

034

# FAGRAPPORT

Artsmangfold i to syv år gamle  
fangdammer i Haldenvassdraget  
med forskjeller i vannkvalitet

Ragnhild Stokker  
Bjørn Walseng  
Bent Braskerud  
John Brittain  
Dag Dolmen  
Svein Erik Storeid



NINA • NIKU

NINA Norsk institutt for naturforskning

Artsmangfold i to syv år gamle  
fangdammer i Haldenvassdraget  
med forskjeller i vannkvalitet

Ragnhild Stokker  
Bjørn Walseng  
Bent Braskerud  
John Brittain  
Dag Dolmen  
Svein Erik Storeid

## NINA•NIKUs publikasjoner

NINA•NIKU utgir følgende faste publikasjoner:

### NINA Fagrapport

### NIKU Fagrapport

Her publiseres resultater av NINAs og NIKUs eget forskningsarbeid, problemoversikter, kartlegging av kunnskapsnivået innen et emne, og litteraturstudier. Rapporter utgis også som et alternativ eller et supplement til internasjonal publisering, der tidsaspekt, materialets art, målgruppe m.m. gjør dette nødvendig.

Opplag: Normalt 300-500

### NINA Oppdragsmelding

### NIKU Oppdragsmelding

Det er det minimum av rapportering som NINA og NIKU gir til oppdragsgiver etter fullført forsknings- eller utredningsprosjekt. I tillegg til de emner som dekkes av fagrapportene, vil oppdragsmeldingene også omfatte befaringsrapporter, seminar- og konferanseforedrag, årsrapporter fra overvåkningsprogrammer, o.a. Opplaget er begrenset. (Normalt 50-100)

### NINA•NIKU Project-Report

Serien presenter resultater fra begge instituttene prosjekter når resultatene må gjøres tilgjengelige på engelsk. Serien omfatter original egenforskning, litteraturstudier, analyser av spesielle problem eller tema, etc.

Opplaget varierer avhengig av behov og målgruppe.

### Temahefter

Disse behandler spesielle tema og utarbeides etter behov bl.a. for å informere om viktige problemstillinger i samfunnet. Målgruppen er "almenheten" eller særskilte grupper, f.eks. landbruket, fylkesmennenes miljøvernavdelinger, turist- og friluftlivskretser o.l. De gis derfor en mer populærfaglig form og med mer bruk av illustrasjoner enn ovennevnte publikasjoner.

Opplag: Varierer

### Fakta-ark

Hensikten med disse er å gjøre de viktigste resultatene av NINA og NIKUs faglige virksomhet, og som er publisert andre steder, tilgjengelig for et større publikum (presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivåer, politikere og interesserte enkeltpersoner).

Opplag: 1200-1800

I tillegg publiserer NINA og NIKU-ansatte sine forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler, gjennom populærfaglige tidsskrifter og aviser.

Stokker, R., Walseng, B., Braskerud, B., Brittain, J., Dolmen, D. & Storeid, S.E. 1999. Artsmangfold i to syv år gamle fangdammer i Haldenvassdraget med forskjeller i vannkvalitet. - NINA Fagrapport 034: 1-48.

Oslo, januar 1999

0805-469X  
ISSN 0805-4711

ISBN 82-426-0995-0

Klassifisering av publikasjonen:

Norsk: Forurensning og miljøovervåking i limnisk miljø - Invertebrater  
Engelsk: Pollution and monitoring of fresh water ecosystems - Invertebrates

Rettighetshaver ©:

NINA•NIKU Stiftelsen for naturforskning og kulturminneforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:

Erik Framstad

NINA, Oslo

Grafisk produksjon:

Lise Nymark

Tegnekontoret NINA•NIKU

Sats: NINA•NIKU

Trykk: Signatur

Opplag: 300

Trykt på miljøpapir

Kontaktadresse:

NINA•NIKU

Tungasletta 2

7005 Trondheim

Tel.: 73 80 14 00

Fax: 73 80 14 01

NINA

Dronningensgt 13

Postboks 736 Sentrum

N-0105 Oslo

Tel: 23 35 50 00

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 15344

Ansvarlig signatur:

*Carl Hauget*

Oppdragsgiver:

Direktoratet for naturforvaltning,

Landbruksdepartementet

## Referat

Stokker, R., Walseng, B., Braskerud, B., Brittain, J., Dolmen, D. & Sloreid, S.E. 1999. Artsmangfold i to syv år gamle fangdammer i Haldenvassdraget med forskjeller i vannkvalitet. - NINA Fagrappport 034: 1-48.

Fangdammene Berg og Kinn er undersøkt med hensyn til arts- mangfold. Anleggene ble bygd i 1990 og er lokalisert i Halden- vassdragets nedbørfelt. Forholdet mellom dreneringsfelt og dam- areal er omtrent det samme for begge dammene, og jordtypen i av- renningsarealet er svært lik. Landbruksproduksjonen er derimot for- skjellig, og dammene har ulik belastning av næringsstoffer, blant annet fosfor, med høyest belastning i Kinn. Det ble til sammen fun- net 158 taxa i de to konstruerte våtmarkene, 136 taxa på Berg og 106 på Kinn. 48 taxa er unike for Berg, mens 23 taxa bare fins på Kinn. Det ble funnet flere taxa på Berg enn på Kinn alle prøvedato- ene. Mange av artene som ble funnet, kan karakteriseres som me- get sjeldne. Blant grupper som er vurdert i DN's rødliste for truede og sårbare arter, kan nevnes iglen *Glossiphonia heteroclita*, libellen *Aeshna cyane* og buksvømmeren *Sigara limitata* som alle er vurdert som sjeldne. Sneglen *Lymnaea glabra* er også betegnet som sjel- den, men står ikke på rødlista fra 1992. Den lille vannsalamand- ren, *Tritius vulgaris*, ble funnet i begge dammene. Denne er kate- gorisert som sårbar (V). Spissnutfrosk (*Rana arvalis*), som ble fun- net på Berg, er kategorisert som sjelden i rødlista, og er dessuten oppført på Bern-konvensjonens liste. Blant krepsdyrene er en art kun beskrevet fra Kaukasus tidligere. Det ble ellers funnet et titalls arter som kun er funnet få ganger tidligere i Norge. Forskjeller i arts- inventar viste seg å være sterkt korrelert til forskjeller i fosfor og del- vis til nitrogenhold. Ordinasjonsanalyser viste at forskjellen i arts- inventar mellom dammene er viktigere enn forskjellen mellom inn- løp og utløp i den enkelte dam. Gjennomgående var det imidlertid større tettheter av både krepsdyr og makroinvertebrater nær utlø- pet. Undersøkelsen viser at næringsrike jordbruksbekker kan gi livs- grunnlag for et mangfold arter, hvis forholdene legges til rette.

Emneord: Ferskvann - Kulturlandskap - Invertebrater - Artsmang- fold - Forurensning - Haldenvassdraget

Ragnhild Stokker, Pb 907, 1432 Ås.

Bent Braskerud, Jordforsk, 1432 Ås.

John Brittain, NLH, Pb 5014, 1432 Ås.

Dag Dolmen, NTNU Vitenskapsmuseet, 7004 Trondheim.

Svein Erik Sloreid og Bjørn Walseng, NINA, Pb 736, Sentrum, N- 0105 Oslo.

## Abstract

Stokker, R., Walseng, B., Braskerud, B., Brittain, J., Dolmen, D. & Sloreid, S.E. 1999. Species diversity in two seven-year old construc- ted wetlands in the catchment in South-east Norway, with diffe- rences in waterquality. - NINA Fagrappport 034: 1-48.

Two water pollution control ponds constructed in 1990 in the Hal- den watercourse, and located on the farms Berg and Kinn, were stu- died with respect to species diversity. Soil type and the relationship between catchment area and pond area are similar for both ponds. However, farming production is different and the ponds have diffe- rent nutrient loading, with Kinn having the highest load. A total of 158 taxa were recorded in the two ponds, 136 in Berg and 106 in Kinn. 48 taxa were recorded only in Berg, while 23 were found only in Kinn. On all sampling dates more taxa were found at Berg. Many of the species recorded can be characterised as very rare. Among the species in the Norwegian Red List of endangered species were the leech, *Glossiphonia heteroclita*, the dragonfly, *Aeshna cyane* and the water bug, *Sigara limitata*, which are all classified as rare. The snail, *Lymnaea glabra* is also considered rare, but is not on the 1992 list. The smooth newt, *Tritius vulgaris*, considered as vulnerable, was found in both ponds. The moor frog, *Rana arvalis*, recorded from Berg, is considered rare and is also included in the list from the Ber- ne Convention. Among the crustaceans a species only previously re- corded from the Caucasus Mountains has been found. Several othe- r species of crustaceans have only been recorded a few times in Norway. The differences in species composition were strongly cor- related to differences in phosphorous concentrations and partly to nitrogen levels. There were generally higher densities of both crus- taceans and macroinvertebrates near the outflow in both ponds. However, ordination analyses demonstrated that differences in spe- cies inventory between the ponds were greater than differences be- tween the inflow and outflow areas within the same pond. The stu- dy demonstrates that in order to optimise biological diversity in such ponds, it is important to avoid extreme nutrient loading.

Key words: Freshwater, cultural landscape, invertebrates, species diversity, pollution, Halden watercourse.

Ragnhild Stokker, Pb 907, 1432 Ås.

Bent Braskerud, Jordforsk, 1432 Ås.

John Brittain, NLH, Pb 5014, 1432 Ås.

Dag Dolmen, NTNU Vitenskapsmuseet, 7004 Trondheim.

Svein Erik Sloreid og Bjørn Walseng, NINA, Pb 736, Sentrum, N- 0105 Oslo.

## Forord

I 1996 ble det bevilget penger fra henholdsvis Landbruksdepartementet og Direktoratet for naturforvaltning til kartlegging av artsmangfoldet i to fangdammer med tilrenning fra jordbruksarealer med respektive husdyrhold og korn. Prosjektet skulle også undersøke hvorvidt en bedret vannkvalitet langs en gradient fra innløp til utløp påvirker artsmangfoldet i dammene.

Ragnhild Stokker, hovedfagsstudent ved NLH, har tatt cand scient-oppgave i tilknytning til prosjektet. John Brittain og Bjørn Walseng har fungert som veiledere.

Ivar Pors Muniz har analysert vannprøvene som ble tatt under feltarbeidet, mens Karen Anna Økland og Jan Økland har vært behjelpelig med verifisering av deler av materialet (igler og snegl). Vi vil få takke vertskapet på Berg gård for god forpleining i forbindelse med feltarbeidet. Vi vil også takke Johan Kollerud i Landbruksdepartementet og Heidi Hansen i Direktoratet for naturforvaltning for et behagelig og konstruktivt samarbeide.

Oslo, desember 1998

Bjørn Walseng

## Innhold

<b>Referat</b> .....	3
<b>Abstract</b> .....	3
<b>Forord</b> .....	4
<b>1 Innledning</b> .....	5
<b>2 Områdebeskrivelse</b> .....	6
2.1 Beliggenhet .....	6
2.2 Dammenes utforming og funksjon .....	7
2.3 Berggrunn og klima .....	7
2.4 Innplantning og vegetasjonsdekning .....	7
<b>3 Materiale og metoder</b> .....	10
3.1 Materiale .....	10
3.2 Metoder .....	10
3.2.1 Vannprøver .....	10
3.2.2 Krepssdyrprøver .....	10
3.2.3 Andre dyr i vannfasen .....	10
3.2.4 Makroinvertebrater og vertebrater i vegetasjon .....	10
3.2.5 Bunndyr .....	10
3.2.6 Statistiske analyser og matematiske beregninger .....	11
<b>4 Resultater og diskusjon</b> .....	12
4.1 Hydrologi og vannkjemi .....	12
4.1.1 Hydrologi .....	12
4.1.2 Temperatur .....	12
4.1.3 Ledningsevne .....	12
4.1.4 pH .....	13
4.1.5 Fosfor og nitrogen .....	13
4.2 Krepssdyr .....	13
4.2.1 Kommentarer til arts/gruppeinventaret .....	13
4.2.2 Tetthet og dominansforhold .....	16
4.3 Andre dyr i vannfasen .....	17
4.3.1 Kommentarer til arts/gruppeinventaret .....	17
4.3.2 Tetthet og dominansforhold .....	17
4.4 Makroinvertebrater og vertebrater i vegetasjonen .....	18
4.4.1 Kommentarer til arts/gruppeinventaret .....	18
4.4.2 Tetthet og dominansforhold .....	22
4.5 Bunnpropper .....	23
4.5.1 Kommentarer til arts/gruppeinventaret .....	23
4.5.2 Tetthet og dominansforhold .....	24
4.6 Sammenligning av dammene på Berg og Kinn .....	24
4.6.1 DCA-ordinasjon .....	24
4.6.2 Likhetsindeks (CYS) .....	25
4.6.3 Andre faktorer som kan påvirke artsdiversiteten .....	27
4.7 Sammenligning av faunaen mellom innløp og utløp .....	29
4.7.1 Berg .....	29
4.7.2 Kinn .....	30
4.7.3 DCA-ordinasjon .....	31
4.7.4 Likhetsindeks (CYS) .....	34
<b>5 Oppsummering og konklusjon</b> .....	34
<b>6 Sammendrag</b> .....	35
<b>7 Litteratur</b> .....	37

# 1 Innledning

Tidligere var kulturlandskapet meget heterogent og mosaikkpreget med små og store vann, dammer, temporære pytter, myrer og bekker mellom små åkerlapper, enger, beitemarker og skogteiger. Arealet av våtmark i kulturlandskapet har imidlertid blitt stadig mindre over lang tid. Brønnloven av 1957 kom med påbud om sikring av dammer, og mange fant det mest formålstjenlig og lettvinnt allerede da å fylle igjen gårdsdammen (Dolmen 1992). Siden har modernisering og effektivisering av jordbrukspraksisen ført til at svært mange bekker er lukket eller lagt i rør og stadig flere dammer er blitt fylt igjen. Små åkerlapper er erstattet med større sammenhengende arealer preget av monokulturer. I tillegg kommer annen utbygging av forskjellige slag, som for eksempel til boliger, transport og næringsarealer.

Våtmarker kan defineres som områder som vannmettes av rennende overflatevann eller uttrengende grunnvann det meste av året. Dammer og sjøers litoralsoner regnes blant annet som våtmark (Leonardson 1994). Våtmarker har en naturlig selvrensningsevne med hensyn til forurensninger, spesielt i forhold til næringsstoffer som nitrogen og fosfor. De viktigste prosessene som foregår er sedimentasjon, opptak i planter og dyr, denitrifikasjon og binding av forurensningen til partikler (Leonardson 1994, Braskerud 1997).

I ettertid er det blitt klart at reduksjonen av våtmarksområdene har ført til en del uheldige konsekvenser. Industrialisering av jordbruket og annen menneskelig påvirkning av landskapet førte til økt forurensning. Dette ble forsterket ved å legge bekkene i rør, fordi en fikk en mye mer direkte avrenning til vann og vassdrag og økt tap av jord og næringsstoffer, i motsetning til før da bekker og dammer fungerte som naturlige feller for nitrogen og fosfor.

Avrenning av nitrogen- og fosforforbindelser har ført til eutrofieringsproblemer som gjengroing av grunne lokaliteter og økt fare for oppblomstring av alger både i ferskvann og i havet. Det siste har i flere tilfeller ført til fiskedød og store problemer for fiskeoppdrettere langs kysten. En annen negativ effekt av at vannsystemene i kulturlandskapet er fjernet, er at bufringen mot flommer er redusert. Dermed blir det store forskjeller mellom høyeste og laveste vannstand i elvene. Større flommer fører med seg større mengder akkumulerte nitrogen- og fosforforbindelser og bidrar til å øke eutrofieringsproblemer ytterligere (Walseng et al. 1995).

Ministeravtalen fra Nordsjøkonferansen i 1987 og oppfølgingskonferansen i 1990 slo fast at tilførslene av næringssalter til sårbare områder i Nordsjøen skulle reduseres i størrelsesorden 50 % i perioden 1985-1995. Nest etter kommunale utslipp er landbruket den største forurensningskilden når det gjelder tilførsler av fosfor og nitrogen i Norge (Landbruksdepartementet 1991). Målet om 50 % reduksjon har imidlertid vært vanskelig å oppnå, og diffus jordbruksavrenning (avrenning fra landbruksarealer) er fortsatt et stort problem for vannkvaliteten, både i limnisk og i marint miljø.

Mange ulike tiltak som redusert jordarbeiding, vårpløying, avskjæringsgrøfter mot utmark, gjødselplanlegging etc er blitt satt i verk for å redusere avrenningen. Et tiltak av nyere dato i Norge er å bygge fangdammer i kulturlandskapet. Fangdammer er konstruerte våtmarker/dammer, som er bygget slik at tilbakeholdelsen av nitro-

gen og fosfor skal være størst mulig. De anlegges i naturlige bekkeløp, ved samlegrøfter eller bekkelukkinger med maks 2-3 km<sup>2</sup> nedbørsfelt. Man bestreber seg på at de skal ha et naturlig utseende. Det er viktig å anlegge dammen nær forurensningskilden for å unngå fortykning av vann fra utmarksarealer og lang transportavstand. Ellers er renseeffekten bedre jo større dammen er (den bør være større enn 0,1 % av totalt nedbørsfelt) (Braskerud 1997). Grunne dammer rensar bedre enn dype, og smale dammer gir bedre resultat enn brede. Rensingseffekten av fangdammer i Norge har vært undersøkt siden begynnelsen på 1990-tallet. Resultatene er svært gode, og fangdammer er et godt supplement til primærtiltakene på jorden. Fangdammen kan med fordel kombineres med vegetasjonssoner langs dammen og bekken. Dette reduserer avrenningen ytterligere, samtidig som den estetiske verdien økes (Braskerud 1997).

I tillegg til bedring av vannkvaliteten kan denne nytenkningen i forhold til økologisk rensing være svært viktig for bevaring av biologisk mangfold. Dammene i kulturlandskapet har en annen og helt spesiell fauna av "damarter" en ofte ikke finner i større vann og innsjøer (Dolmen 1995). Mange av våre amfibiearter har for eksempel disse biotopene som sitt viktigste leveområde (Dolmen 1992). Et stort antall vannlevende insekter er også knyttet til slike lokaliteter, i tillegg til at de fleste av de 128 registrerte norske artene av ferskvannslevende vannlopper og hoppekreps er funnet her (Walseng et al. 1995). Siden antallet dammer er så sterkt redusert, er også en del av dyrelivet i denne biototypen blitt sjeldent og derfor verneverdig (Dolmen 1995). Bygging av fangdammer fører til at sjeldne og truede arter får en ny mulighet til å etablere seg.

Mange planter, fugler og terrestriske dyr har også våtmarker som hovedbiotop. Større dyr som elg og rådyr har våtmarker som en verdifull næringsbiotop. Anlegging av fangdammer vil øke biotopvariasjonen i jordbrukslandskapet, og kunne gi grunnlag for flere individer av en art pr arealenhet, så vel som innvandring av nye eller tidligere forekommende arter (Leonardson 1994).

I tillegg beriker fangdammer landskapsbildet og høyner den estetiske verdien, noe som vil gi positive effekter for rekreasjon og friluftsliv.

Denne rapporten tar for seg faunaen i to fangdammer langs Haldenvassdraget. Forholdet mellom dreneringsfelt og damareal er omtrent det samme for begge dammene, og jordtypen i avrenningsarealet er svært lik. Landbruksproduksjonen er derimot forskjellig, og dammene har ulik belastning av næringsstoffer, særlig av fosfor (Braskerud 1997). Tre viktige målsetninger for denne undersøkelsen var:

- i) registrere biologisk mangfold i to "unge", konstruerte dammer
- ii) sammenligne artsmangfoldet i de to dammene
- iii) sammenligne artsmangfoldet i innløpet og utløpet av hver dam.

Hensikten med dette var å se i hvilken grad arter har etablert seg i dammene, om ulik næringsstoffbelastning eller andre forhold gir noen forskjeller i artssammensetning mellom de to dammene, og om renseeffekten fører til noen gradient mellom innløp og utløp i artsmangfold.

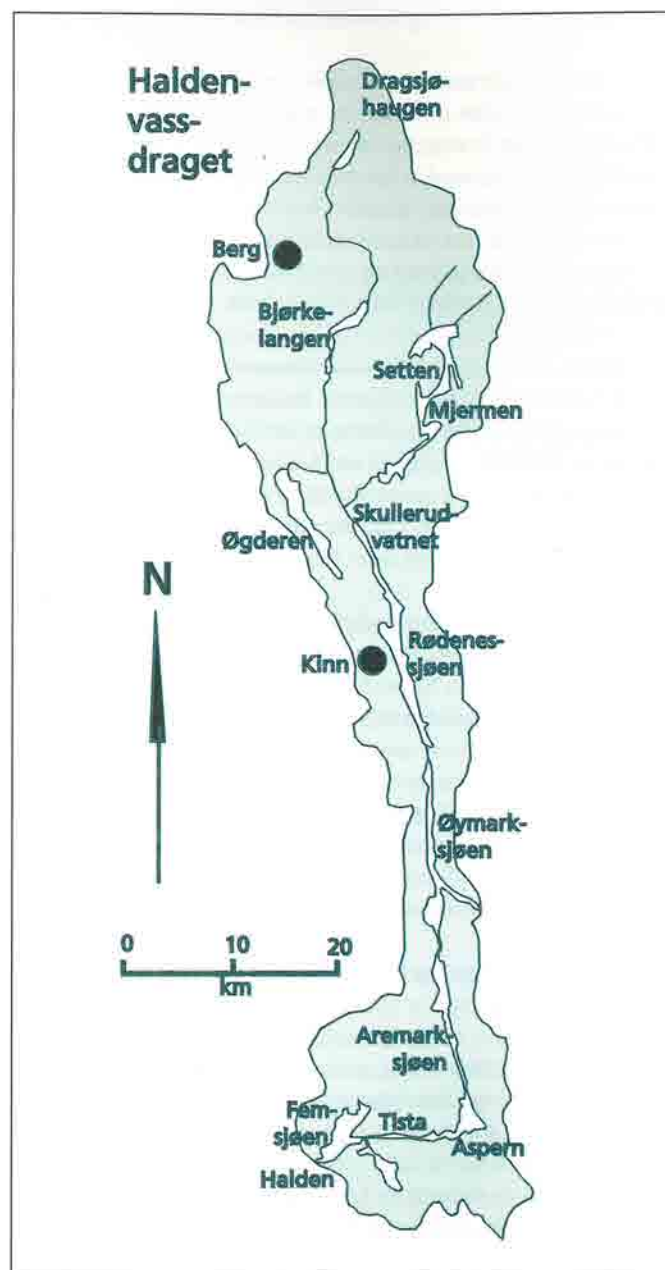
Tidligere er det gjort en undersøkelse på krepsdyr- og bunndyrfaunaen i en rensepark på Jæren (Walseng et al. 1995). Utenlandske studier har vist at både insekter, rundormer, fåbørstemark og spesielt zooplankton har en tilsynelatende god evne til å kolonisere nye habitater (Bingham & Miller 1989, Layton & Voshell 1991). Disse undersøkelsene ble utført i eksperimentelle dammer der dammene ble fylt med rent vann da det ikke var overflatetiløp. De to fangdammene som inngår i denne undersøkelsen er begge konstruert i et eksisterende bekkeløp.

## 2 Områdebeskrivelse

### 2.1 Beliggenhet

Berg gård ligger i Aurskog-Høland kommune, nær Aurskog, sør i Akershus (UTM-koordinat: PM 347 462). Kinn ligger på vestsiden av Rødnessjøen i Østfold, i Marker kommune (PM 458 059). Begge dammene drenerer til Haldenvassdraget (**figur 1**).

Fangdammene ble anlagt i 1990 i naturlige første ordens bekker (Braskerud 1997) og har relativt små nedbørfelt (**tabell 1**). Dette innebærer nærhet til forurensningskilden (jordbruksavrenning), men



**Figur 1.** Beliggenhet til dammene på Berg og Kinn i Haldenvassdraget.

*The geographical position of the pools at Berg and Kinn within the catchment area of the Halden river system.*

fører samtidig til at det er liten eller ingen vannføring om sommeren. 17 % av Bergs dreneringsfelt er innmark som består av korn-åkre, eng og beitemark for storfe. På Kinn er 27 % av dreneringsfeltet dyrka mark, og her er det nesten bare kornproduksjon (Braskerud 1997).

## 2.2 Dammenes utforming og funksjon

Dammene er lange og smale (figur 2a,b), og de består av to komponenter: et sedimentasjonskammer (1-2 m dypt) ved innløpet og et påfølgende våtmarksfilter (0,5 m dypt). I sedimentasjonskammeret sedimenterer grove partikler som grus, sand og grov silt. Finsilt og leire søkes tilbakeholdt i våtmarksfilteret (Braskerud 1997).

Ved utløpet av dammene er det bygget et V-overløp på 120° der vannføringen blir målt kontinuerlig i regi av Jordforsk. Vann- og lufttemperatur, samt nedbørmengde ble også registrert. Vannprøver fra inn- og utløp ble tatt regelmessig ved hjelp av en blandprøvetaker og analysert for partikkel- og næringsstoffinnhold (nitrogen og fosfor). Antall delprøver i døgnet blir ved denne metoden proporsjonalt med vannføringen, i snitt 11 delprøver/døgn. Blandprøvedunkene ble vanligvis prøvetatt med 9-12 dagers intervaller. Ledningsevne er kontinuerlig målt i Kinn i deler av 1997. Sediment måles hvert år i juni, ved lav vannføring (Braskerud 1997).

## 2.3 Berggrunn og klima

Nedbørfeltene til fangdammene Berg og Kinn består nesten utelukkende av gneiser, og som derfor drenerer en tungt forvitrelig berggrunn. Flere større og mindre morenetrinn ble avsatt i marint

miljø, og løsmassedekket består derfor mange steder av marin leire, så også ved Berg og Kinn.

Begge dammene ligger i et område med som har et typisk innlandsklima, med lave vintertemperaturer og med snødekkede store deler av vinteren. Dammen på Kinn blir imidlertid påvirket av Rødnessjøen og har et noe mildere vinterklima (Andresen 1996).

## 2.4 Innplanting og vegetasjonsdekning

Begge dammene ble i utgangspunktet beplantet med sjøsvaks og kalmusrot fra Haldenvassdraget ved Bjørkelangsjøen. Takrør fra Pollenvannet i Ås kommune ble plantet på Berg, mens dunkjevle fra Rødnessjøen ble plantet på Kinn. På Berg ble det i tillegg plantet ut gul nøkkerose. Dunkjevlen vokste godt, og noen eksemplarer ble flyttet fra Kinn til Berg i 1992. I 1995 ble det plantet sverdlilje i begge lokalitetene fra en gårdsdam ved Elvestad i Østfold. Disse har foreløpig fått liten betydning (Andresen 1996).

Andre arter spredte seg naturlig, og situasjonen fra og med sommeren 1995 har vært omtrent den samme med hensyn til vannvegetasjon. Sedimentasjon som følge av flommen våren 1996 resulterte i at vegetasjonsdekket var tydelig påvirket i begge dammene på forsommeren dette året.

Både på Berg og Kinn var våtmarksfilteret dekket av tett vegetasjon. På Kinn var også sedimentasjonskammeret tett bevokst, spesielt utover sommeren 1997. Det var minimal fri vannoverflate i innløpet i august. På Berg var det begge somrene 15-20 m<sup>2</sup> fri vannoverflate ved innløpet.

**Tabell 1.** Nedbørfelt (km<sup>2</sup> og %), dyrket mark (%), produksjon og overflateareal (m<sup>2</sup>) til dammene ved Berg og Kinn. Catchment area (km<sup>2</sup> and %), cultivated area (%), production and surface area (m<sup>2</sup>) at Berg and Kinn.

Fangdam	Nedbørfelt (km <sup>2</sup> )	fangdamareal/nedbørfelt	Dyrka mark (%)	Produksjon	Overflateareal (m <sup>2</sup> )
Berg	1,48	0,06	17	melk/korn	900
Kinn	0,50	0,07	27	korn	345





**Figur 2a.** Dammen på Berg.  
*i.* Mai. *ii.* August. *iii.* Innløp i august.  
 The pool at Berg.  
*i.* May. *ii.* August. *iii.* Inlet in august.



**Figur 2b.** Dammen på Kinn gård.  
*i.* Mai. *ii.* August. *iii.* Innløp i august.  
The pool at Kinn.  
*i.* May. *ii.* August. *iii.* Inlet in august.



*iii*



*ii*

## 3 Materiale og metoder

### 3.1 Materiale

Materialet fra begge dammene ble samlet inn på seks forskjellige datoer over to år. I 1996 ble det tatt prøver 20. august og 15. oktober. I 1997 ble det tatt prøver; 13. mai, 30. juni, 25. august og 15. oktober.

Det ble samlet inn dyr fra de frie vannmasser, i vegetasjonen og fra bunnen. Terrestriske insekter og edderkoppdyr som kom med i prøvene, er utelatt. Datagrunnlaget består av 24 vannprøver, 264 krepsdyrprøver, 120 håvsveip-prøver og 80 bunnpropper. Det ble tatt like mange prøver fra hver dam. I tillegg til vannprøver som ble tatt i forbindelse med prøvetaking, er også deler av Jordforsks vannkjemidata fra de to dammene i 1996 og 1997 brukt som bakgrunnsdata (Braskerud upubl.).

### 3.2 Metoder

Prøvene ble tatt i denne rekkefølgen: først vannprøver og krepsdyrprøver, deretter håvsveip og til slutt bunnpropper. Samme prosedyre for prøvetaking ble brukt i begge dammene.

#### 3.2.1 Vannprøver

For hver innsamlingsdato ble temperaturen målt i inn- og utløp, ca 10 cm under vannflaten. Det ble tatt vannprøver fra inn- og utløp. Prøvene ble oppbevart i kjøleskap (mørkt) og senere analysert for pH i følge Norsk standard 4720 og for ledningsevne ifølge ISO 7888 på laboratoriet til NINA i Oslo. Jordforsk har kontinuerlige data om vannføring, temperatur, Nitrogen-, fosforinnhold og pH (Braskerud upubl.) er beskrevet ved prøvetaking. Ledningsevne ble kontinuerlig målt i Kinn i deler av de aktuelle feltseongene.

#### 3.2.2 Krepsdyrprøver

Det ble tatt 10 kvantitative og en kvalitativ krepsdyrprøve fra hver ende av de to dammene. De kvantitative prøvene ble tatt med en 2 l Ruttner vannhenter. Prøvene ble overført til en håv med maskevidde 90 µm og fiksert med formalin.

De kvalitative prøvene ble tatt med en stanghåv som ble ført gjennom vegetasjon og over bunnsstratet.

I laboratoriet ble de kvantitative prøvene talt og artsbestemt under lupe og mikroskop, mens de kvalitative prøvene ble gått gjennom for om mulig å registrere arter som ikke var funnet i de kvantitative prøvene.

Vannloppene (cladocerene) er bestemt ved hjelp av Smirnov (1971), Flössner (1972) og Herbst (1976), mens hoppekrepsene (copepodene) er bestemt ved hjelp av Sars (1903, 1918), Rylov (1948) og Kiefer (1973, 1978.). Nauplier og copepoditter er ikke artsbestemt.

#### 3.2.3 Andre dyr i vannfasen

I de kvantitative krepsdyrprøvene fra begge dammene i 1997 ble andre invertebrater også talt, men ikke artsbestemt.

#### 3.2.4 Makroinvertebrater & vertebrater i vegetasjon

Det ble tatt 10 håvprøver fra hver dam for å samle inn makroinvertebrater knyttet til vegetasjonen. Disse ble tatt i en serie med start i innløpet, hvor det ble tatt to prøver. De seks neste prøvene ble tatt suksessivt fra innløpet mot utløpet, mens de to siste prøvene ble tatt nær utløpet.

Til innsamlingen ble det brukt en langskaftet håv med 25 x 25 cm åpning og 500 µm maskevidde. På grunn av tett vegetasjon i dammene ble det brukt en modifisert Z-sveip metode (Dolmen 1992), dvs håven ble slått 4-5 ganger gjennom vannet i et tilfeldig mønster. Det kvantitative aspektet, som var intensjonen for å standardisere en metode, vil derfor gjelde i mindre grad for våre prøver. Metoden gir likevel et godt bilde av dominansforholdene mellom dyregruppene.

Mest mulig plantemateriale ble fjernet før prøvene ble fiksert med etanol (96 %).

De seks første prøvene fra Berg 20.08.96 ble plukket i felt, mens seinere prøver er sortert i laboratoriet.

I laboratoriet ble mest mulig av det resterende plantematerialet plukket ut, før dyra ble grovsortert under lupe og deretter artsbestemt. Teger, biller, øyestikkere, vårfluellarver, mudderfluellarver, steinfluelarver, igler og amfibier er fullstendig talt i alle prøver. På grunn av store tettheter er de øvrige dyregruppene fullstendig talt opp bare i prøvene fra inn- og utløp.

Alle igler, øyestikkere, teger, voksne biller og amfibier er artsbestemt. Med hensyn til steinfluer, vårfluer og snegler er artsbestemmelsene hovedsakelig gjort i prøver fra inn- og utløp.

Til artsbetømmelsen er følgende litteratur benyttet;

Døgnfluer:	Elliot et al. (1988), Nilsson (1996)
Steinfluer:	Lillehammer (1988), Nilsson (1996)
Vannteger:	Macan (1976), Solem (1983)
Mudderfluer:	Nilsson (1996)
Biller:	Holmen (1987), Nilsson & Holmen (1995)
Øyestikkere:	Askew (1988)
Igler:	Elliot & Mann (1979)
Snegl:	Macan (1969), Økland (1990)
Vårfluer:	Wallace et al. (1990), Edington & Hildrew (1995), Nilsson (1996)

#### 3.2.5 Bunnedyr

Fem bunnprøver ble tatt fra hver ende av de to dammene. Prøvene ble tatt med et plexiglassrør med indre diameter på 5 cm. Røret ble presset 5-20 cm ned i bunnsstratet, og sedimentproppen ble overført til en sil med maskevidde 250 µm. Bare de øverste 5-8 cm av bunnproppen ble tatt vare på. Prøven ble vasket forsiktig for deretter å bli fiksert med etanol (96 %). Fåbørstemark i to til tre prøver fra henholdsvis inn- og utløp ble artsbestemt, og for å få dekket artsinventaret gjennom en sesong ble prøver fra høst 1996 og vår og sommer 1997 artsbestemt

Brinkhurst & Jamieson (1971) ble benyttet til artsbestemmelse av fåbørstemark.

### 3.2.6 Statistiske analyser og matematiske beregninger

#### Ordinasjon

Dataene er ordinert ved hjelp av detrended correspondence analysis (DCA) med dataprogrammet CANOCO, versjon 2.1. Beskrivelsen av metoden er gjort på grunnlag av ter Braak (1995) og Sloreid et al. (1995). Det henvises til førstnevnte for utførlige opplysninger om matematisk grunnlag for metoden.

Ordinasjon er multivariate analyser som plasserer prøvene langs akser i et koordinatsystem på grunnlag av data om artssammensetning. Metoden (DCA) baserer seg på at arter vanligvis har en unimodal fordeling langs en miljøvariabel. Det vil si at det for en art f.eks. fins en optimal pH-verdi hvor arten forekommer i størst mengde, og at arten forekommer i gradvis mindre antall både oppover og nedover pH-gradienten. Ulike arter har ulike optima.

Hver art får en plassering i koordinatsystemet, og den totale artslisten fra et sted bestemmer så lokalitetens plassering i systemet. Målet med ordinasjonen er at lokaliteter med lignende artssammensetning plasseres nær hverandre i koordinatsystemet, mens lokaliteter med svært ulik artssammensetning plasseres langt fra hverandre. Aksene i ordinasjonsplottet reflekterer underliggende årsaker til fordelingen av prøvene og vil ofte gjenspeile en eller flere økologiske variabler. En ønsker på denne måten å avdekke om spredningen langs aksene for eksempel har sammenheng med de miljøvariablene en antok på forhånd, eller om det kanskje også kan være mindre opplagte sammenhenger. Hver akse (vanligvis brukes bare de to første) har en viss forklaringskraft på spredningen av punktene. 1. akse har størst forklaringskraft, og viser den/de viktigste underliggende variabelen(e), mens 2. akse viser den/de nest viktigste variabelen(e) osv.

Aksene i ordinasjonsplottet viser spredningen i datamaterialet ved hjelp av standard avvik enheter (SD-enheter). Ved bruk av standard parametervalg for CANOCO, som vi har benyttet, regner en med at en art har et utbredelsesintervall på 4 SD-lengder langs en miljøgradient. Dersom akselengden blir mindre enn 2 SD-lengder i DCA-analysen, er det sannsynlig at fordelingen langs gradienten ikke er unimodal, men tilnærmet lineær. Innenfor den observerte miljøgradienten, ikke generelt, kan med andre ord miljøgradienten være for kort for DCA, og en må da benytte andre ordinasjonsmetoder.

#### Spearman Rank Order Correlation

Mulig korrelasjon mellom ulike miljøvariabler, f.eks. vannkjemidataene og de fire første DCA-aksene ble undersøkt ved hjelp av Spearman Rank Order fra statistikkprogrammet SigmaStat. Dette er en metode å tolke dataene på som er beskrevet av ter Braak (1995). Både egne målinger fra felt og målinger foretatt i regi av Jordforsk er benyttet (Bent Braskerud). De fleste målingene er her gjort i blandprøver. Det er stort sett siste måling før feltundersøkelsen som ligger til grunn for korrelasjonsanalysene. De fleste av disse målingene er foretatt innen 14 dager før prøvetakingen, bortsett fra målinger forut for augustprøvene. På grunn av liten eller ingen vannføring er det ofte vannkjemimålinger fra juli som er korrelert med

augustprøvene. Når det gjelder vann- og lufttemperatur, er det brukt den høyeste målte temperaturen innen 14 dager før prøvetaking.

#### CY dissimilarity-similarity measure (CYd, CYs) – en indeks for likhet mellom samfunn

Metoden er første gang beskrevet av Yong Cao et al. (1997a). Den er kalt "CY dissimilarity-similarity measure" og skal beregne ulikhet/likhet mellom samfunn (**vedlegg 1**). CY er beregnet for forholdet mellom Berg og Kinn, samt for innløp og utløp i hver dam alle prøvetakingsdatoene. Det er beregnet både en totalindeks og indekser for krepsdyr og makroinvertebrater (hovprøver) hver for seg. Indeksene er beregnet ut fra de samme artslistene som ble lagt til grunn for ordinasjonene. For krepsdyr er imidlertid gjennomsnittstetthetene erstattet med sammenlagt antall individer fra Berg/Kinn (20 prøver) og innløp/utløp (10 prøver). Dette er gjort fordi CY indeksene ikke lar seg beregne hvis ikke  $X_{ij}$  og  $X_{kj}$  er større enn 0 ved utregning av  $D_j$  og  $D_k$  (jfr **vedlegg 1**). Det ble foretatt en del kontrollutregninger for å se om indeksen ble veldig forskjellig ved bruk av total antall i forhold til gjennomsnittstall. Over halvparten av differansene lå innenfor et intervall på 0,05, og alle differansene lå innenfor et intervall på 0,1.

#### Students t-test

For å sammenligne kvantitative tetthetsdata av fåbørstemark i inn- og utløp, ble Students t-test benyttet.

## 4 Resultater og diskusjon

### 4.1 Hydrologi og vannkjemi

#### 4.1.1 Hydrologi

Berg hadde begge feltsesongene større vannføring (målt i V-overløpet) enn Kinn både i vår- og høstflommen (Braskerud upubl.). Særlig i 1996 var det episoder med svært stor vannføring, og i begynnelsen av mai dette året var vannets oppholdstid nede i 1,8 timer. Kinn er en mindre dam enn Berg, og flomvannføringen på Kinn 14. og 15. mai 1996 førte derfor til en oppholdstid for vannet på bare 0,6 og 0,4 timer. Mengden av suspendert stoff og TOC (total organic carbon) nådde ekstrem-verdier under denne flomepisoden som målingene på Berg ikke var i nærheten av verken i 1996 eller 1997 (h.h.v. 31000 og 112 mg pr liter 14. mai).

#### 4.1.2 Temperatur

De kontinuerlige målingene av vanntemperaturen viste at temperaturen steg jevnt i begge dammene fra rundt 0 °C i april til ca 15 °C i hele juni, juli og august (Braskerud upubl.). Mønsteret er det samme både i 1996 og 1997, men sommertemperaturene på Kinn i 1997 lå noe høyere enn i 1996, og var høyere enn på Berg. Målingene foretatt i felt (**tabell 2** og **tabell 3**) viser samme trenden, med

de høyeste temperaturene målt i juni og august i begge dammene. Den 30. juni 1997 ble det målt 18 °C i utløpet på Berg og 17 °C på Kinn. Samme dato var det relativt store temperaturforskjeller mellom innløp og utløp, henholdsvis 4,0 °C og 4,9 °C lavere temperatur i innløpet. Laveste temperatur ble registrert i oktober 1997 da begge dammene var islagt, og temperaturene var så vidt over 0 °C.

Den 25. august 1997 var det ikke noe overløp på Berg. Da var vanntemperaturen 2,1 °C høyere i innløpet enn i utløpet. Det samme var tilfellet 13. mai 1997 på Kinn (1,3 °C høyere i innløpet), men her var det betydelig vannføring.

#### 4.1.3 Ledningsevne

Ledningsevnen målt i vannprøver fra innsamlingsdatoene varierte fra 4,82 mS/m (innløp, 30. juni 1997) til 14,43 mS/m (utløp, 25. august 1997) på Berg (**tabell 2**). Den laveste målingen på Kinn var på 9,86 mS/m (innløp, 13. mai 1997), mens den høyeste målingen viste hele 48,60 mS/m (innløp, 20. august 1996) (**tabell 3**).

Fra Kinn foreligger kontinuerlige målinger i 1997, mens de på Berg startet høsten samme året (Braskerud upubl.). I de tilfeller det foreligger kontinuerlige målinger, er målinger gjort i forbindelse med feltarbeidet i god overensstemmelse med disse. Dette bekrefter at ledningsevnen generelt er høyere på Kinn enn på Berg. På Kinn viser de kontinuerlige målingene at det er store toppe i elektrolytt-konsentrasjonen både i juni, juli og august 1997. Tilsvarende toppe

**Tabell 2.** pH, ledningsevne og temperatur ved Berg.  
pH, conductivity and temperature at Berg.

dato	pH		Ledningsevne (mS/m)		Temperatur	
	Innløp	Utløp	Innløp	Utløp	Innløp	Utløp
21-08-96	6,69	6,54	13,41	11,56	18,8	18,2
16-10-96	6,35	6,30	8,81	8,82	7,2	7,4
14-05-97	6,16	5,97	8,63	8,58	5,5	8,2
01-07-97	6,46	6,53	4,82	5,02	14,0	18,0
26-08-97	6,89	6,62	12,15	14,43	18,0	15,9
16-10-97	6,50	6,43	7,62	7,76	0,2	0,2

**Tabell 3.** pH, ledningsevne og temperatur ved Kinn.  
pH, conductivity and temperature at Kinn.

dato	pH		Ledningsevne (mS/m)		Temperatur	
	Innløp	Utløp	Innløp	Utløp	Innløp	Utløp
21-08-96	7,24	7,05	48,60	41,80	17,2	16,5
16-10-96	6,36	6,38	11,11	11,14	8,8	9,0
14-05-97	6,20	6,21	9,86	10,08	8,5	7,2
01-07-97	7,01	6,87	14,62	10,54	12,1	17,0
26-08-97	7,37	7,20	36,70	27,80	14,0	15,5
16-10-97	6,58	6,54	11,38	11,48	0,5	0,1

ble ikke registrert på Berg. Ved høye elektrolyttkonsentrasjoner er det klare forskjeller mellom innløp og utløp på Kinn, med lavere ledningsevne i utløpet. På Berg var det små forskjeller mellom innløp og utløp, og i august 1997 var ledningsevnen faktisk høyere i utløpet enn i innløpet, men da var det ikke noe overløp.

#### 4.1.4 pH

Bortsett fra under vårflommen i 1996 da pH var så lav som 5,25, lå de kontinuerlige pH-målingene på Berg mellom 6,33 (mai 1996) og 7,31 (juli 1996) (Braskerud upubl.). pH-målingene fra innsamlingsdatoene varierte mellom 5,97 (mai 97) og 6,89 (aug 97) (tabell 2 og tabell 3). Generelt kan det virke som om pH synker noe fra innløp til utløp, men forskjellen er ubetydelig.

I følge kontinuerlige observasjoner fra Kinn ble laveste pH, 6,19, registrert i mai 1996, mens høyeste pH, 7,69, ble registrert i august 1996. Målingene fra feltundersøkelsene varierte mellom 6,20 (mai 1997) og 7,37 (aug 1997). Generelt var pH noe høyere på Kinn enn på Berg. Også her falt de høyeste verdiene oftest sammen med lav vannføring. Det var ingen tydelige forskjeller mellom inn- og utløp (tabell 2 og tabell 3).

pH fra våre vannprøver avviker noe fra pH-målingene fra blandprøvene (Braskerud upubl.). Dette kan komme av at blandprøve episoder blir jevnet ut, mens vannprøvene fra innsamlingsdatoene gir øyeblikksbilder av situasjonen.

#### 4.1.5 Fosfor og nitrogen

Innholdet av fosfor og nitrogen var gjennomgående mye høyere på Kinn enn på Berg (Braskerud 1997.). Gjennomsnittlig var det omtrent doble konsentrasjoner på Kinn i forhold til Berg. Under flommen 14. mai 1996 ble det målt hele 14,3 mg fosfor (Tot P), og 37,1 mg nitrogen (Tot N) pr liter i utløpet på Kinn. I innløpet er verdiene estimert til h.h.v. 24 og 67 mg pr liter. Til sammenligning var de høyeste verdiene som ble målt på Berg for inn- og utløp, 0,29 og 0,17 mg fosfor pr liter (08.10.97) og 6,52 og 6,57 mg nitrogen pr liter (22.05.97).

## 4.2 Krepsdyr

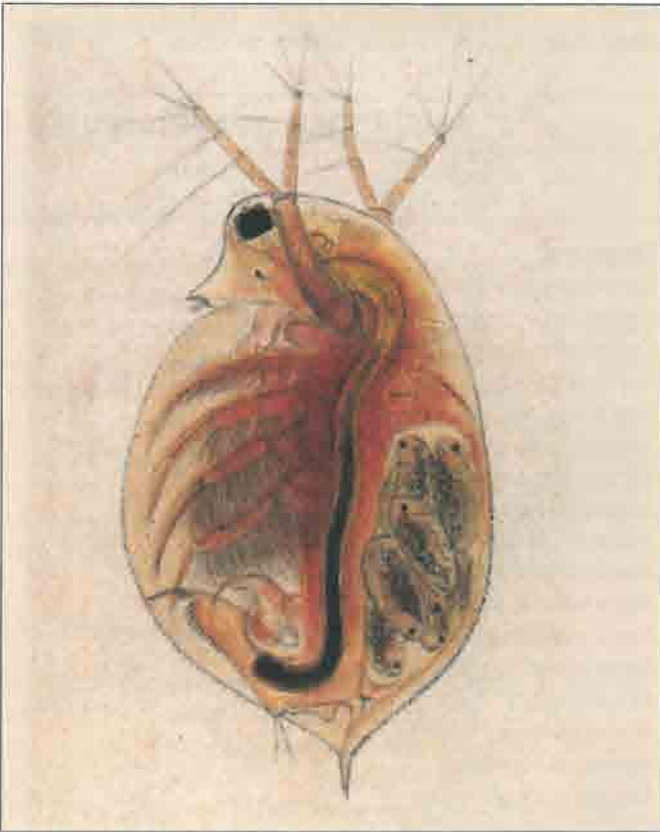
### 4.2.1 Kommentarer til arts/gruppeinventaret

Til sammen ble det funnet 43 arter krepsdyr, 39 på Berg og 25 på Kinn (tabell 4). Hele 14 arter var unike for Berg, mens fire arter bare ble funnet på Kinn. Det var spesielt vannloppefaunaen som var rike på Berg. Totalt ble det registrert 26 vannlopper hvorav 25 arter på Berg og kun 11 arter på Kinn. Av tilsammen 18 hoppekrepsarter ble det funnet 15 arter i hver av dammene.

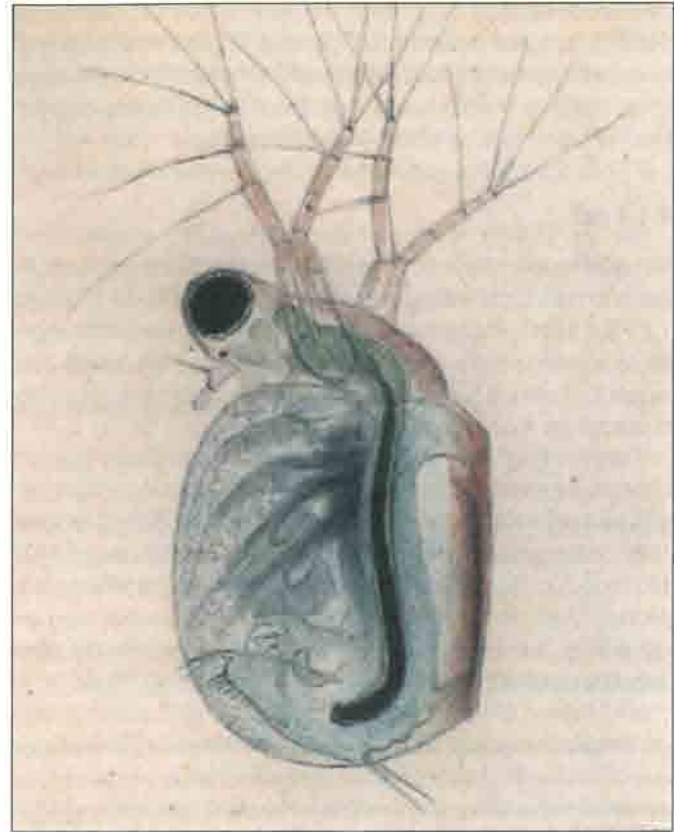
I tillegg til 43 sikre arter ble det funnet en variant av arten *Paracyclops fimbriatus* i dammen på Kinn. Denne skiller seg morfologisk fra nominatarten. Tidligere er samme variant av *P. fimbriatus* også registrert i Rorevassdraget (Walseng & Halvorsen 1994). I en undersøkelse fra Gardermoområdet (Halvorsen et al. 1994), der den planktoniske og litorale krepsdyrfaunaen i tilsammen 25 ferskvannslokalteter ble undersøkt, varierte artsantallet fra 10 til 36 arter. I de stør-

**Tabell 4.** Litorale krepsdyrarter registrert på Berg og Kinn. Litoral crustaceans in the pools at Berg and Kinn.

	Berg	Kinn	forekomst i Norge	
			funnløk. av 2500	%
<b>Cladocera</b>				
<i>Ceriodaphnia laticaudata</i> P.E.M.	x		2	0,1
<i>Ceriodaphnia megops</i> Sars	x	x	22	0,9
<i>Ceriodaphnia reticulata</i> (Jur.)	x	x	18	0,7
<i>Daphnia longispina</i> (O.F.M.)	x		814	32,6
<i>Daphnia pulex</i> (De Geer)		x	11	0,4
<i>Simocephalus expinosus</i> (Koch)	x	x	1	< 0,1
<i>Simocephalus vetula</i> (O.F.M.)	x	x	158	6,3
<i>Acroperus harpae</i> (Baird)	x	x	984	39,4
<i>Alona affinis</i> (Leydig)	x		775	31,0
<i>Alona guttata</i> Sars	x	x	361	14,4
<i>Alona karelica</i> Stenroos	x		12	0,5
<i>Alona quadrangularis</i> (O.F.M.)	x		47	1,9
<i>Alona rectangula</i> Sars	x		62	2,5
<i>Alonella excisa</i> (Fischer)	x	x	650	26,0
<i>Alonella exigua</i> (Fischer)	x		155	6,2
<i>Alonella nana</i> (Baird)	x		840	33,6
<i>Alonopsis elongata</i> Sars	x		1360	54,4
<i>Chydorus sphaericus</i> (O.F.M.)	x	x	1176	47,0
<i>Eurycercus lamellatus</i> (A.F.M.)	x		642	25,7
<i>Graptoleberis testudinaria</i> (Fisch.)	x		148	5,9
<i>Oxyurella tenuicaudis</i> (Sars)	x	x	4	0,2
<i>Pleuroxus laevis</i>	x	x	27	1,1
<i>Pleuroxus trigonellus</i> (O.F.M.)	x		19	0,8
<i>Pleuroxus truncatus</i> (O.F.M.)	x		276	11,0
<i>Pseudochydorus globosus</i> (Baird)	x		63	2,5
<i>Polyphemus pediculus</i> (Leuck.)	x		1182	47,3
<b>Copepoda</b>				
<i>Macrocyclus albidus</i> (Jur.)	x		558	22,3
<i>Macrocyclus fuscus</i> (Jur.)	x	x	185	7,4
<i>Eucyclops serrulatus</i> (Fisch.)	x	x	618	24,7
<i>Eucyclops speratus</i> (Lillj.)	x	x	129	5,2
<i>Paracyclops affinis</i> Sars	x	x	103	4,1
<i>Paracyclops fimbriatus</i>	x	x	31	1,2
<i>Paracyclops fimbriatus</i> var		x	1	< 0,1
<i>Ectocyclops phaleratus</i> (Koch)	x	x	15	0,6
<i>Cyclops abyssorum</i> s.l.	x	x	128	5,1
<i>Cyclops strenuus</i> Fisch.	x		13	0,5
<i>Megacyclops gigas</i> (Claus)	x	x	184	7,4
<i>Megacyclops viridis</i> (Jur.)	x	x	142	5,7
<i>Acanthocyclops robustus</i> Sars		x	160	6,4
<i>Diacyclops bicuspidatus</i> (Claus)	x	x	8	0,3
<i>Diacyclops bisetosus</i> (Rehbg.)	x	x	1	< 0,1
<i>Mesocyclops leuckarti</i> (Claus)	x	x	298	11,9
<i>Cryptocyclops bicolor</i> (Sars)	x		13	0,5
<i>Speocyclops colchidanus</i> (Borutz)		x		ny
Sum vannlopper	25	11		
Sum hoppekreps	15	15		
Totalt antall krepsdyr	40	26		



**Figur 3.** Vannloppen *Daphnia pulex* (Sars 1992).  
The cladoceran *Daphnia pulex* (Sars 1992).



**Figur 4.** Vannloppen *Ceriodaphnia megops* (Sars 1992).  
The cladoceran *Ceriodaphnia megops* (Sars 1992).

re eutrofe innsjøene i Østfold er det registrert mellom 40 og 50 arter (Walseng 1994). Basert på kun ett besøk i 25 dammer rundt As-kim ble det registrert fra to til 16 arter (Spikkeland 1999 in press). Sett i forhold til de forannevnte undersøkelser må artsmangfoldet, og da særlig på Berg, karakteriseres som meget høyt, spesielt når en tar alderen til dammen i betraktning.

Mange av artene som ble funnet i de to dammene må karakteriseres som meget sjeldne i Norge, og hele 15 av artene er funnet i mindre enn 1% av til sammen 2500 undersøkte ferskvannslokali-teter i Norge (**tabell 4**). I fortsettelsen følger kommentarer til de mest sjeldne artene.

#### Vannlopper (Cladocera)

*Simocephalus expinosus* var inntil nylig kun funnet én gang i Nor-ge, i en dam ved Randselva ved Hønefoss (Elgmork 1964). I tillegg til dammene på Berg og Kinn er den også blitt registrert i flere dam-mer i nærheten av Askim (Spikkeland 1999 in press). Slektningen *S. vetulus* er ofte sett på som en pionerart (Walseng et al. 1995). De få registreringene av *S. expinosus* så langt, som alle er gjort i dam-mer ofte med ekstreme organiske belastninger, indikerer at denne arten også er konkurransesvak og muligens en typisk pionerart.

*Ceriodaphnia laticaudata* er funnet tre ganger tidligere i Norge. Et-ter at Sars beskrev den i 1890 (Sars 1891) er den kun registrert i øvre Glomma-området (Halvorsen 1985) og i Dokkadeltaet (Halv-orsen et al. 1996).

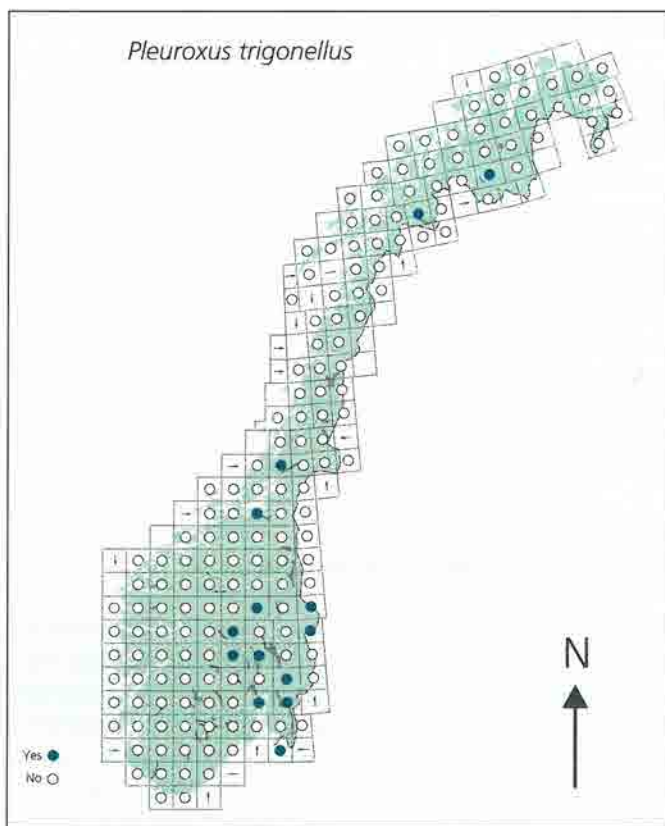
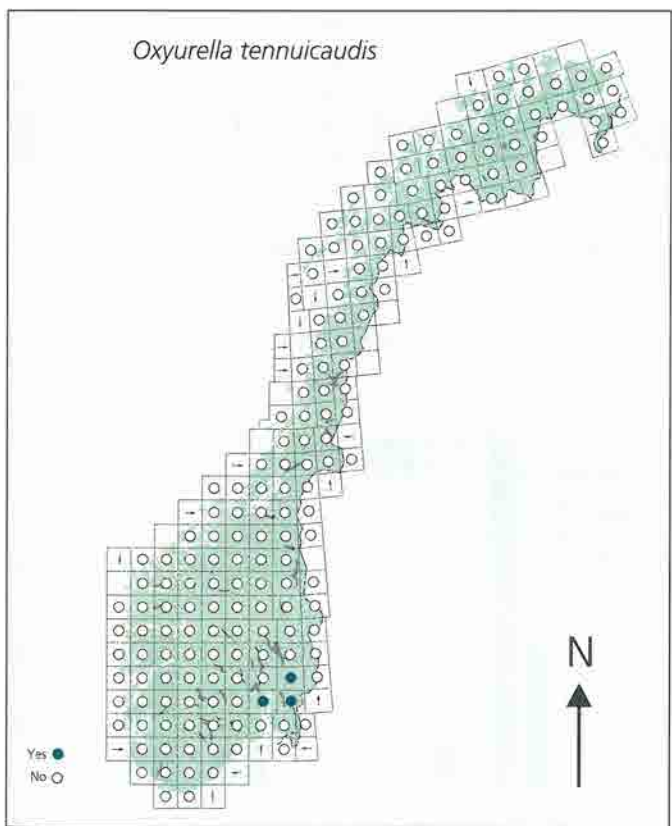
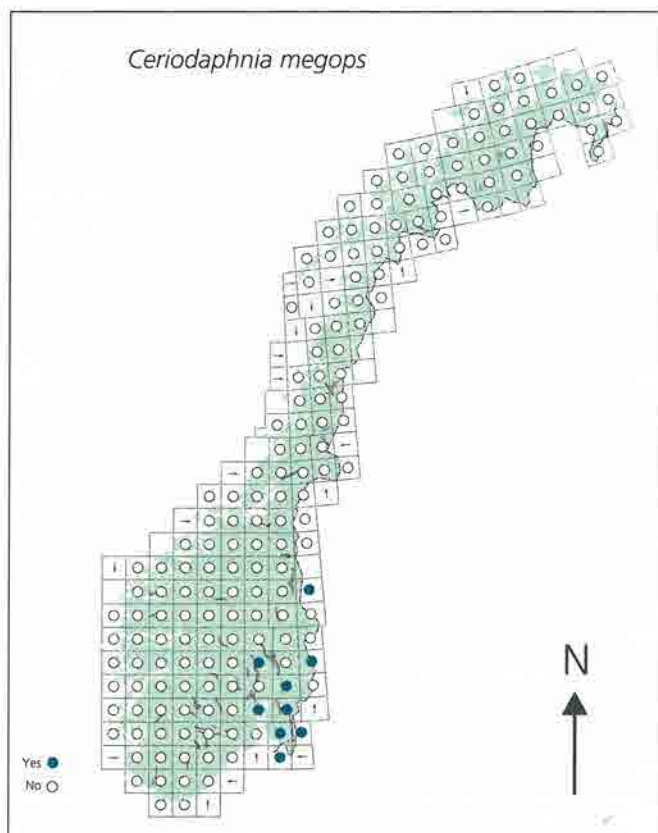
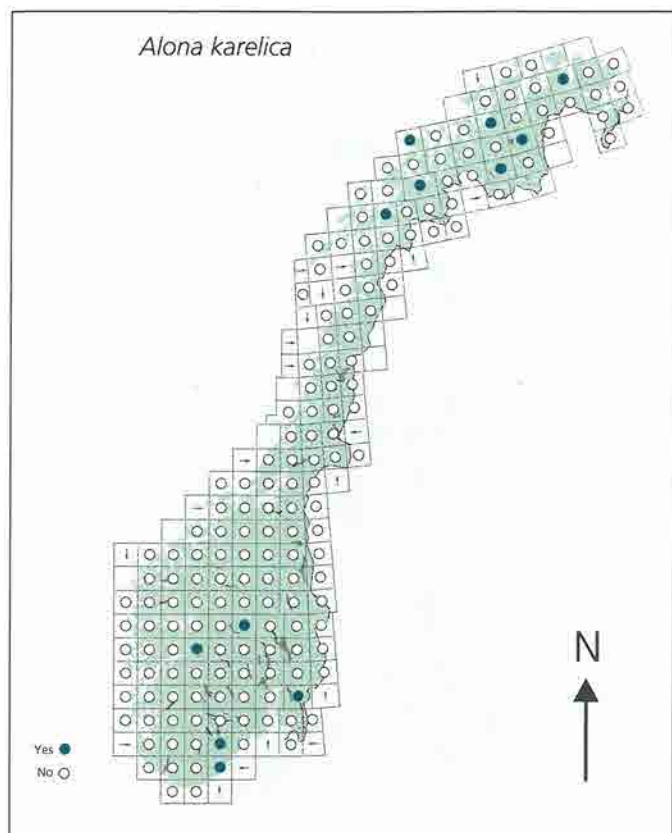
*Daphnia pulex* (**figur 3**) er funnet i 11 lokaliteter i Norge (0,4 % av lokalitetene).

*C. reticulata* er også en art som også må karakteriseres som relativt sjelden. Den er funnet i 18 lokaliteter i Norge (0,7 %) og var totalt sett den vanligste arten i dammene på Berg og Kinn. Andre under-søkelser viser at den ofte forekommer i større antall når den først er tilstede (Walseng & Halvorsen 1993, Halvorsen et al. 1994, Spikke-land 1999 in press).

*Oxyurella tenuicaudis*, *Alona karelica*, *Ceriodaphnia megops* (**fi-gur 4**) og *Pleuroxus trigonellus* må også karakteriseres som sjeldne og er alle funnet i mindre enn 1 % av tilsammen 2500 undersøkte lokaliteter. *O. tenuicaudis* og *C. megops* er kun funnet på Øst-landet øst for Oslo, mens *A. karelica* og *P. trigonellus* har en mer spredt utbredelse (**figur 5**). De to sistnevnte ble bare funnet i dam-men på Berg, mens *O. tenuicaudis* og *C. megops* ble funnet i begge dammene.

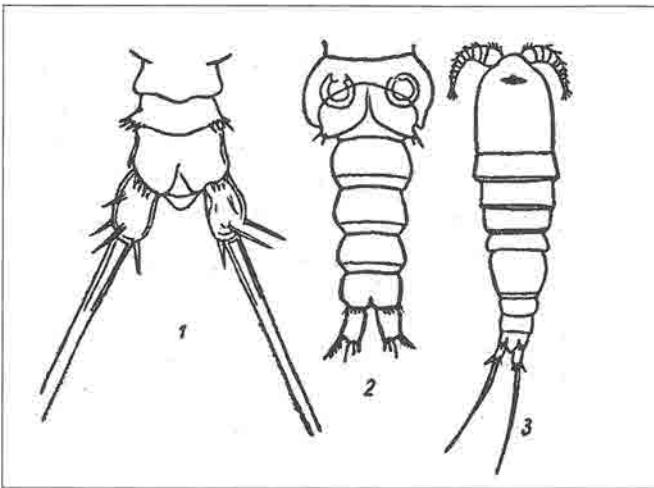
#### Hoppekreps (Copepoda)

*Specocyclops colchidanus* er kun beskrevet fra en elvebank i Kauka-sus (Rylov 1948) der det kun ble funnet ett individ, en hann (**figur 6**). Arten er meget karakteristisk med et utseende som kan minne om en hybrid mellom en hoppekreps og en harpactoide. Den er dessuten meget liten, og den voksne hannen, som ble beskrevet av Rylov, målte kun 0,324 cm. På Kinn ble det i mai 1997 funnet fle-re voksne hanner og hunner.



**Figur 5.** Utbredelsen til vannloppene *Oxyurella tenuicaudis*, *Alona karelica*, *Ceriodaphnia megops* og *Pleuroxus trigonellus*.  
The distribution of the cladocerans *Oxyurella tenuicaudis*, *Alona karelica*, *Ceriodaphnia megops* and *Pleuroxus trigonellus*.





**Figur 6.** Hoppekrepsen *Speocyclops colchidanus* (Rylov 1948).  
The copepod *Speocyclops colchidanus* (Rylov 1948).

*Diacyclops bisetosus* (figur 7) ble funnet på Kinn i oktober 1996. Denne arten er ikke funnet siden Sars første gang beskrev den i 1918 (Sars 1918). Han vurderte den imidlertid til å være relativt vanlig og fant den flere steder i Norge, men alltid i grunne dammer og i grøfter.

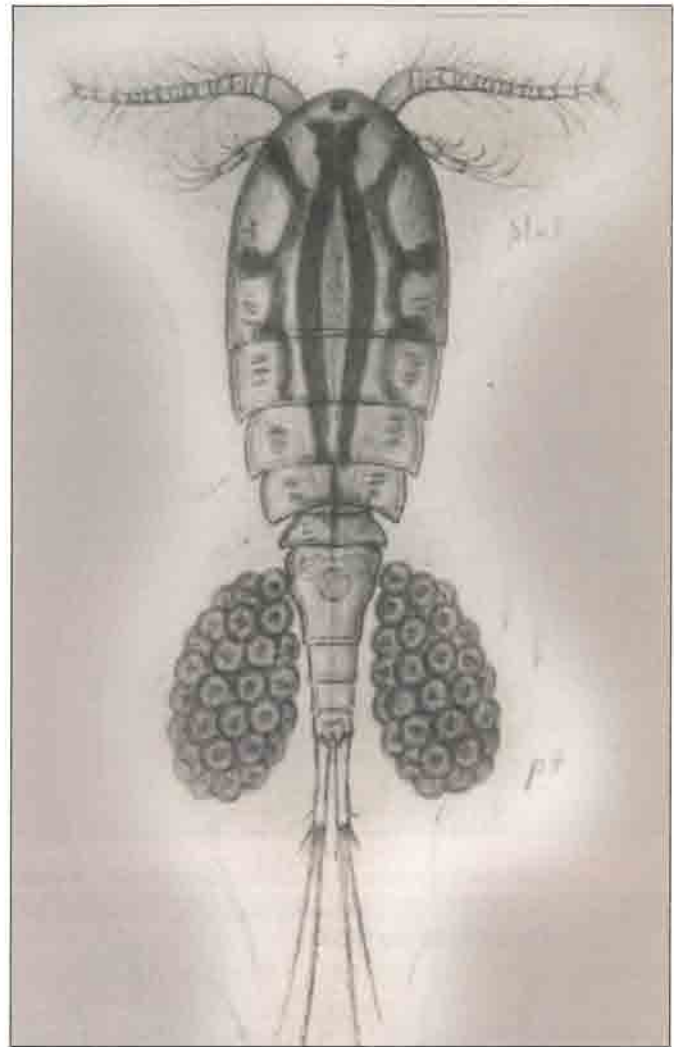
*Ectocyclops phaleratus* ble første gang funnet rundt Oslo i dammer med stagnerende vann der overflaten ofte var dekket med andemat (Sars 1918). Siden er den kun funnet i noen få lokaliteter i Nordmarka (Jørgensen 1972), i Gardermoområdet (Halvorsen et al. 1994), i en fangdam på Jæren (Walseng 1996) og i Rorevassdraget (Walseng unpubl.). I tillegg er den også registrert i en av de undersøkte dammene i Askim (Spikkeland 1999 in press). Den er en typisk bunnform som oppholder seg nær bunnsubstratet hvor den forflytter seg med raske bevegelser. Arten har en vid utbredelse og fins i hele Europa samt i Nord-Amerika og Australia.

*Diacyclops bicuspidatus* er registrert i tilsammen 13 lokaliteter, blant annet i fem dammer rundt Askim (Spikkeland 1999 in press). Sars fant også arten i dammer og grøfter rundt Kristiania og beskrev den som ganske vanlig vårf orm. Til tross for at de fleste funnene er gjort i tilsvarende lokaliteter, er arten også funnet i Lunde- vatn (Halvorsen & Larsen 1998) og i Gjerstadvatn (Skov 1985).

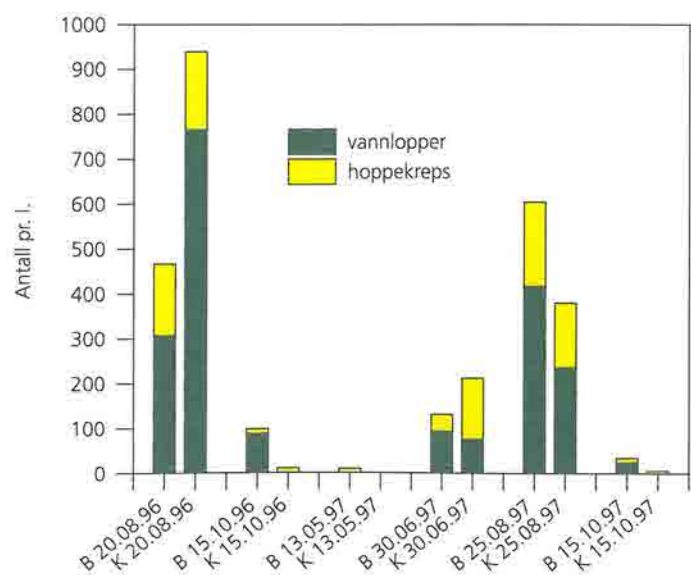
#### 4.2.2 Tetthet og dominansforhold

Størst tettheter ble begge år registrert i august, med flest dyr ved innløpet til Kinn i 1996 da det ble funnet 1592 ind/l (figur 8). Færrest individer ble registrert i mai og oktober da det i flere tilfelle kun ble registrert ett individ pr liter. Gjennomgående var tettheten av dyr størst ved utløpet av de to dammene. Vannlopper dominerte vanligvis over hoppekreps i antall. Unntak fra dette ble registrert i innløpet til begge dammene der hoppekreps kunne være tallmessig overlegne. Også i mai, da det riktignok kun ble funnet et fåtall individer, var det dominans av hoppekreps.

Sammenlignet med tettheten av krepsdyr i tjern i Gardermoområdet må tettheten av dyr i Berg og Kinn karakteriseres som høy (Halvor-



**Figur 7.** Hoppekrepsen *Diacyclops bisetosus* (Sars 1918).  
The copepod *Diacyclops bisetosus* (Sars 1918).



**Figur 8.** Tetthet av krepsdyr ved Berg og Kinn.  
The density of crustaceans at Berg and Kinn.

sen et al. 1994). På Gardermoen ble det med ett unntak registrert flere dyr i juni enn i september. Her ble det imidlertid ikke tatt prøver i siste halvdel av august. I syv nyetablerte fangdammer på Jæren ble det første høsten registrert opptil 200 ind/l (Walseng et al. 1995). I disse dammene var det hoppekrepsen *Eucyclops serrulatus* som dominerte.

#### Dominansforhold for Berg

*Chydorus sphaericus* og *Ceriodaphnia reticulata* dominerte vannloppefaunaen på Berg. *C. sphaericus* var vanligst og utgjorde betydelige andeler ved alle besøk (vedlegg 2). Størst dominans ble registrert i oktober. Dette er ikke uventet da helårsundersøkelser fra Dokkadeltaet bekrefter at arten utgjør en større andel av krepsdyrsamfunnet utover i sesongen (Halvorsen et al. 1996). Den er ved siden av *Bosmina longispina* den vannloppen som er registrert i flest lokaliteter i Norge.

*Ceriodaphnia megops* er en sommerform og utgjør størst andeler i juni og august. *Simocephalus expinosus*, *C. laticaudata*, *Acroperus harpae* og *Eurycerus lammelatus* kunne også utgjøre mer enn 5% av krepsdyrfaunaen. Nauplier og ubestemte copepoditter utgjorde betydelige andeler gjennom hele sesongen, mens voksne hoppekreps nesten alltid utgjorde små fraksjoner.

#### Dominansforhold Kinn

På Kinn var *C. reticulata* den vanligste arten. I august utgjorde den respektive 62,7% (1996) og 46,9% (1997) (vedlegg 2). *S. expinosus* utgjør også betydelige andeler på Kinn, i juni hele 18,1%.

Interessant er det at *Daphnia pulex* i august utgjorde 14,0% og 2,7% i henholdsvis 1996 og 1997. Denne arten er forholdsvis sjelden, mens slektningen *D. longispina*, som ble registrert i Berg, er vår vanligste *Daphnia*-art. *D. pulex* synes å være mer konkurranse-svak enn *D. longispina* og er hovedsakelig funnet i små dammer uten fiskepredasjon. I Askim var den en av de vanligste artene og forekom ofte tallrikt eller dominant (Spikkeland 1999 in press).

Chydoridene *Alona guttata* og *Chydorus sphaericus* kunne også utgjøre mer enn 5% av faunaen.

Blant hoppekrepsene var *Eucyclops serrulatus* den vanligste. Også *E. speratus*, *Paracyclops fimbriatus*, *Diacyclops bicuspidatus* og *Speocyclops colchidanus* utgjorde ved enkelte besøk mer enn 5% av faunaen. Dette var imidlertid kun i de tilfellene at tettheten var generelt lav, dvs i mai og oktober.

### 4.3 Andre dyr i vannfasen

#### 4.3.1 Kommentarer til arts/gruppeinventaret

I de kvantitative krepsdyrprøvene fra 1997 ble også andre invertebrater registrert uten at de ble artsbestemt (vedlegg 3). Fåbørstemark (Oligochaeta), muslingkreps (Ostracoda), gråsugge (*Asellus aquaticus*), harpactoider (Harpactoida), døgnfluer (Ephemeroptera), steinfluer (Plectoptera) og fjærmygg (Chironomidae) var blant gruppene som kunne dominere (vedlegg 3). Noe uventet ble en knott registrert ved innløpet til Berg 15/10-1997. Denne må antas å ha

kommet som driv med bekken da knott er sterkt knyttet til rennende vann der de lever festet til bunnsubstratet.

#### 4.3.2 Tetthet og dominansforhold

Det var klare forskjeller mht hvilke arter/grupper som dominerte i de to dammene (tabell 5). Mens muslingkreps og fjærmygg var vanligst i Berg, var døgnfluer og gråsugge de to mest tallrike gruppene i Kinn. Her kunne også harpactoider og fjærmygg være dominante. Det samme var tilfelle i begge dammene med fåbørstemark og steinfluer.

I begge dammene var det flere dyr i juni og august enn i mai og oktober (figur 9). I mai var det flest dyr på Berg, mens Kinn hadde størst tetthet i oktober. Her hadde døgnfluene en markert topp i august etter at de ikke var registrert i vannfasen verken i mai eller juni. Dette faller sammen med en kraftig økning av døgnfluer også inne i vegetasjonen (jfr neste kapittel). Høye tettheter og stort predasjonstrykk inne i vegetasjonen er sannsynligvis noe av årsaken til at dyr migrerer ut i vannfasen.

Tabell 5. Sammensetning av "andre dyr"

i krepsdyrprøvene fra inn- og utløp på Berg og Kinn i 1997. Composition of "other animals" in crustacean samples from the in- and outlet of Berg and Kinn in 1997.

Lokalitet	Berg inn		Berg ut		Kinn inn		Kinn ut	
	%	%	%	%	%	%	%	
Hydroider (Athecata)							0,6	
Flimmerormer (Turbellaria)	2,2	0,5			1,4		0,5	
Rundormer (Nematoda)	0,8	1,4			0,8		1,9	
Taglormer (Nematomorpha)							0,1	
Snegl (Gastropoda)	0,7	1,8					1,0	
Igler (Hirudinea)	0,1	0,1					0,2	
Fåbørstemark (Oligochaeta)	16,5	6,0			9,1		9,6	
Harpactoider (Harpacticoidea)	0,4	0,5			0,6		15,2	
Muslingkreps (Ostracoda)	11,1	67,6			0,2		3,6	
Gråsugge (Asselus aquaticus)	0,1	1,6			11,8		25,8	
Midd (Acari)	0,4	0,1			0,1			
Edderkopper (Aranea)								+
Spretthaler (Collembola)	0,8	+			1,6		0,2	
Døgnfluer (Ephemeroptera)	0,4	4,7			40,4		20,2	
Steinfluer (Plectoptera)	7,5	0,3			0,5		3,6	
Buksvømmere (Corixidae)							0,2	
Biller (Coleoptera)	0,3				0,4		0,6	
Vårfluer (Trichoptera)		+					+	
Svevemygg (Chaeboridae)	0,1	0,2					0,4	
Knott (Smulidae)	0,1				0,1			
Fjærmygg (Chironomidae)	58,3	14,7			21,6		12,6	
Sviknott (Ceratopogonidae)	0,1	0,5					0,6	
Tovinger ubest. (dipt ind)		0,1			0,6		0,8	
Salamandere (Salamandridae)							0,2	
Antall individer:	1541	2617	1386	2541				

## 4.4 Makroinvertebrater og vertebrater i vegetasjonen

### 4.4.1 Kommentarer til arts/gruppeinventaret

**Tabell 6** viser taxa som ble registrert i håvsveipene. Antall individer, som ble artsbestemt, framgår av **vedlegg 4**. I fortsettelsen følger kommentarer til artslista.

#### Igler (Hirudinea)

Det ble til sammen funnet seks iglearter, hvorav alle ble funnet på Berg, mens det ble funnet fire arter på Kinn. *Erpobdella octoculata* og *Haemopsis sanguisuga* ble bare funnet på Berg. *G. heteroclita* har status sjelden i DNS rødliste fra 1992 og fins trolig i begge dammene. Det må tas et lite forbehold da disse funnene ikke er verifisert. *Erpobdella octoculata* er bare funnet på Øst- og Vestlandet (Dolmen 1996a). Dette var dominerende art på Berg. På Kinn utgjorde *Helobdella stagnalis* brorparten av individene.

I tilsammen 31 dammer i Østfold (Dolmen 1992) ble det aldri registrert mer enn fire arter i én dam. Tre arter var det meste som ble funnet i dammer langs Gaula (Kjærstad 1998) og i dammer omkring Askim (Spikkeland 1999 in press).

#### Snegler (Gastropoda)

I alt åtte akvatiske og en semiakvatisk snegleart (*Succinea* - Rav-

negl) ble funnet. Tre av artene, *Valvata cristata*, *Hippeutis complanatus* og *Lymnaea glabra*, ble bare funnet på Berg. Forekomst av *L. glabra* er stort sett konsentrert til områder i nærheten av Oslofjorden, hvor den er vanlig (Økland 1990). Noen få lokaliteter i Aust-Agder og Rogaland har arten, og i Nord-Trøndelag fins det tre meget spesielle, isolerte populasjoner. Arten blir betegnet som sjelden i Limnofauna Norvegica (Økland & Økland 1996), men står ikke på DNS rødliste fra 1992. Flere individer fra Kinn som kan ha vært *Gyraulus albus*, er ført opp som *Gyraulus sp* i tabellen. *G. albus* er bare funnet i 10 lokaliteter i Norge (Økland 1990).

Økland (1990) fant aldri mer enn seks arter ferskvannssnegl i dammer, og det var kun tre av 121 lokaliteter som hadde så mange arter. Én av 62 grøftelokaliteter hadde syv arter, og én av 70 lokaliteter i stilleflytende elver hadde så mye som åtte arter (Økland 1990). Berg, med åtte akvatiske sneglearter, må derfor i denne sammenheng karakteriseres som svært artsrik.

#### Døgnfluer (Ephemeroptera)

*Cloeon inscriptum* dominerte totalt både på Berg og på Kinn i august og oktober. I tillegg fantes det nymfer av *Arthropilea congener* i mai og juni på Berg, og en eller to arter av *Siphonurus lacustris* og muligens *aestivalis* på samme tidspunkt på Kinn. På Berg ble det også funnet ett individ av *Leptophlebia marginata* i mai.

I følge litteraturen er *C. inscriptum* typisk for små dammer både med og uten tilløp (Nagell 1979, Engblom 1996). Karakteristisk for dammer med dominans av *C. inscriptum* er at de er grunne, mottar alloktont materiale, har liten eller ingen gjennomstrømning og har vanligvis 3-4 måneder med anoksiske forhold om vinteren (Nagell 1979). Dette er en beskrivelse som passer godt både for Berg og Kinn. Flere studier er gjort på *C. dipterum* evne til å overleve i oksygenfritt miljø (Nagell & Fagerström 1978, Nagell 1979).

Alle artene som ble funnet på Berg og Kinn, synes ellers å være typiske for lenticke habitater, selv om de også forekommer i rennende vann. Dette gjelder i særlig grad *Leptophlebia sp.* og *Siphonurus lacustris* (Maitland 1979).

Kjærstad (1998) fant en lokalitet med seks døgnfluearter. I de mest artsrike lokalitetene ble det imidlertid kun funnet tre arter. I flere undersøkelser av dammer i Østlandsområdet er *C. dipterum* eneste døgnflueart (Dolmen 1991, Bolghaug 1996, Spikkeland 1999 in press).

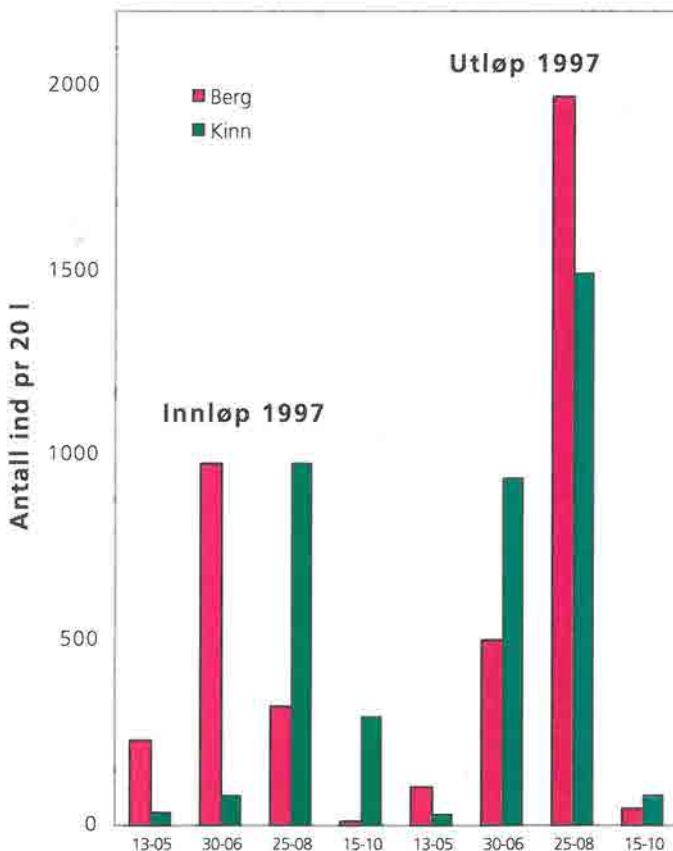
#### Steinfluer (Plecoptera)

*Nemoura cinerea* var den eneste steinfluearten i begge dammene. *Nemoura cinerea* er en svært vanlig art som finnes over hele landet (Solem 1996). De fleste steinfluearter er typiske for klart, kaldt og rennende vann med gode oksygenforhold, men *N. cinerea* tåler godt anoksiske forhold og fins ofte i dammer, der den ofte er assosiert med døgnfluen *C. dipterum* (Nagell & Fagerström 1978).

Kjærstad (1998) fant to steinfluarter i én dam og ellers bare én art i samme lokalitet.

#### Øyestikkere (Odonata)

Til sammen ble det funnet seks libellearter og to arter av vannnymfer, et artsantall som kan karakteriseres som middels artsrikt sam-



**Figur 9.** Tetthet av "andre invertebrater" i kvantitative prøver (krepsdyrprøver 20 l).  
Density other invertebrates in quantitative samples (crustacean samples 20 l).

menlignet med tilsvarende undersøkelser (Dolmen 1992, Bolghaug & Dolmen 1996, Spikkeland 1999 in press). Tre av libelleartene *Somatochlora metallica*, *Sympetrum danae* og *Libellula quadrimaculata*, ble bare funnet på Berg. Libellen *Aeshna cyanea* (figur 10), som har statusen sjelden (R) i DNS rødliste fra 1992 (Størkersen 1992), ble funnet i begge dammene, og på Kinn var det den desidert vanligste arten. Vannnymfen *Coenagrion hastulatum* var den vanligste øyenstikkerarten på Berg.

De fleste øyenstikkerartene er knyttet til eutrofe, vegetasjonsrike tjern og sjøer (Dolmen 1996b). Samtlige arter som ble funnet i fangdammene på Berg og Kinn, er karakterisert som mer eller mindre euryøke arter, d.v.s. at de ikke har spesifikke habitatkrav, men klarer seg bra langs store deler av den økologiske skalaen (Olsvik et al. 1990, Dolmen 1995b).

### Vannteger (Hemiptera)

Det ble funnet 12 arter av vannteger, henholdsvis tre arter vannløpere, åtte arter buksvømmere og en ryggsvømmerart. De to dammene hadde ni arter hver. Sammenlignet med tilsvarende undersøkelser på Østlandet (Dolmen 1992, Bolghaug & Dolmen 1996, Spikkeland 1999 in press), må dammene på Berg og Kinn karakteriseres som artsrike. Eksempelvis er det i dammene omkring Askim ikke registrert mer enn fire arter i én og samme dam (Spikkeland 1999 in press).

Buksvømmeren *Sigara limitata* ble funnet i begge dammene. Denne arten har status sjelden (R) i DNS rødliste fra 1992 (Størkersen



Figur 10. Libellen *Aeshna cyanea* (foto: Christofer Bang).  
The dragonfly *Aeshna cyanea* (photography: Christofer Bang).

Tabell 6. Taxa funnet i vegetasjonen.  
Taxa found in the vegetation.

	Berg	Kinn
<b>Gastropoda - Snegl</b>		
Valvata cristata	X	
Planorbidae sp.	X	X
Armiger crista	X	X
Bathyomphalus contortus	X	X
Gyraulus sp.	X	X
Gyraulus acronicus	X	X
G. albus/sp	X	
Hippeutis complanatus	X	
Lymnaea truncatula	X	X
L. glabra	X	
Ravsnegl (succinea) - terrestrisk	X	X
<b>Hirudinea - Iglar</b>		
Helobdella stagnalis	X	X
Glossiphonia sp.	X	X
Glossiphonia heteroclita/sp	X	X
G. complanata	X	X
Erpobdella octoculata	X	
Theromyzon tessulatum	X	X
Haemopis sanguisuga	X	
<b>Malacostraca, Asellidae</b>		
Asellus aquaticus	X	X
<b>Ephemeroptera-Døgnfluer</b>		
Arthroplea congener	X	
Siphonuridae sp.		X
Siphonurus sp / aestivalis		X
Siphonurus lacustris		X
Cloeon sp / inscriptum	X	X
Leptophlebia sp	X	
Leptophlebia marginata	X	
<b>Plecoptera - Steinfluer</b>		
Nemoura cinera	X	X
<b>Odonata - Øyenstikkere</b>		
<u>Anisoptera - Libeller</u>		
Aeshna sp	X	X
Aeshna cyanea	X	X
A. juncea	X	X
A. grandis	X	X
Somatochlora metallica	X	
Libellula quadrimaculata	X	
Sympetrum sp	X	
Sympetrum danae	X	
<u>Zygoptera - Vannnymfer</u>		
Lestes sponsa	X	X
Coenagrion hastulatum	X	X
<b>Heteroptera - Vannløpere</b>		
Gerris sp larve	X	X

tabellen fortsetter på neste side...

forts. tabell 6	Berg	Kinn
Gerris lacustris	x	x
	x	
G. lateralis		x
<b>Corixidae – Buksvømmere</b>		
Corixidae sp larve	x	x
Callicorixa praeusta	x	x
Hesperocorixa sahlbergi	x	x
Sigara distincta	x	
S. nigrolineata	x	x
S. falleni	x	
S. limitata	x	x
S. dorsalis/striata		x
S. fossarum		x
<b>Notonectidae –Ryggsvømmere</b>		
Notonecta glauca	x	x
Notonecta glauca imaginea	x	x
Notonecta glauca larve/nymfe	x	x
<b>Coleoptera – Biller</b>		
<u>Gyrinidae (hvirvlere)</u>		
Gyrinus substriatus/natator		x
Gyrinus larve (hvirvler.)	x	
<u>Halipilidae</u>		
Halipilidae larve	x	x
Halipilus fulvus	x	
H. heydeni	x	x
H. ruficollis	x	x
<u>Dytiscidae</u>		
Hydroporinae larve	x	x
Graptodytes pictus	x	
Hydroporus erythrocephalus		x
H. morio/elongatulus/memnonius		x
H. palustris	x	x
H. incognitus?		x
H. striola?		x
H. tristis		x
Hygrotus inaequalis	x	
Hyphydrus ovatus	x	
Hyphydrus ovatus larve	x	
Colymbetinae larver	x	x
Agabus bipustulatus		x
A. sturmii	x	x
Ilybius fuliginosus	x	x
I. guttiger		x
I. subaeneus	x	
Rhantus exoletus	x	
Dytiscinae larve	x	x
Acilius canaliculatus	x	
Dytiscus circumcinctus	x	
D. marginalis		x
<u>Hydrophiloidea, Hydraenidae</u>		
Hydrophiloidea larve	x	x
<u>Hydraenidae</u>		
Hydraena gracilis		x

tabellen fortsetter på neste side...

1992). Et individ som sannsynligvis var *S. striata*, ble også funnet på Kinn. Denne arten har samme status som *S. limitata*. *Callicorixa praeusta* er funnet i seks fylker: Østfold, Akershus, Aust-Agder, Rogaland, Sør- og Nord-Trøndelag. Sigara falleni (Berg) er funnet i like mange fylker, men kun på Østlandet. De øvrige artene er vanlige over større deler av landet (Dolmen 1996c).

#### Mudderfluer (Megaloptera)

En larve tilhørende *Sialis* sp ble funnet på Berg ved de tre siste besøkene i 1997.

#### Biller (Coleoptera)

Det ble med sikkerhet funnet 31 billearter. 23 arter ble funnet med sikkerhet på Berg og 21 arter på Kinn. 13 arter ble funnet i begge dammene. De nevnte artsantallene er sannsynligvis enda høyere da det er flere usikre bestemmelser. Den mest artsrike lokaliteten av i alt 31 undersøkte dammer i Østfold hadde til sammenligning 24 taxa (Dolmen 1992).

**Virvlere (Gyrinidae):** Voksne virvlere ble bare fanget på Kinn, og disse ble artsbestemt til enten *Gyrinus substriatus* eller *G. natator*. *G. substriatus* er vanlig i hele landet, mens *G. natator* bare er funnet i Østfold og Akershus (Ødegaard et al. 1996). Bare larver av virvlere ble funnet på Berg. *G. natator* er definert som "hensynskrevende" i det nye forslaget til rødliste for biller (Hanssen et al. 1997). Virvlere foretrekker hovedsakelig stillestående vann (Holmen 1987).

**Vasstråkkere (Halipilidae):** Av til sammen tre halipilidearter ble én art, *Halipilus fulvus*, bare funnet på Berg. *H. heydeni* var vanligst i begge dammene. Denne er funnet sparsomt på Østlandet og i de ytre områder av Sørlandsfylkene (Ødegaard et al. 1996). Den tredje arten, *H. ruficollis*, er vanlig over hele landet. Størst artsrikdom av halipilider ser ut til å forekomme i klare, men næringsrike dammer (Nilsson 1996a), men *Halipilus fulvus*, som ble funnet på Berg, fins vanligvis i vann av mer oligotrof karakter (Holmen 1987). *H. heydeni* og *H. ruficollis*, som var relativt vanlige i begge dammene, er begge hovedsakelig funnet i små vann med rik vegetasjon (Holmen 1987). *H. heydeni* er funnet sparsomt på Øst- og Sørlandet, men er ikke noen rødlisteart (Dolmen 1992, Hanssen et al. 1997).

**Vannkalver (Dytiscidae):** Dette var den mest artsrike familien i begge dammene, og det ble funnet arter fra underfamiliene Hydroporinae, Colymbetinae og Dytiscinae. Tre bestemmelser fra Kinn er imidlertid usikre: *Hydroporus incognitus*, *H. striola* og *H. morio/elongatulus/memnonius*. Sett bort i fra disse tre artene ble det til sammen funnet 15 vannkalvarter, 10 på Berg og åtte på Kinn. Bare tre arter ble funnet i begge dammene.

*Graptodytes pictus* ble funnet én gang på Berg. Dette er en typisk elve-/fjnnsjøart som foretrekker sparsom vegetasjon og ganske klart vann (Nilsson & Holmen 1995). Et eksemplar av *Ilybius guttiger* ble funnet på Kinn. Denne arten er bare funnet i Østfold, Akershus, Vestfold og ytre Aust-Agder (Ødegaard et al. 1996).

Vannkalver fins i de fleste ferskvannshabitater, med størst artsrikdom i mindre, stillestående vann, ofte med en sterk sesongvariasjon (Nilsson 1996b). For de fleste artene som ble funnet, er stillestående vann det typiske habitatet. Tre av artene har mindre spesifikke habitatkrav, og *Rhantus exoletus* og *Graptodytes pictus*, som beg-

ge ble funnet på Berg, foretrekker større vann og innsjøer (Nilsson & Holmen 1995).

**Vannkjær (Helophoridae, Hydrophilidae):** Det ble til sammen funnet ni arter av vannkjær, syv på Berg og syv på Kinn. Fem arter ble funnet i begge dammene. En artsbestemmelse er usikker: *Helophorus minutus/sp/granularis*.

*H. brevipalpis* ble funnet i store mengder i august 1996, og den var totalt sett dominerende billeart. I august 1997 var antallet imidlertid halvert på Berg, og på Kinn var det redusert til nesten en tidel av hva det var året før. Den var allikevel den mest tallrike arten i begge dammer, med spesielt stor dominans på Berg. Derrest var *Anacaena lutescens* den vanligste vannkjærarten i begge dammene.

Vannkjærarter fins i mange ulike habitater, både terrestriske og akvatiske. De aller fleste artene har imidlertid minst én del av livssyklusen knyttet til vann, og de få helt terrestriske artene forekommer alle i svært fuktige habitater. Majoriteten av nord-europeiske arter forekommer i mer eller mindre eutrofe, stille eller sakteflytende vann (Hansen 1996).

**Palpebiller (Hydraenidae):** Tre arter ble funnet til sammen. *Hydraena riparia*, som ble funnet i begge dammene, har begrenset utbredelse med funn på Sørøst- og Sørlandet, samt Trøndelag. I Østfold ble den funnet i to av i alt 31 dammer (Ødegaard et al. 1996). *Hydraena gracilis* ble bare funnet på Kinn i august 1997.

*H. riparia* og *H. gracilis* er typiske for rent, rennende vann (Hansen 1987). *H. riparia* skal dessuten ikke være funnet i små stillestående vann, slik som i alle fall Kinn må sies å være om sommeren, nesten uten tilløp. Den tredje arten, *Limnebius trunkatellus*, forekommer også hovedsakelig i rennende vann (Hansen 1987).

#### Vårfluer (Trichoptera)

Åtte arter vårfluelarver ble funnet til sammen, hvorav tre arter, *Micropterna lateralis*, *Oligotricha striata* og *Agrypnia pagetana*, kun på Berg. *Glyphotaenius pellucidus/Phacopteryx brevipennis* er pga usikkerhet med hensyn til artsbestemmelsen, regnet som én art. Sannsynligvis var begge artene tilstede, muligens én art i hver dam, men dette er ikke blitt verifisert.

De fleste av vårflueartene som er funnet i denne undersøkelsen, er hovedsakelig knyttet til stillestående vann eller sakteflytende elver (Wallace et al. 1990, Edington & Hildrew 1995). *Oligotricha striata* oppgis å foretrekke surt myrvann i dype dammer og grøfter (Wallace et al. 1990), noe som er litt overraskende i forhold til forekomsten på Berg. Alle artene som ble funnet på Berg og Kinn, bortsett fra én, tilhørte familiene *Phryganeidae* og *Limnephilidae*. I følge Barnes (1983) er arter i disse familiene knyttet til tett vegetasjon og er seine kolonisorer. De skal dessuten være typiske i vann med høy pH (Bendell & McNicol 1995). Alle artene er for øvrig vanlige i Norge. *O. striata* og *Agrypnia pagetana* har en noe mer spredt forekomst enn de øvrige (Solem & Andersen 1996).

Av relevant, tilgjengelig litteratur, var det bare Kjærstad (1998) som hadde artsbestemt vårfluelarver. Han fant 19, 12 og åtte arter i tre undersøkte dammer. Sammenlignet med dette var både Berg og Kinn ganske artsfattig med h.h.v. åtte og fire arter. Vårfluer skal

forts. tabell 6	Berg	Kinn
<i>H. riparia</i>	x	x
<i>Limnebius trunkatellus</i>	x	x
<u>Helophoridae</u>		
<i>Helophorus brevipalpis</i>	x	x
<i>H. flavipes</i>	x	x
<i>H. minutus</i>		x
<i>H. minutus/sp/granularis</i>	x	x
<u>Hydrophilidae</u>		
Hydrophilidae larve	x	x
<i>Anacaena lutescens</i>	x	x
<i>Enochrus affinis</i>		x
<i>E. fuscipennis</i>	x	
<i>E. ochropterus</i>	x	x
<i>Laccobius minutus</i>	x	
<i>Cercyon convexiusculus</i>		x
<i>Stenus</i> sp (kortvinge)	x	x
<b>Megaloptera – Mudderfluer</b>		
<i>Sialis</i> larve	x	
<b>Trichoptera – Vårfluer</b>		
Limnephilidae sp	x	x
<i>Limnephilius rhombicus</i>	x	x
<i>L. Extricatus</i>	x	x
<i>L. Lunatus</i>	x	x
<i>Micropterna lateralis</i>	x	
<i>Glyphotaenius pellucidus/</i>		
<i>Phacopteryx brevipennis</i>	x	x
Phryganeidae sp	x	
<i>Oligotricha striata</i>	x	
<i>Agrypnia pagetana</i>	x	
<i>Holocentropus dubius</i>	x	x
<b>Gasterosteridae – stingsild</b>	x	
<i>Gasterosteus aculeatus</i>		
<b>Amphibia – Amfibier</b>		
<i>Triturus vulgaris</i> larve	x	x
<i>Rana temporaria</i> larve		x
<i>R. arvalis</i> larve	x	
<b>Andre arter og grupper</b>		
Hydra – Nesledyr	x	x
Turbellaria – Flimmerormer	x	x
Collembola – Spretthaler	x	x
Nematoda – Rundormer	x	x
Bivalvia – Muslinger	x	x
Nematomorpha – Taglormer		x
Harpactoider	x	x
Ostracoda – Muslingkreps	x	x
Chironomidae – Fjærmygg	x	x
Hydracarina - Midd	x	x
Ceratopogonidae – Sviknott	x	x
Chaoboridae – Svevemygg	x	x
Culicidae – Stikkemygg	x	x
Simuliidae – Knott		x
Lepidoptera – Sommerfugler		x



**Figur 11.** Spissnutefrosk (*Rana arvalis*) (foto: Dag Dolmen).  
Moor frog (*Rana arvalis*) (photography: Dag Dolmen).

Imidlertid være en av de første dyregruppene som rammes ved organisk forurensning, sammen med døgnfluer og steinfluer (Resh & Jackson 1993).

### Amfibier (Amphibia)

*Tritius vulgaris* (liten vannsalamander) ble funnet i begge dammene. I følge Glandt & Heinrich (1998) har den lille vannsalamanderen, sammenlignet med andre amfibiearter, en ganske dårlig evne til å kolonisere nye habitater. Denne er kategorisert som sårbar (V) i DNS rødliste.

Larve av spissnutefrosk (*Rana arvalis*) ble funnet på Berg. Denne arten (figur 11) er kategorisert som sjelden i rødlisten, og er oppført på Bern-konvensjonens liste II (Corbett 1989). På Kinn yngler vanlig frosk (*R. temporaria*).

Amfibiene er en av dyregruppene som har fått desidert størst oppmerksomhet i forbindelse med nedgangen av våtmarkshabitater både i Norge og ellers i verden (Corbett 1989, Laan & Verboom 1990, Griffiths & Beebee 1992, Beebee 1996, 1997, Oldham & Swan 1997, Smit et al. 1998, Puky et al. 1998, Glandt & Heinrich 1998). Det har derfor blitt satt sterk fokus på vern av amfibiehabitater.

### Stingsild (Gasterosteridae)

På Berg ble det observert trepigget stingsild (*Gasterosteus aculeatus*) ved innløpet både i 1996 og 1997. Denne kan leve i alle slags akvatiske habitater, både ferskvann og saltvann, fra store innsjøer og åpen sjø til små temporære bekker og dammer. Den fins imidlertid ikke i elver med sterk strøm og har en begrenset utbredelse i forhold til høyde over havet (Bell & Foster 1994). Arten fins i alle deler av Norge (Hesthagen 1996).

Stingsilda har en allsidig diett. Snegl (Gastropoda), fåbørstemark (*Tubifex* sp), hoppekrepser (Copepoda), vannlopper (Cladocera), muslingkrepser (Ostracoda), gråsugge (*Asellus aquaticus*), døgnfluer (*Cloeon* sp), sommerfugler (*Leptophlebia*), svevemygg (*Chaoborus*) og fjærmygg (*Chironomidae*) er blant byttedyrene som nevnes (Larson & McIntire 1993, Hart & Gill 1994). I en norsk undersøkelse fra Kvernnavann skal stingsilda ha spist nesten bare *Daphnia longispina* og *Bosmina longispina* (Hart 1994). Trepigget stingsild forekommer som tre ulike morfer, hvor den ene typen lever pelagisk, en annen er bunnlevende, og en tredje er en mellomting. Pelagisk fisk har naturlig nok zooplankton som hovedføde, mens bunnlevende fisk spiser ulike bunndyr (Schluter 1993, Larson & McIntire 1993).

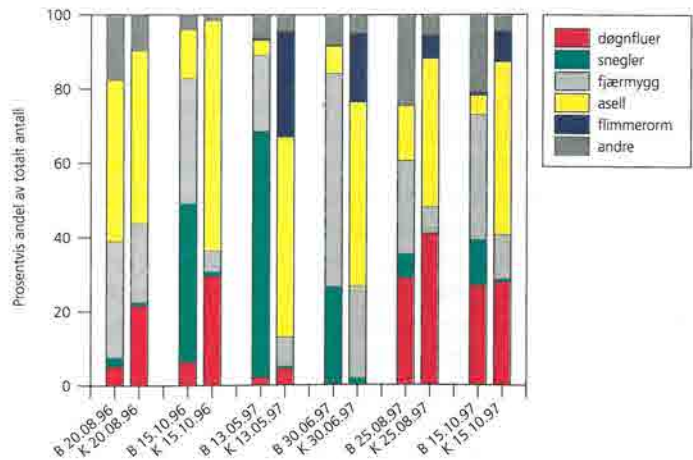
Verken Spikkeland (1998) eller Dolmen (1992) har oppgitt noe funn av stingsild, mens Kjærstad (1998) fant arten i alle unntatt én av dammene han undersøkte. En forklaring på dette kan være at både Dolmen og Spikkeland i hovedsak undersøkte dammer uten verken tilløp eller avløp (i hovedsak gårdsdammer), mens Kjærstads dammer alle ligger langs elva Gaula, slik at fisken sannsynligvis har brukt den som innvandringsvei. På Berg har sannsynligvis stingsilda kommet opp langs utløpsbekken.

### Andre grupper

Sannsynligvis fins det to arter av småmuslinger (*Bivalvia*) i dammene, men disse er ikke artsbestemt. Det fantes etter alt å dømme mange arter av fjærmygg (*Chironomidae*), men de er ikke bestemt lenger enn til familie: Sviknott (*Ceratopogonidae*), svevemygg (*Chaoboridae*), stikkemygg (*Culicidae*), midd (*Hydracarina*) og flimmerormer (*Turbellaria*) ble heller ikke artsbestemt. Mange håvprøver inneholdt fåbørstemark (*Oligochaeta*), men artsbestemmelser av disse er bare gjort i bunnproppmaterialet. Muslingkrepser (*Ostracoda*) ble funnet i begge dammene både i håvprøvene og krepsdyrprøvene, men disse er ikke artsbestemt. Det er ikke funnet noe antall for denne gruppen fra håvprøvene, men inntrykket er at de var svært tallrike, spesielt på Berg.

### 4.4.2 Tetthet og dominansforhold

Begge dammene ble sterkt dominert av noen få dyregrupper/arter (figur 12). Snegler (*Planorbidae*) og fjærmygg dominerte oftere på Berg enn på Kinn, mens flimmerormer og særlig gråsugge (*Asellus aquaticus*) utgjorde større andeler på Kinn enn på Berg. Andelen av døgnfluer var større på Kinn enn på Berg i august og oktober 1996, men i august og oktober 1997 utgjorde døgnfluene (stort sett *Cloeon splinscriptum*) store andeler i begge dammene, og forskjellen var liten (figur 12). Flimmerormer ble ikke talt i 1996, derfor vises ikke denne gruppen på figuren i søylene for 1996. Andre grupper utgjør en relativt stor andel på Berg i august 1997, hovedsakelig pga svevemyglarver og i oktober 1997 pga steinfluenymfer.

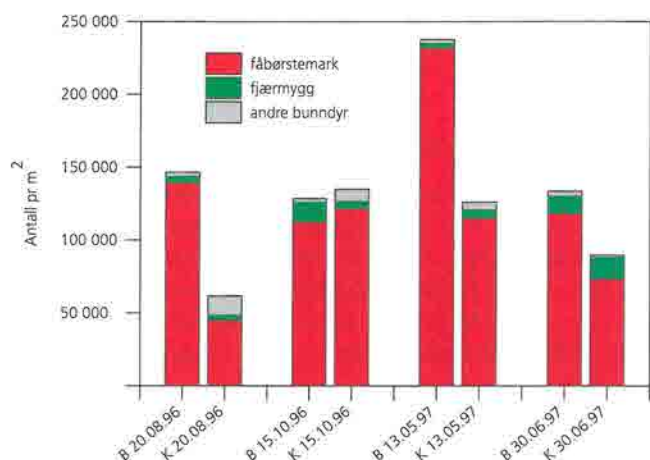


**Figur 12.** Prosentvis fordeling av dominerende dyregrupper i vegetasjonen på Berg (B) og Kinn (K).  
Dominant invertebrate groups found in stands of vegetation at Berg (B) and Kinn (K).

## 4.5 Bunnpropper

### 4.5.1 Kommentarer til arts/gruppeinventaret

Fåbørstemark dominerte i bunnproppene (**figur 13**). Også fjærmygg (Chironomidae) var vanlig i alle prøvene, men forekom i ubetydelig antall i forhold til fåbørstemark. Flatorm (Turbellaria), rundormer (Nematoda), snegl (Gastropoda), muslinger (Bivalvia), igler (Hirudinea), gråsugge (*Asellus aquaticus*), døgnfluer (Ephemeroptera), og sviknott (Ceratopogonidae) ble funnet mer eller mindre hyppig, mens midd (Hydracarina), steinfluer (Plecoptera), øyestikkere (Odonata), biller og billelaver (Coleoptera), vårfluelarver (Trichoptera) og svevemygg (Chaoboridae) kun er påvist.



**Figur 13.** Bunndyrtetthet på Berg (B) og Kinn (K).  
Density of bottom dwelling animals at Berg (B) and Kinn (K).

**Tabell 7.** Fåbørstemark funnet i kvantitative bunnprøver fra Berg og Kinn  
*Oligochaetes* found in bottomdwelling samples from Berg and Kinn.

	Berg				Kinn			
	20.08 1996	15.10 1996	13.05 1997	30.06 1997	20.08 1997	15.10 1996	13.05 1996	30.06 1997
Oligochaeta – fåbørstemark								
<i>Lumbriculus variegatus</i>		x	x	x			x	x
<i>Stylodrilus heringianus</i>								
<i>Tubifex ignotus</i>				x		x	x	
<i>Tubifex tubifex</i>	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>L. claparedieanus</i>	x		x				x	x
<i>L. udekemianus</i>	x							x
<i>Rhyacodrilus falciformis</i>							x	
<i>Slavina appendiculata</i>	x	x	x	x				x
<i>Nais communis</i>	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Stylaria lacustris</i>	x	x	x	x				
<i>Ophidonais serpentina</i>	x	x	x	x				
<i>Specaria josinae</i>		x		x				
<i>Ripistes parasita</i>				x				
<i>Vejdovskyella comata</i>				x				
<i>Enchytraeidae</i> sp							x	x

I fortsettelsen følger kommentarer til fåbørstemarkfaunaen som er den eneste av bunndyrgruppene som ble artsbestemt.

Det ble til sammen funnet 15 taxa fåbørstemark (**tabell 7**), 13 på Berg og 10 på Kinn. Fem taxa ble bare funnet på Berg og to taxa bare på Kinn. Tre familier: Tubificidae, Naididae og Enchytraeidae var representert.

**Tubificidae:** *Tubifex tubifex* og *Limnodrilus hoffmeisteri* var de to dominerende artene i begge dammene. De øvrige artene ble kun funnet fåtallig. Milbrink (1983) karakteriserer en slik artssammensetning som tegn på ekstrem organisk belastning.

*Limnodrilus claparedieanus* og *L. udekemianus* ble funnet i begge dammene. *L. claparedieanus* er funnet få steder i Norge. Et av funnene er imidlertid gjort i Rødnessjøen, som ligger nær dammen på Kinn (Bremnes & Sloreid 1994). Her er også *L. udekemianus* funnet. Denne arten synes å forekomme fåtallig på næringsrike lokaliteter i lavlandet (Bremnes & Sloreid 1994). Begge disse artene brukes som indikatorarter av Milbrink (1983) i gruppen av arter som kjenner seg ut ved betydelig grad av organisk forurensning eller generelt meget eutrofe forhold. *Rhyacodrilus falciformis* ble bare funnet på Kinn. Arten er lite kjent i Norge, og fram til 1994 var det bare ett kjent funn (Bremnes & Sloreid 1994). Dette funnet ble gjort på strømutsatte steder med ustabil, sandet substrat i Sørumsbekken (Bremnes 1986).

**Naididae:** *Ophidonais serpentina* ble funnet hele året på Berg, men ikke på Kinn. Arten er bare funnet enkelte steder i Østfold og Akershus, blant annet langs Haldenvassdraget (Bremnes & Sloreid 1994). *Nais communis* ble funnet ved alle besøk i begge dammene. Den kan opptre i store tettheter ved organisk forurensning (Bremnes & Sloreid 1994). *Ripistes parasita* ble funnet på Berg i juni. Denne arten er funnet få steder i Norge (Bremnes & Sloreid 1994).

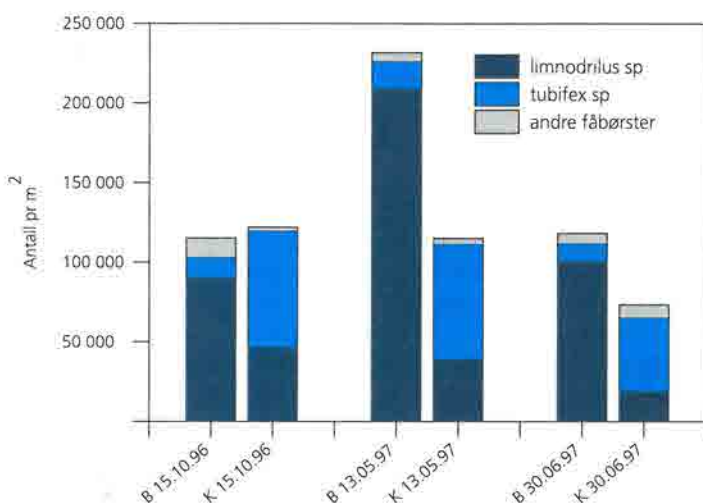


**Enchytraeidae:** Eksemplarer av denne familien ble funnet på Kinn i mai og juni. Disse ble ikke artsbestemt.

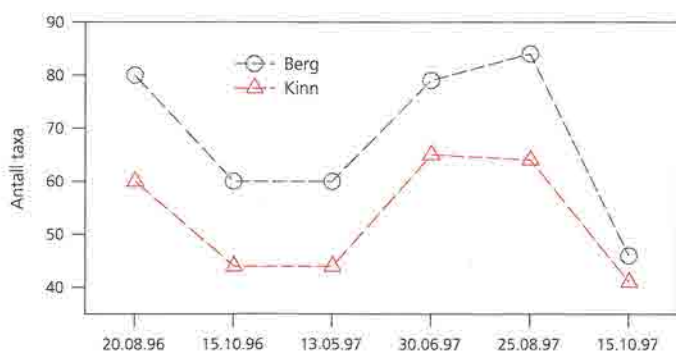
#### 4.5.2 Tetthet og dominansforhold

Av **figur 13** framgår det at tettheten av bunndyr er noe høyere på Berg enn på Kinn. Bare i oktober 1996 har dammene omtrent like høye tettheter. Denne datoen hadde for øvrig Kinn den høyeste bunndyrtettheten av alle de undersøkte dagene, mens Berg hadde den laveste. Fåbørstemark dominerer fullstendig i begge dammene. Fjærmygglarver og andre dyr som ble funnet i bunnprøvene, utgjør en svært liten del av det totale antallet.

**Figur 14** viser at tettheten av *Limnodrilus hoffmeisteri* og *Tubifex tubifex* er ganske forskjellig på Berg og Kinn. På Berg dominerer *L. hoffmeisteri* sterkt, mens *T. tubifex* forekommer i størst tettheter på Kinn. Tallene i figuren bygger på antall fåbørstemark som ble sortert til "tubifex" og "limnodrilus".



**Figur 14.** Tetthet av fåbørstemark på Berg og Kinn. Density of oligochaetes at Berg and Kinn.



**Figur 15.** Antall taxa ved alle innsamlingsmetoder på Berg og Kinn ved ulike prøvedatoer. Total number of taxa by all samplings methods found at Berg and Kinn for various sample dates.

## 4.6 Sammenligning av dammene på Berg og Kinn

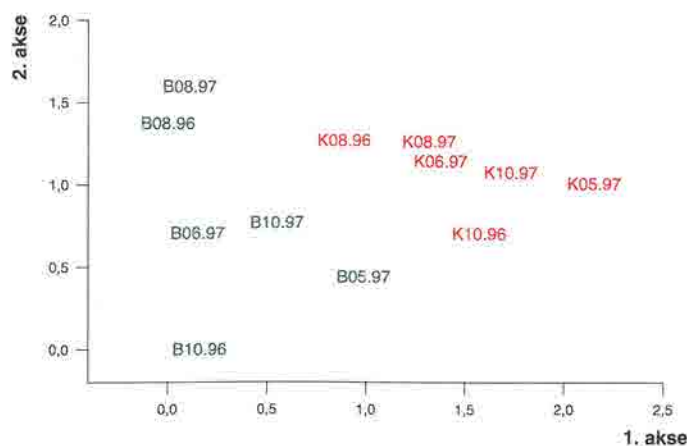
Det ble til sammen funnet 158 taxa i de to dammene, med 136 taxa på Berg og 106 på Kinn. 48 taxa er unike for Berg, mens 23 taxa fins bare på Kinn. Det ble funnet flere taxa på Berg enn på Kinn alle prøvedatoene (**figur 15**).

Sammenlignet med andre undersøkelser fra Østlandsområdet har Berg og Kinn høy artsdiversitet og da i særdeleshet Berg. Undersøkelser viser at kolonisering av nye dammer generelt foregår svært raskt, både med hensyn til planter og dyr, og for makroinvertebrater øker artsantallet svært lite etter det første året (Christman & Voshell 1993, Gee et al. 1997a). Det ser heller ikke ut til at artsdiversiteten øker med damalderen på lengre tidsskalaer (Kjærstad 1998, Dolmen 1992). Det er også vist at artsdiversiteten for makroinvertebrater kan være negativt korrelert med dammenes alder (PondAction 1994).

### 4.6.1 DCA-ordinasjon

Det ble utført to DCA-ordinasjoner: Én ordinasjon på data av forekomst/fravær av arter, og én ordinasjon hvor antall individer av hver art ble lagt til grunn. Den siste metoden vil også gjenspeile samfunnsstrukturen, og ikke bare artssammensetningen. Fåbørstemark (bunnpropper) ble utelatt i begge ordinasjonene, fordi gruppen bare er blitt artsbestemt fra de fire første besøkene. Det er ingen artsbestemmelser av vårfluelarver fra 1996, og disse er også utelatt fra ordinasjonen. Ved ordinasjon av forekomst/fravær er det nesten utelukkende brukt data på artsnivå, mens enkelte grupper (for eksempel *Gyraulus* sp) også er tatt med når antall individer er inkludert.

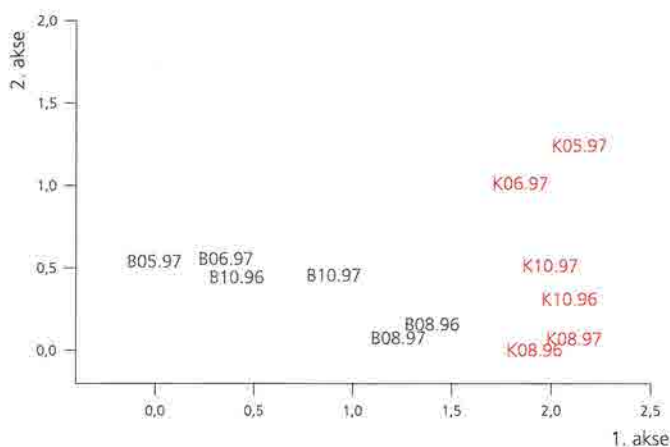
**Figur 16** viser hvordan Berg og Kinn blir plassert i et koordinatsystem ved ordinasjonen av forekomst/fravær data. De to dammene skiller seg tydelig fra hverandre langs 1.-aksen. Bare Berg i mai 1997 og Kinn i august 1996 overlapper. Det kan for øvrig trekkes en rett linje med negativt stigningstall som skiller de to dammene.



**Figur 16.** DCA-ordinasjon der forekomst/fravær av de forskjellige taxa er lagt til grunn. DCA-ordination based on taxa found.

2.-aksen skiller ikke mellom Berg og Kinn, men mellom prøvetakingsdatoer. Alle augustprøvene plasseres øverst langs 2.-aksen, mens mai- og oktoberprøvene plasseres seg lenger ned. Stasjonene fra Berg har større spredning langs 2.-aksen enn stasjonene fra Kinn, men innbyrdes er de ordnet i svært like mønstre.

Ordinasjonen som inkluderer antall individer av hver art (**figur 17**), ga også et klart skille mellom dammene langs 1. aksens. Langs 2. aksens var det denne gangen stasjonene fra Kinn som hadde størst spredning, mens stasjonene fra Berg ligger mer samlet.



**Figur 17.** DCA-ordinasjon der antall individer av hver taxa er lagt til grunn.

DCA ordination based on number of individuals in quantitative samples.

En viss prosentandel av variansen i artsdataene blir forklart ved hver akse, hvorav 1. aksens har størst forklaringsverdi (**tabell 8**).

Ordinasjonen der antall individer av hver art benyttes, ga over dobbelt så sterk forklaringsverdi på variasjonen i dataene langs 1. aksens sammenlignet med ordinasjonen der det ble benyttet forekomst/fravær av arter.

Siden akselengdene ble i korteste laget i forhold til hva som anbefales i teorien, ble det også utført PCA-analyse på dataene. Mønsteret i denne analysen ble imidlertid svært likt DCA-plottene, og DCA ble derfor beholdt som metode.

Spearman Rank Order korrelasjon ble utført for å belyse sammenhengen mellom ulike miljøvariabler, som vannkjemi, og de 4 første aksene i ordinasjonene (**tabell 9** og **tabell 10**). Korrelasjonene er gjort med målinger fra innløpet. Korrelasjoner med utløpsmålingene ble også utført, men forskjellene var små. Alle korrelasjoner som var signifikante for data fra innløpet, var det også i utløpet.

For ordinasjonen av forekomst/fravær var det signifikant korrelasjon ( $P < 0,05$ ) mellom 1. aksens og miljøvariablene totalt fosforinnhold (Tot P), totalt nitrogeninnhold (Tot N) og ledningsevne fra blandprøvene. Korrelasjonskoeffisienten ( $r$ ) var så og si lik for alle tre variablene, hen-

holdsvis 0,74, 0,73 og 0,73. 2. aksens var signifikant korrelert med egne pH-målinger ( $r=0,80$ ), vanntemperatur fra Jordforsk ( $r=0,78$ ), egne målinger av vanntemperatur ( $r=0,70$ ) og lufttemperatur ( $r=0,71$ ).

For ordinasjonen der også antall individer av hver art ble inkludert, var det signifikant korrelasjon mellom 1. aksens og ledningsevne, både egne målinger ( $r=0,57$ ) og målinger fra blandprøvene ( $r=0,58$ ), Tot P ( $r=0,58$ ). 2. aksens var signifikant korrelert til egne målinger av ledningsevne ( $r=-0,57$ ) og pH ( $r=-0,59$ ), og Tot N ( $r=0,69$ ). Flere variable var også signifikant korrelert med 3. og 4. aksens, men disse aksene forklarer svært lite av variasjonen i artsdataene.

Felles for ordinasjonene er altså at Tot P og ledningsevne fra blandprøvene er signifikant korrelert med 1. aksens, og at målinger av ledningsevne og pH tatt under feltbesøkene er signifikant korrelert med 2. aksens.

#### 4.6.2 Likhetsindeks (CYs)

Forskjeller i artsinventar mellom de to dammene blir bekreftet av likhetsindeksen (CYs) (**tabell 11**). Gitt at verdien 0 er maksimal ulikhet og 1 er maksimal likhet, var dammene på Berg og Kinn til alle tider ganske ulike. Størst ulikhet ble konstatert i mai (CYs = 0,25), dernest i juni (CYs = 0,33). I august og oktober begge år var likhetsindeksen CYs ganske lik, med verdier rundt 0,4.

Når indeksen CYs ble beregnet for krepsdyr og makroinvertebrater hver for seg, var det større forskjeller mellom krepsdyrfaunaen enn det var mellom makroinvertebratfaunaen i de to lokalitetene. I mai 1997 hadde de to dammene ikke en eneste felles krepsdyrart, og forskjellen var høyst signifikant ( $<0,001$ ). Ellers lå indeksen for krepsdyr på rundt 0,30, bortsett fra i oktober 1996 som hadde en beregnet CYs på 0,15. Indeksen for makroinvertebrater lå på rundt 0,5 i august og oktober begge år. I mai og juni 1997 var den 0,34.

Det er kjent at artsdiversiteten minker ved høy forurensning (Hawkes 1979, Särkkä 1987, Brittain 1988, Resh & Jackson 1993, Casellato & Caneva 1994, Klæboe 1995, Cao et al. 1996). Gjennomgående lave artsdiversitet på Kinn er således et første indisium på at vannkvaliteten er dårligere i denne dammen enn på Berg. Videre er det flere trekk ved artssammensetning og relativ forekomst av arter som peker i retning av dårligere vannkvalitet på Kinn, og som underbygger resultatene fra DCA-analysene.

Mange av krepsdyrartene er karakteristiske for ferskvann med høyt innslag av næringssalter. *Simocephalus expinosus* er for eksempel inn-til nylig bare registrert fra en dam på Ringerike med svært høy organisk belastning (Elgmørk 1964). Den ble funnet både på Berg og Kinn, der den utgjorde størst andeler på Kinn. *Daphnia pulex*, som ble funnet på Kinn, er også funnet i flere dammer med svært høye organiske belastninger, blant annet ved Trøgstad (Walseng upubl.) Det samme er tilfelle med flere av hoppekrepsartene, blant annet *Megacyclops virdis* og *Cyclops strenuus*.

Gråsugge (*Asellus aquaticus*) fins i vann av alle trofigrader, men masseforekomst av arten synes å være et tegn på organisk forurensning (Økland 1980, Brittain 1988, Cao et al. 1996). Macan (1973) mener at en kombinasjon av store tettheter av gråsugge (*Asellus aquaticus*)

**Tabell 8.** Aksenes kumulative prosentvise forklaringsevne på variansen i artsdataene fra DCA-ordinasjonene. Cumulative explanation strength of the variance in the first four axis of the DCA-ordination

Akse:	1	2	3	4
DCA - forekomst/ikke forekomst	18,5	27,4	31,2	31,8
DCA - inklusive antall individer av hver taxa	40,0	49,9	51,7	52,6

**Tabell 9.** Korrelasjonskoeffisienter (*r*) mellom variable og de fire første DCA-aksene fra ordinasjonen av forekomst/fravær av taxa. Korrelasjonene er gjort med innløpsmålingene, ved Spearman Rank Order Correlation. \* signifikant ( $p < 0,05$ ). Spearman Rank Order coefficients (*r*) between environmental variables measured at the inlet and the first four axes of the DCA ordination based on presence/absence of taxa. \* significant ( $p < 0,05$ ).

Variabel	1. akse		2. akse		3.akse		4. akse	
	r	p	r	p	r	p	r	p
Ledningsevne - egne registr.	0,11	0,733	0,76	0,003*	-0,11	0,733	-0,21	0,498
Ledningsevne - blandprøver	0,73	0,005*	-0,04	0,904	0,31	0,317	-0,41	0,173
pH - egne registr.	-0,17	0,588	0,80	0,00 *	0,12	0,699	-0,19	0,542
pH - blandprøver	-0,32	0,306	0,49	0,100	0,16	0,603	-0,52	0,075
Vanntemp. - egne registr.	-0,51	0,084	0,70	0,009*	-0,07	0,800	-0,42	0,165
Vanntemp. - kontinuerl. registr	-0,33	0,284	0,78	0,002*	0,08	0,800	-0,15	0,619
Tot P - blandprøver	0,74	0,005*	-0,17	0,588	-0,11	0,716	0,25	0,420
Tot N - blandprøver	0,73	0,005*	-0,48	0,105	0,26	0,402	0,27	0,377
Lufttemp.	-0,41	0,181	0,71	0,009*	-0,01	0,956	-0,24	0,442

**Tabell 10.** Korrelasjonskoeffisienter (*r*) mellom variable og de fire første DCA-aksene fra ordinasjonen der antall individer av hver taxa er inkludert. Korrelasjonene er gjort med innløpsmålingene, ved Spearman Rank Order Correlation. \* signifikant ( $p < 0,05$ ). Spearman Rank Order coefficients (*r*) between environmental variables measured at the inlet and the first four axes of the DCA ordination based on number of individuals of each taxa. \* significant ( $p < 0,05$ ).

Uavhengig variabel	1. akse		2. akse		3.akse		4. akse	
	r	p	r	p	r	p	r	p
Ledningsevne - egne registr.	0,57	0,048*	-0,57	0,048*	-0,46	0,123	0,32	0,295
Ledningsevne - blandprøver	0,58	0,045*	0,17	0,572	0,06	0,834	-0,17	0,588
pH - egne registr.	0,33	0,284	-0,59	0,042*	-0,59	0,042*	0,70	0,010*
pH - blandprøver	0,08	0,800	-0,50	0,094	-0,73	0,005*	0,64	0,022*
Vanntemp. - egne registr.	0,12	0,699	-0,51	0,084	-0,83	0,00 *	0,63	0,026*
Vanntemp. - kontinuerl. registr	0,15	0,635	-0,55	0,062	-0,64	0,024*	0,81	0,00*
Tot P - blandprøver	0,58	0,045*	0,11	0,716	0,52	0,080	-0,27	0,389
Tot N - blandprøver	0,18	0,557	0,69	0,013*	0,65	0,020*	-0,41	0,181
Lufttemp.	-0,07	0,887	-0,50	0,094	-0,58	0,045*	0,61	0,033*

**Tabell 11.** Sammenligning av faunaen ved Berg og Kinn ved hjelp av likhetsindeksen (CYs). The similarity index (CYs) comparing the taxa composition at Berg and Kinn.

Dato	20.08.96	15.10.96	13.05.97	30.06.97	25.08.97	15.10.97
CYs samlet artsliste	0,46	0,39	0,25	0,33	0,45	0,43
CYs krepsdyr	0,34	0,15	0,00	0,32	0,31	0,27
CYs makroinvertebrater	0,54	0,53	0,34	0,34	0,54	0,47

og flimmerorm (Turbellaria), som til tider forekom på Kinn, er et tegn på organisk forurensning.

Tette populasjoner av iglene *Erpobdella octoculata* og *Helobdella stagnalis* framheves også som indikatorer på organisk forurensning (Elliott & Mann 1979, Cao et al. 1996). Det blir imidlertid antatt at forekomst av igler ikke er særlig sterkt knyttet til vannkvalitet i seg selv, men først og fremst til mattilgangen (Elliott & Mann 1979, Hawkes 1979). Dette virker sannsynlig i forhold til Kinn og Berg idet *H. stagnalis*, som dominerte på Kinn, har *Asellus aquaticus* som et viktig byttedyr, mens *E. octoculata*, som dominerte på Berg, for en stor del lever av fåbørstemark og fjærmygglarver (Hawkes 1979). Begge de to sistnevnte gruppene forekom tilsynelatende i større tettheter på Berg enn på Kinn.

Leps et al. (1987) grupperer døgnfluer etter forurensningsgrad på vannet. *Cloeon dipterum* blir her klassifisert i gruppen av døgnfluer som karakteriserer den høyeste graden av forurensning. Denne arten har sannsynligvis omtrent den samme biologien som *C. inscriptum*/sp som ble funnet i store mengder i begge dammene. Samtidig plasseres *Leptophlebia marginata*, som ble funnet på Berg, i en gruppe som kjenneretegner god vannkvalitet, gjerne i sjøer i en viss høyde over havet.

Savage (1982) bruker buksvømmere for å klassifisere innsjøer etter vannkvalitet. *Sigara distincta*, som bare ble funnet på Berg, skal være en art som blir negativt påvirket av økende ledningsevne, mens det omvendte er tilfelle for *Callicorixa praeusta* (i begge dammene) og *S. falleni* (bare på Berg). De to siste artene blir oppgitt å trives i mellomstore vann med høy konduktivitet, mens *S. distincta* av mange blir assosiert med mer åpent vann. *S. dorsalis*, som med stor sannsynlighet ble funnet på Kinn, foretrekker omtrent samme konduktivitet som *S. falleni*, men utkonkurreres gjerne av sistnevnte i større dammer og vann (2-50 ha). Disse opplysningene stemmer bra med artsfunnene som ble gjort i dammene, og den arten som skal ha høyest krav til vannkvalitet, *S. distincta*, ble altså bare funnet på Berg.

Fåbørstemark er en godt undersøkt gruppe når det gjelder toleranse overfor forurensning. Av arter som ble funnet, er *Limnodrilus claparedianus*, *L. udekemianus* og *Tubifex ignotus* brukt som indikatorer for betydelig grad av organisk forurensning eller på generelt meget eutrofe forhold (Milbrink 1983). Disse artene ble funnet i begge dammene.

*T. tubifex* er tilsynelatende konkurransesvak og blomstrer opp under ekstreme forhold i begge ender av trofiskalaen. Dersom *L. hoffmeisteri* forekommer i store mengder sammen med *T. tubifex*, slik som på Berg og Kinn, er dette i følge Milbrink (1983) karakteristisk for ekstrem organisk belastning. *T. tubifex*' evne til å tåle ekstreme situasjoner understrekes av flere, idet den ofte er den eneste arten som overlever i de dypere delene av en innsjø, der det gjerne er anoksiske forhold, og den forekommer ofte i store antall ved sterk forurensning (Lang 1978, Bremnes 1986, Särkkä 1987, Casellato & Caneva 1994). Ingen andre arter av fåbørstemark skal være mer resistent mot oksygenvinn enn *T. tubifex* (Milbrink 1979). Poddubnaya (1979) hevder at *T. tubifex* utkonkurrerer *L. hoffmeisteri* i sterkt forurenset vann, mens f.eks. Milbrink (1994) ser ut til å likestille de to artene når det gjelder toleranse for vannforurensning. Dominans av *T. tubifex* på Kinn kan således være et tegn på mer ekstreme forhold her enn på Berg, hvor *L. hoffmeisteri* dominerte.

Alle naididene som ble funnet, har vide økologiske krav og kan tåle høy trofegrad (Särkkä 1987, Bremnes & Storeid 1994). *Nais communis*, som ble funnet ved alle besøk i begge dammene, kan opptre i store tettheter ved organisk forurensning (Bremnes & Storeid 1994). *Lumbriculus variegatus* er den eneste arten fra Berg og Kinn som blir oppgitt å foretrekke renere vann, og som har økt forekomst i oligo- til mesotrofe innsjøer (Bremnes & Storeid 1994).

Fjærmyggfamilien er kjent som en gruppe tovinger med spesielt mange arter som er tolerante for forurensning (Hawkes 1979), men både på Berg og Kinn utgjorde de en svært liten andel i bunnsubstratet. Til gjengjeld var det store mengder fjærmygglarver som var knyttet til vegetasjonen i begge dammene, spesielt på Berg. Harper et al. (1997) mener at *Tubificidae* vil dominere over *Chironomidae* i siltig substrat, mens forholdet blir omvendt i sandet substrat. Dette kan i så fall være en forklaring på den sterke dominansen av fåbørstemark i bunnsedimentet i begge dammene.

#### 4.6.3 Andre faktorer som kan påvirke artsdiversiteten

Det er sjelden bare én forklaring på de mønstre en finner i artssammensetning og artsdiversitet. Selv om vannkvaliteten sannsynligvis er en svært viktig faktor for forskjellene som fins mellom Berg og Kinn, kunne DCA-ordinasjon på det beste bare forklare omtrent halvparten av variasjonen i artsdataene. Dette betyr at det også er andre faktorer som har betydning.

##### Isolasjon

Det er naturlig nok en sammenheng mellom isolerhet og kolonisering (Laan & Verboom 1990, Williams et al. 1997, Kupfer 1998). Jo mer isolert en lokalitet er, jo lengre tid vil en forvente at det tar før den blir kolonisert av ulike arter. Dette er imidlertid en sannhet med modifikasjoner: De fleste insekter, og en god del vannplanter, er på plass allerede den første sommeren, selv i isolerte bassenger (Layton & Voshell 1991, Christman & Voshell 1993, Williams et al. 1997). Hvis det er andre vannforekomster i rimelig nærhet, vil også mindre spredningsdyktige grupper som f.eks. igler, flimmerormer og snegler komme til i løpet av få år (Williams et al. 1997).

Det kan se ut som om krepssdyr til en viss grad er avhengige av spredningskorridorer. Elgmork (1964) fant at 60 % av krepssdyrartene i en del dammer også levde i ovenforliggende vann, slik at kanaler fra disse sannsynligvis var en viktig innvandringsvei. Det er bare Berg som har noen ovenforliggende dam (Finsrud), men dette er også en fangdam av samme alder som Berg. Det er derfor ingen grunn til å tro at Finsrud har vært kilde til så mange arter på Berg og dermed kan forklare den høye artsdiversiteten her i forhold til Kinn.

Det er for øvrig ikke sikkert at bestemte arter koloniserer et nytt habitat, selv om forholdene ligger til rette for det. Lenz (1991) fant ingen signifikant sammenheng mellom artssammensetning av øyestikkere og avstand fra det som ble regnet som kildedammen. Det kan altså tyde på at isolerhet for svært mange arter ikke er en særlig viktig faktor over tid. Dessuten er verken Berg eller Kinn isolerte dammer, da de i utgangspunktet er konstruert i naturlige bekkeløp. På Berg er det i tillegg kort avstand til gårdsdammen på tunet, mens Kinn ligger nær Rødnessjøen. Forskjellene i artsdiversitet mellom de to dammene skulde alt i alt ikke ha noen nær sammenheng med isolerhet.

## Vannvegetasjon

Flere undersøkelser slår fast at det er en sammenheng mellom antall arter av vannplanter og artsdiversiteten i dyresamfunnet (Biggs et al. 1994, Gee et al. 1997a, Kjærstad 1998). Dette er fordi habitatdiversiteten øker med økende diversitet i plantesamfunnet. Det er funnet sammenheng mellom både taksonomisk og strukturell diversitet i plantesamfunnet og antall arter makroinvertebrater (Gee et al. 1997b). Palmer (1981) fant god korrelasjon mellom antall arter makrofytter og antall billearter og vanntegearter.

Øyenstikkere er en godt studert insektgruppe, og det er vist at flere arter har sterke preferanser for spesielle planter eller plantesamfunn for å kunne formere seg (Barnes 1983, Lenz 1991, Buchwald 1992). For eksempel legger *Lestes sponsa* egg i vertikale plante-strukturer, mens *Aeshna*-artene legger egg blant annet i råtnende siv og starr. På bakgrunn av disse opplysningene er det naturlig at *Aeshna*-arter er dominerende både på Berg og Kinn, da begge dammene kan by på mye råtnende plantemateriale.

Det virker sannsynlig at pionerarter blir positivt påvirket av liten vegetasjonsdekning, mens det omvendte er tilfelle for seie kolonisorer. For eksempel mener Macan (1973) å ha klare indisier på at buksvømmeren *Sigara nigrolineata* er assosiert med tett vegetasjon og fasen der dammen gradvis nærmer seg et terrestrisk habitat. På Kinn ble ikke denne arten funnet i det hele tatt i 1996, men var vanligste buksvømmerart på sensommeren i 1997, da det var svært tett vegetasjonsdekning over hele dammen.

Ellers hadde dammene like mange plantearter, hvilket skulle gi omtrent samme variasjon i mikrohabitater. Berg hadde imidlertid mer fri vannoverflate i sedimentasjonskammeret enn Kinn i undersøkelsesperioden, med et plantesamfunn som skilte seg mer fra resten av dammen enn hva tilfellet var på Kinn. Noe av forklaringen på at flere makroinvertebratarter reproduserte på Berg kan altså ligge her.

## Damareal

Det er ulike meninger om damstørrelsens effekt på artsdiversiteten for planter og dyr. Stubbs & Warren (1991) mener at antallet arter øker med økende habitatstørrelse, mens Gee et al. (1997a) fant at det som regel var flere arter i to små dammer til sammen, enn i én stor dam med tilsvarende areal. Lenz (1991) fant ingen sammenheng mellom damstørrelsen og antall øyenstikkerarter. PondAction (1994) fant at det var positiv korrelasjon mellom damarealet og antall plantearter, men fant ikke signifikant korrelasjon med antall arter makroinvertebrater. Dette er for øvrig en motsigelse av at antall arter makroinvertebrater er positivt korrelert med antall plantearter. Både PondAction (1994) og Gee et al. (1997) fant imidlertid sammenheng mellom artsrikdom for både planter og dyr og bevokest areal. Dermed kan en tenke seg at det ikke er damstørrelsen direkte som påvirker artsrikdommen, men eventuelt en større dams muligheter til å by på flere ulike mikrohabitater. Dette kan i så fall tenkes å ha en viss forklaringskraft på forskjellene i artsdiversitet mellom Berg og Kinn, da Berg har dobbelt så stort overflateareal som Kinn.

## Territorialitet

Mange øyenstikkere er territoriehevdene. Ulike arter har ulik territoriestørrelse, og det kan se ut som f.eks. *Libellula quadrimaculata* krever større territorier enn *Aeshna cyanea* (Moore 1991). Slik sett kan damstørrelsen spille en rolle, da den muligens kan bli for liten for enkelte

arters territoriekrav. Det er i alle fall sannsynlig at territoriehevding vil kunne påvirke fordelingen av arter. Det kan være at *A. cyanea* kan forekomme i større tettheter enn andre arter (Moore 1991), og dette kan i så fall være en medvirkende årsak til denne artens suksess i dammer som Berg og Kinn.

## "Tørke-sonen"

Sonen mellom høyeste og laveste vannivå, her kalt tørke-sonen, er et viktig habitat for mange arter av både planter og dyr. Sonen kan være spesielt viktig for våtmarksfloraen, fordi frøene trenger luft for å spire. Videre gir denne sonen leved grunnlag for ulike invertebrater alt etter som den er dekket av vann, er fuktig eller tørr (Biggs et al. 1994). Noen insekter legger eggene sine i denne sonen når den ikke er oversvømt av vann. Dette gjelder for eksempel øyenstikkeren *Somatochlora metallica*, som ofte legger eggene sine i mudder og råtnende blad på bredden av dammen (Fox 1991). *Libellula*- og *Sympetrum*-arter legger gjerne egg når sonen er oversvømmet i områder med lave pionerplanter (Lenz 1991). Alle de nevnte artene kan også spre eggene sine direkte i vannet (Lenz 1991, Fox 1991). Vårfluearten *Limnephilius rhombicus* skal også legge egg i tørke-sonen (Biggs et al. 1994).

Verken Berg eller Kinn har noen spesielt upreget tørke-sone. Berg har allikevel slakere bredder og større områder rundt innløpet som oversvømmes ved høy vannføring enn Kinn. Kanskje kan dette være en medvirkende årsak til at *Libellula quadrimaculata* og *Sympetrum danae* bare ble funnet på Berg, og bare i 1996 da det var en spesielt stor vårflom. Da flommen gikk tilbake kan det reduserte vegetasjonsdekket i sin tur ha gitt *S. metallica* mulighet til å reprodusere. *S. metallica* er vanlig i gårdsdammen på Berg (Bang upubl). Denne dammen brukes som drikkekilde for husdyr og har bredder som delvis er vegetasjonsløse, noe som gir gode forhold for reproduksjon av arten. Antagelig er dette kilden til at det tidvis forekommer larver i fangdammen. Øyenstikkere formerer seg ofte i suboptimale habitater. Dette avhenger imidlertid av at det fins mer passende habitater i nærheten (Moore 1991).

## Fisk

I følge Dolmen (1992) er det en sterk sammenheng mellom artsdiversitet og fiskepredasjon, hvor artsdiversiteten er mindre i dammer med fisk, enn i fiskeløse dammer. Amfibier lider også under fiskepredasjon. I disse tilfellene er det stort sett snakk om tette bestander av karpfisk. Bendell & McNicol (1995) fant også klare tegn på at fiskepredasjon påvirket forekomsten av en del insektgrupper i små innsjøer. En undersøkelse av Macan, omtalt av Healey (1984), viste at øyenstikkeren *Lestes sponsa*, samt flere bille- og tegearter gikk tilbake ved introduksjon av ørret. Gee et al. (1997a) fant derimot ingen bevis på at dammer uten fisk hadde flere makroinvertebrattaxa enn dammer med fisk. I denne undersøkelsen var det ørret som ble holdt i majoriteten av fiskedammene. Den eneste insektgruppen som så ut til å bli særlig påvirket av fiskepredasjon var øyenstikkere, nærmere bestemt libellene.

Når det gjelder forholdet mellom Kinn og Berg, er det tydelig at tilstedeværelse av fisk ikke er noen viktig faktor for ulik artsdiversitet. Tvert i mot er det Berg som hele tiden har flest taxa. Det er allikevel mulig at enda flere arter kunne formert seg på Berg hvis det ikke hadde vært fisk der. Det er usikkert hvorvidt krepsdyrfaunaen på Berg blir særlig påvirket av fiskepredasjon. Det er konstatert at store vannloppearter som f.eks. *Daphnia* går tilbake i antall ved sterk predasjon (Hessen 1992a, Pechar 1995). Det må også tas forbehold om at fisk kan gi rom

for arter som blir holdt borte når samfunnet er strukturert av invertebrater.

### Trær (lys- og skygge-effekt)

Både PondAction (1994) og Gee et al. (1997a) fant at artsdiversiteten av makroinvertebrater minket med økende grad av skygge fra trær. Antall plantearter økte derimot opp til en viss prosentandel skyggedekning, før diversiteten deretter begynte å minke (Gee et al. 1997a). Det ser imidlertid ikke ut til at det er færre sjeldne arter i skyggefulle dammer (PondAction 1994). Av makroinvertebratene var det øyestikkere, døgnfluer og vårfluer som viste negativ korrelasjon med økende grad av skygge. Andre grupper var ikke påvirket (Gee et al. 1997a). Enkelte arter, som f.eks. vårfluen *Limnephilius rhombicus*, foretrekker dessuten skygge dersom de kan velge (Minshall 1984). Lysvekkelse vil også kunne virke negativt inn på filtrerende dyreplankton, fordi veksten av planteplankton begrenses, og dermed også næringsgrunnlaget for zooplanktonet (Hessen 1992b).

Mange arter utnytter tremateriale til ulike formål, både som føde, eggleggingssteder og skjul. Vårfluen *Glyptotaelius pellucidus* bruker for eksempel både råtnende løv og bark som husbyggingsmateriale (Biggs et al. 1994). Avstand til nærmeste skog er en nøkkelfaktor for muligheten for kolonisering av amfibier. Grunnen til dette antas å være økte forbindelser i landskapet, sammen med at skog, eller trebevokste landskaps-elementer er en del av mange amfibiearters sommer- og/eller vinterhabitat (Laan & Verboom 1990). På Kinn ligger det en liten lund med en del trær som delvis benyttes som beite rett ved.

### Vanddybde

PondAction (1994) fant positiv korrelasjon mellom vanddybde og artsrikdom av makroinvertebrater. Dette kan tyde på at dype dammer har rikere dyresamfunn enn grunne. Dette kan i så fall innebære at dersom deler av dammen er "dypvannshabitat" vil dette bidra til å øke artsrikdommen i dammen (PondAction 1994). Sedimentasjonsraten på Kinn var merkbart større enn på Berg. Dette førte til at sedimentasjonskammeret på Kinn var grunnere enn sedimentasjonskammeret på Berg både i 1996 og i 1997, og det står nå for tur til å graves opp (Braskerud pers med).

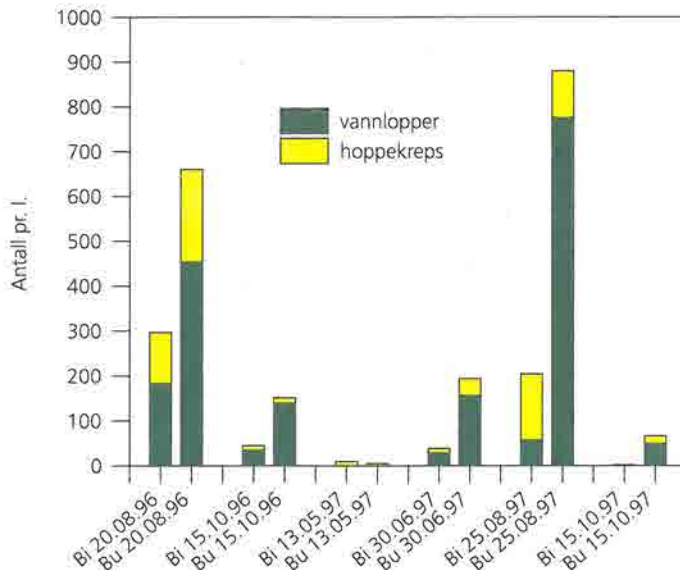
Som det framgår av dette underkapittelet er det en rekke faktorer som er viktige for artsdiversiteten i de to dammene. Det synes imidlertid som om de foran nevnte faktorer trekker i begge retninger med hensyn til hvilken dam som blir favorisert. For å kunne ha sagt noe sikkert om de nevnte faktorens betydning for artsdiversiteten måtte imidlertid flere dammer ha vært undersøkt.

## 4.7 Sammenligning av faunaen mellom innløp og utløp

### 4.7.1 Berg

#### Krepsdyr

Det var klare forskjeller i tettheten av krepsdyr mellom inn- og utløp, med størst tettheter ved utløpet (figur 18). Særlig stor var forskjellen i august 1997, med ca 200 ind/l i innløpet og bortimot 900 ind/l i utløpet. Det var variasjon i antall vannlopper som forårsaket de store ulikhetene. Tettheten av hoppekreps var nesten identisk i inn- og utløp.



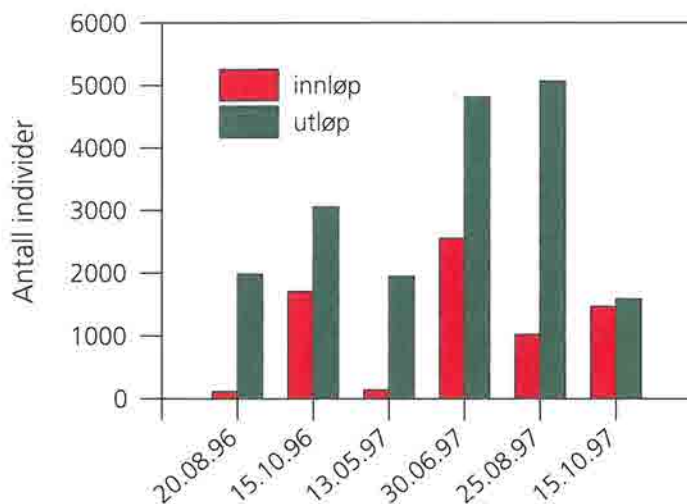
Figur 18. Tettheten av krepsdyr ved inn- og utløp på Berg. The density of crustaceans by the inlet and outlet of Berg.

#### Invertebrater i vannfasen

De mest tallrike gruppene, dvs muslingkrepsene, fjærmygg og fåbørstemark, ble funnet i relativt høye tettheter både ved inn- og utløp (vedlegg 3). Spesielt var det høye tettheter av muslingkreps ved utløpet i august. Ellers opptrådte både gråsugge og døgnfluer mer tallrikt nær utløpet.

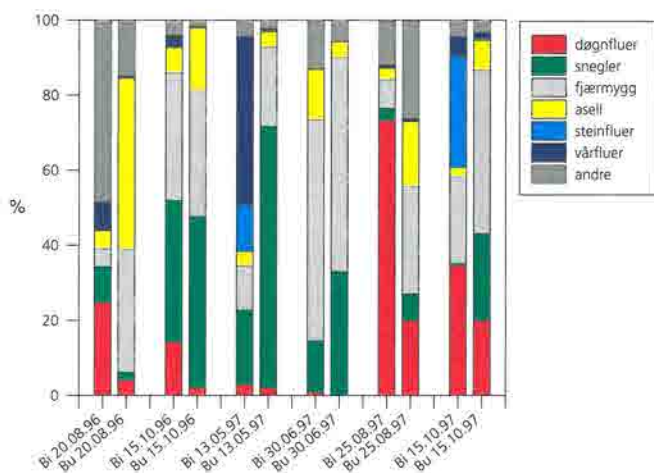
#### Invertebrater i vegetasjonen

Håvprøvene indikerer at det var høyere individtettheter nær utløpet enn ved innløpet, og da spesielt i august. Variasjonen i antall individer gjennom året svingte ikke i takt i inn- og utløp. Fra juni til august 1997 var antall individer i innløpet mer enn halvert, mens det økte noe i utløpet (figur 19).



Figur 19. Antall individer i vegetasjonen nær inn- og utløp på Berg. Number of invertebrates found in the water vegetation at Berg.

Døgnfluene utgjorde en større andel av faunaen i innløpet enn i utløpet hver gang (figur 20). Forskjellen var til dels stor i august og oktober både i 1996 og 1997. Steinfluer og vårfluer ble for det meste funnet i innløpet. Det kan synes som om gråsugge (*Asellus aquaticus*) er mer tallrik i innløpet, men i juni ble det funnet størst tettheter ved innløpet. Sneglene var mest dominerende i utløpet i hele 1997.

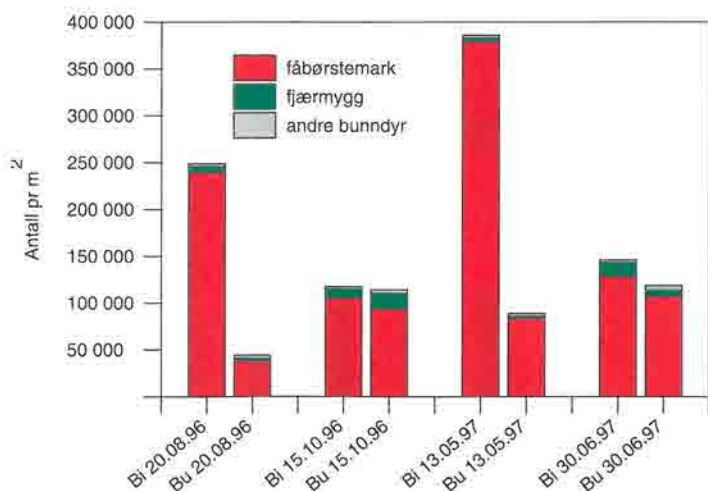


**Figur 20.** Den prosentvise sammensetningen av faunaen ved inn- og utløp på Berg.  
The composition of the fauna by the inlet and outlet at Berg.

### Bunndyr

Det var store forskjeller i tettheten av bunndyr i inn- og utløp på Berg i august 1996 og mai 1997, med flest dyr ved innløpet (figur 21). Særlig i mai var det svært mange små individer, og nær innløpet ble funnet en bunndyrtetthet på opp mot 400.000 ind/m<sup>2</sup>. Fåbørstemark dominerte faunaen i begge ender av dammen.

Totalt sett var det ingen markerte mønstre i relativ forekomst av indikatorarter eller i artsdiversitet som klart kunne tilskrives forskjeller i vannkvalitet mellom inn- og utløp. Det var imidlertid forskjeller i individtetthet, for eksempel var tettheten av både makro-invertebrater og vannlopper gjennomgående mindre i innløpet enn i utløpet.

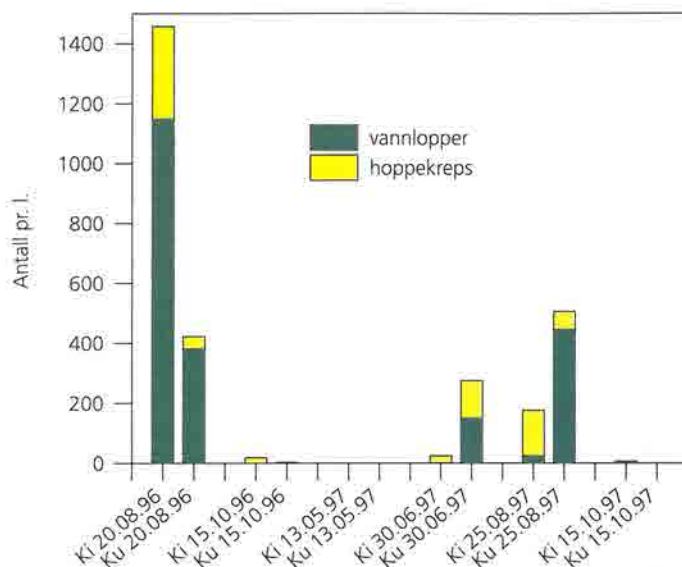


**Figur 21.** Tettheten av bunndyr i inn- og utløp ved Berg.  
The density of bottom dwelling animals by the inlet and outlet at Berg.

## 4.7.2 Kinn

### Krepsdyr

I august 1996 ble det registrert mer enn 1400 ind/l nær innløpet (figur 22). Vannloppene dominerte, og *Ceriodaphnia reticulata* utgjorde 92 %. Ved alle de senere innsamlingene ble det funnet ubetydelige mengder vannlopper i innløpet. Det var dessuten bare i juni og august 1997 at krepsdyr var særlig tallrike, og da hovedsakelig i utløpet. Ca 500 ind/l i utløpet i august 1997 var den nest største tettheten som ble konstatert på Kinn. Ca 200 ind/l i innløpet på samme dag, hvorav 3/4 var hoppekreps, var den nest største tettheten som ble funnet i innløpet.



**Figur 22.** Tettheten av krepsdyr ved inn- og utløp på Kinn.  
The density of crustaceans by the inlet and outlet of Kinn.

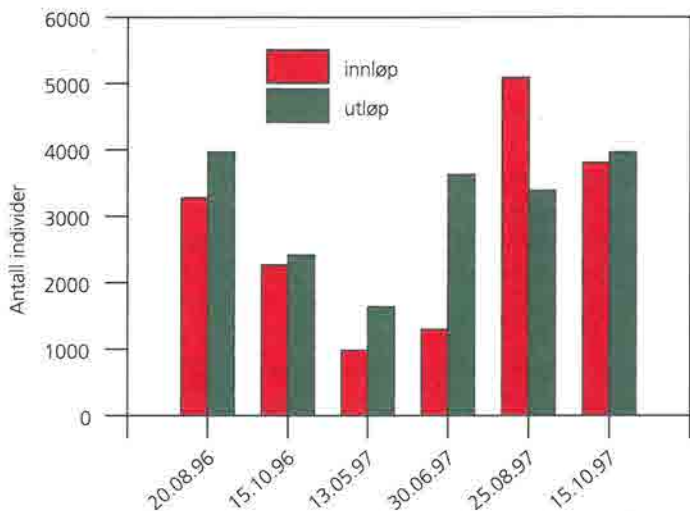
### Invertebrater i vannfasen

Mens døgnfluene opptrer i samme antall ved inn og utløp, var det høyere tettheter av gråsugge ved utløpet (vedlegg 3). Det samme var tilfelle i Berg. Hvorvidt det er mer begroing eller noe bedret vannkvalitet som forårsaker dette er usikkert. Også harpactoidene er klart vanligst ved utløpet.

### Invertebrater i vegetasjonen

Også på Kinn var det noe mindre tettheter i innløpet enn i utløpet. Forskjellen var imidlertid mindre markert enn den var på Berg, og antall individer ved respektive inn- og utløp svingte mer eller mindre i takt. Fra juni til august 1997 økte antall individer i innløpet sterkt (figur 23).

Faunaen i mai og juni både ved inn- og utløp var dominert av flimmerormer (figur 24). Gråsugge (*Asellus aquaticus*) utgjorde en større andel av faunaen i utløpet enn i innløpet ved alle besøk, bortsett fra oktober 1997, da forholdet var omtrent likt. Døgnfluer (*Cloeon sp/inscriptum*) utgjorde en stor prosentandel av faunaen med størst andel i august og oktober begge år, først og fremst i innløpet. I oktober 1997 utgjorde døgnfluer omtrent like store andeler i inn- og utløp.



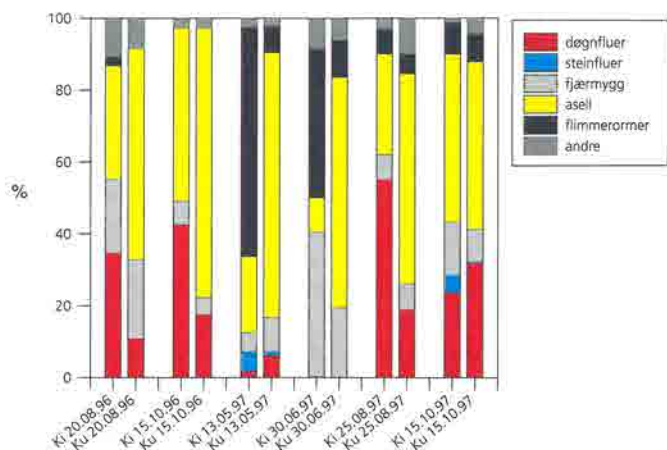
**Figur 23.** Antall individer i vegetasjonen nær inn- og utløp på Kinn. Number of invertebrates found in the water vegetation by the inlet and outlet of Kinn.

**Bunndyr**

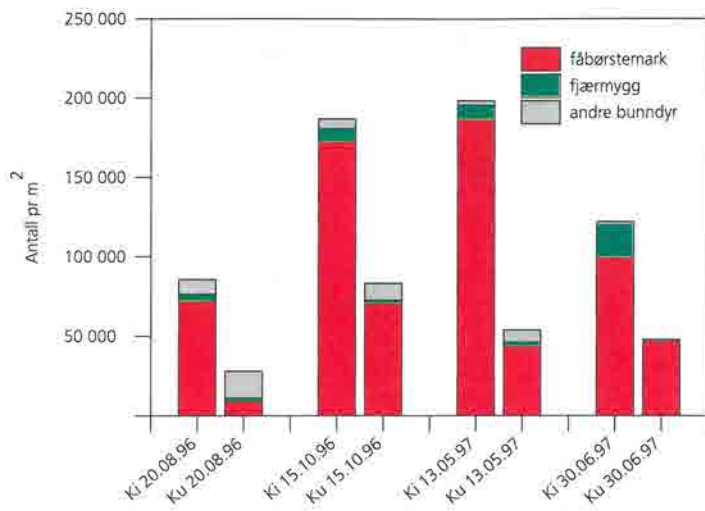
Bunndyrtettheten var gjennomgående høyere i innløpet enn i utløpet på Kinn. I mai da tetthetsforskjellen var størst, var det i snitt en bunndyrtetthet på ca 200 000 ind/m<sup>2</sup> i innløpet og ca 50 000 ind/m<sup>2</sup> i utløpet. Med unntak av i utløpet i oktober 1996, dominerte fåbørstemark også på Kinn (figur 25).

Tettheten av *Limnodrilus hoffmeisteri* var omtrent den samme i inn- og utløp, mens tettheten av *Tubifex tubifex* var svært mye høyere i innløpet og langt overgikk tettheten av *L. hoffmeisteri* i denne enden av dammen. I utløpet var derimot tettheten av *L. hoffmeisteri* noe høyere enn tettheten av *T. tubifex* i oktober 1996 og mai 1997. På Kinn var altså dominans-forholdet mellom disse to sentrale artene svært forskjellig i inn- og utløp (figur 26).

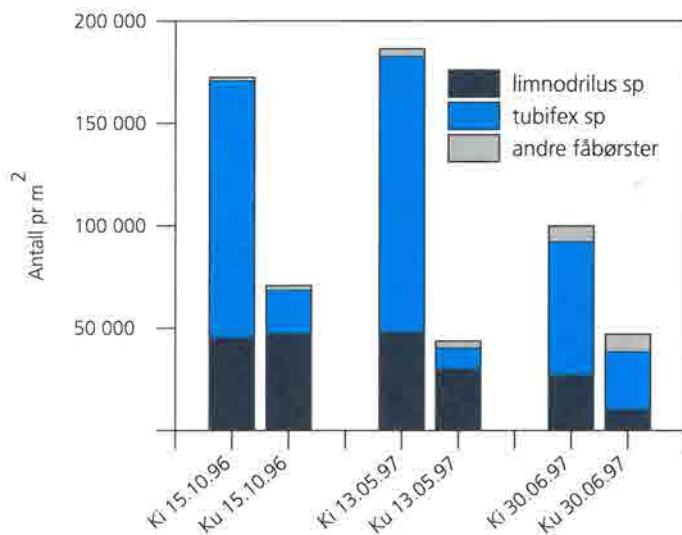
Også på Kinn var det vanskelig å finne mønstre i forskjeller mellom innløp og utløp. Det er mulig at vannkvaliteten til en viss grad kan forklare skiftet i dominansforhold av fåbørstemark fra innløp til utløp på Kinn, hvilket indikerer at vannkvaliteten er noe bedre i utløpet enn i



**Figur 24.** Den prosentvise sammensetningen av faunaen ved inn- og utløpet på Kinn. The composition of the fauna by the inlet and outlet of Kinn.



**Figure 25.** Tettheten av bunndyr i inn- og utløp ved Kinn. The density of bottom dwelling animals by the inlet and outlet of Kinn.



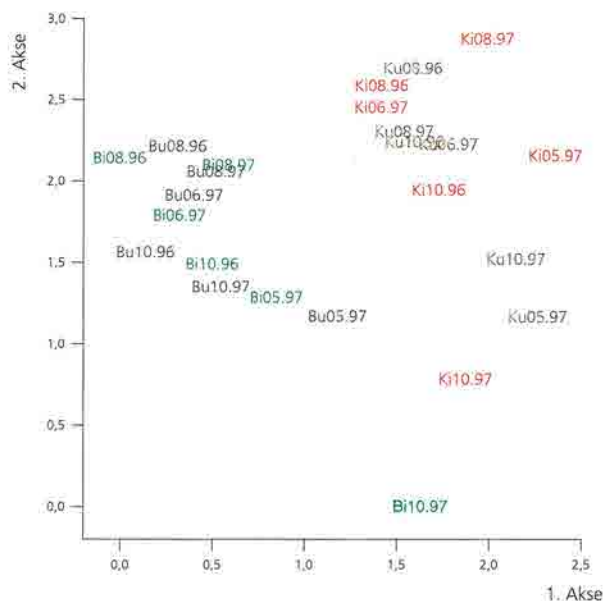
**Figur 26.** Tetthet av fåbørstemark ved inn- og utløp ved Kinn. Density of oligochaets by the inlet and outlet at Kinn.

innløpet. Imidlertid er gråslugge (*Asellus aquaticus*) oftere dominerende art i utløpet enn i innløpet, noe som indikerer det motsatte.

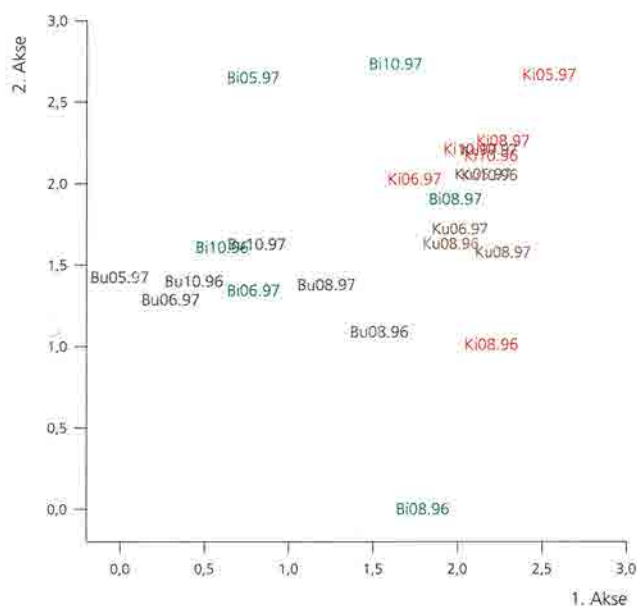
**4.7.3 DCA-ordinasjon**

Både forekomst/fravær data (figur 27) og data som inkluderer individantall (figur 28), ble brukt som grunnlag for ordinasjoner. Resultatet viser det samme hovedmønsteret som i de tidligere utførte ordinasjonene der inn- og utløpsdata ble slått sammen (jfr figur 16 og 17). Alle stasjonene fra Berg la seg til venstre, og alle stasjonene fra Kinn la seg til høyre langs 1. aksen, slik at 1. aksen skiller mellom dammene. Akselengden økte imidlertid både med hensyn til 1.- og 2. aksen sammenlignet med ordinasjonene der inn- og utløpsdata var slått sammen. Inn- og utløpsordinasjonene skiller altså sterkere mellom dammene, og stasjonene spredte seg mer langs 2. aksen for begge dammene. Det var imidlertid ingen klare skiller mellom inn- og utløp ved noen av ordinasjonene. Ved ordinasjon av forekomst/fravær-data fikk stasjonene fra Berg





**Figur 27.** DCA-ordinasjon der forekomst/fravær av taxa ved inn- og utløpene på Berg og Kinn er lagt til grunn. DCA ordination using presence/absence data found both by the inlet and outlet of Berg and Kinn.



**Figur 28.** DCA-ordinasjon der antall individer av hvert taxon ved inn- og utløpene på Berg og Kinn er lagt til grunn. DCA ordination based on number of individuals in quantitative samples from both inlet and outlet at Berg and Kinn as input.

**Tabell 12.** Aksenes kumulative prosentvise forklaringsevne på variansen i artsdataene fra DCA-ordinasjonene av inn- og utløpsdata (forekomst/fravær).

Cumulative explanatory power (%) of the first four DCA ordination axes relative to the total variation of all species (presence/absence data) for inlets and outlets combined.

Akse:	1	2	3	4
DCA av forekomst/ikke forekomst	14,4	23,3	29,1	32,5
DCA av antall individer av hver art	25,7	38,0	45,4	47,4

og Kinn lignende samlingsmønstre både langs 1. og 2. aksene (**figur 27**). Ordinasjonen der antall individer var inkludert, ble forskjellig ved at plottet for Berg fikk en større spredning langs 1. aksene, mens stasjonene fra Kinn ble noe mer samlet.

Når det gjelder aksenes kumulative prosentvise forklaringsevne på variansen i artsdataene (**tabell 12**), var mønsteret det samme som for de foregående ordinasjonene. Ordinasjon av inn- og utløpsdata ga generelt lavere prosentverdier for aksene enn når samlede data for dammene ble ordinert.

Spearman Rank Order korrelasjon viser at både ledningsevne fra blandprøvene, Tot P og Tot N var signifikant korrelert med 1. aksene i ordinasjonen av forekomst/fravær med  $p < 0,001$  for alle korrelasjonene (**tabell 13**). Tot P hadde den høyeste korrelasjonskoeffisienten med  $r = 0,82$ . 2. aksene var signifikant korrelert med egne målinger av ledningsevne, både egne og Jordforsks målinger av pH og vanntemperatur og Tot N. Tot N hadde negativ korrelasjonskoeffisient med  $r = -0,48$ . 3. aksene var også signifikant korrelert med tre av variablene.

Også ved ordinasjonen der individantall ble inkludert (**figur 28**), var 1. aksene sterkest korrelert med Tot P ( $r = 0,67$ ,  $p < 0,001$ ) (**tabell 14**). Det var i tillegg signifikant korrelasjon med egne og Jordforsks målinger av ledningsevne, og egne pH-målinger. 2. aksene var signifikant korrelert med Tot P, Tot N, ledningsevne og pH fra blandprøvene, og egne vanntemperaturmålinger. Ledningsevnen fra blandprøvene var også signifikant korrelert med 3. aksene.

Fellestrekkene for 1. aksene er de samme som for Berg/Kinn: det er signifikant korrelasjon (positiv  $r$ ) med Tot P og ledningsevne fra blandprøvene. 2. aksene er for begge innløp/utløp-ordinasjonene signifikant korrelert med pH fra blandprøvene, egne vanntemperaturmålinger og Tot N. Men korrelasjonskoeffisienten har motsatt fortegn for alle de tre korrelasjonene. Dette viser seg ved at stasjonenes fordeling langs 2. aksene er motsatt i de to ordinasjonsplottene.

DCA-ordinasjonene av inn- og utløpsprøver viser at 1.-aksene i første rekke skiller mellom dammene, og ikke mellom inn- og utløpsprøvene. Fordelingen langs 2.-aksene reflekterer i første rekke sesongvariasjoner.

Forskjellene mellom plottene fra Berg og i Kinn i ordinasjonene der individtettheter er inkludert, kan synes vanskelig å forklare. Siden viktige vannkjemi-parametre (f.eks. ledningsevne, Tot P og Tot N) er signifikant korrelert med både 1. og 2. aksene i denne ordinasjonen, kan det dermed se ut som om forskjeller i relativ forekomst av arter mellom innløp og utløp har sammenheng med vannkvaliteten på

**Tabell 13.** Korrelasjonskoeffisienter (*r*) mellom variable og de fire første DCA-aksene fra forekomst/ fravær av taxa i inn- og utløp (Spearman Rank Order korrelasjon). \* signifikant ( $p < 0,05$ ).

Spearman Rank Order coefficients (*r*) between environmental variables and the first four axes of the DCA ordination axes for species composition (presence/absence data) in inlets and outlets of the two pools.

\* significant ( $p < 0.05$ ).

Variabel	1. akse		2. akse		3.akse		4. akse	
	r	p	r	p	r	p	r	p
Ledningsevne - egne registr.	0,19	0,380	0,73	0,00 *	0,06	0,774	0,05	0,825
Ledningsevne – blandprøver	0,70	0,00 *	0,19	0,366	0,13	0,528	0,11	0,620
pH – egne registr.	0,04	0,837	0,69	0,00 *	0,46	0,024*	0,14	0,518
pH – blandprøver	-0,27	0,201	0,73	0,00 *	0,41	0,045*	0,01	0,947
Vanntemp. - egne registr.	-0,40	0,055	0,69	0,00 *	0,29	0,163	0,11	0,595
Vanntemp. - kontinuertl. registr.	-0,12	0,561	0,66	0,00 *	0,44	0,033*	0,12	0,572
Tot P - blandprøver	0,82	0,00 *	0,11	0,595	0,11	0,595	0,02	0,908
Tot N – blandprøver	0,64	0,00 *	-0,48	0,019*	-0,48	0,019	-0,05	0,809

**Tabell 14.** Korrelasjonskoeffisienter (*r*) mellom variable og de fire første DCA-aksene der antall individer av hver taxa i inn- og utløp er inkludert. Korrelasjonene er gjort med innløpsmålinger (Spearman Rank Order korrelasjon). \* signifikant ( $p < 0,05$ ).

Spearman Rank Order coefficients (*r*) between environmental variables and the first four axes of the DCA ordination axes based on number of individuals of each taxa in inlets and outlets of the two pools.

\* significant ( $p < 0.05$ ).

Uavhengig variabel	1. akse		2. akse		3.akse		4. akse	
	r	P	r	P	r	P	r	P
Ledningsevne - egne registr.	0,59	0,002*	-0,10	0,623	0,04	0,850	0,11	0,606
Ledningsevne – blandprøver	0,52	0,009*	0,45	0,029*	0,51	0,010*	-0,25	0,230
pH – egne registr.	0,41	0,044*	-0,21	0,318	-0,06	0,774	0,07	0,731
pH – blandprøver	0,05	0,809	-0,46	0,023*	0,05	0,815	-0,10	0,626
Vanntemp. - egne registr.	0,07	0,752	-0,64	0,00 *	0,03	0,901	-0,03	0,876
Vanntemp. - kontinuertl. registr.	0,25	0,236	-0,30	0,150	-0,10	0,647	-0,01	0,960
Tot P - blandprøver	0,67	0,00 *	0,75	0,00 *	0,17	0,417	-0,10	0,632
Tot N – blandprøver	0,12	0,572	0,76	0,00 *	0,21	0,330	-0,13	0,536

**Tabell 15.** Likhetsindeksen CYs for sammenligning av inn- og utløp for alle prøvetakings-datoene.

The similarity measure CYs for inlets and outlets of the two pools, samples from all six visits (krepsdyr=crustaceans, makroinv.=macro invertebrates).

Dato	20.08.96	15.10.96	13.05.97	30.06.97	25.08.97	15.10.97
Berg	0,997	0,70	0,40	0,64	0,40	0,37
krepsdyr	0,997	0,73	0,12	0,62	0,27	0,09*
makroinv.	0,996	0,66	0,32	0,66	0,46	0,58
Kinn	0,65	0,67	0,57	0,47	0,57	0,57
krepsdyr	0,48	0,35	0**	0,25	0,31	0,12
makroinv.	0,74	0,74	0,59	0,50	0,58	0,67

\* Bare to arter ble funnet både i innløpet og i utløpet  
 \*\* Kun tre krepsdyr ble funnet totalt (Speocyclops Colchidanus i utløpet)

Berg, mens denne er uten betydning for interne forskjeller på Kinn. Dette er urimelig da forskjellene i vannkemi mellom innløp og utløp ikke er større på Berg enn på Kinn, snarere tvert om. En mulig forklaring til de observerte forskjellene kan være at fiskepredasjonen er større ved innløpet. Dette er imidlertid bare et inntrykk vi har fått under feltarbeidet og er ikke basert på vitenskapelige data. Også forskjeller i habitat mellom inn- og utløp kan være viktig. På Berg var det åpen vannoverflate ved innløpet, mens utløpet var tett bevokst med høye vannplanter. Denne forskjellen gjaldt i liten grad på Kinn, fordi det her også var tett vegetasjon i sedimentasjons-kammeret.

#### 4.7.4 Likhetsindeks (CYs)

Likhetsindeksen (CYs) viste at Berg skilte seg ut 20.08.96, med verdier tilnærmet 1 (tabell 15). Dette var den første prøvetakingsdatoen, og prøvetakingsmetoden for hovprøvene var forskjellig i inn- og utløp. Ellers var det større variasjon og uregelmessighet i den samlede indeksen på Berg enn på Kinn. Sett bort fra august 1996 lå indeksen på Berg i intervallet 0,37 – 0,70, og på Kinn mellom 0,47 og 0,67. Tre av prøvetakingsdatoene hadde Berg lavere CYs enn den laveste indeksverdien som ble beregnet for Kinn.

Når det ble skilt mellom krepsdyr og makroinvertebrater, viste det seg at på Kinn var indeksen for krepsdyr gjennomgående en god del lavere enn indeksen for makroinvertebrater. Det var altså større forskjeller i krepsdyrfaunaen enn makroinvertebratfaunaen mellom inn- og utløp på Kinn. Generelt var dessuten indeksen for krepsdyr lav, slik at forskjellen ifølge indeksen CYs var ganske stor.

På Berg var mønstrene mindre tydelige. Mai, august og oktober 1997 hadde lavere indekser for krepsdyr enn for makroinvertebrater, men ellers var forskjellene små. De nevnte prøvetakingsdatoene var imidlertid indeksene for krepsdyr svært lave, og forskjellene mellom inn- og utløp ganske store. I august var det halvparten så mange arter i innløpet som i utløpet, og i oktober ble det kun funnet to arter i innløpet mot 15 i utløpet. I mai og august var forskjellen ganske stor også for makroinvertebrater. Begge gangene var det færre arter i innløpet enn i utløpet.

Likhetsindeksen (CYs) er generelt en mer følsom metode enn ordinasjon. Dette kan være noe av forklaringen til at det som kan synes som små forskjeller ved bruk av vanlig ordinasjon, blir mer markert når indeksen CYs ble benyttet. Sistnevnte metode gir en pekepinn om at krepsdyrene kan synes å være en godt egnet indikatorgruppe ved overvåking av vannkvalitet i kulturlandskapet.

## 5 Oppsummering og konklusjon

Tatt i betraktning at dammene kun hadde eksistert i syv år da prosjektet ble avsluttet, må artsdiversiteten karakteriseres som meget høy. Dette blir bekreftet av artsforekomsten til grupper som igler, snegl, krepsdyr, vannbiller og vannteger, der det fra tidligere foreligger god dokumentasjon på forekomst.

Mange av artene som ble funnet kan karakteriseres som meget sjeldne. Blant grupper som er vurdert i DNs rødliste for truede og sårbare arter, kan nevnes iglen *Glossiphonia heteroclita* (ikke verifisert), libellen *Aeshna cyanea* og buksvømmeren *Sigara limitata* som alle er vurdert som sjeldne. Sneglen *Lymnaea glabra* er også betegnet som sjelden, men står ikke på DNs rødliste. Den lille vannsalamanderen, *Tritius vulgaris*, ble funnet i begge dammene. Denne er kategorisert som sårbar (V) i DNs rødliste. Spissnutefrosk (*Rana arvalis*), som ble funnet på Berg, er kategorisert som sjelden i rødlista, og den er dessuten oppført på Bern-konvensjonens liste II (Corbett 1989).

Krepsdyrene er ikke vurdert i forbindelse med DNs rødliste, men hos denne gruppen ble det funnet et titalls arter som kun er funnet få ganger tidligere i Norge. En art er kun beskrevet fra Kaukasus, og det er foreløpig usikkert om den er funnet siden. En annen hoppereps (*Diacyclops bisetosus*) er ikke registrert siden G.O. Sars beskrev den første gang. Også blant fåbørstemarkene, som heller ikke er behandlet i forbindelse med DNs rødliste, ble det funnet arter som kun er funnet få ganger tidligere.

En viktig grunn til at mange av artene er vurdert som sjeldne, er at dammer i kulturlandskapet er forholdsvis sjeldne. Interessant er det at Sars beskrev flere av artene som vanlige da han drev sine undersøkelser i små dammer på Østlandet. På Sars tid var det et utall av små dammer, som senere er blitt eliminert i forbindelse med overgang til moderne jordbruksdrift.

I utgangspunktet var det forventet at dammene var relativt like mht til artssammensetning, da de har samme alder, ligger i samme område og er beplantet med vannvegetasjon hentet fra de samme lokalitetene. Dette var imidlertid ikke tilfelle. Dammen på Berg var mer artsrik enn dammen på Kinn. I tillegg var flere av artene i de to dammene unike for den enkelte dam.

Forskjeller i artsinventar viste seg å være sterkt korrelert til forskjeller i fosfor og delvis til nitrogenforbindelser. Kontinuerlige målinger i regi av Jordforsk viser at dammen på Kinn i perioder hadde langt høyere belastninger bl a av fosfor enn Berg. Vannkjemiske registreringer fra enkeltbesøk vil ikke avdekke episoder i forkant som kan ha vært avgjørende for enkeltarters eksistensmuligheter, da oppholdstiden ved stor vannføring er helt ned i 0,4 timer (Kinn).

Det er kjent fra forsurningsforskningen at korte perioder med lav pH kan være fatale for enkelte arter. Det samme kan tenkes å være tilfelle for perioder med høyt fosfatinnhold ved at dette direkte eller indirekte kan ha betydning for en arts eksistens. For noen arter kan det være andre parametre som kan være utslagsgivende for hvorvidt arten blir funnet eller ikke.

Det er også blitt fokusert på eventuelle forskjeller mellom faunaen i innløpet og utløpet. Hypotesen var at en bedret vannkvalitet langs en gradient fra inn til utløp ville gi seg utslag i en rikere fauna. Ordinasjonsplottet indikerer at forskjellen mellom dammene er viktigere enn forskjellen innad i hver dam. Gjennomgående var det imidlertid større tettheter av både krepssdyr og makroinvertebrater nær utløpet. Dette har sannsynligvis sammenheng med tettere vannvegetasjon her, noe som gir bedre skjul. I bunnsedimentet var imidlertid tettheten større nær innløpet. Dette kan ha sammenheng med at partikulært materiale som kommer med tilløpsbekken, hovedsakelig sedimenterer her.

Denne undersøkelsen gir klare indikasjoner på at når en anlegger kunstige dammer i kulturlandskapet, så vil høye belastninger av bl a nitrogen og fosfor være negativt dersom biologisk mangfold skal optimaliseres. Andre faktorer som har vist seg å være viktige for mangfoldet er:

i) Slake skråninger på breddene slik at større arealer blir påvirket av fluktasjoner i vannstanden og gir rom for flere semiakvatiske arter.

ii) Tilstedeværelse/fravær av fisk. Fisk strukturerer samfunnet i en dam og har ofte negativ innvirkning på deler av makroinvertebratfaunaen og på amfibier. På den annen side kan fisk gi rom for arter som blir holdt borte når samfunnet er strukturert av invertebrater. I et kulturlandskap med et større antall dammer bør en derfor tilstrebe størst mulig variasjon med hensyn til fisk/ikke fisk og eventuelt hvilke fiskearter som blir valgt.

iii) Ved å plante inn vegetasjon med forskjellig struktur økes variasjonen av mikrohabitater som gir indirekte rom for en rikere fauna.

iv) Det er viktig å være bevisst på plasseringen av dammen i forhold til mulige innvandringskorridorer for f.eks amfibier.

v) Flere dammer i sammenheng langs et bekkedrag vil resultere i en gradient med en betydelig organisk belastning i de øverste dammene og med "renere vann" i de nederste. Dette vil også gi et viktig bidrag til å etablere en rikere fauna.

Vedrørende fangdammenes renseeffekt har det, bortsett fra selve konstruksjonen av dammen, tidligere kun vært fokusert på plantelevet. Det er imidlertid innlysende at dyrelivet, gjennom oppbyggingen av sin biomasse, også kan gi et viktig bidrag med hensyn til renseeffekten til en fangdam. Næringsaltene går ved hjelp av planter og dyr inn i kompliserte kretsløp der noen arter bidrar positivt, mens andre vil kunne ha motsatt effekt. Studier av hvilke arter som vil gi en positivt bidrag og som kunne tenkes og bli introdusert i nyetablerte fangdammer, bør være et satsningsfelt for framtida.

Krepssdyr synes å være den gruppen som responderer mest markert på belastninger av bl a fosfor- og nitrogenforbindelser. Krepssdyr kan derfor være godt egnet i forbindelse med overvåking av dammer i kulturlandskapet. Viktigheten av å ha dammer i kulturlandskapet dersom ønsket er å opprettholde eller eventuelt øke det biologiske mangfoldet, kan imidlertid ikke understrekes sterkt nok.

## 6 Sammendrag

Tidligere var kulturlandskapet meget heterogent og mosaikkpreget med små og store vann, dammer, temporære pytter, myrer og bekker mellom små åkerlapper og skogteiger. Arealet av vannforekomster og våtmark i kulturlandskapet har imidlertid blitt stadig mindre. Blant annet har modernisering og effektivisering av jordbrukspraksisen ført til at svært mange bekker er lukket eller lagt i rør og stadig flere dammer fylles igjen. Små åkerlapper er bl a erstattet med større sammenhengende arealer med monokulturer.

Et tiltak av nyere dato i Norge er å bygge fangdammer i kulturlandskapet. Fangdammer er konstruerte våtmarker/dammer som er bygget slik at tilbakeholdelsen av nitrogen og fosfor skal være størst mulig. I tillegg til bedring av vannkvaliteten kan denne nytenkningen i forhold til økologisk rensing være svært viktig for bevaring av biologisk mangfold. Det er kjent at dammene i kulturlandskapet har en annen og helt spesiell fauna av "damarter" som ofte ikke finnes i større vann og innsjøer, og bygging av fangdammer fører til at sjeldne og truede arter får en ny mulighet til å etablere seg.

Tre viktige målsetninger for denne undersøkelsen var å registrere biologisk mangfold i to "unge", konstruerte dammer, dernest å sammenligne artsmangfoldet i de to dammene og å sammenligne artsmangfoldet i innløpet og utløpet av hver dam. Berg ligger i Aurskog-Høland kommune, Akershus, og Kinn på vestsiden av Rødnessjøen i Marker kommune, Østfold. Begge drenerer til Haldenvassdraget og ble anlagt i 1990. De er lange og smale og har relativt små nedbørfelt. Forholdet mellom dreneringsfelt og damareal er omtrent det samme for begge dammene, og jordtypen i avrenningsarealet er svært lik. Landbruksproduksjonen er derimot forskjellig, og dammene har ulik belastning av næringsstoffer. Berggrunnen består nesten utelukkende av gneiser, mens løsmassedekket består av marin leire. De ligger i et område med et typisk innlandsklima.

Begge dammene ble i utgangspunktet beplantet med sjøsvaks og kalmusrot fra Haldenvassdraget ved Bjørkelangsjøen. Takrør fra Polenvannet i Ås kommune ble plantet på Berg, mens dunkjevle fra Rødnessjøen ble plantet på Kinn. På Berg ble det i tillegg plantet ut gul nøkkerose.

Materialet ble samlet inn på seks forskjellige datoer over to år. Det ble samlet inn dyr fra de frie vannmasser, i vegetasjonen og fra bunnen.

Temperaturen i begge dammene steg jamt fra rundt 0 °C i april til ca 15 °C i hele juni, juli og august. Mønsteret var det samme både i 1996 og 1997.

Ledningsevnen var generelt høyere på Kinn enn på Berg. På Kinn viser de kontinuerlige målingene at det er store toppe i elektrolyttkonsentrasjonen både i juni, juli og august 1997, og den høyeste målingen viste hele 48,60 mS/m (innløp, 20. august 1996). Tilsvarende toppe ble ikke registrert på Berg.

Bortsett fra under vårflommen i 1996 da pH var så lav som 5,25, lå alle pH-målingene fra Jordforsk på Berg mellom 6,33 (mai 1996) og 7,31 (juli 1996), mens pH på Kinn varierte mellom 5,97 (mai 1997) og 6,89 (aug 1997).

Innholdet av fosfor og nitrogen var gjennomgående mye høyere på Kinn enn på Berg, og gjennomsnittlig var det omtrent doble konsentrasjoner på Kinn i forhold til Berg.

Til sammen ble det funnet 43 arter krepsdyr, 39 arter på Berg og 25 arter på Kinn hvorav mange av artene må karakteriseres som meget sjeldne i Norge. Hele 13 av artene er funnet i mindre enn 1% av til sammen 2500 undersøkte ferskvannlokaliteter i Norge.

En av de vanligste vannloppene, *Simocephalus expinosus*, var inntil nylig kun funnet én gang i Norge, mens hoppekrepsen *Speocyclops colchidanus* er kun beskrevet fra en elvebank i Kaukasus der det kun ble funnet ett individ, en hann. En annen hoppekreps, *Diacyclops bisetosus*, som ble funnet på Kinn i oktober 1996, er ikke funnet siden Sars første gang beskrev den i 1918.

Størst tettheter av krepsdyr ble begge år registrert i august, og med flest dyr ved innløpet til Kinn i 1996 da det ble funnet 1592 ind./l. Færrest individer ble registrert i mai og oktober da det i flere tilfelle kun ble registrert ett individ pr liter.

I de kvantitative krepsdyrprøvene fra 1997 ble også betydelig antall av fåbørstemark (*Oligochaeta*), muslingkreps (*Ostracoda*), gråsugge (*Asellus aquaticus*), harpactoider (*Harpactoida*), døgnfluer (*Ephemeroptera*), steinfluer (*Plecoptera*) og fjærmygg (*Chironomidae*) registrert.

Mange av artene som ble funnet i vegetasjonen kan også karakteriseres som meget sjeldne. Blant grupper som er vurdert i DNS rødliste for truede og sårbare arter, kan nevnes iglen *Glossiphonia heteroclita* (ikke verifisert), libellen *Aeshna cyanea* og buksvømmeren *Sigara limitata* som alle er vurdert som sjeldne. Sneglen *Lymnaea glabra* er også betegnet som sjelden, men står ikke på DNS rødliste. Den lille vannsalamanderen, *Tritius vulgaris*, ble funnet i begge dammene. Denne er kategorisert som sårbar (V) i DNS rødliste. Spisnutefrosk (*Rana arvalis*), som ble funnet på Berg, er kategorisert som sjelden i rødlista, og er dessuten oppført på Bern-konvensjonens liste II (Corbett 1989).

Begge dammene ble sterkt dominert av noen få dyregrupper/arter. Snegler (*Planorbidae*) og fjærmygg (*Chironomidae*) var mer dominerende på Berg enn på Kinn, mens flimmerormer (*Turbellaria*) og særlig gråsugge (*Asellus aquaticus*) utgjorde større andeler på Kinn enn på Berg. Andel døgnfluer (*Ephemeroptera*) var en god del større på Kinn enn på Berg i august og oktober 1996, men i august og oktober 1997 utgjorde døgnfluene (*Cloeon splinscriptum*) store andeler av totalt antall i begge dammene, og forskjellen var liten.

Fåbørstemark dominerte i bunnproppene, men også fjærmygg (*Chironomidae*) var vanlig i alle prøvene, men forekom i ubetydelig antall i forhold til fåbørstemarken. Det ble til sammen funnet 15 arter fåbørstemark, 13 på Berg og 10 på Kinn. Fem arter ble bare funnet på Berg og to arter bare på Kinn. Tre familier; *Tubificidae*, *Naididae* og *Enchyteridae* var representert.

Tettheten av bunndyr er noe høyere på Berg enn på Kinn. Bare i oktober 1996 har dammene omtrent like høye tettheter. På Berg dominerer *Limnodrilus hoffmeisteri* sterkt, mens *Tubifex tubifex* forekommer i størst tettheter på Kinn.

Det ble til sammen funnet 158 taxa i de to dammene, med 136 taxa på Berg og 106 på Kinn. 48 taxa er unike for Berg, mens 23 taxa bare fins på Kinn. Det ble funnet flere taxa på Berg enn på Kinn alle prøvedatoene.

I en DCA-ordinasjon av forekomst/fravær skilte de to dammene seg tydelig fra hverandre langs 1. aksene. Bare Berg i mai 1997 og Kinn i august 1996 overlapper. Ordinasjonen som inkluderer antall individer av hver art, ga også et klart skille mellom dammene langs 1. aksene. For ordinasjonen av forekomst/fravær var det signifikant korrelasjon ( $p < 0,05$ ) mellom 1. aksene og de uavhengige variablene totalt fosforinnhold (Tot P), totalt nitrogeninnhold (Tot N) og ledningsevne fra blandprøvene. For ordinasjonen av antall individer av hver art var det signifikant korrelasjon i forhold til ledningsevne.

Likhetsindeksen (CYs) viste at når CYs ble beregnet for krepsdyr og makroinvertebrater hver for seg ble det tydelig at krepsdyrfaunaen var mer forskjellig mellom dammene enn makroinvertebratfaunaen.

Tettheten av krepsdyr var som regel størst nær utløpet i begge dammene. Muslingkrepsene, fjærmygg og fåbørstemark ble funnet i relativt høye tettheter både ved inn- og utløp av Berg. Forskjellen var mindre markert ved Kinn. De kvalitative håvprøvene indikerer at det var høyere individtettheter nær utløpet enn ved innløpet, blant annet døgnfluene utgjorde en større andel av faunaen i innløpet enn i utløpet. Størst bunndyrtettheter ble registrert ved innløpet både på Berg og Kinn.

Ordinasjoner utført på artslistene fra inn- og utløp på Berg og Kinn samtidig ga det samme hovedmønsteret som de tidligere utførte ordinasjonene, dvs de to dammene grupperte seg hver for seg. Det var vanskelig å se klare trender vedrørende inn- og utløpsdata. Ved ordinasjonen der antall individer av hver art er lagt til grunn, ble bildet derimot ganske annerledes for Berg med en større spredning av stasjonene langs 1. aksene, mens stasjonene fra Kinn ble noe mer samlet. Tot P fikk den høyeste korrelasjonskoeffisienten ved begge ordinasjonene.

Tatt i betraktning av at dammene kun har eksistert i syv år da prosjektet ble avsluttet, må artsdiversiteten karakteriseres som meget høy. Dette blir bekreftet av artsforekomsten til grupper som igler, snegl, krepsdyr, vannbiller og vannteger, der det fra tidligere foreligger god dokumentasjon på forekomst.

Denne undersøkelsen gir klare indikasjoner på at når en anlegger kunstige dammer i kulturlandskapet, så vil høye belastninger av bl a nitrogen og fosfor være negativt dersom biologisk mangfold skal optimaliseres. Andre faktorer som har vist seg å være viktige for mangfoldet er hellingen til kantene, forekomst/fravær av fisk, evt innplantning av vegetasjon, plasseringen av dammen i forhold til mulige innvandringskorridorer, og etablering av dammer i sammenheng langs et bekkedrag.

## 7 Litteratur

- Andresen, L.G. 1996. Vegetasjonsutvikling i fangdammer. Hovedoppgave i Hagebruk, Norges Landbrukshøyskole. 53 s.
- Askew, R.R. 1988. The dragonflies of Europe. - Harley Books, Colchester. 291 s.
- Barnes, L.E. 1983. The colonization of ball-clay ponds by macroinvertebrates and macrophytes. - *Freshwater biology* 13: 561-578.
- Beebee, T.J.C. 1996. Ecology and Conservation of Amphibians. - Chapman & Hall, London. 201 s.
- Beebee, T.J.C. 1997. Changes in dewpond numbers and amphibian diversity over 20 years on chalk downland in Sussex, England. - *Biological conservation* 81: 215-219.
- Bell, M.A. & Foster, S.A. 1994. The Evolutionary Biology of the Threespine Stickleback. - Oxford University Press, Oxford. 555 s.
- Bendell, B.E. & McNicol, D.K. 1995. Lake acidity, fish predation, and the distribution and abundance of some littoral insects. - *Hydrobiologia* 302: 133-145.
- Biggs, J., Corfield, A., Walker, D., Whitfield, M. & Williams, P. 1994. New approaches to the management of ponds. - *British Wildlife* 5: 273-287.
- Bingham, C.R. & Miller, A.C. 1989. Colonization of a man-made gravel bar by Oligochaeta. - *Hydrobiologia* 180: 227-234.
- Bolghaug, C. & Dolmen, D. 1996. Dammer og småtjern rundt Oslofjorden: Fauna, flora og verneverdi. Rapport/ Universitetet i Trondheim, Vitenskapsmuseet, Zoologisk serie; 1996-4: 1-38.
- Braskerud, B.C. 1997. Fangdammer som tiltak mot landbruksforurensninger V: Beregning av renseeffekt. Jordforsk - rapport, 135/97: 1-33.
- Bremnes, T. 1986. Miljøforhold og bunndyr i en lavlandsbekk, med spesiell vekt på Oligochaeta og Chironomidae. - Hovedfagsoppgave i limnologi, Universitetet i Oslo. 221 s.
- Bremnes, T. & Storeid, S.E. 1994. Fåbørstemark i ferskvann. Utbredelse i Sør-Norge. - NINA Utredning 56: 1-42.
- Brittain, J.E. 1988. Bruk av bunndyr i vassdragsovervåkning med vekt på organisk forurensning i rennende vann. - Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske 108: 1-66.
- Brinkhurst, R.O. & Jamieson, B.G.M. 1971. Aquatic oligochaeta of the world. - Oliver & Boyd, Edinburgh, 860 s.
- Buchwald, R. 1992. Vegetation and dragonfly fauna - characteristics and examples of biocenological field studies. - *Vegetatio* 101: 99-107.
- Cao, Y., Bark, A. W. & Williams, W.P. 1996. Analysing benthic macroinvertebrate community changes along a pollution gradient: A framework for the development of biotic indices. - *Water research* 31: 884-892.
- Cao, Y., Williams, W.P. & Bark, A.W. 1997. Effects of sample size (replicate number) on similarity measures in river benthic Aufwuchs community analysis. - *Water environment research* 64: 107-114.
- Casellato, S. & Caneva, F. 1994. Composition and distribution of bottom oligochaete fauna of a north Italian eutrophic lake (Lake Ledro). - *Hydrobiologia* 278: 87-92.
- Christman, V.D. & Voshell, J.R.j. 1993. Changes in the Benthic Macroinvertebrate Community in Two Years of Colonization of New Experimental Ponds. - *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie* 78: 482-491.
- Corbett, K. 1989. The conservation of European reptiles and amphibians. - Chr. Helm, London. 261.
- Dolmen, D. 1992. Dammer i kulturlandskapet - makroinvertebrater, fisk og amfibier i 31 dammer i Østfold. - NINA forskningsrapport 20: 1-63.
- Dolmen, D. 1993. Feltherpetologisk guide Trondheim: Universitetet i Trondheim, Vitenskapsmuseet. 33 s.
- Dolmen, D. 1995a. Habitatvalg forandringer av øyenstikkerfaunaen i et sørlandsområde, som følge av sur nedbør, landbruk og kalking. UNIT Vitenskapsmuseet Rapp. Zool. Ser. 1995-2: 1-105.
- Dolmen, D. 1995b. Ferskvannlokaliteter og verneverdi. Rapport/ Universitetet i Trondheim, Vitenskapsmuseet, Zoologisk serie; 1995-6: 1-105.
- Dolmen, D. 1996a. Igler. - I Aagaard, K. & Dolmen, D., red. Limnofauna norvegica, katalog over norsk ferskvannfauna., Tapir, Trondheim. s. 80-82.
- Dolmen, D. 1996b. Øyenstikkere. - I Aagaard, K. & Dolmen, D., red. Limnofauna norvegica, katalog over norsk ferskvannfauna., Tapir, Trondheim. s. 139-145.
- Dolmen, D. 1996c. Teger. - I Aagaard, K. & Dolmen, D., red. Limnofauna norvegica, katalog over norsk ferskvannfauna., Tapir, Trondheim. s. 146-150.
- Dolmen, D. & Strand, L. Å. 1991. Evjer og dammer langs Glomma (Hedmark) og Gaula (Sør-Trøndelag): en zoologisk undersøkelse over status og verneverdi, med hovedvekt på Tjønnområdet, Tynset. Rapport/ Universitetet i Trondheim, Vitenskapsmuseet, Zoologisk serie 1991-3: 1-23.
- Edington, J.M. & Hildrew, A.G. 1995. *A revised key to the Caseless Caddis Larvae of the British Isles with notes on their ecology*. Scientific Publication / Freshwater Biological Association; 53. Ambleside. 134 s.
- Elgmork, K. 1964. Dynamics of zooplankton communities in some small inundated ponds. - *Folia Limnol. scand.* 12: 83.
- Elliott, J.M., Humpesch, U.H. & Macan, T.T. 1988. *Larvae of the British Ephemeroptera, A key with ecological notes*. Scientific Publication / Freshwater Biological Association; 49. Ambleside. 145 s.
- Elliott, J.M. & Mann, K.H. 1979. *A key to the British freshwater Leeches, with notes on their life cycles and ecology*. Scientific Publication / Freshwater Biological Association; 40. Ambleside. 70 s.
- Engblom, E. 1996. Ephemeroptera, Mayflies. - I Nilsson, A., red. Aquatic Insects of North Europe. A Taxonomic Handbook, vol. 1, Apollo Books Aps., Stenstrup. s. 13-53.
- Flossner, D. 1972. Krebstiere, Crustacea, Kiemen- und Blattfüßer, Branchiopoda, Fischläuse, Branchiura. - *Tierwelt Deutschl.* 60: 1-501.
- Fox, A.D. 1991. How common is terrestrial oviposition in *Somatochlora metallica* Vander Linden? - *Journal of the British Dragonfly Society* 5: 38-39.
- Gee, J.H.R., Lee, K.M., Smith, B.D. & Griffiths, S.W. 1997a. The conservation and amenity value of farm ponds in Wales. - I Boon, P.J. & Howell, D.L., red. Freshwater quality: defining the indefinable, Edinburgh. s. 428-434.
- Gee, J.H.R., Smith, B.D., Lee, K.M. & Griffiths, S.W. 1997b. The ecological basis of freshwater pond management for biodiversity. - *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 7: 91-104.
- Glandt, D. & Heinrich, D. 1998. The effect of local habitat connectivity in agricultural landscapes - a case study on small ponds and amphibians in North West Germany. In Ponds and pond landscapes of Europe. Maastricht: In press.
- Griffiths, R. & Beebee, T. 1992. Decline and fall of the amphibians.

- New Scientist 134: 25-29.
- Halvorsen, G. 1985. Hydrografi og strandlevende krepsdyr i øvre Glomma-området. - Kontaktutv. vassdragsreg., Univ. Oslo, Rapp. 78: 1-47.
- Halvorsen, G., Sloreid, S.E., Sporsheim, P. & Walseng, B. 1994a. Ferskvannsbiologiske undersøkelser av grytehullsjøene i Gardermo-området. - NINA Forskningsrapport 57: 1-42.
- Halvorsen, G., Sloreid, S.E. & Walseng, B. 1996. Dokka-deltaet - ferskvannsbiologiske konsekvenser av kraftutbyggingen i Dokkavassdraget. - NINA Oppdragsmelding 437: 1-101.
- Halvorsen, G. & Larsen, D.A. 1998. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Vegårvassdraget. - NINA Oppdragsmelding 520: 1-29.
- Hansen, M. 1987. The Hydrophiloidea (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark. Fauna Entomologica Scandinavia; 18. E. J. Brill/Scandinavian Science Press Ltd., Leiden, København. 254 s.
- Hansen, M. 1996. Coleoptera Hydrophiloidea and Hydraenidae, Water Scavenger Beetles. - I Nilsson, I.A., red. Aquatic Insects of North Europe, A Taxonomic Handbook. Vol. 1, Apollo Books, Stenstrup. s. 173-194.
- Hanssen, O., Ødegaard, F. & Kvamme, T. 1997. Forslag til rødliste for norske insekter. Del 1. Biller (Coleoptera). (Proposal to Red List for Norwegian insects. Part 1. Beetles (Coleoptera)). - NINA Fagrapport 031: 1-31.
- Harper, D., Mekotova, J., Hulme, S., White, J. & Hall, J. 1997. Habitat heterogeneity and aquatic invertebrate diversity in flood plain forests. - Global Ecology and Biogeography Letters 6: 275-285.
- Hart, P.J.B. & Gill, A.B. 1994. Evolution of foraging behaviour in the threespine stickleback. - I Bell, M.A. & Foster, S.A., red. The Evolutionary Biology of the Threespine Stickleback, Oxford University Press, Oxford. s. 207-239.
- Hawkes, H.A. 1979. Invertebrates as Indicators of River Water Quality. - I Evison, A.J.A.L., red. Biological Indicators of Water Quality, John Wiley & Sons, Chichester. 45 s.
- Healey, M. 1984. Fish predation on aquatic insects. In (ed. V.), pp. 255-288. - I Resh, H. & Rosenberg, D.M., red. The ecology of aquatic insects, Praeger Publisher, New York. s. 255-288.
- Herbst, H.V. 1976. Blattfusskrebse (Phyllopoden: Echte Blattfüsser und Wasser-flöhe). - Kosmos-Verlag Franckh, Stuttgart, 130 s.
- Hessen, D. 1992a. Direkte og indirekte vekselvirkninger i næringskjeder. - Fauna 45: 78-88.
- Hessen, D. 1992b. Uorganiske partikler i vann; effekter på fisk og dyreplankton. NIVA-rapport; 2787: 1-42.
- Hesthagen, T. & Sandlund, O.T. 1996. Osteichthyes & Agnatha, Beinfisk og kjeveløse fisk. - I Aagaard, K. & Dolmen, D., red. Limnofauna norvegica, katalog over norsk ferskvannsauna., Tapir forlag, Trondheim. s. 282-292.
- Holmen, M. 1987. The aquatic Adephaga (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark I, Gyrinidae, Haliplidae, Hygrobiidae, Note-reidae. Entomologica Scandinavia; 20. E. J. Brill/Scandinavian Science Press Ltd., Leiden, København. 168 s.
- Jørgensen, I. 1972. Forandringer i strukturen til planktoniske og littorale Crustacea-samfunn under gjengroing av humusvann i området Nordmarka og Krokskogen ved Oslo, korrelert med hydrografiske data. - Hovedfagsoppgave i spesiell zoologi (upubl.), Univ. i Oslo. 83 s.
- Kiefer, F. 1973. Ruderfusskrebse (Copepoden). - Kosmos-Verlag, Franckh, Stuttgart, 99 s.
- Kiefer, F. 1978. Freilevende Copepoda. - Elster, H. J. & Ohle, W., red. Das Zooplankton der Binnengewässer 26: 1-343.
- Kjærstad, G. 1998. Dammer og kroksjøer langs Gaula (Sør-Trøndelag): hydrografi, artsdiversitet hos vanninsekter, faunaendringer over tid, vern og skjøtsel. Hovedfagsoppgave i zoologi, Universitetet i Trondheim. 65 s.
- Klæboe, L. 1995. Bunndyr som forensningsindikator i Ljanselva i Oslo. Hovedfagsoppgave i limnologi, Universitetet i Oslo. 73 s.
- Kupfer, A. 1998. Colonisation processes of amphibians at seminatural ponds and implications for conservation measurement. - Maastricht. In press.
- Laan, R. & Verboom, B. 1990. Effects of Pool Size and Isolation on Amphibian Communities. - Biological Conservation 54: 251-262. Landbruksdepartementet, Miljøverndepartementet, Statens forurensningstilsyn 1991.
- Nasjonal Nordsjøplan - tiltak innen landbruket for å redusere tilførselene av næringsalter. Rapport fra arbeidsgruppe fra LD, MD og SFT. 48 s.
- Lang, C. 1978. Factorial correspondence analysis of oligochaeta communities according to eutrophication level. - Hydrobiologia 57: 241-247.
- Larson, G.L. & McIntire, C.D. 1993. Food Habits of Different Phenotypes of Threespine Stickleback in Paxton Lake, British Columbia. - Transactions of the American Fisheries Society 122: 543-549.
- Layton, R.J. & Voshell, J.R. 1991. Colonization of new experimental ponds by benthic macroinvertebrates. - Envir. Ent. 20: 110-117.
- Leonardson, L. 1994. Våtmarker som kvævefällor, Svenska og internationella erfarenheter. - Naturvårdsverket, Rapport 4176. s.
- Lenz, N. 1991. The importance of abiotic and biotic factors for the structure of odonate communities of ponds (Insecta: Odonata). - Faunistisch-Ökologische Mitteilungen 6: 175-189.
- Leps, J., Soldán, T. & Landa, V. 1987. Prediction of changes in ephemeropteran communities - a transition matrix approach. - I Campbell, I.C., red. Mayflies and Stoneflies: Life Histories and Biology, Kluwer Academic Publishers, Marysville. s. 281-287.
- Lillehammer, A. 1988. Stoneflies (Plecoptera) of Fennoscandia and Denmark. - Fauna Entomologica Scandinavia 21: 1-165.
- Macan, T.T. 1969. A key to the British fresh- and brackish-water Gastropods. 3. utg. Scientific Publication / Freshwater Biological Association; 13. Windermere. 44 s.
- Macan, T.T. 1973. Ponds and lakes. Habitat series. Allen & Unwin, London. 142 s.
- Macan, T.T. 1976. A revised key to the British Waterbugs (Hemiptera-Heteroptera). 2. utg. 1965, nytt opplag 1976. Scientific Publication / Freshwater Biological Association; 16. Windermere. 77 s.
- Maitland, P.S. 1979. The habitats of British Ephemeroptera. - I Flannagan, J.F. & Marshall, K.E., red. Third international Conference on Ephemeroptera, Plenum Press, NY., Winnipeg, Canada. s. 259-264.
- Milbrink, G. 1979. Oligochaete communities in pollution biology: The European situation with special reference to lakes in Scandinavia. - I Brinkhurst, R.O. & Cook, D.G., red. Aquatic oligochaete biology, Plenum Press, New York, Sidney, Canada. s. 433-455.
- Milbrink, G. 1983. An improved environmental index based on the relative abundance of oligochaete species. - Hydrobiologia 102: 89-97.
- Milbrink, G. 1994. Oligochaetes and water pollution in two deep Norwegian lakes. - Hydrobiologia 278: 213-222.

- Minshall, G.W. 1984. Aquatic insects-substratum relationships. In (ed. ), pp.. - I Resh, V.H. & Rosenberg, D.M., red. The ecology of aquatic insects, Praeger Publishers, New York. s. 358-400.
- Moore, N.W. 1991. The development of dragonfly communities and the consequences of territorial behaviour: a 27 year study on small ponds at Woodwalton Fen, Cambridgeshire, United Kingdom. - *Odonatologica* 20: 203-231.
- Nagell, B. 1979. Overwintering strategy of *Cloeon Dipterum* (L.) Larvae. - I Flannagan, J.F. & Marshall, K.E., red. Third international Conference on Ephemeroptera, Plenum Press, NY., Winnipeg, Canada. s. 259-264.
- Nagell, B. & Fagerström, T. (1978). Adaptions and resistance to anoxia in *Cloeon dipterum* (Ephemeroptera) and *Nemoura cinerea* (Plecoptera). *OIKOS* 30: 95-99.
- Nilsson, A. 1996a. Coleoptera Dytiscidae, Diving Water Beetles. - I A. Nilsson (red.) Aquatic Insects of North Europe, A Taxonomic Handbook. Vol. 1. Apollo Books, Stenstrup. s. 145-172.
- Nilsson, A. 1996b. Coleoptera Haliplidae, Crawling Water Beetles. - I A. Nilsson (red.) Aquatic Insects of North Europe, A Taxonomic Handbook. Vol. 1. Apollo Books, Stenstrup. s. 131-138.
- Nilsson, A.N. & Holmen, M. 1995. *The aquatic Adephaga (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark. II. Dytiscidae*. Fauna Entomologica Scandinavia; 32. E. J. Brill/ Scandinavian Science Press-Ltd., Leiden, New York, Köln. 192 s.
- Oldham, R.S. & Swan, M.J.S. 1997. Pond loss and amphibians. - I Boothby, J., red. The Pond Life Project, University College, Chester. s. 3-16.
- Olsvik, H., Kvifte, G. & Dolmen, D. 1990. Utbredelse og vernestatus for øyestikkere på sør- og østlandet, med hovedvekt på for surings- og jordbruksområdene. - K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport, Zool. Ser. 1990-3: 1-70.
- Palmer, M. 1981. Relationship between species richness of macrophytes and insects in some water bodies in the Norfolk Breckland. - *Entomologist's Monthly Magazine* 117: 35-46.
- Pechar, L. 1995. Long-term changes in fish pond management as an unplanned ecosystem experiment: Importance of zooplankton structure, nutrients and light for special composition of cyanobacterial blooms. - *Water Science and Technology* 32: 187-196.
- Poddubnaya, T.L. 1979. Life cycles of mass species of tubificidae. - I Brinkhurst, R.O. & Cook, D.G., red. Aquatic oligochaete biology, Plenum Press, New York, Sidney, Canada. s. 175-184.
- PondAction 1994. The Oxfordshire Pond Survey. - Oxford Brookes University, School of Biological and Molecular Sciences, Oxford. 96 s.
- Puky, M., Kéri, A. & Schád, P. 1998. Long-term changes in the status of amphibian breeding ponds in two areas in Hungary. In Ponds and pond landscapes of Europe. Maastricht. In press.
- Resh, V.H. & Jackson, J.K. 1993. Rapid Assessment Approaches to Biomonitoring Using Benthic Macroinvertebrates. - I Rosenberg, D.M. & Resh, V.H., red. Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates, Chapman and Hall, New York. s. 195-223.
- Rylov, W.M. 1948. Freshwater Cyclopoida. Fauna USSR, Crustacea 3 (3). - Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem 1963, 314 s.
- Sars, G.O. 1891. Oversigt av Norges Crustaceer med foreløbige bemærkninger over de nye eller mindre bekjendte arter. - *Forh. Vidensk. Selsk. Krist.* 1890 1: 1-80.
- 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. 1992. On the freshwater crustaceans occurring in the vicinity of Christiania. - John Grieg Produksjon A/S, Bergen. 197 s.
- Savage, A.A. 1982. Use of water boatmen (Corixidae) in the classification of lakes. - *Biological conservation* 23: 55-70.
- Schluter, D. 1993. Adaptive radiation in sticklebacks: size, shape, and habitat use efficiency. - *Ecology* 74: 699-709.
- Skov, A. 1985. Livssyklus og tetthetsvariasjoner til zooplankton i et skogstjern, Store Finnetjern, Gjerstad, Vest-Agder 1980-82. - Hovedfagsoppgave i spesiell zoologi, Univ. Oslo, 131.
- Sloreid, S.E., Walseng, B. & Halvorsen, G. 1995. Betydningen av allokton tilførsel fra kantvegetasjon for bunndyr og krepsdyr i innsjøers litoralsone. Et innhegningsforsøk i Maridalsvatnet i Oslo. - NINA Fagrapport 011: 1-30.
- Smirnov, N.N. 1971. Chydoridae. Fauna USSR, Crustacea 1 (2). - Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem 1974, 644 s.
- Smit, G., Zuiderwijk, A. & Groenveld, A. 1998. National Amphibian Monitoring Program in the Netherlands. In Ponds and pond landscapes of Europe. Maastricht. In press.
- Solem, J. 1983. Bestemmelsesnøkkel til norske buksvømmere (Corixidae, Hemiptera, Heteroptera). 2. utg. Norske Insekttabeller; 4. Universitetet i Trondheim, museet, zoologisk avdeling. 27 s.
- Solem, J.O. 1996. Steinfluer. - I Aagaard, K. & Dolmen, D., red. Limnofauna norvegica, katalog over norsk ferskvannsauna., Tapir forlag, Trondheim. s. 136-138.
- Solem, J.O. & Andersen, T. 1996. Vårfluer. - I Aagaard, K. & Dolmen, D., red. Limnofauna norvegica, katalog over norsk ferskvannsauna., Tapir forlag, Trondheim. s. 172-180.
- Stubbs, A. & Warren, P. 1991. Aquatic and water margin habitats. - I Fry, R. & Lonsdale, D., red. Habitat conservation for insects - a neglected green issue, Cravitz Printing Company Ltd, Essex. s. 151-177.
- Spikkeland, I. 1999. Dammer i Askim - Hydrografi og dyreliv. - Natur i Østfold. In press
- Størkersen, Ø.R. 1992. Truete arter i Norge. Direktoratet for Naturforvaltning, Trondheim. 89 s.
- Särkkä, J. 1987. The occurrence of oligochaetes in lake chains receiving pulp mill waste and their relation to eutrophication on the trophic scale. - *Hydrobiologia* 155: 259-266.
- ter Braak, C. J. F. 1995. Ordination. - I R. H. G. Jongman, C. J. F. ter Braak & O. F. R. van Tongeren (red.) *Data analysis in community and landscape ecology*. Korrigert utg. Cambridge university press, Cambridge. s. 91-173
- Wallace, I. D., Wallace, B. & Philipson, G. N. 1990. A key to the Case-bearing Caddis Larvae of Britain and Ireland. Scientific Publication/Freshwater Biological Association; 51. Ambleside. 237 s.
- Walseng, B. 1994. Verneplan I og II, Østfold - Krepsdyrundersøkelser. - NINA Oppdragsmelding 304: 1-26.
- Walseng, B. 1996. Krepsdyr- og bunndyrfaunaen i en rensepark på Jæren med syv fangdammer. - *Vann* 2 - 96: 298-305.
- Walseng, B., Hagmann, E., Halvorsen, G. & Sloreid, S.E. 1995. Krepsdyr- og bunndyrfaunaen i en rensepark på Jæren med syv fangdammer - et pilotprosjekt. - NINA Oppdragsmelding 336: 1-19.
- Walseng, B. & Halvorsen, G. 1993. Verneplanstatus i Troms og Finnmark med fokusering på vannkjemiske forhold og krepsdyr. - NINA Utredning 54: 1-97.



- Walseng, B. & Halvorsen, G. 1994. Rorevassdraget - effekt av kalking. Krepsdyrundersøkelser. - Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1992. DN-Notat 1994-3, s. 116-131.
- Walseng, B., Hagmann, E., Halvorsen, G. & Sloreid, S.E. 1995. Krepsdyr- og bunndyrfaunaen i en rensepark på Jæren med syv fangdammer - et pilotprosjekt. - NINA Oppdragsmelding 336: 19.
- Williams, P., Biggs, J., Corfield, A., Fox, G., Walker, D. & Whitfield, M. 1997. Designing new ponds for wildlife. - British Wildlife 8: 137-150.
- Ødegaard, F., Hansen, O. & Dolmen, D. 1996. Biller. - I Aagaard, K. & Dolmen, D., red. Limnofauna norvegica, katalog over norsk ferskvannsfæuna., Tapir forlag, Trondheim. s. 151-167.
- Økland, J. 1990. Lakes and Snails: Environment and Gastropoda in 1500 Norwegian lakes, ponds and rivers. - Universal Book Services/Dr. W. Backhuys, Oegstgeest, Nederland. 516 s.
- Økland, J. & Økland, K.A. 1996. Bløtdyr. - I Aagaard, K. & Dolmen, D., red. Limnofauna norvegica, katalog over norsk ferskvannsfæuna., Tapir, Trondheim. s. 72-29.
- Økland, K.A. 1980. Ecology and distribution of *Asellus aquaticus* (L.) in Norway, including relation to acidification in lakes. - SNFS-project, IR 52/80, Oslo-Ås, Norway.

## Vedlegg 1

CY dissimilarity-similarity measure (CYd, CYs) – en indeks for likhet mellom samfunn. Metoden er første gang beskrevet av Yong Cao et al. (1997a). Den er kalt "CY dissimilarity-similarity measure" og skal beregne ulikhet/likhet mellom samfunn. CY dissimilarity measure

(CYd) kalkuleres etter følgende formel:

$$CYd = \frac{1}{N} \sum \left[ \frac{(X_{ij} + X_{kj}) \log_{10} \left[ \frac{X_{ij} + X_{kj}}{2} \right] - X_{ij} \log_{10} X_{kj} - X_{kj} \log_{10} X_{ij}}{X_{ij} + X_{kj}} \right]$$

Hvor

$X_{ij}$  = antall individer av art  $j$  i prøve  $i$

$X_{kj}$  = antall individer av art  $j$  i prøve  $k$

$N$  = totalt antall arter sammenlagt for begge prøver

Hvis  $X_{ij} = 0$  eller  $X_{kj} = 0$ , settes verdien til 0.1 for å omgå matematiske paradokser (f.eks.  $\log 0$ ).

CYd er et avstandsmål. Dette kan imidlertid være vanskelig å bruke ved direkte sammenligning mellom bare to samfunn, som her. Derfor transformeres CYd til en likhetsindeks med et fast intervall på 0 – 1. Dette gjøres ved å beregne en maksimalverdi av CYd (maksimal avstand/ulikhet som er mulig med de to aktuelle artslistene) og sammenligne denne med observert CYd. Først regnes maksimum gjennomsnittlig forekomst av felles arter ut. Disse størrelsene betegnes  $D_i$  og  $D_k$  for henholdsvis prøve  $i$  og  $k$ , og regnes ut slik:

$$D_i = \frac{\sum X_{ij} - a/2}{a/2} \quad D_k = \frac{\sum X_{kj} - a/2}{a/2} \quad (X_{ij} \geq 1 \text{ og } X_{kj} \geq 1)$$

$a$  = antall arter tilstede i begge prøver.  $\hat{A}X_{ij}$  og  $\hat{A}X_{kj}$  skal her kun inkludere arter som er representert i begge prøver.

Maks CYd =  $D_1 + D_2 + D_3$ , hvor

$$D_1 = \sum_{j=1}^b \left[ \frac{(X_{ij} + 0.1) \log_{10} \left[ \frac{X_{ij} + 0.1}{2} \right] - X_{ij} \log_{10}(0.1) - 0.1 \log_{10}(X_{ij})}{X_{ij} + 0.1} \right]$$

$$D_2 = \sum_{j=1}^c \left[ \frac{(X_{kj} + 0.1) \log_{10} \left[ \frac{X_{kj} + 0.1}{2} \right] - X_{kj} \log_{10}(0.1) - 0.1 \log_{10}(X_{kj})}{X_{kj} + 0.1} \right]$$

## Vedlegg 1 forts.

$$D3 = \frac{a}{2} \left[ \frac{(D_i + 1) \log_{10} \left[ \frac{D_i + 1}{2} \right] - \log_{10} (D_i)}{D_i + 1} \right] + \frac{a}{2} \left[ \frac{(D_k + 1) \log_{10} \left[ \frac{D_k + 1}{2} \right] - \log_{10} (D_k)}{D_k + 1} \right]$$

a = antall arter tilstede i begge prøver

b = antall arter tilstede i prøve i alene

c = antall arter tilstede i prøve k alene

$$\text{Observert CYd} = \sum \left[ \frac{(X_{ij} + X_{kj}) \log \left[ \frac{X_{ij} + X_{kj}}{2} \right] - X_{ij} \log X_{kj} - X_{kj} \log X_{ij}}{X_{ij} + X_{kj}} \right]$$

Observert CYd gir en total distanse, mot CYd som gir en gjennomsnittsdistanse. CY similarity measure (CYs) kalkuleres til sist etter følgende formel:

$$CYs = 1 - \frac{\text{observert CYd}}{\text{maksimum CYd}}$$

Når to samfunn er totalt forskjellig blir observert CYd lik maksimum CYd og CYs = 0. Når to samfunn er identiske blir observert CYd = 0 og CYs = 1.

**Vedlegg 2.** Prosentvis forekomst av krepsdyr på Berg og Kinn.  
*Frequency of crustacea at Berg and Kinn.*

dato	8/20/96	10/15/96	5/13/97	6/30/97	8/25/97	10/15/97	8/20/96	10/15/96	5/13/97	6/30/97	8/25/97	10/15/97
Lokalitet	Berg	Berg	Berg	Berg	Berg	Berg	Kinn	Kinn	Kinn	Kinn	Kinn	Kinn
<b>Cladocera</b>												
Ceriodaphnia laticaudata P.E.M.	1.6			0.0	5.2							
Ceriodaphnia megops Sars	0.8			0.2	0.8		+				4.2	
Ceriodaphnia reticulata (Jur.)	24.1			2.8	11.8	0.1	62.7			14.3	46.9	
Cer sp.	2.4											
Daphnia longispina (O.F.M.)	1.8				0.1							
Daphnia pulex (De Geer)							14.0			0.7	2.7	
Simocephalus exipinosus (Koch)	6.7	0.4	1.1	0.3	0.9	0.5	1.1			18.1	5.9	12.5
Simocephalus vetula (O.F.M.)				0.4	0.1	0.1	0.1			+	0.3	1.8
Acroperus harpae (Baird)	6.9	6.0	0.8	6.7	4.1	4.2	0.7	0.5		+	+	
Alona affinis (Leydig)	1.3	2.1		0.6	0.4	0.6						
Alona guttata Sars	0.8	2.4	0.8	3.6	+		1.5	11.1		3.1	0.3	4.0
Alona karelica Stenroos	+											
Alona quadrangularis (O.F.M.)	+											
Alona rectangula Sars	0.5	0.3			+							
Alonella excisa (Fischer)	3.2	2.8	2.5	2.1	3.6	0.1	+					
Alonella exigua (Fischer)	0.9	0.3		0.1	0.5	0.1						
Alonella nana (Baird)					+							
Alonopsis elongata Sars		0.1										
Chydorus sphaericus (O.F.M.)	11.0	72.8	6.9	46.8	39.4	67.5	1.7	4.2		0.3	2.2	6.7
Eurycerus lamellatus (A.F.M.)	0.1	2.1	1.1	7.1	0.1	1.2						
Graptoleberis testudinaria (Fischer)	0.3	0.7		0.6	0.2	0.1						
Oxyurella tenuicaudis (Sars)	0.1	0.3		+	0.2		+					
Pleuroxus laevis	2.8	0.3		0.2	1.1	0.1	+					
Pleuroxus trigonellus (O.F.M.)	1.0	0.1			0.4							
Pleuroxus truncatus (O.F.M.)		0.1	0.3	0.2	0.1	0.3						
Pseudochydorus globosus (Baird)	0.3			+	+	0.1						
Polyphemus pediculus (Leuck.)	0.3			0.8	0.1							
<b>Copepoda</b>												
<b>cyclopoida</b>												
Macrocyclus albidus (Jur.)	1.0	0.2		0.9	1.4	0.1						
Macrocyclus fuscus (Jur.)	+			+	+	0.1	0.5			0.4	3.6	0.9
Eucyclops serrulatus (Fisch.)	+	1.1		3.1	2.0	0.1	2.3	42.4	5.6	9.0	2.8	
Eucyclops speratus (Lillj.)		0.7	4.2	0.3		10.5		0.2				9.8
Eucycl cop		0.4		2.1		11.2			5.6	0.3	1.3	12.1
Paracyclops affinis Sars	0.1	0.3		+	+					+		
Paracyclops fimbriatus			0.3							0.1		
Paracyclops fimbriatus var							+	0.2	5.6			
Ectocyclus phaleratus (Koch)	0.1	+		0.1	0.3	0.1	+	0.7		1.2	0.1	0.9
Cyclops abyssorum s.l.			4.2									1.3
Cyclops strenuus Fisch.		0.1										
Megacyclops gigas (Claus)	+	0.5	2.8	+	0.4	0.9	0.1			+	+	0.4
Megacyclops viridis (Jur.)	0.6	2.2	0.6	0.6	2.6	0.4	0.9	0.5		1.2	0.4	2.2
Megacyclops sp								0.5				0.4
Acanthocyclops robustus Sars										+		
Diacyclops bicuspidatus (Claus)	0.3			+	0.1		0.3		5.6	1.0	1.2	0.4
Diacyclops bisetosus (Rehbg.)			0.3					0.9				
Mesocyclops leuckarti (Claus)	2.3		0.3	3.8	6.2					0.1		
Cryptocyclops bicolor (Sars)	0.9		0.6	0.8	0.4							
Speocyclops colchidanus (Borutz)									22.2			
cycl naup	14.3	0.3	37.2	2.8	6.2	0.1	7.7	7.5	38.9	10.0	13.7	7.6
eucycl naupl			18.6	2.1	0.9	0.3			5.6	10.8	4.2	1.3
cycl cop (I-III)	13.5	3.8	17.5	11.0	10.3	1.5	6.5	31.3	11.1	29.2	10.2	37.5

**Vedlegg 3.** Forekomsten av andre invertebrater i kvantitative krepsdyrprøver (20 l) fra Berg og Kinn i 1997.  
Number of other invertebrates in quantitative samples of crustaceans (20 l) from Berg and Kinn.

dato	B		E		R		G		tot ant ind
	5/13/97	6/30/97	8/25/97	10/15/97	5/13/97	6/30/97	8/25/97	10/15/97	
Lokalitet	Innløp	Innløp	Innløp	Innløp	Utløp	Utløp	Utløp	Utløp	
Hydroider (Atheicata)									
Flimmerormer (Turbellaria)		34				12			46
Rundormer (Nematoda)	11	1			6	10	20		48
Taglormer (Nematomorpha)									
Snegl (Gastropoda)	1	10			10	37	1		59
Igler (Hirudinea)		1	1				1	1	4
Fåbørstemark (Oligochaeta)	29	131	94	1	27	96	31	3	412
Harpacticoider (Harpacticoida)	1	1	3	1	12				18
Muslingkreps (Ostracoda)	92	56	23		2	47	1705	14	1939
Gråsugge (Asselus aquaticus)				2	7	10	25	1	45
Midd (Acari)		3	2	1		1	1		8
Edderkopper (Aranea)									0
Spretthaler (Collembola)		3	10		1				14
Døgnfluer (Ephemeroptera)		4	2		1		115	8	130
Steinfluer (Plecoptera)		6	110			5		2	123
Buksvømmere (Corixidae)									0
Biller (Coleoptera)			4						4
Vårfluer (Trichoptera)					1				1
Svevemygg (Chaoboridae)		1	1			3	1		6
Knott (Smulidae)				1					1
Fjærmygg (Chironomidae)	95	727	73	3	33	268	67	18	1284
Sviknott (Ceratopogonidae)		1				12			13
dipt ind					2				2
Salamandere (Salamandridae)									

dato	K		I		N		N		tot ant ind
	5/13/97	6/30/97	8/25/97	10/15/97	5/13/97	6/30/97	8/25/97	10/15/97	
Lokalitet	Innløp	Innløp	Innløp	Innløp	Utløp	Utløp	Utløp	Utløp	
Hydroider (Atheicata)		1		8					9
Flimmerormer (Turbellaria)		10	7	4	2		8	2	33
Rundormer (Nematoda)	4	4		5	6		45		64
Taglormer (Nematomorpha)			1						1
Snegl (Gastropoda)						6	19	1	26
Igler (Hirudinea)						1	5		6
Fåbørstemark (Oligochaeta)		22	34	84	1	52	194	3	390
Harpacticoider (Harpacticoida)	1	2		6	8	316	47	27	407
Muslingkreps (Ostracoda)		3				80	13	1	97
Gråsugge (Asselus aquaticus)		2	80	100	9	253	396	17	857
Midd (Acari)	1	1							2
Edderkopper (Aranea)								1	1
Spretthaler (Collembola)	20	1	2	1		2	1	1	28
Døgnfluer (Ephemeroptera)			598	24			504	24	1150
Steinfluer (Plecoptera)	1	1	5				92	1	100
Buksvømmere (Corixidae)						1	5		6
Biller (Coleoptera)			6			10	5		21
Vårfluer (Trichoptera)								1	1
Svevemygg (Chaoboridae)						1	10		11
Knott (Smulidae)	2								2
Fjærmygg (Chironomidae)	2	26	242	63	3	207	115	4	662
Sviknott (Ceratopogonidae)							15		15
dipt ind	1	4	5			10	10		30
Salamandere (Salamandridae)							5		5

**Vedlegg 4.** Oversikt over antall individer av de forskjellige taxa som ble funnet i vegetasjonen. Da kun utvalgte individer av døgnfluer, steinfluer, vårfluer og snegler ble artsbestemt, er totalantall for disse gruppene markert med fet skrift.

Species found in samples from the vegetation (no. of individuals). Since only a few individuals of gastropods, mayflies, stoneflies and caddisflies are identified, bold types show total number of individuals

Arter	Berg						Kinn					
	20.0 8199	15.1 0199	13.0 5199	30.0 6199	25.0 8199	15.1 0199	20.0 8199	15.1 0199	13.0 5199	30.0 6199	25.0 8199	15.1 0199
<b>Gastropoda - Snegl</b>	<b>61</b>	<b>2042</b>	<b>1385</b>	<b>1834</b>	<b>395</b>	<b>376</b>	<b>68</b>	<b>56</b>	<b>16</b>	<b>86</b>	<b>63</b>	<b>64</b>
Valvata cristata			1		1							
Planorbidae sp	11	2	1	160	5			1		7	1	
Armiger crista			2	8						1		
Bathyomphalus contortus					6	5	10	5	2	22	5	58
Gyraulus sp.	21	2020	1322	1565	326	367	18	45	7	8	4	6
Gyraulus acronicus	6									3		
G. Albus/sp	1				6							
Hippeutis complanatus					3							
Lymnaea truncatula		14	55	136	6	4	1		1	1		
L. glabra		1	1	6								
Ravsnegl (succinea) - terrestrisk	8	5	3	9	24		36	8	6	33	14	
<b>Hirudinea – Iglar</b>												
Helobdella stagnalis	3	1			2		563	37	18	74	170	35
Glossiphonia sp.					2		19	3	4		3	2
Glossiphonia heteroclita/sp		1									2	
G. complanata	1				1					3	18	
Erpobdella octoculata	20	18	7	5	149	75						
Theromyzon tessulatum	3	2	1	1	2		1	1				
Haemopsis sanguisuga	1											
<b>Malacostraca, Asellidae</b>												
Asellus aquaticus	900	627	85	539	897	159	3360	2895	1411	2447	3398	3624
<b>Ephemeroptera – Døgnfluer</b>	<b>106</b>	<b>307</b>	<b>43</b>	<b>27</b>	<b>1758</b>	<b>823</b>	<b>1562</b>	<b>1386</b>	<b>114</b>	<b>4</b>	<b>3435</b>	<b>2163</b>
Arthrotrolea congener			6	39								
Siphonuridae sp									1			
Siphonurus sp / aestivalis									1			
Siphonurus lacustris									7	1		
Cloeon sp / inscriptum	2	4	4	36	2	3	4	3	2	2	3	2
Leptophlebia sp						1						
Leptophlebia marginata			1									
<b>Plecoptera – Steinfluer</b>		<b>6</b>	<b>82</b>			<b>450</b>		<b>1</b>	<b>182</b>	<b>3</b>		<b>202</b>
Nemoura cinera			4						3	2		
<b>Odonata – Øyestikkere</b>												
<b>Anisoptera – Libeller</b>												
Aeshna sp	26	3	2	102	2	1				13		
Aeshna cyanea	13	1			2		64	11	2	13	10	10
A. juncea	9			5	38	6	1			1		
A. grandis	9	2	1				1					
Somatochlora metallica	4											
Libellula quadrimaculata	2											

(forts. tabell...)	Berg						Kinn					
Arter	20.0 8199 6	15.1 0199 6	13.0 5199 7	30.0 6199 7	25.0 8199 7	15.1 0199 7	20.0 8199 6	15.1 0199 6	13.0 5199 7	30.0 6199 7	25.0 8199 7	15.1 0199 7
Sympetrum sp				3	2							
Sympetrum danae	5											
Forts. tabell												
<b>Zygoptera – Vannymfer</b>												
Lestes sponsa	1			7			24					
Coenagrion hastulatum	55	2	11	4	112	1					5	4
(forts. tabell...)	Berg						Kinn					
Arter	20.0 8199 6	15.1 0199 6	13.0 5199 7	30.0 6199 7	25.0 8199 7	15.1 0199 7	20.0 8199 6	15.1 0199 6	13.0 5199 7	30.0 6199 7	25.0 8199 7	15.1 0199 7
<b>Heteroptera – Vannløpere</b>												
Gerris sp larve	13			82	7		13	1		141	6	
Gerris lacustris	3				2		11		1	1	3	1
G. odontogaster	4				2							
G. lateralis								1	1			
<b>Corixidae – Buksvømmere</b>												
Corixidae sp larve	19			60			22			5	1	
Callicorixa praeusta			3				1					
Hesperocorixa sahlbergi		1	1		3	2		1				
Sigara distincta						2						
S. Nigrolineata			1								7	2
S. falleni						9						
S. limitata			1			1					1	
S. dorsalis/striata											1	
S. fossarum								1			2	
<b>Notonectidae –Ryggsvømmere</b>												
Notonecta glauca		2	7		45	6		1	1		8	2
Notonecta glauca imaginea		8									55	
Notonecta glauca larve/nymfe	74			142			40			34	34	
<b>Coleoptera – Biller</b>												
<b>Gyrinidae (hvirvlere)</b>												
Gyrinus substriatus/natator											2	
Gyrinus larve (hvirvler..)				7								
<b>Haliplidae</b>												
Haliplidae larve	72	17		115	61	6	37				14	4
Haliplus fulvus					2							
H. heydeni	18	6	1	11	5		13	8	1	2	21	1
H. ruficollis	12	1	2	9	2		5	5			2	
<b>Dysticidae</b>												
Hydroporinae larve	1			136			5			1	4	
Graptodytes pictus					1							
Hydroporus erythrocephalus												1
H. morio/elongatulus/memnonius							1					
H. palustris	2	1					2	1		1	1	
H. incognitus?							1				1	
H. striola?											1	
H. tristis								1				
Hygrotus inaequalis	4											
Hyphydrus ovatus		1		1								
Hyphydrus ovatus larve	1											
Colymbetinae larver	8	12		202	68	5	40	3		83	119	34

(forts. tabell...)	Berg						Kinn					
Arter:	20.0 8199	15.1 0199	13.0 5199	30.0 6199	25.0 8199	15.1 0199	20.0 8199	15.1 0199	13.0 5199	30.0 6199	25.0 8199	15.1 0199
	6	6	7	7	7	7	6	6	7	7	7	7
Agabus bipustulatus								3			3	5
A. sturmii	1							6			2	4
Ilybius fuliginosus				1	3		3				3	
I. guttiger											1	
I. subaeneus					1							
Rhantus exoletus				1	1							
Dytiscinae larve				5						9		
Acilius canaliculatus	1											
Dytiscus circumcinctus		1										
D. marginalis								1				
<b>Hydrophiloidea, Hydraenidae</b>												
Hydrophiloidea larve				31	1				1	34	4	
<b>Hydraenidae</b>												
Hydraena gracilis											2	
H. riparia					3					2	2	1
Limnebius trunkatellus	3				1		4	2			4	
<b>Helophoridae</b>												
Helophorus brevipalpis	427	1	7	8	211		372	1	2	39	45	
H. flavipes	6			1	8		6		5		2	
H. minutus							1					
H. minutus/sp/granularis	5		1		2		2			1	3	
<b>Hydrophilidae</b>												
Hydrophilidae larve				3			1					
Anacaena lutescens	3		3		33		12	2	4	1	8	1
Enochrus affinis							2					
E. fuscipennis	1				1							
E. ochropterus			1								1	
Laccobius minutus	1											
Cercyon convexiusculus									1	1		
Stenus sp (kortvinge)				7	9					2	3	
<b>Megaloptera – Mudderfluer</b>												
Sialis larve				2	2	2						
<b>Trichoptera – Vårfluer</b>	<b>46</b>	<b>95</b>	<b>129</b>	<b>38</b>	<b>98</b>	<b>162</b>	<b>1</b>	<b>127</b>	<b>41</b>	<b>6</b>	<b>7</b>	<b>174</b>
Limnephilidae sp			11							1	2	
Limnephilius rhombicus			3	3		49			14	1		63
L. Extricatus			1						6			
L. Lunatus				3						1		
Micropterna lateralis			2			13						
Glyphotaenius pellucidus/Phacopteryx brevipennis			85			11			2	1		15
Phryganeidae sp				31								
Oligotricha striata			7		35	34						
Agrypnia pagetana					3	1						
Holocentropus dubius					9	10			1			
Gasterosteus aculeatus												
<b>Amphibia – Amfibier</b>												
Triturus vulgaris larve	11	1		128	3						1	
Rana temporaria larve							1			21		
R. arvalis larve				1								



(forts. tabell...)	Berg						Kinn					
	20.0 8199 6	15.1 0199 6	13.0 5199 7	30.0 6199 7	25.0 8199 7	15.1 0199 7	20.0 8199 6	15.1 0199 6	13.0 5199 7	30.0 6199 7	25.0 8199 7	15.1 0199 7
<b>Arter</b>												
<b>Andre grupper</b>												
Chironomidae – Fjærmygg	650	1605	427	4253	1532	1032	1549	265	209	1224	598	922
Hydracarina - Midd	7			6	5	4	6	1	3	4	6	
Ceratopogonidae – Sviknott	5	5	13	170	385	29	15	9	2	8	53	31
Chaoboridae – Svevemygg	6	7	2	50	628	22	18	1		5	155	12
Culicidae – Stikkemygg				10	13					10	10	2
Bivalvia – Muslinger					59	1	6		4	1	2	
Turbellaria – Flimmerormer		35	12	20	5	27	80		743	909	533	635
Lepidoptera – Sommerfugler										4	16	

ISSN 0805-4711

ISBN 82-426-0995-0

034

**NINA**  
**FAGRAPPOR**

NINA Hovedkontor  
Tungasletta 2  
7004 Trondheim  
Telefon: 73 58 05 00  
Telefax: 73 91 58 33

NINA Avd. for landskapsøkologi  
Dronningens gt. 13  
Postboks 736 Sentrum  
0105 OSLO  
Telefon: 23 35 50 00  
Telefax: 23 35 50 01

**NINA**  
**Norsk institutt**  
**for naturforskning**