

043

FAGRAPPORT

Kolonisering av tre
nyetablerte fangdammer
i Trøgstad kommune

Ann Kristin Ekeberg
Bjørn Walseng



NINA • NIKU

NINA Norsk institutt for naturforskning

Kolonisering av tre nyetablerte fangdammer i Trøgstad kommune

Ann Kristin Ekeberg
Bjørn Walseng

NINA•NIKUs publikasjoner

NINA•NIKU utgir følgende faste publikasjoner:

NINA Fagrapport NIKU Fagrapport

Her publiseres resultater av NINAs og NIKUs eget forskningsarbeid, problemoversikter, kartlegging av kunnskapsnivået innen et emne, og litteraturstudier. Rapporter utgis også som et alternativ eller et supplement til internasjonal publisering, der tidsaspekt, materialets art, målgruppe m.m. gjør dette nødvendig. Opplag: Normalt 300-500

NINA Oppdragsmelding NIKU Oppdragsmelding

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

Opplaget er begrenset. (Normalt 50-100)

NINA•NIKU Project-Report

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

Opplaget varierer avhengig av behov og målgruppe.

Temahefter

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

Opplag: Varierer

Fakta-ark

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

Opplag: 1200-1800

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

Ekeberg, A.K. & Walseng, B. 2000. Kolonisering av tre nyetablerte fangdammer i Trøgstad kommune - NINA Fagrapport 043: 1-49

Oslo, desember 2000

ISSN 0805-469X

ISBN 82-426-1172-6

Klassifisering av publikasjonen:

Norsk: Forurensning og miljøovervåking i limnisk miljø - Invertebrater

Engelsk: Pollution and monitoring of fresh water ecosystems - Invertebrates

Rettighetshaver:

Stiftelsen for naturforskning og kulturminneforskning (NINA•NIKU)

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:

Erik Framstad

NINA, Oslo

Design og layout:

Simplicity

Sats:

Trykk: Inpublish Kopisentralen as

Opplag: 300

Trykt på 100% resirkulert papir!

Kontaktadresse:

NINA

Dronningensgt 13

Postboks 736 Sentrum

N-0105 Oslo

Tel: 23 35 50 00

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 15344

Ansvarlig signatur:



Oppdragsgiver:

Landbruksdepartementet

Referat

Ekeberg, A.K. & Walseng, B. 2000. Kolonisering av tre nyetablerte fangdammer i Trøgstad kommune - NINA Fagrapport 043: 1-49

Kolonisering av ferskvannsinvertebrater er blitt studert i en rensesepark bestående av tre fangdammer anlagt i Sønnabekken i Trøgstad kommune. Sønnabekken og 19 nærliggende lokaliteter (innsjøer, myrdammer, gårdsdammer og en elv) ble undersøkt to ganger i 1998 før fangdammene ble laget. Etter anlegging i 1999 ble fangdammene undersøkt fire ganger i tillegg til at undersøkelsene i de nærliggende lokalitetene ble gjentatt. Fangdammene og gårdsdammene hadde høye verdier for ledningsevne, fosfor og nitrogeninnhold, mens myrdammene var karakterisert av lav pH, lav ledningsevne og høye fargetall. De øvrige lokalitetene plasserte seg mellom disse. Totalt ble det registrert 222 arter av ferskvannsinvertebrater og lokalitetene grupperte seg i flere typer basert på artssammensetning. Fangdammene hadde flest fellestrekk med de næringsrike gårdsdammene og var mest forskjellig fra myrdammene. Artsdiversiteten i Sønnabekken før anlegging av fangdammene var lav, men ett år etter at fangdammene var etablert, ble det funnet henholdsvis 49, 37 og 31 arter, noe som er sammenlignbart med de mest artsrike lokalitetene i Trøgstad. Flere sjeldne arter ble registrert i fangdammene. Fåbørstemark koloniserte fangdammene først, etterfulgt av krepsdyr, fjærmygg, teiger, vannbiller, døgnfluer, vårfluer og snegl. Øyestikkere og amfibier ble ikke funnet i fangdammene det første året. Ledningsevne er den miljøvariabelen som forklarte mest av variasjonen i materialet, etterfulgt av nitrogen og pH. Alder og/eller suksesjon etterfulgt av ledningsevne var de viktigste variablene mht til å forklare utviklingen i artssammensetning i de enkelte fangdammene. Ingen tydelig effekt av beplantning av kamre innen fangdammene ble funnet.

Emneord: Ferskvann - Invertebrater - Artsmangfold – Kolonisering - Østfold

Ann Kristin Ekeberg, Løvskeidåsen 5, N-3800 Bø i Telemark
Bjørn Walseng, NINA, Boks 736, Sentrum, N-0105 Oslo.

Abstract

Ekeberg, A.K. & Walseng, B. 2000. Colonization of three newly constructed wetlands in Trøgstad municipality, S.E. Norway - NINA Fagrapport 043: 1-49

Colonization of freshwater invertebrates has been studied in three wetlands constructed in the stream, Sønnabekken, in Trøgstad municipality. Sønnabekken and 19 nearby sites (lakes, bog ponds, farm ponds and a river) were investigated twice in 1998 before the wetlands were constructed. After construction in spring 1999 the wetlands were investigated four times and the nearby sites were again investigated twice. The constructed wetlands and the farm ponds had high conductivity, phosphorus and nitrogen levels, while the bog ponds were characterized by low pH and conductivity and high colour numbers. The other sites were intermediate with regard to most chemical variables. A total of 222 species were recorded, and the sites were grouped into several types based on species composition. The constructed wetlands resembled the farm ponds the most and the acidic ponds the least. Species diversity in Sønnabekken prior to the construction of the wetlands was low, but a year after the wetlands were established the diversity was comparable with the most species-rich sites in Trøgstad. The species numbers in the three constructed wetlands were 49, 37 and 31, respectively. By comparison the most species-rich site in Trøgstad had 73 species. Several rare species were recorded in the constructed wetlands. Oligochaetes colonized the constructed wetlands first, followed by crustaceans, chironomids, bugs, waterbeetles, ephemeropterans, trichopterans and snails. Dragonflies, damselflies and amphibians did not colonize the wetlands during the first year. The variation in the species composition in Trøgstad was explained mostly by the conductivity, followed by nitrogen and pH. Distance and area were also important variables with regard to explaining the observed variation. Age and/or succession, followed by conductivity, were the variables that explained the development in species composition in the constructed wetlands over time. No clear effect of planting in the wetland chambers was detected.

Key words: Freshwater - Invertebrates - Diversity – Colonization - Østfold county

Ann Kristin Ekeberg, Løvskeidåsen 5, N-3800 Bø i Telemark
Bjørn Walseng, NINA, Boks 736, Sentrum, N-0105 Oslo.

Forord

I 1998 ble det bevilget penger fra Landbruksdepartementet til kartlegging av koloniseringen av tre fangdammer i Trøgstad. Prosjektet startet året før dammene ble anlagt og inkluderte alle ferskvannsforkomster i Trøgstad kommune innenfor en radius av 5 km til de nykonstruerte dammene. Vurderingen av innplanting i de nyetablerte dammene skulle også vurderes.

Ann Kristin Ekeberg har skrevet Cand.Scient-oppgave ved NLH i tilknytning til prosjektet. Først vil vi få takke John Brittain, NLH, som foruten å ha vært formell veileder også har verifisert artsbestemmelsen av døgnfluer. Vi vil få takke flere personer som har vært behjelpelige med artsbestemmelser/verifisering: Dag Dolmen, Vitenskapsmuseet i Trondheim (teger og øyenstikkere), Oddvar Hansen, NINA (biller), Terje Bongard, NINA (vårfluer), Svein-Erik Sloreid, NINA (fåbørstemark); Jan og Karen Anna Økland, Universitetet i Oslo (snegl og igler). En stor takk rettes til alle entusiastene ved Trøgstad landbrukskontor for mange hyggestunder og konstruktive bidrag til alle fasene av arbeidet. Vi vil også rette en stor takk til Johan Kollerud og Ragnar Mjelde i Landbruksdepartementet for et meget behagelig og konstruktivt samarbeide.

Oslo, desember 2000

Bjørn Walseng

Innhold

Referat	3
Abstract	3
Forord	4
1 Innledning	5
2 Områdebeskrivelse	6
2.1 Lokalisering	6
2.2 Berggrunn og klima	6
2.3 Lokalitene	6
2.4 Fangdammer	7
3 Materiale og metoder	10
3.1 Materiale	10
4 Resultater	13
4.1 Vannkjemi og temperatur	13
4.2 Artsmangfold	14
4.3 Kolonisering av fangdammene	17
4.4 Potensielle koloniseringskilder	20
4.4.1 Totalfauna	21
4.4.2 Utvalgte dyregrupper	23
5 Diskusjon	26
5.1 Ferskvannsforkomstene i Trøgstad	26
5.2 Artsmangfold	26
5.3 Kolonisering	29
5.4 Beplantningens effekt på kolonisering	32
6 Konklusjon og framtidutsikter	33
7 Sammendrag	34
8 Litteratur	35
Vedlegg	43

1 Innledning

For akvatiske dyr kan verden sees på som et lappeteppes av beboelige og ubeboelige miljøer hvor potensielle leveområder oppstår, forsvinner og kommer tilbake med ulike frekvenser og ulik forutsigbarhet (Sheldon 1984). Øyer dukker opp av havet, isbreer trekker seg tilbake og legger bart et landskap med dammer og innsjøer, mennesket anlegger både store vannmagasiner og mindre dammer, og sist, men ikke minst fører nedbør og fordamping til eksistensen av temporære pytter. Ut fra dette perspektivet må kolonisering skje med såpass stor hyppighet at den blir en integrert del av de aller fleste akvatiske organismers livshistorie. Mobiliteten av mange ferskvannplanter og dyr ble påpekt allerede av Darwin (1859), som så at et overraskende stort antall ferskvannarter var enten svært mobile, eller godt tilpasset passiv spredning. Han viste blant annet at plantefrø og små akvatiske dyr ble forflyttet ved å være festet på føttene til ender og andre fugler.

Alle arter stiller krav til både abiotiske og biotiske faktorer i et potensielt leveområde. Det er ikke nok at en "øy" har ledige nisjer. For akvatiske organismer kan det være flere faktorer som er med på å avgjøre hvorvidt kolonisering skal finne sted, der bestemmende faktorer kan være nitrogen- og fosforkonsentrasjon, pH, konkurrerende organismer eller vannvegetasjon. Summen av disse faktorene avgjør om en organisme kan overleve og reproducere i en ny lokalitet.

Det norske kulturlandskapet har vært i stadig endring siden jordbruket tok til for seks tusen år siden. Rasjonaliseringen i jordbruket de siste 80 årene har blant annet medført et stadig økende behov for store og sammenhengende jordbruksarealer. Det mosaikkpregede landskapet bestående av åkerlapper, skogteiger, myrer, våtmarker, dammer osv. har blitt erstattet av et relativt homogent kulturlandskap. Dette har fått negative konsekvenser for både planter og dyr som har fått sine leveområder redusert eller fjernet ved både lukking av bekker og ved gjenfylling av dammer (Fry et al. 1998, Hestmark 1998, Høiland 1998).

Artsmangfoldet i dammer tilknyttet jordbrukslandskapet er stort (Walseng et al. 1995, Stokker et al. 1999), og mange arter, som for eksempel amfibier, har slike biotoper som sitt viktigste leveområde (Dolmen 1992, Biggs et al. 1994). De fleste norske krepsdyrartene ble første gang beskrevet fra dammer i Oslo-området, ofte i den type lokaliteter som er blitt redusert i antall som følge av effektiv-

seringen av landbruket (Sars 1903, Sars 1918). Både i inn- og utland anlegges fangdammer og våtmarker som økologiske rensetiltak mot den økte nitrogen- og fosforforurensningen av bekker, innsjøer og hav som har fulgt i landbrukets fotspor (Leonardson 1994, Bayliss 1998, Alström & Krook 1999, Braskerud 1999, Koskiaho et al. 1999, Krook et al. 1999, Vuorinen et al. 1999). Slike tiltak er positive for arts mangfoldet da nye leveområder åpnes for både land- og vannlevende organismer (Leonardson 1994, Stokker et al. 1999). Et fangdamssystem bidrar med en rekke ulike habitater for vannlevende dyr med sin vekslning mellom dype og grunne områder samt beplantede partier og åpne vannflater. Det vil også bidra til å skape et mer opplevelsesrikt landskap for folk som ferdes i området.

Ferskvannundersøkelser i Norge har i hovedsak vært konsentrert om større innsjøer, mens få arbeider omhandler faunaen i små dammer (Dolmen 1992). Livet i fangdammer har imidlertid blitt studert en del steder de seinere årene (Walseng et al., 1995, Andresen 1996, Bang 1999, Stokker et al. 1999). Undersøkelser har vist at invertebrater har en god evne til å kolonisere nye habitater (f.eks Fernando 1958, Barnes 1983, Bingham & Miller 1989, Layton & Voshell 1991). Med utgangspunkt i tre fangdammer som skulle etableres i Sønnabekken i Trøgstad ønsket vi å belyse følgende spørsmål:

- Hvilke arter koloniserer fangdammene det første året, og vil arter som finnes i Sønnabekken før anlegging av fangdammene kolonisere fangdammene?
- Hvilke lokaliteter innenfor en radius av 5 km vil ha flest fellestrekk med fangdammene med hensyn på artssammensetning?
- Hvilke av parametrene pH, ledningsevne, nitrogen, fosfor, lokalitetsareal og/eller avstand vil i størst grad påvirke hvilke arter som finnes i gamle og nye lokaliteter?
- Vil beplantede kamre innen fangdammene ha større diversitet i etableringsfasen enn kamre som ikke er beplantede?

Svar på slike spørsmål vil gi rikelig kunnskap for å belyse hvordan fangdammer fungerer for det biologiske mangfoldet i jordbrukslandskap. Dessuten vil kunnskap om slike økologiske forhold gi viktig informasjon om hvordan fangdammer bør anlegges for å få optimal effekt for biologisk mangfold.

2 Områdebeskrivelse

2.1 Lokalisering

Tre fangdammer og nitten ferskvannlokaliteter i Trøgstad kommune i Østfold er studert (**figur 1**). Avgrensningen av studieområdet ble gjort ved å slå en sirkel med radius 5 km med sentrum der fangdammene skulle anlegges i Sønnabekken i 1999. Alle ferskvannlokaliteter som fremgår på 1:50.000 kart (Statens Kartverk 1994) skulle inngå i undersøkelsen. I tillegg til disse ble også et fåtall gårdsdammer inkludert i studiet.

2.2 Berggrunn og klima

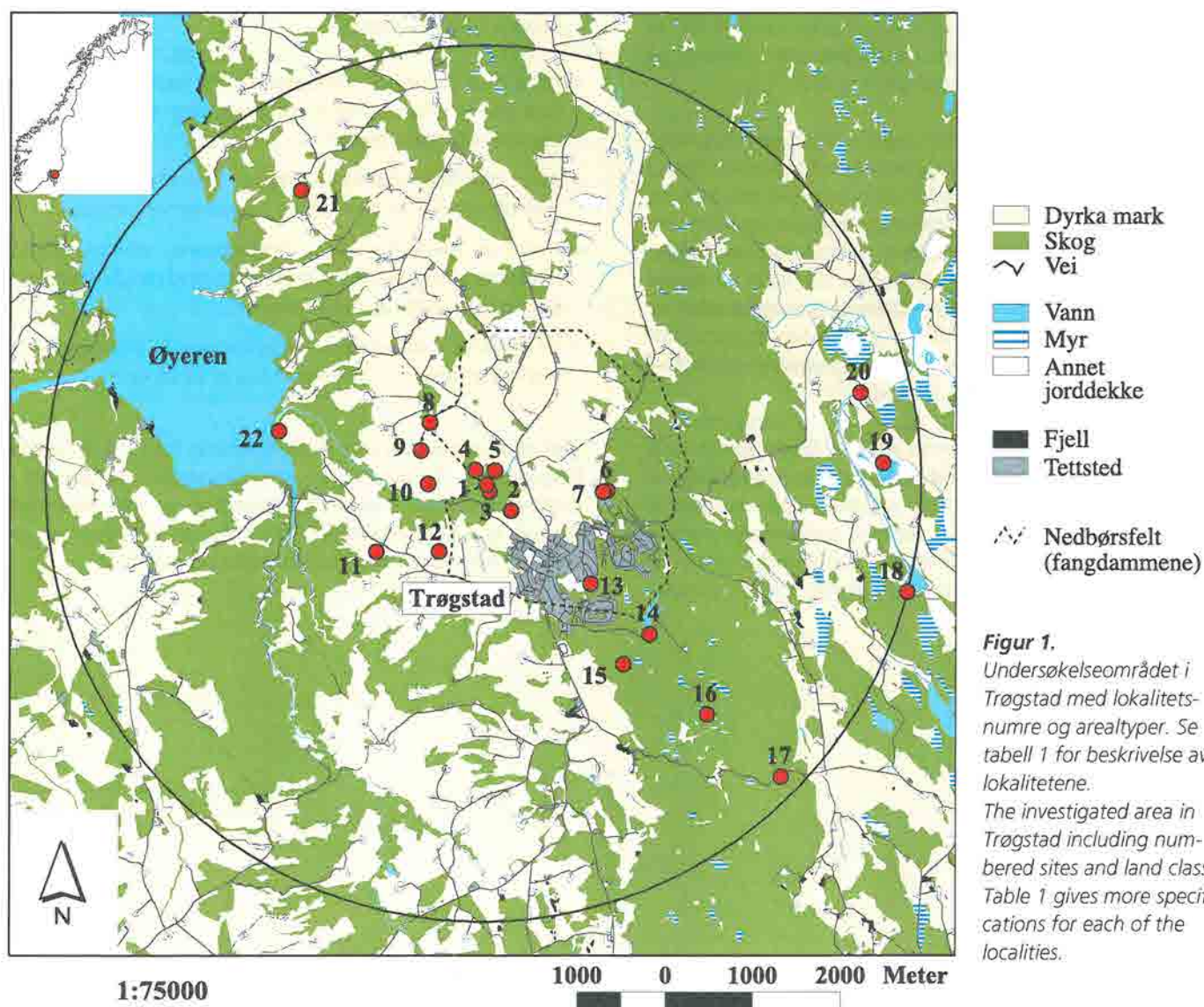
De største delene av undersøkelsesområdet er dekket av mektige hav- og fjordavsetninger etter istiden (Kjærnes 1986). Her finner vi områder med ravinelandskap, og Sønnabekken renner nettopp gjennom slike raviner. I vest er det noen innslag av torv- og myr-

dannelser i tillegg til noen små forekomster av randmorene og innsjøavsetninger. Løsmassene består av silt og leire. Størstedelen av hav- og fjordavsetningene i østre del av området er bakkeplanert. Den underliggende berggrunnen består av granitt og gneis. Lokalitetene ligger mellom 100-240 meter over havet (**tabell 1**).

Området har typisk innlandsklima med lave vintertemperaturer og med snødekke store deler av vinteren.

2.3 Lokalitetene

Karakteristikkene av lokalitetstypene i **tabell 1** er stort sett gjort i overensstemmelse med Bolghaug (1995). Tre av stasjonene er i rennende vann, mens tre fangdammer er karakterisert ved stor gjennomstrømming og er semilentiske. De øvrige lokalitetene er lentiske hvorav tre av lokalitetene er innsjøer, tre mindre tjern er beskrevet som myrdammer, og åtte lokaliteter tilhører kategorien gårdsdammer.



Figur 1.
Undersøkelsesområdet i Trøgstad med lokalitetsnumre og arealtyper. Se tabell 1 for beskrivelse av lokalitetene.
The investigated area in Trøgstad including numbered sites and land classes. Table 1 gives more specifications for each of the localities.

Tabell 1

Noen karakteristiske data for de undersøkte lokalitetene. *Avstanden er målt fra sentrum av studieområdet.
Some characteristic data for the investigated sites. *The distance is measured from the centre of the study-area.

nr no	navn name	lokalitetstype site type	areal (m ²) area (m ²)	h. o. h. m a.s.l.	avstand (m)* distance (m)*	UTM (32V) UTM (32V)
1	Stasjon i Sønnabekken	Bekk	-	140	40	PM298146
2	Fangdam 2	Fangdam, hypertrof	1800	140	450	PM301143
3	Pytt	Temporær	1	140	120	PM298145
4	Fangdam 4	Fangdam, hypertrof	1500	140	180	PM296146
5	Fangdam 5	Fangdam, hypertrof	370	140	190	PM298147
6	Gopperuddammen	Skogsdam, mesotrof	1800	180	1420	PM313146
7	Gopperubekken	Terskel, mesotrof	50	180	1370	PM312145
8	Søtland	Gårdsdam, eutrof	270	170	920	PM292152
9	Haugland	Gårdsdam, eutrof	70	170	800	PM291145
10	Haugland (åker)	Åkerdam, eutrof	5000	160	630	PM291149
11	Bakker	Gårdsdam, hypertrof	170	150	1450	PM285138
12	Snelltorp	Gårdsdam, eutrof	150	150	930	PM293137
13	Trøgstad Ungdomsskole	Vannbasseng, oligotrof	1090	200	1670	PM311134
14	Trøgstad Fort	Innsjø, oligotrof	35470	240	2560	PM317129
15	Festningåsen	Myrdam, dystrof	440	200	2610	PM314125
16	Olatjern	Myrdam, dystrof	910	200	3680	PM324120
17	Steffensen	Myrdam, dystrof	100	170	4770	PM333113
18	Skottasjøen	Innsjø, mesotrof	51830	130	5000	PM347134
19	Hærsetsjøen	Innsjø, mesotrof	43450	130	4560	PM343149
20	Hæra	Elv, eutrof	-	130	4420	PM340157
21	Haakaas	Gårdsdam, mesotrof	220	180	3940	PM275178
22	Øyeren	Innsjø, eutrof	85000000	100	2420	PM274152

Alle tre fangdammene ble anlagt våren 1999 i perioden mars-mai. Fangdam 4 og 5 var ferdigstilte i slutten av mars, mens fangdam 2 var ferdig 11. mai. Prøver fra Sønnabekken i 1998 ble tatt der fangdammene skulle anlegges. Navngivningen på fangdammene følger Pedersen & Braskerud (1996).

Søtland (lokalitet 8) ligger i nedbørsfeltet til fangdam 4, mens Gopperuddammen (6), Gopperubekken (7) og dammen ved Trøgstad Ungdomsskole (13) drenerer til fangdam 2. De resterende lokalitetene ligger utenfor fangdammenes nedbørsfelt. Eksempler på noen av lokalitetstypene er gitt i **figur 2**.

2.4 Fangdammer

Idéen med fangdammer baserer seg på kunnskap om våtmarkers selvrensingsevne med hensyn på forurensninger og da særlig reduksjon av næringsstoffer som nitrogen og fosfor fra avrenningsvann. Fangdammer er dam- og våtmarkssystemer etablert i områder med diffus avrenning fra jordbruk og gjerne som utvidelser av eksisterende bekkeløp. Slike systemer kan ha flere utforminger, men de som er anlagt i Norge er for det meste av typen beskrevet av Braskerud (1993) og av Pedersen & Braskerud (1996). Damsystemer av dette slaget består av ett sedimentasjonskammer og ett eller flere våtmarksfiltre (**figur 3**). Sedimentasjonskammeret er opprinnelig ca. 1 meter dypt og har som funksjon å samle grovere partikler (og følgelig fosforpartikler).

Våtmarksfilteret, som er grunnere enn sedimentasjonskammeret og er beplantet, renses vannet for finere partikler (og adsorbent fosfor) og nitrogen (via denitrifisering og opptak i vegetasjon og dyr). Makrofytters innflytelse på nitratfjerning i våtmarker er tidligere blitt dokumentert (f.eks. Weisner et al., 1994). Fangdammers reelle rensingsevne er blitt diskutert inngående av Leonardson (1994).

Rensesystemene i Trøgstad har forskjellige utforminger: I tillegg til ett sedimentasjonskammer har fangdam 2 tre våtmarksfiltre, fangdam 4 to våtmarksfiltre og fangdam 5 ett våtmarksfilter.

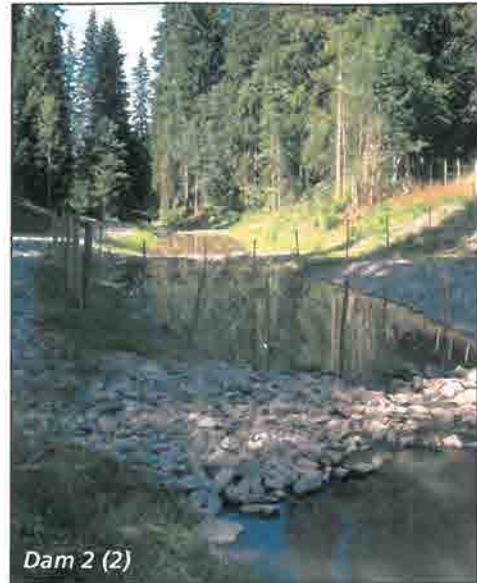
For å se på hvilken effekt beplantning har for kolonisering, ble planter innført og frø sådd i følgende mønster i de ulike kamrene i fangdamssystemet:

- Alle kamrene i fangdam 2 ble beplantet. Plantene ble hentet fra Sønnabekken og Hauglands åkerdam (10). Sedimentasjonskammeret i fangdam 4 ble stående uplantet, mens våtmarksfiltrene ble beplantet. Plantene ble hentet fra Sønnabekken og Øyeren (22).
- Fangdam 5 ble ikke beplantet.

En oversikt over hvilke plantearter som ble innført er gitt i Ekeberg (2000). Selve plantingene ble utført av Trøgstad Landbrukskontor og av elever fra 2. og 3. klasse ved Trøgstad Barneskole.



Sønnabekken (1)



Dam 2 (2)

Figur 2. Eksempler på noen lokalitetstyper
 Pictures showing some of the investigated sites.



Dam 4 (4)



Dam 5 (5)



Olatjern (16)



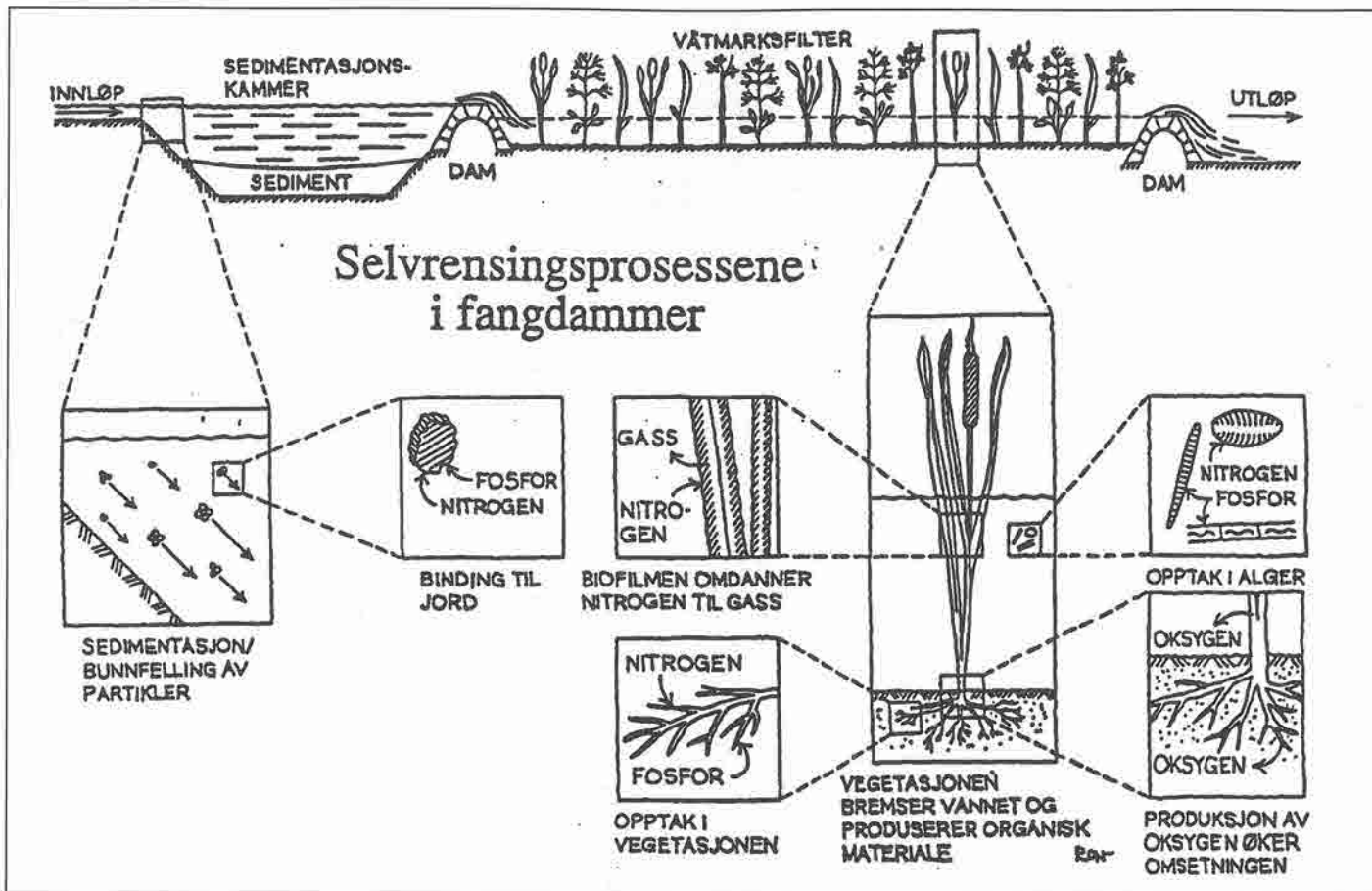
Søtland (8)



Trøgstad fort (14)



Øyeren (22)



Figur 3. Oversikt over de viktigste selvrenningsprosessene i fangdammer (Pedersen & Braskerud 1996).
Figure showing the self cleaning processes in constructed wetlands (Pedersen & Braskerud 1996).

3 Materiale og metoder

3.1 Materiale

Materialet ble samlet inn over to år. I 1998 ble prøver i Sønnabekken tatt i juni og august før fangdammene ble anlagt våren 1999. Fangdammene ble undersøkt fire ganger i 1999 (mai, juni, august og oktober) og alle ni kamrene i fangdammene ble undersøkt. Alle de øvrige lokalitetene ble prøvetatt i juni og august, både i 1998 og i 1999.

Datagrunnlaget består av vannprøver, bunnprøver, krepsdyrprøver og håvprøver – 114 av hver. Studiet har vært fokusert på akvatiske dyr og med unntak av fjærmygg er de mest sentrale gruppene blitt artsbestemt. Terrestriske insekter og edderkoppdyr, som ble funnet i prøvene, er ikke bearbejdet.

Vannprøver

Vannprøvene ble tatt i littoralsonen ca 10 cm under overflaten og ble tatt først for å få minst mulig partikkelforurensning i prøvene. De ble analysert for pH og ledningsevne på NINAs laboratorium i Oslo etter Norsk standard 4720 (pH) og ISO (International Organization for Standardization) 7888 (ledningsevne). Hellige komparator nr. 230 052 ble brukt ved måling av vannfarge (mg Pt/l) som er et mål på humusinnholdet i vannmassene (Vennerød 1984, Økland & Økland 1998). I 1999 ble det også analysert for total fosfor ($\mu\text{g P/l}$) og total nitrogen (mg N/l) ved AnalyCen i Moss. Mengden av fosfor og nitrogen er kjent for å variere mye over kort tid, og målingene gir kun et øyeblikksbilde. De tre fangdammene er representert med en prøve fra utløpet av sedimentasjonskamrene.

Vanntemperatur ble målt 10 cm under overflaten og ble tatt samtidig med vannprøvetagningen.

Krepsdyrprøver

Krepsdyrprøver ble tatt ved bruk av stanghåv. I enden av håven var det montert en metallsylander med duk i bunnen (maskevidde 90 µm). Dyrene ble ført over til små glass. Formalin og Lugol's løsning ble brukt til fiksering. Hoppekreps (Copepoda) og vannlopper (Cladocera) ble bestemt til art. Individrike prøver ble fraksjonert, og minst 200 individer ble talt opp og artsbestemt. Resten av prøven ble gjennomgått og alle arter registrert.

Håvprøver

En langskaftet slaghåv med 25 x 25 cm åpning og maskevidde på 500 µm ble brukt til innsamlingen av makroinvertebrater. Z-sveip metoden (Dolmen 1992), som er en semikvantitativ metode, ble brukt der den var gjennomførbart. I lokaliteter med tett vegetasjon ble håven slått tilfeldige steder i vegetasjonen og i vannet. I de nyetablerte fangdammene ble det tatt 15 slag med håven i de ulike kamrene. Håvprøvene må derfor karakteriseres som kvalitative, men gir oss likevel god informasjon om artene som finnes i lokaliteten samt dominansforhold mellom disse. Materialet ble overført til en bøtte med vann der mest mulig av plantematerialet ble fjernet. Prøven ble deretter vasket gjennom en sil med maskevidde 250 µm, overført til plastposer og fiksert med etanol (96 %).

Eventuelle salamandre i prøvene ble satt ut igjen etter registrering.

Håvprøvene ble grovsortert i laboratoriet. Individrike prøver ble fraksjonert før de ble talt opp. Hovedregelen var at det ble plukket i en time eller til det var plukket 100 dyr av den dominerende gruppen. Resten av prøven ble gjennomgått for å registrere sjeldne grupper. Igler, snegl, døgnfluer, steinfluer, øyestikkere, voksne biller, vårfluer og tegeer ble deretter artsbestemt.

Problemer med nettselektivitet oppstår både mellom arter og mellom forskjellige stadier innen en art (Petr 1972, Macan 1977). Feil knyttet til nettselektivitet ble antatt å være konstant mellom prøver fra ulike dammer tatt samme dag.

Håven ble nøye rensert for dyr mellom hver prøvetagning da undersøkelser har vist at små individer kan overføres mellom lokaliteter ved bruk av håv (Jeffries 1989, Jenkins & Buikema 1998).

Bunnpropper

Prøver av faunaen på og i bunnsstratet ble tatt med plexiglassrør med en diameter på 5 cm. Fem bunnpropper fra hver lokalitet ble samlet i en bøtte der leirklumper ble løst opp. Prøvene ble vasket gjennom en sil med maskevidde på 250 µm og deretter fiksert med etanol (96 %).

I laboratoriet ble prøvene talt opp på samme måte som beskrevet for håvsveipprøvene. Fåbørstemark, igler, snegl, døgnfluer, steinfluer, øyestikkere, voksne biller, vårfluer og tegeer ble artsbestemt.

Fullstendig optelling av fraksjonerte bunn- og håvprøver viste at fraksjoneringsmetoden ga gode resultater når det gjaldt estimering av antall individer i en prøve (Ekeberg 2000).

Artsbestemmelse

Til artsbestemmelsen ble følgende litteratur benyttet:

- Fåbørstemark: Brinkhurst 1971, Brinkhurst & Jamieson 1971, Bremnes & Sloreid, 1994
- Igler: Elliott & Mann 1979, Økland & Økland 1996
- Vannlopper: Smirnov 1971, Flössner 1972, Herbst 1976, Sars 1992
- Hoppekreps: Sars 1903, Sars 1918, Rylov 1948, Kiefer 1978
- Døgnfluer: Müller-Liebenau 1969, Sowa 1975, Svensson 1986, Elliott et al. 1988, Arnekleiv 1995, Engblom 1996
- Steinfluer: Lillehammer 1988, Brittain & Saltveit 1996
- Øyestikkere: Francke 1979, Askew 1988, Norling & Sahlén 1997
- Teger: Stichel 1955, Macan, 1976, Solem 1995
- Biller: Palm 1961, Freude et al. 1966, Freude et al. 1971, Hansen 1987, Holmen 1987, Nilsson & Holmen 1995, Norling & Sahlén 1997
- Vårfluer: Lepneva 1964, Lepneva 1964, Solem 1971, Solem 1983, Solem 1983, Solem 1985, Higler & Solem 1986
- Snegl: Macan 1969, Økland & Økland 1996
- Amfibier: Dolmen 1993, Økland & Økland 1996

Vegetasjon

Vegetasjon i og rundt lokalitetene ble beskrevet (Ekeberg 2000) og bestemt ved hjelp av Berg (1991) og Lid & Lid (1994).

Statistiske analyser og matematiske beregninger

Beskrivelsene i dette underkapittelet samt tolkninger av ordinasjonsresultater bygger på Hill & Gauch (1980), ter Braak (1986, 1987, 1995), ter Braak et al. (1998), Kremen (1992), Kent & Coker (1997), Myklestad (1996) og Sloreid et al. (1995).

Ordinasjon er en samlebetegnelse på multivariate teknikker som arrangerer lokaliteter langs akser på grunnlag av data om artssammensetning og miljøvariabler. Utgangspunktet for metoden er antagelsen om at det er en latent struktur i artsdata som styres av miljøvariabler, det vil si at artene kovarierer mer eller mindre systematisk fordi de responderer på de samme miljøvariablene. Målet med ordinasjonen blir da å finne denne latente strukturen.

Ordinasjonsmetodene som brukes i denne oppgaven er DCA (Detrended Correspondence Analysis) og CCA (Canonical Correspondence Analysis). DCA er en indirekte gradientanalyse hvor ordinasjonen skjer ut fra artslistene fra ulike lokaliteter. Trendene i det resulterende plottet tilskrives ulikheter i miljøet. CCA er en direkte gradientanalyse som behandler både artsdata og miljødata. Bidraget fra de enkelte miljøvariablene til den observerte artsvariasjonen kan da estimeres.

Ordinasjon brukes i denne oppgaven til å sammenligne samfunnene i de ulike lokalitetene og dermed se hvilke av de omkringliggende lokalitetene som fangdammene har flest fellestrekk med. Hvilke av de

målte parametrene som i størst grad påvirker hvilke arter som finnes i nye og gamle lokaliteter belyses også ved bruk av metoden.

Resultater fra ordinasjonene visualiseres i spredningsplott. Lokaliteter plassert nær hverandre er like i artssammensetning, mens arter plassert nær hverandre i artsplottet har like økologiske optima.

Aksene i diagrammet blir valgt ut fra variasjonen i artsdataene. 1. aksene forklarer mest av variasjonen i dataene, mens 2. aksene forklarer nest mest, osv. Det er vanligvis kun de tre – fire første aksene som er signifikante. Aksene viser spredningen i dataene ved hjelp av standardavvikenheter. DCA og CCA bygger på forutsetningen om at arter har en unimodalfordeling (normalfordeling) langs en miljøgradient, og at hver art har et utbredelsesintervall på fire standardavvikenheter.

Eigenverdier og kumulativ prosentvis varians i artsdata blir beregnet. Eigenverdiene er et mål på hvor viktige de ulike ordinasjonsaksene er. Kumulativ prosentvis varians summerer hvor stor del av variasjonen aksene fra analysen kan forklare. I CCA viser den i tillegg hvor stor del av variasjonen som kan forklares ut fra art-miljø forhold.

CCA-analyse er en bekreftende analyse. Etter en CCA analyse kan man danne seg en formening om de miljøvariablene man har målt, kan forklare tilstrekkelig av variasjonen i dataene, eller om det finnes miljøvariabler som påvirker fordelingen sterkt som vi ikke har med i undersøkelsen. Det er den kumulative prosentvise variansen i artsdata som sammenlignes fra DCA- og CCA-resultatene. Hvis de målte miljøvariablene våre er tilstrekkelige til å forklare hovedvariasjonen i artsdata, vil det bare være et lite fall i den kumulative prosentvise variansen i artsdata fra DCA til CCA.

Miljøvariablene representeres som vektorer i CCA-diagrammet hvor gjennomsnittsverdiene av variablene er i origo. Lange vektorer forklarer mer av variasjonen i dataene enn korte vektorer. Vektorer som er plassert nær aksene er korrelert med disse og er viktigere i forklaringen av artsdataene enn vektorer lenger vekk fra aksene. Lokaliteter eller arter som er plassert nær vektorene, er korrelert med disse. De lokalitetene eller artene som er plassert mot enden av en vektor, er assosiert med høye verdier av den aktuelle variabelen, mens lokaliteter eller arter nær origo er forbundet med gjennomsnittlige verdier av alle variabler.

Monte Carlo Permuteringstest utføres ved bruk av CCA. Ut fra denne ser man om miljøvariablene er signifikant korrelert til artsdata. Man ser altså om aksene er lengre enn det som kan forventes ved tilfeldig fordeling av arter. Signifikans er ensbetydende med at miljøvariablene som er målt, er relaterte til artsdata.

Datamaterialet bør være normalfordelt for å kunne gi best mulige resultater ved bruk av DCA og CCA. En normalitetstest ble derfor kjørt i dataprogrammet SigmaStat versjon 1.0 på miljøvariablene. De ikke normalfordelte variablene ble log-transformert og en ny test utført. Dersom transformeringen ikke gjorde materialet normalfordelt, ble ikke-transformerte variabler brukt.

DCA og CCA ble utført på forekomst/fravær data og utfra data kategorisert etter prosentvis sammensetning etter en skala fra 0 til 3

(0 = ikke tilstede, 1 = <1 %, 2 = 1 – 10 %, 3 = >10%). Bunnprøver ble ikke analysert med hensyn til prosentvis sammensetning da dette materialet ble talt opp ut fra forekomst/fravær.

Fosfor og nitrogen ble kun målt i 1999 og ble derfor utelatt fra CCA-ordinasjonene. Disse variablene var godt korrelert med ledningsevne ($r = 0,800$ for fosfor og $r = 0,866$ for nitrogen) i 1999. Vi kan derfor anta at ledningsevne målingene fra 1998 gjenspeiler fosfor- og nitrogenverdiene dette året. Vanntemperatur ble utelatt på grunn av store døgnvariasjoner.

Lokalitetene ligger i et jordbrukslandskap med høy belastning av organisk materiale. De høyeste målte ledningsevne-, pH-, Pt-, fosfor- og nitrogenverdiene er brukt i analysene da disse anses å være de mest kritiske. I forsurningsforskningen er det til sammenligning vanlig å velge laveste pH da denne er antatt å være kritisk for hvorvidt en art finnes i en lokalitet eller ikke.

Ordinasjonene ut fra Trøgstadmaterialet er utført med data-programmet CANOCO versjon 2.1. Sjeldne arter er nedvektet ved alle analyser (unntatt analysene for fangdammene). Kun artsbestemte individer er brukt i analysene.

Spearman's rangkorrelasjon måler styrken på eventuelle assosiasjoner mellom variabler uten å velge avhengige og uavhengige variabler. Metoden forutsetter heller ikke at datasettene er bivariat- eller normalfordelt. Programvaren Sigma Stat versjon 1.0 ble brukt. Denne korrelasjonsprosedyren brukes i tolkningen av ordinasjonsresultater (Foster et al. 1990, Steytler & Samways 1995).

Geografiske informasjonssystemer - GIS

Geografiske informasjonssystemer, eller GIS, brukes som en samlebetegnelse på datasystemer som fungerer som hjelpemiddel for ekstraksjon av geografisk informasjon fra geografiske data. En av fordelene ved GIS er mulighetene til å koble en rekke ulike data relatert til geografisk atskilte enheter (Berry 1987, Andersen 1992, Bernhardsen 1995). I undersøkelser som omfatter mange lokaliteter innenfor et område, er GIS godt egnet både til analyse og til visualisering av data.

Terrengets detaljer er representert med punkter, linjer eller polygoner (arealer) i vektorbaserte kart som ble brukt i denne oppgaven. Linjene er bygget opp av punkter, og polygonene er bygget opp av linjer. Kartet består derfor av en polygonmosaikk. Attributter, det vil si egenskaper ved polygonene, er lagt inn som egne, skjulte tabeller i kartet. Et polygon kan for eksempel representere en gårdsdam, og arealet av denne kan være en attributt man kan hente fram informasjon om i attributt Tabellen.

I dette arbeidet er det gjort en klar geografisk avgrensning av lokaliteter ved at studieområdet innbefatter ferskvannsforkomster innenfor en sirkel med radius 5 km (se kap. 2.1). Her blir GIS brukt til illustrering av resultater, beregning av avstand mellom sentrum av studieområdet og de ulike lokalitetene, samt beregning av lokalitetenes areal. Avstand- og arealdata blir brukt som miljøvariabler i ordinasjonene.

Opplysningen på dataene i de digitale kartene legger begrensninger

på hvilken informasjon som kan trekkes ut av dataene. For eksempel var ikke hele Sønnabekken registrert på Trøgstadkartet. Omtrentlig utstrekning av bekken ble derfor tegnet manuelt og lagt på det eksisterende kartgrunnlaget. Den manglende kartinformasjonen om vann, bekker (åpne eller lukkede) og dammer gjør det vanskelig å analysere konnektiviteten mellom de ulike lokalitetene. For å se hvilke av de omkringliggende lokalitetene som drenerer til de ulike fangdammene, ble økonomisk kartverk (1:5.000) benyttet (Statens Kartverk 1988).

Norsk institutt for jord- og skogkartlegging (NIJOS) har lånt ut digitale jordsmonnsmåtkart over studieområdet. Dataprogrammet som har blitt brukt til kartanalysene er ArcView versjon 3.1.

4 Resultater og diskusjon

4.1 Vannkjemi og temperatur

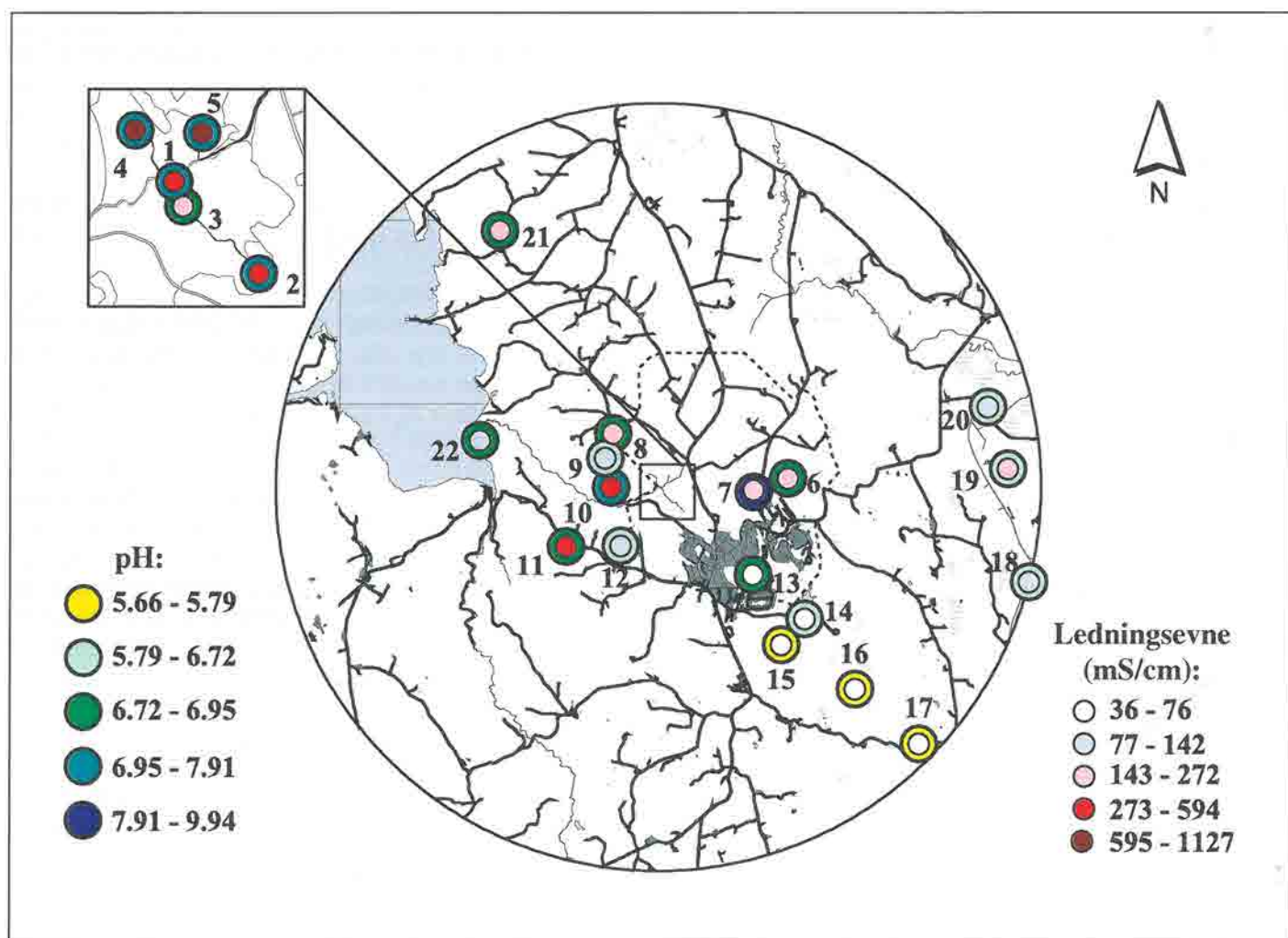
Alle resultater av vannanalyser er vist i **vedlegg I**.

Vanntemperatur

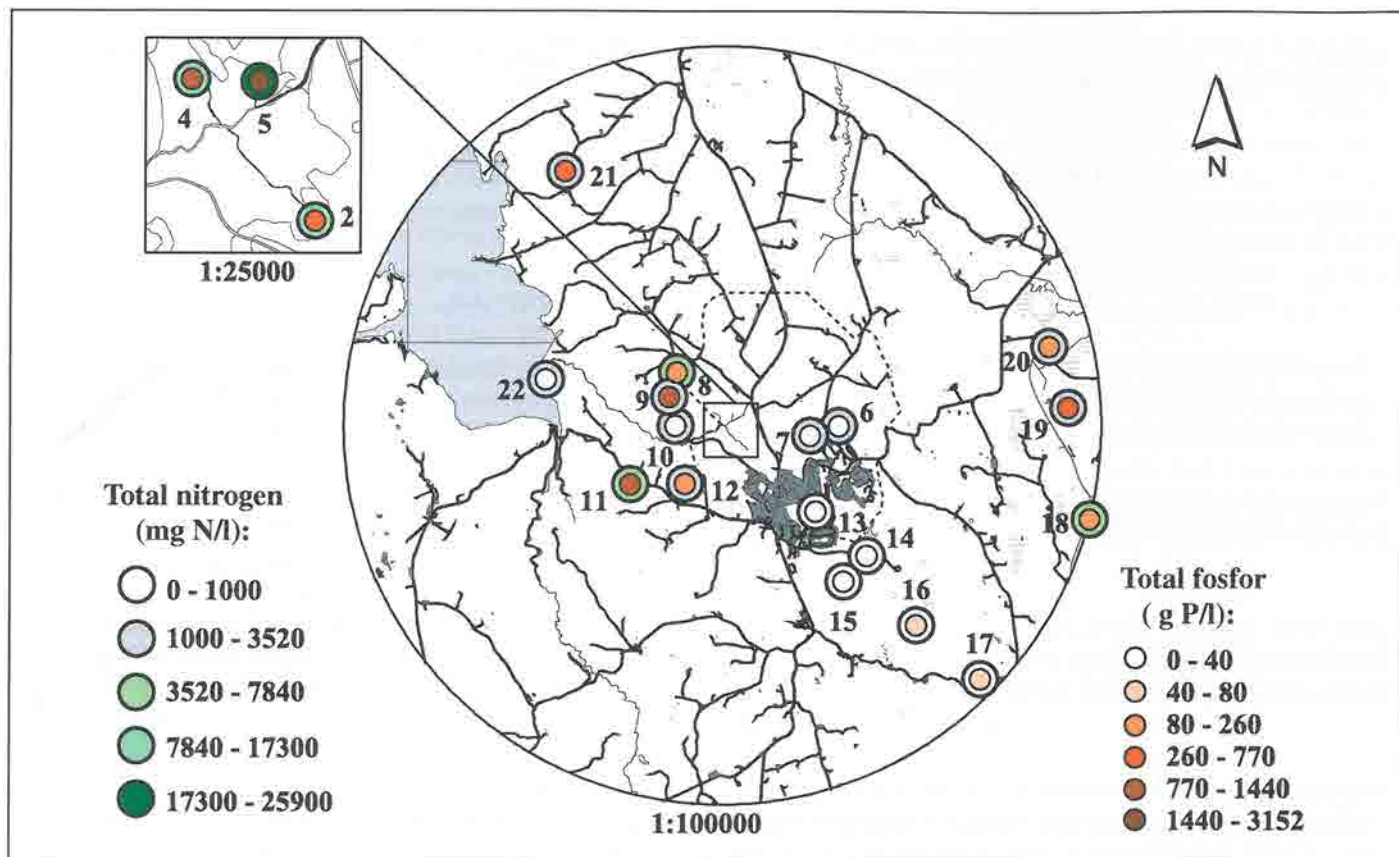
Vanntemperaturen i Sønnabekken var i 1998 lavere enn i de andre undersøkte lokalitetene. I juni var vanntemperaturen i Sønnabekken 8 – 10 °C, mens de resterende lokalitetene hadde temperaturer på 12-25 °C. Tilsvarende tall for august var 11 – 13 °C i Sønnabekken og 10-16°C for de resterende lokalitetene. I fangdammene var temperaturene sammenlignbare med de øvrige lokalitetene i 1999, og temperaturene tilsvarende verdier som i 1998.

Ledningsevne

Det var et stort spenn i ledningsevne (28 - 1127 mS/cm). Myrdommene (15, 16 og 17) hadde lavest ledningsevne, mens fangdammene, særlig 4 og 5, hadde de høyeste (**figur 4a**). Ledningsevnen viste liten variasjon mellom 1998 og 1999.



Figur 4a. Høyeste målte verdier av pH og ledningsevne.
Highest measured values of pH and conductivity.



Figur 4b. Høyeste målte verdier av nitrogen og fosfor.
Highest measured values of nitrogen and phosphorous.

pH

Laveste registrerte pH var 5,09 (17) og høyeste 9,94 (7). Myrdammene (15, 16 og 17) var de eneste lokalitetene med pH på 5-tallet, og den laveste pH verdien ble målt i Steffensen (17). Den høyeste verdien ble målt i Gopperudbekken (7). pH lå mellom 6 og 7,5 i de fleste andre lokalitetene (**figur 4a**). pH varierte lite gjennom året.

Nitrogen

Høyeste og laveste nitrogeninnhold var henholdsvis 17300 mg N/l og 320 mg N/l (**figur 4b**). Fangdammene 4 og 5, Bakker (11) og Skottasjøen (18) skilte seg ut med høyere nitrogeninnhold enn de øvrige. Lavest nitrogeninnhold ble funnet i myrdammene (15, 16 og 17), dammen ved Trøgstad Ungdomsskole (13) og innsjøen ved Trøgstad Fort (14).

Fosfor

Det var stor variasjon i fosforinnhold mellom lokaliteter og prøvetidspunkt. Høyeste og laveste fosforverdi var henholdsvis 3152 µg P/l og 8 µg P/l. Fangdammene (2, 4 og 5), Haugland gårdsdam (9) og Bakker (11) står fram som de mest fosforrike lokalitetene (**figur 4b**).

Farge

Farge varierte mellom 10 og 220 mg Pt/l. Myrdammene (15, 16 og 17) hadde høyest verdier, mens Hauglands åkerdam (10), Øyeren (22) og tildels Sønnabekken (2 og 4 i 1998) hadde de laveste.

4.2 Artsmangfold

I alt 222 arter ble registrert i løpet av 1998 og 1999, og det var stor variasjon i artsantall mellom de ulike lokalitetene (**figur 5**). Dammen ved Trøgstad Fort (14), Skottasjøen (18), Hærsetsjøen (19) og Gopperuddammen (6) skilte seg ut som de mest artsrike lokalitetene med henholdsvis 75, 73, 67 og 67 arter. Alle registrerte arter er listet i **vedlegg II**.

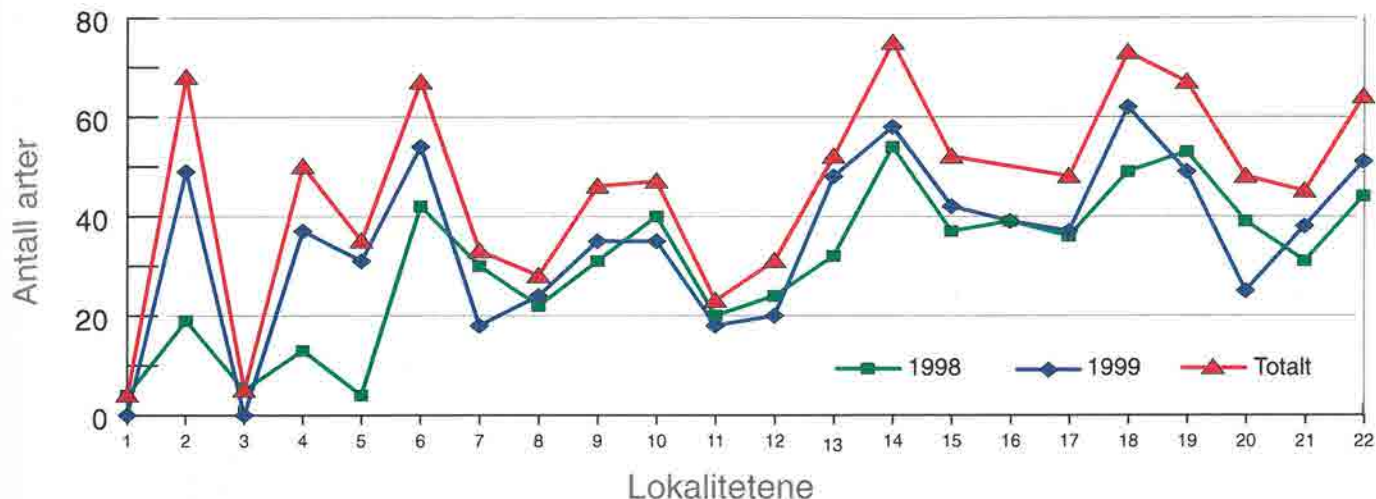
Anleggingen av fangdammene førte til en markant økning i arts mangfoldet i bekkesystemet. Før anlegging av fangdammene var lokalitet 2 den mest artsrike (19 arter) i Sønnabekken etterfulgt av lokalitet 4 (13 arter) og deretter lokalitet 5 (4 arter). Den samme rekkefølgen ble beholdt i 1999 etter anleggingen av fangdammene, med den forskjell at artsrikdommen mer enn fordoblet seg. Fangdammene var da blant de mest artsrike lokalitetene i undersøkelsen.

Klasse Gastropoda – snegl

På den mest artsrike lokaliteten, Skottasjøen (18), ble det funnet fem av totalt ni arter som ble registrert i undersøkelsen. Lav toppluesnegl (*Acroloxus lacustris*) og rund blæresnegl (*Physa fontinalis*) forekom i fem lokaliteter hver. Rund blæresnegl ble funnet i fangdam 2 i oktober 1999.

Klasse Hirudinea – igler

Fem iglearter ble registrert hvorav tøyet flatigle (*Helobdella*



Figur 5. Antall arter som er registrert i de ulike lokalitetene i 1998 og 1999.
Total number of species found in 1998 and 1999

stagnalis) og hundeigle (*Erpobdella octoculata*) var de vanligste med forekomst i henholdsvis ni og 14 lokaliteter. De mest artsrike lokalitetene hadde tre iglearter. Toøyet flatigle ble funnet i fangdam 2 og 4 i henholdsvis juni og august 1999.

Klasse Malacostraca – storkreps

Gråsugge (*Asellus aquaticus*) ble funnet i hele 17 lokaliteter. Den ble første gang funnet i fangdam 2 i juni 1999 og i fangdam 4 i oktober 1999. Den ble ikke registrert i Sønnabekken før anleggningen av fangdammene.

Orden Ephemeroptera – døgnfluer

Åtte døgnfluearter ble registrert. Kun lokalitetene i Sønnabekken i 1998 (1, 2, 4 og 5), den temporære pytten (3) og Hærsetsjøen (19) manglet denne dyregruppen. *Cloeon dipterum* var den mest utbredte med forekomst i 18 lokaliteter. Denne arten forekom også i alle tre fangdammene fra august 1999.

Orden Plecoptera – steinfluer

I Gopperuddammen (6), Gopperudbekken (7) og Olatjern (16) ble det registrert steinfluer. *Nemoura cinerea* var eneste art i Olatjern, mens *Nemourella pictetii* og *Amphinemura sulcicollis* ble funnet i Gopperudbekken.

Orden Odonata – øyestikkere

Det ble registrert åtte libellearter (Anisoptera) og fire vannymferarter (Zygoptera). *Coenagrion hastulatum* var vanligst og ble funnet i åtte lokaliteter. Ingen øyestikkerlarver ble funnet i de nye fangdammene.

Orden Heteroptera – teger

Tolv arter buksvømmere (Corixidae) og tre arter ryggsvømmere (Notonectidae) ble funnet. Vannskorpion (*Nepa cinerea*) ble funnet på tre lokaliteter (6, 14 og 20) og stavtege (*Ranatra linearis*) på én lokalitet (14). *Notonecta glauca* var den mest utbredte teger med forekomst i 12 lokaliteter. *Sigara nigrolineata* koloniserte alle tre fangdammene i perioden juni-august 1999 og ble ellers kun funnet i tre lokaliteter (9, 10 og 11).

Orden Coleoptera – biller

Biller utgjorde en stor andel av det biologiske mangfoldet med 44 arter. Den mest vanlige arten, *Ilybius fuliginosus*, ble funnet på syv lokaliteter inkludert fangdam 4 og 5. *Scarodytes halensis* ble kun funnet i fangdam 2, mens *Helophorus grandis* var unik for fangdam 2 og 5.

Orden Trichoptera – vårfluer

Sønnabekken i 1998 (1, 2, 4 og 5), den temporære pytten (3) og Bakker (11) manglet vårfluer. I de øvrige ble det funnet tilsammen 22 arter. *Limnephilus rhombicus*, som ble funnet i fangdam 2, ble ellers bare funnet i lokalitet 6. (Flere individer fra fangdam 4 og 5 ble kun bestemt til *Limnephilus sp.* og kan være *L. rhombicus*). *L. stigma* og *Nemotaulius punctatolineatus* var de mest utbredte vårflueartene med åtte registreringer av hver.

Klasse Amphibia – amfibier

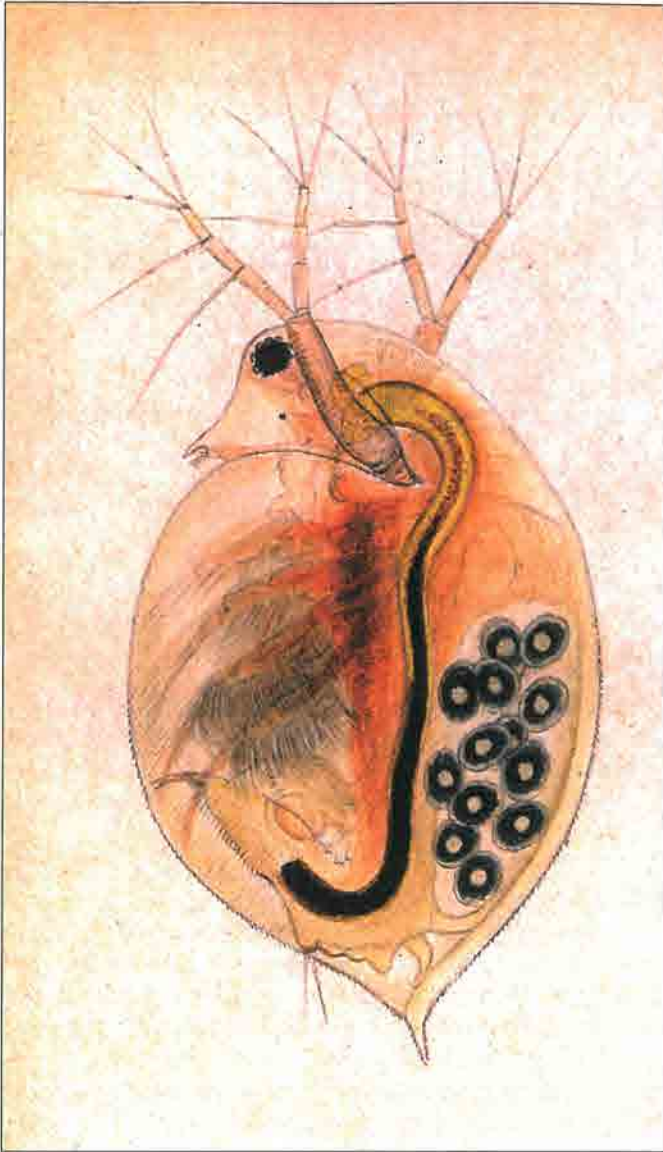
Liten salamander (*Triturus vulgaris*) ble funnet i tretten lokaliteter, mens stor salamander (*Triturus cristatus*) ble funnet kun i én (6). Vanlig frosk (*Rana temporaria*) og padde (*Bufo bufo*) ble funnet i tre lokaliteter hver. Ingen amfibielarver ble funnet i de nye fangdammene.

Klasse Oligochaeta – fåbørstemark

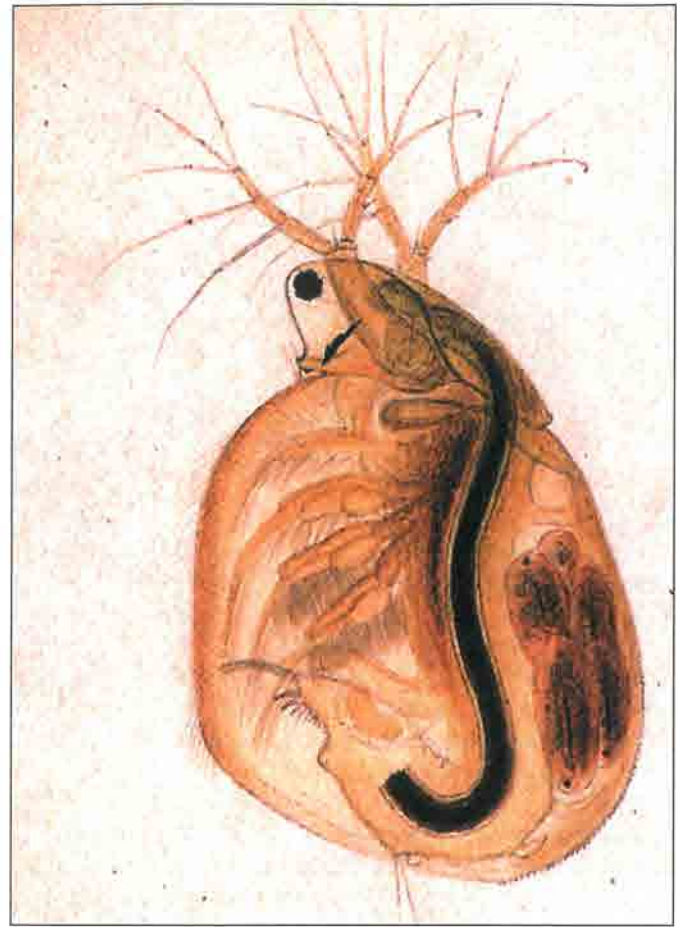
Toogtyve arter fåbørstemark ble funnet. *Lumbriculus variegatus* var den vanligste arten (12 lokaliteter). *Tubifex tubifex*, *Limniodrilus hoffmeisteri* og *L. udekemianus* ble funnet i henholdsvis åtte, åtte og ni lokaliteter.

Orden Cladocera – vannlopper

41 vannlopperarter ble funnet. De oligotrofe lokalitetene (13 og 14) samt de arealmessig største vannene (18, 19, 20 og 22) var de mest artsrike, mens gårdsdammene og fangdammene hadde færre arter. Fangdam 2 med 11 arter var den mest artsrike fangdammen. I Sønnabekken ble det totalt funnet 4 arter i 1998. *Chydorus sphaericus* var den mest utbredte vannloppa med forekomst i 18 lokaliteter. Denne arten etablerte seg i alle fangdammene selv om den ikke forekom i Sønnabekken i 1998. *Daphnia pulex* (figur 6) ble funnet i Sønnabekken ved lokalitetene 2 og 4 i 1998, og den



Figur 6. Vannloppen *Daphnia pulex* (Sars 1992).
The cladoceran *Daphnia pulex* (Sars 1992).

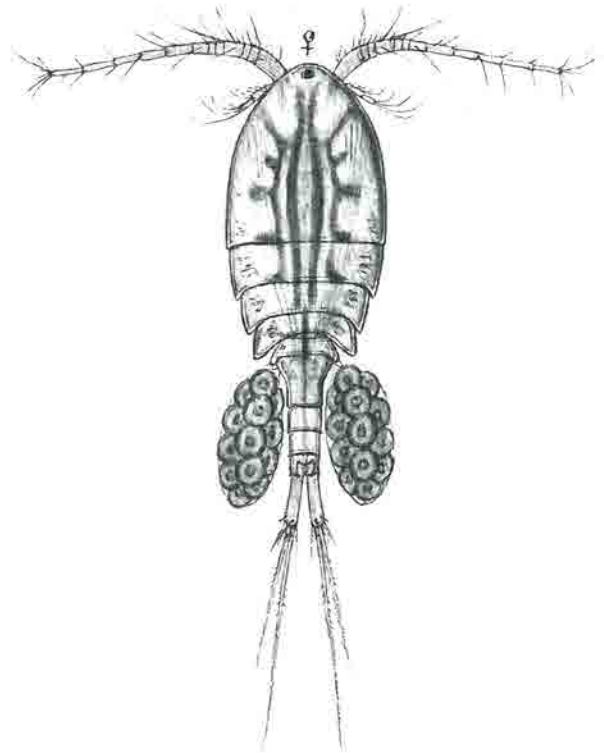


Figur 7. Vannloppen *Simocephalus vetula* (Sars 1992).
The cladoceran *Simocephalus vetula* (Sars 1992).

etablerte seg i alle tre fangdammene i 1999. Arten ble registrert også i 10 andre lokaliteter. *Simocephalus vetula* (**figur 7**) ble funnet i 14 lokaliteter (inkludert fangdam 2), mens *Scapholeberis mucronata* (ingen av fangdammene) forekom i 13 lokaliteter. *Alona rectangulata*, *Camptocercus liljeborgi*, *Chydorus piger*, *Pleuroxus trigonellus*, *Rhynchotalona falcata* og *Leptodora kindti* ble kun funnet i én lokalitet hver. Ingen av disse ble funnet i fangdammene.

Underklasse Copepoda – hoppekreps

Totalt ble det funnet 27 hoppekrepsarter. Fangdam 2 med 12 arter var den mest artsrike lokaliteten. Deretter fulgte dammen ved Trøgstad Fort (14) og Skottasjøen (18) med 11 arter hver. I Sønnabekken ble det totalt funnet 7 arter i 1998. *Eucyclops serrulatus* (**figur 8**) var vanligste art og manglet kun i den temporære pytten (3). *Mesocyclops leukarti*, *Macrocyclus albidus* og *Megacyclus viridus* ble registrert i henholdsvis 18, 16 og 15 lokaliteter. *Hetercope appendiculata*, *Paracyclops poppei*, *Cyclops abyssorum* og *Acanthocyclops vernalis* ble kun funnet i én lokalitet.



Figur 8. Hoppekrepsen *Eucyclops serrulatus* (Sars 1903).
The copepod *Eucyclops serrulatus* (Sars 1903).

4.3 Kolonisering av fangdammene

Koloniseringen av fangdammene startet umiddelbart etter anleggingen av dammene. Ved den første prøvetagningen i fangdam 2, da den var tre dager gammel, ble det funnet 13 arter, og bunndyr tettheten var på 27.300 individer per m².

Gjennom hele den første sesongen var bunndyrfaunaen dominert av fåbørstemark (**figur 9**). Fjærmygg utgjorde en mindre andel fra juni og utover. Bunndyr tetthetene (med overvekt av fåbørstemark) varierte mellom 0 og 500.000 individer per m² i enkeltprøver. Tettheten i fangdam 2 og 5 økte fra mai til august og gikk noe ned i oktober. I fangdam 4 økte tettheten ved alle besøk.

Fåbørstemark og hoppekreps var tilstede ved alle prøvetakings-tidspunkter og var oftest de mest artsrike gruppene (**figur 10**). Vannlopper ble funnet i fangdam 2 og 4 allerede i mai, mens fangdam 5 ble kolonisert av denne gruppen i juni. Biller og tege koloniserte fangdammene i juni og døgnfluene i august. Det ble funnet vårfluer i fangdam 4 i juni, i de andre fangdammene ble denne gruppa først funnet i oktober. Igler ble funnet ved tre anledninger og aldri med mer enn én art i hver dam.

I håvprøvene var det i de fleste tilfellene en dominans av tovinger fra

mai til august (**figur 11**). Fra august utgjorde døgnfluer og tege en stor andel av faunaen i vannfasen. Spretthaler utgjorde en stor andel i fangdam 2 i mai, men individtallet var lavt. Biller utgjorde aldri mer enn 20% av faunaen. Det var kun et lite innslag av vårfluer. Fangdammene ble raskt artsrike, og i fangdam 2, 4 og 5 ble det funnet henholdsvis 47, 37 og 30 arter i løpet av det første året (**tabell 2**).

DCA-ordinasjon resulterte i at 29,1 % av variasjonen i arts-sammensetningen i fangdammene kunne forklares av de to første aksene og med en egenverdi for 1.aksen på over 0,5 (**tabell 3**). Analysen viser at artssammensetningen endres over tid, og mai- og oktoberfaunaen plasserer seg i hver sin ende av 1.aksen (**figur 12**).

Utvikling i artsmangfold skjedde raskere i fangdam 2 enn i de to andre fangdammene, spesielt fangdam 4. I august var faunaen i fangdam 2 sammenlignbar med den som ble funnet i fangdam 4 i juni. Seinhøstes skjedde en utvikling i faunaen som resulterer i at samfunnet i fangdam 2 og 4 liknet hverandre med hensyn til artssammensetning, men forskjellig fra fangdam 5.

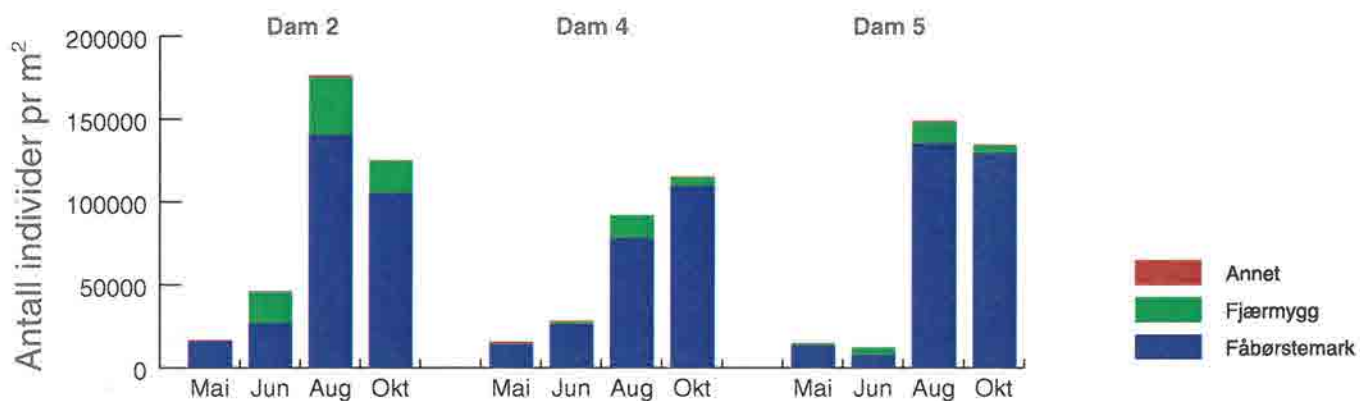
Ledningsevne, pH, vannfarge (log₁₀ transformert), total fosfor (log₁₀ transformert), total nitrogen og areal ble testet i forhold til artsaksene. pH var signifikant korrelert med 1. akse, mens ledningsevne, nitrogen og areal var signifikant korrelert med 2.aksen.

Tabell 2.

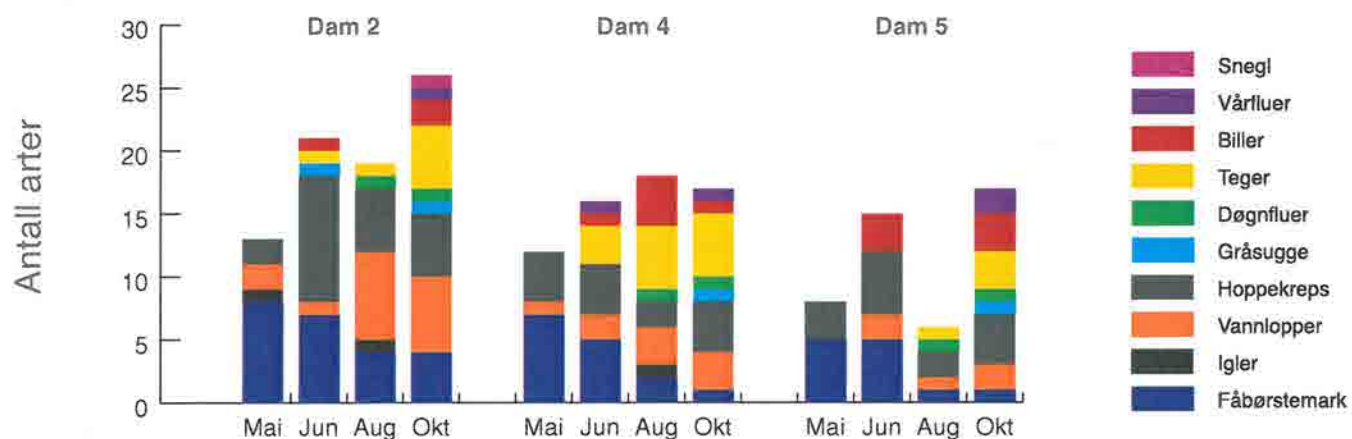
Arter som ble funnet i fangdammene i 1999, det første året etter etableringen.

Species found the first year (1999) in the constructed wetlands.

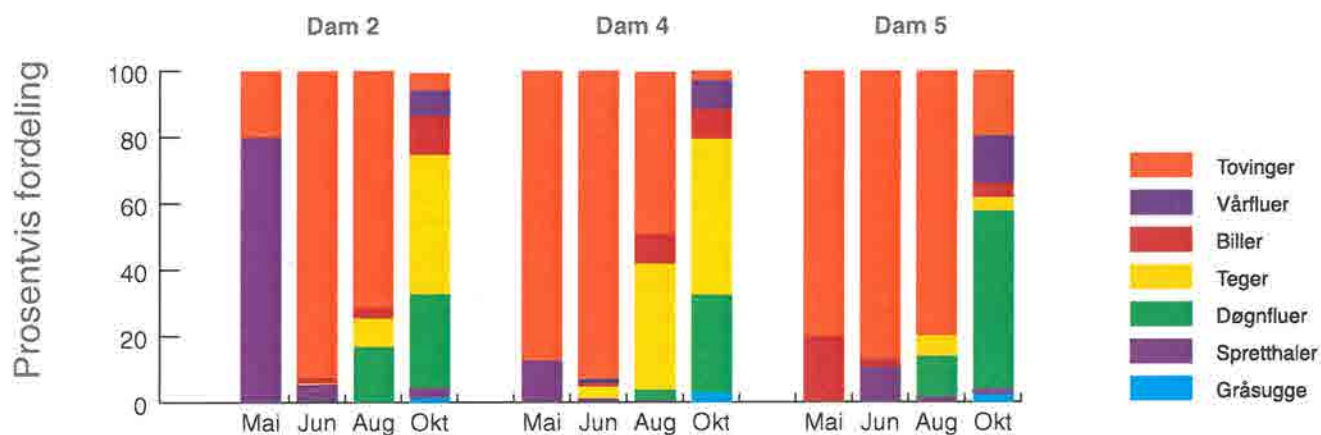
Dam	2	4	5	Dam	2	4	5
Oligochaeta - fåbørstemark				D. crassicaudis Sars	x	x	x
Lumbricidae	x			Mesocyclops leuckarti (Claus)	x	x	
Lumbriculus variegatus (Müller, 1774)	x	x		Thermocyclops oithonoides (Sars)	x		x
Stygodrilus heringianus Claparède, 1862	x			Speocyclops sp.	x	x	x
Tubifex tubifex (Müller, 1774)	x	x	x	Malacostraca - storkreps			
Limnodrilus sp.	x	x	x	Asellus aquaticus (L.)	x	x	x
L. hoffmeisteri Claparède, 1862	x			Ephemeroptera - døgnfluer			
L. udekemianus Caparède, 1862	x	x	x	Cloeon dipterum (Linnaeus, 1761)	x	x	x
Spirosperma ferox (Eisen, 1879)	x			Heteroptera - tege			
Rhyacodrilus falciformis Bretscher, 1901	x	x	x	Corixidae - buksvømmere			
R. coccineus (Vejdovsky, 1875)		x		Corixa sp. Geoffroy, 1762		x	
Slavina appendiculata Udekem, 1855		x		Callicorixa praeusta (Fieber, 1848)	x	x	x
Nais sp.		x		Hesperocorixa sahlbergi (Fieber, 1848)	x		
N. variabilis/communis Piguet, 1906		x		Sigara nigrolineata (Fieber, 1848)	x	x	x
N. elinguis Müller, 1773	x	x	x	S. falleni (Fieber, 1848)		x	
Aulodrilus limnobius Bretscher, 1899		x	x	S. falleni/scotti (Fieber, 1848)/(Douglas & Scott, 1968)		x	
Enchytraeidae	x	x	x	S. limitata (Fieber, 1848)	x	x	
Hirudinea - igler				S. semistriata (Fieber, 1848)	x		
Helobdella stagnalis (L.)	x			Notonectidae - ryggsvømmere			
Erpobdella octoculata (L.)		x		Notonecta sp. Linnaeus, 1758	x	x	
Crustacea - krepsdyr • Cladocera - vannlopper				N. glauca Linnaeus, 1758	x	x	x
Holopedium gibberum Zaddach	x			Coleoptera - biller			
Sida crystallina (O.F.M.)	x			Gyrinus substriatus Stephens, 1828	x		
Ceriodaphnia quadrangula (O.F.M.)	x	x		Hydroporus planus (Fabricius, 1781)			x
C. rotunda Sars	x			H. incognitus Sharp, 1869			x
Daphnia pulex (De Geer)	x	x	x	Scarodytes halensis (Fabricius, 1787)	x		
Simocephalus expinosus (Koch)	x	x		Agabus bipustulatus (Linnaeus, 1767)			x
S. vetula (O.F.M.)	x			Ilybius fuliginosus (Fabricius, 1792)		x	x
Bosmina longispina Leydig	x	x	x	Dytiscus marginalis Linnaeus, 1758		x	
Ophryoxus gracilis Sars	x			Helophorus grandis Illiger, 1798	x		x
Chydorus sphaericus (O.F.M.)	x	x	x	H. brevipalpis Bedel, 1881		x	
Pseudochydorus globosus (Baird)	x			Anacaena lutescens (Stephens, 1829)			x
Copepoda - hoppekreps				Enochrus affinis (Thunberg, 1794)		x	
Achanthodiaptomus denticornis (Wierz.)		x		Trichoptera - vårfluer			
Macrocyclus albidus (Jur.)	x	x		Limnephilus sp. Leach, 1815	x	x	x
Eucyclops serrulatus (Fisch.)	x	x	x	L. rhombicus (Linnaeus, 1758)	x		
E. speratus (Lillj.)	x			Holocentropus dubius (Rambur, 1842)			x
Paracyclops fimbriatus (Fisch.)			x	Gastropoda - snegl			
Cyclops strenuus Fisch.	x	x	x	Physa fontinalis (L.)	x		
Megacyclops gigas (Claus)	x	x					
M. viridis (Jur.)	x						
Acanthocyclops robustus Sars	x		x				
Diacyclops bicuspidatus (Claus)	x		x				
				Antall arter	47	37	30



Figur 9. Bunndyrtettheter (antall individer pr. m²) i fangdammene.
Density of bottom dwelling animals (no ind pr m²) in the constructed wetlands.



Figur 10. Antall arter av forskjellige dyregrupper registrert i fangdammene ved ulike tidspunkter.
Number of species of various invertebrate groups found at each visit in the constructed wetlands.



Figur 11. Prosentvis sammensetning av individer i hånprøver fra fangdammene.
The composition of the macroinvertebrate fauna in the constructed wetlands.

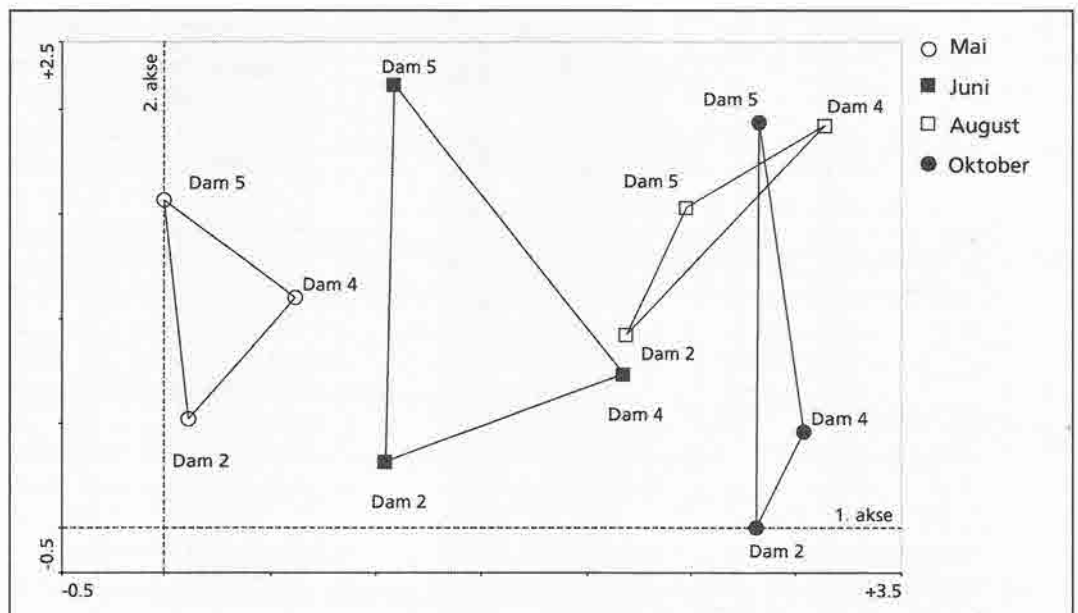
Tabell 3. DCA ordinasjon av artssammensetningen i fangdammene (forekomst/fravær), *r*: Korrelasjonen mellom miljøvariablen og aksekoordinatene (Spearman Rank Order Correlation). Kun signifikante verdier er tatt med. DCA ordination including species found in the constructed wetlands (presence/absence). *r*: correlation between environmental variables and the coordinates of the axis (Spearman Rank Order Correlation). Only significant values are included. * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$, *** = $p < 0,001$.

	1.akse	2.akse
Egenverdi	0,541	0,325
Akselengde	3,141	2,125
Kumulativ prosentvis varians av artsdata	18,2	29,1
pH	$r = 0,75^{**}$	-
Ledningsevne	-	$r = 0,88^{***}$
Nitrogen	-	$r = 0,53^*$
Areal	-	$r = -0,80^{**}$

Tabell 4. CCA ordinasjon for alle arter i fangdammene (forekomst/fravær). CCA including all species (presence/absence) in the constructed wetlands.

	1. akse	2. akse
Egenverdi	0,515	0,351
Art-miljø korrelasjon	0,989	0,988
Kumulativ prosentvis varians, artsdata	17,3	29,1
Kumulativ prosentvis varians, art-miljø forhold	28,7	48,2

Figur 12. DCA ordinasjon av artssammensetningen i fangdammene (1999) basert på forekomst/fravær av alle arter. DCA ordination based on all species (presence/absence) found in the constructed wetlands (1999).



Direkte gradient analyse (CCA) resulterte i signifikante akser ($p = 0,005$, Monte Carlo) (tabell 4), og de målte miljøvariablene er altså relatert til artsdata. De to første aksene kunne forklare 48,2% av variansen i art-miljø interaksjonene og 29,1% av variansen i artsdataene.

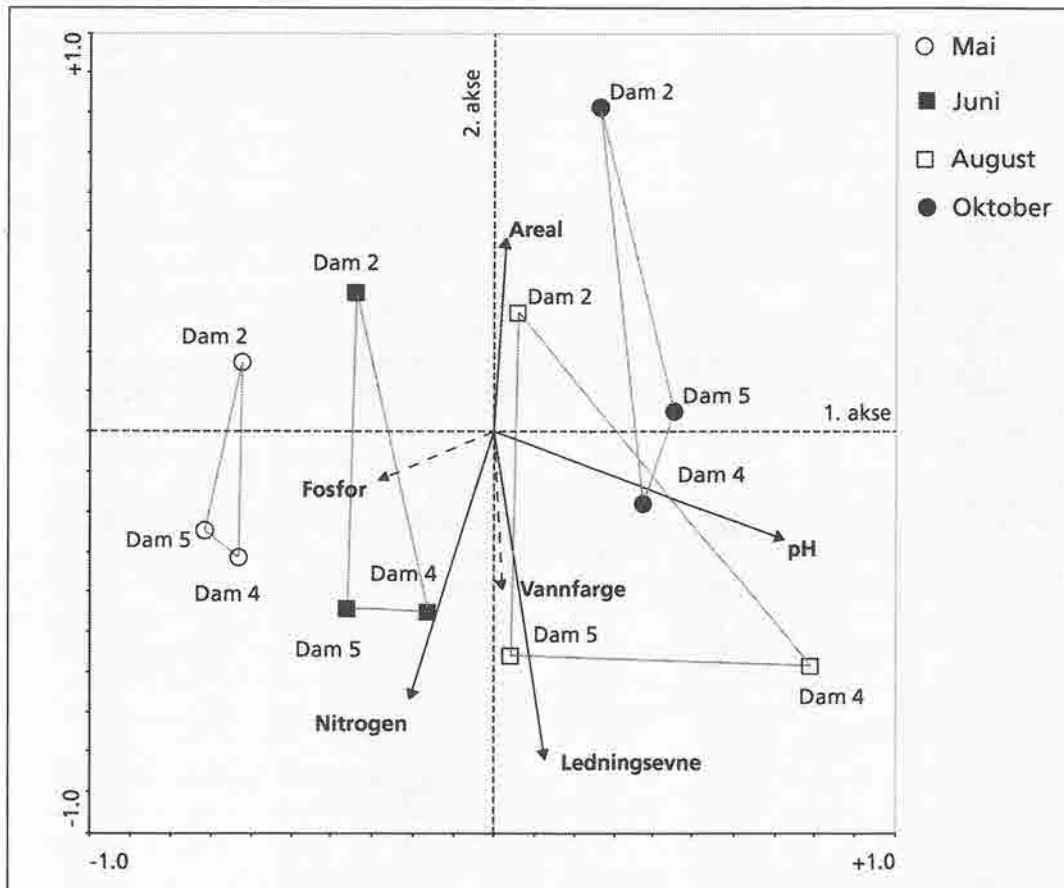
Korrelasjonen mellom pH og 1.aksen var 0,71, mens ledningsevne og total nitrogen korrelerte med 2.aksen ($r = -0,81$ og $r = -0,66$). I følge analysen er ikke korrelasjonene mellom aksene og total fosfor og vannfarge signifikante ($p = 0,28$ og $p = 0,85$, Spearman rang-korrelasjon). Når det tas hensyn til både artsinventar og miljøvariabler (CCA, figur 13) plasseres fangdam 4 og 5 tettere sammen enn i analysen der det kun tas hensyn til artsinventar (DCA, figur 12).

Siden de ulike kamrene i fangdammene hadde fått ulik behandling med hensyn til beplantning (se kap. 3.1), ble artsinventaret i kamrene analysert hver for seg (Ekeberg 2000). Til tross for at fangdam 5 og sedimentasjonskammeret til fangdam 4 ikke ble beplantet, skilte disse seg ikke ut med hensyn til artsinventaret. Kamrene, som ble beplantet i fangdam 4, fikk hovedsaklig planter fra Øyeren (22). Fangdam 4 hadde ikke flere arter til felles med Øyeren enn de andre fangdammene. Det samme gjelder fangdam 2, som hovedsaklig fikk planter fra Hauglands åkerdam (10).

Når de ulike kamrene ble analysert hver for seg, var egenverdien for 1.aksen over 0,5 og således nesten identisk med analysen hvor de ulike kamrene til de respektive fangdammene ble slått sammen (tabell 5).

Tabell 5. DCA ordinasjon av artsinventaret i de ulike fangdamkamrene (forekomst/fravær). DCA ordination including species found in the different chambers of the constructed wetlands (presence/absence).

	1. akse	2. akse
Egenverdi	0,583	0,335
Akselengde	3,831	2,86
Kumulativ prosentvis varians	10,7	16,8



Figur 13. CCA-analyse av fangdammene (1999) basert på artsinventar (forekomst/fravær). Heltrukne piler tilsvarer signifikante miljøvariabler, mens stiplede piler er ikke-signifikante miljøvariabler. CCA analysis of species (presence/absence) in the constructed wetlands. Solid arrows indicate significant variables, while broken arrows show variables which are not significant.

Tabell 6. DCA- og CCA-analyser av krepsdyrfaunaen i fangdammene (forekomst/fravær), r : korrelasjonen mellom miljøvariabelen og aksekoordinatene (Spearman rangkorrelasjon). Kun signifikante korrelasjoner er oppgitt i tabellen. * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$, *** = $p < 0,001$. DCA and CCA ordination including crustacean species (presence/absence) found in the constructed wetlands. r : correlation between environmental variables and the coordinates (Spearman Rank Order Correlation) Only significant values are included. * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$, *** = $p < 0,001$.

	1. akse	2. akse
DCA		
Eigenverdi	0,611	0,326
Akselengde	3,812	2,2
Kum. % forklaringsevne	24,6	37,8
pH	$r = 0,75^{**}$	
Ledningsevne		$r = -0,72^{**}$
Nitrogen		$r = -0,60^*$
Areal		$r = 0,68^{**}$
CCA		
Eigenverdi	0,448	0,33
Art-miljø korrelasjon	0,921	0,969
Kum. % forklaringsevne, art	18,0	31,4
Kum. % forklaringsevne, art-miljø	31,3	54,3

Siden krepsdyrene var den mest artsrike dyregruppen i fangdammene og samtidig den gruppen som på grunnlag av artsinventaret i størst grad reflekterte lokalitetstype (se kap. 4.4.2), er de analysert separat (**tabell 6**). Eigenverdien for 1.aksen i DCA og CCA analyse var respektive 0,611 og 0,448. Kumulativ prosentvis forklaringsevne var 24,6% og 18,0%. Art-miljø korrelasjonen for 1.aksen var 0,921 (CCA). Fordelingen av arter langs CCA-aksene var ikke signifikant ($p = 0,18$ for alle aksene, Monte Carlo).

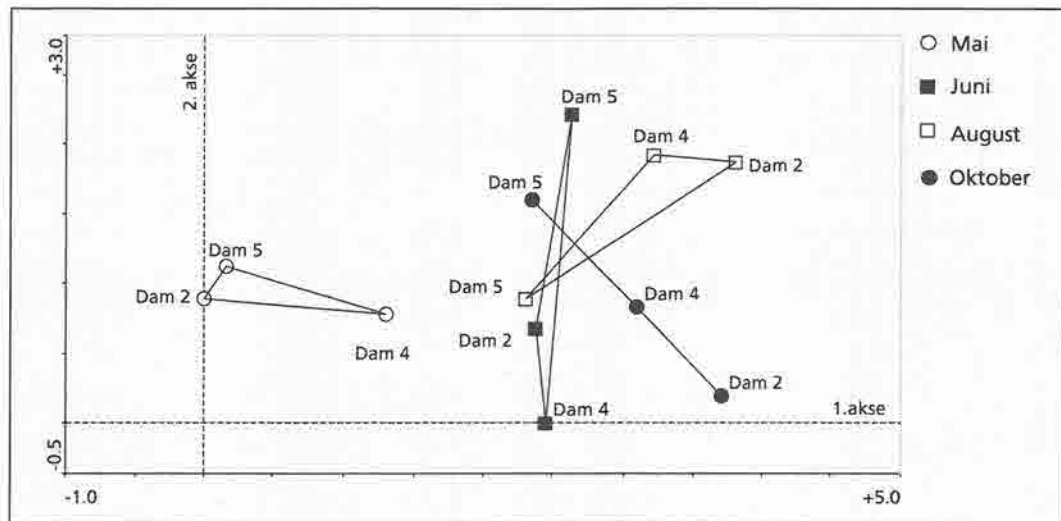
Krepsdyrene reflekterer den samme utvikling i fangdammene som det som var tilfelle når alle artene ble brukt som grunnlag for analysene (DCA, CCA) (**figur 14**). Utviklingen syntes å gå raskere i fangdam 2 enn i de andre dammene. Utviklingen i fangdam 5 stagnerte i juni og endret seg lite fram til oktober. Artsinventaret i fangdam 2 og 4 endret seg lite fra august til oktober. Ledningsevne, nitrogen og areal korrelerer med 2.aksen (**tabell 6**).

CCA plottet for krepsdyrene viser de samme trendene som framgikk av DCA plottet (**figur 15**). Også her korrelerer ledningsevne, nitrogen og areal med 2.akse

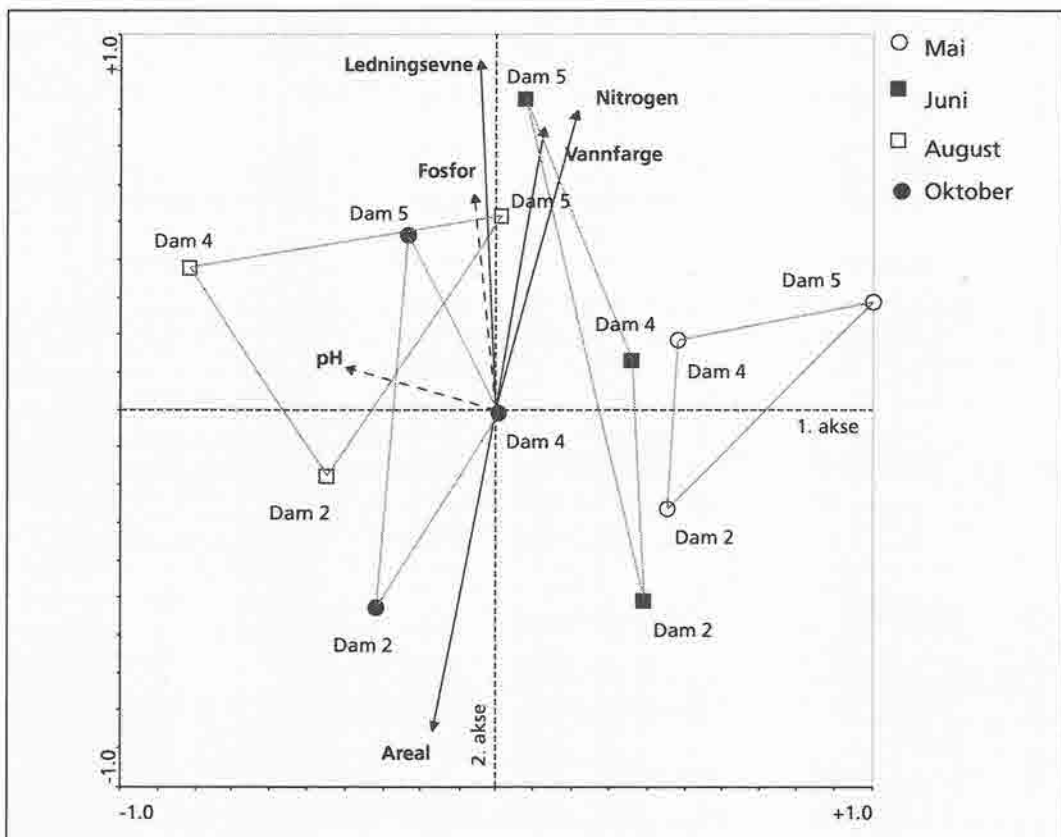
4.4 Potensielle koloniseringskilder

Kjemidata og artslistene (forekomst/fravær) som er brukt til analysene i dette kapittelet, er vist i **vedlegg I** og **vedlegg II**. Med hensyn til prosentvis sammensetning av individer i håv- og krepsdyrprøver henvises til Ekeberg (2000)

Figur 14. DCA ordinasjon av krepsdyrartene (forekomst/fravær) i fangdammene. DCA ordination based on crustaceans species (presence/absence) in the constructed wetlands.



Figur 15. CCA ordinasjon basert på krepsdyrartene (forekomst/fravær) i fangdammene. Heltrukne piler tilsvarer signifikante miljøvariabler, mens stiplede piler er ikke-signifikante miljøvariabler. CCA ordination based on crustacean species (presence/absence) in the constructed wetlands. Dense arrows indicate significant variables, while broken arrows show variables which are not significant.

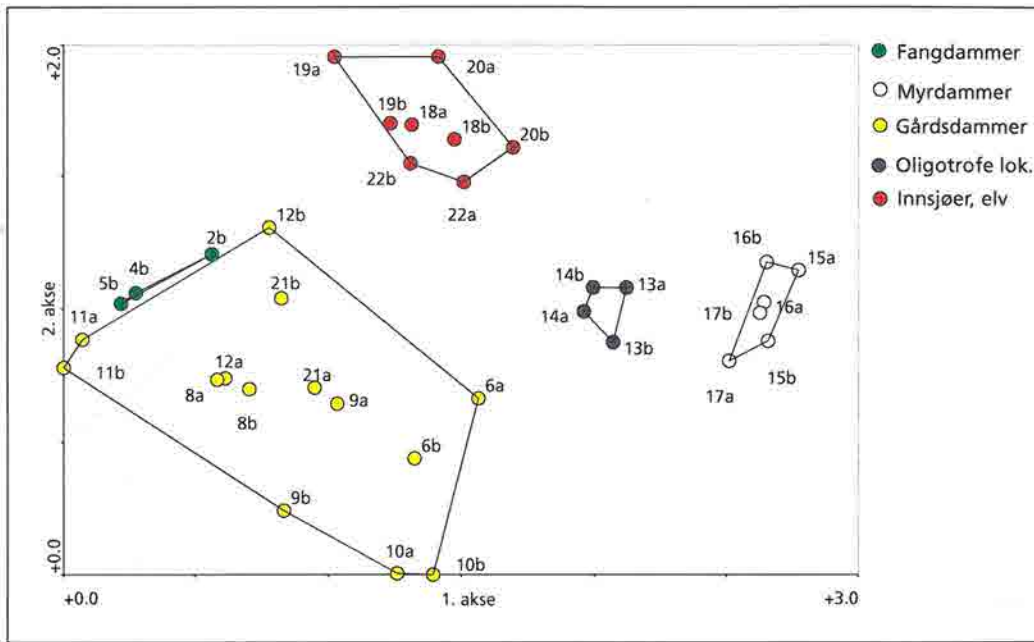


4.4.1 Totalfauna

Fangdammene liknet mest på de svært næringsrike gårdsdammene (8, 9, 10, 11 og 12) med hensyn til bunndyr tettheter. Gjennomsnittlige tettheter lå i disse lokalitetene i intervallet 50.000 til 200.000 individer pr. m² (vedlegg IV). I andre lokaliteter var det gjennomsnittlig mellom 2.000 og 13.000 individer pr. m². Dammen ved Trøgstad Ungdomsskole (13), innsjøen ved Trøgstad Fort (14) og myrdammene (15, 16 og 17) markerte seg med individ- og artsfattige bunndyr samfunn. Fåbørstemark dominerte bunndyr samfunnene i fangdammene som i gårdsdammene. Fjærmygg dominerte i myrdammene. Bunndyr tetthetene i fangdam 2 og 5 nærmet seg tetthetene som ble registrert i lokalitetene før anleggning, mens i fangdam 4 ble det i 1999 registrert en større bunndyr tetthet enn i 1998.

Døgnfluer var ofte en dominerende gruppe i håvprøvene fra både gårdsdammene og fangdammene. Teger dominerte i enkelte gårddammer (særlig 11), samt i noen andre lokaliteter (18, 19, 22), men sjelden i så stor grad som det som var tilfelle i fangdammene i august og oktober. Myrdammene (15, 16 og 17) skilte seg ut med dominans av øyenstikkere. Tovinger var generelt en dominerende gruppe både i gamle og nye lokaliteter.

Til sammen 17 av artene som fantes i Sønnabekken før anleggning av fangdammene, ble funnet i fangdammene det første året. Til tross for at krepsdyrene *Ceriodaphnia pulchella* og *Ceriodaphnia reticulata* samt billene *Haliphus heydeni*, *Hygrotus inaequalis*, *Acilius canaliculatus* og *Helophorus minutus* fantes i Sønnabekken i 1998, ble disse ikke funnet igjen etter anleggning av fangdammene.



Figur 16. Lokalitetsplot (DCA) basert på alle registrerte arter (forekomst/fravær). Lokalitetene 1a, 2a, 4a, 5a og 7a,b er ikke inkludert. a: 1998 data, b: 1999 data
Site plot (DCA) based on presence/absence data of all species. The sites 1a, 2a, 3a, 4a, 5a and 7a,b (outlayers) are not included. a: 1998 data, b: 1999 data

Tabell 7. DCA ordinasjon for alle registrerte arter (forekomst/fravær), r: korrelasjonen mellom miljøvariabelen og aksekoordinatene (Spearman rangkorrelasjon). Kun signifikante korrelasjoner er vist i tabellen. * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$, *** = $p < 0,001$. DCA ordination including all species (presence/absence). r: correlation between environmental variables and the coordinates (Spearman Rank Order Correlation). Only significant values are included. * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$, *** = $p < 0,001$.

	1. akse	2. akse
Egenverdi	0,394	0,184
Gradient lengde	3,578	2,978
Kumulativ prosentvis forklaringsevne	11,5	16,8
pH	$r = -0,74^{***}$	-
Ledningsevne	$r = -0,82^{***}$	$r = 0,33^*$
Vannfarge	-	$r = 0,40^{**}$
Avstand	$r = 0,73^{***}$	-

DCA-ordinasjon (basert på forekomst/fravær) ga akselengder på 3,6 (1.aksen) og 3,0 (2.aksen) når den fullstendige artslisten ble lagt til grunn for analysen (tabell 7). De to første aksene kunne forklare 17% av variasjonen i artsdata. Egenverdien til 1.aksen var 0,394.

Korrelasjoner mellom et utvalg variabler (ledningsevne, pH, fosfor (1999), nitrogen (1999), vannfarge, avstand og areal) og ordinasjonsaksene ble testet. Av disse hadde ledningsevne, pH, total fosfor og total nitrogen høyest signifikans ($p < 0,001$ for 1.aksen, Spearman rangkorrelasjon).

Lokalitetsplottet (DCA) viste at Sønnabekken (1, 2, 4 og 5 i 1998), den temporære pytten (3) og Gopperudbekken (7) lå isolert, mens de øvrige lokalitetene lå relativt samlet. For lettere å kunne tolke plottet er disse "outlierne" utelatt i figur 16, der myrlokalitetene

Tabell 8. CCA ordinasjon for alle arter i alle lokaliteter (forekomst/fravær). CCA ordination including all species in all sites (presence/absence).

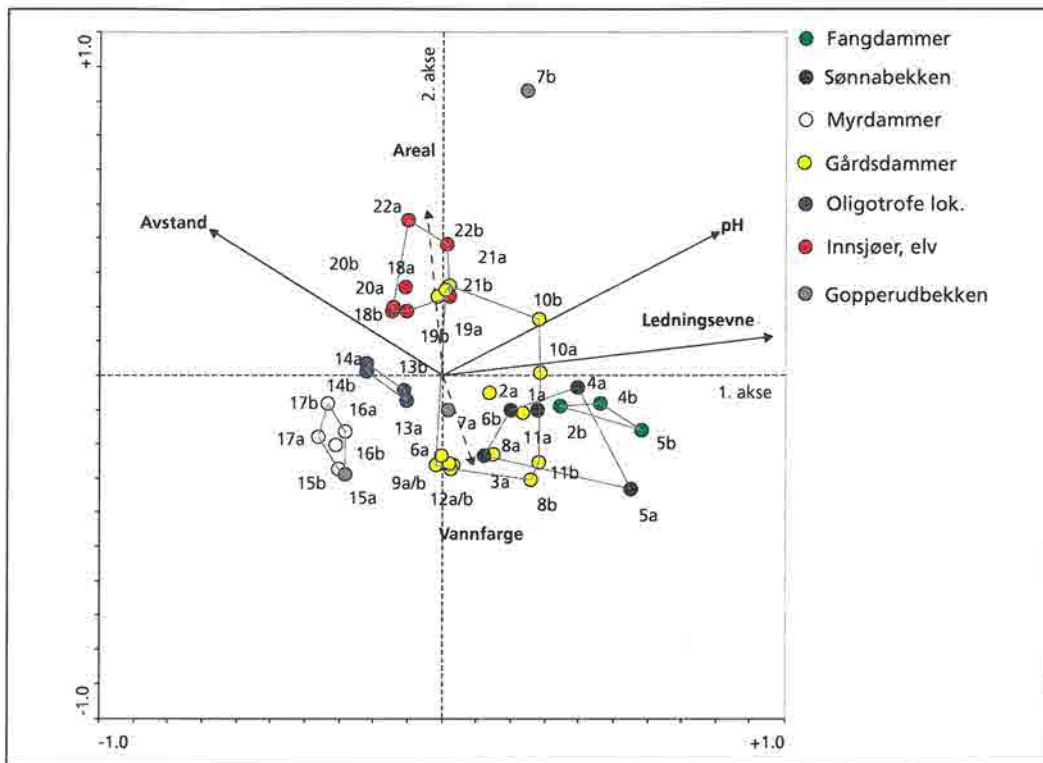
	1. akse	2. akse
Egenverdi	0,328	0,161
Art-miljø korrelasjon	0,936	0,853
Kumulativ prosentvis varians, artsdata	9,6	14,2
Kumulativ prosentvis varians, art-miljøforhold	41,5	61,9

(15, 16 og 17) legger seg ytterst til høyre i diagrammet, mens tre andre grupperinger også trer tydelig fram: Dammen ved Trøgstad Ungdomsskole (13) og ved Trøgstad Fort (14), Skottasjøen (18), Hærsetsjøen (19), Hæra (20) og Øyeren (22), fangdammene (2, 4 og 5) og gårdsdammene (6, 8, 9, 10, 11, 12 og 21).

Gruppen med fangdammene kan også splittes i flere smågrupper. Fangdam 4 og 5 og Bakker (11) ligger atskilt fra resten. Fangdam 2 ligger mellom fangdam 4 og 5 og gårdsdammene Snelltorp (12) og Haakaas (21). Gopperuddammen (6) og Hauglands åkerdam (10) ligger atskilt fra denne gruppa. Snelltorp (12) hadde størst variasjon i artsinventar fra 1998 til 1999, dvs. avstanden mellom plottene som representerer 1998 og 1999 er stor.

De to første aksene (CCA) forklarte 61,9% av variansen i art-miljøinteraksjonene (90,6% for de fire første aksene) og 14,2% av variansen i artsdataene (tabell 8). Dette var signifikant ($p = 0,005$, Monte Carlo). Det er et relativt lite fall i kumulativ prosentvis varians i artsdata ved overgangen fra DCA til CCA (fra 16,8% til 14,2%), og dette indikerer at de målte miljøvariablene forklarer det meste av variasjonen i artsdata.

Figur 17. CCA ordinasjon som inkluderer alle lokalitetene basert på alle arter (forekomst/fravær). Heltrukne piler – signifikante miljøvariabler, stiplede piler – ikke-signifikante miljøvariabler. a: 1998 data, b: 1999 data CCA ordination including all sites based on presence/absence data of all species. Dense arrows indicate significant variables, while broken arrows show variables which are not significant. a: 1998 data, b: 1999 data



CCA-ordinasjonen gir med noen få unntak samme resultat som DCA-ordinasjon. Sønnabekken i 1998 (1a, 2a, 4a og 5a) og den temporære pytten (3) ble projisert nær fangdammene (2b, 4b og 5b) og gårdsdammene (figur 17). Haakaas (21) ble plassert sammen med gruppen bestående av arealmessig store og noe mindre forurensede lokaliteter (18, 19, 20 og 22).

Ledningsevne korrelerer sterkt med 1.aksen ($r = 0,90$), etterfulgt av pH ($r = 0,76$). Avstand korrelerer også med 1.aksen, men med negativ koeffisient ($r = -0,64$) (se kap. 3.3.9 om avstandsvariablen). Vannfarge og areal er ikke-signifikante variabler ($p = 0,86$ og $p = 0,37$, Spearman rangkorrelasjon med førsteaksen).

Faunaen i myrddammene (15, 16 og 17) er sterkt og negativt korrelert med pH, mens faunaen i fangdammene er positivt korrelert med ledningsevne. Faunaen i dammen ved Trøgstad Ungdomsskole (13) og i innsjøen ved Trøgstad Fort (14) er noe svakere korrelert med ledningsevne.

4.4.2 Utvalgte dyregrupper

Fåbørstemark, krepsdyr, snegl, igler, øyestikkere, teger, biller, døgnfluer og vårflyer ble også behandlet hver for seg ved ordinasjon. Krepsdyrene var da den av gruppene som gjennom artsinventar reflekterte lokalitetstype best. Vi har derfor valgt å fokusere på krepsdyrene, mens de øvrige er kort omtalt i slutten av kapittelet.

Den kumulative forklaringsevnen var noe høyere når kun krepsdyrene ble brukt som grunnlag ved DCA ordinasjon (tabell 9), sammenlignet med hva som var tilfelle når hele materialet ble lagt til grunn (25,3% mot tidligere 16,8% for 1. og 2.aksen).

Tabell 9. DCA- og CCA-ordinasjon for alle registrerte krepsdyrarter (forekomst/fravær), r : korrelasjonen mellom miljøvariablen og aksekoordinatene (Spearman rangkorrelasjon). Kun signifikante verdier er tatt med. * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$, *** = $p < 0,001$. DCA and CCA ordination including all crustacean species (presence/absence). r : correlation between environmental variables and the coordinates (Spearman Rank Order Correlation). Only significant values are included. * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$, *** = $p < 0,001$.

	1. akse	2. akse
DCA		
Egenverdi	0,349	0,147
Akselengde	2,85	2,203
Kumulativ prosentvis varians	17,8	25,3
pH	$r = -0,68^{***}$	-
Ledningsevne	$r = -0,80^{***}$	-
Avstand	$r = 0,59^{***}$	-
Areal	-	$r = -0,35^*$
CCA		
Egenverdi	0,304	0,135
Art-miljø korrelasjon	0,919	0,829
Kumulativ prosentvis varians, artsdata	13	18,8
Kumulativ prosentvis varians, art-miljø forhold	49,2	71,1

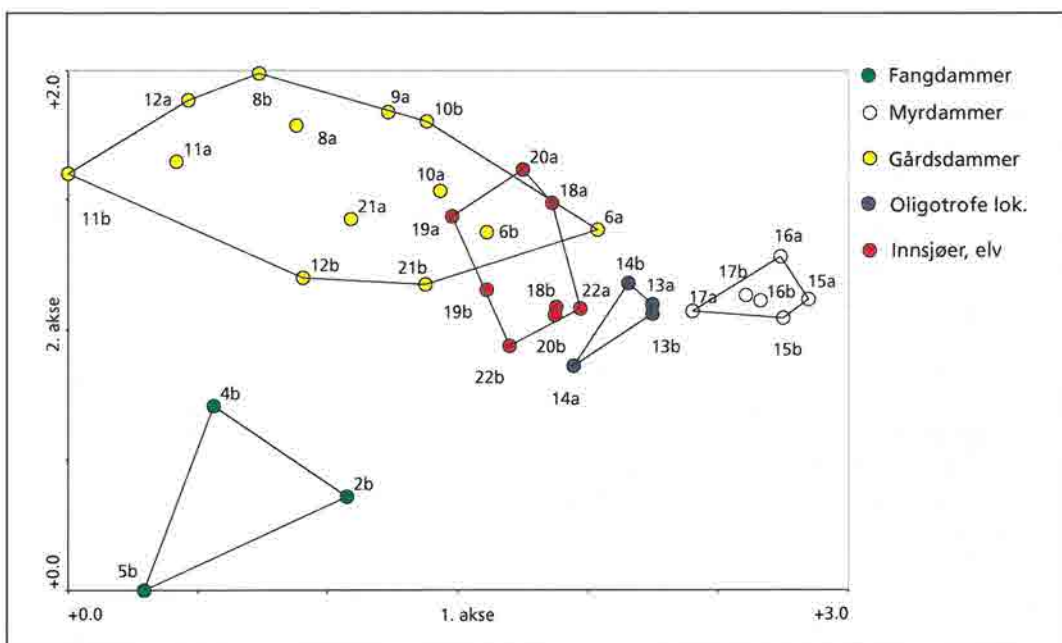
Med unntak av et mindre overlapp mellom innsjøgruppen og gårdsdamgruppen gir krepsdyrplottet de samme grupperingene som totalmaterialet (**figur 18**).

CCA-analyse med krepsdyr som grunnlag (**tabell 9**) resulterte i en enda mer tydelig gruppering av lokaliteter enn når totalfaunaen var lagt til grunn. Den kumulative prosentvise forklaringsvekten ved krepsdyranalysen er høyere både for artsdata og art/miljø-forhold enn for analysen av den totale artslisten. Ledningsevne, pH og avstand var signifikant korrelert med artsdataene slik som i analysen der den totale artslisten ble brukt.

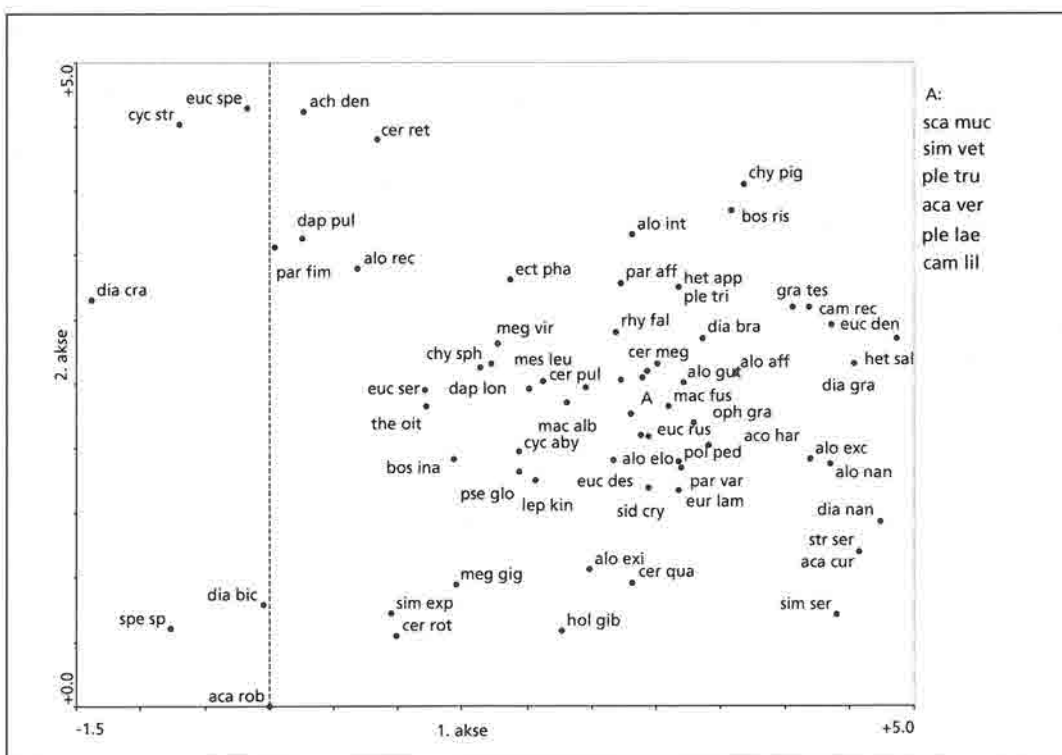
1.aksen i artsplottet har en lengde på cirka 6,5 (**figur 19**), det vil si at artene i hver ende av diagrammet ikke fins i de samme lokalitetene.

tetene. *Diacyclops crassicaudis*, som er lokalisert til venstre i diagrammet, ble bare funnet i Sønnabekken/fangdammene (2, 4 og 5), mens *Heterocope saliens* som er i motsatt ende av 1.aksen ble funnet i myrlokalitetene 15 og 16. 2.aksen er kortere enn 1.aksen, og *Eucyclops speratus* og *Acanthocyclops robustus* befinner seg i hver sin ende av denne aksen. Fangdam 2 er den eneste lokaliteten der begge artene ble funnet.

Blant krepsdyrene fins det eksemplere både på arter som er knyttet til spesielle lokaliteter og på arter som forekommer i et vidt spekter av lokalitetstyper. *Alonella excisa*, *A. nana*, *Diacyclops nanus*, *Acantholeberis curvirostris*, *Streblocerus sericaudatus*, *Heterocope saliens* og *Simocephalus serrulatus* var typiske i myrlokaliteter mens *Alonella exigua*, *Leptodora kindti* og *Pleuroxus laevis* kun ble funnet



Figur 18. Lokalitetsplot (DCA) basert på krepsdyrarter (forekomst/fravær). Lokalitetene 1a, 2a, 4a, 5a og 7a,b er ikke inkludert i figuren. a: 1998 data, b: 1999 data
Site plot (DCA) based on presence/absence data of crustacean species. The sites 1a, 2a, 3a, 4a, 5a and 7a,b (outliers) are not included. a: 1998 data, b: 1999 data



Figur 19. Artsplot (DCA) basert på krepsdyrarter (forekomst/fravær). Se vedlegg II for forklaring av artsnavnforkortelsene. Species plot (DCA) of crustaceans (presence/absence). Full names of the representative species are shown in appendix II.

i littoralsonen til innsjølokaliteter. *Ceriodaphnia pulchella*, *Simocephalus vetula*, *Bosmina longispina*, *Chydorus sphaericus*, *Pleuroxus truncatus*, *Macrocyclus albidus*, *Macrocyclus fuscus*, *Eucyclops serrulatus* og *Mesocyclops leucarti* ble funnet i alle lokalitetstypene.

Daphnia pulex var dominerende krepsdyrart i fangdammene 4 og 5, som i flere gårdsdammer (8, 11, 12 og 21). *Chydorus sphaericus* dominerte i fangdam 2 og 4 på slutten av året, men dominerte sjelden andre lokaliteter. *Polyphemus pediculus* forekom tallrikt i lokaliteter som var mindre næringsrike enn fangdammene og gårdsdammene (13, 14, 15, 18 og 22). Blant hoppekrepsene var det kun i fangdammene at samme art kunne dominere. *Cyclops strenuus*, som ofte dominerte i fangdammene, dominerte også i gårdsdammen Snelltorp (12).

Når de øvrige ferskvannsinvertebratgruppene (fåbørstemark, igler, døgnfluer, øyenstikkere, tege, biller, vårfluer og snegl) ble lagt som grunnlag for både DCA- og CCA-analyse, hadde myrlokalitetene (15, 16 og 17) mange fellestrekk med innsjølokalitetene (18, 19, 20 og 22). Fangdammene (2b, 4b og 5b) derimot, ble i de fleste analysene projisert i utkanten av diagrammene, sammen med Søtland (8), Haugland åker (10) og Bakker (11).

CCA-ordinasjon ga en gjennomgående nedgang i kumulativ prosentvis forklaringssevne av artsdata sammenlignet med DCA. Størst forskjell var det når øyenstikkere ble brukt som grunnlag for analyse, med henholdsvis 32,7% (DCA) og 15,5% (CCA). CCA-ordinasjon og Monte Carlo analyse når øyenstikkere-, snegl- og vårfluefaunaen ble brukt som grunnlag, resulterte i ikke-signifikante akser, dvs. at miljøvariablene ikke er signifikant korrelert til artsdata.

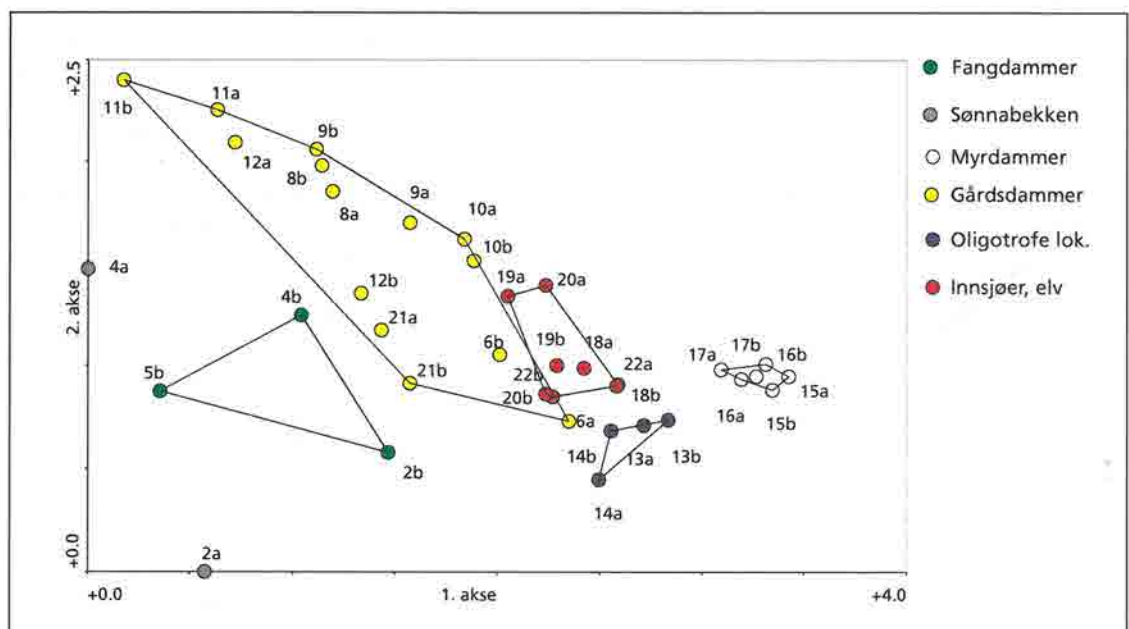
Noen arter skiller seg ut som typiske for enkelte lokalitetstyper. *Notonecta lutea* (tege), *Coenagrion armatum*, *Leucorrhinia rubicunda* og *Lestes sponsa* (øyenstikkere) er assosiert med myrlokalitetene (15, 16 og 17). Fangdammene og gårdsdammene er karakterisert ved tegene *Sigara limitata*, *S. nigrolineata*, *Callicorixa*

præusta, *C. concinna*, billene *Scarodytes halensis*, *Gyrinus substriatus*, *Helophorus grandis*, *H. minutus*, *Hydroporus planus*, *Acilius sulcatus*, og av fåbørstemarkene *Tubifex tubifex*, *Rhyacodrilus falciformis*, *R. coccineus* og *Nais elinguis*.

Ordinasjonsanalyser basert på den prosentvise sammensetningen av faunaen ga i hovedsak samme resultater som analyser basert på forekomst/fravær for alle invertebratgrupper. Resultatene fra krepsdyranalysene er vist i **figur 20** og **tabell 10**.

Tabell 10. DCA- og CCA-ordinasjon for alle registrerte krepsdyrarter (frekvens), *r*: korrelasjonen mellom miljøvariablene og aksekoordinatene (Spearman rangkorrelasjon). Kun signifikante verdier er tatt med. * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$, *** = $p < 0,001$. DCA and CCA ordination including all crustacean species (frequency). *r*: correlation between environmental variables and the coordinates (Spearman Rank Order Correlation). Only significant values are included. * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$, *** = $p < 0,001$.

	1. akse	2. akse
DCA		
Egenverdi	0,464	0,183
Akselengde	4,305	3,787
Kumulativ prosentvis varians	16,4	22,9
CCA		
Egenverdier	0,366	0,169
Art-miljø korrelasjoner	0,916	0,84
Kumulativ prosentvis varians, artsdata	12,9	18,9
Kumulativ prosentvis varians, art – miljø forhold	47,7	69,6



Figur 20. DCA-analyse av krepsdyrfaunaen (prosentvis sammensetning). DCA ordination including sites based on frequency of crustacean species.

5 Diskusjon

5.1 Ferskvannsforekomstene i Trøgstad

De mest belastede lokalitetene med hensyn til næringsalter var fangdam 4, fangdam 5, Haugland (9) og Bakker (11), som alle hadde høyt innhold av nitrogen og fosfor. De andre gårdsdammene var noe mindre belastet. Dammen ved Trøgstad Ungdomsskole (13) og innsjøen ved Trøgstad Fort (14) var karakterisert ved at de var klare, hadde lav ledningsevne, lavt nitrogen- og fosforinnhold. Myrlokalitetene (15, 16 og 17) var karakterisert ved lav pH og høyt fargetall.

5.2 Artsmangfold

Trøgstad ligger i et område med et stort mangfold av akvatiske organismer. Arter som liten salamander (*Triturus vulgaris*), stor salamander (*Triturus cristatus*), stavtege (*Ranatra linearis*) og vannskorpion (*Nepa cinerea*), som ofte er vurdert som truede arter, ble funnet. Østfold er et område i landet hvor det, til tross for mye gjenfylling, fremdeles finnes mange gårdsdammer. I de senere årene er denne lokalitetstypen kommet i forskningens og forvaltningens søkelys (f. eks. Dolmen 1992, Spikkeland 1998, Stokker 1998, Bang 1999).

Med hensyn til artsinventar grupperte de ulike lokalitetene seg i fire grupper:

- 1) Gårdsdammene (6, 8, 9, 10, 11, 12 og 21) og fangdammene (2, 4 og 5 i 1999)
- 2) Myrdammene (15, 16 og 17)
- 3) Dammen ved Trøgstad Ungdomsskole (13) og innsjøen ved Trøgstad Fort (14)
- 4) De relativt næringsrike innsjøene Skottasjøen (18), Hærsetsjøen (19) og Øyeren (22) samt Hæra elv (20).

Disse gruppene basert på artsinnhold reflekterer inndelingen etter mer almenne naturgeografiske forhold (f. eks. hydrologi, kjemi). Sønnabekken i 1998 og i Gopperudbekken (7) var imidlertid artsfattige sammenlignet med de øvrige lokalitetene.

Gruppen av gårds- og fangdammene utgjorde en mer heterogen gruppe enn de andre. Dette kan forklares ut fra en større variasjon i kjemi innenfor denne gruppen, noe som igjen reflekteres i artssammensetningen. Det er et stort spenn i vannkvalitet fra de tungt belastede fangdammene og Bakker (11) til den skogstjernliknende Haakaas (21). Myrdammene danner eksempelvis en mer homogen gruppe med hensyn til kjemi og plasserer seg også mer samlet i ordinasjonene.

Krepsdyrene var den gruppen som isolert ga resultater som var mest i samsvar med resultatene fra analysene hvor det totale artsinventaret ble lagt til grunn. Teger, biller og fåbørstemark gjenspeilet de samme trendene som krepsdyr, mens de andre gruppene (igler, døgnfluer, øyenstikkere, vårfluer og snegl) ga ikke-

signifikante resultater. En forklaring kan være at krepsdyrene er en artsrik gruppe som var tallrikt tilstede i alle lokalitetene i motsetning til flere av de andre gruppene. Overgangen fra DCA- til CCA-ordinasjon ga relativt store fall i kumulativ prosentvis varians av artsdata for gruppene utenom krepsdyr. Denne erkjennelsen antyder at miljøvariabler som er viktige for forekomster av arter innen disse gruppene, ikke var inkludert i undersøkelsen. Dette kan for eksempel gjelde kalsium for snegl (Økland 1990).

Ut fra antagelsen om unimodal fordeling (jfr. 3.2.7) av arter langs miljøgradienter viser de oppnådde akselengdene i ordinasjonene at det var en betydelig variasjon i artssammensetning mellom lokalitetene. Egenverdier ligger alltid mellom 0 og 1, og en verdi over 0,5 oppgis ofte som et mål på god separasjon av artene langs akselen (ter Braak 1995). Selv om egenverdiene, som analysene resulterte i, ofte lå litt i underkant av 0,5, var egenverdiene sammenlignbare med andre undersøkelser med god spredning i artsdataene (f.eks. ter Braak 1987, Verdonschot 1992). Egenverdier og akselengder blir imidlertid korte når det er få lokaliteter og når lokalitetene er artsfattige. I slike tilfeller er metoden dårlig egnet. Man må hele tiden bruke sunn fornuft da ordinasjon først og fremst er et visualiseringsverktøy. Wartenberg et al. (1987) påpeker at da ordinasjonsmetodene baserer seg på en underliggende lineær modell, kan metodene feile i å arrangere arter og lokaliteter riktig fordi det ofte er ikke-lineære forhold mellom de observerte variablene. Dette er nok et argument for ikke å se seg blind på egenverdiene som analysene kommer fram til.

Artssammensetning varierte mye selv mellom dammer med lik kjemi. Dette er i samsvar med flere studier (Quade 1969, Friday 1987, King et al. 1996) og viser at selv om fysiske og kjemiske karakteristika er viktig for en arts eksistens, er også andre faktorer avgjørende for artssammensetningen. Historiske faktorer som f.eks. tidligere kolonisering eller tilfeldige hendelser, økologiske interaksjoner. Interspesifikk konkurranse, predasjon er slike eksempler (King et al. 1996).

Trøgstad med sine 24 fåbørstemarktaxa kan sammenlignes med andre artsrike områder i Norge, som Dokkadeltaet og grytehullsjøene i Gardermo-området med 31 taxa hver (Halvorsen et al. 1994, 1996). Bruk av fåbørstemark som bioindikatorer på forskjellige miljøforhold har blitt understreket av flere (Howmiller & Scott 1977, Lang 1978, Milbrink 1983, Särkkä 1987, Brittain 1988, Bremnes & Sloreid 1994). *Stylodrilus heringianus* og *Spirosperma ferox* regnes som indikatorer på oligotrofe forhold (Milbrink 1994). Den førstnevnte arten ble funnet i fangdam 2, Steffensen (17) og Øyeren (22), mens *S. ferox* ble registrert i fangdam 2, Gopperudbekken (6), Gopperudterskelen (7), Snelltorp (12) og Øyeren (22). Ingen av disse lokalitetene er karakterisert som oligotrofe. Bremnes & Sloreid (1994) påpeker imidlertid at *S. heringianus* tolererer moderat organisk forurensning så lenge vann og substrat er godt oksygenert. *Limnodrilus hoffmeisteri*, *L. udekemianus*, *Tubifex tubifex*, *T. ignotus* og *Rhyacodrilus coccineus* er på den annen side tolerante arter som finnes i organisk berikede vannforekomster (Casellato & Caneva 1994, Milbrink 1994), og disse ble også funnet i samme type lokaliteter i denne undersøkelsen.

Livslengden til individer fra fåbørstemarkfamilien Naididae måles i uker og måneder, mens individer fra Tubificidae vanligvis lever i flere

år (Bingham & Miller 1989). Dette kan gjøre utslag ved artsbestemmelsen av denne gruppen. De fleste fåbørstemarkene må være kjønnsmodne for sikker artsbestemmelse (Svein-Erik Storeid pers.med.), og kjønnsmodne naidider kan derfor finnes gjennom hele feltsesongen på grunn av flere generasjoner per år. Tubificidaeer kan derimot gi inntrykk av at de forsvinner fra en lokalitet når sommeren kommer fordi kjønnsmodne individer kun forekommer vår og tidlig sommer. Gruppen tubificider med hårseta var tilstede hele sesongen i Trøgstad, mens sikker artsbestemmelse (for det meste *Tubifex tubifex*) måtte baseres på mai/juni-prøvene.

Utbredelsen av igler i Norge er generelt dårlig kjent, men artene som ble funnet i Trøgstad er vanlige (Dolmen 1996). Toøyet flatigle (*Helobdella stagnalis*), som ble funnet i fangdam 2, gårdsdammene, Gopperudbekken (7) og Øyeren (22), er kjent fra organisk berikede lokaliteter (Verdonschot 1992). Andeigle (*Theromyzon tessalatum*) lever parasittisk på vannfugl (Dolmen 1992) og ble funnet i lokaliteter med ender (10, 18, 19, 21). Den mest utbredte iglearten, *Erpobdella octoculata*, som ble funnet i hele 14 lokaliteter, er utbredt i fisketomme jordbruksdammer på Sørlandet og Østlandet, og er den mest utbredte iglen i Østfold (Dolmen 1992).

Trøgstad hadde en rik krepsdyrfauna med 41 vannloppearter og 27 hoppekrepsarter. Andre artsrike områder i Norge har sammenlignbare artsantall (Halvorsen et al. 1994, Walseng 1994, 1996). Mange av de registrerte krepsdyrartene kan karakteriseres som sjeldne med et fåtall registreringer fra Norge (Walseng & Halvorsen 1996). Vannloppene *Ceriodaphnia rotunda*, *Daphnia pulex* og *Simocephalus expinosus*, som alle ble funnet i de nyanlagte dammene, er slike eksempler (figur 21a,b,c). De to sistnevnte er beskrevet som typiske damformer av Fryer (1985). I følge G.O. Sars (1992) var *Simocephalus expinosus* (*C. congener*) en av de vanligste artene i dammer i Christiania. Foruten funnene til Sars er den i Norge tidligere bare registrert i en tungt belastet dam på Romerike (Elgmork 1964) og i to fangdammer i Haldenvassdraget (Stokker et al. 1999). Arten ble funnet i 11 lokaliteter i Trøgstad, der den også kunne dominere.

Hoppekrepsene *Diacyclops bicuspidatus* (figur 21d) og *D. crassicaudis* er også bare funnet fåtallig i Norge, og funnene så langt tyder på at disse er favorisert i lokaliteter med høy belastning av nitrogen og fosfor. *Speocyclops* sp. er høyst sannsynlig identisk med *Speocyclops colchidanus* som ble funnet i undersøkelsen til Stokker et. al (1999). Arten, som er kun 0,60 mm stor (hann), bør imidlertid verifiseres. Selv om arten sikkert er blitt oversett tidligere, er den en ny art for Norge. Funnene så langt viser at voksne individer er tilstede kun på forsommeren, og at vi her har å gjøre med en art som også har preferanse for dammer med høy belastning av næringstoffer. *Paracyclops poppei* er en ny art for Norge som også ble funnet i fangdammene i Haldenvassdraget, men som der ble betegnet som *Paracyclops fimbriatus* var (Stokker et. al 1999)..

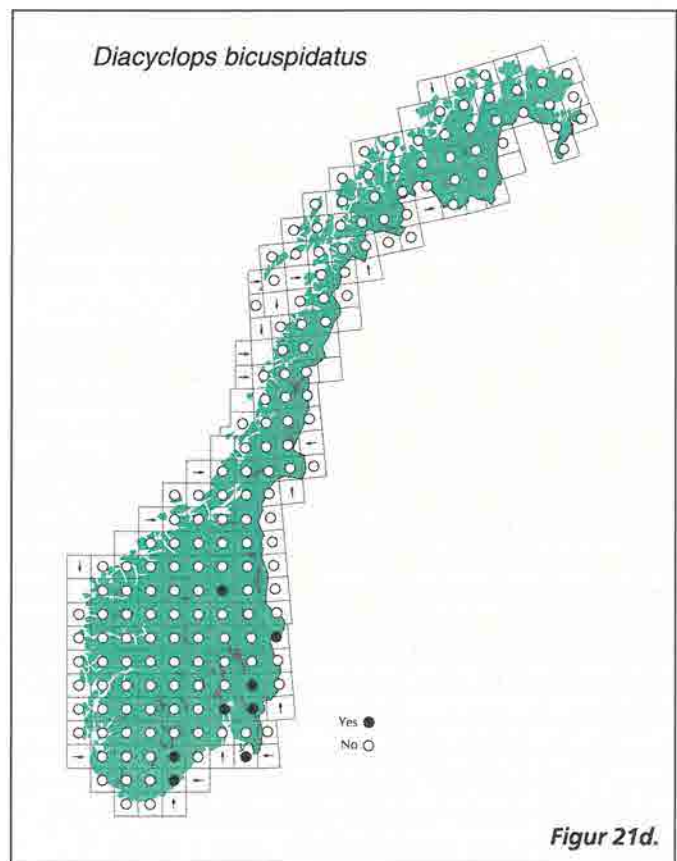
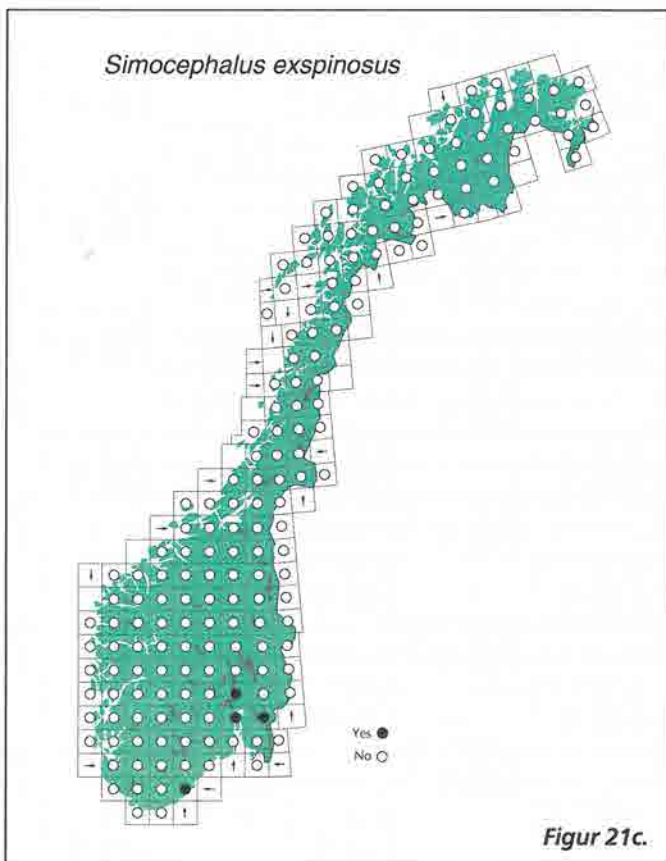
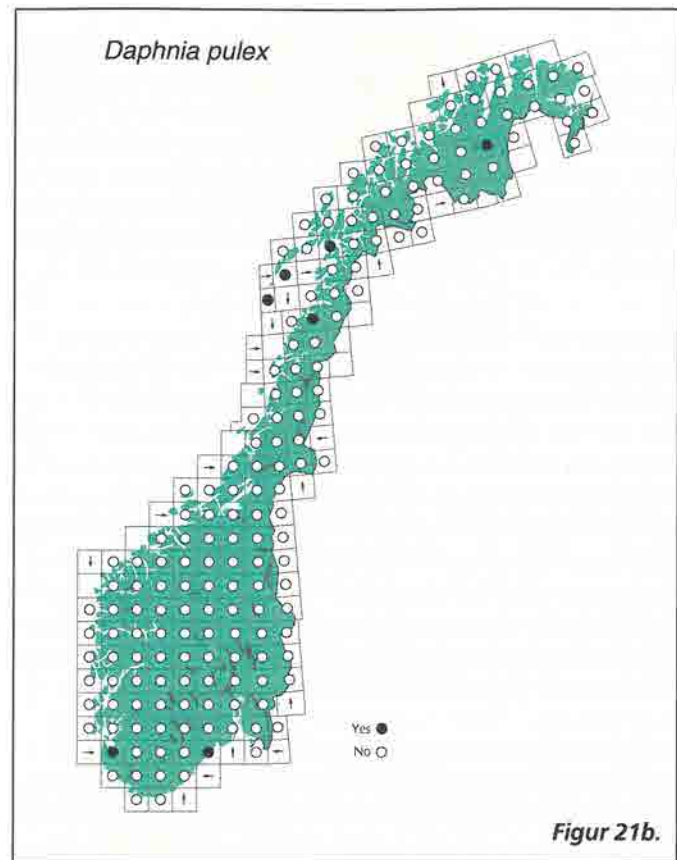
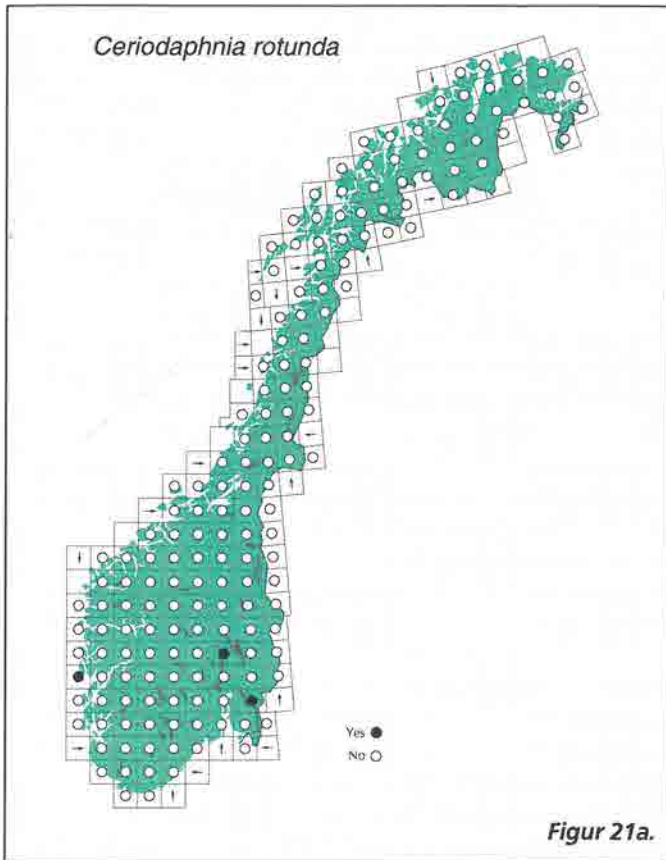
Eucyclops serrulatus, som ble funnet 21 lokaliteter i Trøgstad, er karakterisert som en kosmopolitt og er samtidig den mest vanlige littorale hoppekrepsarten i Norge (Walseng 1998). Alle fem *Eucyclops*-artene, som forekommer i Norge, ble registrert i Trøgstad. *Cyclops strenuus* var også vanlig i flere av gårdsdammene samtidig med at den ble funnet i alle fangdammene. Størst dominans ble registrert i fangdammene 4 og 5, Bakker (11) og Snelltorp (12)

hvorav de tre førstnevnte var de mest belastede lokalitetene med hensyn til nitrogen og fosfor. *Diaphanosoma brachyurum*, som hovedsakelig ble funnet i myrtejern og større innsjøer i Trøgstad, ansees som mindre tolerant ovenfor eutrofe forhold (Beaver et al. 1999). *Chydorus sphaericus*, som ble funnet i 18 lokaliteter, beskrives som en indikator på eutrofe forhold (Beaver et al. 1999). Dette stemmer ikke for registreringene i Trøgstad da funnlokalitetene spente over flere trofigrader.

Toleranse overfor oksygenfattige forhold er dokumentert for den vanligste døgnfluen i undersøkelsen, *Cloeon dipterum* (Nagell & Fagerström 1978, Brittain 1982). Den kan overleve under anoksiske forhold i dammer om vinteren, og dette kan forklare den vide utbredelsen i små vannforekomster (Friday 1987). *Leptophlebia vespertina* ble hovedsakelig funnet i næringsfattige og sure lokaliteter (6, 13, 14 og 17) og *Caenis horaria* i klare vann (10, 14), som er i overensstemmelse med Verdonschot (1992). *Baetis vernus*, som ble funnet i Hæra (20), er tidligere ikke registrert i Østfold (Brittain et al. 1996)

Dammer i kulturlandskapet er viktige habitater for øyestikkere (Samways 1989, Dolmen 1992). *Coenagrion armatum*, som ble funnet i Steffensendammen (17), er en sjelden art som trives i kulturlandskapet og som trolig er i en ekspansjonsfase her i landet på grunn av eutrofiering av vannforekomster. Den tåler imidlertid ikke for sterk eutrofiering (Olsvik et al. 1990, Dolmen 1992, Direktoratet for Naturforvaltning 1999). *Erythromma najas* ble funnet i to lokaliteter (14 og 18) henholdsvis en oligotrof og en mesotrof lokalitet. Den er vanligvis assosiert med vegetasjonsbelter i stillestående, ofte sure vann (Verdonschot 1992). Øyestikkerne *Leucorrhinia rubicunda* og *Libellula quadrimaculata* ble kun funnet i dystrofe vann i Trøgstad, men er kjent for å ha et videre spenn i forekomst (Dolmen 1992, Verdonschot 1992, Dolmen 1995). *Leucorrhinia dubia* ble funnet i en oligotrof lokalitet (14) og i de tre dystrofe tjernene (15, 16 og 17). Dette er i overensstemmelse med Dolmen (1992) og Olsvik et. al. (1990). *Lestes sponsa* foretrekker fisketomme dammer (Dolmen 1992), men ble i Trøgstad funnet i flere typer lokaliteter (9, 15, 19), hvorav minst én (19) har en fiskebestand. *Aeshna cyanea*, som ble funnet i tre gårdsdammer (6, 9 og 21) og et dystroft tjern (17), er beskrevet som en sjelden art som foretrekker slike lokaliteter (Olsvik et al. 1990). Moderat drevet landbruk virker generelt sett gunstig på øyestikkerfaunaen, og utbredelse av øyestikkere er positivt assosiert med pH og ledningsevne (Dolmen 1995). Den mest utbredte øyestikkeren i undersøkelsen, *Coenagrion hastulatum*, er beskrevet som en tolerant art (Dolmen 1995).

I følge Verdonschot (1992) foretrekker tegeren *Sigara semistriata* sure vann, men ble til tross for dette funnet i dystrofe og mesotrofe til hypertrofe lokaliteter i Trøgstad (2, 11, 15, 19). *Callicorixa concinna*, *Sigara limitata* og *S. striata*, som alle ble funnet i Trøgstad, er beskrevet som østlige arter, hvorav den førstnevnte er kategorisert som sårbar, mens de andre er sjeldne (Dolmen 1996, Direktoratet for Naturforvaltning 1999). *Sigara nigrolineata*, som var tilstede i alle fangdammene og i tre dammer (9, 10 og 11), beskrives av Dolmen (1992) som mindre vanlige eller sjeldne. *Notonecta glauca*, som var den mest utbredte ryggsvømmeren i Trøgstad, ble funnet i fangdammene, flere av gårdsdammene og innsjøene. *Notonecta lutea* ble, i overensstemmelse med Dolmen (1992), kun funnet i myrtejern (15, 16).



Figur 21. Utbredelsen til vannloppene vannloppene *Ceriodaphnia rotunda*, *Daphnia pulex*, og *Simocephalus exspinosus* samt hoppekrepsen *Diacyclops bicuspidata*.
The distribution of the cladocerans *Ceriodaphnia rotunda*, *Daphnia pulex*, and *Simocephalus exspinosus* and the copepode *Diacyclops bicuspidata*.

Billen *Halipilus lineolatus*, som ble funnet i Øyeren (22), er ikke registrert i Østfold tidligere (Ødegaard et al. 1996). *Ilybius fuliginosus* ble funnet i næringsrike lokaliteter (3, 4, 5, 6, 7, 18 og 20), som er en vanlig lokalitetstype for arten (Dolmen 1992). Arter som *Agabus bipustulatus* og *Hydroporus planus* ble kun funnet i den vegetasjonsfattige Sønnabekken og i fangdam 5 til tross for at de vanligvis foretrekker tett vegetasjon (Verdonschot 1992). *Hydrobius fuscipes*, som ble funnet i tre lokaliteter (8, 19 og 21), foretrekker slike grunne, næringsrike vann (Verdonschot 1992).

Vårfluen *Oligotricha striata*, som ble funnet i Gopperuddammen (6), er en relativt ny art for Østfold (Stokker et al. 1999). *Cyrnus flavidus* ble funnet i det næringsfattige vannet ved Trøgstad Fort (14), selv om de vanligvis finnes i vegetasjonsrike myrvann (Verdonschot 1992). *Anabolia nervosa* (20 og 22) og *Trianodes bicolor* (12 og 13) ble, i overensstemmelse med Friday (1987), kun funnet i lokaliteter med omtrent nøytral pH.

Den mest artsrike lokaliteten med hensyn til snegler hadde fem arter (18), mens de resterende lokalitetene med snegl hadde fra én til fire arter. I følge Økland (1990) er det mest vanlig å finne kun én art. Alle de registrerte artene forekommer i dammer, innsjøer, elver, jordbrukslandskap og barskog (Økland 1990). Lav toppluesnegl (*Acroloxus lacustris*), tårnformet damsnegl (*Lymnea glabra*), stor damsnegl (*Lymnea stagnalis*), myrsnegl (*Lymnea palustris*) og rund blæresnegl (*Physa fontinalis*) er arter som ble funnet i 1-5 lokaliteter i Trøgstad og som Økland & Økland (1992, 1996) karakteriserer som sjeldne i Norge. Artene er imidlertid ikke ført opp i Rødlista (Direktoratet for Naturforvaltning 1999).

Liten salamander (*Triturus vulgaris*), en vanlig art i Trøgstad med forekomst i 13 lokaliteter, er oppført som sårbar i Rødlista (Direktoratet for Naturforvaltning 1999). Vanlig frosk (*Rana temporaria*) og padde (*Bufo bufo*) var langt mindre utbredt med tre funn hver. Bolghaug (1995) fant at liten salamander var den vanligste amfibiearten i Østfold etterfulgt av vanlig frosk, stor salamander og padde. Stor salamander (*Triturus cristatus*), som kun ble påvist i Gopperuddammen (6), er en truet art (Dolmen 1992, Direktoratet for Naturforvaltning 1999).

Artene som ble funnet i Trøgstad, belyser hvordan taksonomisk nærstående arter kan være økologisk forskjellige. Klassifisering ned til art er derfor nødvendig når en skal relatere artsutbredelse til miljøvariabler. Arter innenfor samme slekt eller familie ble tidligere ofte satt i samme toleransegrupper, men dette er ikke alltid gyldig (Quade 1969, Resh & Unzicker 1975, Brittain 1988, Wellborn et al. 1996). Utførelsen av multivariate analyseteknikker er også best når taxa framviser enkle responser (lineære eller unimodale) (jfr 3.2.7), og dette oppnåes best på artsnivå (Verdonschot 1992).

Kombinasjonen av isolasjon av lokaliteter og mange sjeldne arter i kulturlandskap er blitt tolket som et faresignal med hensyn til utryddelse av enkelte arter (f.eks. King et al. 1996). Her må man være oppmerksom på det lave antall undersøkelser som har blitt gjort med hensyn til de fleste invertebratgrupper og dammer. Undersøkelser fra dammer i kulturlandskapet i de seinere årene (Walseng et al. 1995, Stokker et al. 1999) har imidlertid vist at krepsdyrarter, som sjelden eller aldri er funnet etter at Sars beskrev

dem på 1800-tallet (f. eks. Sars 1889), sannsynligvis er vanligere enn tidligere antatt. Dette betyr at disse artene nødvendigvis ikke er truede arter, men at de lever i habitater som sjelden har vært undersøkt tidligere. Noen av disse habitatene kan imidlertid også ha blitt mer sjeldne i dagens kulturlandskap.

5.3 Kolonisering

Kolonisering av ferskvannsinvertebrater kan skje passivt eller aktivt, via land, vann eller luft (Sheldon 1984). Små organismer, som alger og små krepsdyr, kan forflyttes passivt med vind eller de kan, i likhet med større organismer som igler og snegl, være festet til jord/fugleføtter o.l. og kan på denne måten fraktes over store avstander (Maguire 1963, Proctor 1964, Proctor & Malone 1965, Proctor et al. 1967, Brendonck & Riddoch 1999). Insekter som er akvatiske som larver og nymfer, men terrestriske som voksne (bl.a. døgnfluer, vårfluer og øyenstikkere), er eksempler på organismer med aktiv spredning. Det samme er tilfelle med akvatiske teger og biller som ved bestemte værforhold kan forlate vannfasen for å migrere (Fernando 1958, Fernando 1959). Både passive og aktive spredere kan forflyttes via driv nedover i et vassdrag (Williams & Hynes 1976, Gore 1982).

Ut fra de to forannevnte spredningsmetodene kan man trekke to generelle strategier for rask kolonisering av nylig etablerte vannforekomster (Batzer & Wissinger 1996). Den første er resistens mot uttørking - en strategi som er best dokumentert for invertebrater uten flyveevne (protister, hjuldyr, krepsdyr, leddormer og bløtdyr). Den andre er immigrasjon av voksne individer og etterfølgende egglegging (f. eks. fjærmygg, mygg og øyenstikkere).

Arter som raskt koloniserer nye lokaliteter er ofte økologiske fenotyper som har høy toleranse ovenfor fysisk stress, har kort generasjonstid og stort antall avkom, og et bredt repertoar med hensyn til ernæring (Parsons 1982, Tevesz 1985, Layton & Voshell 1991). Ulike genotyper innen en art kan også ha ulik koloniseringsevne (Vanni 1987).

Populasjoner innen et avgrenset område kan sees på som en del av en metapopulasjon. Innen en metapopulasjon skjer det en utveksling mellom de enkelte populasjonene. Da mindre vannforekomster alltid står i fare for hel eller delvis uttørking, er sannsynligvis kolonisering en adaptiv prosess som kan forklares ved naturlig seleksjon på art- og metapopulasjonsnivå (Sheldon 1984).

Kolonisering av invertebrater er avhengig av faktorer som spredningsveier, spredningsevne, livshistorie, vannkvalitet og tilfeldigheter (Sheldon 1984, Pip 1986, Friday 1987, Jeffries 1989). Ikke alle damlevende arter vil nødvendigvis kolonisere alle dammer i et område, selv om artene har god spredningsevne og dammene skulle være egnet (Jeffries 1994, Jenkins & Buikema 1998). Koloniseringsrater kan forventes å fluktuere avhengig av tilgjengelige spredningsagenter (Pip 1986). Jeffries (1994) fant at koloniseringsratene var lave for taxa fra permanente vannforekomster og høye for taxa fra temporære pytter. Kolonisering av dammer med begrenset levetid har klare paralleller til kolonisering av nylagde dammer første året (Voshell Jr & Simmons

1984). En rekke arter vil overleve ved å forflytte seg fra dam til dam og har følgelig lett for å kolonisere nylagde dammer. Hvorvidt det er mulig å forutsi i hvilken rekkefølge artene koloniserer et nytt habitat er usikkert (Barnes 1983, Tevesz 1985, Pip, 1986). Fåbørstemark etablerte seg først i fangdammene etterfulgt av krepsdyr, fjærmygg, teger, biller, døgnfluer, vårfluer og snegl. Nøyaktig rekkefølge er usikker siden fangdammene kun ble undersøkt fire ganger. Tilsvarende koloniseringsrekkefølge er funnet i andre studier -- (Layton & Voshell 1991, Bass, 1992, Brown et al. 1997, Williams et al. 1997).

Koloniseringen av fangdammene skjedde raskt. Fangdam 2 hadde en bunn dyrtetthet på 27.300 individer pr m² allerede 3 dager etter anlegging. Totalt var 66 taxa tilstede i fangdammene den første sesongen. Artsantallet i de respektive dammene var 51, 41 og 32. En rask kolonisering var forventet da kolonisering av nytt substrat er kjent for å kunne gå raskt, og ett år beskrives ofte som nok tid til å utvikle en fullstendig fauna (McLachlan 1969, Jankovic 1972, Petr 1972, Nilsen & Larimore 1973, Street & Titmus 1979, Tevesz 1985, Bingham & Miller 1989, Brown et al. 1997, Williams et al. 1997, Bressi & Stoch 1998). Ser man på bekkesystemet isolert, har det skjedd en økning i biodiversiteten. Før dammene ble anlagt ble det funnet tilsammen 26 arter i bekkesystemet. Allerede etter én sesong var fangdam 2 en av de mest artsrike lokalitetene, og det var kun i Gopperuddammen (6), innsjøen ved Trøgstad Fort (14), Skottasjøen (18), Hærsetsjøen (19) og Øyeren (22) at det ble funnet flere arter. 17 av artene som ble funnet i fangdammene, ble også registrert i Sønnabekken før anlegging av fangdammene. Disse artene tilhørte ordenene fåbørstemark, krepsdyr og biller, og de koloniserte fangdammene tidlig i sesongen (mai og juni). Eksempler på andre undersøkelser som har sett på faunaen i et område i forkant av damanlegging ble ikke funnet i litteraturen.

Den raske koloniseringen av fåbørstemark i fangdammene viser viktigheten av drift som spredningsvei. Fåbørstemark var etablert i alle fangdammene i løpet av mai. Walseng (1996) konkluderte med at koloniseringen av bunnlevende former hadde skjedd gjennom eksisterende tilsig, gjennom beplantning eller utenfra via fugler og andre dyr. Liksom i Trøgstad er de fleste studier av kolonisering i dammer og vannmagasiner gjort i eksisterende vannsystemer som derfor muliggjør en rask kolonisering (Paterson & Fernando 1970, Jankovic 1972, Danell & Sjöberg 1982, Voshell & Simmons 1984, Krzyzaneck et al. 1986, Bass 1992, Frantzen et al. 1994, Koskenniemi 1994). I alle studiene skjedde en rask økning i antall fåbørstemark. Forsøk fra dammer uten tilsig viser en langt tregere etablering av denne dyregruppen (Barnes 1983, Layton & Voshell 1991).

Alle de fem norske familiene av fåbørstemark var representert i fangdammene, med Tubificidae og Naididae som de vanligste. De fleste naididene lever øverst i bunnsubstratet, kan svømme og finnes ofte i driv. Tubificidene graver seg derimot ned i substratet og finnes bare sjelden i driv (Bingham & Miller 1989). De fleste koloniseringsstudier har funnet en klar dominans av naidider den første sesongen (Petr 1972, Barnes 1983, Bingham & Miller 1989). Anleggsarbeide som berørte bekkedammen oppstrøms fangdammene kan være årsaken til at tubificidene utgjorde en like stor andel som naididene. Bekkedammen ble fjernet ved anleggelse av fangdammene og kan således ikke forklare den observerte faunasammensetningen. Fåbørstemarken *Stylodrilus heringianus* ble

funnet i fangdam 2 i mai og juni. Den er en aktiv svømmer og er kjent for å kolonisere nye dammer relativt raskt (Koskenniemi 1994). Studier har vist at krepsdyrenes evne til å kolonisere nye habitater varierer (Fryer 1985, Jeffries 1989, Boileau & Taylor 1994, Jenkins 1995, Holland & Jenkins 1998, Jenkins & Buikema 1998, Jenkins & Underwood 1998, Brendonck & Riddoch 1999). Krepsdyr danner tørkeresistente hvileegg som kan ligge latent i jordsmonnet og klekke når forholdene ligger til rette (DeStasio 1989, Marcus et al. 1994). Dette stadiet muliggjør dermed overlevelse av passiv spredning mellom lokaliteter. Generelt er kunnskapen om spredning av krepsdyr mangelfull (Fryer 1985, Holland & Jenkins 1998), men det er vist at spredningsevnen varierer mellom artene (Jenkins 1995). I Trøgstad hadde syv ulike krepsdyrarter kolonisert de tre fangdammene i mai, hvorav fire var tilstede i den da tre dager gamle fangdam 2. Her ble 26 arter registrert totalt i 1999. Krepsdyr var altså raskt tilstede her. Det må imidlertid ikke glemmes at Sønnabekken er en sakteflytende bekk med kulper, og krepsdyr er kjent for å kolonisere vannmagasiner i elver raskt (Tevesz 1985). Av 11 krepsdyrarter som ble funnet i bekkesystemet i 1998, ble ni funnet i fangdammene i 1999. Disse artene koloniserte fangdammene hovedsakelig i mai og juni.

Chydorus sphaericus, som er en økologisk svært tolerant art og en av de raskeste kolonisatorene blant krepsdyrene, kan spre seg nedstrøms i et vassdrag ved å være festet til filamenter av blågrønne alger. I tillegg danner denne arten hvileegg som festes godt til bunnssubstrat (Fryer 1985). Den var tilstede i fangdammene fra august. *Cyclops strenuus* og *Paracyclops fimbriatus*, som hørte med blant de første artene i Trøgstadfangdammene, er i følge Fryer raske til å kolonisere nye dammer. Det samme er tilfelle med *Daphnia longispina* og *Acanthocyclops vernalis*. Disse ble ikke funnet i fangdammene til tross for at de ble funnet i nærliggende lokaliteter. Jevnt over fantes det flere hoppekrepsarter enn vannloppearter i alle fangdammene. Dette er i samsvar med andre undersøkelser (Fryer 1985, Jenkins & Buikema 1998). Fryer fant i størrelsesorden 4-7 krepsdyrarter etter 11-18 måneder. Holland & Jenkins (1998) registrerte kun 2 krepsdyrarter i kunstige, nyetablerte dammer.

Gråsugge (*Asellus aquaticus*) er lite mobil, men koloniserte likevel fangdammene allerede den første sesongen. Kunnskapen om migrering av gråsugge er dårlig (Koskenniemi 1994). Sannsynligvis har den vært tilstede i Sønnabekken. Gopperuddammen (6) og Gopperudbekken (7), har store populasjoner av gråsugge og drenerer til fangdam 2 som fikk arten allerede i juni. Søtland (8), som ligger i nedbørsfeltet til fangdam 4, har også gråsugge.

Teger er kjent for raskt å kolonisere nye lokaliteter (Fernando 1958, Fernando 1959, Paterson & Fernando 1969, Barnes 1983). Voksne individer er tilstede i populasjonen hele året og flyr når vanntemperatur og værforholdene er gunstig. Teger har evnen til å migrere over lange avstander og lokaliserer vann ved hjelp av syn (Popham 1964). Migreringsevnen varierer imidlertid fra art til art. De fleste kan migrere ved temperaturer fra 12 til 18°C og kan fly inntil 65-90 km per dag (Popham 1964). I Storbritannia er det blitt vist at migrering skjer i løpet av perioden april-september (Popham 1964). I fangdammene skjedde koloniseringen i tidsrommet juni – august. *Sigara nigrolineata*, *Hesperocorixa sahlbergi* og *Callicorixa prausta*, som ble funnet i minst en av fangdammene, er vanlige pionerarter og er karakteristiske for temporære dammer. *Sigara falleni*, som ble

funnet i fangdam 4 allerede i juni 1999, er en art som trives i elver, bekker og permanente vannforekomster (Brown 1951, Fernando 1959, Barnes 1983). Ingen av disse artene ble registrert i Sønnabekken 1998. Ryggsvømmere er trege med å kolonisere nye lokaliteter (Fernando 1959), og kun en art, *Notonecta glauca*, ble funnet i fangdammene.

Biller, som er typiske for temporære dammer, er vanligvis raske til å kolonisere nye ferskvannsforkomster (Landin 1980, Williams 1996). *Helophorus grandis*, som er en slik art i følge Williams (1996), ble kun funnet i fangdam 2 og 5. *H. brevipalpis*, som ble funnet i fangdam 4 og i ni av de nærliggende lokalitetene, beskrives som en vanlig art i både temporære dammer og permanente vann (Landin 1980). Eyre et al. (1986) hevder at flere pionerarter blant billene, for eksempel fangdamartene *H. brevipalpis*, *H. grandis*, *Ilybius fuliginosus*, *Hydroporus incognitus* og *H. planus*, er arter som forekommer i et vidt spekter av lokaliteter. Biller synes å nå et stort antall habitater og etablerer seg der hvor miljøet er egnet (Fernando & Galbraith 1973).

For mange insekter med akvatiske nymfer/larver er spredning begrenset til relativt korte perioder av året, og dette gir derfor en sesongbetont kolonisering (Barnes 1983, Layton & Voshell 1991). Vårfluene, som ble funnet i fangdammene i oktober og kun var representert med to arter (*Limnephilus rhombicus* og *Holocentropus dubius*), er et godt eksempel på dette. Voksne individer av *L. rhombicus* migrerer ofte over store avstander i mai og juli-september og finnes i både stillestående vann og i sakteflytende elver, mens *H. dubius* migrerer i juni-juli og foretrekker innsjøer og dammer (Hickin 1967, Wiggins 1978). Dette er i overensstemmelse med at det først ble funnet larver i oktober. Døgnfluer har også akvatiske nymfer, og den eneste døgnfluearten i fangdammene, *Cloeon dipterum*, ankom i august. *C. dipterum* er kjent for å klekke og migrere i perioden mai til oktober, og egglegging med umiddelbar klekking av larvene skjer 10-14 dager etter parring (Elliott & Humpesch 1983). *Cloeon* sp. var tilstede første år etter fylling av et vannmagasin i Ghana (Petr 1972). *C. dipterum* foretrekker vegetasjon (Verdonschot 1992), men store antall ble likevel funnet i fangdammene. Tilførsel av alloktont materiale har vist seg å kunne påvirke tettheter av invertebrater og kan være en forklaring til de høye tetthetene av døgnfluer som ble observert i fangdammene (Peckarsky 1980, Storeid et al. 1995).

Snegler beskrives som sene koloniserere, og det kan ta flere år før de etablerer seg i en dam (Barnes 1983, Jeffries 1989). Sneglarten *Physa fontinalis* ble funnet i fangdam 2 i oktober i et av de beplantede våtmarksfiltrene. Transport via fugl, drift eller planter er mulige transportveier for denne arten (Økland, 1990). Det er kjent at denne gruppen kan forekomme i nye vannmagasiner (Bass 1992).

Ingen amfibier ble registrert i fangdammene selv om andre studier har vist at amfibier raskt koloniserer dammer (Bressi & Stoch 1998, Glandt & Heinrich 1998, Kupfer & Kneitz 1998, Reierstad 1999). Habitatkonnekktivitet, habitattetthet, avstand mellom nye dammer og kildedammer samt landskapet rundt dammene, er sentrale faktorer i koloniseringen i følge disse arbeidene. Årsaken til uteblivelse av amfibier i fangdammene kan være mangel på egnet habitat. Tilfeldigheter i migrering kan også forklare at amfibiene ikke etablerte seg der den første sommeren. De finnes i tildels store tettheter i tilstøtende gårdsdammer.

Tovinger dominerte i håvprøvene fra fangdammene fra mai til august, mens døgnfluer og teger utgjorde en stor andel mot slutten av året. Biller dominerte aldri. Barnes (1983) viste at teger var den dominerende gruppen i ett år gamle dammer, mens Judd & Mason (1995) fant en dominans av biller.

Artsinventaret i fangdammene endret seg markert i løpet av studieperioden. Dette kan forklares både ut fra årstidsvariasjon (suksesjon) og innvandring av stadig nye arter. Koskenniemi (1994) og Homes et al. (1999) viste at alder var viktig for artsinventaret i nye dammer.

Når man ser bort fra suksesjonen i de nye systemene, er ledningsevne den variabelen som forklarer det meste av artssammensetningen i materialet. I de hypereutrofe gårdsdammene og fangdammene er fosfor- og nitrogenforbindelser de dominerende ionene. Dette er i overensstemmelse med Stokker et al. (1999) og Bang (1999). I analysene av fangdamaterialet kom nitrogen ut som en signifikant variabel sammen med ledningsevne, mens fosfor ikke var signifikant. Fosfor og nitrogen har i flere studier vist seg å være viktige variabler i forhold til utbredelse av invertebrater og særlig krepsdyr (Verdonschot 1992, Stemberger & Lazorchak 1994, Holland & Jenkins 1998, Beaver et al. 1999). Studier av zooplankton har vist at relativt små fysiske og kjemiske forskjeller mellom lokaliteter gir store ulikheter i artssammensetning (Jenkins 1995). Dette kan muligvis føres tilbake til respirasjon. Krepsdyr, i tillegg til andre dyregrupper som døgnfluer og vårfluer, respirerer med gjeller og påvirkes lett av vannkvaliteten, mens teger og biller henter luft over vannflaten (Anderson & Wallace 1984, Gullan & Cranston 2000). Det kan derfor tenkes at dyr med gjeller er godt egnet som indikatorer på mindre og raske skift i vannkvalitet. Krepsdyr er en god kandidat som bioindikatorer i dammer, også med tanke på gruppens forekomst i de fleste vannansamlinger.

MacArthur & Wilsons øybiogeografiteori er en av de mest kjente og omdiskuterte teoriene som omhandler kolonisering (MacArthur & Wilson 1963, 1967). De fleste organismer har i følge teorien begrenset spredningsevne, og koloniseringsraten til en dam forventes følgelig å avta med isoleringsgrad og øke med størrelsen til dammen (Hanski 1994, Williams et al. 1997). Betydningen av avstand og areal for kolonisering av en dam varierer (Lassen 1975, Gore 1982, Hockin 1982, Barnes 1983, Lenz 1991, Koskenniemi 1994, Homes et al. 1999). I Trøgstad er avstand og areal viktige variabler med hensyn til å forklare forskjeller i artsforekomst. Det er nærliggende å konkludere med at de nærmeste lokalitetene påvirket fangdamfaunaen mer enn fjernere lokaliteter. Det er imidlertid viktig å notere seg at de lokalitetene som var kjemisk mest lik fangdammene også var de som lå nærmest og var mest like i størrelse. Fangdam 4 og 5 likner mest på Bakker, mens fangdam 2 har store likheter med Snelltorp. Beitende husdyr sørger for at vegetasjon ikke etablerer seg i Bakkerdammen. Høyest ledningsevne ble målt i disse lokalitetene. Miljøvariablene som ble målt var, tilstrekkelige til å forklare variasjonen i artssammensetningen i totalmaterialet og i fangdammene, som vist ved det lave fallet i kumulativ prosentvis varians i overgangen fra DCA-ordinasjon til CCA-ordinasjon.

5.4 Beplantningens effekt på kolonisering

Planter er et viktig habitat for damfaunaen (Biggs et al. 1994). Åpent vann er et utsatt og farlig levested for de fleste arter, og de fleste dyrene lever i mer komplekse og skjermete habitater assosiert med planter og/eller sedimenter. Planter er ofte viktige i forbindelse med egglegging og klekking, eller de kan være materiale for husbygging og ikke minst en matkilde. Sammenhengen mellom flora og fauna er ofte beskrevet, og den generelle trenden er at tilstedeværelse av vegetasjon øker artsdiversiteten (se f. eks. Barnes 1983, Minshall 1984, Friday 1987, Foster et al. 1990, Lenz 1991, Jeffries 1993, Oertli 1995, Clark & Samways 1996, de Szalay et al. 1996, Samways & Steytler 1996, Brown et al. 1997, Bang 1999). De enkelte kamrene i hver fangdam hadde imidlertid relativt lik artssammensetning uavhengig av beplantning. Dette kan forklares ved at grupper som tovinger, biller, teiger, vårfluer og døgnfluer ved en tilfeldighet kan ha kolonisert ett kammer og siden spredd seg raskt til de andre via driv og oppstrøms vandring (Williams & Hynes 1976, Lingdell & Müller 1979, Müller 1982, Elliott & Humpesch 1983, Tevesz 1985). Krepsdyrarter var som oftest tilstede i alle kamre hvis de først var etablert i en fangdam. Biller hadde en mer sporadisk spredning. Dette kan forklares ved at kun få individer av de enkelte artene hadde rukket å kolonisere fangdammene.

Plantene som var innført i fangdam 2 var i hovedsak hentet fra Hauglands åkerdam (10), mens de beplantede kamrene i fangdam 4 i hovedsak var hentet fra Øyeren (22). Fangdam 2 hadde ikke en større andel arter til felles med Hauglands åkerdam enn de andre fangdammene. Det samme gjelder for fangdam 4 og Øyeren. Dette kan skyldes det lave antall planter som ble innført. Alle fangdammene hadde flere arter tilfelles med både Hauglands åkerdam og Øyeren. Substrat fra disse lokalitetene burde derfor være egnet som koloniseringskilde.

Øyestikkere er assosiert med vannvegetasjon og er kjent for å være raske til å kolonisere nyetablerte vannforekomster (Barnes 1983, Askew 1988, Christman 1991, Layton & Voshell 1991, Steytler & Samways 1995). Libeller kan spre seg langt, mens vannnymfer har noe dårligere spredningsevne da libellene er kraftigere flygere enn vannnymfene (Westfall 1984, McPeck 1989, Michiels & Dhondt 1991, Stettmer 1996). En viktig forklaring til at øyestikkere ikke koloniserte dammene kan skyldes den lave tettheten av planter i de beplantede kamrene. Øyestikkernes livssyklus kan også delvis forklare hvorfor de manglet. Egg fra flere arter, spesielt innen slektene *Aeshna*, *Sympetrum* og *Lestes*, overvintrer for å klekke sommeren etter (Corbet 1980). Dersom kolonisering av voksne individer har skjedd første sommeren i fangdammene, er det sannsynlig at nymfer kun kan bli funnet den påfølgende sommeren. Layton & Voshell (1991) fant imidlertid relativt modne nymfer det første året. Høy belastning av næringsalter kan også være en forklaring på fraværet av øyestikkere da Lenz (1991) viste at diversiteten i øyestikkere i en dam minket med økende kjemisk belastning. Stokker et al. (1999) fant 8 øyestikkerarter i to syv år gamle fangdammer i Østfold til tross for at disse hadde høye nivåer av fosfor og nitrogen.

Hvorvidt effekten av jordtilførsel eller effekten av beplantning, om noen, var viktigst som kilde til nye arter i Trøgstadfangdammene er usikkert. Ved innplantning i dammer følger det ofte med substrat fra kildelokaliteten som også kan inneholde mange organismer (Judd & Mason 1995). Brown et al. (1997) viste at innplantning av våtmarksjord førte til økt vekst av planter, økt antall makroinvertebratarter samt økte tettheter av flere invertebratgrupper. Dersom fangdamkamrene hadde hatt mer våtmarkspreg, er det sannsynlig at artsantallet ville blitt ennå høyere.

6 Konklusjon og framtidsutsikter

Lokalitetene i Trøgstad innenfor en 5 km radius av fangdammene var svært forskjellige med hensyn på vannkjemi og artssammensetning. Fangdammene og gårdsdammene hadde høy ledningsevne, og høyt fosfor- og nitrogeninnhold, mens myrdammene var karakterisert av lav pH, lav ledningsevne og høye fargetall. De øvrige lokalitetene plasserte seg mellom disse ytterpunktene.

Lokalitetene grupperte seg i flere typer basert på miljøparametre, samfunn og arter. Myrdammene var karakterisert ved et fravær av mange arter som var utbredt i området ellers. Øyestikkerne *Aeshna juncea*, *Leucorrhinia dubia*, *Libellula quadrimaculata*, tegen *Notonecta lutea* og krepsdyrene *Simocephalus serrulatus*, *Acantholeberis curvirostris* og *Diacyclops nanus* ble kun funnet i myrlokaliteter. Arter som tegene *Sigara striata* og *Micronecta poweri*, samt krepsdyret *Pleuroxus laevis* ble kun funnet i de arealmessig større lokalitetene. Gårdsdammene hadde en karakteristisk fauna med arter som bl.a. tegene *Callicorixa praeusta*, *Hesperocorixa sahlbergi*, *Sigara nigrolineat* og *Sigara limitata*, samt krepsdyret *Achanthodiaptomus denticornis*.

Koloniseringen av fangdammene skjedde raskt, og i løpet av det første året hadde fangdam 2 nesten like mange arter som de mest artsrike lokalitetene i Trøgstad. I alle tre fangdammene økte artsantallet markant sammenlignet med hva som ble funnet i Sønnabekken før anlegging. 17 av artene som ble funnet i fangdammene, var også registrert i Sønnabekken før anlegging av fangdammene. Disse artene hørte til ordnede fåbørstemark, krepsdyr og biller og koloniserte fangdammene tidlig i sesongen (mai og juni).

Fåbørstemark, fjærmygg, krepsdyr, tege, biller, igler, vårfluer og snegl ble funnet i fangdammene. Ingen tydelig effekt av beplantning av kamre i fangdammene ble funnet. Dette kan skyldes at det ble innført for få planter. Øyestikkere og amfibier ble ikke registrert det første året, noe som kan skyldes få vannplanter eller høy belastning av næringsalter.

Ordinasjon ble brukt til å sammenligne artsinventaret i de forskjellige lokalitetene og utviklingen over tid i fangdammene. Fangdammene hadde flest fellestrekk med de mest næringsrike gårdsdammene og var mest forskjellig fra myrdammene. Når det gjelder samfunnene i de enkelte lokalitetene i Trøgstad, var ledningsevne den miljøvariabelen som forklarte mest av variasjonen i materialet, etterfulgt av nitrogen og pH. Avstand og areal var også sentrale variabler. En viktig forklaring er sannsynligvis at lokalitetene nærmest fangdammene i størst grad liknet disse, både kjemisk og arealmessig.

Alder/suksesjon etterfulgt av ledningsevne var de variablene som forklarte det meste av den observerte artssammensetningen i fangdammene. Krepsdyrene var den invertebratgruppen som isolert ga resultater som stemte mest overens med resultatene fra

analysene hvor totalfaunaen ble brukt som grunnlag. Denne dyregruppen responderer tilsynelatende raskt på variasjon i ledningsevne og da særlig innhold av nitrogen og fosfor.

Den store artsrikdommen som etter kort tid etablerte seg i fangdammene bekrefter hvilket viktig bidrag anlegging av fangdamsystemer er for å sikre det biologiske mangfoldet i kulturlandskapet. Bygging av fangdammer startet på begynnelsen av 90-tallet som en følge av Ministeravtalen fra Nordsjøkonferansen i 1987 og oppfølgingskonferansen i 1990 som slo fast at tilførselene av næringsalter til sårbare områder i Nordsjøen skulle reduseres i størrelsesorden 50 % i perioden 1985-1995. Fangdammer er konstruerte våtmarker/dammer som er bygget slik at tilbakeholdelsen av nitrat og fosfat skal være størst mulig. De anlegges oftest i naturlige bekkeløp og har et naturlig utseende. Det primære formålet med å anlegge fangdammer var derfor ikke å ivareta mangfoldet.

Etablering av vannspeil i kulturlandskapet er på sett og hvis å bringe situasjonen et skritt på vei tilbake til den opprinnelige situasjonen da artsmangfoldet i kulturlandskapet var meget rikt. Kulturlandskapet var opprinnelig heterogent med bl a små og store vann, bekker, myrer, dammer og temporære pytter der det ble dokumentert er stort artsmangfold. Arealet av våtmark i kulturlandskapet har imidlertid blitt stadig mindre som følge av modernisering og effektivisering av jordbruket. Bekker er blitt lagt i rør mens stadig flere dammer er fylt igjen, med det resultat at leveområder for en rekke arter er blitt borte. Mangfoldet tilknyttet kulturlandskapet var etter hvert i fare.

Undersøkelsene i en rensepark på Jæren (Walseng et al. 1995) samt i to fangdammer på Østlandet (Stokker et al. 1995) konkluderte med at det i løpet kort tid etablerte det seg et stort antall ferskvannsinvertebratarter, hvorav mange er karakterisert som sjeldne. Undersøkelser i Trøgstad bekrefter at fangdammer er viktige for å sikre det biologiske mangfoldet og at dette ennå ikke er for sent.

I tillegg til å rense avrenningsvannet fra jordbruket og ivareta det biologiske mangfoldet har fangdammene også gitt et viktig bidrag til skolen i lokalsamfunnet. Blant annet i naturfagsundervisningen har de bidratt til økt entusiasme hos både elever og lærere. Skoleelver har bl a vært med på å beplante deler av fangdammene.

Renseparken i Trøgstad har også vært planlagt med tanke på rekreasjon. Det er anlagt stier/veier til alle dammene med informasjon ved alle fangdammene. Det er satt opp benker samt tilrettelagt for grilling for de som skulle ønske det.

Flerbruken som er etablert rundt fangdammene i Trøgstad, der det primære formålet var å rense avrenningen fra jordbruket, bør gi inspirasjon til andre kommuner om å følge etter. Opparbeiding av nye ferskvannsforkomster vil også føre til at vi kan føle oss trygge på at det biologiske mangfoldet i tilknytning til ferskvann og kulturlandskap vil bli godt ivarett i framtiden.

7 Sammendrag

Til sammen 22 ferskvannlokaliteter i Trøgstad kommune i Østfold er undersøkt i forbindelse med et koloniseringsstudie. Avgrensningen av studieområdet ble gjort ved å slå en sirkel med radius 5 km med sentrum der tre fangdammer skulle anlegges i Sønnabekken i 1999. Alle ferskvannlokaliteter som framgår på 1:50.000 kart skulle inngå i undersøkelsen. I tillegg til disse ble også et fåtall gårdsdammer inkludert i studiet.

De største delene av undersøkelsesområdet er dekket av mektige hav- og fjordavsetninger fra istiden med raviner som skjærer seg ned i løsmassene. Den underliggende berggrunnen består av granitt og gneis. Området har et typisk innlandsklima med lave vintertemperaturer og med snødekte store deler av vinteren.

Tre av stasjonene er i rennende vann, mens tre fangdammer er karakterisert ved stor gjennomstrømming og er semilenticke. De øvrige lokalitetene er lenticke hvorav tre av lokalitetene er innsjøer, tre mindre tjern er beskrevet som myrdammer og åtte lokaliteter tilhører kategorien gårdsdammer. Alle tre fangdammene ble anlagt våren 1999 i perioden mars-mai.

Datagrunnlaget består av vannprøver, bunnprøver, krepsdyrprøver og håvprøver, 114 av hver, som ble samlet inn i 1998 og 1999. Fangdammene ble undersøkt fire ganger i 1999 (mai, juni, august og oktober) og alle ni kamrene i fangdammene ble undersøkt. Alle de øvrige lokalitetene ble prøvetatt i juni og august, både i 1998 og i 1999.

For å se på hvilken effekt beplantning har for kolonisering, ble planter innført og frø sådd i enkelte av kamrene.

Det var et stort spenn i ledningsevne (28 – 1127 mS/cm). Myrdammene hadde lavest ledningsevne, mens fangdammene hadde de høyeste. Laveste registrerte pH var 5,09 og høyeste 9,94. Myrdammene var de eneste lokalitetene med pH på 5-tallet. Høyeste og laveste nitrogeninnhold var henholdsvis 17300 mg N/l og 320 mg N/l, mens høyeste og laveste fosforverdi var henholdsvis 3152 µg P/l og 8 µg P/l. Høyeste nitrogen- og fosforverdier ble hovedsakelig registrert i fangdammene og i gårdsdammene.

I alt 222 arter av ferskvannsinvertebrater ble registrert med stor variasjon i artsantall mellom de ulike lokalitetene. Anleggingen av fangdammene førte til en markant økning i artsmangfoldet i bekkesystemet.

Krepsdyr var den mest artsrike gruppen med 41 vannlopper og 27 hoppekrepsarter, etterfulgt av biller med 44 arter. På den mest artsrike lokaliteten, Skottasjøen, ble det funnet fem av totalt ni sneglearter registrert i undersøkelsen. Fem iglearter ble registrert, hvorav toøyet flatigle (*Helobdella stagnalis*) og hundeigle (*Erpobdella octoculata*) var de vanligste. Gråslugge (*Asellus aquaticus*) ble funnet i hele 17 lokaliteter også i fangdammene. Det ble registrert 22 arter fåbørstemark (Oligochaeta), åtte døgnfluearter (Ephemeroptera), tre steinfluearter (Plecoptera), åtte libellerarter (Anisoptera), fire vannymferarter (Zygoptera), tolv arter buksvømmere (Corixidae) og tre arter ryggsvømmere. Vannskorpion (*Nepa*

cinera) ble funnet på tre lokaliteter og stavtege (*Ranatra linearis*) på én lokalitet. Liten salamander (*Triturus vulgaris*) ble funnet i tretten lokaliteter, mens stor salamander (*Triturus cristatus*) ble funnet kun i én (6). Vanlig frosk (*Rana temporaria*) og padde (*Bufo bufo*) ble funnet i tre lokaliteter hver. Ingen amfibielarver ble funnet i de nye fangdammene.

Koloniseringen av fangdammene startet umiddelbart etter anleggingen av dammene. Da fangdam 2 var tre dager gammel, ble det funnet 13 arter og bunndyrteiteten var på 27.300 individer per m². Den første sesongen var bunndyrfaunaen dominert av fåbørstemark. Fåbørstemark og hoppekreps var tilstede ved alle prøvetakingstidspunkter og var oftest de mest artsrike gruppene.

29,1 % av variasjonen (DCA) i artssammensetningen i fangdammene kunne forklares av de to første aksene og med en egenverdi for 1.aksen på over 0,5. Artssammensetningen endres over tid, og mai- og oktoberfaunaen plasserer seg i hver sin ende av 1.aksen. Utvikling i artsmangfold har skjedd raskere i fangdam 2 enn i fangdam 4 og 5. pH var signifikant korrelert med 1. akse, mens ledningsevne, nitrogen og areal var signifikant korrelert med 2.aksen. De to første aksene i CCA-analyser kunne forklare 48,2% av variansen i art-miljø interaksjonene og 29,1% av variansen i artsdataene. Korrelasjonen mellom pH og 1.aksen var 0,71, mens ledningsevne og total nitrogen korrelerte med 2.aksen ($r = -0,81$ og $r = -0,66$).

Til tross for at fangdam 5 og sedimentasjonskammeret til fangdam 4 ikke ble beplantet, skilte de seg ikke ut med hensyn til artsinventaret.

Krepsdyrene reflekterer den samme utvikling i fangdammene som når alle artene blir brukt som grunnlag for analysene (DCA, CCA). Fangdammene liknet mest på de svært næringsrike gårdsdammene i artssammensetning, med dominans av fåbørstemark og med størst bunndyrteiteter. Fjærmygg dominerte i myrdammene. Døgnfluer var dominerende gruppe i gårdsdammene og fangdammene, mens myrdammene hadde dominans av øyestikkere. Til sammen 17 av artene som fantes i Sønnabekken før anlegging av fangdammene ble funnet i fangdammene det første året.

DCA-ordinasjon (forekomst/fravær) ga akselengder på 3,6 (1.aksen) og 3,0 (2.aksen) når den fullstendige artslisten fra Trøgstad ble lagt til grunn. De to første aksene kunne forklare 17% av variasjonen i artsdataene. Det vil si at disse aksene kan forklare fordelingen til omtrent 17% av artene i ordinasjonsdiagrammet. Egenverdien til 1.aksen var 0,394. Ledningsevne, pH, total fosfor og total nitrogen hadde høyest signifikans ($p < 0,001$ for 1.aksen, Spearman rangkorrelasjon).

Lokalitetsplottet ga klare grupperinger med bl a fangdammene og gårdsdammene i samme gruppe. De to første aksene (CCA) forklarte 61,9% av variansen i art-miljøinteraksjonene (90,6% for de fire første aksene) og 14,2% av variansen i artsdataene. CCA-ordinasjonen ga med noen få unntak samme resultat som DCA-ordinasjon. Ledningsevne korrelerer sterkt med 1.aksen ($r = 0,90$), etterfulgt av pH ($r = 0,76$). Faunaen i myrdammene var sterkt og negativt korrelert med pH, mens faunaen i fangdammene er positivt korrelert med ledningsevnevektoren.

Krepsdyrene var den av gruppene som gjennom artsinventar reflekterte lokalitetstype best og den kumulative forklaringsevnen var noe høyere når kun krepsdyrene ble brukt som grunnlag ved DCA-ordinasjon enn når totalmaterialet ble brukt. Krepsdyrplottet viser de samme grupperingene som totalmaterialet. CCA-analyse med krepsdyr som grunnlag resulterte i en enda mer tydelig gruppering av lokaliteter enn når totalfaunaen var lagt til grunn. *Alonella excisa*, *A.nana*, *Diacyclops nanus*, *Acantholeberis curvirostris*, *Streblocerus serricaudatus*, *Heterocope saliens* og *Simocephalus serrulatus* var typiske for myrlokalitetene. *Speocyclops* sp. var typisk for fangdammene, mens *Diacyclops crassicaudis* ble funnet både i Sønnabekken og i fangdammene. *Acanthodiptomus denticornis* var en typisk gårdsdamart. *Daphnia pulex* ble funnet både i fangdammene og i flere av gårdsdammene.

Ingen tydelig effekt av beplantning av kamrene i fangdammene ble funnet. Dette kan skyldes at det ble innført for få planter. Øyenstikkere og amfibier ble ikke registrert det første året, noe som kan skyldes få vannplanter eller høy belastning av næringsalter.

Den store artsrikdommen som etablerte seg i fangdammene etter kort tid bekrefter hvilket viktig bidrag anlegging av slike systemer er for å sikre det biologiske mangfoldet i kulturlandskapet.

8 Litteratur

- Alström, T. & Krook, J. 1999. Implementation of wetlands in agricultural areas - organisation and results. *Nordisk Jordbruksforskning* 81(2): 387.
- Andersen, Ø. 1992. GIS - Geografisk informasjonssystem: Innføring, presisering, problemstillinger. Landbruksbokhandelen, Ås - NLH, 195 s.
- Anderson, N.H. & Wallace, J.B. 1984. Habitat, life history and behavioral adaptations of aquatic insects. I R.W. Merritt & Cummins, K.W. (Red.). *An introduction to the aquatic insects of North America*. Kendall/Hunt, Iowa. s. 38-58.
- Andresen, L.G. 1996. Vegetasjonsutvikling i fangdammer. Hovedfagsoppgave (Cand.agric.). Institutt for plantefag, Norges Landbrukshøgskole, Ås, 53 s. Upubl.
- Arnekleiv, J.V. 1995. Døgnfluellarver (Ephemeroptera larvae). *Norske Insekttabeller* 14: 1-47.
- Askew, R.R. 1988. *The Dragonflies of Europe*. Harley Books, Colchester, 291 s.
- Bang, C. 1999. Augestikkere i fangdammar. Hovedfagsoppgave (Cand.scient.). Institutt for Biologi og Naturforvaltning, Norges Landbrukshøgskole, Ås, 87 s. Upubl.
- Barnes, L.E. 1983. The colonization of ball-clay ponds by macro-invertebrates and macrophytes. *Freshwater Biology* 13: 561-578.
- Bass, D. 1992. Colonization and succession of benthic macro-invertebrates in Arcadia Lake, a South-Central USA reservoir. *Hydrobiologia* 242: 123-131.
- Batzer, D.P. & Wissinger, S.A. 1996. Ecology of insect communities in nontidal wetlands. *Annual review of Entomology* 41: 75-100.
- Bayliss, P.R. 1998. Optimising design features of water pollution control ponds in Western Australia: General applications in pond habitat creation, restoration and protection. I J. Boothby (red.). *Ponds & pond landscapes of Europe*. Vaeshartelt Conference Centre, Maastricht, The Netherlands; Pond Life Project, Liverpool John Moores University, s. 17-30.
- Beaver, J.R., Miller-Lemke, A.M. & Acton, J.K. 1999. Midsummer zooplankton assemblages in four types of wetlands in the Upper Midwest, USA. *Hydrobiologia* 380: 209-220.
- Berg, G.A. 1991. *Naturen i farger*. Floraen 1. 3. utg. Aschehoug Forlag, Oslo, 236 s.
- Bernhardsen, T. 1995. *Geografiske informasjonssystemer*. Vett & Viten A/S, Stabekk, 312 s.
- Berry, J.K. 1987. Fundamental operations in computer-assisted map analysis. *International Journal of Geographical Information Systems* 1(2): 119-136.

- Biggs, J., Corfield, A., Walker, D., Whitfield, M. & Williams, P. 1994. New approaches to the management of ponds. *British Wildlife* 5(5): 273-287.
- Bingham, C.R. & Miller, A.C. 1989. Colonization of a man-made gravel bar by Oligochaeta. *Hydrobiologia* 180: 229-234.
- Boileau, M.G. & Taylor, B.E. 1994. Chance events, habitat age, and the genetic structure of pond populations. *Archiv für Hydrobiologie* 132(2): 191-202.
- Bolghaug, C. 1995. Dammer og småtjern i Østfold, med vekt på amfibier. Fylkesmannen i Østfold, Miljøvernvedlingen, Arbeidsrapport, 661 s.
- Braskerud, B. 1993. Konstruksjon og effekt av fangdammer. Jordforsk, Rapport 6.24.09-2, 51 s.
- Braskerud, B.C. 1999. Constructed wetlands to mitigate non-point nitrogen, phosphorus and erosion pollution from arable fields. *Nordisk Jordbruksforskning* 81(2): 270.
- Bremnes, T. & Storeid, S.E. 1994. Fåbørstemark i ferskvann. Utbredelse i Sør-Norge. NINA Utredning 56: 1-42.
- Brendonck, L. & Riddoch, B.J. 1999. Wind-borne short-range egg dispersal in anostracans (Crustacea: Branchiopoda). *Biological journal of the Linnean Society* 67: 87-95.
- Bressi, N. & Stoch, F. 1998. Karstic ponds and pools: History, biodiversity and conservation. I J. Boothby (red.). *Ponds & pond landscapes of Europe*. Vaeshartelt Conference Centre, Maastricht, The Netherlands, Pond Life Project, Liverpool John Moores University, s. 39-50.
- Brinkhurst, R.O. 1971. A guide to the identification of British aquatic Oligochaeta. Scientific Publication/Freshwater Biological Association, 22. Ambleside, 55 s.
- Brinkhurst, R.O. & Jamieson, B.G.M. 1971. *Aquatic oligochaeta of the world*. Oliver & Boyd, Edinburgh, 860 s.
- Brittain, J.E. 1982. Biology of Mayflies. *Annual review of Entomology* 27: 119-147.
- Brittain, J.E. 1988. Bruk av bunndyr i vassdragsovervåking med vekt på organisk forurensing i rennende vann. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske 108: 1-66.
- Brittain, J.E., Nøst, T. & Arnekleiv, J.V. 1996. Ephemeroptera - Døgnfluer. I K. Aagaard & Dolmen, D. (red.). *Limnofauna Norvegica*. Tapir, Trondheim, s. 130-135.
- Brittain, J.E. & Saltveit, S.J. 1996. Plecoptera, Stoneflies. I A.N. Nilsson (red.). *Aquatic Insects of North Europe - A Taxonomic Handbook*. Apollo Books, Stenstrup, s. 55-75.
- Brown, E.S. 1951. The relation between migration-rate and the type of habitat in aquatic insects, with special reference to certain species of Corixidae. *Proceedings of the Zoological Society of London (1944)* 121: 539-545.
- Brown, S.C., Smith, K. & Batzer, D. 1997. Macroinvertebrate responses to wetland restoration in Northern New York. *Environmental Entomology* 26: 1016-1024.
- Casellato, S. & Caneva, F. 1994. Composition and distribution of bottom oligochaete fauna of a north Italian eutrophic lake (Lake Ledro). *Hydrobiologia* 278: 87-92.
- Christman, V.D. 1991. Ecology of benthic macroinvertebrates in experimental ponds. Dr. philos. thesis. Virginia Polytechnic Institute and State University, Ås, 139 s. Unpubl.
- Clark, T.E. & Samways, M.J. 1996. Dragonflies (Odonata) as indicators of biotope quality in the Krüger National Park, South Africa. *Journal of Applied Ecology* 33: 1001-1012.
- Corbet, P.S. 1980. Biology of Odonata. *Annual review of Entomology* 25: 189-217.
- Danell, K. & Sjöberg, K. 1982. Successional patterns of plants, invertebrates and ducks in a man-made lake. *Journal of Applied Ecology* 19: 395-409.
- Darwin, C. 1859. *On the origin of species by means of natural selection or the preservation of favoured races in the struggle for life*. J. Murray, London, 502 s.
- de Szalay, F., Batzer, D.P. & Resh, V.H. 1996. Mesocosm and macrocosm experiments to examine effects of mowing emergent vegetation on wetland invertebrates. *Environmental Entomology* 25(2): 303-309.
- DeStasio, B.T. 1989. The seedbank of a freshwater crustacean: Copepodology for the plant ecologist. *Ecology* 70(5): 1377-1389.
- Direktoratet for Naturforvaltning. 1999. Nasjonal rødliste for truede arter i Norge 1998. Norwegian redlist 1998. Direktoratet for Naturforvaltning, DN-rapport 3, 162 s.
- Dolmen, D. 1992. Dammer i kulturlandskapet - makroinvertebrater, fisk og amfibier i 31 dammer i Østfold. NINA Forskningsrapport 20: 1-63.
- Dolmen, D. 1993. Feltherpetologisk guide. Universitetet i Trondheim, Vitenskapsmuseet, 33 s.
- Dolmen, D. 1995. Habitatvalg og forandringer av øyestikkerfaunaen i et sørlandsområde, som følge av sur nedbør, landbruk og kalking. Rapport/Universitetet i Trondheim, Vitenskapsmuseet, Zoologisk serie: 1995-2, 86 s.
- Dolmen, D. 1996. Hemiptera Heteroptera - Teger. I Aagaard & Dolmen, D. (red.). *Limnofauna Norvegica*. K. Tapir, Trondheim, s. 146-150.

- Dolmen, D. 1996. Hirudinea - Iglar. I K. Aagaard & Dolmen, D. (red.). Limnofauna Norvegica. Tapir, Trondheim, s. 80-82.
- Ekeberg A.K. 2000. Kolonisering av tre nyetablerte fangdammer i Trøgstad kommune. Hovedfagsoppgave (cand. scient.). Institutt for biologi og naturforskning. Norges Landbrukshøgskole på Ås, 133s. Upubl.
- Elgmork, K. 1964. Dynamics of zooplankton communities in some small inundated ponds. *Folia Limnologica Scandinavia* 12: 1-78.
- Elliott, J.M. & Humpesch, U.H. 1983. A key to the adults of the British Ephemeroptera. Scientific publication/Freshwater Biological Association. Ambleside. 101 s.
- Elliott, J.M., Humpesch, U.H. & Macan, T.T. 1988. Larvae of the British Ephemeroptera: A key with ecological notes. Scientific Publication/Freshwater Biological Association, 49. Ambleside. 145 s.
- Elliott, J.M. & Mann, K.H. 1979. A key to the British freshwater leeches. Scientific Publication/Freshwater Biological Association, 40. Ambleside. 72 s.
- Engblom, E. 1996. Ephemeroptera, Mayflies. I A.N. Nilsson (red.). Aquatic Insects of North Europe - A Taxonomic Handbook. Apollo Books, Stenstrup, s. 13-54.
- Eyre, M.D., Ball, S.G. & Foster, G.N. 1986. An initial classification of the habitats of aquatic Coleoptera in North-east England. *Journal of Applied Ecology* 23: 841-852.
- Fernando, C.H. 1958. The colonisation of small freshwater habitats by aquatic insects. 1: General discussion, methods and colonisation in the aquatic Coleoptera. *Ceylon journal of Science: Biological Sciences* 1(2): 117-154.
- Fernando, C.H. 1959. The colonisation of small freshwater habitats by aquatic insects. 2: Hemiptera (the water bugs). *Ceylon journal of Sciences: Biological Sciences* 2(1): 5-32.
- Fernando, C.H. & Galbraith, D. 1973. Seasonality and dynamics of aquatic insects colonizing small habitats. *Verhandlungen/ Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 18: 1564-1575.
- Flössner, D. 1972. Krebstiere, Crustacea, Kiemen- and Blattfüsser, Branchiopoda, Fischläuse, Branchiura. *Tierwelt Deutschland*, 60. Gustav Fischer, Jena, 501 s.
- Foster, G.N., Foster, A.P., Eyre, M.D. & Bilton, D.T. 1990. Classification of water beetle assemblages in arable fenland and ranking sites in relation to conservation value. *Freshwater Biology* 22: 343-354.
- Francke, U. 1979. Bildbestimmungsschlüssel mitteleuropäischer Libellen-larven (Insecta - Odonata). *Stuttgarter Beitr. Naturk. A.* 333: 1-17.
- Frantzen, N.M.L.H.F., de Visser, J. & van Nes, E.H. 1994. Colonization and succession of macroinvertebrates in recently freshened Lake Volkerak-Zoom. *Hydrobiologia* 275/276: 323-334.
- Freude, H., Harde, K.W. & Lohse, G.A. 1966. Die Käfer Mitteleuropas 9. Cerambycidae. Chrysomelidae. Goecke & Evers, Krefeld, 299 s.
- Freude, H., Harde, K.W. & Lohse, G.A. 1971. Die Käfer Mitteleuropas 3. Adepaga 2. Palpicornia. Histeroidea. Staphylinioidea 1. Goecke & Evers, Krefeld, 365 s.
- Friday, L.E. 1987. The diversity of macroinvertebrate and macrophyte communities in ponds. *Freshwater Biology* 18: 87-104.
- Fry, G., Ims, R.A. & Lid, I.B. 1998. Naturen i et hav av åker. I E. Framstad & Lid, I.B. (red.). Jordbrukets kulturlandskap - Forvaltning av miljøverdier. Universitetsforlaget, s. 100-105.
- Fryer, G. 1985. Crustacean diversity in relation to the size of water bodies: some facts and problems. *Freshwater Biology* 15: 347-361.
- Glandt, D. & Heinrich, D. 1998. The effect of local habitat connectivity in agricultural landscapes: A case study on small ponds and Amphibians in North West Germany. I J. Boothby (red.). Ponds & pond landscapes of Europe. Vaeshartelt Conference Centre, Maastricht, The Netherlands, Pond Life Project, Liverpool John Moores University, s. 83-88.
- Gore, J.A. 1982. Benthic invertebrate colonization: Source distance effects on community composition. *Hydrobiologia* 94: 183-193.
- Gullan, P.J. & Cranston, P.S. 2000. The insects: An outline of entomology. 2. utg. Blackwell Science, Oxford, 470 s.
- Halvorsen, G., Sloreid, S.-E., Sporsheim, P. & Walseng, B. 1994. Ferskvannsbioologiske undersøkelser av grytehullsjøene i Gardermområdet. NINA Forskningsrapport 57: 1-42.
- Halvorsen, G., Sloreid, S.-E. & Walseng, B. 1996. Dokka-deltaet - ferskvannsbioologiske konsekvenser av utbyggingen i Dokkavassdraget. NINA Oppdragsmelding 437: 1-101.
- Hansen, M. 1987. The Hydrophiloidea (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark. *Fauna Entomologica Scandinavica* 18: 1-254.
- Hanski, I. 1994. Patch-occupancy dynamics in fragmented landscapes. *Trends in Ecology and Evolution* 9(4): 131-135.
- Herbst, H.V. 1976. Blattfusskrebse (Phyllopoden: Echte Blattfüsser und Wasser-flöhe). Kosmos-Verlag Franckh, Stuttgart, 130 s.
- Hestmark, G. 1998. Planter i åkerlandskapet - sjeldent å være vanlig, vanlig å være sjelden. I: Jordbrukets kulturlandskap. Forvaltning av miljøverdier. E. Framstad & Lid, I.B. (Red.). Universitetsforlaget, Oslo, s. 113-120.
- Hickin, N.E. 1967. Caddis larvae - larvae of the British Trichoptera. Hutchinson, London, 476 s.

- Higler, L.W.G. & Solem, J.O. 1986. Key to the larvae of north-west European Potamophylax species (Trichoptera, Limnephilidae) with notes on their biology. *Aquatic Insects* 8: 159-169.
- Hill, M.O. & Gauch Jr, H.G. 1980. Detrended correspondence analysis: An improved ordination technique. *Vegetatio* 42: 47-58.
- Hockin, D.C. 1982. Experimental insular zoogeography: Some tests of the equilibrium theory using meiobenthic harpacticoid copepods. *Journal of Biogeography* 9: 487-497.
- Holland, T.A. & Jenkins, D.G. 1998. Comparison of processes regulating zooplankton assemblages in new freshwater pools. *Hydrobiologia* 387/388: 207-214.
- Holmen, M. 1987. The aquatic Adephaga (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark I. Gyrinidae, Haliplidae, Hygrobiidae and Noteridae. *Fauna Entomologica Scandinavica* 20: 1-168.
- Homes, V., Hering, D. & Reich, M. 1999. The distribution and macrofauna of ponds in stretches of an alpine floodplain differently impacted by hydrological engineering. *Regulated Rivers: Research & Management* 15: 405-417.
- Howmiller, R.P. & Scott, M.A. 1977. An environmental index based on relative abundance of oligochaete species. *Research Journal of the Water Pollution Control Federation* 49: 809-815.
- Høiland, K. 1998. Ugrasene som forsvant. I E. Framstad & Lid, I.B. (red.). *Jordbrukets kulturlandskap - Forvaltning av miljøverdier*. Universitetsforlaget, Oslo, s. 121-125.
- Jankovic, M. 1972. Die Entwicklung der Bodenfauna in den Gebirgsstaubecken. *Verhandlungen/Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 18: 813-817.
- Jeffries, M. 1989. Measuring Talling's "element of chance in pond populations". *Freshwater Biology* 21: 383-393.
- Jeffries, M. 1993. Invertebrate colonization of artificial pondweeds of differing fractal dimension. *Oikos* 67: 142-148.
- Jeffries, M. 1994. Invertebrate communities and turnover in wetland ponds affected by drought. *Freshwater Biology* 32: 603-612.
- Jenkins, D.G. 1995. Dispersal-limited zooplankton distribution and community composition in new ponds. *Hydrobiologia* 313/314: 15-20.
- Jenkins, D.G. & Buikema Jr, A.L. 1998. Do similar communities develop in similar sites? A test with zooplankton structure and function. *Ecological Monographs* 68(3): 421-443.
- Jenkins, D.G. & Underwood, M.O. 1998. Zooplankton may not disperse readily in wind, rain, or waterfowl. *Hydrobiologia* 387/388: 15-21.
- Judd, K.W. & Mason, C.F. 1995. Colonization of a restored landfill site by invertebrates, with particular reference to the Coleoptera. *Pedobiologia* 39: 116-125.
- Kent, M. & Coker, P. 1997. *Vegetation description and analysis: A practical approach*. Kap. 5 & 6: Ordination methods I & II. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, s. 162-244.
- Kiefer, F. 1978. *Freilebende Copepoda*. H.J. Elster & Ohle, W. (red.). *Das Zooplankton der Binnengewässer*, 26. 343 s.
- King, J.L., Simovich, M.A. & Brusca, R.C. 1996. Species richness, endemism and ecology of crustacean assemblages in Northern California vernal ponds. *Hydrobiologia* 328: 85-116.
- Kjærnes, P.A. 1986. Askim, 1914 II, kvartærgeologisk kart 1:50000. Norges geologiske undersøkelse.
- Koskeniemi, E. 1994. Colonization, succession and environmental conditions of the macrozoobenthos in a regulated, polyhumic reservoir, Western Finland. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie* 79(4): 521-555.
- Koskiaho, J., Puustinen, M., Puumala, M. & Riihimäki, J. 1999. Constructed wetlands for the treatment and runoff from arable land. *Nordisk Jordbrugsforskning* 81(2): 388-389.
- Kremen, C. 1992. Assessing the indicator properties of species assemblages for natural areas monitoring. *Ecological Applications* 2(2): 203-217.
- Krook, J., Wedding, B. & Reutersköld, D. 1999. Benefits of constructed ponds in intensively used farmland areas in South Sweden. *Nordisk Jordbrugsforskning* 81(2): 390.
- Krzyżanek, E., Kasza, H., Krzanowski, W., Kuflikowski, T. & Pajak, G. 1986. Succession of communities in the Goczalkowice Dam Reservoir in the period 1955-1982. *Archiv für Hydrobiologie* 106(1): 21-43.
- Kupfer, A. & Kneitz, S. 1998. Colonization processes and population dynamics of amphibians at seminatural ponds within an agricultural landscape. I J. Boothby (red.). *Ponds & pond landscapes of Europe*. Vaeshartelt Conference Centre, Maastricht, The Netherlands, Pond Life Project, Liverpool John Moores University, s. 161-168.
- Landin, J. 1980. Habitats, life histories, migration and dispersal by flight of two water-beetles *Helophorus brevipalpis* and *H. strigifrons* (Hydrophilidae). *Holarctic ecology* 3: 190-201.
- Lang, C. 1978. Factorial correspondence analysis of oligochaeta communities according to eutrophication level. *Hydrobiologia* 57: 241-247.
- Lassen, H.H. 1975. The diversity of freshwater snails in view of the equilibrium theory of island biogeography. *Oecologia* 19: 1-8.
- Layton, R.J. & Voshell Jr, J.R. 1991. Colonization of new experimental ponds by benthic macroinvertebrates. *Environmental Entomology* 20(1): 110-117.
- Lenz, N. 1991. The importance of abiotic and biotic factors for the structure of odonate communities of ponds (Insecta: Odonata). *Faunistisch-Ökologische Mitteilungen* 6: 175-189.

- Leonardson, L. 1994. Våtmarker som kvävefällor - Svenska och internationella erfarenheter. Naturvårdsverket, Rapport 4176, 265 s.
- Lepneva, S.G. 1964. Larvae and pupae of Annulipalpia. Trichoptera, Fauna of the USSR, new ser. B, no 88, 1. Israel program for Scientific Translations, Jerusalem, 638 s.
- Lepneva, S.G. 1964. Larvae and pupae of Integripalpia. Trichoptera, Fauna of the USSR, new ser. B, no 88, 2. Israel program for Scientific Translations, Jerusalem, 700 s.
- Lid, J. & Lid, D.T. 1994. Norsk flora. 6. utg. Det norske samlaget, 1014 s.
- Lillehammer, A. 1988. Stoneflies (Plecoptera) of Fennoscandia and Denmark. *Fauna Entomologica Scandinavica* 21: 1-165.
- Lingdell, P.E. & Müller, K. 1979. Migrations of *Leptophlebia vespertina* and *L. marginata* (Ins.: Ephemeroptera) in the estuary of a coastal stream. *Aquatic insects* 1(3): 137-142.
- Macan, T.T. 1969. A key to the British fresh- and brackishwater Gastropods. 3. utg. Scientific Publication/Freshwater Biological Association, 13. Ambleside, 45 s.
- Macan, T.T. 1976. A revised key to the British Waterbugs (Hemiptera - Heteroptera). 2. utg. 1965, nytt opplag 1976. Scientific Publication/Freshwater Biological Association, 16. Windermere, 77 s.
- Macan, T.T. 1977. The fauna in the vegetation of a moorland fishpond as revealed by different methods of collecting. *Hydrobiologia* 55(1): 3-15.
- MacArthur, R.H. & Wilson, E.O. 1963. An equilibrium theory of insular zoogeography. *Evolution* 17(4): 373-387.
- MacArthur, R.H. & Wilson, E.O. 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, 199 s.
- Maguire Jr, B. 1963. The passive dispersal of small aquatic organisms and their colonization of isolated bodies of water. *Ecological Monographs* 33(2): 161-185.
- Marcus, N.H., Lutz, R., Burnett, W. & Cable, P. 1994. Age, viability and vertical distribution of zooplankton resting eggs from an anoxic basin: Evidence of an egg bank. *Limnology and Oceanography* 39(1): 154-158.
- McLachlan, A.J. 1969. The effect of aquatic macrophytes on the variety and abundance of benthic fauna in a newly created lake in the Tropics (Lake Kariba). *Archiv für Hydrobiologie* 66(2): 212-231.
- McPeck, M.A. 1989. Differential dispersal tendencies among *Enallagma* damselflies (Odonata) inhabiting different habitats. *Oikos* 56(2): 187-195.
- Michiels, N.K. & Dhondt, A.A. 1991. Characteristics of dispersal in sexually mature dragonflies. *Ecological Entomology* 16: 449-459.
- Milbrink, G. 1983. An improved environmental index based on the relative abundance of oligochaete species. *Hydrobiologia* 102: 89-97.
- Milbrink, G. 1994. Oligochaetes and water pollution in two deep Norwegian lakes. *Hydrobiologia* 278: 213-222.
- Minshall, G.W. 1984. *Aquatic insect-substratum relationships*. I.V.H. Resh & Rosenberg, D.M. (Red.). *The Ecology of Aquatic Insects*. Praeger Publishers, New York, s. 358-400.
- Myklestad, Å. 1996. En hurtig innføring i Correspondence Analysis, Principal Components Analysis, Canonical Correspondence Analysis, Twinspan og Discrim. Sogndal, Høgskulen i Sogn og Fjordane, 39 s.
- Müller, K. 1982. The colonization cycle of freshwater insects. *Oecologia (Berlin)* 52: 202-207.
- Müller-Liebenau, I. 1969. Revision der europäischen Arten der Gattung *Baetis* (Leach 1815) (Insecta, Ephemeroptera). *Eine Limnologische Schriftenreihe* 48/49.
- Nagell, B. & Fagerström, T. 1978. Adaptations and resistance to anoxia in *Cloeon dipterum* (Ephemeroptera) and *Nemoura cinerea* (Plecoptera). *Oikos* 30(1): 95-99.
- Nilsen, H.C. & Larimore, R.W. 1973. Establishment of invertebrate communities on log substrates in the Kaskaskia river, Illinois. *Ecology* 54(2): 366-374.
- Nilsson, A. & Holmen, M. 1995. The aquatic Adephegata (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark II. Dytiscidae. *Fauna Entomologica Scandinavica* 32: 1-192.
- Norling, U. & Sahlén, G. 1997. Odonata, Dragonflies and damselflies. I A. Nilsson (Red.). *Aquatic Insects of North Europe 2*. Apollo Books, Stenstrup, s. 13-65.
- Oertli, B. 1995. Spatial and temporal distribution of the zoobenthos community in a woodland pond (Switzerland). *Hydrobiologia* 300/301: 195-204.
- Olsvik, H., Kvitte, G. & Dolmen, D. 1990. Utbredelse og vernestatus for øyestikkere på Sør- og Østlandet, med hovedvekt på forsørings- og jordbruksområdene. Universitetet i Trondheim, Vitenskapsmuseet, Rapport Zoologisk Serie: 1990 - 3, 71 s.
- Palm, T. 1961. Kortvingar: Fam. Staphylinidae. Häfte 2. *Svensk Insektfauna* 9: 1-112.
- Parsons, P.A. 1982. Adaptive strategies of colonizing animal species. *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society* 57: 117-148.
- Paterson, C.G. & Fernando, C.H. 1969. Macroinvertebrate colonization of the marginal zone of a small impoundment in Eastern Canada. *Canadian journal of Zoology* 47: 1229-1238.

- Paterson, C.G. & Fernando, C.H. 1970. Benthic fauna colonization of a new reservoir with particular reference to the Chironomidae. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 27(2): 213-232.
- Peckarsky, B.L. 1980. Influence of detritus upon colonization of stream invertebrates. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 957-963.
- Pedersen, N.E. & Braskerud, B.C. 1996. Fangdammer som tiltak mot landbruksforurensning i Østfold fylke. *Jordforsk, Rapport 117/96*, 37 s.
- Petr, T. 1972. Benthic fauna of a tropical man-made lake (Volta Lake, Ghana 1965-1968). *Archiv für Hydrobiologie* 70(4): 484-533.
- Pip, E. 1986. A study of pond colonization by freshwater molluscs. *Journal of Molluscan Studies* 52: 214-224.
- Popham, E.J. 1964. The migration of aquatic bugs with special reference to the Corixidae (Hemiptera, Heteroptera). *Archiv für Hydrobiologie* 60(4): 450-496.
- Proctor, V., W., Malone, C., R. & DeVlaming, V.L. 1967. Dispersal of aquatic organisms: Viability of disseminules recovered from the intestinal tract of captive killdeer. *Ecology* 48(4): 672-676.
- Proctor, V.W. 1964. Viability of crustacean eggs recovered from ducks. *Ecology* 45(3): 656-658.
- Proctor, V.W. & Malone, C.R. 1965. Further evidence of the passive dispersal of small aquatic organisms via the intestinal tract of birds. *Ecology* 46: 728-729.
- Quade, H.W. 1969. Cladoceran faunas associated with aquatic macrophytes in some lakes in Northwestern Minnesota. *Ecology* 50(2): 170-179.
- Reierstad, U. 1999. Modelling and simulating spatial dynamics of the smooth newt, *Triturus vulgaris* (L.), in an agricultural landscape in Southeast Norway. Hovedfagsoppgave (Cand.scient). Department of Biology and Nature Conservation, Agricultural University of Norway, Ås, 62 s. Upubl.
- Resh, V.H. & Unzicker, J.D. 1975. Water quality monitoring and aquatic organisms: The importance of species identification. *Research Journal of the Water Pollution Control Federation* 47(1): 9-19.
- Rylov, W.M. 1948. Freshwater Cyclopoida. *Fauna USSR, Crustacea* 3 (3). Israel program for Scientific Translations, Jerusalem 1963, 314 s.
- Samways, M.J. 1989. Farm dams as nature reserves for dragonflies (Odonata) at various altitudes in the natal Drakensberg Mountains, South Africa. *Biological Conservation* 48: 181-187.
- Samways, M.J. & Steytler, N.S. 1996. Dragonfly (Odonata) distribution patterns in urban and forest landscapes, and recommendations for riparian management. *Biological Conservation* 78: 279-288.
- Sars, G.O. 1889. Oversigt over Norges Crustaceer, med foreløpige Bemærkninger over de nye eller mindre kjendte Arter. II. (Branchiopoda - Ostracoda - Cirripedia). *Forh. Vitensk. Selsk. Krist.* 1890 1: 1-80.
- Sars, G.O. 1903. An account of the Crustacea of Norway. IV. Copepoda, Calanoida. *Bergen*, 171 s.
- Sars, G.O. 1918. An account of the Crustacea of Norway. VI. Copepoda, Cyclopoida. *Bergen*, 225 s.
- Sars, G.O. 1992. On the freshwater crustaceans occurring in the vicinity of Christiania. *John Grieg Produksjon A/S, Bergen*, 197 s.
- Sheldon, A.L. 1984. Colonization dynamics of aquatic insects. I.V.H. Resh & Rosenberg, D.M. (red.). *The ecology of aquatic insects*. Praeger Publishers. s. 401-429.
- Sloreid, S.-E., Walseng, B. & Halvorsen, G. 1995. Betydningen av alloktontilførsel fra kantvegetasjonen for bunndyr og krepsdyr i innsjøers litoralsone. Et innhegningsforsøk i Maridalsvannet i Oslo. *NINA Fagrapport 11*: 1-30.
- Smirnov, N.N. 1971. Chydoridae. *Fauna USSR, Crustacea* 1(2). Israel program for scientific translations, Jerusalem 1974, 644 s.
- Solem, J.O. 1971. Larvae of the Norwegian species of *Phryganea* and *Agrypnia* (Trichoptera, Phryganeidae). *Norsk Entomologisk Tidsskrift* 18: 79-88.
- Solem, J.O. 1983. Identification of Norwegian genera of limnephilid larvae with single-filament gills (Trichoptera: Limnephilidae). *Ent. scand* 14: 457-461.
- Solem, J.O. 1983. Identification of the Norwegian larvae of the genus *Potamophylax* Wallengren, 1891 (Trichoptera, Limoniidae), with data on life histories, habitat and food in the Kongsvoll area, Dovrefjell mountains, Central Norway. *Fauna Norvegica Serie B* 30: 69-76.
- Solem, J.O. 1985. Norwegian *Apatania Kolenati* (Trichoptera: Limnephilidae): Identification of larvae and aspects of their biology in a high altitude zone. *Ent. Scand* 16: 161-174.
- Solem, J.O. 1995. Bestemmelsesnøkkel til norske buksvømmere (Corixidae, Hemiptera, Heteroptera). *Norske Insekttabeller* 4: 1-26.
- Sowa, R. 1975. What is *Cloeon dipterum* (Linnaeus, 1761)? The nomenclatural and morphological analysis of a group of the European species of *Cloeon* Leach (Ephemera: Baetidae). *Entomologica Scandinavica* 6: 215-223.
- Spikkeland, I. 1998. Dammer i Askim - Hydrografi og dyreliv. I: *Natur i Østfold* (In press)
- Statens Kartverk. 1988. Økonomisk Kartverk, Østfold fylke 1:5.000.
- Statens Kartverk. 1994. Askim 1914 II 1:50000. Serie M 711. Statens Kartverk.

- Stemberger, R.S. & Lazorchak, J.M. 1994. Zooplankton assemblage responses to disturbance gradients. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 51: 2435-2247.
- Stettmer, C. 1996. Colonisation and dispersal patterns of banded (*Caleopteryx splendens*) and beautiful demoiselles (*C. virgo*) (Odonata: Calopterygidae) in south-east German streams. *European journal of Entomology* 93: 579-593.
- Steytler, N.S. & Samways, M.J. 1995. Biotope selection by adult male dragonflies (Odonata) at an artificial lake created for insect conservation in South Africa. *Biological Conservation* 72: 381-386.
- Stichel, W. 1955. *Illustrierte Bestimmungstabellen der Wanzen* 2. W. Stichel, Berlin-Hermisdorf, 168 s.
- Stokker, R. 1998. Artsmangfold i to fangdammer i Haldenvassdraget med forskjellig vannkvalitet. Hovedfagsoppgave (Cand.Scient.). Institutt for Biologi og Naturforvaltning, Norges Landbrukshøgskole, Ås, 106 s. Upubl.
- Stokker, R., Walseng, B., Brittain, J.E., Dolmen, D. & Storeid, S.E. 1999. Artsmangfold i to syv år gamle fangdammer i Haldenvassdraget med forskjeller i vannkvalitet. NINA Fagrapport 034: 1-48.
- Street, M. & Titmus, G. 1979. The colonisation of experimental ponds by Chironomidae (Diptera). *Aquatic Insects* 1(4): 233-244.
- Svensson, B.S. 1986. Sveriges dagsländor (Ephemeroptera), bestämning av larver. *Entomologisk Tidskrift* 107: 91-106.
- Särkkä, J. 1987. The occurrence of oligochaetes in lake chains receiving pulp mill waste and their relation to eutrophication on the trophic scale. *Hydrobiologia* 155: 259-266.
- ter Braak, C.J.F. 1986. Canonical correspondence analysis: A new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67(5): 1167-1179.
- ter Braak, C.J.F. 1987. The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis. *Vegetatio* 69: 69-77.
- ter Braak, C.J.F. 1995. Ordination. I R.H.G. Jongman, ter Braak, C.J.F. & van Tongeren, O.F.R.(red.). *Data Analysis in Community and Landscape Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge, s. 91-173.
- ter Braak, C.J.F. & Smilauer, P. 1998. CANOCO reference manual and user's guide to Canoco for Windows: Software for Canonical Community Ordination (version 4). Microcomputer Power, Ithaca, NY, USA, 352 s.
- Tevesz, M.J.S. 1985. Benthic colonization in freshwater: A synthesis. *Kirtlandia*: 3-14.
- Vanni, M.J. 1987. Colonization dynamics and life history traits of seven *Daphnia pulex* genotypes. *Oecologia (Berlin)* 72: 263-271.
- Vennerød, K. 1984. *Vassdragsundersøkelser: En metodebok i limnologi*. Norsk Limnologforening, Universitetsforlaget, Oslo, 282 s.
- Verdonschot, P.F.M. 1992. Macrofaunal community types in ponds and small lakes (Overijssel, the Netherlands). *Hydrobiologia* 232: 111-132.
- Voshell Jr, J.R. & Simmons Jr, G.M. 1984. Colonisation and succession of benthic macroinvertebrates in a new reservoir. *Hydrobiologia* 112: 27-39.
- Vuorinen, M., Uusi-Kämpä, J., Wirola, H., Takala, M., Jansson, H. & Närvänen, A. 1999. Biological purification treatment system with willows. *Nordisk Jordbruksforskning* 81(2): 384-385.
- Walseng, B. 1994. Verneplan I og II, Østfold. *Krepsdyrundersøkelser*. NINA Oppdragsmelding 304: 1-26.
- Walseng, B. 1996. Krepsdyr- og bunndyrfaunaen i en rensepark på Jæren med syv fangdammer. *Vann* 2: 298-305.
- Walseng, B. 1998. Occurrence of Eucyclops species in acid and limed waters. *Verhandlungen/Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 26: 2007-2012.
- Walseng, B., Hagman, E., Halvorsen, G. & Storeid, S.-E. 1995. Krepsdyr- og bunndyrfaunaen i en rensepark på Jæren med syv fangdammer - Et pilotprosjekt. NINA Oppdragsmelding 336: 1-19.
- Walseng, B. & Halvorsen, G. 1996. Cladocera - Vannlopper. I K. Aagaard & Dolmen, D.(red.). *Limnofauna Norvegica*. Tapir, Trondheim, s. 95-99.
- Wartenberg, D., Ferson, S. & Rohlf, F.J. 1987. Putting things in order: A critique of detrended correspondence analysis. *The American Naturalist* 129(3): 434-448.
- Weisner, S.E.B., Eriksson, P.G., Granéli, W. & Leonardson, L. 1994. Influence of macrophytes on nitrate removal in wetlands. *Ambio* 23(6): 363-366.
- Wellborn, G., Skelly, D.K. & Werner, E.E. 1996. Mechanisms creating community structure across a freshwater habitat gradient. *Annual review of Ecology and Systematics* 27: 337-363.
- Westfall, M.J. 1984. Odonata. I R.W. Merritt & Cummins, K.W. (Red.). *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. Kendall/Hunt, Iowa, s. 126-176.
- Wiggins, G.B. 1978. *Larvae of the North American Caddisfly Genera (Trichoptera)*. University of Toronto Press, Toronto, 401 s.
- Williams, D.D. 1996. Environmental constraints in temporary fresh waters and their consequences for the insect fauna. *Journal of the North American Benthological Society* 15(4): 634-650.
- Williams, D.D. & Hynes, H.B.N. 1976. The recolonization mechanisms of stream benthos. *Oikos* 27: 265-272.

Williams, P., Biggs, J., Corfield, A., Fox, G., Walker, D. & Whitfield, M. 1997. Designing new ponds for wildlife. *British Wildlife* 8(3): 137-150.

Ødegaard, F., Hanssen, O. & Dolmen, D. 1996. Coleoptera - Biller. I K. Aagaard & Dolmen, D. (red.). *Limnofauna Norvegica*. Tapir, Trondheim, s. 151-168.

Økland, J. 1990. Lakes and snails - environment and Gastropoda in 1,500 Norwegian lakes, ponds and rivers. Universal Book Services, Oegstgeest, 516 s.

Økland, J. & Økland, K.A. 1992. Innsjøer og dammer i Norge - Hva må vi gjøre for å beskytte virvelløse dyr? *Fauna* 45(3): 125-149.

Økland, J. & Økland, K.A. 1996. Dyreliv i vann og vassdrag - arts- mangfold i farger. 8. utg. J.W. Cappelens Forlag A.S, Oslo, 152 s.

Økland, J. & Økland, K.A. 1996. Mollusca - Bløtdyr. I Aagaard & Dolmen, D.(red.). *Limnofauna Norvegica*. K. Tapir, Trondheim, s. 72-79.

Økland, J. & Økland, K.A. 1998. Kjemi, fysikk og miljø. Vann og vassdrag, 3. Vett og viten, Nesbru, 200 s.

Lok.nr	Navn	pH					Ledningsevne (µS/cm)					Temperatur (oC)							
		jun.98	aug.98	mai.99	jun.99	aug.99	okt.99	jun.98	aug.98	mai.99	jun.99	aug.99	okt.99	jun.98	aug.98	mai.99	jun.99	aug.99	okt.99
1	Hovedsamløp	7,42	7,43					354	294					10					
2	Stasjon i Sønnabekken	7,03	7,15					298	237					9	13				
2 sed	Fangdam 2 sedimentasjonskammer			7,18	7,27	7,00	7,19			310	320	525	238			5	11	12	10
2 våt1	Fangdam 2 våtmarksfilter 1			7,02	7,30	7,04	7,23			310	322	524	234			5	11	12	10
2 våt2	Fangdam 2 våtmarksfilter 2			6,97	7,14	7,06	7,24			320	340	594	229			5	11	12	10
2 våt3	Fangdam 2 våtmarksfilter 3			7,01	7,06	7,07	7,25			326	341	479	229			5	11	12	10
3	Temporær pytt		6,87						176						12				
4	Stasjon i Sønnabekken	7,53	7,49					760	619					8	11				
4 sed	Fangdam 4 sedimentasjonskammer			6,66	7,36	7,57	7,09			668	584	882	535			5	11	12	9
4 våt 1	Fangdam 4 våtmarksfilter 1			6,65	7,39	7,61	7,30			655	567	863	531			5	12	13	9
4 våt 2	Fangdam 4 våtmarksfilter 2			6,53	7,22	7,80	7,47			666	554	838	506			5	16	13	9
5	Stasjon i Sønnabekken	7,30	7,29					967	754					8	11				
5 sed	Fangdam 5 sedimentasjonskammer			6,67	7,16	7,79	7,30			901	941	1127	774			5	11	13	10
5 våt	Fangdam 5 våtmarksfilter			6,49	7,11	7,75	7,33			919	878	1054	770			5	16	15	10
6	Gopperuddammen	6,26	6,34		6,76	7,05		126	102		154	225		13	12		13	12	
7	Gopperudbekken	6,84	6,79		9,94	7,20		124	101		152	220		12	10		13	12	
8	Søtland	6,49	6,68		6,63	6,88		228	156		272	167		16	14		14	16	
9	Haugland	6,66	6,27		6,61	6,31		100	105		80	87		16	14		14	16	
10	Haugland (åker)	7,36	7,45		7,52	7,91		464	380		424	406		17	14		16	19	
11	Bakker	6,86	6,85		6,82	6,79		418	418		325	369		25	16		22	22	
12	Snelltorp	6,59	6,51		6,61	6,60		99	114		101	106		17	12		16	13	
13	Trøgstad Ungdomsskole	6,67	6,62		6,59	6,79		76	75		69	68		20	12		16	16	
14	Trøgstad Fort	6,48	6,56		6,55	6,52		52	50		47	50		17	15		17	17	
15	Festningåsen	5,69	5,42		5,77	5,57		37	34		31	29		19	16		22	19	
16	Olatjern	5,66	5,63		5,61	5,55		46	42		37	36		18	14		22	18	
17	Steffensen	5,3	5,09		5,34	5,79		34	36		28	31		15	13		19	15	
18	Skottasjøen	6,53	6,42		6,34	6,32		135	109		142	94		18	13		19	17	
19	Hørssetsjøen	6,72	6,54		6,72	6,51		227	143		187	159		15	13		21	19	
20	Hæra	6,58	6,33		6,14	6,59		91	84		96	92		14	12		16	14	
21	Haakaas Nordre	6,59	6,93		6,95	6,78		224	194		195	181		13	10		14	13	
22	Øyeren	6,63	6,94		6,80	6,73		60	66		120	45		19	16		16	18	

Lok.nr	Navn	Total nitrogen (mg N/l)				Total fosfor (µg P/l)				Vannfarge (mg Pt/l)					
		mai.99	jun.99	aug.99	okt.99	mai.99	jun.99	aug.99	okt.99	jun.98	aug.98	mai.99	jun.99	aug.99	okt.99
1	Hovedsamløp									35	50				
2	Stasjon i Sønnabekken									10	25				
2 sed	Fangdam 2 sedimentasjonskammer	13800	1840	3200	2240	307	108	770	290			50	30	20	50
2 våt1	Fangdam 2 våtmarksfilter 1											50	30	25	50
2 våt2	Fangdam 2 våtmarksfilter 2											40	20	25	50
2 våt3	Fangdam 2 våtmarksfilter 3											40	30	35	50
3	Temporær pytt												35		
4	Stasjon i Sønnabekken									15	30				
4 sed	Fangdam 4 sedimentasjonskammer	17300	16900	10700	10600	1440	184	180	130			90	50	50	60
4 våt 1	Fangdam 4 våtmarksfilter 1											90	50	50	75
4 våt 2	Fangdam 4 våtmarksfilter 2											80	80	45	85
5	Stasjon i Sønnabekken									220	100				
5 sed	Fangdam 5 sedimentasjonskammer	6200	25900	3880	14000	756	3152	140	950			80	160	30	125
5 våt	Fangdam 5 våtmarksfilter											90	180	35	200
6	Gopperuddammen		1290	620			26	20		35	50		40	70	
7	Gopperudbekken		1340	650			34	30		30	55		50	60	
8	Søtland		7840	1080			170	230		50	70		80	180	
9	Haugland		1800	1690			1140	680		80	25		70	35	
10	Haugland (åker)		1690	1300			30,8	10		10	30		10	15	
11	Bakker		5130	6250			1000	510		70	50		180	125	
12	Snelltorp		1750	2680			167	260		10	80		95	60	
13	Trøgstad Ungdomsskole		360	430			7,9	10		30	30		35	35	
14	Trøgstad Fort		320	430			16	30		10	15		25	30	
15	Festningåsen		450	480			9	10		40	70		60	80	
16	Olatjern		460	900			10	80		70	80		80	100	
17	Steffensen		490	950			14	50		90	125		150	170	
18	Skottasjøen		7060	1060			104	230		80	90		90	100	
19	Hærsetsjøen		2370	3170			19,1	580		100	110		110	90	
20	Hæra		3520	890			64	150		90	100		80	90	
21	Haakaas Nordre		1010	930			655	420		30	65		80	80	
22	Øyeren		2105	510			40	30		10	10		30	15	

Vedlegg 2 forts.

		1	2a	2b	3	4a	4b	5a	5b	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	
E. affinis (Thunberg, 1794)	eno aff					x																				x	
Hydrobius fuscipes (Linnaeus, 1758)	hyd fus											x											x			x	
Cercyon lateralis (Marsham, 1802)	cer lat																						x				
C. marinus Thomson, 1853	cer mar																						x				
Trichoptera - vårfluer																											
Limnephilidae	lim daes																						x	x			
Limnephilus sp. Leach, 1815	lim sp		x			x		x		x	x			x			x	x						x		x	
L. rhombicus (Linnaeus, 1758)	lim rho		x																								
L. stigma Curtis, 1834	lim sti									x			x					x		x			x	x	x	x	
L. borealis (Zetterstedt, 1840)	lim bor																x	x									
L. fuscineruis (Zetterstedt, 1840)	lim fus																									x	
Chaetopteryx/Potamophylax/Anitella evt. flere	cha sp									x																	
Caetopteryx villosa (Fabricius, 1798)	cae vil									x																	
Nemotaulius punctatolineatus (Retzius, 1783)	nem pun									x	x	x		x			x	x							x	x	
Anabolia nervosa (Curtis, 1834)	ana ner																								x	x	
Plectrocnemia conspersa (Curtis, 1834)	ple con										x																
Holocentropus dubius (Rambur, 1842)	hol dub							x											x	x	x		x			x	
Cyrnus flavidus McLachlan, 1864	cyr fla																		x								
Oligotricha striata (Linnaeus, 1758)	oli str									x																	
Phryganea sp. Linnaeus, 1758	phr neas									x										x	x						
P. bipunctata Retzius, 1783	phr bip									x											x						
P. grandis Linnaeus, 1758	phr gra																						x				
Leptoceridae	lep sp																									x	
Mystacides sp. Berthold, 1827	mys sp																										
Molanna angustata Curtis, 1834	mol ang																										
Agrypnia sp. Curtis, 1835	agr sp																										
Hydroptila sp. Dalman, 1819	hyd sp																										
Halesus radiatus (Curtis, 1834)	hal rad																									x	
Trienodes bicolor (Curtis, 1834)	tri bic																										
Gastropoda - snegl																											
Gyraulus acronicus (Férussac)	gyr acr									x	x							x									x
Lymnaea truncatula (Müll.)	lym tru									x	x																
L. peregra (Müll.)	lym per																										
L. stagnalis (L.)	lym sta																						x	x	x		x
L. palustris (Müll.)	lym pal				x																						x
L. glabra (Müll.)	lym gla									x	x																x
Acroloxus lacustris (L.)	acr lac										x												x	x		x	
Bathtomphalus contortus (L.)	bat con																									x	
Physa fontinalis (L.)	phy fon			x																			x	x	x	x	
Amphibia – amfibier																											
Triturus cristatus (Laurenti, 1768)	tri cri									x																	
Triturus vulgaris (L., 1758)	tri vul									x			x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x
Rana temporaria L., 1758	ran tem																						x			x	x
Bufo bufo (L., 1758)	buf buf																	x	x		x						
Antall arter		4	19	49	5	13	37	4	31	67	33	28	46	47	23	31	52	75	52	50	48	73	67	48	45	64	

ISSN 0805-469X
ISBN 82-426-1172-6

043

NINA
FAGRAPPORT

NINA Hovedkontor
Tungasletta 2
7485 TRONDHEIM
Telefon: 73 80 14 00
Telefax: 73 80 14 01

NINA
Norsk institutt
for naturforskning