

SMÅKREPSSAMFUNN I INNSJØER PÅ HARDANGERVIDDA;
BETYDNING AV HØYDE OVER HAVET OG FOREKOMST AV
ØRRET (*SALMO TRUTTA*)

COMMUNITIES OF SMALL CRUSTACEANS IN LAKES AT THE
HARDANGERVIDDA MOUNTAIN PLATEAU; IMPORTANCE OF
ALTITUDE AND PRESENCE OF BROWN TROUT (*SALMO TRUTTA*)

ELLEN S. PAUST

UNIVERSITETET FOR MILJØ- OG BIOVITENSKAP
INSTITUTT FOR NATURFORVALTNING
MASTEROPPGAVE 30 STP. 2007



Forord

Denne oppgaven på 30 studiepoeng markerer avslutningen på mitt masterstudium i naturforvaltning ved Universitetet for Miljø og Biovitenskap.

Professor Reidar Borgstrøm ved Institutt for naturforvaltning, UMB, har vært hovedveileder for oppgaven. Jeg vil med dette rette en stor takk til ham for all hjelp under feltarbeidet og for å ha kommet med gode råd og konstruktiv kritikk underveis i skriveprosessen. Jeg vil også takke min eksterne veileder, forsker Gunnar Halvorsen ved Norsk Institutt for Naturforskning (NINA), for uvurderlig hjelp både med artsbestemmelse av de ulike krepsdyrene og som sammen med Bjørn Walseng (NINA) også bidro til å løse noen av de statistiske problemene som oppstod underveis i arbeidet med oppgaven. Jeg vil også takke NINA v/Gunnar Halvorsen for å ha gitt meg tillatelse til å benytte deres datamateriale i oppgaven.

En stor takk rettes også til Institutt for naturforvaltning ved UMB for lån av telt og utstyr under feltarbeidet og vertskapet på Litlos turisthytte for å ha stilt lagringsplass til disposisjon etter endt feltperiode. Jeg vil også takke Tonje Rundbråten og Øyvinn Askeland for stor hjelp og trivelig selskap under feltarbeidet. En stor takk rettes dessuten til Hanne Hegseth for å ha lest korrektur på oppgaven.

Ås, Mai 2007

Ellen S. Paust

Sammendrag

Artssammensetningen av krepsdyr ble undersøkt i ni høytliggende innsjøer på den vestlige delen av Hardangervidda sommeren 2006. Dette ble gjort for å finne ut om det eksisterte forskjeller i krepsdyrsamfunn mellom de ulike lokalitetene og om disse eventuelt kan forklares ut fra lokalitetens høyde over havet, temperatur eller forekomst av ørret (*Salmo trutta*) i innsjøene.

Det ble samlet inn både pelagiske og littorale planktonprøver, der hovedvekten er lagt på de littorale prøvene. Totalt ble det registrert 18 arter krepsdyr som fordelte seg på ni arter hoppekreps (Copepoda) og ni arter vannlopper (Cladocera). Antall registrerte arter på hver lokalitet varierte fra 2 til 15, og det var et gjennomgående høyere artsantall i alle lokalitetene i prøvetakingsperioden som foregikk fra 21. til 27. juli. De to dominerende artene var hoppekrepsen *Cyclops scutifer* og vannloppen *Bosmina longispina*.

Totalt antall registrerte krepsdyrarter og antall arter hoppekreps viste begge en signifikant sammenheng med høyde over havet, der antall arter gikk ned med økende høyde over havet. Sannsynligvis skyldes dette ikke kun en økning i antall høydemetre over havet, men en kombinasjon av klimatiske faktorer som er relatert til økende høyde over havet som lave temperaturer, kort vekstsesong og sen isløsning. Mine resultater indikerer at betydningen av predasjon fra ørret varierer mellom de undersøkte innsjøene. Det ble funnet en signifikant forskjell i antall krepsdyrarter i innsjøer med og uten fisk, og resultatene viser en trend som tilsier at krepsdyrsamfunnet består av flere arter i innsjøer der det finnes ørret sammenlignet med innsjøer som er fisketomme. Vannloppen *Daphnia longispina* har tidligere blitt registrert i Krokavatn, men var i 2006 ikke tilstede i prøvene. At denne arten blir borte sammenfaller med en sterk økning i ørretbestanden i denne innsjøen. Predasjon er dermed en faktor som vil være av størst betydning i de innsjøene der ørretbestanden er tett. Predasjon kan likevel ikke være den eneste faktoren som er bestemmende for antall krepsdyrarter som er tilstede i lokalitetene på Vestvidda. Generelt lave temperaturer sammen med kort vekstsesong kan muligens utgjøre en felles årsak til at både antall krepsdyrarter i disse lokalitetene er relativt lavt og at de høytliggende lokalitetene er fisketomme.

Abstract

The species composition of small crustaceans was studied in nine alpine lakes at the western part of the Hardangervidda mountain plateau during July 2006. The study was carried out to reveal possible differences in the species composition between the localities, and whether these differences could be related to altitude, temperature or the presence of brown trout (*Salmo trutta*) in the lakes.

Both pelagic and littoral planktonic samples were collected, but the littoral samples make up the greatest part of the material. A total of 18 different crustacean species were registered, of which nine species of copepods (Copepoda) and nine species of water fleas (Cladocera). The number of species observed in each locality varied from 2 to 15, and there was a characteristic higher number of species registered at all localities in the end of the sampling-period (July 21st -27th). The two dominating species were the copepod *Cyclops scutifer* and the water flea *Bosmina longispina*.

The total number of registered species and the number of copepods showed both a significant correlation with altitude, that is, the number of species declined with increasing altitude. This fact is probably not only due to the increasing altitude, but more a combination of climatic factors related to altitude, such as low temperatures, short growing season and a late break-up of ice. My results indicate that the importance of fish predation varies between the studied lakes. The localities showed a significant difference in the number of crustacean species when lakes with and without brown trout were compared. The results also showed a trend indicating that the crustacean communities consist of more species in lakes where brown trout is present compared to fishless lakes. The water flea *Daphnia longispina* has earlier been observed in lake Krokavatn, but was absent from the samples collected in 2006. The absence of this large species coincides with a great increase in the brown trout population in this lake. Predation from fish can consequently be seen as a factor of great importance in the lakes that inhabit a large population of brown trout. Still, predation can not constitute the only factor that has an important influence on the number of crustacean species found in the different localities. Low temperatures in general combined with the short growing season may form a common reason why both the number of crustacean species in these lakes is relatively low and that the localities at the highest altitude are fishless.

FORORD	I
SAMMENDRAG.....	II
ABSTRACT.....	III
1. INNLEDNING.....	1
2. MATERIALE OG METODER	4
2.1 OMRÅDEBESKRIVELSE	4
2.2 GEOLOGI	6
2.3 VEGETASJON	6
2.4 KLIMA	7
3. FELTARBEID.....	9
3.1 LABORATORIEARBEID	10
3.1.1 Vannprøver	10
3.1.2 Krepssdyr	10
3.2 STATISTISKE ANALYSER	11
3.2.1 Lineær regresjon	11
3.2.2 Gradientanalyser	11
4. RESULTATER.....	13
4.1 ARTSSAMMENSETNING AV KREPSDYR	13
4.2 ARTSSAMMENSETNING I DEN ENKELTE LOKALITET	14
4.2.3 Oddvyrevatn	14
4.2.4 Sledalsvatn.....	15
4.2.5 Krokavatn	15
4.2.6 Kollsvatn.....	15
4.2.7 Kollstjørn.....	15
4.2.8 Øvre Vassdalsvatn	16
4.2.9 Midtre Vassdalsvatn	16
4.2.10 Nedre Vassdalsvatn	16
4.2.11 Litlosvatn	16
4.3 ANTALL REGISTRERTE ARTER OG HØYDE OVER HAVET	17
4.4 VARIASJON I ARTSSAMMENSETNING	18
4.5 ANTALL ARTER ZOOPLANKTON OG FOREKOMST AV FISK	19
5. DISKUSJON.....	21
5.1 ARTSSAMMENSETNING.....	21
5.2 SAMMENHENGEN MELLOM ANTALL ARTER OG HØYDE OVER HAVET	23
5.3 VARIASJON I ARTSSAMMENSETNING LANGS EN HØYDEGRADIENT	25
5.4 PREDASJON	30
6. KONKLUSJON.....	33
7. LITTERATUR	34

1. Innledning

Karakteristisk for mange høyfjellssjøer er lave sommertemperaturer, kort isfri periode og dermed også en kort vekstsesong for organismene som finnes her (Schartau et al. 1997, Borgstrøm 2000). Artssammensetningen hos krepsdyr i innsjøer kan beskrives som et resultat av påvirkning fra fysiske, kjemiske, biologiske og geografiske faktorer (Shaw et al. 1992, Halvorsen et al. 2004). Høyden over havet er en faktor som kan påvirke dyre- og plantelivet i et område enten indirekte via endringer i skog- og vegetasjonssoner eller direkte gjennom fysiske parametere som for eksempel temperatur (Rautio 2001). Dersom det ikke finnes fisk i en innsjø, vil samfunnsstrukturen hos krepsdyrene hovedsakelig styres av næringstilgang og temperatur (Moore et al. 1996). Diversiteten i krepsdyrsamfunnene påvirkes i stor grad av ulike miljøfaktorer som kan knyttes til klima, deriblant høyde over havet og breddegrad, og selv små forskjeller i høyde kan føre til endringer i artsantallet. Generelt vil det finnes en nedgang i artsantall med avtagende sommertemperatur og lengde på vekstsesong (Patalas 1990, Nauwerck 1994, Schartau et al. 1997, Rautio 1998, 2001). Fra undersøkelser utført av Sandøy og Nilssen (1986), viste antall arter zooplankton en klar sammenheng med høyde over havet for innsjøer i sørøstlige deler av Norge, Midt- Norge (Trøndelag) og den sørlige delen av Nord- Norge. Hessen et al. (2006) fant også at gjennomsnittlig artsrikdom i den isfrie perioden i 336 norske innsjøer generelt var lav i innsjøer som lå høyt over havet. I Norge har artsmangfoldet vist seg å være relativt konstant opp til 700 meter over havet for deretter å avta med økende høyde over havet (Walseng et al. 1995b). Spesielt i lokaliteter over tregrensen vil antallet arter gå sterkt ned og det vil også oppstå en endring i artssammensetning (Rautio 2001).

Vannloppene er en viktig organismegruppe i akvatiske økosystemer, spesielt i ferskvann (Einarsson og Örnólfsson 2004). Dette skyldes at de fleste er herbivore og fungerer både som effektive beitere på planteplankton, i tillegg til at de utgjør viktige næringsdyr for fisk (Gillooly og Dodson 2000, Sarma et al. 2005). Spesielt arter i slekten *Daphnia* beskrives som svært effektive beitere og kan dermed fungere som nøkkelarter med tanke på å kontrollere algesamfunn i alpine innsjøer (Hansson et al. 2004, Vakkilainen et al. 2004).

Ved økende breddegrad og høyde over havet vil det forekomme færre arter vannlopper (Cladocera) sammenlignet med antall arter hoppekreps (Copepoda). Dette skyldes at flere arter vannlopper forsvinner når sommertemperaturen blir lavere og lengden på vekstsesongen

avtar (Schartau et al. 1997, Rautio 1998). Temperatur vil dermed være en kritisk faktor for overlevelse, vekst og reproduksjon hos vannlopper (Moore et al. 1996, Gillooly og Dodson 2000). Det samme synes å gjelde for flere arter hoppekreps da disse også er avhengige av et visst antall døgngader for å kunne fullføre sin livssyklus. At antallet arter vannlopper synker med økende høyde over havet antas å være en effekt av næringsmangel, temperatur og kort vekstsesong. I høyereliggende lokaliteter kan alle disse faktorene være av betydning for antall arter som vil være til stede (Schartau et al. 1997). Den korte vekstsesongen i alpine innsjøer kan føre til at mange arter kun rekker å gjennomføre en enkelt generasjon i året. Enkelte arter som hoppekrepsen *Cyclops scutifer*, kan bruke opp til tre år på å gjennomføre en generasjon (Larsson 1978, Elgmork og Eie 1989, Knapp et al. 2001).

Det er en rekke krepsdyrarter som er tilpasset de krevende miljøforholdene i høyfjells-områder. Blant de cyclopoide hoppekrepsene fremstår *Cyclops abyssorum* og *Cyclops scutifer* som rene kaldevannsformer som foretrekker lave vanntemperaturer (Langeland 1982, Elgmork og Eie 1989, Bertilsson et al. 1995). Eie (1974) registrerte den calanoide hoppekrepsen *Mixodiaptomus laciniatus* utelukkende i lokaliteter over 1000 meter over havet, slik at denne også kan regnes som en kaldevannsart. Her kan imidlertid også konkurranse med andre arter være viktig da den i andre områder trives godt i mer lavereliggende lokaliteter (Halvorsen pers. medd.). Vannloppen *Daphnia longispina* beskrives også som en vanlig art i høyereliggende innsjøer (Winder et al. 2001).

Predasjon fra fisk er en viktig faktor som på flere måter bidrar til å strukturere krepsdyrsamfunnene i innsjøer (Brooks og Dodson 1965, Dodson 1992, Gliwicz 1994, Knapp et al. 2001, Hobæk et al. 2002). Den vanligste responsen på intensiv predasjon fra planktivor fisk er at det oppstår en endring i artssammensetningen. De store og mest sårbare krepsdyrartene, som for eksempel *Daphnia longispina*, blir raskt beitet ned og erstattet av mindre former, som ofte tilhører slekten *Bosmina* (Brooks og Dodson 1965, Langeland 1982, Rodriguez et al. 1993, Knapp et al. 2001, O'Brien et al. 2004, Vakkilainen 2004, Hansson et al. 2004, St. Jacques et al. 2005). Predasjon fra fisk kan generelt også føre til en økning i antall arter i en innsjø fordi konkurransen mellom store og små individer går kraftig ned eller opphører (Hobæk et al. 2002).

I innsjøene på vestsiden av Hardangervidda forekommer ørret (*Salmo trutta*) som eneste fiskeart. For å øke rekreasjonsverdien av fisket i det undersøkte området, har det inntil nylig

blitt satt ut fisk flere steder både i fisketomme vann og for å forsterke allerede eksisterende ørretpopulasjoner (Sønstebo et al. 2007). Fiskeutsettinger regnes som en av de mest utbredte antropogene forstyrrelsene akvatiske økosystemer kan utsettes for (St. Jacques et al. 2005). Hvorvidt slike utsettinger forekommer i innsjøer som opprinnelig er fisketomme eller i lokaliteter der det naturlig finnes fisk, vil være av stor betydning for responsen i krepsdyrsamfunnet i innsjøen (Knapp et al. 2001, St. Jacques et al. 2005). Fiskeutsettinger kan muligens også være en faktor som er med på å gjøre krepsdyrsamfunn fattigere (Winder et al. 2001).

Høyfjellsinnsjøer er spesielt følsomme overfor miljøforandringer og antropogene påvirkninger. Nedbørfeltene i høyfjellet er små, og i kombinasjon med ekstreme miljøforhold utvikles det enkle og ustabile økosystemer (Nauwerck 1994). Slike systemer vil reagere umiddelbart på forandringer i miljøet og fungerer dermed i stor grad som tidlige varslingsystemer på forandringer som oppstår i økosystemet (Nauwerck 1994, Tolotti et al. 2006). Hardangervidda med sine mange elver og innsjøer egner seg meget godt for undersøkelser av krepsdyrsammensetning, og Vestvidda vil her stå i en særstilling da temperaturene raskt vil endre seg med økende høyde over havet (Borgstrøm pers. medd.). I slike ekstreme miljøer er det vist at endringer i artssammensetning kan oppstå innenfor et relativt lite geografisk område (Rautio 2001).

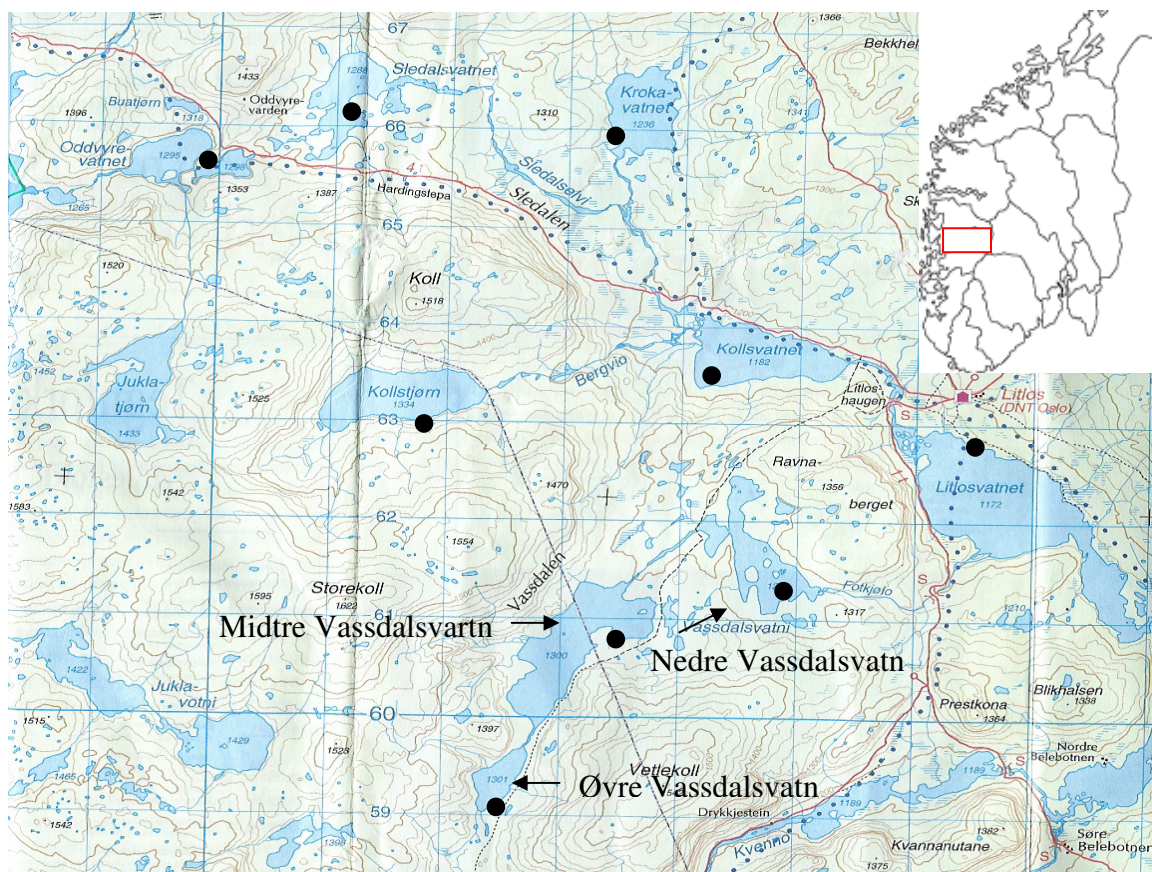
I Kvennavassdraget på Hardangervidda har det tidligere blitt utført undersøkelser av krepsdyr med hovedfokus på sammenhengen mellom forekomst av ulike arter og grad av forsuring (Walseng 1995a, Schartau et al. 2006). Disse undersøkelsene omfattet ikke lokaliteter som ligger lenger vest enn Litlosvatnet. Formålet med denne oppgaven er å undersøke om det finnes forskjeller i krepsdyrenes artssammensetning mellom de ulike innsjøene på den vestre delen av Hardangervidda og om det er mulig å forklare eventuelle forskjeller ut i fra faktorer som høyde over havet og temperatur, eller biotiske forhold som predasjon fra fisk.

2. Materiale og metoder

2.1 Områdebeskrivelse

De ni innsjølokalitetene som ble undersøkt ligger i Ullensvang statsallmenning på den vestlige delen av Hardangervidda (Figur 1). Alle lokalitetene ligger innenfor Hardangervidda nasjonalpark. Nasjonalparken er blant annet kjent for sine mange fiskerike elver og vann med gode ørretbestander (Borgstrøm 1995, Skjelkvåle og Henriksen 1998).

Åtte av lokalitetene tilhører den øverste delen av Kvennavassdraget og drenerer mot Skien/Porsgrunnsvassdraget i sørøst, mens utløpet fra Oddvrevatnet drenerer vestover inn i Øvra Håvardsvatnet og derfra videre mot Tyssovassdraget. Utløpselva fra Sledalsvatnet, Sledalselvi, går lenger øst sammen med utløpselva fra Krokavatn og renner derfra inn i Kollsvatn. Fra vest renner også elva fra Kollstjønn inn i Kollsvatn. Utløpselva fra Kollsvatn renner videre inn i Litlosvatnet og drenerer videre til Kvennsjøen. De tre Vassdalsvatna ligger vest for Litlosvatnet. Fra Øvre Vassdalsvatn renner utløpselva til Midre Vassdalsvatn som deretter drenerer videre til Nedre Vassdalsvatn. Herfra knyttes de tre innsjøene til Kvennavassdraget ved at utløpselva fra Nedre Vassdalsvatn, Fotkjølo, renner ut i Litlosvatnet.



Figur 1. Lokalitetenes (●) beliggenhet på Vestvidda (Topografisk hovedkartserie M711, Blad 1415 III).

Høydeforskjellene mellom de ulike innsjøene er relativt små, med Litlosvatn (Tabell 1) som ligger på 1172 moh. som det laveste og Kollstjørn som ligger 1334 moh. som det høyeste. De undersøkte innsjøene kan karakteriseres som relativt grunne, oligotrofe høyfjellssjøer.

Innsjøene på Hardangervidda karakteriseres generelt ved en lav primærproduksjon. Gode sirkulasjonsforhold fører til at innsjøene er mettet på oksygen hele året (Abrahamsen 1974).

Tabell 1. Noen karakteristiske data for de undersøkte innsjølokalitetene i 2006 (fra Kildal 1979, Pedersen og Scobie 1990, Simonsen og Valderhaug 1994, Slåttum og Takvam 2006 og NVE 2007).

* Indikerer at det ikke er registrert max dyp i innsjøen, men disse innsjøene antas å være relativt grunne (Borgstrøm pers. medd.). ** Indikerer at det ikke er registrert opplysninger om hvilket hierarki innsjøen tilhører i NVEs innsjødatabase.

Lokalitet	Areal (ha)	H o h (m)	Max dyp (m)	Hierarki
Litlosvatn	120	1172	25	Sledalselvi/Skiensvassdraget
Kollsvatn	60	1182	11	Sledalselvi/Skiensvassdraget
Kollstjørn	59	1334	*	**
Krokavatn	45	1233	16	Sledalselvi/Skiensvassdraget
Sledalsvatn	42	1288	*	Sledalselvi/Skiensvassdraget
Oddvyrevatn	25	1298	*	Nybuåi/Tysso
Øvre Vassdalsvatn	16	1301	*	**
Midtre Vassdalsvatn	74	1300	14	**
Nedre Vassdalsvatn	45	1282	8,5	**

På grunn av den store variasjonen i bergarter på Hardangervidda, viser også vannkjemien i innsjøene her en tilsvarende variasjon der det finnes både svært ionefattige vann og innsjøer med en noe høyere ionestyrke (Skjelkvåle og Henriksen 1998). De undersøkte lokalitetene på Vestvidda hadde alle en pH på rundt 6,5 og konduktiviteten varierende fra 6,7 $\mu\text{S}/\text{cm}$ i Oddvyrevatn til 15,4 $\mu\text{S}/\text{cm}$ i Krokavatn (Tabell 2).

Tabell 2. Vannkjemiske data for de undersøkte lokalitetene på Vestvidda. * Indikerer at det ikke er registrert vanntemperatur i Kollstjørn i løpet av prøvetakingsperioden.

Lokalitet	Dato	Temp (°C)	pH	Ledningsevne ($\mu\text{S}/\text{cm}$)
Litlosvatn	21.07.06	14,7	6,49	12,7
Kollsvatn	22.07.06	15,6	6,49	10,0
Kollstjørn	26.07.06	*	6,52	7,5
Krokavatn	24.07.06	18,2	6,53	15,4
Sledalsvatn	23.07.06	17,9	6,51	8,8
Oddvyrevatn	23.07.06	15,2	6,35	6,7
Øvre Vassdalsvatn	25.07.06	15,4	6,52	12,7
Midtre Vassdalsvatn	25.07.06	15,0	6,55	10,5
Nedre Vassdalsvatn	26.07.06	15,8	6,53	10,5

Området som ble undersøkt er lite preget av menneskelig aktivitet, men turisthytta på Litlos og nærliggende merkede stier gir økt ferdsel i området, særlig i sommermånedene.

2.2 Geologi

Berggrunnen som dominerer i det undersøkte området på Vestvidda består for det meste av omdannede bergarter som i all hovedsak stammer fra kambrosilurisk tid (Sigmond 1998). Av de kambrosiluriske bergartene finnes det ulike former for fyllitter i nedslagsfeltene til alle lokalitetene (Sigmond 1998). Da fyllitt er en lett eroderbar og kalkrik bergart (Andersen 1974), vil forekomster av denne bergarten være av betydning både for vannkvaliteten (Abrahamsen 1974) og floraen i området (Lye 1974). Innslag av slike kalkrike bergarter vil antagelig være med på å gi en høyere primærproduksjon i innsjøene (Abrahamsen 1974). Nettopp på grunn av de kalkrike bergartene, som gir et godt jordsmonn, og den store nedbørsmengden, er vestvidda langt mer frodig enn østvidda (DN 2003).

I de undersøkte lokalitetene domineres nedslagsfeltet til Litlosvatnet av kalkspatrik fyllitt i vest og karbonførende fyllitt i nord. I øst-enden av Litlosvatnet, på grensen til Kvennsjøen finnes også et område bestående av de to grunnfjellsbergartene granitt og gneis. Berggrunnen ved Kollsvatn består av omdannede sedimentære bergarter som kvartsglimmerskifer og kvartsfyllitt. Ved Kollstjørn domineres nedslagsfeltet både av kalkspatrik og karbonførende fyllitt. Øvre Vassdalsvatn ligger i et område med karbonførende fyllitt. Ved Midtre Vassdalsvatn domineres nedslagsfeltet i vestenden av kalkspatmarmor, mens resten består av fyllitt og glimmerskifer. Nedre Vassdalsvatn domineres av kalkspatmarmor i sørenden, mens kvartsglimmerskifer, kvartsfyllitt og fyllitt dominerer resten av nedslagsfeltet. Sledalsvatn finnes i et område der geologien hovedsakelig består av kvartsglimmerskifer og kvartsfyllitt. I nedslagsfeltet til Krokavatn dominerer kalkspatrik fyllitt berggrunnen. Oddvyrevatn domineres i øst av kvartsglimmerskifer og kvartsfyllitt, mens berggrunnen i nordenden domineres av kalkspatrik fyllitt (Sigmond 1998).

2.3 Vegetasjon

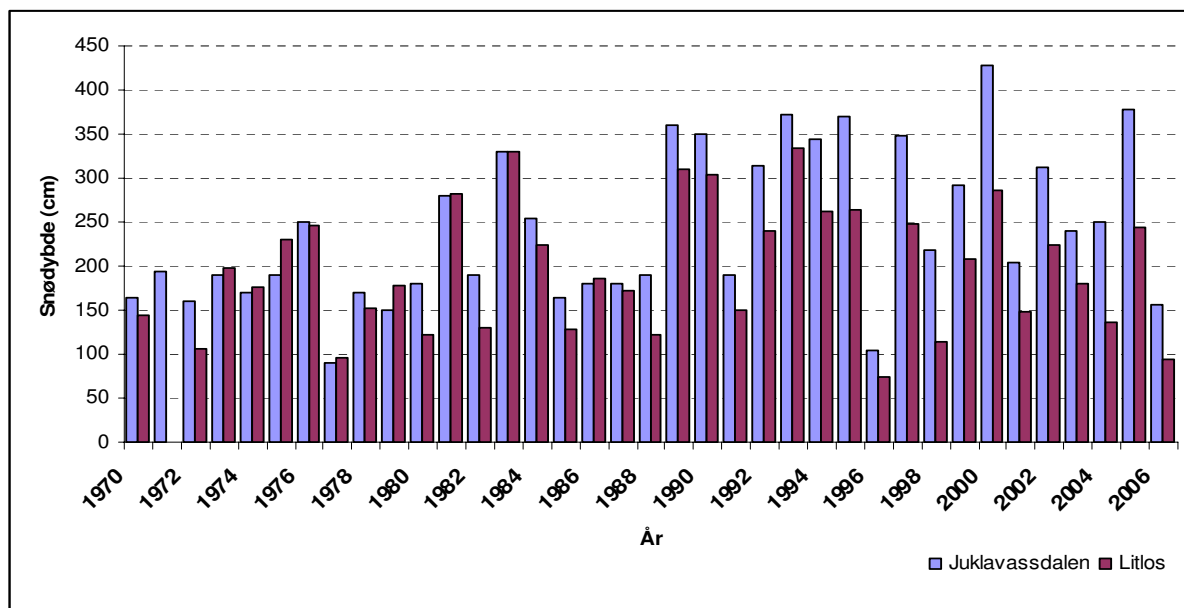
Grunnet store forskjeller i klima, berggrunn og jordsmonn står Hardangervidda i en særstilling med tanke på variasjoner i naturtypene som finnes her (Lye 1985). De rikeste og mest interessante botaniske forekomstene finnes på vestvidda (DN 2003). Områdene rundt Litlos turisthytte og videre vestover er i stor grad preget av kalkrabbesamfunn og kalkmyrer. Enkelte av lokalitetene i studieområdet ligger også innenfor grensen for de mest verneverdige

botaniske områdene på Hardangervidda (Lye 1974). Trær forekommer ikke i det undersøkte området, men det finnes innslag av vier (*Salix sp.*) i nedbørfeltet til Kollsvatn og Litlosvatn.

2.4 Klima

Hovedklimaet som dominerer i studieområdet preges av at Hardangervidda ligger på overgangen mellom kystklima og innlandsklima (Sterten 1974). Vestlandsklimaet er av stor betydning for Hardangervidda (Rognerud et al. 2003). Områdene i sørvest påvirkes mest av havklimaet, mens graden av innlandsklima øker mot nordøst (DN 2003). Dette fører til at nedbørsmengdene også er høyere i de vestlige områdene av vidda enn i områdene i nordøst. I vest vil også somrene være kjølige og vintrene lange og kalde (DN 2003).

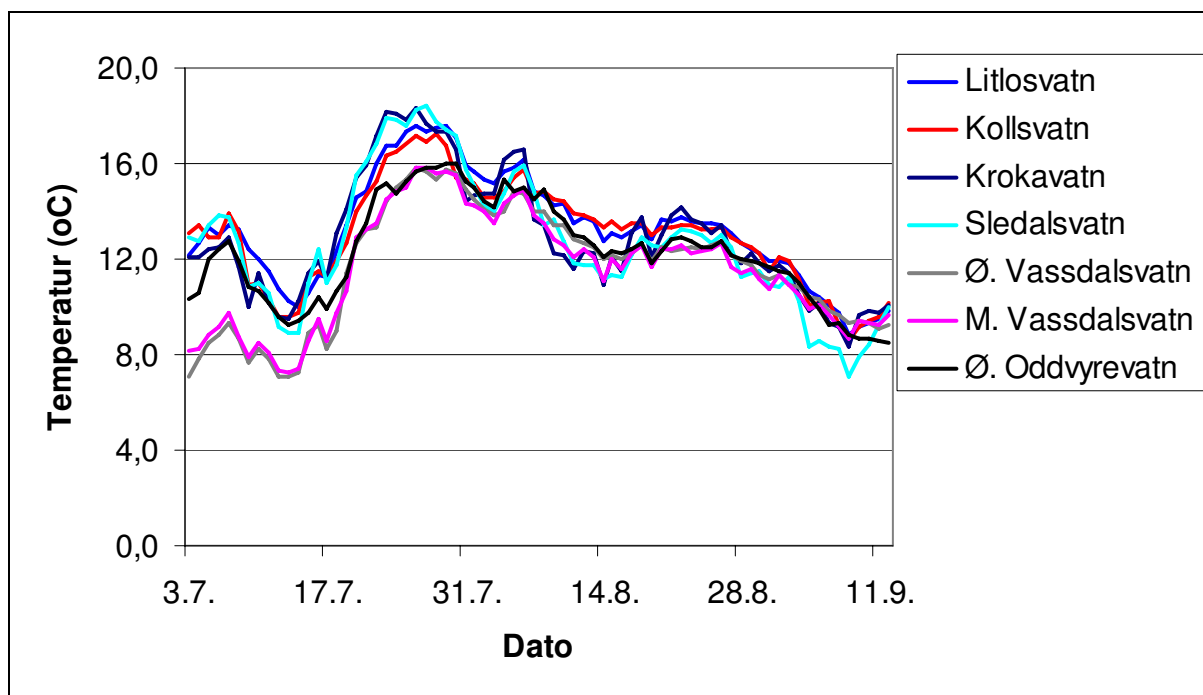
I områdene på Vestvidda som ligger høyere enn 1000 meter over havet kan en regne med snødekke fra tidlig i oktober til første halvdel av juni (Sterten 1974). I perioden 1970-2006 har snødybden vært betydelig høyere på de vestlige delene av Hardangervidda sammenlignet med Østvidda. I løpet av denne perioden har snødybden variert mellom 0,7 og 4,3 m (Figur 2) på Vestvidda (Juklavassdalen-Litlos), mens variasjonen i snødybde i østlige områder (Mårbu) i perioden 1940-2000 var fra 0,3 m til 1 m (Rognerud et al. 2003). I følge Figur 2 ser det også ut som om forskjellen i snødybde mellom Juklavassdalen og Litlos fra 1970 og fram til 2006 har økt med en enda skarpere gradient enn tidligere. På grunn av de store snømengdene tar det ofte lang tid før innsjøene i studieområdet blir isfrie, og tidspunktet for isløsning har vist seg å ha en sterk sammenheng med mengde akkumulert snø i april (Borgstrøm 2001). Avhengig av snøforholdene, kan Krokavatn være dekket av is så lenge som til begynnelsen av august (Borgstrøm og Museth 2005). I 2006 var det svært lite snø på Vestvidda (Figur 2). Litlosvatn ble isfritt rundt 20. juni, mens det fremdeles ble observert rester etter isdekke på Kollstjørn (1334 moh.) i begynnelsen av juli.



Figur 2. Snødybder målt i månedsskiftet mars-april på målestasjonene Juklavassdalen og Litlos. Målingene er foretatt av AS Tyssefaldene (Juklavassdalen) og Øst-Telemarkens Brukseierforening (Litlos).

Klimadataene er hentet fra to ulike målestasjoner. Nedbørsdataene er hentet fra målestasjon 46450 i Røldal. Stasjonen ligger i Odda kommune, 393 moh. Normalverdien for nedbør i juli ved denne stasjonen i perioden 1961-1990 var 89 mm. I juli 2006 var registrert nedbør ved målestasjonen 100,5 mm. Total nedbørsmengde for 2006 var her 1537 mm. Dette er noe lavere enn normalen som lå på 1628 mm nedbør årlig (Meteorologisk institutt 2006). Denne stasjonen vil kunne gi et godt estimat for nedbøren i studieområdet, da vinter nedbør ved målestasjonen i Røldal har vist seg å være godt korrelert med snødybden ved Litlos i perioden 1930-2000 (Rognerud et al. 2003).

Temperaturobservasjonene for innsamlingsperiodene er hentet fra målestasjon 46510 på Midtlæger (Meteorologisk institutt 2006). Stasjonen ligger i Odda kommune og betegnes som den meteorologiske stasjonen som ligger nærmest studieområdet (Walseng et al. 1995a). For 2006 er det kun observasjoner av temperatur som er tilgjengelige fra denne stasjonen. Dataene fra denne stasjonen vil gi en indikasjon på temperaturene også i de høyereliggende delene av studieområdet (Walseng et al. 1995a). Middelttemperaturen for juli 2006 var her 12,6 °C, og er betraktelig høyere enn normalen som ved denne stasjonen er 8,6 °C (Meteorologisk institutt 2006). At lufttemperaturen var høy i studieområdet sommeren 2006 gjenspeiles også i den gjennomsnittlige døgntemperaturen i utløpselvene fra de fleste lokalitetene (Figur 3).



Figur 3. Gjennomsnittlig døgntemperatur i utløpselvene fra Litlosvatn, Kollsvatn, Krokavatn, Sledalsvatn, Øvre- og Midtre Vassdalsvatn og Øvre Oddvyrevatn, fra 3. juli til 12. september 2006.

3. Feltarbeid

Feltarbeidet ble utført i to perioder i løpet av juli 2006. Første innsamlingsperiode gikk fra 2. til 4. juli og den andre fra 21. til 27. juli. Det ble samlet inn littorale planktonprøver på hver lokalitet i begge periodene. I tillegg ble det tatt pelagiske planktontrekk i Litlosvatn i begge periodene og i Kollsvatn i siste periode. Ved innsamling av krepsdyr ble det benyttet planktonhåv med en maskevidde på 90 μm . De littorale prøvene ble hentet inn ved å slippe håven ut fra land og trekke den inn igjen så nær bunnen som mulig uten å få med for mye av det fine bunnssubstratet. De pelagiske planktonprøvene er samlet inn på det antatt dypeste punktet i innsjøen. Her ble håven senket til bunns og deretter trukket vertikalt opp igjen. Krepsdyrmaterialet ble etter innsamling helt over på plastflasker og fiksert med lugol-løsning. Det ble på hver lokalitet samlet inn to littorale prøver (én i hver innsamlingsperiode). I tillegg ble det også tatt to pelagiske planktonprøver fra Litlosvatn og Kollsvatn. I Nedre Vassdalsvatn ble det tatt to littorale prøver da den første prøven inneholdt en stor andel bunnssubstrat. Til sammen ble det samlet inn 23 krepsdyrprøver som fordelte seg på fire pelagiske og resten littorale prøver.

I den andre feltperioden ble det også hentet inn vannprøver på de ni lokalitetene. Disse ble tatt i utløpene av innsjøene. Vannprøvene ble tatt på plastflasker og ble oppbevart så kjølig som mulig før de senere ble analysert. I denne perioden ble vanntemperaturen registrert i

utløpselvene fra Litlosvatn, Kollsvatn, Krokavatn, Sledalsvatn, Øvre- og Midtre Vassdalsvatn og Øvre Oddvyrevatn. Temperaturen ble avlest automatisk ved bruk av tinytag temperaturloggere. Temperaturene som brukes i de statistiske beregningene er gjennomsnittlig vanntemperatur i lokaliteten på den datoen da planktonprøven ble samlet inn.

I tillegg til artsdata fra de seks lokalitetene som ble undersøkt i juli 2006, har det også blitt brukt data fra Norsk institutt for naturforskning sine ferskvannsbiologiske undersøkelser i Kvenna fra august 1995 (Walseng et al. 1995a).

3.1 Laboratoriarbeid

3.1.1 Vannprøver

Vannprøvene ble analysert med hensyn på de to parameterne ledningsevne ($\mu\text{S}/\text{cm}$) og pH.

3.1.2 Krepsdyr

Bestemmelsen av krepsdyrene ble utført på Norsk institutt for naturforskning (NINA) sitt laboratorium i Oslo under veiledning av forsker Gunnar Halvorsen. Planktonprøvene ble helt over i en telleslede og studert under lupe. I prøver med lav tetthet av krepsdyr ble alle individene talt opp. I prøver hvor tettheten var høy, det vil si dersom antall individer i prøven oversteg 200, ble originalprøven tilsatt vann i en målekolbe på til sammen 50 ml. Deretter ble prøven homogenisert og det ble tatt ut 10 ml der alle individene ble talt. Antall registrerte individer av hver art ble deretter multiplisert med fem for å få et tilnærmet nøyaktig antall individer av hver enkelt art. Resten av prøven ble til slutt sett igjennom for registrering av eventuelle andre arter.

De voksne krepsdyrene ble bestemt til art. Store copepoditter av hoppekreps ble bestemt til art der dette var mulig, men ellers ble disse i likhet med naupliene kun bestemt til orden Calanoida eller Cyclopoida. Både voksne og juvenile vannlopper ble talt og bestemt til art. Artsbestemmelsen av hoppekrepsene ble gjort ved hjelp av Einsle (1993), Enckell (1980), Kiefer (1978) og Sars (1903, 1918), mens vannloppene ble bestemt ved bruk av Flöbner (2000) og Sars (1993).

I og med at det ikke ble tatt kvalitative planktonprøver i alle innsjøene og artsantallet var relativt lavt, har jeg slått sammen de individene som ble funnet både i de littorale prøvene og i planktonprøvene fra innsamlingen i 2006. Når det gjelder datasettet fra 1995 blir det heller ikke her skilt mellom littorale og planktoniske arter. Dette er gjort på bakgrunn av at

krepsdyrs sammensetningen i littoralsonen er forventet å domineres av planktoniske former på høyfjellslokaliteter der littoralsonen som regel er dårlig utviklet (Walseng et al. 1995a).

3.2 Statistiske analyser

De statistiske analysene ble gjennomført ved bruk av statistikkprogrammene Minitab 15 og CANOCO for Windows, versjon 4.5 (ter Braak og Smilauer 2002). Dataene ble først testet for normalfordeling og alle forklaringsvariablene i datasettet viste seg å være tilnærmet normalfordelte.

3.2.1 Lineær regresjon

En regresjonslinje vil oppsummere forholdet mellom to variabler der den ene hjelper til med å forklare eller forutsi den andre. En slik linje vil med andre ord beskrive hvordan en responsvariabel (y) endres når forklaringsvariabelen (x) også endres (Moore og McCabe 2002). Regresjonskoeffisienten r^2 ligger mellom 0 og 1 og vil vise hvor god den lineære sammenhengen er mellom de to variablene som undersøkes (Mendenhall og Sincich 2003).

3.2.2 Gradientanalyser

Detrended Correspondence Analysis (DCA) er en indirekte gradientanalyse, og vil uttrykke de viktigste økologiske gradientene i et datasett (Hill og Gauch 1980). Denne metoden vil benyttes for å kunne knytte sammensetningen av arter i en lokalitet til ulike miljøvariabler (ter Braak og Smilauer 2002). DCA arrangerer artslistene på en slik måte at lokaliteter med lik artssammensetning blir liggende nær hverandre når resultatene plottes i et aksekors. Stor avstand mellom lokalitetene i plottet vil tilsi at det også er store forskjeller i artssammensetning. Lokaliteter som plasserer seg i origo indikerer et gjennomsnitt (Selnes og Ørmland 2006). Fordi forskjeller i artssammensetning mellom de ulike lokalitetene gjenspeiler forskjeller i miljøet, vil aksene i plottet representere underliggende miljøvariabler (Walseng og Bongard 2001, Walseng et al. 2002). I det innsamlede datamaterialet ble de registrerte artene delt opp i følgende dominansklasser: 1 (< 1 %), 2 (1-10 %) og 3 (>10 %).

Denne formen for gradientanalyse (DCA) måler aksene i standardavvik, og aksene er konstruert på en slik måte at spredningen i artene sine responskurver langs aksene blir størst mulig (Hill og Gauch 1980). Den første aksene i plottet vil forklare mest av variasjonen i dataene. Målet med denne typen analyse er å få fram sammenhengen mellom de ulike lokalitetene.

Artsdataene fra innsjøene som ble undersøkt i juli 2006 og datasettet fra undersøkelsene i Kvenna fra 1995 ble analysert hver for seg ved bruk av denne ordinasjonsmetoden. I begge datasettene ble det benyttet nedveiging av sjeldne arter. Arter som kun blir registrert i få lokaliteter i totalmaterialet kan bidra til støy eller fungere som "outliers" i ordinasjonen. En nedveiging av de sjeldne artene vil redusere den negative påvirkningen disse kan ha for resultatene av gradientanalysen uten at de fjernes fra datamaterialet (Brandrud et al. 2003). Gradientanalysen DCA ble utført for tre ulike datasett, ett for lokalitetene som ble undersøkt i slutten av juli 2006, ett for lokalitetene som ble undersøkt i 1995 og ett siste sammenslått datasett av materialet fra både 1995 og 2006.

For det andre datasettet som kun inkluderer materialet fra 1995, ble det i tillegg til DCA-analysen også utført en Principal Component Analysis (PCA) da aksene i DCA-analysen viste seg å være svært korte. Dersom 1. aksen i DCA-analysen er kortere enn 1,5 standardavvik, tyder dette på at det er en lineær sammenheng mellom artssammensetningen og miljøvariablene og i slike tilfeller skal det benyttes PCA i stedet for DCA (Halvorsen pers. medd.). I denne formen for gradientanalyse vil også innsjøer som ligger i nærheten av hverandre være ganske like når det gjelder krepsdyrsammensetning. Det vil også være korrelasjon mellom lokaliteter som ligger langt fra hverandre på hver sin akse, men korrelasjonen vil ha negativt fortegn. Det vil da si at de artene det finnes mye av i den ene lokaliteten vil det være færre av i den andre (Bakkestuen et al. 2005).

4. Resultater

4.1 Artssammensetning av krepsdyr

I prøvene fra de ni lokalitetene som ble undersøkt i juli 2006 ble det totalt registrert 18 arter krepsdyr fordelt på 9 arter vannlopper og 9 arter hoppekreps (Tabell 3). Antall registrerte arter på hver lokalitet varierte fra 2 til 15, der det ble funnet flest arter i Litlosvatn og færrest i Kollstjørn. Alle lokalitetene som ble undersøkt sommeren 2006 hadde et høyere antall registrerte arter i prøvene som ble tatt i tidsrommet 21. til 27. juli enn i prøvene som ble tatt mellom 2. og 4. juli. Gjennomsnittlig artsantall i lokalitetene var i den første prøvetakingsperioden 3,7 arter, mens i slutten av juli hadde dette økt til 6,9. I begge prøvetakingsperiodene ble det registrert færrest arter i Kollstjørn, Midtre Vassdalsvatn og Krokavatn. Hoppekrepsen *Cyclops scutifer* ble funnet i alle lokalitetene, mens vannloppen *Bosmina longispina* manglet kun i Kollstjørn (Tabell 3). De to vanligst forekommende vannloppene i de undersøkte innsjøene på Vestvidda var *Bosmina longispina* og *Daphnia longispina* (Figur 4).

Artene som ble funnet fra 2. til 4. juli ble i de fleste innsjøene også funnet i den andre prøvetakingsrunden fra 21. til 27. juli. I Litlosvatn, Sledalsvatn, Nedre Vassdalsvatn, Kollstjørn og Kollsvatn ble de samme artene registrert i begge periodene. I Øvre- og Midtre Vassdalsvatn samt Krokavatn og Oddvyrevatn var det noen arter som ble funnet i den første perioden som ikke forekom i den andre. I Oddvyrevatn, Midtre Vassdalsvatn og Krokavatn var hoppekrepsen *Cyclops scutifer* fraværende i perioden 21. til 27. juli, selv om den var registrert tidligere. I Øvre Vassdalsvatn manglet det registreringer av *Acanthocyclops vernalis* og *Acanthocyclops capillatus* i den andre prøvetakingsrunden.



Figur 4. Vannloppene *Bosmina longispina* og *Daphnia longispina*. Etter Sars 1861 (Sars 1993).

Tabell 3. Artsliste over de ulike krepsdyrartene som ble registrert i innsjølokalitetene på den vestlige delen av Hardangervidda i løpet av begge prøvetakingsperiodene i juli 2006.

Lokalitet	Odd- vyre- vatn	Sle- dals- vatn	Kro- ka- vatn	Kolls- tjønn	Kolls- vatn	Litlos- vatn	Øvre Vass- dalsvatn	Midtre Vass- dalsvatn	Nedre Vass- dalsvatn
Vannlopper									
<i>Holopedium gibberum</i>		X	X		X	X			X
<i>Bosmina longispina</i>	X	X	X		X	X	X	X	X
<i>Daphnia longispina</i>		X		X	X	X	X	X	
<i>Acroperus harpae</i>		X	X			X		X	X
<i>Chydorus sphaericus</i>	X	X				X	X	X	
<i>Eurycercus lamellatus</i>						X			
<i>Polyphemus pediculus</i>						X			
<i>Alonopsis elongata</i>	X	X			X	X			
<i>Alona affinis</i>		X				X			
Hoppekreps									
<i>Cyclops scutifer</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Acanthocyclops vernalis</i>							X		
<i>Acanthocyclops capillatus</i>							X		
<i>Cyclops abyssorum</i>	X	X			X	X			X
<i>Eucyclops serrulatus</i>						X			
<i>Eucyclops speratus</i>							X		
<i>Megacyclops gigas</i>					X	X	X		
<i>Heterocope saliens</i>			X		X	X			X
<i>Mixodiaptomus laciniatus</i>	X	X	X		X	X			X
Antall arter vannlopper	3	7	3	1	4	9	3	4	3
Antall arter hoppekreps	3	3	3	1	5	6	5	1	4
Totalt antall arter	6	10	6	2	9	15	8	5	7

4.2 Artssammensetning i den enkelte lokalitet

For en fullstendig oversikt over alle artene som ble funnet i de enkelte lokalitetene henvises det til oversikten i Tabell 3. En oversikt over de vanligst forekommende artene vannlopper og hoppekreps i de undersøkte innsjøene på Vestvidda vises i Figur 5.

4.2.3 Oddvyrevatn

Krepsdyrsamfunnet i denne lokaliteten var fullstendig dominert av hoppekrepsen

Mixodiaptomus laciniatus. Individuer av denne arten utgjorde 92,8 % av det totale antallet i begynnelsen av juli, og så mye som 99,6 % i slutten av juli. Vannloppene ble her registrert i et svært lavt antall, og de som var tilstede i prøvene var *Bosmina longispina*, *Chydorus sphaericus* og *Alonopsis elongata*. Av disse var det kun *Chydorus sphaericus* som også ble registrert ved første prøvetaking.

4.2.4 Sledalsvatn

I den første prøvetakingsperioden dominerte nauplier og copepoditter av cyclopoide hoppekreps (62 %), sannsynligvis *Cyclops scutifer*. Av vannloppene var *Bosmina longispina* den dominerende arten og utgjorde 15,4 % av prøven. I den andre prøvetakingsperioden i slutten av juli dominerte den calanoide hoppekrepsen *Mixodiaptomus laciniatus* og utgjorde 71,2 % av prøven. De dominerende vannloppene på dette tidspunktet var *Holopedium gibberum* og *Daphnia longispina* som utgjorde henholdsvis 6,5 og 4,7 % av innholdet i planktonprøven.

4.2.5 Krokavatn

I Krokavatn ble det funnet ulike arter som dominerte krepsdyrsamfunnet i de to prøvetakingsperiodene. Tidlig i juli var individer av *Cyclops scutifer* dominerende (78,8 %), mens i slutten av juli dominerte *Mixodiaptomus laciniatus* da denne arten utgjorde 78,4 % av prøven. Av vannloppene representerte *Holopedium gibberum* høyest andel ved første prøvetaking der den utgjorde 12,1 % av samfunnet. I slutten av juli ble det ikke registrert noen individer av *Holopedium gibberum*, og det var *Bosmina longispina* som utgjorde den høyeste andelen av vannloppene i denne innsjøen.

4.2.6 Kollsvatn

Krepsdyrsamfunnet i denne innsjøen var tidlig i juli dominert av nauplier og copepoditter av calanoide hoppekreps som utgjorde 48,6 % av innholdet i prøven. På dette tidspunktet var *Bosmina longispina* den mest dominerende vannloppen og utgjorde 25 % av prøven. *Holopedium gibberum* utgjorde også en relativt høy andel med 20,8 %. Senere i juli var samfunnet i denne lokaliteten nesten utelukkende dominert av vannloppen *Bosmina longispina* som utgjorde en andel på 47,9 % av den totale krepsdyrmengden. Samfunnet her ble i stor grad dominert av vannlopper, da *Holopedium gibberum* og *Bosmina longispina* til sammen utgjorde 70 % av de representerte krepsdyrartene. *Mixodiaptomus laciniatus* var den dominerende hoppekrepsen på denne lokaliteten, og utgjorde 13,8 %.

4.2.7 Kollstjørn

I den første prøvetakingsperioden ble det på denne lokaliteten kun registrert et lavt antall cyclopoide copepoditter som mest sannsynlig var av arten *Cyclops scutifer*. Den andre prøven var fullstendig dominert av *Daphnia longispina* som utgjorde hele 97,5 %. Den resterende andelen bestod av hoppekrepsen *Cyclops scutifer*.

4.2.8 Øvre Vassdalsvatn

Krepsdyrsamfunnet i Øvre Vassdalsvatn bestod i begynnelsen av juli hovedsakelig av hoppekrepsen *Acanthocyclops vernalis* og vannloppen *Bosmina longispina* da disse utgjorde en andel på 33,3 % hver. I siste del av juli var *Daphnia longispina* fullstendig dominerende og utgjorde så mye som 89,3 % av det totale individantallet. Av hoppekrepsene var det på dette tidspunktet *Megacyclops gigas* som ble registrert i høyest andel, og den utgjorde 3,9 % av individene.

4.2.9 Midtre Vassdalsvatn

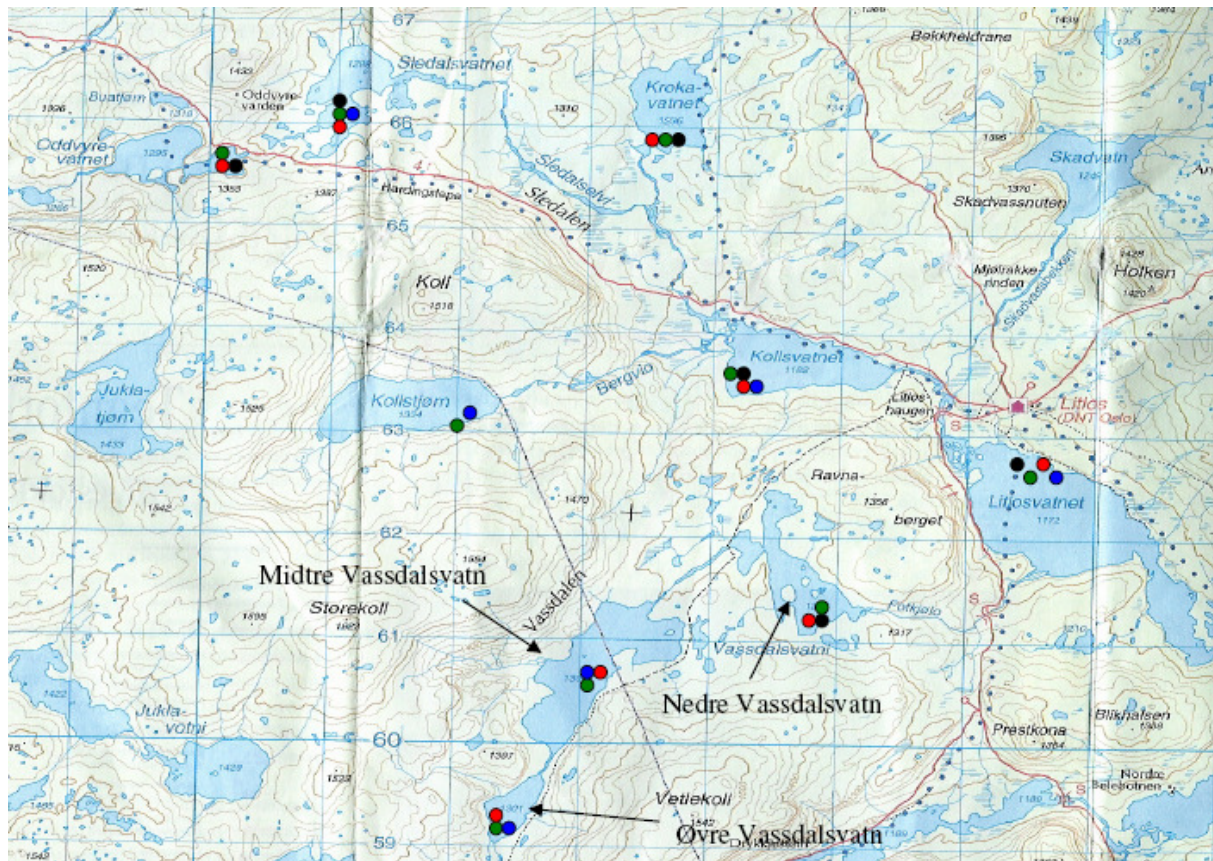
Prøvene fra denne innsjøen inneholdt svært få krepsdyrindivider. Tidlig i juli ble det kun registrert individer av *Cyclops scutifer*. I slutten av juli ble det utelukkende funnet vannlopper på lokaliteten og den dominerende av disse var *Chydorus sphaericus*.

4.2.10 Nedre Vassdalsvatn

I Nedre Vassdalsvatn ble krepsdyrsamfunnet dominert av forskjellige arter i de to prøvetakingsperiodene. Tidlig i juli ble det registrert to arter i innsjøen, vannloppen *Acroperus harpae* og hoppekrepsen *Cyclops scutifer*, som utgjorde henholdsvis 66,7 og 33,3 %. I slutten av juli bestod krepsdyrsamfunnet av flere arter, og ble nå dominert av hoppekrepsen *Cyclops abyssorum* som representerte en andel på 47,6 %.

4.2.11 Litlosvatn

Litlosvatn var den lokaliteten der det ble funnet flest arter krepsdyr. Disse fordelte seg på 9 arter vannlopper og 6 arter hoppekreps. Prøvene fra tidlig i juli ble dominert av hoppekrepsen *Cyclops scutifer* som utgjorde en andel på 28,4 %. Den dominerende vannloppen tidlig i juli var *Polyphemus pediculus*. Senere i juli ble samfunnet i innsjøen dominert av vannloppen *Bosmina longispina* (62,8 %). *Cyclops scutifer* utgjorde fremdeles en betydelig del av samfunnet og bidro med en andel på 28,4 %. Selv om det ble registrert mange arter på denne lokaliteten, var tettheten av de fleste artene svært lav.

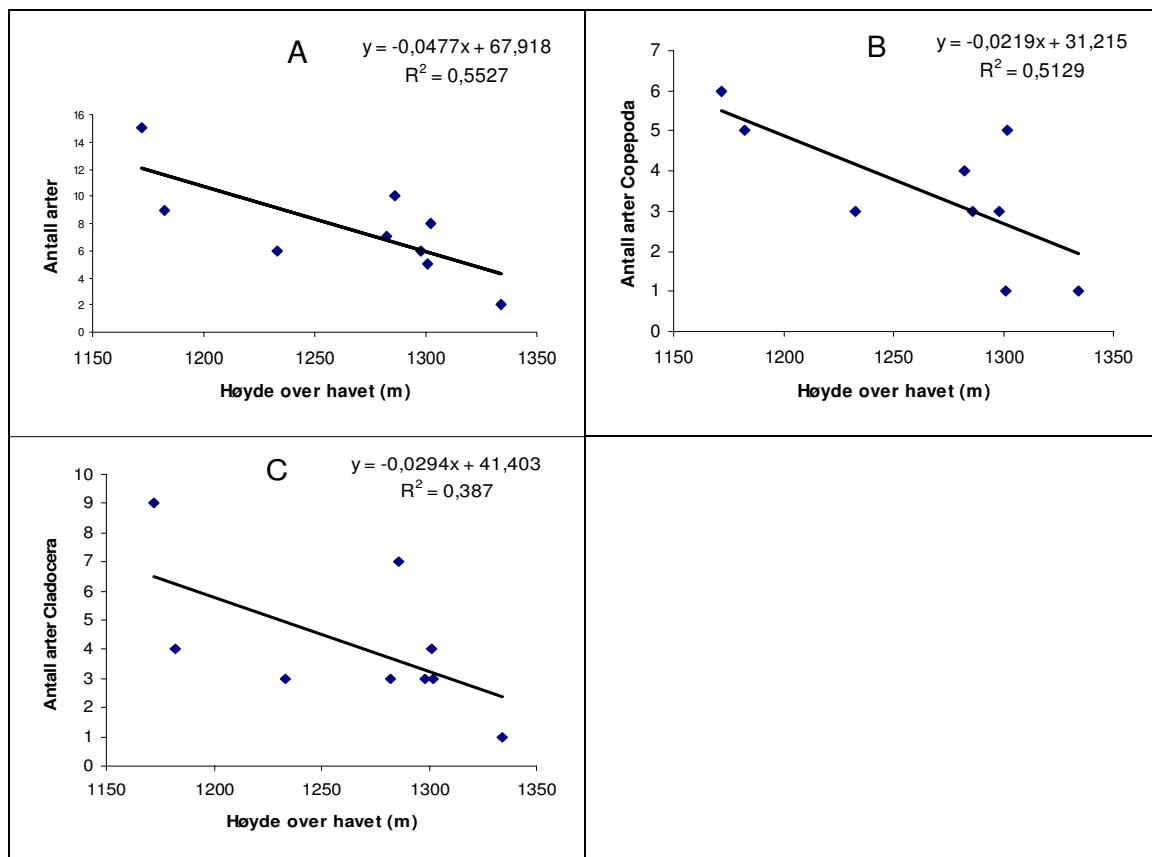


Figur 5. Oversikt over de artene av vannlopper og hoppekreps som forekom på flest lokaliteter, basert på prøvene tatt i løpet av begge prøvetakingsperiodene i juli 2006. Svart sirkel angir funn av *Mixodiaptomus laciniatus*, grønn = *Cyclops scutifer*, rød = *Bosmina longispina* og blå = *Daphnia longispina*

4.3 Antall registrerte arter og høyde over havet

Høyde over havet var den av forklaringsvariablene som gav en signifikant negativ sammenheng med totalt antall arter som ble funnet på lokalitetene ($r^2 = 0,55$, $p = 0,022$), det vil si at antall forskjellige arter krepsdyr i innsjøene avtok med økende høyde over havet (Figur 6).

Antall arter hoppekreps viste også en signifikant sammenheng med høyde over havet ($r^2 = 0,51$, $p = 0,03$). Antall arter vannlopper på de ulike lokalitetene viste en svakere, ikke signifikant ($r^2 = 0,39$, $p = 0,07$) korrelasjon med høyde over havet.



Figur 6. A) Sammenhengen mellom antall arter krepsdyr som ble funnet på de ulike lokalitetene i 2006 og sammenhengen med høyde over havet. B) Antall arter hoppekreps og sammenhengen med høyde over havet. C) Antall arter vannlopper og sammenhengen med høyde over havet.

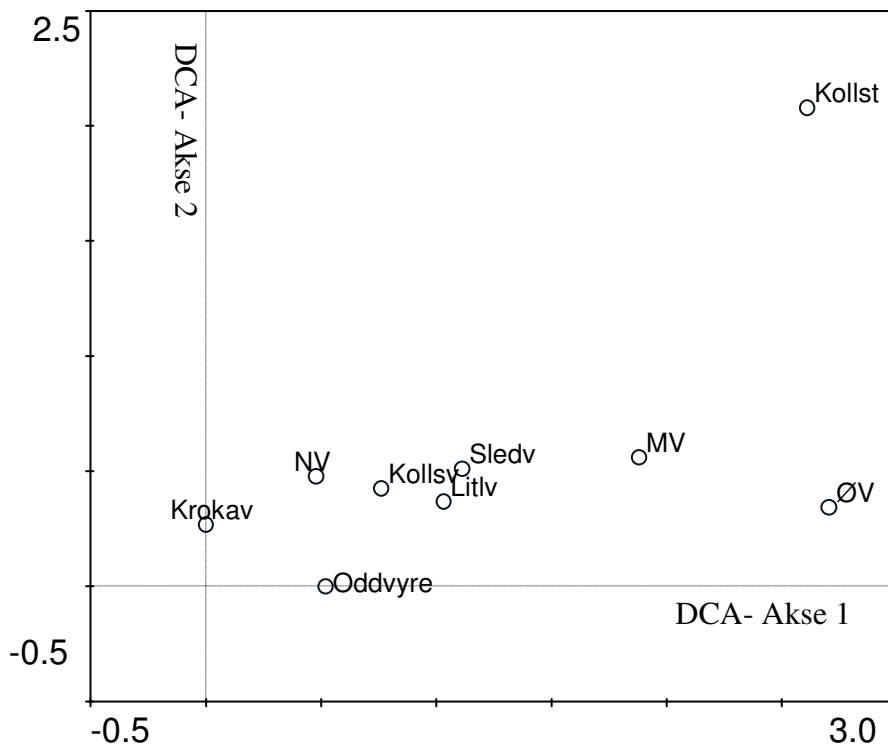
4.4 Variasjon i artssammensetning

Gradientanalysen av materialet fra den andre prøvetakingsperioden i juli 2006 viste at til sammen 48,8 % av variasjonen i artssammensetningen kunne forklares ut i fra de to første aksene i ordinasjonsplottet (Figur 7). Lengden på den første akse var 2,7, og alene forklarte denne 36,9 % av den totale variasjonen i materialet. Den andre akse hadde en lengde på 2,1 og forklarte 11,9 % av variasjonen i datamaterialet.

Lokalitetene Kollstjørn, Øvre Vassdalsvatn og Midtre Vassdalsvatn har plassert seg lengst mot høyre i diagrammet (Figur 7) grunnet en artssammensetning som skiller seg vesentlig fra de øvrige lokalitetene. Kollsvatn, Litlosvatn og Sledalsvatn ligger relativt samlet, og har derfor flere likhetstrekk i artssammensetning av krepsdyr.

De tre lokalitetene som skilte seg mest ut med tanke på artssammensetning i ordinasjonen, Kollstjørn, Øvre Vassdalsvatn og Midtre Vassdalsvatn, er også de tre innsjøene som ligger høyest over havet. Det ble testet om høyde over havet var en variabel som var korrelert med

variasjonen på de ulike aksene. Resultatene her viste at det ikke fantes en sammenheng mellom de to variablene. Korrelasjonen mellom høyde over havet og 1. aksen var ikke signifikant ($r^2 = 0,28$, $p = 0,14$). Det samme gjaldte for både 2. ($r^2 = 0,18$, $p = 0,26$) og 3. aksen ($r^2 = 0,03$, $p = 0,64$). Det ble også undersøkt om det var en sammenheng mellom temperatur og variasjonen på de ulike aksene, men denne viste seg å ikke være signifikant for noen av dem.



Figur 7. Ordinasjonsplott av krepsdyrsammensetningen i de ni lokalitetene på Vestvidda i juli 2006. Forklaring på lokalitetsforkortelsene: Oddvyre: Oddvyrevatn, Krokav: Krokavatn, Kollsv: Kollsvatn, Sledv: Sledalsvatn, Litlv: Litlosvatn, Kollst: Kollstjørn, ØV: Øvre Vassdalsvatn, MV: Midtre Vassdalsvatn og NV: Nedre Vassdalsvatn.

4.5 Antall arter zooplankton og forekomst av fisk

For å finne ut om det fantes en forskjell i antall arter krepsdyr i innsjøene der det var fisk til stede sammenlignet med fisketomme lokaliteter, ble det gjennomført to utvalgs t-tester. De innsamlede dataene fra de ulike innsjøene ser ut til å indikere at det er registrert flere arter i lokaliteter der det finnes en bestand av ørret. Det enkle datasettet fra 2006 inneholdt for få observasjoner til at en to utvalgs t-test kunne si noe om forskjellen i antall arter mellom de ulike lokalitetene. Disse observasjonene ble derfor slått sammen med datasettet fra 1995 (Walseng et al. 1995a). Da det er usikkert om det fremdeles er en bestand av fisk i Sledalsvatn

som vil kunne påvirke antallet arter zooplankton som finnes her, ble denne lokaliteten fjernet fra datasettet.

Det ble funnet en signifikant forskjell i gjennomsnittlig antall registrerte zooplanktonarter i innsjøer med og uten fisk ($p = 0,03$, $T = 2,9$, $DF = 6$). Det ble også påvist en signifikant forskjell i antall arter Cladocera ($p = 0,03$, $T = 2,6$, $DF = 8$) i forhold til om det fantes en bestand av ørret i innsjøen eller ikke. For antall arter Copepoda, var det derimot ingen signifikant forskjell mellom de lokalitetene der det fantes fisk og de som var fisketomme ($p = 0,35$, $T = 1,1$, $DF = 3$). For å finne ut om det var mulig å si noe om det gjennomsnittlige artsantallet var signifikant høyere i innsjøer med ørret til stede, ble dette testet ved en one-way ANOVA. Denne viste i samsvar med t-testene at det var en forskjell på gjennomsnittlig artsantall (ANOVA; $p = 0,02$), men det var ikke mulig å si noe om det gjennomsnittlige artsantallet var signifikant høyere i innsjøer der det var en fiskebestand.

5. Diskusjon

5.1 Artssammensetning

Krepsdyrartene som ble funnet i den øverste og vestligste delen av Kvennavassdraget i 2006 er vanlige i høyereliggende strøk i Sør- Norge (Walseng et al. 1978, 1995a). Artssammensetningen i disse vestlige innsjøene har flere likhetstrekk med de lokalitetene i vassdraget som har vært undersøkt tidligere. Hoppekrepsen *Cyclops scutifer* betegnes som den vanligst forekommende i Kvenna (Walseng et al. 1978, 1995a). Dette samsvarer også med mine registreringer, da *Cyclops scutifer* var til stede i alle lokalitetene i løpet av de to prøvetakingsperiodene. *Cyclops scutifer* er en kaldtvannsart (Elgmork og Eie 1989), som finnes både i innsjøer i lavlandet og i alpine og arktiske innsjøer. Den er en vanlig art i nordlige områder (Elgmork og Halvorsen 1997), blant annet i Skandinavia, Finland og nordlige deler av Russland (Elgmork et al. 1990). Lengden på livssyklusen hos *Cyclops scutifer* har vist seg å kunne variere fra ett til tre år, både med og uten diapause (Larsson 1978, Elgmork og Eie 1989). En slik forlengelse av livssyklus er vanlig i svært oligotrofe innsjøer i høyfjellet, og forklares som et resultat av lave vanntemperaturer, kort isfri periode og kort vekstsesong (Halvorsen 1973, Elgmork og Eie 1989). Halvorsen (1973) fant at *Cyclops scutifer* mest sannsynlig hadde en treårig livssyklus i innsjøer i Finseområdet på Hardangervidda. Det kan dermed tenkes at denne arten også har en livssyklus på mer enn ett år i de undersøkte lokalitetene på Vestvidda. At de registrerte eksemplarene av arten hadde en stor kroppsstørrelse synes å kunne være med på å bekrefte dette (Halvorsen pers. medd.).

Hoppekrepsen *Cyclops abyssorum* var den eneste arten som ikke tidligere er registrert i Kvenna. Dette er en art som i følge Einsle (1993) er typisk for innsjøer i høyfjellet i sentral-Europa, og den viser også en preferanse for lave vanntemperaturer (Langeland 1982, Bertilsson et al. 1995). *Cyclops abyssorum* finnes i alle typer vannmasser. Den er hovedsakelig knyttet til pelagialen, men kan også opptre i littoralsonen (Rylov 1948). Forekomsten av arten i de undersøkte innsjøene på Vestvidda kan ikke utelukkende forklares av dens temperaturpreferanser da den ikke ble registrert i de tre høyestliggende lokalitetene der en skulle kunne anta at vanntemperaturene også var lavest. Det er mulig den har vært til stede her også, men under bestemmelsesarbeidet kan den ha blitt forvekslet med andre arter cyclopoide hoppekreps, som for eksempel *Cyclops scutifer*. Dette kan særlig ha vært tilfelle med individer på de tidligste copepodittstadiene da det er svært vanskelig å skille mellom de to artene i tidlige utviklingsstadier.

I de fleste lokalitetene ble det kun gjennomført littorale håvtrekk, og en eventuell pelagisk forekomst av *Cyclops abyssorum* vil da ikke bli inkludert i prøven. I mange innsjøer kan vindforhold og vind-induserte strømmer påvirke krepsdyrenes fordelingsmønster. Dette kan foregå enten indirekte ved at det dannes temperaturgradienter (Pinel- Alloul et al. 1999), eller direkte ved at krepsdyrene transporteres til ulike deler av innsjøen (George og Winfield 2000). Det er derfor mulig at arten var til stede i andre områder av innsjøen enn der prøvene ble hentet inn, slik at den ikke ble registrert.

Vannloppene *Acroperus harpae* og *Alona affinis* ble funnet i Litlosvatn i 2006, men ikke i undersøkelsene fra 1978 eller 1995. Dersom alle innsjøene som inngikk i de tidligere undersøkelsene sees under ett, har *Acroperus harpae* tidligere blitt registrert i fem av de ti lokalitetene. *Alona affinis* ble kun registrert i Vesle Meinsvatn i 1978. Det er imidlertid vanskelig å finne noen konkret grunn som kan forklare hvorfor disse artene ikke har vært til stede i Litlosvatn ved tidligere prøvetakinger, men mest sannsynlig skyldes det forskjeller i prøvetakingsmetode og forskjellig tidspunkt ved prøvetaking. Dessuten opptrer disse artene relativt fåtallig, og vil dermed lett kunne unngå å fanges. Begge disse vannloppene betegnes som littorale/bentiske arter (Einarsson og Örnólfsson 2004, Sarma et al. 2005).

I likhet med undersøkelsene i 1978 og 1995, ble det høyeste antallet krepsdyrarter (15) funnet i Litlosvatn. Tatt i betraktning at innsjøen er et høyfjellsvann, kan den karakteriseres ved en relativt rik zooplanktonfauna (Walseng et al. 1978, 1995a). Øvre Bjørnevatn (1154 moh.) som også ligger i Ullensvang statsallmenning, men som ligger noe lavere enn Litlosvatn (1172 moh.), hadde til sammenligning kun 12 ulike krepsdyrarter (Walseng et al. 1995a). I Øvre Heimdalsvatn i Jotunheimen (1090 moh.) ble det i 1989 registrert 19 ulike arter bentiske og pelagiske småkreps, et antall som er noe høyere enn i Litlosvatnet. Dette skyldes mest sannsynlig at vekstsesongen her vanligvis er lenger enn i Litlosvatn. Øvre Heimdalsvatn er normalt islagt fra midten av oktober til begynnelsen av juni (Larsson et al. 1978), og trolig langt mer produktiv enn Litlosvatn.

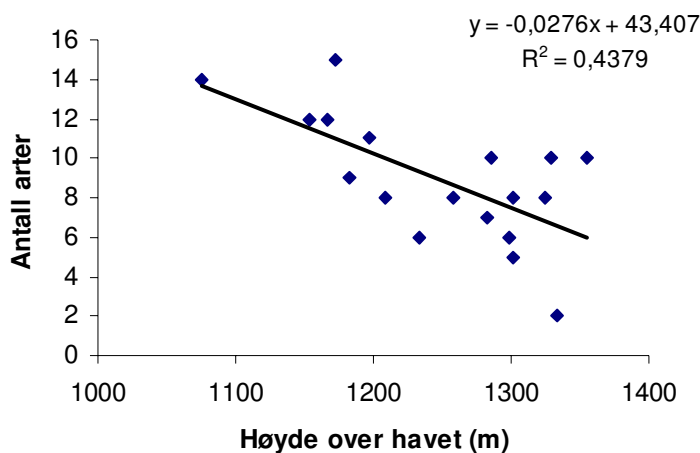
Innsjøens areal er en faktor som har vist seg i enkelte tilfeller å kunne påvirke artsrikdommen i en innsjø (Dodson 1992, Shaw et al. 1992, Hobæk et al. 2002), der de store innsjøene også er de mest artsrike (Fryer 1985). Dette skyldes ifølge Fryer (1985) at store og dype innsjøer tilbyr et mer variert miljø der artene får flere nisjer de kan utnytte. Begge disse faktorene kan spille inn i tilknytning til artsdiversiteten i Litlosvatnet da dette både er den største og dypeste

innsjøen av de som ble undersøkt. I de pelagiske planktonprøvene fra Litlosvatn var det i begge prøvetakingsperiodene generelt færre arter enn i de littorale prøvene. De pelagiske artene ble alle også observert i strandsonen. Mye av bidraget til artsdiversiteten i denne innsjøen, og i de fleste andre, kommer fra littorale arter. I hovedsak kan dette skyldes at littoralsonen har større variasjon i type substrat, blant annet akvatisk vegetasjon, enn pelagialen og dermed kan tilby de littorale artene et høyere antall potensielle nisjer (Pennak 1957, Walseng et al. 2006). Littorale arter utgjør alltid en vesentlig del av det totale artsantallet, ofte mer enn 75 % av artene (Halvorsen pers. medd.).

Sledalsvatn var den lokaliteten blant de som ble undersøkt i 2006 som hadde nest flest krepsdyrarter selv om lokaliteten ligger relativt høyt over havet (1286 moh.). Innsjøen ligger over vierregionen, i mellomalpin sone, og vil dermed sannsynligvis ha en lavere produktivitet sammenlignet med Litlosvatn blant annet på grunn av lav tilførsel av alloktont materiale. At innsjøen gir inntrykk av å ha et relativt artsrikt krepsdyrsamfunn kan i dette tilfellet skyldes at prøvene ble tatt inne i en svært grunn bukt som var delvis avsnørt fra resten av vannmassene. I slike svært grunne innsjøer vil det kunne oppstå spesielle krepsdyrsamfunn som domineres av littorale arter. I lokaliteter uten fisk, som i Sledalsvatn, vil krepsdyrsamfunnene hovedsakelig bestå av store arter (O'Brien et al. 1979), og dette gjenspeiles i at krepsdyrene som ble funnet i denne lokaliteten var store. I tillegg vil vanntemperaturen her mest sannsynlig være høyere enn i andre, dypere innsjøer som ligger i omtrent samme høyde, noe som kan gi gode produksjonsforhold og forekomst av flere arter (Sweetman og Smol 2006).

5.2 Sammenhengen mellom antall arter og høyde over havet

Det er velkjent at høyde over havet er en miljøfaktor som kan påvirke antall arter krepsdyr som finnes i hver enkelt lokalitet, og det kan forventes en nedgang i antall arter ved økende høyde over havet (Patalas 1990, Nauwerck 1994, Schartau et al. 1997, Rautio 1998, 2001). Dette synes å være tilfellet både for innsjøene på Vestvidda som ble undersøkt i 2006 (Figur 6), og når disse kombineres med innsjøene undersøkt i 1995 ($r^2 = 0,44$, $p = 0,003$). En lineær regresjonsanalyse foretatt på det sammenslåtte datasettet fra 1995 og 2006 (Figur 8), viste en noe svakere, men høyst signifikant sammenheng mellom antall arter i krepsdyr-samfunnet og lokalitetens høyde over havet sammenlignet med regresjonsanalysen for observasjonene fra 2006. Dette samsvarer også med Blakar og Jacobsens (1979) resultater fra undersøkelser i syv innsjøer i Jotunheimen der det også ble funnet en signifikant nedgang i antall krepsdyrarter med økende høyde over havet.



Figur 8. Lineær regresjonsanalyse av det sammenslåtte datasettet fra 1995 og 2006 som viser sammenhengen mellom antall arter på hver lokalitet og høyde over havet.

Regresjonskoeffisientene (r^2) var forholdsvis lave for alle de lineære regresjonsmodellene. Dette vil reflektere en heller svak overensstemmelse mellom artssammensetning og temperatur (Jersabek et al. 2001), og kan sannsynligvis forklares ved at høyde over havet ikke direkte påvirker antall arter i krepsdyrsamfunnet. Effekten av høyde over havet som miljøvariabel vil i stedet mest sannsynlig være indirekte ved at den i større grad er korrelert med klimarelaterte faktorer som for eksempel temperatur (Sweetman og Smol 2006). Lavere vanntemperatur, kortere vekstsesong og lengre periode med isdekke er alle miljøforhold som også påvirkes av høyden over havet, og vil bli mer fremtredende ved økende høyde over havet. Slik vil krepsdyr i høyereliggende innsjøer i de vestligste delene av Hardangervidda oppleve en betydelig kortere vekstsesong som følge av kortere isfri periode, store nedbørsmengder og lavere vanntemperatur. Alpine krepsdyrsamfunn vil dermed i stor grad bestå av noen få arter som er tilpasset et miljø med lave vanntemperaturer og kort vekstsesong fordi disse blant annet har mulighet til enten å forlenge livssyklusen sin eller å overvintre som hvileegg.

Antall arter vannlopper i innsjøene på Vestvidda viste ikke en nedgang med økende høyde over havet slik det var forventet. Dette kan ha en sammenheng med flere faktorer. De fleste innsjøene som ble undersøkt var relativt grunne. Karakteristisk for denne typen innsjøer er at de er mer homogene og har en større andel littoralt habitat sammenlignet med dypere innsjøer (Frey 1988, Keller og Conlon 1994). Det relativt høye artsantallet av vannlopper i det undersøkte området på Vestvidda kan trolig forklares ut i fra dette, samt at de høyestliggende

lokalitetene var fisketomme. I tillegg var det uvanlig høye vanntemperaturer i høyfjellet i juli 2006, slik at det har oppstått mindre temperaturforskjeller mellom de ulike lokalitetene enn det vanligvis vil være gjennom et vanlig år (Figur 3). Det var kun i begynnelsen av juli at det var en noe større temperaturforskjell mellom de laveste og de høyestliggende lokalitetene.

5.3 Variasjon i artssammensetning langs en høydegradient

Gradientanalysene av variasjonen i artssammensetning i innsjøene på Vestvidda viste at spesielt Kollstjørn og Øvre Vassdalsvatn skilte seg fra de øvrige lokalitetene. Kollstjørn skiller seg ut ved å være den klart fattigste lokaliteten med tanke på artssammensetning da det kun ble registrert to arter her i løpet av prøvetakingsperiodene. I denne sammenheng kan innsjøens høyde over havet trekkes inn som en faktor som mest sannsynlig har en stor påvirkning på artsmangfoldet. Kollstjørn ligger høyest av de undersøkte lokalitetene på Vestvidda. Da den første prøven ble hentet inn i begynnelsen av juli var det fremdeles noe is på innsjøen og det lå snøfonner langs store deler av vannet. Vekstsesongen i Kollstjørn kan dermed karakteriseres som kort i forhold til de andre undersøkte lokalitetene. Midtre Vassdalsvatn var den lokaliteten der det ble funnet nest færrest krepsdyrarter. Denne innsjøen er stor og relativt dyp. Her ligger isen også vanligvis til langt ut i slutten av juli (Borgstrøm pers. medd.), og vekstsesongen er derfor kort.

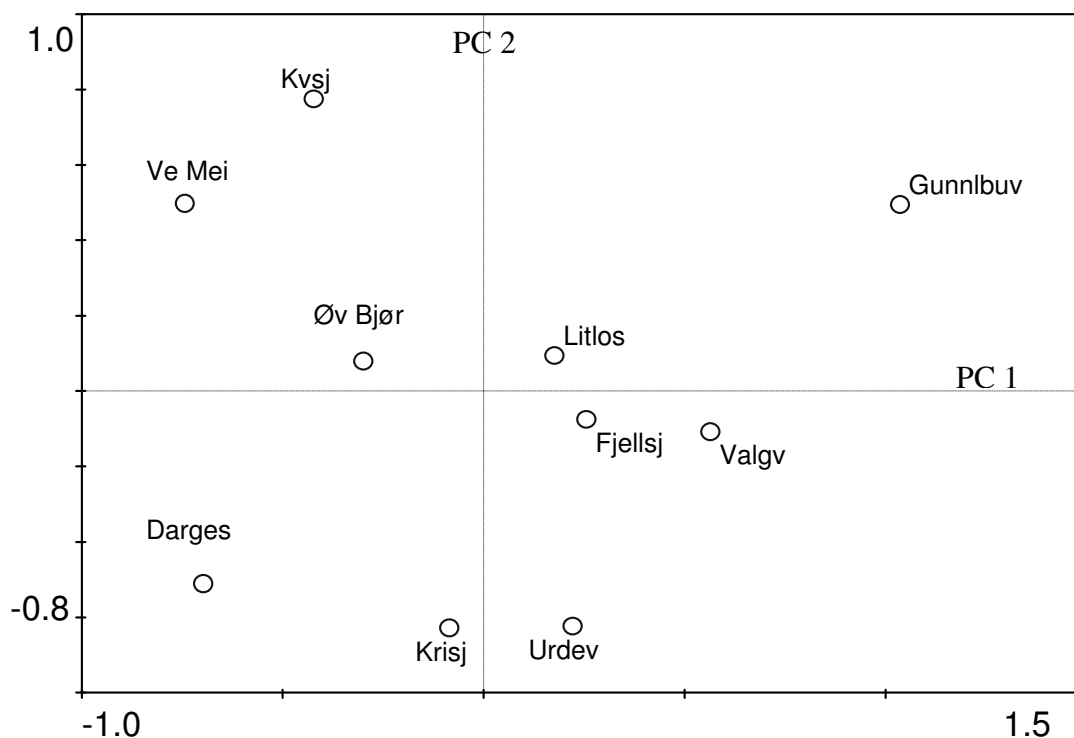
Øvre Vassdalsvatn skiller seg ut i forhold til de andre lokalitetene med hensyn til forekomst av antall arter hoppekreps. Her ble det i 2006 registrert tre arter som ikke tidligere har blitt funnet i noen av de andre lokalitetene i Kvenna verken i 1978 eller 1995. Artene det gjelder er *Eucyclops speratus*, *Acanthocyclops vernalis* og *Acanthocyclops capillatus*. De tre nevnte artene ble heller ikke funnet under Halvorsens (1973) undersøkelser i Finseområdet.

Eucyclops speratus er tidligere (2005), registrert i Urdevatn som ligger sørøst i Kvennavassdraget (Schartau et al. 2006). I Norge finnes arten hovedsakelig i innsjøer opptil 1250 meter over havet (Walseng pers. medd.). Øvre Vassdalsvatn (1301 moh.) og Urdevatn (1329 moh.) ligger begge noe høyere enn det naturlige utbredelsesområdet i Norge og viser dermed at arten også kan være tilstede i høytliggende alpine innsjøer. *Acanthocyclops vernalis* er ifølge Einsle (1993) vanlig i littoralsonen i høyfjellssjøer og er utbredt over hele midt- Europa. *Acanthocyclops capillatus* er utbredt i innsjøer over hele landet (Aagaard et al. 2002).

Gradientanalysen av datamaterialet fra 2006 (Figur 7) viste ingen signifikant sammenheng mellom antall arter og høyde over havet eller temperatur. Dette skyldes hovedsakelig at lokalitetene som er undersøkt har en svært kort gradient både med tanke på høyde over havet og retning øst-vest. Høyde over havet som faktor i forhold til artssammensetningen vil antagelig i stedet vise en mer indirekte sammenheng med klimaet. Høydeforskjellene i seg selv vil være for små til å kunne være av vesentlig betydning, og en eventuell korrelasjon ville i stedet vært knyttet til andre klimarelaterte faktorer som blant annet lengde på vekstsesong og tidspunkt for isløsning. Hvilken faktor som styrer første aksene er i dette tilfellet usikkert. Da det er stor forskjell på tidspunktet de ulike lokalitetene blir isfrie på, vil dette kunne være med på å påvirke lokalitetenes plassering i diagrammet. Litlosvatn kan bli isfritt opptil flere uker før isen forsvinner på Kollstjørn, så selv om disse to lokalitetene ikke ligger mer enn omtrent 4 km fra hverandre i luftlinje, vil vekstsesongen i Kollstjørn være betydelig kortere enn den er i Litlosvatnet. Fordi både nedbør og snømengder er mindre på Østvidda (Sterten 1974, DN 2003), vil det sannsynligvis også være en økning i primærproduksjon fra vest mot øst.

Det er også foretatt en gradientanalyse (PCA) av krepsdyrmaterialet fra 1995. Denne viste at til sammen 50,2 % av variasjonen i dataene kan forklares av de to første aksene i diagrammet. Første aksene forklarte 28,5 %, mens den andre forklarte 21,7 % av variasjonen i datamaterialet. Ordinasjonsplottet (Figur 9) for krepsdyrmaterialet fra 1995 viser en relativt stor spredning i artssammensetning på lokalitetene, der Gunnleiksbuvatn, Dargesjøen og Vesle Meinsvatn skiller seg fra de andre innsjøene. Med tanke på artssammensetning er Gunnleiksbuvatn den klart rikeste lokaliteten. Den er også den som ligger lavest, noe som kan tyde på at innsjøene har plassert seg i forhold til en høydegradient i diagrammet. Dargesjøen og Vesle Meinsvatn hører også til Kvennavassdraget og ligger henholdsvis 1209 og 1355 meter over havet. Sammenlignet med lokalitetene som ble undersøkt i 2006 ligger disse to innsjøene betraktelig lenger mot øst. Det er vanskelig å si nøyaktig hva som er årsaken(e) til at disse lokalitetene skiller seg ut fra de andre med tanke på artssammensetning, men det er mulig det kan skyldes at krepsdyrtettheten i Dargesjøen er spesielt lav. Høydegradienten kan trolig også være av betydning for plasseringen av lokalitetene i diagrammet. Antall arter krepsdyr er høyere i Vesle Meinsvatn selv om denne lokaliteten ligger høyere over havet enn Dargesjøen. Dette kan ha en sammenheng med at Dargesjøen ligger lenger mot vest enn Vesle Meinsvatn og dermed preges av større nedbørsmengder og kortere vekstsesong. Begge innsjøene ligger på grunnfjellsberggrunn, noe som skulle tilsi at vannkvaliteten i de to innsjøene er temmelig lik og er sannsynligvis ikke utslagsgivende for forskjellene i

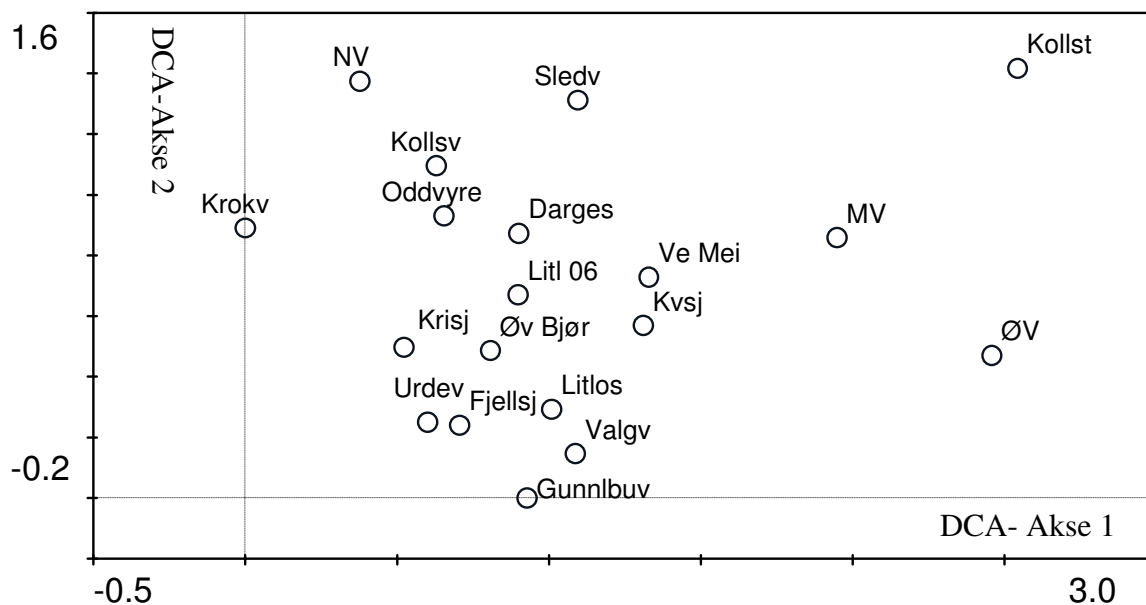
krepsdyrsammensetning. Disse to lokalitetene har også plassert seg på hver sin side langs 2.aksen. Dette indikerer at det er en korrelasjon mellom artssammensetningen i innsjøene, men med negativt fortegn. Dette vil da si at enkelte av de artene som finnes i den ene innsjøen, vil mangle i den andre.



Figur 9. Ordinasjonsplott av krepsdyrsammensetningen i Kvenna fra august 1995. Forklaring på lokalitetsforkortelsene: Gunnlbuv: Gunnleiksbuvatn, Fjellsj: Fjellsjøen, Urdev: Urdevatn, Krisj: Kringlesjøen, Valgv: Valgardsvatn, Litlos: Litlosvatn, Kvsj: Kvennsjøen, Ve Mei: Vesle Meinsvatn, Øv Bjør: Øvre Bjørnevatn og Darges: Dargesjøen.

Datasettet fra august 1995 og siste periode i 2006 (Figur 10) ble i tillegg slått sammen for å se om dette ga mer entydige resultater når det gjaldt sammenhengen mellom artssammensetning og de forskjellige miljøvariablene. Andelen av variasjonen i materialet som ble forklart av de to første aksene i diagrammet var her 35,2 %. Den førsteaksen forklarer 23,5 % av variasjonen i artssammensetning, mens den andreaksen forklarer de resterende 11,7 %. Lengden på 1.aksen var i dette tilfellet 2,5 mens andreaksen hadde en lengde på 1,4. Sammenlignet med gradientanalysen for 2006-materialet fra Vestvidda, var aksene kortere i analysen for det sammenslåtte datasettet. Da korte akser tyder på en begrenset økologisk variasjon i datamaterialet (ter Braak og Smilauer 2002, Hvalgård og Dahl 2006), er det sannsynligvis en større økologisk variasjon i krepsdyrsammensetningen på Vestvidda enn i områder lenger øst og som ligger lavere. Variasjonen i artssammensetning som forklares av

de to første aksene i analysen ble derimot lavere enn for lokalitetene fra 2006 alene. At forklaringsgraden avtar når de to datasettene ble slått sammen skyldes at en slik sammenslåing gir flere lokaliteter som til sammen vil gi en større variasjon i materialet.



Figur 10. Ordinasjonsplott av krepsdyrsammensetningen av de sammenslåtte artsdataene fra 1995 og 2006.

Forklaring på lokalitetsforkortelsene: Gunnlbuv: Gunnleiksbuvatn, Fjellsj: Fjellsjøen, Urdev: Urdevatn, Krisj: Kringlesjøen, Valgv: Valgardsvatn, Litlos: Litlosvatn, Kvsj: Kvennsjøen, Ve Mei: Vesle Meinsvatn, Øv Bjør: Øvre Bjørnevatn, Darges: Dargesjøen, Oddvyre: Oddvyrevatn, Krokav: Krokavatn, Kollsv: Kollsvatn, Sledv: Sledalsvatn, Litlos 06: Litlosvatn (2006), Kollst: Kollstjørn, ØV: Øvre Vassdalsvatn, MV: Midtre Vassdalsvatn og NV: Nedre Vassdalsvatn.

Dersom det sammenslåtte datasettet sammenlignes med gradientanalysen fra 2006, skiller fremdeles lokalitetene Kollstjørn og Øvre- og Midtre Vassdalsvatn seg fra de andre når det gjelder artssammensetning. De er plassert lengst ut mot høyre kant av plottet, og med størst avstand til de andre lokalitetene. Det har også samlet seg flere lokaliteter i midten av diagrammet. Disse vil da ha flere likheter med tanke på artssammensetning. Lokaliteter som Nedre Vassdalsvatn og Sledalsvatn har flyttet seg høyere oppover i diagrammet sammenlignet med plottet som kun inneholdt data fra 2006, og vil dermed ha en artssammensetning som i større grad skiller seg fra lokalitetene som ble undersøkt i 1995. Det er også verdt å merke seg at Litlosvatn har endret plassering i diagrammet fra 1995 til 2006, noe som vil gjenspeile en viss endring i artssammensetningen i løpet av dette tidsrommet. Artssammensetningen i Litlosvatn var noe rikere i 2006 enn i 1995. Vannloppen *Pleuroxus truncatus* ble registrert i 1995, men var fraværende i 2006. I stedet ble det registrert to andre arter vannlopper,

Acroperus harpae og *Alona affinis* som ikke var en del av krepsdyrsamfunnet i 1995. Grunnen til denne endringen i artssammensetning skyldes blant annet tidspunktet for prøvetaking. Prøvene ble i 1995 hentet inn i perioden 15.-17. august, mens de i 2006 ble hentet inn 2.-4. juli og 21.-27. juli. Krepsdyrsamfunn er dynamiske systemer der artssammensetningen endrer seg over tid også innen samme sesong (Lampert og Sommer 1997, Romare et al. 2005). I de to nærliggende innsjøene Takvatn og Lombola i Nord- Norge fant Primicerio og Klemetsen (1999) at biomassen i krepsdyrsamfunnet hadde et maksimum i midten av august, da vanntemperaturene var høyest, og minima i henholdsvis juni og oktober. Dersom dette også er tilfelle for innsjøene på Vestvidda, er det sannsynlig at enkelte arter som ikke når relativt høye tettheter før i august ikke har blitt fanget i prøvene fra juli 2006.

I tillegg til tidspunkt for prøvetaking vil også prøvetakingsmetoden kunne bidra til at det kan oppstå forskjeller i hvilke arter som blir registrert på den samme lokaliteten til ulike tidspunkt. Registreringene fra 1995 inneholder en mye større andel pelagiske planktonprøver enn materialet fra 2006 da bidraget fra de littorale krepsdyrprøvene var betraktelig større enn fra de pelagiske. Lokalteter med velutviklet littoralsone og stor plantediversitet (mange nisjer) vil vanligvis ha større diversitet av littorale krepsdyrarter sammenlignet med innsjøer der littoralsonen er liten og eksponert (Halvorsen et al. 1996, Walseng et al. 2006). I tillegg vil en også kunne forvente en høyere andel typiske littorale arter i pelagialen spesielt i små og grunne innsjøer (Walseng et al. 2006). Dessuten vil krepsdyrfaunaen i høyfjellssjøer med dårlig utviklet littoralsone ofte domineres av planktoniske arter (Walseng et al. 1978, 1995a). Dette mønsteret synes å passe med mine resultater, da de to innsjøene med best utviklet littoralsone, Litlosvatn og Kollsvatn, også var blant de lokalitetene der det ble funnet flest arter. En kombinasjon av pelagiske og littorale krepsdyrprøver vil sannsynligvis gi et bedre bilde av krepsdyrsammensetningen i en lokalitet fordi de littorale artene blir bedre representert.

Antall lokaliteter der krepsdyrsammensetningen ble undersøkt er for lite til å kunne si noe konkret om hvorvidt de endringene i artssammensetning som ble funnet kun er et resultat av økt høyde over havet, lave vanntemperaturer og kort isfri sesong, eller om det også er andre faktorer som er medvirkende. For å få et mer nøyaktig bilde av hvordan artssammensetningen endrer seg med økende høyde over havet og langs en øst-vest gradient, burde det ideelt sett vært samlet inn prøver i flere innsjøer som ligger lenger mot vest og høyere over havet. I

tillegg burde det også vært gjennomført en prøvetakingsrunde i august for å se om artssammensetningen endrer seg ytterligere utover høsten sammenlignet med i juli.

5.4 Predasjon

Predasjon fra fisk på krepsdyr er i mange tilfeller dokumentert å være størrelses-selektiv. Dette innebærer at predatoren beiter i større grad på store krepsdyrarter og individer, slik at disse forsvinner dersom predasjonspresset er høyt (Brooks og Dodson 1965, Langeland 1982). Predasjon kan påvirke krepsdyrsamfunnet på flere måter, hovedsakelig gjennom en endring i størrelsen på individene (Brooks og Dodson 1965, Langeland 1982, Almond et al. 1996, O'Brien et al. 2004), og at det samtidig oppstår en endring i artssammensetningen i en lokalitet (Rodriguez et al. 1993, Almond et al. 1996). Dersom det er et stort antall visuelle predatorer tilstede i en innsjø vil dette ofte føre til en lavere biomasse og en mindre gjennomsnittsstørrelse hos krepsdyrene (Almond et al. 1996). Undersøkelser utført av Hessen et al. (2006) fra 336 norske innsjøer viste at predasjon var en faktor av stor betydning for artsrikdom i krepsdyrsamfunnet. Her ble det funnet høyest diversitet av krepsdyrarter i innsjøer der predasjonspresset fra fisk ble antatt å være høyest, nemlig i innsjøer der fiskesamfunnet hovedsakelig bestod av ulike arter karpefisk. Krepsdyrsammensetningen i en lokalitet vil således også påvirkes av hvilke fiskearter som er tilstede i en innsjø fordi forskjellige fiskearter viser en stor variasjon i predasjonseffektivitet (Rodriguez et al. 1993, Hessen et al. 2006). I forhold til andre arter laksefisk som sik (*Coregonus lavaretus*) og røye (*Salvelinus alpinus*) karakteriseres ørret som en lite effektiv planktonspiser (Svårdson 1976). Ørret vil dermed trolig ikke ha en stor direkte effekt på zooplanktonsamfunnet i en innsjø siden de ikke er spesielt effektive i å utnytte zooplankton som matkilde (O'Brien et al. 1979). Likevel vil store krepsdyrarter kunne bli direkte påvirket av predasjon fra ørret (Langeland 1982). Langeland (1982) fant at ørret mest sannsynlig også kan ha en indirekte påvirkning på artssammensetningen i zooplanktonsamfunnet, for eksempel når den beiter på trepigget stingsild (*Gasterosteus aculeatus*) som igjen predaterer på zooplankton.

I innsjøene vest på Hardangervidda ble det kun funnet en signifikant forskjell i antall krepsdyrarter mellom lokaliteter der det fantes fisk og lokaliteter som var fisketomme. Datasettet viser likevel en trend som indikerer at krepsdyrsamfunnet er sammensatt av flere arter der det er fisk til stede enn der det ikke finnes fisk. Dette samsvarer med observasjoner fra forsuredde innsjøer som indikerer at predasjon fra fisk generelt kan øke artsrikdom hos krepsdyr, da hovedsakelig via endringer i konkurranseforhold (Hobæk et al. 2002). Dersom

det er tilfelle at predasjon fra ørret kun har en indirekte påvirkning på krepsdyrsamfunnet, vil dette sannsynligvis også gjelde for enkelte av de undersøkte lokalitetene på Hardangervidda der ørret er eneste fiskeart til stede. Ørretbestandene i det undersøkte området på Hardangervidda varierer mye i tetthet fra innsjø til innsjø, slik at også predasjonspresset på krepsdyrbestandene vil være forskjellig mellom de ulike lokalitetene. Krokavatn har nå en svært tett ørretbestand (Slåttum og Takvam 2006), slik at predasjon trolig vil være en faktor som sterkt påvirker krepsdyrsammensetningen i denne innsjøen. I undersøkelsene fra 2006 ble det ikke registrert noen individer av den store vannloppen *Daphnia longispina* i innsjøen. I tidligere undersøkelser i innsjøen ble fiskebestanden i Krokavatn beskrevet som tynn, med mye gammel og mager fisk (Ingebrigtsen og Kambestad 1990, Gjelsvik 1999). Gjelsvik (1999) registrerte også en større andel av *Daphnia longispina* i innsjøen både i ørretens diett og ved bruk av planktonhåv. At *Daphnia longispina* har blitt borte fra Krokavatn i perioden fra 1998 til 2006 sammenfaller med den kraftige økningen i ørretbestanden, og er dermed høyst sannsynlig et resultat av et langt høyere predasjonspress enn tidligere.

I Sledalsvatn, Kollstjørn, Midtre Vassdalsvatn og Øvre Vassdalsvatn finnes det trolig ingen faste fiskebestander på tross av flere tidligere utsettinger (Borgstrøm pers. medd.), og som vist av Borgstrøm og Museth (2005) kan enkelte årsklasser i Krokavatn (1236 moh.) være fraværende fordi svært lave vintertemperaturer fører til en dårlig rekruttering eller til at rekrutteringen helt opphører enkelte år. Det er derfor mulig at lave temperaturer og kort isfri sesong kan være to felles årsaker både til at det ikke finnes ørret i en lokalitet og at også antallet krepsdyrarter i den samme lokaliteten er lavt.

Antall arter krepsdyr i innsjøene uten fisk varierer mye, fra to arter i Kollstjørn til åtte og ti arter i henholdsvis Øvre Vassdalsvatn og Sledalsvatn. Dette viser at antall krepsdyrarter kan være relativt høyt selv i innsjøer som ikke påvirkes av predasjon. Dette samsvarer med Langelands (1982) observasjoner der den fisketomme innsjøen Sandtjønna også hadde det høyeste antallet krepsdyrarter. Predasjon alene kan dermed trolig ikke være en bestemmende faktor for artsdiversiteten i krepsdyrsamfunnene på Vestvidda. En forutsetning for at dette også gjelder lokaliteten Sledalsvatn er at det ikke finnes fisk i innsjøen. Dette er også sannsynligvis tilfellet (Borgstrøm pers. medd.), og dersom det skulle være noen få individer igjen etter tidligere utsettinger, vil disse kun ha en minimal eller ingen påvirkning på krepsdyrsamfunnet i innsjøen. Den forklaringen som er mest sannsynlig er at prøven er tatt i en del av innsjøen som er svært grunn og skjermet fra hovedvannmassene. I denne delen av

innsjøen kan høyere vanntemperaturer ha ført til gode vekstforhold for de krepsdyrartene som ble funnet her, og disse har dermed blitt overrepresentert i forhold til artene som er til stede i hovedvannmassene.

6. Konklusjon

Mine resultater indikerer at krepsdyrenes artssammensetning i innsjøer på den vestlige delen av Hardangervidda endrer seg med økende høyde over havet. En slik endring i artssammensetning er mest trolig et resultat av klimarelaterte faktorer som er nært knyttet til økende høyde over havet, deriblant lave vanntemperaturer, sen isløsning og kort vekstsesong. Når det gjelder predasjon fra fisk viste resultatene en signifikant forskjell i antall arter i de undersøkte lokalitetene, og trenden i datasettet viste at det mest sannsynlig fantes et høyere antall krepsdyrarter i innsjøer som hadde en forekomst av ørret sammenlignet med lokalitetene som var fisketomme. Predasjon fra fisk vil likevel ikke være den eneste faktoren som er bestemmende for antall arter krepsdyr som finnes på de ulike lokalitetene. Lave temperaturer og kort vekstsesong kan være to faktorer som til sammen utgjør en felles årsak både til at antall krepsdyr i de høyereliggende innsjøene er lavt og at disse lokalitetene samtidig er fisketomme.

7. Litteratur

Abrahamsen, J. 1974. Limnologien på Hardangervidda. I: NOU 30 B: Hardangervidda: Natur-Kulturhistorie-samfunnsliv. Oslo, Universitetsforlaget. s. 59-60.

Almond, J. M. R., Bentzen, E. og Taylor, W. D. 1996. Size structure and species composition of plankton communities in deep Ontario lakes with and without *Mysis relicta* and planktivorous fish. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 53: 315-325.

Andersen, A. 1974. Hovedpunkt om geologi m.v. I: NOU 30B: Hardangervidda: Natur-Kulturhistorie-samfunnsliv. Oslo, Universitetsforlaget. s. 38-44.

Bertilsson, J., Bērziņš, B. og Pejler, B. 1995. Occurrence of limnic micro-crustaceans in relation to temperature and oxygen. Hydrobiologia 299: 163-167.

Blakar, I. A. og Jacobsen, O. J. 1979. Zooplankton distribution and abundance in seven lakes from Jotunheimen, a Norwegian high mountain area. Archiv für Hydrobiologie 85: 277-290.

Borgstrøm, R. 1995. Ørret på Hardangervidda- viktig ressurs i fare. Fagnytt. Institutt for biologi og naturforvaltning. Norges Landbrukshøgskole. Nr. 9. 4 s.

Borgstrøm, R. 2000. Fiskesamfunn i sørnorske høyfjellssjøer. I: Borgstrøm, R og Hansen, L. P. (red.) Fisk i ferskvann: Et samspill mellom bestander, miljø og forvaltning. 2 utg. Oslo, Landbruksforlaget. s 74-82.

Borgstrøm, R. 2001. Relationship between spring snow depth and growth of brown trout, *Salmo trutta*, in an alpine lake: Predicting consequences of climate change. Arctic, Antarctic and Alpine research 33 (4): 476-480.

Borgstrøm, R. og Museth, J. 2005. Accumulated snow and summer temperature- critical factors for recruitment to high mountain populations of brown trout (*Salmo trutta* L.). Ecology of Freshwater Fish 14: 375-384.

Brandrud, T. E., Bakkestuen, V., Bendiksen, E., Eilertsen, O. og Aarrestad, P.A. 2003. Terrengkalking i Gjerstad, Aust-Agder. Effekter på skogsvegetasjon og sopp. NINA Fagrapport 75. 79 s.

Brooks, J. L. og Dodson, S. I. 1965. Predation, body size, and composition of plankton. The effect of a marine planktivore on lake plankton illustrates theory of size, competition, and predation. Science 150: 28-35.

DN 2003. Forvaltningsplan for Hardangervidda nasjonalpark med landskapsvernområder. S. 13-14. Direktoratet for naturforvaltning. Rapport 2003-1.

Dodson, S. 1992. Predicting crustacean zooplankton species richness. Limnology and Oceanography 37 (4): 848-856.

Eie, J. A. 1974. A comparative study of the crustacean communities in forest and mountain localities in the Vassfaret area (southern Norway). Norwegian Journal of Zoology 22: 177-205.

- Einarsson, Å. og Örnólfsson, E. B. 2004. Long-term changes in benthic Cladocera populations in Lake Myvatn, Iceland. *Aquatic Ecology* 38: 253-262.
- Einsle, U. 1993. Crustacea, Copepoda, Calanoida und Cyclopoida. Süßwasserfauna von Mitteleuropa 8/4-1. Gustav Fischer Verlag. ISBN 3-437-30631-6. 206 s.
- Elgmork, K. og Eie, J.A. 1989. Two- and three-year life cycles in the planktonic copepod *Cyclops scutifer* in two high mountain lakes. *Holarctic Ecology* 12: 60-69.
- Elgmork, K. og Halvorsen, G. 1997. Intraspecific morphological variation in a freshwater copepod (Crustacea) in relation to geographic distribution and environment. *Canadian Journal of Zoology* 76: 751-762.
- Elgmork, K., Halvorsen, G., Eie, J. A. og Langeland, A. 1990. Coexistence with similar life cycles in two species of freshwater copepods (Crustacea). *Hydrobiologia* 208: 187-199.
- Enckell, Pehr H. 1980. Kräftdjur. Signum i Lund ISBN: 91-85330-27-2. 685 s.
- Erikstad, L., Bakkestuen, V. og Storeid, S.-E. 2005. Kartkarakterisering av nedbørfelt. I: L'Abée-Lund, J. H. (red). Miljøeffekter av små kraftverk- erfaringer fra Telemark og Rogaland. NVE- Rapport nr. 3. 78 s.
- Flössner, D. 2000. Die Haplopoda und Cladocera (ohne Bosminidae) Mitteleuropas. Backhuys Publishers, Leiden. ISBN: 90-5782-057-9. 428 s.
- Frey, D. G. 1988. Littoral and offshore communities of diatoms, cladocerans and diptera larvae, and their interpretation in paleolimnology. *Journal of Paleolimnology* 1: 179-191.
- Fryer, G. 1985. Crustacean diversity in relation to the size of water bodies: some facts and problems. *Freshwater Biology* 15: 347-361.
- George, D. G. og Winfield, I. J. 2000. Factors influencing the spatial distribution of zooplankton and fish in Loch Ness, UK. *Freshwater Biology* 43: 557-570.
- Gillooly, J. F. og Dodson, S. I. 2000. Latitudinal patterns in the size distribution and seasonal dynamics of new world, freshwater cladocerans. *Limnology and Oceanography* 45 (1): 22-30.
- Gliwicz, M. Z. 1994. Relative significance of direct and indirect effects of predation by planktivorous fish on zooplankton. *Hydrobiologia* 272: 201-210.
- Gjelsvik, L. 1999. Størrelse og pigmentering hos *Daphnia longispina* i forhold til tettheten av ørret (*Salmo trutta* L.) i innsjøer på Hardangervidda. Hovedoppgave, Ås. Norges Landbrukshøgskole 50 s.
- Halvorsen, G. 1973. Crustacea from the High Mountain Area Hardangervidda, South Norway. Rapporter fra Høyfjellsøkologisk forskningstasjon, Finse, Norge. Nr. 2. 17 s.
- Halvorsen, G., Dervo, B. K. og Papinska, K. 2004. Zooplankton in Lake Atnsjøen 1985-1997. *Hydrobiologia* 521: 149-175.

- Halvorsen, G., Storeid, S.-E. og Walseng, B. 1996. Dokka-deltaet- ferskvannsbiologiske konsekvenser av kraftutbyggingen i Dokkavassdraget. NINA Oppdragsmelding 437. 101 s.
- Hansson, L. A., Gyllström, M., Ståhl-Delbanco, A. og Svensson, M. 2004. Responses to fish predation and nutrients by plankton at different levels of taxonomic resolution. *Freshwater Biology* 49: 1538-1550.
- Hessen, D. O. Faafeng, B. A., Smith, V. H., Bakkestuen, V. og Walseng, B. 2006. Extrinsic and intrinsic controls of zooplankton diversity in lakes. *Ecology* 87(2): 433-443.
- Hill, M. O. og Gauch, H. G. Jr. 1980. Detrended Correspondence Analysis: An improved ordination technique. *Vegetatio* 42: 47-58.
- Hobæk, A., Manca, M. og Andersen, T. 2002. Factors influencing species richness in lacustrine zooplankton. *Acta Oecologia* 23: 155-163.
- Hvalgård, J.K. og Dahl, K. 2005. Endringer i vannkjemi og krepsdyrfauna i Lifjellområdet, Telemark 1979-2005. Masteroppgave, Høgskolen i Telemark. 96 s.
- Ingebrigtsen, S. og Kambestad, O. 1990. Struktur, dynamikk og habitatbruk for bestanden av aure, *Salmo trutta* L., i Krokavatn på Hardangervidda- og perspektiv for forvaltning av ørretbestandene i Ullensvang statsallmenning. Hovedoppgave, Institutt for biologi og naturforvaltning, Norges Landbrukshøgskole.
- Jersabek, C. D., Brancelj, A., Stoch, F. og Schabetsberger, R. 2001. Distribution and ecology of copepods in mountainous regions of the Eastern Alps. *Hydrobiologia* 453/454: 309-324.
- Keller, W. og Conlon, M. 1994. Crustacean zooplankton communities and lake morphometry in Precambrian Shield lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 51: 2424-2434.
- Kiefer, F. 1978. Freilebende Copepoda. Elster, H. J. og Ohle, W., red. *Das Zooplankton der Binnegewässer* 26: 1-343.
- Kildal, T. 1979. Rapport frå fiskeribiologiske undersøkingar i Kvenna 1979. Fiskerikonsulenten i Øst-Norge, Oslo. Rapport 2/82. I: Gjelsvik, L. 1999. Størrelse og pigmentering hos *Daphnia longispina* i forhold til tettheten av ørret (*Salmo trutta* L.) i innsjøer på Hardangervidda. Hovedoppgave, Ås. Norges Landbrukshøgskole 50 s.
- Knapp, R. A., Matthews, K. R. og Sarnelle, O. 2001. Resistance and resilience of alpine lake fauna to fish introductions. *Ecological Monographs* 71 (3): 401-421.
- Lampert, W. og Sommer, U. 1997. Limnoecology. The ecology of rivers and streams. Oxford University Press. s. 324-335.
- Langeland, A. 1982. Interactions between zooplankton and fish in a fertilized lake. *Holarctic Ecology* 5: 273-310.
- Larsson, P. 1978. The life cycle dynamics and production of zooplankton in Øvre Heimdalsvatn. *Holarctic Ecology* 1: 162-218.

Larsson, P., Brittain, J. E., Lien, L., Lillehammer, A og Tangen, K. 1978. The lake ecosystem of Øvre Heimdalsvatn. *Holarctic Ecology* 1: 304-320.

Lye, K. A. 1974. Plantelivet på Hardangervidda. I: NOU 30B: Hardangervidda: Natur- Kulturhistorie-samfunnsliv. Oslo, Universitetsforlaget. s. 72-73.

Lye, K. A. 1985. Planter frå mange klimasoner. Norges nasjonalparker 11 Hardangervidda. Luther forlag. I: Direktoratet for naturforvaltning 2003. Forvaltningsplan for Hardangervidda nasjonalpark med landskapsvernområder. Rapport 2003-1. 104 s.

Mendenhall, W. og Sincich, T. 2003. A second course in statistics- regression analysis s 117-118. Sixth edition Pearson Education Inc.

Meteorologisk institutt 2006. Lest 02.02.2007

http://met.no/observasjoner/hordaland/normaler_for_kommune_1228.html?kommune

Moore, M.V., Folt, C. L. og Stemberger, R. S. 1996. Consequences of elevated temperatures for zooplankton assemblages in temperate lakes. *Archiv für Hydrobiologie* 135 (3): 289-319.

Moore, D. S. og McCabe, G. P. 2002. Introduction to the practice of statistics. Fourth Edition. W.H. Freeman and Company. New York. s. 135-146.

Nauwerck, A. 1994. A survey on water chemistry and plankton in high mountain lakes in northern Swedish Lapland. *Hydrobiologia* 274: 91-100.

NVE 2007. Norges Vassdrags og Energidirektorat. Lest 02.02.07

<http://arcus.nve.no/website/nve/viewer.htm>

O' Brien, J. W., Barfield, M., Bettez, N. D., Gettel, G. M., Hershey, Anne, E., McDonald, M. E., Miller, M. C., Mooers, H., Pastor, J., Richards, C. og Schuldt, J. 2004. Physical, chemical, and biotic effects on arctic zooplankton communities and diversity. *Limnology and Oceanography* 49: 1250-1261.

O'Brien, J. W., Buchanan, C. og Haney, J. F. 1979. Arctic community structure: Exceptions to some general rules. *Arctic* 32 (3): 237-247.

Patalas, K. 1990. Diversity of the zooplankton communities in Canadian lakes as a function of climate. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24: 360-368.

Pedersen, K. Å. og Scobie, L. 1990. Dynamikk, habitatbruk og redskapsseleksjon for ørretbestanden i Kollsvatn, en innsjø på Hardangervidda- og perspektiv for forvaltning av ørretbestandene i Ullensvang statsallmenning. Hovedoppgave, Institutt for biologi og naturforvaltning, Norges Landbrukshøgskole. 59 s.

Pennak, R. W. 1957. Species composition of limnetic zooplankton communities. *Limnology and Oceanography* 2: 222-232.

Pinel-Alloul, B., Guay, C., Angeli, N., Legendre, P. D., Balvay, G., Gerdeaux, D. og Guillard, J. 1999. Large-scale spatial heterogeneity of macrozooplankton in Lake of Geneva. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic sciences* 56: 1437-1451.

- Primicerio, R. og Klemetsen, A. 1999. Zooplankton seasonal dynamics in the neighbouring lakes Takvatn and Lombola (Northern Norway). *Hydrobiologia* 411: 19-29.
- Rautio, M. 1998. Community structure of crustacean zooplankton in subarctic ponds- effects of altitude and physical heterogeneity. *Ecography* 21: 327-335.
- Rautio, M. 2001. Zooplankton assemblages related to environmental characteristics in treeline ponds in Finnish Lapland. *Arctic, Antarctic and Alpine research* 33 (3): 289-298.
- Rodriguez, M. A., Magnan, P. og Lacasse, S. 1993. Fish species composition and lake abiotic variables in relation to the abundance and size structure of cladoceran zooplankton. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 50: 638-647.
- Rognerud, S., Borgstrøm, R., Qvenlid, T. og Tysse, Å. 2003. Ørreten på Hardangervidda. Næringsnett, kvikksølvinnhold, ørekytespredning og klimavariasjoner- følger for fiske og forvaltning. NIVA-rapport 4712-2003. 68 s.
- Romare, P., Schindler, D. E., Scheuerell, M. D., Scheuerell, J. M., Litt, A. H. og Shepherd, J.H. 2005. Variation in spatial and temporal gradients in zooplankton spring development: the effect of climatic factors. *Freshwater Biology* 50: 1007-1021.
- Rylov, W. M. 1948. Freshwater Cyclopoida. Fauna USSR, Crustacea 3. Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem 1963. 314 s. I: Halvorsen, G. 1973. Crustacea from the High Mountain Area Hardangervidda, South Norway. Rapporter fra Høyfjellsøkologisk forskningsstasjon, Finse, Norge. Nr. 2. 17 s.
- Sandøy, S. og Nilssen, J. P. 1986. A geographical survey of littoral crustacea in Norway and their use in paleolimnology. *Hydrobiologia* 143: 277-286.
- Sarma, S. S. S., Nandini, S. og Gulati, R. D. 2005. Life history strategies of cladocerans: comparisons of tropical and temperate taxa. *Hydrobiologia* 542: 315-333.
- 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.
- Sars, G. O. 1993. On the freshwater crustaceans occurring in the vicinity of Christiania. John Grieg Produksjon A/S, Bergen. 197 s.
- Schartau, A. K. L., Hobæk, A., Faafeng, B., Halvorsen, G., Løvik, J. E., Nøst, T., Lyche Solheim, A. og Walseng, B. 1997. Diversitet av dyreplankton og litorale krepsdyr – naturlige gradienter og effekter av forurensninger, fysiske inngrep og introduksjoner. NINA temahefte 14, NIVA- rapport lnr 3768-97. 58 s.
- Schartau, A. K., Walseng, B og Halvorsen, G. 2006. Vannbiologisk overvåking/planktoniske og litorale krepsdyr. I: Skjelkvåle, B. L. (red.). Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport-effekter 2005. SFT- rapport 970-2006. 170 s.

Selnes, I. H. og Ørsland, E. 2006. Endringer i vannkjemi og krepsdyrfauna i Sjøvatnområdet, Telemark. Masteroppgave, Høgskolen i Telemark. 86 s.

Shaw, M. A. og Kelso, J. R. M. 1992. Environmental factors influencing zooplankton species composition of lakes in north-central Ontario, Canada. *Hydrobiologia* 241: 141-154.

Sigmond, E. M. O. 1998. Geologisk kart over Norge. Berggrunnsgeologisk kart Odda, M 1:250 000. Norges Geologiske Undersøkelse.

Simonsen, T. A. A. og Valderhaug, N. A. 1994. Bestandsdynamikk, habitatbruk og ernæring for aure i Litlosvatn- ein innsjø på Hardangervidda. Hovedoppgave, Institutt for biologi og naturforvaltning, Norges Landbrukshøgskole, 65 s.

Skjelkvåle, B. L. og Henriksen, A. 1998. Vannkjemi, forsuringsstatus og tålegrenser i nasjonalparker; Hardangervidda. NIVA- rapport 3895-98. 48 s.

Slåttum, M. og Takvam, L. 2006. Ørretbestanden (*Salmo trutta*) i Krokavatn, Ullensvang statsallmenning- én vellykket årsklasse kan gi overbefolkning. Masteroppgave ved Institutt for naturforvaltning, Universitetet for Miljø og biovitenskap, 48 s.

St. Jacques, J. M., Douglas, M. S.V, Price, N., Drakulic, N. og Gubala, C. P. 2005. The effect of fish introductions on the diatom and cladocerans communities of Lake Opeongo, Ontario, Canada. *Hydrobiologia* 549: 99-113.

Sterten, A. K. 1974. Hardangerviddas Klima. I: NOU 30B: Hardangervidda: Natur- Kulturhistorie-samfunnsliv. Oslo, Universitetsforlaget. s. 32-35.

Svärdson, G. 1976. Interspecific population dominance in fish communities of Scandinavian lakes. *Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm*, 55: 144-171.

Sweetman, J. N. og Smol, J. P. 2006. Patterns in the distribution of cladocerans (Crustacea: Branchiopoda) in lakes across a north- south transect in Alaska, USA. *Hydrobiologia* 553: 277-291.

Sønstebø, J. H., Borgstrøm, R. og Heun, M. 2007. Genetic structure of brown trout (*Salmo trutta* L.) from the Hardangervidda mountain plateau (Norway) analyzed by microsatellite DNA: a basis for conservation guidelines. *Conservation Genetics* 8 (1): 33-44.

ter Braak, C. J. F. og Smilauer, P. 2002. CANOCO reference manual and Canodraw for Windows User's guide: Software for Canonical Community Ordination (Version 4.5). Microcomputer power, Ithaca, NY, USA. 500 s.

Tolotti, M., Manca, M., Angeli, N., Morabito, G., Thaler, B., Rott, E. og Stuchlik, E. 2006. Phytoplankton and zooplankton associations in a set of Alpine high altitude lakes: geographic distribution and ecology. *Hydrobiologia* 562: 99-122.

Vakkilainen, K., Kairesalo, T., Hietala, J., Balayla, D. M., Bécares, E., Van De Bund, W. J., Van Donk, E., Fernández-Aláez, M., Gyllström, M., Hansson, L. A., Miracle, M. R., Moss, B., Romo, S., Rueda, J. og Stephen, D. 2005. Response of zooplankton to nutrient enrichment

and fish in shallow lakes: a pan-European mesocosm experiment. *Freshwater Biology* 49: 1619-1632.

Walseng, B. og Bongard, T. 2001. Invertebratundersøkelser i kalkete og ukalkete deler av Lyngdalsvassdraget (1978-1998/99). NINA oppdragsmelding nr. 707. 35 s.

Walseng, B., Brandrud, T. E., Gausemel, G., Lierhagen, S. og Tufto, A. 2002. Krepsdyr i 12 kransalgessjøer på Hadeland (Lunner og Gran kommuner, Oppland fylke) langs en trofi-gradient. NINA fagrapport nr. 57. 46 s.

Walseng, B., Halvorsen, G. og Schartau, A. K. L. 1978. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Kvenna, 1978. NINA Oppdragsmelding nr. 321. 33 s.

Walseng, B., Hessen, D. O., Halvorsen, G. og Schartau, A.K. 2006. Major contribution from littoral crustaceans to zooplankton species richness in lakes. *Limnology and Oceanography* 51(6): 2600-2606.

Walseng, B., Raddum, G. G. og Kroglund, F. 1995b. Kalking i Norge. Invertebrater. DN-utredning 1995-6. 29 s.

Walseng, B., Raddum, G., Saksgård, R. og Lien Schartau, A. K. 1995a. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Kvenna 1995 med fokus på indikatorarter som redskap i forsuringsovervåkingen. NINA Oppdragsmelding nr. 433. 36 s.

Winder, M., Monaghan, M. T. og Spaak, P. 2001. Have human impacts changed alpine zooplankton diversity over the past 100 years? *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 33 (4): 467-475.

Aagaard, K., Bækken, T. og Jonsson, B.(red). 2002. Biologisk mangfold i ferskvann. Regional vurdering av sjeldne dyr og planter. NINA Temahefte 21. 48 s.