

Suksesjon av ferskvannsinvertebrater i et nyetablert damsystem i Trøgstad kommune

Asbjørn Magnar Hov
Bjørn Walseng



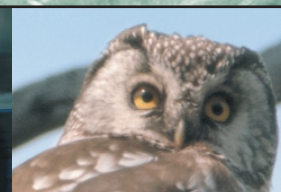
LAGSPILL



ENTUSIASME



INTEGRITET



KVALITET

NINA Norsk institutt for naturforskning

Suksesjon av ferskvannsinvertebrater i et nyetablert damsystem i Trøgstad kommune

Asbjørn Magnar Hov

Bjørn Walseng

NINAs publikasjoner

NINA utgir følgende faste publikasjoner:

NINA Fagrapport

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

NINA Oppdragsmelding

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

NINA Project-Report

Serien presenter resultater fra instituttets 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 NINAs faglige virksomhet, og som er publisert andre steder, tilgjengelig for et større publikum (presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivåer, politikere og interesserte enkeltpersoner). Opplag: 1200-1800

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

Hov, A.M. & Walseng, B. 2003. Suksessjon av ferskvannsinvertebrater i et nyetablert damsystem i Trøgstad kommune. NINA Fagrapport 074. 50pp.

Oslo, desember 2003

ISSN 0805-469x

ISBN 82-426-1424-5

Klassifisering av publikasjonen:

Forurensning og miljøovervåking i limnisk miljø - Invertebrater

Pollution and monitoring of fresh water ecosystems - Invertebrates

Rettighetshaver:

Norsk institutt for naturforskning (NINA)

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Ansvarlig kvalitetssikrer:

Bror Jonsson

NINA, Oslo

Design og layout:

Simplicity

Kopiering: Norservice

Opplag: 100

Trykt på miljøpapir

Kontaktadresse:

NINA

Dronningensgt 13

Postboks 736 Sentrum

N-0105 Oslo

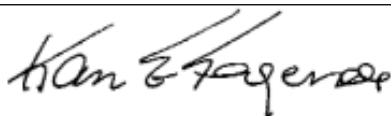
Tel: 23 35 50 00

<http://www.nina.no>

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 15369

Ansvarlig signatur:



Oppdragsgiver:

Landbruksdepartementet

Referat

Hov, A.M. & B. Walseng, B. 2003. Suksesjon av ferskvanns-invertebrater i et nyetablert damssystem i Trøgstad kommune - NINA Fagrapport 074. 50pp.

Ferskvannsinvertebrater i seks damssystemer i Trøgstad kommune med til sammen 18 vannspeil er studert siden de ble anlagt (1998-2002). Damssystemene består av ett sedimentasjonskammer og 2-4 våtmarksfiltre. Krepssdyrprøver ble tatt i alle dammene, mens prøver av den resterende faunaen ble tatt i sedimentasjonskammerne. Det var store variasjoner gjennom året og mellom dammer i belastninger av næringssalter. Nitrogen varierte fra 1,3 – 71,9 mg/l, mens fosfor (Tot P) varierte fra 0,06 – 7,50 mg/l. To av dammene var sterkt belastede med fosfor. Dammene var preget av liten vegetasjonsutvikling og mye sedimentering. Fåbørstemark og fjærmygg-larver ble funnet i dammene umiddelbart etter anleggelse, etterfulgt av krepsdyr. Insektene hadde en noe tregere kolonisering og øyestikkere kom først etter to år. Det ble funnet totalt 116 taxa hvorav 93 ble bestemt til art. Artsrikdommen i dammene økte med tiden etter anleggelse, samtidig med at dammene fikk mer og mer likt artsinventar. Fire av artene er på den nasjonale rødlisten for truede arter; døgnfluen *Baetis digitatus* (sjelden), teger *Sigara limitata* (bør overvåkes), billen *Gyrinus natator* (hensynskrevende) og liten vannsalamander (*Triturus vulgaris*) (sårbar). Fire av artene var nye for Østfold; vannloppene *Ceriodaphnia laticaudata* og *Moina brachiata* og døgnfluene *Baetis digitatus* og *B. niger*. Variasjoner i artsinventaret var korrelert med belastningene av nitrogen og fosfor og de enkelte dammene favoriserte derfor forskjellige dyregrupper. Høye belastninger av næringssalter ble også reflektert ved at det ble funnet en høy andel hoppekrepsarter sammenlignet med vannloppearter. Episoder med kloakk- og syreutslipp til dammene ble detektert gjennom endringer i faunaen. Faunaen i de 18 dammene i Trøgstad utgjør et sett av metapopulasjoner som samlet øker sjansen for opprettholdelsen til en art i dette området.

Emneord: Ferskvann - Invertebrater - Artsmangfold – Suksesjon - Østfold

Asbjørn Magnar Hov, Lyngveien 25, 1430 ÅS.
Bjørn Walseng, NINA, Boks 736, Sentrum, N-0105 Oslo.

Abstract

Hov, A.M. & Walseng, B. 2003. Sucession in a newly constructed wetland-system in Trøgstad municipality, S.E. Norway - NINA Fagrapport 074. 50pp.

The faunal succession in six constructed wetlands consisting of 18 ponds in the Trøgstad municipality, was studied over a five-year period (1998-2002). Crustaceans were sampled in all ponds, while the rest of the fauna were sampled in the six sedimentation chambers present. The wetlands were heavily polluted and the water exhibited variation in nitrogen from 1.3 - 71.9 mg/l and phosphorus from 0.06 - 7.0 mg/l. Two of the wetlands had very high phosphorus loads. There were few macrophytes present. The artificial wetlands were quickly colonized by invertebrates. Oligochaetes and chironomids were found immediately after the construction of the dams, followed by crustaceans. Insect colonization was slower, i.e. the first dragonflies were found two years after the construction. With time, species richness increased. Altogether 116 taxa were found, of these 93 were defined to species. Four species found were on the Norwegian Red List of endangered species; the mayflies *Baetis digitatus* (R), the bug *Sigara limitata* (DM), the waterbeetle *Gyrinus natator* (DC) and the smooth newt (*Triturus vulgaris*) (V). Four species were new to the county of Østfold; the cladocerans *Ceriodaphnia laticaudata* and *Moina brachiata* and the ephemeroptera *Baetis digitatus* and *B. niger*. Nitrogen and phosphorous correlated with the variation in community composition, being more strongly correlated in some wetlands than others. High nutrient loads were also reflected by a high number of copepod compared with cladoceran species. Accidences which resulted in input of sewer and acidic substances to the constructed wetlands were detected through changes in the species composition. The high number of ponds within a restricted area allow metapopulations, and increase the chance of survival for the species in the district.

Key words: Freshwater - Invertebrates - Diversity - Østfold county

Asbjørn Magnar Hov, Lyngveien 25, N-1430 ÅS.
Bjørn Walseng, NINA, Boks 736, Sentrum, N-0105 Oslo.

Forord

I perioden 1998-2002 er det blitt bevilget penger fra Landbruksdepartementet til kartlegging av koloniseringen av til sammen seks fangdamsystemer i Trøgstad kommune. Prosjektet startet året før dammene ble anlagt og inkluderte etter hvert seks sedimentasjonsbassenger og 12 våtmarksfiltre. Asbjørn Magnar Hov som er en av forfatterne av rapporten, var hovedfagsstudent ved NLH, og tok sin cand. scient. oppgave i tilknytning til prosjektet. Vi vil få takke John Brittain, NLH, som foruten å ha vært formell veileder, også har verifisert artsbestemmelsen av døgnfluer. Vi vil også få takke flere personer som har vært hjelpelige med artsbestemmelser/verifisering; Dag Dolmen, Vitenskapsmuseet i Trondheim (teger og øyenstikkere), Oddvar Hansen, NINA (biller), Terje Bongard, NINA (vårfluer) samt Reidar Borgstrøm (fisk). Svein-Erik Sloreid, NINA, har hjulpet til med ordinasjonsanalyser mens Ivan Digernes har hjulpet med vannanalyser ved institutt for jord og vannfag (IJVF), NLH. Om det likevel skulle være feil i rapporten, bærer forfatterne det fulle ansvar for disse. En stor takk rettes til alle entusiastene ved Trøgstad landbrukskontor for faglige bidrag og dessuten mange hyggestunder i forbindelse med feltarbeidet. Vi vil også rette en stor takk til Johan Kollerud i Landbruksdepartementet for et meget behagelig og konstruktivt samarbeide.

Oslo, desember 2003

Bjørn Walseng

Innhold

Referat

Abstract

Forord

1 Innledning	05
2 Områdebeskrivelse	06
2.1 Topografi	06
2.2 Områdets berggrunn og kvartære avsetninger	06
2.3 Lokalitetsbeskrivelser	06
3 Materiale og metoder	10
3.1 Materiale	10
3.1.1 Fangdamers oppbygning og funksjon	11
3.2 Metoder.....	11
3.2.2 Fauna.....	11
3.2.3 Statistiske metoder.....	11
4 Resultater	13
4.1 Vannkjemi.....	13
4.1.1 pH	13
4.1.2 Ledningsevne	13
4.1.3 Total nitrogen.....	13
4.1.4 Plantetilgjengelig nitrogen.....	13
4.1.5 Total fosfor.....	13
4.1.6 Plantetilgjengelig fosfor.....	14
4.1.7 Sulfat (SO ₄) og klorid (Cl)	14
4.2 Vanntemperatur	14
4.3 Faunaen	14
4.4 Kolonisering og suksesjon av fauna.....	17
4.4.1 DCA analyse	17
4.4.2 CCA analyse	21
4.4.3 Artsutvikling.....	23
5 Diskusjon	23
5.1 Vannkvalitet	23
5.2 Fauna.....	24
5.3 Metapopulasjoner, suksesjon og strukturerende faktorer	27
6 Oppsummering og konklusjon	29
7 Sammendrag	29
8 Litteratur	31
Vedlegg	36

1 Innledning

Kulturlandskapet representerte tidligere et mosaikkpreget, heterogent landskap. Gjennom nydyrking, bakkeplanering og drenering har landskapet blitt mer homogent med større sammenhengende områder. Dette har skjedd i hele Europa hvor det de siste 50 årene er blitt et mer intenst og effektivt jordbruk med sammenslåing av landområder til større enheter og drenering av disse. Småvann og dammer har forsvunnet og bekker er blitt lagt i rør. Denne endringen har hatt negative effekter på flora og fauna (Dolmen 1992, Walseng et al. 1995, Økland og Økland 1995, Kromp 1999, Stokker et al. 1999, Hodge 2000). Våtmarker og dammer er i dag blant de mest degraderte økosystemene (Amezaga et al. 2002) og betydningen av å ivareta slike systemer er i det 20. århundret blitt neglisjert (Oertli et al. 2002). Dammer har ofte en rik og spesiell verneverdig fauna. I tillegg har de estetisk verdi og er kilde til rekreasjon og naturopplevelser (Dolmen 1992, Bolhaug & Dolmen 1996, Dolmen 1996a). Det er derfor flere grunner til at det er et sterkt engasjement for å bevare de få dammene og våtmarkene som er igjen (Mitsch & Gosselink 2000, Amezaga et al. 2002).

Opprinnelig fungerte våtmarker som et filter for avrenningen fra jordbruksaktivitet (Kirchmann 2000, Knight et al. 2000, Moore et al. 2000). Etter hvert som disse ble drenert økte avrenningen av næringsalter, spesielt av fosfor og nitrogen til havet. Dette har skapt problemer med algeoppblomstringer. For å bøte på dette er det i senere år etablert våtmarker og fangdammer for å rense avrenningen fra jordbruket og husholdningene. De nye våtmarkene er konstruert for å etterligne en naturlig prosess, blant annet med tanke på å rense vekk jordpartikler fra vannet (Kirchmann 2000, Braskerud 2002). Plantning av vannplanter er viktig for å fjerne uønskede næringsstoffer (Kivaisi 2001). Fangdammene har så langt vist seg å være effektive med tanke på tilbakeholdelse av næringsstoffer (Roseth 1994, Braskerud 1995, Pedersen & Braskerud 1996, Roseth et al. 2001).

I tillegg til at fangdammer bryter opp den menneskeskapte homogeniteten i landskapet, blir de nye økosystemer som koloniseres av planter og dyr. Sammenlignet med større ferskvannsføremønstre er dammer lite undersøkte. Dolmen (1992) siterer Macan (1973) som sier at "det er beklagelig at dammer er blitt neglisjert av fagfolk, som for det meste har jobbet med de største sjøene de kunne finne. Videre sier Dolmen (1992) at "dammer og små tjern er lite studert i Norge og at disse begynner å bli en sjelden naturtype". Noen vil imidlertid se på dette som en utfordring mer enn med beklagelse, og de siste årene er det gjort studier i flere fangdammer i Sørøst-Norge (Walseng et al. 1995, Stokker 1998, Ekeberg & Walseng 2000).

Kolonisering av invertebrater er kartlagt og høy artsdiversitet er dokumentert etter kort tid. Sjeldne arter har kommet inn i systemene og de har bidratt til økt biologisk mangfold.

Enkeltdammer innenfor et større område vil alltid være sårbare systemer. Ustabil vannkvalitet kan utelukke mange arter ved at de utrykkes når vannkvaliteten er dårlig. Er det flere nærliggende lokaliteter kan de ha hver sin delbestand (metapopulasjon). Forsvinner arten et sted kan den greie seg et annet og kolonisere den første lokaliteten når forholdene der igjen blir akseptable. Denne metapopulasjonsdynamikken forutsetter at det finnes flere delpopulasjoner av arten innen området og at dyrene forholdsvis enkelt sprer seg mellom lokalitetene (Begon et al. 1996). Metapopulasjoner med mulighet for utvekslinger av individer mellom dammer vil ha langt større forutsetninger for å overleve enn dyr som lever i isolerte enkeltdammer. Dette skulle tilsi at ved å etablere flere dammer i samme område, vil en få et større artsmangfold enn ved anleggelse av en enkelt dam.

De fleste arter har et optima med hensyn til miljøvariabler som for eksempel temperatur, trofigrad, oksygen og pH. Arters optima avhenger av fysiologi, livsstadium og geografi, og en art kan ha et smalt toleranseområde for en parameter og et bredt for en annen (Økland og Økland 1996). På bakgrunn av dette er det grunn til å tro at dammer med forskjellig vannkvalitet favoriserer forskjellige arter og totalt sett gir større artsrikdom enn i et sett med mer "like" dammer.

Dammene i Trøgstad består av 18 vannspeil som ligger innen et begrenset område. De er blitt fulgt siden de var nyanlagt og er godt egnet for studier av kolonisering og suksessjon. I denne fagrapporten har vi ønsket å belyse følgende hypoteser:

Dammene i Trøgstad er forskjellige med hensyn til vannkvalitet og utforming, og er derfor en kilde til biologisk mangfold og med mulige biotoper for sjeldne arter.

Fleire dammer innen ett område gir stort artsmangfold fordi arter som har etablert her vil øke muligheten for nyintroduksjon dersom vannkvaliteten i en enkelt dam skulle bli dårlig (jf. metapopulasjon i dynamikken beskrevet ovenfor).

Dammene er ustabile systemer med tanke på fysisk og kjemisk påvirkning. Vi vet samtidig at insekt- og krepsdyrarter har forskjellige optima i forhold til miljøvariabler. Et nærliggende spørsmål er derfor om det er korrelasjon mellom artsforekomst og miljøvariabler og om det er arter som kan fungere som indikatorer for spesiell vannkvalitet.

2 Områdebeskrivelse

Studieområdet (**figur 1**) ligger i Trøgstad kommune i Østfold fylke. De i alt seks damsystemene er lokalisert i Sønnabekkens nedbørsfelt (**vedlegg 1**) innenfor et område på 2 km² i tilknytning til et ravinlandskap som strekker seg ned mot Øyeren. Dammene ligger mellom 140 og 150 meter over havet.

2.1 Topografi

Fallhøyden til bekkene som dammene er lokalisert i, er ca 20 m/km. Området er preget av ravinlandskapet med mange bratte bakker. Ravinene er for det meste skogkledde, men noen av de tilgrensende områdene er dyrket. Det har også foregått bakkeplanering (Pedersen & Braskerud 1996, Øiestad 2000). Beskrivelse av de enkelte damsystemene er gitt i **tabell 1**.

2.2 Områdets berggrunn og kvartære avsetninger

Berggrunnen i studieområdet består hovedsakelig av glimmergneis og glimmerskifer (Norges Geologiske Undersøkelse 2002). De kvartære avsetningene består av marin leire og er preget av erosjon (Norges Geologiske Undersøkelse 1988).

2.3 Lokalitetsbeskrivelser

Dammenes nedbørsfelt går frem av **tabell 1**, der informasjon er hentet fra Ekeberg (2000), Roseth et al. (2001), Øiestad (2000) og Pedersen et al (1996). Dam 1 (**figur 2a**) ligger ved hovedbekkens begynnelse. Dam 5 (**figur 2e**) og 4 (**figur 2d**) tilhører sidebekker som slutter seg til Sønnabekken fra nord. Dam 2 (**figur 2b**), 6 (**figur 2f**) og 3 (**figur 2c**) slutter seg til fra sør (**figur 1**), med dam 6 og 3 i samme sidebekk. Sønnabekken renner ut sørøst i Øyeren.



Figur 1

Kart over de undersøkte fangdammene i Trøgstad kommune (Trøgstad kommunes hjemmeside og Statkart karttjeneste på internett).

The investigated constructed wetlands in Trøgstad municipality.

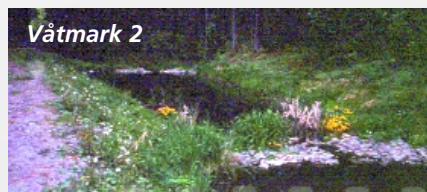
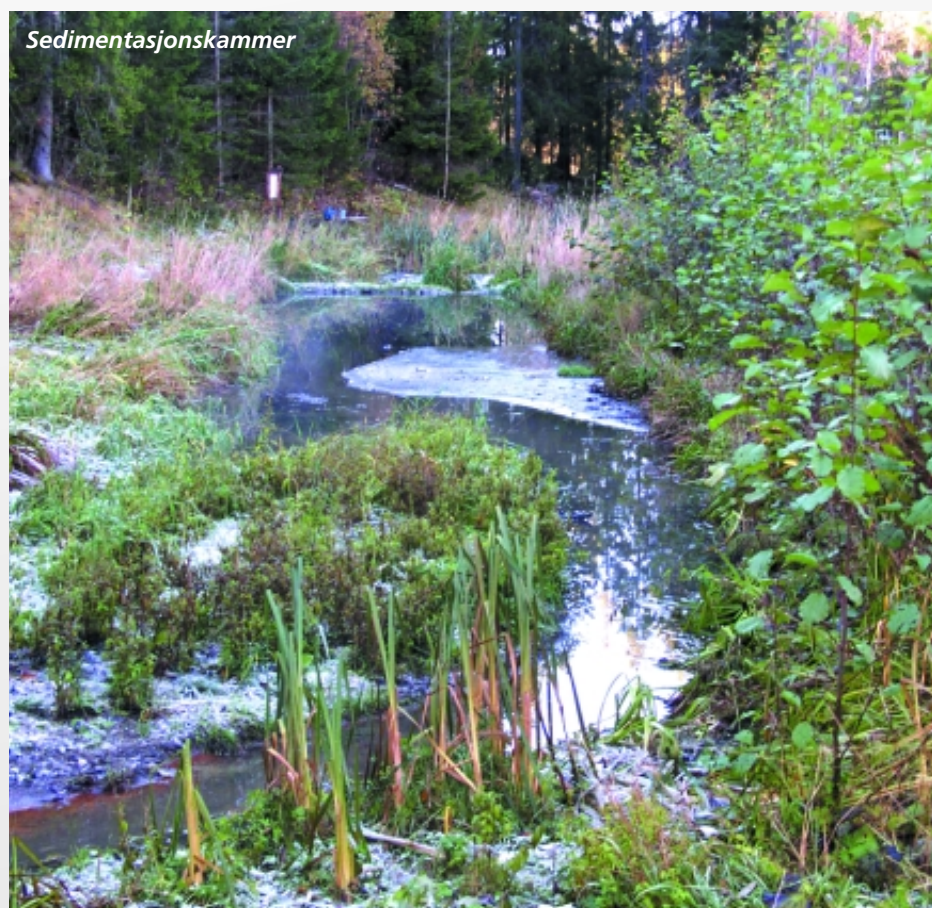
Tabell 1

Noen karakteristiske data for de enkelte sedimentasjonskamrene.
Some characteristic data of the sedimentation-chambers.

	Dam 1	Dam 2	Dam 3	Dam 4	Dam 5	Dam 6
UTM (32V)	PM 301148	PM 301143	PM 295143	PM 296146	PM 298147	PM 296142
Høyde over havet (m)	145	150	140	140	140	145
Nedbørsfelt og arealfordeling						
Nedbørsfeltets areal (daa)	5375	646	880	257	72	880
Dyrket mark tot (daa)	2500	188	581	208	53	581
Dyrket mark m/husdyrhold (daa)	2150	188	0	108	53	0
Dyrket mark u/husdyrhold (daa)	350	0	581	100	0	581
Skog, utmark, tun, veg (daa)	2875	458	299	49	19	299
Størrelse og dekningsgrad						
Antall sedimentasjonskamre	1	1	1	1	1	4 – 5
Antall våtmarksfiltre	2	3	2	2	1	1
Damoverflate (daa)	3,6	1,8	1,82	1,5	0,37	2
Dekningsgrad (%)	0,07	0,28	0,21	0,58	0,51	4
Tilrenning til dammer (forventede verdier)						
Tilførsel nitrogen (kg/år)	8000 – 23500	700 – 2000	1250 – 4250	500 – 1700	160 – 490	
Tilførsel fosfor (kg/år)	220 – 1300	20 – 100	60 – 350	20 – 110	4 – 27	
Tilførsel jord (tonn/år)	142 – 1400	9 – 96	58 – 470	15 – 134	3 – 27	



Figur 2a
Dam 1 (Frøshaugdammen)
Pond 1 (Frøshaugdammen)



Figur 2b
Dam 2 (Skjønhaugdammen)
Pond 2 (Skjønhaugdammen)





Figur 2e
Dam 5 (Sørbydammen)
Pond 5 (Sørbydammen)



Figur 2f.
Dam 6 (etterpoleringsanlegget)
Pond 6

3. Materiale og metoder

3.1 Materiale

Materiale innsamlet i perioden 1998-2002 er benyttet i denne fagrapporten. Data fra 1998 og 1999 er allerede presentert i Ekeberg & Walseng (2000) i forbindelse med koloniseringen av de tre første dammene som ble vurdert i forhold til faunaen i omkringliggende ferskvannsforekomster. Det er fulgt samme prosedyre alle år. Det foreligger vannprøver (6), kvalitative (18) og kvantitative (60) krepsdyrprøver, håvsveip (6) samt bunnprøver (30) fra hver innsamling i perioden 2000-2002.

3.1.1 Fangdammers oppbygning og funksjon.

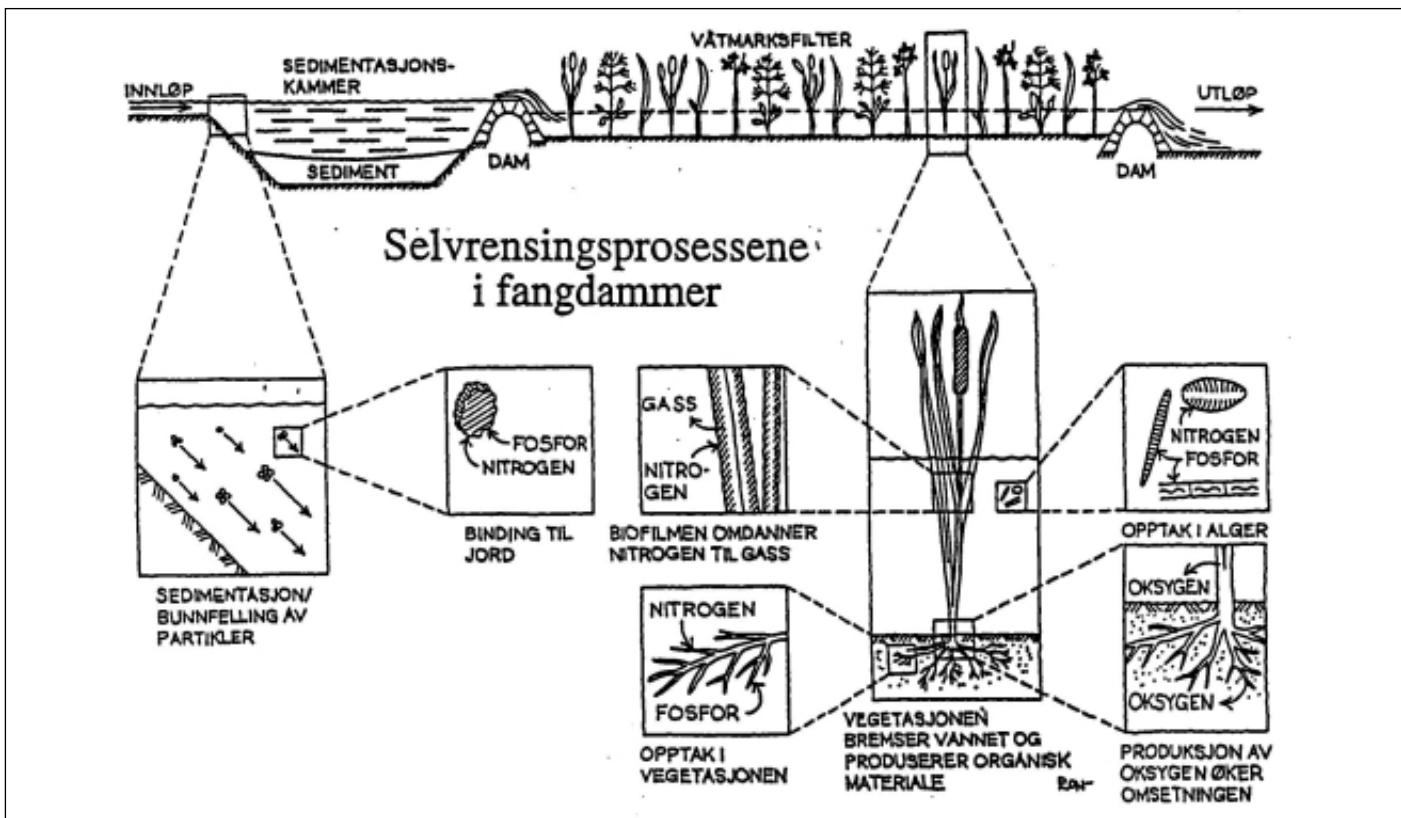
Fangdammer er grunne dammer/våtmarksområder designet for å øke selvrensningsevnen til mindre bekker og redusere tapet av jord og næringsstoffer som fosfor og nitrogen fra bekken og dens dreneringsfelt. Bakgrunnen for etablering av fangdammer er kunnskap om våtmarkers evne til selvrensing med hensyn på forurensning (Roseth 1994, Braskerud 1995, Ekeberg & Walseng 2000).

Fangdammer består i utgangspunktet av to elementer (**figur 3**): først ett sedimentasjonskammer og så ett eller flere våtmarksfiltre. Sedimentasjonskammeret er 1–2 meter dypt og uten plantevekst. Våtmarksfiltrene er 0,3–0,5 m dype og med plantevekst i hele dammen. Hensikten med denne utformingen

er at det i sedimentasjonskammeret skal skje en bunnfelling av grove jordpartikler eller aggregater. Disse binder mye fosfor, slik at det her fjernes mye fosforholdig materiale (Braskerud 1998). Våtmarksfiltrene vil med sine planter kunne ta opp løste næringsstoffer som nitrogen og fosfor, og dessuten fjerne finere partikler med adsorbent fosfor (Ekeberg & Walseng 2000). I tillegg har våtmarksfiltrene en bremsende effekt på vannmassene (oppholdstiden avhenger av størrelse). De forskjellige våtmarksfiltrene er oftest avskilt med en terskel. Fangdammer bør ha et areal på mellom 0,06 og 0,4 % av nedbørfeltets areal (Roseth 1994, Braskerud 1998).

Nitrogen fjernes eller holdes tilbake ved denitrifikasjon, opptak i organismer, sedimentasjon, ammonifisering og ammoniumbinding i jord. Disse prosessene avhenger av faktorer som nitratkonsentrasjon, plante-/algevekst, tilførsel av organisk stoff og vannhastighet/oppholdstid i fangdammen. Fosfor fjernes ved sedimentasjon, opptak i organismer og binding til jordpartikler (Roseth 1994). Årlig tilbakeholdelse av jord og næringsstoffer varierer med type fangdam, lokalitet og årstidsvariasjon (Braskerud 1998).

Fangdammene i Trøgstad er anlagt med tanke på rensing av vann med forskjellig opphav. Dam 6 mottar ferdig rensert svartvann fra Skjønnhaug rensepark, mens dam 1-5 mottar avrenning fra landbruket. Alle seks fangdammene har ett sedimentasjonskammer, mens det er et varierende antall våtmarksfiltre. Dam 1, 3, 4 og 6 har to våtmarksfiltre, mens dam 2 har tre og dam 5 har ett våtmarksfilter.



Figur 3

Oversikt over de forskjellige renseprosessene i en fangdam (Braskerud 1998)

Figure showing the self cleaning processes in constructed wetlands (Braskerud 1998)

3.2 Metoder

3.2.1 Vannkjemi

Vannprøvene i 2001 og 2002 ble analysert for pH, ledningsevne, total- og plantetilgjengelig fosfor (tot-P, PO₄-P), total- og plantetilgjengelig nitrogen (tot-N, NO₃-N), klor (Cl) og sulfat (SO₄). Vannprøver for pH og ledningsevne ble samlet inn på 10 ml flasker, mens vann til de resterende analysene ble samlet inn på 250 ml flasker. Prøver for pH og ledningsevne ble satt i kjøleskap, mens prøver for næringssalter ble fryst ned for å hindre at biologisk aktivitet skulle forandre mengden av elementer i prøven. Grunnet noen feilmålinger, uvisst av hvilken grunn, må dataene for plantetilgjengelig nitrogen bare sees på som en indikasjon for forholdet mellom NO₃-N og tot-N. Alle analysene ble gjort etter Norsk standard (**vedlegg 2**).

pH og ledningsevne til vannprøvene tatt årene 1998-2000 ble analysert ved NINAs laboratorium i Oslo, mens nitrogen og fosfor ble bestemt ved AnalyCen i Moss. Alle analyser fra de to siste årene ble utført ved Institutt for jord- og vannfag, ved NLH. Det ble brukt Norsk standard for elementene (jfr. **vedlegg 2**). Det ble ikke målt på NO₃-N og PO₄-P i disse prøvene.

Vanntemperaturer i 2001 og 2002 ble målt i utløpet fra sedimentasjonskamrene.

3.2.2 Fauna

Kvantitative krepsdyrprøver

Til kvantitativ innsamling av krepsdyr ble det brukt en 2 liter Ruttner vannhenter. Prøvene ble filtrert gjennom en hæv med maskevidde 90 mm, overført til glass og fiksert med Lugols løsning. Det ble tatt 10 paralleller i hvert av sedimentasjonskamrene.

Kvalitativ krepsdyrprøver

Til kvalitativ innsamling av krepsdyr ble det brukt en stanghåv med en metallsylinder og med en 90 mm duk i bunnen. Denne ble ført gjennom vannmassene på begge sidene av dammen ca 30 m til sammen. Prøvene ble ført over på glass og fiksert med formalin og Lugols løsning.

Håvprøver

Ved prøvetaking av vanninsekter ble z-sveip-metoden brukt (Dolmen 1992). Metoden brukes gjerne i vann med tett vegetasjon og med et dyp på over 50 cm. På grunn av liten vegetasjon og fordi flere av vannforekomstene i Sønnabekken var grunne, ble metoden modifisert. For å unngå å få sediment i håven ble prøven redusert til et slag 1,5 m fra vannkanten og inn til land. Det ble gjort 20 slag i hver dam. Det ble brukt en hæv med ramme på 25 x 25 cm og en maskevidde på 500 mm. Prøvene ble silt gjennom en sil med maskevidde på 250 mm og fiksert med 96% etanol. Metoden kan betegnes som semikvantitativ (Ekeberg & Walseng 2000). Håvprøver ble ikke tatt i dam 4 i juni, august og oktober 2002, fordi den var full av sediment.

Bunnprøver

Bunnprøvene ble tatt med et pleksiglassrør med 5 cm i diameter som ble presset ned i sedimentet (10-20 cm) og påført en

gummipropp i enden. Sedimentprøven ble tatt opp og de øverste 5 cm ble overført til en bøtte. Fem sedimentpropper fra forskjellige deler av dammen ble slått sammen, løst opp i vann og vasket gjennom en sil med maskevidde på 250 mm. Prøven ble deretter ført over i plastposer og fiksert med 96% etanol.

Sortering og artsbestemmelse

Individrike krepsdyrprøver ble fraksjonert og minst 200 individer ble artsbestemt. Hele prøven ble så gjennomgått for eventuelt å finne flere arter. Andre dyregrupper i krepsdyrprøvene ble også talt opp.

Håvprøver og bunnprøver ble sortert ved NINAs laboratorium i Oslo. Prøvene ble vasket gjennom en sil på 250 mm og dyrene ble deretter sortert etter orden, eventuelt annen taxaenhet. Ved spesielt høye tettheter ble en fraksjon av prøven talt opp. Hele prøven ble deretter gjennomgått for eventuelt flere arter.

Bestemmelseslitteraturen som ble brukt samt hvem som gjorde bestemmelsene, er angitt i **vedlegg 3**. Støttelitteratur i tillegg til referansene som står i vedlegget er Aagaard (1996), Hågvar (1998a,b), Økland&Økland (1999) og Sars (1993). Artsbestemmelser ble gjort ved institutt for biologi og naturforvaltning (IBN) ved NLH, ved Norges teknisk naturvitenskaplige universitet (NTNU) avd. vitenskapsmuseet i Trondheim og ved NINA i Trondheim og Oslo. Med unntak av vannløpere, er landlevende insekter i prøvene ikke tatt hensyn til. Vannløpere lever ikke i vannet men på vannflaten.

3.2.3 Statistiske metoder

Beskrivelsene av de statistiske metodene bygger på ter Braak et al (1998), Jongman et al (1995), Sloreid et al (1995) og Southwood et al (2000).

Matriser

Alle kjemi- og artsdata ble klargjort for ordinasjonsanalyser i ulike matriser. Kjemi-data ble brukt i CCA-analyser. Her ble ledningsevne- og sulfatdata logtransformert på grunn av svært høye tallverdier i forhold til de andre dataene. Artsdata ble gjort om til tre ulike matriser: i) forekomst – fravær ii) dominans iii) frekvens. Dominansklassene var < 0,1%, 1,0- 9,9%, 10-49,9% og 50-100%. Det ble forsøkt analysert på matrise med alle kammer, summerte kammer, og over ett og flere år. Bare enkelte behandlinger ble tatt med videre. Ordinasjoner av det kvantitative krepsdyrmaterialet er gjort på dominansforhold (1=<1,0%, 2=1-10%, 3=>10 %), frekvens (%) og totalt antall individer.

Ordinasjonsanalyser.

Ordinasjonsanalysene Detrended Correspondence Analysis (DCA) og Canonical Correspondence Analysis (CCA) er brukt. Disse ble utført i CANOCO for Windows Version 4.0 (ter Braak & Smilauer 1997, 1998) og visualisert i ArcView Gis 3.2 (Neuron Data 1992).

Ordinasjoner er generelt en samlebetegnelse på multivariate teknikker som brukes for å sortere lokaliteter på bakgrunn av artsdata under forutsetning av at dataene er normalfordelt langs en miljøgradient. Målet med ordinasjonen er at sammenhengen mellom lokaliteter kommer frem. I den statistiske analysen blir lokaliteter plassert i et n-dimensjonalt aksesystem. Plasseringen

langs de fire aksene som forklarer mest av variasjonen i materialet fremgår av analyseresultatene. Første akse forklarer mest av variasjonen, andre akse forklarer nest mest og så videre.

DCA-analyse er mye brukt blant økologer fordi den visualiserer sammenhenger mellom lokaliteter med forskjeller i artssammensetning. DCA-plottet er et diagram med to akser med positive x og y verdier. Punktene i diagrammet kan for eksempel representere en lokalitet, der artslisten danner grunnlag for plasseringen. Ligger plottet i nærheten av hverandre vil det si at lokalitetene er like i artssammensetning. Omvendt vil stor avstand mellom plottene tilsi store forskjeller i artsinventar. Aksene er delt opp i standardavvikenheter (SD-enheter) som er gjennomsnittlig standardavvik for artenes mengdeforhold. En regner med at i løpet av fire SD-enheter har en art kommet inn, nådd sitt optimum og forsvunnet igjen. To lokaliteter som ligger over fire SD-enheter fra hverandre har få eller ingen arter felles. Tilsvarende har to arter som ligger over fire SD-enheter fra hverandre få eller ingen lokaliteter felles. Lokaliteter/arter plassert i origo ligger på gjennomsnittet. I resultatene fra DCA-analysen fremgår forklaringsprosenten til aksene i forhold til artssammensetning. Sjeldne arter ble nedveid, da analysemetoden er følsom for arter som forekommer fåtallig i få lokaliteter.

I CCA-analysene blir miljøvariabler koblet inn i analysen for å finne korrelasjoner mellom lokaliteter og miljø. CCA-plottet ligner DCA-plottet, bortsett fra at lokalitetene kommer til uttrykk også med negative verdier. Miljøparameterne blir visualisert som piler. Piler som kommer frem i nærheten av en akse korrelerer med denne, mens punktene har økt korrelasjon med miljøvariabelen som aksene representerer med økende akseverdi. Forklaringsprosenten til aksene (som hos DCA) og forklaringsprosenten for art-miljødata (se tolking av ordinasjonsanalyser) i CCA-analysen er beregnet.

Normalfordeling

Datamaterialet bør være normalfordelt for å få en pålitelig DCA/CCA-analyse. Normalfordelingstest av alle matrisene ble gjort i Sigma Stat 1.0 (Jandel Corporation 1993). Dersom ikke annet er oppgitt, er datamaterialet normalfordelt.

Spearman Rank Order Correlation

Spearman Rank Order Correlation (SROC) er en korrelasjonsanalyse som gir korrelasjonen mellom variabler uten å ta hensyn til avhengige eller uavhengige variabler. Normalfordeling blir heller ikke tatt hensyn til. Analysen ble kjørt i Sigma Stat 1.0 (Jandel Corporation 1993) og resultatene ble brukt til tolkning av korrelasjonen mellom vannkjemien og lokalitetene. Når $p < 0,05$ er korrelasjonen signifikant, $p < 0,01$ meget signifikant og $p < 0,001$ høyst signifikant.

Tolking av ordinasjonsanalyser

DCA-diagrammene for lokaliteter ble tolket på to måter. 1) Ved å se på punktene og deres beliggenhet i forhold til aksene. 2) Ved å trekke en linje mellom punktene som representerer en dam, som da blir fremstilt som et areal. Stort areal gir stor spredning i artsinventar og omvendt. I DCA-diagrammet for artene ble plasseringen i plottet tolket og sammenlignet med lokalitetsplottene. Arter og lokaliteter i ytterkantene av plottet hører ofte sammen.

CCA-diagrammene ble tolket ut fra kjemiparameternes beliggenhet i forhold til aksene og punktene. Monte Carlo Permutations test (MCP) ble brukt for å finne korrelasjoner mellom kjemivariablene og aksene. Statistikkresultatene i ordinasjonsanalysene viser en del beregninger som hjelper til med tolkingen av diagrammene:

Eigenverdien (ty: Eigenvalue) er et mål for viktigheten av en akse i henhold til plottet. Verdiene er mellom 0 og 1. Jo høyere verdi, desto viktigere er aksene.

Gradientlengde viser hvor lange aksene er i analysen. Dette tilsvarer avstanden fra origo til det punktet som er lengst vekk fra origo og oppgis i SD-enheter.

Kumulativ prosentvis varians av artsdata viser hvor mye hver akse forklarer av variasjonen i %.

Art-miljø korrelasjonen måler styrken på sammenhengen mellom arter og miljøvariabler for hver akse.

Kumulativ prosentvis varians for art-miljødata viser hvor mye av variasjonen i arts- og miljødata som forklares av de forskjellige aksene.

Under SROC brukes korrelasjonskoeffisienten og p-verdier. Korrelasjonskoeffisienten (r) kvantifiserer styrken på assosiasjonene mellom variabler og oppgis i intervallet -1 til $+1$, der en r på nærmere $+1$ indikerer at det er en sterk positiv sammenheng mellom to variabler og der begge øker sammen. En r på nærmere -1 viser en sterk negativ sammenheng mellom to variabler og hvor den ene øker mens den andre minker. En r på 0 indikerer at det ikke er noen sammenheng mellom variablene i det hele tatt.

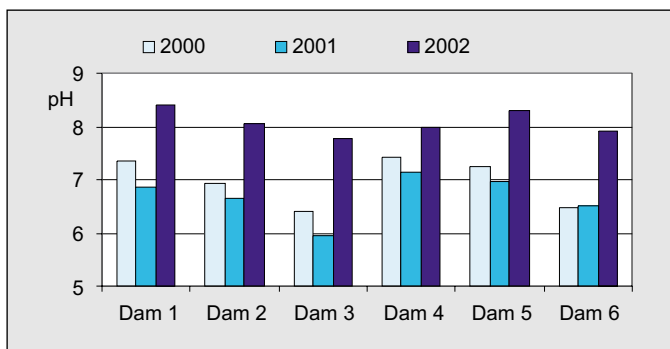
Artsdatasettet ble delt i krepsdyr og øvrig fauna, hvor øvrig fauna består av insekter (65 arter), snegl (fire arter), gråsugge (en art) og amfibier (en art). I fortsettelsen vil øvrig fauna bli omtalt som insekter/snegl. Datasettet i denne oppgaven vurderes som tilstrekkelig for de analysene som er gjort. Normalfordeling og DCA/CCA-analyser trenger et betydelig antall innsamlinger og et visst antall arter. Grunnen er at ved lavt artsantall gir sjeldne arter et forholdsvis stort utslag i analysen.

4. Resultater

4.1 Vannkjemi

4.1.1 pH

I løpet av undersøkelsen ble det målt pH fra 4,47 (dam 3) til 9,1 (dam 1 og 5) (**vedlegg 4**). Det var de samme dammene som også hadde henholdsvis lavest og høyest gjennomsnittlig pH (**figur 4**). I 2000 var det liten variasjon i pH. Dam 1, 4 og 5 var omkring nøytrale, mens de øvrige dammene hadde noe lavere pH (pH 6,0 – 7,0). Lavest pH, 6,14, ble målt i dam 3 i juni. Høyeste pH, 7,67, ble

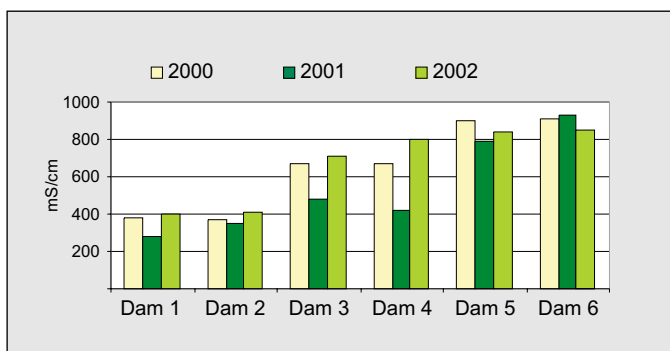


Figur 4
Årlig gjennomsnittlige pH
pH (yearly mean)

registrert i dam 4 i mai. Også i 2001 varierte pH lite og lå rundt 6,0. Unntakene var dam 4 og 5 som hadde pH > 7,0 og dam 3 hvor pH i juni var 4,47. Den sistnevnte pH-målingen skilte seg markant fra de øvrige. I 2002 var det større variasjoner, med høyeste pH, 9,1, i dam 1 og 5 til samme tid. Laveste pH, 7,2, ble målt i dam 2. pH i alle dammene varierte med minst 1,0 pH-enhet i gjennom sesongen. Størst variasjon ble målt i dam 5 med 1,4 pH-enheter.

4.1.2 Ledningsevne

Det var stor variasjon i ledningsevnen alle tre årene (**figur 5, vedlegg 4**); respektive 229 – 882 mS/cm i 1999, 209 – 1110

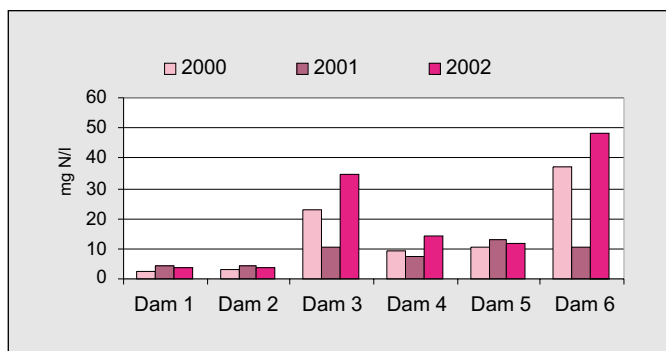


Figur 5
Årlig gjennomsnittlig ledningsevne
Conductivity (yearly mean)

mS/cm i 2000, 247 – 1033 mS/cm i 2001 og 194 – 1103 mS/cm i 2002. I alle årene var det dam 5 og 6 som hadde de høyeste verdiene, mens dam 1 og 2 hadde de laveste.

4.1.3 Total nitrogen

Det totale innholdet av nitrogen (tot-N) varierte også mye fra dam til dam (**vedlegg 4**); respektive 1,84 – 25,90 mg/l i 1999, 1,76 – 44,07 mg/l i 2000, 1,89 – 14,06 mg N/l i 2001 og 1,32 til 71,95 mg N/l i 2002. De laveste verdiene ble jevnt over funnet i dam 1 og 2, og de høyeste i dam 3, 5 og 6 (**figur 6**).



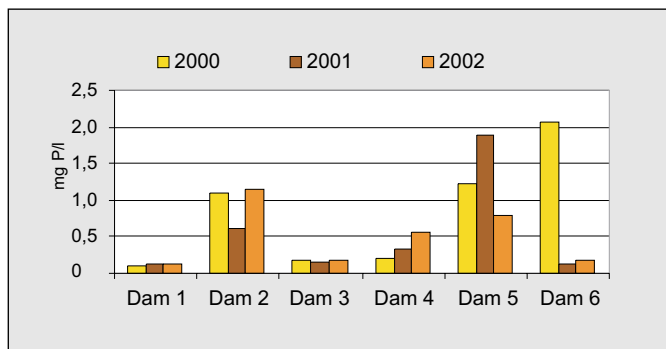
Figur 6
Årlig gjennomsnittlig tot-N
Tot-N (yearly mean)

4.1.4 Plantetilgjengelig nitrogen

I snitt utgjør plantetilgjengelig nitrogen (NO₃-N) mellom 30 og 40% av det totale nitrogenet, men det er en del variasjon mellom dammene (**vedlegg 4**). Ved noen datoer utgjorde NO₃-N under 1% og ved andre datoer over 90% av tot-N.

4.1.5 Total fosfor

Mengden av total fosfor (tot-P) varierte fra 0,059 mg P/l (dam 1) til 7,5 mg P/l (dam 6), begge verdier målt i 2000 (**vedlegg 4**). Dam 2, 4 og 5 hadde jevnt over høyest tot-P, mens dam 1, 3 og 6 hadde noe lavere verdier (**figur 7**). Dam 6 hadde i snitt lavest tot-P. Ekstremverdien som ble målt i august 2000 skyldes høyst



Figur 7
Årlig gjennomsnittlig tot-P i dammene
Tot-P (yearly mean)

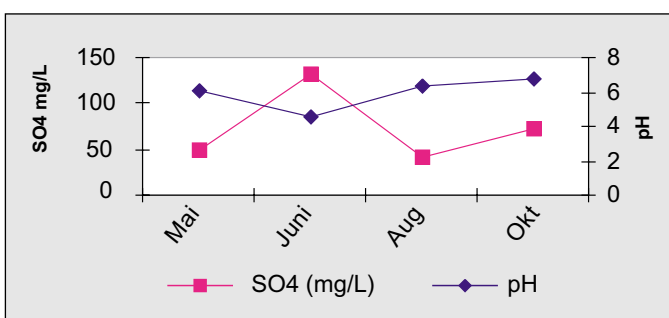
sannsynlig et organisk partikkel som har kommet med i denne prøven. I 2000 var det stor variasjon mellom dammene med størst belastning i dam 2 og dam 5 (vi ser bort fra dam 6). I 2001 skilte dam 5 seg ut med de høyeste belastningene (1,13 – 3,20 mg P/l), mens dam 1, 3, og 6 hadde en god del lavere verdier (0,1 – 0,2 mg P/l). I 2002 var det få ekstreme verdier. Høyest tot-P, 2,7 mg P/l, ble målt i dam 2, mens den laveste, 0,064 mg P/l, ble registrert i dam 1.

4.1.6 Plantetilgjengelig fosfor

I gjennomsnitt utgjorde plantetilgjengelige fosfor (PO₄-P) rundt 20% av tot-P (**vedlegg 4**). I 2001 var PO₄-P gjennomgående lav i dam 1, 3, 4 og 6 (0 - 0,1 mg P/l), mens den i dam 2 og 5 var høyere (0,05 – 2,55 mg P/l). Bildet var det samme i 2002 med 0,007 – 0,09 mg P/l i dam 1, 3, 4 og 6 og 0,02 – 0,4 mg P/l i dam 2 og 5.

4.1.7 Sulfat (SO₄) og klorid (Cl)

Resultatene viste store variasjoner i sulfat (SO₄) både mellom dammene og mellom datoer, og varierte fra 8,84 til 222 mg/l (**vedlegg 4**). Dam 1, 2 og 4 hadde sulfatkonsentrasjoner mellom 8 og 40 mg/l, mens den i de tre andre dammene varierte mellom 40 og 222 mg/l. Dam 6 skilte seg spesielt ut med verdier på 167-222 mg/l. I dam 3 var det i 2001 en påfallende lav pH samtidig med at konsentrasjonen av sulfat var høy (**figur 8**).



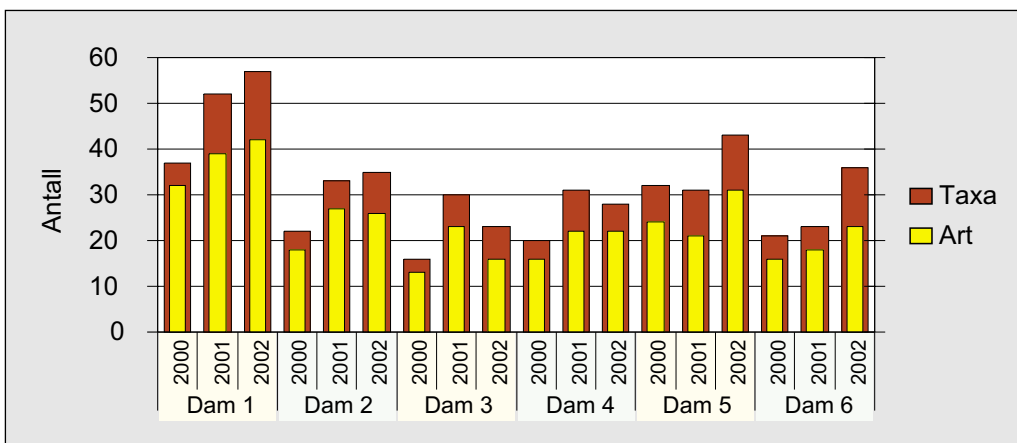
Figur 8

pH og sulfat i dam 3 i 2001
pH and sulfate in pond 3 in 2001

Klorinnholdet varierte fra 10,7 – 84,2 mg/l. Dam 5 og 6 hadde de høyeste konsentrasjonene, henholdsvis 63,8 – 84,2 mg/l og 39,5 – 74,6 mg/l. Klorinnholdet varierte minst i dam 1, 2, 4 og 6 hvor det var et maksimalt avvik på mellom 20 og 25 mg/l. I dam 3 og 5 varierte klorinnholdet med 35 – 40 mg/l.

4.2 Vanntemperatur

Temperaturene var i 2001 jevnt over lavere enn i 2002 (**vedlegg 5**). De laveste temperaturene i 2001 ble målt i mai (7-11oC) etterfulgt av oktober (10-12oC). I 2001 var det mindre variasjon



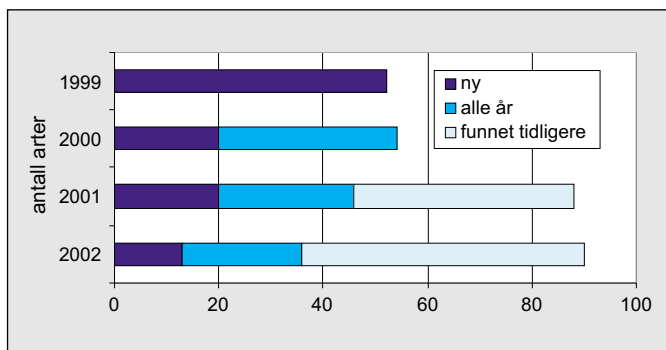
Figur 10

Oversikt over antall taxa/arter pr. dam hvert av årene
Number of taxa/species in each pond in the period 1999-2002.

enn i 2002. Begge årene hadde dam 4 størst temperaturvariasjon, mens dam 1 og 2 hadde minst svingninger i temperatur.

4.3 Faunaen

Det ble funnet totalt 116 taxa (**vedlegg 6**) og av disse er 93 bestemt til art (**vedlegg 7**). Antall arter har økt fra 52 i 1999 til



Figur 9

Artsantallet i dammene fra 1999 til 2002

Artsantallet i dammene fra 1999 til 2002

67 i 2002 (**figur 9**). Tretten arter var der alle tre årene, mens 54 var der to eller tre år.

Dam 1 har vært den mest artsrike dammen etter at alle var blitt anlagt (**figur 10**). Dam 3 hadde færrest arter. Antall arter økte fra år 2000 til 2001 i alle dammer med unntak av dam 5. En nedgang i antall arter ble registrert i dam 2 og 3 fra 2001 til 2002, mens dam 4 hadde like mange arter de to årene. Antall taxa viser det samme mønsteret (**figur 10**). I fortsettelsen følger noen korte kommentarer for de forskjellige dyregruppene.

Hjuldyr (Rotatoria)

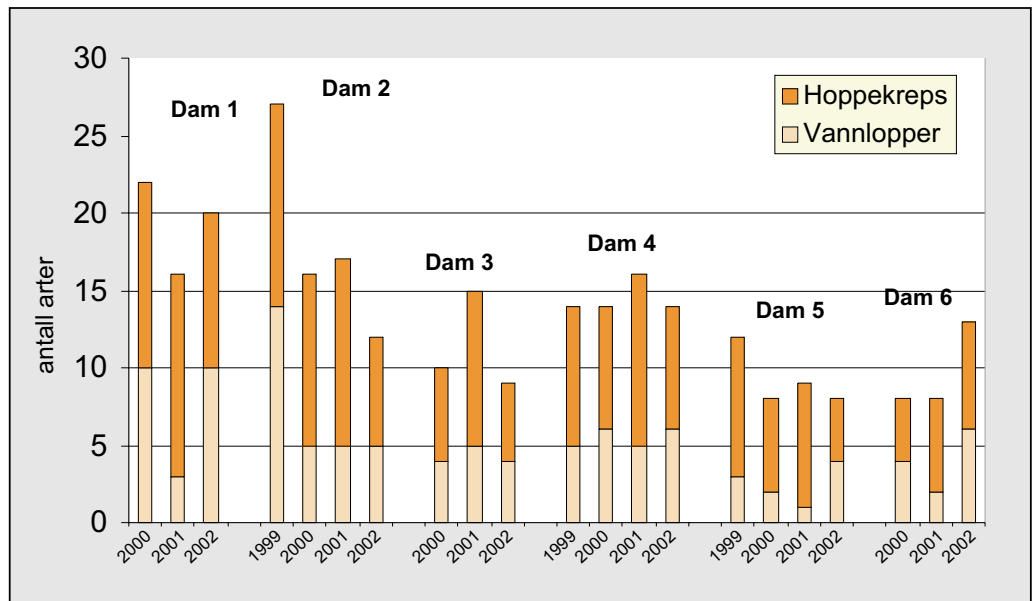
Antall individer varierte fra ett til over ti tusen pr. prøve og det ble funnet hjuldyr i alle dammene alle tre år de ble talt. Flest individer ble registrert i dam 3, 4 og 6.

Nesleedyr (Cnidaria)

Det ble funnet ett individ i dam 1 i mai 2002.

Figur 11

Artsantall av vannlopper og hoppekreps for hvert av årene. Number of cladoceran- and copepod species in the period 1999-2002.

**Rundormer (Nematoda)**

Det ble funnet få nematoder. Unntaket var dam 3, 5 og 6 i 2000.

Snegler (Gastropoda)

Det er funnet fem arter av snegler med leveriktesnegl (*Lymnaea truncatula*) som dominerende art. Den ble funnet i dam 1, 4 og 5 i 2000 for senere å bli funnet i alle dammene i 2002. Rund blæresnegl (*Physa frontalis*) ble funnet i Dam 2 i oktober 1999 men er ikke funnet seinere. Tårnformet damsnegl (*Lymnaea glabra*) er funnet i dam 1 etter 2000. I 2001 ble vanlig damsnegl (*Lymnaea peregra*) funnet i dam 4 og 6. Året etter (2002) ble den også funnet i dam 1, 2 og 5. I 2002 ble det funnet ett individ av lys skivesnegl (*Gyraulus albus*) i dam 2.

Muslinger (Bivalvia)

I dam 1 ble det funnet to muslinger i oktober 2000 og en i 2002. I tillegg ble det funnet ett individ i dam 5 i august 2002.

Igler (Hirudinea)

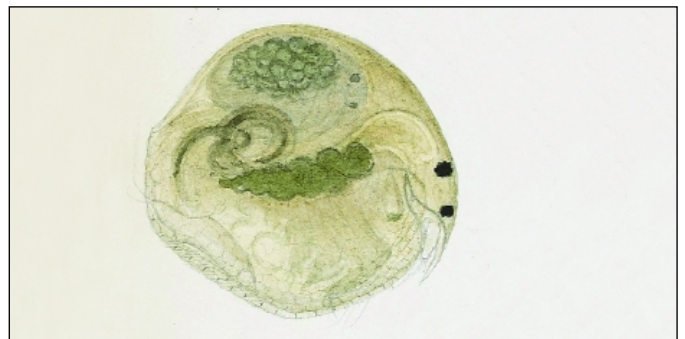
Toøyet flatigle (*Helobdella stagnalis*) ble funnet i dam 2 og 4 i henholdsvis juni og august 1999. I 2001 var det tre registreringer av igler (ikke artsbestemt), to i mai i dam 3 og 5 og en i oktober i dam 5. I 2002 var det fem funn, tre i dam 1 (august og oktober) og to i dam 5 (juni og august).

Fåbørstemark (Oligochaeta)

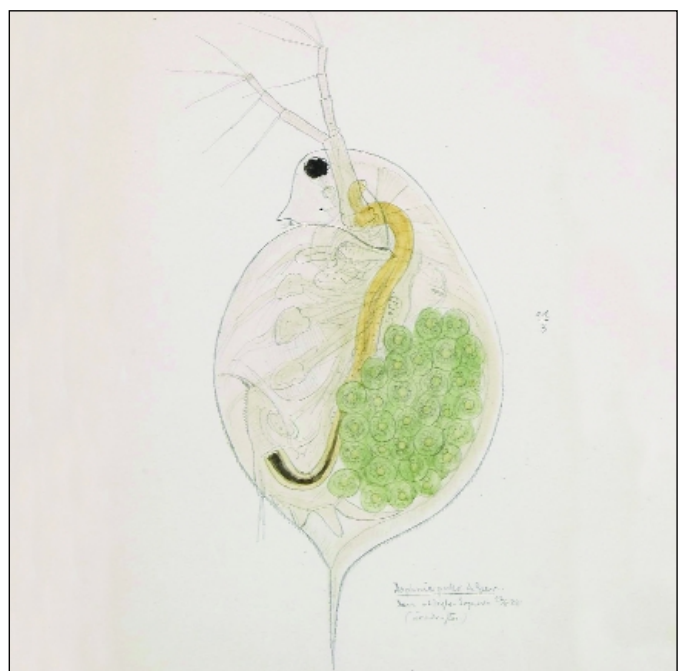
I bunnprøvene ble det registrert alt fra null til ca 460.000 individer/m² av fåbørstemark. Det var til dels store variasjoner mellom dammene, med færrest antall individer pr. m² i dam 6. I håvprøvene var det lite fåbørstemark i 2000, men i 2001 og 2002 var det ved enkelte tilfeller betydelige tettheter (**vedlegg 6**).

Vannlopper (Cladocera)

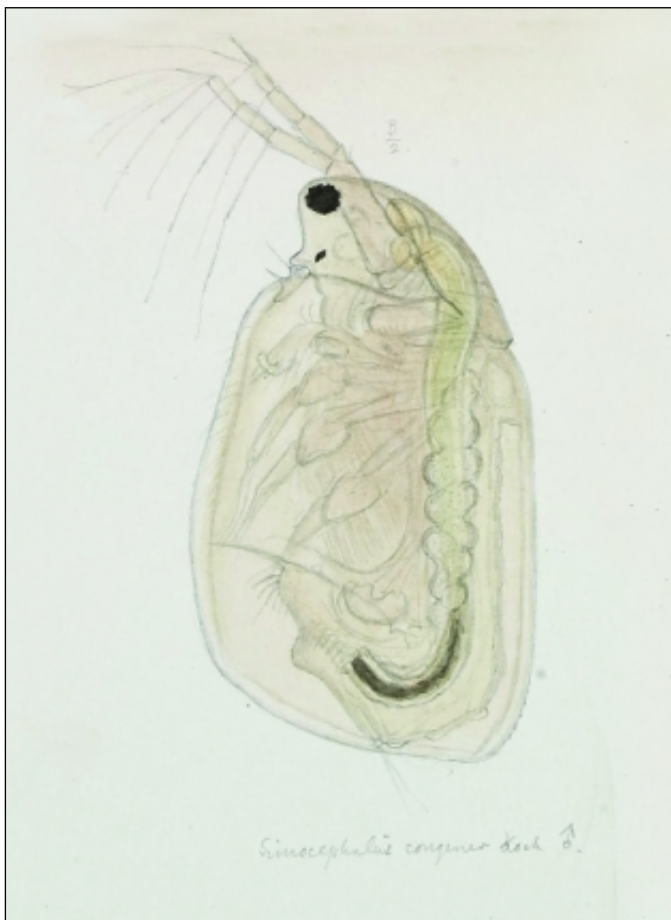
Det ble funnet 21 arter av vannlopper fordelt på 14 slekter. Flest arter (14) ble registrert i 1999 i dam 2. I 2000 var dam 1 og 4 mest artsrike, i 2001 dam 3 og 4 og i 2002 var det igjen dam 1 og 4 (**figur 11**). Dam 6 var mest artsfattig i alle tre årene den har eksistert. *Chydorus sphaericus* (**figur 12a**) var dominerende art alle årene. Det samme har *Daphnia pulex* (**figur 12b**) vært i de dammene den er funnet. Den tredje vannloppearten som

**Figur 12a**

Vannloppen *Chydorus sphaericus* (G.O. Sars)
The cladoceran *Chydorus sphaericus* (G.O. Sars)

**Figur 12b**

Vannloppen *Daphnia pulex* (G.O. Sars)
The cladoceran *Daphnia pulex* (G.O. Sars)



Figur 12c

Vannloppen *Simocephalus expinosus* (G.O. Sars)
The cladoceran *Simocephalus expinosus* (G.O. Sars)

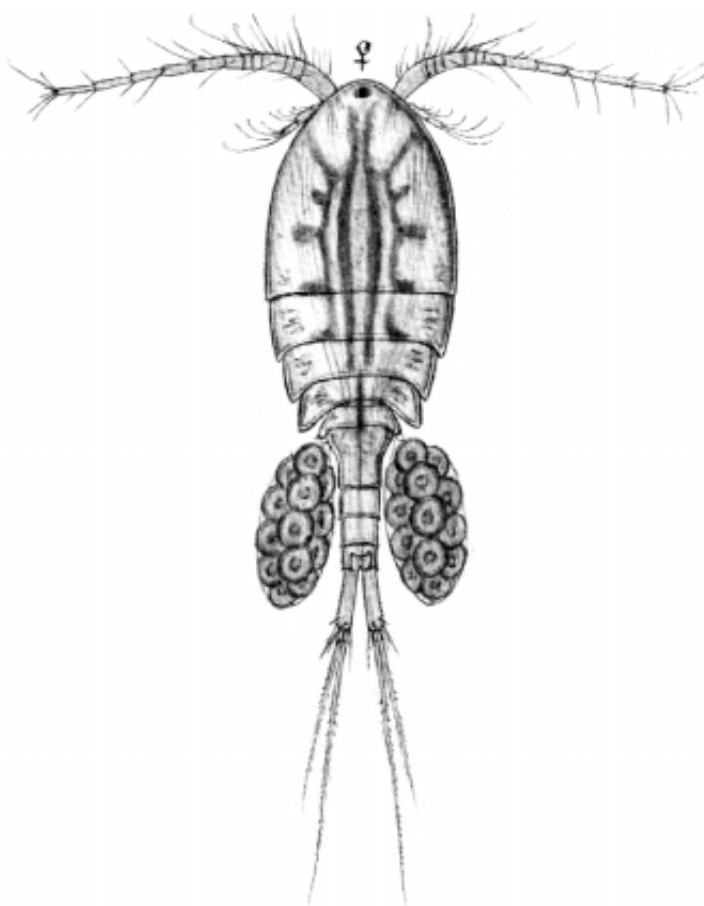
dominerte var *Simocephalus expinosus* (**figur 12c**). Den ble funnet i alle dammene i 2002, men har også opptrådt i store tettheter i enkeltdammer tidligere.

Hoppekreps (Copepoda)

Det ble funnet 18 arter av hoppekreps fordelt på 11 slekter. Flest arter totalt (17) ble registrert i 2001 mens det ble funnet 14 arter i både 2000 og 2002. Størst artsrikdom, 13 arter, ble påvist i dam 2 i 1999 (**figur 11**). De to mest artsrike dammene i 2000 var dam 1 og 2, i 2001 dam 1, 2 og 4 og i 2002 dam 1 og 4. I alle tre årene dominerte *Eucyclops serrulatus* (**figur 13**). *Paracyclops fimbriatus* dominerte sammen med *E. serrulatus* i 2001 og 2002. Ved siden av *E. serrulatus* var *Cyclops strenuus*, *Acanthocyclops robustus* og *Megacyclops viridis* vanlige i 2000. I 2001 overtok tre nye arter, *Diacyclops crassicaudis*, *Graeteriella unisetigrea* og *Eucyclops speratus*. *A. robustus* og *M. viridis* var på nytt blant de vanligste artene i 2002. Med unntak av *Ectocyclops phaleratus*, ble alle påviste arter funnet i 2001. Denne kom inn som ny art i 2002 da den ble funnet i dam 4 og 6.

Isopoder (Isopoda)

Gråsugge (*Asellus aquaticus*) ble funnet i alle de tre nyetablerte dammene i 1999. I 2002 er det kun i dam 6 at arten ikke ble registrert. Gråsugge ble tidvis funnet i store mengder i dam 1, særlig i 2001.



Figur 13

Hoppekrepsen *Eucyclops serrulatus* (G.O. Sars)
The copepode *Eucyclops serrulatus* (G.O. Sars)

Døgnfluer (Ephemeroptera)

Det ble funnet fem døgnfluearter. Den vanligste arten var *Cloeon dipterum*, som ble funnet i alle de tre nyetablerte dammene i 1999. Senere ble den registrert i alle dammene unntatt dam 2. Tettheten av *C. dipterum* varierte gjennom året med flest individer i august og oktober. Dam 1 var mest artsrik med artene *Siphonurus aestivalis*, *Baetis digitatus*, *B. niger* og *Arthroplea congener* i tillegg til *C. dipterum*. *B. digitatus* og *S. aestivalis* ble også funnet i dam 3 og dam 5 (juni 2002).

Øyestikkere (Odonata)

Begge underordnene av øyestikkere, Anisoptera (Libeller) og Zygoptera (Vannymfer), var representert i damsystemene. Av vannymfer ble det funnet to arter, *Lestes sponsa* og *Coenagrion hastulatum*, mens det ble funnet en libelleart, *Aeshna cyanea*. Den ble funnet første gang i august 2001 i dam 6 mens ytterligere to individer ble funnet i samme dam i oktober. I 2002 var arten også etablert i dam 3 og 6 (august og oktober) med flest individer i dam 6 i oktober. Det ble ikke funnet vannymfer før i august 2002 da det ble funnet ett individ av *C. hastulatum* i både dam 1 og dam 6.

Steinfluer (Plecoptera)

Det ble funnet kun en steinflueart, *Nemoura cinerea*. Arten ble funnet første gang i oktober 2000 i dam 1. I mai året etter ble

den funnet i både dam 1 og 2, og i oktober samme år ble den registrert i dam 5. I 2002 ble den registrert i dam 4 i mai. Flest individer ble funnet tidlig på året.

Teger (Heteroptera)

Det ble funnet 14 arter av teger fordelt på tre familier; ryggsvømmere (Notonectidae), buksvømmere (Corixidae) og vannløpere (Gerridae).

Ryggsvømmerne er kun representert med en art, *Notonecta glauca*, som var til stede i tre nyetablerte dammene i 1999. I august 2000 ble denne også funnet i dam 6 mens den i oktober ble funnet i dam 1. Den er foreløpig ikke registrert i dam 4.

Av 11 arter buksvømmere ble *Sigara nigrolineata* funnet i flest prøver. *Sigara falleni*, *Callicorixa praeusta* og *Sigara limitata* var også vanlige. Dam 5 var den mest artsrike med åtte registrerte arter i 2000. I august dette året ble det funnet 7 arter i denne dammen.

Blant vannløperne ble det funnet to arter, *Gerris lacustris* og *G. lateralis*. I mai 2001 etablerte *G. lacustris* seg i dam 3, 5 og 6, mens *G. lateralis* først ble registrert i 2002 da den ble funnet i dam 2, 4 og 5.

Biller (Coleoptera)

Det ble funnet 17 billearter fordelt på fire familier; vanntråkkere (Halipilidae), vannkalver (Dytiscidae), virvlere (Gyrinidae) og vannkjær (Hydrophilidae). Totalt sett var dam 5 den mest artsrike med 13 arter, etterfulgt av dam 6 og 2 som hadde henholdsvis ti og syv arter. De fleste individene tilhørte familien vannkjær.

Vanntråkkerne var representert med kun ett individ av arten *Halipilus ruficollis* som ble funnet i dam 5 i oktober 2002.

Vannkalvene var den mest artsrike familien blant billene med tilsammen 11 arter. Tre arter, *Hydroporus planus*, *Agabus bipustulatus* og *Ilybius fuliginosus*, ble registrert i fire dammer hver, men som oftest til forskjellig tid og noen i forskjellige dammer. Videre ble *Hydroporus incognitus* og *Agabus sturmii* funnet i tre dammer, respektive 2, 5 og 6, og dam 1, 2 og 5. *Hydroporus palustris* og *Acilius sulcatus* ble registrert i to dammer, respektive dam 4 og 5, og dam 1 og 5. Av de øvrige artene ble det kun gjort enkeltregistreringer.

Gyrinus natator var eneste virvlerart og ble i 2000 funnet i dam 3 og 6 og i 2001 i dam 1 og 6. Den ble ikke funnet i 2002.

Blant vannkjærene var *Heloporus brevipalpis* mest tallrik og ble funnet i flest dammer. Den manglet kun i dam 3 i 2002 og ble heller ikke funnet i dam 3 tidligere.

I perioden 2000 – 2002 var det en økning i antall fangete individer per dam fra 15 i 2000 til 33 i 2002. Artsantallet økte i samme periode.

Vårfluer (Trichoptera)

Limnephilus rhombicus og *Holocentropus dubius* var de første vårflueartene som ble registrert i fangdamsystemet, i henholdsvis dam 2 og dam 6 i 1999. I løpet av juni 2001 var alle åtte artene

som er registrert i undersøkelsen, funnet. Fem av disse ble ikke registrert 2002. *Limnephilus fuscicornis* er den eneste arten som er funnet hvert av årene alle dammene har vært i drift.

Tovinger (Diptera)

Med unntak av familien rottehalefluer (*Syrphidae* spp) og er de øvrige tovingene ikke artsbestemt (*Diptera* spp). Rottehalefluene ble funnet i dam 3 og 6 i oktober 2002, mens andre tovinger var vanlige i de fleste dammene. Antall individer varierte fra ingen til 24.500 individer i håvprøvene. Gjennomsnittlig antall individer per prøve økte fra ca 50 i 2000 til litt over 1000 i 2001. Videre økte gjennomsnittet til ca 2.700 ind. per prøve i 2002.

Tettheten av tovinger i bunnsedimentet var i snitt 3.600 ind./m² (2000), 5.600 ind./m² (2001) og 17.000 ind./m² (2002). I 2002 ble det registrert hele 70.000 dyr/m² i oktober.

Amfibier (Amphibia)

Med unntak av dam 3 ble det funnet amfibier i alle dammene. To individer av liten vannsalamander (*Triturus vulgaris*) ble registrert i dam 6 i juni 2001. I august samme år ble ett individ også registrert i dam 4. I mai 2002 ble det igjen funnet et individ i dam 4. Dette var siste gang det ble registrert liten vannsalamander i denne dammen.

Det ble funnet rumpetroll av frosk/padde i dam 1, 2, 5 og 6. I dam 1 ble det i august 2001 funnet to rompetroll av padde, ellers dominerte rumpetroll av frosk. Om disse tilhørte en eller flere av de norske froskeartene, vanlig frosk (*Rana temporaria*), spissnutefrosk (*Rana arvalis*) eller damfrosk (*R. lessonae*), er uvisst.

Fisk (Osteichthyes)

Ørekyt (*Phoxinus phoxinus*) ble fanget i dam 1 i 2001 (juni, august og oktober) og i 2002 (mai og oktober). I mai 2002 ble det sett en stim på mellom 80 og 100 fisk (høyst sannsynlig ørekyt) i våtmarksfilteret nedenfor samme dam. Da innsamlingsmetoden som ble brukt er lite egnet til å fange fisk, blir dataene lite representative. Gruppen er derfor utelatt i de videre analysene.

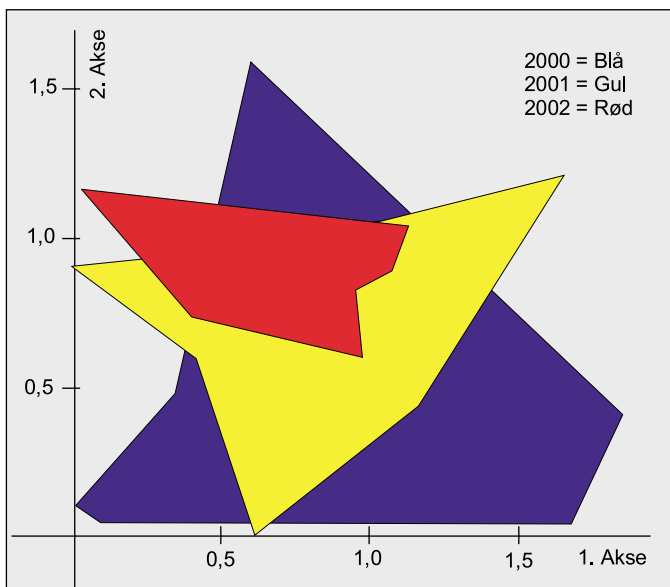
4.4 Kolonisering og suksesjon av fauna

Forekomst/fraværsmatrisene var de eneste matrisene som ble godkjent i normalfordelingstestene, og er derfor lagt til grunn for ordinasjonsanalysene (jfr kap. 3).

4.4.1 DCA-analyse

Total fauna

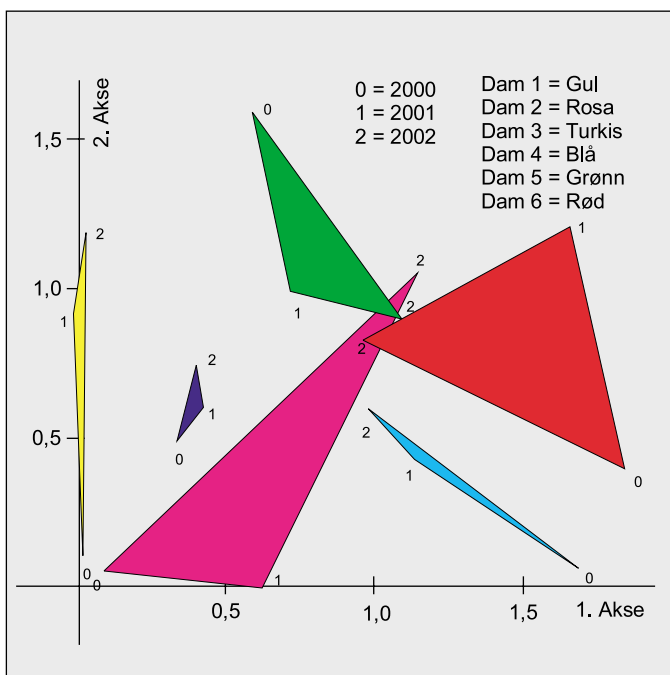
Figur 14a og **b** viser et arealplott basert på DCA-ordinasjon av forekomst/fraværdata for årene 2000-2002. 1. aksene forklarte 12,4% mens 2. aksene forklarte 8,1% av variasjonen i materialet. Lengden av de to aksene var respektive 1,84 og 1,58 SD-enheter. Avstanden mellom plottene gjenspeiler den årlige variasjonen i artsinventar mellom dammene. Stort areal tilsvarer derfor stor variasjon mens lite areal tilsvarer liten variasjon. **Figur 14a** viser at det er størst forskjell mellom dammene i 2000. I 2001 og 2002



Figur 14a

DCA-arealplott med utgangspunkt i forekomst/fraværdata for total artsliste for årene 2000-2002.

DCA area-plot (ponds) based on presence/absence data of the total fauna in 2000-2002.



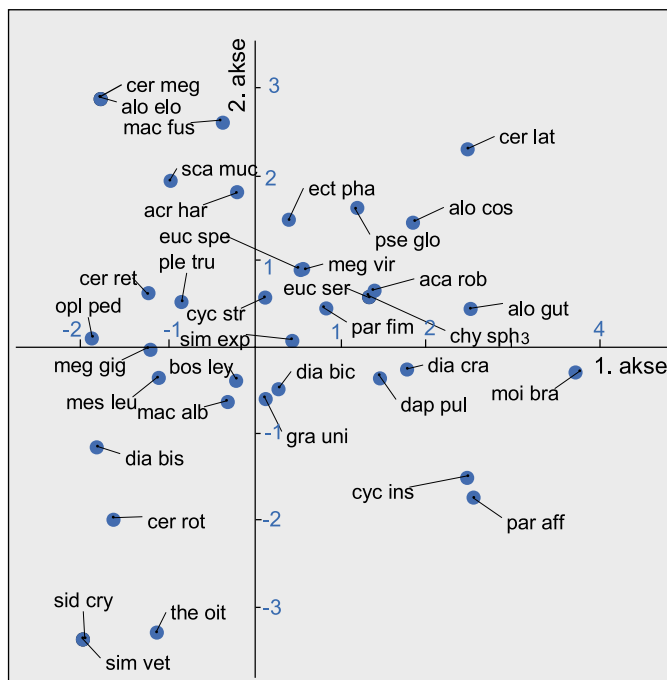
Figur 14b

DCA-arealplott enkeltdammer (jfr figur 14a)

DCA-arealplott enkeltdammer (jfr figur 14a)

blir det flere og flere likhetstrekk mellom faunaen i de seks dammene. **Figur 14b** som er et arealplott for hver av dammene basert på samme ordinasjon, viser at dam 1 (gul) er mest forskjellig fra dam 6 (rød) og 3 (turkis) langs 1-aksen. Dam 2 (rosa) har størst spredning i artsinventar mellom år.

Artsplottet for DCA-ordinasjonen (jfr **figur 14a** og **b**) har vi valgt å presentere i to figurer, henholdsvis en for krepsdyr (**figur 14c**)



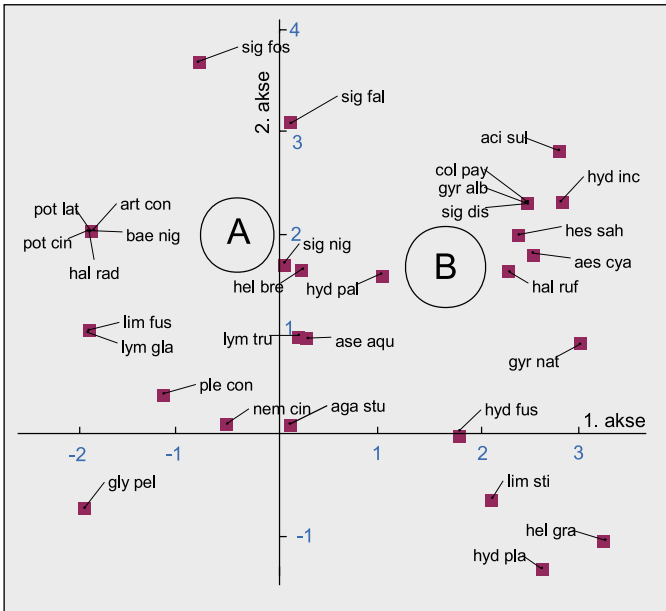
Figur 14c

Artsplott for krepsdyr (jfr. figur 14a). Forklaring på forkortelser er gitt i vedlegg 7. "Outlayerene" cer pul og bos lon i negativ ende av langs 2-aksen er utelatt fra plottet.

Species plot (DCA) of crustaceans (figure 14a). Full name of the representative species are shown in appendix 7. The following outlayers are not included: cer pul and bos lon found in the negative end of axis 2.

og en for insekter/snegl (**figur 14d**). De artene i figurene som plasserte seg over fire SD-enheter fra origo er enkeltfunn. For krepsdyr (**figur 14c**) gjelder dette *Cerodaphnia pulchella* og *Bosmina longirostris*. Begge disse er spesifikke for dam 2 i 2001 og plasserte seg langs den negative enden av 2-aksen. *Cerodaphnia megops* finner vi opp til venstre i figuren og er assosiert med dam 1. I motsatt ende av figuren finner vi *Moina brachiata* som er assosiert med dam 3 og dam 6. Langt nede til høyre ligger *Paracyclops affinis* som er assosiert med dam 3 og til venstre nede ligger *Sida crystallina* og *Simocephalus vetula* som bare ble funnet i dam 1. I midten ligger de vanligste artene, blant annet *Eucyclops serrulatus* og *Chydorus sphaericus* som begge var til stede i samtlige dammer. Det samme er tilfelle med *Acanthocyclops robustus* som med få unntak ble registrert i alle dammene alle år.

I insekter/snegl-plottet (**figur 14d**) finner vi *Corixa dentipes*, *Corixa punctata*, *Sigara falleni* og *Dytiscus circumcinctus* i den positive enden av 2-aksen. Alle disse artene var spesifikke for dam 5 i 2000. *Acilius canaliculatus* og *Ilybius ater* var spesifikke for dam 6 i 2000 og plasserte seg langt bort i den høye enden av 1-aksen. Arter mot sentrum av plottet finnes i flere lokaliteter. A i figuren inkluderer arter som var spesielle for dam 1: tre tegearter (*Sigara limitata*, *S. semistriata*, og *Callicorixa praeusta*), to døgnfluearter (*Siphonorus aestivalis* og *Baetis digitatus*), en øyestikkerart (*Coenagrion hastulatum*) og en vårflyart (*Micropterna sequax*). En annen samling av arter i figuren (B), var vanlig forekommende i alle dammene i 2002. Her inngår arter fra



Figur 14d

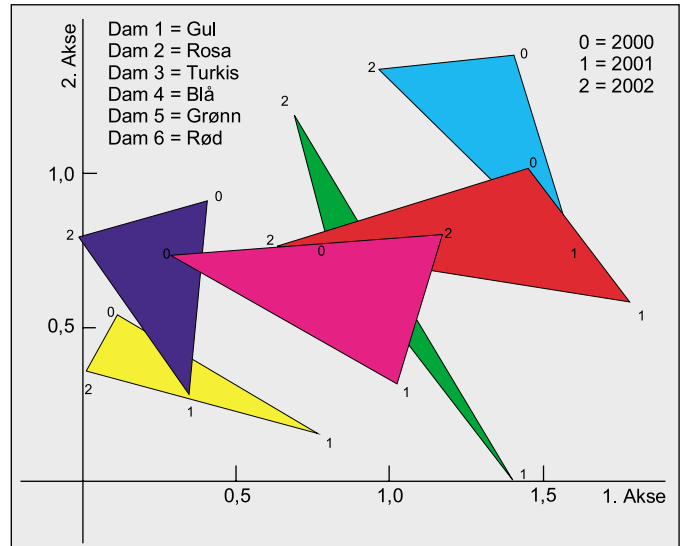
Artsplott (DCA) for insekter/snegl (jfr. figur 14a). Se vedlegg 7 for forklaring av artsnavnforkortelsene. A inkluderer artene: *cal pra*, *coe has*, *sig sem*, *sip aes*, *sig lim*, *bae nig*, *mic seq*. B inkluderer: *lym per*, *tri vul*, *ger lat*, *ily ful*, *ger lac*, *clo dip*, *ana lut*, *les spo*, *not gla*. Følgende "outlayere" er tatt ut av plottet; *cor den*, *cor pun*, *dyt cir*, *sig lat* (positiv ende av 2-aksen) og *aci can* og *ily ate* (positiv ende av 1-aksen).

Species plot (DCA) of insects/snails (figure 14a). Full name of the representative species are shown in appendix 7. A include the species: *cal pra*, *coe has*, *sig sem*, *sip aes*, *sig lim*, *bae nig*, *mic seq*. B include the species: *lym per*, *tri vul*, *ger lat*, *ily ful*, *ger lac*, *clo dip*, *ana lut*, *les spo* and *not gla*. The following outlayers are not included; *cor den*, *cor pun*, *dyt cir*, *sig lat* (positive end of axis 2) and *aci can* og *ily ate* (positive end of axis 1).

alle gruppene med unntak av gråslugge, steinfluer og vårfluer. *Hydrophorus planus*, som er den mest vanlig forekommende arten i dammene, ble funnet her.

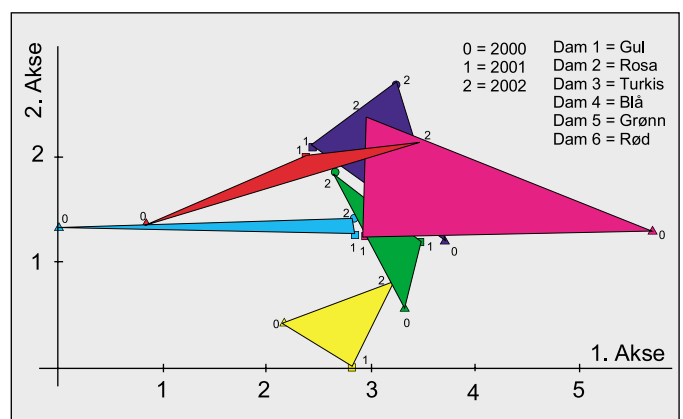
DCA-ordinasjon av forekomst/fraværdata ble også utført for krepsdyr- og insekter/snegl-data hver for seg. Arealplott for hver av dammene basert på disse ordinasjonene er vist i figur 15 og 16. Krepsdyrordinasjonen (**figur 15**) har mange fellestrekk med ordinasjonen av totalmateriale. Dam 1 (gul) og 4 (blå) ligger til venstre mens dam 3 (turkis) og 6 (rød) ligger til høyre langs 1-aksen som forklarer 19,4% av variasjonen i artsdatasettet. 2-aksen forklarer 9,0% av variasjonen. Lengden av de to aksene var respektive 1,78 og 1,39 SD-enheter. Avstanden Dam 5 (grønn) har flest fellestrekk med de øvrige. Den største forskjellen fra figur 14b (totalmateriale) er at ordinasjonen av krepsdyrdataene resulterer i en større overlapp mellom dammene. Underforstått vil dette si at det blant krepsdyrene er flere arter som forekommer i flere av dammene sammenlignet med hva som var tilfelle for insekter/snegl.

Plottene som representerer 2001 plasserer seg ned mot høyre i figur 15 og er atskilt fra plottene som representerer 2000 og 2002.



Figur 15

DCA-arealplott (enkeltdammer) med utgangspunkt i forekomst/fraværdata for krepsdyr for årene 2000-2002. DCA area-plot (ponds) based on presence/absence data of crustaceans for the years 2000-2002.



Figur 16

DCA area-plot (ponds) based on presence/absence data of for insekter/snegl for årene 2000-2002. DCA area-plot (ponds) based on presence/absence data of insects/snails for the years 2000-2002.

DCA-ordinasjon av insekter/snegl (**figur 16**) gir et bilde som har færre fellestrekk med ordinasjonen av totalmateriale enn hva som var tilfelle for krepsdyrene. 1. aksen forklarte 14,6% mens 2. aksen forklarte 12,7% av variasjonen i materialet. Lengden av de to aksene var respektive 5,70 og 2,72 SD-enheter. Dam 1 (gul) og 4 (blå), som overlappet hos krepsdyrene, ligger nå i hver sin ende av 2. aksen. Dam 6 (rød) og 3 (turkis) har imidlertid faunistiske fellestrekk hos insekter/snegl.

Kvantitative krepsdyrdata fra sedimenatsjonkamrene ble også lagt til grunn for ordinasjonsanalyser. Det var imidlertid ikke mulig å se noe mønster i ordinasjonsplottene verken når totale individtall, frekvens (%), eller dominans ($1 < 1,0\%$, $2 = 1-10\%$,

3=>10 %) ble brukt som grunnlag for analysene. Disse resultatene er ikke vist i fagrapporten.

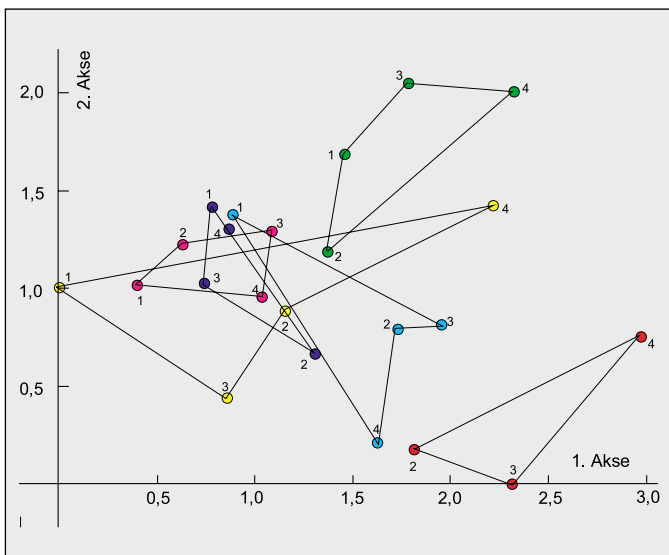
Årstidsvariasjoner

DCA-ordinasjoner for hvert år isolert er vist i **figur 17a, b og c** (2000, 2001 og 2002). Hver dam er representert med fire datoer (mai, juni, august og oktober)

I 2000 er dam 6 (rød) den som er mest isolert fra de øvrige langs 1. og 2. aksene (**figur 17a**). Dam 5 (grønn) skiller seg fra de øvrige langs 2. aksene. Mai-prøver ligger i den venstre enden av figuren, mens oktober-prøvene ligger til høyre. De to første aksene forklarer 23,2% av variasjonen i artsdatasettet og hvorav 1. aksene forklarer 13,7% (**tabell 2a**). Dam 2 og dam 4 overlapper.

I 2001 er det dam 4 (blå) som skiller seg fra de øvrige langs 1. aksene (**figur 17b**). Med unntak av dam 6 grupperer dammene seg mye tettere i 2001 enn i 2000. Dam 2 og 4 har fjernet seg fra hverandre og blir mer ulike. Fortsatt ligger mai/juni-prøvene til venstre i plottet mens det er vanskelig å se noen forskjell mellom de andre datoene. De to første aksene forklarer 20,6% av variasjonen i artsdatasettet hvorav og 1. aksene forklarer 11,3% (**tabell 2b**).

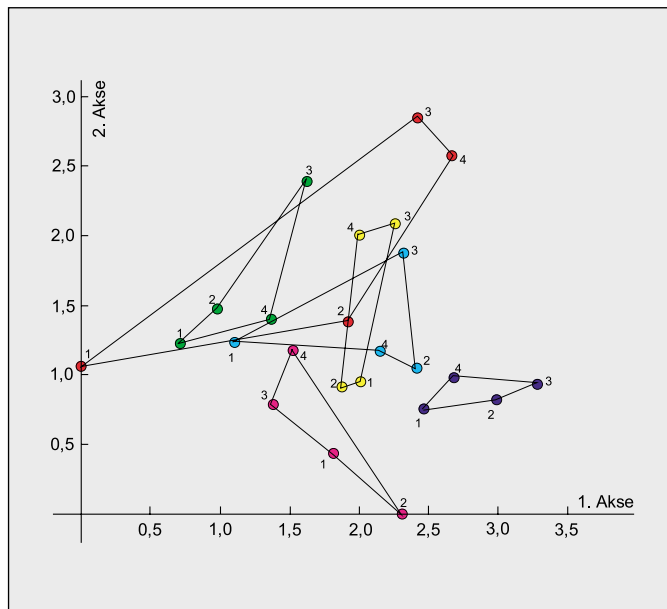
I 2002 er det fortsatt dam 4 som skiller seg ut (**figur 17c**). Dam 2 sprer seg over et større område i 2002 enn i tidligere år. Maiprøverne fra dam 5 og 6 skiller seg fra øvrige datoer. Dette gjelder til dels også dam 3. I mai hadde faunaen i de forskjellige dammene mange fellestrekk. De to første aksene forklarer 23,7% av variasjonen i artsdatasettet hvorav 1. aksene forklarer 15,2% alene (**tabell 2c**).



Figur 17a

Lokalitetsplot (DCA) basert på forekomst/fraværdata av total artsliste for år 2000. "Outlayer" dam 6 i mai 2000 er fjernet. 1=mai, 2=juni, 3=august og 4=oktober. Gul = dam 1, rosa = dam 2, turkis = dam 3, blå = dam 4, grønn = dam 5 og rød = dam 6.

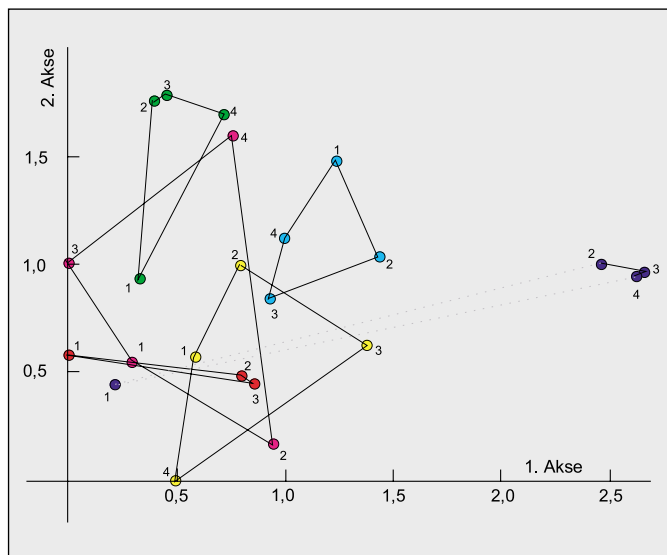
Site plot (DCA) based on presence/absence data of all species in 2000. The site pond 6 from May is removed (outlayer). Yellow = pond 1, pink = pond 2, turquoise = pond 3, blue = pond 4, green = pond 5 and red = pond 6.



Figur 17b

Lokalitetsplot (DCA) basert på forekomst/fraværdata av total artsliste for år 2001. 1=mai, 2=juni, 3=august og 4=oktober. Gul = dam 1, rosa = dam 2, turkis = dam 3, blå = dam 4, grønn = dam 5 og rød = dam 6.

Site plot (DCA) based on presence/absence data of all species in 2001. Yellow = pond 1, pink = pond 2, turquoise = pond 3, blue = pond 4, green = pond 5 and red = pond 6.



Figur 17c

Lokalitetsplot (DCA) basert på forekomst/fraværdata av total artsliste for år 2002. "Outlayer" dam 6 i oktober 2002 er fjernet. 1=mai, 2=juni, 3=august og 4=oktober. Gul = dam 1, rosa = dam 2, turkis = dam 3, blå = dam 4, grønn = dam 5 og rød = dam 6.

Site plot (DCA) based on presence/absence data of all species in 2002. The site pond 6 from October is removed (outlayer). Yellow = pond 1, pink = pond 2, turquoise = pond 3, blue = pond 4, green = pond 5 and red = pond 6.

Tabell 2a

Egenverdi, gradientlengde og kumulativ prosentvis forklaringssevne fra DCA-analyse samt SROC for akser mot kjemi 2000. * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$. Bare elementer med minst en signifikant akse er vist.

DCA-ordination including all species (presence/absence) in 2000. R: correlation between environmental variables and the coordinates (SPOC). Only elements including at least one significant value are included. * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$.

	1. Akse	2. Akse
Egenverdi	0,378	0,261
Gradientlengde	2,970	2,046
Kumulativ prosentvis forklaringssevne	13,7	23,2
Ledningsevne (Log10)	$r = 0,445$ $p = 0,033^*$	$r = 0,023$ $p = 0,916$
Tot-N	$r = 0,589$ $p = 0,003^{**}$	$r = -0,275$ $p = 0,201$

Tabell 2b

Egenverdi, gradientlengde og kumulativ prosentvis forklaringssevne fra DCA-analyse samt SROC for akser mot kjemi 2001. * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$. Bare elementer med minst en signifikant akse er vist.

DCA-ordination including all species (presence/absence) in 2001. R: correlation between environmental variables and the coordinates (SPOC). Only elements including at least one significant value are included. * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$.

	1. Akse	2. Akse
Egenverdi	0,342	0,283
Gradientlengde	3,279	2,847
Kumulativ prosentvis forklaringssevne	11,3	20,6
Tot-N	$r = -0,164$ $p = 0,438$	$r = 0,484$ $p = 0,017^*$
PO4-P	$r = -0,416$ $p = 0,043^*$	$r = -0,207$ $p = 0,328$
SO4 (Log10)	$r = -0,067$ $p = 0,752$	$r = 0,576$ $p = 0,003^{**}$
Cl	$r = -0,404$ $p = 0,049^*$	$r = 0,223$ $p = 0,292$

Tabell 2c

Egenverdi, gradientlengde og kumulativ prosentvis forklaringssevne fra DCA-analyse 2002. Ingen signifikante kjemivariabler.

DCA-ordination including all species (presence/absence) in 2002. No significant values.

	1. Akse	2. Akse
Egenverdi	0,355	0,201
Gradientlengde	2,660	1,780
Kumulativ prosentvis forklaringssevne	15,2	23,7

DCA-analyse og miljøparametere

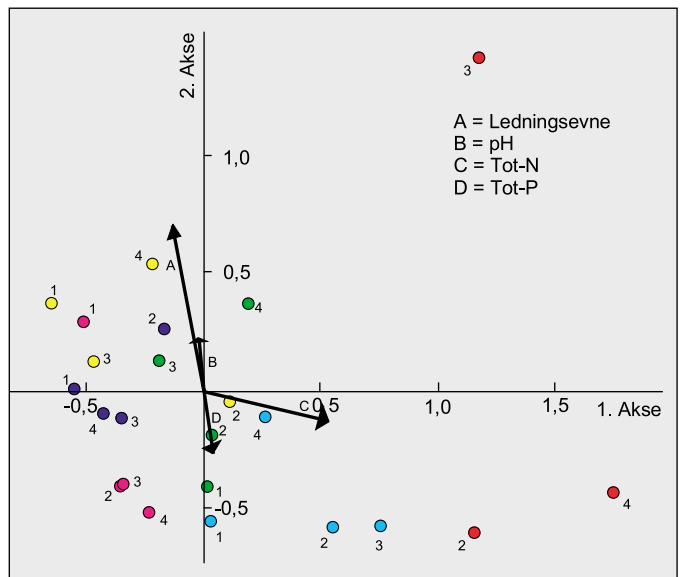
Egenverdi, gradientlengde og kumulativ prosentvis forklaringssevne fra DCA-analysen (**figur 17a,b og c**) samt Spearman Rank Order Correlation (SROC) for de to første aksene mot kjemidata er gitt i tabell 2a,b og c for hvert av de tre årene. I 2000 korrelerer ledningsevne og tot-N med 1. akse. Ingen variabel korrelerer med 2. akse. I 2001 korrelerer plantetilgjengelig forsfor og klor med 1. akse, mens total nitrogen og sulfat korrelerer med 2. akse. I 2002 var det ingen korrelasjoner.

4.4.2 CCA-analyse**CCA-analyser og miljøparametere**

For å visualisere korrelasjon med miljøvariabler i plottet, er CCA benyttet (jf. statistiske metoder). Korrelasjonene blir på denne måten bekreftet med to uavhengige ordinasjonsanalyser.

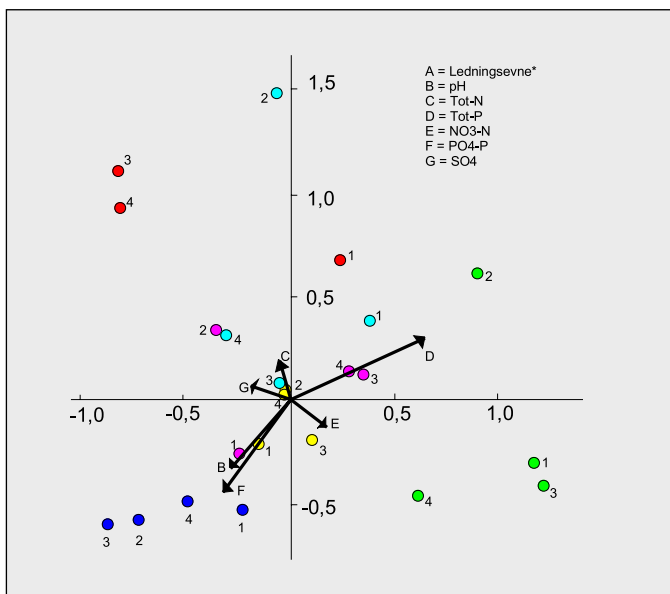
CCA-analyse av 2000 dataene (**figur 18a**) resulterte i signifikans for tot-N og ledningsevnen langs henholdsvis 1. og 2. akse. Miljødata for de to første aksene i plottet forklarer 69,4% av variasjonen i artsdataene og 1. akse forklarte 40,1% alene. Dette er å betegne som høye verdier. Monte Carlo testen (**tabell 3a**) bekrefter en signifikant korrelasjon ($p < 0,05$) både for første akse og for alle aksene. Mai og oktober ligger i hver sin ende av plottet.

CCA-analyse for 2001 (**figur 18b**) er i følge Monte Carlo testen (**tabell 3b**) ikke signifikant for miljødata. Dette til tross for at første aksene forklarer 50,9% av variasjonen i artsdata med hensyn på miljøvariabler. CCA-plottet gir ingen klare korrelasjoner med 1. og 2. akse.

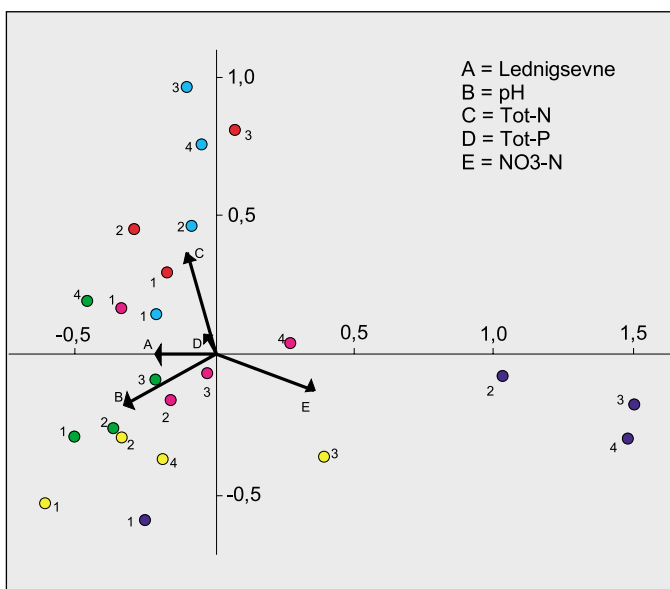
**Figur 18a**

CCA-ordination for 2000 med utgangspunkt i kjemianalyser og total artsliste. "Outlayer" dam 6 i mai er fjernet. Gul = dam 1, rosa = dam 2, turkis = dam 3, blå = dam 4, grønn = dam 5 og rød = dam 6.

CCA ordination including all sites in 2000. The site pond 6 from May (outlayer) is removed. Yellow = pond 1, pink = pond 2, turquoise = pond 3, blue = pond 4, green = pond 5 and red = pond 6.



Figur 18b
 CCA-ordinasjon for 2001 med utgangspunkt i kjemianalyser og total artsliste. "Outlayer" dam 6 i juni er fjernet. Gul = dam 1, rosa = dam 2, turkis = dam 3, blå = dam 4, grønn = dam 5 og rød = dam 6.
 CCA ordination including all sites in 2001. The site pond 6 from June (outlayer) is removed. Yellow = pond 1, pink = pond 2, turquoise = pond 3, blue = pond 4, green = pond 5 and red = pond 6.



Figur 18c
 CCA-ordinasjon for 2002 for total artsliste. "outlayer" dam 6 i oktober er fjernet. Gul = dam 1, rosa = dam 2, turkis = dam 3, blå = dam 4, grønn = dam 5 og rød = dam 6.
 CCA ordination including all sites in 2002. The site pond 6 from October (Outlayer) is removed. Yellow = pond 1, pink = pond 2, turquoise = pond 3, blue = pond 4, green = pond 5 and red = pond 6.

Tabell 3a

Resultat av analyse i CANOCO for 2000. * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$.
 CANOCO analysis for 2000. * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$.

	1. Akse	2. Akse
Eigenverdi	0,253	0,184
Art-miljø korrelasjon	0,890	0,918
Kumulativ prosentvis forklaringsevne av artsdata	9,2	15,8
Kumulativ prosentvis forklaringsevne av art-miljø relasjonen	40,1	69,4
Monte Carlo test		
Signifikans med 1. Akse	Eigenverdi = 0,253 $p = 0,0250^*$	
Signifikans med alle akser	Eigenverdi = 0,630 $p = 0,030^*$	

Tabell 3b

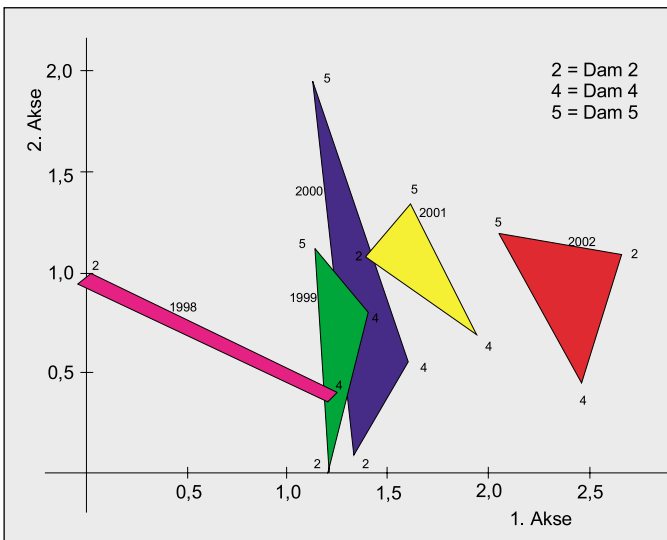
Resultat av analyse i CANOCO for 2001. * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$.
 CANOCO analysis for 2001. * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$.

	1. Akse	2. Akse
Eigenverdi	0,247	0,174
Art-miljø korrelasjon	0,914	0,894
Kumulativ prosentvis forklaringsevne av artsdata	8,4	14,3
Kumulativ prosentvis forklaringsevne av art-miljø relasjonen	29,8	50,9
Monte Carlo test		
Signifikans med 1. Akse	Eigenverdi = 0,247 $p = 0,115$	
Signifikans med alle akser	Eigenverdi = 0,827 $p = 0,270$	

Tabell 3c

Resultat av analyse i CANOCO for 2002. * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$.
 CANOCO analysis for 2002. * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$.

	1. Akse	2. Akse
Eigenverdi	0,215	0,160
Art-miljø korrelasjon	0,857	0,929
Kumulativ prosentvis forklaringsevne av artsdata	9,2	16,0
Kumulativ prosentvis forklaringsevne av art-miljø relasjonen	32,3	56,3
Monte Carlo test		
Signifikans med 1. Akse	Eigenverdi = 0,215 $p = 0,070$	
Signifikans med alle akser	Eigenverdi = 0,667 $p = 0,015^*$	



Figur 19

DCA arealplott for hele perioden 1998 til 2002, dvs fra året før de første dammene ble anlagt.

DCA area-plot for the period 1998-2002, it means from the year before the ponds were constructed.

I 2002 viser verken SROC eller CCA noen korrelasjon, med unntak av alle aksene til sammen i CCA (**figur 18c** og **tabell 3c**). Dette til tross for at kjemivariablene til sammen forklarer 56,3% av variasjonen i artsdata. I både 2001 og 2002 gir elementene hver for seg ingen signifikante sammenhenger, men samlet sett viser de forklaringssevne. Punktene samler seg nærmere aksene. I likhet med DCA-plottet for 2002 (**figur 17a**) viste variasjonen mellom datorer i dam 4 seg veldig godt i CCA-plottet. Feltdagen i mai skiller seg ut i begge plottene. De fire feltdagene samler seg forholdsvis gruppert i 2002. Dam 1 har imidlertid en god spredning i 2002 i forhold til 2001. Basert på DCA (SROC) og CCA er det dam 5 med fosfor og dam 3 og 6 med nitrogen som er best korrelert.

4.4.3 Artsutvikling

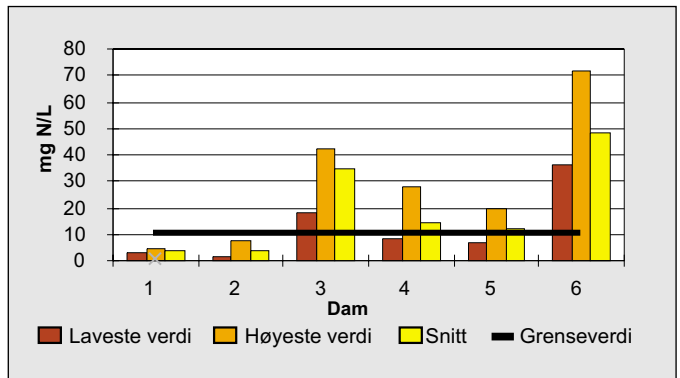
Antallet arter økte fra 16 arter i 1998 (før etablering av dammene) til 67 arter i 2002. Størst økning ble registrert fra 1998 til 1999, da de første dammene ble etablert. Bare dam 2, 4 og 5 bidrar med 8 nye arter i 2000 og opp til 10 nye arter i 2002. Det vil si 7 av 18 nye arter i 2000 og 10 av 13 i 2002 (**vedlegg 7**).

DCA-ordnasjon av artslistene fra hele perioden 1998-2002 for dam 2, 4 og 5 gir et plott der årene legger seg langs 1. aksene med 1998 lengst til venstre og 2002 lengst til høyre (**figur 19**). 1. aksene forklarte 15,2% mens 2. aksene forklarte 11% av variasjonen. Lengden av de to aksene var respektive 2,67 og 1,94 SD-enheter.

5. Diskusjon

5.1 Vannkvalitet

Ifølge helsedepartementets (HD) forskrifter for drikkevann og vannforsyning (Helsedepartementet 2001) ble det registrert tot-N og ledningsevne som overskrider anbefalte verdier (**figur 20**). Selv om dammene i Trøgstad ikke skal holde drikkevannskvalitet,



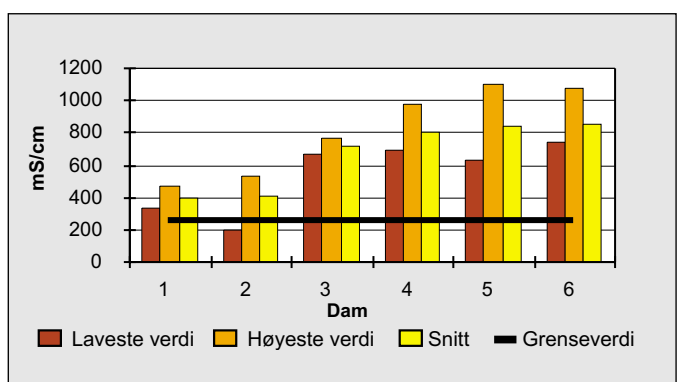
Figur 20

Nitrogenbelastning i dam 1-6 i 2002. Heltrukket linje er grenseverdi (10 mg/l) fastsatt av Helsedepartementet (HD).

Nitrogen load in the ponds 1-6 in 2002. The line shows allowed limits (10 mg/l) set by Helsedepartementet (HD).

så drenerer dammene til Glomma som brukes til drikkevann. En sammenligning med anbefalte grenseverdier gir en god indikasjon på hvor belastet dammene er. I fire av dammene lå gjennomsnittlig tot-N over grensen på 10 mg/l. Sterkest belastning ble registrert i dam 6 med et snitt på 48 mg/l og med enkeltmålinger helt oppe i 72 mg/l. Høyt innhold av nitrogen her er ikke uventet da dette er en poleringsdam som skal etterrense vann fra renseanlegget, som mottar kloakkvannet fra Trøgstad.

Med hensyn til ledningsevnen lå gjennomsnittsverdiene for alle dammene over grenseverdien på 250 mS/cm (**figur 21**). De største overskridelsene ble funnet i dam 3, 4, 5 og 6.



Figur 21

Ledningsevne i dam 1-6 i 2002. Heltrukket linje er grenseverdi (250 mS/cm) fastsatt av helsedepartementet (HD).

Conductivity in the ponds 1-6 in 2002. The line shows allowed limits (250 mS/cm) set by Helsedepartementet (HD).

Det foreligger ikke grenseverdier for fosfor, men dammene har en tot-P som er mye høyere enn gjennomsnittet for norske innsjøer (Økland og Økland 1998). I en undersøkelse basert på 1000 innsjøer i Norge var snittverdien for fosforinnholdet på Østlandet 0,005 mg P/l. Grenseverdien for hypertrofe innsjøer ligger på 0,1 mg P/l (Økland og Økland 1996). Til sammenligning ble det i Trøgstaddammene i perioden 2000 – 2002 målt fosforkonsentrasjoner mellom 0,059 – 7,581 mg P/l. Bare 13 av 72 vannprøver hadde tot-P < 0,1 mg/l.

Basert på hva som ble målt av fosfor, nitrogen og ledningsevne kan en konkludere med at dammene generelt er sterkt belastet av næringssalter (**vedlegg 4**). Dette vil få konsekvenser for faunaen, som er kjent for å respondere raskt på miljøforandringer i dammer (Chon et al. 2001).

Også med hensyn til pH ble det målt ekstremverdier i juni 2000 da det ble målt pH 4,47 i dam 3. Surstøtet i her var høyst sannsynlig forårsaket av et uhell med fellingskjemikalier ved Skjønnaug renseanlegg (Roseth pers.med.).

5.2 Fauna

I de seinere år har det vært mye fokus på at mangfoldet av arter er truet, at arter forsvinner i en uforutsigbar fart, at artsrikdom opprettholder næringskjeder og næringsnett, at artene er avhengige av hverandre og at naturen har en egenverdi (Barbault 1995, Hågvar 1995). Dammer er en viktig kilde til biologisk mangfold og bevaring av biodiversiteten (Oertli et al. 2002), noe som vi fikk bekreftet gjennom vår undersøkelse der det blant annet ble funnet arter som står på den norske rødlista over truede og sårbare arter. Dammene har et variert miljø som har favorisert forskjellige dyregrupper/arter og alle dammene huset truede arter. Som følge av en bedre vannkvalitet huset for eksempel dam 1 flere døgnfluearter enn de øvrige dammene. Dam 5 har vært rik på teiger og til dels biller, mens dam 6 er godt egnet som øyenstikkerhabitat.

Det har vært en markant økning av antall arter etter at dammene ble etablert (**figur 9, 10** og **vedlegg 7**). Totalt 116 taxa, hvorav 93 bestemt til art, er et betydelig antall vannkvaliteten tatt i betraktning. Til sammenligning ble det funnet 197 arter i 22 lokaliteter innenfor en radius av 5 km med fangdammene i sentrum (Ekeberg & Walseng 2000). Oliogotrofe og eutrofe vann, myrvann og gårdsdammer inngikk i denne undersøkelsen som omfattet artsbestemmelse av de samme gruppene som i denne fagrapporten. Dersom en artsrik gruppe som fjærmygg også hadde blitt artsbestemt, ville det totale artsantallet økt vesentlig.

Normalt ville en forventet en økning i artsantall de første årene, noe som også var tilfelle i de fleste dammene. I dam 4 stagnerte imidlertid antall arter 4 år etter anleggelse. Dette var på et tidspunkt da dammen var full av sediment. Etableringen av tre nye dammer (dam 1, 3 og 6) i 2000 gir et viktig bidrag til det totale mangfoldet og bidrar med 60% av de nye artene som etablerte seg i damsystemet i de to påfølgende årene.

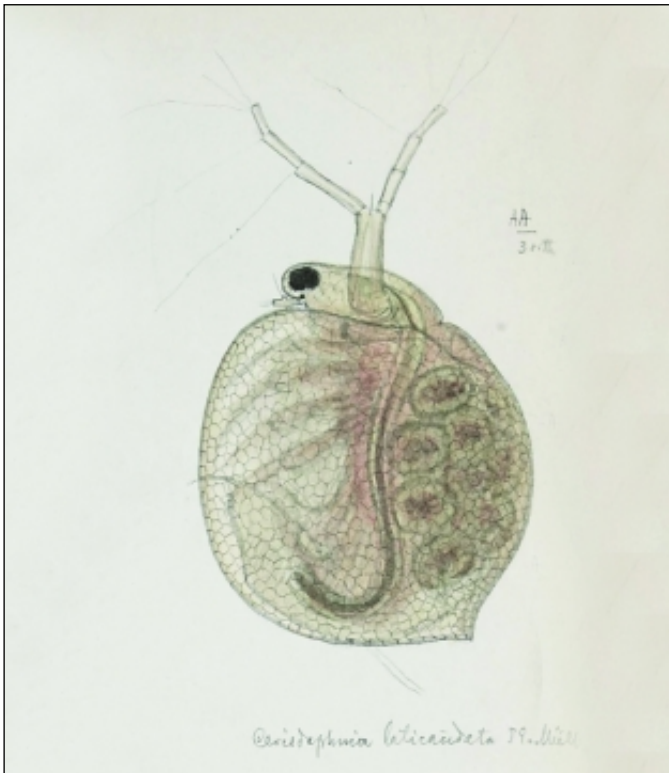
Noen av artene som ble funnet, har i følge Nasjonal rødliste for truede arter i Norge vernestatus (Direktoratet for naturforvaltning

1999). Døgnfluen *B. digitatus*, som ble funnet i dam 1 og 3, er klassifisert som sjelden (R). Tegen *Sigara limitata* som er klassifisert som "bør overvåkes" (DM) ble funnet i dam 1, 2, 4 og 5. Billen *Gyrinus natator* er klassifisert som hensynskrevende (DC) og ble funnet i dam 1, 3 og 6. Liten vannsalamander (*Triturus vulgaris*) har vernestatus som sårbar (V) og ble funnet i dam 4 og 6 i 2001 og i dam 4 i 2002. At sjansen for å ivareta sjeldne arter øker med antall dammer innen et område ble tydelig demonstrert ved at alle dammene i Trøgstad huset truede arter. Globalt har det vært bekymring rundt nedgangen i bestanden til amfibiene (Beebee 1997), og med unntak av en dam i Trøgstad huset alle de andre amfibier.

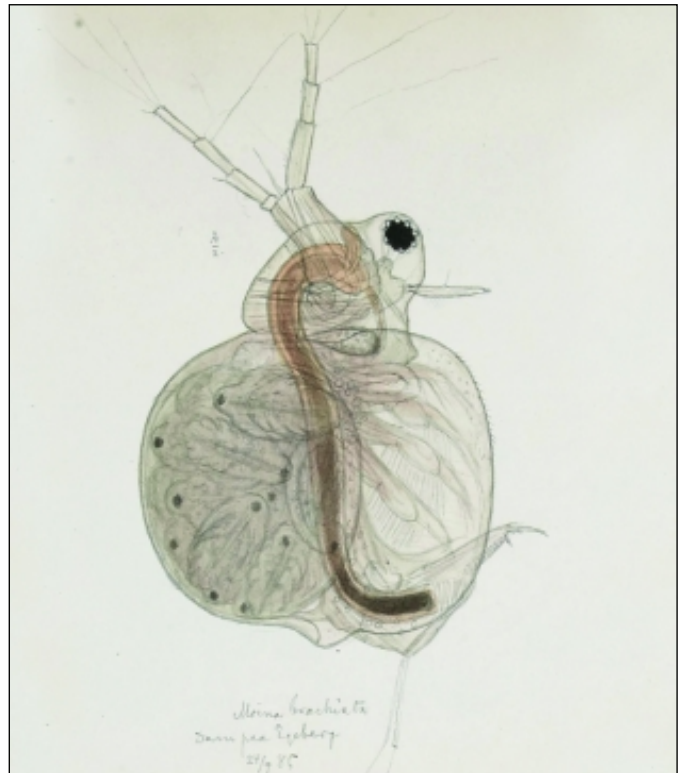
I tillegg til arter som hadde vernestatus, ble det også funnet arter som var nye for Østfold, som for eksempel vannloppene *Ceriodaphnia laticaudata* (**figur 22**) og *Moina brachiata* (**figur 23**). Etter at *C. laticaudata* ble beskrevet av G. O. Sars første gang i 1890 (Sars 1891), er det i nyere tid kun gjort noen få registreringer på Østlandet (Halvorsen et al. 1996, Stokker et al. 1999) (**figur 24**). *M. brachiata* ble første gang funnet av G. O. Sars sommeren 1860 i en veldig skitten dam på Ullevål i Oslo. Da Sars sommeren etter skulle tilbake for å sikre seg flere individer var arten forsvunnet (Sars 1993). Første registrering av arten etter Sars fant den 1860 ble gjort i dam 3 og 6 i år 2000. Den ble deretter funnet i 2001, men ikke i 2002.

Også blant døgnfluer var det to nye arter for Østfold; *Baetis digitatus* og *Baetis niger*. *B. digitatus* er tidligere funnet i indre deler av Nord-Trøndelag. *B. niger* er funnet spredt helt til Finnmark fylke (Brittain et al. 1996).

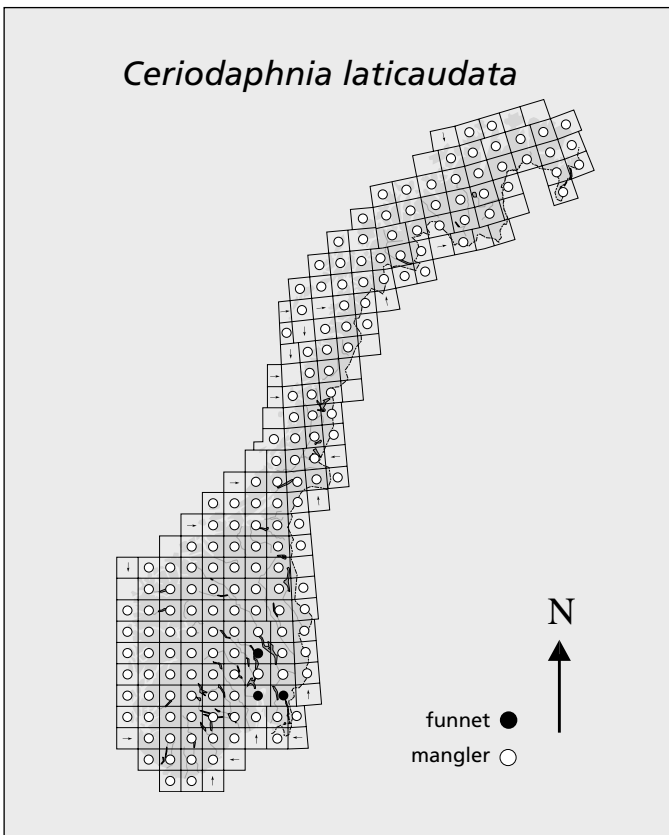
Det er også eksempler på arter som er funnet i Østfold tidligere og som ikke står på noen verne liste, men som kan karakteriseres som sjeldne for Norge. Hoppekrepsen *Ectocyclops phaleratus* er bare registrert noen få ganger (Walseng & Halvorsen 1996b) etter at G. O. Sars fant den første gang i en dam i Oslo i 1918 (Sars 1918). Den er en typisk bunnform som oppholder seg nær bunnsubstratet hvor den forflytter seg med raske bevegelser. Selv om den er sjelden i Norge (**figur 25**), har den en vid utbredelse ellers i Europa, Nord-Amerika og Australia (Halvorsen et al. 1994). Buksvømmeren *Sigara lateralis* er spesiell på grunn av dens preferanse for brakkvann og vann forurenset av dyrehold (Dolmen 1992). Det er derfor ikke uventet at den ble funnet i dam 5. Hele 70% av dammens nedbørsfeltet er påvirket av avrenning fra husdyrhold. Femten arter som ble funnet i Sønnabekken i 1998 og 1999 dvs året før og året etter anleggelse av de tre første dammene, er ikke blitt funnet seinere (**vedlegg 7**). Blant disse er vannbillene *Scarodytes halensis*, *Dytiscus marginalis* og *Heloporus minutus* heller ikke funnet i nærliggende lokaliteter (Ekeberg & Walseng 2000), men er funnet i Østfold tidligere. *S. halensis* er den mest sjeldne (Ødegaard et al. 1996). Vannloppene som ble funnet i 1999, er oftest assosiert med andre lokalitetstyper. Vannloppen gelekreps (*Holopedium gibberum*), som ble påvist i dam 2 dette året, regnes som indikatorart for kalkfattige vann og liker humuspåvirkede og næringsfattige innsjøer med lav pH (Halvorsen et al. 1994, Walseng 1994). En annen vannloppe, *Ophryoxus gracilis*, som også ble funnet i dam 2, er vanlig i uforsurede, elektrolyttfattige sjøer (Walseng unpubl.). Begge disse artene har antageligvis dukket opp i dammene ved tilfeldigheter og har hatt dårlige forutsetninger for å overleve grunnet sine krav



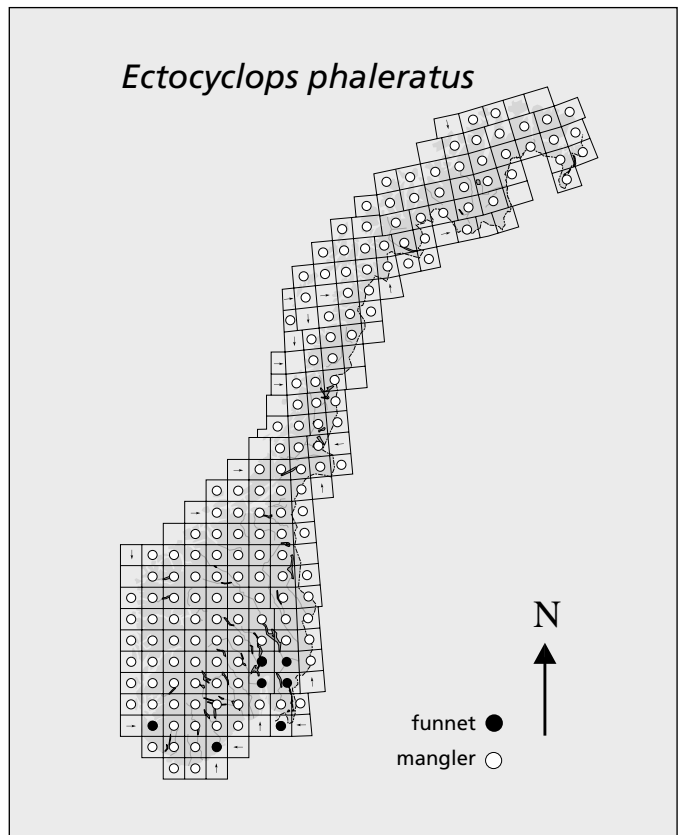
Figur 22
 Vannloppen *Ceriodaphnia laticaudata* (G.O. Sars)
 The cladoceran *Ceriodaphnia laticaudata* (G.O. Sars)



Figur 23
 Vannloppen *Moina brachiata* (G.O. Sars)
 The cladoceran *Moina brachiata* (G.O. Sars)



Figur 24
 Utbredelsen til vannloppen *Ceriodaphnia laticaudata*
 Distribution of the cladoceran *Ceriodaphnia laticaudata*



Figur 25
 Utbredelsen til hoppekrepsen *Ectocyclops phaleratus*
 Distribution of the copepod *Ectocyclops phaleratus*

til miljøet. De fleste artene som kun er registrert i 1999 ble funnet i dam 2.

Chydorus sphaericus som var den vanligste arten i dammene, er en Norges vanligste vannlopper (Walseng og Halvorsen. 1996a). I følge Sars (1993) var den svært vanlig i dammer i Christiania, og ble funnet i større tettheter i små dammer og pytter enn i innsjøer. Dette er i overensstemmelse med at arten var svært vanlig i fangdammene.

Daphnia pulex var ny art for Østfold da den ble funnet nær Rødnessjøen i 1997 (Stokker et al. 1999). Den ble funnet i Sønnabekken både før og etter anleggelse av fangdammene (Ekeberg & Walseng 2000). *D. pulex* er vanlig i små dammer uten fiskepredasjon og det er mye som tyder på at den generelt er en konkurransesvak art. Den er kjent for evnen til å produsere hemoglobin (Sell 1998) og kan derfor leve i vann med lavt oksygeninnhold og høyt næringsinnhold. Forholdene i fangdammene vil derfor favorisere arten som har et åpenbart konkurransefortrinn i slike dammer sammenlignet med andre *Daphnia*-arter.

Dammene hadde en rik hoppekrepsfauna. *Eucyclops serrulatus* ble funnet i Sønnabekken før de første dammene ble anlagt, og har hele tiden vært en dominerende art i fangdammene. Den ble også funnet i høye tettheter i fangdammer på Jæren det samme året som disse ble anlagt (Walseng et al. 1995). Også i tilsvarende lokaliteter er det funnet stor dominans av arten, oftest med en populasjonstopp på høsten (Gaviria 1998), noe som også var tilfelle i Trøgstad (**vedlegg 6**). *Cyclops strenuus*, som også kunne dominere i Sønnabekken, er ikke like vanlig i Norge som *E. serrulatus* (Walseng & Halvorsen 1996b, Ekeberg & Walseng 2000). Dette kan delvis skyldes underestimering av arten som går i diapause om sommeren. *Macrocyclops albidus*, som er en stor art, er blant annet assosiert med topper i alge-, påvekst- og mikrofaunaoppblomstring (Gaviria 1998). Den var vanlig i flere av dammene uten å dominere.

Asellus aquaticus ble allerede i 1999 registrert i dam 2, 4 og 5 (Ekeberg & Walseng 2000). Ved utgangen av 2001 manglet den bare i dam 6 der den heller ikke ble funnet i 2002. *A. aquaticus* er den eneste ferskvannsisopoden i Norge og er vanlig over det meste av landet (Økland 1980; Økland et al. 1996). Den trives i mesosaprotrofe vann, det vil si vann som får tilførsel av betydelige mengder alloktont materiale (Økland 1980, Økland og Økland 1996). Den er detritiv og spiser partikulært organisk materiale (Elangovan et al. 1999). *A. aquaticus* tåler noe eutrofiering og kan overleve med oksygenkonsentrasjoner ned mot 1,5 mg/l (MacNeil et al. 2002). Mest tallrik var den i dam 1. Tilførselen av alloktont materiale ble ikke målt her, men bekken oppstrøms dammen går gjennom bar- og løvskog. Den raske koloniseringen av *A. aquaticus* i dam 1 har mest sannsynlig skjedd fra vannkilder oppstrøms.

Cloeon dipterum er den vanligste døgnfluearten i alle dammene, og ble registrert første gang i 1999 i dam 2 like etter at denne var anlagt. *C. dipterum* kan karakteriseres som en tolerant art og tåler lite oksygen (Brittain 1982). I tillegg har den evnen til negativ termotaxis ved synkende oksygeninnhold slik at den forflytter seg til kjøligere steder med bedre oksygenforhold, som for eksempel

rett under isen vinterstid (Nagell 1977). Ingen av de øvrige fire døgnflueartene forekommer regelmessig.

Øyestikkere er knyttet til små dammer, og som følge av at disse er blitt mer sjeldne har mange arter vært truet av utryddelse (Oertli et al. 2002). Koloniseringen av øyestikkere i fangdammene har gått tregere enn for mange av de andre gruppene. De eneste vannmyffene som ble funnet, *Lestes sponsa* og *Coenagrion hastulatum*, er forholdsvis vanlige i Norge, også i Østfold (Dolmen 1992; Dolmen 1996b). *L. sponsa* er en typisk damart som tåler lite fiskepredasjon (Dolmen 1992). Fangdammene skulle derfor være en naturlig biotop for denne arten. *Aeshna cyanea* som er den eneste libellearten som har etablert seg i Trøgstad-dammene, er i tidligere undersøkelser funnet i fangdammer som en vanlig og dominerende art (Bang 1999). Det er derfor ingen tilfeldighet at den har etablert seg i dammene i Trøgstad.

Artsrikdommen av steinfluer i dammer er ofte liten og gruppen kan mangle helt (Ward 1992). *Nemoura cinerea* var den eneste steinfluearten i fangdammene og er funnet etter år 2000. Den ble ikke funnet i Sønnabekken i 1998/99, dvs før anleggelse og året etter at de tre første dammene var anlagt. *N. cinerea* trives best i lentisk miljø, men er også funnet i lotisk miljø. Den er tolerant overfor dårlige miljøforhold, men kommer til kort i konkurranse med andre steinfluearter (Macan 1963, Hynes 1958, Illies 1955). Populasjons-svingningene til *N. cinerea* i dammene indikerer kort generasjonstid (**vedlegg 6**). I mai var det en oppblomstring av arten. I juni og august var den så å si borte for så å øke i antall. Interessant er det at *N. cinerea* har kort vingelengde, men har allikevel en vid utbredelse. Dette står i kontrast til Malmquist (2000) som fant at vingelengden hos sjeldne arter er forholdsmessig kortere enn hos vanlige arter og at stor vingelengde er relatert til god spredningsevne. Forklaringen kan være at *N. cinerea* er svært tolerant mot forurensning og kan leve i et bredere spekter av ugunstige miljø enn andre arter. Derfor er spredningsbehovet mindre. Den trenger derfor ikke fly så langt for å finne et passende habitat å slå seg ned i, og den trenger heller ikke migrere så ofte til andre steder hvis miljøet forverrer seg. *N. cinerea* er vanlig i hele landet (Solem 1996).

Av tegene dominerte ryggsvømmere *Notonecta glauca* og buksvømmere *Sigara nigrolineata* som begge ble funnet da de tre første dammene var nyetablert i 1999. *N. glauca* var den eneste arten av ryggsvømmer som er registrert i fangdammene. Den er vanlig i Norge sør for Nordland. Dolmen (1992) fant store mengder *N. glauca* i dammer i Østfold. Han karakteriserte den som den desidert vanligste tegearten i sin undersøkelse. Til sammenligning hadde han bare en registrering av *S. nigrolineata*. Dolmen's (1992) undersøkelse omfattet for det meste etablerte dammer, noe som tyder på at *S. nigrolineata* er en pionerart som senere blir konkurrert ut av andre arter. Dette kan også settes i sammenheng med at *S. nigrolineata* i 1999 koloniserte raskt og ble funnet som dominerende art i alle tre dammene dette året. I de påfølgende årene er den blitt mer sjelden. Dette tyder på at den er konkurransesvak og at miljøet i fangdammene passer arten bedre enn miljøet i dammene Dolmen (1992) undersøkte. Den er funnet like langt nord som *N. glauca*, men mangler i Hedemark, Telemark og Møretraktene (Dolmen 1996c).

Av de tre tegeartene som bare ble funnet i 2000, kan *Corixa dentipes* og *Sigara lateralis* karakteriseres som relativt sjeldne. *S. lateralis* er tidligere bare funnet noen få steder i Norge og er spesiell på grunn av toleranse for brakkvann. Den tredje arten, *Corixa punctata*, kan karakteriseres som sjelden (Dolmen 1996). Vannløperen *Gerris lateralis* og buksvømmeren *Sigara distincta* ble første gang registrert i 2002, mens *H. sahlbergi* (buksvømmer) ble funnet både i 1999 og 2002. Alle tre artene er vanlige i det meste av landet.

Den lille vannkalven *Hydroporus planus* og vannkjæren *Anacaena lutescens* ble funnet alle tre årene. De er begge vanlige, men opptrer spredt i det meste av landet (Ødegaard et al. 1996). Ilybius ater, *Dytiscus circumcinctus* og *Acilius canaliculatus* ble bare funnet i 2000 og kan karakteriseres som mindre vanlige. *Hydroporus palustris* og *Colymbetes paykully* var nye arter i 2002. *H. palustris* er vanlig over hele landet mens *C. paykully* er vanlig i Øst-Norge og finnes ellers spredt i Midt- og Nord-Norge.

Limnephilus fuscicornis som var den eneste vårfluen som ble funnet tre år på rad, er vanlig over det meste av landet (Solem 1996). *Plectonemia conspersa*, som ble registrert i både dam 1 og 2, er en nettspinnende art som trives i sakte rennende vann (Wiley & Kohler 1984) og som ofte opptrer i høye tettheter på steder med god næringstilgang (Minshall 1984, Wiley & Kohler 1984). Fangdammene er preget av stor gjennomstrømning og kan av den grunn være egnede biotoper for *P. conspersa*.

5.3 Metapopulasjoner, suksesjon og strukturerende faktorer

Opprettholdelsen av en art kan avhenge av at det er flere dammer som til sammen opprettholder en populasjon (metapopulasjoner), slik som i Trøgstad. Det er populasjonsdynamikk over to nivåer; innenfor en dam og mellom dammer. Til sammen vil dette si at dyrene innen en enkelt dam kan dø ut, men at artens eksistens kan opprettholdes ved at det hele tiden er en eller flere dammer der dyrene lever, slik at de kan kolonisere de andre, nærliggende dammene (Begon et al. 1996). Bestandenes overlevelse i det lange løp kan således sikres gjennom stadig kolonisering. I Trøgstad vil 18 dammer innen et begrenset område være egnet til å ivareta bestander av mange delpopulasjoner. Dersom en eller flere av dammene enkelte år er uegnet som habitat for en art, fins det andre dammer i nærheten som er egnet. Dette ser ut til å være viktigst for biller og teger. Et eksempel på dette er *H. planus*, som er i forskjellige dammer hvert år. Krepssdyrene, og særlig hoppekreps, virket derimot mer stabile med hensyn til hvor de ble funnet.

En viss frekvens av kolonisering er viktig for opprettholdelse av arter i en region (Fairchild et al. 2000). Videre er spredning som oftest risikabelt, og er et resultat av valget mellom å enten prøve å overleve i det habitatet det er i, eller å flytte til et nytt habitat (Sheldon 1984, Begon et al. 1996). Spredning kan skje aktivt eller passivt. Evnen til å fly gjør at insekter har et stort potensial til å spre seg til nye habitater. De fleste familiene av teger samt vannkalver, virvlere og vannkjær, har for det meste arter som migrerer om våren (Ward 1992) og biller og teger karakteriseres

som generelt gode koloniserere (Sheldon 1984, Fairchild et al. 2000). Døgnfluer og vårfluer kommer inn i nye habitater også som driv (Brittain 1982, Wiley & Kohler 1984). Krepssdyr er avhengige av å bli transportert passivt enten via vann eller med andre organismer, som for eksempel fugler. Egg av krepssdyr kan klekke selv etter å ha passert fordøyelsessystemet hos fugler (Proctor 1964, Proctor og Malone 1965, Proctor et al. 1967). Noen krepssdyrarter er også tilpasset spredning med vind (Begon et al. 1996).

Kolonisering av dam 1 kan ha skjedd ved passiv spredning fra et ovenforliggende oligotroft vann (Festningsdammen). Klarvannsformer av krepssdyr, vårfluer og døgnfluer som ble funnet i dam 1, kan ha kommet derfra. Passiv spredning fra dam 6 til dam 3 kan også ha funnet sted. Faunistiske fellestrekk mellom disse to dammene kan tyde på dette. Ekeberg & Walseng (2000) fant størst likhetstrekk mellom de nærliggende gårdsdammene og fangdammene. Gårdsdammene lå nærmere fangdammene enn andre mulige koloniseringskilder, i tillegg til at de hadde mest lik vannkjemi. Sjansen for at en art skal overleve i et nytt habitat forutsetter at den aksepterer miljøforholdene i dammen og at den ikke blir utkonkurrert av andre arter.

Som vi kunne vente ble dammene mer like med hensyn til artsinventar de første årene etter at de var anlagt (jf. **figur 14a**). Dam 1 og til dels dam 4 skiller seg mest fra de øvrige dammene (jf. **figur 14b**). Bedre vannkvalitet i dam 1 kan ha vært utslagsgivende for at det her etablerte seg arter som er unike for denne dammen, særlig innen gruppen vårfluer.

I dam 3 og 6 var faunaen korrelert med nitrogenkonsentrasjonen i vannet. Begge disse dammene var påvirket av nitrogenrikt vann fra renseanlegget. Vannkvaliteten i dammene var ustabil, da uhell i driften av renseanlegget forekom. Vannloppen *Moina braciata* er bare funnet i dammene 3 og 6, og er et godt eksempel på en nitrogentolerant art. Den er karakteristisk for sterkt påvirkede dammer (Flössner 1972). Etter at arten forekom i høye tettheter i 2000/2001 var den helt borte i 2002. Sars (1993) erfarte det samme da arten som han fant i store mengder i en skitten dam, hadde forsvunnet året etter. Arten er sannsynligvis konkurransesvak og har et fortrinn i ekstreme miljøer. Hoppekrepsen *Ectocyclops phaleratus* ble også funnet i dam 6. I kransalgjesjøer på Hadeland ble arten også assosiert med ferskvannslokaliteter med høy nitrogenbelastning (Walseng et al. 2002). Til tross for likheter i artsinventar mellom dam 3 og 6 var det også forskjeller mellom faunaen i disse to dammene som sannsynligvis reflekterer forskjeller i vannkvalitet. I tillegg til å motta vann fra dam 6, mottar dam 3 også avrenning fra jordbruket. Krepssdyrene *Paracyclops affinis* og *Cyclops insignis* er eksempler på arter som var vanlig i dam 3, men som manglet i dam 6.

Overraskende få arter var tilstede alle årene, noe som delvis kan forklares i forhold til variasjoner i pH, kloakkutslipp, uttørring og flommer. Samtidig med at dammene får flere likhetstrekk, skjer det en suksesjon (endring i artsinventar) fra før dammene ble anlagt i 1998 til 2002 (dam 2, 4 og 5, jf. **figur 19**). Dette er forårsaket av en kombinasjon av arter som var etablert i Sønnabekken før anleggelse og av kolonisering og suksesjon av samfunnene over tid.

I systemer med høye fosforbelastninger øker andelen av hoppekreps (Stokker et al. 1999), slik vi så i fangdammene i Trøgstad. I uforurensede systemer er forholdet mellom vannlopper og hoppekreps 2:1 (Walseng unpubl.). Begge gruppene etablerte seg med mange arter i 1999. I de påfølgende årene har hoppekrepsartene forekommet mer regelmessig og har i de aller fleste tilfellene også utgjort større andeler av det totale artsantallet enn vannlopper. Dam 5 er karakterisert ved spesielt høy belastning av fosfor, og her var andelen av hoppekreps også størst. Buksvømmeren, *Sigara lateralis*, er vanlig i dammer med høy fosforbelastning (Dolmen 1992), og ikke uventet ble den funnet i dam 5. Denne dammen skilte seg også ut fra de andre på grunn av den rike tegefaunaen i 2000. Noen av artene har spredd seg videre til de andre dammene, mens andre har vært unike for dam 5. En økning av fosfor fra 1999 (Ekeberg & Walseng 1999) til 2000-2002 i dam 2 har sannsynligvis bidratt til en nedgang i antall arter her.

Grunnen til at flest arter etablerte seg i dam 6, var antagelig at dette var den største av dammene. Tidligere undersøkelser har vist at damstørrelse er viktig for øyenstikkere (Oertli et al. 2002). Dam 6 har tilsynelatende vært et egnet øyenstikkerhabitat. Artene som ble funnet her, er blitt betegnet som euryøke, det vil si at de kan leve i mange forskjellige typer habitater. I en undersøkelse av øyenstikkere fra Østfold, var det gjennomgående euryøke arter som etablerte seg i fangdammer (Bang 1999).

Spesielt for krepsdyrene er at de fleste artene ble funnet da dammene var nyetablert, og at de senere er blitt i systemet. Ordinasjonsanalyser av krepsdyrmaterialet viste riktignok fellestrekk i 2000 og 2002, forskjellig fra 2001 (jfr. figur 15). Dette skyldtes en kombinasjon av at noen få arter som var tilstede i 2000 og 2002 som uteble i 2001 (*Pleuroxus truncatus*, *Pseudochydorus globosus* og *Polyphemus pediculus*), og omvendt at det var noen arter som nesten bare ble funnet i 2001 (*C. pulchella*, *B. longirostris* og *P. affinis*). Det er viktig å presisere at krepsdyrundersøkelsene baserer seg på prøver fra både sedimentasjonskamrene og våtmarksfiltrene i hvert damsystem. Den øvrige faunaen er bare basert på prøver fra sedimentasjonskamrene siden våtmarksfiltrene gradvis grodde igjen og gjorde prøvetaking vanskelig der. Sannsynligheten for at en art skal bli funnet innenfor et damsystem er derfor større for krepsdyrene enn for den øvrige faunaen.

Analysen av kvantitative krepsdyrdata fra sedimentasjonskamrene ga ingen klare grupperinger verken mellom dammer eller år. Dette skyldes i hovedsak oppblomstringer av enkeltarter som kan virke tilfeldige og som igjen gjenspeiler ustabilitet i de enkelte dammene både gjennom år og mellom dammer.

Insektenes kolonisering og suksesjon i dammene har gått tregere enn hos krepsdyrene. Dammene var forskjellige med hensyn på artsinventar det første året. I de påfølgende årene skjedde det en spredning mellom dammene (jfr. figur 16), samtidig som nye arter etablerte seg. Usikkerhet knytter seg til våtmarksfiltrene som helt sikkert har huset flere arter som ikke ble funnet i sedimentasjonskamrene. Dam 1 hadde mange unike arter og skilte seg fra de andre dammene i 2000 og 2001. I 2002 kom det inn arter som resulterte i noe større likhet med de andre dammene.

At artsinventaret i mai og oktober skiller seg ut fra de øvrige innsamlingsdatoene, er ikke uventet (figur 17 a,b,c). Mange arter er temperaturavhengige og temperaturene i mai og oktober var gjennomgående lavere enn i sommerhalvåret (jfr. vedlegg 5). Blant de fleste dyregrupper fins det dessuten arter som er henholdsvis typiske vårformer og typiske høstformer. Noen arter som for eksempel *Cyclops insignis*, går i diapause om sommeren (Sars 1918).

Forståelse av forandringer i makroinvertebratsamfunn som følge av forurensning, er et nøkkelt tema for vurdering av forurensningshendelser og er basis for bruken av indikatorer i akvatiske systemer (Cao et al. 1997). Bentske samfunn forandrer seg raskt som en følge av forstyrrelser i miljøet (Chon et al. 2001) og kunnskap om artenes toleranse er derfor brukt for å påvise forurensningskilder i forbindelse med vassdragsovervåking (Brittain og Saltveit 1984). Undersøkelser gjort av Cao (1997) viste at arter av virvler, døgnfluer og vårflyer generelt var forurensnings-sensitive, mens fjærmygg, fåbørstemark, gråslugge (*Asellus aquaticus*) og damsnegl (*Lymnaea perega*) var tolerante. Dette er i overensstemmelse med det som ble funnet i Trøgstaddammene der døgnfluer og vårflyer var godt representert i de minst belastede dammene. Et surstøt i dam 3 i juni 2001 resulterte i at flere av artene som var fåtallig i mai, var borte i juni. *A. aquaticus* er, med unntak av juni, tilstede ved alle prøvetakingene i 2001. Dette er en pH-følsom art og tåler ikke pH under ca 5,0 (Økland 1980). Arten *Paracyclops fimbriatus* er en annen art som også var tilstede i 2001 med unntak av juni. Arten er sjelden i sure vann og i forsuringssammenheng er den regnet som indikator på en bedret vannkvalitet (Walseng et al. 2001).

I august-prøven fra dam 2 i 2001 var det høye tettheter av fåbørstemark og fjærmygg i håvprøvene, noe som gav en indikasjon på at noe hadde skjedd. Senere fikk vi vite at det hadde vært et kloakkutslipp i dam 2 rett i forkant. Stor tetthet av fåbørstemark og tovinger i de frie vannmasser var sannsynlig et resultat av oksygenvinn nær bunnen forårsaket av kloakkutslippet. Mye fåbørstemark og tovinger i håvprøvene illustrerer dette (vedlegg 6). Ved en slik episode kan man forvente seg at opportonister overlever, mens spesialister ikke takler endringene. En episode kan derfor føre til høy biomasse, men forholdsvis få arter (Wiederholm 1984, Begon et al. 1996) og i tilfeller med mye forurensning kan fjærmygg dominere totalt og utgjøre opp til 95% av biomassen (Ryszkowski 1995).

6 Oppsummering og konklusjon

Undersøkelsene av dammene i Trøgstad gir god dokumentasjon på at slike konstruerte våtmarker kan være en viktig kilde til opprettholdelse av biologisk mangfold. Selv om de hver for seg er ustabile og påvirket av høye belastninger med fosfor og nitrogen, utvasking på grunn av flommer samt oppfylling med sediment, ble flere truede og sjeldne arter påvist. Variasjoner i habitatenes utforming og vannkvalitet synes å fremme det biologiske mangfold. I de minst belastede dammene, ble det funnet forurensingsfølsomme arter. I lokaliteter med store belastninger av nitrogen og fosfor ble det funnet arter som er konkurransedyktige i slike miljøer. Det viste seg at noen arter med slik tilpasning, kan være sjeldne. Dette gjør at det biologiske mangfoldet blir stort og understreker betydningen av å ha flere dammer med forskjellig vannkvalitet i nærheten av hverandre. Gevinsten i artsmangfold ved at det ble anlagt tre nye dammer i 2000, bekrefter dette.

Ustabilitet i enkeltdammer blir oppveid av at det i dag er 18 vannspeil innenfor et begrenset område. Nye arter etablerte seg i hele undersøkelsesperioden, samtidig som det antakelig er en utveksling av arter mellom dammene. På denne måten vil dammene som system, være med på å opprettholde bestander av forskjellige arter, det vil si metapopulasjoner med en viss utveksling av dyr i mellom. Teger og biller er et godt eksempel på grupper som koloniserer nye dammer hvert år, samtidig som eksisterende populasjoner dør ut. Noen populasjoner forblir imidlertid i enkelte dammer over lengere tid og kan sees på som en stabil koloniseringskilde for de øvrige dammene.

Prøver av vannkvalitet gir ofte øyeblikksbilder. Episoder med vannkvalitet som kan være kritisk for enkeltarter har helt sikkert forekommet mellom prøvetakingene våre. Forekomst/fravær av arter kan derfor være vanskelig å forklare ved spredte opplysninger om vannkvaliteten. Vi har beskrevet faunaen i lokaliteter med gjennomgående høye nitrogen- og fosforverdier, samt registrert endringer av faunaen som følge av episoder med kloakk- og syreutslipp. Dette gjør det mulig å peke ut arter eller grupper som kan fungerer som bioindikatorer.

Dammene i Trøgstad er anlagt for å bøte på de miljøproblemerne vi mennesker har skapt for oss selv og naturen. Denne undersøkelsen, sammen med andre lignende undersøkelser, understreker den positive effekten anleggelsen av slike dammer har for biodiversiteten. De blir kolonisert av planter og dyr, og er dessuten landskapselementer til trivsel for mennesker.

7 Sammendrag

Suksesjon av ferskvannsinvertebrater er blitt studert i seks damssystemer i Trøgstad kommune i Østfold fylke. De består av et sedimentasjonskammer og 2-4 våtmarksfiltre og er lokalisert i Sønnabekkens nedbørsfelt innenfor et område på 2 km² i tilknytning til et ravinlandskap. Sønnabekken renner ut i den sørøstre delen av Øyeren. Dammene ligger mellom 140 og 150 meter over havet.

Berggrunnen i studieområdet består hovedsakelig av glimmergneis og glimmerskifer. De kvartære avsetningene består av marin leire og er preget av erosjon.

Dam 2,4 og 5 ble anlagt i 1999 mens de resterende tre, dam 1,3 og 6 var ferdigstilt vinteren 2000. Det foreligger vannprøver (6), kvalitative (18) og kvantitative (60) krepsdyrprøver, håvsveip (6) samt bunnprøver (30) fra til sammen 16 innsamlingsperioder.

pH varierte mellom 4,47 (dam 3) og 9,1 (dam 1 og 5) og det var de samme dammene som også hadde henholdsvis lavest og høyest gjennomsnittlig pH.

Det var stor variasjon i ledningsevnen alle fire årene, respektive 229 – 882 mS/cm i 1999, 209 – 1110 mS/cm i 2000, 247 – 1033 mS/cm i 2001 og 194 – 1103 mS/cm i 2002. I alle årene var det dam 5 og 6 som hadde de høyeste verdiene, mens dam 1 og 2 hadde de laveste.

Det totale innholdet av nitrogen (tot-N) varierte også mye fra dam til dam; 2,24 – 25,9 mg/l i 1999, 1,76 – 44,07 mg/l i 2000, 1,89 – 14,06 mg N/L i 2001 og 1,32 til 71,95 mg N/L i 2002. De laveste verdiene ble jevnt over funnet i dam 1 og 2, og de høyeste i dam 3, 5 og 6.

Mengden av total fosfor (tot-P) varierte fra 0,059 mg P/l til 7,5 mg P/l, begge målt i 2000. Dam 2, 4 og 5 hadde jevnt over høyest tot-P, mens dam 1, 3 og 6 hadde noe lavere verdier.

Fåbørstemark og fjærmygglarver ble funnet i dammene umiddelbart etter anleggelse, etterfulgt av krepsdyr. Insektene hadde en noe tregere kolonisering og øyestikkere kom først etter to år.

Det ble funnet totalt 116 taxa og av disse er 93 bestemt til art. Antall arter har økt fra 16 arter i 1998 (før etablering av dammene) til 67 arter i 2002. Størst økning ble registrert fra 1998 til 1999, da de første dammene ble etablert. Dam 1 var den mest artsrike dammen, mens dam 3 hadde færrest arter.

Dammene var preget av liten vegetasjonsutvikling og mye sedimentering. Fåbørstemark og fjærmygglarver ble funnet i dammene umiddelbart etter anleggelse, etterfulgt av krepsdyr. Insektene hadde en noe tregere kolonisering og øyestikkere kom først etter to år.

Fire av artene som ble funnet er på den nasjonale rødlisten for truede arter; døgnfluen *Baetis digitatus*, (sjelden), teger *Sigara limitata* (bør overvåkes), billen *Gyrinus natator* (hensynskrevende)

og liten vannsalamander (*Triturus vulgaris*) (sårbar). Fire arter var nye for Østfold; vannloppene *Ceriodaphnia laticaudata* og *Moina brachiata* og døgnfluene *Baetis digitatus* og *Baetis niger*.

Til sammen fire arter av snegl med leveriktesnegl (*Lymnaea truncatula*) som dominerende art, ble registrert.

Det ble videre funnet 21 arter av vannlopper fordelt på 14 slekter. Flest arter (14) ble registrert i 1999 i dam 2. *Chydorus sphaericus* var dominerende art alle årene. Det samme var *Daphnia pulex*, men den manglet i flere av dammene i 2001 og 2002.

Det ble registrert 18 arter av hoppekreps fordelt på 11 slekter. Flest arter totalt (17) ble registrert i 2001 mens det ble funnet 14 arter i både 2000 og 2002. Størst artsrikdom, 13 arter, ble påvist i dam 2 i 1999. I alle tre årene dominerte *Eucyclops serrulatus*.

Gråsugge (*Asellus aquaticus*) ble funnet i alle de tre nyetablerte dammene i 1999. I 2002 var det kun i dam 6 at arten ikke var blitt registrert. Gråsugge ble tidvis funnet i store mengder i dam 1, særlig i 2001.

Det ble funnet fem døgnfluearter. Den vanligste arten var *Cloeon dipterum* som ble funnet alle de tre nyetablerte dammene i 1999. Av vannymfer ble det funnet to arter, *Lestes sponsa* og *Coenagrion hastulatum*, mens det ble funnet en libelleart, *Aeshna cyanea*. Det ble ikke funnet vannymfer før i august 2002, mens libellen *A. cyanea* ble funnet første gang i august 2001 i dam 6. Det ble funnet kun en steinflueart, *Nemoura cinerea*.

Det ble funnet 14 arter av teger fordelt på tre familier; ryggsvømmere (Notonectidae), buksvømmere (Corixidae) og vannløpere (Gerridae). Ryggsvømmerne er kun representert med en art, *Notonecta glauca*, mens det ble funnet 11 arter buksvømmere med *Sigara nigrolineata* som den vanligste.

17 billearter fordelte seg på fire familier; vanntråkkere (Halipidae), vannkalver (Dytiscidae), virvlere (Gyrinidae) og vannkjær (Hydrophilidae). *Limnephilus fuscicornis* var den vanligste vårfluearten.

Med unntak av dam 3 ble det funnet amfibier i alle dammene. To individer av liten vannsalamander (*Triturus vulgaris*) ble registrert i dam 6 i juni 2001. I august samme år ble ett individ også registrert i dam 4. I mai 2002 ble det igjen funnet et individ i dam 4. Dette var siste gang det ble registrert liten vannsalamander i denne dammen.

Artsrikdommen har økt samtidig med at dammene ble mer og mer like med hensyn til artsinventar. Variasjoner i artsinventaret var korrelert med belastninger av nitrogen og fosfor og de enkelte dammene favoriserte derfor forskjellige dyregrupper. Faunaen i dam 1 og 4 hadde fellestrekk og skilte seg faunistisk fra de øvrige dammene. Dam 1 var minst belastet med hensyn på næringsalter og flere arter var unike for denne dammen, særlig innen gruppen vårfluer. Dam 2, der belastningen av næringsalter har økt etter anleggelse, har faunistisk blitt mer lik de belastede dammene.

Høye belastninger av næringsalter ble også reflektert ved at det

ble funnet en høy andel hoppekrepsarter sammenlignet med vannloppesarter. Episoder med kloakk- og syreutslipp til dammene ble detektert gjennom endringer i faunaen.

I Trøgstad vil 18 dammer innen et begrenset område være egnet til å ivareta en metapopulasjon. Dersom en eller flere av dammene enkelte år er uegnet som habitat for en art, fins det andre dammer i nærheten som er egnet. Dette ser ut til å være viktigst for biller og teger. Et eksempel på dette er billen *H. planus*, som er i forskjellige dammer for hvert år. Krepsdyrene, og særlig hoppekreps, virket derimot stabile i forekomst.

Dammene i Trøgstad er en god dokumentasjon på at dammer er en viktig kilde til biologisk mangfold. Til tross for at de utgjør et sett med ustabile systemer påvirket av høye belastninger med fosfor og nitrogen, utvasking på grunn av flommer samt oppfylling med sediment, ble mange sjeldne arter og rødlistearter påvist. Variasjon i habitater fremmer det biologiske mangfoldet. I de minst belastede dammene (dam 1), ble det funnet arter som ikke tåler mye forurensning.

8 Litteratur

- Amezaga, J. M., Santamaria, L., Green, A.J. 2002. Biotic wetland connectivity - supporting a new approach or wetland policy. *Acta Oecologica* 23: 213-222.
- Askew, R.R. 1988. *The Dragonflies of Europe.*, Harley Books (B.H. & A. Harley Ltd.), Colchester. 291 s.
- Bang, C. 1999. Augestikkerar i fangdammar. Hovedfagsoppgave i entomologisk økologi - Cand. scient. Norges Landbrukshøgskole - IBN: 1-78.
- Barbault, R. 1995. Biodiversity: stakes and opportunities. *Nature and resources* 21(3): 18-26.
- Beebee, T.J.C. 1997. Changes in dewpond numbers and amphibian diversity over 20 years on chalk downland in Sussex, England. *Biological Conservation* 81: 215-219.
- Begon, M., Harper, J.L. & Townsend, C.R. 1996. *Ecology*, 3. ed. Blackwell science. 1068s.
- Bolhaug, C. & Dolmen, D. 1996. Dammer og småtjern rundt Oslofjorden; fauna, flora og verneverdi. Vitenskapsmuseet rapport zoologisk serie nr. 98 1996-4: 1-38.
- Braskerud, B.C. 1995. Tilbakeholdelse av jord, fosfor og nitrogen i fangdammer. Resultat - Metoder - Representativitet. *Jordforsk rapport 9/95*: 1-53.
- Braskerud, B.C. 1998. Økologiske rens tiltak og miljøplantinger. Planter skaper bedre miljø. 1. Veileder. Infomateriell om kulturlandskap. U. D. Grue. 1: Kapittel 3, 24-32.
- Braskerud, B.C. 2002. Factors affecting nitrogen in small constructed wetlands treating agricultural non-point source pollution. *Ecological Engineering* 18: 351-370.
- Brittain, J. 1982. Biology of mayflies. *Annual Review of Entomology* 27: 119-147.
- Brittain, J., Nøst, T. & Arnekleiv, J.V. 1996. Ephemeroptera - Døgnfluer. I Aagaard, K. & Dolmen, D., red. *Limnofauna norvegica*, katalog over norsk ferskvannsf fauna. Tapir, Trondheim: 130-135.
- Brittain, J.E. & Saltveit, S.J. 1984. Bruk av bunndyr i vassdragsovervåking. *VANN* 1: 116-121.
- Cao, Y., Bark, A.W. & Williams, P. 1997. Analysing benthic macroinvertebrate community changes along a pollution gradient: A framework for the development of biotic indices. *Water Research* 31(4): 884-892.
- Chon, T., Kwak, I., Perk, Y., Kim, T. & Kim, Y. 2001. Patterning and short-term predictions of benthic macroinvertebrate community dynamics by using a recurrent artificial neural network. *Ecological Modelling* 146: 181-193.
- Direktoratet for naturforvaltning 1999. Nasjonal rødliste for truede arter i Norge 1998. Norwegian redlist 1998. Direktoratet for naturforvaltning, DN-rapport 1999-3: 161s.
- Dolmen, D. 1992. Dammer i kulturlandskapet makroinvertebrater, fisk og amfibier i 31 dammer i Østfold. NINA Forskningsrapport 020: 1-63.
- Dolmen, D. 1996a. Invertebrat- og amfibiefaunaen i dammer rundt Fjergen og Tevedalen, Meråker. Vitenskapsmuseet rapport zoologisk serie nr. 96 1996-1: 1-28.
- Dolmen, D. 1996b. Odonata - Øyestikkere. I Aagaard, K. & Dolmen, D., red. *Limnofauna norvegica*, katalog over norsk ferskvannsf fauna. Tapir, Trondheim: 139-145.
- Dolmen, D. 1996c. Heteroptera - Teger. I Aagaard, K. & Dolmen, D., red. *Limnofauna norvegica*, katalog over norsk ferskvannsf fauna. Tapir, Trondheim: 146-150.
- Ekeberg, A.K. 2000. Kolonisering av tre nyetablerte fangdammer i Trøgstad kommune. Hovedfagsoppgave i akvatisk økologi. Norges landbrukshøgskole - IBN: 134s.
- Ekeberg, A.K. & Walseng, B. 2000. Kolonisering av tre nyetablerte fangdammer i Trøgstad kommune. - NINA Fagrapport 043: 1-49.
- Elangovan, R., Ballance, S., White, K.N., McCrohan, C.R. & Powell, J.J. 1999. Accumulation of aluminium by the freshwater crustacean *Asellus aquaticus* in neural water. *Environmental pollution* 106: 257-263.
- Engblom, E. 1996. Ephemeroptera, Mayflies. *Aquatic Insects of North Europe* 1: 13-53.
- Fairchild, G.W., Faulds, A.M. & Matta, J.F. 2000. Beetle assemblages in ponds: effects of habitat and site age. *Freshwater Biology* 44: 523-534.
- Flössner, D. 1972. *Krebstiere, Crustacea, Kiemen- und Blattfüßer, Branchiopoda, Fishläuse, Branchiura.* Tierwelt Deutschl 60: 1-501.
- Gaviria, S. 1998. Colonization of a man-made river (Marchfeld-canal, Lower Austria) by benthic copepods. *Journal of marine systems* 15: 127-134.
- Halvorsen, G., Sloreid, S.E., Sporsheim, P. & Walseng, B. 1994. Ferskvannsbioologiske undersøkelser av grytehullsjøene i Gardermo-området. - NINA Forskningsrapport 57: 1-42.
- Halvorsen, G., Sloreid, S.E. & Walseng, B. 1996. Dokka-deltaet - ferskvannsbioologiske konsekvenser av kraftutbyggingen i Dokkavassdraget. - NINA Oppdragsmelding 437: 1-101.
- Hansen, M. 1987. The Hydrophilidae (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark. *Fauna Entomologica Scandinavia* 18: 1-254.

- Helsedepartementet (HD) 2001. Drikkevannsforskriften. Kvalitetskrav til drikkevann - vedlegg i forskrift om vannforsyning og drikkevann.
- Herbst, D. 1976. Blattfusskrebse (Phyllopoden: Echte Blattfüsser und Wasserflöhe). Kosmos-Verlag Franckh, Stuttgart: 130s.
- Hodge, I., & McNally, S. 2000. Wetland restoration, collective action and the role of water management institutions. *Ecological Economics* 35: 107-118.
- Hynes, H.B.N. 1958. A key to the adults and nymphs of British stoneflies (Plecoptera). Scientific publication/Freshwater Biological association 17: 87.
- Hågvar, E. 1998a. Sommerkurs i zoologi, Z100 og Z220. Kompendie til sommerkurs i generell zoologi og insekter, IBN-NLH.
- Hågvar, E. 1998b. Det zoologiske mangfoldet - Dyregruppens systematikk, bygning og levevis. 2. utgave, Universitetsforlaget. 384 s.
- Hågvar, S. 1995. Biologisk mangfold og nøkkelbiotoper. Hvorfor bevare biologisk mangfold. *Biolog* 3(4): 10.
- Illies, J. 1955. "Steinfliegen oder Plecoptera" in *Die Tierwelt Deutschlands*. Jena: Fischer. 43 Teil, 150s.
- Jandel Corporation 1993. Sigma Stat 1.0. MicroHelp inc.
- Jongman, R.H.G., ter Braak, C.J.F., et al. 1995. Data analysis in community and landscape ecology, Cambridge University Press. 299 s.
- Kiefer, F. 1973. Ruderfusskrebse (copepoden). Kosmos-Verlag Franckh, Stuttgart: 99 s.
- Kiefer, F. 1978. Freilebende Copepoda. - I Elster, I.J., & Ohle, W., red. *Das Zooplankton der Binnengewässer* 26: 1-343.
- Kirchmann, H.T., & Thorvaldsson, G. 2000. Challenging targets for future agriculture. *European Journal of Agronomy* 12: 145-161.
- Kivaisi, A.K. 2001. The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and use in developing countries: a review. *Ecological Engineering* 16: 545-560.
- Knight, R.L., Payne Jr, V.W.R., Borer, R.E., Clarke Jr, R.A. & Pries, J.H. 2000. Constructed wetland for livestock wastewater management. *Ecological Engineering* 15: 41-55.
- Kromp, B. 1999. Carabid beetles in sustainable agriculture: a review on pest control efficacy, cultivation impacts and enhancement. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74: 187-228.
- Lepneva, S.G. 1964a. Larvae and pupae of Annulipalpia. Trichoptera. Fauna USSR, Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem. New ser. B, no 88, 1: 638 s.
- Lepneva, S.G. 1964b. Larvae and pupae of Integripalpia. Trichoptera. Fauna USSR, Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem. New ser. B, no 88, 2.: 700 s.
- Lillehammer, A. 1988. Stoneflies (Plecoptera) of Fennoscandia. *Fauna Entomologica Scandinavia* 21: 1-165.
- Macan, T.T. 1963. Freshwater ecology, Longman Group Limited, London. 338s.
- Macan, T.T. 1965. A revised key to the British water bugs (Hemiptera-Heteroptera) with notes on their ecology. Freshwater Biological Association, The Ferry House, Cumbria.: 77 s.
- Macan, T.T. 1969. A key to the British fresh- and brackish-water gastropods. Scientific publications/Freshwater Biological association 13: 46 s.
- Macan, T.T. 1973. Ponds and lakes, G. Allen & unwin Ltd., London.
- MacNeil, C., Dick, J.T.A., Bigsby, E., Elwood, R.W., Montgomery, W.I., Gibbins, C.N. & Kelly, D.W. 2002. The validity of the Gammarus: Asellus ratio as an index of organic pollution: abiotic and biotic influences. *Water Research* 36: 75-84.
- Malmquist, B. 2000. How does wing length relate to distribution patterns of stoneflies (Plecoptera) and mayflies (Ephemeroptera)? *Biological Conservation* 93: 271-276.
- Minshall, G.W. 1984. Aquatic insects-substratum relationships. *The Ecology of Aquatic Insects*. V. H. Resh, Rosenberg, D.M., Praeger: 358-400.
- Mitsch, W.J. & Gosselink, J.G. 2000. The value of wetlands: importance of scale and landscape setting. *Ecological Economics* 35: 25-33.
- Moore, M.T., Rodgers Jr, J.H., Cooper, C.M. & Smith Jr, S. 2000. Constructed wetlands for mitigation of atrazine-associated agricultural runoff. *Environmental pollution* 110: 393-399.
- Nagell, B. 1977. Phototactic and thermotactic responses facilitating survival of Cloeon dipterum (Ephemeroptera) larvae under winter anoxia. *Oikos* 29: 342-347.
- Neuron Data 1992. ArcView GIS 3.2. Environmental Systems Research Institute, Inc.
- Nilsson, A.N. & Holmen, M. 1995. The aquatic Adephaga (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark II. Dytiscidae. *Fauna Entomologica Scandinavia* 32: 1-191.
- Norges Geologiske Undersøkelse 1988. Kvartærgeologisk kart, 1914 II Trøgstad, 1:20000, CST 039040.
- Norges Geologiske Undersøkelse 2002. Berggrunnsgeologidatabasen, berggrunnskart. Østfold fylke, Trøgstad kommune.
- NSF (Norges Standardiseringsforbund Oslo) 1975. NS 4743.

- Vannundersøkelse. Bestemmelse av nitrogeninnhold etter oksydasjon med peroksodisulfat. 1. utg: 8 s.
- NSF (Norges Standardiseringsforbund Oslo) 1975. NS 4745. Vannundersøkelse. Bestemmelse av summen av nitritt- og nitrat-nitrogen. 1. utg.: 7 s.
- NSF (Norges Standardiseringsforbund Oslo) 1979. NS 4720. Vannundersøkelse. Måling av pH. 1. utg.: 7 s.
- NSF (Norges Standardiseringsforbund Oslo) 1993. NS-ISO 7888. Vannundersøkelse. Måling av konduktivitet. 1. utg.: 12 s.
- NSF (Norges Standardiseringsforbund Oslo) 1995. NS-EN ISO 10304-1. Vannundersøkelse. - Bestemmelse av oppløst fluorid, klorid, nitritt, ortofosfat, bromid, nitrat og sulfat med væskrokromatografi. Del 1: Metode for lite forurenset vann (ISO 10304-1:1992). . 1. utg.: 12 s.
- NSF (Norges Standardiseringsforbund Oslo) 1997. NS-EN 1189. Vannundersøkelse. - Bestemmelse av fosfor. Spektrometriske metode med ammoniummolybdat. 1. utg.: 18 s.
- Oertli, B., Joye, D.A., Castella, E., Juge, R., Cambin, D. & Lachavanne, J-B. 2002. Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity. *Biological Conservation* 104: 59-70.
- Pedersen, N.E. & Braskerud, B.C. 1996. Fangdammer som tiltak mot landbruksforurensning i Østfold fylke. *Jordforsk rapport 117/96*: 37 s.
- Proctor, V.W. 1964. Viability of crustacean eggs recover 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.
- Proctor, V.W., Malone, C.R. & DeVlamning, V.L. 1967. Dispersal of aquatic organisms: Viability of disseminules recovered from the intestinal tract of captive killdeer. *Ecology* 48(4): 672-676.
- Roseth, R. 1994. Fangdammer, vegetasjonssoner og bekkerestaurering som tiltak mot arealavrenning fra jordbruket. *Jordforsk rapport 6.93.08-01/1*: 1-44.
- Roseth, R., Gangnes, R. & Røyhus, H.I. 2001. Naturbasert etterpoleringstrinn ved Skjønnhaug renseanlegg. *Jordforsk rapport 28/01*: 26 s.
- Rylov, W. M. 1948. Freshwater Cyclopoida. Fauna USSR, Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem 1963. *Crustacea*, 3(3). 314 s.
- Ryszkowski, L. 1995. Managing ecosystem services in agricultural landscapes. *Nature and resources* 31(3): 27-36.
- Sars, G.O. 1891. Oversigt av Norgs Crustaceer med foreløbige bemerkinger over de nye aller mindre bekjendte arter. *Vidensk. Selsk. Krist.* 1890 1: 1-80.
- Sars, G.O. 1903. An account of the Crustacea of Norway. IV. Copepoda, Calanoida. - Bergen: 171 s.
- Sars, G.O. 1918. An account of the Crustacea of Norway. VI. Copepoda, Cyclopoida. - Bergen: 225 s.
- Sars, G.O. 1993. On the Freshwater crustaceans occurring in the vicinity of Christiania, University of Bergen, 1993, 250 s.
- Sell, A.F. 1998. Adaptation to oxygen deficiency: Contrasting patterns og haemoglobin synthesis in two coexisting *Daphnia* species. Review. *Comparative Biochemistry and Physiology* 120: 119-125.
- 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 alloktion tilførsel 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, Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem 1974. *Crustacea* 1 (2): 644 s.
- Solem, J.O. 1983. Identification of Norwegian genera of limnophilid larvae with single-filament gills (Tricoptera: Limnephilidae). *Entomologica Scandinavica* 14: 457-461.
- Solem, J.O. 1983. Identification of the Norwegian larvae of the genus *potamophylax* Wallengren, 1891 (Tricoptera: Limoniidae) with data on life histories, habitat and food in Kongsvoll area. Dovrefjell mountains, Central Norway. *Fauna Norvegica Serie B* 30: 69-76.
- Solem, J.O. 1985. Norwegian *Apatania Kolenati* (Tricoptera: Limnephilidae): Identification of their larvae and aspects of their biology in high altitude zone. *Entomologica Scandinavica* 16: 161-174.
- Solem, J.O. 1996. Plecoptera - Steinfluer. I Aagaard, K. & Dolmen, D., red. *Limnofauna norvegica, katalog over norsk ferskvannsf fauna*. Tapir, Trondheim: 136-138.
- Solem, J.O. & Andersen, T. 1996. Tricoptera - Vårfluer. I Aagaard, K. & Dolmen, D., red. *Limnofauna norvegica, katalog over norsk ferskvannsf fauna*. Tapir, Trondheim: 172-180.
- Southwood, T.R.E. & Henderson, P.A. 2000. *Ecological Methods.*, 3. ed. Blackwell Science. 575s.
- Stokker, R. 1998. Artsmangfold i to fangdammer i Haldenvassdraget med forskjellig vannkvalitet. Hovedfagsoppgave i akvatisk økologi. *Norges Landbrukshøgskole* - IBN: 106s.
- Stokker, R., Walseng, B., Brittain, J.E., Dolmen, D. & Sloreid, S.E. 1999. Artsmangfold i to syv år gamle fangdammer i Haldenvassdraget med forskjeller i vannkvalitet. *NINA Fagrapport 034*: 1-48.

ter Braak, C.J.F. & Smilauer, P. 1997. Canoco for Windows Version 4.0. Centre for Biometry Wageningen, CPRO-DLO, Wageningen, The Netherlands.

ter Braak, C.J.F. & Smilauer, P. 1998. CANOCO: Reference manual and Users Guide til Canoco for Windows. Centre for Biometry, Wageningen.: 1-351.

Walseng, B. 1994. Verneplan I og II, Østfold - Krepsdyrundersøkelser, NINA oppdragsmelding 304: 1-26.

Walseng, B., Brandrud, T.E., Gausemel, G, Lierhagen, S. & Tufto, A. 2002. Krepsdyr i 12 kransalgjesjøer på Hadeland (Lunner og Gran kommuner, Oppland fylke) langs en trofigradient. NINA Fagrapport 057: 1-46.

Walseng, B., Hagman, E., Halvorsen, G. & Sloreid, S.-E. 1995. Krepsdyr- og bunndyrfaunaen i en rensepark på Jæren med syv fangdammer - Et pilotprosjekt. NINA Oppdragsmelding 336: 1-19.

Walseng, B. & Halvorsen, G. 1996a. Cladocera - Vannlopper. I Aagaard, K. & Dolmen, D., red. Limnofauna norvegica, katalog over norsk ferskvannsf fauna. Tapir, Trondheim: 95-99.

Walseng, B. & Halvorsen, G. 1996b. Copepoda - Hoppekreps. I Aagaard, K. & Dolmen, D., red. Limnofauna norvegica, katalog over norsk ferskvannsf fauna. Tapir, Trondheim: 103-107.

Walseng, B., Halvorsen, G., & Sloreid, S.-E. 2001. Littoral microcrustaceans (Cladocera and Copepoda) as indices of recovery of a limed water system. *Hydrobiologia* 450: 159-172.

Ward, J. V. 1992. Aquatic insect ecology. 1. Biology and habitat, John Wiley & Sons, Inc. 438 s.

Wiederholm, T. 1984. I Resh, V.H. & Rosenberg, D.M.. Responses of aquatic insects to environmental pollution. The ecology of aquatic insects. Praeger: 508-557.

Wiley, M.J. & Kohler, S.L. 1984. I Resh, V.H. & Rosenberg, D.M. Behavioral adaptations of aquatic insects. The Ecology og Aquatic Insects., Praeger: 101-133.

Ødegaard, F., Hansen, O. & Dolmen, D. 1996. Coleoptera - Biller. I Aagaard, K. & Dolmen, D., red. Limnofauna norvegica, katalog over norsk ferskvannsf fauna. Tapir, Trondheim: 151-167.

Øiestad, I. 2000. Trøgstad rensepark, Trøgstad Kommune Webside,

Økland, J. & Økland, K.A. 1995. Vann og vassdrag 1. Ressurser og problemer, Vett og viten.

Økland, J. & Økland, K.A. 1996. Vann og vassdrag 2. Økologi, Vett og viten.

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

Økland, J. & Økland, K.A. 1999. Dyreliv i vann og vassdrag,

Cappelen.

Økland, K.A. 1980. Ecology and distribution of *Asellus aquaticus* (L.) in Norway, including relation to acidification in lakes. Intern rapport Sur nedbørs innvirkning på skog og fisk, SNSF prosjektet. IR52/80: 1-70.

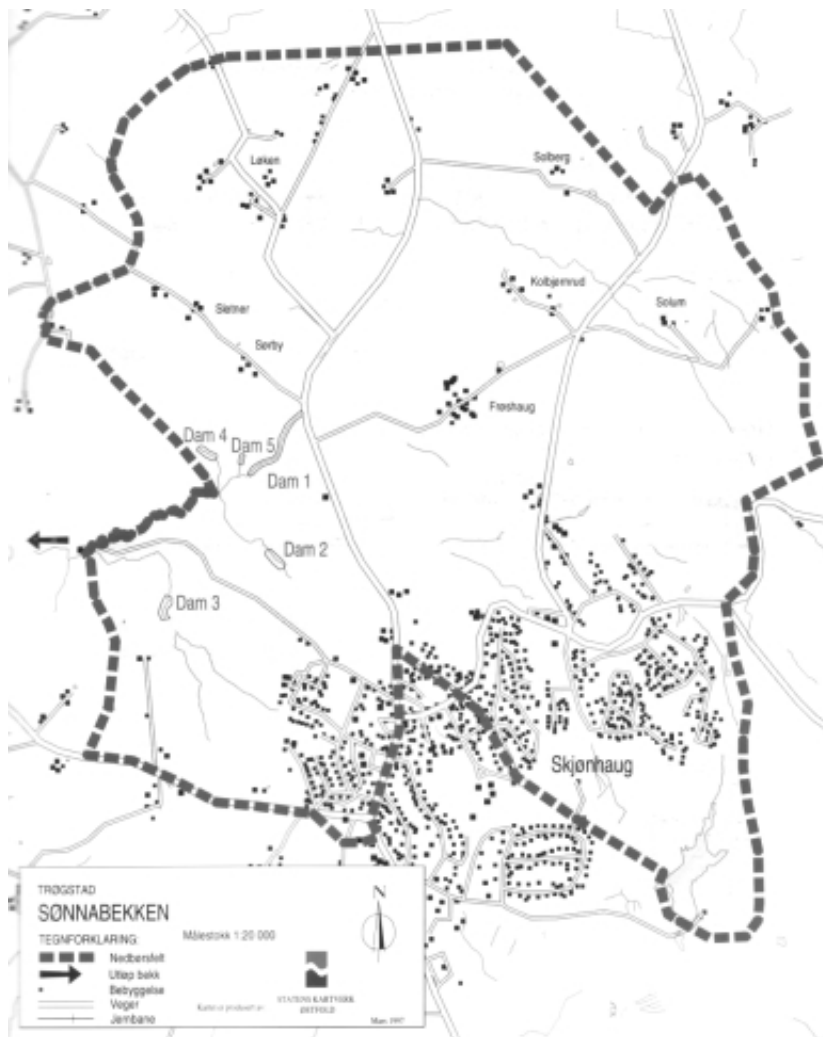
Økland, K.A., Økland, J. & Dolmen, D. 1996. Malacostraca - Storkreps. I Aagaard, K. & Dolmen, D., red. Limnofauna norvegica, katalog over norsk ferskvannsf fauna. Tapir, Trondheim: 112-117.

Aagaard, K. & Dolmen, D. 1996. Limnofauna Norvegica - Katalog over norsk ferskvannsf fauna, Tapir Forlag. 310 s.

Vedlegg 1

Nedbørfeltet til Sønnabekken.

The catchments of the River Sønnabekken.



Vedlegg 2

*Elementer analysert med tilhørende norsk standard.
Norwegian standard of elements analysed.*

Element	Norsk standard
pH	NS 4720 (NSF (Norges Standardiseringsforbund Oslo) 1979)
Ledningsevne	NS-ISO 7888 (NSF (Norges Standardiseringsforbund Oslo) 1993)
Tot-N	NS 4743/NS 4745 (NSF (Norges Standardiseringsforbund Oslo) 1975; NSF (Norges Standardiseringsforbund Oslo) 1975)
NO3-N	NS 4745 (NSF (Norges Standardiseringsforbund Oslo) 1975)
Tot-P	NS-EN 1189 (NSF (Norges Standardiseringsforbund Oslo) 1997)
PO4-P	NS-EN 1189 (NSF (Norges Standardiseringsforbund Oslo) 1997)
Cl	NS-EN ISO 10304-1 (NSF (Norges Standardiseringsforbund Oslo) 1995)
SO4	NS-EN ISO 10304-1 (NSF (Norges Standardiseringsforbund Oslo) 1995)
F	NS-EN ISO 10304-1 (NSF (Norges Standardiseringsforbund Oslo) 1995)

Vedlegg 3

*Artsbestemte taxa, litteratur som ble brukt samt hvem som utførte artsbestemmelsene.
Taxa determined to species level, literature used and who has carried out the analysis.*

Gruppe	Litteratur	Bestemt av
Vannlopper Hoppekreps Snegler Døgnfluer	(Smirnov 1971, Flössner 1972, Herbst 1976) (Sars 1903, 1918, Rylov 1948, Kiefer 1973, 1978) (Macan 1969) (Engblom 1996)	Bjørn Walseng (NINA, Oslo) Bjørn Walseng (NINA, Oslo) Asbjørn Magnar Hov Asbjørn Magnar Hov John E. Brittain (NLH/UiO)
Steinfluer	(Lillehammer 1988)	Asbjørn Magnar Hov John E. Brittain (NLH/UiO)
Vårfluer	{Lepneva 1964 a,b, Solem 1983 a,b, 1985)	Asbjørn Magnar Hov Terje Bongard (NINA, Trondheim)
Øyestikkere Teger Biller	(Askew 1988) (Macan 1965) (Hansen 1987; Nilsson & Holmen 1995)	Dag Dolmen (NTNU, Trondheim) Dag Dolmen (NTNU, Trondheim) Asbjørn Magnar Hov Oddvar Hanssen (NINA, Trondheim)

Vedlegg 4

Kjemidata 2000-2002.

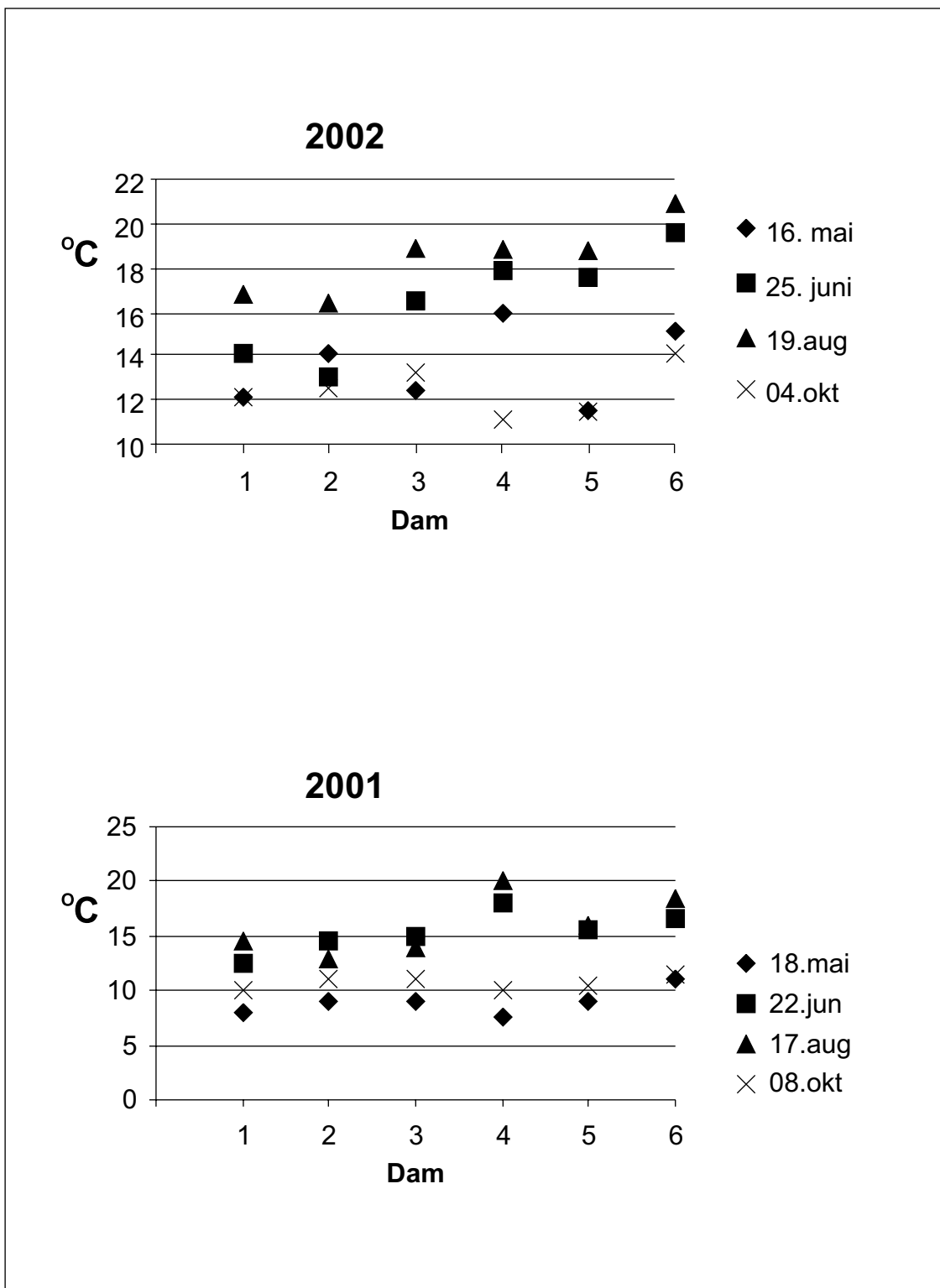
Chemistry data 2000-2002.

		Dam 1			Dam 2			Dam 3			Dam 4			Dam 5			Dam 6		
		2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002
pH	M	7,53	6,83	9,10	7,26	6,80	8,40	6,17	6,13	8,07	7,67	6,97	8,07	7,04	7,05	9,05	6,22	6,17	8,33
	J	7,43	6,93	8,57	6,65	6,65	8,68	6,14	4,47	8,13	7,59	7,20	8,67	7,41	6,85	8,55	6,31	6,50	8,43
	A	7,28	6,70	7,90	6,80	6,53	7,50	6,35	6,40	7,60	6,99	7,23	7,77	7,22	6,75	7,90	6,79	6,73	7,70
	O	7,22	6,93	8,03	6,97	6,65	7,65	6,96	6,83	7,30	7,47	7,13	7,50	7,25	7,15	7,70	6,60	6,57	7,23
Lendingsevne	M	483	287	359	585	370	412	757	402	729	748	226	979	972	770	632	876	894	741
	J	349	326	335	334	438	524	731	654	686	668	506	688	909	725	809	952	1033	780
	A	396	247	466	209	339	526	701	357	763	666	443	687	882	909	812	1110	867	807
	O	285	279	441	335	257	194	496	506	674	597	500	859	848	753	1103	717	935	1077
Tot-N mg/L	M	2,90	4,54	3,01	1,80	3,28	3,46	28,30	10,18	41,62	5,40	3,39	8,60	11,60	12,53	13,16	31,50	9,67	45,22
	J	2,00	3,79	3,20	4,80	7,37	2,28	23,30	8,78	36,18	7,80	8,75	27,65	7,40	13,48	7,98	39,10	10,41	35,99
	A	2,50	3,11	3,42	1,76	5,02	7,43	25,36	9,10	42,10	9,44	5,20	13,82	7,58	14,06	6,43	44,07	10,98	39,04
	O	2,80	5,75	4,60	4,03	1,89	1,32	14,10	13,17	18,27	13,98	12,46	8,05	14,79	12,10	19,34	33,35	11,40	71,95
NO3-N mg/L	M	-	6,28	1,14	-	1,90	0,02	-	7,70	1,21	-	3,56	0,08	-	31,90	2,11	-	3,42	6,45
	J	-	2,86	0,84	-	0,32	0,17	-	1,83	0,65	-	3,77	4,74	-	8,78	0,80	-	7,82	1,72
	A	-	1,86	1,00	-	0,90	0,01	-	2,24	0,12	-	2,58	3,08	-	5,85	0,82	-	5,62	1,66
	O	-	3,66	1,05	-	0,35	0,29	-	2,03	0,01	-	10,20	6,99	-	9,83	2,45	-	0,54	0,07
Tot-Pmg/L	M	0,059	0,230	0,064	0,414	0,410	2,712	0,355	0,170	0,105	0,124	0,180	0,645	2,682	1,130	1,023	0,319	0,170	0,093
	J	0,075	0,120	0,084	0,745	0,940	0,692	0,120	0,110	0,087	0,170	0,450	0,570	0,703	1,140	0,782	0,085	0,070	0,096
	A	0,166	0,090	0,203	0,590	0,620	0,869	0,141	0,160	0,145	0,389	0,290	0,311	0,928	3,200	0,651	7,581	0,080	0,096
	O	0,069	0,120	0,183	2,618	0,500	0,343	0,139	0,130	0,398	0,125	0,430	0,753	0,563	2,050	0,698	0,246	0,180	0,410
PO4-P mg/L	M	-	0,04	0,007	-	0,10	0,414	-	0,04	0,027	-	0,02	0,099	-	0,53	0,015	-	0,05	0,015
	J	-	0,02	0,015	-	0,42	0,150	-	0,02	0,005	-	0,07	0,007	-	0,32	0,123	-	0,00	0,022
	A	-	0,03	0,056	-	0,26	0,087	-	0,04	0,007	-	0,05	0,029	-	2,55	0,194	-	0,01	0,024
	O	-	0,04	0,024	-	0,05	0,027	-	0,02	0,024	-	0,10	0,005	-	1,31	0,036	-	0,01	0,017
SO4 mg/L	M	-	16,95	-	-	21,17	-	-	50,02	-	-	16,61	-	-	42,64	-	-	167,78	-
	J	-	18,88	-	-	21,58	-	-	133,64	-	-	32,13	-	-	42,47	-	-	222,01	-
	A	-	22,42	-	-	26,30	-	-	42,17	-	-	39,54	-	-	74,58	-	-	186,63	-
	O	-	23,69	-	-	8,84	-	-	73,27	-	-	35,66	-	-	73,80	-	-	182,89	-
Cl mg/L	M	-	25,41	-	-	45,17	-	-	42,61	-	-	10,70	-	-	49,09	-	-	76,64	-
	J	-	36,90	-	-	57,50	-	-	64,06	-	-	36,53	-	-	74,63	-	-	84,27	-
	A	-	15,21	-	-	36,22	-	-	23,94	-	-	18,43	-	-	73,26	-	-	63,82	-
	O	-	17,18	-	-	31,70	-	-	32,62	-	-	23,85	-	-	39,55	-	-	66,23	-

Vedlegg 5

Temperatur i sedimentasjonskamrene i 2001 og 2002.

Temperature in the sedimentation chambers in 2001 and 2002.



Navn	Fork.	År: 2000						Juni						August						Oktober									
		Mai						D1	D2	D3	D4	D5	D6	D1	D2	D3	D4	D5	D6	D1	D2	D3	D4	D5	D6	D1	D2	D3	D4
Diacyclops bisetosus (Rehbg.)	Dia bis	5																		5									
Diacyclops crassicaudis Sars	Dia cra							6						8															
Mesocyclops leuckarti (Claus)	Mes leu	1	38		1			6						4															
Thermocyclops oithonoides (Sars)	The oit	1						3																					
Graeteriella unisetigera (Graeter)	Gra uni																												
cycl naup	Cyc nau	47	391	3	2100	510		34	143	21		300		50	1	115		1820	4000	2	2	1		111	6				
eucycl naupl	Euc nau							290						40X															
cycl cop (I-III)	Cyc cop	158	618	4	2470	5970	1	38	159	29	1	3900	9	330	2044	585		4340	1500	25	16	401		17	1910				
Harpactodia spp	Har spp							1						2															
Isopoder																													
Asellus aquaticus (L.)	ase aqu																			100									
Spretthaler																													
Collembola spp	Col spp																												
Døgnfluer																													
Siphonurus aestivalis (Eaton)	Sip aes																												
Baetis digitatus	Bae dig																												
Baetis niger (Linnaeus)	Bae nig																												
Cloeon Dipterum (Linnaeus)	clo dip													29						20									
Arthroplea congener (Bengtson)	art con																			10									
Øyenstikkere																													
Vannymfer																													
Lestes sponsa (Hanseman)	les spo																												
Coenagrion hastulatum (Charpentier)	coe has																												
Libeller																													
Aeshna cyanea (Müller)	aes cya																												
Aeshna sp	aes sp																												
Steinfluer																													
Nemoura cinerea (Retzius)	Nem cin																			2									
Teger																													
Vannløpere																													
Gerris lacustris (Linnaeus)	ger lac																												
Gerris lateralis (Schummel)	ger lat																												
Gerris sp. Juv	ger spj																												
Ryggsømmere																													
Notonecta Glauca (Linnaeus)	not gla													6						1									
Notonecta glauca juv	not juv																			1									
Notonecta sp. Juv	not sp																			54									
Buksømmere																													
Corixa dentipes (Thomson)	cor den																			2									
Corixa punctata (Illiger)	cor pun																			19									
Corixa sp. Juv	cox spj																			1									
Corixidae sp. Juv	cor spj																			91									
Corixidae sp.	cor sp																												
Sigara distincta (Fieber)	sig dis							1																					
Sigara falleni (Fieber)	sig fal																			1									
Sigara fossarum (Leach)	sig fos																			2									
Sigara lateralis (Leach)	sig lat																			1									
Sigara nigrolineata (Fieber)	sig nig							2																					
Sigara limitata (Fieber)	sig lim																			1									
Sigara semistriata (Fieber)	sig sem																			1									
Sigara distincta/falleni	sig d f																												
Sigara scotti/fossarum	sig s f																			1									
Sigara sp.	sig sp																												
Hesperocorixa sahlbergi (Fieber)	hes sah																												
Callicorixa praeusta (Fieber)	cal pra																			12									
Callicorixa sp.	cal sp																			6									

Navn	Fork.	År: 2001						Juni						August						Oktober					
		Mai			D4	D5	D6	D1	D2	D3	D4	D5	D6	D1	D2	D3	D4	D5	D6	D1	D2	D3	D4	D5	D6
Nesledyr																									
Hydra spp	Hyd spp																								
Nematoder																									
Nematoda spp	Nem spp				4	2	1	1	6						80	8	1	6	1	2	19	11	2		
Hjuldyr																									
Rotatoria spp	Rot spp	1	13	37	7	172	20	9	64	323	78	17	1609	119	12	81	44	39	32	1	1908	16	345	10X	
Snegler																									
Lymnaea truncatula (L.)	lym tru	4	1		15	3		3			1			5	1	5	15	1	15	1	2	47	5		
Lymnaea glabra (Müll)	lym gla	4																							
Lymnaea perega (Müll)	lym per										1														2
Gyraulus albus (Müll)	gyr alb																								
Musling																									
Bivalvia sp	biv sp																								
Igler																									
Hirudinea sp	hir sp			1		4																			1
Fåbørster																									
Oligochaeta sp	oli sp		556	214	1673	3721	21	2	1169	782	834	1146	79	12	4350	28	1410	1150	11	6	12	6	6350	15	
Vannlopper																									
Sida crystallina (O.F.M.)	Sid cry																								
Ceriodaphnia laticaudata P.E.M.	Cer lat																								
Ceriodaphnia megops Sars	Cer meg																								
Ceriodaphnia pulchella Sars	Cer pul													1											
Ceriodaphnia reticulata (Jur.)	Cer ret										61						121								1
Ceriodaphnia rotunda Sars	Cer rot																								
Daphnia pulex (De Geer)	Dap pul				2					1	1320			3	440	4421					1	75			
Scapholeberis mucronata (O.F.M.)	Sca muc															6921									20
Simocephalus expinosus (Koch)	Sim exp	1			1						11			1	141	1120			1	14921	510				
Simocephalus vetula (O.F.M.)	Sim vet																								
Moina brachiata	Moi bra														190			9							
Bosmina longirostris (O.F.M.)	Bos lon													1											
Bosmina longispina Leydig	Bos ley		1																						
Acroperus harpae (Baird)	Acr har	1																							
Alona costata Sars	Alo cos																								
Alona guttata Sars	Alo gut															1									
Alonopsis elongata Sars	Alo elo																								
Chydorus sphaericus (O.F.M.)	Chy sph	17	1	12	63	700		44	3694	8825	1201			6	4040	11X	7	74	1	4320	2440	91			
Pleuroxus truncatus (O.F.M.)	Ple tru																								
Pseudochydorus globosus (Baird)	Pse glo																								
Polyphemus pediculus (Leuck.)	Pol ped																								
Muslingkreps																									
Ostracoda spp	Ost spp	1			2												53				1	5			
Hoppekreps																									
cal naup	cal nau																								
Macrocyclus albidus (Jur.)	Mac alb				3			4			205						280				1	296			
Macrocyclus fuscus (Jur.)	Mac fus																10				2				
Eucyclops serrulatus (Fisch.)	Euc ser	32						269	1089	4246	170	33X	29	82	46	2370	170	76	742	341	36	16X	180	27	1809
Eucyclops speratus (Lillj.)	Euc spe	3	22	872		10X	1												4	1	200	3	1		
Eucycl cop	Euc cop																								88
Paracyclops affinis Sars	Par aff									3															
Paracyclops fimbriatus	Par fim	2	1	4				16	8		5	2		2	8	10			4	17	101	10	2		
Ectocyclops phaleratus (Koch)	Ect pha																								
Cyclops insignis (Claus)	Cyc ins		26	2																	1				
Cyclops strenuus Fisch.	Cyc str	1	1		234	105		1			91			1		1						15	1		
Megacyclops gigas (Claus)	Meg gig				1																				1
Megacyclops viridis (Jur.)	Meg vir			10				7	4		1					2			2		200	10	10		
Megacyclops sp	Meg sp																								1
Acanthocyclops robustus Sars	Aca rob							10	3	6		1	1		14						24	400			
Diacyclops bicuspidatus (Claus)	Dia bic	1	1														1					200			
Diacyclops bisetosus (Rehbg.)	Dia bis	1																							
Diacyclops crassicaudis Sars	Dia cra	6	1			3		1			1	91		1				1	1	1	1				
Mesocyclops leuckarti (Claus)	Mes leu	1	1		17				1		145						170								1

Navn	Fork.	År: 2001						Juni						August						Oktober									
		Mai						D1	D2	D3	D4	D5	D6	D1	D2	D3	D4	D5	D6	D1	D2	D3	D4	D5	D6	D1	D2	D3	D4
Thermocyclops oithonoides (Sars)	The oit	1						1						14															
Graeteriella unisetigera (Graeter)	Gra uni	1						1						1						11 1									
cycl naup	Cyc nau	2	28	71	37	19X	1	35	67	205	185	410	6	1	2	50	450	1	53	5	1	860	305	2	22				
eucycl naupl	Euc nau	6 77 9X						24																					
cycl cop (I-III)	Cyc cop	4	8	61	18	1	1	190	273	233	260	5300	46	38	340	1830	36	98	475	5790	665	99	1081						
Harpactodia spp	Har spp	1						2 1						1 1 1 1						1 1 1									
Isopoder																													
Asellus aquaticus	ase aqu	225 1 1 15						50 7						16 1						516 1 2 4									
Spretthaler																													
Collembola spp	Col spp	5						2 1 1 2 1						12 1 2						2									
Døgnfluer																													
Siphonurus aestivalis (Eaton)	Sip aes	77						2																					
Baetis digitatus	Bae dig													5						2									
Baetis niger (Linnaeus)	Bae nig							1																					
Cloeon dipterum (Linnaeus)	clo dip													4 5 26						113 14 2 7 83									
Arthroplea congener (Bengtson)	art con							32																					
Øyestikkere																													
Vannymfer																													
Lestes sponsa (Hanseman)	les spo																												
Coenagrion hastulatum (Charpentier)	coe has																												
Libeller																													
Aeshna cyanea (Müller)	aes cya																			1 2									
Aeshna sp	aes sp																												
Steinfluer																													
Nemoura cinerea (Retzius)	Nem cin	70	2					3												16 2									
Teger																													
Vannløpere																													
Gerris lacustris (Linnaeus)	ger lac	1 1 3						1																					
Gerris lateralis (Schummel)	ger lat																												
Gerris sp. Juv	ger spj																												
Ryggsømmere																													
Notonecta Glauca (Linnaeus)	not gla													1						1 1 2 2									
Notonecta glauca juv	not juv																												
Notonecta sp. Juv	not sp													2															
Buksømmere																													
Corixa dentipes (Thomson)	cor den																												
Corixa punctata (Illiger)	cor pun																												
Corixa sp. Juv	cox spj																												
Corixidae sp. Juv	cor spj																			1									
Corixidae sp.	cor sp																												
Sigara distincta (Fieber)	sig dis																												
Sigara falleni (Fieber)	sig fal	10																		1 2									
Sigara fossarum (Leach)	sig fos																												
Sigara lateralis (Leach)	sig lat																												
Sigara nigrolineata (Fieber)	sig nig							19						16						1 1 1									
Sigara limitata (Fieber)	sig lim	1																		1 1 1									
Sigara semistriata (Fieber)	sig sem													1						1									
Sigara distincta/falleni	sig d f																												
Sigara scotti/fossarum	sig s f																												
Sigara sp.	sig sp																												
Hesperocorixa sahlbergi (Fieber)	hes sah																												
Callicorixa praeusta (Fieber)	cal pra													1						1 1									
Callicorixa sp.	cal sp																												
Biller																													
Haliplider																													
Haliplus ruficollis (DeGeer)	hal ruf																												
Vannkalver																													
Hydroporus planus (Fabricius)	hyd pla	1												1															
Hydroporus incognitus (Sharp)	hyd inc													1															
Hydroporus palustris (Linnaeus)	hyd pal																												
Agabus bipustulatus (Linnaeus)	aga bip																												

Navn	Fork.	År: 2001						Maj						Juni						August						Oktober					
		D1	D2	D3	D4	D5	D6	D1	D2	D3	D4	D5	D6	D1	D2	D3	D4	D5	D6	D1	D2	D3	D4	D5	D6						
Agabus sturmii (Gyllenhal)	aga stu							2																							
Ilybius Ater (DeGeer)	ily ate																														
Ilybius fuliginosus (Fabricius)	ily ful											1				1		2													
Colymbetes paykully (Erichson)	col pay																														
Acilius canaliculatus (Nicolai)	aci can																														
Acilius sulcatus (Linnaeus)	aci sul																														
Dytiscus circumcinctus (Ahrens)	dyt cir																														
Virvlere																															
Gyrinus natator (Linnaeus)	gyr nat	1					1																								
Vannkjær																															
Heloporus grandis (Illiger)	hel gra																														
Heloporus brevipalpis (Bedel)	hel bre																														
Anacaena lutescens (Stephens)	ana lut					1										1													4		
Hydrobius fuscipes (Linnaeus)	hyd fus					1						1				1							1								
Vårfluer																															
Plectronemia conspersa (Curtis)	ple con	2							2																						
Glyptotaelius pellucidus (Retzius)	gly pel																						3								
Limnephilus fuscicornis (Rambur)	lim fus																						4								
Limnephilus stigma (Curtis)	lim sti																						3								
Limnephilus sp./ Phacopteryx brevipennis																							1								
Limnephilus sp	lim sp	2																					3						8		
Limnephilidae sp	limae sp	8																											1		
Halesus radiatus (Curtis)	hal rad								1																						
Micropterna sequax (McLachlan)	mic seq	1																					1		2						
Potamophylax cingalatus (Stephens)	pot cin	1																													
Potamophylax latipennis (Curtis)	pot lat	1																													
Chaetopteryx sp./Annitella sp.	csp asp																														
Tovinger																															
Rottehaleflue																															
Syrphidae sp.	Syr sp																														
Andre tovinger																															
Diptera sp.	Dip sp	187	12	65	48	248	4	290	833	92	17	760	687	493	4440	394	173	3310	43	162	4535	2250	284	6440	57						
Amfibier																															
Anura sp	Anu sp							1				1	6																		
Triturus vulgaris (L.)	Tri vul											2					1														
Fisk																															
Osteichthyes sp	Ost sp	1												2						2											

Navn	Fork.	År: 2002						Juni						August						Oktober					
		Mai			D4	D5	D6	D1	D2	D3	D4	D5	D6	D1	D2	D3	D4	D5	D6	D1	D2	D3	D4	D5	D6
Nesledyr																									
Hydra spp	Hyd spp	1																							
Nematoder																									
Nematoda spp	Nem spp	1	3	2	4	4	1	1	2	3	27	15	1	1	2	1	6	11	6	19	6	50	1		
Hjuldyr																									
Rotatoria spp	Rot spp	23	23	4482	1	849	1777	5	177	55	2515	19X	49	24	10	42	237	2227	4	112	15	6100	5196		
Snegler																									
Lymnaea truncatula (L.)	lym tru	1			3	4	2	12	3	1	2	3	5	56	3	32	1	5					2		
Lymnaea glabra (Müll)	lym gla							1											20						
Lymnaea perega (Müll)	lym per				2						1		1			1			1						4
Gyraulus albus (Müll)	gyr alb												1												
Musling																									
Bivalvia sp	biv sp															1			1						
Igler																									
Hirudinea sp	hir sp	1									1		1			12		3							
Fåbørster																									
Oligochaeta sp	oli sp	24	3070	600	381	40	16	854	15X	1360	2890	30	5	1580	440	53	18	200				25	4		
Vannlopper																									
Sida crystallina (O.F.M.)	Sid cry																								
Ceriodaphnia laticaudata P.E.M.	Cer lat																		1						
Ceriodaphnia megops Sars	Cer meg							1																	
Ceriodaphnia pulchella Sars	Cer pul																								
Ceriodaphnia reticulata (Jur.)	Cer ret												425		40										
Ceriodaphnia rotunda Sars	Cer rot																								
Daphnia pulex (De Geer)	Dap pul								202	1	1			1	701	102							1		
Scapholeberis mucronata (O.F.M.)	Sca muc										1702		1		1165										
Simocephalus expinosus (Koch)	Sim exp								4991	283			4355	506	390	1100	5	13	111						
Simocephalus vetula (O.F.M.)	Sim vet																								
Moina brachiata	Moi bra																								
Bosmina longirostris (O.F.M.)	Bos lon																								
Bosmina longispina Leydig	Bos ley							1	1	1	1	1	1		1			1	1						
Acroperus harpae (Baird)	Acr har												1												
Alona costata Sars	Alo cos															1									
Alona guttata Sars	Alo gut													14						1					
Alonopsis elongata Sars	Alo elo																			1					
Chydorus sphaericus (O.F.M.)	Chy sph	11		12	17	2		162	690	5190	4042	12X	21	2470	324	202	12X	29X	26	9	119	2	10X	17X	
Pleuroxus truncatus (O.F.M.)	Ple tru													2			1		3						
Pseudochydorus globosus (Baird)	Pse glo													16											
Polyphemus pediculus (Leuck.)	Pol ped							10					1						1						
Muslingkreps																									
Ostracoda spp	Ost spp										4					71	58						1350		
Hoppekreps																									
cal naup	cal nau																								
Macrocyclus albidus (Jur.)	Mac alb				1									3		116				11			140		
Macrocyclus fuscus (Jur.)	Mac fus							45	20				3						2						
Eucyclops serrulatus (Fisch.)	Euc ser	58	101	9138		21	2	2568	5330	36X	623	18X	1639	470	868	3607	120	2980	65	99	426	92	41	75	2
Eucyclops speratus (Lillj.)	Euc spe	1																							
Eucycl cop	Euc cop																								
Paracyclops affinis Sars	Par aff																								
Paracyclops fimbriatus	Par fim	1	5				1	5	1	1			2	6	1						18	9	2		
Ectocyclops phaleratus (Koch)	Ect pha															5	1						12		
Cyclops insignis (Claus).	Cyc ins																			25	1				
Cyclops strenuus Fisch.	Cyc str	1			246	2		1		5	1					1								1	
Megacyclops gigas (Claus)	Meg gig	1																						3	
Megacyclops viridis (Jur.)	Meg vir	9		1				1	410	2	1		60		201	2							140	30	
Megacyclops sp	Meg sp		3	1																					
Acanthocyclops robustus Sars	Aca rob	15	9		1	2	1	23				60	2	42			2	7	18				41		
Diacyclops bicuspidatus (Claus)	Dia bic	1										1			1		160								
Diacyclops bisetosus (Rehbg.)	Dia bis																								
Diacyclops crassicaudis Sars	Dia cra						19																		
Mesocyclops leuckarti (Claus)	Mes leu										24			22		7								41	

Navn	Fork.	År: 2002						Juni						August						Oktober						
		Mai			D4	D5	D6	D1	D2	D3	D4	D5	D6	D1	D2	D3	D4	D5	D6	D1	D2	D3	D4	D5	D6	
Thermocyclops oithonoides (Sars)	The oit																									
Graeteriella unisetigera (Graeter)	Gra uni																									
cycl naup	Cyc nau	12		1			90		154	860	260	22		183	80	70	41	4430	460	1	19	279	3	70	40	
eucycl naupl	Euc nau																									
cycl cop (I-III)	Cyc cop	219	166	21			2910	1	1157	1940	1670	196		394	830	436	134	2985	140	3	127	965	5	200	164	3
Harpactodia spp	Har spp										21												1			
Isopoder																										
Asellus aquaticus	ase aqu	13		1			5		9				3	3	6		460			120	1	6		6		
Spretthaler																										
Collembola spp	Col spp	1					1	1	2	1	1			1			2			1		4		1		
Døgnfluer																										
Siphonurus aestivalis (Eaton)	Sip aes	35											1													
Baetis digitatus	Bae dig	2									3															
Baetis niger (Linnaeus)	Bae nig																									
Cloeon Dipterum (Linnaeus)	clo dip	7		10			2				1			290	11		974		26	873	588		1360		8	
Arthroplea congener (Bengtson)	art con																									
Øyestikkere																										
Vannymfer																										
Lestes sponsa (Hanseman)	les spo																								1	
Coenagrion hastulatum (Charpentier)	coe has														1				1	2						
Libeller																										
Aeshna cyanea (Müller)	aes cya															2		1			2				18	
Aeshna sp	aes sp						2																			
Steinfluer																										
Nemoura cinerea (Retzius)	Nem cin	5				10	25													1						
Teger																										
Vannløpere																										
Gerris lacustris (Linnaeus)	ger lac	1	1			11	1	1	1			2		2	2	1		3								
Gerris lateralis (Schummel)	ger lat					1						1			1											
Gerris sp. Juv	ger spj								5			1		2			15			1						
Ryggsømmere																										
Notonecta Glauca (Linnaeus)	not gla	3					2					4		1	1		2	4	10	1	1			1		
Notonecta glauca juv	not juv																									
Notonecta sp. Juv	not sp								5			1	17	1			2									
Buksømmere																										
Corixa dentipes (Thomson)	cor den																									
Corixa punctata (Illiger)	cor pun																									
Corixa sp. Juv	cox spj																									
Corixidae sp. Juv	cor spj												1				18		2							
Corixidae sp.	cor sp						1																			
Sigara distincta (Fieber)	sig dis															1										
Sigara falleni (Fieber)	sig fal	1													13					21						
Sigara fossarum (Leach)	sig fos														1											
Sigara lateralis (Leach)	sig lat																									
Sigara nigrolineata (Fieber)	sig nig						10		1			2		1			159							4		
Sigara limitata (Fieber)	sig lim																									
Sigara semistriata (Fieber)	sig sem														1					3						
Sigara distincta/falleni	sig d f																								1	
Sigara scotti/fossarum	sig s f																									
Sigara sp.	sig sp								1																	
Hesperocorixa sahlbergi (Fieber)	hes sah																2			1						
Callicorixa praeusta (Fieber)	cal pra																1			2						
Callicorixa sp.	cal sp																									
Biller																										
Haliplider																										
Haliplus ruficollis (DeGeer)	hal ruf																								1	
Vannkalver																										
Hydroporus planus (Fabricius)	hyd pla																	1								
Hydroporus incognitus (Sharp)	hyd inc														1			1								
Hydroporus palustris (Linnaeus)	hyd pal						1	1									1									
Agabus bipustulatus (Linnaeus)	aga bip																								1	

NINA Fagrapport 74

ISSN 0805-469x

ISBN 82-426-1424-5

NINA Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor • Tungasletta 2 • 7485 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00 • Telefaks: 73 80 14 01

<http://www.nina.no>