

NIVA



RAPPORT LNR 4482-2002

Overvåking av
vannkvalitet og
biologiske forhold i
Begna-/Øystre Slidre-
vassdraget i 2001



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
5008 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 vannkvalitet og biologiske forhold i Begna-/Øystre Slidre-vassdraget i 2001 | Løpenr. (for bestilling) 4482-2002 | Dato Februar 2002 |
| | Prosjektnr. Undernr. O-21143/O-21153 | Sider Pris 43 |
| Forfatter(e) Jarl Eivind Løvik Gösta Kjellberg | Fagområde Eutrofi ferskvann | Distribusjon |
| | Geografisk område Oppland | Trykket NIVA |

| | |
|---|--|
| Oppdragsgiver(e) Foreningen til Bægnavassdragets Regulering, kommunene Nord-Aurdal, Sør-Aurdal, Øystre Slidre, Vestre Slidre og Vang | Oppdragsreferanse Chr. Rieber-Mohn E. Dajani |
|---|--|

| |
|--|
| Sammendrag Rapporten gir en beskrivelse av vannkvaliteten og forurensningsgraden av næringsalter i Vangsmjøsa, Øyangen og Strondafjorden samt i Åbjøravassdraget. Den oppsummerer også tidsutviklingen i vannkvaliteten fra 1980-tallet til 2001. Ut fra sesongmiddelverdiene av næringsalter og klorofyll- <i>a</i> kan Vangsmjøsa og Øyangen betegnes som næringsfattige innsjøer. Vannkvaliteten var meget god i vekstsesongen. Det ble ikke påvist fersk fekal forurensning i Vangsmjøsas øvre vannlag, men i Øyangen ble det påvist moderate mengder termotolerante koliforme bakterier og en økning i konsentrasjonen av organisk stoff på høsten. Årsaken var muligens påvirkning fra utslippet til Beito renseanlegg. Vannkvaliteten i Strondafjorden har stort sett vært god de siste 7-8 årene med hensyn til næringsalter, algemengder og tarmbakterier. Dette var også situasjonen i størstedelen av vekstsesongen 2001. Oppblomstringer av gullalgen <i>Uroglena americana</i> og kiselalgen <i>Asterionella formosa</i> i september-oktober tydet imidlertid på en økt tilgang på næringsalter sammenlignet med det som har vært vanlig de siste årene. Dette sammen med resultatene fra overvåkingen i perioden 1984-93 viser at små økninger i tilførselene av næringsalter i kombinasjon med pent og varmt vær lett kan føre til algeoppblomstringer og dermed problemer for brukerne av innsjøen. Åbjøravassdraget med tilløpselver hadde i hovedsak rentvannskaraktet og en akseptabel tilstand ved undersøkelsen i 2001, men deler av vassdraget er sterkt preget av vassdragsreguleringer. Dette gav seg utslag i redusert mengde og artsmangfold av bunndyr på visse strekninger. Noen av småbekkene var moderat til markert påvirket av jordpartikler, næringsalter og/eller lett nedbrytbart organisk stoff fra jordbruk eller lekkasjer/utsig av kloakk. |
|--|

| | |
|--|---|
| Fire norske emneord 1. Øystre Slidre-vassdraget 2. Begna 3. Vannkvalitet 4. Biologiske forhold | Fire engelske emneord 1. The Øystre Slidre watercourse 2. River Begna 3. Water quality 4. Aquatic biota |
|--|---|

**Overvåking av vannkvalitet og biologiske forhold i
Begna-/Øystre Slidre-vassdraget i 2001**

Forord

Denne rapporten omhandler vannkvaliteten og biologiske forhold i Vangsmjøsa, Øyangen, Strondafjorden og i Åbjøra-vassdraget (Tisleia) i 2001. Den gir også en beskrivelse av tidsutviklingen i vannkvaliteten i innsjøene. Vurderingene er gjort ut fra konsentrasjoner av næringsalter, organisk stoff, plankton og fekale indikatorbakterier. I Åbjøra-vassdraget er vurderingene gjort på basis av en biologisk befarung.

Undersøkelsene i Øyangen har vært finansiert av Øystre Slidre kommune som et separat prosjekt. De øvrige undersøkelsene inngår som ledd i overvåkingsplanen for Begna-/Øystre Slidre-vassdraget og har vært finansiert av Foreningen til Bægnavassdragets Regulering og kommunene Nord-Aurdal, Sør-Aurdal, Vestre Slidre, Øystre Slidre og Vang. Kontaktpersoner for oppdragsgiverne har vært Erik Dajani i Øystre Slidre kommune og Christian Rieber-Mohn i Nord-Aurdal kommune.

Vannanalysene har vært utført av LabNett as på Hamar/Lillehammer (vannkjemi og tarmbakterier) og NIVAs laboratorium i Oslo (klorofyll). Den biologiske befarungen i Åbjøra ble utført av Gösta Kjellberg. Pål Brettum har analysert planteplankton, mens Jarl Eivind Løvik har bearbeidet dyreplankton. Løvik har også vært prosjektleder for NIVA. Meteorologiske data er innhentet fra Planteforsk, Løken forskingsstasjon i Øystre Slidre. Hydrologiske data er stilt til rådighet av Foreningen til Bægnavassdragets Regulering. Prøveinnsamling, databearbeiding og rapportering er utført av personalet ved NIVA. Alle takkes for velvillig samarbeid!

Ottestad, 27. februar 2002

Jarl Eivind Løvik

Innhold

| | |
|---|-----------|
| Sammendrag | 3 |
| Summary | 5 |
| 1. Innledning | 6 |
| 1.1 Bakgrunn | 6 |
| 1.2 Målsetting | 7 |
| 1.3 Materiale og metoder | 8 |
| 2. Resultater | 10 |
| 2.1 Nedbør og avrenningsforhold | 10 |
| 2.2 Vangsmjøsa, Øyangen og Strondafjorden | 11 |
| 2.2.1 Siktedyp og vannkjemi | 11 |
| 2.2.2 Planktonalger | 16 |
| 2.2.3 Krepsdyrplankton | 19 |
| 2.2.4 Tarmbakterier | 21 |
| 2.3 Biologisk befaringsundersøkelse i Åbjøra-vassdraget | 22 |
| 3. Sammenfattende diskusjon | 25 |
| 4. Litteratur | 28 |
| 5. Vedlegg | 31 |

Sammendrag

Hovedmålet med undersøkelsene har vært å registrere miljøtilstanden og forurensningsgraden av næringsalter i Vangsmjøsa, Øyangen og Strondafjorden samt i Åbjøra-vassdraget. Rapporten omhandler resultatene av overvåkingen i 2001, men disse er også samholdt med resultatene fra tidligere undersøkelser for å avdekke tidstrender i forurensningsgraden fra midten av 1980-tallet fram til år 2001. Vurderingene er gjort på grunnlag av månedlige observasjoner av siktedyp, generell vannkjemi, næringsalter, plankton og fekale indikatorbakterier i vekstsesongen (juni-oktober) for innsjøenes vedkommende. For Åbjøras vedkommende er en biologisk befaring med feltobservasjoner av begroingsorganismer, vannvegetasjon og bunndyr lagt til grunn for vurderingene.

Vekstsesongen 2001 var mild, og nedbørmengden var ca. 15 % over normalen. Mest nedbør kom det i juli og oktober, mens september var en forholdsvis tørr måned. Tilrenningen til Strondafjorden i perioden juni-oktober var relativt stor, og tilførselen i vårflommen kan betegnes som middels stor.

Dersom sesongmiddelverdiene av siktedyp, næringsalter og klorofyll-*a* i 2001 legges til grunn, kan Vangsmjøsa og Øyangen karakteriseres som næringsfattige (oligotrofe) innsjøer. Såvel konsentrasjonene av fosfor og nitrogen som mengdene var lave i de to innsjøene, og vannkvaliteten kan betegnes som meget god i henhold til SFT's system for klassifisering av vannkvalitet. Mengden og sammensetningen av alger var i 2001 karakteristisk for næringsfattige innsjøer. Dette viste at tilgangen på næringsalter stort sett var lav i undersøkelsesperioden. Krepsdyrplanktonet hadde en artssammensetning som er vanlig i næringsfattige innsjøer med et lavt eller moderat beitepress fra planktonspisende fisk. Sammensetningen av krepsdyrplanktonet var også gunstig med tanke på omsetning av produsert algebiomasse i begge innsjøene. I Vangsmjøsa ble det målt noe lavere konsentrasjoner av fosfor og nitrogen i 2001 enn på 1980-tallet, mens mengden ikke så ut til å ha endret seg vesentlig. I Øyangen var konsentrasjonene av fosfor og nitrogen omtrent like høye i 2000 og 2001 som i 1988, men mengden var noe lavere de to siste årene.

Det ble ikke påvist fersk fekal forurensning i de øvre vannmasser i Vangsmjøsa i 2001. Dette indikerte at innsjøen var lite påvirket av f.eks. tilførsler av kloakkutslipp og/eller sig fra husdyrgjødsel. Innholdet av ferske tarmbakterier og organisk stoff var også lavt i Øyangens øvre vannlag i mesteparten av sesongen. Det ble imidlertid registrert en økning i konsentrasjonen av organisk stoff og tarmbakterier i oktober. Årsaken til dette kunne være økt arealavrenning på grunn av regnvær i tiden før prøvetakingen, men det kunne også skyldes påvirkning fra Beito renseanlegg. Det har tidligere blitt påvist til dels meget dårlig vannkvalitet i deler av Øyangen vinterstid, mens hovedvannmassene stort sett har hatt god vannkvalitet. Beito renseanlegg betjener i hovedsak hytter og turistanlegg i Beitostølen-området, og har store døgn- og sesongsvingninger i belastningen. I den senere tid har det foregått omfattende nybygging/ombygging ved renseanlegget som dermed vil få betydelig økning i kapasiteten. Leggingen av ny utslippsledning til større dyp i Øyangen vil også trolig bidra til å bedre forurensningssituasjonen lokalt i innsjøen (nordre basseng) vinterstid. Også i framtida må en forvente store døgn- og sesongsvingninger i belastningen på renseanlegget. Det vil derfor stilles store krav til optimal drift av anlegget for at ikke vannkvaliteten i Øyangen skal bli forringet.

Vannkvaliteten i Strondafjorden har stort sett vært god med hensyn til næringsalter og mengder i de siste 7-8 årene, og markerte algeoppblomstringer ble ikke observert i perioden 1994-2000. En moderat algeoppblomstring i september-oktober 2001 indikerte imidlertid en økning i tilgangen på næringsalter i deler av vekstsesongen, sammenlignet med det som har vært vanlig de senere årene. Det var gullalgen *Uroglana americana* og kiselalgen *Asterionella formosa* som stod for den vesentligste økningen i mengden denne høsten. Ut fra middelkonsentrasjonene av fosfor, nitrogen, klorofyll-*a* og tarmbakterier i vekstsesongen 2001 kan vannkvaliteten likevel betegnes som relativt god også dette året. Forholdene på 1980-tallet og først på 1990-tallet viste også at moderate tilførsler

av næringssalter i kombinasjon med pent og varmt vær lett førte til algeoppblomstringer og dermed problemer for brukerne av innsjøen. I klarvannssjøer, som Strondafjorden, kan enkelte algearter utnytte små næringssalttilførsler svært effektivt og derved raskt skape masseoppblomstringer. Som regel er disse kortvarige da reservene av næringssalter brukes raskt opp. I Strondafjorden er det først og fremst arter innen gruppene gullalger og kiselalger som har skapt de største algeoppblomstringene. *Uroglena americana* er en av de artene som på forsommeren 1991 gav sterk lukt av fisk/tran i området. Algene produserte trolig også toksiner som var en av årsakene til sikdøden senere dette året. Store mengder kiselalger er uønskelig bl.a. fordi de kan forårsake lukt og smak av vannet, tilgrising av fiskegarn og dårlig sikt i vannet. Algeoppblomstringen høsten 2001 og erfaringene fra tidligere år viser at det er nødvendig med en stadig årvåkenhet med hensyn til tilførsler av næringssalter fra f.eks. kloakk, landbruk eller industri dersom målene i vassdragsplanen om god vannkvalitet skal sikres også i framtida. Det er også viktig å fortsette overvåkingen av vannkvaliteten med jevnlig, systematiske undersøkelser for å kontrollere at målene oppfylles og eventuelt få signaler om at ytterligere tiltak mot forurensninger må settes inn.

Åbjøra-vassdraget med tilløpselver/bekker hadde i hovedsak rentvannskarakter og en akseptabel tilstand ved undersøkelsen sommeren 2001. Deler av vassdraget er imidlertid sterkt preget av vassdragsreguleringer, og dette er hovedårsaken til at mengdene og artsmangfoldet av bunndyr var redusert sammenlignet med et vassdrag med naturlig vannføring. Dette gjaldt Flya og spesielt Tisleia og Nøra samt selve Åbjøra. Resipientkapasiteten i de større elvene anses som god og akseptabel i perioder når vannføringen er stor eller middels slik situasjonen var i 2001. Småbekkene som er berørt av jordbruksområder og større beiteområder var imidlertid markert til sterkt påvirket av jordpartikler. De fleste var også moderat overgjødset og hadde enkelte steder stor forekomst av påvekstalger. Tre småbekker som renner gjennom mer bebygget område, var moderat til markert overgjødset med lokalt stor forekomst av påvekstalger. I to av disse (ved Lykkja og Hallingen) ble det også registrert synlig forekomst av heterotrof begroing og kloakklukt. Lekkasje og/eller utsig av kloakk fra separate anlegg eller utsig av husdyrgjødsel var de sannsynlige årsakene til forurensningene.

Summary

Title: Monitoring of water quality and aquatic biota in the Begna-/Øystre Slidre watercourse in 2001.

Year: 2002

Author: Jarl Eivind Løvik and Gösta Kjellberg

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-4130-2

The report describes the water quality and the degree of nutrient pollution in the lakes Vangsmjøsa, Øyangen and Strondafjorden and the Åbjøra watercourse in 2001. The temporal changes since the 1980ies in water quality variables are also given. Based on seasonal means of total phosphorous, total nitrogen and chlorophyll *a* the lakes Vangsmjøsa and Øyangen can be characterized as oligotrophic lakes. The phytoplankton was dominated by species indicating oligotrophy, and the Secchi disc transparency was high in the two lakes. The water quality of these lakes, during summer and autumn of 2001, can be described as very good. However a moderate increase in the concentrations of fecal bacteria and organic substances was observed in October. This may have been caused by effluents from a sewage treatment plant, which serves the winter resort Beitostølen. A new sewage treatment plant with greater capacity is now under construction built, and will probably be operative by February 2002.

In Lake Strondafjorden the phytoplankton biomass decreased and algal blooms were not observed during the period 1994-2000. The phytoplankton biomass was low and the water quality was good also during the summer months of 2001. However a moderate algal bloom in September-October, mainly composed of the chrysophyte *Uroglena americana* and the diatom *Asterionella formosa*, indicated slightly higher nutrient inputs compared to later years. Algal blooms in the 1980ies and early 1990ies have also shown that the lake is vulnerable to inputs of domestic waste water and runoff from agricultural areas.

The water quality of the Åbjøra watercourse with tributaries was good and acceptable in the late summer of 2001, but a marked negative impact from the hydropower regulations was observed in some parts of the rivers. This caused decreased number of species and individuals of benthic fauna in the watercourse, compared to a watercourse with natural hydrological conditions. Some of the smaller brooks were moderately to markedly polluted by nutrients and organic substances from agriculture and domestic waste water.

1. Innledning

1.1 Bakgrunn

Vassdragsplan for Valdres ble vedtatt av de aktuelle kommunene i 1994. I planens handlingsdel, under innsatsområdet vannkvalitet, blir vassdragsovervåking beskrevet som et av de viktigste regionale tiltakene for videre oppfølging. Det er derfor utarbeidet en overvåkingsplan for Begna-/Øystre Slidrevassdraget for perioden 2000-2007 (Miljø- og vassdragsutvalget for Valdres 2000). Programmet foreslår årlige undersøkelser i Strondafjorden og rullerende undersøkelser i andre innsjøer og på ulike strekninger av Begna med sideelver. For år 2001 ble det bestemt å gjøre undersøkelser i Vangsmjøsa samt i Tisleia/Åbjøra-vassdraget (biologisk befarings). Strondafjorden har tidligere blitt undersøkt i 1984-86 (Rognerud et al. 1987) og i 1987-89 (Rognerud og Romstad 1990). Den pågående overvåkingen startet i 1991 med noen få observasjoner og har fortsatt med månedlige observasjoner i vekstsesongen siden 1992 (Rognerud 1993, Løvik og Mjelde 2001 med referanser). Strondafjordens vannmasser har blitt betegnet som lite til moderat forurenset av næringssalter de senere årene. Innsjøen er imidlertid sårbar for forurensninger. Dette har bl.a. vist seg enkelte år på 1980- og 90-tallet da små belastningsøkninger i kombinasjon med pent og varmt vær førte til raske oppblomstringer av algearter innen gruppene gullalger og kiselalger. Innsjøens sårbarhet overfor forurensninger ble også illustrert i forbindelse med en mage/tarm-epidemi på Leira i mars -96 som høyst sannsynlig skyldtes vannbåren smitte via et midlertidig vanninntak på grunt vann i Strondafjorden (Næringsmiddeltilsynet for Valdres 1996).

Vannkvaliteten i Vangsmjøsa ble undersøkt i 1986 i forbindelse med basisundersøkelsen av Begnavassdraget i perioden 1984-86 (Rognerud et al. 1987). Videre finnes det vannkvalitetsdata fra 1988 da innsjøen inngikk i en landsomfattende trofiundersøkelse av norske innsjøer (Faafeng et al. 1990, Faafeng og Oredalen 1999). Undersøkelsene på 1980-tallet viste at Vangsmjøsas vannmasser kunne betegnes som næringsfattige, og at innsjøen ikke var merkbart påvirket av næringssaltforurensninger.

I forbindelse med byggingen av nytt renseanlegg for Beitostølen-området (Beito renseanlegg = Beito RA) gjennomførte NIVA resipientundersøkelser i Øyangen i 2000 (Løvik og Mjelde 2001). I utslippstillatelsen for Beito RA krevde Fylkesmannen i Oppland at en videre overvåking av vannkvaliteten i Øyangen ble igangsatt, og at denne overvåkingen ble integrert i den vassdragsovervåkingen som kommunene og utbyggingsinteressene i Valdres har etablert. På denne bakgrunn ble NIVA bedt om å fortsette undersøkelsene i vekstsesongen 2001. Det var naturlig å samkjøre opplegget for undersøkelsene i Øyangen med overvåkingsprogrammet i Vangsmjøsa og Strondafjorden med hensyn til feltarbeid og rapportering. Målingene i Øyangen i 2000 viste at vannkvaliteten var meget god i vekstsesongen. Tilsvarende forhold ble også observert ved en undersøkelse i 1988 (Faafeng et al. 1990, Faafeng og Oredalen 1999). I vintersesongen 2000 var imidlertid vannmassene i deler av innsjøen markert forurenset av næringssalter, organisk stoff og tarmbakterier fra renseanlegget. Oksygenforholdene var lokalt tildels meget dårlige. Beito RA betjener i hovedsak hytter og turistanlegg på Beitostølen og har derfor store døgn- og sesongsvingninger i belastningen. Dette vil også bli tilfellet for det nye anlegget som dimensjoneres for 8500 p.e. Byggingen av det nye anlegget startet høsten 2000, og det forventes å være i full drift fra og med toppsesongen i turisttrafikken vinteren 2002 (A. Hålimoen, Ø. Slidre kommune, pers. oppl.). Ny utslippsledning til større dyp i nordre basseng av innsjøen ble lagt ut våren 2001 og tatt i bruk seinhøstes samme år. Øyangen er regulert 8,3 m og tjener som reguleringsmagasin for Lomen kraftverk.

Hydrologiske og morfometriske data for Vangsmjøsa, Øyangen og Strondafjorden er gitt i vedlegget.

Åbjøra-vassdraget, som er ca. 60 km langt, ligger i kommunene Vang, Vestre Slidre og Nord-Aurdal i Oppland fylke og kommunene Hemsedal og Gol i Buskerud fylke (Fig 1 og 15). Deler av vassdraget er sterkt regulert, og de viktigste brukerinteressene foruten reguleringsinteressene, er resipient for jordbruket (beitearealer og seterdrift), hytter og turistvirksomheter, samt fiske og rekreasjon. Den følgende beskrivelsen er i stor grad hentet fra Bremnes et al. (1988) og Hegge (1989). Det ca. 840 km² store nedbørfeltet ligger nesten i sin helhet over 800 m.o.h. med høyeste punkt på 1900 m.o.h. Vassdraget ligger i et område med lite omdannede kambro-siluriske bergarter, mest fylitt, dekket av kvartære avsetninger av bregrus. Bergartene og løsmassene gir en gunstig vannkvalitet m.h.t. surhet, og pH varierer i området 6,5-7,1.

I vassdraget er det ett kraftverk, Åbjøra kraftverk, og 5 regulerte magasin: Helin, Flyvatn, Storevatn, Tisleifjord og Ølsjøen/Bløytjern som til sammen rommer ca. 42% av nedbørfeltets årlige avrenning. Den øverste regulerte innsjøen er Helin. Derfra renner vannet via det uregulerte Movatn og ned til Flyvatn, videre ned i det uregulerte Veslevatn og derfra via elva Flya til Tisleifjorden, dit også Storevatn drenerer. Fra Tisleifjorden går vannet i Tisleia til Ølsjøen. Derfra drenerte vannet naturlig ned i Bløytjern og derfra til elva Åbjøra, men føres nå i tunnel, via Åbjøra kraftverk, og ut i Aurdalsfjorden i Begna nedenfor Sundvoll bru.

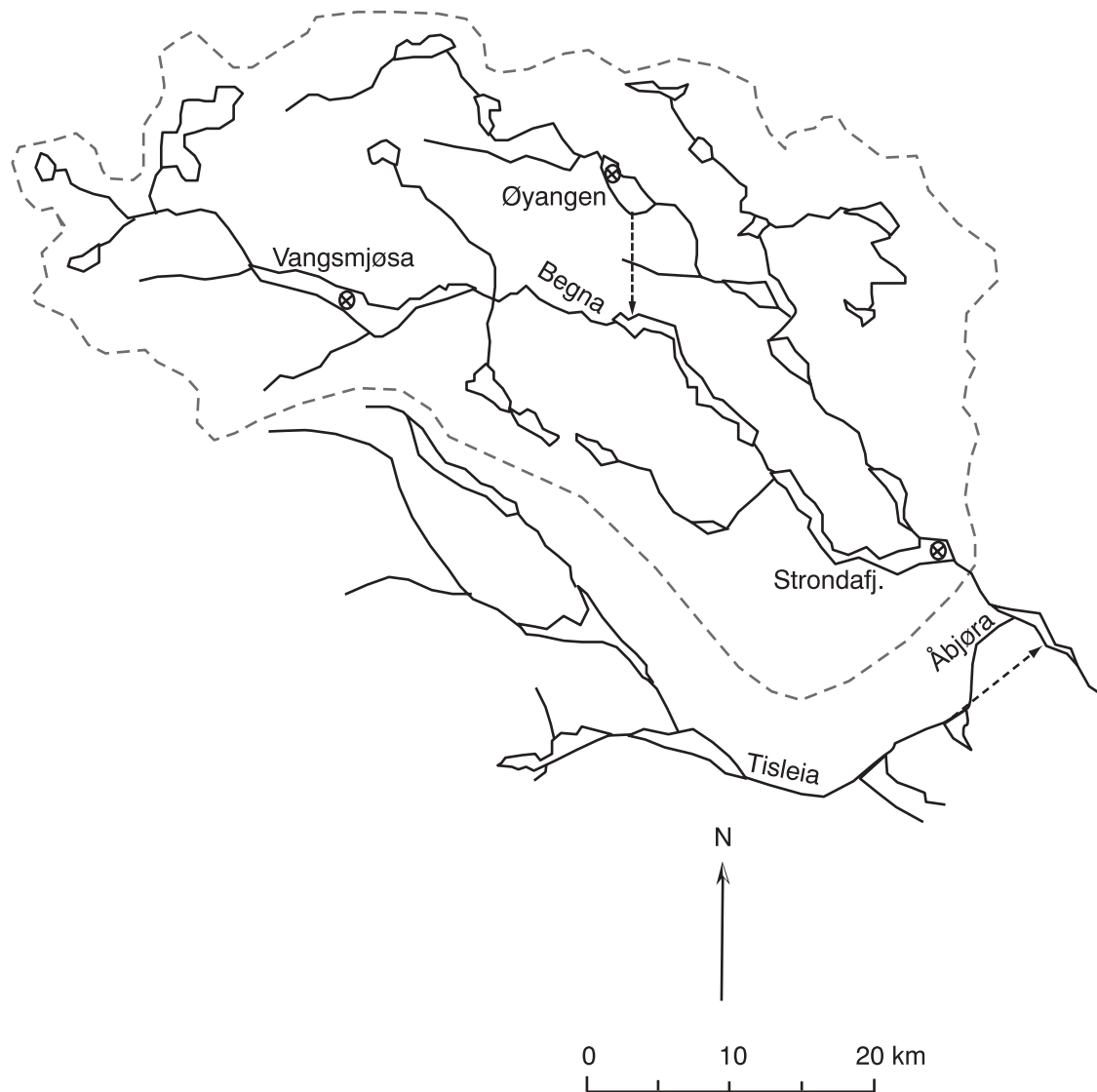
Det er flere setre i drift og betydelige beitearealer langs midtre deler av vassdraget. Jordbruksvirksomheten forøvrig er i hovedsak konsentrert til de nederste delene av nedbørfeltet (Vestringsbygda). Det finnes mange hytter og en rekke hoteller og turistetablissemeter særlig i de midtre delene fra Tisleifjorden til Ølsjøen.

1.2 Målsetting

Målsettingen for undersøkelsene er å registrere miljøtilstanden og forurensningsgraden av næringssalter i Vangsmjøsa, Øyangen og Strondafjorden samt i Åbjøra-vassdraget. Resultatene skal samholdes med tidligere undersøkelser for å avdekke tidstrener i forurensningsgraden. Overvåkingsprogrammet skal bidra til å sikre at de overordnede målene om stabil og god vannkvalitet i innsjøer og elver sikres. Spesielt for Øyangens del skal undersøkelsen også danne grunnlag for en god beskrivelse av vannkvaliteten og forurensningssituasjonen med hensyn til organisk stoff og tarmbakterier; Dette for å kunne vurdere om utslippene fra Beito renseanlegg har ført til at resipientkapasiteten er overskredet eller ikke i forhold til de miljømålene en har satt for vannforekomsten.

Hensikten med den biologiske befaringen i Åbjøra-vassdraget var å:

- Klarlegge forurensningssituasjonen i hovedelva (eksklusive innsjøer og tjern) samt i de tilrennende elver og større bekker. Det skulle utarbeides fargekart som visualiserte vannkvalitetsklasse, forurensningsgrad og økologisk status i de ulike vassdragsavsnitt ved befaringstidspunktet.
- Lokalisere og vurdere (finne årsaken til) åpenbare forurensningskilder. Der det var potensielle forurensningskilder av betydning, skulle også lokale småbekker befares.
- Vurdere resipientkapasiteten i hovedelva med tilrennende elver og større bekker.
- Gi forslag til avbøtende tiltak og andre tilrådinger om dette var nødvendig.



Figur 1. Begna/Øystre Slidre-vassdraget med nedbørfelt. Overføringene til Lomen og Aurdalsfjorden er også vist samt stasjonsplassering i innsjøene.

1.3 Materiale og metoder

Innsjøer

Det ble samlet inn prøver en gang pr. måned i perioden juni-oktober fra en stasjon i hver av innsjøene Vangsmjøsa, Øyangen (tidligere st. 2) og Strondafjorden. Stasjonsplasseringer er vist i Fig. 1. Følgende analyseprogram ble benyttet i innsjøene: Blandprøve fra 0-10 m ble analysert på pH, alkalitet, turbiditet, ledningsevne (unntatt i Øyangen), farge, Tot-P, Tot-N og nitrat samt mengde og sammensetning av planteplankton (Klorofyll-*a* og algetellinger). I tillegg ble totalt organisk karbon analysert i prøvene fra Øyangen. Kvalitative prøver av krepsdyrplankton ble samlet inn i form av vertikale håvtrekk i juni og oktober, mens det i juli, august og september ble samlet inn kvantitative prøver av krepsdyrplankton fra 3 dyp ved hjelp av en 25 liters Schindler-henter. Metoden gir et grovt mål på mengden krepsdyrplankton. Samtidig med prøveinnsamlingen ble siktedypet målt og

temperatursjiktningen klarlagt. Vannkvaliteten er vurdert i henhold til SFT's system for klassifisering av vannkvalitet i ferskvann (Tab. 1).

Tabell 1. Klassifisering av tilstand med hensyn til virkning av næringsalter, organiske stoffer, forsurende stoffer og tarmbakterier (SFT 1997).

| | Tilstandsklasser | | | | |
|-------------------------------|------------------|----------|------------|----------|--------------|
| | I | II | III | IV | V |
| | Meget god | God | Mindre god | Dårlig | Meget dårlig |
| | Blå | Grønn | Gul | Rød | Fiolett |
| Næringsalter: | | | | | |
| Total fosfor, µgP/l | <7 | 7-11 | 11-20 | 20-50 | >50 |
| Klorofyll a, µg/l | <2 | 2-4 | 4-8 | 8-20 | >20 |
| Siktedyp, m | >6 | 4-6 | 2-4 | 1-2 | <1 |
| Total nitrogen, µgN/l | <300 | 300-400 | 400-600 | 600-1200 | >1200 |
| Organiske stoffer: | | | | | |
| TOC, mg/l | <2,5 | 2,5-3,5 | 3,5-6,5 | 6,5-15 | >15 |
| Fargetall, mgPt/l | <15 | 15-25 | 25-40 | 40-80 | >80 |
| Oksygen, mg O ₂ /l | >9 | 6,5-9 | 4-6,5 | 2-4 | <2 |
| Oksygenmetning, % | >80 | 50-80 | 30-50 | 15-30 | <15 |
| Forsurende stoffer: | | | | | |
| Alkalitet, mmol/l | >0,2 | 0,05-0,2 | 0,01-0,05 | <0,01 | 0,00 |
| pH | >6,5 | 6,0-6,5 | 5,5-6,0 | 5,0-5,5 | <5,0 |
| Tarmbakterier: | | | | | |
| TKB, ant./100 ml | <5 | 5-50 | 50-200 | 200-1000 | >1000 |

Åbjøra-vassdraget

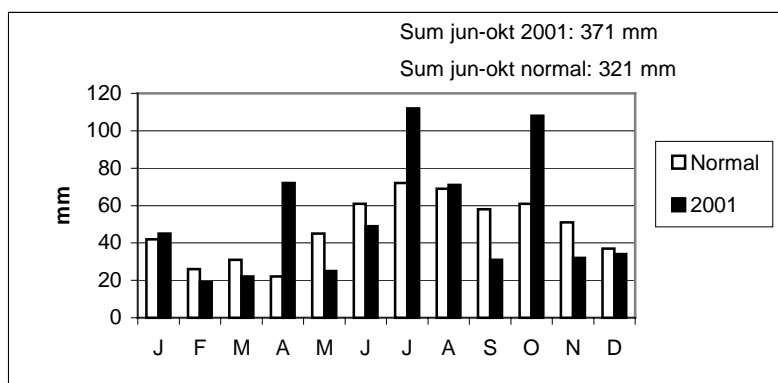
En generell biologisk befaring i Åbjøra-vassdraget ble gjennomført 4-5. august 2001 med kompletterende undersøkelser 11. august. Undersøkelsen omfattet Åbjøra, Tisleia, Flya og Smødøla med tilrennende elver og større bekker. Vi har også vurdert forurensnings-situasjonen i flere "småbekker" som renner fra områder der det var jordbruksvirksomhet og seterdrift samt der det er campingplasser, hoteller og større ansamlinger av hytter. Bare enkelte av de mange mindre bekkene som renner gjennom lite påvirkede områder ble befart (stikkprøver). Økologisk status i innsjøer og tjern ble ikke vurdert. Biologiske befaringer utføres fortrinnsvis i vegetasjonsperioden etter en lengre periode med lav vannføring. Årsaken til dette er at i slike perioder er resipientkapasiteten (fortynningsevnen) lav og de biologiske effektene av forurensning blir mer synlige, samt at kilder til forurensning er lettere å identifisere. Metodikken som ble benyttet, er den samme som brukes ved biologiske befaringundersøkelser f.eks. i tilløpselver til Randsfjorden og Mjøsa (se f.eks. Kjellberg 1999, Kjellberg et al. 2001).

Ved de generelle biologiske befaringene i bekker og elver vurderes økologisk status, forurensningsgrad og til dels vannkvalitet ut fra feltobservasjoner av begroingsorganismer (sopp, bakterier, ciliater, begroingsalger og vannmoser), høyere vegetasjon og bunndyr (makroinvertebrater). Vi legger særlig vekt på forekomst og eventuelt fravær av såkalte indikatororganismer, dvs. rentvannsorganismer eller populasjoner som er følsomme overfor forurensningstilførsler eller andre menneskeskapt (antropogene) påvirkninger. Om nødvendig tar vi biologiske prøver for videre analyse og artsbestemmelse i laboratoriet. Vurdering og klassifisering av økologisk status og forurensningsgrad gjøres ut fra avvik i forhold til kjent eller forventet naturtilstand. En nærmere beskrivelse av vurderingssystemet er gitt i vedlegget. Som supplement til befaringen har vi innhentet informasjon om vassdraget fra følgende personer og etater: Ola Hegge ved Fylkesmannen i Oppland, miljøvern avdelingen, Jon Friis ved Foreningen til Bægnavassdragets Regulering, Åge Brabrand og John Brittain ved Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske i Oslo, Vestre Slidre Fjellstyre og hytteeier Alv Stai.

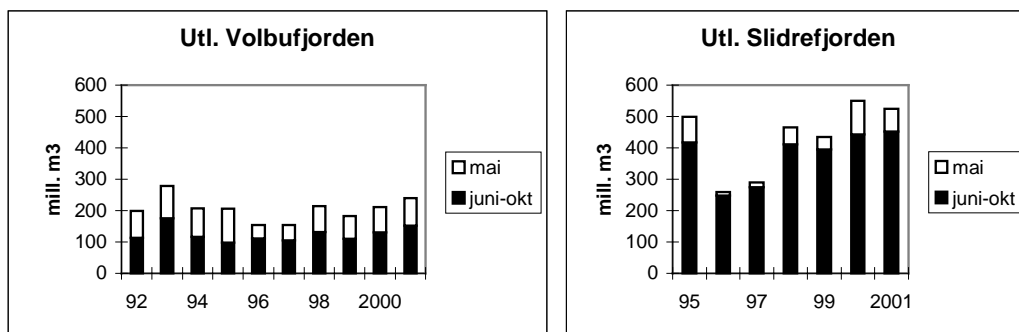
2. Resultater

2.1 Nedbør og avrenningsforhold

Månedlige nedbørsmengder og summen av nedbør i vekstperioden (juni-oktober) ved Planteforsk, Løken forskingsstasjon i Øystre Slidre (530 m.o.h.) er vist i Fig 2. Meteorologiske data for 2001 samt normaler er også gitt i tabell II i vedlegget. Fig. 3 viser avrenningen fra Volbufjorden i Øystre Slidre-vassdraget og fra Slidrefjorden i Begna i perioden mai-oktober de siste 10 årene (7 år for Slidrefjorden). Disse vannføringsstasjonene er representative for de to største tilløpselvene til Strondafjorden. Figuren er tatt med for å gi et inntrykk av størrelsen på vanntransporten i vassdraget i perioden like før (mai) og i vekstsesongen. I mange innsjøer påvirkes vannkvaliteten i de øvre vannlag raskt av lokal avrenning i regnrrike perioder spesielt om sommeren når innsjøen er termisk sjiktet.



Figur 2. Månedsnedbør ved Planteforsk, Løken forskingsstasjon i 2001. Normalnedbørssummer (1961-90) samt totalsum for vekstsesongen (juni-oktober) er også vist.



Figur 3. Totalavrenning ved utløpet av Volbufjorden og Slidrefjorden i sommerhalvåret fordelt på periodene mai (uke 18-22) og juni-oktober (uke 23-43).

Vekstsesongen 2001 som helhet var relativt mild med nedbørsmengder ca. 15 % over normalen. Mest nedbør kom det i juli og oktober, mens september var en relativt tørr måned. Middelttemperaturen for perioden juni-oktober og årsmiddelttemperaturen var henholdsvis 0,9 °C og 0,1 °C høyere enn normalen for perioden 1961-90. Begna er den tilløpselva som bidrar med mest vann til Strondafjorden. Vanntilførselen fra Begna (målt ved utløp Slidrefjorden) var i perioden juni-oktober 2001 ca. 3 ganger så stor som vanntilførselen fra Øystre Slidre-vassdraget (målt ved utløp Volbufjorden). Dette har betydning for vannkvaliteten i Strondafjorden bl.a. fordi vannet fra Slidrefjorden vanligvis er mindre

humuspreget enn vannet fra Øystre Slidre-vassdraget (Rognerud et al. 1987, Fossum 1998). Vanntilførselen fra de to hovedvassdragene var relativt stor i vekstsesongen 2001, og tilførselen i vårflommen (mai) kan betegnes som middels stor.

2.2 Vangsmjøsa, Øyangen og Strondafjorden

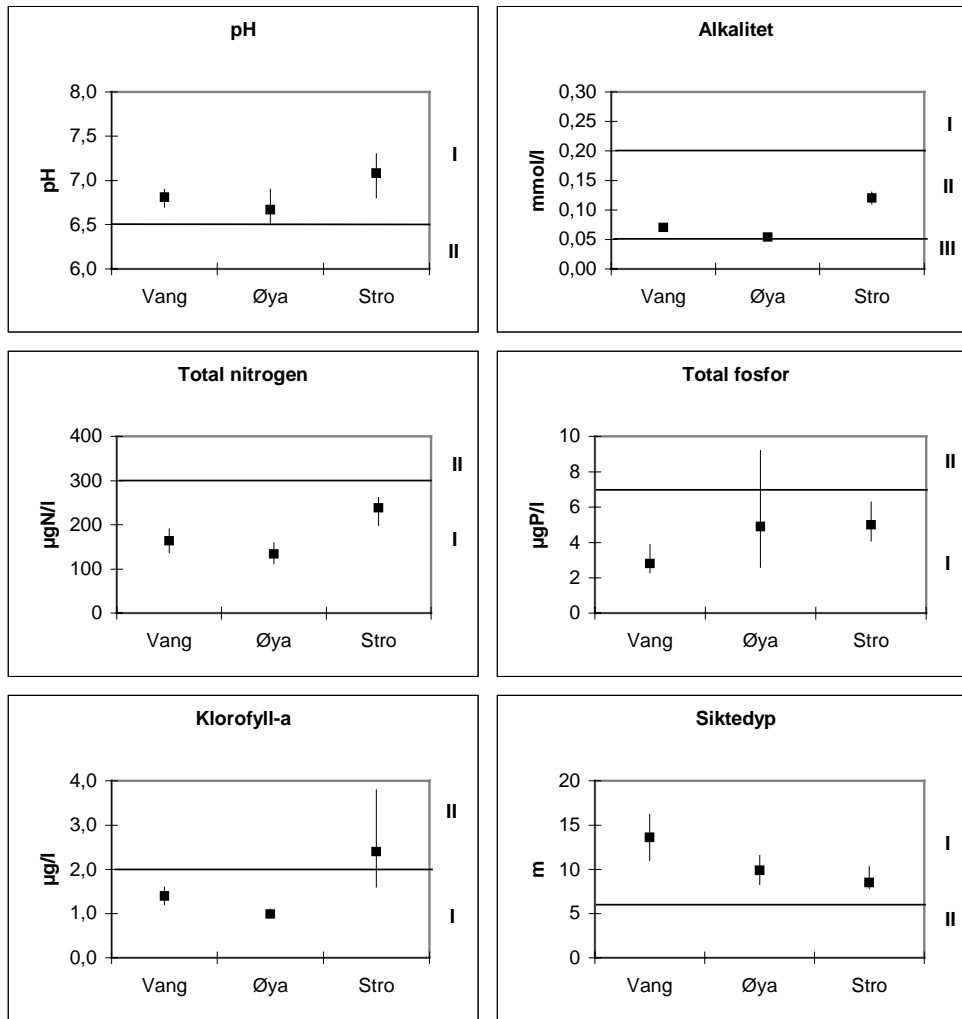
2.2.1 Siktedyp og vannkjemi

Resultatene av de kjemiske målingene og siktedypsobservasjonene er gitt i vedlegget og vist i Fig. 4-7. I Fig. 4 har vi framstilt diverse vannkvalitetsvariable samlet for de tre innsjøene, Fig. 5 viser tidsutviklingen for de årene vi har observasjoner fra i Vangsmjøsa og Øyangen, mens Fig. 6 viser tidsutviklingen i Strondafjorden. Sesongmiddelverdier av tot-P og Kl-a for 11 store innsjøer i Østlandsregionen er vist i Fig. 7.

Siktedypet gir i de fleste tilfeller et indirekte mål på lyssvekningen i vannmassene. Økte mengder av humusforbindelser og partikler, slik som alger eller erosjonspartikler fra nedbørfeltet, nedsetter siktedypet. Fig. 4 viser at de 3 innsjøene hadde gjennomgående høye siktedypsverdier. Dette skyldtes at påvirkningen av humus var relativt liten, og at det var små mengder av alger og erosjonspartikler i vannmassene. Siktedypet indikerte ”meget god vannkvalitet” (klasse I) i alle innsjøene i 2001. Det ble observert høyere siktedyp i 2001 enn i 1988 i både Vangsmjøsa og Øyangen. I Strondafjorden har siktedypet økt fra ca. 8 m i 1986-88 til ca. 9-10 m de siste årene. I de fleste årene har de laveste siktedypsverdiene stort sett vært observert i tilknytning til de største algemengdene. Spesielt lavt siktedyp på forsommeren i 1995 var også delvis forårsaket av erosjonspartikler i forbindelse med ”storflommen” dette året.

Alkaliteten er et mål på vannets evne til å motstå pH-endringer ved f.eks. tilførsel av surt vann (bufferevnen). Strondafjorden hadde tilnærmet nøytralt vann og rimelig god bufferevne, mens Vangsmjøsa og særlig Øyangen hadde surere vann og dårligere bufferevne. Disse forskjellene er betinget av berggrunnen og løsmassene i nedbørfeltene. Geologien i Øyangens nedbørfelt er i stor grad dominert av tungtforvitrelige, omdannede bergarter av prekambrisk alder (gneiser, granitt, kvartsitt), men med noe innslag av mer lettforvitrelige, omdannede sedimentære bergarter fra kambrosilur (fyllitt og glimmerskifer; jfr. Sigmond et al. 1984). Vangsmjøsas og spesielt Strondafjordens nedbørfelt er derimot i større grad preget av slike mer lettforvitrelige basiske bergarter. pH og alkaliteten har vist en tendens til økning i Strondafjorden i perioden 1995-2001. Det ble også observert høyere pH (ca. 0,4 pH-enheter) og alkalitet (ca. 0,04 mmol/l) i Vangsmjøsa i 2001 enn i 1986.

Innholdet av organiske stoffer ble målt som TOC i Øyangen og som vannets farge i Vangsmjøsa og Strondafjorden (se tabeller i vedlegget). Verdiene var generelt lave og viste at de tre innsjøene var lite påvirket av humusforbindelser og evt. andre organiske stoffer (vannkvalitetsklasse I). I Øyangen økte TOC betydelig i oktober (se tabell IV i vedlegget). Dette skyldtes trolig i hovedsak økt utvasking av humusforbindelser fra nedbørfeltet som følge av relativt store nedbørmengder i forkant av prøvetakingen. Men økte tilførsler av vann med høyt organisk innhold i forbindelse med byggearbeidene ved Beito RA kan muligens også ha bidratt til økningen.



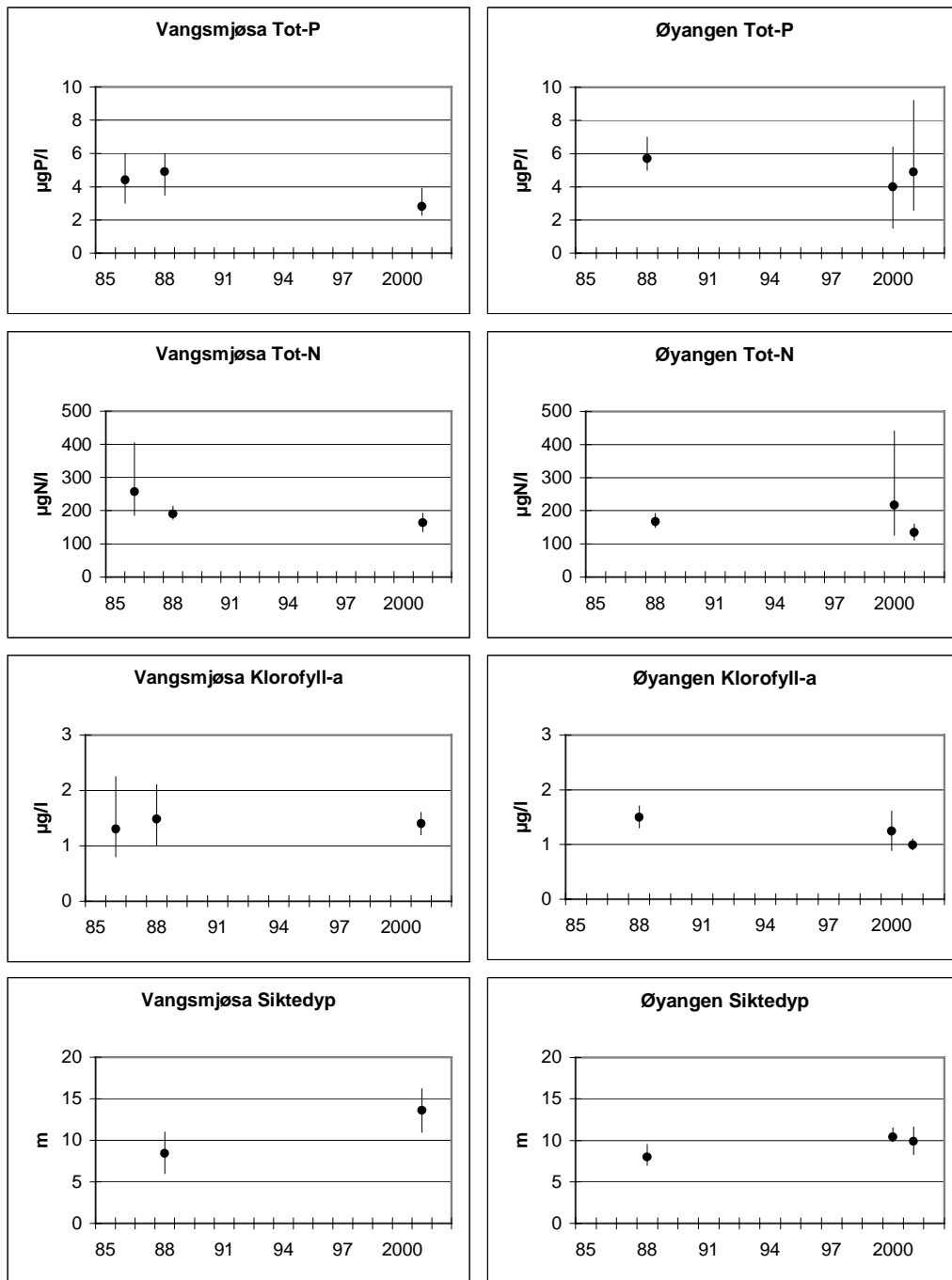
Figur 4. Middelerverdi og variasjonsbredder for vannkjemiske variable og siktedyp i Vangsmjøsa, Øyangen og Strondafjorden i vekstsesongen 2001. Tilstandsklasser er markert ved romertall.

Fosfor er det nærings saltet som vanligvis begrenser algeveksten i innsjøer. Økt tilførsel av fosfor f.eks. fra kloakk, landbruksaktivitet eller industri vil derfor oftest føre til økt vekst av planteplankton og/eller begroingsalger og vannvegetasjon i strandkanten. Klorofyllmålinger gir et indirekte uttrykk for konsentrasjonen av den totale mengden (planteplankton) i innsjøen. Konsentrasjonen av fosfor (Tot-P) var generelt lav i de 3 innsjøene i vekstsesongen. I Øyangen ble det imidlertid registrert markert forhøyd fosforkonsentrasjon i juni sammenlignet med resten av sesongen. Årsakene til dette kan ha vært fosfortilførsler som følge av arealavrenning fra nedbørfeltet eller oppvirvling fra bunnområder, men det kan også muligens skyldes at vannmassene var påvirket av utslippet fra Beito RA. Den relativt høye konsentrasjonen i juni førte til at middelerverdien for sesongen ble litt høyere enn i 2000. I Vangsmjøsa var konsentrasjonene av fosfor lavere i 2001 enn ved undersøkelsene i 1986 og 1988. Middelerkonsentrasjonen av fosfor i Strondafjorden i 2001 var litt høyere enn året før, men fortsatt blant de lavere som er registrert siden målingene startet i 1984.

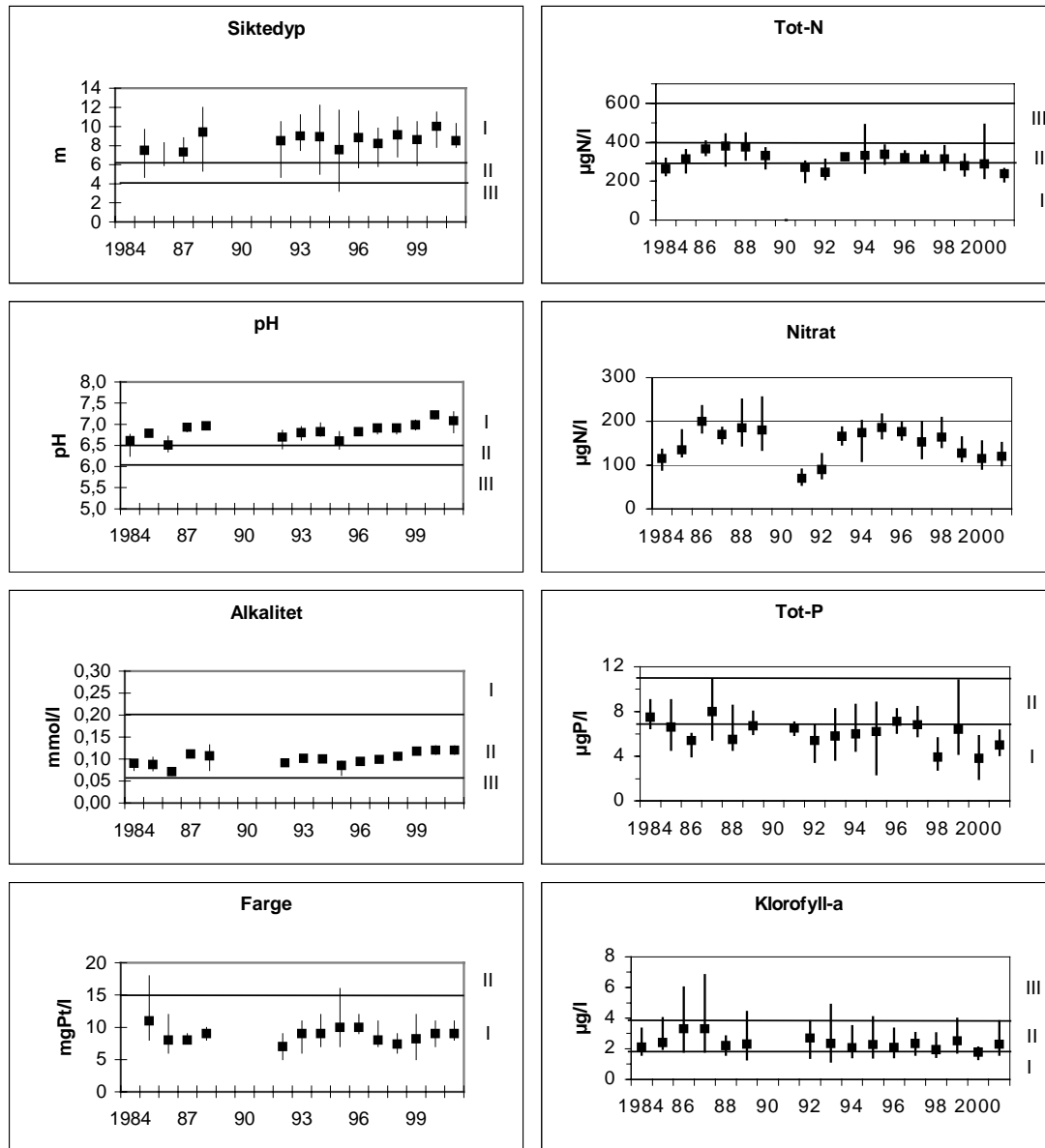
Algemengdene målt som klorofyll-*a* (Kl-*a*) var lave i Vangsmjøsa og Øyangen, og ut fra sesongmiddelerverdiene av fosfor og klorofyll-*a* kan disse to innsjøene karakteriseres som næringsfattige innsjøer med meget god vannkvalitet (klasse I). Det viser at innsjøenes hovedvannmasser var lite

påvirket av næringssalt-tilførsler i vekstsesongen dette året. Det ble ikke registrert noen endring av betydning i algemengdene i Vangsmjøsa sammenlignet med målingene på 1980-tallet. I Øyangen var det lavere algemengder i 2001 enn i 2000 og 1988. I Strondafjorden var sesongmiddelverdien av klorofyll-*a* høyere enn året før og på omtrent samme nivå som de fleste årene på 1990-tallet. Økningen sammenlignet med året før skyldtes hovedsakelig en oppblomstring av gullalger og kiselalger i september-oktober. Basert på sesongmiddelverdien av klorofyll-*a* kan vannkvaliteten i Strondafjordens hovedvannmasser betegnes som god (klasse II) i 2001.

Konsentrasjonene av nitrogenforbindelser var stort sett lave (klasse I), men noe høyere i Strondafjorden enn i de to andre innsjøene. Dette skyldes antagelig større tilførsler fra menneskelig aktivitet (jordbruk, kloakk og industri) nedover langs vassdraget. Middelkonsentrasjonen av total nitrogen var lavere i Øyangen i 2001 enn året før. Den relativt høye middelverdien i 2000 skyldtes først og fremst høye konsentrasjoner på våren-forsommeren antagelig som følge av betydelige tilførsler av vann med høyt nitrogeninnhold fra Beito RA. Det ble målt noe lavere konsentrasjoner av nitrogenforbindelser i Vangsmjøsa i 2001 enn i 1986 og 1988. I Strondafjorden har det skjedd en nedgang i middelkonsentrasjonen av total nitrogen i perioden 1995-2001.

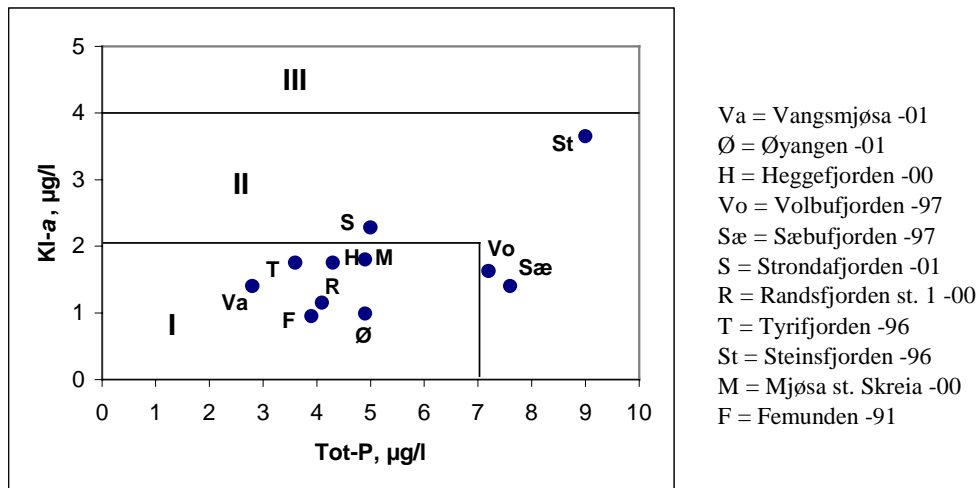


Figur 5. Middelerverdier og variasjonsbredder for vannkvalitetsvariable i Vangsmjøsa og Øyangen i perioden 1986-2001.



Figur 6. Middeler verdier og variasjonsbredder for vannkvalitetsvariable i Strondafjorden i perioden 1984-2001. Tilstandsklasser er markert med romertall.

En sammenlikning av vannkvaliteten i Vangsmjøsa, Øyangen og Strondafjorden med andre store innsjøer i Østlandsregionen viser at konsentrasjonene av fosfor var lave i "våre" innsjøer (Fig. 7). Konsentrasjonen av fosfor i Vangsmjøsa var den laveste av disse innsjøene, mens konsentrasjonene i Øyangen og Strondafjorden var litt høyere og på omtrent samme nivå som ved hovedstasjonene i Mjøsa og Randsfjorden. Algemengdene i Øyangen og Vangsmjøsa var på omtrent samme lave nivå som i Randsfjorden og Femunden, dvs. litt lavere enn f.eks. i Tyrifjorden og Mjøsa, mens algemengdene i Strondafjorden var høyere enn i de to sistnevnte innsjøene. Forholdet Kl-a/Tot-P var omtrent likt i Vangsmjøsa som i Strondafjorden, men mye lavere i Øyangen, noe som kan skyldes større beiteaktivitet på algene i Øyangen (se avsn. 2.2.3). Mer alger i Strondafjorden enn i Vangsmjøsa skyldtes trolig at det var mer Tot-P i Strondafjorden.



Figur 7. Sammenhengen mellom sesongmiddelverdiene av total-fosfor og klorofyll-a i Øyangen, Heggefjorden og Strondafjorden sammenliknet med andre innsjøer på Østlandet. Kilder: Brettum 1997, Kjellberg et al. 2001, Løvik og Rognerud 1992, 1998 og 2001.

2.2.2 Planktonalger

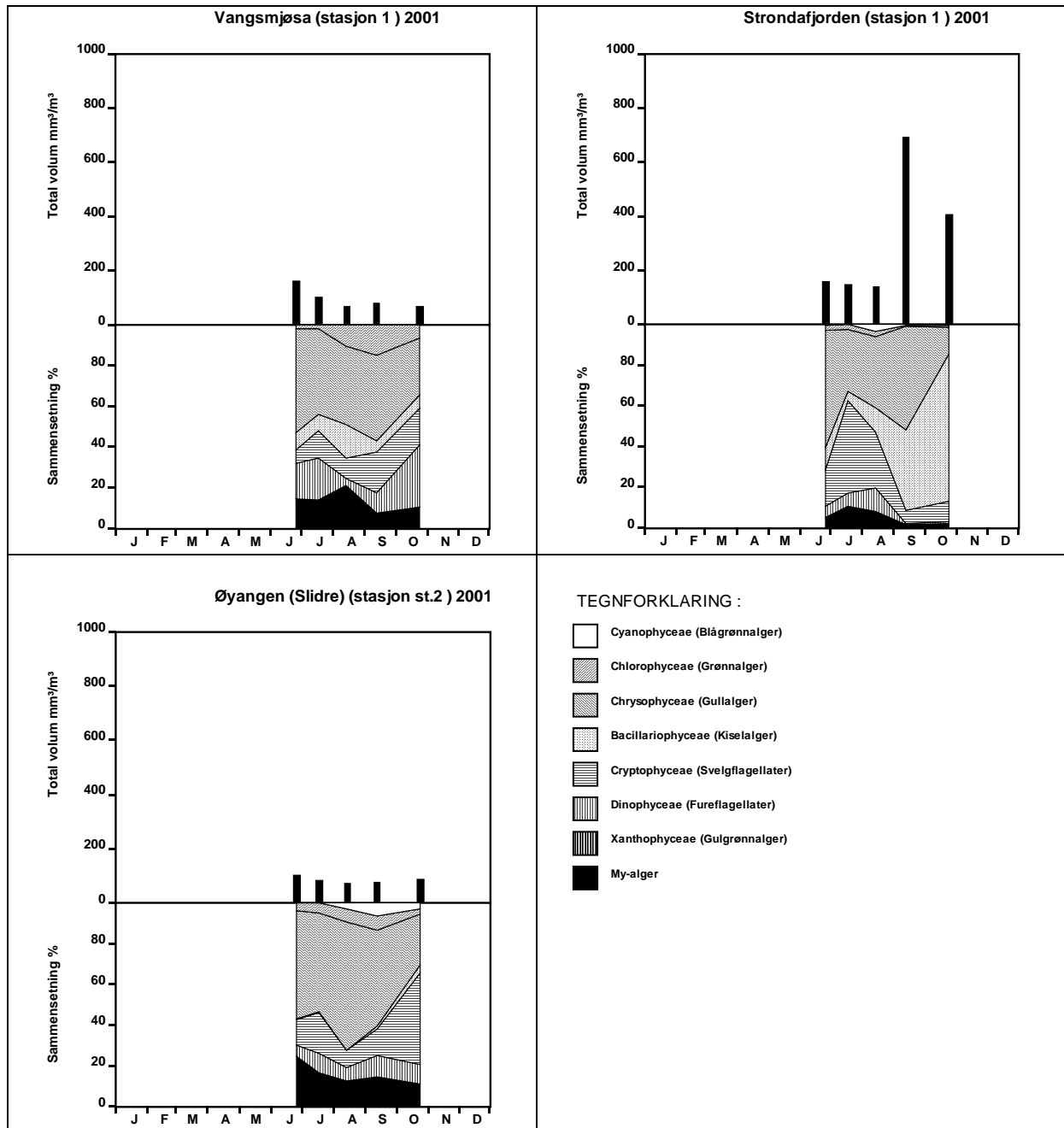
Resultatene av algetellingene for 2001 er gitt i artslistene i vedlegget. Totalvolumene og fordelingen på hovedgrupper er vist i Fig. 8. Middelverdier og variasjonsbredder over vekstsesongen for Vangsmjøsa (1986, 1988 og 2001), Øyangen (1988, 2000 og 2001) og Strondafjorden (1984-89 og 1991-2001) er vist i Fig. 9 og 10. Den relative sammensetningen av alger i Strondafjorden, fordelt på hovedgrupper, for perioden 1984-2001 er vist i Fig. 11.

Algemengdene var lave i Vangsmjøsa og Øyangen med maksimalverdier på henholdsvis ca. 160 og 100 mm³/m³ og sesongmiddelverdier på henholdsvis ca. 100 og 80 mm³/m³. Dette tilsvarer ultraoligotrofe forhold, dvs. meget næringsfattig vannkvalitet (Brettum 1989), og det viser at tilgangen på næringsalter var generelt lav i undersøkelsesperioden. I Øyangen utnyttedes næringsalterene dårligere enn i Vangsmjøsa. En medvirkende årsak til dette kan være at det i Øyangen var mer humusstoffer (høyere fargeverdier) som svekker lysforholdene.

Artssammensetningen av algesamfunnet gir også informasjon om graden av næringsaltforurensning. I Vangsmjøsa var planktonet dominert av små og store chrysomonader (gullalger), fureflagellaten *Peridinium willei* og my-alger, som er karakteristisk for næringsfattige innsjøer (Brettum 1989). Planktonet i Øyangen var også dominert av arter og grupper som er karakteristisk for næringsfattige innsjøer, som små og store chrysomonader og *Ochromonas* sp. (gullalger) samt my-alger. Et betydelig innslag av svelgflagellaten *Rhodomonas lacustris* i oktober indikerte imidlertid noe bedre tilgang på næringsalter. Maksimalverdiene og sesongmiddelverdiene av algemengder var litt lavere enn tidligere år både i Vangsmjøsa og i Øyangen (Fig. 9).

Algemengdene var klart høyere i Strondafjorden enn i Vangsmjøsa og Øyangen, med maksimal- og sesongmiddelverdier på henholdsvis ca. 690 og 310 mm³/m³. Dette tilsvarer næringsfattige forhold, men nær overgangen mot middels næringsrike forhold. Det viser at utnyttelsesgraden av næringsalter var betydelig større enn Øyangen. I perioden juni-august var mengdene relativt små, og planteplanktonet var dominert av gullalger (vesentlig små og store chrysomonader samt *Dinobryon sociale*) og svelgflagellater (hovedsakelig *Cryptomonas*-arter og *R. lacustris*). Algemengdene var

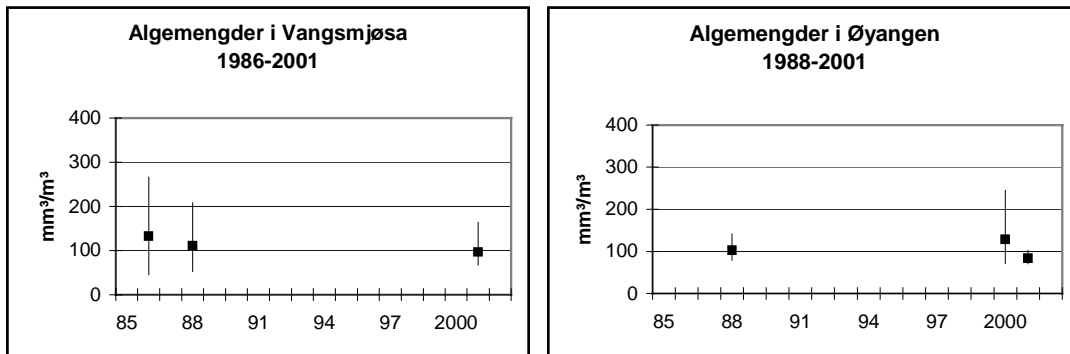
betydelig større i september-oktober, og det var særlig gullalgen *Uroglena americana* og kiselalgen *Asterionella formosa* som hadde markerte økninger.



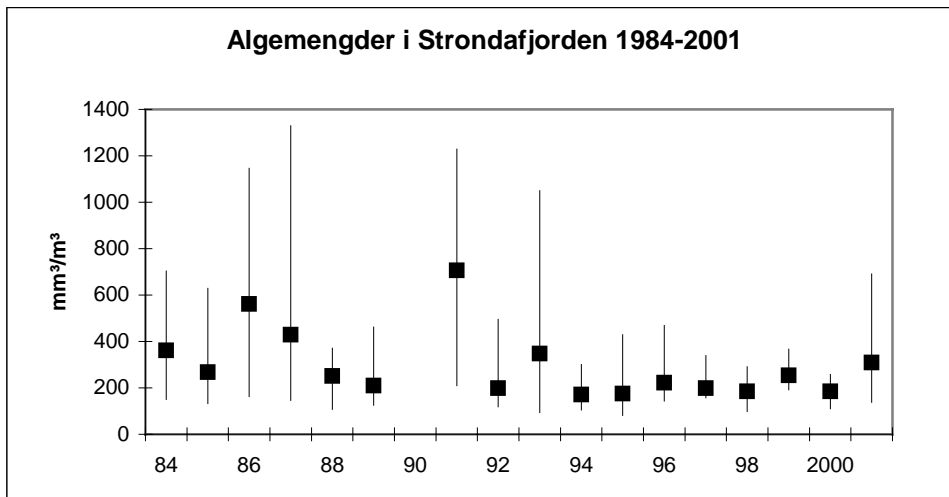
Figur 8. Algemengder (totalvolumer) og sammensetning i Vangsmjøsa, Strondafjorden og Øyangen i 2001.

Sammensetningen av planteplanktonet og økningen i algemengdene utover i sesongen viste at vekstbetingelsene for alger var relativt gode i Strondafjorden spesielt på høsten. I tillegg til økt tilgang på næringssalter fra dypere vannlag utover høsten kan også gode lysforhold og lengre oppholdstid på vannmassene i september (som var en måned med lite nedbør, se avsn. 2.1) ha bidratt til å gi økt algemengde utover høsten. Redusert beitepress på algene pga. økt fiskepredasjon på de store, effektive

algebeiterne kan også være noe av årsaken til de økte algemengdene i Strondafjorden utover høsten (se avsn. 2.2.3).

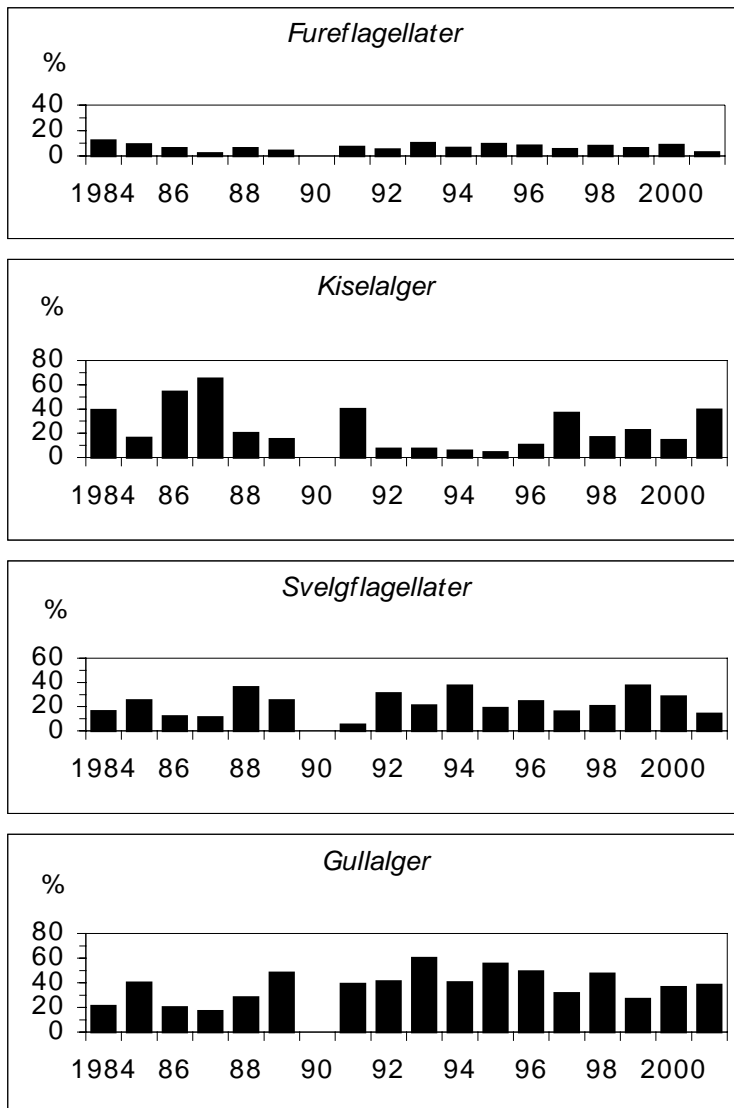


Figur 9. Sesongmiddelverdier (juni-oktober) og variasjonsbredder av algemengder i Vangsmjøsa (1986, 1988 og 2001) og i Øyangen (1988, 2000 og 2001).



Figur 10. Sesongmiddelverdier (juni-oktober) og variasjonsbredder av algemengdene i Strondafjorden i årene 1984-2001 (unntatt 1990).

Algemengdene var klart høyere i Strondafjorden i 2001 enn i de senere årene, men likevel noe lavere enn enkelte år på begynnelsen av 1990-tallet (Fig. 10). Oppblomstringer av forskjellige algearter i Strondafjorden har gjort at forholdet mellom de ulike algegruppene har variert betydelig (Fig. 11). Det er særlig kiselalger og enkelte gullalger som flere år på 1980- og 1990-tallet og i 2001 har hatt relativt store andeler av totalmengden.



Figur 11. Den relative fordeling (prosent) av ulike algegrupper i Strondafjorden (0-10 m) beregnet som middelværdier av algevolumene over vekstsesongen (juni-oktober).

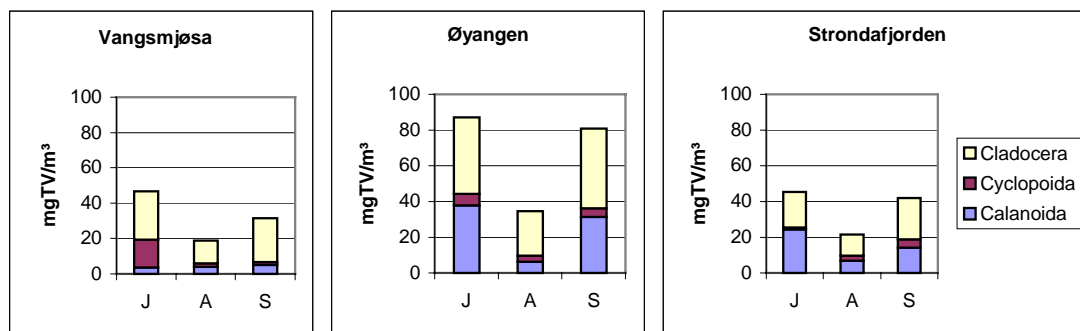
2.2.3 Krepsdyrplankton

Resultatene av dyreplankton-analysene er gitt i tabeller i vedlegget. Biomasser av krepsdyrplankton fordelt på hovedgrupper i juli-september er vist i Fig. 12. Middellengder av dominerende vannlopper (voksne hunner) i de 3 innsjøene er vist i Fig 13, og tidsutviklingen i lengden av vannloppen *Daphnia galeata* i Strondafjorden er vist i Fig. 14.

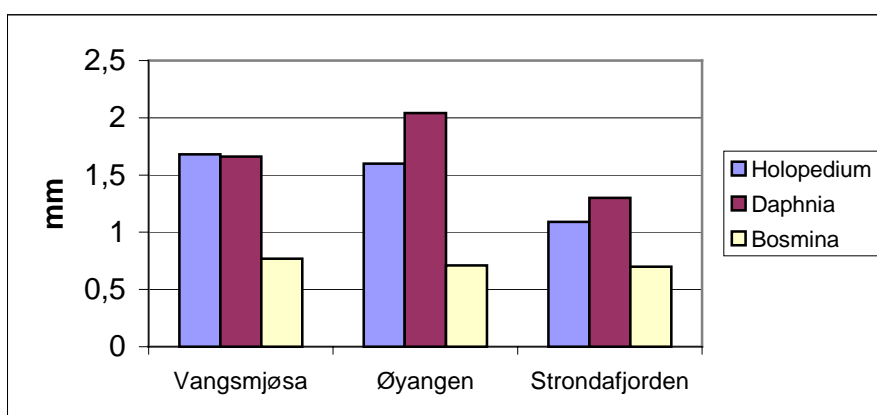
Krepsdyrplanktonet i Vangsmjøsa hadde en artssammensetning som er karakteristisk for næringsfattige innsjøer med lite eller moderat predasjonspress (beitepress) fra planktonspisende fisk (jfr. Hessen et al. 1995, Nilsson and Pejler 1973). Indikatorer for næringsrike vannmasser ble ikke observert. Dominerende arter var hoppekrepsene *Acanthodiptomus denticornis* og *Cyclops scutifer* og vannloppene *Holopedium gibberum*, *Daphnia longispina* og *Bosmina longispina*. Andelen av

effektive algebeitere som store daphnier (*Daphnia longispina* og/eller *D. galeata*) og gelekrepsen *Holopedium gibberum* var relativt stor i Vangsmjøsa. Middelbiomassen i juli-september (ca. 32 mgTV/m³) kan betegnes som middels høy, men den var klart lavere enn i Øyangen. Mengden krepdyrplankton var på samme nivå som i 1986 (Rognerud et al 1987). Det så heller ikke ut til å ha skjedd endringer i artssammensetningen sammenliknet med i 1986. Noe bemerkelsesverdig var det at arter innen hoppekreps-slekten *Heterocope*, som er vanlig i de fleste større innsjøer, ikke ser ut til å forekomme i Vangsmjøsa.

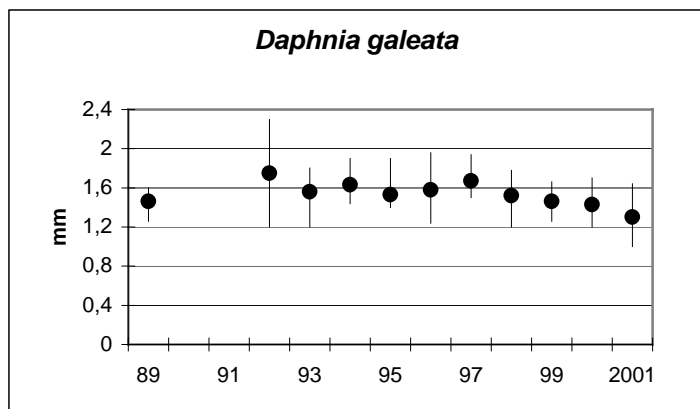
Krepdyrplanktonet i Øyangen var dominert av storvokste arter tilpasset lite eller moderat predasjonspress fra planktonspisende fisk (f.eks. *Heterocope saliens*, *A. denticornis* og *D. longispina*) og arter som er vanligst i næringsfattige eller middels næringsrike innsjøer (f. eks. *Cyclops scutifer*, *H. gibberum* og *B. longispina*). Krepdyrsamfunnet hadde en gunstig sammensetning med hensyn til omsetning av produsert algebiomasse, dvs. en høy andel av effektive algebeitere (*D. longispina* og *H. gibberum*). I Øyangen og i Vangsmjøsa er ørret antagelig eneste fiskeart som kan ha betydning som predator på dyreplanktonet (Brabrand og Saltveit 1978, Hegge 1989, O. Hegge pers. oppl.). I tillegg fins ørekyt. Middelbiomassen i Øyangen i perioden juli-september (ca. 68 mgTV/m³) kan betegnes som middels høy.



Figur 12. Biomasser av krepdyrplankton i Vangsmjøsa, Øyangen og Strondafjorden i juli, august og september 2001, gitt som mg tørrvekt (TV) pr. m³ i sjiktet 0-20 m (0-15 m i Øyangen).



Figur 13. Middellengder av dominerende vannloppearter (voksne hunner) i Øyangen, Heggefjorden og Strondafjorden i 2000. Med *Daphnia* menes *Daphnia longispina* i Vangsmjøsa og Øyangen og *Daphnia galeata* Strondafjorden.



Figur 14. Middellengden og variasjonsbredden av *Daphnia galeata* i Strondafjorden i 1989 og i perioden 1992-2000.

I Strondafjorden påvirkes artssammensetningen av tilførsler av dyr fra de ovenforliggende innsjøene Slidrefjorden og Sæbufjorden. Som tidligere år var krepsdyrplanktonet dominert av arter som er vanlige å finne over et vidt spekter av innsjøtyper, men som har sitt tyngdepunkt i næringsfattige til middels næringsrike innsjøer med liten til markert predasjon fra planktonspisende fisk. Størrelsen på *Daphnia* og *Holopedium* var betydelig mindre enn i Vangsmjøsa og i Øyangen. Dette skyldtes høyst sannsynlig at predasjonspresset fra planktonspisende fisk var hardere i Strondafjorden ettersom innsjøen har bestander av både abbor og sik i tillegg til ørret (og ørekyt). Størrelsen på dominerende *Daphnia*-art, *D. galeata*, har blitt gradvis mindre i de senere årene. Årsaken til dette kan være økt predasjonspress, særlig fra planktonspisende sik. Middelbiomassen av krepsdyrplankton for perioden juli-september (ca. 36 mgTV/m³) kan betegnes som middels høy.

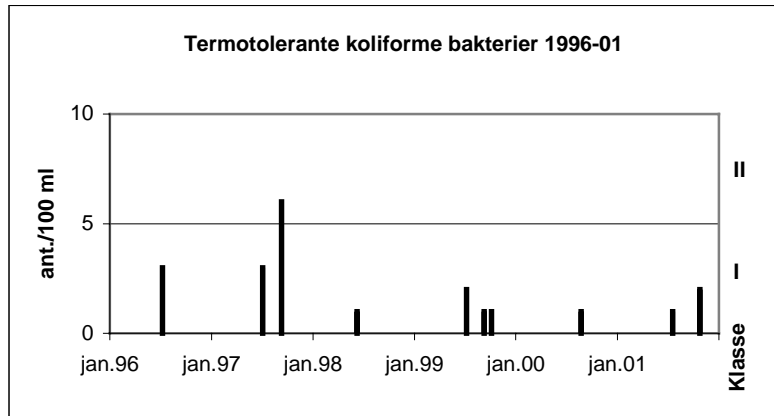
2.2.4 Tarmbakterier

Resultatene av de hygienisk/bakteriologiske analysene er gitt i vedlegget og vist i Fig. 15 for Strondafjorden i perioden 1996-2001.

Forekomsten av fekale indikatorbakterier er et følsomt mål for påvisning av kloakk og tilførsler av avføring fra varmblodige dyr (f. eks. sig fra gjødselkjellere). Analysesultatene viste at vannkvaliteten i Vangsmjøsa var meget god sett ut fra et hygienisk/bakteriologisk synspunkt i perioden juni-oktober (jfr. Tab. 1). Det ble ikke påvist ferske tarmbakterier i noen av prøvene. Dette indikerte at vannmassene var lite påvirket av tilførsler av kloakk og/eller sig fra husdyrgjødsel i vekstsesongen 2001. Vannkvaliteten var også god i Strondafjorden og Øyangen, men her ble det påvist termotolerante koliforme bakterier (TKB) ved 2 av 5 observasjoner (40 % av tilfellene). Konsentrasjonene var imidlertid lave (<10 TKB/100 ml), dvs. at de øvre vannmasser var moderat påvirket av fersk fekal forurensning, spesielt i oktober.

I Vassdragsplanen for Valdres heter det at "ingen vassdragsavsnitt skal ha en vannkvalitet som gjør det nødvendig med omfattende behandling (fullrensing) for å oppnå god drikkevannskvalitet". Videre sier forskriftene om råvann til drikkevann ved enkel vannbehandling følgende (jfr. SFT 1997): Minimum 70 % av prøvene skal tilfredsstille kravet om 0 TKB/100 ml for store vannverk som forsyner mer enn 10.000 personer, for vannverk > 1.000 personer skal minimum 60% av prøvene tilfredsstille dette kravet og for vannverk > 100 personer skal minimum 50% tilfredsstille denne

verdien. I tillegg skal ingen prøver ha høyere konsentrasjoner enn 10 TKB/100 ml. Dette innebærer at Vangsmjøsas overflatevann tilfredsstilte kravene (mht. tarmbakterier) selv for et stort vannverk, mens Øyangen og Strondafjorden såvidt tilfredsstilte kravet for mellomstort vannverk for perioden juni-oktober.



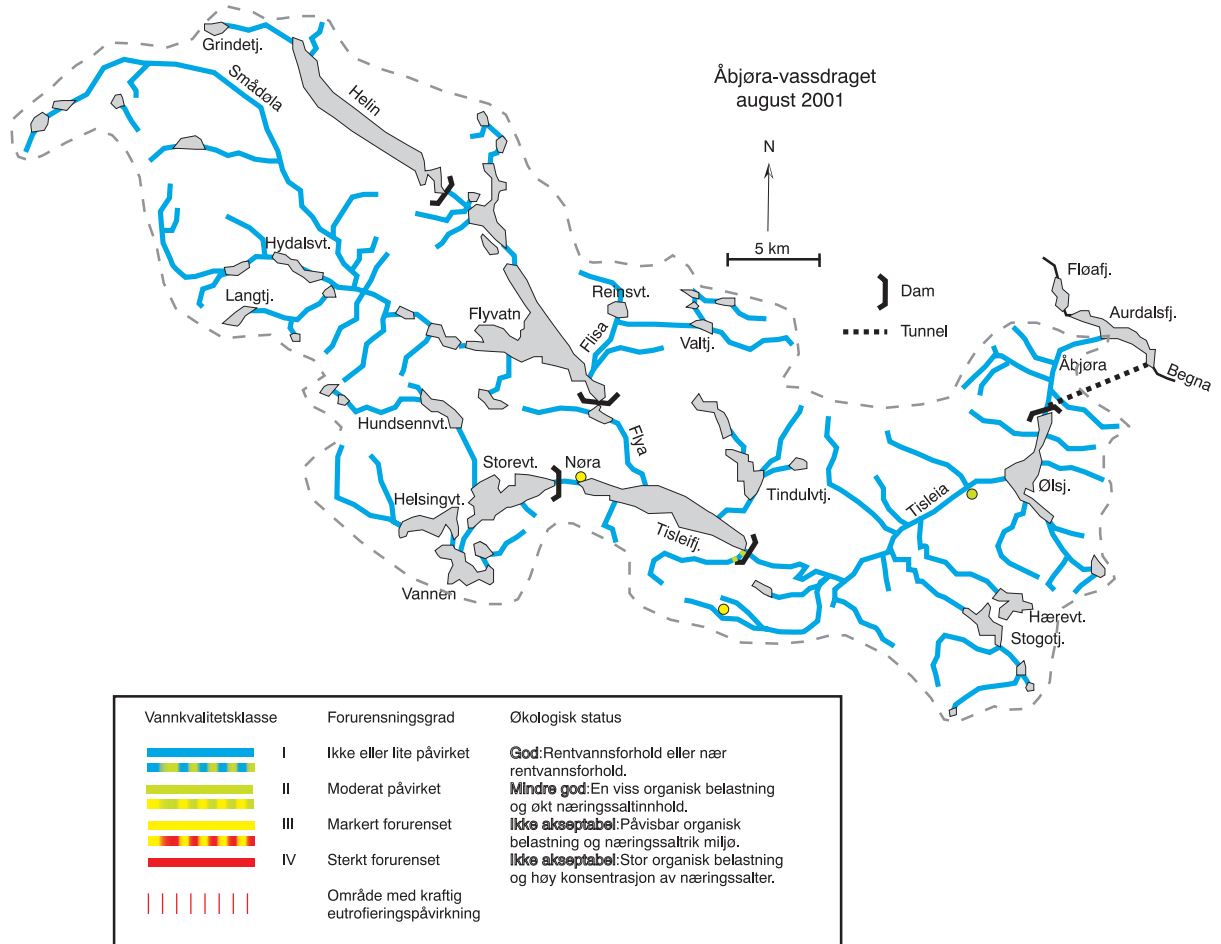
Figur 15. Fekale indikatorbakterier (termotolerante koliforme bakterier = TKB) på 1 m dyp i Strondafjorden 1996-2001. <1 TKB/100 ml er her angitt som 0; dermed vises ikke disse observasjonene i diagrammet. Tilstandsklasser er markert med romertall.

2.3 Biologisk befaring i Åbjøra-vassdraget

De viktigste resultater fra den biologiske befaringen i Åbjøravassdraget er gitt i nedenstående punkter, samt visualisert med farger i figur 16. Ved befaringen hadde vassdraget middels til stor vannføring. Det bør også nevnes at vassdraget hadde forholdsvis rikelig med vann i hele sommerperioden 2001 som følge av mye og jevnt fordelt nedbør. Stor vannføring gav vassdraget økt fortyningsevne som i betydelig grad førte til økt resipientkapasitet sommeren 2001. Undersøkelsen gir derfor et klart bedre bilde av forholdene i vassdraget enn om undersøkelsen hadde blitt utført i en periode med lav vannføring eller i en mer "normal" sommer.

- Hovedelva med tilløpselver og større tilløpsbekker hadde i begynnelsen av august 2001 rentvannskaraktter (Forurensningsklasse I) med en flora og fauna i samsvar med forventet naturtilstand.
- Flere elvestrekninger hadde imidlertid redusert bunndyrforekomst og en biodiversitet som klart avvek fra naturtilstand, som et resultat av vassdragsreguleringene. Det gjaldt Flya og spesielt Tisleia og Nøra samt selve Åbjøra. Generelt sett var det her lav tetthet av individer samt sparsom forekomst av bl.a. arter tilhørende døgnflueslektene *Ephemerella* og *Heptagenia* samt særlig vårflueslekten *Hydropsyche*. Videre var det mindre forekomst av steinfluen *Dinocras cephalotes* enn forventet. I et vassdrag med så mye innsjøer som det er i Åbjøravassdraget, skulle det normalt ha vært stor bunndyrforekomst bl.a. av de nevnte slektene og artene som resultat av stor innsjøutløpseffekt. Årsaken til den reduserte bunndyrforekomsten er at de nevnte elvestrekningene til tider har redusert vannføring og at enkelte bunnarealer tørrelegges på grunn av reguleringene. Mest påvirket er Nøra og Åbjøra der vanntilførselen fra Storevatnet respektive Ølsjøen til tider helt kan stoppe. Store deler av elvefarene blir da tørrlagt.

- Det ble ikke observert elve- og/eller bekkestrekninger med unormalt stor forekomst av påvekstalger (grønske). Det har tidligere blitt meldt om økt grønnskevekst i Golsfjellet (Lindstrøm 1993). Dette gjaldt vassdrag som ikke er berørt av lokale forurensninger.
- Skadeeffekter på flora og fauna pga. av sur nedbør ble ikke registrert. Dette er heller ikke å forvente da Åbjøravassdraget ligger i et område med bl.a. kambro-siluriske bergarter som bidrar til at vannet blir godt bufret mot tilførsel av surt vann. pH-verdien i vassdraget ligger mellom 6,5-7,0 (Garnås og Gunnerød 1982). Samtlige av de undersøkte elve- og bekkestrekningene hadde levedyktige bestander av forsurningsfølsomme organismer. Bl.a. var det til dels rik forekomst av nymfer tilhørende døgnflueslektene *Baetis* og *Ephemerella* samt snegl (*Radix peregra*, *Gyraulus acronicus*). Videre observerte vi også marflo og steinfluen *Dinocras cephalotes*, som betegnes som meget forsurningsfølsomme, på enkelte lokaliteter.
- Samtlige av de undersøkte småbekkene (stikkprøver) der forurensningstilførselen er ubetydelig, hadde klart rentvannskarakter (Forurensningsklasse I) med en flora- og fauna i samsvar med forventet naturtilstand. Her ble det heller ikke påvist negative effekter av sur nedbør, eller unormalt stor forekomst av påvekstalger.
- Småbekkene som er berørt av jordbruksområder og større beiteområder var markert til sterkt påvirket av jordpartikler som dekket bunnen i kulper og i mer stilleflytende partier. Som regel var bekkene også moderat overgjødset og hadde på enkelte steder stor forekomst av påvekstalger. Videre var det stor jernforekomst (okerutfelling) på enkelte plasser i noen av bekkene.
- Tre småbekker som renner gjennom mer bebygget område, var moderat til markert overgjødset, og her var det lokalt stor forekomst av påvekstalger (Forurensningsklasse II-III). Bl.a. var det stor forekomst av den trådformete grønnalgen *Ulothrix zonata*. I to av bekkene (ved Lykkja og Hallingen) var det også synlig forekomst av heterotrof begroing (s.k. "lammehaler" og lignende) og vond lukt ("kloakkluft"); Dette som resultat av tilførsel av lettredbrytbart organisk stoff. Sannsynlig årsak til den registrerte forurensningen var lekkasje og/eller utsig av kloakk fra separate avløpsanlegg. En årsak kan også være utsig av husdyrgjødsel (ved Lykkja). Noe direkte utslippsted (rør eller lignende) ble likevel ikke påvist, så forurensningen var høyst sannsynlig av diffus karakter.
- Jordbruksområdet i Vestringsbygdi dreneres i hovedsak av flere mindre bekker som renner ned i Aurdalsfjorden, og området med potensielle forurensningskilder berører i liten grad Åbjøra. De nevnte bekkene i dette området var stort sett lite til moderat påvirket av næringssalttilførsler.



Figur 16. Forurensningssituasjonen i Åbjøra-vassdraget i august 2001 vurdert ut fra biologiske forhold.

3. Sammenfattende diskusjon

Vangsmjøsa

Undersøkelsene i 2001 viste at Vangsmjøsas vannmasser var lite påvirket av nærings salttilførsler. Konsentrasjonene av fosfor og nitrogen var lave. Algemengdene var også lave, og det ble ikke påvist fekale indikatorbakterier i de øvre vannlag. Vannkvaliteten kan derfor betegnes som meget god (klasse I) i henhold til SFT's system for klassifisering av vannkvalitet (SFT 1997). Planteplanktonet hadde en artsammensetning som er karakteristisk for næringsfattige innsjøer (jfr. Brettum 1989). Mengden krepsdyrplankton kan betegnes som middels høy, og krepsdyrplanktonet hadde en sammensetning som er karakteristisk for næringsfattige innsjøer med lite eller moderat beitepress fra planktonspisende fisk (jfr. Hessen et al. 1995). Som konklusjon kan vi derfor si at forholdene i vannmassene var nær de en kan forvente ut fra naturgitte forhold. Det ble observert noe større siktedyp og litt lavere konsentrasjoner av fosfor og nitrogen i 2001 sammenlignet med på slutten av 1980-tallet (jfr. Rognerud et al. 1987, Faafeng et al. 1990, Faafeng og Oredalen 1999). Det så imidlertid ikke ut til å ha skjedd endringer av betydning med hensyn til mengde og sammensetning av plante- og dyreplankton i denne perioden.

Øyangen

Basert på målinger og observasjoner i vekstsesongen 2001 kan Øyangens hovedvannmasser (tidligere st. 2) karakteriseres som næringsfattige. Konsentrasjonene av nærings saltene fosfor og nitrogen, planteplankton, organisk stoff og fekale indikatorbakterier var stort sett lave. Vannkvaliteten kan derfor betegnes som meget god (klasse I). Planteplanktonet hadde en artsammensetning som er karakteristisk for næringsfattige innsjøer. Videre hadde krepsdyrplanktonet en stor andel effektive algebeitere som er gunstig med tanke på innsjøens "selvrensingsevne" (Pace 1984). Det vil si at en stor andel av den produserte algebiomassen kan omsettes til dyreplankton og videre til planktonspisende fisk.

I oktober ble det registrert noe fersk fekal forurensning i vannmassene og en økning i konsentrasjonene av organisk stoff (TOC). Årsaken til dette kan være økt arealavrenning fra nedbørfeltet i forbindelse med regnvær i tiden før prøvetakingen, men det kan også muligens skyldes noe påvirkning fra utslippet til Beito renseanlegg hvor det har pågått omfattende nybygging og ombygging den senere tid (se innledningen). Tidligere har det blitt påvist til dels meget dårlig vannkvalitet i deler av innsjøen vinterstid, høyst sannsynlig som følge av forurensning fra utslippet til Beito renseanlegg (Løvik og Mjelde 2001). Innsjøens hovedvannmasser har imidlertid også tidligere år stort sett hatt god vannkvalitet i vekstsesongen (Faafeng et al. 1990, Faafeng og Oredalen 1999, Løvik og Mjelde 2001).

Med en stadig økende aktivitet i Beitostølen-området og de store døgn- og sesongsvingningene i belastningen en kan forvente også på det nye renseanlegget, stilles det store krav til optimal drift for at ikke vannkvaliteten i Øyangen skal bli dårlig. En ny utslippsledning fra renseanlegget til større dyp i nordre basseng ble lagt ut våren 2001 og tilkoblet på seinhøsten. Dette vil antagelig bedre på forurensings-situasjonen i dette bassenget vinterstid. På bakgrunn av de betydelige brukerinteressene og den store aktiviteten som finner sted i nedbørfeltet, bør det være naturlig å foreta nye undersøkelser av vannkvaliteten i Øyangen også etter at det nye renseanlegget har blitt satt i drift, sannsynligvis på ettervinteren 2002.

Strondafjorden

Strondafjordens vannmasser var moderat påvirket av næringssalttilførsler i vekstsesongen 2001. Såvel konsentrasjonene av fosfor og nitrogen som algemengdene var lave i størstedelen av sesongen. Det samme gjaldt innholdet av fekale indikatorbakterier. Ut fra sesongmiddelverdiene av siktedyp, total fosfor, total nitrogen, klorofyll-*a* og termotolerante koliforme bakterier kan vannkvaliteten i 2001 betegnes som meget god til god (klasse I-II) i henhold til SFT's kriterier. Oppblomstringer av gullalgen *Uroglena americana* og kiselalgen *Asterionella formosa* i september-oktober førte imidlertid til en betydelig økning i den totale algemengden i denne perioden. Ut fra maksimalverdien og sesongmiddelverdien for algemengden kan vannmassene betegnes som næringsfattige, men nær overgangen til middels næringsrike (Brettum 1989). Sesongmiddelverdien av klorofyll-*a* (2,3 µg/l) var også over grensen til en betenkelig tilstand ut fra kriterier som er brukt for en rekke andre store, sjiktede innsjøer (se f.eks. Rognerud et al. 1979). Vi kan videre nevne at i de miljøkvalitetsmålene som er satt for Mjøsa, heter det at midlere klorofyll-*a*-konsentrasjon i vekstsesongen ikke bør overstige 1,8 µg/l (Kjellberg et al. 2001).

I Strondafjorden er det særlig arter innen gruppene gullalger og kiselalger som også tidligere har skapt de største algeoppblomstringene. Markerte algeoppblomstringer kan medføre økologiske forstyrrelser som kan skape betydelige problemer for mange brukerinteresser. Situasjonen i Strondafjorden i 1991, da en oppblomstring av flagellatene *U. americana* og *Chlamydomonas* sp. gav sterk lukt av fisk/tran i området er et eksempel på dette. Det ble videre påvist at *U. americana* fra Strondafjorden produserte et toksin, og dette var en mulig årsak til fiskedøden i innsjøen dette året (Hegge og Østdahl 1992). Store mengder kiselalger er også uønskelig da de bl.a. kan føre til "tilgrising" av fiskegarn.

Vekstsesongen 2001 er den første siden på begynnelsen av 1990-tallet at vi har observert såpass markerte algeoppblomstringer i Strondafjorden. Det er kjent fra litteraturen at i klarvannssjøer, som Strondafjorden, kan enkelte arter utnytte små næringssalttilførsler svært effektivt og dermed raskt produsere masseoppblomstringer. Disse er som regel kortvarige da reservene av næringsalter brukes raskt opp, og algene dør ut et par uker etter toppen. I april-mai tilføres innsjøen næringsalter fra nedbørfeltet i forbindelse med våravsmeltingen, og det blir vanligvis gunstige forhold for algevekst når temperaturen i de øvre vannlag stiger i mai-juni. Når innsjøen er termisk sjiktet om sommeren, har næringssalttilførsler f.eks. i forbindelse med kraftig regnvær og arealavrenning antagelig stor betydning for algeveksten. I denne perioden vil også eventuelle lekkasjer/overløp fra kloakksystemene føre til økt algevekst i innsjøen. Utover høsten, når overflatetemperaturen synker, kan de øvre vannlagene bli tilført algetilgjengelige næringsalter fra dypere vannlag i forbindelse med erosjonen av temperatursprangsjiktet.

Oppblomstringene av enkelte algearter har gjort at fordelingen mellom hovedgruppene har variert betydelig mer enn f.eks. på hovedstasjonen i Randsfjorden hvor fordelingen har vært temmelig konstant i de fleste årene innsjøen har vært undersøkt (Løvik og Rognerud 2001). Strondafjorden ser derfor ut for å være mer ømfintlig med hensyn til mulighet for algeoppblomstringer enn Randsfjorden ved hovedstasjonen. Disse forholdene viser at det er nødvendig med en stadig årvåkenhet med hensyn til tilførsler av næringsalter fra f.eks. kloakkutslipp, landbruk eller industri, og de viser viktigheten av at vannkvaliteten overvåkes ved jevnlig, systematiske undersøkelser.

Middelkonsentrasjonen av total nitrogen har vist en synkende tendens i Strondafjorden siden midten av 1990-tallet. Innsjøens konsentrasjon av fosfor ser ut til å være nært knyttet til konsentrasjonen av humus som først og fremst er avhengig av humusutlekkingen fra skog- og myrområder og fra dyrket mark i nedbørfeltet (Løvik og Rognerud 2000). Middelkonsentrasjonen av total fosfor har variert betydelig i de senere årene, men det synes ikke å være noen klar tendens til endring over tid.

Reduksjonen i kroppslengden til den dominerende vannloppearten *D. galeata* som er registrert i perioden 1992-2001, kan tyde på at predasjonspresset fra planktonspisende fisk (antagelig først og

fremst sik) har økt i denne perioden. Dersom predasjonspresset fortsetter å øke, vil det muligens kunne skje en endring i dominansforholdet mellom *Daphnia*-artene i favør av den mer småvokste arten *D. cristata* slik det f.eks. skjedde i Randsfjorden rundt midten av 1990-tallet (Løvik & Andersen 2000). Dette kan være uheldig for vannkvaliteten da det kan gi lavere beitepress på planteplanktonet og dermed redusert selvrensingsevne og økt fare for algeoppblomstringer.

Åbjøra-vassdraget

Hovedelva med tilrennende elver og større bekker hadde i hovedsak rentvannskarakter og en akseptabel tilstand ved undersøkelsen sommeren 2001. Deler av vassdraget er sterkt preget av vassdragsreguleringer med bl.a. redusert vannføring og turrlegging av bunnarealer i perioder på visse strekninger (Garnås og Gunnerød 1982, Bremnes et al. 1987, Hegge 1989). Dette er hovedårsaken til de avvikene som ble observert, i bunndyrmengder og biodiversitet, sammenlignet med en forventet naturtilstand. Resipientkapasiteten i Åbjøra-vassdraget bedømmes som god og fullt akseptabel i perioder når vannføringen er stor eller middels i likhet med forholdene i 2001. Hvorvidt resipientkapasiteten også er tilstrekkelig når det er lengre perioder med lav vannføring, må eventuelt undersøkes nærmere.

En forutsetning for at Åbjøra-vassdraget skal kunne opprettholde akseptabel vannkvalitet og tilstrekkelig resipientkapasitet, er at forurensningstilførslene ikke øker. Det er derfor viktig at det foretas effektivt vedlikehold og forbedringer av de forurensningsbegrensende tiltakene som allerede er gjennomført i nedbørfeltet. Det er blant annet ønskelig at en mest mulig reduserer avrenning av næringsalter og jordtransport fra dyrket mark. Videre er det viktig at de delene av vassdraget som er regulert, mest mulig sikres nødvendig minstevannføring. Behov for biotopforbedrende tiltak bør klarlegges. Sannsynligvis vil forandringer av elvebunnen kunne bidra til økt fiskeproduksjon og bedre fiskeplasser langs enkelte av de regulerte elvestrekningene.

4. Litteratur

- Berge, D. & Källqvist, T. 1990. Biotilgjengelighet av fosfor i jordbruksavrenning. Sammenliknet med andre forurensningskilder. Sluttrapport. NIVA-rapport. Løpenr. 2367. 130 s.
- Brabrand, Å. og Saltveit, S.J. 1978. Fiskeribiologiske undersøkelser i Øyangen, Volbufjorden og Strandefjorden, Øystre Slidre. Rapp. Lab. Ferskvøkol. InnlFiske, Zool. Mus. Oslo, 36. 58 s.
- Bremnes, T., Brittain, J.E. og Brabrand, Å. 1987. Undersøkelser av bunndyr og fisk i Flya mellom Veslevatn og Tisleifjorden, Oppland/Buskerud. Rapp. Lab. Ferskvøkol. Innlandsfiske, Oslo, 99. 26 s.
- Brettum, P. 1989. Alger som indikator på vannkvalitet. Planteplankton. NIVA-rapport. Løpenr. 2344. 111 s.
- Brettum, P. 1997. Vannkvalitetsovervåking i Tyrifjorden, Steinsfjorden og tilløpselvene Sogna og Storelva, 1996. NIVA-rapport. Løpenr. 3662-97. 36 s.
- Eriksen, H. og Hegge, O. 1994. Bedre bruk av fiskeressursene i regulerte vassdrag i Oppland – Fagrapport 1992. Fylkesmannen i Oppland, miljøvernavdelingen. Rapp. nr. 10/94, 58 s.
- Fossum, S. 1998. Lokal overvåking av vannkvalitet i Oppland 1997. Fylkesmannen i Oppland, miljøvernavdelingen. Rapport nr. 1/98, 16 s. + vedlegg.
- Garnås, E.J. og Gunnerød, T.B. 1982. Fiskeribiologiske undersøkelser i regulerte vatn i Åbjøravassdraget i 1981. DN – Reguleringsundersøkelsene. Rapp. 8-1982. 101 s.
- Hegge, O. 1989. Vassdragsreguleringer og fisk i Oppland. Fylkesmannen i Oppland, miljøvernadv. Rapp. 10/89, 136 s.
- Hegge, O. & Østdahl, T. (red.) 1992. Fiskedød i Begnavassdraget. Fylkesmannen i Oppland, miljøvernavdelingen. Rapport nr. 14/92, 30 s.
- Hessen, D.O., Faafeng, B.A. & Andersen, T. 1995. Replacement of herbivore zooplankton species along gradients of ecosystem productivity and fish predation pressure. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52: 733-742.
- Kjellberg, G. 1999. Tiltaksorientert overvåking av vann og vassdrag i Ringsaker kommune. Årsrapport for 1998. NIVA-rapport. Løpenr. 4023-99. 54 s.
- Kjellberg, G., Hegge, og Løvik, J.E. 2001. Tiltaksorientert overvåking av Mjøsa med tilløpselver. Årsrapport for 2000. NIVA-rapport. Løpenr. 4364-2001. 129 s.
- Lindstrøm, E-A. 1993. Økende grønske i norske vassdrag. Resultater av en spørreundersøkelse. NIVA-rapport. Løpenr. 2859. 28 s.
- Løvik, J.E. and Andersen, T. 2000. Temporal and spatial patterns in the zooplankton community structure of a large, oligotrophic lake (Randsfjorden, SE Norway). *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27: 1050-1055.

- Løvik, J.E. og Mjelde, M. 2001. Vannkvalitet og biologiske forhold i Øystre Slidre-vassdraget og Begna i 2001. NIVA-rapport. Løpenr. 4341-2001. 42 s.
- Løvik, J.E. og Rognerud, S. 1992. Femunden og Kjemsjøen i Hedmark. En undersøkelse av vannkvaliteten i 1991. NIVA-rapport. Løpenr. 2710. 29 s.
- Løvik, J.E. og Rognerud, S. 1994. Overvåkning av vannkvaliteten i Strondafjorden i 1993. NIVA-rapport. Løpenr. 3016. 16 s.
- Løvik, J.E. og Rognerud, S. 1995. Overvåking av vannkvaliteten i Strondafjorden i 1994. NIVA-rapport. Løpenr. 3204. 17 s.
- Løvik, J.E. og Rognerud, S. 1996. Overvåking av vannkvaliteten i Strondafjorden i 1995. NIVA-rapport. Løpenr. 3402-96. 20 s.
- Løvik, J.E. og Rognerud, S. 1997. Overvåking av vannkvaliteten i Strondafjorden i perioden 1984-1996. NIVA-rapport. Løpenr. 3651-97. 22 s.
- Løvik, J.E. og Rognerud, S. 1998. Vannkvaliteten i Øystre Slidre-vassdraget og Strondafjorden. Tidsutviklingen fra 1987-89 til 1997. NIVA-rapport. Løpenr. 3782-98. 45 s.
- Løvik, J.E. og Rognerud, S. 1999. Vannkvaliteten i Strondafjorden i perioden 1984-98. NIVA-rapport. Løpenr. 3988-99. 23 s.
- Løvik, J.E. og Rognerud, S. 2000. Vannkvaliteten i Strondafjorden i perioden 1984-99. NIVA-rapport. Løpenr. 4186-2000. 25 s.
- Løvik, J.E. og Rognerud, S. 2001. Vannkvaliteten i Randsfjorden og Dokkfløymagasinet i perioden 1988-2000. NIVA-rapport. Løpenr. 4357-2001. 51 s.
- Miljø- og vassdragsutvalget for Valdres 2000. Overvåkingsplan for Begna-/Øystre Slidre-vassdraget 2000-2007. Datert 25. januar 2000. 4 s.
- Nilsson, N.-A. and Pejler, B. 1973. On the relation between fish fauna and zooplankton composition in North Swedish Lakes. Rep. Inst. Freshwat. Res. Drottningholm. 53: 51-77.
- Næringsmiddeltilsynet for Valdres 1996. Rapport. Ekstraordinær vannforsyning til Leira. Mai 1996. Epidemologisk spørreundersøkelse.
- Pace, M. L. 1984. Zooplankton community structure, but not biomass, influences the phosphorus-chlorophyll a relationship. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 41: 1089-1096.
- Rognerud, S., Berge, D. og Johannessen, M. 1979. Telemarksvassdraget. Hovedrapport fra undersøkelsene i perioden 1975-1979. NIVA-rapport. Løpenr. 1147. 82 s.
- Rognerud, S., Romstad, R., Mjelde M. 1986. Undersøkelse av Begna 1984-86. Årsrapport 1985 (Overvåkingsrapport 231/86). Norsk institutt for vannforskning, NIVA-rapport. Løpenr. 1899. 52 s.
- Rognerud, S., Romstad, R., Brettum, P. og Mjelde, M. 1987. Undersøkelser av Begna. Sluttrapport for undersøkelsen 1984-86. NIVA-rapport. Løpenr. 2005. 80 s.
- Rognerud, S. og Romstad, R. 1990. Undersøkelser i Øystre Slidre vassdraget og Strondafjorden 1987-89. NIVA-rapport. Løpenr. 2392. 73 s.

Rognerud, S. 1993. Overvåkning av vannkvaliteten i Strondafjorden 1992. NIVA-rapport. Løpenr. 2885. 9 s.

Sigmond, E.M.O., Gustavson, M. og Roberts, D. 1984. Berggrunnskart over Norge. Målestokk 1:1 million. Norges Geologiske undersøkelse.

SFT 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Statens forurensningstilsyn. Veiledning 97:04. 31 s.

5. Vedlegg

Tabell I. Hydrologiske og morfometriske data for Vangsmjøsa, Øyangen og Strondafjorden.
Kilder: Rognerud et al. 1987 og T. Grønvold, FBR, pers. oppl.

| | | Vangsmjøsa | Øyangen | Strondafjorden |
|------------------|----------------------|------------|---------|----------------|
| Høyde over havet | m | 466 | 677 | 355 |
| Nedbørfelt | km ² | 258 | 263 | 1842 |
| Overflateareal | km ² | 18,6 | 6,8 | 13,7 |
| Største dyp | m | 154 | 73 | 95 |
| Volum | mill. m ³ | 1200 | 117 | 452 |
| Middeldyp | m | 64 | 17 | 33 |
| Oppholdstid | år | 5,8 | 0,5 | 0,4 |
| Reguleringshøyde | m | 3 | 8,3 | 7 |

Tabell II. Månedsmiddeltemperaturer (°C) og månedsnedbørsummer (mm) for 2001 samt normalen (1961-90) ved Planteforsk, Løken forskingsstasjon.

| | Lufttemperatur | | Nedbør | |
|-----------|----------------|----------|--------|----------|
| | 2001 | Normalen | 2001 | Normalen |
| Januar | -8,4 | -9,9 | 45 | 42 |
| Februar | -10,9 | -8,4 | 19 | 26 |
| Mars | -7,2 | -4,1 | 22 | 31 |
| April | 0,8 | 0,8 | 72 | 22 |
| Mai | 7,4 | 6,8 | 25 | 45 |
| Juni | 11,1 | 11,7 | 49 | 61 |
| Juli | 14,1 | 13,1 | 112 | 72 |
| August | 12,3 | 11,8 | 71 | 69 |
| September | 8,9 | 7,1 | 31 | 58 |
| Oktober | 4,4 | 2,7 | 108 | 61 |
| November | -1,9 | -4,1 | 32 | 51 |
| Desember | -9,8 | -8,4 | 34 | 37 |
| Året | 1,73 | 1,6 | 620 | 575 |

Tabell III. Vannkjemiske analyseresultat fra blandprøver 0-10 m, termotolerante koliforme bakterier (TKB) på 1 m, totalt algevolum (0-10 m) og siktedyp i Vangsmjøsa i 2001.

| | 26.06.01 | 18.07.01 | 14.08.01 | 12.09.01 | 24.10.01 | Middel | Klasse |
|---|----------|----------|----------|----------|----------|--------|--------|
| pH | 6,87 | 6,74 | 6,70 | 6,84 | 6,90 | 6,81 | I |
| Ledningsevne, mS/m | 1,4 | 1,3 | 1,4 | 1,4 | 1,4 | 1,4 | |
| Turbiditet, FTU | 0,47 | 0,35 | 0,24 | 0,20 | 0,19 | 0,29 | I |
| Alkalitet, mmol/l | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0,07 | II |
| Total nitrogen, µgN/l | 176 | 151 | 137 | 167 | 191 | 164 | I |
| Nitrat+nitritt, µgN/l | 104 | 84 | 88 | 90 | 95 | 92 | |
| Total fosfor, µgP/l | 3,0 | 3,9 | 2,5 | 2,4 | 2,3 | 2,8 | I |
| Farge, mgPt/l | 4 | 4 | 4 | 3 | 4 | 3,8 | I |
| Klorofyll-a, µg/l | 1,6 | 1,5 | 1,3 | 1,4 | 1,2 | 1,40 | I |
| Tot. algevolum, mm ³ /m ³ | 163 | 103,6 | 67,2 | 81,7 | 68,5 | 96,8 | |
| TKB, ant./100 ml | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | I |
| Siktedyp, m | 11,0 | 12,3 | 13,8 | 14,5 | 16,2 | 13,6 | I |

Tabell IV. Vannkjemiske analyseresultat fra blandprøver 0-10 m, termotolerante koliforme bakterier (TKB) på 1 m, totalt algevolum (0-10 m) og siktedyp i **Øyangen i 2001**.

| | 26.06.01 | 18.07.01 | 14.08.01 | 12.09.01 | 24.10.01 | Middel | Klasse |
|---|----------|----------|----------|----------|----------|--------|--------|
| pH | 6,66 | 6,52 | 6,50 | 6,77 | 6,90 | 6,67 | I |
| Turbiditet, FTU | 0,47 | 0,37 | 0,40 | 0,35 | 0,45 | 0,41 | I |
| Alkalitet, mmol/l | 0,05 | 0,05 | 0,05 | 0,06 | 0,06 | 0,054 | II |
| Total nitrogen, µgN/l | 130 | 125 | 112 | 145 | 160 | 134 | I |
| Nitrat+nitritt, µgN/l | 59 | 54 | 37 | 51 | 56 | 51 | |
| Total fosfor, µgP/l | 9,2 | 2,6 | 3,1 | 5,1 | 4,3 | 4,9 | I |
| Totalt org. karbon, mgC/l | 1,2 | 1,0 | 1,3 | 1,2 | 4,7 | 1,9 | I |
| Farge, mgPt/l | 8 | 7 | 6 | 5 | 6 | 6,4 | I |
| Klorofyll-a, µg/l | 0,95 | 0,90 | 0,92 | 1,10 | 1,10 | 0,99 | I |
| Tot. algevolum, mm ³ /m ³ | 101,8 | 82,6 | 70,8 | 77 | 85,8 | 83,6 | |
| TKB, ant./100 ml | 1 | 0 | 0 | 0 | 9 | 2 | I |
| Siktedyp, m | 8,3 | 10,1 | 11,6 | 10,0 | 9,5 | 9,9 | I |

Tabell V. Vannkjemiske analyseresultat fra blandprøver 0-10 m, termotolerante koliforme bakterier (TKB) på 1 m, totalt algevolum (0-10 m) og siktedyp i **Strondafjorden i 2001**.

| | 26.06.01 | 18.07.01 | 14.08.01 | 12.09.01 | 24.10.01 | Middel | Klasse |
|---|----------|----------|----------|----------|----------|--------|--------|
| pH | 7,18 | 6,96 | 6,80 | 7,18 | 7,30 | 7,08 | I |
| Ledningsevne, mS/m | 2,1 | 1,9 | 2,0 | 1,9 | 2,1 | 2,0 | |
| Turbiditet, FTU | 0,59 | 0,48 | 0,68 | 0,39 | 0,36 | 0,50 | I |
| Alkalitet, mmol/l | 0,11 | 0,12 | 0,12 | 0,12 | 0,13 | 0,12 | II |
| Total nitrogen, µgN/l | 262 | 252 | 199 | 224 | 253 | 238 | I |
| Nitrat+nitritt, µgN/l | 151 | 114 | 100 | 102 | 132 | 120 | |
| Total fosfor, µgP/l | 6,1 | 4,6 | 4,1 | 5,8 | 6,3 | 5 | I |
| Farge, mgPt/l | 11 | 9 | 8 | 8 | 9 | 9 | I |
| Klorofyll-a, µg/l | 1,8 | 1,8 | 1,6 | 3,8 | 2,4 | 2,28 | II |
| Tot. algevolum, mm ³ /m ³ | 158,6 | 149,4 | 138,4 | 691 | 406,2 | 308,7 | |
| TKB, ant./100 ml | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 | 0,6 | I |
| Siktedyp, m | 7,8 | 8,2 | 10,3 | 7,4 | 8,6 | 8,5 | I |

Tabell VI. Kvalitativ sammensetning av krepsdyrplankton i Vangsmjøsa 2001 (0-20 m) basert på vertikale håvtrekk i juni og oktober og kvantitative prøver i juli, august og september.
+++ = rikelig/dominerende, ++ = vanlig, + = få individer.

| Arter | 26.06.01 | 18.07.01 | 14.08.01 | 12.09.01 | 24.10.01 |
|----------------------------------|----------|----------|----------|----------|----------|
| HOPPEKREPS (Copepoda): | | | | | |
| Acanthodiantomus denticornis | ++ | ++ | ++ | ++ | +++ |
| Cyclops scutifer | +++ | +++ | +++ | +++ | +++ |
| VANNLOPPER (Cladocera): | | | | | |
| Holopedium gibberum | + | +++ | ++ | +++ | |
| Daphnia longispina ¹⁾ | ++ | ++ | + | + | ++ |
| Bosmina longispina | +++ | +++ | + | | +++ |
| Polyphemus pediculus | | ++ | | | |
| Bythotrephes longimanus | | | + | | |

¹⁾ Kan muligens være *D. galeata*, men velger å bruke samme betegnelse som i 1986.

Tabell VII. Kvalitativ sammensetning av krepsdyrplankton i Øyangen 2001 (0-20 m) basert på vertikale håvtrekk i juni og oktober og kvantitative prøver i juli, august og september.
+++ = rikelig/dominerende, ++ = vanlig, + = få individer.

| Arter | 26.06.01 | 18.07.01 | 14.08.01 | 12.09.01 | 24.10.01 |
|------------------------------|----------|----------|----------|----------|----------|
| HOPPEKREPS (Copepoda): | | | | | |
| Heterocope saliens | ++ | +++ | ++ | ++ | + |
| Acanthodiantomus denticornis | | +++ | +++ | +++ | ++ |
| Cyclops scutifer | +++ | +++ | +++ | +++ | +++ |
| VANNLOPPER (Cladocera): | | | | | |
| Holopedium gibberum | + | ++ | + | +++ | |
| Daphnia longispina | +++ | +++ | +++ | +++ | ++ |
| Bosmina longispina | ++ | ++ | + | +++ | +++ |
| Polyphemus pediculus | | | | | |
| Bythotrephes longimanus | | ++ | | | |

Tabell VIII. Kvalitativ sammensetning av krepsdyrplankton i Strondafjorden 2001 (0-20 m) basert på vertikale håvtrekk i juni og oktober og kvantitative prøver i juli, august og september.
+++ = rikelig/dominerende, ++ = vanlig, + = få individer.

| Arter | 26.06.01 | 18.07.01 | 14.08.01 | 12.09.01 | 24.10.01 |
|------------------------------|----------|----------|----------|----------|----------|
| HOPPEKREPS (Copepoda): | | | | | |
| Heterocope saliens | ++ | | | | |
| Heterocope appendiculata | ++ | +++ | ++ | ++ | ++ |
| Acanthodiantomus denticornis | ++ | ++ | +++ | ++ | ++ |
| Cyclops scutifer | +++ | +++ | +++ | +++ | +++ |
| Mesocyclops leuckarti | | + | + | ++ | ++ |
| VANNLOPPER (Cladocera): | | | | | |
| Holopedium gibberum | ++ | +++ | ++ | ++ | + |
| Daphnia longispina | | | + | + | |
| Daphnia galeata | ++ | +++ | +++ | +++ | ++ |
| Daphnia cristata | + | + | | + | + |
| Bosmina longispina | + | ++ | ++ | ++ | ++ |
| Polyphemus pediculus | | | | ++ | |
| Bythotrephes longimanus | + | | | + | |

Tabell IX. Krepserplankton i Vangsmjøsa, Øyangen og Strondafjorden i 2001, gitt som mg tørrvekt pr. m³.

| | Vangsmjøsa | | | Øyangen | | | Strondafjorden | | |
|---------------------------------|------------|-------|-------|---------|-------|-------|----------------|-------|-------|
| | 0-20 m | | | 0-15 m | | | 0-20 m | | |
| Arter: | 18,7 | 14,8 | 12,9 | 18,7 | 14,8 | 12,9 | 18,7 | 14,8 | 12,9 |
| <i>Hopperekreps (Copepoda):</i> | | | | | | | | | |
| <i>Calanoida:</i> | | | | | | | | | |
| Heterocope saliens | | | | 19,52 | 4,48 | 13,50 | | | |
| Heterocope appendiculata | | | | | | | 19,08 | 2,55 | 2,90 |
| Acanthodiptomus denticornis | 3,58 | 3,95 | 4,98 | 18,17 | 1,86 | 18,03 | 5,30 | 4,18 | 11,23 |
| Sum Calanoida | 3,58 | 3,95 | 4,98 | 37,69 | 6,34 | 31,53 | 24,37 | 6,73 | 14,13 |
| | | | | | | | | | |
| <i>Cyclopoida:</i> | | | | | | | | | |
| Cyclops scutifer | 15,91 | 1,95 | 1,72 | 6,52 | 3,37 | 4,78 | 1,10 | 2,81 | 4,52 |
| Mesocyclops leuckarti | | | | | | | 0,01 | 0,13 | 0,28 |
| Sum Cyclopoida | 15,91 | 1,95 | 1,72 | 6,52 | 3,37 | 4,78 | 1,10 | 2,94 | 4,80 |
| | | | | | | | | | |
| <i>Vannlopper (Cladocera):</i> | | | | | | | | | |
| Holopedium gibberum | 20,01 | 11,66 | 24,58 | 4,90 | 0,22 | 14,46 | 3,11 | 2,35 | 2,47 |
| Daphnia longispina | 2,71 | 0,34 | 0,23 | 35,81 | 24,36 | 22,92 | | 0,20 | 0,40 |
| Daphnia galeata | | | | | | | 14,04 | 8,67 | 17,58 |
| Daphnia cristata | | | | | | | 0,30 | | 0,03 |
| Bosmina longispina | 4,11 | 0,59 | | 1,02 | 0,44 | 7,15 | 2,40 | 0,52 | 2,12 |
| Polyphemus pediculus | 0,37 | | 0,04 | | | | | | 0,19 |
| Bythotrephes longimanus | | | | 1,15 | | | | | 0,28 |
| Sum Cladocera | 27,2 | 12,85 | 24,85 | 42,88 | 25,02 | 44,53 | 19,86 | 11,75 | 23,07 |
| Sum Krepserplankton | 46,69 | 18,75 | 31,54 | 87,09 | 34,73 | 80,84 | 45,34 | 21,41 | 42,00 |

Tabell X. Størrelser av vannlopper (middellengder og variasjonsbredder (i parentes) av voksne hunner) i Vangsmjøsa, Øyangen og Strondafjorden i 2001 (mm).

| | Vangsmjøsa | Øyangen | Strondafjorden |
|---------------------|------------------|------------------|------------------|
| Holopedium gibberum | 1,68 (1,12-2,20) | 1,60 (1,00-1,90) | 1,09 (0,80-1,40) |
| Daphnia longispina | 1,66 (1,40-1,84) | 2,04 (1,60-2,52) | |
| Daphnia galeata | | | 1,30 (1,00-1,64) |
| Bosmina longispina | 0,77 (0,60-0,96) | 0,71 (0,60-0,90) | 0,70 (0,60-0,82) |

Tabell Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra : Vangsmjøsa, 1

| | Verdier gitt i mm ³ /m ³ (=mg/m ³ våtvekt) | | | | |
|---------------------------------------|---|-------|-------|-------|-------|
| | År | 2001 | 2001 | 2001 | 2001 |
| | Måned | 6 | 7 | 8 | 9 |
| | Dag | 26 | 18 | 14 | 12 |
| | Dyp | 0-10m | 0-10m | 0-10m | 0-10m |
| Chlorophyceae (Grønnalger) | | | | | |
| Botryococcus braunii | . | . | 0,5 | . | . |
| Carteria sp. (l=6-7) | . | . | . | 0,4 | . |
| Cosmarium abbreviatum | 0,3 | . | . | . | . |
| Crucigenia quadrata | . | . | . | 0,2 | 0,1 |
| Dictyosphaerium subsolitarium | . | . | 0,3 | . | . |
| Elakatothrix gelatinosa (genevensis) | 0,3 | 0,2 | 1,3 | 1,0 | . |
| Fusola viridis | 0,7 | . | . | 0,1 | . |
| Gyromitus cordiformis | . | . | . | 0,5 | 0,1 |
| Koliella sp. | 0,1 | 0,4 | 0,1 | . | . |
| Monoraphidium dybowskii | 1,3 | . | 1,7 | 7,2 | 1,2 |
| Monoraphidium griffithii | . | . | . | 0,1 | . |
| Oocystis submarina v.variabilis | . | 1,1 | 1,8 | 1,2 | 0,6 |
| Paramastix conifera | . | . | . | 0,4 | . |
| Scenedesmus opoliensis | 0,2 | . | . | . | . |
| Sphaerocystis Schroeteri | . | . | . | 0,6 | 0,6 |
| Staurastrum lunatum | . | . | . | . | 1,6 |
| Staurodesmus indentatus | . | 0,5 | . | . | . |
| Ubest.cocc.gr.alge (Chlorella sp.?) | . | . | 1,3 | 0,7 | 0,2 |
| Sum - Grønnalger | 2,8 | 2,1 | 7,0 | 12,1 | 4,5 |
| Chrysophyceae (Gullalger) | | | | | |
| Bitrichia chodatii | . | . | 0,7 | 2,7 | 0,2 |
| Chromulina sp. (Chr.pseudonebulosa ?) | 0,5 | 0,1 | . | 0,1 | 0,2 |
| Chrysochromulina parva | 0,6 | 0,4 | 0,2 | . | 0,1 |
| Chrysococcus sp. | . | . | 0,2 | . | . |
| Chrysolykos skujai | 0,7 | 0,4 | 0,1 | 0,4 | . |
| Craspedomonader | . | . | 0,1 | 0,1 | 0,5 |
| Cyster av Chrysolykos skujai | . | . | . | 0,2 | 0,2 |
| Cyster av chrysophyceer | . | . | . | . | 0,1 |
| Dinobryon borgei | 0,7 | 0,7 | 0,4 | 0,5 | 0,3 |
| Dinobryon crenulatum | 2,0 | 1,2 | 2,0 | . | . |
| Dinobryon cylindricum var.alpinum | . | . | . | . | 0,0 |
| Kephyrion boreale | . | . | 0,1 | 0,1 | . |
| Kephyrion litorale | 0,1 | . | 0,4 | 0,1 | . |
| Kephyrion sp. | . | 0,1 | 0,2 | 0,1 | . |
| Løse celler Dinobryon spp. | 0,4 | 0,4 | 0,4 | . | . |
| Mallomonas akrokomos (v.parvula) | 0,5 | 0,7 | . | 0,3 | 0,3 |
| Mallomonas spp. | . | . | . | 0,1 | . |
| Ochromonas sp. | . | . | 0,3 | 0,1 | . |
| Ochromonas sp. (d=3.5-4) | 5,1 | 6,2 | 5,5 | 3,9 | 2,5 |
| Pseudokephyrion alaskanum | . | . | 0,1 | . | . |
| Små chrysomonader (<7) | 60,8 | 25,3 | 12,1 | 9,8 | 5,3 |
| Spiniferomonas sp. | . | . | . | . | 0,2 |
| Stichogloea doederleinii | . | . | . | 11,0 | 7,5 |
| Store chrysomonader (>7) | 5,2 | 5,2 | 2,2 | 2,2 | 0,9 |
| Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?) | . | 2,3 | 0,5 | 2,8 | 0,7 |
| Ubest.chrysophyceer | . | 0,1 | 0,5 | 0,1 | . |
| Uroglena americana | 6,6 | . | . | . | . |
| Sum - Gullalger | 83,3 | 43,2 | 25,8 | 34,4 | 19,1 |

Bacillariophyceae (Kiselalger)

| | | | | | |
|-------------------------------|------|-----|------|-----|-----|
| Asterionella formosa | 0,4 | . | . | . | . |
| Aulacoseira alpigena | 4,2 | 1,4 | 1,3 | 0,2 | 0,7 |
| Cyclotella comta v. oligactis | . | . | 0,3 | 1,7 | 0,8 |
| Cyclotella kützingiana | 4,6 | 3,9 | 7,1 | 2,6 | 2,4 |
| Cyclotella radiosa | 2,5 | 1,1 | 1,9 | . | . |
| Fragilaria sp. (l=30-40) | 0,8 | 0,4 | 0,3 | 0,1 | 0,0 |
| Fragilaria sp. (l=40-70) | 0,3 | . | 0,1 | . | 0,1 |
| Rhizosolenia eriensis (var.?) | . | 1,1 | . | . | 0,3 |
| Tabellaria fenestrata | 0,7 | . | . | . | . |
| Tabellaria flocculosa | . | 0,4 | . | . | 0,2 |
| Sum - Kiselalger | 13,5 | 8,4 | 11,0 | 4,5 | 4,5 |

Cryptophyceae (Svelgflagellater)

| | | | | | |
|---|------|------|-----|------|------|
| Cryptomonas marssonii | 0,4 | . | . | 3,2 | 0,8 |
| Cryptomonas sp. (l=20-22) | 0,5 | 0,5 | 0,5 | 1,0 | 0,6 |
| Cryptomonas spp. (l=24-30) | 2,2 | 1,0 | 0,5 | 1,0 | 1,5 |
| Katablepharis ovalis | 6,0 | 2,6 | 1,1 | 2,4 | 1,2 |
| Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica) | 0,7 | 9,7 | 4,5 | 8,3 | 8,2 |
| Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?) | 0,8 | . | 0,1 | 0,3 | 0,2 |
| Sum - Svelgflagellater | 10,6 | 13,9 | 6,7 | 16,2 | 12,4 |

Dinophyceae (Fureflagellater)

| | | | | | |
|---------------------------------------|------|------|-----|-----|------|
| Cyster av dinophyceer | . | 0,5 | . | . | . |
| Gymnodinium cf.lacustre | 3,3 | 3,8 | 1,0 | . | 0,3 |
| Gymnodinium cf.uberrimum | . | 2,9 | . | 5,8 | 8,7 |
| Gymnodinium helveticum | . | . | . | . | 4,8 |
| Gymnodinium sp. (l=14-16) | 0,7 | 2,4 | 1,0 | 1,2 | . |
| Peridinium sp. (l=15-17) | . | 0,3 | . | . | 4,3 |
| Peridinium umbonatum (P.inconspicuum) | 5,0 | . | . | 1,3 | 2,2 |
| Peridinium willei | 18,0 | 9,0 | . | . | . |
| Ubest.dinoffagellat | 1,6 | 2,3 | 0,5 | . | 0,5 |
| Sum - Fureflagellater | 28,6 | 21,3 | 2,5 | 8,3 | 20,8 |

Xanthophyceae (Gulgrønnalger)

| | | | | | |
|---------------------------|-----|-----|-----|-----|-----|
| Isthmochloron trispinatum | . | 0,1 | . | . | . |
| Sum - Gulgrønnalger | 0,0 | 0,1 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |

My-alger

| | | | | | |
|---------------|------|------|------|-----|-----|
| My-alger | 24,2 | 14,6 | 14,2 | 6,1 | 7,2 |
| Sum - My-alge | 24,2 | 14,6 | 14,2 | 6,1 | 7,2 |

Sum totalt : 163,0 103,6 67,2 81,7 68,5

Tabell Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra : Strondafjorden, 1

| | Verdier gitt i mm ³ /m ³ (=mg/m ³ våtvekt) | | | | |
|---------------------------------------|---|-------|-------|-------|-------|
| | År | 2001 | 2001 | 2001 | 2001 |
| | Måned | 6 | 7 | 8 | 9 |
| | Dag | 26 | 18 | 14 | 12 |
| | Dyp | 0-10m | 0-10m | 0-10m | 0-10m |
| Cyanophyceae (Blågrønnalger) | | | | | |
| Anabaena lemmermannii | 0,3 | . | 4,4 | . | . |
| Woronichinia compacta | . | . | . | 1,2 | 0,6 |
| Sum - Blågrønnalger | 0,3 | 0,0 | 4,4 | 1,2 | 0,6 |
| Chlorophyceae (Grønnalger) | | | | | |
| Carteria sp. (l=6-7) | . | 0,4 | . | . | . |
| Chlamydomonas sp. (l=12) | . | . | . | 0,4 | 0,2 |
| Chlamydomonas sp. (l=8) | 0,5 | 0,3 | 0,5 | 0,3 | 1,1 |
| Crucigenia quadrata | . | 0,3 | . | 0,1 | 0,3 |
| Elakathrix gelatinosa (genevensis) | 1,5 | 0,3 | 0,3 | . | . |
| Gloetilla sp. | . | . | 0,8 | 0,8 | . |
| Gyromitus cordiformis | 0,1 | 1,5 | . | 0,3 | 0,4 |
| Koliella sp. | 0,3 | 0,1 | . | . | . |
| Monoraphidium dybowskii | 0,3 | 0,3 | 0,8 | 1,6 | 3,2 |
| Nephrocytium agardhianum | . | . | . | 0,2 | . |
| Oocystis marssonii | . | . | 0,3 | 0,4 | . |
| Oocystis submarina v.variabilis | . | 0,4 | 0,3 | 0,1 | . |
| Scenedesmus denticulatus v.linearis | . | 0,1 | . | . | . |
| Scenedesmus sp. (Sc.bicellularis ?) | . | . | . | . | 0,3 |
| Ubest.cocc.gr.alge (Chlorella sp.?) | . | . | 0,3 | . | . |
| Willea irregularis | . | . | 0,4 | 0,2 | . |
| Zygote av Closterium spp. | 1,3 | . | . | . | . |
| Sum - Grønnalger | 4,1 | 3,7 | 3,7 | 4,3 | 5,5 |
| Chrysophyceae (Gullalger) | | | | | |
| Bitrichia chodatii | . | 0,7 | 2,0 | 0,3 | 0,3 |
| Chromulina sp. (Chr.pseudonebulosa ?) | . | 0,7 | 0,2 | . | 0,1 |
| Chrysochromulina parva | 0,2 | 0,3 | . | 0,6 | 0,4 |
| Chrysolykos planctonicus | . | 0,1 | . | . | . |
| Chrysolykos skujai | 0,1 | 0,6 | . | 1,0 | . |
| Craspedomonader | 0,1 | 0,2 | 3,0 | 49,0 | 0,6 |
| Cyster av Chrysolykos skujai | 0,1 | . | . | 0,1 | . |
| Cyster av Dinobryon spp. | . | . | . | 0,4 | 1,9 |
| Dinobryon borgei | 1,2 | 1,1 | 0,3 | 0,1 | 0,1 |
| Dinobryon crenulatum | 2,0 | 1,6 | 0,8 | . | . |
| Dinobryon cylindricum var.alpinum | 0,2 | . | . | . | . |
| Dinobryon sociale v.americanum | 42,5 | 0,4 | 7,2 | . | . |
| Dinobryon suecicum v.longispinum | 0,6 | 0,2 | . | . | 0,2 |
| Kephyrion boreale | 0,1 | . | 0,3 | . | . |
| Kephyrion litorale | 0,2 | . | . | . | . |
| Kephyrion sp. | 0,4 | . | 0,1 | 0,1 | . |
| Løse celler Dinobryon spp. | 5,2 | 0,4 | 0,9 | 0,4 | 0,4 |
| Mallomonas akrokomos (v.parvula) | . | 1,6 | 0,5 | 0,5 | . |
| Mallomonas cf.crassisquama | 2,2 | 2,5 | 0,9 | 0,7 | . |
| Ochromonas sp. | 0,3 | . | . | . | . |
| Ochromonas sp. (d=3.5-4) | 6,6 | 11,1 | 5,3 | 3,5 | 6,2 |
| Ochromonas spp. | . | 0,4 | . | . | . |
| Pseudokephyrion alaskanum | . | 0,1 | . | . | . |

| | | | | | |
|--|-------|-------|-------|-------|-------|
| Små chrysomonader (<7) | 14,0 | 19,5 | 14,3 | 9,5 | 18,3 |
| Stichogloea doederleinii | . | . | 3,7 | . | 0,6 |
| Store chrysomonader (>7) | 13,8 | 3,4 | 2,6 | 2,6 | 3,4 |
| Synura sp. (l=9-11 b=8-9) | 1,0 | . | . | . | 0,1 |
| Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?) | 0,4 | 0,3 | 3,9 | . | 0,7 |
| Ubest.chrysofytene | . | 0,4 | . | 0,3 | 0,1 |
| Uroglena americana | . | . | 2,1 | 284,2 | 19,2 |
| Sum - Gullalger | 91,1 | 45,7 | 48,1 | 353,4 | 52,7 |
| Bacillariophyceae (Kiselalger) | | | | | |
| Achnanthes sp. (l=15-25) | . | 0,8 | . | . | . |
| Asterionella formosa | 1,2 | 1,3 | 7,0 | 235,1 | 235,1 |
| Aulacoseira alpigena | 1,4 | 1,0 | 1,5 | 1,9 | 4,1 |
| Cyclotella comta v. oligactis | 5,3 | 0,3 | 0,6 | 2,2 | 1,4 |
| Cyclotella glomerata | 0,6 | 0,1 | 1,1 | 11,1 | 1,6 |
| Cyclotella radiosa | 1,9 | . | . | . | . |
| Cyclotella sp. (d=8-12 h=5-7) | 2,8 | 0,4 | . | 0,4 | . |
| Eunotia lunaris | 0,2 | . | . | . | . |
| Fragilaria sp. (l=40-70) | 0,2 | 0,3 | . | 0,2 | 0,1 |
| Rhizosolenia eriensis (var.?) | 4,1 | 0,5 | . | . | . |
| Tabellaria fenestrata | 0,4 | . | 5,4 | 21,2 | 50,8 |
| Tabellaria flocculosa | . | 1,2 | 1,2 | . | 1,4 |
| Sum - Kiselalger | 18,0 | 6,1 | 16,9 | 272,1 | 294,5 |
| Cryptophyceae (Svelgflagellater) | | | | | |
| Chroomonas sp. | . | . | . | . | 0,7 |
| Cryptomonas cf. erosa | 7,3 | 6,2 | 4,1 | 1,7 | 3,6 |
| Cryptomonas erosa v. reflexa (Cr.refl.?) | 2,9 | 2,0 | 1,8 | 0,8 | 2,4 |
| Cryptomonas marssonii | 1,0 | . | 4,4 | 0,8 | 1,8 |
| Cryptomonas sp. (l=15-18) | . | . | 0,4 | . | . |
| Cryptomonas sp. (l=20-22) | . | . | 0,6 | . | . |
| Cryptomonas spp. (l=24-30) | 4,0 | 1,0 | 3,5 | 3,0 | 3,5 |
| Katablepharis ovalis | 1,2 | 4,1 | 2,9 | 3,6 | 1,4 |
| Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica) | 10,2 | 51,9 | 17,1 | 32,9 | 24,6 |
| Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?) | 1,7 | 2,9 | 2,8 | 1,3 | 2,0 |
| Ubest.cryptomonade (l=6-8) Chro.acuta ? | . | . | 0,3 | . | . |
| Sum - Svelgflagellater | 28,2 | 67,9 | 37,7 | 44,1 | 40,0 |
| Dinophyceae (Fureflagellater) | | | | | |
| Cyster av dinophyceer | 0,7 | . | . | . | . |
| Gymnodinium cf. lacustre | 1,6 | 1,6 | 1,5 | 1,6 | 1,2 |
| Gymnodinium cf. uberrimum | . | . | 2,9 | . | . |
| Gymnodinium helveticum | 2,4 | 2,4 | . | . | . |
| Gymnodinium sp. (l=14-16) | 3,1 | 1,2 | . | 1,2 | 0,7 |
| Gymnodinium sp. (l=20-22 b=17-20) | . | . | 2,6 | . | . |
| Peridinium sp. (l=15-17) | 0,7 | 1,3 | 1,7 | . | 0,7 |
| Peridinium umbonatum (P.inconspicuum) | . | 0,5 | 5,2 | . | . |
| Ubest.dinoflagellat | . | 3,2 | 2,4 | 0,9 | 1,6 |
| Sum - Fureflagellater | 8,5 | 10,3 | 16,3 | 3,7 | 4,2 |
| My-alger | | | | | |
| My-alger | 8,5 | 15,7 | 11,2 | 12,1 | 8,8 |
| Sum - My-alge | 8,5 | 15,7 | 11,2 | 12,1 | 8,8 |
| Sum totalt : | 158,6 | 149,4 | 138,4 | 691,0 | 406,2 |

Tabell Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra : Øyangen (Slidre), st_2

| Verdier gitt i mm ³ /m ³ (=mg/m ³ våtvekt) | | | | | |
|---|-------|-------|-------|-------|-------|
| År | 2001 | 2001 | 2001 | 2001 | 2001 |
| Måned | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 |
| Dag | 26 | 18 | 14 | 12 | 24 |
| Dyp | 0-10m | 0-10m | 0-10m | 0-10m | 0-10m |
| Cyanophyceae (Blågrønnalger) | | | | | |
| Merismopedia tenuissima | . | . | 2,1 | 5,0 | 2,6 |
| Sum - Blågrønnalger | 0,0 | 0,0 | 2,1 | 5,0 | 2,6 |
| Chlorophyceae (Grønnalger) | | | | | |
| Chlamydomonas sp. (l=12) | . | . | 0,1 | . | . |
| Chlamydomonas sp. (l=8) | 0,3 | 0,8 | 0,3 | 2,9 | 0,1 |
| Crucigenia quadrata | . | 0,3 | . | . | . |
| Dictyosphaerium subsolitarium | . | 1,0 | . | . | . |
| Elakathrix gelatinosa (genevensis) | . | 0,5 | . | 0,2 | 0,5 |
| Gyromitus cordiformis | . | . | 0,4 | 0,3 | . |
| Koliella sp. | 0,1 | . | . | . | . |
| Monoraphidium griffithii | . | 0,2 | . | . | . |
| Oocystis rhomboidea | . | 0,2 | 0,4 | 0,2 | 0,3 |
| Oocystis submarina v.variabilis | 0,3 | 0,7 | 0,5 | 1,2 | 0,6 |
| Paramastix conifera | 0,9 | . | . | . | . |
| Ubest.cocc.gr.alge (Chlorella sp.?) | 2,1 | 0,3 | 2,9 | 0,3 | 0,3 |
| Zygote av Closterium spp. | 0,1 | . | . | . | . |
| Sum - Grønnalger | 3,8 | 4,0 | 4,6 | 5,1 | 1,8 |
| Chrysophyceae (Gullalger) | | | | | |
| Bicosoeca sp. | . | . | . | . | 0,1 |
| Bitrichia chodatii | . | 2,3 | 1,7 | 0,3 | . |
| Chromulina sp. (Chr.pseudonebulosa ?) | . | 1,4 | 0,7 | 0,7 | 0,2 |
| Chrysolykos skujai | 1,3 | 0,6 | 0,1 | 0,1 | 0,1 |
| Craspedomonader | 0,1 | . | . | 0,1 | 0,1 |
| Cyster av Chrysolykos skujai | 0,3 | 0,1 | . | 0,1 | . |
| Dinobryon borgei | 0,2 | 0,5 | 0,1 | 0,7 | 0,2 |
| Dinobryon crenulatum | 0,4 | 0,8 | 0,4 | 0,4 | . |
| Dinobryon sociale v.americanum | 0,4 | . | . | 0,4 | . |
| Dinobryon suecicum v.longispinum | 0,2 | . | . | . | . |
| Kephyrion boreale | . | . | . | 0,1 | 0,1 |
| Kephyrion sp. | 0,7 | 0,2 | 0,5 | 0,2 | 0,1 |
| Løse celler Dinobryon spp. | 0,9 | 0,8 | . | . | . |
| Mallomonas akrokomos (v.parvula) | . | . | . | 0,1 | . |
| Mallomonas spp. | 0,4 | 1,3 | 0,1 | 0,4 | 0,9 |
| Ochromonas sp. | 0,2 | . | . | . | . |
| Ochromonas sp. (d=3.5-4) | 10,5 | 9,4 | 7,2 | 11,3 | 4,9 |
| Ochromonas spp. | . | 0,1 | . | 0,8 | 0,2 |
| Små chrysomonader (<7) | 30,5 | 18,4 | 20,2 | 12,7 | 9,6 |
| Spiniferomonas sp. | . | . | . | 0,4 | . |
| Stichogloea doederleinii | . | 0,9 | 4,9 | . | . |
| Store chrysomonader (>7) | 4,3 | 2,6 | 5,2 | 5,2 | 3,4 |
| Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?) | 3,6 | 0,3 | 3,3 | 2,1 | 1,5 |
| Ubest.chrysophyceae | 0,2 | 0,3 | 0,1 | . | 0,1 |
| Sum - Gullalger | 54,3 | 40,1 | 44,5 | 36,5 | 21,5 |

Bacillariophyceae (Kiselalger)

| | | | | | |
|-------------------------------|-----|-----|-----|-----|-----|
| Achnanthes sp. (l=15-25) | . | 0,1 | . | . | . |
| Cyclotella sp. (d=8-12 h=5-7) | . | . | 0,1 | 1,2 | 3,5 |
| Fragilaria sp. (l=30-40) | . | 0,1 | . | . | . |
| Fragilaria sp. (l=40-70) | 0,1 | . | . | . | . |
| Tabellaria flocculosa | 0,4 | . | . | . | . |
| Sum - Kiselalger | 0,5 | 0,2 | 0,1 | 1,2 | 3,5 |

Cryptophyceae (Svelgflagellater)

| | | | | | |
|---|------|------|-----|-----|------|
| Cryptaulax vulgaris | . | . | . | . | 0,2 |
| Cryptomonas marssonii | 0,6 | 2,5 | 0,4 | 0,4 | 1,3 |
| Cryptomonas sp. (l=20-22) | 0,8 | 1,7 | 0,6 | 0,8 | 2,0 |
| Cryptomonas spp. (l=24-30) | . | . | . | 0,5 | . |
| Katablepharis ovalis | 2,1 | 2,4 | 1,2 | 2,9 | 1,3 |
| Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica) | 8,0 | 3,2 | 0,8 | 1,7 | 27,6 |
| Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?) | 1,0 | 6,9 | 3,1 | 3,4 | 6,4 |
| Ubest.cryptomonade (l=6-8) Chro.acuta ? | . | . | . | 0,3 | . |
| Sum - Svelgflagellater | 12,6 | 16,7 | 6,0 | 9,9 | 38,8 |

Dinophyceae (Fureflagellater)

| | | | | | |
|---------------------------------------|-----|-----|-----|-----|-----|
| Gymnodinium cf.lacustre | 2,6 | 3,0 | 1,8 | 2,6 | 6,2 |
| Gymnodinium cf.uberrimum | . | 2,9 | . | . | . |
| Gymnodinium sp. (l=14-16) | 1,7 | 1,2 | 1,2 | 1,2 | 1,0 |
| Peridinium sp. (l=15-17) | . | . | . | 0,7 | . |
| Peridinium umbonatum (P.inconspicuum) | . | . | . | 2,0 | 0,5 |
| Ubest.dinoflagellat | 1,1 | 0,8 | 1,6 | 1,4 | 0,5 |
| Sum - Fureflagellater | 5,3 | 7,9 | 4,6 | 7,9 | 8,1 |

Xanthophyceae (Gulgrønnaalger)

| | | | | | |
|---------------------------|-----|-----|-----|-----|-----|
| Isthmochloron trispinatum | 0,1 | . | . | . | . |
| Sum - Gulgrønnaalger | 0,1 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |

My-alger

| | | | | | |
|---------------|------|------|-----|------|-----|
| My-alger | 25,2 | 13,8 | 9,0 | 11,4 | 9,5 |
| Sum - My-alge | 25,2 | 13,8 | 9,0 | 11,4 | 9,5 |

Sum totalt : 101,8 82,6 70,8 77,0 85,8

Vurderingssystem brukt ved biologisk befaring i Åbjøra-vassdraget 2001

Vurdering og klassifisering av forurensningsgrad gjøres ut fra avvik i forhold til kjent eller forventet naturtilstand. Dvs. at vi forsøker å skille effekten av menneskelig påvirkning fra naturgitte variasjoner (se også SFT's "Miljømål for vannforekomstene" (Bratli 1995)). Videre vurderes økologisk status i forhold til satte miljømål om slike finnes. En biologisk befaring er en god kontroll på om fastsatte miljøkvalitetsmål er nådd. EU's rammedirektiv for vannforekomster krever at forurensningsgrad og påvirkningsgrad mest mulig skal bli vurdert ut fra biologiske kriterier og vurderes som avvik fra den "naturlige" tilstanden. Som regel ønsker en å beholde en vannkvalitet og økologisk status som er lik eller tilnærmet lik forventet naturtilstand (se SFT's "Miljøkvalitetsmål for vannforekomstene" (Bratli et al. 1998, Hauan og Størset 1997)).

For at resultatene skal bli mer oversiktlige og anvendbare benytter vi fire biologisk relaterte klasser (klasse I-IV) som beskriver økologisk status (Kjellberg et al. 1985). Klassifiseringen er i så stor grad som mulig forsøkt tilpasset SFT's klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (Andersen et al. 1997). Klassifiseringen skjer på bakgrunn av økologisk status og forurensningsgrad med hensyn til påvirkning av lettnedbrytbart organisk stoff (forråtnelse/saprobiering) og næringssalter (overgjødning/eutrofiering). Evt. giftpåvirkning og skadeeffekt av forurensning blir også vurdert. Det er også lagt vekt på fiskeforhold og mer hygieniske aspekter. De ulike klasser og overgangssoner er markert med farger slik at forurensningssituasjonen generelt kan visualiseres på et fargekart. Klasse I betegner rentvannsforhold der menneskelig (antropogen) forurensningspåvirkning på det biologisk liv ikke kan dokumenteres eller er liten. Klasse II angir vannforekomster som er moderat påvirket, men der flora og fauna stort sett har arter i samsvar med de naturgitt forhold. Som regel er det økt produksjonskapasitet i disse lokaliteter og økt forekomst av mer tolerante arter. Klasse III og IV angir vannforekomster som er mer markert forurenset og der naturgitt biodiversitet er redusert og til dels har gått tapt. Disse lokaliteter oppfattes også av folk flest som forurenset. Overgangssonene benyttes der det er vanskelig å vurdere hvilken klasse (lav eller høy) som skal benyttes. For mer inngående informasjon vises til Kjellberg og medarbeidere (1985).

Ved vurdering av om resipientkapasitet/tålegrense er overskredet eller ikke har vi for Åbjøra-vassdraget satt forurensningsklasse II (grønn markering) som normgivende økologiske status i småbekker som renner gjennom jordbruksområder (inkl. setrer og beitemarker) og mer bebygde områder (inkl. hoteller, campingplasser m.v.). Dvs. at klasse I (blå markering), I-II (blågrønn markering) og II (grønn markering) bedømmes som akseptabel tilstand økologisk sett, mens klasse II-III (grønngul markering) og klassene over anses som ikke akseptabel økologisk status. Øvrige deler av vassdraget bør ikke være så forurensningspåvirkede at de har en økologisk status som overskrider forurensningsklasse I (blå markering). Disse normene medfører at naturgitt biodiversitet kan opprettholdes i det meste av vassdraget, men en viss forurensningspåvirkning i småbekkene som renner gjennom beiteområder og mer befolkede områder, vil det kunne være. Det blir likevel ikke akseptert at det forekommer direkte forurensete elve- og bekketrekninger, med synlig heterotrof begroing og til tider sjenerende lukt p.g.a. forråtnelsesprosesser. Disse normene mener vi samsvarer med de regionale delmålene i Vassdragsplan for Valdres (Miljø- og vassdragsutvalget for Valdres 2000). Om vi bruker disse normene som miljøkvalitetsmål, vil bekkene og særlig elvene i Åbjøra-vassdraget kunne opprettholde en økologisk status som er i samsvar med rentvannsforhold og naturgitt tilstand. Videre vil også vassdraget generelt sett (av folk flest) oppfattes som rent. Vi har da sett bort fra skadeeffektene som er forårsaket av reguleringen.

Vurderingsgrunnlag for Åbjøravassdraget.

| Lokalitetstype | Akseptabel tilstand |
|--|---|
| Elver og større bekker. | Forurensningsklasse I (blå markering). |
| Småbekker som drenerer lite berørte områder. | Forurensningsklasse I (blå markering). |
| Småbekker i bebygde områder og/eller i jordbruksområder. | Forurensningsklasse II (grønn markering) eller bedre. |

| |
|--|
| Forurensningsklasse II-III (grønn-gul markering) og høyere aksepteres ikke i noen del av vassdraget. |
|--|

Litteratur.

- Andersen, J.R. et al. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT-veiledning. Nr.97:04. TA-1468/1997. 31 s.
- Bratli, J.L. 1995. Miljømål for vannforekomstene. Forventet naturtilstand. SFT-veiledning Nr.95:04. TA-1141/1995. 43 s.
- Bratli, J.L. et al. 1998. Miljømål for vannforekomstene. Hovedveiledning. SFT-veiledning Nr.95:05. TA-1142. 54 s.
- EU's Vanddirektiv 2000: Directive of the European Parliament and of the Council establishing a framework for Community action in the field of water policy., European Union, The Council, PE-CONS 3639/00, ENV 221 CODEC 513, Brussel, 18 July 2000.
- Garnås, E. og T.B. Gunnerød. 1982. Fiskeribiologiske undersøkelser i regulerte vatn i Åbjøravassdraget i 1981. DN-Reguleringsundersøkelser. Rapp. 8-1982. 101 s.
- Hauan, E. og L. Størset 1997. Miljømål for vannforekomstene. Retningslinjer og anbefalte miljøkvalitetsnormer. SFT-veiledning Nr.97:02. TA-1500/1997. 19 s.
- Kjellberg, G., S. Rognerud og O. Gillund. 1985. Basisundersøkelse i Trysilelva 1981-1984. NIVA-rapp., løpenr. 1816. 103 s.
- Kjellberg, G. et al. 2000. Tiltaksorientert overvåking av Mjøsa med tilløpselver. Årsrapport for 1999. 95 s.
- Kjellberg, G. 2000. Biologisk befaringsundersøkelse i Viggavassdraget i Gran og Lunner kommuner 16. og 17. september 2000. NIVA-rapport løpenr. 4305-2000. 40 s.
- Lindstrøm, E-A. 1993. Økende grønske i norske vassdrag. Resultater av en spørreundersøkelse. NIVA-rapport Løpenr. 2859. 28 s.
- Miljø- og vassdragsutvalget for Valdres (MVU) 2000. Overvåkingsplan for Began-/Øystre Slidre-vassdraget 2000-2007.
- Statens Forurensningstilsyn (SFT). 1992. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Kortversjon. SFT-rapport 92:06, TA-905/1992. 30 s.