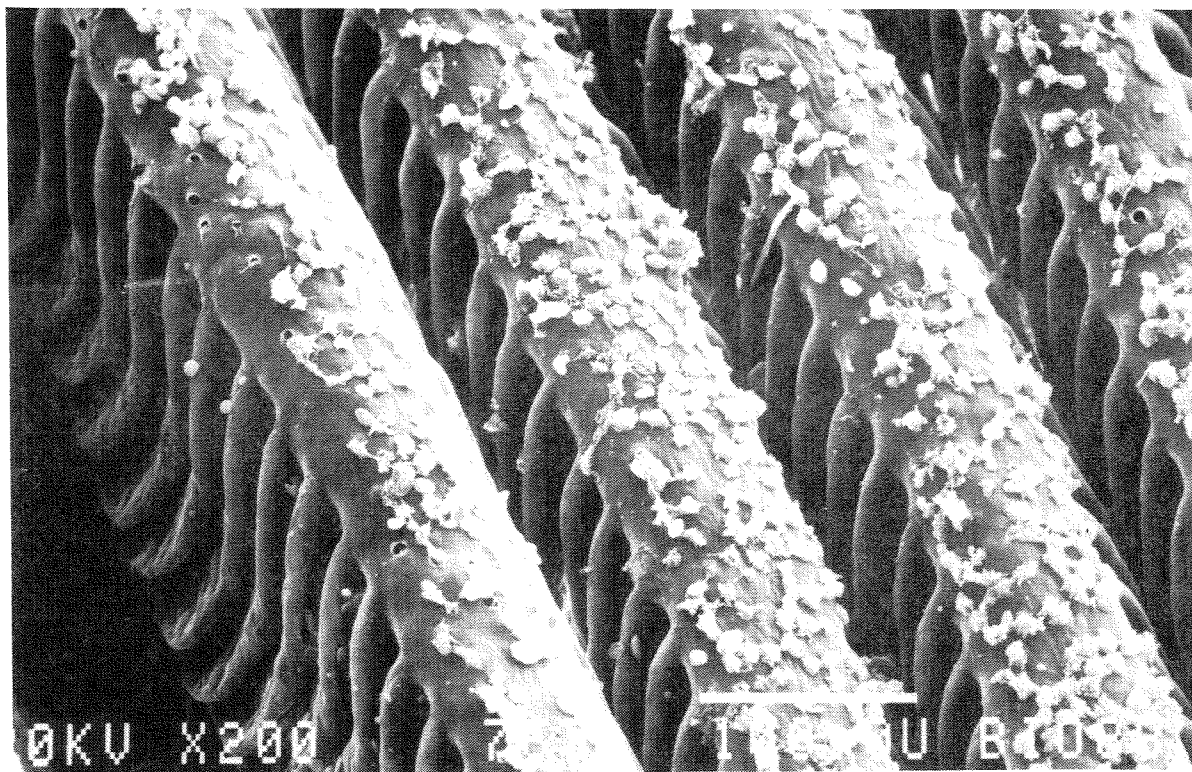


O-88016

**Økt slamføring i Vetlefjordelva som
følge av anleggsarbeid.
Effekter på fisk og bunndyr.**



NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Hovedkontor

Postboks 33, Blindern
0313 Oslo 3
Telefon (02) 23 52 80
Telefax (02) 39 41 29

Sørlandsavdelingen

Grooseveien 36
4890 Grimstad
Telefon (041) 43 033
Telefax (041) 42 709

Østlandsavdelingen

Rute 866
2312 Ottestad
Telefon (065) 76 752

Vestlandsavdelingen

Breiviken 5
5035 Bergen - Sandviken
Telefon (05) 95 17 00
Telefax (05) 25 78 90

Prosjektnr.:

0-88016

Undernummer:

Løpenummer:

2226

Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel:

Økt slamføring i Vetlefjordelva som følge
av anleggsarbeid.
Effekter på fisk og bunndyr.

Dato:

4.4. 1989

Prosjektnummer:

0-88016

Forfatter (e):

Dag Hessen
Vilhelm Bjerknes
Torleif Bækken
Karl Jan Aanes

Faggruppe:

Vassdragsavd.

Geografisk område:

Sogn og Fjordane

Antall sider (inkl. bilag):

36

Oppdragsgiver:

Sogn og Fjordane Energiverk

Oppdragsg. ref. (evt. NTF-nr.):

Ekstrakt:

Effekter av suspenderte partikler fra tunnelmasse på bunndyr og fisk ble undersøkt i Vetlefjordelva. Biomasse og sammensetning av bunndyr ble endret ved de ulike stasjoner. Generelt ble det observert en økning av fjærmygglarver, og en nedgang av andre grupper. De yngste årsklasser (0^+ og 1^+) av fisk (sjøaure og laks) var klart underrepresentert i elva. Elektronmikroskopiske undersøkelser viste slimutsondringer på gjeller av fisk eksponert for partikler.

4 emneord, norske:

1. Partikler
2. Bunndyr
3. Fisk
4. Skadeeffekter

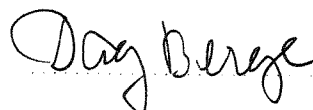
4 emneord, engelske:

1. Particles
2. Benthic invertebrates
3. Fish
4. Damages

Prosjektleder:



For administrasjonen:



ISBN - 82-577-1521-2

O-88016

***Økt slamføring i Vetlefjordelva som følge av anleggsarbeid.
Effekter på fisk og bunndyr.***

Prosjektleder: Dag O. Hessen

*Medarbeidere: Vilhelm Bjerknæs
Torleif Bækken
Karl Jan Aanes*

FORORD

Etter oppdrag fra SFE utarbeidet Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA), ved Vestlandsavdelingen, et notat om Vetlefjordvassdraget med vurdering av effekter av økt slamføring på fisk og bunndyr (20. mars 1988, Bjerknes m. fl. 1988). Samtidig ble det utarbeidet en kostnadsanalyse for et videre prøvetakingsprogram for Fylkesmannen i Sogn og Fjordane. 26. juli 1988 ble NIVA anmodet av SFE om å utarbeide et programforslag for oppfølgende undersøkelser. Dette forelå fra NIVA 9. august 1988. De oppfølgende undersøkelser ble foretatt samme høst, og en sluttrapport for undersøkelsene foreligger her.

Vi takker grunneier Sigmund Feten og personale fra SFE for hjelp til innsamling av vannkjemiske data.

INNHALDSFORTEGNELSE

Seksjon	Side
KONKLUSJON	4
1. INNLEDNING	
1.1. Bakgrunn	7
1.2. Problemstilling	7
2. LOKALITETSBEKRIVELSE OG STASJONSVALG	9
3. RESULTATER	
3.1. Partikler og partikkeltransport	11
3.2. Vannkjemi	15
3.3. Bunndyr	18
3.4. Fisk	24
3.4.1. Materiale og metoder	24
3.4.2. Populasjonssammensetning og tetthet av fisk	24
3.4.3. Ernæring	27
3.4.4. Undersøkelse av gjeller	28
3.4.5. Overlevingsforsøk med rogn	28
3.4.6. Observasjoner av død og døende fisk	29
4. DISKUSJON	
4.1. Effekter av endret vannkjemi	31
4.2. Effekter av suspendert slam	31
4.3. Effekter av redusert næringstilgang	33
4.4. Forflytning av løsmasser	34
LITTERATUR	35

KONKLUSJON

Tipping av sprengstein og tunnelmasse i Vetlefjordelva fra høsten 1987 til oktober 1988 ga en betydelig partikkeltransport på hele elvestrekningen nedstrøms tippstedet og langt utover i selve Vetlefjorden. Maksimalt ble det i de nedre regioner av elva registrert nesten 700 mg/l suspendert tørrstoff, men partikkeltransporten var svært fluktuerende. Mengden av fosfor og spesielt nitrogen viste en markert økning i anleggsperioden, men var allerede i november tilbake på normalnivå. Kalsiuminnholdet viste også en betydelig økning, noe som igjen ga økt pH.

Analyse av partikler i elektronmikroskop viste dominans av spisse og kantede, men liten grad av nåleformede partikler. Analyse av størrelsessammensetning viste dominans av partikler < 20 µm. Visuelt bedømt var bunnssubstratet på hele elvestrekningen betydelig påvirket ved prøvetaking i september. Spesielt på de nedre stasjoner var det meste av bunnarealet dekket med betydelige masser av finpartikler, og det naturlige substrat med stein og mose var over store partier fullstendig tilslammet. Etter at deponeringen opphørte i oktober, ble store deler av slammet vasket ut av elva. Ved prøvetaking i november var det meste av elvebunnen fri for slam, det var imidlertid nå etablert en betydelig begroing på steinene som en følge av økt nærings salttransport.

Bunndyrmengde og artssammensetning viste betydelige endringer fra vinter til høst 1988. Det foreligger ikke bunndyrmateriale fra tida før deponeringen tok til, slik at et egentlig referansemateriale mangler. Prøvene fra februar 1988 tjener derfor i beste fall som data fra en tidlig eksponeringsfase. Denne første perioden viser klart størst bunndyrtetthet på de nedre stasjoner. Dette er en forventet respons i en tidlig fase av eksponering; dyrene slipper seg med strømmen for å unngå de høyeste partikkelkonsentrasjonene. Prøvene fra september og november 1988 viste en betydelig reduksjon i antall bunndyr ved de nedre stasjoner, men en noe økende tendens i de øvre. Dette ble tolket som en effekt av den sedimentering som var spesielt markert i nedre deler av elva. Økningen i antall bunndyr ved de øvre stasjoner skyldtes primært en økning av chironomider (fjærmygglarver) og bare i liten grad reetablering av den opprinnelige bunndyrfauna. Den mest markerte endring var på ordensnivå; steinfluer og døgnfluer ble i sterkest grad redusert. Dette er de grupper som har størst betydning som føde for fisk. Larver av fjærmygg samt fåbørstemark viste økende tendens. Dette er bunndyr som normalt er godt tilpasset et finkornet bunns substrat, men som er mindre viktige som føde for fisken i vassdraget.

Partikkeltransporten hadde størst betydning for de yngste årsklasser av fisk (0+ og 1+), og det var en betydelig underrepresentasjon av disse årsklassene på alle stasjoner i forhold til forventet aldersfordeling og i forhold til en upåvirket sideelv. Den totale fisketetthet var betydelig redusert i forhold til tidligere på de nedre stasjoner som hadde stor løsmasseakkumulering, mens stasjonene ovenfor viste stabil og tildels økt fisketetthet. Ved mikroskopisk analyse av gjellepitel ble det påvist oppsvulming av sekundærlameller og slimdannelse på fisk eksponert for partikler sammenliknet med en ueksponert kontrollgruppe. Partikkelkonsentrasjon i vassdraget i anleggsperioden har tildels ligget langt over det som regnes som grenseverdier for skadelige effekter. Dypere sårskader på gjellevev kunne imidlertid ikke påvises, og effekten av partikler virker antakelig mer som en stressfaktor enn en direkte letal faktor. Både forekomst og sammensetning av viktige næringsdyr i bunndyrfaunaen, mageanalyser og en kondisjonsvurdering av fisken indikerte at redusert næringstilgang har bidratt til den negative effekten på de yngre årsklasser

Det ser ut til at kombinasjonen av minst tre faktorer har påvirket den reduserte forekomsten av de minste årsklasser:

1. Gjelleskader og irritasjon av overflatevev - økt stress og evt. dødelighet.
2. Tilslamming av bunn og gytegroper samt ustabile bunnmasser - økt dødelighet av rogn og plommeseekyngel.
3. Redusert næringstilgang - økt stress og dødelighet.

I tillegg synes endrede bunnforhold å ha ført til betydelige migrasjoner, noe som kan gi lokale konkurranseeffekter.

Forflytningen av løsmasser som fortsatt finner sted i vassdraget vil sannsynligvis føre til redusert rekruttering også i 1989, og trolig enda noen år, først og fremst fordi gyteroggen blir ødelagt. Rekrutteringssvikten vil først gjøre seg gjeldende i form av redusert fiske etter 4-5 års tid. Etter den tid vil en også måtte regne med flere år med redusert fiske og redusert rekruttering pga. en mindre tallrik gytebestand. Dette er effekter som vil komme i tillegg til de endringer som vil følge direkte av selve vassdragsreguleringen, og som ikke vil bli berørt i denne rapporten.

Skadeeffektene vil kunne dempes ved utsetting av fisk av stedegen stamme, samt en tilstrekkelig vintervassføring. Biotopforbedrende tiltak bør også vurderes med sikte på å bedre forholdene for naturlig reproduksjon og rekruttering. Spesielt kan nevnes vurdering av

terskel(er) i hovedvassdraget, og tilretteleggelse av forholdene i eksisterende gytebekker (sidevassdrag). Om løsmassene i elva ikke stabiliseres, bør man også vurdere mulighetene for uttak av ustabile masser i visse områder.

1. INNLEDNING

1.1. Bakgrunn.

I juni 1986 startet Sogn og Fjordane Energiverk (SFE) bygging av Mel kraftverk i Vetlefjorden, Sogn og Fjordane. Kraftverket var klar til prøvedrift i februar 1989. Reguleringen omfatter et nedslagsfelt på 30.2 km² og har et magasinivolum på 60 mill. kubikkmeter. Vann fra høytliggende felt oppunder Jostefonni samles i de fire magasinene Skaddalsvatn, Øvre Svartevassvatnet, Nedre Svartevassvatnet og Jorddalsvatnet. Fra Skadalen og Jorddalen føres vannet til Nedre Svartevassvatn som er inntaksmagasin. Herfra går vannet gjennom en 3 km lang høytliggende tunnel, en 700 m skrånning og en kilometer lang lavtliggende tunnel til kraftstasjonen. Denne ligger rett nedenfor Melsfossen, og er sammenfallende med prøvetakingsstasjon 3 (se nedenfor).

Høsten 1987 startet tømming av tunellmasse i elvegjelet i Tverrbotn, rett nedunder Nedre Svartevassvatn. Dette omfattet både finpartikler og grovere masse. Fram til slutten av oktober 1988 ble omlag 80 000 m³ tunellmasse deponert. Ca. 50 000 m² ble tatt på land fra fangdammene. Mye av tunellmassen ble deponert direkte i elveløpet, og i løpet av senhøsten 1987 ble det en markert blakking av elvevannet, forårsaket av en betydelig partikkeltransport.

1.2. Problemstilling: Effekten av suspenderte partikler på akvatiske organismer er relativt dårlig kjent. Det opereres i dag med høyst upresise grenseverdier for antatte skadevirkninger på fisk. Ut fra litteraturdata synes det som om grenseverdier m.h.t. skadevirkninger på fisk i vel så stor grad avhenger av eksponeringstid, art av fisk og type partikler som den absolutte partikkeltetthet. Generelle grenseverdier for partikkeltoleranse basert på partikkeltetthet synes derfor i liten grad å være en anvendbar parameter for å forutsi skadeeffekter på fiskepopulasjonen i et vassdrag. Generelt har det vist seg at laksefisk har relativt lave toleranseterskler for partikler. Det synes også som nydannede, skarpe eller spisse partikler gir en betydelig lavere toleranseterskel enn "naturlige" og mer sløpne, avrundede partikler som breslam og annet erosjonsmateriale.

Ved eksponering for partikkeltransport vil man forvente effekter både av vannkjemisk og biologisk karakter. I tillegg til de åpenbare, visuelle effekter som blakking og nedsatt sikt vil man kunne forvente endringer i løste salter og mineraler og pH. Dette kan indirekte

påvirke faunaen. Av mer direkte biologiske effekter kan man risikere:

- Tilslammings effekter som gir redusert biomasse og endret sammensetning av bunndyrfaunaen.
- Mekaniske skadeeffekter på bunndyr (spesielt på arter som ernærer seg ved siling/filtrering av vannet).
- Redusert næringstilgang for fisk.
- Tilslammning av gyteområder. Dette kan hindre gyting eller det kan gi redusert overlevelse av rogn og plommesekkengel.
- Mekaniske skader, spesielt på gjellevev. Normalt vil en overflateirritasjon gi økt slimdannelse og stress. Spisse partikler vil kunne penetrere gjellevevet og gi økt infeksjonsfare.

Når det gjelder tilslammings effekter vil partikkeltype og morfologi være underordnet. Når det gjelder mekaniske skader vil dette kunne være en helt avgjørende faktor. De fleste undersøkelser konkluderer med en generelt negativ effekt av uorganiske partikler på fisk, men ofte registreres bare en totaleffekt i form av redusert avkastning, uten at man differensierer de forskjellige årsaks mekanismer. Dette er imidlertid viktig om man skal danne seg et bilde av effekten av ulike partikkeltyper, og dermed bedre muligheten for å forutsi effekter av tilsvarende inngrep senere.

I Vetlefjordelva ble to bestander av anadrom laksefisk (sjøaure og laks) eksponert for varierende, og tildels svært høye konsentrasjoner av finkornet tunellmasse (sprengstein). Med de konsentrasjoner av suspenderte partikler som ble målt, og på bakgrunn av at man her hadde dominans av nydannete, skarpe partikler, fryktet man en tildels drastisk effekt både på gytebestand, yngel og stasjonær fisk i elva. Det var også forventet at partikkeltransporten kunne få effekter på bunndyrfaunaen, og dermed påvirke fiskens næringstilbud.

Det er primært de biologiske effekter som følge av massetransport som er de mest aktuelle problemstillinger i denne undersøkelsen. Det er derfor i prøvetakingsprogrammet lagt hovedvekt på parametre som beskriver disse forhold. Eventuelle effekter av vannkjemiske endringer var forventet å være svært begrensede og av kort varighet, men de viktigste vannkjemiske parametre ble fulgt opp og sammenholdt med data fra før anleggsperioden.

2. LOKALITETSBEKRIVELSE OG STASJONSVALG

Vannkjemiske og biologiske prøver ble innsamlet ved fire stasjoner (Fig. 1). De tre nederste stasjoner representerer lakseførende strekning. Stasjon 1 ligger rett nedstrøms nederste bro i Vetlefjorden (Rv.5). Dette er en relativt stilleflytende strekning, dominert av grus og mindre stein ca. 150 m før utløpet i fjorden. Stasjon 2 ligger mellom Feten og Meland. Her er en noe større strømhastighet, grovere stein og en betydelig mosevegetasjon. Stasjon 3 ligger ovenfor Langeteig, rett nedenfor Melsfossen. Strømhastigheten er her betydelig, og bunnsubstratet er dominert av større stein med partier med grus og sand. Ubetydelig vegetasjon. Stasjon 4 ligger oppstrøms Melsfossen (og lakseførende strekning), rett ovenfor øverste bro (Rv. 5) i Vetlefjorden. Dette er et strykparti dominert av stor stein.

Stasjonene 1 og 2 er sammenfallende for fisk og øvrige parametre. Elektrofiske ble ikke foretatt på stasjon 4 (som ligger ovenfor fiskeførende strekning). Det ble istedet benyttet en ekstra stasjon ved Meland, ovenfor stasjon 2. Denne benevnes stasjon 2 B (jfr. Fig. 1).

En av tilførselskildene til Vetlefjordelva er brepåvirket (Breelvi), men det er lite naturlig partikkelpåvirkning så langt ned som til prøvetakingsstasjonene. En rekke mindre sideelver og bekker drenerer ned mot Vetlefjordelva. Bunndyr ble innsamlet fra Borddalselvi og Rabbagrovi (ved Langeteig), fisk ble innsamlet fra Rabbagrovi og en mindre sidebekk ved Meland.

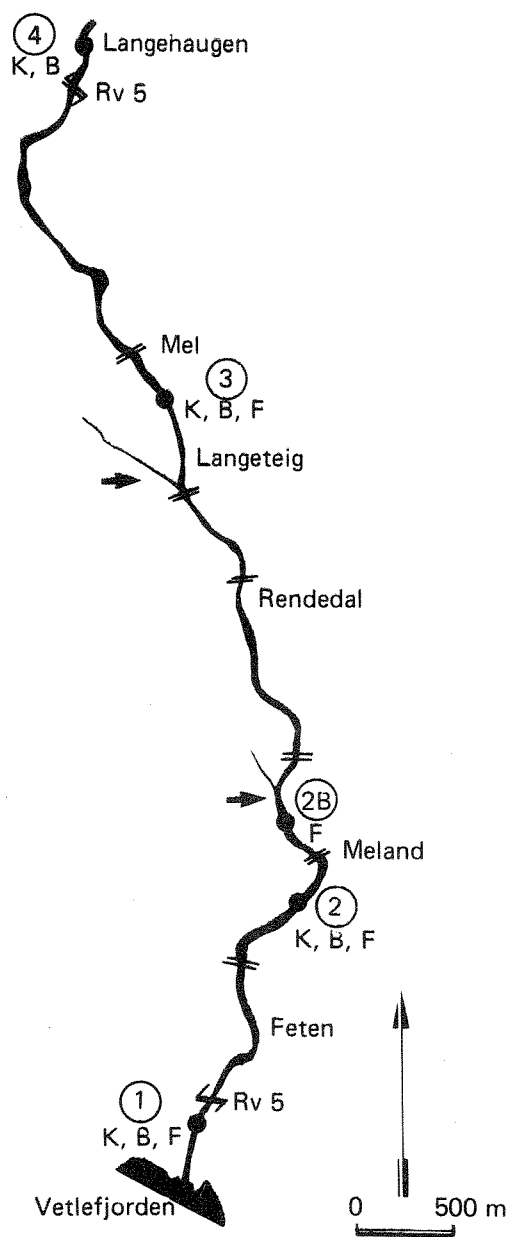


Fig. 1. Prøvetakingsstasjoner i Vetlefjordelva (1-4). Stasjoner for vannkjemi og bunndyr er merket K og B, stasjoner for elektrofiske er merket F. Sidebekker hvor elfiske ble foretatt er merket med pil.

3. RESULTATER

3.1. Partikler og partikkeltransport:

Elektronmikroskopisk analyse av suspenderte partikler (prøver tatt ved Feten, mai og juni 1988), viste dominans av kantete og spisse partikler (Figur 2), men svært liten grad av nåleformede partikler. De fleste partikler lå i størrelsesintervallet 5-50 μm .

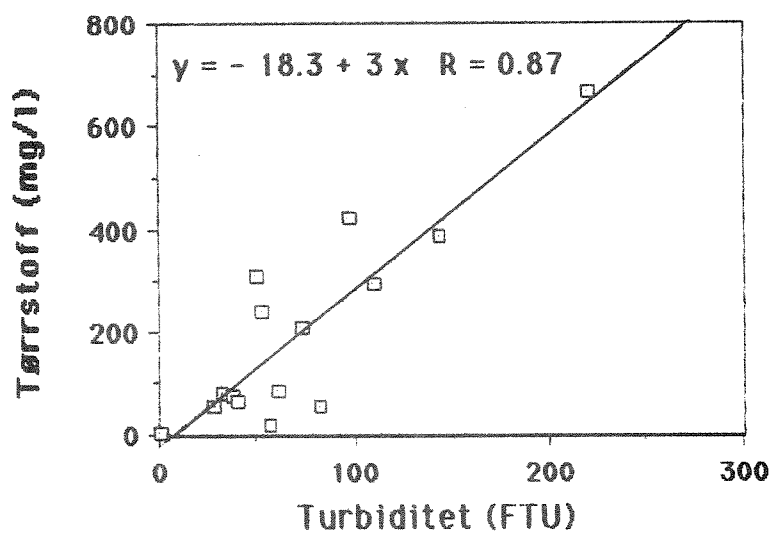
Partikkeltransport målt som suspendert tørrstoff varierte mellom 21 og 679 mg/l. Glødetapet ved alle datoer var i størrelsesorden 1-3%, noe som klart viser at praktisk tatt alt tørrstoff besto av uorganiske (mineralske) partikler. De høyeste verdiene ble registrert i april og mai (Tabell 1). Karakteristisk var de betydelige fluktuasjoner, selv på døgnbasis, noe som var en direkte følge av tidspunktet for tipping av masse. Turbiditet som et mål for vannets sikt (lysgjennomstråling) viste tilsvarende variasjoner, men det var ingen rettlinjert sammenheng mellom turbiditet og suspendert tørrstoff (Figur 3), noe som antakelig kan tilskrives ulik størrelse og lysbrytning i de suspenderte partikler. I juli var det en periode med driftsstans, og partikkeltransporten var sterkt redusert i dette tidsrommet.

Partikkeltransporten var gjennomgående lavere fra sensommer fram til slutten av oktober 1988, da deponeringen av sprengmasse var ferdig. Parallellt med innsamling av biologisk materiale ble partikkeltransport målt på fire stasjoner den 15/9 og 8/11. 15/9 var det fortsatt en betydelig partikkeltransport i elva. De to øvre stasjoner (3 og 4), hvor elva hadde betydelig fall, viste omtrent like verdier. På de roligere partiene fra stasjon 3 til 2, og spesielt fra 2 til 1 skjedde en betydelig sedimentering. Allerede 8/11 var partikkeltransporten tilbake til normalnivå. Suspendert tørrstoff ved stasjon 2 og 4 var h.h.v. 3.25 og <1 mg/l, noe som tilsvarer bakgrunnsverdiene før deponeringen tok til.

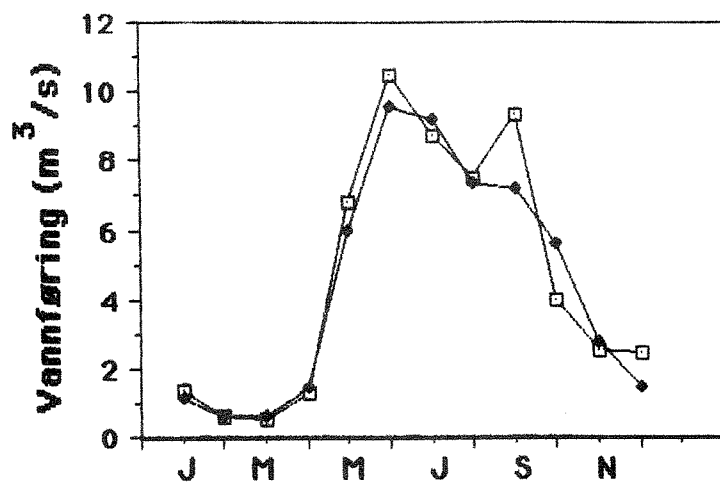
Vannføringsdata (kilde: NVE) for Vetlefjorelva er vist i Figur 4. Med unntak av noe høyere høstvannføring må 1988 karakteriseres som et "normalår". Det ble ikke funnet noen sammenheng mellom partikkeltransport og vannføring (Figur 5). Variasjonene i partikkeltransport synes primært å ha blitt styrt av forhold ved selve driften som f. eks. tidspunkt for tipping, noe som også bekreftes av de betydelige variasjoner som kunne registreres på døgnbasis.



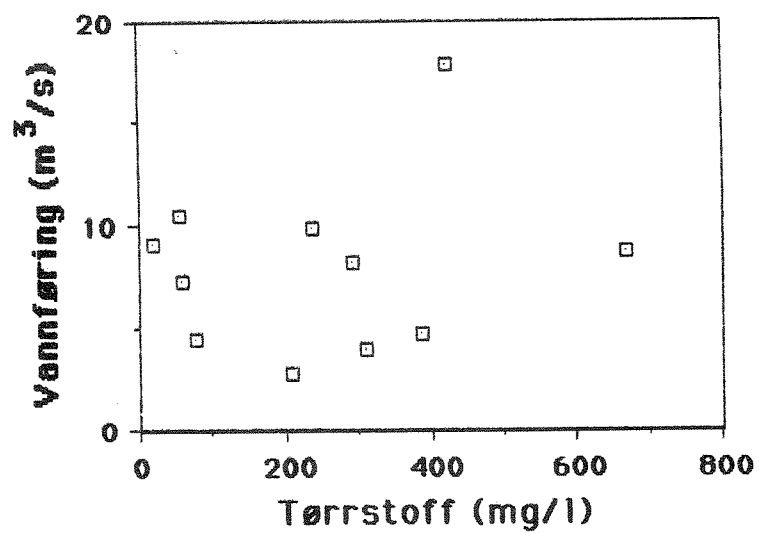
Figur 2. Elektronmikroskopisk bilde av partikler fra nedre del av Vetlefjordelva. Forstørrelse: 1000 X.



Figur 3. Turbiditet (FTU) plottet mot suspendert tørrstoff (mg/l) fra Vetlefjordelva i perioden mai-september 1988.



Figur 4. Vannføring i Vetlefjordelva. 1988 markert med åpne felter, gjennomsnitt for årene 1980 -87 som svarte felter.



Figur 5. Vannføring plottet mot partikkeltransport.

Tabell 1. Turbiditet (FTU), suspendert tørrstoff og tørrstoff gløderest (mg/l) i Vettlefjordelva.

Dato	Stasjon	Turbiditet	Tørrst.	Tørrst. gløderest
26/5-82	3	0.98	-	-
29/7-86	3	2.5	-	-
9/2-88	2	3.6	-	-
"	3	2.2	-	-
17/4-88	2	49.8	314	310
2/5-88	2	72.2	213	209
7/5-88	2	144	392	386
14/5-88	2	110	299	293
15/5-88	2	221	679	670
25/5-88	2	37.0	76.9	75.1
29/5-88	2	97.4	430	425
7/6-88	2	56.6	21.5	20.3
23/6-88	2	27.1	57.8	56
6/7-88	2	82.8	59.7	57.4
15/9-88	1	-	26.4	25.2
"	2	39.2	66.8	64.9
"	3	60.0	88.5	86.3
"	4	30.8	84.7	83.1
7/11-88	2	0.36	3.3	-
"	4	2.11	< 1	-

Bunnssubstratet i elva var betydelig slampåvirket gjennom hele perioden hvor deponering av tunellmasse fant sted. Ved prøvetaking i februar, og spesielt i september 1988, var det naturlige bunnssubstrat med grus, grovere stein og mose ved stasjon 1 og 2 mer eller mindre tildekket av finkornet masse. Stasjon 3 og 4 var også betydelig påvirket. Ved prøvetaking i november (tre uker etter at deponeringen opphørte) var det meste av finmaterialet på det øverste sedimentet spylt ut av elva, selv om det fortsatt var betydelige mengder finmateriale i elvegrusen. Det skjedde også en mobilisering av grovere bunnssubstrat, og det syntes å foregå en betydelig transport av grus og stein (opp til 10 cm diameter) nedover hele elvestrekningen. Dette ga et lite stabilt bunnssubstrat (se senere diskusjon).

3.2. Vannkjemi.

Det foreligger enkelte vannkjemiske data fra Vetlefjordelva i tida før deponeringen tok til. Disse viser en relativt upåvirket vassdrag med liten partikkeltransport (turbiditet 1.0-2.5) og lav nærings saltbelastning (Tabell 2). Elva hadde også lav pH (5.5-5.8) og lavt innhold av kalsium (0.5 mg/l). Ved prøvetaking i februar var det allerede betydelige endringer i vannkjemien. Til tross for en ubetydelig økning i turbiditet var kalsiuminnholdet nesten tidoblet, og pH økte med nesten en enhet. Noen økning i fosfortilførslene kunne ikke registreres, mens nitrogeninnholdet viste nesten en tidobling, det meste av dette i form av nitrat (Tabell 2). Øvrige målte elementer og kjemiske forbindelser (magnesium, natrium, kalium sulfat og klorid) viste også en markert økning, mens aluminiumsfraksjonene syntes å være uendret.

Tabell 2. Vannkjemiske data fra Vetlefjordelva. Ioner.

Dato	Stasj.	pH	Ledn. mS/m	Ca mg/l	Mg µg/l	Na mg/l	K mg/l	SO ₄ mg/l	Cl mg/l	Al-r µg/l	Al-l
26/5-82	3	5.7	1.15	0.52	0.16	0.79	0.30	1.4	1.0	-	-
29/7-86	3	5.8	0.78	-	-	-	-	-	-	<10	<10
24/6-87	3	5.5	1.10	0.50	0.13	-	-	-	-	25	-
9/2-88	3	6.5	4.12	-	-	-	-	-	-	-	-
9/2-88	2	6.4	4.08	4.02	0.42	1.21	0.68	7.4	1.3	21	<10
25/8-88	1	-	-	1.37	-	-	-	-	-	-	-

Ved prøvetaking i september og november ble totalnitrogen og totalfosfor målt ved stasjoner 1 og 3. I september var verdiene for totalnitrogen ved den nederste stasjonen halvparten av det som ble funnet ved den øvre. Dette skyldes trolig dels en sedimentering av partikkelbundet nitrogen, dels opptak av løste fraksjoner i bunnvegetasjon. Generelt ble det registrert en halvering av totalnitrogen ved stasjon 1 sammenliknet med prøvene fra februar. Også for totalfosfor var det en markert nedgang fra stasjon 3 til stasjon 1. Mens fosfor i februar lå omtrent på bakgrunnsnivå, syntes det nå å ha skjedd en økning i fosforinnholdet. At de høyeste verdiene både for nitrogen og fosfor ble målt ovenfor bebyggelsen (stasjon 3), viser klart at disse tilførslene primært skyldes anleggsaktivitet og massedeponering, og ikke tilførsler fra jordbruk eller kloakk.

Tabell 4. Vannkjemiske data. Nitrogen og fosfor, µg/l.

Dato	Stasjon	Tot. P	Tot. N	orto-P	nitrat-N
26/5-82	3	3	200	2.5	130
29/7-86	3	7	86	-	-
9/2-88	2	7	1540	1.5	1095
"	3	-	1580	-	1125
25/8-88	1	100	639	84	420
"	4	76	297	68	
15/9-88	1	13	459	-	-
"	2	6	84	-	-
"	3	92	911	-	-
21/9-88	1	77	299	75	220
25/10-88	1	1	602	<0.5	54
7/11-88	1	1	570	<0.5	520
"	2	1	533	<0.5	485
"	3	2	452	0.5	405
"	4	2	452	1.0	390

I november var både nitrogen og fosfor tilbake på bakgrunnsnivå, dvs. de verdier som ble målt før anleggsperioden. Den mest markerte nedgangen skjedde ved stasjon tre, hvor verdiene for totalfosfor sank fra 92 µg P/l i september til 2 µg P/l i november. Fosforverdiene er antakelig direkte relatert til mineralbundet fosfor i partiklene, og det totale fosforinnhold har antakelig vært betydelig høyere i perioder med høyere partikkeltransport.

Av de kjemiske komponentene er det bare ammonium som i noen grad kan være direkte toksisk for fisk. Toksisiteten øker med økende pH, og det var klart at pH i vannet ville øke noe, bl.a. som en følge av økt innhold av kalsium. Det kan ofte være betydelige mengder ammonium i sprengstoffrester, og konsentrasjonen av ammonium ble undersøkt ved tre stasjoner (stasjon 5 ligger ved fangdam, noe ovenfor stasjon 4). (Tabell 5). Generelt var ammoniuminnholdet høyest i august og lavest i november. Høyeste målte verdi var 167 µg NH₄/l, og noen toksisk effekt av ammonium var usannsynlig ved de registrerte pH - verdier.

Tabell 5. Konsentrasjoner av ammonium ($\mu\text{g} / \text{l}$) ved tre stasjoner i Vetlelfjordelva.

Dato	St. 1	St. 3	St. 4
25/8	167	93	84
21/9	49	55	51
25/10	32	38	115

En blakking av vannet i selve Vetlelfjorden kunne observeres under anleggsperioden. Som en kontroll på mengden transportert materiale utover i selve fjorden, ble turbiditet og nitrogenfraksjoner målt i august, september og oktober ved to stasjoner midtfjords: Ut for Bjørketun, ca. 1.5 km fra elveosen og ved Torsnes (ved munningen av Sværefjorden), ca. 3 km. fra elveosen. Som vist i tabell 6 skjedde en betydelig sedimentasjon over en relativt kort avstand fra elveosen, selv om økt turbiditet kunne påvises helt ut til Torsnes. Med et mulig unntak for nærområdene ved utløpet av Vetlelfjordelva, er det ingen grunn til å regne med at en såvidt kortvarig transport av næringsalter og partikler har hatt noen betydning for livet i fjorden.

Tabell 6. Turbiditet, totalnitrogen og nitrat for elveos og to fjordstasjoner.

	Turbiditet (FTU)	Tot.N ($\mu\text{g}/\text{l}$)	Nitrat ($\mu\text{g}/\text{l}$)
<u>25 august</u>			
Elveos	38.0	639	420
Bjørketun	2.4	396	280
Torsnes	1.2	200	53
<u>21 september</u>			
Elveos	13.9	299	220
Bjørketun	1.1	141	240
Torsnes	1.2	273	182
<u>25 oktober</u>			
Elveos	0.6	602	54
Bjørketun	0.2	180	49
Torsnes	0.2	156	19

3.3. Bunndyr:

Bunndyrinnsamlinger ble gjort ved "sparkemetoden": En standard hov (Norsk Standard 4719) med maskevidde 250 μm ble plassert på bunnen. Fra hoven og en meter oppstrøms ble bunnmaterialet opprotet slik at man fikk en drift av insekter i hoven. På hver stasjon ble tatt tre prøver a 1 minutt. Prøvene ble oppbevart på etanol og bearbeidet i laboratoriet.

Grunnlagsdata for bunndyr fra tiden før utbygging finnes ikke for Vetlefjordelva. Vurderingene av effekter på bunnfaunaen må derfor dels baseres på de endringer som har skjedd i løpet av anleggsperioden (februar-november 1988) og dels på sammenlikninger med upåvirkede sidevassdrag og en generell vurdering av faunaen i elva basert på den kompetanse som er opparbeidet gjennom tidligere studier av slampåvirkede vassdrag.

Prøvene fra vinter og høst 1988 viser at det har skjedd betydelige endringer i bunnfaunaen i Vetlefjordelva i denne perioden (Figur 6-9 og Tabell 7-9). Deler av forandringene kan tilskrives prøvetakingsmetodikk og livssyklus for enkelte arter, men det er også klart at partikkeltransporten i elva og sedimentering av partikler på elvebunnen har fått konsekvenser for bunnfaunaen. Tilslamming av elvebunnen fører til at små hulrom mellom steiner, grus og sand tettes igjen. Dette er viktige tilholdssteder for bunndyr. Næringsemner for bunndyrene vil tildekkes eller eroderes vekk, og fangstredskapene til filtrerende organismer som knott og nettspinnede vårfluelarver ødelegges. Et resultat av dette i en tidlig fase av eksponering vil være at bunnfaunaen forlater substratet og føres nedover elva (drift). Dette gir en oppsamling av bunndyr i de nedre deler av elva, noe som var situasjonen i februar (Figur 6).

De larvene/nymfene som overlever, utvikles til voksne i løpet av våren/forsommeren. De voksne individene vil fly oppstrøms for å legge egg, dermed blir de øvre deler av elva rekolonisert. I hvilken grad de voksne individene godtar partikkelpåvirkede områder som eggleggingsområder er ukjent. To upåvirkede sideelver, Rabbegrovi og Bordalselva, kan ikke direkte sammenliknes med Vetlefjordelva, men alle gruppene, og de fleste artene i disse elvene ville under normale omstendigheter også være å finne i Vetlefjordelva. Rabbegrovi har en rik og variert bunnfauna med døgnfluer, steinfluer og knott som de dominerende gruppene. Bordalselva er fattigere, men også her dominerer steinfluene.

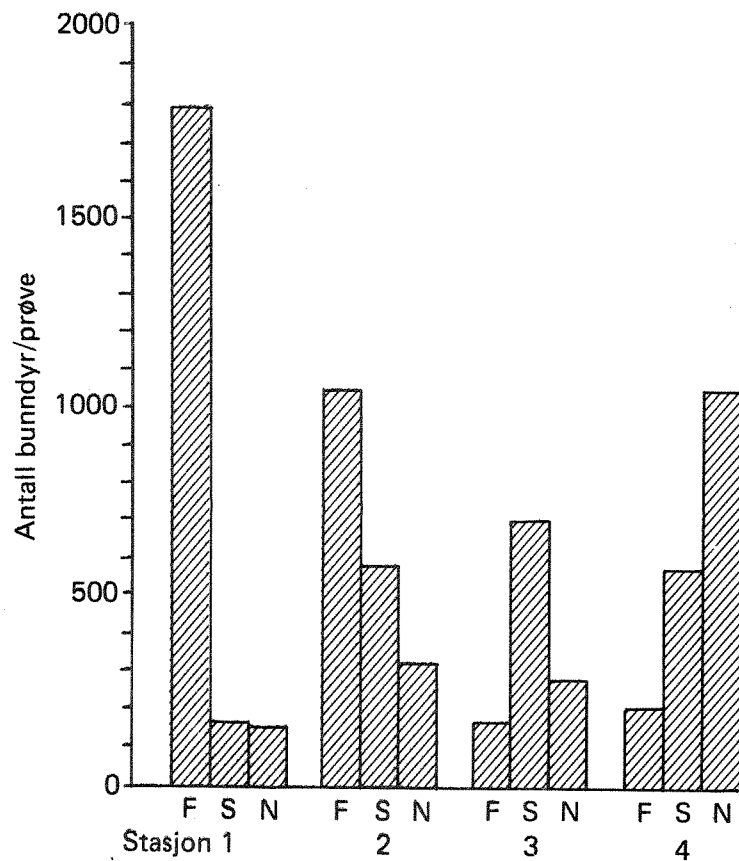
Ved den øverste stasjonen i Vetlefjordelva, St. 4, var det et betydelig innslag av steinfluer i februar (32.5 %), mens det i

september og november var fullstendig dominans av fjærmygg, og steinfluene utgjorde bare henholdsvis 0.9 og 4.4 % (Tabell 7). Den samme situasjonen finner vi ved stasjon 3, ca. 1.5 km nedstrøms stasjon 4. Her viser imidlertid innslaget av steinfluer og vårfluer en svakt økende tendens i november i forhold til september (Figur 9). Dette kan ha sammenheng med at partikkeltransporten opphører i slutten av oktober, og indikerer at en reetablering av den naturlige faunaen allerede har begynt på dette tidspunktet. Ved stasjon 3 finner vi i februar og september en forholdsvis stor tetthet av fåbørstemark.

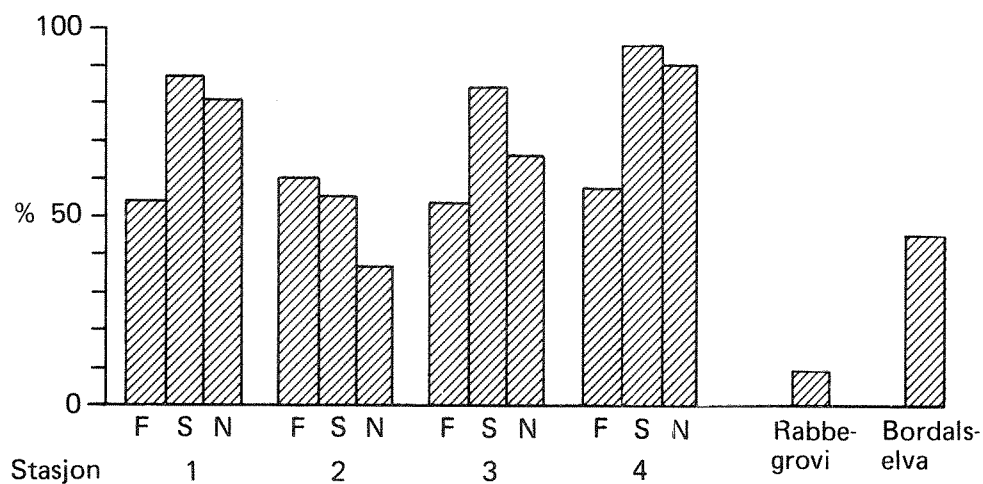
3 km nedstrøms, ved stasjon 2, er sedimentasjonen av partikler betydelig og gruppene fåbørstemark og vannmidd utgjør her en betydelig del av faunaen. Disse gruppene ble i mindre grad registrert på de andre stasjonene. Også her ble det registrert en viss økning av døgnfluer i novemberprøvene. Ved den nederste stasjonen, ca 1.5 km nedstrøms stasjon 2, og rett ovenfor utløpet i Vetlefjorden, ble som nevnt de største tetthetene med bunndyr observert i en tidlig fase av anleggsarbeidet (Figur). Dette har antakelig sin forklaring i økt driv av insekter. Ved høstprøvene er dette bildet totalt endret, og vi finner nå betydelig lavere bunndyrtettheter ved denne stasjonen. Dette synes å falle sammen med den akkumulering av sediment som fant sted på denne stasjonen. Dette bekreftes ved den totale dominans av fjærmygglarver. Også ved denne stasjonen økte andelen døgnfluer og steinfluer noe i november i forhold til september.

I elver som Vetlefjordelva vil en under normale forhold vente å finne større tettheter av døgn- og steinfluer enn det som ble funnet under høstprøvene 1988. Det samme vil gjelde for knott og vårfluer. Når disse gruppene blir borte, forsvinner også det viktigste næringsgrunnlaget for alle årsklasser av stasjonær fisk.

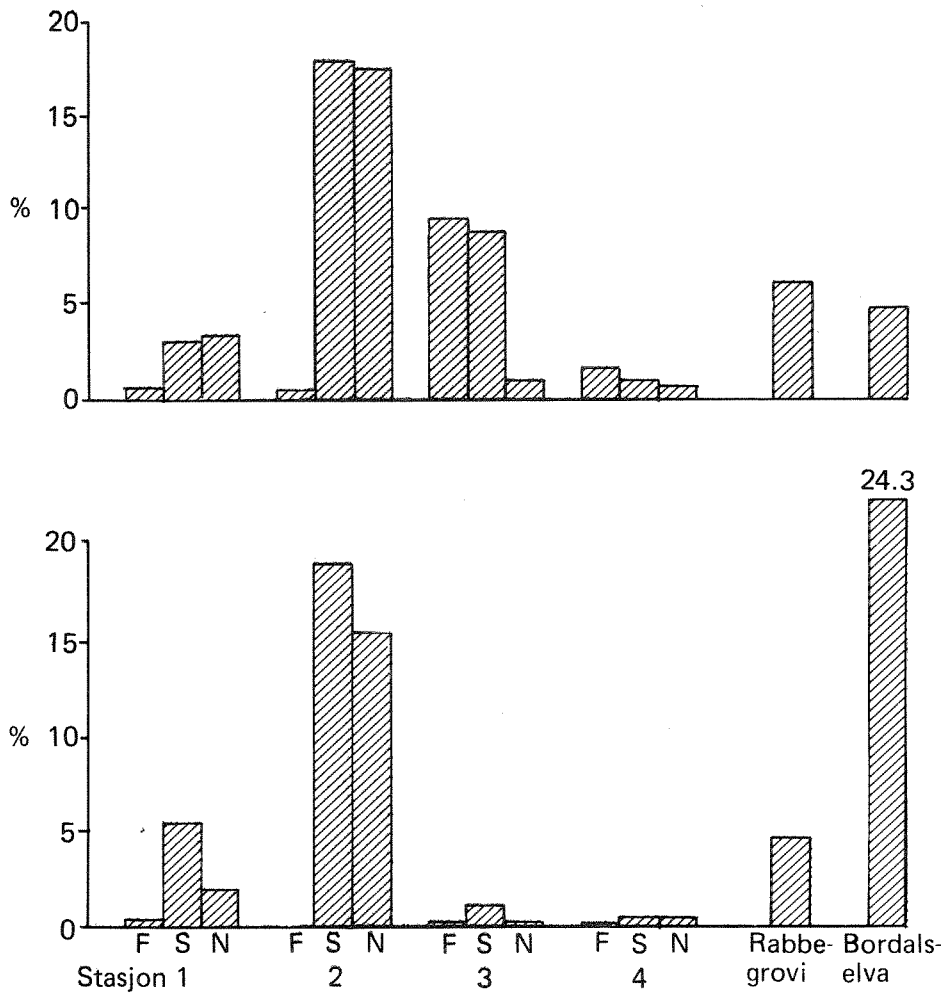
Reetablering av en normal bunnfauna vil avhenge av hvor fort slammet vaskes ut og når et "normalt" bunnssubstrat gjendannes. I Vetlefjordelva var mye av slammet forsvunnet allerede ved prøvetaking i november, og den økte andelen av steinfluer og vårfluer indikerer at dette allerede hadde gitt en positiv effekt. En ny tilslamming som forventes under åpning av tunnelen, samt lav vintervannføring vil kunne forsinke en normalisering av faunaen, men etterhvert vil rekolonisering bidra til at en normal fauna gjenetablers. Rekolonisering vil i første omgang bare i liten grad komme fra Vetlefjordelva, da hele elvestrekningen her er berørt av partikkeltransport. Den må derfor primært komme som driv fra sideelver og bekker, eller ved egglegging fra voksne individer sommer og høst. Dette kan medføre at rekolonisering kan ta noe lengre tid enn når en har uberørte elvestrekninger oppstrøms.



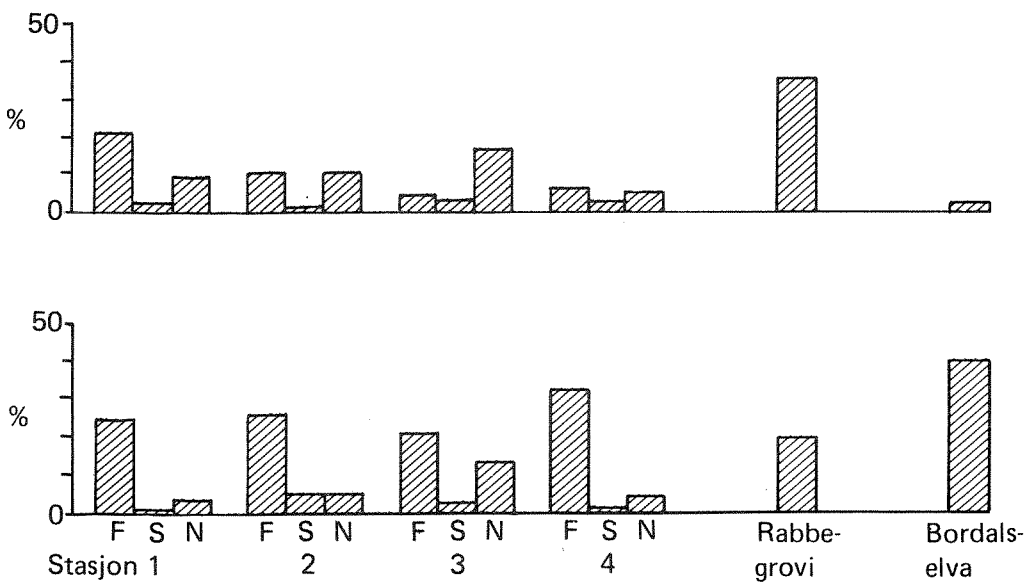
Figur 6. Antall bunndyr pr. prøve ved de fire ulike stasjoner ved tre ulike prøvetakingstidspunkt -88. F: februar, S: september, N: november



Figur 7. Prosent fjærmygglarver/pupper av totalt antall bunndyr ved de fire stasjonene i Vetlefjordelva samt to sidebekker.



Figur 8. Prosentandel fåbørstemark (øverst) og vannmidd (nederst) ved fire stasjoner i Vetlefjordelva samt to sidebekker.



Figur 9. Prosentandel døgnfluelarver (øverst) og steinfluelarver (nederst) ved fire stasjoner i Vetlefjordelva samt to sidebekker.

Tabell 7. Faunaliste fra Vetlefjordelva 7/11-1988.
Antall organismer pr. prøvetaking (3 x 1 min.).

Stasjon	St. 1		St. 2		St. 3		St. 4		Rabbegrøvi		
	#	%	#	%	#	%	#	%	#	%	
Nematoda											Rundmark
Oligochaeta	5	3,2	56	17,8	2	0,8	7	0,6	61	6,1	Fåbørstemark
Bivalvia											Muslinger
Gastropoda											Snegl
Plecoptera	6	3,8	47	15,0	36	18,3	51	4,4	186	18,7	Steinfluer
Ephemeroptera	13	8,3	32	10,2	45	16,6	55	4,8	349	35,0	Døgnfluer
Trichoptera			5	1,6	4	1,5	3	0,3	4	0,4	Vårfluer
Coleoptera											Biller
Chironomidae	127	81,4	118	37,6	181	66,8	1032	89,3	92	9,2	Fjærmygg
Simuliidae					2	0,7	6	0,5	245	24,6	Knott
Tipulidae	2	1,3	7	2,2	1	0,4	0	-	17	1,7	Stankelben
Hydracarina	3	1,9	49	15,6	0	-	2	0,2	43	4,3	Vannmidd
Crustacea											Krepsdyr
Sum	156		314		271		1156		997		
Antall grupper	6		7		7		7		9		

Tabell 8. Faunaliste fra Vetlefjordelva 9/2-1988.
Antall organismer pr. prøvetaking (3 x 1 min.).

Stasjon	St. 1		St. 2		St. 3		St. 4		
	#	%	#	%	#	%	#	%	
Nematoda									Rundmark
Oligochaeta	9	0,5	4	0,4	16	9,5	3	1,5	Fåbørstemark
Bivalvia									Muslinger
Gastropoda									Snegl
Plecoptera	444	24,8	270	25,9	36	21,4	67	32,5	Steinfluer
Ephemeroptera	362	20,2	111	10,6	5	3,0	11	5,3	Døgnfluer
Trichoptera	2	0,1	16	1,5	16	9,5	4	1,9	Vårfluer
Coleoptera									Biller
Chironomidae	960	53,6	635	60,9	90	53,6	118	57,3	Fjærmygg
Simuliidae					3	1,8	1	0,5	Knott
Tipulidae	12	0,7	7	0,7	2	1,2	2	1,0	Stankelben
Hydracarina	2	0,1							Vannmidd
Crustacea									Krepsdyr
Sum	1791		1043		168		206		
Antall grupper	7		6		7		7		

Tabell 9. Faunaliste fra Vetlefjordelva 15/9-1988.
Antall organismer pr. prøvetaking (3 x 1 min.).

Stasjon	St. 1		St. 2		St. 3		St. 4		Bordalselva		
	#	%	#	%	#	%	#	%	#	%	
Nematoda											Rundmark
Oligochaeta	5	3,0	104	18,1	63	8,8	5	0,9	8	4,7	Fåbørstemark
Bivalvia											Muslinger
Gastropoda											Snegl
Plecoptera	2	1,2	28	4,9	18	2,5	5	0,9	67	39,6	Steinfluer
Ephemeroptera	3	1,8	7	1,2	18	2,5	12	2,1	2	1,2	Døgnfluer
Trichoptera	2	1,2	2	0,3	6	0,8			2	1,2	Vårfluer
Coleoptera											Biller
Chironomidae	143	87,2	321	55,8	601	84,2	548	95,6	43	45,4	Fjærmygg
Simuliidae									1	0,6	Knott
Tipulidae			8	1,4	1	0,1	2	0,3	5	3,0	Stankelben
Hydracarina	9	5,5	105	18,3	7	1,0	1	0,2	41	24,3	Vannmidd
Crustacea											Krepsdyr
Sum	164		575		714		573		168		
Antall grupper	6		8		7		6		8		

3.4. Fisk:

3.4.1. Materiale og metoder:

Ved innsamling av materiale ble benyttet et elektrisk fiskeapparat. Apparatet gir kondensatorpulser på 1.600 V og frekvens på 80 Hz. Bestandsundersøkelsene ble gjort innenfor vassdragets utbredelsesområde for laks og sjøaure., fra RV 5 til Melsfossen (Fig. 1). Ved valg av stasjoner er det lagt vekt på områder der antall fiskeunger var forventet å være høyt, etter prinsippet om stratifisert innsamling (se nedenfor). Ved prøvetaking 15. september 1988 ble den kvantitative innsamlingen umuliggjort på grunn av sterk slamføring. Elektrofiske ble gjentatt 19. oktober og 7. november 1988.

Det ble fisket på 4 lokaliteter i hovedvassdraget, fra bredden og så langt ut i elven som mulig. Det ble også fisket på to stasjoner i to sideelver som er upåvirket av slam/massetransport. Fisket foregikk uten bruk av stengsler, og hver prøveflate ble suksessivt avfisket 3 ganger. Etter siste gangs avfisking ble fisken lengdemålt og satt ut igjen. En del fisk ble fiksert for aldersbestemmelse, gjelleanalyse og undersøkelse av mageinnhold.

3.4.2. Populasjonssammensetning og tetthet av fisk:

På grunnlag av aldersbestemmelse og lengdefrekvensfordeling ble fiskematerialet inndelt i årsyngel (0+), tosomrig (1+), tresomrig (2+) og eldre fisk (3+>). Aldersbestemmelse ble foretatt ved hjelp av otolitter (ørrestein). Tettheten av fisk på hver prøveflate er beregnet ut fra reduksjon i fangst ved første, andre og tredje avfisking (Zippin 1958). Lengdefordelingsmønster og tetthet av fisk var relativt likt på den enkelte stasjon i oktober og november. I vurderingen av fiskematerialet har vi derfor valgt å betrakte materialet fra hver stasjon under ett.

Innslaget av laksunger i Vetlefjordvassdraget er relativt beskjedent (7% i hovedvassdraget, 0% i sideelvene). I denne framstillingen har vi derfor valgt å slå sammen laks og sjøaure.

Tidligere undersøkelser i Vetlefjordvassdraget har vist et innslag av årsunger (0+) på omlag 40%. Nilsen (1982) fant at denne aldersgruppen utgjorde 42% av et materiale på 209 fisk innsamlet i august/september 1982. Tilsvarende undersøkelse utført av Bjerknes (1987) ga en representasjon på 43.7% av et materiale på 131 fisk innsamlet i juli 1987. Høsten 1988 ble det foretatt to innsamlinger (19. oktober og 7. november) i hovedvassdraget, og i to av sideelvene. I hovedvassdraget

var representasjonen av årsunger på dette tidspunkt 14.7 % (N=254), mens innslaget i sideelvene var på 37.7 % (Figur 9).

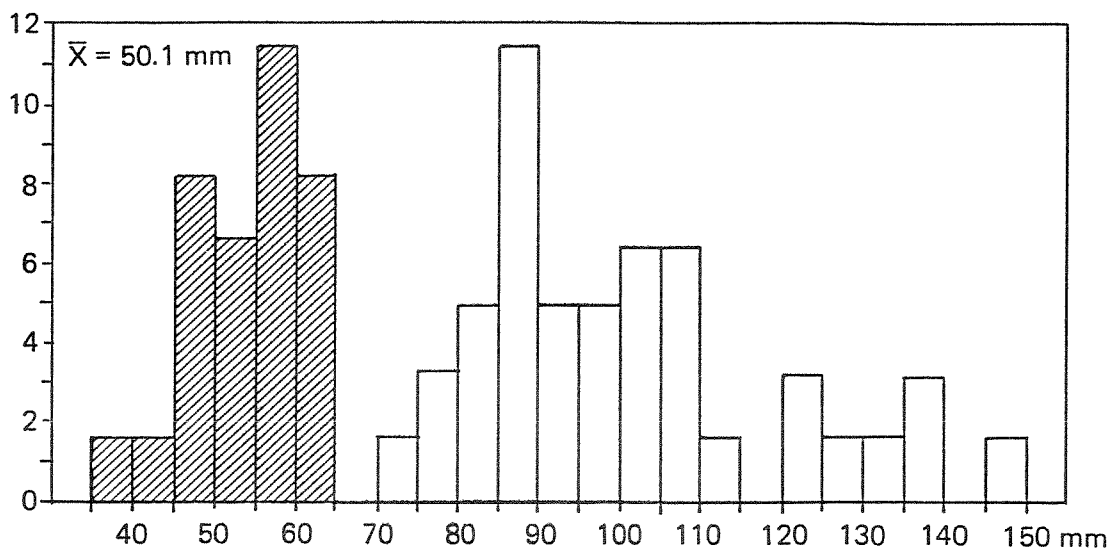
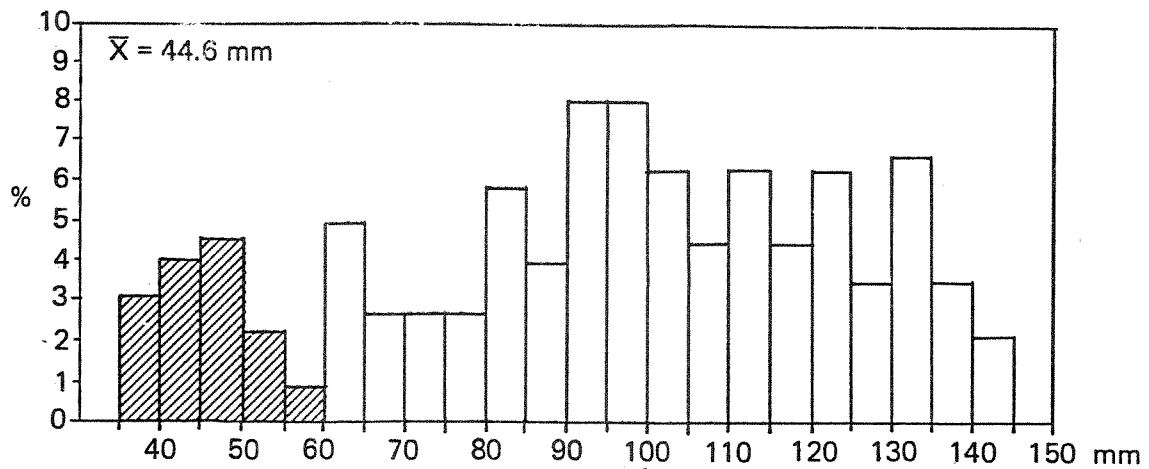
Ut fra Figur 10 vil vi karakterisere alderssammensetningen i sideelvene som normal, med jevnt synkende antall fisk med økende alder. Andelen årsunger tilsvarer det som tidligere er påvist i Vetlefjordelva. I hovedvassdraget finner man det motsatte bildet, med tydelige tegn på rekrutteringssvikt.

Tettheten av fisk er redusert i nedre del av vassdraget i forhold til det som er registrert ved tidligere undersøkelser. På stasjon 1 (Fig. 1) ble det i 1982 og -87 registrert fisketettheter på henholdsvis 87 og 93 individer pr 100 m² (Nilsen 1982, Bjerknes 1987). I februar 1988 var fisketettheten redusert til 38 pr 100 m² (Bjerknes m.fl. 1988). Ved elfiske 19. oktober og 7. november var tetthetene henholdsvis 37 og 42 fisk pr 100 m². I denne delen av elva var det akkumulert store mengder ny masse (grus) etter at utslippet av tunellmasse startet.

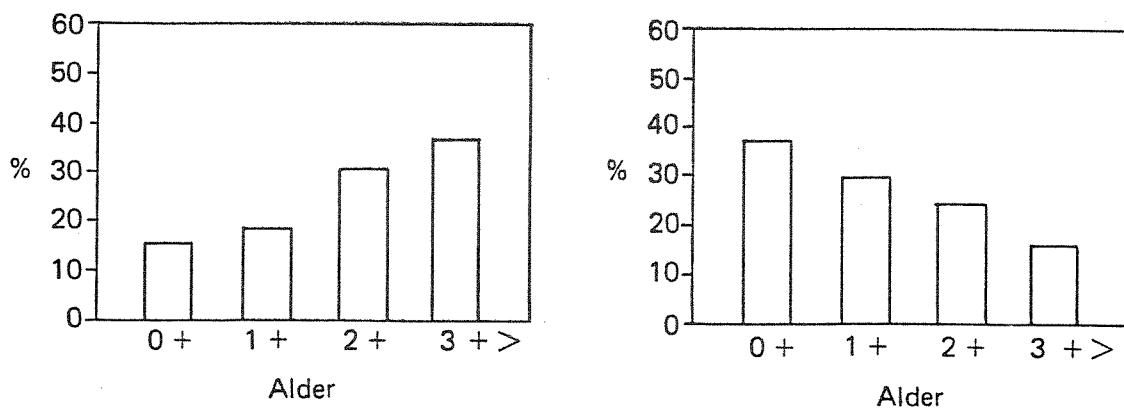
I midtre del av fiskeførende strekning (stasjon 2 og 2 B), ble det høsten 1988 registrert fisketettheter fra 49 til 78 individer pr 100 m² (St. 2) og 29 til 37 individer pr 100 m² (St. 2 B). Dette er en økning på 100-200% i forhold til registreringene i 1982 og -87. På disse stasjonene er elvebunnen relativt uberørt sammenliknet med vassdraget ellers, og det er sannsynlig at fisken kan ha trukket hit fra andre deler av elva.

Ved stasjon 3 (rett nedenfor Melsfossen) har anleggsarbeidene medført en senkning av elvebunnen, noe som har resultert i store endringer på denne lokaliteten når det gjelder substrat og strømningsforhold. Her ble det høsten 1988 overveiende registrert større fisk (87% var 2+ og eldre), og årsunger (0+) ble ikke registrert. Samlet tetthet av fisk var tilnærmet den samme som sommeren 1987.

Gjennomsnittslengden for årsunger (0+) av sjøaure i hovedvassdraget høsten 1988 var på 44.6 mm. Dette er uttrykk for en lav tilvekst sammenliknet med andre vestlandsvassdrag (jfr. bl.a. Saltveit 1986). Sammenliknet med tidligere innsamlet materiale fra Vetlefjordelva synes imidlertid denne tilveksten å være normal, noe som først og fremst har sammenheng med lav vanntemperatur. Tilsvarende gjennomsnittslengde for årsunger i sidevassdragene var 50.1 mm. Forskjellene skyldes bl.a. høyere vanntemperatur (ikke brepåvirket) og bedre næringstilbud.



Figur 10. Prosentvis lengdefordeling av sjøaure- og laksunger i Vetlefjordvassdraget høsten 1988. Øverst: hovedvassdraget, Nederst: sidevassdragene. Årsunger (0+) skravert.



Figur 11. Prosentvis aldersfordeling av fisk i hovedvassdrag (venstre) og sideelver (høyre). Vetlefjordvassdraget høsten 1988.

3.4.3. Ernæring:

Visuelt bedømt var fisken i Vetlefjordelva i dårligere kondisjon enn fisk av tilsvarende størrelse i en upåvirket sidebekk, Rabbagrovi, som også er gytebekk. Ved prøvetaking i november ble mageprøver fra ti fisk (1+ - 3+) fiksert fra stasjon 1 og fra Rabbagrovi. Det var markante forskjeller på de to gruppene av fisk (Tabell 9). Ved stasjon 1 var det fullstendig dominans av chironomider (fjærmygg, larver og pupper), kun en vårflue ble påvist. I Rabbagrovi dominerte steinfluer i dietten, selv om det også her var et betydelig innslag av chironomider. Fyllingsgraden subjektivt bedømt fra 0-4 (0=tom, 4=full mage) viste også signifikant forskjell ($p < 0.05$, t-test). Midlere fyllingsgrad ved stasjon 1 var 1.3 ved stasjon 1 mot 3.0 i Rabbagrovi.

Tabell 9. Ernæring uttrykt som frekvens av forekomst (F%) og volum av mageinnhold (V%) samt fyllingsgrad (0-4) hos unger av sjøaure (1+ -3+) fra Vetlefjorden og sideelv (Rabbagrovi).

	Hovedelv 31/8-82			Hovedelv 7/11-88			Sideelv 7/11-88		
	F %	V %	FG	F %	V %	FG	F %	V %	FG
<u>Næringsemne</u>									
Vårfluelarver	39	8		11	5		0	0	
Steinfluelarver	0	0		0	0		100	60	
Døgnfluelarver	72	22		0	0		17	10	
Fjærmygglarver	61	12		78	80		33	30	
Fjærmyggpupper	89	17		11	5		0	0	
Landinsekter	33	8		33	10		0	0	
Annet	-	33		0	0		0	0	
			-						
						1.3			3.0

Fra en tidligere synfaring (sent august 1982) forelå mageprøver fra nedre deler av Vetlefjordelva. I disse prøvene utgjorde larver og pupper av chironomider tilsammen 30% av mageinnholdet (volum), mens vårfluer og døgnfluer også utgjorde 30%. Spesielt denne siste gruppen av næringsdyr synes å ha forsvunnet fra dietten, mens chironomidenes relative andel har økt.

3.4.4. Undersøkelse av gjeller.

Ved lysmikroskopiske undersøkelser av vevssnitt fra gjeller av fisk innsamlet i Vetlefjordvassdraget 9. februar 1988, ble det påvist tildels betydelige vevsskader (Bjerknes m. fl. 1988). Det ble registrert oppsvulming av sekundærlameller, og graden av skader var størst på de yngste årsklassene.

Elektronmikroskopisk undersøkelse ble foretatt på gjelleoverflate (Scanning) av fisk innsamlet 15. september 1988. Disse prøvene ble fiksert i nøytralisert formalin før de ble dehydrert ved en alkoholgradient og trykktørket ("kritisk-punkt"). Fisk fra hovedelva viste tydelige tegn på slimutsondring (Fig. 12). Kontrollgruppen tatt fra en upåvirket sideelv på samme tidspunkt viste ikke de samme tegnene (Fig. 13). Dypere vevsskader ble ikke påvist ved denne undersøkelsen. Slimutsondringen er sannsynligvis en effekt av overflateirritasjon på grunn av suspenderte partikler.

3.4.5. Overlevingsforsøk med rogn.

I alt 6 esker, hver med 48 stk nybefruktet rogn av sjøaure fra Vetlefjorden ble satt ut i vassdraget 24. oktober 1988. Eskene var av perforert hardplast, med separate rom til hvert rognkorn. 4 esker ble satt ut i hovedvassdraget og to i en sideelv, som også er gyteområde for sjøaure (kontrollgruppe). Eskene ble satt ut på elvebunn med gytegrus, og i nærheten av områder med tydelige spor av gytegroper. Hensikten med forøket var å sammenlikne overlevelse av rogn i hovedvassdraget (slampåvirket) med et sidevassdrag (ikke slampåvirket) gjennom kontroll og telling av død/levende rogn i inkubasjonsperioden.

Ved inspeksjon 14. november, etter en mindre flom 11. og 12., var samtlige esker i hovedvassdraget revet bort som følge av løsmassetransport i vassdraget. Selv om forsøket i seg selv var spolert, er dette likevel en viktig observasjon. Deponering av masse i elva har gitt en ustabil elvebunn som kommer i bevegelse selv ved relativt små økninger i vannføring. Det er rimelig å forvente at også naturlig gytt rogn vil bli malt istykker eller komme i drift når grusen settes i bevegelse, noe som vil ha store konsekvenser for rekrutteringen av yngel i 1989.

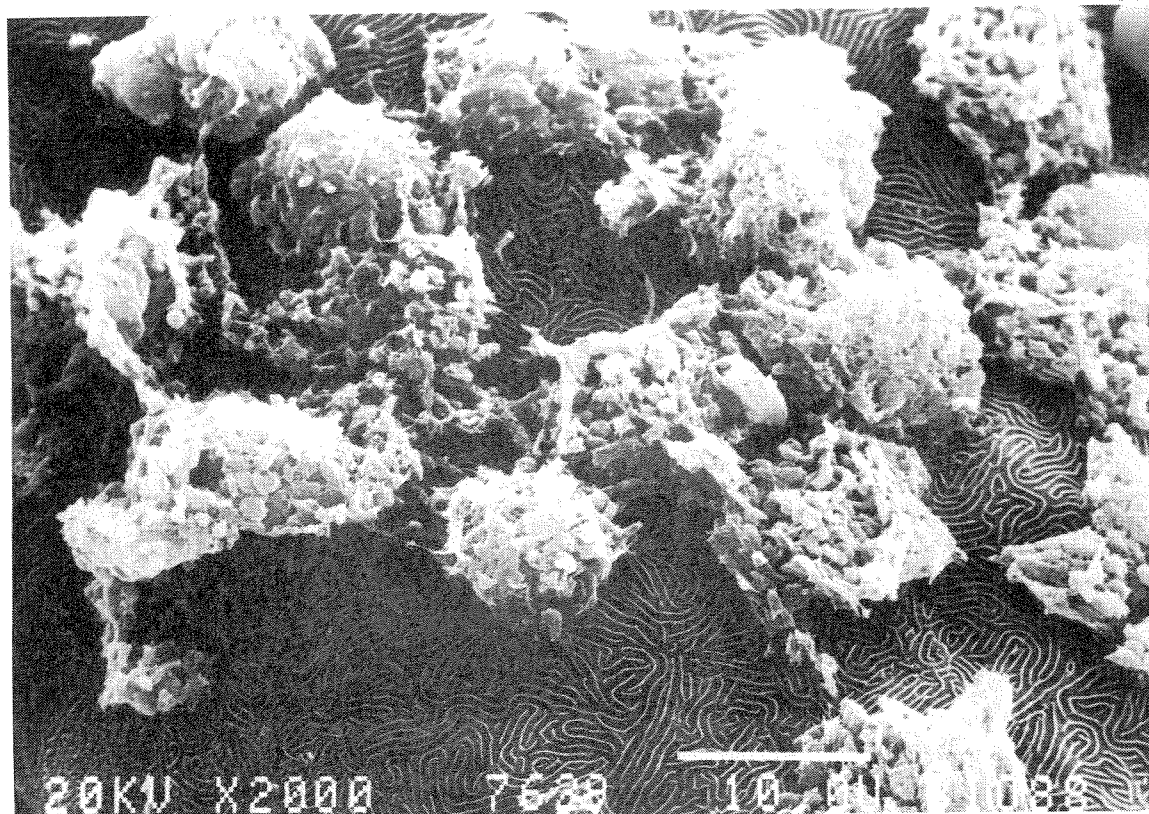
3.4.6. Observasjoner av død og døende fisk.

Noe av det som ga støtet til undersøkelsen var observasjoner fra grunneiere av en død og en døende laks, begge gytefisk på henholdsvis 7.2 og 7.8 kg i februar 1988. Observasjonene ble gjort samtidig som elvevannet var sterkt tilslammet som en følge av anleggsarbeid, og det ble reist spørsmål om en mulig årsakssammenheng. Det ble imidlertid konstatert at de to laksene var utgytt hannlaks (støing) og at dødeligheten sannsynligvis var naturlig (Bjerknes m. fl. 1988).

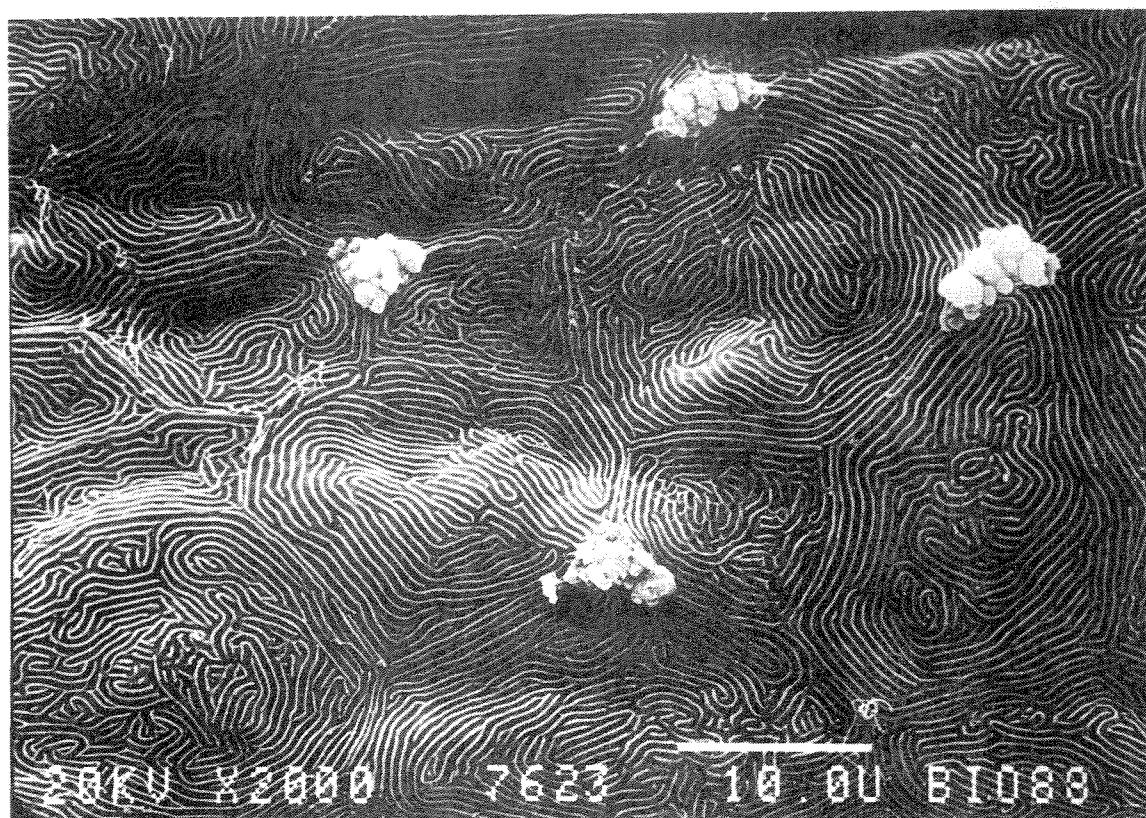
De eneste konkrete observasjoner av død eller døende småfisk vi kjenner til fra anleggsperioden ble gjort av Gudleik Vigdal (pers. medd.) omkring månedskiftet april/mai 1988. Det ble ved denne anledning observert 3 døende ørreter på 15-25 cm ved elvebredden ca. 300 m ovenfor Melsfossen. Fiskene var så svekket at de lot seg fange med hendene.

Dessverre ble ikke fiskene tatt vare på, og observasjonen ble først meddelt lang tid etter at den fant sted. Det er derfor ikke mulig å stille noen diagnose. Vannanalyser fra 17. april, 2. mai og 7. mai viser tørrstoffverdier på mellom 213 og 392 mg/l (Tab. 1), m.a.o. høye verdier. Vi kan derfor ikke utelukke at høy partikkeltransport har medvirket til den observerte fiskedøden.

Bortsett fra ovennevnte episode kjenner vi ikke til at det er gjort direkte observasjoner av død småfisk i anleggsperioden.



Figur 12. Gjelleoverflate med slimutsondring fra fisk eksponert for slam. Vetlefjordelva 15/9 1988. (2000 X).



Figur 13. Gjelleoverflate fra fisk i et sidevassdrag, 15/9 1988. (2000 X). Slimsekreterende celler som lysere partier.

4. DISKUSJON

Målet med undersøkelsen har primært vært å undersøke hvilke effekter dumpingen av tunellmasse har hatt på fiskebestanden i Vetlefjordvassdraget. Problemene kan inndeles i:

- effekter av endret vannkjemi.
- effekter av suspendert slam på gjeller og slimhinner hos fisk.
- effekter av slamutfelling på vanngjennomstrømning og oksygenforhold i gytegroper med rogn.
- effekter på bunndyr som utgjør næring for fisk.
- endringer av elvebunnen som følge av transport og deponering av ulike størrelsesfraksjoner av tilført masse.

4.1. Effekter av endret vannkjemi.

Det ble registrert høye verdier for totalnitrogen og nitrat, samt noe forhøyede totalfosforverdier under anleggsperioden. Økningen av nitrogen skyldes i alt vesentlig nitrose sprengstoffrester, og var mest markert i en tidlig fase av anleggsarbeidet. Fosforet er overveiende partikkelbundet. Tilgjengeligheten av dette vil avhenge noe av bergart, men generelt er bare en liten andel av dette tilgjengelig for algevekst (Berge m. fl. 1988). Effekten av økt næringsstofftilførsel er ventelig svært liten. I november ble det registrert en betydelig begroing av trådformede grønnalger på elvebunnen. Dette er antakelig en kombinert effekt av mer finkornig bunnmateriale og økt tilførsel av næringsstoffer. Økningen av andre mineraler, spesielt kalsium har en overveiende positiv effekt på vannkvaliteten. pH i Vetlefjordelva er i perioder kritisk lav, og økt kalsiuminnhold gir økt pH. Generelt ventes slike effekter som følge av endret vannkjemi å være forbigående.

4.2. Effekter av suspendert slam.

Ved vurdering av slampartiklernes betydning må det legges vekt på tre hovedparametre (Hessen 1988):

- Konsentrasjon
- Størrelse
- Form (morfologi)

I tillegg vil varigheten av eksponeringen være av stor betydning. Partikkelkonsentrasjonen er her angitt som mg. tørrstoff pr liter (etter gløding, for å korrigere for uorganiske partikler), og som

turbiditet, som er et uttrykk for vannets siktbarhet.

Som det framgår av tabell 1, har tørrstoffinnholdet i vannet variert sterkt i anleggsperioden, med tildels meget høye konsentrasjoner (maks 670 mg/l, min 20 mg/l). Tørrstoffinnholdet har variert med tidspunktene for dumping og med vannføring.

Det foreligger få undersøkelser fra norske vassdrag som gir holdepunkter for en vurdering av den type partikler det her er snakk om. Den europeiske innlandsfiskekommisjonen (EIFAC) foreslår følgende grenseverdier for effekter på ferskvannsfiske ved eksponering for suspenderte partikler (Alabaster og Lloyd 1980):

- < 25 mg/l: Ingen skadelige effekter.
- 25 - 80 mg/l: Godt til middels godt fiske. Noe redusert avkastning.
- 80 - 400 mg/l: Betydelige reduksjoner i avkastning.
- > 400 mg/l: Meget dårlig fiske, sterkt redusert avkastning.

Det må imidlertid presiseres at dette er grenseverdier angitt for effekter på avkastning av fiske, og de er derfor ikke direkte overførbare til skadeeffekter på fisk.

Ellis (1944) fastslår at jo større, hardere og kantete partiklene er, desto større er mulighetene for skade på gjellestrukturen. Størrelsesfordeling og form på partikler filtrert fra vannprøver i Vetlefjordelva og undersøkt i elektronmikroskop, viser stor forekomst av spisse og kantete partikler i størresesspekteret 10 - 20 μm (Fig. 2). Fisk som i utgangspunktet er stresset (f.eks. i en oppdrettssituasjon) kan ha betydelig lavere toleranseterskler (Jacobsen m. fl. 1987).

Av konkrete endringer i fiskebestanden i Vetlefjordelva har vi i denne undersøkelsen konstatert en betydelig reduksjon i innslaget av de yngste årsklasser av fisk, sammenliknet med tidligere undersøkelser, og sammenliknet med situasjonen i sideelvene. Andelen av årsunger (0+) har gått ned fra 40 % til ca 15 %. Andelen av tosomrig fisk (1+) var høsten 1988 64% lavere i hovedvassdraget enn i sideelvene.

I en uforstyrret fiskebestand vil yngste årsklasse være tallmessig dominerende, og det tallmessige forholdet mellom individer vil avta med økende alder pga. dødelighet og utvandring. Når bestanden utsettes for ytre påkjenninger, kan det tallmessige forholdet endre seg fordi de minste årsklassene er mest følsomme og får økt dødelighet. De endringer som ble funnet i Vetlefjordelva kan skyldes partikkeltransport, eller en kombinasjon av dette og andre faktorer.

Mikroskopiske vevsundersøkelser av gjeller viste at vevsskader var mest utbredt hos den minste fisken (Bjerknes m. fl. 1988). Elektronmikroskopi av gjelleoverflater viste tydelige forskjeller i slimutsondring mellom eksponert og ueksponert fisk. Slik utsondring regnes som et tegn på fysisk eller kjemisk irritasjon.

Det ble som nevnt bare gjort en observasjon av død småfisk (kap. 3.4.6.) Slike observasjoner er imidlertid ytterst sjeldne for fisk av den størrelsen det her er snakk om. Dataene gir ikke noe klart grunnlag for å hevde at de observerte vevsskader/irritasjoner har medført økt dødelighet. Det er likevel godt belegg for å hevde at denne typen påvirkninger stresser fisken og gjør den mindre motstandsdyktig overfor andre endringer, slik at sannsynligheten for økt dødelighet øker.

Fra litteraturen kjenner man også en rekke tilfelle med økt dødelighet av rogn og yngel ved tilslamming av gyteområder (Alabaster og Lloyd 1982, NCASI 1984). Dette tilskrives primært tetting av porerommene i grusen, og derved redusert vanngjennomstrømning og oksygentilførsel. Campbell (1954) fant en total dødelighet av ørretrogn i løpet av 20 dager ved partikkelkonsentrasjoner på 1000-2500 mg/l.

Med de partikkelkonsentrasjoner, og den sedimentering som ble observert i Vetlefjordelva vinteren/våren 1988, må det regnes for sannsynlig at dødeligheten av rogn har vært unormalt høy. Dette har isåfall bidratt til den unormalt lave tilgangen på 0+ som ble registrert høsten 1988.

4.3. Redusert næringstilgang.

Indirekte partikkeleffekter som følge av redusert næringstilgang er sammen med direkte effekter som gjelleskader og tilslamming av gytegroper, den mest sannsynlige årsak til de observerte endringer i fiskebestanden. De observerte reduksjoner av viktige næringsdyr i vassdraget medfører skjerpet næringskonkurransen hos fisken. Slik konkurranse skjer gjerne på bekostning av de minste og svakeste individene. I tillegg vil redusert siktbarhet i seg selv virke hemmende på fiskens næringssøk. Når fisken allerede er svekket pga. gjelleskader vil næringskonkurransen og utsulting forsterke stresset og gi økt dødelighet.

Det er kjent en rekke eksempler som viser redusert bunndyr tetthet ved partikkelpåvirkning (Alabaster og Lloyd 1980). I en mindre elv førte

sedimentasjon av silt til en reduksjon av bunndyrtettheten på 75 % (Tebo 1955). Flere undersøkelser fra amerikanske elver viste reduksjoner på 40-85% både av antall og biomasse av bunndyr i områder påvirket av silt fra erosjon eller gruvearbeid, sammenliknet med upåvirkede partier (Taft og Shapavolov 1935, Smith 1940). Herbert m. fl. (1961) fant at bunndyrbiomassen i klare elver i gjennomsnitt var ni ganger høyere enn i elver med partikkelkonsentrasjoner på 1000-6000 mg/l.

Den totale tetthet av bunndyr (antall) ble ikke redusert i løpet av prøvetakingsperioden 1988. Det har imidlertid skjedd en klar endring av gruppedominans. Døgnfluer og steinfluer har blitt kraftig redusert, mens andelen av fjærmygglarver har økt. Den siste gruppen er mindre næringsdyr, og generelt mindre attraktiv føde for fisk. Det ble ikke observert noen klar sammenheng mellom forekomst av fisk og total forekomst av bunndyr på de ulike stasjoner. F. eks. var det sterkt redusert tetthet av fisk på stasjon 1 allerede i februar 1988, til tross for store tettheter av fjærmygglarver på denne stasjonen samme dato. Den totale dominans av fjærmygglarver i mageprøver fra hovedelva, og den lave fyllningsgraden sammenliknet med fisk fra sideelva, indikerer lite gunstige næringsforhold.

4.4. Forflytning av løsmasser.

Økt transport og deponering av løsmasser har skapt tildels store endringer i vassdraget, med delvis gjenfylling av tidligere kulper, tilslamming av bakevjer og stilleflytende områder osv. De finere slampartiklene var i hovedsak vasket ut allerede i november 1988, mens større partikler (grus) lå igjen. Ved økninger i vannføring kommer de deponerte masser i ny bevegelse, med forstyrrelse og ødeleggelse av bunndyr, fisk og rogn som resultat. De reduserte konsentrasjoner av fisk i visse deler av vassdraget, og økte konsentrasjoner i andre, som ble registrert høsten 1988, kan tyde på at disse endringene har ført til migrasjon. Typisk for dette bildet er også at den eldste fisken er overrepresentert i de deler av elva som har høyest fiskekonsentrasjon. Dette tyder på at den største fisken har lykkes best i å søke bort fra de ugunstigste områdene, og over i områder der forholdene er bedre. Det synes å være en klar sammenheng mellom områder med økt fisketetthet og områder der elven har beholdt sitt opprinnelige substrat.

LITTERATUR

Alabaster, J.S. og Lloyd, R. R. 1980 (Eds.) Water quality criteria for freshwater fish. 2nd ed. Butterworths, London, 361 s.

Berge, D., Kallquist, T. og Romstad, R. 1988. Algetilgjengelighet av fosfor i jordbruksavrenning sammenliknet med andre forurensningskilder. Vekstforsøk med ferskvannsalgen Selenastrum capricornutum. Fase 1 Framdriftsrapport. NIVA-rapport 0-87064, 0-87079, E- 88431.

Bjerknes, V. 1987. Fiskerisakkyndig uttale utarbeidd for Ytre Sogn Heradsrett, Sak nr. 6/1986.

Bjerknes, V., Aanes, K.J. og Grande, M. 1988. Vetlefjordvassdraget, Balestrand, Sogn og Fjordane. Auka slamføring som følge av anleggsarbeid. Effekter på fisk og botndyr i vassdraget. NIVA-notat 0-88016.

Campell, H.J. 1954. The effects of siltation from gold dredging on the survival of rainbow trout and eyed eggs in Powder River. Bull. Ore. St. Game Comm. 3 pp.

Ellis, M.M. 1944. Water purity standards for freshwater fishes. Spec. Sci. Rep. U.S. Fish Wildl. Serv. 2.

Herbert, D.W.W., Alabaster, J.S., Dart, M. and Lloyd, R. (1961). The effect of china-clay wastes on trout streams. Int. J. Air. Wat. Poll. 5: 56-74.

Jacobsen, P., Grande, M., Aanes, K.J. Kristiansen, H. og S. Andersen. 1987. Vurdering av årsaker til fiskedød ved G.P. Jægtvik A/S, Langstein. NIVA-rapport 0-87114 103 s.

Hessen, D.O. 1988. Biologiske effekter av partikler i vann. Limnos, 3/88 s. 1-7.

NCASI (National Council of the Paper Industry for Air and Stream Improvement) 1984. The effects of fine sediments on salmonid spawning gravel and juvenile rearing habitat. NCASI, Tech. Bull. No. 428, New York, 1984, 66 pp.

Saltveit, S.J. 1986. Skjønn Borgund kraftverk. Del I. Lengdefordeling, vekst og tetthet hos laks og ørretunger i Lærdalselva, Sogn og fjordane, i perioden 1980 til 1986. Rapp. Lab. Ferskv. økol.

Innlandsfiske, Oslo, 91. 57 s.

Smith, O.R. 1940. Placer mining silt and its relation to salmon and trout on the Pacific coast. Trans. Am. Fish. Soc. 69: 225-230.

Taft, A.C. and Shapovalov, L. 1935. A biological survey of streams and lakes in the Klamath and Shasta national forests of California. Washington, D.C., U.S. Bureau of Fish.

Tebo, L.B. Jr. 1955. Effects of siltation, resulting from improper logging, on the bottom fauna of a small trout stream in the southern Appalachians. Progr. Fish. Cult. 17: 64-70.

Zippin, C. 1958. The removal method of population estimation. J. Wildl. Mgmt. 22: 82-90.