

BUNNDYR OG PLANKTON I DE GRUVEPÅVIRKETE VISNESVATNA PÅ
KARMØY, ROGALAND.

TROND BREMNES

Laboratorium for ferskvannsekologi og innlandsfiske (LFI),
Zoologisk Museum, Universitetet i Oslo,
Sarsgate 1,
0562 Oslo 5.

FORORD

I forbindelse med tilførsel av sigevann fra en søppelfyllplass til Søndre Visnesvatn på Karmøy ble Laboratorium for ferskvannsøkologi og innlandsfiske (LFI) engasjert av Karmøy Kommune til å foreta en undersøkelse av bunndyr og dyreplankton. Rapporten omhandler status i Visnes-vatna og en vurdering av virkningene av et fortsatt direkte utslipp av sigevann fra en nedlagt søppelfyllplass og tilsig av tungmetaller fra det nedlagte Vigsnes Kobberverk.

Feltarbeidet ble utført 1. og 2. november 1990. På feltarbeidet deltok Miljøvernrådgiveren i Karmøy Kommune, Ole Jørgen Grann og Vigdis Jøsang.

Oslo, august 1991

Svein Jakob Saltveit

INNHOLD

	Side
SAMMENDRAG	3
1. INNLEDNING	5
2. OMRÅDE OG STASJONSBESKRIVELSE	6
2.1. Områdebeskrivelse	6
2.2. Stasjonsbeskrivelser	10
3. METODIKK	12
4. RESULTATER	13
4.1. Bunndyr	13
4.2. Dyreplankton	15
5. DISKUSJON	16
6. LITTERATUR	28

SAMMENDRAG

Bremnes, T. 1991. Bunndyr og plankton i de gruvepåvirkede Visnesvatna på Karmøy, Rogaland. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo, 127: 30 s.

I forbindelse med tilførsel av sigevann fra en nedlagt søppelfyllplass er det utført en enkel ferskvannsbiologisk undersøkelse i Søndre Visnesvatn. Nabolovannene Nordre Visnesvatn og Grodvatn er også undersøkt. Vannene ligger nordvest på Karmøy i Rogaland. Denne rapporten er basert på en innsamling av bunndyr og dyreplankton høsten 1990. N. og S. Visnesvatn er sterkt påvirket av avrenning fra det nedlagte Vigsnes Kobberverk, og har et høyt innhold av tungmetaller i vann og bunnssubstrat. Kobberinnholdet var tidligere meget høyt, men har avtatt markert etter at store deler av slaggområdene ble tildekket tidlig på 70-tallet, men fortsatt er verdiene høye med 0.130 mgCu/l i N. Visnesvatn og 0.050-0.080 mgCu/l i S. Visnesvatn. I N. Visnesvatn var pH meget lav (3.5), mens pH i S. Visnesvatn var nær 7 (nøytralt).

S. Visnesvatn var tidligere fisketomt, men prøvefiske de seneste år har påvist ørret i vannet. Fisken oppholder seg vesentlig i den sørlige delen av vannet. Det er også 3-pigget stingsild og ål i vannet. N. Visnesvatn er fisketomt, mens Grodvatn har en stor bestand av småvokst ørret. Bunnfaunaen i N. Visnesvatn var fattig på arter og var dominert av røde fjærmygglarver fra slekten Chironomus i stor tetthet. Dette er typisk for vann med sterk forurensning. De få artene som kan tolerere de ekstreme forholdene vil i fravær av konkurrenter og rovformer kunne opptre i store tettheter. Den store tettheten av Chironomus-larver viser at disse tåler meget lav pH og høyt kobberinnhold, men antyder også at N. Visnesvatn er organisk forurenset. Det ble ikke påvist dyreplankton i N. Visnesvatn. I strandsonen var buksvømmere og vannkalver vanlige. Larver av vårfluen Plectrocnemia conspersa var også tilstede.

I S. Visnesvatn var bunnfaunaen fattig. De fleste stedene ble bare fjærmyggen Procladius sp. funnet i lav tetthet. Et unntak var Røvika, som inntil sommeren 1990 mottok sigevann fra Våge fyllplass. Her ble det funnet mange røde Chironomus-larver, noe som klart viser organisk anrikning. Faunaen i strandsonen var fattig og besto mest av fjærmygglarver, men med flere arter enn i N. Visnesvatn. Generelt var faunaen i S. Visnesvatn fattig, trolig vesentlig som en følge av tungmetall-innholdet (spesielt kobber) i vann og substrat, men også fordi vannet virket næringsfattig og manglet næringsgrunnlag for større populasjoner med kobber-tolerante arter. Dyreplanktonet besto av to arter hoppekreps, og tettheten avtok fra nord til sør. Årsaken til dette er uklart, men kan ha sammenheng med økt beitepress fra stingsild i sør. Vannloppen Bosmina longispina som var det dominerende planktoniske krepsdyr i Grodvatn ble ikke funnet i S. Visnesvatn. Trolig skyldes dette at arten vil få i seg for mye kobber og andre tungmetaller som er bundet til partikulært materiale gjennom sin ikke-selektive filtrering av vannmassene.

Det upåvirkete referansevannet Grodvatn hadde en naturlig sammensatt fauna; i strandsonen var bl.a. ertemuslinger, snegl og døgnfluer vanlige, disse gruppene ble ikke påvist i Visnesvannene. Fjærmyggfaunaen i bunnsedimentet besto av helt andre arter enn i Visnesvatna. Dyreplanktonet var dominert av vannloppen Bosmina longispina som ikke ble påvist i Visnesvannene.

Begge Visnesvatna har sammenlignet med Grodvatn en fattig og endret fauna. I N. Visnesvatn skyldes dette vesentlig lav pH og høyt tungmetall-innhold, men også organisk anrikning. I S. Visnesvatn var pH bra, men fortsatt var kobberinnholdet høyt. Tilførsel av sigevann fra Våge fyllplass vil trolig føre til større tettheter av røde Chironomus-larver. Dette var tilfellet i Røvika hvor sigevannet ble sluppet ut tidligere. Økt tilførsel av næringssalter til S. Visnesvatn kan derfor medføre oppblomstring av bunndyrgrupper som er lite egnet som næringsdyr for laksefisk.

1. INNLEDNING

Visnes-vatna på Karmøy har vært sterkt influert av sin nærhet til det nå nedlagte Vigsnes Kobberverk. Vannene har blitt tilført store mengder tungmetaller, spesielt kobber og sink, og har blitt sterkt forsuret. Dette har medført at vannene gjennom lang tid har vært fisketomme og trolig stort sett livløse. Etter nedleggelse av gruvedriften i 1972 og tildekking av store deler av flotasjonsdeponiene har avrenningene blitt redusert og vann-kvaliteten har bedret seg fram til i dag. Nordre Visnesvatn er fortsatt sterkt forurenset med lav pH, mens forholdene i Søndre Visnesvatn har blitt så bra at det ved et prøvofiske midt på 80-tallet ble påvist enkelte ørret. Senere prøvofiske i 1989 og 1990 har vist at det er en relativt stor bestand av ørret av god kvalitet i S. Visnesvatn. Analyser av tungmetallinnholdet i muskelvev viser at fisken er spiselig.

Selv om S. Visnesvatn fortsatt er forurenset er det i utvikling mot mer normale forhold. I tillegg til gruvepåvirkningen er S. Visnesvatn også påvirket av sigevann fra den nå nedlagte Våge søppelfyllplass. Dette sigevannet kom tidligere ut i Røvika via Homsadalsbekken, og bringer med seg organisk forurensning, plantenæringssalter, tungmetaller og toksiner. Fra sommeren 1990 har sigevannet blitt samlet i et rør og blir nå sluppet direkte ut i S. Visnesvatn. Dette vil forsterke effekten av utslippet siden de naturlige selvrensingsprosessene i bekken og myra nedenfor fyllplassen er eliminert.

Med bakgrunn i den generelt bedre tilstanden i S. Visnesvatn er Karmøy kommune pålagt av Fylkesmannen i Rogaland å undersøke tilstanden i S. Visnesvatn, og hvilke konsekvenser et fortsatt utslipp av sigevann vil ha. Mulige alternativer kan være å rense sigevannet eller lede det videre ut i sjøen. Denne rapporten er en vurdering av bunndyr og dyreplankton i S. Visnesvatn, basert på en innsamling høsten 1990. Det fortsatt sterkt forurensete N. Visnesvatn ble også undersøkt, mens det nærliggende, upåvirkete Grodvatn ble brukt som referanse.

2. OMRÅDE OG STASJONSBEKRIVELSE

2.1. Områdebeskrivelse.

Visnes-vatna ligger helt nede ved sjøen på nordvest-siden av Karmøy, rett øst for Haugesund Lufthavn (Figur 1). Ved vannene ligger det nå nedlagte Vigsnes Kobberverk, som var i drift i perioden 1865-1972. I den siste del av driftsperioden ble slagg fra gruvedriften deponert i Visnesvatnet slik at dette vannet ble delt i to, Nordre Visnesvatn og Søndre Visnesvatn. Disse vannene er i dag separert med hvert sitt utløp. Mesteparten av slagg-deponiet mellom vannene ble tidlig i 70-åra overdekket og tilsådd, og fungerer idag som beitemark. Slagg og lensevann fra gruveaktivitetene har ført til at begge vannene har vært sterkt forurenset av tungmetaller, spesielt kobber og sink, og med lav pH (Tabell 1).

Tabell 1. Konsentrasjonen av kobber (mgCu/l), sink (mgZn/l) og surhetsgrad (pH) i Nordre Visnesvatn, Søndre Visnesvatn og Grodvatn i perioden 1970-1990.

	N. Visnesvatn			S. Visnesvatn			Grodvatn		
	Cu	Zn	pH	Cu	Zn	pH	Cu	Zn	pH
24/4-70				1.10	7.4	4.1			
22/9-75	38.9	115	2.75	0.71	2.25	3.74			
20/12-77	18.0	61.0	2.60						
12/9-78	9.0	33.5	2.80	0.140	1.00	4.66			
29/1-80	0.76	4.10	3.27	0.032	0.47	5.99			
22/7-82	0.39	3.90	3.05						
24/9-87	0.25	2.41	3.18	0.060	0.59	6.64			
23/6-89	0.18	1.84	3.35	0.030	0.43	6.65			
7/11-89	0.13	1.49	3.67	0.047	0.37	6.53			
6/7-90	0.13	1.50	3.52	0.070	0.84	6.85	<0.010	0.49	6.97

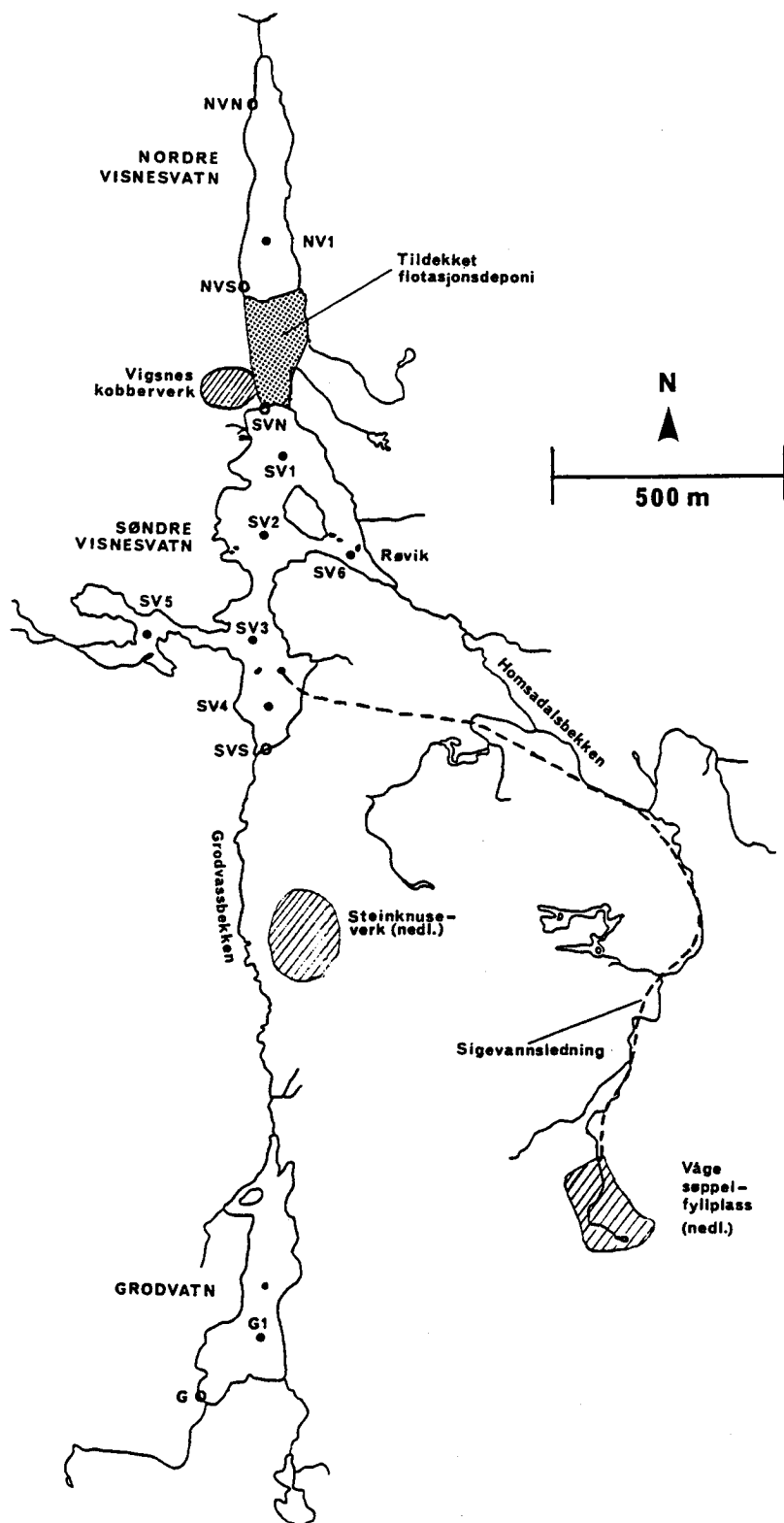


Fig. 1. Kartskisse over Visnes-vatna og Grodvatn med lokaliteter for innsamling av bunndyr og dyreplankton angitt.

Nordre Visnesvatn ligger 3 m o.h., og har en kort utløpsbekk (50 m) til sjøen mot nord. N. Visnesvatn er det minste (ca. 0.03 km²) og mest forurensete av vannene. I midten av 70-åra var innholdet av kobber og sink meget høyt, henholdsvis 38.9 mgCu/l og 115 mgZn/l. Vannet var meget surt med pH på 2.75. Fram til idag har innholdet av kobber og sink avtatt, slik at verdiene i 1990 lå på 0.13 mgCu/l og 3.52 mgZn/l. Vannet er fortsatt meget surt med pH på 3.52. Vannet er også meget jernholdig, slik at det øverste laget av sedimentene var sterkt okerfarget av jernutfelling. Under det øverste okerlaget var sedimentene blåsvarte av sulfider. Vannfargen var lys grønn. Kloakk fra bebyggelsen langs vestsiden blir ført ut i N. Visnesvatn (Grann pers.med.). Stein og kvist var ofte dekket av grå-grønnlige begroinger av sopp og bakterier ("lammehaler"). Ved utløpet i nordenden var det bevoksning av takrør. Det er ikke påvist fisk i N. Visnesvatn (Grann pers.med.).

Søndre Visnesvatn ligger 4 m o.h. og har en kort utløpsbekk til sjøen i vest (50 m). Arealet av vannet er ca. 0.11 km² og nedbørfeltet er 3 km² (NIVA 1991). I S. Visnesvatn er forholdene bedre enn i N. Visnesvatnet. I midten av 70-åra var konsentrasjonene av kobber og sink henholdsvis 0.75 mgCu/l og 2.3 mgZn/l. Vannet var surt med pH på 3.7. I 1990 hadde verdiene for kobber og sink avtatt til 0.07 mgCu/l og 0.84 mgZn/l. pH hadde steget til 6.85, slik at vannet nesten er nøytralt. Analyser utført av Rogalandsforskning i 1985 viste et meget høyt innhold av kobber i sedimentene i S. Visnesvatn (1.56 og 2.08 mgCu pr. gram tørrvekt i den øverste delen av sedimentet, for prøver tatt henholdsvis i Søndre og nordre del av vannet) (Grann pers. med.). Det meste av strandsonen besto av klipper og stein. Et unntak var nord-delen av vannet hvor det var store avleiringer av gruveslagg. Her var det mudderflater med brunorange farge av jernutfellinger. Endel av dette området var bevokst med makrovegetasjon, bl.a. takrør. Grunnområdene i vest ved utløpet var også bevokst med makrovegetasjon. Mengden av jernutfellinger avtok mot sør i vannet. Sedimentene hadde et okerlag øverst, men det var tynnere enn i

N. Visnesvatn. Den 1. november 1990 var siktedypet lavt, ca. 1.3 m og vannfargen var gulbrun. Dette antyder at S. Visnesvatn var humøst. Ifølge Grann (pers.med.) er alle i området humøse i utgangspunktet. Prøvefiske utført i 1985 påviste små mengder ørret (Berg 1985). Senere fiske i 1989 og 1990 har vist at det finnes en relativt god bestand av ørret (NIVA 1991, Grann pers.med.). Det er også påvist 3-pigget stingsild (NIVA 1991) og ål (Grann pers.med.) i S. Visnesvatn. Ørreten er stort sett blitt tatt i bukta ved Røvika, i sørdelen ved innløpet av bekken fra Grodvatn og i den grunne vika i vest ved utløpet (Grann pers.med.).

Rett sørøst for S. Visnesvatn ligger den nå nedlagte Våge søppelfyllplass. Sigevannet herfra gikk tidligere via et myrområde ut i Homsadalsbekken, som renner ut i S. Visnesvatn i Røvika. Dette sigevannet har fra sommeren 1990 blitt lagt i rør og blir nå sluppet direkte ut i sørdelen av vannet, nær stasjon SV3 (figur 1). Analyser av dette sigevannet viser meget høye verdier for totalt nitrogen-innhold (opptil 68 mgN/l). Verdiene av totalfosfor er imidlertid lave (< 400µgP/l). Høye verdier for kjemisk oksygenforbruk viser at sigevannet er rikt på organisk materiale. Det er registrert høye verdier av jern, mens innholdet av kobber og andre tungmetaller er lavt. Av andre miljøgifter er polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) påvist i konsentrasjoner opptil 142 µg/l.

Ved sørenden av S. Visnesvatn lå det tidligere et knuseverk (nedlagt 1988). Steinsteøv herfra gikk ut i vannet via bekken fra Grodvatn i perioden ca. 1978-1988. Noe beitemark i nedbørfeltet blir kalket.

Både Nordre og Søndre Visnesvatn viser en sterk forbedring siden midten av 70-åra, men begge vannene er fortsatt betydelig belastet med kobber og sink. Bakgrunnsverdiene for kobber og sink i norske vassdrag er henholdsvis 0.001-0.002 mgCu/l og 0.005-0.020 mgZn/l (SFT 1989).

Grodvatn ligger 24.5 m o.h., rett sør for S. Visnesvatn, og har avløp ned i dette (figur 1). Grodvatn er upåvirket av gruve-driften, og virket også mer oligotroft enn Visnesvatna. Ved innsamlingene den 2. november 1990 var siktedypet 3.8 m og vannfargen gulbrun. Dette viser at Grodvatn trolig var sterkt humøst. Strandsonen var steinet. Bunn sedimentene var naturlig brune, uten tegn til oker-utfelling. Beitemark i nedbørfeltet blir kalket. Det har hele tiden vært ørret i Grodvatn, og den har kunnet vandre uhindret via Grodvassbekken ned til S. Visnesvatn. Trolig er derfor bestanden i Grodvatnet opphavet til fisken i S. Visnesvatn.

2.2. Stasjonsbeskrivelser.

Prøvetagningsområdene er avmerket på figur 1.

Nordre Visnesvatn: Sparkeprøver ble tatt i strandsonen i nord-enden (NVN) og sør-enden (NVS). Bunnprøver og dyreplankton ble innsamlet omlag midt i vannet (NV1).

NVN: Prøvene tatt på ca. 30-40 cm dyp. Substratet besto mest av stein i størrelsen 3-6 cm som var farget orange av oker-utfelling. Endel dotter av bakterie-og soppvekst ("lammehaler") på stein. Lite makrovegetasjon, prøvene ble tatt rett sør for takrørbeltet som preget den nordligste delen av vannet.

NVS: Prøvene tatt på ca. 30 cm dyp. Substratet var hovedsakelig mudder farget brun-orange av jernutfellinger, og lignet substratet på SVN. Lite makrovegetasjon. Mye "lammehaler" på stein og kvist. Et lite sig som kom inn fra vest bar preg av å være sterkt organisk forurenset med mye "lammehaler".

NV1: Prøver med rørhenter ble tatt på 6-8 m dyp, tilsammen 5 kjerner som ble slått sammen. Sedimentet hadde et sterkt orange, vannholdig okerlag øverst (ca. 2-4 cm tykt), under dette var fargen blygrå.

Søndre Visnesvatn: Sparkeprøver ble tatt i strandsonen i nord-enden (SVN) og sør-enden (SVS). Bunnprøver og dyreplankton ble innsamlet på 5 lokaliteter (SV1-5), mens det på SV6 bare ble tatt bunnprøve. Bunnprøvene besto på hvert sted av 10 kjerner som ble slått sammen.

SVN: Prøvene tatt på ca. 40 cm dyp på slaggområdene i nord. Substratet var mudder farget brun-oranger av jernutfelling. Lite vegetasjon, men et takrørrområde litt lengre mot øst. Tilsvarende slaggg/slam-felter på land var også nesten uten vegetasjon.

SVS: Prøvene ble tatt på ca. 40 cm dyp, helt i sør, ca. 20 m øst for innløpet av bekken fra Grodvatn. Substratet besto mest av stein i størrelsen 10-25 cm, men også mye mudder og sand. Noe vegetasjon på bunnen, bl.a. brasmegras og algedotter. Litt jernutfelling, men området virket betydelig mindre gruvepåvirket enn nord-delen av vannet.

Stasjonene for bunnprøver og plankton er avmerket i figur 1. SV3 lå like ved utslippet av sigevann fra den nedlagte Våge fyllplass. SV5 lå i vika mot vest ved utløpet, i et grunnområde med mye makrovegetasjon.

SV1:	6-8 m dyp	} Sedimentet hadde et okeraktig, vannholdig lag øverst, deretter et brunt lag (4-6 cm tykt), nederst svartere av sulfider.
SV2:	7-8 m "	
SV3:	6-8 m "	
SV4:	5-6 m "	

SV5:	2-3 m "	} Sedimentet hadde sterk innblanding av større planterester.
SV6:	2 m "	

Grodvatn: Sparkeprøvene ble tatt i sør-enden (G), mens prøver av sediment og dyreplankton (G1) ble tatt omtrent midt på i søndre del.

G: Prøvene tatt på ca. 40 cm dyp. Substratet besto av endel stein i størrelsen 10-30 cm, men også mye mudder. Kraftig vekst av trådformete alger, mye brasmegras, noe tjønnaks. Ingen tegn til jernutfellinger eller andre gruvepåvirkninger.

G1: Prøver med rørhenter ble tatt på ca. 15 m dyp, tilsammen 5 kjerner som ble slått sammen. Sedimentet var naturlig brunt uten spor av gruvepåvirkning.

3. METODIKK

Til innsamling av bunndyr i strandsonen ble den såkalte sparke-metoden anvendt (Hynes 1961, Frost et al. 1971). Metoden registrerer de fleste artene som er tilstede og gir et grovt inntrykk av mengdefordelingen. Metoden kan brukes på både steinbunn og bløtbunn (Brittain og Saltveit 1984). Bunndyrene føres først opp i vannmassene ved å rote opp bunnssubstratet med foten. Deretter samles det oppvirvlete materialet i en håv. Innsamlingstiden avhenger av bunnens beskaffenhet og bunndyrtettheten. Innsamlingstiden i Visnesvatna var på 1 minutt, og det ble tatt tre parallelle prøver fra hver lokalitet. Maskevidden på håven var 250 μm . Til innsamling av bunndyr i sedimentene ble det benyttet en sediment-rørhenter med en indre diameter på 11.0 cm. Det ble hentet opp 5 eller 10 sedimentkjerner på hver lokalitet. Disse ble slått sammen og silt gjennom et nett med maskevidde 250 μm .

Alle prøvene ble fiksert på 70% etanol i felt og sortert og bestemt på laboratoriet.

Innsamling av dyreplankton ble utført med en planktonhåv med en åpningsdiameter på 26.5 cm og en dybde på 69 cm. Maskevidden var 90 µm. På hver lokalitet ble det tatt ett vertikalt trekk fra bunnen og opp til overflaten. Prøvene ble fiksert med Lugols løsning.

4. RESULTATER

4.1. Bunndyr.

Resultatene av bunndyrinnsamlingen er ført opp i tabell 2-5. Det ble funnet klare forskjeller i faunaen mellom de tre vannene, både i littoralsonen og i profundalsedimentene.

Grodvatn hadde en relativt rik fauna, både med tanke på antall arter og individer. Antallsmessig dominerte fjærmygglarver; i littoralsonen ble 12 slekter påvist. De dominerende slektene var Arctopelopia fra underfamilien Tanypodinae, Psectrocladius fra underfamilien Orthocladiinae og Pagastiella, Paratanytarsus og Tanytarsus fra underfamilien Chironominae. Disse slektene ble funnet i stort antall. I sedimentene i Grodvatn var Heterotanytarsus fra underfamilien Orthocladiinae og Stictochironomus fra underfamilien Chironominae vanligst. Disse ble ikke funnet i littoralsonen. Larver av døgnfluer var viktige i littoralsonen i Grodvatn. Mest tallrike var slekten Caenis, hvorav C. luctuosa var vanligst, mens C. horaria var mindre tallrik. Leptophlebia vespertina var også vanlig, mens Procloeon bifidum var fåtallig. Vårfluelarver var også viktige, spesielt synlige var en stor art fra den husbyggende slekten Agrypnia. To arter fra den nettspinnende slekten Cyrnus; C. insolutus og C. trimaculatus, var vanlige. Enkeltindivider av den nettspinnende Plectrocnemia conspersa og mikrovårfluen Oxyethira sp. ble også funnet. Snegl ble påvist, alle var vanlig damsnegl (Lymnaea peregra) bortsett fra et eksemplar av leveriktesnegl (Lymnaea truncatula). Fåbørstemark var fåtallige, det ble funnet enkelte Lumbriculus variegatus, men de fleste var en ubestemt art fra familien Enchytraeidae. I

tillegg var ertemuslinger (Pisidium sp.), buksvømmere (Corixidae) og larver av sviknott (Ceratopogonidae) relativt vanlige i littoralsonen.

I Søndre Visnesvatn var littoralfaunaen langt fattigere enn i Grodvatn. Nesten samtlige dyr var larver av fjærmygg. I den søndre delen av vannet ble det påvist enkelte fåbørstemark av arten Stylodrilus heringianus, og små husbyggende vårfluelarver fra familien Limnephilidae. Mengden av fjærmygglarver var omlag den samme i nord- og sør-delen av vannet, men sammensetningen av slektene var ulik. I sør dominerte rovformer fra underfamilien Tanypodinae, spesielt var Macropelopia tallrik, men også Zavreliomyia og Arctopelopia var vanlige. I nord var det bare Arctopelopia av disse som var vanlig, i tillegg var Psectrocladius og store eksemplarer av røde Chironomus-larver vanlige. Sistnevnte ble ikke påvist i Grodvann eller sør-delen av S. Visnesvatnet. Prøvene som ble tatt av profundal-sedimentene i S. Visnesvatnet i en gradient fra nord til sør (SV1-SV4) hadde lite bunndyr, det ble kun påvist lav tetthet av fjærmyggen Procladius sp. Det samme ble funnet nær utløpet (SV5), mens stasjonen i Røvika (SV6) hadde en rikere fauna dominert av store, røde Chironomus-larver. På SV6 ble det også funnet to andre Chironominae-larver i lav tetthet (Cryptochironomus og Microtendipes). Fra underfamilien Tanypodinae ble Procladius også her påvist i lav tetthet, sammen med en noe større tetthet av Arctopelopia. I tillegg til fjærmygg ble vårfluen Cyrnus flavidus påvist på SV6.

Faunaen i Nordre Visnesvatnet avvek sterkt både fra Grodvatn og Søndre Visnesvatn. I littoralprøvene var det stor dominans av røde Chironomus-larver, bortsett fra enkeltindivider av Macropelopia og en ubestemt Orthocladiinae-larve. Dette gjaldt prøvene tatt både i nord- og i sør-delen. Foruten fjærmygg-larvene ble det funnet enkelte mudderfluelarver (Sialis sp.), sviknottlarver (Ceratopogonidae) og både larver og voksne av vannkalv (Dytis sp.). Buksvømmere var relativt vanlige, spesielt i den nordre delen. De ble i tillegg observert ganske tallrike svømmende i littoralsonen. Dette gjaldt også voksne

vannkalver. Den nettspinnende vårfluen Plectrocnemia conspersa var også jevnt tilstede i lav tetthet. I bunnsedimentene (SV1) ble det bare påvist røde fjærmygglarver av typen Chironomus, men i stor tetthet.

Tabell 2. Gjennomsnittlig antall (pr. 1 min. sparkeprøve) av hovedgrupper av bunndyr i Grodvatn (G), søndre (SVS) og nordre (SVN) del av Søndre Visnesvatn og søndre (NVS) og nordre (NVN) del av Nordre Visnesvatn.

	G	SVS	SVN	NVS	NVN
Fåbørstemark	4	2	0	0	0
Ertemuslinger	16	0	0	0	0
Snegl	15	0	0	0	0
Døgnfluer	191	0	0	0	0
Mudderfluer	0	0	0	1	0
Vårfluer	63	1	0	1	3
Buksvømmere	11	0	0	1	8
Biller	0	0	0	1	3
Fjærmygg	1697	95	90	571	811
Sviknott	9	6	2	1	0
SUM	2006	104	92	576	825

4.2. Dyreplankton.

Resultatene av planktonprøvene er ført opp i tabell 6. I Grodvatn var det dominerende dyreplankton vannloppen Bosmina longispina. Hoppekrepsartene Cyclops scutifer og Eudiaptomus graciloides var også vanlige. I Søndre Visnesvatn var mengden av dyreplankton mindre og varierte endel i de forskjellige delene av vannet. Tettheten var størst i nordenden av vannet (SV1 og SV2) og avtok mot sør (SV3). Helt i sør (SV4) var antallet meget lavt, mens det var noe høyere nær utløpet i vest (SV5). Vanligste art var E. graciloides, samt endel C. scutifer. B. longispina ble ikke påvist. I Nordre Visnesvatn ble det ikke påvist dyreplankton, men prøven herfra inneholdt mye oppvirvlet oker som vanskeliggjorde bearbeidelsen.

Tabell 3. Gjennomsnittlig antall arter (pr. 1 min. sparkeprøve) av fåbørstemark, snegl, døgnfluer, vårfluer og biller i Grodvatn (G), søndre (SVS) og nordre (SVN) del av Søndre Visnesvatn og søndre (NVS) og nordre (NVN) del av Nordre Visnesvatn.

	G	SVS	SVN	NVS	NVN
Fåbørstemark					
<u>Lumbriculus variegatus</u>	1	0	0	0	0
<u>Stylodrilus heringianus</u>	0	2	0	0	0
Enchytraeidae ubestemt	3	0	0	0	0
Snegl					
<u>Lymnaea peregra</u>	2	0	0	0	0
<u>Lymnaea truncatula</u>	+	0	0	0	0
Døgnfluer					
<u>Caenis luctuosa</u>	93	0	0	0	0
<u>Caenis horaria</u>	19	0	0	0	0
<u>Leptophlebia vespertina</u>	69	0	0	0	0
<u>Proclloeon bifidum</u>	9	0	0	0	0
Vårfluer					
<u>Agrypnia</u> sp.	12	0	0	0	0
<u>Cyrnus insolutus</u>	33	0	0	0	0
<u>Cyrnus trimaculatus</u>	15	0	0	0	0
<u>Oxyethira</u> sp.	1	0	0	0	0
<u>Plectrocnemia conspersa</u>	1	0	0	1	3
Limnephilidae ubestemt (små)	0	1	0	0	0
Biller					
<u>Dytis</u> sp. (vannkalv) larve	0	0	0	1	2
" " " voksen	0	0	0	+	1

+ = < 1

5. DISKUSJON

Den viktigste forurensningskilden til Visnesvatna er restene etter mange års gruvedrift i nedbørfeltet. Forvitring av flotasjonsmasse på land har ført og fører fortsatt til tilsig av tungmetaller. I Visnesvatna dreier det seg først og fremst om kobber og sink. Forvitringen produserer også svovelsyre som medfører forsuring. Kobber er kjent for å ha en sterk toksisk effekt, men graden av giftighet er avhengig av hvilken tilstand kobberet befinner seg i. Lav pH gir høyest toksisk effekt fordi metallene da befinner seg i en reaktiv form. Kobber kan også

Tabell 4. Mengdefordeling av slekter/arter av fjærmygglarver (pr. 1 min. sparkeprøve) i Grodvatn (G), søndre (SVS) og nordre (SVN) del av Søndre Visnesvatn og søndre (NVS) og nordre (NVN) del av Nordre Visnesvatn.

	G	SVS	SVN	NVS	NVN
U.fam. Tanypodinae					
<u>Procladius</u> sp.	-	x	x	-	-
<u>Macropelopia</u> sp.	x	xxx	x	-	+
<u>Arctopelopia</u> sp.	xxx	xx	xx	-	-
<u>Trissopelopia</u> sp.	-	x	-	-	-
<u>Zavreliomyia</u> sp.	xx	xx	-	-	-
U.fam. Prodiamesinae					
<u>Prodiamesa olivacea</u>	-	+	-	-	-
U.fam. Orthoclaadiinae					
<u>Corynoneura</u> sp.	xx	-	-	-	-
<u>Cricotopus</u> sp.	x	-	x	-	-
<u>Limnophyes</u> sp.	-	+	-	-	-
<u>Psectrocladius</u> sp.	xxx	x	xx	-	-
Ubestemt	-	-	x	-	+
U.fam. Chironominae					
<u>Chironomus</u> sp.	-	-	xx	xxx	xxx
<u>Microtendipes</u> gr. <u>pedellus</u>	xx	-	-	-	-
<u>Paqastiella</u> sp.	xxx	-	-	-	-
<u>Paratanytarsus</u> sp.	xxx	+	-	-	-
<u>Phaenopsectra</u> sp.	xx	+	+	-	-
<u>Polypedilum</u> sp.	x	+	-	-	-
<u>Tanytarsus</u> sp.	xxx	-	-	-	-
Ubestemt	x	-	-	-	-
Ubestemt					

xxx = tallrik

xx = vanlig

x = spredt

+ = sjelden

lett adsorberes til partikulært organisk og uorganisk materiale og knyttes til organiske chelatorer. Dette vil redusere giftigheten av metallet. Det har lenge vært kjent at tilførsel av kobber til et vassdrag fører til en sterk endring og utarming av faunaen (Hynes 1972). Sink er ikke like giftig som kobber, men har likevel sterk innvirkning på faunaen hvis konsentrasjonene er høye. Dessuten er giftigheten av kobber og sink synergistisk.

Tabell 5. Tettheter (pr. m²) av slekter/arter av bunndyr tatt med rørhenter fra en stasjon i Grodvatn (G1), 6 stasjoner i Søndre Visnesvatn (SV1-6) og en stasjon i Nordre Visnesvatn (NV1).

	G1	SV1	SV2	SV3	SV4	SV5	SV6	NV1
Vårfluer								
<u>Cyrrnus flavidus</u>	-	-	-	-	-	-	35	-
<u>Cyrrnus trimaculatus</u>	71	-	-	-	-	-	-	-
Fjærmygg								
U.fam. Tanypodinae								
<u>Ablabesmyia</u> sp.	71	-	-	-	-	-	-	-
<u>Arctopelopia</u> sp.	-	-	-	-	-	-	177	-
<u>Procladius</u> sp.	-	35	35	35	35	70	35	-
U.fam. Orthocladiinae								
<u>Heterotanytarsus</u> sp.	359	-	-	-	-	-	-	-
U.fam. Chironominae								
<u>Chironomus</u> sp.	-	-	-	-	-	-	1699	7077
<u>Cryptochironomus</u> sp.	-	-	-	-	-	-	35	-
<u>Microtendipes</u> gr. <u>pedellus</u>	-	-	-	-	-	-	106	-
<u>Pagastiella</u> sp.	71	-	-	-	-	-	-	-
<u>Stictochironomus</u> sp.	425	-	-	-	-	-	-	-
<u>Tanytarsus</u> sp.	142	-	-	-	-	-	-	-

Tabell 6. Antall dyreplankton pr. håvtrekk fra bunn og til overflaten i Grodvatn (G1), på 5 stasjoner i Søndre Visnesvatn (SV1-5) og Nordre Visnesvatn (NV1).

	G1	SV1	SV2	SV3	SV4	SV5	NV1
<u>Bosmina longispina</u>	538	0	0	0	0	0	0
<u>Cyclops scutifer</u> (voksne)	175	18	19	15	3	3	0
" " (nauplie-larver)	198	10	11	9	0	2	0
<u>Eudiaptomus graciloides</u> (voksne)	80	128	117	62	7	59	0
" " (nauplie-larver)	79	33	44	35	0	27	0
<u>Eurycercus</u> sp.		1	1	0	0	0	0

Kobber (og sink) kan virke inn på bunndyr på to måter: Først har de en rent toksisk effekt, akutt eller kronisk, som fører til at dyra dør; eller effekten kan være indirekte ved at kobber reduserer eller endrer næringsgrunnlaget for dyra ved å påvirke primærproduksjonen. Kobber er kjent for å være meget toksisk på mange alger. Hynes (1972) nevner et eksempel hvor tettheten av alger avtar dramatisk i en elv som mottar kobber slik at konsentrasjonen i vannet lå på 1 mgCu/l. Ifølge Mason (1981) førte et Cu-innhold på 0.5 mgCu/l til 80% reduksjon av fotosyntesen hos blågrønnalger. Mange forsøk med ulike bunndyr og tungmetaller har gått over begrenset tid og kunnskap om kroniske effekter av subletale konsentrasjoner er derfor begrenset. Det er imidlertid kjent at små konsentrasjoner (0.005-0.025 mgCu/l) av kobber kan være dødelig for bunndyr og fiskearter (Kosalwat og Knight 1987a). Leland et al. (1989) fant at tilførsel av kobber til en bekk førte til umiddelbar drift av mange bunndyr og endring av faunaen ved konsentrasjoner på 0.005 og 0.010 mgCu/l.

I N. Visnesvatn har innholdet av kobber og sink tidligere (i 70-åra) vært meget høyt (tabell 1). Dette kombinert med meget lav pH har ført til at vannet trolig var helt fritt for liv. Gjennom 80-åra har forholdene blitt betraktelig forbedret, trolig fordi flotasjonsdeponiet mellom vannene ble tildekket slik at forvitringen ble redusert. Fortsatt er imidlertid innholdet av kobber i vannet så høyt at mange grupper av bunndyr ikke kan eksistere her. Dette sammen med den lave pH fører til at bare få tilpasningsdyktige arter ble funnet. Innholdet av kobber er ikke lenger meget høyt, men lav pH fører til økt giftighet. De få artene som kan overleve under slike forhold kan til gjengjeld opptre i stor tetthet siden konkurrenter og rovformer er fraværende. I N. Visnesvatn gjelder dette tydelig for fjærmygglarven Chironomus sp. som dominerte faunaen både i littoralsonen og i bunnsedimentene. Denne slekten inneholder store, røde larver som kan opptre i meget store tettheter ved organisk forurensning. Dette fordi mange av artene i slekten er meget tolerante ovenfor lave

oksygenverdier og andre effekter av slik forurensning. Den store tettheten av Chironomus i N. Visnesvatn tyder på at vannet må være betydelig organisk anrikt, noe som gir næringsgrunnlag for larvene. Forekomsten av sopp-og bakteriemasser ("lammerhaler") antyder også organisk belastning. Samtidig er det klart at Chironomus sp. må være meget tolerant ovenfor lav pH og tungmetaller. Larvene eter seg gjennom substratet, noe som fører til at tarmen blir fylt med uorganiske partikler, som kan inneholde store mengder tungmetaller. Undersøkelser har imidlertid vist at lite tungmetaller som tas inn på denne måten blir opptatt i vevet. Mengden av biotilgjengelige kobberforbindelser i vannet er viktigere (Kosalwat og Knight 1987a). Andre forsøk har vist at fjærmygg-larver unngår sediment forurensning med tungmetaller (Wentsel et al. 1977).

Chironomus-larvene i N. Visnesvatn var betydelig mindre enn tilsvarende larver i S. Visnesvatn. Årsaken til dette kan være at det dreier seg om to arter, eller at utviklingen av livssyklus er forskjellig i de to vannene. Chironomus-artene er vanskelige å skille på larvestadiet, og siden denne undersøkelsen bare er basert på ett besøk er det ikke grunnlag for å kunne vurdere livssyklus. Det er imidlertid kjent at tungmetallforurensning fører til endringer i reproduksjon og vekst (Wentsel et al. 1977), og (Kosalwat og Knight 1987b) fant at Chironomus-larver i tungmetall-belastede miljøer ble små av vekst. I N. Visnesvatn er de utsatt for sterkt stress både fra tungmetallinnholdet og lav pH, og dette er trolig årsaken til den lille størrelsen.

I tillegg til de store tetthetene av Chironomus sp. ble det påvist to andre fjærmygg-arter i N. Visnesvatn i lite antall (Tabell 4). Dette kan være en indikasjon på at forholdene bedres og at andre arter er i ferd med å få innpass.

Ved ekstreme forhold, spesielt organisk forurensning, pleier fåbørstemark å dominere sammen med de mest tolerante fjærmyggartene. I en undersøkelse av Huddingsvann i Nord-Trøndelag hvor flotasjonsmateriale med kobber og sink-pyritt ble deponert forsvant de fleste bunndyrene i den delen av vannet hvor deponeringen skjedde, bortsett fra fåbørstemark og fjærmygg (Aagaard & Sivertsen 1980). Flere av de vanligste artene av fåbørstemark har vist seg å være tolerante ovenfor tungmetallforurensning (Chapman et al. 1980). Fraværet av fåbørstemark i N. Visnesvatn, hvor man normalt kunne forvente stor tetthet av arter fra familien Tubificidae sammen med fjærmyggen Chironomus, kan skyldes den lave pH-verdien. De forurensningstolerante artene av fåbørstemark blir sjelden funnet i sure miljøer.

Det ble ikke funnet dyreplankton i N. Visnesvatn. Det kan ikke utelukkes at det finnes dyreplankton her, siden den ene prøven som ble tatt var forurenset med oker. Imidlertid er trolig pH altfor lav og innholdet av tungmetaller for høyt for planktoniske krepsdyr.

I littoralsonen i N. Visnesvatn ble det funnet endel andre bunndyr i tillegg til Chironomus sp. Mest tallrike var buksvømmere (Corixidae). Mange arter buksvømmere er kjent for å tåle lav pH. De finnes derfor ofte i stort antall i forsurete vann hvor beitepresset fra fisk og konkurransen fra mer følsomme arter er redusert. Vannkalver og mudderfluer (Sialis) tåler også lav pH. Endel vårfluer oppgis å være tolerante ovenfor kobberforurensning (Leland et al. 1989). Den nettspinnende Plectrocnemia conspersa var relativt vanlig i littoralsonen, og må derfor regnes som meget tolerant overfor tungmetaller og lav pH. Forekomsten av P. conspersa indikerer også at forholdene i N. Visnesvatn er i bedring. Forholdene for bunndyr må likevel betegnes som marginale.

Søndre Visnesvatn har også hatt høye verdier for kobber og sink, men aldri så høyt som i N. Visnesvatn (tabell 1). Verdiene i S. Visnesvatn har også avtatt, og kobberkonsentrasjonene i vannet ligger nå godt under 100 µgCu/l. Dette er fortsatt høye verdier, med effekter på både plante- og dyreliv. Surheten har avtatt fra pH 3.75 i 1975 til nærmere nøytralt i dag. Dette vil redusere gifteffekten av metallionene, siden de ved denne pH finnes i mindre toksiske former. S. Visnesvatn er humøst og metallioner blir lett kompleksbundet til humusstoffer. Dette vil redusere giftigheten av kobber, og er trolig en viktig årsak til at det er fisk i vannet tiltross for de høye kobberverdiene. Det lavere innholdet av tungmetaller i S. Visnesvatn sammenlignet med N. Visnesvatn har også sammenheng med at S. Visnesvatn er større og den gruvepåvirkete delen av nedbørfeltet er forholdsvis mindre.

Bunnsedimentene i S. Visnesvatn var fattige på dyr. Det ble bare påvist lav tetthet av fjærmyggen Procladius sp. Dette gjaldt i de fire prøvene som ble tatt i en gradient fra nord til sør (SV1-4), og i prøven tatt ved utløpet (SV5). En viktig årsak til denne sparsomme faunaen er det høye innholdet av kobber i sedimentene. Ifølge Kosalwat og Knight (1987a) blir tungmetaller i sedimentet i liten grad tatt opp av dyr som lever der; men konsentrasjonene i S. Visnesvatn var så høye (opptil 2 mgCu pr. gram tørrvekt) at effekten over tid vil være fatal for de fleste bunndyr.

En annen årsak til den sparsomme bunnfaunaen kan være at S. Visnesvatn åpenbart var mer næringsfattig enn N. Visnesvatn. Derfor kan næringsgrunlaget for store populasjoner med tolerante bunndyr mangle. På SV6 i Røvika ble det funnet en rikere fauna med fem forskjellige fjærmyggglarver, hvorav Chironomus sp. ble funnet i stor tetthet. Røvika var inntil sommeren 1990 påvirket av sigevann fra den nedlagte Våge fyllplass og forurensningene herfra i form av organisk materiale og plantenæringsstoffer har ført til en lokal "gjødslingseffekt" med økt alge- og bakterievekst. Chironomus sp. er tolerant ovenfor organisk forurensning og kan forekomme

i stor tetthet på slike steder. Sammenlignet med de andre bunnprøvestedene virket derfor Røvika mer organisk forurenset. Chironomus-larvene i Røvika var store sammenlignet med dem i N. Visnesvatn. Dette kan være et resultat av at tungmetallforurensningen er mindre i S. Visnesvatn, siden det er kjent at Chironomus-larver får redusert vekst ved påvirkning av tungmetaller (Kosalwat og Knight 1987b). En annen årsak til mangelen på Chironomus-larver i bunnprøvene fra resten av S. Visnesvatnet kan være at larvene hadde klekket slik at de på prøvetagningstidspunktet ikke lenger befant seg i sedimentet. Mot dette taler at der Chironomus-larver ble funnet var det også mindre (yngre) larver tilstede selv om de store var i flertall. Oksygenvinn i de dypere partiene kunne ha vært en annen mulighet, men S. Visnesvatn er så grunt og vindeksponert at oksygenfrie sjikt neppe vil oppstå.

Littoralfaunaen i S. Visnesvatn virket fattig og besto vesentlig av små mengder fjærmygglarver. Forskjellen i sammensetningen av fjærmygglarver reflekterer muligens innholdet av tungmetaller i substratet. I nord (SVN) ble prøvene tatt på mudderflater som åpenbart besto av gruveslagg. De var bare i liten grad dekket med vegetasjon, både de delene som var under vann og det som lå på land. Den vanligste fjærmyggen her var Chironomus sp. som også dominerte i N. Visnesvatn, og derfor tydelig er meget tolerant overfor høyt innhold av tungmetaller. Imidlertid var larvene her betydelig større enn i N. Visnesvatn, og dette kan som tidligere nevnt antyde at tungmetallbelastningen var mindre enn i N. Visnesvatn. I N. Visnesvatn var pH betydelig lavere enn i S. Visnesvatn, og dette medfører også ekstra stress og trolig redusert vekst. Datagrunnlaget er for lite til å kunne diskutere livssyklus og vekst. En ting som taler for mindre tungmetallforurensning på SVN var tilstedeværelsen av 7 andre grupper av fjærmygg. Bl.a. var Psectrocladius sp. vanlig. Den ble ikke påvist i N. Visnesvatn, men var tallrik i det upåvirkete Grodvatn (tabell 3). Tilstedeværelsen av en mer divers fjærmyggfauna på SVN, sammenlignet med N. Visnesvatn har sikkert også sammenheng med den høyere pH-verdien i S. Visnesvatn. Faunaen i sør-enden av

S. Visnesvatn (SVS) var også fattig, selv om substratet her var mer normalt med endel vegetasjon. Gruvepåvirkningen var synlig også her i form av oker-utfellinger. Fraværet av Chironomus-larver skyldes trolig det mer steinete substratet på SVS, siden disse larvene graver i mudder. Fåbørstemark som vanligvis er en meget viktig dyregruppe i ferskvann manglet nesten totalt også i S. Visnesvatn. Det ble bare funnet to individer av Stylodrilus heringianus på SVS. Denne arten er oksygenkrevende og er regnet som en god indikator på uforurensete forhold. Årsaken til den totale mangel på fåbørstemark særlig på mudderflatene på SVN og i den organisk belastete Røvika er ukjent. I N. Visnesvatn kunne fraværet av fåbørstemark forklares ut fra de meget lave pH-verdiene, men i S. Visnesvatn har pH i lengre tid vært bra. Trolig er innholdet av kobber i sedimentet for høyt, selv om andre arbeider antyder at mange fåbørstemark tåler høye verdier av tungmetaller (Chapman et al. 1980). Det kan være andre toksiner tilstede, eller det kan være kombinasjonseffekter.

Dyreplanktonet i S. Visnesvatn var sparsomt og besto nesten utelukkende av hoppekreps (copepoder) (tabell 6). Hoppekreps har et selektivt næringsvalg ved at de aktivt griper næringspartikler i vannmassene (Hessen 1987). På denne måten kan de unngå uspiselige eller giftige partikler. Mye av kobberet i vannmassene i S. Visnesvatn er trolig absorbert til partikulært materiale som for eksempel humuspartikler. Den mest sannsynlige årsaken til den totale mangelen på vannlopper (Cladocera) i S. Visnesvatn er at disse artene ernærer seg av uselektiv filtrering av partikler i vannet (Hessen 1987). De vil derfor få i seg store mengder kobber og andre tungmetaller. I det upåvirkete Grodvatn var vannloppen Bosmina longispina den viktigste delen av dyreplanktonet. Begge de påviste artene av hoppekreps var lavest i den søndre delen av S. Visnesvatn. Årsaken til dette er ukjent, siden den nordre delen er mest gruvepåvirket. Muligens er beitetrykket fra fisk (bl.a. stingsild), større i den søndre delen, og dette kan være en årsak til de lave tetthetene av hoppekreps her.

Det er vanskelig å forutsi hvilken effekt utslippet av sigevannet fra Våge fyllplass vil ha på lengre sikt. I norske vassdrag er oftest fosfor det begrensende stoffet for algevekst. Målinger i S. Visnesvatn har vist totalfosforverdier på rundt 20 µgP/l. Næringsfattige (oligotrofe) innsjøer har oftest et totalfosfor-innhold på mindre enn 10 µgP/l, mens næringsrike (eutrofe) innsjøer kan ha mer enn 100 µgP/l. S. Visnesvatn kan utfra fosfor-verdiene betegnes som mesotroft. Fosfor-innholdet i sigevannet var lite, og når den relativt lille vannmengden sigevannet utgjør tas i betraktning, blir den totale effekten på algeveksten i vannet trolig liten. Det høye innholdet av jern i vannet vil dessuten føre til at mye fosfor vil felles ut som jernfosfathydroksyd-komplekser. Sigevannet inneholdt store mengder nitrogen, men siden nitrogen sjelden er en begrensende faktor i ferskvann vil dette trolig ikke føre til økt algevekst. En mulighet kan være at sigevannets høye innhold av organisk materiale, eventuelt sammen med en høyere algeproduksjon kan føre, iallefall lokalt, til en større sedimentasjon av organisk materiale. Dette medfører økt nedbrytning i bunnsedimentene og dermed reduksjon av oksygen og produksjon av karbondioksyd. Dette fører til reduserende forhold og lavere pH, som igjen kan føre til økt utlekking av tungmetaller fra sedimentene. Under slike forhold kan det også skje en utlekking av fosfat fra sedimentene som ytterligere vil bidra til gjødslingen av vannet. God vindeksponering og lite dyp vil imidlertid føre til god omrøring av vannmassene. Derfor vil trolig reduserende forhold i bunnvannet sjelden oppstå, selv med en økende organisk belastning.

Økende tilførsel av organisk materiale til sedimentene vil føre til en forenkling av bunndyrfaunaen ved at mer forurensningstolerante arter vil overta, gjerne i store tettheter. I S. Visnesvatn vil det trolig bety større tettheter av røde fjærmygglarver (Chironomus sp.). I N. Visnesvatn som var mer organisk anrikt enn S. Visnesvatn var det stor dominans av Chironomus-larver både i bunnsedimentene og i strandsonen. Det samme ble observert i Røvika hvor sigevannet tidligere ble ledet ut i S. Visnesvatn. En forenkling av

faunaen vil kunne redusere næringsgrunnlaget for fisk, siden mange av de viktigste næringsdyra for laksefisk blir borte ved tiltagende organisk forurensning og eutrofiering. Bunnfaunaen i S. Visnesvatn er allerede redusert på grunn av det høye kobberinnholdet, og tilførsel av organisk forurensning kan føre til en ytterligere forenkling av faunaen. På en annen side kan det også tenkes positive effekter av organisk forurensning ved at vannets innhold av løst og partikulært organisk materiale øker. Kobber er kjent for lett å bli kompleksbundet eller adsorbent til slike stoffer, og dette kan redusere giftigheten av kobber eller fjerne det fra vannmassene gjennom utfelling.

Ut fra det foreliggende begrensede materiale er det ikke entydig hvilke effekter utslippet av sivevann vil kunne ha på S. Visnesvatn over tid. Det er likevel betenkelig at utslippet ligger i den sørlige delen hvor mesteparten av fisken trolig oppholder seg.

I det upåvirkete Grodvatn var det en rik og sammensatt bunndyrfauna, spesielt i littoralsonen. Fjærmygglarver var det dominerende faunaelement (tabell 2), men artssammensetningen var forskjellig fra Visnes-vatna. Det ble ikke påvist Chironomus-larver her, noe som indikerer liten organisk belastning. Sammensetningen av fjærmygglarver i strandsonen med dominans av Arctopelopia sp., Psectrocladius sp., Pagastiella sp., Paratanytarsus sp. og Tanytarsus sp. antyder at Grodvatn ligger i overgangen mellom oligotrofi og mesotrofi. Profundalfaunaen med dominans av Stictochironomus sp. indikerer det samme (Sæther 1979). Forekomsten av snegl viser at Grodvatn ikke er surt, noe som også bekreftes av pH-målinger som viser at vannet er nøytralt (pH rundt 7.0). Det var en rik fauna av døgnfluer i Grodvatn, den vanligste arten var Caenis luctuosa som ble påvist for første gang i Vest-Norge (Brittain pers.med.). Vårfluefaunaen er også typisk for oligo-til mesotrofe vann. Konklusjonen er at Grodvatn virker som en relativt uforurenset, oligo-til mesotrof innsjø. Organisk belastning er trolig liten, pH-forholdene er gode og det er ingen forurensning av kobber eller andre tungmetaller.

5.2. Sammenfattende diskusjon

De tre undersøkte vannene har tilhørt samme vassdrag og har trolig i utgangspunktet vært ganske like. Gruvevirksomheten har i sterk grad påvirket Visnesvatna, mens Grodvatn har vært upåvirket. Både S. og N. Visnesvatn har en sterkt redusert og endret fauna sammenlignet med Grodvatn. Mest endret var N. Visnesvatn hvor faunaen levde under marginale forhold med meget lav pH og stort innhold av tungmetaller, spesielt kobber. De kjemiske data viser imidlertid en bedring av forholdene siden 1975, kobberinnholdet har avtatt sterkt, men er fortsatt høyt. Dette avtaket har sammenheng med at flotasjonsmassen har blitt tildekket for å redusere forvitringen. En ytterligere tildekking av eventuelle utildekkete områder vil sette fortgang i bedringsprosessen.

Faunaen i S. Visnesvatn var fattig i forhold til Grodvatn og bar også preg av de fortsatt relativt høye verdiene av tungmetaller i vann og sediment. I norddelen av vannet lå endel flotasjonsmasse fortsatt udekket i nedbørfeltet og bidrar trolig med tungmetallavrenning. I sedimentene ligger det trolig store mengder tungmetallholdige materiale. I hvilken grad dette lekker ut i vannmassene er ukjent, men høy pH og aerobe forhold vil trolig forhindre stor utlekking av tungmetaller. Deler av S. Visnesvatn er preget av organisk forurensning. Spesielt gjaldt dette Røvika, hvor organisk forurenset sigevann fra den nedlagte søppelfyllplassen satte sitt preg på faunaen. I resten av vannet var det trolig tungmetallinnholdet, spesielt kobber, i vann og sediment som var avgjørende for faunaen. Tilførsel av ulike typer av forurensning til innsjøer vil føre til faunaendringer. De sensitive artene vil forsvinne, mens mer tolerante arter vil øke i antall etter som konkurrenter og rovformer reduseres. Bunnfaunaens totale biomasse og produksjon vil ikke nødvendigvis bli redusert ved økende grad av forurensning, men diversiteten i samfunnet vil avta, dvs. artsantallet går ned. Få dominerende arter kan føre til

perioder med lite næringsdyr for fisk, når en eller flere av artene befinner seg i et stadium som er lite tilgjengelig for fisk. Det er ikke grunnlag for å si noe om de sesongmessige variasjonene i bunnfaunaen i S. Visnesvatn siden bunndyr bare ble innsamlet en gang sent på høsten. Bunndyrfaunaen var da fattig, muligens kan en eller flere viktige arter på det tidspunkt ha befunnet seg i en fase av livssyklusen som ikke lot seg registrere (imago, egg etc.). Fortsatt tilførsel av organisk materiale kan skape ytterligere oppblomstring hos enkelte arter som tolererer tungmetallinnholdet i vann og sediment, og som samtidig er istand til å utnytte den økte næringstilførselen. I Røvika var dette antydning å kunne føre til økning av røde Chironomus-larver. En videre eutrofiering av S. Visnesvatn kan medføre en ytterligere forenkling av bunnfaunaen, og vil favorisere bunndyrgrupper (som Chironomus) som er lite egnet som næringsdyr for laksefisk.

6. LITTERATUR

- Berg, E. 1985. Visnesvatnet. Melding om fiskeribiologiske granskingar i Rogaland. Stensil. 6 s.
- Brittain, J.E. og Saltveit, S.J. 1984. Bunndyr. I: Vennerød, K.E. (red.), Vassdragsundersøkelser. Universitetsforlaget, Oslo. s. 191-200.
- Chapman, P.M., Churchland, L.M., Thomsen, P.A. og Michnowsky, E. 1980. I: Brinkhurst, R.O. & Cook, D.G. (editors): Aquatic oligochaete biology. Plenum Press. 529 s.
- Frost, S., Huni, A. og Kershaw, W.E. 1971. Evaluation of a kicking technique for sampling stream bottom fauna. Can. J. Zool. 49: 167-173.

- Hessen, D. 1987. Zooplanktonets utnyttelse av ulike typer og størrelser av partikler. I: Nicholls, M. og A.H. Erlandsen (red.): Partikler i vann. Norsk limnologforening 1987. 94 s.
- Hynes, H.B.N. 1961. The invertebrate fauna of a Welsh mountain stream. Arch. Hydrobiol. 57: 344-388.
- Hynes, H.B.N. 1972. The biology of polluted waters. University of Liverpool Press, 202 s.
- Kosalwat, P. og Knight, A.W. 1987a. Acute toxicity of aqueous and substrate-bound copper to the midge, Chironomus decorcus. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 16: 275-282.
- Kosalwat, P. og Knight, A.W. 1987b. Chronic toxicity of copper to a partial life cycle of the midge, Chironomus decorus. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 16: 283-290.
- Leland, H.V., Fend, S.V., Dudley, T.L. og Carter, J.L. 1989. Effects of copper on species composition of benthic insects in a Sierra Nevada, California, stream. Freshwater Biology 21: 163-179.
- Mason, C.F. 1981. Biology of freshwater pollution. Longman. 250 s.
- NIVA, 1991. Biologiske effekter av gruveindustriens metallforurensninger. NIVA-rapport, 0-89103. 136 s.
- SFT, 1989. Vannkvalitetskriterier for ferskvann.
- Sæther, O.A. 1979. Chironomid communities as water quality indicators. Hol. Ecol. 2: 65-74.
- Wentsel, R., McIntosh, A. og Atchison, G. 1977. Sublethal effects of heavy metal contaminated sediment on midge larvae (Chironomus tentans). Hydrobiologia 56: 153-156.

Aagaard, K. og Sivertsen, B. 1980. The benthos of Lake Huddingsvatn, Norway, after five years of mining activity. Side 247-254 i: Murray, D.A. (editor): Chironomidae. Ecology, systematics, cytology and physiology. Pergamon Press. 354 s.

OVERSIKT OVER UTGITTE RAPPORTER FRA LABORATORIUM FOR
 FERSKVANNØKOLOGI OG INNLANDSFISKE (LFI), ZOOLOGISK MUSEUM,
 UNIVERSITETET I OSLO.

- 1, 1970. Mårvatn. Rapport om fiskeribiologiske undersøkelser i august 1969.
- 2, 1970. Stolsvannsmagasinet. Årsrapport om fiskeribiologiske undersøkelser sommeren 1969.
- 3, 1970. Savalen. Årsrapport om fiskeribiologiske undersøkelser sommeren 1969.
- 4, 1971. Årsrapport om fiskeribiologiske undersøkelser i Hallingdal sommeren 1970.
- 5, 1971. Fiskeribiologiske undersøkelser i Savalen 1969 og 1970.
- 6, 1971. Fiskeribiologiske undersøkelser i Steinbusjøen og Øyangen i Vang i Valdres sommeren 1970.
- 7, 1971. Innledende undersøkelser av ørret- og abborbestanden i Flyvann i Vestre Slidre. Forslag til tiltak for å øke avkastningen.
- 8, 1972. Fiskeribiologiske undersøkelser på Blefjell.
- 9, 1972. Korttidseffekten av en øket senkning av Mårvann på ørretbestanden.
- 10, 1972. Fisket i Strandavatn i Hol kommune.
- 11, 1972. Fisket i Ustevann, Sløtfjord, Nygårdsvann, Bergsmulvann og Finsevann. Forslag til beskatningsmåter.
- 12, 1972. Fiskeribiologiske undersøkelser i Feragen, Rien og Hyllingen i Sør-Trøndelag.
- 13, 1973. The effect of increased water level fluctuation upon the Brown trout population of Mårvann, a Norwegian reservoir.
- 14, 1973. Kontinuasjonsskjønn for strekningen Nomelandsmo - Byglandsfjorden. Reguleringens virkninger på fisket.
- 15, 1973. Regulering av Tronstadvann. Virkninger på fisket.
- 16, 1973. Skjønn - Ytterligere regulering av Nesvatn. Fiske.
- 17, 1974. Inventeringer av verneverdige områder i Østfold. Boksjøområdet, Berbydalen/Indre Iddefjord og Mingevatn/Vestvatn.
- 18, 1974. Dybdefordeling og ernæring hos sik, røye og ørret i Ustevann. Forslag til beskatningsmåter.
- 19, 1974. Østerdalskkjønnen - Savalen. En vurdering av reguleringens virkninger på fisket ved reguleringshøyder på 3.0 og 4.7 m.
- 20, 1974. Lomen kraftverk. Virkninger på faunaen i Øystre Slidre-vassdraget. Del I. Fisk.
- 21, 1974. Oppsamlingsskjønn for Norsjø m.v. Ovenforliggende regulerings virkning på fiskebestander og utøvelsen av fisket.
- 22, 1975. Skjoldkreps, *Lepidurus arcticus* Pallas, i regulerte vann. I. Forekomst av egg i reguleringssonen og klekking av egg. II. Ørekyt og ørrets beiting på skjoldkrepslarver.
- 23, 1975. Fisket i regulerte vann i Hallingdal og Hemsedal. I. Flævatn/Gyrinosvatn, Vavatn, Stolsmagasinet og Bergsjø.
- 24, 1975. Fisket i Glåma på strekningen Hommelvold-Telneset. Virkninger ved utbygging av Tolga-fallene.
- 25, 1976. Østerdalskkjønnen. Glåma mellom Auma og Høyegga. Virkninger på fisket.
- 26, 1976. Utbyggingsplaner for Faslefoss kraftverk. Virkninger på fisket.
- 27, 1976. Skjønn Nisser og Fyresvatn. Ovenforliggende regulerings virkning på fisket i Nisser, Borstadvatn og Fyresvatn/Drang.
- 28, 1976. 1. Øvre- og Nedre Smådalsvatn. En limnologisk undersøkelse med hovedvekt på hydrografi, sommeren 1975. 2. Botnvegetasjonen i Øvre- og Nedre Smådalsvatn sommeren 1975. 3. Bunndyr og fiskebestander i Øvre- og Nedre Smådalsvatn. 4. Fuglefaunaen i Smådalen 1975.
- 29, 1976. Fisket i Aursunden. Forslag til drift.
- 30, 1976. Ørretbestanden i Tinnelva. Virkninger på fisket ved utbygging av fallet mellom Tinnsjøen og Årlifoss.
- 31, 1976. Fiskeundersøkelser i Straumsfjorden, Gjeddevatn, Kilevatn, Topsø og Grøssø.

- 32, 1976. Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Del I. Bunndyr i Akerselva. Fisk i Akerselva, Sognsvannsbekken - Frognerelva, Holmenbekken-Hoffselva og Mærradalsbekken.
- 33, 1977. Fiskeundersøkelser i Tovdal. Del II. Gauslåfjorden, Herefossfjorden, Ogge og Flakksvatn.
- 34, 1978. Reguleringsundersøkelser i Nedre Heimdalsvatn. I. Dyreplankton, bunndyr og ernæring hos ørret. II. Fisk og fiske. III. Innvirkninger på fugl og pattedyr.
- 35, 1978. Skjønn Øvre Otra. Utbyggingens virkninger på fisket i magasinene.
- 36, 1978. Fiskeribiologiske undersøkelser i Øyungen, Volbufjorden og Strandefjorden, Øystre Slidre.
- 37, 1978. Fiskeribiologiske undersøkelser i Nidelva og Gjøv i Åmli, Aust-Agder.
- 38, 1978. Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Del II. Bunndyr og fisk i Akerselva, Sognsvannsbekken - Frognerelva, Holmenbekken-Hoffselva og Mærradalsbekken 1976 og 1977.
- 39, 1978. Fiskeribiologiske undersøkelser i Numedalslågen ved Skollenborg.
- 40, 1979. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med eutrofiering av Vansjø, Østfold.
- 41, 1979. Skjønn Laudal kraftverk. Fiskeribiologiske forhold i Mandalselva og Mannflåvatn.
- 42, 1980. Bunndyr i elver og bekker i Tovdal, Aust-Agder.
- 43, 1980. Smeland kraftverk. Fiskeribiologiske undersøkelser i Logna og Monn, Vest-Agder.
- 44, 1980. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med reguleringsplanene for vassdragene Etna og Dokka, Oppland. I. Fisk og bunndyr i Etnsenn, Heisenn, Røssjøen, Rotvollfjorden, Sebu-Røssjøen, Dokkfløyvatn, Dokkvatn, Mjogsjøen, Synnfjorden og Garin.
- 45, 1980. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med reguleringsplanene for vassdragene Etna og Dokka, Oppland. II. Registrering av fisk i Randsfjorden ved hjelp av hydroakustisk utstyr.
- 46, 1981. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med reguleringsplanene for vassdragene Etna og Dokka, Oppland. III. Studier på ørret og sik i Randsfjorden og elvene Etna og Dokka.
- 47, 1981. Undersøkelse av bunndyr og fisk i Store Svarttjern og reguleringsmagasinet Øksne ved Hakavik, Eikernvassdraget, Buskerud.
- 48, 1981. Fiskeundersøkelser i Tovdal. Del III. Status for fisk i innsjøer i Tovdal og Skjeggedal, basert på litteratur.
- 49, 1981. Flytting av Nisserdam i Nidelva, Telemark. Virkninger på fisket.
- 50, 1981. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med endret regulering av Trevatn, Oppland.
- 51, 1981. En vurdering av skader på fisket ved utvandring av fisk via tunneler fra Norsjø til Rafnes og Porsgrunn fabrikker.
- 52, 1981. Registrering av fisk i Gjersjøen ved hjelp av hydroakustisk utstyr.
- 53, 1982. Fiskeribiologiske undersøkelser av Brødbølvassdraget, Kongsvinger, Hedmark.
- 54, 1982. Reguleringsundersøkelser i Flena-vassdraget, Hedmark fylke. I. Fisk og bunndyr. II. Hydrografi og dyreplankton.
- 55, 1983. Fiskeribiologiske undersøkelser i Lærdalselva, Sogn og Fjordane. Studier på laks- og ørretunger i 1980 og 1981.
- 56, 1983. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med planer om bygging av Hekni kraftverk, Aust-Agder, Del. 1. Fisk.
- 57, 1983. Fiskeribiologiske undersøkelser i Landefoss, Numedalslågen.
- 58, 1983. Rutineovervåking i Farris-Siljanvassdraget 1982. Fagrapport om bunndyr.
- 59, 1983. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med planer om en overføring av Heistadvassdraget til Hovatn, Aust-Agder. I. Fisk og bunndyr. II. Hydrografi og dyreplankton.
- 60, 1983. Fiskeribiologiske undersøkelser i innsjøene Leirungsvatn, Råkåvatn, Utletjønnene og i Finna elv, Oppland.

- 61, 1983. Biologisk undersøkelse av Mari-dalsvannet, Oslo kommune.
- 62, 1983. Fiskeribiologiske undersøkelser i Skasenvassdraget, Hedmark.
- 63, 1984. Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Del III. Bunndyr og fisk i Ljanselva.
- 64, 1984. Fiskeundersøkelser i Tovdal. Del IV. En vurdering av den lakseførende del av Tovdalselva.
- 65, 1984. Registrering av fiskebestanden i Våttern med hydroakustisk utstyr.
- 66, 1984. Reguleringsundersøkelser i Skafsåvassdraget, Telemark fylke. I. Fisk og bunndyr. II. Hydrografi og dyreplankton.
- 67, 1984. Fiskeribiologiske undersøkelser i Kosånassdraget i Aust- og Vest-Agder.
- 68, 1984. Fiskeribiologiske undersøkelser i Eidsfossen, Begna elv, Oppland.
- 69, 1984. Fiskeribiologiske undersøkelser i Svartangen og Dalelva i Lardal, Vestfold.
- 70, 1984. Fauna i elver og bekker innen Oslo kommune. Del IV. Bunndyr og fisk i Loelva.
- 71, 1985. Reguleringsundersøkelser i Søkkundavassdraget, Hedmark fylke. I. Fisk og bunndyr. II. Hydrografi og dyreplankton.
- 72, 1985. Kanalisering nedstrøms Bingsfoss kraftverk i Glomma (Akershus): En fiskeribiologisk vurdering av virkningene på fisk og utøvelsen av fisket.
- 73, 1985. Undersøkelser i Drammenselva 1982-1984
- 74, 1985. Sundheimselva kraftverk, Vestre Slidre, Oppland. En vurdering av de fiskeribiologiske forhold og virkninger på fisk og næringsdyr i berørte innsjøer og elvestrekninger.
- 75, 1985. Haukrei kraftverk. Fiskeribiologiske undersøkelser i Finndølavassdraget, Telemark fylke.
- 76, 1985. Fiskeribiologiske undersøkelser i Sandgrovvatna, Møre og Romsdal.
- 77, 1985. Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Del V. Bunndyr og fisk i Akerselva.
- 78, 1985. Minstevannføringer i Øystre Slidre-vassdraget: Virkninger på bunndyr, driv og fisk i forbindelse med overføring av vann fra Øyangen til Lomen kraftverk.
- 79, 1985. Randsfjorden: Undersøkelse og vurdering av fiskeribiologiske forhold.
- 80, 1985. Hydroakustisk registrering av fisk i Våanern og Hjølmaren.
- 81, 1985. Skjønn Trollheimen kraftverk. Undersøkelser av laks og ørret i Surna i 1984.
- 82, 1986. Utbyggingsplaner for Kilå-vassdraget, Telemark. En vurdering av de fiskeribiologiske forhold og virkninger på bunndyr og fisk.
- 83, 1986. Bygging av Skarg kraftverk og ytterlige overføringer til Brokke kraftverk, Aust-Agder. Hydrografi og bunndyr i sidevassdragene til Otra.
- 84, 1986. Temperaturøkning nedstrøms kraftverk: Virkning på utviklingstid av sikrogn. Eksperimentelle studier.
- 85, 1986. Skjønn Ulla-Førre. Fiskeribiologiske undersøkelser i Suldalslågen. I. Lengdefordeling, vekst og tetthet av laks- og ørretunger i Suldalslågen, Rogaland i perioden 1976 til 1985.
- 86, 1986. Brukerundersøkelse av sportsfiske i Numedalslågen ved Skollenborg, Buskerud Fylke.
- 87, 1986. Hydroakustisk registrering av fisk i Storsjøen, Jämtland.
- 88, 1986. Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Del VI. Bunndyr og fisk i Lysakerelva.
- 89, 1986. Fish distribution and density investigated by quantitative echosounding - Some ecological aspects of the fish fauna in three Portuguese reservoirs.
- 90, 1986. Tilslamming og redusert siktedyp i Ringedalsmagasinet: Virkninger på habitatbruk, næringsopptak og kondisjon hos pelagisk aure.
- 91, 1986. Skjønn Borgund kraftverk. II. Lengdefordeling, vekst og tetthet hos laks og ørretunger i Lærdalselva, Sogn og Fjordane i perioden 1980 til 1986.
- 92, 1986. Fiskedød i Akerselva. Bruk av bunndyr og fisk for lokalisering av kilde for giftutslipp.
- 93, 1986. Flomsikring i Sandvikselva. En vurdering av konsekvenser for fisk og utøvelsen av fisket.
- 94, 1987. Lokalisering av kilde for fiske-død i Akerselva, desember 1986.

- 95, 1987. Biologiske undersøkelser i forbindelse med reguleringsplanene for Moksavassdraget i Øyer, Oppland fylke. I. Bunndyr og fisk.
- 96, 1987. Tiltaksanalyse for Mjøsa -Endring av fiskebestand.
- 97, 1987. Bunndyrundersøkelser i Kjelavassdraget, Telemark: En vurdering av minstevannføring og forurensningsbelastning.
- 98, 1987. Skjønn Borgund kraftverk. Del III. En vurdering av fiskeutsetting i Lærdalselva, Sogn og Fjordane ovenfor Skjurhaugsfoss.
- 99, 1987. Undersøkelser av bunndyr og fisk Flya mellom Veslevatn og Tisleifjorden, Oppland/Buskerud.
- 100, 1988. Gjengedalsvassdraget, Sogn og Fjordane. En konsekvensvurdering av reguleringsvirkninger på laks og ørret.
- 101, 1988. Fiskeribiologiske undersøkelser i Slidrefjorden, Oppland fylke. Vurdering av tilslag på settefisk.
- 102, 1988. Feeding behaviour and habitat shift in allopatric and sympatric populations of brown trout (Salmo trutta L.): Effects of water level fluctuations versus interspecific competition.
- 103, 1988. Modum-prosjektet: Undersøkelse av fisk, bunndyr og driv i Snarumselva og Drammenselva, Buskerud fylke, i forbindelse med endret regulering.
- 104, 1988. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med overføringer til Napetjern kraftverk, Telemark fylke
- 105, 1988. Faunanen i elver og bekker innen Oslo kommune. VII. Bunndyr og fisk i Sognsvannsbekken og Frognerelva.
- 106, 1988. Faunanen i elver og bekker innen Oslo kommune. VIII. Bunndyr og fisk i Holmenbekken og Hoffselva.
- 107, 1988. Langtidsutvikling av radiocesium i høyfjellsøkosystemet Øvre Heimdalsvatn.
- 108, 1988. Bruk av bunndyr i vassdragsovervåking med vekt på organisk forurensning i rennende vann.
- 109, 1988. The biology and population dynamics of Gammarus lacustris in relation to the introduction of minnows, Phoxinus phoxinus, into Øvre Heimdalsvatn, a Norwegian subalpine lake.
- 110, 1989. Overføring av Flisa til Osensjøen, Hedmark; Undersøkelser av konsekvenser for bunndyr og fisk.
- 111, 1989. Konesjonsbetingede undersøkelser i Dokkavassdraget: Bunndyr, tetthet av ørretunger og livssyklusstudier av strømsik, Oppland Fylke.
- 112, 1989. Faunanen i elver og bekker innen Oslo kommune. IV. Bunndyr og fisk i Mærradalsbekken.
- 113, 1989. Fiskeribiologiske undersøkelser i Suldalslågen, Rogaland.
- 114, 1989. Fiskeribiologiske undersøkelser i Nedre Otra med Kilefjorden, Gåseflåfjorden og Venneslafjorden.
- 115, 1989. Bestrandsstruktur hos ørret (Salmo trutta) i Eidisvatn, Færøyene.
- 116, 1989. Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Del XI. Bunndyr og fisk i Ljanselva 1987 og 1988.
- 117, 1989. Forsknings- og referansevasdrag. Metodikk for fysisk elvebeskrivelse og innsamling av biologiske habitatdata.
- 118, 1989. En vurdering av naturlig rekruttering ovenfor Sjurhaugfoss i Lærdalselva, Sogn og Fjordane.
- 119, 1990. En vurdering av storørretstammene i Hurdalssjøen og Vorm/Glomma i Akershus.
- 120, 1990. Vannbruksplanlegging: Fisk og bunndyr i Liervassdraget.
- 121, 1990. Fornyet konsesjon for Kongsfjord kraftverk. Vurdering av reguleringsvirkninger på laks, røye og ørretunger i Kongsfjordelva, Finnmark, og forslag til ny manøvrering.
- 122, 1990. Effekter på bunndyr og fisk ved en eventuell senking av Totak i Telemark.
- 123, 1990. Småmuslinger i norske vann og vassdrag - lokaliteter og miljøforhold.
- 124, 1990. Bunndyrundersøkelser i forbindelse med kalking av innsjøer og tjern på Romeriksåsene.
- 125, 1991. En konsekvensvurdering av reguleringsvirkninger på laks og ørret i Gjengedalsvassdraget, Sogn og Fjordane. II. Lengdefordeling, vekst, tetthet og habitatvalg hos laks og ørretunger.
- 126, 1991. Ørekyt i Lærdalselva, Sogn og Fjordane. Utbredelse og forslag til tiltak.