



Suksesjoner i et terskelbasseng

Langtidstrender i utvikling av bunndyrsamfunn

Arne Fjellheim, LFI Uni-Miljø

Godtfred A. Halvorsen, LFI Uni-Miljø

4
2012



RAPPORT MILJØBASERT VANNFØRING

FoU-programmet Miljøbasert vannføring

Programmet Miljøbasert vannføring skal styrke det faglige grunnlaget for god forvaltning av regulerte vassdrag. Det skal bidra til at miljøhensyn blir ivaretatt på en balansert og åpen måte med spesiell fokus på fastsettelse av minstevannføring og andre avbøtende tiltak.

Miljøkunnskap er aktuelt i forbindelse med nye vassdragskonsesjoner, revisjon av vilkår i gamle konsesjoner, miljøtilsyn og oppfølging av vannressursloven og EUs vanndirektiv. Programmet finansieres av Olje- og energidepartementet, og er forankret i Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE).

Programmets fase II har en tidsramme på fem år (2007-2011). Programmet er organisert med en styringsgruppe, bestående av representanter fra NVE, Direktoratet for naturforvaltning og energibransjen. Ressurspersoner fra nasjonale og regionale myndigheter bistår med fagkompetanse. Den daglige ledelsen av programmet er knyttet til Skred- og vassdragsavdelingen i NVE.

Suksesjoner i et terskelbasseng

Langtidstrender i utvikling av bunndyrsamfunn

Rapport nr. 4 – 2012

Suksesjoner i et terskelbasseng. Langtidstrender i utvikling av bunndyrsamfunn

Utgitt av: Norges vassdrags- og energidirektorat

Forfattere: Arne Fjellheim og Godtfred A. Halvorsen

Trykk: NVEs hustrykkeri

ISSN: 1502-234X

ISBN: 978-82-410-0791-0

Forsidefoto: Terskelbassenget på Ekse sett mot sør-vest, 4. mai 2010.
Foto: A. Fjellheim

Sammendrag: Rapporten viser utviklingen av bunndyrsamfunnet i et terskelbasseng ved Ekse i Eksingedalen fra undersøkelser foretatt i forbindelse med Terskelprosjektet i 1975/-76 til 2010. Resultatene viste at det biologiske mangfoldet var sammenliknbart med det som ble registrert midt på 1980-tallet. Det samme var også tilfelle med biomasse og produksjon av bunndyr. De lange måleseriene som er utført i bassenget, viser at bunndyrsamfunnet er dynamisk og påvirket av hydrofysiske faktorer, spesielt sterke flommer. Oppmålinger av terskelbassenget viste at det var blitt grunnere enn tilstanden ved første måling i 1984. Samtidig viste målingene at bassenget var blitt bredere som følge av erosjon langs elvebreddene.

Emneord: Regulert elv, terskel, bunndyr, suksesjon, langtidstrender.

Norges vassdrags- og energidirektorat
Postboks 5091 Majorstua
0301 OSLO

Telefon: 09575
Internett: www.nve.no

Mars 2012

Innhold

Forord	5
1. Sammendrag	7
2. Innledning	8
3. Lokalitetsbeskrivelse	9
4. Metoder	10
Innsamling	10
Sortering og lengdemåling.....	10
Vekt-, energi- og produksjonsberegninger.....	12
5. Resultater og diskusjon	13
Bunndyrtettheter	13
Biomasse	16
Produksjon.....	17
Suksesjonsforløp	18
Bunndyr og hydrofysiske forhold	21
Terskelbassengets morfologi i årene 1984–2010.....	22
Fungerer terskelen på Ekse etter hensikten?	23
6. Referanser	25
7. Vedlegg	28

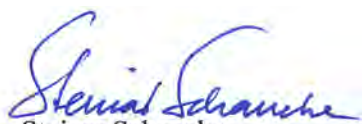
Forord

Bygging av terskler har vært et vanlig tiltak for å avbøte negative virkninger ved vannkraft-reguleringer. Hensikten med tersklene er å opprettholde et vannspeil på strekninger som delvis er tørrlagt etter reguleringen.

For å få bedre kunnskap om den økologiske utviklingen i terskelbassenger ble det i 1975 startet et landsomfattende prosjekt, Terskelprosjektet (1975-1980). Hovedstudiet ble gjort i Ekse i Eksingedalen. Deler av studiene ble senere videreført i Biotopjusteringsprosjektet. Etter 1990 har fisk- og bunndyrksamfunnet i terskelbassenget i Ekse fått utvikle seg naturlig.

Oppmålinger i 2004 indikerte at terskelbassenget er blitt grunnere. Formålet med dette prosjektet har vært å undersøke endringene i bunndyrfaunaen som følge av endringene i terskelbassengets morfologi. Kunnskapen fra de lange studiene av utviklingen av terskelbassenget i Ekse vil være nyttig både ved vurdering av nye terskler som avbøtende tiltak i regulerte vassdrag, og ved vurdering av oppfølgende tiltak i eksisterende terskler.

Prosjektet er gjennomført av LFI Uni-Miljø.



Steinar Schanche

leder styringsgruppe



Anne Haugum

programleder

1. Sammendrag

De foreliggende undersøkelsene viser utviklingen av bunndyrfaunaen gjennom 35 år i et terskelbasseng ved Ekse i det regulerte Eksingedalsvassdraget. En undersøkelse av bassengets morfologi utført i 2004 ga indikasjoner på at bassenget var i ferd med å bli grunnere. Terskelbassenget ble oppmålt på nytt i 2010. Disse målingene viste at bassenget var blitt betydelig grunnere. Samtidig viste målingene at bassenget var blitt bredere som følge av erosjon langs elvebreddene. Vår hypotese var at bunndyrfaunaen i terskelbassenget var blitt mer lik tilstanden i elva utenfor bassenget. Undersøkelsen i 2010 ble utført med samme kvantitative metodikk som er benyttet tidligere. Resultatene viste at det biologiske mangfoldet var sammenliknbart med det som ble registrert midt på 1980-tallet. Det samme var også tilfelle med biomasse og produksjon av bunndyr. Vi fant imidlertid noen indikasjoner på endringer i bunndyrsamfunnet som støtter opp om vår hypotese. Nedgangen i tetthet av fjærmyggartene *Stictochironomus pictulus* og *Chironomus melanotus* indikerer mindre mudder i sedimentet enn på 1980-tallet. Også økningen i tetthet av fjærmyggen *Orthocladius (Symposiocladius) schnelli* indikerer en fauna sterkere dominert av rennende vanns arter. Det er imidlertid usikkert om dette er en langtidstrend eller bare et resultat av naturlig mellomårsvariasjon i fjærmyggsamfunnet. De lange måleseriene som er utført i bassenget, viser at bunndyrsamfunnet er dynamisk og påvirket av hydrofysiske faktorer, spesielt sterke flommer. Eksempelvis førte en sterk flom i juni 1989 til store endringer i biodiversitet og sterkt redusert biomasse av bunndyr.

2. Innledning

Redusert vannføring er i mange tilfeller en uunngåelig konsekvens i regulerte elver. For å redusere skader ved tørrlegging er det vanlig å bygge små dammer (terskler) på flatere partier av elva. Hensikten med disse tersklene er å opprettholde et vannspeil på strekninger som er delvis tørrlagt etter reguleringen. Viktige funksjoner for tersklene er blant annet (etter Mellquist, 1976, 1986):

1. Opprettholde et høyt grunnvannspeil
2. Estetiske. Å bøte på sår i landskapet som følge av tørrlegginger
3. Funksjon som gjerde for fe
4. Å legge forholdene bedre til rette for fisk og fiske
5. Vanningsformål i jordbruksøyemed
6. Rekreasjon (bading, skøyteløp etc.)

For å få bedre kunnskap om terskelbassengene ble det i 1975 startet et landsomfattende prosjekt, Terskelprosjektet. Hovedlokaliteten ble lagt til Ekse i Eksingedalen. Her ble det i årene 1975–1980 utført omfattende økologiske studier. Deler av forskningen i terskelbassenget på Ekse ble senere videreført gjennom Biotopjusteringsprosjektet. De to prosjektene førte til en betydelig kunnskapsøkning omkring økologi og prosesser i terskler og andre avbøtende tiltak i vassdrag (Mellquist 1986, Brittain mfl. 1992). En syntese av resultatene av 15 års forskning i terskelbassenget på Ekse er gitt av Fjellheim & Raddum (1996). Hovedkonklusjonene var:

1. Biomassen av bunndyr økte etter etableringen av bassenget
2. Det pågikk en markert suksessjon av bunndyr
3. Innslaget av arter tilpasset mer stillestående vann økte
4. Sterke flommer påvirker artsmangfold og biomasse
5. Tettheten av aure økte markert sammenliknet med situasjonen før regulering
6. Aurebestanden var avhengig av næring produsert utenfor terskelbassenget
7. Aurebestanden viste tendenser til overbefolkning

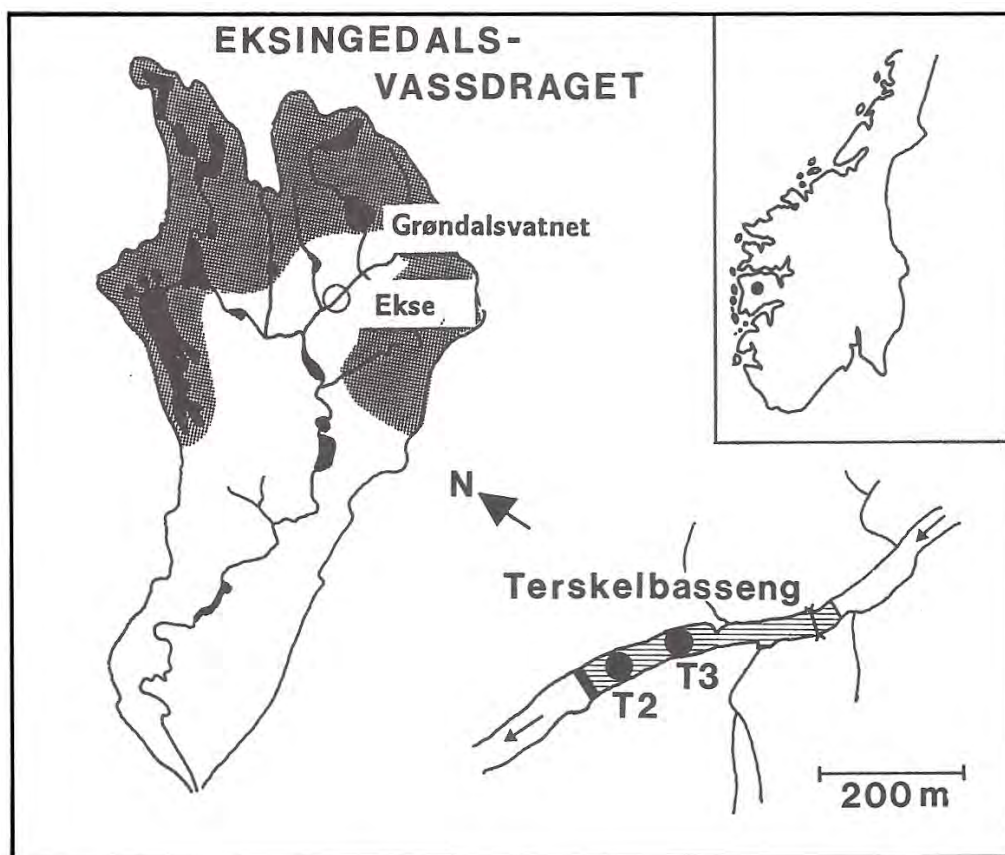
I løpet av de to siste tiårene har bunndyrsamfunnet i dette terskelbassenget fått utvikle seg naturlig. Samtidig hadde vi indikasjoner på at bassenget var i ferd med å bli grunnere. En oppmåling i 2004 (Arnekleiv mfl. 2006) viste at gjennomsnittdybden av terskelbassenget hadde minket. Dette var mest framtrødende i bassengets nedre del. Uten oppfølgende tiltak vil slike bassenger over tid fylles igjen, og vi forventet at faunaen gradvis ville endre seg tilbake mot en fauna mer lik tilstanden i den regulerte elva før etableringen av terskelbassenget.

Med bakgrunn i dette ble det bevilget midler gjennom FoU-programmet ”Miljøbasert vannføring – fase 2” til å foreta en studie av bunnfaunaen i bassenget. Hovedhypotesen var at bunndyrsamfunnet i terskelbassenget hadde endret seg mot en faunasammensetning mer lik den vi finner i rennende vann.

3. Lokalitetsbeskrivelse

Terskel nr. 26, Nedre Ekse (foto på forsiden av rapporten) er én av mange terskler i det sterkt regulerte Eksingedalsvassdraget (Fjellheim, 1999). Terskeldammen med tilhørende omgivelser var hovedlokalitet i Terskelprosjektet (Mellquist, 1985). Bassenget ligger i den øvre delen av Eksingedalen, i den subalpine regionen, ca. 560 moh. (Figur 1). Lokaliteten er nærmere beskrevet av Mellquist (1976). Terskelen ble bygget i 1973 og danner et basseng med lengde 375 m ved lav vannføring. Terskelbassenget er dypest i den nedre enden og grunnest i den øvre. Ved prosjektets oppstart i 1975 var bassenget 1,5 m dypt i nedre del. Arealet av terskelbassenget var ca. 10 600 m².

I 1975/-76 varierte bunnforholdene i terskelbassenget fra meget fin sand og silt i den nedre enden til sand og småstein i den øvre. I den dypeste delen av bassenget var det oppsamlet store mengder organisk materiale på bunnen. I elva ovenfor og nedenfor terskelbassenget var bunnen grovere og besto hovedsakelig av stein. Det var lite høyere vegetasjon i bassenget. For beskrivelse av land- og vannvegetasjonen henvises til Fredriksen (1980). Aure (*Salmo trutta* L.) er den eneste fiskearten i området. Studier av aurens biologi i terskelbassenget med tiliggende områder er blant annet publisert i flere hovedfagsoppgaver (Evensen 1978, Andersen 1979, Hagala 1982, Karlsen 1986).



Figur 1. Skisse over Eksingedalsvassdraget og terskelområdet på Ekse. De to prøvetakingslokalitetene i terskelbassenget er inntegnet. Skravert område viser den delen av vassdraget som er regulert og ført over til Evanger kraftverk i Vossovassdraget.

4. Metoder

Innsamling

Kvantitative bunnprøver ble innsamlet vår og høst 2010. Til sammen fire prøver ble tatt over to transekter (Figur 1). Disse transektene var to av fem transekter som ble prøvetatt under Terskelprosjektet i 1976 (Bækken mfl. 1981a). Den gang ble det tatt prøver fra ett transekt i elva nedstrøms terskelkronen (T1), tre transekt i selve bassenget (T2, T3 og T4) og ett transekt i elva ovenfor bassenget (T5). Transekt 2 ligger ca. 20 m oppstrøms terskelkronen. Transekt 3 ligger midt i terskelbassenget. Bunnprøvene ble samlet inn med et sugeapparat spesielt utviklet for Terskelprosjektet (Bækken mfl. 1981a). Apparatet (Figur 2) består av en kraftig vakumpumpe som skaper undertrykk i to 25 l aluminiumsbeholdere. Bunnmaterialet blir sugd opp i den ene beholderen via et rør forbundet til den med en fleksibel slange. Den andre beholderen tjener som sikkerhet mot at prøven skal suges inn i selve pumpen etter at den første beholderen er blitt full. Prøvene ble sugd opp fra innsiden av et PVC-rør med innvendig diameter 19 cm (Figur 3 og 4). Bunnprøvetakingen i terskelbassenget ble utført fra en flåte (Figur 2).

Sortering og lengdemåling

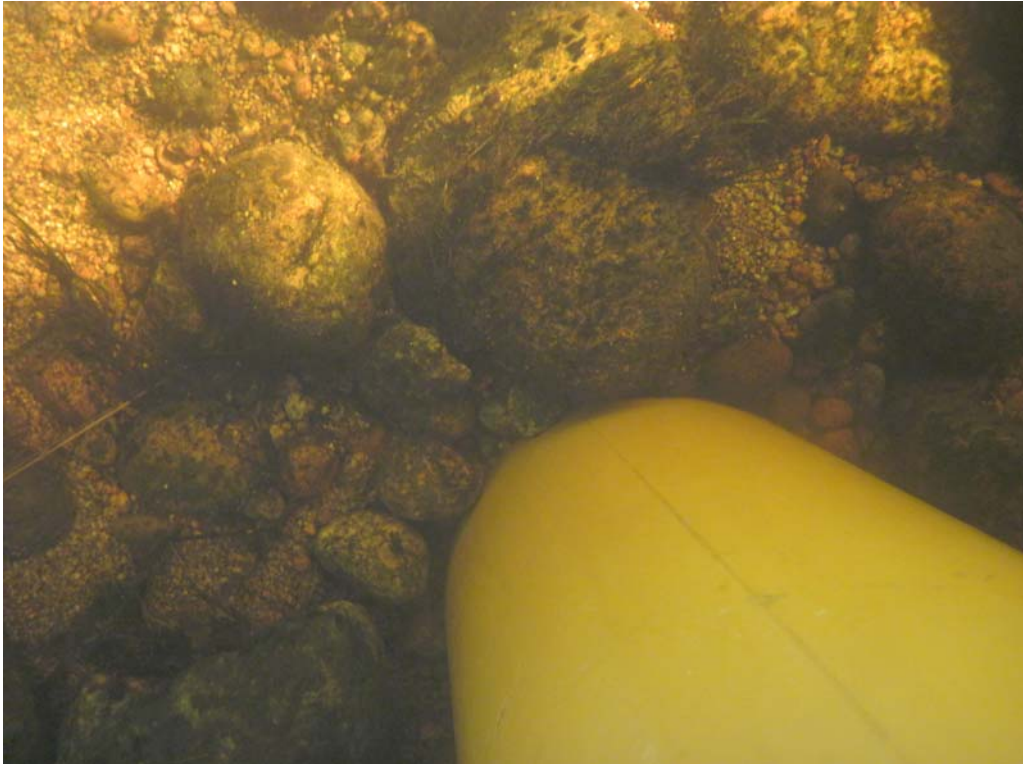
Hver prøve ble silt gjennom en duk med maskevidde 250 μm og konservert på etanol. Materialet ble deretter sortert til grupper. Deler av materialet (insekter som steinfluer, døgnfluer, vårfluer, fjærmygg etc.) ble i tillegg bestemt til art. Alle bunndyrene ble lengdemålt og inndelt i mm-grupper. Normalt ble alle individer innen hver art målt. I tilfeller der det var mange dyr i prøven, ble den subsamplet, og mellom 100 og 140 individer ble målt.



Figur 2. Sugeapparat for kvantitativ bunnprøvetaking i stilleflytende vann. For virkemåte henvises til tekst. Foto: A. Fjellheim.



Figur 3. Prøvetaking terskelbassenget på Ekse. Én person tar prøvene, mens én person betjener pumpeutstyret fra en flåte. Foto: A. Fjellheim.



Figur 4. Kvantitativ bunnprøvetaking. Vi ser utsiden av prøvetakingsrøret som er presset ned i substratet. (Fra terskelbassenget ved Storekvina i Kvina). Foto: G. A. Halvorsen.

Vekt-, energi- og produksjonsberegninger

Måling av bunndyrproduksjon i rennende vann medfører betydelige metodiske vanskeligheter. De beste data får en ved å måle produksjonen til hver enkelt art. Ettersom dette er svært tidkrevende, framla Hynes & Coleman (1968) en forenklet metode for å måle produksjonen av et samlet samfunn. Denne er senere blitt revidert av Hamilton (1969). Hynes - Hamiltons metode hadde flere svakheter (Hynes & Coleman 1968, Fager 1969, Hamilton 1969, Waters & Crawford 1973, Benke & Waide 1977). Den var imidlertid den beste metoden for å beregne bunndyrproduksjon uten altfor store kostnader. Både Waters & Crawford (1973) og Neveu (1977) har testet den på enkeltarter og konkluderer med at den sammenliknet med andre metoder for beregning av sekundærproduksjon er fullt anvendelig. De testet imidlertid ikke metoden på det som var Hynes og Hamiltons egentlige intensjoner: Usortert materiale av bunndyr delt opp i lengdeklasser.

En rekke betingelser må være oppfylt for at Hynes - Hamiltons metode skal gi sikre produksjons-estimer (Hamilton 1969):

- 1) Alle artene må ha en ettårig livssyklus
- 2) Alle dyrene må kunne nå maksimumslengde
- 3) Alle dyrene må bruke like lang tid til å vokse gjennom hver lengdeklasse
- 4) Populasjonene må være like store fra år til år
- 5) Innsamlingsmetodikken må være kvantitativ og prøvetakingen jevnt fordelt i tid

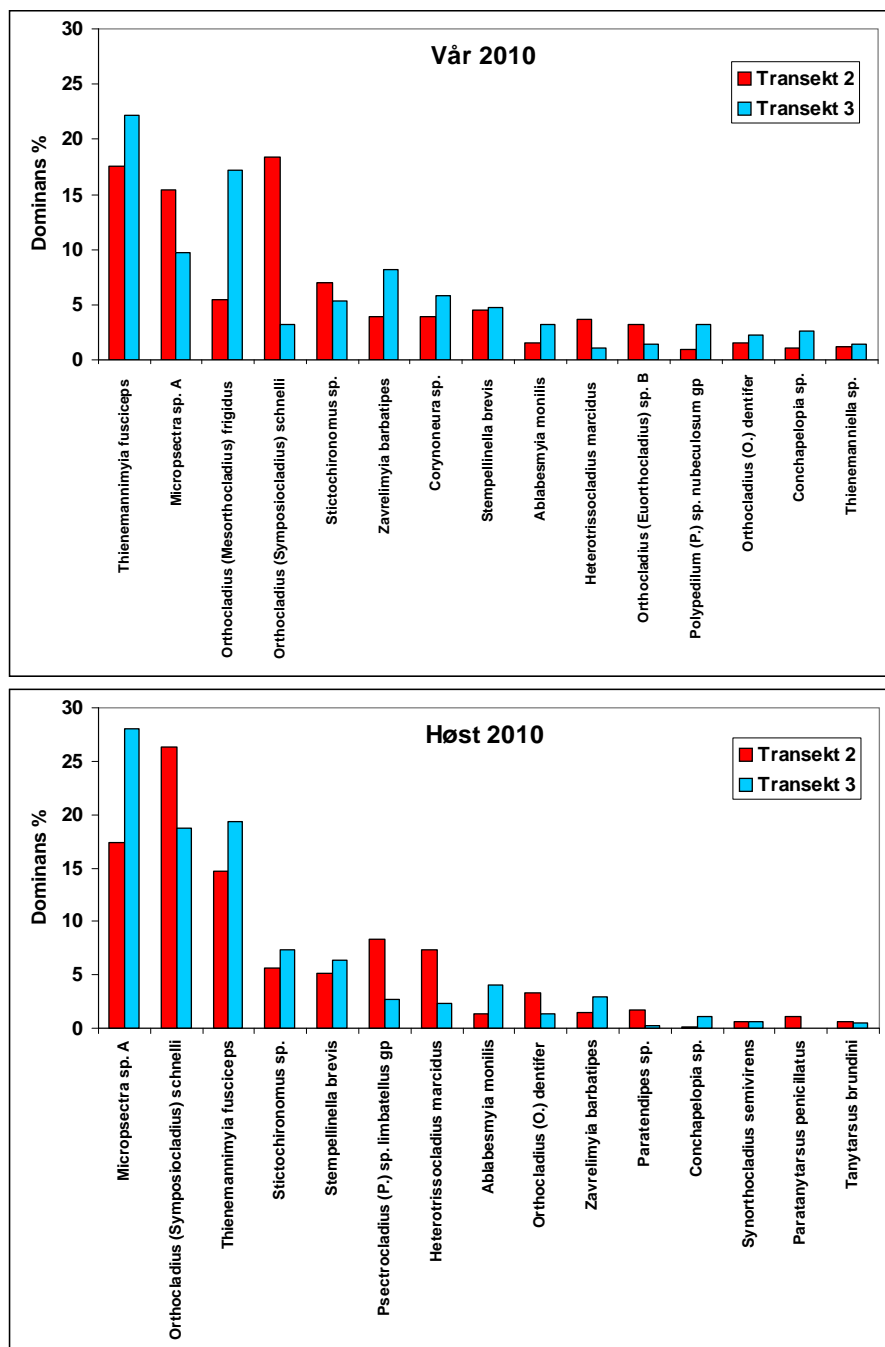
Av disse punktene kan kriteriene for pkt. 2–4 i følge Hamilton variere ganske mye uten å ha alvorlige innvirkninger for produksjonsestimatet. Imidlertid påpeker både Waters & Crawford (1973) og Fisher & Likens (1973) at dersom en antar at alle dyrene kan nå maksimal lengde i lengde-/ frekvensdiagrammet (pkt. 2), vil produksjonsestimatene kunne bli for høye. Dette ble bekreftet under behandlingen av materialet fra Ekse (Bækken mfl. 1981b). Vi benyttet derfor to metoder for å redusere denne feilkilden: 1) Oppsplitting av materialet i flere enheter og 2) I de tilfeller det forekom noen få større dyr i et ellers jevnt materiale, lot vi ikke disse størrelsesklassene influere på de øvrige dyrene i fordelingen.

Sprittkonservert materiale er uegnet til vekt- og energibestemmelser. Vi har derfor benyttet data samlet inn under hovedprosjektet i terskelbassenget på Ekse til å estimere vekt og energiinnhold. Dette materialet besto av ferske (ikke konserverte) bunndyr som ble bestemt til art/gruppenivå og lengdemålt. De ulike lengdegruppene ble veid og energiinnholdet ble målt med bombekalorimetri. Med basis i dette ble det laget kalibreringskurver for de ulike arter/grupper (Bækken mfl. 1981b). Gruppen fåbørstemark er vektbestemt etter en regresjonsanalyse basert på antall og vekt. Produksjonen hos denne gruppen er beregnet ved å benytte en teoretisk ratio mellom produksjon og biomasse ($P/B=5,0$; Mann mfl. 1972, Zytkowicz 1976). For nærmere diskusjon om presisjon og anvendbarhet av metodikken henvises til Bækken mfl. (1981b, 1984). Bunndyrproduksjonen i 2010 er beregnet ved å benytte P/B rater (forholdet mellom bunndyrproduksjon og bunndyrbiomasse) opprinnelig beregnet under hovedprosjektet i 1976. Grunnen til dette er at metodikkene som benyttes for å beregne bunndyrproduksjon krever en tettere innsamlingsfrekvens enn det som var tilfelle i 2010.

5. Resultater og diskusjon

Bunndyr-tettheter

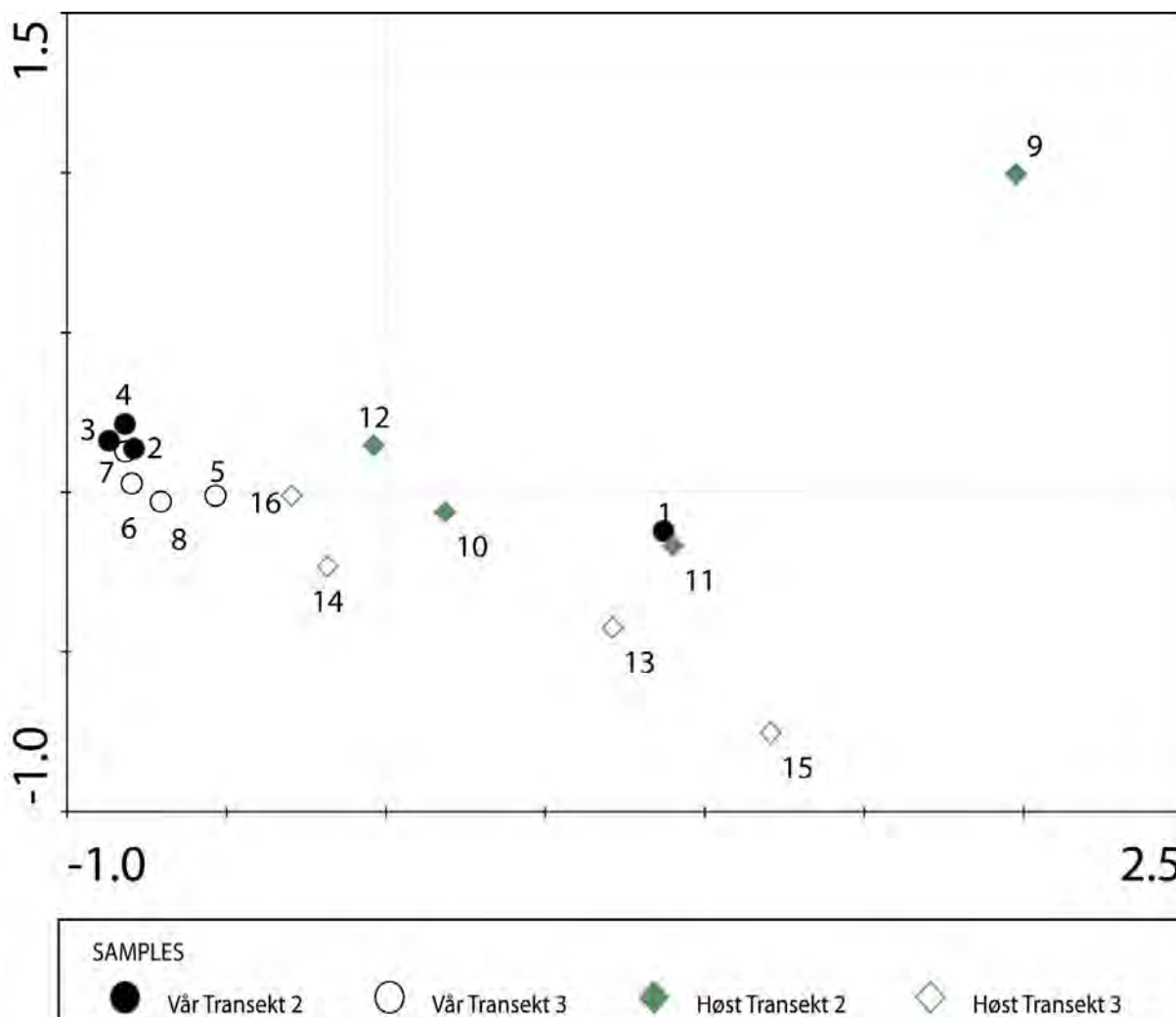
Resultater fra de kvantitative bunnprøvene i 2010 (Vedlegg 1 og 2) viser at bunndyr-tetthetene varierte mellom 15 240 og 32 255 individer pr. m². Transekt 2 hadde noe høyere tettheter enn Transekt 3. Fjærmyggene var som gruppe den mest tallrike, med tettheter varierende fra 10 340 til 21 090 individer pr. m². Denne gruppen var også den mest artsrike, med til sammen 57 registrerte taksa. Figur 5 viser prosentvis forekomst (som andel av fjærmyggsamfunnet) av de vanligste fjærmyggartene på de to transektene vår og høst.



Figur 5. Prosent forekomst av de vanligste artene i fjærmyggsamfunnet i terskelbassenget (som andel av det totale fjærmyggsamfunnet) på Ekse vår og høst 2010.

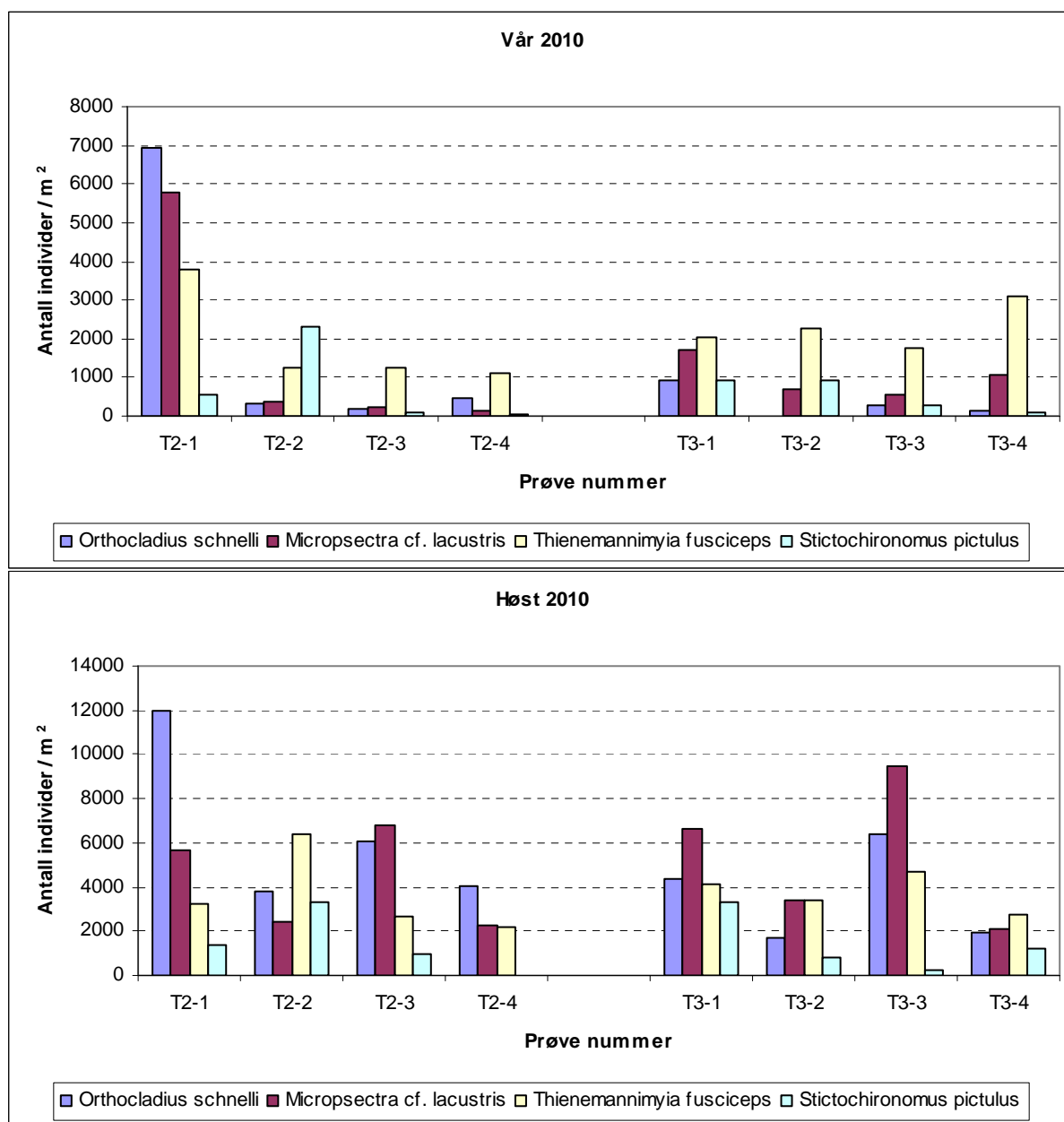
Den dominerende arten i 2010 (vår og høst slått sammen) var *Orthocladius (Symposiocladius) schnelli* (Sæther). Deretter fulgte *Micropsectra cf. lacustris* (Säwedal), *Thienemannimyia fusciceps* (Edwards), *Stictochironomus pictulus* (Meigen) og *Stempellinella brevis* (Edwards). Til sammen utgjorde disse fem artene rundt 67 % av fjærmyggsamfunnet i 2010. De tre mest dominerende artene utgjorde hver rundt 18 % av fjærmyggsamfunnet. Tetthetene for alle artene som ble funnet er vist i Vedlegg 3.

Det var en relativt stor variasjon i arts-sammensetningen mellom vår og høstprøvene og mellom transektene (Figur 5). Den dominerende arten *O. schnelli* utgjorde i høstprøvene 23,0 % av fjærmyggsamfunnet i terskelbassenget samlet, mens i vårprøvene var den bare den 4. dominerende arten og utgjorde 11,0 %. En annen art som viser variasjon var *Orthocladius (Mesorthocladius) frigidus* (Zetterstedt). Denne var den tredje mest dominerende fjærmyggarten om våren og utgjorde da 11,3 % av fjærmyggsamfunnet. Om høsten ble ikke denne arten funnet i noen av prøvene, og totalt i 2010 utgjorde arten under 4 % av fjærmyggfaunaen. Denne variasjonen vises også i en "Principal Component Analysis" (PCA) av fjærmyggmaterialet (Figur 6) der abundansene for hver prøve er analysert.



Figur 6. PCA diagram over fjærmyggfaunaen i terskelbassenget i 2010. Fylte symboler viser de separate prøvene fra vår og høst på transekt 2, åpne symboler viser prøvene fra transekt 3. Prøvene er nummerert fortløpende slik at prøve 1–4 er tatt fra NV bredd og tvers over terskelbassenget på transekt 2 om våren, og prøve 5–8 er fordelt over transekt 3 på samme tidspunkt. Prøve 9–16 representerer tilnærmet de samme stedene i terskelbassenget om høsten.

I denne analysen er sjeldne arter gitt mindre vekt enn vanlige arter ("downweighted"). Som figuren viser er vårprøvene fra begge transektene godt samlet med unntak av prøve 1. Dette betyr at fjærmyggsamfunnet er relativt likt i de forskjellige prøvene om våren, mens figuren viser at variasjonen mellom prøvene er større om høsten. Om høsten er prøve 9 plassert langt borte fra de andre i diagrammet. Prøve 1 og prøve 9 er henholdsvis vår- og høstprøven nærmest den nordvestre bredden på transekt 2 nederst i bassenget. Dette er det dypeste området i terskelbassenget med mest mudder i substratet og størst antall individer i prøvene, både vår og høst. Dette vises også i Figur 7, der tettheten av de fire dominerende artene i de forskjellige prøvene er vist for vår og høst på transekt 1 og 2.



Figur 7. Antall individer pr. m² av de fire dominerende fjærmyggartene vår og høst i 2010 fordelt på transekt og prøve. Merk forskjellen i skalaen på Y-aksen.

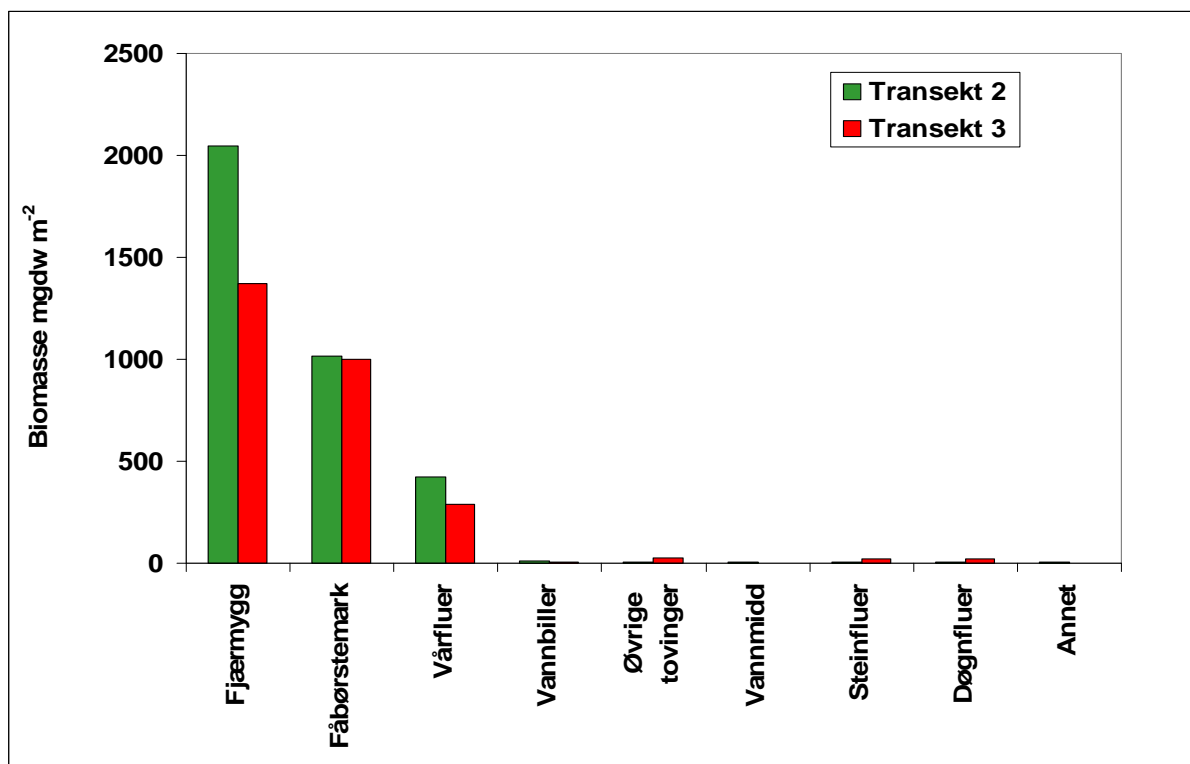
Den lavere tettheten i vårprøvene skyldes hovedsakelig at vi ser effekten av en naturlig mortalitet gjennom vinteren, og at noen av artene kan ha begynt klekkingen når vårprøvene ble tatt i begynnelsen av mai. *O. schnelli* er en art som starter klekkingen tidlig på våren (egne upubliserte data). Dette kan

også bidra til lavere tettheter da vårprøvene ble tatt og gjelder for så vidt alle artene. Lite er kjent om livssyklusen til de forskjellige fjærmyggartene, men egen erfaring med sortering av lysfelle materiale fra Ekse fra 1976, og fra feltarbeid på Ekse på slutten av 1970-tallet, indikerte at det meste av klekkingen ikke startet før i slutten av mai til begynnelsen av juni. Dette kan imidlertid ha endret seg med årene, som en respons på et varmere klima. At *Orthocladius frigidus*, en av de dominerende artene i vårprøvene, ikke ble funnet i høstprøvene kan ikke forklares som annet enn mellomårs-variasjon, en stokastisk variasjon som er svært vanlig i fjærmyggsamfunn.

Fåbørstemarkene hadde også høye tettheter, 2 870–9 780 individer pr. m². Gruppen steinfluer var representert med åtte arter av hvilke *Amphinemura sulcicollis* og *Capnia* sp. var de vanligste. Det ble registrert fem vårfluearter. *Apatania* sp. hadde størst tettheter, men også *Polycentropus flavomaculatus*, *Oxyethira* sp. og *Plectrocnemia conspersa* var vanlig forekommende. Av døgnfluene hadde *Ameletus inopinatus* og *Siphonurus* sp. størst tettheter. Også en del andre grupper var relativt tallrike, som rundorm, vannmidd, tovingefamilien Empididae og elvebillen *Elmis aenea*.

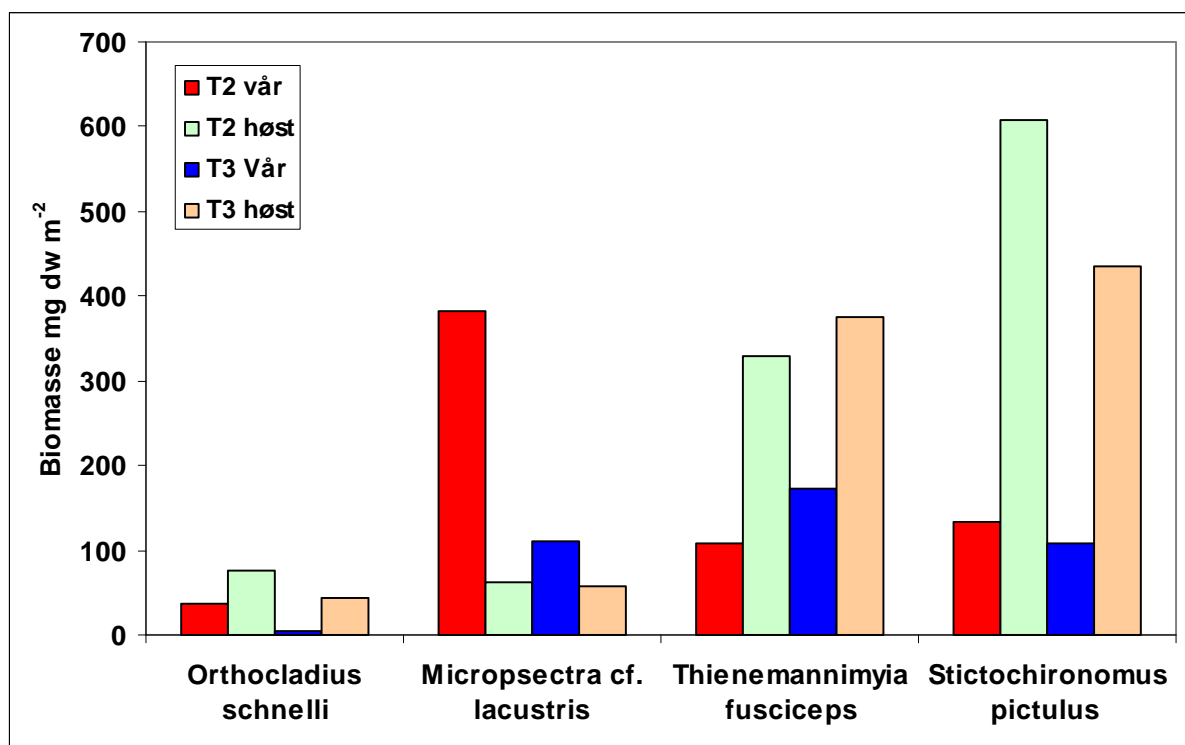
Biomasse

En oversikt over gjennomsnittet av biomasse for ulike bunndyrgrupper på de to transektene i terskelbassenget er vist i Figur 8 og Vedlegg 4. Av figuren framgår det at tre grupper var dominerende; fjærmygg, fåbørstemark og vårfluer. Førstnevnte gruppe hadde en gjennomsnittlig biomasse på 2 046 og 1 369 milligram tørrvekt pr. m² på transekt 2 og 3, mens fåbørstemarkene hadde ca. 1 000 milligram tørrvekt pr. m² på de to transektene. Av figuren framgår det at vårfluene hadde en større dominans i biomasse enn mange av de øvrige insektgruppene. Dette skyldes at gruppen vårfluer har mange store individer.



Figur 8. Gjennomsnitt av biomasse for de to undersøkte transektene i terskelbassenget på Ekse 2010.

Fordelingen av biomasse innen fjærmyggene viser det motsatte mønsteret av det som vi fikk for tetthet (Figur 9). Den dominerende arten, *O. schnelli*, bidrar minst til biomassen med et gjennomsnitt i 2010 for begge transektene på 41,1 mg dw m⁻², mens *S. pictulus* bidrar mest med 321,2 mg dw m⁻². *S. pictulus* er den største av de fire dominerende artene, mens *O. schnelli* er den minste. I tillegg var individene av *O. schnelli* i tidlige larvestadier (instar 2 + 3) da høstprøvene ble tatt. Det samme gjelder for *M. cf. lacustris* som er en relativt stor art. Her var det imidlertid en del individer i de siste larvestadiene i vårprøvene, noe som gir et større bidrag til biomassen om våren. En annen faktor som kan forklare de lave verdiene av *O. schnelli* om våren er livssyklusen til arten. Den er en tidlig klekker, og deler av populasjonen kan ha vært ute av bassenget da prøvene ble tatt.



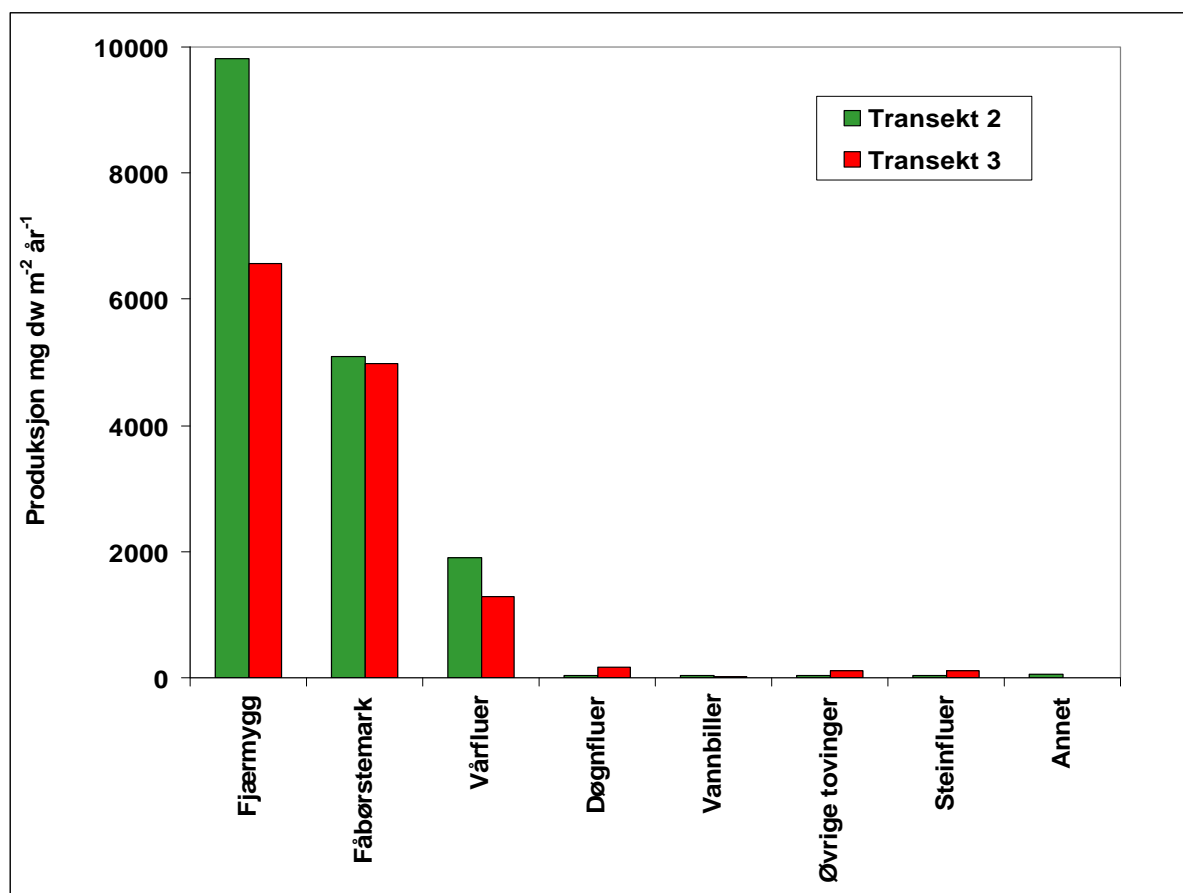
Figur 9. Gjennomsnitt av biomasse for de fire dominerende fjærmyggartene i terskelbassenget på Ekse i 2010.

Produksjon

Ettersom det ikke er svært store individuelle variasjoner i P/B-ratio, vil bunndyrproduksjonen ha en liknende fordeling som biomassen (Figur 10, Vedlegg 5). De tre gruppene fjærmygg, fåbørstemark og vårfluer var også her dominerende. Førstnevnte gruppe hadde en produksjon på henholdsvis 9 820 og 6 570 milligram tørrvekt pr. m² og år på transekt 2 og 3. Fåbørstemarkene hadde en produksjon på henholdsvis 5 088 og 4 990 milligram tørrvekt pr. m² og år på de to transektene, mens vårflueproduksjonen var henholdsvis 1 900 og 1 300 milligram tørrvekt pr. m² og år. Av figuren framgår det at vårfluene i kraft av sin størrelse hadde en betydelig større produksjon enn de resterende insektgruppene.

Det er indikasjoner i vårt materiale på at fjærmyggen *S. pictulus*, som dominerte biomassen i 2010, hadde to størrelsesgrupper i høstprøvene. Dette kan bety at arten eller deler av populasjonen av arten hadde en to-årig livssyklus i terskelbassenget i 2010, eller at hele eller deler av populasjonen hadde

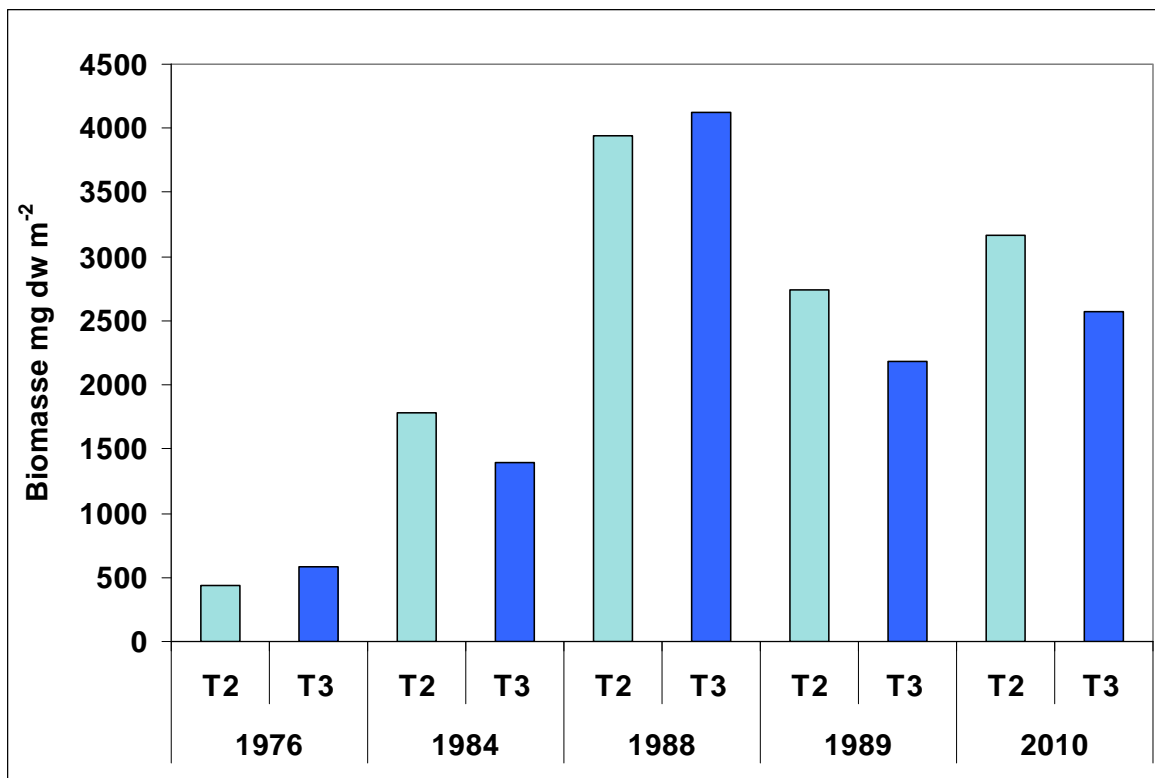
flere generasjoner i løpet av året. Dette vil kunne påvirke produksjonsestimatene betydelig, både i positiv og negativ retning, men vi har for få prøvetidspunkt til å kunne gjøre en analyse av dette.



Figur 10. Gjennomsnitt av bunndyrproduksjon i de to undersøkte transektene i terskelbassenget på Ekse 2010.

Suksesjonsforløp

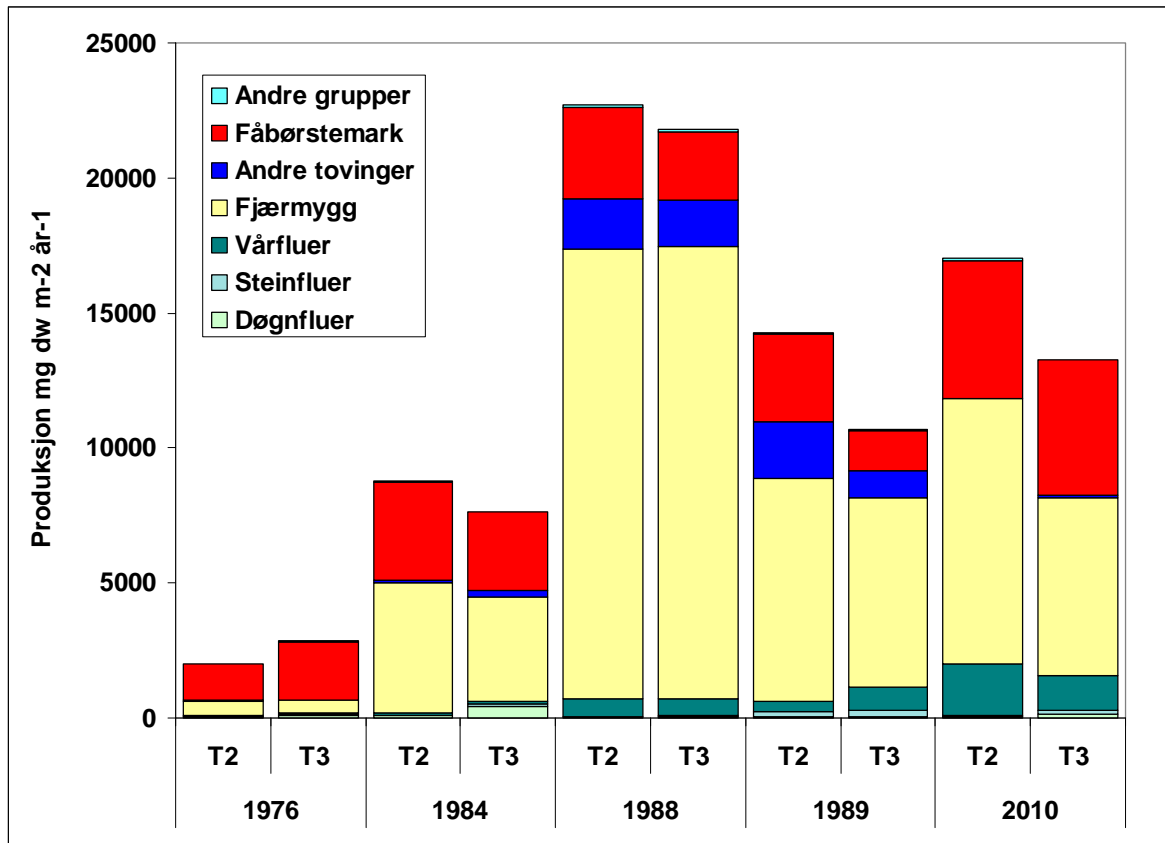
Figur 11 og Vedlegg 6 viser gjennomsnittlig biomasse for de to transektene for følgende år: 1976, 1984, 1988, 1989 og 2010. I 1976 var terskelbassenget svært ungt. Terskelkronen var anlagt året før, og bunndyrbiomassen i bassenget var lav. En årsak til dette var at det i denne perioden var lite organisk materiale i bunnen av terskelbassenget. Fra 1976 til 1988 fulgte det en periode med sterk økning av bunndyrbiomassen. Denne økningen var sannsynligvis relatert til en stor økning av organisk materiale i terskelbassenget (Fjellheim mfl. 1992). Bunndyrsamfunnet i terskelbassenget var nå preget av arter mer tilpasset stillestående vann, blant annet fjærmyggartene *Stictochironomus pictulus* og *Chironomus melanotus* Keyl. I 1989 skjedde det en markert endring i faunaen i bassenget. Dette var forårsaket av en uvanlig sterk flom i slutten av juni. Denne spylte ut store deler av det organiske materialet som var lagret på bunnen (Fjellheim mfl. 1992, 1993) og førte til en nedgang i terskelbassengets biomasse. Faunaen var nå mer preget av arter tilpasset rennende vann (Fjellheim mfl. 1992). Denne nedgangen var enda sterkere enn det figur 11 viser, ettersom høy biomasse på de to første prøvetakings-tidspunktene, i mai og juni, kamuflerer den sterke tilbakegangen som ble observert i den siste halv-delen av 1989. Av Figur 11 framgår det videre at biomassen i terskelbassenget i 2010 har bygget seg opp sammenliknet med 1989, men er lavere enn det som ble observert i 1988.



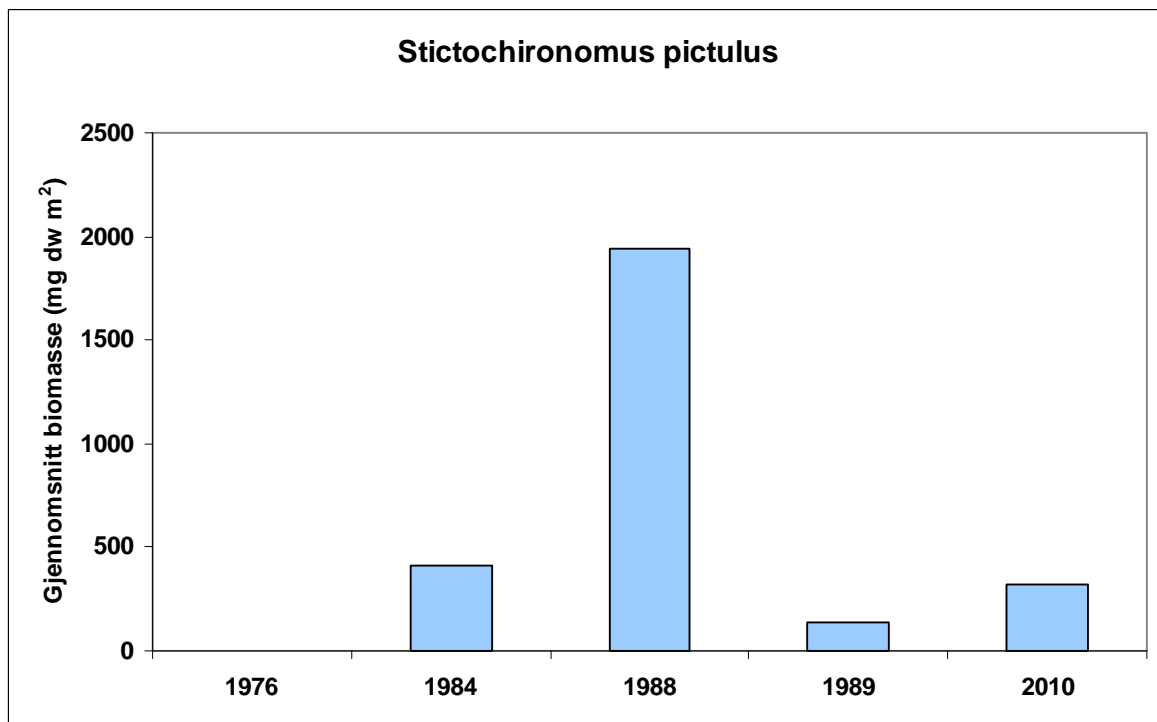
Figur 11. Gjennomsnitt av biomasse (milligram tørrvekt pr. m²) for de to transektene i terskelbassenget på Ekse i perioden 1976–2010. (Etter Bækken mfl. 1981b, Fjellheim mfl. 1987 og Fjellheim mfl. 1992).

Produksjonen av de ulike bunndyrgruppene i samme periode er vist i Figur 12. Denne figuren viser at fåbørstemarkene dominerte produksjonen på de to lokalitetene i bassenget like etter at terskelen ble anlagt. Fra og med 1984 har fjærmyggene dominert, og variasjonen i årlig produksjon har vist noenlunde samme forløp som variasjonen i biomasse (Figur 11). Det framgår ellers av figuren at gruppen andre tovinger (Diptera) (dvs. hovedsakelig Limoniidae, Tipulidae og Empididae) hadde en forholdsvis større produksjon i 1988 og 1989 enn de øvrige år. Dette skyldes sannsynligvis de store mengdene av organisk materiale som var samlet på bunnen, og som senere ble spylt ut i flommen i slutten av juni 1989. Gruppen vårfluer (Trichoptera) har på den annen side vist en økning gjennom perioden og viser den største produksjonen i 2010. Denne trenden er signifikant ($p < 0,01$).

Fra flommen i 1989 har fjærmyggfaunaen endret seg. *Chironomus melanotus* var til stede i relativt store mengder i 1984 (Schnell, 1988) og i store mengder i 1988 (Håvardstun, 1994). Fra og med august 1989 ble den ikke funnet i terskelbassenget. Arten ble funnet i 2010 på begge transektene (Vedlegg 3), men utgjør nå under 1% av fjærmyggfaunaen både vår og høst. *Stictochironomus pictulus* ble også redusert etter flommen, men biomassen i 2010 er omtrent på nivå med biomassen i 1984 (Figur 13).



Figur 12. Total bunndyrproduksjon (milligram tørrvekt pr. m² år⁻¹) på transektene 2 og 3 i perioden 1976–2010. Beliggenheten av lokalitetene er vist på Figur 1. En mer detaljert oversikt over datagrunnlaget for figuren er gitt i vedlegg 7. (Etter Bækken mfl. 1981b, Fjellheim mfl. 1987 og Fjellheim mfl. 1992).



Figur 13. Gjennomsnitt av biomasse for *Stictochironomus pictulus* (Meigen) i terskelbassenget fra 1976 til 2010.

I følge Schnell (1988) var arter i slekten *Micropsectra* blant de dominerende i terskelbassenget i 1984. Disse ble også redusert etter flommen (Fjellheim mfl. 1993), men tetthetene i 2010 er omtrent på nivå med tetthetene i 1984. Schnell (1988) kunne ikke identifisere larvene i slekten pga. manglende beskrivelser og nøkler. I senere tid har det imidlertid kommet nye beskrivelser som gjør dette noe enklere (f. eks. Stur & Ekrem, 2006). I materialet fra 2010 dominerte én art, *Micropsectra* cf. *lacustris*, fullstendig. Bare én larve av en annen art i *Micropsectra notescens*-gruppen ble registrert. *M. lacustris* var en av de vanligste artene Schnell identifiserte fra terskelbassenget i 1984, basert på puppeskinn fra klekkende individer (Schnell, 1988). Vi kan imidlertid ikke si noe om artssammensetningen innen slekten *Micropsectra* var den samme i terskelbassenget på 1980-tallet som i 2010.

Den største forskjellen i fjærmyggsamfunnet i terskelbassenget fra 1984 til 2010 er økningen i tetthet av *Orthocladius schnelli* (som *O. annectens* i Schnell, 1988). Den har vært registrert på Ekse siden 1967. I november 1984 fantes den med 124 individer pr. m² og utgjorde mindre enn 2 % av fjærmyggsamfunnet på transekt 2, mens den var noe mer flertallig på transekt 3 (800 ind. pr. m², ca. 7 % av fjærmyggsamfunnet) (Schnell, 1988). I 2010 var den imidlertid den dominerende arten året sett under ett. I høstprøvene ble den registrert med 6 478 individer pr. m² og utgjorde ca. 26 % av fjærmyggen på transekt 2. På transekt 3 ble den på samme tidspunkt registrert med 3 601 individer pr. m² og utgjorde ca. 19 % av fjærmyggene på denne transekten.

Økologien til denne arten er ikke godt kjent, men den er tolerant for forurening (Brandrud mfl. 1999, 2000), og den tåler forurensing av tungmetall (Rehfeldt & Söchtig, 1991). Med hensyn til habitat, ser det ut til at den er en art som foretrekker rennende vann. Arten var en av de dominerende i kvantitative prøver på en strykstrekning med mye mose og alger fra den forsurede Skjeggedalsåna i Tovdalsvassdraget i perioden 1995 til 1999 (Brandrud mfl., 2000), og også fra andre lokaliteter på strykstrekninger i vassdraget. Som Figur 6 viser, var den mest tallrik i prøven innerst mot den nordvestre bredden på transekt 2 i terskelbassenget. Dette var den delen av elva der det på 1980-tallet samlet seg mest mudder før flommen i 1989. I 2010 var dette fremdeles det området i elva der det var mest mudder i substratet, men det var mye mindre markant enn det var før flommen i 1989. Et annet forhold som kanskje kan forklare økningen av *O. schnelli*, var det at det så ut til å være mer mose og alger i substratet på terskel 2 i 2010 enn på 1980-tallet. Vi har imidlertid ingen data som kan underbygge dette, og vi vet heller ikke om *O. schnelli* er spesielt knyttet til vannvegetasjon.

Bunndyr og hydrofysiske forhold

Økologiske krav til de fysiske omgivelsene er av stor betydning for fordeling av bunndyr i en elv. Det er tidligere vist at endringer i vannføring har store konsekvenser for de bunndyrene som lever i elvene (Ward 1976; Armitage 1976; Fjellheim mfl. 1993).

Bunndyrene i en elv kan generelt deles opp i tre grupper med hensyn til optimalt vannhastighetsregime: 1) Arter som foretrekker stilleflytende vann, 2) Arter som foretrekker hurtig rennende vann og 3) Arter som ikke har noen spesifikk preferanse (Fjellheim, 1996). Døgnfluen *Baetis rhodani* (kategori 2) er et godt eksempel i terskelbassenget på Ekse. Tetthetene av denne arten i 1976 var større enn ved de påfølgende undersøkelsene i 1984 og 1988 (12,8 og 59,4 individer pr. m²). Arten fikk en oppblomstring i 1989, da bassenget var preget av stor gjennomstrømning og sterk utspyling av organisk og uorganisk materiale. Studier i felt har vist at *B. rhodani* har et vannhastighetsoptimum mellom 0,2 og 1 m s⁻¹ (Fjellheim 1996). Dette bekreftes av Armitage (1976 – optimum mellom 0,25 og 0,75 m s⁻¹), mens Ulfstrand (1967) viste at arten foretrakk større vannhastigheter (> 0,75 m s⁻¹). Fjellheims studie viste at vannhastigheter lavere enn 0,1 m s⁻¹ underskriver artens tålegrense, og den blir nærmest fraværende. I 2010 ble det bare registrert ett individ av arten i en

prøve fra Transekt 3 (Vedlegg 1). Dette kan ha vært et individ som er ført inn i terskelbassenget via driv fra de ovenforliggende strykstrekninger. De vanligste steinfluene i terskelbassenget i 2010 var *Leuctra hippopus*, *Amphinemura sulcicollis* og *A. borealis*. De to førstnevnte trives ved de fleste vannhastigheter lavere enn 1 m s^{-1} (Fjellheim 1996). *A. borealis* ser ut til å øke i tetthet i vannhastigheter mellom $0,5$ og 1 m s^{-1} . Også to av de vårfluene som hadde relativt stor tetthet i terskelbassenget, *Polycentropus flavomaculatus* og *Oxyethira* sp. er arter som favoriseres ved lave vannhastigheter, men de har begge et relativt stort toleransenivå ($< 0,3 \text{ m s}^{-1}$). Førstnevnte kan også forekomme i strandsonen i innsjøer (Lillehammer 1978). Vårfluer av slekten *Oxyethira* er kjent for å leve på vannplanter, der de lever av fastsittende alger (Lepneva 1970).

Vi kjenner ikke til de økologiske optimumsverdier for mange av de andre bunndyrene som ble registrert i terskelbassenget. Nedgangen i tetthet av arter som foretrekker stillestående eller sakteflytende vann, som *Chironomus melanotus* og *Stictochironomus pictulus*, tyder på at sedimentene har forandret seg. Mindre mudder i sedimentet indikerer at gjennomstrømmingen, og dermed utspylingen av finere sediment i bassenget, har blitt kraftigere. Dette kan skyldes at bassenget fylles opp av sand og grus, og/eller at terskelkronen har erodert.

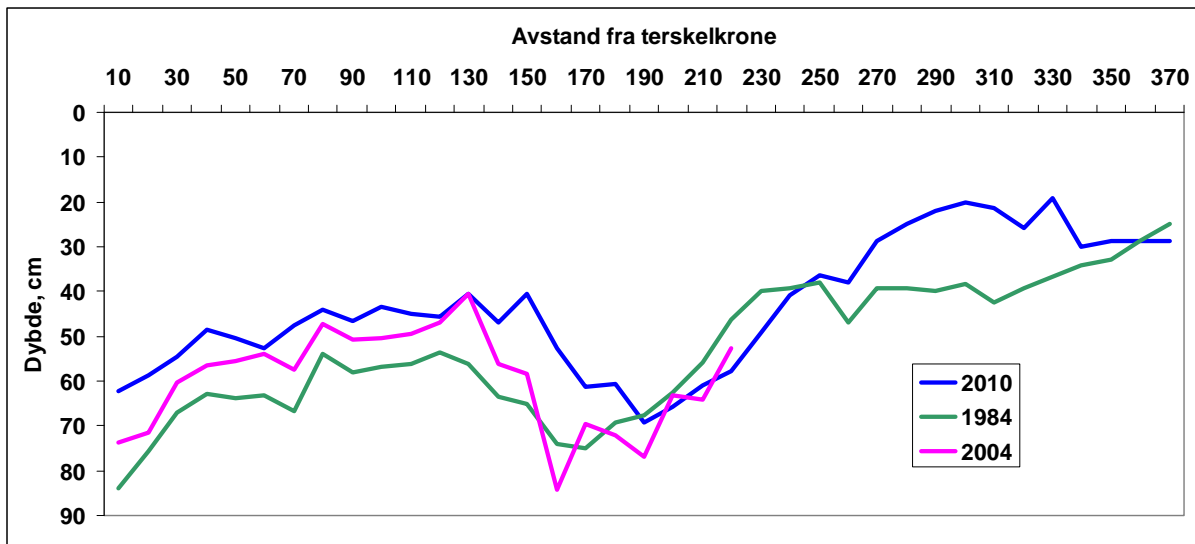
Bunndyrsamfunnet gjenspeiler de hydrofysiske forhold i lokalitetene, men som vist av Fjellheim (1996) har de vanligste artene et ganske bredt optimum. *Baetis rhodani* er en typisk indikator for vannhastighet i Ekso. Dens tilstedeværelse i terskelbassenget er styrt av intensiteten av flommer. Situasjonen i 2010 var ikke så ekstrem som det som ble observert i 1989. Vår konklusjon vil derfor være at selv om terskelbassenget har blitt grunnere, viser faunaen i bassenget fremdeles et samfunn som gjenspeiler rolige vannføringsforhold.

Terskelbassengets morfologi i årene 1984–2010

Terskelbassenget ble målt opp for første gang i 1984 ved lav vannføring (Fjellheim mfl. 1987). For hver tiende meter ble det strukket et målebånd tvers over elva og målt total bredde fra torv til torv samt dybdene langs et transekt over elva i fire meters intervaller. Bassenget var 370 m langt og dypest i den nedre enden (maksimum 105 cm og gjennomsnitt 84 cm i transekt 2 som lå 10 meter oppstrøms terskelkronen). Bortsett fra et dypere parti ved en innsnevring midt i bassenget, ble det gradvis grunnere mot den øvre enden. Gjennomsnittsdybden var her ca. 25 cm. Maksimal bredde var 42 m (ved terskelkronen), mens gjennomsnittsbredden var 32,5 m. Terskelbassengets areal, avgrenset av fast torv, var ca. $12\,000 \text{ m}^2$. Produktivt areal var noe mindre grunnet redusert vanddekket areal ved lavvannsføringer.

En del av bassenget ble målt opp på nytt i 2004 (Arnekleiv mfl. 2006). Denne oppmålingen var ikke fullstendig ettersom den måtte avbrytes grunnet et uhell.

Vår oppmåling i 2010 ble utført identisk med oppmålingen i 1984. Resultatene viser at bassenget i gjennomsnitt var blitt nesten 10 cm grunnere og 1,6 m bredere løpet av de 26 årene som har gått mellom de to målingene (Figur 14, Vedlegg 8 og 9). Dette har ført til en utvidelse av terskelbassengets areal fra ca. $12\,000 \text{ m}^2$ til ca. $12\,600 \text{ m}^2$. Av tabellen framgår det at det var spesielt store avvik i bredde i bassengets øverste del. Årsaken til dette er erosjoner og avleiringer fra to bekker som renner inn i bassenget fra sør. Resultatene må anses å være veiledende ettersom det ikke ble brukt nivelleringsutstyr ved noen av oppmålingene.



Figur 14. Gjennomsnittlig dybde i terskelbassenget på Ekse målt over 37 transekter med 10 m mellomrom. Data fra 1984: Fjellheim mfl. (1987). 2004: Arnekleiv mfl. (2006).

De tre målingene ble alle foretatt på lav vannføring. Det aktuelle terskelbassenget er bredt (gjennomsnitt 34 m), og små vannføringsforskjeller burde derfor ikke bety noe særlig for dybde-målingene. Bredden er målt fra fast torv til fast torv med et målebånd både i 1984 og 2010.

Det er spesielt i nedre og øvre del at terskelbassenget har blitt grunnere. I midtre del er det et område der bassenget har blitt dypere. Som nevnt tidligere er det vanskelig å fastslå terskelkronens høyde nøyaktig, grunnet mangel på nivelleringsutstyr. Sannsynligvis skyldes bassengets minkende dybde to faktorer: Avsetning av sediment i bassenget og erosjon av terskelkronen. Vårt utgangspunkt er likevel at terskelbassenget har blitt grunnere.

Fungerer terskelen på Ekse etter hensikten?

Selv om påvirkningen på bassengets biota foreløpig er liten, er det sannsynlig at en fortsatt utvikling av trenden mot lavere vanddybde vil få biologiske konsekvenser. Dersom det ikke foretas tiltak mot utviklingen i terskelbassenget, vil det sannsynligvis fortsette å bli grunnere og til slutt ende opp som en elvelokalitet.

Forandringer i terskelbassengets morfologi kan over tid føre til at opprinnelig tiltenkte funksjoner av terskelbyggingen (se kapittel 2) faller bort eller blir svekket. I tilfellet med terskelbassenget på Ekse er det foreløpig to av disse punktene som kan være berørt:

Punkt 3: Gjerdefunksjonen. Bassenget er blitt betydelig grunnere i sin øverste del (figur 14). Det er nå blitt lettere vadbart for sau og geit, som er de vanligste husdyra i området. Dette kan medføre at grunneierne må sette opp ekstra gjerder langs bassenget.

Punkt 4: Å legge forholdene bedre til rette for fisk og fiske. Tradisjonelt fiskes det lite i terskelbassenget, men det har fungert som en svært viktig overvintringsplass for auren i området. Dette viser blant annet studier av fiskevandring i området i 1976 (Evensen 1981). Hans studier av aurebestandene viste at det foregikk en betydelig vandring av fisk over terskelkronen til forskjellige tidspunkt gjennom året. De viktigste av disse vandringene var gytevandring om høsten, tilbakevandring til bassenget for overlevelse der om vinteren og nedvandring av en del av bestanden i bassenget om

våren. Slik terskelkronen framstår i dag representerer den ikke noe hinder for fisken i området. Det reduserte volumet (Figur 14) har sannsynligvis redusert bassengets bærenivå for aure. Dersom bassenget fortsetter å bli grunnere, kan konsekvensene for aurebestanden bli dramatiske. Det er spesielt vintersituasjonen som kan representere en flaskehals for fisken.

Endringer i bunndyrproduksjonen i terskelbassenget kan også få konsekvenser for fiskebestandene, men ikke så dramatiske som redusert volum av bassenget. Studier av auren i terskelbassenget har vist at bunndyr produsert i områdene oppstrøms bassenget er den viktigste næringskilden (Fjellheim & Raddum 1996). Disse blir tilgjengelig for fisken enten via driv eller ved at auren foretar aktive næringsvandring ut av bassenget.

6. Referanser

Andersen, T.F. 1979. Populasjonstetthet og mortalitet hos ørret (*Salmo trutta* L.) i øvre del av Eksingedalselva etter reguleringen. Hovedfagsoppgave i zoologisk økologi. Zoologisk museum. Universitetet i Bergen.

Armitage, P.D. 1976. A quantitative study of the invertebrate fauna of the River Tees below Cow Green reservoir. *Freshwater Biology* 6, pp. 229 - 240.

Arnekleiv, J.V., Raddum, G.G., Sandnæs, T.O., Fjellheim, A. & Fergus, T. 2006. Evaluering av terskler som avbøtende tiltak i et utvalg vassdrag i Midt- og Vest-Norge. Rapport Miljøbasert vannføring nr. 3: 2006. Norges vassdrags- og energidirektorat, 79 s.

Brittain, J.E., L'Abée-Lund, J.-H. & Eie, J.A. 1992. Biotopjusteringsprogrammet - status 1990. Norges vassdrags- og energiverk, 50 s.

Brandrud, T.E., G. Halvorsen, E-A. Lindstrøm, G.G. Raddum, P. Brettum, D. Dolmen, G.A. Halvorsen, Ø.A. Schnell, S-E. Sloreid & B. Walseng. 1999. Effekter av kalking på biologisk mangfold. Basisundersøkelser i Tovdalsvassdraget 1995-96. DN-utredning 1999-9. Direktoratet for naturforvaltning. 126 s.

Brandrud, T.E., P. Brettum, D. Dolmen, G. Halvorsen, G.A. Halvorsen, E-A. Lindstrøm, R. Romstad, Ø.A. Schnell. 2000. Effekter av kalking på biologisk mangfold. Undersøkelser i Tovdalsvassdraget 1997-1998, de to første årene etter kalkingsstart. DN-utredning 2000-4.

Bækken, T., Fjellheim, A. & Larsen, R. 1981a. Bunndyrstudier i Eksingedalselva ved Ekse etter regulering og terskelbygging. - Informasjon nr. 13 fra Terskelprosjektet, NVE - Vassdragsdirektoratet. 47 s.

Bækken, T., Fjellheim, A. & Larsen, R. 1981b. Bunndyrproduksjon i Eksingedalselva ved Ekse etter regulering og terskelbygging. Informasjon nr. 15 fra Terskelprosjektet, NVE - Vassdragsdirektoratet. 32 s.

Bækken, T., Fjellheim, A. & Larsen, R. 1984. Benthic animal production in a weir basin area in western Norway. In: Lillehammer, A. & Saltveit, S.J. (Eds.) *Regulated Rivers*. 223 - 232. Universitetsforlaget, Oslo.

Evensen, T.H. 1978. Vandring hos ørret (*Salmo trutta* L.) i øvre del av Eksingedalselva. Hovedfagsoppgave i spesiell zoologi. Zoologisk museum. Universitetet i Bergen.

Evensen, T.H. 1978. Ørretvandring i øvre del av Eksingedalselva. Informasjon nr. 12 fra Terskelprosjektet, NVE-Vassdragsdirektoratet. 37 s.

Fisher, S.G. & Likens, G.E. 1973. Energy flow in Bear Brook, New Hampshire: An integrative approach to stream ecosystem metabolism. *Ecological Monographs* 43: 421 - 439.

Fjellheim, A., 1996. Distribution of benthic invertebrates in relation to stream flow characteristics in a Norwegian river. *Regulated Rivers: Research and management* 12: 263 - 271.

- Fjellheim, A. 1999. Eksingedalsvassdraget. Oversikt over FoU med hovedvekt på den laks- og sjøaureførende delen av vassdraget. Laboratorium for Ferskvannøkologi og Innlandsfiske, Universitetet i Bergen, Rapport nr. 102.
- Fjellheim, A & Raddum, G.G. 1996. Weir-building in a regulated West Norwegian river: Long term dynamics on invertebrates and fish. *Regulated Rivers: Research and management* 12: 501 - 508.
- Fjellheim, A., Karlsen, L.R. & Raddum, G.G. 1987. Bunndyrfaunaen i Eksingedalselva ved Ekse. En sammenlikning av forholdene 3 og 11 år etter terskelbygging. Terskelprosjektet / Biotopjusteringsprosjektet. Rapport nr. 27. NVE - Vassdragsdirektoratet. 46 s.
- Fjellheim, A., Håvardstun, J., Raddum, G.G. & Schnell, Ø. 1992. Bunndyrstudier i Eksingedalselva ved Ekse. Effekter av økt vannføring på bunndyrsamfunnet. Biotopjusteringsprosjektet. Rapport nr. 33. Norges vassdrags- og energiverk, Oslo.
- Fjellheim, A., Håvardstun, J., Raddum, G.G. & Schnell, Ø.A. 1993. Effects of increased discharge on the yearly productivity of benthic invertebrates in a regulated river. *Regulated Rivers: Research and management* 8: 179 - 187.
- Fredriksen, K.S. 1980. Vegetasjonsundersøkelse i øvre del av Eksingedalsvassdraget. Informasjon nr. 11 fra Terskelprosjektet, NVE - Vassdragsdirektoratet. 28 s.
- Fager, E. W. 1969. Production of stream benthos: A critique of the method of assessment proposed by Hynes & Coleman (1968). *Limnol. Oceanogr.* 14: 766 - 770.
- Hagala, Y. 1982. Populasjonstetthet, eggproduksjon, mortalitet og vekst hos ørret (*Salmo trutta* L.) i øvre del av Eksingedalselva etter reguleringen. Hovedfagsoppgave i zoologisk økologi. Zoologisk museum. Universitetet i Bergen.
- Hamilton, A.L. 1969: On estimating annual production. *Limnol. Oceanogr.* 14: 771 - 782.
- Håvardstun, J. 1994. Life cycle and variation in density and distribution for *Chironomus melanotus* Keyl (Diptera, Chironomidae) in a regulated river, with emphasis on responses to floods. Hovedfagsoppgave i zoologisk økologi, Universitetet i Bergen.
- Hynes, H.B.N. & Coleman, M.J. 1968. A simple method of assessing the annual production of stream benthos. *Limnol. Oceanogr.* 13: 569 - 573.
- Karlsen, L.R. 1986. Næringsopptak hos ørret (*Salmo trutta* L.) i relasjon til næringstilbudet i en regulert elv. Hovedfagsoppgave i Zoologisk økologi. Zoologisk museum. Univ. i Bergen.
- Lepneva, S.G. 1970. Fauna of the USSR. Trichoptera. Larvae and pupae of Annulipalpia. Israel program for scientific translations, Jerusalem 1970.
- Lillehammer, A. 1978. The trichoptera of Øvre Heimdalsvatn. *Holarctic Ecology* 1: 255 - 260.
- Mann, K.H., Britton, R.H., Kowalczewski, A., Lack, T.J., Mathews, C.P. & McDonald, I. 1972. Productivity and energy flow at all trophic levels in the River Thames, England. In: Kajak, Z. & Hillbricht-Ilkowska, E. (Eds.). *Productivity problems of fresh waters.* 579 - 596.

- Mellquist, P. 1976. Informasjon om terskelprosjektet. Tersklernes innvirkning på biologiske forhold i regulerte vassdrag: (Terskelprosjektet). Informasjon nr. 1, NVE - Vassdragsdirektoratet. 47 s.
- Mellquist, P. 1985. Liv i regulerte elver. Kraft og miljø 10: 120 s. NVE - Vassdragsdirektoratet, Oslo.
- Mellquist, P. 1986. Life in regulated streams. NVE - Vassdragsdirektoratet, Oslo, 58 s.
- Neveu, A. 1977. Ecologie des larves d'Athericidae (Diptera, Brachycera) dans un ruisseau des Pyrénées-Atlantiques. II Production. Comparaison de différentes méthodes de calcul. Ann. Hydrobiol. 8: 45 - 66.
- Schnell, Ø.A. 1988. En økologisk, faunistisk og systematisk undersøkelse av fjærmyggfaunaen (Diptera: Chironomidae) i Ekso ved Ekse, Eksingedal. Upublisert hovedfagsoppgave, Universitetet i Bergen.
- Stur, E. & Ekrem, T. 2006. A revision of West Palaearctic species of the *Micropsectra atrofasciata* species group (Diptera: Chironomidae). Zoological Journal of the Linnean Society, 146:165 - 225.
- Rehfeldt, G. & Söchtig, W. 1991. Heavy metal accumulation by *Baetis rhodani* and macrobenthic community structure in running waters of the N'Harz mountains (Lower Saxony/FRG) (Ephemeroptera: Baetidae). Entomol. Gen., 16: 31 - 37.
- Ulfstrand, S. (1967). Microdistribution of benthic species (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Diptera Simuliidae). Oikos 18, pp. 293 - 310.
- Ward, J.V. (1976). Effects of flow patterns below large dams on stream benthos: A review. In: Instream Flow Needs Symposium, Vol. II. J.F.Osborn and Allman, C.H. (Eds.), Amer. Fish. Soc., pp. 235 - 253.
- Waters, T.F. & Crawford, G.W. 1973. Annual production of a stream mayfly population: A comparison of methods. Limnol. Oceanogr. 18: 286 - 296.
- Zytkowicz, R. 1976: Production of macrobenthos in Lake Tynwald. - Acta Univ. Nicolai Copernici 38: 75 - 97.

7. Vedlegg

Vedlegg 1. Bunndyrtettheter med standardavvik i terskelbassenget på Ekse basert på prøver fra transekt 2 og 3 tatt 04.05.2010. Lokalitetenes posisjon er vist på figur 1.

Stasjon:	Transekt 2		Transekt 3	
	Gjennomsnitt	Std	Gjennomsnitt	Std
Nematoda (Rundorm)	688,4	673,2	194,2	35,3
Oligochaeta (Fåbørstemark)	2868,1	2506,4	5047,9	3267,6
Acari (Vannmidd)	105,9	49,9	132,4	97,2
Ephemeroptera (Døgnfluer)				
<i>Ameletus inopinatus</i>	35,3	28,8	123,6	109,8
<i>Baetis rhodani</i>	0,0	0,0	8,8	17,7
<i>Siphonurus</i> sp.	88,3	84,0	17,7	35,3
Plecoptera (Steinfluer)				
<i>Amphinemura sulcicollis</i>	44,1	44,4	70,6	28,8
<i>Amphinemura borealis</i>	0,0	0,0	17,7	35,3
<i>Capnia pygmea</i>	0,0	0,0	26,5	17,7
<i>Capnia</i> sp.	17,7	20,4	26,5	33,8
<i>Leuctra nigra</i>	0,0	0,0	8,8	17,7
<i>Leuctra hippopus</i>	0,0	0,0	26,5	33,8
<i>Leuctra fusca/digitata</i>	8,8	17,7	0,0	0,0
<i>Protonemura meyeri</i>	8,8	17,7	0,0	0,0
<i>Nemoura cinerea</i>	8,8	17,7	8,8	17,7
Coleoptera (Vannbiller)				
<i>Elmis aenea</i>	79,4	116,6	26,5	33,8
Dytiscidae indet.	8,8	17,7	0,0	0,0
Trichoptera (Vårfluer)				
<i>Apatania</i> sp.	282,4	274,9	88,3	133,6
<i>Halesus radiatus</i>	17,7	35,3	17,7	20,4
<i>Oxyethira</i> sp.	61,8	123,6	0,0	0,0
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	53,0	105,9	8,8	17,7
<i>Plectrocnemia conspersa</i>	8,8	17,7	17,7	20,4
Limnephilidae indet.	26,5	33,8	0,0	0,0
Polycentropodidae indet.	0,0	0,0	17,7	35,3
Chironomidae (Fjærmygg)	10687,1	11655,0	10342,9	1594,9
Ceratopogonidae (Svikkott)	8,8	17,7	8,8	17,7
Simuliidae (Knott)	0,0	0,0	17,7	20,4
Tipuloidea (Stankelbein)				
<i>Dicranota</i> sp.	0,0	0,0	17,7	20,4
<i>Tipula</i> sp.	0,0	0,0	8,8	17,7
Limoniidae indet.	17,7	35,3	0,0	0,0
Diptera (Andre tovinger)				
Empididae indet.	114,7	105,4	26,5	17,7
Sum	15240,8	15998,9	16308,6	5697,3

Vedlegg 2. Bunndyrteitheter med standardavvik i terskelbassenget på Ekse basert på prøver fra transekt 2 og 3 tatt 12.10.2010. Lokalitetenes posisjon er vist på figur 1.

Stasjon:	Transekt 2		Transekt 3	
	Gjennomsnitt	Std	Gjennomsnitt	Std
Turbellaria (Flimmermark)				
<i>Crenobia alpina</i>	17,7	20,4	0,0	0,0
Nematoda (Rundorm)	308,9	351,1	194,2	101,9
Bivalvia (Muslinger)	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Pisidium</i> sp.	8,8	17,7	0,0	0,0
Oligochaeta (Fåbørstemark)	9786,9	13562,5	7360,1	2750,2
Acari (Vannmidd)	35,3	40,8	44,1	17,7
Ephemeroptera (Døgnfluer)				
<i>Ameletus inopinatus</i>	17,7	20,4	26,5	33,8
<i>Baetis rhodani</i>	0,0	0,0	0,0	0,0
Plecoptera (Steinfluer)				
<i>Amphinemura borealis</i>	26,5	53,0	97,1	105,4
<i>Amphinemura sulcicollis</i>	17,7	20,4	88,3	84,0
<i>Capnia</i> cf. <i>pygmea</i>	0,0	0,0	8,8	17,7
<i>Capnia</i> sp.	35,3	0,0	35,3	70,6
<i>Leuctra hippopus</i>	35,3	70,6	8,8	17,7
<i>Leuctra</i> sp.	17,7	35,3	17,7	35,3
<i>Nemoura cinerea</i>	8,8	17,7	17,7	20,4
<i>Nemurella pictetii</i>	8,8	17,7	8,8	17,7
<i>Protonemura meyeri</i>	0,0	0,0	8,8	17,7
Nemouridae indet.	35,3	70,6	0,0	0,0
Plecoptera indet.	8,8	17,7	0,0	0,0
Coleoptera (Vannbiller)				
<i>Elmis aenea</i>	61,8	44,4	35,3	28,8
Sialis (Mudderfluer)				
<i>Sialis lutaria</i>	8,8	17,7	0,0	0,0
Trichoptera (Vårfluer)				
<i>Apatania</i> sp.	388,3	383,5	282,4	144,1
<i>Lepidostoma hirtum</i>	0,0	0,0	8,8	17,7
<i>Oxyethira</i> sp.	150,0	153,5	141,2	125,6
<i>Potamophylax</i> cf. <i>latipennis</i>	0,0	0,0	8,8	17,7
<i>Polycentropus</i> cf. <i>irroratus</i>	17,7	35,3	0,0	0,0
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	79,4	44,4	123,6	45,6
Limnephilidae indet.	17,7	20,4	17,7	20,4
Polycentropodidae indet.	0,0	0,0	17,7	35,3
Trichoptera indet. (puppe)	8,8	17,7	0,0	0,0
Chironomidae (Fjærmygg)	21091,8	10201,7	16361,6	6303,0
Simuliidae (Knott)	0,0	0,0	8,8	17,7
Diptera (Andre tovinger)				
Empididae indet.	61,8	33,8	114,7	105,4
Sum	32255,4	25267,8	25036,5	10151,0

Vedlegg 3. Tettheter (antall / m²) av fjærmygg (Chironomidae) i terskelbassenget på Ekse i 2010. Standardavviket utelatt for å få bedre oversikt over variasjonen mellom transekt og innsamlingstidspunkt.

	Transekt 2		Transekt 3	
	04.05.2010	12.10.2010	04.05.2010	12.10.2010
Tanypodinae				
<i>Ablabesmyia monilis</i>	167,7	317,7	335,4	776,6
<i>Conchapelopia</i> sp.	114,7	35,3	264,8	211,8
<i>Macropelopia adaucta</i>	44,1	44,1	0,0	79,4
<i>Krenopelopia binotata</i>	132,4	0,0	35,3	0,0
<i>Nilotanypus dubius</i>	123,6	0,0	88,3	88,3
<i>Procladius</i> sp.	0,0	0,0	0,0	35,3
<i>Psectrotanypus varius</i>	0,0	35,3	0,0	0,0
<i>Thienemannimyia fusciceps</i>	1870,9	3618,3	2294,5	3724,2
<i>Trissopelopia flavida</i>	0,0	0,0	17,7	0,0
<i>Zavreliomyia barbatipes</i>	414,8	370,7	847,2	564,8
Tanypodinae indet.	35,3	0,0	0,0	0,0
Diamesinae				
<i>Diamesa</i> sp.	8,8	0,0	17,7	0,0
<i>Potthastia gaedi</i>	8,8	0,0	0,0	0,0
<i>Potthastia longimana</i>	17,7	0,0	17,7	35,3
Prodiamesinae				
<i>Prodiamesa olivacea</i>	0,0	35,3	0,0	8,8
Orthoclaadiinae				
<i>Brillia bifida</i>	0,0	0,0	17,7	0,0
<i>Corynoneura</i> sp.	414,8	158,9	600,1	35,3
<i>Cricotopus (C.) bicinctus</i>	0,0	35,3	0,0	0,0
<i>Cricotopus (C.)</i> sp. <i>bicinctus</i> gp	0,0	0,0	17,7	0,0
<i>Cricotopus (C.)</i> sp. <i>festivellus</i> gp	17,7	176,5	53,0	17,7
<i>Cricotopus (C.)</i> sp. <i>fuscus</i> gp	0,0	0,0	0,0	70,6
<i>Cricotopus (C.)</i> sp. <i>tibialis</i> gp	0,0	35,3	0,0	0,0
<i>Cricotopus (C.)</i> sp. <i>tremulus</i> gp	0,0	105,9	0,0	0,0
<i>Eukiefferiella devonica</i>	53,0	0,0	17,7	0,0
<i>Eukiefferiella minor</i>	35,3	0,0	70,6	0,0
<i>Heterotanytarsus apicalis</i>	8,8	35,3	0,0	0,0
<i>Heterotrissocladius marcidus</i>	397,1	1800,3	105,9	458,9
<i>Krenosmittia</i> sp.	35,3	0,0	0,0	0,0
<i>Orthocladus (Euorthocladus) saxosus</i>	44,1	0,0	0,0	0,0
<i>Orthocladus (Euorthocladus)</i> sp. A	26,5	35,3	35,3	0,0
<i>Orthocladus (Euorthocladus)</i> sp. B	344,2	105,9	141,2	0,0
<i>Orthocladus (Mesorthocladus) frigidus</i>	582,5	0,0	1782,7	0,0
<i>Orthocladus (O.) dentifer</i>	167,7	811,9	229,5	264,8
<i>Orthocladus (Symposiocladius) schnelli</i>	1968,0	6477,6	335,4	3600,6
<i>Psectrocladius (Monopsectr.) septentrionalis</i>	0,0	0,0	0,0	35,3
<i>Psectrocladius (P.)</i> sp. <i>limbatellus</i> gp	97,1	2047,4	53,0	529,5

Vedlegg 3 fortsetter..

	Transekt 2		Transekt 3	
	04.05.2010	12.10.2010	04.05.2010	12.10.2010
<i>Rheocricotopus (R.) effusus</i>	35,3	0,0	0,0	0,0
<i>Rheocricotopus (R.) sp.</i>	8,8	0,0	0,0	0,0
<i>Rheosmittia spinicornis</i>	26,5	0,0	0,0	0,0
<i>Synorthocladius semivirens</i>	97,1	141,2	141,2	123,6
<i>Thienemanniella sp.</i>	132,4	0,0	0,0	0,0
<i>Tvetenia calvescens</i>	17,7	35,3	35,3	35,3
Orthocladiinae indet.	0,0	0,0	17,7	17,7
Chironominae				
Chironomini				
<i>Chironomus melanotus</i>	0,0	105,9	17,7	8,8
<i>Demicryptochironomus vulneratus</i>	0,0	35,3	0,0	0,0
<i>Dicrotendipes lobiger</i>	35,3	0,0	0,0	0,0
<i>Paratendipes sp.</i>	0,0	423,6	0,0	53,0
<i>Polypedilum (P.) sp. nubeculosum gp</i>	105,9	70,6	335,4	53,0
<i>Polypedilum (Tripodura) scalaenum</i>	0,0	0,0	0,0	17,7
<i>Saetheria reissi</i>	8,8	53,0	17,7	70,6
<i>Stictochironomus pictulus</i>	750,1	1420,8	547,2	1403,2
Tanytarsini				
<i>Micropsectra cf. lacustris</i>	1641,5	4271,3	1006,1	5400,9
<i>Micropsectra sp. B</i>	0,0	0,0	0,0	17,7
<i>Paratanytarsus austriacus</i>	0,0	53,0	0,0	0,0
<i>Paratanytarsus penicillatus</i>	44,1	282,4	17,7	0,0
<i>Stempellinella brevis</i>	476,6	1253,2	494,2	1217,9
<i>Tanytarsus bathophilus</i>	0,0	35,3	0,0	0,0
<i>Tanytarsus brundini</i>	123,6	141,2	105,9	88,3
<i>Tanytarsus sp. A</i>	53,0	0,0	88,3	194,2
<i>Tanytarsus sp. B</i>	0,0	35,3	141,2	0,0
Totalt	10687,1	24639,4	10342,9	19238,5

Vedlegg 4. Bunndyrbiomasse (mg dw m⁻²) i terskelbassenget på Ekse basert på prøver fra transekt 2 og 3 tatt 04.05.2010 og 12.10.2010. Lokalitetenes posisjon er vist på figur 1.

	T2 mai 2010	T3 mai 2010	T2 okt 2010	T3 okt 2010
Turbellaria (Flimmermark)				
<i>Crenobia alpina</i>			0,3	
Nematoda (Rundorm)	0,7	0,2	0,3	0,2
Bivalvia (Muslinger)				
<i>Pisidium</i> sp.			2,1	
Oligochaeta (Fåbørstemark)	460,7	811,7	1574,8	1184,0
Acari (Vannmidd)	8	1,3	6,7	0,9
Ephemeroptera (Døgnfluer)				
<i>Ameletus inopinatus</i>	4,3	30,7	1,3	1,1
<i>Baetis rhodani</i>		1,9	0,1	
<i>Siphonurus</i> sp.	4,3	4,5		
Plecoptera (Steinfluer)				
<i>Amphinemura borealis</i>	4,5	6,1	0,6	2,1
<i>Amphinemura sulcicollis</i>		0,4	0,3	0,8
<i>Capnia pygmaea</i>		14,1		
<i>Capnia</i> sp.	1,7	2,4	0,6	1
<i>Leuctra nigra</i>		0,3		
<i>Leuctra hippopus</i>		4,8	0,1	0,7
<i>Leuctra fusca/digitata</i>				
<i>Leuctra</i> sp.			0,8	0,1
<i>Nemoura cinerea</i>	0,7	2,7	0,3	0,1
<i>Nemurella pictetii</i>			0,3	2,1
<i>Protonemura meyeri</i>	0,1			
Nemouridae indet.			0,2	
Plecoptera indet.			0,02	
Coleoptera (Vannbiller)				
<i>Elmis aenea</i>	9,4	2,1	5,2	4,6
Dytiscidae indet.	2,1			
Sialis (Mudderfluer)				
<i>Sialis lutaria</i>			7,6	
Trichoptera (Vårfluer)				
<i>Apatania</i> sp.	128,8	14		15,3
<i>Halesus radiatus</i>	183,3	24,1		
<i>Lepidostoma hirtum</i>			8,8	17,7
<i>Oxyethira</i> sp.	2,3		6	3,9
<i>Plectrocnemia conspersa</i>	1,1	32,7		
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	285	78,8	190,5	367,8
<i>Polycentropus irroratus</i>			2,4	
<i>Potamophylax</i> cf. <i>latipennis</i>				2,7
Limnephilidae indet.	33,1		0,7	16,4
Polycentropodidae indet.		0,4		0,2
Trichoptera puppe			7,6	
Chironomidae (Fjærmygg)	1130,4	1107,2	2961,6	1630,7
Ceratopogonidae (Sviknott)	0,1	0,2		
Simuliidae (Knott)		0,9		0,3
Tipuloidea (Stankelbein)				
<i>Dicranota</i> sp.		17		
<i>Tipula</i> sp.		21,6		
Limonidae indet.	2			
Diptera (Andre tovinger)				
Empididae indet.	10,6	2	2,3	5,3
Sum	2273,2	2182,1	4781,6	3258,0

Vedlegg 5. Bunndyrproduksjon (mg dw m⁻² år⁻¹) i terskelbassenget på Ekse basert på prøver fra transekt 2 og 3 tatt 04.05.2010 og 12.10.2010. Lokalitetenes posisjon er vist på figur 1.

	Transekt 2	Transekt 3
Turbellaria (Flimmermark)		
<i>Crenobia alpina</i>	0,8	0,0
Nematoda (Rundorm)	2,5	1,0
Acari (Vannmidd)	36,8	5,5
Bivalvia (Muslinger)		
Oligochaeta (Fåbørstemark)	5088,8	4989,3
<i>Pisidium</i> sp.	5,3	0,0
Ephemeroptera (Døgnfluer)		
<i>Baetis rhodani</i>	0,4	8,1
<i>Siphonurus</i> sp.	18,5	19,4
<i>Ameletus inopinatus</i>	24,1	136,7
Plecoptera (Steinfluer)		
<i>Amphinemura borealis</i>	19,9	32,0
<i>Amphinemura sulcicollis</i>	1,2	4,7
<i>Capnia pygmea</i>	0,0	32,4
<i>Capnia</i> sp.	5,3	7,8
<i>Leuctra hippopus</i>	0,4	21,5
<i>Leuctra nigra</i>	0,0	1,2
<i>Leuctra</i> sp.	3,1	0,4
<i>Nemoura cinerea</i>	3,9	10,9
<i>Nemurella pictetii</i>	1,2	8,2
<i>Protonemura meyeri</i>	0,4	0,0
Nemouridae indet.	0,8	0,0
Coleoptera (Vannbiller)		
<i>Elmis aenea</i>	36,5	16,8
Dytiscidae indet.	5,3	0,0
Sialis (Mudderfluer)		
<i>Sialis lutaria</i>	19,0	0,0
Trichoptera (Vårfluer)		
<i>Apatania</i> sp.	289,8	65,9
<i>Halesus radiatus</i>	412,4	54,2
<i>Lepidostoma hirtum</i>	19,9	39,7
<i>Oxyethira</i> sp.	18,7	8,8
<i>Plectrocnemia conspersa</i>	2,5	73,6
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	1069,9	1004,9
<i>Polycentropus irroratus</i>	5,4	0,0
<i>Potamophylax</i> cf. <i>latipennis</i>	0,0	6,1
Limnephilidae indet.	76,1	36,9
Polycentropodidae indet.	0,0	1,4
Trichoptera puppe	17,1	0,0
Chironomidae (Fjærmygg)	9820,8	6571,0
Ceratopogonidae (Sviknott)	0,2	0,5
Simuliidae (Knott)	0,0	2,9
Tipuloidea (Stankelbein)		
<i>Dicranota</i> sp.	0,0	40,8
<i>Tipula</i> sp.	0,0	51,8
Limonidae indet.	4,8	0,0
Diptera (Andre tovinger)	0,0	0,0
Empididae indet.	32,3	18,3
Sum	17043,7	13272,3

Vedlegg 6. Gjennomsnitt bunndyrbiomasse (mg dw m⁻²) i terskelbassenget på Ekse i perioden 1976 til 2010. Data fra Bækken mfl. 1981 (1976), Fjellheim mfl. 1987 (1984), Fjellheim mfl. 1992 (1989 og 1990) og denne undersøkelsen (2010).

	1976		1984		1988		1989		2010	
	T2	T3	T2	T3	T2	T3	T2	T3	T2	T3
Turbellaria (Flimmermark)	2,9	2,4	0,2	1,0	1,1	0,2	0,4	0,3	0,2	0,0
Nematoda (Rundorm)	0,6	0,9	10,3	7,7	0,7	1,1	0,4	0,6	0,5	0,2
Bivalvia (Muslinger)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,1	0,0
Crustacea (Krepsdyr)	0,0	0,0	0,0	0,0	35,0	36,5	5,7	3,0	0,0	0,0
Oligochaeta (Fåbørstemark)	257,4	425,9	727,3	576,7	683,0	509,6	648,3	303,4	1017,8	997,9
Acari (Vannmidd)	0,8	1,0	0,9	2,7	1,0	0,9	2,4	2,8	7,4	1,1
Ephemeroptera (Døgnfluer)	2,5	8,2	13,5	48,1	1,2	9,6	15,2	19,6	5,0	19,1
Plecoptera (Steinfluer)	3,9	11,7	14,9	25,1	7,7	15,9	38,8	51,5	5,1	18,9
Trichoptera (Vårfluer)	27,2	14,6	21,7	35,3	184,2	206,5	87,1	183,0	424,8	287,0
Chironomidae (Fjærmygg)	116,0	111,9	970,8	652,7	3010,6	3328,2	1927,9	1556,7	2046,0	1369,0
Diptera (Andre tovinger)	18,4	3,5	20,9	47,1	12,2	18,1	11,7	58,0	7,5	23,7
Coleoptera (Vannbiller)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,3	0,6	0,7	8,4	3,4
Sialis (Mudderfluer)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	1,6	0,7	0,0	3,8	0,0
Crustacea (Krepsdyr)	0,0	0,0	0,0	0,0	35,0	36,5	5,7	3,0	0,0	0,0
Annet	2,4	2,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Sum	432,1	582,3	1780,5	1396,4	3937,0	4128,5	2739,3	2179,5	3527,4	2720,1

Vedlegg 7. Bunndyrproduksjon (mg dw m⁻² år⁻¹) i terskelbassenget på Ekse basert på prøver fra transekt 2 og 3 tatt 04.05.2010. Lokalitetenes posisjon er vist på figur 1.

	1976		1984		1988		1989		2010	
	T2	T3	T2	T3	T2	T3	T2	T3	T2	T3
Fåbørstemark	1303,8	2157,3	3636,5	2884	3415,1	2548	3241,6	1517	5088,8	4989,3
<i>Baetis rhodani</i>	12,8	59,4	0,2	0,9	1,4	7,9	38,2	53,2	0,4	8,1
Andre døgnfluer	0,1	13,6	72,8	411,4	3,1	28,7	13,5	15	42,6	156,1
<i>Capnia pygmaea</i>	7,1	14,1	30,3	31,1	6,2	5,9	18,3	48,2	5,3	40,3
Andre steinfluer	12,6	45,9	6	67,6	23,4	67,5	162,6	174,4	30,8	78,8
Vårfluer	64,3	40	92,8	133	691,3	606,6	366,1	869,4	1911,7	1291,4
Fjærmygg	502,1	472,9	4788	3861,8	16662	16733	8263	6983	9820,8	6571,0
Andre tovinger	86,0	24,2	127,0	226,7	1830,9	1719,1	2118,6	999,3	37,3	114,3
Andre grupper	24,4	16,5	36,8	32,4	87,8	101,3	34,3	20,1	106,0	23,2
Sum	2013,2	2843,9	8790,4	7648,9	22721,2	21818,0	14256,2	10679,6	17043,6	13272,3

Vedlegg 8. Oppmåling av terskelbassenget på Ekse i 2010 sammenliknet med data fra 1984 (etter Fjellheim mfl. 1987).

Avstand fra terskelkrone m	Avstand bredd til bredd (m)		Bassengareal m ²		Endring bredde m
	1984	2010	1984	2010	
10	42	44,5	420	445	2,5
20	41	44	410	440	3
30	41	41,5	410	415	0,5
40	40	43,5	400	435	3,5
50	40	43,5	400	435	3,5
60	40	43	400	430	3
70	38	42	380	420	4
80	37	41,5	370	415	4,5
90	36	39	360	390	3
100	34	37,5	340	375	3,5
110	34	38	340	380	4
120	33	36	330	360	3
130	33	36	330	360	3
140	31	35,5	310	355	4,5
150	29	33,5	290	335	4,5
160	27	33	270	330	6
170	25	31,5	250	315	6,5
180	27	29	270	290	2
190	29	27,5	290	275	-1,5
200	28	27,5	280	275	-0,5
210	29	29	290	290	0
220	29	29	290	290	0
230	27	29	270	290	2
240	31	30,5	310	305	-0,5
250	29	30,5	290	305	1,5
260	31	24	310	240	-7
270	33	30,5	330	305	-2,5
280	35	30	350	300	-5
290	31	30	310	300	-1
300	25	34,5	250	345	9,5
310	27	34	270	340	7
320	29	31,5	290	315	2,5
330	32	26,5	320	265	-5,5
340	33	28	330	280	-5
350	32	31	320	310	-1
360	32	32	320	320	0
370	32	34	320	340	2
Gjennomsnitt bredde m	32,5	34,1			
Samlet areal m²			12020	12615	

Vedlegg 9. Dybdemålinger av terskelbassenget på Ekse i 2010 sammenliknet med data fra 1984 (etter Fjellheim mfl. 1987), 2004 (etter Arnekleiv mfl. 2006).

Avstand fra terskelkrone	1984 Gjennomsnitt dybde	2004 Gjennomsnitt dybde	2010 Gjennomsnitt dybde
10	84,0	73,8	62,3
20	75,5	71,4	58,6
30	67,0	60,4	54,5
40	63,0	56,6	48,5
50	63,9	55,4	50,5
60	63,3	53,8	52,5
70	66,7	57,6	47,5
80	53,9	47,4	44,0
90	58,1	50,6	46,7
100	56,9	50,6	43,3
110	56,3	49,6	45,0
120	53,8	47,0	45,6
130	56,3	40,6	40,6
140	63,6	56,3	46,9
150	65,0	58,3	40,6
160	74,2	84,1	52,5
170	75,0	69,6	61,4
180	69,2	72,0	60,7
190	67,5	77,0	69,2
200	62,5	63,3	65,8
210	55,8	64,0	60,8
220	46,4	52,6	57,9
230	40,0		49,3
240	39,3		40,7
250	37,9		36,4
260	47,0		38,0
270	39,3		28,6
280	39,3		25,0
290	40,0		22,1
300	38,3		20,0
310	42,5		21,3
320	39,3		25,7
330	36,7		19,2
340	34,2		30,0
350	32,9		28,6
360	28,6		28,6
370	25,0		28,8
Gjennomsnitt	52,9		43,2

Denne serien utgis av Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE)

Utgitt i rapportserien **Miljøbasert vannføring, fase II**

- Nr. 1-09 Evaluering av ordningen med prøvereglement. Brian Glover, John Brittain, Svein Jakob Saltveit (49 s.)
- Nr. 2-09 Pilotstudie tilsigsstyrt minstevassføring. Knut Alfredsen, Tommi Linnansaari, Atle Harby, Ola Ugedal (41 s.)
- Nr. 3-09 Miljøvirkninger av vannkraft - forslag til undersøkelsesmetodikk. Lars Størset (51 s.)
- Nr. 4-09 Hvor viktig er vatn og vassføring for friluftsliv? Brukerstudier om aktiviteter, opplevelser, holdninger, kraftutbygging og konsesjonsvilkår. Odd Inge Vistad, Joar Vittersø, Oddgeir Andersen, Hogne Øian, Tore Bjerke (84 s.)
- Nr. 5-09 Modeller for simulering av miljøkonsekvenser av vannkraft. Atle Harby (red.) (51 s.)
- Nr. 1-10 Ål og konsekvenser av vannkraftutbygging - en kunnskapsoppsummering. Eva B. Thorstad (red.) (135 s.)
- Nr. 2-10 Etterundersøkelser ved små kraftverk. Sumvirkninger på landskap. Botaniske verdier og småkraft, Bunndyr og småkraft, Konsesjonsfrie mikro- og minikraftverk. Gunn E. Frilund (red.) (113 s.)
- Nr. 3-10 Temperaturforhold i elver og innsjøer. Tiltak for regulering av temperatur. Simuleringsmodeller. Kjetil Vaskinn (89 s.)
- Nr. 1-11 Vassdrag, vannføring og landskap. Trond Simensen, Priska Helene Hiller, Kjetil Vaskinn (55 s.)
- Nr. 2-11 Blodsugende knott og vassdragsreguleringer: Kan masseforekomst predikeres? Åge Brabrand, Trond Bremnes, Henning Pavels (34 s.)
- Nr. 3-11 Fossekall og småkraftverk: Bjørn Walseng, Kurt Jerstad (35 s.)
- Nr. 1-12 Miljøkonsekvenser av raske vannstandsendringer. Atle Harby, Jim Bogen (82 s.)
- Nr. 2-12 Kriterier for bruk av omløpsventil i små kraftverk. Lars Størset (red.) (57 s.)
- Nr. 3-12 Er det mulig å bli kvitt krypsivproblemene på Sørlandet? Torbjørn Danielsen, Edgar Vegge og Per Øyvind Grimsby (33 s.)
- Nr. 4-12 Suksesser i et terskelbasseng. Langtidstrender i utvikling av bunndyrsamfunn. Arne Fjellheim, Godtfred A. Halvorsen (37 s.)



Norges
vassdrags- og
energidirektorat

Norges vassdrags- og energidirektorat

Middelthunsgate 29
Postboks 5091 Majorstuen
0301 Oslo

Telefon: 09575
Internett: www.nve.no

