

NIVA



RAPPORT LNR 4629-2003

Overvåking av vann- kvalitet og biologiske forhold i Begna-/Øystre Slidre-vassdraget i 2002



Fra Slidrefjorden, juli 2002

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

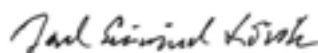
9296 Tromsø
Telefon (47) 77 75 03 00
Telefax (47) 77 75 03 01

Tittel Overvåking av vannkvalitet og biologiske forhold i Begna-/Øystre Slidre-vassdraget i 2002	Løpenr. (for bestilling) 4629-2003	Dato Februar 2003
	Prosjektnr. Undernr. O-21955/O-21956	Sider Pris 46
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 B. Skogstad
---	--

<p>Sammendrag</p> <p>Rapporten gir en beskrivelse av vannkvaliteten og forurensningsgraden av næringsalter i Sidrefjorden, Øyangen og Strondafjorden samt i Vindavassdraget. Den oppsummerer også tidsutviklingen i vannkvaliteten fra 1980-tallet til 2002. Ut fra sesongmiddelverdiene av næringsalter og klorofyll-<i>a</i> kan Slidrefjorden og Øyangen betegnes som næringsfattige innsjøer. Konsentrasjonene av tarmbakterier var lave, og vannkvaliteten kan derfor karakteriseres som meget god i vekstsesongen. Observasjonene i Øyangen gav ingen indikasjoner på større utslipp fra Beito renseanlegg i vekstsesongen 2002. Vannkvaliteten i Strondafjorden har stort sett vært god de siste 8-9 årene med hensyn til næringsalter, algemengder og tarmbakterier. Bortsett fra en moderat algeoppblomstring høsten 2001, har det ikke vært observert markerte algeoppblomstringer i perioden 1994-02, og middelkonsentrasjonen av fosfor i 2002 var den laveste som er observert siden målingene startet i 1984. Såvel algemengdene som sammensetningen innen planteplanktonet viste likevel at innsjøen var noe mere påvirket av næringsalttilførsler enn Slidrefjorden og Øyangen. Resultatene fra overvåkingen i perioden 1984-93 samt algeoppblomstringen i 2001 viser også 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. Vindavassdraget med tilløpselver hadde i hovedsak rentvannskaraktet og en akseptabel tilstand ved undersøkelsen i 2002. Unntak fra dette var en strekning av Grytebekken som var noe påvirket av næringsaltforurensninger. Volbuelva var også noe påvirket av overgjødsling.</p>
--

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Øystre Slidre-vassdraget Begna-vassdraget Vannkvalitet Biologiske forhold 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> The Øystre Slidre watercourse Begna watercourse Water quality Aquatic biota
---	---



Jarl Eivind Løvik
Prosjektleder



Anne Lyché Solheim
Forskningsleder



Nils Roar Sælthun
Forskningsssjef

**Overvåking av vannkvalitet og biologiske forhold i
Begna-/Øystre Slidre-vassdraget i 2002**

Forord

Denne rapporten omhandler vannkvaliteten og biologiske forhold i Slidrefjorden, Øyangen, Strondafjorden og i Vindavassdraget i 2002. Den gir også en beskrivelse av tidsutviklingen i vannkvaliteten i innsjøene. Vurderingene er gjort ut fra konsentrasjoner av næringssalter, organisk stoff, plankton og fekale indikatorbakterier. I Vindavassdraget 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 Birger Skogstad 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 Vindavassdraget 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, 10. februar 2003

Jarl Eivind Løvik

Innhold

Sammendrag	3
Summary	5
1. Innledning	6
1.1 Bakgrunn	6
1.2 Strondafjorden, Slidrefjorden og Øyangen	6
1.3 Vindavassdraget	7
1.4 Målsetting	8
1.5 Materiale og metoder	9
2. Resultater	11
2.1 Nedbør og avrenningsforhold	11
2.2 Slidrefjorden, Øyangen og Strondafjorden	12
2.2.1 Siktedyp og vannkjemi	12
2.2.2 Planktonalger	17
2.2.3 Krepserplankton	20
2.2.4 Tarmbakterier	22
2.3 Biologisk befaring i Vindavassdraget	23
3. Sammenfattende diskusjon	27
4. Litteratur	30
5. Vedlegg	33

Sammendrag

Hovedmålet med undersøkelsene har vært å registrere miljøtilstanden og forurensningsgraden av næringsalter i Slidrefjorden, Øyangen og Strondafjorden samt i Vindavassdraget. Rapporten omhandler resultatene av overvåkingen i 2002, men disse er også samholdt med resultatene fra tidligere undersøkelser for å avdekke tidstrender i forurensningsgraden fra midten av 1980-tallet fram til år 2002. 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 Vindas vedkommende er en biologisk befarings med feltobservasjoner av begroingsorganismer, vannvegetasjon og bunndyr lagt til grunn for vurderingene.

Vekstsesongen 2002 var mild, og nedbørmengden var ca. 13 % under normalen. Mest nedbør kom det i mai og juli, mens august og til dels september var varme og tørre måneder. Oktober var en kjølig måned med omtrent normale nedbørmengder. Tilrenningen til Strondafjorden i vårfloppen kan betegnes som middels stor, mens tilførselen i vekstsesongen (juni-oktober) var noe mindre enn i de senere årene.

Dersom sesongmiddelverdiene av siktedyp, næringsalter og klorofyll-*a* i 2001 legges til grunn, kan Slidrefjorden og Øyangen karakteriseres som næringsfattige (oligotrofe) innsjøer. Såvel konsentrasjonene av fosfor og nitrogen som algemengdene 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 2002 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 beitepress fra planktonspisende fisk. Sammensetningen av krepsdyrplanktonet var også gunstig med tanke på omsetning av produsert algebiomasse i begge innsjøene. I Slidrefjorden ble det målt lavere konsentrasjoner av fosfor og nitrogen i 2002 enn på midten av 1980-tallet. Algemengden var også lavere i 2002, mens siktedypet hadde økt i denne perioden. Disse observasjonene tydet på at Slidrefjorden var mindre påvirket av næringsalttilførsler i 2002 enn på 1980-tallet. En medvirkende årsak til dette kan være at innsjøen i 2002 ble tilført relativt lite næringsalter fra dyrkamark og befolkning som følge av små nedbørmengder. Den gunstige sammensetningen av krepsdyrplanktonet kan imidlertid også ha bidratt til å holde algemengden på et lavt nivå i 2002. I Øyangen var konsentrasjonene av fosfor og tildels nitrogen lavere i 2002 enn i de to foregående årene og i 1988. Algemengden så ikke ut til å ha endret seg vesentlig i denne perioden.

I Slidrefjorden ble det ved 3 av 5 tilfeller i 2002 påvist fekale indikatorbakterier i de øvre vannmasser. Konsentrasjonene var imidlertid lave. 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 hele sesongen. 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 har fått betydelig økning i kapasiteten. Det nye anlegget var i full drift på ettervinteren 2002. Ny utslippsledning ble lagt til større dyp i Øyangen i 2001, og dette har også trolig bidratt til å bedre forurensningssituasjonen lokalt i innsjøen (nordre basseng) vinterstid. Våre observasjoner i Øyangen i 2002 gav ingen indikasjoner på større utslipp fra renseanlegget denne sesongen. En må imidlertid også i framtida 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 næringssalter og algemengder i de siste 8-9 årene. Bortsett fra en moderat algeoppblomstring høsten 2001, har det ikke blitt observert markerte algeoppblomstringer i perioden 1994-2002. Ut fra middelkonsentrasjonene av fosfor, nitrogen, klorofyll-*a* og tarmbakterier i vekstsesongen 2002 kan vannkvaliteten betegnes som meget god (klasse I) dette året. Såvel mengdene som artssammensetningen innen algesamfunnet viste likevel at Strondafjordens vannmasser var noe mer påvirket av næringssalttilførsler enn Slidrefjorden og Øyangen. Forholdene på 1980-tallet og først på 1990-tallet samt i 2001 har også vist at moderate tilførsler av næringssalter i kombinasjon med pent og varmt vær lett kan føre 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 sikkøden 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.

Konsentrasjonene av fosfor har variert betydelig i Strondafjorden, men kan se ut til å ha hatt en synkende tendens i de senere årene. Middelkonsentrasjonen av fosfor i 2002 var den laveste som har blitt observert siden målingene startet i 1984. En årsak til dette kan være at tilførselene fra nedbørfeltet var lave som følge av relativt små nedbørmengder og dermed liten avrenning fra dyrkamark og beskjedne tilførsler fra kloakksystemene. Erfaringene fra tidligere år viser at det er nødvendig med en stadig årvåkenhet med hensyn til tilførsler av næringssalter fra f.eks. kloakk, landbruk og 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.

Den biologiske befaringen i Vindavassdraget i august 2002 viste at Vinda med tilrennende mindre elver og større bekker var lite påvirket av lokalbettinget forurensning. Unntak fra dette var midtre del av Grytebekken ved Robøle som var noe påvirket av næringssaltforurensning. Dette kom til syne i form av stor forekomst av de trådformede grønnalgene *Spirogyra* sp. og *Ulothrix zonata*. De mindre bekkene som renner gjennom områder med hyttebebyggelse, turistanlegg og støler var også lite påvirket av forurensninger. Volbuelva var imidlertid noe påvirket av overgjødning, dvs. økte tilførsler av næringssalter. Dette gav seg utslag i stor forekomst av *Spirogyra*. Volbuelva og Vindavassdraget hadde biologisk sett rentvannsforhold eller nær rentvannsforhold (Forurensningsklasse I eller I-II) med en sammensetning av flora og fauna i samsvar med eller i nært samsvar med forventet naturtilstand. Typiske forurensningsindikatorer eller artsforskyvninger som kunne gi indikasjon på direkte forurensning, ble ikke påvist. Det ble ikke observert unormalt stor forekomst av påvekstalger (grønske) i deler av vassdraget som ikke berøres av lokale forurensningskilder, og det ble heller ikke observert skadeeffekter pga. forurensning. Ut fra de biologiske forholdene kan derfor økologisk status betegnes som meget god eller god i vassdraget som helhet.

Resipientkapasiteten i Vindavassdraget og Volbuelva bedømmes som akseptabel. Undersøkelsen ble gjort i en periode da det i lengre tid hadde vært relativt høy vannføring. Hvorvidt resipientkapasiteten vil være tilstrekkelig i de mindre bekkene også i perioder med mere utpreget lavvannføring, må eventuelt undersøkes nærmere. For at vassdraget skal kunne opprettholde god økologisk status og tilstrekkelig resipientkapasitet, er det en forutsetning at tilførselene av forurensninger til elvas nedre del ikke øker. Det er derfor viktig at det kontinuerlig foretas effektivt vedlikehold og forbedringer av de tiltakene mot forurensninger som allerede er gjennomført i nedbørfeltet. I øvre deler av vassdraget er det viktig at en har gode løsninger for kloakk og gråvann ved turistanleggene, hyttene og stølene inne på fjellet, samt sørger for å begrense tilførselene av næringssalter og husdyrgjødsel fra dyrkede beitearealer og fjøs.

Summary

Title: Monitoring of water quality and aquatic biota in the Begna-/Øystre Slidre watercourse in 2002.

Year: 2003

Author: Jarl Eivind Løvik and Gösta Kjellberg

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-4291-0

The report describes the water quality and the degree of nutrient pollution in the lakes Slidrefjorden, Øyangen and Strondafjorden and the Vinda watercourse in 2002. The temporal changes since the 1980s in water quality variables are also given. Based on seasonal means of total phosphorus, total nitrogen and chlorophyll *a* the lakes Slidrefjorden 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 2002, can be described as very good. Lake Slidrefjorden seemed to be less affected by nutrient inputs in 2002 compared to the 1980s. There were no indications of larger inputs of nutrients or organic matter to lake Øyangen from the new sewage treatment plant during the growing season (June-October) of 2002. This sewage treatment plant serves the winter resort Beitostølen, and the new plant was operative from late winter in 2002.

Apart from a moderate algal bloom in the autumn of 2001, the phytoplankton biomass in lake Strondafjorden has decreased and marked algal blooms have not been observed during the period 1994-2002. The phytoplankton biomass was low, the transparency high and the water quality good also during the growing season of 2002. However, algal blooms in the 1980s and early 1990s have shown that the lake is vulnerable to inputs of domestic waste water and runoff from agricultural areas. The phosphorus concentration has exhibited considerable variations in lake Strondafjorden, but there seems to have been a general tendency of declining concentrations during the periode 1995-2002.

The water quality and the ecological status of the Vinda watercourse with tributaries can be characterized as good and acceptable in the late summer of 2002. Exceptions from this impression were the river Volbuelva and a section of the brook Grytebekken at Robøle. Here verdancy of green algae (*Spirogyra* sp. and/or *Ulothrix zonata*) indicated moderately elevated inputs of nutrients compared to natural conditions.

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 2002 ble det bestemt å gjøre undersøkelser i Slidrefjorden samt i Vindavassdraget (biologisk befarings).

1.2 Strondafjorden, Slidrefjorden og Øyangen

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 Kjellberg 2002 med referanser). Strondafjordens vannmasser har blitt betegnet som lite til moderat forurenset av næringsalter 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 Slidrefjorden ble undersøkt i 1984-86 i forbindelse med basisundersøkelsen av Begna-vassdraget i denne perioden (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 Slidrefjordens vannmasser kunne betegnes som næringsfattige, og at innsjøen var lite til moderat påvirket av næringsaltforurensninger. Slidrefjorden ble betegnet som noe mer produktiv enn Vangsmjøsa og Sperillen og befant seg nærmere overgangssonen til en betenkelig tilstand sammenlignet med de to nevnte innsjøene. Overføringen i forbindelse med Lomen-reguleringen ble vurdert til å gi en positiv effekt for Slidrefjorden ved at det "næringsfattige" overføringsvannet reduserer fosforkonsentrasjonen i innsjøen.

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 vekstsesongene 2001 og 2002. 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 og 2001 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 næringsalter, 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 blir også tilfellet for det nye anlegget som dimensjoneres for 8500 p.e. Byggingen av det nye anlegget startet høsten 2000, og det var i full drift fra og med etter 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 Slidrefjorden, Øyangen og Strondafjorden er gitt i vedlegget.

1.3 Vindavassdraget

Vindavassdraget ligger i sin helhet i Øystre Slidre kommune. Vassdraget drenerer store skog og fjellområder, bl.a. Olafjellet og Skreddalsfjellet øst for hoveddalføret. Nedbørfeltet er på 291,5 km², og ca. halvparten av arealet består av snaufjell rikt på myrområder. Skogområdene domineres av gran og fjellbjørk, men lokalt finnes det også områder med gammel furu. Også i skogområdene er det betydelige myrarealer. Vassdraget har således en stor andel av våtmark i nedbørfeltet inklusive myrer, bekker, innsjøer og tjern. Det finnes 25 innsjøer i nedbørfeltet. Totalt er det 1241 innsjøer, tjern og putter i området. Årlig middelavrenning (isohydat) varierer fra 12 l/s km² i den lavereliggende del av nedbørsfeltet til 20 l/s km² i de høyeste områdene. Årlig middelvassføring for Vindavassdraget er beregnet til ca. 4,5 m³/s.

Berggrunnen består i hovedsak av sandstein med noe innslag av kalkrik, svart skifer i den nordre del av feltet. Løsmassene har sannsynligvis relativt stort innslag av kalk da omkringliggende nedbørsfelter både i nord og i sør er kalkrike med bl.a. forekomst av kambro-siluriske bergarter (Skulberg og Kotai 1985, Rognerud og Romstad 1990). Vassdraget har derfor rimelig god bufferevne mot tilførsel av surt vann, og det bedømmes herved også som relativt produktivt.

Fiskefaunaen består av abbor, ørekyt, ørret og røye. Røye forekommer i Vangstjernet og Svarttjernet der den tidligere har blitt satt ut. Ørekyt har kommet til vassdraget i senere tid og har stadig økt sin forekomst både med hensyn til antall og nye lokaliteter. Abbor finnes i innsjøene Midtre Vindin og Yddin og i nedenforliggende deler av vassdraget. Ørret finnes i hele vassdraget. Vindavassdraget er kjent som en god fiskeelv, og flere av innsjøene har abbor og ørret av god kvalitet.

Fast bosetting og større jordbruksdrift finnes bare i vassdragets nedre del i områdene ved Heggbo, Robøle, Moane og Volbu. Potensielle lokale kilder til forurensing er her utslippet av rensed kloakkvann fra det kommunale renseanlegget (Nedrefoss Renseanlegg) inklusive utsig av boligkloakk og gråvann ved overløpsdrift og lekkasjer fra det kommunale avløpsnett. Renseanlegget bruker Volbuelva som resipient. Videre tilkommer kilder som utsig og lekkasjer fra separatanlegg i spredt bebyggelse, periodiske utslipp (såkalte uhellutslipp) og/eller utsig fra gjødselkjellere, melkerom og siloanlegg samt avrenning (jordpartikler, sand, næringssalter, husdyrgjødsel og rester av sprøytemidler) fra dyrket mark. Tilførsel av jordpartikler og særlig sand til vassdraget fra veier vil også inntreffe. I området ligger også en av Det Frivillige Skyttervesens skytebaner som kan medføre utsig av tungmetaller til Vinda. Skytebanen, som ligger i tørt terreng, ble ikke vurdert som noen større forurensningskilde. For informasjon om utsig av metaller fra skytefelter se Rognerud og Bækken (2002).

Større industribedrifter finnes ikke, men området har snekkerverksted og enkelte mindre verksteder samt en bensinstasjon. Ca. 1 km nedstrøms innsjøen Vindin ligger Vindin Vassverk som benytter Vinda som resipient for sitt prosessvann. En undersøkelse foretatt av NIVA i 1997 viste at daværende utslipp av prosessvann ikke hadde medført dokumenterbare skadeeffekter på begroingsorganismer og makrobunndyr nedstrøms utslippet (Kjellberg 1997).

I Vinda-vassdragets øvre del, finnes det 3 mindre turistanlegg; Vangsjøen Høyfjellstue, Yddin Fjellstue og Feriehytter samt Yddin Kaffeteria. Videre finnes her 6 større og 9 mindre hytteområder. I alt er det 1310 hytter i området. Det foreligger nye hytteplaner som til dels er godkjente. De nye hyttefeltene vil bli plassert i området ved innsjøen Javnin og i området sør for innsjøen Yddin. Det er nær tretti støler i området. Stølene brukes i hovedsak til beite, men på flere av stølene drives det også melkeproduksjon. Enkelte beiteområder og felles beitearealer blir årlig gjødslet med handelsgjødsel

og/eller husdyrgjødsel. Det foregår også jordbearbeiding ved pløying og harving av enkelte av disse beiteområdene. Forøvrig kan vi nevne at det er mye sau som beiter i hele fjellområdet, samt noe tamrein vår og høst. Kloakkingen på støler og hytter er løst enten ved utedøer (flertallet hytter har utedøer), filtrering i bakken eller ved tette tanker. Turist- og fritidsaktiviteten har økt betydelig i de senere årene. Kommunen ønsker også å satse på området som et område med kombinert stølsbruk og turistnæring.

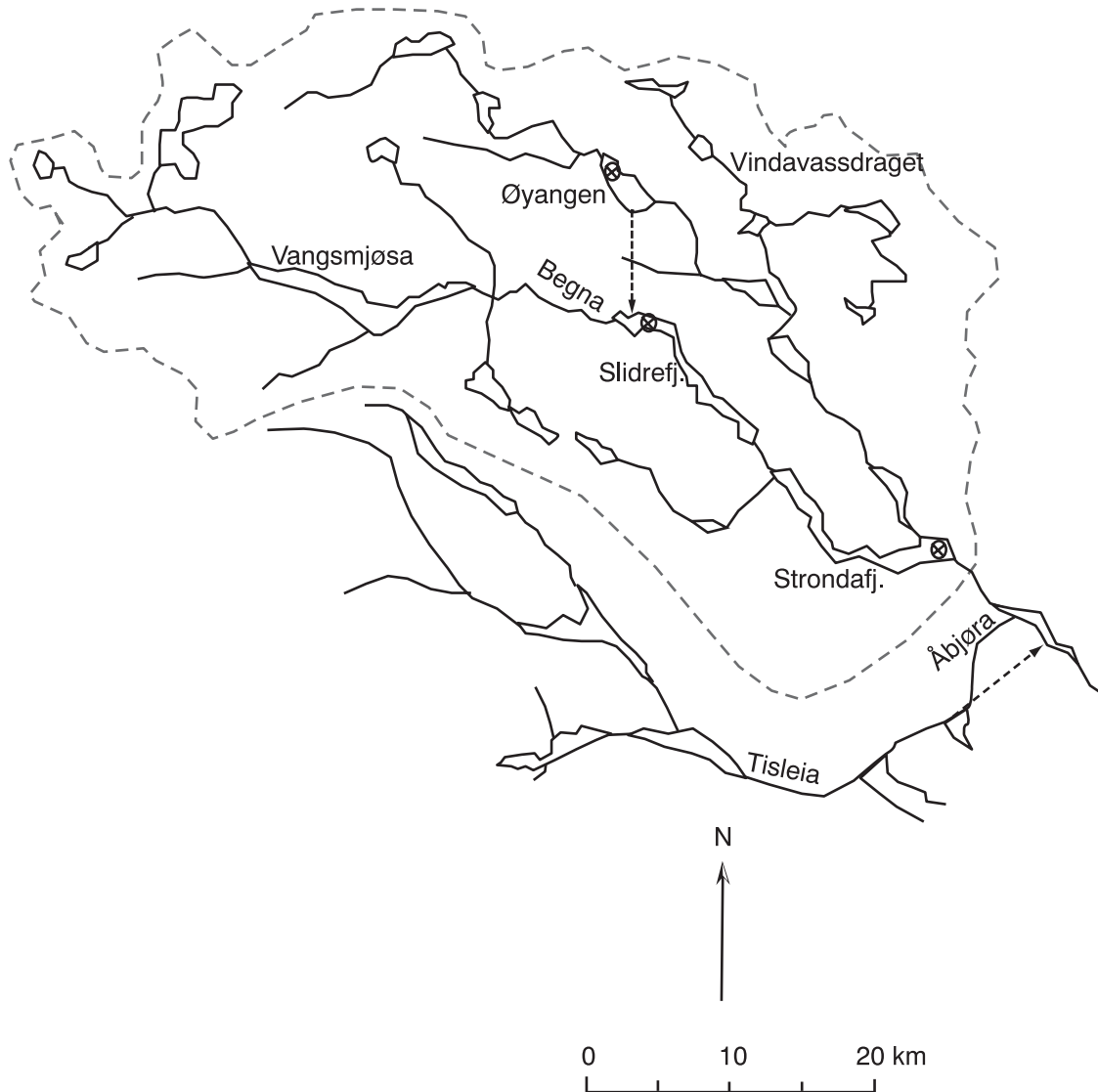
For tiden blir Vindavassdraget vurdert i forbindelse med supplering av verneplan 4. Videre så foretar Øystre Slidre kommune i samarbeide med grunneierne et omfattende registreringsarbeid i området i forbindelse med en utredning som skal samordne utmarksdrift (stølsdrift og utmarksbeite) og turisme. Volbuelva, som utgjøres av elvestrekningen mellom Heggefjorden og Volbufjorden, blir ikke nærmere beskrevet i denne rapport. Det bør likevel nevnes at nedre del av Volbuelva er en viktig rekrutteringslokalitet for ørreten i Volbufjorden.

1.4 Målsetting

Målsettingen for undersøkelsene er å registrere miljøtilstanden og forurensningsgraden av næringssalter i Slidrefjorden, Øyangen og Strondafjorden samt i Vindavassdraget. Resultatene skal samholdes med tidligere undersøkelser for å avdekke tidstrender 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 Vindavassdraget og Volbuelva i 2002 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 befaringsstidspunktet.
- 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 tilrådninger om dette var nødvendig.



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

1.5 Materiale og metoder

Innsjøer

Det ble samlet inn prøver en gang pr. måned i perioden juni-oktober fra en stasjon i hver av innsjøene Slidrefjorden, Øyangen (tidligere st. 2) og Strondafjorden. Stasjonsplasseringer er vist i Fig. 1, og UTM-koordinater er gitt i vedlegget. 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 i tillegg til at den gir et kvalitativt inntrykk av artssammensetningen. 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, partikler 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
Partikler:					
Turbiditet, F.T.U	<0,5	0,5-1	1-2	2-5	>5
Tarmbakterier:					
TKB, ant./100 ml	<5	5-50	50-200	200-1000	>1000

Vindavassdraget

En generell biologisk befaring i Vindevassdraget og Volbuelva ble gjennomført 9. og 10. august 2002. Undersøkelsen omfattet hovedelvene (Volbuelva, Vinda, Jannåni, Yddeåni og Kjølåni) samt i Vindavassdraget også tilrennende mindre elver og større bekker. Flest elv- og bekkestrekninger ble undersøkt der vassdraget er/var berørt av utslipp fra menneskelige aktiviteter, dvs. der det foreligger potensielle forurensningskilder. Dette omfatter først og fremst vassdragets nederste del, og der elva passerer landbruksområdet ved Robøle, samt i de øvre delene av vassdraget som er berørt av støler, hytter og turistanlegg. Vi har også vurdert forurensningssituasjonen i småbekker/ bekkesig som renner gjennom områder med stølsdrift og hytter. Bare enkelte strekninger (stikkprøver) av de delene av vassdraget som renner i eller kommer fra områder som ikke er berørt av lokalbettinget forurensning ble undersøkt. Disse bekkestrekningene ble brukt som referanselokaliteter, og vi antar da at disse bekkene hadde rentvannsforhold med flora og fauna i samsvar eller i nært samsvar med naturtilstanden i vassdraget. Økologisk status og eventuell forurensningsgrad 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 effekter av forurensning blir mer synlig samt at kilder til forurensning er lettere å identifisere. Ved befaringen hadde vassdragene middels vannføring. Det bør her nevnes at Volbuelva og Vindavassdraget hadde forholdsvis stor vannføring i hele perioden fram til august som følge av mye nedbør. Stor vannføring gir økt fortynning av eventuell forurensning og herved økt resipientkapasitet. Resipientkapasiteten i Vindavassdraget hadde således vært god i perioden før befaringen. Det vil si at resultatene av undersøkelsen gir et bedre bilde av forholdene i Volbuelva og Vindavassdraget enn om befaringen hadde blitt utført etter en periode med lav vannføring. Dette gjelder særlig for de mindre bekkene.

Ved de generelle biologiske befaringene i bekker og elver vurderes økologisk status, forurensningsgrad og til dels vannkvalitet ut fra feltobservasjoner av begroingsorganismer (sopp,

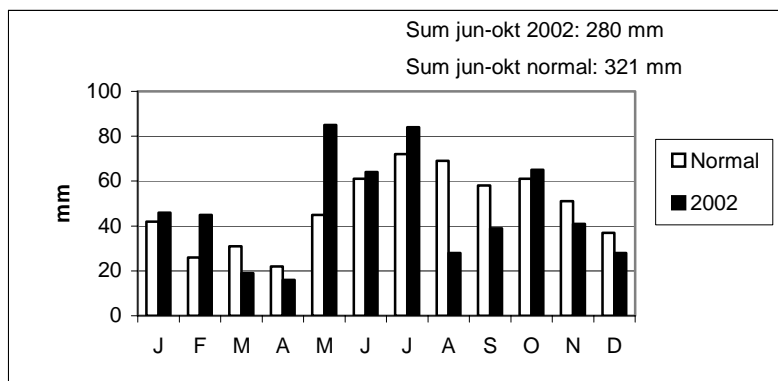
bakterier, ciliater, alger og vannmoser), høyere vegetasjon og bunndyr (makroinvertebrater). Vi legger særlig vekt på forekomst og eventuelt fravær av såkalte indikatororganismer, dvs. rentvannsorganismer eller populasjoner som er følsomme overfor forurensningstilførsler eller andre menneskeskapt (antropogene) påvirkninger. Om nødvendig samler vi inn biologiske prøver for videre analyse og artsbestemmelse i laboratoriet. Vurdering og klassifisering av økologisk status gjøres ut fra avvik i forhold kjent eller forventet naturtilstand. For Vindavassdragets del kjenner vi ikke til at det finnes referansedata på biologiske forhold. 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 og Thor Erik Urdal ved Fylkesmannen i Oppland, miljøvernavdelingen, Tor Wang ved Næringsmiddeltilsynet for Valdres, Olav Talle og Ola Hålimoen i Øystre Slidre kommune, samt fra gårdbruker Åge Windingstad (styreformann i Vindin Vassverk). Vi har også fått tilsendt kjemiske analysedata fra Vindin Vassverk.

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 2002 samt normaler er også gitt i tabell II i vedlegget. Fig. 3 viser avrenningen fra Volbufjorden i Øystre Slidrevassdraget og fra Slidrefjorden i Begna i perioden mai-oktober de siste 11 årene (8 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.

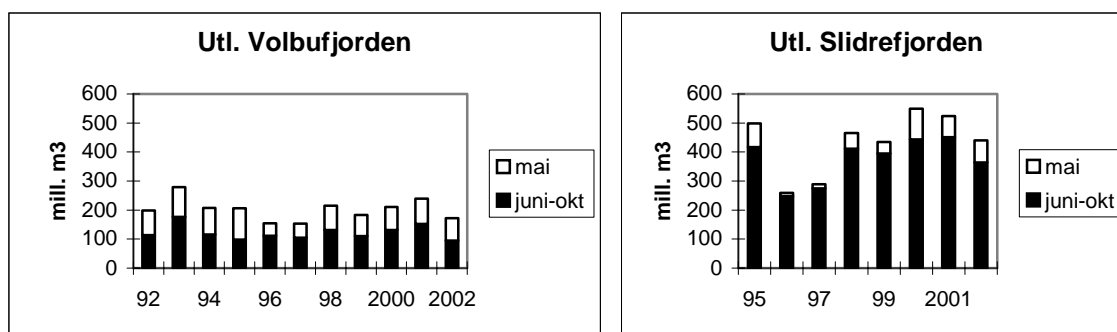


Figur 2. Månedsnedbør ved Planteforsk, Løken forskingsstasjon i 2002. Normalnedbørssummer (1961-90) samt totalsum for vekstsesongen (juni-oktober) er også vist.

Vekstsesongen 2002 som helhet var mild med nedbørsmengder ca. 13 % under normalen. Mest nedbør kom det i mai og juli, mens august var en nedbørfattig og varm måned med bare 28 mm nedbør og middeltemperatur på 16,1 °C, som er 4,3 °C over normalen. Også september var en mild og relativt tørr måned. Hele perioden mai-september hadde månedsmiddel-temperaturer over normalen, mens oktober var en kjølig måned med omtrent normal nedbørmengde. Middeltemperaturen for perioden

juni-oktober og årsmiddeltemperaturen var henholdsvis 1,1 °C og 1,2 °C høyere enn normalen for perioden 1961-90. Årsnedbøren var ubetydelig lavere enn normalen.

Begna er den tilløpselva som bidrar med mest vann til Strondafjorden. Vanntilførselen fra Begna (målt ved utløp Slidrefjorden) var i perioden juni-oktober 2002 ca. 4 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 i vårfloppen (mai) i 2002 kan betegnes som middels stor, mens tilførselen i vekstsesongen (juni-oktober) var noe mindre enn i årene 1998-2001.



Figur 3. Totalavrenning ved utløpet av Volbufjorden og Slidrefjorden i sommerhalvåret fordelt på periodene mai og juni-oktober.

2.2 Slidrefjorden, Øyangen og Strondafjorden

2.2.1 Siktedyp og vannkjemi

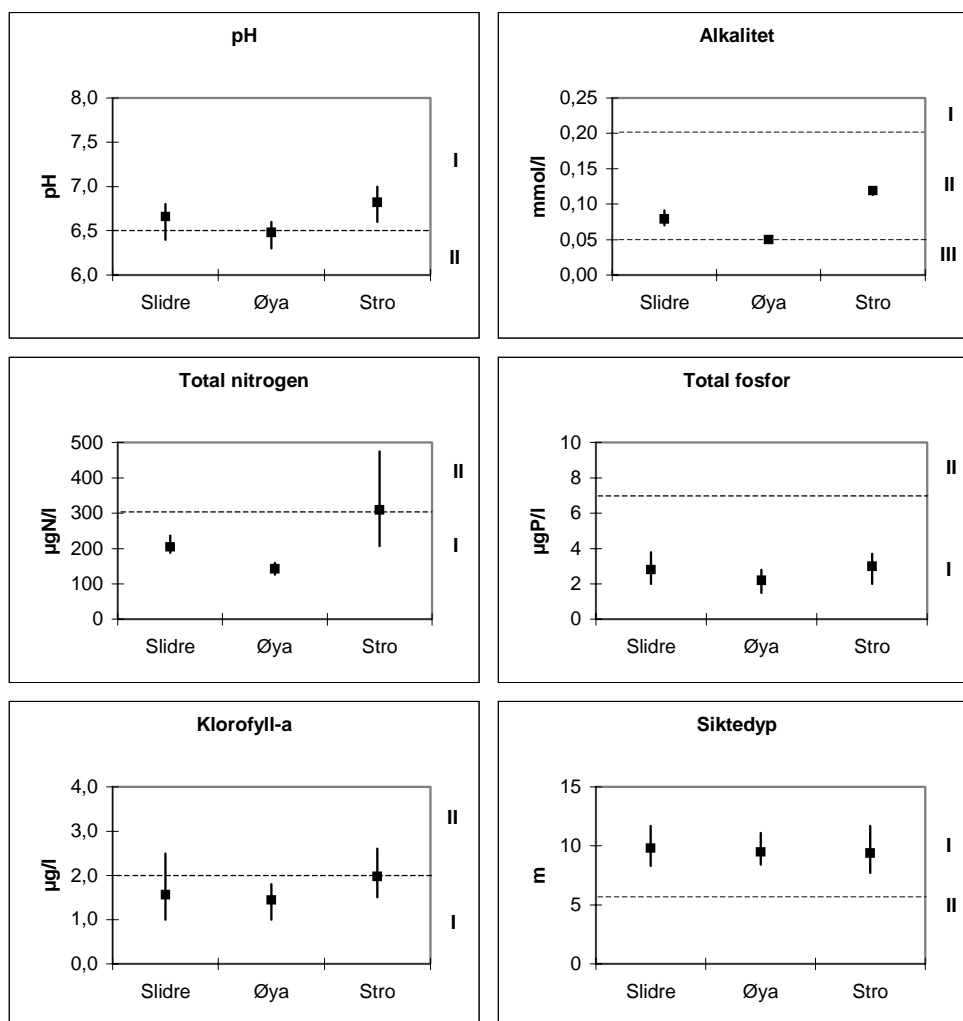
Resultatene av de kjemiske målingene og siktedypsobservasjonene er gitt i vedlegget og vist i Fig. 4-7. I Fig. 4 har vi framstilt diverse vannkvalitetsvariable samlet for de tre innsjøene, Fig. 5 viser tidsutviklingen for de årene vi har observasjoner fra i Slidrefjorden og Øyangen, mens Fig. 6 viser 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 2002. Det ble observert betydelig høyere siktedyp i Slidrefjorden i 2002 enn i 1988. I Øyangen har sesongmiddelverdien av siktedypet blitt litt lavere i løpet av de siste 3 årene, men den var fortsatt høyere enn i 1988. I Strondafjorden har siktedypet økt fra ca. 8 m i 1986-88 til ca. 9-10 m de siste årene (middelverdier). 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 "storfloppen" 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 Slidrefjorden 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). Slidrefjordens og spesielt Strondafjordens nedbørfelt er derimot i større grad preget av slike mer lettforvitrelige, basiske bergarter. pH og alkaliteten viste en tendens til økning i Strondafjorden i perioden 1995-2000. De to siste årene har imidlertid pH blitt litt lavere, mens alkaliteten har endret seg lite. I Slidrefjorden var middelverdiene av pH i 1984, 1985, 1986 og 2002 henholdsvis 6,40, 6,73, 6,56 og 6,66. pH ser derfor ikke ut til å endret seg nevneverdig siden midten av 1980-tallet. I likhet med i Strondafjorden ble det observert en nedgang i pH i Øyangen i perioden 2000-2002.

Innholdet av organiske stoffer ble målt som vannets farge i Slidrefjorden og Strondafjorden og i tillegg som TOC i Øyangen. Verdiene var generelt lave og viste at de tre innsjøene var lite påvirket av humusforbindelser og evt. andre organiske stoffer (tilstandsklasse I).



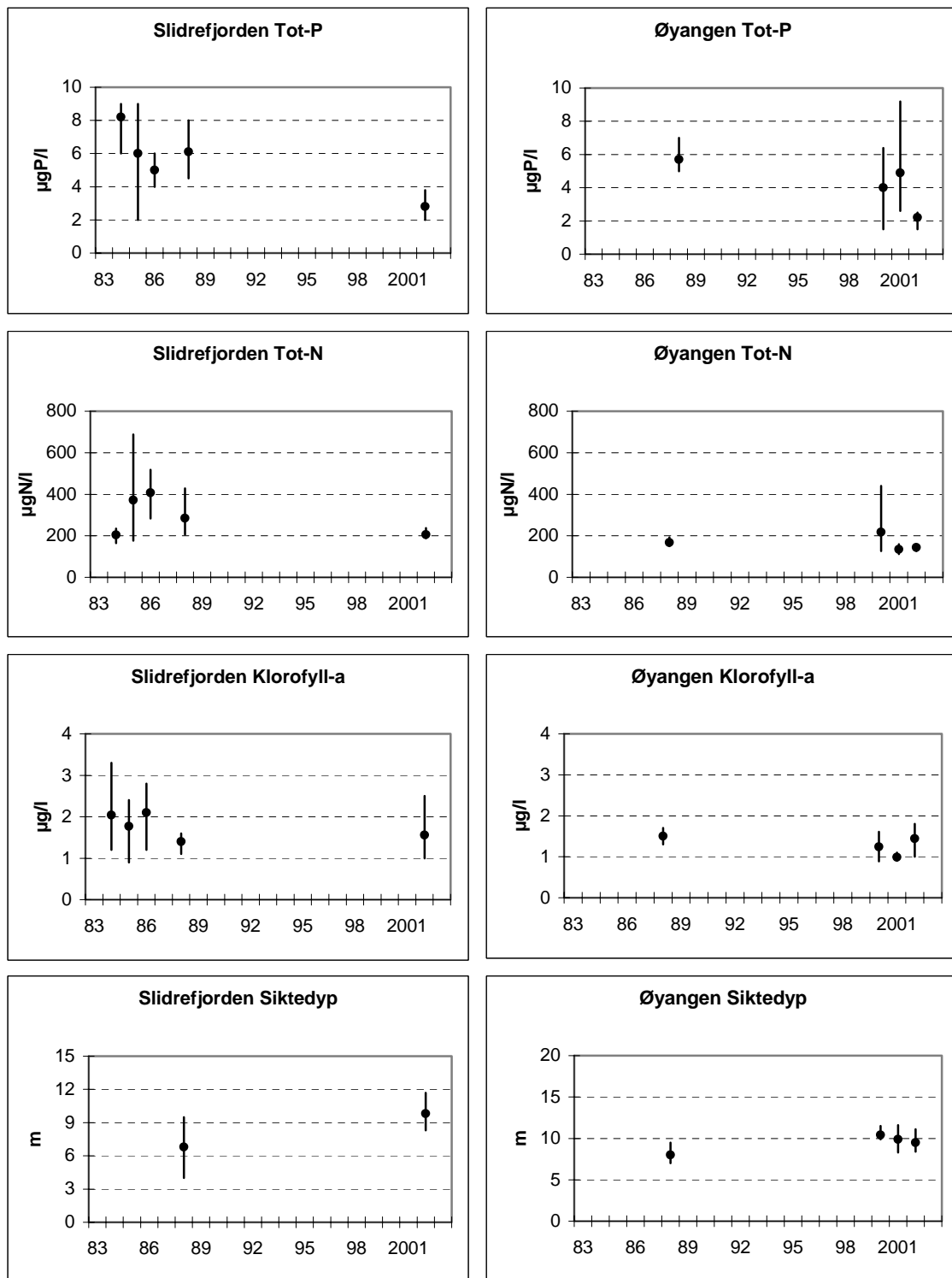
Figur 4. Middelverdier og variasjonsbredder for vannkjemiske variable og siktedyp i Slidrefjorden, Øyangen og Strondafjorden i vekstsesongen 2002. Tilstandsklasser er markert ved romertall.

Fosfor er det næringssaltet 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 algemengden (planteplankton) i innsjøen. Konsentrasjonen av fosfor (Tot-P) var generelt lav i de 3 innsjøene i vekstsesongen. I Slidrefjorden var konsentrasjonene av fosfor markert lavere i 2002 enn ved undersøkelsene i 1984-86 og 1988. Konsentrasjonene av fosfor i Øyangen var også betydelig lavere i 2002 enn det som ble målt i 1988 og i 2000-2001. Det har vært en generell tendens til nedgang i middelkonsentrasjonen av fosfor i Strondafjorden siden 1996-97, og middelveidien for vekstsesongen 2002 var den laveste som er registrert siden målingene startet i 1984.

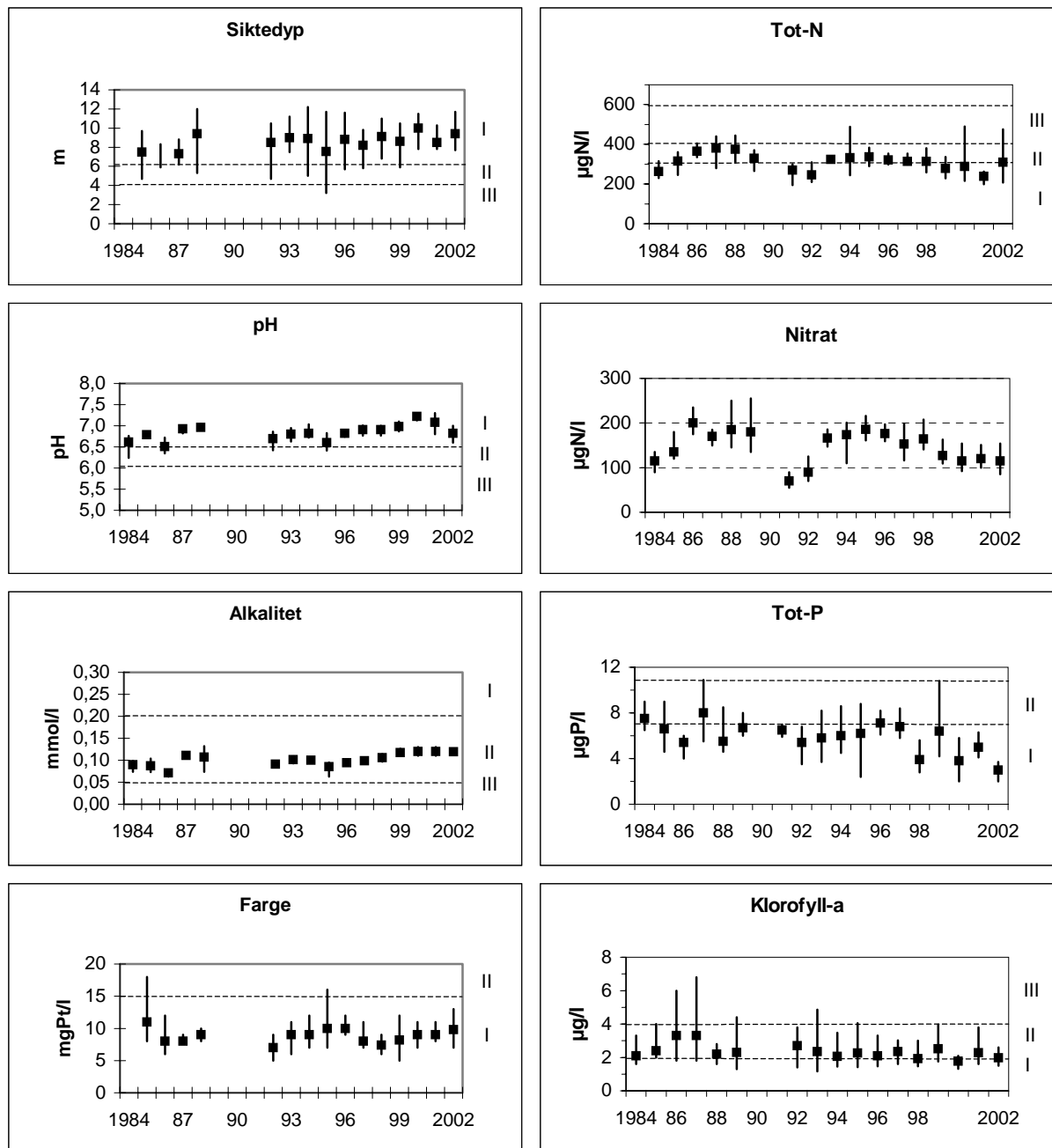
Algemengdene målt som klorofyll-*a* (Kl-*a*) var stort sett lave i Slidrefjorden og Øyangen, og ut fra sesong-middelveidene av fosfor og klorofyll-*a* kan disse to innsjøene karakteriseres som næringsfattige innsjøer med meget god vannkvalitet (klasse I). Det viser at innsjøenes hovedvannmasser var lite påvirket av næringssalt-tilførsler i vekstsesongen dette året. Algemengdene i Slidrefjorden var gjennomgående lavere i 2002 enn på midten av 1980-tallet, men litt høyere enn i 1988. I Øyangen har algemengdene de tre siste årene stort sett variert i det samme området som i 1988, men 2001-sesongen var karakterisert ved spesielt lave algemengder. Algemengdene var noe høyere i Strondafjorden enn i de to andre innsjøene. Basert på sesongmiddelveidien av klorofyll-*a* kan imidlertid også vannkvaliteten i Strondafjordens hovedvannmasser betegnes som meget god i 2002, men på grensa mellom klasse I og klasse II. Maksimalverdien var lav sammenlignet med enkelte år på 1990-tallet og ikke minst på 1980-tallet da det ble observert betydelig større algemengder.

Konsentrasjonene av nitrogenforbindelser var lave i Slidrefjorden og Øyangen (klasse I), men noe høyere i Strondafjorden (klasse II) enn i de to andre innsjøene. Dette skyldes antagelig større tilførsler fra menneskelig aktivitet (jordbruk, kloakk og industri) nedover langs vassdraget. Årsaken til den relativt høye middelveidien i 2002 var først og fremst høye konsentrasjoner i juni-juli. Dette var antagelig en følge av betydelige tilførsler av vann med høyt nitrogeninnhold bl.a. fra jordbruksområdene i forbindelse med store nedbørmengder i forkant av prøvetakingene.

Middelkonsentrasjonen av total nitrogen var på samme nivå i Øyangen i 2002 som i 2001, men litt lavere enn i 2000 og i 1988. Den relativt høye middelveidien i 2000 skyltes antagelig betydelige tilførsler av vann med høyt nitrogeninnhold fra "gamle" Beito RA. Konsentrasjonene av nitrogenforbindelser i Slidrefjorden var lavere i 2002 enn i de fleste årene vi har målinger fra på 1980-tallet, en periode da konsentrasjonene varierte relativt mye. I Strondafjorden gikk middelveidien av total nitrogen ned i perioden 1995-2001, mens den økte noe igjen i 2002.

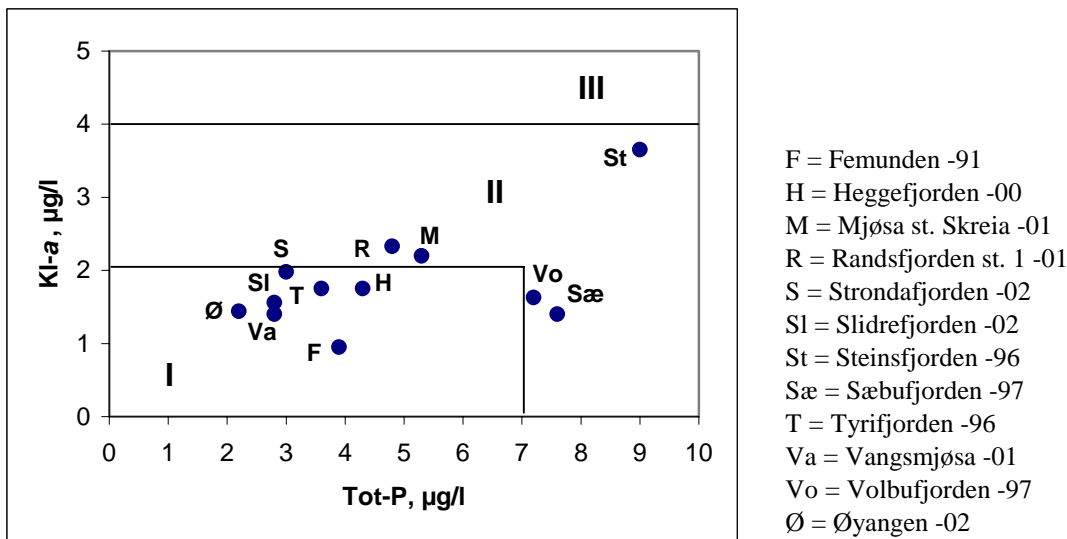


Figur 5. Middelerverdi og variasjonsbredder for vannkvalitetsvariable i Slidrefjorden og Øyangen i perioden 1984-2002.



Figur 6. Middelerverdier og variasjonsbredder for vannkvalitetsvariable i Strondafjorden i perioden 1984-2002. Tilstandsklasser er markert med romertall.

En sammenlikning av vannkvaliteten i Slidrefjorden, Øyangen og Strondafjorden med andre store innsjøer i Østlandsregionen viser at konsentrasjonene av fosfor var lave i "våre" innsjøer (Fig. 7). Sammen med Vangsmjøsa representerte disse tre innsjøene ei gruppe med de laveste konsentrasjonene av fosfor av de utvalgte innsjøene. Også algemengdene var meget lave i Slidrefjorden og Øyangen sammelignet med flertallet av de andre større innsjøene i regionen. Bare Femunden hadde lavere algemengder av de innsjøene som er representert her. Algemengdene var imidlertid noe høyere i Strondafjorden, på et nivå litt høyere enn i Tyrifjorden, men lavere enn ved hovedstasjonene i Randsfjorden og Mjøsa.



Figur 7. Sammenhengen mellom sesongmiddelverdiene av total-fosfor og klorofyll-a i Slidrefjorden, Øyangen og Strondafjorden sammenliknet med andre innsjøer på Østlandet. Kilder: Brettum 1997, Løvik og Kjellberg 2002, Løvik og Rognerud 1992, 1998 og 2001.

2.2.2 Planktonalger

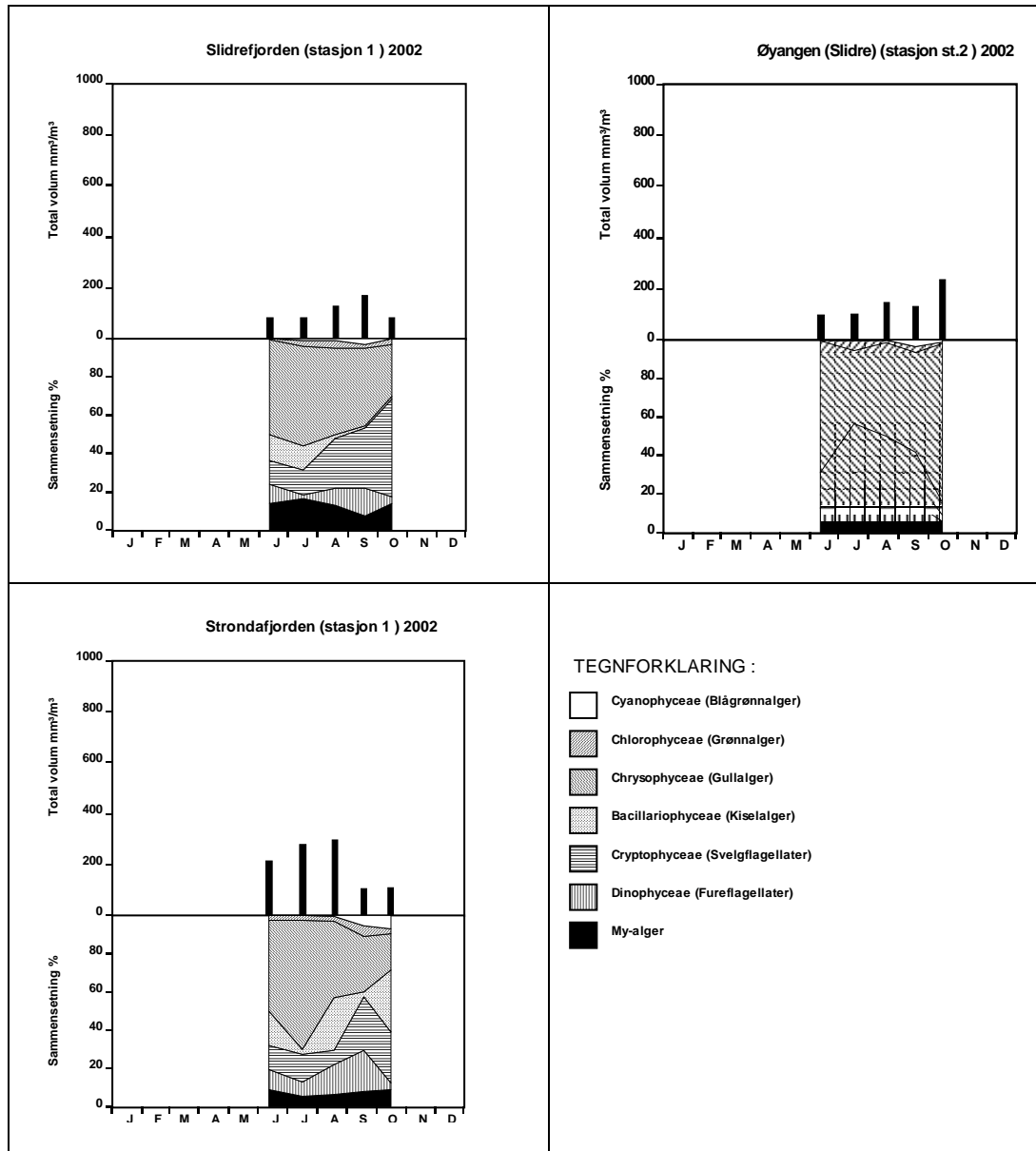
Resultatene av algetellingene for 2002 er gitt i artslistene i vedlegget. Totalvolumene og fordelingen på hovedgrupper er vist i Fig. 8. Middelverdier og variasjonsbredder over vekstsesongen for Slidrefjorden (1984-86, 1988 og 2002), Øyangen (1988, 2000-2002) og Strondafjorden (1984-89 og 1991-2002) er vist i Fig. 9 og 10. Den relative sammensetningen av alger i Strondafjorden, fordelt på hovedgrupper, for perioden 1984-2002 er vist i Fig. 11.

Algemengdene var lave i Slidrefjorden og Øyangen med maksimalverdier på henholdsvis ca. 170 og 240 mm³/m³ og sesongmiddelverdier på henholdsvis ca. 110 og 140 mm³/m³. Dette tilsvarer ultraoligotrofe og oligotrofe forhold, dvs. meget næringsfattig og næringsfattig vannkvalitet for Slidrefjorden og Øyangen (Brettum 1989), og det viser at tilgangen på næringsalter var generelt lav i undersøkelsesperioden.

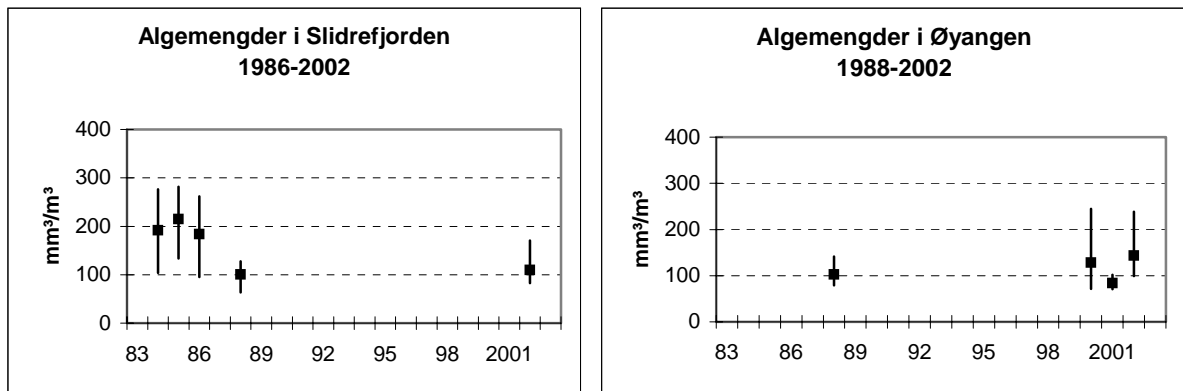
Artssammensetningen av algesamfunnet gir også informasjon om graden av næringsaltforurensning. I Slidrefjorden var planktonet dominert av små og store chrysomonader (gullalger) i størstedelen av vekstsesongen. Dette er karakteristisk for næringsfattige innsjøer (Brettum 1989). Et innslag av svelgflagellaten *Rhodomonas lacustris* på høsten indikerte imidlertid noe bedre tilgang på næringsalter. 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. Maksimalverdier og sesongmiddelverdier av algemengder i Slidrefjorden var lavere i 2002 enn i perioden 1984-86 (Fig. 9). I Øyangen ble det observert en moderat økning i algemengdene i 2002 sammenliknet med i 2001.

Algemengdene var noe høyere i Strondafjorden enn i Slidrefjorden og Øyangen, med maksimal- og sesongmiddelverdier på henholdsvis ca. 300 og 200 mm³/m³. Dette tilsvarer næringsfattige forhold. De største algemengdene ble observert i perioden juli-august. Planteplanktonet var dominert av gullalger (vesentlig små chrysomonader og *Uroglena americana*), kiselalgene *Asterionella formosa*, *Cyclotella glomerata* og *Tabellaria fenestrata*, svelgflagellaten *R. lacustris* samt my-alger. Sammensetningen av planteplanktonet viste at vekstbetingelsene for alger var relativt gode i Strondafjorden sammenliknet

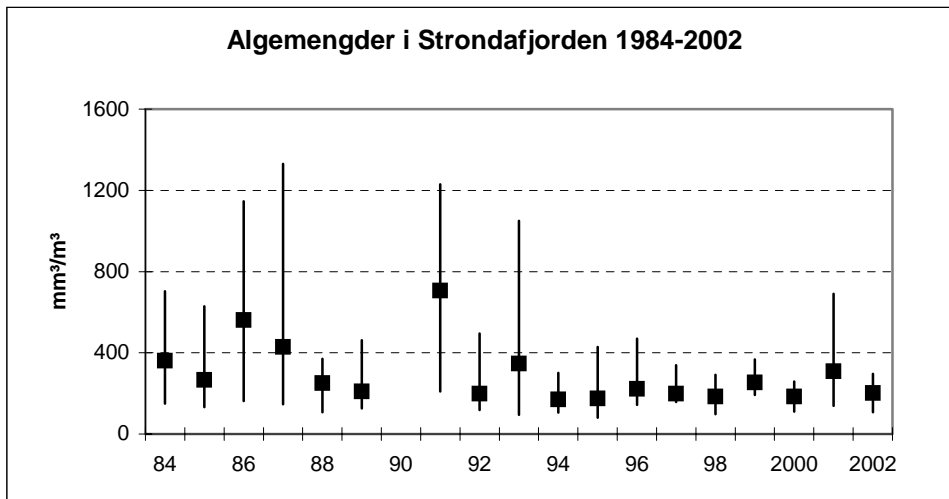
med i Slidrefjorden og Øyangen. Maksimalverdiene og sesongmiddelverdiene var likevel på nivå med de laveste som har vært observert de siste 10 årene i Strondafjorden.



Figur 8. Algemenger (totalvolumer) og sammensetning i Slidrefjorden, Strondafjorden og Øyangen i 2002.

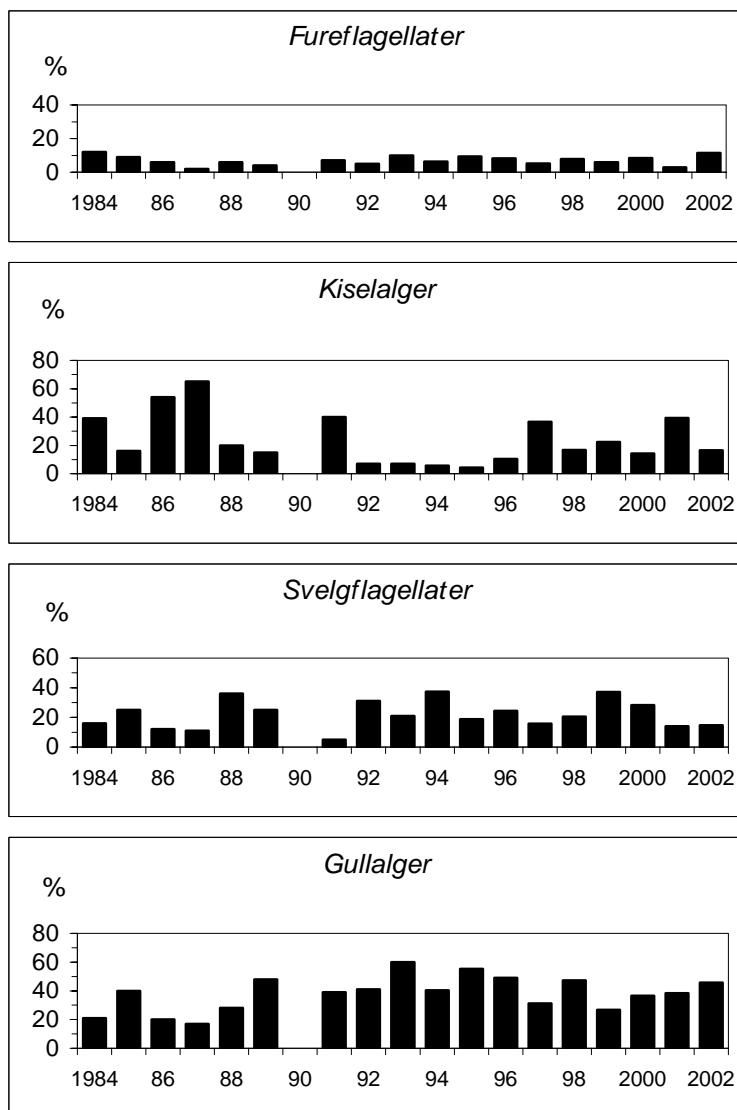


Figur 9. Sesongmiddelverdier (juni-oktober) og variasjonsbredder av algemengder i Slidrefjorden (1984-86, 1988 og 2002) og i Øyangen (1988, 2000-2002).



Figur 10. Sesongmiddelverdier (juni-oktober) og variasjonsbredder av algemengdene i Strondafjorden i årene 1984-2002 (unntatt 1990).

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 de senere årene har hatt relativt store andeler av totalmengden.



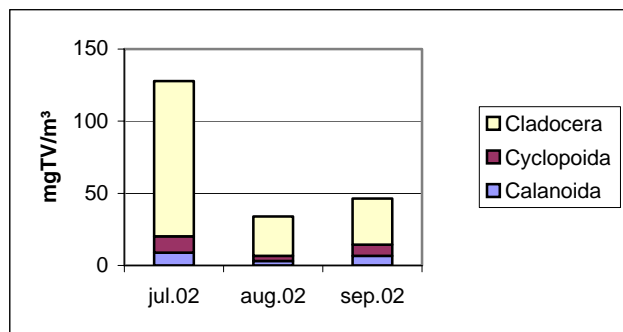
Figur 11. Den relative fordelingen (prosent) av ulike algegrupper i Strondafjorden (0-10 m) beregnet som middelerverdier av algevolumene over vekstsesongen (juni-oktober).

2.2.3 Krepserplankton

Resultatene av dyreplankton-analysene er gitt i tabeller i vedlegget. Biomassen av krepserplankton i Slidrefjorden 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.

Krepserplanktonet i Slidrefjorden hadde en artssammensetning som er karakteristisk for næringsfattige innsjøer med lite predasjonspress (beitepress) fra planktonspisende fisk. Dominerende arter var den cyclopoide hoppekrepsen *Cyclops scutifer* og vannloppene *Daphnia longispina*, *Bosmina longispina* og *Holopedium gibberum*. De calanoide hoppekrepsene *Heterocope saliens* og *Acanthodiantomus denticornis* var også vanlige. Totalbiomassen varierte i området ca. 25-130 mg tørrvekt (TV) pr. m³ med et middel på ca. 70 mgTV/m³. Dette kan betegnes som middels høy

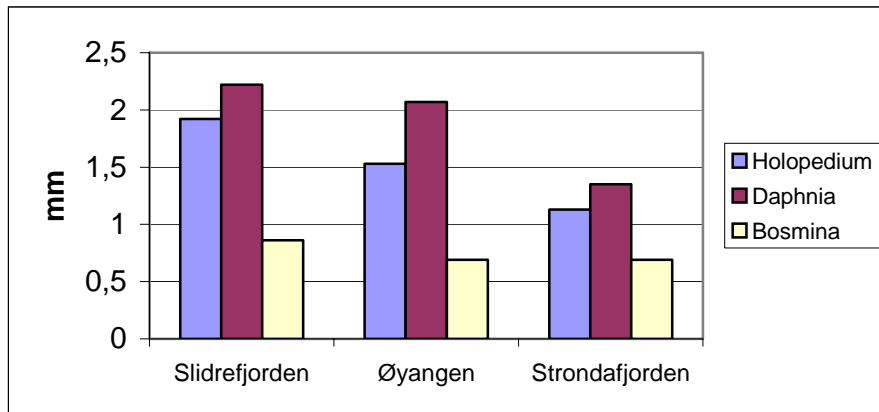
biomasse, og det var betydelig høyere enn det som ble observert i 1984 og 1985 (38 og 30 mgTV/m³ henholdsvis). Middelbiomassen for 2002 er imidlertid basert på bare 3 observasjoner, og det var særlig den høye biomassen i juni som førte til relativt høy middelbiomasse dette året. I hovedsak ble de samme artene funnet i 2002 som i 1984-85, men den gang ble det i tillegg også funnet 3 andre vannlopperarter (*Daphnia galeata*, *Daphnia cristata* og *Leptodora kindtii*) hvorav *D. galeata* hadde en relativt stor bestand. Andelen av effektive algebeitere som store dafnier (*Daphnia longispina* og *D. galeata*) og gelekrepsen *Holopedium gibberum* var meget stor i Slidrefjorden i 2002, ca. 70 % av totalbiomassen i gjennomsnitt for perioden juli-september. I 1984 og 1985 var andelen effektive algebeitere betydelig lavere, henholdsvis ca. 10 % og 15 %.



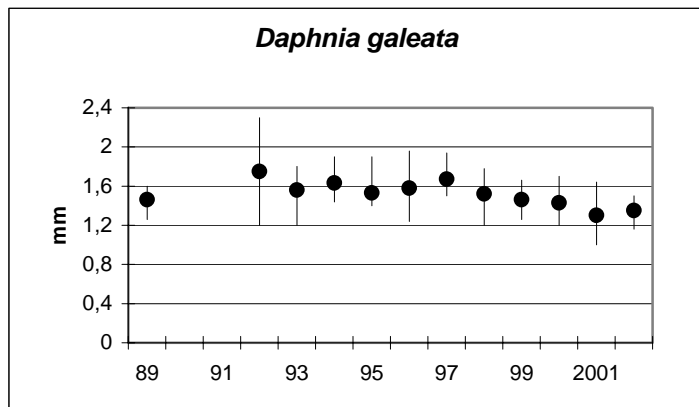
Figur 12. Biomassen av krepsdyrplankton i Slidrefjorden i juli, august og september 2002, gitt som mg tørrvekt (TV) pr. m³ i sjiktet 0-20 m.

Artssammensetningen av krepsdyrplanktonet i Øyangen har ikke endret seg vesentlig de siste 3 årene. Krepsdyrplanktonet var også i 2002 dominert av hoppekrepsene *C. scutifer*, *H. saliens* og *A. denticornis* samt vannloppene *D. longispina*, *B. longispina* og *H. gibberum*. Sammensetningen (med bl.a. dominans av storvokste arter og individer) er karakteristisk for næringsfattige innsjøer i regionen hvor predasjonspresset fra planktonspisende fisk er lite. Krepsdyrplanktonet hadde en gunstig sammensetning med hensyn til omsetning av produsert algebiomasse, dvs. en høy andel av effektive algebeitere.

I Strondafjorden påvirkes artssammensetningen av tilførsler av dyr fra de ovenforliggende innsjøene Slidrefjorden og Øyangen. Antall arter som ble observert, var betydelig høyere i Strondafjorden enn i Øyangen og Slidrefjorden, henholdsvis 15, 9 og 8. Som tidligere år var krepsdyrplanktonet i Strondafjorden dominert av arter som er vanlige 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 dominerende *Daphnia*-art (*D. galeata*) og *Holopedium gibberum* var markert mindre enn i de to andre innsjøene. 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. Øyangen har bare ørret og ørekyt, mens Slidrefjorden har abbor i tillegg, men altså ikke sik (Hegge 1989, O. Hegge pers. oppl.). Størrelsen på *D. galeata* ble gradvis redusert i perioden 1997-2001, noe som kunne tyde på stadig økende predasjon fra planktonspisende fisk. I 2002 var imidlertid lengden av *D. galeata* ubetydelig endret fra 2001.



Figur 13. Middellengder av dominerende vannloppearter (voksne hunner) i Slidrefjorden, Øyangen og Strondafjorden i 2002. Med *Daphnia* menes *Daphnia longispina* i Slidrefjorden og Øyangen og *Daphnia galeata* Strondafjorden.



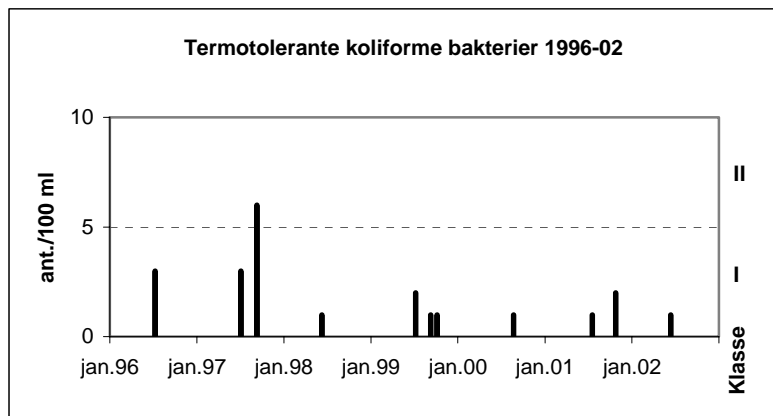
Figur 14. Middellengden og variasjonsbredden av *Daphnia galeata* i Strondafjorden i 1989 og i perioden 1992-2002.

2.2.4 Tarmbakterier

Resultatene av de hygienisk/bakteriologiske analysene er gitt i vedlegget og vist i Fig. 15 for Strondafjorden i perioden 1996-2002.

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 Slidrefjorden var meget god sett ut fra et hygienisk/bakteriologisk synspunkt i perioden juni-oktober i henhold til SFT's vannkvalitetskriterier. Det ble imidlertid påvist fekale indikatorbakterier i 3 av 5 prøver (60 % av tilfellene), men i lave konsentrasjoner. Dette indikerte at vannmassene var lite påvirket av tilførsler av kloakk og/eller sig fra husdyrgjødsel i vekstsesongen 2002. Vannkvaliteten var også meget god i Strondafjorden og Øyangen. Her ble det påvist termotolerante koliforme bakterier (TKB) ved 1 av 5 observasjoner (20 % av tilfellene). Konsentrasjonene var lave også her, dvs. at de øvre vannmasser var lite påvirket av fersk fekal forurensning.

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 Øyangens og Strondafjordens overflatevann tilfredsstilte kravene (mht. tarmbakterier) selv for et stort vannverk, mens Slidrefjorden ikke tilfredsstilte kravene selv for et lite vannverk for perioden juni-oktober.



Figur 15. Fekale indikatorbakterier (termotolerante koliforme bakterier = TKB) på 1 m dyp i Strondafjorden 1996-2002. <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 Vindavassdraget

De viktigste resultater og vurderinger fra den generelle biologiske befaringen er gitt i nedenstående punkter, samt visualisert med farger i figur 16.

- Volbuelva var **noe overgjødlet**, dvs. **påvirket** av økt tilførsel av næringsalter. Stor forekomst av trådformete grønnalger av slekten *Spirogyra* var indikasjon på dette. Forholdene var i samsvar med de observasjoner NIVA gjorde langs denne elvestrekningen i 1987 (Rognerud og Romstad 1990). Forekomsten av begroingsalger i Volbuevas øvre løp, dvs. strekningen oppstrøms utslippet fra renseanlegget, har likevel blitt betraktelig redusert i de senere årene (Ola Hålmoen, pers. oppl.).
- Vinda med tilløpende mindre elver og større bekker var **lite påvirket** av lokalbettinget forurensning. Unntak var midtre del av Grytebekken ved Robøle som var **litt påvirket** av næringssaltforurensning. Stor forekomst av de trådformete grønnalgene *Spirogyra sp.* og *Ulothrix zonata* indikerte dette. Direkte forurensede strekninger/lokaliteter ble ikke funnet.
- Vi observerte **ikke synlige skadeeffekter** som følge av utslippet fra Vindin Vassverk langs elva nedstrøms utslippspunktet. Dette var i samsvar med en tidligere undersøkelse utført av NIVA i juli 1997. Også da var det middels vannføring i elva (Kjellberg 1997).

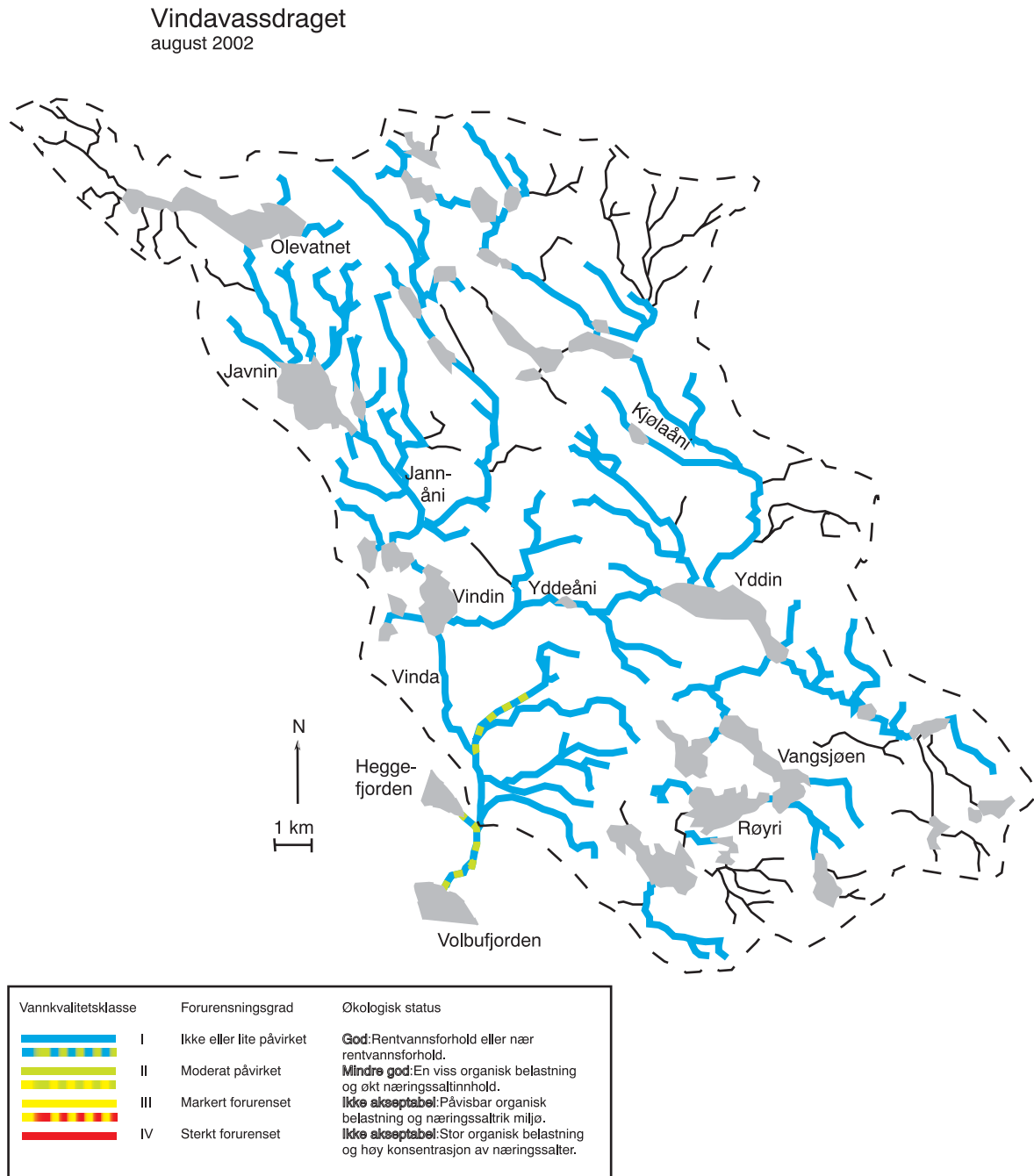
- De mindre bekkene som renner gjennom eller nær hytteområder, turistanlegg og støler i Vindavassdragets øvre del (inne på fjellet) var **lite påvirket** av forurensninger. Vi har fått opplyst at det tidligere har vært en del forurensningsepisoder i enkelte av disse lokalitetene, bl.a. kloakkutslipp ved Yddin Kaffeteria. I de to siste årene har det likevel ikke blitt rapportert om forurensning i dette området. At det ikke ble funnet noen direkte forurensning i disse bekkene ved befaringen, har sannsynligvis sin årsak i at vannføringen hadde vært relativt høy i lengre tid, dvs. at bekkene hadde hatt stor resipientkapasitet.
- Volbuelva og selve Vindavassdraget inklusive de undersøkte mindre bekkene hadde biologisk sett **rentvannsforhold eller nær rentvannsforhold** (Forurensningsklasse I eller I-II) med en sammensetting av flora og fauna i samsvar med eller i nært samsvar med forventet naturtilstand. Typiske forurensningsindikatorer eller artsforskyvninger som indikerte direkte forurensning, ble ikke påvist.
- Flere av de undersøkte elvestrekninger hadde tett forekomst av makrobunndyr med et rikt innslag av arter tilhørende døgnflueslektene *Baetis*, *Ephemerella* og *Heptagenia* samt knott og filtrerende vårfluearter. Videre var det lokalt også rik forekomst av den storvokste steinfluen *Dinocras cephalotes*. Vindavassdraget er rik på innsjøer som bidrar til stor innsjøutløpseffekt. Som regel blir det tette bestander av makrobunndyr nedstrøms innsjøer p.g.a. økt forekomst av filtrerere.
- Det ble **ikke observert unormalt stor forekomst av påvekstalger** (s.k. ”grønske”) i de elve- og bekkestrekninger (referanselokalitetene) som ikke var berørt av lokale forurensningskilder. For noen år siden ble det meldt om økt ”grønskevekst” i Vindavassdraget. Stor forekomst av trådformete påvekstalger var da til tider til sjenanse ved utøvelse av fiske i deler av hovedvassdraget og i et flertall bekker som ikke var berørt av lokalbetinget forurensning (pers. oppl. T. Wang og O. Hålmoen). For informasjon om ”grønske” i fjellområder se Lindstrøm (1993) og Lindstrøm et al. (2000).
- Det ble **ikke** registrert **skadeeffekter p.g.a. forsuring**. Dette var heller ikke å forvente da det er en del kalkforekomst i nedbørfeltet som bidrar til at vannet i Vinda har tilnærmet nøytral pH og en rimelig god bufferevne mot tilførsel av surt vann. pH i vassdragets nedre del varierte i 2002 i området mellom 6,5-7,5 (data tilsendt fra Vindin Vassverk). Samtlige av de undersøkte elve- og bekkestrekningene hadde levedyktige bestander av forsuringfølsomme organismer (jfr. Bækken et al. 1999). Det var bl.a. stor forekomst av den meget forsuringfølsomme steinfluen *Dinocras cephalotes*, samt moderat forsuringfølsomme arter tilhørende døgnflueslektene *Baetis* og *Heptagenia* samt sneglene *Lymnea (Radix) peregra* og *Gyraulus acronicus*. Videre ble det også observert marflo i Volbuelva. Marflo er meget følsom overfor surt vann.
- De undersøkte mindre elver og bekker, som ikke var påvirket av lokalbetinget forurensning (referanselokalitetene), hadde rentvannsforhold (Forurensningsklasse I) med en flora og fauna i nært samsvar med forventet naturtilstand. Heller ikke her ble det påvist negative effekter av sur nedbør.
- Ut fra de biologiske forholdene ble **økologiske status** i Volbuelva og i Vindavassdraget vurdert som **meget god eller god**. Dvs. at vi ikke fant strekninger eller lokaliteter som var direkte forurensede med ikke akseptable forhold tilsvarende dårlig eller meget dårlig økologisk status.
- **Resipientkapasiteten** i Volbuelva og i Vindavassdraget med tilløpende mindre elver og større bekker bedømmes derfor ut fra de biologiske forhold stort sett som **akseptabel**. Resipientkapasiteten i de mindre bekkene bedømmes også biologisk sett som **akseptabel i perioder når vannføringen er stor eller middels stor** i likhet med forholdene på forsommeren i 2002. Om resipientkapasiteten også er tilstrekkelig i perioder med lav vannføring, må eventuelt

undersøkes nærmere. I perioder når det blir spredt husdyrgjødsel kan også berørte bekker bli forurenset.

- Vi kan regne med at flere av innsjøene i nedbørfeltet årlig blir tilført en del næringsalter (nitrogen og fosfor) fra jordbruks- og fritidsaktivitetene i nærområdet, men dette har til i dag sannsynligvis ikke ført til noen direkte overgjødning av innsjøene. Personer som i lengre tid har fisket i disse innsjøene har ikke rapportert eller observert noe som skulle indikere at algeforekomst i de fri vannmasser har økt i noen større grad.

En forutsetning for at Volbuelva og Vinda-vassdraget skal kunne opprettholde god økologisk status og tilstrekkelig resipientkapasitet er at tilførslene av forurensninger til elvas nedre del ikke øker. Det er derfor viktig at det kontinuerlig foretas effektivt vedlikehold og forbedringer av de forurensningsbegrensende tiltakene som allerede er gjennomført i nedbørfeltet. Det er viktig at en mest mulig reduserer utslipp og overløpsdrift i det kommunale avløpssystemet, og at en stopper utsig av kloakk og gråvann fra separatanlegg i spredt bebyggelse der det eventuelt forekommer. Videre er det viktig å redusere risikoen for utsig og "uhellsutslipp" fra driftsbygninger (husdyrgjødsel, avløp fra melkerom og silopressaft). En bør også mest mulig begrense avrenning av næringsalter og jordpartikler fra dyrket mark til elvas nederste del, dvs. fra områdene ved Hegge, Robøle og Moane. I Vindavassdragets øvre del er det viktig at en har gode løsninger for kloakk og gråvann ved turistanleggene, hyttene og stølene inne på fjellet. Ved stølene er det også viktig at en mest mulig begrenser utsig av næringsalter og husdyrgjødsel fra dyrkede beitearealer. Videre bør ikke vaskevannet fra melkeutstyret føres direkte til bekker og innsjøer.

Vi har ikke undersøkt hygienisk/bakteriologiske forhold spesielt, men en må antagelig akseptere at deler av vassdragene kontinuerlig eller til tider vil være påvirket av fekal forurensning. Dette gjelder særlig Volbuelva nedstrøms utslippet fra det kommunale renseanlegget. Vinda der elva passerer Heggebø og Robøle, vil også trolig være mer eller mindre påvirket av fekal forurensning. Dette gjelder også til tider de mindre elvene og bekkene som renner gjennom støler og hytteområdene på fjellet, dvs. områder der det på sommeren er stor menneskelig aktivitet.



Figur 16. Forurensningssituasjonen i Vindavassdraget og Volbuelva 9. og 10. august 2002 vurdert ut fra biologiske forhold. De deler av vassdraget som ikke ble undersøkt, er markert med svart (bekker) og grått (innsjøer og tjern).

3. Sammenfattende diskusjon

Slidrefjorden

Undersøkelsene i 2002 viste at Slidrefjordens vannmasser var lite påvirket av nærings salttilførsler. Konsentrasjonene av fosfor og nitrogen var lave. Algemengdene var også lave. Det ble påvist lave konsentrasjoner av fekale indikatorbakterier i de øvre vannlag i 60 % av tilfellene. Små algemengder, lite partikler forøvrig og en humusfattig vannkvalitet førte til at siktedypet var høyt. 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 beitepress fra planktonspisende fisk (jfr. Hessen et al. 1995). 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. Som konklusjon kan vi derfor si at forholdene i vannmassene var nær de en kan forvente ut fra naturgitte forhold. Funnene av fekale indikatorbakterier i lave konsentrasjoner viste likevel at innsjøen var litt påvirket av tilførsler av kloakk og/eller sig fra husdyrgjødsel i vekstsesongen 2002.

Det ble observert større siktedyp og til dels betydelig lavere konsentrasjoner av fosfor og nitrogen i 2002 sammenlignet med på slutten av 1980-tallet (jfr. Rognerud et al. 1987, Faafeng et al. 1990, Faafeng og Oredalen 1999). Algemengden var også lavere enn på 1980-tallet, mens mengden krepsdyrplankton var høyere. Det så ikke ut til å ha skjedd endringer av betydning med hensyn til sammensetningen av planteplanktonet i denne perioden. Artssammensetningen innen krepsdyrplanktonet var imidlertid noe endret da enkelte arter, som var vanlige på 1980-tallet og som indikerer moderat predasjon fra planktonspisende fisk, ikke ble påvist i 2002. Andelen effektive algebeitere var dessuten betydelig høyere i 2002. Nedgangen i algemengdene skyldtes sannsynligvis først og fremst reduksjonen i konsentrasjonen av fosfor. Det vil si at vannmassene var mindre påvirket av nærings saltforurensninger i 2002 enn på 1980-tallet. En medvirkende årsak til dette kan være at innsjøen i 2002 ble tilført relativt lite nærings salter fra befolkning, dyrkamark og aktiviteter i nedbørfeltet som følge av relativt små nedbørmengder. Den økte andelen av effektive algebeitere innen krepsdyrplanktonet kan imidlertid også ha bidratt til å holde algemengden på et lavt nivå i 2002.

Øyangen

Basert på målinger og observasjoner i vekstsesongen 2002 kan Øyangens hovedvannmasser karakteriseres som næringsfattige. Konsentrasjonene av nærings saltene fosfor og nitrogen, planteplankton, organisk stoff og fekale indikatorbakterier var lave, mens siktedypet var høyt. Vannkvaliteten kan derfor betegnes som meget god (klasse I). Planteplanktonet hadde en artsammensetning som er karakteristisk for næringsfattige innsjøer. I likhet med i Slidrefjorden så hadde krepsdyrplanktonet en stor andel effektive algebeitere.

Tidligere har det blitt påvist til dels meget dårlig vannkvalitet i deler av innsjøen vinterstid, høyst sannsynlig som følge av forurensning fra utslippet til "gamle" 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). Det nye

anlegget var i full drift fra og med ettervinteren 2002, mens den nye utslippsledningen til større dyp i nordre basseng ble tilkoblet på seinhøsten året før.

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. Utbyggingen av renseanlegget (inklusive ny utslippsledning) har antagelig bedret på forurensingssituasjonen i dette bassenget vinterstid. Det ble heller ikke påvist høye konsentrasjoner av næringssalter, organisk stoff eller tarmbakterier i noen del av undersøkelsesperioden i 2002 (juni-oktober) som kunne tyde på større utslipp fra Beito RA. På bakgrunn av de betydelige brukerinteressene og den store aktiviteten som finner sted i nedbørfeltet, bør det likevel være naturlig å følge utviklingen i vannkvaliteten i Øyangen i noen år etter at det nye renseanlegget har blitt satt i drift.

Strondafjorden

Strondafjordens vannmasser var lite påvirket av næringssalttilførsler i vekstsesongen 2002. 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, klorofyll-*a* og termotolerante koliforme bakterier kan vannkvaliteten i 2002 betegnes som meget god (klasse I) i henhold til SFT's kriterier. Ut fra maksimalverdien og sesongmiddelverdien for algemengden kan vannmassene betegnes som næringsfattige. Moderate oppblomstringer av gullalgen *Uroglena americana*, svelgflagellaten *Rhodomonas lacustris* samt kiselalgene *Asterionella formosa* *Cyclotella glomerata* og *Tabellaria fenestrata* i deler av sesongen viste imidlertid at vekstbetingelsene for alger var klart bedre enn i Slidrefjorden og Øyangen. Algemengdene var imidlertid betydelig lavere enn i 2001 da det ble observert mer markerte oppblomstringer av *U. americana* og *A. formosa*.

Vekstsesongen 2001 var 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 næringssalter brukes raskt opp, og algene dør ut et par uker etter toppen. I april-mai tilføres innsjøen næringssalter 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 næringssalter fra dypere vannlag i forbindelse med erosjonen av temperatursprangsjiktet.

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.

Oppblomstringene av enkelte algearter har gjort at fordelingen mellom hovedgruppene har variert betydelig i Strondafjorden. Innsjøen ser derfor ut for å være relativt ømfintlig med hensyn til mulighet for algeoppblomstringer. Disse forholdene viser at det er nødvendig med en stadig årvåkenhet med hensyn til tilførsler av næringssalter fra f.eks. kloakkutslipp, landbruk eller industri, og de viser viktigheten av at vannkvaliteten overvåkes ved jevnlig, systematiske undersøkelser.

Middelkonsentrasjonen av total nitrogen viste en synkende tendens i Strondafjorden i perioden 1995-2001, mens den økte noe igjen i 2002. Årsaken til økningen var sannsynligvis betydelige tilførsler av nitrogenrikt vann bl.a. fra jordbruksområdene på forsommeren. Innsjøens konsentrasjon av fosfor ser ut til å være nært knyttet til konsentrasjonen av humus som først og fremst er avhengig av humusutlekkningen 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. Det ser imidlertid ut til å ha vært en generell tendens til nedgang siden 1996-97, og middelverdien for vekstsesongen 2002 var den laveste som er registrert siden målingene startet i 1984.

Størrelsen på den dominerende vannloppearten i Strondafjorden, *D. galeata*, var ubetydelig endret fra 2001 til 2002. Reduksjonen i kroppslengden *D. galeata* som ble registrert i perioden 1992-2001, kunne tyde på at predasjonspresset fra planktonspisende fisk (antagelig først og fremst sik) var økende 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.

Vindavassdraget

Den biologiske befaringen i Vindavassdraget i august 2002 viste at Vinda med tilrennende mindre elver og større bekker var lite påvirket av lokalbetiget forurensning. Unntak fra dette var midtre del av Grytebekken ved Robøle som var noe påvirket av næringssaltforurensning. Dette kom til syne i form av stor forekomst av de trådformede grønnalgene *Spirogyra* sp. og *Ulothrix zonata*. De mindre bekkene som renner gjennom områder med hyttebebyggelse, turistanlegg og støler var også lite påvirket av forurensninger. Volbuelva var imidlertid noe påvirket av overgjødning, dvs. økte tilførsler av næringssalter. Dette gav seg utslag i stor forekomst av *Spirogyra*. Volbuelva og Vindavassdraget hadde biologisk sett rentvannsforhold eller nær rentvannsforhold (Forurensningsklasse I eller I-II) med en sammensetning av flora og fauna i samsvar med eller i nært samsvar med forventet naturtilstand. Typiske forurensningsindikatorer eller artsforskyvninger som kunne gi indikasjon på direkte forurensning, ble ikke påvist. Det ble ikke observert unormalt stor forekomst av påvekstalger (grønske) i deler av vassdraget som ikke berøres av lokale forurensningskilder, og det ble heller ikke observert skadeeffekter pga. forurensning. Ut fra de biologiske forholdene kan derfor økologisk status betegnes som meget god eller god i vassdraget som helhet.

Resipientkapasiteten i Vindavassdraget og Volbuelva bedømmes som akseptabel. Undersøkelsen ble gjort i en periode da det i lengre tid hadde vært relativt høy vannføring. Hvorvidt resipientkapasiteten vil være tilstrekkelig i de mindre bekkene også i perioder med mere utpreget lavvannføring, må eventuelt undersøkes nærmere. For at vassdraget skal kunne opprettholde god økologisk status og tilstrekkelig resipientkapasitet, er det en forutsetning at tilførslene av forurensninger til elvas nedre del ikke øker. Det er derfor viktig at det kontinuerlig foretas effektivt vedlikehold og forbedringer av de tiltakene mot forurensninger som allerede er gjennomført i nedbørfeltet. I øvre deler av vassdraget er det viktig at en har gode løsninger for kloakk og gråvann ved turistanleggene, hyttene og stølene inne på fjellet, samt sørger for å begrense tilførslene av næringssalter og husdyrgjødsel fra dyrkede beitearealer og fjøs.

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.
- Bækken, T., G. Kjellberg og A. Linløkken. 1999. Overvåking av bunndyr i grensekryssende vassdrag i østlandsområdet i forbindelse med vassdragskalking. Samlerapport for undersøkelsene i 1995, 1996 og 1997. DN-notat 1999-2. 55 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. 1997. Undersøkelse av begroings- og bunndyrforekomst i Vindeåni oppstrøms og nedstrøms utslipp av prosessvann fra Vindin Vassverk. NIVA-rapport. Løpenr. 3727-97. 16 s.
- 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.

Lindstrøm, E-A., G. Kjellberg og R.F. Wright. 2000. Tålegrenser for nitrogen som næringsstoff i norske fjellvann: økt "grønske"? NIVA-rapp. Løpenr. 4187-2000. 40 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 Kjellberg, G. 2022. Overvåking av vannkvalitet og biologiske forhold i Begna-/Øystre Slidre-vassdraget i 2001. NIVA-rapport. Løpenr. 4482-2002. 43 s.

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. Overvåking 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. Overvåking av vannkvaliteten i Strondafjorden 1992. NIVA-rapport. Løpenr. 2885. 9 s.
- Rognerud, S. og T. Bækken. 2002. Overvåking av metallforurensing fra militære skytefelt og demoleringsplasser. NIVA-rapp. Løpenr. 4512-2002.
- SFT 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Statens forurensningstilsyn. Veiledning 97:04. 31 s.
- Sigmond, E.M.O., Gustavson, M. og Roberts, D. 1984. Berggrunnskart over Norge. Målestokk 1:1 million. Norges Geologiske undersøkelse.
- Skulberg, O. og Kotai, J. 1985. Skjønn Lomen kraftverk. Resipientforhold og vannkvalitet i Øystre Slidre-vassdraget. Oppland. NIVA O-82086, 98 s.
- Østrem, G., Flakstad, N. og Santha, J.M. 1984. Dybdekart over norske innsjøer. Norges vassdrags- og elektrisitetsvesen. Medd. nr. 48 fra Hydrologisk avdeling. 128 s.

5. Vedlegg

Tabell I. Hydrologiske og morfometriske data for Slidrefjorden, Øyangen og Strondafjorden.
Kilder: Hegge 1989, Rognerud et al. 1987, Østrem et al. 1984 og T. Grønvold, FBR, pers. oppl.

		Slidrefjorden	Øyangen	Strondafjorden
Høyde over havet	m	366	677	355
Nedbørfelt	km ²	758	263	1842
Overflateareal	km ²	11,3	6,8	13,7
Største dyp	m	76	73	95
Volum	mill. m ³	270	117	452
Middeldyp	m	24	17	33
Oppholdstid	år	0,3 ¹	0,5	0,4
Reguleringshøyde	m	3,5	8,3	7

1) Etter regulering, 0,5 år før Lomen-reguleringen.

Tabell II. UTM-kordinater for prøvetakingsstasjoner i Slidrefjorden, Øyangen og Strondafjorden.

Innsjø	Kartblad	Sonebelte	Øst-vest	Nord-sør
Slidrefjorden	1617 2	32V	494900	6777350
Øyangen	1617 2	32V	493450	6787755
Strondafjorden	1716 4	32V	513700	6760050

Tabell III. Månedsmiddeltemperaturer (°C) og månedsnedbørsummer (mm) for 2002 samt normalen (1961-90) ved Planteforsk, Løken forskingsstasjon.

	Lufttemperatur		Nedbør	
	2002	Normalen	2002	Normalen
Januar	-5,8	-9,9	46	42
Februar	-4,3	-8,4	45	26
Mars	-1,7	-4,1	19	31
April	3,6	0,8	16	22
Mai	8,8	6,8	85	45
Juni	12,3	11,7	64	61
Juli	14,2	13,1	84	72
August	16,1	11,8	28	69
September	9,8	7,1	39	58
Oktober	-0,3	2,7	65	61
November	-7,0	-4,1	41	51
Desember	-11,9	-8,4	28	37
Året	2,82	1,6	560	575

Tabell IV. Vannkjemiske analyseresultat fra blandprøver 0-10 m, termotolerante koliforme bakterier (TKB) på 1 m, totalt algevolum (0-10 m) og siktedyp i **Slidrefjorden i 2002.**

	12.06.2002	17.07.2002	19.08.2002	18.09.2002	16.10.2002	Middel	Klasse
pH	6,40	6,70	6,70	6,80	6,70	6,66	I
Ledningsevne, mS/m	1,65	1,62	1,72	1,63	1,58	1,64	
Turbiditet, FTU	0,42	0,40	0,42	0,40	0,50	0,43	I
Alkalitet, mmol/l	0,078	0,075	0,091	0,081	0,07	0,079	II
Total nitrogen, µgN/l	193	193	214	237	188	205	I
Nitrat+nitritt, µgN/l	121	110	80	66	94	94	
Total fosfor, µgP/l	2,0	2,0	3,8	3,3	3,0	2,8	I
Farge, mgPt/l	6	8	6	6	5	6	I
Klorofyll-a, µg/l	1,1	1,0	1,9	2,5	1,3	1,56	I
Tot. algevolum, mm ³ /m ³	82,7	82,4	129,4	170,8	84,3	109,9	
TKB, ant./100 ml	2	0	1	1	0	0,8	I
Siktedyp, m	9,6	10,4	8,3	8,9	11,7	9,8	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 **Øyangen i 2002.**

	12.06.2002	17.07.2002	19.08.2002	18.09.2002	16.10.2002	Middel	Klasse
pH	6,3	6,4	6,5	6,6	6,6	6,48	II
Turbiditet, FTU	0,55	0,43	0,42	0,40	0,70	0,50	II
Alkalitet, mmol/l	0,053	0,047	0,052	0,05	0,049	0,050	II
Total nitrogen, µgN/l	160	142	126	138	148	143	I
Nitrat+nitritt, µgN/l	40	43	22	18	47	34	
Total fosfor, µgP/l	<2	2,8	2,5	<2	2,5	2,2	I
Totalt org. karbon, mgC/l	2,0			1,1	1,0	1,4	I
Farge, mgPt/l	12	8	6	5	5	7,2	I
Klorofyll-a, µg/l	1,70	1,00	1,80	1,40	1,30	1,44	I
Tot. algevolum, mm ³ /m ³	99,2	100,9	147,0	130,7	238,2	143,2	
TKB, ant./100 ml	1	0	0	0	0	0,2	I
Siktedyp, m	8,4	9,4	9,0	9,7	11,1	9,5	I

Tabell VI. Vannkjemiske analyseresultat fra blandprøver 0-10 m, termotolerante koliforme bakterier (TKB) på 1 m, totalt algevolume (0-10 m) og siktedyp i **Strondafjorden i 2002.**

	12.06.2002	17.07.2002	19.08.2002	18.09.2002	16.10.2002	Middel	Klasse
pH	6,6	6,7	6,8	7,0	7,0	6,82	I
Ledningsevne, mS/m	2,28	2,25	2,52	2,20	2,23	2,3	
Turbiditet, FTU	0,50	0,37	0,46	0,37	0,45	0,43	I
Alkalitet, mmol/l	0,121	0,120	0,121	0,119	0,113	0,119	II
Total nitrogen, µgN/l	270	361	475	207	230	309	II
Nitrat+nitritt, µgN/l	154	118	85	88	130	115	
Total fosfor, µgP/l	3,5	3,7	2,7	2,0	2,7	3	I
Farge, mgPt/l	12	13	7	8	9	9,8	I
Klorofyll-a, µg/l	2,6	1,9	2	1,5	1,9	1,98	I
Tot. algevolume, mm ³ /m ³	213,7	280	296,6	107,9	109,6	201,6	
TKB, ant./100 ml	1	0	0	0	0	0,2	I
Siktedyp, m	7,7	8,6	8,7	10,5	11,7	9,4	I

Tabell VII. Sammensetningen av krepsdyrplanktonet i Slidrefjorden i 2002, basert på vertikale håvtrekk fra sjiktet 0-20 m i juni og oktober og kvantitative prøver (25 liters Schindler-henter) fra sjiktet 0-20 m i juli-september. + = sjelden/få individer, ++ = vanlig, +++ = rikelig/dominerende

Arter:	12.6.02	17.7.02	19.8.02	18.9.02	16.10.02
<i>Hoppekreps (Copepoda):</i>					
<i>Calanoida:</i>					
Heterocope saliens	+	++	+	+	
Acanthodiaptomus denticornis	+		+	+	
<i>Cyclopoida:</i>					
Cyclops scutifer	+++	+++	+++	+++	+++
Cyclopoida ubest.	+	+			
<i>Vannlopper (Cladocera):</i>					
Holopedium gibberum	+	+		+++	+
Daphnia longispina	+++	+++	+++	++	+
Bosmina longispina	+++	++	++	+++	+++
Bythotrephes longimanus				+	

Tabell VIII. Sammensetningen av krepsdyrplanktonet i Øyangen i 2002, basert på vertikale håvtrekk fra sjiktet 0-20 m i juni og oktober og kvantitative prøver (25 liters Schindler-henter) fra sjiktet 0-20 m i juli-september. + = sjelden/få individer, ++ = vanlig, +++ = rikelig/dominerende

Arter:	12.6.02	17.7.02	19.8.02	18.9.02	16.10.02
<u>Hoppekreps (Copepoda):</u>					
<u>Calanoida:</u>					
Heterocope saliens	++	+++	+	+	+
Acanthodiaptomus denticornis	++	++	++	+	+
<u>Cyclopoida:</u>					
Cyclops scutifer	+++	+++	+++	+++	+++
Cyclopoida ubest.	+		+		
<u>Vannlopper (Cladocera):</u>					
Holopedium gibberum	++	+	+	+	
Daphnia longispina	+++	+++	+++	++	++
Bosmina longispina	+++		++	+++	+++
Polyphemus pediculus			++		
Bythotrephes longimanus	+	+			

Tabell IX. Sammensetningen av krepsdyrplanktonet i Strondafjorden i 2002, basert på vertikale håvtrekk fra sjiktet 0-20 m i juni og oktober og kvantitative prøver (25 liters Schindler-henter) fra sjiktet 0-20 m i juli-september. + = sjelden/få individer, ++ = vanlig, +++ = rikelig/dominerende

Arter:	12.6.02	17.7.02	19.8.02	18.9.02	16.10.02
<u>Hoppekreps (Copepoda):</u>					
<u>Calanoida:</u>					
Heterocope saliens	+				
Heterocope appendiculata	++	++	+	+	
Acanthodiaptomus denticornis	++	++	+++	+++	+
<u>Cyclopoida:</u>					
Cyclops scutifer	+++	+++	+++	++	+++
Mesocyclops leuckarti			+	++	+
Cyclopoida ubest.	+		+		
<u>Vannlopper (Cladocera):</u>					
Leptodora kindtii	+				
Holopedium gibberum	++	++	++	+++	+
Daphnia longispina				+	
Daphnia galeata	+	+++	+	+++	++
Daphnia cristata	+	+			+
Bosmina longispina	++	+	+++	++	++
Bosmina longirostris		+			
Polyphemus pediculus				+	
Bythotrephes longimanus				+	

Tabell X Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra : Slidrefjorden, 1

Verdier gitt i mm^3/m^3 (=mg/m³ våtvekt)

År	2002	2002	2002	2002	2002
Måned	6	7	8	9	10
Dag	12	17	19	18	16
Dyp	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m

Cyanophyceae (Blågrønnalger)

Anabaena flos-aquae	.	.	.	2,7	.
Merismopedia tenuissima	.	0,6	1,3	1,9	.
Sum - Blågrønnalger	0,0	0,6	1,3	4,6	0,0

Chlorophyceae (Grønnalger)

Botryococcus braunii	.	.	0,7	.	.
Chlamydomonas sp. (l=12)	0,2
Chlamydomonas sp. (l=8)	.	.	0,3	0,3	0,3
Dictyosphaerium subsolitarium	.	.	.	1,0	.
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)	.	.	.	0,3	0,1
Fusola viridis	.	.	0,0	.	.
Gyromitus cordiformis	.	0,2	0,3	0,1	.
Monoraphidium dybowskii	.	0,3	0,3	0,9	0,7
Monoraphidium griffithii	0,2	0,2	.	.	.
Nephrocytium agardhianum	.	.	.	0,2	0,6
Oocystis rhomboidea	.	0,8	0,7	.	.
Oocystis submarina v.variabilis	.	0,9	0,5	.	0,1
Paramastix conifera	.	.	1,1	.	.
Scenedesmus denticulatus v.linearis	.	.	.	0,4	.
Spermatozopsis exsultans	.	.	.	0,2	.
Sphaerocystis Schroeteri	.	.	1,5	.	0,3
Willea irregularis	.	.	.	0,4	.
Sum - Grønnalger	0,2	2,4	5,3	3,7	2,3

Chrysophyceae (Gullalger)

Bitrichia chodatii	.	0,3	2,0	.	.
Chromulina sp. (Chr.pseudonebulosa ?)	0,5	1,7	0,8	0,6	0,1
Chrysochromulina parva	0,5	0,2	.	.	.
Chrysolykos skjajai	3,5	.	.	.	0,1
Craspedomonader	0,3	.	1,7	0,1	0,3
Dinobryon borgei	1,6	0,9	1,4	1,1	0,1
Dinobryon crenulatum	1,2	2,0	.	.	.
Dinobryon sociale v.americanum	0,8	.	3,6	0,8	.
Dinobryon suecicum v.longispinum	.	.	.	0,1	.
Kephyrion boreale	.	.	0,3	.	.
Kephyrion litorale	.	.	0,3	.	.
Kephyrion sp.	0,6	0,4	0,4	.	0,1
Løse celler Dinobryon spp.	2,0	.	0,4	.	.
Mallomonas akrokomos (v.parvula)	0,5	0,6	1,2	.	0,3
Mallomonas spp.	0,9	2,9	3,7	4,8	.

Ochromonas sp.	0,8	1,3	1,8	4,6	2,0
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	3,4	3,0	4,1	3,6	2,3
Pseudokephyrion alaskanum	0,3	0,2	0,2	0,2	.
Små chrysomonader (<7)	20,3	17,9	23,8	30,8	10,8
Spiniferomonas sp.	.	.	.	0,4	.
Stichogloea doederleinii	0,6
Store chrysomonader (>7)	1,7	6,9	7,8	19,8	5,6
Synura sp. (l=9-11 b=8-9)	0,9
Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)	0,7	4,3	3,6	1,0	1,0
Ubest.chrysophycee	0,1	0,6	0,2	0,1	0,1
Uroglena americana	.	.	1,0	0,7	.
Sum - Gullalger	41,2	43,1	58,1	68,8	22,7

Bacillariophyceae (Kiselalger)

Achnanthes sp. (l=15-25)	.	.	.	0,4	.
Asterionella formosa	0,4	0,2	.	.	.
Aulacoseira alpigena	2,6	1,2	0,2	0,2	0,5
Aulacoseira subarctica	1,1
Cyclotella comta v. oligactis	5,7	6,8	1,2	0,3	.
Cyclotella glomerata	.	0,4	0,6	.	.
Cyclotella sp. (d=8-12 h=5-7)	.	1,2	0,2	0,5	0,5
Fragilaria sp. (l=30-40)	.	0,1	.	.	0,4
Fragilaria sp. (l=40-70)	0,1	.	.	0,2	.
Rhizosolenia eriensis (var.?)	1,0	0,3	.	.	.
Sum - Kiselalger	10,8	10,2	2,2	1,6	1,3

Cryptophyceae (Svelgflagellater)

Cryptaulax vulgaris	0,3	.	.	.	0,3
Cryptomonas cf.erosa	0,8
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	1,1	.	1,1	3,6	4,8
Cryptomonas marssonii	.	0,6	0,9	2,5	3,2
Cryptomonas sp. (l=15-18)	0,1	.	1,0	1,3	.
Cryptomonas sp. (l=20-22)	0,2	1,0	6,5	9,1	2,9
Cryptomonas spp. (l=24-30)	.	.	2,5	4,0	4,0
Katablepharis ovalis	2,9	2,1	2,9	4,1	1,6
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplanctica)	5,7	3,9	13,2	17,9	22,8
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	.	3,1	5,6	11,9	2,8
Sum - Svelgflagellater	10,3	10,8	33,6	54,4	43,2

Dinophyceae (Fureflagellater)

Gymnodinium cf.lacustre	3,2	1,4	3,5	5,8	1,9
Gymnodinium cf.uberrimum	.	.	.	6,6	.
Gymnodinium sp. (l=14-16)	2,4	0,2	2,9	7,0	0,2
Peridinium sp. (l=15-17)	.	.	.	3,3	.
Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)	2,8	.	3,2	2,0	0,7
Ubest.dinoflagellat	.	.	2,7	.	.
Sum - Fureflagellater	8,4	1,7	12,2	24,7	2,9

My-alger

My-alger	11,8	13,6	16,7	12,9	12,0
Sum - My-alge	11,8	13,6	16,7	12,9	12,0

Sum totalt :	82,7	82,4	129,4	170,8	84,3
--------------	------	------	-------	-------	------

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

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

	År	2002	2002	2002	2002	2002
	Måned	6	7	8	9	10
	Dag	12	17	19	18	16
	Dyp	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m
Cyanophyceae (Blågrønnalger)						
Chroococcus limneticus		.	.	.	0,3	.
Merismopedia tenuissima		.	0,5	.	4,2	2,0
Sum - Blågrønnalger		0,0	0,5	0,0	4,5	2,0
Chlorophyceae (Grønnalger)						
Chlamydomonas sp. (l=8)		0,3	0,5	.	2,7	1,1
Closterium sp.		.	0,3	.	.	.
Crucigenia quadrata		.	0,6	.	.	.
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)		.	0,2	0,1	.	0,3
Gyromitus cordiformis		.	.	.	0,1	.
Monoraphidium dybowskii		.	0,5	.	.	.
Monoraphidium griffithii		.	.	0,4	.	.
Oocystis marssonii		.	0,8	.	.	.
Oocystis rhomboidea		.	0,2	0,2	0,1	0,2
Oocystis submarina v.variabilis		.	1,6	0,5	0,4	0,2
Spermatozopsis exsultans		.	.	0,1	.	.
Sphaerocystis schroeteri		.	0,3	.	.	.
Ubest.cocc.gr.alge (Chlorella sp.?)		.	.	1,0	0,3	.
Willea irregularis		.	.	.	0,4	.
Sum - Grønnalger		0,3	5,1	2,3	4,0	1,8
Chrysophyceae (Gullalger)						
Bitrichia chodatii		1,0	2,3	0,3	0,3	0,3
Chromulina sp. (Chr.pseudonebulosa ?)		0,2	1,0	1,1	.	0,1
Chrysochromulina parva		.	.	0,2	.	.
Chrysolykos skjui		0,6	.	.	.	0,9
Craspedomonader		0,1	.	.	0,4	0,6
Cyster av Chrysolykos skjui		1,5	.	0,2	0,1	0,6
Dinobryon borgei		1,1	2,4	2,1	2,1	0,2
Dinobryon crenulatum		.	0,4	2,4	4,4	1,2
Dinobryon sociale v.americanum		0,4
Kephyrion boreale		0,3
Kephyrion sp.		0,4	0,1	0,1	0,1	0,6
Løse celler Dinobryon spp.		.	.	0,4	0,4	.
Mallomonas akrokomos (v.parvula)		0,6	.	0,6	.	0,6
Mallomonas cf.maiorensis		.	0,7	.	0,7	.
Mallomonas spp.		1,5	2,4	1,5	1,0	.
Ochromonas sp.		3,1	0,5	2,0	2,6	2,0
Ochromonas sp. (d=3.5-4)		5,1	4,4	3,8	4,5	155,8
Små chrysomonader (<7)		32,0	19,6	40,0	30,1	24,5
Spiniferomonas sp.		.	.	0,4	0,8	0,8

Stichogloea doederleinii	.	0,6	.	.	.
Store chrysomonader (>7)	18,9	3,4	6,9	18,1	8,6
Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)	1,0	0,3	2,0	2,3	0,7
Ubest.chrysophyceae	0,2	0,2	0,1	.	0,1
Uroglena americana	.	.	6,8	.	.
Sum - Gullalger	68,0	38,3	70,7	68,0	197,6

Bacillariophyceae (Kiselalger)

Achnanthes sp. (l=15-25)	.	.	0,4	.	.
Aulacoseira alpigena	.	.	.	0,2	.
Cyclotella sp. (d=8-12 h=5-7)	.	.	0,7	1,6	1,3
Eunotia sp.	0,2	0,3	.	.	.
Sum - Kiselalger	0,2	0,3	1,1	1,8	1,3

Cryptophyceae (Svelgflagellater)

Cryptaulax vulgaris	0,3
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	.	.	.	0,4	0,4
Cryptomonas marssonii	.	2,2	2,6	2,2	2,0
Cryptomonas sp. (l=15-18)	.	.	0,8	0,5	.
Cryptomonas sp. (l=20-22)	0,2	3,6	.	2,2	3,6
Katablepharis ovalis	3,3	1,7	3,1	2,1	0,7
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplanctica)	5,1	1,8	2,0	2,0	3,2
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	2,5	15,9	11,5	6,9	3,1
Ubest.cryptomonade (l=6-8) Chro.acuta ?	.	.	.	0,5	.
Sum - Svelgflagellater	11,2	25,2	19,9	16,7	13,4

Dinophyceae (Fureflagellater)

Amphidinium sp.	.	.	0,5	.	.
Gymnodinium cf.lacustre	2,9	1,2	5,0	5,1	3,4
Gymnodinium sp. (l=14-16)	2,2	1,4	6,0	4,1	1,2
Katodinium sp. (l=12-14)	.	.	5,3	0,2	0,2
Peridinium sp. (l=15-17)	.	.	.	0,7	0,3
Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)	0,8	.	3,5	4,4	1,6
Ubest.dinoflagellat	0,9	1,9	.	1,9	2,3
Sum - Fureflagellater	6,8	4,5	20,3	16,3	9,0

Xanthophyceae (Gulgrønnalger)

Isthmochloron trispinatum	.	.	.	0,7	.
Sum - Gulgrønnalger	0,0	0,0	0,0	0,7	0,0

My-alger

My-alger	12,7	27,1	32,6	18,8	13,0
Sum - My-alge	12,7	27,1	32,6	18,8	13,0

Sum totalt : 99,2 100,9 147,0 130,7 238,2

Tabell XII Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra : Strondafjorden, 1

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

	År	2002	2002	2002	2002	2002
	Måned	6	7	8	9	10
	Dag	12	17	19	18	16
	Dyp	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m

Cyanophyceae (Blågrønnalger)

Merismopedia tenuissima	.	.	.	0,8	.
Snowella lacustris	.	.	0,3	5,1	5,0
Woronichinia compacta	2,4
Sum - Blågrønnalger	0,0	0,0	0,3	5,9	7,4

Chlorophyceae (Grønnalger)

Botryococcus braunii	.	1,4	.	.	.
Chlamydomonas sp. (l=12)	.	0,2	.	.	.
Chlamydomonas sp. (l=8)	0,8	0,3	1,1	0,3	0,3
Cosmarium abbreviatum	.	0,2	.	.	.
Cosmarium subcostatum	0,4
Crucigenia quadrata	0,3	0,3	.	0,3	.
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)	1,3	0,3	.	0,3	.
Gloeotila sp.	.	.	4,0	.	.
Gyromitus cordiformis	0,2	.	0,1	0,2	0,2
Koliella sp.	0,1
Monoraphidium dybowskii	0,2	3,7	0,9	1,1	0,5
Oocystis marssonii	.	.	0,2	.	.
Oocystis submarina v.variabilis	0,1	0,4	0,5	0,4	0,1
Paramastix conifera	.	.	.	0,9	.
Quadrigula pfitzeri	.	.	.	0,5	.
Scenedesmus denticulatus v.linearis	.	0,2	.	0,2	.
Scenedesmus opoliensis	0,3
Sphaerocystis schroeteri	.	.	0,3	1,5	.
Ubest. kuleformet gr.alge (d=5)	0,3	.	0,5	.	.
Ubest. kuleformet gr.alge (d=9)	2,0
Willea irregularis	.	.	0,2	0,3	.
Zygote av Closterium spp.	0,7
Sum - Grønnalger	4,8	6,9	7,7	5,9	3,0

Chrysophyceae (Gullalger)

Bitrichia chodatii	.	1,0	1,3	.	.
Chromulina sp. (Chr.pseudonebulosa ?)	.	1,1	0,2	0,4	0,1
Chrysochromulina parva	15,8	1,8	5,9	0,2	0,6
Chrysolykos planctonicus	0,2	0,3	.	.	.
Chrysolykos skjaj	2,0	.	0,2	.	.
Craspedomonader	0,2	3,8	4,7	0,5	0,4
Dinobryon borgei	2,8	0,7	0,1	0,3	0,1
Dinobryon crenulatum	5,6	2,8	3,2	0,4	.
Dinobryon cylindricum var.alpinum	0,8

Dinobryon sociale v.americanum	3,6
Dinobryon suecicum v.longispinum	0,6	1,0	.	.	.
Kephyrion boreale	0,3
Kephyrion sp.	4,8	.	.	0,1	.
Mallomonas akrokomos (v.parvula)	.	1,1	1,2	1,6	0,3
Mallomonas caudata	.	0,7	.	1,8	.
Mallomonas cf.crassisquama	.	.	0,3	.	.
Mallomonas cf.maiorensis	0,7	.	0,7	.	.
Mallomonas punctifera (M.reginae)	1,0
Mallomonas spp.	3,0	1,0	0,6	0,7	.
Ochromonas sp.	0,8	0,8	1,6	1,0	4,6
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	3,9	3,8	3,2	3,6	2,6
Pseudokephyrion alaskanum	0,2	.	0,3	.	.
Små chrysomonader (<7)	38,8	32,0	44,6	12,4	5,9
Spiniferomonas sp.	0,8	0,8	.	.	.
Stichogloea doederleinii	0,9	0,6	.	0,9	.
Store chrysomonader (>7)	13,8	8,6	7,8	5,2	3,9
Synura sp. (l=9-11 b=8-9)	0,9
Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)	0,7	6,3	.	1,3	1,2
Ubest.chrysophyceae	0,6	0,1	0,2	0,2	0,1
Uroglena americana	.	119,6	43,6	0,4	.
Sum - Gullalger	101,5	187,9	119,6	31,0	20,6

Bacillariophyceae (Kiselalger)

Asterionella formosa	0,4	3,5	44,2	0,3	4,4
Aulacoseira alpigena	4,3	3,0	0,7	0,2	3,4
Cyclotella comta v.oligactis	6,0	0,3	0,3	.	.
Cyclotella glomerata	0,8	0,6	33,3	0,8	0,7
Cyclotella radiosa	0,5
Cyclotella sp. (d=8-12 h=5-7)	5,3	0,1	.	0,4	1,3
Diatoma tenue	2,9
Fragilaria sp. (l=30-40)	2,2	.	.	.	0,2
Fragilaria sp. (l=40-70)	1,8
Fragilaria ulna (morfortyp"ulna")	4,8
Rhizosolenia eriensis (var.?)	8,6	0,6	0,3	.	.
Tabellaria fenestrata	1,1	.	2,1	1,2	25,6
Sum - Kiselalger	38,6	8,2	80,9	2,9	35,6

Cryptophyceae (Svelgflagellater)

Cryptomonas cf.erosa	1,8	0,8	.	0,5	3,8
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	0,8	2,0	0,7	0,4	9,2
Cryptomonas marssonii	1,0	2,2	0,3	1,0	1,3
Cryptomonas sp. (l=20-22)	1,4	3,8	1,4	2,2	2,4
Cryptomonas spp. (l=24-30)	1,5	0,5	0,5	2,5	4,5
Katablepharis ovalis	5,7	7,6	7,6	2,4	1,1
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	13,6	20,7	10,4	19,5	6,0
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	1,5	2,2	1,3	1,6	1,0
Sum - Svelgflagellater	27,2	39,7	22,3	30,0	29,3

Dinophyceae (Fureflagellater)

Ceratium hirundinella	.	.	10,8	12,0	.
Gymnodinium cf.lacustre	6,3	7,6	5,3	0,6	0,8
Gymnodinium cf.uberrimum	6,6	5,8	.	3,3	.
Gymnodinium helveticum	.	.	4,0	.	2,0

Gymnodinium sp. (I=14-16)	4,6	5,0	1,9	1,7	0,2
Peridinium sp. (I=15-17)	1,3
Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)	2,0	2,0	21,0	5,5	0,8
Ubest.dinoflagellat	0,8	0,5	2,3	0,5	.
Sum - Fureflagellater	21,5	20,9	45,3	23,6	3,8

My-alger

My-alger	20,0	16,3	20,5	8,6	10,0
Sum - My-alge	20,0	16,3	20,5	8,6	10,0

Sum totalt :	213,7	280,0	296,6	107,9	109,6
--------------	-------	-------	-------	-------	-------

Vurderingssystem brukt ved biologisk befaring i Vindavassdraget 2002

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)). Med forventet naturtilstand menes ifølge DN og SFT (1997) den økologiske status (miljøkvalitetstilstand) en ville ha hatt i vassdraget/lokaliteten om det/den ikke hadde vært påvirket av menneskelige aktiviteter. Dersom avviket er stort og naturgitte biologisk mangfold er klart redusert eller forandret, betegner vi vassdraget/lokaliteten som forurenset og at vassdraget/lokaliteten ikke har akseptabel (dvs dårlig eller meget dårlig) økologisk status. Er høyere biologisk liv utslått, betegnes vassdraget/lokaliteten som totalskadd. Der avviket er lite eller moderat, men faglig dokumenterbart, og det biologiske mangfoldet i liten grad er blitt forandret, bruker vi benevnelsen påvirket. Påvirket tilsvarer "ubetydelig forurenset" og "Moderat forurenset" i SFTs klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (se Andersen et. al 1977).

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 næringsalter (overgjødsling/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 Vinda-vassdraget satt forurensningsklasse II (grønn markering) som normgivende økologiske status i småbekker som renner gjennom jordbruksområder (inkl. støler og beitemarker) og mer bebygde områder (inkl. turistanlegg og hytteområder). Dvs. at klasse I (blå markering), I-II (blågrønn markering) og II (grønn markering) bedømmes som akseptabel tilstand økologisk sett, mens klasse II-III (grønn gul 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 det vil kunne være en viss forurensningspåvirkning i småbakkene som renner gjennom beiteområder, dyrket mark og mer befolkede områder. Det blir likevel ikke akseptert at det forekommer direkte forurensete elve- og bekkestrekninger, 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 Vinda-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.

Vurderingsgrunnlag for Vindavassdraget.

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 vedrørende vurderingssystem ved biologiske befaringsundersøkelser.

- 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.
- Direktoratet for Naturforvaltning og Statens Forurensningstilsyn. 1997. Miljømål for vannforekomstene. Forslag til retningslinjer for kommunal fastsetting av miljømål og miljøkvalitetsnormer. 16 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 Trysil-elva 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 Begna-/Øystre Slidre-vassdraget 2000-2007.
- Statens Forurensningstilsyn (SFT). 1992. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Kortversjon. SFT-rapport 92:06, TA-905/1992. 30 s.