

RAPPORT LNR 3519-96

Igangkjøring av Hekni Kraftverk

3. Undersøkelser av partikeleffekter på vannkjemi, Byglandsfjordbleke og vassdragsøkolgi



Overst: Bleke 24 cm. Byglandsfjord.
Nederst: Ørret 24 cm. Byglandsfjord.

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.:	Underrn.:
O-95008	.
Løpenr.:	Begr. distrib.:
3519-96	

Hovedkontor	Sørlandsavdelingen	Østlandsavdelingen	Vestlandsavdelingen	Akvaplan-NIVA A/S
Postboks 173, Kjelsås	Televeien 1	Rute 866	Thormøhlensgt 55	Søndre Tollbugate 3
0411 Oslo	4890 Grimstad	2312 Ottestad	5008 Bergen	9000 Tromsø
Telefon (47) 22 18 51 00	Telefon (47) 37 04 30 33	Telefon (47) 62 57 64 00	Telefon (47) 55 32 56 40	Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 22 18 52 00	Telefax (47) 37 04 45 13	Telefax (47) 62 57 66 53	Telefax (47) 55 32 88 33	Telefax (47) 77 68 05 09

Rapportens tittel: Igangkjøring av Hekni Kraftverk 3. Undersøkelser av partikkeleffekter på vannkjemi, Byglandsfjordbleke og vassdragsøkologi.	Dato: 14.06.96	Trykket: NIVA 1996
Forfatter(e): Vilhelm Bjerknes (NIVA) Agnar Kvellestad (SVL) Marc Berntssen (NIVA)	Faggruppe: Vassdragsregulering	Geografisk område: Aust-Agder
	Antall sider: 37	Opplag:

Oppdragsgiver: Aust-Agder Kraftverk	Oppdragsg. ref.: Per Juell Larsen
---	---

Ekstrakt: Under igangkjøring av det nybygde Hekni Kraftverk i Otra høsten 1995 er det foretatt registreringer og analyser av vann fra Otra, eksperimentell eksponering av bleke, taksering av villfisk og innsamling av bunndyr i partikkelkonsponerte vassdragsavsnitt og i avsnitt som var upåvirket av slik eksponering (kontroll). Eksponert bleke viser typiske forsuringsinduserte gjelleforandringer, mens det ikke er spor etter partikkelinduserte endringer. Forskjeller i villfisk- og bunndyrtetthet i før- og ettersituasjonen henger primært sammen med forskjeller i vannføring. Fravær av partikkelømfintlige bunndyr-grupper etter eksponering kan likevel være et tegn på effekter av partikkelutslipp fra Hekni Kraftverk. De kjemisk ustabile partiklene har gitt en forbigående heving av pH og kalsiumkonsentrasjon og en reduksjon i konsentrasjonen av labilt aluminium i den mest berørte delen av vassdraget, mens partikkelnivået i seg selv har vært for lavt til å gi registrerbare effekter på fisk. Omfanget av eventuelle skader på bunndyrsamfunnet er ikke tilstrekkelig klarlagt.

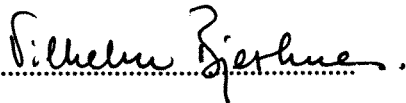
4 emneord, norske

1. Tunnelsprenging
2. Suspenderte partikler
3. Byglandsfjordbleke
4. Vassdragsøkologi

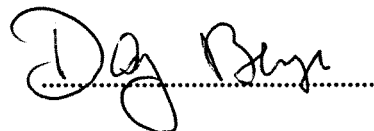
4 emneord, engelske

1. Tunnel blasting
2. Suspended solids
3. Landlocked salmon
4. Freshwater ecology

Prosjektleder



For administrasjonen



ISBN 82-577-3063-7

Dag Berge

O-95008

Igangkjøring av Hekni Kraftverk

- 3. Undersøkelser av partikkeleffekter på vannkjemi, Byglandsfjordbleke og vassdragsøkologi.**

Forord

Aust-Agder Kraftverk og Vestfold Kraftselskap har bygget Hekni Kraftverk som utnytter fallet i Otra mellom Straume i Valle kommune og Langeid i Bygland kommune, og ble satt i drift høsten 1995. I tilløps- og avløpstunnelene lå det igjen rester av utsprengt masse, for en stor del finpartikulært materiale, som ble vasket ut i forbindelse med igangkjøringsprogrammet for kraftverket.

I et møte i Grimstad 25. januar 1995 mellom Fylkesmannens Miljøvernavdeling i Aust-Agder, Aust-Agder Kraftverk og NIVA, ble NIVA bedt om å levere et forslag til undersøkelser av mulige skader fra uorganiske partikler på fisk og bunndyr i vassdraget nedstrøms Langeid, samt et program for overvåking av vannkvalitet og fisk under oppstartingen av kraftverket. Det var særlig den truede Byglandsfjordbleken man ønsket ivaretatt gjennom slike undersøkelser.

I programforslag fra NIVA levert 3. februar 1995 foreslås trinnvise undersøkelser i 4 faser:

Fase 1: Karakterisering av partikler.

Fortynnings- og spredningsestimater av partikulært materiale.

Foreløpig vurdering av skadevirkninger.

Fase 2: Eksperimentell eksponering av fisk for suspendert materiale fra kraftverkstunnelen.

Fase 3: Forundersøkelse i vassdraget og overvåking av vannkvalitet og fisk under igangkjøringen av Hekni Kraftverk.

Fase 4: Etterundersøkelse av biologiske effekter.

I prosjektbeskrivelsen som er levert Aust-Agder Kraftverk, er de ulike delprosjektene grovt skissert. Det ble forutsatt at den endelige formulering av det enkelte delprosjekt skulle bygge på resultatene av foregående delprosjekt. Resultatene av Fase 1 ble presentert i mars, og Fase 2 i november 1995. I den foreliggende rapport presenteres Fase 3 og 4.

Aust-Agder Kraftverk v/Per Juell Larsen er oppdragsgiver for prosjektet, som er bekostet av Aust-Agder Kraftverk og av Energiforsyningens Fellesorganisasjon, EnFo. Forsker Vilhelm Bjerknes har vært NIVA's prosjektleder og har utført feltarbeidet sammen med Marc Berntssen, NIVA, og med assistanse fra Arne Vethe, Bygland kommune. Agnar Kvellestad, Statens Veterinære Laboratorietjeneste har utført histologisk undersøkelse av gjeller fra Byglandsfjordbleke, Marc Berntssen, NIVA har undersøkt blodprøver av fisk, Karl Jan Aanes, NIVA har bearbeidet og analysert bunndyrmaterialet, og Morten Wilbergh, NIVA har stått for instrumentering og fjernovervåking av vannkvalitet. Vilhelm Bjerknes har analysert fiskematerialet innsamlet ved elfiske, og redigert rapporten etter innspill fra de øvrige medarbeiderne. Alle vannanalyser er utført ved NIVA's laboratorier i Oslo.

Bergen i juni 1995

Vilhelm Bjerknes

Innhold

FORORD	1
SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	3
1. INNLEDNING	5
1.1. GENERELT	5
1.2. TIDLIGERE UNDERSØKELSER I NORGE	5
1.3. BAKGRUNN FOR UNDERSØKELSEN	6
1.3.1. Eksponering av bleke	7
1.3.2. Villfisk	7
1.3.3. Bunndyr	8
1.3.4. Vannkvalitet	8
2. MATERIALE OG METODER	9
2.1. STEINSTØV	9
2.2. VANNKVALITET OG HYDROLOGI	9
2.3. EKSPONERING AV BLEKE LANGS OTRAVASSDRAGET	9
2.4. VILLFISK OG BUNNDYR.....	12
2.4.1. Fisk	13
2.4.2. Bunndyr	14
3. RESULTATER	15
3.1. VANNKVALITET OG HYDROLOGI	15
3.2. EKSPONERING AV BLEKE.....	19
3.2.1. Gjellehistologi	19
3.2.2. Blodfysiologi	20
3.3. FISKETETTHET OG POPULASJONSSAMMENSETNING	20
3.4. BUNNDYR.....	25
4. DISKUSJON OG KONKLUSJON	28
4.1. VANNKVALITET	28
4.2. GJELLER.....	28
4.3. FYSIOLOGI.....	30
4.4. FISKETETTHET	30
4.5. BUNNDYR.....	30
4.6. KONKLUSJON.....	31
5. LITTERATUR	32
VEDLEGG	

Sammendrag og konklusjoner

Igangkjøringen av Hekni kraftverk høsten 1995 foregikk etter et planlagt program med gradvis oppfylling av kraftverkstunnelen. På denne måten unngikk man ekstreme konsentrasjoner av suspendert partikulært materiale i Otra nedstrøms Langeid. Hensynet til den verdifulle og nasjonalt verneverdige Byglandsfjord-bleken (reliktlaks) var hovedårsak til beslutningen om en relativt grundig oppfølging av utslippet.

Bergartene i området er granittiske med kvarts og feltspat som dominerende mineraler. Partikler fra sprengestein er kjemisk ustabile, og reagerer kjemisk med det sure vannet i Otra. Dette førte til en økning i kalsiumkonsentrasjon og pH, og reduksjon i konsentrasjonen av labilt aluminium, ved at aluminium adsorberes til partiklene.

Vannkvalitet og bleke

Blekeparr ble plassert i kar i ulik avstand fra Hekni kraftverk og eksponert for vann fra Otra under igangkjøringen av kraftverket. I tillegg ble det montert en stasjon for kontinuerlig måling av turbiditet og pH nedstrøms kraftverket. Vannanalyser viser en moderat partikkelforurensning i åpningsperioden, med høyeste tørrstoffkonsentrasjon på 4,75 mg/l, sammen med en forbigående økning i kalsiumkonsentrasjon og reduksjon i labilt aluminium. Kontinuerlig turbiditetsmåling viser at konsentrasjonene av suspendert tørrstoff har vært høyere (omkr. 12 FTU) over kortere perioder.

Histologisk undersøkelse av gjeller fra blekeparr gjennom en 6-ukers periode etter oppstart av kraftverket viser tydelige gjelleforandringer som følge av eksponering for surt og aluminiumsholdig vann (metallakkumulering, sammenloddinger, fortykkelser og hyperplasier). Det er ikke påvist mekaniske skader forårsaket av partikulært materiale. En eventuell slik effekt av partiklene på gjellene kan tenkes å ha blitt overskygget av de ovennevnte forandringer. Når man utelukkende ser på konsentrasjoner av partikler (FTU og mg/l) samsvarer resultatene med det en kan forvente ut fra andre undersøkelser.

Måling av hematokrit og klorid i blod fra bleke før og etter eksponering viser normale verdier, og tyder på at bleke på dette stadiet klarer seg godt i vannkvaliteten i Otra.

Undersøkelse av vannkvalitet og gjelleforandringer hos bleke i kontrollerte forsøk ved Syrtveit Fiskeanlegg våren 1995 indikerte at de kjemisk ustabile partiklene fra Hekni fungerer som et vannforbedringstiltak, med omvendt proporsjonalitet mellom partikkelkonsentrasjon og forsursrelaterte gjelleforandringer.

Villfisk

Undersøkelse av fisketetthet er gjort med elektrisk fiskeapparat på prøveflater oppstrøms og nedstrøms Hekni før og etter igangkjøringen av kraftverket. I Otra oppstrøms Brokke ble det registrert store tettheter av ørekyt. Undersøkelsen etter eksponering viste en kraftig nedgang i fisketetthet. Forskjellene var store og relativt identiske både i eksponerte og ueksponerte områder (kontroll), og tilskrives økning i vannføring fra første til annen gangs undersøkelse. De moderate konsentrasjonene av partikulært materiale i tidsrommet mellom undersøkelsene er erfaringsmessig for små til å medvirke til en endring i fisketetthet.

Bunndyr

Bunndyrundersøkelser er foretatt før og etter eksponering i de samme områdene som flatetaksering av fisk. Undersøkelsen etter eksponering ga reduserte tettheter av bunndyr sammenliknet med førsituasjonen. Dette tilskrives økningen i vannføring. Imidlertid ble det i områdene nedstrøms kraftverket registrert fravær av en rekke partikkelømfintlige arter etter eksponering, noe som kan indikere at endringene er influert av partikkeleksponering. Det anbefales derfor at bunndyrundersøkelsene gjentas høsten 1996 for å få et sikrere bilde av eventuelt skadeomfang og av skadenes reparerbarhet.

Konklusjon

Det kontrollerte igangkjøringsprogrammet for Hekni Kraftverk har bidratt til at partikkelforurensningen av vassdraget nedstrøms kraftverket har blitt moderat. Eksponert bleke viser gjelleforandringer som er typiske ved eksponering for surt, aluminiumsholdig vann, mens der ikke er funnet spor etter direkte partikkelpåvirkning. Partikkelkonsentrasjonene i denne undersøkelsen har vært for lave til at slike effekter kunne forventes, og den mest iøynefallende miljøeffekten har vært en forbigående bedring av vannkvaliteten ved reaksjoner mellom partikler og surt, aluminiumsholdig vann. Blodanalyser av eksponert bleke tyder ikke på miljøstress hos fisken.

Tolkningen av villfiskundersøkelsene gir ikke holdepunkter for at partikkelforurensningen har hatt effekter på aure på oppvekstområdene, mens bunndyrundersøkelsene indikerer en del typiske endringer som kan ha sammenheng med partikkelforurensning. Det siste krever nye undersøkelser for å bli verifisert.

1. Innledning

1.1. Generelt

Suspenderte mineralske partikler forekommer naturlig i en rekke norske vassdrag, tildels i høye konsentrasjoner (Bogen 1986). Ulike former for menneskelig virksomhet kan føre til økte partikkelkonsentrasjoner over kortere eller lengre tid.

Suspendert partikulært materiale er et lite entydig begrep, og partiklers virkning på dyrelivet i vassdrag er både variable og omstridte. Partiklens opphav eller "type" kan være et nyttig utgangspunkt for studier av virkning på fisk. Ulike fiskearter og stadier påvirkes i ulik grad. Erfaringsmessig er følgende forhold av betydning:

- Partiklens opphav
- Konsentrasjon og eksponeringstid
- Størrelsesfordeling
- Form (morfologi)

Ved studier av biologiske effekter er eksponeringstid og variasjon i partikkelkonsentrasjon viktig. Partiklens opphav vil gjerne være bestemmende for morfologien. Her kan det være nyttig å skille mellom naturlige erosjonsprosesser, erosjonsprosesser igangsatt av menneskelige inngrep, f.eks. graving eller magasinering av vann, og produksjon av nydannede partikler ved sprengingsarbeid, fullprofilboring av tunneler og utfylling av sprengstein langs og i vassdrag. I motsetning til glasifluviale partikler som har en avslippt og jevn overflate, vil nydannede partikler ha en kantet overflate, noe som er av betydning for virkningene i kontakt med levende vev. Bergarten vil være bestemmende for partiklens form og spissitet.

EIFAC (Alabaster & Lloyd 1982) oppsummerer en rekke studier av hva fisk tåler av ulike konsentrasjoner av ulike typer partikler (leire, silt fra grusutvinning, havsedimenter, trefiber osv.), og foreslår generelle vannkvalitetskriterier (grenseverdier) for kjemisk stabile suspenderte partiklers virkning på fiske i vannkvaliteter som ellers er egnet for ferskvannsfisk. Disse kriteriene er mye benyttet, også i norske undersøkelser, og gjengis her:

-<25 mg/l:	Ingen skadelige effekter
-25-80 mg/l:	Godt til middels godt fiske
-80-400 mg/l:	Betydelig redusert avkastning
->400 mg/l:	Meget dårlig fiske

1.2. Tidligere undersøkelser i Norge

Fluvial erosjon ved nedtapping av reguleringsmagasiner har forårsaket økt partikkeltransport og refordeling av sedimenter i en rekke regulerte norske vassdrag, noe som har ført til redusert fiskeavkastning (bl.a. Borgstrøm 1973, Andersen 1979, Aass 1979). I de senere år er det rapportert om mange tilfelle av partikkelforensning fra anleggsarbeid der partikler har ført til skader på villfiskbestander i vassdrag og på oppdrettsfisk i fiskeanlegg (bl.a. Jacobsen m.fl. 1987, Hessen m.fl. 1989, Bjerknes m.fl. 1994, Bjerknes & Liabø 1995, Poppe m. fl. 1995). I settefiskanlegg som utsettes for partikkelforensning er det observert sterkt nedsatt føropptak hos fisken, med redusert tilvekst som resultat (Bjerknes & Liabø op. cit.).

Et kjent eksempel på effekter av kjemisk ustabile partikler er den betydelige svovelsyreproduksjonen etter utsprenning av masser i nedslagsfeltet til Langdalstjønnen i Lillesand kommune, som førte til dramatiske endringer i Langdalstjønnens vannkvalitet (Hindar m.fl. 1992). Årsaken var trolig kjemiske prosesser på mineraloverflatene av knust magnetkis, pyritt og kopperkis. Disse sulfidene utgjorde deler av de utsprenge massene. I kontakt med luft skjer det en oksidasjon til sulfat, som i kontakt med vann danner svovelsyre. Disse prosessene antas å ha vært hovedårsak til drastisk senking i pH og økning i konsentrasjonen av aluminium i Langdalstjønnen.

Vetlefjordelva i Sogn og Fjordane ble utsatt for kraftig partikkeleksponering i forbindelse med tipping av tunnelmasser i vassdraget under utbygging av Mel kraftverk i 1987-88 (Hessen m.fl. op. cit.). Kjemiske reaksjoner mellom partikler og vann førte til heving i pH, økning i kalsiumkonsentrasjon og reduksjon i labilt aluminium. Endringen i kjemisk vannkvalitet i dette tilfellet ble forårsaket av kjemiske reaksjoner mellom partikler og vann. Konsentrasjonene av suspenderte partikler var imidlertid høye (høyeste målte verdi 679 mg tørrstoff/l), og eksponeringen langvarig, noe som medførte kraftig reduksjon av bunndyrsamfunn og sjøarepopulasjon i vassdraget gjennom flere år (Bjerknes & Bækken 1994). Sjøare som ble fanget i vassdraget under eksponeringen viste klare vevsforandringer etter påvirkning av partikler.

En rekke undersøkelser tyder på at det skal relativt høye konsentrasjoner til over lang tid for å spore klare effekter av suspendert partikulært materiale på gjellene til eksponert fisk. Imidlertid gir litteraturen ulike og til dels motstridende resultater av ulike eksponeringsstudier. Både partiklens ulike egenskaper, andre medvirkende miljøforhold, og fiskeart, størrelse og stadium må antas å spille en rolle her.

Ifølge Van Oosten (1948) lever og trives fisk i vann med gjennomsnittlig tørrstoffinnhold på 200 mg/l, og med variasjoner over 400 mg/l. Ved eksponering av regnbueaure for koalin (0, 36, 171, 1017 og 4887 mg/l) ble det bare funnet partikler i gjelleepitelet ved de tre høyeste konsentrasjonene (Goldes et al. 1986). Ved eksponering av pukkellaks-yngel (pink salmon) i 96 timer for 1600 og 4300 mg suspendert elved sediment/l ble det funnet partikler i gjelleepitelet bare ved høyeste konsentrasjon (Martens & Sevizi 1993). Griffin (1938) påviste ingen negativ effekt på foropptak eller vekst ved eksponering av laksefisk for 300 til 6500 mg suspendert sediment (soil and alluvial). Eksponering av regnbueaure for koalin og "diatomaceous earth" gav dødelighet ved 270 mg/l og høyere konsentrasjoner, og muligens en viss negativ effekt på overlevelse ved 90 mg/L, men selv ved 810 mg/l var det ingen effekt på veksten til voerlevende fisk. Gjelleforandringer forekom på enkelte fisk ved 270 mg/l (Herbert & Merkesn 1961).

1.3. Bakgrunn for undersøkelsen

Åpningen av Brokke kraftverk i Øvre Otra i 1964 medførte kraftig tilslamming av vassdraget nedstrøms Brokke. Årsaken var trolig en kombinasjon av utspyling av sprengsteinstøv fra tunneler og anleggsområde, og fluvial erosjon i reguleringsmagasin. I årene etter (perioden 1965 til 1972) fant det sted en dramatisk tilbakegang i blekepopulasjonen (ferskvannslaks) i Otra og Byglandsfjorden.

I ettertid har det vært diskutert hvilken betydning tilslammingen etter åpningen av Brokke har hatt for blekens tilbakegang, i forhold til tiltakende forsurening og endrete vannføringsforhold i Otra. I dag er vannkvaliteten i Otra ved Straume (oppstrøms Hekni) periodevis nær kritisk grense for fisk (Grande & Wright 1982). Undersøkelser har vist at bleke er mer følsom overfor surt, aluminiumsholdig vann enn f.eks. aure (Skogheim m.fl. 1984). Bestanden i Byglandsfjorden opprettholdes i dag ved hjelp av utsetting. Nylig er det rapportert om gyting ved Storestraumen mellom Åraksfjorden og Byglandsfjorden.

Forholdene ved åpningen av Brokke kraftverk og Byglandsfjordblekens særstilling som en nasjonalt vemeverdige fiskepopulasjon var noe av bakgrunnen for at regulanten, Aust-Agder Kraftverk gjennomførte en mest mulig skånsom oppstart av Hekni Kraftverk høsten 1995, med en gradvis oppfylling og utvasking av kraftverktunnelen.

Partikler i vann kan påvirke fisk i vassdrag på en rekke ulike måter, både akutt og mer langsiktig:

1. Direkte påvirkning av slimhinner hos fisk, først og fremst gjellene
2. Påvirkning av rogn og yngel (sedimentasjon)
3. Påvirkning av atferd (f. eks. næringsopptak)
4. Påvirkning av fiskens næringstilbud
5. Påvirkning av den kjemiske vannkvaliteten gjennom avgivelse og absorpsjon av stoffer

Feltundersøkelsen som presenteres her går inn på de ovennevnte punktene, og har bestått av følgende hovedelementer:

- eksponering av bleke
- tetthet og sammensetning av ungfisk
- tetthet og sammensetning av bunndyr
- Kontinuerlig måling av vannkvalitet og fysisk/kjemiske vannanalyser

1.3.1. Eksponering av bleke

Ved Syrtveit Fiskeanlegg ble det våren 1995 gjennomført et forsøk der ulike grupper av bleke og blekerogn eksponert for vann tilsatt 0, 40, 80 og 200 mg steinstøv/l. Dette ga konsentrasjoner av steinstøv på opp til 16.4 mg/l. Steinstøvet var hentet fra Hekni kraftverkstunnel. Det ble ikke registrert atferdsendringer eller dødelighet blant blekeungene, hverken i gruppene med steinstøvtilsetning eller i kontrollgruppen. Rognen som ble benyttet klekket allerede etter 2 dager. Yngelen overlevde hele eksponeringstiden praktisk talt uten dødelighet i samtlige konsentrasjoner (Grande m.fl. 1995, Bjerknes m.fl. 1996a).

Undersøkelser av gjeller fra de ulike gruppene av bleke viste størst forandringer hos fisk som gikk på rent Otravann, uten tilsetning av steinstøv. Forandringene var mindre på eksponert fisk, og minst på fisk med dosering av 200 mg/l (konsentrasjon opp til 16.4 mg/l). Vannanalyser fra de ulike forsøksgruppene viste at konsentrasjonene av labilt aluminium (differensen mellom Al/R og Al/IL) ble redusert ved tilsetning av steinstøv. Dette er i samsvar med en rekke studier som viser at aluminium reagerer kjemisk med silikat (Lydersen 1991). Silikat utgjør den kjemiske hovedbestanddelen av granitt, som er den bergarten partiklene i denne undersøkelsen er dannet fra.

I denne undersøkelsen er det gjennomført et tilsvarende forsøk, der bleke er blitt eksponert for vann fra Otra nedstrøms Hekni Kraftverk under igangsettingsprogrammet for kraftverket høsten 1995.

1.3.2. Villfisk

Direkte subletale effekter på ungfiskbestandene i partikkelpåvirkete vassdrag vil være de samme som dekkes ved eksponering av bleke. Taksering av prøveflater på rennende vann med elektrisk fiskeapparat i før- og ettersituasjonen kan, sammen med overvåking av vannkvalitet, nyttes som en kontroll av hvorvidt bestanden eller deler av bestanden er blitt borte eller har strøket med som

resultat av et utslipp. Uten mer inngående undersøkelser av fisken, f.eks. gjellehistologi eller blodfysiologi vil en slik undersøkelse si lite om subletale effekter av utslippet.

I ekstreme situasjoner i forbindelse med anleggsarbeid er det påvist at partikkeleksponering har påvirket ungfiskbestanden, dels gjennom letale effekter på ungfisk og dels gjennom påvirkning av reproduksjonen (Hessen m. fl. 1989; Bjerknes & Bækken 1994). Med de moderate konsentrasjonene av partikulært materiale som oppstår i forbindelse med Hekni kraftverk, vil taksering med el-apparat i før- og ettersituasjonen fungere som en kontroll av at ungfiskbestanden er intakt, og som et supplement til eksponeringsforsøkene.

1.3.3. Bunndyr

Bunndyrsamfunnet omfatter arter med svært forskjellige egenskaper. Det finnes ekstreme rentvannsarter og arter som er meget tolerante overfor forurensninger. Dette gjør bunnfaunaen til et godt redskap til å overvåke og klassifisere miljøtilstanden i vassdragsavsnitt som er eller har vært utsatt for ulike miljøpåvirkninger. Samfunnene av bunndyr er viktige for omsetningen av organisk materiale i vannforekomstene, og har derved stor betydning for vassdragets selvrensningsevne. Dette organiske materialet er dels produsert i selve vassdraget, som ulike vannplanter, og dels tilført fra nedbørfeltet som løv, gress o.l. I tillegg til den naturlige tilførselen mottar vassdragene også ofte tilførsler av organisk materiale fra menneskelig aktivitet i nedbørfeltet. Produksjon og sammensetning av bunndyrsamfunnet er viktig for fiskens næringsgrunnlag, og for dyrelivet langs vassdraget.

Sammensetningen av et dyresamfunn på elvebunnen er bestemt av et mangfold av miljøparametre. De mange populasjonene i et samfunn har ulike tålegrenser og preferanseområder. Når en eller flere av miljøparametrene endres, vil også bunndyrsamfunnet endres. Ved å analysere bunndyrsamfunnets sammensetning vil det derfor være mulig å få fram informasjon om påvirkningstype samt miljøpåvirkningens utstrekning og størrelse i resipienten. Bunndyrene gir gjennom sitt livsløp et integrert bilde av forholdene i vassdraget over lengre tid. Gjennom studier av bunnfaunaen får vi frem en samlet effekt av miljøfaktorene som påvirker vannkvaliteten på prøvetakingsstedet (Aanes & Bækken 1989). Varige skader på bunndyrfaunaen vil påvirke fiskebestanden gjennom nedsatt næringstilbud.

Ved undersøkelsen av bunnfaunaen i Otra i 1995 var hovedhensikten å studere om utspylingen av tunnel slam i forbindelse med åpningen av Hekni kraftverk hadde negative effekter på bunnfaunaen i vassdragsavsnittet nedstrøms utslippet.

1.3.4. Vannkvalitet

Undersøkelsen på Syrtveit Fiskeanlegg våren 1995 (Grande m.fl. 1995) indikerte at steinstøv fra Hekni kraftverkstunnel reagerer med Otravann, og gir en heving av pH og reduksjon i labilt aluminium. I denne undersøkelsen har vi derfor vektlagt undersøkelser av vannkvaliteten, med kontinuerlige målinger av pH og turbiditet, og et relativt tett prøvetakings- og vannanalyseprogram.

2. Materiale og metoder

2.1. Steinstøv

Partikler fra gulv og vegger i kraftverktunnelen er undersøkt med hensyn på kornfordeling, mineralsammensetning og morfologi. Med utgangspunkt i kornfordelingsanalyser, masseberegninger og planlagt igangkjøringsprogram for kraftverket ble det foretatt modellberegninger av konsentrasjons- og spredningsforløp nedenfor Hekni kraftverk (Bjerknes m.fl. 1995). Tabell 2.1 viser igangkjøringsplan og beregnet massetransport (Skoglund 1994).

Tabell 2.1. Igangkjøringsprogram og massetransport Hekni kraftverk.

Periode	Vannføring i tunnel (m ³ /s)	Periode-lengde (timer)	Maksimal konsentrasjon (mg/l)	Konsentrasjon i Otra ved vannføring = 100m ³ /s (mg/l)	Tidsrom for maksimal konsentrasjon (timer)	Utspylt mengde i maks. døgn (kg)
1	15	13	85	13	13	60000
2	35	6	100	35	5,5	70000
3	55	300	65	36	3,5	51000
4	85	1000	31	17	2,3	59000
5	140		30		1,4	363000

Spredningsforløpet i Åraksfjorden og Byglandsfjorden under periode 1 av igangkjøringsprogrammet ble forhåndsregnet ved hjelp av en enkel spredningsmodell (Tjomsland & Molvær 1986).

2.2. Vannkvalitet og hydrologi

Stasjon E2, Sordal (Figur 2.1) var nærmeste eksponeringsstasjon nedstrøms Hekni kraftverk (Se kap. 2.3). Her ble det plassert en målestasjon som registrerte pH og turbiditet 4 ganger pr time fra 13. september til 26. oktober 1995.

Vannprøver for fysisk/kjemiske analyser ble tatt på de ulike eksponeringsstasjonene (kap. 2.3) ca. 1 gang pr uke. Prøvene ble oppbevart i kjøleskap. Ved slutten av forsøket ble utvalgte prøver sendt NIVA's analyselaboratorium for måling av pH, alkalitet, turbiditet, suspendert tørrstoff og gløderest, illabilt og reaktivt aluminium og kalsium (se Vedlegg 1).

Det er benyttet hydrologiske data fra vannføringsobservasjoner foretatt av I/S Ovre Otra ved Valle og ved Hovet nedstrøms Brokke kraftverk, for å indikere vannføringen ved Hekni inntaksdam. I tillegg kommer lokaltilsig mellom Hovet og Hekni.

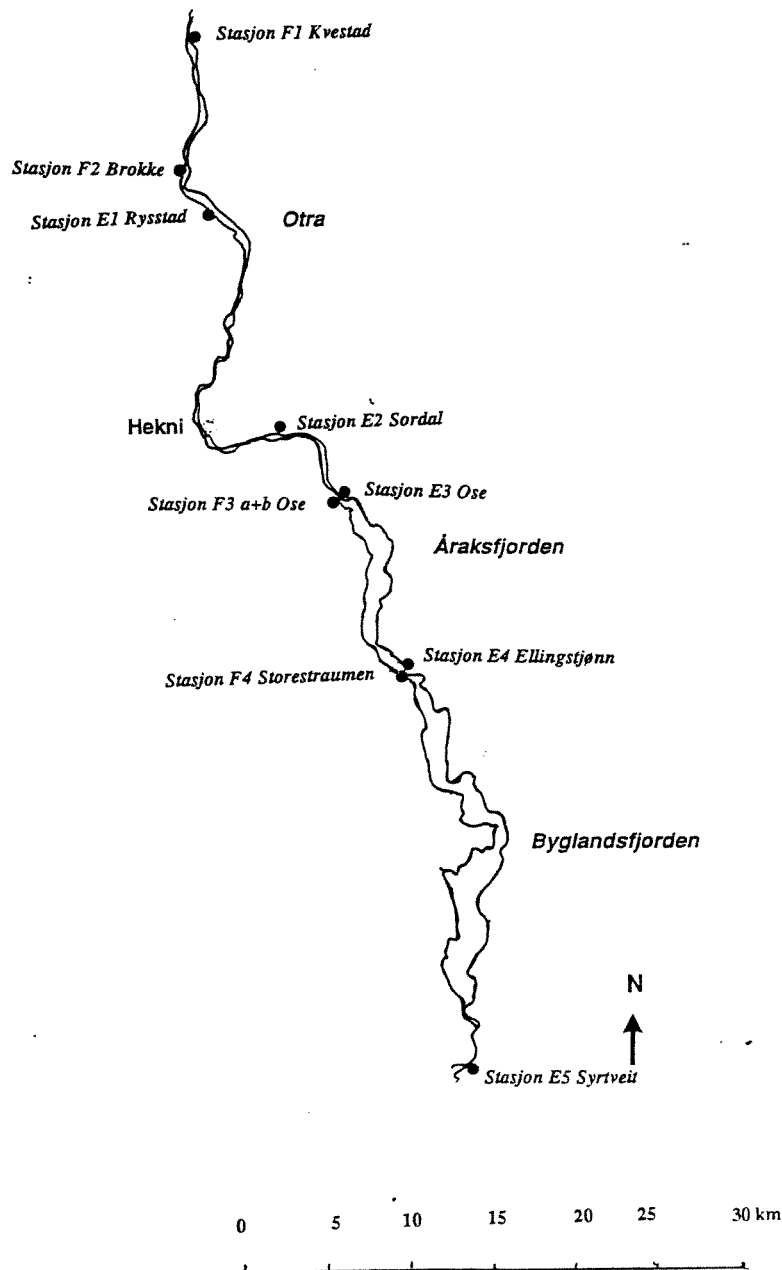
2.3. Eksponering av bleke langs Otravassdraget

Hekni Kraftverk åpnet 19. september 1995. 15. september ble 5 80 l plastdunker av samme type som ble benyttet av Grande m.fl. (1995), plassert på 5 ulike stasjoner ved Otravassdraget (Bjerknes m.fl. 1996a; Tabell 2.2; Figur 2.1). Vann ble pumpet opp fra elva ved hjelp av en elektrisk dykket pumpe, vanntilførselen regulert med kran til 5-10 l/min, og vannvolumet til ca. 70 l ved hjelp av hevet avløp i sentrum av karet.

Tabell 2.2. Oversikt over eksponeringsstasjoner. Beliggenhet og eksponeringsperiode.

Stasjon	UTM	Avstand (km) fra Hekni Kraftverk	Start dato	Avslutn. dato
E1. Rysstad (ref.)	169 515	Oppstrøms 6,5	15.09.95	06.10.95*
E2. Sordal	195 392	Nedstrøms 9	15.09.95	26.10.95
E3. Ose	245 349	Nedstrøms 17	15.09.95	26.10.95
E4. Ellingstjønn	275 253	Nedstrøms 30	15.09.95	26.10.95
E5. Syrtveit (ref.)	309 001	Nedstrøms 56,5	15.09.95	26.10.95

*Avsluttet p.g.a. pumpevikt



Figur 2.1. Otravassdraget. Eksponeringsstasjoner for bleke (E1-5) og innsamlingsstasjoner for fisk og bunndyr (F1-4) avmerket.

Forsøksfisken var blekeparr fra Syrtveit Fiskeanlegg med gjennomsnittslengde 8.52 ± 0.32 cm og gjennomsnittsvekt 7.04 ± 0.83 g. Foring av fisken ble stanset 2 døgn før forsøksstart. Før forsøket gikk fisken i Otra-vann tilsatt NaOH for heving av pH til 6.5. 15. september ble fisken pakket og transportert i 5 20 l doble plastposer, 1 pose for hver stasjon. Posene var 1/3 fylt med vann og blåst opp med rent oksygen. Hver pose inneholdt 30 fisk. Transporttiden før utsetting var 0.5-2 timer, kortest for stasjonene nærmest fiskeanlegget.

Fisken ble observert og vanntilførselen til forsøkskarene regulert ca. hver 2. dag i eksponeringsperioden 15. september - 26. oktober (ca. 6 uker). Ved forsøksstart og -slutt, og 4 ganger i løpet av eksponeringsperioden ble det tatt ut 6 fisk for undersøkelse av gjeller.

Det ble tatt blodprøver av fisk i Syrtveit Fiskeanlegg før transport (dag 0), og av fisk fra de ulike stasjonene etter eksponering (dag 42). Blod fra kaudalåren ble samlet i hepariniserte tuber og sentrifugert på stedet. Plasma ble frosset i flytende nitrogen for senere analyse av klorid ved hjelp av Radiometer CMT-10 klorid titrator. Hematorkrit ble bestemt på stedet etter sentrifugering med Compur M 100 mikrosentrifuge.

Fisk som ble tatt ut for gjelleundersøkelser ble bedøvet i chlorbutanol og målt og veiet. Før uttak av gjeller ble fisken bløgget ved å skjære av halen. Andre gjellebue (sett ovenfra) ble tatt ut og fiksert i 10 % fosfatbufret formalin for senere histologisk undersøkelse. Ved Veterinærinstituttet ble preparatene støpt i paraffin, og det ble laget tynne snitt som ble farget med en rutine hematoksylin-eosin-metode. For påvisning av metaller, blant annet aluminium og jern, ble det farget med solokrom azurin i sur løsning (ASA) (Denton et al. 1984). Substans som reagerer med fargestoffet benevnes nedenfor som ASA-positivt materiale.

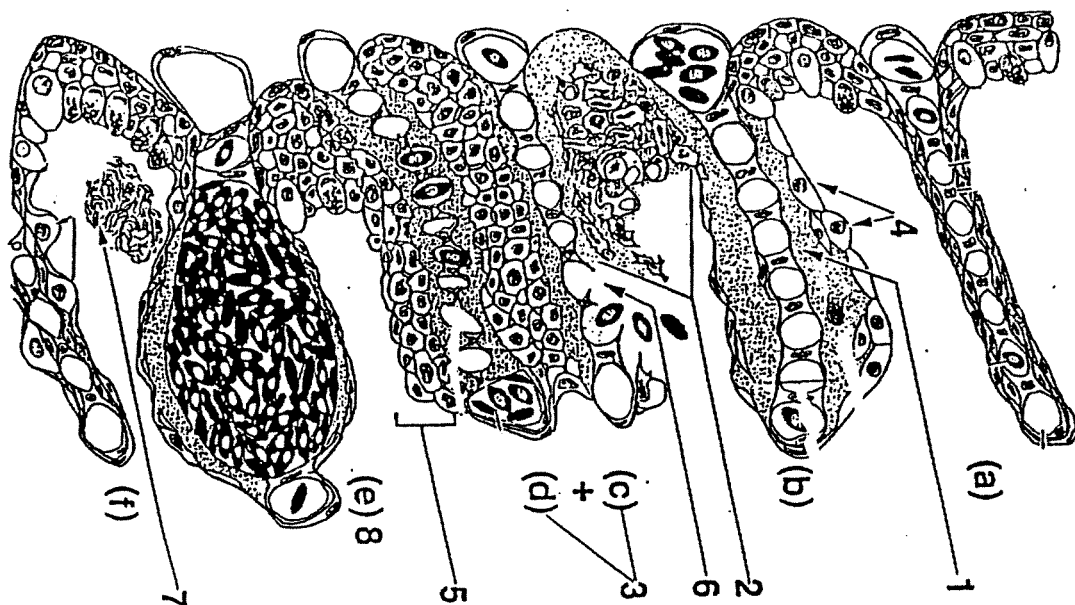
Snittene fra gjellene ble undersøkt lysmikroskopisk, uten at en på det tidspunkt hadde opplysninger om stasjon og eksponeringstid. Først ble det undersøkt hvilke forandringer som var de gjennomgående. De histologiske forandringene som ble observert er gruppert slik (Figur 2.2):

- Hyperplasier (økt antall epitelceller)
- Epitelfortykkelse (fortykkelse av sekundærlamellene p.g.a. flere eller større epitelceller)
- Adhesjoner (sammenlodning av sekundærblader)
- Nekrose (død) av epitelceller
- Akkumulering av ASA-positivt materiale (metall)
 - på gjelleoverflaten (epitelooverflaten)
 - i gjellepitelet

Graden av de mest fremtredende forandringer ble inndelt i (0) Ikke påvist, (1) Særs sparsomme, (2) Sparsomme, (3) Moderate, (4) Uttalte, og (5) Særs uttalte forandringer.

De aktuelle bergartenes mineraler har krystallstruktur. Eksaminasjon av gjellene for eventuelle partikler med krystallstruktur ble gjort ved lysmikroskopisk undersøkelse av om planpolarisert lys ble dreid.

Antall undersøkte fisk på de ulike stasjoner framgår av vedlegg.



Figur 2.2. Seks gjellelameller (a-f) som viser ulike grader av forandringer som følge av irritasjon. Lamellen lengst til høyre er normal (a). Forandringene er nummerert som følger:
 1) Epitel fortykkelse, 2) Nekroser, 3) Adhesjoner (sammenloddning mellom lamell c og d), 4) Hypertrofi, 5) Hyperplasi, 6) rifter i epitelet med blødninger, 7) Slimutsondring, 8) Kølleformet lamell (Etter Rosseland & Staurnes 1994).

2.4. Villfisk og bunndyr

Fisk og bunndyrprøver ble samlet inn på fire stasjoner i Otra oppstrøms Byglandsfjord (Tabell 2.3; Figur 2.1). Materialet er hentet inn ved to besøk ved vassdraget, i periodene 13.-15. september og 24.-25. oktober, dvs. at de to prøvetakingssekvensene representerer før- og ettersituasjonen i forhold til utvasking av tunnelslam fra Hekni kraftverkstunnel. Stasjon F1, Kvestad og Stasjon F2, Brokke ligger oppstrøms utslippsstedet fra kraftverkstunnelen og fungerer som referansestasjoner. Nedstrøms utslippsstedet for tunnelslam ble bunndyrsamfunn og fisk undersøkt på Stasjon F3a Ose (høyre bredd). Fisk ble også undersøkt på Stasjon F3b, som ligger vis a vis F3a. Stasjon F4, Storestraumen ligger noe lengre nede i vassdraget, mellom Åraksfjorden og Byglandsfjorden (Figur 2.1). Elfiske ble utført på venstre bredd i selve strømmen. Bunndyr ble samlet på høyre bredd like ovenfor strømmen.

Tabell 2.3. Stasjoner for elfiske og innsamling av bunndyr.

Stasjon	UTM	Avstand (km) fra Hekni Kraftverk	Prøvetakingstidspunkt
F1. Kvestad	156 615	Oppstrøms 24	13. - 16. sept. + 24. - 26. okt.
F2. Brokke	149 547	Oppstrøms 17	13. - 16. sept.
F3a. Ose	244 348	Nedstrøms 6	13. - 16. sept. + 24. - 26. okt.
F3b. Ose	245 349	Nedstrøms 6	13. - 16. sept. + 24. - 26. okt.
F4. Storstraumen	278 241	Nedstrøms 30	13. - 16. sept. + 24. - 26. okt.

Ved siste besøk, 24.-26. oktober var vannføringen høy. Dette umuliggjorde gjentakelse av innsamlingene ved Stasjon F2 Brokke.

Stasjon F1, Kvestad. Prøvetakingen er foretatt på venstre bredd. Substratet består her av større blokker med endel mindre stein og grus. Prøvetakingsdypet var 10 - 30 cm. Stasjonen har et markert mosedekke med en dekningsgrad på ca 30 %. Strømhastigheten på prøvetakingslokaliteten ble bedømt til 3-5 cm/s.

Stasjon F2, Brokke. Prøvetakingen er foretatt på høyre elvebredd oppstrøms utløpet fra Brokke kraftverk. Substratet domineres av større rullestein opp mot 2m med endel mindre stein inne imellom. Mosedeppet har også her en dekningsgrad på ca 30 %. Prøvene er samlet inn på et dyp mellom 10 og 40 cm. Strømhastigheten ble under innsamlingen vurdert som moderat, 1-3 cm/s.

Stasjon F3, Ose. Prøvetaking av bunndyr er foretatt på høyre elvebredd nedstrøms Ose bru, mens fisk er tatt på begge sider av elven i det samme området. Elven er på dette vassdragsavsnittet forbygget på begge sider med en sterkt skrånende elvesider. Bunnen på prøvetakingsstasjonene består av et grovt steinsubstrat (blokker og rullestein opp til 2m). Mosedeppet har en dekningsgrad på 30 % og strømhastigheten på prøvetakingslokaliteten betegnes som moderat, 2-3 cm/s.

Stasjon F4, Storestraumen. Prøvetaking av bunndyr er foretatt på høyre bredd oppstrøms Storestraumen i sørenden av Åraksfjord. Substratet på bunndyrstasjonen er noe finere (stein/sandbunn) på denne stasjonene enn lengre oppe i vassdraget. Det ble ikke funnet noe mosevegetasjon på substratet i prøvetakingsområdet. Strømhastigheten var svak, < 1 cm/s. Elfiske ble foretatt langs venstre bredd av Storestraumen. Substratet var blokker fra 30 cm til 2 m. Strømhastigheten varierte i ulike deler av lokaliteten fra moderat til sterk, 2-5 cm/s.

2.4.1. Fisk

Hver stasjon ble avfisket 3 ganger med elektrisk fiskeapparat (Ing. Paulsen, Trondheim). Avfisket areal varierte fra stasjon til stasjon og fra gang til gang på grunn av lokale forhold og forskjeller i vannføring. Det minste avfiskete arealet i denne undersøkelsen var på 40 m² (Stasjon F3b, Ose 25. oktober), og det største på 162 m² (Stasjon F1, Kvestad 15. september). Fanget fisk ble lengdemålt til nærmeste mm, og sluppet ut igjen i vassdraget. Tetthet av fisk er beregnet på basis av antall fisk fanget ved hver avfisking (Zippin 1958).

2.4.2. Bunndyr

Bunndyrprøvene som er bearbeidet og vurdert i denne rapporten ble samlet inn ved hjelp av en standardisert metode (Norsk Standard nr. 4719). Det ble brukt en elvehåv med maskevidde 250 µm, og prøvetakingsvarigheten var på 3 ganger ett minutt. Prøvestedene er valgt ut slik at de representerer de ulike habitatene på stasjonen. Prøvene ble konserverert i 70 % etanol i felt og transportert til NIVA's laboratorium i Oslo for videre bearbeidelse.

I tillegg til det kvalitative materialet er det innsamlet et kvantitativt materiale av bunndyrsamfunnene på prøvetakingsstasjonene. Dette ble gjort parallelt med den øvrige innsamlingen. Det kvantitative materialet er hentet inn ved hjelp av en NIVA-modifisert surber sampler med maskevidde 250 µm. Det er hentet inn tre parallelle prøver fra hver stasjon og prøvetakings-tidspunkt. Dette materialet representerer både bunndyrsamfunnenes kvalitative og kvantitative sammensetning, og kan derved gi et mer nyansert bilde av vannkvaliteten på disse 4 stasjonene i Otra enn ved bare å benytte den metoden som er beskrevet i Norsk Standard nr. 4719.

Hensikten med denne utvidete prøvetakingen var å sikre et større kvantitativt materiale av bunnfaunaen med mulighet for en mer fullstendig beskrivelse av effektene av tunnel slam. Materialet gir et bilde av bunnfaunaens tetthet uttrykt som antall dyr pr. kvadratmeter elvebunn, samt et bedre bilde av dominansforholdet mellom dyregrupper og arter i bunnfaunaen på prøvetakingslokalitetene.

En slik fremgangsmåte gir en bedre utsagnskraft enn de mer kvalitative metodene som vanligvis brukes, men fremgangsmåten er mer ressurskrevende både i felt og senere ved bearbeidelsen av materialet.

Det ble derfor bestemt å avvete bearbeidelsen av surber-prøvene, og benytte disse dersom materialet som ble hentet inn med elvehåv, ga indikasjoner på endringer i bunndyr-sammensetningen på Stasjon F3 og F4, som kunne tilskrives utslipp av tunnel slam fra Hekni kraftverkstunnel. Bunndyrmaterialet er konserverert og arkivert ved NIVA, og kan hentes frem etter behov ved senere undersøkelser i vassdraget.

3. Resultater

3.1. Vannkvalitet og hydrologi

Analyseresultater fra prøver innsamlet ved eksponeringsstasjonene for bleke er vist i Vedlegg 1. Igangkjøringsprogrammet for Hekni kraftverk startet 19. september. Figur 3.1 viser vannføring ved Valle og Hovet (Valle + Brokke) i perioden 15. september - 26. oktober 1995. Figur 3.2 viser turbiditet og pH ved Stasjon E2, Sordal (nedstrøms Hekni) for samme periode. Svingningene i turbiditet følges av svingninger i pH. Turbiditeten svinger i området mellom 0.5 og 2 FTU, med enkelte toppe >4 FTU, og med et maksimum 29. september på 12 FTU. pH varierer for det meste i intervallet 5.5-6.0, med enkelte maksima >6.0.

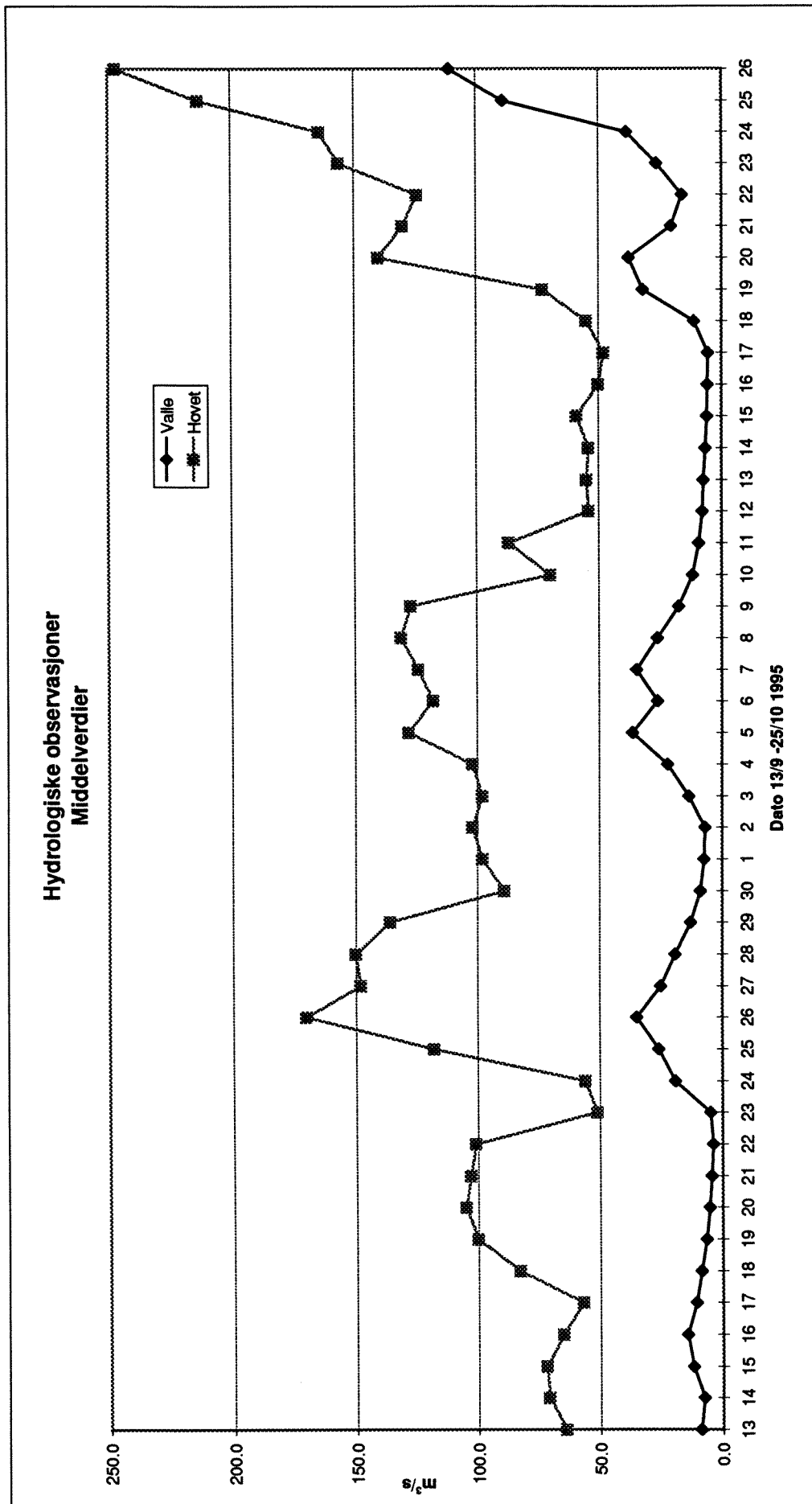
Figur 3.3 viser pH og tørrstoff i vannprøver fra Stasjon E2, Sordal og Stasjon E5, Syrtveit (kontroll), og indikerer en klar samvariasjonen mellom tørrstoff og pH-verdi. Ved Sordal skjer det en økning i verdiene for de to parametrene i perioden 29. september - 3. oktober. Vannanalysene fra Sordal viser lavere tørrstoffkonsentrasjoner enn det som kom fram ved modellberegningene for utslippet fra Hekni kraftverk (Bjerknes m. fl. 1995). Dette har tildels sammenheng med høyere vannføring (>100 m³/s) og dermed større fortykning enn forutsatt i igangkjøringsprogrammet (Skoglund 1994).

Noen viktige vannkvalitetsdata fra de to stasjonene er oppsummert i tabell 3.1. De høyeste konsentrasjonene av labilt aluminium på de to stasjonene, maksimum 27µg/l ved Sordal og 35µg/l ved Syrtveit, anses som skadelige for fisk (Jensen & Leivestad 1989), noe som gjenspeiles i forekomst av ASA-positivt materiale på epiteloverflatene og i gjelleepitelet hos bleke på de to stasjonene (se kap. 3.2.1 og 4.1 nedenfor).

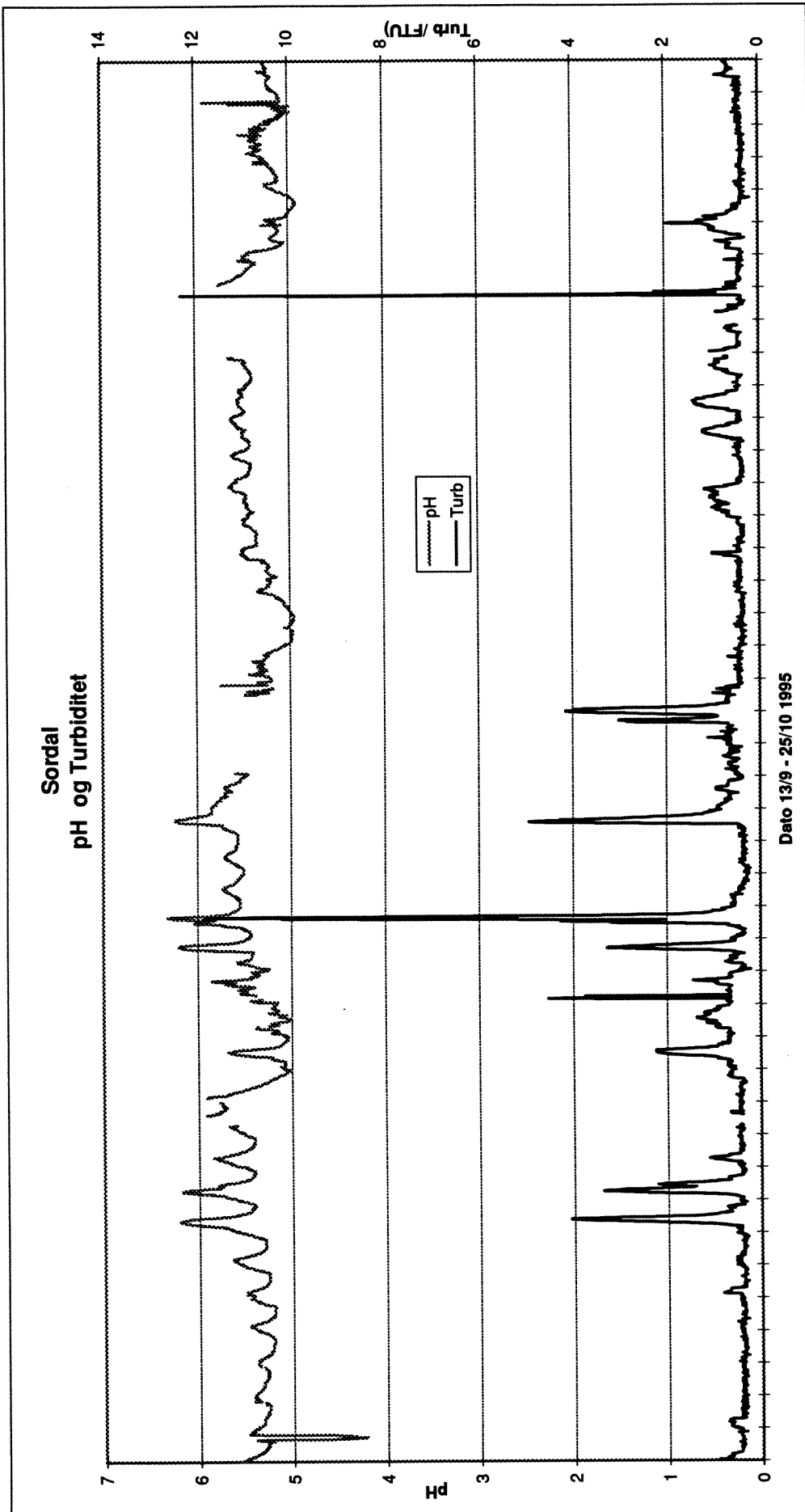
Tabell 3.1. Fysisk/kjemiske data fra vannprøver tatt ved Stasjon E2, Sordal og Stasjon 5, Syrtveit i perioden 20. september - 23. oktober

		pH	Turb FTU	STS/L mg/l	Ca mg/l	Al/L µg/l
Stasjon E2, Sordal	maks	6,35	1,70	4,75	0,86	27
	median	6,01	0,58	1,25	0,66	11
	min	5,52	0,52	<0,8	0,58	9
Stasjon E5, Syrtveit	maks	6,31	0,52	<0,8	0,69	35
	median	5,74	0,33	<0,8	0,64	29
	min	5,66	0,23	<0,8	0,54	17

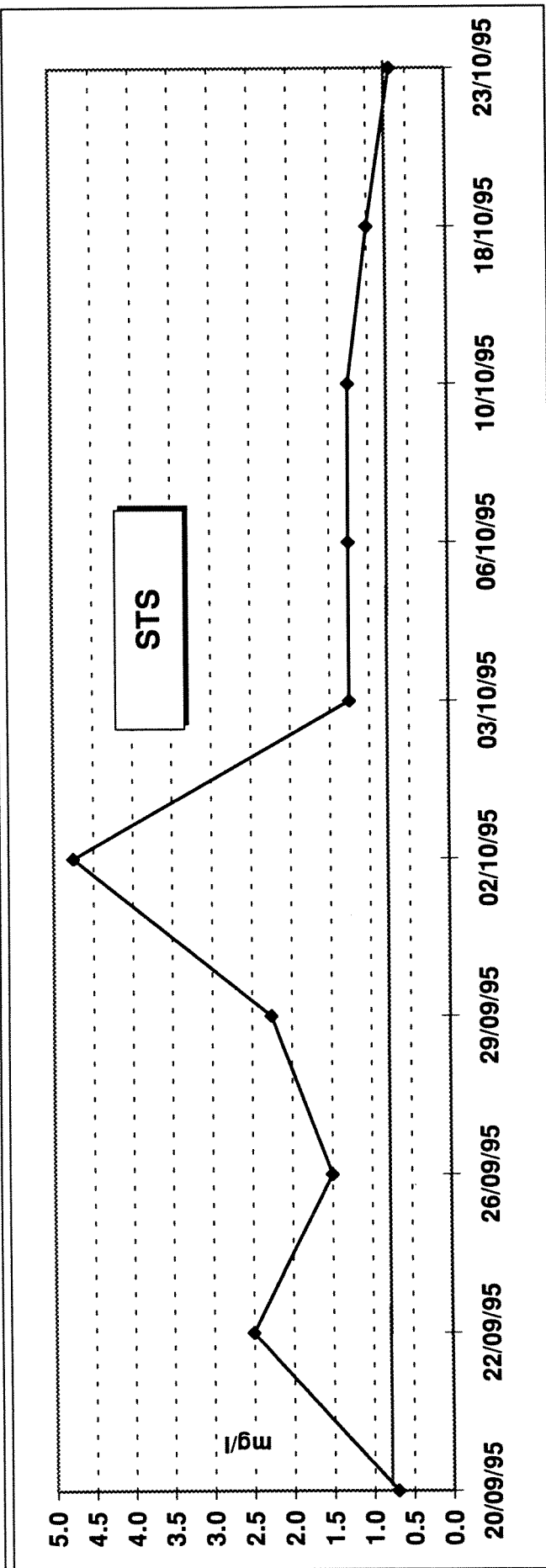
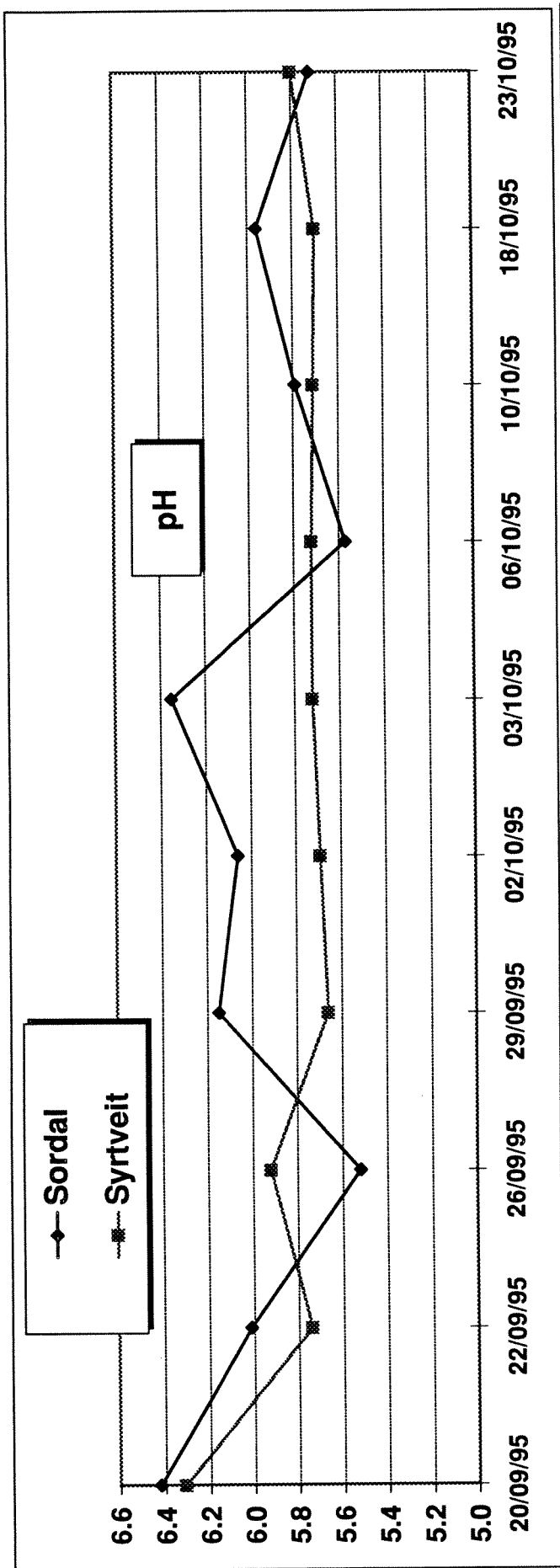
Vannanalysene (Vedlegg 1) indikerer jevnt over tilsvarende endringer i kjemisk vannkvalitet (økning i pH og Ca-konsentrasjon, og reduksjon i konsentrasjonen av labilt Al) under partikkeleksponering i Otra nedstrøms Hekni under igangkjøringen som det vi fant ved eksperimentell dosering av steinstøv (Grande m.fl. 1995).



Figur 3.1. Vannføring ved Valle og Hovet i perioden 15. september - 26. oktober 1995.



Figur 3.2. Turbiditet og pH ved Stasjon E2, Sordal i perioden 15. september - 26. oktober 1995.



Figur 3.3. pH og Suspensert tørrstoff (mg/l) i vannprøver fra Stasjon E2, Sordal og E5, Syrtveit.

3.2. Eksponering av bleke

På kontrollstasjonen oppstrøms kraftverket (Stasjon E1, Rysstad) døde all fisk etter 3 uker på grunn av svikt i vanntilførselen. Bortsett fra dette uhellet, ble det ikke observert dødelighet eller atferdsendringer i noen av forsøksgruppene. På grunn av uhellet ved Rysstad, har vi nyttet Stasjon E5, Syrtveit som kontroll ved sammenlikning og vurdering av resultatene.

3.2.1. Gjellehistologi

Det er undersøkt gjeller fra 109 fisk, og det var stor variasjon både i forekomst (andel av fisken som var affisert) og grad av forandringer. Følgende typer av vevsforandringer var mest fremtredende:

- Hyperplasier (økt antall epitelceller)
- Epitelfortykkelse (fortykkelse av sekundærlamellene p.g.a. flere eller større epitelceller)
- Adhesjoner (sammenlodding av sekundærblader)
- Nekrose (død) av epitelceller
- Akkumulering av ASA-positivt materiale (metall) på gjelleoverflaten eller i gjellepitelet

Det ble konstatert ASA-positivt materiale i epitelet på 20 % av fisken før forsøksstart. Nedenfor beskrives gjelleforandringer og deres forløp på de ulike stasjoner. Gjennomgående øker både forekomst og grad av de ulike forandringer med økende eksponeringstid, og det er en tendens til økning når man går fra stasjon E1 til E4. Ved polarisasjonsmikroskopi ble det ikke påvist partikler på overflaten eller i vevet.

Stasjon E1, Rysstad. ASA-positivt materiale på gjelleoverflaten ble påvist hos 40 % av fisken på dag 1, på 100 % av fisken ved dag 13, og var nede i 0 % på dag 19. Ved dag 1 hadde 20 % av fisken ASA-positivt materiale i gjelleepitelet. Dette økte til 100 % på dag 13 og 19. Fortykkete lameller og hyperplasier ble påvist på en del fisk, særlig etter 13 dager.

Stasjon E2, Sordal. Som på Stasjon E1 var det ASA-positivt materiale på epiteloverflatene i begynnelsen, dvs. etter 4 og 13 dager, men etter 19 dager kunne det ikke påvises. Etter 42 dager kunne det igjen påvises på all fisk. ASA-positivt materiale i epitelet forekom på en litt høyere andel av fisken på Stasjon E2 etter 4 dager sammenliknet med etter 1 dag på Stasjon E1. Fra dag 13 til 42 fantes dette hos all fisk. Forekomsten av sammenloddinger, fortykkelser og hyperplasier økte gjennom forsøksperioden.

Stasjon E3, Ose og E4, Ellingstjønn. Forandringene var omtrent de samme som på Stasjon E2, men flere fisk var affisert, og graden av forandring var større. På Stasjon E4 var det forekomst av ASA-positivt materiale på gjelleoverflaten til all fisk etter 20 dager.

Stasjon E5, Syrtveit. Det fantes ikke ASA-positivt materiale ved dag 19. Derimot fantes slikt materiale på all fisk både på dag 15 og dag 42. Vevsreaksjonene økte gjennom forsøksperioden.

Ved sammenlikning av hvilke forandringer som eventuelt opptrer sammen, finner man:

- Adhesjoner forekom nesten utelukkende i gjeller med ASA-positivt materiale på gjelleoverflaten og/eller i epitelet.
- Fortykkelser og hyperplasier forekom nesten utelukkende på gjeller med ASA-positivt materiale i epitelet. Det fantes også en del fisk med ASA-positivt materiale i epitelet, men uten de nevnte forandringer.

3.2.2. Blodfysiologi

Det var ingen signifikante forskjeller i plasmaklorid- og hematokritnivå mellom de ulike eksponeringsstasjonene ved avslutning av forsøket. Det er heller ikke signifikante forskjeller i nivå mellom fisk fra Syrtveit Fiskeanlegg før forsøksstart, og eksponert fisk ved avslutning av forsøket (Figur 3.4). Blodprøver fra Stasjon E2 og E4 (Sordal og Ellingstjønn) har redusert plasmaklorid, økt hematokritt, og store standardavvik for begge parametre.

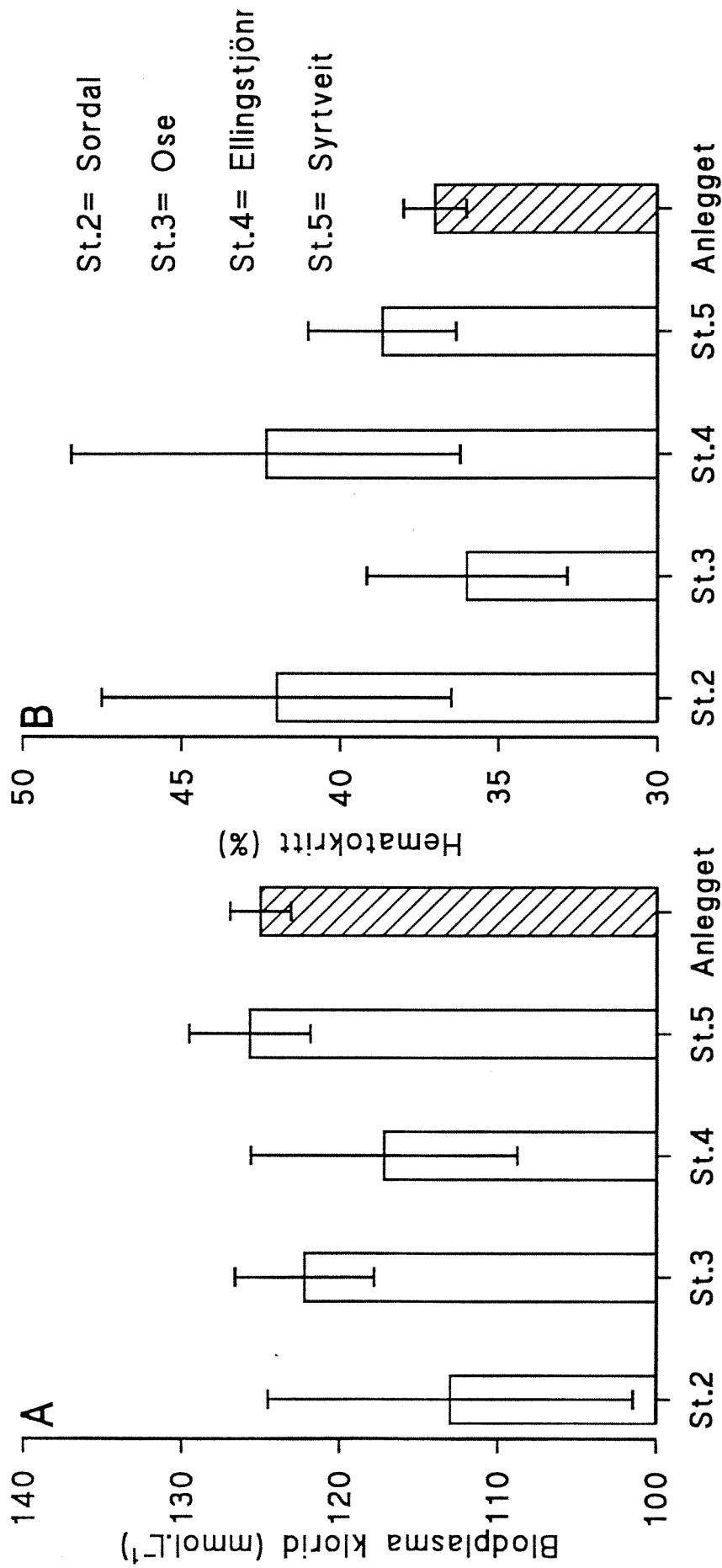
3.3. Fisketetthet og populasjonssammensetning

Øvre Otra er i hovedsak en stilleflytende og dyp elv, med få velegnete områder for taksering med elektriske fiskeapparat. De områdene som er valgt til dette er trolig blant de mest optimale oppvekstområdene for aure i den aktuelle delen vassdraget.

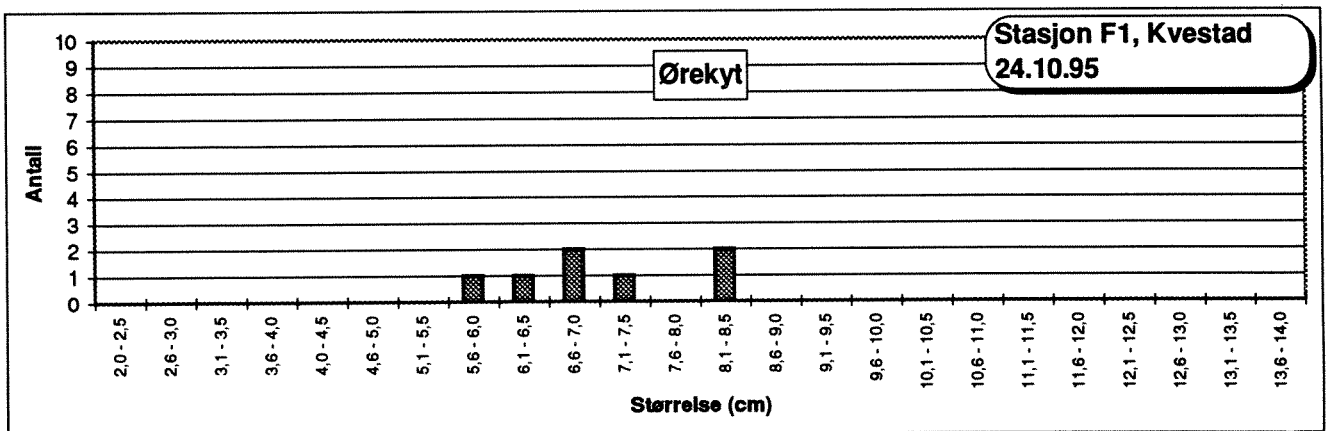
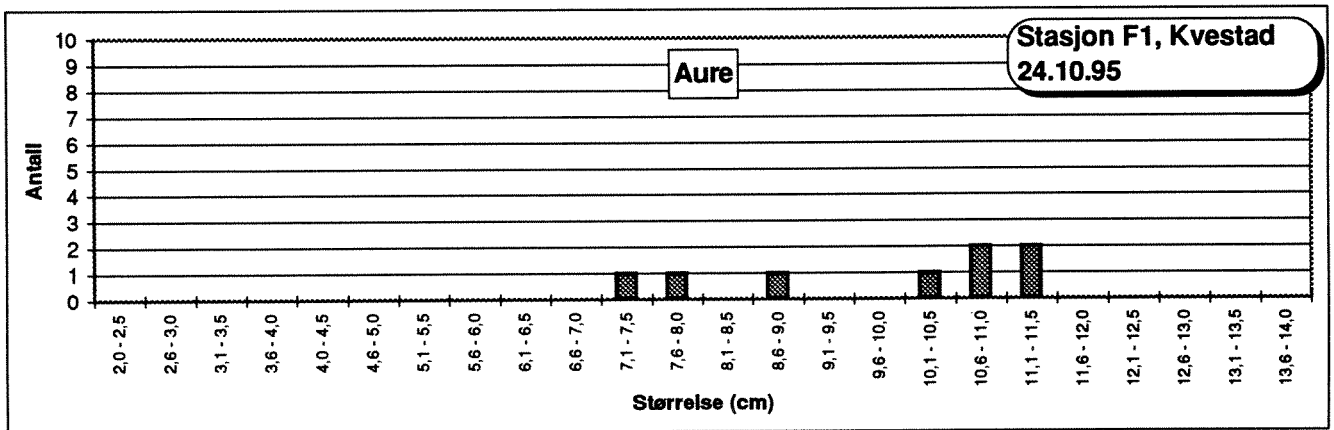
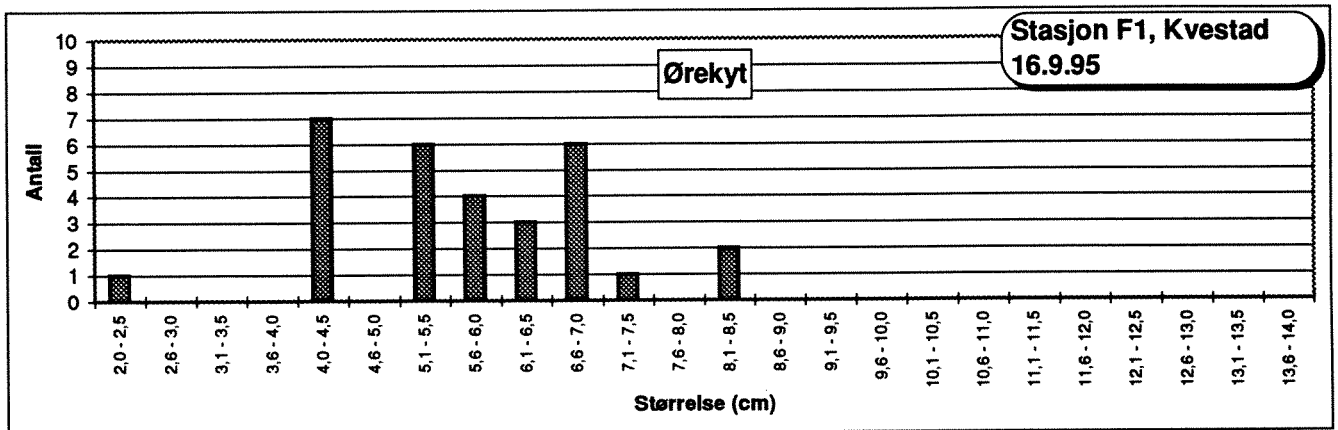
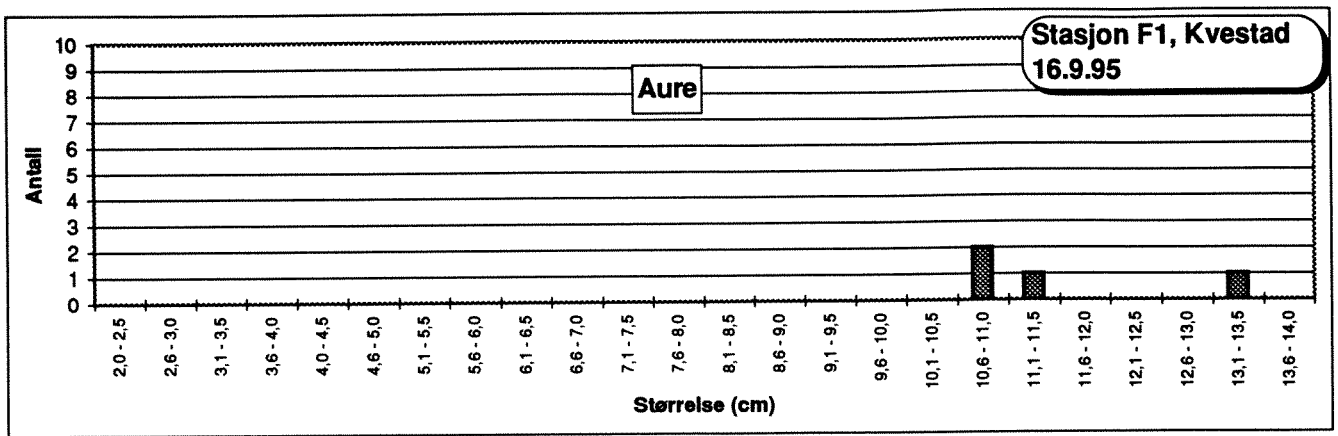
På kontrollstasjonene (Stasjon F1 og F2) oppstrøms Hekni Kraftverk er det innslag av ørekyt i tillegg til aure, mens de to stasjonene nedstrøms Hekni hadde rene aurepopulasjoner. Ørekyt er den minste av karpefiskene våre, og antas å ha kommet inn i Otravassdraget sammen med utsettingsmateriale til reguleringsmagasin. Arten er trolig i ferd med å øke sin utbredelse nedover i vassdraget. Ørekyt oppnår en størrelse på maksimalt omkr. 15 cm. Ernæringen består av små bunndyr, planktonkrepsdyr, og fiskeyngel og fiskerogn. Den er således både næringskonkurrent og predator av aure. I rennende vann foretrekker ørekyten strømsvake områder. På slike steder ser det ut til auren fortrenkes utover mot de mer kraftig-strømmende delene av elven.

Figur 3.5 viser størrelsesfordeling av aure og ørekyt i elfiskfangstene fra F1-F4 i september (før åpningen av Hekni Kraftverk) og i oktober (etter eksponering). Stasjon F2, Brokke måtte utelates i oktober på grunn av høy vannstand. På de andre stasjonene er reduksjonen i fisketetthet fra september til oktober et gjennomgående trekk. Høy vannstand vanskeliggjør effektiv innsamling. Endring av vannstand medfører også endring i strømforhold, og bevirker trolig at fisken endrer habitat. Dette er mest påfallende på Stasjon F1, Kvestad, der ørekytens dominans er kraftig redusert i oktober sammenliknet med september, samtidig som aurettheten er markert høyere. Det kan se ut til at økt strømhastighet gjør at ørekyten forflytter seg til roligere områder, og at auren samtidig trekker inn mot bredden.

Ørekytinnslaget i øvre del av vassdraget (ovenfor Hekni), og fraværet av ørekyt i nedre del gjør det er vanskelig å sammenlikne kontrollstasjoner og eksponerte stasjoner direkte. Kraftig innslag av ørekyt, som det vi har på Stasjon F1 har trolig større betydning for aurens populasjonstetthet enn det en moderat og forbigående partikkelpåvirkning vil ha på Stasjon F3 og F4. Auretthetene på de nederste stasjonene, der aure var eneste art, anses som relativt normale i september (Tabell 3.2). Reduksjonen fra september til oktober varierer fra 41 til 65 %, og tilskrives forskjellen i vannstand og strømhastighet. Årsklassene 0⁺-2⁺ er godt representert ved begge innsamlinger, mens innslaget av 3⁺ aure er vesentlig redusert i oktober. Dette forklares også ut fra økt vannstand, strømhastighet og redusert fangbarhet av den største fisken.

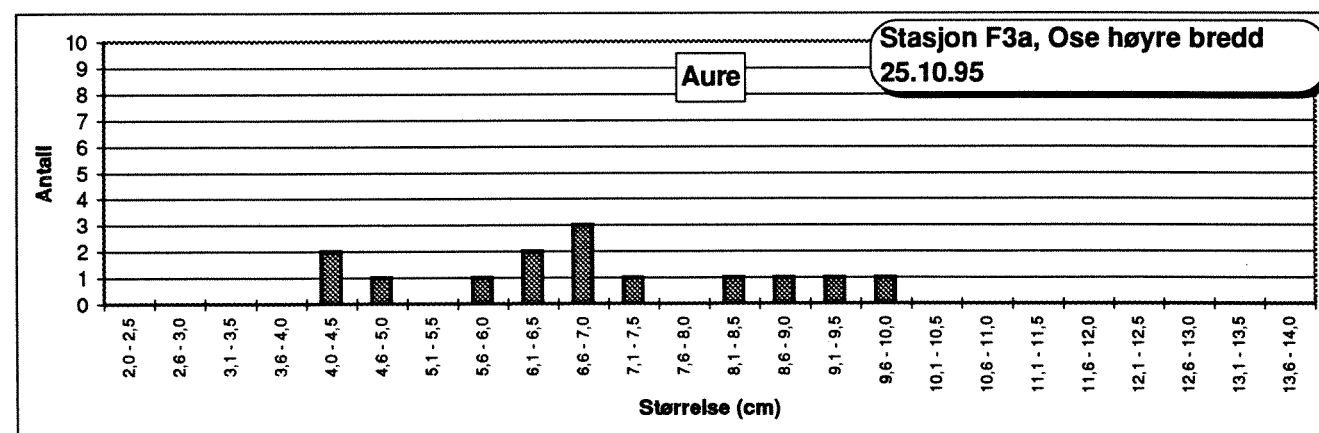
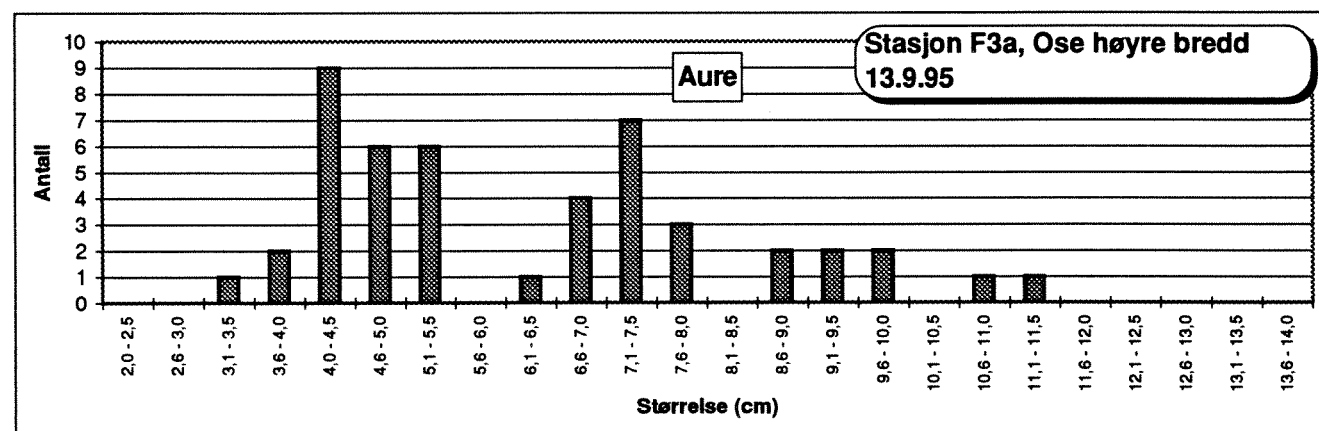
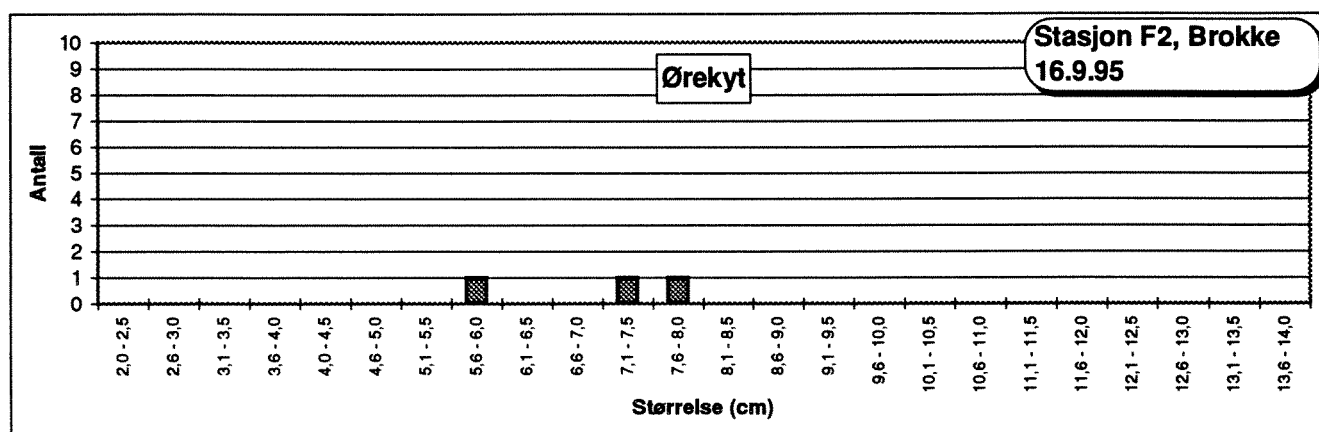
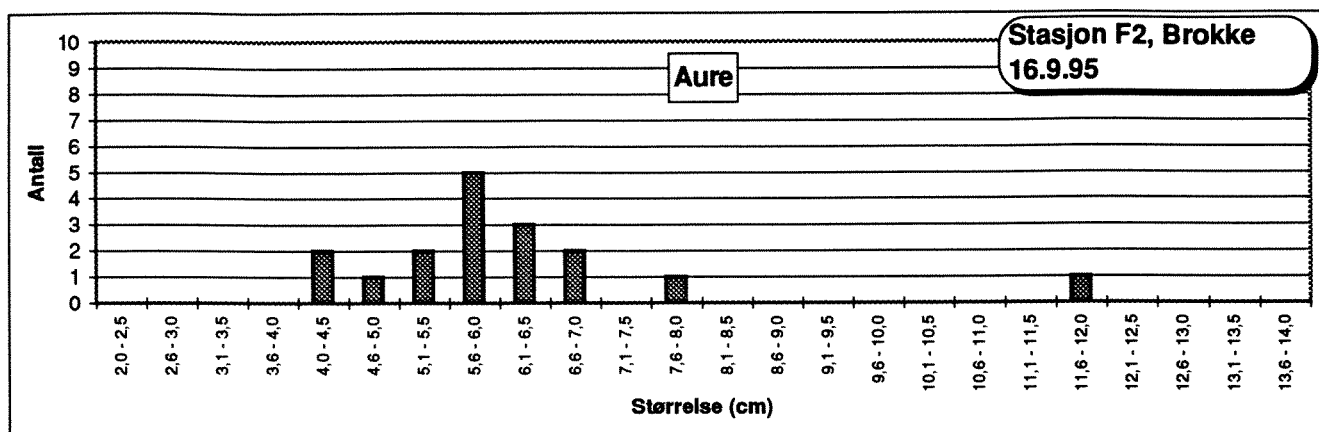


Figur 3.4. Plasmaklorid og hematokritt (gjennomsnitt og standard avvik) hos blekeparr fra Otravassdraget etter eksponering og fra ueksponert bekeparr fra Syrtveit Fiskeanlegg før forsøket (skravert).

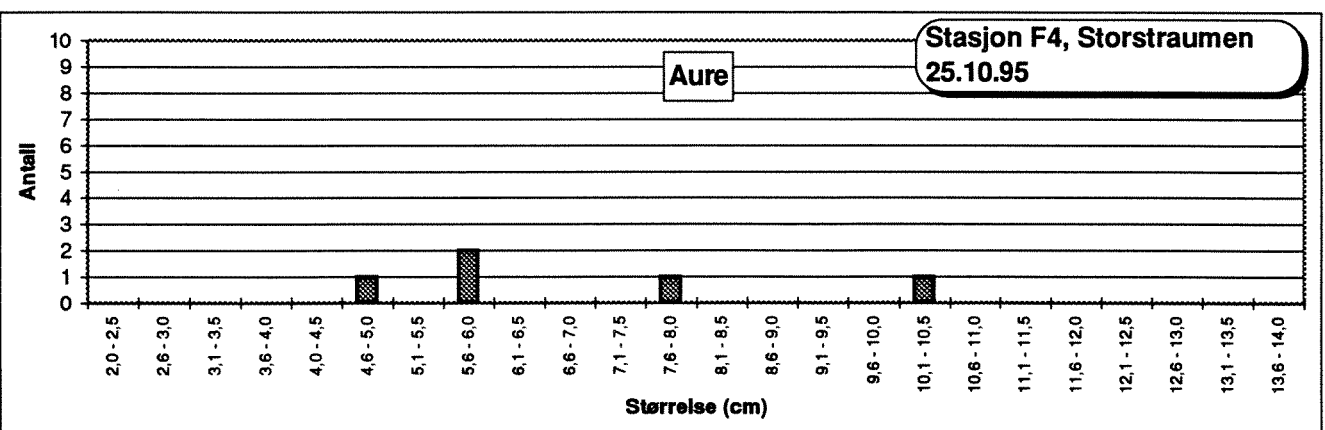
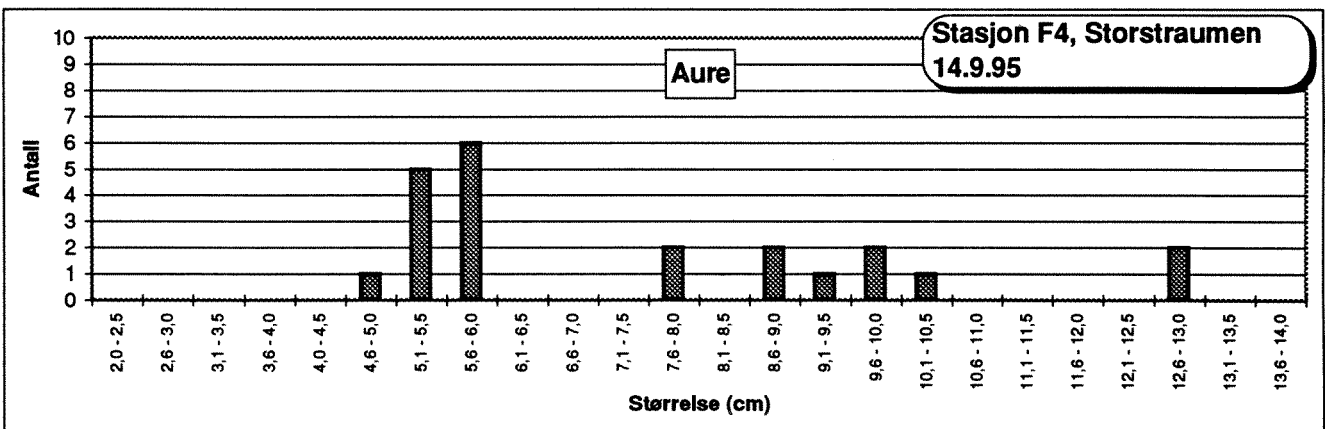
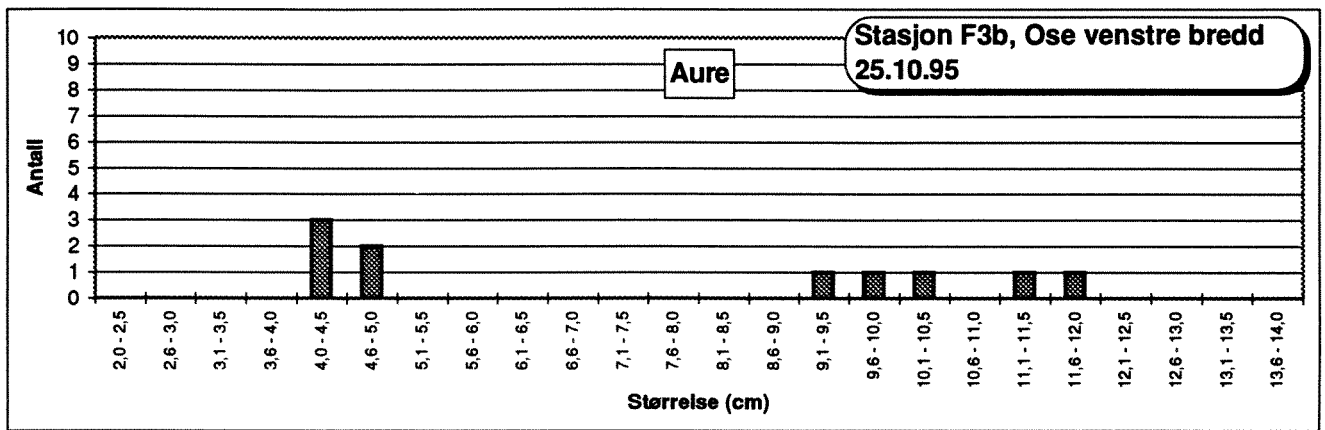
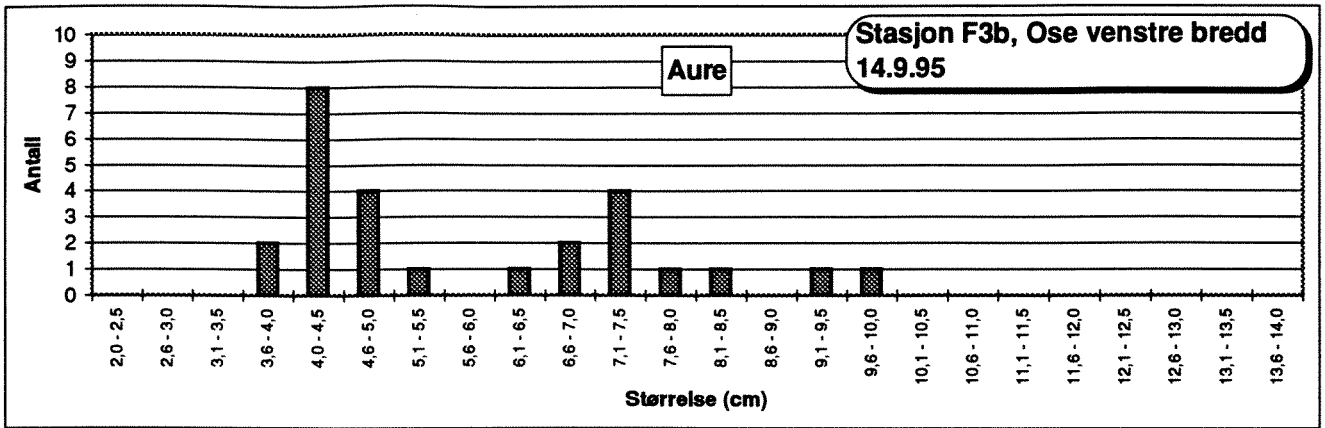


Figur 3.5. Størrelsesfordelinger av aure og Ørekyt på elfiskestasjonene F1-F4 i september og oktober 1995.

Figur 3.5. Forts.



Figur 3.5. Forts.



Tabell 3.2. Tettheter av ungfisk (antall/100 m²).

Stasjon	Dato	Ant. aure	Ant. ørekyt	Reduksjon %
F1. Kvestad	16.09.95	8	92	37
	24.10.95	22	41	
F2. Brokke	16.09.95	25	5	
F3a. Ose	13.09.95	108	-	41
	25.10.95	42	-	
F3b. Ose	14.09.95	94	-	52
	25.10.95	45	-	
F4. Storstraumen	14.09.95	48	-	65
	25.10.95	17	-	

3.4. Bunn dyr

Resultatene fra bearbeidelsen av bunndyrmaterialet er vist i Tabell 3.3. Data fra prøvetakingen i september (før åpningen av Hekni Kraftverk) er her sammenstilt med tilsvarende resultater fra oktober (etter åpningen av Hekni Kraftverk). Resultatene beskriver bunndyrsamfunnenes variasjon og mengdemessige sammensetning før og etter utslippet av uorganisk partikulært materiale til vassdraget.

Samlet hadde bunnfaunaen ved prøvetakingen i september størst tetthet på Stasjon E1, Kvestad, den øverste stasjonen i prøvetakingsprogrammet (Figur 3.6), hvor antallet bunndyr etter 3 minutters prøvetaking er vel 4500 individer. Tilsvarende verdi for Stasjon F2 Brokke er vel 1000 individer. På stasjonene nedstrøms utslippsområdet var bunndyrtettheten i september henholdsvis knapt 3000 og 1300 individer etter 3 minutters prøvetaking.

De store forskjellene i bunndyrtetthet mellom disse stasjonene tilskrives først og fremst naturlige egenskaper ved stasjonen og da først og fremst substratets sammensetning dominert av et grovt substrat med mye stor stein. Stasjon F4, Storstraumen skiller seg noe ut fra de 3 øvrige stasjonene ved et noe finere substrat.

Samtidig med slampåvirkningen kom det betydelige nedbørmengder i perioden frem til prøvetakingen i oktober. Dette ga en høy vannstand og noe vanskelige prøvetakingsforhold i oktober, men vi antar at denne påvirkningen er nokså lik for samtlige prøvetakingsstasjoner. Et problem i slike situasjoner er at områdene som ble prøvetatt i oktober dels var tørre i september på grunn av lavere vannstand, og at det tar noe tid før bunndyrsamfunnet får etablert seg med normale populasjoner lengre oppe på de nye vanndekte områdene av elvesiden. Bunnfaunaen skal når vannstanden stiger fordele seg på et større vanndekt areal. Det siste fører følgelig til at vi kan vente en noe lavere tetthet ved prøvetakingen i oktober.

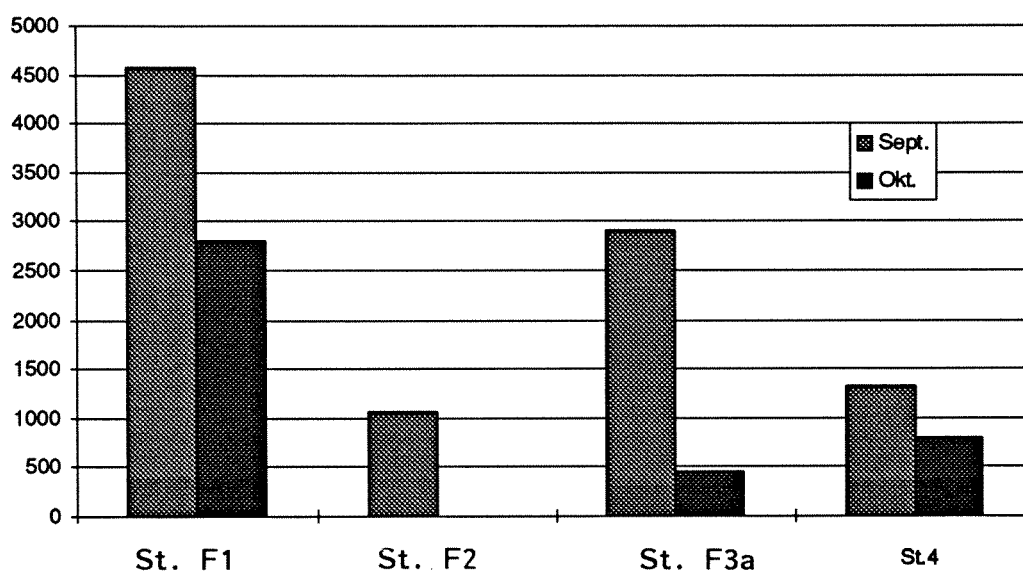
Resultatene fra prøvetakingen i oktober viser at på samtlige stasjoner hadde det vært en reduksjon i bunndyrtettheten i forhold til resultatene fra prøvetakingen i september (Figur 3.6). Størst er denne forskjellen på Stasjon F3a, Ose, som ligger nærmest utslippsområdet. Reduksjonen i bunndyrtetthet var her på hele 85 %, mer enn det dobbelte av det som ble registrert på de andre stasjonene ved prøvetakingen i oktober.

Det er fjærmygglarver som er den dominerende bunndyrgruppen i materialet i undersøkelsesperioden (Tabell 3.3), og endringen i fjærmygglarvetettheten er hovedårsaken til den store nedgangen i

totaltettheten av bunndyr ved prøvetakingen i oktober. Andre vanlige grupper som ble registrert i materialet ved denne undersøkelsen var rundmarker, børstemarkar, vannmidd (Stasjon F3), døgnfluer, steinfluer, vårfluer og knott (Stasjon F1). 9 til 10 dyregrupper var representert i materialet ved prøvetakingen i september. Resultatene fra prøvene tatt i oktober viser en markert reduksjon i variasjonen i bunndyrsamfunnene nedstrøms utslippsområdet, mens denne hadde økt noe på referansestasjonen oppstrøms dette området.

Andre merkbare forskjeller i materialet er at det ved prøvetakingen i oktober hadde vokst frem en populasjon av knottlarver på Stasjon F1. Knottlarver ble ikke funnet i bunndyrmaterialet, som var hentet inn fra stasjonene nedstrøms utslippsområdet ved dette tidspunktet. Disse larvene henter sin føde ved å filtrere organiske partikler fra vannet. En stor transport av uorganiske partikler i vassdraget er uheldig for dyregrupper som lever av å filtrere fødepartikler fra vannet.

Andre viktige grupper som døgnfluer og steinfluer forsvinner så og si helt i materialet som ble hentet inn i oktober fra Stasjon F3 og F4. Ellers kan det bemerkes at på Stasjon F3a, Ose ble det registrert en rik bestand av vannmidd i materialet fra prøvetakingen i september. Denne dyregruppen ble ikke funnet i materialet fra denne stasjonen i oktober. Likeledes var polyppdyret Hydra representert i materialet både fra Stasjon F3 og F4 i september, men var ikke representert i bunndyrmaterialet fra disse to stasjonene i oktober. Dette er også en organismegruppe som er følsom for økt transport av uorganiske partikler.



Figur 3.6. Grafisk fremstilling av antallet bunndyr funnet i materialet hentet inn i september og oktober. Metode NS: 4719. 3 x 1 minuttets prøvetaking, maskestørrelse 250 µm. For stasjonsbeskrivelse se tekst.

Tabell 3.3. Resultater fra bunndyrunderøkelser foretatt i september og oktober. Metode: Norsk standard for bunndyrunderøkelser i elv. Individantall representerer 3 x 1 minuts prøvetaking, maskestørrelse 250 µm.

Stasjon :	Kvestad		Kvestad		Brokke		Brokke		Ose		Storstraumen	
	15.09.95	24.10.95	15.09.95	24.10.95	15.09.95	25.10.95	13.09.95	25.10.95	14.09.95	25.10.95	14.09.95	25.10.95
Dato :	St. 1	St. 1	St. 2	St. 2	St. 2	St. 3	St. 3	St. 3	St. 3	St. 3	St. 4	St. 4
Polypdyr	0	0	0	0		8	0	0	3	0	3	0
Rundmarker	79	289	64			16	0	0	12	0	12	77
Børstemarkar	209	178	168	168	Prøve	112	144	144	22	144	22	131
Snegl	0	0	3	3	ble	0	0	0	0	0	0	0
Vannmidd	0	0	0	0	ikke	208	0	0	12	0	12	0
Døgnfluer	592	128	33	33	samlet	24	0	0	103	0	103	4
Steinfluer	193	224	8	8	inn	11	0	0	0	0	0	0
Billar, larver	6	32	0	0	pga	17	0	0	0	0	0	0
Billar, voksne	0	1	0	0	høy	0	7	7	7	7	7	0
Vårfluer uten hus	87	63	25	25	vann-	16	8	8	9	8	9	4
Vårfluer med hus	170	115	32	32	stand	48	15	15	45	15	45	0
Knott	0	144	0	0		0	0	0	0	0	0	0
Fjærmygglarver	3168	1552	720	720		2448	272	272	955	272	955	528
Sviknott	65	48	7	7		0	0	0	142	0	142	57
Andre tovinger	18	34	1	1		3	1	1	6	1	6	0
Sum	4587	2808	1061	2808		2911	447	447	1316	447	1316	801
Antall dyregrupper	9	10	9	9		10	5	5	10	5	10	6

4. Diskusjon og konklusjon

Studiet av partiklers direkte virkninger på fisk, både eksperimentelt og i felt, har tidligere i stor grad dreiet seg om skader påført fisken gjennom fysisk kontakt med partikler, og skader på rogn og yngel ved sedimentasjon av finstoff. Som ved andre typer av diffus forurensning kan det være vanskelig å skille effekter av partikler fra andre årsaker, særlig når vi har å gjøre med moderate konsentrasjoner. Effekter på bunndyr vurderes gjennom tilstedeværelse/fravær av organismer som er spesielt følsomme for denne typen forurensning.

4.1. Vannkvalitet

Utvasking av partikler fra tunnelen ved Hekni kraftverk høsten 1995 førte til forbigående endringer i den kjemiske vannkvaliteten i Otra nedstrøms kraftverket. Heving av pH og kalsiumkonsentrasjon og reduksjon i konsentrasjonen av labilt aluminium i partikkelpåvirkete vannmasser kan forklares ved avgivelse av kalsium fra granittisk feltspat, og adsorpsjon av utfelt aluminium til overflatene av nydannete granittpartikler.

Forandringene som er registrert på fiskegjeller skyldes OTRAS vannkvalitet, med surt aluminiumsholdig vann, og ser ikke ut til å ha noen sammenheng med de moderate partikkelkonsentrasjonene.

4.2. Gjeller

Forekomst av ASA-positivt materiale (dvs. metallavleiringer, deriblant aluminium og jern) i gjelleepitelet på 20 % av fisken ved dag 0 (før forsøksstart) viser at fisken før forsøket har vært eksponert for en vannkvalitet som har medført en viss metallakkumulering. Metallakkumuleringen er den parameter som viser de største forandringene gjennom forsøksperioden. Forekomst av ASA-positivt materiale på gjelleoverflaten gjenspeiler vannets kvalitet over kortere tid enn når materialet finnes i epitelet, og materiale på overflaten må forventes å forsvinne atskillig raskere enn det som er akkumulert i epitelet.

For å se etter effekter av mineralpartikler, kan vi se på gjelleforandringer hos eksponert bleke under og like etter perioder med høye partikkelnivåer (turbiditet) i vannet.

På Stasjon E2, Sordal, var det økende turbiditets- og pH-verdier fra 20. september (dag 12) til 8. oktober (dag 24). Det ble ikke funnet ASA-positivt materiale (metall) på gjelleoverflatene hos bleke undersøkt ved 19 og 34 dagers eksponering, men på fisk fra både før og etter dette tidsrommet.

Den samme utviklingen kan sees på Stasjon E3, Ose. Imidlertid gjør denne utviklingen seg også gjeldende på Stasjon E1, Rysstad, selv om for denne stasjonen mangler fiskedata for tiden etter dag 19. Denne observasjonen på Stasjon E1 svekker hypotesen om at fravær av ASA-positivt materiale på gjelleoverflaten har direkte sammenheng med "kalkingseffekt" fra mineralpartiklene, selv om vi finner en klar stigning i pH på Stasjon E2 sammenliknet med E1.

18. oktober (dag 34) og dels 23. oktober (dag 39) ble det registrert høye partikkelverdier i vannet på Stasjon E4, Ellingstjønn, etterfulgt av en reduksjon i mengden av ASA-positivt materiale på gjelleoverflaten på Dag 42, sammenliknet med tidligere observasjoner på samme stasjon.

Stasjon E2, Sordal og E5, Syrtveit representerer ytterpunkter i partikkelbelastning, med lavest verdier for sistnevnte. Men det er ingen klare og entydige forskjeller melleom gjellene fra disse to stasjonene. For Stasjon E2 er ASA-positivt materiale fraværende i perioden med høy turbiditet og pH, og tilstedeværende i perioder med lav turbiditet og pH. På Stasjon E5 finnes ASA-positivt materiale på gjellene i kombinasjon med lav pH og lav turbiditet gjennom hele forsøksperioden, bortsett fra dag 19.

Gjennomgående synes både forekomst og grad av andre typer av gjelleforandringer (sammenloddinger, fortykkelser og hyperplasier) å ha økt gjennom forsøksperioden på samtlige stasjoner. Her er det ingen klare forskjeller mellom ytterpunktene, Stasjon E2 og E5. At sammenloddinger (adhesjoner), fortykkelser og hyperplasier nesten utelukkende forekommer på fisk med ASA-positivt materiale i epitelet, er en sterk indikasjon på at disse forandringene er relatert til metallakkumuleringen. På enkelte fisk finnes imidlertid metallakkumulering i gjellene uten at de andre vevsreaksjonene kan påvises. Det kan forklares med at det nødvendigvis må gå en viss tid fra akkumulering finner sted og til lysmikroskopisk synlige vevsreaksjoner utvikler seg.

Det er ikke påvist noen direkte (og mekanisk) effekt av partiklene på gjellemorfologien. Fisken ble i dette forsøket eksponert for vesentlig lavere partikkelnivåer enn i det innledende kontrollerte forsøket ved Syrtveit Fiskeanlegg (Grande m.fl. 1995), hvor det heller ikke ble påvist noen direkte effekt. Også dette tyder på at de påviste vevsforandringene henger sammen med den kjemiske vannkvaliteten i Otra (surt, aluminiumsholdig vann), og ikke med mengden og typen av partikulært materiale.

Andre undersøkelser tyder også på at det skal atskillig høyere partikkelkonsentrasjoner til for å indusere klare gjelleforandringer, enn de konsentrasjonene som har forekommet i denne undersøkelsen (Herbert & Merckens 1961; Goldes et al. 1986; Hessen m.fl. 1989; Martens & Servizi 1993).

I det innledende forsøket med eksponering for høyere nivåer av partikler (Grande m.fl. 1995), ble det påvist en klar indirekte effekt ved at partiklene påvirket vannets kjemi på en slik måte at ble mindre metallakkumulering i gjellene. En slik klar og entydig effekt har ikke kunnet påvises i denne undersøkelsen.

Forandringene i gjellehistologi hos eksponert fisk er mer fremtredende på alle stasjoner nedstrøms Hekni, enn det vi fant ved kontrollert eksponering på Syrtveit Fiskeanlegg (Grande m. fl. 1995), men forandringene er minst på Stasjon E2, Sordal, som ligger nærmest kraftverket. Perioden med høyest pH korresponderer med høyt tørrstoffinnhold, og med fravær av ASA-positivt materiale på epiteloverflater og i epitel.

Tolkningen av de observerte gjelleforandringene hos bleken går ut på at forandringene er forårsaket av surt og aluminiumsholdig vann, mens konsentrasjonene av partikulært materiale i denne undersøkelsen trolig er for lave til å direkte føre til gjelleforandringer. Her peker resultatene fra felt i samme retning som undersøkelser utført under kontrollerte betingelser (Grande m.fl. 1995). De positive kjemiske effektene av suspenderte mineralpartikler overstiger eventuelle negative effekter på fiskegjellene av selve partikkeleksponeringen.

4.3. Fysiologi

De fysiologiske blodparametrene plasmaklorid og hematokritt (blodprosent) nyttes som indikatorer på ytre stress hos fisk. Når fisk i ferskvann blir stresset går plasmakloridkonsentrasjonen ned, samtidig som hematokritt øker (Witters et al. 1990). Store standardavvik i de to parametrene kan indikere begynnende stresspåvirkning, der noen fisk vil reagere raskere enn andre. (Kroglund m. fl. 1993).

Det finnes få undersøkelser av sammenhengen mellom partikkelkonsentrasjoner i vannet og fysiologiske stressreaksjoner hos ferskvannsfisk. Bjerknes m.fl (1996 b) målte normale verdier av plasmaklorid og hematokritt hos presmolt av laks i vann med 98 mg/l suspendert tørrstoff fra sprengsteinstøv, dvs. 20 x konsentrasjonene i Otra.

Det er velkjent at aluminium i surt vann forårsaker tap av blodsalter hos laks og aure i ferskvann (Rosseland et al. 1992). Rosseland m.fl. (1986) påviste tap av plasmaklorid hos blekeparr som ble eksponert for surt vann (pH 5.14) og aluminium (134 ± 8 µg/l labilt aluminium). Derimot ble det ikke registrert tap av plasmaklorid hos blekeparr ved pH 6.8 ± 0.05 ; 20 ± 5 µg/l labilt aluminium. Vannkvaliteten på Stasjon E2, Sordal (pH 5.58 ± 0.01 ; 28.5 ± 2 µg/l labilt aluminium) forårsaket heller ingen signifikant reduksjon i plasmaklorid hos blekeparr i vårt forsøk.

Store standardavvik for plasmaklorid og hematokritt på Stasjon E2, Sordal og E4, Ellingstjønn kan indikere stress. Det er ikke registrert spesielle forhold ved vannkvaliteten på disse to stasjonene som kan forklare dette. Imidlertid måtte disse to stasjonene flyttes på grunn av høy vannstand (flom) i vassdraget dagen før blodprøvene ble tatt. Stress i denne forbindelse kan ha forårsaket den observerte reduksjon i plasmaklorid og økning i hematokritt.

4.4. Fisketetthet

Endringen i fisketetthet på samtlige stasjoner, både kontrollstasjoner og eksponerte stasjoner fra september til oktober skyldes først og fremst endring i vannstand og strømforhold. Dominans av ørekyt på Stasjon F1 vanskeliggjør direkte sammenlikning med de andre stasjonene, men også på Stasjon F1 er det en markert reduksjon i total fisketetthet i oktober. Manglende spor etter partikkelskader på gjeller hos eksponert bleke og tidligere erfaring med moderate konsentrasjoner av partikulært materiale, gjør det lite sannsynlig at partikkeleksponeringen ved åpningen av Hekni Kraftverk har påvirket aurettektheten i vassdraget.

4.5. Bunndyr

Resultatene fra bearbeidelsen av bunndyrmaterialet indikerer en endring av vannkvaliteten i vassdraget nedstrøms Brokke i perioden mellom prøvetakingene. Den reduserte tettheten i bunnfaunaen forklares først og fremst ved økningen i vannføring. Enkelte organismegrupper er borte fra bunndyr- samfunnet på Stasjon F3, Ose og Stasjon F4, Storestraumen ved prøvetakingen i oktober. Ut fra bunnfaunaens funksjonelle oppbygning og struktur ser det ut som om årsaken til endringene kan være knyttet til en (forbigående) økt transport av uorganiske partikler på dette vassdragsavsnittet.

Vanskelige prøvetakingsforhold med høy vannstand under feltarbeidet i oktober har påvirket resultatene. Men en slik påvirkning skulle en anta ville ha liknende effekt på alle prøvetakingsstasjonene. Resultatene tyder på at det i tillegg har vært en annen miljøpåvirkning som har hatt betydning for utformingen av bunndyrsamfunnene på Stasjon F3a, Ose og Stasjon F4, Storestraumen i oktober.

Forskjellene i prøvetakingsbetingelser gjør det vanskelig å fastslå hvor omfattende disse endringene i bunnfaunaen har vært. Det anbefales derfor en etterkontroll i september 1996 av bunnfaunaens variasjon og mengdemessige sammensetning. Ved en slik undersøkelse av bunnfaunaen bør det spesielt fokuseres på organismegrupper som er indikative for suspendert partikulært materiale av minerogent opphav.

4.6. Konklusjon

Gjennom et kontrollert igangkjøringsprogram med en gradvis utvasking av kraftverkstunnelen har partikkelutslippet ved oppstartning av Hekni kraftverk ikke gitt registrerbare direkte effekter på gjelleorganet hos bleke. Det er lite som tyder på stress hos fisken som følge av suspendert partikulært materiale. Dette gjør at en også må anta at observerte endringer i auretetheten i vassdraget skyldes andre forhold enn partikkelforurensning. Endring i vannføring er den mest sannsynlige forklaringen. Bunndyrsamfunnet viser fravær av en del partikkelfølsomme arter etter eksponering. Dette er det eneste sannsynlige spor som er registrert etter utslippet fra Hekni Kraftverk på dyrelivet i vassdraget.

Den mest iøynefallende av de påviste miljøeffektene, er en forbigående bedring av vannkvaliteten ved reaksjoner mellom partikler og surt og aluminiumsholdig Otra-vann.

Eventuelle skader på bunndyrsamfunnet vil påvirke fiskebestanden gjennom nedsatt næringstilbud. Vi anbefaler derfor en enkel gjentakelse av bunndyrundersøkelsen på lav vannstand i september 1996 for å se om de mulige skadene på bunndyrsamfunnet er reparert.

5. Litteratur

- Alabaster, J. S. & Lloyd, R. (eds.) 1982. *Water Quality Criteria for Freshwater Fish*. Butterworths, London. 361 pp.
- Andersen, C. 1979. Reguleringer og utvaskinger i Målselvvassdraget. I: Gunnerød, T & Mellquist, P. (red.), s. 116-136. *Vassdragsregulerings biologiske virkninger i magasiner og lakseelver*. Symp. 1978. NVE-DVF, 1978. 294 s.
- Bjerknes, V. & Bækken, T. 1994. *Vannkvalitet, bunndyr og fisk i Vetlefjordelva 1993-94*. NIVA-rapport nr. 3143. 30 s.
- Bjerknes, V., Lydersen, E., Golmen, L. G., Hobæk, A. & Holtet, L. 1994. *Nefrokalsinose hos regnbueørret i oppdrettsanlegg ved Trengereid. Miljømessige årsaker*. NIVA-rapport nr. 3027. 22 s.
- Bjerknes, V. & Liabø, L. 1995. *Slamføring i Høvikelva under anleggsarbeid. Konsekvenser for Høvik Fiskeanlegg*. NIVA-rapport nr. 3194. 29 s.
- Bjerknes, V., Tjomsland, T. & Rye, N. 1995. *Igangkjøring av Hekni Kraftverk. I. Konsekvensanalyse av partikkelforurensning*. NIVA-rapport nr. 3228. 29 s.
- Bjerknes, V., Kvellestad, A., Grande, M. & Berntssen, M. 1996 a. *Hekniutbyggingen i Øvre Otra. Effekter av partikler på vannkvalitet og Byglandsfjordbleke*. Foredrag ved EnFo-konferanse, Trondheim 15.-16.02.96. 13. s.
- Bjerknes, V., Thorud, K. & Berntssen, M. 1996 b. *Skader på fisk ved Sørnes Smolt A.S. på Trengereid*. NIVA rapport nr. 3477-96. 19 s.
- Bogen, J. 1986. *Sedimenttransport i norske vassdrag. I: Nicholls, M. & Erlandsen, A. H. (red.), s. 13-21. Partikler i vann*. Norsk Limnologiforening. Foredrag fra seminar 22. og 23. mai 1986. Dombås, Norge. 94 s.
- Borgstrøm, R. 1973. *The effect of increased water level fluctuation upon brown trout population in Mårvann, a norwegian reservoir*. *Norw. J. Zool.* 21: 101-112.
- Denton, J., Freemont, A.J. & Ball, J. 1984. *Detection and distribution of aluminium in bone*. *Journal of Clinical Pathology.* 37. 136-142.
- Goldes, S.A., Ferguson, H.W., Daoust, P. Y. & Moccia, R. D. 1986. *Phagocytosis of the inert suspended clay koalin by gills of rainbow trout, Salmo Rairdneri Richardson*. *J. Fish Diseases.* 9. 147-151.
- Grande, M., Andersen, S., Bjerknes, V. & Kvellestad, A. 1995. *Igangkjøring av Hekni Kraftverk. II. Eksponering av bleke for partikulært materiale fra kraftverkstunnelen*. NIVA-rapport nr. 3369. 20 s.
- Grande, M. & Wright, R. F. 1982. *Hekni Kraftverk. Vurdering av resipientforhold i forbindelse med eventuell utbygging*. NIVA-rapport nr. 1438. 27 s.
- Griffin, L.E. 1938. *Experiments on tolerance of young trout and salmon for suspended sediment in water*. Oregon Dept. Geol. and Min. Indust. No 10, Appendix B. 28-31.

- Herbert, D.W.M. & Merkins, J. C. 1961. The effect of suspended mineral solids on the survival of trout. *Int. J. Air Wat. Poll.* 5. 46-55.
- Hessen, D. O., Bjerknes, V., Bækken, T. & Aanes, K. J. 1989. Økt slamføring i Vetlefjordelva som følge av anleggsarbeid. Effekter på fisk og bunndyr. NIVA-rapport nr. 2226. 36 s.
- Hindar, A., Lydersen, E. & Kroglund, F. 1992. Ekstreme aluminiumskonsentrasjoner og lav pH i Langdalstjønnen i Lillesand kommune - årsak, virkninger og mulige tiltak. NIVA-rapport nr. 2793. 24 s.
- Jacobsen, P., Grande, M., Aanes, K. J., Kristiansen, H. & Andersen, S. 1987. Vurdering av årsaker til fiskedød ved G. P. Jægtvik A.S., Langstein. NIVA-rapport nr. 2038. 38 s.
- Jensen, E. & Leivestad, H. 1989. Surt vann og smoltoppdrett. Sluttrapport fra Vannbehandlingsprosjektet SALAR/BP 1984-87. Bergen: John Grieg Forlag. 82 s.
- Kroglund, F., Berntssen, M., Åtland, Å. og Rosseland, B. O. 1993. Er laksen truet selv ved moderat forsurening? Eksempler fra Vosso. NIVA-rapport nr. 2947. 26 s.
- Martens, D.W. & Servizi J. A. 1993. Suspended Sediment Particles Inside Gills and Spleens of Juvenile Pacific Salmon (*Oncorhynchus* spp). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50. 586-590.
- Lydersen, E. 1991. Aluminium in dilute acidic freshwaters. Chemical, analytical and biological relevance. Doctor Thesis, University of Oslo. 132 s.
- Poppe, T. T., Bjerknes, V., Holtet, L. & Lydersen, E. 1995. Kalsiumutfelling i nyrene hos regnbueørret i sjøvannsoppdrett. *Norsk Veterinærtidsskrift* 107, 2: 131-137.
- Rosseland, B. O., Skogheim, O. K., Kroglund, F & Hoell, E. 1986. Mortality and physiological stress of year-classes of landlocked and migratory Atlantic salmon, brown trout and brook trout in acidic aluminium soft water. *Water, Air, and Soil Pollut.* 30: 751-756.
- Rosseland, B. O., Brandrud, T. E. & Raddum, G. G. 1992. Effects of aluminium in acidic aquatic ecosystems. NIVA-rapport nr. 2806.
- Rosseland, B. O. & Staurnes, M. 1994. Physiological Mechanisms for Toxic Effects and Resistance to Acidic Water: An Ecophysiological Approach. In: Steinberg, C. E. W. & Wright, R. F. (Eds.): 227-246. *Acidification of Freshwater Ecosystems. Implications for the Future.* John Wiley & Sons Ltd., West Sussex, England. 404 pp.
- Tjomsland, T. & Molvær, J. 1986. Test av en enkel matematisk spredningsmodell på Glomfjord. Norsk institutt for vannforskning, Oslo.
- Skogheim, O. K., Rosseland, B. O., Hafsum, F., Kroglund, F. & Hagenlund, G. 1984. Eksponering av bleke, aure og bekkerøye i surt vann. *DVF Fiskeforskningen.* 2, 1984. 14 s.
- Skoglund, M. 1994. Sedimentutspyling i forbindelse med igangkjøringsprogrammet for Hekni kraftstasjon, versjon 2. SINTEF NHL, Trondheim. 12 s.

Van Oosten, J. 1948. Turbidity as a factor in the decline of Great Lakes fishes with special reference to Lake Erie. Transactions of the American Fisheries Society. 75. 281-322.

Witters, H. E., V. Puymbroeck, S., v.d. Sande, I. & v.d. Borgh, O. L. J. 1990. Hematological disturbances and osmotic shifts in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) under acid and aluminium exposure. J. Comp. Phys. Biochem. Syst. Env. Phys. 160 (5): 563-573.

Aanes, K. J. og T Bækken 1989. Bruk av vassdragets bunnfauna i vannkvalitetsklassifiseringen. Rapport Nr. 1. Generell del. Niva rapport L. nr.2278 62s.

Aass, P. 1979. Tilslammingen av Hallingdalselva 1966-67. Fisket i Ustedalsfjord og Strandafjord. I: Gunnerød, T. & Mellquist, P. (red.), s. 93-115. Vassdragsregulerings biologiske virkninger i magasiner og lakseelver. Symp. 1978. NVE-DVF, 1978. 294 s.

Vedlegg

Kjemiske vannanalyser av prøver - Hekni 20.09.95 - 23.10.95											
Prøve- dato	St.	Merkning	pH	KOND	TURB	STS/L	SGR/L	ALK	Al/R	Al/II	Ca
				m ³ /m	FTU	mg/l	mg/l	mmol/l	µg/l	µg/l	mg/l
13/09/95	I	Rysstad	5,88		0,35	<0,8	<0,8	0,040	46	23	
20/09/95	I	Rysstad	6,21		0,31	<0,8	<0,8				
22/09/96	I	Rysstad	5,85		0,43	<0,8	<0,8				
26/09/95	I	Rysstad	5,41		0,70	2,50	1,25				
29/09/95	I	Rysstad	5,88		0,27	<0,8	<0,8				
03/10/95	I	Rysstad	5,69		0,45	1,00	<0,8				
06/10/95	I	Rysstad	5,43	1,20		1,50	<0,8	0,037	78	46	
13/09/95	II	Sordal	5,58		0,80	<0,8	<0,8	0,039	77	47	
20/09/95	II	Sordal	6,42		0,82	<0,8	<0,8				0,66
22/09/95	II	Sordal	6,01		0,69	2,50	<0,8		20	<10	
26/09/95	II	Sordal	5,52		0,58	1,50	1,00				0,60
29/09/95	II	Sordal	6,15		0,78	2,25	1,25		49	40	0,75
02/10/95	II	Sordal	6,35		1,70	4,75	4,50		33	22	0,86
03/10/95	II	Sordal	6,06		0,61	1,25	<0,8				
06/10/95	II	Sordal	5,57	1,28		1,25	<0,8	0,042	73	46	
10/10/95	II	Sordal	5,79		0,47	1,25	<0,8				
18/10/95	II	Sordal	5,96		0,52	1,00	<0,8				
23/10/95	II	Sordal	5,72		0,53	<0,8	<0,8		65	54	0,58
13/09/95	III	Ose	5,58		0,55	1,70	0,86	0,043	83	55	
20/09/95	III	Ose	5,61		0,33	<0,8	<0,8				
22/09/95	III	Ose	5,82		0,39	2,25	<0,8				
26/09/95	III	Ose	5,34		0,44	1,00	<0,8				
29/09/95	III	Ose	5,57		0,42	<0,8	<0,8				
03/10/95	III	Ose	5,80		0,37	<0,8	<0,8				
11/10/95	III	Ose	5,64		0,53	<0,8	<0,8				
18/10/95	III	Ose	5,88		0,63	1,00	<0,8				
23/10/95	III	Ose	5,56		4,47	1,25	<0,8				
20/09/95	IV	Ellingstrønn	5,63		0,72	1,25	<0,8				
22/09/95	IV	Ellingstrønn	5,72		0,49	<0,8	<0,8				
26/09/95	IV	Ellingstrønn	5,61		0,44	<0,8	<0,8				
29/09/95	IV	Ellingstrønn	5,79		0,38	<0,8	<0,8				
04/10/95	IV	Ellingstrønn	5,65		0,44	1,00	<0,8				
11/10/95	IV	Ellingstrønn	5,71		0,71	2,00	<0,8				
18/10/95	IV	Ellingstrønn	5,75		2,20	38,80	32,40				
23/10/95	IV	Ellingstrønn	5,66		0,55	4,50	2,25				
20/09/95	V	Syriveit	6,31		0,41	<0,8	<0,8		40	11	0,55
22/09/95	V	Syriveit	5,74		0,23	<0,8	<0,8		46	11	0,54
26/09/95	V	Syriveit	5,92		0,57	<0,8	<0,8				0,69
29/09/95	V	Syriveit	5,66		0,33	<0,8	<0,8				
03/10/95	V	Syriveit	5,72		0,40	<0,8	<0,8		53	36	0,64
18/10/95	V	Syriveit	5,70		0,29	<0,8	<0,8		58	40	0,67
23/10/95	V	Syriveit	5,80		0,29	<0,8	<0,8				
13/09/95	F1	Kvestad	6,23		0,70	1,10	<0,8	0,050	44	27	
13/09/95	F2	Brokke	6,02		0,37	0,86	<0,8	0,048	46	30	
13/09/95	F4	Stor-Straumen	5,66		0,36	<0,8	<0,8	0,038	54	30	

Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås
0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00
Telefax: 22 18 52 00

Ved bestilling av rapporten,
oppgi løpenummer 3519-96

ISBN 82-577-3063-7