

Effekter av forsuring og kalking på fisk og krepsdyr i Enningdalsvassdraget, Østfold

T. Hesthagen
B. Walseng
L.R. Karlsen

NINA Oppdragsmelding 761



Effekter av forsuring og kalking på fisk og krepsdyr i innsjøer i Enningdalsvassdraget, Østfold

Trygve Hesthagen
Bjørn Walseng
Leif Roger Karlsen

NINA•NIKUs publikasjoner

NINA utgir følgende faste publikasjoner:

NINA Fagrapport

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

Opplag: Normalt 300-500

NINA Oppdragsmelding

Dette er det minimum av rapportering som NINA gir til oppdragsgiver etter fullført forsknings- eller utredningsprosjekt. I tillegg til de emner som dekkes av fagrapportene, vil oppdragsmeldingene også omfatte befaringsrapporter, seminar- og konferanseforedrag, års-rapporter fra overvåkingsprogrammer, o.a.

Opplaget er begrenset. (Normalt 50-100)

NINA Project Report

Serien presenterer resultater fra instituttets prosjekter når resultatene må gjøres tilgjengelig på engelsk. Serien omfatter original egenforskning, litteraturstudier, analyser av spesielle problemer eller tema, etc.

Opplaget varierer avhengig av behov og målgrupper

Temahefter

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

Opplag: Varierer

Fakta-ark

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

Opplag: 1200-1800

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

Hesthagen, T., Walseng, B. & Karlsen, L.R. 2002. Effekter av forurensning og kalking på fisk og krepsdyr i innsjøer i Enningdalsvassdraget, Østfold. - NINA Oppdragsmelding 761: 42pp

Trondheim, oktober 2002

ISSN 0802-4103

ISBN 82-426-1348-6

Forvaltningsområde:

Forurensning og miljøovervåking i limnisk miljø – Invertebrater og fisk

Pollution and monitoring of freshwater ecosystems – Invertebrates and fish

Rettighetshaver ©:

NINA•NIKU

Stiftelsen for naturforskning og kulturminneforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:

Norunn S. Myklebust

Design og layout:

Synnøve Vanvik

Sats: NINA•NIKU

Kopiering: Norservice

Opplag: 150

Kontaktadresse:

NINA•NIKU

Tungasletta 2

N-7485 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

Telefax: 73 80 14 01

Tilgjengelighet:

Prosjekt nr.: 13138 Fiskestatus kalking Enningdalsvassdr.

Ansvarlig signatur:

Norunn S. Myklebust

Oppdragsgiver:

Direktoratet for naturforskning

Referat

Hesthagen, T., Walseng, B. & Karlsen, L.R. 2002. Effekter av forsuring og kalking på fisk og krepsdyr i innsjøer i Enningdalsvassdraget, Østfold. - NINA Oppdragsmelding 761: 42pp.

I løpet av 2001 og 2002 ble det samlet inn vannprøver, krepsdyr og fiskestatus fra kalka og ikke kalka innsjøer i Enningdalsvassdraget, Østfold. Dette er et grensevassdrag til Sverige, som på norsk side består av 60 innsjøer større enn ca 1,2 ha (29,146 km²). Berggrunnen domineres av gneiser og noe granitt, med marin grense på 174 m o.h. Totalt er 23 vann kalket, og disse lokalitetene utgjør 92 % av innsjøarealet på norsk side. Vannkjemiske målinger fra 17 innsjøer i august 2001 viste at høyere liggende vann over marin grense er sure, med pH under 5,0 (4,67-4,93). Alle kalka lokaliteter hadde derimot god vannkvalitet (pH 6,23-7,14). Krepsdyranalyser fra 17 innsjøer ga til sammen 43 arter av vannlopper og 19 arter hoppekreps, og ingen kan karakteriseres som sjeldne. Antall arter ble nesten fordoblet fra 17 arter i den sureste lokaliteten (pH 4,67), til 31 arter i to kalka lokaliteter med høyest pH (7,09 og 7,14). Tresticket, lokaliteten med lavest ledningsevne (24,4 µS/cm), hadde en mer artsfattig fauna enn forventet i forhold til pH (5,08). Survannstolerante arter som *Acantholeberis curvirostris*, *Alona rustica* og *Diacyclops nanus* var vanlig i de sureste lokalitetene, mens det var mange eksemplere på forsuringfølsomme arter i de kalka innsjøene. Reetableringen av krepsdyr i de forsuringsskadede lokalitetene i Enningdalsvassdraget har gått raskere enn i sørlige og vestlige deler av Sør-Norge. Korte avstander til områder (refugier) med god vannkvalitet og et høyt biologisk mangfold innen regionen er vurdert som viktige årsaker til bedringen. Opplysninger om forekomst og status for fisk er basert på intervjuundersøkelser i løpet av 2001 og 2002, samt på noe data fra 1950 og 1970- og 1990-tallet. Det ble samlet opplysninger om fisk fra 42 innsjøer, som med ett unntak omfatter alle lokaliteter over 10 ha, pluss et mindre tjern med krepsdyrdata. Tjern uten opplysninger om fisk (n=19) er små og mange er trolig fisketomme. Opprinnelig har det vært minst 114 innsjølevende fiskebestander i de kartlagte innsjøene i vassdraget, med abbor, mort, gjedde og aure som de vanligste artene. Totalt har minst 42 bestander gått tapt (37 %), med forsuring som mest sannsynlig årsak. Alle kjente forekomster av vederbuk, ørekyte, røye (minus én bestand), krøkle har gått tapt, med til sammen 13 bestander. Videre er antall bestander av disse artene gått tapt: 12 for mort (63 %), åtte for aure (57 %), tre for gjedde (17 %) og fem for abbor (13 %). Bare fem av de 42 tapte bestandene (12 %) har hittil blitt reetablert etter kalking. Disse etableringene omfatter ørekyte i Boksjøene (trolig ved utilsiktet bruk av levende agn), røye i Søndre Boksjø (utsettinger på svensk side) og aure i Nordre Kornsjø og Søndre Boksjø (utsettinger på norsk side). Fysiske barrierer er vurdert som hovedårsaken til

manglende naturlig rekolonisering av fiskebestander. Resultatene fra undersøkelsen kan danne grunnlaget for et biologisk overvåkingsprogram i kalka og ikke kalka lokaliteter i sørøstlige deler av Norge.

Emneord: Østfold – Ferskvann – Forsuring – Kalking – krepsdyr - Fisk.

Trygve Hesthagen, NINA, Tungasletta 2, 7485 Trondheim.

Bjørn Walseng, NINA, Boks 736, Sentrum, 0105 Oslo.

Leif Roger Karlsen, Fylkesmannen i Østfold, Miljøvern-avdelingen, Postboks 325, 1502 Moss.

Abstract

Hesthagen, T., Walseng, B. & Karlsen, L.R. 2002. A preliminar study of fish populations and crustaceans in acid-sensitive and limed lakes in River Enningdal catchment, southeastern Norway. - NINA Oppdragsmelding 761: 42pp.

This study presents data on water chemistry, crustaceans and fish status for lakes in Enningdal catchment, southeast Norway. About 2/3 of the area is located in Sweden. In Norway, 60 lakes larger than 1.2 ha are found within the catchment, covering a total area of 29.146 km². Weathering-resistant bedrock dominates, which implies acid-sensitive water above the marine limit (> 174 m a.s.l.). Liming was started in the early 1970s, and 23 lakes are now being limed, covering 92 % of the lake area in the catchment (Norway). In August 2001, pH was below 5.0 in acidic lakes situated in the northern part of the catchment (4.67-4.93), while pH was high in all limed lakes (6.23-7.14). The acid-neutralizing capacity (ANC) in the acid non-limed lakes ranged between - 3 and - 1 µekv/L, as opposed to between 66 and 269 µekv/L for limed lakes. Based on data from 17 lakes, a total of 62 crustaceans species (43 cladocerans and 19 copepods) were found. The number of species found in limed lakes (31 species) was nearly twice as high compared with that in the most acidic lake (17 species). A clear-water lake (Lake Trestikket) with pH 5.08, contained fewer species than could be expected from the water quality. Acid tolerant species like *Acantholeberis curvirostris*, *Alona rustica* and *Diacyclops nanus* were common in the acidic lakes, while several acid sensitive species were found in the limed lakes. Fish status was collected by means of interviews during 2001 and 2002. In addition, corresponding data for some of the lakes was also collected in 1950 and in the 1970s and 1990s. We obtained data on fish populations from 42 lakes; 35 contained fish while seven had no fish. The remaining lakes (n=19) are small and most of them have probably never supported fish. Perch (*Perca fluviatilis*), roach (*Rutilus rutilus*), pike (*Esox lucius*) and brown trout (*Salmo trutta*) are the dominant fish species. Information of status was obtained for 114 populations, of which 42 populations (37 %) have been lost, probably due to acidification. Ide (*Leuciscus idus*), European minnows (*Phoxinus phoxinus*), Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) and smelt (*Osmerus eperlanus*) have suffered the largest damage with losses of all known populations (n=13) except one Arctic charr population. Among the more common species at present, roach has suffered the largest losses as 12 of 19 populations (63 %) have been wiped out, compared with 57 % (n=8) for brown trout, 17 % for pike (n=3) and 13 % for perch (n=5). Only five of the formerly lost populations (12 %) have so far been reestablished after liming, which is due to man's introductions. Physical barriers

are considered to be the main factor preventing fish from invading limed lakes with good water quality.

Key words: Østfold county - Fresh water – Invertebrates – Fish – Acidification - Liming.

Trygve Hesthagen, NINA, Tungasletta 2, NO-7485 Trondheim, Norway

Bjørn Walseng, NINA, P.O. Box 736 Sentrum, NO-0105 Oslo, Norway

Leif Roger Karlsen, Østfold County Council, Environmental Administration, P.O. Box 325, NO-1502 Moss, Norway

Forord

I forbindelse med planene at kalka lokaliteter i sørøstlige deler av landet er vurdert inkludert i den nasjonale kalkingsovervåkingen, ble det tatt vann- og krepsdyrprøver fra 17 lokaliteter i Enningdalsvassdraget i månedsskiftet august/september 2001. Fiskestatus for de fleste større vannene i vassdraget ble kartlagt ved å sende ut spørreskjema, sammen med en gjennomgang av diverse eldre data. Vi takker alle som har bidratt med opplysninger om forekomst og status for ulike fiskearter i vassdraget. Vi vil gjerne ha tilbakemelding fra de som har ytterligere opplysninger om fisk, eller mener at noe av opplysningene som er presentert ikke stemmer. Prosjektet er utført på oppdrag fra Direktoratet for naturforvaltning (DN), og vi takker Roy Langåker for godt samarbeid. Vi vil også takke Torbjørn Forseth (NINA) for å ha lest gjennom og gitt nyttige kommentarer til rapporten, Syverin Lierhagen (NINA) for vannkjemiske analyser og Svein-Erik Storeid (NINA) for kartframstilling.

Trondheim- Oslo – Moss, 28.11.2002

Trygve Hesthagen, Bjørn Walseng, Leif Roger Karlsen

Innhold

Referat	3
Abstract	4
Forord	5
1 Innledning	6
2 Områdebeskrivelse	7
3 Materiale og metoder	9
4 Resultater og diskusjon	11
4.1 Vannkjemisje	11
4.2 Krepsdyr	12
4.2.1 Sterkt sure sjøer	13
4.2.2 Svakt sure sjøer	15
4.2.3 Kalka sjøer	15
4.3 Fisk	17
4.3.1 Utbredelse og skadeomfang	17
4.3.2 Sterkt sure sjøer	18
4.3.3 Svakt sure sjøer	19
4.3.4 Kalka sjøer	20
5 Oppsummering og konklusjon	23
6 Sammendrag	24
7 Litteratur	25
Vedlegg	28

1 Innledning

Så langt har mye av fokus og dokumentasjon av forsureningskader på vår ferskvannsf fauna vært rettet mot sørligste og vestlige deler av landet. Forholdene i Sørøst-Norge har derfor fått liten oppmerksomhet. Dette til tross for at deler av regionen også er hardt rammet av sur nedbør, med omfattende skader på fiskebestander (Hesthagen et al. 1999). På grunn av sitt relativt store artsmangfold både av invertebrater og fisk, er dette en spesielt interessant region. I de siste 10-15 årene har vannkvaliteten i mange vassdrag bedret seg, både som følge av kalking og reduserte utslipp (jf. Skjelkvåle et al. 1998). Dette gjør det nødvendig å dokumentere om det nå skjer en restaurering av det biologiske mangfoldet blant ulike dyre- og plantegrupper.

I denne undersøkelsen fokuserer vi på effekter av både forsuring og kalking på krepsdyr og fisk i Enningdalsvassdraget i de sørøstlige deler av Østfold, som et grensevassdrag til Sverige. Tidligere undersøkelser har påvist store forsureningskader på invertebrater og fisk siden tidlig på 1900-tallet (Almer 1972, Borgstrøm et al. 1974, Vasshaug 1990). Et par mindre lokaliteter ble kalket tidlig på 1970-tallet, men det var først med kalkingen av Søndre Boksjø i 1980 og av Nordre Boksjø fem år seinere at større deler av vassdraget ble inkludert.

Kalkingen resulterer i en betydelig bedring av vannkvaliteten, og det gjør at tidligere forekommende arter igjen kan etablere seg. Toleranse overfor lav pH, samt endringer i krepsdyr- og bunndyrfaunaen som følge av kalking har vært studert i flere norske og svenske vassdrag (Raddum et al. 1984, Johnson et al. 1993, Henrikson & Brodin 1995, Walseng et al. 1995). Flere regionale undersøkelser av fisk i kalka innsjøer har imidlertid vist at bortsett fra aure har andre arter i liten grad blitt reetablert etter at de stedege bestandene er tapt (Forseth et al. 1997a,b, Kleiven & Håvardrud 1997, Hesthagen & Saksgård 2000). Enningdalsvassdraget er ett av landets mest fiskerike vassdrag, med 18 ferskvannsgytende arter (Borgstrøm et al. 1974). Fiskesamfunnene i Nordre og Søndre Boksjø ble beskrevet allerede tidlig på 1900-tallet, og relativt mange arter ble registrert (Huitfeldt-Kaas 1918). På begynnelsen av 1950-tallet ble ca 150 vann i Østfold undersøkt og beskrevet mht vannkvalitet (pH og farge), fisk og delvis næringsdyr (Vasshaug 1990). Undersøkelsen inkluderte flere større innsjøer i Enningdalsvassdraget, totalt 24 lokaliteter. Det ble påvist mange sterkt sure vann og flere fiskebestander hadde gått tapt. På 1970-tallet ble fiskebestander i et stort antall innsjøer i Østfold kartlagt gjennom intervjuundersøkelser i "SNSF-prosjektet" (Sevaldrud & Muniz 1980). Tilsvarende undersøkelser ble også foretatt på 1990-tallet, nå i regi av DN's program "Biologisk overvåking av sur nedbør" (Hesthagen et al. 1999). De to

siste undersøkelsene dokumenterte omfattende forsureningskader på fiskebestander i Østfold.

Denne rapporten beskriver forsuringssituasjonen hos krepsdyr i et utvalg lokaliteter i Enningdalsvassdraget, mens forekomst og status for fisk blir kartlagt i alle større innsjøer. Krepsdyranalysene kan delvis sees som en forlengelse av undersøkelsene i forsured og kalka lokaliteter i Østfold i 1994 (Walseng 1994), samt i kalka lokaliteter i perioden 1994-96 (Walseng & Karlsen 1997). Konklusjonen fra disse undersøkelsene var at reetableringen av forsuringfølsomme arter i Nordre og Søndre Boksjø har skjedd raskere og med flere arter/grupper involvert enn i kalka vann andre steder i landet. De kartlagte vannene som inngår i denne undersøkelsen omfatter både sterkt sure, svakt sure og kalka lokaliteter.

2 Områdebeskrivelse

Nedbørsfeltet til Enningdalsvassdraget er på 780 km², med nærmere 2/3 på svensk side. Berggrunnen består hovedsakelig av gneiser og noe granitt, med marin grense på 174 m o.h. Nedbørsfeltet domineres av barskog (ca 70 %), ferskvann (ca 11 %), myr (ca 11 %) og dyrket mark (ca 8 %) (Olofsson 1986). Generelt er vegetasjonen innen undersøkelsesområdet fattig, med bjørk og furu som dominerende treslag oppe på fjellryggene, mens den er rik og variert på marine avsetninger.

I følge NVE's vannregister har vassdraget 60 innsjøer større enn ca 1,2 ha, med et totalareal på 29,146 km² (**tabell 1**). De fleste vannene på norsk side er lokalisert mellom 120-220 m o.h. Vassdraget har sine kilder i områdene rundt Nordre Boksjø (173 m o.h.) i nord. Den sørligste delen av vannet, som delvis er avsnørt fra den nordlige delen, kalles Skogfjorden. En kort elvestrekning skiller Nordre og Søndre Boksjø. Den sørøstlige delen av dette vannet ligger i Sverige. Søndre Boksjø drenerer via Hallerødelfva til Nordre Kornsjø og derfra til Bullaresjøene i Sverige. Fra nordenden av vannet renner Enningdalselva nordover gjennom Kirkevattn og Rødsvatn, til utløpet i sørenden av Iddefjorden.

Det største sidevassdraget inkluderer Ørsjøen, som ligger vest for Nordre Boksjø. Dette sidevassdraget slutter seg til Enningdalselva ca 1 km før det renner ut i Iddefjorden. Elja er en sidegren vest for Nordre Kornsjø, som renner sammen med hovedvassdraget nær utløpet av Bullaresjøene like ved riksgrensa til Sverige. Lysevattn og Øvre Elgvattn tilhører denne sidegreinen.

Totalt er 23 vann kalket eller påvirket av kalking, som utgjør 92 % av innsjøarealet på norsk side (26,866 km², **tabell 1**). På norsk side startet kalkingen (jordbrukskalk) i Nordre Hogsjø i 1972, utført på dugnad av Arbeidernes JFF i Halden. Fra og med 1984 er det årlig gitt statlig midler til kalking av Nordre Hogsjø. Søndre Hogsjø ble kalket første gang i samarbeid med svenske fiskerimyndigheter høsten 1972 og våren 1973, med henholdsvis 10 og 20 tonn jordbrukskalk. Den første kalkingen hadde ikke særlig effekt på vannkvaliteten, idet pH etter kort tid var på samme nivå som før kalking (4,8-4,9). I 1973 steg pH til 6,0 kort tid etter kalkingen. Søndre Boksjø ble på svensk side kalket første gang i juli 1980, med 9.000 tonn CaCO₃, som hovedsakelig ble spredt langs strandlinja (Raddum et al. 1984). I Nordre Boksjø ble kalkingen satt igang i 1985, med bruk av 123 tonn kalk (type ukjent). Innsjøen ble kalket på nytt i 1989, med 275 tonn Norcem kalksteinsmel av typen SR. Fem år seinere ble det Nordre Boksjø tilført 134 tonn kalksteinsmel av typen FF (Walseng & Hansen 1994).

Tabell 1. Lokalteter i Enningdalsvassdraget som er inkludert NVE's database (Regine) over norske innsjøer, med NVE-nummer, høyde over havet (m), areal (km²) og vassdragsnummer. Dette omfatter alle innsjøer basert på en automatisk identifisert av innsjøer som vises på kart med målestokk 1:250.000 (kartserie 1501). Dette dreier seg hovedsakelig om innsjøer større en 1,5 ha (0,01 km²). Oversikten fra Enningdalsvassdraget viser at tre lokaliteter var mindre enn denne størrelsen. Kalka innsjøer er merket med feit skrift. I tillegg til de som står oppført i tabellen er også Otertjern på vestsida av Enningdalselva kalket, men denne lokaliteten dekker et så lite areal at den ikke ble inkludert i Regine. Lokalteter med NVE nummer 3001 (nr 29) og 3027 (nr 52) er ikke identifisert på kart. Nordre Kornsjø står oppført med både nr 342 og 3013, som gjelder henholdsvis nordre og søndre del av innsjøen. Løpenummer (Nr.) til venstre i tabellen er de samme som vist på figur 1. I tillegg til de 60 lokalitetene identifisert i Regine, ble det samlet inn opplysninger om krepsdyr og fisk i et mindre tjern; Morttjern med UTM-referanse 517 447 (Kartblad 2013-III). – Lakes in the Ennindal catchment, showing the official lake number, altitude and area. Nr in the left column refers to that in figure 1.

Nr.	NVE-nr.	Navn	Høyde (m)	Areal (km ²)	Vassdragsnr.
1	3 577	Bastetjern	184	0,028	001.1M
2	3 582	Tangetjern	243	0,047	001.1L
3	344	Nordre Boksjø	173	2,045	001.1M
4	3 587	Gravedalstjern	193	0,036	001.1M
5	3 589	Kroketjern	181	0,012	001.1M
6	3 593	Store Haugåstjern	182	0,067	001.1M
7	3 591	Store Brattetjern	216	0,019	001.1L
8	3 595	Damtjern	165	0,066	001.1A2B
9	345	Ørsjøen	142	6,351	001.1A2B

Tabell 1 forts.

Nr.	NVE-nr.	Navn	Høyde (m)	Areal (km ²)	Vassdragsnr.
10	3 594	Langtjern	228	0,039	001.1L
11	3 596	Otertjern	219	0,018	001.1M
12	343	Søndre Boksjø	166	8,128	001.1L
13	3 00	Langvatnet	165	0,083	001.1A2B
14	3 598	Kroktjern	230	0,107	001.1M
15	3 599	Korstjern	216	0,017	001.1L
16	3 601	Kutjern	229	0,026	001.1L
17	3 603	Ellefsrødtjern	150	0,122	001.1A2B
18	3 602	Steinslundtjern, N.	211	0,026	001.1K
19	3 604	NN	181	0,021	001.1A2B
20	3 605	Geddelundtjern	179	0,109	001.1A4D
21	3 606	Blanktjern	206	0,019	001.1A4D
22	347	Elgsjøen	168	0,347	001.1A4D
23	3 607	NN	168	0,058	001.1A4D
24	3 608	Hokksjøen	148	0,119	001.1A2B
25	3 610	Stenersrudtjern	148	0,019	001.1A2B
26	3 609	Korstjern	161	0,040	001.1A2B
27	3 003	Bordtjern	128	0,031	001.1A2A
28	3 002	Trestikket	214	0,110	001.1A2B
29	3 001	NN	144	0,005	001.1A4C
30	3 005	Danmarkstjern	128	0,047	001.1A2A
31	3 004	Brøntjern	154	0,140	001.1A4C
32	342	Nordre Kornsjø (nord)	141	2,752	001.1J
"	3 013	Nordre Kornsjø (sør)	141	5,523	001.1J
33	3 006	Hauganetjern	132	0,099	001.1J
34	346	Lysevatnet	132	0,296	001.1A4B
35	3 008	Endetjern	62	0,042	001.1A2A
36	3007	NN	166	0,018	001.1K
37	3009	Rødsvatnet	17	0,145	002.D3Z
38	3011	Sevtjern	147	0,139	001.1J
39	3012	Løksvatnet	142	0,124	001.1J
40	3014	Langtjern	146	0,138	001.1J
41	3015	Damtjern	154	0,073	001.1A4A
42	3018	Trolldalsvatnet	121	0,029	001.1A3
43	3016	Holmvatnet	190	0,019	001.1A4A
44	3017	Damtjern	148	0,016	001.1J
45	3019	Lerbekktjern	141	0,018	001.1J
46	3021	Elgvatnet, Øvre	112	0,073	001.1A4A
47	3023	Sandvatnet	170	0,120	001.1A4A
48	3022	Hølvatnet	188	0,115	001.1J
49	3026	Langevatnet	168	0,129	001.1A3
50	3025	Elgvatnet, Nedre	110	0,051	001.1A4A
51	3028	NN	199	0,017	001.1A4A
52	3027	NN	144	0,106	001.1H
53	3029	NN	210	0,014	001.1A4A
54	3032	Kirkevatnet	37	0,316	001.1A3
55	3033	Langebuvatnet	130	0,033	001.1A4a
56	3030	NN	163	0,022	001.1J
57	3034	Godatjern	141	0,028	001.1A4A
58	3035	Slatjern	129	0,018	001.1A4A
59	3036	Nordre Hogsjø	130	0,072	001.1A5
60	3041	Søndre Hogsjø	107	0,299	001.1A5

3 Materiale og metoder

Beliggenhet

Beliggenheten til de undersøkte lokalitetene er vist i **figur 1**, som dekkes av kartbladene Aspern 2013-III og Kornsjø 2012-IV. Undersøkelsesområdet ligger i den sørøstlige delen av Østfold, hovedsakelig innenfor Halden kommune. De nordøstlige deler av vassdraget berører såvidt Aremark kommune.

Vi har valgt å gruppere innsjøene i tre kategorier: (i) sterkt sure sjøer (lokalisert over marin grense), (ii) svakt sure sjøer, som er lokalisert under marin grense og (iii) kalka sjøer. Selv om gruppen "svakt sure innsjøer" er eller kan ha vært berørt av forsuring, har vi valgt å definere vann som ligger under marin grense og med pH over 5,5, til denne gruppen. Skadene har sannsynligvis vært av et begrenset omfang sammenliknet med lokaliteter over marin grense.

Det foreligger vannprøver og krepsdyrdata fra 17 lokaliteter som ble prøvetatt 30. og 31. august 2001 (**tabell 2**). Fra Nordre og Søndre Boksjø finnes det også krepsdyrprøver fra 1973, 1994, 1995 og 1996. Fra Krokstjern, Blanktjern, Morttjern og Store Haugåstjern, samt fra dammen sør for sistnevnte vann, foreligger det prøver fra 1994.

Vannprøver

De 17 vannprøvene fordelte seg på ni ikke-kalka og åtte kalka lokaliteter. Prøvene ble tatt i utløpet av hver lokalitet, og sendt til NINA's laboratorium i løpet av få dager. Disse parametrene ble målt: pH, alkalitet, ledningsevne, farge, turbiditet, TOC, silisium, hovedanioner ($\text{SO}_4 + \text{NO}_3 + \text{Cl}$), hovedkationer ($\text{Ca} + \text{Mg} + \text{Na} + \text{K}$) og ulike aluminiumsfraksjoner. I tillegg ble vannets syre nøytraliserende kapasitet (ANC) beregnet, som summen av alle hovedkationer minus summen av alle hovedanioner. For en beskrivelse av de vannkjemiske analysemetodene, se Saksgård & Schartau (2001).

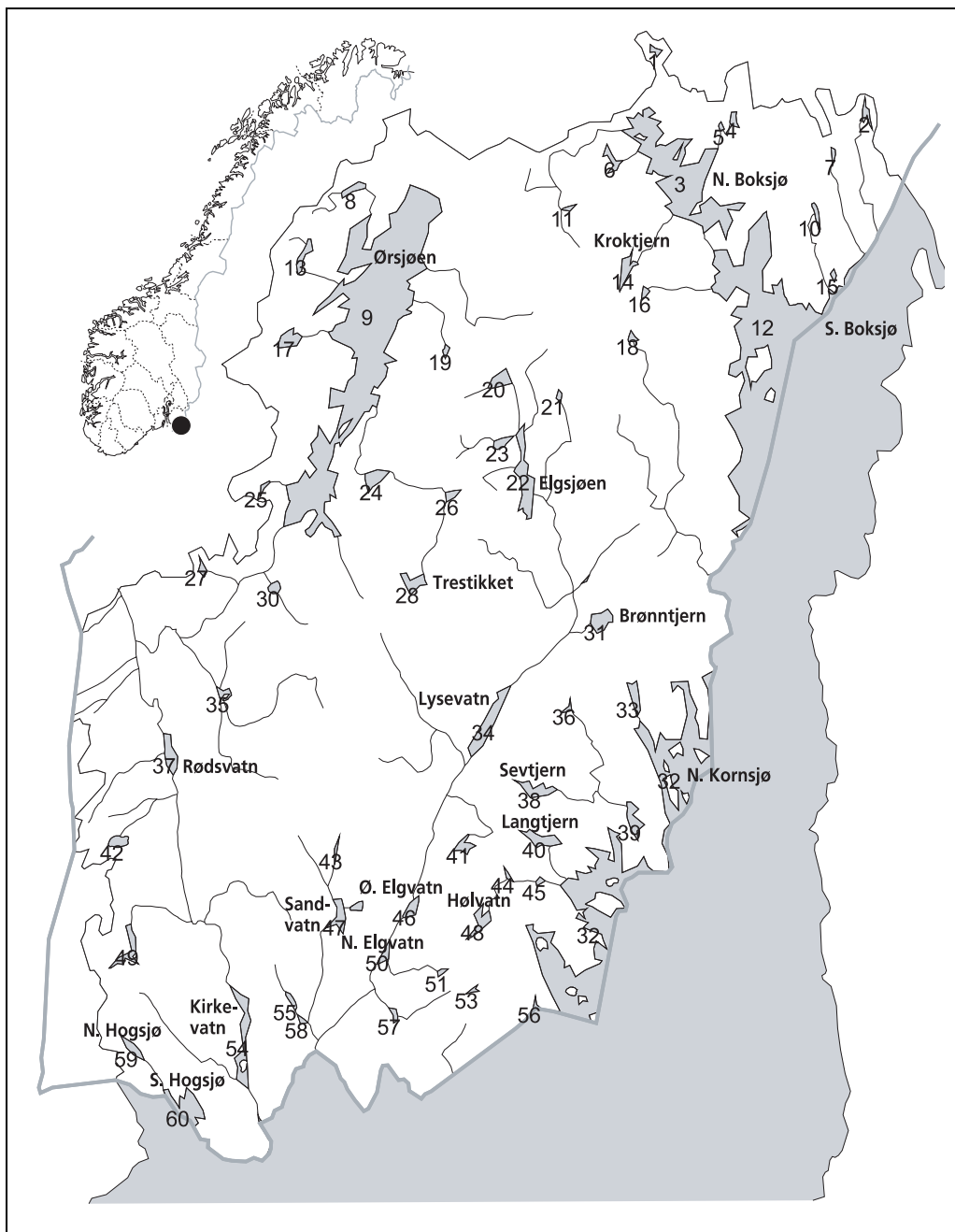
Krepsdyr

Planktonprøver er tatt med håvtrekk fra bunn opp til overflate fra antatt dypeste punkt i innsjøen. I tillegg er det tatt to kvalitative litoralprøver med planktonhåv med maskevidde 90 μm , diameter 30 cm og dybde 57 cm. Prøvene er tatt med kast like over bunnen i substrat/vegetasjon som er representativ for lokaliteten. Vannloppene (cladocerene) er bestemt ved hjelp av Smirnov (1971), Flössner (1972) og Herbst (1976), mens hoppekrepsene (copepodene) er bestemt ved hjelp av Sars (1903, 1918), Rylov (1948) og Kiefer (1973, 1978). Nauplier og copepoditter er ikke artsbestemt. Krepsdyrmaterialet er analysert med Detrended Correspondence Analysis (DCA) (Hill 1979, Hill & Gauch 1980), med programmet CANOCO (ter Braak 1987, 1990). Ordinasjon er gjort på forekomst/fravær data for artene i de enkelte vann. DCA arrangerer arts-

listene 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 i plottet. Da forskjeller i artssammensetning mellom lokaliteter gjenspeiler ulike miljøer, vil aksene i plottet representere underliggende miljøvariabler.

Fiskestatus

Opplysninger om forekomst og status hos ulike fiskearter ble samlet inn ved hjelp av utsendte spørreskjema (**vedlegg 1**). En eller flere personer ble tilskrevet og bedt om å angi fiskestatus både før og etter kalking for et bestemt antall innsjøer (jf. Hesthagen et al. 1993). Opplysningene ble samlet inn i løpet av 2001 og 2002. Vi benyttet fem statuskategorier: tapt bestand, sporadisk forekomst, tynn bestand, middels tett bestand og tett bestand. Fordi man kunne krysse av ulike statuskategorier før og etter forsuring/kalking, vil besvarelsen også vise eventuelle endringer i bestandsstatus. Det ble også spurt om reetableringer, utsettinger og introduksjoner av nye arter. Det er tidligere funnet en god sammenheng mellom status (uendra, redusert og tapt bestand) og fangstutbyttet ved prøvefiske i innsjøer (Hesthagen et al. 1993). Dette omfattet hovedsakelig lokaliteter med én eller to fiskearter. For lokaliteter med flere fiskearter er det knyttet mer usikkerhet til metoden, og det er derfor viktig at man kontakter flere personer med best mulig kjennskap til de lokale fiskebestandene.



Figur 1. Nedbørsfeltet på norsk side av Enningdalsvassdraget, med numrering av lokalitetene som refererer seg til **tabell 1**. Lokaliseringen av vann nr 29 52 er ikke identifisert, og mangler derfor på kartet. - The catchment area of River Enningdal (the Norwegian side only), with location of different lakes (cf. **Table 1**).

Tabell 2. Navn, nr (jf. tabell 1), høyde over havet og kartreferanse for de lokalitetene i Enningdalsvassdraget hvor det ble tatt krepsdyr - og vannprøver i august 2001. – Some characteristics of the study lakes in River Enningdal.

Nr	Innsjø	Høyde (m)	UTM-Ref (32V-PL)
14	Kroktjern	230	520 483
6	Haugåstjern	182	515 503
-	Dam ved Haugåstjern	200	516 497
-	Morttjern	230	501 496
21	Blanktjern	227	498 498
3	Boksjø Nordre	173	534 494
12	Boksjø Søndre	166	540 485
32	Kornsjø Nordre	141	535 494
9	Ørsjøen	142	455 424
28	Trestikket	214	483 415
30	Danmarktjern	154	454 412
39	Løksvatn	142	532 370
33	Hauganetjern	142	531 394
40	Langtjern	146	524 365
34	Lysevatn	132	501 388
46	Elgvatn Øvre	112	488 348
17	Ellefsrødtjern	150	452 460

4 Resultater og diskusjon

4.1 Vannkjemi

Surhetsgrad (pH)

Fem av lokalitetene som ble klassifisert som sterkt sure, hadde pH under 5,0 (Blanktjern, Kroktjern, Morttjern, Store Haugåstjern og dammen sør for Haugåstjern). Lavest pH, med 4,67, ble målt i dammen sør for Haugåstjern (**vedlegg 2**). Blanktjern hadde pH 4,73, mens Morttjern og Store Haugåstjern hadde noe bedre vannkvalitet, med pH på respektive 4,91 og 4,93. Kroktjern hadde pH 4,6 i 1994 mot pH 4,81 i 2001. Ifølge Vasshaug (1990) har tjernet et fjellpreg over seg der fjellgrunnen, som mange steder stikker nakent ut i vannet, er dekket med furu. Vannet er dessuten omgitt av betydelige myrområder. Lokaliteten synes å ha vært stabilt sur de siste 50 årene, med pH 4,5 i 1950, mens pH i 1973 ble målt til 4,3 i overflaten og 4,5 på 5-7 m dyp. Trestikket, med et minimalt nedbørsfelt, hadde pH 5,08. De tre innsjøene lokalisert under marin grense, Hauganetjern, Løksvatn og Danmarktjern, hadde noe høyere pH (5,5-5,8).

De kalka innsjøene har hatt en markert økning i pH. Målinger i Nordre og Søndre Boksjø sommeren 1950 viste pH 4,7-4,9 (Vasshaug 1990). Selv om målingene den gang var forbundet med en viss usikkerhet, var disse innsjøene utvilsomt sterkt forsuret. Ifølge Vasshaug (1990) hadde Søndre Boksjø i 1950 et brunlig skjær. I 1973 ble vannfargen beskrevet som gullig-brun, og pH ble målt til 5,0 (Borgstrøm et al. 1974). I perioden 1979-83 hadde Nordre Boksjø pH på 4,5-4,8 (Raddum et al. 1984). Søndre Boksjø ble kalket i 1983, og tre år seinere hadde pH steget til 6,7-7,0 (Radum et al. 1984). I årene 1994-96 var pH noe lavere, med 6,0-6,8. De berggrunnsgeologiske forholdene, med tungt forvitrelige bergarter, tilsier at vannet alltid har hatt en relativt lav pH. Prøver fra høsten 1998 viste svært god vannkvalitet både i Nordre og Søndre Boksjø, med pH og alkalitet på henholdsvis 6,78 vs. 7,30 og 118 vs. 260 $\mu\text{ekv/L}$. I 2001 hadde alle de kalka lokalitetene pH over 6,0, med høyest verdi i Søndre Boksjø (7,14). I Nordre Boksjø ble pH målt til 6,23. Under flommen seinhøsten 2000 var imidlertid pH helt nede i 4,51 (5. desember). pH var imidlertid også lav tidligere på høsten, med 5,22 den 18. september. I Søndre Kornsjø var pH i 2001 i overkant av 7,0. De tre kalka småvannene Lysevatn, Øvre Elgvatn og Ellefsrødtjern, hadde relativt høy pH (6,31-6,66).

Ledningsevne og kalsiuminnhold

Ledningsevnen varierte fra 24,4 $\mu\text{S/cm}$ i Trestikket til 54,9 $\mu\text{S/cm}$ i Nordre Kornsjø. Søndre Boksjø og Nordre Kornsjø hadde lik ledningsevne, mens Nordre Boksjø var mer elektrolyttfattig (30,0 $\mu\text{S/cm}$). I perioden 1994-96 var ledningsevnen i Nordre Boksjø og Nordre Kornsjø noe høyere enn den målt i Søndre Boksjø i 2001. Den lave ledningsevnen i Nordre Boksjø i 2001 kan ha

sammenheng med storflommen høsten 2000. Søndre Boksjø og Nordre Kornsjø og hadde også desidert høyest innhold av kalsium, med henholdsvis 6,71 og 6,81 mg/L. I de øvrige kalka innsjøene lå nivået på 1,37-3,04 mg/L, mot 0,38-1,86 mg/L for ikke-kalka lokaliteter.

Farge

Fargetallet varierte med en faktor på 10; fra 16 mg Pt/L i Trestykket til 181 mg Pt/L i dammen sør for Store Haugåstjern. Klart vann i Trestykket har sammenheng med lokaliseringen øverst i nedbørsfeltet, med drenering av ubetydelige myrarealer. Søndre Boksjø og Nordre Kornsjø hadde også forholdsvis lave fargetall, med henholdsvis 32 og 45 mg Pt/L. Det var flere lokaliteter som skilte seg ut med en mørkebrun farge, blant annet alle de sure vannene vest for Nordre Boksjø (Blanktjern, Morttjern, Kroktjern og Store Haugåstjern), med 84-149 mg Pt/L. I Kroktjern, som er omgitt av myr, var situasjonen omtrent den samme som i 1994. Danmarkstjern, Løksvatn, Hauganetjern, Lysevatn og Øvre Elgvatn hadde alle fargetall på over 100 mg Pt/L, med høyest verdi i Danmarkstjern (155 mg Pt/L).

Alkalitet

Alkaliteten var ikke detekterbar i noen av de sterkt sure lokalitetene. Det ble også registrert lavere alkalitetsverdier i de tre ukalka lokalitetene under marin grense (Danmarkstjern, Hauganetjern og Løksvatn) enn i noen av de kalka lokalitetene (Ellefsrødtjern, Langtjern, Lysevatn og Øvre Elgvatn). Søndre Boksjø og Nordre Kornsjø skilte seg klart ut med høyest alkalitet, med henholdsvis 264 og 293 $\mu\text{ekv/L}$. Nordre Boksjø hadde betydelig lavere alkalitet (43 $\mu\text{ekv/L}$).

Labilt aluminium

De fleste kalka innsjøene hadde ubetydelige konsentrasjoner av labilt aluminium (0-3 $\mu\text{g/L}$), bortsett fra noe høyere innhold i Søndre Boksjø (16 $\mu\text{g/L}$). De sterkt sure vannene vest for Nordre Boksjø hadde de høyeste konsentrasjonene av labilt aluminium, med 44-72 $\mu\text{g/L}$. Danmarkstjern og Trestykket hadde også noe labilt aluminium, med henholdsvis 19 og 37 $\mu\text{g/L}$.

Syre-nøytraliserende kapasitet (ANC)

Ut fra syre-nøytraliserende kapasitet (ANC) hadde Trestykket og Morttjern den dårligste vannkvaliteten, med henholdsvis -3 og -1 $\mu\text{ekv/L}$. Også de andre sterkt sure lokalitetene vest for Nordre Boksjø hadde lave ANC-verdier (3 til 8 $\mu\text{ekv/L}$). Dammen sør for Haugåstjern hadde noe bedre vannkvalitet enn de større vannene i området med ANC på 24 $\mu\text{ekv/L}$. Nordre Boksjø hadde betydelig lavere ANC enn Søndre Boksjø, med henholdsvis 66 og 269 $\mu\text{ekv/L}$.

Total fosfor

Konsentrasjonene av total fosfor (Tot-P) varierte mellom 2,3 og 16,8 $\mu\text{g/L}$. Nordre og Søndre Boksjø hadde de laveste verdiene (2,3 og 2,4 $\mu\text{g/L}$), men Store Haugåstjern og Ørsjøen var også næringsfattige, med hen-

holdsvis 2,5 og 2,7 $\mu\text{g/L}$. Danmarkstjern, Kroktjern og Nordre Elgvatn skilte seg ut med de høyeste konsentrasjonene (15,0-16,8 $\mu\text{g/L}$).

4.2 Krepssdyr

Det ble registrert 62 krepssdyrarter fordelt på 43 vannlopper og 19 hoppekrepss (vedlegg 3). Til sammenligning ble det i en undersøkelse i 15 lokaliteter fra de østlige deler av Østfold i 1998 og 1999, funnet 69 arter fordelt på 45 vannlopper og 24 hoppekrepss (Walseng & Karlsen 2001). Disse lokalitetene hadde en tilsvarende variasjon i vannkvaliteten som de fra 2001 (pH 4,7-7,1). Etter at det i de seinere år er akkumulert data fra et betydelig antall lokaliteter i Østfold (Ekeberg & Walseng 2000, Spikkeland 1998, 1999, Stokker et al. 1999, Walseng & Hansen 1994, Walseng & Karlsen 1997, 2001), kan ingen av de registrerte artene i fra Enningdalsvassdraget karakteriseres som sjeldne.

I Nordre og Søndre Boksjø ble det til sammen registrert 40 arter (31 vannlopper og 9 hoppekrepss) i 2001. Til sammenligning ble det i perioden 1994-96 funnet 50 arter (35 vannlopper og 15 hoppekrepss). Den gang ble begge lokalitetene prøvetatt to ganger, henholdsvis i juni og i august/september. *Monospilus dispar* og *Lepidodora kindti* ble da funnet ved flere anledninger, men ikke i 2001. Begge artene er karakterisert som moderat forsuringsfølsomme og er blitt brukt som eksempler på arter som har rekolonisert etter en bedret vannkvalitet (Walseng & Karlsen 1997). Begge artene forekommer oftest fåtallige og er sannsynligvis fortsatt tilstede i Nordre og Søndre Boksjø.

Antall arter fordobles fra den sureste lokaliteten (17 arter) til de to lokalitetene med pH over 7,0, med 36 arter i Nordre Kornsjø og 35 arter i Søndre Boksjø (figur 2). Trestykket skiller seg ut med en mer artsfattig fauna enn forventet i forhold til surheten (pH 5,08). Dette er den mest elektrolyttfattige og samtidig den klareste lokaliteten i undersøkelsen.

I Løksvatn, med pH 5,84, ble det registrert 33 arter. Artsrikdommen her kan delvis ha sammenheng med at vannet har en naturlig god vannkvalitet og samtidig et relativt høyt humusinnhold.

Artslistene fra 2001 ble analysert ved hjelp av DCA-ordinasjon (figur 3). Data fra Boksjøene og Kroktjern fra perioden 1994-96 er behandlet passivt i analysen, dvs de blir plassert i plottet uten at de inngikk i datasettet som ligger til grunn for plottet. Nedveiling av sjeldne arter ble benyttet. Erfaring fra andre undersøkelser som inkluderer lokaliteter med et stort spenn i pH, er at DCA-ordinasjoner har resultert i plott der variasjonen langs 1-aksen er sterkt korrelert med pH. Hvorvidt denne parameteren direkte eller indirekte påvirker artsinventaret er det ikke tatt stilling til.

Ordinasjonen av dataene fra Enningdalsvassdraget resulterte i at 33 % av variasjonen i artssammensetningen i materialet kunne forklares av de to første aksene. Lengden til 1-aksen var 1,9 og den forklarte 24 % av variasjonen i materialet. Korrelasjonen mellom pH og 1.-aksen var høyst signifikant ($r^2=0,73$, $p<0,001$) (**figur 4**). Det ble også gjort en DCA-analyse der artslistene fra Boksjøene og Krokstjern fra perioden 1994-96 ble behandlet aktivt. Lengden til 1-aksen ble omtrent den samme (1,9), mens de to første aksene forklarte 27 % av variasjonen i materialet.

Når 30 artslistene fra Walseng & Karlsen (2001) ble inkludert, forandret dette i liten grad plasseringen av lokalitetene fra undersøkelsen i 2001. 1-aksen er imidlertid kortere (1,7), mens de to første aksene forklarte til sammen 22 % av variasjonen. Korrelasjonen mellom pH og 1-aksen var fortsatt høyst signifikant ($r^2=0,70$, $p<0,001$). De to siste ordinasjonene er ikke vist da disse avviker lite fra ordinasjonen (jf. **figur 4**).

I alle tre ordinasjonene la Trestykket seg lengst til venstre i plottet, mens Ørsjøen og Nordre Kornsjø var plassert i motsatt ende av 1-aksen sammen med Ellefstrødtjern og Langvatn. Hauganetjern, Øvre Elgvatn og Lysevatt ligger nærmere sentrum av plottet der artslistene er spredt langs 2-aksen. Her ligger også plottene som representerer Boksjøene. Disse ligger nær 1-aksen, mens plottet til Danmarkstjern befinner seg i motsatt ende av 2-aksen. Løksvatn er plassert mellom disse. Artsplottene som representerer Boksjøene etter 1994, har flyttet seg svakt mot høyre, dvs den nøytrale enden av plottet. Små endringer i faunaen i disse vannene var ventet da Walseng & Karlsen (1997) konkluderte med at de langt på vei var friskmeldt i 1996. Data fra 1973 indikerte at vannene den gang hadde en klassisk survannsfauuna (Borgstrøm et al. 1974).

Daphnia galeata er ny art etter at Søndre Boksjø ble kalket. Denne arten er ikke registrert i noen av de øvrige lokalitetene der *D. cristata* er den eneste daphnia-arten. *Graptoleberis testudinaria* og *Macrocyclus fuscus* er eksempler på arter som begge de to Boksjøene har felles med de sure lokalitetene, og som derfor er med på trekke de mot den enden av plottet med lavest pH.

Survannstolerante arter som *Acantholeberis curvirostris*, *Alona rustica* og *Diacyclops nanus* var vanlig i de sureste lokalitetene. Det fins kun få unntak der disse artene er blitt funnet i lokaliteter med pH over 6,0. Et unntak er Lysevatt med pH 6,7 der *A. rustica* ble registrert. Det er ikke uvanlig at survannsindikatorartene forekommer i en periode etter kalking. *A. rustica* ble også registrert i Søndre Boksjø i perioden 1994-96, men ikke i 2001. Med unntak av Blanktjern ble arten funnet i alle de sureste lokalitetene i 2001 (pH<5,5).

Mer enn 20 arter var vanlig forekommende i lokaliteter med pH over 5,5, mens de manglet helt i de sure lokalitetene. Vannloppene *Limnospira frontosa*, *Ceriodaphnia pulchella*, *Daphnia cristata*, *Bosmina longirostris*, *Opheyois gracilis*, *Alona costata*, *Alonella exigua*, *Disparalona rostrata* og *Pseudochydorus globosus* samt hoppekrepsene *Heteropcope appendiculata* og *Eucyclops* sp. er slike eksempler. Alle disse artene er karakterisert som følsomme mot forsuring.

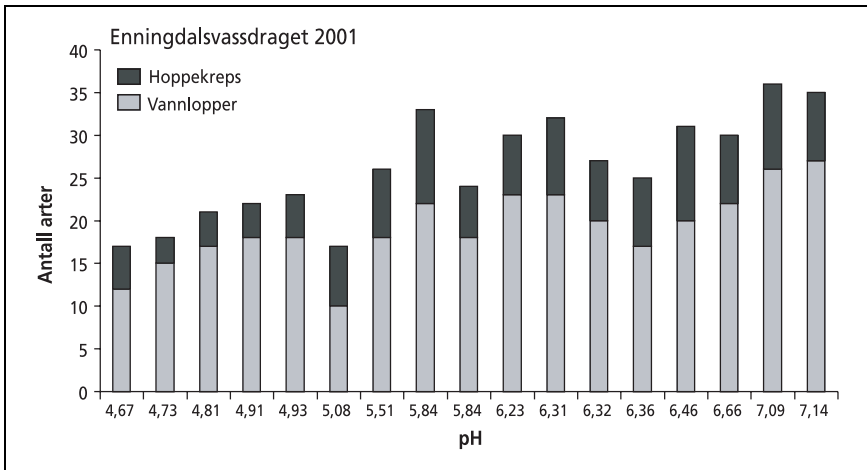
I fortsettelsen følger kommentarer til de enkelte lokalitetene. Av hensiktsmessige årsaker er de delt i tre grupper; sterkt sure sjøer, svakt sure sjøer og kalka lokaliteter.

4.2.1 Sterkt sure sjøer

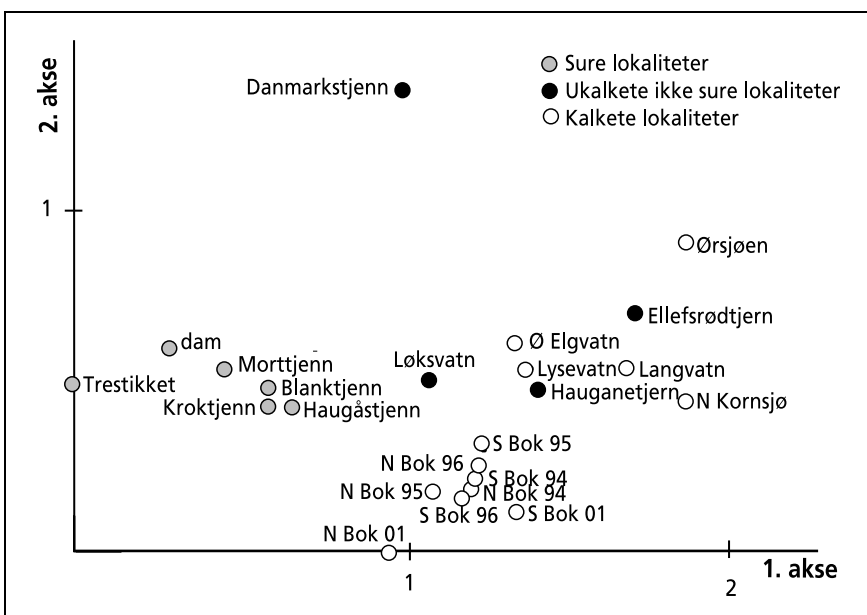
Denne gruppen omfatter lokalitetene Blanktjern, Krokstjern, Morttjern, Haugåstjern, dammen sør for Haugåstjern og Trestykket. Dette er artsfattige lokaliteter med 17-23 registrert arter (**figur 2**). Planktonsamfunnene var også artsfattige, med 4-7 arter (**vedlegg 4**). Vannloppene *Diaphanosoma brachyurum*, *Holopedium gibberum*, *Ceriodaphnia quadrangula* og *Bosmina longispina* samt hoppekrepsen *Eudiaptomus gracilis* var dominerende arter. Sistnevnte dominerte i alle seks lokalitetene, og i tre lokaliteter var det total dominans av denne arten sammen med *C. quadrangula*.

E. gracilis er vanligst i vann med pH fra 4,5 til 5,0 der den er funnet i overkant av halvparten av lokalitetene (Walseng, upubl.). Frekvensen avtar med økende pH, selv om den er funnet i vann med pH opp til 8,0 (Halvorsen et al. 1994). Interessant er det imidlertid at pH 4,5 ser ut til å være en nedre grense for forekomsten av *E. gracilis*. Arvola et al. (1986) fant eggbærende hunner ved pH 4,0, men ved pH 3,5 og 3,0 ble den ikke funnet. Også i materialet til Walseng & Karlsen (2001) dominerte arten i de sureste lokalitetene.

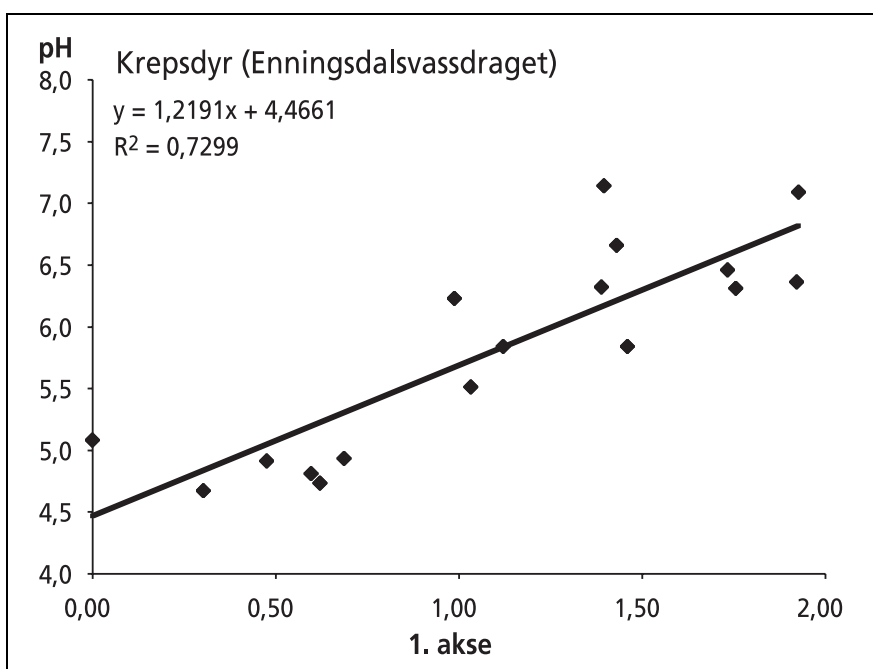
Cyclops scutifer ble kun påvist i Haugåstjern der det også ble registrert betydelige tettheter av nauplier (40 %) som også kan tilhøre denne arten. *C. scutifer* er relativt tolerant overfor lav pH, men er aldri funnet ved pH lavere enn 4,0. I vann med pH 4,5-5,0 er arten funnet i ca 35 % av lokalitetene (Walseng upubl.), mens den i pH-intervallet 5,0-7,0 er funnet i nesten 60 % av vannene. I to sterkt sure lokalitetene Bredtjern og Trollbergstjern med pH <5,0, og som ligger nord for Boksjøene, manglet arten (Walseng & Karlsen 2001). *C. scutifer* er vår vanligste planktoniske hoppekreps, og den er utbredt over hele landet fra lavland til høyfjell. Den viser en svært stor variasjon i livssyklus (Halvorsen & Elgmork 1976, Elgmork 1981, 1985, Elgmork & Eie 1989).



Figur 2. Antall registrerte krepsdyr i de undersøkte vannene i forhold til pH i Enningdalsvassdraget. - Number of crustaceans in the investigated lakes due to pH in River Enningdal catchment (cladocerans in light grey, copepods in dark grey).



Figur 3. DCA ordinasjon av krepsdyrssammensetningen i Enningdalsvassdraget i 2001 basert på forekomst/fravær av alle arter. Tidligere data fra nordre og søndre Boksjø er behandlet passivt. - DCA ordinasjon basert på krepsdyrarter (presen-
ce/absence) found in River Enningdal catchment in 2001 (not limed/non-acidified lakes in black, acidified references in grey limed lakes in open circles). Data from the lakes Nordre and Søndre Boksjø in 1994- are passively treated.



Figur 4. Korrelasjon mellom pH og akse-1 krepsdyrssammensetningen i Enningdalsvassdraget. Correlation between axis-1 for crustacean species in Enningdal catchment.

Ceriodaphnia quadrangula utgjorde 68 % og 76 % i henholdsvis Blanktjern og Krokktjern. Også i Morttjern var denne arten dominant (17 %), og den er tidligere funnet i betydelige tettheter i de sure vannene (Walseng & Karlsen 2001).

Lave tettheter av *Holopedium gibberum* har sannsynligvis sammenheng med at dette er en sommerform som forekommer i størst mengder tidligere på året. pH i de sureste vannene skulle ikke være noen begrensende faktor for denne arten.

Blant de litorale krepsdyrene var *Alonella nana*, *Alonopsis elongata* og *Polyphemus pediculus* vanlige eller dominante i alle sure lokaliteter (**vedlegg 5**). Med unntak av Trestykket var det samme tilfelle med *Pleuroxus truncata*. På landsbasis er denne arten registrert i ca 10 % av lokaliteter med pH under 5,0. Arten er noe vanligere ved midlere pH (pH 5,5-6,5), der den forekommer i mer enn 20 % av lokalitetene.

Acantholeberis curvirostris ble funnet i alle de sure lokalitetene, og i dammen sør for Haugåstjern, Blanktjern og Trestykket, var den vanlig. Den er en forsuringstolerant art (Potts & Fryer 1979) som har forsvunnet etter kalking (Hasselrot et al. 1984, Walseng & Bongard 2001, Walseng et al. 2001).

Survannsindikatoren *Alona rustica* (Walseng 1994) manglet bare i Blanktjern, mens den var vanlig forekommende i Krokktjern, Store Haugåstjern og i dammen sør for sistnevnte lokalitet.

Diaphanosom brachyurum ble registrert i litoralsonen til alle de sure lokalitetene og var dominant i Blanktjern. På landsbasis forekommer den vanligst i sure lokaliteter, med en hyppighet på over 40 % i lokaliteter ved pH under 5,0 (Walseng upubl.). Forekomsten avtar med økende pH, og ved verdier over 7,5 er den kun registrert i % av lokalitetene.

Calanoiden *E. gracilis*, som dominerte i planktonet, dominerte også i litoralsonen i Morttjern og Haugåstjern. Den forekom vanlig i de øvrige sure lokalitetene. Blant de cyclopoide hoppekrepse var *Macrocyclus albidus* den vanligste.

4.2.2 Svakt sure sjøer

Til denne gruppen hører lokalitetene Danmarkstjern, Løksvatn og Hauganetjern. Planktonsamfunnene i alle tre vannene er karakterisert ved at cyclopoide copepoditter eller nauplier utgjør mer enn 50 % av samfunnet (**vedlegg 4**). I Danmarkstjern var det total dominans av cyclopoiden *Thermocyclops oithonoides*. I tillegg til denne arten var det store tettheter av hjuldyr i planktonet, blant annet *Asplancha* sp. Denne er karakterisert som moderat forsuringfølsom. Planktonsamfunnet i

Danmarkstjern tyder på sterk predasjon fra planktonspisende fisk. Calanoiden *Eudiaptomus gracilis* ble ikke påvist i vannet, mens den utgjorde 10-20 % av planktonet i de øvrige tre lokalitetene. Dette er noe mindre andeler enn hva som var tilfelle i de sure vannene. Cyclopoiden *Cyclops scutifer* som kun ble påvist i ett av de sure vannene, synes å trives bedre når surheten avtar. *Daphnia cristata* utgjør ca 5 % i Hauganetjern, mens den ikke ble påvist i Danmarkstjern og Løksvatn. Arten er forsuringfølsom og vanligst ved pH over 6,0 (Walseng upubl.). Liksom flere av de sure vannene har Løksvatn et betydelig innslag av *C. quadrangula* i planktonet (19 %).

Sida crystalina var den eneste vannloppen i litoralsonen som var dominant eller vanlig i alle tre vannene. I de sure lokalitetene ble denne kun påvist i Haugåstjern. Forekomsten i forhold til pH (Walseng upubl) tyder ikke på at arten er spesielt forsuringfølsom. Den er funnet i over halvparten av de undersøkte innsjøene med pH 4,5-6,0.

De litorale vannloppene *Ophryoxus gracilis* og *Pseudochydorus globosus* er begge karakterisert som moderat følsomme mot forsuring. Førstnevnte var vanlig i Løksvatn og Hauganetjern, mens *P. globosus* ble påvist i Løksvatn (**vedlegg 5**). *Camptocercus rectirostris* er en annen forsuringfølsom vannloppe som ble påvist i Løksvatn og Hauganetjern.

Arter tilhørende slektene *Eucyclops* sp og *Paracyclops* sp ble funnet i alle tre vannene. I de sure vannene ble det ikke påvist representanter for disse slektene. Survannsindikatorene *Acantholeberis curvirostris* og *Alona rustica* ble ikke påvist.

4.2.3 Kalka sjøer

Denne gruppen omfatter Ellefsrødtjern, Øvre Elgvatn, Ørsjøen, Langtjern, Lysevatt, Nordre Kornsjø, Nordre og Søndre Boksjø. Med unntak av Nordre Boksjø var *Daphnia* sp representert i planktonet i alle vannene (**vedlegg 3**). Fra flere undersøkelser er det dokumentert at *Daphnia*-arter er kommer inn etter kalking, og i Sverige er *D. cristata*, *D. cucullata*, *D. galeata*, *D. hyalina* og *D. longispina* blitt registrert som nye arter etter kalking (Hultberg & Andersson 1982, Hasselrot et al. 1984, Alenäs 1986, Hörnström & Ekström 1986, Appelberg et al. 1990, Appelberg 1995). *Daphnia galeata* ble funnet i Søndre Boksjø i 1995 og 1996 og utgjorde ca 10 % i september begge år, mot 3,4 % i august 2001. *D. galeata* er funnet i nesten 300 lokaliteter i Norge, hvorav kun syv har pH lavere enn 6,0. *D. cristata* var imidlertid den vanligste *Daphnia*-arten i vår undersøkelse og utgjorde fra 2 til 33 % av planktonet, med størst andel registrert i Ørsjøen. Sure episoder er den sannsynlige forklaringen på at *Daphnia* sp enda ikke har etablert seg i Nordre Boksjø.

Vannloppen *Limnospida frontosa*, som tilhører familien Sididae, ble funnet både i Boksjøene og i Nordre Kornsjø, riktignok i lite antall. I september 1996 utgjorde den hele 10 % av planktonet i Søndre Boksjø. Arten er bare funnet i næringsrike lokaliteter på det sørlige Østlandet. I 1973 ble den også registrert i Ørsjøen, da pH var 5,4 (Borgstrøm et al. 1974). De øvrige funnlokalitetene har alle pH >6,0.

Bosmina longispina dominerte planktonsamfunnene i begge Boksjøene samt i Søndre Kornsjø. Den er den vanligste vannloppen i Norge, og i Sør-Norge er den påvist i nesten alle lokaliteter. Den formerer seg partenogenetisk i løpet av sommermånedene, og antall individer kan derfor variere mye. Arten er svært tolerant overfor ekstreme miljøer, og i Nord-Sverige er den funnet i én lokalitet med pH 3,3 (Vallin 1953). I Norge er den funnet ved pH 3,9 i Nordmarka/Krokskogen (Jørgensen 1972).

I Hauganetjern og Lysevattn utgjorde vannloppen *B. longirostris* ca 10 % av planktonet. Arten er noe mindre enn slekningen *B. longispina* og er vanlig i vann med stor fiskepredasjon. Funn i Norge er nesten uten unntak gjort i lokaliteter med pH over 6,0 slik at arten også synes å være følsom for lav pH.

Leptodora kindti, som en stor planktonisk rovform, ble registrert i Ørsjøen og Nordre Kornsjø. Som tidligere nevnt ble arten registrert i begge Boksjøene i undersøkelsene fra 1994-96 (Walseng & Karlsen 1997). Arten er karakterisert som forsuringfølsom og er sjelden funnet i lokaliteter med pH under 5,5 og aldri ved pH <4,5. Arten forekommer ved høyest frekvens (20 %) i vann med pH 7,0-7,5. Den er hyalin (gjennomsiktig) og er favorisert i vann med stor fiskepredasjon. I ti innsjøer i midt-Sverige ble den etter kalking registrert som ny art i to vann, mens den hadde økt i antall i fire andre (Hörnström et al. 1992).

Calanoiden *E. gracilis* ble funnet i planktonet til alle de kalka vannene, med størst frekvens i Langtjern (28 %). Sammenlignet med alle de ukalka vannene utgjør arten mindre andeler i de kalka vannene.

Calanoiden *Heterocope appendiculata* ble registrert i Ørsjøen og Søndre Boksjø i tillegg til at den utgjorde en liten fraksjon i Ellefsrødtjern (kalket). Den er vanlig i østlige deler av landet, men er bare unntaksvis funnet ved pH lavere enn 5,6. Den synes å erstatte *H. saliens* i vann med stor fiskepredasjon. Hvorvidt det er dette som er tilfelle eller om det er gunstig pH som favoriserer arten, er usikkert.

Med unntak av Øvre Elgvattn ble *Cyclops scutifer* registrert i alle planktonsamfunnene. Da det var mange nauplier og små copepoditter i prøvene, er det vanskelig å vurdere eksakt hvor stor andel av planktonsamfunnene arten utgjorde. I Nesvatn, Nisser og Fyresvatn, som er

de tre store innsjøene i Arendalsvassdraget, er det registrert en økning av *C. scutifer* etter kalking (Walseng & Bongard 2000). Undersøkelser fra 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 (Naturvårdsverk 1981, Eriksson et al. 1983, Hörnström et al. 1992, Sandøy & Nilssen 1987). Undersøkelser har vist at arten får nedsett eggproduksjon ved lav pH (Arvola et al. 1986).

Dominans av cyclopoiden *Thermocyclops oithonoides* i Øvre Elgvattn og Søndre Boksjø kan tyde på sterk fiskepredasjon i disse vannene.

Interessant er forekomsten av *Ceriodaphnia* sp, der *C. quadrangula* var vanlig eller dominerte i vann med pH under 6,0, mens slekningen *C. pulchella* dominerte i Ellefsrødtjern med pH 6.31. Dette er i tråd med den generelle forekomsten til disse to artene. Mens sjansen til å finne *C. quadrangula* avtar med økende pH, er det motsatte tilfelle for *C. pulchella*. Den må betraktes som en pH-følsom art, og den er kun påvist i et fåtall vann med pH under 6,0, mens den er funnet i 6-8 % av lokaliteter med pH 6,0-7,5. *Ceriodaphnia pulchella* var også vanlig forekommende i litoralsonen til Langtjern og Søndre Kornsjø samt at den ble funnet i Ørsjøen (**vedlegg 5**).

Ophryoxus gracilis, som også er beskrevet som moderat følsom art, dominerte i litoralsonen til Søndre Boksjø. I tillegg var den vanlig i Langtjern og Lysevattn, samt at den ble funnet Nordre Kornsjø.

Alona costata, som er en forsuringfølsom art (Frey 1965, Walseng 1994), ble funnet i Ellefsrødtjern, Ørsjøen og Søndre Kornsjø.

Alona rustica er en karakterart for sure humøse vann, men som også kan påtreffes etter kalking slik som i Nordre Boksjø og Lysevattn. Også i Rorevassdraget er *A. rustica* funnet etter kalking i 1990, men den forekommer mindre hyppig enn før det ble kalket (Walseng et al. 2001). Dette skyldes sannsynligvis at den er konkurransesvak i de artsrike samfunnene som etablerer seg ved en bedret vannkvalitet.

Disparalona rostrata, som ble registrert i Nordre Boksjø i 1995, ble funnet i fire av de kalka vannene i 2001. Den er funnet i et 20-talls lokaliteter i Norge hvorav alle funn, med unntak ett, er gjort ved pH 6,0-7,0.

Blant hoppekrepsene er *Eucyclops macrurus* beskrevet som en følsom art. Den er registrert i Søndre Boksjø både i 1995 og i 2001. I tillegg ble den funnet i Langtjern og Nordre Kornsjø. Forekomsten til arten er klart korrelert til pH (Walseng 1998). Den er aldri funnet ved pH < 5,0, mens den ved pH > 7,0 er en av våre vanligste litorale hoppekrepsarter og er funnet i mer enn 25 % av alle undersøkte lokaliteter. I Rorevassdraget er den en

art som er blitt registrert i stadig flere vann etter kalkingen i 1990 (Walseng et al. 2001). *E. denticulatus* og *E. speratus*, som begge er funnet i de kalka vannene, er også sjeldne ved lav pH (Walseng 1998).

4.3 Fisk

4.3.1 Utbredelse og skadeomfang

Informantene ble bedt om å skaffe opplysninger om fiskestatus fra samtlige sjøer med et areal over ca 1,2 ha i Enningdalsvassdraget, samt i et mindre tjern vest for Nordre Boksjø fordi det forelå krepsdyrprøver herfra [Morttjern, (pkt 4.2.1)]. Forekomsten av ulike arter og tapte bestander baserer seg også på opplysninger fra 1950, 1970-tallet og 1990-tallet, med data fra henholdsvis 25, 28 og 33 lokaliteter. Det er totalt samlet opplysninger om fisk fra 42 innsjøer, og av disse er sju fiske-tomme. Lokalitetene med manglende opplysninger om fisk var med ett unntak (10,6 ha) små tjern mellom 0,5 og 5,8 ha, og mange av disse er trolig fiske-tomme.

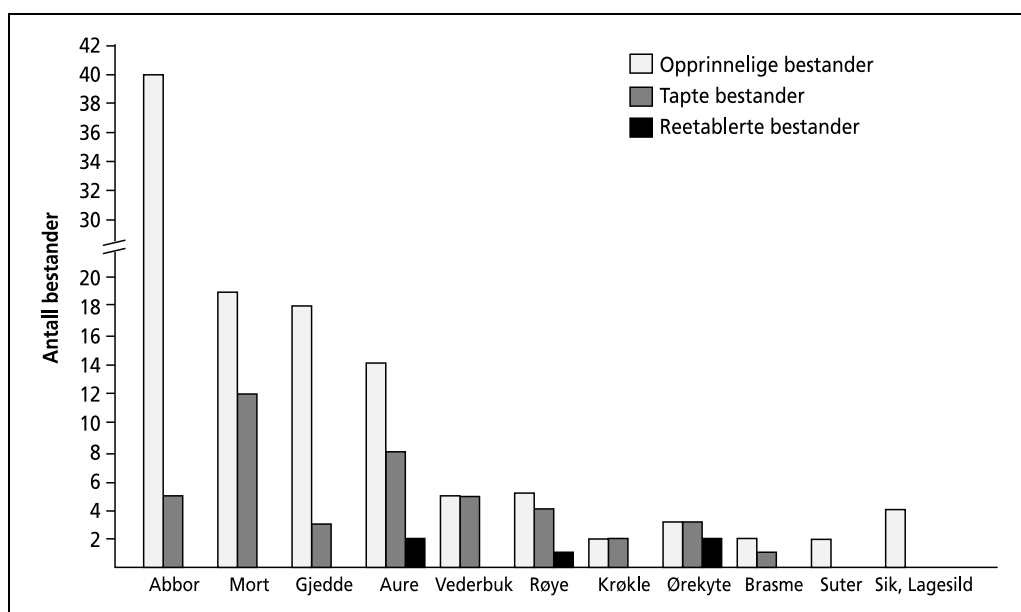
Abbor er den vanligste fiskearten i Enningdalsvassdraget og arten forekom opprinnelig i minst 40 innsjøer. Fem (13 %) av abborbestandene blir nå vurdert som tapte (figur 5, 6). Disse tilhørte mindre og høyereliggende tjern i nordvestlige deler av vassdraget; tre vest for Nordre Boksjø én øst for Søndre Boksjø og én helt sør.

Mort forekom opprinnelig i minst 19 innsjøer, hvorav 12 bestander nå er tapt (63 %) (figur 5, 7). Ni av de tapte

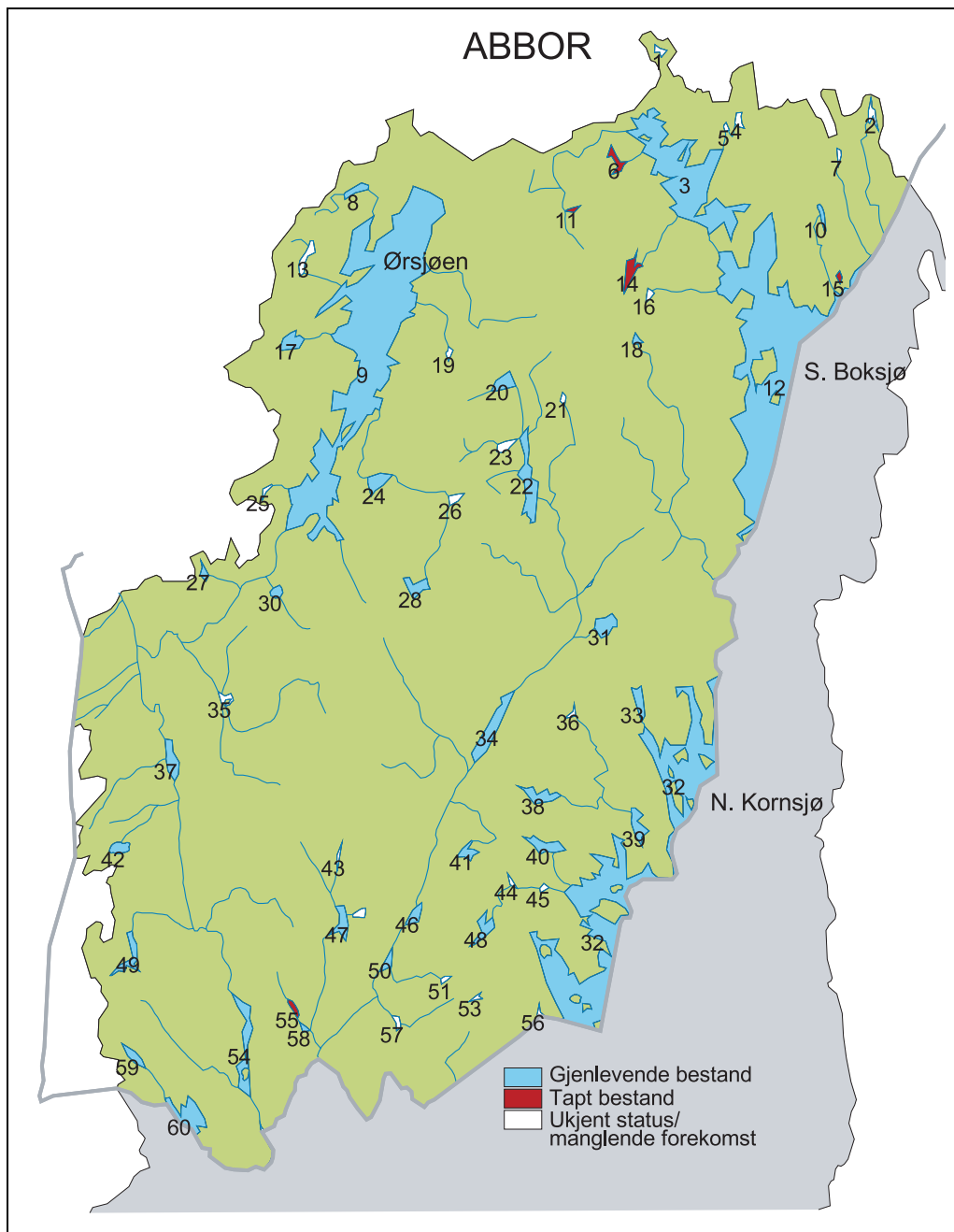
bestandene tilhører kalka innsjøer. Morten forekommer nå i to kalka lokaliteter (Nordre Kornsjø og Lysevatn), to lavereliggende vann med naturlig god vannkvalitet [Rødsvatn (17 m o.h.) og Kirkevatn (37 m o.h.)] og i tre tjern under marin grense i sørlige deler av vassdraget (Hauganetjern, Langtjern og Sevtjern).

Gjedde er også relativt vanlig i Enningdalsvassdraget, med opprinnelige bestander i minst 18 lokaliteter (figur 8). Arten forekom i tre områder; (i) sørlige deler av hovedvassdraget, fra Nordre Kornsjø og ned til Rødsvatn, (ii) Elja, som er en sidegren vest for Nordre Kornsjø og som slutter seg til hovedvassdraget ved utløp til Bullaresjøene like ved riksgrensen til Sverige, og (iii) sidegrenen i nordvest som bl a omfatter Ørsjøen og som drenerer mot sørvest, med utløp i Enningdalselva ca 1 km før den renner ut i Iddefjorden. Søndre og Nordre Boksjø med tilstøtende områder har aldri har hatt gjedde. Tre gjeddebestander (17 %) har gått tapt, hvorav én lokalitet ligger vest for Ørsjøen (Hokksjøen), mens de to andre ligger i øvre deler av Elja (Geddelundtjern og Elgsjøen). Det er for øvrig noe usikkert hvorvidt gjeddebestanden i Geddelundtjern er tapt.

Aure har forekommet i minst 14 innsjøer i vassdraget, og åtte av disse bestandene (57 %) er tapt (figur 5). Aure er reetablert ved utsettinger i minst to innsjøer; Søndre Boksjø og Nordre Kornsjø. Forekomst og status hos aure er for øvrig vanskelig å vurdere fordi arten har vært satt ut i en del lokaliteter uten at det har dannet seg stedegne bestander pga manglende gytemuligheter. Av andre laksefisker er det fortsatt sik og lagesild i Nordre Kornsjø og Ørsjøen.



Figur 5. Antall bestander av ulike fiskearter i Enningdalsvassdraget, samt antall tapte og reetablerte bestander. - Number of different species of fish in lakes in River Enningdal catchment, and number of lost and reestablished populations.



Figur 6. Tapte og gjenværende bestander av abbor i innsjøer i Enningdalsvassdraget. – Lost and remaining stocks of perch in lakes in River Enningdal catchment.

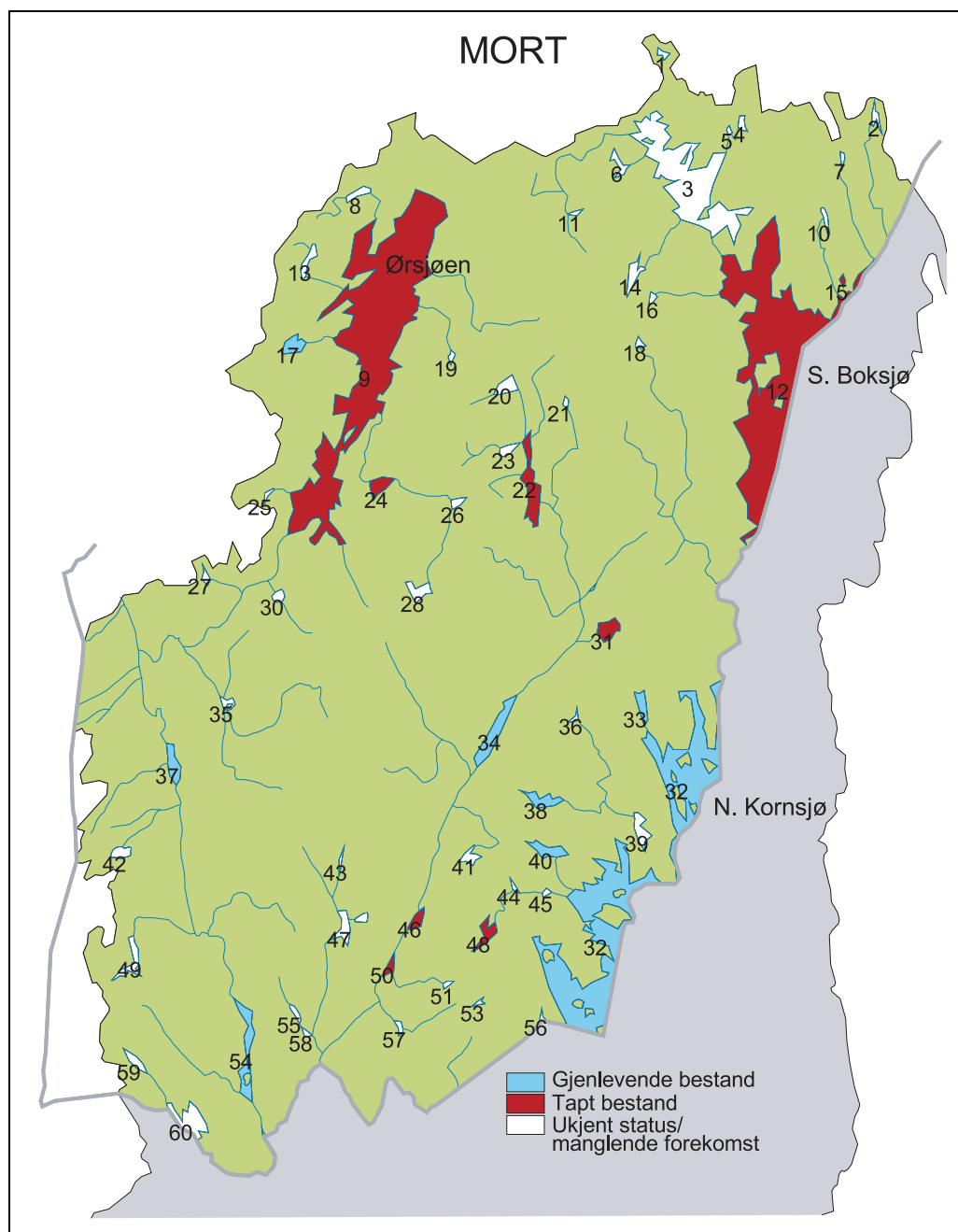
Andre arter som har gått tapt i Enningdalsvassdraget omfatter alle fem kjente bestander av vederbuk (Hokksjøen, Rødsvatn, Søndre Boksjø, Nordre Kornsjø og Ørsjøen), tre bestander av ørekyte (Nordre Boksjø, Søndre Boksjø og Hokksjøen), tre bestander av røye (Boksjøene og Ørsjøen), to bestander av krøkle (Øvre og Nedre Elgvatn) og én bestand av brasme (Rødsvatn). I Boksjøene ble ørekyten gjeninnført på 1990-tallet, trolig ved utilsiktet bruk av levende agn. I Søndre Boksjø har røya blitt reetablert etter utsettinger på svensk side. I Ørsjøen forsvant røya før 1900, noe som tilsier at årsaken ikke var forsurening. Totalt har det vært minst 114 innsjølevende fiskebestander i de kartlagte vannene Enningdalsvassdraget, hvorav 42 nå er tapt (37 %). Ut fra de historiske opplysningene om opprinne-

lige fiskesamfunn er bare rundt 12 % (n=5) av de tapte fiskebestandene reetablert etter kalking.

4.3.2 Sterkt sure sjøer

Gruppen omfatter fem lokaliteter hvor det også ble tatt krepsdyr – og vannprøver: Blanktjern, Kroktjern, Morttjern, Store Haugåstjern og Trestikket. Abbor er trolig eneste fiskeart i disse lokalitetene (**vedlegg 6a**). Abborbestandene i Kroktjern og Store Haugåstjern er vurdert som tapt. Morttjern og Trestikket har fortsatt abbor, og for Morttjern kan navnet tyde på at det også har vært mort. Blanktjern er fisketomt, og det er ukjent om det noen gang har vært fisk her.

Figur 7. Tapte og gjenværende bestander av mort i innsjøer i Enningdalsvassdraget. – Lost and remaining stocks of roach in lakes in River Enningdal catchment.

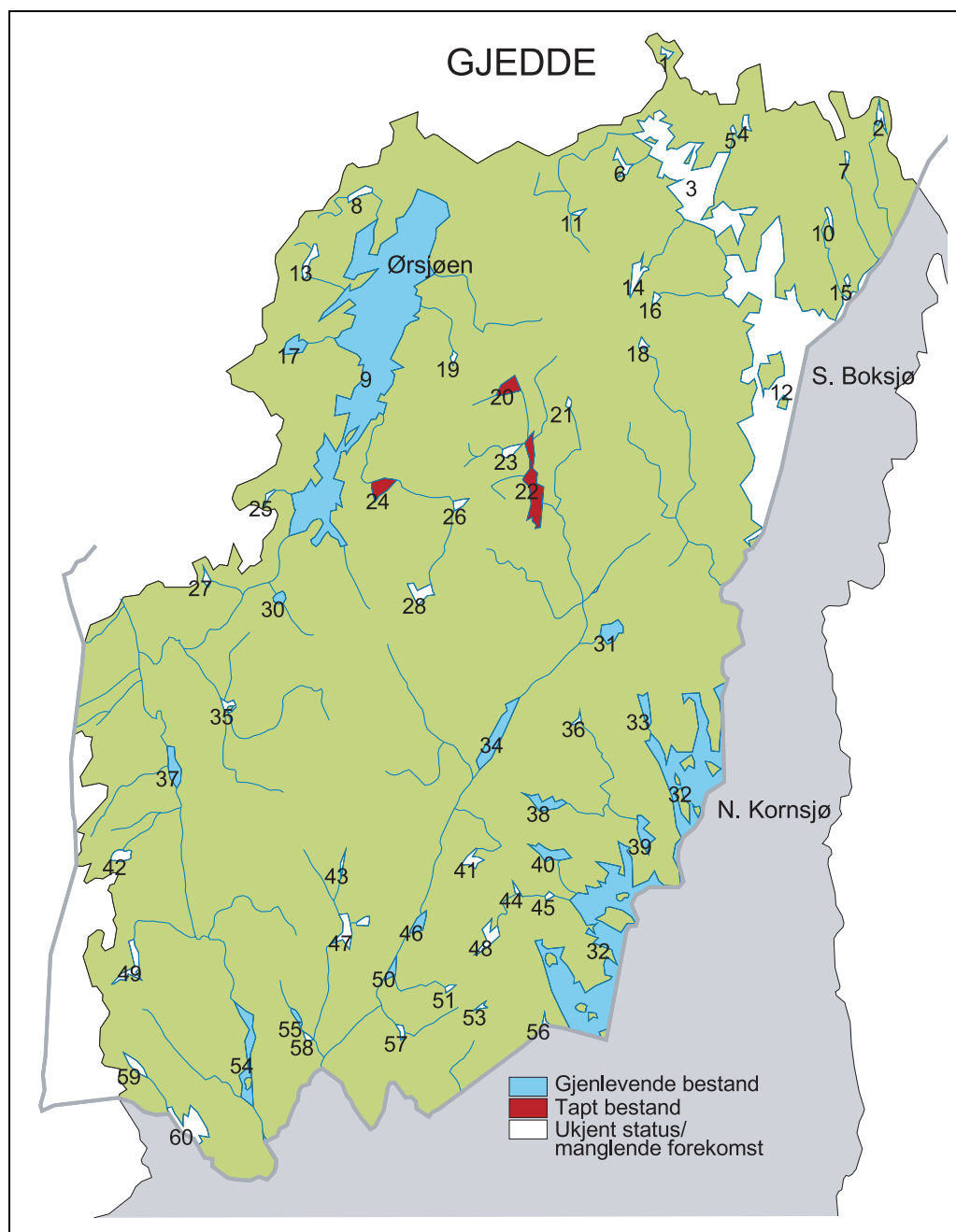


4.3.3 Svakt sure sjøer

Lokalitetene med krepsdyr- og vannprøver: Danmarktjern, Løksvatn og Hauganetjern, har abbor og gjedde, i tillegg til mort i Hauganetjern. Det er ikke rapportert om skader på noen av disse bestandene (**vedlegg 6b**). I Danmarktjern er det riktignok rapportert om aure tidligere, men tjernet har trolig aldri hatt noen stedegen bestand. Forekomsten av suter i Hauganetjern er usikker, og om bestanden eventuelt er utsatt eller stedegen (Erik Holden pers. medd.).

I tillegg foreligger det fiskestatus fra 11 lokaliteter som også vurderes som svakt sure. Totalt har disse innsjøene 29 fiskebestander, hvorav 12 har gått tapt (38 %)

(**vedlegg 6c**). Opprinnelig hadde i alle abbor, men arten mangler nå i to lokaliteter. Morten er gått tapt i tre av seks vann, mens gjedde er forsvunnet fra ett av fire vann. Videre har bestandene av vederbuk i Hokksjøen og Rødsvatn har gått tapt (jf. Borgstrøm et al.1974). Det samme gjelder ørekyta i Hokksjøen.



Figur 8. Tapte og gjenværende bestander av gjedde i innsjøer i Enningdalsvassdraget. – Lost and remaining stocks of pike in lakes in River Enningdal catchment.

4.3.4 Kalka sjøer

Først omtales lokaliteter med krepsdyr – og vannprøver: Nordre og Søndre Boksjø, Nordre Kornsjø, Lysevatt, Ørsjøen, Øvre Elgvatt og Ellefsrødtjern (**vedlegg 6d**). Ifølge Huitfeldt-Kaas (1918) hadde Nordre og Søndre Boksjø aure, røye, abbor og mort tidlig på 1900-tallet. I 1950 fikk Vasshaug opplyst at det fantes abbor, aure, røye og ørekyte i disse to innsjøene. Forekomsten av mort ble ikke nevnt, noe som betyr at Vasshaug's informant ikke kjente til denne arten. Ifølge Almer (1972) forsvant morten i Søndre Boksjø omkring 1930. Her var det tidligere også vederbuk, men bestanden døde ut før 1950 (Vasshaug 1990). Han skriver at en av hans informanter tok sin siste vederbuk på garn i vannet i 1934.

I Nordre og Søndre Boksjø ble det tatt en del aure og røye tidligere. Rundt 1900 ble det hver høst saltet ned to tønner av disse to artene, som var samlet fangst for flere småbruk ved disse to innsjøene (Birger Braadland pers. medd.). Én tønne ble tidligere reknet som 100 liter, som tilsvarer rundt 90 kg fersk fisk. Deler av auren ble tatt med sløe (lokalt kalt sla) i elva mellom Søndre og Nordre Boksjø. Sløer er innretninger av slinder som fanger fisk når den går opp eller ned i elver, spesielt i forbindelse med gytevandringen. Rundt 1950 var røyebestanden i Søndre Boksjø for nedadgående (Vasshaug 1990). En informant mente dette skyldtes rovfiske i gytetiden. Om røyebestanden i Nordre Boksjø står det følgende: "det påstås at der er røye her og, men det er

det smått med nå". Ifølge Almer (1972) forsvant røya i Boksjøene på 1960-tallet.

Tidlig på 1950-tallet ble aurebestanden i Nordre Boksjø vurdert som ikke særlig tallrik, noe som ble satt i sammenheng med dårlig klekkesuksess pga lav pH og små rekrutteringsarealer (Vasshaug 1990). På samme tid ble imidlertid aurebestanden i Søndre Boksjø karakterisert som fin, og den hadde også spist asell (*Asellus aquaticus*). I 1965 ble auren i innsjøen reknet som utdødd, og det resulterte i utsettinger på slutten av 1960-tallet (Øxnevad 1995). Ved prøvefiske i Nordre Boksjø i 1973, 1991 og 1994 ble det bare tatt abbor, samt noen få aure (Borgstrøm et al. 1974, Øxnevad 1995, Kleiven & Håvardstun 1997). Etter undersøkelsen i 1973 ble det konkludert med at innsjøen kun hadde en levedyktig bestand av abbor, da det ellers bare ble tatt én aure (Borgstrøm et al. 1974). Seinere observasjoner viste at auren i Nordre Boksjø ikke ble helt utryddet (Jens Nybøle pers. medd.). Etter kalkingen i 1985 tok aurebestanden seg kraftig opp, og ut fra prøvefisket i 1994 ble det konkludert med at forekomsten var god (Kleiven & Håvardstun 1997). Etter kalking har aurebestandene i Boksjøene økt betydelig, og utsettingene har derfor opphørt. Ved elfiske høsten 1994 ble det registrert mye gytemoden aure på utløpet av Nordre Boksjø, mens tettheten i en ukalket innløpsbekk fortsatt var lav (Øxnevad 1995). Ved elfiske i elva mellom Nordre og Søndre Boksjø i juni 1997 ble det fanget nærmere 20 årsyngel av aure rundt 25 m ovenfor innløpet til Søndre Boksjø (Karlsen 1997). På andre strekninger av elva ble det ikke fanget 0+ aure. Følgelig har denne elvestrekningen stor betydning som rekrutteringsområde for aurebestandene i Nordre og Søndre Boksjø. Gyteområdene synes å være begrenset til en strekning på til sammen 100-150 m i øvre og nedre deler av elva. Søndre Boksjø har i dag bestander av abbor, aure og ørekyte, i tillegg til en tynn bestand av røye (Ludvig Moxnes pers. medd.).

På 1990-tallet ble røya i Søndre Boksjø reetablert vha svenske utsettinger. På norsk side av innsjøen er det nå en tynn/middels tett røyebestand, og den har i seinere år blitt beskattet noe ved isfiske. Reetableringen av ørekyte i Nordre Boksjø mener man fra lokalt hold skyldes +bruken av levende agn. Dette skjedde trolig på midten av 1990-tallet, for ved elfiske i elva mellom Nordre og Søndre Boksjø i 1994 ble det ikke fanget ørekyte (jf. Øxnevad 1995). Ved en tilsvarende undersøkelse i juni tre år seinere ble det fanget ørekyte flere steder i elva (Karlsen 1997). De største tetthetene av ørekyte ble registrert i utløpet av Nordre Boksjø, men det var også mye ørekyte i nedre deler av elva. De to siste årene er det observert store stimer av ørekyte ved utløpet av Nordre Boksjø. Det er neppe tvil om at Nordre Boksjø opprinnelig hadde ørekyte, for i Søndre Boksjø og Hallerødbekken har arten alltid forekommet [ifølge Leif Lättsjö, fiskerikonsulent i Elvsborg län (Karlsen 1997)]. Ørekyta er ømfintlig for forsurening, og det tvilsomt om

den har overlevd forsureningen av vassdraget (jf. Hesthagen & Sandlund 1997).

I Nordre Kornsjø ble det i 1950 rapportert om abbor, gjørs, mort, gjedde, sik og krøkle (Vasshaug 1990). Det ble opplyst at gjørsen var utsatt på svensk side. Etter kalking er det rapportert om bestander av abbor, gjedde, mort, sik og lagesild, samt sporadiske forekomster av suter og aure. Ingen har i dag kjennskap til om det forekommer gjørs i Nordre Kornsjø. Det betyr at arten enten ikke etablerte seg eller at bestanden er svært liten. Før kalking hadde Nordre Kornsjø bare en svært sporadisk forekomst av mort, men i seinere år har bestanden blitt tallrik. Det er ingen som i dag kan bekrefte at det har vært krøkle Nordre Kornsjø tidligere. Det betyr at enten så døde bestanden for lenge siden, eller at Vasshaug's informant forvekslet den med lagesild. Den siste teorien er mest sannsynlig fordi lagesild ikke ble nevnt ved kartleggingen i 1950.

I 1950 ble det opplyst at Lysevatn hadde bestander av abbor, mort og gjedde (Vasshaug 1990). Ifølge målinger var innsjøen den gang relativt sur (pH 5,5), og vannet ble vurdert som ualminnelig brunt. I bekken både ovenfor og nedenfor vannet fantes det aure, men gjedda holdt den vekk fra selve vannet. Abbor var små og dårlig, noe som ble satt i sammenheng med at vannet hadde en tett bestand av mort. I både 1973 og 1993 ble det oppgitt at vannet bare hadde abbor og gjedde. I 2002 ble det imidlertid opplyst at det fortsatt fantes mort i Lysevatn. Før kalking var bestanden så fåtallig at de fleste trodde den var utdødd.

I Ørsjøen ble det registrert abbor, mort, aure, gjedde, sik, krøkle og vederbuk i 1950 (Vasshaug 1990). Auren i vannet ble vurdert som flott. I strandregionen ble det funnet ei død krøkle, og en kjentmann mente at arten fortsatt fantes i innsjøen. Ved et prøvefiske i 1973 ble det fanget abbor, mort og gjedde, mens det ble opplyst at det tidligere hadde vært lagesild, sik og aure (Borgstrøm et al. 1974). Ved intervju-undersøkelsen foretatt av "SNSF-prosjektet" i 1975 ble det opplyst at Ørsjøen hadde sik, lagesild og aure (Sevaldrud & Muniz 1980). Bestandene av både sik og aure hadde blitt redusert allerede på 1930-tallet. I 1993 ble det opplyst at innsjøen hadde de samme fiskeartene som oppgitt i 1950, bortsett fra at krøkle ikke ble nevnt. Morten hadde gått tapt på 1970-tallet. I 1950 ble trolig krøkla forvekslet med lagesild, eller at sistnevnte art ble oversett. I 2002 ble det opplyst at det også har vært røye i Ørsjøen tidligere, men at den forsvant for rundt 100 år siden. I dag har Ørsjøen bestander av aure, abbor, gjedde, lagesild, sik og ål. Etter kalking har abborbestanden utviklet seg fra tynn til middels tett. Siken var trolig nærmest utryddet på midten av 1960-tallet, mens status nå blir oppgitt som tynn. Følgende arter har med sikkerhet forsvunnet fra Ørsjøen: mort, røye og vederbuk. Tidligere ble det tatt noe stor aure i Ørsjøen, blant annet ett individ som veide 4,8 kg på 1960-tallet, av Bjørn Fremmegård. El-

fiske i 1997 viste gode tettheter av aure både i bekken fra Ellefsrødtjern og i utløpsbekken (Ørbekken) (Karlsen unpubl. data).

I 1950 ble det opplyst at Øvre og Nedre Elgvatn hadde disse fiskeartene: abbor, gjedde, mort og krøkle (Vasshaug 1990). Den eneste opplysningen om krøkle for over 50 år siden var at ett individ ble funnet i en gjeddemage. Vannkvaliteten i 1950 var god, med pH 6,3-6,4. I både 1973 og 1993 ble det opplyst at Øvre Elgvatn hadde bestander av abbor, gjedde og aure. Et prøvofiske i 1995 ga et utbytte på 154 abbor og én gjedde (Forseth et al. 1997a, b). Vannet har nå en tett bestand av abbor, en middels tett bestand av gjedde, samt aure. Forsuringen har derfor utryddet morten, og det samme gjelder trolig krøkla.

Ifølge Vasshaug forekom det abbor, gjedde og mort i Ellefsrødtjern i 1950 (Vasshaug 1990). I 1973 og 1993 ble det oppgitt at tjernet hadde abbor og gjedde, samt aure i 1993. I 2002 ble det opplyst forekomster av abbor og gjedde, noe som betyr at morten er utryddet.

Samlet har de sju kalka sjøene tapt 10 fiskebestander. Ut fra de historiske opplysningene er verken mort eller vederbuk reetablert i Boksjøene. Videre mistet Nordre og Søndre Boksjø røyebestandene på 1950/60-tallet, men i sistnevnte lokalitet er den reetablert ved utsettinger på svensk side. Ørekyte er gjeninnført i begge Boksjøene, trolig ved utilsiktet bruk av levende agn. Videre er mort og røye tapt i Ørsjøen, og ingen av artene er reetablert. Når en tar med at morten er utryddet i Øvre Elgvatn, mangler syv fiskearter før det naturlige fiske-samfunnet er gjenskapt i disse sjøene.

Det foreligger fiskestatus for ytterligere 14 kalka lokaliteter: Sandvatn, Nordre og Søndre Hogsjø, Brønntjern, Geddelundtjern, Tolldalsvatn, Elgsjøen, Nedre Elgvatn, Slatjern, Holmvatn, Langvatn, Langevatn, Damtjern og Langebuvatn. For Godatjern og Kutjern mangler vi foreløpig opplysninger om fiskestatus (**vedlegg 6e**).

I 1950 ble det opplyst at Sandvatn hadde bestander av aure og abbor (Vasshaug 1990). Det var satt ut aure i vannet to ganger, siste gang på slutten av 1940-tallet. I både 1973 og 1993 ble det opplyst at vannet hadde aure og abbor. Ifølge informanten i 1993 gikk aurebestanden tapt på 1950-tallet. Etter kalking har det utviklet seg en tett bestand av abbor i Sandvatn, som nå er eneste fiskeart (**vedlegg 6e**).

På 1950-tallet hadde Nordre og Søndre Hogsjø (grenser til Sverige) abbor og aure (Vasshaug 1990). Ved intervjuundersøkelsen i 1973 ble det opplyst at begge artene forekom, bortsett fra at auren manglet i Søndre Hogsjø. I både 1993 og 2002 ble det opplyst at aure og abbor forekom i begge Hogsjøene, i tillegg til røye i Søndre Hogsjø. Ifølge opplysninger fra 2002 blir det satt ut aure hvert år i Nordre Hogsjø. På et skjema som ble

fylt ut i forbindelse med kalkingen av Søndre Hogsjø på 1970-tallet, står aure, røye, abbor og ål oppført som fiskearter. Røya var middels stor, med fem individ pr. kg i fangstene. Abboren ble imidlertid vurdert som svært småvokst, med 30 individ pr. kg fangst. I årene 1970-72 ble det til sammen satt ut 6.000 aureyngel i Søndre Hogsjø. Det er ukjent om røya i vannet er utsatt.

På 1950-tallet hadde Brønntjern abbor og gjedde (Vasshaug 1990). Abboren var små med få individ over 200 gram, noe som tyder på en tett bestand. Det forekom en god del gjedde i tjernet på den tiden. I både 1973 og 1993 ble det opplyst at Brønntjern hadde middels tette bestander av abbor og gjedde. Ved et prøvofiske i 1995 ble det bare fanget abbor, og fangstutbyttet tydet på en tett bestand (Forseth et al. 1997a,b). I 2002 ble abbor – og gjeddebestanden oppgitt som henholdsvis tett og middels tett. Det er ikke uvanlig at et prøvofiske kan gi et feilaktig inntrykk av mengden gjedde i en lokalitet.

I 1950 hadde Geddelundtjern abbor, gjedde og mort (Vasshaug 1990). I 1972 ble det opplyst at tjernet bare hadde abbor og mort, i motsetning til abbor og gjedde i 1993. Ifølge opplysninger fra 2002 er det nå bare abbor i Geddelundtjern, noe som betyr tapte bestander av gjedde og mort. Det er imidlertid en viss usikkerhet mht status for gjedda i dette tjernet.

Trolldalsvatn, kalt Halvardtjern av Vasshaug, hadde i 1950 aure og abbor. Auren var utsatt ut på slutten av 1940-tallet. I 1973 ble det opplyst at abborbestanden var i tilbakegang, og at auren hadde forsvunnet. I 1993 hadde vannet middels tette bestander av abbor og aure, som også var status i 2002.

I 1950 var Elgsjøen relativt surt (pH 5,7), og hadde bestander av abbor, gjedde og mort (Vasshaug 1990). På den tiden var det mye gjedde i vannet, og de største individene veide rundt fem kg. Abboren ble karakterisert som dårlig, noe som tyder på en tett bestand. I både 1973 og 1993 ble det opplyst at Elgsjøen fortsatt hadde abbor og gjedde. I dag blir det derimot bare rapportert om abbor, noe som innebærer at forsuringen har utryddet morten og gjedda.

Nedre Elgvatn hadde opprinnelig de samme fiskeartene som Øvre Elgsjø, nemlig abbor, gjedde, krøkle og mort. Forsuringen har utryddet bestandene av krøkle og mort. Det er nå rapportert om aure i Nedre Elgsjø, men det er ukjent om det foregår naturlig rekruttering. De øvrige vannene har kun abbor, bortsett fra gjedde i Slatjern.

5 Oppsummering og konklusjon

Enningdalsvassdraget har en betydelig vannkjemisk gradient, noe som blant annet skyldes effekter av forsurening, kalkingen og marine avleiringer. I forbindelse med utvelgelsen av lokaliteter la vi vekt på å etablere et datasett som spente over en vid pH-gradient, som i tillegg til kalka sjøer skulle inkludere både sterkt og svakt sure sjøer. Til sammen er 23 innsjøer i vassdraget kalket på norsk side, og disse lokalitetene utgjør hele 92 % av innsjøarealet. Vannkvalitetsmålene for de kalka innsjøene synes å være oppfylt, både mht pH (6,23-7,14), alkalitet (43-243 $\mu\text{ekv/L}$) og konsentrasjonen av giftig labilt aluminium (0-16 $\mu\text{g/L}$).

Rapporten bekrefter tidligere antagelser om at reetableringen av ulike krepsdyrarter i forsuringsskadede lokaliteter i sørøstlige deler av Østfold går raskere enn i sørlige og vestlige deler av landet (Walseng et al. 1995). En viktig forklaring på dette er kort avstand til vann (refugier) med et høyt artsantall, som områder under marin grense. Boksjøene ligger f eks nær marin grense. Undersøkelsen viser at en bedret vannkvalitet i de siste årene har ført til en reetablering av mange forsuringfølsomme krepsdyrarter. Eksempler på arter som krever en god vannkvalitet, er de planktoniske vannloppene *Daphnia galeata*, *D. cristata*, *Ceriodaphnia pulchella*, *Limnospiza frontosa*, samt *Leptodora kindtii*. Litorale vannlopper og hoppekreps som er karakterisert som følsomme mot forsurening, ble også funnet i de kalka vannene.

Enningdalsvassdraget er spesielt verdifullt som referansevassdrag for fisk fordi det foreligger flere arbeider som beskriver forekomst og status for ulike fiskearter før eller i en tidlig fase av forsuringen. Spesielt er registreringene til Jørgen Vasshaug fra 1950 verdifulle, som omfattet 25 lokaliteter. Disse opplysningene gir oss et sikrere grunnlag til å vurdere hva som var opprinnelige fiskearter i de enkelte innsjøene. Ved siden av de historiske kildene kommer dagens kartlegging, basert på spørreskjema som ble sendt til enkeltpersoner i foreninger og lag. Det foreligger opplysninger om fiskestatus fra 42 innsjøer, som omfatter nær alle vassdragets lokaliteter større enn ca 1,2 ha. Innsjøer med manglende opplysninger om fisk er derfor små og mange er trolig fisketomme. Spørreundersøkelser er en tilfredsstillende metode for å kartlegge fiskebestander i lokaliteter med få arter. I Enningdalsvassdraget er det imidlertid minst tre forhold som gjør at denne metodikken har sine svakheter. (i) Vassdraget har relativt mange småtjern, og i slike lokaliteter er kunnskapen om fisk relativt dårlig fordi det blir fisket lite og fiske bare foregår med krokredskaper. Det er derfor få personer som kjenner bestandsforholdene hos fisk i slike lokaliteter. (ii) Enningdalsvassdraget har relativt mange fiskearter, og i flerartssamfunn kan det være dårlig kunnskap om arter

som enten forekommer fåtallig eller som i liten grad beskattes, som f eks ulike karpefiskarter. (iii) Dersom det har gått lang tid siden fiskearter ble utryddet, er det få eller ingen som lenger har kunnskap om disse forholdene. Dette er til relevant for Enningdalsvassdraget, der fiskebestander gikk tapt for over 70 år siden.

Abbor, gjedde, mort og aure er de vanligste fiskeartene i Enningdalsvassdraget. I flere vann er abbor nå eneste fiskeart. Aure har vært satt i mange lokaliteter, uten at stedeegne bestander har etablert seg pga manglende gyte- og oppvekstområder i rennende vann. Den marine grensen på 174 m o.h. er trolig avgjørende for forekomsten av flere fiskearter i Enningdalsvassdraget, som f eks at gjedda mangler i Boksjøene. Det er ellers vanskelig å angi de naturlige fiskesamfunnene i regionen, fordi arter kan ha blitt innført og gått tapt uten at dette er kjent. Det er derfor vanskelig å gi en fullstendig beskrivelse av utbredelsen til de forskjellige fiskeartene i vassdraget. Det er f eks grunn til å anta at Ørsjøen også hadde ørekyte fordi den forekom i Hokksjøen. Utbredelsen til krøkle er også noe usikker og kan ha forekommet i flere lokaliteter enn det som framgår av denne kartleggingen. Krøkla finnes fortsatt i vassdraget, nemlig i Bullaresjøene på svensk side.

Forsuringen har ført til omfattende endringer av fiske-samfunnene i Enningdalsvassdraget. De første fiskebestandene gikk trolig tapt allerede på 1930-tallet, da morten forsvant fra Boksjøene og vederboken fra Søndre Boksjø (Almer 1972, Vasshaug 1990). Allerede i 1950 hadde Nordre og Søndre Boksjø dårlig vannkvalitet idet pH ble målt til 4,7-4,9. Det er ikke usannsynlig at forsuringen utryddet flere karpefiskarter for rundt 70 år siden. Totalt har minst 42 innsjølevende fiskebestander gått tapt i løpet av 1900-tallet. Dette har resultert i utryddelsen av alle kjente bestander av vederbuk, ørekyte, røye (minus én bestand) og krøkle, totalt 13 bestander. Blant de vanligste gjenlevende artene er morten påført størst skader, idet den er utryddet i 12 av 19 innsjøer (63 %). Tilsvarende tall for andre vanlige arter som aure, gjedde og abbor er henholdsvis 57, 17 og 13 %. Denne artsvariasjonen i tapsprosent gjenspeiler forskjeller i toleranse for surt vann (jf. Appelberg et al. 1992, Lien et al. 1996, Appelberg 1998, Rask et al. 2000). Abboeren hadde gått tapt i to lokaliteter vest for Nordre Boksjø, med pH og labilt aluminiumsinnhold på henholdsvis 4,81 vs. 4,93 og 44 vs. 72 $\mu\text{g/L}$. Derimot er det ikke rapportert om skader på abboeren i de tre lokalitetene under marin grense i sørlige deler av vassdraget, der gjennomsnittsverdiene for de to parametrene lå på henholdsvis 5,73 (5,51-5,84) og 11 (6-19) $\mu\text{g/L}$. Ut fra disse vannkvalitetsforskjellene er opplysningene om de tapte abborbestandene forventet (jf. Runn et al. 1977, Hesthagen et al. 2000, 2001).

Skader på fiskebestander i Enningdalsvassdraget kan også skyldes andre årsaker enn forsuring. Dette gjelder f eks Boksjøene som er noe regulert, i tillegg til at det er

grøftet en del i nedbørsfeltet til Nordre Boksjø. Slike inngrep kan blant annet virke negativt på rekrutteringen hos røye ved at fint materiale sedimenteres på gyteplassene og dreper rogn (Hesthagen & Sandlund 1995, Saksgård et al. 1999, Hesthagen & Saksgård 2000).

Til tross for omfattende kalking i Enningdalsvassdraget i mer enn 20 år, er bare rundt 12 % av de tapte fiskebestandene reetablert. Rekoloniseringen av en art kan enten skje ved utsettinger eller ved naturlig innvandring fra andre lokaliteter i vassdraget med intakte bestander. Også i andre forsursområder har tapte fiskebestander i liten grad blitt reetablert etter kalking, bortsett fra utsetting av aure og i noen få tilfeller røye (jf. Forseth et al. 1997a,b, Hesthagen & Saksgård 2000). Det er også eksempler på naturlig rekolonisering hos abbor og sik etter kalking (Kleiven 1995, 1997, Hesthagen et al. 2002). Hos en art som aure, med mange bestander innen et vassdrag, er nok naturlig reetablering mer vanlig. I tillegg foregår det ofte omfattende utsettinger av aure. I Boksjøene skyldes trolig reetableringen av ørekyte at den er brukt som levende agn. Det er en viss tradisjon med slikt fiske i området, blant annet blir det fanget ørekyte i lille Erte øst for Halden (Jan-Erik Eggen pers. medd.). Andre reetableringer omfatter røye i Søndre Boksjø etter utsettinger på svensk side av vannet, mens aure er reetablert i Søndre Boksjø og Nordre Kornsjø etter norske utsettinger. Selv om vannkvaliteten blir tilfredsstillende etter kalking, begrenses en naturlig rekolonisering hos fisk i de fleste tilfellene av fysiske hindringer. Dette gjelder trolig også for reetableringen av fisk i Enningdalsvassdraget. Men også andre forhold kan være avgjørende, som artens vandringsevne, avstand til nærmeste restbestand, størrelsen på restbestanden og forekomsten av andre fiskearter på grunn av konkurranse og predasjon (Bergquist 1991). I et vassdrag der forsuringen har utryddet mange bestander, vil det være nødvendig med utsettinger dersom en ønsker å gjenskape de opprinnelige fiskesamfunnene.

6 Sammendrag

I forbindelse med planene om å inkludere et kalket vassdrag i sørøstlige deler av landet i det nasjonale overvåkingsprogrammet, ble det gjennomført ferskvannsbiologiske undersøkelser Enningdalsvassdraget i sørøstlige deler av Østfold høsten 2001. Vassdraget ligger vesentlig i Halden kommune, med en liten del i Aremark. Enningdalsvassdraget (780 km²) er et grensevassdrag til Sverige, med ca 2/3 på svensk side. På norsk side har vassdraget 60 innsjøer større enn ca 1,2 ha, med et totalareal på 29,146 km². Kalkingen av vassdraget kom i gang tidlig på 1970-tallet, og omfatter nå 23 lokaliteter med et areal på 26,866 km².

Det ble tatt vannprøver og krepsdyrprøver fra 17 vann i august 2001. Fiskestatus foreligger for 42 innsjøer basert på utsendte spørreskjema, og sammenholdt med tidligere data (1950, 1970-tallet og 1990-tallet). Ut fra vannkjemiske kriterier ble de undersøkte lokalitetene inndelt i tre kategorier: (i) sterkt sure sjøer lokalisert over marin grense, (ii) svakt sure sjøer lokalisert under marin grense og (iii) kalka sjøer. Vannkvaliteten i de kalka innsjøene synes å være god, både med hensyn til pH (6,23-7,14), alkalitet (43-243 µekv/L), syrenøytraliserende kapasitet [ANC] (66-269 µekv/L) og konsentrasjonen av labilt aluminium (0-16 µg/L). De svakt sure innsjøene over marin grense hadde relativt god vannkvalitet, både mht pH (5,51-5,84), ANC (50-57 µekv/L) og labilt aluminium (6-19 µg/L). Derimot hadde fem sure sjøer over marin grense i skogsområdet vest for Nordre Boksjø marginal vannkvalitet, både mht pH (4,73-4,93), alkalitet (0 µekv/L) og labilt aluminium (44-72 µg/L).

Det ble registrert 62 arter av krepsdyr (43 vannlopper og 19 hoppekrepser), der ingen av artene kan karakteriseres som sjeldne. Antall arter ble fordoblet fra den sureste lokaliteten (pH 4,67) med 17 arter til de to lokalitetene med pH over 7,0 (35 og 36 arter i henholdsvis Søndre Boksjø og Nordre Kornsjø). Trestykket skilte seg ut med en mer artsfattig fauna enn forventet i forhold til pH (5,08). Trestykket hadde imidlertid lavest ledningsevne og klarest vann. Den store artsrikdommen i Løksvatn (33 arter) kan ha sammenheng med at vannet har en naturlig god vannkvalitet og et relativt høyt humusinnhold (pH 5,84).

DCA-ordinasjon av artslistene fra de 17 vannene viste at 33 % av variasjonen i materialet kunne forklares av de to første aksene. 1-aksen alene forklarte 24 % av variasjonen. Lengden til 1-aksen var 1,927. Korrelasjonen mellom pH og 1. aksen var signifikant ($r^2=0,73$, $p<0,001$). Trestykket lå lengst til venstre i plottet, mens Ørsjøen og Nordre Kornsjø var plassert i motsatt ende av 1-aksen. Ellefsrødtjern og Langvatn ligger også i den samme enden av 1-aksen, mens Hauganetjern, Øvre Elgvatn og Lysevatn ligger nærmere sentrum av plottet, der artlistene er spredt langs 2-aksen.

Survannstolerante arter som *Acantholeberis curvirostris*, *Alona rustica* og *Diacyclops nanus* var vanlig i de sureste lokalitetene. Mer enn 20 arter var vanlig i lokaliteter med pH over 5,5, mens de manglet helt i de sureste lokalitetene. Vannloppene *Limnospira frontosa*, *Ceriodaphnia pulchella*, *Daphnia cristata*, *Bosmina longirostris*, *Ophryoxis gracilis*, *Alona costata*, *Alonella exigua*, *Disparalona rostrata* og *Pseudochydorus globosus*, samt hoppekrepsene *Heteropcope appendiculata* og *Eucyclops* sp., er slike eksempler. Alle disse artene er karakterisert som mer eller mindre følsomme mot forsuring. *Daphnia galeata* er ny art for Søndre Boksjø etter kalking. Denne arten er ikke registrert i noen av de øvrige lokalitetene, med *D. cristata* som eneste daphnia-art. Undersøkelsen konkluderer med at reetableringen av krepsdyr i forsuringsskadede lokaliteter i sørøstlige deler av Østfold går raskere enn i sørlige og vestlige deler av Sør-Norge. Korte avstander til områder (refugier) med god vannkvalitet og et generelt høyt biologisk mangfold innen regionen, er vurdert som viktige årsaker til en høy restaureringsgrad.

Opprinnelig forekom det minst 114 fiskebestander fordelt på 42 innsjøer, og av disse har 42 bestander gått tapt (37 %). Abbor, gjedde, mort og aure er de vanligste fiskeartene. Alle kjente bestander av vederbuk, ørekyte, røye (minus én bestand) og krøkle har gått tapt, totalt 13 bestander. Abbor forekommer eller har forekommet i minst 40 innsjøer, hvorav fem bestander (13 %) nå er tapt. Gjerdde fantes opprinnelig i 18 vann, og tre av disse er tapt (17 %). Nitten innsjøer hadde opprinnelig mort, men arten er tapt i 12 lokaliteter (63 %). Blant aure åtte av 14 bestander (57 %) gått tapt. Artsvariasjonen i andelen tapte bestander gjenspeiler forskjeller i følsomhet for forsuring. Bare rundt 12 % av de tapte fiskebestandene er hittil gjeninnført, som skyldes utsetninger. Det gjelder ørekyte i Boksjøene, røye i Søndre Boksjø, samt aure i Søndre Boksjø og Nordre Kornsjø. Til tross for at kalkingen har gitt en god vannkvalitet, har altså få fiskebestander blitt reetablert. En naturlig rekolonisering av fisk i vassdraget hindres først og fremst av manglende restbestander og fysiske barrierer.

7 Litteratur

- Alenäs, I. 1986. Kalkningsprosjektet Härskogen 1976-86. - Swedish Environ. Res. Inst., B 846.
- Almer, B. 1972. Effects of acidification of fish populations in lakes on the Swedish west coast. - Inform. Inst. Freshwat. Res. Drottningholm No. 12. 47 s.
- Appelberg, M. 1995. Liming strategies and effects: the Lake Gyslättsjön case study. - s. 353-362 i Henrikson, L. & Brodin, Y.W., red. Liming of acidified surface waters. A Swedish synthesis. Springer Verlag, Berlin.
- Appelberg, M. 1998. Restructuring of fish assemblages in Swedish lakes following amelioration of acid stress through liming. - Rest. Ecol. 6: 343-352.
- Appelberg, M., Ekström, C. & Hörnström, E. 1990. Stora Härsjön - ett exempel på integrerad oppfølging av kalkingens effekter. - Information från Søtvatenslaboratoriet, Drottningholm (1990) 1: 1-20.
- Appelberg, M., Degerman, E. & Norrgren, L. 1992. Effects of acidification and liming on fish in Sweden - a review. - Finnish Fish. Res. 13: 77-91.
- Arvola, L., Salonen, K., Bergström, I., Heinänen, 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: 737-758.
- Bergquist, B.C. 1991. Extinction and natural recolonization of fish in acidified and limed lakes. - Nordic J. Freshw. Res. 66: 50-62.
- Borgström, R., Eie, J.A., Hardeng, G., Nordbakke, R., Raastad, J.E. & Solem, J.O. 1974. Inventeringer av verneverdige områder i Østfold. - Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske 17: 1-71.
- Ekeberg, A.K. & Walseng, B. 2000. Kolonisering av tre nyetablerte fangdammer i Trøgstad kommune. - NINA Fagrapport 43: 1-49.
- 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., Hornström, E., Mossberg, P. & Nyberg, P. 1983. Ecological effects of lime treatment of acidified lakes and rivers in Sweden. - Hydrobiologia 101: 145-164.
- 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. 1997a. Biologisk status i kalka innsjøer. - NINA Oppdragsmelding 508: 1-52.

- Forseth, T., Halvorsen, G.A., Ugedal, O., Fleming, I., Schartau, A.K.L., Nøst, T., Hartvigsen, R., Raddum, G., Mooij, W. & Kleiven, E. 1997b. Biologisk status i kalka innsjøer -vedleggsrapport for de enkelte innsjøene. - NINA Oppdragsmelding 508: 1-52.
- Frey, D.G. 1965. Differentiation of *Alona costata* Sars from two related species (Cladocera, Chydoridae). - *Crustaceana* (Leiden) 8: 159-173.
- Halvorsen, G. & Elgmork, K. 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. Ferskvannsbioologiske undersøkelser av grytehullsjøene i Gardermo-området. - NINA Forskningsrapport 57: 1-42.
- Hasselrot, B., Andersson, B.I. & Hultberg, H. 1984. Ecosystem shifts and reintroduction of arctic char (*Salvelinus salvelinus* (L.)) after liming of a strongly acidified lake in Southwestern Sweden. - *Rep. Inst. Freshwat. Res., Drottningholm* 61: 78-92.
- Henrikson, L. & Brodin, Y.W. 1995. Liming of acidified surface waters. A Swedish synthesis. - Springer Verlag, Berlin. 458 s.
- Herbst, H.V. 1976. Blattfusskrebse (Phyllopoden: Echte Blattfüsser und Wasserflöhe). - Kosmos-Verlag Franckh, Stuttgart. 130 s.
- Hesthagen, T., Rosseland, B.O., Berger, H.M. & Larsen, B.M. 1993. Fish community status in Norwegian lakes in relation to acidification: a comparison between interviews and actual catches by test-fishing. - *Nordic J. Freshw. Res.* 68: 34-41.
- Hesthagen, T. & Sandlund, O.T. 1995. Current status and distribution of Arctic char *Salvelinus alpinus* (L.) in Norway: The effects of acidification and introductions. - *Nordic J. Freshw. Res.* 71: 275-295.
- Hesthagen, T. & Sandlund, O.T. 1997. Endringer i utbredelse av ørekyte i Norge: årsaker og effekter. - NINA Fagrapport 13: 1-16.
- Hesthagen, T., Sevaldrud, I.H. & Berger, H.M. 1999. Assessment of damage to fish populations in Norwegian lakes due to acidification. - *Ambio* 28: 112-117.
- Hesthagen, T. & Saksgård, R. 2000. Effekt av kalking på fiskebestander i innsjøer med vekt på røye. - NINA Oppdragsmelding 643:1-18.
- Hesthagen, T., Nøst, T., Berger, H.M., Schartau, A.K.L., Saksgård, R. & Fløystad, L. 2000. Forsøk med reetablering av abbor i forsurede innsjøer på Sørlandet. En analyse basert på fiskeutsettinger. - NINA Oppdragsmelding 664: 1-30
- Hesthagen, T., Berger, H.M., Schartau, A.K.L., Nøst, T., Saksgård, R. & Fløystad, L. 2001. Low success rate in re-establishing European perch in some highly acidified lakes in southernmost Norway. - *Water, Air, and Soil Pollut.* 130:1361-1366.
- Hesthagen, T., Berger, H.M. & Fløystad, L. 2002. Tovdalsvassdraget. Innlandsfisk. - I: Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 2001. - DN Notat 2002-1: 56-58.
- 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 correspondence analysis; an improved ordination technique. - *Vegetatio* 42: 47-58.
- Huitfeldt-Kaas, H. 1918. Ferskvandfiskenes indvandring og utbredelse i Norge, med et tillæg om Krebsen. - Centraltrykkeriet, Kristiania.
- 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 naturvårdsverk, Rapport 1864.
- Hörnström, E., Ekström, C. & Andersson, P. 1992. 10 Mellansvenska sjöar, kalkningeffekter på plankton och vattenkemi. - Statens naturvårdsverk, Rapport 4048.
- Johnson, R.K., Widerholm, T. & Rosenberg, D.M. 1993. Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations, and species assemblages of benthic macroinvertebrates. - s. 40-158 i Rosenberg, D.M.R., V.H., red. Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman & Hall, New York.
- Jørgensen, I. 1972. Forandringer i strukturen til planktoniske og litorale Crustacea-samfunn under gjen-groing av humusvann i området Nordmarka og Krokskogen ved Oslo, korrelert med hydrografiske data. - Hovedfagsoppgave i spesiell zoologi, Univ. i Oslo. 83 s.
- Karlsen, L.R. 1997. El-fiske og befarng av bekken mellom Nordre og Søndre Boksjø, 13.06.97. - Notat, Fylkesmannen i Østfold.
- Kiefer, F. 1973. Ruderfusskrebse (Copepoden). - Kosmos-Verlag, Franckh, Stuttgart. 99 s.
- Kiefer, F. 1978. Freilebende Copepoda. - Elster, H. J. & Ohle, W., red. Das Zooplankton der Binnengewässer 26: 1-343.
- Kleiven, E. 1995. Rorevassdraget-Fisk. I: Kalking i vann og vassdrag. - s. 108-117 i Romuldstad, A.J., red. Overvåking av større prosjekter. Årsrapport 1993. DN-Notat 1995-2.
- Kleiven, E. 1997. Tap og rekolonisering av ulike fiskearter i Herefossfjorden, Tovdalsvassdraget, i perioden 1970-1996. - NIVA, Rapp. LNR 3724-97:1-21.
- Kleiven, E. & Håvardstun, J. 1997. Fiskebiologiske effekter av kalking i 50 innsjøer. - NIVA, Rapp. nr 3765-97. 174 s.
- Lien, L., Raddum, G., Fjellheim, A. & Henriksen, A. 1996. A critical limit for acid neutralizing capacity in Norwegian surface waters, based on new analyses of fish and invertebrate responses. - *The Sci. Total. Environ.* 177:173-193.

- Naturvårdsverk. 1981. Kalkning av sjöar og vattendrag. – Inform. Søvattenslab., Drottningholm (1981) 4: 1-201.
- Olofsson 1986. Vatten översikt for Enningdalsälvens avrinningsmråde. Gøteborgs universitet, Miljøvård 1-77.
- Potts, W.T.W. & Fryer, G. 1979. The effects of pH and salt content on sodium balance in *Daphnia magna* and *Acantholeberis curvirostris* (Crustacea: Cladocera). - J. Comp. Physiol. 129: 289-294.
- Raddum, G.G., Hagenlund, G. & Halvorsen, G.A. 1984. Effects of lime treatment on the benthos of Lake Søndre Boksjø. - Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 61: 167-176.
- Raddum, G. G., Walseng, B. & Hansen, H. 1998. History of acidification and restoration of the fauna in Lake Nordre Boksjø. - Verh. Internat. Verein. Limnol. 26: 760-764.
- Rask, M., Appelberg, M., Hesthagen, T., Tammi, J., Beier, U. & Lappalainen, A. 2000. Fish status survey of Nordic lakes- species composition, distribution, effects of environmental changes. – Tema-Nord, Rep. 2000:508. 55 s.
- Runn, R., Johansson, N. & Milbrink, G. 1977. Some effects of low pH on the hatchability of eggs of perch, *Perca fluviatilis* L. - Zoon 5: 115-125.
- Rylov, W.M. 1948. Freshwater Cyclopoida. Fauna USSR, Crustacea 3 (3). - Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem 1963. 314 s.
- Saksgård, R., Hesthagen, T. & Sollibråten, T. 1999. Klekkeforsøk med røyerogn og bestandsforhold hos fisk i Fjorda. - NINA Oppdragsmelding 591: 1-20.
- Saksgård, R. & Schartau, A.K. 2001. Kjemisk overvåking av norske vassdrag.- Elveserien 2000. – NINA Oppdragsmelding 705: 1-50.
- Sandøy, S. & Nilssen, J.P. 1987. Cyclopoid copepods in marginal habitats: Abiotic control of population densities in anthropogenic acidic lakes. – Arch. Hydrobiol. Suppl. 76: 236-255.
- 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.
- Sevaldrud, I.H. & Muniz, I.P. 1980. Sure vatn og innlandsfiske i Norge. Resultater fra intervjuundersøkelsene 1974-1980. – SNSF prosjektet, IR 77/80. 95 s.
- 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.
- Spikkeland, I. 1998. Dammer i Askim - Hydrografi og dyreliv. - Natur i Østfold.
- Spikkeland, I. 1999. Ferskvannsbiologiske undersøkelser på Rauer, Fredrikstad 1999. – Ikke publ. Notat 8 s.
- Smirnov, N.N. 1971. Chydoridae. Fauna USSR, Crustacea 1 (2). – Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem 1974. 644 s.
- Stokker, R., Walseng, B., Braskerud, B., Brittain, J., Dolmen, D. & Sloreid, S.E. 1999. Artsmangfold i to syv år gamle fangdammer i Haldenvassdraget med forskjeller i vannkvalitet. - NINA Fagrapport 34: 1-48.
- ter Braak, C.J.F. 1987. CANOCO-a FORTRAN program for canonical community ordination by (partial)(detrended)(canonical) correspondance analysis, principal components analysis and redundancy analysis (Version 2.1). - TNO Institute of Applied Computer Sci.
- ter Braak, C.J.F. 1990. Update notes: CANOCO vesion 3.10. Agriculture Math.Group, Wageningen. 35 pp.
- Vallin, S. 1953. Zwei acidotrophe Seen im Küstengebiet von Nordschweden. - Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 34: 167-189.
- Vasshaug, J. 1990. Undersøkelser av fiskevann i Østfold i årene 1950-52. - Fylkesmannen i Østfold, miljøvernvedelingen, Rapp. 14-1990. 84 s.
- Walseng, B. 1994. Alona spp. in Norway: Distribution and ecology. - Verh. Internat. Verein. Limnol. 25: 2358-2359.
- Walseng, B. 1998. Occurence of Eucyclops species in acid and limed water. - Verh. Internat. Verein. Limnol. 26: 2007-2012.
- Walseng, B. & Hansen, H. 1994. Krepsdyr og bunndyr i sure vann i Østfold. - NINA Oppdragsmelding 335: 1-29.
- Walseng, B., Raddum, G.G. & Kroglund, F. 1995. Kalking i Norge. Invertebrater. - DN-utredning 1995-6. 63 s.
- Walseng, B. & Karlsen, L.F. 1997. Reetablering av forsuringsfølsomme invertebrater etter kalking av ferskvann i Østfold. - NINA Oppdragsmelding 490:1-32.
- Walseng, B. & Bongard, T. 2000. Arendalsvassdraget - Zooplankton og bunndyr - Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1999.- DN-Notat 2000-2: 51-54.
- Walseng, B. & Bongard, T. 2001. Invertebratundersøkelser i kalkete og ukalkete deler av Lyngdalsvassdraget (1978-1998/90). - NINA oppdragsmelding 707: 1-35.
- Walseng, B. & Karlsen, L.F. 2001. Planktonic and littoral microcrustaceans as indices of recovery in limed lakes in S.E. Norway. - Water, Air, and Soil Pollut. 130: 1313-1318.
- Walseng, B., Halvorsen, G. & Sloreid, S.E. 2001. Littoral microcrustaceans (Cladocera and Copepoda) as indices of recovery of a limed water system. - Hydrobiologia 450: 159-172.
- Øxnevad, S.A. 1995. Prøvefiske i Nordre Boksjø. - Fylkesmannen i Østfold, Miljøvernadv., Rapp. 3-1995. 9 s.

Vedlegg 1

Registrering av fiskebestander i Enningdalsvassdraget, og effekter av forsuring og kalking

Om den som har gitt opplysninger

Navn _____ Adresse _____ Telefon _____

Kjenner du godt til fiskebestandene i vatnet? Godt__ Middels__ Dårlig__

Navnet på innsjøen _____ Nr på innsjøen (se vedlagt kart) _____

Er innsjøen kalket? Ja__ Nei__. I tilfelle kalket, når var oppstart og når var siste gang? _____

Er det foretatt fysiske inngrep i bekker eller i nedslagsfeltet (grøfting etc) _____

ART: STATUS	Status før forsuringen startet. Kryss av	Etter virkningen av forsuring		Etter virkningen av kalking	
		Kryss av status	Tiår det skjedde	Kryss av status	Ca når (år)
Tett					
Middels tett					
Tynn					
Sporadisk					
Tapt					

ART: STATUS	Status før forsuringen startet Kryss av	Etter virkningen av forsuring		Etter virkningen av kalking	
		Kryss av status	Tiår det skjedde	Kryss av status	Ca når (år)
Tett					
Middels tett					
Tynn					
Sporadisk					
Tapt					

ART: STATUS	Status før forsuringen startet Kryss av	Etter virkningen av forsuring		Etter virkningen av kalking	
		Kryss av status	Tiår det skjedde	Kryss av status	Ca når (år)
Tett					
Middels tett					
Tynn					
Sporadisk					
Tapt					

ART: STATUS	Status før forsuringen startet. Kryss av	Etter virkningen av forsuring		Etter virkningen av kalking	
		Kryss av status	Tiår det skjedde	Kryss av status	Ca når (år)
Tett					
Middels tett					
Tynn					
Sporadisk					
Tapt					

ART: STATUS	Status før forsuringen startet. Kryss av	Etter virkningen av forsuring		Etter virkningen av kalking	
		Kryss av status	Tiår det skjedde	Kryss av status	Ca når (år)
Tett					
Middels tett					
Tynn					
Sporadisk					

Vedlegg 1 forts.

Tapt					
------	--	--	--	--	--

Arter som eventuelt har blitt gjeninnført etter kalking:
Skjedde det ved utsettinger eller ved naturlig innvandring?

Blir det satt ut fisk i vatnet (f eks ørret)?

Ble noen av artene i vatnet i sin tid innført, eller har de vært her så lenge man kjenner til?

Andre kommentarer vedrørende vatnet og fisken

Vedlegg 2

Vannkjemiske resultater fra 17 lokaliteter i Enningdalsvassdraget fra august 2001.

Lokalitet	Turb.	Farge mgPt/l	Kond µS/cm	pH	Alk µekv/l	Ca mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	SSS µekv/l	SO4 mg/l	Cl mg/l
Nordre Boksjø	0,89	54	30,0	6,23	43	2,18	0,40	2,49	0,32	193	3,26	4,11
Søndre Boksjø	0,66	32	53,0	7,14	243	6,71	0,54	2,81	0,31	239	4,01	5,04
Kroktjern	1,12	138	27,4	4,81	0	0,63	0,39	2,43	0,27	174	2,91	3,85
Store Haugåstjern	1,36	84	27,8	4,93	0	0,74	0,39	2,59	0,34	182	3,34	3,90
Dam sør for Store Haugåst	1,65	181	32,1	4,67	0	0,98	0,46	2,87	0,18	192	2,72	4,73
Utløp Store Haugåstjern	2,10	82	27,9	4,95	0	0,81	0,40	2,68	0,29	191	3,48	4,10
Morttjern	1,23	97	31,5	4,91	0	0,90	0,50	2,82	0,30	218	4,05	4,68
Blanktjern	1,19	149	33,7	4,73	0	0,85	0,51	2,96	0,34	214	3,97	4,60
Ørsjøen	0,64	38	46,5	6,36	53	2,63	0,89	4,13	0,75	338	5,44	7,39
Trestikket	0,63	16	24,4	5,08	0	0,38	0,36	2,58	0,38	173	2,70	4,12
Danmarkstjern	1,27	155	53,0	5,51	27	1,86	0,96	6,08	0,67	396	5,34	10,07
Nordre Kornsjø	1,15	45	54,9	7,09	272	6,81	0,63	3,30	0,47	246	4,18	5,51
Løksvatnet	1,56	133	36,8	5,84	31	1,41	0,60	4,17	0,36	260	3,06	6,97
Hauganetjern	1,08	113	28,7	5,84	29	1,37	0,58	3,00	0,29	202	3,26	4,76
Langtjern	1,45	57	43,8	6,46	76	2,06	0,80	4,36	0,98	279	3,55	7,26
Lysevatnet	1,25	106	35,8	6,66	110	3,04	0,58	3,00	0,49	188	3,24	4,28
Øvre Elgvatn	2,12	135	39,1	6,32	78	2,66	0,68	3,65	0,55	241	3,59	5,90
Ellefsrødtjern	0,80	49	45,6	6,31	60	2,48	0,80	4,27	0,97	315	5,32	6,97

Vedlegg 2 forts.

Lokalitet	NO3 µgN/l	Si mg/l	Al µg/l	Tm-Al µg/l	Om-Al µg/l	Um-Al µg/l	Pk-Al µg/l	Tot-P µg/l	ANC µekv/l	Cd111 µg/l	Pb208 µg/l	Na23 µg/l	Mg26 µg/l
Nordre Boksjø	127	0,78	171	21	19	2	150	2,4	66	0,022	0,202	2 487	405
Søndre Boksjø	191	0,94	93	26	10	16	67	2,3	269	0,007	0,019	2 806	535
Kroktjern	61	0,65	218	126	82	44	92	15,6	3	0,029	1,107	2 428	393
Store Haugåstjern	34	0,55	355	167	95	72	188	2,5	9	0,042	0,816	2 591	393
Dam sør for Store Haugåst	19	1,14	489	266	201	65	223	4,9	24	0,045	1,227	2 869	455
Utløp Store Haugåstjern	36	0,55	357	167	107	60	190	3,3	7	0,043	0,757	2 679	405
Morttjern	23	0,64	333	176	110	66	157	3,2	-1	0,029	0,499	2 824	498
Blanktjern	17	0,95	347	207	142	65	140	5,1	8	0,050	0,694	2 963	513
Ørsjøen	227	0,98	120	34	33	1	86	2,7	66	0,023	0,217	4 127	894
Trestikket	11	0,05	111	57	20	37	54	3,8	-3	0,038	0,581	2 576	358
Danmarkstjern	1	2,18	369	143	124	19	226	15,0	57	0,031	0,526	6 082	955
Nordre Kornsjø	46	0,59	85	14	12	2	71	6,2	302	0,005	0,238	3 305	629
Løksvatnet	1	1,01	271	88	81	7	183	8,1	50	0,018	1,623	4 169	601
Hauganetjern	1	0,77	287	84	78	6	203	8,3	52	0,029	0,711	2 999	582
Langtjern	1	0,61	92	16	15	1	76	9,9	104	0,007	0,133	4 362	799
Lysevatnet	1	0,83	226	30	28	2	196	6,7	153	0,022	0,573	2 999	578
Øvre Elgvatn	1	1,35	292	54	54	0	238	16,8	120	0,039	0,787	3 653	677
Ellefsrødtjern	100	0,61	181	41	38	3	140	3,5	85	0,024	0,156	4 267	797

Vedlegg 2 forts.

Lokalitet	Al27 µg/l	Si28 µg/l	P31 µg/l	S34 µg/l	Cl35 µg/l	K39 µg/l	Ca44 µg/l	Fe57 µg/l	Ni60 µg/l	Cu63 µg/l	Zn66 µg/l	Sr88 µg/l	Ba137 µg/l
Nordre Boksjø	171	776	2,4	1 088	4 107	318	2 184	180,2	0,382	0,19	14,804	7,84	3,57
Søndre Boksjø	93	935	2,3	1 335	5 038	310	6 706	32,0	0,335	-0,10	0,751	9,85	4,91
Kroktjern	218	652	15,6	970	3 849	266	631	635,2	0,368	1,62	5,737	5,73	3,63
Store Haugåstjern	355	549	2,5	1 113	3 901	343	740	512,6	0,769	0,31	6,546	5,81	5,40
Dam sør for Store Haugåst	489	1 144	4,9	908	4 733	177	983	742,4	0,911	0,16	6,149	7,47	6,99
Utløp Store Haugåstjern	357	546	3,3	1 159	4 103	292	812	489,0	0,660	0,63	6,081	6,15	5,17
Morttjern	333	638	3,2	1 350	4 675	302	901	378,4	0,503	0,28	4,823	7,81	6,00
Blanktjern	347	948	5,1	1 323	4 603	336	854	457,3	0,614	0,02	4,380	7,80	6,03
Ørsjøen	120	984	2,7	1 814	7 387	748	2 635	38,3	0,516	0,17	3,991	16,25	5,24
Trestikket	111	47	3,8	900	4 121	380	375	204,3	0,243	0,42	4,524	3,79	2,35
Danmarkstjern	369	2 182	15,0	1 781	10 075	672	1 857	554,8	0,840	0,73	5,130	18,85	7,44
Nordre Kornsjø	85	595	6,2	1 394	5 508	474	6 814	122,1	0,397	0,39	1,425	12,40	5,09
Løksvatnet	271	1 005	8,1	1 018	6 967	364	1 410	362,1	0,490	0,37	4,861	10,11	5,12
Hauganetjern	287	767	8,3	1 086	4 761	293	1 366	455,0	0,519	0,46	4,225	9,90	5,53
Langtjern	92	606	9,9	1 185	7 263	980	2 056	242,2	0,414	0,27	1,982	16,19	4,28
Lysevatnet	226	832	6,7	1 081	4 284	489	3 036	667,1	0,468	0,27	3,712	12,18	5,00
Øvre Elgvatn	292	1 346	16,8	1 196	5 898	549	2 662	829,7	0,600	1,00	5,110	14,19	5,52
Ellefsrødtjern	181	610	3,5	1 772	6 973	973	2 478	115,5	0,735	0,30	4,558	20,40	5,39

Vedlegg 3a

Krepsdyrarter registrert i Enningdalsvassdraget i 2001. - Crustaceans found in River Enningdalsvassdraget in 2001.

Lokalitet	n Boksjø	s Boksjø	Kroktjenn	St Haugåstj.	Dam	Morttjenn	Blanktjenn	Ørsjøen
Vannlopper								
Diaphanosoma brachyurum (Liév.)T	x	x	x	x	x	x	x	
Latona setifera (O.F.M.)				x				
Limnosida frontosa Sars	x	x						
Sida crystallina (O.F.M.)	x	x		x				x
Holopedium gibberum Zaddach	x	x	x	x	x	x	x	x
Ceriodaphnia megops Sars								
Ceriodaphnia pulchella Sars								x
Ceriodaphnia quadrangula (O.F.M.)	x		x	x		x	x	
Daphnia cristata Sars								x
Daphnia galeata Sars		x						
Scapholeberis mucronata (O.F.M.)	x	x	x	x	x	x	x	x
Simocephalus expinosus (Koch)								
Simocephalus serrulatus (Koch)								
Simocephalus vetula (O.F.M.)		x						
Bosmina longirostris (O.F.M.)		x						
Bosmina longispina Leydig	x	x	x	x	x	x	x	x
Acantholeberis curvirostris (O.F.M.)	x		x	x	x	x	x	
Drepanothrix dentata (Eurén)		x						
Lathonura rectirostris (O.F.M.)								
Ophryoxus gracilis Sars	x	x						
Streblocerus serricaudatus (Fisch.)		x		x	x	x		
Acroperus harpae (Baird)	x	x	x	x		x	x	x
Alona affinis (Leydig)	x	x	x	x		x		x
Alona costata Sars								x
Alona guttata Sars	x	x	x	x	x	x	x	
Alona intermedia Sars		x						
Alona rectangula Sars								x
Alona rustica Scott	x		x	x	x	x		
Alonella exigua (Fischer)								
Alonella excisa (Fischer)	x	x	x			x	x	
Alonella nana (Baird)	x	x	x	x	x	x		x
Alonopsis elongata Sars	x	x	x	x		x	x	x
Camptocercus rectirostris Schoedler	x	x						
Chydorus piger Sars								
Chydorus sphaericus (O.F.M.)	x	x	x	x	x		x	x
Disparalona rostrata (Koch)		x						
Eurycercus lamellatus (A.F.M.)	x	x	x			x	x	x
Graptoleberis testudinaria (Sars)	x	x				x	x	
Pleuroxus truncatus (O.F.M.)		x	x	x	x	x	x	x
Pseudochydorus globosus (Baird)	x							
Rhynchotalona falcata Sars	x	x						
Polyphemus pediculus (Leuck.)	x	x	x	x	x	x	x	x
Leptodora kindti Focke								x
Hoppekreps								
Acanthodiptomus denticornis (Wierz.)								
Eudiptomus gracilis Sars	x	x	x	x	x	x	x	x
Heterocope appendiculata Sars								x
Macrocylops albidus (Jur.)	x	x	x	x	x	x	x	x
Macrocylops fuscus (Jur.)	x	x	x	x	x	x		

Vedlegg 3a forts.

Lokalitet	n Boksjø	s Boksjø	Kroktjønn	St Haugåstj.	Dam	Morttjønn	Blanktjønn	Ørsjøen
Hoppekreps								
Eucyclops denticulatus (A.Graet.)								
Eucyclops macrurus (Sars)		x						
Eucyclops serrulatus (Fisch.)	x	x						x
Eucyclops speratus (Lillj.)	x	x						
Paracyclops affinis Sars		x						x
Ectocyclops phaleratus								
Cyclops scutifer Sars	x	x		x				x
Megacyclops viridis (Jur.)								
Acanthocyclops robustus Sars	x		x	x	x	x	x	
Diacyclops languidus (Sars)								
Diacyclops nanus (Sars)					x			
Mesocyclops leuckarti (Claus)								x
Thermocyclops oithonoides (Sars)								x
sum vannlopper	23	27	17	18	12	18	15	17
sum hoppekreps	7	8	4	5	5	4	3	8
krepsdyr totalt	30	35	21	23	17	22	18	25

Vedlegg 3b

Krepsdyrarter registrert i Enningdalsvassdraget i 2001. - Crustaceans found in River Enningdalsvassdraget in 2001.

Lokalitet	Trestik	Danmarktj	n Kornsjø	Løksvatn	Hauganetj	Langtjern	Lysevattn	ø Elgvattn	Ellefsrødv
Vannlopper									
<i>Diaphanosoma brachyurum</i> (Liév.)T	x		x		x	x	x	x	x
<i>Latona setifera</i> (O.F.M.)				x		x			
<i>Limnosida frontosa</i> Sars			x						
<i>Sida crystallina</i> (O.F.M.)		x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Holopedium gibberum</i> Zaddach			x						x
<i>Ceriodaphnia megops</i> Sars		x	x				x		x
<i>Ceriodaphnia pulchella</i> Sars			x			x			x
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i> (O.F.M.)		x	x	x	x		x	x	
<i>Daphnia cristata</i> Sars			x		x	x	x	x	x
<i>Daphnia galeata</i> Sars									
<i>Scapholeberis mucronata</i> (O.F.M.)		x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Simocephalus expinosus</i> (Koch)				x					
<i>Simocephalus serrulatus</i> (Koch)		x							
<i>Simocephalus vetula</i> (O.F.M.)			x						
<i>Bosmina longirostris</i> (O.F.M.)			x		x	x	x	x	
<i>Bosmina longispina</i> Leydig	x	x	x	x		x	x	x	x
<i>Acantholeberis curvirostris</i> (O.F.M.)	x	x							
<i>Drepanothrix dentata</i> (Eurén)									
<i>Lathonura rectirostris</i> (O.F.M.)				x					
<i>Ophryoxus gracilis</i> Sars			x	x	x	x	x		
<i>Streblocerus serricaudatus</i> (Fisch.)		x		x				x	
<i>Acroperus harpae</i> (Baird)	x	x	x	x		x	x	x	x
<i>Alona affinis</i> (Leydig)	x	x	x	x	x		x	x	x
<i>Alona costata</i> Sars			x						x
<i>Alona guttata</i> Sars		x		x	x	x	x	x	x
<i>Alona intermedia</i> Sars		x							
<i>Alona rectangula</i> Sars									
<i>Alona rustica</i> Scott	x						x		
<i>Alonella exigua</i> (Fischer)			x		x	x			x
<i>Alonella excisa</i> (Fischer)	x	x		x		x	x	x	x
<i>Alonella nana</i> (Baird)		x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Alonopsis elongata</i> Sars	x		x	x	x	x	x	x	x
<i>Camptocercus rectirostris</i> Schoedler				x	x				
<i>Chydorus piger</i> Sars									x
<i>Chydorus sphaericus</i> (O.F.M.)			x	x	x	x	x	x	x
<i>Disparalona rostrata</i> (Koch)						x	x	x	x
<i>Eurycercus lamellatus</i> (A.F.M.)		x	x	x	x	x	x		x
<i>Graptoleberis testudinaria</i> (Sars)	x	x		x	x				
<i>Pleuroxus truncatus</i> (O.F.M.)		x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Pseudochydorus globosus</i> (Baird)			x	x				x	x
<i>Rhynchotalona falcata</i> Sars			x				x	x	
<i>Polyphemus pediculus</i> (Leuck.)	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Leptodora kindti</i> Focke			x						
Hoppkreps									
<i>Acanthodiptomus denticornis</i> (Wierz.)									
<i>Eudiptomus gracilis</i> Sars	x		x	x	x	x	x	x	x
<i>Heterocope appendiculata</i> Sars			x						x
<i>Macrocylops albidus</i> (Jur.)	x	x	x	x	x	x	x	x	x

Vedlegg 3b forts.

Lokalitet	Trestik	Danmarktj	n Kornsjø	Løksvatn	Hauganetj	Langtjern	Lysevavn	ø Elgvavn	Ellefsrødtj
Hoppekreps									
Macrocyclops fuscus (Jur.)	x	x	x	x					x
Eucyclops denticulatus (A.Graet.)		x				x			x
Eucyclops macrurus (Sars)			x			x			
Eucyclops serrulatus (Fisch.)		x	x	x	x	x	x	x	x
Eucyclops speratus (Lillj.)				x		x	x	x	x
Paracyclops affinis Sars		x	x	x			x	x	
Ectocyclops phaleratus				x		x			
Cyclops scutifer Sars			x	x		x	x		x
Megacyclops viridis (Jur.)	x								
Acanthocyclops robustus Sars	x			x	x	x	x	x	
Diacyclops languidus (Sars)	x								
Diacyclops nanus (Sars)	x	x		x					
Mesocyclops leuckarti (Claus)		x	x	x	x	x			
Thermocyclops oithonoides (Sars)		x	x		x	x	x	x	x
sum vannlopper	10	18	26	22	18	20	22	20	23
sum hoppekreps	7	8	10	11	6	11	8	7	9
krepsdyr totalt	17	26	36	33	24	31	30	27	32

Vedlegg 4

Planktonsamfunnenes sammensetning i Enningdalsvassdraget 2001 (+ registrert). - Composition of the zooplankton in River Enningdalsvassdraget 2001 (+ found).

Lokalitet	Dam	Blanktj	Kroktj	Mortj	Haugåst	Trestik	Danmark	Løksv	Haugane	N Bok	Ellefsr	ø Elg	Ørsj	Langtj	Lysev	n Korn	S Bok
pH	4,67	4,73	4,81	4,91	4,93	5,08	5,51	5,84	5,84	6,23	6,31	6,32	6,36	6,46	6,66	7,09	7,14
Vannlopper																	
Diaphanosoma brachyurum	27,0	+	3,1	4,2	4,8	2,4			0,1	+	0,6				0,4	+	+
(Liév.)T																	
Latona setifera (O.F.M.)														1,4			
Limnospida frontosa Sars										+						+	0,3
Sida crystallina (O.F.M.)													+				
Holopedium gibberum Zaddach	15,7	0,3	0,4	0,9	4,2					1,8	0,1		1,0			+	2,2
Ceriodaphnia quadrangula (O.F.M.)		68,3	75,9	16,9	6,7		+	18,9	4,1	0,9		44,4			42,0		
Daphnia cristata Sars									4,4		5,0	3,2	33,3	9,0	2,2	1,9	
Daphnia galeata Sars																	3,4
Bosmina longirostris (O.F.M.)									10,2			3,2			10,0		
Bosmina longispina Leydig	19,1		0,4	0,9	1,3	50,1	+	1,2		47,8	1,1	0,8	5,9	0,8	1,5	10,1	64,7
Polyphemus pediculus (Leuck.)	3,4					+						0,8					
Leptodora kindtii Focke													+			+	
Andre			+	0,5	+	+						1,6					
Hoppekreps																	
calanoida																	
Eudiaptomus gracilis Sars	34,8	29,1	18,7	40,8	18,6	30,2		10,7	16,6	0,4	19,8	2,4	9,3	27,9	4,8	1,6	6,8
Heterocope appendiculata Sars											0,1		+			+	
cal naup		2,2	1,6	31,9	23,1	17,3		0,6		4,8	4,4	2,4	1,5	6,8	18,2	0,5	8,4
cyclopoida																	
Cyclops scutifer Sars					0,8			8,6		2,2	10,5		+	15,3	+	6,6	5,9
Mesocyclops leuckarti (Claus)									0,1				+				
Thermocyclops oithonoides (Sars)							90,7			0,1		16,9	+		+	35,5	
naup				3,8	40,4		9,2	60,1	55,9	42,1	58,4	15,3	11,3	12,9	16,7	43,7	8,4
cyckl. indet						0,0			8,7			8,9	37,7	25,8	4,1		
antall ind i prøven	20400	3161	3161	1065	2601	3813	2932	1690	1718	22802	907	124	10206	1825	2692	3776	3231
antall meter trekk	8	10	9	6	9	4	5	10	6	14	7	5	12	7	9	12	12
antall ind. pr m3	36210	4489	4489	2521	4104	13536	8327	2400	4066	23984	1840	352	12077	3702	4247	4468	3823

Vedlegg 5a

Litoralsamfunnets prosentvise sammensetning. * < 1,0% ** 1-10% *** > 10 %. - *Composition (%) of the littoral crustaceans.* * < 1,0% ** 1-10% *** > 10 %.

	Dam	Blank- tjern	Krok- tjern	Mort- tjern	Haugås- tjern	Tre- stikket	Danmarks- tjern	Løks- vatn	Haugane- tjern
Vannlopper									
Diaphanosoma brachyurum (Liév.)T	**	***	**	**	**	*			
Latona setifera (O.F.M.)					*			**	
Limnoscia frontosa Sars									
Sida crystallina (O.F.M.)					*		***	**	**
Holopedium gibberum Zaddach	*	**		*	**				
Ceriodaphnia megops Sars							**		
Ceriodaphnia pulchella Sars									
Ceriodaphnia quadrangula (O.F.M.)		***	***	**			**	***	**
Daphnia cristata Sars									*
Daphnia galeata Sars									
Scapholeberis mucronata (O.F.M.)	*	*	*	**	*		**	**	*
Simocephalus expinosus (Koch)								*	
Simocephalus serrulatus (Koch)							***		
Simocephalus vetula (O.F.M.)									
Bosmina longirostris (O.F.M.)									***
Bosmina longispina Leydig	***	**	***	**	***	***	**	**	
Acantholeberis curvirostris (O.F.M.)	**	**	*	*	*	**	**		
Drepanothrix dentata (Eurén)									
Lathonura rectirostris (O.F.M.)								*	
Ophryoxus gracilis Sars								**	**
Streblocerus serricaudatus (Fisch.)	**			*	**		**	*	
Acroperus harpae (Baird)		**	*	**	*	**	***	***	
Alona affinis (Leydig)			*	*	*	*	*	*	*
Alona costata Sars									
Alona guttata Sars	**	**	**	*	**		*	**	*
Alona intermedia Sars							*		
Alona rectangula Sars									
Alona rustica Scott	**		**	*	**	*			
Alonella exigua (Fischer)									**
Alonella excisa (Fischer)		**	*	**		*	**	**	
Alonella nana (Baird)	***		**	**	**		**	*	**
Alonopsis elongata Sars		***	**	***	***	**		**	*
Camptocercus rectirostris Schoedler								*	*
Chydorus piger Sars									
Chydorus sphaericus (O.F.M.)	**	**	**		*			**	**
Disparalona rostrata (Koch)									
Eurycercus lamellatus (A.F.M.)		**	*	**			**	**	*
Graptoleberis testudinaria (Sars)		*		*		*	*	*	***
Pleuroxus truncatus (O.F.M.)	**	**	**	***	***		**	***	***
Pseudochydorus globosus (Baird)								*	
Rhynchotalona falcata Sars									
Polyphemus pediculus (Leuck.)	***	***	**	**	**	**	*	**	**
Leptodora kindti Focke									

Vedlegg 5a forts.

	Dam	Blank- tjenn	Krok- tjenn	Mort- tjenn	Haugå- stjenn	Tre- stikken	Danmarks- tjern	Løks- vatn	Haugane- tjern
Hoppekreps									
calanoida									
Eudiaptomus gracilis Sars	**	**	**	***	***	**			**
Heterocope appendiculata Sars		**		**					*
cal naup									
cyclopoida									
Macrocyclops albidus (Jur.)	***	**	*	**	**	*	**	***	*
Macrocyclops fuscus (Jur.)	**		*	*	*	*	*	*	
Eucyclops denticulatus (A.Graet.)							*		
Eucyclops macrurus (Sars)									
Eucyclops serrulatus (Fisch.)							**	*	*
Eucyclops speratus (Lillj.)								**	
Paracyclops affinis Sars							*	*	
Ectocyclops phaleratus								*	
Cyclops scutifer Sars									
Megacyclops viridis (Jur.)						*			
Acanthocyclops robustus Sars	*	**	*	*	*	*		**	*
Diacyclops languidus (Sars)						*			
Diacyclops nanus (Sars)	*					*	*	*	
Mesocyclops leuckarti (Claus)							*	**	***
Thermocyclops oithonoides (Sars)							**		
naup	*	**	*	**	**	*	**	**	***
cycklopoditt indet	**	*	*	***	***	*	***	***	***

Vedlegg 5b

Litoralsamfunnets prosentvise sammensetning. * < 1,0% ** 1-10% *** > 10 %. - Composition (%) of the littoral crustaceans. * < 1,0% ** 1-10% *** > 10 %.

	n Boksjø	Ellefsrød- tjern	Ø Elgvatn	Ørsjøen	Langtjern	Lysevattn	n Korn- sjø	s Boksjø
Vannlopper								
Diaphanosoma brachyurum (Liév.)T			*		*		*	*
Latona setifera (O.F.M.)								
Limnoscia frontosa Sars								*
Sida crystallina (O.F.M.)	**	**	**	***	***	**	***	*
Holopedium gibberum Zaddach	*							**
Ceriodaphnia megops Sars		*				*	***	
Ceriodaphnia pulchella Sars		***		*	**		**	
Ceriodaphnia quadrangula (O.F.M.)	*		**			**		
Daphnia cristata Sars		*		*	*	*	*	
Daphnia galeata Sars								**
Scapholeberis mucronata (O.F.M.)	*	**	*	**	*	**	**	*
Simocephalus expinosus (Koch)								
Simocephalus serrulatus (Koch)								
Simocephalus vetula (O.F.M.)							*	*
Bosmina longirostris (O.F.M.)					***	**	*	**
Bosmina longispina Leydig	***	**		*	***	***	***	***
Acantholeberis curvirostris (O.F.M.)	*							
Drepanothrix dentata (Eurén)								*
Lathonura rectirostris (O.F.M.)								
Ophryoxus gracilis Sars	*				**	**	*	***
Streblocerus serricaudatus (Fisch.)			*					**
Acroperus harpae (Baird)	*	*	*	***	***	*	**	*
Alona affinis (Leydig)	*	*	*	*		*	*	**
Alona costata Sars		*		*			*	
Alona guttata Sars	*	*	**		*	*		*
Alona intermedia Sars								**
Alona rectangula Sars				*				
Alona rustica Scott	*					*		
Alonella exigua (Fischer)		**			**		**	
Alonella excisa (Fischer)	*	**	*		**	*		**
Alonella nana (Baird)	*	*	**	*	**	*	*	**
Alonopsis elongata Sars	**	**	***	***	**	**	*	**
Camptocercus rectirostris Schoedler	*							*
Chydorus piger Sars		*						
Chydorus sphaericus (O.F.M.)	*	**	**	*	*	*	*	*
Disparalona rostrata (Koch)		*	**		*	*		*
Eurycercus lamellatus (A.F.M.)	*	*		**	**	**	*	*
Graptoleberis testudinaria (Sars)	*							*
Pleuroxus truncatus (O.F.M.)		*	**	***	***	**	**	**
Pseudochydorus globosus (Baird)	*	*	*				*	
Rhynchotalona falcata Sars	*		*			*	*	*
Polyphemus pediculus (Leuck.)	**	**	**	*	***	**	***	*
Leptodora kindti Focke								
Hoppekreps								
calanoida								
Eudiaptomus gracilis Sars	*	*		*	*		*	
Heterocope appendiculata Sars							*	

Vedlegg 5b forts.

	Ellefsrød-							
	n Boksjø	tjern	ø Elgvatn	Ørsjøen	Langtjern	Lysevattn	n Kornsjø	S Boksjø
Hoppekreps								
cal naup	**				**	***		**
cyclopoida								
Macrocyclus albidus (Jur.)	*	*	**	*	*	*	*	**
Macrocyclus fuscus (Jur.)	*	*					*	*
Eucyclus denticulatus (A.Graet.)		*			*			
Eucyclus macrurus (Sars)					*		*	*
Eucyclus serrulatus (Fisch.)	*	*	**	**	*	*	*	*
Eucyclus speratus (Lillj.)	*	*	**		*	**		*
Paracyclus affinis Sars			**	*		*	*	*
Ectocyclus phaleratus					*			
Cyclus scutifer Sars	*				*		*	**
Megacyclus viridis (Jur.)								
Acanthocyclus robustus Sars	*		*		*	**		
Diacyclus languidus (Sars)								
Diacyclus nanus (Sars)								
Mesocyclus leuckarti (Claus)					**		*	
Thermocyclus oithonoides (Sars)		*	*	*	*	*	**	
naup	***	*	**	**	**	***	**	**
cyckloditt indet	***	**	***	**	***	***	**	***

Vedlegg 6a

Opprinnelige og nåværende fiskearter i fem sterkt sure sjøer som også er prøvetatt mht vannkjemi og krepsdyr. Numrene som står bak navnene på hver lokalitet refererer seg til **tabell 1** og **figur 1**. Tilstedeværelse er angitt med stjerne (*), mens tapte bestander er angitt med T=tapt. Disse forkortelsene er benyttet: A=abbor, AU=aure og M=Mort. Dam sør for Haugåstjern er antatt uegnet som fiskebiotop og derfor ekskludert. Opplysning om forekomst av abbor i Morttjern er fra 1993.

Lokalitet	Fiske- tomt	Opprinnelige fiskearter			Nåværende fiskearter		
		A	M	AU	A	M	AU
Blanktjern-21	*						
Kroktjern-14		*		*	T		T
Morttjern		*	*?		*	T?	
St Haugåstjern-6		*			T		
Trestikket-28		*			*		

Vedlegg 6b

Opprinnelige og nåværende fiskearter (*) i tre svakt sure sjøer lokalisert under marin grense, og som er prøvetatt mht vannkjemi og krepsdyr. Numrene som står bak navnene på hver lokalitet refererer seg til tilsvarende nummer i **tabell 1** og **figur 1**. Disse forkortelsene for ulike fiskearter er benyttet: A=abbor, AU=aure, G=Gjedde, M=Mort og SU=Suter.

Lokalitet	Opprinnelige fiskearter					Nåværende fiskearter				
	A	G	M	AU	SU	A	G	M	AU	SU
Danmarkstjern-30	*	*		(*)		*	*			
Løksvatn-39	*	*				*	*			
Hauganetjern-33	*	*	*		*?	*	*	*		*?

Vedlegg 6c

Opprinnelige og nåværende fiskearter i svakt sure innsjøer i tillegg til de som er vist i vedlegg 6b. Numrene som står bak navnene på hver lokalitet refererer seg til tilsvarende tall i **tabell 1** og **figur 1**. Tilstedeværelse av ulike arter er angitt med stjerne (*), mens tapte bestander er angitt med T. Disse forkortelsene er benyttet for ulike fiskearter: A=abbor, B=Brasme, G=Gjedde, LA=Laue, M=Mort, V=Vederbuk, ØK=Ørekyte og AU=aure.

Lokalitet	Opprinnelige fiskearter								Nåværende fiskearter							
	A	G	B	M	LA	V	ØK	AU	A	G	B	M	LA	V	ØK	AU
Damtjern-8	*							*	*							T
Langtjern-10	*								*							
Otertjern-11	*								T							
Korstjern-15	*			*					T			T				
Steinl.tjern-18	*							*	*							T
Hokksjøen-24	*	*		*		*	*	*	*	T		T		T	T	
Bordtjern-27	*							*	*							T?
Rødsvatn-37	*	*	*	*		*		*	*	T	*	*		T		
Sevtjern-38	*	*		*				*	*		*	*				
Langtjern.-40	*	*		*				*	*		*	*				
Hølvatn-48	*			*				*	*			T				
Kirkevatn-54	*	*	*	*	*			*	*	*	*	*	*			

Vedlegg 6d

Opprinnelige og nåværende fiskearter i sju kalka sjøer. Numrene som står bak navnene på hver lokalitet refererer seg til tilsvarende nummer i tabell 1 og figur 1. Tilstedeværelse av ulike arter er angitt med stjerne (*), mens tapte bestander er angitt med T. i betyr at arten er innført, mens T-i betyr at bestanden er innført etter at den opprinnelige bestanden er tapt. Disse forkortelsene er benyttet for ulike fiskearter: A=abbor, G=Gjedde, GJ=Gjørs, K=Krøkle, L=Lagesild, M=Mort, R=Røye, S=Sik, Su=Suter, V=Vederbuk, ØK=Ørekyte og AU=Aure.

Lokalitet	Opprinnelige fiskearter										
	A	G	GJ	K	L	M	R	S	V	ØK	AU
Boksjø, N-3	*					*	*			*	*
Boksjø, S-12	*					*	*		*	*	*
Kornsjø, N-32	*	*	*i?		*	*		*		*	*
Lysevatn-34	*	*				*					
Ørsjøen-9	*	*			*	*	*	*	*		*
Elgvatn, Ø-46	*	*		*		*					*
Ellefsrødtjern-17	*	*				*					*?

Vedlegg 6d forts.

	Nåværende fiskearter											
	A	G	GJ	K	L	M	R	S	SU	V	ØK	AU
Boksjø, N-3	*					T	T				T-i	*
Boksjø, S-12	*					T	T i			T	T-i	T-i
Kornsjø, N32	*	*	?		*	*		*	i?	T		T-i
Lysevatn-34	*	*				*						
Ørsjøen-9	*	*			*	T	T	*		T		*
Elgvatn, Ø-46	*	*		T		T						*
Ellefsrødtjern-17	*	*				T						

Vedlegg 6e

Opprinnelige og nåværende fiskearter i 14 av 16 kalka innsjøer i Enningdalsvassdraget utenom de som er omtalt i vedlegg 6d. Numrene som står bak hver lokalitet i venstre kolonne refererer seg til tilsvarende nummer i **tabell 1** og **figur 1**. Tilstedeværelse av ulike arter er angitt med stjerne (*), mens T angir tapte bestander. Disse forkortelsene er benyttet: i = innført bestand, A=abbor, G=Gjedde, K=Krøkle, M=Mort, R=Røye, ØK=Ørekyte og AU=aure. Det er usikkert om gjedda har gått tapt i Geddelundtjern. Data fra Kutjern (nr 16) og Godatjern (nr 57) mangler.

Lokalitet	Opprinnelige fiskearter						Nåværende arter							
	A	G	K	M	R	ØK	AU	A	G	K	M	R	ØK	AU
Sandvatn-47	*						*	*						T
Hogsjø N-59	*						*	*						*
Hogsjø S-60	*						*	*				* i		*
Brønntjern-31	*	*		*				*	*		T			
Geddel.tjern-20	*	*		*				*	T?		T			
Trolldvatn-42	*						*	*						*
Elgsjøen-22	*	*		*				*	T		T			
Elgvatn N-50	*	*	*	*				*	*	T	T			
Slatjern-58	*	*						*	*					
Holmvatn-43	*							*						
Langvatn-13	*							*						T
Langevatn-49	*							*						
Damtjern-41	*							*						
Langebuvatn-55	*							T						
Godatj-57														
Kutjern-16														

NINA Oppdragsmelding 761

ISSN 0802-4103

ISBN 82-426-1348-6

NINA Hovedkontor
Tungasletta 2
7485 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 73 80 14 01