



O-90149

Miljøtilstand  
i Etnevassdraget og  
Etnefjorden 1990-91

# NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

Hovedkontor	Sørlandsavdelingen	Østlandsavdelingen	Vestlandsavdelingen
Postboks 69, Korsvoll 0808 Oslo 8	Televeien 1 4890 Grimstad	Rute 866 2312 Ottestad	Breiviken 5 5035 Bergen - Sandviken
Telefon (47 2) 23 52 80 Telefax (47 2) 39 41 89	Telefon (47 41) 43 033 Telefax (47 41) 44 513	Telefon (47 65) 76 752 Telefax (47 65) 78 402	Telefon (47 5) 95 17 00 Telefax (47 5) 25 78 90

Prosjektnr.:
O-90149
E-91447
Undernummer:
Løpenummer:
2724
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel:	Dato:
Miljøtilstand i Etnevassdraget og Etnefjorden 1990-91.	Mars 92
	Faggruppe:
	Vassdrag
Forfatter (e):	Geografisk område:
Vilhelm Bjerknæs Håvard Bakke Eli Anne Lindstrøm Karl Jan Aanes Eivind Oug	Hordaland
	Antall sider:      Opplag:
	36

Oppdragsgiver:	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):
Fylkesmannen i Hordaland, Miljøvernavdelinga	

Ekstrakt:
Undersøkelsen tar for seg vannkvalitet og biologisk tilstand i nedre del av Etnevassdraget, inkl. Stordalsvatn og Litledalsvatn, og indre del av Etnefjorden. Resultatene er sammenliknet med resultater av tidligere undersøkelser for å finne mulige utviklingstrekk. Næringssaltbelastningen av Etneelva i 1990-91 var noe lavere enn i 1983-84. På tross av høye ekstremverdier i næringssalttilførslene vår og høst, bærer vassdraget ikke preg av overbelastning. Sorelva har relativt sett den høyeste næringssaltbelastningen. I tillegg bærer vannkvalitet, begroings- og bunndyrsamfunn preg av foruring. Sure episoder med kraftig pH-fall finner sted i forbindelse med flom. Tilstanden i Etnefjorden er tilnærmet normal, og uendret i forhold til undersøkelser i fjorden i 1981. Tilstanden i Osvågen er også uendret, og preget av kraftig overbelastning av næringssalter med årsak i lokale tilførsler. På tiltakssiden bør en begrensnig av tilførslene til Osvågen ha høy prioritet. Demest bør Sorelva prioriteres på tilførselssiden. Et hovedsiktemål her bør være å redusere de høye næringssalttilførslene vår og høst, og derved bla. begrense grunnlaget for algeoppblomstringer i Etnefjorden. Forsuringen av Litledalselva er foruroligende, og bør undersøkes nærmere.

4 emneord, norske

1. Jordbrukspåvirkning
2. Vannkvalitet
3. Begroing
4. Bunndyr

4 emneord, engelske

1. Agriculture
2. Water quality
3. Fouling
4. Benthos

Prosjektleder

*Vilhelm Bjerknæs*

Vilhelm Bjerknæs

For administrasjonen

*Dag Berge*

ISBN 82-577 -2090-9

# Forord

Fylkesmannen i Hordaland, Miljøvernavdelinga har engasjert NIVA til å foreta en basisundersøkelse av Etnevassdraget og indre del av Etnefjorden m/Osvågen i tidsrommet høsten 1990 - sommeren 1991. Målet med undersøkelsen har vært å fastsette tilstanden, særlig med hensyn til påvirkning fra jordbruk. Med utgangspunkt i en slik tilstandsbeskrivelse vil det være mulig å måle virkninger av tiltak som settes iverk for å begrense tilførslene fra jordbruket. Resultatene av undersøkelsen kan også danne grunnlag for kost/nytte-vurderinger av utslippsbegrensende tiltak.

Undersøkelsen er basert på månedlige prøvetakinger og analyser av vann fra faste prøvestasjoner, og på undersøkelser av bunnfauna- og begroingssamfunn i rennende vann. I tillegg er det foretatt sediment- og vannanalyser i Stordalsvatn og Litledalsvatn for bedømmelse av innsjøenes trofilitet. Prøver av sedimenter og bløtbunnfauna i fjordområdet utenfor Etnemunningen er undersøkt for å vurdere virkninger av næringsstofftilførsler fra Etneelva.

Under arbeidet med det biologiske materialet er det funnet indikasjoner på forurensning, særlig i Sørrelva.

Prosjektet er finansiert gjennom Fylkesmannen i Hordaland, Miljøvernavdelinga, med midler fra Statens Forurensningstilyn (SFT), samt at NIVA har lagt inn en del egeninnsats.

Vannprøver er samlet inn av May Vestbø ved Næringsmiddeltilsynet for Etne, Ølen og Vindafjord, som også har utført bakteriologiske analyser og måling av pH og konduktivitet. Øvrige kjemiske og biologiske analyser er utført ved NIVA.

Håvard Bakke har stått for planlegging og utarbeiding av prosjektprogram, og fungert som NIVA's prosjektleder fram til april 1991, da han sluttet ved instituttet. Deretter overtok Vilhelm Bjerknes ansvaret for prosjektet. Følgende NIVA-medarbeidere har bidratt faglig til gjennomføring og rapportering:

Vilhelm Bjerknes og Håvard Bakke:	Vannkvalitet
Eli Anne Lindstrøm:	Begroingssamfunn, ferskvann
Karl Jan Aanes:	Bunnfauna, ferskvann
Eivind Oug:	Marin bløtbunnfauna og sedimenter

Vi takker Etne landbrukskontor og Næringsmiddeltilsynet for Etne, Ølen og Vindafjord for positive bidrag og aktiv deltakelse i prosjektet.

Bergen mars 1992

Vilhelm Bjerknes  
Prosjektleder.

# Innhold

1. Sammendrag .....	3
1.1. Mål .....	3
1.2. Materiale og metoder .....	3
1.3. Resultater .....	3
1.4. Tiltak og anbefalinger .....	3
2. Innledning .....	4
2.1. Problemstilling .....	4
2.2. Landskap og arealbruk .....	4
2.3. Klima .....	4
2.4. Befolkning .....	5
2.5. Vannføring .....	5
3. Materiale og metoder .....	6
3.1. Vannkvalitet i Etne- og Litledaldsvassdragene .....	7
3.2. Innsjøsedimenter .....	7
3.3. Begroing i rennende vann .....	7
3.4. Bunnfauna i rennende vann .....	8
3.5. Marin bløtbunnsfauna og sedimenter .....	8
3.5.1. Stasjonsvalg og prøvetaking .....	8
3.5.2. Bearbeiding av prøver og tallbehandling .....	8
3.6. Marin hydrografi .....	9
4. Resultater og diskusjon .....	10
4.1. Vannkvalitet .....	10
4.1.1. Surhet .....	10
4.1.2. Konduktivitet .....	11
4.1.3. Organisk stoff .....	11
4.1.4. Fosfor .....	12
4.1.5. Nitrogen .....	13
4.1.6. Bakteriologi .....	13
4.1.7. Næringssalter og klorofyll i Stordalsvatn og Litledalsvatn .....	14
4.1.8. Oksygen i Stordalsvatn og Litledalsvatn .....	15
4.2. Sedimenter i Stordalsvatn og Litledalsvatn .....	16
4.3. Begroing i rennende vann .....	16
4.3.1. Innledning .....	16
4.3.2. Artssammensetning .....	17
4.3.3. Artsrikdom .....	21
4.3.4. Mengdemessig forekomst .....	21
4.3.5. Naturgitte forhold .....	22
4.3.6. Næringsinnhold - forurensningsbelastning .....	23
4.3.7. Konklusjoner - begroing .....	24
4.4. Bunndyr i rennende vann .....	24
4.5. Hydrografi og næringssalter i Etnefjorden og Osvågen .....	28
4.5.1. Temperatur, salinitet og oksygen .....	28
4.5.2. Næringssalter, organisk carbon og oksygen .....	29
4.6. Sedimenter og Bløtbunnfauna i Etnefjorden og Osvågen .....	29
4.6.1. Bunnsedimenter .....	29
4.6.2. Bunnfauna .....	30
4.6.3. Vurdering av resultatene .....	32

5. Samlet vurdering .....	33
5.1. Etnevassdraget .....	33
5.2. Etnefjorden og Osvågen .....	33
Litteratur .....	34

Vedlegg 1. Vannanalyser Etnevassdraget 1990-91.

Vedlegg 2. Etnevassdraget med geografiske betegnelser brukt i rapporten.

# 1. Sammendrag.

## 1.1. Mål.

Vannkvalitetsmessig og biologisk tilstand i Etnevassdraget og indre del av Etnefjorden er beskrevet i forhold til næringsbelastningen. Undersøkelsen i vassdraget gir grunnlag for å vurdere utslippsbegrensende tiltak. Vassdragets forsuringssituasjon er også drøftet i rapporten.

## 1.2. Materiale og metoder.

Det er foretatt månedlige vannanalyser fra tre prøvestasjoner i ulike avsnitt av vassdraget gjennom ett år. Det er også foretatt analyser av begroingen av elvebunnen og av tetthet og artssammensetning av bunndyr. Materialet fra disse undersøkelsene er analysert med sikte på å gi status vedr. næringsbelastning og forsuring. For begroingssamfunnets del er det foretatt en sammenlikning med en tilsvarende undersøkelse i vassdraget i 1983-84.

Bunnprøver og vannprøver fra Stordalsvatn og Litledalsvatn er analysert for å angi næringsbelastning/trofittilstand.

Bløtbunnfauna og sedimenter fra Etnefjorden og Osvågen er undersøkt, og resultatene er sammenliknet med resultatene av en tilsvarende undersøkelse foretatt i 1981.

## 1.3. Resultater.

Næringskonsentrasjonene i rennende vann er høye vår og høst. Utover dette er det ikke funnet tegn på at næringsbelastningen av vassdraget påvirker de naturgitte forhold i vesentlig grad. Det samme kan sies om vassdragets hygieniske standard. De høyeste verdiene av næringsalter og innhold av tarmbakterier ble registrert i Sørrelva.

Vannanalyser, begroingsanalyser og analyser av bunndyrsamfunn i rennende vann, og sammenlikning med resultatene fra 1983-84, tyder på at Etnevassdraget utsettes for gradvis forsuring. Situasjonen er særlig alvorlig i Sørrelva, der det er registrert periodisk forsuring av så alvorlig karakter at det påvirker reproduksjonsforholdene for fisk. Undersøkelser av disse forhold ligger imidlertid utenfor målet med denne undersøkelsen.

Det ble ikke registrert merkbare endringer i miljøtilstand i Etnefjorden og Osvågen sammenliknet med tilstanden i 1981. Tilstanden i Etnefjorden er relativt god, men med tegn til periodevis oksygenmangel i dypere vannlag. Osvågen er fortsatt overbelastet med organisk stoff, og uten normalt dyreliv. Dette henger først og fremst sammen med lokale tilførsler, og skyldes i liten grad tilførsler fra Etneelva.

## 1.4. Tiltak og anbefalinger.

Ut fra en kost-nyttevurdering vil det være naturlig å prioritere en begrensning av tilførslene av organisk stoff til Osvågen. Videre bør en se på mulighetene for å redusere "toppene" i næringsstofftilførslene til Etne vassdraget vår og høst, for å begrense grunnlaget for lokale algeoppblomstringer i fjorden. Sørrelva mottar relativt sett den største næringsstoffbelastningen, og bør prioriteres når det gjelder tilførselsbegrensninger.

Det bør foretas nærmere undersøkelser av forsuringssituasjonen i Sørrelva.

## 2. Innledning.

### 2.1. Problemstilling.

Fylkesmannen i Hordaland, Miljøvernavdelinga ønsker en beskrivelse av miljøtilstanden i Etnevassdraget og det tilstøtende fjordområdet, som grunnlag for å bedømme virkninger av framtidige utslippsbegrensninger i jordbruket. Målet med denne undersøkelsen er å frambringe et materiale om vassdragets nåværende vannkvalitet, som gir et tilstrekkelig grunnlag til å antyde utviklingen gjennom siste 10-årsperiode, og til å bedømme målbare effekter av utslippsbegrensende tiltak i framtiden.

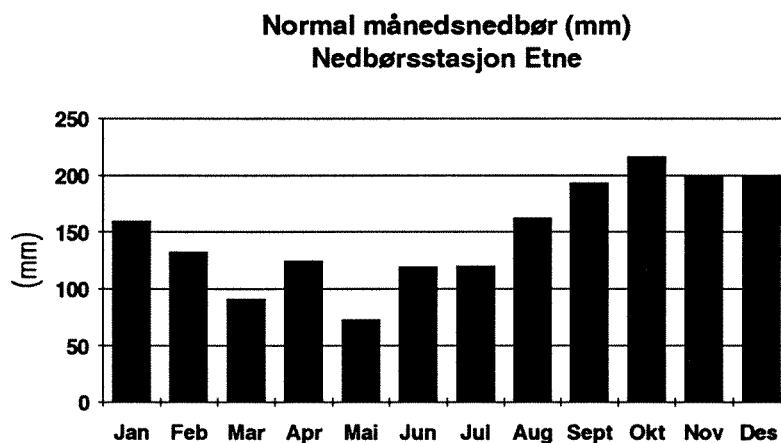
### 2.2. Landskap og arealbruk.

Etnevassdragets nedslagsfelt ved utløpet i sjøen er på 250 km<sup>2</sup>, medregnet regulerte felt i Litledalen. Omkr. 60% av nedslagsfeltet ligger over 600 m.o.h., omlag 40% er snaufjell. Det er stort innslag av dyrket mark langs Stordalsvatn (51 m.o.h.; 7.72 km<sup>2</sup>) og Litledalsvatn (65 m.o.h.; 1.00 km<sup>2</sup>), og videre nedover til utløpet av Etneelva. I Etnevassdragets nedslagsfelt (utenom Litledalsvassdraget) er 16 km<sup>2</sup> (9%) jordbruksareal. Produktiv skog utgjør 18% av nedslagsfeltet, og er lokalisert til dalførene under 500-600 m.o.h. De høyereliggende delene av nedslagsfeltet er dekket av innsjøer, myr, lyng, kratt og snaufjell.

Fjellområdene og deler av de lavereliggende områdene består av sure og tungt nedbrytbare granitt- og gneisbergarter. I dalførene er det innslag av næringsrik og lett løselig fyllitt, og tildels mektige løsmassedekker avsatt under istiden. I fjellområdene er det sparsomt med løsmasser.

### 2.3. Klima.

Midlere årlig nedbørshøyde i Etne er 1785 mm. Størstedelen av nedbøren faller om høsten og vinteren (figur 2.1).



**Figur 2.1.** Normal månedsnedbør (mm), nedbørsstasjon Etne.

## 2.4. Befolkning.

Det bor ca. 1500 personer i Etnevassdragets nedbørfelt, av disse bor ca 1100 nedenfor Stordalsvatn. Vassdraget nyttes som drikkevannskilde, til jordbruksvanning og som resipient for den spredte bebyggelsen ovenfor tettstedet Etne.

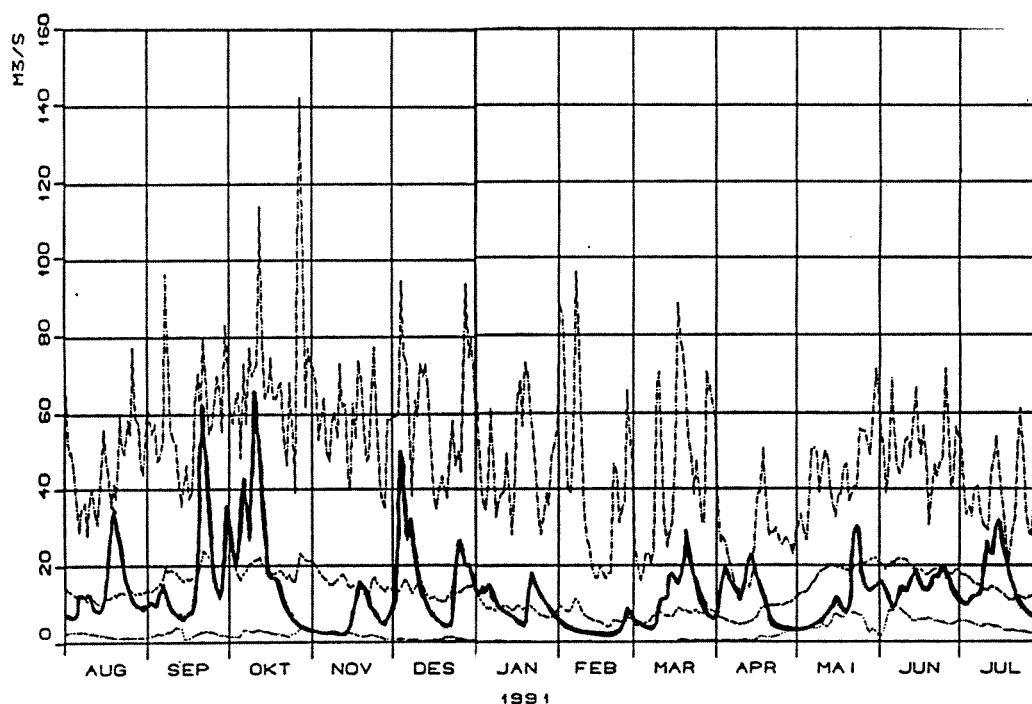
Kloakkvann fra størstedelen av Etne tettsted (950 p.e.) blir samlet og ført urensset ut i Etnefjorden. Det er planer om å bygge rensanlegg.

## 2.5. Vannføring.

Vannføringen ved utløpet av Stordalsvatn (VM 586) er vanligvis høy vår, sommer og høst (figur 2.2). Dette henger sammen med snøsmelting i fjellet i perioden mai, juni og juli, og med stor nedbør om høsten. Vannføringen er vanligvis lav i vinterhalvåret. Tabell 2.1 viser middelvannføringer på ulike målepunkt i vassdraget.

Tabell 2.1. Middelvannføring.

	Nedbørfelt km <sup>2</sup>	Middelvannføring m <sup>3</sup> /s
Stordalselv ovenf. Hellaugelv	50.1	5.3
Hellaugelv v/Odden	28.3	3.0
Etneelv v/utløp Stordalsvatn	129.0	12.6
Etneelv ved fjorden	250.4	21.7



Figur 2.2. Utløp Stordalsvatn (VM 586). Vannføringskurve (døgnverdier) for undersøkelsesperioden august 1990 - juli 1991 (heltrukket). Maks., median og min. vannføring for referanseperioden 1960-91 (stiplet)



### 3. Materiale og metoder.

Stasjonsplassering og analyseprogram frangår av Tabell 3.1. og Figur 3.1. Vedlegg 2 viser plassering av geografiske navn.

Tabell 3.1. Prøvestasjoner og analyseprogram.

		A	B	C	D	E	*
Stasjon 1.	Stordalselva ved Øyno	x	x	x			
Stasjon 2.	Sørelva ved Mo	x	x	x			
Stasjon 2B.	Etneelva ved Grindheim		x				
Stasjon 3.	Etneelva ved Enge	x	x	x			
Stasjon 8.	Sørelva ved utløp Litledalsvatn			x			
Stasjon 4.	Stordalsvatn (50 m dyp)				x		
Stasjon 5.	Litledalsvatn (63 m dyp)				x		
Stasjon 6.	Etnefjorden (185 m dyp)					x	
Stasjon 7.	Osvågen (20 m dyp)					x	

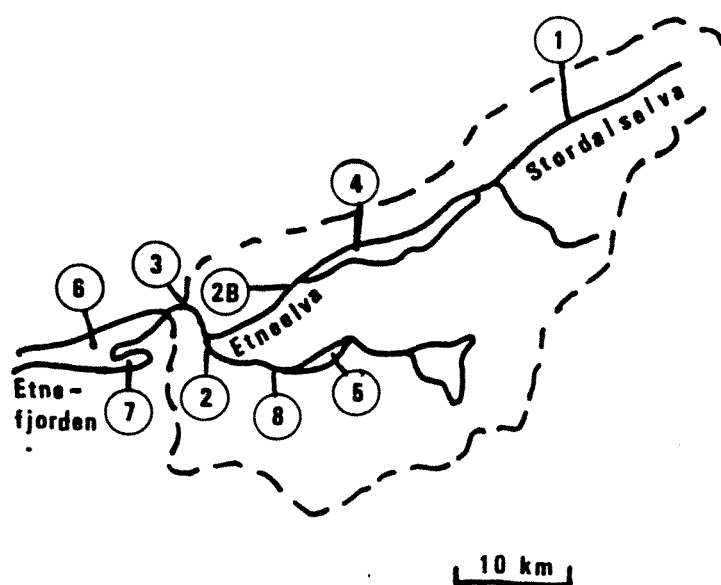
\*A: Vannprøver, månedlig

B: Begroingsundersøkelse

C: Bunndyundersøkelse

D: Innsjøundersøkelse (vannkvalitet, sedimenter)

E: Marin bløtbunnfauna, sedimenter og hydrografi



Figur. 3.1. Prøvestasjoner.

### 3.1. Vannkvalitet i Etne- og Litledaldsvassdragene.

Stasjonsplassering, prøvehyppighet og analyseprogram er tilpasset prosjektets målsetting om miljøstatus i relasjon til jordbrukspåvirkning. Vannprøver ble samlet inn månedlig i perioden august 1990 - juni 1991 på 5 faste prøvestasjoner i rennende vann (figur 3.1.). Prøvene er analysert for næringssalter (TOTP, TOTN og TOC) og bakteriologi, og gir et bilde av variasjonene i disse parametrene gjennom året. I tillegg er det tatt blandprøver (0-10 m) for analyse av klorofyll (høst og vår), næringssalter (vår) i Stordalsvatn og Litledalsvatn, samt prøver for oksygenbestemmelse ved overflate og bunn.

### 3.2. Innsjøsedimenter.

2 sedimetprøver er tatt ut ved hjelp av kjerneprovetaker på dypeste punkt i Stordalsvatn (50 m) og Litledalsvatn (63 m). De øverste 2 cm av kjernen i hver prøve er tatt ut og analysert for totalt nitrogen og totalt organisk carbon.

### 3.3. Begroing i rennende vann.

Begroingsprøver ble samlet inn på fire stasjoner i Etnevassdraget 30. august 1990 (figur 3.1). Vannføringen var lav under prøveinnsamlingen, og prøvetakingsforholdene var gode. Metoden, som i hovedsak er en kvalitativ beskrivelse av begroingssamfunnet, kan deles inn som følger:

#### 1. Feltobservasjoner og innsamling av prøver.

Prøvetakingsstasjonene er lagt til strykpartier. Begroing forekommer ofte i synlige, visuelt ulike enheter som kan ha form av et geléaktig brunt belegg (ofte kalkalger), grønne tråder (oftest grønnalger), eller f.eks. mørkegrønne dusker som kan bestå av rød- eller blågrønnalger.

Begroingselementene innsamles hver for seg, og mengdemessig forekomst av hvert element angis i form av dekningsgrad. Dekningsgraden vurderes subjektivt ut fra hvor stor prosentdel av tilgjengelig elveleie som dekkes av hvert element. Skalaen som benyttes er logaritmisk:

- |    |         |                               |   |   |
|----|---------|-------------------------------|---|---|
| 5. | 100-50% | av observert bunnareal dekket |   |   |
| 4. | 50-25%  | "                             | " | " |
| 3. | 25-12%  | "                             | " | " |
| 2. | 12- 5%  | "                             | " | " |
| 1. | <5%     | "                             | " | " |

Der forholdene tillater det, vurderes alle begroingselementer i hele elvas bredde. I praksis er det ofte bare bunnarealet nær elvebreddene som lar seg observere.

Til undersøkelse av kiselalgesamfunnet børstes 10 tilfeldig valgte steiner rene for begroing. Materiale fra alle steinene blandes, og en delprøve tas ut, fikseres på formalin og bringes til laboratoriet for videre analyse.

#### 2. Laboratorieanalyse.

Begroingsprøvene undersøkes først under lupe, deretter under mikroskop. Organismene identifiseres så langt mulig, fortrinnsvis til art. Hver arts mengdemessige betydning innen begroingselementet estimeres. Begroingsobservasjonene vurderes på grunnlag av artsinnhold, artsmangfold og mengdemessig forekomst.

### 3.4. Bunnfauna i rennende vann.

Det ble tatt bunndyrprøver fra fire stasjoner (stasjon 1,2,3 og 8) 8. oktober 1990 og fra tre stasjoner (stasjon 1, 2 og 3) 16. mai 1991 (se figur 3.1). Innsamlingene ble foretatt etter en standardisert prosedyre: 3 x 1 minutter "sparkeprøve", med håv med maskevidde 250 µm (Norsk standard 4719).

### 3.5. Marin bløtbunnsfauna og sedimenter.

#### 3.5.1. Stasjonsvalg og prøvetaking

Prøver for sedimenter og bunnfauna ble tatt 24. august 1990 på stasjonene 6 (Etnefjorden) og 7 (Osvågen) (Figur 3.1). Stasjon 6 ligger nær ved størstedypet i dypbassenget i Etnefjorden. Osvågen er grunn og adskilt fra Etnefjorden med en terskel på ca. 8 m.

Prøvene ble tatt med en 0.1 m<sup>2</sup> 'Petersen'-type bunngrabb. På stasjon 6 ble det tatt tre prøver, men disse ble slått sammen og opparbeidet samlet. På stasjon 7 ble det tatt tre enkeltprøver. På størstedypet (20 m) var det sort mudder med sterk lukt av hydrogensulfid (H<sub>2</sub>S). Det ble derfor tatt prøver på litt grunnere vann, 15 og 13 m, for å finne overgangen mot oksygenert sediment. Disse prøvene ble tatt henholdsvis 50 m og 100 m mot vest fra størstedypet.

Under prøvetakingen ble det gjort en visuell beskrivelse av bunnsedimentet. Det ble også tatt en liten delprøve av overflatesediment fra grabben til analyse av totalt organisk karbon (TOC) og totalt nitrogen (TOTN). Prøvene av bunnfauna ble spylt på 5 og 1 mm sikter og siktematerialet konserverert i 4 % nøytralisert formaldehydløsning.

#### 3.5.2. Bearbeiding av prøver og tallbehandling

Analysene for karbon (TOC) og nitrogen (TOTN) ble foretatt i en elementanalysator. Uorganisk karbon ble fjernet ved surgjøring. For stasjon 6 ble analysene foretatt på en blandprøve fra de tre parallelle grabbprøvene.

Faunaprøvene ble opparbeidet til artsnivå. Artsmangfold (= diversitet) i prøvene ble beregnet på grunnlag av den såkalte Shannon-Wiener indeksen. Indeksen er gitt ved formelen:

$$H' = - \sum_{i=1}^s n_i/N \log_2 (n_i/N)$$

hvor  $n_i$  er antall individer av art  $i$ ,  $N$  er totalt antall individer og  $s$  er antall arter. Indeksen har et verdiområde som varierer fra null til ca. 5. Tallverdien øker ved økende antall arter og når individene er jevnt fordelt mellom artene. Lave verdier markerer dårlige forhold, mens verdiområdet 3-5 indikerer normale til gode forhold. Artsmangfold er en viktig parameter ved karakterisering av miljøtilstand.

Fra  $H'$  er det også beregnet et mål for jevnhet (Pielou's  $J$ ), dvs. hvor like individtall det er for artene. Jevnhetsindeksen har verdiområdet 0-1 og bli 1 når alle artene har samme individtall.

### **3.6. Marin hydrografi.**

Salinitet og temperatur ble målt 24. august 1990 for hver m ned til 10 m dyp, og for hver 5 m ned til 50 m dyp på stasjon 6, Etnesfjorden ved hjelp av saliterm. På 180 m dyp ble det tatt vannprøve for måling av temperatur og kjemisk bestemmelse av salinitet, nitrogen, fosfor og oksygen. Oksygen ble registrert med oxymetersonde med samme dybdeintervall ned til 70 m. På stasjon 7, Osvågen ble det bare nyttet sonderegistrering for oksygen, temperatur og salt. Det ble tatt vannprøve for nitrogen- og fosforanalyse på 19 m dyp (1m over bunnen). På begge stasjoner ble det i tillegg tatt vannprøver på 1 m dyp for nitrogen- og fosfor analyse.

## 4. Resultater og diskusjon.

### 4.1. Vannkvalitet.

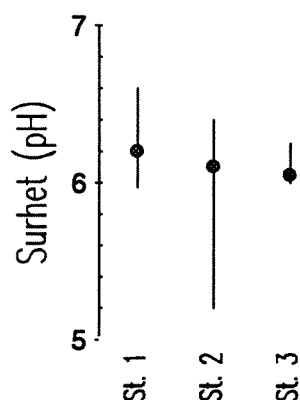
Et karakteristisk utvalg av resultatene ved de tre hovedprøvestasjonene i rennende vann er vist i Figur 4.1-6. En fullstendig oversikt over måleresultatene er satt opp i Vedlegg I.

#### 4.1.1. Surhet.

Resultatene av målingene fra Stasjon 1, 2 og 3 er vist i figur 4.1. Median pH ved Stasjon 1, Øyno var på 6.20. Laveste pH-verdi på denne stasjonen, 5.97 ble målt 26. juni 1991, og høyeste verdi, 6.60 ble målt 24. april 1991.

Ved Stasjon 3, Enge var medianverdien 6.05, og laveste og høyeste målte verdi på henholdsvis 6.00 og 6.25.

Måleseriene i 1990-91 for disse to stasjonene viser mindre variasjoner og lavere maksimumsverdier enn tilsvarende måleserie fra 1983-84 (Lindstrøm m. fl. 1984). Noe av denne forskjellen kan forklares med ulikheten i vannføringsvariasjonene mellom de to måleperiodene. 1983 var et meget nedbørrikt år, med store variasjoner i vannføring, og med en uvanlig kraftig høstflom (Waatevik og Bjerknes 1885). Slike forhold bidrar til større variasjoner i vannkvaliteten, bla. pH. Målingene ved Stasjon 3, Enge, viser likevel at vannet var klart surere i 1990-91 enn i 1983-84.

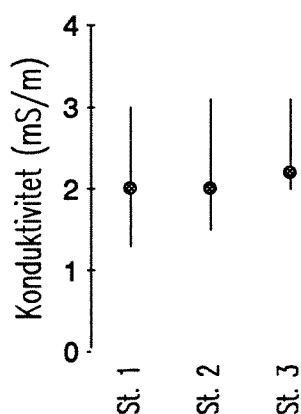


Figur 4.1. Surhet. Median og variasjonsbredde for tre prøvestasjoner i rennende vann.

Stasjon 2, Mo ligger i Sørrelva, like ovenfor samløpet med Stordalselva. Median, laveste og høyeste målte surhetsverdi var på henholdsvis 6.10, 5.20 og 6.40. Sørrelva viser større variasjoner i surhet og lavere minimumsverdier enn det vi har målt i Stordalselva. Vannet er periodevis surt nok til å forringe levevilkårene for fisk. Sørrelva bidrar til forsuring av Etnevassdraget nedenfor samløpet med Sørrelva. Vi har ikke noen tilsvarende måleserie for Sørrelva fra tidligere undersøkelser.

#### 4.1.2. Konduktivitet.

Konduktivitetsverdiene er lave, og for Stasjon 1 og 3 ligger verdiene på samme nivå som i 1983-84, med medianverdier  $<2.5 \text{ mSm}^{-1}$  for begge stasjoner (Figur 4.2).



Figur 4.2. Konduktivitet. Median og variasjonsbredde for tre prøvestasjoner i rennende vann.

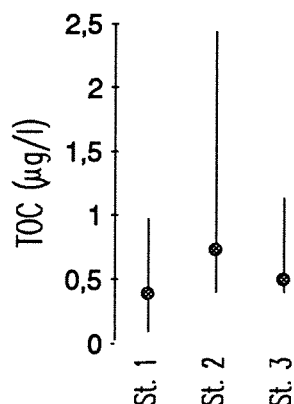
#### 4.1.3. Organisk stoff.

Organisk stoff forekommer enten oppløst i vannet eller som partikulært materiale. Organisk stoff kan tilføres som humusstoffer fra skog- og myrområder, fra menneskelig aktivitet som jordbruk, industri, husholdning m.m., og fra dødt organisk materiale produsert i selve vassdraget. Utslipp av lett nedbrytbart organisk stoff, feks. siloutslipp bidrar til bakterie- og soppdannelse, og til begroing av alger.

I innsjøer fører organisk belastning til nedsatt oksygen, først og fremst i dyplagene. På stilleflytende elvepartier kan tilførsler av organisk stoff medføre betydelig oksygenvinn, særlig om natten. Medianverdiene for totalt organisk carbon (TOC) er på 0.39 og 0.59 mg/l for henholdsvis Stasjon 1 og 3 (Figur 4.3). Dette er lavere enn tilsvarende målinger ( $\text{KMnO}_4$ ) i 1983-84, og henger bla. trolig sammen med lavere midlere vannføring. Median- og maksimumsverdiene for Sørrelva (Stasjon 2) var henholdsvis 0.73 og 2.44 mg/l, og viser at elven periodevis er moderat påvirket av organisk stoff. Høyeste målte verdi er fra 26. juni, og kan tyde på utslipp av silosaft.

De målte verdiene for total organisk carbon er lave, og bør ikke føre til omfattende problemer av den typen som er nevnt innledningsvis ovenfor.

Visuell bedømmelse av elvebunn og strandsone nedstrøms punktutslipp, tyder imidlertid på periodevis betydelige utslipp enkelte steder. Slike utslipp kan finne sted over kortere perioder uten å medføre varige endringer av vannkvaliteten, og uten å fanges opp av vannprøvene fra denne undersøkelsen.

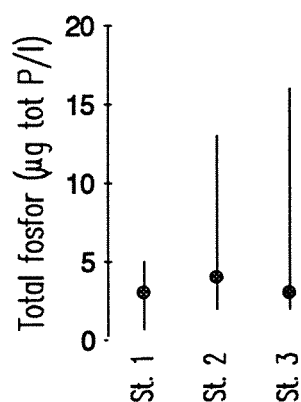


Figur 4.3. TOC. Median og variasjonsbredde for tre prøvestasjoner i rennende vann.

#### 4.1.4. Fosfor.

Fosfor er et plantenæringsstoff av avgjørende betydning for den biologiske stoffomstningen i ferskvann. Høye konsentrasjoner skyldes oftest menneskelig aktivitet (kloakk, jordbruk m.m.), og fører gjerne til begroing og dermed en forringelse av vannkvaliteten.

Medianverdier på 3,0 µg/l på Stasjon 1 og 3 er lavt, og kan tas som uttrykk for en normalt tilstand (SFT 1989). Både median- og maksimumsverdiene som ble målt på Stasjon 3 i 1990-91 (figur 4.4) ligger lavere enn ved målingene i 1983-84. Maksimalverdien på 16 µg/l på Stasjon 3 (Enge) 26. mars 1991 er imidlertid et klart uttrykk for periodevis kraftig jordbrukspåvirkning.



Figur 4.4. Total fosfor. Median og variasjonsbredde for tre prøvestasjoner i rennende vann.

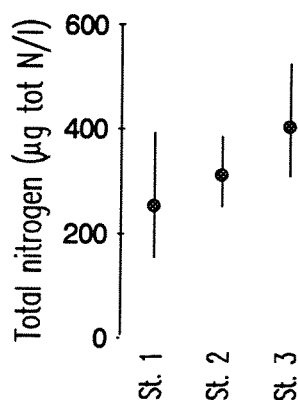
Medianverdi 4.0  $\mu\text{g/l}$  ved Stasjon 2 i Sørrelva, plasserer dette sidevassdraget i forurensningsgrad 2 (moderat påvirket) (SFT 1989).

Store variasjoner i fosforinnhold i Sørrelva og i Etneelva ved Enge er uttrykk for periodevis påvirkning fra jordbruksaktivitet (gjødsling), variasjoner i erosjon ved nedbør og høy vannføring. Verdiene som er gjengitt i Vedlegg 1 angir en viss samvariasjon mellom konsentrasjoner av fosfor, nitrogen, total organisk carbon og koliforme bakterier.

#### 4.1.5. Nitrogen.

Nitrogen har i likhet med fosfor betydning for biologisk stoffomsetning og begroing i vassdrag, men er ikke begrensende i samme grad som fosfor. Høye verdier er vanligvis forårsaket av de samme forhold som for fosfor. I tillegg kan tilførsler av nitrogenforbindelser gjennom forurenset nedbør gi forhøyete nitrogenverdier i ellers upåvirkete vannkilder.

Median nitrogenverdi ovenfor Stordalsvatn (Stasjon 1) var på 252  $\mu\text{g/l}$ , og høyeste målte verdi var 393  $\mu\text{g/l}$ . I Sørrelva (Stasjon 2) var median nitrogenverdi 312  $\mu\text{g/l}$ , og høyeste målte verdi var 387  $\mu\text{g/l}$ , og ved utløpet av Etneelva (Stasjon 3) var median og høyeste målte verdi henholdsvis 405 og 527  $\mu\text{g/l}$  (Figur 4.5). Verdiene er høyest vår og høst. Dette henger sammen med jordbruksaktivitet, nedbør/snøsmelting og vannføring, og med at tilgjengelig nitrogen i sommerhalvåret i stor grad bindes i vegetasjonen.



Figur 4.5. Total nitrogen. Median og variasjonsbredde for tre prøvestasjoner i rennende vann.

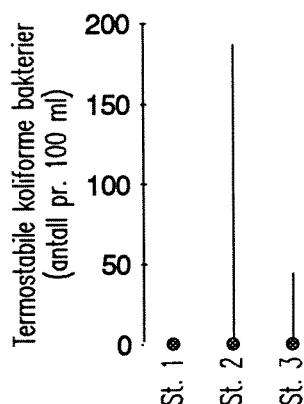
Nitrogennivået lå generelt noe høyere i vannprøver fra 1990-91 sammenliknet med 1983-84.

#### 4.1.6. Bakteriologi.

Tarmmikrober (termostabile koliforme bakterier ved 44° C) kan bare formere seg i tarmen hos mennesker og varmblodige dyr. De vil alltid være tilført vannet utenfra, og vil ikke kunne formere seg der.

Samtlige prøvestasjoner hadde et median innhold på 0. Ovenfor Stordalsvatn (Stasjon 1) viste tre av prøvene 1 celle pr 100 ml (høst og vår). I Sørrelva (Stasjon 2) ble det registrert høye verdier høst og vår, henholdsvis 167 og 187 celler pr 100 ml. Høyeste verdi ved utløpet av Etneelva (Stasjon 3) var 44 celler pr 100 ml, 26. juni 1991 (figur 4.6).





Figur 4.6. Termotabile koliforme bakterier. Median og variasjonsbredde for tre prøvestasjoner i rennende vann.

Anvendelse av SFT's (1989) klasseinndeling av mikrobiologisk belastning gir som resultat at Stasjon 1 ligger i Klasse 1 100% av tiden. Stasjon 2 (Sørelva) ligger i Klasse 1 i 82% av tiden, og i Klasse 3 i 18% av tiden. Ut fra 90-persentilen plasserer dette Sørelva i forurensningsklasse 3 mht. hygienisk vannkvalitet. Stasjon 3 (Etneelv ved utløp) ligger i Klasse 1 i 91% av tiden og i klasse 2 i 9% av tiden.

#### 4.1.7. Næringsalter og klorofyll i Stordalsvatn og Litledalsvatn.

Konsentrasjonene av tilgjengelig fosfor og nitrogen bestemmer den mulige algekonsentrasjonen i innsjøer. Det er betydelig grad av samvariasjon mellom fosfor- og nitrogenkonsentrasjonen, fordi økte tilførsler av det ene stoffet følges av økte tilførsler av det andre. Da forholdet mellom nitrogen og fosfor er høyere i avrenning fra jordbruk enn i feks. husholdningskloakk, vil forholdet variere fra en innsjø til en annen, bla. avhengig av nedbørfeltets beskaffenhet og dominerende forurensningskilder.

Forholdet mellom nitrogen og fosfor er av betydning for planteplanktonproduksjonen i innsjøer, og er i middel 7:1 i normalt voksende celler. Variasjonen er imidlertid stor. Er forholdet lavere enn 7 kan en anta at nitrogen er i underskudd, og er det elementet som begrenser algeveksten. Tilsvarende regner en at fosfor er begrensende dersom forholdet er høyere enn 7. Nitrogenbegrensning begynner å gjøre seg gjeldende ved N:P=12-13. Ved N:P<30 kan det erfaringsmessig være fare for oppblomstring av blågrønnalger (Dag Berge pers. komm.).

I likhet med planter på land, bruker planktonalgene klorofyll for å gjennomføre fotosyntesen, og produsere nytt cellemateriale. Konsentrasjonsnivået av klorofyll kan dermed nyttes som et indirekte uttrykk for algebiomassen i vannmassene.

Tabell 4.1 gjengir verdier av næringsalter og klorofyll A i Stordalsvatn (Stasjon 4) og Litledalsvatn (Stasjon 5). Samtlige målte verdier er lave, og svarer til forventet naturtilstand (SFT; 1989). Begge innsjøer er oligotrofe, og vannmassene er lite påvirket av jordbruksavrenning.

**Tabell 4.1. Næringsalter, carbon og klorofyll A i Stordalsvatn og Litledalsvatn.**

Sted	Tidspunkt	TOT-P	TOT-N	TOC	Klf. A
		µg/l	µg/l	mg/l	µg/l
Stordalsvatn	1988*	3.5	316	-	1.4
	30.08.90	-	-	-	0.87
	16.05.91	3.0	368	0.57	0.59
Litledalsvatn	30.08.90	-	-	-	0.69
	16.05.91	2.0	245	0.61	1.00

\*Sesongmiddel av 4 prøvetakinger i perioden mai-september (Faafeng m.fl. 1990)

#### 4.1.8. Oksygen i Stordalsvatn og Litledalsvatn.

Oksygen forbrukes ved nedbrytning av organisk stoff. Belastning av organisk stoff i innsjøer fremtrer ved nedsatt oksygeninnhold først og fremst i dyplagene.

Vannprøver for analyse av oksygen i overflate og over bunnen nær dypeste punkt ble tatt 30. august 1990 og 16. mai 1991. Resultatene er gjengitt i Tabell 4.2.

Det var ingen markert termoklin i vannet ved prøvetaking 16. mai, og prøvene fra dypere vannlag anses som representative for vinterstagnasjonsperioden. Forskjeller i verdiene i høst- og vårprøvene er uttrykk for naturlige årstidsvariasjoner.

**Tabell 4.2. Oksygenverdier høst 1990 og vår 1991.**

		30.august		16. mai	
		mg/l	metning%	mg/l	metning%
Stordalsvatn	1m	7.53	107	9.0	89
	45 m	5.98	79	8.35	65
Litledalsvatn	1 m	7.81	103	9.49	93
	55m	8.37	100	9.08	72

Resultatene i tabell 4.2 viser redusert oksygeninnhold i bunnære vannlag under vinterstagnasjonen sammenliknet med overflatelaget, og antyder liten til moderat organisk belastning på dypvannet (SFT 1989).

## 4.2. Sedimenter i Stordalsvatn og Litledalsvatn.

Innsjøsedimenter kan nyttes til å beskrive sjøenes trofostilstand. Mens en vannanalyse beskriver en øyeblikkssituasjon, gir sedimentene et mer generelt bilde av situasjonen over tid.

Sedimentprøvene fra Stordalsvatn og Litledalsvatn er analysert for karbon og nitrogen (Tabell 4.3). Karbonverdiene er moderate, ligger nær gjennomsnittet for innsjøer på Vestlandet (Rognerud og Fjeld 1990), mens C/N-forholdet er relativt høyt (>10). Verdiene av organisk stoff i tilløpsvannet (Stasjon 1) er svært lavt (median 0.39 mg/l), og bidrar ikke til det høye C/N-forholdet.

Lavt karboninnhold og høyt C/N-forhold er karakteristisk for oligotrofe innsjøer med beskjedne humustilførsler. Analyseverdiene ligger innenfor det som kan karakteriseres som naturlig, og gir ingen klare indikasjoner på påvirkninger fra jordbruksaktivitet. Utfra forskjellen i verdiene fra de to sjøene, synes likevel Litledalsvatnet å være noe mer påvirket enn Stordalsvatnet. Prøvematerialet er imidlertid for lite til å fastslå dette med sikkerhet.

Tabell 4.3. Nitrogen- og organisk karbon i sedimenter.

	TOT-N µg/mg	TOC µg/mg	C/N
Stordalsvatn 48 m	4.9	59.6	12.2
Litledalsvatn 60 m	5.8	74.3	12.8

## 4.3. Begroing i rennende vann.

### 4.3.1. Innledning

Betegnelsen **BEGROING** omfatter organismesamfunn festet til elvebunnen eller annet substrat, eller med naturlig tilholdssted nær substratet, f.eks. blandt andre begroingsorganismer. Funksjonelt er det tre typer begroing:

Primærprodusenter:	Alger og moser (høyere vegetasjon regnes ikke med)
Nedbrytere:	Bakterier og sopp
Konsumenter:	Primitive fastsittende dyr, f.eks. ciliater og svamp

I lite til moderat forurensningsbelastet vann dominerer primærprodusentene. Ved økt tilførsel av løst, lett nedbrytbart organisk stoff øker mengden av nedbrytere. Begroingen spiller stor rolle ved opptak og omsetning av løste næringssalter og lett nedbrytbart organisk stoff.

Spesielt i rennende vann kan miljøfaktorene variere raskt og innvirke på bl.a. kjemiske forhold. Derfor kan det være vanskelig å få et bilde av tilstanden i rennende vann. Fysiske/kjemiske målinger gir bare et øyeblikksbilde og det kreves hyppige målinger for å få et representativt bilde av vannkvaliteten.

Begroingssamfunnet vil derimot, ved å være bundet til et voksested, avspeile de fysiske og kjemiske miljøfaktorene på voksestedet og integrere denne påvirkningen over tid.

Tabell 4.3.1 viser begroingsamfunnets artsammensetning, artsmangfold og mengdemessige forekomst. Tabell 4.3.2 viser prosentvis forekomst (frekvens) av ulike kiselalger innen kiselalgesamfunnet.

#### 4.3.2. Artssammensetning

Arter som har størst utbredelse i svakt surt vann (pH 5.5 - 6.5) hadde markert forekomst på alle stasjoner, eksempelvis blågrønnalgen *Tolypothrix penicillata*, grønnalgene *Hormidium rivulare*, *Mougeotia* og *Penium polymorphum* og kiselalgen *Tabelaria flocculosa*. Samtidig var flere arter som forsvinner når pH går ned mot 5.5 tilstede i hele vassdraget, eks. blågrønnalgene *Calothrix fusca*, *Cyanophanon mirabile*, rødalgen *Lemanea fluviatilis*, gullalgen *Hydrurus foetidus* og mosene *Fontinalis dalecarlica* og *Hygrohypnum ochraceum*. Det tyder på at pH ikke går særlig under 5.5 på noen av de undersøkte lokaliteter. Laveste målte pH-verdi var 5.2 (stasjon 2, Sørelva) våren 1991, mens begroingsundersøkelsen ble foretatt om høsten. Arter som forsvinner ved høyere pH ble bare observert på st. 3 (Etneelva v/Enge). Her tilsier forekomst av blågrønnlagene *Clasticium setigerum*, *Homocothus janthina* og *Lyngbya kuetzingi* at pH ikke går under 6.0.

Fravær av arter som ikke trives når pH går under 6.0 tilsier at pH i kortere eller lengre perioder er under 6.0 på de øvrige stasjonene (st. 1, 2, 2B). Disse observasjonene samsvarer godt med pH-registreringer på de samme stasjonene (kap. 4.1.1). og bekrefter at det siden forrige undersøkelse i 1984 har skjedd en reduksjon i pH-verdiene i deler av vassdraget. Lettest påviselig er dette på st. 2B (Etneelv v/Grindheim). Her ble det ikke registrert pH-verdier under 6.0 i 1984. I 1990 ble det bare registrert begroingsorganismer som tåler pH ned mot 5.5. Dette er en klar indikasjon på at pH i kortere eller lengre perioder nærmer seg 5.5.

Forøvrig ble det registrert:

- forurensningsømfendtlige arter som trives i vann med lavt elektrolyttinnhold: *Stigonema mamillosum* (st. 1, 2B), *Homoethrix juliana* (st. 2B)
- arter som trives i næringsfattig vann med varierende elektrolyttinnhold: *Cyanophanon mirabile* (st. 1, 2B, 3), *Mougeotiopsis calospora* (st. 1) og *Blindia acuta* (st. 1)
- arter som trives i vann med noe høyt elektrolyttinnhold: *Closterium* sp. (st. 2 og 3)
- arter som forekommer i vann med varierende næringsinnhold: *Fontinalis dalecarlica* - klarer seg ikke ved betydelig forurensning/næringsbelastning (st. 1, 2B, 3), *Fontinalis antipyretica* - trives vanligvis bare i noe næringsrikt/
- arter som trives i næringssaltbelastet vann (st. 3) og *Hygrohypnum ochraceum* stor forekomst viser gjødslingseffekt av næringssalter (st. 2, 2B og 3). *Homoeothrix janthina*, *Oscillatoria limosa*, *Oscillatoria nigra* og *Phormidium favosum* (alle st. 2)
- arter som trives i vann med løst, lett nedbrytbart organisk stoff: ulike nedbrytere; bakterier, sopp o.l. (særlig st. 2)

Tabell 4.3.1. Begroingsorganismer i Etne-vassdraget.

Tall-ang. viser organismens dekning av elveleiet som %, dekningsgrad: Organismer som vokser blant/på disse er angitt:

1: <5%  
 2: 5- 12%  
 3: 12- 25%  
 4: 25- 50%  
 5: 50-100%

\* - få eksemplarer  
 \*\* - vanlig  
 \*\*\* - tallrik

## S t a s j e r ( e f ) :

E05 Stordalselva, Skjold , E03 Stordalsvatn bru , E04 Sorelva, Mo ,  
 E01 Etneelva Grindheim , E02 Etneelva Enge

Organismer (latinske navn)	St. ---->	E05	E03	E04	E01		E02	
	År ---->	90	84	90	84	90	84	90
	Mnd. ---->	Aug	Aug	Aug	Aug	Aug	Aug	Aug
<b>BLÅGRØNNALGER (Cyanophyceae)</b>								
Aphanocapsa spp.	.	.	.	.	.	*	.	.
Aphanothece spp.	.	.	.	.	.	*	.	.
Calothrix fusca	.	.	.	.	.	**	.	.
Chamaesiphon minutus	*	.	*	*	.	.	.	.
Chamaesiphon confervicola	.	.	.	.	*	.	*	**
Chamaesiphon regularis ert	**	.	**	.	*	.	.	.
Chamaesiphon spp.	.	.	.	.	**	1	.	.
Chamaesiphonales uidentifisert	.	.	.	.	**	.	.	.
Chroococales, uidentifisert	*	.	**	.	**	.	.	.
Clastidium setigerum	.	.	.	.	.	.	.	**
Cyanophanon mirabile	**	.	.	.	**	*	**	**
Homoeothrix janthina	*	.	2	.	.	.	.	.
Homoeothrix juliana	.	1	.	.	**	.	.	.
Homoeothrix varians	.	.	.	.	.	.	.	**
Lyngbya kuetszingii	.	.	.	.	.	.	.	**
Oscillatoria limosa	.	.	**	.	.	.	.	.
Oscillatoria nigra	.	.	**	.	.	.	.	*
Oscillatoria sp3 (8-9u)	.	*	.	**	.	.	.	.
Phormidium favosum	.	.	1	.	.	.	.	.
Phormidium sp4 (3u, sterk blågrønn, l/b<1)	.	.	.	.	**	.	.	1
Phormidium spp.	**	3	5	14	1	.	.	3
Pleurocapsae polonicum	.	.	.	.	*	.	.	**
Pleurocapsae spp.	.	.	.	.	.	**	.	.
Pseudanabaena spp.	.	.	.	.	*	.	.	*
Schizothrix lacustris	**	**	.	.	.	*	.	.
Schizothrix spp.	**	.	**	.	**	.	.	1
Stigonema mamillosum	2	1	.	1	1	.	.	.
Tolypothrix penicillata	1	.	1	1	1	**	.	3
A R T S A N T A L L , BLÅGRØNNALGER		10	5	10	8	15	6	12
<b>GRØNNALGER (Chlorophyceae)</b>								
Binuclearia tectorum	.	.	.	.	*	.	.	.
Bulbochaete spp.	.	.	.	.	.	.	.	*
Closterium spp.	.	*	*	.	.	**	*	*
Cosmarium spp.	*	*	*	*	.	*	*	**
Drapharnaldia glomerata	.	.	.	.	.	**	.	.
Gongrosira spp.	*	.	*	.	.	.	.	2
Hormidium flaccidum	.	.	.	.	**	.	.	.
Hormidium rivulare	2	2	2	3	2	1	1	
Hyalothece dissiliens	.	.	.	.	.	*	.	.
Microspora palustris	.	.	.	.	.	*	.	*
Microspora palustris var minor	.	.	.	.	*	.	.	.
Mougeotia a (6 -12u)	*	**	*	**	1	4	***	
Mougeotia a/b (10-18u)	**	.	**	.	**	.	.	1
Mougeotia spp.	.	.	.	.	.	*	.	.
Mougeotiopsis calospora	*	.	.	.	.	.	.	.
Oedogonium a (5-11u)	.	.	.	.	.	1	.	.
Penium polymorphum	**	**	*	**	*	**	**	**
Spirogyra a (20-42u, 1K, L)	.	.	.	.	.	**	.	.
Spondylosium planum	.	.	.	.	.	*	.	.
Staurastrum spp.	.	*	.	*	.	*	.	.
Staurodesmus spp.	**	.	*	.	*	.	.	*
Stigeochlonium spp.	.	**	.	.	.	.	.	***

Tabell 4.3.1. forts.

Organismer (latinske navn)	St. --->	E05	E03	E04	E01		E02	
	År --->	90	84	90	84	90	84	90
	Mnd. --->	Aug	Aug	Aug	Aug	Aug	Aug	Aug
<i>Teilingia excavatum</i>	.	.	.	.	.	.	*	.
Uidentifisert, coccale grønnalger	.	.	**	.	.	.	.	.
<i>Ulothrix</i> spp.	.	.	.	.	.	.	**	.
<i>Zygnema</i> a (16-20u)	.	.	.	.	.	.	2	.
A R T S A N T A L L , GRØNNALGER		8	7	8	5	8	16	11
<b>GULALGER (Chrysophyceae)</b>								
<i>Hydrurus foetidus</i>	.	2	.	4	.	.	.	.
<b>KISELALGER (Bacillariophyceae)</b>								
<i>Eunotia faba</i>	***	.	.	.	.	.	.	**
<i>Eunotia</i> spp.	.	.	.	**	.	.	.	.
<i>Tabellaria flocculosa</i>	***	*	**	**	**	2	**	***
A R T S A N T A L L , KISELALGER		2	1	2	1	1	1	2
<b>RØDALGER (Rhodophyceae)</b>								
<i>Lemanea fluviatilis</i>	.	.	.	.	1	1	3	1
<i>Lemanea status chantrans</i>	.	.	.	.	.	.	.	**
<i>Pseudochantransia</i> spp.	.	.	.	**	.	.	.	.
A R T S A N T A L L , RØDALGER				1	1	1	1	2
<b>MOSER (Bryophyta)</b>								
<i>Blindia acuta</i>	.	1	.	.	.	.	.	.
<i>Fontinalis antipyretica</i>	.	.	.	.	.	.	1	1
<i>Fontinalis dalecarlica</i>	.	2	2	.	3	3	4	3
<i>Hygrohypnum ochraceum</i>	.	.	1	4	2	2	4	4
<i>Racomitrium aciculare</i>	.	.	3	.	1	.	1	2
<i>Racomitrium aquaticum</i>	.	.	.	.	.	2	1	.
<i>Racomitrium</i> spp.	.	.	.	.	.	2	.	2
<i>Scapania</i> spp.	.	1	.	.	.	.	.	.
<i>Schistidium agassizi</i>	.	.	.	.	1	.	.	.
<i>Schistidium</i> spp.	.	.	.	1	.	.	.	.
Uidentifiserte levermoser	.	1	1	.	1	1	.	.
A R T S A N T A L L , MOSER		4	4	2	5	5	5	5
<b>NEDBRYTERE (Saprophyta)</b>								
Bakterier, aggregater	**	.	.	1	.	.	**	.
Bakterier, staver i vannfasen	**	*	.	1	*	*	*	.
Bakterier, trådformede	*	.	.	**	.	.	*	.
Ciliater, uidentifiserte	.	.	*	***	*	.	*	.
Flagellater, fargeløse	*	.	.	***	.	*	**	*
Fungi imperfecti	*	.	.	.	.	.	.	.
Jern/mangan bakterier, aggregater	.	.	.	1	.	**	.	**
Jern/mangan bakterier, staver	.	.	.	**	.	**	.	.
Jern/mangan bakterier, trådformede	.	.	*	**	*	.	.	**
<i>Leptomitius lacteus</i>	.	.	.	1	.	.	.	.
Sopp, sporer uidentifiserte	.	.	.	**	.	.	.	.
<i>Sphaerotilus natans</i>	.	.	.	2	.	.	**	.
A R T S A N T A L L , NEDBRYTERE		5	3	11	3	4	6	3
<b>DIVERSE</b>								
Aggregater organisk/uorganisk	**	.	.	.	.	.	.	.

Tabell 4.3.2. Begroingsorganismer samlet i Etne-vassdraget.

Mengde er angitt som % forekomst i prøven (frekvens).

Tabellen omfatter følgende DATO og STASJON(er) :

30.08.90

E01 Stordalselva, Skjold , E02 Sørrelva, Mo ,

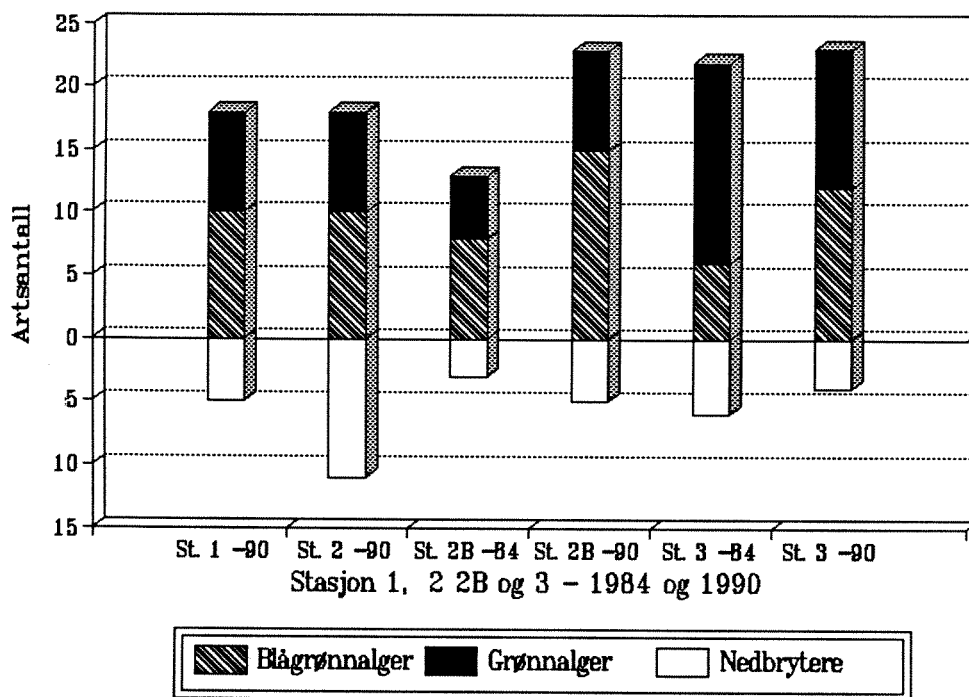
E2B Etneelva, Grindheim , E03 Etneelva, Enge

Organismer (latinske navn)	St. --->	E01	E02	E2B	E03
-----					
KISELALGER (Bacillariophyceae)					
Achnanthes linearis	1	.	.	0.4	.
Achnanthes marginulata		1.1	0.7	.	.
Achnanthes minutissima		.	.	0.4	2.0
Achnanthes spp.		2.4	.	.	0.5
Anomoeoneis serians		.	.	0.8	0.5
Cyclotella kuetszingiana		1.1	.	.	.
Eunota lunaris		1.5	.	.	.
Eunotia exigua		9.5	1.5	.	0.5
Eunotia faba		47.6	44.8	0.8	9.0
Eunotia spp.		8.3	3.7	.	.
eunotia tenella		1.0	6.7	0.8	10.0
Eunotia vitrea		.	.	.	0.5
Fragilaria intermedia		2.4	.	.	.
Fragilaria spp.		.	0.7	.	.
Fragilaria vaucheria		1.0	1.1	.	.
Fragilaria virescens		7.1	.	.	1.0
Gomphonema angustatum		1.0	.	.	1.5
Navicula radiosa		.	.	0.8	4.0
Navicula spp.		.	0.4	.	0.5
Navicula subtilissima		2.4	.	.	.
Nitzschia palea		.	1.5	.	.
Nitzschia spp.		.	1.5	.	.
Pinnularia spp.		.	0.7	.	.
Pinnularia subcapitata		.	0.4	.	.
Surirella linearis		.	1.5	.	.
Surirella spp.		.	1.1	.	.
Synedra rumpens		.	.	.	1.0
Synedra spp.		.	3.7	.	.
Tabellaria flocculosa		9.5	27.6	96.2	68.5
Uidentifiserte pennate		3.3	.	.	.
-----					

### 4.3.3. Artsrikdom

Figur 4.2.1 viser artsmangfold av primærprodusenter (bare blågrønnalger og grønnalger er med i figuren) og nedbrytere (lever av dødt organisk stoff). Artsmangfold av primærprodusenter var omlag det samme på alle stasjoner i 1990. Siden 1984 har det skjedd en økning i antall arter av blågrønnalger på st. 2B, som bidrar til at antall produsenter totalt sett har økt. På st. 3 har det også skjedd en økning i antall blågrønnalgearter. Her har det samtidig skjedd en reduksjon i antall arter av trådformede grønnalger. Totalt artsantall av primærprodusenter er derfor nær uendret på st. 3. Artsmangfold av nedbrytere er klart størst på st. 2.

## Etne-vassdraget 30. august 1990



Figur 4.2.1.. Antal arter av blågrønnalger, grønnalger og nedbrytere på de ulike stasjonene. For stasjon 2B og 3 er det vist en sammenlikning av situasjonen i 1984 og 1990.

### 4.3.4. Mengdemessig forekomst

Tabell 4.3.3 og 4.3.4 viser dekningsgrad (angitt som %) av elveleiet på st. 1 og 3. En tilsvarende registrering ble forsøkt gjennomført på st. 2 (Sørelva, Mo), men her var veksten så massiv og tett at det var vanskelig å angi dekningsgrad av de ulike elementer. Generelt kan man si at elveleiet på st. 2 var 100 % dekket av et tett mose/algeteppe.

For st. 1 er å bemerke at mosevegetasjonen var sparsom bortsett fra en smal sone langs land. Bortsett fra denne sonen var forekomsten av langsomtvoksende (eks. blågrønne dusker) og flerårige (eks. moser) organismer svært sparsom.

På st. 3 var forekomsten av langsomt voksende og flerårige organismer betydelig større bortsett fra en sone i midtre deler av elva (10-12 m fra land) med hurtigstrømmende vann. Her var denne veksttypen delvis erstattet av rødalgen *Lemanea fluviatilis*, som vanligvis vokser i hurtigstrømmende vann. Ifølge begroingsobservasjonene har innslaget av langsomtvoksende og flerårige organismer økt siden 1984 på st. 3 og begroingen har totalt sett fått noe større forekomst.



Tabell 4.3.3. Dekningsgrad (% dekning av eleveliet) og begroing i et tverrsnitt av elva.  
Transekt - st. 1 - Stordalselva v. Skjold.

Avstand fra land (merke), m	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Vanndybde, cm	15	15	10	15	20	20	20	20	20
Strømhastighet, cm/sek.*	R	R	M/R	M/R	M/R	R	R	R	R
Bunnareal dekket av begroing									
<b>Moser:</b>									
Fontinalis dalecarlica	25	10							
Levermose	15	2	2	2	2	-	-	2	2
<b>Moser, totalt</b>	40	12	2	2	2	-	-	2	2
<b>Alger:</b>									
Blågrønt belegg	5	3	3	5	2	2	2	3	3
Blågrønne dusker	2	1	1	1	2	-	-	-	-
Grønne tråder	15	7	3	3	5	-	1	1	2
Grønt belegg	2	7	5	2	2	2	2	5	3
Gulbrunt belegg	10	15	20	20	15	10	10	15	15
<b>Alger totalt</b>	34	33	32	31	26	14	15	23	23
* L = Langsom < 25 cm/sek. M= Moderat 25-40 " R = Rask 40-70 " H = Hurtig > 70 "									

#### 4.3.5. Naturgitte forhold

Ifølge begroingsobservasjonene er det naturgitte næringsinnhold i Etne-vassdraget lavt. Vannet er elektrolyttfattig, svakt surt og har lite innhold av organisk materiale. Vassdraget er derfor ømfintlig for forsuring.

I 1984 ble det påpekt at innholdet av kiselalger var bemerkelsesverdig lite og at det bestod av noen få arter. Dette forhold synes ikke endret og tilskrives vannets lave elektrolyttinnhold.

Tabell 4.3.4.. Dekningsgrad (% dekning av elveleiet i et tverrsnitt av elva.  
Transekt - st. 3 - Etneelva, Enge

Avstand fra land (merke), m	1	2	3	4	5	6	7	8	10	12
Vanndybde, cm	5	5	5	10	10	12	10	15	17	20
Strømhastighet, cm/sek.*	L	L	M	M	M	M	M/R	R	R/H	H
Bunnareal dekket av begroing %										
<b>Moser:</b>										
Fontinalis antipyretica	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Fontinalis dalecarlica	5	10	20	-	5	2	5	2	5	5
Hygrohypnum ochraceum	15	30	10	5	15	15	15	15	25	15
Andre moser							15	10	5	-
<b>Moser, totalt</b>	22	40	30	5	20	17	35	27	35	20
<b>Alger:</b>										
Blågrønt belegg	20	25	20	25	15	25	20	15	17	5
Grønne tråder	-	-	-	1	2	-	-	-	5	2
Grønt belegg	-	5	10	10	15	15	5	10	7	2
Lemanea fluviatilis	-	-	-	-	-	-	-	-	2	2
Gulbrunt belegg	-	-	-	-	-	-	10	10	7	10
<b>Alger totalt</b>	20	30	30	36	32	40	35	35	38	21
<b>Høyere vegetasjon:</b>										
Calitriche sp.	5	5	-	1	-	-	-	-	-	-
*										
L = Langsom < 25 cm/sek. <sup>-1</sup>										
M = Moderat 25-40 "										
R = Rask 40-70 "										
H = Hurtig > 70 "										

#### 4.3.6. Næringsinnhold - forurensningsbelastning

Begroingssamfunnet viser store forskjeller i ulike deler av vassdraget m.h.t. vannets innhold av plantenæringsalter og løst lett nedbrytbart organisk stoff. Vannanalysene viser også store variasjoner i disse komponentene gjennom året. St. 1 (Stordalselva, Skjold) og delvis st. 2B (Etneelva, Grindheim) har markert forekomst av forurensningsømfintlige - og liten forekomst av næringskrevende organismer. Forekomsten av nedbrytere (lever av lett nedbrytbart organisk materiale) er også liten. Det viser at lokalitetene ikke er næringsbelastet i særlig grad. I følge SFT's vannkvalitetskriterier for ferskvann (Holtan et al. 1989) klassifiseres st. 1 og 2B som moderat/lite fourensningsbelastet (kl. I/II).

St. 2 (Sørelva, Mo) skiller seg klart ut fra hovedvassdraget. Begroingen er massiv og består i alt vesentlig av forurensningstolerante primærprodusenter samt nedbrytere. Forekomsten av nedbrytere er særlig stor og tilsier at lokaliteten tilføres nedbrytbart organisk stoff i større grad enn løste næringsalter. Artsmangfoldet av primærprodusenter er ikke spesielt lavt, det tilsier at lokaliteten ikke utsettes for giftige/hemmende stoffer. Vurdert ut fra begroingssamfunnet er st. 2 (Sørelva, Mo) moderat belastet med næringsalter (vannkvalitetsklasse II) og betydelig belastet med organisk stoff (vannkvalitetsklasse III).

Før utløp i fjorden (st. 3) har Etneelvas begroingsamfunn et visst innhold av forurensningstolerante arter. De mest forurensningsømfintlige artene som hadde markert forekomst lenger oppe i vassdraget er dessuten forsvunnet. Dette tilsier en viss næringssaltbelastning på lokaliteten. Innslaget av nedbrytere er ganske liten og tilsier at løselig organisk stoff tilført fra Sørrelva langt på vei er mineralisert når det har nådd utløpet av Etneelva. Vurdert ut fra begroingsamfunnet er st. 3 (Etneelva, Enge) moderat næringssaltbelastet (kl. II) og lite/moderat belastet med organisk stoff (kl. I/II).

#### 4.3.7. Konklusjoner - begroing

På st. 3 hadde begroingen større forekomst i 1990 enn i 1984 og det hadde skjedd en markert endring i samfunnet i retning av flerårige moser og langsomtvoksende blågrønnalger. Innslaget av trådformede grønnalger var dessuten redusert og rødalgen *Lemanea fluviatilis* som trives i raskt strømmende vann, var begrenset til et lite område midt i elva.

På grunnlag av begroingsamfunnet er det ikke mulig å spore noen endring (økning) i vannets næringssaltinnhold. Så lenge næringsbelastningen ikke overstiger det nåværende nivå vil ikke begroingen bli av et slikt omfang at den er til nevneverdig sjenanse eller hinder for utøvelse av bl.a. fiske. Under de rådende fysiske forhold kan det imidlertid få meget store konsekvenser for begroingen i nedre deler av Etne-elven dersom næringsbelastningen øker.

Det synes mulig å påvise en svak reduksjon i elektrolyttinnholdet og en viss forsuring av vannet i nedre deler av Etneelva.

## 4.4. Bunndyr i rennende vann.

Bunndyr er en heterogen gruppe organismer. Det finnes ekstreme rentvannsarter og arter som er svært tolerante overfor ulike typer forurensninger. Dette gjør at vi kan bruke bunndyrsamfunnets sammensetning og mengdeforhold til å karakterisere vannkvaliteten i et vassdrag (Aanes og Bækken 1989). Bunndyr lever hele eller store deler av sitt liv i vann og bunndyrsamfunnet gir derfor et integrert bilde av tilstanden i vassdraget over en lengre periode.

De vanlige og forventede hovedgruppene av bunndyr var representerte i vassdraget sett som helhet. Det ble imidlertid registrert unormale tilstander på enkelte elvestrekninger.

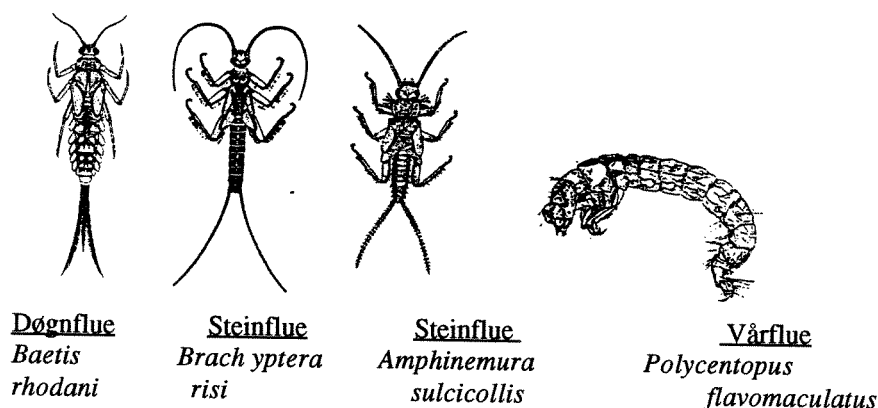
Stasjon 1 (Stordalselva, Skjold) fungerer som referansestasjon i denne undersøkelsen. Faunaen på denne stasjonen var etter vestlandsforhold forholdsvis rik og variert. Samfunnet ble dominert av steinfluenymfer og fjærmygglarver og med et stort innslag av døgnfluer (tabell 4.4.1-2, figur 4.4.2). Sammensetningen av bunndyrsamfunnet varierte noe alt etter på hvilket tidspunkt prøvene ble tatt. *Brachyptera risi* og *Amphinemura* - arter var de vanligste steinfluene. Figur 4.4.1 gir et bilde av disse artene. *Baetis rhodani* var den eneste døgnfluearten. Det ble bare registrert fåtall vårfluer. Den vanligste av disse var den nettspinnende arten *Plectrocnemia conspersa*. Faunaen viser ikke tegn på eutrofieringspåvirkning eller forsuringspåvirkning.

Ved stasjon 8, i Sørrelva like nedstrøms utløpet av Litledalsvatnet, ble det bare tatt høstprøver. Bunndyrsamfunnet ble dominert av fjærmygglarver. En stor del av disse var små og nyklekte. Steinfluene, dominert av *Amphinemura*-arter, var tallrik. Det var også vårfluefaunaen som her var dominert av de to nettspinnende artene *Plectrocnemia conspersa* og *Polycentropus flavomaculatus* (figur 4.4.1) Den forholdsvis store mengden individer totalt sett og sammensetningen av vårfluefaunaen viser en typisk utløpseffekt; store mengder organiske partikler renner ut av innsjøen og gir grunnlag for en større produksjon enn lengre nedover i elva. De nettspinnende vårfluene får næring ved å filtrere vannmassene for næringspartikler. Det mest påfallende trekket i

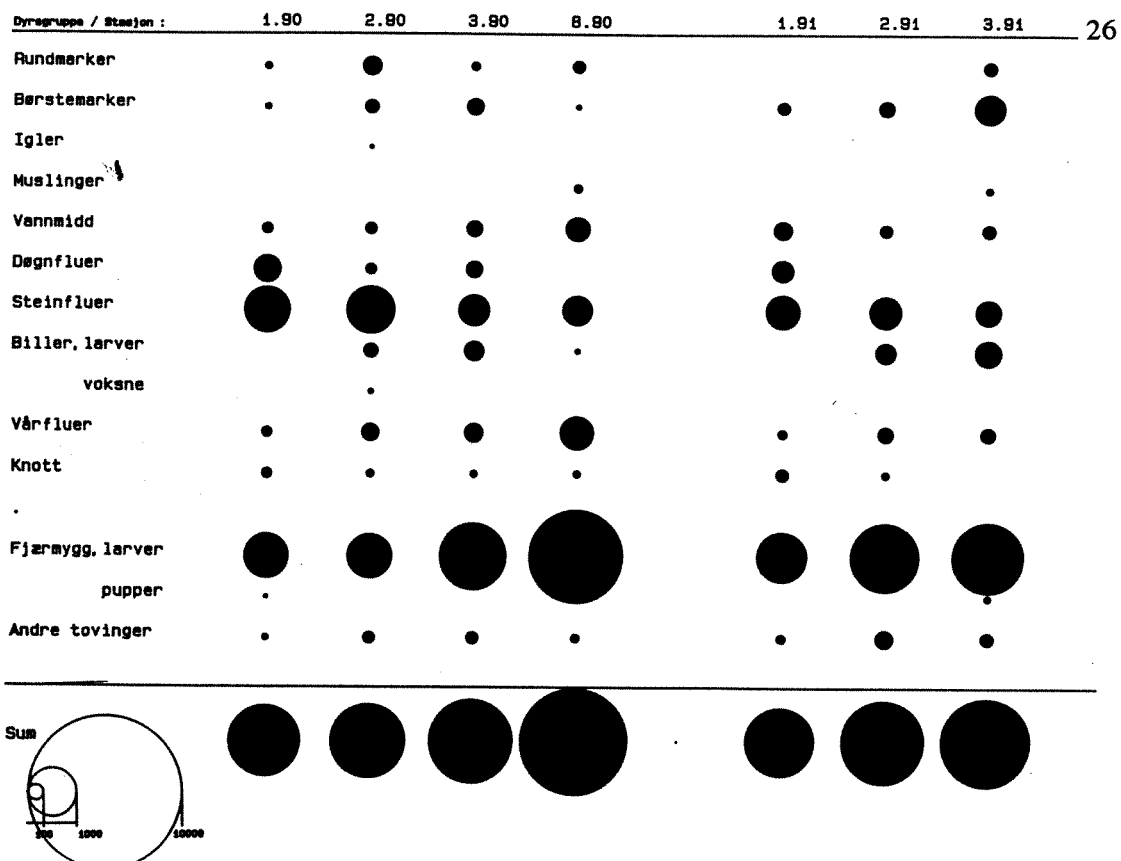
bunndyrsamfunnet på denne stasjonen var den totale mangelen på døgnfluer og spesielt døgnfluen *Baetis rhodani*. Dette er en klar indikasjon på forsurening (Raddum og Fjellheim 1984 , Bækken og Aanes 1990). Dette tyder på at pH- verdiene i perioder vil ligge i området 5.0-5.5. I følge Bækken og Aanes (1990) er steinfluen *Brachyptera risi* middels følsom når det gjelder surt vann. Denne arten var også fraværende fra prøvene ved stasjon 8, noe som brekrefter effektene av periodevis surt vann i dette sidevassdraget (kap. 4.1.1).

På stasjon 2 som ligger i Sørelva ved Mo ble det tatt prøver både høst og etterfølgende vår. Høstprøvene viste en tilnærmet normal situasjon, men med langt mindre innslag av døgnfluer enn ved referansestasjonen (stasjon 1). Prøvene var dominert av steinfluer og fjærmygg. Av steinfluene var *Amphinemura*- og *Leuctra* arter vanligst. Ved denne stasjonen er det registrert utslipp fra jordbruksaktiviteter (kap. 4.1.3). Dette synes ikke å ha berørt faunasammensetningen. I vårprøvene var det mest karakteristiske trekket fravær av døgnfluen *Baetis rhodani*. Som nevnt ovenfor er dette en klar indikasjon på forsurening. Det ser derfor ut til at forholdene fra høsten og sannsynligvis gjennom vinteren er tilfredsstillende , men at surt vann tilført under snøsmeltingen om våren eliminerer døgnfluene. Vårprøvene viste også totalt fravær av *Brachyptera risi*. Arter med stor forsureningstoleranse dominerte. Igjen; dette kan også tyde på at vannet er surt og i perioder kanskje ligger under pH 5.0 (Bækken og Aanes 1990). Laveste registrerte pH-verdi fra denne stasjonen i vår måleserie var på 5.20, målt under vårflom 24. april 1991. *Brachyptera risi* ble funnet i stort antall på referansestasjonen (stasjon 1). Forsuringen av vannet vil redusere virkningen av en eventuell eutrofiering på bunndyrsamfunnet.

Ved stasjon 3, lengst ned i elva , var faunaen også i stor grad dominert av fjærmygglarver og steinfluer. Her viste også høstprøvene innslag av døgnfluen *Baetis rhodani*. Arten ble imidlertid ikke funnet i bunndyrsamfunnet om våren. Det samme gjaldt for steinfluearten *Brachyptera risi*. Dette betyr derfor at også de nedre delene av vassdraget i perioder er forsuret, trolig som følge av påvirkning fra Sørelva. Det kan heller ikke på denne stasjonen påvises effekter fra jordbruksaktiviteter. Figur 4.4.2 gir et bilde av det tallmessige forhold mellom dyregruppeene på de ulike stasjoner.



**Figur 4.4.1.** Vanlige bunndyrarter funnet i Etnevassdraget 8. oktober 1990 og 16. mai 1991.



Figur 4.4.2. Bunndyr i Etneelva (st. 1, 2, 3, 8) 90.10.08 og 91.05.16.

Tabell 4.4.1. Bunndyr i Etneelva 90.10.08 og 91.05.16. Antall dyr pr. 3 min. sparkeprøve.

Stasjon	1	2	3	8	1	2	3
Dato	90.10.08				91.05.16		
Rundmarker	16	135	24	56	0	0	64
Børstemarkar	12	72	112	8	56	90	368
Igler	0	4	0	0	0	0	0
Snegler	0	0	0	0	0	0	0
Muslinger	0	0	0	24	0	0	16
Vannmidd	40	48	96	232	126	54	64
Døgnfluenymfer	300	40	104	0	179	0	0
Steinfluenymfer	868	929	392	352	460	414	256
Biller, larver	0	76	152	8	0	162	272
voksne	0	8	0	0	0	0	0
Vårfluelarver	36	116	136	448	28	90	80
Knottlarver	36	20	16	16	56	18	0
Fjærmygg, larver	824	816	1872	3640	1036	1980	2112
pupper	4	0	0	0	0	0	16
Andre tovinger	12	52	56	24	28	126	64
<b>Sum</b>	<b>2148</b>	<b>2316</b>	<b>2960</b>	<b>4808</b>	<b>1969</b>	<b>2934</b>	<b>3312</b>

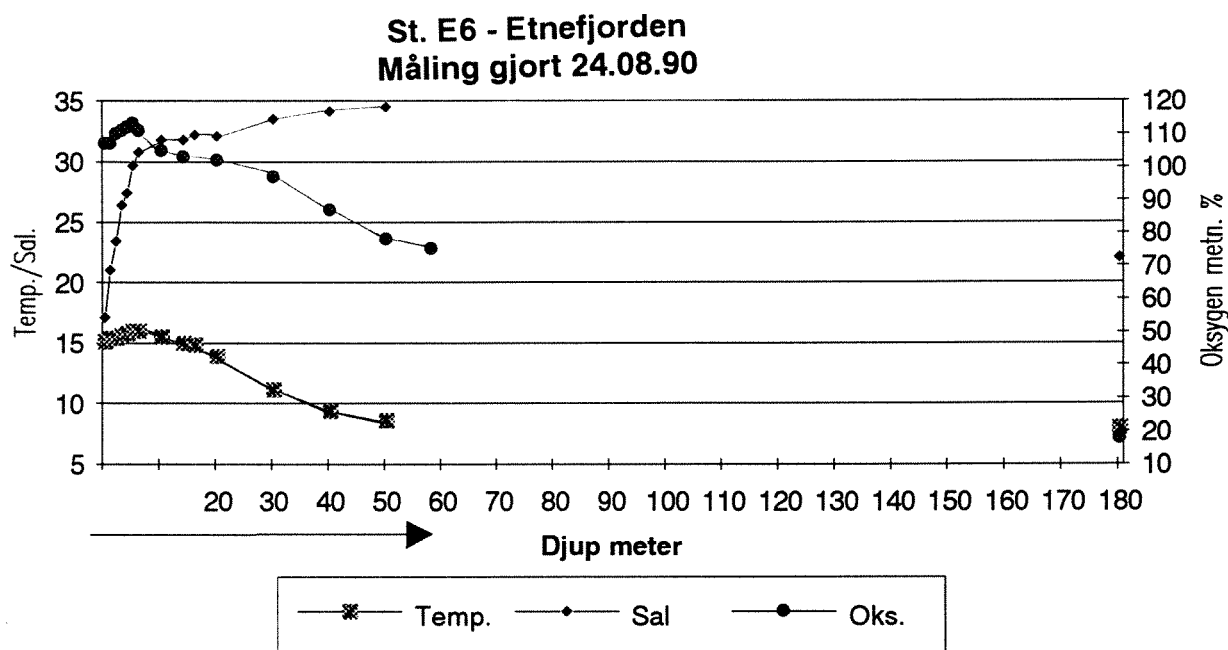
Tabell 4.4.2. Døgnflue-, steinflue- og vårfluearter i Etneelva 90.10.08. Antall dyr pr. 3 min. sparkeprøve.

Stasjon	1	2	3	8	1	2	3
Dato	90.10.08				91.05.16		
<b>Døgnfluer</b>							
Baetis rhodani	300	40	96	0	179	0	0
Heptagenia sulphurea	0	0	8	0	0	0	0
<b>Steinfluer</b>							
Isoperla sp.	0	16	0	8	0	18	80
Siphonoperla burmeisteri	0	4	0	0	0	18	0
Brachyptera risi	584	16	16	0	297	0	0
Amphinemura sp.	164	603	264	264	17	0	16
A.borealis	0	0	0	0	6	18	16
A.sulcicollis	0	0	0	0	62	126	16
Nemoura cinerea	4	0	8	0	0	0	0
Protonemura meyeri	48	56	40	16	0	0	0
Leuctra hippopus	68	234	64	64	50	18	0
L.sp.	0	0	0	0	28	216	128
<b>Vårfluer</b>							
Rhyacophila nubila	0	16	96	0	28	90	32
Agapetus ochripes	0	0	0	0	0	0	16
Hydroptila sp.	0	0	0	48	0	0	0
Oxyethira sp.	0	0	0	32	0	0	0
Plectrocnemia conspersa	20	20	8	144	0	0	0
Polycentropus flavomaculatus	0	32	0	224	0	0	5
Hydropsyche sp.	0	20	8	0	0	0	16
Limnephilidae indet.	16	28	0	0	0	0	11
Athripsodes sp.	0	0	16	0	0	0	0

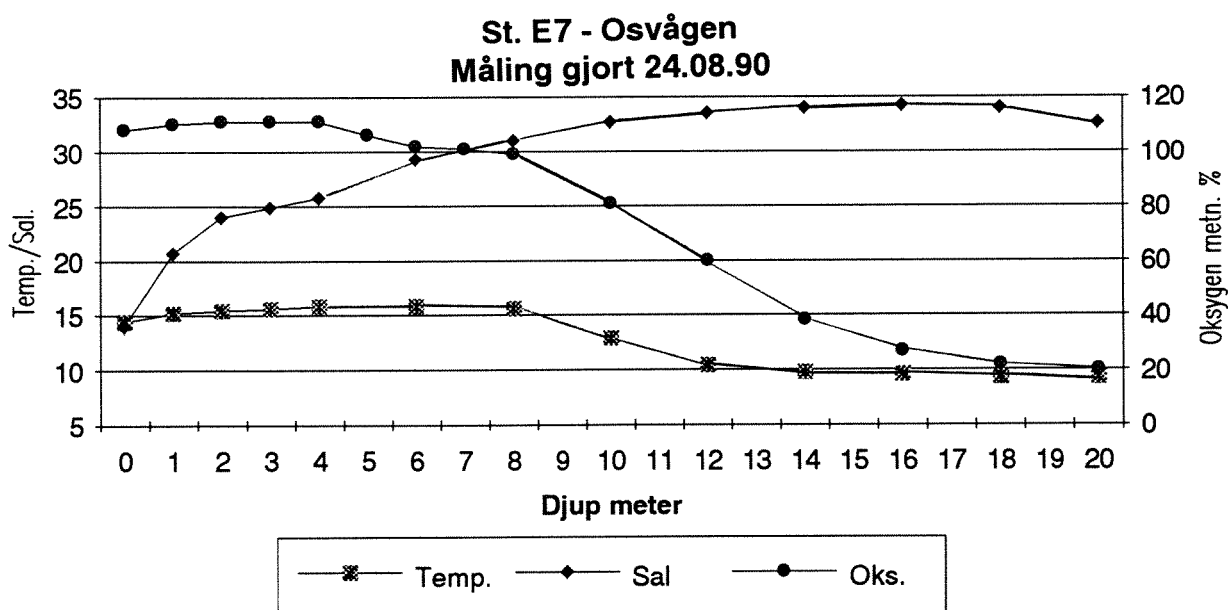
## 4.5. Hydrografi og næringssalter i Etnefjorden og Osvågen.

### 4.5.1. Temperatur, salinitet og oksygen.

Saltholdighet og temperatur i Etnefjorden og Osvågen viser et sprangsjikt i 6-8 m dyp. Oksygenmetning på >100% i øvre vannlag har sammenheng med ferskvannspåvirkningen. Profilene som er framstilt i figur 4.5.1-2, med et relativt ferskt overflatelag (15-17 ‰) er normale for et ferskvannspåvirket fjordsystem.



**Figur 4.5.1.** Temperatur (°C), salinitet (‰) og oksygen (% metning) i ulike dyp i Etnefjorden (stasjon 6) 24. august 1990.



**Figur 4.5.2.** Temperatur (°C), salinitet (‰) og oksygen (% metning) i ulike dyp i Osvågen (stasjon 7) 24. august 1990.

#### 4.5.2. Næringsalter, organisk carbon og oksygen.

Nivåene av nitrogen og fosfor i overflatelaget er normale for årstiden, og karakteristiske for ferskvannspåvirket overflatevann (tabell 4.5.1). Nivået av organisk carbon er lavt og tyder på liten primærproduksjon da prøven ble tatt.

Nivåene av N og P i dypvannet er høyt på begge stasjoner, og kan ha sammenheng med lekkasjer fra sedimentet. Både oksygenverdier (figur 4.5.1-2) og næringsaltverdier (tabell 4.5.1) i dypvannsprøvene tyder på at vannmassene er gamle, og at utskifting under terskelnivå ikke har forekommet på lengre tid. Metningsverdiene for oksygen i dypvannet i Etnefjorden ligger langt lavere enn tilsvarende målinger i 1981 (Johannessen 1982), mens tilstanden i Osvågen synes å være noe bedre. I terskelbasseng av denne typen kan det gå flere år mellom hver gang vannet skiftes ut, og vannkvaliteten vil derfor variere med tidsrommet fra forrige vannutskifting.

**Tabell 4.5.1. Næringsalter og organisk carbon i Etnefjorden og Osvågen 28.08.90.**

	Dyp	TOTN µg/l	TOTP µg/l	TOC mg/l
Stasjon 6	1m	180	10	2.2
	180m	357	96	2.2
Stasjon 7	1m	174	10	1.2
	19m	423	51	1.4

## 4.6. Sedimenter og Bløtbunnfauna i Etnefjorden og Osvågen.

### 4.6.1. Bunnsedimenter.

På alle stasjonene var det bløt mudderbunn. I Etnefjorden (Stasjon 6) var det et normalt fjordsediment med grå-grønn farge og frisk lukt (Tabell 4.6.1). Det ble kontrollert spesielt for lukt av hydrogensulfid, som ikke kunne påvises. I Osvågen var det derimot dårlige forhold med sort mudder og sterk lukt av hydrogensulfid på størstedypet (20 m). På 15 m var bunnsedimentet bedre, mens det på 13 m hadde normal farge. Lukten av hydrogensulfid også i de grunnere prøvene indikerer imidlertid at det ikke var friske forhold på noen av de undersøkte dybdene.

Innholdet av organisk materiale (TOC) var moderat til lavt på stasjon 6 i Etnefjorden (Tabell 4.6.2). Det er vanlig å observere 1-5 % organisk karbon i marine sedimenter (mengde organisk materiale vil grovt være det dobbelte av karbonverdien). I Osvågen var det høyere enn normale verdier. Det var nesten uvanlig like verdier i de tre prøvene.



**Tabell 4.6.1. Data for bunnprøvene: dyp, antall prøver, gjennomsnittlig fyllingsgrad i grabben og beskrivelse av bunnsediment.**

Stasjon	Dyp	Antall prøver	Fyllingsgrad	Sedimentbeskrivelse
6	185	3	1:1	Grå-grønn bløtt mudder. Jevnt og homogent sediment med normal frisk lukt.
7(1)	20	1	1:1	Sort bløtt mudder. Sterk lukt av hydrogen-sulfid.
7(2)	15	1	1:1	Sort til brunt mudder med svak lukt av hydrogen-sulfid
7(3)	13	1	1:1	Brun-grått mudder. Litt lukt av hydrogen-sulfid.

**Tabell 4.6.2. Organisk innhold i bunnsedimentet, %-verdier for organisk karbon (TOC), totalt nitrogen (TOTN) og forholdstall mellom karbon og nitrogen (C/N-forhold). For stasjon 6 er målingene gjort på en blandprøve fra tre grabbhugg, mens det på 7 er målt på enkeltprøver.**

Stasjon	Dyp	TOC	TN	C/N-forhold
6	Etnefjorden	185	2.23	8.9
7(1)	Osvågen	20	7.12	8.6
7(2)	-	15	7.73	9.4
7(3)	-	13	7.48	9.2

Forholdstallet mellom karbon og nitrogen (C/N-forholdet) kan indikere noe om materialets art. I sedimenter hvor det organiske materialet i hovedsak har marin opprinnelse (f.eks. dødt plankton), er forholdstallet normalt 6-10, mens det i sedimenter som tilføres mye materiale fra land vil oversitte 10 (planterester og humus er relativt nitrogenfattig). Ingen av prøvene indikerte særlige tilførsler av plantemateriale fra land. Trolig utgjør marint produsert materiale hovedtilførslene av organisk stoff, men produksjon i vannmassene kan stimuleres av næringssalter fra land.

#### 4.6.2. Bunnfauna.

Resultater for faunaprøvene er gitt i Tabellene 4.6.3 og 4.6.4. I Etnefjorden (Stasjon 6) var det ganske lave arts- og individtall. I uforstyrrede fjordsedimenter finner man vanligvis 30-50 arter og 1000-2000 individer pr. kvadratmeter. Artsmangfoldet var derimot normalt, og det var høy jevnhet. Også artssammensetningen var normal. De mest fremtredende artene, børstemarken

*Ceratocephale loveni*, muslingen *Thyasira* og krepsdyret *Eriopisa elongata*, er alle vanlig forekommende, tildels typiske for dype fjordområder. Arter som kan begunstiges av organiske tilførsler, var heller ikke tilstede i større individtall.

**Tabell 4.6.3. Prøveareal, antall arter, individtall og individtettheter på alle stasjoner. Diversitetsindekser:  $H'$  = Shannon-Wiener indeks ( $\log_2$ ),  $J$  = Pielou's jevnhet.**

Stasjon	Dyp	Areal	Arter	Ind.	$H'$	$J$
6 Etnefjorden	185	0.3	17	176	3.36	0.82
7(1) Osvågen	20	0.1	5	26	0.93	-
7(2) -	15	0.1	4	46	0.45	-
7(2) -	13	0.1	4	28	0.81	-

**Tabell 4.6.4. Fullstendige resultater for bunnfauna: alle registrerte arter og deres individtall i prøvene.**

Stasjon	E 6	E 7(1)	E 7(2)	E 7(3)
Areal, m <sup>2</sup>	0.3	0.1	0.1	0.1
<b>NEMERTINI (båndmark)</b>				
Nemertini ind.	12	0	0	0
<b>POLYCHAETA (mangebørstemark)</b>				
Capitella capitata	0	0	1	2
Cauteriella sp.	17	1	0	0
Ceratocephale loveni	34	1	0	0
Harmothoe sarsi	2	0	0	0
Harmothoe sp.	1	0	0	0
Heteromastus filiformis	12	0	0	0
Leanira tetragona	2	0	0	0
Ophiodromus flexuosus	0	0	0	1
Orbinia norvegica	2	0	0	0
Paraonis lyra	5	0	0	0
Polydora ciliata	0	22	43	24
Prionospio cirrifera	17	1	1	0
Prionospio malmgreni	0	1	0	0
Prionospio multibranchiata	4	0	0	0
Pseudopolydora antennata	2	0	0	0
Sosane sulcata	1	0	0	0
<b>BIVALVIA (muslinger)</b>				
Thyasira sp.	26	0	1	0
<b>CRUSTACEA (krepsdyr)</b>				
Diastylodes serrata	7	0	0	1
Eriopisa elongata	31	0	0	0
Calocaris macandreae	1	0	0	0

I Osvågen var det svært artsfattig. Bare børstemarken *Polydora ciliata* var vanlig. Dette er en art som er kjent å tolerere og tildels bli begünstiget av høy organisk belastning. Arten finnes f.eks. i høye tettheter i de mest forurensede deler av indre Oslofjord (Ramberg & Schram 1983).

#### 4.6.3. Vurdering av resultatene

I dypområdene i Etnefjorden var det friskt bunnsediment og en karaktertypisk bunnfauna. Dette indikerer at det generelt var gode forhold i området. Imidlertid tyder de lave arts- og individtallene på at ikke alt var normalt. Hva dette skyldes gir undersøkelsen ikke noe klart svar på. Muligens kan det opptre perioder med oksygensvikt i dypvannet. Oksygenmålingene som ble tatt samtidig med bunnprøvene, viste at det var lavt oksygeninnhold i bunnvannet (kap. 4.5). Den målte verdien er omkring det som regnes som kritisk for bunnfauna, men det finnes flere tilfeller hvor man har målt like lave verdier uten å registrere noe unormalt på bunnfaunaen.

Resultatene er nokså like med hva som ble funnet i dypområdet i Etnefjorden i september 1981 (Johannessen 1982). Det var stor likhet i artssammensetning mellom de to undersøkelsene. Johannessen fant også relativt lave arts- og individtall. På dette grunnlag karakteriserte han forholdene som dårlige, men det har trolig ikke funnet sted noen større endringer i perioden fram til denne undersøkelsen.

Osvågen var klart organisk overbelastet. De tre prøvene var svært like med hensyn på organisk innhold og fauna. Det synes derfor som om det meste av området under terskeldybde var dårlig, selv om det visuelle inntrykket av sedimentet var markert bedre på 13 m enn på størstedypet. Vannmassene var heller ikke helt oksygenfrie siden det var bunnfauna i alle prøvene. De dårlige forholdene skyldes trolig tilsig fra områdene omkring. Noen av bekkene som renner ut i Osvågen er sterkt forurensende. Undersøkelser av disse bekkene ligger utenfor vårt undersøkelsesprogram. Trolig vil utslippsbegrensende tiltak her være av betydning om man vil oppnå en forbedring av tilstanden i Osvågen.

Johannessen (1982) fant ingen dyr i sine prøver fra Osvågen. Dette er neppe noen reell forskjell fra foreliggende undersøkelse. Organisk overbelastede områder med råttent bunnsediment er normalt uten dyreliv, men flere tolerante arter vil kunne etablere bestander i perioder med vannutskiftning når det finnes oksygen til stede. Dyrene dør ned når hydrogensulfid kommer ut i vannet. Hvorvidt det finnes dyr eller ikke i prøvene, vil derfor avhenge av vannfornyningen, som kan variere fra år til år. Prøvetakingstidspunktet spiller også en rolle.

De dårlige forholdene i Osvågen er nok lokale og ikke representative for grunnområder ellers i Etnefjorden. I 1981 tok Johannessen (1982) også prøver fra ca. 40 m innerst i Etnefjorden (Etnepollen) og fant der fint grått sediment med artsrik bunnfauna. Dagens tilstand på denne prøvelokaliteten kan være forandret dersom næringstilførslene til Etnevassdraget har endret seg over den siste tiårs-perioden, men mest sannsynlig har det ikke funnet sted noen dramatiske endringer. Undersøkelsene tyder derfor på at forholdene generelt er gode i Etnefjorden, men det er for lite prøvemateriale til å kunne fastslå dette.

## 5. Samlet vurdering.

### 5.1. Etnevassdraget.

Registreringene av vannkvalitet, begroing og bunndyr i rennende vann tyder ikke på at næringssaltbelastningen i Etnevassdraget i 1990-91 utgjør noen trussel mot de naturgitte forhold, på tross av at det periodevis forekommer verdier som ligger langt over det som kan tilskrives naturlige tilførsler. Lokalt kan en rent visuelt identifisere forurensningskilder (punktutslipp). Tiltak overfor slike utslipp kan bidra til å redusere ekstremverdiene i næringssaltkonsentrasjoner og bakterieinnhold som forekommer vår og høst. Generelt ligger de registrerte næringssaltverdiene i 1990-91 lavere enn tilsvarende verdier målt i 1983-84.

Begroingen i nedre del av vassdraget har økt fra 1984 til 1990, med en markert endring i retning av flerårige moser og langsomtvoksende blågrønnalger. Dette kan ha sammenheng med milde vintre, jevnere vannføring og mindre isskuring. Under slike forhold kan en økning i næringssalttilførselen få store konsekvenser. Av hensyn til samspillet mellom mulige klimaendringer og næringssalttilførsler er det viktig at næringssalt-tilførslene holdes på lavest mulig nivå for å dempe økt begroing og de konsekvenser dette kan få for laksens oppvekstområder.

Vannanalysene kan tyde på at vassdraget utsettes for en gradvis forsuring, et forhold som bekreftes av begroings- og bunndyrsamfunnet. Særlig alvorlig er situasjonen i Sørrelva, som tydeligvis utsettes for sure episoder med pH-fall som normalt medfører skadelig vannkvalitet for rogn og yngel. Begroingsundersøkelser foretatt om høsten tyder på pH-fall ned mot 5.5, men bunndyrundersøkelser høst og vår indikerer pH-verdier ned mot 5.0 eller lavere. Laveste registrerte pH-verdi i Sørrelva var på 5.20, målt våren 1991. Sørrelva er en verdifull sjørretelva. Undersøkelser av eventuelle forsurende skader på fiskebestanden ligger imidlertid utenfor programmet for denne undersøkelsen. Effekter av det sure vannet fra Sørrelva på vannkvaliteten i hovedvassdraget er påvist på begroings- og bunndyrsamfunnet i nedre del av Etneelva.

### 5.2. Etnefjorden og Osvågen.

Miljøtilstanden i Etnefjorden og Osvågen har holdt seg tilnærmet uendret den siste 10-årsperioden. Arts- og individtallet i bløtbunnsprøver, kan sammen med næringssalt- og oksygenanalyser av dypvannet, tyde på periodevis oksygenmangel i dypvannet. Osvågen er overbelastet av organiske tilførsler, og uten normalt dyreliv.

En kan ikke se bort fra at periodevis vannutskifting i Osvågen vil påvirke vannkvaliteten i Etnefjorden. Tilstanden i Osvågen er først og fremst et resultat av lokale forhold med bakgrunn i en kombinasjon av tilførsler fra land og vågens naturgitte form. Kombinasjonen fører til opphopninger av næringsrikt organisk materiale som resulterer i oksygenmangel i de dypere liggende vannmasser.

Tilførslene av næringssalter til overflatevannet i Etnefjorden vil ifølge denne undersøkelsen være størst vår og høst. Økte næringssalttilførsler legger forholdene til rette for forsterking av lokale algeoppblomstinger. Selv om Etnevassdraget jevnt over må sies å ha en moderat konsentrasjon av plantenæringssalter, vil det på bakgrunn av sistnevnte forhold være et poeng å iverksette tiltak som reduserer "toppene" i tilførslene til vassdraget og dermed til fjordområdet. Tidspunktene disse toppene forekommer på, tyder på sammenheng med gjødsling.

Osvågen vil forøvrig være det området der en med minst innsats kan oppnå de største miljømessige gevinstene.

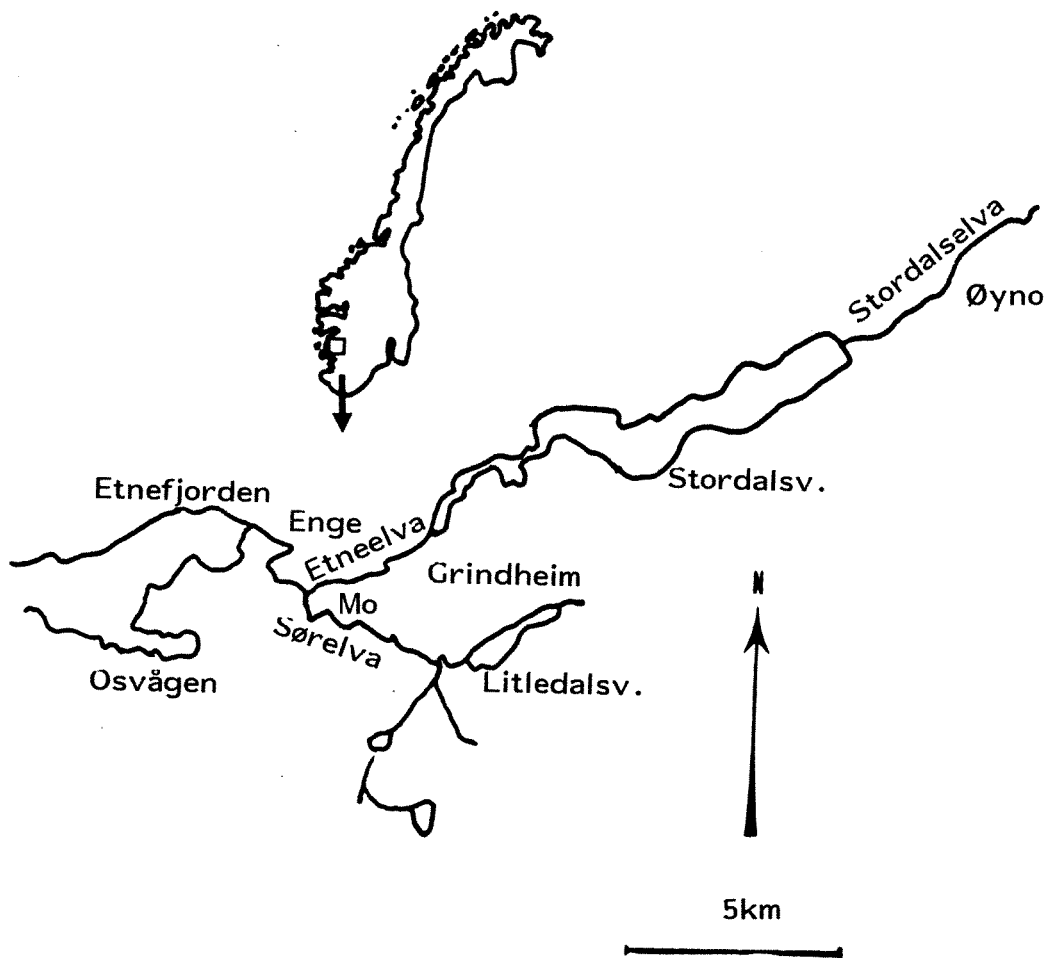
## Litteratur.

- Bækken, T. & Aanes, K.J. 1990. Bruk av vassdragets bunnfauna i vannkvalitetsklassifiseringen. Nr. 2A. Forsuring. SFT/NIVA-rapport 2491.
- Faafeng, B., Brettum, P. & Hessen, D. 1990. Landsomfattende undersøkelse av trofistilstanden i 355 innsjøer i Norge. NIVA rapport nr. 2355.
- Johannessen, P. 1982. Resipientundersøkelser i kommunene Kvam, Etne, Ølen og Vindafjord. Hordaland Fylkeskommune. 45 s.
- Lindstrøm, E.A., Lingsten, L., Sahlquist, E.Ø., Tjomsland, T. og Wright, R. 1984. Undersøkelse av forurensningsforhold i tilknytning til utbygging i Etnefjellene. NIVA rapport nr. 1692.
- Raddum, G.G. & Fjellheim, A. 1984. Acidification and early warning organisms in freshwater in western Norway. Verh. Internat. Verein. Limnol. 22, 1973-80.
- Ramberg, J.P. & Schram, T.A. 1983. A systematic review of the Oslofjord species of *Polydora* Bosc and *Pseudopolydora* Czeniavsky, with some new biological and ecological data (Polychaeta: Spionidae). Sarsia 68: 233-247.
- Rognerud, S. & Fjeld, E. 1990. Landsomfattende undersøkelse av tungmetaller i innsjøsedimenter og kvikksølv i fisk. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 426/90. SNT, SFT, NIVA.
- Statens Forurensningstilsyn 1989. Vannkvalitetskriterier for ferskvann. TA 630.
- Waatevik, E. & Bjerknes, V. 1985. Fiskeribiologiske granskingar i Etne- og Saudafjella. A.S. Akva Plan, Rapport nr. 1/85.
- Aanes, K.J. & Bækken, T. 1989. Bruk av vassdragets bunnfauna i vannkvalitetsklassifiseringen. Nr. 1. Generell del. SFT/NIVA-rapport 2278.

## VEDLEGG 1. Vannanalyser Etnevasdraget 1990-91.

<b>Stasjon 1</b>						
Dato	pH	Kond. mS/m	TOTN ·g/l	TOTP ·g/l	TOC ·g/l	Termost.kolf. 100 ml
900830	6,20	1,3	156	3,0	0,52	1
900926	6,35	1,9	177	1,0	0,39	1
901023	6,20	1,7	183	3,0	<0,2	0
901127	6,15	1,9	285	3,0	0,90	0
901217	6,20	2,0	252	1,0	0,31	0
910129	6,22	2,1	350	<1	0,29	0
910219	6,20	2,5	393	3,0	0,34	0
910326	6,15	2,0	287	3,0	0,61	0
910424	6,60	2,1	302	5,0	0,36	0
910528	6,03	3,0	251	2,0	0,58	0
910626	5,97	3,0	230	2,0	0,97	1
Min	5,97	1,3	156	<1	<0,2	0
Median	6,20	2,0	252	3,0	0,39	0
Max	6,60	3,0	393	5,0	0,97	1
<b>Stasjon 2</b>						
Dato	pH	Kond. mS/m	TOTN ·g/l	TOTP ·g/l	TOC ·g/l	Termost.kolf. 100 ml
900830	6,40	2,6	366	13,0	1,59	167
900926	6,10	2,3	312	4,0	0,92	3
901023	6,20	2,0	279	5,0	0,54	0
901127	6,10	1,9	359	6,0	0,80	0
901217	6,05	1,9	326	4,0	0,62	0
910129	5,90	1,9	296	2,0	0,41	0
910219	5,65	1,9	254	3,0	0,64	0
910326	5,95	2,0	275	4,0	0,73	0
910424	5,20	1,5	296	2,0	0,67	0
910528	6,13	3,1	387	5,0	1,35	2
910626	6,25	3,0	318	6,0	2,44	187
Min	5,20	1,5	254	2,0	0,41	0
Median	6,10	2,0	312	4,0	0,73	0
Max	6,40	3,1	387	13,0	2,44	187
<b>Stasjon 3</b>						
Dato	pH	Kond. mS/m	TOTN ·g/l	TOTP ·g/l	TOC ·g/l	Termost.kolf. 100 ml
900830	6,25	2,0	390	6,0	0,79	2
900926	6,00	2,6	527	3,0	0,70	1
901023	6,15	2,3	426	4,0	0,51	1
901127	6,20	2,2	483	4,0	0,57	0
901217	6,05	2,2	431	3,0	0,52	0
910129	6,00	2,0	410	2,0	0,41	0
910219	6,00	2,2	353	3,0	0,57	0
910326	6,05	2,5	393	16,0	0,59	0
910424	6,00	2,1	398	3,0	0,78	0
910528	6,25	3,1	405	6,0	1,00	0
910626	6,30	2,6	312	3,0	1,14	44
Min	6,00	2,0	312	2,0	0,41	0
Median	6,05	2,2	405	3,0	0,59	0
Max	6,25	3,1	527	16,0	1,14	44

VEDLEGG 2. Etnevassdraget med geografiske betegnelser brukt i rapporten.



---

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Postboks 69 Korsvoll, 0808 Oslo  
ISBN 82-577-2090-9