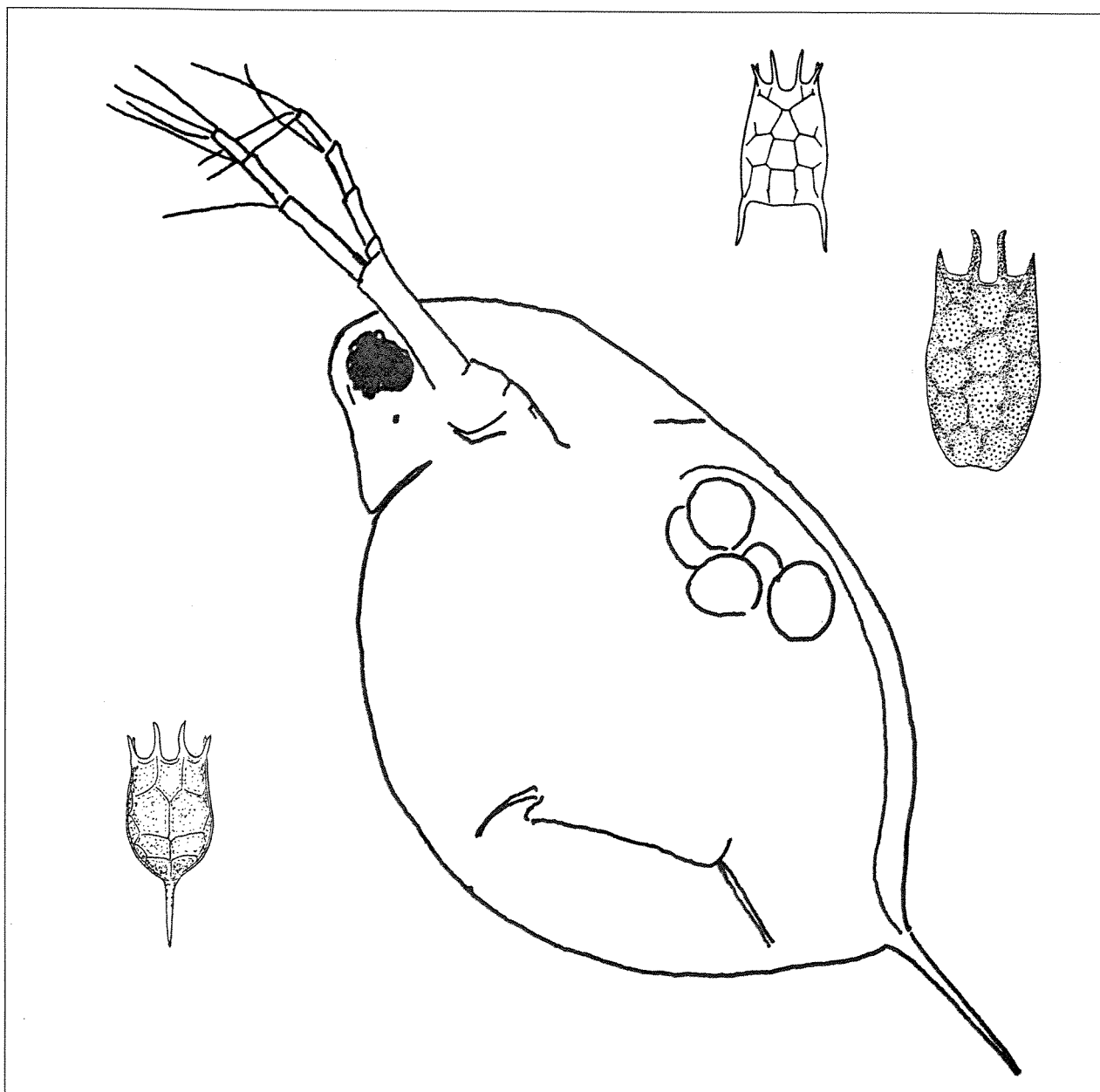


RAPPORT LNR 3871-98

Dyreplankton fra
38 innsjøer i
Sogn og Fjordane



Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00

Sørlandsavdelingen

Televeien 1
4890 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5005 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-NIVA A/S

Søndre Tollbugate 3
9000 Tromsø
Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 77 68 05 09

Tittel Dyreplankton fra 38 innsjøer i Sogn og Fjordane	Løpenr. (for bestilling) 3871-98	Dato 2.05.98	
	Prosjektnr. Undernr. O-96282	Sider 34	Pris kr 75,-
Forfatter(e) Hobæk, A.	Fagområde Biologisk mangfold ferskvann	Distribusjon	
	Geografisk område Sogn og Fjordane	Trykket NIVA	

Oppdragsgiver(e) Fylkesmannen i Sogn og Fjordane, Miljøvernavdelinga	Oppdragsreferanse 594/96
---	-----------------------------

Sammendrag

Dyreplankton (hjuldyr og krepsdyr) fra 38 innsjøer i Sogn og Fjordane er bearbeidet. Supplert med data fra andre kilder er materialet brukt i en analyse av artsforekomster og biologisk diversitet i en gruppe forsurete innsjøer, og sammenlignet med en referansegruppe bestående av innsjøer påvirket av vassdragsreguleringer.

En rekke arter viste klare forskjeller i forekomst mellom gruppene, og forskjellene kan delvis settes i sammenheng med forsurening. Av særlig interesse var at flere av hjuldyrene viste klare mønstre, og styrker tidligere antagelser basert på materiale fra andre områder i Sør-Norge. Noen ulikheter i artssammensetning må tilskrives andre faktorer enn forsurening, siden det også var andre forskjeller mellom innsjøgruppene.

Forsuringsfølsomme arter blant hoppekrepsene viste ingen forskjeller mellom innsjøgruppene, trolig fordi forsureningen ikke er kommet like langt i Sogn og Fjordane som i andre deler av Sør-Norge.

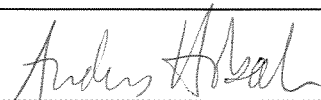
Diversitet målt vha. ulike indekser var klart lavere i de forsurete innsjøene enn i referansegruppen, både for hjuldyr og krepsdyr. Artsrikdommen av hjuldyr var også lavest i de forsurete innsjøene, mens for krepsdyrene var den derimot litt høyere i de forsurete innsjøene enn i referansesjøene.

Fire norske emneord

1. Dyreplankton
2. Biologisk mangfold
3. Forsuring
4. Sogn og Fjordane

Fire engelske emneord

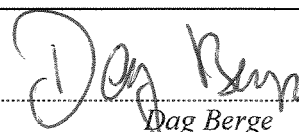
1. Zooplankton
2. Biodiversity
3. Acidification
4. Sogn & Fjordane County



Anders Hobæk

Prosjektleder

ISBN 82-577-3453-5



Dag Berge

Forskningssjef

**Dyreplankton fra 38 innsjøer
i Sogn og Fjordane**

Forord

Denne rapporten presenterer resultater av en sammenligning av dyreplanktonets sammensetning og diversitet i to grupper innsjøer i Sogn og Fjordane. Den ene gruppen består av innsjøer der en har dokumentert eller mistenker forsureningsskader, mens en gruppe regulerte innsjøer tjente som referansegruppe. Det viktigste aspektet har vært å undersøke om planktonsamfunnene viser konsistente forskjeller mellom gruppene, og diskutere om eventuelle forskjeller kan tilskrives forurening.

Oppdraget ble avtalt i begynnelsen av desember 1996, og rapportutkast lå ferdig i juni 1997. Av forskjellige grunner er rapporten ikke ferdigstiltilt før nå. Problemstillingene faller sammen med prosjekter jeg arbeidet med for lang tid tilbake, og det har vært spennende å gripe fatt i dette prosjektet.

Bergen, 2. mai 1998

Anders Hobæk

Innhold

Sammendrag	5
Summary	6
1. Innledning	7
2. Materiale og metoder	8
2.1 Materiale	8
2.2 Innsamling av prøver	10
2.3 Opparbeidelse av prøver	10
2.4 Taxonomi	10
2.5 Databearbeidelse	11
2.5.1 Diversitet	12
3. Resultater	13
3.1 Artsforekomster	13
3.1.1 Krepssdyr	13
3.1.2 Hjuldyr	16
3.2 Diversitet	17
3.2.1 Krepssdyr	17
3.2.2 Hjuldyr	18
3.3 Effekter av andre ulikheter mellom innsjøgruppene	18
4. Diskusjon	22
5. Konklusjoner	24
6. Henvisninger	25

Sammendrag

Prøver av dyreplankton fra to grupper innsjøer i Sogn og Fjordane er opparbeidet for gruppene krepsdyr og hjuldyr. Den ene gruppen besto av innsjøer som er påvirket av forsuring, mens den andre gruppen som besto av innsjøer påvirket av vassdragsreguleringer (men ikke forsuring) er benyttet som referanse for å vurdere om planktonsamfunnene bærer preg av forsuringsskader.

Resultatene er presentert og benyttet i videre analyser av artsforekomst, artsrikdom og diversitet i innsjø-gruppene. Analysene viste signifikant lavere diversitet i de sure innsjøene for både krepsdyr og hjuldyr. For krepsdyrene var imidlertid artsrikdommen størst i de sure innsjøene. Dette skyldes trolig at de fleste innsjøene i referansegruppen ligger høyt, og materialet viser en signifikant reduksjon i artsantall med økende høyde over havet i tråd med andre undersøkelser. En viktig årsak til at diversiteten var lavere for begge dyregrupper var at fordelingen av tetthet mellom artene var jevnere i referansegruppen. For krepsdyrene var indeksene for jevnhet riktignok ikke signifikant forskjellige, men forskjellen slår likevel ut i signifikant lavere diversitetsindekser.

For en rekke arter som tidligere er vurdert som mulige indikatorer for forsuring ble forekomstene (tilstede eller ikke) testet mellom innsjø-gruppene. Følgende arter/grupper viste signifikant lavere forekomst i de forsurete innsjøene: *Daphnia* spp.; *Keratella hiemalis*; *K. cochlearis*; *Polyarthra* spp.. *Keratella serrulata* forekom bare i forsurete innsjøer. *Cyclops* spp., *Asplanchna priodonta* og *Conochilus* spp. utviste ingen signifikante forskjeller i forekomst.

Andre faktorer enn forsuring bidrar også til forskjeller mellom innsjø-gruppene, som høyde over havet. Imidlertid ble det ikke påvist signifikante effekter av variasjon i innsjø-areal eller vannstandsvariasjoner (HRV-LRV).

Summary

Title: Zooplankton communities in 38 lakes of Sogn and Fjordane county

Year: 1998

Author: Hobæk, A.

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: 82-577-3453-5

Zooplankton composition (Crustacea and Rotifera) in 38 lakes of Sogn and Fjordane county is reported. Supplemented by data from other recent inventories of this region, the data provided input to an analysis of the occurrence of individual species in relation to certain environmental factors, particularly acidification, as well as biodiversity patterns.

The acidified lakes in this region suffer less severe damage than other regions of southern Norway, and some taxa like cyclopoid copepods seem unaffected. Nevertheless, several other species showed marked differences in occurrence among lake groups. For the crustaceans, the differences could not be attributed to acidification alone, since differences in altitude and geographic situation provide an alternative explanation for the observed differences. The occurrence of four common rotifer species seemed related to degree of acidification, however. This group has received little attention in Norway. Their reactions to acidification are probably not simple physiological responses, but rather the results of altered conditions of predation and competition within the planktonic community.

Crustacean species richness within the acidified lake group was significantly higher than in the reference lake group. However, diversity indices were significantly lower in the acid lake group, due to lower evenness in species abundances. In the rotifer assemblages, both species richness and diversity indices were significantly lower in acidified lakes compared with reference lakes.

1. Innledning

Fylkesmannen i Sogn og Fjordane, Miljøvernavdelingen (MVA), har i løpet av 1995-96 gjennomført prøvefiske og innsamling av ulike grupper invertebrater i en rekke innsjøer i fylket under to ulike prosjekter. Den ene gruppen innsjøer er påvirket av vassdragsreguleringer, mens den andre gruppen utgjøres av innsjøer som kalkes mot forsuringsskader eller vurderes for kalking. Materialet omfatter bl.a. dyreplankton samlet inn med vertikale håvtrekk.

NIVA Vestlandsavdelingen ble bedt om å vurdere om materialet av dyreplankton viste forskjeller mellom de to innsjøgruppene, basert på forekomst av arter med indikatorverdi overfor forsuring og på biologisk mangfold (diversitet). De reguleringspåvirkete innsjøene var da ment brukt som en referansegruppe for de forsuringspåvirkete lokalitetene. Materialet ble innledningsvis vurdert som interessant for problemstillingen, men ulikheter mellom gruppene av innsjøer utover vannkjemiske forskjeller ville kunne by på problemer i en sammenligning. Foreliggende rapport presenterer resultatene av denne analysen. I tillegg til materialet som ble stilt til disposisjon, er det trukket inn resultater fra andre aktuelle innsjøer som ble undersøkt i 1995, og fra andre prosjekter der relevant informasjon fantes. Analysen er fokusert på forekomst av arter med antatt indikatorverdi, og mot forskjeller i diversitet mellom gruppene av innsjøer.

Som et utvidet grunnlag for vurderingen av materialet ble erfaringer fra en sammenstilling av kunnskapsstatus om biologisk mangfold i ferskvann i forhold til forurensning benyttet (Schartau *et al.* 1997). Dette arbeidet er en del av et felles instituttprogram for NIVA og NINA (Norsk Institutt for Naturforskning).

Forurensninger og andre inngrep (som regulering av vannstand og vannutskifting) kan ha effekter både direkte på de enkelte organismene som lever i innsjøene, og indirekte effekter som gjør seg gjeldende via andre organsimer. F. eks. kan næringsgrunnlaget for dyreplankton endres gjennom effekter på planteplankton og bakterier (artssammensetning og produksjon). For dyreplanktonets sammensetning er den viktigste faktoren trolig bestanden av fisk, og mange av effektene vi kan se både i forsurete og i regulerte innsjøer kan tilskrives endringer i fiskens beiting, ofte som følge av bestandsreduskjon eller utryddelse. Et generelt trekk synes å være en forenkling av samfunnene (færre arter, sterkere dominans) i sterkt påvirkete lokaliteter.

Et hovedproblem ved å bruke enkeltobservasjoner fra mange lokaliteter til å studere effekter av forurensning, er at det blir vanskelig eller umulig å sortere bort effektene av andre faktorer som varierer. I dette tilfellet er det ikke mulig å klassifisere innsjøene etter fiskebestand, og dette vil trolig være den viktigste faktor av alle. Først når datagrunnlaget for denne variabelen er på plass, vil det være mulig å gjennomføre multivariate analyser som kan sortere ut effektene av de viktigste faktorene. I tillegg er det vannkjemiske datagrunnlaget spinkelt. I presentasjonen er det søkt å ta hensyn til så mange faktorer som mulig, og ta i betraktning at viktige variabler har ulik variasjonsbredde innen de to gruppene av innsjøer.

En gjennomgang av flerårige dataserier fra norske innsjøer har klart vist at det er meningsløst å vurdere en lokalitets diversitet av dyreplankton basert på data fra ett enkelt tidspunkt (Schartau *et al.* 1997). Siden diversitetsindekser kan variere betydelig over kort tid innen en og samme lokalitet, er det nødvendig med mange observasjoner. Dette problemet er søkt løst ved å behandle grupper av innsjøer. I denne rapporten er det derfor viktig å presisere at vurderingene av diversitet gjelder innsjø-grupper, og at materialet er for spinkelt til å sammenlikne diversitet mellom enkelt-innsjøer.

2. Materiale og metoder

2.1 Materiale

Materialet er innsamlet i 1995 og 1996 under to ulike prosjekt utført i regi av MVA i Sogn og Fjordane. Prosjekt 1 tar for seg innsjøer i ytre deler av fylket. Disse er påvirket av forsuring, og blir enten kalket eller vurderes for kalking. I Prosjekt 2 inventeres fiskebestander i regulerte innsjøer. Felles for begge prosjekt er derfor at det foreligger status for fiskebestander og vannkjemi i tillegg til prøver av dyrep plankton fra en del av innsjøene som inngår i prosjektene. Data for 1996 er ikke rapportert enda, mens resultatene for 1995 finnes i Urdal (1996 a; b). Tilsammen er det stilt til rådighet materiale fra 38 innsjøer, fordelt slik:

	Prosjekt 1	Prosjekt 2	Sum
1995	6	8	14
1996	10	14	24
Sum	16	22	38

Lokalitetene er vist i **Tabell 1**, basert på Urdal (1996 a; b) og data fra MVA Sogn og Fjordane. For ytterligere informasjon (inklusive vannkjemi) vises til disse kildene. Data fra lokalitetene som ble undersøkt i 1996 vil også foreligge i rapportserie fra Fylkesmannen i Sogn og Fjordane.

Siden innsjøene i prosjekt 2 alle er regulerte, er innsjøgruppene i rapporten omtalt som 'Sure' (prosjekt 1) og 'Regulerte' (prosjekt 2). De vannkemiske forskjellene var imidlertid ikke alltid særlig markerte mellom gruppene, og grupperingen baserer seg helst på at de 'sure' innsjøene ligger i områder der forsuring har skapt merkbare problemer for fiskebestander. De fleste av disse innsjøene blir kalket eller vurderes for kalking. Vannkemiske data er sparsomme for flere av innsjøene. I de tilfeller der resultater fra mer enn ett måletidspunkt er tilgjengelig, er det valgt data som representerer den vannkemiske situasjonen før kalkingen, eller i en periode der kalkingens effekt var liten. Selv om betegnelsen 'sure' brukes her, er det klart at de aktuelle innsjøene ikke er sure i samme grad som 'sure' innsjøer lengre sør på Vest- og Sørlandet. De sure lokalitetene i Sogn og Fjordane er biologisk interessante fordi skadeeffektene ikke er så langt framskredet som andre steder i landet.

Tabell 1. Liste over lokaliteter fra prosjektene 1 (SUR) og 2 (REG) hvor dyreplankton er bearbeidet. Tabellen viser også lokalitetsnumre fra vassdragsregisteret (NVE), geografiske koordinater, høyde over havet og areal. Det er også angitt dato for prøvetaking, antall håvtrekk, siktedyp og fiskeslag kjent fra innsjøene (A=aure; R=røye; S=stingsild).

Innsjø	Vassdr.nr	Innsjønr	Kommune	UTM ØV NS	Hoh (m) HRV	Hoh (m) LRV	Areal (ha) HRV	Fisk art	Sikte dyp (m)	Prøve dyp (m)	Prøve dato	# prøver
PROSJEKT 2 (REG)												
Øyestølsvatnet	072.F	16032	Aurland	421753 6742108	964	964	15	A	?	?	13.09.95	1
Viddalsmagasinet	072.B1B	1504	Aurland	406025 6744950	930	868	413	A	?	?	13.09.95	2
Øvre Hervavatnet	075.CC1B	1595	Luster	441000 6823500	1302	1287	100	A	?	?	15.08.95	2
Pestesteinsvatnet	075.CC1D	1596	Luster	442425 6824200	1356	1334	350	A	?	?	16.08.95	1
Veitastronsvatnet	077.C	1604	Luster	398925 6800275	172	172	1795	A	3,5	7	09.07.96	3
Hafslovatnet	077.B	1603	Luster	401700 6796750	169	167	657	A,S	5	10	?	1
Eldrevatnet	073.CD	1560	Lærdal	451850 6764750	1116	1106	348	A	9,5	19	29.07.96	3
Øllysjøen	073.CBB	1566	Lærdal	450050 6760350	1333	1307	845	A	10	20	30.07.96	3
Søre Sulevatnet	073.DC	1561	Lærdal	456850 6773400	1420	1413	293	A	-	20	01.08.96	1
Store Juklevatn	073.CD2C	1569	Lærdal	457750 6766550	1286	1279	307	A	-	20	02.08.96	1
Kvevatnet	073.AD1	1563	Lærdal	430550 6752075	1473	1459	626	A	-	18	06.08.96	1
Nedre Bjordalsvatnet	073.BBD	15613	Lærdal	444380 6758209	1476	1476	693	A	-	15	14.08.96	1
Skjellingavatnet	070.5D	1465	Vik	363100 6760475	980	958	118	A	11	21	08.08.95	3
Feiosdalsvatn	071.AD	1496	Vik	377000 6764200	1073	1051	126	A	6	12	09.08.95	2
Årebotnvatnet	070.5BD	1467	Vik	367800 6762300	994	983	61	A	11	10	03.08.95	3
Muravatnet	070.E3	1463	Vik	369100 6762400	1060	1020	659	A	9	18	04.08.95	3
Torolmen	074.CC	1572	Årdal	448400 6793150	1050	1047	167	A	11	16	19.08.96	3
Mannsbergvatnet	074.CB2C	1578	Årdal	447675 6795800	1344	1336	241	A	10	20	20.08.96	3
Kyrkjevatnet	074.CB1D	1583	Årdal	446375 6797675	1352	1342	82	A	?	20	22.08.96	3
Biskopvatnet	074.CB11C	1581	Årdal	444925 6791575	1342	1336	79	A	?	?	25.08.96	1
Heimre Krekavatn	074.C1E	1576	Årdal	441950 6791350	1320	1312	157	A	?	14	25.08.96	1
Tyin	074.CD	1573	Årdal	454100 6793900	1083	1073	3302	A	15	30	30.08.96	2
PROSJEKT 1 (SUR)												
Steinsetvatnet	082.E	28633	Fjaler	320822 6797739	300		86	A	5	10	04.09.95	1
Hovlandsdalsvatnet	082.C3	1641	Fjaler	307600 6796200	51		460	A	4,5	9	05.09.95	2
Langesjøen	082.3B	1643	Fjaler	294600 6799700	18		118	A,R	4	8	25.09.95	3
Myklevatnet	083.D4	28484	Gaular	347647 6809688	488		50	A	8	16	11.09.95	2
Nykksvatnet	082.F	1637	Gaular	324550 6795250	640		156	A	?	16	02.09.95	3
Eimhjellevatnet	085.G	1756	Gloppen	324650 6836300	125	123	1139	A	5	10	09.09.96	3
Storevatnet	085.G2B	1760	Gloppen	327950 6843000	478	458	135	A	-	-	11.09.96	1
Svartevatnet	086.1Z	28050	Gloppen	337290 6858311	892	892	34	A	>13	30	?	2
Inngardsvatnet	069.4Z	29039	Gulen	316000 6768200	540		111	A		8	12.09.96	3
Taklevatnet	069.2Z	29003	Gulen	304600 6769700	292		559	A		11	21.08.96	3
Skåldalsvatnet	068.7	29000	Gulen	296000 6769700	116		99	A		11	20.08.96	3
Haugsvatnet	068.62	25757	Gulen	299600 6768000	76		351	A(R)		16	22.08.96	3
Portestølsvatnet	082.111Z	80001	Hyllestad	292800 6790000	355			A		4	03.09.96	3
Nedre Trollebotvatn	082.111Z	28782	Hyllestad	292700 6789400	253		67	A		9	03.09.96	3
Storevatnet	082.111Z		Hyllestad	292000 6789300	240			A		9	03.09.96	1
Skilbreida	080.4H	28751	Høyanger	313021 6790417	521		68	A	8	16	23.08.95	2

2.2 Innsamling av prøver

Prøvene er samlet inn i perioden august-september 1995 og 1996. I enkelte av de høytliggende reguleringsmagasinene er undersøkelserne gjort sent i juli. Hver innsjø er undersøkt ved bare ett tidspunkt. Dyreplankton ble samlet inn med vertikale håvtrekk. Som regel ble håven senket til det doble av siktedypet. Håvens diameter var 30 cm, og maskevidden 90 μm . Antall trekk varierte fra ett til tre. Prøvene ble konserverte med denaturert ethanol.

2.3 Opparbeidelse av prøver

Materialet fra 1996 ble i sin helhet opparbeidet ved NIVA. Prøvene fra 1995 var på forhånd opparbeidet ved MVA mhp. krepsdyr (Urdal 1996a, b), men ikke av hjuldyr. Vannlopper var da bestemt til art eller slekt (*Daphnia* spp.), mens hoppekreps var ført til hovedgruppe (cyclopoide og calanoide hoppekreps). Siden naupliuslarver ikke var talt med, var det for disse prøvene nødvendig med opptelling av naupliuslarver og hjuldyr. For vannloppene ble artstilhørighet kontrollert, og hoppekrepsene artsbestemt og talt opp.

Innholdet i prøvene ble talt opp under stereolupe (forstørrelse 6-50X), der både gjennomlys og mørkefelt var tilgjengelig. Et mikroskop med fasekontrast ble benyttet for større forstørrelse etter behov. Dette var særlig aktuelt for de minste dyrene, og for å benytte utdissikerte kroppsdelar ved identifikasjon av krepsdyr. Der det forelå flere parallelle håvtrekk fra samme stasjon ble disse slått sammen før bearbeidelse. Prøven ble normalt fortynnet til 100-250 ml, og det ble tatt ut tre eller flere delprøver (2-5 ml) vha. en automatpipette. Hver delprøve ble overført til et spor i en tellesleide av plexiglass, og talt opp for seg. Middeltallet av hver gruppe ble ganget opp til hele prøvens volum. Dette ga et estimat på antall individer av gruppen/arten i hele prøven. For store og fåtallige arter (som *Heterocope saliens* og *Bythotrephes longimanus* ble hele prøven gjennomgått under lupe. Samtidig ble det også sett etter eventuelle andre fåtallige arter som ikke var kommet med i delprøvene.

Vertikale håvtrekk gir god informasjon om planktonsamfunnets relative sammensetning, men er vanskeligere å bruke til kvantitative estimater. Dette skyldes først og fremst at håven lett kan klogges av små organismer inklusive alger, og den fanger da lite effektivt. I de aktuelle innsjøene (som alle er lite produktive) har dette neppe vært noe problem. For å kunne sammenligne prøvene med hverandre er det derfor beregnet antall individer pr m^2 innsjøoverflate, basert på prøvens innhold, antall håvtrekk og håvens diameter. Resultatene er presentert på denne måten. Dette tillot også at de tidligere utførte tellingene kunne benyttes direkte i den videre bearbeidelse av prøvene. Det bør imidlertid understrekes at tallene først og fremst gir relativ informasjon, og at de absolutte estimatene ikke bør tillegges for stor vekt. Dette gjelder spesielt siden håvtrekkene ikke alltid representerer hele vannmassen, men bare de øvre sjikt av de dypere innsjøene.

Materialet er konserverte og oppbevares på NIVA Vestlandsavdelingen.

2.4 Taxonomi

En oversikt over norske arter er gitt i Aagaard & Dolmen (1996). Taxonomien for gruppene som er aktuelle her er stort sett basert på Illies (1978). Unntak er nevnt nedenfor.

I sammenheng med forsuring er det særlig sl. *Daphnia* som har interesse. To arter er vanlige på Vestlandet, *D. longispina* og *D. galeata*. Den siste forekom ikke i materialet, men er kjent f. eks. fra Jølstravatnet. I tillegg forekommer en tredje art, som ikke er tilstrekkelig beskrevet og derfor ikke har noe gyldig navn (Hobæk & Wolf 1991). Den har tidligere blitt betraktet som en variant av *D. longispina*, men både genetiske (Hobæk & Wolf 1991) og morfologiske studier (Hobæk unpubl.) tyder

entydig på en selvstendig art. Denne karakteriseres bl. a. ved at det ytre skallet på ryggsiden er mer eller mindre mørkt pigmentert av melanin. Dette er en adaptasjon for å motvirke skadelige effekter av UV-stråling.

Fra arktisk Canada er det nylig publisert forekomst av en ny art kalt *D. umbra* (Taylor *et al.* 1996, Hebert 1995), som viser så store likheter med vår at de godt kan høre til samme taxon. Fra eldre litteratur foreligger også en rekke beskrivelser som kan gjelde denne arten, og nomenklaturen er derfor fortsatt uavklart (se Hobæk & Wolf 1991). I denne rapporten omtales arten som *Daphnia* sp. A.

Artens utbredelse er knyttet til våre høyfjellsområder foruten enkelt-populasjoner på Svalbard (Hobæk & Wolf 1991). I dette materialet forekommer den i de høytliggende reguleringsmagasinene i indre Sogn (Luster, Årdal, Lærdal, Aurland og Vik). Undersøkelser fra Hardangervidda har vist at arten er svært utsatt for predasjon fra aure, og hittil kjenner vi bare til forekomster i dammer og innsjøer som er fisketomme eller har tynne aurebestander (Sægrov *et al.* 1996).

Arten *Cyclops abyssorum* forekom i noen få innsjøer. I de høytliggende innsjøene dreier det seg her om *C. abyssorum* f. *tatricus*. Den systematiske plassering av denne varianten er usikker, men trolig dreier det seg om en økologisk betinget morfologisk variant. Denne formen er tidligere påvist i Mørkri-, Utlå- og Undredalsvassdragene.

Blant hjuldyrene er det ikke skilt mellom ulike arter av sl. *Polyarthra*, som omfatter en håndfull aktuelle arter. Innen *Keratella cochlearis*, som omfatter en lang rekke beskrevne morfologiske varianter, synes alle populasjoner å bestå av den typiske formen (f. *typica*), muligens med innslag av f. *macracantha*. Noen hjuldyr kunne ikke identifiseres, men er tatt med i datatabellene som 'ubestemte'. I et fåtall innsjøer forekom en særpreget art som trolig er *Ploesoma hudsoni*. Denne er i tabellene ført opp uten forbehold, men bestemmelsen bør verifiseres på levende materiale. *Conochilus* spp. omfatter artene *C. unicornis* og *C. hippocrepis*. Siden dyrene stort sett var kontrahert i prøvene, og det dessuten er vanlig å finne mellomformer mellom de to artene, er det her ikke gjort noe forsøk på å holde dem atskilt.

2.5 Databearbeidelse

I den videre behandling av data er det fokusert på to aspekter: Artssammensetning og artsantall, og enkle diversitetsindekser som uttrykker ulike aspekter ved samfunnets diversitet. Erfaringer fra andre innsjøer (Schartau *et al.* under utarbeidelse) tilsier at en enkelt prøve ikke tillater noen vurdering av en enkelt lokalitets diversitet. Til det er dynamikken i planktonsamfunnet for stor, og en diversitetsindeks kan endres dramatisk fra ett tidspunkt til et annet. Derimot er det mulig å behandle de aktuelle innsjøene i grupper, og sammenligne diversiteten mellom gruppene. I vårt tilfelle er denne sammenligningen gjort mellom 'Sure' og 'Regulerte' innsjøer.

I denne sammenhengen er det også fokusert på enkelte arter som vi erfaringsmessig har antatt har indikatorverdi overfor forsurening. Foruten sl. *Daphnia* gjelder dette *Cyclops*, og dessuten synes forekomst av flere hjuldyr å være korrelert til pH (Hobæk & Raddum 1980).

For å gi en større referanseramme for å diskutere resultatene, er det også trukket på data fra andre kilder. Dette er data fra andre lokaliteter i Sogn og Fjordane. For vurdering av effekter av høyde over havet og innsjøareal er det tatt med data fra EUREGI (Landsomfattende undersøkelse av trofittilstand i norske innsjøer, NIVA/SFT; Faafeng *et al.* [upublisert], Faafeng *et al.* 1990), og fra innsjøer som ble inventert for effekter av kalking i 1995 (Hobæk *et al.* 1996). Data fra de sistnevnte er også inkludert i en vurdering av artsforekomster.

For å sammenligne de enkelte artenes forekomst i de to gruppene av innsjøer er det brukt en enkel kontingenstabell analysert med Fisher's Exact-test. En sammenligning av diversitetsparametre mellom gruppene er gjort på flere måter. Først ble det testet for forskjell i varians med en F-test, og deretter ble en t-test brukt for å sammenligne middelerverdiene. Hvis variansen var ulik, ble t-testen utført slik at det ble tatt hensyn til dette. Medianverdier ble sammenlignet vha. en ikke-parametrisk Wilcoxon signed-rank-test, mens fordelingen av diversitetsparametrene ble sammenlignet med en Kolmogorov-Smirnov two-sample test (også ikke-parametrisk). Testene er utført med tohalet sannsynlighet. Testene er beskrevet i Sokal & Rohlf (1981), og ble utført vha. Statgraphics Plus 2.1. Dette programmet ble også benyttet til multivariate analyser. Disse er nærmere omtalt i Kap. 3.

2.5.1 Diversitet

For hver innsjø er det innen gruppene krepsdyr og hjuldyr beregnet flere størrelser til bruk i analysen av diversitet. Foruten artsantall S , er det lagt til grunn Berger-Parker's indeks for dominans d , som rett og slett uttrykker antall av den vanligste arten dividert på totalt antall i prøven. Dominansverdien er så transformert til $-\ln(d)$ som uttrykker den motsatte størrelse **jevnhet**. Det er også beregnet den vanligste diversitetsindeksen, nemlig Shannon's indeks H' . Denne er definert som $H' = -\sum p_i \cdot \ln(p_i)$, der p_i er andelen av art i i prøven, og summasjonen er over alle arter ($1-i$). Parametrene er mye brukt, og er grundig diskutert i f. eks. Magurran (1988).

Som et alternativt parametersett er det beregnet **Hill's diversitetstall** (jfr. Ludwig & Reynolds 1988). Disse omfatter N_1 ('vanlige arter'), N_2 ('svært vanlige arter') og E_s (jevnhet). Størrelsene er definert slik: $N_1 = e^{H'}$ (der H' er Shannons diversitet); $N_2 = 1/D$, der D er identisk med Simpson's diversitetsindeks ($D = \sum p_i^2$); og $E_s = (N_2 - 1)/(N_1 - 1)$. Fordelen med dette settet av indekser er at N_1 og N_2 blir meningsfulle i forhold til S (artsrikhet). Parametrene er nært beslektet med Shannon's og Simpson's indekser, og N_1 og N_2 er i realiteten bare transformasjoner av H' og D . Derimot skiller Hills's E_s seg fra andre indekser for jevnhet.

3. Resultater

3.1 Artsforekomster

Primærdata er gitt i Vedleggstabell 1. Data er oppgitt som individer pr m² innsjøoverflate, basert på forekomsten i håvtrekkene.

Alle artene som er påvist er vanlig utbredt på Vestlandet, og de fleste også i hele landet. Det må her tilføyes at for hjuldyrene er geografisk utbredelse dårlig kjent, og en tilfredsstillende oversikt er ikke blitt laget for Norge (jfr. Aagaard & Dolmen 1996). *Daphnia* sp. A er knyttet til høytliggende innsjøer, mens de fleste øvrige arter kan finnes langs hele høydegradienten som materialet representerer. Et unntak er *Diaphanosoma brachyurum*, som synes begrenset av lave temperaturer og forekommer ikke i kalde innsjøer.

Av særlig interesse her er forekomsten av arter som tidligere er antatt å ha indikatorverdi overfor forsuring. Forekomst av slike arter er vist i **Tabell 2** (regulerte innsjøer) og **Tabell 3** (sure innsjøer). En enkel statistisk analyse av forekomstene til de samme artene er vist i **Tabell 4**. I disse tabellene er det også tatt med data fra 8 innsjøer som ble undersøkt i 1995 for effekter av kalking (Hobæk *et al.* 1996).

3.1.1 Krepser

Blant vannloppene er *Bosmina longispina* den klart dominerende, og fantes i alle innsjøene som er undersøkt. I to av innsjøene ble riktignok bare ett individ påvist, så artens dominans i samfunnene var variabel. Gelékrepseren *Holopedium gibberum* var også svært vanlig, med forekomst i 26 av 36 innsjøer. *Diaphanosoma brachyurum* forekom i 5 av de sure innsjøene. Ingen av disse artene er ansett for å påvirkes direkte av forsuring. *Daphnia longispina* forekom bare i Emhjellevatn i Gloppen, mens *Daphnia* sp. A var vanlig i mange av de regulerte innsjøene (16 lokaliteter). Disse artene reduseres eller forsvinner trolig ved en pH mellom 5,0 og 5,5, men kan finnes ved pH <5 dersom humusinnholdet er høyt (Hobæk & Raddum 1980, Schartau & Hobæk under utarbeidelse). Ellers fantes rovformene *Bythotrephes longimanus* og *Polyphemus pediculus* i hhv. 5 og 1 av de sure innsjøene. Den første av disse synes å være vanligst i innsjøer med moderat fiskepredasjon (aure), og er ofte dominerende i fiskens mageinnhold (f.eks. Hobæk *et al.* 1995), men ingen av dem har indikatorverdi overfor forsuring.

Innen hoppekrepserne er det vist at sl. *Cyclops* er følsom for forsuring. Først og fremst er dette basert på at *C. scutifer* (som er svært vanlig) forsvinner eller blir sterkt redusert ved pH <5,0 (Hobæk & Raddum 1980; Sandøy & Nilssen 1987). I dette materialet var *C. scutifer* vanlig eller dominerende i alle innsjøer med to unntak. I det regulerte Eldrevatn var det mange nauplius-larver (som ikke ble artsbestemt), men ingen eldre stadier tilstede, og det kan derfor ikke slås fast at *C. scutifer* forekommer selv om dette er svært sannsynlig. I det sure Skåldalsvatn forekom det bare enkelte *C. scutifer* som voksne, og et lavt antall naupliuslarver. Dette er den eneste lokaliteten hvor man kan mistenke at *Cyclops* er merkbart påvirket av forsuring.

En annen gruppe hoppekrepser er de calanoide. Innen disse er det ikke fastslått at noen arter er direkte forsuringfølsomme. Rovformen *Heterocope saliens* var vanlig, og forekom i lavt antall i 16 av 36 innsjøer. Dens forekomst er trolig vesentlig styrt av fiskepredasjon. I en del høytliggende og kalde innsjøer kan den trolig begrenses av temperatur, men den affiseres ikke av forsuring. Fam. Diaptomidae var representert med tre arter. *Eudiaptomus gracilis* var vanlig i de ytre delene av fylket. Arten er svært vanlig i kyststrøkene av Vestlandet, og synes ikke å ha problemer med lav pH før verdiene nærmer seg 4,0 (Walseng & Hansen 1995). *Arctodiaptomus laticeps* fantes i 8 høytliggende innsjøer i

Lærdal og Aurland, og i lavlandssjøene Veitastrondvatn (brepåvirket) og Hafsløvatn. Arten er vanligst i fjellet, men finnes også i kalde, store innsjøer i lavlandet. To innsjøer i Årdal hadde *Mixodiaptomus laciniatus* som eneste diaptomide, og denne er også kjent fra Årdalsvatnet. Arten forekom ellers i to sure innsjøer i Gloppen og Gaular, og er tidligere funnet i en innsjø i Gulen (Hobæk *et al.* 1996).

Tabell 2. Forekomst av dyreplankton med mulig indikatorverdi overfor forurening i reguleringsmagasin i Sogn og Fjordane. Skraveringen angir mengde av hver art etter en skala vist nedenfor tabellen. Innsjøene er gruppert kommunevis. Koder for artsnavn: DAP: *Daphnia* spp; SCU: *Cyclops scutifer*; ABY: *Cyclops abyssorum*; POL: *Polyarthra* spp.; HIE: *Keratella hiemalis*; COC: *Keratella cochlearis*; SER: *Keratella serrulata*; ASP: *Asplanchna priodonta*; CON: *Conochilus* spp.

Vik	KREPSDYR			HJULDYR					
	DAP	SCU	ABY	POL	HIE	COC	SER	ASP	CON
Vik									
Feiosdalsvatn									
Muravatn									
Årebotnvatn									
Skjellingavatn									
Aurland									
Viddalsmagasinet									
Øyestølsvatn									
Luster									
Veitastrondvatn									
Hafsløvatn									
Prestesteinsvatn									
Ø Hervavatn									
Lærdal									
Eldrevatn									
Kvevatn									
N Bjordalsvatn									
Øljustjøen									
S Sulevatn									
S Juklevatn									
Årdal									
Tyin									
Torolmen									
H Krekavatn									
Biskopsvatn									
Kyrkjevatt									
Mannsbergvatn									

ind. pr m2	
0	
<100	
100-1000	
1-10 000	
10-100 000	
>100 000	

Tabell 3. Forekomst av dyreplankton med mulig indikatorverdi overfor forsuring i sure innsjøer i Sogn og Fjordane. Innsjøer undersøkt av Hobæk *et al.* (1995) er også tatt med. Skraveringen angir mengde av hver art etter en skala vist nedenfor tabellen. Innsjøene er gruppert kommunevis. Koder for artsnavn: DAP: *Daphnia* spp; SCU: *Cyclops scutifer*; ABY: *Cyclops abyssorum*; POL: *Polyarthra* spp.; HIE: *Keratella hiemalis*; COC: *Keratella cochlearis*; SER: *Keratella serrulata*; ASP: *Asplanchna priodonta*; CON: *Conochilus* spp.

Gulen	KREPSDYR			HJULDYR					
	DAP	SCU	ABY	POL	HIE	COC	SER	ASP	CON
Svardalsvatn		■			■		■		■
Midbøvatn		■							■
Inngardsvatn		■		■	■		■		■
Haugsvatn		■			■		■		■
Taklevatn		■			■		■		■
Skåldalsvatn		■							■
Hyllestad									
Storavatn		■							■
N Trollebotnvatn		■							■
Portestølsvatn		■					■		
Espelandsvatn		■	■						■
Høyanger									
Heldalsvatn		■			■				■
Skilbreia		■					■		■
Fjaler									
Torevatn		■							■
Vardevatn		■			■				
Hovlandsdalsvatn		■	■		■	■			■
Langesjøen		■							
Steinsetvatn		■			■		■		■
Gaular									
Bergsvatn		■			■				
Fagredalsvatn		■			■				
Myklevatn		■					■		
Nykksvatn		■			■	■			■
Gloppen									
Svartavatn								■	
Storevatn		■				■			■
Emhjellevatn	■	■				■			■

ind. pr m2

0	
<100	■
100-1000	■
1-10 000	■
10-100 000	■
>100 000	■

3.1.2 Hjuldyr

Kellicottia longispina er svært vanlig, og forekom i alle innsjøene i materialet. De fleste av de andre artene vil man også vente å finne i hele regionen, men for noen av dem (*Keratella serrulata*, *Ploesoma hudsoni*) foreligger nesten ingen observasjoner. Forekomster av *Notholca* sp. og *Lecane* sp. var helt sporadiske, og *P. hudsoni* var også for sjelden til at det kan trekkes noen konklusjoner. Det skal likevel påpekes at denne arten bare forekom i de sure innsjøene, men dette har trolig ikke sammenheng med forsuring. De mest interessante artene er de som tidligere er funnet å ha en forekomst korrelert til pH i norske innsjøer (Hobæk & Raddum 1980), og bare disse omtales videre.

Innen slekten *Keratella* synes både *K. cochlearis* og *K. hiemalis* å ha redusert forekomst i forsurete innsjøer, mens *K. serrulata* derimot helst forekommer i surt miljø. Innsjøene i Sogn og Fjordane bekrefter dette mønsteret klart. I tillegg til at *K. hiemalis* og *K. cochlearis* fantes i få sure innsjøer (Tabell 4), syntes også tettheten å være generelt lavere enn i de regulerte lokalitetene (Tabell 2 og Tabell 3). *K. serrulata* ble bare påvist i 7 av de sure innsjøene (Tabell 3). For disse tre artene er forskjellene i forekomst statistisk signifikante (Tabell 4).

Polyarthra spp. var også sjeldnere i sure innsjøer, som observert tidligere (Hobæk & Raddum 1980). Forskjellen i forekomst var igjen signifikant forskjellig mellom innsjøgruppene (Tabell 4). For *Asplanchna priodonta* syntes forholdet å være det samme, med færre forekomster i de sure innsjøene. I dette tilfellet var imidlertid forskjellen ikke stor nok til å være signifikant (Tabell 4).

Hobæk & Raddum (1980) fant også redusert forekomst av *Conochilus* spp. i sure innsjøer. I materialet fra Sogn og Fjordane var dette ikke tilfelle, og slekten var godt representert i begge innsjøgrupper (Tabell 4).

Tabell 4. Forekomst (tilstede/mangler) av dyreplanktonarter med mulig indikatorverdi i innsjøer i Sogn og Fjordane. I tillegg til de 38 innsjøer som er med i denne rapporten, er det tatt med data fra 8 'sure' innsjøer som er rapportert i Hobæk *et al.* (1996). Tabellen viser antall innsjøer innen hver gruppe der arten/slekten er registrert, og sannsynligheten for at forskjellen er tilfeldig beregnet vha. en Fisher's Exact test. Statistisk signifikante forskjeller ($p < 0,05$) er markert med skravering.

ART/SLEKT	SUR (n=24)	REG (n=22)	p
<i>Daphnia</i> spp.	1	16	0,0000124
<i>Cyclops</i> spp.	23	21	1,0
<i>Keratella hiemalis</i>	14	22	0,000640
<i>Keratella cochlearis</i>	3	16	0,000381
<i>Keratella serrulata</i>	8	0	0,00404
<i>Polyarthra</i> spp.	5	14	0,00634
<i>Asplanchna priodonta</i>	2	7	0,0660
<i>Conochilus</i> spp.	17	14	0,754

3.2 Diversitet

Diversitetsbegrepet omfatter flere aspekter av biosamfunnets sammensetning. I de fleste sammenhenger vil antall arter som inngår i samfunnet være det viktigste elementet. Men i alle samfunn vil det være slik at noen arter forekommer i høyt antall, mens andre er sjeldnere. Fordelingen av relativ abundans (jevnhet) er derfor også et viktig element i et samfunns diversitet. I denne analysen er det disse to aspektene det fokuseres på. Analysen er utført på hovedgruppene krepsdyr og hjuldyr hver for seg, basert på erfaringer fra materiale fra andre norske innsjøer (Schartau *et al.* 1997). En av konklusjonene fra dette arbeidet var at analyser av begge gruppene som ett samfunn lett maskerte mønstre som kom fram i separate analyser. Det er klart at analysene da snarere retter seg mot sammenlignbare 'kolleksjoner' av organismer enn mot reelle biosamfunn, men ikke desto mindre kan slike analyser være verdifulle i vurdering av økologiske effekter av forurensning.

I det følgende presenteres resultater for artsantall, jevnhet i relativ abundans, og sammenfattende diversitetsindekser for krepsdyr og for hjuldyr separat.

3.2.1 Krepsdyr

Diversitetparametre og tester for forskjeller mellom sure og regulerte innsjøer er vist i **Tabell 5**. Gjennomsnittlig artsantall (S) av planktoniske krepsdyr var høyere i de sure enn i de regulerte innsjøene, med ca 5 mot ca 4 arter i gjennomsnitt. Derimot var diversiteten målt som H' signifikant lavere. For begge gruppene var diversiteten svært lav. Hill's diversitetstall viser at antall vanlige arter (N_1) var høyere i regulerte enn i sure innsjøer, mens det ikke var forskjell i antall svært vanlige arter (bortsett fra høyere varians i gruppen av sure innsjøer). Parametrene for jevnhet [E_s og $-\ln(d)$] viste heller ikke signifikante forskjeller, men igjen høyere varians blant sure innsjøer. Hovedforskjellen mellom gruppene ligger derfor i abundansfordelingen mellom arter (flere arter er vanlige i de regulerte), og dette gir seg utslag i signifikant lavere diversitet i de sure innsjøene.

Tabell 5. Diversitetsparametre for krepsdyr. Tabellen viser middelveier for ulike parametre for artsrikhet, jevnhet i abundans, og diversitet i regulerte og i forsurete innsjøer, og sannsynlighet (p-verdier) for at disse parametrene er like mellom de to innsjøgruppene. I de tilfeller variansen var signifikant forskjellig ble middelveiene sammenlignet uten forutsetning om lik varians, ellers er p-verdien for t-tester oppgitt basert på lik varians. Testene er beskrevet i metoddelen. Statistisk signifikante ($p < 0,05$) forskjeller er skravert.

Parameter		p-verdi for likhet mellom:					
		Middelveier		Varians F-test	Middel t-test	Median Wilcoxon	Fordeling Kolm.-Smirn.
		Reg	Sur				
Antall arter	S	4,05	5,06	0,931	0,0142	0,0114	0,00164
Hill's vanlige arter	N_1	2,79	2,29	0,127	0,0319	0,0786	0,116
Hill's Svært v. arter	N_2	2,32	2,01	0,0324	0,161	0,198	0,0901
Hill's jevnhet	E_s	0,72	0,69	0,109	0,435	0,564	0,919
Berger-Parker jevnhet	$-\ln(d)$	0,55	0,44	0,0163	0,212	0,231	0,136
Shannon diversitet	H'	1,01	0,77	0,0154	0,0332	0,0786	0,116

3.2.2 Hjuldyr

Diversitetsparametre og tester for forskjeller mellom sure og regulerte innsjøer er vist i **Tabell 6**. For hjuldyrene var artsantallet lavest i de sure innsjøene, men forskjellen var ikke signifikant for middel- eller medianverdiene. Kolmogorov-Smirnov testen viste imidlertid at fordelingene av artsantall var signifikant forskjellig mellom de to gruppene innsjøer. Diversiteten (H' , N_1 , N_2) var signifikant lavere i de sure innsjøene med alle tester, og alle p-verdiene for testene var $<0,01$. Ikke desto mindre var diversiteten svært lav ($H' < 1$) i begge grupper. Parametrene for jevnhet viste signifikant lavere jevnhet for Berger-Parker indeksen i sure innsjøer, mens Hill's jevnhet bare viste forskjell i varians. For hjuldyrene samvirker både artsantall og ulikheter i dominans til å gi svært lav diversitet i de sure innsjøene.

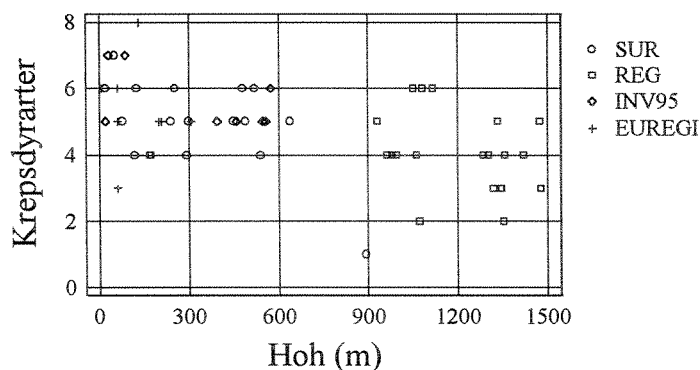
Tabell 6. Diversitetsparametre for hjuldyr. Tabellen viser middelverdier for ulike parametre for artsrikhet, jevnhet i abundans, og diversitet i regulerte og i forsurete innsjøer, og sannsynlighet (p-verdier) for at disse parametrene er like mellom de to innsjøgruppene. I de tilfeller variansen var signifikant forskjellig ble middelverdiene sammenlignet uten forutsetning om lik varians, ellers er p-verdien for t-tester oppgitt basert på lik varians. Testene er beskrevet i metoddelen. Statistisk signifikante ($p < 0,05$) forskjeller er skravert.

Parameter		Middelverdi		p-verdi for likhet mellom:			
		Reg	Sur	F-test	Middel	Median	Fordeling
					t-test	Wilcoxon	Kolm.-Smirn.
Antall arter	S	4,41	3,81	0,519	0,116	0,183	0,0435
Hill's vanlige arter	N_1	2,64	1,79	0,594	0,000441	0,000261	0,000129
Hill's Svært v. arter	N_2	2,24	1,64	0,255	0,00582	0,00475	0,0064
Hill's jevnhet	E_s	0,71	0,67	0,0114	0,577	0,941	0,539
Berger-Parker jevnhet	$-\ln(d)$	0,53	0,31	0,449	0,0202	0,0428	0,328
Shannon diversitet	H'	0,94	0,53	0,423	0,000341	0,000261	0,000129

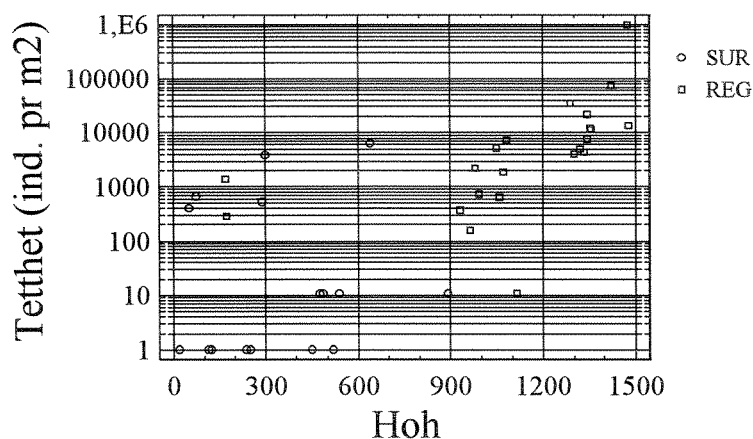
3.3 Effekter av andre ulikheter mellom innsjøgruppene

De to gruppene av innsjøer er i flere henseende vanskelig sammenlignbare. Geografisk sett ligger de fleste regulerte sjøene i indre Sogn, mens de forsurete ligger i de ytre deler av fylket. Den mest påfallende forskjellen ligger i høyde over havet. Med denne parameteren varierer klimatiske faktorer som lys, temperatur, og lengde av produksjonssesong. Generelt vil artsantall avta med Hoh., og det gjelder i dette materialet som i fylket generelt (**Figur 1**).

For krepsdyrene er det vist foran at artsantallet var lavere i de regulerte enn i de sure innsjøene, og forskjellen kan godt tilskrives høydeforskjellen mellom innsjøgruppene. Noen arter foretrekker kaldt vann. Et eksempel er hjuldyret *Keratella hiemalis*. **Figur 2** viser tetthet av denne arten plottet mot Hoh. I dette tilfellet blir økningen med høyde aksentuert av at arten mangler i mange lavtliggende og sure lokaliteter. I sammenligningen mellom gruppene må vi derfor ta hensyn til slike gradienter. F. eks. vil et tilsvarende plott som **Figur 2** for *Daphnia* spp. gi inntrykk av ekstrem preferanse for stor høyde. Dette skyldes imidlertid at slekten mangler i de fleste innsjøer i ytre strøk, muligens som følge av forsuring. Regresjonsanalyser for hele datasettet (SUR+REG) viser at Hoh. alene forklarer ca 25% av variasjonen i antall krepsdyrarter ($p=0,001$), mens denne sammenhengen ikke er signifikant ($p=0,143$) for antall hjuldyrarter. Videre regresjonsanalyser viser også at effekter av innsjøareal og reguleringshøyde (HRV-LRV) har lave (ikke signifikante) forklaringsverdier for artsantallene, både når de er eneste forklaringsvariabel og når alle variabler er med (Hoh., reguleringshøyde og areal).



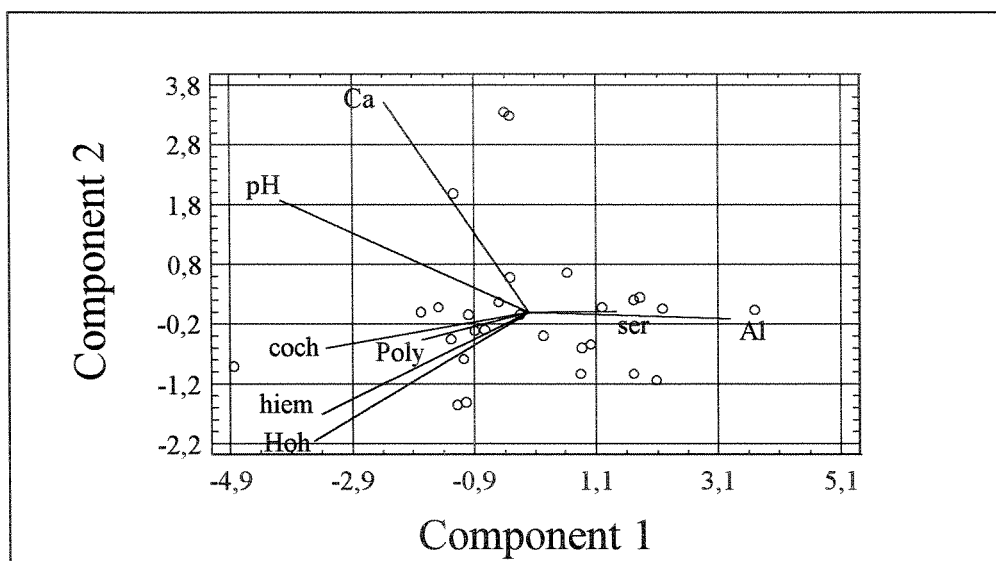
Figur 1. Antall krepsdyrarter registrert i innsjøer i Sogn og Fjordane plottet mot høyde over havet. Data fra dette prosjektet (SUR og REG), fra kalkingslokaliteter inventert i 1995 (INV95; Hobæk *et al.* 1996) og fra Regionale eutrofiundersøkelser 1988 (EUREGI; Faafeng *et al.* upubl).



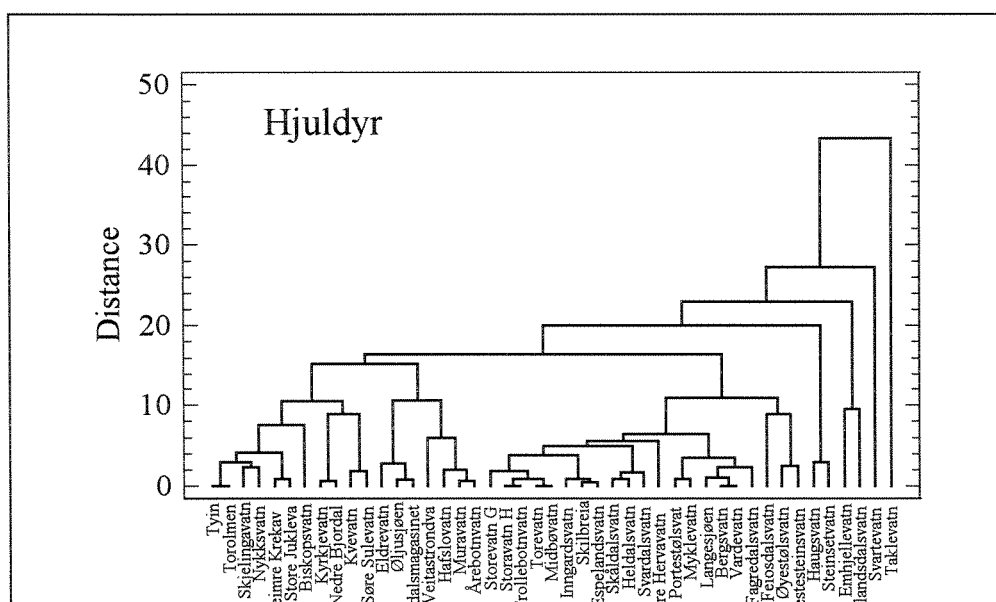
Figur 2. Tetthet av *Keratella hiemalis* som funksjon av høyde over havet. Tetthet er plottet som $\text{Log}(n+1)$, der n er antall pr m^2 . Punktene med tetthet 1 viser dermed innsjøer uten arten tilstede.

Det finnes flere teknikker til å sammenfatte variasjon langs flere parametre. Et eksempel er vist i **Figur 3**, som viser en gruppering av innsjøene (REG + SUR) basert på vannkjemiske parametre, Hoh., og forekomst av 4 hjuldyrarter som synes påvirket av forsuring. En PCA-analyse (Principal Components Analysis) sammenfatter variasjon mellom lokalitetene langs et antall akser eller komponenter, og korrelerer så de enkelte faktorene til komponentene. I dette tilfelle kunne det meste av variasjonen sammenfattes i tre komponenter (Eigen-verdi $> 1,0$), og figuren viser fordelingen av observasjonene langs de to viktigste komponentene. Lokalitetenes plassering er vist som punkter, mens de enkelte parametrenes sammenheng med komponentene er vist som linjer som peker ut fra nullpunktet (middelverdien av begge komponentene). Parametrene kan ha vektor langs en eller flere akser, som det går fram av diagrammet. Analysen viser at Al øker med synkende pH og Ca, som forventet. Vi ser også at pH og Ca synes å øke med Hoh., og dette kunne også forventes ut fra innsjøgruppens sammensetning. Tetthet av hjuldyrartene samvarierer først og fremst med Komponent 1, og derfor med både pH, Ca og Hoh.. For *K. hiemalis* synes samvariasjon med Hoh. å være sterkere enn for *K. cochlearis* og *Polyarthra* spp., og *K. serrulata* viser ikke sammenheng med Hoh. De tre førstnevnte arter samvarierer negativt med Al, mens *K. serrulata* primært samvarierer positivt med denne parameteren.

Analysen tjener til å illustrere at systematiske ulikheter mellom innsjø-gruppene gjør det vanskelig å trekke klare konklusjoner mht. effekten av de kjemiske variable, siden disse samvarierer i så stor grad med andre faktorer som Hoh., og vi kan ikke eliminere effekten av disse faktorene fordi innsjøgruppene er så ulikt sammensatt. I dette tilfellet kan vi ikke utelukke muligheten for at forskjellen mellom innsjøgruppene huldryfauna kan tilskrives klimatiske forskjeller, uttrykt ved Hoh.



Figur 3. PCA-analyse med gruppering av innsjøer basert på vannkjemiske parametre (pH, uorganisk monomert Al, Ca), høyde over havet (Hoh), og tetthet av huldryene *Keratella hiemalis* (hiem), *K. cochlearis* (coch), *K. serrulata* (ser), og *Polyarthra* spp. (Poly). Aksene er de to viktigste komponenter som sammenfatter variasjon i alle parametre. Punkter viser fordelingen av innsjøer, og linjene de enkelte parametres variasjon langs komponentene. Data fra Kvevatn er ekskludert fra analysen, fordi dennes ekstreme tetthet av huldryr overskygger mønsteret fullstendig.



Figur 4. Gruppering av innsjøene basert på sammensetning av huldryfaunaen. Grupperingen er en cluster-analyse basert på 'Group Average Method', og avstanden mellom innsjøene er kvadrert Euklidisk avstand. Tetthet av hver art ble transformert til $\log(n+1)$, der n er antall individer pr. m².

En annen innfallsvinkel kan være å gruppere lokalitetene bare på basis av biologiske kriterier (artsforekomster eller tettheter), og se om grupperingen faller sammen med f. eks. innsjø-gruppene. En slik analyse basert på tetthet av alle hjuldyrgrupper er vist i **Figur 4**. Innsjøer fra denne undersøkelsen pluss 8 innsjøer (INV95) er med. Grupperingen er en clusteranalyse ('klynge-analyse').

Basert på hjuldyrfaunaen faller 40 av 46 innsjøer i to store klynger. Den ene hovedklyngen består av 18 innsjøer, hvorav 17 er regulerte og én 'sur' (Nykksvatn). I den andre hovedklyngen finner vi 17 sure og 4 regulerte innsjøer. Av de siste faller tre i en 'utgruppe' i klyngen, mens Øvre Hervavatn ligger midt inne i den. 6 innsjøer faller utenfor de to hovedklyngene. Taklevatn og Svartevatn fremstår som mest distinkte. Svartevatn var svært spesielt med nesten bare *Asplanchna priodonta*, mens Taklevatn hadde et innslag av *Ploesoma hudsoni*. Det samme var tilfelle for Emhjellevatn og Hovlandsdalsvatn som også faller utenfor. Det er imidlertid vanskeligere å se hva som gjør Haugsvatn og Steinsetvatn såpass forskjellige fra andre sure innsjøer.

Basert alene på hjuldyrsamfunnene grupperes altså de fleste innsjøer 'riktig', og analysen bekrefter dermed at innsjøene i gruppene SUR og REG stort sett er mer like innbyrdes (biologisk sett) enn på tvers av gruppene. En tilsvarende analyse (ikke vist) basert bare på vannkjemiske parametre skilte langt dårligere mellom innsjøgruppene enn vist for hjuldyrene. Dette bekrefter igjen at de vannkjemiske data ikke gir noe entydig klassifiseringsgrunnlag for innsjøene.

4. Diskusjon

Et hovedproblem med materialet er at det bare er tatt prøver på ett tidspunkt i hvert vann. Sannsynligheten er derfor stor for at flere arter ikke er blitt registrert, selv om de faktisk var tilstede i lave tettheter. Antall arter påvist i en lokalitet vil øke med sampling-innsats mot et asymptotisk nivå som representerer det virkelige artstallet. Innsatsen som er nødvendig for å nærme seg dette nivået er diskutert av Dumont & Segers (1996). I en sammenligning av innsjøer fra mange regioner fant de at antall arter vannlopper vanligvis lå rundt 50 i en innsjø, mens hjuldyr lå rundt 150 arter. Dette inkluderer både littorale og planktoniske arter, og kan på ingen måte overføres til dette materialet (det er ingen tvil om at disse innsjøene har langt færre arter). Poenget er at artstallene i alle lokalitetene som ble vurdert av Dumont & Segers (1996) økte til over det dobbelte av hva man fant ved første gangs sampling ettersom innsatsen økte. I prøvene fra Sogn og Fjordane ble det også funnet enkelte littorale arter, men disse er ikke talt med i bearbeidelsen. Et ordentlig ATBI (All Taxa Biological Inventory) synes ikke å være gjort i noen norske innsjøer, men ville utvilsomt vært verdifullt for en vurdering av hvor stor andel av innsjøenes arter som blir fanget opp i vanlig prøvetaking. For det aktuelle materialet kan man bare henviser til at innsatsen var lik i alle innsjøene, og resultatene bør derfor være sammenlignbare.

For hjuldyrene er den taxonomiske bearbeidelsen mangelfull, både fordi ekspertise mangler, og fordi det er en umulig oppgave å løse basert bare på konserverte materiale. Artene som blir registrert er de som er lett kjennelige. Også i dette tilfellet er det viktig at bearbeidelsen har vært lik for alle innsjøene. Det er likevel klart at artstallene som er brukt her ikke uten videre kan sammenlignes med data fra andre undersøkelser, og de er primært ment brukt til sammenligning av gruppene. På lengre sikt kan det likevel ha verdi at de enkelte artene er registrert.

Slekten *Polyarthra* kan være problematisk, fordi dyrene er myke og de minste av dem trolig kan presses gjennom maskene i håven. Erfaringer med parallell prøvetaking med håv og vannhenter tyder på at håvtrekk underestimerer denne gruppen betydelig.

Daphnia sp. A viste klare forskjeller i forekomst mellom innsjøgruppene, men dette kan ikke uten videre settes i sammenheng med forsuring. Dette skyldes at referansegruppen omfatter mange høytliggende innsjøer, der denne arten er vanlig. Dens fravær i lavereliggende områder skyldes neppe forsuring, og det er lite trolig at den har levd her på mange tusen år. Derimot er det påfallende at *D. longispina* og *D. galeata* forekommer så sjelden. Den siste fantes ikke i dette materialet, men er kjent bl.a. fra Jølstravatn. Det er sannsynlig at disse artenes fravær kan skyldes forsuring, men materialet gir ikke grunnlag for å hevde dette. Vi trenger prøver fra flere innsjøer i ytre strøk som ikke er forsuret for å kunne svare på dette. Alternativt anbefales det å undersøke sedimentkjerner fra noen av dagens forsurete innsjøer, for å slå fast om noen *Daphnia*-arter har levd i områdene i nyere tid.

For mange av artene omtalt her er det kjent forekomster i surt vann. Berzins & Pejler (1987) gir en oversikt over fordeling langs en pH gradient for 225 arter. Eksempelvis er flere arter av *Polyarthra* kjent fra vann med pH godt under 5,0, og noen morfologiske varianter av *Keratella cochlearis* ned til pH 4,5. Selv om vi kan observere en reduksjon i forekomst i forsurete innsjøer, impliserer dette ikke automatisk at surt vann er skadelig for dyrene. For det første kan forskjeller i humus-innhold for en del forklare slike forskjeller, og for det andre må vi i utgangspunktet anta at indirekte effekter (endringer i predasjon-, konkurranse- og næringsforhold) er årsak til mange av forskjellene.

Ideelt sett bør det gjennomføres multivariate analyser (gjerne på et større materiale) der også biotiske faktorer er med som forklaringsvariabler. Spesielt viktig er det å få med et uttrykk for fiskebestandenes tetthet og grad av beiting på dyreplanktonet. Disse analysene kan følges opp med f. eks. en logistisk

regresjonsanalyse som vil predikere en arts tilstedeværelse basert på fysiske, kjemiske og biologiske variable. Slike analyser vil også kunne fortelle mer om hvilke variabler som har størst innflytelse.

Basert på vannkjemiske kriterier alene var det ingen klare skiller mellom de to gruppene av innsjøer. Clusteranalysen av hjuldyrartenes forekomst skilte langt bedre mellom gruppen SUR og REG enn en tilsvarende analyse av vannkjemiske parametre. Det ser derfor ut til at det må foreligge forskjeller i andre forutsetninger enn de rent vannkjemiske. Dette kan være så enkelt som at gruppene har ulike geografiske tyngdepunkt eller klimatiske forskjeller, eller det kan være biotiske faktorer som fører til at gruppene blir mer ensartet innbyrdes. Det kan f. eks. tenkes at det viktigste felles trekk for de "sure" innsjøene er en tynn fiskebestand, slik at mønsteret vi observerer med færre hjuldyrarter har sin årsaks i skjerpet konkurranse mellom plankton-arter. Det er ikke mulig å avklare dette basert på det foreliggende materiale, men resultatet tyder på at det kan være verdt å se nærmere på planktoniske hjuldyr som potensielle indikatorer for tidlige faser av forsuring og for biologiske effekter av kalking.

Når det gjelder ulikhetene i forekomst av de antatt forsuringsfølsomme hjuldyrartene, kan det foreliggende materiale isolert sett tyde på en sammenheng med klimaforskjeller snarere enn forsuring. Det er derfor viktig å peke på at de aktuelle artene av *Keratella* og *Polyarthra* også er vanlig forekommende (ofte i høy tetthet) i lavlandssjøer på Vestlandet (jfr. Hobæk & Raddum 1980; Hobæk 1995). En større materiale fra lavtliggende og ikke-forsurete innsjøer i Sogn og Fjordane vil være nødvendig for å bekrefte dette mønsteret.

På tross av svakhetene i materialet synes en del mønstre å være klare:

- For krepsdyrene finner vil lavere jevnhet i de "sure" innsjøene, men litt høyere artsantall i forhold til de regulerte. Forskjellene i jevnhet slår sterkt ut i Shannons diversitetsindeks, som er generelt lavere i de "sure" innsjøene.
- Hos hjuldyrene finner vi både høyest artsantall og høyest jevnhet i de regulerte innsjøene, som dermed har klart høyere diversitet enn gruppen "sure" innsjøer.
- Hoppekrepseren *Cyclops scutifer* som er sterkt affisert av forsuring på Sørlandet synes ikke å ha vært skadelidende i Sogn og Fjordane.
- Vannloppene *Daphnia longispina* og *D. galeata* mangler i de fleste av de "sure" innsjøene, men om dette kan settes i sammenheng med forsuring er fortsatt usikkert.
- Hjuldyrene *Keratella hiemalis*, *K. cochlearis*, *Polyarthra* spp. hadde signifikant lavere forekomst i "sure" enn i regulerte innsjøer. Det er sannsynlig at dette kan settes i sammenheng med forsuring, siden tendensen tidligere er påvist også i andre deler av landet. *Keratella serrulata* forekom derimot bare i "sure" innsjøer, og dette kan også settes i sammenheng med forsuring ut fra tidligere erfaringer.

5. Konklusjoner

Flere arter blant vannlopper og hjuldyr viste signifikante forskjeller i forekomst i to grupper innsjøer. Dette gjelder *Daphnia* spp., *Keratella hiemalis*, *K. cochlearis*, *K. serrulata*, *Polyarthra* spp. Det er sannsynlig at dette har sammenheng med forsuringseffekter i den ene av innsjø-gruppene. De fleste av disse artene forekommer i færre innsjøer i den forsurete gruppen enn i andre, mens *K. serrulata* viser en økning. Forskjellene er i tråd med mønstre som tidligere er observert i andre deler av Norge. For *Daphnia* spp. må spørsmålet stå ubesvart, fordi forskjeller mellom innsjøgruppene uavhengig av forsuringen også kan forklare de observerte forskjellene.

For hoppekreps av sl. *Cyclops* og hjuldyrene *Asplanchna priodonta* og *Conochilus* spp. ble det ikke funnet signifikante forskjeller. Siden *Cyclops* spp. viser tilbakegang i andre forsurete områder, antas artens fortsatte trivsel i de aktuelle innsjøene å skyldes at forsuringen ikke har kommet like langt som på Sørlandet og andre deler av Vestlandet. Tidligere antagelser om at de to hjuldyrgruppene påvirkes av forsuring ble ikke bestyrket av dette datasettet.

I de sure innsjøene var artsantallet av krepsdyr litt høyere enn i referansegruppen. Til tross for dette var de fleste diversitetsindekser signifikant lavere. Dette mønsteret er konsistent med resultater fra andre forsurete områder i Norge, og har sin årsak i redusert jevnhet i abundans. For hjuldyrene var både artsantall og diversitetsindekser signifikant lavere i de sure innsjøene.

Forskjellene som er påvist må betraktes som en kombinasjon av direkte og indirekte forsuringseffekter, men er også influert av systematiske forskjeller mellom innsjø-gruppene (spesielt geografisk plassering og høyde over havet).

For å dokumentere om den økologisk viktige slekten *Daphnia* er eliminert av forsuring, eller om den alltid har vært sjelden i områdene som i dag er forsuret, anbefales det å se på subfossile rester i sediment-kjerner fra innsjøene.

Analysene som er presentert her var ikke planlagt for materialet ble innsamlet. For en mer fullstendig analyse av denne type data anbefales det å inkludere en eller flere parametre som kan relatere fiskepredasjon til samfunnet av dyreplankton. Dette vil trolig være en svært viktig forklaringsvariabel, og betydningen av andre faktorer (inklusive forsuringsskader) kan vanskelig vurderes nærmere før dette elementet er på plass.

For å komme nærmere de direkte årsakene bak endringer i samfunn av dyreplankton i sammenheng med forsuring og kalking, kan det pekes på behov for 1) Tettere og mer omfattende prøvetaking, 2) Et større utvalg av lavtliggende og ikke-forsurete innsjøer som referansegruppe, og 3) Et uttrykk for fiskepredasjon eller i det minste fisketetthet (forutsetter sammenlignbare fiskesamfunn, f. eks. bare innsjøer med aure). I tillegg vil tidsserier før og etter kalking ha stor interesse.

6. Henvisninger

- Aagaard, K. & D. Dolmen (red.) 1996. Limnofauna Norvegica. Katalog over norsk ferskvannsauna. Tapir Forlag. 310 s.
- Berzins, B. & B. Pejler. 1987. Rotifer occurrences in relation to pH. *Hydrobiologia* 147: 107-116.
- Dumont, H. J. & H. Segers 1996. Estimating lacustrine zooplankton species richness and complementarity. *Hydrobiologia* 341: 125-132.
- Faafeng, B.A., P. Brettum & D. Hessen. 1990. Landsomfattende undersøkelse av trofittilstanden i 355 innsjøer i Norge. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT) Rapport 389/90. (NIVA-lnr. 2355). 57 s.
- Hebert, P.D.N. 1995. The *Daphnia* of North America - An illustrated Fauna. CD-ROM, distribuert av forfatteren/University of Guelph, Ontario.
- Hobæk, A. 1996. Overvåking av ferskvannsresipienter i Bergen kommune 1995. Grimseid-, Føsanger- og Gaupåsvassdragene. NIVA-rapport Lnr. 3506-96. 112 s.
- Hobæk, A. & G.G. Raddum 1980. Zooplankton communities in acidified lakes in South Norway.
- Hobæk, A. & H.G. Wolf 1991. Ecological genetics of Norwegian *Daphnia*. II. Distribution of *Daphnia longispina* genotypes in relation to short-wave radiation and water colour. *Hydrobiologia* 225: 229-243.
- Hobæk, A., V. Bjerknes, T.E. Brandrud & T. Bækken 1996. Evaluering av fullkalkete innsjøer i Sogn og Fjordane: Fiskebestander, makrovegetasjon, bunndyr og dyreplankton. NIVA-rapport lnr. 3385. 81s.
- Illies, J. 1978. Limnofauna Europaea. Gustav Fischer Verlag.
- Ludwig, J.A. & J.F. Reynolds. 1988. Statistical Ecology. A primer on methods and computing. John Wiley & Sons, N.Y. 337 s.
- Magurran, A. E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Croom Helm, London.
- Sandøy, S. & J.P. Nilssen. 1987. Cyclopoid copepods in marginal habitats: Abiotic control of population densities in anthropogenic acidic lakes. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 76: 236-255.
- Schartau, A.K.L., A. Hobæk, B. Faafeng, G. Halvorsen, J.E. Løvik, T. Nøst, A.L. Solheim & B. Walseng. 1997. Virkninger av forurensning på biologisk mangfold: Vann og vasdrag i by- og tettstedsnære områder. Kunnskapsstatus: Dyreplankton og litorale krepsdyr. NINA Temahefte 14/NIVA lnr. 3768-97. 58 s.
- Sokal, R.R. & F.J. Rohlf. 1981. Biometry. The principles and practice of statistics in biological research. W.H. Freeman & Co. 860 s.
- Sægvog, H., A. Hobæk & J.H. L'Abée-Lund. 1996. Vulnerability of melanic *Daphnia* to brown trout predation. *J. Plankton Res.* 18: 2113-2118.
- Taylor, D.J., P.D.N. Hebert & J.C. Colbourne. 1996. Phylogenetics and evolution of the *Daphnia longispina* group (Crustacea) based on 12S rDNA sequence and allozyme variation. *Mol. Phyl. Evol.* 5: 495-510.
- Urdal, K. 1996. Prøvefiske i 21 vatn i ytre Sogn og Sunnfjord. Fagrappport 1995. Fylkesmannen i Sogn og Fjordane, Miljøvernvedelingsa. Rapport nr 3 - 1996

Urdal, K. & E. Søltnæs 1996. Fiskeressursar i regulerte vassdrag i Sogn og Fjordane. Fagrapport 1995. Fylkesmannen i Sogn og Fjordane, Miljøvernavdelinga. Rapport nr 2 - 1996

Walseng, B. & H. Hansen 1995. Krepssdyr og bunndyr i sure vann i Østfold. NINA Oppdragsmelding 335. 29 s.

Vedlegg: Primærdata

Vedlegget inneholder primærdata for dyreplankton i 38 innsjøer i Sogn og Fjordane undersøkt i 1995 og 1996. I tabellene er det for hver innsjø oppgitt antall av hver art eller kategori (individer pr. m²). Tallene er basert på estimatene av prøvenes innhold, antall håvtrekk og håvens areal.

For noen forekomster er det bare oppgitt et '+'. Dette betyr at enkelt-individ(er) er observert i prøven, men i så lavt antall at estimatene ble for usikre. I noen tilfelle ble det observert skallrester av en art som ikke ble påvist ellers i prøven. Slike forekomster er vist med 'r'.

	Årdal	Årdal	Årdal	Årdal	Årdal	Årdal	Årdal
					dårlig fix		
antall trekk	3	2	3	1	1	3	3
	Tyin N	Tyin Årda	Torolmen	H Krekava	Biskopsvat	Kyrkjevat	Mannsber
Cladocera							
Diaphanosoma brachyurum							
Holopedium gibberum	+	1.415	839				
Daphnia longispina							
Daphnia sp. A	80	474	33	40.079	10.228		401
Bosmina longispina	5.814	r	788	18.391	15.109	6.758	54.466
Bythotrephes longimanus							
Polyphemus pediculus							
Copepoda							
Heterocope saliens	236	127	71				
Mixodiaptomus laciniatus	316	233	528				
Arctodiaptomus laticeps							
Eudiaptomus gracilis							
Calanoide naupliuslarver							
Cyclops scutifer	7.545	83.701	4.296	126.136	81.615	99.893	62.874
Cyclops abyssorum f. taticus							
Cyclopoide naupliuslarver	28.058	72.504	55.645	29.468		39.612	23.107
SUM KREPSDYR	42.050	158.455	62.200	214.074	106.952	146.262	140.849
Rotatoria							
Kellicottia longispina	33.246	61.540	67.435	126.617	266.786	380.557	45.507
Keratella cochlearis	236	1.768	1.415	3.890	736		1.886
Keratella hiemalis	2.358	7.074	5.187	4.951	21.928	12.025	7.545
Keratella serrulata							
Ubestemte arter							
Notholca sp.				+			+
Ploesoma cf. hudsoni							
Asplanchna priodonta							
Polyarthra app.	7.309	6.013	14.147	+		19.806	3.065
Conochilus spp.		27.587	2.726	33.486			
Lecane sp.							
SUM HJULDYR	43.149	103.981	90.909	168.945	289.450	412.388	58.003

	Lærdal	Lærdal	Lærdal	Lærdal	Lærdal	Lærdal	Luster
antall trekk	3	1	1	3	1	1	3
	Eldrevatn	Kvevatn	N Bjordals	Øljusjøen	S Sulevatn	S Juklevat	Veitastron
Cladocera							
Diaphanosoma brachyurum							
Holopedium gibberum	68.849			9.823	18.702	2.589	9.903
Daphnia longispina							
Daphnia sp. A	9.115	18.858		8.517	7.696	44.097	
Bosmina longispina	10.375	14	354	15.326	5.659	20.513	21.787
Bythotrephes longimanus							
Polyphemus pediculus							
Copepoda							
Heterocope saliens	156						
Mixodiaptomus laciniatus							
Arctodiaptomus laticeps	2.829	1.429		4.716		2.363	7.781
Eudiaptomus gracilis							
Calanoide naupliuslarver	156	8.488		8.451			
Cyclops scutifer	30.968	54.381	2.391	91.480	85.194	56.815	31.690
Cyclops abyssorum f. taticus		28					
Cyclopoide naupliuslarver	9.903	4.711	4.287	6.484	1.882		707
SUM KREPSDYR	132.351	87.910	7.031	144.796	119.133	126.376	71.867
Rotatoria							
Kellicottia longispina	86.297	409.318	55.881	66.411	139.108	187.449	5.234
Keratella cochlearis	11.318	28.294		5.895	63.195	31.831	
Keratella hiemalis	+	984.639	13.440	4.324	76.394	34.660	283
Keratella serrulata							
Ubestemte arter		82.053					
Notholca sp.							
Ploesoma cf. hudsoni							
Asplanchna priodonta	42.441			1.570			8.488
Polyarthra app.	29.709	1.012.933	14.501	10.219	10.851		
Conochilus spp.	94.786			106.103		87.005	
Lecane sp.							
SUM HJULDYR	264.551	2.517.237	83.822	194.523	289.549	340.945	14.006

	Luster	Gloppen?	Gloppen	Gloppen	Hyllestad	Hyllestad	Hyllestad
antall trekk	1	2	1	3	3	3	3
	Hafslovatn	Svartevatn	Storevatn	Emhjellelv	Storavatn	N Trollebo	Portestølsv
Cladocera							
Diaphanosoma brachyurum					38	236	94
Holopedium gibberum	3.452		241	33	3.810	2.792	660
Daphnia longispina				427			
Daphnia sp. A							
Bosmina longispina	57.635	78	792	42.691	3.773	13.968	7.922
Bythotrephes longimanus			42	14			
Polyphemus pediculus				66			
Copepoda							
Heterocope saliens			396	123		19	
Mixodiaptomus laciniatus			1.259				
Arctodiaptomus laticeps	523						
Eudiaptomus gracilis					53.603	14.029	1.603
Calanoide naupliuslarver					863		94
Cyclops scutifer	11.105		14.303	1.481	14.543	12.850	7.201
Cyclops abyssorum f. tatricus							
Cyclopoide naupliuslarver	26.724	+	126.376	16.066	3.928	7.191	6.791
SUM KREPSDYR	99.440	78	143.409	60.901	80.558	51.085	24.366
Rotatoria							
Kellicottia longispina	31.435	+	57.536	12.072	9.196	12.379	2.829
Keratella cochlearis	311		+	8.300			
Keratella hiemalis	1.358	+	+				
Keratella serrulata							+
Ubestemte arter		+					
Notholca sp.							
Ploesoma cf. hudsoni				156			
Asplanchna priodonta	11.162	45.426					
Polyarthra app.				2.546			
Conochilus spp.	110.659		293.312	2.594	24.050	7.663	
Lecane sp.					+	+	
SUM HJULDYR	154.925	45.426	350.848	25.668	33.246	20.042	2.829

	Gulen	Gulen	Gulen	Gulen	
antall trekk	3	3	3	3	
	Inngardsv	Taklevatn	Haugsvatn	Skåldalsvatn	
Cladocera					
Diaphanosoma brachyurum					
Holopedium gibberum	693	17.816	2.358		
Daphnia longispina					
Daphnia sp. A					
Bosmina longispina	5	51.217	36.688	78.281	
Bythotrephes longimanus					
Polyphemus pediculus					
Copepoda					
Heterocope saliens	28	33	94	28	
Mixodiaptomus laciniatus					
Arctodiaptomus laticeps					
Eudiaptomus gracilis			38.197	11.035	
Calanoide naupliuslarver			189		
Cyclops scutifer	8.899	27.247	12.732	5	
Cyclops abyssorum f. taticus					
Cyclopoide naupliuslarver	283	141.862	11.789	943	
SUM KREPSDYR	9.908	238.176	102.048	90.292	
Rotatoria					
Kellicottia longispina	6.508	41.654	20.278	424	
Keratella cochlearis				r?	
Keratella hiemalis	+	523	660	r?	
Keratella serrulata	+	264	94		
Ubestemte arter					
Notholca sp.					
Ploesoma cf. hudsoni		3.013			
Asplanchna priodonta					
Polyarthra app.	+				
Conochilus spp.	119.967	32.222	287.658	307	
Lecane sp.					
SUM HJULDYR	126.475	77.677	308.690	731	

	Vik	Vik	Vik	Vik	Gaular
antall trekk	2	3	3	3	3
	Feiosdalsvatn	Muravatn	Årebotnvatn	Skjellingavatn	Nykksvatn
Cladocera					
Diaphanosoma brachyurum					
Holopedium gibberum		207	627	1.434	23.197
Daphnia longispina					
Daphnia sp. 1			1.570	9	
Bosmina longispina	7	3.980	207	1.311	15.990
Bythotrephes longimanus					
Polyphemus pediculus					
Copepoda					
Heterocope saliens					14
Mixodiaptomus laciniatus					3.537
Arctodiaptomus laticeps					
Eudiaptomus gracilis					
Calanoide naupliuslarver					
Cyclops scutifer	50	14.987	18.236	15.982	29.600
Cyclops abyssorum		+			
Cyclopoide naupliuslarver	71	6.918	12.261	9.299	20.240
SUM KREPSDYR	127	26.092	32.901	28.035	92.578
Rotatoria					
Kellicottia longispina	78	3.145	2.513	2.160	16.279
Keratella cochlearis	156	+	207	2.556	391
Keratella hiemalis	1.889	627	736	2.160	6.286
Keratella serrulata					
Ubestemte arter	474				
Notholca sp.					
Ploesoma cf. hudsoni					
Asplanchna priodonta		2.933	1.679		
Polyarthra app.				788	+
Conochilus spp.		3.037	10.898	9.431	788
Lecane sp.					
SUM HJULDYR	2.596	9.743	16.033	17.094	23.744

	Fjaler	Luster	Fjaler	Aurland	Aurland
antall trekk	3	2	2	2	1
	Langesjøen	Ø. Hervavatn	Hovlandsdals	Viddalsmaga	Øyestølsvatn
Cladocera					
Diaphanosoma brachyurum	156		5.892		
Holopedium gibberum		9.351		5.107	
Daphnia longispina					
Daphnia sp. 1		42		198	28
Bosmina longispina	4.324	4.124	20.237	12.966	2.037
Bythotrephes longimanus	5				
Polyphemus pediculus					
Copepoda					
Heterocope saliens	707		212		
Mixodiaptomus laciniatus					
Arctodiaptomus laticeps			0	22.593	42
Eudiaptomus gracilis	80		27.509		
Calanoide naupliuslarver			983	983	
Cyclops scutifer	2.122	37.525	46.572	1.019	637
Cyclops abyssorum			+		
Cyclopoide naupliuslarver	39.612	26.823	5.701	396	311
SUM KREPSDYR	47.006	77.866	107.108	43.262	3.056
Rotatoria					
Kellicottia longispina	1.259	6.875	61.894	52.465	467
Keratella cochlearis				983	
Keratella hiemalis		3.933	396	396	156
Keratella serrulata					
Ubestemte arter					
Notholca sp.					
Ploesoma cf. hudsoni			587		
Asplanchna priodonta				2.355	
Polyarthra app.	788		785	21.489	622
Conochilus spp.		27.509	103.748	23.576	467
Lecane sp.					
SUM HJULDYR	2.047	38.317	167.410	101.265	1.712

	Luster	Høyanger	Fjaler	Gaular
antall trekk	1	2	1	2
	Prestesteinsv	Skilbreia	Steinsetvatn	Myklevatn
Cladocera				
Diaphanosoma brachyurum				
Holopedium gibberum	5.659	3.890	1.105	17.937
Daphnia longispina				
Daphnia sp. 1	2.589			
Bosmina longispina	241	1.415	27.474	37.016
Bythotrephes longimanus		14	14	
Polyphemus pediculus				
Copepoda				
Heterocope saliens		233	113	21
Mixodiaptomus laciniatus				
Arctodiaptomus laticeps				
Eudiaptomus gracilis		9.019		21
Calanoide naupliuslarver		1.592		
Cyclops scutifer	8.248	10.257	14.854	24.637
Cyclops abyssorum				
Cyclopoide naupliuslarver	467	9.019	93.371	16.036
SUM KREPSDYR	17.203	35.439	136.932	95.668
Rotatoria				
Kellicottia longispina	241	8.311	30.416	17.684
Keratella cochlearis				
Keratella hiemalis	11.558	r	3.777	+
Keratella serrulata		+	241	+
Ubestemte arter				
Notholca sp.				
Ploesoma cf. hudsoni				
Asplanchna priodonta				
Polyarthra app.	8.248		707	
Conochilus spp.	36.782	3.360	96.908	
Lecane sp.				
SUM HJULDYR	56.829	11.671	132.049	17.684

Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås
0411 Oslo

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

Ved bestilling av rapporten,
oppgi løpenummer 3871-98.

ISBN 82-577-3453-5