold

Forskningssjef

ISBN 82-577-4153-1

Overvåking av biologisk mangfold i ferskvann; Nasjonalt nettverk av elver og innsjøer

Økologisk status og årsrapporter 2000

Forord

I 2000 la Direktoratet for naturforvaltning lagt fram forslag til et nasjonalt overvåkingsprogram for biologisk mangfold i ferskvann: "Nasjonalt nettverk av elver og innsjøer for intensiv overvåking av representative vassdragsbiotoper" Herværende rapport er den første i rapportserien for dette programmet. "Overvåking av biologisk mangfold i ferskvann; Nasjonalt nettverk av elver og innsjøer". Signe Nybø har vært ansvarlig for prosjektet ved DN. Rapporten har vært et samarbeidsprosjekt mellom NINA og NIVA, der NIVA v/ Eli Anne Lindstrøm har hatt prosjektledelsen. Kaare Aagaard har vært prosjektansvarlig ved NINA.

Rapportserien har to hovedmål:

- rapportere data fra programmet "Nasjonalt overvåkingsprogram for biologisk mangfold i ferskvann"
- bli en nasjonal serie som utgjør en viktig del av rapporteringen til EUs vanndirektiv (WFD)

Det er fremdeles mange føringer som ikke er lagt i forbindelse med implementeringen av WFD. Det er derfor ikke gitt hva slags status denne rapportserien får. Et foreløpig mål er å lage en DN-rapportserie, men på en slik måte at den ikke går på tvers av rapporteringskravene i WFD.

I herværende rapport presenteres resultater av undersøkelser i år 2000 i de to første vassdragene som skal inngå i nettverket av elver og innsjøer for overvåking av biologisk mangfold; Atna i Hedmark/Oppland og Vikedal i Rogaland. Disse vassdragene inngikk tidligere i prosjektet Forsknings- og referansevassdrag "Forskref" som er vedtatt nedlagt etter at det nasjonale nettverk av elver og innsjøer ble opprettet. Forskref har hatt som hovedmål å fremskaffe langtidsserier i vassdrag som er minimalt påvirket av menneskelig aktivitet (referansevassdrag) for bl.a. å øke kunnskapen om naturlige svingninger i denne type økosystemer. Gjennom "Forskref" har Atna og Vikedal vært overvåket siden henholdsvis 1984 og 1996.

Videre gis en oversikt over metadata som er samlet i regi av andre overvåkingsprogrammer i år 2000, og som på sikt skal inngå i det planlagte nettverk av elver og innsjøer. Senere vil data fra disse vassdragene rapporteres i denne serien.

Det gis dessuten enkle presentasjoner av økologisk status og biologisk mangfold basert på data fra Atna og Vikedal. På sikt er det meningen at presentasjoner av økologisk status/biologisk mangfold skal utgjøre et viktig element i denne rapportserien.

Takk til alle ved NVE, LFI-UiB, NINA og NIVA som har levert bidrag til rapporten og gitt relevant informasjon til kapitelet om økologisk status og biologisk mangfold.

Eli-Anne Lindstrøm
NIVA, mars 2002

Innhold

	side
Sammendrag	4
Summary	6
Økologisk status Atna- og Vikedalsvassdraget	7
• Innledning	7
• Eutrofiering - Forsuring	7
• Biologisk mangfold	7
• Tidsserier	11
Årsrapporter - 2000	13
<i>Metoder</i>	14
<i>Atnavassdraget</i>	16
• Innledning	17
• Hydrologi	18
• Sedimenttransport	20
• Planteplankton i Atnsjøen	24
• Zooplankton i Atnsjøen	26
• Makrovegatsjon i Atnsjøen og Atna	33
• Begroing	35
• Bunndyr	42
• Fisk i Atnsjøen	46
<i>Vikedalsvassdraget</i>	50
• Inledning	51
• Hydrologi	52
• Sedimenttransport	55
• Vannkjemi	60
• Begroing	70
• Bunndyr og zooplankton	77
• Fisk i Fjellgardsvatn	80
Litteratur	84
Bilag	87
<i>Undersøkelser i 2000 - nettverk av elver og innsjøer for overvåking av biologisk mangfold</i>	88
<i>Primærtabeller</i>	92

Sammendrag

I denne første rapporten i den nye rapportserien for "Overvåking av biologisk mangfold i ferskvann: Nasjonalt nettverk av elver og innsjøer" (DN 2000) presenteres årsrapporter fra undersøkelser i de to referansevassdragene Atna i Oppland/Hedmark og Vikedal i Rogaland i 2000. Det gis en kort oversikt over økologisk status og biologisk mangfold i de to vassdragene. Videre gis en oversikt over metadata samlet i regi av andre overvåkingsprogrammer i 2000.

Økologisk status

Referansevassdragene Atna og Vikedal er begge utpreget næringsfattige. Økologisk status for eutrofiering, vurdert på grunnlag av biologiske forhold, er meget god (Klasse I). Begge vassdrag har liten bufferkapasitet og Vikedal er forsuret i varierende grad (Klasse II til V). Atna er ikke forsuret (Klasse I). Viktigste trusselfaktor for begge vassdrag er langtransporterte forurensninger.

Det er ikke registrert rødlistede arter i noen av vassdragene. I Vikedal er det registrert tap av arter lokalt i forbindelse med forsurening. Hjuldyrarter som muligens er sjeldne forekommer i Atnsjøen. Tilsvarende kan enkelte cyanobakterier i øvre del av Vikedal være sjeldne. Det er registrert spredning av flere fiskearter til nye deler i begge vassdrag. Menneskelig aktivitet oppgis som årsak.

Atna - årsrapport 2000

Hydrologi

Vinteren 2000 var svært mild med mye nedbør. Mye må ha kommet som regn siden snøforholdene på slutten av vinteren var normale. Issesongen var 4 uker kortere enn observert i perioden 1985-2000. Vanntemperaturene i elvene var omtrent normale bortsett fra en kald

juli og uvanlig høye temperaturer fra slutten av september og ut året. Vanntemperaturvertikalen i Atnsjøen viste at forholdsvis mye varmt overflatevann var fraktet ned i dypet i vindepisoder gjennom sommer-sesongen.

Sedimenter

Det presenteres resultater av sedimenttransportmålinger ved Lia bru og ved Fossum bru. Suspensjonstransport ved Lia bru var 565 tonn minerogent materiale og 114 tonn organisk. Total transport ved Fossum bru ble målt til 2050 tonn minerogent materiale og 783 tonn organisk materiale. Suspensjonskonsentrasjonene var svært lave, med maksimum 34.4 mg/l minerogent materiale under vårflommen.

Plantep plankton - Atnsjøen

Det ble bearbeidet blandprøver fra vannsjiktet 0-10 m, i alt 5 prøver jevnt fordelt over vekstsesongen. Som tidligere dominerte to hovedgrupper; gullagene (Chryso-phyceae) og svepeflagellatene (Cryptophyceae). Som vanlig for næringsfattige innsjøer ble kiselalger (Bacillariophyceae) knapt registrert. Gjennomsnittlig planktonvolum i 2000, $119 \text{ mm}^3/\text{m}^3$, er innenfor øvre og nedre grense fra tidligere år og viser at vannmassene er oligo- til ultraoligotrofe.

Zooplankton - Atnsjøen

Resultatene fra 2000 ligger klart innenfor variasjoner observert fra 1985 fram til i dag. I 2000 ble det observert 25 arter i planktonet i Atnsjøen, 15 hjuldyr, 3 hoppekreps og 7 vannlopper. Tettheten var stor i 2000 med maksimum nær 340 ind./L i begynnelsen av august, hvorav 320 ind./L hjuldyr, 11 ind./L hoppekreps og 7 ind./L vannlopper. *Polyarthra vulgaris* dominerer blant hjuldyrene mens *Cyclops scutifer*

og *Bosmina longispina* dominerer blant henholdsvis hoppekrepsene og vannloppene.

Makrovegetasjon Atnsjøen og Atna
I september 2000 ble det for første gang foretatt observasjoner av vannvegetasjonen i Atnsjøen og Atna. Det ble registrert 13 arter i innsjøen, de fleste vanlige i norske næringsfattige innsjøer. Artsantallet i Atnsjøen ligger innenfor det som er normalt for upåvirkede innsjøer i samme vegetasjonssone og arealkategori. På lokaliteten i Atna ble det registrert 7 arter. Her var vegetasjonen preget av de raske vannstandsvariasjonene i elva og vokste i tydelige dybdesoner.

Begroing - Atna

Begroingsfunnet var som tidligere preget av organismer som er vanlig i oligotrofe vassdrag. Fra vassdragets øvre til nedre deler øker mangfoldet markert. Økningen er størst for grønnalgene som i snitt har 8 ganger høyere mangfold på nedre stasjon (Solbakken) enn på øvre (Vidjedalsbekken). Artsmangfoldet viser stor stabilitet fra år til år. Selv om det har vært markerte variasjoner i begroingens dekningsprosent fra år til år, ser denne ut til å til å ligge innenfor et gitt intervall. 2000 lå innenfor "10-års normalen" for perioden 1990-1999 på alle stasjoner.

Bunndyr - Atnsjøen og Atna

I 2000 ble bare 6 arter døgnfluer påvist. Dette er lavt i forhold til tidligere år, men skyldes sannsynligvis at innsamlings-tidspunktene ikke falt sammen med nymfeopptreden av en del vanlige arter, og at antall innsamlinger er redusert fra tre til to i løpet av sesongen. Av steinfluer ble det påvist 15 arter, alle de vanligste artene ble funnet. I alt 17 arter vårfluer ble registrert i 2000. Vi

antar at naturlige årsvariasjoner har brakt bestanden av en rekke døgn- og steinfluer så langt ned at de ikke blir registrert i disse rutineundersøkelsene. Bunnnyrundersøkelsene i Atnsjøen viser at antall individer av fjærmygg og fåbørstemark per kvadratmeter på stasjon 2 og 5 nå er av samme størrelsesorden som i referanseperioden 1987-1988.

Fisk - Atnsjøen

Årlige undersøkelser i Atnsjøen siden 1985 viser til dels store forskjeller i fangstutbyttet hos røye og aure både for bunn garn (epibentisk sone) og flyte garn (pelagisk sone). I perioden 1993-96 var det klar økning i fangstutbyttet av røye på bunn garn og flyte garn, mens det var tilsvarende nedgang i tettheten av aure. De fleste eldre og største røyene oppholder seg i de frie vannmassene. Tilveksten hos aure og røye i Atnsjøen viser til dels store årlige forskjeller, noe som i stor grad er bestemt av temperatur og næringstilgang. Næringsanalysene fra august viste at røya nesten utelukkende hadde spist dyreplankton, mens aure hadde ernært seg mest av overflateinsekter.

Vikedal - årsrapport 2000

Hydrologi

Vinteren 2000 var svært mild med mye nedbør og ingen markert vårflo. Det var svært lite is på Fjellgardsvatnet. Vanntemperaturen i elvene var høyere enn normalt i mai og fra oktober til desember. Juni var den eneste måneden som var kaldere enn normalt. Vanntemperaturvertikalen i Fjellgardsvatnet viste at den korte issesongen hadde tillatt avkjøling av vannmassene til 2-3 °C helt til bunns.

Sedimenttransport

Høyeste konsentrasjonen av minerogent materiale (51.2 mg/l) ble målt 20. oktober, mens middelkonsentrasjonen for hele perioden var 2.45 mg/l. Maksimumskonsentrasjonen av organisk materiale var 9.3 mg/l og middelkonsentrasjonen for hele målperioden 1.19 mg/l. Total transport

av minerogent suspensjonsmateriale foråret var 739 tonn. Organisk suspensjonstransport i samme periode var 360 tonn.

Vannkjemi

Vikedalsvassdraget er fattig på kalsium (< 1 mg/L) og organisk stoff (~1 mg TOC /L). Elva er svakt bufret og er dermed sårbar for tilførsler av sterk syre. Sulfatkonsentrasjonen i hovedvassdraget har avtatt fra 2-3 mg/L midt på 1980-tallet til 1.6 mg/L i 2000. Redusert sulfatbelastning er hovedårsaken til økningen i pH-verdiene de senere årene. MiddelpH i utløpet av Fjellgardsvatn var 5.86 i 2000. Vassdraget er sjøsaltpåvirket, og særlig i forbindelse med nedbør i kombinasjon med kraftig vind kan det påtreffes høye kloridkonsentrasjoner i elva. Konsentrasjonen av nitrat viser tydelig sesongvariasjon i intervallet 60-160 µg/L. Nitratkonsentrasjonene registrert de siste tre årene, er blant de laveste som er målt i elva. Det er likevel for tidlig å fastslå om det er en nedadgående trend. Tilførslene av langtransportert nitrogen til området har vært forholdsvis stabile de siste 15-20 årene.

Zooplankton og bunndyr

Innsamlingen av bunndyr og krepsdyr i Forskref-programmet i Vikedal har pågått over en 6-års periode. Resultatene fra de første års innsamlinger er rapportert av Fjellheim & Raddum (2002). Av økonomiske årsaker ble det ikke bevilget midler til artsbestemming av materiale innsamlet i 1997-2001. Basert på tidligere resultater samt andre undersøkelser i vassdraget gis en kort oversikt over situasjonen for zooplankton og bunndyr.

Biodiversiteten i den nedre, kalkete delen av vassdraget er blitt markert forbedret i de senere år. Blant annet ble det etter 8 års kalking for første gang registrert ferskvannsnegl. Kvalitative innsamlinger i årene 1982 – 2000 viser en sterk økning i akkumulert antall arter i den ukalkete stasjon 11 i de senere år.

Littoralprøver fra Fjellgardsvatn i 1997 og 1998 inneholder dessuten to strankreps, *Monosporus dispar* og *Pseudochydorus globosus*, som indikerer at vannkvaliteten også er i ferd med å forbedres i denne lokaliteten.

Begroing

Begroingen i øvre/midtre deler var som tidligere preget av arter som vokser i utpreget næringsfattig og surt vann. Dette er særlig utpreget for cyanobakteriene. Alle stasjoner har et lite innslag av forsuringfølsomme alger. Den nederste stasjon 17 (Ørnes) preges av mer næringskrevende alger samt organismer som lever av lett nedbrytbart organisk stoff. Mangfoldet endres ikke vesentlig fra øvre til nedre deler av vassdraget. Artsinnhold og mangfold endres heller ikke vesentlig fra vår til høst. Mengdemessige forhold, dokumentert ved manuelle transektanalyser, viser stedvis stor forekomst av moser og forsuringbegunstigede trådformede grønnalger, av den typen som ofte danner masseforekomst i sure vassdrag i Sør-Norge.

Fisk - Fjellgardsvatn

Siden 1994 har det med unntak av 1998 vært prøvofisket i august hvert år med bunn garn og flyte garn. 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. Rekrutteringen er god hos begge artene og de fleste yngste individene lever i epibentisk sone. I pelagisk sone dominerer eldre individ. Kondisjonsfaktor ligger stort sett i underkant av 1,0 hos begge artene, dvs. under middels i kvalitet. Næringsanalysene fra august viser at røya hadde spist mest dyreplankton i begge habitatene, mens auren i tillegg til dyreplankton også spiser bunndyr og overflateinsekter.

Summary

This is the first report, in a new series reporting from the new program "Surveillance of biodiversity in freshwater: National network of rivers and lakes" (DN - Directorate for nature management 2000). The main aims of this series are:

- to report data from this program
- to become part of the national reporting to the EU Water Framework Directive (WFD).

This report presents results from the annual surveillance in the two reference catchments Atna in the counties Hedmark/Oppland and Vikedal in Rogaland. Both have been part of the project "Research- and reference-catchments, Forskref" since 1984 (Atna) and 1996 (Vikedal). Short presentations of ecological status and biodiversity in the two watercourses are given. A summary of metadata collected in 2000 in the national network of rivers and lakes through other monitoring programs is also given.

Ecological status

The reference catchments Atna and Vikedal are both nutrient-poor, and the estimated status of eutrophication, based on biological observations, is "Very good": Class I, except for a short reach in the lower part of Vikedal that is "Good": Class II. Both catchments have little buffer-capacity. Vikedal is acidified in varying degree, and is classified as "Good" to "Bad": Class II to V. Atna is estimated to be not acidified, status "Very good": Class I. The most possible pollution pressure in both watercourses is long-range trans-boundary pollution.

Redlisted species have not been observed in any of the watercourses. Loss of species due to acidification have been observed in Vikedal. Lake Atnsjøen in Atna, has high diversity of rotifers and some may be rare in that particular region. Some of the cyanobacteria in the upper part of Vikedal may also be rare. Dispersion of several fishes, due to human activity, has been observed in both watercourses.

Atna - annual report 2000

Annual reports are given for: hydrology, sediment transport, phytoplankton (Atnsjøen), zooplankton (Atnsjøen), macrophytes, periphyton, invertebrates and fishes (Atnsjøen).

Vikedal - annual report 2000

Annual reports are given for: hydrology, sediment transport, chemistry, zooplankton (Fjellgardsvatn), periphyton, invertebrates and fishes (Fjellgardsvatn).

Title: "Surveillance of biodiversity in freshwater: National network of rivers and lakes". Ecological status and annual reports 2000. (in Norwegian)

Year: 2002

Authors: Eli-Anne Lindstrøm, Kaare Aagaard, Terje Bongard, Pål Brettum, Truls Bønsnes, Arne Fjellheim, Gunnar Halvorsen, Trygve Hesthagen, Ånund S. Kvambekk, Marit Mjelde, Gunnar Raddum og Randi Saksgård.

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: 82-577-4153-1

Økologisk status Atna- og Vikedalsvassdraget

Innledning

Denne rapportserien skal fokusere på *biologisk mangfold* og gi klare signaler om tilstanden i så måte. I den sammenheng er rapporten et viktig bidrag til arbeidet i kommunene med Lokal Agenda 21 og til arbeidet som skal gjøres i den nylig opprettede Artsdatabanken (Kirke-, utdannings- og forskningsdepartementet 2001). Et annet viktig mål er å frembringe data som kan brukes til å følge utviklingen på lang sikt og dokumentere forandringer som kan knyttes til potensielle endringer i klima, langtransporterte forurensninger o.l. Det er også viktig at det fokuseres på *økologisk status*, et meget sentralt begrep i forbindelse med WFD (Eus vanndirektiv).

Etter forslag gitt i Lindstrøm og Aagaard (2002) er oversikter over økologisk status og biologisk mangfold presentert foran årsrapportene, da vi anser dette som et viktig element i denne rapportserien.

Med noen få unntak har klassifikasjon av økologisk status i ferskvann vært basert på kvalifisert skjønn. Hvis WFDs krav om biologisk begrunnet klassifikasjon av økologisk status skal oppfylles, er det behov for biologiske klassifikasjonssystemer. Slike er under utarbeiding, her nevnes Refcond-prosjektet som skal gi retningslinjer for bestemmelse av referansetilstand og rammer for utvikling av klassifikasjonssystemer til bruk i forbindelse med WFD. Mer spesifikke systemer for biologisk klassifisering tilpasset norske forhold er foreslått utarbeidet i BIOKLASS, et nytt

felles strategisk instituttprogram for NINA og NIVA¹.


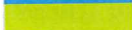



I dette kapitlet gis eksempler på presentasjoner av økologisk status og biologisk mangfold. På grunnlag av biologiske forhold gjøres vurderinger av økologisk status mht. eutrofiering og forsurening i referansevassdragene Atna og Vikedal, det gis noen data om biologisk mangfold i de 2 vassdragene, og det vises eksempler på langtidsserier med målinger av biologiske forhold. Presentasjoner av økologisk status og biologisk mangfold har i liten grad vært gjenstand for høringer eller diskusjoner og har trolig stort forbedringspotensiale. De må anses som foreløpige, først og fremst hva gjelder presentasjonsform, men også faglige konklusjoner.

Eutrofiering – Forsuring

Økologisk status vurderes etter en 5-delt skala i henhold til praksis i Norge (Bratli m. fl. 1997) og retningslinjer gitt i EUs vanndirektiv (WDF), **tabell 1**. Når det gjelder eutrofiering er det ikke problematisk å klassifisere økologisk status i Atna og Vikedal på grunnlag av biologiske forhold. Det skyldes vesentlig at vi etterhvert har fått så mye kunnskap om biologiske forhold og eutrofiering i Midt- og Sør-Norge, at vi er i stand til å gi en godt kvalifisert vurdering av vannkvaliteten i disse landsdelene. Den aktuelle oppgave er dessuten ganske enkel, begge vassdrag er utpreget næringsfattige og svært lite påvirket av næringssalter, **figur 1**. Nederste del av Vikedalsvassdraget har et innslag av bakterier, av forurensnings-

tolerante grønnalger samt fravær av de mest forurensningsfølsomme cyanobakteriene. På visse strekninger tilsier dette klasse II mht. eutrofiering.

Tabell 1 Klasser økologisk status

Økologisk status		
Klasse	Fargekode	Betegnelse
I		Meget god
II		God
III		Mindre god
IV		Dårlig
V		Meget dårlig

Tilstanden mht. forsurening i de 2 vassdragene er vist i figur 2. For Atna er klassifiseringen uproblematisk, vassdraget er ikke forsuret selv om det i øvre deler har liten bufferkapasitet og derfor er sårbart for forsurening. Vikedal har soner med ulik bufferkapasitet og forholdene mht. forsurening har i følge bunndyrobbservasjonene variert de senere år (DN 2000, A. Fjellheim pers. medd.). Den gitte klassifisering av forsureningstilstanden i Vikedal er vesentlig basert på bunndyrdata, men begoingsamfunnet tilsier noe dårligere vannkvalitet i midtre deler av vassdraget enn bunndyr-samfunnet. Etter retningslinjer i EUs vanndirektiv gjøres klassifiseringen på grunnlag av det samfunnet som gir den dårligste vannkvalitet, i dette tilfellet begoingsamfunnet.

Biologisk mangfold

Det presenteres en enkel tilnærming til begrepet biologisk mangfold: antall taksa (arter og grupper av arter) av en del sentrale grupper vannlevende organismer registrert i løpet av den undersøkte periode. Man kan innvende at dette ikke er

¹ Forprosjekt for BIOKLASS starter i 2002

en spesielt elegant måte å beskrive biologisk mangfold på. Den gir imidlertid konkrete data om grupper, som for de flestes vedkommende er vel definert.

I **tabell 2** sammenliknes antall taksa innen viktige organisme-grupper i Atna- og Vikedalsvassdraget. Det vises organismer observert med standard metoder og standard prøveprogram for Forskref-undersøkelser i Atna og Vikeal. Prøveperioden er kortere i Vikedal enn i Atna. Makrovegetasjon i Vikedal ble først registrert 2001. Flere artsrike grupper er ikke med i oversikten bl.a. fjæremygg, desmideaceer og fastsittende kiselalger.

Når, som i vårt tilfelle, data fra to vassdrag sammenliknes, kan det framkomme interessante forskjeller/likheter. Settes dataene inn i den referanse av kunnskap som etterhvert er etablert avdekkes også interessante forhold. Omtalen nedenfor er ment som eksempel og pretenderer ikke å gi et fullstendig bilde av forskjeller/likheter i biologisk mangfold i Atna og Vikedal.

Vikedalsvassdraget er undersøkt kortere tid og omfatter litt færre naturgeografiske regioner enn Atna (Moen 1998). Det kan forklare generelt mindre mangfold i Vikedal enn Atna. For zooplankton og fastsittende grønnalger er forskjellene i artsantall så store at forhold ut over dette antas å spille en rolle.

Zooplankton

I Atnsjøen er det observert 18 arter av hjuldyr mot 7 i Fjellgardsvatn.

Av de 18 i Atnsjøen er 13 mer eller mindre sjeldne: 5 er hverken funnet i Oppland eller Hedmark tidligere, 6 er ikke funnet i Hedmark, 1 er ikke funnet i Oppland og 1 art er ny for Norge (G. halvorsen pers. medd.). At det er såvidt mange flere arter i Atnsjøen enn i Fjellgardsvatn og at mange av disse kan se ut til å være sjeldne kan tyde på at Atnsjøen har uvanlig stort mangfold av hjuldyr. På den annen side, få undersøkelser av hjudyr samfunnet er så omfattende og grundige som i Atnsjøen. Videre kan stor forskjell i mangfold også skyldes regionale forskjeller, som påvist bl.a. for steinfluer (Lillehammer 1985).

Fastsittende grønnalger

Vikedal har mer stabile fysiske forhold og høyere vanntemperatur enn Atna. Begge faktorer skulle gi gode vekstforhold for grønnalger, især de trådformede typene. Allikevel er det bare registrert vel halvparten så mange taksa av grønnalger i Vikedal (24) som i Atna (42). Ser man nærmere på dataene finner man at Atna har en rekke forsurningsfølsomme trådformede grønnalger som ser ut til å mangle på de lokaliteter vi har undersøkt i Vikedal. Det er nærliggende å forklare dette ved forsuring. Regionale forskjeller er ikke sannsynlig, da mange av de nevnte forsurningsfølsomme alger er observert i det nærliggende vassdrag Suldalslågen.

Rødlistede arter

Verken i Atna eller Vikedal er det registrert rødlistede arter. Tvert om, for alle undersøkte grupper av organismer brukes Atna som

referanse på et typisk oligo- til ultraoligotroft uregulert vassdrag og Atnsjøen som referanse på en oligo- til ultraoligotrof dyp innsjø i et for Norge vanlig pH område (5,7-6,5).

Sjeldne arter

For zooplankton kan det muligens se ut til at Atnsjøen har noen sjeldne arter (se ovenfor). Bedre kunnskap om andre innsjøer i regionen gjenstår før dette eventuelt kan bekreftes. Et liknende forhold gjelder muligens for et par fastsittende cyanobakterier i Vikedal. Disse er så langt bare observert i Vikedal og i liten forekomst i et par nærliggende vassdrag (bl.a. Suldal).

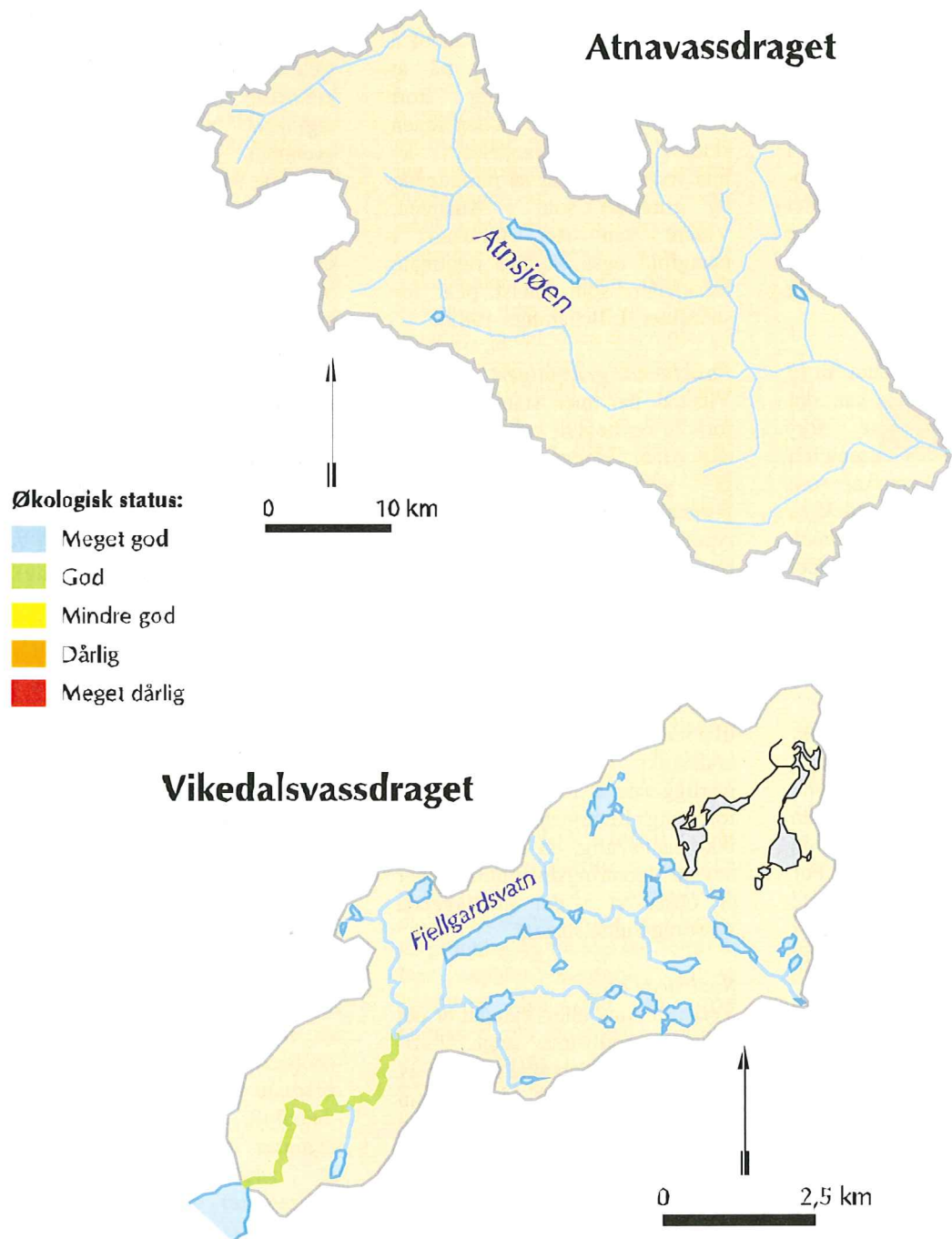
Tap av arter

I forbindelse med forsuring er det dokumentert tap og senere reetablering av flere bunndyrarter i Vikedal (tilleggsdata hentet fra Det norske kalkingsprosjektet og Statlig program for forurensning).

Spredning av arter

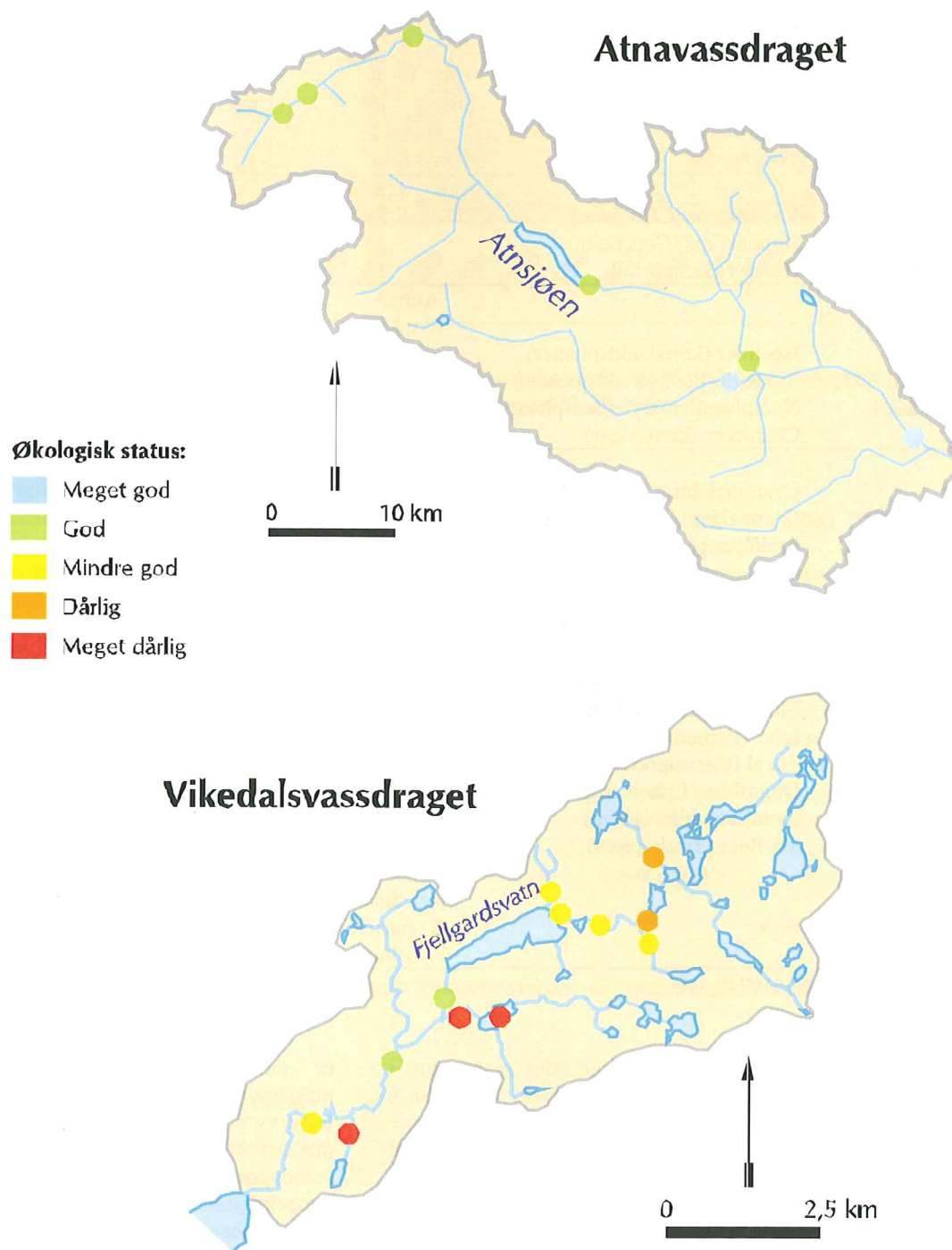
Av de 5 fiskeartene som regnes som opprinnelige for Atnasjøen, er det for 4 av disse registrert spredning til nye deler av vassdraget de senere år (Hesthagen pers. medd.). Det gjelder bl.a. ørekyt. Som spredningsårsak oppgis menneskelig påvirkning. Av samme grunn noteres regnbueørret som innført/ny i Atnsjøen og røye som innført i Fjellgardsvatn.

Eutrofiering



Figur 1. Økologisk status mht. eutrofiering. Vurdering basert på biologiske forhold i Atna- og Vikedalsvassdraget 2000.

Forsuring



Figur 2. Økologisk status mht. forsurening. Vurdering basert på biologiske forhold i Atna- og Vikedalsvassdraget 2000.

Tabell 2 Artsmangfold gitt som antall arter/taksa registrert innen viktige grupper av vannlevende samfunn i Atnavassdraget (1984-2000) og Vikedalsvassdraget (1996-2000).

Type samfunn	Taksonomisk gruppe	Antall arter/taksa		
		Atna	Vikedal	
Planteplankton Atna: 1990-2000	Cyanobakterier (Cyanophyceae)	Atnsjø:	Fjellgardsv.:	
		1		
	Grønnalger (Chlorophyceae)	23	ikke	
	Gullager (Chrysophyceae)	26	undersøkt	
	Kiselalger (Bacillariophyceae)	6		
	Kryptomonader (Chrytophyceae)	9		
	Dinoflagellater (Dinophyceae)	8		
	Gulgrønnalger (Xanthophyceae)	2		
	μ -alger	1		
Zooplankton Atna: 1985-2000 Vikedal: 1996-2000	Vannlopper (Cladocera)	Atnsjø:	Fjellgardsv.:	
		23	25	
	Hoppekreps (Copepoda)	13	10	
	Hjuldyr (Rotatoria)	18	7	
Makrovegetasjon Atna: 2000 Fjellgardsvatn: 2001 Røyrvatn: 2001		Atnsjø (Atna):	Fjellgardsv.:	Røyrvatn:
	Isoetider (kortsukksplanter)	5 (3)	6	4
	Elodeider (langskuddsplanter)	5 (2)	5	4
	Nymphaeider (flytebladsplanter)	2 (1)	2	2
	Characeer (karnsalger)	1	0	0
Begroing Atna: 1986-2000 Vikedal: 1996-2000		Atna:	Vikedalselv:	
	Cyanobakterier (Cyanophyceae)	38	35	
	Grønnalger (Chlorophyceae)	42 ¹	24 ¹	
	Rødalger (Rhodophyceae)	6	5	
	Gullager (Chrysophyceae)	1	0	
	Brunalger (Phaeophyceae)	0	0	
	Gulgrønnalger (Xanthophyceae)	0	0	
	Vannmoser (Bryophyta)	13	10	
Bunndyr Atna: 1986-2000 Vikedal: 1996-2000	Flimmermark (Turbellaria)		1	
	Igler (Hirundinea)		1	
	Snegl (Gastropoda)		2	
	Døgnfluer (Ephemeroptera)	13	5	
	Steinfluer (Plecoptera)	24	17	
	Vårfluer (Trichoptera)	25	28	
Fisk Atna: 1985-2000 Vikedal: 1984-2000	Fisk	Atnsjø:	Fjellgardsv.:	
		5 opprinnelige 1 innført	2 opprinnelige 1 innført	

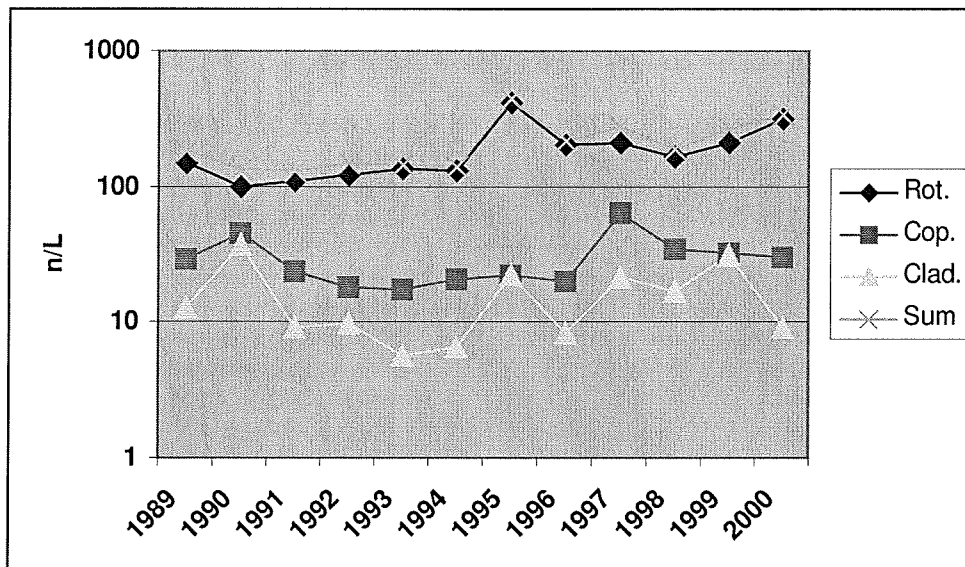
1: desmideaceer bare identifisert til slekt

Tidsserier

Tidsserier kan brukes som mål på biologisk mangfold på flere måter. Først og fremst etableres en normaltilstand og variasjoner i denne. Videre kan episoder avdekkes og likeså endringer som skjer over lang tid. Her presenteres 2 eksempler på tidsserier i Atnavassdraget.

Figur 3 viser årlig maksimum i tetthet av hjuldyr (Rot.), hoppekreps (Cop.) og vannlopper (Clad.) i Atnsjøen i årene 1989 til 2000. Tettheten av hjuldyrene har vist en svak økende trend i perioden fra 1990 og fram til i dag, mens vannloppene og hoppekrepsene ikke viser en tilsvarende økning. Vannloppene viser de største år til år variasjonene mens hoppekrepsene

er mer stabile. Økningen i maksimum tetthet i 1995, som følge av vårflommen dette året, er markert både hos hjuldyrene og vannloppene mens den hos hoppekrepsene er minimal. Variasjonene i tetthet er korrelert til tidspunkt for isløsning, vanntemperatur og tilførsel av alloktont materiale, som igjen er korrelert til nedbørsforholdene.



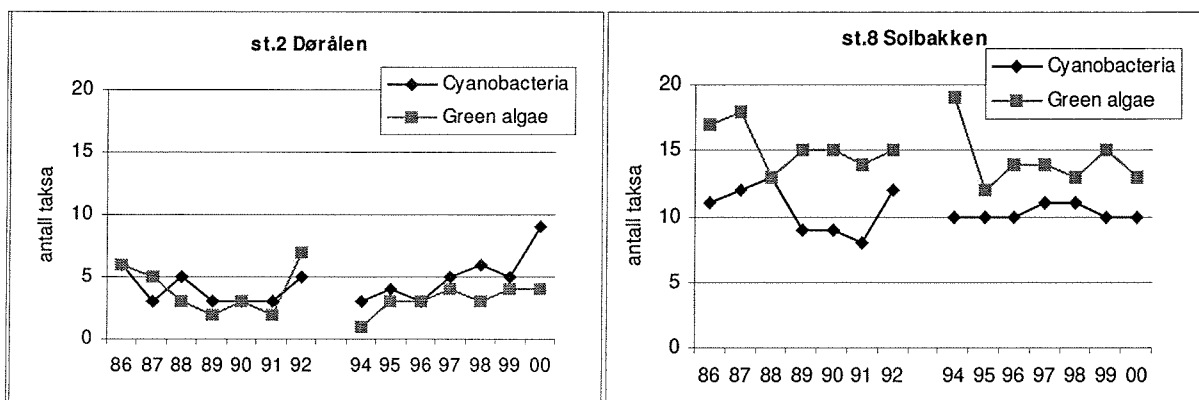
Figur 3 Årlig maksimum tetthet hos hjuldyr (Rot.), hoppekreps (Cop.) og vannlopper (Clad.) og summen (Sum) av disse i Atnsjøen i perioden 1989 til 2000 (ved G. Halvorsen).

Figur 4 viser mangfold gitt som antall taksa (arter/grupper av arter) av cyanobakterier og grønnalger på to stasjoner i Atnavassdraget i høstprøver tatt 1986-2000. St.2 Dørålen er i øvre ultraoligotrofe deler av vassdraget (1020 moh.), mens st.8 Solbakken er få kilometer før Atna renner ut i Glomma (320 moh.). På begge stasjoner ser år til år variasjoner i mangfold ut til å ligge innenfor visse rammer. Dørålen har vedvarende mindre mangfold enn Solbakken. Videre er mangfold av cyanobakterier og grønnalger

omtrent like stort ved Dørålen, mens Solbakken har vedvarende høyere mangfold av grønnalger enn cyanobakterier. Dersom det ikke skjer endringer i vassdraget er dette en tilstand som forventes å fortsette. Det er med andre ord etablert en referanse for mangfold av cyanobakterier og grønnalger på de gitte lokaliteter i Atnavassdraget. Det er dessuten etablert en referanse som kan brukes i andre vassdrag innen samme naturgeografiske regioner med liknende hydrologiske forhold.

Siden 1996 har det vært en trend til økende mangfold av cyanobakterier ved Dørålen. Dette kan muligens sees i sammenheng med fravær av omfattende flommer etter 1996, som har gitt mulighet for etablering av langsomtvoksende cyanobakterier som ellers skures vekk under flom. Stort mangfold av grønnalger ved Solbakken i 1994 kan sees i sammenheng med uvanlig lav vannføring og høy vanntemperatur i ukene før prøvetaking det året.

Figur 4 Antall taksa av fastsittende cyanobakterier og grønnalger i høstprøver tatt på to stasjoner i Atnavassdraget 1986-2000.



Årsrapporter 2000

Metoder

Atnavassdraget

Vikedalsvassdraget

Metoder

Nedenfor gis metodebeskrivelser for biologiske undersøkelser i Atna og Vikedal.

Planteplankton

Alle metoder som brukes for kvantitative undersøkelser av planteplanktonprøver, i det minste i Norden, er samlet i Olrik og medarb. (1998). Fytoplanktonprøvene tas som blandprøve (1 liter) med plastslange fra 0 - 10 m. Prøvene fikses med lugol. Prøvene undersøkes etter "sedimenteringsmetoden" utarbeidet av Utermöhl (1958) og planteplanktonvolumene er beregnet ved hjelp anbefalinger gitt av Rott (1981).

Kammere på 50 og 10 ml brukes til sedimentering av prøvene, og 2 eller 4 diammeter (hver diammeter 384 μm bredde) av bunnen undersøkes i mikroskopet. Det vil si at som regel 7.5 %, av hele sedimenteringskammer-bunnen undersøkes. Antall individer av hver art innen dette arealet telles opp. Til undersøkelsene av kammerbunnen benyttes et Leitz Fluovert FS omvendt mikroskop med fasekontrast. Antall individer av store arter ($> 20 \mu\text{m}$) telles opp ved å undersøke hele bunnarealet i sedimenteringskammeret med liten forstørrelse. Et antall individer av hver art måles og midlere volum for hver art beregnes ved å sammenligne artens form med kjente geometriske figurer (Rott 1981, Olrik og medarb. 1998). For hver prøve beregnes: volum for hver art, for de ulike gruppene (grønnalger, gullalger, dinoflagellater osv.) og totalvolumet pr. volumenhet prøve.

Zooplankton – Atnsjøen

Det kvantitative dyreplanktonmaterialet er innsamlet med 14 liters Schindler-henter. Det foreligger 5 Schindler-prøver fra

henholdsvis 0, 1, 2, 4, 6, 8, 10, 15, 20, 30 og 50 m dyp på St. B1 og to prøver på de samme dypene på St. C1 og D1, ned til henholdsvis 50 og 30 m. Prøvene er filtrert gjennom 45 μm nylonduk. I tillegg er det tatt to kvalitative prøver på hver stasjon fra 0 - 20 m med 45 μm planktonhåv. Håven har en diammeter på 27 cm og en lengde på 1 m. Prøvene er fiksert med lugol. Planktonprøvene bearbeides med hensyn til hjuldyr (Rotatoria), vannlopper (Cladocera) og hoppekreps (Copepoda).

Zoolankton- Fjellgardsvatn

Krepsdyrundersøkelsene i Fjellgardsvatn og Botnavatn er basert på kvalitative hovtrekk i de frie vannmasser (pelagialtrekk) og på hovtrekk i strandsonen. Prøvene er tatt med en hov med maskevidde 90 μm og diammeter 30 cm. Prøvene fra pelagialen er tatt ved at hoven er trukket langsomt fra 20 m dyp til overflaten. De littorale prøvene er tatt like over bunnen. Fra de fleste besøkene foreligger to littorale prøver tatt i et noe variert bunnssubstrat. Alle prøvene blir fiksert på "Lugols løsning" (Larsson 1984). Røyravatnet, som tidligere var inkludert i prøvetakingslokalitetene, blir nå prøvetatt og rapportert i regi av Statlig Program for Forurensingsovervåking. I 2000 ble det tatt prøver av zooplankton og littorale krepsdyr fra Fjellgardsvatnet i juli, september og oktober. Prøvene fra Botnavatnet ble samlet inn i september.

Makrovegetasjo Atnsjøen og Atna

Vannvegetasjonen i Atnsjøen ble undersøkt fra båt ved hjelp av vannkikkert og kasterive. Artsregistreringer og kvantifisering er gjort etter en semi-kvantitativ skala, hvor 1=sjelden, 2=spredt, 3=vanlig, 4=lokalt dominerende og 5=dominerende. Alle dybde-

angivelser er gitt i forhold til aktuell vannstand i feltperioden. I Atna ble undersøkelsen gjort langs transekter ved hjelp av en standardisert rute med areal på 1x1 m. Transektene går fra strandkanten, nullpunktet, og ut i elva. Registreringer med transekt-ruter foretas for hver 2. meter fra nullpunktet. For hver rute gjøres en kvalifisert vurdering av prosent dekning av de ulike makrofytter. Ut fra dette beregnes total dekning i det undersøkte område.

Begroing - Atna og Vikedal

Begroing er organismesamfunn festet til elvebunnen eller annet underlag. Funksjonelt er det tre typer begroing: primærproducenter, nedbrytere og konsumenter. Prøver tas etter standard metode (NIVA 2001.). Hvis mulig legges prøvestasjonen til strykpartier (strømhastighet $> 25 \text{ cm/sek}$). En elvestrekning på minst 10m prøvetas. Ved prøvetaking angis elveleiets prosent dekning av makroskopisk synlige begroingsorganismer. Det innsamlede materiale analyseres i lupe/mikroskop og organismene identifiseres så langt mulig. Organismer som vokser på/blant de makroskopiske elementene angis med x=sparsom, xx=vanlig, xxx=hyppig. Det tas separate prøver av mikrosamfunnet fra 10 tilfeldig valgte stein. Et gitt areal på hver stein avbørstes med tannbørste. Materialet blandes i en bakke med ca 1 liter vann og en delprøve tas ut. På en del lokaliteter gjøres også manuelle analyser og/eller undervannsfotografering av begroingens dekningsprosent langs merkede transekter.

Bunndyr – Atna og Atnsjøen

Prøvetaking av bunndyr i rennende vann byr på en rekke problemer, og de valgte løsninger

er et kompromiss valgt ut fra ulike målsetninger. Kvalitative innsamlingsmetoder som sparkeprøver (kick method) hvor et oppvirket materiale samles inn i en vannhåv, gir et stort materiale med gode muligheter for å oppdage sjeldnere arter. Prøven tas vanligvis med fast innsamlingstid, i Atna ett minutt, og samles fra en elvestrekning med variert bunndekke. To parallelle prøver blir tatt på hver stasjon. Sparkeprøver fra 2000 inngår ikke i denne rapporten.

Kvantitative prøver i rennende vann tas vanligvis med en Surbersampler. Innsamlingsmetoden er antatt å gi et bilde av faunaen innenfor en ramme på 0,10 m², men resultatet er avhengig av at innsamlingen blir utført med stor grundighet. Større steiner løftes opp og vaskes av slik at dyrene havner i silposen. Det blir tatt 5 parallelle prøver på hver lokalitet. Maskevidden på begge innsamlingsredskapene er 250 m².

Prøvetakning av bunndyr på større dyp i innsjøer kan utføres med flere typer grabb eller sylindersamler. I Atnsjøen er det beskjedne mengder løsmateriale. Derfor benyttes en Van Veen grabb som senkes rolig mot bunnen. Prøvestørrelsen er 0,02 m², og det tas fem prøver på hvert dyp langs et transekt fra bredden og ut til det dypeste området av innsjøen.

Innsamlingsprogrammet omfatter to prøver hver sommer på hver av de fire stasjonene i Atna, og en prøveserie hver sommer i Atnsjøen. De innsamlede prøvene vaskes i håv med 250 m² maskevidde i felt, konserveres på 70 % etanol og plukkes rene under mikroskop. Stein, døgn og vårfluelarver blir bestemt til art eller artsgruppe, de andre taksa rapporteres gruppevis.

Bunndyr - Vikedal

I Vikedalselva ble det i 2000 tatt seks parallelle kvantitative Surberprøver på to stasjoner vår og høst. (Figur 1). I Fjellgardsvatnet ble det om høsten tatt seks parallelle Kajak-prøver på dypene 0,5, 2, 5, 10 og 20m. Prøvene ble silt gjennom en duk med maskevidde 250 µm og konservert på etanol.

Fisk - Atna og Vikedal

Ved prøvefiske i Atnsjøen og Fjellgardsvatn i perioden benyttes oversiktsgarn. Ett garn er 30 m langt og 1,5 m dypt (45 m²), og består av 12 ulike maskevidder fra 5,0-55,0 mm. Hver maskevidde er da representert med 2,5 m (3,75 m²). Oversiktsgarna ble satt på 10 stasjoner i Atnsjøen (7 i Fjellgardsvatn) på 7 ulike dyp: 0-3, 3-6, 6-12, 12-20, 20-35, 35-50 og 50-75 m, totalt 56 garn (40 i Fjellgardsvatn). I tillegg ble det satt en flytegarserie med 8 ulike maskevidder: 10, 12,5, 16,5, 22, 25, 29, 37 og 45 mm i to dyp: 0-6m og 6-12 m på 3 stasjoner i Atnsjøen (2 i Fjellgardsvatn). En slik serie er satt sammen av to lenker á fire garn som er 6,75 m lange og 6 m dype (40,5 m²), dvs. at en serie er 54 m lang (324 m²). I Atnsjøen ble det i årene før 1994 benyttet bunnngarn (ST 11) og flytegar (P1) med 8 forskjellige maskevidder fra 16-45 mm.

Fangstutbyttet (CPUE) er beregnet som antall fisk fanget per 100 m² garnareal per natt, dvs ca 12 timers fiske. *Spesielt for Atnsjøen:* For å kunne sammenligne fangstutbyttet fra de ulike årene er det ved beregning av fangstene på oversiktsgarna i 1994 -2000 bare inkludert fisk tatt på garn med maskevidder mellom 16 og 45 mm. Dessuten er bare bunnngarnfangstene fra stasjon 2 benyttet i perioden 1994-2000 ved sammenligning med årene 1985-1993. I de tilfellene fangsttallene fra prøvefisket i 1994 -2000 er skilt fra de tidligere årene, er alle

maskevidder og stasjoner med i beregningene.

Alder for røye er bestemt ved hjelp av otolitter, mens det for aure er brukt både skjell og otolitter. Tilbakeberegnet lengdevekst for begge artene er basert på Dahl-Lea's metode som forutsetter en direkte proporsjonalitet mellom fiskelengde og skjell/otolitttradius (Francis 1990). Formelen for tilbakeberegning ved denne metoden er: $FL_i = SO_{li} / SO_r \times FL_f$, der FL_i er fiskens lengde ved alder i , SO_{li} er skjell- eller otolittlengde ved sone i , SO_r er skjell- eller otolitttradius og FL_f er fiskens lengden ved fangst.

Som et mål på årlig vekstøkning hos aure og røye har vi benyttet tilbakeberegnet lengdevekst i tredje leveår, og bare for fisk som var 3+ ved fangst. Det betyr eksempelvis at en fisk på 3+ som ble fanget i august 2000 hadde sin tredje vekstsesong 1999. Plusstegnet er tilveksten fra siste vår og fram til den ble fanget i august 2000.

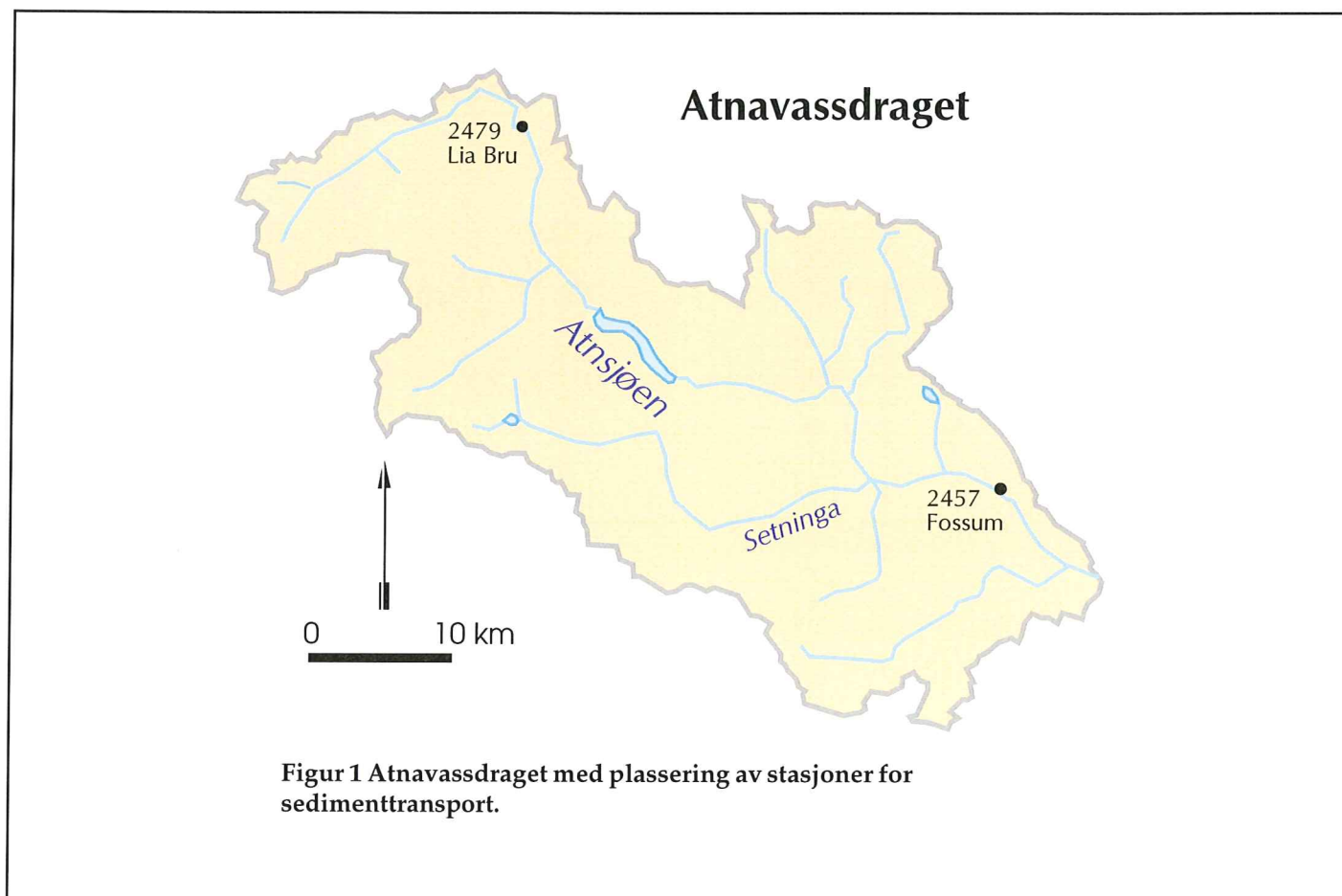
Kondisjonen til ett individ blir beskrevet ved en kondisjonsfaktor (KF) som er beregnet slik: $KF = 100 \times \text{vekt (g)} / \text{lengde (cm)}^3$. Fordi kondisjonsfaktoren varierer med fiskens lengde og for at dataene skal være mest mulig sammenlignbare, er KF bare beregnet for individ med kroppslengde på 20 cm.

Fiskens næringsvalg ble uttrykt som vektprosent av ulike næringsdyr (art eller grupper). Antall individer av hver art/gruppe i hver mageprøve ble telt og maksimum 100 dyr av hver art/gruppe ble lengdemålt (kroppslengde eller hodebredde). Det er utarbeidet likninger for omrekning fra lengde/bredde til vekt for ulike dyregrupper (Breistein & Nøst 1997).

Atnavassdraget

Innledning
Hydrologi
Sedimenttransport
Planteplankton i Atnsjøen
Zooplankton i Atnsjøen
Makrovegetasjon i Atnsjøen og Atna
Begroing
Bunndyr
Fisk i Atnsjøen

Innledning



Nøkkeldata	Atnavassdraget
Vassdragsnr.	002.LZ
Kartreferanse:	1918-1, 1918-3, 1918-4
Kommuner:	Sør-Fron (OP) og Stor-Elvdal (HE)
Areal neborfelt:	1304,2 km ²
Spesifikk avrenning:	
Middelvannføring utløp:	28,5 m ³
Midlere årsnedbør	562 mm
Store innsjøer:	Atnasjøen (702 moh. 500 ha, største dyp 80 m, gj.sn. dyp 35 m)
Vegetasjons-geografiske soner:	Mellomboreal/Nordboreal/Lavalpin
Regulert:	Nei
Trusselfaktorer:	Hvis noen, langtransporterte forurensninger
Tettsteder over 2000 p.e.:	Ingen

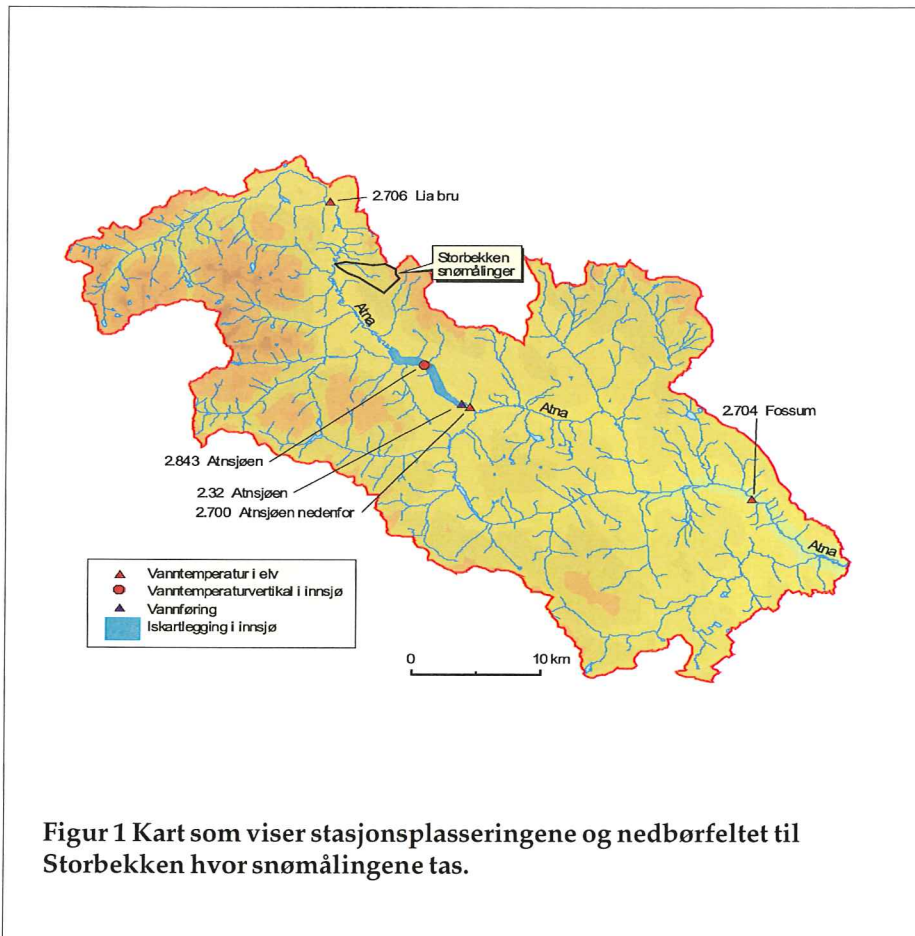
Atnavassdraget har inngått i Prosjektet "Forsknings- og referansevassdrag Forskref" siden 1985. Undersøkelsene har omfattet hydrologi, sedimenttransport, kjemi, planteplankton, zooplankton, begroing og bunndyr. Makrovegetasjon kom med i 2000. En samlerapport om aktivitetene i vassdraget i årene 1985-1995 er gitt i Fagerlund og Grundt (1997). Vassdraget er nå en del av det nasjonale nettverk for overvåking av biologisk mangfold i ferskvann. Observasjoner av biologiske forhold utgjør, samlet sett, de lengste tidsserier vi har i Norge.

Atnavassdraget er et sidevassdrag til Glomma og drenerer østlige deler av Rondane. Berggrunnen er

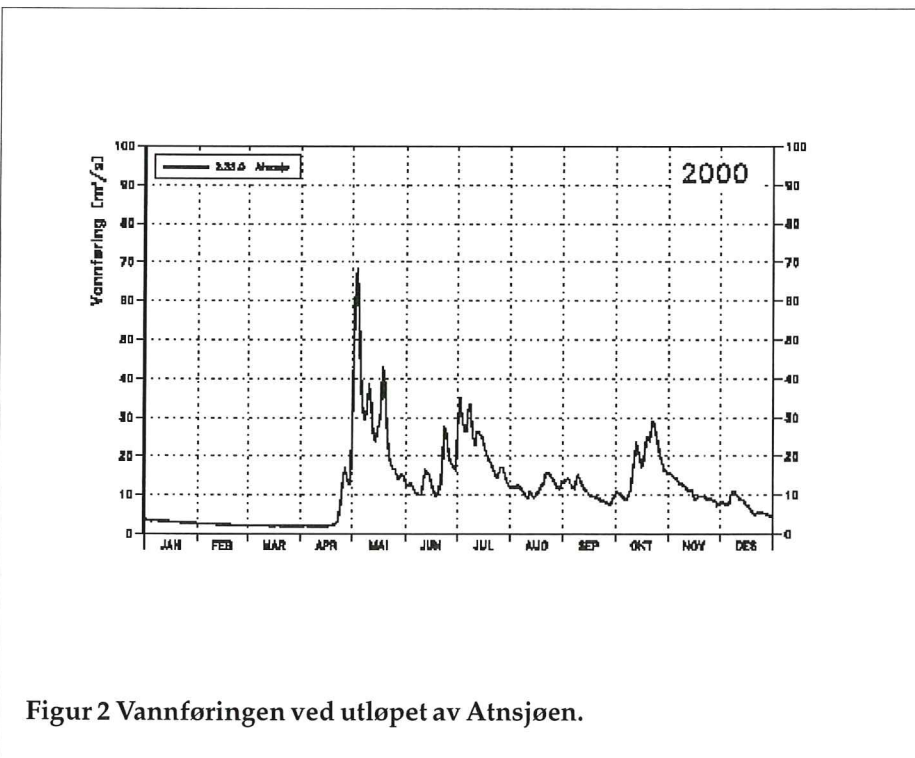
relativt ensartet og består vesentlig av feltspatførende kvartsitter. Det største sidevassdraget Setninga, som ligger i sydøst, dernerer stedvis sedimentære bergarter. Atna ligger i et område med kontinentalt klima. Vannkvaliteten er utpreget næringsfattig. De biologiske samfunn består vesentlig av organismer som er vanlige i oligo- til ultraoligotroft vann og kan tjene som referanse for denne type vassdrag.

Hydrologi i Atna

Ånund S. Kvambekk, NVE



Figur 1 Kart som viser stasjonsplasseringene og nedbørfeltet til Storbeekken hvor snømålingene tas.



Figur 2 Vannføringen ved utløpet av Atnsjøen.

Innledning

Fig. 1 viser plasseringen av målestasjonene for vannføring, vanntemperatur og snømålinger. Målestasjonene var de samme som i 1999, men vanntemperaturmålingene i Storbeekken er avsluttet. 2000 var et svært mildt år med årsmiddel 1.7 °C over normalen. Vinteren var svært mild med temperaturer 1-4 °C over normalen. Sommeren lå nær det normale bortsett fra en kald juni (2 °C under normalen). Høsten og forvinteren var igjen mild med temperaturer 1-4 °C over normalen.

Fra november 1999 til midt i april 2000 falt det nesten 140 % av normalen på Sørneset. Nedbøren var forholdsvis jevnt fordelt.

Sommeren var omtrent som normal, litt tørrere i juni og juli, og litt våtere i august. September var uvanlig tørr med bare 40 % av normalen. Så åpnet "slusene" seg i oktober og november med nesten det dobbelte av normalen. Nedbøren ga seg, og året avsluttet med kun 70 % av normalen i desember. Året under ett kom det 117 % av normalen på Sørneset.

Resultater og diskusjon

Vannføring

Fig. 2 viser vannføringen ut av Atnsjøen som døgnmiddelverdier. Året inneholdt ikke noen ekstreme vannføringsepisoder. Vårflommen kom tidlig, rundt 2. mai. I første halvdel av juni var vannføringen forholdsvis lav, delvis forårsaket av lave temperaturer. En våt oktober ga høy vannføring. Vannføringen i november ble ikke like høy til tross for like mye nedbør som i oktober. En god del av nedbøren må da ha falt som snø i høyfjellet.

Årsmiddelvannføringen var 11.7 m^3/s som er det samme som 1960-90 normalen.



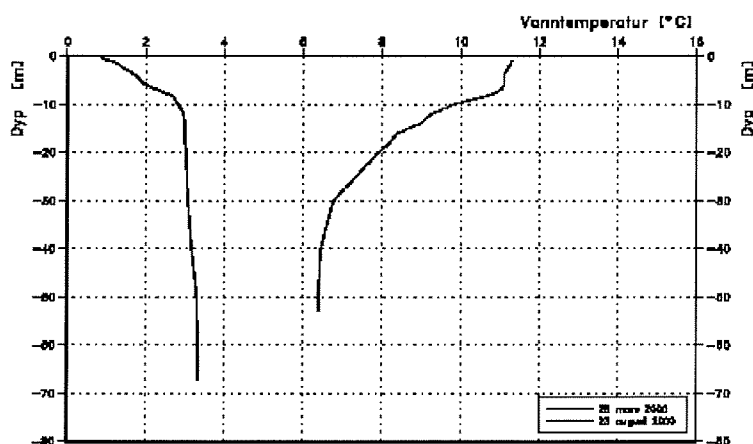
Figur 3 Vanntemperaturmålinger i elvene.

Vanntemperaturen

Fig. 3 viser vanntemperaturmålingene i elvene. Vanntemperaturene var omtrent normale til midten av september, bortsett fra en kald juli. Den milde høsten ga deretter vanntemperaturer godt over det normale ut året.

Temperaturvertikalene fra senvinteren og sensommeren 2000 i Atnsjøen er vist i fig. 4.

Vintermålingen var svært nær medianen målt i Forskref-perioden. Sommermålingen viste derimot uvanlig høye verdier i større dyp enn 20 m. Det må ha vært en del episoder med sterk vind som har blandet varmt overflatevann til store dyp.



Figur 4 Vanntemperaturvertikaler fra Atnsjøen.

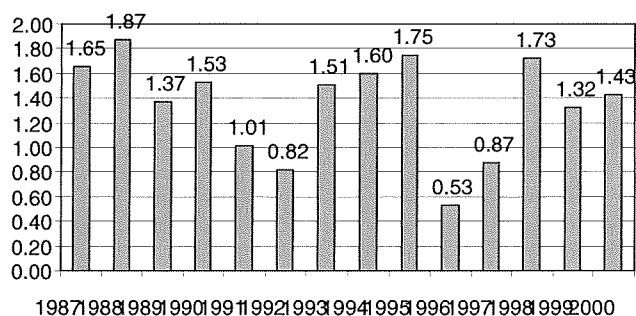
Isforhold

Isleggingen begynte 24 november 1999 og hele Atnsjøen var islagt 4 desember som er nesten to uker senere enn median isleggingsdato (1953-97). Isen lå stabilt til vårløsningen som begynte 9 mai i nordre del. Hele sjøen var isfri 16 mai, nesten to uker tidligere enn medianen.

Istykkelsen var på det meste 79 cm hvorav 55 cm var stålis. Dette er litt over midlere verdi i Forskref-perioden.

Snøforhold

Snømålingene i Storbekken felt (6.55 km²) ble tatt 20 april 2000. I alt var det da akkumulert 1.43·10⁶ m³ vann i feltet, som er svært nær middelverdien målt i Forskref-perioden (fig. 5). Det tilsvarer 218 mm nedbør. Sammenligner en med nedbørdataene som viser hele 140 % i perioden november til midten av april, så må større andel enn normalt ha kommet som regn og ikke blitt akkumulert i snødekket. Det passer også med at det var en svært mild vinter.



Figur 5 Alle målinger av snømengde omregnet til vannvolum for nedbørfeltet til Storbekken.

Sedimenttransport i Atna

Truls Bønsnes, NVE

Innledning

I FORSKREF programmet ble det i 1987 etablert en målestasjon ca. 6 km oppstrøms Straumbu i gjelet ved Lia bru, se figur 1. Denne ble utrustet med en ISCO automatprøvetaker. Automatprøvetakeren har for det meste vært innstilt på 2 vannprøver pr. døgn.

Målemetodikken følger NVEs standard beskrevet av Bogen (1986, 1988 1992). Limnigrafstasjonen har inntil sommeren 1997 kun vært i drift i sommersesongen, men er drevet på helårsbasis siden høsten 1997.

Det ble også opprettet en målestasjon i de nedre deler av Atna-vassdraget, ved Fossum bru, se figur 1. Denne stasjonen fikk samme instrumentering som ved Lia bru. Automatprøvetakeren har også her for det meste vært innstilt på 2 vannprøver pr. døgn.

Nedbørfeltet

Nedbørfeltet som drenerer til Lia bru (2.479) og Fossum bru (2.457) er på henholdsvis 152.0 km² og 1138.0 km², se figur 1. Oppstrøms Lia bru består nedbørfeltet for det meste av høyfjell uten sammenhengende skogsdekke. Sedimentene eroderes for en stor del fra et område på 30 km² hvor det er mye løsmasser. Selv om det finnes betydelige mengder med løsmateriale, er det bare deler av disse som er tilgjengelige for fluvial erosjon. Materialet fra de øvre deler av vassdraget sedimenterer i Atnasjøen.

Det effektive arealet som bidrar med materiale ved Fossum bru, omfatter skogsområdene i de nedre deler av vassdraget. Dette arealet utgjør 673.0 km². Nedstrøms Atnasjøen er det også løsmasseavsetninger fra siste istid som danner sedimentkildene. Nesten hele denne delen av feltet er dekket med skog. Skogen danner en

effektiv beskyttelse mot erosjon.

Resultater og diskusjon

Suspensjonstransport og transport Lia bru

Årets måleserie ble igangsatt 3. mai og avsluttet 6. september, tabell 1. Prøvetakingsfrekvensen ble innstilt på 2 prøver pr. døgn.

Suspensjonskonsentrasjonen har i perioder svært liten samvariasjon med vannføringen i vassdraget. Den høyeste målte konsentrasjonen av minerogent materiale i 2000 var på noe over 50 mg/l, ble målt under lav vannføring i begynnelsen av juni, figur 2. Under høye vannføringer i siste halvdel av juni og i begynnelsen av juli ble det målt suspensjonskonsentrasjoner opp mot 40 mg/l. I resten av måleperioden var konsentrasjonene lave, mellom 0 og 25 mg/l.

Høyeste organiske konsentrasjon var ble målt til ca 9 mg/l, figur 3. Med unntak av noen episodiske økninger av suspensjonskonsentrasjonen i slutten av juni, var konsentrasjonene i resten av måleperioden jevnt over lave, mellom 0 og 3 mg/l.

Total transport i observasjonsperioden er beregnet til 565 tonn minerogent materiale og 114 tonn organisk materiale, figur 4. Den høyeste transporten ble målt under flomvannføringer i juni og juli, se figur 3.

Fossum bru

Årets måleserie ble igangsatt 28. april og avsluttet 17. oktober, tabell 2. Prøvetakingsfrekvensen ble innstilt på 4 prøver pr. døgn en periode under vårflommen, siden redusert til 2 pr. døgn. Den høyeste målte konsentrasjonen av minerogent materiale i 2000 var på ca 34 mg/l og ble tatt under vårflommen. Suspensjonskonsentrasjonen nådde et maksimum og begynte å avta før

vannføringen kulminerte noen dager senere, figur 5. Med unntak av noen få episodiske økninger av suspensjonskonsentrasjonen, var konsentrasjonene i resten av måleperioden jevnt over lave, mellom 0 og 15 mg/l. Mot slutten av måleperioden økte konsentrasjonen noe i forbindelse med en høstflom i midten av oktober. Denne vannføringen var imidlertid ikke høyere enn maksimumsvannføringen i juli.

Høyeste organiske konsentrasjon var på under 10 mg/l, og ble målt under vårflommen, figur 6. I resten av måleperioden var konsentrasjonene lavere enn 4.0 mg/l.

Total transport i observasjonsperioden er beregnet til 2050 tonn minerogent materiale og 783 tonn organisk materiale, figur 7. Den høyeste transporten ble målt under våflommen i mai, se figur 6.

Kornfordelingsanalyser av suspensjonsmateriale Lia bru

Analyse av kornfordelingen av minerogent materiale er utført på i alt 10 prøver i tidsrommet 3/5–27/8 2000. Prøvematerialet er dekantert fra vannprøver på 45 l. Disse er pumpet opp med separat pumpe. I gjennomsnitt inneholdt materialet 6.5 % leire, 76.4 % silt og 17.1 % sand. Leirinholdet varierer fra 4.4 til 9.9 %, mens silt og sand dominerer med innhold fra henholdsvis 61.8 til 86.9 % og 5.6 til 32.8 %. I tabell 3 vises resultatene av kornfordelingsanalysene. Kornfordelingskurver er vist i figur 8 og 9.

Fossum bru

Analyse av kornfordelingen av minerogent materiale er utført på i alt 5 prøver i tidsrommet 17/5–17/10 2000. Prøvematerialet er dekantert fra vannprøver på 45 l. Disse er pumpet opp med separat pumpe.

Tabell 1 Avløp, minerogen og organisk suspensjonstransport, Lia bru 2000.

Mnd.	Avløp			Uorganisk transport			Organisk transport		
	Ant. døgn	Tot. mill m ³	Pr. døgn mill m ³	Tot. tonn	Pr. døgn tonn	Kons mg/l	Tot. tonn	Pr. døgn tonn	Kons. mg/l
Mai	29	24.3	0.84	58.6	2.02	2.41	39.6	1.37	1.63
Juni	30	17.9	0.60	273.0	9.09	15.2	41.2	1.37	2.30
Juli	31	21.0	0.68	190.0	6.13	9.04	20.1	0.65	0.95
August	31	8.27	0.27	37.1	1.20	4.49	11.3	0.36	1.36
September	6	1.37	0.23	6.82	1.14	4.99	1.80	0.30	1.32
Tot.	127	72.9	0.57	565.0	4.45	7.75	114.0	0.90	1.56

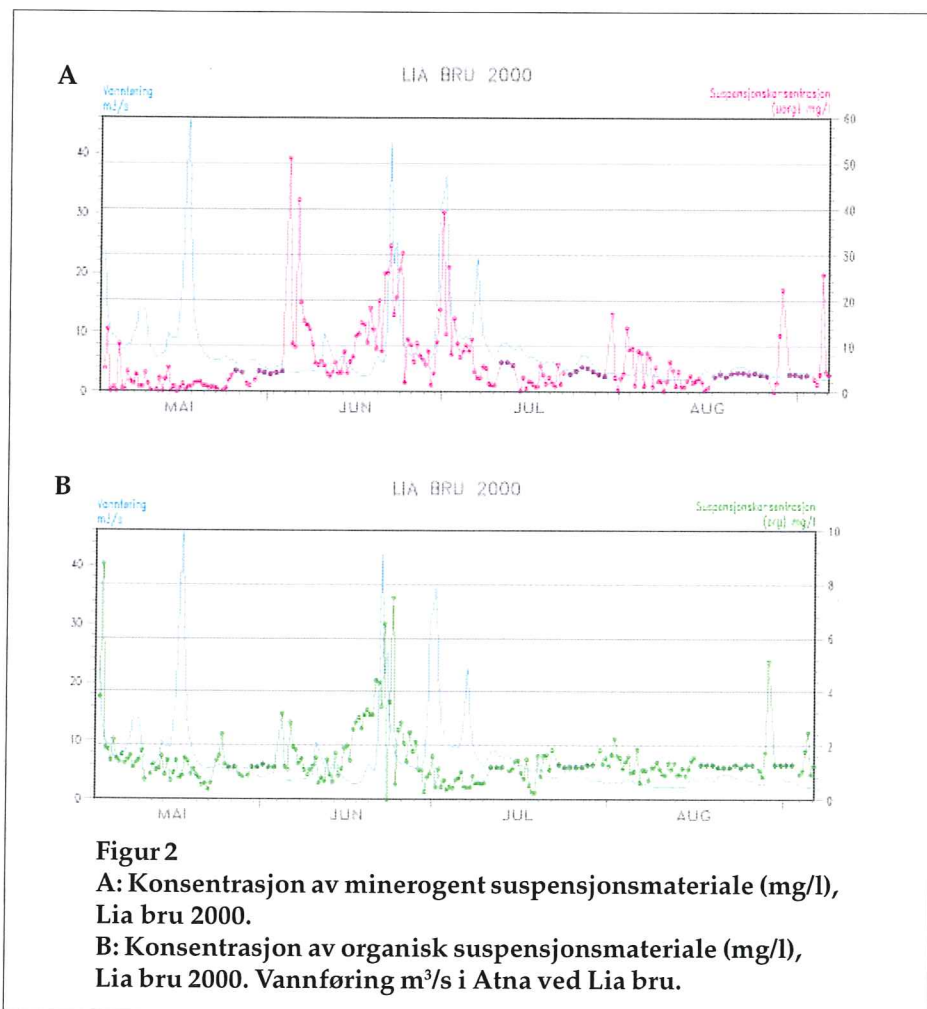
I gjennomsnitt inneholdt materialet 10.1 % leire, 78.0 % silt og 12.0 % sand. I tabell 4 vises resultatene av kornfordelingsanalysene. Materialet i siltfraksjonen dominerer, hvor innholdet i enkeltprøver varierer fra 60.9 % til 84.9 %. Materiale i leire og sandfraksjonen varierer mellom henholdsvis 4.0 % til 15.1 % og 0.0 % til 35.1 %. Kornfordelingskurver er vist i figur 10 og 11.

Tabell 2 Avløp, minerogen og organisk suspensjonstransport ved Fossum bru 2000.

Mnd.	Avløp			Uorganisk transport			Organisk transport		
	Ant. døgn	Tot. mill m ³	Pr. døgn mill m ³	Tot. tonn	Pr. døgn tonn	Kons mg/l	Tot. tonn	Pr. døgn tonn	Kons. mg/l
April	3	13.8	4.60	207	69.0	15.0	55.4	18.4	4.01
Mai	31	233	7.51	1220	39.3	5.23	361	11.6	1.55
Juni	30	66.9	2.23	99.8	3.33	1.49	70.7	2.36	1.06
Juli	31	119	3.84	278	8.96	2.33	110	3.55	0.92
August	31	60.7	1.96	74.3	2.40	1.22	71.1	2.29	1.17
September	30	51.6	1.72	39.1	1.30	1.76	42.1	1.40	0.82
Oktober	17	49.3	2.90	131	7.70	2.65	72.7	4.28	1.47
Tot.	173	594	3.43	2050	11.8	3.44	783	4.53	1.32

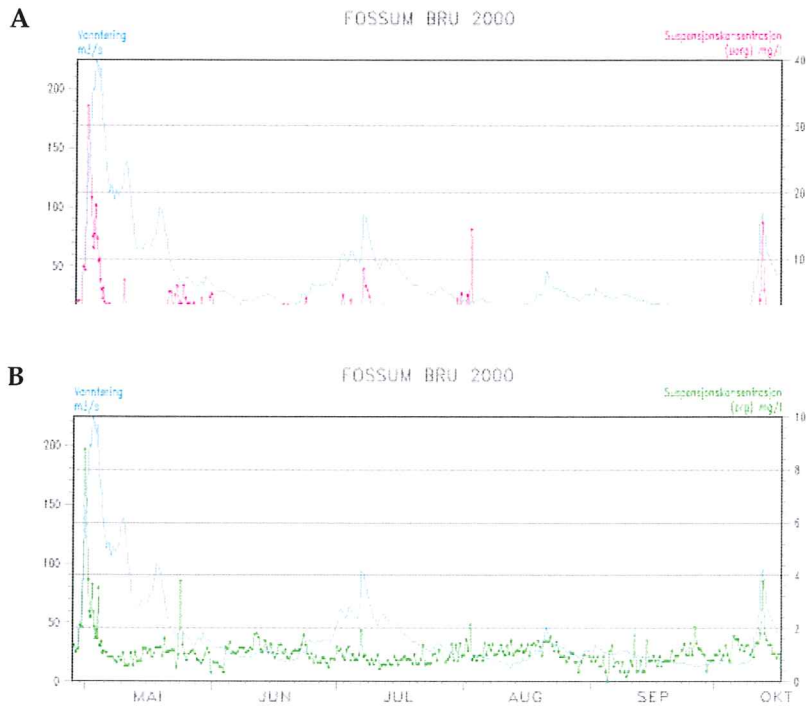
Tabell 3 Vannføring og andel leire, silt og sand i suspensjonsprøver Lia bru 2000.

	Dato	Vannføring (m ³ /s)	% leire	% silt	% sand
Lia00	13/5 kl. 1900	23.7	4.4	74.4	21.2
Lia002	11/5 kl. 1000	8.6	5.0	69.7	25.4
Lia003	23/5 kl. 1900	5.4	5.3	61.8	32.8
Lia004	4/6 kl. 1800	3.6	6.2	86.0	7.9
Lia005	16/6 kl. 1900	3.1	7.2	77.4	15.4
Lia006	28/6 kl. 0900	5.4	7.5	80.8	11.8
Lia007	10/7 kl. 1700	5.2	5.8	86.9	7.3
Lia008	22/7 kl. 1200	3.5	8.3	86.2	5.6
Lia009	3/8 kl. 1800	3.1	9.9	79.9	10.2
Lia011	27/8 kl. 1800	2.8	5.4	60.7	33.9
	snitt:	---	6.5	76.4	17.1



Tabell 4. Vannføring og andel leire, silt og sand i suspensjonsprøver, Fossum bru 2000.

	Dato		Vannføring (m ³ /s)	% leire	% silt	% sand
Fos001	17/5	kl. 2030	90.6	15.1	84.9	0.0
Fos002	30/5	kl. 0650	39.5	9.9	81.7	8.4
Fos003	11/6	kl. 1900	24.7	11.3	79.0	9.8
Fos004	22/6	kl. 1130	26.2	13.9	81.9	4.3
Fos005	4/7	kl. 1710	63.8	12.2	84.0	3.8
Fos006	16/7	kl. 1740	43.8	7.6	74.1	18.3
Fos007	24/7	kl. 1015	26.0	7.8	71.1	21.2
Fos008	5/8	kl. 1800	22.4	10.6	74.4	15.0
Fos009	17/8	kl. 1800	19.4	12.2	84.3	3.6
Fos010	29/8	kl. 1900	22.0	9.8	76.1	14.1
Fos011	10/9	kl. 1900	24.7	8.8	76.3	14.8
Fos012	23/9	kl. 0700	15.5	9.1	80.3	10.7
Fos013	5/10	kl. 0700	15.2	8.8	82.4	8.8
Fos014	17/10	kl. 0830	42.6	4.0	60.9	35.1
snitt:			—	10.1	78.0	12.0



Figur 5

A: Konsentrasjon av minerogent suspensjonsmateriale (mg/l), Fossum bru 2000.

B: Konsentrasjon av organisk suspensjonsmateriale (mg/l), Fossum bru 2000. Vannføring m³/s i Atna ved Fossum bru.

Planteplankton i Atnsjøen

Pål Brettun, NIVA

Innledning

Fytoplanktonprøvene er tatt med vannhenter fra dypene 1, 4, 6, 10, 15, 25 og 50 m på zooplanktonstasjon B1. I tillegg er det tatt en blandprøve (1 liter) med plastslange fra 0 - 10 m på alle tre zooplanktonstasjoner. Prøvene tas samtidig med zooplanktonprøvene, se kap. 4. Blandprøvene fra St. B1 er bearbeidet. Øvrige fytoplanktonprøver innsamlet etter 1989 er lagret i kjølerom. De er foreløpig ikke bearbeidet, mer er tilgjengelig for eventuell senere bearbeiding.

Prøvene som ble bearbeidet i 2000 var, som tidligere år, blandprøver fra vannsjiktet 0-10 m, i alt 5 prøver jevnt fordelt over vekstsesongen.

Da Atnsjøen fungerer som en referanselokalitet er det viktig at en

har lange tidsserier for alle parametergrupper i innsjøen så en får et begrep om de naturlige år til år svingningene. En har nå en samlet tidsserie for planteplankton i perioden 1990-2000. Dette er viktig da Atnsjøen refererer til en «naturlig tilstand» som er grunnlaget for å vurdere andre innsjølokalteters påvirkning og avstand fra «naturlig tilstanden».

Planteplanktonet er dominert av små arter, < 20 µm. Arts-sammensetningen er typisk for oligotrofe lokaliteter (Derivo 1988, Fagernæs 1989). Den totale fytoplanktonbiomasse er lav, lavere enn 0,4 mm³/l.

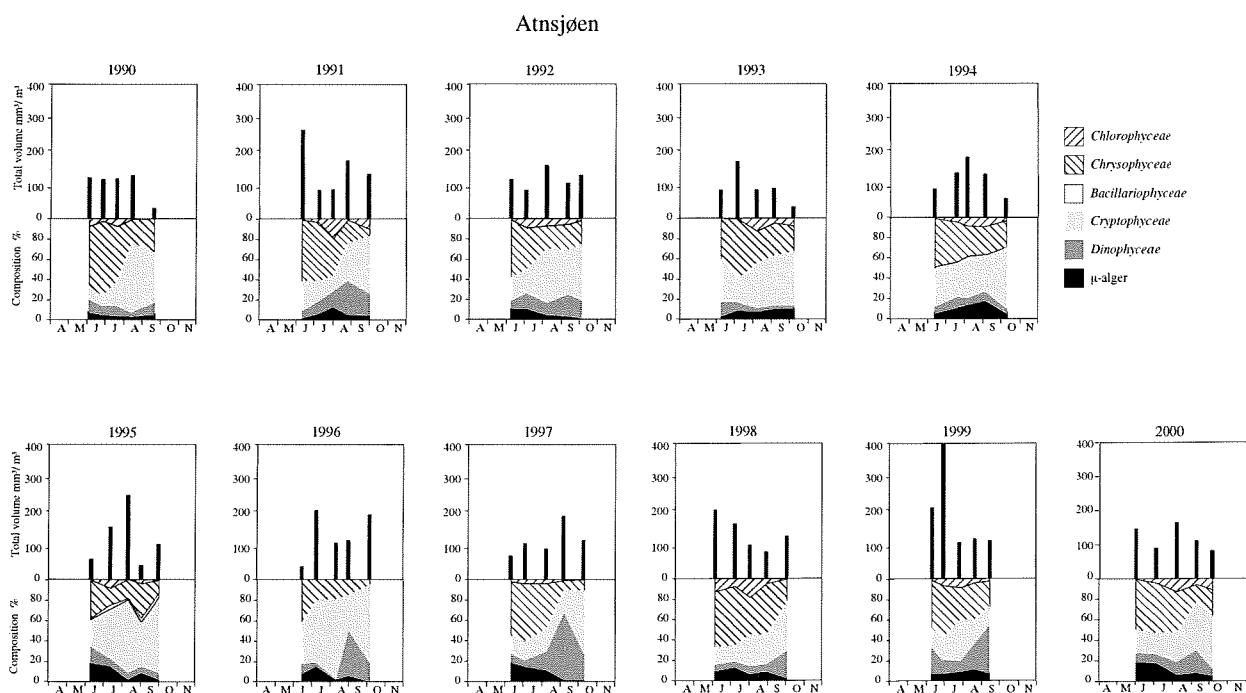
Resultater og diskusjon

Alle resultatene av planteplankton-

analysene i perioden 1990-2000 er fremstilt i figur 1. I primærtabell 1 er bare tatt med analyseresultater for 2000, men alle analyseresultatene for hele perioden finnes ved Norsk institutt for vannforskning (NIVA).

I figuren og tabellen er alle volumer beregnet som mm³/m³, som er tilnærmet det samme som mg/m³ våtvekt.

Som figur 1 viser skiller ikke resultatene for 2000 seg ut 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 (Cryptophyceae). En tredje



Figur 1 Planteplanktonvolum og prosentandel av de ulike hovedgrupper gjennom vekstsesongen. Atnsjøen 1990-2000.

Tabell 1 Maksimum- og gjennomsnittsverdier av planteplankton i Atnsjøen 1990-2000.

År	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
Maksimum	125	260	156	165	180	245	203	184	199	393	165
Gjennomsnitt	100	145	117	91	117	120	130	113	131	185	119

Alle verdier i mm³/m³.

gruppe, fureflagellatene (Dinophyceae) var av en viss betydning i planteplanktonsamfunnet om høsten.

Figuren viser videre at gullalgene var mest dominerende tidlig i vekstsesongen, i juni-juli som tidligere, mens cryptomonadene eller svelgflagellatene økte i prosentvis andel av totalvolumet utover i sesongen for å dominere om høsten når den prosentvise andel av gullalgene avtok. Det er i det hele tatt stor likhet i planteplanktonsamfunnets sammensetning og suksesjon gjennom sesongen fra år til år både kvantitativt og kvalitativt. De andre hovedgruppene av planktonalger var av underordnet betydning, selv om en del arter blant grønnalgene (Chlorophyceae) var vanlige i sommerperioden. Ofte utgjør gruppen «μ-alger», som består av ubestemte former med en diameter på 2-4 μm, fra tid til annen en mer fremtredende andel av det samlede planteplankton i oligotrofe, næringsfattige, lokaliteter (Brettum 1989, Wehr 1990). Dette var, som

figuren viser, også tilfelle i Atnsjøen. Individuer av kiselalger (Bacillariophyceae) ble knapt nok registrert i prøvene, noe som også er vanlig i svært næringsfattige innsjøer.

Registrert maksimum- og gjennomsnittsvolum for hver av de undersøkte årene er gitt i tabell 1. Verdiene for 2000 ligger godt innenfor øvre og nedre grense fra tidligere år og viser, ut fra erfaringsmodellen hos Brettum (1989), at vannmassene i Atnsjøen er oligo- eller ultraoligotrofe. Det vil si næringsfattige eller svært næringsfattige.

Blant gullalgene (Chrysophyceae) var det også i 2000 ulike chrysomonader som var mest vanlig i planteplanktonsamfunnet og utgjorde den største kvantitative andelen av gruppen. Arter som var vanlig forekommende, men ikke utgjorde noe stort antall var *Dinobryon borgei* og *D. cylindricum* v. *alpinum*. En art innen slekten *Chromulina* (mest sannsynlig *C. pseudonebulosa*) var vanlig, det samme var *Mallomonas akrokomos* (v. *parvula*). Det ble registrert 20 arter/taksa innen denne gruppen i 2000.

Ulike arter innen slekten *Cryptomonas* var mest vanlig blant cryptomonadene (svelgflagellatene), men det var *Katablepharis ovalis* og særlig *Rhodomonas lacustris* som 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). Vannmassene i Atnsjøen er ikke spesielt sure. Fureflagellatene (Dinophyceae) kan dominere i høstplanktonet men var ikke særlig sterkt representert i 2000. Arter innen slekten *Gymnodinium* var vanlige i planktonet. En art, som ellers er vanlig i mindre, surere og mer humøse innsjøer, *Peridinium umbonatum* (*P. inconspicuum*), ble bare registrert med noen få individer i prøvene for 2000.

Grønnalgene (Chlorophyceae) var ikke en gruppe av kvantitativ betydning på noe tidspunkt, selv om 13 arter/taksa ble registrert i prøvene i 2000.

Zooplankton i Atnsjøen

Gunnar Halvorsen, NINA

Innledning

Zooplanktonmateriale 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, St. B1, C1 og D1, figur 1.

Resultater og diskusjon

Temperatur

Figur 2 viser variasjonen i vanntemperaturen for perioden 1989 til 2000 på henholdsvis 1, 10, 15 og 50 m dyp. Det er til dels betydelige forskjeller mellom de enkelte år. Forskjellene er størst om våren og sommeren, nær 8 °C på 1 m dyp, mens forskjellene om høsten er mindre. På 15 m dyp er forskjellen om våren ca. 2 °C og på 50 m dyp ca. 1,5 °C.

Tidlig isløsning i mai 2000 synes i liten grad å ha influert på temperaturforholdene, og temperaturen var relativt lav gjennom hele vekstsesongen. Temperaturen i oktober, under innledningen av høstsirkulasjonen,

var derimot relativt høy noe som gjenspeiler den milde høsten.

Siktedyp og farge

Siktedypet øker normalt utover sommeren, og er oftest større enn 8 m om høsten (figur 3). Det har variert mellom 4,3 m i juni 1995, etter storflommen dette året, og 14,5 m i oktober 1992. Det var også spesielt lavt i juni og juli 1997 (4,5 m) på grunn av stor nedbør og tilførsel av allochton materiale. Siktedypet forholdt seg helt normalt i 2000.

Det er kun en svak sammenheng mellom siktedyp og planktontetthet mens korrelasjonen til vannføring (og nedbør) er bedre. Det er normalt små forskjeller mellom stasjonene, men i juni 2000 varierte siktedypet fra 7,2 m på St. B1 til 8,0 m på St. D1. Årsaken til dette har trolig sammenheng med stor nedbør og stor tilførsel av allochton materiale gjennom elvevannet.

Vannfargen varierer mellom grønn, gullig grønn og grønnlig gul og

gjenspeiler innsjøens oligotrofe karakter, men også at den tidvis er svakt humuspåvirket. Det normale er at fargen er gullig grønn om våren og tidlig sommer mens den er grønn utover sensommeren og høsten. Det er små forskjeller mellom de enkelte år og selv under de spesielt lave siktedypene i juni 1995 og juni 1997 var fargen gullig grønn. I 2000 var fargen gullig grønn fram til og med august mens den var grønn i september og oktober. Det er ingen forskjell mellom stasjonene.

Vannkjemi

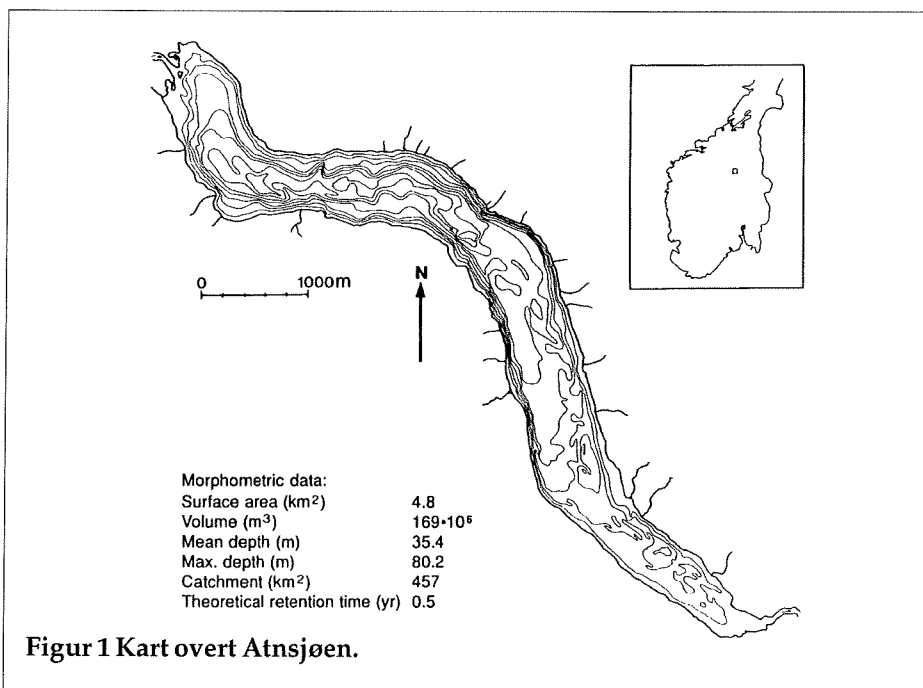
Vi har i de siste årene kun innsamlet data for pH og ledningsevne (mS/m) (figur 4). Det er liten eller ingen forskjell mellom de enkelte dyp og det er også små forskjeller mellom de enkelte datoer i hvert enkelt år. I figuren er gjennomsnittet for de fem innsamlingstidspunktene hvert år angitt for perioden 1990-2000.

Gjennomsnittlig pH har variert mellom 5,86 i 1995 og 6,11 i 1992. I juni 1995 var den så lav som 5,66 mens den i juni 1991 var 6,31. I de fleste år har pH ligget like i overkant av 6,0. 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 den tilbake til nivået før flommen.

Ledningsevnen er vanligvis lavere enn 1 mS/m. Den var høyest i 1994 og 1996 og lavest i 1998. Stor nedbør og høy vannstand i deler av 2000 er sannsynligvis årsak til den relativt lave ledningsevnen, selv om det er vanskelig å se noen direkte sammenheng mellom nedbør og ledningsevne.

Zooplankton

I 2000 ble det påvist 25 arter i Atnsjøen, som alle er funnet tidligere (Tabell 1). Antall arter har gradvis økt gjennom undersøkelsesperioden og det er nå totalt observert 38 arter, 18 arter hjuldyr (Rotatoria),



Tabell 1 Registrerte arter av hjuldyr (Rotatoria), hoppekreps (Copepoda) og vannlopper (Cladocera) i Atnsjøen i perioden 1985 - 2000.

Arter	Forekomst		Miljø
	1985-99	2000	
Rotatoria			
1 <i>Brachionus urceolaris</i> (L.)	x	x	P
2 <i>Kellicottia longispina</i> (Kellicott)	xxx	xxx	P
3 <i>Keratella cochlearis</i> (Gosse)	x	xx	P
4 <i>K. hiemalis</i> Carlin	xx	xx	P
5 <i>K. serrulata</i> (Ehrb.)	x	x	P
6 <i>Lepadella</i> sp.	x		PL
7 <i>Lecane</i> sp.	x	x	L
8 <i>Trichocerca longiseta</i> (Schrank)	x	x	P
9 <i>Ascomorpha</i> sp.	xxx	x	P
10 <i>Polyarthra dolichopthera</i> Idelson	x		P
11 <i>P. remata</i> Skorikov	x	x	P
12 <i>P. vulgaris</i> Carlin	xxx	xxx	P
13 <i>Synchaeta oblonga</i> Ehr.	x	x	P
14 <i>S. pectinata</i> Ehr.	x	x	P
15 <i>Asplanchna priodonta</i> Gosse	x	x	P
16 <i>Conochilus unicornis</i> (Rousselet)	xx	xx	P
17 <i>Filinia longiseta</i> (Ehr.)	x		P
18 <i>Collotheca mutabilis</i> (Hudson)	x	x	P
Copepoda			
19 <i>Acanthodiaptomus denticornis</i> (Wierz.) x			P
20 <i>Arctodiaptomus laticeps</i> (Sars)	xx	x	P
21 <i>Heterocope appendiculata</i> Sars	x		PL
22 <i>Heterocope saliens</i> (Lillj.)	x		PL
23 <i>Macrocyclops albidus</i> Jur.	x		L
24 <i>Cyclops scutifer</i> Sars	xxx	xxx	P
25 <i>Megacyclops gigas</i> (Claus)	x		L
26 <i>M. viridis</i> (Jur)	x		L
27 <i>Acanthocyclops vernalis</i> Fischer	x	x	L
Cladocera			
28 <i>Sida crystallina</i> (O.F.M.)	x		L
29 <i>Holopedium gibberum</i> Zaddach	xx	x	P
30 <i>Daphnia longispina</i> (O.F.M.)	xx	xx	P
31 <i>Bosmina longispina</i> Leydig	xxx	xx	PL
32 <i>Alonopsis elongata</i> Sars	x		L
33 <i>Alona affinis</i> (Leydig)	x	x	L
34 <i>Alonella nana</i> (Baird)	x		L
35 <i>Chydorus sphaericus</i> (O.F.M.)	x	x	L
36 <i>Rhynchotalona falcata</i> (Sars)	x		L
37 <i>Polyphemus pediculus</i> L	x	x	L
38 <i>Bythotrephes longimanus</i> Leydig	x	x	P

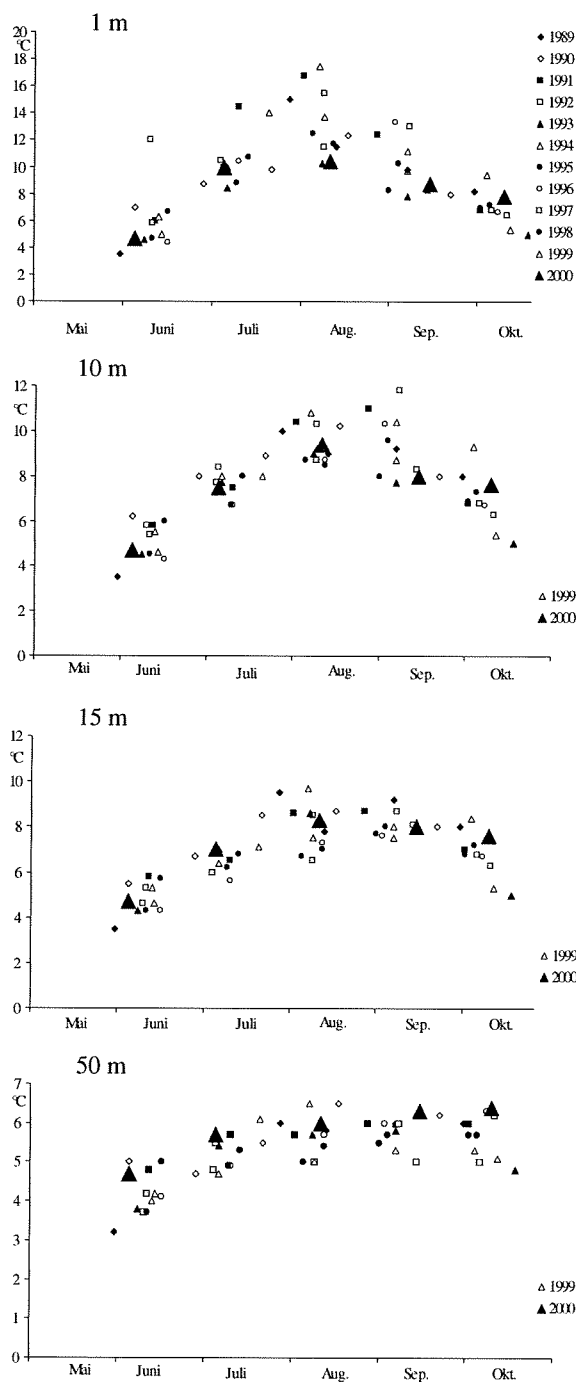
9 arter hoppekreps (Copepoda) og 11 arter vannlopper (Cladocera). Av disse er 12 litorale og bunnlevende former mens de øvrige er typisk planktoniske.

Kun 12 arter hjuldyr, to arter hoppekreps og tre arter vannlopper er vanlige, mens de øvrige artene opptrer fåtallig og spredt (< 0,1 %). Antall arter, artssammensetning og artsdominans varierer relativt lite fra år til år.

Planktonsamfunnet er antallsmessig dominert av hjuldyr (figur 5 og 6) med størst dominans i juli, august og september. Hoppekrepsene spiller antallsmessig størst rolle om våren og av og til også om høsten. Tettheten av hoppekreps er normalt større enn tettheten av vannlopper.

Tetthetsutviklingen har i 2000 et karakteristisk forløp med lav tetthet om våren økende til et maksimum i begynnelsen av august for så å avta igjen utover høsten (figur 5). Tidspunktet for maksimum tetthet har i de fleste år variert mellom august og september (Halvorsen & Papinska 1997), men i 1992 og 1993 hadde planktonsamfunnet maksimum tetthet allerede i begynnelsen av juli (figur 6a). I juni 2000 var tettheten liten og dette indikerer stort tap gjennom vinteren og våren på grunn av stor naturlig dødelighet og på grunn av utspyling ved stor vannføring. De fleste artene overlever vinteren hovedsakelig som hvileegg og tettheten om vinteren er lav og domineres av nauplier og copepoditter av *C. scutifer*.

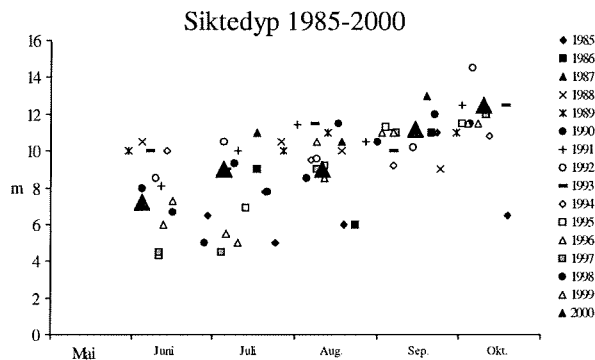
Det er relativt liten forskjell i maksimumstetthetene fra år til år fram til 1995, med maksimum tetthet omkring 150-175 ind./l. Tettheten var spesielt lav i 1985 og 1988 med maksimum tettheter under 50 ind./l (Halvorsen & Papinska 1997). Den var også lav i 1986. I 1995 økte maksimums-



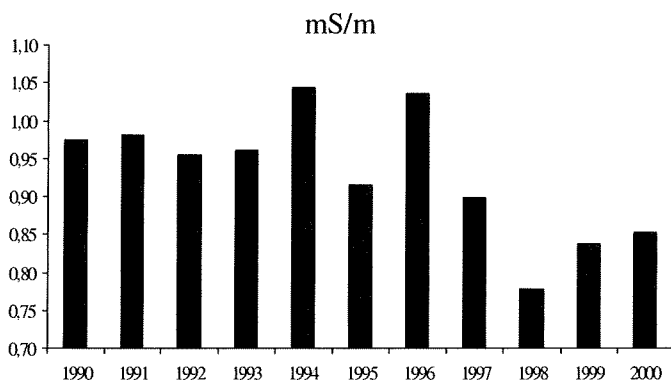
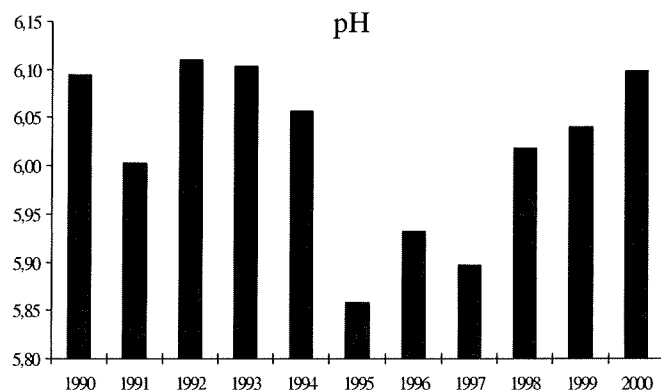
Figur 2 Temperaturutviklingen i sommerhalvåret på henholdsvis 1, 10, 15 og 50 m dyp på St. B1 i Atnsjøen i perioden 1989 - 2000. Verdiene for 2000 er markert ved stort symbol (trekant).

tettheten til nær det tredobbelte i forhold til de foregående år (figur 6a). Denne kraftige økningen hadde sammenheng med stor tilførsel av næringssalter og allochtont partikulært materiale under den store flommen dette året, som også ga stor primærproduksjon (Brabrand 1998). Økningen var særlig stor hos hjuldyrene og vannloppene mens det ikke ble observert noen tilsvarende økning hos hoppekrepsene. Både hos hjuldyrene og vannloppene var økningen markert hos alle de dominerende artene. *C. scutifer* var derimot lite påvirket av flommen i 1995 mens *A. laticeps* var den eneste av artene som synes å ha vært negativt påvirket (figur 6a). Tettheten har fortsatt holdt seg noe høyere i årene etter storflommen i 1995, med tettheter mellom 200 og 250 ind./l fram til 1999. I 2000 økte maksimum tetthet igjen til ca 340 ind./l, en økning hovedsakelig forårsaket av hjuldyrarten *Polyarthra vulgaris* (figur 6b). Økningen fra 1995 og fram til i dag kan forklares ved at tilførselen av allochtont materiale har økt sammenlignet med tilførselen før flommen ved at nye arealer er åpnet for erosjon. Det er ingen klare årsaker til økningen fra 1999 til 2000, men den tidlige våren med tidlig isløsning kan ha hatt en betydning.

Det er ingen store forskjeller i planktonsamfunnet mellom de tre stasjonene på tvers av innsjøen, men tettheten er ofte noe større på St. B1 enn på de andre, med lavest tetthet på St. D1. I august 2000, ved maksimum tetthet, hadde imidlertid St. D1 noe større tetthet enn St. B1, som igjen hadde noe større tetthet enn St. C1, det samme som i 1999 (figur 5). Disse forskjellene er koblet til strømbildet i innsjøen. Lavest tetthet på St. D1, som er et gjennomgående trekk gjennom de fleste år, skyldes trolig at særlig denne stasjonen utarmes av en sørgående



Figur 3 Siktedypet på St. B1 i Atnsjøen i perioden 1985 - 2000. Verdiene for 2000 er markert spesielt ved stort, svart symbol (trekant).



Figur 4 Variasjoner i pH og ledningsevne (mS/m) i Atnsjøen i perioden 1990 - 2000 angitt ved årlig middel.

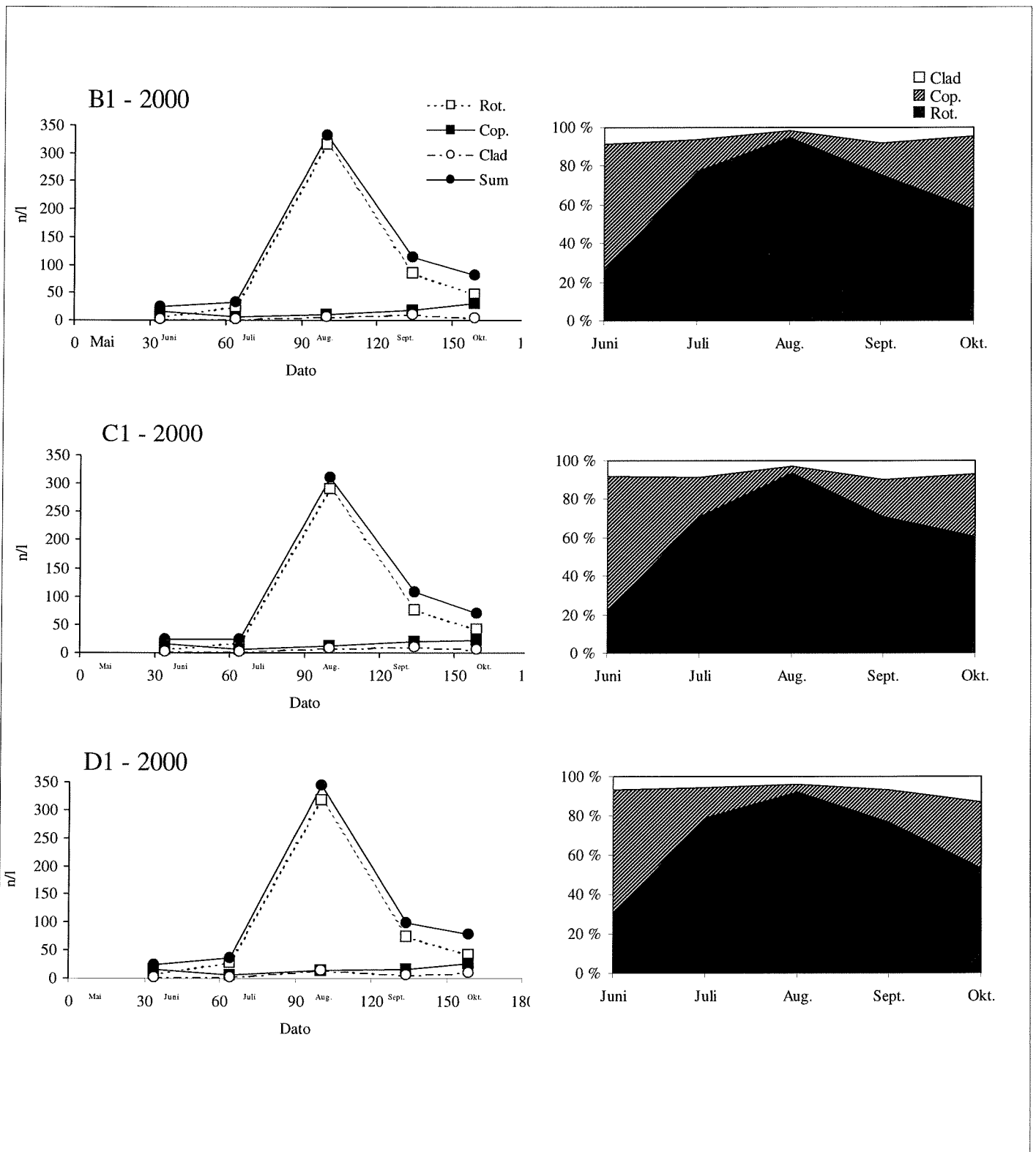
strøm av elvevann mens St. B1 berøres av en nordgående motstrøm.

Det er heller ingen store forskjeller i dominansforholdene stasjonene imellom og dette var også tilfelle i 2000 til tross for tetthetsforskjellen mellom stasjonene i august dette år.

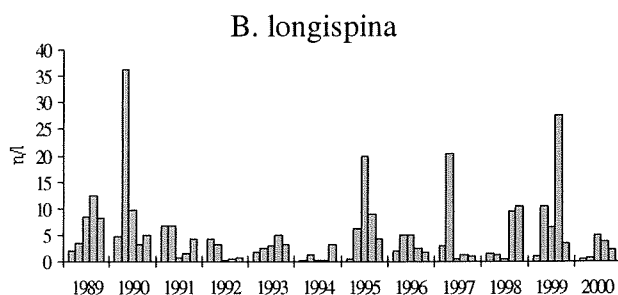
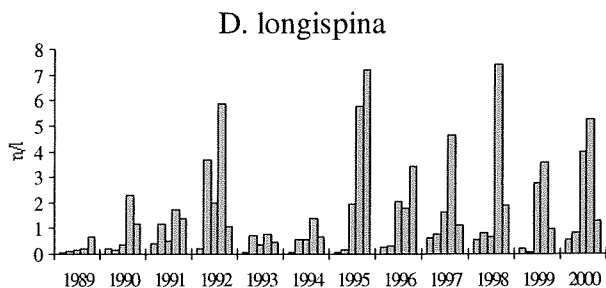
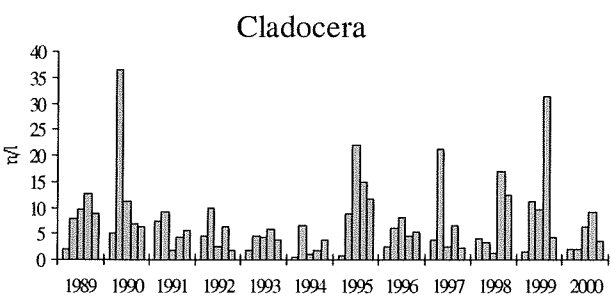
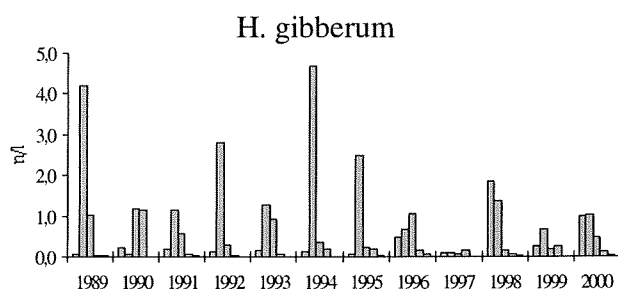
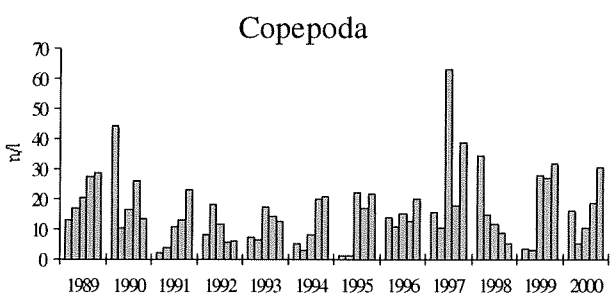
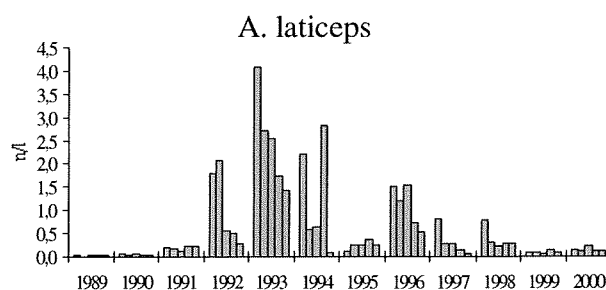
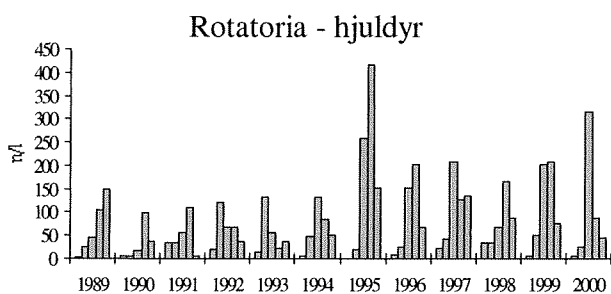
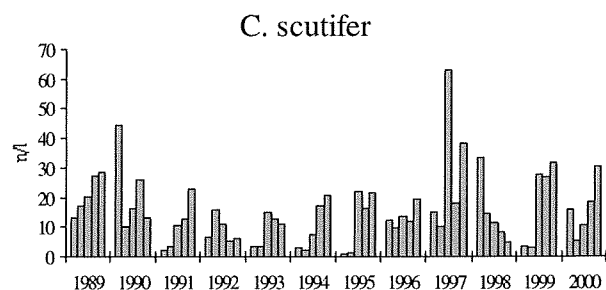
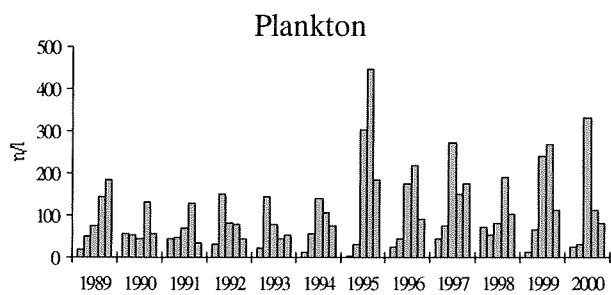
Tetthetsutviklingen hos de enkelte artene varierer fra år til år og særlig viser forekomsten av *Kellicottia longispina* og *Conochilus unicornis* store variasjoner om våren.

Polyarthra vulgaris dominerer under samtlige maksima enten disse er tidlige eller sene. Forskjellene i utviklingsforløpet fra år til år hos de enkelte arter kan eksemplifiseres i utviklingen hos *D. longispina* (figur 6a). I tre av årene, 1991, 1992 og 1993, har den to tetthetsmaksima, ett i overgangen juni/juli og ett i august/september. En antydning til to maksima har den også i 1996, 1998 og 1999. I de øvrige årene har den kun ett maksimum, i september eller oktober. Hva som ligger bak disse forskjellene er det foreløpig vanskelig å ha noen formening om, men temperaturen har en viss betydning. Tettheten var spesielt liten i 1989 hvor perioden mai-oktober 1989 var 0,7 °C kaldere enn normalt. I 1995 og 2000 var den samme perioden 0,7 °C varmere enn normalt og da var tettheten stor. I tillegg vil konkurranse fra andre arter spille en rolle. I hvilken grad predasjon fra fisk influerer på tettheten av *D. longispina* er ikke fullt ut avklart, men spesielt røya predaterer sterkt på denne arten.

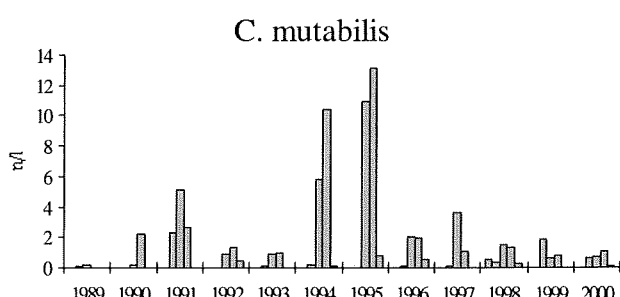
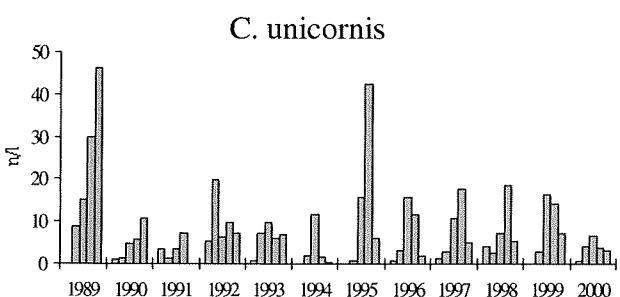
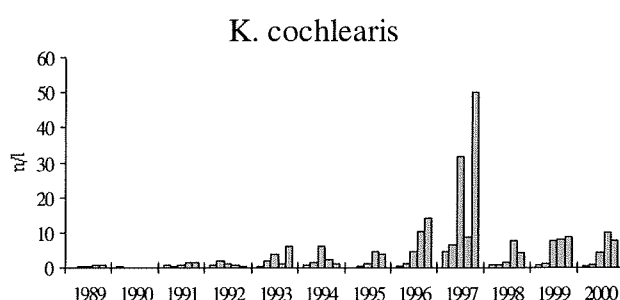
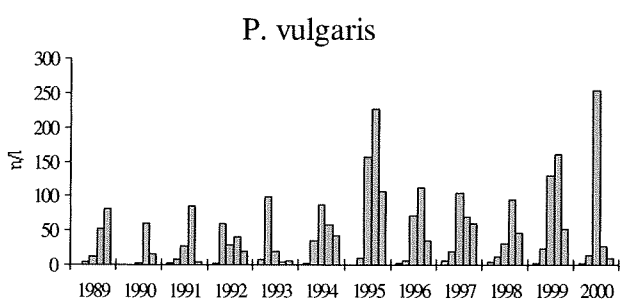
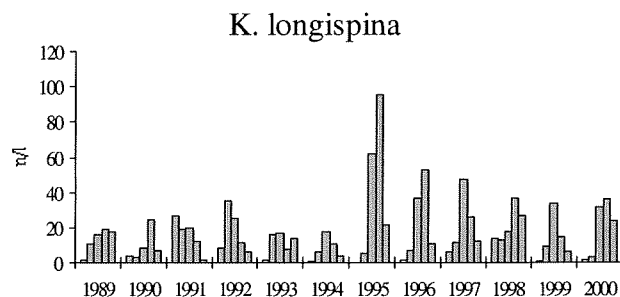
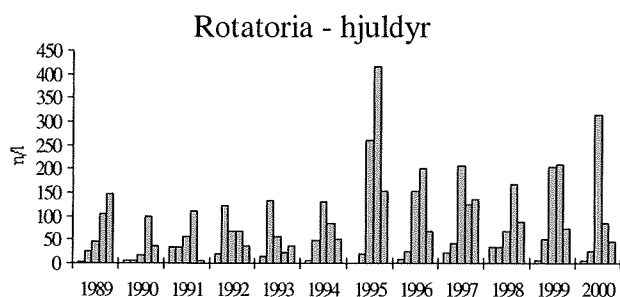
Det er ikke bare utviklingsforløpet som er forskjellig hos *D. longispina* mellom de enkelte årene, men også populasjonsstørrelsen. Den var særlig lav i 1989, 1993 og 1994 (< 1 ind./l) mens den var relativt stor i årene etter storflommen i 1995 (figur 6a). Tetthetene er imidlertid uansett små og overstiger normalt ikke 7 ind./l. Både 1992 og 2000, med



Figur 5 Tettheten (n/l) og andelen (%) av hjuldyr (Rot.), hoppekreps (Cop.) og vannlopper (Clad.) i dyreplanktonsamfunnet i Atnsjøen på St. B1, C1 og D1 i 2000



Figur 6a Tettheten (n/l) av hjuldyr og krepsdyr i Atnsjøen i perioden 1989-2000. Søylenes representerer prøvene fra henholdsvis juni, juli, august, september og oktober. Prøvene er tatt i begynnelsen av hver måned



Figur 6b Tettheten (n/l) av hjuldyr i Atnsjøen i perioden 1989-2000. Søylene representerer prøvene fra henholdsvis juni, juli, august, september og oktober. Prøvene er tatt i begynnelsen av hver måned

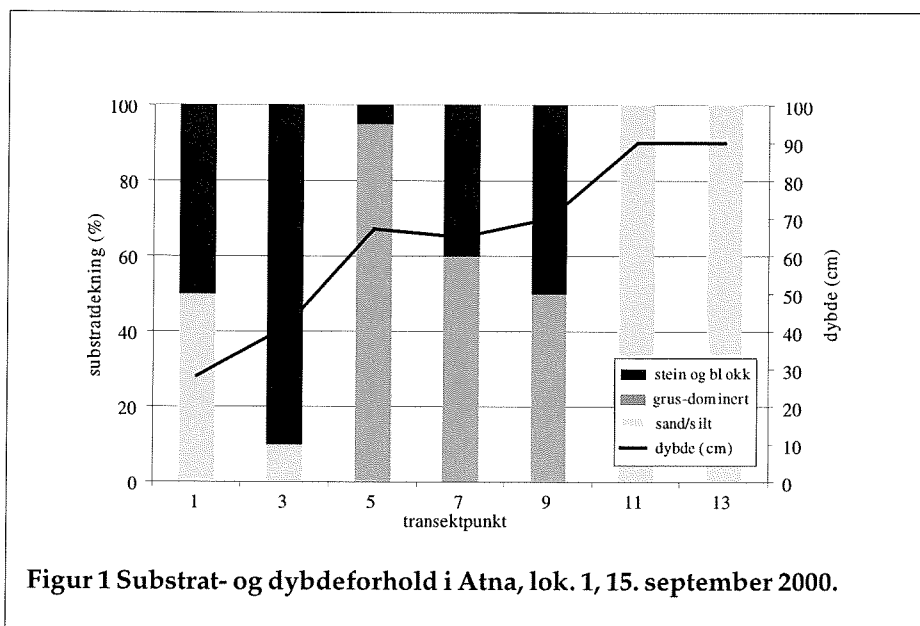
relativt høye tettheter, er karakterisert ved tidlig vår og rask oppvarming av epilimnion. Tettheten var også stor i 1995 men dette året var situasjon motsatt med sen vår og sen oppvarming. Sannsynligvis har

både temperaturen og næringsforholdene avgjørende betydning for populasjonsstørrelsen hos *D. longispina*. Det synes for øvrig å være liten korrelasjon mellom tetthet og reproduksjon hos *D. longispina*.

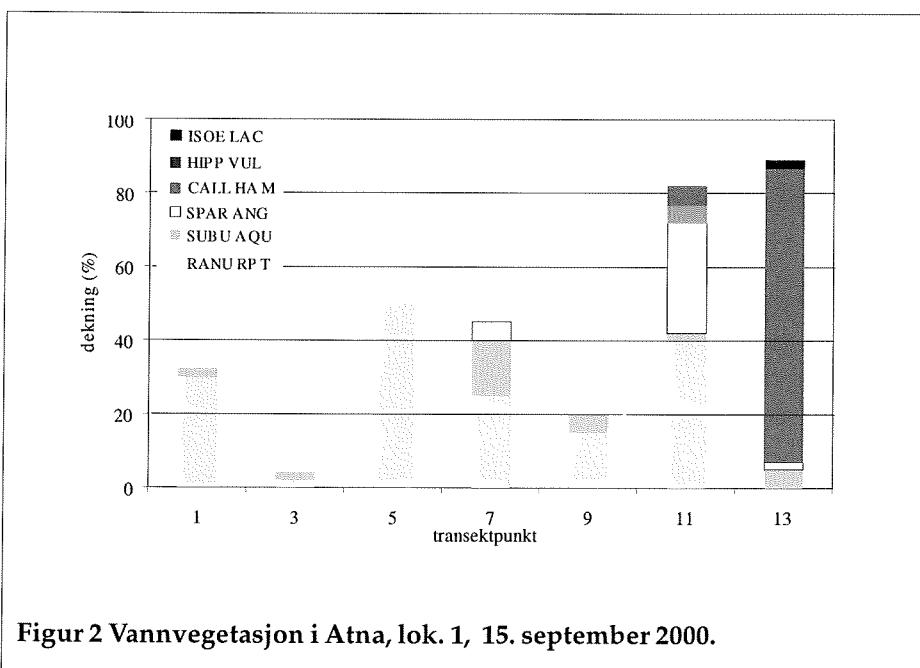
Resultatene fra 2000 ligger klart innenfor de variasjoner som er observert i Atnsjøen i perioden fra 1985 og fram til i dag, men planktontettheten er relativt stor.

Makrovegetasjon i Atnsjøen og Atna

Marit Mjelde, NIVA



Figur 1 Substrat- og dybdeforhold i Atna, lok. 1, 15. september 2000.



Figur 2 Vannvegetasjon i Atna, lok. 1, 15. september 2000.

Innledning

Undersøkelsen av vannvegetasjonen i Atnsjøen og en elvelokalitet i Atna ble foretatt den 14-15. september 2000. Dette er første gang det er foretatt regulære observasjoner av vannvegetasjon i Atnsjøen og Atna.

Ved undersøkelsen i Atnsjøen ble hele innsjøen befart med båt. Registreringer av vannvegetasjonen på elvelokaliteten i Atna ble foretatt i det sakteflytende øvre parti av elva. Lokaliteten ligger ca. 200m nedstrøms fossen ved utløpet av Atnsjøen, på østre side av elva, ca. 50m oppstrøms første elvesving.

Alle dyp angitt i resultater er gitt i forhold til aktuell vannføring og vannstand ved observasjonstidspunktet.

Resultater og diskusjon

Atnsjøen

Totalt ble det registrert 13 arter i vannvegetasjonen (tabell 1). De fleste av disse er blant de vanligste i norske næringsfattige og kalkfattige innsjøer.

Det meste av strandområdene i Atnsjøen er nokså brådype, med stein som dominerende substrat ut til 1-1.5m dyp. Bare rundt utløpet i sør og i innløpsområdet i nord fantes større områder med finkornet substrat. Sandbankene i nord er stort sett for ustabile for vegetasjonen. Utløpsområdet er noe dypere og substratet ser her ut til å være mer stabilt.

Stivt brasmegras (*Isoetes lacustris*) var den dominerende planten i innsjøen, og dannet nærmest heldekkende matter på fint substrat fra ca. 1-2 m dyp og ut til 4-5m. Mindre forekomster av mjukt brasmegras (*Isoetes echinospora*) ble bare funnet på grunt vann ved utløpet. I indre deler av strandsona både ved innløpet i nord og ellers i innsjøen der substratet var stabilt og forholdsvis finkornet, fantes store forekomster av evjesoleie (*Ranunculus reptans*) og sylblad (*Subularia aquatica*). Artene var vanlige ut til 1.5-2m dyp.

Den vanligste langskuddsplanten i innsjøen, tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*), fantes som spredte tuer på 1-2m dyp i store deler av innsjøen, samt med store og frodige bestander på 1.5-2m dyp i utløpsområdet. I dette området dannet også hesterumpe (*Hippuris vulgaris*) og storvassoleie (*Ranunculus peltatus*) store og frodige bestander. Vannstanden på observasjonsdagen var forholdsvis høy slik at vassoleie-

Tabell 1 Vannvegetasjonen i Atnsjøen 14-15. september 2000.

Mengdeangivelse:

1=sjelden, 2=spredt, 3=vanlig, 4=lokalt dominerende, 5=dominerende.

Livsformgrupper/Latinske navn	Norske navn	forekomst
ISOETIDER (kortsukksplanter)		
<i>Isoetes echinospora</i>	mjukt brasmegras	1-2
<i>Isoetes lacustris</i>	stivt brasmegras	5
<i>Ranunculus reptans</i>	evjesoleie	3
<i>Subularia aquatica</i>	sylblad	4
<i>Juncus bulbosus</i>	krypsiv	2
ELODEIDER (langskuddplanter)		
<i>Callitriche hamulata</i>	klovasshår	2-3
<i>Callitriche palustris</i>	småvasshår	2
<i>Hippuris vulgaris</i>	hesterumpe	2
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	tusenblad	3
<i>Ranunculus peltatus</i>	storvassoleie	3
NYMPHAEIDER (flytebladsplanter)		
<i>Sparganium angustifolium</i>	flotgras	4
<i>Sparganium cf. hyperboreum</i>	fjellpiggnopp	1-2
KRANSALGER		
<i>Nitella opaca/flexilis</i>		2
totalt antall arter (karplanter+kransalger)		13

blomstene var delvis neddykket. Flere av eksemplarer hadde intermedieære blad, noe som muligens kan indikere hybridisering, eller en morfologisk tilpasning hos enkelte vasssoleie-arter. Vasssoleiene i Norge er imidlertid under revisjon, slik at dette forhåpentligvis vil bli klarlagt på et senere tidspunkt. Kransalgen *Nitella opaca/flexilis*, klovasshår (*Callitriche hamulata*) og storvasssoleie dannet små bestander på ca. 1m dyp i sørvest. *Nitella opaca/flexilis* fantes dessuten i marbakken på 4-5m dyp. Enkelte tuer med krypsiv (*Juncus bulbosus*) ble observert på ca. 1m dyp ved innløpet.

Flotgras (*Sparganium angustifolium*) dannet tildels store

bestander på grunt vann særlig i innløpsområdet i vest og i utløpsområdet, men også langs nordre og søndre strand der substratet var finkornet. Få av flotgrasforekomstene var i overflaten, de fleste fantes som 20-30cm lange skudd eller som små rosetplanter på bunnen.

I tillegg hadde vannmosene stedvis frodig forekomst, dominert av kjølelvemose (*Fontinalis antipyretica*) og klomose (*Drepanocladus* sp.). Kjølelvemose ble blant annet registrert sammen med kransalgen *Nitella opaca/flexilis* i marbakken på 4-5m dyp.

Artsantallet i Atnsjøen ligger innenfor det som er normalt for

upåvirkede innsjøer i samme vegetasjonssone og arealkategori (Mjelde, unpubl.). Innsjøer med høyere kalsiuminnhold har jevnt over høyere artsantall.

Dybdeutbredelse av vannvegetasjonen er foreløpig ikke inkludert, men ut fra siktedypsregistreringer på rundt 8.5 m er det grunn til å tro at kransalgevegetasjonen kan vokse ned til 8-10m, mens nedre grense for stivt brasmegras nok går grunnere, anslagsvis 4-6m dyp. Maksimal dybdegrense for stivt brasmegras i Skandinavia er oppgitt til ca. 7m dyp (Rørslett & Brettum 1989).

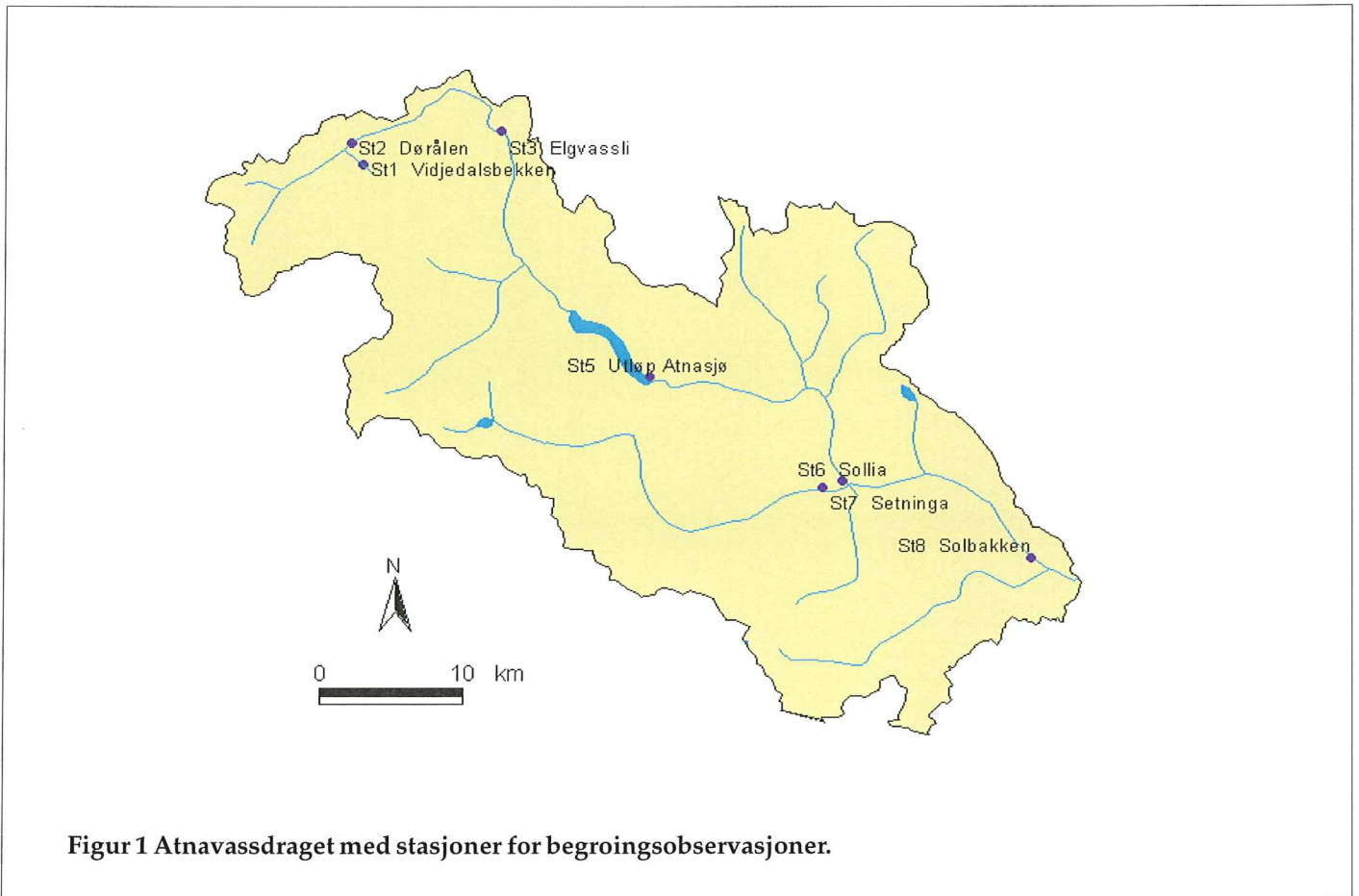
Atna, nedstrøms utløp Atnsjøen
Substratforholdene varierer på lokaliteten, med finest substrat i området som er permanent neddykket mens grus dominerer i grunnere områder som er mer erosjonsutsatte (figur 1). Dessuten forekommer enkelte store blokker og stein i området.

Fordeling av vannvegetasjonen langs transektet er illustrert i figur 2. I tillegg dannet helofytten elvesnelle (*Equisetum fluviatile*) en smal sone innerst ved land, med dekning på hhv. 40 og 10% ved de to innerste transektpunktene.

Dekningen av vannvegetasjonen er størst i ytre del av transektet, hvor erosjonen både på planter og substrat er minst. Isoetiden evjesoleie (*Ranunculus reptans*) dominerer de indre 10m av transektet, til 70-80cm dyp. Arten er en ettårig art som tåler både tørrlegging og svingninger i vannstand. Stivt brasmegras (*Isoetes lacustris*) ble så vidt observert i ytre del av transektet, på 90cm dyp. Dette området er nok permanent vanddekket og forekomsten av arten er sannsynligvis større lenger ut. Hesterumpe (*Hippuris vulgaris*), som ofte har store forekomster i forbindelse med næringstilsig, dominerte i ytre del av transektet.

Begroing i Atna

Eli-Anne Lindstrøm og Stein W. Johansen, NIVA



Innledning

Atnavassdraget med stasjonsplassering for begroingsobservasjoner er vist i Figur 1. Gamle og nye stasjonsbetegnelser er vist i Tabell 1.

Prøveprogram og dato for prøvetaking i 2000 er vist i Tabell 2. Det tas prøver 2 ganger per år, fortrinnsvis i juni og september. Det samles kvalitative prøver og gjøres manuelle transektobservasjoner i felt, og tas undervannsfoto på noen stasjoner. I 2000 er alt materialet bortsett fra fotodokumentasjonen bearbeidet.

Når det gjelder mengdemessige forhold gjøres en viss dobbeltregistrering i felt med både undervannsfotografering og manuelle transektanalyser av makroskopiske begro-

ingselementer. Erfaringene så langt tilsier at dette på sikt vil gi nyttig informasjon om hvilke metoder som egner seg i elver av ulik størrelse og med ulike fysiske/hydrologiske forhold. Den lengste måleserien i Atnavassdraget er fra 1990, denne er basert på manuelle observasjoner i felt og har sånn sett stor verdi som langtidsserie. I denne utgaven av rapporten presenteres data fra manuelle målinger i transekter.

Resultater og diskusjon

Artssammensetning
Primærtabell 2 til 3 viser artssammensetning av begroing på 7 stasjoner vår og høst i 2000. Begroingssamfunnet var som tidligere preget av organismer som trives i næringsfattige vassdrag. Det ble ikke registrert vesentlige endringer i

artssammensetningen i 2000 i forhold til perioden 1986-1999 (Lindstrøm 1989, Lindstrøm og Johansen 1997, Lindstrøm og Johansen 2000).

Stor stabilitet mht. artsinnhold illustreres i Tabell 3, som viser *karakterarter* (arter som opptrer regelmessig og har markert forekomst) av trådformede grønnalger på 6 lokaliteter i Atnavassdraget. Helt siden begroingsundersøkelsene startet i 1986 har i alt vesentlig de samme karakterarter opptrådt på den enkelte stasjon.

Tabell 3 illustrerer også de markerte endringer i artssammensetning, i dette tilfellet karakterartene i grønnalgesamfunnet, som skjer fra øverst til nederst i vassdraget. Dette

Tabell 1 Tidligere og nye stasjonsbetegnelser i Atnavassdraget.

Tidligere stasjonsbetegnelse	Ny fra 1997
st.4 Vidjedalsbekken	st.1 Vidjedalsbekken
st.1 Dørålen	st.2 Dørålen
st.2 Elgvassli	st.3 Elgvassli
st.5 Utløp Atnasjø	st.5 Utløp Atnasjø
st.6 Oppstrøms Setninga	st.6 Sollia
st.7 Setninga	st.7 Setninga
st.3 Solbakken	st.8 Solbakken

Tabell 2 Begroingsobservasjoner/-prøver samlet i Atnavassdraget i 2000.

Stasjon	St.1	St.2	St.3	St.5	St.6	St.8	St.7
Dato:	Vidjedals- bekken	Dørålen	Elgvassli	Utløp Atnasjø	Oppstrøms Setninga	Solbakken	Setninga (sidevassdrag)
12-13.07	B T*	B T F	B T F	B T F	B T F	B T F	B T F
14-15.09	B T*	B T	B T	B T	B T	B T	B T

T*: elven så smal at det ikke gjøres transektanalyser i egentlig forstand.

B: kvalitative prøver og avskrap av stein.

T: manuell mengdevurdering/transektanalyser.

F: undervannsfotografering

Undervannsfotografering er heller ikke mulig

er etter alt å dømme et resultat av naturgitte endringer i klima, hydrologi og vannkjemi langs elvestrengen.

I de senere årene er det observert noen endringer i grønnalgesamfunnet. På stasjonen øverst i vassdraget, Vidjedalsbekken, ble *Prasiola* og *Spirogyra a* observert 2-3 ganger i årene 1998-2000. Disse er derfor oppført som mulige nye karakterarter av grønnalger på denne stasjonen, se Tabell 3. Som tidligere vokser grønnalgene på denne stasjonen bare i elvekanten på solsiden av elva, der vannet varmes opp i perioder. De 3 grønnalgene som ble observert på st. 3 Elgvassli for første gang i 1997-99 ble ikke observert i 2000 og anses inntil videre som tilfeldige funn. Sen prøvetaking, etter 1. juli, i årene 1996-2000 er muligens en viktig årsak til den markerte forekomsten av grønnalgen *Drapharnaldia glomerata* i nedre del av hovedvas-

sdraget om våren. Den er allikevel oppført som mulig ny karakterart på stasjonene nederst i vassdraget etter 1997. *Spirogyra majuscula* ble oppført som karakterart på Solbakken for første gang i 1997, den ser nå ut til å være etablert som karakterart på denne lokaliteten.

Artsmangfold

Figur 2 (venstre) viser artsantall av cyanobakterier og grønnalger i høstprøver på seks stasjoner i perioden 1986-00. Fra vassdragets øvre til nedre deler skjer en markert økning i mangfoldet. Økningen er størst for grønnalgene som i snitt har 8 ganger høyere mangfold på nedre stasjon (Solbakken) enn på øvre (Vidjedalsbekken). For cyanobakteriene er økningen noe mindre, her dobles artsantallet fra øvre til nedre stasjon.

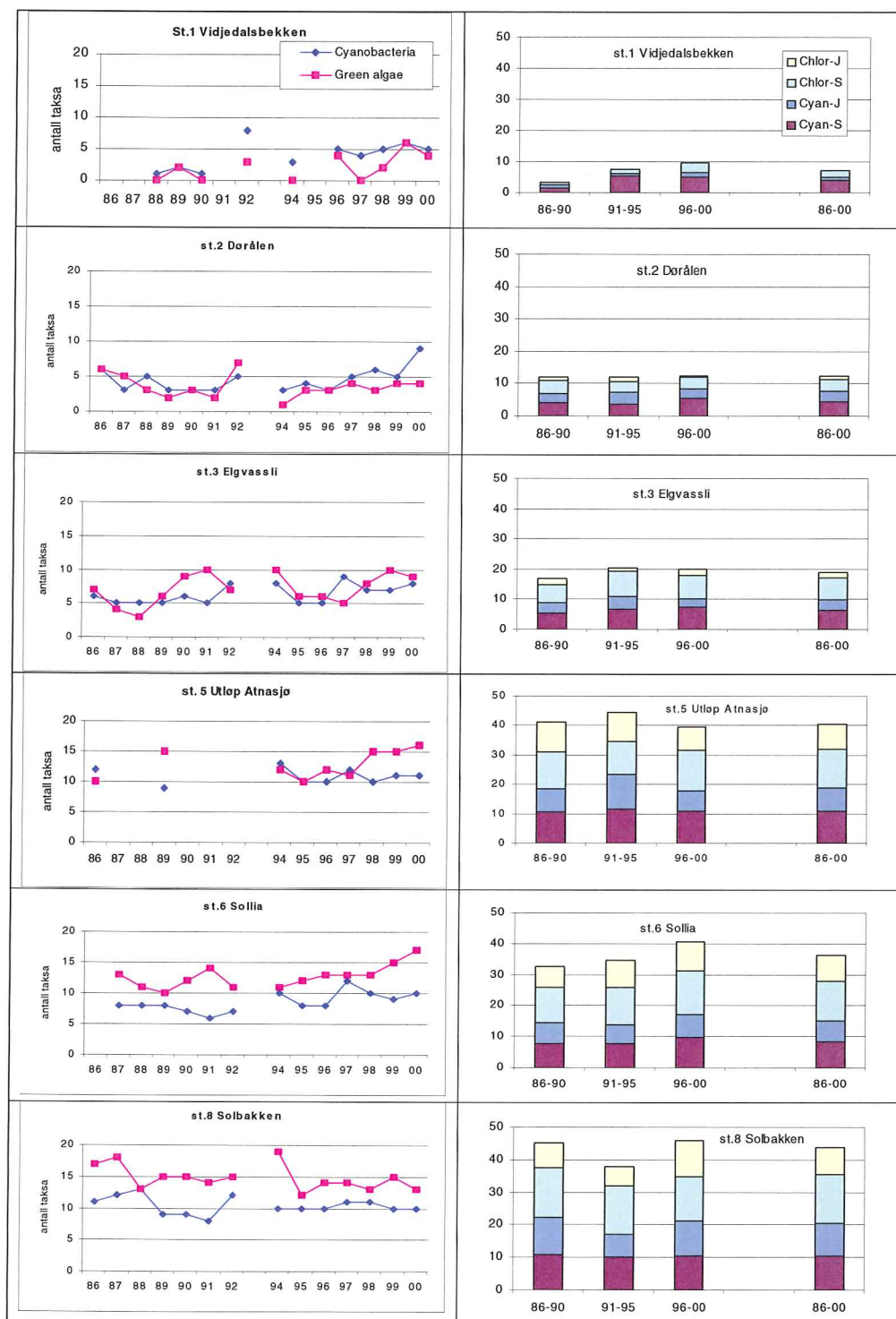
Artsmangfoldet på den enkelte stasjon viser stor stabilitet fra år til år.

Figur 2 (høyre) viser midlere artsantall av cyanobakterier og grønnalger i tre 5-års perioder, samt middelerverdier for hele 15-årsperioden. Her er både data for vår- og høstprøver tatt med. Med et mulig unntak for den øverste stasjonen, Vidjedalsbekken, er det så langt ikke mulig å spore noen endring i artsmangfoldet i denne perioden. Dette skulle tilsi at det er mulig å etablere «normaler» for artsmangfold av begroingsalger på samme måte som for en del andre parametre med lange måleserier.

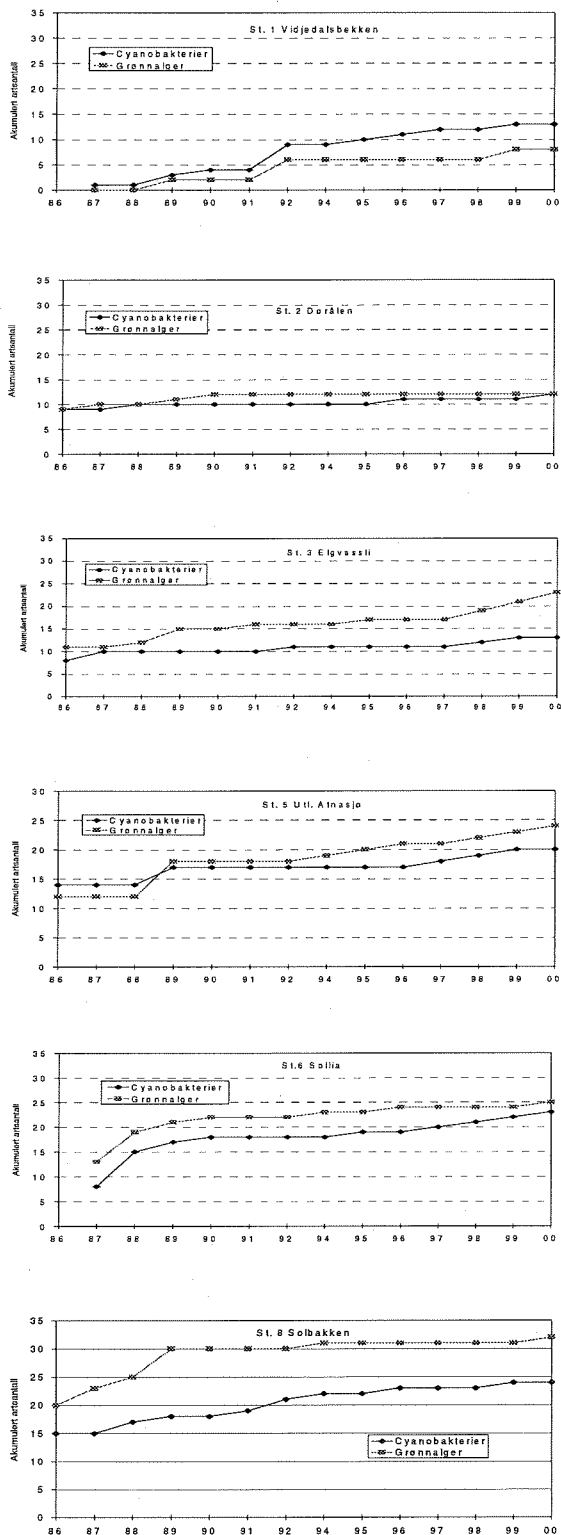
Figur 3 viser akkumulert artsantall i perioden 1986-99, på de samme seks stasjoner som vist i Figur 1. På ny demonstreres stor stabilitet mht. artsinnhold. På den enkelte stasjon har det riktignok vært en viss økning i akkumulert artsantall i løpet av perioden, men det er fremdeles klare forskjeller mellom stasjoner med høyt og lavt artsantall. Økningen i akkumulert artsantall ser ut til å være størst på den øverste stasjonen, st.1 Vidjedalsbekken, den stasjonen som i utgangspunktet har lavest mangfold.

Figur 4 viser tilsvarende data, som i Figur 2 og Figur 3, for artsmangfoldet i sidevassdraget Setninga, st.7. Som i hovedvassdraget det små forskjeller fra år til år og akkumulert artsantall øker ikke vesentlig etter noen års observasjoner på lokaliteten. Setninga viser noe lavere mangfold enn den nærliggende st. 6 Sollia i hovedvassdraget, se Figur 1 for stasjonsplassering. Selv om stasjonene ligger på samme høyde over havet er vanntemperaturen i Setninga vanligvis 1 til 2 grader lavere enn på st.6 Sollia. Dette og forskjeller i vannkvalitet (ikke så mye hydrologi) er trolig viktige årsaker til forskjeller i mangfold.

Mengdemessig forekomst
Utviklingen av mengdemessige



Figur 2 Artsantall av cyanobakterier og grønnalger på 6 stasjoner fra øvre (Vidjedalsbekken) til nedre (Solbakken) del av Atnavassdraget. *Til høyre:* artsantall per observasjon i september. *Til venstre:* middelverdier for J (juni/juli) og S (september) i tre 5-årsperioder og for hele perioden 1986-2000. NB! Ikke alle 5-årsperiodene har 5 observasjoner.



Figur 3 Akkumulert artsantall av cyanobakterier og grønnalger på 6 stasjoner fra øvre (Vidjedalsbekken) til nedre (Solbakken) del av Atnavassdraget i sept. i perioden 1986-2000.

forhold er beskrevet ved manuelle observasjoner i felt. Forekomst av trådformede grønnalger er brukt som eksempel. Figur 5 viser elveleiets prosent dekning av trådformede grønnalger ved høstobservasjonene i årene 1990-2000. På nytt bekreftes de markerte endringer som skjer langs Atnavassdraget. Den øverste st.1 Vidjedalsbekken har knapt noen tydelig begroing av trådformede grønnalger. Stasjonene nedstrøms, st.2 Dørålen og st.3 Elgvassli, har begge en liten, men regelmessig forekomst om høsten. For 10-års perioden 1990-1999 var gjennomsnittlig 0,9 % av elveleiet dekket ved Dørålen og 5,2 % ved Elgvassli. St.6 Solia som ligger i hovedvassdraget før samløp Setninga, har den høyeste dekningen, i snitt vel 15 %.

Selv om det har vært markerte variasjoner i grønnalgens dekningsprosent fra år til år ser den ut til å ligge innenfor et gitt intervall, forventet «normal», på den enkelte lokalitet. År 2000 lå innenfor 10-årsnormalen for perioden 1990-1999 på alle lokaliteter.

Også for mengdemessige forhold ser det ut til å sidevassdraget Setninga viser et litt annet mønster enn hovedvassdraget, Figur 5, men også her var år 2000 innenfor «normalen». Setninga har litt annen vannkjemi enn hovedvassdraget, bl.a. høyere kalsiuminnhold, og preges derfor av andre trådformede grønnalger enn hovedvassdraget, se Tabell 3. Disse ser ut til å ha en litt annen strategi mht. mengdemessige forhold. De er bl.a. ikke like avhengige av å ha moser som feste-/utgangspunkt for sin vekst, som de fleste trådalgerne i hovedvassdraget. På stasjonen øverst i vassdraget, st.1 Vidjedal, er det på grunn av liten vannhøyde (under 32 cm) ikke mulig å ta undervannsfoto. Derfor må en kun basere seg på manuelle observasjoner. Figur 6 viser resul-

Tabell 3 Artsantall og type av grønnalger som opptrer som karakterart "K" på seks stasjoner i Atnavassdraget i september. Arter angitt i parentes opptrer regelmessig, men ikke som utpreget karakterart. Data for 1986-96, 1997-99 og 2000. "Nye" karakterarter siden 1996 og 1999 angitt nederst. *: stasjon 7 flyttet og opprettet på ny i 1994.

Stasjon	St.1 Vidjedal	St.2 Dørålen	St.3 Elgvassli	St.6 Solli	St.7 Setninga	St.8 Solbakken sidevassdr.
Antall karakterarter i perioden:						
1986-96	0	1	2(3)	3(4)	*	5(6)
1997-99	0	1	2(4)	4	3(4)	6(7)
obs. i juni/juli 97-99				1 ny-vår	1 ny-vår	1 ny-vår
2000	(mulig 2 nye høst)	1	2(5)	5	4(5)	7(8)
Organisme - latinske navn:						
<i>Klebsormidium rivulare</i>		K	K			
<i>Microspora palustris var minor</i>			K			
<i>Bulbochaete</i> spp.				K		K
<i>Oedogonium</i> c (24-29µ)				K		K
<i>Mougeotia</i> d/e (25-32µ)				K		K
<i>Zygnema</i> (a & b?, 19-26µ)			(K)	K	K	K
<i>Microspora amoena</i>			(K)		K	(K)
<i>Spirogyra</i> (a & sp1?, 25-37µ)	(K)		(K)		K	K
<i>Ulothrix zonata</i>					(K)	
«nye» siden 1996:						
<i>Spirogyra cf. majuscula</i> (58-65µ)						K
<i>Draipharnaldia glomerata</i>				K-vår	K-vår	K-vår
				(ikke obs 2000)		
«nye» siden 1999:						
<i>Prasiola</i> sp.		(K)				

tater av manuelle mengdevurderinger av samtlige begroingselementer i årene 1990-00. Selv om det opptrer meget få makroskopisk synlige begroingselementer på denne stasjonen er det mulig å peke på noen typiske trekk i mengdemessige forhold som mer eller mindre gjelder for hele vassdraget:

det er stor stabilitet fra år til år mht. antall og type synlige begroingselementer, gjelder både vår og høst

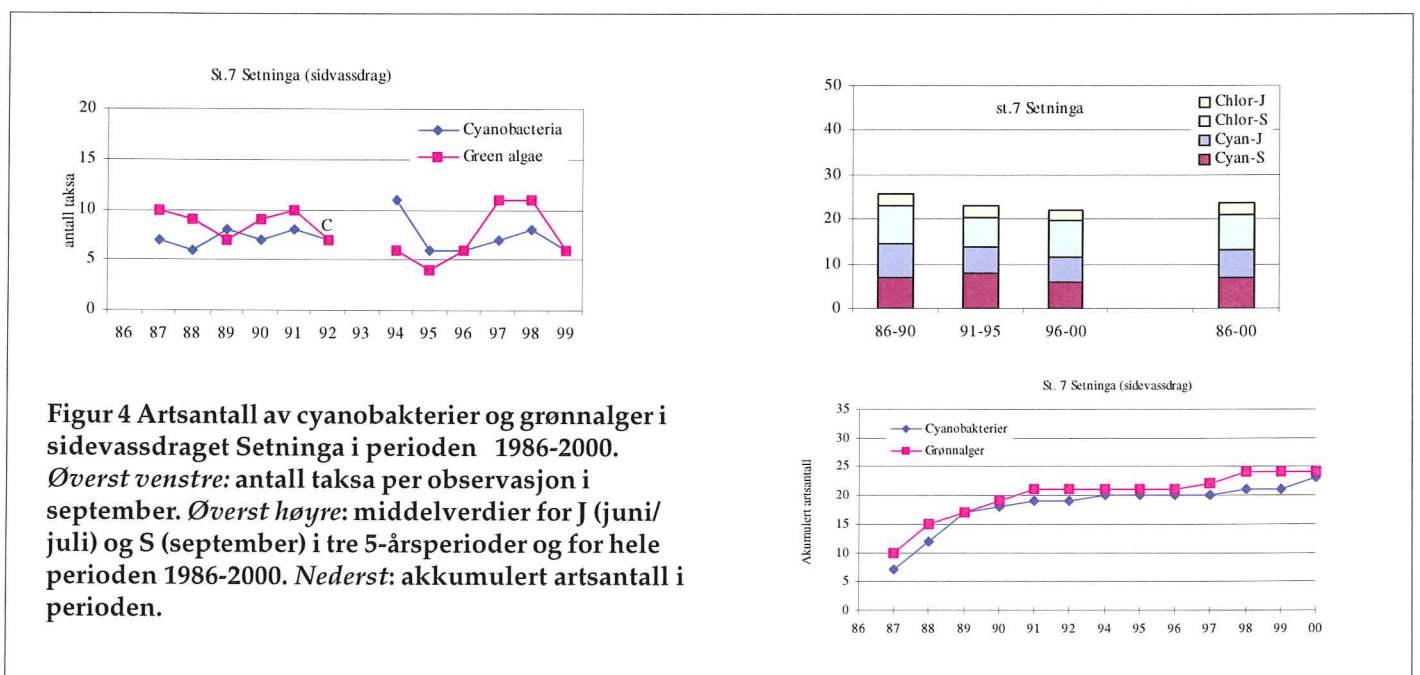
det er på den annen side stor variasjon i mengdemessig forekomst fra år til år

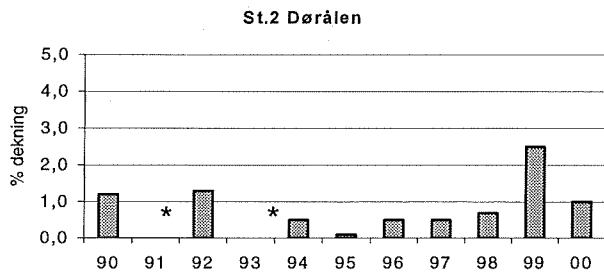
det opptrer også markerte årstidsvariasjoner i mengdemessig forekomst

for noen elementer skjer det dessuten en utvikling over tid som bl.a. kan knyttes til hydrologi og klima

noen elementer har bestemte områder i elva der de etablerer seg/har størst forekomst

Kommentarer til det enkelte begroingselement i Vidjedalsbekken er gitt i Figur 6.

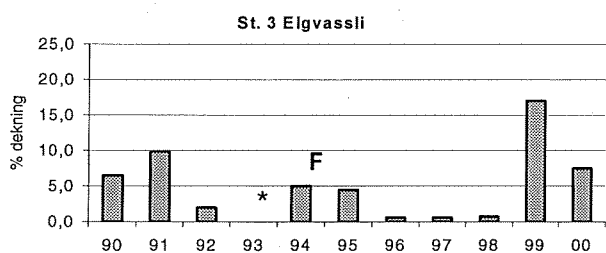




10 års "normal" 1990-1999:

	Juni	Sept.
middel	0,1	0,9
max	0,4	1,3
min	0,0	0,1
median	0	1,0

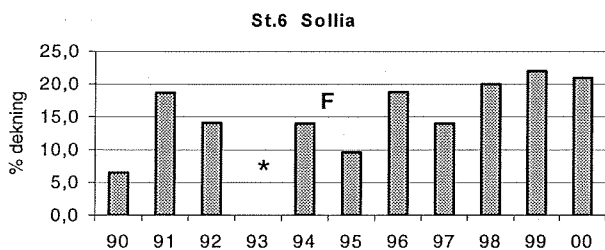
2000 0 0,1



10 års "normal" 1990-1999:

	Juni	Sept.
middel	0	5,2
max	0,2	17,0
min	0,0	0,6
median	0	5,0

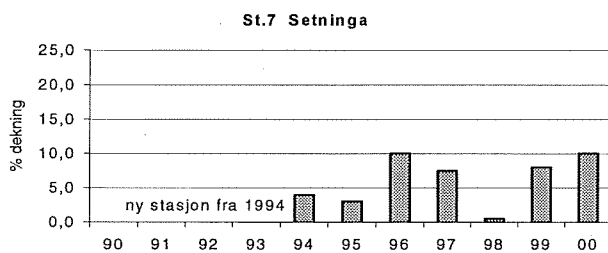
2000 0,1 7,5



10 års "normal" 1990-1999:

	Juni	Sept.
middel	1,0	15,3
max	2,0	22,0
min	0,0	6,5
median	1,0	14,0

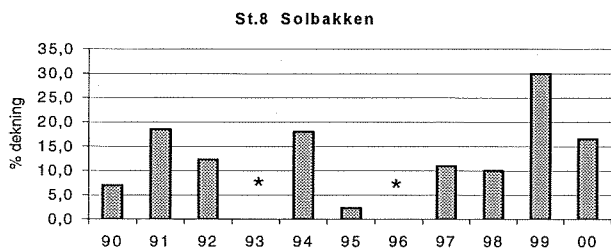
2000 12 21



10 års «normal» 1990-1999:

	Juni	Sept.
middel	0,7	5,0
max	2,0	10,0
min	0,0	0,5
median	0,5	5,8

2000 0,1 10



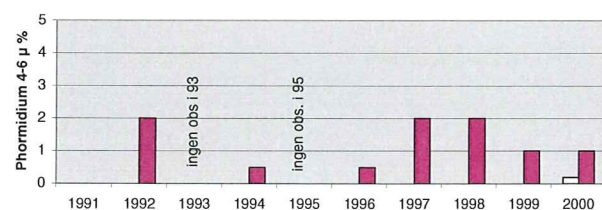
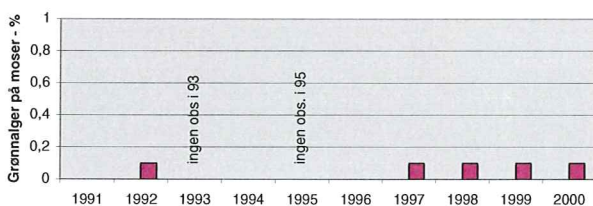
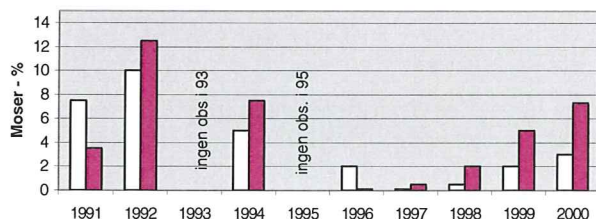
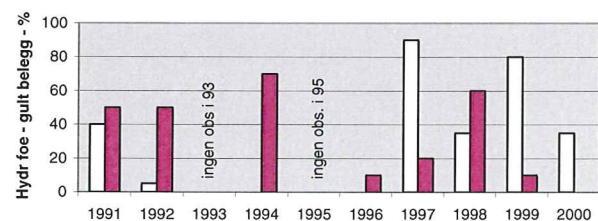
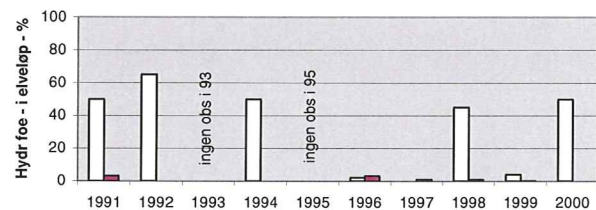
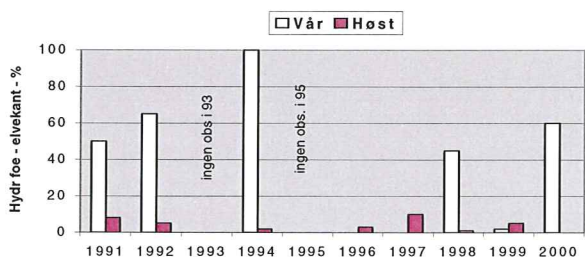
10 års "normal" 1990-1999:

	Juni	Sept.
middel	1,3	13,6
max	3,5	30,0
min	0,0	2,3
median	1,0	12,0

2000 13,0 16,5

Figur 5 Trådformede grønngalger: prosent dekning av elveleiet basert på manuelle målinger. Dekning i elvekant og elveløp slått sammen. 10-års "normaler" for middel, maks, min og median i høyre kolonne, samt data for 2000. Atnavassdraget, september 1990-2000.

*: ingen observasjon, F: basert på undervannsfoto. NB! Figurene har ulike skalaer for % dekning.



Vidjedalsbekken

Chrysophyceen *Hydrurus foetidus*:

- 2 former opptrer; fult utviklede planter og gulbrunt glatt belegg
- begge har svært varierende forekomst

- fult utviklede planter har størst forekomst om våren, kan enkelte år dekke 100% av elvekanten og noe mindre av elveleiet
- fult utviklede planter forekommer også om høsten, men da vesentlig i elvekanten

- gulbrunt belegg (fig. nederst) er omlag like vanlig vår og høst
- det er så langt ikke registrert hvordan endringer i forekomst av *Hydrurus* er knyttet til flom, temperatur eller liknende

Mosen *Hygrohypnum cf. alpestre*:

- gradvis oppbygging over flere år i stabile perioder, da fortrinnsvis i elvekant
- tilnærmet utradering under store flommer/bevegelser i elveleiet (95/96)
- økt størrelse/utbredelse av eksisterende planter fra vår til høst (hvis ikke flommer reduserer forekomsten)

Trådformede grønnalger:

- bare observert om høsten
- som enkelte små dusker på mose i elvekant, på solsiden
- øker *ikke* i takt med økende mosedekning, det skydes trolig den lave temperaturen som begrenser veksten av trådf. grønnalger

Cyanobakterien *Phormidium cf. autumnale* (4-6µ):

- bare observert om høsten
- som blågrønt belegg på stein i elveløpet
- har foreløpig ikke overskredet 2% dekning av elveleiet

Figur 6 Makroskopisk synlige begroingselementer på st.1 Vidjedalsbekken. Prosent dekning basert på manuelle målinger i juni/juli og september 1991-2000. NB! Figurene har ulik skala for dekning

Bunndyr i Atnsjøen og Atna

Kaare Aagaard og Terje Bongard, NINA

Innledning

I 2000 ble det tatt 5 parallelle Surberprøver på de tre nederste stasjonene Solbakken, Vollen og Dørålseter på samme måte som i de foregående 11 år. I tillegg ble det tatt to parallelle sparkeprøver på øverste stasjon Vidjedalsbekken.

Prøver i Atnsjøen ble tatt på to stasjoner og to dyp. Dette innebærer dermed et sterkt redusert prøvetakningsprogram i Atnsjøen forhold til tidligere år. Prøvene ble tatt 27. juni og 7. september i 2000.

Resultater og diskusjon

Totalt antall dyr i prøvene fra Atna er vist i Tabell 1.

Sammensetningen av bunndyrgruppene viser normal variasjon fra foregående år.

Vidjedalsbekken i juli viste en kraftig oppblomstring av slekten *Pericoma* (sommerfuglmygg, Psychodidae). Dette er en vanlig

forekommende, men dårlig kjent tovingefamilie som har larver i ferskvann. Slekten har til nå tre påviste arter i Norge.

Fjærmygg ble påvist i ekstreme antall i juni 2000, særlig på de øverste stasjonene. En kraftig algevekst er sannsynligvis årsaken til de store tetthetene. Antall individer i hver sparkeprøve fra Vidjedalsbekken ble beregnet til mellom 6000 og 7000.

Ekte knott (Simuliidae) viser økende forekomst oppover langs vassdraget. Dette henger sammen med at larvene er avhengige av rikelig strøm for å filtrere næring fra vannet.

Døgnfluer og steinfluer

Døgnfluene dominerer i de lavere deler av elva, mens steinfluene øker i antall lenger opp i vassdraget, slik som påvist i tidligere år.

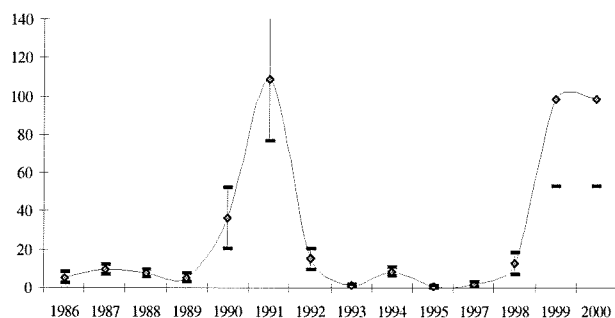
Eksempler på grafisk framstilling av svingningene i antall pr. Surber hos to av de vanligste artene, *Baetis rhodani* og *Diura nanseni*, er framstilt i figur 1. Figurene antyder at rapportperiodens resultat når det gjelder forekomst av de påviste artene er innenfor det totale innsamlede materialets gjennomsnittlige verdier.

I 1999 ble 10 av de tidligere påviste 13 arter døgnfluer funnet. I 2000 ble bare 6 arter påvist (Tabell 2). De fleste av de manglende artene har sitt maksimum i perioder som ikke blir dekket av en forsommerprøve og en høstprøve. Dette viser hvor viktig det er med flere spredte prøvetakingstidspunkter gjennom sesongen for å påvise artsinventar i biotoper. Å gi et godt bilde av artsmangfold og forekomst av artene er derfor svært vanskelig ut fra så få prøvetidspunkter.

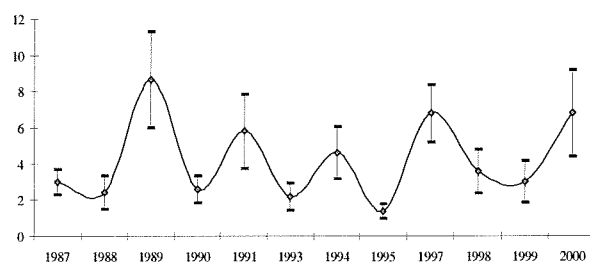
Tabell 1 Gjennomsnittlig antall bunndyr pr. Surberprøve fra Atna i 1997 til 2000.

Stasjon	Flatormer	Fåbørstemark	Døgnfluer	Steinfluer	Vårfluer	Fjærmygg	Sommerfuglmygg	Sviknott	Stankelbein	Knott	Andre tovinger	Elvebiller	Andre biller	Midd	Snegle	Div.
Solbakken	0,0	5,9	37,7	8,1	3,7	60,4	0,0	50,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	1,5
Solbakken	0,0	4,0	44,5	5,9	5,1	21,0	0,0	0,0	0,0	4,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,7
Solbakken	0,0	14,9	74,3	5,9	9,2	24,4	0,0	0,6	1,3	4,8	0,7	2,5	0,0	1,1	0,3	0,0
Solbakken	0,0	19,3	213,0	6,3	28,2	167,7	0,0	0,6	1,9	32,9	0,7	10,7	0,0	1,7	0,9	0,0
Vollen	0,0	0,1	92,9	5,3	2,3	113,7	0,0	35,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3
Vollen	0,0	0,3	83,3	11,5	3,2	42,1	0,0	0,0	0,0	7,5	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,8
Vollen	0,0	10,8	219,7	36,5	9,7	147,0	0,2	0,0	1,4	23,0	2,7	0,0	0,0	1,9	0,0	0,0
Vollen	0,1	5,1	173,0	17,0	8,7	257,2	0,0	0,0	4,1	86,3	1,9	0,0	0,1	3,6	0,0	0,0
Dørålseter	0,0	0,5	0,0	21,0	2,2	157,0	0,0	32,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,5	0,0	0,0
Dørålseter	0,0	12,1	0,0	16,4	5,3	191,7	0,0	0,0	0,0	102,1	0,0	0,0	0,0	5,9	0,0	5,6
Dørålseter	0,8	18,5	2,9	51,5	6,3	219,1	0,0	0,0	4,5	111,2	0,3	0,0	0,1	24,2	0,0	0,0
Dørålseter	1,6	4,9	1,0	31,9	19,5	364,0	0,0	0,0	1,4	422,0	0,0	0,0	0,0	7,4	0,0	0,0
Vidjedalsb.	0,0	0,0	0,0	2,6	2,1	328,1	0,0	5,6	0,0	7,5	0,0	0,0	0,3	0,9	0,0	3,3
Vidjedalsb.	0,0	3,9	1,3	0,9	1,7	177,9	0,0	0,0	0,0	52,7	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	16,2
Vidjedalsb.	0,1	4,1	0,4	7,7	16,7	636,7	281,9	0,0	13,5	198,6	0,1	0,0	0,1	7,1	0,0	0,0

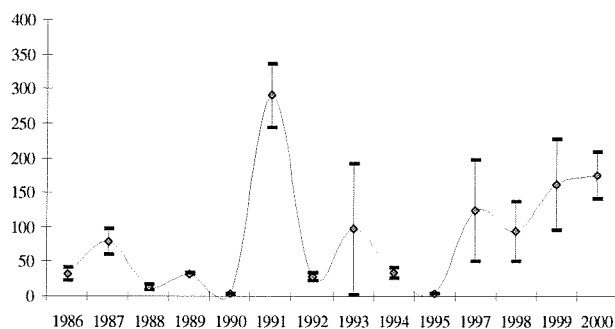
Baetis rhodani, Solbakken, juli



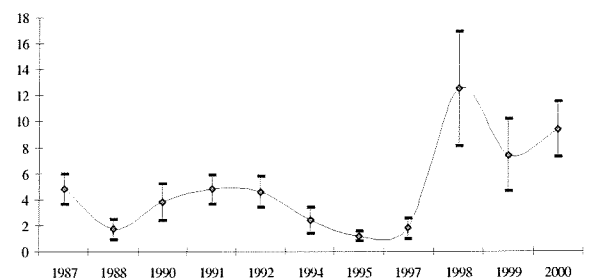
Diura nanseni, Solbakken, juli



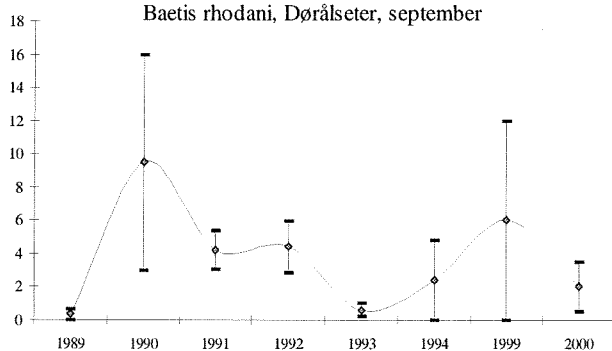
Baetis rhodani, Vollen, juli



Diura nanseni, Vollen, august



Baetis rhodani, Dørålseter, september



Figur 1 Forekomst i antall pr. Surberprøve for *Baetis rhodani* og *Diura nanseni* fra 1986 til 2000 for noen stasjoner og prøvetidspunkter.

Den dominerende arten er fremdeles *Baetis rhodani*. Som de foregående år ble det bare funnet enkeltexemplarer av denne arten øverst på stasjonene Vidjedalsbekken og Dørålseter. Nederst ved Solbakken er artsinventaret størst.

Arter som ikke er registrert de to siste årene, er vårarten *Ameletus inopinatus* og lavlandsartene innen *Siphonurus spp.* og *Leptophlebia spp.* Disse artene har i tillegg opptrådt i små antall tidligere år. Det er registrert 15 av totalt 24 arter

steinfluer i rapportperioden. Med så få prøvetidspunkter er det ikke mulig å si noe om tilstedeværelse eller forekomst av de artene som ikke ble registrert. Figur 1 viser årssvingningene i antall pr Surber for de vanligste artene.

Tabell 2a Døgnfluenymfer funnet i Atna i perioden 1986 – 2000.

* svært lave antall individer.

Stasjon:	Solbakken		Vollen	Dørålseter			Vidjedals-bekken				
	1986-1998	1999	2000	1986-1998	1999	2000	1986-1998	1999	2000	1986-1998	1999
Arter:											
<i>Ameletus inopinatus</i>	X			X			X				
<i>Siphonurus sp.</i>	*			*			*				
<i>Siphonurus aestivalis</i>				*							
<i>Baetis sp.</i>	X			X							
<i>Baetis rhodani</i> X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Baetis fuscatus/scambus</i>	X	X		*			*				
<i>Baetis muticus</i>	X	X	X	*			*				
<i>Baetis subalpinus</i>	X	X	X	X							
<i>Baetis lapponicus</i>	*							*			*
<i>Heptagenia sp.</i>	X										
<i>Heptagenia dalecarlica</i>	X	X	X	X		X					
<i>Heptagenia joernensis</i>	X	X		X			X				
<i>Heptagenia sulphurea</i>	*	*									
<i>Leptophlebiidae</i>	*										
<i>Ephemerella sp.</i>	X		X								
<i>Ephemerella auriivillii</i>	X	X	X	X		X	X				
<i>Ephemerella mucronata</i>	X	X	X								
Antall arter:											
(Forventet artsantall: 21)	13	9	6	9	1	3	7	2	1	1	2

Diura nanseni var igjen den vanligste arten nederst i elva. I de øvre delene kommer *Capnia*-artene inn, sammen med høyfjellsarten *Archynopteryx compacta*.

Nemurella pictetii er en art som økte i antall i løpet av prøveperioden. Den er tidligere bare registrert med enkeltindivider fra de to øverste stasjonene.

Vårfluer

Det er i rapportperioden funnet 17 av totalt 21 arter vårfluer i bunnprøver fra Atna. I hovedvassdraget er det funnet totalt 41 arter i både bunnprøver og flygefeller. Det er *Rhyacophila nubila* og *Apatania*-artene som dominerer. Artsdiversi-

teten er høyest nederst i vassdraget.

Innsamlingene i Atna representerer en av svært få langtidsserier med innsamling av insekter i Norge. Langtidsserier er prioritert av forskning og forvaltning fordi de kan gi empirisk bakgrunn for å avsløre naturlige og menneskeskaptede langtidsendringer i forekomster og artssammensetninger. Årlige rapporter blir derfor kun oppsummering av aktivitet og plassering av årets resultater i det generelle bildet som har avtegnet seg. Fluktuasjoner i forekomster og artssammensetninger gjennom prosjektets 13 år har vist hvor viktig det er å kartlegge naturlige svingninger og deres størrelse for bedre å

kunne fange opp og dokumentere eventuelle menneskeskaptede påvirkninger.

Det totale artsantallet i Atna øker med økende antall prøvetakingsår. Steinfluer fanges godt opp av metodene som brukes i ferskvann, slik at estimert artsantall og funnet artsinventar er godt sammenfallende. Denne rapportperioden viser hvor tilfeldig en ettårig undersøkelse kan slå ut for de ulike gruppene, med få prøvetidspunkter og betydelige metodebegrensninger. Årstidsvariasjoner, sen vår og kalde somre, kan føre til store endringer i artssammensetning og bringe bestanden av enkelte arter ned til nivåer som ikke lar seg registrere.

Tabell 2b Steinfluenymfer funnet i Atna i perioden 1986 – 2000.
 * svært lave antall individer. (I Vidjedalsbekken kun sparkeprøver i 2000).

Stasjon:	Solbakken		Vollen		Dørålseter			Vidjedals-bekken			
Tidspunkt:	1986-1999	1999	2000	1986-1999	1999	2000	1986-1999	1999	2000	1986-1999	1999
Arter:											
<i>Perlodidae</i>	X		X	X		X	X				
<i>Arcynopteryx compacta</i>							X	X	X		X (x)
<i>Diura nanseni</i>	X	X	X	X	X	X	X			X	
<i>Isoperla sp.</i>	X		X	X	X		X				
<i>Isoperla grammatica</i>	*			*	*	*					*
<i>Isoperla obscura</i>	*			X		X					
<i>Siphonoperla burmeisteri</i>	*			*							
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>	*	*	*	X	X	X			*		
<i>Brachyptera risi</i>				X	X		X			*	(x)
<i>Amphinemura sp</i>	X			X			*			*	
<i>Amphinemura borealis</i>	X		X	X			*			*	*
<i>Amphinemura sulcicollis</i>				*	*						
<i>Nemoura sp.</i>	X			X			X	X		X	X
<i>Nemoura cinerea</i>	*			*			*			*	*(x)
<i>Nemoura avicularis</i>				*							
<i>Nemurella pictetii</i>	*			*			X	X			X
<i>Protonemura meyeri</i>	*			X	X		X	X		*	*(x)
<i>Capnia sp.</i>	X			X			X			*	
<i>Capnia atra</i>	X	X		X	X		X	X		*	*(x)
<i>Capnopsis schilleri</i>				*							
<i>Leuctra sp.</i>	X		X	X			X				
<i>Leuctra digitata</i>	X			X			X	X			
<i>Leuctra fusca</i>	X	X		X	X			X			
<i>Leuctra nigra</i>	*			*							
<i>Leuctra hippopus</i>	*			*							
Antall arter:											
(Forventet artsantall 24)	15	4	5	18	8	4	10	7	2	6	8

Tabell 3 Gjennomsnittlig antall bunndyr pr. kvadratmeter i Atnasjøen 2000

	Stasjon	Dyp (m)	Antall bunndyr pr. kvadratmeter								
			Fåbørstemark	Igler	Mudderfluer	Vårfluer	Muslinger	Snegler	Vannmidd	Stankelbein	
27.06.2000	2	3	40	0	0	40	50	0	10	130	530
		15	580	0	10	0	840	0	0	0	1940
	5	3	40	0	10	30	0	30	0	0	960
02.09.2000	2	15	250	0	0	0	190	0	20	0	1630
		3	1330	10	0	0	190	10	0	0	2770
	5	15	1270	0	10	20	2370	0	0	0	1000
		3	80	0	10	20	0	0	0	0	180
		15	210	0	0	0	200	0	0	0	130

Atnasjøen

I det reduserte prøvetakningsprogrammet ble det bare tatt prøver på 3 og 15 m dyp på to stasjoner (Tabell 3).

Prøvene fra disse dypene domineres som vanlig av fjærmygglarver, fåbørstemark og muslinger. Antall individer fjærmygg og fåbørstemark per kvadratmeter på stasjon 2 er nå av samme størrelsesorden som de var i referanseperioden 1987-1988. Det samme gjelder for stasjon 5.

Fisk i Atnsjøen

Randi Saksgård og Trygve Hesthagen, NINA

Innledning

Hensikten med undersøkelsen er å følge fiskesamfunnene i Atnsjøen over tid for å dokumentere naturlige svingninger og om mulig årsaken til disse, og eventuelle endringer som skyldes forurensning. Det har vært prøvofisket i Atnsjøen hvert år siden 1985. Fiskebestanden i Atnsjøen består av røye, aure, steinulke og en sparsom forekomst av ørekyt. Huitfeldt-Kaas (1918) antar at røya har spredt seg naturlig til Atnsjøen. Dette gjelder nok også med all sikkerhet aure og steinulke. Ørekyt ble introdusert tidlig på 1960-tallet. Plassering av bunn garnstasjonene i Atnsjøen i figur 1.

Resultater og diskusjon

Tabell 1 viser det totale antallet av aure og røye som er fanget på bunn- og flytegarn i august 1985-2000. I epibentisk sone dominerer auren i littoralen (0-12 m dyp), mens tettheten av røye er størst i de dypere

områdene (12-35 m, figur 1). I perioden 1993-1996 økte imidlertid fangstutbyttet av røye i littoral sone, mens det var en tilsvarende reduksjon i fangstene av aure.

Undersøkelsen viser at fangstutbyttet av aure og røye i dette habitatet er omvendt proporsjonal, dvs at et stort fangstutbytte av aure gir et tilsvarende lavere fangstutbytte av røye. Vanntemperaturen har også en del å si for fangstene av aure og røye i Atnsjøen. Resultatene tyder på at røya forflytter seg inn i de mer produktive og varmere områdene av epibentisk sone (0-12 m) når tettheten av aure er lavere (Saksgård & Hesthagen unpubl. data). Det har vært en økning i fangstutbyttet av røye mellom 12-35 m dyp i undersøkelsesperioden, mens fangstene av aure har holdt seg på et stabilt lavt nivå. I dybdeintervallet 35-70 m har det bare blitt fanget en aure (1993), mens fangstutbyttet av røye har ligget under 5 individer per

innsatsenhet unntatt i 1991 og 1996. Røya dominerer fangstene i pelagisk sone, og her var det også en økning i fangstutbyttet i perioden 1993-1996 (figur 1). Pelagiske aure ble hovedsakelig fanget nær overflaten, mens røya var mer jevnt fordelt ned til 12 m dyp. Fangstene av pelagisk røye er signifikant korrelert med tettheten av dyreplankton, men ikke for aure (Saksgård unpubl. data). Det relativt store fangstutbyttet av røye i 1995 og 1996 kan være en indirekte effekt av flommen i Atnavassdraget våren 1995. Dyreplankton er røyas viktigste næringsdyr i begge habitatene i Atnsjøen (figur 7). Undersøkelser av dyreplanktonet i Atnsjøen i august 1995 viste en større tetthet av de fleste artene enn i tidligere år (Halvorsen pers. med.). Årsaken til dette er sannsynligvis en større tilførsel av organisk og uorganisk materiale som en følge av flommen. En økning i biomassen av dyreplankton kan derfor gi røya en bedre næringstilgang i denne perioden.

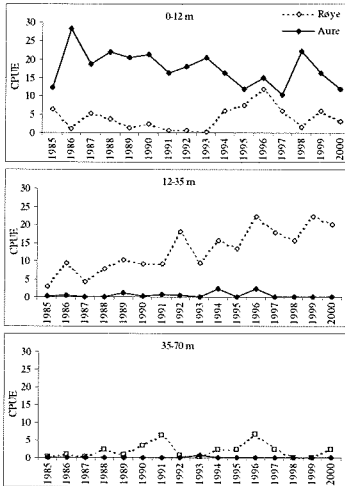
Tabell 1 Antall røye og aure fanget på bunn garn (BG) og flytegarn (FG) i Atnsjøen, august 1985-2000. Tall i parentes (1994-2000) er antallet fanget på stasjon 2 (se figur 1).

År	Røye		Aure	
	BG	FG	BG	FG
1985	37	318	38	52
1986	62	114	88	75
1987	43	114	56	34
1988	64	52	66	42
1989	68	161	68	43
1990	72	127	66	34
1991	76	60	53	29
1992	112	67	57	52
1993	57	69	64	9
1994	129 (46)	65	157 (13)	19
1995	193 (40)	116	61 (10)	32
1996	301 (58)	144	70 (14)	10
1997	146 (37)	63	84 (11)	8
1998	126 (18)	40	79 (21)	4
1999	126 (38)	39	102 (24)	13
2000	214 (32)	48	92 (10)	6
Totalt	1826 (860)	1597	1201 (659)	462

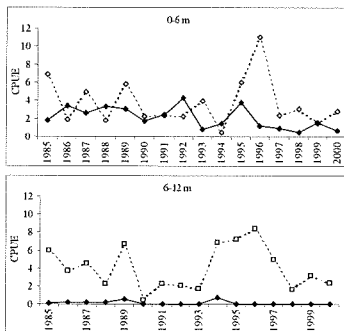
Hos både røye og aure var det en dominans av yngre fisk i epibentisk sone og av eldre individ i pelagisk sone (figur 2 og 3). Det synes å være en god og jevn rekruttering hos begge artene. Hos røye har 3-åringene dominert i bunn garnfangstene de fleste årene (figur 2). Fra 1985 til og med 1993 var det størst andel av 4- og 5-åringer blant pelagisk røye. I de påfølgende årene ble det imidlertid også fanget flere eldre individ. Dette kan skyldes at det er benyttet ulike garntyper i undersøkelsesperioden, men også at flytegarnfisket ble forbudt i 1993 slik at beskatningen av den relativt store pelagiske røya har avtatt.

Hos auren dominerte 2-4-åringer i epibentisk sone i de fleste årene (figur 3). I motsetning til røya er det ikke fanget aure eldre enn 8 år, unntatt i 1990 og 1992. Hos auren i

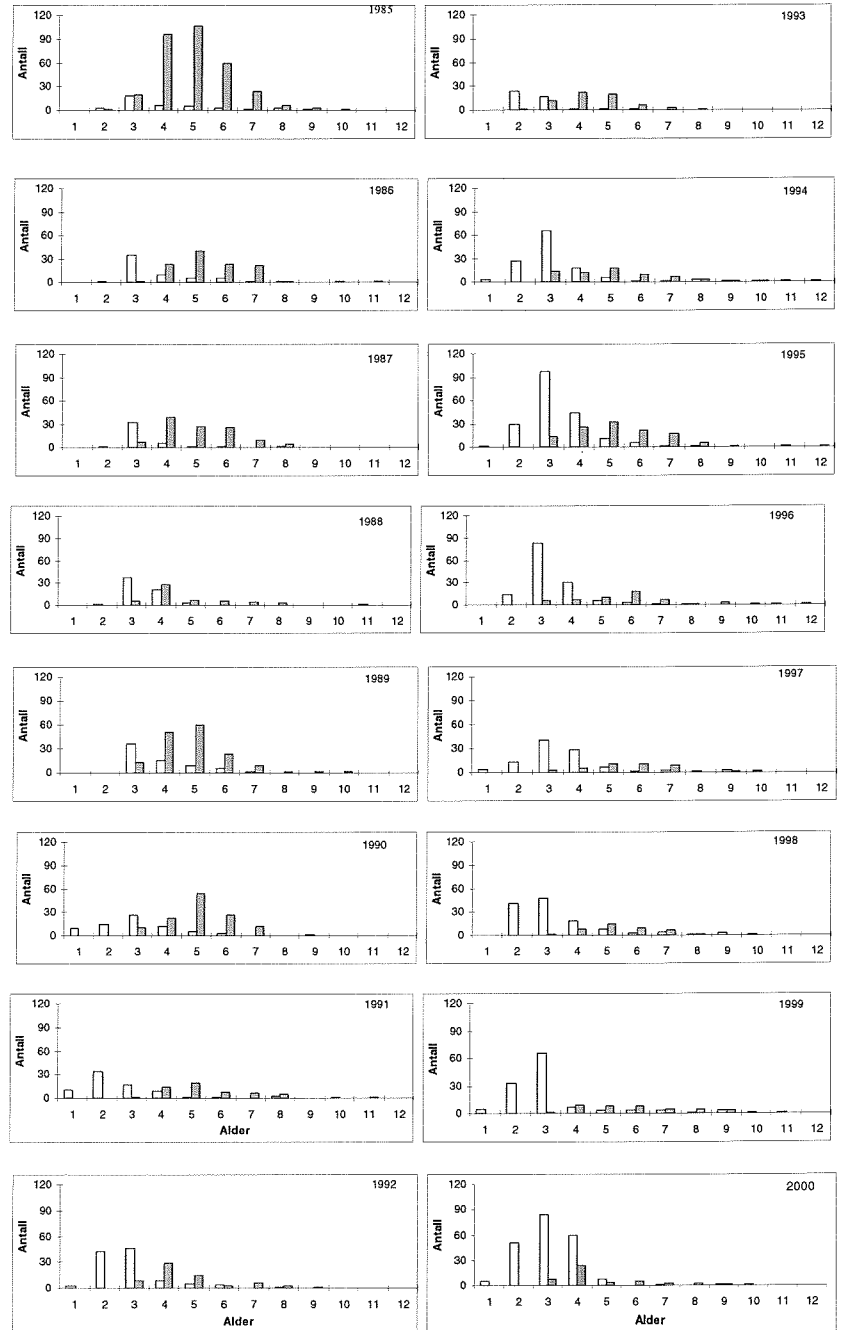
Epibentisk



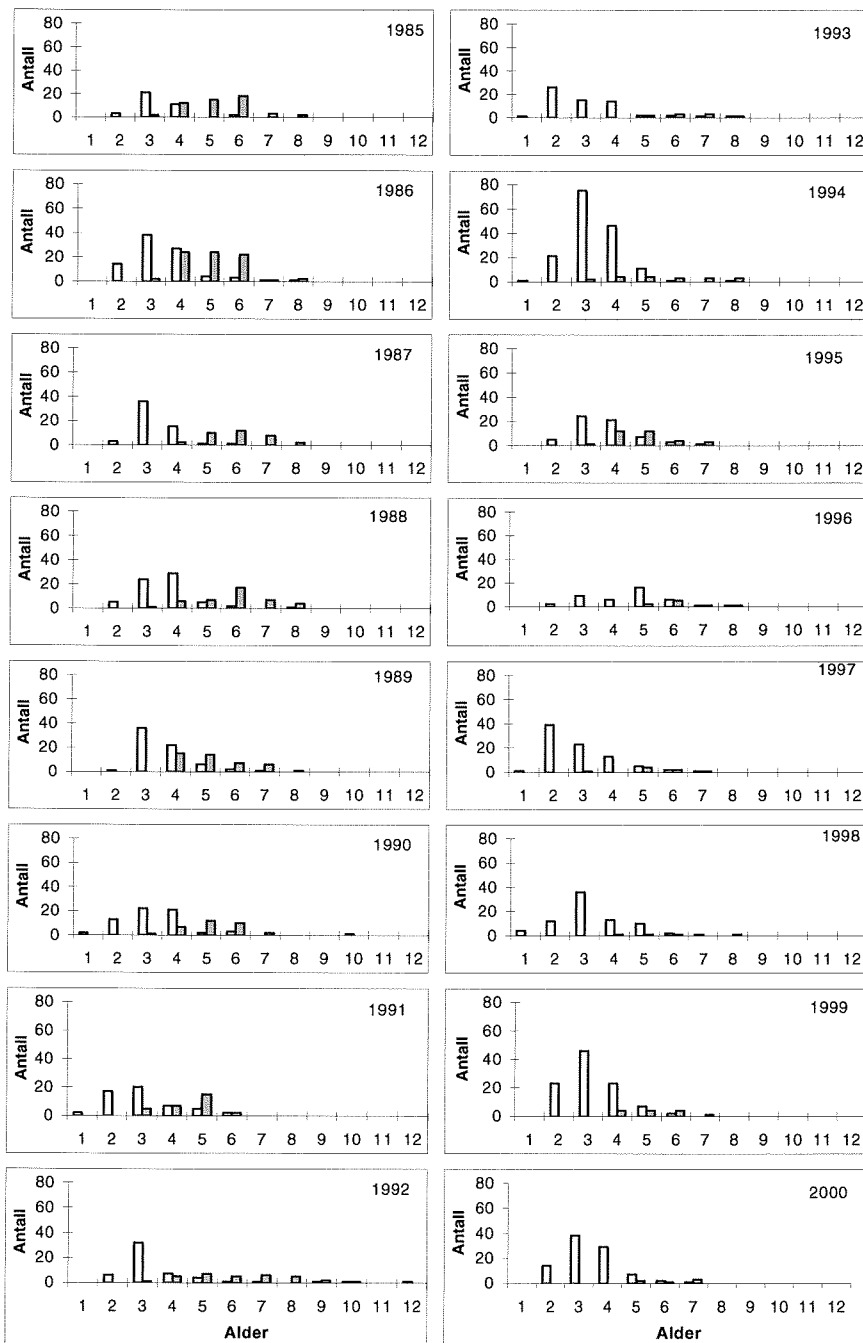
Pelagisk



Figur 1 Fangst av aure og røye per 100 m² garnareal i ulike dyp i epibentisk (bunn garn) og pelagisk (flyte garn) sone av Atnsjøen, august 1985-2000.



Figur 2 Aldersfordeling hos røye i epibentisk (lyse stolper) og pelagisk (mørke stolper) sone av Atnsjøen i august, 1985-2000.



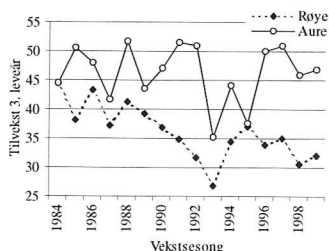
Figur 3 Aldersfordeling hos aure i epibentisk (lyse stolper) og pelagisk (mørke stolper) sone av Atnsjøen i august 1985-2000.

pelagisk sone var det en overvekt av 4- og 5-åringer, men fangstene har imidlertid vært lave i alle år (tabell 1).

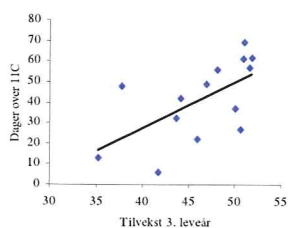
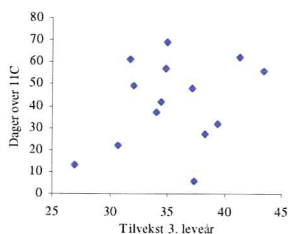
Tilveksten i 3. leveår viser til dels store årlige vekstforskjeller hos både aure og røye, og at auren har en større tilvekst enn røya (figur 4). Det er vanlig at røya har en dårligere vekst og også kjønnsmodnes senere enn auren (Elliott & Barody 1995). Dette kan skyldes at den blir fortrent av auren og må leve på dypere områder hvor temperaturen er lavere.

Hos røye var det en klar reduksjon i veksten fra 1988 til 1993, men har siden økt noe. Auren hadde en svært dårlig vekstsesong i 1993, og i motsetning til røye var dette også tilfelle i 1995. Veksten hos fisk er i stor grad bestemt av temperatur og næringstilgang, samt fiskens størrelse (Elliott 1976, Forseth & Jonsson 1994). Vi fant en klar sammenheng mellom tilveksten hos aure og antall dager over 10 og 11°C i Atnsjøen, men ikke for røye (figur 6). Det ble ikke funnet noen sammenheng mellom tilvekst hos røye og aure og antall dager over 7, 8, 9 og 12 °C. Undersøkelsen viser at ved å fjerne 1995-datasettet hos aure blir sammenhengen mellom tilvekst og temperatur enda sterkere ($r^2 = 0,56$). Resultatene tyder på at flommen i 1995 hadde en indirekte innvirkning på auren tilvekst.

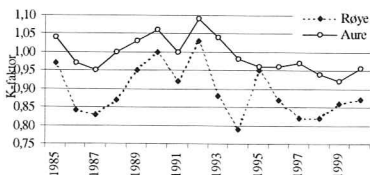
Kondisjonsfaktoren er beregnet for individer med en kroppslengde på 20 cm. Røya har en lavere K-faktor enn auren, og den var størst i 1992 for begge artene (figur 6). K-faktoren var synkrone for de to artene helt frem til 1994. I 1995 var både verdiene for K-faktor (figur 6) og tilvekst i 3. leveår (figur 4), så å si lik for de to artene. Dette tyder også på at flommen våren 1995 hadde en positiv innvirkning på røyas vekst, men ikke for auren. Som nevnt



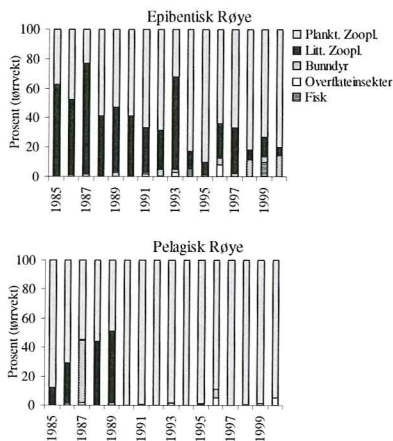
Figur 4 Årlig tilvekst hos røye og aure i Atnsjøen for årene 1984-1999, vist som tilbakeberegnet lengdevekst (mm) i 3 leveår hos 3+ fisk.



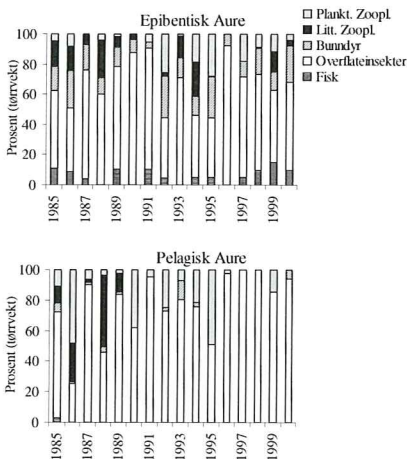
Figur 5 Antall dager over 11° C i gjennomsnitt og tilveksten i 3. leveår hos røye (A; $y=1,29x-4,11$, $R^2=0,09$, $p=0,1$) og aure (B; $y=2,23x-61,89$, $R^2=0,37$, $p=0,02$) i Atnsjøen, 1984-1999.



Figur 6 Kondisjonsfaktor for røye og aure (20 cm lang) fanget i Atnsjøen, august 1985-2000.



Figur 7 Mageinnhold i vektprosent (mg tørrvekt) hos røye fanget på bunngarn (epibentisk) og flytegarn (pelagisk) i Atnsjøen, august 1985-2000.



Figur 8 Mageinnholdet i vektprosent (mg tørrvekt) hos aure fanget på bunngarn (epibentisk) og flytegarn (pelagisk) i Atnsjøen, august 1985-2000.

tidligere kan en bedre næringstilgang for røya være en av årsakene til dette.

Næringsanalysene viser at røya nesten utelukkende har spist dyreplankton i begge habitatene (figur 7). I epibentisk sone var det en vekslende dominans av *Daphnia longispina*, som er en planktonisk art, og *Bosmina longispina*, som er vanlig både i pelagisk og littoral sone, fram til og med 1994. I epibentisk sone er *B. longispina* registrert i fiskemagene regnet som en littoral art, mens den i det pelagiske habitatet er regnet som en planktonisk art i næringsanalysene (se figur 7). I 1995 og 1996 har røya spist mest *Holopedium gibberum* (gelékreps), som er en planktonisk art, både i epibentisk og pelagisk sone. I pelagisk sone har *B. longispina* vært mindre viktig føde, mens innslaget av *Bythotrephes longimanus*, som også er en planktonisk art, og *D. longispina* vært større.

Auren har i hovedsak spist overflateinsekter i begge habitatene, og av dyreplankton dominerte *B. longimanus* (figur 8). I løpet av forsøksperioden hadde dyreplankton størst betydning i den pelagiske aurens diett i 1986 og 1995. Det ble også registrert mer *H. gibberum* i aurens mageinnhold i 1995. Dette skyldes sannsynligvis den økte tettheten av dyreplankton i Atnsjøen i denne perioden. *H. gibberum* har i de andre årene kun sporadisk blitt registrert i mageinnholdet hos aure. Fisk utgjorde lite av aurens diett og var nesten utelukkende registrert blant individ fanget i epibentisk sone.

Vikedalsvassdraget

Innledning
Hydrologi
Sedimenttransport
Kjemi
Begroing
Bunndyr og zooplankton
Fisk i Fjellgardsvatn

Innledning

Vikedalsvassdraget

Plassering av flytegarntasjoner og bunngarntasjoner i fiskeundersøkelse.



Figur 1 Vikedalsvassdraget med plassering av stasjoner for fiskeundersøkelser.

Nøkkeldata	Vikedalsvassdraget
Vassdragsnr.	038.Z
Kartreferanse:	1213-1, 1214-2
Kommuner:	Vindafjord (RO)
Areal neborfelt:	119,0 km ²
Spesifikk avrenning:	86,6 l/s/km ²
Middelvannføring utløp:	10,3 m ³ /s
Midlere årsnedbør	2816 mm
Store innsjøer:	Fjellgardsvatn
Vegetasjons-geografiske soner:	Sørboreal, mellom-boreal, noe lavalpin (vestlandstype)
Regulert:	Nei
Trusselfaktorer:	Langtransporterte forurensninger
Tettsteder over 2000 p.e.:	Ingen
Annet:	Kalket v. Låkafossen siden 1987

Vikedalsvassdraget har inngått i prosjektet "Forskigns- og referansevassdrag Forskref" siden 1995. Undersøkelsene har omfattet hydrologi, sedimenttransport, kjemi, zooplankton, begroing, bunndyr og fisk. Aktiviteter i Forskref-regi for 1996 er rapportert i Grøstad og Fagerlund (1999) og for årene 1997-1999 i Lindstrøm (under arbeid).

Annen overvåking i Vikedalsvassdraget: SFTs overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør og DNS kalkingsovervåking (SFT 1999, Fjellheim og Raddum 2001a&b, Kaste 2001a). Overvåkingen i Vikedalsvassdraget har et langsiktig preg.

Berggrunnen består vesentlig av sterkt omdannet grimmerskifer. Klimaet i området er oseanisk. Fra naturens side er vannkvaliteten utpreget næringsfattig. Nedstrøms Låkafossen øker næringsinnholdet noe. Vassdraget er forsuret.

Hydrologi

Ånund S. Kvambekk, NVE

Innledning

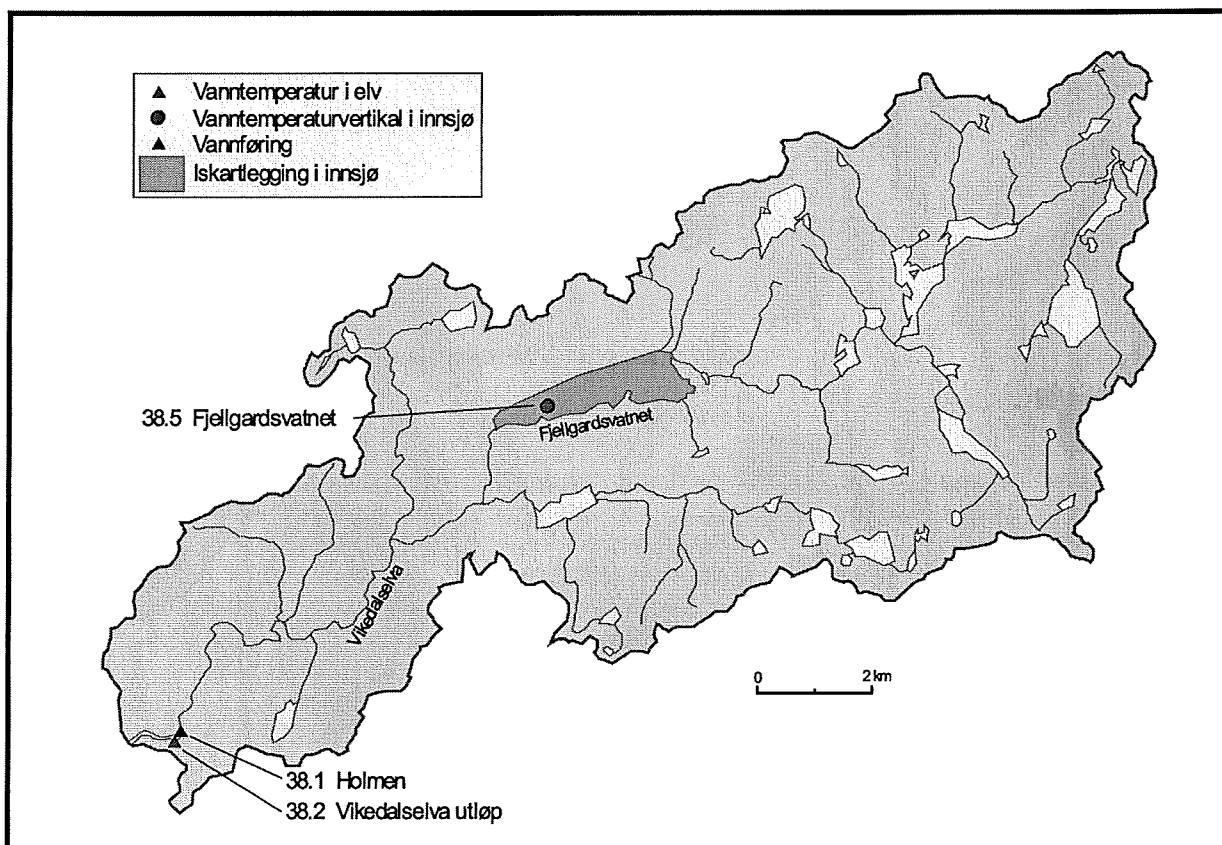
2000 var et svært mildt år med årsmiddel 1.7 °C over normalen. Vinteren og våren var mild med temperaturer 1-4 °C over normalen etterfulgt av en kald juni nesten 2 °C under normalen.

Sommeren hadde normale lufttemperaturer mens det på nytt var 1-4 °C varmere enn normalt fra september og ut året.

Første halvdel av året var svært vått med mellom 120 og 275 % av normalen i samtlige måneder. I august og september kom det bare halvparten av det normale. Juli var svært tørt

med kun 20 % av normalen, og gjennomgående lå nedbøren under normalen i siste halvdel av året. Året under ett kom det 112 % av normalen i Sauda.

Figur 1 viser plasseringen av målestasjonene for vannføring, vanntemperatur og iskartlegging. Målestasjonene var de samme som i 1999, men vanntemperaturmålingene ovenfor Fjellgardssvatnet er avsluttet.



Figur 1 Kart som viser stasjonsplasseringene.

Resultater og diskusjon

Vannføring

Figur 2 viser vannføringen ved Holmen nederst i Vikedalselva som døgnmiddelverdier. Den milde vinteren ga flere flommer og små snømengder slik at det ikke er mulig å skille ut noen vårflo. Det var dessverre målebrudd i februar og første halvdel av mars, og fra nedbørdataene ser vi at dette var en svært våt periode. Perioden er ifylt med informasjon fra nærliggende stasjoner. Den største observerte flommen kom 8. januar med $58 \text{ m}^3/\text{s}$, og minste vannføring ble $0.04 \text{ m}^3/\text{s}$ den 2. august. Årsmiddelvannføringen var $9.6 \text{ m}^3/\text{s}$ som er 86 % av middelveidien for perioden 1982-1998. I løpet av 2000 ble det registrert et totalavløp på 301.7 mill m^3 .

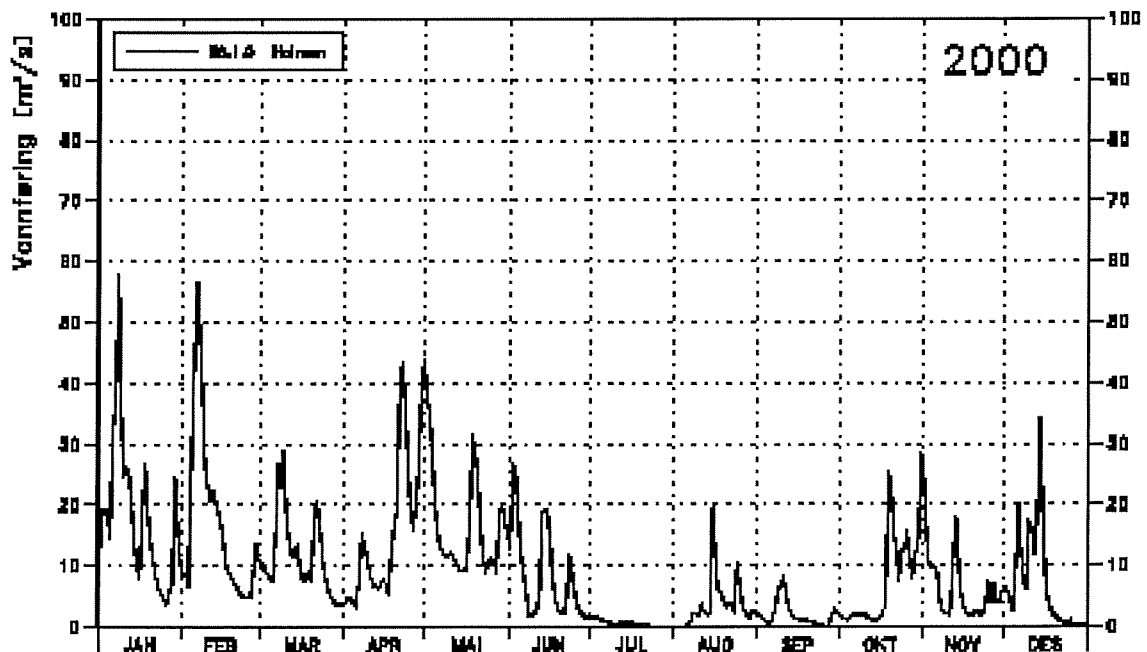
Vanntemperaturen

Figur 3 viser vanntemperaturmålingen nederst i Vikedalselva sammen med femdøgnsmidler for perioden med data (1993-2001). Vanntemperaturene var forholdsvis høye i mai og fra oktober og ut året. Også i perioder i januar og februar lå vanntemperaturen godt over det som tidligere er blitt observert. Juni var eneste måned hvor vanntemperaturen lå godt under "normalen". Fra vanntemperaturene ser det ikke ut til å ha vært nevneverdig islegging i Vikedalselva i vinteren 1999/2000.

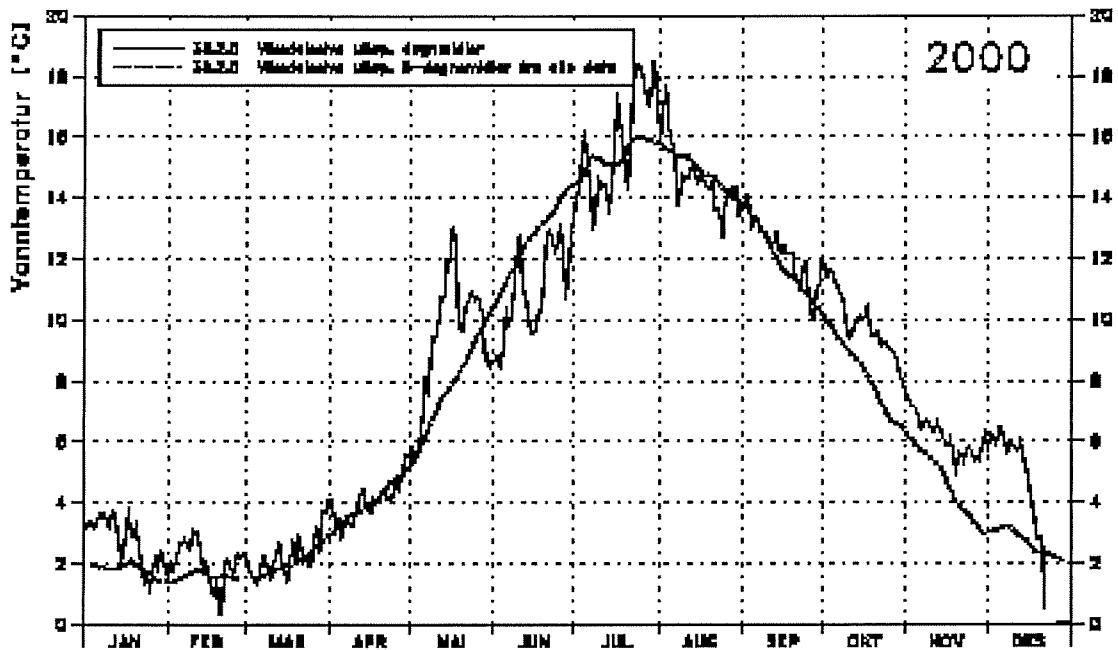
Temperaturvertikalen senkvinteren og sensommeren 2000 i Fjellgardsvatnet er vist i figur 4. Målingen er tatt litt sent på sommeren, så vi må anta at det har vært varmere i de øverste 10 meter tidligere på sommeren.

Isforhold

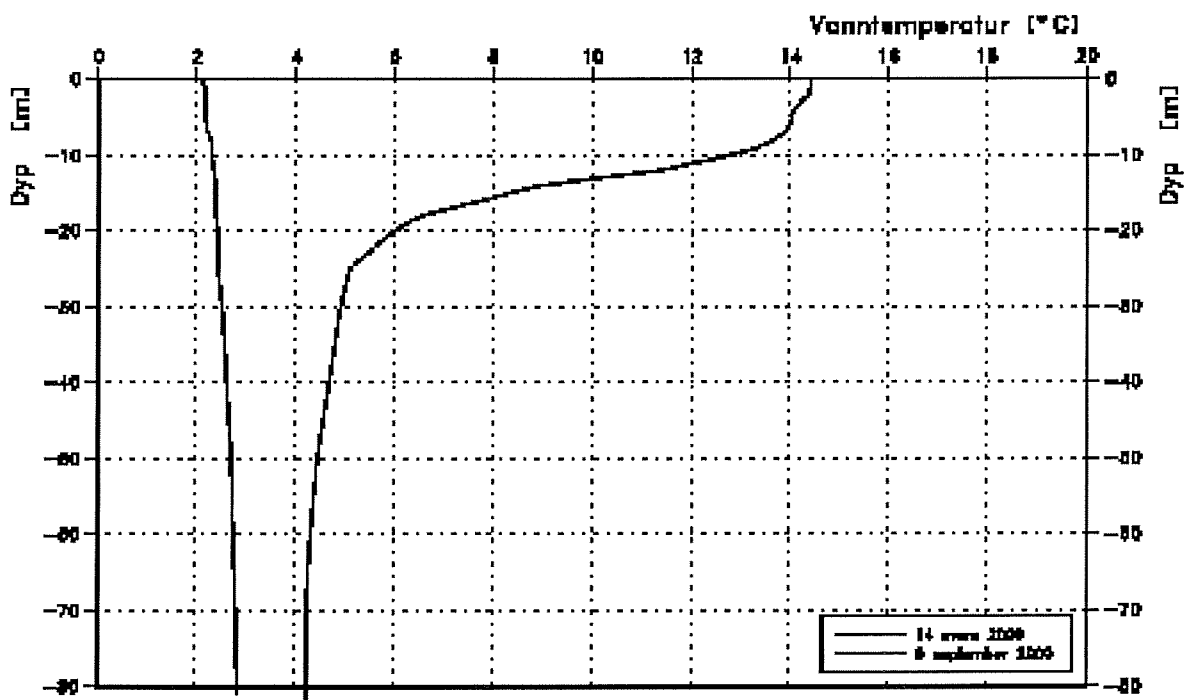
Bortsett fra et par kortvarige perioder med is i siste halvdel av januar la ikke isen seg før 21. februar. Siste rest av is forsvant 1. april.



Figur 2 Vannføringen nederst i Vikedalselva.



Figur 3 Vanntemperaturmålinger i Vikedalselva i 2000 plottet sammen med 5-døgnsmidler av alle målinger (1993-2000).



Figur 4 Vanntemperaturvertikaler i Fjellgardsvatnet på senvinteren og sensommeren.

Sedimenttransport

Truls Bønsnes, NVE

Innledning

I Vikedalselv ble vannføringsstasjonen (38.1) Holmen opprettet av NVE i 1982. En vanntemperaturstasjon på samme sted ble satt i gang i oktober 1985. I mai 1994 ble det også opprettet en vanntemperaturstasjon i innløpselva til Fjellgardsvatn. I juli 1994 ble det også opprettet en vannprøvetaker for suspensjonstransport ved Holmen. Dette er en automatisk prøvetaker for organisk og minerogen suspensjonstransport. Vikedalsvassdraget har utløp i Vindafjord ved Vikedal og har et feltareal på 118.4 km². Arealet oppstrøms Holmen er på 115.0 km².

Resultater og diskusjon

Suspensjonstransport og transport

Vannprøvetakeren er lokalisert ved toppen av Holmenfossen. Stasjonen kom i drift i 1994 og er instrumentert med en ISCO 3700 automatprøvetaker. Prøvetakingen følger NVE's standard som er beskrevet av Bogen 1986, 1992.

Prøvetakingsfrekvensen i 2000 ble hovedsakelig innstilt på 4 prøver pr. døgn. I perioder med lav vannføring ble imidlertid prøvetakingsfrekvensen redusert til 2 prøver pr

døgn. Dette gjelder først og fremst i sommerhalvåret.

Den høyeste konsentrasjonen av minerogent materiale (51.2 mg/l) ble målt 20. oktober, mens middelkonsentrasjonen for hele perioden var på 2.45 mg/l. Maksimumskonsentrasjonen av organisk materiale var på 9.3 mg/l og middelkonsentrasjonen for hele måleperioden var på 1.19 mg/l, figur 2 og 3.

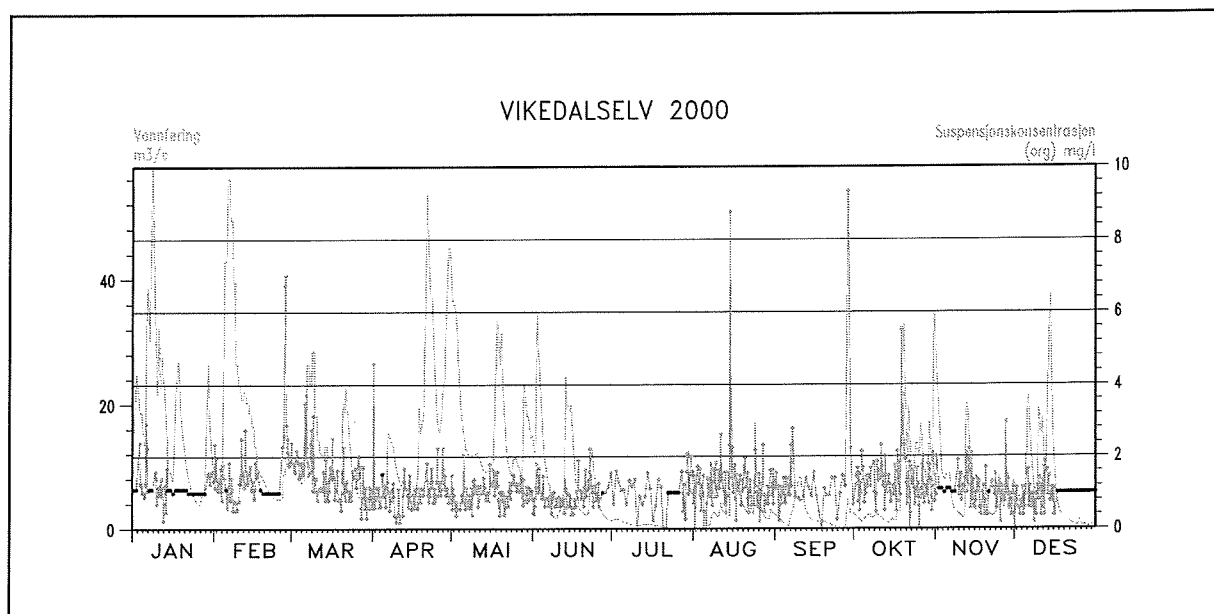
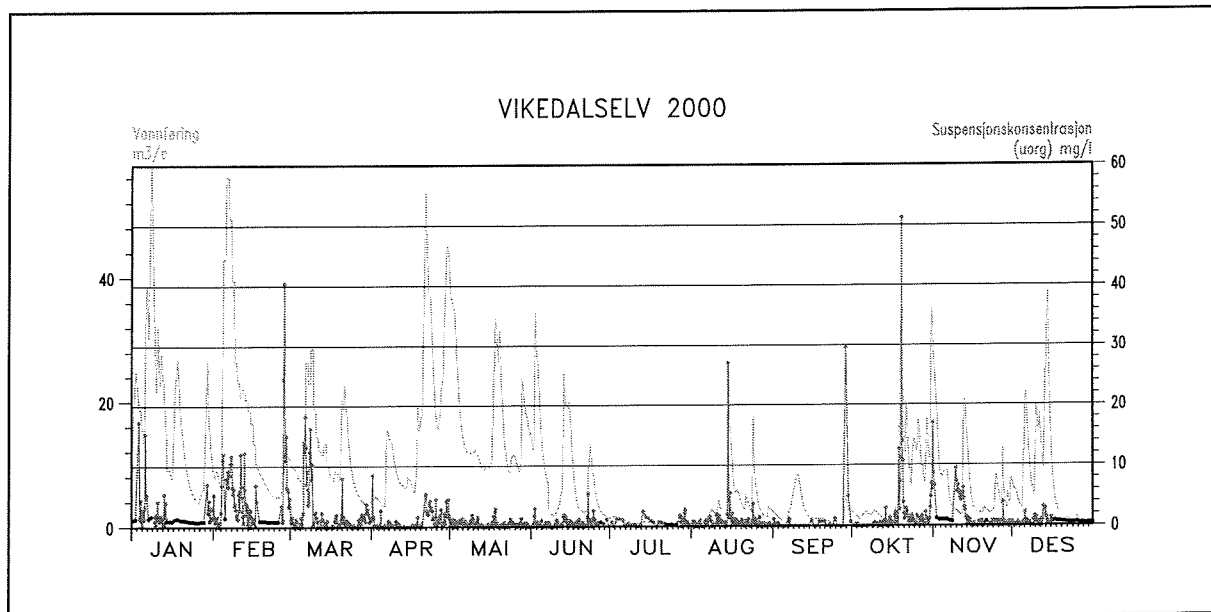
Den totale transporten av minerogent suspensjonsmateriale for perioden med målinger (365 døgn) var på 739 tonn, se tabell 1. Organisk suspensjonstransport i samme periode var på 360 tonn, se tabell 1. Den sesongmessige variasjonen i konsentrasjon av minerogent og organisk materiale er vist i figur 1A-B. Sesongmessig variasjon i transport av minerogent og organisk materiale er vist i figur 2A-B. Totaltransport, månedstransport og månedsmiddelkonsentrasjoner er angitt i tabell 1 og figur 3.A og B.

Den totale suspensjonstransporten for minerogent og organisk materiale i 2000 er beregnet til:

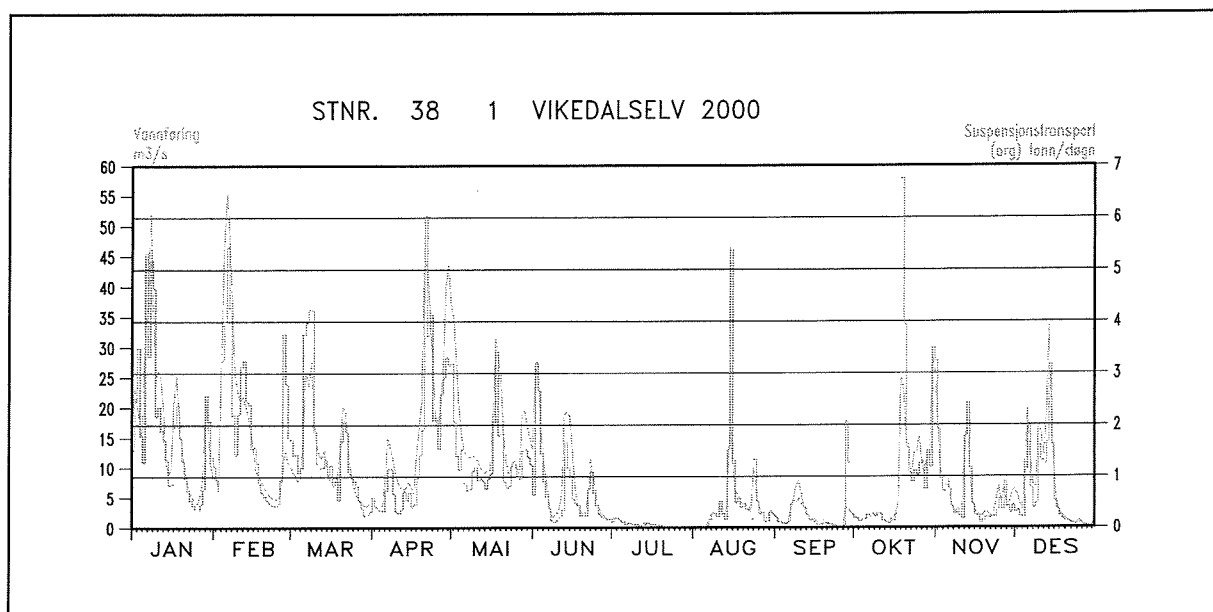
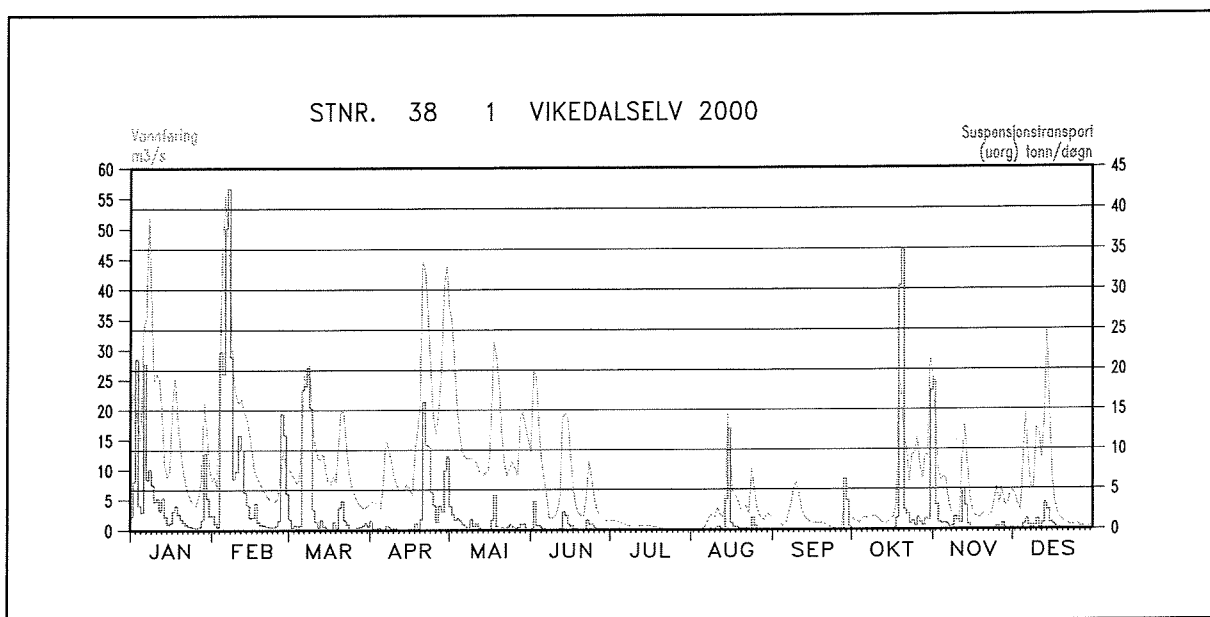
minerogent materiale (1/1 – 31/12): 739 tonn
organisk materiale (1/1 – 31/12): 360 tonn

Tabell 1 Avløp, minerogen og organisk suspensjonstransport i Vikedalselv 2000.

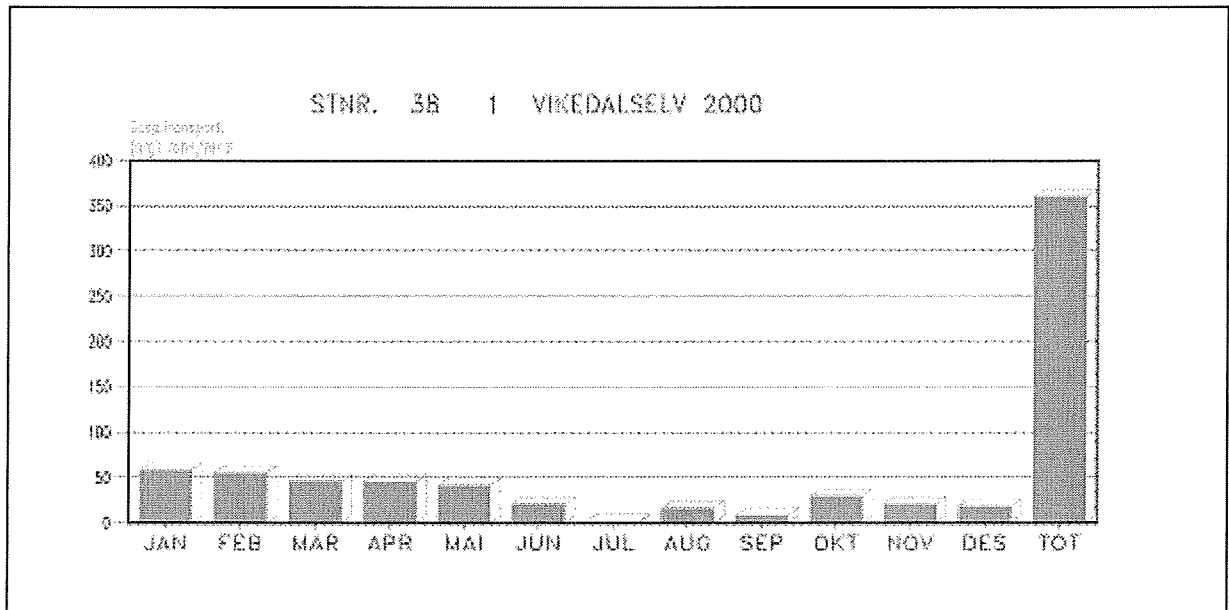
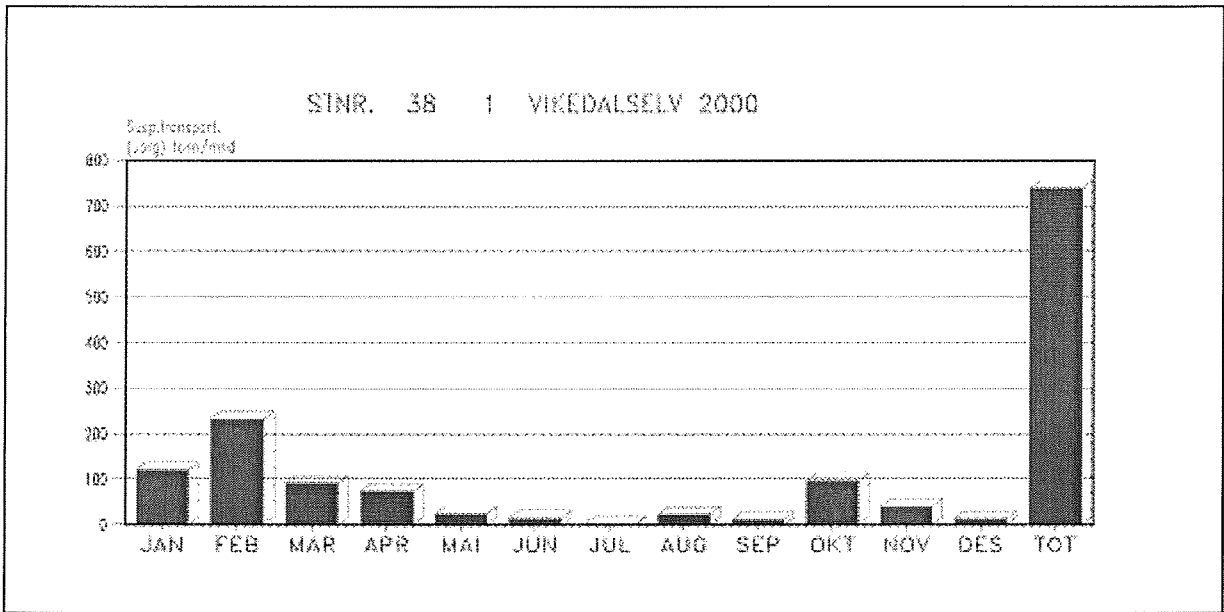
MND	ANT. DØGN	AVLØP		UORGANISK TRANSPORT			ORGANISK TRANSPORT		
		TOT Mill m ³	PR DØGN mill m ³	TOT Tonn	PR DØGN Tonn	KONS Mg/l	TOT Tonn	PR DØGN Tonn	KONS mg/l
JAN	31	48.0	1.55	120	3.88	2.51	58.1	1.88	1.21
FEB	29	42.9	1.48	233	8.02	5.43	55.0	1.90	1.28
MAR	31	31.0	1.00	91.8	2.96	2.96	45.4	1.46	1.46
APR	30	42.5	1.42	73.0	2.43	1.72	45.3	1.51	1.07
MAI	31	43.9	1.42	23.2	0.75	0.53	41.1	1.32	0.94
JUN	30	21.9	0.73	14.4	0.48	0.66	20.6	0.69	0.94
JUL	31	1.50	0.05	1.09	0.04	0.73	1.53	0.05	1.02
AUG	31	9.72	0.31	22.1	0.71	2.27	16.1	0.52	1.65
SEP	30	5.28	0.18	11.0	0.37	2.08	8.27	0.28	1.57
OKT	31	19.8	0.64	96.8	3.12	4.88	29.8	0.96	1.50
NOV	30	16.7	0.56	39.4	1.31	2.36	20.5	0.68	1.23
DES	31	19.0	0.61	13.5	0.44	0.71	18.4	0.59	0.97
TOT	365	302	0.83	739	2.02	2.45	360	0.98	1.19



**Figur 1 A: Konsentrasjon av minerogent suspensjonsmatr. (mg/l), Vikedalselv, 2000.
 B: Konsentrasjon av organisk suspensjonsmatr. (mg/l), Vikedalselv 2000.
 Vannføring m^3/s i Vikedalselv ved Holmen.
 (svarte symboler er rettede/ kompletterte verdier).**



Figur 2 A: Transport av minerogent suspensjonsmateriale(mg/l) i Vikedalselv, 2000.
B: Transport av organisk suspensjonsmateriale (mg/l) i Vikedalselv 2000.
Døgnmiddelvannføring m³/s i Vikedalselv ved Holmen.
 (svarte symboler er rettede/ kompletterte verdier).



Figur 3 A: Månedlig og total transport av minerogent suspensjonsmateriale (tonn), Vikedalselv 2000.

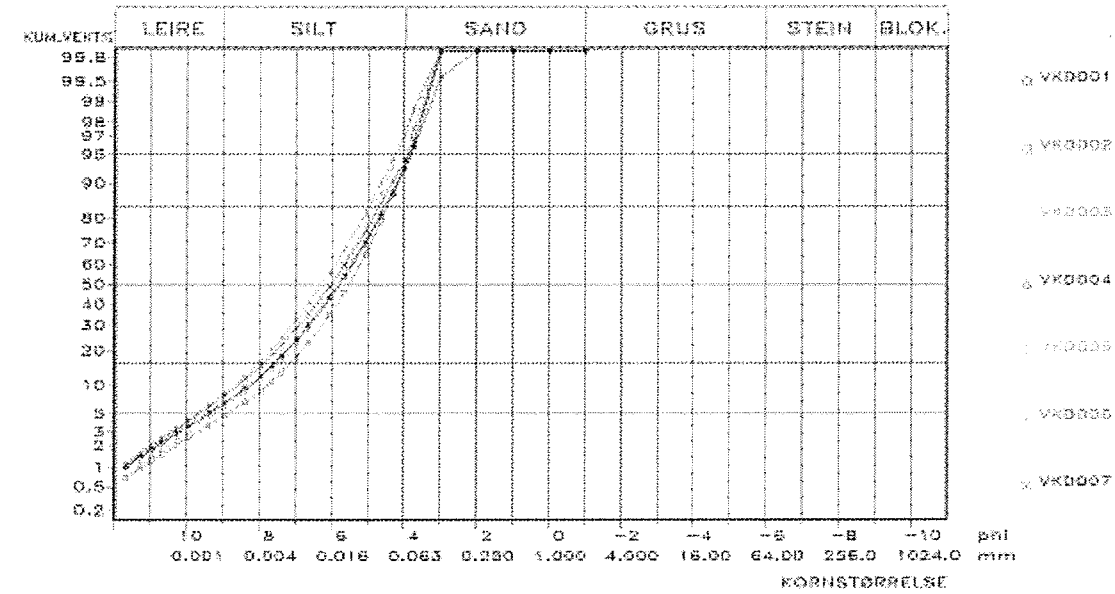
B: Månedlig og total transport av organisk suspensjonsmateriale (tonn), Vikedalselv 2000.

Kornfordelingsanalyser av suspensjonsmateriale

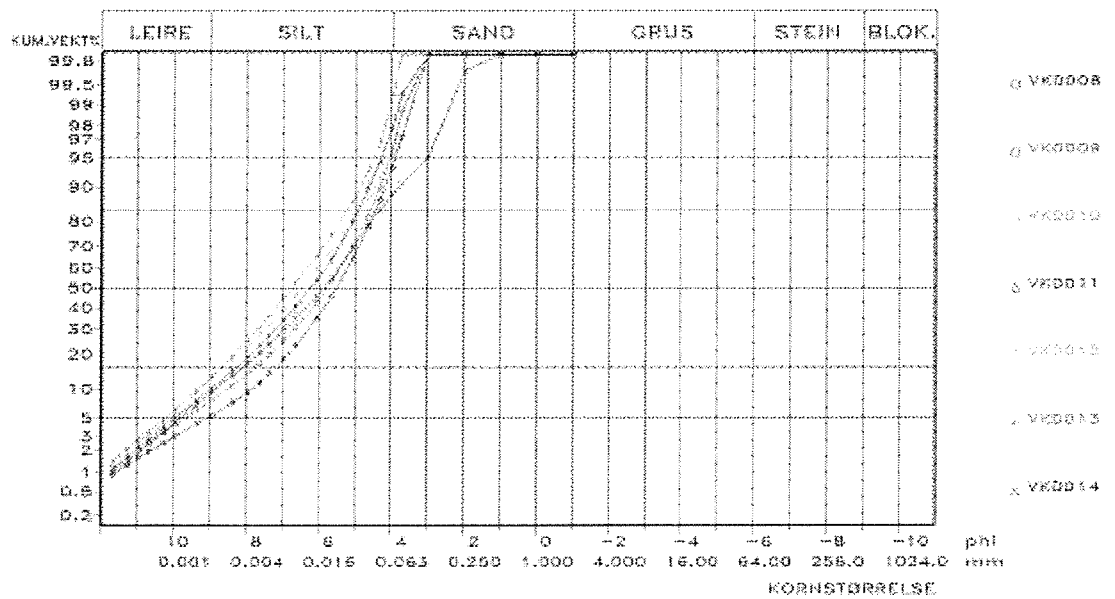
Det er materiale i siltfraksjonen som utgjør de største andelene av suspensjonsmateriale i målingene i Vikedalselv. I enkeltprøver er det i gjennomsnitt målt 73.8% silt i suspensjonsmateriale. Sandinnholdet varierer fra 0.5 % til

17.6% , mens det er målt inntil 16.2% leire i suspensjonsmateriale, se figur 4 og primærtabell 4.

VIKEDALSELV 2000



VIKEDALSELV 2000



Figur 4 Kornfordelingskurver av suspensjonsmateriale i Vikedalselv ved Holmen. 2000.

Kjemi

Øivind Kaste og Liv Bente Schanke, NIVA

Innledning

Formålet med de vannkjemiske undersøkelsene i Vikedalsvassdraget er å dokumentere naturtilstanden i et vestlandsvassdrag som mottar mye nedbør, samt å framskaffe grunnlagsdata for de biologiske undersøkelsene som foretas. Overvåkingen har et langsiktig preg, og skal fange opp naturlige svingninger i vannkvalitet samt avdekke eventuelle langtidsendringer, f.eks. forårsaket av langtransporterte forurensninger eller klima.

Vannkjemisk program

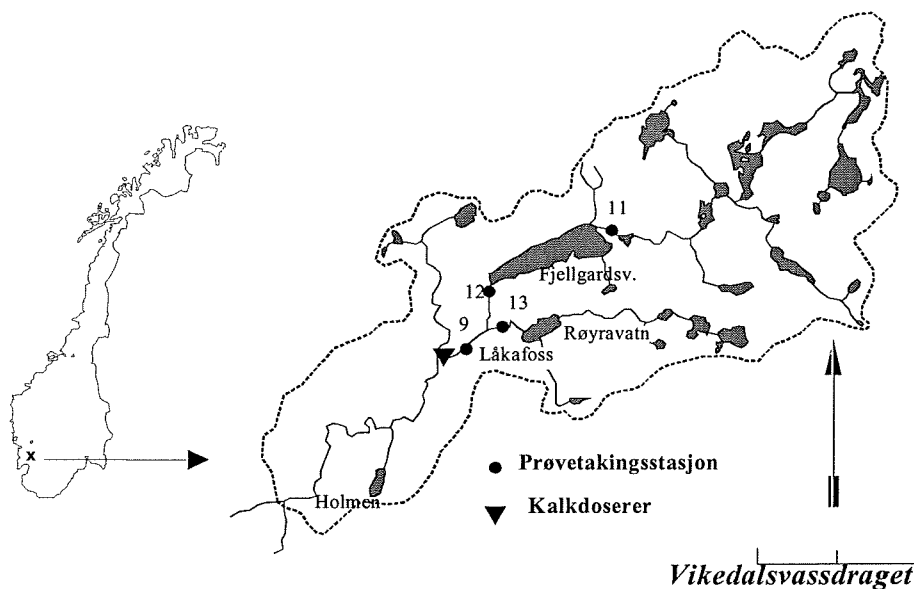
I forbindelse med etableringen av Vikedalsvassdraget som en lokalitet innenfor det daværende Forskref-programmet, ble det i 1995 igangsatt tre vannkjemiske prøvetakingsstasjoner oppstrøms Låkfossen (figur 1). Stasjonene er konsentrert omkring Fjellgardsvatn (154 moh.) og Røyrvatn (230 moh.):

	UTM	Kartblad
11. Innløp Fjellgardsvatn	3341-66073	1214 II
12. Utløp Fjellgardsvatn	3304-66059	1214 II
13. Bekk fra Røyrvatn	3304-66047	1214 II

Annen overvåking i Vikedalsvassdraget:

SFTs overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør (månedlig prøvetaking ved Låkfossen, prøver hver høst i Røyrvatn) (SFT 1999). DNs kalkingsovervåking (månedlig prøvetaking 700 m nedstrøms kalkdoseringsanlegget ved Låkfossen, samt ved Oppsalfossen nederst i vassdraget) (Kaste 2001a)

Alle prøver i 2000 ble analysert av NIVA mhp: pH, konduktivitet, kalsium, magnesium, natrium, kalium, klorid, sulfat, nitrat, total nitrogen, total fosfor, totalt organisk karbon, alkalitet, silisium samt reaktivt og ikke-labilt aluminium.



Figur 1 Vikedalsvassdraget med vannkjemiske prøvetakingsstasjoner: 11. Innløp Fjellgardsvatn, 12. Utløp Fjellgardsvatn, 13. Bekk fra Røyrvatn, 9. Oppstrøms Låkfossen (SFT-stasjon).

Resultater og diskusjon

Generelt

Vannkvaliteten i hovedvassdraget ved Låka fossen vil i stor grad være summen av vannkvaliteten i utløpet av Fjellgardsvatn og vannkvaliteten i bekken fra Røyrvatn. Grenen fra Fjellgardsvatn er den klart største av de to, men blandingsforholdet mellom de to elvene vil kunne variere noe over året, avhengig av hydrologiske forhold. Utvalgte resultater fra den vannkjemiske oppfølgingen er gjengitt i Figur 2 til Figur 8. Primærdata med middel-, min- og maks-verdier er gitt i vedlegg bakerst.

pH, kalsium, aluminium og TOC

Vassdraget er svakt bufret og er dermed sårbar for tilførsler av sterk syre. Middel-pH i 2000 varierte i området 5.2-5.9, med de laveste verdiene ved innløpet av Fjellgardsvatn (5.5) og ved utløpet av Røyrvatn (5.2). På sistnevnte stasjon var pH nede i 5.0 på det laveste både i 1999 og 2000. Kontinuerlig måling av pH ved Låka fossen viste at pH stort sett varierte i området 5.5-6.0, men det ble også registrert enkelte episoder med pH under 5.5 (Kaste 2001a).

Middel-pH i hovedvassdraget var på omtrent samme nivå dette året som det foregående år, og dermed noe under verdiene for 1998. Dette stemmer godt overens med at begge de to siste årene har vært svært nedbørrike. I 2000 var det spesielt mye nedbør i første kvartal, mens sommer og høst var tørrere eller omtrent på normalen. Og det er i de første månedene av året at det ble registrert de laveste pH-verdiene, høyeste klorid-, kalsium- og LAI-verdiene på de tre stasjonene.

Årsmiddelverdiene ved utløpet av Røyrvatn har hatt en noe annen utvikling enn de øvrige stasjonene siden 1995. Dette kan trolig langt på vei forklares med ulik prøvetakingsfrekvens (i 1995), og at vannkvaliteten her generelt er mer variabel enn i hovedvassdraget. Ser en flere år under ett, har det funnet sted en svak pH-økning i hovedvassdraget siden begynnelsen av 1990-tallet (Figur 2). Dette kan etter all sannsynlighet koples til redusert langtransport av svovel (se avsn. 2.3).

Vassdraget er generelt fattig på kalsium (< 1 mg/L), og konsentrasjonene er relativt stabile over året (Figur 3). Innløpet av Fjellgardsvatn og utløpet av Røyrvatn har de laveste kalsiumkonsentrasjonene. Forskjellene i kalsiumkonsentrasjon innen vassdraget er trolig geologisk betinget ved at området omkring Fjellgardsvatn lokalt har innslag av mer kalkrike bergarter (G. Raddum, pers. medd.).

Aluminiumkonsentrasjonene i

hovedvassdraget er relativt lave sammenlignet med for eksempel vassdrag på Sørlandet med tilsvarende pH-verdier. Den labile fraksjonen, som er mest giftig for fisk, lå hovedsaklig under 30 µg/L i hovedvassdraget i 2000 mens det ved utløpet av Røyrvatn ble registrert verdier rundt 80 µg/L i tre av prøvene fra dette året. Ved Låka fossen, som ligger like ovenfor den anadrome strekningen i elva, var høyeste konsentrasjon 25 µg/L i 2000 (SFT 2001). Dette er noe høyere enn maks-verdien i 1998 (14 µg/L), men omtrent på linje med 1999 (23 µg/L). Når konsentrasjonene av labilt aluminium er under 15 µg/L, er det generelt lite fare for skade på laksesmolt (Hindar m.fl. 1997). Det var en klar reduksjon i årsmiddelverdier av labilt aluminium i vassdraget i perioden 1990-96, med siden dette ser trenden ut til å ha flatet ut (Figur 4).

Vassdraget er generelt fattig på organisk stoff, med TOC-konsentrasjoner i området 0.5-2.9 mg/L. I motsetning til på Østlandet, hvor det er registrert en TOC-økning de senere årene (SFT 1999), er det ikke registrert noen spesiell TOC-trend i Vikedalsvassdraget (Figur 5).

Sulfat og klorid

Sulfatkonsentrasjonen i hovedvassdraget har avtatt fra et nivå på 2-3 mg/L midt på 1980-tallet til omkring 1.6 mg/L i 2000. Dette er i tråd med en regional trend som skyldes reduserte svovelutslipp i Europa (SFT 1999). Den reduserte sulfatbelastningen er også årsak til at det er blitt registrert en økning i pH-verdien i vassdraget i de senere årene.

Vassdraget er sjøsaltpåvirket, og særlig i forbindelse med nedbør i kombinasjon med kraftig vind kan det påtreffes høye kloridkonsentrasjoner i elva. I forsurede områder vil sjøsaltepisoder pga. ionebytte i jord kunne løse ut store mengder sterk syre og aluminium som kan skade vannlevende organismer i vassdragene (Hindar m.fl. 1993). Det var relativt høye kloridkonsentrasjoner i elva vinteren 2000, noe som trolig har hatt sammenheng med én eller flere sjøsaltepisoder. De registrerte verdiene var høyere enn vinterepisodene både i 1998 og 1999, men ikke så høye som under den relativt kraftige sjøsaltepisoden vinteren 1997 (Figur 7), som medførte redusert pH og utlekking av labilt aluminium ved alle de undersøkte stasjonene.

Innløpet til Fjellgardsvatn har lavere middelkonsentrasjoner av sulfat og klorid enn utløpet av innsjøen. Avstand fra sjøen, høyde over havet og andelen av skogdekket areal er faktorer som kan være medvirkende til dette. Graden av sjøsaltpåvirkning vil generelt avta med avstand fra sjøen og høyde over havet. De skogdekte arealene omkring Fjellgardsvatn vil dessuten kunne holde tilbake mer sjøsalter og luftforurensninger enn de mer snaue fjellområdene lenger inn i vassdraget.

Middelkonsentrasjonen av klorid i utløpet av Røyrvatn lå omtrent på nivå med utløpet av Fjellgardsvatn, men stasjonen hadde de høyeste enkeltverdiene av de tre stasjonene på ettervinteren i 2000. Konsentrasjonene av sulfat var imidlertid som for de andre to stasjonene (Figur 6).

Nitrogen

Atmosfærisk tilført nitrogen er ved siden av svovel den viktigste årsaken til menneskeskapt forurensning av vassdrag i Sør-Norge. Konsentrasjonene av nitrat viser tydelig sesongvariasjon ved alle stasjoner (60-160 µg/L i 2000), se Figur 8. Årsakene til sesongvariasjonene i nitrat er at mikroorganismer og planter tar opp nitrogen i vekstsesongen, og tilførselene av nitrogen til vassdragene på denne tiden av året blir dermed lave. I mange vassdrag uten lokale forurensnings-kilder kan nitratkonsentrasjonene

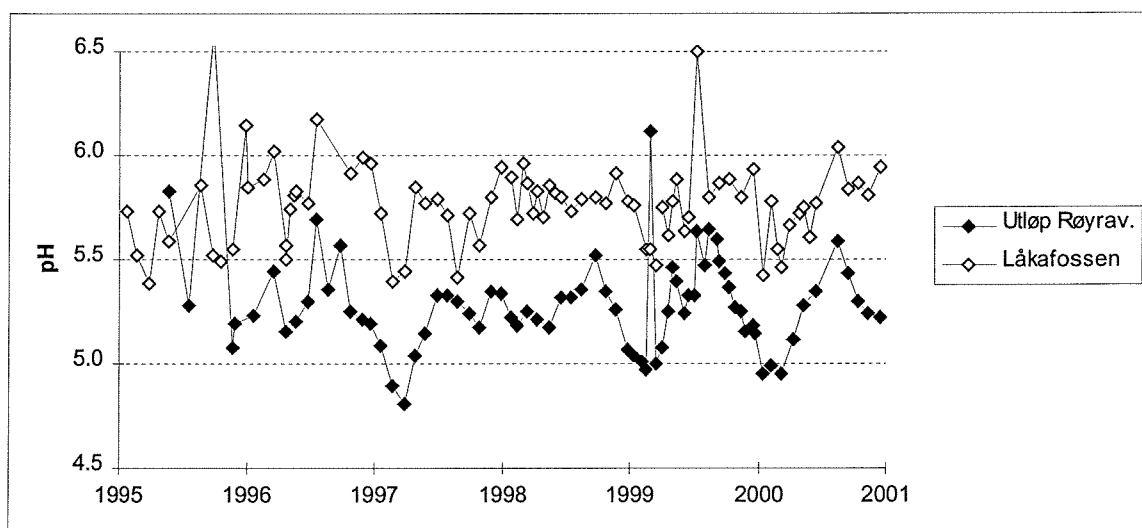
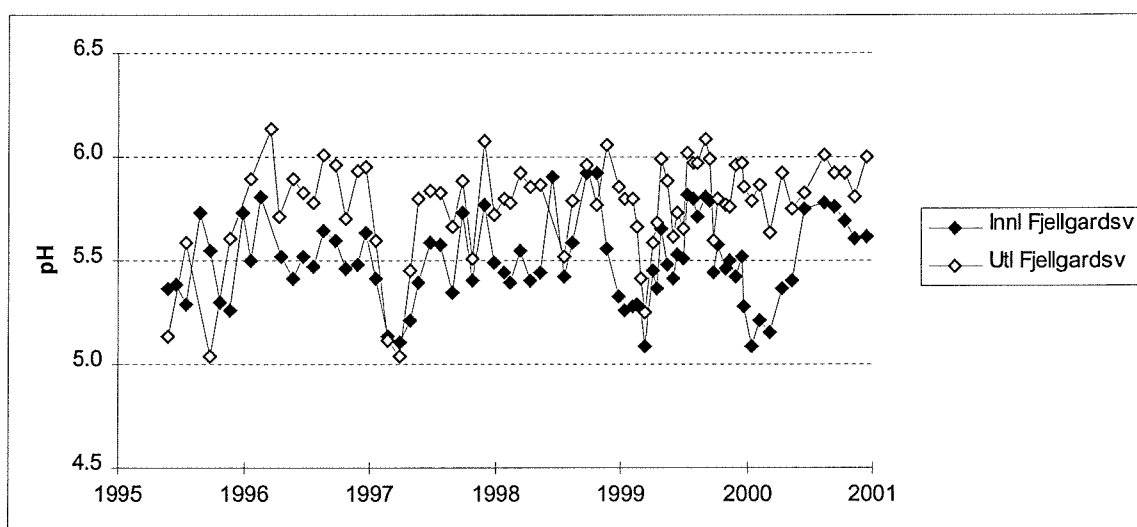
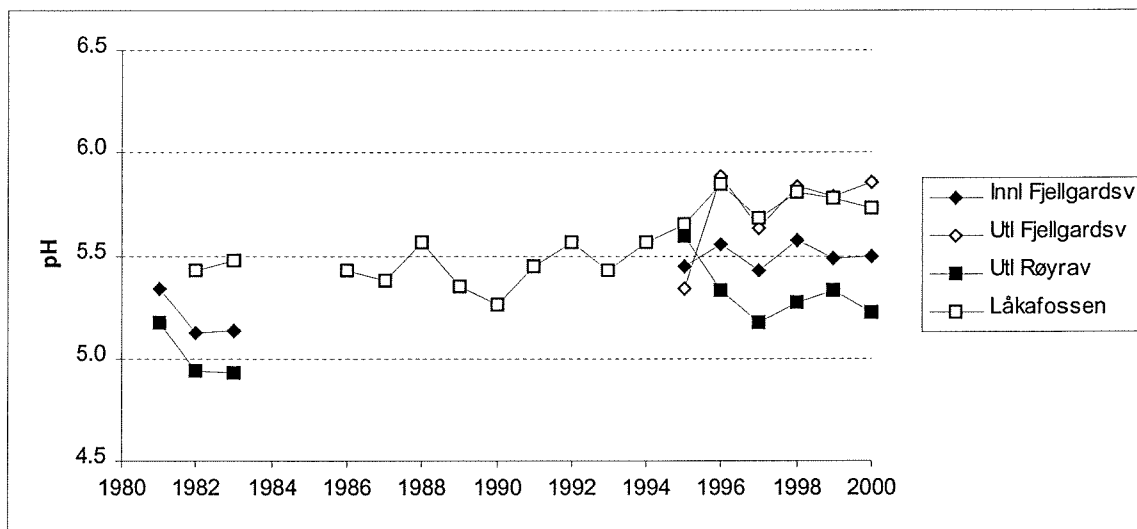
gå helt ned mot null i plantenes vekstsesong (SFT 1999).

Middelkonsentrasjonene av nitrat og total nitrogen varierte lite mellom de undersøkte stasjonene (hhv. 103-117 og 168-188 µg N/L i 2000). De små forskjellene mellom nitratkonsentrasjonene i innløpet og utløpet av Fjellgardsvatn viser at det er forholdsvis liten tilbakeholdelse (retensjon) av nitrat i innsjøen. Basert på "input-output"-målinger i 1999, er årlig nitratretensjon i Fjellgardsvatn og Røyrvatn estimert til hhv. 7 og 8 % av tilførselene (Kaste 2001b).

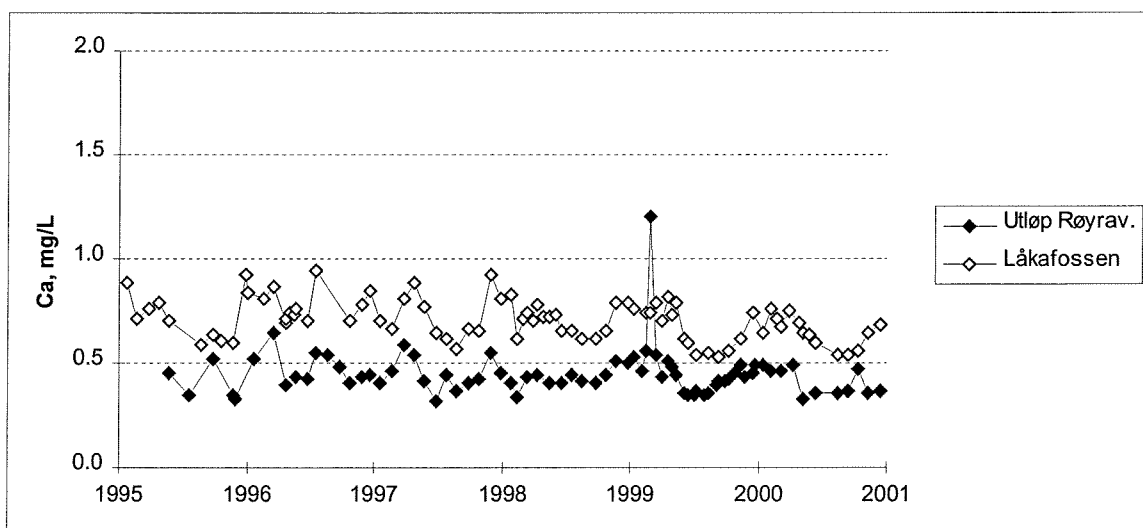
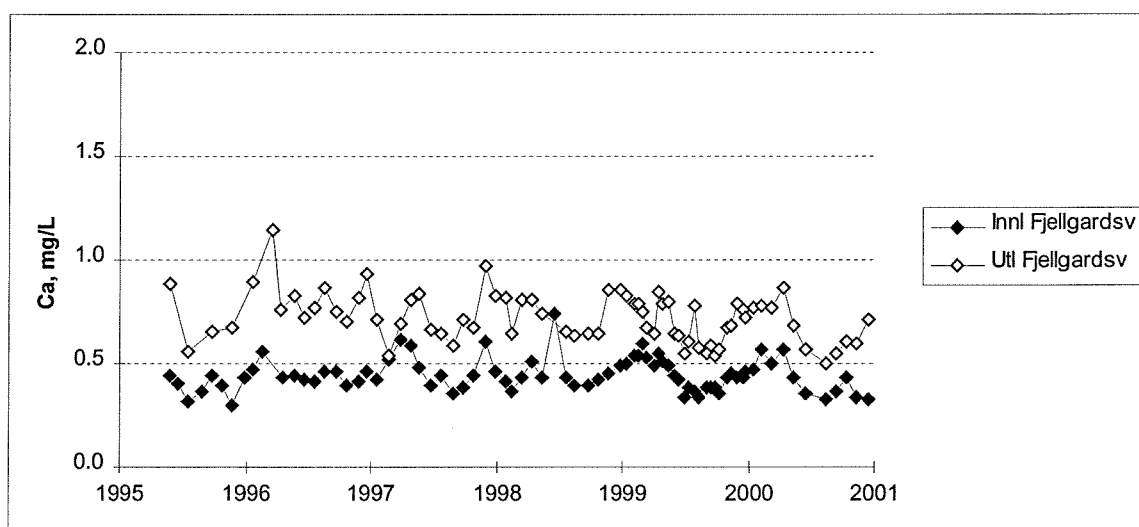
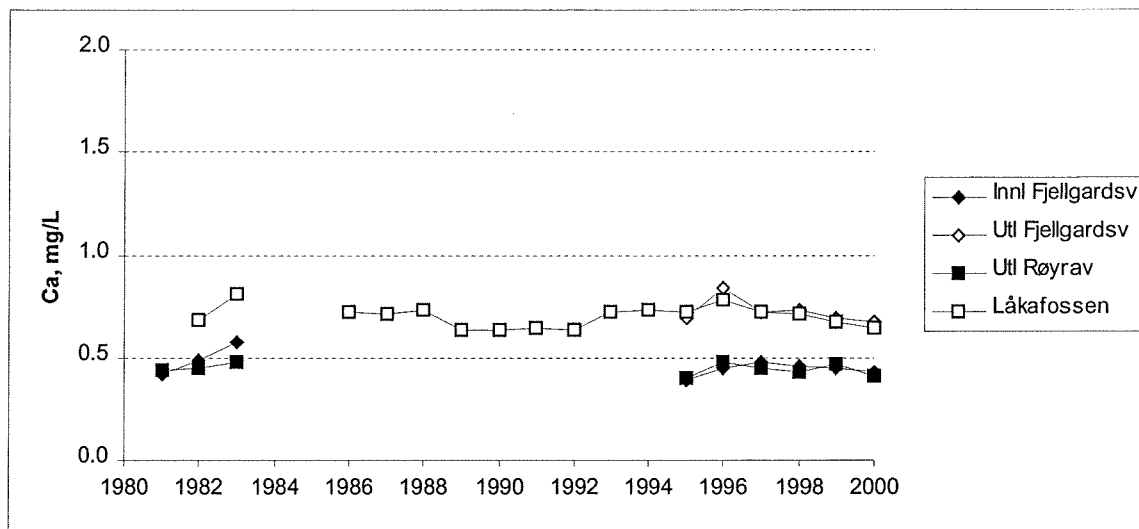
Nitratkonsentrasjonene i vassdrag kan variere forholdsvis mye fra år til år, avhengig av for eksempel deposisjon og klimatiske forhold. I Vikedalsvassdraget er nitratkonsentrasjonene, som er registrert de siste tre årene, blant de laveste som er målt i elva. Det er likevel for tidlig å fastslå om det kan dreie seg om en nedadgående trend. Tilførselene av langtransportert nitrogen har vært forholdsvis stabile de siste 15-20 årene (SFT 1999).

Silicium

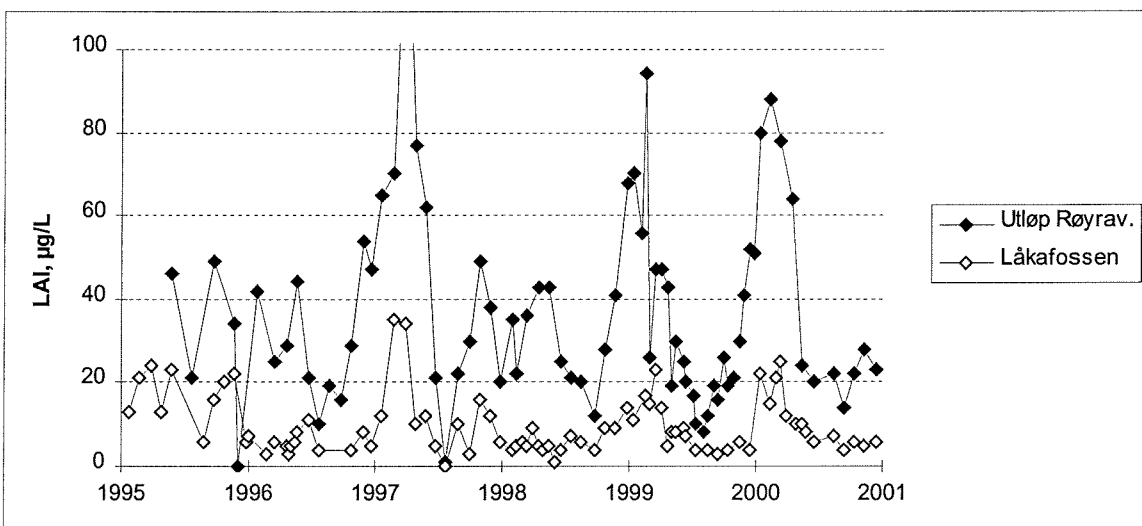
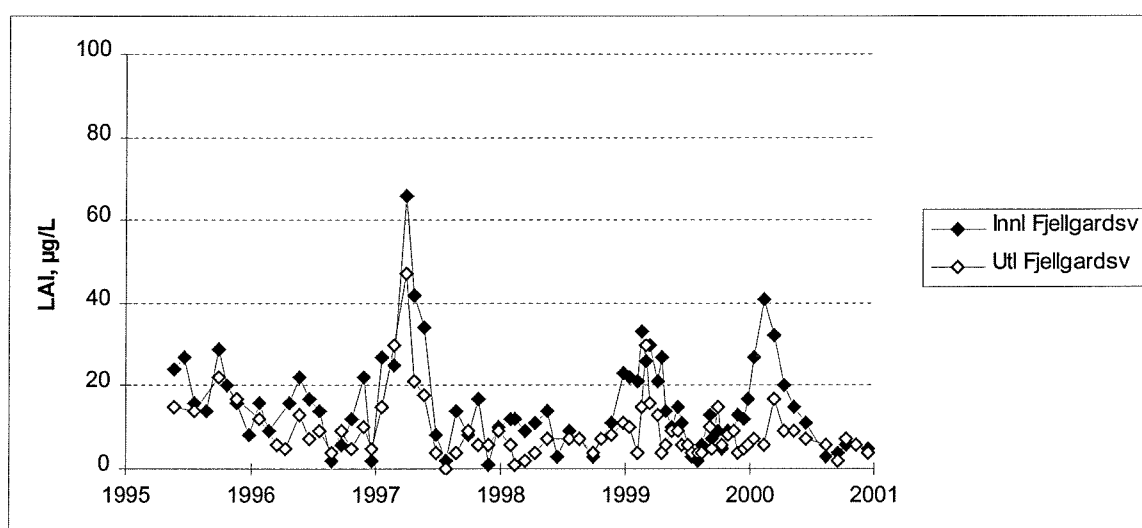
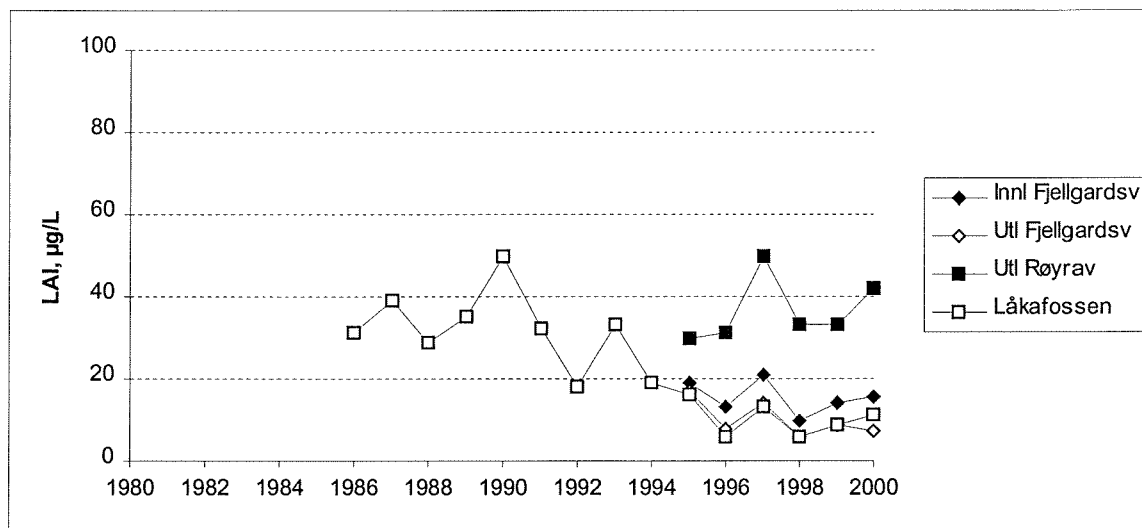
Prøver fra de tre stasjonene ble analysert mhp. silisium i 2000. Verdiene er relativt lave for alle stasjonene, og variasjonen mellom stasjonene synes svært liten med middelkonsentrasjon av silisium i området 0.5-0.7 mg/L, og registrerte verdier i området 0.3-0.8 mg/L.



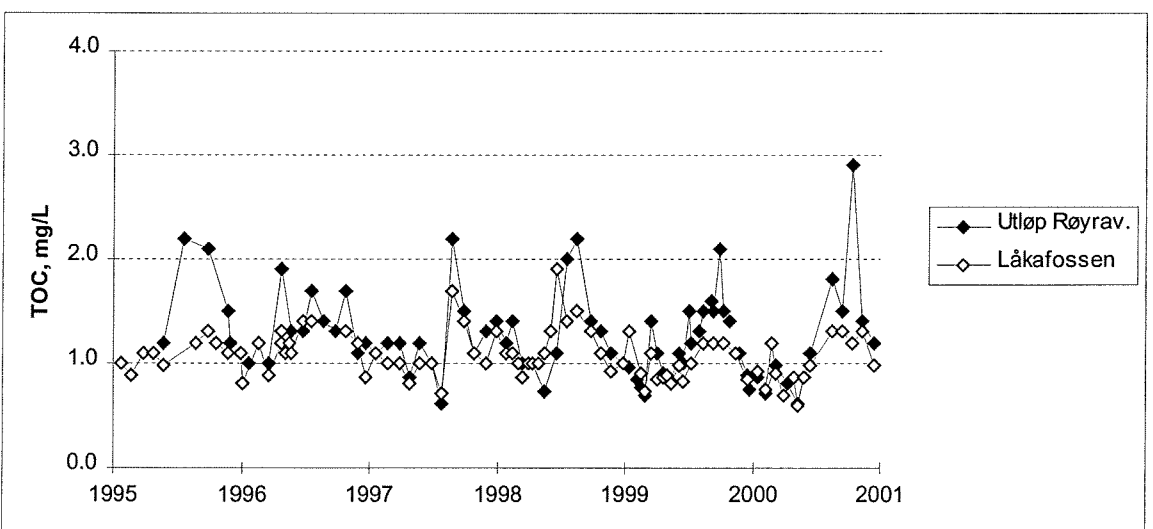
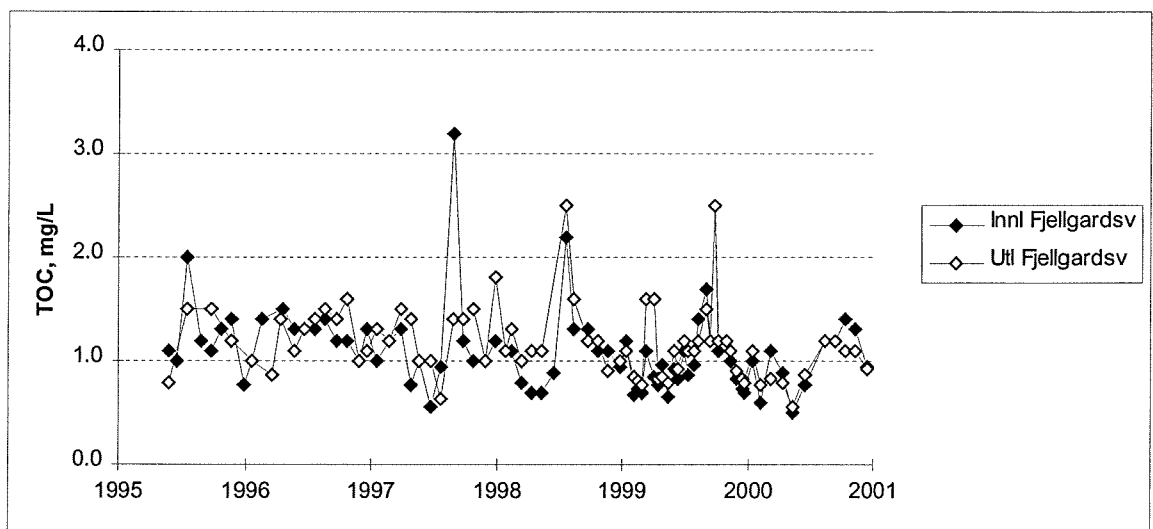
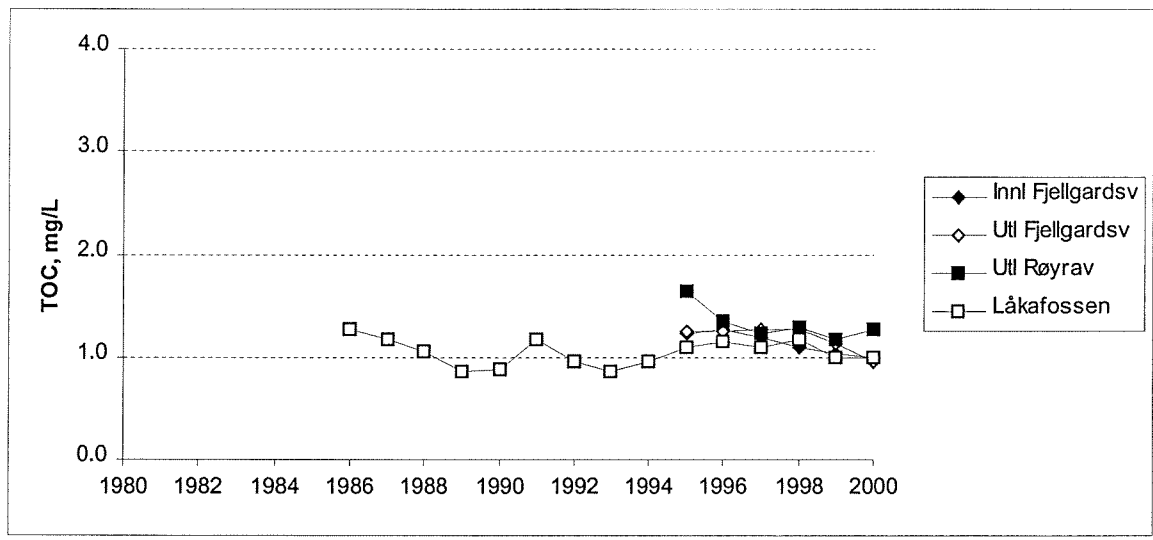
Figur 2 pH i Vikedal. Øverst: Middelerdier 1980-2000. Midten og nederst: Enkeltmålinger 1995-2000. Låkafoffen er en del av SFTs overvåkingsprogram (SFT 2001).



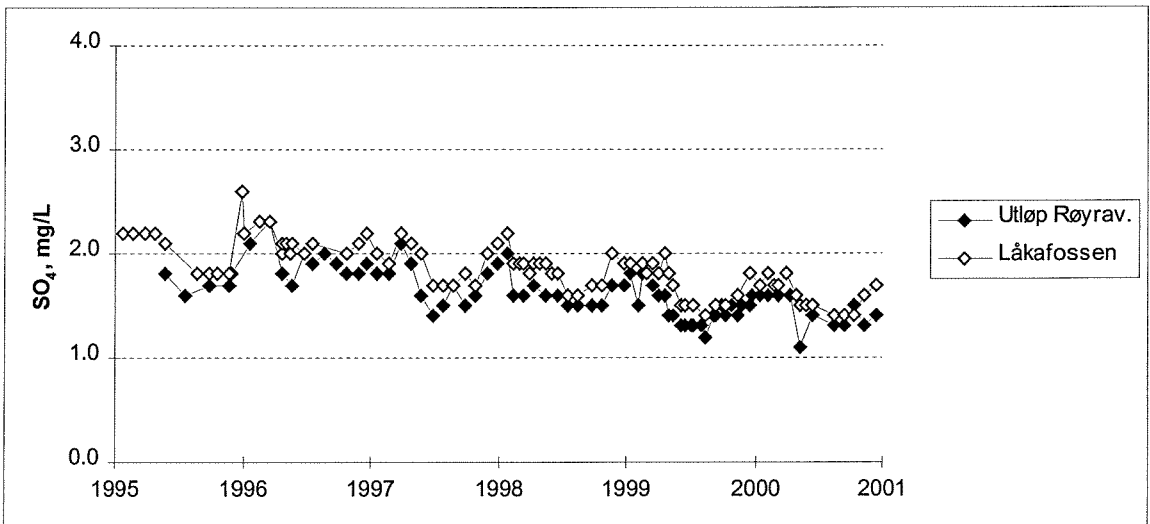
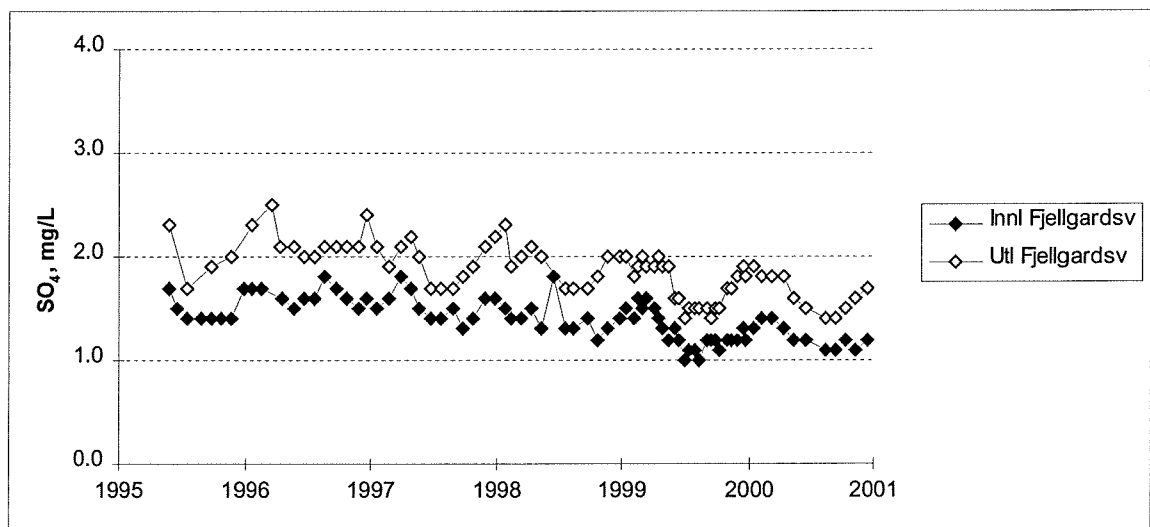
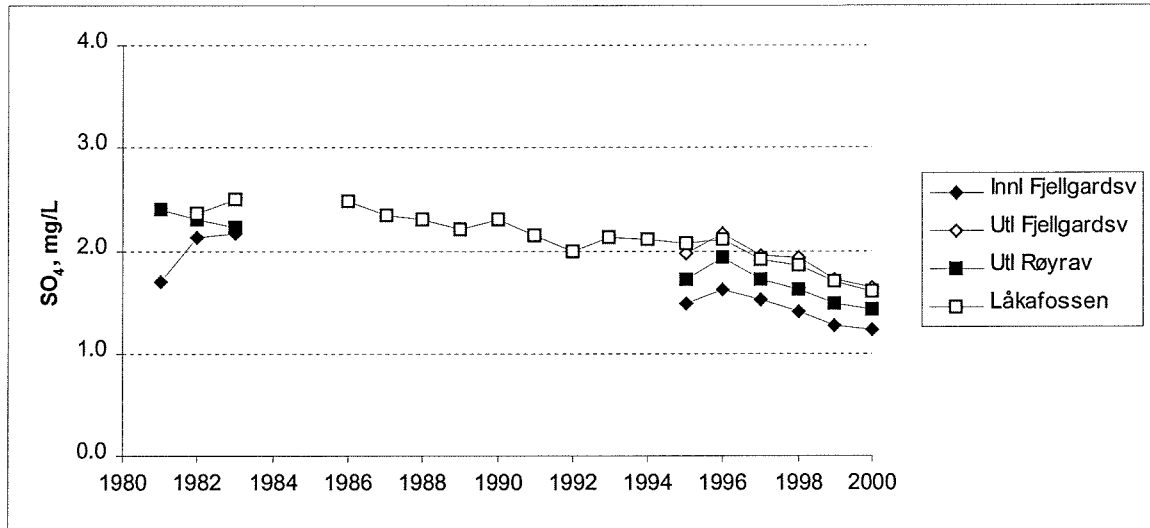
Figur 3 Kalsium i Vikedal. Øverst: Middelerverdier 1980-2000. Midten og nederst: Enkelmålinger 1995-2000. Låkafossen er en del av SFTs overvåkingsprogram (SFT 2001).



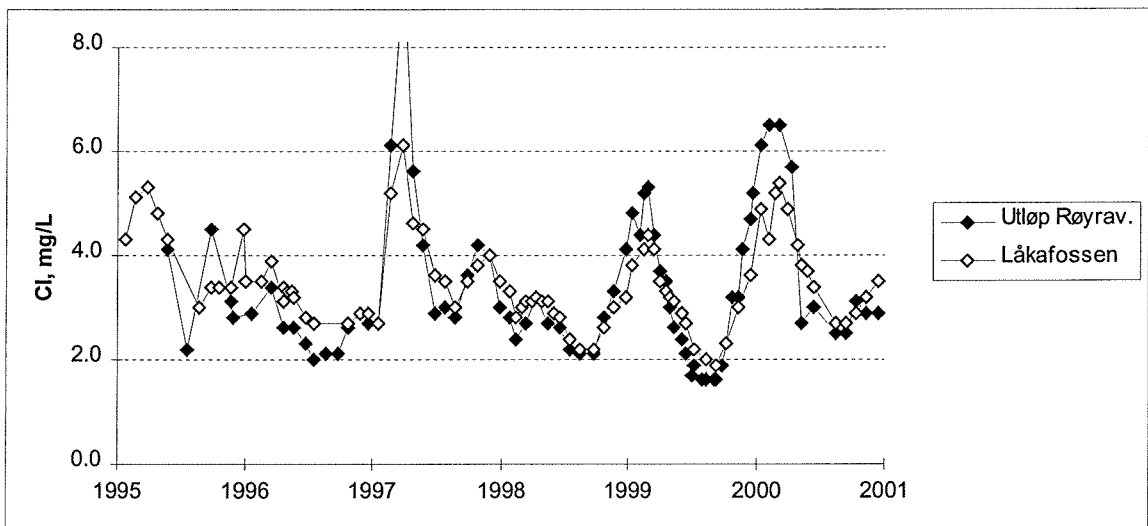
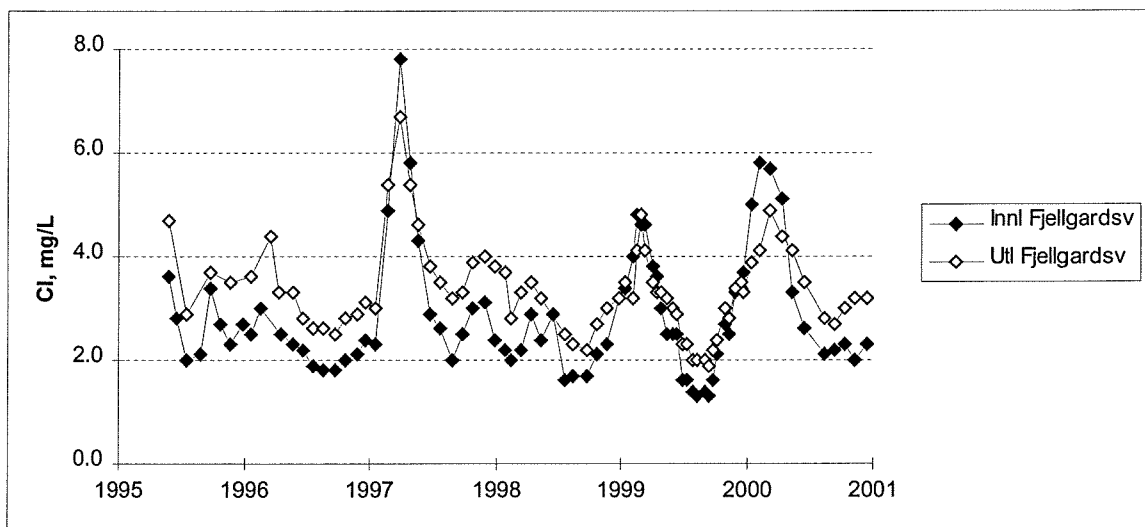
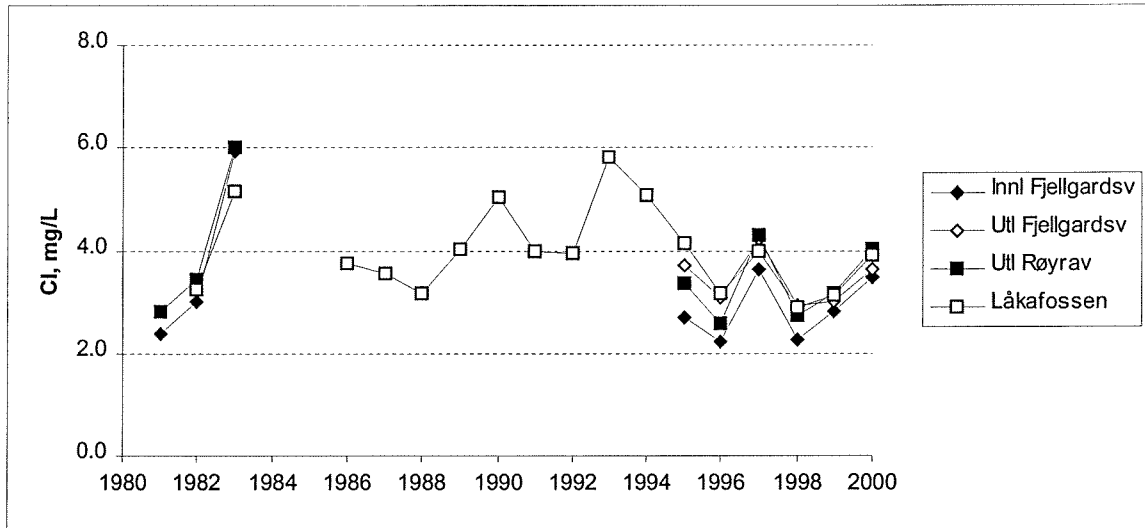
Figur 4 Labilt aluminium i Vikedal. Øverst: Middelerverdi 1980-2000. Midten og nederst: Enkelmålinger 1995-2000. Låkofossen er en del av SFTs overvåkingsprogram (SFT 2001).



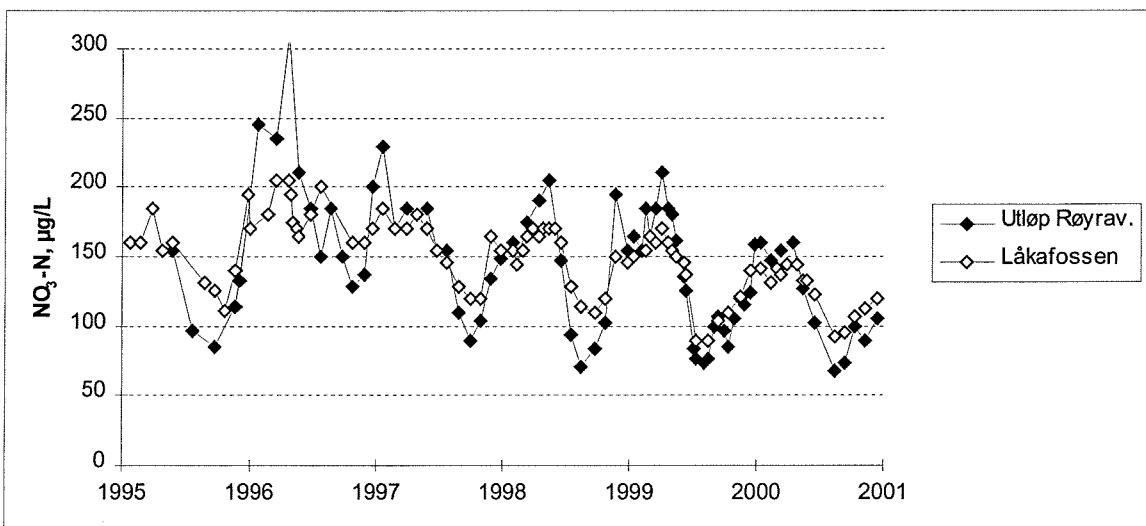
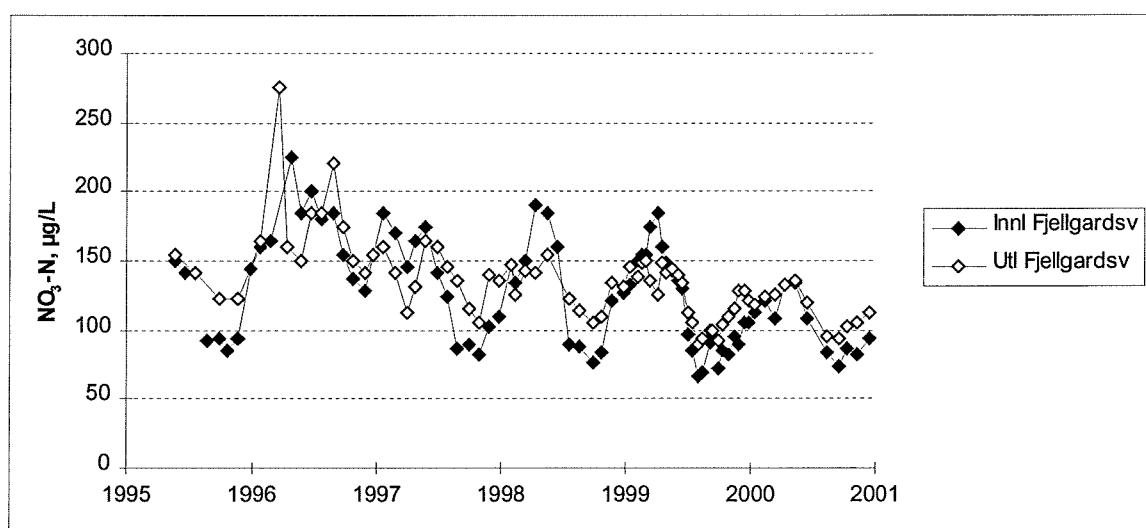
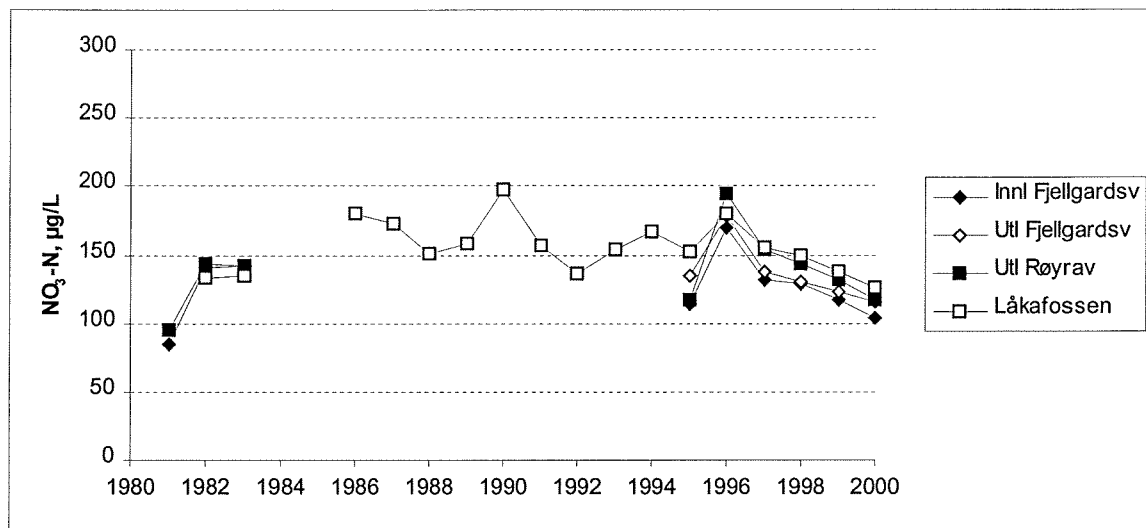
Figur 5 Totalt organisk karbon i Vikedal. Øverst: Middelerdier 1980-2000. Midten og nederst: Enkeltmålinger 1995-2000. Låkafoffen er en del av SFTs overvåkingsprogram (SFT 2001).



Figur 6 Sulfat i Vikedal. Øverst: Middelerdier 1980-2000. Midten og nederst: Enkeltmålinger 1995-2000. Låkafoffen er en del av SFTs overvåkingsprogram (SFT 2001).



Figur 7 Klorid i Vikedal. Øverst: Middelerdier 1980-2000. Midten og nederst: Enkeltmålinger 1995-2000. Låka fossen er en del av SFTs overvåkingsprogram (SFT 2001).



Figur 8 Nitrat i Vikedal. Øverst: Middelerdier 1980-2000. Midten og nederst: Enkeltmålinger 1995-2000. Låkafoffen er en del av SFTs overvåkingsprogram (SFT 2001).

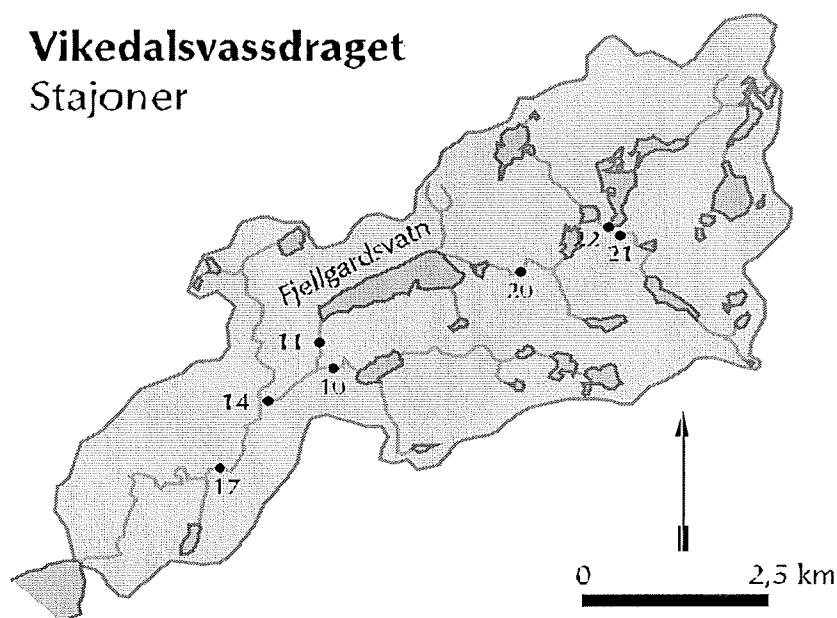
Begroing

*Eli-Anne Lindstrøm, Stein W. Johansen og Randi Romstad,
NIVA*

Innledning

Begroingsobservasjonene er lagt til et utvalg av stasjonene for sur nedbør- og kalkings- overvåking. I 1997 ble stasjonene 1, 3 og 5 i øvre del av vassdraget lagt ned, mens tre nye ble opprettet i hovedvassdraget: st.20 rett nedstrøms utløp Bjørndalsvatn, st.21 i Sørrelva fra vest nedstrøms Bjørndalsvatn og st.22 i Vikedalselva 2 km oppstrøms Fjellgardsvatn. Begrunnelsen for å flytte stasjonene var ønsket

om å ta prøver i større elver i tilknytning til hovedvassdraget bl.a. for å gjøre manuelle transektanalyser, se mengdemessige forhold. Stasjonsplassering og -betegnelser er vist i Figur 1 og Tabell 2. Feltarbeidet i Vikedal, gjøres på omlag samme tidspunkt hvert år, i 2000 ble prøvene tatt 28-29. juni og 20-21. september.



Figur 1 Kart over Vikedalsvassdraget med stasjoner for begroingsobservasjoner.

Tabell 2 Stasjoner for begroingsobservasjoner i Vikedalsvassdraget 1996 - 2000.

Nr.	Lokalitet	ED50 (UTM)
St. 20	Vikedalelva, utløp Bjørndalsvatn	32V 337400 6608100**
St. 21	Sørrelva, innløp Vikedalselva	32V 337500 6608100**
St. 22	Vikedalselva, 2 km oppstrøms Fjellgardsvatn	32V 335500 6606900**
(St. 1	Bekk til Botnavatn, fra Knutsvatn	32V 337300 6609800)*
(St. 3	Knipselva, fra Flotavatn	32V 336600 6609000)*
(St. 5	Vikedalselva, innløp Fjellgardsvatn	32V 333600 6607500)*
St. 11	Vikedalselva, nedstrøms Fjellgardsvatn	32V 330400 6605400
St. 12	Utløp Røyravatn	32V 330500 6604600
St. 14	Vikedalselva, nedstrøms Låka fossen	32V 328800 6603800
St. 17	Vikedalselva, ved Ørnes	32V 326300 6601700

** : etablert september 1997 * : nedlagt fra juni 1997,

Resultater og diskusjon

Artssammensetning

Det fastsittende algesamfunnet er vist i Primærtabell 6. Artes som ikke er identifisert, men kjent fra undersøkelser i andre vassdrag, gis inntil videre en arbeidsbetegnelse, f. eks. "*Homoeothrix grenet*". Med unntak av st.17 Ørnes viser stasjonene stor likhet i artssammensetning. I så måte skiller Vikedalsvassdraget seg fra Atnavassdraget, der det er påvist betydelige endringer i artssammensetningen fra øvre til nedre deler (Lindstrøm og Johansen 1997). I 2000 ble det observert 21 taksa av cyanobakterier (blågrønnalger), 16 taksa av grønnalger og 3 rødalger. Kiselelgesamfunnet er ikke bearbeidet så grundig at en tilsvarende oversikt kan gis.

Vassdragets øvre og midtre deler preges av organismer som trives i utpreget næringsfattig og nokså surt vann. Figur 2 viser samlet forekomst (om beregning av forekomst, se metoder) av 9 lett kjennelige cyanobakterier, som alle trives i næringsfattig og for de fleste vedkommende ganske surt vann. De 9 er: *Gloeocapsa sanguinea*, *Homoeothrix "grenet"*, *Homoeothrix "gul"*, *Scytonematopsis starmachii*, *Scytonema mirabile* og fire arter av *Stigonema* (*hormides*, *minutum*, *mamillosum*, *multipartitum*). Som det fremkommer av figur 2 er forekomsten av disse omlag den samme fra øverst st.20 Utløp Bjørndalsvatn til og med st.12 Utløp Røyrvatn. På st.14 Nedstrøms Låkafossen er forekomsten omtrent halvert og de er praktisk talt forsvunnet ved st.17 Ørnes.

Det store innslaget av slekten *Stigonema* er bemerkelsesverdig, fire arter av *Stigomena* på en og samme stasjon er ikke vanlig. En femte art, *S. ocellatum*, på st. 20, Utløp Bjørndalsvatn er trolig en tilfeldig forekomst transportert ned fra Bjørndalsvatn, hvor den har sitt naturlige voksested i littoralsonen. Observasjonen øker imidlertid antall *Stigonema* arter observert i vassdraget.

Også grønnalgesamfunnet er preget av arter som trives i surt næringsfattig vann, blant disse nevnes *Binuclearia tectorum*, *Klebsormidium flaccidum*, *Microspora palustris* var *minor* og *Mougotia "a"* som alle ser ut til å være overrepresentert i forsuringsskadede vassdrag i Sør-Norge (Lindstrøm 1993, Brandrud m. fl. 1999, DN 2000). Den forsuringsbegunstigede trådformede grønnalgen *Zygonium sp3* som har masseforekomst på flere stasjoner i vassdragets øvre deler, er nærmest forsvunnet ved st.14 Låkafossen og er knapt observert ved

st.17 Ørnes. Her dukker det imidlertid opp en representant for slekten *Stigeochlonium*, en slekt med mange forurensningstolerante arter. Endringene fra øver/midtre til nedre deler er mindre utpreget for grønnalgene enn for cyanobakteriene

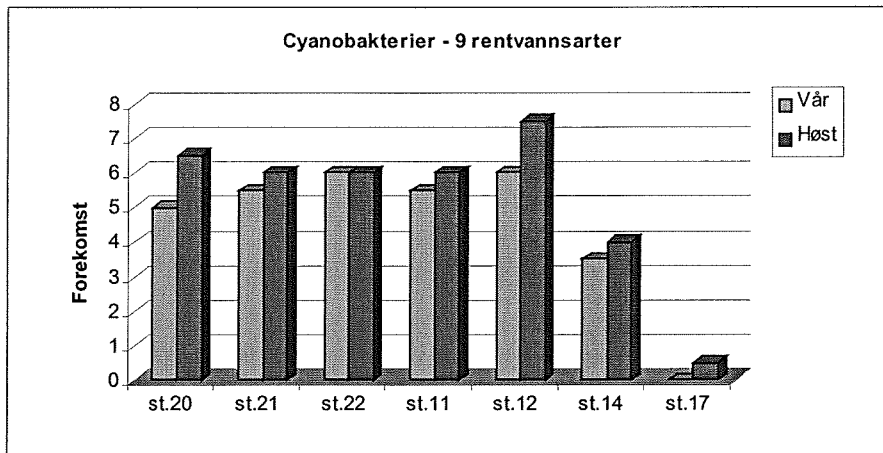
På st.17 Ørnes vokser også de 2 to rødalgene *Audouinella hermannii* og *Lemanea*. Disse er begge tolerante for ulike typer vannkvalitet, men trives best i vann med noe høyere nærings-saltnivå enn den øvrige algefloaen i Vikedalsvassdraget. Alle prøver fra st.17 Ørnes viser dessuten et vedvarende og markert innslag av trådformede bakterier, det tilsier at denne stasjonen jevnlig belastes med lett nedbrytbart organisk stoff.

Et annet trekk som karakteriserer begroings-samfunnet i Vikedal er et arts- og individfattig kiselalgesamfunn. Bortsett fra *Tabellaria flocculosa*, som danner synlige gulgrønne overtrekk på stein sammen med trådformede grønnalger, er det så langt bare observert enkeltindivider av kiselalger.

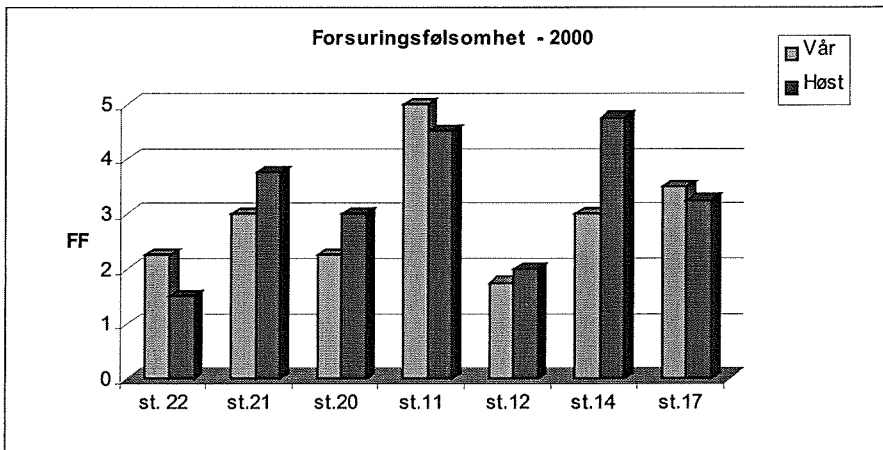
Mosefloraen er som i mange forsuredde vassdrag i Sør-Norge preget av den forsuringsbegunstigede levermosen *Nardia compressa*. På stasjoner med stabile fysiske forhold, som st.20 Utløp Bjørndalsvatn, st.11 Nedstrøms Fjellgardsvatn og st.12 Nedstrøms Røyrvatn, dekker denne mosen mellom 50 og 100 % av elveleiet, se Primærtabell 7.

Algesamfunnets forsuringfølsomhet

Figur 3 viser forsuringfølsomhet - FF (se DN 2001) basert på algesamfunnet. St.20 Utløp Bjørndalsvatn har mindre innslag av forsuringfølsomme alger, lavere FF-indeks, enn st.21 Sørrelva. Det er i overenstemmelse med upubliserte kjemidata som tilsier at pH er 0,1-0,3 enheter lavere på st.20 enn st.21. Samfunnet på st.12 Utløp Røyrvatn har også svært lite innslag av forsuringfølsomme arter og derved lav FF-indeks. At st.11 Utløp Fjellgardsvatn har størst forsuringfølsomhet, høyest FF-indeks, kan ha sammenheng med lokale innslag av noe rikere berggrunn på nordsiden av Fjellgardsvatn enn ellers i vassdraget. FF-indeks på stasjonene nedstrøms kalkdosereren ved Låkafossen, st.14 Låkafossen og st.17 Ørnes var overraskende lav og effekter av kalkdoserer oppstrøms st.14 Låkafossen kom ikke klart fram.



Figur 2 Forekomst av 9 cyanobakterier som alle vokser i rent næringsfattig vann. Vikedalsvassdraget 2000.



Figur 3 Forsuringsfølsomhet - FF - basert på forekomst av forsuringsfølsomme cyanobakterier, grønnalger og rødalger. Vikedalsvassdraget 2000.

Artsmangfold

Figur 4A og 4B viser antall taksa av cyanobakterier og grønnalger i vår- og høstprøver i årene 1996 til 2000. Også når det gjelder arts mangfold skiller Vikedalsvassdraget seg fra Atnavassdraget. Det er ikke, som i Atna, store endringer i artsantall nedover vassdraget. Ingen av stasjonene i Vikedal har like artsrike samfunn som i nedre deler av Atna (st.8 Solbakken), men heller ikke så artsfattige som i Atna øvre deler. Det er variasjoner i mangfoldet fra år til år, men disse er innenfor hva en kan forvente i en dynamisk og fysisk krevende elv.

Det ser heller ikke ut til å være store endringer i artsantall fra vår (juni) til høst (september), Figur 4A og 4B. Her er også Vikedal og Atna svært forskjellige. I Atnavassdraget er det vanligvis svært få grønnalger om våren.

For perioden 1996-2000 ser den nederste stasjon 17 Ørnes ut til å ha lavest mangfold av cyanobakterier, Figur 5. Det skyldes trolig

fravær av de utpregede rentvannsararterne som preger vassdragets øvre/midtre deler. Stasjonene oppstrøms Fjellgardsvatn (st. 20, 21 og 22) ser på den annen side ut til å ha noe mindre mangfold av grønnalger enn lenger ned i vassdraget. I så måte viser Vikedal og Atna felles trekk og bekrefter det generelle inntrykk av at utpreget næringsfattige noe sure, kalde vassdrag har lavt mangfold av grønnalger.

Mengdemessige forhold

Det er i flere år gjort undersøkelser av mengdemessig forekomst av moser og trådformede grønnalger i en del sure næringsfattige vassdrag i Sør Norge (Lindstrøm m. fl. 2000, Lindstrøm og Johansen 2001). Målsettingen har bl.a. vært å studere effekter av langtransporterte forurensninger på forekomst og artssammensetning av moser og trådformede grønnalger i høyereliggende, lokalt upåvirkede vassdrag. Man har også ønsket å se på langtidsutviklingen av denne type samfunn og

på effekter av ulike tiltak som f. eks kalking av sure vassdrag.

Mengdemessige forhold er dels undersøkt ved å fotografere med undervannskamera og dels ved manuell vurdering av mengder i transekter. Ettersom mange høyereliggende vassdrag ligger så uveisomt til at det er vanskelig å transportere inn tungt fotoutstyr og/eller er for grunne til å fotografere med undervannskamera, er det viktig å kunne følge utviklingen med enklere metoder, fortrinnsvis manuelle transektanalyser.

Vikedalsvassdraget skal overvåkes i lang tid, er i utgangspunktet næringsfattig og mottar dessuten langtransporterte forurensninger. Flere av de trådalene som danner masseforekomst i en del sure næringsfattige vassdrag i Sør Norge er dessuten vanlige og har stedvis meget stor forekomst. Derfor skulle Vikedalsvassdraget være velegnet til en langsiktig oppfølging av denne problematikken.

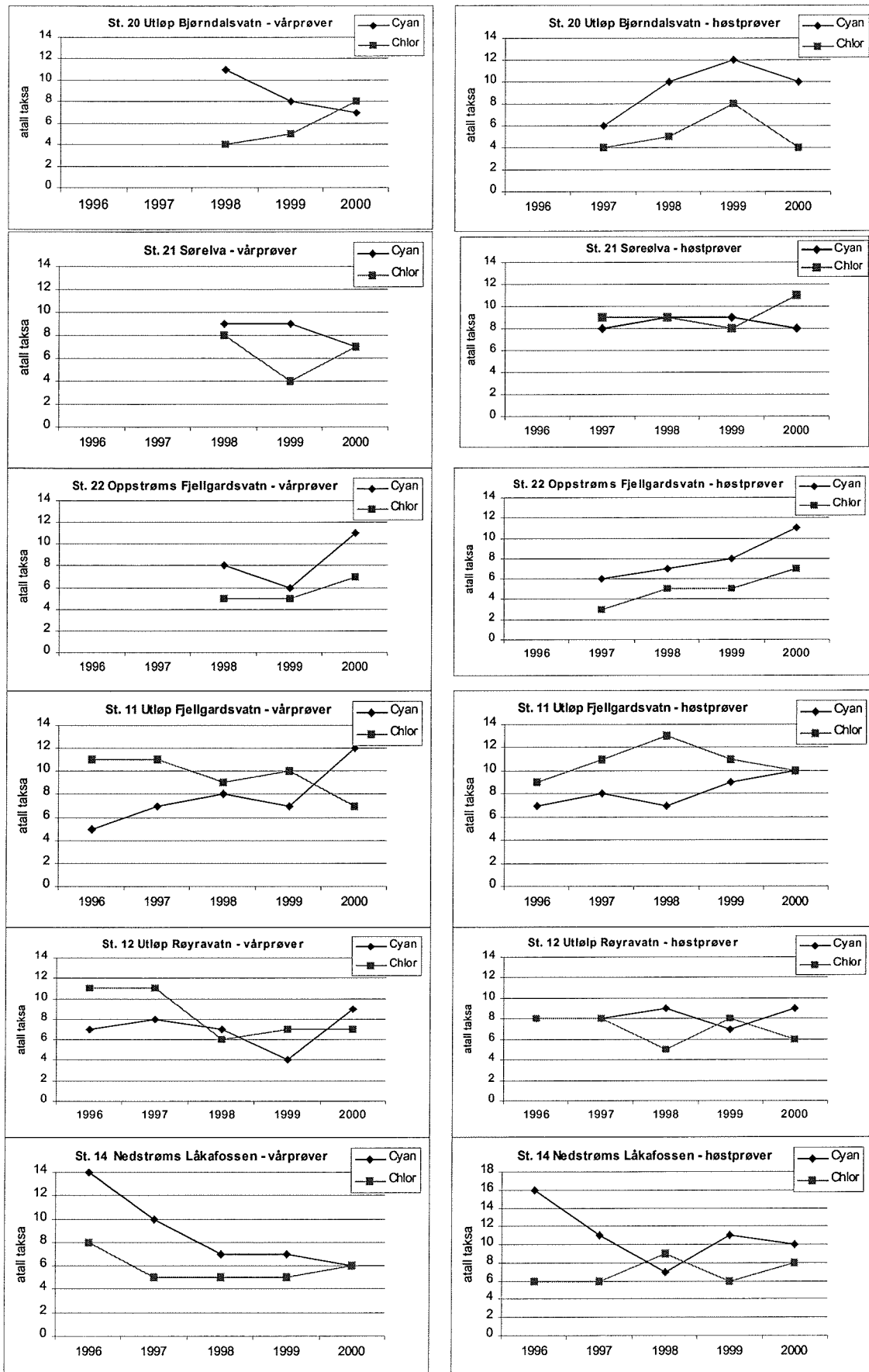
En viktig begrunnelse for å flytte stasjonene øverst i Vikedalsvassdraget (st. 1, 3, 5 til st. 20, 21, 22) var derfor ønsket om å gjøre manuelle transektanalyser av mose- og algedekning. De tre stasjonene oppstrøms Fjellgardsvatn er alle for grunne til å fotografere med undervannskamera, men allikevel så brede at det er mulig å gjøre transektanalyser på tvers av elva. De har raskt rennende vann, men er ikke fysisk mer krevende enn at de kan vades ved ulike vannføringer, samtidig som de er noe forskjellige hva angår partikkelstørrelse og stabilitet i substratet. De skulle derfor være

velegnet til manuelle transektanalyser og langtidsstudier av mose-/grønnalgedekning.

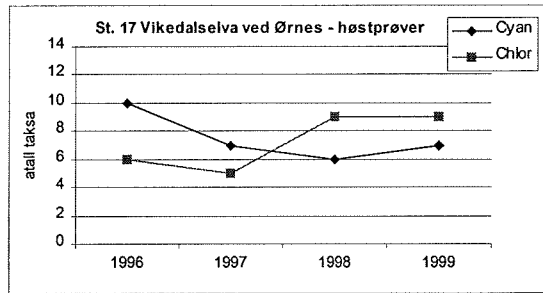
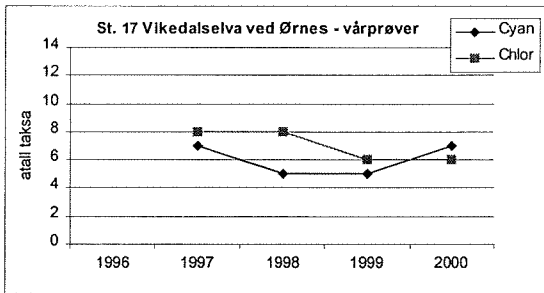
Manuelle transektanalyser

Resultatene av de manuelle transektanalysene på 4 stasjoner er vist i Figur 6. Det gis noen korte kommentarer:

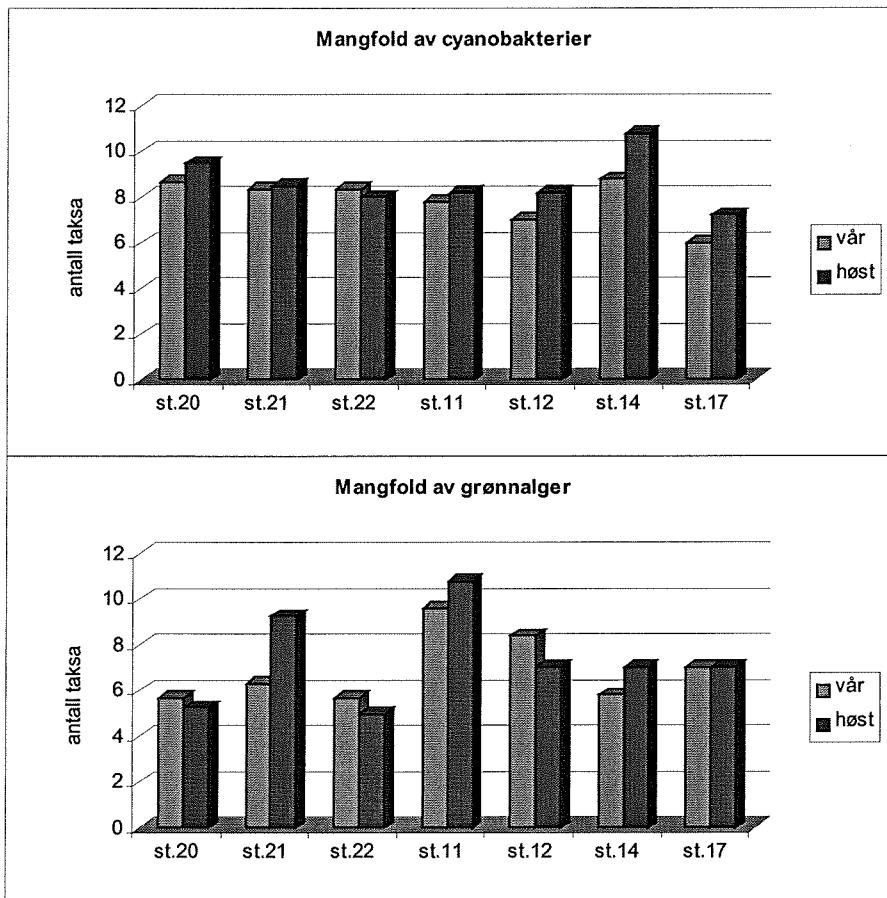
- Alle stasjoner har sitt karakteristiske mønster, med sin spesifikke algedekning. De skiller seg således klart fra hverandre.
- På alle stasjoner ser det på den annen side ut til å være et felles mønster i utviklingen, illustrert ved en oppbygning av moser/alger fra juni til september. Oppbygningen var særlig markert i 2000 (det året som hadde uvanlig liten mose-/algedekning i juni).
- På alle stasjoner var det også et felles mønster ved at juni-observasjonen i 2000 (00-3 i figur 3) hadde uvanlig lav mose- og fremfor alt lav algedekning.
- St. 12 Utløp Røyrvatn skiller seg ut ved vedvarende mindre algedekning enn mosedekning. På de øvrige stasjoner følger mose- og algedekning hverandre ganske godt.
- Mosedekningen er trolig estimert for høyt i perioder når alger dekker hele moseveksten (gjelder ikke for st.12 Utløp Røyrvatn der algedekningen ved alle anledninger er mindre enn mosedekningen).
- St.22 Oppstrøms Fjellgardsvatn hadde uvanlig mye moser/alger i september 1999 (99-3). Dette er så langt eneste observasjonen som helt avviker fra det felles utviklingsmønster.



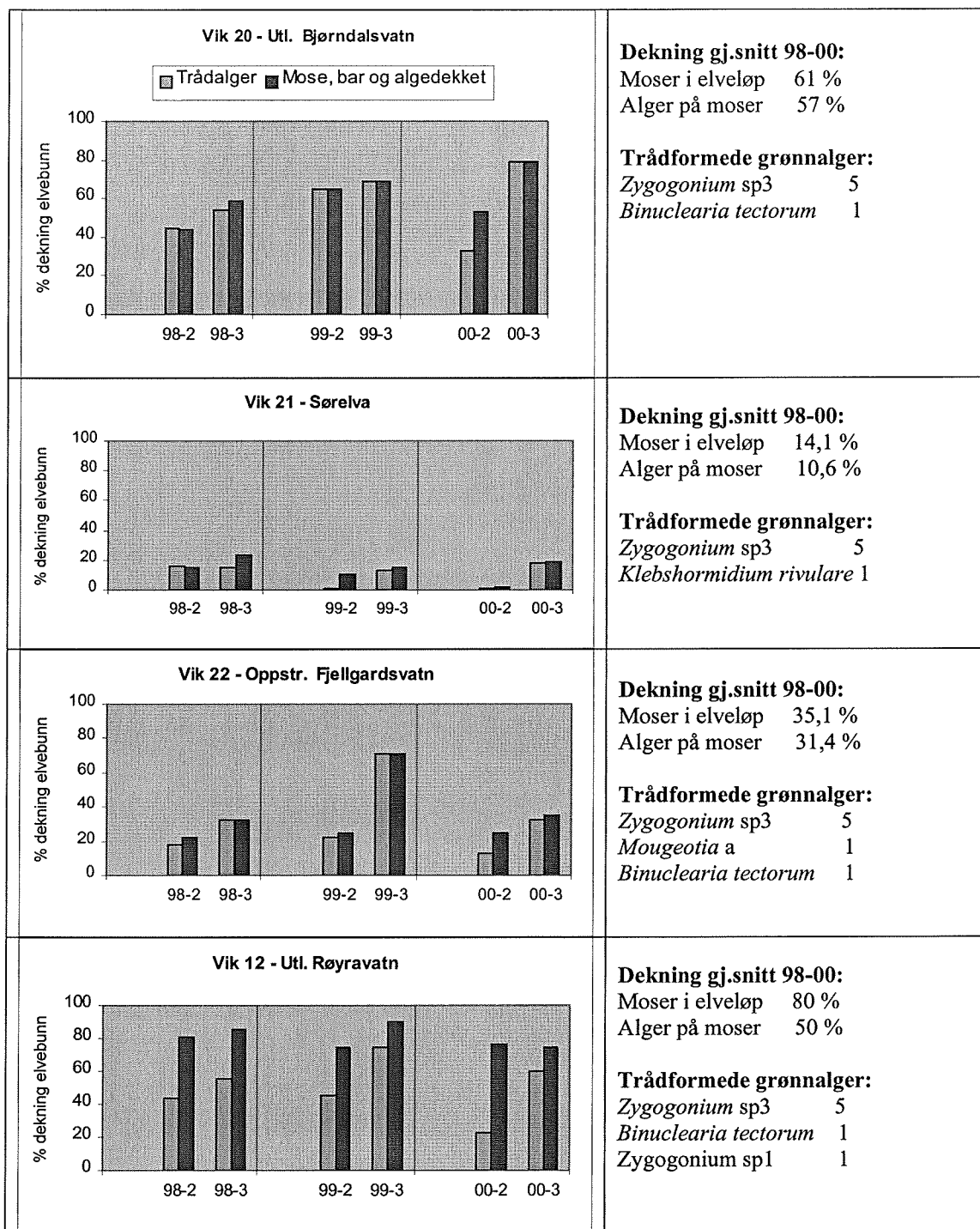
Figur 4A Artsantall av cyanobakterier og grønnalger (unntatt desmideaceer). Vår- og høstprøver Vikedalsvassdraget 1996-2000.



Figur 4B Artsantall av cyanobakterier og grønnalger (unntatt desmideaceer). Vår- og høstprøver Vikedalsvassdraget 1996-2000.



Figur 5 Artsantall per prøve av cyanobakterier og grønnalger. Vikedalsvassdraget, gjennomsnitt for 1996-2000.



Figur 6 Dekningsprosent av moser og trådformede grønnalger, vår (-2) og høst (-3) på 4 stasjoner i Vikedalsvassdraget 1998, 1999 og 2000 (til venstre). Dekningsprosent i gjennomsnitt og dominerende arter av trådalger med relativ mengde, skala 1-5 (til høyre).

Bunndyr og zooplankton

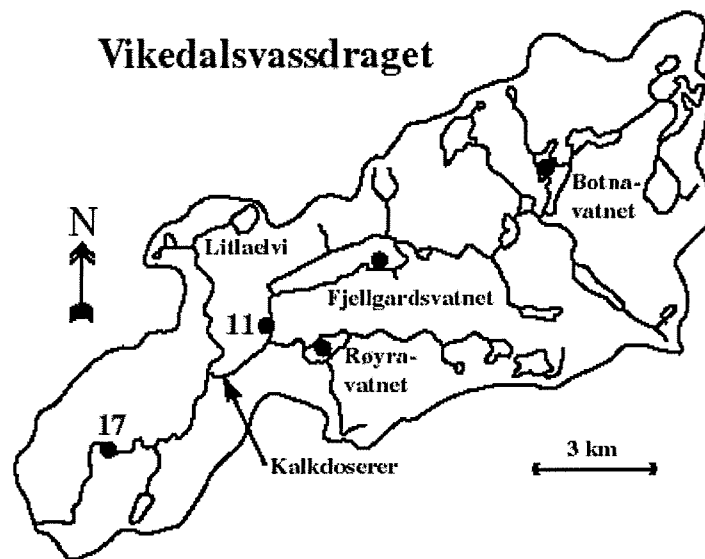
Arne Fjellheim og Gunnar Raddum, LFI, UiB

Innledning

Laboratorium for ferskvannsekologi og innlandsfiske, Bergen (LFI) 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 1994). Fra 1987 er den nederste delen av Vikedalselva kalket, og bunndyrstudier i denne delen av elva inngår også i Kalkingsprosjektet (Fjellheim & Raddum 2001a). En oppsummering av aktivitetene i

Vikedalsvassdraget er gitt av og 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 ForskRef-programmet ble det i 1995 igangsatt kvantitative studier av bunndyr fra to stasjoner i hovedelven og fra ett transekt i Fjellgardsvatnet. 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 1).



Figur 1 Vikedalsvassdraget med stasjoner for bunndyrundersøkelser

Innsamlingen av bunndyr og krepsdyr i Forskref-programmet i Vikedal har pr. i dag pågått over en 6-års periode. Resultatene fra de første års innsamlinger (bunndyr 1995 – 1997, (zooplankton 1996 – 1998) er rapportert av Fjellheim & Raddum (2002). Av økonomiske årsaker ble det ikke bevilget midler til artsbestemming av materiale som er innsamlet i årene 1997- 2001. Dette materialet vil bli videre bearbeidet forutsatt at de nødvendige midler blir gitt.

Resultater og diskusjon

Bunndyr

Biodiversiteten i den nedre, kalkete delen av vassdraget er blitt markert forbedret i de senere år. Blant annet ble det etter 8 års kalking for første gang registrert ferskvannssnegl i prøvene.

Kvalitative innsamlinger i årene 1982 – 2000 (Fjellheim & Raddum 2001b), viser en sterk økning i akkumulert antall bunndyrarter på den ukalkete delen av Vikedalsvassdraget (st.11 i figur 2). Den økte diversiteten skyldes i stor grad kolonisering av forsureningsensitive bunndyr. Stasjon 11 har i de siste 12 årene hatt

en betydelig forbedring av de vannkjemiske forhold (Figur 3).

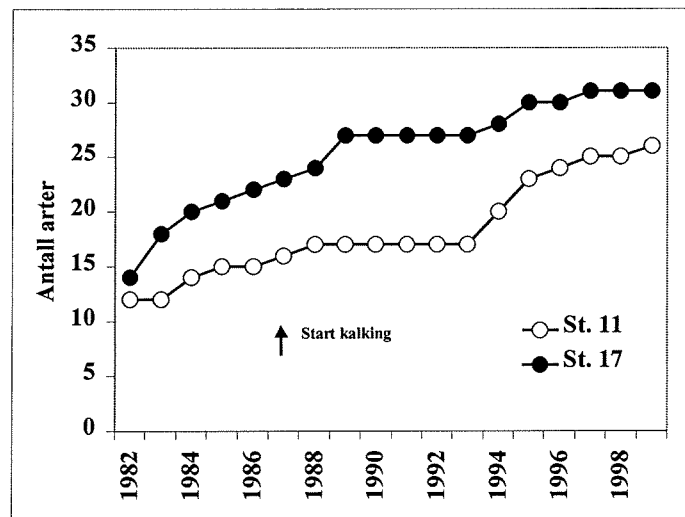
Gjennomsnittets pH har steget med ca. 0,5 enheter. Labilt Aluminium er redusert til mer enn 1/3 av tidligere verdier. Samtidig har sulfat avtatt. Tilstanden i den nedre, ukalkete delen av Vikedalselva er nå betydelig bedre enn det som ble registrert på 1980-tallet, da vassdraget var forsuret (Fjellheim & Raddum 1984). Biodiversiteten i vassdraget viser en økende tendens, og vi forventer at situasjonen i vassdraget vil bedres ytterligere.

De vannkjemiske forhold i den nedre, kalkete delen av vassdraget (St. 17) er også blitt bedre i de senere år, spesielt som følge av at vannkvalitetsmålet ble hevet (Fjellheim & Raddum 2001b). Blant annet er det gjort funn av ferskvannssneglene *Lymnaea peregra* og *Gyraulus acronicus*. *L. peregra*, som ble funnet på St. 17 i 1979, var fraværende i prøver tatt i tidsrommet 1982 – 1994. I 1995 ble arten på nytt registrert på St. 17 (Fjellheim & Raddum 2001b).

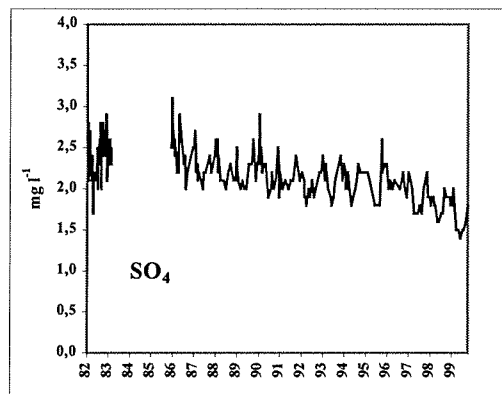
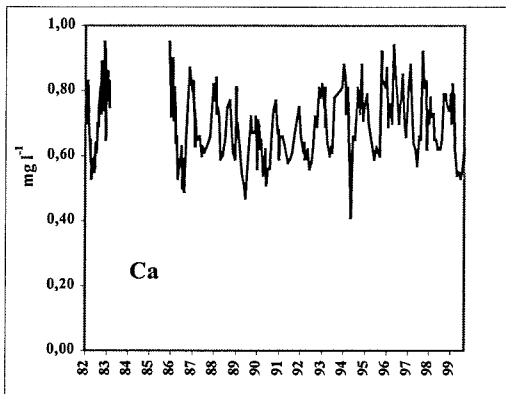
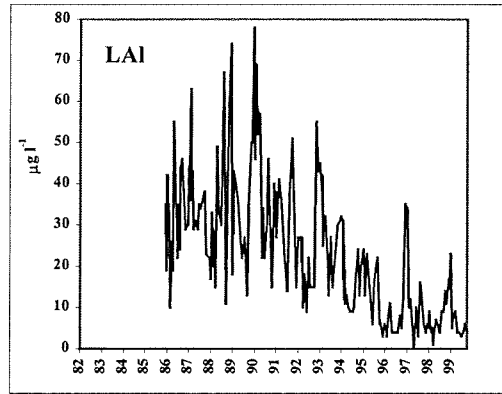
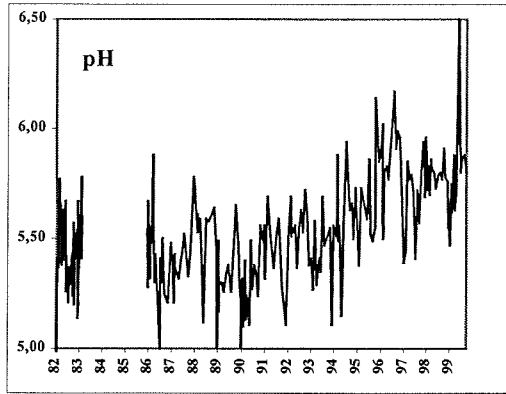
De kvalitative data fra Vikedalselva viser betydelige endringer i artsmangfoldet i de senere år. En videre bearbeiding av de kvantitative prøvene vil gi et verdifullt supplement som bør gis høy prioritet.

Zooplankton og littorale krepsdyr

Det er heller ikke gitt midler til artsbestemming av krepsdyr- og bunndyrmaterialet fra 2000. Ved tidligere/andre undersøkelser i Fjellgardsvatn er det registrert 29 krepsdyrarter i Fjellgardsvatn (22 vannlopper og 7 hoppekreps). 6 av vannloppene er planktoniske, mens hopekrepsene kun er registrert med 2 planktoniske arter, *Eudiaptomus gracilis* og *Cyclops scutifer*. *Hetrocope saliens*, som ble funnet i Botnavatn, manglet i Fjellgardsvatn. Littoralprøver fra Fjellgardsvatn i 1997 og 1998 (Fjellheim & Raddum 2002) inneholdt tostrandkreps, *Monospoilus dispar* og *Pseudochydorus globosus*, som indikerer at vannkvaliteten også er i ferd med å forbedres i denne lokaliteten. Juniprøven i 1998 var spesielt artsrik med totalt 23 arter.



Figur 2 Kumulativt antall arter av døgnfluer, vårfluer og steinfluer registrert på stasjonene 11 (ukalket) og 17 (kalket) i årene 1982 – 1999. Lokalitetene er vist på figur 1.



Figur 3 Vannkjemiske data fra stasjon 11 (se Figur 1) i Vikedalselva (etter Fjellheim & Raddum (2001b)).

Fisk i Fjellgardsvatnet

Randi Saksgård og Trygve Hesthagen, NINA

Innledning

Hensikten med undersøkelsen er å følge fiskesamfunnet i Fjellgardsvatnet over tid for å dokumentere naturlige svingninger og om mulig årsaken til disse, og påvise eventuelle endringer som skyldes forurensning. Fiske-samfunnet i Fjellgardsvatnet består av røye, aure og ål. Røye ble introdusert i 1940-årene, fra Røyrvatnet som ligger i det samme vassdraget. Fjellgardsvatnet kom med i Forskref-undersøkelsene i 1995.

Fjellgardsvatnet ligger (154 m o.h.) i Vikedalsvassdraget i Vindafjord kommune, Rogaland, og har et overflateareal på 2,2 km² (figur 1). Fjellgardsvatnet ligger i nedre deler av vassdraget, og det er rapportert om forsureningskader på fiskebestander i innsjøer i øvre deler av vassdraget (Hesthagen et al. 1995).

Kart over Fjellgardsvatnet med plassering av bunngarnstasjoner (ST.1-ST.7) og flytegarnstasjoner (P.1-P.2) er vist i Figur 1 (se Innledningsskapitel Vikedal).

Resultater og diskusjon

Det var en klar fordeling i dyp mellom aure og røye både langs bunnen (epibentisk sone) og i de frie vannmassene, dvs. pelagisk sone (figur 1). I epibentisk sone ble de fleste aurene fanget fra strandsona og ned til 12 m dyp, mens røye dominerer mellom 12-35 m dyp. Noen røyer ble også fanget dypere enn dette. Generelt sett dominerer auren i epibentisk sone, mens det i de fleste periodene har blitt fanget mer røye i pelagisk sone (figur 2, tabell 1). I Atnsjøen som også er med i Forskref-undersøkelsene, synes det totalt sett å være en dominans av røye, mens vi ser det motsatte i Fjellgardsvatnet. De fleste pelagiske aurene ble fanget nær overflaten, mens røya stort sett er mer jevn fordelt ned til 12 m dyp. Andre undersøkelser viser også at når aure og røye lever i samme innsjø blir røya fortrent til dypere områder av sjøen, inkludert i Atnsjøen (Langeland et al. 1991, Saksgård & Hesthagen 1997). Røya vil imidlertid også utnytte de grunne områdene når den er alene i en sjø (Langeland et al. 1991).

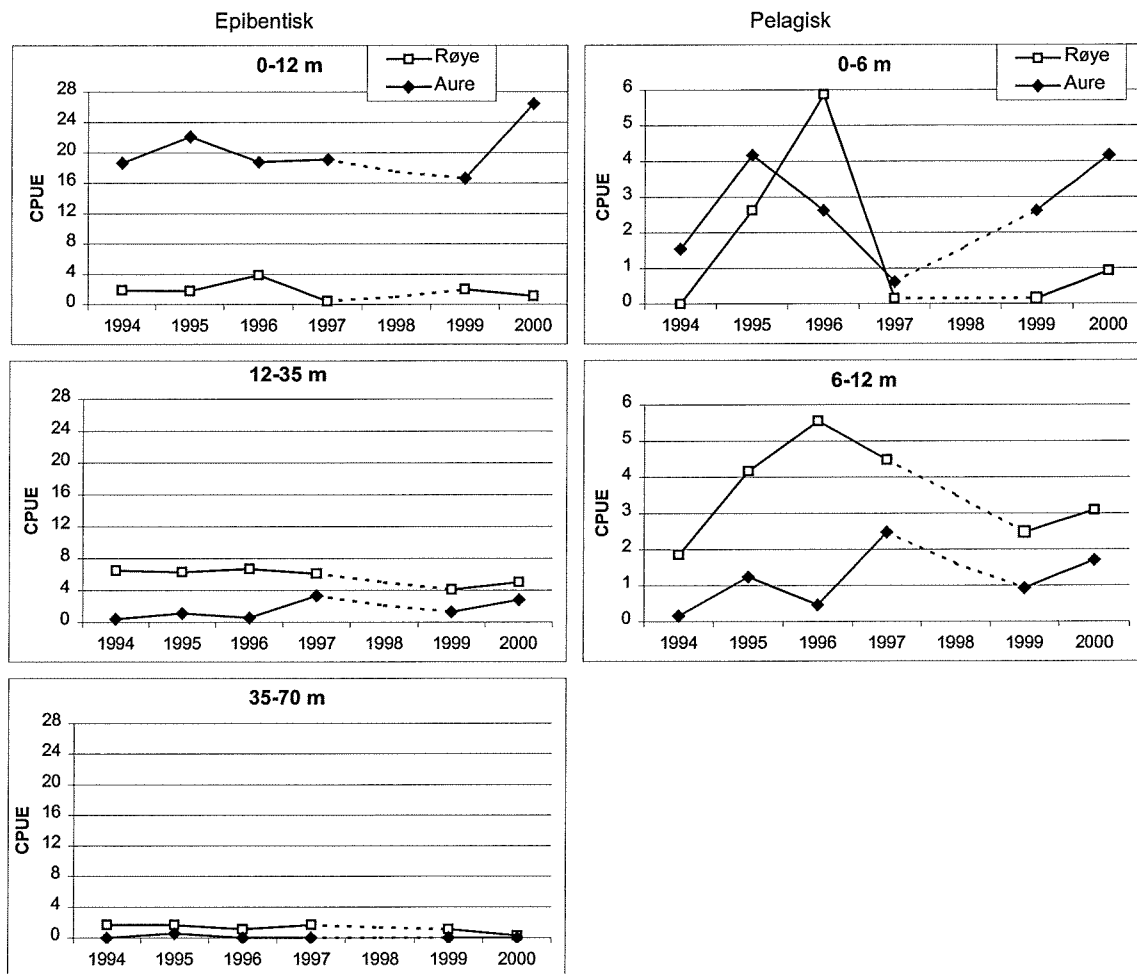
Aldersfordelingen av aure viser at den har hatt en god og jevn rekruttering med en dominans av ett- og toåringer (figur 2). I de frie vannmassene er det mest eldre individ, men det totale antall individ som er fanget her er lite i forhold til i epibentisk sone (Tabell 1). Røya i Fjellgardsvatnet synes også å ha en god rekruttering med en dominans av to- og treåringer. I 1996 ble det også fanget årsyngel av røye i Fjellgardsvatnet. I likhet med auren var det mest eldre individer i pelagialen.

Kondisjonsfaktor har stort sett ligget i underkant av 1,0 hos både aure og røye. I de to siste årene hadde aure og røye helt lik K-faktor, mens det tidligere år har vært større forskjeller mellom dem (figur 3A).

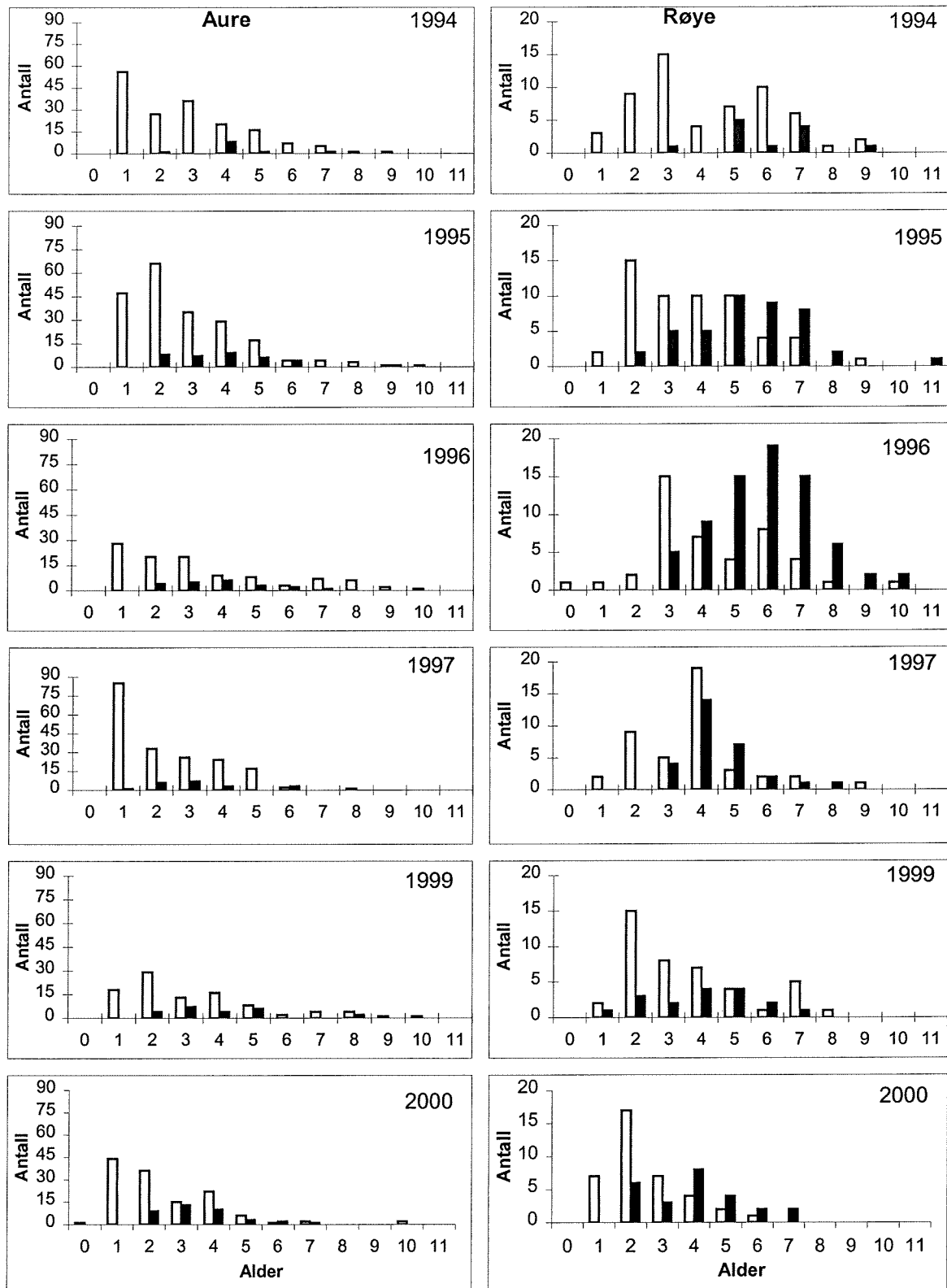
Tilbakeberegnet lengdevekst for aure og røye i det 3. leveåret viser at begge artene vokste dårlig i sesongen 1993 (figur 3B). Auren har generelt en større tilvekst enn røya, bortsett fra i 1999 som viser en svært god tilvekst hos 3-årig røye. Årsaken til en generelt bedre vekst hos aure er trolig at vanntemperaturen i aurens leveområde er høyere enn hos røye som stort sett lever i dypere områder av innsjøen. lanktoniske og littorale krepsdyr er de viktigste næringsdyra for røye i Fjellgardsvatnet (figur 4). *Holopedium gibberum* som er en planktonisk art som utgjør mest av røyas diett i pelagisk sone, men den er også et viktig næringsdyr for epibentiske individ. *Bosmina longispina*, som er vanlig både i pelagisk og littoral sone, utgjorde det meste av de littorale krepsdyra som ble registrert i røyas mageinnhold. Auren har også spist en god del planktoniske krepsdyr sammen med overflateinsekter og bunndyr som i all hovedsak bestod av mygg larver/pupper. Av planktoniske krepsdyr var *Bythotrephes longimanus* svært viktig i aurens diett i pelagisk sone, mens *H. gibberum* hadde mindre betydning. Forskjellen i diett hos aure og røye gjenspeiler at de to artene lever i ulike dyp av innsjøen. Auren oppholder seg i de øvre vannlag i begge habitatene og har spist mye overflateinsekter. Røya lever dypere enn auren og har stort sett spist dyreplankton.

Tabell 1 Antall aure og røye fanget på bunngarn (BG) og flytegarn (FG) i Fjellgardsvatnet, 1994-1997 og 1999-2000.

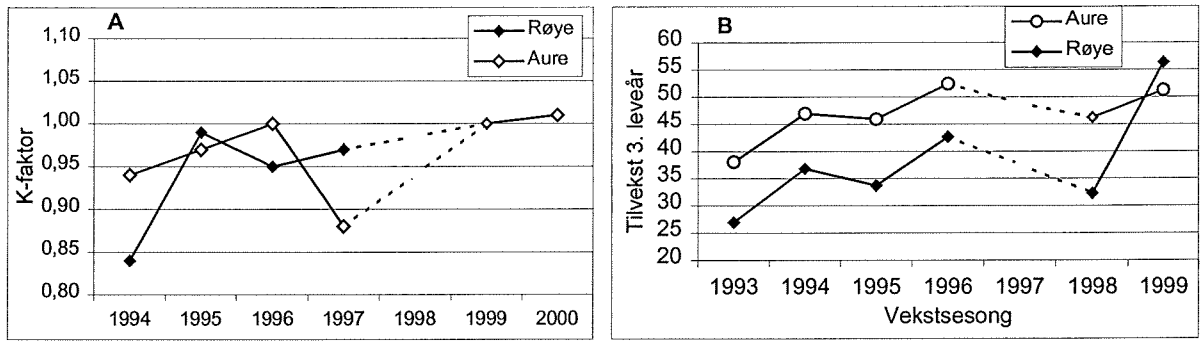
År	Røye		Aure	
	BG	FG	BG	FG
1994	58	12	170	11
1995	56	44	207	35
1996	75	74	172	21
1997	43	30	190	20
1999	44	14	157	23
2000	39	26	252	38
Totalt	315	200	1148	148



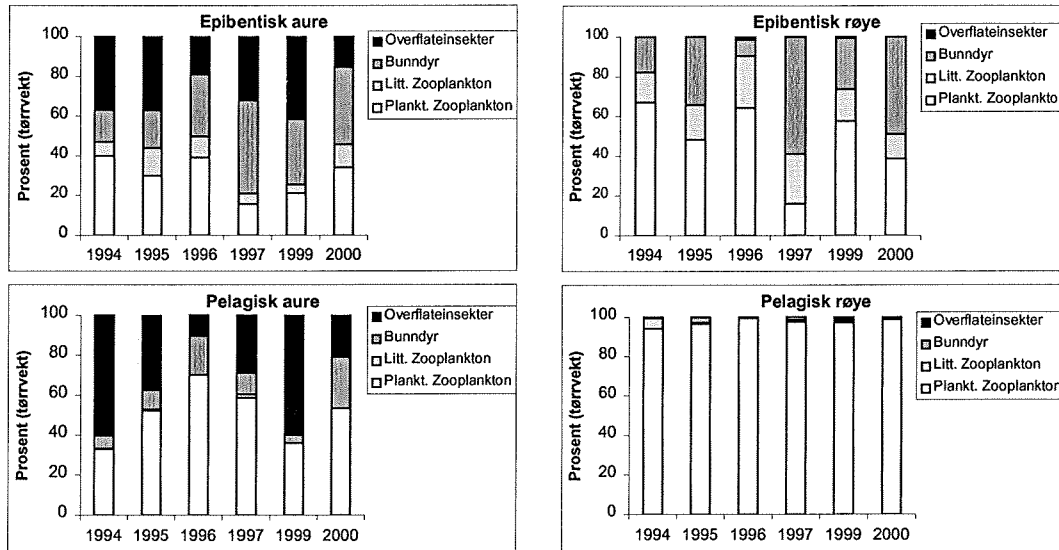
Figur 1 Fangst (CPUE) per 100 m² garnareal av røye og aure i ulike dybdeintervall i epibentisk og pelagisk sone i Fjellgardsvatnet 1994-1997 og 1999-2000. Data fra 1998 mangler (stiplet linje).



Figur 2 Aldersfordeling hos aure og røye i epibentisk (lyse stolper) og pelagisk (mørke stolper) sone i Fjellgardsvatnet 1994-1997 og 1999-2000.



Figur 3 A: Kondisjonsfaktor hos aure og røye (individer > 20 cm) i Fjellgardsvatnet, 1994-1997 og 1999-2000, B: tilvekst i 3. leveår i vekstsesongene 1993-1996 og 1998-1999. Data fra 1998 mangler (stiplet linje).



Figur 4 Ernæring (vektprosent) hos epibentisk og pelagisk røye og aure i Fjellgardsvatn 1994-1997 og 1999-2000.

Litteratur

- Aagaard, K., Solem, J.O., Lillehammer, A., Hanssen, O., Nøst, T. & Dalen, T. 1989. Forskning- og referansevassdrag ATNA. Utbredelse, sonering og årsvariasjoner hos bunndyr i Atna og Atnsjøen.- MVU-rapport B57. 50 s.
- Blakar, I. A. 1989. Vannkvalitet i Atnavassdraget. Forskning- og referansevassdrag ATNA. MVU-rapport B56.
- 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.
- Bogen, J. 1986. Transport of suspended sediments in streams s. S 9-21: Hasholt, B. (red.): "Partikulært bundet stofftransport i vann og jorderosjon». NHP-rapp. nr. 14, KOHYNO, 1986.
- Bogen, J. 1988 A monitoring programme of sediment transport in Norwegian rivers. p.149 - 159 in: .P. Bordas & D.E. Walling (eds) Sediment Budgets, IAHS publ. no 174, 591s.
- Bogen, J. 1992. Monitoring grain size of suspended sediments in rivers, s 183 - 190 i: Bogen, J. Walling, D. and Day, T.(red) Erosion and sediment transport programmes in river basins, IAHS publ nr 210.
- Brandrud; T.E., Halvorsen, G., Lindstrøm, E-A., Raddum, G., Brettum, P., Dolmen, D., Halvorsen, G., Schnell, Ø., Sloreid, E.S., Walseng, B. 1999. Effekter av kalking på biologisk mangfold. Basisundersøkelser i Tovdalsvassdraget 1995-96. Utredning for DN 1999-9. 126 s.
- Bratli J.L., Andersen, J.R., Fjeld, E., Faageng, B., Grande, M., Hem, L., Holtan, H., Krogh, T., Lund, V., Rosland, D. Rosseland, B.O., Aanes, K.J. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Veiledning 97:04. Statens forurensningstilsyn. 31 s.
- Breistein, J. & Nøst, T. 1997. Standardisering av måle- og biomasseberegnings-metoder for dyreplankton, bunndyr, overflateinsekter og fisk i ferskvann. NINA·NIKU Oppdragsmelding 480. 18s.
- Brettum, P. 1989. Alger som indikator på vannkvalitet i norske innsjøer. Planteplankton. NIVA-rapport nr.2344. O-86116. 111 s.
- Brittain, J. Nøst, T. & Arnekleiv, J.V. 1996. Ephemeroptera Døgnfluer ss. 130 - 135 . i : Limnofauna norvegica. Tapir. Trondheim.
- Braadland, T. & Øvstedal, J. (Red.) 1994. FORSKREF Forskning- og referansevassdrag. Årsrapport 1993. - FORSKREF Rapp. 1-1994. 144s.
- 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.
- DN 1998. Plan for overvåking av biologisk mangfold- DN-rapport 1998-1. Direktoratet for naturforvaltning. 170 s.
- DN 2000. Overvåking av biologisk mangfold i ferskvann. Forslag til et nasjonalt nettverk av elver og innsjøer for intensiv overvåking av representative vassdragsbiotoper. Direktoratet for naturforvaltning Utredning nr. 2000-8. 74 s.
- DN 2001. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1999. - Direktoratet for naturforvaltning snotat 2001-2. 536 s.
- DNMI 2001. Nedbørhøyder fra meteorologisk stasjon Hundseid i Vikedal 2000, samt normalperioden 1961-1990. Det norske meteorologiske institutt, Oslo.
- Dervo, B.K. & Halvorsen, G. 1989. Forsknings- og referansevassdrag Atna. Arts-sammensetning og populasjonsdynamikk hos plankton i Atnsjøen. - MVU rapp. B55, Oslo, 41 s.
- 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. J. Anim. Ecol. 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 J. Freshw. Res. 71:33-48.
- Fagerlund, K.H. & Grundt, Ø. 1997. FORSKREF Forskning- og referansevassdrag. Årsrapport 1994. - FORSKREF Rapp. 1-1997. 99s.
- Fagernæs, K.E. 1989. Forsknings- og referansevassdrag Atna. Artssammensetning og sesong-variasjoner i fytoplanktonet i Atnsjøen 1987. - MVU rapp. (Unummerert), Oslo, 16 s.
- 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. and 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 (in press).

- Fjellheim, A. & Raddum, G. G 2002. Kvantitative bunndyr og zopplankton undersøkelser i Vikedalvassdraget 1996-98. I: Forskref: Forsknings- og referansevassdrag. Årsrapport 1997-99 (under arbeid).
- Forseth, T & Jonsson, B. 1994. The growth and food of piscivorous brown trout (*Salmo trutta*). *Funct. Ecol.* 8: 171-177.
- Francis, R. I. C. C. 1990. Back-calculation of fish length: a critical review. *J. Fish Biol.* 36: 883-902.
- Grøstad, M. & Fagerlund, K.H. 1999. FORSKREF Forsknings- og referansevassdrag. Årsrapport 1996. Norges vassdrags- og energidirektorat. 159 s.
- Halvorsen, G. 1993. Planktonundersøkelser i Atnsjøen. - Notat, 21 s.
- Halvorsen, G. 1993b. Atnsjøen 1989 - foreløpig rapport. - Notat, 5 s.
- Halvorsen, G. 1994. Planktonundersøkelser i Atnsjøen. Årsrapport 1993, s 69-78 i Braadland, T. & Øvstedal, J. (Red.) 1994. FORSKREF Forsknings- og referansevassdrag. Årsrapport 1993. - FORSKREF Rapp. 1-1994. 144s.
- Halvorsen, G. 1996. Atnsjøen - årsrapport 1995. - Upubl. notat 11 s.
- Halvorsen, G. & Papinska, K. 1997. Planktonundersøkelser i Atnsjøen 1985 - 1995. - Notat 30 s. (Under trykking NVE).
- Hegge, O. 1988. Habitat utilization and life history of sympatric Arctic char (*Salvelinus alpinus* L) and brown trout (*Salmo trutta* L) in lake Atnsjø. - Hovedfagsoppgave i spesiell zoologi, Univ. Oslo, 61 s.
- 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 382. 18 s.
- Hindar, A., A. Henriksen, K. Tørseth og L. Lien. 1993. Betydningen av sjøsaltnrikt nedbør i vassdrag og mindre nedbørfelt. Forsuring og fiskedød etter sjøsaltepisoden i januar 1993. NIVA-rapport 2917, 42 s.
- Hindar, A., F. Kroglund og A. Skiple. 1997. Forsuringssituasjonen i lakseførende vassdrag på Vestlandet; vurdering av behovet for tiltak. NIVA-rapport 3606, 96 s.
- Huitfeldt-Kaas, H. 1918. Ferskvandsfiskenes utbredelse og indvandring i Norge, med et tillæg om krebsen. Centraltrykkeriet, Kristiania. 106 s.
- Kaste, Ø. 2001a. Vikedalvassdraget. I: Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter. DN-notat 2001, under utarbeidelse.
- Kaste, Ø. 2001b. Nitrogen retention in acid-sensitive lakes in southern Norway – a comparison of input – output data with an empirical N retention model, under utarbeidelse.
- Kirke-, utdannings- og forskningsdepartementet 2001. Rapport med forslag til eablering og drift av artsdatabank i Norge. KFU august 2001. 32 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.* 60:895-912.
- Larsson, P. 1984. Dyreplankton. I: Vennerød, K. (Red.) Vassdragsundersøkelser. En metodebok i limnologi. Universitetsforlaget, Oslo, 179-190.
- Lillehammer, A. 1985. Zoogeographical studies on fennoscandian stoneflies (Plecoptera) - *Journal of Biogeography.* 12:209-221.
- Lindstrøm, E-A. 1989. Forsknings- og referansevassdrag Atna. Begroingsforhold i Atnavassdraget. NTNFs utvalg for miljøvirkninger av vassdragsutbygging. MVU-rapport B54. 55 s.
- Lindstrøm, E-A. 1992. Tålegrenser for overflatevann. Fastsittende alger. Fagrapport nr. 27. Norsk institutt for vannforskning, Oslo. L.nr. 2805. 49 s.
- Lindstrøm, E-A. og Johansen, S.W. 1997. Forskref-vassdraget Atna. Begroingsobservasjoner i perioden 1986-95. I: Fagerlund, K.H. og Grundt, Ø (red.) Samlerapport for Atna-vassdraget i perioden 1985-95. Forskref, Forsknings- og referansevassdrag, nr. 02 1997. 215 s.
- Lindstrøm, E-A. og Johansen, S.W. 2000. Begroingsobservasjoner i Atnavassdraget i 1997-99 (notat).
- Lindstrøm, E-A., Kjølberg, G. & Wright, R.F. 2000. Tålegensen for nitrogen som næringsstoff i norske fjellvann: økt "grønske"? . Norsk institutt for vannforskning, Oslo. L.nr. 4187-2000. naturens Tålegrenser fagrapport 104. 40 s.
- Lindstrøm, E-A. & Johansen, S.W. 2001. Mengdemessig utvikling av algebegroing etter kalking - årsaker og effekter. Års- og datarapport for 1998, 1999 og 2000. Norsk institutt for vannforskning, Oslo. L.nr. 4451-2001. 58 s.
- Lindstrøm, E-A. & Agaard, K. 2002. Overvåking av biologisk mangfold i ferskvann: Nasjonalt nettverk av elver og innsjøer. Forslag til utforming av ny rapportserie og organisering av arbeidet. NIVA, Oslo og NINA-NIKU, Trondheim. 9 s. (notat)
- Moen A. 1998. Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon. Statens kartverk Hønefoss. 199 s.

- Norsk institutt for vannforskning 2001. Prøvetaking i raskt rennende vann - begroing. NIVA-dokument nr. FB006. 6 s.
- Olrik, K., Blomqvist, P., Brettum, P., Cronberg, G. og Eloranta, P. 1998. Methods for Quantitative Assessment of Phytoplankton in Freshwaters, part I. Naturvårdsverkets rapport nr.4860. 86 s.
- Raddum, G.G. & Fjellheim, A. 1984. Evertøbratundersøkelser 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.
- Ricker, W. E. 1992. Back-calculations of fish from lengths based on proportionality between scale and length increments. Can. J. Fish. Aquatic Sci. 49:1018-1026.
- Rosland, D.S. 1993. FORSKREF Forskning- og referansevassdrag. Seminarrapport. - FORSKREF Rapp. 1-1993: 136s.
- Rott, E. 1981. Some results from phytoplankton counting intercalibrations. Schweiz. Z. Hydrol. 43. 34-62.
- Rørslett, B. & Brettum, P. 1989. The Genus *Isoetes* in Scandinavia. An Ecological Review and Perspective. Aquatic Botany 35: 223-261.
- Saksgård, R. & Hesthagen, T. 1997. Fiskebiologiske undersøkelser i Atnsjøen 1994. I: Fagerlund, K.H. & Grundt, Ø. (red.) Forskref- Forskning- og referansevassdrag nr 1, Årsrapport 1994: 63-67.
- SFT 1999. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport – Effekter 1998. SFT-rapport 781/99, 240 s.
- SFT 2001. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport – Effekter 2000. SFT-rapport, under utarbeidelse.
- 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.

Bilag

Undersøkelser i 2000 - nettverk av elver og innsjøer for overvåking av biologisk mangfold

I tabell 1 og 2 gis en oversikt over hvilke typer prøver som er tatt i 2000 i det planlagte nasjonale nettverk av elver og innsjøer for overvåking av biologisk mangfold. Prøvene er tatt av ulike institusjoner på oppdrag fra miljøverndirektoratene (SFT og DN) og Fylkesmennenes Miljøvernavdelinger. De viktigste institusjonene som har tatt prøver er: Universitetet i Oslo, Norsk institutt for naturforskning (NINA), Norsk institutt for vannforskning (NIVA), Universitetet i Bergen (LFI), samt Rådgivende biologer.

Det tas sikte på at resultater fra denne overvåkingen etterhvert skal samrapporteres (med hensyn på biologisk mangfold) samt inngå i rapportering til EU's vannrammedirektiv. Lange tidsserier i flere av vassdragene tilsier at dette er viktig bakgrunnsinformasjon for videre overvåking og for tolking av nye data om økologisk tilstand (= kjemisk + biologisk tilstand).

Tabell 1 Elver i det nasjonale nettverket der det ble tatt prøver i 2000. Tabellen angir hvilke typer prøver som ble tatt, men ikke metodikk for prøvetaking.

Flere kryss betyr flere undersøkelser

Vassdrag/elv	Hydro- logi/ morfo- logi	Vann- kjem i	Forurens ende stoffer	Zoo- plankton *	Plante- plankton	Fyto- bentos	Makro- fytter	Bentiske inverte- brater	Fisk
Referanseelver									
Atna**						x	x	x	
Sjoa	x								
Tovdalselva,**		x				x	x	x	
Lygna		x						x	
Vikedalselva	x	x				x	x	x	
Gaular, SF	x	x x						x	x x
Gaula, STr	x								
Saltdalselva									
Målselva	x								
(Alta-) Kautokeino elva									
Spesialelver									
Rike, leirpåvirkete lavlandse.:									
Hobølva	x x	x x x	x x			x			x x
Leira									
Breelver:									
Oldenvassdraget	x x	x x x	x						x
Strynevassdraget	x	x x x	x						x
Arktisk elv:									
Komagelva									
Lokalt påvirkete elver									
Hunselva ved Gjøvik									x
Nitelva									
Lysakerelva/Sørkedalselv	x	x	x						
Figgjoelva	x	x	x						
Arnavassdraget									
Alt. til lokalt påvirkete elver:									
Nordmarksvassdr/ Akerselva, x		x	x					x	x
Otra (nedre)		x						x	
Fanaelva eller		x							
Nestunvassdraget									
Orkla		x	x			x		x	
Nidelva	x	x	x						

*: zooplankton er ikke krav i EUs vanddirektiv

** Innsjøer i Atna som overvåkes: Atnsjøen, innsjøer i Tovdalsvassdraget som overvåkes: Herefossfjorden, Mårvatn, Finnslandsvatn, Ogge. I alle disse tas vannkjem i og fytoplankton.

Tabell 2 Innsjøer i det nasjonale nettverket der det ble tatt prøver i 2000. Tabellen angir hvilke typer prøver som ble tatt, men ikke metodikk for prøvetaking. Flere kryss betyr flere undersøkelser.

Innsjø	Fylke	Kommune	Hydro- logi/ morfo- logi	Vann- kjemi	Forure nsende stoffer	Zoopla ntkon*	Plante- plankto n	Fyto- benos	Makrof ytter	Ben- tiske invert.	Fisk
Skogsserien, upåvirka innsjøer											
Nøklevatn	Os	Oslo		x		x	x				
Dølisjøen	He	Sør-Odal		x						x kreps	
Store Gunnarsjø	He	Engerdal									
Sæbufjorden	Op	Nord-Aurdal									
Vatnebrynnvatn	Bu	Flesberg									
Heivatnet	Te	Siljan/Skien									
Tyrirvatnet/Tyri	Te	Nome									
Gjerstadvatnet	AA	Gjerstad									
Ubergsvatnet	AA	Vegårshei/ Tvedestrand									
Skagestadvatnet	VA	Mandal									
Fotlandsvatnet	Ro	Eigersund									
Gjerdesdalsvatn	Ro	Vindafjord									
Kvitebergsvatnet	Ho	Kvinnherad									
Myrkdalsvatnet	Ho	Voss		x							
Svardalsvatnet	SF	Flora									
Movatnet	SF	Førde									
Rotevatnet	MR	Volda									
Hafstadvatnet	MR	Tingvoll									
Lille Jonsvatnet	ST	Trondheim									
Songsjøen	ST	Orkdal									
Langvatnet v/Gaula	ST	Melhus									
Høysjøen	NT	Verdal									
Møkkelandsvatn	Tr	Harstad									
Langvatnet i Evenes	Tr	Skånland									
Blåfjellvatnet	Tr	Skånland									
Tvetervatn	Øs	Sarpsborg									
Langtjern	Bu	Flå		x		x				xx	
Øvre Jerpetjern	Te	Notodden		x		x				xx	x
Bjorvatn	AA	Birkenes		x		x				xx	
Lille Hovvatn	AA	Birkenes		x		x				xx	
Risvatn	AA	Birkenes								x	
Saudlandsvatn	VA	Farsund		x		x				x	
Hellevatn	VA	Lyngdal								x	x
Ljosvatn	Ro	Sokndal		x		x				xx	
Djupingsvt.	Ro	Lund								x	x
Lomstjørn	Ro	Bjerkreim		x		x				xx	x
Stakkheitjørna	Ro	Gjesdal								xx	x
Røyrvatn	Ro	Vindafjord		x		x				x	
Storavatn	Ho	Meland	x	x	x	x	x			xx	x
Markusdalsvatn	Ho	Masfjorden		x		x				x	
Langevatn	SF	Flora								x	x
Nystølsvatn	SF	Gaular		x		x				x	
Skardsvatn	SF	Fjaler								x	x
Movatn	SF	Eid								x	
Skjerivatn	ST	Åfjord		x		x				x	x

Tabell 2 fortsetter Innsjøer.....

Innsjø	Fylke	Kommune	Hydro- logi/ morfo- logi	Vann- kjem- i	Forure- nsende stoffer	Zoopla- ntkon* n	Plante- plankto n	Fyto- benos	Makro- fytter	Ben- tiske invert.	Fisk
Skogsserien, eutrofierte innsjøer											
Årungen	Ak	Frogn	x	x		x	x				x
Nesøytjernet	Ak	Asker		x		x	x				
Hersjøen	Ak	Ullensaker		x		x	x				
Harasjøen	He	Stange									
Jarevatnet	Op	Gran		x		x	x				
Mæna	Op	Gran		x		x	x				
Longumvatnet	AA	Arendal									
Temse	AA	Arendal									
Fjotlandsvatn	VA	Kvinesdal									
Dybingen	Ro	Sandnes									
Storamos	Ro	Time									
Haukelandsvatn	Ho	Bergen									
Håheimsvatnet	SF	Jølster									
Østre Dyen	NT	Steinkjer									
Liavatnet	NT	Frosta		x			x				
Lynvatnet	NT	Levanger									
Lilandsvann	No	Vestvågøy									
Langmovatn	No	Bø		x		x	x				
Vikevatnet	Tr	Harstad		x		x	x				
Tennvatnet	Tr	Skånland		x		x	x			x	
Skogsserien, regulerte innsjøer											
Hakkloa	Os	Oslo									
Hånavatn	Bu	Flesberg									
Lauvastølvatnet	Ro	Suldal									
Silsetvatnet	MR	Gjemnes									
Buktelvatnan	No	Vefsn									

Tabell 2 fortsetter Innsjøer.....

Innsjø	Fylke	Kommune	Hydro- logi/ morfo- logi	Vann- kjemi	Forure- nsende stoffer	Zoopla- ntkon* n	Plante- plankto n	Fyto- benos	Makro- fytter	Ben- tiske invert.	Fisk
Fjellserien, upåvirkte innsjøer											
Mjogsjøen	Op	Lesja		x		x				x	x
Svartdalsvatn	Op	Lesja		x		x				x x	
Fremre Illmantjern	Op	Sel								x	
Øvre Heimdalsvatn	Op	Ø. Slidre	x		x					x x	x
Dargesjøen	Te	Vinje								x	
Litlos	Ho	Ullensvang								x	
Blæjevatn	MR	Vanylven		x		x				x	x
Øvre Neådalsvatn	MR	Surnadal		x x		x				x x x	x x
Tufsingan	ST	Røros									
Rundtindvatnet	No	Narvik								x	
Tennvatn	No	Sørfold								x	
Kapervatn	Tr	Tranøy		x		x				x x	
Nabarvag'gejavri	Tr	Kvænengen									
Store Skardvatn	Fi	S-Varanger								x	
Store Holmvatn	Fi	S-Varanger								x	
Fjellserien, forsura innsjøer											
Rondvatn	Op	Sel		x		x				x x	
Høgekampvatn	Op	Nord. Land									
Heddersvatn	Te	Hjartdal		x		x				x x	
Urdevatn	Te	Vinje								x	
Nedre Urdevatn	AA	Valle									
V. Flogevatn	VA	Sirdal		x		x				x	x
Dalvatn	Fi	S-Varanger		x		x				x	
Fjellserien, regulerte innsjøer											
Møklebysjøen	He	Stor-Elvdal		x							x
Bergsjøen	Bu	Ål									
Skorpevadhøl	Ro	Suldal									
Eldrevatnet	SF	Lærdal									
Kaldåvatnan	No	Leirfjord									
Bresjøer (Skogserien+Fjellserien)											
Gjuvvatnet (FP)	Op	Lom									
Oldevatn-Sør (SP)	SF	Stryn								x	
Oldevatn-Nord (SP)	SF	Stryn								x	
Svartisvatn (SP)	No	Rana									

* zooplankton er ikke krav i EUs vanndirektiv

** Innsjøer i de utvalgte vassdragene som overvåkes: Atnsjøen i Atna og Herefossfjorden, Mårvatn, Finnlandsvatn og Ogge i Tovdalsvassdraget (vannkjemi, fyttoplankton, zooplankton)

Pimærtabeller

Primærtabell 1 Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra : Atnsjøen, 1, 0-10m

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

	År	2000	2000	2000	2000	2000
	Måned	6	7	8	9	10
	Dag	2	4	9	10	7
Chlorophyceae (Grønnalger)						
Ankyra lanceolata		0,5
Carteria sp. (l=6-7)		.	.	.	0,2	0,2
Chlamydomonas sp. (l=8)		.	0,3	0,3	0,5	.
Crucigenia quadrata		.	.	12,7	1,7	2,4
Dictyosphaerium subsolitarium		0,3	3,5	.	.	.
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)		.	.	0,3	.	0,1
Gyromitus cordiformis		.	.	.	1,1	.
Koliella sp.		0,5	.	1,0	0,1	0,3
Oocystis marssonii		0,3
Oocystis rhomboidea		.	.	1,6	0,9	0,9
Oocystis submarina v.variabilis		.	.	2,6	1,0	2,4
Paramastix conifera		.	.	.	0,8	1,2
Ubest.cocc.gr.alge (Chlorella sp.?)		.	.	2,8	0,2	0,6
Sum - Grønnalger		0,8	3,8	21,3	6,5	9,0
Chrysophyceae (Gullalger)						
Bitrichia chodatii		.	.	1,0	0,3	0,3
Chromulina sp. (Chr.pseudonebulosa ?)		1,7	2,4	3,5	2,9	4,4
Chrysolykos skujai		0,6	0,3	0,9	0,2	0,3
Craspedomonader		2,4	0,1	1,0	0,1	0,4
Cyster av chrysophyceer		.	.	.	0,2	.
Dinobryon borgei		0,5	0,7	1,0	0,1	0,5
Dinobryon crenulatum		.	.	0,4	.	0,2
Dinobryon cylindricum var.alpinum		2,1	3,4	.	0,5	.
Kephyrion boreale		.	.	0,1	.	.
Kephyrion sp.		0,7	0,4	0,5	0,2	0,2
Løse celler Dinobryon spp.		0,5	0,9	.	0,2	0,2
Mallomonas acaroides		.	.	0,3	.	.
Mallomonas akrokomos (v.parvula)		4,8	0,5	1,6	1,3	2,1
Mallomonas spp.		1,2	1,0	1,2	0,5	0,7
Ochromonas sp.		1,7	1,1	0,6	.	.
Ochromonas sp. (d=3.5-4)		9,4	7,7	9,3	2,7	3,8
Små chrysomonader (<7)		26,5	16,7	23,8	4,7	3,6
Store chrysomonader (>7)		19,8	6,9	18,9	5,2	3,4
Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)		0,3	0,7	0,3	0,3	0,2
Ubest.chrysophyceer		.	1,4	0,7	.	0,1
Sum - Gullalger		72,2	44,1	65,0	19,5	20,5
Bacillariophyceae (Kiselalger)						
Achnanthes sp. (l=15-25)		0,2
Aulacoseira alpigena		0,5	0,4	0,2	.	.
Tabellaria flocculosa		1,8	0,4	.	0,2	.
Sum - Kiselalger		2,3	0,8	0,2	0,2	0,2
Cryptophyceae (Svelgflagellater)						
Cryptomonas cf.erosa		0,6	.	0,5	1,5	3,6
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)		.	.	.	2,4	3,6
Cryptomonas marssonii		2,2	1,7	1,6	6,8	7,6
Cryptomonas sp. (l=15-18)		0,6
Cryptomonas sp. (l=20-22)		3,1	1,3	4,9	12,0	13,3
Cryptomonas spp. (l=24-30)		1,4	0,5	.	2,7	1,4
Katablepharis ovalis		3,1	2,1	4,8	0,5	2,0
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)		17,1	11,4	32,8	24,1	6,8
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)		4,5	1,1	2,3	2,3	3,3
Sum - Svelgflagellater		32,6	18,1	46,9	52,5	41,5

Primærtabel 1 fortsetter Kvantitative planteplanktonanalyser

Dinophyceae (Fureflagellater)					
Gymnodinium cf.lacustre	3,4	1,4	0,8	.	0,6
Gymnodinium cf.uberrimum	8,4	2,5	17,5	13,5	5,4
Gymnodinium sp. (l=14-16)	.	.	0,5	.	.
Peridinium sp. (l=15-17)	0,3	.	.	0,3	.
Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)	.	.	0,5	.	.
Peridinium willei	.	.	.	9,0	.
Ubest.dinoflagellat	1,3	3,7	1,1	1,4	0,2
Sum - Fureflagellater	13,4	7,6	20,3	24,2	6,2
Xanthophyceae (Gulgrønnalger)					
Isthmochloron trispinatum	.	.	0,7	.	.
Sum - Gulgrønnalger	0,0	0,0	0,7	0,0	0,0
My-alger					
My-alger	27,0	16,0	10,5	9,4	4,2
Sum - My-alge	27,0	16,0	10,5	9,4	4,2
Sum totalt :	148,4	90,3	164,9	112,3	81,6

Primærtabell 2 Begroingsorganismer oppstrøms Atnsjøen, Atna 12-13. juli og 14-15. sept. 2000.

DAN A01 = Atna Vidjedalsbekken

DAN A02 = Atna, Dørålen

DAN A03 = Atna, Elgvassli

	DAN A01	DAN A01	DAN A02	DAN A02	DAN A03	DAN A03
	2000 12.07	2000 15.09	2000 12.07	2000 15.09	2000 12.07	2000 15.09
Cyanobakterier (Cyanophyceae)						
Chamaesiphon minutus				xx		
Chamaesiphon confervicola		x				
Chamaesiphon confervicola var elongata					x	x
Chamaesiphon fuscus				x		x
Chamaesiphon spp.		x				
Chamaesiphon subglobosus	x	2	xxx	xxx		
Clastidium setigerum				x		x
Cyanophanon mirabile						x
Homoeothrix varians		x		x		x
Phormidium sp1 (3-4u,l/b<1)		x	<1			
Phormidium sp3 (5-6u,lilla,kalyptera)					1	
Phormidium spp.				x		20
Schizothrix spp.						xxx
Scytonematopsis starmach				4		
Uidentifiserte coccale blågrønner				x		
Uidentifiserte trichale blågrønner				x	x	xx
Antall taksa - Cyanobakterier	1	5	2	9	3	8
Grønnalger (Chlorophyceae)						
Aphanochaete repens						x
Closterium spp.						x
Cosmarium spp.		x			x	x
Hormidium rivulare				1,5		xxx
Microspora amoena					x	xxx
Microspora palustris var minor					1	2
Mougeotia a (6 -12u)				x		
Penium spp.		x		x	x	x
Prasiola fluviatilis		1				
Spirogyra a (20-42u,1K,L)		<1		x		x
Zygnema b (22-25u)						x
Antall taksa - Grønnalger	0	4	0	4	4	9
Gullalger (Chrysophyceae)						
Hydrurus foetidus	50		5	xx	5	1
Antall taksa - Gullalger	1	0	1	1	1	1
Kiselalger (Bacillariophyceae)						
Diatoma hiemale var mesodon		x				
diatoma mesodon						x
Eunotia spp.					x	
Fragilaria i kjede (celler 45u)					x	
Fragilaria spp.						x
Tabellaria flocculosa	x				x	xxx
Antall taksa - Kiselalger	1	1	0	0	3	3
Rødalger (Rhodophyceae)						
Lemanea condensata					10	
Lemanea fluviatilis (90-110u)						2
Antall taksa - Rødalger	0	0	0	0	1	1
Nedbrytere (Saprophyta)						
Sopp, hyfer uidentifiserte					x	
Antall taksa - Nedbrytere	0	0	0	0	1	0

Tegnforklaring. Tallangivelse viser organismens % dekning av elveleiet: 5 = 50-100 %, 4 = 25-50 %, 3 = 12-25 %, 2 = 5-12 %, 1 = < 5 %. Organismer som vokser på/blant disse er angitt med: xxx:hyppig, xx: sparsom, x: sjelden

Primærtabell 3 Begroingsorganismer nedstrøms Atnsjøen, 12-13. juli og 14-15. sept. 2000.

	DAN A05	DAN A05	DAN A06	DAN A06	DAN A07	DAN A07	DAN A08	DAN A08
	2000 12.07	2000 14.09	2000 12.07	2000 14.09	2000 12.07	2000 14.09	2000 13.07	2000 15.09
Cyanobakterier (Cyanophyceae)								
Calothrix gypsophila		x		x				x
Calothrix spp.	x	x	xx	x				
Chamaesiphon confervicola var elongata		xx	x	xxx	x		x	xx
Chamaesiphon fuscus						<1		
Clastidium rivulare							x	xxx
Clastidium setigerum	x	x		x			x	x
Cyanophanon mirabile			xxx	x	xxx	xx	xx	xx
Homoeothrix varians								x
L yngbya spp.	x							
Oscillatoria spp.		x						
Phormidium hetropolare				x			x	
Phormidium sp1 (3-4u,l/b<1)								<1
Phormidium spp.					<1	10	1	xx
Pleurocapsae spp.		x						
Rivularia biasolettiana		xx		xx				
Schizothrix spp.	xx			x			xxx	
Scytonematopsis starmach		x						
Stigonema mamillosum	4	20	5	5			3	<1
Tolypothrix penicillata							x	<1
Uidentifiserte coccale blågrønnalger	x	xx		xx				
Uidentifiserte trichale blågrønnalger	xx	x					xx	
Antall taksa - Cyanobakterier	7	11	4	10	3	3	10	10
Grønnalger (Chlorophyceae)								
Binuclearia tectorum	xx	2	x	x				
Bulbochaete spp.	10	40	<1	1			1	xx
Closterium spp.		xx		x				x
Cosmarium reniforme				x				
Cosmarium spp.		xx		x		x		
Draparnaldia glomerata (plumosatype)			3				1	
Euastrum spp.		x						
Gloetilia spp.	x							
Hormidium rivulare	5	5		xxx				
Microspora amoena				x	xx	x	x	x
Microspora palustris							x	
Microspora palustris var minor	xx	x					x	
Mougeotia a (6-12u)	x	xx	x	xx		x		x
Mougeotia a/b (10-18u)		x	2					
Mougeotia d (25-30u)	x			10			x	
Mougeotia d/e (27-36u)							xx	xx
Mougeotia e (30-40u)			2	5				
Mougeotia spp.		x	1					
Mougeotiopsis calospora		x	x	xx			x	xx
Oedogonium a (5-11u)		x		xx			x	xx
Oedogonium b (13-18u)		x		x				
Oedogonium c (23-28u)				xx		x	x	xx
Oedogonium d (29-32u)		40						
Oedogonium e (35-43u)							xx	2
Penium spp.		x		xx				x
Protoderma viride	x							
Spirogyra a (20-42u,1K,L)					x	30		15
Spirogyra c1 (34-49u,3?K,L,l/b>3,svart)							5	
Spirogyra majuscula							5	15
Stigeochlonium spp.						x		
Teilingia excavatum				x				
Uidentifiserte trådformede grønnalger	x							
Ulothrix zonata					x	10		
Zygnema a (16-20u)	x							
Zygnema b (22-25u)	5	30	15	xxx	<1		xx	xx
Antall taksa - Grønnalger	11	16	9	17	4	7	14	13

Primærtabell 3 forts. Begroingsorganismer nedstrøms Atnsjøen, 12-13. juli og 14-15. sept. 2000.

Gullalger (Chrysophyceae)									
Hydrurus foetidus		xx						xxx	
	Antall taksa - Gullalger	1	0	0	0	0	0	1	0
Kiselalger (Bacillariophyceae)									
Ceratoneis arcus					xx		xx		
Didymosphenia geminata						<1	10	x	
Eunotia spp.		x	xxx			x			
Gomphonema spp.							xx		
Gomphonema ventricosum						<1			
Synedra ulna							xx		xx
Tabellaria flocculosa		xxx	45	xx	xxx	xx	xx	x	xx
	Antall taksa - Kiselalger	2	2	1	2	4	5	2	2
Rødalger (Rhodophyceae)									
Audouinella hermannii						xx	1	xx	
Batrachospermum moniliforme								<1	
Batrachospermum spp.									xx
Lemanea condensata								15	
Lemanea fucina						2	1		
Lemanea spp.				<1	1				
	Antall taksa - Rødalger	0	0	1	1	2	2	3	1
Nedbrytere (Saprophyta)									
Ophrydium versatile		1							
	Antall taksa - Nedbrytere	1	0	0	0	0	0	0	0

Tegnforklaring. Tallangivelse viser organismens % dekning av elveleiet: 5 = 50-100 %, 4 = 25-50 %, 3 = 12-25 %, 2 = 5-12 %, 1 = < 5 %. Organismer som vokser på/blant disse er angitt med: xxx:hyppig, xx: sparsom, x: sjelden

Primærtabell 4 Vannføring og andel leire, silt og sand i suspensjonsprøver Vikedalselv 2000.

ID	Kl	Vannføring m ³ /s	%leire	%silt	%sand
VKD001	3/1 1300	19.4	6.6	86.3	7.0
VKD002	9/1 1505	36.3	4.7	89.4	5.8
VKD003	29/1 1305	24.2	5.9	87.5	6.6
VKD004	5/2 1330	42.9	6.4	86.6	7.0
VKD005	11/2 1600	20.9	6.3	90.6	3.1
VKD006	26/2 1600	5.0	8.4	88.8	2.8
VKD007	3/3 1300	8.8	7.9	86.3	5.8
VKD008	9/3 1710	28.6	5.4	88.4	6.3
VKD009	15/3 1710	10.0	7.8	88.0	4.2
VKD010	21/3 1810	20.3	9.7	86.3	4.0
VKD011	27/3 1530	4.9	10.2	87.7	2.1
VKD012	2/4 1720	4.7	12.5	85.3	2.2
VKD013	8/4 1310	13.6	13.2	86.1	0.7
VKD014	14/4 1310	6.6	9.3	78.9	11.8
VKD015	21/4 1510	42.1	9.7	88.9	1.4
VKD016	27/4 1510	19.9	7.3	85.5	7.2
VKD017	3/5 1825	28.5	7.9	77.2	14.9
VKD018	9/5 1340	11.8	9.3	81.6	9.1
VKD019	15/5 1330	9.4	9.8	80.5	9.8
VKD020	21/5 1450	15.9	10.0	81.0	9.1
VKD021	27/5 1500	9.0	13.3	81.2	5.6
VKD022	2/6 1430	26.5	12.1	84.8	3.1
VKD023	8/6 1545	2.1	11.3	83.5	5.2
VKD024	14/6 1330	19.1	11.3	81.3	7.4
VKD025	20/6 1725	2.4	12.4	82.4	5.2
VKD026	26/6 1430	3.5	9.0	73.5	17.6
VKD027	27/7 1300	0.1	10.3	78.5	11.2
VKD028	2/8 1430	0.1	16.0	83.5	0.5
VKD029	8/8 1300	2.3	13.2	74.9	12.0
VKD030	14/8 1530	2.3	10.7	82.0	7.3
VKD031	20/8 1530	3.7	12.6	85.3	2.1
VKD032	26/8 1715	3.8	14.0	83.3	2.7
VKD033	7/9 1500	2.6	14.4	81.8	3.8
VKD034	7/9 1500	2.6	16.2	79.8	4.0
VKD035	1/10 1300	2.1	16.1	81.7	2.3
VKD036	7/10 1400	2.0	13.4	81.4	5.2
VKD037	14/10 1315	0.8	11.3	78.2	10.5
VKD039	26/10 1300	15.5	9.0	84.4	6.7
VKD040	9/11 1300	2.4	8.0	82.2	9.7
VKD041	15/11 1430	5.4	11.3	85.7	3.1
VKD042	28/11 1400	4.3	10.2	88.2	1.6
VKD043	22/11 1430	2.0	13.2	84.9	2.0
VKD045	10/12 1330	17.1	7.9	88.8	3.3
Middel			10.36	83.77	5.88

Primættabell 5 Vannkjemi i Vikedalsvassdraget 2000.

Nr.	Stasjon	Dato	pH	Ca mg/l	ALK-E µekv/l	RAI µg/l	ILAI µg/l	LAI µg/l	TOC mg/l	Kond mS/m	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	Cl mg/l	SO4 mg/l	NO3-N µg/l	TOT-N µg/l	TOT-P µg/l	SiO2 mg/l	ANC µekv/l
11	Innløp Fjellgardsvatn	17.01.00	5,09	0,47	0	56	29	27	1,0	2,43	0,32	2,37	0,15	5,0	1,3	113	190	2	0,5	-20
11	Innløp Fjellgardsvatn	14.02.00	5,21	0,57	0	61	20	41	0,6	2,86	0,40	2,88	0,19	5,8	1,4	121	165	1	0,6	-10
11	Innløp Fjellgardsvatn	13.03.00	5,15	0,50	0	65	33	32	1,1	2,75	0,39	3,06	0,17	5,7	1,4	108	170	1	0,6	-3
11	Innløp Fjellgardsvatn	17.04.00	5,37	0,57	0	42	22	20	0,9	2,63	0,39	2,85	0,21	5,1	1,3	132	185	2	0,7	10
11	Innløp Fjellgardsvatn	16.05.00	5,40	0,43	0	28	13	15	0,5	1,81	0,25	1,86	0,19	3,3	1,2	134	185	1	0,5	0
11	Innløp Fjellgardsvatn	19.06.00	5,75	0,36	5	26	15	11	0,8	1,51	0,21	1,57	0,14	2,6	1,2	108	160	2	0,5	1
11	Innløp Fjellgardsvatn	17.08.00	5,78	0,33	3	31	28	3	1,2	1,32	0,18	1,37	0,14	2,1	1,1	84	160	2	0,4	6
11	Innløp Fjellgardsvatn	18.09.00	5,76	0,37	0	26	22	4	1,2	1,33	0,19	1,44	0,14	2,2	1,1	73	141	2	0,4	10
11	Innløp Fjellgardsvatn	16.10.00	5,69	0,43	0	34	28	6	1,4	1,47	0,21	1,51	0,17	2,3	1,2	87	185	2	0,5	13
11	Innløp Fjellgardsvatn	13.11.00	5,61	0,34	0	35	29	6	1,3	1,26	0,16	1,29	0,15	2,0	1,1	82	170	2	0,6	5
11	Innløp Fjellgardsvatn	18.12.00	5,62	0,33	2	25	20	5	0,9	1,33	0,17	1,29	0,15	2,3	1,2	94	141	2	0,6	-6
11	Innløp Fjellgardsvatn	Mid	5,49	0,43	1	39	24	15	1,0	1,88	0,26	1,95	0,16	3,5	1,2	103	168	2	0,5	1
11	Innløp Fjellgardsvatn	Max	5,78	0,57	5	65	33	41	1,4	2,86	0,40	3,06	0,21	5,8	1,4	134	190	2	0,7	13
11	Innløp Fjellgardsvatn	Min	5,09	0,33	0	25	13	3	0,5	1,26	0,16	1,29	0,14	2,0	1,1	73	141	1	0,4	-20
11	Innløp Fjellgardsvatn	N	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11
12	Utløp Fjellgardsvatn	17.01.00	5,79	0,77	10	29	22	7	1,1	2,11	0,35	2,01	0,18	3,9	1,9	118	205	2	0,8	1
12	Utløp Fjellgardsvatn	14.02.00	5,87	0,78	8	26	20	6	0,8	2,21	0,38	2,24	0,17	4,1	1,8	124	185	1	0,8	10
12	Utløp Fjellgardsvatn	13.03.00	5,63	0,77	3	41	24	17	0,8	2,47	0,41	2,67	0,18	4,9	1,8	125	190	1	0,7	8
12	Utløp Fjellgardsvatn	17.04.00	5,92	0,87	9	26	17	9	0,8	2,35	0,39	2,37	0,20	4,4	1,8	132	180	1	0,8	13
12	Utløp Fjellgardsvatn	16.05.00	5,75	0,68	3	21	12	9	0,6	2,15	0,34	2,20	0,20	4,1	1,6	135	185	1	0,7	4
12	Utløp Fjellgardsvatn	19.06.00	5,83	0,57	8	28	21	7	0,9	1,96	0,30	1,96	0,17	3,5	1,5	120	180	1	0,7	4
12	Utløp Fjellgardsvatn	17.08.00	6,01	0,50	5	30	24	6	1,2	1,69	0,26	1,75	0,16	2,8	1,4	95	175	2	0,5	12
12	Utløp Fjellgardsvatn	18.09.00	5,92	0,55	3	26	24	2	1,2	1,67	0,26	1,76	0,16	2,7	1,4	94	165	2	0,6	18
12	Utløp Fjellgardsvatn	16.10.00	5,92	0,61	0	29	22	7	1,1	1,79	0,27	1,81	0,17	3,0	1,5	103	190	2	0,6	13
12	Utløp Fjellgardsvatn	13.11.00	5,81	0,60	4	34	28	6	1,1	1,85	0,28	1,91	0,17	3,2	1,6	106	175	2	0,8	9
12	Utløp Fjellgardsvatn	18.12.00	6,00	0,71	9	22	18	4	0,9	1,93	0,30	1,90	0,18	3,2	1,7	113	165	2	0,8	14
12	Utløp Fjellgardsvatn	Mid	5,86	0,67	6	28	21	7	1,0	2,02	0,32	2,05	0,18	3,6	1,6	115	181	2	0,7	10
12	Utløp Fjellgardsvatn	Max	6,01	0,87	10	41	28	17	1,2	2,47	0,41	2,67	0,20	4,9	1,9	135	205	2	0,8	18
12	Utløp Fjellgardsvatn	Min	5,63	0,50	0	21	12	2	0,6	1,67	0,26	1,75	0,16	2,7	1,4	94	165	1	0,5	1
12	Utløp Fjellgardsvatn	N	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11
13	Bekk fra Røyrvatn	17.01.00	4,95	0,49	0	98	18	80	0,9	3,11	0,42	3,02	0,13	6,1	1,6	160	250	5	0,5	-23
13	Bekk fra Røyrvatn	14.02.00	4,99	0,46	0	111	23	88	0,7	3,17	0,44	3,18	0,13	6,5	1,6	147	195	<1	0,6	-26
13	Bekk fra Røyrvatn	13.03.00	4,95	0,46	0	114	36	78	1,0	3,20	0,43	3,37	0,15	6,5	1,6	155	210	1	0,5	-19

13	Bekk fra Røyrvatn	17.04.00	5,12	0,49	0	83	19	64	0,8	2,87	0,39	2,95	0,15	5,7	1,6	160	205	<1	0,6	-17	
13	Bekk fra Røyrvatn	16.05.00	5,28	0,33	0	37	13	24	0,6	1,60	0,20	1,60	0,12	2,7	1,1	127	195	<1	0,3	-3	
13	Bekk fra Røyrvatn	19.06.00	5,35	0,36	0	45	25	20	1,1	1,77	0,24	1,79	0,10	3,0	1,4	103	160	2	0,4	-3	
13	Bekk fra Røyrvatn	17.08.00	5,59	0,36	0	55	33	22	1,8	1,58	0,21	1,65	0,09	2,5	1,3	68	160	2	0,3	7	
13	Bekk fra Røyrvatn	18.09.00	5,43	0,37	0	47	33	14	1,5	1,56	0,21	1,68	0,09	2,5	1,3	73	141	2	0,4	8	
13	Bekk fra Røyrvatn	16.10.00	5,30	0,47	0	94	72	22	2,9	1,95	0,27	1,99	0,12	3,1	1,5	99	230	3	0,7	10	
13	Bekk fra Røyrvatn	13.11.00	5,24	0,36	0	62	34	28	1,4	1,73	0,22	1,75	0,10	2,9	1,3	90	160	2	0,6	-1	
13	Bekk fra Røyrvatn	18.12.00	5,22	0,37	0	56	33	23	1,2	1,78	0,23	1,74	0,09	2,9	1,4	106	165	1	0,7	-3	
13	Bekk fra Røyrvatn		5,22	0,41	0	73	31	42	1,3	2,21	0,30	2,25	0,12	4,0	1,4	117	188	2	0,5	-6	
13	Bekk fra Røyrvatn	Max	5,59	0,49	0	114	72	88	2,9	3,20	0,44	3,37	0,15	6,5	1,6	160	250	5	0,7	10	
13	Bekk fra Røyrvatn	Min	4,95	0,33	0	37	13	14	0,6	1,56	0,20	1,60	0,09	2,5	1,1	68	141	<1	0,3	-26	
13	Bekk fra Røyrvatn	N	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11
9	Låkfossen	17.01.00	5,42	0,64	0	43	21	22	0,9	2,43	0,38	2,46	0,16	4,9	1,7	142	255			-10	
9	Låkfossen	14.02.00	5,78	0,76	5	40	25	15	0,8	2,27	0,38	2,29	0,16	4,3	1,8	131	190			5	
9	Låkfossen	01.03.00	5,55	0,71	0	44	23	21	1,2	2,58	0,41	2,72	0,18	5,2	1,7	142	200			0	
9	Låkfossen	13.03.00	5,46	0,67	0	53	28	25	0,9	2,64	0,42	2,94	0,18	5,4	1,7	137	195			3	
9	Låkfossen	03.04.00	5,66	0,75	3	33	21	12	0,7	2,48	0,42	2,69	0,18	4,9	1,8	144	190			8	
9	Låkfossen	01.05.00	5,72	0,69	4	32	22	10	0,9	2,21	0,35	2,30	0,15	4,2	1,6	144	225			5	
9	Låkfossen	16.05.00	5,75	0,64	3	22	12	10	0,6	2,03	0,32	2,09	0,20	3,8	1,5	132	190			6	
9	Låkfossen	01.06.00	5,61	0,63	0	30	22	8	0,9	1,98	0,31	1,97	0,19	3,7	1,5	132	180			3	
9	Låkfossen	19.06.00	5,77	0,60	5	19	13	6	1,0	1,93	0,30	1,92	0,18	3,4	1,5	123	190			7	
9	Låkfossen	17.08.00	6,04	0,54	8	26	19	7	1,3	1,66	0,26	1,73	0,15	2,7	1,4	93	160			16	
9	Låkfossen	18.09.00	5,84	0,54	0	26	22	4	1,3	1,64	0,25	1,74	0,15	2,7	1,4	95	165			15	
9	Låkfossen	16.10.00	5,87	0,56	0	29	23	6	1,2	1,77	0,27	1,82	0,17	2,9	1,4	107	195			15	
9	Låkfossen	13.11.00	5,81	0,64	3	28	23	5	1,3	1,89	0,28	1,85	0,18	3,2	1,6	113	190			8	
9	Låkfossen	18.12.00	5,94	0,68	6	27	21	6	1,0	1,91	0,29	1,85	0,17	3,5	1,7	120	180			0	
9	Låkfossen		5,73	0,65	3	32	21	11	1,0	2,10	0,33	2,17	0,17	3,9	1,6	125	193			6	
9	Låkfossen	Max	6,04	0,76	8	53	28	25	1,3	2,64	0,42	2,94	0,20	5,4	1,8	144	255			16	
9	Låkfossen	Min	5,42	0,54	0	19	12	4	0,6	1,64	0,25	1,73	0,15	2,7	1,4	93	160			-10	
9	Låkfossen	N	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14

Primærtabell 6 Begroingsorganismer i Vikedalsvassdraget 27-28 juni og 20-21 sept. 2000.

KVI11 = Vikedal utløp Fjellgardsvatn
 KVI 12 = Vikedal, bekk fra Røyrvatn
 3 KVI 14 = Vikedal, nedstr_ Låkafossen
 4 KVI 17 = Vikedal, Ørnes
 5 KVI 20 = Vikedal, utløp Bjørndalsvatn
 6 KVI 21 = Vikedal, Sørelva
 7 KVI 22 = Vikedal, ved sti til Sjurstølen

	KVI 20		KVI 21		KVI 22		KVI 11		KVI 12		KVI 14		KVI 17	
	2000 28.06	2000 21.09	2000 28.06	2000 21.09	2000 28.06	2000 21.09	2000 28.06	2000 21.09	2000 28.06	2000 21.09	2000 28.06	2000 20.09	2000 27.06	2000 20.09
Cyanobakterier (Cyanophyceae)														
Calothrix spp.								x				x		
Chamaesiphon polymorphus													x	x
Clastidium setigerum							x						x	
Coleodesmium sagarmathae							+	1			xx			
Cyanophanon mirabile			x	x			xxx					xx	xxx	xxx
Gloeocapsa sanguinea	x	xx		x	xxx	xx	x	x	xx	x				
Homoeothrix grenet (gulbrun hul skjede)	1	2	3	3	1	xxx	xxx	x						
Homoeothrix gul (liten og kort, skjede: gul basis-grå ende)	x		x		x	x	x		x			x		
Homoeothrix spp.												x		
Phormidium sp1 (3-4u,l/b<1)													xx	
Phormidium spp.													xxx	x
Schizothrix sp4.		x	xx			x	x		xx		x	x		1
Scytonema mirabile	1	xx	1	xx	1	1	x		1	2	xx	<1		
Scytonematopsis starmach	xxx	2	xxx	xxx	xx	xx	xxx	x	xx		xx	x		
Stigonema hormoides		x		xx	1	xx		x	x	1				
Stigonema mamillosum	3	xxx	xx	x	xxx	1	3	4	x	4	2	2		<1
Stigonema minutum	x	x		xx	xx	xx	x	x	xxx	x				
Stigonema multipartitum					1			x	2	x				
Stigonema ocellatum		x												
Uidentifiserte coccale blågrønnalger					xx	xx						xx	5	
Uidentifiserte trichale blågrønnalger		2			xxx		xxx	xx		xxx			1	xxx
Antall taksa - Cyanobakterier	7	10	7	8	11	10	12	10	9	7	6	10	7	6
Grønnalger (Chlorophyceae)														
Binuclearia tectorum	xxx	xx	xx	xx	xxx	xx		x	xxx	1	x			x
Bulbochaete spp.							1	2				x		
Chaetopeltidacea seksjon 1				xxx										
Chaetophorales 3-5µ giftiggrønn	<1		<1	xxx	1				xx					
Closterium spp.							x			x				xx
Cosmarium spp.	x		x	x				x				x	x	xx
Hormidium rivulare	x		<1	1	xx	x	5	1		xxx	2	2	xxx	1
Microspora palustris	x		x	x	x	x		1			x	x		
Microspora palustris var minor				x		x	4	xxx	xx		xx	x	1	1
Mougeotia a (6-12u)	x	x		xx	x	1	x	x	+	xx	x	x	x	
Mougeotiopsis calospora				x		xxx								
Oedogonium a (5-11u)								x						
Penium spp.	xx	x	x	x	x		xx	x	xx	x	x	x	x	xxx
Stigeochlonium spp.							1						<1	
Zygogonium sp3 (17-19u)	4	5	<1	1	2	4		xx	3	5		xx		
Zygogoniumliknende sp1 (13-15u grenet)														
Antall taksa - Grønnalger	8	4	7	11	7	7	7	10	6	7	6	8	6	6
Kiselalger (Bacillariophyceae)														
Tabellaria flocculosa	xxx	xx	x	2	xxx	xxx	xxx	xxx	1	xxx	xx		xx	xx
Antall taksa - Kiselalger	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1
Rødalger (Rhodophyceae)														
Audouinella hermannii													xxx	4
Lemanea condensata													<1	3
Antall taksa - Rødalger	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2
Nedbrytere (Saprophyta)														
Jern/mangan bakterier, aggregater							xxx	xxx	xxx	xx			xxx	
Jern/mangan bakterier, trådformede													xx	xx
Sopp, hyfer uidentifiserte					xxx						xxx			
Sphaerotilus natans													xx	xx
Antall taksa - Nedbrytere	0	0	0	0	1	0	1	1	1	1	1	0	3	2

Tegnforklaring. Mengde av makroskopisk synlige organismer angitt ved 1: <5 % dekning av elveleiet, 2: 5-12%, 3: 12-25%, 4: 25-50%, 5: >50%. Organismer som vokser blant/på disse er angitt med x: sparsom, xx:hyppig, xxx: stor forekomst.

Primærtabel 7 Moser og karplanter i Vikedalsvassdraget 27-28 juni og 20-21 sept. 2002

Moser	VIK 22		VIK 21		VIK 20		VIK 11		VIK 12		VIK 14		VIK 17	
	v	h	v	h	v	h	v	h	v	h	v	h	v	h
<i>Blindia acuta</i>			1	2	1	1					2	2	2	1
<i>Fontinalis antipyretica</i>							1	1					2	3
<i>Fontinalis dalecarlica</i>							1	1					3	3
<i>Hygrohypnum ochraceum</i>													2	1
<i>Marsupella</i> sp		3	1	2	1	2	2	3	2	3			2	1
<i>Nardia compressa</i>	5	5	2	3	4	5	4	5	5	5	1	2		
<i>Polytrichum commune</i>	2	3												
<i>Racomitrium aciculare</i>	1	2			2	2	2	2	2	2			2	2
<i>Scapania undulata</i>	1	2	2	2	3	2		1			3	3	2	3
Karplanter														
<i>Calitriche</i> sp.													2	3
<i>Juncus bulbosus</i>											1	1	2	2
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>													3	3
<i>Sparganium angustifolium</i>														2

Mengdeangivelse. 1: sjelden, 2: spredt, 3: vanlig, 4: lokalt dominerende, 5: dominerende