

0-93108

Undersøkelser av eventuelle økologiske effekter av
avrenning fra avfallsplassen på

Elvegårdsmoen,

Narvik Kommune

Årsrapport for undersøkelser utført i 1993



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.:	Undernr.:
0-93108	
Løpenr.:	Begr. distrib.:
3123	

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: Undersøkelser av eventuelle økologiske effekter av avrenning fra avfallsplassen på Elvegårdsmoen, Narvik kommune. Rapport for undersøkelser utført i 1993.	Dato:	Trykket:
	August 1994 NIVA 1994	
Forfatter(e): Gøsta Kjellberg	Faggruppe:	
	Limnologi	
	Geografisk område:	
	Nordland fylke	
	Antall sider:	Opplag:
	46	25

Oppdragsgiver: Forsvarets Bygningstjeneste avd. Harstad	Oppdragsg. ref.:
---	-------------------------

Ekstrakt: Målsetningen med undersøkelsen i Mebyelva 1993 var å registrere eventuelle effekter av sigevannet fra fyllingen på Elvegårdsmoen på det akvatiske økosystemet i elva. Resultatene fra de kjemiske og biologiske undersøkelser viste at elva var påvirket av utsig av tungmetaller og jern både fra fyllingen og kringliggende skytebaner. Det var også indikasjon på utsig av PCB fra fyllingen. Størst påslag var det av bly. Utsiget av miljøgifter fra fyllplassen og skytebanene påvirket flora og fauna i den del av Mebyelva som avvannet selve Elvegårdsmoen.
--

4 emneord, norske

1. Mebyelva
2. Kjemiske forhold
3. Biologiske forhold
4. Vannmose som bioindikator

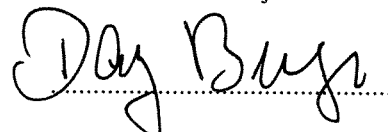
4 emneord, engelske

1. Meby river
2. Water chemistry
3. Biology
4. Aquatic mosses as a bioindicator

Prosjektleder



For administrasjonen



ISBN-82-577-2542-8

Norsk institutt for vannforskning

0-93108

**Undersøkelser av eventuelle økologiske effekter
av avrenning fra avfallsplassen på
Elvegårdsmoen, Narvik kommune.**

Rapport for undersøkelser utført i 1993.

Saksbehandler:

Gøsta Kjellberg

Medarbeidere:

Torleif Bækken
Mette-Gun Nordheim
Sigurd Rognerud
Randi Romstad

Innhold

Forord	3
1. Formål - konklusjoner - tilrådninger	4
1.1. Formål	4
1.2. Konklusjoner	4
1.3. Tilrådninger	5
2. Innledning	6
2.1. Beskrivelse av vassdraget	6
2.2. Bakgrunn og problemanalyse	7
2.3. Målsetting	7
2.4. Undersøkelserprogram	7
3. Resultater og diskusjoner	9
3.1. Generell vannkjemi	9
3.2. Biokonsentrasjon av tungmetaller og polyklorete bifenyler (PCB) i vannmose	10
3.3. Biologiske undersøkelser	12
3.3.1. Begroing	12
3.3.2. Bunndyr	13
3.3.3. Fisk	15
4. Litteratur - referanser	17
5. Vedlegg	18

Forord

Dette er en rapport som presenterer resultatene fra de målinger som ble foretatt i Mebyelva i 1993. Elva tilføres sivevann fra skytebanene og avfallsplassen på Elvegårdsmoen. Elvegårdsmoen ligger straks syd for Bjerkvik i Narvik kommune. Undersøkelsen omfatter målinger av tungmetaller og polyklorerte bifenyler samt vurdering av de økologiske effekter. Undersøkelsene i 1993 var av orienterende art.

I 1990-91 gjennomførte Forsvarets bygningstjeneste sentralt (FBT/S) en landsomfattende kartlegging av spesialavfall i deponier og forurenset grunn på Forsvarets områder. FBT/S har engasjert ENCO (Environmental Consultants A/S) v/Vidar Ellefsen som enstern rådgiver i denne anledning. Ved Elvegårdsmoen ble det anbefalt å sette i gang undersøkelser for å avklare om eventuelt deponert spesialavfall medførte forurensning av Mebyelva og sjøområdet ved elvas utløp i Herjangsfjorden.

Prosjektet ble kontraktfestet den 22.4.93 og FBT avd. Harstad har stått som oppdragsgiver. Løytnant Frode Paulsen har vært kontaktperson for forsvaret og prosjektleder T. Mørch ved Forsvarets bygningstjeneste/Sentralledelsen (FBT/S) fagansvarlig. Gøsta Kjellberg ved NIVA's Østlandsavdeling er prosjektleder. Torleif Bækken og Randi Romstad (NIVA, Oslo) har bearbeidet henholdsvis bunndyr og begroing. De vannkjemiske prøvene er analysert ved Vannlaboratoriet for Hedmark (VLH), unntatt tungmetallanalysene som ble analysert ved NIVA's laboratorium i Oslo. Tungmetallanalysene i vannmose er utført av Institutt for Energiteknikk (IFE) og analysene av polyklorerte bifenyler (PCB) av Einar Magne Brevik ved NIVA's laboratorium i Oslo. Rapporten er utarbeidet ved NIVA's Østlandsavdeling. Østlandsavdelingen vil takke alle for et godt samarbeid.

Ottestad april 1994

Gøsta Kjellberg

1. Formål - konklusjoner - tilrådninger

1.1. Formål

Målsetningen med undersøkelsen i Mebyelva i 1993 var å registrere eventuelle effekter av sigevannet fra fyllingen på Elvegårdsmoen på det akvatiske økosystemet i elva. Undersøkelsen ble avgrenset til et utvalg tungmetaller, jern og PCB (polyklorerte bifenyler), samt næringssalter da det erfaringsmessig er disse stoffene som oftest kan forårsake skader ved utsig fra eldre fyllplasser. Undersøkelsen i 1993 var av mer orienterende karakter og resultatene vil vise om det er behov for å gå inn med tekniske grunnundersøkelser og mer inngående resipientundersøkelser eventuelt overvåkning.

1.2. Konklusjoner

Resultatene fra de kjemiske og biologiske undersøkelser sommeren 1993 viste at:

- Utsiget fra fyllingen ikke bidrog til påvisbare eutrofi-effekter dvs. biologiske effekter av en økt tilførsel av næringssalter (nitrogen og fosfor).
- Økt soppvekst i Mebyelva like nedstrøms fyllplassen indikerte at det var noe utsig av lettnedbrytbart organisk stoff fra fyllingen. Påvirkningsgraden var likevel liten og direkte saprobieffekter ble ikke påvist. Med saprobieffekter menes utvikling av synlig sopp- og bakterievekst og lukt ulemper.
- Det var indikasjon på utsig av PCB fra fyllingen. Påvirkningsgraden bedømmes likevel som liten. De påviste PCB'er tilhørte gruppen "seven dutch", som effektivt biokonsentreres/biomagnifiseres i biota. Eventuelle effekter av PCB utsiget bør derfor klarlegges nærmere (se kap. 1.3. Tilrådninger).
- Det var utsig av tungmetaller og jern både fra fyllingen og kringliggende skytebaner. Størst påslag var det av bly med mosekonsentrasjoner som skulle tilsvare blykonsentrasjoner i vannet opp mot 30 µg Pb/l, men vi kunne også dokumentere påslag av kobber, antimon, nikkel og sink. Indikasjon på utsig av kadmium foreligger også, men her må mer inngående undersøkelser til for å få verifisert dette. Dette gjelder også for kvikksølv.
- Utsiget av miljøgifter fra skytebanene og fyllplassen påvirket flora og fauna i Mebyelva.
- Det var sparsom forekomst av begroingsorganismer på de undersøkte lokaliteter. Begroingen forandret seg nedstrøms fyllingen ved at typiske rentvannsarter ble borte og at det kom til mer forurensnings-tolerante arter som f.eks. grønnalgen *Ulothrix zonata* og mosen *Hygrohypnum ochraceum*.
- Det var unormalt få bunndyr langs den del av elva som drenerer skytebanene oppstrøms fyllplassen. Også direkte nedstrøms fyllplassen var bunnfaunaen noe påvirket med relativt sett lavt individantall og mangel av fåbørstemark. Ca. 1,3 km lengre ned etter samløpet med Skardelva var bunndyrsamfunnet mer normalt utviklet både med hensyn til artssammensetning og individantall.
- Det ble registrert fisk (trolig sjøørretunger) helt opp mot fyllplassen. Her ble det fanget årsunger (0+) samt 1+ og eldre ørret. Fisketettheten ble beregnet til ca. 0,04 ørret pr. m², hvilket

bedømmes som lavt utifra hva vannføring og biotop skulle tilsi. Ovenfor fyllplassen ble det ikke fanget eller registrert fisk. I elvas nedre del var det et tettere og mer normalt utviklet ørretbestand med ca 0,12 ørreter pr. m². Også her ble det registrert årsunger (0+) og 1+ og eldre ørret. En viss påvirkning på fisken synes derfor å foreligge og sannsynligvis er det i første hand blyutsiget fra skytebanene som påvirket fisken ved en til tider unnvikende reaksjon. Det ble ikke registrert noe ytre skade eller misdannelser (som f.eks. sort hale og/eller ryggradskrøkning) hos fisken som kan settes i sammenheng med kroniske gifteffekter.

1.3. Tilrådninger

- Det bør fremskaffes bedre referanseverdier fra området. Referansestasjonen må flyttes oppstrøms skytebanene opp mot Hølbergnova-området. Eventuelt kan også Moelva som renner sør for Mebyelva og til dels avvanner samme fjellområde benyttes som referanselokalitet.
- Det er ønskelig at omfanget og betydningen av de påviste skadeeffekter klarlegges nærmere.
 - Det bør derfor, utover de eksisterende prøvetakingssasjoner opprettes en stasjon i nedre del av Skardelva og en i Mebyelva ved Meby før utløp i Herjangsfjorden, samt en stasjon i Fjellkråelva oppstrøms skytebanene.
 - Videre bør en ta ut sedimentprøver og/eller biologisk materiale (alger, muslinger) for tungmetallanalyse og analyse av PCB fra munningsområdet der Mebyelva renner ut i Herjangsfjorden.
 - Det bør utføres analyse av tungmetall- og PCB innhold i fiskeliver. Prøvene tas ut fra 2+ og eldre ørret.
 - Økosystemet i Mebyelva bør overvåkes årlig, dvs. at en foretar enklere registreringer av bunndyr og fiskeforekomst.
- Bekkesigene som avvanner skytebanene bør kalkes. En bør også vurdere om Fjellkråelvas nedre del skal kalkes, fordi dette vil redusere eventuelle gifteffekter av tungmetaller.

2. Innledning

2.1. Beskrivelse av vassdraget

Mebyelva, som nærmest kan betegnes som en større bekk, munner ut i Herjangsfjorden ved Meby ca. 1,2 km sør for Bjerkvik i Narvik kommune. Vassdraget avvanner det 500 m.o.h. høye Mebyfjellet ved to hovedløp, Fjellkråelva i nord og Skardelva i sør (se fig.1). I spesielt tørre perioder går Fjellkråelva tørr, mens det alltid er vannføring i Skardelva (pers. medd. Knut Medby). Nedbørfeltet omfatter i alt 6,5 km² hvorav 47% utgjordes av snaufjell, 3% av myr og 50% av bjørkeskog hvorav 23% kan betegnes som fjellbjørkbeltet. Fyllplassen på Elvegårdsmoen og nedslagsfeltet til de fleste skytefeltene avvannes av Mebyelva som i dette område går under navnet Djupdalselva. Berggrunnen i området består av kvartsrike glimmerskifer og glimmergeiser. Nedre delen av elven renner gjennom store sand- og grusavsetninger. Glimmerskifer og særlig glimmergneiser er tungt forvitterlig og bidrar til et ionefattig og noe surt vann. Sand- og grusavsetningene inneholder formodentlig noe mer salter bl.a. kalk som bidrar til å øke vannets ioneinnhold og pH. Den sparsomme myrforekomsten gjør at vannet i Mebyelva og særlig i Fjellkråelva/Dypdalselva er humusfattig. Ionefattig og humusfattig vann som i dette tilfellet gjør at Mebyelvas øvre deler er følsomme for forurensningspåvirkning av bl.a. tungmetaller og klororganiske forbindelser.

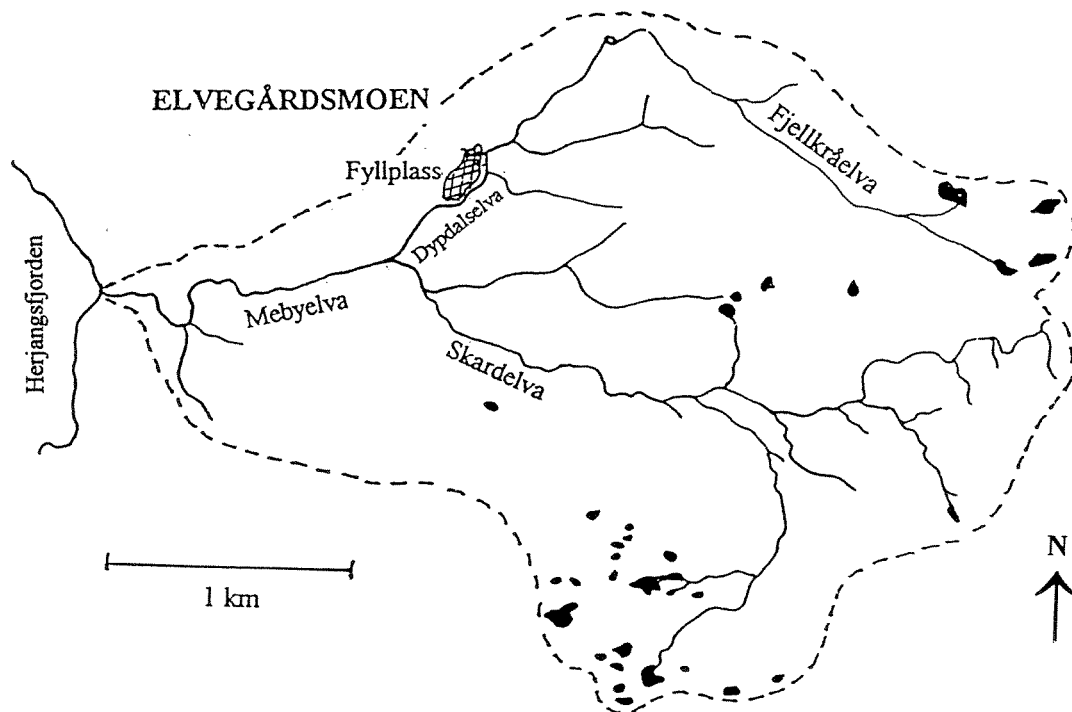


Fig.1 Mebyelva med nedbørfelt. Nedbørfeltet har et totalareal av 6,54 km² hvorav 3,08 km² er snaufjell, 1,74 km² er bjørkeskog, 1,50 km² fjellbjørkbeltet og 0,22 km² myr. Kartet er utarbeidet fra kart M711, 1:50.000, Gratangen Kartblad 1432 III, utgave 4NOR.

2.2. Bakgrunn og problemanalyse

I avfallsfyllingen på Elvegårdsmoen har det blitt deponert spesialavfall fra nærliggende militære avdelinger i lang tid inntil innsamlingsordningen for spesialavfall kom i stand i 1991. Fyllingen eies av Forsvarsdepartementet og lokal forvaltningsmyndighet er tiltagt NHLF/JR 16. Fyllingen inneholder også en hel del etterlatenskaper etter den tyske okkupasjonsmakten (1940-45) bl.a. oljerester fra flammekasterolje. Videre har plassen til for ca 4-5 år siden blitt flittig brukt av private leverandører fra Bjerkviksområdet. Fyllingen inneholder således alle typer avfall bl.a. bilvrak, kjøleskap, frysebokser, maling, lakk, løsningsmidler, spillolje og div.batterier. Avfall kan også ha blitt brent bl.a. spesialavfall.

Fyllingen omfatter et areal av ca. 10.000 m² dvs.1 ha. Det meste av fyllingen er overdekket med grus. Det er ingen bunntetting og det er heller ikke gjort noe for å begrense forurensning av grunnvann og sigevann. Det er tidligere heller ikke foretatt noen undersøkelser eller overvåkning av sigevann eller av selve Mebyelva, som her utgjør hovedresipient. Det var derfor usikkert om Mebyelva var påvirket ev. forurenset av sigevannet fra fyllingen og om det er i konflikt med annen bruk av vannforekomsten i området/sjøen.

Fyllingen ligger i et område med flere skytebaner. Dette kompliserer bildet ved at Mebyelva i dette område også tilføres tungmetaller og jern fra prosjektiler og div. skrot som har blitt deponert i skytebanevoller og nedslagsfelter. Videre skjer det også en hel del skyting rett ned i selve bekkefare. Tidligere var det også en stridsløype som gikk langs bekkefare.

Mebyelva er gyte- og oppvekstlokalitet for sjørret. Gytefisker går opp seint på høsten i forbindelse med flom (pers. medd. Arne Knudsen). Sjørreten benytter ca. 2 km av elva til sin reproduksjon. Gytefisker går som regel opp til samløpet mellom Djupdalselva og Skardelva, en strekning av ca. 1,5 km. I elvens øvre deler (særlig i Skardelva) er det en mindre bestand av småfallen bekkeørret. Her ble det utsatt ørret i småvannene på Mebyklubben i 1988. Ved flom kan enkelte sjørøye og laks gå opp i elva. Fra slutten av 1950-åra til ut i 80-tallet var det ikke fisk i nedre delen av elva (pers.medd. Knut Medby). Foruten elvas verdi som reproduksjonslokalitet for sjørret og dens egenverdi som økosystem er det ikke knyttet direkte bruksinteresser til vassdrages nedre del. Her bør det likevel nevnes at en del guttunger fisker småørret i elva. Årlig tar disse 140-150 småørret i Mebyelvas nederste del (pers. medd. Arne Knudsen). A.Knudsen er grunneier til nedre delen av Mebyelva. Tidligere ble elva benyttet til resipient for boligkloakken fra Elvegårdsmoen, utslippet skjedde litt nedstrøms fyllplassen. Muligens var det dette som tidligere slo ut fisken.

2.3. Målsetting

Målsettingen med undersøkelsen i 1993 var å registrere eventuelle effekter av sigevannet fra fyllingen på det akvatiske økosystemet i Mebyelva. Undersøkelsen ble avgrenset til et utvalg tungmetaller, jern, næringssalter og PCB, da det erfaringsmessig er disse stoffene som oftest gir problemer når det gjelder sigevann fra fyllplasser. Resultatene fra undersøkelsen i 1993 skulle vise om det var behov for å gå inn med tekniske grunnundersøkelser samt gjøre mer inngående undersøkelser av resipienten bl.a. marine undersøkelser i utløpsområdet i Herjangsfjorden.

2.4. Undersøkellesprogram

Den 14.juli ble det gjort en befaring av den aktuelle del av Mebyelva. Det ble opprettet to prøvetakingsstasjoner (se fig.2), en oppstrøms og en nedstrøms fyllingen. Her ble det tatt prøver for vannkjemi, begroingsprøver samt utplassert vannmose for biokonsentrasjon av tungmetaller. Den 22. juni ble mosene tatt opp og det ble utplassert nye moser for biokonsentrasjon av tungmetaller og

PCB. Den 22. og 23. september ble det tatt begroings- og bunndyrprøver. Videre ble det foretatt fiskeregistrering med elfiskeapparat langs tre elvestrekninger. All mose som ble utplassert 22. juli ble tatt opp. Semikvantitative og kvalitative analyser ble gjort på det biologiske materialet og vannmosene er analysert for bly, kobber, jern, sink, nikkel, kadmium, antimon, kvikksølv og PCB. Fisketettheten er angitt som antall pr. m². Enkelte fisk er også lengdemålt. For nærmere informasjon om prøvetakingsmetodikk og vurderingsgrunnlag henvises til Kjellberg (1994) og vedlegg nr. I og nr. II.

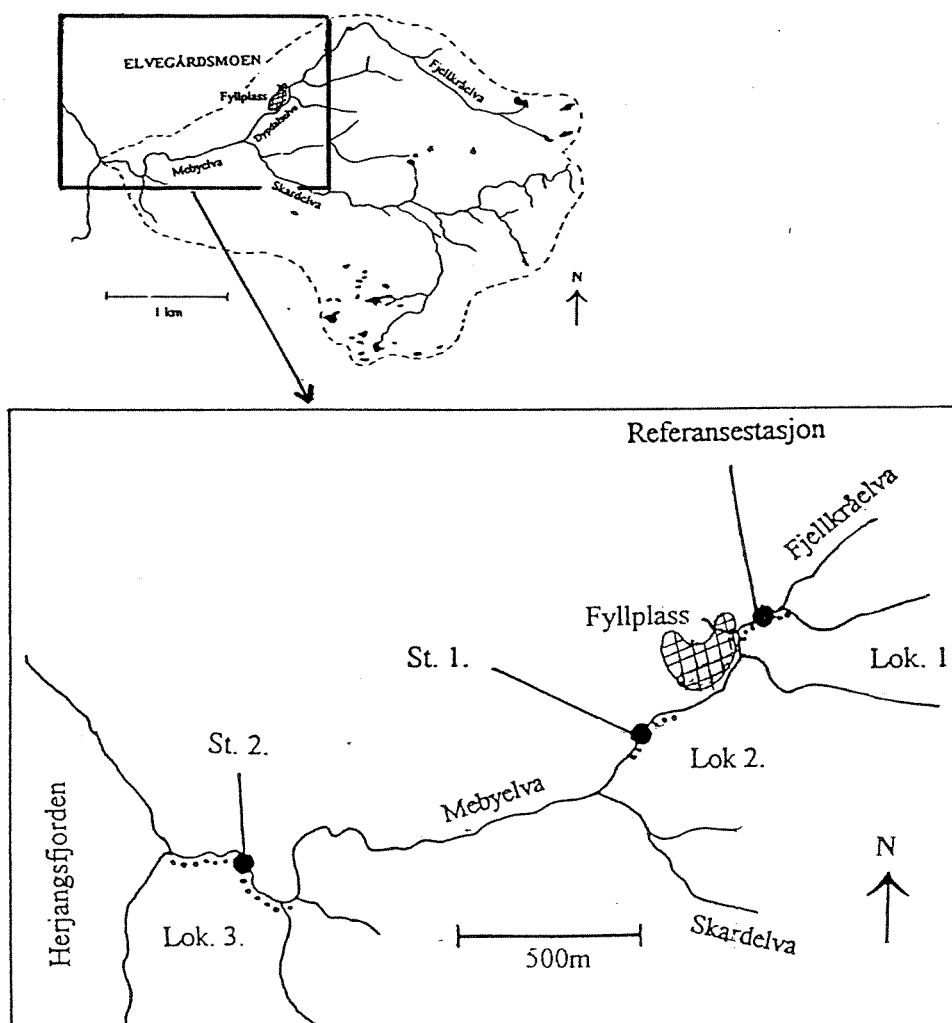


Fig.2 Prøvetakingslokaliteter i Mebyelva i 1993. Prikket område angir strekninger som har blitt elfiskeundersøkt.

3. Resultater og diskusjoner

3.1. Generell vannkjemi

Nedre del av Mebyelva har nøytralt humusfattig vann relativt rikt på salter bl.a. kalsium som bidrar til økt bufferkapasitet. Økologisk sett god vannkvalitet.

Det ble her bare tatt fire vannprøver av orienterende art. Resultatene er gitt i tabell 1 nedenfor.

Tabell 1. Vannkjemiske analyseresultater fra Mebyelva i 1993.

Dato	14.7					22.9.				
	pH	Alk mekv./l	κ mS/m	Farge mgPt/l	Kalsium mg/l	Cu $\mu\text{g/l}$	Fe $\mu\text{g/l}$	Ni $\mu\text{g/l}$	Pb $\mu\text{g/l}$	Zn $\mu\text{g/l}$
Referansest.	6,23	0,089	2,28	26	0,8	3,0	85	<1,0	6,6	<10
St.1	7,40	0,478	6,13	17	8,4	1,4	65	<1,0	1,0	<10

Ved prøvetakingstilfellet i juni var det en klar forskjell i vannkvaliteten mellom referansestasjonen, som ligger oppstrøms fyllplassen, og stasjon 1 like nedstrøms fyllplassen. Vannet var klart saltrikere ved st 1 og hadde bl.a. 10 ggr. så høyt kalsiuminnhold. Vannet var også mindre humuspåvirket ved st.1. Årsaken til dette er sannsynligvis at elva tilføres saltrikere dreneringsvann fra fyllplassen og området omkring fyllplassen som utgjøres av store sand og grusavsetninger som tydeligvis inneholder en hel del mineraler bla. kalsium. Økt kalsiuminnhold bidrar til å redusere eventuelle gifteffekter av tungmetaller mens lavt humusinnhold gjør elva mer ømfintlig for tungmetaller, oljeforbindelser og klororganiske mikroforurensninger. Vi kan her som eksempel nevne at Welsh et al. (1993) fikk skadeeffekter på fiskyngel allerede ved en kobberkonsentrasjon på 2 $\mu\text{g Cu/l}$ i surt humusfattig vann, mens konsentrasjonsnivået måtte økes til 182 $\mu\text{g Cu/l}$ for å få samme effekt i nøytralt humusrikt vann. Mer generelt sett har nedre del av Mebyelva økologisk sett god vannkvalitet og elva er bl.a. godt buffret mot tilførsel av vann med lav pH, mens de øvre deler har ionefattigere vann og er mer følsomme ovenfor påvirkning av bl.a. surt vann.

Den 22. september ble det analysert for tungmetaller ved de to stasjonene. Ved referansestasjonen ble det registrert et påslag av kobber og særlig bly. Kobberkonsentrasjonen betegnes som høy og blykonsentrasjonen som meget høy ifølge tilstandsklassifisering etter Lithner (1989) (se tabell nedenfor). Ifølge SFT's klassifiseringssystem (Holtan og Rosland 1992) var vannkvaliteten "mindre god" for kobber og "dårlig" for bly. De øvrige analyserte metaller hadde lave konsentrasjoner. Samtlige metallkonsentrasjoner var godt korrelert med de konsentrasjoner vi fant i moseprøvene. Referansestasjonen hadde, som nevnt ovenfor, de høyeste kobber- og blyverdier. Dette viste at det var skyteaktiviteten (d.v.s. utsig fra deponerte prosjektiler) i området som tilførte Mebyelva mest kobber- og blyforbindelser i 1993.

Tilstandsklasser for tungmetaller i ferskvann (konsentrasjoner i μg metall pr. l) etter Lithner (1989).

Tilstandsklasse: Metall	I og II lave kons.	III moderat høye kons.	IV Høye kons.	V Meget høye kons.
Cu	<1	1-2	2-5	>5
Pb	<1	1-2	2-5	>5
Ni	<1	1-2	2-10	>10
Zn	<5	5-15	15-75	>75

Vi kan her nevne at tålegrensen/effektgrensen for de aktuelle metaller som regel nås da vi får konsentrasjoner i vannet som tilsvarer ca 10 ggr. bakgrunnskonsentrasjonen dvs. at vi da kan forvente skadeeffekter ovenfor mer følsomme organismer (Lithner pers.medd.).

3.2. Biokonsentrasjon av tungmetaller og polyklorerte bifenyler (PCB) i vannmose.

Moseanalysene viste at det i 1993 var utsig av PCB fra fyllingen eventuelt fyllingsområdet og utsig av tungmetaller og jern både fra fyllingen og fra de omkringliggende skytebaner.

Primærdata for analysene av tungmetallene bly, kobber, sink, nikkel, kadmium, antimon, og kvikksølv samt jern er gitt i tabell 2 i vedlegg III. Konsentrasjonene av polyklorerte bifenyler (PCB) er gitt i tabell 3 i vedlegg III. Metode for PCB-analyse i vannmose er gitt i vedlegg IV. Resultatene for moseanalysene er vist med referansedata fra andre deler av landet i figur 3. Disse referansedata er hentet fra Rognerud og Boye (1992) og Kjellberg (1994). I figur 4 er påvirkningsgrad vurdert utifra antatt referanseverdi (s.k. provisoriske bakgrunnsverdier) gitt av Lithner (1989). Figuren vil eventuelt bli noe justert om/da vi får tilgang til lokale referanseverdier. Påvirkningsgrad av PCB er også vist i figur 4.

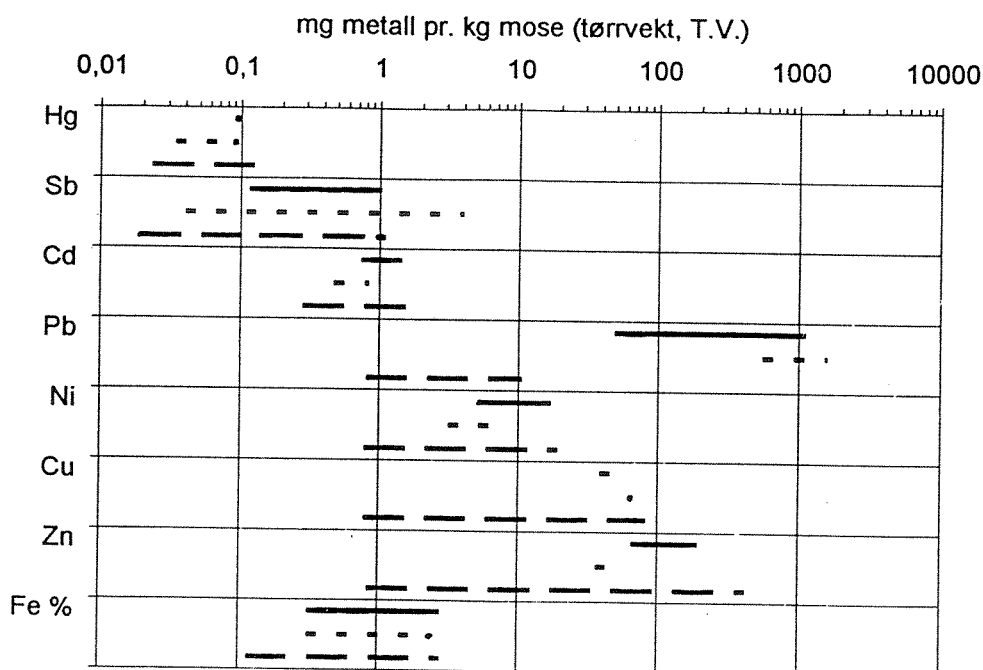


Fig.3 Variasjonsbredder for konsentrasjoner av tungmetaller og jern i vanlig elvemose (*Fontinalis antipyretica*) fra Mebyelva i 1993. Verdiene er gitt som mg metall pr. kg mose (tørrvekt, T.V.) unntatt jern som er gitt som %. Brutt linje (— —) markerer referanseverdier fra hele Skandinavia dvs. verdier fra elvemose som kun har vært utsatt for naturlige geokjemiske kilder i tillegg til atmosfæriske forurensninger. Stiplet linje (---) betegner referansestasjonen og heltrukken linje (——) st. 1.

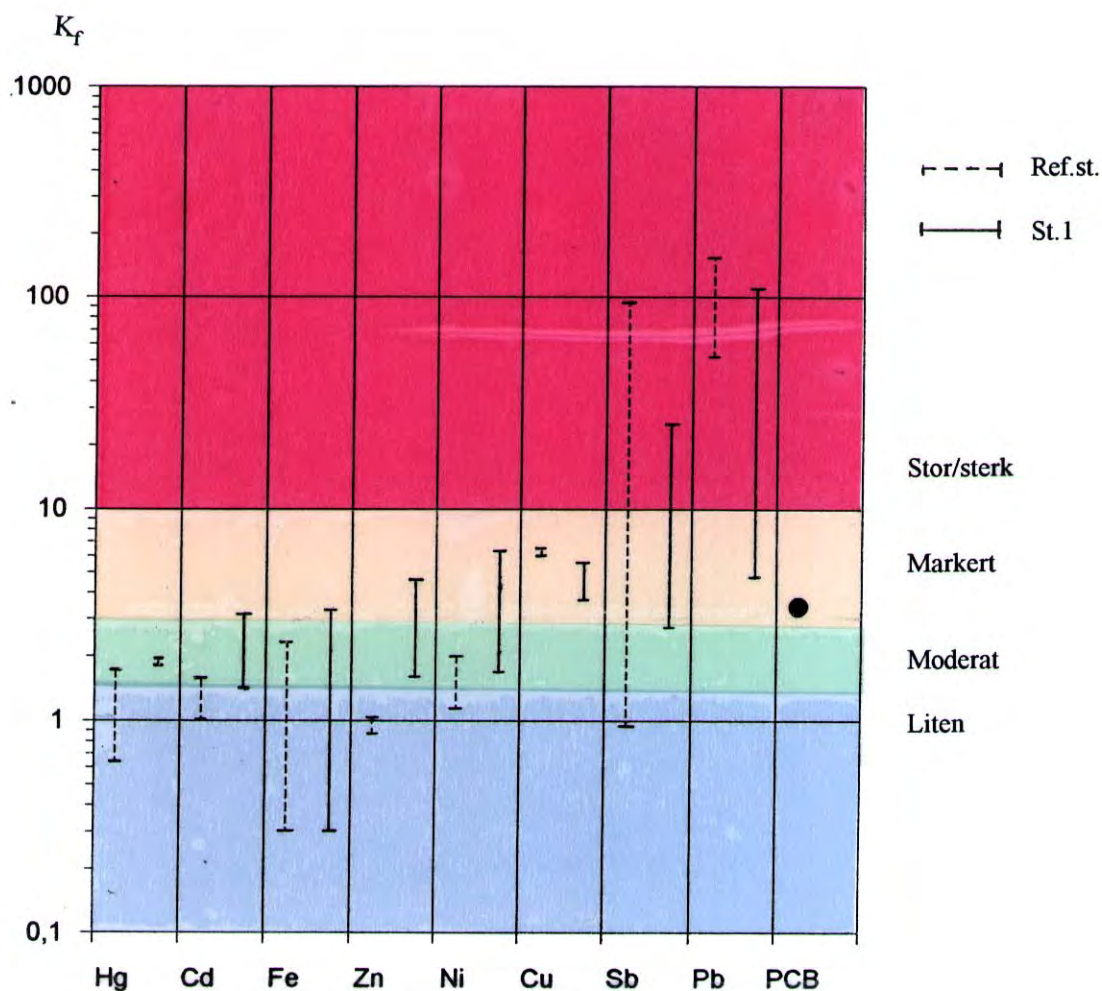


Fig.4 Påvirkningsgrad uttrykt som kontamineringsfaktor for ulike tungmetaller, jern og PCB beregnet utifra konsentrasjon i toppskudd i vannmose (*F.antipyretica*). Kontamineringsfaktoren (K_f) er beregnet som forholdet mellom målt konsentrasjon i vannmose og en antatt referanseverdi (s.k. provisorisk bakgrunnsverdi).

Moseanalysene viste at:

- Mebyelva var påvirket av PCB nedstrøms fyllplassen. Konsentrasjonen i vannmosen ved st.1 var likevel lav (3,3-3,4 μg PCB pr. kg mosetørrvekt) og betydelig (nær 10 ggr.) lavere enn hva Mouvet et al. (1986) angir for moseprøver tatt fra lite påvirkede vassdrag i Frankrike. De registrerte verdier er mer i overensstemmelse med referanseverdier i påvekststalger (periphyton) som er rapportert fra finske vassdrag (Heinonen et al. 1986) samt de mosekonsentrasjoner NIVA registrerte i Terningåa i 1992 i forbindelse med undersøkelser av militære fyllplasser på Terningmoen ved Elverum (Rognerud et al. 1993). Videre kan vi nevne at Tommy Hammar (munt. medd.) for svenske innsjøsedimenter oppgir 1 μg PCB pr. kg (T.V.) som generell bakgrunnsverdi. I svenske innsjøer, som ikke har eller har hatt utslipp av PCB, har man i sedimentene registrert 20-40 μg PCB pr. kg tørrvekt (Henrikson og Steiner 1992, Olsson 1993). Olsson (1993) fant en god positiv korrelasjon mellom PCB-konsentrasjon og mengde organisk stoff (GF%). Påvirkningsgraden fra fyllplassen bedømmes derfor som liten til tross for at

kontamineringsfaktoren skulle tilsvare markert påvirket (se fig.4). De påviste PCB'er tilhørte gruppen "Seven Dutch" som effektivt kan biokonsentreres /biomagnifiseres i biota. Eventuelle effekter av PCB-utsiget ovenfor flora og særlig fauna i Mebyelva og i sjøområdet ved elvas utløp i Herjangsfjorden bør derfor nærmere klarlegges, da en for tiden mener at PCB-ene er betydelig giftigere enn tidligere antatt (Tanabe et al. 1989 og Tarhanen et al. 1989). Bl.a. erfarer en at PCB kan påvirke organismens hormonbalanse. Fødesøkende fugler i elveoset ved Herjangsfjorden kan her være en spesielt utsatt gruppe.

- Det var utsig av tungmetaller og jernforbindelser både fra fyllingen og fra skytebanene i området. Størst skyteaktivitet skjer i området oppstrøms fyllplassen der vi hadde vår referansestasjon. En må derfor opprette en ny referansestasjon for å få fram reelle lokale bakgrunns- og referansenivåer. Skytebanene bidro først og fremst med utsig av bly, kobber og antimon, mens det største utsiget av jern, sink og nikkel kom fra selve fyllplassen og/eller området like ved. Størst påslag var det av bly med mosekonsentrasjoner som skulle tilsvare blykonsentrasjoner i vannet opp mot 30 µg Pb/l. Dette er verdier som klart overstiger tålegrensen og der vi kan forvente gifteffekter (Lithner 1989). Det var også stort påslag av antimon, men her ligger konsentrasjonene innenfor det område som vi regner som referansekonsentrasjoner i Norge (Kjellberg 1994). Påslaget av kobber, nikkel, sink og jern var markert, men her overskrides heller ikke respektive tålegrenser, og konsentrasjonene lå innenfor de konsentrasjonsnivåer vi regner som referansekonsentrasjoner for Skandinavia. Indikasjon på utsig av kadmium forelå også, men her må mer inngående undersøkelser til for å få verifisert dette. Situasjonen for kvikksølv er også noe uklar og her må vi også ha mer data for å kunne dra noen endelige konklusjoner. De målte konsentrasjoner for kadmium og kvikksølv var likevel lave med verdier innenfor det vi regner som referanseverdier for Skandinavia. Derfor utgjør disse metallene ingen direkte fare for økosystemet i Mebyelva eller sjøområdet ved elvas utløp.

3.3. Biologiske undersøkelser

De biologiske undersøkelser viste at utsig av miljøgifter fra skytebanene og fyllplassen på Elvegårdsmoen i 1993 påvirket flora og fauna i berørte del av Mebyelva.

Målet med de biologiske undersøkelser (begroing, bunndyr og fisk) har vært at disse observasjonene sammen med resultatene fra de kjemiske undersøkelsene (inkl. moseundersøkelsen) skulle danne et mest mulig omfattende grunnlag for å vurdere vassdragets forurensningssituasjon og resipientkapasitet/tålegrense. Det er som regel de biologiske effektene av forandret vannkemi, som f.eks. "grønskevekst", sopp- og bakteriebegroing (s.k. "lammehaler" og lignende), fiskedød, vond lukt osv., som av oss mennesker oppfattes som forurensning. Det legges særlig vekt på forekomst evt. fravær av gode indikatororganismer dvs. organismer eller populasjoner som er følsomme ovenfor forurensningstilførsler eller evt. andre inngrep. Avvik fra antatt naturtilstand eventuelt referanselokalitet står derfor sentralt ved bedømmelse av forurensningsgrad (se vedlegg nr. II). Videre skal det innsamlede materialet tjene som referanse for eventuelle fremtidige undersøkelser.

3.3.1. Begroing

Det var sparsom forekomst av begroingsorganismer på de undersøkte lokaliteter. Begroingen forandret seg nedstrøms fyllingen ved at typiske rentvannsarter ble borte og at det kom til mer tolerante arter som f.eks. grønnalgen *Ulothrix zonata* og vanlig bekkemose (*Hygrohypnum*). Økt soppvekst like nedstrøms fyllplassen indikerte tilførsel av lett nedbrytbart organisk stoff. Påvirkningsgraden betegnes likevel som liten.

Ved begroingsundersøkelsen har vi benyttet oss av en referansestasjon oppstrøms fyllplassen samt en

stasjon (st.1) ca. 50 meter nedstrøms fyllplassen. Primærdata fra prøvetakingen 14.7 og 22.9. er sammenstilt i tabell 4 i vedlegg III bak i rapporten.

Begroing på de enkelte stasjoner.

Referansestasjonen.

Prøvene ble tatt langs et hurtigstrømmende strykparti med enkelte små fall. Bunnssubstratet besto av grus og stein med enkelte mindre blokker. Bunnssubstratet bedømmes som fast og skulle utgjøre en godt egnet biotop for begroingsorganismer.

Det var uvanlig lite begroing på lokaliteten. Årsaken til dette kan være effekter av tungmetallutsig fra skytebanene, men kan også ha sin naturlige forklaring. Mer inngående undersøkelser med utvidet stasjonsnett vil klarlegge dette. Begroingen var i hovedsak dominert av rentvannsarter og størst forekomst var det av mosen *Marsupella aquatica*, som dannet mindre tepper på de større steiner og blokker, samt kiselalgen *Tabellaria flocculosa*. Videre var det en del forekomst av trådformete grønnalger som *Hormidium rivulare*, *Microspora palustris* og *Mougeotia sp.*. Det ble ikke registrert heterotrof vekst som skulle tilsi økt tilførsel av lettnekbrytbart organisk stoff. Lokaliteten bedømmes som lavproduktiv og lite påvirket av forsurening, næringssalter og lettnekbrytbart organisk stoff (tilstandsklasse I). Muligens kan den sparsomt utviklede begroingen være et utslag av gifteffekter fra bl.a. tungmetaller.

St.1

Prøvene ble tatt langs et grunt hurtigflytende strykparti ca. 50 meter nedstrøms selve fyllplassen. Bunnbestod av sand, grus og småstein. Bunnssubstratet var noe ustabil og lokaliteten bedømmes som mindre egnet for begroing av trådformete alger. Det var ikke mulig å finne noen velegnet begroingslokalitet med fast bunnssubstrat i denne del av elva.

På mer fast substrat som enkelte trestammer som lå i elvefaret var det likevel en del forekomst av vanlig bekkemose (*Hygrohypnum ochraceum*). Bekkemosen er kjent for å tåle forurensningsbelastning. Det var sparsomt med algevekst og rentvannsarter savnes helt. Lokalt på enkelte større steiner var det likevel frodige "tjafser" med blågrønnalgen *Chamaesiphon spp.* og særlig den trådformede grønnalgen *Ulothrix zonata*. Dette er algeslekter som er kjent for å være relativt motstandsdyktige for bl.a. tungmetaller.

Forekomst av sopphyfer indikerte at lokaliteten var noe påvirket av lettnekbrytbart organisk stoff. Lokaliteten bedømmes som noe næringsrikere enn referansestasjonen og noe påvirket av lettnekbrytbart organisk stoff (tilstandsklasse I-II). Fravær av rentvannsarter og klart utarmet begroingssamfunn indikerer gifteffekter (Kategori I). Lokaliteten var ikke forsuringspåvirket. Forekomst av grønnalgen (*U.zonata*) som ikke tåler surt vann (pH<5,5) viste dette.

3.3.2. Bunndyr

Bunndyrundersøkelsen viste at det var unormalt få bunndyr langs den del av elva som drenerer skytebanene oppstrøms fyllplassen. Også direkte nedstrøms fyllplassen var bunndyrfaunaen noe påvirket med relativt sett lavt individantall og mangel på fåbørstemark. Ca. 1,3 km lengre ned etter samløpet med Skardelva var bunndyrsamfunnet mer normalt utviklet med hensyn til artssammensetning og individantall. Klar indikasjon på gifteffekter ovenfor bunndyrene foreligger således langs den del av elva som drenerer selve Elvegårdsmoen.

Foruten ved referansestasjonen ble det tatt semikvantitative bunndyrprøver ved to lokaliteter nedstrøms fyllplassen (st.1 og st.2). Resultatene av bunndyrundersøkelsen som ble utført 22 og 23

september er gitt for hver lokalitet og vist i figur 5 og 6. Primærdata er sammenstilt i tabell 5 og 6 i vedlegg III bak i rapporten.

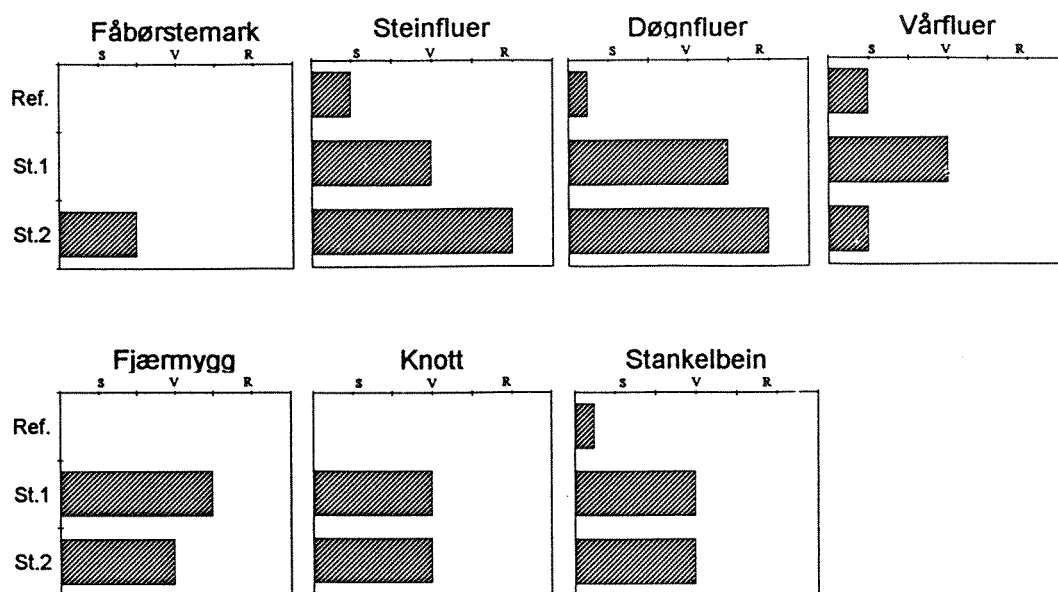


Fig.5 Forekomst av de vanligste bunndyrgrupper ved tre lokaliteter i Mebyelva i 1993. S=sparsomt forekommende V=vanlig R=rikt

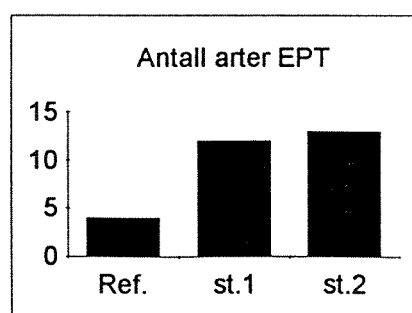


Fig.6 Antall arter av døgnfluer (E), steinfluer (P) og vårfluer (T), s.k. EPT-indeks ved tre lokaliteter i Mebyelva i 1993.

Bunndyr på de enkelte stasjoner.

Stasjonsbeskrivelse fra referansestasjonen og st.1, se kap. 3.3.1..

Referansestasjonen

Det var sparsomt med bunndyr på lokaliteten og betydelig lavere individantall og artsantall en forventet utifra hva vannføring og biotop skulle tilsi. Gopper som fåbørstemark, fjærmygg og knott ble ikke registrert. De arter som ble funnet er alle relativt tolerante for metallforurensning. Lokaliteten bedømmes utifra bunndyrforekomsten som markert påvirket av gifteffekter (kategori I).

St.1

Her var det et rikere utviklet bunndyrsamfunn dominert av steinfluelarver, døgnfluelarver og fjærmygg. Vårfluelarver, knott og stankelbeinlarver var også vanlig forekommende. Størst forekomst var det av fjærmygglarver og døgnfluelarven *Baetis rhodani*. Fåbørstemark ble ikke registrert. Individantallet og artsrikdommen synes noe lavt i forhold til vannføring og biotop. Lavt individantall og mangel av fåbørstemark og mer følsomme arter er sannsynlig en indikasjon på gifteffekter. Lokaliteten bedømmes derfor utifra bunndyrforekomsten som moderat påvirket av gifteffekter (kategori I).

St.2

Prøvene ble tatt langs et grunt og brett hurtigflytende strykparti med enkelte større kulper ca 1,3 km nedstrøms st.1 etter samløpet med Skardelva. Bunns substratet utgjordes av et relativt rørlig sand- og gruslag med enkelte stein. Lokalt var det også større blokker. Vannføringen var her ca. dobbelt så stor som ved de to foregående stasjoner pga. vanntilførselen fra Skardelva.

Lokaliteten hadde et variert bunndyrsamfunn i samsvar med de naturgitte forhold og det ble ikke registrert noen direkte skadeeffekter. Størst forekomst var det av steinfluelarver og døgnfluelarver, men fåbørstemark, fjærmygg, knott og stankelbeinlarver var også vanlig forekommende. Det var likevel mindre forekomst av vårfluelarver en forventet. Predasjon fra fisk kan være årsaken til dette. Følgende slekter/arter kan betegnes som karakterarter for lokaliteten: steinfluene *Isoperla*, *Taeniopteryx nebulosa*, *Brachyptera risi*, *Nemoura*, *Capnia artra*, *Capnopsis schilleri* og *Leuctra hippopus*, døgnfluene *Baetis rhodani* og *Ephemerella aurivillii* samt vårfluene *Rhyacophila nubila* og arter tilhørende familien *Limnephilidae*.

Utifra bunndyrforekomsten kan lokaliteten betegnes som lite påvirket av forurensning, næringssalter og lett nedbrytbart organisk stoff, dvs. tilstandsklasse I. Lokaliteten var også lite påvirket av gifteffekter. St.2 bedømmes derfor som en rentvannslokalitet i samsvar med de naturgitte forhold.

3.3.3. Fisk

Det ble registrert fisk (antagelig sjørretunger) helt opp mot fyllplassen. Her ble det fanget årsunger (0+) samt 1+ og eldre ørret. Fisketettheten ble beregnet til ca 0,04 ørret pr. m², hvilket bedømmes som meget lavt utifra hva vannføring og biotop skulle tilsi. Ovenfor fyllplassen ble det ikke fanget eller registrert fisk. I elvas nedre del var det et tettere og mer normalt utviklet ørretbestand med ca. 0,12 ørret pr. m². Også her ble det registrert årsunger (0+) og 1+ og eldre ørret. En viss påvirkning på fisken synes derfor å foreligge og sannsynligvis er det i første hand blyutsiget fra skytebanene som påvirket fisken ved en unnvikende reaksjon. Det ble ikke registrert noe ytre skade eller misdannelse (som f.eks. sort hale og/eller ryggradskrøking) hos fisken som kan settes i samband med kroniske gifteffekter.

Nedre del av Mebyelva er ved lav og normal vannføring godt egnet for fiske med elektrisk fiskeapparat. Lite og oversiktlig vassdrag med klart og relativt ionerikt vann bidrar til dette. Det ble foretatt elfiskeregistreringer ved tre lokaliteter 22. og 23. september. Lokalitet 1 utgjøres av en 200 meter lang strekning av Mebyelva/Dybdalselva like oppstrøms fyllplassen. Lokalitet 2 omfatter 200 meter av elva direkte nedstrøms fyllplassen, mens lokalitet 3 utgjør hele elvestrekningen fra utløpsosen til den nye veibrua. I elvens nederste del er det enkelte dypere kulper der en lett kan registrere eventuell forekomst av oppvandret større gytefisk som laks, sjørret og sjørøye. Forøvrig er det få gode standplasser for større fisk i Mebyelva. Gytefisken går derfor opp i elva like før gytetida i forbindelse med en flom (Halvorsen og Kristoffersen 1989). Resultatene fra fiskeregistreringene er framstilt i figur 7. Primærdata er gitt i tabell 7 i vedlegg III bak i rapporten.

Det ble registrert fisk antagelig sjørretunger i Mebyelva helt opp mot fyllplassen. Ved lokalitet 2 ble det fanget årsunger (0+) samt 1+ og eldre ørret. Fisktettheten ble her beregnet til ca. 0,04 ørret pr. m², hvilket bedømmes som svært lavt utifra hva vannføring og biotop skulle tilsi. Oppstrøms fyllplassen (lokalitet 1) ble det ikke fanget eller registrert fisk. I elvas nedre del (lokalitet 3) var det en tettere og mer normalt (se tabell 8 i vedlegg nr. III) utviklet ørretbestand med ca 0,12 ørreter pr. m². Det er ikke noen sjøutløpseffekt i vassdraget da vassdraget savner store innsjøer. Også her ble det registrert årsunger (0+), 1+ og eldre ørret. Unntatt en sjørøye i selve utløpsosen ble det ikke registrert oppvandret gytefisk av sjørret og/eller laks. Normalt går gytefisken opp i de mindre vassdragene rundt Herjangsfjorden i midten av september (pers.medd. Knut Fossum). Høsten 1993 var unormal p.g.a. at det ikke var noen direkte flom i september. Dette var trolig forklaringen til at vi ikke fant noen gytefisk.

Elfiskeresultatene skulle tyde på at metallutsigene fra skytebanene og evtuelle også fyllplassen påvirket fiskebestanden i elva. Sannsynligvis er det i første rekke blyutsiget fra skytebanene som påvirket fisken ved en til tider unnvikende reaksjon. Det er vist at fisk viser unnvikende reaksjon allerede ved blykonsentrasjoner i området 1,5-20 µg Pb/l (Lithner 1989). Kroniske forgiftningseffekter kan oppstå i området 20-30 µg Pb/l (Lithner 1989). Det ble ikke registrert noe ytre skade eller misdannelser (som f.eks. sort hale og/eller ryggradskrøkning) hos den fangede fisken som kan settes i samband med kroniske gifteffekter av bly.

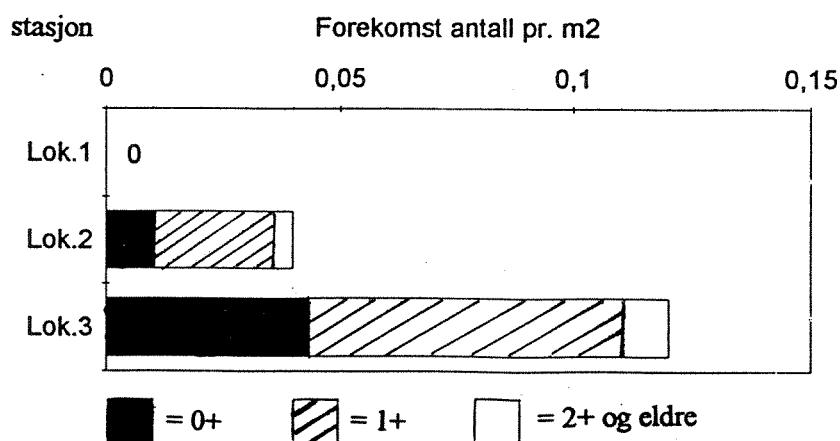


Fig.7 Tetthet av ørret på tre prøvetakingslokaliteter i Mebyelva i 1993.

4. Litteratur - referanser

- Halvorsen, M. og K. Kristoffersen. 1989. Ungfiskregistrering, bonitering og produksjonspotential i vassdrag med anadrome laksefisk i Troms. Del 2. Fylkesm. i Troms miljøvernadvd.. Rapp. nr.19. 132s.
- Heggberget, T.G. 1976. Elektrisk fiskeapparat - anvendelse i praktisk og vitenskapelig fiskeribiologi. Fagkonferansen - Fisk 1976.
- Heinonen, P., J. Paasivirta og S. Herva. 1986. Periphyton and mussels in monitoring chlorohydro-carbons and chlorophenols in watercourses. *Tox. Environ. Chem.* 11:191-201.
- Henriksson, F. og E. Steiner. 1992. Miljøgifter i Älvsborgs län. Bakgrundshalter i Källsjöar. Rapport 1992:11, Länsstyrelsen i Älvsborgs län.
- Holtan, H. og D.S. Rosland. 1992. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT-veiledning. Nr.92:06. TA-905/1992.
- Karlsen, T. og L. Sæter. 1991. Fisk og fiskemuligheter i småvassdrag med anadrome laksefisk. Del 3: Lofoten og Ofoten. Fylkesm. i Nordland, miljøvernadvd. Rapp. nr. 3 - 1991.
- Kjellberg, G. 1994. Tiltaksorientert overvåkning av Trysilelva. Generell vurdering av forurensningsgrad basert på kjemiske og biologiske forhold 1992. NIVA-rapp., Løpenr. 2983. 66s.
- Lithner, G. 1989. Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Bakgrunnsdokument 2. Metaller. Naturvårdsverket. rapport nr. 3628. 80s.
- Mouvet, C. et al. 1986. Dosages de PCB's et de métaux lourds dans les mousses aquatiques de la Seine entre Melun et Port-Jerome. Rapport de contrat a l'Agence Financiere des Bassin Seine-Normandis, 51 Rue Salvadore-Allende, F-92007 Nanterre Cedex, France.
- Olsson, L. 1993. Organiska miljögifter i Källsjöar i Älvsborgs län. Länsstyrelsen i Älsborg län, rapport 1993-09-13 fra Miljövärdsheten. 5s.
- Rognerud, S. og B. Boye 1992. Vannforurensning fra skytefelt. Del 3. Forurensning av aktuelle tungmetaller fra 10 av Forsvarets skytefelt. NIVA-rapp., Løpenr. 2700. 49s.
- Rognerud, S., G. Kjellberg og K. Ingebrigtsen. 1993. Vannforurensning fra skytefelt. Overvåkning av tungmetaller og klorerte hydrokarboner fra Terningmoen skytefelt i 1992, inklusive to eldre søppelplasser. NIVA-rapp., Løpenr. 2882.
- Tanabe, S., N. Kannan, M. Ono og R. Tatsukawa. 1989. Toxic threat to marine mammals: Inmcreasing toxic potential of non-ortho and mono-ortho coplanar PCB's from land to ocean. *Chemosphere* 18: 485-490.
- Tarhanen, J., J. Koistinen, J. Paasivirta, P. J. Vuorinen, J. Koivusaari, J. Nuuja, N. Kannan og R. Tatsukawa. 1989. Toxic significance of planar aromatic compounds in Baltic ecosystem-new studies on extremely toxic coplanar PCB's. *Chemosphere* 18: 1067-1077.
- Welsh, P.G., J.F. Skidmore, D.J. Spry, D.G. Dixon, P.V. Hodson, N.J. Hutchinson and B.E. Hickie. 1993. Effect of pH and dissolved organic carbone on the toxicity of copper to larval fathead minnow (*Pimephales promelas*) in natural lake waters of low alkalinity. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50:1356-1362.

5. Vedlegg

- Vedlegg nr. I : Biologiske undersøkelsesmetoder
- Vedlegg nr. II : Generell vannkvalitetsklassifisering for elver og bekker.
- Vedlegg nr. III : Primærdata fra de kjemiske og biologiske undersøkelser i 1993.
- Vedlegg nr. IV : Metode for analyse av PCB i vannmose.

VEDLEGG NR. I

Biologiske undersøkelsesmetoder

- Begroingsundersøkelser
- Bunndyrsundersøkelser
- Fiskregistrering med elektrisk fiskeapparat

Begroingsundersøkelse

Innledning og definisjon

Begroing er en fellesbetegnelse for organismesamfunn festet til elvebunnen eller annet underlag eller med naturlige tilholdssted nær elvebunnen, f.eks. blant andre begroingsorganismer. I rennende vann spiller begroingen stor rolle ved opptak og omsetning av løste næringsalter og lett nedbrytbart organisk stoff. Ved å være festet til et voksested vil begroingen avspeile voksestedets fysiske/kjemiske karakter og integrere denne påvirkning over tid.

Funksjonelt er det ulike typer begroing:

Primærprodusenter:	Alger Moser (høgere planter regnes ikke med)
Nedbrytere:	Bakterier Sopp
Konsumenter:	Primitive fastsittende dyr, f.eks. ciliater, fargeløse flagellater, svamp

I lite til moderat forurensningsbelastet vann dominerer primærprodusentene. Mineralske salter er viktigste næringsgrunnlag for primærprodusentene som øker i mengde ved økt tilførsel av næringsalter. Ved økt tilførsel av løst, lett nedbrytbart organisk stoff øker mengden av nedbrytere. Partikulært organisk stoff medfører økt forekomst av konsumenter.

I norske elver utgjør vanligvis primærprodusentene det meste av begroingssamfunnet. Bare unntaksvis, i betydelig forurensede elver, dominerer nedbrytere og konsumenter.

Spesielt i rennende vann kan miljøfaktorene variere raskt og innvirke på bl.a. kjemiske forhold:

- Liten vannføring (tørrværsperioder) kan resultere i "konsentrert vann" med høyt innhold av kjemiske stoffer.
- Høy vannføring (f.eks. snøsmelting) kan resultere i "fortynnet vann" med lite innhold av kjemiske stoffer.
- Nedbør kan medføre kortvarig avrenning fra f.eks. overgjødelse jorder eller slaggdeponier (gruveavrenning).
- Industri, renseanlegg o.l. kan ha periodiske utslipp.

På grunn av raske vekslinger i miljøforholdene kan det være vanskelig å få et godt bilde av tilstanden i rennende vann. Fysisk/kjemiske målinger gir bare et øyeblikksbilde, og det kreves hyppige målinger for å få et representativt bilde av vannkvaliteten.

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

Generasjonstiden for de fleste begroingsorganismer er dessuten ikke lenger enn at det gis rom for endringer fra ett år til neste, og i løpet av en vekstperiode. Derved oppfanges også kortvarige påvirkninger, f.eks. sesongdirigerte avløp fra jordbruket.

Begroingsundersøkelser er derfor blitt et nyttig og utsagnskraftig verktøy i overvåkningen av våre vassdrag.

Observasjoner av begroingssamfunnet blir bl.a. brukt til å måle virkningen av:

- plantenæringsstoffer
- organisk materiale
- miljøgifter
- forsuring
- regulering
- partikler

For bunndyr og små fisk kan stor forekomst av begroing danne effektiv beskyttelse mot sterk strøm og annen mekanisk slitasje og mot predasjon av andre dyr. Begroingen tjener dessuten som føde for en del bunndyrgrupper.

Metodikk

Metodikk for begroingsobservasjoner er i hovedsak en kvalitativ beskrivelse av begroingssamfunnet (Knutzen 1979, Lindstrøm 1987). Metodikken er i alt vesentlig standardisert og kan deles i tre avsnitt:

1. Feltobservasjoner/innsamling av prøver

Det velges et sett faste prøvetakingsstasjoner. Hvis mulig legges disse til strykpartier - strømhastighet > 25 cm/sek. Derved oppnås bl.a.

- en substrattype - stein - samme substrattype hele året.
- liten utveksling av kjemiske stoffer mellom stein og begroing (i motsetning til f.eks. organisk substrat).
- stadig fornyelse av vann med næring.
- høyt oksygeninnhold i vannet, osv.

Begroing vokser ofte i synlige, visuelt ulike enheter som kan ha form av et geleaktig brunt belegg (ofte kiselalger), grønne tråder (oftest grønnalger), eller f.eks. mørkegrønne dusker som kan bestå av rød- eller blågrønnalger.

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

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

Der forholdene tillater det, vurderes alle begroingselementer i hele elvas bredde. I praksis er det ofte bare bunnarealet nær elvebredden som er mulig å observere.

Til en undersøkelse av kiselalgesamfunnet børstes 10 tilfeldig valgte stener rene for begroing. Materialet fra alle stenene blandes og én delprøve tas ut.

Det innsamlede materialet fikseres i formalin og bringes til laboratoriet for videre analyse.

2. Laboratorieanalyse

Begroingsprøvene undersøkes først i lupe, deretter i mikroskop. Organismene identifiseres så langt mulig, fortrinnsvis til art. Hver arts mengdemessige betydning innen begroingselementet bedømmes.

Fra kiselalgeprøvene tas delprøver og glødes. Etter montering i Hyrax, telles kiselalgeskallene og prosentvis forekomst av hver art beregnes. Fra hver prøve telles minst 500 skall.

3. Tolking av resultatene.

På grunnlag av begroingssamfunnets sammensetning er stasjonene ifølge Lindstrøm (1987) plassert i vannkvalitetsklasse som angir grad av eutrofiering/-saprobering etter følgende skala som omfatter fire hovedklasser i vannkvalitet:

Vannkvalitets-klasse	I	II	III	IV
Betydning	Ikke påvirket	Moderat påvirket Naturlig svært næringsrik	Betydelig påvirket	Sterkt påvirket
Begroingen karakterisert ved:	<ul style="list-style-type: none">- Mange arter- Forurensnings-ømfintlige arter til stede- Velorganisert samfunn- Liten nedbrytning av organisk materiale- God næringsbalanse	<ul style="list-style-type: none">Naturlig næringsrik:- stor artsrikdomModerat påvirket:- svakt redusert artsantall- Næringskrevende arter til stede- Samfunn relativt stabilt- Nedbrytere utgjør en del av organismesamfunnet- Overskudd av næringsstoffer	<ul style="list-style-type: none">- Redusert artsantall- Bare forurensningstolerante arter- Ustabilt samfunn- Samfunnet preget av nedbrytere- Stort overskudd av næringsstoffer	<ul style="list-style-type: none">- Få arter- Bare nedbrytere og svært forurensnings-tolerante arter- Samfunnsstruktur ødelagt- Ofte masseforekomst av nedbrytere- Stort overskudd av næringsstoffer

Påvirkning av surt vann er vurdert utifra fagrapport nr.27. Tålegrenser for overflatevann.

Fastsittendealger (Lindstrøm 1992), se også vedlegg II, Indikatororganismer for pH.

Bunndyrsundersøkelse

Innledning og definisjon

Ved bedømmelse av et vassdrags biologiske tilstand og produksjonsevne er kunnskapen om bunndyrenes mengde og artssammensetning (biodiversiteten) av stor verdi. Bunnfaunaen er sammensatt av mange funksjonelt ulike arter med spesifikke krav til miljø (vannkvalitet, oksygentilgang, bunnsubstrat m.m.) og samtidig konsentrert til kontaktsjiktet mellom elvebunn og vann. I dette sjiktet skjer mange viktige prosesser i omsetningen av næringsstoffer og oksygen som lett påvirkes av forurensningsbelastning. Dertil kommer at de fleste bunndyrarter har en lang livssyklus - ofte ett år - og således gjenspeiler miljøpåvirkningen over en lengre tidsperiode. Selv tilfeldige påvirkninger, f.eks. giftutslipp, forurensningsepisoder, slamtilførsel m.m. som ikke alltid kan dokumenteres gjennom vanlige vannprøver, kan bli påvist ved slike undersøkelser. Bunndyr har derfor i lang tid blitt anvendt for å klassifisere vassdrag (Kolkwitz og Marsson 1908, Liebman 1951, Widerholm 1984).

Til bunnfaunaen regnes de organismene (invertebrater) som til tider eller i hele sitt liv lever i eller på bunnen i både stillestående og rennende vann. I rennende vann finnes gjerne to hovedtyper av organismesamfunn. I de mer stilleflytende partier med hovedsakelig slambunn, ligner faunaen i prinsipp den som vi finner i innsjøer. Den er som regel dominert av døgnfluelarver (Ephemeroptera), fåbørstemark (Oligochaeta) og fjærmygglarver (Chironomidae). Foss- og strykpartier og mer hurtigflytende elveavsnitt, hvor bunnen består av grus, stein og blokker har organismer som er spesialisert for dette miljøet. De har som regel en flat kroppsform, ofte kombinert med kraftige klør (visse stein- og døgnfluelarver). De kan også ha bygget hus av sand- og gruskorn som kan være festet til underlaget med spintråder (visse vårfluer og fjærmygglarver) eller de er forsynt med sugeskåler (igler og knottlarver). Enkelte arter av vårfluelarvene spinner fangstnett av ulike utforminger. Snegler har ofte redusert skallhøyde for derved å oppnå mindre motstand i vannet.

Organismer som lever i strømmende vann er på en eller annen måte utrustet for å unngå eller motstå vannstrømmens innvirkning. Strømfaunaen domineres som regel av tre insektgrupper, nemlig vårfluer (Trichoptera), døgnfluer (Ephemeroptera) og steinfluer (Plecoptera). Av stor betydning er også fjærmygg (Chironomidae) og knott (Simulidae). Dertil kommer et flertall snegler (Gastropoda), muslinger (Lamellibranchiata), igler (Hirudinea) og biller (Coleoptera).

På grunn av at oksygenforholdene som regel er gode og at næring stadig tilføres, oppstår det ofte individrike samfunn på slike lokaliteter, og som regel er produksjonskapasiteten pr. overflateenhet høy. Til forskjell fra den innsjø-levende faunaen som normalt i stor utstrekning utnytter føde som produseres i innsjøen (autoktont materiale), består en stor del av føden for den strømlevende faunaen av tilført organisk materiale (alloktont materiale) som stammer fra det omkring- eller ovenforliggende nedbørområde. De fleste av de strømlevende organismene, særlig de større bunndyrene (makrovertebrater), er betydningsfulle som fiskemat og da spesielt for laksefisk som ernærer seg av disse både i form av bunnfauna og driftfauna.

Bunnfaunaens kvalitet og kvantitet har derfor avgjørende betydning for vassdragets fiskeproduksjon, og som oftest gjelder regelen at en rik bunndyrforekomst gir en god fiskeproduksjon. Bunnfaunaens sammensetning har her avgjørende betydning, da de ulike bunnorganismer i ulike grad er tilgjengelige for fisken. Forandringer i bunnfaunasamfunnet kan derfor medføre markerte forandringer av fiskeproduksjonen og forholdet mellom ulike fiskearter.

Organismeproduksjonen i ett og samme vassdrag bestemmes som oftest først og fremst av strømhastigheten som i sin tur påvirker oksygeninnholdet, temperatur, bunnsubstratet og næringstilgangen. De mest produktive områdene består av foss- og strykpartier med stein og grusbunn og med moderat vannhastighet, mens bevegelig sandbunn og direkte bergformasjoner i kombinasjon med kraftig strøm, er lavproduktive (se vedlegg II, side 6). Innsjøutløpene er som regel spesielt produktive

med stor forekomst av filtrerere som visse vårfluer og knott. Dette benevnes som "utløpseffekt".

Metodikk

I praksis er det meget arbeidskrevende og vanskelig å få gode verdier for bunnfaunaens bestandsstørrelse i rennende vann både når det gjelder individantall og biomasse. Dette beror delvis på at substratet (grus, stein og blokker) i seg selv skaper problemer (metodikkproblem), men i første rekke på at faunaen, selv innenfor et begrenset område, er meget variert såvel kvalitativt som kvantitativt. Dette har sammenheng med stor heterogenitet i såvel bunnsubstrat som strømhastighet. De her framlagte resultater må derfor ikke betraktes som et eksakt bilde av de faktiske forhold på de respektive stasjoner.

Kort skissert omfatter bunndyrundersøkelsen innsamling av bunndyr med

enten: Håndhåvteknikken (den såkalte "sparke-metoden"). Prøvetakingen som kan betegnes som semi-kvantitativ, utføres i samsvar med Norsk Standard NS 4719, og vi samler inn bunndyrmateriale i 3 minutter ved hvert prøvetakingstilfelle. Metoden registrerer de fleste artene som er tilstede og gir informasjon om den relative tetthet og det relative forhold mellom de ulike organismegruppene.

eller: Surber sampler-metodikken (Surber 1937). Den Surber som benyttes er av standard utførelse med en prøveflate på 30x30 cm. Fangstnettet har en maskevidde på 200 μ . Vanligvis tas 2-5 parallelle prøver på hver lokalitet. Metodikken gir kvantitative verdier og som regel er 2-5 prøver pr. stasjon tilstrekkelig for å registrere de fleste arter som er tilstede.

- Innsamlet materiale blir umiddelbart konservert i 70% alkohol.
- Analyse av innsamlet materiale i laboratoriet med utarbeidelse av artslister karakterarter for lokaliteten angis. Som regel utarbeides bare artslister for steinfluer, døgnfluer og vårfluer. Øvrige organismer føres til større grupper. Vektbestemmelse utføres med en Satorius-vekt med 0,1 mg nøyaktighet etter at overskuddsvannet er fjernet. Biomassen er uttrykt som våtvekt.
- Resultatene vurderes med hensyn til vannkvalitet på grunnlag av artsrikdom og artssammensetning. Det legges særlig vekt på forekomst av gode indikatororganismer, dvs. organismer eller populasjoner som er følsomme overfor forurensningstilførsler eller evt. andre inngrep.

Fiskregistrering med elektrisk fiskeapparat.

Til registrering og innsamling av fisk i bekker og elver blir det benyttet elektrisk fiskeapparat konstruert av ing. Steinar Paulsen i Trondheim. Apparatet leverer kondensatorpulser og har en maksimum spenning på 1600 V og en pulsfrekvens opp til 80 Hz.

Gode bestandsestimat kan bare gjøres i grunne strømmende områder. Normalt benytter vi oss av to forskjellige fiskemetoder da vi skal gjøre bestandsestimater og fiskmengde angis enten som antall pr. m² eventuelt på 100 m² eller pr. 100 meter bekke- eller elvestrekning. Fisket begynner alltid ved nedstrømsgrensen av aktuelle område og fisket utføres hele tiden mot vannstrømmen.

Metode 1: Semikvantitativ metode. Aktuelle vassdragsstrekninger gjennomfiskes 1 gang. Ved normale forhold vil da en erfaren elfiskere som regel kunne fange ca. 50% av bestanden (Heggberget 1976). Er det lav bestandstetthet i vassdraget er det vanlig at en bare utfører en fiskeomgang. Dette blir også benyttet i de tilfeller en bare vil ha en mer generell bilde av fiskforekomsten som da angis pr. elvestrekning.

Metode 2: Kvantitativ metode. Skal en få pålitelige resultater må en som regel gjennomfiske aktuelle område minst 3 ggr. Er antallet fisk i området større en ca. 50 st. får man som regel et godt estimat etter 3 utfiskninger (Bohlin 1984). Forsøk utført av Bohlin og Sundstrøm (1977) med kjent fiskforekomst viste at en som regel underestimerte fiskbestanden med ca. 15% for eldre fisk og 20% for årsunger (0+) ved denne metodikk.

Beregning av antall fisk i det undersøkte område foretas med Hayne's (1949) grafiske metode, som er rask og enkel. Avsett i ett x-y diagram var fangst mot summen av foregående fangst der $y = \text{fangst}$ og x akselen utgjør tot. antall fisk i området.

Ved behov tas det ut fisk til lengdemåling, vektbestemmelse, merking o.s.v., men som regel slippes den fangede fisken ut igjen.

LITTERATUR - REFERANSER

- Bohlin, T. og B. Sundström. 1977. Influence of unequal catchability on population estimates using the Lincoln Index and the removal method applied to electrofishing. *Oikos* 28: 123-129.
- Bohlin, T. 1984 b. Kvantitativt elfiske efter lax och öring - synspunkter och rekommendationer. Informasjon från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (4). 33s.
- Hayne, D.W. 1949. Two methods for estimating populations from trapping records. *J. Mammal.* 30: 300-411.
- Heggberget, T.G. 1976. Elektrisk fiskeapparat - anvendelse i praktisk og vitenskapelig fiskeribiologi. Fagkonferansen - Fisk 1976.
- Kolkwitz, R. og M. Marsson 1908. Ökologie der pflanzlichen Saprobien, *Berichte Deutsch. Bot. Ges.*, 26a: 505-519.
- Liebmann, H. 1951. *Handbuch der Frischwasser und Abwasserbiologie* .1 (2. Aufl. 1962). Vorlag von R. Oldenburg, München. 539p.
- Lindström, E-A. 1987. Begroingsobservasjoner i Numedalslågen. En sammenstilling og bearbeiding av data fra 1967 til 1986. NIVA 0-86109.
- Lindström, E-A. 1992. Tålegrenser for overflatevann. Fastsittende alger. NIVA-rapp., løpenr. 2805. 49s.
- Surber, E.W. 1937. Rainbow trout and bottom fauna production in one mile of stream. *Trans. Am. Fish., Soc.* 66, 193-202.

VEDLEGG NR. II

Generell vannkvalitetsklassifisering for elver og bekker.

- Vannkvalitetsklasse og forurensningsgrad basert på de biologiske forhold.
- Beregning av mulig fiskeproduksjon i elver og bekker.
- Indikatororganismer for pH.
- Tungmetaller i vannmoser.

FORURENSNINGSGRAD OG KLASSEINDELING FOR BEKKER OG ELVER.

Inndelingen nedenfor er fremkommet ved en strengere vurdering og forenkling av saprobiesystemet som er oppstilt av dansken Fjordingstad (1960). For mer inngående informasjon samt i tillegg vurderingsnorm for innsjøer vises til Kjellberg og medarbeidere (1985).

Klasseinndelingen som er benyttet er stort sett i samsvar med SFT's klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (Holtan og Rosland 1992) som beskriver forurensningsgrad med utgangspunkt i avvik fra forventet naturtilstand. Det legges særlig vekt ved eutrofiering økt næringsstofftilførsel og saprobiering (økt tilførsel av lett nedbrytbart organisk stoff).

Klasse I (blå farge):

Elve- eller bekkestrekninger som ikke eller i liten grad er påvirket av forurensningstilførsel. Naturlige eller tilnærmet naturlige forhold, dvs. rentvannsforhold. Flora og fauna er sammensatt av arter som normalt burde foreligge for en slik elvestrekning, som regel stabile biologiske forhold uten større svingninger fra år til år. Høy mineraliseringsgrad av organisk stoff, høyt oksygeninnhold i såvel vannmassene som i bunnsubstratet. Hygienisk sett som regel god vannkvalitet. Gode livsvilkår for laksefisker. (Klasse I er nærmest å jevnføre med den katharobe sonen i Fjordingstads system).

1) Benyttes nedbørfeltet av beitedyr, eller det finnes bever, tilføres vassdraget som regel fekale bakterier som kan påvirke vannkvaliteten, særlig i mindre vassdrag.

Områder innenfor denne klasse, men med høy humuspåvirkning eller med markert forsurening, er betegnet med brune tverrstreker. Disse områdene karakteriseres av lav bufferkapasitet (alk. < 0,1 mekv/l), til tider lav pH (<5,5), ikke forekomst av forsuringssømfølsomme organismer, lav produksjon, og ved at fiskens reproduksjonsmuligheter er blitt dårligere eller helt umuliggjort (pH <4,8). I enkelte tilfeller er fisken helt slått ut. I mange tilfeller er det betydelig forekomst av trådformete grønnalger, særlig *Mougeotia spp.* og enkelte arter i slektene *Microspora* og *Binuclearia* langs disse strekninger.

Klasse I-II betegner en overgangssone med liten til moderat påvirkning.

Forholdene er stort sett som for klasse I, men både flora og fauna er noe rikere (bl.a. økt fiskeproduksjon) på grunn av en viss tilførsel av organisk stoff og næringsstoffer. Denne tilførsel kan være forårsaket enten av reguleringsinngrep (utvaskings effekter s.k. demningseffekter i ovenforliggende magasin og endret vannregime), begrenset jordbruksaktivitet og/eller kloakkutslipp fra spredt bebyggelse og/eller renseanlegg. I direkte tilknytning til utslipp av fekal natur (boligkloakk, gjødsel) er vannet rent lokalt hygienisk sett som regel tilfredsstillende (>100 termotabile coliforme bakterier pr. 100 ml) og da spesielt ved lavvannsføring. (Denne klasse kan nærmest regnes til den oligosaprobe sone i Fjordingstads system).

Klasse II (grønn farge):

Elve- og bekkestrekninger der en moderat og biologisk påvisbar påvirkning gjør seg gjeldende. Påvirkningen har for det første ført til et økt næringsgrunnlag (tilførsel av organisk materiale og næringsstoffer) og dermed økt plante- og dyreproduksjonen (eutrofiering). Rent lokalt i direkte tilknytning til utslippssteder med lett nedbrytbart organisk stoff (kloakk, næringsmiddelindustri, silo og gjødsel), kan det være noe visuelt fremtredende heterotrof begroing (sopp, bakterier og protozoer d.v.s. saprobiering). Oksydasjon og mineralisering av organisk stoff er allikevel relativt fullstendig. Som regel er det gode oksygenforhold i såvel bunnsubstratet som i vannmassene. Livsvilkårene for laksefisk (bl.a. økt næringsgrunnlag) er gode og gir økt fiskeavkastning. Dersom det foreligger utslipp av fekal karakter, er vannet hygienisk sett ikke egnet som drikkevann uten omfattende rensing.

Strekninger med markert eller stor eutrofieringspåvirkning, dvs. overgjødning, er markert med røde tverrstreker. Disse områder kjennetegnes ved at det:

- i strømvannsnitt periodevis er masseutvikling av en eller flere algearter og/eller langskuddsplanter (elodeider) som danner tette "vegetasjonstepper" over store bunnarealer. Dette gjelder særlig elve- og bekkestrekninger med stor lystilgang.
- i mer stilleflytende partier er markert vekst av høyere vegetasjon (makrofytter).

Disse forhold medfører forandringer i de øvrige organismsamfunn, påvirker fiskens gytemuligheter samt medfører vanskeligheter ved utøvelse av fiske og annen bruk av vannforekomsten (bl.a. risiko for oversvømmelse ved at elve/bekke-løpet vokser igjen av høyere akvatisk vegetasjon, luktulempen når liten vannføring medfører tørleggelse og forråtnelse samt at løsevegen algebegroing fester seg på garn og andre fiskeredskaper). I visse tilfeller kan også algeveksten bidra til vond smak på fisken. (Klasse II er nærmest å regne til den oligosaprobe sonen i Fjerdingsstads system, men med en mer markert betoning av overgjødningseffekten.)

Klasse II-III betegner en overgangssone med moderat til markert påvirkning. Forholdene er som for klasse II, men innslaget av visuelt fremtredende heterotrof begroing (s.k. lammehaler og lignende) er mer markert, dvs. økt organisk belastning (saprobieing). Bl.a. kan nedsatt oksygentilgang i bunnsstratum bidra til noe dårligere reproduksjonsforhold spesielt for laksefisker. (Denne klasse kan nærmest henføres til Fjerdingsstas Y-mesosaprobe sone).

Klasse III (gul farge):

Elve- og bekkestrekninger der en markert forurensningspåvirkning (eutrofiering og saprobiering) med klare biologiske forandringer foreligger. Her er det blant alger og høyere vegetasjon et rikt innslag av heterotrof begroing (sopp, bakterier og protozoer) som er visuelt fremherskende (s.k. "lammehaler") og da spesielt i tilknytning til utslippsstedene. Oksygeninnholdet i bunnslagene kan ved lav vannføring i kombinasjon med høy vanntemperatur være sterkt redusert. Oksygeninnholdet i vannmassene i mindre vassdrag er da vanligvis <5 mg/l. Flora- og faunasammensetningen er forskjøvet mot mer motstandsdyktige arter (saprophiler og saproxener) og individtallet av enkelte av disse arter er som oftest stort. Typiske rentvannsformer savnes som regel helt. Ustabile biologiske forhold med store og raske svingninger bl.a. kan sopp- og bakterieveksten bli mer markert om vinteren. Oksydasjonen og mineraliseringen av nedbrytbart materiale er ikke fullstendig, og det er rikelig med aminosyrer og lettflyktige svovelforbindelser. Vond lukt foreligger derfor av og til. Laksefisk kan oppholde seg innenfor området, men reproduksjonsmulighetene er begrenset. Ofte kan det likevel være meget stor fiskeproduksjon på disse stedene p.g.a. stor mattilgang. Av og til kan det være lukt- og smaks-forringelser på fiskekjøttet. Da forurensningskilden eller -kildene er av fekal art, er det rikelig med tarmbakterier (>500 koliforme pr. 100 ml), og vannet er fra et hygienisk synspunkt utilfredsstillende og ikke brukbart til drikkevann uten omfattende rensing, og i visse tilfeller er det heller ikke egnet til friluftsbad eller til vanning av grønnsaker og frukt. (Klassen er nærmest å henføre til den a- og b-mesosaprobe sonen i Fjerdingsstads system).

Klasse III-IV betegner en overgangssone med markert til sterk påvirkning. Forholdene er som nevnt ovenfor, men den organiske belastning medfører tidvis oksygenbrist og hydrogensulfidutvikling i bunnslagene (sort belegg under steiner). En meget markert oksygenreduksjon kan også oppstå i vannmassene (3-5 mg O₂/l). Som regel vedvarende luktulempen. Det er ikke reproduksjonsmuligheter for laksefisk. Der forurensningskildene er av fekal art, er vannet hygienisk sett utilfredsstillende som for klasse III. (Den Y-polysaprobe sonen i Fjerdingsstads system er den som nærmest stemmer overens med denne klasse).

Klasse IV (rød farge):

Sterkt forurenset (saprobiert) elve- eller bekkestrekning med masseutvikling av visuelt fremtredende heterotrofe organismer som bakterier, sopp og protozoer. Forurensningsømfintlige organisme savnes helt. Forråtnelsesprosesser dominerer og gir opphav til påtagelige luktulempet. Skumdannelse er også vanlig. Som regel er det oksygenfrie tilstander i bunnsubstratet hvor hydrogen sulfid og jernsulfid er fremherskende (sort belegg under steiner). I mindre vassdrag og bekker er også oksygeninnholdet i de frie vannmasser som oftest sterkt redusert, ofte $<3 \text{ mg O}_2/\text{l}$, og i visse perioder, spesielt i mer stilleflytende partier, kan det være anarobe forhold, dvs. total oksygenbrist og betydelige luktproblemer. Der vi har mer permanent belastning består floraen og faunaen av et fåtall spesifikke arter (saprobionter) som oftest opptrer i meget stort individtall. Langskuddsplanter (elodeider) og kortskuddsplanter (isoetider) savnes som regel helt. Ustabile biologiske forhold med store svingninger. En visuelt markert begroing av bakterien *Sphaerotilus natans* og/eller soppen *Leptomitus lacteus*, samt i visse tilfeller soppen *Fusarium aquaeductum* (surt miljø) er som regel vanlig og setter sitt preg på elvestrekningen. Laksefisk kan det bare være i disse områder når vannføringen er høy eller når påvirkningen av en eller annen grunn er mindre (lav temperatur, sesongbetonet utslipp, osv.). Fiskedød forekommer som regel fra tid til annen. Hygienisk sett er vannkvaliteten høyst utilfredsstillende og dette gjelder også for de fleste andre bruksformål, som f.eks. friluftsbad og rekreasjon.

Områder innenfor klasse IV, der høyere organismeliv er mer eller mindre helt utslått, samt der fisk ikke kan overleve, er markert med svarte tverrstreker i det røde feltet. Det kan her dreie seg om kraftig organisk belastning med total oksygenmangel eller utslipp/produksjon av organiske stoffer med direkte giftvirkning (H_2S , NH_3 osv.). (Klasse IV tilsvarer nærmest den a- og b-polysaprobe sonen i Fjerdingstads saprobiesystem).

Når det gjelder utslipp (først og fremst fra industri) av uorganisk art, som regel i form av salter, er det betydelig vanskeligere å stille opp noe system, idet utslippets kvalitet i høy grad varierer fra industriaktivitet til industriaktivitet. Det er derfor ikke gjort noe forsøk på mer inngående inndeling i denne sammenheng, men to typer påvirkning kan henføres til følgende hovedkategorier:

Kategori I: Sone hvor det høyere organismelivet er helt eller delvis utslått på grunn av utslipp av mer akutt toksisk art (lav pH, cyanid, visse metallsalter, osv.). Det kan her røre seg om kroniske eller tilfeldige utslipp. Områder med direkte toksisk påvirkning er markert med svarte tverrstreker (jevnfør klasse IV ovenfor).

Kategori II: Sone hvor utslipp ikke medfører noen større forandring av de herskende tilstander, men der en markert biokonsentrasjon, bioakkumulasjon og eventuelt også biomagnifikasjon av f.eks. tungmetaller eller andre miljøgifter kan ventes å skje i organismene og som på lengre sikt kan medføre alvorlige konsekvenser. Disse områder er markert med svarte prikker langs fargefeltene.

Endelig er det viktig å understreke at forurensningssituasjonen i et vassdrag, ved siden av variasjoner i utslippsmengde, også varierer med både vannføring og årstid. Ved høy vannføring blir påvirkningen oftest mindre merkbar, mens selv meget små forurensningsmengder ved ekstremt lavvann kan få betydelige skadevirkninger. Forurensningssituasjonen et år med rikelig nedbør kan derfor være en annen enn et år med sparsom nedbør. En mild vinter eller spesielt varm sommer gir en annen påvirkning enn en kald osv.. Videre er flere typer av påvirkning sesongbetonet, og her kan bl.a. silopressaftutslippene nevnes. Mindre vassdrag kan f.eks. under silosesongen og umiddelbart etter betegnes som sterkt forurenset (Klasse IV), mens de under resten av året kan ha nesten helt upåvirkede tilstander (klasse II). Som eksempel kan vi her nevne forholdene i Steinsengbekken på Nes i Ringsaker kommune i 1973 (Mjærum 1974).

BEREGNING AV MULIG FISKEPRODUKSJON I ELVER OG BEKKER.

Beregningene bygger på Huet's av Albrecht forbedrede system (Albrecht 1959) som i noen grad er blitt modifisert ¹⁾ for å gi et situasjonsbilde som er i overensstemmelse med forholdene slik de her foreligger (se diagram). Det bør imidlertid understrekes at denne metode for bestemmelse av fiskeproduksjonen er beheftet med store feilkilder (Hynes 1972).

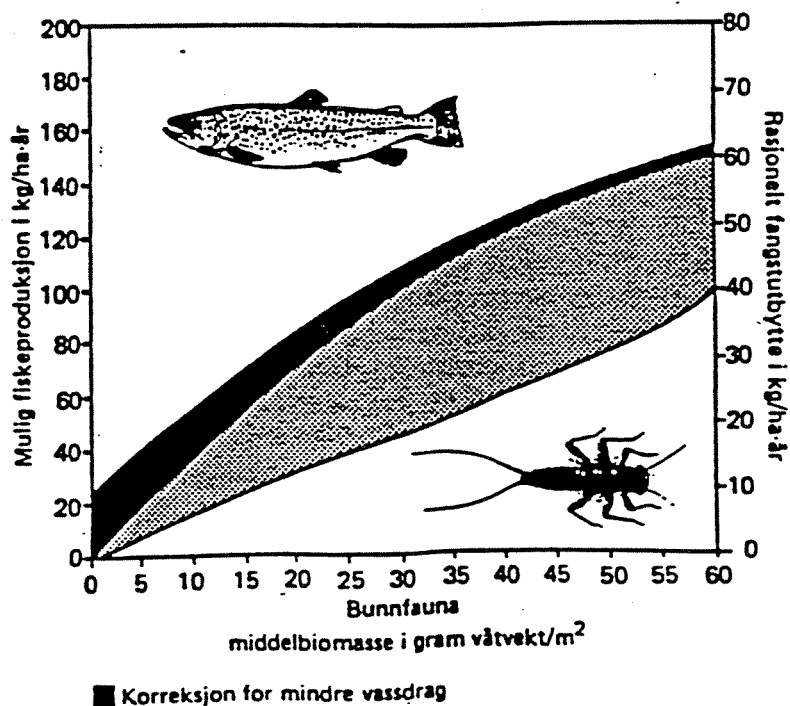
Tidsperioden må være valgt slik at bunnfaunens biomasse er tilnærmet lik den midlere årsbiomasse. I dette tilfelle er høstperioden fordelaktig da bunnfaunaen i det berørte elvesystem for det meste utgjøres av insektgrupper (Hynes 1961).

Det er således størrelsesområdet (dvs. om det dreier seg om 5, 10, 50, 100 eller 500 kg/ha år) og forholdet mellom de ulike lokaliteter som her er viktigst og ikke de eksakte verdier for hver lokalitet på det aktuelle tidspunktet. Den eksakte (reelle) fiskeproduksjon under prøvetakingen (dvs. på hvilken måte næringsressursene utnyttes) beror i høy grad på fiskepopulasjonens størrelse samt arts- og aldersfordeling. En stor bestand av småfallen og eldre fisk (P/B-kvot $<0,5$) har betydelig lavere nettoproduksjon enn en bestand av yngre (P/B-kvot $>0,8$) og færre fisk. Om denne mulige fiskeproduksjon i det aktuelle område skal oppnås eller ikke, er nærmest et spørsmål om hvor godt denne ressurs utnyttes. Dette har igjen sammenheng med riktig fiskestell (Jensen 1972).

1)

På grunn av innsamlede data over bunnfaunaens biomasse og dens sammensetning, er bunnfaunaproduksjonen på hver lokalitet blitt beregnet ved hjelp av kjente oppgaver om forholdet mellom produksjon og biomasse. "The turnover ratio" dvs. forholdet B/P der P er årsproduksjonen og B middelbiomassen (Waters 1969, Thomas et al. 1973). På grunnlag av produksjonsverdiene for bunnfaunaen samt bedømmelse av dens tilgjengelighet som fiskeføde for de fiskearter som her er aktuelle, er mulig fiskeproduksjon siden blitt beregnet bla. på grunnlag av forholdet mellom inntatt næringsmengde og tilvekst (Winberg 1960) samt forholdet mellom produsent og konsument (forbruker) i et biologisk system i jevnvekt (Odum 1971, Slobodkin 1960). Da det gjelder laksefisk må en legge spesiell vekt ved de bunnfaunaorganismer som inngår i driftfaunaen.

Diagram over forholdet mellom bunnfauna, mulig fiskeproduksjon og fangstutbytte for elver og bekker.



Eksempel på P/B-kvoten for ørret i rennende vann:

0+ til 1+	1,5 - 1,7
1+ til 2+	0,8 - 1,0
2+ til 3+	0,25 - 0,5
3+ til > 4+	0,3 - 0,4
Normalbestand	0,8 - 0,9

Videre må man anta at produksjonen blir undervurdert i de tilfeller det forekommer andre fiskeslag enn harr og aure. Dette gjelder særlig strekninger hvor karpefisker som mort og gullbust forekommer eller der fiskepopulasjonen er spesilet tett. Videre er sannsynligvis bunnfaunens størrelse som regel undervurdert på grunn av ugunstige prøvetakingsforhold. Ofte blir derfor den mulige fiskeproduksjon antakelig noe for lavt vurdert. Det skulle likevel være mulig til tross for disse forbehold, å få en forståelse av størrelse og variasjon i fiskeproduksjonen og produksjonskapasiteten som sådan. Dette gjelder såvel innenfor en og samme elvestrekning (f fosser, stryk og loner) som mellom de ulike elver og elveavsnitt. En mer generell beskrivelse fremgår av tabell I.

Til orientering kan nevnes at fiskeproduksjonen i rennende vann for tempererte områder normalt varierer mellom 20 og 180 kg/ha år (Chapman 1966), men den kan naturligvis i spesielle produktive vanntyper være betydelig høyere. Verdier omkring 400-500 kg/ha år er blitt notert (Allen 1951, Mann 1965).

Eksempel på størrelsen av den årlige fiskeproduksjonen i Skandinaviske bekker og elver:

- Fjellvassdrag	1 - 30 kg/ha	
- Kalde og/eller næringsfattige vassdrag	1 - 70 kg/ha	M 10 - 15 kg/ha
- Mer produktive vassdrag	30 - 120 kg/ha	
- Meget produktive vassdrag i lavlandsområdet	120 - 300 kg/ha	

Endelig er det viktig å merke seg at mulig fiskeproduksjon "ikke må sammenblandes med mulig fangstutbytte". Med fiskeproduksjon menes i dette tilfelle nydannet fiskekjøtt pr. år og hektar. I hvilken grad dette siden utnyttes i forbindelse med fangst er som tidligere nevnt, nærmest et spørsmål om godt fiskestell.

Videre behøver ikke produksjonslokalitet og fangstlokalitet være den samme i et vassdrag hvor fisken har mulighet til lange vandringer (se bl.a. Andersen (1967):Undersøkelser av harren i Trysilvassdraget).

Tabell I. Forbindelse mellom strømhastighet og produksjon av fiskenæring i rennende vann. Tabellen er stilt sammen på grunnlag av oppgaver hentet fra Einsele (1957), Funk (1953) og Müller (1954, 1955), sammenstilt av Lindstrøm (1958).

Strømhastighet	Bunnssubstrat	Vegetasjon	Produksjon av fiskenæring	Området som fiskevann
170 cm/s	Fast fjell, blokk og stein i bevegelse	Lite	Lav	Dårlig
120 - 170 cm/s	a. Fjell og større blokker	Mose og alger	God	Godt
	b. Grov grus og rullestein. Grusen og den mindre rullesteinen som oftest i bevegelse	Lite	Mindre god	Mindre godt
60 - 120 cm/s	a. Blokk og stein	Tildels rikelig med	Høy	Meget godt
	b. Grovere grus og rullestein	alger og mose	Spesielt høy	Meget godt
20 - 50 cm/s	a. Grovere grus og noe sand	<u>Alger</u> , mose og noe høyere veg	God	Godt
	b. Sand som ofte omlagres	Lite	Lav	Dårlig
10 - 20 cm/s	Sand og noe slam	<u>Høyere veg</u> , og noe alger og mose	Lav til middels godt	Mindre godt
Mindre kulper og loner	Overveiende sandbunn	Høyere veg	Lav til middels godt	Meget godt
<10 cm/s	Overveiende slam	Høyere veg	God til middels høy	Godt
Større kulper og loner	Slam	På grunnere partier høyere veg	God	Godt

Den beste produksjonsstrukturen finner man i vassdrag med varierende forekomst av innsjøer (utløpseffekt) og lengre foss- og strykpartier i kombinasjon med mindre kulper og lonepartier. Dette gjelder spesielt fiskearter som harr og aure.

INDIKATOROGANISMER FOR pH.

Forsuring av ferskvann påvirker alle led i økosystemet (Drabløs og Tollan 1980, Schindler 1990). Mer følsomme organismer forsvinner og produksjonsnivået går ned (Havens 1992). Ved å studere forekomst ev. savn av mer følsomme organismer s.k. indikatororganismer er det mulig å påvise forsuringseffekter på et tidlig tidspunkt, langt før vi får direkte skader på fiskebestanden. Spesielt følsomme organismer ovenfor forsuring benevnes derfor som "early warning organisms" (Raddum og Fjellheim 1984, Lindstrøm 1993). Vanligvis blir forsuringssituasjonen i elver og bekker vurdert ved bruk av fastsittende alger og bunndyr som indikator etter metode gitt av Lindstrøm (1992) for alger og Engblom og Lingdell (1983), Raddum og Fjellheim (1984) samt Bækken og Aanes (1990) for bunndyr. I tabellen nedenfor er det gitt eksempler på forekomsten av enkelte alger og bunndyr som er vanlig forekommende i Trysilelva sett i relasjon til pH.

Tabell.II. Forekomst av ulike slekter/arter av påvekstalger, moser og bunndyr sett i relasjon til pH.

	7	6	5	4
Blågrønnalger:				
<i>Calothrix gypsophila</i>		---		
<i>Chamaesiphon confervicola</i>		---		
<i>C. fuscus</i>			---	
<i>Schizothrix lacustris</i>				---
<i>Stigonema mamillosa</i>		---		---
<i>Tolypothrix penicillata</i>		---		
Grønnalger:				
<i>Draparnaldia glomerata</i>		---		
<i>Hormidium rivulare</i>				---
<i>Microspora amoena</i>		---		
<i>Oedogonium c.</i>		---		
<i>Tetraspora gelatinosa</i>		---		
<i>Ulothrix zonata</i>		---		
<i>Zygnema b.</i>		---		
Kiselalger:				
<i>Achnantes minutissima</i>			---	
<i>Cymbella spp.</i>			---	
<i>Didymosphenia geminata</i>		---		
<i>Synedra ulna</i>		---		
<i>Tabellaria flocculosa</i>				---
Moser:				
<i>Fontinalis antipyretica</i>				---
<i>Schistidium alpicola v. rivulare</i>		---		
Døgnfluer:				
<i>Baetis muticus</i>			---	
<i>B. niger</i>			---	
<i>B. rhodani</i>			---	
<i>Heptagenia dalecarlica</i>			---	
<i>H. sulphurea</i>			---	
<i>Ephemerella aurivillii</i>			---	
<i>E. mucronata</i>			---	
Steinfluer:				
<i>Diura nanseni</i>			---	
<i>Isoperla sp.</i>			---	
<i>Dinocras cephalotes</i>			---	
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>			---	
<i>Amphinemura borealis</i>			---	
<i>Protonemura megeri</i>			---	
<i>Capnia atra</i>			---	
<i>Leuctra hippopus</i>			---	
Vårfluer:				
<i>Rhyacophila nubila</i>			---	
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>			---	
<i>Hydropsyche sp.</i>			---	
<i>Micrasema sp.</i>			---	
<i>Lepidostoma hirtum</i>			---	

TUNGMETALLER I VANNMOSER.

Vannmoser, og da særlig storvokste arter tilhørende slekten *Fontinalis* (elvmose), tilfredsstillter mange av kravene som stilles til en bioindikator. Slekten *Fontinalis* er vanlig forekommende i hele Norge. Der det ikke forekommer naturlige mosebestander utplasseres moser 3-4 uker i sommerhalvåret. *Fontinalis*artene biokonsentrerer effektivt metaller som Al, Fe, Mn, Zn, Cu, Pb, Cd, Ni, Cr, Co og As (Bengtsson og Lithner 1981, Mouvet i manuskript). Metalloptaket skjer raskt (timer, dager) og styres i hovedsak av passive ionebytteprosesser over cellmembranen. Vanlig elvmose (*F.antipyretica*) og slank elvmose (*F.dalecalica*) er de arter som er mest brukt her i Skandinavia. Innhold av aktuelle tungmetaller analyseres i toppskuddene. Det må imidlertid bemerkes at opptaket avtar i surt vann (pH<6) til tross for at metallkonsentrasjonen da oftest øker i vannet. Dette gjelder særlig for sink (Zn) og nikkel (Ni) og i viss grad for kadmium (Cd), der opptaket minker med minket pH (Bacle 1988). Dette skyldes trolig at H⁺ ioner konkurrer ut metall-ionene fordi opptaket i mosen som nevnt ovenfor er en ren ionebytteeffekt (Lindestrøm 1991 og Lithner pers.medd.). Humus og da særlig humuskolloider har også betydning for opptaket av metaller i vannmoser og ved høyt humusinnhold nedsettes opptaket i mosen. Også her er det sink, nikkel og kadmium som er mest berørt (Lithner pers. medd.).

Bengtsson og Lithner (1981), Say og Whitton (1983) og Mouvet (1985) har ved laboratorie - og feltforsøk vist at det stort sett er en direkte proporsjonalitet mellom bioakkumulert metall i mose og totalkonsentrasjonene i vannet innenfor intervallet 0,05-100 µg/l ved pH-verdier rundt nøytralpunktet (se fig.A). Ved konsentrasjoner over 100 µg metall pr. liter i vannet minker bioakkumuleringen i mosen. Ved høye metallkonsentrasjoner dør mosen. Størrelsen av mosenes oppkonsentrering av metaller er i følge Bengtsson og Lithner (1981) 1-6x10⁴ i intervallet 0,05-100 µg/l. Ved høyere konsentrasjoner i vannet avtar oppkonsentreringen til en faktor på 10³-10⁴.

Bengtsson og Lithner (1981) har utarbeidet et korrelasjonsdiagram (fig.A) der en kan anslå eller indirekte beregne midlere metallkonsentrasjon i vannet i perioden før moseprøvene (*Fontinalis*) ble tatt og/eller i den periode mosen var utplassert. På denne måten har en da muligheter til å sammemligne resultatene fra moseprøvene med ev. vannanalyser samt tålegrenseverdier i forbindelse med gifteffekter på vannlevende organismer som vi f.eks. har gjort for øvre del av Glåmavassdraget i figur B.

Ved klassifisering av metallinnholdet har vi benyttet en klasseinndeling utarbeidet av Lithner (1989) som vist i tabell A.

Tabell A. Klasseinndeling for tungmetallinnhold i vannmose basert på konsentrasjonen (mg/kg T.V.), etter Lithner (1989).

Klasse	1	2	3	4
Benevning	Lave kons.	Middels høye kons.	Høye kons.	Meget høye kons
Fargekode	Blå	Grønn	Gul	Rød
Kvikksølv	≤0,03 - 0,10	0,10 - 0,20	0,20 - 0,50	>0,50
Bly	≤2 - 10	10 - 25	25 - 100	>100
Kobber	<10	10 - 40	40 - 100	>100
Sink	<150	150 - 400	400 - 1000	>1000
Kadmium	≤0,2 - 0,7	0,7 - 2,0	2 - 5	>5
Krom	≤1 - 5	5 - 20	20 - 100	>100
Nikkel	≤2 - 10	10 - 40	40 - 200	>200

Påvirkningsgrad blir vurdert utifra beregning av en kontamineringsfaktor (K_f) der K_f er definert som forholdet mellom konsentrasjon i mose (C) og en målt eller vurdert bakgrunns- eller referansekonsentrasjon (C₀): K_f = C/C₀. For å vurdere forurensningsgraden er K_f-verdien satt inn i et klassifikasjonssystem utarbeidet av Lithner (1989) gitt i tabell B. Tabell C viser det klassifikasjonssystemet som benyttes i Frankrike der bioakkumulasjon av metaller i vannmoser er en velutviklet metodikk i forbindelse med "monitoring" av vassdrag (Mouvet 1986).

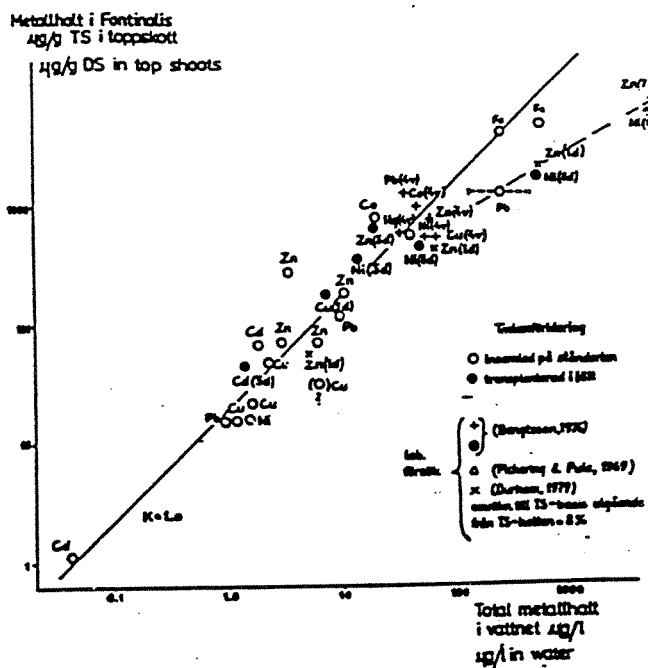


Fig. A Metallinnhold i elvemose mot total metallkonsentrasjon i vannet (ved pH rundt 7) (Bengtsson og Lithner 1981).

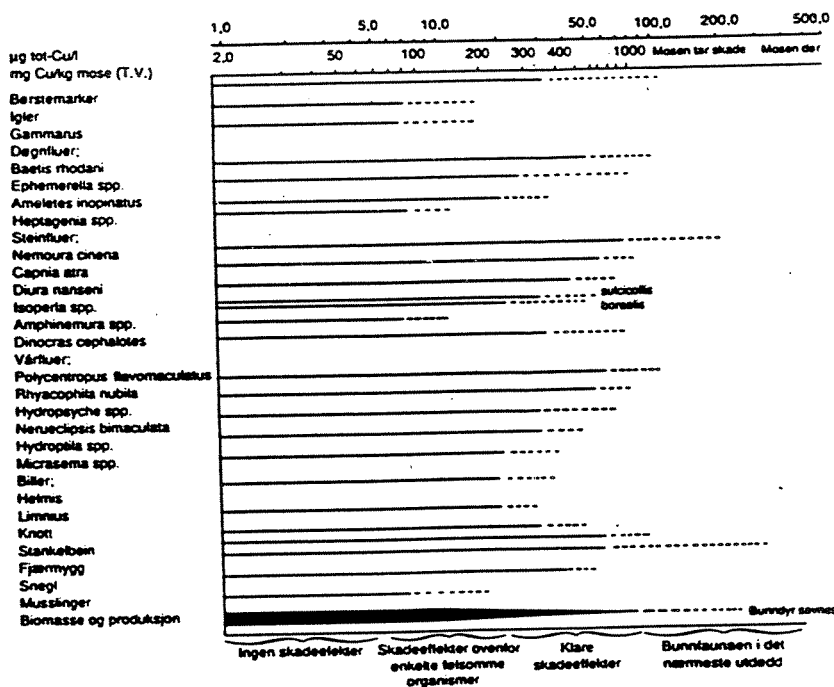


Fig. B Relasjon mellom kobberkonsentrasjon i elvemose og gifteffekter overfor bunndyr. Materialet baserer seg på måleresultater fra øvre del av Glåma i 1990.

Tabell B. Klassifisering av forurensningsgraden av tungmetaller i vannmoser på bakgrunn av beregnet kontamineringsfaktor (K_f), etter Lithner (1989).

Klasse	K _f	Påvirkning	Fargekode
1	≤1,5	ubetydelig/liten	Blå
2	1,5 - 3	moderat	Grønn
3	3 - 10	markert	Gul
4	>10	sterk/stor	Rød

Tabell C. Klassifisering av forurensningsgraden av tungmetaller i vannmoser på bakgrunn av beregnet kontamineringsfaktor (K_f), etter Mouvet (1986).

K _f	<2	Normale forhold	Ingen forurensning
K _f	2 - 6	Mulig forurensning	Liten forurensning
K _f	6 - 20	Klar forurensning	Moderat forurensning
K _f	20 - 50	Betydelig forurensning	Markert forurensning
K _f	>50	Meget høy forurensning	Sterk/stor forurensning

Ved beregninger av K_f-verdier er det viktig å ha data for naturlige bakgrunns- eller reelle referansekonsentrasjoner. Referansekonsentrasjoner i toppskudd av *Fontinalis* fra ulike elver/bekker i Skandinavia, Belgia, Frankrike og England er vist i tabell D. Det er viktig å være klar over at K_f-verdiene kun gjenspeiler anrikningsgraden av elementene. De er ikke direkte mål på antropogen forurensning av lokal karakter, men omfatter også resultatet av alle naturlige anriknings/fortynningsprosesser i vassdraget. Det er bare gjennomgående forhøyde verdier, klart overstigende det en kan betegne som naturlig bakgrunnsnivå, som kan gi sikre indikasjoner på evt. tungmetallforurensninger fra lokale kilder. Vi definerer likevel ifølge Rognerud og Fjeld (1991) begrepet forurensningsgrad eller påvirkningsgrad ut fra K_f-verdiene fordi:

- antropogen forurensning er ofte viktigste årsak til høye K_f-verdier.
- anrikningsgraden er den "forurensning" som vannlevende organismer utsettes for uansett årsak.

Skadeeffekter ovenfor akvatisk flora og fauna foreligger for de aktuelle metaller som regel først ved K_f-verdier ≥ 20 (Lithner 1989).

Tabell D. Referansekonsentrasjoner (naturlige konsentrasjoner inkl. bidrag fra atmosfærisk nedfall) i toppskudd av *Fontinalis* fra ulike elver/bekker i Skandinavia.

Kjemiske symboler	Elementer	Sverige	Norge	Norge	Norge	Belgia
		Norriand	Lingsten	Forsurede omr.	Østlandet	Frankrike og
		Lithner 1989	(pers.medd.)	på Sørlandet	Egne data	England
		mg/kg T.V.	mg/kg T.V.	Lingsten upubl.	fra 1990-91	Mouvet 1986
				mg/kg T.V.	mg/kg T.V.	
Pb	bly	<2 - 10	3 - 5	-	<1 - 9	19
Cu	kobber	2 - 16	15 - 25	17	5 - 60	19
Zn	sink	37 - 400	75 - 250	181	50 - 320	200
Cd	kadmium	<0,4 - 3,3	0,1 - 0,5	0,27	<0,4 - 2,0	1,0
Hg	kvikksølv	<0,02 - 0,18	-	-	<0,05 - 0,11	0,08
Cr	krom	2	-	-	<1 - 3	7
Ni	nikkel	3	-	-	<1 - 5	20
Sb	antimon	-	-	-	0,02 - 0,2	-

LITTERATUR - REFERANSER

- Allen, K.R., 1951: The Horokivi Stream: a study of a trout population. Fish. Bull. N.S., 10, 1 - 238.
- Albrecht, M.L., 1959: Die quantitative Untersuchung der Bodenfauna fliessender Gewässer (Untersuchungsmethoden und Arbeitsergebnisse).
- Andersen, C., 1967: Undersøkelser av harren i Trysilvassdraget. Hovedfagsoppg. ved Universitetet i Oslo.
- Bacle, J. 1988. Accumulation et relargage du ceriver et du cadmium par deux espèces de mousses aquatiques Influence de pH, de l'EDTA et des phosphates. Université de Metz. Centre des sciences de l'environnement.
- Bengissson, Å. og G.Lithner, 1981. Vattenmossa (*Fontinalis*) som måtare på metallforurening. Statens naturvårdsverk, PM 1391.
- Bækken, T. og K.J.Aanes. 1990. Bruk av vassdragets bunnfauna i vannkvalitetsklassifisering. Nr. 2A. Forsuring. NIVA-rapp., løpenr. 2491, 45s.
- Chapman, D.W., 1966: Production in fish populations. In Gerking, S.D. The Biological Basis of Freshwater Fish Production, - Oxford, Blackwell.
- Drabløs, D. og A.Tollan. 1980. Ecological impact of acid precipitation. SNF-prosjekt, Oslo, 383 pp.
- Engblom, E. og P.E.Lingdell. 1983. Bottenfaunaens anvendbarhet som pH-indikator. Rapport från Statens Naturvårdsverk nr. 1741, 181s.
- Fjerdingstad, E., 1960: Forurensning af vandløb biologisk bedømt, Nordisk Hygienisk Tidsskrift. Vol XLI, sid. 149-196.
- Havens, K.E. 1992. Acidification effects on the algal - zooplankton interface. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 49: 2507-2514.
- Hynes, H.B.N., 1961: The invertebrate fauna of a Welsh mountain stream. Arch. Hydrobiol. 57, 344-388.
- Hynes, H.B.N., 1972: The Ecology of Running Waters. Liverpool University press.
- Kjellberg, G., S.Rognerud og O.Gillund. 1985. Basisundersøkelse i Trysilelva 1981-1984. NIVA-rapp., Løpenr. 1816. 103s.
- Lindström, L. 1991. Miljøbedømming av metallsituasjonen i Dalälven och Bottenhavet. Rapport för Dalälvsdelegationen. F 90/088:5. MFG rapport T 9103. 145s.
- Lindström, T. 1958. Dalspærrar og kraftverksmagasin - ett referat og diskussionsinlägg. Svensk Fiskeri Tidsskrift. Nr.1. Årg.67. 1-4.
- Lindström, E-A. 1992. Tålegrenser for overflatevann. Fastsittende alger. NIVA-rapp., løpenr. 2805, 49s.
- Lindström, E-A. 1993. Økende grønske i Norske vassdrag. Resultater av en spørreundersøkelse. NIVA-rapp., løpenr. 2859. 28s.
- Lithner, G. 1989. Bedømningsgrunder for sjøar og vattendrag. Bakgrunnsdokument 2. Metaller. Naturvårdsverket. Rapport nr. 3628. 80s.
- Mann, K.H., 1965: Energy transformation by a population of fish in the River Thames. J.Anim. Ecol., 34, 253-275.

- Mjærum, E. 1974. Forurensninger i et landbruksområde, Ringsaker kommune, Hedmark. Årsrapport 1974. Fremdriftsrapport nr. 6. Rapport fra Norges Landbrukshøyskole. 80s.
- Mouvet, C. Aquatic mosses as monitors of heavy metals and chlorinated hydrocarbons field and laboratory experiments. Laboratoire d'Ecologie, Université de Metz.
- Mouvet, C. 1985. The use of aquatic bryophytes to monitor heavy metals pollution of freshwaters as illustrated by case studies. Verh. Internat. Vereins. Limnol., 22, 2420-2425.
- Mouvet, C. 1986. Métaux lourds et mousses aquatiques, synthèse méthodologique. Laboratoire d'Ecologie & l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse.
- Odum, E.P., 1971: Fundamentals of Ecology. W.B. Saunders Company, London.
- Raddum, G. og A. Fjellheim. 1984. Acidification and early warning organisms in freshwater in Western Norway. Verh. Internat. Verein. Limnol. 22: 1973-1980.
- Rognerud, S. og E. Fjeld, 1990. National survey of heavy metals in lake sediments and mercury in fish. SFT-rapp. 426/90. TA 714/1990.
- Say, P.J. og B.A. Whitton, 1983. Accumulation of heavy metals by aquatic mosses. I: *Fontinalis antipyretica* Hedw. Hydrobiologia 100, 245-260.
- Schindler, J.E. 1990. Experimental perturbations of whole lakes as tests of hypotheses concerning ecosystem structure and function. *Oikos* 57: 25-41.
- Slobodkin, L.B., 1960: Ecological energy relationships at the population level. *Am. Naturalist* 94 (876), 213-236.
- Thomas, F., T.F. Waters and G.W. Grawford. 1973: Annual Production of a stream mayfly population: A comparison of methods. *Limnology and Oceanography*. Vol. 18, No. 2, 286-296.
- Waters, T.F., 1969: The turnover ration in production ecology of freshwater invertebrates. *Amer. Natur.* 103:173-185.
- Windberg, G.G., 1960: Rate of metabolism and food requirements of fish. *Fish Res. Bd Can., Transl. Ser.* 194, 253pp.

VEDLEGG NR.III

Primærdata fra de kjemiske og biologiske undersøkelser i 1993.

- Vannkjemi.
- Tungmetall- og jernkonsentrasjoner i toppskudd av vanlig elvemose.
- PCB i toppskudd av vanlig elvemose.
- Begroingsorganismer.
- Bunndyr.
- Fisk.

Tabell 2. Tungmetall- og jernkonsentrasjoner i toppskudd av vanlig elvemose (*Fontinalis antipyretica*) utplussert i Mebyelva 14.7-22.7 og 22.7-22.9 i 1993. Konsentrasjonene er angitt som mg metall pr. kg mosetørrvekt (T.V.) Jerninnholdet er angitt som %-andel.

	Hg	Sb	Cd	Pb	Ni	Cu	Zn	Fe%
Ref. 14.7-22.7	0,090	3,8	<0,5	1509	6	61	35	2,3
Ref. 22.7-22.9	0,032	0,038	0,8	530	3,4	64	41	0,3
St.1 14.7-22.7	0,096	1,04	1,6	1065	19	56	186	3,3
St.1 22.7-22.9	0,092	0,110	0,7	47	5	37	63	0,3

Tabell.3 Konsentrasjonen av polyklorete bifenyler, PCB i toppskudd av vanlig vannmose (*Fontinalis antipyretica*) utplussert i Mebyelva 22.7-22.9 i 1993. Konsentrasjoner er gitt som µg pr. kg mosetørrvekt (T.V.) Det er tatt to parallellprøver (A og B) på hver stasjon.

Stasjon	Parameter	Sum PCB	SEVEN DUTCH-PCB	% Tørrstoff
Ref. prøve A		0	0	91,7
Ref. prøve B		0	0	90,5
St.1 prøve A		3,3	3,3	92,5
St.1 prøve B		3,4	3,4	90,0

Tabell 4 Begroingsorganismer i Mebyelva 1993.

Organisme, latinske navn	Referanse		St. 1	
	14.7	22.9	14.7	22.9
Blågrønnalger:				
Calothrix sp.		x		
Chamaesiphon spp.				xx
Grønnalger				
Hormidium rivalare	xx	xxx		
Microspora palustris	xx	x		
Mougeotia sp. (6-12µ)	xx	xx		
Penium polymorphum	xx			
Ulothrix zonata			xxx	xxx
Ubest. Ulothrical grønnalge			x	
Zygnema b.	x			
Kiselalger				
Eunotia spp.		x		
Tabellaria flocculosa	xxx	xx	x	x
Ubest. kiselalger	x	x	xx	x
Nedbrytere				
Sopphyfer				x
Moser				
Hygrohypnum ochraceum			xxx	xxx
Marsupella aquatica	2	2		

Tall angir organismens prosentvise dekning av elveleiet

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

Organismer som vokser blant disse er angitt ved: xxx=vanlig, xx=sparsom, x=liten forekomst

Tabell 5. Fordeling av bunndyrgrupper ved tre lokaliteter i Mebyelva, september 1993. Resultatene er angitt som antall pr. 3 min. sparkeprøve. Metodikk: Handhåvteknikk (s.k. sparkeprøve) med 200 μ 's håvduk og 0,5 mm såld.

Lokalitet	Referanse	St.1	St.2
Gruppe:			
Fåbørstemark	-	-	15
Steinfluer	2	80	498
Døgnfluer	1	108	186
Vårfluer	3	21	3
Biller	4	-	-
Sviknott	-	-	1
Fjærmygg	-	132	24
Knott	-	26	18
And. tovinger	2	29	13
Sum	12	396	758

Tabell 6. Forekomst av steinfluer, døgnfluer og vårfluer ved tre lokaliteter i Mebyelva, september 1993. Resultatene er angitt som antall pr. 3 min. sparkeprøve. Metodikk: Handhåvteknikk (s.k. sparkeprøve) med 200 μ 's håvduk og 0,5mm såld.

Lokalitet	Referanse	St.1	St.2
Døgnfluer			
Baetis rhodani	1	90	144
Ephemerella aurivillii	0	9	20
Steinfluer			
Diura nanseni	0	1	2
Isoperla sp.	0	5	10
Siphonoperla burmeisteri	0	0	1
Taeniopteryx nebulosa	1	26	171
Brachyptera risi	0	2	12
Nemoura sp.	0	2	14
Capnia atra	1	33	178
Capnopsis schilleri	0	1	36
L.hippopus	0	11	39
Vårfluer			
Rhyacophila nubila	0	15	2
Limnephilidae indet.	3	3	1

Tabell 7. Elfiskeregistrering ved tre lokaliteter i Mebyelva, september 1993.

Lokalitet	Avfisket areal	ørret			sjørøye
		0+	1+	eldre	
Lokalitet 1	200 m ²	0	0	0	0
Lokalitet 2	300 m ²	2	7	1	0
Lokalitet 3	700 m ²	30	48	8	1

Ved lokalitet 1 og lokalitet 2 ble de oppmålte elvestrekninger avfisket 3 ganger. Ved lokalitet 3 en gang. Mebyelva er ved lav og normal vannføring godt egnet for fiske med elektrisk fiskeapparat.

Gytefisk: Unntatt en sjørøye i utløpsosen ble det ikke registrert oppvandret gytefisk av sjørørret eller laks.

Tabell 8. Bestandsestimat av ørret/sjørøret ved 1-gangs fiske med elfiskeapparat i småvassdrag med anadroma laksefisk i Lofoten og Ofoten (Karlsen og Sæter 1991). Engangs avfisking fanger i gjennomsnitt som regel bare ca. 50% av fisken (Heggberget 1976).

Kommune	Vassdrag	antall ørret pr. m ²
Ballangen	Leirpollvassdraget	0,17
	Ballsnesvassdraget	0,27
	Kjeldelva ¹⁾	0,22
Narvik	Håkvikelva	0,18
	Storelva	0,13
	Rombakselva ¹⁾	0,09
	Mebyelva	0,12
	Prestjordelva	0,06
Evenes	Laksåga ¹⁾	0,01
Tjeldsund	Vågevassdraget	0,14
Lødingen	Saltvasselva	0,06
	Storvatnvassdraget ^{1,2)}	0,19
Vågan	Storvasselva ¹⁾	0,85
	Litlvasselva	0,13
	Hesthusvassdraget ^{1,2)}	0,09
	Olderfjordelva ^{1,2)}	0,11
	Ballstadvassdraget	0,18
Vestvågøy	Nedredalsvassdraget	2,13
	Vareidvassdraget ¹⁾	0,08
Flakstad	Festhælvassdraget	0,12
Moskenes	Tindsvassdraget ¹⁾	0,12
	Åvassdraget ^{1,2)}	0,38

¹⁾=laksførende ²⁾=sjørøretførende

VEDLEGG NR.IV

- Metode for analyse av PCB i vannmose

Vannmosene er godt egnet som bioindikator for innholdet av klororganiske forbindelser (Mouvet et al. 1986) Analysene av disse forbindelsene foregikk på følgende måte: Moseprøvene ble frysetørket og tilsatt PCB-53 standard. Prøvene ble ekstrahert to ganger med en blanding av cycloheksan og aceton ved bruk av ultralyd-desintegrator, og etter retningslinjer gitt av EPA for sedimentekstraksjon (Harvey & Loomis 1932, Brevik 1978, Brilis & Marsden 1990.). Prøvene ble sentrifugert og samlet sentrifugat inndampet til tørrhet og veid. Sentrifugatet ble løst i diklormetan og opprenset ved bruk av gelpermeasjonskromatografi etterfulgt av svovelsyrebehandling. Før kvantitativ analyse ble ekstraktet inndampet til ønsket volum i små glødede prøveglass. Identifisering og kvantifisering ble utført på en gasskromatograf (GC) med 60 m kapillærkolonne og elektroinnfangnings-detektor (ECD). Kvantifisering ble utført via egne dataprogram ved bruk av 8-punkts standardkurver, og konsentrasjonsnivået til alle parametre som skulle kvantifiseres, justert til å ligge innenfor standardkurvens lineære område. Analyseresultatene ble kvalitetsikret ved blant annet å analysere kjente standarder for hver 10-ende prøve på gasskromatografen, samt ved jevnlig kontroll av hele opparbeidings- og analyseprosessen ved bruk av internasjonalt sertifisert referansmateriale, regelmessig blindprøvetesting og hyppig kalibrering av instrumentene ved bruk av 8-punkts standardkurver.

Litteratur

Brevik, E.M. 1978. Bull. Environ. Cont. Toxicol 19, s.281-286.

Brilis, G.M & Marsden, J. 1990. Chemosphere 21, s. 91-98.

Harvey, A. & Loomis, A. 1932. J. Gen. Physiol 15, s. 147.

Mouvet, C., et al. 1986. Dosages de PCB's et de metaux lourds dans les mousses aquatiques de la Seine entre Melun et Port-Jerome. Rapport de contrat a l'Agence Financiere des Bassin Seine-Normandie, 51 Rue Salvadore-Allende, F-92007 Nanterre Cedex, France.



Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås, 0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00 Fax: 22 18 52 00

ISBN 82-577-2542-8