



RAPPORT LNR 4800-2004

Overvåking av
vannkvalitet og
biologiske forhold i
Begna-/Øystre Slidre-
vassdraget i 2003



Elva Urula i Sør-Aurdal kommune den 5. august 2003

Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

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

Østlandsavdelingen

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

Vestlandsavdelingen

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

Akvaplan-niva

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

Tittel Overvåking av vannkvalitet og biologiske forhold i Begna-/Øystre Slidrevassdraget i 2003.	Løpenr. (for bestilling) 4800-2004	Dato Februar 2004
	Prosjektnr. Undernr. O-23603	Sider Pris 40
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
--	---------------------------------------

<p>Sammendrag</p> <p>Rapporten gir en beskrivelse av vannkvaliteten og forurensningsgraden av nærings-salter i Heggefjorden og Strondafjorden samt i Hedalsvassdraget (gren av Urula) i Sør-Aurdal. Den oppsummerer også tidsutviklingen i vannkvaliteten fra 1980-tallet til 2003. Ut fra sesongmiddelverdiene av nærings-salter og klorofyll-<i>a</i> kan Heggefjorden og Strondafjorden betegnes som næringsfattige innsjøer. Konsentrasjonen av tarmbakterier var lav, og siktedypet var høyt. Vannkvaliteten kan derfor karakteriseres som meget god i vekstsesongen 2003 i begge innsjøene. I Heggefjorden har vi i de senere årene observert noe større mengder enn på slutten av 1980-tallet. Dette kan være et utslag av en forsinket effekt av Lomen-reguleringen, som førte til betydelig redusert vannutskifting i Heggefjorden. Men det kan også skyldes naturlige år- til årvariasjoner. Økningen i mengden har vært beskjeden og har hittil ikke ført til noen forringelse av vannkvaliteten. I Strondafjorden har vannkvaliteten stort sett vært god de siste 8-10 årene. Bortsett fra en moderat algeoppblomstring høsten 2001, har det ikke blitt observert markerte algeoppblomstringer siden 1994. Resultatene fra overvåkingen i perioden 1984-93 samt i 2001 viser imidlertid at små økninger i tilførselen av nærings-salter i kombinasjon med pent og varmt vær lett kan føre til algeoppblomstringer og dermed problemer for brukerne av innsjøen. Urula og Hedalsvassdraget med tilløpselver hadde i hovedsak rentvannskarakter, god økologisk status og en akseptabel tilstand ved undersøkelsen i 2003. Den moderate overgjødningen som ble observert i Hedalsvassdraget, ved Hedal sentrum, var beskjeden og vurderes som akseptabel.</p>

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

**Overvåking av vannkvalitet og biologiske forhold i
Begna-/Øystre Slidre-vassdraget i 2003**

Forord

Denne rapporten omhandler vannkvaliteten og biologiske forhold i Heggefjorden, Strondafjorden og i Hedalsvassdraget i 2003. Den gir også en beskrivelse av tidsutviklingen i vannkvaliteten i innsjøene. Vurderingene av Heggefjorden og Strondafjorden er gjort ut fra konsentrasjoner av næringssalter, organisk stoff, plankton og fekale indikatorbakterier. I Hedalsvassdraget er vurderingene gjort på basis av en befaring med biologiske feltobservasjoner.

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. Kontaktperson for oppdragsgiverne har vært Christian Rieber-Mohn i Nord-Aurdal kommune.

Vannanalysene har vært utført av LabNett as på Hamar (vannkjemi og tarmbakterier) og NIVAs laboratorium i Oslo (klorofyll). Den biologiske befaringen i Hedalsvassdraget ble utført av Gösta Kjellberg med assistanse av Jarl Eivind Løvik. Pål Brettum har analysert planteplankton, mens J. E. Løvik har bearbeidet dyreplankton. Løvik har også vært prosjektleder for NIVA. Terje Flaten i Sør-Aurdal kommune har bidratt med opplysninger om bosetting, landbruk, fritidsbebyggelse m.m. i Hedalen. Meteorologiske data er innhentet fra Planteforsk, Løken forskingsstasjon i Øystre Slidre ved Wencke Windingstad. Hydrologiske data er stilt til rådighet av Foreningen til Bægnavassdragets Regulering ved Tron Grønvold. Prøveinnsamling, databearbeiding og rapportering er utført av personalet ved NIVA Østlandsavdelingen. Alle takkes for velvillig samarbeid!

Ottestad, 25. februar 2004

Jarl Eivind Løvik

Innhold

Sammendrag	5
Summary	7
1. Innledning	8
1.1 Bakgrunn	8
1.2 Heggefjorden og Strondafjorden	8
1.3 Hedalsvassdraget	9
1.4 Målsetting	10
1.5 Materiale og metoder	10
2. Resultater	12
2.1 Nedbør og avrenningsforhold	12
2.2 Heggefjorden og Strondafjorden	13
2.2.1 Siktedyb og vannkjemi	13
2.2.2 Planktonalger	17
2.2.3 Dyreplankton	20
2.2.4 Tarmbakterier	21
2.3 Biologiske feltobservasjoner i Hedalsvassdraget	22
3. Sammenfattende diskusjon	24
4. Litteratur	27
5. Vedlegg	29

Sammendrag

Hovedmålet med undersøkelsen har vært å registrere miljøtilstanden og forurensningsgraden av næringssalter i Heggefjorden og Strondafjorden samt i Hedalsvassdraget. Rapporten omhandler resultatene av overvåkingen i 2003, men disse er også samholdt med resultatene fra tidligere undersøkelser for å avdekke tidstrender i forurensningsgraden fra midten av 1980-tallet og fram til år 2003. Vurderingene er gjort på grunnlag av månedlige observasjoner av siktedyp, generell vannkjemi, næringssalter, plankton og fekale indikatorbakterier i vekstsesongen (juni-oktober) for innsjøenes vedkommende. For Hedalsvassdragets del er en befaring med biologiske feltobservasjoner av begroingsorganismer, vannvegetasjon og bunndyr lagt til grunn for vurderingene.

Vekstsesongen 2003 som helhet var mild med nedbørmengder litt i underkant av normalen. Mest nedbør kom det i juli og august, mens juni, september og spesielt oktober var nedbørfattige måneder. Vanntilførselen til Strondafjorden var relativt liten fra begge hovedtilløpselvene, dvs. Begna og Øystre Slidrevassdraget, i løpet av vekstsesongen (juni-oktober). I denne perioden ble det tilført mest vann i juni måned for begge vassdragenes vedkommende. Vårflommen kom imidlertid i mai i Øystre Slidrevassdraget, mens den i hovedsak kom i første halvdel av juni i Begna (målt ved utløpet av Slidrefjorden).

Dersom sesongmiddelverdiene av siktedyp, næringssalter og klorofyll-*a* i 2003 legges til grunn, kan Heggefjorden og Strondafjorden 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 (tilstandsklasse I) i henhold til SFT's system for klassifisering av vannkvalitet. Mengden og sammensetningen av alger var i 2003 karakteristisk for næringsfattige innsjøer. Dette viste at tilgangen på næringssalter stort sett var lav i undersøkelsesperioden. Et betydelig innslag av svelgflagellater som *Rhodomonas lacustris* i begge innsjøene indikerte imidlertid en noe bedre tilgang på næringssalter i deler av sesongen.

Krepsdyrplanktonet hadde en artssammensetning som er vanlig i næringsfattige innsjøer med et lavt predasjonspress fra planktonspisende fisk i Heggefjorden og et markert predasjonspress i Strondafjorden. Størrelsen av de dominerende vannloppeartene var betydelig mindre i Strondafjorden enn i Heggefjorden, sannsynligvis som følge av et hardere predasjonspress fra planktonspisende fisk i Strondafjorden. Andelen av effektive algebeitere innen krepsdyrplanktonet så ut til å være noe mindre i Strondafjorden enn i Heggefjorden, trolig på grunn av hardere predasjonspress fra planktonspisende fisk som sik og abbor. I Heggefjorden er det bare ørret og eventuelt ørekyte som kan ha betydning som predatorer på dyreplanktonet, og her hadde krepsdyrplanktonet en sammensetning som er mer gunstig med tanke på omsetning av algebiomasse oppover i næringskjeden.

Lomen-reguleringen, som ble iverksatt i 1983, innebar overføring av vann fra øvre deler av Øystre Slidrevassdraget via Øyangen til Lomen i Vestre Slidre. Reguleringen førte til at Heggefjorden fikk betydelig redusert vanntilførsel og vannutskifting, noe som sannsynligvis har gjort innsjøens vannmasser mer sårbare for tilførsler av næringssalter fra det lokale nedbørfeltet. Ved undersøkelsene i Heggefjorden i 1997, 2000 og 2003 ble det observert noe større algemengder enn ved undersøkelsene i 1987-89, men ingen økning over tid i løpet av de siste 3 undersøkelsesårene. Den observerte økningen i algemengder sammenlignet med på slutten av 1980-tallet kan være et utslag av en langtidsvirkning av reguleringen, men den kan også skyldes naturlige år- til årvariasjoner. Det har ikke skjedd noen signifikant endring av konsentrasjonene av fosfor og nitrogen i den samme perioden. Hittil har heller ikke økningen i algemengder gitt seg utslag i noen forringelse av vannkvaliteten.

Det ble ikke påvist fekale indikatorbakterier (tarmbakterier) i Heggefjordens øvre vannlag i perioden juni-oktober 2003, og i Strondafjorden ble det bare påvist meget lav konsentrasjon av slike bakterier

ved en av 5 prøvedatoer. Dette indikerte at begge innsjøene var lite påvirket av f.eks. tilførsler av kloakkutslipp og/eller sig fra husdyrgjødsel.

Vannkvaliteten i Strondafjorden har stort sett vært god med hensyn til næringssalter og algemengder i de siste 8-10 årene. Bortsett fra en moderat algeoppblomstring høsten 2001, har det ikke blitt observert markerte algeoppblomstringer i perioden 1994-2003. Forholdene på 1980- og 1990-tallet samt i 2001 har imidlertid 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 utnytt 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. Gullalgen *Uroglana americana* er en av de artene som på forsommeren 1991 gav sterk lukt av fisk/tran i området. Algene produserte trolig også toksiner som var en av årsakene til sikdøden senere dette året. Store mengder kiselalger er uønskelig bl.a. fordi de kan forårsake lukt og smak av vannet, tilgrising av fiskegarn og dårlig sikt i vannet.

Konsentrasjonen av fosfor har variert betydelig i Strondafjorden, men kan se ut til å ha hatt en synkende tendens i de senere årene. Middelverdien for vekstsesongen 2003 var en av de laveste som er registrert siden målingene startet i 1984. En årsak til dette kan være at tilførslene fra nedbørfeltet var lave som følge av moderate nedbørmengder og dermed liten avrenning fra dyrkamark og beskjedne tilførsler fra kloakksystemene. Erfaringene fra tidligere år viser imidlertid 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.

De biologiske feltobservasjonene i Hedalsvassdraget og Urula i august 2003 viste at vassdraget med tilrennende elver og bekker i hovedsak var lite påvirket av lokalbettinget forurensning. Nedre del av Åslielva der elva passerer Hedal sentrum samt strekningen nedenfor (Fossbrøyta) var noe overgjødset (klasse I-II). Dette kom til syne i form av noe økt forekomst av fastsittende alger. Elvestrekningen hadde likevel en flora og fauna i nært samsvar med forventet naturtilstand. Med "forventet naturtilstand" menes den økologiske status lokaliteten sannsynligvis ville ha hatt om den ikke hadde vært påvirket av menneskelige aktiviteter. Vurderingene av dette vil være basert på bred kunnskap om økologiske forhold i norske vassdrag kombinert med faglig skjønn. Direkte forurensede strekninger/lokaliteter med synlig heterotrof begroing (såkalte "lammehaler" og lignende) ble ikke observert, heller ikke elve- eller bekkestrekninger som var markert overgjødset. Det ble ikke observert unormalt stor forekomst av fastsittende alger ("grønske") i de elve- og bekkestrekningene som ikke var påvirket av lokale forurensningskilder (referanselokaliteter). Skadeeffekter av forurensning ble heller ikke observert. Samtlige av de undersøkte lokalitetene hadde levedyktige bestander av moderat forurensningsfølsomme organismer, men forekomst av meget forurensningsfølsomme arter ble likevel ikke påvist.

Ut fra de biologiske observasjonene ble økologiske status i de undersøkte delene av Hedalsvassdraget og Urula vurdert som god. Selvreinsingsevnen i Urula og Hedalsvassdraget med tilløpende mindre elver og større bekker vurderes som akseptabel. Den moderate overgjødningen som ble observert i Hedalsvassdraget i området ved og nedstrøms Hedal sentrum, var beskjeden og vurderes derfor som akseptabel. Det er likevel ønskelig at næringssaltforurensningen ikke øker. For at vassdraget skal kunne opprettholde god økologisk status og tilstrekkelig selvreinsingsevne, er det viktig at tilførslene av surt vann til elvas øvre deler ikke øker. Det er også viktig at det foretas effektivt vedlikehold av de tiltakene mot forurensninger som allerede er gjennomført i nedbørfeltet.

Summary

Title: Monitoring of water quality and aquatic biota in the Begna-/Øystre Slidre watercourse in 2003.

Year: 2004

Author: Jarl Eivind Løvik and Gösta Kjellberg

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-4479-4

The report describes the water quality and the degree of nutrient pollution in the lakes Heggefjorden and Strondafjorden and the Urula watercourse with the tributary Hedal watercourse in 2003. The temporal changes since the 1980s in water quality variables are also given for the two lakes. Based on seasonal means of total phosphorus, total nitrogen and chlorophyll *a* the lakes Heggefjorden and Strondafjorden can be characterized as oligotrophic lakes. The phytoplankton was dominated by species indicating oligotrophy, and the Secchi disc transparency was high in both lakes. The water quality of these lakes, during summer and autumn of 2003, can therefore be described as very good.

The algal biomass of Lake Heggefjorden was slightly higher in 1997, 2000 and 2003 compared to the years 1987-1989. Hydroelectric power regulations in the Øystre Slidre watercourse (completed in 1983) caused a markedly increase in water renewal time in Heggefjorden. As a consequence of this the water masses of Heggefjorden have probably become more vulnerable to nutrient inputs from the local catchment area. A delied effect of the regulations might therefore be a possible explanation to the increase in algal biomass since the 1980s. However, hitherto this has not caused any noticeable reduction in water quality.

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 1994-2003. 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 1995-2003.

The water quality and the ecological status of the river Urula and the Hedal watercourse with tributaries can be characterized as good and acceptable in the late summer of 2003. The main river Urula and larger tributaries and brooks had a flora and fauna in close accordance with natural conditions. However, along a section of the river, downstream Hedal, a slightly elevated biomass of benthos algae indicated a moderate eutrophication effect.

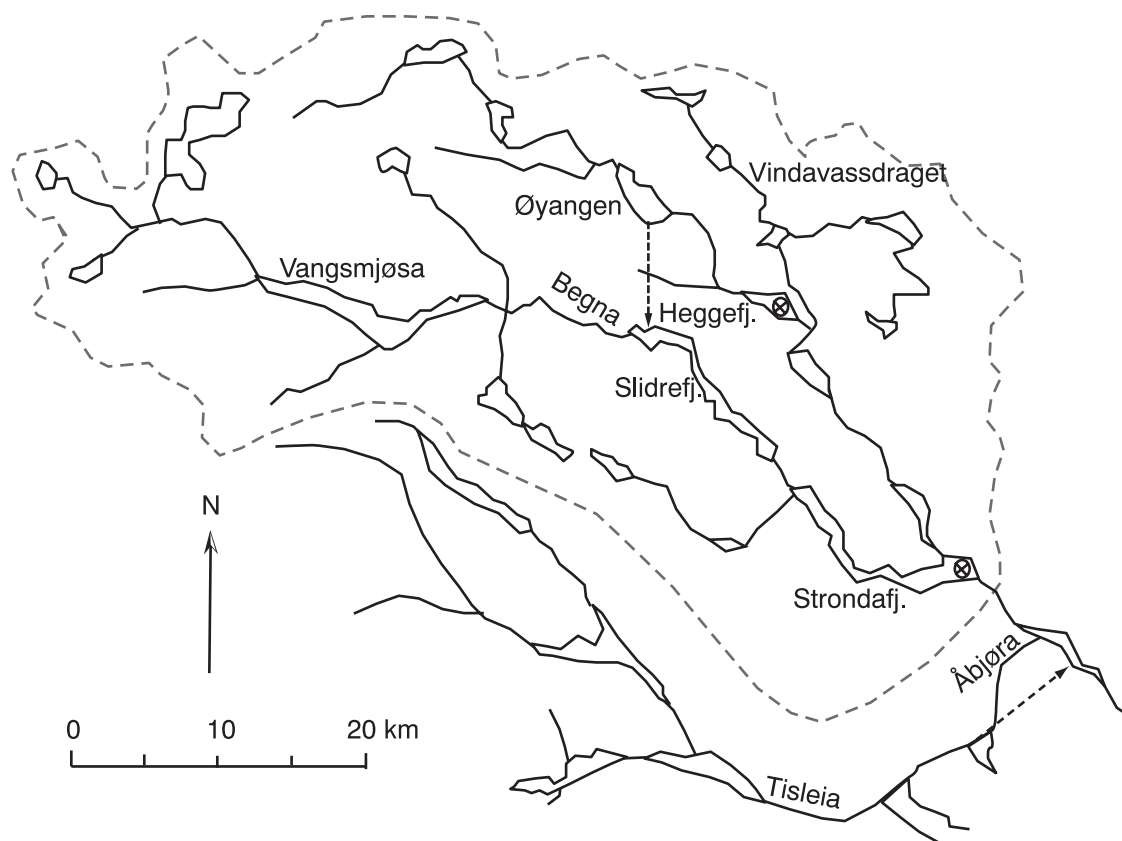
1. Innledning

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 2003 ble det bestemt å gjøre undersøkelser i Heggefjorden samt i Hedalsvassdraget i Sør-Aurdal.

1.2 Heggefjorden og Strondafjorden

Lomen-reguleringen som ble iverksatt i 1983, innebar overføring av vann fra de nordvestre delene av Øystre Slidrevassdraget via Øyangen til Lomen i Vestre Slidre. Reguleringen førte til at Heggefjorden fikk betydelig redusert vanntilførsel og vannutskifting, noe som sannsynligvis har gjort innsjøens vannmasser mer sårbare for tilførsler av næringssalter fra det lokale nedbørfeltet. På bakgrunn av denne reguleringen samt et behov for oppdatert kunnskap om vannkvaliteten har NIVA utført undersøkelser i Øystre Slidrevassdraget inklusive Heggefjorden i treårsperioden 1987-89, i 1997 og i 2000 (Rognerud og Romstad 1990, Løvik og Rognerud 1998, Løvik og Mjelde 2001).



Figur 1. Begna/Øystre Slidrevassdraget med nedbørfelt til utløp av Strondafjorden. Overføringene til Slidrefjorden og til Aurdalsfjorden er også vist samt stasjonsplassering i innsjøene.

Resultatene fra undersøkelsene i 1997 og 2000 viste en økning i algemengden i Heggefjorden sammenlignet med på slutten av 1980-tallet. Økningen var imidlertid beskjeden, og konsentrasjonene av næringssalter var på samme nivå som i 1987-89. Det ble konkludert med at dette sannsynligvis var et utslag av naturlige år- til årvariasjoner, men at en moderat langtidseffekt av Lomen-reguleringen heller ikke kunne utelukkes. På grunnlag av sesongmiddelverdiene for næringssalter og algemengder målt som klorofyll-*a* ble Heggefjorden fortsatt karakterisert som en næringsfattig innsjø med meget god vannkvaliteten i 2000.

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 2003a med referanser). Strondafjordens vannmasser har blitt betegnet som lite til moderat forurenset av næringssalter de senere årene. Innsjøen er imidlertid sårbar for forurensninger. Dette har bl.a. vist seg enkelte år på 1980- og 90-tallet da små belastningsøkninger i kombinasjon med pent og varmt vær førte til raske oppblomstringer av algearter innen gruppene gullalger og kiselalger. Innsjøens sårbarhet overfor forurensninger ble også illustrert i forbindelse med en mage/tarm-epidemi på Leira i mars –96 som høyst sannsynlig skyldtes vannbåren smitte via et midlertidig vanninntak på grunt vann i Strondafjorden (Næringsmiddeltilsynet for Valdres 1996).

1.3 Hedalsvassdraget

Hedalsvassdraget utgjør den ene hovedgrenen av elva Urula som er sideelv til Begna og munner ut ved nordenden av Sperillen (Fig. 14). Urula drenerer et ca. 600 km² stort område mellom Begna-dalføret og Hallingdal, hvorav Hedalsvassdragets nedbørfelt er på ca. 145 km² og den andre hovedgrenen, Aurdøla som drenerer Vassfaret verneområde, har et nedbørfelt på ca. 280 km². Hedalsvassdraget benevnes Åslielva i de øvre partiene og Fossbrøya i den nederste delen fra Hedalsengene og ned til samløpet med Aurdøla. Vassdragets nedbørfelt ligger i sin helhet i Sør-Aurdal kommune, mens betydelige deler av Aurdølas og Urulas nedbørfelt også ligger i Nes, Flå og Ringerike kommuner i Buskerud. Hedalsvassdraget er uregulert, mens Aurdøla har vært regulert i forbindelse med tømmerfløting. I dag selges inndemmet vann til de nedenforliggende vannfallseierne, for på den måten å skaffe midler til nødvendig vedlikehold av damanleggene, i tilfelle fløtingen blir tatt opp igjen (Hegge 1989).

Berggrunnen i Urulas nedbørfelt består hovedsakelig av grunnfjell som har liten evne til å løse ut salter til vannfasen (Sigmond et al. 1984, Rognerud et al. 1987). Urula med sidevassdrag har derfor en saltfattig vannkvalitet ofte med relativt lave pH-verdier. I de høyereliggende delene av Vassfaret har det vært store skader på fiskebestandene av forsurening, mens det nede i hoveddalføret, der de regulerte innsjøene ligger, fortsatt har vært en god vannkvalitet og ingen forsureningsskader på fiskebestandene (Hegge 1989, Sevaldrud et al. 1996). I Hedalsvassdraget finnes aure og røye, samt noe abbor og sik. Også her ble fiskebestander skadet (særlig aure og røye) før en kom i gang med kalking (Sevaldrud et al. 1996, O. Hegge pers. oppl.). Vassdraget har vært kalket i de siste 10-15 årene, noe som har gjort at en har klart å holde brukbare levevilkår for fiskebestandene. Vi kan også nevne at vi i forbindelse med befaringen i august observerte bekkerøye i den øverste delen av Åslielva ved Reset.

Viktigste driftsform i jordbruket er grasproduksjon med husdyrhold (vesentlig storfe og sau). Jordbruksproduksjonen har gått noe ned i de senere årene. Det er betydelige arealer med produktiv skog i dalen, men praktisk talt alt tømmer som avvirkes, transporteres ut av området. Det vil si at det ikke er større sagbruk eller treforedlingsbedrifter i dalen.

Hedalen har ca. 770 fastboende. Bebyggelsen er i stor grad spredt langs hovedvassdraget, men med størst tetthet langs en ca. 9-10 km lang strekning i nordøstre dalsida av hoveddalføret. 2 mindre boligfelt med 19 boliger er tilknyttet kommunalt avløpsnett med kloakkrenseanlegg. Det samme er

skolen og alderhjemmet/omsorgsboligene i dalen. Totalt 132 pe er tilknyttet renseanlegget som har utslipp til hovedvassdraget ved Hedalsengene. Den øvrige bebyggelsen har separate kloakkløsninger. Innbyggertallet i Hedalen har vært relativt stabilt i de senere årene, mens det i Sør-Aurdal kommune som helhet har vært en viss nedgang.

Sentralt i dalen ligger et kurs- og konferansesenter med 50 sengeplasser. Dette har eget kloakkanlegg med septiktank og infiltrasjon i grunnen. Lengst i sør, mot kommune- og fylkesgrensa til Ringerike og Buskerud ligger en leirskole med kapasitet til 60 personer. Denne har også eget kloakkanlegg med septiktank og infiltrasjon. Sør i dalen fins dessuten en bedrift som produserer hytter og et spesialverksted for produksjon/montering av bildeler.

Omkring de øverste delene av vassdraget, i områdene Teinvassåsen, Hellsenningen, Busuvatnet og Busufjellet finnes til sammen ca. 750 hytter. Noen av disse ligger på arealer som drenerer til Aurdøla eller Muggedøla (sideelv til Begna), men storparten ligger sannsynligvis i områder som drenerer til Hedalsvassdraget. Svært få av disse har tillatelse til å ha innlagt vann. Det vil si at de heller ikke skal ha vannklosetter. Det foreligger planer om utbygging av ytterligere ca. 200-250 hyttetomter, og noen av disse hyttene vil ha tillatelse til å legge inn vann og innstallere WC og kloakkløsninger.

1.4 Målsetting

Målsettingen for undersøkelsene er å registrere miljøtilstanden og forurensningsgraden av næringsalter i Heggefjorden og Strondafjorden samt i Hedalsvassdraget. 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.

Hensikten med undersøkelsene i Hedalsvassdraget i 2003 var å:

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

1.5 Materiale og metoder

Heggefjorden og Strondafjorden

Det ble samlet inn prøver en gang pr. måned i perioden juni-oktober fra en stasjon i hver av innsjøene. 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, farge, Tot-P, Tot-N og nitrat samt mengde og sammensetning av planteplankton (Klorofyll-*a* og algetellinger). Kvalitative prøver av dyreplankton ble samlet inn i form av vertikale håvtrekk fra sjiktet 0-20 m. 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

Hedalsvassdraget

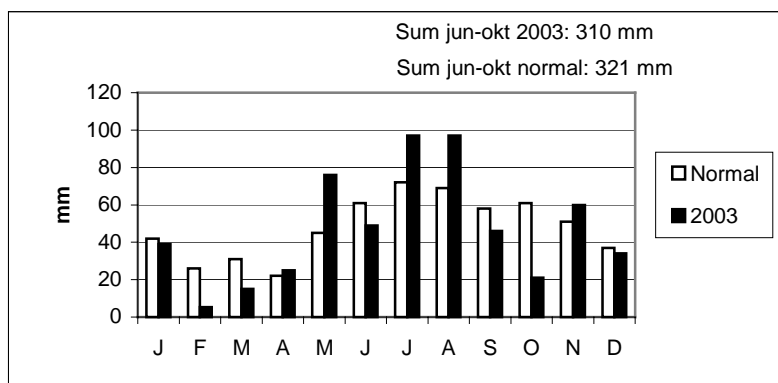
En generell biologisk befaring i Urula ble gjennomført den 5. august 2003. Undersøkelsen omfattet hovedelva fra samløpet mellom Aurdøla og Hedalsvassdraget og ned til utløpet, nederste del av Aurdøla samt Hedalsvassdraget med tilrennende mindre elver og større bekker som Busua og Helsenningelva. Flest elv- og bekketrekkninger ble undersøkt der vassdraget er/var berørt av utslipp fra menneskelige aktiviteter, dvs. der det foreligger potensielle forurensningskilder. Dette omfatter først og fremst nedre del av Åslielva og langs Fossbrøyta samt i de øvre delene av vassdraget som er berørt av hyttebebyggelsen. Økologisk status og eventuell forurensningsgrad i innsjøer og tjern ble ikke vurdert.

Biologiske feltobservasjoner utføres fortrinnsvis i vegetasjonsperioden etter en lengre periode med lav vannføring. Årsaken til dette er at i slike perioder er selvrensingskapasiteten (fortynningsevnen) lav og de biologiske effektene av forurensning blir mer synlige samt at kilder til forurensning er lettere å identifisere. Det var middels til lav vannføring da feltobservasjonene ble gjennomført. Ved slike biologiske feltobservasjoner i bekker og elver vurderes økologisk status, forurensningsgrad og til dels vannkvalitet ut fra feltobservasjoner av begroingsorganismer (sopp, bakterier, ciliater, alger og vannmoser), makrovegetasjon og makrobunndyr. Vi legger særlig vekt på forekomst og eventuelt fravær av såkalte indikatororganismer, dvs. rentvannsorganismer eller populasjoner som er følsomme overfor forurensningstilførsler eller andre menneskeskapte (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 Urula og Hedalsvassdragets del kjenner vi ikke til at det finnes referansedata på biologiske forhold. En nærmere beskrivelse av vurderingssystemet med referanser til faglitteratur er gitt i vedlegget.

2. Resultater

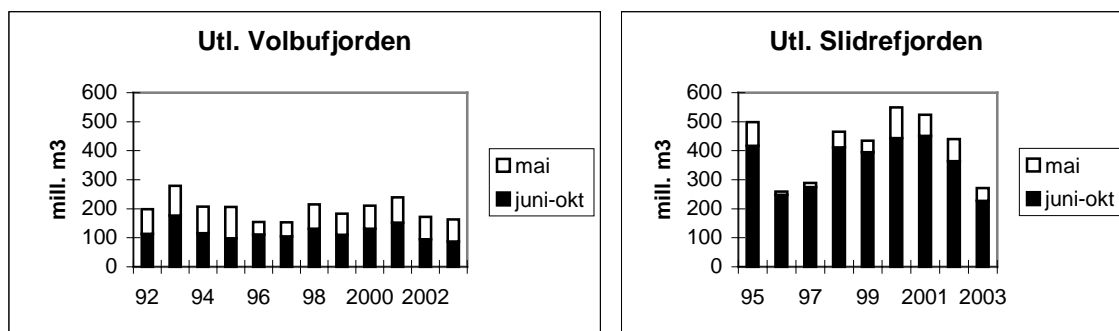
2.1 Nedbør og avrenningsforhold

Månedlige nedbørmengder og summen av nedbør i vekstperioden (juni-oktober) ved Planteforsk, Løken forskingsstasjon (530 m.o.h.) i Øystre Slidre er vist i Fig. 2. Meteorologiske data for 2003 samt normalene er også gitt i tabell II i vedlegget.



Figur 2. Månedsnedbør ved Planteforsk, Løken forskingsstasjon i 2003. Normalnedbørssumer (1961-90) samt totalsum for vekstsesongen (juni-oktober) er også vist.

Vekstsesongen 2003 (juni-oktober) som helhet var mild med totale nedbørmengder litt i underkant av normalen. Mai, juli og august hadde nedbørmengder godt over normalen, mens juni, september og spesielt oktober var nedbørfattige måneder. Månedsmiddeltemperaturene for hele perioden juni-september var høyere enn normalen, mens oktober var en kjølig måned. Middeltemperaturen for 9 av årets 12 måneder var høyere enn normalen, tildels betydelig høyere, og årsmiddeltemperaturen var 1,5 °C høyere enn normalen. Årsnedbørssummen var ubetydelig lavere enn normalen.



Figur 3. Totalavrenning ved utløpet av Volbufjorden og Slidrefjorden i sommerhalvåret fordelt på periodene mai og juni-oktober (vannføringsdata fra Foreningen til Bægnavassdragets regulering).

Begna er den tiløpselva som bidrar med mest vann til Strondafjorden. Vanntilførselen fra Begna (målt ved utløpet av Slidrefjorden) var i perioden juni-oktober 2003 ca. 2,5 ganger så stor som vanntilførselen fra Øystre Slidre-vassdraget (målt ved utløpet av Volbufjorden, Fig. 3). Dette har betydning for vannkvaliteten i Strondafjorden bl.a. fordi vannet fra Slidrefjorden vanligvis er mindre humuspreget enn vannet fra Øystre Slidrevassdraget (Rognerud et al. 1987, Fossum 1998).

Vanntilførselen i vårflommen (mai) kan betegnes som middels stor fra Øystre Slidrevassdraget og i underkant av middels fra Begna. Tilførselen i vekstsesongen (juni-oktober) var relativt liten fra begge vassdragene. I denne perioden ble det tilført mest vann i juni for begge vassdragenes vedkommende, da det ble tilført 31 % og 44 % av den totale vannmengden i perioden henholdsvis for Øystre Slidrevassdraget og Begna. I Øystre Slidrevassdraget utgjorde vanntransporten i juni ca. 1/3 av vanntransporten i mai, mens i Begna var vanntransporten i juni 2,3 ganger så stor som mai-transporten. Det betyr at juni var mer å betrakte som en vårflommåned enn mai dette året i Begna. Maksimal vannføring ble observert den 27-28. mai i Øystre Slidre vassdraget (49,8 m³/s) og den 8. juni i Begna (77,5 m³/s).

2.2 Heggefjorden og Strondafjorden

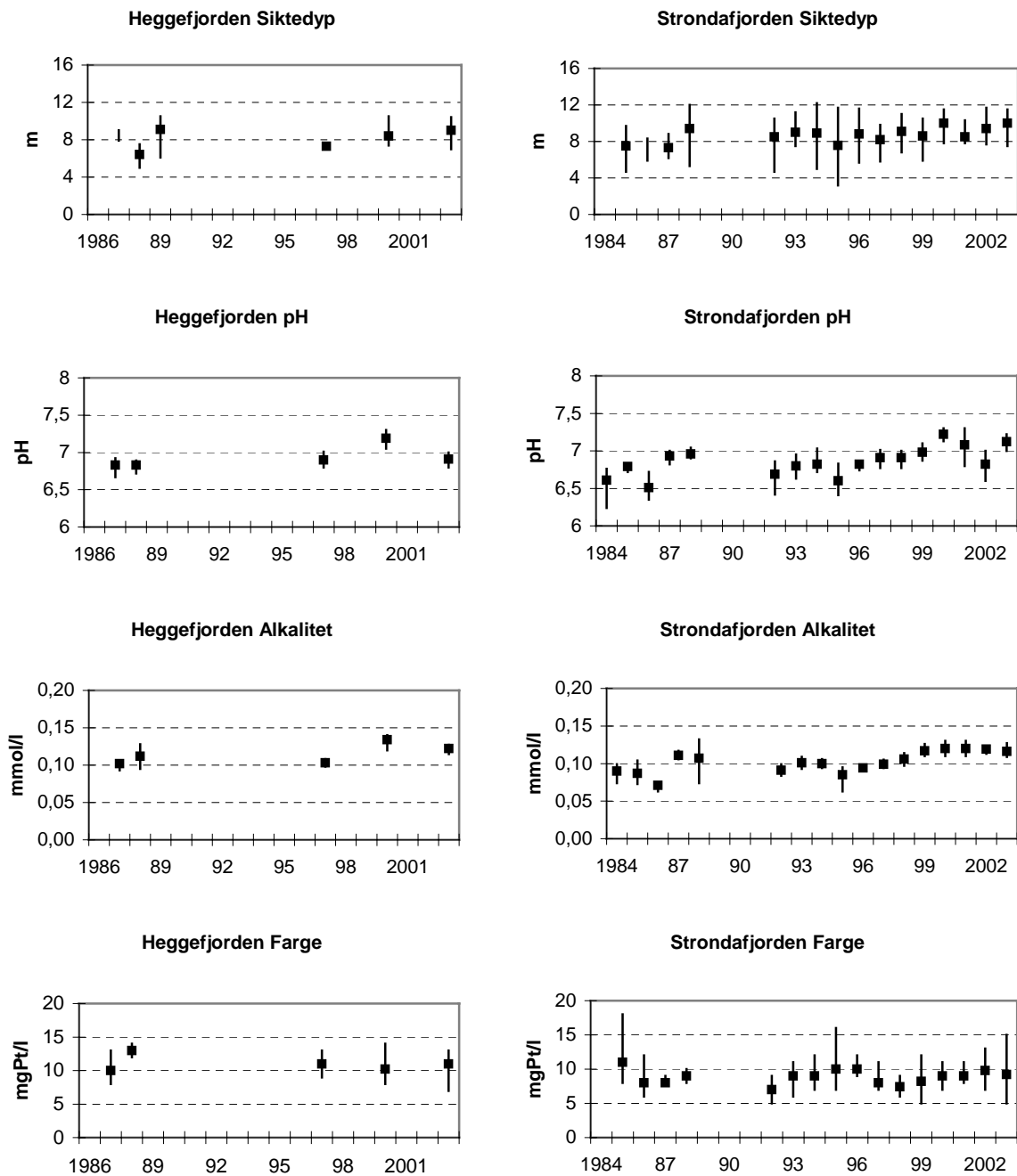
2.2.1 Siktedyp og vannkjemi

Resultatene av de kjemiske målingene og siktedypsobservasjonene i Heggefjorden og Strondafjorden er gitt i vedlegget og vist i Fig. 4-6. Fig. 4-5 viser tidsutviklingen for de årene vi har observasjoner fra, mens Fig. 6 viser sesongmiddelverdier av tot-P og Kl-a for 12 store innsjøer i Østlandsregionen. En samlet klassifisering av vannkvaliteten i de to innsjøene på grunnlag av sesongmiddelverdier fra 2003 og SFT's system for klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann er gitt i Tab. 2.

Siktedypet gir i de fleste tilfeller et indirekte mål på lyssvekningen i vannmassene. Økte mengder humusforbindelser og partikler, slik som alger eller erosjonspartikler fra nedbørfeltet, nedsetter siktedypet. Fig. 4 viser at både Heggefjorden og Strondafjorden hadde gjennomgående høye siktedypsverdier i 2003. Dette skyldes 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 begge innsjøene i 2003. I Heggefjorden har siktedypet (middelverdiene) økt fra ca. 7,5 m i 1997 til ca. 9 m i 2003. I Strondafjorden har siktedypet (middelverdiene) økt med ca. 1 m i løpet av de siste 10 årene, fra ca. 9 m rundt 1992-94 til 10 m i 2003. I de fleste årene har de laveste siktedypsverdiene stort sett vært observert i tilknytning til de største algemengdene. Spesielt lavt siktedyp på forsommeren i 1995 var også delvis forårsaket av erosjonspartikler i forbindelse med "storflommen" dette året.

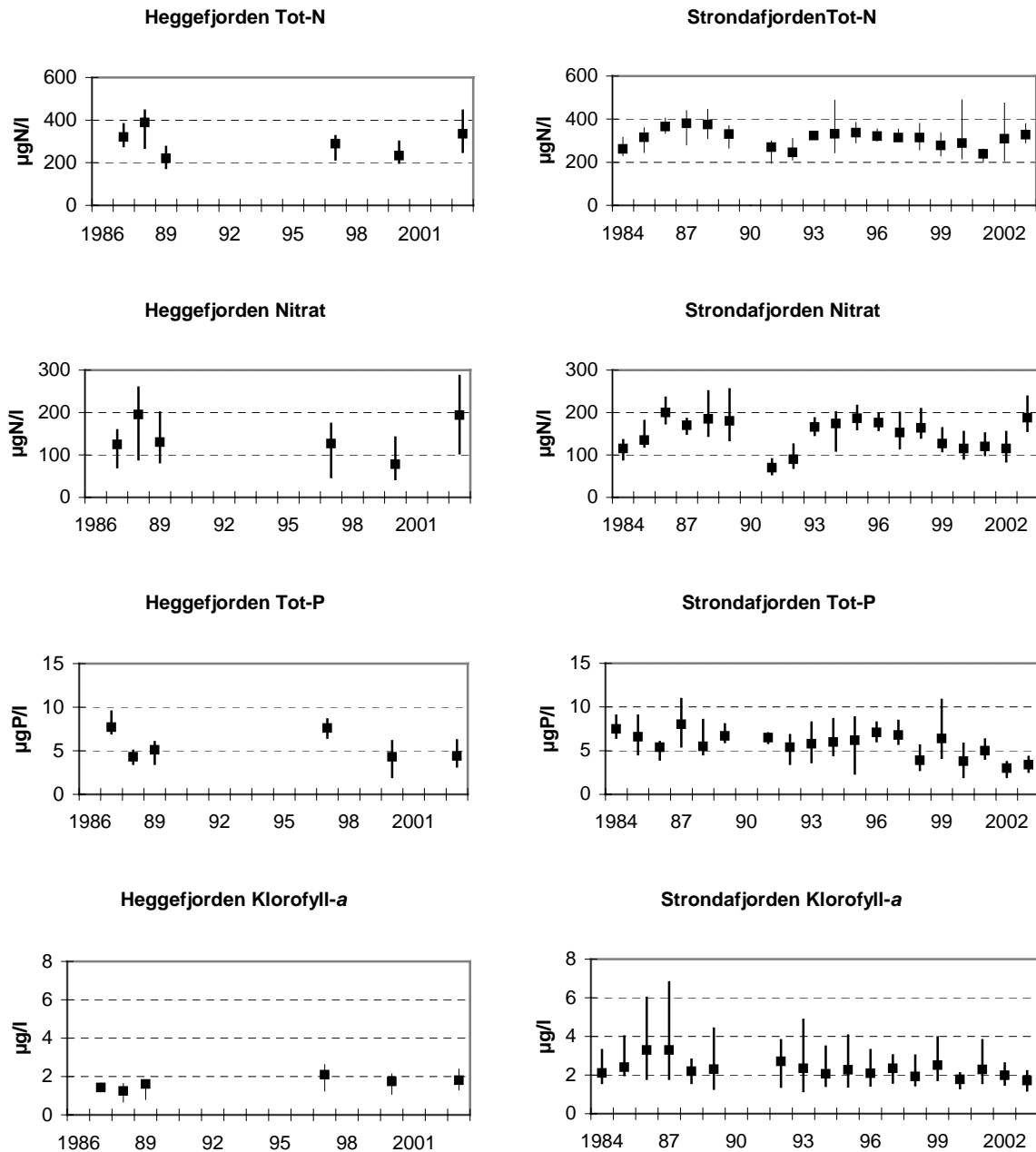
Tabell 2. Klassifisering av vannkvaliteten i Heggefjorden og Strondafjorden i 2003 på grunnlag av middelverdier for perioden juni-oktober (jfr. SFT 1997). Klasse I (blå) = "meget god", klasse II (grønn) = "god", klasse III (gul) = "mindre god", klasse IV (orange) = "dårlig" og klasse V (rød) = "meget dårlig" vannkvalitet.

		Heggefjorden	Strondafjorden
pH		6,91	7,12
Alkalitet	mmol/l	0,122	0,116
Turbiditet	F.N.U.	0,42	0,38
Farge	mgPt/l	11,0	9,2
Total fosfor	µgP/l	4,4	3,4
Total nitrogen	µgN/l	335	327
Klorofyll-a	µg/l	1,80	1,72
Siktedyp	m	9	10
E. Coli	ant./100 ml	0	0,2



Figur 4. Middelverdier og variasjonsbredder for vannkvalitetsvariable i Heggefjorden og Strondafjorden for perioden 1984-2003.

Alkaliteten er et mål på vannets evne til å motstå pH-endringer ved forsurening (bufferevnen). Både Heggefjorden og Strondafjorden hadde tilnærmet nøytralt vann og rimelig god bufferevne. Alkaliteten i Strondafjorden viste en gradvis økning i perioden 1995-2000, men har deretter "flatet ut". pH har også vist noe av den samme tendensen, men med større variasjoner de siste 3 årene. Innholdet av organiske stoffer (vesentlig humusforbindelser) ble målt som vannets fargetall. Verdiene var generelt lave og viste at begge innsjøene var lite påvirket av humusforbindelser (klasse I).



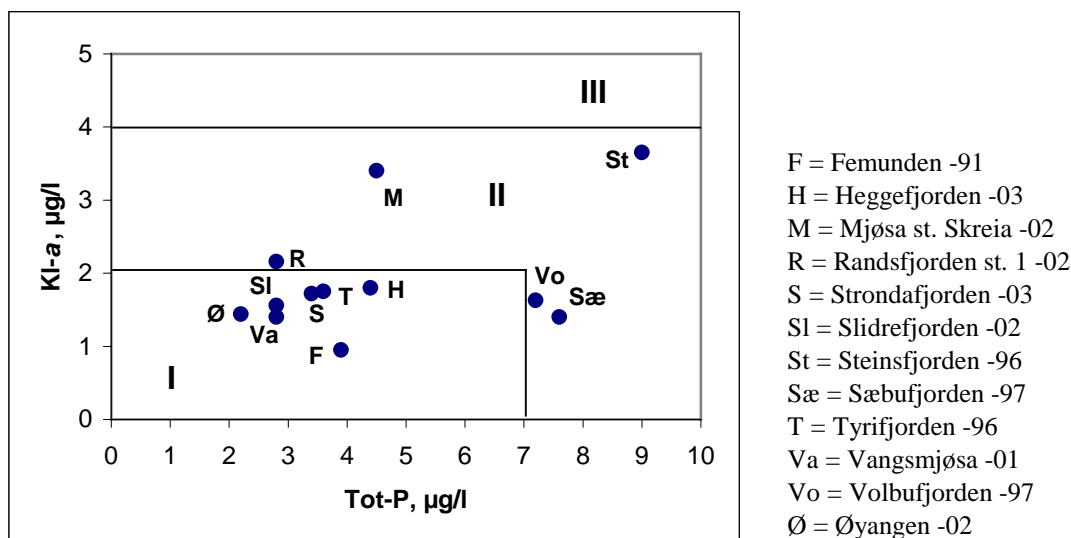
Figur 5. Middelerverdi og variasjonsbredder for næringsalter (total nitrogen, nitrat og total fosfor) samt algemengder målt som klorfyll-*a* i Heggefjorden og Strondafjorden i perioden 1984-2003.

Fosfor er det næringsaltet 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 strandsonen. Klorofyllmålinger gir et indirekte uttrykk for den totale algemengden (planteplankton) i innsjøen. Konsentrasjonen av fosfor var generelt lav i begge innsjøene i vekstsesongen 2003. I Heggefjorden var konsentrasjonen av fosfor (middelerverdien) på samme nivå som ved forrige måling i 2000, men klart lavere enn i 1997. I Strondafjorden har det også skjedd en klar nedgang i middelerverdiene siden midten av 1990-tallet selv om konsentrasjonene har variert betydelig fra år til år.

Algemengdene målt som klorofyll-*a* var lave i Heggefjorden og Strondafjorden. Basert på sesongmiddelverdiene av total 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 nærings salt-tilførsler i vekstsesongen dette året. Algemengdene i Heggefjorden var på samme nivå som i 2000, men litt høyere enn i perioden 1987-89. I Strondafjorden har algemengdene generelt vist en svakt synkende tendens i løpet av de siste 10-12 årene. Maksimalverdiene var lave de siste to årene sammenlignet med enkelte år på 1990-tallet, og ikke minst på 1980-tallet da det ble observert betydelig større algemengder.

Konsentrasjonene av nitrogenforbindelser var relativt lave (klasse II) i begge innsjøene. Middelverdien i Heggefjorden var noe høyere enn i 1997 og 2000. I Strondafjorden har konsentrasjonen av nitrogenforbindelser (Tot-N) vist betydelige svingninger med flere år mellom topper og bunner i middelverdiene. Dette mønsteret gjenspeiler seg også i nitrat-konsentrasjonene.

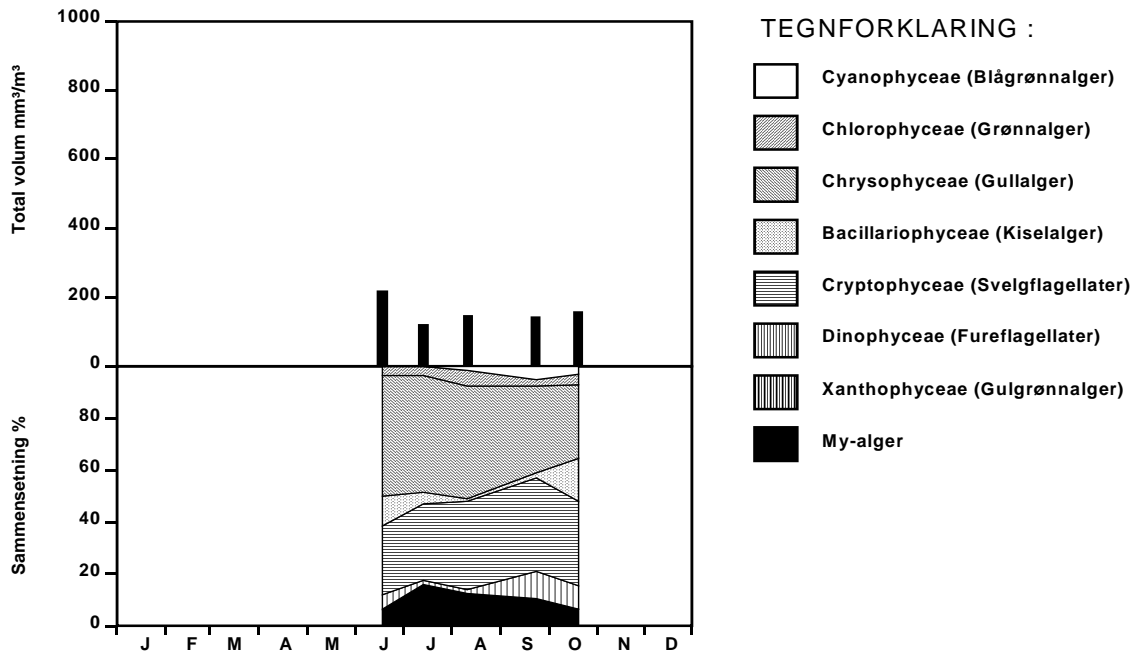
En sammenligning av vannkvaliteten i Heggefjorden og Strondafjorden med andre store innsjøer i Østlandsområdet viser at konsentrasjonene av fosfor var lave i "våre" innsjøer. Sammen med Randsfjorden, Tyrifjorden, Femunden, Øyangen, Vangsmjøsa og Slidrefjorden representerer Strondafjorden ei gruppe med de laveste konsentrasjonene av fosfor av de utvalgte innsjøene (mindre enn 4 µgP/l). Heggefjorden og Mjøsa hadde litt høyere konsentrasjoner, mens Volbufjorden, Sæbufjorden og spesielt Steinsfjorden hadde markert høyere konsentrasjoner av fosfor. Også algemengdene var meget lave i Heggefjorden og Strondafjorden sammenlignet med f.eks. Mjøsa og Steinsfjorden.



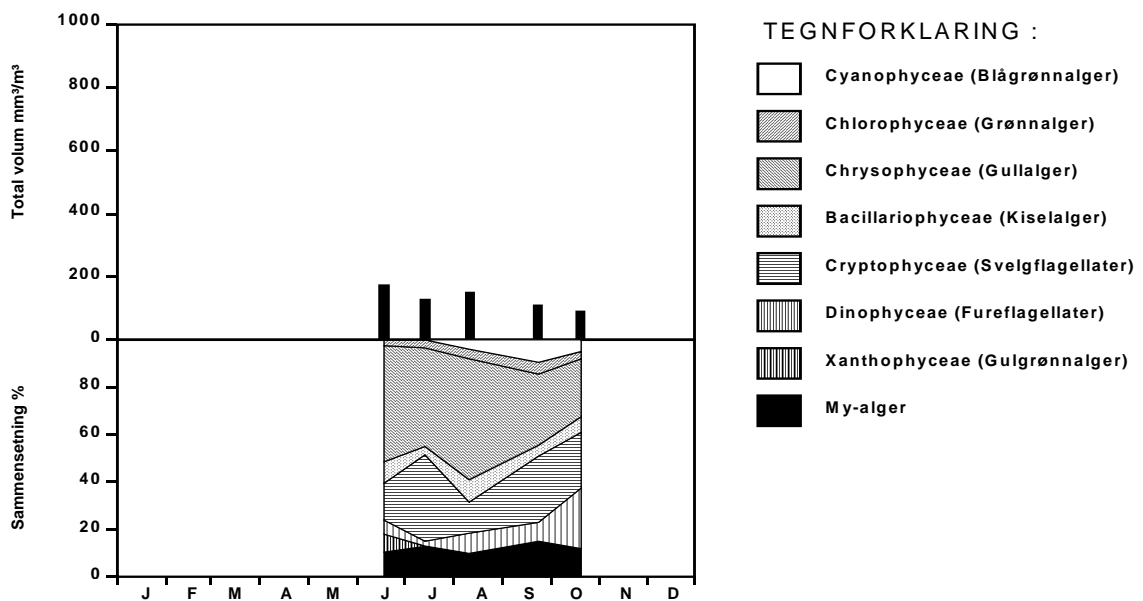
Figur 6. Sammenhengen mellom sesongmiddelverdiene av total fosfor og klorofyll-*a* i Heggefjorden og Strondafjorden sammenlignet med andre innsjøer i Valdres og Østlandsområdet forøvrig. Grenser for tilstandsklasser er også vist. Kilder: Løvik og Rognerud 1992 og 1998, Brettum 1997, Løvik og Kjellberg 2002, 2003a og 2003b, G. Kjellberg pers. oppl.

2.2.2 Planktonalger

Resultatene av algetellingene for 2003 er gitt i artslister i vedlegget. Totalvolumene og fordelingen på hovedgrupper er vist i Fig. 7-8. Middelerverdier og variasjonsbredder over vekstsesongene for Heggefjorden (1987-89, 1997, 2000 og 2003) og Strondafjorden (1984-89 og 1991-2003) er vist i Fig. 9-10. Den relative sammensetningen av alger i Strondafjorden, fordelt på de dominerende hovedgruppene, for periodene 1984-89 og 1991-2003 er vist i Fig. 11.

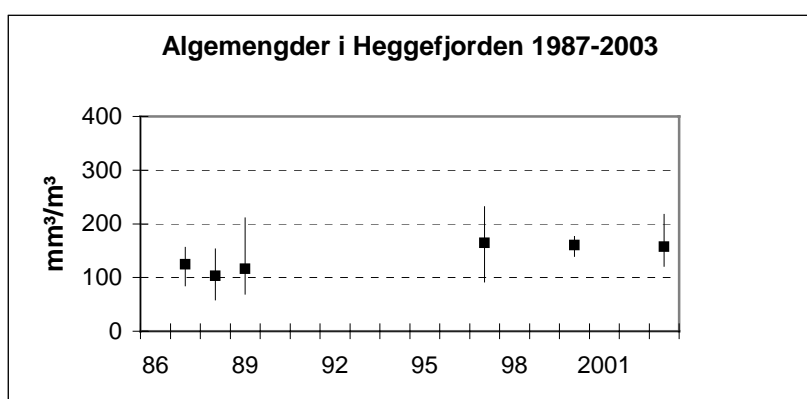


Figur 7. Algemengder (totalvolumer) og sammensetning i Heggefjorden i 2003.

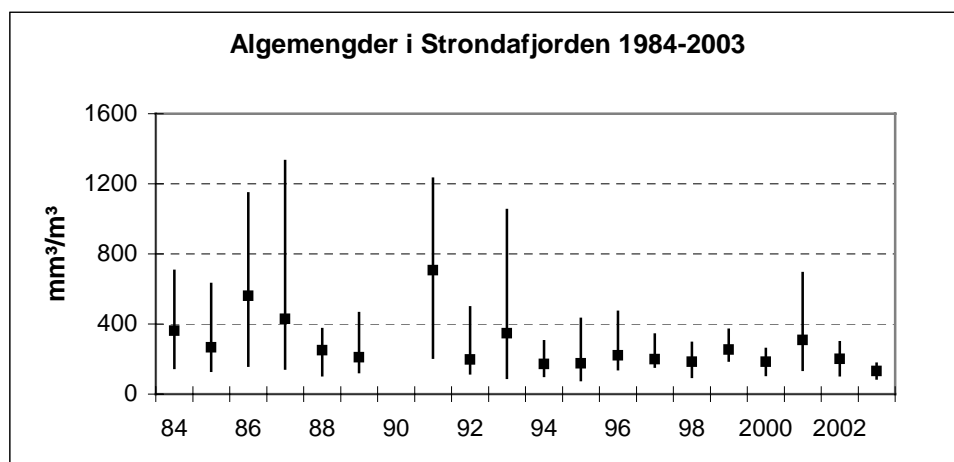


Figur 8. Algemengder (totalvolumer) og sammensetning i Strondafjorden i 2003.

Algemengdene var lave i Heggefjorden og Strondafjorden i 2003 med maksimalverdier på henholdsvis ca. 220 og ca. 170 mm^3/m^3 og sesongmiddelverdier på henholdsvis ca. 160 og 130 mm^3/m^3 . Dette tilsvarer oligotrofe forhold dvs. næringsfattig vannkvalitet for Heggefjorden og Strondafjorden (Brettum 1989), og det viser at tilgangen på næringsalter var generelt lav i undersøkelsesperioden i 2003. Algemengdene i Heggefjorden har stort sett variert innenfor det samme området de 3 siste undersøkelsesårene dvs. i 1997, 2000 og 2003. Sammenligner vi midlene av maksverdiene og gjennomsnittsverdiene for disse 3 årene med tilsvarende for de 3 årene på slutten av 1980-tallet (Fig. 9), ser vi at gjennomsnitt og maks algemengder har økt med henholdsvis ca. 40 % og ca. 20 % fra slutten av 1980-tallet til rundt århundreskiftet. Men algemengdene ser altså ut til å ha vært nokså stabile i perioden 1997-2003. Det kan likevel ha vært betydelige variasjoner fra dette mønsteret i de mellomliggende årene ettersom vi ikke har observasjoner fra disse årene.



Figur 9. Sesongmiddelverdier (juni-oktober) og variasjonsbredder av algemengder i Heggefjorden i 1987-89, 1997, 2000 og 2003.



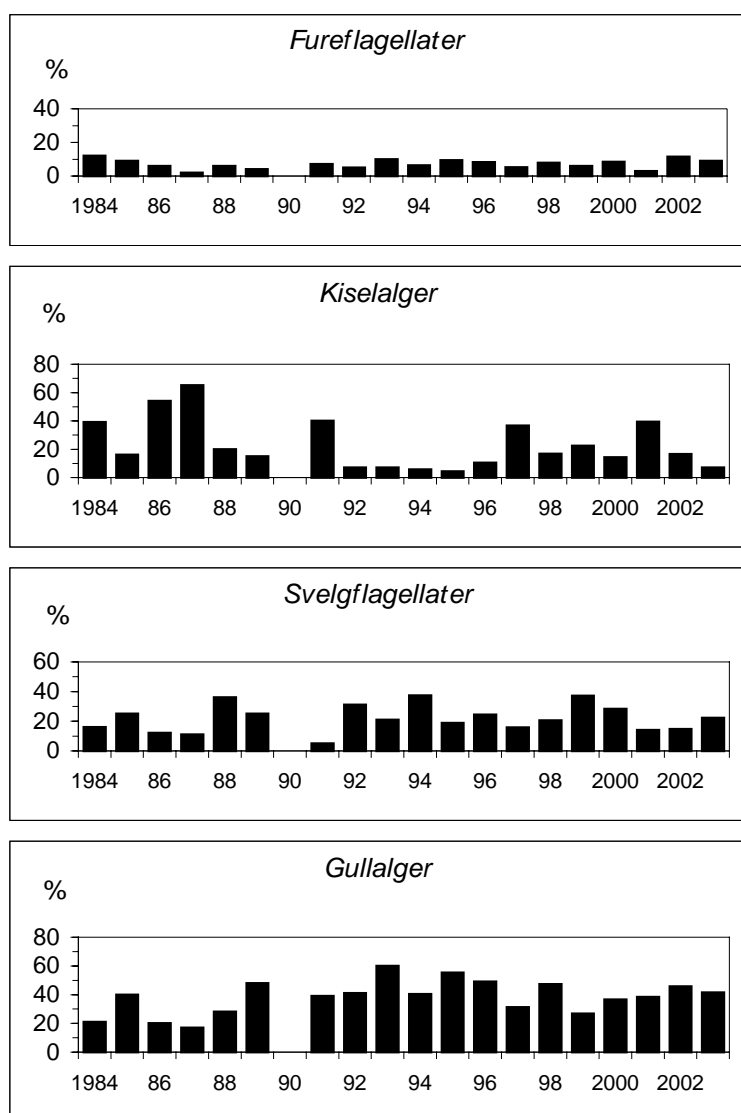
Figur 10. Sesongmiddelverdier (juni-oktober) og variasjonsbredder av algemengdene i Strondafjorden i årene 1984-1989 og 1991-2003.

I løpet av de siste 10 årene har algemengdene i Strondafjorden stort sett vært relativt lave, og de har variert lite. Bortsett fra en høstoppløststring av kiselalger og gullalger i 2001, så har algemengdene

vært betydelig lavere i denne perioden enn de var enkelte år på 1980- og 1990-tallet. Sesongmiddelverdien og maksimalverdien for 2003 var de laveste som er observert siden målingene startet i 1984.

Artssammensetningen av algesamfunnet gir også informasjon om graden av næringsstoffforurensning. I Heggefjorden var planteplanktonet dominert av små og store chrysomonader (gullalger) i størstedelen av sesongen. Dette er karakteristisk for næringsfattige innsjøer (Brettum 1989). Et betydelig innslag av svelgflagellatene *Rhodomonas lacustris* og *Cryptomonas* sp. indikerte imidlertid noe bedre tilgang på næringsstoffer. Innslaget av kiselalger og blågrønnalger, som ofte øker ved økende næringsstoffbelastning, var beskjedent i Heggefjorden.

I Strondafjorden var også planteplanktonet dominert av små og store chrysomonader og med et betydelig innslag av svelgflagellater (først og fremst *R. lacustris*) i mesteparten av sesongen.



Figur 11. Den relative fordelingen (prosent) av ulike algegrupper i Strondafjorden (0-10 m) beregnet som middelverdier av algevolumene over vekstsesongen (juni-oktober). Merk: Ulik skala for ulike algegrupper.

Gruppene fureflagellater og my-alger representerte ca. 10 % hver av gjennomsnitts algevolum for sesongen, mens innslaget av kiselalger og blågrønnalger var lavt, henholdsvis ca. 7 % og ca. 3 % av totalvolumet. Oppblomstringen 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.

2.2.3 Dyreplankton

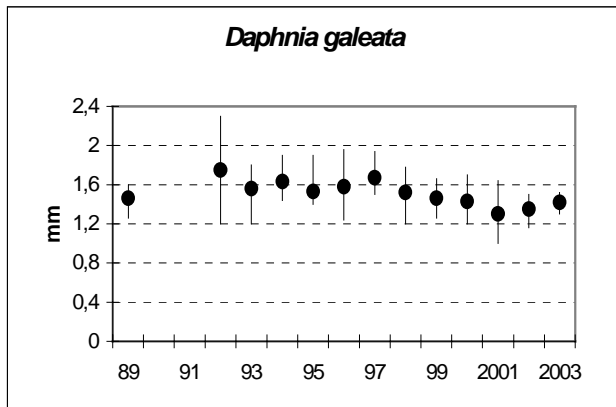
Resultatene av dyreplanktonanalysene er gitt i tabeller i vedlegget, og tidsutviklingen i middellengden av vannloppen *Daphnia galeata* i Strondafjorden er vist i Fig. 12.

Dyreplanktonet i Heggefjorden hadde en sammensetning som er karakteristisk for næringsfattige innsjøer med lite predasjonspress (beitepress) fra planktonspisende fisk (jfr. Hessen et al. 1995). Dominerende arter blant krepsdyrene var den cyclopoide hoppekrepseren *Cyclops scutifer* og vannloppen *Daphnia galeata*. Den calanoide hoppekrepseren *Acanthodiptomus denticornis* og vannloppene *Holopedium gibberum*, *Bosmina longispina* samt *Leptodora kindtii* var også vanlige. I tillegg var det betydelige innslag av hjuldyr som *Kellicottia longispina*, *Conochilus* spp. og *Polyarthra* spp. Det var i hovedsak de samme artene av planktonkrepsdyr som dominerte i Heggefjorden i 2003 som ved forrige undersøkelse i 2000 (jfr. Løvik og Mjelde 2001), men innslaget av "rovformen" *L. kindtii* var noe større i 2003 enn i 2000. En annen "rovform", *Bythotrephes longimanus*, ble ikke funnet i 2003, men var relativt vanlig i 2000.

I Strondafjorden påvirkes artssammensetningen innen dyreplanktonet av tilførsler av dyr fra de ovenforliggende innsjøene Slidrefjorden og Sæbufjorden. Det totale artsantallet (hjuldyr pluss krepsdyr) var betydelig høyere i Strondafjorden enn i Heggefjorden, henholdsvis 22 og 16. Krepsdyrplanktonet i Strondafjorden var dominert av arter som er vanlige over et relativt vidt spekter av innsjøtyper, men som har sitt tyngdepunkt i næringsfattige til middels næringsrike innsjøer med liten til markert predasjon fra planktonspisende fisk. Artssammensetningen har ikke endret seg vesentlig i de senere årene.

Størrelsen av de dominerende artene innen krepsdyrplanktonet gir ofte et bilde av predasjonspresset fra planktonspisende fiskearter som f.eks. sik og abbor. Dette fordi fisken foretrekker de største og lett synlige dyrene, slik at først og fremst småvokste individer og arter blir tilbake ved sterkt predasjonstrykk fra fisk. En stor andel effektive algebeitere regnes for å være gunstig for innsjøens "selvrensingsevne" (Pace 1984). Storvokste arter og individer innen slekten *Daphnia* anses som de mest effektive algebeiterne, men også storvokste *Holopedium gibberum* er viktige algebeitere. Sterk predasjon fra planktonspisende fisk kan føre til reduksjon i mengden og andelen av effektive algebeitere som igjen fører til dårligere "selvrensingsevne" i innsjøen.

Daphnia galeata, som var dominerende vannloppeart både i Heggefjorden og Strondafjorden, var markert mindre i Strondafjorden enn i Heggefjorden (se tabell i vedlegget). Årsaken til dette er sannsynligvis at det i Heggefjorden bare er ørret og evt. ørekyte som kan ha betydning som predator på dyreplanktonet. I Strondafjorden kommer abbor og ikke minst sik inn som viktige planktonspisende arter i tillegg. Andelen effektive algebeitere var relativt høy i Heggefjorden og betydelig også i Strondafjorden, men antagelig noe mindre her enn i Heggefjorden. Vi observerte en gradvis nedgang i middellengden av *D. galeata* i Strondafjorden i perioden 1997-2001 som sannsynligvis skyldtes et økende predasjonspress. En svak økning i middellengden igjen de 2 siste årene kan tyde på at predasjonspresset fra planktonspisende fisk ikke har økt ytterligere, men muligens avtatt litt.

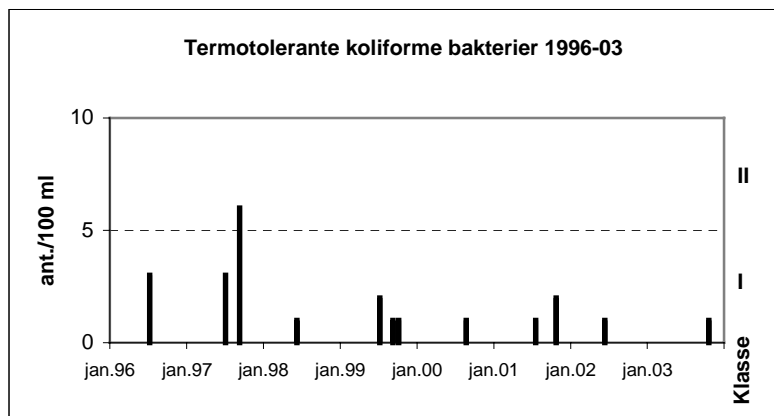


Figur 12. Middellengder og variasjonsbredder av *Daphnia galeata* i Strondafjorden i 1989 og i perioden 1992-2003.

2.2.4 Tarmbakterier

Resultatene av de hygienisk/bakteriologiske analysene er gitt i vedlegget og vist i Fig. 13 for Strondafjorden i perioden 1996-2003.

Forekomsten av fekale indikatorbakterier er et følsomt mål for påvisning av kloakk og tilførsler av avføring fra varmblodige dyr (f.eks. sig fra gjødselkjellere). Analyseresultatene viste at vannkvaliteten i Heggefjordens og Strondafjordens øvre vannlag var meget god sett ut fra et hygienisk/bakteriologisk synspunkt i perioden juni-oktober 2003. Dette indikerte at vannmassene i begge innsjøene var lite påvirket av tilførsler av fersk kloakk og/eller sig fra husdyrgjødsel i vekstssongen 2003.



Figur 13. Fekale indikatorbakterier på 1 m dyp i Strondafjorden i perioden 1996-2003 (målinger i juni-oktober). I 1996-2002 er det analysert på termotolerante koliforme bakterier = TKB, mens det i 2003 er analysert på *E. Coli* (Colilert). Tilstandsklasser er markert med romertall og refererer seg egentlig til kriteriene for TKB (SFT 1997). Mindre enn 1 TKB eller *E. Coli* pr. 100 ml er her angitt som 0; dermed vises ikke disse observasjonene i diagrammet.

2.3 Biologiske feltobservasjoner i Hedalsvassdraget

De viktigste resultatene og vurderingene fra de biologiske observasjonene er gitt i nedenstående punkter. Videre er forurensningsgrad og økologisk status visualisert med farger i Fig. 14.

- Det var generelt sett liten forekomst av makrobunndyr i vassdraget. Årsaken til dette er sannsynligvis naturgitte forhold som næringsfattig berggrunn i nedbørfeltet og at elva er flomutsatt. Vassdraget blir muligens også påvirket av surstøter i perioder med spesielt stor snøsmelting. Elva vurderes som lavproduktiv.
- Øvre del av Åslielva og Urula med tilløpende vassdrag (bl.a. Aurdøla) var ved tidspunktet for befaringen lite påvirket av lokalbettinget forurensning (vannkvalitetsklasse I). Fauna og flora ble her vurdert å være i nært samsvar med forventet naturtilstand, og den biologiske status ble vurdert som god.
- Nedre del av Åslielva der elva passerer Hedal sentrum samt elvestrekningen nedstrøms (Fossbrøyta) var noe overgjødset (vannkvalitetsklasse I – II). Økt forekomst av fastsittende alger indikerte dette. Elvestrekningene hadde likevel en flora og fauna som var i nært samsvar med forventet naturtilstand og vi vurderte den biologiske status som god.
- Direkte forurensette strekninger/lokaliteter med synlig heterotrof begroing ("lammehaler" og lignende) tilsvarende vannkvalitetsklasse III og IV ble ikke påvist i hovedelva eller i tilrennende mindre elver og bekker.
- Elve- eller bekkestrekninger som var markert overgjødset med masseforekomst av fastsittende alger, vannmoser og/eller makrovegetasjon ble heller ikke påvist.
- Det ble heller ikke observert unormalt stor forekomst av fastsittende alger (s.k. "grønske") i de elve- og bekkestrekninger (referanselokalitetene) som ikke var påvirket av lokale forurensningskilder. For noen år siden ble det meldt om økt "grønskevekst" i mange fjellvassdrag på Østlandet. Stor forekomst av trådformete fastsittende alger var da til tider til sjenanse ved utøvelse av fiske. For informasjon om "grønske" i fjellområder se Lindstrøm (1993) og Lindstrøm et al. (2000).
- Det ble ikke observert skadeeffekter p.g.a. tilførsel av surt vann (forsuring). Samtlige av de undersøkte elve- og bekkestrekningene hadde levedyktige bestander av forsuringfølsomme organismer. Bl.a. var det til dels stor forekomst av moderat forsuringfølsomme arter tilhørende døgnflueslektene *Baetis*, *Heptagenia* og *Ephemerella*. Forekomst av meget forsuringfølsomme arter ble likevel ikke påvist. For informasjon om makrobunndyrenes følsomhet overfor forsuring se Bækken et al. (1999).
- Ut fra de biologiske observasjonene ble den økologiske status i den undersøkte delen av Hedalsvassdraget vurdert som god. Det vil si at vi ikke fant strekninger eller lokaliteter som var direkte forurenset eller skadet av forsuring eller andre menneskelige aktiviteter. Vassdraget hadde en flora og fauna som var i samsvar eller i nært samsvar med de naturgitte forholdene.
- Selvrensningsevnen i Urula og Hedalselva med tilløpende mindre elver og større bekker vurderes ut fra de observerte biologiske forhold som akseptabel. Den overgjødningen som fant sted i Hedalselva i området ved og nedstrøms Hedal sentrum var beskjedne og vurderes ikke som uakseptabel. Det er likevel ikke ønskelig at næringssaltforurensningen øker.

- En forutsetning for at Hedalsvassdraget skal kunne opprettholde god økologisk status og tilstrekkelig selvrensningsevne er at tilførslene av surt vann til elvas øvre deler ikke øker. Videre er det viktig at det kontinuerlig foretas effektivt vedlikehold og forbedringer av de forurensningsbegrensende tiltak som allerede er gjennomført i nedbørfeltet. Det er viktig at en mest mulig hindrer utsig av kloakk og gråvann fra det kommunale avløpsanlegget i Hedal samt fra separatanlegg i spredt bebyggelse og fra hytter. Videre at en reduserer risikon for utsig og ”uhellsutslipp” fra driftsbygninger (husdyrgjødsel, avløp fra melkerom og silopressaft) samt mest mulig begrenser avrenning av næringssalter og jordpartikler fra dyrket mark.



Figur 14. Forurensningssituasjonen i Hedalsvassdraget og Urula den 5. august 2003 vurdert ut fra biologiske forhold. De delene av vassdraget som ikke ble undersøkt, er markert med svart (bekker) og grått (innsjøer og tjern).

3. Sammenfattende diskusjon

Heggefjorden

Undersøkelsene i 2003 viste at Heggefjordens vannmasser var lite påvirket av næringssalttilførsler. Konsentrasjonene av fosfor og nitrogen var lave. Algemengdene var også lave. Det ble ikke påvist fekale indikatorbakterier i de øvre vannlag i perioden juni-oktober. Små algemengder, lite partikler forøvrig og en humusfattig vannkvalitet førte til at siktedypet var høyt. Vannkvaliteten kan derfor betegnes som meget god (tilstandsklasse I) i henhold til SFT's system for klassifisering av vannkvalitet i ferskvann (SFT 1997). Planteplanktonet hadde en artssammensetning som er karakteristisk for næringsfattige innsjøer (Brettum 1989). Betydelige innslag av svelgflagellatene *Rhodomonas lacustris* og *Cryptomonas* sp. indikerte imidlertid noe bedre tilgang på næringssalter i deler av vekstsesongen. Dyreplanktonet hadde en sammensetning som er karakteristisk for næringsfattige innsjøer med lite predasjonspress fra planktonspisende fisk (jfr. Hessen et al. 1995). Videre hadde krepsdyrplanktonet en relativt høy andel effektive algebeitere som er gunstig med tanke på innsjøens "selvrensingsevne" (Pace 1984). Det vil si at en stor andel av den produserte algebiomassen kan omsettes til dyreplankton og videre til planktonspisende fisk.

I forbindelse med undersøkelsene i Heggefjorden i 1987-89 ble det konkludert med at en eventuell negativ utvikling i vannkvaliteten som følge av Lomen-reguleringen var ubetydelig, men at det antagelig hadde skjedd en økt tilgroing i deltaområdet, uten at dette var belagt med kvantitative undersøkelser (Rognerud og Romstad 1990). Reguleringen førte til en betydelig reduksjon i vannutskiftingen i Heggefjorden. Ved undersøkelsene i 1997, 2000 og 2003 har det blitt observert noe høyere algemengder enn i årene 1987-89. Det har imidlertid ikke blitt observert noen økning over tid i perioden 1997-2003. Sammenligner en de 3 årene 1997, 2000 og 2003 mot årene 1987-89 for middelkonsentrasjonene av fosfor og nitrogen, så har det ikke skjedd noen signifikant endring i konsentrasjonen fra slutten av 1980-tallet til rundt århundreskiftet. Økningen i algemengdene fra slutten av 1980-tallet kan være et utslag av en langtidseffekt av Lomen-reguleringen, men det kan også skyldes naturlige år- til årvariasjoner. Innsjøens vannmasser har imidlertid sannsynligvis blitt noe mer ømfintlige for tilførsler av næringssalter fra nedbørfeltet. Endringene i algemengdene har likevel vært meget beskjedne og har hittil ikke gitt seg utslag i noen forringelse av vannkvaliteten.

Strondafjorden

Strondafjordens vannmasser var lite påvirket av næringssalttilførsler i vekstsesongen 2003. Såvel konsentrasjonene av fosfor og nitrogen som algemengdene var lave. Det samme gjaldt innholdet av fekale indikatorbakterier. Ut fra sesongmiddelverdiene av siktedyp, total fosfor, klorofyll-*a* og fekale indikatorbakterier kan vannkvaliteten i 2003 betegnes som meget god (klasse I) i henhold til SFT's kriterier. Ut fra maksimalverdien og sesongmiddelverdien for algemengden kan vannmassene betegnes som næringsfattige. Planteplanktonet var også i hovedsak dominert av arter og grupper som er karakteristiske for næringsfattige vannmasser. Algemengdene var i 2003 betydelig lavere enn i 2001 da det ble observert markerte oppblomstringer av gullalgen *U. americana* og kiselalgen *A. formosa*. Sesongmiddelverdien og maksimalverdien for total algemengde i 2003 er de laveste som er registrert i hele overvåkingsperioden 1984-2003.

Algeoppblomstringen høsten 2001 var den første markerte oppblomstringen i Strondafjorden siden begynnelsen av 1990-tallet. 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 (Berge og Källqvist 1990). I denne perioden vil også eventuelle lekkasjer/overløp fra kloakksystemene føre til økt algevekst i innsjøen. Utover høsten, når overflatetemperaturen synker, kan de øvre vannlagene bli tilført algetilgjengelige næringsalter fra dypere vannlag i forbindelse med erosjonen av temperatursprangsjiktet.

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 medføre 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 næringsalter fra f.eks. kloakkutslipp, landbruk eller industri, og de viser viktigheten av at vannkvaliteten overvåkes ved jevnlige, systematiske undersøkelser.

Middelkonsentrasjonen av total nitrogen viste en synkende tendens i Strondafjorden i perioden 1995-2001, mens den økte noe igjen i 2002 og 2003. Konsentrasjonen av nitrogenforbindelser (Tot-N) har vist betydelige svingninger med flere år mellom topper og bunner i middelverdiene, et mønster som også gjenspeiler seg i nitrat-konsentrasjonene. Variasjonene i konsentrasjonen av nitrogenforbindelser henger i stor grad sammen med variasjoner i meteorologiske og hydrologiske forhold, herunder tilførsel av vann fra ulike deler av nedbørfeltet (fjell, skog dyrket mark osv.) og til ulike tider av året. 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 2003 var en av de laveste som er registrert siden målingene startet i 1984. Relativt moderate nedbørmengder og dermed beskjeden avrenning fra nedbørfeltet i store deler av vekstsesongen 2003 har trolig bidratt til at konsentrasjonen av fosfor ble såpass lav dette året.

Dyreplanktonet i Strondafjorden hadde en sammensetning som er karakteristisk for næringsfattige innsjøer med et markert predasjonspress fra planktonspisende fisk. De dominerende vannloppeartene var betydelig mindre i Strondafjorden enn i Heggefjorden. Årsaken til dette er sannsynligvis at det i Heggefjorden bare er ørret og evt. ørekyte som kan ha betydning som predator på dyreplanktonet. I Strondafjorden kommer abbor og ikke minst sik inn som viktige planktonspisende arter i tillegg. Andelen effektive algebeitere innen dyreplanktonet var antagelig noe mindre her enn i Heggefjorden. Vi observerte en gradvis nedgang i middellengden av den dominerende vannloppen *Daphnia galeata* i Strondafjorden i perioden 1997-2001 som sannsynligvis skyldtes et økende predasjonspress. En svak økning i middellengden igjen de 2 siste årene kan tyde på at predasjonspresset fra planktonspisende fisk ikke har økt ytterligere, men muligens avtatt litt. En utvikling i retning mer storvokste daphnier vil være gunstig med tanke på innsjøens "selvrensingsevne".

Hedalsvassdraget

De biologiske feltobservasjonene i Hedalsvassdraget og Urula i august 2003 viste at vassdraget med tilrennende elver og bekker i hovedsak var lite påvirket av lokalbettinget forurensning. Nedre del av Åslielva der elva passerer Hedal sentrum samt strekningen nedenfor (Fossbrøyta) var noe overgjødset (klasse I-II). Dette kom til syne i form av noe økt forekomst av fastsittende alger. Elvestrekningen hadde likevel en flora og fauna i nært samsvar med forventet naturtilstand. Direkte forurensede

strekninger/lokaliteter med synlig heterotrof begroing (såkalte "lammehaler" og lignende) ble ikke observert, heller ikke elve- eller bekkestrekninger som var markert overgjødset. Det ble ikke observert unormalt stor forekomst av fastsittende alger ("grønske") i de elve- og bekkestrekningene som ikke var påvirket av lokale forurensningskilder (dvs. referanselokaliteter, jfr. Lindstrøm 1993 og Lindstrøm et al. 2000). Skadeeffekter av forurensning ble heller ikke observert. Samtlige av de undersøkte lokalitetene hadde levedyktige bestander av moderat forurensningsfølsomme organismer (jfr. Bækken et al. 1999). Forekomst av meget forurensningsfølsomme arter ble likevel ikke påvist.

Ut fra de biologiske observasjonene ble den økologiske status i de undersøkte delene av Hedalsvassdraget og Urula vurdert som god. Selvreinsingsevnen i Urula og Hedalselva med tilløpende mindre elver og større bekker vurderes som akseptabel. Den moderate overgjødningen som ble observert i Hedalsvassdraget i området ved og nedstrøms Hedal sentrum, var beskjeden og vurderes derfor som akseptabel. Det er likevel ønskelig at næringssaltforurensningen ikke øker. For at vassdraget skal kunne opprettholde god økologisk status og tilstrekkelig selvreinsingsevne, er det viktig at tilførselen av surt vann til elvas øvre deler ikke øker. Det er også viktig at det foretas effektivt vedlikehold av de tiltakene mot forurensninger som allerede er gjennomført i nedbørfeltet.

4. Litteratur

- Berge, D. & Källqvist, T. 1990. Biotilgjengelighet av fosfor i jordbruksavrenning. Sammenliknet med andre forureningskilder. Sluttrapport. NIVA-rapport. Løpenr. 2367. 130 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.
- Fossum, S. 1998. Lokal overvåking av vannkvalitet i Oppland 1997. Fylkesmannen i Oppland, miljøvernavdelingen. Rapport nr. 1/98, 16 s. + vedlegg.
- 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.
- 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. og Kjellberg, G. 2002. Overvåking av vannkvalitet og biologiske forhold i Begna-/Øystre Slidre-vassdraget i 2001. NIVA-rapport. Løpenr. 4482-2002. 43 s.
- Løvik, J.E. og Kjellberg, G. 2003a. Overvåking av vannkvalitet og biologiske forhold i Begna-/Øystre Slidre-vassdraget i 2002. NIVA-rapport. Løpenr. 4629-2003. 46 s.
- Løvik, J.E. og Kjellberg, G. 2003b. Overvåking av vannkvalitet og biologiske forhold i Randsfjorden med tilløpselver. Datarapport for 2002. NIVA-rapport. Løpenr. 4636-2003. 42 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.
- Miljø- og vassdragsutvalget for Valdres 2000. Overvåkingsplan for Begna-/Øystre Slidre-vassdraget 2000-2007. Datert 25. januar 2000. 4 s.
- 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., 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.
- Sevaldrud, I.H., Vingen, K., Kristiansson, L.T., Øxnevad, S.A. og Hegge, O. 1996. Plan for kalking av fiskevann i Oppland. Fylkesmannen i Oppland miljøvernavdelingen, rapport nr. 9/96, 78 s.
- 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 Heggefjorden og Strondafjorden.

Kilder: Hegge 1989, Rognerud et al. 1987, Østrem et al. 1984 og T. Grønvold, FBR, pers. oppl.

		Heggefjorden	Strondafjorden
Høyde over havet	m	489	355
Nedbørfelt	km ²	271	1842
Overflateareal	km ²	2,1	13,7
Største dyp	m	32	95
Volum	mill. m ³	23,3	452
Middeldyp	m	11	33
Oppholdstid	år	0,28	0,4
Reguleringshøyde	m	0	7

Tabell II. Månedsmiddeltemperaturer (°C) og månedsnedbørsummer (mm) for 2003 samt normalen (1961-90) ved Planteforsk, Løken forskingsstasjon.

	Lufttemperatur		Nedbør	
	2003	Normalen	2003	Normalen
Januar	-6,1	-9,9	39	42
Februar	-8,3	-8,4	5,3	26
Mars	-0,8	-4,1	15	31
April	2,7	0,8	25	22
Mai	6,0	6,8	76	45
Juni	12,7	11,7	49	61
Juli	15,9	13,1	97	72
August	13,2	11,8	97	69
September	8,7	7,1	46	58
Oktober	0,2	2,7	21	61
November	-2,6	-4,1	60	51
Desember	-4,4	-8,4	34	37
Året	3,1	1,6	564	575

Tabell III. Vannkjemiske analyseresultat fra blandprøver 0-10 m, fekale indikatorbakterier (E. Coli - Colilert) på 1 m, totalt algevolum (0-10 m) og siktedyp i **Heggefjorden i 2003.**

	18.06.2003	14.07.2003	11.08.2003	23.09.2003	20.10.2003	Middel	Klasse
pH	6,9	6,9	7,0	6,93	6,8	6,91	I
Ledningsevne, mS/m		2,61	2,40	2,24	2,65	2,48	
Turbiditet, F.N.U.	0,50	0,34	0,49	0,40	0,37	0,42	I
Alkalitet, mmol/l	0,126	0,127	0,115	0,120	0,122	0,122	II
Total nitrogen, µgN/l	445	335	293	251	349	335	II
Nitrat+nitritt, µgN/l	286	223	143	104	215	194	
Total fosfor, µgP/l	4,5	4,5	3,7	6,2	3,2	4,4	I
Farge, mgPt/l	12	12	7	13	10	11	I
Klorofyll-a, µg/l	2,4	1,3	2,1	1,9	1,3	1,80	I
Tot. algevolum, mm ³ /m ³	217,8	121,3	145,8	144,5	158,0	157,5	
E. Coli, ant./100 ml	0	0	0	0	0	0,0	I
Siktedyp, m	7,0	10,4	8,8	9,3	9,6	9,0	I

Tabell IV. Vannkjemiske analyseresultat fra blandprøver 0-10 m, fekale indikatorbakterier (E. Coli - Colilert) på 1 m, totalt algevolum (0-10 m) og siktedyp i **Strondafjorden i 2003.**

	18.06.2003	14.07.2003	11.08.2003	23.09.2003	20.10.2003	Middel	Klasse
pH	7,1	7,1	7,2	7,22	7,0	7,12	I
Ledningsevne, mS/m	2,84	2,29	2,31	2,28	2,57	2,5	
Turbiditet, F.N.U.	0,48	0,36	0,37	0,33	0,38	0,38	I
Alkalitet, mmol/l	0,109	0,127	0,111	0,119	0,116	0,116	II
Total nitrogen, µgN/l	350	306	290	379	310	327	II
Nitrat+nitritt, µgN/l	238	189	169	157	186	188	
Total fosfor, µgP/l	3,1	3	3,8	4,3	2,6	3,4	I
Farge, mgPt/l	6	11	5	15	9	9,2	I
Klorofyll-a, µg/l	2,2	1,2	2,1	1,6	1,5	1,72	I
Tot. algevolum, mm ³ /m ³	174,1	130,6	152,8	111,3	89,8	131,7	
E. Coli, ant./100 ml	0	0	0	0	1	0,2	I
Siktedyp, m	7,5	11,2	9,9	10,0	11,5	10,0	I

Tabell V. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra :
Heggefjorden, 1.Verdier gitt i mm³/m³ (=mg/m³ våtvekt)

	År	2003	2003	2003	2003	2003
	Måned	6	7	8	9	10
	Dag	18	14	11	23	20
	Dyp	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m
Cyanophyceae (Blågrønnalger)						
Anabaena lemmermannii		.	.	0,7	.	0,3
Chroococcus limneticus		.	.	.	0,6	2,6
Merismopedia tenuissima		.	.	.	0,4	0,3
Snowella lacustris		.	.	0,1	0,1	.
Woronichinia compacta		.	.	1,4	5,9	1,2
Sum - Blågrønnalger		0,0	0,0	2,1	6,9	4,4
Chlorophyceae (Grønnalger)						
Botryococcus braunii		.	0,5	0,7	.	.
Chlamydomonas sp. (l=12)		0,2
Chlamydomonas sp. (l=8)		1,2	.	0,5	.	.
Cosmarium abbreviatum		0,3
Cosmarium depressum		.	0,4	.	.	.
Crucigenia quadrata		0,4
Crucigeniella rectangularis		.	.	0,4	0,2	0,8
Dictyosphaerium subsolitarium		0,6
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)		4,8	.	0,1	.	0,7
Fusola viridis		0,7
Gyromitus cordiformis		.	.	0,1	0,1	.
Koliella sp.		0,1
Monoraphidium dybowskii		.	.	0,8	.	.
Monoraphidium griffithii		0,2
Nephrocytium agardhianum		.	0,2	0,2	.	.
Oocystis marssonii		.	1,2	0,2	0,4	0,5
Oocystis solitaria		.	.	0,2	.	.
Oocystis submarina v.variabilis		.	.	0,9	.	.
Paramastix conifera		0,8
Quadrigula pfitzeri		.	.	0,4	1,1	.
Scenedesmus arcuatus		0,3
Scenedesmus denticulatus v.linearis		.	.	0,4	0,1	0,2
Sphaerocystis Schroeteri		.	0,9	2,1	1,2	.
Ubest. kuleformet gr.alge (d=5)		.	0,4	0,9	.	0,3
Ubest. kuleformet gr.alge (d=9)		.	0,4	0,8	0,5	1,8
Sum - Grønnalger		7,4	4,0	8,8	3,5	6,4
Chrysophyceae (Gullalger)						
Bitrichia chodatii		.	1,2	.	.	0,7
Chromulina sp. (Chr.pseudonebulosa ?)		0,8	5,1	2,3	1,3	0,3

Chrysochromulina parva	3,7	0,2	.	0,8	0,4
Chrysolykos skjulai	0,7	.	.	.	0,2
Craspedomonader	0,1	0,5	0,4	1,2	1,2
Cyster av Bitrichia chodatii	.	.	.	0,5	.
Cyster av Chrysolykos skjulai	0,3
Dinobryon borgei	.	.	0,1	1,5	0,8
Dinobryon crenulatum	9,6	0,1	1,6	0,0	0,4
Dinobryon suecicum v.longispinum	0,2	.	.	0,5	.
Kephyrion boreale	.	.	0,1	0,1	.
Kephyrion litorale	.	0,1	.	.	.
Kephyrion sp.	0,1	.	0,2	.	.
Løse celler Dinobryon spp.	1,4	.	0,5	0,4	.
Mallomonas akrokomos (v.parvula)	6,9	8,9	1,8	5,3	5,3
Mallomonas caudata	.	3,0	11,9	7,0	.
Mallomonas cf.maioensis	.	0,9	.	.	.
Mallomonas spp.	3,5	1,5	1,5	2,0	3,1
Ochromonas sp.	.	0,4	.	0,6	1,0
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	4,0	2,1	0,8	2,4	4,2
Pseudokephyrion alaskanum	0,2
Små chrysonader (<7)	44,6	10,0	22,7	14,5	16,0
Spiniferomonas sp.	4,6	0,8	.	0,4	.
Stichogloea doederleinii	.	16,5	11,1	4,3	.
Store chrysonader (>7)	19,8	2,6	6,9	4,3	7,8
Ubest.chrysonade (Ochromonas sp.?)	.	.	1,0	1,0	3,0
Ubest.chrysophyceae	0,6	0,2	0,1	0,2	0,1
Uroglena americana	.	0,4	.	.	.
Sum - Gullalger	100,7	54,5	63,1	48,4	45,0

Bacillariophyceae (Kiselalger)

Asterionella formosa	.	2,2	.	.	.
Aulacoseira alpigena	0,9	2,1	1,2	3,1	23,8
Cyclotella comta v.oligactis	4,6
Cyclotella sp. (d=8-12 h=5-7)	15,5	0,7	0,3	.	0,8
Fragilaria sp. (l=30-40)	2,8	0,0	.	.	1,1
Fragilaria sp. (l=40-70)	0,5	.	.	0,1	.
Tabellaria fenestrata	0,9	0,6	.	.	.
Sum - Kiselalger	25,2	5,6	1,5	3,2	25,8

Cryptophyceae (Svelgflagellater)

Cryptaulax vulgaris	0,3
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	0,8	2,2	1,1	2,4	4,3
Cryptomonas marssonii	1,2	0,6	0,6	0,9	1,3
Cryptomonas sp. (l=20-22)	17,1	13,5	13,2	15,8	11,5
Cryptomonas spp. (l=24-30)	2,3	2,0	1,0	5,9	4,1
Katablepharis ovalis	11,9	3,1	3,6	1,0	1,6
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	21,2	14,3	27,1	20,7	26,0
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	2,8	.	2,1	4,4	2,5
Ubest.cryptomonade (l=6-8) Chro.acuta ?	0,2	0,2	0,7	0,7	.
Sum - Svelgflagellater	57,5	35,9	49,4	51,8	51,6

Dinophyceae (Fureflagellater)

Cyster av dinophyceer	1,0
Gymnodinium cf.lacustre	1,4	0,3	1,0	1,3	1,5
Gymnodinium helveticum	2,4	.	.	11,7	7,8

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

Xanthophyceae (Gulgrønnalger)

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

My-alger

My-alger	14,9	19,6	18,1	15,2	10,7
Sum - My-alge	14,9	19,6	18,1	15,2	10,7

Sum totalt :	217,8	121,3	145,8	144,5	158,0
--------------	-------	-------	-------	-------	-------

Tabell VI. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra :
Strondafjorden, 1Verdier gitt i mm³/m³ (=mg/m³ våtvekt)

	År	2003	2003	2003	2003	2003
	Måned	6	7	8	9	10
	Dag	18	14	11	23	20
	Dyp	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m
Cyanophyceae (Blågrønnalger)						
Aphanothece sp.		.	.	2,7	.	.
Chroococcus limneticus		.	.	.	0,2	.
Snowella lacustris		.	.	.	1,9	1,0
Woronichinia compacta		.	.	2,9	8,5	3,2
Sum - Blågrønnalger		0,0	0,0	5,5	10,6	4,2
Chlorophyceae (Grønnalger)						
Chlamydomonas sp. (l=12)		.	.	0,4	.	.
Chlamydomonas sp. (l=8)		0,3
Cosmarium depressum		0,5	0,6	.	.	.
Cosmarium phaseolus		.	.	.	1,0	.
Crucigenia quadrata		.	.	0,3	.	0,2
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)		1,2	0,4	1,3	.	.
Gyromitus cordiformis		0,2	0,6	.	0,2	.
Koliella sp.		1,3
Monoraphidium dybowskii		0,2	1,9	.	1,2	.
Monoraphidium griffithii		0,8
Oocystis submarina v.variabilis		0,8	0,5	.	0,8	.
Paramastix conifera		0,1	.	.	.	0,9
Quadrigula pfitzeri		.	.	0,2	1,4	.
Sphaerocystis schroeteri		.	0,3	.	.	.
Tetraedron minimum v.tetralobulatum		.	.	.	0,3	0,1
Ubest. kuleformet gr.alge (d=5)		.	.	3,6	.	0,4
Ubest. kuleformet gr.alge (d=9)		.	.	.	0,5	.
Ubest.ellipsoidisk gr.alge		0,2
Willea irregularis		.	.	0,5	.	.
Sum - Grønnalger		4,3	4,3	6,4	5,4	2,9
Chrysophyceae (Gullalger)						
Bitrichia chodatii		.	.	1,7	0,3	.
Chromulina sp. (Chr.pseudonebulosa ?)		0,2	1,3	0,2	0,2	.
Chrysidiastrum catenatum		1,7	.	1,7	.	.
Chrysochromulina parva		0,5	0,3	0,2	0,2	0,7
Chrysolykos planctonicus		1,0	0,3	.	.	.
Chrysolykos skujai		0,3	0,1	.	0,2	0,2
Craspedomonader		0,4	0,2	2,9	0,6	0,4
Cyster av Chrysolykos skujai		0,1
Dinobryon borgei		1,8	1,7	0,2	0,2	.

Dinobryon crenulatum	4,0	0,8	0,4	.	0,2
Dinobryon cylindricum var.alpinum	0,6
Dinobryon divergens	.	.	0,8	0,3	0,1
Dinobryon sociale v.americanum	1,2	1,3	.	.	0,5
Epipyxis polymorpha	.	.	.	0,7	0,1
Kephyrion boreale	.	.	.	0,1	.
Kephyrion litorale	0,4
Kephyrion sp.	2,3	0,4	0,7	.	0,1
Løse celler Dinobryon spp.	.	.	0,9	.	.
Mallomonas akrokomos (v.parvula)	0,6	4,8	1,2	0,5	0,3
Mallomonas cf.crassisquama	.	.	.	0,3	.
Mallomonas spp.	3,2	4,4	0,8	0,2	0,9
Ochromonas sp.	1,7	0,9	0,9	0,6	0,5
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	3,7	4,1	3,6	1,8	1,9
Pseudokephyrion alaskanum	.	.	.	0,2	0,5
Pseudopedinella sp.	.	.	.	0,5	.
Små chrysomonader (<7)	39,0	30,0	42,7	19,3	9,8
Spiniferomonas sp.	0,5
Stichogloea doederleinii	.	0,6	1,8	0,9	0,5
Store chrysomonader (>7)	22,4	2,6	12,1	3,4	4,7
Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)	.	.	2,0	2,7	0,7
Ubest.chrysophyceae	0,1	0,2	0,4	.	.
Uroglena americana	.	.	3,2	.	.
Sum - Gullalger	85,2	54,0	78,3	33,1	22,0

Bacillariophyceae (Kiselalger)

Asterionella formosa	0,6	1,7	12,5	2,6	2,3
Aulacoseira alpigena	1,4	1,7	1,4	0,5	3,3
Cyclotella comta v.oligactis	1,4
Cyclotella glomerata	0,6	0,8	.	.	.
Cyclotella radiosa	0,3
Cyclotella sp. (d=8-12 h=5-7)	1,5
Fragilaria sp. (l=30-40)	1,1	.	.	.	0,2
Fragilaria sp. (l=40-70)	0,5	0,1	.	.	.
Tabellaria fenestrata	4,3	0,6	.	2,1	.
Tabellaria flocculosa	4,0
Sum - Kiselalger	15,7	4,9	14,0	5,3	5,8

Cryptophyceae (Svelgflagellater)

Cryptaulax vulgaris	0,2
Cryptomonas cf.erosa	.	.	1,0	.	.
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	.	.	.	0,4	.
Cryptomonas marssonii	.	0,6	.	0,3	1,1
Cryptomonas sp. (l=15-18)	.	.	1,0	.	0,2
Cryptomonas sp. (l=20-22)	0,4	2,2	0,9	3,6	2,9
Cryptomonas spp. (l=24-30)	2,6
Katablepharis ovalis	14,8	2,9	3,8	1,9	0,4
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	9,5	38,5	11,8	23,3	13,1
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	2,3	3,4	1,3	1,4	0,6
Sum - Svelgflagellater	27,1	47,5	19,7	30,9	21,1

Dinophyceae (Fureflagellater)

Ceratium hirundinella	.	.	6,0	6,0	6,0
Gymnodinium cf.lacustre	1,7	1,0	2,8	0,6	0,7

Gymnodinium cf. uberrimum	2,9
Gymnodinium helveticum	7,8
Gymnodinium sp. (l=14-16)	2,9	0,5	1,7	0,7	0,7
Peridinium sp. (l=15-17)	.	.	0,3	.	4,0
Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)	2,0	0,4	2,8	2,0	3,6
Ubest.dinoflagellat	0,9	0,5	.	.	0,2
Sum - Fureflagellater	10,4	2,4	13,6	9,4	23,0
Xanthophyceae (Gulgrønnaiger)					
Ophiocytium sp.	13,3	0,3	0,3	.	.
Sum - Gulgrønnaiger	13,3	0,3	0,3	0,0	0,0
My-alger					
My-alger	18,2	17,2	14,9	16,6	10,8
Sum - My-alge	18,2	17,2	14,9	16,6	10,8
Sum totalt :	174,1	130,6	152,8	111,3	89,8

Tabell VII. Sammensetningen av dyreplankton i Heggefjorden i 2003, basert på vertikale håvtrekk fra sjiktet 0-20 m (maskevidde 60 µm).

+ = sjelden/få individer, ++ = vanlig, +++ = rikelig/dominerende.

Arter:	18.6	14.7	11.8	23.9	20.10
<u>Hjuldyr (Rotifera):</u>					
Kellicottia longispina	+++	++	++	++	++
Conochilus spp.	++	+	++	++	++
Polyarthra spp.	+++	+++	+++	++	++
Keratella cochlearis	++	+	+	+	+
Keratella hiemalis	+	+	+	+	+
Synchaeta spp.		+	+		+
Gastropus sp.				+	
Collothea spp.				+	
<u>Hoppekreps (Copepoda):</u>					
<u>Calanoida:</u>					
Heterocope appendiculata		+		+	
Acanthodiaptomus denticornis		+	++	++	++
<u>Cyclopoida:</u>					
Cyclops scutifer	+++	+++	+++	+++	+++
<u>Vannlopper (Cladocera):</u>					
Leptodora kindtii		++	++		
Holopedium gibberum	++	++	++	++	+
Daphnia longispina		+	+		
Daphnia galeata	++	+++	+++	++	+
Bosmina longispina	++	++	++	+	+

Tabell VIII. Sammensetningen av dyreplankton i Strondafjorden i 2003, basert på vertikale håvtrekk fra sjiktet 0-20 m (maskevidde 60 µm).

+ = sjelden/få individer, ++ = vanlig, +++ = rikelig/dominerende.

Arter:	18.6	14.7	11.8	23.9	20.10
<u>Hjuldyr (Rotifera):</u>					
Kellicottia longispina	+++	+++	++	++	++
Conochilus spp.	+++	+++	++	+++	++
Polyarthra spp.	+++	+++	+++	++	++
Keratella cochlearis	+	++	+	+	+
Keratella hiemalis			+		
Synchaeta spp.	+			++	+
Ploesoma hudsoni	+	+			
Asplanchna priodonta				++	
Gastropus sp.		+	+	+	
Collotheca spp.			+		+
<u>Hoppekreps (Copepoda):</u>					
<u>Calanoida:</u>					
Hetercope saliens	+				
Hetercope appendiculata		++	+	++	
Acanthodiaptomus denticornis	+	++	++	+++	++
<u>Cyclopoida:</u>					
Cyclops scutifer	+++	++	++	++	++
Mesocyclops leuckarti		+	+	+++	++
Cyclopoida ubest.			+		
<u>Vannlopper (Cladocera):</u>					
Holopedium gibberum	++	++	++	++	++
Daphnia longispina	+				
Daphnia galeata	++	+++	+++	++	++
Daphnia cristata		+			+
Bosmina longispina	++	++	+++	+	++
Polyphemus pediculus		+		++	+

Tabell IX. Lengder av dominerende vannlopper (voksne hunner) i Heggefjorden og Strondafjorden i 2003. Middellengder og variasjonsbredder samt antall målte dyr er gitt.

	Heggefjorden				Strondafjorden			
	Midd	Min	Max	ant	Midd	Min	Max	ant
Holopedium gibberum	1,45	1,20	1,80	16	1,11	0,94	1,34	22
Daphnia galeata	1,82	1,54	2,10	35	1,42	1,30	1,52	26
Bosmina longispina	0,74	0,62	0,94	16	0,72	0,62	0,86	24

Vurderingssystem brukt ved biologiske feltobservasjoner

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 benevnningen 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 lett nedbrytbart organisk stoff (forråtnelse/saprobiering) og næringssalter (overgjødning/eutrofiering). Evt. giftpåvirkning og skadeeffekt av forurensning blir også vurdert. Det er også lagt vekt på fiskeforhold og mer hygieniske aspekter. De ulike klasser og overgangssoner er markert med farger slik at forurensningssituasjonen generelt kan visualiseres på et fargekart. Klasse I betegner rentvannsforhold der menneskelig (antropogen) forurensningspåvirkning på det biologisk liv ikke kan dokumenteres eller er liten. Klasse II angir vannforekomster som er moderat påvirket, men der flora og fauna stort sett har arter i samsvar med de naturgitt forhold. Som regel er det økt produksjonskapasitet i disse lokaliteter og økt forekomst av mer tolerante arter. Klasse III og IV angir vannforekomster som er mer markert forurenset og der naturgitt biodiversitet er redusert og til dels har gått tapt. Disse lokaliteter oppfattes også av folk flest som forurenset. Overgangssonene benyttes der det er vanskelig å vurdere hvilken klasse (lav eller høy) som skal benyttes. For mer inngående informasjon vises til Kjellberg og medarbeidere (1985).

Ved vurdering av om resipientkapasitet/tålegrense er overskredet eller ikke har vi satt forurensningsklasse II (grønn markering) som normgivende økologisk 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 småbekkene som renner gjennom beiteområder, dyrket mark og mer befolkede områder. Det blir likevel ikke akseptert at det forekommer direkte forurensede elve- og bekkestreknings, 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 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

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.