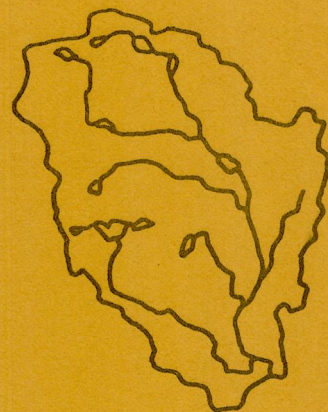


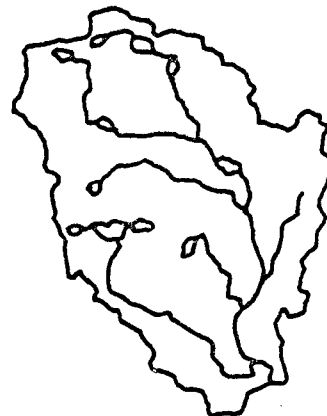
**KONTAKTUTVALGET FOR VASSDRAGSREGULERINGER,
UNIVERSITETET I OSLO**



Gunnar Halvorsen

**FERSKVANNSBIOLOGISKE
UNDERSØKELSER I
RÅKÅVATN-OMRÅDET,
LOM OG SKJÅK,
OPPLAND**

KONTAKTUTVALGET FOR VASSDRAGSREGULERINGER
UNIVERSITETET I OSLO
POSTBOKS 1037
BLINDERN
OSLO 3



GUNNAR HALVORSEN

FERSKVANNSBIOLOGISKE UNDER-
SØKELSER I RÅKÅVATN-OMRÅDET,
LOM OG SKJÅK, OPPLAND

FORORD

I forbindelse med foreliggende planer om en eventuell vannkraftutbygging av Finnassdragnet ble Kontaktutvalget for vassdragsreguleringer, Universitetet i Oslo, gitt i oppdrag å utrede konsekvensene av en utbygging for de naturfaglige interesser. Det nødvendige feltarbeid ble utført sommeren 1981.

Jeg vil takke utbygger, A/S Eidefoss og planlegger, Glommens og Laagens Brukseierforening, for behagelig samarbeid og hjelp ved den praktiske gjennomføringen av undersøkelsen. Undersøkelsen er i sin helhet bekostet av A/S Eidefoss.

Undersøkelsen har vært lagt opp i samarbeid med Laboratoriet for ferskvannøkologi og innlandsfiske, Universitetet i Oslo, og i den forbindelse vil jeg gjerne takke amanuensis Svein J. Saltveit og preparant Finn Smestad.

Cand.mag. Bjørn Walseng gjennomførte feltarbeidet i september 1981, og han takkes for samvittighetsfullt utført arbeid til tross for en hemningsløs reinsdyrjakt i området.

Til sist, men ikke minst, en takk til min kone cand.real. Kari S. Halvorsen for analysering av vannprøvene, og tegning av figurer. Limnologisk institutt stilte velvilligst nødvendig analyseutstyr til disposisjon. Adm. sekretær Tove Nordseth har maskinskrevet rapporten.

Oslo, juli 1983

Gunnar Halvorsen

INNHOOLD

	Side
Forord	
1. INNLEDNING	1
2. OMRÅDEBESKRIVELSE	2
2.1. Beliggenhet	2
2.2. Klima	2
2.3. Geologi	5
2.4. Vegetasjon	6
3. MATERIALE OG METODER	7
3.1. Hydrografi	7
3.2. Plankton og strandlevende krepsdyr	8
4. BESKRIVELSE AV DE ENKELTE LOKALITETER	10
5. RESULTATER OG DISKUSJON	16
5.1. Hydrografi	16
5.1.1. Temperatur	16
5.1.2. Siktedyp og innsjøfarge	17
5.1.3. Surhetsgrad (pH)	17
5.1.4. Ledningsevnen (σ_{25} mS/m)	18
5.1.5. Oppløste salter	19
5.2. Krepsdyr (Crustacea)	20
5.2.1. Registrerte arter	20
5.2.2. Planktonsamfunnet	24
5.2.3. Littoralsamfunnene	26
5.2.4. De enkelte arter	30
6. VURDERING AV UTBYGGINGSPLANENE	34
6.1. Kort beskrivelse av planene	34
6.2. Ferskvannsbiologiske konsekvenser av en utbygging	35
6.3. Konklusjon	37
7. SAMMENDRAG	38
8. LITTERATUR	40

1. INNLEDNING

Denne undersøkelsen er utført i forbindelse med planene om en eventuell regulering og utbygging av Finnnavassdraget. I regi av Kontaktutvalget for vassdragsreguleringer, Universitetet i Oslo, er det utført forundersøkelser innenfor geofag, botanikk, ornitologi og ferskvannsøkologi. Disse skal sammen med annet tilgjengelig materiale danne grunnlaget for Kontaktutvalgets tilrådninger i saken.

De ferskvannsbiologiske undersøkelsene er lagt opp i nært samarbeid med Laboratoriet for ferskvannsøkologi og innlandsfiske (LFI), Universitetet i Oslo. Kontaktutvalget har hatt ansvaret for innsamlingen og bearbeidelsen av fysisk-kjemiske data, plankton og strandlevende krepsdyr, mens LFI har undersøkt bunndyr i rennende og stillestående vann og fisk. Til sammen skal dette danne grunnlaget for en ferskvannsbiologisk vurdering av konsekvensene ved en eventuell utbygging.

Det foreligger ytterst få opplysninger av ferskvannsbiologisk art fra tidligere undersøkelser i området. To mindre arbeider av Hesthagen (1979) og Hesthagen & Klemetsen (1980) beskriver funn av henholdsvis *Lepidurus arcticus* og *Branchinecta paludosa* fra Lom kommune.

Av undersøkelser gjort i nærliggende fjellstrøk, og som har en viss relevans til Finnnavassdraget, kan nevnes de relativt omfattende undersøkelser av Eie (1971, 1973) og Blakar & Jakobsen (1979) i Jotunheimen. Joravassdraget, sør for Snøhetta-området, er undersøkt av Halvorsen (1982), mens Grimsas nedbørfelt er undersøkt av Eie (1982).

2. OMRÅDEBESKRIVELSE

2.1. Beliggenhet

Undersøkelsesområdet ligger i Oppland fylke, på grensen mellom kommunene Lom og Skjåk. Størstedelen av feltet ligger innenfor Finnas nedbørfelt, og drenerer sørøstover mot Finnaldalen. Et fåtall lokaliteter ligger vest for vannskillet, og disse drenerer mot Aursjøen i Skjåk (Fig. 1).

Finnavassdraget har ved utløp i Otta, ved Vågåmo, et samlet nedbørfelt på 465 km². Det største sidevassdraget til Finna er Skjerva, på ca. 150 km². Nedbørfeltet omfatter vesentlig høyfjellsområder over 1000 m o.h., og med en rekke topper over 1800 m o.h. Skarstind (1883 m o.h.), på vannskillet mot Loredalen i Lesja er det høyeste punkt. Laveste punkt er ved samløpet med Otta, ca. 300 m o.h.

Finnas nedbørfelt er fattig på innsjøer, med Råkåvatn (1363 m o.h.), Leirungsvatn (1369 m o.h.) og Honnsjøen (1092 m o.h.) som de eneste større innsjøer. Denne undersøkelsen har vært konsentrert til de høyereliggende områdene omkring Råkåvatn og Leirungsvatn, mellom 1300 og 1400 m o.h.

2.2. Klima

Det foreligger ikke meteorologiske data fra de høyereliggende områder. Nærmeste meteorologiske stasjon er Geilo i Skjåk, som ligger nede i Ottadalen. Den meteorologiske stasjonen på Vågåmo var i drift i perioden 1949-1960 (temp.) og 1949-1970 (nedbør). Nedbørobservasjoner foreligger også fra Preststulen, nordvest for Vågåmo, og fra Vikhø ved Aursjøen (Tabell 1).

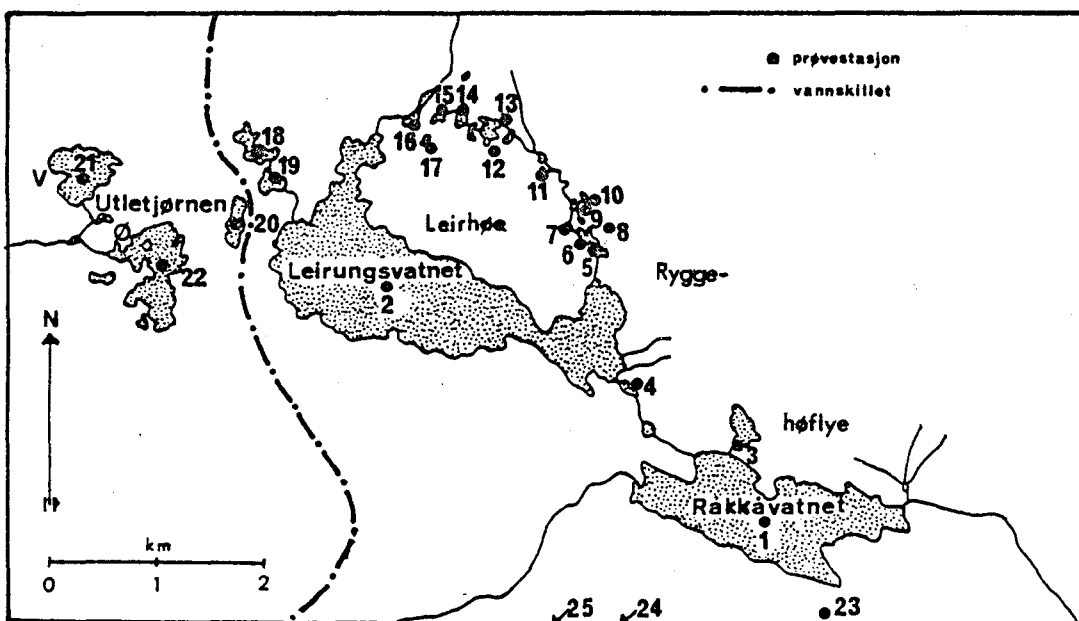
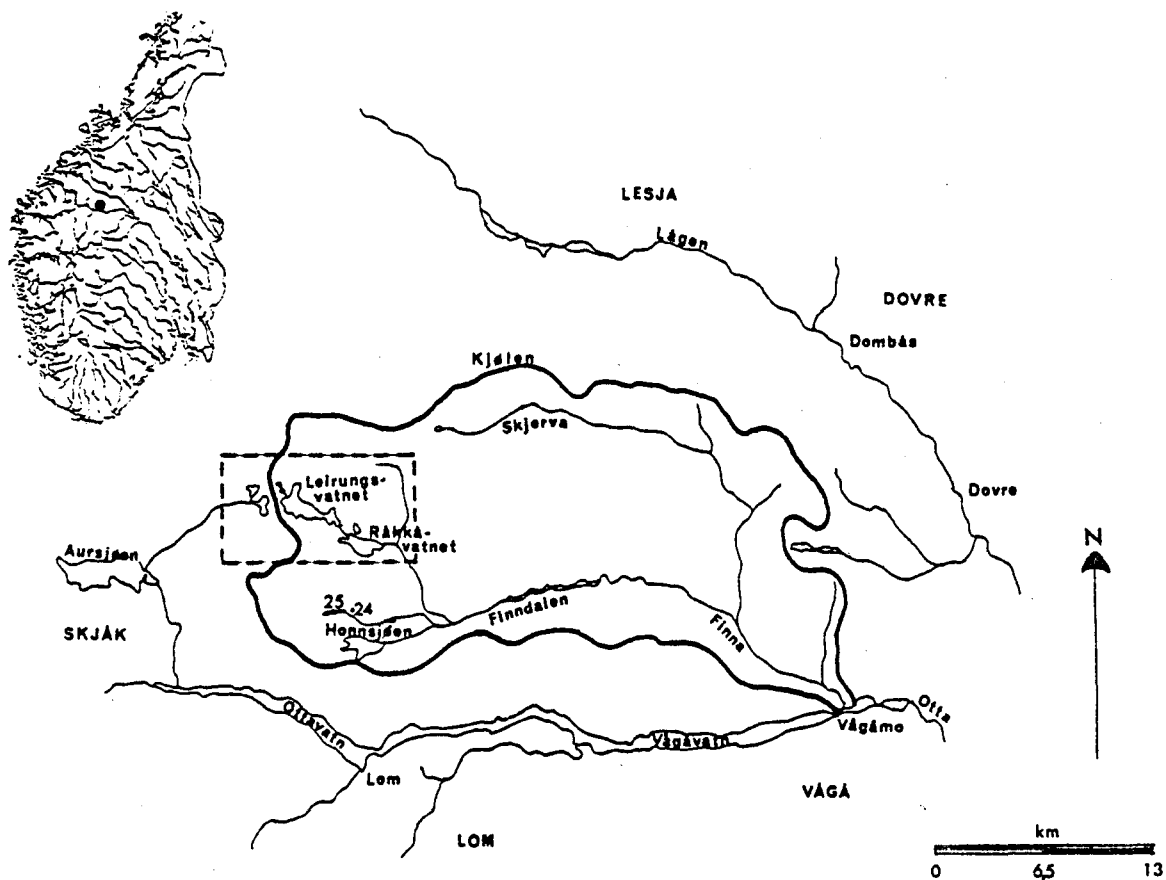


Fig. 1. Finnavaassdragets beliggenhet og nedbørfeltets avgrensning. Rakkåvatnområdet, med lokalitetsangivelse, gitt i forstørret målestokk.

Tabell 1. Månedsmiddeltemperatur ($^{\circ}\text{C}$) og månedsnedbøren for Geilo i Skjåk i 1981 sammenlignet med månedsmiddeltemperaturen og nedbørnormalen for årene 1931-60 for en del nærliggende klimastasjoner. (Kilde: Norsk meteorologisk institutt).

Stasjon		J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	År
Temp. $^{\circ}\text{C}$:														
1566 Geilo i Skjåk	1981	-7,7	-9,6	-5,3	2,0	9,5	11,1	13,8	12,1	10,2	1,5	-3,9	-17,6	1,3
432 m o.h.	1931-1960	-9,4	-8,9	-3,1	2,8	8,4	12,0	14,6	13,3	8,6	2,9	-1,8	-5,4	2,8
1460 Vågåmo	1931-1960	-9,6	-8,5	-3,7	2,2	7,8	11,9	14,5	13,0	8,4	3,0	-1,9	-6,4	2,6
371 m o.h.														
Nedbør:														
1566 Geilo i Skjåk	1981	51	11	12	19	26	20	39	29	14	27	45	32	325
432 m o.h.	1931-1960	19	17	10	8	13	27	48	36	26	25	20	21	270
1460 Vågåmo	1931-1960	18	16	8	11	24	38	53	51	33	27	21	26	326
371 m o.h.														
1455 Preststulen	1931-1960	30	26	16	18	31	47	70	60	42	38	33	36	447
823 m o.h.														
1563 Vikhø	1931-1960	26	23	14	12	17	36	60	44	34	32	26	31	355
1150 m o.h.														

Ingen av de nevnte stasjoner vil være representative for de høyereliggende deler av feltet. Temperaturen avtar med høyden, grovt sett ca. $0,5-0,6^{\circ}\text{C}$ pr. 100 m. Dette gjelder ikke om vinteren i dalstrøk hvor temperaturinversjoner inntreer under spesielt kalde perioder. Gjennomsnittstemperaturen om sommeren ved Råkkavatn vil være i størrelsesorden $5-6^{\circ}\text{C}$ lavere enn nede i Ottadalen. Om vinteren vil forskjellen være noe mindre.

Området ligger innenfor et av de mest nedbørfattige deler av Østlandet. Nede i Ottadalen er gjennomsnittlig årsnedbør omkring 300 mm. Det er imidlertid en markert nedbørgradient fra dalbunnen og opp til fjellområdene. Gjennomsnittlig årsnedbør øker for eksempel fra 326 mm ved Vågåmo til 447 mm ved Preststulen. Årsnedbøren ved Vikhø, 1150 m o.h., er imidlertid ikke mer enn 355 mm. Et rimelig anslag over årsnedbøren ved Råkkavatn synes å være ca. 400 mm.

En vesentlig del av nedbøren faller i sommerhalvåret, som regn og sludd i fjellområdene. Snømengdene må derfor antas å være relativt moderate.

Såfremt værforholdene i 1981 ved Geilo i Skjåk gjenspeiler forholdene også i høyfjellet, vil det være mulig å vurdere hvorvidt 1981 avviker fra et normalår.

Middeltemperaturen var omtrent 1°C lavere enn normalt både i juni, juli og august. Nedbøren var også lavere enn normalt for den samme perioden.

2.3. Geologi

Berggrunnen i Råkåvatn-området består av grunnfjellsgneis tilhørende den kaledonske fjellkjeden (Strand 1951, Holtedahl & Dons 1960). Skyveplanet for Trondheimsdekket (Nystuen 1982) krysser Finndalen i nord-sør retning omtrent der hvor Finna begynner sin nedskjæring mot Vågåvatn. Øst for Trondheimsdekket domineres berggrunnen av glimmerskifer. Langs skyveplanet er det en smal sone med lys sparagmitt.

Høyfjellsområdene er dekket av et sammenhengende morenedekke, som stedvis kan være av stor mektighet. Seismiske undersøkelser ved utløpet av Råkåvatn viste løsmaterialavsetninger av inntil 50 m tykkelse, mens vanlig tykkelse var 25 til 35 meter (Norseismic A/S 1980).

Store blokkhav dekker deler av de høyereliggende fjellområder. Over ca. 1500 m o.h. er disse forårsaket av frostsprengning. Eidet mellom Råkåvatn og Leirungsvatn og områdene vest for Leirungsvatn mot Aursjøen er dominert av blokkhav, ofte med underjordisk avrenning. Disse er muligens dannet ved en kombinasjon av frostsprengning og utspyling av det finere materiale under isavsmeltningsperioden.

2.4. Vegetasjon

Vegetasjonen innenfor Råkåvatn-området og Finndalen er beskrevet av Eidissen & Ransedokken (1983). Råkåvatn-området ligger i mellomalpin sone.

Skoggrensa varierer i Finndalen mellom 700 og 1050 m o.h., avhengig av lokalklimatiske forhold, topografi, seterdrift og beiting. Lyngrik bjørkeskog, med stedvis innslag av gran og furu, danner skoggrensen. Den lavalpine sone, opp til ca. 1300 m o.h., er dominert av lyngrik heivegetasjon med stort innslag av busker som einer og dvergbjørk i de laveste nivåene. Høyere oppe overtar den typiske lavalpine blåbær-blålyngheia.

I områdene rundt Råkåvatn og Leirungsvatn overtar den mellomalpine vegetasjonen, med en veksling mellom snøleiesamfunn i de lavereliggende delene av terrenget og rabbesamfunn på de mer eksponerte stedene. Middels artsrike gras- og engsnøleier er vanligst blant snøleiesamfunnene, mens fattig rabbesivhei dominerer rabbevegetasjonen.

Et større, sammenhengende myrområde strekker seg fra Leirungsvatn nordvestover mellom Leirhøi og Rygghøi, her kalt Leirhødalen. Det er i hovedsak grunne intermediær-myrrer dominert av duskull. Dette myrområdet er botanisk interessant da det er sjeldent å finne slike myrkomplekser så høyt som ca. 1400 m o.h.

Det er i området Råkåvatn/Leirungsvatn funnet 107 arter høyere planter, hvorav 66 fjellplanter og 41 lavlandsplanter. Dette er arter som synes typisk for denne delen av landet.

3. MATERIALE OG METODER

Materialet er innsamlet i periodene 7.-12. juli og 7.-11. september 1981, og omfatter prøver fra 25 lokaliteter. Alle disse ble undersøkt i juli, mens kun 7 ble undersøkt i september. Prøveperioden i september falt midt under en hektisk reinsdyrjakt, og av sikkerhetsmessige grunner ble innsamlingsarbeidet stoppet.

3.1. Hydrografi

Det foreligger vannprøver fra 14 lokaliteter. I Råkåvatn og Leirungsvatn er prøvene tatt med en to-liters Ruttner-henter med innebygd termometer, med en prøve fra 1 m og én prøve fra det dypeste. I alle de andre lokalitetene er prøvene tatt fra land ved å fylle vann direkte på plastflasker. Temperaturen ble målt med håndtermometer.

Følgende fysisk-kjemiske målinger ble utført i felt; temperatur, pH og ledningsevne. Siktedyp og innsjøfarge ble målt i Råkåvatn og Leirungsvatn.

Temperaturen ble avlest til nærmeste $0,1^{\circ}\text{C}$.

Siktedyp og innsjøfarge er målt ved hjelp av en rund, hvit Secchiskive med diameter 25 cm. Innsjøfargen er angitt etter Lundqvist-Strøms fargeskala (Strøm 1943).

pH er avlest kolorimetrisk med Hellige fargekomparator og bromthymolblått som indikator. I tvilstilfeller ble prøven også testet mot metylrødt som indikator.

Elektrolyttisk ledningsevne (σ_{25}^l mS/m) er målt med en WTW/LF-56, med elektrodekonstant 1,00. Temperaturen er avlest til nærmeste $0,1^{\circ}\text{C}$. I følge Norsk Standard 4721 (Norges standardiseringsforbund 1980) skal ledningsevnen angis som σ_{25}^l mS/m. De vanligst brukte benevninger har tidligere vært σ_{18}^l , σ_{20}^l og σ_{25}^l $\mu\text{S}/\text{cm}$. Ved omregning fra σ_{18}^l $\mu\text{S}/\text{cm}$ til σ_{25}^l mS/m må σ_{18}^l -verdiene multipliseres med en faktor lik 0,114.

Vannets innhold av oppløste ioner (Ca, Mg, Na, K, Fe, Mn, SO_4 og Cl) er analysert ved Limnologisk institutt, Universitetet i Oslo, i henhold til standard metoder. Kationene er analysert med en Perkin-Elmer-atomabsorpsjonsspektrofotometer, mens anionene er bestemt ved titrering (Bøyum 1975).

3.2. Plankton og strandlevende krepsdyr

Prøvene er tatt med liten eller stor planktonhåv, med følgende mål:

Liten håv: Maskevidde 90 μm , diameter 12 cm, lengde 50 cm.

Stor håv : Maskevidde 90 μm , diameter 27 cm, lengde 57 cm.

Materialet er i de fleste lokaliteter innsamlet ved håvkast fra land. Håven ble kastet et varierende antall meter ut fra land, for så å bli trukket langsomt inn igjen. Fra Råkåvatn og Leirungsvatn, hvor det var båt tilgjengelig, foreligger det også vertikale håvtrekk på det dypeste sted, to prøver med liten og en med stor håv. Materialet omfatter 38 prøver fra juli, og 18 prøver fra september.

Ved bearbeidelsen av materialet er antall individer opptelt, og fordelt til art. Individene er også fordelt til utviklingsstadium. Prøver med mye dyr eller mye detritus (slam) er fortynnet til 50 eller 100 ml, og et bestemt volum er tatt ut for opptelling. Totalt antall individer i prøven er så

beregnet. Fraksjoneringsmetoden er testet av Spikkeland (1977) som fant den vel anvendelig ved slike undersøkelser.

Cladocerene (vannloppene) er artsbestemt ved hjelp av Flössner (1972). Sars (1903, 1918) og Rylov (1948) har vært benyttet ved artsbestemmelsen av copepodene (hoppekrepse). Nomenklaturen følger Illies (1978).

4. BESKRIVELSE AV DE ENKELTE LOKALITETER

Tabell 2 gir en oversikt over de undersøkte lokaliteter. Beliggenheten framgår også av Fig. 1. Råkåvatn, Leirungsvatn og muligens Vestre Utletjønni og Fjellåkkertjønni er dype, næringsfattige høyfjellsvann. Østre Utletjønni er også stort, men sannsynligvis meget grunn. Større steiner stikker opp spredt utover store deler av vannflaten. De øvrige lokalitetene er små, grunne dammer.

De fleste lokaliteter ligger i mellomalpin sone. De lavestliggende lokaliteter, lok. 24 og 25, ligger i de øvre deler av lavalpin sone.

Leirhødalen, dalsøkket på nordøstsiden av Leirhøi representerer et spesielt interessant delområde. Området består av myrer i slakt hellende terreng med et stort antall dammer. De fleste av disse er permanente om sommeren, mens de om vinteren er bunnfrosset eller fylt igjen av snø og is med et tynt vannlag like over bunnen. Fra dette våtmarksområdet foreligger det materiale fra 13 dammer. De fleste av disse ligger isolert fra hovedbekken gjennom området, og er lite utsatt for utvasking under avsmeltingen om våren. Lok. 5, 6 og 16 ligger i tilknytning til bekker, og er derimot preget av stor utvasking med steinbunn. Lok. 17 har også steinbunn, mens de øvrige har bunnsstrat bestående av sand og grått slam.

Myrområdene i Leirhødalen er det største sammenhengende våtmarksområdet rundt Råkåvatn. De våteste partiene er dominert av moser og duskull, mens de tørrere partiene har innslag av rypestarr, stivstarr, museøre og stjernesildre. Myrene er av intermediær type. Spredte bestander av lappvier forekommer i kantene. Skråningene ned mot våtmarksområdet består av blokkmark, rabbesivhei og snøleier i mosaikk (Eidissen & Ransedokken 1983).

Tabell 2. En oversikt over undersøkte lokaliteter (se Fig. 1).

Lok. nr.	Lokalitet	UTM-koordinatorer	Dybde m	Høyde m o.h.
1	Råkåvatn	MP 763695	20	1363
2	Leirungsvatn	MP 733716	16	1369
3	Dam v/ Ryggehøflya	MP 768702	<1	1365
4	Dam v/ utløp Leirungsvatn	MP 758705	<1	1365
5	Dam, Leirhødalen	MP 754718	<0,5	1368
6	"	MP 754719	<1	
7	"	MP 752720	<0,5	
8	"	MP 755720	0,5	1368-1380
9	"	MP 754723	<0,5	
10	"	MP 754723	<1	
11	"	MP 749725	<0,5	
12	"	MP 745728	<0,5	
13	"	MP 746730	<1	
14	"	MP 742731	<1	
15	"	MP 740730	<1	
16	"	MP 738731	<1	1380
17	"	MP 739728	0,5	1380
18	Tvillingtjønne	MP 724727	1-2	1371
19	Enkelttjønne	MP 725725	1-2	1368
20	Dam V Leirungsvatn	MP 723723	1-2	1360
21	Vestre Utletjønne	MP 715716		1357
22	Østre Utletjønne	MP 708725	1-2	1359
23	Dam S Råkåvatn	MP 777684	0,5	1390
24	Dam v/ Fjellaakertjønne	MP 762657	1-2	1297
25	Fjellaakertjønne	MP 758657		1297

Enkelte andre lokaliteter, lok. 3 og 4, ligger også i tilknytning til mindre myrområder.

Våtmarkene representerer de mest produktive deler av området, og står i skarp kontrast til området forøvrig.

Lokalitetene 18 til 21 er omgitt av blokkmark, med et lite innslag av rabbesivhei og snøleiesamfunn. Utløpene fra lok. 18 og 19 og fra Østre og Vestre Utletjønna går stedvis skjult i blokkmarka. Lok. 20 ligger midt på vannskillet uten utløp.

Leirungsvatn og Råkåvatn er omgitt av blokkmark, rabbesivhei og snøleiesamfunn. Enkelte fuktige dråg med mer frodig vegetasjon går ned til vannkanten. Strandsonen er helt dominert av steinstrender. På dypere vann består bunnssubstratet av grått til brungrått slam, gytje.

Med unntak av et lite innslag av mose er det ikke påvist vannvegetasjon hverken i vannene eller i dammene.

Råkåvatn, Leirungsvatn og muligens Vestre Utletjønni har en ørretbestand av meget fin kvalitet. Under prøvefisket i Østre Utletjønni ble det i juli kun fanget én ørret på 1,8 kg. Det er også mulig at Fjellåkkertjønni har en viss bestand av ørret, mens de øvrige lokalitetene mangler fisk. Rekrutteringen av fisk til disse lokalitetene er sannsynligvis helt avhengig av utsetting, selv om det ble påvist noe yngel i utløpet av Råkåvatn (Saltveit pers.medd.). Fiskebestandene er for små til i nevneverdig grad å påvirke artssammensetningen i planktonet.

Det er vanskelig å anslå lengden av den isfrie perioden i området. Med unntak av lok. 17 var alle lokalitetene fri for snø og is i juli. Råkåvatn og Leirungsvatn blir trolig isfrie helt i slutten av juni, og med en islegging i midten eller slutten av oktober vil disse ha en isfri periode på ca. 4 måneder. Materialet tyder på at Råkåvatn har en noe tidligere isløsning enn Leirungsvatn. De øvrige større lokalitetene har sannsynligvis en isfri periode av omtrent samme lengde. De grunne dammene har muligens en noe lengre isfri periode, avhengig av snøsmeltingen. Materialet tyder på at spesielt lok. 4, 9 og 10 har en noe tidligere isløsning enn de andre dammene, med en isfri periode i størrelsesorden 5 måneder.



Fig. 2. Råkávatn (lok. 1) sett fra Ryggehøflyi. I forgrunnen lok. 3. Juli 1981.



Fig. 3. Leirungsvatn. Typisk strandsone.



Fig. 4. Leirhødalen, med Leirungshøi i bakgrunnen. Juli 1981.



Fig. 5. Leirhødalen, et frodig og rikt våtmarksområde.



Fig. 6. Lok. 4. Dam ved utløpet av Leirungsvatn.

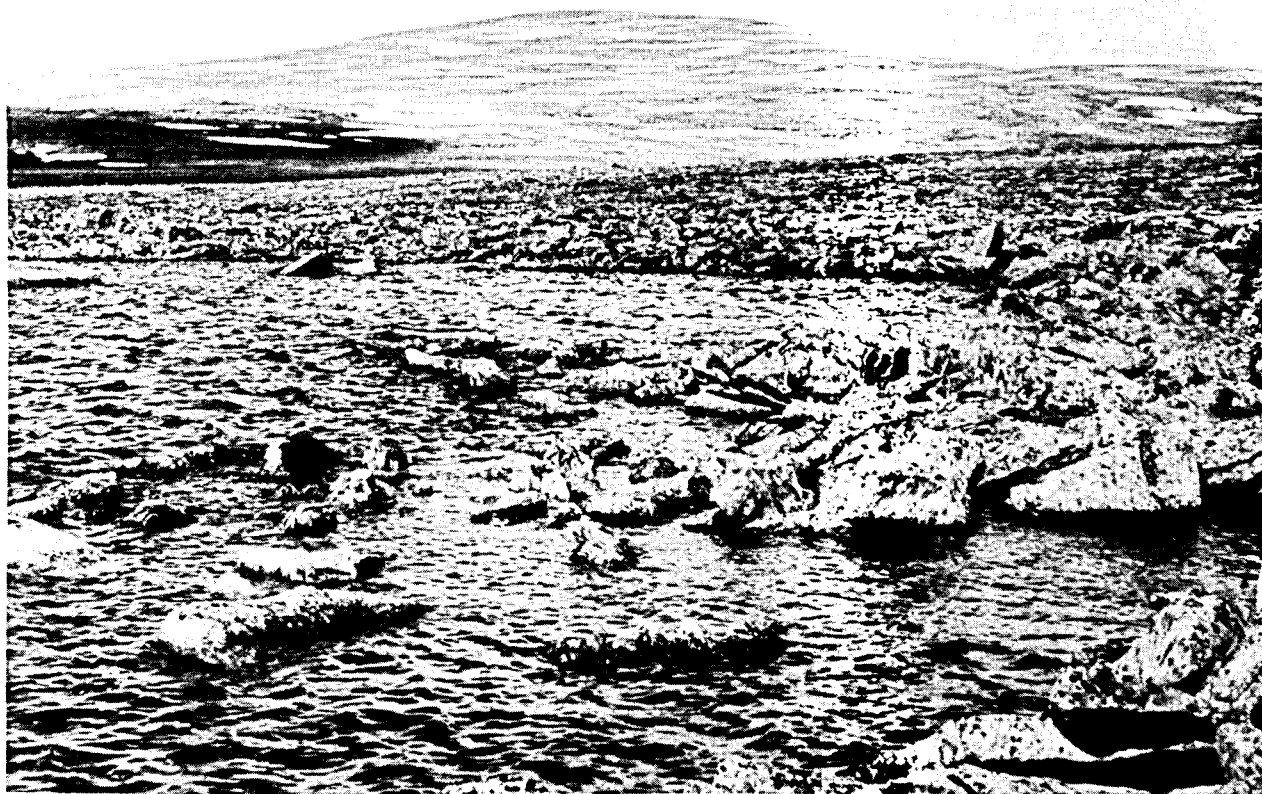


Fig. 7. Lok. 3. Strandsone.

5. RESULTATER OG DISKUSJON

5.1. Hydrografi

Det foreligger vannprøver fra 14 lokaliteter i juli og fra 6 i september (tabell 3). I Råkåvatn og Leirungsvatn er prøvene tatt fra båt, over største dyp. I de andre er prøvene tatt i strandkanten.

5.1.1. *Temperatur*

I juli var temperaturforholdene i dammene i stor grad bestemt av i hvilken grad de var påvirket av smeltevann fra snøfonner. Dammer helt fri for snøfonner i nedbørfeltet hadde temperaturer fra 11-15°C. I lok. 17 var fremdeles 1/3 til 1/2 av vannflaten dekket av is og snø. I september var det ingen nevneverdig forskjell mellom dem.

Tabell 3. Hydrografiske data fra 14 lokaliteter i Råkåvatnområdet.

Lok. nr.	Lokalitet	Dato	Dyp m	Temp. °C	pH	NO ₂ -N mg/l	Ca mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	Fe mg/l	SO ₄ mg/l	Cl mg/l	Siktedyp/ innsjøfarge
1	Råkåvatn	11/7	1	9,4	6,6	0,76	0,60	0,12	0,54	0,29	0	0,92	-	11 m Grønn
			17	7,7	6,6	0,68	0,51	0,10	0,49	0,21	0	0,92	-	
		17/9	1	6,7	6,5	0,84	0,15	0,05	0,23	0,05	0	-	-	13 m Blålig grønn
			11	6,7	6,5	0,84	0,82	0,21	0,83	0,27	0	0,92	-	
2	Leirungsvatn	9/7	1	5,7	6,4	0,83	0,68	0,12	0,55	0,28	0	-	-	9 m Grønn
			15	5,0		0,81	0,76	0,11	0,54	0,28	0,05	-	-	
		8/9	1	7,3	6,5	0,82	0,42	0,10	0,87	0,08	0	1,38	-	12,5 m Blå
			14	7,3	6,5	0,84	0,64	0,12	0,62	0,15	0,07	-	-	
3		7/7		10,8	6,6	1,07	0,79	0,22	0,99	0,39	0,07	-		
4		11/7		14,2	6,8	2,45	2,67	0,48	1,66	0,87	0,15	2,90	0,25	
				9/9	7,5	6,7	3,22	3,02	0,62	2,60	0,90	0,07	4,14	0,70
5		8/7		8,3	6,3	0,77	0,59	0,14	0,70	0,28	0,06	0,32	-	
8		8/7		10,1	6,4	0,82	0,43	0,14	1,08	0,24	0,09	-	-	
10		8/7		11,1	6,4	0,89	0,57	0,18	0,87	0,39	0	-	-	
12		8/7		14,8	6,5	0,86	0,67	0,14	0,77	0,23	0	-	-	
13		8/7		11,3	6,3	0,86	0,66	0,13	0,77	0,27	0	0,32	0,11	
17		8/7		5,6	6,1	0,39	0,11	0,07	0,31	0,13	0	0,46	-	
18		10/7		9,6	6,6	0,59	0,37	0,10	0,49	0,29	0	0,46	-	
				8/9	6,5	6,6	1,09	0,62	0,17	0,70	0,21	0	-	-
20		10/7		12,3	6,6	0,49	0,24	0,10	0,42	0,27	0,06	-	-	
				8/9	6,3	6,6	0,80	0,62	0,10	0,44	0,14	0	0,46	-
21	Vestre Utletjønni	9/7			6,6	0,94	0,85	0,12	0,55	0,30	0	-	-	
22	Østre Utletjønni	9/7		13,4	6,6	0,72	0,53	0,13	0,55	0,36	0,07	-	-	
				8/9	6,0	6,6	1,09	0,64	0,14	0,57	0,13	0	-	-

Det var påfallende stor forskjell i temperaturen mellom Råkåvatn og Leirungsvatn, og som må bety at Råkåvatn blir isfri en god stund før Leirungsvatn. Begge var bare svakt sjiktet i juli, mens det var isotermt i september. Noe av forklaringen til forskjellen mellom dem må være at Råkåvatn ligger nedstrøms Leirungsvatn.

5.1.2. Siktedyp og innsjøfarge

Opplysninger om dette foreligger kun fra Råkåvatn og Leirungsvatn. Begge må karakteriseres som næringsfattig. Dette er helt i tråd med hva en kunne forvente både ut fra høyde over havet og vannkjemiske forhold. Siktedypet hadde økt noe fra juli til september, noe som har sammenheng med redusert tilførsel av smeltevann. Forskyvningen fra grønn mot blå innsjøfarge har sammenheng med det samme forhold.

Også de andre lokalitetene er preget av klart vann, uten nevneverdig humuspåvirkning.

5.1.3. Surhetsgrad (pH)

Surhetsgraden (pH) varierte fra 6,1 og 6,8. Det var ubetydelig forskjell fra juni til september. Laveste pH hadde lok. 17, hvor 1/3-1/2 av vannflaten var dekket av is og snø.

pH-målingene er utført kolorimetrisk i felt, med bromthymolblått som indikator. Under de rådende elektrolyttkonsentrasjoner er dette svært usikre målinger. Blakar (1982) testet sammenhengen mellom kolorimetrisk og potensiometriske målte pH-verdier i vann fra en rekke lokaliteter innenfor Joras nedbørfelt med tilsvarende lave ionekonsentrasjoner. Antatt indikatorfeil varierte fra +0,9 til -0,6 pH-enheter i pH-området 5,73 til 7,46. Potensiometrisk målt pH var lavere enn kolorimetrisk målt pH ved pH lavere enn 6,8, og høyere ved pH

større enn 6,8. Hvis dette er tilfelle også i lokalitetene fra Råkåvatnområdet, vil den reelle pH stort sett være noe lavere enn angitt i tabellen.

Råkåvatn-området ligger innenfor en del av Sør-Norge hvor påvirkningen av sur nedbør er relativt moderat, med midlere pH i nedbøren høyere enn 4,6 (Wright & Henriksen 1978, Overrein, Seip og Tollan 1980).

5.1.4. Ledningsevnen (σ_{25}^0 mS/m)

Ledningsevnen er et mål for innhold av oppløste salter i vannet.

Kjensmo (1966) har sammenstilt ledningsevneverdier fra et stort antall lokaliteter, og har klassifisert lokalitetene i 9 grupper etter nedbørfeltens geologiske sammensetning. Gruppe VIII omfatter lokaliteter med nedbørfelt bestående av sandsteiner (sparagmitt) og grunnfjellsgneiser (= basal gneiss). Ledningsevnen i disse varierer fra 0,23 til 6,50 mS/m, men bare et fåtall hadde en ledningsevne større enn 3,0. Lokalitetene i Råkåvatn-området ligger således fint innenfor dette variasjonsmønster.

Lokalitetene hadde en ledningsevne på 1,0 mS/m eller lavere. Det eneste unntaket er lokalitet 4, en liten dam rett nedenfor utløpet av Leirungsvatn. Årsakene til den forholdsvis høye ledningsevnen er uklar. Lavest ledningsevne hadde lok. 17, hvor store mengder snø og is fremdeles dekket deler av vannflaten. Tilsvarende lave ledningsevner ble også funnet i Joravassdraget sør for Snøhetta-området (Blakar 1982).

5.1.5. Oppløste salter

I tabell 4 er ionekonsentrasjonene angitt som mg/l. På grunn av meget lave konsentrasjoner er verdiene beheftet med en viss usikkerhet. Spesielt gjelder dette anionene SO_4 og Cl . Bikarbonatinnholdet (HCO_3) er ikke analysert, men bidrar sannsynligvis vesentlig med hensyn til ionebalanse. Konsentrasjonene av Cl og til dels SO_4 var stort sett lavere enn påvisningsgrensen for den brukte analysemetodikk.

Lokalitetene må karakteriseres som svært elektrolyttfattige. Med få unntak er ionekonsentrasjonene av hovedkomponentene lavere enn 1 mg/l. De er svært kalkfattige og bufferkapasiteten er liten.

Tabell 4. Gjennomsnittlig ionesammensetning angitt som $\mu\text{eq/l}$ og ekvivalentprosent.

	Alle lokaliteter unntatt lok. 4.				Lok. 4			
	Jul.		Sep.		Jul.		Sep.	
	n=15	n=8	Ekv.%	Ekv.%	n=1	n=1	Ekv.%	Ekv.%
	$\mu\text{eq/l} \pm \text{SD}$	$\mu\text{eq/l} \pm \text{SD}$			$\mu\text{eq/l}$	$\mu\text{eq/l}$		
Ca^{2+}	28±10	28±10	37,8	40,0	133	151	49,8	44,7
Mg^{2+}	11± 3	11± 4	14,9	15,7	40	51	15,0	15,1
Na^+	28±10	27± 9	37,8	38,6	72	113	27,0	33,4
K^+	7± 2	4± 2	9,5	5,7	22	23	8,2	6,8
HCO_3^-					197	228	73,8	67,4
SO_4^{2-}					63	90	23,6	26,6
Cl^-					7	20	2,6	5,9
Σ kationer	74	70			267	338		

I tabell 4 er gjennomsnittlig kationsammensetning beregnet på grunnlag av samtlige lokaliteter. Lok. 4 er imidlertid behandlet særskilt da denne avviker markert fra de andre. SO_4 og Cl er også angitt for lok. 4, mens HCO_3 er beregnet på grunnlag av ionebalanse. Dette er kun gjort for å få en antydning av hvilken betydning HCO_3 -systemet sannsynligvis har i denne lokaliteten.

De kjemiske forhold i Råkåvatn-området har visse likhetstrekk med forholdene i Joravassdraget sør for Snøhetta-området (Blakar 1982), hvor en rekke lokaliteter hadde samme lave ionekonsentrasjoner. Spesielt Ca, Mg og K viser god overensstemmelse mellom lokaliteter med samme ledningsevne, mens Na-konsentrasjonene er høyere i Råkåvatn-området. Anionenes prosentvise fordeling i lok. 4 er i godt samsvar med forholdene i Joravassdraget, hvor HCO_3 , SO_4 og Cl utgjorde henholdsvis 66, 28 og 6% av anionene ved en ledningsevne på 3 mS/m.

5.2. Krepsdyr (Crustacea)

5.2.1. Registrerte arter

En oversikt over forekomsten av de påviste krepsdyrartene i Råkåvatn-området er vist i tabell 5. Det er i alt påvist 15 arter vannlopper (Cladocera) og 7 arter hoppekreps (Copepoda). I tillegg er tusenbeinkreps (*Branchinecta paludosa*) og skjoldkreps (*Lepidurus arcticus*) påvist i henholdsvis 6 og 3 lokaliteter. Med få unntak er dette arter med en vid utbredelse i hele Sør-Norge, både i lavlandet og høyt til fjells.

A. intermedia er tidligere påvist både i lavlandet og i høyfjellet i Sør-Norge, men synes å ha en relativt spredt forekomst. *A. affinis/quadrangularis* forekommer også vanlig i Sør-Norge forøvrig, men *A. affinis* synes å være den vanligste av disse.

M. laciniatus er påfallende sterkt representert i området. I Joravassdraget, sør for Snøhetta, forekom arten i to lokaliteter (Halvorsen 1982), mens den i Grimsa ble funnet i én grunn dam (Eie 1982). I det omfattende materialet til Eie (1971, 1973) og Blakar & Jacobsen (1979) fra Jotunheimen er

Tabell 5. Oversikt over registrerte krepsdyrarter, og deres forekomst innenfor undersøkelsesområdet.

	Lok. nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	Ant. lok.
<i>Anostraca</i>																											
Branchinecta paludosa O.F.M.					o						o				o	o	o				o						6
<i>Notostraca</i>																											
Lepidurus arcticus Krøyer		o																			o	o					3
<i>Cladocera</i>																											
Holopedium gibberum Zaddach		o	o								o	o				o								o	o		7
Ceriodaphnia quadrangula (O.F.M.)										o											o						3
Daphnia longispina (O.F.M.)		o	o					o	o	o	o				o	o						o					10
Bosmina longispina Leydig		o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	22
Acroperus harpae (Baird)		o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	19
Alona affinis (Leydig)		o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	11
A. intermedia Sars				o							o																2
A. quadrangularis (O.F.M.)														o	o	o							o				4
Alonella exisa (Fischer)																						o	o				2
A. nana (Baird)		o	o	o						o	o	o	o				o					o	o	o	o		12
Alonopsis elongata Sars		o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	20
Chydorus sphaericus (O.F.M.)		o	o	o				o						o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	14
Eurycercus lamellatus (O.F.M.)		o	o		o								o					o		o							6
Rhynchotalona falcata (Sars)													o														1
Polyphemus pediculus L.		o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	13
<i>Copepoda</i>																											
Mixodiaptomus laciniatus (Lillj.)		o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	19
Eucyclops serrulatus (Fischer)				o														o	o	o	o	o	o	o	o	o	7
Cyclops abyssorum sl.																							o				1
C. scutifer Sars		o	o																		o	o	o	o	o	o	7
Megacyclops gigas (Claus)		o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	18
Acanthocyclops vernalis (Fisch.)		o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	15
Diacyclops nanus (Sars)				o		o				o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	12
Antall arter Cladocera		9	10	7	6	6	4	7	5	7	8	5	7	6	7	8	1	4	6	3	7	6	9	4	3	1	15
Antall arter Copepoda		4	4	3	4	2	3	4	1	2	4	4	2	3	4	4	1	3	5	4	5	3	5	1	1	3	7
Totalt antall arter (Cladocera og Copepoda)		13	14	10	10	8	7	11	6	9	12	9	9	9	11	12	2	7	11	7	12	9	14	5	4	4	22

arten dominerende i bare én lokalitet, en lagune i tilknytning til Gjende. Arten forekom derimot dominerende og vanlig i høyfjellsområdet i Vassfaret (Eie 1974). Den foretrekker grunne lokaliteter, dammer, med rask oppvarming om våren.

Tusenbeinkrepsen (*B. paludosa*) er påvist i 6 lokaliteter. Den er tidligere påvist i området (Hesthagen & Klemetsen 1980). Arten har to hovedutbredelsessentra, ett i Nord-Norge sør til Nordland, og ett i Sør-Norge (Aagaard et al. 1975, Hesthagen & Klemetsen 1980). I Sør-Norge er arten påvist i Dovrefjellområdet (Aagaard et al. 1975, Korsen & Gjøvik 1977), og fra nordsiden av Grimsdalen i Rondane (Eie 1982). Det hittil sørligste funn av arten er gjort i en dam nær Bessvatn i Jotunheimen (Økland & Økland 1976). Funnlokaliteten til Hesthagen & Klemetsen (1980) er den samme som lokalitet 4 i denne undersøkelsen.

B. paludosa er i Sør-Norge en art som holder til høyt til fjells i grunne dammer uten fisk, og tåler både uttørring om sommeren og bunnfrysing om vinteren. Samtlige lokaliteter hvor arten er påvist i denne undersøkelsen er sannsynligvis permanente om sommeren. Hvorvidt de bunnfryser om vinteren er noe usikkert, men sannsynligvis vil flere av lokalitetene også være permanente om vinteren. Ingen av lokalitetene er tilgjengelig for fisk, men arten er trolig til en viss grad utsatt for predasjon fra svømmesnipe og eventuelt andre vade-fugler.

Skjoldkreps (*L. arcticus*) er også en typisk høyfjellsart, med en hovedutbredelse over 1000-1100 m o.h. Arten er tidligere beskrevet fra Råkåvatn og Leirungsvatn (Hesthagen 1979), slik at den i alt er påvist i 4 lokaliteter fra området. Det er rimelig å tro at den også finnes i enkelte av de andre. I motsetning til *B. paludosa* tåler arten en viss predasjon fra fisk.

Antall arter vannlopper og hoppekreps varierte fra 2 til 14, med et gjennomsnittlig antall på 9,0. Østre Utletjønn hadde flest arter, mens lok. 16 hadde færrest. Noe av ulikheten mellom lokalitetene kan forklares ved at det mangler materiale fra de fleste dammer i september. Juliprøvene er også tatt like etter isløsning, tidlig i artenes utviklingsperiode.

Det forholdsvis lave antall arter i Råkåvatnområdet har sin naturlige forklaring i områdets beliggenhet over 1300 m o.h. Et like lavt artsantall (20) er også funnet i en tilsvarende høydesone nordvest for Hardangerjøkulen (Halvorsen 1973). I henhold til Nilssen (1976) spiller høyden over havet mindre rolle enn f.eks. miljøfaktor som surhet, humusinnhold, lokalitetens morfologi og fiskepredasjon. Antall gripere er nær konstant opp til 800 m o.h., mens antall filtratorer avtar noe.

Fig. 8 viser at Råkåvatn, Leirungsvatn og Østre Utletjønn har en artssammensetning som viser stor likhet. Det samme gjelder lok. 7, 14 og 15. De øvrige lokaliteter er innbyrdes oftest svært forskjellig. Denne ulikheten er nær koblet til antall arter i de enkelte lokaliteter.

Som et mål på forskjellene mellom lokalitetene innenfor Råkåvatn-området er den gjennomsnittlige samfunnsindeks (\overline{CC}) beregnet. Denne var 36. De tilsvarende verdier for Joravassdraget (Halvorsen 1982), Kynna (Sandlund & Halvorsen 1980), Etna-Dokka (Halvorsen 1980) og Lyngdal (Halvorsen 1981) var 44, 50, 63 og 59. Etna-Dokka og Lyngdal ble vurdert å ha relativt ensartede lokaliteter, mens de i Jora og Kynna var forskjellige. Lokalitetene i Råkåvatn-området viser således stor variasjon innbyrdes.

5.2.2. Planktonsamfunnet

Fra Råkåvatn og Leirungsvatn foreligger det materiale fra de frie vannmasser, innsamlet fra båt over dypeste sted. I tabell 6 er artssammensetning og struktur angitt for planktonsamfunnet i Råkåvatn og Leirungsvatn. Artssammensetningen er den samme i begge, mens strukturen viser relativt store forskjeller. Forskjellen er størst i juli, hvor *H. gibberum* opptrer tallrik i Råkåvatn og fåtallig i Leirungsvatn. *C. scutifer* har derimot en mer dominerende rolle i Leirungsvatn enn i Råkåvatn. Forskjellene i september er derimot relativt små. En vesentlig årsak til disse ulikhetene er forskjellen i temperatur i juli, og en sannsynlig tidligere isløsning i Råkåvatn. Samfunnsutviklingen har kommet lenger i Råkåvatn enn i Leirungsvatn, og er nær knyttet til de enkelte arters livssyklus. Blant annet forekom *H. gibberum* kun som små, juvenile individer i Leirungsvatn, mens den i Råkåvatn også hadde voksne individer.

Tabell 6. Planktonsamfunnets artssammensetning og struktur i Råkåvatn og Leirungsvatn. Shannon-Wieners diversitetsindeks (\bar{H}) angitt.

	Råkåvatn		Leirungsvatn		Råkåvatn		Leirungsvatn	
	8.7.1981	9.7.1981	7.9.1981	8.9.1981	7.9.1981	8.9.1981	7.9.1981	8.9.1981
	n	%	n	%	n	%	n	%
C. scutifer Naupl. Cop. I-II	266	34,2	553	55,1	834	68,6	409	52,4
" " Cop. III-Ad.	178	22,9	217	21,6	178	14,6	183	23,4
M. laciniatus Naupl. Cop. I-II	49	6,3	104	10,4				
" " Cop. III-Ad.					34	2,8	33	4,2
H. gibberum	215	27,6	9	0,9	56	4,6	23	2,9
D. longispina	+	+	1	0,1			4	0,5
B. longispina	70	9,0	120	12,0	114	9,4	129	16,5
Antall individer opptelt	778	100,0	1004	100,1	1216	100,0	781	99,9
Antall individer totalt	778		3520		1216		3900	
Antall individer pr. m ²	34400		156000		53800		172600	
Antall individer pr. m ³	1900		10400		3200		12300	
\bar{H}	1,07		0,74		0,62		0,77	

Individtettheten var betydelig høyere i Leirungsvatn enn i Råkåvatn (tabell 6). Sammenlignet med tilsvarende verdier i Joravassdraget (Halvorsen 1982), må tettheten i Råkåvatn karakteriseres som lav, mens Leirungsvatn derimot hadde forholdsvis høy tetthet.

Shannon-Wieners diversitetsindeks gir et matematisk uttrykk for et samfunns mangfold (diversitet). Denne beregnes ut fra følgende formel (Pielou 1975):

$$\bar{H} = - \sum_{i=1}^s p_i \ln p_i$$

hvor $p_i = \frac{\text{Antall individer av } i\text{'te art}}{\text{Antall individer totalt}}$

og $s = \text{Totalt antall arter i lokaliteten.}$

Når \bar{H} er mindre enn 0,5 antyder dette et fattig samfunn, mens \bar{H} større enn 1,4 er rike og varierte samfunn.

I tabell 6 er \bar{H} angitt for Råkåvatn og Leirungsvatn. Begge vannene har lav til middels høy diversitet. Størst diversitet hadde Råkåvatn i juli, mens den var høyest i Leirungsvatn i september. Leirungsvatn hadde samme diversitet både i juli og september.

En artssammensetning bestående av 2 arter hoppekreps og 3 til 4 arter vannlopper er helt typisk for høyereliggende fjellvann.

5.2.3. Littoralsamfunnene

Materialet er innsamlet ved håvkast fra land, og viser således samfunnsstrukturen i strandsonen. De fleste lokalitetene er små, samtidig som strandvegetasjonen mangler, og materialet er derfor sannsynligvis også representativt for samfunnene ute i de frie vannmasser.

Den prosentvise sammensetningen av littoralsamfunnene er gitt i tabell 7 (juli) og tabell 8 (september). I de lokaliteter hvor det foreligger mer enn én prøve, er prøvene slått sammen. Parallelle prøver fra samme lokalitet viste små forskjeller med hensyn til dominansforhold. For prøver med færre enn 25 individer er det ikke beregnet prosentfordeling.

Materialet viser en klar dominans av *M. laciniatus* og *B. longispina* både i juli og september. En rekke andre arter opptrer også dominerende i enkelte lokaliteter, blant annet *A. harpae*, *A. elongata* og *P. pediculus*. *D. longispina* opptrer tallrik kun i lok. 4. Cyclopoide naupl. og små copepoditter er også klart dominerende i en rekke lokaliteter, mens større copepoditter og adulte opptrer sparsomt i de fleste. *A. vernalis* og *D. nanus* er de vanligst forekommende cyclopoide-arter. I de større lokalitetene opptrer *C. scutifer* også vanlig i strandsonen.

Antall arter påvist sank fra 20 i juli til 14 i september. *C. abyssorum* er kun påvist i september. Reduksjonen skyldes to forhold, få lokaliteter og det forhold at september er sent på sommeren. Hos flere av vannloppeartene er det påvist hanner i september, og det er mulig at enkelte arter allerede har fullført sin utvikling til nye hvileegg.

Innsamlingstidspunktet både i juli og i september er noe uheldig valgt. Juliinnsamlingen er gjort for tidlig i artenes utvikling, mens september er for sent. Flere av artene i juli, bl.a. *D. longispina*, *H. gibberum* og *P. pediculus* vil sannsynligvis ha en mer dominerende rolle i samfunnene senere på sommeren, enn det materialet fra juli viser. Det relativt store antall cyclopoide nauplier i juli viser også at én eller flere av de observerte artene vil ha en viktigere rolle enn det materialet tyder på.

Shannon-Wieners diversitetsindeks (\bar{H}) (se side 25) er beregnet for samfunnene (tabell 7 og 8). Ved beregningene er samtlige calanoide naupl. og små copepoditter antatt å tilhøre *M. laciniatus*. Når det gjelder cyclopoide nauplier og små copepoditter er problemet større siden flere arter er aktuelle. Jeg har valgt å føre naupliene og copepodittene til *A. vernalis* siden dette er den vanligst forekommende littorale art. I de lokaliteter hvor *C. scutifer* opptrer tallrik er naupliene og små copepoditter ført til denne art. Siden nauplier og små copepoditter av de andre artene også opptrer i prøvene, vil de beregnede diversitetsindekser sannsynligvis være noe for lave, men vil ikke endre forholdene i nevneverdig grad.

Shannon-Wieners diversitetsindeks (\bar{H}) viser at de fleste lokaliteter har lav eller middels høy diversitet (mangfold), og bare et fåtall lokaliteter har en indeks høyere enn 1,4. I juli hadde 9 lokaliteter en diversitetsindeks større enn 1,0. Størst diversitet i juli hadde lok. 3 og 5, mens lok. 22 hadde størst i september. Det foreligger få beregninger av diversiteten i krepsdyrsamfunnene i strandsonen, og det er derfor usikkert hvilke verdier er lave eller høye. Halvorsen (1980, 1982) har foretatt slike beregninger for en rekke lokaliteter i Lyngdalsvassdraget og Joravassdraget. Størst samsvar synes det å være mellom disse lokalitetene og lokalitetene i Joravassdraget, mens de i Lyngdalsvassdraget hadde gjennomgående noe høyere diversitetsindeks. En årsak til de relativt lave

Tabell 7. Krepssdyrsamfunnenes artssammensetning og struktur i strandsonen i Råkvatnområdet juli 1981 i prosent.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
Cyclopoidea Naupl. Cop.I-II	4,6	75,3	4,3	13,9	14,6	+	3,5	1,0	+	4,3	2,2	3,5	31,3	17,5	13,9		1,0	8,2	18,2	19,5	46,2	2,1		+	+
E. serrulatus Cop.III-Ad.																	0,1		0,0		0,1	+			
C. scutifer Cop.III-Ad.	1,7																	2,1	0,4		12,2			+	
M. gigas Cop.III-Ad.	0,4			+	7,3																				+
A. vernalis Cop.III-Ad.	0,4	0,2	7,9	0,3	1,8		1,0						1,3	0,7	0,3									0,2	
D. nanus Cop.III-Ad.			0,6			+	0,5																		+
Calanoidea Naupl. Cop.I-II	31,6	8,6		22,9		+	1,5			12,9	8,9	0,6	0,9						0,1	0,4					+
M. laciniatus Cop.III-Ad.				3,5						23,1	19,1								96,6	75,7	77,4	78,0	14,0	91,4	
H. gibberum	9,7	4,0								0,6	1,3														+
C. quadranqula								0,7																	
D. longispina				19,7			0,5	2,0	0,9	2,6				2,1	1,0										
B. longispina	48,5	4,0	+	39,7	12,7	+	79,3	69,7	59,6	56,6	96,2	76,3		7,9	2,4	+		0,9	10,9	2,8	0,3	26,4	3,4		+
A. harpae		1,7	25,6		18,2	+	3,0	+	+	0,4		1,8	5,3		+				0,6	0,3	0,4	0,9	0,3		
A. affinis		0,5		+	18,2	+	2,0				+	0,3	2,6												
A. intermedia			3,7								0,4														
A. quadrangularis														26,3	3,2	2,4									0,1
A. nana		0,5						1,5	1,7	0,3	3,5	2,6							0,2	1,6				0,2	0,1
A. elongata	2,1	4,0	11,9		12,7	+	1,0		+		0,3	3,5	5,3	0,7	0,5						0,8	0,1	0,9	+	+
C. sphaericus	0,4	0,7	28,4				1,0																		+
E. lamellatus		0,2	9,2		12,7							+		1,3	0,4	0,3			0,4	0,2	0,9	1,0		1,4	+
F. falcatus																									
F. pediculus	0,4	0,2	8,5		1,8		6,9	26,6	1,5	3,8				7,9	2,6	0,7	0,5								+
I opptelt	237	405	328	765	55	23	203	304	334	235	316	114	76	200	382	2	1333	486	2306	2249	1278	1162	16	8	17
I individer totalt	570	405	1064	7650	128	39	203	752	1670	1175	1580	285	76	602	991	2	1333	486	2306	11245	6845	4470	16	8	17
H	1,29	1,01	1,80	1,32	1,97	-	0,90	0,76	0,88	1,25	0,20	0,97	1,37	1,12	0,82	-	0,21	0,83	0,67	0,64	1,01	0,43	-	-	-

Tabell 8. Krepssdyrsamfunnenes artssammensetning og struktur i strandsonen i Råkvatnområdet september 1981 i prosent.

	1	4	18	20	21	22
Cyclopoidea Naupl. Cop.I-II	52,9	0,2	+		62,2	0,8
E. serrulatus Cop.III-Ad		0,1		+	0,1	4,7
C. abyssorum Cop.III-Ad				1,4		
C. scutifer Cop.III-Ad	2,3		+		9,1	3,1
M. gigas Cop.III-Ad			+			
Calanoidea Naupl. Cop.I-II				0,5		
M. laciniatus Cop.III-Ad.	2,3	9,7	+	96,1	3,1	23,3
H. gibberum	0,3					0,8
D. longispina				6,1		+
B. longispina	42,2	79,0		2,1	24,5	38,8
A. harpae				+		
A. affinis	+	0,4				2,3
A. exisa				0,4	0,2	
A. nana		4,0			0,2	1,6
A. elongata		+	+	+	0,6	9,3
C. sphaericus				+		15,5
Antall individer opptelt	348	1018	13	281	909	129
Totalt antall individer	1740	10200	13	2800	4550	246
H	0,80	0,76	-	0,20	0,76	1,68

diversitetsindekser i disse lokalitetene er sannsynligvis tidspunktet for prøvene, hvor juliprøvene er tatt tidlig i artenes utviklingsperiode, og septemberprøven sent.

Det er tildels betydelige variasjoner i samfunnenes struktur. Som et mål for dette er prosentvis likhet mellom samfunn (PS_c) beregnet (Fig. 9). PS_c er beregnet ut fra følgende formel, hvor a_i og b_i er prosentvis andel av i'te art i henholdsvis samfunn A og B. S er det totale antall arter i begge samfunn (Whittaker & Fairbanks 1958).

$$PS_c = \frac{\sum_{i=1}^S \min(a_i, b_i)}{S}$$

En av svakhetene ved denne indeksen er at vanlige, men fåtallige arter i liten grad influerer på resultatet. Like samfunn vil ha $PS_c = 100$.

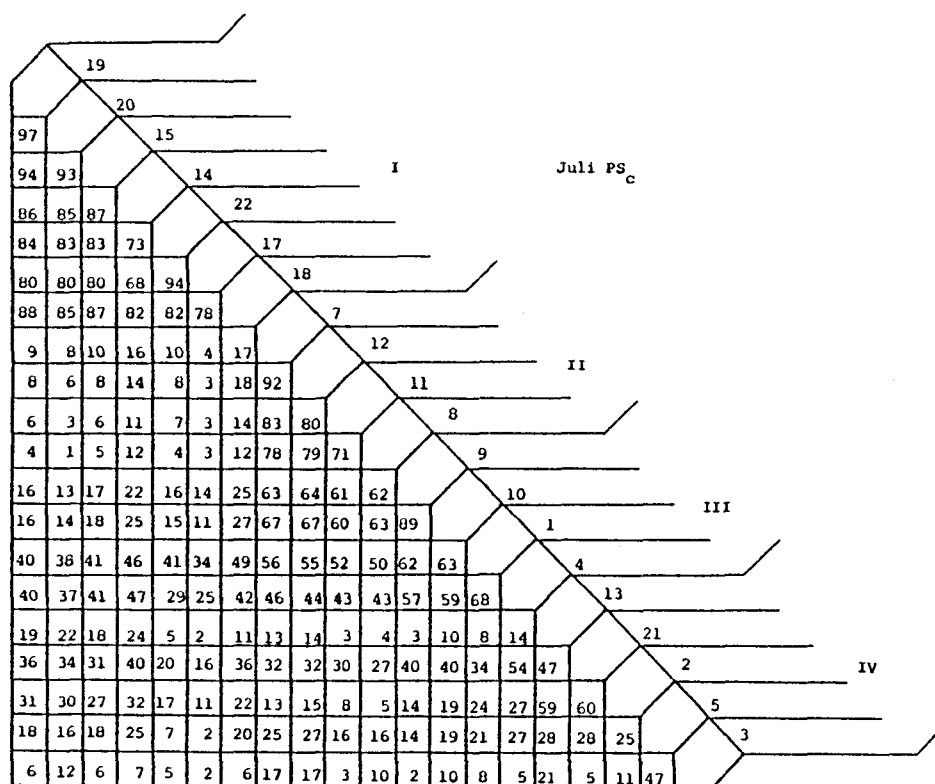


Fig. 9. Prosentvis likhet mellom samfunn (PS_c) beregnet for de enkelte lokaliteter.

Fig. 9 gir en oversikt over likheter og ulikheter i samfunnsstrukturen mellom de enkelte lokaliteter i juli. Lokaliteter med færre enn 25 individer er ikke inkludert i figuren. Det er mulig å skille ut tre grupper av lokaliteter med innbyrdes stor likhet. Dene ene (I) omfatter lokalitetene 19, 20, 15, 14, 22, 17 og 18. Felles for alle disse er en stor dominans av *M. laciniatus*. *B. longispina* har en relativt beskjedne forekomst. Den andre gruppen (II) omfatter lokalitetene 7, 12, 11 og 8. Alle disse har en meget sterk dominans av *B. longispina*. Felles for den 3. gruppen (III), lokalitetene 9, 10, 1 og 4, er stor dominans av *B. longispina* og *M. laciniatus*. Denne gruppen viser forøvrig en viss likhet med lokalitetene i gruppe II, mens gruppe I er svært forskjellig fra samtlige andre lokaliteter. Den fjerde gruppen (IV) omfatter innbyrdes svært forskjellige lokaliteter.

Antall lokaliteter var lite i september. Bare lok. 1 og 21 viste stor samfunnsmessig likhet i september, mens de øvrige var innbyrdes forskjellige

5.2.4. De enkelte arter

Branchinecta paludosa

Denne arten ble påvist i 6 lokaliteter i juli. To av disse ble også undersøkt i september uten at arten ble påvist. Dette stemmer godt med artens livssyklus, som er tilpasset forholdene i temporære dammer som tørker inn om sommeren. Den har derfor en relativt rask utvikling om våren, like etter isløsning. Det foreligger dessverre ikke livssyklusundersøkelser for arten fra Norge, og det er uvisst hvor mange generasjoner arten kan ha i løpet av sommeren. De lokalitetene hvor arten er påvist, er alle trolig permanente om sommeren, og forholdene skulle ligge til rette for flere generasjoner.

Hesthagen & Klemetsen (1980) har tidligere påvist arten i Råkåvatnområdet, og deres lokalitet er den samme som lok. 4. De besøkte lokaliteten både 14. juli 1979 og 21. august 1978 med arten tilstede antagelig begge datoene. I september 1981 manglet den imidlertid. I følge Hesthagen & Klemetsen (1980) ble arten ikke påvist i andre egnede lokaliteter i Lom og Skjåk. Denne undersøkelsen viser imidlertid at arten er relativt godt representert i området, og forekommer sannsynligvis også i andre lokaliteter som ikke er undersøkt i denne forbindelse.

Cyclops scutifer

Arten forekom i 7 lokaliteter, som alle er permanente om sommeren og trolig heller ikke bunnfryser om vinteren. Særlig tallrik var arten i Råkåvatn, Leirungsvatn og Vestre Utlatjønn. Tabell 9 viser utviklingsstadienes fordeling i de to prøveperiodene. I alle tre lokalitetene har arten to årlig livssyklus, med en klar spaltning av populasjonen i to fraksjoner i juli, og tre fraksjoner i september. De voksne individene i september representerer restene etter årets reproduserende fraksjon, mens naupliene representerer den nye generasjonen. Copepodittene er ett år gamle, og tilsvarer den store fraksjonen av nauplier og små copepoditter i juli.

Det er påfallende stor forskjell mellom Råkåvatn og Leirungsvatn. Utviklingen har både i juli og september kommet lengst i Råkåvatn. Den enkleste forklaringen på dette er den antatt tidligere isløsning, og høyere temperatur i juli i Råkåvatn. Til tross for forskjellene har arten to årlig livssyklus i begge, men det er mulig at enkelte individer kan reproducere allerede etter ett år i Råkåvatn. Vestre Utletjønn har en utvikling som er kommet noe lenger enn i Leirungsvatn, men er forsinket i forhold til i Råkåvatn.

Tabell 9. Utviklingsstadienes fordeling hos *C. scutifer* i 3 lokaliteter i Råkåvatnområdet i juli og september 1981.

	Råkåvatn		Leirungsvatn Vestre Utlåtjønn				Råkåvatn		Leirungsvatn Vestre Utlåtjønn			
			Juli				September					
	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%
Naupl.	26	7,2	133	17,4	55	12,7	372	84,0	311	68,4	483	87,3
Cop. I	66	18,2	413	54,1	261	60,4						
II	93	25,6	1	0,1	17	3,9			3	0,7		
III	16	4,4			1	0,2	15	3,4	137		30	5,4
IV	12	3,3			1	0,2	40	9,0			5	0,9
V	30	8,3	63	8,3	8	1,9	+	+			2	0,4
Ad. ♂	28	7,7	110	14,4	68	15,7					+	+
♀	89	24,5	44	5,8	15	3,5	11	2,5	4	0,9	26	4,7
♀ov	3	0,8			6	1,4	5	1,1		30,1	7	1,3
	363	100,0	764	100,1	432	99,9	443	100,0	455	100,1	553	100,0

C. scutifer har en meget variabel livssyklus, med og uten diapause i bunnsedimentene (se bl.a. Elgmork 1981). Fra høyfjellsområder er det påvist både ett-, to- og treårig livssyklus uten diapause. En blanding av ett- og to-årig og to- og tre-årig livssyklus synes også vanlig (Halvorsen 1973, Eie 1971). Eie (1971) fant for eksempel tre-årig livssyklus i Bessvatn i Jotunheimen, mens den i den brepåvirkede Gjende hadde to-årig livssyklus. Den samme type livssyklus som påvist her var også vanlig forekommende i Joravassdraget (Halvorsen 1982).

Mixodiaptomus laciniatus

Arten forekom med få unntak kun som nauplier i juli. I tabell 10 er fordelingen av utviklingsstadiene angitt i de lokaliteter hvor arten i juli også opptrer som copepoditter. I september bestod populasjonene så og si utelukkende av voksne individer, med hvileeggproduserende hunner. Arten overvintrer derfor høyst sannsynligvis som hvileegg, også i Råkåvatn og Leirungsvatn. De få naupliene i lok. 4 vil sannsynligvis forsvinne i løpet av vinteren.

Tabell 10. Utviklingsstadienes fordeling hos *M. laciniatus* i enkelte utvalgte lokaliteter i Råkåvatnområdet i juli og september 1981.

	4		9		10		20		22	
<u>Juli</u>										
Nauplier	43	21,3	1	0,8	1	1,5	702	94,0	229	49,7
Cop. I	53	26,2	1	0,8	3	4,6	45	6,0	217	47,1
II	79	39,1	41	34,2	17	25,8			15	3,3
III	27	13,4	76	63,3	44	66,7				
IV	+	+	1	0,8	1	1,5				
	202	100,0	120	99,9	66	100,1	747	100,0	461	100,1
<u>September</u>										
Naupl.	5	4,8								
Cop. V	2	1,9					3	1,1		
♂	52	50,0					137	50,7	13	43,3
♀	25	24,0					52	19,3	9	30,0
♀ _{ov}	20	19,2					78	28,9	8	26,7
	104	99,9					270	100,0	30	100,0

Forskjellene mellom lokalitetene tilskrives forskjeller i temperatur og tidspunkt for isløsning. I lok. 4, 9 og 10 har arten allerede nådd Cop. IV, og det synes rimelig at arten i alle fall i disse lokalitetene har mer enn én generasjon i løpet av sommeren. Hvorvidt arten har mer enn én generasjon i Råkåvatn og Leirungsvatn er derimot mer tvilsomt.

6. VURDERING AV UTBYGGINGSPLANENE

6.1. Kort beskrivelse av planene

Det foreligger tre alternativer for en kraftutbygging av Finnassvassdraget.

Alt. 1. Utnyttelse av det ca. 1000 m lange fallet mellom Rågåvatn og Vågåvatn i to kraftstasjoner. Øverste kraftstasjon utnytter fallet ned til Finndalen to km vest for Sterringi, mens den nederste stasjonen utnytter fallet mellom Finndalen og Vågåvatn med utslipp like øst for Helgas utløp. Skardåi, Brettingi, Grøna og Helga tas inn på driftstunnelen. Inntaksdammen for det nederste kraftverket bygges 500 m vest for Sterringi, med en oppdemning på 8 m. Dammen får et areal på ca. 0,4 km². Dette alternativet vil gi sterkt redusert vannføring i Finna nedenfor inntaksdammen.

Alt. 2. Dette alternativet omfatter også en utbygging av fallet mellom Rågåvatn og Vågåvatn i to kraftstasjoner. Fallet mellom Rågåvatn og Finndalen utnyttes som etter alternativ 1, mens den nederste kraftstasjonen utnytter fallet mellom Klomsro, nederst i Finndalen, og Vågåvatn. Utslipet i Vågåvatn blir i dette tilfellet vest for Grev. Skjerva overføres uregulert til inntaksdammen ved Klomsro. Finna, mellom Sterringi og Klomsro vil få betydelig økt vintervannføring når den øverste kraftstasjonen er i drift. Likeledes vil sommervannføringen bli redusert under fyllingen av reguleringsmagasinet.

Alt. 3. Tilsiget til Rågåvatn og Skardåi overføres via Østre Utletjønn til Aursjømagasinet i Skjåk for utnyttelse i eksisterende kraftstasjon.

Etter alternativ 1 og 2 vil Råkåvatn og Leirungsvatn fungere som reguleringsmagasin. Det bygges dam ved utløpet av Råkåvatn, med en reguleringshøyde på 9 m mellom kote 1363 og 1372. Dette gir et magasin på 41 mill. m³, og sjøarealet øker fra 5,1 km² til 9,3 km². Leirungsvatn blir ved dette regulert ca. 4 m (i følge det gamle M 711-kartet).

Etter alternativ 3 vil Råkåvatn bli permanent hevet til nivå med Leirungsvatn, og nytt utløp vestover vil bli etablert ved kanalisering mellom Leirungsvatn og Østre Utletjønni. Dette alternativ medfører ingen regulering av Leirungsvatn.

6.2. Ferskvannsbiologiske konsekvenser av en utbygging

Vurderingene bygger kun på de foreliggende resultater fra denne undersøkelsen, og som kun omhandler plankton og strandlevende krepsdyr. Bunndyr i rennende og stillestående vann forøvrig er undersøkt i tilknytning til fiskeundersøkelsene. En fullstendig ferskvannsbiologisk vurdering av planene kan derfor først gis når fiskerapporten foreligger.

Ved etablering av et reguleringsmagasin, hvor tidligere tørt land demmes ned, vil ny næring tilføres vannsystemet. I dette tilfellet vil anslagsvis 4,2 km² tørt land bli neddemt etter alternativ 1 og 2. Den økte næringstilførselen, både i form av næringssalter og organisk materiale, vil gi økt produksjon både i planktonet og blant bunndyrene, som igjen vil gi økt fiskeproduksjon. Blant bunndyrene vil særlig arter som tåler tørrlegging og lave temperaturer om vinteren dra nytte av den økte næringstilgangen, og øke sin produksjon. Dette vil i stor grad gjelde arter som linsekreps (*Eurycercus lamellatus*) og de øvrige vannloppeartene, skjoldkreps (*Lepidurus arcticus*) og fjærmygg. Den totale produksjon vil øke, men bunndyrsamfunnet vil i stor grad endre karakter. Endringene i plankton-

samfunnet vil bli mindre, ved at de samme artene stort sett vil utnytte den økte næringsmengden.

Ved stadig fylling og tapping av magasinet vil materialet bli omlagret fra grunt til dypt vann, samtidig som det organiske materialet gradvis nedbrytes. Over tid vil derfor strandsonen miste sitt organiske materiale, og bunndyrproduksjonen vil avta sterkt. På lengre sikt vil derfor produksjonen bli redusert i forhold til produksjonen før regulering. Planktonproduksjonen vil derimot på sikt bli omtrent som i dag, eller muligens noe høyere.

Ved alternativ 3 vil Råkåvatn bli permanent hevet til nivå med Leirungsvatn. En slik permanent heving vil i mindre grad endre plankton og bunndyrsamfunnet på lang sikt. Det vil innstille seg en ny likevekt, antagelig ikke svært forskjellig fra dagens situasjon. På kort sikt vil imidlertid produksjonen øke både i planktonet og i bunndyrsamfunnet på grunn av økt tilførsel av næringsalter og organisk materiale ved neddemming av tørt land. Dette vil blant annet gi økt avkastning av fisk, toppen av næringskjedene i disse vannene.

De største konsekvensene av en regulering av Råkåvatn og Leirungsvatn etter alternativ 1 og 2 vil derfor være endringene av produksjonen i reguleringssonen, mens endringene i planktonsamfunnene blir mindre iøynefallende. Planktonsamfunnene er i begge disse vannene faglig interessante, spesielt på grunn av den store forekomst av *Mixodiatomus laciniatus*. Neddemmingen av våtmarksområdet i Leirhødalen vil imidlertid berøre lokaliteter av større faglig interesse. Dette området inneholder et relativt stort antall lokaliteter med den sparsomt forekommende tusenbeinkrepsen *Branchinecta paludosa*. Ved den foreslåtte regulering vil alle lokalitetene med denne arten gå tapt, med unntak av lok. 20 og muligens lok. 17.

Ved valg av alternativ 3 vil både våtmarksområdet i Leirhødalen, og planktonsamfunnet i Leirungsvatn forbli upåvirket, og dette alternativet er derfor langt å foretrekke framfor alternativene 1 og 2. Ved valg av alternativ 3 vil sannsynligvis to lokaliteter med *B. paludosa* gå tapt, lok. 4 og 20. Lok. 20 går tapt da kanaliseringen trolig vil gå via denne lokaliteten. En kanalisering til Østre Utletjønni vil forøvrig ikke berøre lokaliteter av spesiell interesse.

6.3. Konklusjon

En regulering av Råkåvatn og Leirungsvatn etter alternativ 1 og 2 vil berøre faglig sett interessante planktonsamfunn. I tillegg vil oppdemningen ødelegge det største våtmarksområdet innenfor Råkåvatnets nedbørfelt. De fleste lokaliteter med tusenbeinkrepsen *Branchinecta paludosa* vil gå tapt.

Ved valg av alternativ 3 vil både planktonsamfunnet i Leirungsvatn og våtmarksområdet forbli uendret. En permanent oppdemning av Råkåvatn kan aksepteres. Det er ønskelig at kanaliseringen gjøres uten å berøre den store dammen på vannskillet mellom Leirungsvatn og Østre Utletjønni.

Ut fra en ferskvannsbiologisk vurdering bør derfor en eventuell utbygging skje etter alternativ 3.

7. SAMMENDRAG

I forbindelse med foreliggende planer om en eventuell kraftutbygging av Finnassvassdraget, Oppland fylke, er det utført ferskvannsbiologiske undersøkelser i 25 lokaliteter beliggende mellom 1297 og 1380 m o.h. Undersøkelsen omfatter to større innsjøer, Råkåvatn og Leirungsvatn, foruten en rekke mindre vann og dammer.

Materialet er innsamlet i to perioder, 7.-12. juli og 7.-11. september 1981. De fysiske kjemiske forhold er beskrevet for 14 av lokalitetene. Planktoniske og littorale krepsdyr er innsamlet og bearbeidet fra samtlige lokaliteter.

Lokalitetene er ekstremt elektrolyttfattig, med en elektrolyttisk ledningsevne (\approx_{25} mS/m) varierende fra 0,39 til 1,07, med ett unntak, en liten dam med ledningsevne omkring 3,0. Med få unntak er ionekonsentrasjonene av hovedkomponentene lavere enn 1 mg/l. Lokalitetene er svakt sure, med pH varierende fra 6,1 til 6,8.

Det ble påvist 24 arter krepsdyr, 15 arter vannlopper (Cladocera), 7 arter hoppekreps (Copepoda), tusenbeinkrepsen *Branchinecta paludosa* og skjoldkreps (*Lepidurus arcticus*). *B. paludosa* og *Alona intermedia* er de eneste artene som er relativt sjeldne. De øvrige er meget vanlig forekommende arter. *Mixodiaptomus laciniatus* er spesielt sterkt representert i området.

Planktonsamfunnet i Leirungsvatn og Råkåvatn består av 4 arter, hvorav 3 er dominerende, mens *Daphnia longispina* opptrer fåtallig. De øvrige større lokalitetene har planktonsamfunn med omtrent samme artssammensetning og struktur.

I strandsonen er krepsdyrsamfunnene sterkt dominert av *M. laciniatus* og *Bosmina longispina*. I tillegg opptrer en rekke arter dominerende i enkelte lokaliteter. Vanligst blant disse er *Acroperus harpae*, *Alonopsis elongata* og *Polyphemus pediculus*. *Acanthocyclops vernalis* og *Diacyclops nanus* er de vanligste cyclopoide artene. De fleste samfunn har lav til middels høy diversitet (mangfold), og bare i et fåtall er Shannon-Wieners diversitetsindeks større enn 1,4.

Lokalitetene kan deles inn i 3 grupper. Gruppe I omfatter lokaliteter med en sterk dominans av *M. laciniatus* og beskjeden forekomst av *B. longispina*. Gruppe II er meget sterkt dominert av *B. longispina*, mens Gruppe III har stor dominans av både *M. laciniatus* og *B. longispina*. I tillegg kommer en gruppe lokaliteter som er svært forskjellige både innbyrdes og overfor lokalitetene i de øvrige grupper.

Det er gitt egne kommentarer til *B. paludosa*, *C. scutifer* og *M. laciniatus*. *B. paludosa* forekommer i 6 lokaliteter, og flere av disse er permanente. Ingen individer er påvist i september. *C. scutifer* har to-årig livssyklus og overvintrer som nauplier og Cop. II-IV. *M. laciniatus* overvintrer som hvileegg. I de små lokalitetene har arten muligens flere generasjoner i året, mens den i Leirungsvatn og Råkåvatn har én.

Utbyggingsplanene for Finnassdraget omfatter 3 alternativer. Alternativ 1 og 2, med Råkåvatn og Leirungsvatn som reguleringsmagasin, vil ødelegge en rekke ferskvannsbiologisk interessante lokaliteter innenfor reguleringssonen. Planktonsamfunnene i Råkåvatn og Leirungsvatn er faglig interessante. Alternativ 3, med permanent heving av Råkåvatn til nivå med Leirungsvatn og ingen regulering av Leirungsvatn, er faglig sett det beste alternativ.

8. LITTERATUR

- Aagaard, K., D. Dolmen & P. Straumfors 1975. Litt om "tusenbeinkreps" i Norge. *Fauna* 28, 16-19.
- Blakar, I. 1982. Kjemisk-fysiske forhold i Joravassdraget (Dovrefjell) med hovedvekt på ionerelasjoner. *Kontaktutv. vassdragsreg., Univ. Oslo, Rapp. 38, del II*, 40 s.
- Blakar, I.A. & O.I. Jacobsen 1979. Zooplankton distribution and abundance in seven lakes from Jotunheimen, a Norwegian high mountain area. *Arch. Hydrobiol.* 85, 277-290.
- Bøyum, A. 1975. *Limnologisk metodikk*. Limnol. inst., Univ. Oslo. Stensil. 63 s.
- Eidissen, B. & O. Ransedokken 1983. Botaniske inventeringer i deler av Finnassdragets nedbørfelt. *Kontaktutv. vassdragsreg., Univ. Oslo, Rapp. 65*.
- Eie, J.A. 1971. *Limnologiske undersøkelser*. IBP i Norge. Årsrapport 1971. 218-246.
- Eie, J.A. 1972. *Hydrobiologiske undersøkelser*. IBP i Norge. Årsrapport 1972. 345-361.
- Eie, J.A. 1974. A comparative study of the crustacean communities in forest and mountain localities in the Vassfaret area (southern Norway). *Norw. J. Zool.* 22. 177-205.
- Eie, J.A. 1982. Hydrografi og evertebrater i elver og vann i Grimsavassdraget, Oppland og Hedmark, 1980. *Kontaktutv. vassdragsreg., Univ. Oslo, Rapp. 37*, 51 s.
- Elgmork, K. 1981. Extraordinary prolongation of the lifecycle in a freshwater copepod. *Holarct. Ecol.* 4. 278-290.
- Flössner, D. 1972. Krebstiere, Crustacea, Kiemen- und Blattfüsser, Branchiopoda, Fischläuse, Branchiura. *Tierwelt Deutschl.* 60, 1-501.

- Halvorsen, G. 1973. Crustacea from the high mountain area Hardangervidda, South Norway. *Rapp. Høyfjellsøkolog. Forskn.Stn., Finse, Norge, 1973 (2)*, 17 s.
- Halvorsen, G. 1981. Hydrografi og evertebrater i Lyngdalsvassdraget i 1978 og 1980. *Kontaktutv. vassdragsreg., Univ. Oslo, Rapp. 26*. 89 s.
- Halvorsen, G. 1982. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Joravassdraget, Oppland, 1980. *Kontaktutv., vassdragsreg., Univ. Oslo, Rapp. 38, del I*. 59 s.
- Halvorsen, G. & K. Elgmork, 1976. Vertical distribution and seasonal cycle of *Cyclops scutifer* Sars (Crustacea, Copepoda) in two oligotrophic lakes in southern Norway. *Norw. J. Zool.* 24. 143-160.
- Hesthagen, T. 1979. Utbredelse av skjoldkrepss *Lepidurus arcticus* i Lom kommune, Oppland. *Fauna* 32. 30-33.
- Hesthagen, T. & A. Klemetsen 1980. Nye funn av tusenbeinkrepsen *Branchinecta paludosa* i Norge. *Fauna* 33. 137-139.
- Holtedahl, O. & J.A. Dons 1960. Geologisk kart over Norge. *NGU 208*.
- Illies, J. (ed.) 1978. *Limnofauna Europea*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York, Swets & Zeitlinger B.V., Amsterdam. 532 s.
- Jaccard, P. 1932. Die statistische-floristische Methode als grundlag der Pflanzen-soziologie. *Handb. Biol. Arbeitsmeth.* 5. 162-202.
- Kjensmo, J. 1966. Electrolytes in norwegian lakes. *Schweiz. Z. Hydr.* 28. 29-42.
- Korsen, I. & J.A. Gjøvik 1977. Undersøkelser i 10-årsvernavassdrag. Årsrapport 1977. *Drivavassdraget, Todalsvassdraget. Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, Trondheim*. 114 s.
- Nilssen, J.P. 1976. Community analysis and altitudinal distribution of limnetic entomostraca from different areas in Southern Norway. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 23. 103-122.

- Nystuen, J.P. 1982. Late Proterozoic basin evolution on the Baltoscandian craton: The Hedmark Group, southern Norway. *NGU 375*. 1-74.
- Overein, L.N., H.M. Seip & A. Tollan 1980. Acid precipitation-effects on forest and fish. Final report of the SNSF-project 1972-1980. *SNSF-prosjektet FR 19/80*. 175 s.
- Pielou, E.C. 1975. *Ecological Diversity*. John Wiley & Sons Inc., New York.
- Rylov, W.M. 1948. *Freshwater Cyclopoida - Fauna USSR, Crustacea 3 (3)*. Israel Program for Scientific Translations. Jerusalem 1963. 314 s.
- Sandlund, O.T. & G. Halvorsen 1980. Hydrografi og evertebrater i elver og vann i Kynna-vassdraget, Hedmark 1978. *Kontaktutv. vassdragsreg., Univ. Oslo, Rapp. 14*, 80 s.
- Sars, G.O. 1903. *An account of the Crustacea of Norway. IV Copepoda, Calanoida*. Bergen. 171 s.
- Sars, G.O. 1918. *An account of the Crustacea of Norway. VI Copepoda, Cyclopoida*. Bergen. 225 s.
- Spikkeland, I. 1977. *Acidotrofe vann og dammer i Bygland, Aust-Agder. En undersøkelse av hydrografi og limnetiske og littorale crustacesamfunn*. Upubl. h.oppg., Univ. Oslo. 119 s.
- Strand, T. 1951. The Sel and Vågå map areas. *NGU 178*. 116 s.
- Strøm, K.M. 1943. Die Farbe der Gewässer und die Lundqvist-Skala. *Arch. Hydrobiol.* 40. 26-30.
- Tollan, A. 1963. Trekk av isbevegelsen og isavsmeltningen i Nordre Gudbrandsdalens fjelltrakter. *NGU 223*. 328-345.
- Whittaker, R.H. & C.W. Fairbanks 1958. A study of plankton copepod communities in the Columbia basin, southeastern Washington. *Ecology* 39. 46-65.
- Wright, R.F. & A. Henriksen 1978. Chemistry of small norwegian lakes, with special reference to acid precipitation. *Limnol. Oceanogr.* 23. 487-498.

Økland, J. & K.A. Økland 1976. Noen funn av tusenbenkreps,
Polyartemia forcipata og *Branchinecta paludosa*
i Norge. *Fauna* 29. 51.

PUBLISERTE RAPPORTER

- Årsberetning 1975.
- Nr. 1 Naturvitenskapelige interesser i de vassdrag som behandles av kontaktutvalget for verneplanen for vassdrag 1975-1976. Dokumentasjonen er utarbeidet av: Cand.real. E. Boman, cand.real. P.E. Faugli, cand.real. K. Halvorsen. Særtrykk fra NOU 1976:15.
- Nr. 2 Faugli, P.E. 1976. Oversikt over våre vassdrags vernestatus. (Utgått)
- Nr. 3 Gjessing, J. (red.) 1977. Naturvitenskap og vannkraftutbygging. Foredrag og diskusjoner ved konferanse 5.-7. desember 1976.
- Nr. 4 Årsberetning 1976 - 1977. (Utgått)
- Nr. 5 Faugli, P.E. 1978. Verneplan for vassdrag. / National plan for protecting river basins from power development. Særtrykk fra Norsk geogr. Tidsskr. 31. 149-162.
- Nr. 6 Faugli, P.E. & Moen, P. 1979. Saltfjell/Svartisen. Geomorfologisk oversikt med verne vurdering.
- Nr. 7 Relling, O. 1979. Gaupnefjorden i Sogn. Sedimentasjon av partikulært materiale i et marint basseng. Prosjektleder: K. Nordseth.
- Nr. 8 Spikkeland, I. 1979. Hydrografi og evertebratfauna i innsjøer i Tovdalsvassdraget 1978.
- Nr. 9 Harsten, S. 1979. Fluvialgeomorfologiske prosesser i Jostedalsvassdraget. Prosjektleder: J. Gjessing.
- Nr. 10 Bekken, J. 1979. Kynna. Fugl og pattedyr. Mai - juni 1978.
- Nr. 11 Halvorsen, G. 1980. Planktoniske og littorale krepsdyr innenfor vassdragene Etna og Dokka.
- Nr. 12 Moss, O. & Volden, T. 1980. Botaniske undersøkelser i Etnas og Dokkas nedbørfelt med vegetasjonskart over magasinområdene Dokkfløy og Rotvoll/Røssjøen.
- Nr. 13 Faugli, P.E. 1980. Kobbeltutbyggingen - geomorfologisk oversikt.
- Nr. 14 Sandlund, T. & Halvorsen, G. 1980. Hydrografi og evertebrater i elver og vann i Kynnavassdraget, Hedmark, 1978.
- Nr. 15 Nordseth, K. 1980. Kynna-vassdraget i Hedmark. Geo-faglige og hydrologiske interesser.
- Nr. 16 Bergstrøm, R. 1980. Sjøvatnområdet - Fugl og pattedyr, juni 1979.
- Nr. 17 Årsberetning 1978 og 1979.
- Nr. 18 Spikkeland, I. 1980. Hydrografi og evertebratfauna i vassdragene i Sjøvatnområdet, Telemark 1979.
- Nr. 19 Spikkeland, I. 1980. Hydrografi og evertebratfauna i vassdragene på Lifjell, Telemark 1979.
- Nr. 20 Gjessing, J. (red.) 1980. Naturvitenskapelig helhetsvurdering. Foredrag og diskusjoner ved konferanse 17.-19. mars 1980.
- Nr. 21 Røstad, O.W. 1981. Fugl og pattedyr i Vegårsvassdraget.
- Nr. 22 Faugli, P.E. 1981. Tovdalsvassdraget - en fluvialgeomorfologisk analyse.
- Nr. 23 Moss, O.O. & Nass, I. 1981. Oversikt over flora og vegetasjon i Tovdalsvassdragets nedbørfelt.
- Nr. 24 Faugli, P.E. 1981. Grøa - en geografisk vurdering.
- Nr. 25 Bogen, J. 1981. Deltaet i Veitastronsvatn i Årøy-vassdraget.
- Nr. 26 Halvorsen, G. 1981. Hydrografi og evertebrater i Lyngdalsvassdraget i 1978 og 1980.
- Nr. 27 Lauritzen, S.-E. 1981. Innføring i karstmorfologi og speleologi. Regional utbredelse av karstformer i Norge.

- Nr. 28 Bendiksen, E. & Halvorsen, R. 1981. Botaniske inventeringer i Lifjellområdet.
- Nr. 29 Eldøy, S. 1981. Fugl i Bjerkreimsvassdraget i Rogaland, med supplerende opplysninger om pattedyr.
- Nr. 30 Bekken, J. 1981. Lifjell. Fugl og pattedyr.
- Nr. 31 Schumacher, T. & Løkken, S. 1981. Vegetasjon og flora i Grimsavassdragets nedbørfelt.
- Nr. 32 Årsberetning 1980.
- Nr. 33 Sollien, A. 1982. Hemsedal. Fugl og pattedyr.
- Nr. 34 Eie, J.A., Brittain, J. & Huru, H. 1982. Naturvitenskapelige interesser knyttet til vann og vassdrag på Varangerhalvøya.
- Nr. 35 Eidissen, B., Ransedokken, O.K. & Moss, O.O. 1982. Botaniske inventeringer av vassdrag i Hemsedal.
- Nr. 36 Drangeid, S.O.B. & Pedersen, A. 1982. Botaniske inventeringer i Vegårvassdragets nedbørfelt.
- Nr. 37 Eie, J.A. 1982. Hydrografi og evertebrater i elver og vann i Grimsavassdraget, Oppland og Hedmark, 1980.
- Nr. 38 Del I. Halvorsen, G. 1982. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Joravassdraget, Oppland, 1980.
Del II. Blakar, I.A. 1982. Kjemisk-fysiske forhold i Joravassdraget (Dovrefjell) med hovedvekt på ionerelasjoner.
- Nr. 39 Nordseth, K. 1982. Imsa og Trya. Vurdering av geo-faglige interesser.
- Nr. 40 Årsberetning 1981.
- Nr. 41 Eie, J.A. 1982. Atnavassdraget. Hydrografi og evertebrater - En oversikt.
- Nr. 42 Faugli, P.E. 1982. Naturfaglige forhold - vassdragsplanlegging. Innlegg med bilag ved Den 7. nordiske hydrologiske konferanse 1982.
- Nr. 43 Sonerud, G.A. 1982. Fugl og pattedyr i Atnas nedbørfelt.
- Nr. 44 Jansen, I.J. 1982. Lifjellområdet - Kwartargeologisk og geomorfologisk oversikt.
- Nr. 45 Faugli, P.E. 1982. Bjerkreimsvassdraget - En oversikt over de geofaglige forhold.
- Nr. 46 Dalviken, K. & Faugli, P.E. 1982. Lomsdalsvassdraget - En fluvialgeomorfologisk vurdering.
- Nr. 47 Bjørnstad, G. & Jerstad, K. 1982. Fugl og pattedyr i Lyngdalsvassdraget, Vest-Agder.
- Nr. 48. Sonerud, G.A. 1982. Fugl og pattedyr i Grimsas nedbørfelt.
- Nr. 49. Bjerke, G. & Halvorsen, G. 1982. Hydrografi og evertebrater i innsjøer og elver i Hemsedal 1979.
- Nr. 50. Bogen, J. 1982. Mørkrivassdraget og Feigumsvassdraget - Fluvialgeomorfologi.
- Nr. 51. Bogen, J. 1982. En fluvialgeomorfologisk undersøkelse av Joravassdraget med breområdet Snøhetta.
- Nr. 52. Bendiksen, E. & Schumacher, T. 1982. Flora og vegetasjon i nedbørfeltene til Imsa og Trya.
- Nr. 53. Bekken, J. 1982. Imsa/Trya. Fugl og pattedyr.
- Nr. 54. Wabakken, P. & Sørensen, P. 1982. Fugl og pattedyr i Joras nedbørfelt.
- Nr. 55. Sollid, J.L. (red.) 1983. Geomorfologiske og kvartargeologiske registreringer med vurdering av verneverdier i 15 tiårsvernede vassdrag i Nord- og Midt-Norge.

- Nr. 56. Bergstrøm, R. 1983. Kosånassdragnet. Ornitologiske undersøkelser 1981.
- Nr. 57. Sørensen, P. & Wabakken, P. 1983. Fugl og pattedyr i Finnas nedbørfelt. Virkninger ved planlagt krafutbygging.
- Nr. 58. Bekken, J. 1983. Frya. Fugl og pattedyr.
- Nr. 59. Bekken, J. & Mobæk, A. 1983. Ornitologiske ineteresser i Søkkundas utvidede nedbørfelt.
- Nr. 60. Skattum, E. 1983. Botanisk befarung av 11 vassdrag på Sør- og Østlandet. Rapport til Samlet plan for forvaltning av vannressursene.
- Nr. 61. Eldøy, S. & Paulsen, B.-E. 1983. Fugl i Sokndalsvassdragnet i Rogaland, med supplerende opplysninger om pattedyr.
- Nr. 62. Halvorsen, G. 1983. Hydrografi og evertebrater i Kosånassdragnet 1981.
- Nr. 63. Drangeid, S.O.B. 1983. Kosåna - Vegetasjon og Flora.

OPPDRAGRAPPORTER

- 76/01 Faugli, P.E. Fluvialgeomorfologisk befaring i Nyset-Steggjevassdragene.
- 76/02 Bogen, J. Geomorfologisk befaring i Sundsfjordvassdraget.
- 76/03 Bogen, J. Austerdalsdeltaet i Tysfjord. Rapport fra geomorfologisk befaring.
- 76/04 Faugli, P.E. Fluvialgeomorfologisk befaring i Kvanangselv, Nordbotnelv og Badderelv.
- 76/05 Faugli, P.E. Fluvialgeomorfologisk befaring i Vefsnas nedbørfelt.
- 77/01 Faugli, P.E. Geofaglig befaring i Hovdenområdet, Setesdal.
- 77/02 Faugli, P.E. Geomorfologisk befaring i nedre deler av Laksågas nedbørfelt, Nordland.
- 77/03 Faugli, P.E. Ytterligere reguleringer i Forsåvassdraget - fluvialgeomorfologisk befaring.
- 78/01 Faugli, P.E. & Halvorsen, G. Naturvitenskapelige forhold - planlagte overføringer til Sønstevatn, Imingfjell.
- 78/02 Karlsen, O.G. & Stene, R.N. Bøvra i Jotunheimen. En fluvialgeomorfologisk undersøkelse. Prosjektledere: J. Gjessing & K. Nordseth.
- 78/03 Faugli, P.E. Fluvialgeomorfologisk befaring i delfelt Kringlebotselv, Matrevassdraget.
- 78/04 Faugli, P.E. Fluvialgeomorfologisk befaring i Tverrelva, sideelv til Kvalsundelva.
- 78/05 Relling, O. Gaupnefjorden i Sogn.
(Utgått, ny rapport nr. 7 1979)
- 78/06 Faugli, P.E. Fluvialgeomorfologisk befaring av Øvre Tinnåa (Tinnelva).
- 79/01 Faugli, P.E. Geofaglig befaring i Heimdalen, Oppland.
- 79/02 Faugli, P.E. Fluvialgeomorfologisk befaring av Aursjø-området.
- 79/03 Wabakken, P. Vertebrater, med vekt på fugl og pattedyr, i Tovdalsvassdragets nedbørfelt, Aust-Agder.
- 80/01 Brekke, O. Ornitologiske vurderinger i forbindelse med en utbygging av vassdragene Etna og Dokka i Oppland.
- 80/02 Gjessing, J. Fluvialgeomorfologisk befaring i Etnas og Dokkas nedbørfelt.
Engen, I.K. Fluvialgeomorfologisk inventering i de nedre delene av Etna og Dokka. Prosjektleder: J. Gjessing.
- 80/03 Hagen, J.O. & Sollid, J.L. Kvartærgeologiske trekk i nedslagsfeltene til Etna og Dokka.
- 80/04 Faugli, P.E. Fyrde kraftverk - Fluvialgeomorfologisk befaring av Stigedalselv m.m.
- 81/01 Halvorsen, K. Junkerdalen - naturvitenskapelige forhold. Bilag til konsesjonssøknaden Saltfjell - Svartisen.
- 82/01 Nordseth, K. Gaula i Sør-Trøndelag. En hydrologisk og fluvialgeomorfologisk vurdering.
- 83/01 Moen, P. Geofaglig befaring av Sjøvatnområdet.
- 83/02 Moen, P. Fluvialgeomorfologisk vurdering av Sørlivassdraget.
- 83/03 Arnesen, M.R. & Østbye, T. Geologi, botanikk og ornitologi langs Bøelva. Sammenfatning av eksisterende materiale.