

Biologiske undersøkelser i kalkede vann i Vest-Agder 2008, med vekt på krepsdyr, bunndyr og fisk

Gunnar Halvorsen
Trygve Hesthagen
Dag Svalastog
Terje Bongard



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er en ny, elektronisk serie fra 2005 som erstatter de tidligere seriene NINA Fagrapport, NINA Oppdragsmelding og NINA Project Report. Normalt er dette NINAs rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig.

NINA Temahefte

Som navnet angir behandler temaheftene spesielle emner. Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. NINA Temahefte gis vanligvis en populærvitenskapelig form med mer vekt på illustrasjoner enn NINA Rapport.

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. De sendes til presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivå, politikere og andre spesielt interesserte. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

Annen publisering

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine vitenskapelige resultater i internasjonale journaler, populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Norsk institutt for naturforskning

**Biologiske undersøkelser i kalkede
vann i Vest-Agder 2008, med vekt
på krepsdyr, bunndyr og fisk**

Gunnar Halvorsen
Trygve Hesthagen
Dag Svalastog
Terje Bongard

Halvorsen, G , Hesthagen, T., Svalastog, D., & Bongard, T. 2009. Biologiske undersøkelser i kalkede vann i Vest-Agder 2008, med vekt på krepsdyr, bunndyr og fisk. - NINA Rapport 450. 55 s.

Oslo mars 2009

ISSN: 1504-3312

ISBN 978-82-426-2016-3

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Erik Framstad

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningsjef: Erik Framstad (sign.)

OPPDRAKSGIVERE

Fylkesmannen i Vest-Agder

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER

Edgar Vegge

FORSIDEBILDE

Årsvatn: Foto: Gunnar Halvosen

NØKKELOD

Forsuring, kalking, innsjøer, Vest-Agder, bunndyr, krepsdyr, fisk (ørret og abbor), overvåking, effekter av kalking

KEY WORDS

Acidification, liming, lakes, Vest-Agder county, benthic fauna, crustaceans, fish (brown trout and perch), monitoring, effects of liming

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA Trondheim

NO-7485 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 73 80 14 01

NINA Oslo

Postboks 736 Sentrum
NO-0105 Oslo
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 22 33 11 01

NINA Tromsø

Polarmiljøsentret
NO-9296 Tromsø
Telefon: 77 75 04 00
Telefaks: 77 75 04 01

NINA Lillehammer

Fakkelgården
NO-2624 Lillehammer
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 61 22 22 15

<http://www.nina.no>

Sammendrag

Halvorsen, G., Hesthagen, T., Svalastog, D. & Bongard, T. 2009. Biologiske undersøkelser i kalkede vann i Vest-Agder 2008, med vekt på krepsdyr, bunndyr og fisk. - NINA Rapport 450. 55 s.

Høsten 2008 ble det gjennomført ferskvannsbiologiske undersøkelser i 11 kalkede innsjøer i Vest-Agder. Krepsdyr, bunndyr og fisk er undersøkt i 7 av innsjøene; Djupvikvatn, Dunsædvatn, Ljosevatn, Årsvatn og Mevatn i Flekkefjord kommune, samt Homevatn i Songdalen og Røyndalsvatn i Vennesla. I tillegg er bunndyrene undersøkt i fire innsjøer; Ersdalsvatn i Flekkefjord, Livatn i Lindesnes, Rabnevatnet i Lyngdal og Bjennvatn i Hægebostad. Kalkingen har pågått siden begynnelsen/midten av 1990-tallet, og har stort sett gitt god vannkvalitet i samtlige innsjøer, med pH rundt 6,0-7,0. Enkelte sure episoder kan imidlertid forekomme innimellom.

Bunnfaunaen er dominert av døgnfluer, steinfluer, fjærmygg og vårfluer, og med mye knott i ut- og innløpsbakkene. Faunaen bærer fortsatt preg av forsurening, og det er få tegn på reetablering av forsuringfølsomme arter. Enkelte forsuringfølsomme arter er imidlertid påvist, blant annet døgnflueartene *Baetis rhodani*, *Cloeon simile* og *Caenis horaria*. Lokalitetene med disse artene har alle verdien 1 i Raddum indeks 1. Noen få individer av den svakt forsuringfølsomme steinfluearten *Isoperla grammatica* er påvist i tre lokaliteter. Ett individ av gråsugg (*Asellus aquaticus*) ble også observert i Djupvikvatn. Den middels følsomme vårfluen *Hydropsyche siltalai* var vanlig i 8 av lokalitetene. Totalt ble det påvist 5 døgnfluearter, 9 steinfluearter og 17 vårfluearter i prøvene.

Det er påvist 41 arter krepsdyr, 30 arter vannlopper og 11 arter hoppekreps. Krepsdyrsamfunnene inneholder flere forsuringfølsomme og svakt forsuringfølsomme arter. Kalkingen har gitt en forskyvning i artssammensetningen mot en mer forsuringfølsom fauna (pH > 5,0). Ljosevatn, Årsvatn og Mevatn er fortsatt tydelig forsuringsskadde, mens Homevatn er lite eller ikke skadet. Homevatn har flest (7) forsuringfølsomme arter, mens Djupvikvatn og Røyndalsvatn har henholdsvis 5 og 4 arter. *Daphnia longispina* er funnet i fem av innsjøene. Dunsædvatn skiller seg spesielt ut, med få arter og kun en forsuringfølsom art. Dunsædvatn har også meget lav tetthet av plankton, mens Djupvikvatn og spesielt Røyndalsvatn har stor tetthet.

Det ble fanget ørret i alle innsjøene, samt røye i Djupvikvatn, abbor i Homevatn og bekkerøye i Dunsædvatn. Gjennomsnittlig utbytte av ørret på bunn garn mellom 0-6 m dyp varierte mellom 2,2 og 13,1 individ pr. 100 m² garnareal (Cpue). Fangsten var lavest i Ljosvatn og størst i Homevatn. Fangsten var også relativt stor i Dunsædvatn. Det ble ikke fanget fisk på flyte garn i Dunsædvatn. Homevatn har en middels stor bestand av abbor, med en gjennomsnittlig Cpue på 36,5. Det ble påvist yngel av bekkerøye (0+) i utløpet av Dunsædvatn. Alle innsjøene har i dag stedegne ørretbestander, som sikrer naturlig rekruttering. Det ble observert 0+ på alle utløpsbakkene, med unntak av utløpsbekken til Djupvikvatn. Ljosvatn og Årsvatn mangler egnede innløpsbækker for gyting, mens det i de øvrige lokalitetene ble observert 0+ i de viktigste innløpsbakkene. Flere av innsjøene har små gyte- og oppvekstarealer (inn- og utløp) i forhold til innsjøarealet (lav oppvekstratio), og ørretbestandene er til en viss grad rekrutteringsbegrenset. Ørreten har i fem av sju lokaliteter lav kondisjonsfaktor og rekrutteringen synes derfor å være tilstrekkelig i forhold til næringsgrunnlaget. Lavest tetthet og best kondisjonsfaktor hadde ørreten i Ljosevatn hvor rekrutteringen er begrenset. Det synes fortsatt nødvendig med kalking av Ljosevatn, Årsvatn og Dunsædvatn, noe som også vil sikre god vannkvalitet i nedenforliggende vann.

Halvorsen, G.², Trygve Hesthagen¹, Dag Svalastog² & Terje Bongard¹

¹Norsk institutt for naturforskning, 7485 Trondheim (gunnar.halvorsen@nina.no,

²Norsk institutt for naturforskning, Gaustadalleén 21, 0349 Oslo,

Abstract

Halvorsen, G., Hesthagen, T., Svalastog, D. & Bongard, T. 2009. Biological studies in limed lakes in the county of Vest-Agder, southern Norway, in 2008, with a focus on crustaceans, benthic fauna and fish. - NINA Rapport 450. 55 pp.

In the autumn 2008, a study was carried out in 11 limed lakes in southernmost Norway in order to assess their ecological status after a period of liming. Planktonic and littoral crustaceans, benthic fauna, and fish were studied in seven lakes; Djupvikvatn, Dunsædvatn, Ljosevatn, Årsvatn, Mevatn, Homevatn and Røyndalsvatn. In addition, the benthic fauna was studied in four lakes, Ersdalsvatn, Livatn, Rabnevatn and Bjennvatn. The liming started at the beginning /middle of 1990s which gave improved water quality (pH 6 – 7). However, some more acidic episodes may still occur occasionally.

The benthic fauna was dominated by ephemeropterans, plecopterans, chironomides and trichopterans, with large numbers of simuliids in the inlets and outlets. Five species of Ephemeroptera, 9 species of Plecoptera and 17 species of Trichoptera were observed. The fauna was dominated by acid-tolerant species, with a very few acid-sensitive species. Among them the sensitive mayflies *Baetis rhodani*, *Cloeon simile* and *Caenis horaria*, and a few specimens of the stonefly *Isoperla grammica* were found in three localities. The relatively sensitive trichopterans *Hydropsyche siltalai* was also common in 8 lakes. *Asellus aquaticus* in Djupvikvatn also indicates good water quality. Thus, the lakes have to some extent recovered from acidification.

Altogether 41 species of crustaceans, 30 cladocerans and 11 copepods, were found, among them some acid-sensitive and semi-acid sensitive species. The crustacean communities are typical for lakes with pH > 5.0. The fauna has responded to improved water quality by gaining a higher number of acid-sensitive species. The lake Homevatn does not differ from the non-acidified lakes, while Årsvatn and Mevatn are more or less still dominated by species associated with acidified lakes. Homevatn has the highest number (7) of acid-sensitive species, while Djupvikvatn and Røyndalsvatn have 5 and 4 such species, respectively. Dunsædvatn has very low densities of the plankton, while Djupvikvatn and especially Røyndalsvatn have high densities.

The water quality was satisfactory in all limed lakes. Brown trout (*Salmo trutta*) occurs in all lakes. In addition, Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) was found in Djupvikvatn, and brook charr (*Salvelinus fontinalis*) in Dunsædvatn. Perch (*Perca fluviatilis*) was found in Homevatn. The relative abundance of fish was recorded with gill nets in lakes and electrofishing in streams. The relative abundance (numbers per 100 m² of net area per night; Cpue) of brown trout in benthic gill nets ranged between 2.2-13.1 specimens in the depth interval 0-6 m, with the smallest catch in Ljosevatn and highest in Homevatn. The catch was also quite high in Dunsædvatn. Homevatn had also a medium dense population of perch, with Cpue=36.5 in the depth-interval of 0-6 m. A few brook charr (0+) were caught at the outlet of Dunsædvatn. All the lakes have self-reproducing populations of brown trout. It was observed 0+ brown trout in all the outlets except in Djupvikvatn. Ljosevatn and Årsvatn have no inlets, and here the spawning must be the outlet. In the other lakes 0+ brown trout were observed in the inlets. The relationship between Cpue and the ratio of nursery area in streams to lake area indicates that some of the brown trout populations may be limited by small nursery areas. However, the recruitment is at least large enough for the food production. Our results suggest that Ljosevatn, Årsvatn and Dunsædvatn should still be limed, also to improve the water quality further downstream.

Gunnar Halvorsen², Trygve Hesthagen¹, Dag Svalastog², Terje Bongard¹

¹Norsk institutt for naturforskning, No-7485 Trondheim (gunnar.halvorsen@nina.no)

²Norsk institutt for naturforskning, Gaustadalleén 21, No-0349 Oslo

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	4
Forord	6
1 Innledning	7
2 Områdebeskrivelse	8
3 Materiale og metoder	16
3.1 Bunndyrprøver	16
3.2 Krepssdyrprøver	16
3.3 Fiskeundersøkelser.....	16
3.4 Vannkjemi	17
4 Resultater	19
4.1 Vannkjemi	19
4.2 Bunndyr.....	20
4.3 Krepssdyrsamfunnene	21
4.3.1 Generell forekomst	22
4.3.2 Vurdering av de planktoniske krepssdyrartene	22
4.3.3 Vurdering av de littorale krepssdyrartene	26
4.3.4 DCA-ordinasjon	26
4.3.5 En vurdering av krepssdyrsamfunnene i de enkelte sjøene	27
4.4 Fisk	28
4.4.1 Ungfiskundersøkelser	28
4.4.2 Fangstutbytte på garn.....	31
4.4.3 Størrelse, kondisjon og vekst	33
4.4.4 Aldersfordeling	35
4.4.5 Fangstutbytte i forhold til tilgjengelig gyte- og oppvekstareal	37
4.4.6 En vurdering av fiskebestandene i de enkelte lokalitetene	38
5 Diskusjon	41
6 Referanser	43
Vedlegg	46

Forord

Flere kalkingsprosjekter i innlandsvassdrag i Sør-Norge er allerede blitt avsluttet på grunn av reduserte utslipp og bedre vannkvalitet. I de kommende åra vil flere slike prosjekter bli vurdert avsluttet. Det er imidlertid viktig å evaluere om avsluttet kalking vil få negative konsekvenser for fisk og andre organismer. Denne rapporten presenterer resultatene av en biologisk inventering av 11 innsjøer i Vest-Agder høsten 2008. Det er foretatt undersøkelser av fisk i 7 av innsjøene, både med garn i vannene og med elektrisk fiskeapparat i ut- og innløpsbekkene. Bunnfaunaen og littorale og planktoniske krepsdyr er også undersøkt i disse innsjøene. I tillegg er bunndyrene i strandsonen og i ut- og innløpsbekkene undersøkt i fire innsjøer.

Fylkesmannen i Vest-Agder, ved Edgar Vegge, har stilt vannkjemiske data fra de undersøkte innsjøene til disposisjon for prosjektet sammen med en oversikt over kalkingshistorikken. Lokale kontaktpersoner har gitt verdifulle opplysninger om utviklingen i fiskebestandene og vi vil spesielt takke Bjørn M. Carlsen for informasjon vedrørende Djupvikvatn og Torbjørn Dunsæd for informasjon om Dunsædvatn, Ljosevatn, Årsvatn og Mevatn. Vi vil også takke Espen Slottet og Arne Brøvig for opplysninger vedrørende henholdsvis Homevatn og Røyndalsvatn. Feltarbeidet er gjennomført av Dag Svalastog og Gunnar Halvorsen, som spesielt vil takke Torbjørn Dunsæd og Torbjørn Brøvig for tørt husly i en særskilt fuktig periode.

Dag Svalastog har aldersbestemt fisken mens krepsdyrene og bunndyrene er bearbeidet av henholdsvis Gunnar Halvorsen og Terje Bongard. NINA vil takke Fylkesmannen i Vest-Agder for prosjektet.

1. mars 2009

Gunnar Halvorsen
Prosjektleder

1 Innledning

Forsuringen har resultert i tap av nærmere 9.500 innsjølevende fiskebestander, mens ytterligere 4.500 bestander har blitt skadet (Hesthagen m.fl. 1999). Ørret er den arten som er sterkest berørt, med henholdsvis 8.200 tapte og 3.900 skadede bestander. Forsuringsskadene på fisk var vært størst i Aust- og Vest-Agder, med rundt 5.000 tapte ørretbestander og over 700 tapte abborbestander (Hesthagen & Østborg 2008). Disse forsuringsskadene har førte til en betydelig kalkingsaktivitet i Sør-Norge. I 1994 ble rundt 2000 innsjøer kalket, mens tallet nærmet seg 3000 lokaliteter på det meste noen år seinere (Sandøy & Romundstad 1995, Hesthagen & Østborg 2008).

I løpet av de siste årene har mengden svoveldioksid og sulfat i nedbøren over fastlands-Norge blitt redusert med henholdsvis 72-92 og 65-73%, med 1980 som referanseår (Aas m.fl. 2006). Dette har ført til en kraftig bedring av vannkvaliteten, med høyere pH, økt syre-nøytraliserende kapasitet (ANC) og mindre giftig aluminium (Skjelkvåle m.fl. 1998, 2001, SFT 2006). Bedret vannkvalitet gir redusert behov for kalking, og i enkelte lokaliteter kan kalkingen trolig avsluttes uten negative konsekvenser for fisk eller andre organismer. Det er nå utarbeidet en metode for å beregne en naturlig vannkvalitet i kalkete innsjøer, basert på data fra Aust-Agder (Kroglund 2006). Det har også vært en reduksjon i bevilgningene til kalking i de siste åra, noe som har tvunget fram en prioritering av hvilke innsjøer hvor kalkingen kan avsluttes. I alle fylker har det allerede vært en viss reduksjon i antall kalkede innsjøer (Hesthagen & Østborg 2008).

Denne undersøkelsen omhandler en analyse av fiskebestander, bunndyr og krepsdyr i sju kalkede innsjøer i Vest-Agder. I tillegg er bunnrfaunaen undersøkt i fire andre lokaliteter hvor det tidligere er gjennomført fiskeundersøkelser (Kleiven & Håvardstuen 1997, Kleiven m.fl. 2006, Hesthagen m.fl. 2006). Spørsmålet er om kalkingen kan avsluttes i disse innsjøene uten at det har negative effekter for krepsdyr, bunndyr og fisk. Det er også spørsmål om hvorvidt krepsdyr og bunndyr er gode indikatorer for økologisk status i de aktuelle lokalitetene. Ordinasjons- og indeksanalyser er benyttet for å evaluere om lokalitetene har en typisk survannsfauna eller om utviklingen har gått mot et naturlig, ikke-forsuret miljø (Fjellheim & Raddum 1990, Raddum & Fjellheim 1990, Walseng & Karlsen 2001). Fiskebestandene er evaluert med hensyn til om kalkingen har gitt optimal effekt, basert på data både fra innsjøene (voksen fisk) og fra inn- og utløp (rekruttering). Det er også foretatt en analyse av om eventuelle forskjeller i mengden fisk (fangstutbytte) blant innsjøene skyldes ulik bærevne. Her blir det fokusert på mulige sammenhenger mellom fangstutbytte i forhold til tilgjengelig oppvekstareal i gytebekker vs innsjøareal.

2 Områdebeskrivelse

Undersøkelsen omfatter 11 innsjøer som alle ligger i Vest-Agder (**figur 1, tabell 1**). Vannene er med unntak av Dunsædvatn relativt små. De er til dels svært dype, med bratte strender og relativ liten og smal strandsone.

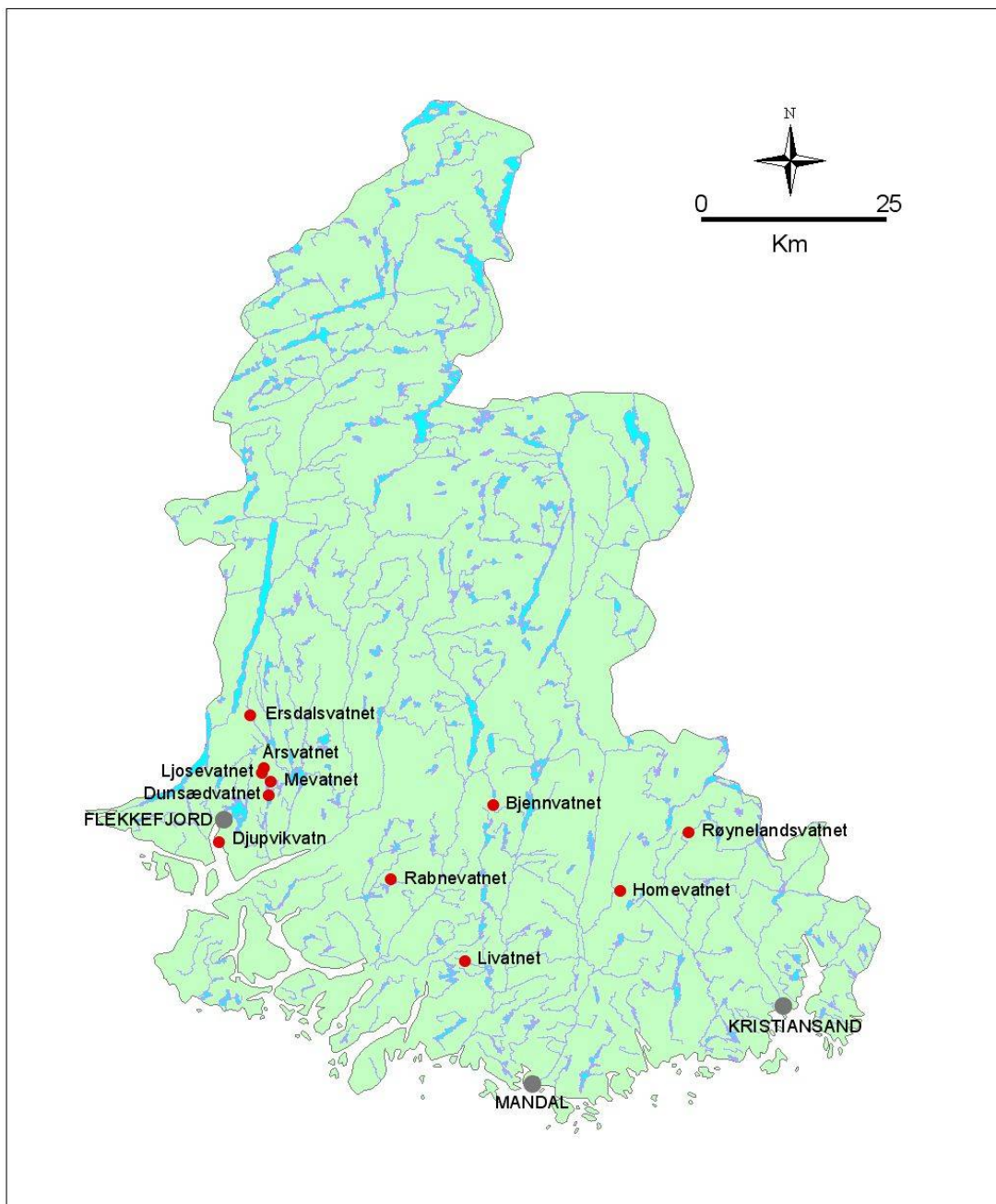
Tabell 1. Undersøkte lokaliteter med innsjønummer, høyde over havet og areal, med angivelse av hvilke parametere som er undersøkt.

Lokalitet	VannID	H.o.h. m	Areal ha	Ei- fiske	Prøve- fiske	Plankton	Bunndyr	Fisk
1 Djupvikvatn	21827	8	18	x	x	x	x	Ørret, røye, ål
2 Dunsædvatn	21673	180	137	x	x	x	x	Ørret, Bekkerøye
3 Årsvatn	21617	280	18	x	x	x	x	Ørret
4 Ljosevatn	21641	285	16	x	x	x	x	Ørret
5 Mevatn	21669	201	16	x	x	x	x	Ørret
6 Homevatn	11212	210	34	x	x	x	x	Ørret, Abbor
7 Røynelandsvatn	11029	365	37	x	x	x	x	Ørret
8 Ersdalsvatn	21421	227	44				x	Ørret, Bekkerøye
9 Bjennvatn	10999	378	13				x	Ørret, Bekkerøye
10 Livatn	11488	230	26				x	Ørret
11 Rabnevatn	11231	282	5				x	Ørret

Vannene er så dype at de er temperatursjiktet om sommeren, med mulig stort oksygenvinn i dyplagene. Med unntak av Djupvikvatn ligger alle over marin grense, som i dette området ligger på i overkant av 10 m. Området ligger innenfor det sør-norske grunnfjellsområde og nedbørfeltene er generelt fattige på løsmasser, spesielt i vest, mens innslaget øker noe østover. Store deler av nedbørfeltene består av bart fjell med svært skrinnet vegetasjon, dominert av røsslyng og blåbær, og blåtopp på noe fuktigere mark. Skrinnet furuskog dekker deler av områdene, mens løvskogen dekker de fuktigere dragene. De fleste lokaliteter er utenom forsuring og kalking lite påvirket av menneskelige aktiviteter. Det er få fysiske inngrep i og rundt vannene. Ljosvatn, Dunsædvatn, Homevatn og Røynelandsvatn har mindre dammer i utløpet som til en viss grad påvirker vannstanden permanent. Djupvikvatn er relativt sett det vannet som er sterkest påvirket fra landbruksaktiviteter, mens Homevatn og Bjennvatn er noe påvirket fra fritidsbebyggelse. Det forekommer bever i flere av vannene.

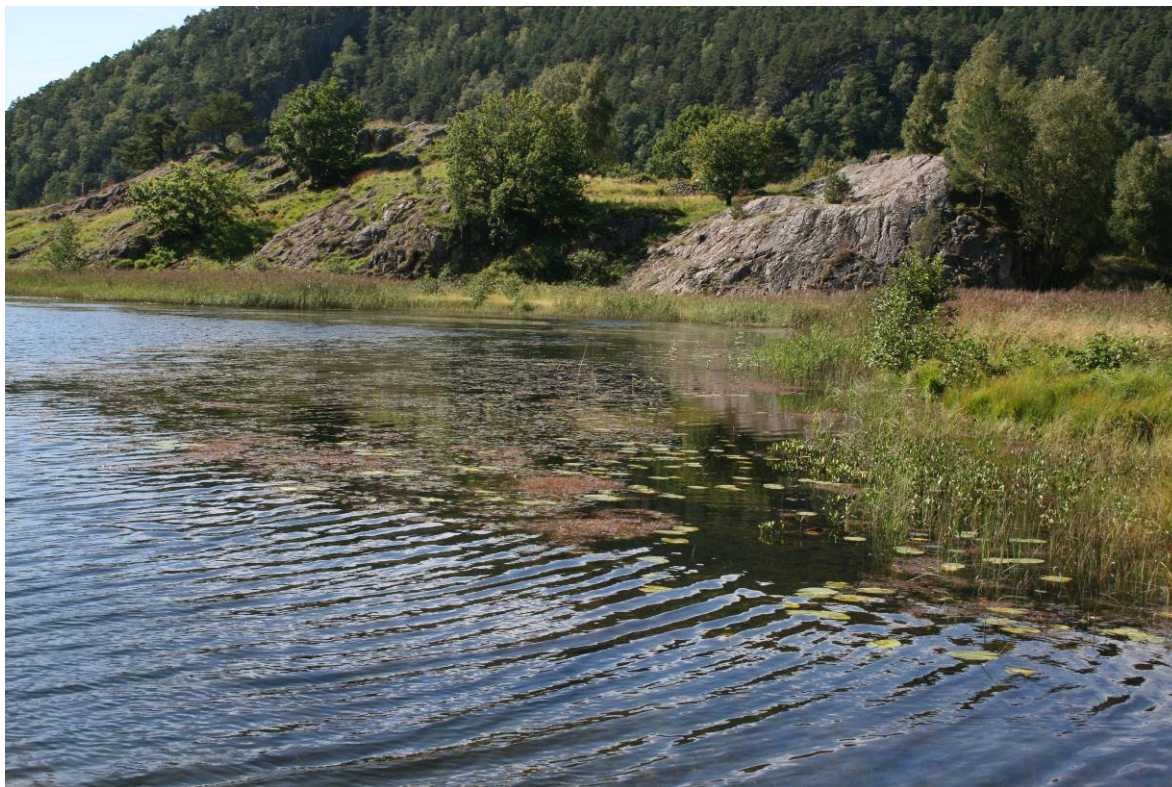
Nedbørfeltene er overveiende små og vannene ligger gjerne høyt i nedbørfeltet. Vannene i vest tilhører små kystvassdrag mens Rabnevatn og Bjennvatn ligger i sidevassdrag til Lyngdalsvassdraget. Homevatn drenerer til Songdalselva mens Røynelandsvatn drenerer ut i Otra. Livatn ligger innenfor Audnas nedbørfelt.

Strandvegetasjonen er stort sett sparsomt utviklet på grunn av bratte, eksponerte strender. Littoralsonen utgjør arealmessig en liten del av innsjøens totale areal. Rikest strandvegetasjon finner vi i Djupvikvatn (**figur 2**), som også er den mest landbrukspåvirkede lokaliteten. Dominerende art er krypsiv som kan danne tette matter på grunne partier. Nøkkeroser er svært vanlig. Flaskestarr danner større bestander på egnede steder. Ellers forekommer brasmegras, botn-gras og elvesnelle vanlig.



Figur 1. Lokalisering av de enkelte innsjøer i Vest-Agder.

Djupvikvatn består av to bassenger relativt godt isolert fra hverandre (**figur 4b**). I forbindelse med kalkingen ble partiet mellom bassengene fordypet. Største dyp i innerste basseng ble målt til 17,5 m, mens det ytterste var 27,5 m. Vannvegetasjonen er velutviklet med store bestander av blant annet tjønnaks, takrør, sjøsvaks, flaskestarr og bukkeblad (**figur 2**). Det er store og tette bestander av krypsiv. Vannet ble senket ca. 2 m omkring 1840. Utløpsbekken er en fin oppbygd kanal, med velegnet gytegrus over mesteparten av strekningen. Avstanden ned til sjøen er vel 200 m. Det er en naturlig vandringsperre, "liten foss", like før utløp i sjøen, og laks og sjøørret har ikke mulighet til å vandre opp i vannet. Derimot er det mye ål i bekken og vannet. Innløpsbekken er forbygd mot dyrket mark med brukbare gyteforhold.



Figur 2. Djupvikvatn med vannvegetasjon.

Ljosevatn ligger på toppen av vannskillet og drenerer til Dunsædvatn med utløp i sørvestenden (**figur 4a**). Meget klart vann og stort siktedyp. Nedbørfeltet er fattig på løsmasser og med store arealer bart fjell. Terrenget stuper til dels rett ned i vannet. Vannvegetasjonen er fattig med sporadisk flytebladvegetasjon, nøkkeroser og med innslag av botngras, brasmegras og krypsiv. Store arealer er dypere enn 6 m, med største dyp 22,5 m. Det er en dam i utløpet av vannet, og som fortsatt er delvis i funksjon (**figur 3**). Høyeste oppdemning er tydelig og markert som en vegetasjonsfri sone rundt hele vannet. Vannet stuper utfor dammen og ved liten vannføring er det ikke mulig for fisk å komme opp nedenfra. Det er imidlertid mulig å komme opp ved stor vannføring (flom). Det er ingen tydelig tilløpsbekk og gytingen må eventuellet foregå i utløpsbekken.

Årsvatn ligger også øverst i vassdraget og drenerer sørover mot Mevatn (**figur 4a**). I følge grunneier ble det satt ut fisk her i forbindelse med kalkingen, mens det senere har vært basert på selvrekuttering (dette er trolig også tilfelle for Ljosevatn og Mevatn). Gytingen skjer antagelig kun i utløpet da innløpsbekkene er lite egnet for gyting, den ene er liten og gjengrodd mens den andre er for bratt. Gyttestrekningen på utløpsbekken er kort før bekken stuper ut mot Mevatn. Vannet er omgitt av skrinn furuskog, med mye bare flåg og bratte bergvegger (se forsidebildet). Det forekommer noe krypsiv, mens det er sparsomt med nøkkeroser og andre nympheider. I tillegg er det mindre forekomster av flaskestarr, botngras og brasmegras. Største målte dyp er 37,5 m og strandsonen er mange steder svært bratt.

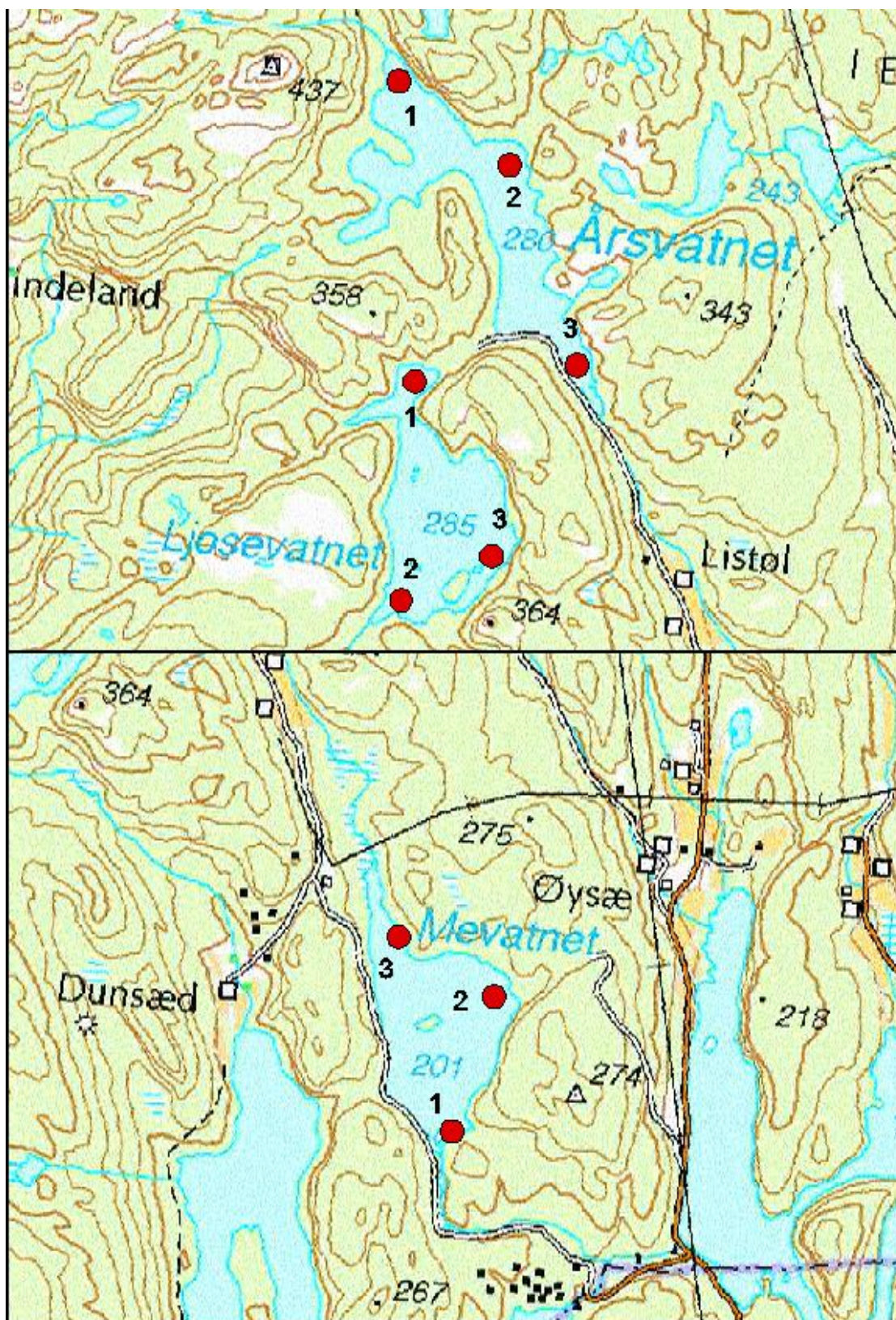
Mevatn ligger rett nedstrøms Årsvatn (**figur 4a**). Det er omgitt av skrinn mark, men også med tilsig fra noe tidligere dyrket mark, som nå ligger brakk. Vika i nord er grunnere enn 10 m, mens det største dypet ble målt til 37,5 m utenfor en bratt bergvegg på østsiden. Det er tette bestander av krypsiv i strandsonen. Ellers forekommer det flaskestarr i noen større bestander mens innslaget av nympheider er lite med en sparsom bestand nær utløpet. Mevatn er i gjennomsnitt noe grunnere enn de øvrige undersøkte vannene i området og gir også inntrykk av å være noe mer næringsrik enn de øvrige vannene.

Innløpsbekken i nordenden går før utløp i Mevatn gjennom et langt myrpreget parti hvor bekken er langsomtflytende og dyp med delvis overhengende sider. Her ble det under elfiske ikke registrert verken yngel eller større fisk. Først der bekken går over til å bli mer hurtigflytende, ble det påvist fisk under elfisket. Den aktuelle gytestrekningen har en lengde på 150-200 m. Grunneier antydte at rekrutteringen til Mevatn delvis kan komme ovenfra, fra Årsvatn.

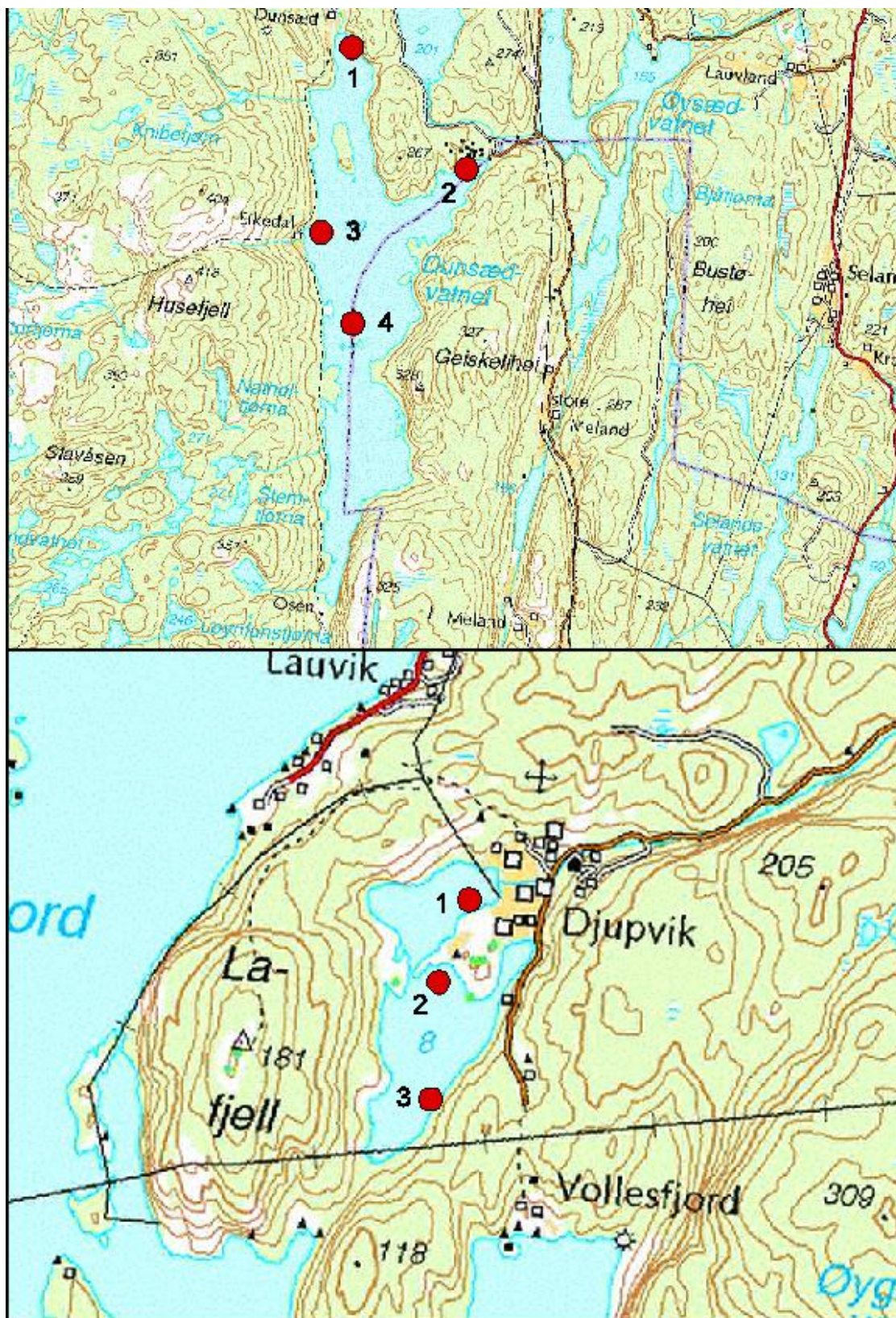


Figur 3. Dam i utløpet av Ljosevatn.

Dunsædvatn er det største vannet i undersøkelsen, med et areal på nær 1,4 km² (**figur 4b**) Det er også det dypeste og har i følge grunneier et maksimumdyp på 144 m. Vannet har bratte strender og smal littoralsone med kun små forekomster av vannvegetasjon. Det er en liten oppdemning i utløpet, med en steindam. Det er etablert et nytt hyttefelt i utløpsområdet uten at dette forventes å sette preg på vannet. Hovedinnløpet kommer fra Ljosevatn, og er trolig den viktigste gytebekken. Sannsynligvis slipper også en del yngel seg ned fra Ljosevatn. Nedre delen av bekken ved det nedlagte småbruket Eikedal er trolig også egnet som gytebekk over en strekning på 50 m og en bredde på 0,5 m, men det er mulig at vannkvaliteten i ukalket form er for dårlig (jmf. data for ukalket innløp i vedlegg 2).



Figur 4a. Ljøsevatn, Årsvatn og Mevatn med angivelse av stasjonene for garnfiske. På hver stasjon er det satt tre garn, ett på hvert av dypene 0-3, 3-6 og 6-12 m. Omtrent samme målestokk (Kart: Norge digitalt).



Figur 4b. Dunsædvatn og Djupvikvatn med angivelse av stasjonene for garnfiske. På hver stasjon er det satt tre garn, ett på hvert av dybene 0-3, 3-6 og 6-12 m. Ulik målestokk. Flytegarn satt på St. 4 (Kart: Norge digitalt).



Figur 4c. Røynlandsvatn og Homevatn med angivelse av stasjonene for garnfiske. På hver stasjon er det satt tre bunngarn, ett på hvert av dypene 0-3, 3-6 og 6-12 m. Omtrent samme målestokk (Kart: Norge digitalt).

Homevatn er omgitt av løv- og furuskog (**figur 4c**). Sammenlignet med vannene lenger vest er innslaget av løsmasser større og med få nakne fjellknauser. Vannet er relativt grunt med mange små og større øyer og mange kroker og kriker. Største dyp målt var 22 m og med store arealer dypere enn 10 m. Vannet er brunt med mye humus. Det er mange hytter rundt vannet, og det virker noe mer produktivt enn vannene lenger vest. Vannvegetasjonen er relativt rikt utviklet, med nøkkerose, flaskestarr, botngras og krypsiv. Det er ikke utpreget mye krypsiv. Flaskestarr danner bestander inne i alle bukter og vikler.

Røylandsvatn er omgitt av furu- og løvskog med innslag av noe dyrket mark ned til vannet på østsiden (**figur 4c**). Forurensningspåvirkningen er sannsynligvis liten. Vannet er stort sett grunt, med mange større og mindre øyer. Største dyp ble målt til 17,5 m. Relativt sparsom flytebladvegetasjon uten utpreget mye krypsiv. Tidligere grunneiere ble tidlig klar over at surt vann virket negativt på ørreten, og begynte å kalke vannet i forbindelse med et klekkeri (Torgersen 1935). Fisken har dødd ut minst to ganger på grunn av surt vann, og en rekke utsetninger har vært gjennomført med mange ulike ørretstammer. Blant annet er det forsøkt med utsetting av bekkerøye og bleke fra Byglandsfjorden. Det er bygget ny dam i utløpet for å ha full kontroll med hvor mye fisk som går ned. Det er ikke mulig å passere dammen på opptur ved liten og moderat vannføring, men det er antagelig mulig ved høy vannføring. I den største innløpsbekken er det plassert en kalkkum like før utløp i vannet hvor mesteparten av vannet går gjennom. Det ble under feltarbeidet ikke observert fisk ovenfor kummen. En mindre tilløpsbekk kommer inn på østsiden via dyrket mark. Denne er ikke kalket, men vannkvaliteten er god nok for gyting og overlevelse. Vannet er tidligere prøvofisket (Forseth m.fl. 1998).

Ersdalsvatn ligger høyt oppe i vassdraget og drenerer til Netlandsåni/Fedaelva (**figur 1**). Nedbørfelt er lite og domineres av blandingsskog av furu- og løvskog. Noen plantefelt av gran forekommer. Mesteparten av østsiden har bratt fjell ned mot vatnet. Det forekommer enkelte større bestander av bl.a. flaskestarr, flotgras og nøkkerose. Innløpsbekken er sterkt kanalisert gjennom et jordbrukslandskap, dyp og med sand- og grusbunn. I Ersdalsvatn var det en viss nedgang i ørretbestanden på 1980-tallet. Jordene oppstrøms innsjøen har vært kalket i lenger tid, og dette har trolig gitt en positiv effekt på vannkvaliteten i innløpsbekken og sikret en viss naturlig rekruttering under den verste forsøringsperioden. Det har ikke vært satt ut ørret i vatnet. Derimot ble det innført bekkerøye på 1980-tallet. Fiskebestanden ble i 2006 kartlagt av Hesthagen m.fl. (2006).

Rabnevatn ligger øverst i Møska, som er en del av Lyngdalsvassdraget (**figur 1**). Vatnet var en av få innsjøer i vassdraget hvor ørreten overlevde forsuringen. Det skjedde imidlertid en bestandsreduksjon på 1980-tallet, og det ble satt yngel i innløpsbekken. Det er relativt grunt, men store arealer er dypere enn 12 m (Hesthagen m.fl. 2006). Nedbørfeltet har lite løsmasser, og vegetasjonen består av skrinn furu- og løvskog. Et kort eid mellom Rabnevatn og det ovenforliggende Rabnetjern er et viktig gyteområde, men utgjør bare noen få m² gyteareal. Større kalksteiner er lagt ut i utløpet av vannet. En god del botngras, krypsiv og flaskestarr.

Bjennvatn drenerer til Steinlandsåni, som er en del av Lygdalsvassdraget (**figur 1**). Det ligger ca. 6,5 km sørøst for utløpet av innsjøen Lygne. Nedbørfeltet domineres av blandingsskog. Det er et stort antall hytter rundt Bjennvatn, som trolig gir en viss næringssalttilførsel til innsjøen. Innsjøen har en del vannkantvegetasjon som flaskestarr og flotgras. Den stedege ørretbestanden gikk tapt på 1970-tallet, og innsjøen var fisketom i en periode på 10-15 år. På slutten av 1980-tallet kom det inn bekkerøye, som trolig hadde spredt seg fra utsetninger i et lite tjern på østsida av vatnet. Etter kalking ble det satt ut énsomrig settefisk, og det etablerte seg en ny stedegen ørretstamme. Seinere har det ikke vært satt ut fisk i innsjøen. Fiskebestanden ble i 2006 kartlagt av Hesthagen m.fl. (2006).

Livatn er relativt grunt med lang littoralzone (Kleiven m.fl. 2006). Vannet ligger øverst i Grislevassdraget som er et sidevassdrag til Audna (**figur 1**). Nedbørfeltet er dominert av skrinn bjørk- og furuskog med blåtoppdominerte myrdrag. Vannvegetasjonen er relativt velutviklet.

3 Materiale og metoder

3.1 Bunndyrprøver

Det er tatt sparkeprøver i strandsonen og i inn- og utløp av samptlige vann, med maskevidde 250 μm . Prøvene er fiksert på sprit i felt og sortert og artsbestemt i laboratoriet. Gruppene døgnfluer, steinfluer og vårfluer er artsbestemt.

3.2 Krepssdyrprøver

Det foreligger to planktonprøver fra sju av vannene (**tabell 1**). Disse er tatt med håvtrekk fra bunn (maks 30 m) og opp til overflaten på antatt dypeste sted i innsjøen. I tillegg er det tatt to kvalitativ strandprøver med planktonhåv. Håven er trukket 2 x 8 m like over bunnen i habitater som er representative for den enkelte lokalitet. Både plankton- og littoralprøvene er tatt med en planktonhåv med maskevidde 90 μm , diameter 30 cm og dybde 57 cm.

En av planktonprøvene og begge littoralprøvene er bearbeidet, mens den siste planktonprøven er gjennomsett med hensyn til sjeldne arter. Individrike prøver er fraksjonert og minst 200 individ er artsbestemt. Resten av prøven ble så gjennomgått for eventuelt mer sjeldne arter. Vannloppene (Cladocera) er bestemt ved hjelp av Flössner (1972), mens hoppekrepsene (Copepoda) er bestemt ved hjelp av Sars (1903, 1918) og Rylov (1948). Nauplier og små copepoditter er ikke artsbestemt.

Krepssdyrmaterialet er analysert med Detrended Correspondence Analysis (DCA) (Hill 1979, 1980, Hill & Gauch 1980), med programmet CANOCO (ter Braak & Smilauer 1998). Ordinasjon er gjort på forekomst/fravær data der de 7 innsjøene er behandlet passivt i et datasett bestående av forsurrede lokaliteter (Bjorvatn og Kvernelandsvatn i Rorevassdraget), samt artslistene fra Sognevatn (minus tre survannstolerante arter) som er ment å representere en tilnærmet uforsuret situasjon. DCA arrangerer artslistene slik at de med lik artssammensetning blir liggende nær hverandre når resultatet plottes i et aksekors, mens artslistene med ulik artssammensetning blir liggende lengre fra hverandre. Da forskjeller i artssammensetning mellom stasjonene gjenspeiler forskjeller i miljøet, vil aksene i plottet representere underliggende miljøvariabler. Selv i en uforsuret situasjon må vi påregne å finne survannstolerante arter, og vi kan derfor ikke forvente at de undersøkte lokalitetene skal få en artssammensetning lik den vi opererer med i DCA-analysen. Resultatet vil imidlertid fortelle oss i hvilken retning utviklingen går, samt forskjeller mellom de undersøkte lokalitetene.

3.3 Fiskeundersøkelser

Fiskeundersøkelsene ble gjennomført i perioden 29.8. til 6.9. 2008. På grunn av stor nedbør og vannføring ble elfisket i utløpet av Homevatn først gjennomført i slutten av september s.å. Det ble i alle vann fisket med bunn garn (Nordisk oversiktsgarn) innenfor dygdeintervallene 0-3, 3-6 og 6-12 m (Appelberg m.fl. 1995). I tillegg ble det satt flytegarn over det dypeste området i Dunsædvatn. Bunn garnene er 30 m lange og 1,5 m dype (45 m^2) og inneholder 12 ulike maskevidder fra 5 til 55 mm. Hver maskevidde er representert med en lengde på 2,5 m på hvert garn (areal = 3,75 m^2). Det ble i samtlige vann satt 9 garn fordelt på tre stasjoner og tre dybdeintervaller. Flytegarnet består av et enkeltgarn som er 54 m langt og 6 m dypt, med 8 maskevidder på 10-43 mm. Det innebærer at det totale arealet på flytegarnserien er 324 m^2 , og hver maskevidde er representert med et areal på 40,5 m^2 . Flytegarnserien ble satt fra overflaten og ned, og dekker derfor dybdeintervallet 0-6 m.

Fangstutbyttet (Cpue) er uttrykt som antall individ pr. 100 m^2 garnareal pr. 12 timers fiske.

For all fisk, både røye, ørret og abbor, foreligger det målinger av lengde til nærmeste mm og vekt til nærmeste gram. Kjønn og stadium er beskrevet for samtlige individer av ørret og røye. For aldersanalyse er det tatt skjellprøver fra samtlige ørret og i tillegg er det innsamlet otolitter fra de største individene. De få røyene fra Djupvikvatn er aldersbestemt på grunnlag av otolitter. Hos abborren i Homevatn er det bestemt kjønn og stadium og tatt otolitter fra totalt 41 individer. Av de resterende individene er det bare målt lengde og vekt.

Hos ørret ble veksten tilbakeberegnet ved hjelp av skjell, basert på separate beregninger for hvert vann (Ricker 1992):

$$L_d = \frac{(L_s - k)S_d}{S_r}$$

der L_d er lengden på fisken når d 'te annulus ble dannet, L_s er lengden på fisken ved fangsttidspunkt, k er beregnet intersept på lengdeaksen, S_d er den aktuelle avstanden fra sentrum av skjellet til d 'te annulus, og S_r er skjellradius. Interseptet på lengdeaksen (k) ble beregnet vha geometrisk regresjon mellom fiskelengde og skjellradius, basert på logaritmisk transformasjon av begge variablene.

Det ble elfisket på aktuelle gyte- og oppvekstområder både i den antatt viktigste innløpsbekken og i utløpsbekken med et bærbart elektrisk fiskeapparat for å dokumentere den naturlige rekrutteringen. Hver stasjon ble avfisket kun en gang slik at tetthetsdataene er meget usikre (Zippin 1958, Bohlin m.fl. 1989). Ved beregning av fangst pr. 100 m² har vi antatt en fangst-sannsynlighet på 0,5 ved en omgangs elfiske. All fanget fisk ble bedøvet og lengdemålt til nærmeste mm for deretter å bli satt ut igjen etter en gjenoppvåkingsperiode. Ut fra lengdefordelingen ble fisken gruppert til yngel (0+) eller eldre individ ($\geq 1+$).

Det er foretatt en enkel bonitering av bunnssubstratet på elvestasjonene som ble elfisket. Dominerende bunnssubstrat er klassifisert etter en firedelt skala; (i) svært fin grus, sand eller silt, med partikkelstørrelse < 2 cm, (ii) grus med partikkelstørrelse 2-16 cm, (iii) stein med partikkelstørrelse 16-32 cm og (iv) stor stein/blokk (> 32 cm).

3.4 Vannkjemi

Kalkingshistorikken for vannene fremgår av **tabell 2** (se også **Vedlegg 1**). Kalkingen startet stort sett i begynnelsen av 1990-tallet og har foregått årlig fram til i dag. Kalkingen har vært basert på spredning med båt eller helikopter, men i enkelte vann har innsjøkalkingen vært kombinert med utlegging av skjellsand i innløpsbækker.

Foreliggende kjemidata er stilt til disposisjon av Miljøvern avdelingen i Vest-Agder, ved Edgar Vegge (**vedlegg 2 a,b,c,d**). Vannprøvene er tatt i utløpet. Fra hver vannprøvedato foreligger det stort sett kun data med hensyn til pH, Ca og alkalitet. Fra enkelte datoer foreligger det imidlertid også data over totalt organisk materiale (TOC), magnesium (Mg), kalium (K), natrium (Na), klor (Cl), sulfat (SO₄) og nitrat (NO₃-N). I tillegg foreligger det enkelte data over ulike Al fraksjoner (ikke vist). Dataene gir ikke anledning til å beregne ANC (vannets evne til å nøytralisere surt vann) fra perioden før kalking, mens ANC etter kalking er positiv. ANC beregnes som differansen mellom summen av basekationer (BC) minus summen av sterke syrers anioner (SAA): $ANC = [Ca + Mg + Na + C] - [SO_4 + NO_3 + Cl]$ og har i sure lokaliteter negative verdier.

Tabell 2. Kalkingshistorien til de undersøkte vannene i Vest-Agder (jf. Vedlegg 1, Kilde: Miljøvern avdelingen, Fylkesmannen i Vest-Agder)

	Kalket 1. gang	Kalket årlig	Mengde Kalksteinsmel SK3	Mengde Skjellsand	Merknader
Djupvikvatnet	1992	1996-2006	1992: 25 t, 1995-2006: 11-36 t. Siste år 16 t		1996-1998 kalket to ganger i året
Ljosevatnet	1994	1996-2007	1994: 15 t, 1996-2007: 3-6 t. Siste år 3 t		
Årsvatnet	1994	1996-2007	1994: 10 t, 1996-2007: 6-11 t. Siste år 6 t		
Mevatnet	1994		1994: 10 t		
Dunsædvatnet	1996	1996-2007	1996: 80 t, 1997-2007: 22-34 t. Siste år ca. 30 t		
Homevatnet	1992	1996-2006	1992: 56 t, 1994-2007: 6,5-22 t. Siste år 10 t		
Røyndalsvatnet	1991	1995-2007	1991: 38 t, 1992-2006: 14-42 t. Siste år 17 t	1996: 15 t, 1997-2002: 5-24 t	1996-1998 kalket to ganger i året.
Ersdalsvatnet	1992	1995-2005	1992: 65 t, 1994-2005: 32-94 t. Siste år ca. 40 t		1994-1999 kalket to ganger i året
Rabnevatnet	1995	1996-2005	1995: 6 t, 1996-2005: 4-6 t.	Kalkstein i utløpet	1996-1998 kalket to ganger i året
Bjennvatnet	1992	1995-2006	1992: 30 t, 1995-2006: 20-34 t. Siste år 20 t	1992: 16 t, 1995-2006: 8-45 t	Skjellsand lagt ut i innløpsbekker.
Livatnet	1995	1996-2007	1995: 17 t, 1996-2007: 12-24 t. Siste år 18 t	2003, 2005, 2006: 1 t	Skjellsand lagt ut i to innløpsbekker

4 Resultater

4.1 Vannkjemi

Vannene som inngår i undersøkelsen har vært kalket siden begynnelsen av 1990-årene (**Vedlegg 1 a,b,c**). Røynelandsvatn ble kalket i 1991 og 1992, og senere årlig fra 1995 og fram til og med 2006. Røynelandsvatn har imidlertid etter privat initiativ også blitt kalket tidligere, blant annet i forbindelse med et klekkeri (Torgersen 1934). Ørreten i Røynelandsvatn har dødd ut minst to ganger og et utall av utsettinger har vært gjennomført. Mange ulike ørrestammer har vært satt ut, også bekkerøye og bleke fra Byglandsfjorden.

I Djupvikvatn, Homevatn, Ersdalsvatn og Bjennvatn startet kalkingen i oktober 1992, mens den i Ljosevatn, Årsvatn og Mevatn startet i 1994. I Livatn og Rabnevatn startet kalkingen i 1995 og i Dunsædvatn i 1996. Mevatn er bare kalket i 1994, og vannkvaliteten her ivaretas gjennom kalkingen av Årsvatn. De øvrige vannene er kalket årlig fram til og med 2006 eller 2007. De fleste vann er kalket fra båt eller helikopter med fint kalksteinsmel (kvalitet SK3), men i Røynelandsvatn, Bjennvatn og Livatn er det i tillegg supplert med skjellsand i enkelte innløpsbekker.

Vedlegg 2 a,b,c,d gir oversikt over foreliggende data om vannkjemien i de aktuelle lokalitetene, med hovedsakelig to prøveserier pr. år, vår/tidlig sommer og høst. Det er få opplysninger om vannkvaliteten i lokalitetene fra årene før kalkingen startet, men den synes å ha vært godt under pH 5 i de fleste vann. I Livatn ble pH målt helt ned mot 4,3 i januar 1985. De relativt høye verdiene i Homevatn før kalkingen startet viser at dette vannet ikke har vært spesielt sterkt forsuret. Innløpsbekkene synes imidlertid å være relativt sure.

Fra Djupvikvatn foreligger det ingen data fra før kalkingen startet, men senere har vannkvaliteten vært god. pH har stort sett ligget mellom 6 og 7, men har ved enkelte målinger ligget i underkant av pH 6.

Fra Ljosevatn, Årsvatn og Mevatn foreligger det heller ingen data fra perioden før kalkingen, og de første dataene foreligger ikke før fra 1999. I Ljosevatn har pH svingt mye med verdier lavere enn 6 i enkelte år. pH var så lav som 5,01 i november 1999 og 5,1 i oktober 2007. I Årsvatn og Mevatn har variasjonen vært mindre, og pH har ligget stabilt mellom 5,5 og 6,5 i Årsvatn og mellom 5,5 og 6,0 i Mevatn. Oktober 2000 var imidlertid spesiell i Mevatn, med pH 5,05.

Fra Dunsædvatn foreligger det en pH-måling fra desember 1974, med pH 4,64. Etter at kalkingen startet har pH stort sett vært høyere enn 5,5.

Fra Homevatn foreligger det flere vannprøver fra perioden før kalkingen startet i 1992. Lavest pH, pH 5,13, ble målt i november 1987. De høye verdiene i 1988-1991 tyder på at vannet må ha blitt kalket allerede før 1990, eller at eventuell kalking av landbruksarealer har bedret vannkvaliteten. Etter at fullkalkingen startet i 1992, har pH stort sett ligget over 6,0 og ofte over 6,5 med høyest verdi i oktober 1996, med 7,45.

Rabnevatn har blitt kalket hvert år i perioden 1995-2005. Det foreligger ingen vannkjemiske data fra før kalkingen startet. Målinger fra 1997 viser at kalkingen har gitt god og relativt stabil vannkvalitet, med pH 6,15-7,08. Vannprøven fra august 2006 viste pH = 6,67, 9 µekv/L i alkalitet og fravær av labilt Al (Hesthagen m. fl. 2006). Kalkingen av Rabnevatn er nå avsluttet, og beregninger viser at dette ikke vil gi reforsuring.

Bjennvatn var kronisk sur på 1970-tallet, med pH i 1974 og 1975 på henholdsvis 4,48 og 4,63. Kalking ble trolig satt igang rundt 1987, med utlegging av skjellsand i innløpsbekken fra vest (Hesthagen m.fl. 2006). Fullkalkingen synes å ha startet i 1992, som var første året med fiskeutsettinger. Vannkvaliteten etter kalking har i perioder vært dårlig, spesielt høsten 1996 (pH=5,01), men også i desember 1999 (pH=5,35) og oktober 2000 (pH=5,2). I de siste årene

har imidlertid vannkvaliteten vært god og stabil, med pH rundt 6,0-7,0. Høsten 2006 var vannkvaliteten god både på innløpet fra vest og på utløpet, med pH på henholdsvis 6,28 og 6,53 og en alkalitet på henholdsvis 70 og 90 $\mu\text{ekv/L}$ (Hesthagen m.fl. 2006). Bekken som kommer ned fra øst var derimot fortsatt sterkt forsuret, med pH 4,78, ingen alkalitet og 93 μg labilt Al/L. Kalkingen av Bjennvatn er nå avsluttet, uten at dette synes å gi forsuringsproblemer.

For Ersdalsvatn viste målinger fra 1975 en kronisk sur vannkvalitet, med pH 4,73. Innsjøen ble kalket i 1992, og dette pågikk årlig fram til og med 2005. Vannkvaliteten bedret seg umiddelbart etter kalkingsstart, med pH rundt 6,0-7,0. Eneste unntak er målingen fra oktober 2000 med pH=4,7. Dette er trolig en feilmåling. Målinger fra høsten 2006 viste relativt høy pH både på innløpet (6,18) og utløpet (6,20), med høy alkalitet (henholdsvis 70 og 40 $\mu\text{ekv/L}$) og ubetydelig innhold av labilt Al (Hesthagen m.fl. 2006). Derimot hadde bekken fra vest en noe dårligere vannkvalitet, med pH 5,26 og 30 $\mu\text{g/L}$ labilt Al (Hesthagen m.fl. 2006). Kalkingen av Ersdalsvatn er nå avsluttet, uten at dette synes å resultere i forsuringsproblemer.

Livatn var sterkt forsuret på 1970- og 1980 tallet, med pH 4,3-4,5. Vannkvaliteten bedret seg betydelig etter kalking, men har variert sterkt gjennom kalkingsperioden, fra pH 4,8 og 4,91 i henholdsvis oktober 2000 og mai 2005. I mai 2008 var pH 5,06. Høyeste pH ble målt i oktober 1995, pH 7,45.

4.2 Bunndyr

Det er generelt et lavt biologisk mangfold i bunnprøvene. Gruppene og artene som er funnet hører til de mer tolerante og samtidig de mest utbredte artene i ferskvann (**tabell 3, vedlegg 3 a,b**).

Av mer forsuringsfølsomme arter kan nevnes forekomsten av ett individ av gråsugg (*Asellus aquaticus*) i innløpet til Dunsædvatn, og forekomsten av døgnfluen *Baetis rhodani* i Mevatn og Livatn. *Cloeon simile* og *Caenis horaria* regnes også som forsuringsfølsomme og er sammen med *B. rhodani* viktige forsuringsfølsomme arter i Raddums indekser (Raddum & Fjellheim 1990). Blant steinfluene er *Isoperla*-artene noe følsomme for forsurening og det samme er vårfluene *Hydropsyche siltalai*, *H. pellucidula*, *Tinodes waeneri* og *Apatania stigmatella*. Dette er arter som helst forekommer ved noe høyere pH og som derfor indikerer en noe bedre vannkvalitet. De øvrige artene er forsureningstolerante.

Samtlige prøver er dominert av fjærmygg og vårfluer, mens steinfluer og døgnfluer også forekommer hyppig. Knott er vanlig både i innløpet og utløpet av de fleste vann og forekommer spesielt tallrikt i utløpet av Bjennvatn. Det er klare forskjeller mellom strandsonen og inn- og utløp, ofte med størst tetthet i utløpet (**vedlegg 3 a,b**). Blant vårfluene er tettheten markert størst i utløpsbakkene og lavest i innløpsbakkene. Steinfluene er mest vanlig i innløpsbekken, men forekommer også i stor tetthet i strandsonen i Årsvatn og Rabnevatn. Det er ikke stor forskjell i generell tetthet mellom vannene, med lavest tetthet i Djupvikvatn og størst i Homevatn og Livatn. Tettheten i utløpet av Bjennvatn skilte seg spesielt ut gjennom en meget stor tetthet av knott og fjærmygg.

Det er funnet 5 arter døgnfluer, 9 arter steinfluer og 17 arter vårfluer i prøvene. Spesielt blant vårfluene er det få arter sammenlignet med antall påviste arter i Vest-Agder (**tabell 4**). Materialet omfatter imidlertid kun høstprøver. Fire av artene, døgnfluene *Cloeon simile* og *C. horaria* og vårfluene *Hydropsyche siltalai* og *Nemotaulius punctatolineatus*, er i følge Aagaard & Dolmen (1996) ikke funnet i Vest-Agder tidligere. *Hydropsyche siltalai* ble imidlertid påvist av Hesthagen m.fl. (2006), og både *C. simile* og *C. horaria* er vanlige arter på Sørlandet.

Det er utarbeidet indekser for bunndyrsamfunn som går fra 0 (totalskadet) til 1 (ingen skader) og som beskriver forsuringsstatus, indeksene Raddum 1 & 2 (**vedlegg 3 a,b**) (Raddum & Fjellheim 1990). Indeks 2 brukes kun i rennende vann og kan bare beregnes når det forekommer

forsuringsfølsomme døgnfluer (blant annet *Baetis rhodani*). I vårt materiale kunne Indeks 2 kun beregnes i Mevatn og Livatn. Noen få individer av døgnfluene *B. rhodani*, *Cloeon simile* og *Caenis horaria* gjør at enkelte vann får verdien 1 i Raddum-indeks 1, og er ut fra det lite forsuringspåvirket. Prøver fra strandsonen i Ljosevatn, Homevatn, Røylandsvatn og Bjennvatn har alle verdien 1, og det samme har innløpsbakkene i Mevatn og Liavatn. De øvrige prøvene har verdiene 0 eller 0,5. Eneste lokalitet uten forsuringfølsomme arter er Djupvikvatn.

Tabell 3. Forekomsten av døgnfluer, steinfluer og vårfluer i strandsonen og i inn- og utløp av sju vann i Vest-Agder i august/september 2008. Forsuringfølsomme og svakt forsuringfølsomme arter markert.

Innsjøer Vest-Agder	Djupvik- vatnet 29.8.08	Ljose- vatnet 31.8.08	Års- vatnet 31.8.08	Me- vatnet 2.9.08	Dunsæd- vatnet 3.9.08	Home- vatnet 6.9.08	Røylands- vatnet 6.9.08	Ersdals- vatnet 3.9.08	Rabne- vatnet 3.9.08	Bjenn- vatnet 30.8.08	Li- vatnet 30.9.08
DØGNFLUER (Ephemeroptera)											
<i>Leptophlebia marginata/vespertina</i>	2	21	9	13	9	15	12	16	8	400	221
<i>Baetis rhodani</i>				13							1
<i>Cloeon simile</i>		3					4			13	
<i>Caenis horaria</i>						1	1				
<i>Siphonurus alternatus</i>			1								
Sum døgnfluer	2	24	10	26	9	16	17	16	8	413	222
STEINFLUER (Plecoptera)											
<i>Isoperla grammatica</i>			2				5	5			
<i>Siphonoperla burmeisteri</i>								3			
<i>Nemoura sp. (cinerea)</i>	30	40	136	11	20	47	67	83	60	138	40
<i>Nemurella pictetii</i>				1				1	1		
<i>Protonemura meyeri</i>	16			9	25			25	50		
<i>Amphinemura sulciollis/borealis</i>								12	107		
<i>Leuctra fusca</i>	23			1				1			
<i>Leuctra hippopus</i>	70		48	112	137	190	199	223	187	110	75
<i>Leuctra digitata</i>						2					
Sum steinfluer	139	40	186	134	182	242	272	353	405	248	119
VÅRFLUER (Trichoptera)											
<i>Rhyacophila nubila</i>	5	3	10	8		15		13	3		1
<i>Oxyethira sp.</i>			3	3	32					20	20
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	115	96	110	65	160	200	119	41			65
<i>Polycentropus irroratus</i>		1					5	4			
<i>Plectrocnemia conspersa</i>	2		9	45		3	25	1	44	14	138
<i>Cymus flavidus</i>					50	25					50
<i>Cymus trimaculatus</i>		8				4	17			85	10
<i>Neureclipsis bimaculata</i>			70		200	449	120	110	20	75	610
<i>Holocentropus dubius</i>	93			118			10	5	45		
<i>Tinodes waeneri</i>										5	
<i>Hydropsyche siltalai</i>		140	84	161	28	40	5	19	903		
<i>Hydropsyche pellucidula</i>						1					
<i>Limnephilus sp.</i>	55	8	19	13	3	38		23	10	26	20
<i>Chaetopteryx villosa</i>		1		1				1			
<i>Apatania stigmatella</i>						15					
<i>Nemotaulius punctatolineatus</i>											5
<i>Mystacides sp. (azurea)</i>	20					1	1	3		18	11
Sum vårfluer	290	257	310	414	473	791	305	220	1025	248	931
Antall arter døgnfluer	1	2	2	2	1	2	3	1	1	2	2
Antall arter steinfluer	4	1	3	5	3	3	3	8	5	2	2
Antall arter vårfluer	6	7	7	8	6	11	8	10	6	7	10
Antall arter	11	10	12	15	10	16	14	19	12	11	14

Tabell 4. Anslag over forventet artsantall for døgn-, stein- og vårfluer i Vest-Agder (Aagaard & Dolmen 2006) og antall arter registrert i våre prøver

	Døgnfluer	Steinfluer	Vårfluer
Antall arter Vest-Agder	7	17	78
Antall arter påvist	5	9	17

4.3 Krepsdyrsamfunnene

4.3.1 Generell forekomst

Det ble registrert 41 arter krepsdyr fordelt på 30 vannlopper og 11 hoppekreps (**tabell 5**). Dette er en art mer enn det Hesthagen m.fl. (2006) fant i en tilsvarende undersøkelse av 9 vann i Aust- og Vest-Agder i 2006. Ingen av artene er nye for regionen. *Latona setifera* i Årsvatn og Mevatn og *Monospilus dispar* i Røynelandsvatn ble ikke funnet av Hesthagen m.fl. (2006). Forseth m.fl. (1998) fant ikke *D. longispina* i Røynelandsvatn i august 1996. En meget vanlig art i forsurede områder er *Alona rustica*, men den ble ikke funnet i denne undersøkelsen. Blant hoppekrepsene var forskjellene noe større selv om antall arter var det samme. Vi fant *Eucyclops macrurus* og *E. speratus* mens *Paracyclops fimbriatus* og *Acanthocyclops capillatus* manglet. Ved en mer omfattende overvåking av 12 vann i Rorevassdraget ved Grimstad ble det i perioden 1992-2001 til sammenlikning registrert 73 arter krepsdyr, 46 arter vannlopper og 27 hoppekreps, og som trolig nærmer seg artspotensialet for regionen (Walseng m.fl. 2005).

Vanligvis pleier forholdet mellom vannlopper og hoppekreps å være 2:1, mens det i vår undersøkelse var 3:1. Få arter hoppekreps har til en viss grad sammenheng med at det ikke er tatt prøver fra våren og forsommeren, på et tidspunkt da det er vanlig å finne voksne hoppekreps og som det er lett å artsbestemme. Nauplier og små copepoditter er som kjent vanskelige å artsbestemme.

Antall arter varierte mellom 13 og 29, med færrest arter i Dunsædvatn (9 vannlopper og fire hoppekreps) og flest i Homevatn (22 vannlopper og 7 hoppekreps) (**tabell 5**). Gjennomsnittlig antall arter er 23,3 pr. innsjø.

4.3.2 Vurdering av de planktoniske krepsdyrartene

Planktonsamfunnet var i samtlige lokaliteter dominert av fire arter, *Holopedium gibberum*, *Bosmina longispina*, *Eudiaptomus gracilis* og *Cyclops scutifer* (**tabell 6**), som utgjorde mer enn 80-90 % av individene (inkludert nauplier og copepoditter). Disse artene er vanlige og dominerende i både forsurete og i ikke forsurete lokaliteter og dominerer også ofte i kalkede lokaliteter. Den eneste av artene som er kommet til etter at kalkingen startet er sannsynligvis *Daphnia longispina*, som bare sporadisk forekommer ved pH lavere enn pH 5.

Diaphanosoma brachyurum og *Mesocyclops leucarti* ble registrert i Djupvikvatn og Homevatn, de to vannene med størst fiskepredasjon. Den relativt store forekomsten av *Ceriodaphnia quadrangula* i Djupvikvatn kan også skyldes stor predasjon fra fisk og eventuelt evertebrater som for eksempel svevemygg (*Chaoborus* spp.), som ble påvist i stort antall i planktontrekket. Den store forekomsten av svevemygg i Djupvikvatn kan blant annet forklares med at innsjøen er temperatursjiktet med et stagnerende, oksygenfattig dyplag hvor de om dagen kan unnsnippe predasjon fra fisk.

Artssammensetningen og dominansforholdene har store likheter med resultatene fra tilsvarende undersøkelser i en rekke vann og områder i Agderfylkene (Walseng & Halvorsen 1988, Walseng m.fl. 2001, Hesthagen m.fl. 2006). Krepsdyrartene reagerer ofte ulikt på kalking, med både tilbakegang og økt forekomst uten at det er lett å se årsakssammenhengene. *D. brachyurum* gikk for eksempel tilbake etter kalkingen av Store Finntjern (Aust-Agder), mens den i de to nabovannene, Skuggetjern og Lille Finntjern økte i tetthet (Sandøy 1984). *D. brachyurum* er også i mange vann i Sverige funnet i større tettheter etter kalking (Naturvårdsverket 1981, Eriksson m.fl. 1982, Eriksson m.fl. 1983). I blant annet Gårdsjön var dette den arten som økte raskest i antall etter kalking og allerede sommeren etter kalkingen dominerte den i planktonet (Svensson m.fl. 1995).

Tabell 5. Krepstdyrsamfunnenes sammensetning i 7 innsjøer i Vest-Agder i 2008. Forsuringsfølsomme og svakt forsuringsfølsomme arter er markert.

	Djupvik- vatn	Ljose- vatn	Års- vatn	Me- vatn	Dunsæd- vatn	Home- vatn	Røynlunds- vatn
	29.8.08	30.8.08	31.8.08	1.9.08	2.9.08	4.9.08	6.9.08
Vannlopper (Cladocera)							
<i>Diaphanosoma brachyurum</i> (Liév.)	x					x	
<i>Latona setifera</i> (O.F.M.)			x	x			
<i>Sida crystallina</i> (O.F.M.)	x	x	x	x	x	x	x
<i>Holopedium gibberum</i> (O.F.M.)	x	x	x	x	x	x	x
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i> (O.F.M.)	x		x	x		x	x
<i>Daphnia longispina</i> (O.F.M.)		x	x	x		x	x
<i>Scapholeberis mucronata</i> (O.F.M.)	x			x		x	x
<i>Simocephalus vetula</i> (O.F.M.)						x	
<i>Bosmina longispina</i> Leydig	x	x	x	x	x	x	x
<i>Acantholeberis curvirostris</i> (O.F.M.)		x	x	x			x
<i>Streblocerus serricaudatus</i> (Fisch.)	x	x	x	x		x	x
<i>Ophryoxus glacilis</i> Sars	x					x	
<i>Camptocercus rectirostris</i> Schoedler							x
<i>Acroperus harpae</i> (Baird)	x	x	x	x	x	x	x
<i>Alona affinis</i> (Leydig)			x	x		x	x
<i>A. guttata</i> Sars	x			x			
<i>A. intermedia</i> Sars	x	x				x	
<i>Alonella excisa</i> (Fischer)	x		x	x			x
<i>A. exigua</i> (Fischer)						x	
<i>A. nana</i> (Baird)	x		x	x		x	x
<i>Alonopsis elongata</i> Sars	x	x	x	x	x	x	x
<i>Chydorus sphaericus</i> (O.F.M.)	x	x	x	x	x	x	x
<i>Monospilus dispar</i> Sars							x
<i>Peracantha truncata</i> Sars						x	x
<i>Eurycercus lamellatus</i> (A.F.M.)	x	x	x	x	x	x	x
<i>Graptoleberis testudinaria</i> (Fischer)	x	x	x			x	x
<i>Rhynchotalona falcata</i> Sars			x		x		x
<i>Polyphemus pediculus</i> (L.)	x	x	x	x		x	x
<i>Leptodora kindti</i> (Focke)	x						
<i>Bythotrephes longimanus</i> Leydig	x		x		x	x	x
Hoppekreps (Copepda)							
<i>Eudiaptomus gracilis</i> Sars	x	x	x	x	x	x	x
<i>Heterocope saliens</i> (Lillj.)	x	x		x	x	x	x
<i>Macrocyclus albidus</i> (Jur.)		x				x	x
<i>M. fuscus</i> (Jur.)	x	x	x	x			
<i>Eucyclops macrurus</i> (Sars)						x	
<i>E. serrulatus</i> (Fisch.)	x	x	x	x		x	
<i>E. speratus</i> (Lillj.)	x						
<i>Paracyclops affinis</i> Sars	x						
<i>Cyclops scutifer</i> Sars	x	x	x	x	x	x	x
<i>Diacyclops nanus</i> (Sars)					x		
<i>Mesocyclops leuckarti</i> (Claus)	x		x	x		x	
Antall arter vannlopper	20	13	19	18	9	22	22
Antall arter hoppekreps	8	6	5	6	4	7	4
Antall arter totalt	28	19	24	24	13	29	26

Tabell 6. Planktonsamfunnenes prosentvise sammensetning i 7 vann i Vest-Agder i 2008. x = forekommer svært fåtallig (< 0,1%)

Dato	Djupvik- vatn 29.8.08	Ljose- vatn 30.8.08	Års- vatn 31.8.08	Me- vatn 1.9.08	Dunsæd- vatn 2.9.08	Home- vatn 4.9.08	Røyndals- vatn 6.9.08
Cladocera							
<i>D. brachyurum</i>	0,5					2,0	
<i>H. gibberum</i>	11,5	7,4	4,1	17,7	33,9	7,2	3,0
<i>C. quadrangula</i>	2,9					0,4	0,1
<i>D. longispina</i>		3,4	0,1	0,1		0,2	0,4
<i>B. longispina</i>	13,5	26,8	17,1	2,9	8,6	0,4	6,7
<i>L. kindti</i>	x						
<i>B. longimanus</i>	x		x		x	x	x
Copepda							
<i>E. gracilis</i>	17,4	24,7	42,1	18,2	40,0	41,3	10,5
<i>H. saliens</i>	0,0	0,3		0,5	2,0		0,2
Calan. N	1,1	9,0	4,6	0,2	3,7	5,9	13,3
<i>C. scutifer</i>	13,1	3,2	6,6	15,3	2,1	3,1	9,5
<i>M. leuckarti</i>	3,2		0,3	0,1		8,0	
Cyclo. N	36,8	25,2	25,3	45,2	9,8	31,4	56,1
Antall	12340	7545	7380	8815	2451	10210	18465
Trekk lengde m	17	18	30	30	30	20	18
Antall pr. m trekk	726	420	246	294	82	510	1026

Dominansen av *Holopedium gibberum* var størst i Dunsædvatn og Mevatn. Arten er en sommerform som oftest har størst tetthet og dominans tidlig om sommeren, og som opptrer mer fåtallig eller kan helt mangle sent på høsten. Den vil derfor sannsynligvis ha en enda større dominans i disse lokalitetene tidligere på sommeren. Arten regnes som kalkskyende og i enkelte undersøkelser har den gått tilbake de første åra etter kalking, blant annet i Nisser i Arendalsvassdraget (Walseng & Bongard 2000), men heller ikke her er årsakssammenhengene entydige. Den er trolig mer sårbar ved innsjøkalking enn ved bekkekalking på grunn av dens fødeopptak gjennom filtrering.

Ceriodaphnia quadrangula ble påvist i tre av vannene, med størst forekomst i Djupvikvatn. Dette er det mest næringsrike av vannene og har trolig også det sterkeste predasjonstrykket fra fisk og evertebrater. *C. quadrangula* er i Sverige registrert både som ny art etter kalking (Naturvårdsverk 1981, Hörnström m.fl. 1992) og som en art som har økt i antall (Hultberg & Andersson 1982, Alenäs 1986). Det er også påvist tilbakegang i noen vann (Hillbricht-Ilkowska m.fl. 1977, Hörnström m.fl. 1992).

Daphnia longispina ble funnet fåtallig i fem av vannene og med størst forekomst i Ljosevatn. Den ble ikke registrert av Forseth m.fl. (1998) i Røyndalsvatn i august 1996. Den er bare påvist sporadisk i strandsonen. Arten regnes som følsom for surt vann og har forsvunnet over store områder i forbindelse med forsuringprosessen. Den opptrer vanligst ved pH>5,5, men kan spesielt i humøse lokaliteter forekomme ved vesentlig lavere pH. Hvileegg av *Daphnia* spp. kan overleve i bunnsedimentet i mange år, og egg kan klekke umiddelbart når forholdene igjen bedrer seg (Weider m.fl. 1997, Halvorsen 2005). Dette forklarer hvorfor arten kan respondere raskt på bedret vannkvalitet. Yndesdalsvatn er eksempel på et vann der *D. longispina* har etablert seg etter kalking (Walseng m.fl. 1995). I to mindre vann ved Ogge i Tovdalsvass-

draget dukket arten opp i stort antall allerede to år etter kalking, men forsvant igjen etter tre år, muligens som følge av en reforsuring eller manglende evne til produksjon av levedyktige egg (Halvorsen 2005). Også i Sverige er det vist at *Daphnia*-artene kommer inn etter kalking (Eriksson m.fl. 1982, Hultberg & Andersson 1982, Alenäs 1986, Hörnström & Ekström 1986, Hörnström m.fl. 1992) og i vann der den var tilstede før kalking har den økt i antall etter kalking (Eriksson m.fl. 1983, Nyberg 1984, 1995).

Bosmina longispina dominerte i alle vann med unntak av Homevatn (0,4%) hvor den imidlertid dominerte sterkt i strandsonen. Dette er den vanligste av vannloppeartene i Norge, og i Sør-Norge er den påvist i nesten alle lokaliteter. Arten er svært tolerant overfor de fleste miljøfaktorer og er i Nord-Sverige funnet ved pH helt ned mot pH 3,3 (Vallin 1953). I Norge er den funnet ved pH 3,9 i Nordmarka/Kroksgogen nær Oslo (Jørgensen 1972). Arten opptrer med høy frekvens ved alle pH-verdier, men med størst andel i lokaliteter med pH mellom 4,5 og 5,0. Ved pH lavere enn 4,5 avtar frekvensen til ca. 60%.

Rovformene *Bythotrephes longimanus* og *Leptodora kindti* forekommer fåtallig i enkelte av lokalitetene. *B. longimanus* forekommer både i strandsonen og planktonisk, men aldri i større tettheter. Arten er tolerant i forhold til lav pH og forekommer også i mange vann med pH lavere enn 5,0. *Leptodora kindti* er en ren planktonform og ble kun funnet i Djupvikvatn. Den forekommer sjeldent i lokaliteter med pH under 5,5, og den er aldri registrert i de sureste lokalitetene (pH < 4,5). Høyest frekvens (20 % av lokalitetene) har den i vann med pH mellom 7,0 og 7,5. Arten er gjennomsiktig og forekommer selv ved stor fiskepredasjon. Den ble registrert som ny art i Nesvatn (Arendalsvassdraget) etter kalking (Walseng & Bongard 2000). I ti undersøkte innsjøer i midt-Sverige ble den registrert som ny art i to vann mens den hadde økt i antall i fire andre etter kalking (Hörnström m.fl. 1992).

Eudiaptomus gracilis dominerte planktonsamfunnet i alle vannene. Den er vanligst i vann med pH fra 4,5 til 5,0 der den er funnet i mer enn halvparten av lokalitetene. Frekvensen avtar med økende pH, men den er funnet i Transjøen nær Gardermoen ved pH helt opp til 7,97 (Halvorsen m.fl. 1994). Interessant er det imidlertid at pH 4,5 ser ut til å være en nedre grense for arten i Norge. Arvola m.fl. (1986) fant eggbærende hunner ved pH 4,0, men ikke ved pH 3,5 og 3,0.

Heterocope saliens forekom i lave tettheter i fem av vannene med størst forekomst i Dunsædvatn. Arten er normalt en sommerform og vil antagelig ha større dominans tidligere på sommeren. Dette er en svært vanlig art som forekommer med høyest frekvens i sure lokaliteter. Den er funnet i ca 70% av vannforekomstene med pH fra 4,5 til 5,0. Den er funnet ved pH 3,9 i Nordmarka/Kroksgogen (Jørgensen 1972) og i Løyningsvatn nordøst for Fyresvatn ved pH 4,0 (Walseng & Halvorsen 1988). Frekvensen avtar med økende pH, og ved pH høyere enn 7,0 er den funnet i mindre enn 20 % av lokalitetene.

Cyclops scutifer er vanlig og dominerende i alle lokalitetene, med minst forekomst i Dunsædvatn. De fleste cyclopoide naupliene tilhører denne arten, men det er vanskelig å skille dem fra naupliene til *Mesocyclops leuckarti*. Spesielt i Djupvikvatn og Homevatn vil trolig en stor andel av naupliene tilhøre denne arten. *Mesocyclops leuckarti* forekommer i fire av vannene. Størst forekomst har den i Homevatn hvor predasjonstrykket fra fisk antas å være stor.

C. scutifer og *M. leuckarti* regnes som moderat forsuringfølsomme, men i Napetjernområdet nordøst for Fyresvatn ble *C. scutifer* funnet i seks vann med pH 4,4 eller lavere (Walseng & Halvorsen 1988). Forekomstene avtar imidlertid normalt ved synkenede pH. Artene er aldri funnet ved pH lavere enn 4,0. I vann med pH fra 4,5 til 5,0 er de funnet i henholdsvis 35 og 20 % av lokalitetene mens de i pH-intervallet 5,0-7,0 er funnet i 60 og 30 % av vannene.

I Nesvatn, Nisser og Fyresvatn er det registrert en økning i antall *C. scutifer* etter kalking (Walseng & Bongard 2000). Undersøkelser i Sverige har også vist at *Cyclops* sp. (sannsynligvis *C. scutifer*) i de fleste tilfeller synes å være favorisert av kalking, og en økning i bestanden

er ofte registrert (Naturvårdsverket 1981, Eriksson m.fl. 1983, Hörnström m.fl. 1992). Det er vist at arten får nedsatt eggproduksjon ved lav pH (Arvola m.fl. 1986). Den er vår vanligste planktoniske hoppekreps, og er utbredt over hele landet fra lavland til høyfjell. Den har stor variasjon i livssyklus med stor tilpasningsevne til ulike miljøfaktorer (Halvorsen & Elgmork 1976, Elgmork 1981, Elgmork 1985, Elgmork & Eie 1989).

4.3.3 Vurdering av de littorale krepsdyrartene

Dominansforholdene i strandsonen varierer normalt mye fra lokalitet til lokalitet og fra stasjon til stasjon. I denne undersøkelsen er det spesielt vannloppene *Sida crystallina*, *Bosmina longispina*, *Alonopsis elongata* og *P. pediculus* som dominerer sammen med hoppekrepsarten *Eudiaptomus gracilis* (**Vedlegg 4**). Enkelte andre arter opptre også dominerende i enkelte lokaliteter, som for eksempel *Diaphanosoma brachyurum* i Djupvikvatn og *Streblocerus serricaudatus* i Årsvatn. *Scapholeberis mucronata*, *Acroperus harpae*, *Alonella nana*, *Alonopsis elongata*, *Eucyrcercus lamellatus* og *Heterocope saliens* er andre arter som opptre vanlig i de fleste vann. *H. saliens* er langt vanligere i strandsonen enn i planktonet. Ellers er strandsonen preget av få arter og få individer av hoppekreps. Med få unntak er faunaen sterkt dominert av forsuringstolerante arter, men med et lite innslag av enkelte svakt forsuringfølsomme arter. Av forsuringfølsomme og svakt forsuringfølsomme arter kan nevnes *Daphnia longispina*, *Ophryoxus glacialis*, *Camptocercus rectirostris*, *Alona intermedia*, *Alonella exigua*, *Monospilus dispar*, *Eucyclops macrurus* og *Eucyclops speratus*. Flest forsuringfølsomme og svakt forsuringfølsomme arter hadde Homevatn med 7 arter mens Djupvikvatn og Røyndalsvatn hadde henholdsvis fem og fire. Dunsædvatn og Ljosevatn hadde færrest med henholdsvis en og to arter.

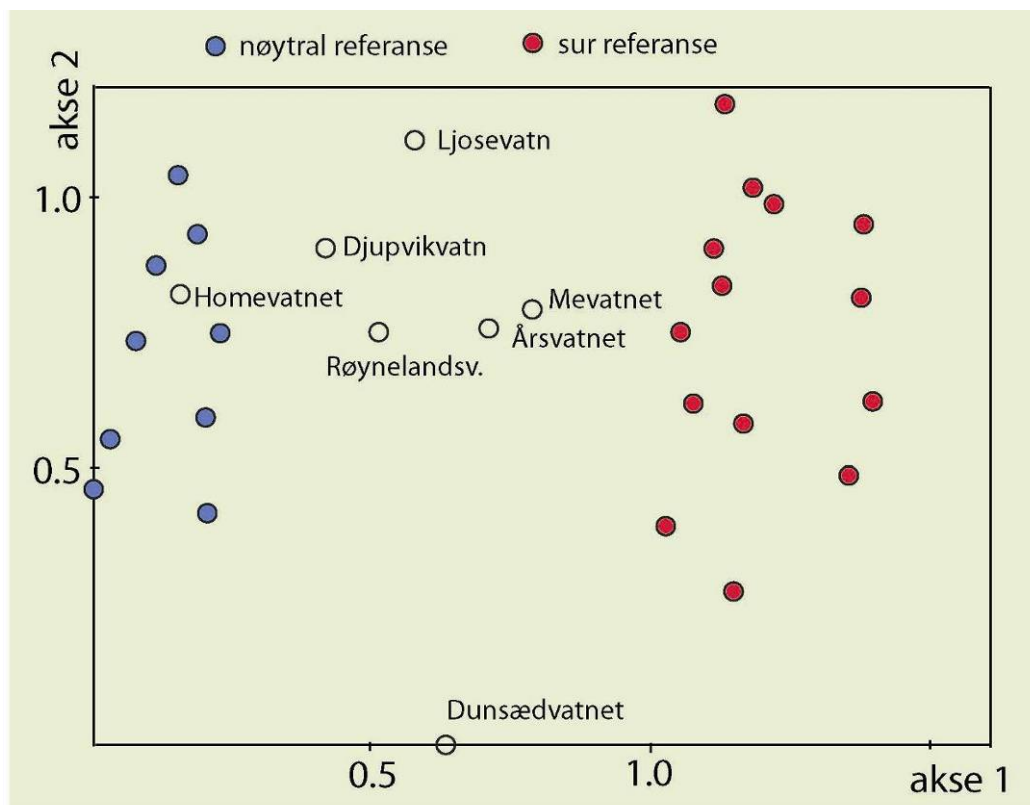
Ljosevatn og Mevatn skilte seg ut med spesielt stor tetthet i strandsonen, med dominans av *Sida crystallina*, *Eudiaptomus gracilis* og *Heterocope saliens* i Ljosevatn. I Mevatn dominerte spesielt *Bosmina longispina* sammen med *Sida crystallina* og *Polyphemus pediculus*.

4.3.4 DCA-ordinasjon

Forekomst/fravær-data fra de 7 undersøkte vannene i Vest-Agder er analysert passivt ved hjelp av en DCA-ordinasjon som består av artslister fra henholdsvis forsurete og ikke-forsurete referansokaliteter (jfr metodekapittelet) (**figur 5**). Nedveiing av sjeldne arter er benyttet. Erfaring fra andre undersøkelser som inkluderer lokaliteter med et stort spenn i pH, er at DCA-analysen gir ordinasjonsplott der variasjonen langs 1-aksen er sterkt korrelert med pH. Hvorvidt pH direkte eller indirekte påvirker artsinventaret tar en ikke stilling til.

Ordinasjonen viser at 33,8 % av variasjonen i materialet kan forklares av de to første aksene. 1-aksen alene forklarer 27,1 % av variasjonen mens 2-aksen bidrar med ytterligere 6,7 %. Lengden til 1-aksen var 1,40, mens 2-aksen var 1,12 SD-enheter. Alle de 7 vannene plasserte seg mellom respektive de sure og de ikke sure referansevannene. Dersom vi antar at vannene før kalking hadde en typisk survannsfauna så har det skjedd en dreining i retning av en mindre forsurete fauna. Mevatn og Årsvatn har minst avstand fra de sure referansevannene, mens Homevatn plasserer seg midt inne blant de ikke forsurete referansevannene. De øvrige vannene ligger mellom disse. Dunsædvatn skiller seg sterkt ut fra de øvrige og plasserer seg helt nederst i ordinasjonsplottet. Årsaken er det spesielt lave artsantallet i denne lokaliteten.

Ordinasjonsplottet viser at kalkingen har hatt en positiv virkning med hensyn til forekomst av forsuringfølsomme arter. Homevatn synes å være fullt ut rehabilitert. Denne lokaliteten har sannsynligvis ikke vært spesielt sterkt forsuret, noe overlevelsen av den stedege abbor- og ørretbestanden under den sterkeste forsuringperioden viser. De forsuringfølsomme artene av krepsdyr og bunndyr har sannsynligvis også hatt større overlevelse her enn i de øvrige lokalitetene, og har derved kunne reagert raskt på bedret vannkvalitet.



Figur 5. DCA-ordinasjon av krepsdyrfaunaen (forekomst/fravær) til 7 innsjøer i Vest-Agder høsten 2008..

Det er imidlertid spørsmål om hvor langt rehabiliteringen skal gå. Disse vannene er fra naturens side sure, og kalkingen har trolig gitt en bedre vannkvalitet enn den naturlige. Dette kan gi muligheter for nye arter å etablere seg.

4.3.5 En vurdering av krepsdyrsamfunnene i de enkelte sjøene

Djupvikvatn er den mest næringsrike og produktive av lokalitetene med en velutviklet vannvegetasjon. Vannet er den nest artsrikeste av lokalitetene med 20 arter vannlopper og 8 arter hoppekrepser. Ingen av artene er sjeldne eller spesielt forsurningsfølsomme, men både *Eucyclops speratus* og *Leptodora kindti* er arter som unngår de sureste lokalitetene. Planktonsamfunnet har relativ stor tetthet, og både artssammensetning og dominansforhold kan tyde på et stort predasjonstrykk fra fisk og evertebrater, blant annet en relativt stor forekomst av *Ceriodaphnia quadrangula* og *Mesocyclops leuckarti*, og fravær av *Daphnia* spp. Vannet har en liten bestand av røye og mye svevemygg (*Chaoborus* spp.), som er effektive predatorer. Planktonsamfunnet er ellers dominert av de samme artene som i de øvrige lokalitetene. Littoralsamfunnet skiller seg også lite fra de øvrige lokalitetene, med unntak av den sterke dominansen av *Diaphanosoma brachyurum* og relativt små populasjonstettheter.

Ljosevatn ligger øverst i vassdraget, har lite nedbørfelt og svakt utviklet vannvegetasjon og er sannsynligvis sammen med Årsvatn den mest næringsfattige og lavproduktive av lokalitetene. Vannet er det nest artsfattigste av lokalitetene med bare 13 arter vannlopper og 6 arter hoppekrepser. Planktonet skiller seg i liten grad ut fra hva en finner i de øvrige lokalitetene, men Ljosevatn er den eneste lokaliteten hvor *Daphnia longispina* opptrer relativt dominerende. Tettheten er relativt stor. Littoralsamfunnet er artsfattig, men med stor tetthet. Samfunnet er sterkt dominert av *Eudiaptomus gracilis*.

Årsvatn har middels høyt antall arter, med 19 arter vannlopper og 5 arter hoppekreps. Med unntak av *Daphnia longispina* er ingen av artene forsuringfølsomme. Planktonsamfunnet skiller seg lite ut fra de øvrige vannene, men er sterkt dominert av *Eudiaptomus gracilis*. Tettheten er liten til middels stor. Littoralsamfunnet har meget lav tetthet. Årsvatn er den eneste lokaliteten med dominans av *Strebloserus serricaudatus* og *Mesocyclops leukarti* i strandsonen.

Mevatn ligger nedstrøms Årsvatn og viser meget stor likhet med dette. Antall arter er middels høyt med 18 arter vannlopper og 6 arter hoppekreps. Planktontettheten er omtrent lik i begge, mens tettheten i littoralsamfunnet er omtrent 10 ganger større i Mevatn enn i Årsvatn. Den kanskje største forskjellen er forekomsten av *Bosmina longispina*, med liten forekomst i planktonet i Mevatn og meget stor forekomst i strandsonen, mens forholdene er omvendt i Årsvatn.

Dunsædvatn er det klart artsfattigste av lokalitetene med bare 9 arter vannlopper og 4 arter hoppekreps. Det er ikke påvist forsuringfølsomme arter. Det er vanskelig å forklare det lave artsantallet siden en rekke vanlige forekommende arter mangler. For eksempel mangler *Daphnia longispina*, mens den var vanlig i Ljosevatn, som renner ned i Dunsædvatn. Den relativt sett smale strandsonen og dårlig utviklet strandvegetasjon tilsier at dette er et meget lavproduktivt vann. Planktonsamfunnet hadde meget lav tetthet med dominans av kun to arter vannlopper, *Holopedium gibberum* og *B. longispina*, og to arter hoppekreps, *Eudiaptomus gracilis* og *Cyclops scutifer*. Littoralsamfunnet er meget artsfattig, og dette er den eneste lokaliteten med dominans av *Rhynchotalona falcata*.

Homevatn er den artsrikeste av lokalitetene med 22 arter vannlopper og 7 arter hoppekreps. Homevatn er den lokaliteten som har flest forsuringfølsomme arter. Både *Daphnia longispina*, *Ophryoxus glacilis*, *Alonella exigua* og *Eucyclops macrurus* er arter som er forsuringfølsomme. Den relativt store forekomsten av forsuringfølsomme arter indikerer at Homevatn selv under den verste forsuringperioden hadde en relativt gunstig vannkvalitet, noe overlevelsen av fisk også indikerer. Planktonet hadde stor tetthet med spesielt sterk dominans av *Eudiaptomus gracilis* og *Mesocyclops leukarti*. Forekomsten av *Diaphanosoma brachyurum*, *Ceriodaphnia quadrangula* og *Mesocyclops leukarti* indikerer stor fiskepredasjon. Littoralsamfunnet hadde relativt lav tetthet med blant annet stor dominans av *Polyphemus pediculus* og *Bosmina longispina*. Forekomsten av hoppekreps er meget liten.

Røylandsvatn er middels artsrik med 22 vannlopper og 4 hoppekreps. Antall arter hoppekreps var spesielt lavt mens antall vannlopper var det samme som i Homevatn. Av forsuringfølsomme arter kan nevnes *Daphnia longispina* og *Camptocercus rectirostris*. Planktontettheten er stor, med spesielt stor dominans av *Cyclops scutifer*. Littoralsamfunnet hadde derimot lav tetthet, spesielt med hensyn til hoppekreps.

4.4 Fisk

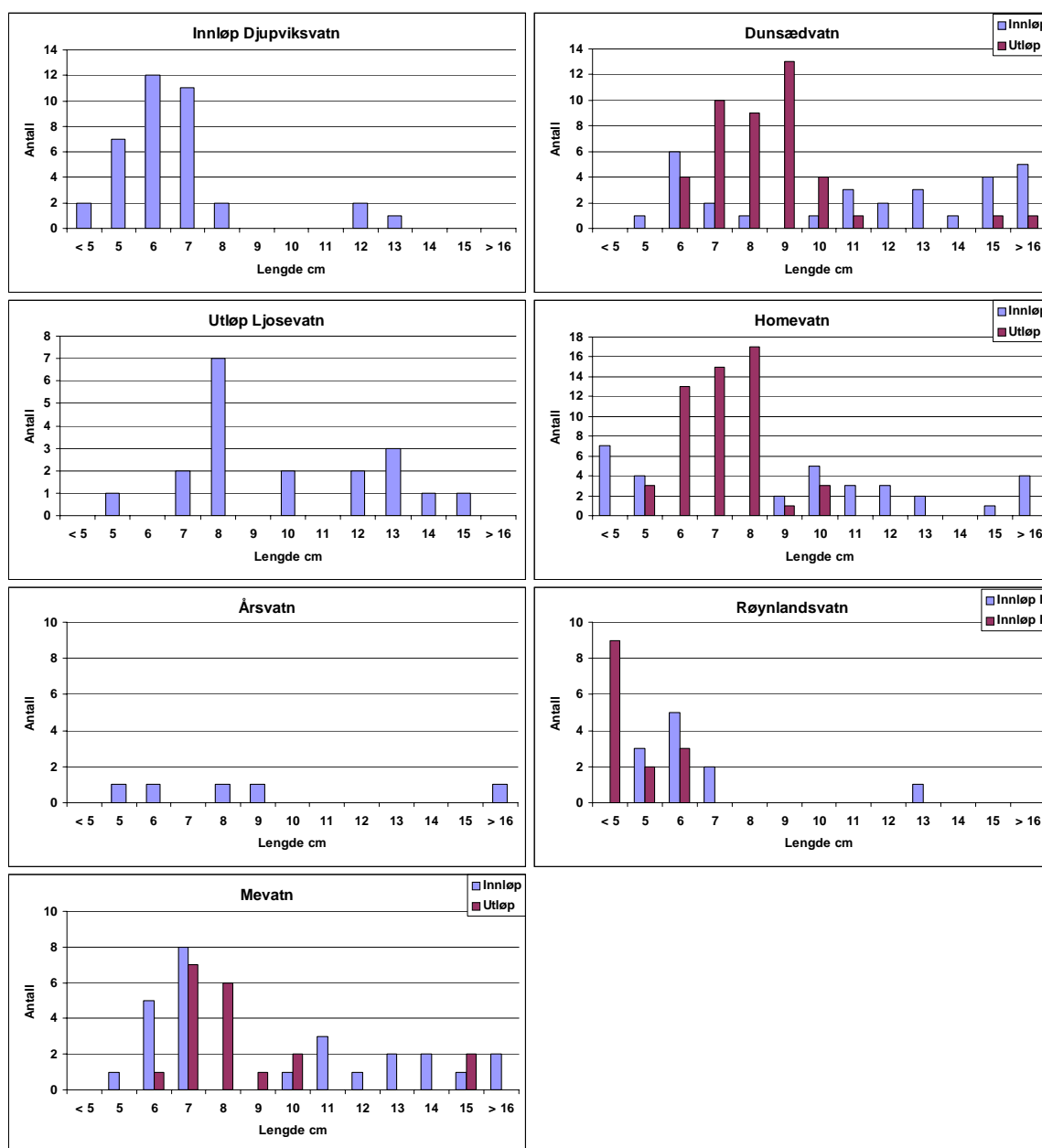
4.4.1 Ungfiskundersøkelser

Inn- og utløpsbekkene i de aktuelle vannene er undersøkt med elfiske for å kartlegge gyteforholdene og forekomsten av yngel. Fangstdataene er gitt i **figur 6**. I Årsvatn ble det kun registrert fem individer på utløpselva.

Djupvikvatn har en innløpsbekk som er egnet som gytebekk. Denne renner inn i nordenden av det vestre bassenget og er kanalisert/forbygd gjennom dyrket mark. Totalt har innløpet en potensiell gytestrekning på ca 200 m før bekkens forsvinner i steinura. Vanndekket areal høsten 2008 utgjorde ca. 200 x 0,75 m (150 m²). Bunnssubstratet består av mindre stein (2-15 cm) iblandet en del større stein med diameter 15-30 cm (**tabell 8**). De større steinene var dekket av mose. Totalt ble det fanget 37 yngel fordelt på to årsklasser. Utløpsbekken er også en oppbygd kanal, bygd i forbindelse med en nedtapping av vannet for dyrkningsformål. Bekken utgjør en

strekning på ca. 250 m før den renner ut i sjøen. Like før utløp i sjøen er det et fall som hindrer fisk (laks og sjørørret) å gå oppover. Bunnsstratet er godt egnet som gytesubstrat med lite begroing. Potensielt gyteareal er ca. 200 x 0,75 m. Kun en større ørret (14 cm, 2+?) og en del ål ble påvist ved elfiske.

Ljøsevatn mangler markerte innløpsbekker, og eventuelle gytemuligheter er her begrenset til utløpsbekken. En dam i utløpet av vannet (**figur 3**) sperrer for oppvandring ved lav vannføring, men forekomsten av fisk i Ljøsevatn viser at det er mulig å passere denne ved stor vannføring. Bekken nedenfor dammen er smal og går i svinger gjennom et lengre stilleflytende fuktig parti. Bekken er delvis overgrodd. Strekingen synes ikke spesielt godt egnet som gyteområde for ørret. Totalt ble det fanget 19 individer fordelt på tre årsklasser, 0+, 1+ og 2+. Utløpet hadde relativt lav yngeltetthet, i størrelsesorden 63 individer pr. 100 m² gyte- og oppvekstareal (**tabell 7**). Potensielt gyte/oppvekstareal på utløpet er ca. 100 m².



Figur 6. Lengdefordeling av ørret fanget ved elfiske på inn- og utløp av de undersøkte vannene i Vest-Agder høsten 2008.

Tabell 7. Fangst av yngel og eldre ørretunger etter en gangs avfisking, samt tetthetsestimater pr. 100 m² bekkeareal for de undersøkte lokalitetene i august/september 2008.

Innsjø	Sted	Areal m ²	Tetthet		
			Art	Antall fisk	pr. 100 m ²
Djupvikvatn	Innløp	75	Ørret	37	94
	Utløp	50	Ørret	1	4
Ljosvatn	Utløp	60	Ørret	19	63
Årsvatn	Utløp	15	Ørret	5	67
Mevatn	Innløp	60	Ørret	36	120
	Utløp	50	Ørret	19	76
Dunsædvatn	Innløp	50	Ørret	29	116
	Utløp	125	Ørret	43	69
Homevatn	Innløp	50	Ørret	31	124
	Utløp	40	Ørret	52	260
Røyndalsvatn	Innløp 1	15	Ørret	11	147
	Innløp 2	12	Ørret	14	233

Tabell 8. Bonitering av bunnssubstratet (diameter substrat) i innløp- og utløpsbekker til de undersøkte innsjøene.

Innsjø	Sted	<2 cm	2-16 cm	16-32cm	>32 cm
Djupvikvatn	Innløp	0	70	20	10
	Utløp	10	80	10	0
Ljosevatn	Utløp	10	60	20	10
Årsvatn	Utløp	10	60	20	10
Mevatn	Innløp	10	40	30	20
	Utløp	10	30	30	30
Dunsædvatn	Innløp	10	40	30	20
	Utløp	5	25	20	50
Homevatn	Innløp	20	70	10	0
	Utløp	10	50	30	10
Røyndalsvatn	Innløp 1	10	60	20	10
	Innløp 2	10	60	10	10

Årsvatn mangler innløpsbekker egnet for gyting og er avhengig av utløpsbekken for rekrutteringen. Egnede gytestrekninger på utløpsbekken er kort før bekken stuper ut mot Mevatn. Aktuell gytestrekning er ikke lenger enn 50 m. Kun fem fisk ble fanget hvorav en var 19 cm lang (**tabell 7, figur 6**).

Mevatn ligger nedstrøms Årsvatn, og i følge grunneier får vannet trolig en viss rekruttering ovenfra. Innløpsbekken renner et langt stykke gjennom et myrområde før utløp i vannet. Bekken er her dyp og langsomtflytende, antagelig med organisk bunn. Det ble ikke observert fisk her under elfisken. Ovenfor myrområdet går bekken over i et mer markert strykparti og først her ble det fanget fisk, totalt 26 individer fordelt på minst tre årganger (**tabell 7, figur 6**). Strekingen er godt egnet som gyteområde med egnet substrat og gode skjulmuligheter. Antatt gyteareal er rundt 400 m² over en strekning på ca. 400 m. Utløpsbekken veksler mellom strykpartier og kulper, med en potensiell gytestrekning på rundt 500 m. Elfiske i utløpet ga 19 fisk fordelt på tre årsklasser.

Dunsædvatn har trolig sin viktigste gytebekk i bekken fra Ljosevatn. Bekken er delvis forbygd gjennom dyrket mark. Bunnsubstratet og bekkens utforming med småkulper oppover gjør den godt egnet som gytebekk over en strekning på ca. 100 m. I tillegg vil de nedre deler av bekken som renner ut ved Eikedal egne seg som gytebekk uten at dette er konstatert gjennom elfiske. Det kan være et problem med slike ukalkede sidebekker at de i perioder kan være for sure. Ved elfiske i innløpsbekken ble det fanget 29 fisk, trolig fordelt på minst tre årsklasser. Det ble observert, men ikke fanget, en rekke større fisk som tydelig var på næringssøk i bekken. På grunn av mye nedbør var det meget stor vannføring i bekken under feltarbeidet. Utløpsbekken er også godt egnet som gytebekk, og her ble det fanget 43 fisk, hovedsakelig av to årsklasser, 0+ og 1+ (**figur 7, figur 6**). Her ble det også fanget to individer av bekkerøye, henholdsvis 7,5 og 10 cm lange.

Homevatn har flere mindre innløpsbekker, hvorav en ble elfisket. Innløpsbekken er meget godt egnet som gytebekk med egnet substrat og muligheter for skjul, og har også vært spesielt kalket. Totalt ble det fanget 31 fisk fordelt på tre årsklasser (**tabell 7, figur 6**). Utløpsbekken går de første hundre meterne gjennom et myr/våt-marksområde med mudderbunn som sannsynligvis er mindre egnet som gyteområde. Et stykke lengre ned blir fallet noe større, og her er det en lang strekning med egnet substrat og gode gyteforhold. Elfiske ble første gang gjennomført under meget høy vannføring og ble derfor gjentatt noe senere. Første gang ble det fanget 13 fisk, mens det andre gang ble fanget 52 fisk fordelt på 3 årsklaser. Homevatn hadde stor tetthet av fisk på både innløps- og utløpsbekken, men vekstforholdene synes å være vesentlig bedre på utløpet enn i innløpet.

Røyndalsvatn ble elfisket på to innløpsbekker, en kalket og en ukalket (**tabell 7, figur 6**). Hovedinnløpsbekken er kalket ved hjelp av en kalkbrønn hvor mesteparten av vannet føres gjennom en kum med skjellsand. Det ble ikke observert yngel ovenfor kalkbrønnen, og den aktuelle gytetrekingen er derfor kort. Den andre innløpsbekken er liten og drenerer dyrket mark. Den aktuelle gytetrekingen er her kort før bekken forsvinner inn i bakken. Yngeltettheten var relativt høy i begge innløpene, men vekstforholdene var tydelig mye dårligere i den ukalkede innløpsbekken. Det ble ikke elfisket i utløpsbekken da denne er stengt med en betongdam, som hindrer oppvandring under normale vannføringer.

4.4.2 Fangstutbytte på garn

Det ble fanget ørret med bunngarn i alle innsjøene, med en totalfangst på 209 individer (**tabell 9**). I tillegg ble det fanget 4 røyer i Djupvikvatn og 148 abbor i Homevatn. Det ble ikke fanget fisk på flytegarnet i Dunsædvatn. I Djupvikvatn ble det dessuten observert en god del ål, som også hadde spist av fisken på garnet.

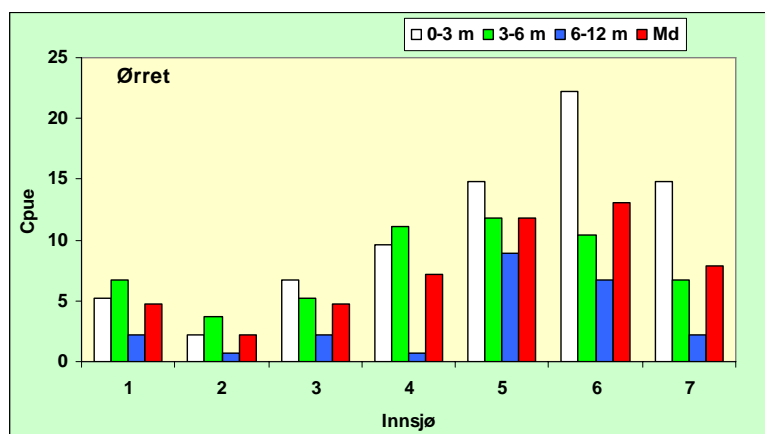
Gjennomsnittlig fangstutbytte (C_{pue} = antall fisk pr. 100 m² garnareal pr. natt) for ørret for dybdeintervallet 0-12 m var størst i Dunsædvatn og Homevatn og lavest i Ljosevatn (**figur 7**). En sammenlikning av fangstutbyttet i ulike dybdeintervall viste ikke noe konsistent mønster. I Djupvikvatn, Ljosevatn og Mevatn var fangstutbyttet størst innen dybdeintervallet 3-6 m, mens det i de øvrige lokalitetene var størst i dybdeintervallet 0-3 m (**figur 7**). Fangstutbyttet var lavest for dybdeintervallet 6-12 m i alle lokalitetene. Disse tetthetene er omtrent tilsvarende de Hesthagen m.fl. (2006) fant i en liknende undersøkelse i 9 innsjøer i begge Agderfylkene. Blant disse var også Rabnevatn, Bjennvatn og Ersdalsvatn med en C_{pue} på henholdsvis 4,0, 9,2 og 14,8 individer. I 1996 fant Forseth m.fl. (1998) et fangstutbytte på 8,8 fisk i Røyndalsvatn, som de karakteriserer som høyt.

Røye forekom kun i Djupvikvatn i en meget tynn bestand. Totalt ble det fanget 4 røyer, tre på dybdeintervallet 3-6 m og ett individ mellom 6 og 12 m. Dette gir et meget lavt fangstutbytte på kun ett individ pr. 100 m² garnareal. Tilsvarende ble abbor kun fanget i Homevatn, med et fangstutbytte på 36,5 individer pr. 100 m² garnareal (**figur 8**). Størst fangst av abbor ble tatt i

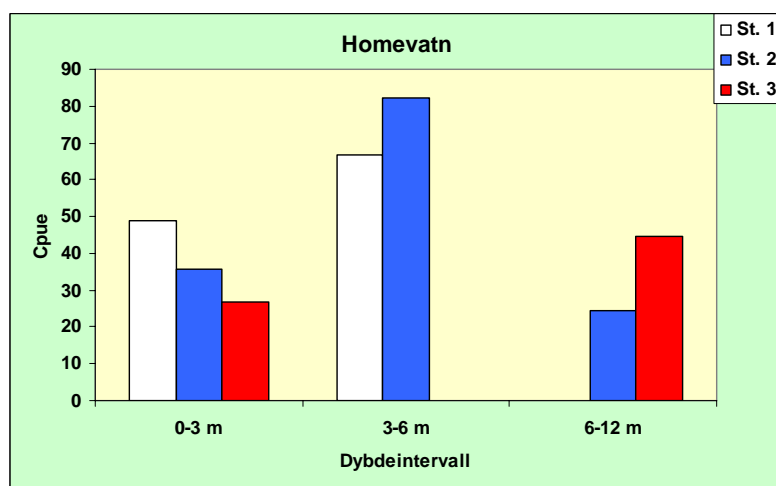
dybdeintervallet 3-6 m, med 49,6 individer pr. 100 m² garnareal. Også her var fangsten minst i dybdeintervallet 6-12 m. Dette er i tråd med resultatene hos (Hesthagen m.fl. (2006).

Tabell 9. Fangstutbytte i antall fisk og gjennomsnittlig fangstutbytte (Cpue) på bunngarn for de enkelte arter i de undersøkte innsjøene i Vest-Agder i 2008.

Ørret	Antall fisk				Cpu			
	0-3 m	3-6 m	6-12 m	Md	0-3 m	3-6 m	6-12 m	Md
1 Djupviksvatn	7	9	3	19	5,2	6,7	2,2	4,7
2 Ljosevatn	3	5	1	9	2,2	3,7	0,7	2,2
3 Årsvatn	9	7	3	19	6,7	5,2	2,2	4,7
4 Mevatn	13	15	1	29	9,6	11,1	0,7	7,2
5 Dunsædvatn	20	16	12	48	14,8	11,9	8,9	11,9
6 Homevatn	30	14	9	53	22,2	10,4	6,7	13,1
7 Røynlandsvatn	20	9	3	32	14,8	6,7	2,2	7,9
Røye								
1 Djupviksvatn		3	1	4		2,2	0,7	1,0
Abbor								
6 Homevatn	50	67	31	148	37,0	49,6	23,0	36,5



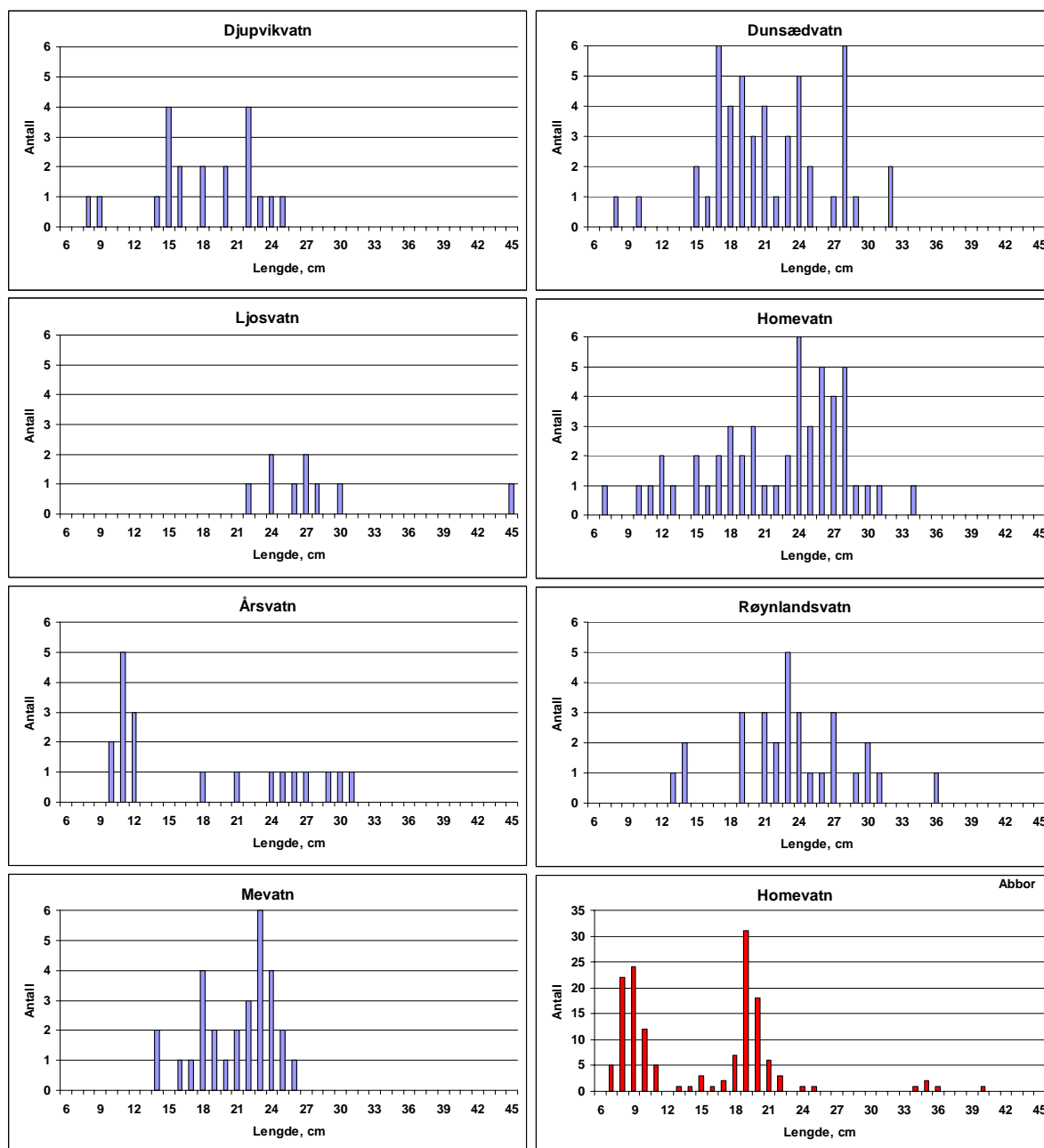
Figur 7. Fangstutbyttet av aure pr. 100 m² bunngarnareal (Cpue) på tre ulike dybdeintervaller og gjennomsnittet for dybdeintervallet 0-12 m dyp høsten 2008.



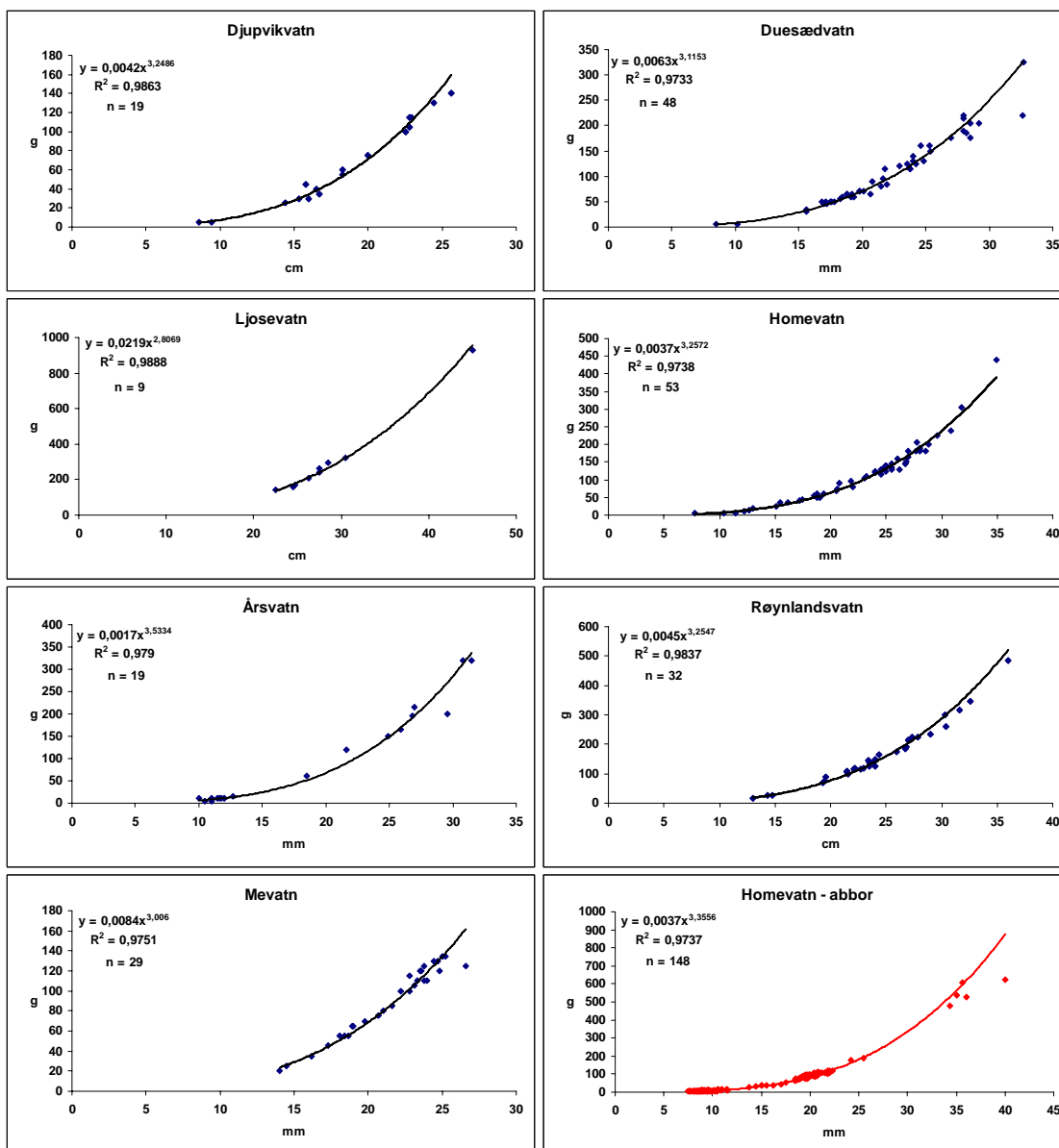
Figur 8. Fangstutbyttet (Cpue) hos abbor på enkelte stasjoner og dyp i Homevatn høsten 2008.

4.4.3 Størrelse, kondisjon og vekst

Det var stor forskjell i størrelsen hos ørreten mellom de enkelte innsjøene (**figur 9, figur 10**). Ljosevatn hadde størst fisk, mens Djupvikvatn og Mevatn hadde minst fisk (**tabell 10**). Vurdert ut fra kondisjonsfaktoren (K-faktor) har ørreten i fem av innsjøene dårlige vekstbetingelser, mens den i Ljosevatn og Røyndalsvatn er relativt god. I Ljosevatn er rekrutteringen dårlig i forhold til næringsgrunnlaget, mens både begrenset rekruttering og mer intens fiske sikrer bra vekst hos fisken i Røyndalsvatn.



Figur 9. Lengdefordelingen hos ørret og abbor tatt på bunngarn i de enkelte innsjøene.



Figur 10. Forholdet mellom lengde og vekt hos ørret og abbør (Homevatn) fanget med bunn-garn. n =antall fisk.

Tabell 10. Ulike vekstparametre for ørret i de enkelte innsjøer: Beregnet årlig lengdeøkning ved alder 1-6 år, samt gjennomsnittlig vekt og kondisjonsfaktor. * Kun ett individ.

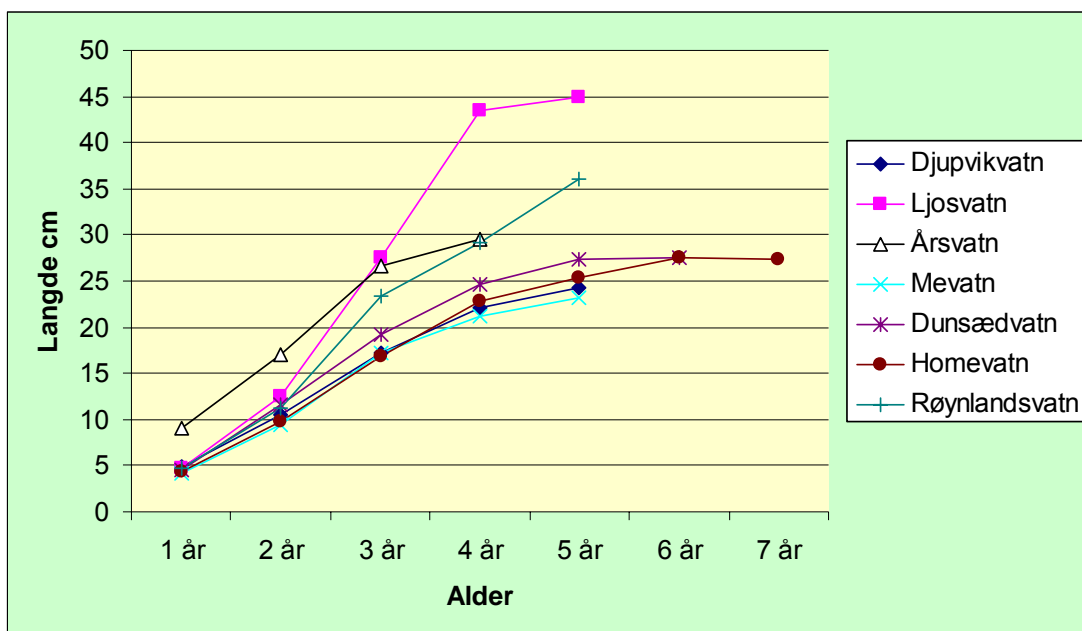
Innsjø	L1	L2	L3	L4	L5	L6	Gj. vekt	Kondisjon
Djupvikvatn	4,8	5,6	6,7	5,0	2,2		65 ± 44	0,87 ± 0,12
Ljøsevatn	4,7	7,8	15,1	15,9	1,5		302 ± 243	1,16 ± 0,08
Årsvatn	8,1	9,5	3,0				97 ± 110	0,81 ± 0,24
Mevatn	4,2	5,1	7,8	4,0	2,0		90 ± 35	0,86 ± 0,07
Dunsædvatn	4,6	7,0	7,7	5,5	2,6	2,2	108 ± 68	0,90 ± 0,11
Homevatn	5,4	7,1	5,9	2,5	2,2	-0,2*	119 ± 81	0,83 ± 0,12
Røyndalsvatn	4,7	6,5	12,2	5,7	6,9		163 ± 100	1,01 ± 0,10

De empiriske vekstkurvene viser stor variasjon i veksthastigheten hos ørret i de undersøkte innsjøene (**figur 11**). Tilbakeberegnet lengdevest viser at med unntak av Årsvatn er forskjellene i lengden etter første leveår små og varierende mellom 42 og 48 mm. I Årsvatn var størrelsen mer enn dobbelt så stor etter ett år, med 90 mm. Fisken var minst i Mevatn.

Veksten i Mevatn, Djupvikvatn og Homevatn viser stor likhet. Dunsædvatn har en liknende vekstkurve, men med noe større fisk. Størst vekst har ørreten i Ljosevatn, mens den i Røyne-landsvatn vokser noe langsommere. Veksten i Årsvatn er relativt stor fram til treårsalderen, men flater så ut. Veksten er relativt linjær fram til 4+ men avtar senere. Reduksjonen i veksten fra 4+ til 5+ er spesielt stor i Ljosevatn. I Røyne-landsvatn er det ingen tydelig reduksjon i veksten fram til maksimum alder.

Størst årlig tilvekst hadde ørreten i Ljosevatn med en tilvekst på 151 og 159 mm mellom henholdsvis 2. og 3. og 3. og 4. leveår (**tabell 10**). Ørreten i Røyne-landsvatn hadde også god tilvekst fra 4. til 5. år.

Abborren i Homevatn vokser bra i første del av livssyklusen, med gjennomsnittlig lengde etter ett og to leveår på henholdsvis 10 og 19 cm. Deretter stagnerer veksten helt med unntak av enkelte storvokste fiskespisere (**figur 10, figur 12**).



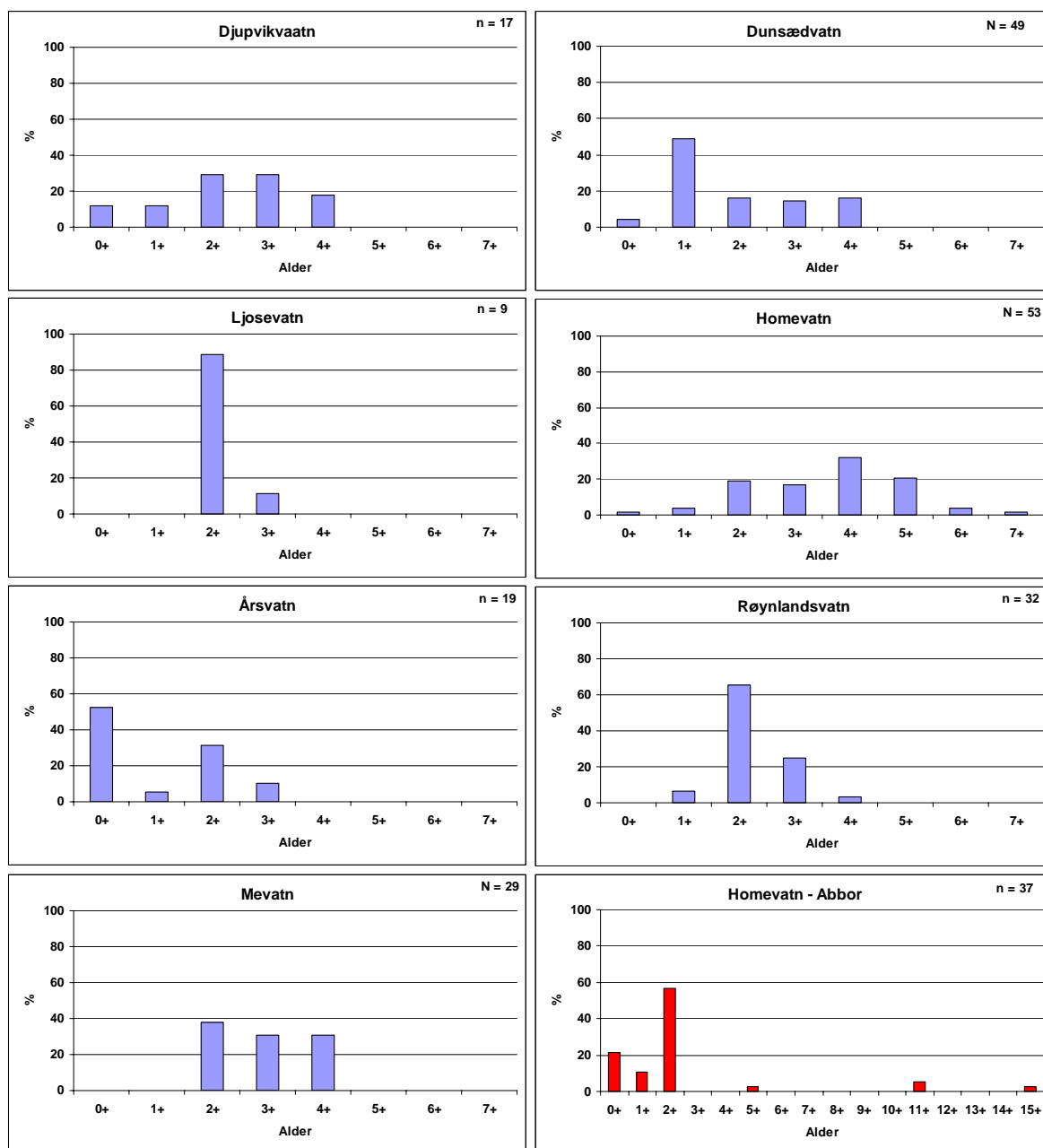
Figur 11. Tilbakeberegnet vekstkurver for ørret i de undersøkte innsjøene basert på fiskeskjell.

4.4.4 Aldersfordeling

Aldersfordelingen hos ørret viste store forskjeller mellom de enkelte innsjøer (**figur 12**). I følge fiskeskjellene ble det med unntak av Dunsædvatn og Homevatn ikke fanget fisk eldre enn 4+. Men veksten synes å ha stagnert ved alder 4+, og de otolittene som ble undersøkt viste at enkelte individer var til dels betydelig eldre enn det skjellene sa. I Dunsædvatn var for eksempel ett av individene 10+ mens to individer i Homevatn var henholdsvis 9 og 11 år. Ljosevatn hadde kun to årsklasser, 8 individer med alder 2+ og ett individ med alder 4+ i følge skjellene, men 5+ i følge otolittene. I Røyne-landsvatn var det fullt samsvar mellom skjellalder og otolittalder.

Rekrutteringen til Ljosevatn er antagelig sterkt begrenset på grunn av en dam i utløpet, som det kun er mulig å passere ved spesielle vannføringer. Det er derfor sannsynlig at rekrutteringen uteblir enkelte år. Homevatn hadde hele 8 årsklasser representert, +0 til +7, med antydning til enkelte sterke årsklasser. Dunsædvatn hadde 7 årsklasser, men kun en fisk var 6+. Aldersfordelingene er relativt normale, men fangstene av de to yngste årsklassene er liten. I Mevatn og Røyndalsvatn ble det ikke fanget 0+. Dette er relativt vanlig da små individer lett unngår å bli fanget med garn. Forekomsten av 0+ på inn- og utløpsbekkene viser imidlertid at det er en naturlig rekruttering i alle disse lokalitetene.

De fire røyene som ble fanget i Djupvikvatn var henholdsvis 1, 2, 6 og 6 år. Fangsten er for liten til å si noe om rekrutteringen, men innsjøens næringsrike karakter kan tyde på at gyteforhold med oksygenrikt vann er dårlig.

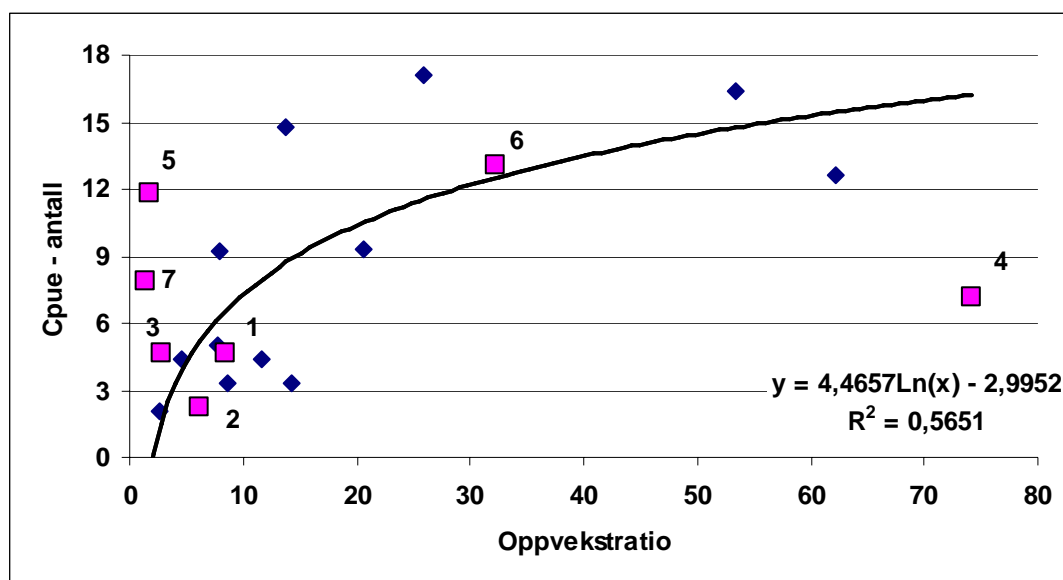


Figur 12. Aldersfordeling hos ørret og abbor (Homevatn) i de undersøkte innsjøene i Vest-Agder høsten 2008, basert på bunngarnfangster.

Aldersfordelingen hos abbor i Homevatn viste god rekruttering (**figur 12**). Det ble bare unntaksvis fanget individer eldre enn 2+. Bare 6 av 148 individer var mer enn 25 cm lang. Det eldste individet var en hunn på minst 15 år.

4.4.5 Fangstutbytte i forhold til tilgjengelig gyte- og oppvekstareal

Tilgjengelig gyte- og oppvekstareal for ørret er grovt beregnet for hver av innsjøene. Dette gir grunnlag for å beregne oppvekstratioen (O_R), som er forholdet mellom tilgjengelig gyte- og oppvekstareal i inn- og utløpsbekker (O_G , m^2) og innsjøens overflateareal i hektar (A): $O_R = O_G/A$. Denne ratioen har benevnningen m^2 /hektar. Med en verdi på 100 utgjør gyte- og oppvekstområdene 1 prosent av innsjøens overflateareal. Våre beregninger er basert på potensielle gyte- og oppvekstområder i både inn- og utløpsbekker. Med unntak av Djupvikvatn ble det fanget yngel i alle utløpsbekkene.



Figur 13. Sammenhengen mellom oppvekstratio (forholdet mellom egnet oppvekstareal på bekk i m^2 og innsjøens overflateareal i hektar) og fangstutbytte uttrykt som Cpue (antall pr. 100 m^2 garnareal) for våre 7 lokaliteter i Vest-Agder og 12 kalke innsjøer i Agder og Telemark (jfr. Hesthagen m.fl. 2006). Regresjonslinjen er basert på de 12 lokalitetene fra Agder og Telemark. Nummer refererer seg til følgende innsjøene i Vest-Agder: 1=Djupvikvatn, 2=Ljosevatn, 3=Årsvatn, 4=Mevatn, 5=Dunsædvatn, 6=Homevatn, 7=Røylandsvatn.

Våre data fra Vest-Agder er sammenholdt med tilsvarende data fra seks kalkede innsjøer i Telemark (Hesthagen & Ugedal 2002, jfr. Hesthagen & Hindar 2002) og seks lokaliteter i Aust- og Vest-Agder i 2006 (Hesthagen m.fl. 2006) (**figur 13**). Beregnet oppvekstratio varierte fra 3 til 62 for innsjøene i Telemark og fra 3 til 14 for innsjøene i Agder. Våre data varierer mellom 1 (Røylandsvatn) og 74 (Mevatn). Dunsædvatn ($O_R = 2$) og Årsvatn ($O_R = 3$) hadde også små oppvekstarealer i tilløp- og utløpsbekkene i forhold til innsjøarealet. Det var ingen signifikant sammenheng mellom fangstutbyttet (Cpue) pr. 100 m^2 garnareal og oppvekstratio hos ørret verken når det gjelder antall (**figur 13**) eller biomasse for disse lokalitetene.

Den høye avkastningen i Dunsædvatn og Røylandsvatn kan tyde på at reproduksjonsforholdene er bedre enn oppvekstratioen indikerer, for eksempel langt bedre gyteforhold enn antatt. I

Røyndalsvatn kan oppvandring fra utløpsbekken være et mulig tilskudd til rekrutteringen og langs Dunsædvatn kan enkelte av de mindre sidebekkene bidra sammen med et eventuelt bidrag fra Ljosevatn. Lavt fangstutbytte i Mevatn kan skyldes dårlig næringsgrunnlag, noe en lav kondisjonsfaktor kan indikere.

4.4.6 En vurdering av fiskebestandene i de enkelte lokalitetene

En oppsummering av bestandsforholdene for ørreten i de enkelte lokalitetene er gitt i **tabell 11**.

Djupvikvatn er det mest produktive av vannene, med relativt store grunne arealer. Ørretbestanden gikk aldri helt tapt på 1960- og 1970-tallet da forsuringen var på sitt verste, men rekrutteringen ble sterkt redusert. Vannet hadde også en røyebestand, som man trodde gikk tapt på grunn av forsuringen. Innsjøen ble kalket første gang i 1992. Siden den gang har ørretbestanden tatt seg opp, og det viste seg også at røya hadde overlevet. Fangstutbyttet (Cpue) var lite, bare 4,7 individer pr 100 m² garnareal, men aldersfordelingen viser at rekrutteringen er i orden. Rekrutteringen synes i hovedsak å skje gjennom innløpsbekken da vi i utløpsbekken ikke observerte yngel. Kun ett større (2+) individ ble observert på utløpet selv om substratet virket godt egnet for gyting. Kondisjonsfaktoren viser at bestanden er noe for stor i forhold til næringsgrunnlaget. En viss konkurranse om næringen er det sannsynligvis også mellom ørret, røye og ål. Kjøttfargen var overveiende hvit og kan kanskje antyde en viss næringskonkurranse med røya.

Ljosevatn er sannsynligvis det minst produktive av vannene med svak utvikling av littoralsonen og lite vannvegetasjon. Vannet er klart med stort siktedyp. Ørretbestanden i Ljosevatn gikk helt ut under forsuringen og ny ble reetablert etter utsetting da kalkingen startet i 1994. Det ble da satt ut fisk som senere har klart seg gjennom selvrekruttering. Garnfangsten bestod av kun to årsklasser, åtte av ni fisk var 2+ mens den siste var 4+ (Cpue = 2,2 individer pr. 100 m²). Innsjøen mangler innløpsbekker og gytingen må skje på utløpet. Utløpet er imidlertid stengt av en eldre tredam som under normal vannføring er umulig å forsere for fisk. Siden det er fisk i vannet, viser det at det likevel er mulig å vandre opp ved spesielle vannføringer, sannsynligvis i forbindelse med flom. Rekrutteringen er således begrenset, og ørreten i Ljosevatn har den høyeste kondisjonsfaktor av samtlige bestander. Den svake rekrutteringen tyder på at mulighetene for en eventuell innsjøgyting er lite trolig. Kjøttfargen var rød til lyserød. Vannet tåler antagelig en noe større rekruttering. Enkelte mindre tiltak kan gjennomføres i forbindelsen med dammen i utløpet, noe som kan lette oppvandringen.

Utløpet er ikke spesielt godt egnet som rekrutteringsområde for ørret. Bekken er overgrodd med vegetasjon (behøver ikke å være negativt), og det er mye stor stein, med et visst innslag av grus og mindre stein innimellom. Et aktuelt tiltak kan være å legge ut egnet gytegrus, eventuelt kalksteinsgrus. Vannet ligger på toppen av nedbørfeltet og vil trolig trenge å bli kalket årlig, også for å ha positiv effekt for det nedenforliggende Dunsædvatn. Variasjonen i pH viser også behov for årlig tilførsel av kalk.

Årsvatn er også et lavproduktivt vann med svakt utviklet vannvegetasjon og stort gjennomsnittsdyp. Fiskebestanden gikk tidlig ut på grunn av sterk forsuring. Kalkingen startet i 1994, og vannet er senere kalket årlig til og med 2007. Samtidig med kalkingen ble det satt ut fisk, som senere har overlevd ved selvrekruttering. Bestanden av ørret er liten, men kondisjonsfaktoren tyder allikevel på en viss overbefolkning i forhold til næringsgrunnlaget. Selvrekrutteringen er trolig svært begrenset. Vi tror ikke fisken kan gyte i noen av de små bekkene/sigene som renner ut vannet, også på grunn av dårlig vannkvalitet i perioder med stor nedbør. Hvorvidt det kan være innsjøgyting i vannet er ikke avklart. Gytingen synes således å være begrenset til en kort strekning i utløpsbekken. Årsklassefordelingen tyder på årlig rekruttering. Fisken er hovedsakelig hvit i kjøttet, men enkelte individer har rød kjøttfarge.

Tabell 11. En samlet vurdering av bestandsforholdene hos ørret i de undersøkte lokalitetene i Vest-Agder høsten 2008. Symbolene - og + angir henholdsvis en negativ og positiv tilstand/vurdering. Det presiseres at en positiv vurdering av bestandstettheten kan innebære en relativt høy tetthet, noe som ikke nødvendigvis er ønskelig ut fra et høstningssynspunkt fordi tilveksten da vil avta.

Lokalitet	Bestands- tetthet	Naturlig rekrutter- ing	Størrelse	Kvalitet	Vekst	Alders- fordeling	Rekrutterings- begrensning	Avsluttet kalking
Djupvikvatn	-	+	-	-	-	+	+	+
Ljosvatn	-	-	+	+	+	-	-	-
Årsvatn	-	-	-	-	+	+	-	-
Mevatn	-	+	-	-	-	+	+	+
Dunsædvatn	+	+	-	-	-	+	+	(-)
Homevatn	+	+	-	-	-	+	+	+
Røyndlandsvatn	+	-	+	+	+	+	-	-

Mevatn ligger nedstrøm Årsvatn og er noe mer produktivt enn dette. Vannet ble kalket i 1994, men er senere ikke direkte kalket. Det er imidlertid indirekte kalket gjennom kalkingen av Årsvatn. Elfiske viste at vannet rekrutteres fra både innløps- og utløpsbekk. Fangstutbyttet var noe større enn i Årsvatn. Kondisjonsfaktoren viser at bestanden er i største laget i forhold til næringsgrunnlaget. Kjøttfargen er stort sett hvit, men med et lite innslag av lyse rød og rød kjøttfarge. Ørretbestanden gikk ut i perioden med sterkest forsuring, men en ny bestand ble etablert ved utsetting i sammenheng med kalkingen. Senere har bestanden klart seg ved selv-rekruttering.

Dunsædvatn ble kalket med kalksteinsmel for første gang i 1996, og deretter årlig fram til 2007. Vannkvaliteten var svært dårlig før kalking. Etter kalking har pH variert omkring pH 6, men har i perioder vært lavere enn 6,0. Etter kalking ble det satt ut yngel av både ørret og bekkerøye. Vi fikk ikke bekkerøye på garnene, men det ble fanget et par yngel på utløpsbekken. Dunsædvatn hadde det nest største fangstutbytte, med en Cpue på 11,9 individer pr. 100 m² garnareal. Kondisjonsfaktoren antyder at fiskebestanden er for stor i forhold til næringsgrunnlaget. Dunsædvatn er mer enn 140 m dyp og har svært bratt og smal strandsoner. Bunndyrproduksjonen er derfor liten. I tillegg er også planktonproduksjonen liten. Det naturlige gytearealet i innløpsbekkene er derfor tilstrekkelig for rekrutteringen. Hovedgytebekken er antagelig bekken fra Ljosevatn, som trolig også bidrar med nedvandret yngel/fisk.

Homevatn er noe grunnere og mer produktivt enn vannene lengre vest. Strandsonen er slakere med større produktivt areal. Vannet har relativt store bestander av ørret og abbor. Homevatn hadde det største fangstutbytte av ørret med Cpue på 13,1 individ pr 100 m² garnareal. Både abbor og ørret overlevde den verste forsuringen på 1960 og 1970-tallet, og dagens bestander er en videreføring av disse. Fullkalkingen startet i 1992, men pH var heller ikke kritisk lav før dette. Kondisjonsfaktoren indikerer at fiskebestanden er for stor i forhold til næringsgrunnlaget, spesielt i konkurranse med abbor, som synes å ha en relativt god vekst.

Røyndlandsvatn er noe grunnere enn de øvrige vannene, med mange øyer og grunner. Det framstår allikevel ikke som spesielt produktivt, og vannvegetasjonen er ikke spesielt velutviklet. Vannet har i perioder vært fisketomt, men kalking og utsetting har nå gitt en middels stor bestand av ørret. En rekke ulike ørrestammer har vært forsøkt utsatt, og dagens fiskebestand er trolig en blanding av disse. Det har også vært forsøkt satt ut bleke fra Byglandsfjorden i tillegg til bekkerøye. Det ble ikke fanget noen bekkerøyer under prøvefisket. Fangstutbyttet var dårlig

med Cpue på 7,9 individer per 100 m² garnareal. Kondisjonsfaktoren tyder på at det er rimelig god rekruttering i forhold til næringsgrunnlaget.

Ersdalsvatn er ikke spesielt produktiv (Hesthagen m.fl. 2006). Ørretbestanden ble forsurings-skadet på 1980-tallet, med avtakende fisketetthet. Kalkingen ble satt igang i 1992, og det resulterte i en god vannkvalitet, med pH rundt 6,0-7,0. Kalkingen ble avsluttet i 2005. Jordene oppstrøms Ersdalsvatn har vært kalket over lengre tid, noe som har virket positivt på vannkvaliteten i innløpsbekken.

Rabnevatn har en tynn ørretbestand, med Cpue = 4,4 individ (Hesthagen m.fl. 2006). De fant høye yngeltettheter både på innløp og utløp, men gyte- og oppvekstarealet er svært lite (< 25 m²). Kalkingen av Rabnevatn er nå avsluttet, men beregnet naturlig vannkvalitet tilsier at innsjøen likevel vil opprettholde en god økologisk status (Hesthagen m.fl. 2006).

Bjennvatn er en relativt produktiv innsjø. Den stedegne aurebestanden gikk tapt på 1970-tallet (Hesthagen m.fl. 2006). Etter kalkingen i 1992, ble det satt ut énsomrig settefisk. Vannkvaliteten har i perioder vært noe ustabil, men siden 2001 har pH vært god og stabil (6,5-7,0).

5 Diskusjon

Planktoniske og littorale krepsdyr og bunnfaunaen fra henholdsvis strandsonen og inn- og utløp er benyttet til å vurdere det biologiske mangfoldet i 11 innsjøer i Vest-Agder. Antall arter var middels høyt, og de fleste er forsuringstolerante og har vid utbredelse i ferskvann og i regionen. Av forsuringfølsomme arter blant bunndyrene kan nevnes gråsugg (*Asellus aquaticus*), døgnflueartene *Baetis rhodani*, *Cloeon simile* og *Caenis horaria*, og steinfluen *Isoperla grammatica*. I tillegg er 4 av vårflueartene svakt forsuringfølsomme, blant annet den dominerende arten *Hydropsyche siltalai* (0,5 i Raddums indeks). Lokalitetene har stort sett verdiene 0,5 eller 1 i Raddums indeks 1 (Raddum & Fjellheim 1990), som indikerer at vannene fortsatt er noe forsuringspåvirket på grunnlag av bunndyr. Døgnfluene *B. rhodani*, *Cloeon simile* og *Caenis horaria* har alle verdien 1 i Raddums index 1 og er derfor sikre tegn på liten forsuringspåvirkning. I vårt materiale er disse artene påvist i 6 av lokalitetene, Ljosevatn, Mevatn, Homevatn, Røylandsvatn, Bjennvatn og Livatn. Særlig innløpsbekkene viser fortsatt en viss forsuringssituasjon, som er naturlig siden de fleste vannene er innsjøkalket og ikke bekkkalket.

Krepsdyrsamfunnene indikerer tydelig en positiv kalkingseffekt og flere forsuringfølsomme arter er påvist, blant annet *D. longispina* som ble funnet i seks av innsjøene. Homevatn og Djupvikvatn hadde flest forsuringfølsomme arter. Ingen av lokalitetene hadde en typisk survannsfauna som forventet for lokaliteter med pH < 5,0 (Walseng & Karlsen 2002). Tilsvarende resultater er funnet i andre kalkede innsjøer (Walseng m.fl. 2001). DCA-ordinasjonen (**figur 5**) viser at Homevatn er fullt ut gjenhentet med hensyn til krepsdyrfaunaen, og dette betyr at innsjøen sannsynligvis har vært kun moderat forsuret. Overlevelsen av den stedegne ørreten viser også dette. Faunaen var mindre skadet og kunne reagere raskt når kalkingen startet.

Ljosevatn, Årsvatn og Mevatn er de lokalitetene som viser størst forsuringsskader. De har forekomst av enkelte forsuringfølsomme arter, og plasserer seg midt mellom forsurede og ikke forsurede lokaliteter i ordinasjonsdiagrammet (**figur 5**). Røylandsvatn er noe mindre forsuringsskadet og ligger nærmest de uforsurede referansesjøene. Dunsædvatn skiller seg sterkt ut fra de øvrige lokalitetene, men dette skyldes få arter og at en rekke vanlige arter mangler. I andre kalkede innsjøer på Sørlandet er det også vist at planktonsamfunnet plasserer seg mellom sure og nøytrale referansesjøer (Walseng & Bongard 2000, Kleiven m.fl. 2006, Hesthagen m.fl. 2006).

Forekomsten av planktoniske krepsdyr viser at predasjonstrykket fra fisk er stort i Djupvikvatn og Homevatn mens det er lite i de øvrige lokalitetene.

Ørret forekommer i samtlige vann. Djupvikvatn hadde i tillegg en tynn bestand av røye, mens abbor forekom i Homevatn. Djupvikvatn hadde også en stor bestand av ål. Fiskebestandene gikk ikke helt ut i Djupvikvatn og Homevatn før kalking, og en kunne derfor satse på selvrekruttering i disse uten utsetting. I de øvrige lokalitetene ble det satt ut fisk i forbindelse med starten på kalkingen, men senere har fiskebestandene basert seg på egenrekruttering. Det var stor variasjon i fangstene på bunn garn i de ni innsjøene, varierende mellom 2,2 og 13,2 individer pr. 100 m² garnareal (Cpue) for dybdeintervallet 0-6 m. Vannkvaliteten i alle lokalitetene er god, og variasjonen i mengden stedegen fisk skyldes i hovedsak andre faktorer enn forsuring. I flere av vannene er gyte- og oppvekstarealene på inn- og utløpsbekkene små med svak rekruttering. Fangstutbyttet og fiskens kondisjon tyder allikevel på at rekrutteringen er tilstrekkelig i forhold til næringsgrunnlaget. Den eneste lokaliteten hvor rekrutteringen synes å være begrensende er Ljosevatn.

For Ljosevatn kan den naturlige rekrutteringen bedres gjennom mindre tiltak i utløpsbekken. Bedringen av rekrutteringen kan skje gjennom en viss endring i utløpsdammen som letter muligheten for oppvandring nedenfra. Utlekking av elvegrus, eventuelt kalksteinsgrus, kan også bedre gyteforholdene. Vannet er imidlertid næringsfattig, og det er viktig å begrense rekrutteringen på et moderat nivå eller eventuelt øke fangstinnnsatsen.

Kalkingen er avsluttet/planlagt avsluttet i flere av de undersøkte innsjøene. For enkelte av lokalitetene kan dette på sikt virke negativt, spesielt for lokalitetene øverst i vassdragene med lite løsmasser og surt jordsmonn. Variasjonene i pH gjennom året viser at kalkingen bør fortsette noen år til i Ljosevatn og Mevatn, og sannsynligvis også i Dunsædvatn. Kalkingen av Ljosevatn vil ikke kunne dekke behovet for kalking av Dunsædvatn selv om det vil ivareta rekrutteringen i innløpsbekken. Uten kalking av Dunsædvatn kan rekrutteringen i utløpsbekken være truet på grunn av sure episoder. Kalkingen vil også ha positive effekter for de nedenforliggende vann.

6 Referanser

- Alenäs, I. 1986. Kalkningsprosjektet Härskogen 1976-86. Swedish Environm. Res. Inst., B 846.
- Allen, K.R. 1966. A method of fitting growth curves of the von Bertalanffy type to observed data. J. Fish. Res. Bd Can. 23: 163-179.
- Appelberg, M., Degerman, E. & Nyberg, P. 1989. Species composition and relative abundance of the fish fauna in acidified lakes in Sweden. - s. 143-160 i Longhurst, J.W.S. (Red.). Acid deposition. Sources, effects and controls, British Library Tech. Inf.
- Arvola, L., Salonen, K., Bergström, I., Heiänen, A. & Ojala, A. 1986. Effects of experimental acidification on phyto-, bacterio- and zooplankton in enclosures of a highly humic lake. Int. Revue ges. Hydrobiol. 71(6): 737-758.
- Bohlin, T., S. Hamrin, T.G. Heggberget, G. Rasmussen & S.J. Saltveit, 1989. Electrofishing – theory and practice with special emphasis on salmonids. Hydrobiologia 173: 9-43.
- Elgmork, K. 1981. Extraordinary prolongation of the life cycle in a freshwater planktonic copepod. Holarct. Ecol. 4: 278-290.
- Elgmork, K. 1985. Prolonged life cycles in the planktonic copepod *Cyclops scutifer* Sars. Verh. int. Ver. Limnol. 22: 3154-3158.
- Elgmork, K. & Eie, J.A. 1989. Two- and three-year life cycles in the planktonic copepod *Cyclops scutifer* in two high mountain lakes. Holarct. Ecol. 12: 60-69.
- Eriksson, F., Hörnström, E., Mossberg, P. & Nyberg, P. 1982. Ekologiska effekter av kalkning i försurade sjöar og vattendrag. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (1982) 6: 1-96.
- Eriksson, F., Hörnström, E., Mossberg, P. & Nyberg, P. 1983. Ecological effects of lime treatment of acidified lakes and rivers in Sweden. Hydrobiologia 101: 145-164.
- Fjellheim, A. & Raddum, G.G. 1990. Acid precipitation: Biological monitoring of streams and lakes. The Sci. Total Environ. 96: 57-66.
- Flössner, D. 1972. Krebstiere, Crustacea, Kiemen- und Blattfüsser, Branchiopoda, Fischläuse, Branchiura. - Tierwelt Deutschl. 60: 1-501.
- Forseth, T., Halvorsen, G.A., Ugedal, O., Fleming, I., Schartau, A.K.L., Nøst, T., Hartvigsen, R., Raddum, G., Mooij, W. & Kleiven, E. 1998. Biologisk status I kalka innsjøer. NINA Oppdragsmelding 508/509: 1-52 + Vedleggsrapport:1-232
- Halvorsen, G. 2005. Easy come - easy go: Transient recovery of the acid sensitive crustacean *Daphnia longispina* after liming of a small acidified lake. Poster Acid Rain Conference, Pragh 2005.
- Halvorsen, G. & K. Elgmork 1976. Vertical distribution and seasonal cycle of *Cyclops scutifer* Sars (Crustacea, Copepoda) in two oligotrophic lakes in southern Norway. Norw. J. Zool. 24: 142-160.
- Halvorsen, G., Storeid, S.E., Sporsheim, P. & Walseng, B. 1994. Ferskvannsbiologiske undersøkelser av grytehullsjøene i Gardermo-området. NINA Forskningsrapport 57: 1-42.
- Hesthagen, T., Sevaldrud, I.H. & Berger, H.M. 1999. Assessment of damage to fish populations in Norwegian lakes due to acidification. Ambio 28:12-17.
- Hesthagen, T. & Hindar, A. 2002. Storfloam og reforsuring høsten 2000: En evaluering av effekter på vannkvalitet og ørretbestander i åtte kalket innsjøer i telemark. NINA Oppdragsmelding 754:1-17.
- Hesthagen, T. & Ugedal, O. 2002. Besstandsforholdene hos innsjølevende aure I forhold til tilgjengelig gyte – og oppvekstareal, med spesiell referanse til kalka lokaliteter. Fremdriftsrapport, Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Hesthagen, T., Walseng, B., Ugedal, O., Bongard, T., Ousdal, J.-O. & Saksgård, R. 2006. En biologisk inventering av ni kalkede innsjøer i Agder høsten 2006, med vekt på krepsdyr og fisk. - NINA Rapport 216. 62 s.
- Hesthagen, T. & Østborg, G. 2008. Endringer i forsuringskader på fiskebestander i innsjøer siden 1990-tallet. NINA Rapport 169.
- Hill, M.O. 1979. DECORANA - A Fortran program for detrended correspondence analysis and reciprocal averaging. Cornell University, Ithaca, New York.
- Hill, M.O. & Gauch, H.G. 1980. Detrended corespondence analysis; an improved ordination technique. – Vegetatio 42 47-58.
- Hillbricht-Ilkowska, A., Rybak, B. I., Kajak, Z., Dusoge, K., Ejsmont-Karabin, J., Spodniewska, I., Weglenska, T. & Godlewska-Lipowa, W.A. 1977. Effect of liming on a humic lake. Ekol. pol. 25(3): 379-420.

- Hultberg, H. & Andersson, I.B. 1982. Liming of acidified lakes: induced long-term changes. *Water, Air, and Soil Pollut.* 18: 311-331.
- Hörnström, E. & Ekström, C. 1986. Acidification and Liming Effects on Phytoplankton in Some Swedish West Coast Lakes, Statens naturvårddsverk.
- Hörnström, E., Ekström, C. & Andersson, P. 1992. 10 Mellansvenska sjöar, kalkningseffekter på plankton och vattenkemi., Statens naturvårddsverk.
- 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.
- Kleiven, E. & Håvardstun, J. 1997. Fiskeribiologiske effekter av kalking i 50 innsjøer. NIVA Rapport LNR 3765-97: 1-174.
- Kleiven, E., Kroglund, F., Halvorsen, G.A., Hobæk, A., Håvardstun, J. & Lie, M.C. 2006. Biologisk oppfølging av kalkede lokaliteter i Vest-Agder i 2005 - Homevatnet, Lonane, Gletnevatnet og Litvatnet. Norsk institutt for vannforskning, Rapport 5202.
- Kroglund, F. 2006. Metode for å beregne en "naturlig" vannkvalitet i kalka innsjøer i Aust-Agder. Norsk institutt for vannforskning, Rapport. (I prep.).
- Naturvårdsverket 1981. Kalkning av sjöar og vattendrag. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (1981) 4: 1-201.
- Nyberg, P. 1984. Impact of Chaeborus predation on planktonic crustacean communities in some acidified and limed forest lakes in Sweden. *Rep. Inst. Freshwat. Res., Drottningholm* 61: 154-166.
- Nyberg, P. 1995. Liming strategies and effects: the Lake Västra Skälsjön case study. Liming of acidified surface waters. A Swedish synthesis. L. Henrikson and Y. W. Brodin. Berlin, Springer Verlag: 327-338.
- Raddum, G.G. & Fjellheim, A. 1990. Acid precipitation: Biological monitoring of streams and lakes. *The Sci. Total Environ.* 96:2171-2173.
- Ricker, W.E. 1992. Back-calculation of fish from lengths based on proportionality between scale and length increments. *Can. J. Fish. Aquatic Sciences* 49: 1018-1028.
- Rylov, W.M. 1948. Freshwater Cyclopoida. Fauna USSR, Crustacea 3 (3). - Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem 1963, 314 s.
- Sandøy, S. 1984. Zooplanktonsamfunnet i to forsura vatn i Gjerstad i Aust-Agder. Virkning av biotiske og abiotiske faktorer på livssyklus og populasjonstetthet. Hovedfagsoppgave i spesiell zoologi, Univ. Oslo: 247.
- Sandøy, S. & Romundstad, A.J. 1995. Liming of acidified lakes and rivers in Norway. An attempt to preserve and restore biological diversity in the acidified regions. *Water, Air and Soil Pollution* 85: 997-1002.
- 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.
- SFT 2006. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport - Effekter 2005. Statlig program for forurensningsovervåking, Rapport 970/2006.
- Skjelkvåle, B.L., Wright, R.F. & Henriksen, A. 1998. Norwegian lakes show widespread recovery from acidification; results from national surveys of lake-water chemistry. *Hydrol. and Earth Sci.* 2: 555-562.
- Skjelkvåle, B. L., Tørseth, K., Aas, W. & Andersen, T. 2001. Decrease in acid deposition – recovery in Norwegian waters. *Water, Air and Soil Pollut.* 130: 1433-1438.
- Svensson, J.-E., Henrikson, L., Larsson, S. & Wilander, A. 1995. Liming strategies and effects: The lake Gårdsjön case study. Liming of acidified surface waters. A Swedish synthesis. L. Henrikson and Y. W. Brodin. Berlin, Springer Verlag: 309-325.
- ter Braak, C.J.F. & Smilauer, P. 1998. CANOCO reference manual and User's guide to Canoco for Windows. Software for Canonical Community Ordination, (version 4). Microcomputer Power, Ithaca, NY, USA.
- Torgersen, H. 1934. Forsøk med oparbeidelse av sure, fisketomme vann. *Stangfiskeren* 1934: 38-46.
- Vallin, S. 1953. Zwei acidotrophe Seen im Küstengebiet von Nordschweden. *Rep. Inst. Freshwat. Res., Drottningholm* 34: 167-189.
- Walseng, B., Raddum, G.G. & Kroglund, F. 1995. Kalking i Norge. Invertebrater. DN-utredning 1995-6. 63 s.

- Walseng, B. & Halvorsen, G. 1988. Krepssdyrundersøkelser i forbindelse med byggingen av Napefjern kraftverk. Økoforsk Utredning 1988, 15: 1-41.
- Walseng, B. & Bongard, T. 2000. Arendalsvassdraget -Zooplankton og bunnndyr - Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1999. DN-Notat 2000-2: 51-54.
- Walseng, B. & Halvorsen m.fl. 2001. Littoral microcrustaceans (Cladocera and Copepoda) as indices of recovery of a limed water system. *Hydrobiologia* 450: 159-172.
- Walseng, B. & Karlson, L.R. 2001. Planktonic and littoral microcrustaceans as indices of recovery in limed lakes in S.E Norway. *Water, Air and Soil Pollution* 130: 1313-1318.
- Walseng, B., Hessen, D.O., Schartau, A.K. & G. Halvorsen. 2006. Major contribution from littoral crustaceans to zooplankton species richness in lakes. *Limnol. Oceanogr.* 51(6): 2600-2606.
- Weider, L.J., Lampert, W., Wessels, M., Colbourne, J.K. & Limburgh, P. 1997. Long-term genetic shifts in a microcrustacean egg bank associated with anthropogenic changes in the Lake Constance ecosystem. *Proceedings of the Royal Society of London series B-biological sciences* vol. 264, nr. 1388:1613-1618.
- Zippin, C. 1958. The removal method of population estimation. *J. Wildlife Manage.* 22:82-90.
- Aagaard, K. & Dolmen, D. 1996 (red). *Limnofauna Norvegica*. Tapir forlag.
- Aas, W., Solberg, S, Berg, T, Manø, S. & Yttri, K.E. 2006. Overvåking av langtransportert luft og nedbør. *Atmosfærisk tilførsel, 2005*. Statlig program for forurensningsovervåking, Rapport 955/2006.

Vedlegg

Vedlegg 1a. Kalkingsmengder og dato for kalking i de undersøkte innsjøer

Lokalitet	VannID	Dato	Kategori	Kalktype	CaCO ₃ %	Antall tonn	Netto kalk tonn	Metode
Djupvikvatnet	21827	01.10.1992		Fint kalksteinsmel		25		Båt
Djupvikvatnet	21827	31.08.1996	3	Fint kalksteinsmel	86	20	17	Båt
Djupvikvatnet	21827	12.10.1996	3	Fint kalksteinsmel		16		Båt
Djupvikvatnet	21827	21.08.1997	3	Fint kalksteinsmel	86	17	15	Båt
Djupvikvatnet	21827	12.10.1997	3	Fint kalksteinsmel		18		Båt
Djupvikvatnet	21827	25.08.1998	3	Fint kalksteinsmel	86	15	13	Båt
Djupvikvatnet	21827	12.10.1998	3	Fint kalksteinsmel		13		Båt
Djupvikvatnet	21827	12.10.1999	3	Fint kalksteinsmel		14		Båt
Djupvikvatnet	21827	04.09.2000	3	Fint kalksteinsmel		15		Båt
Djupvikvatnet	21827	30.08.2001	3	Fint kalksteinsmel		16		Båt
Djupvikvatnet	21827	04.09.2002		Fint kalksteinsmel		16		Båt
Djupvikvatnet	21827	01.08.2003		Fint kalksteinsmel		11		Båt
Djupvikvatnet	21827	01.08.2004	3	Kalksteinsmjøl SK3	88	16	14	Båt
Djupvikvatnet	21827	01.08.2005	3	Kalksteinsmjøl SK3	88	16	14	Båt
Djupvikvatnet	21827	01.08.2006	3	Kalksteinsmjøl SK3	88	16	14	Båt
Ljosevatnet	21641	01.10.1994		Fint kalksteinsmel		15		Helikopter
Ljosevatnet	21641	31.10.1996	3	Fint kalksteinsmel	86	6	5	Helikopter
Ljosevatnet	21641	01.10.1997	3	Fint kalksteinsmel		6		Helikopter
Ljosevatnet	21641	21.09.1998	3	Fint kalksteinsmel		6		Helikopter
Ljosevatnet	21641	01.10.1999	3	Fint kalksteinsmel		6		Helikopter
Ljosevatnet	21641	01.09.2000	3	Fint kalksteinsmel		6		Helikopter
Ljosevatnet	21641	30.08.2001	3	Fint kalksteinsmel		6		Helikopter
Ljosevatnet	21641	12.07.2002	3	Fint kalksteinsmel		5		Helikopter
Ljosevatnet	21641	08.07.2003	3	Fint kalksteinsmel		3		Helikopter
Ljosevatnet	21641	22.07.2004	3	Fint kalksteinsmel		5		Helikopter
Ljosevatnet	21641	01.08.2005	3	Kalksteinsmjøl SK3	88	3	3	Helikopter
Ljosevatnet	21641	01.08.2006	3	Kalksteinsmjøl SK3	88	3	3	Helikopter
Ljosevatnet	21641	01.08.2007	3	Kalksteinsmjøl NK3	86	3	3	Helikopter
Årsvatnet	21617	01.10.1994		Fint kalksteinsmel		10		Helikopter
Årsvatnet	21617	31.10.1996	3	Fint kalksteinsmel	86	11	9	Helikopter
Årsvatnet	21617	01.10.1997	3	Fint kalksteinsmel		9		Helikopter
Årsvatnet	21617	21.09.1998	3	Fint kalksteinsmel		9		Helikopter
Årsvatnet	21617	01.10.1999	3	Fint kalksteinsmel		9		Helikopter
Årsvatnet	21617	01.09.2000	3	Fint kalksteinsmel		9		Helikopter
Årsvatnet	21617	30.08.2001	3	Fint kalksteinsmel		9		Helikopter
Årsvatnet	21617	12.07.2002	3	Fint kalksteinsmel		9		Helikopter
Årsvatnet	21617	08.07.2003	3	Fint kalksteinsmel		6		Helikopter
Årsvatnet	21617	22.07.2004	3	Fint kalksteinsmel		9		Helikopter
Årsvatnet	21617	01.08.2005	3	Kalksteinsmjøl SK3	88	6	5	Helikopter
Årsvatnet	21617	01.08.2006	3	Kalksteinsmjøl SK3	88	6	5	Helikopter
Årsvatnet	21617	01.08.2007	3	Kalksteinsmjøl NK3	86	6	5	Helikopter
Mevatnet	21669	01.10.1994		Fint kalksteinsmel		10		Helikopter
Dunsærvatnet	21673	01.10.1996		Fint kalksteinsmel		80		Båt
Dunsærvatnet	21673	01.10.1997	3	Fint kalksteinsmel		25		Båt
Dunsærvatnet	21673	01.10.1998	3	Fint kalksteinsmel		25		Båt
Dunsærvatnet	21673	01.10.1999	3	Fint kalksteinsmel		25		Båt
Dunsærvatnet	21673	01.10.2000	3	Fint kalksteinsmel		25		Båt
Dunsærvatnet	21673	30.08.2001	3	Fint kalksteinsmel		26		Båt
Dunsærvatnet	21673	30.08.2002		Fint kalksteinsmel		31		Båt
Dunsærvatnet	21673	29.08.2003	3	Fint kalksteinsmel		22		Båt
Dunsærvatnet	21673	28.07.2004	3	Fint kalksteinsmel		31		Båt
Dunsærvatnet	21673	01.08.2005	3	Kalksteinsmjøl SK3	88	30	26	Båt
Dunsærvatnet	21673	01.08.2006	3	Kalksteinsmjøl SK3	88	30	26	Båt
Dunsærvatnet	21673	01.08.2007	3	Kalksteinsmjøl NK3	86	34	29	Båt

Vedlegg 1b. Kalkingsmengder og dato for kalking i de undersøkte innsjøer,

Lokalitet	VannID	Dato	Kategori	Kalktype	CaCO ₃ %	Antall tonn	Netto kalk tonn	Metode
Homevatnet	11212	01.10.1992		Fint kalksteinsmel		56		Båt
Homevatnet	11212	01.10.1993		Fint kalksteinsmel		?		Båt
Homevatnet	11212	01.10.1994	3	Fint kalksteinsmel		21		Båt
Homevatnet	11212	01.10.1995	3	Fint kalksteinsmel		22		Båt
Homevatnet	11212	12.10.1996	3	Fint kalksteinsmel		15		Båt
Homevatnet	11212	12.10.1997	3	Fint kalksteinsmel		17		Båt
Homevatnet	11212	12.10.1998	3	Fint kalksteinsmel		13		Båt
Homevatnet	11212	12.10.1999	3	Fint kalksteinsmel		11		Båt
Homevatnet	11212	01.09.2000	3	Fint kalksteinsmel		10		Båt
Homevatnet	11212	30.08.2001	3	Fint kalksteinsmel		10		Båt
Homevatnet	11212	10.09.2002		Fint kalksteinsmel		10		Båt
Homevatnet	11212	05.09.2003	3	Fint kalksteinsmel		6,5		Båt
Homevatnet	11212	20.07.2004	3	Fint kalksteinsmel		10		Båt
Homevatnet	11212	01.08.2005	3	Kalksteinsmjøl SK3	88	10	9	Båt
Homevatnet	11212	01.08.2006	3	Kalksteinsmjøl SK3	88	10	9	Båt
Røynealandsvatn	11029	01.10.1991		Fint kalksteinsmel		38		Båt
Røynealandsvatn	11029	01.10.1992		Fint kalksteinsmel		42		Båt
Røynealandsvatn	11029	01.10.1995	3	Fint kalksteinsmel		28		Båt
Røynealandsvatn	11029	31.08.1996	3	Fint kalksteinsmel	86	23	20	Båt
Røynealandsvatn	11029	12.10.1996	3	Fint kalksteinsmel		19		Båt
Røynealandsvatn	11029	31.12.1996		Skjellsand		15		Bekkekalking
Røynealandsvatn	11029	12.08.1997	3	Fint kalksteinsmel	86	20	17	Båt
Røynealandsvatn	11029	12.10.1997	3	Fint kalksteinsmel		21		Båt
Røynealandsvatn	11029	15.10.1997		Skjellsand		14		Bekkekalking
Røynealandsvatn	11029	18.08.1998	3	Fint kalksteinsmel	86	17	15	Båt
Røynealandsvatn	11029	12.10.1998	3	Fint kalksteinsmel		15		Båt
Røynealandsvatn	11029	12.10.1998	8	Skjellsand		14		Bekkekalking
Røynealandsvatn	11029	12.10.1999	3	Fint kalksteinsmel		16		Båt
Røynealandsvatn	11029	12.10.1999	8	Skjellsand		14		Bekkekalking
Røynealandsvatn	11029	01.10.2000	3	Fint kalksteinsmel		14		Båt
Røynealandsvatn	11029	01.10.2000	8	Skjellsand		24		Bekkekalking
Røynealandsvatn	11029	30.08.2001	3	Fint kalksteinsmel		14		Båt
Røynealandsvatn	11029	23.08.2002		Fint kalksteinsmel		17		Båt
Røynealandsvatn	11029	23.08.2002	8	Skjellsand		5		Bekkekalking
Røynealandsvatn	11029	09.09.2003	3	Fint kalksteinsmel		14		Båt
Røynealandsvatn	11029	20.07.2004	3	Fint kalksteinsmel		17		Båt
Røynealandsvatn	11029	01.08.2005	3	Kalksteinsmjøl SK3	88	17	15	Båt
Røynealandsvatn	11029	01.08.2006	3	Kalksteinsmjøl SK3	88	17	15	Båt
Ersdalsvatnet	21421	01.10.1992		Fint kalksteinsmel		65		Båt
Ersdalsvatnet	21421	01.10.1994	3	Fint kalksteinsmel		53		Båt
Ersdalsvatnet	21421	01.10.1995	3	Fint kalksteinsmel		56		Båt
Ersdalsvatnet	21421	11.08.1996	3	Fint kalksteinsmel	86	51	44	Båt
Ersdalsvatnet	21421	12.10.1996	3	Fint kalksteinsmel		41		Båt
Ersdalsvatnet	21421	25.08.1997	3	Fint kalksteinsmel	86	48	41	Båt
Ersdalsvatnet	21421	12.10.1997	3	Fint kalksteinsmel		46		Båt
Ersdalsvatnet	21421	09.09.1998	3	Fint kalksteinsmel	86	46	40	Båt
Ersdalsvatnet	21421	12.10.1998	3	Fint kalksteinsmel		41		Båt
Ersdalsvatnet	21421	12.10.1999	3	Fint kalksteinsmel		44		Båt
Ersdalsvatnet	21421	01.09.2000	3	Fint kalksteinsmel		37		Båt
Ersdalsvatnet	21421	30.08.2001	3	Fint kalksteinsmel		40		Båt
Ersdalsvatnet	21421	29.08.2002		Fint kalksteinsmel		46		Båt
Ersdalsvatnet	21421	28.08.2003	3	Fint kalksteinsmel		32		Båt
Ersdalsvatnet	21421	29.07.2004	3	Fint kalksteinsmel		46		Båt
Ersdalsvatnet	21421	01.08.2005	3	Kalksteinsmjøl SK3	88	45	40	Båt
Rabnevatnet	11231	01.10.1995	3	Fint kalksteinsmel		6		Båt
Rabnevatnet	11231	20.08.1996	3	Fint kalksteinsmel	86	5	4	Båt
Rabnevatnet	11231	12.10.1996	3	Fint kalksteinsmel		4		Båt
Rabnevatnet	11231	20.08.1997	3	Fint kalksteinsmel	86	4	3	Båt
Rabnevatnet	11231	12.10.1997	3	Fint kalksteinsmel		4		Båt
Rabnevatnet	11231	10.09.1998	2	Fint kalksteinsmel	86	4	3	Båt
Rabnevatnet	11231	12.10.1998	3	Fint kalksteinsmel		4		Båt
Rabnevatnet	11231	12.10.1999	3	Fint kalksteinsmel		4		Båt
Rabnevatnet	11231	01.09.2000	3	Fint kalksteinsmel		4		Båt
Rabnevatnet	11231	30.08.2001	3	Fint kalksteinsmel		4		Båt
Rabnevatnet	11231	06.09.2002		Fint kalksteinsmel		6		Båt
Rabnevatnet	11231	03.09.2003		Fint kalksteinsmel		4		Båt
Rabnevatnet	11231	23.07.2004	3	Kalksteinsmjøl SK3	88	6	5	Båt
Rabnevatnet	11231	01.08.2005	3	Kalksteinsmjøl SK3	88	5	4	Båt

Vedlegg 1c. Kalkingsmengder og dato for kalking i de undersøkte innsjøer

Lokalitet	VannID	Dato	Kategori	Kalktype	CaCO ₃ %	Antall tonn	Netto kalk tonn	Metode
Bjennvatnet	10999	01.10.1992		Fint kalksteinsmel		30	43	Båt
Bjennvatnet	10999	01.10.1992	8	Skjellsand		16	43	Bekkekalking
Bjennvatnet	10999	01.10.1995	3	Fint kalksteinsmel		34	43	Båt
Bjennvatnet	10999	01.10.1995	8	Skjellsand		21	43	Bekkekalking
Bjennvatnet	10999	12.10.1996	3	Fint kalksteinsmel		32	43	Båt
Bjennvatnet	10999	12.10.1996	8	Skjellsand		14	43	Bekkekalking
Bjennvatnet	10999	12.10.1997	3	Fint kalksteinsmel		29	43	Båt
Bjennvatnet	10999	12.10.1997	8	Skjellsand		16	43	Bekkekalking
Bjennvatnet	10999	12.10.1998	3	Fint kalksteinsmel		24	43	Båt
Bjennvatnet	10999	12.10.1998	8	Skjellsand		16	43	Bekkekalking
Bjennvatnet	10999	12.10.1999	3	Fint kalksteinsmel		23	43	Båt
Bjennvatnet	10999	12.10.1999	8	Skjellsand		15	43	Bekkekalking
Bjennvatnet	10999	01.09.2000	3	Fint kalksteinsmel		20	43	Båt
Bjennvatnet	10999	01.09.2000	8	Skjellsand		14	43	Bekkekalking
Bjennvatnet	10999	30.08.2001	3	Fint kalksteinsmel		22	43	Båt
Bjennvatnet	10999	30.08.2001	8	Skjellsand		30	43	Bekkekalking
Bjennvatnet	10999	23.08.2002		Fint kalksteinsmel		20	43	Båt
Bjennvatnet	10999	01.10.2003	8	Skjellsand		10	43	Bekkekalking
Bjennvatnet	10999	22.07.2004	3	Fint kalksteinsmel		20	43	Båt
Bjennvatnet	10999	01.08.2005	8	Skjellsand, grov, 1-7 mm		45	43	Bekkekalking
Bjennvatnet	10999	01.08.2005	3	Kalksteinsmjøl SK3		20	43	Båt
Bjennvatnet	10999	01.08.2006		Skjellsand		40	43	Bekkekalking
Livatnet	11488	01.10.1995	3	Fint kalksteinsmel		17		Båt
Livatnet	11488	12.10.1996	3	Fint kalksteinsmel		12		Båt
Livatnet	11488	12.10.1997	3	Fint kalksteinsmel		13		Båt
Livatnet	11488	12.10.1998	3	Fint kalksteinsmel		13		Båt
Livatnet	11488	12.10.1999	3	Fint kalksteinsmel		17		Båt
Livatnet	11488	01.09.2000	3	Fint kalksteinsmel		20		Båt
Livatnet	11488	30.08.2001	3	Fint kalksteinsmel		21		Båt
Livatnet	11488	09.09.2002		Fint kalksteinsmel		24		Båt
Livatnet	11488	04.09.2003	3	Fint kalksteinsmel		18		Båt
Livatnet	11488	01.10.2003	8	Skjellsand		1		Bekkekalking
Livatnet	11488	21.07.2004	3	Fint kalksteinsmel		24		Båt
Livatnet	11488	28.05.2005		Skjellsand		1		Bekkekalking
Livatnet	11488	01.08.2005	3	Kalksteinsmjøl SK3	88	18	16	Båt
Livatnet	11488	26.05.2006		Skjellsand		1		Bekkekalking
Livatnet	11488	01.08.2006	3	Kalksteinsmjøl SK3	88	18	16	Båt
Livatnet	11488	01.08.2007	3	Kalksteinsmjøl NK3	86	18	15	Båt

Vedlegg 2a. Vannkjemiske data fra de undersøkte vannene i Vest-Agder (Kilde: Miljøvern-avdelingen, Fylkesmannen i Vest-Agder)

	VannID	Innsamlings- pH	Alk µekv/l	Farge mgPt/l	Ca mg/l	TOC mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	Cl mg/l	SO ₄ mg/l	N-NO ₃ µg/l	
<i>Djuvikvatn</i>	21827	08.10.1983			42								
Djuvikvatn	21827	01.05.1995	6,20	0,057	11	1,69							
Djuvikvatn	21827	01.10.1995	6,55	0,129	10	3,70							
Djuvikvatn	21827	01.05.1996	6,45	0,065	11	3,55							
Djuvikvatn	21827	01.10.1996	6,13	0,065	17	2,41							
Djuvikvatn	21827	01.05.1997	6,52	0,065	12	2,66							
Djuvikvatn	21827	01.10.1997	6,42	0,080	14	3,03							
Djuvikvatn	21827	19.05.1998	6,37	0,074	12	2,15							
Djuvikvatn	21827	04.12.1998	6,68	0,120	21	3,02							
Djuvikvatn	21827	29.06.1999	5,87	0,041	16	1,55							
Djuvikvatn	21827	14.01.2000	5,87	0,041	16	1,55							
Djuvikvatn	21827	01.05.2000	5,95	0,003	1	1,72							
Djuvikvatn	21827	01.05.2001	6,25	0,026	12	1,76							
Djuvikvatn	21827	07.09.2001	5,40		54								
Djuvikvatn	21827	07.09.2001				0,70							
Djuvikvatn	21827	08.09.2001	5,60			0,80							
Djuvikvatn	21827	07.01.2002	5,70	0,030	35	1,68							
Djuvikvatn	21827	01.11.2002	6,60	0,113	18	3,22							
Djuvikvatn	21827	15.06.2003	6,60	0,077		2,06							
Djuvikvatn	21827	04.06.2005	5,86	0,040		1,44							
Djuvikvatn	21827	18.10.2006	6,94	0,174		3,98	3,1	0,86	5,45	0,37	9,10	3,15	145
Ljosevatnet	21641	04.11.1999	5,01	0,024	23	1,06							
Ljosevatnet	21641	01.10.2000	6,10	0,021	16	1,54							
Ljosevatnet	21641	01.05.2001	6,30	0,028	6	1,49							
Ljosevatnet	21641	22.10.2003	6,36	0,079		1,84							
Ljosevatnet	21641	25.05.2004	6,55	0,068		1,70							
Ljosevatnet	21641	01.06.2005	5,28	0,027		0,94							
Ljosevatnet	21641	27.10.2005	5,72	0,041		1,21	0,42	3,82	0,17	6,25	2,42	130	
Ljosevatnet	21641	31.05.2006	5,86	0,044		0,96							
Ljosevatnet	21641	16.10.2006	6,03	0,054		1,17	3,0						
Ljosevatnet	21641	29.10.2007	5,10			0,73		0,36					
Årsvatnet	21617	04.11.1999	6,57	0,084	17	2,04							
Årsvatnet	21617	01.10.2000	5,55	0,003	19	1,13							
Årsvatnet	21617	01.05.2001	5,95	0,006	7	1,07							
Årsvatnet	21617	22.10.2003	6,47	0,076		1,73							
Årsvatnet	21617	25.05.2004	6,50	0,062		1,52							
Årsvatnet	21617	01.06.2005	5,93	0,037		1,17							
Årsvatnet	21617	26.10.2005	6,40	0,063		1,60	0,47	3,69	0,17	6,28	2,19	140	
Årsvatnet	21617	31.05.2006	6,34	0,056		1,28							
Årsvatnet	21617	15.10.2006	6,51	0,083		1,63	2,6						
Årsvatnet	21617	28.10.2007	6,40			1,67		0,42					
Mevatnet	21669	08.10.1983			2								
Mevatnet	21669	01.10.1996	6,28	0,037	6	1,41							
Mevatnet	21669	04.11.1999	6,01	0,050	14	1,22							
Mevatnet	21669	01.10.2000	5,05	0,001	16	0,84							
Mevatnet	21669	01.05.2001	5,55	0,002	7	0,87							
Mevatnet	21669	22.10.2003	5,92	0,048		1,06							
Mevatnet	21669	25.05.2004	6,06	0,042		0,99							
Mevatnet	21669	01.06.2005	5,56	0,030		1,04							
Mevatnet	21669	26.10.2005	5,77	0,042		1,09	0,50	3,88	0,19	6,76	2,22	130	
Mevatnet	21669	31.05.2006	5,78	0,040		0,88							
Mevatnet	21669	16.10.2006	5,99	0,051		0,93	2,7						
Mevatnet	21669	29.10.2007	5,87			0,96		0,46					
Dunsævatnet	21673	01.12.1974	4,64										
Dunsævatnet	21673	01.12.1974	4,65										
Dunsævatnet	21673	04.11.1999	6,07	0,048	8	1,57							
Dunsævatnet	21673	01.10.2000	5,45	0,001	9	1,17							
Dunsævatnet	21673	01.05.2001	5,60	0,001	3	1,15							
Dunsævatnet	21673	01.09.2001	4,70		88	0,30							
Dunsævatnet	21673	02.09.2001	5,10			0,40							
Dunsævatnet	21673	22.10.2003	6,05	0,049		1,40							
Dunsævatnet	21673	25.05.2004	5,99	0,039		1,31							
Dunsævatnet	21673	01.06.2005	5,74	0,033		1,21							
Dunsævatnet	21673	26.10.2005	6,23	0,054		1,61	0,53	4,02	0,19	7,05	2,59	210	
Dunsævatnet	21673	31.05.2006	5,94	0,043		1,18							
Dunsævatnet	21673	16.10.2006	6,35	0,064		1,54	2,0						
Dunsævatnet	21673	29.10.2007	6,18			1,29		0,49					

**Vedlegg 2b. Vannkjemiske data fra de undersøkte vannene i Vest-Agder (Kilde: Miljøvern-
delingen, Fylkesmannen i Vest-Agder)**

VannID	Innsamlings-	pH	Alk µekv/l	Farge mgPt/l	Ca mg/l	TOC mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	Cl mg/l	SO ₄ mg/l	N-NO ₃ µg/l
Homevatnet	11212	10.10.1983										
Homevatnet	11212	10.10.1983			9							
Homevatnet	11212	05.11.1987	5,13		40	0,70						
Homevatnet	11212	12.10.1988	6,74		60	3,80						
Homevatnet	11212	18.04.1989	6,50		30	3,25						
Homevatnet	11212	25.10.1989	6,50		30	2,50						
Homevatnet	11212	20.03.1990	5,75		45	1,90						
Homevatnet	11212	08.05.1991	6,85		34	4,19						
Homevatnet	11212	01.10.1995	7,00	0,244	27	5,65						
Homevatnet	11212	01.05.1996	7,00	0,242	23	7,63						
Homevatnet	11212	01.10.1996	7,45	0,279	20	5,96						
Homevatnet	11212	01.05.1997	7,00	0,189	21	4,37						
Homevatnet	11212	01.10.1997	6,80	0,244	21	5,69						
Homevatnet	11212	15.05.1998	6,88	0,140	29	3,43						
Homevatnet	11212	30.10.1998	6,84	0,165	47	3,89						
Homevatnet	11212	12.05.1999	6,80	0,137	37	3,24						
Homevatnet	11212	03.11.1999	6,84	0,165	46	3,60						
Homevatnet	11212	01.05.2000	6,45	0,071	30	2,86						
Homevatnet	11212	01.10.2000	6,15	0,057	45	2,37						
Homevatnet	11212	20.06.2001	6,20	0,069	23	1,81						
Homevatnet	11212	28.09.2001	4,70		140							
Homevatnet	11212	28.09.2001				0,60						
Homevatnet	11212	29.09.2001	5,10			0,70						
Homevatnet	11212	01.11.2001	6,50	0,104	47	2,79						
Homevatnet	11212	13.06.2002	6,65	0,059	30	2,04						
Homevatnet	11212	14.05.2003	6,73	0,109		2,59						
Homevatnet	11212	16.05.2003	6,73	0,109	29	2,59						
Homevatnet	11212	30.10.2003	6,79	0,155		3,42						
Homevatnet	11212	27.05.2004	6,87	0,138		2,88						
Homevatnet	11212	15.11.2004	6,53	0,112		2,53						
Homevatnet	11212	03.05.2005	6,39	0,065		1,89						
Homevatnet	11212	13.10.2005	6,74	0,128		2,88						
Homevatnet	11212	01.06.2006	6,50	0,082		1,94						
Homevatnet	11212	05.10.2006	6,67	0,147	3,35	6,0	0,52	2,78	0,42	4,51	2,32	8
Homevatnet	11212	25.05.2007	6,31		1,65		0,53					
Homevatnet	11212	04.12.2007	6,45		1,85	5,2	0,54	3,07	0,35	5,46	2,03	95
Røynelandsvatn	11029	17.10.1974	4,52									
Røynelandsvatn	11029	13.10.1985	4,75	0,018	25	0,81					3,77	
Røynelandsvatn	11029	31.10.1986	4,89			1,25						
Røynelandsvatn	11029	01.05.1995	6,80	0,111	19	2,80						
Røynelandsvatn	11029	01.10.1995	7,45	0,311	13	6,05						
Røynelandsvatn	11029	01.05.1996	6,95	0,172	15	6,55						
Røynelandsvatn	11029	01.10.1996	6,81	0,228	21	5,01						
Røynelandsvatn	11029	01.05.1997	6,79	0,150	14	4,12						
Røynelandsvatn	11029	01.10.1997	7,01	0,215	19	5,38						
Røynelandsvatn	11029	06.05.1998	6,38	0,093	22	2,60						
Røynelandsvatn	11029	04.11.1998	6,87	0,145	36	3,06						
Røynelandsvatn	11029	21.05.1999	6,53	0,114	21	2,62						
Røynelandsvatn	11029	17.11.1999	6,72	0,136	30	3,35						
Røynelandsvatn	11029	01.05.2000	6,45	0,050	17	2,12						
Røynelandsvatn	11029	01.10.2000	5,70	0,016	30	1,51						
Røynelandsvatn	11029	01.05.2001	5,60	0,014	22	1,07						
Røynelandsvatn	11029	01.11.2001	6,05	0,036	38	1,75						
Røynelandsvatn	11029	02.05.2002	6,45	0,048	22	1,71						
Røynelandsvatn	11029	01.11.2002	6,80	0,172	25	3,39						
Røynelandsvatn	11029	21.04.2003	6,66	0,128		2,92						
Røynelandsvatn	11029	23.04.2003	6,66	0,128	24	2,92						
Røynelandsvatn	11029	05.11.2003	7,02	0,186		4,17						
Røynelandsvatn	11029	08.05.2004	6,54	0,080		2,20						
Røynelandsvatn	11029	24.10.2004	6,77	0,153		3,47						
Røynelandsvatn	11029	18.05.2005	6,35	0,059		1,89						
Røynelandsvatn	11029	23.10.2005	6,94	0,160		3,63						
Røynelandsvatn	11029	21.05.2006	6,23	0,068		1,59						
Røynelandsvatn	11029	05.11.2006	6,68	0,162	3,87	4,3	0,41	2,23	0,23	3,31	2,16	105
Røynelandsvatn	11029	01.05.2007	6,34		1,63		0,37					
Røynelandsvatn	11029	07.10.2007	6,46		1,86	3,6	0,39	2,41	0,20	4,15	1,85	73
Røynelandsvatn	11029	12.05.2008	5,80		1,02		0,26					

**Vedlegg 2c. Vannkjemiske data fra de undersøkte vannene i Vest-Agder (Kilde: Miljøvern-
delingen, Fylkesmannen i Vest-Agder)**

	VannID	Innsamlings-	pH	Alk µekv/l	Farge mgPt/l	Ca mg/l	TOC mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	Cl mg/l	SO ₄ mg/l	N-NO ₃ µg/l
<i>Ersdalsvatnet</i>	21421	02.01.1975	4,73										
Ersdalsvatnet	21421	01.05.1995	6,55	0,048	13	1,72							
Ersdalsvatnet	21421	01.10.1995	6,75	0,133	18	3,35							
Ersdalsvatnet	21421	01.05.1996	6,40	0,073	13	3,73							
Ersdalsvatnet	21421	01.10.1996	6,62	0,148	17	3,89							
Ersdalsvatnet	21421	26.11.1998	6,32	0,094	23	1,28							
Ersdalsvatnet	21421	11.05.1999	6,62	0,104	17	2,68							
Ersdalsvatnet	21421	23.11.1999	6,79	0,141	26	3,29							
Ersdalsvatnet	21421	01.10.2000	4,70	0,001	23	0,39							
Ersdalsvatnet	21421	07.09.2001				0,40							
Ersdalsvatnet	21421	07.09.2001	5,00		30								
Ersdalsvatnet	21421	08.09.2001	5,20			0,50							
Ersdalsvatnet	21421	07.07.2002	5,90	0,016	18	1,00							
Ersdalsvatnet	21421	30.06.2003	6,59	0,074		1,56							
Ersdalsvatnet	21421	29.10.2003	6,89	0,130		2,87							
Ersdalsvatnet	21421	20.12.2005	6,43	0,083		2,19		0,53	3,7	0,28	6,45	2,36	165
<i>Rabnevatnet</i>	11231	01.05.1997	6,81	0,102	6	3,28							
Rabnevatnet	11231	01.10.1997	6,93	0,166	7	4,28							
Rabnevatnet	11231	06.05.1998	6,57	0,104	8	2,94							
Rabnevatnet	11231	01.10.1998	6,89	0,129	14	2,91							
Rabnevatnet	11231	01.05.1999	6,71	0,129	8	3,48							
Rabnevatnet	11231	01.10.1999	6,90	0,158	11	3,73							
Rabnevatnet	11231	29.05.2000	6,35	0,038	4	2,46							
Rabnevatnet	11231	20.11.2000	6,15	0,040	15	1,86							
Rabnevatnet	11231	09.05.2001	6,55	0,058	11	1,89							
Rabnevatnet	11231	12.12.2001	4,80		21	0,50							
Rabnevatnet	11231	13.12.2001	4,90			0,60							
Rabnevatnet	11231	28.05.2002	6,40	0,040	4	1,74							
Rabnevatnet	11231	01.11.2002	6,50	0,109	13	2,85							
Rabnevatnet	11231	07.05.2003	6,89	0,123		2,69							
Rabnevatnet	11231	12.05.2003	6,89	0,123	8	2,69							
Rabnevatnet	11231	29.10.2003	6,95	0,159		3,25							
Rabnevatnet	11231	04.06.2004	6,84	0,104		2,33							
Rabnevatnet	11231	25.10.2004	6,71	0,108		2,21							
Rabnevatnet	11231	11.05.2005	6,43	0,080		2,19							
Rabnevatnet	11231	16.10.2005	7,08	0,147		3,46		0,75	4,20	0,35	8,11	2,64	130
Rabnevatnet	11231	30.05.2006	6,73	0,099		2,23							
Rabnevatnet	11231	04.10.2006	6,81	0,135		2,43	2,1						
Rabnevatnet	11231	13.05.2007	6,36			1,52		0,72					
Rabnevatnet	11231	04.10.2007	6,66			2,10	2,0	0,71	4,13	0,32	7,38	2,27	120
Rabnevatnet	11231	12.05.2008	6,18			1,35		0,62					
<i>Bjennvatnet</i>	10999	28.09.1974	4,48										
<i>Bjennvatnet</i>	10999	29.10.1975	4,63										
Bjennvatnet	10999	01.05.1996	6,15	0,060	28	3,19							
Bjennvatnet	10999	01.10.1996	5,01		47	1,01							
Bjennvatnet	10999	01.05.1997	6,86	0,164	8	4,45							
Bjennvatnet	10999	01.10.1997	6,74	0,279	50	6,56							
Bjennvatnet	10999	19.05.1998	6,73	0,110	35	2,78							
Bjennvatnet	10999	10.11.1998	6,80	0,214	63	5,01							
Bjennvatnet	10999	01.06.1999	6,94	0,230	41	5,18							
Bjennvatnet	10999	01.12.1999	5,35	0,043	57	2,50							
Bjennvatnet	10999	01.05.2000	6,20	0,080	36	2,71							
Bjennvatnet	10999	01.10.2000	5,20	0,012	82	1,04							
Bjennvatnet	10999	04.09.2001	5,00		120								
Bjennvatnet	10999	04.09.2001				0,90							
Bjennvatnet	10999	05.09.2001	5,30			1,00							
Bjennvatnet	10999	01.11.2001	6,40	0,117	84	3,45							
Bjennvatnet	10999	01.11.2002	6,85	0,315	58	7,26							
Bjennvatnet	10999	23.05.2004	6,62	0,113		2,64							
Bjennvatnet	10999	13.10.2005	7,08	0,265		6,27		0,53	3,04	0,26	5,55	1,92	39
Bjennvatnet	10999	29.05.2006	6,31	0,071		1,60							
Bjennvatnet	10999	11.10.2006	6,33	0,102		2,36	7,7						
Bjennvatnet	10999	19.10.2007	6,53			2,52	6,1	0,46	2,76	0,20	4,64	1,53	50

**Vedlegg 2d. Vannkjemiske data fra de undersøkte vannene i Vest-Agder (Kilde: Miljøvern-
delingen, Fylkesmannen i Vest-Agder)**

	VannID	Innsamlings-	pH	Alk	Farge	Ca	TOC	Mg	Na	K	Cl	SO ₄	N-NO ₃
				µekv/l	mgPt/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg/l
Livatnet	11488	13.01.1974	4,50										
Livatnet	11488	13.10.1974	4,50										
Livatnet	11488	08.10.1983	4,51		13								
Livatnet	11488	08.10.1983			13								
Livatnet	11488	10.01.1985	4,30	0,018	30								
Livatnet	11488	11.01.1985	4,30		30	0,23							
Livatnet	11488	30.10.1986	4,46			0,53							
Livatnet	11488	20.10.1988	4,52			0,50							
Livatnet	11488	01.05.1995	6,30	0,040	19	1,90							
Livatnet	11488	01.10.1995	7,45	0,389	17	6,95							
Livatnet	11488	01.05.1996	5,50	0,027	28	1,70							
Livatnet	11488	01.10.1996	7,45	0,346	14	9,10							
Livatnet	11488	01.10.1997	6,54	0,082	22	3,40							
Livatnet	11488	12.05.1998	5,05	0,031	20	1,37							
Livatnet	11488	22.10.1998	6,73	0,115	45	3,13							
Livatnet	11488	26.05.1999	5,42	0,032	14	1,40							
Livatnet	11488	01.12.1999	6,45	0,084	42	2,51							
Livatnet	11488	01.05.2000	5,00	0,100	9	1,03							
Livatnet	11488	01.10.2000	4,80	0,001	36	1,06							
Livatnet	11488	01.05.2001	5,15	0,001	22	0,94							
Livatnet	11488	06.09.2001				0,50							
Livatnet	11488	06.09.2001	4,70		42								
Livatnet	11488	07.09.2001	4,90										
Livatnet	11488	01.11.2001	5,55	0,010	53	1,44							
Livatnet	11488	22.05.2002	5,10	0,010	17	0,86							
Livatnet	11488	01.11.2002	6,35	0,080	38	2,91							
Livatnet	11488	30.04.2003	6,90	0,123		3,05							
Livatnet	11488	06.05.2003	6,90	0,123	15	3,05							
Livatnet	11488	14.10.2003	7,02	0,196		4,70							
Livatnet	11488	07.05.2004	6,03	0,052		1,77							
Livatnet	11488	20.10.2004	6,40	0,081		2,28							
Livatnet	11488	12.05.2005	4,91	0,019		1,40							
Livatnet	11488	28.11.2005	5,95	0,058		1,85							
Livatnet	11488	28.05.2006	5,51	0,038		1,17							
Livatnet	11488	02.11.2006	6,71	0,149	3,80	6,0	0,51	3,23	0,17	4,67	2,19	215	
Livatnet	11488	12.05.2007	5,14		1,24		0,62						
Livatnet	11488	26.10.2007	6,70		3,10		0,51						
Livatnet	11488	12.05.2008	5,06		1,10		0,83						

Vedlegg 3a. Oversikt over bunnfaunaen i 11 innsjøer i Vest-Agder basert på sparkeprøver i strandsonen og i inn- og utløpsbekken. Antall individer pr. prøve.

Innsjøer Vest-Agder	Djupvikvatn			Ljosevatn			Årsvatn		
	29.8.08	29.8.08	29.8.08	31.8.08	31.8.08	31.8.08	31.8.08	31.8.08	31.8.08
	Litt	Innløp	Utløp	Litt	Innløp	Utløp	Litt	Innløp	Utløp
Gråsugg (<i>Asellus aquaticus</i>)									
Rundorm (Nematoda)			1			3			
Fåbørstemark (Oligochaeta)			5	3		1		1	4
Metemark (Lumbricidae)				13		3		9	
Igler (Hirudinea)				1					
Nakensnegl (terrestriske)									
Ertemusling (Pisidium)	1		8			3			
Edderkopper (terrestriske)		1		1		1			
Vannmidd	1	14	2				1	1	3
Spretthaler (Collembola)						2	1		
Døgnfluer (Ephemeroptera)			2	21		3	2	4	4
Steinfluer (Plecoptera)		126	13			40	106	48	32
Libeller (Libellulidae)	2					5		2	2
Vannnymfer (Zygoptera))	25			30				5	
Teger (Hemiptera)							1		
Vannløper (Gerridae)	15								
Buksvømmere (Corixidae)	30			1					
Mudderfluer (Megaloptera)									
Knott (Simuliidae)		43	14			70	1		42
Sviknott (Ceratopogonidae)	3		10	3			1	19	
<i>Chaoborus</i> spp.									
Dipterlarver	1	1						1	
Klegg (Tabanidae)		1		2		11	1		5
Stankelben (Tipulidae)							1		
Fjæmygg (Chironomidae)	123	132	105	233		685	122	380	143
Vannbiller (Coleoptera) L	5	1		1		5	3	6	
Vårfluer (Trichoptera)	60	7	223	23		234	8	25	277
Antall	266	326	382	332		1063	248	501	512
Raddum Indeks 1	0	0	0	1		0,5	0,5	0	0,5
Raddum Indeks 2		0	0			0		0	0

	Mevatn			Dunsædvatn			Homevatn		
	2.9.08	2.9.08	2.9.08	3.9.08	3.9.08	3.9.08	6.9.08	6.9.08	6.9.08
	Litt	Innløp	Utløp	Litt	Innløp	Utløp	Litt	Innløp	Utløp
Gråsugg (<i>Asellus aquaticus</i>)						1			
Rundorm (Nematoda)		2	1				2	1	
Fåbørstemark (Oligochaeta)	7	4	2	4	4	2	6		22
Metemark (Lumbricidae)		5	1		16		2	1	4
Igler (Hirudinea)	1						2		1
Nakensnegl (terrestriske)	1								
Ertemusling (Pisidium)				1			237		160
Edderkopper (terrestriske)									1
Vannmidd	3	10	3	4	25	4	1	32	1
Spretthaler (Collembola)	1	5						1	
Døgnfluer (Ephemeroptera)	9	13	4	2	2	5	13	3	
Steinfluer (Plecoptera)	1	125	8	1	157	24	15	147	80
Libeller (Libellulidae)		6							6
Vannnymfer (Zygoptera))	70			58			5		
Teger (Hemiptera)		1							
Vannløper (Gerridae)	3								
Buksvømmere (Corixidae)	1						3		
Mudderfluer (Megaloptera)									
Knott (Simuliidae)	2	57	36		127	4		49	11
Sviknott (Ceratopogonidae)	4	15	2	1	8	3	16	36	4
<i>Chaoborus</i> spp.							1		
Dipterlarver	2	1		2			1		4
Klegg (Tabanidae)		19	6				1	17	1
Stankelben (Tipulidae)							1	1	4
Fjæmygg (Chironomidae)	253	162	120	64	136	220	129	562	220
Vannbiller (Coleoptera) L	1	11		2	234	2	2	16	87
Vårfluer (Trichoptera)	83	73	258	53	12	408	45	46	700
Antall	442	507	440	192	722	674	479	911	1306
Raddum Indeks 1	0	1	0,5	0	0,5	0,5	1	0	0,5
Raddum Indeks 2		0,6	0		0	0		0	0

Vedlegg 3b. Oversikt over bunnfaunaen i 11 innsjøer i Vest-Agder basert på sparkeprøver i strandsonen og i inn- og utløpsbekken. Antall individer pr. prøve.

Innsjøer Vest-Agder	Røyndalsvatn			Ersdalsvatn			Rabnevatn			
	6.9.08 Litt	6.9.08 Innløp	6.9.08 Utløp	3.9.08 Litt	3.9.08 Innløp	3.9.08 Utløp	3.9.08 Litt	3.9.08 Innløp	3.9.08 Utløp	3.9.08
Gråsugg (<i>Asellus aquaticus</i>)										
Rundorm (Nematoda)			2						1	2
Fåbørstemark (Oligochaeta)	14	1	7			12	7	4		8
Metemark (Lumbricidae)		1	1	41			3			
Igler (Hirudinea)	3		1	1			2			
Nakensnegl (terrestriske)										
Ertemusling (Pisidium)	3		2						2	
Edderkopper (terrestriske)				19			1	10		1
Vannmidd			1	9	16		7		1	9
Spretthaler (Collembola)				18			9	40		
Døgnfluer (Ephemeroptera)	12	1	5	5	2		9	7		1
Steinfluer (Plecoptera)	12	241	19	22	288		43	60	188	157
Libeller (Libellulidae)	1						2	1		5
Vannnymfer (Zygoptera))				2						
Teger (Hemiptera)	6			10				7		
Vannløper (Gerridae)								1		
Buksvømmere (Corixidae)										
Mudderfluer (Megaloptera)										
Knott (Simuliidae)	2	77	44			34	18		8	30
Sviknott (Ceratopogonidae)	2	8	7	5	31		3		3	1
<i>Chaoborus</i> spp.										
Dipterlarver	1	11		10	20		8	3		2
Klegg (Tabanidae)			2						10	8
Stankelben (Tipulidae)								1		
Fjærmugg (Chironomidae)	350	232	193	181	63		220	40	180	366
Vannbiller (Coleoptera) L	4			12	2		14	6	1	32
Vårfluer (Trichoptera)	45	15	245	32	19		169	9	36	980
Antall	455	587	527	367	487	510	197	431	1600	
Raddum Indeks 1	1	0,5	0,5	0	0,5	0,5	0,5	0	0	0,5
Raddum Indeks 2		0	0		0	0		0	0	0

	Bjennvatn			Liavatn		
	30.8.08 Litt.	30.9.08 Innløp	30.9.08 Utløp	30.9.08 Litt	30.9.08 Innløp	30.9.08 Utløp
Gråsugg (<i>Asellus aquaticus</i>)						
Rundorm (Nematoda)			3	1		
Fåbørstemark (Oligochaeta)	18	8	18	22	4	3
Metemark (Lumbricidae)		1				
Igler (Hirudinea)	1			3		
Nakensnegl (terrestriske)						1
Ertemusling (Pisidium)	328		5			
Edderkopper (terrestriske)		1			3	
Vannmidd		1	7	2	1	10
Spretthaler (Collembola)						
Døgnfluer (Ephemeroptera)	303	6	104	215	1	6
Steinfluer (Plecoptera)	1	107	140	3	97	19
Libeller (Libellulidae)	6		3	2	2	1
Vannnymfer (Zygoptera))	16		5	14		
Teger (Hemiptera)						
Vannløper (Gerridae)						
Buksvømmere (Corixidae)	6					
Mudderfluer (Megaloptera)	3					1
Knott (Simuliidae)		154	25000		357	8
Sviknott (Ceratopogonidae)	25	4		8	2	
<i>Chaoborus</i> spp.						
Dipterlarver		14	2			
Klegg (Tabanidae)	3		1	1		
Stankelben (Tipulidae)		10	7	1	1	
Fjærmugg (Chironomidae)	375	137	17600	363	309	285
Vannbiller (Coleoptera) L	10	2	17		1	1
Vårfluer (Trichoptera)	118	4	126	91	38	802
Antall	1213	449	43035	725	816	1137
Raddum Indeks 1	1	0	0	0	1	0
Raddum Indeks 2		0	0		0,5	0

Vedlegg 4. Littoralsamfunnets artssammensetning. x < 1,0% xx 1-10% xxx >10%.
Composition (%) of the littoral crustaceans. * < 1,0% ** 1-10% * > 10 %.**

	Djupvik- vatn	Ljose- vatn	Års- vatn	Me- vatn	Dunsæd- vatn	Home- vatn	Røyndals- vatn
	29.8.08	30.8.08	31.8.08	1.9.08	2.9.08	4.9.08	6.9.08
Vannlopper (Cladocera)							
<i>Diaphanosoma brachyurum</i> (Liév.)	xxx					x	
<i>Latona setifera</i> (O.F.M.)			x	x			
<i>Sida crystallina</i> (O.F.M.)	xxx	xx	xxx	xx	xxx	x	xxx
<i>Holopedium gibberum</i> (O.F.M.)	x		x		x	x	
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i> (O.F.M.)			xx	x		x	x
<i>Daphnia longispina</i> (O.F.M.)			x				x
<i>Scapholeberis mucronata</i> (O.F.M.)	xx			x		xx	xx
<i>Simocephalus vetula</i> (O.F.M.)						x	
<i>Bosmina longispina</i> Leydig	xxx	x	xx	xxx	xxx	xxx	xx
<i>Acantholeberis curvirostris</i> (O.F.M.)		x	x	x			x
<i>Streblocerus serricaudatus</i> (Fisch.)	x	x	xxx	x		x	x
<i>Ophryoxus glacilis</i> Sars	x					x	
<i>Camptocercus reticulata</i>							x
<i>Acroperus harpae</i> (Baird)	xx	x	x	x	x	x	x
<i>Alona affinis</i> (Leydig)			x	x		x	x
<i>A. guttata</i> Sars	xx			x			
<i>A. intermedia</i> Sars	x	x				x	
<i>Alonella excisa</i> (Fischer)	x		x	x			x
<i>A. exigua</i> (Fischer)						x	
<i>A. nana</i> (Baird)	xx		xx	x		x	x
<i>Alonopsis elongata</i> Sars	xx	x	xx	x	xx	x	xx
<i>C. sphaericus</i> (O.F.M.)	x	x	x	x	x	x	x
<i>Monospilus dispar</i>							x
<i>Peracantha truncata</i> Sars						xx	x
<i>Eurycercus lamellatus</i> (A.F.M.)	xx	x	x	x	x	x	x
<i>Graptoleberis testudinaria</i> (Fischer)	x	x	x			x	x
<i>Rhynchotalona falcata</i> Sars			x		xx		x
<i>Polyphemus pediculus</i> (L.)	xxx	x	xxx	xx		xxx	xxx
<i>Leptodora kindtii</i>							
<i>Bythotrephes longimanus</i> Leydig			x			x	x
Hoppekreps (Copepda)							
<i>Eudiaptomus gracilis</i> Sars	xx	xxx	xxx	x	x	x	x
<i>Heterocope saliens</i> (Lillj.)	x	xx		x	xx	x	x
<i>Macrocyclops albidus</i> (Jur.)		x				x	x
<i>M. fuscus</i> (Jur.)	x	x	x	x			
<i>Eucyclops macrurus</i> (Sars)						x	
<i>E. serrulatus</i> (Fisch.)	x	x	x	x		x	
<i>E. speratus</i> (Lillj.)	x						
<i>Paracyclops affinis</i> Sars	x						
<i>Cyclops scutifer</i> Sars	x		x				
<i>Diacyclops nanus</i> (Sars)					x		
<i>Mesocyclops leuckarti</i> (Claus)	x		xx	x			
Antall individer	10020	45300	4425	45436	10910	8084	6162
Trekk lengde m	16	16	16	16	16	16	16
Antall individer pr m trekk	626	2831	277	2840	682	505	385

NINA Rapport 450

ISSN:1504-3312

ISBN 13: 978-82-426-2016-3



Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: NO-7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Tungasletta 2, NO-7047 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 73 80 14 01

Organisasjonsnummer: 9500 37 687

<http://www.nina.no>