

Laboratorium for ferskvannsekologi og innlandsfiske (LFI)

Naturhistorisk museum

Rapport nr. 260 – 2008

ISSN 0333-161x

**Fiskeribiologiske undersøkelser i Pålbufjorden
Hovedrapport**

**Del 1: Biologiske virkninger av terskel
i Rødtjennan**

Åge Brabrand, Trond Bremnes,
Svein Jakob Saltveit og Per Aass

**Del 2: Genetiske undersøkelser
av ørret og røye**

Jens Wollebæk, Jan Heggenes og Knut Røed



Universitetet i Oslo

**Laboratorium for ferskvannsekologi og innlandsfiske (LFI),
Naturhistorisk museum, Universitetet i Oslo.**

Postadresse: Boks 1172, Blindern, 0318 Oslo
Besøksadresse: Zoologisk Museum, Sarsgt. 1, 0562 Oslo.

Tlf. 22 85 17 60.

Telefax 22 85 18 37

<http://www.nhm.uio.no/zoomus/lfi/index.html>

Laboratorium for ferskvannsekologi og innlandsfiske (LFI) ble opprettet i 1969. Laboratoriet skal drive oppdragsforskning på fagområdet ferskvannsekologi, og har spesiell kompetanse på bunndyr og fisk (laks, ørret, sik, abborfisk og karpefisk).

For tiden har laboratoriet oppdrag i forbindelse med:

- Vassdragsreguleringer
- Vassdragsskjønn
- Eutrofiering
- Vassdragsovervåking
- Biotopforbedring
- Fiskeforsterkning

Lønn og drift dekkes av de enkelte oppdragsgivere. Arbeidsgiver er Universitetet i Oslo. LFI-Oslo har idag følgende personale:

Forskere: cand. real. Åge Brabrand
 dr. philos John E. Brittain
 cand. scient. Trond Bremnes
 Professor II dr. philos Jan Heggenes
 1. amanuensis: cand. real. Svein Jakob Saltveit (leder)

Avdelingsingeniør: Henning Pavels
Avdelingsingeniør: Finn Smedstad

Utover laboratoriets faste stab dekkes øvrige tjenester av engasjert personale, eller ved kontakt med annet personale ved Universitetet i Oslo.

Resultater fra undersøkelsene presenteres i egen rapportserie. Forespørsler om rapporter rettes direkte til laboratoriet. Sitat av resultater er ønskelig dersom rapporten refereres. Anvendelse av primærdata til videre publisering ansees som begrenset, og kan eventuelt bare gjøres etter avtale med laboratoriet.

Fiskeribiologiske undersøkelser i Pålbufjorden. Hovedrapport

Del 1: Biologiske virkninger av terskel i Rødtjennan

Åge Brabrand¹, Trond Bremnes¹,
Svein Jakob Saltveit¹ og Per Aass

Del 2: Genetiske undersøkelser av ørret og røye

Jens Wollebæk², Jan Heggenes² og Knut Røed³

¹Laboratorium for ferskvannsekologi og innlandsfiske,
Naturhistorisk museum, Zoologisk museum, Universitetet i Oslo,
Boks 1172 Blindern, 0318 Oslo

²Høgskolen i Telemark, Hallvard Eikas plass
3800 Bø i Telemark

³Norges veterinærhøgskole,
Postboks 8146 Dep, 0033 Oslo

Forord

Numedals-Laugens Brugseierforening (NLB) ble ved Kgl.res. 18.05.2001 tildelt ny konsesjon for fortsatt regulering av Numedalslågen. I konsesjonsvilkårene og manøvreringsreglementet som ble vedtatt for fortsatt regulering, følger en rekke bestemmelser angående natur- og miljøforhold på de berørte vassdragsstrekningene, herunder hjemler for å iverksette undersøkelser og tiltak for å redusere reguleringens skadevirkninger. Konsesjonsvilkårene omtaler etablering av en terskel, eller grunn dam, ved Rødtjennan i Pålsbufjorden med en topp vannstand 4 m under høyeste regulerte vannstand (HRV).

Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske (LFI) ved Universitetet i Oslo gjennomfører forundersøkelser på fisk, bunndyr og zooplankton i forbindelse med pålegget av terskelen ved Rødtjennan. Undersøkelsene startet høsten 2002, og undersøkelsene skulle opprinnelig vare til og med 2004 (Fase 1). NLB har imidlertid fått innvilget søknad hos NVE om utsettelse av terskelbyggingen for bedre å kartlegge effektene. De biologiske og hydrologiske undersøkelsene er derfor videreført i 2005-2007 etter et nytt og oppdatert program (fase 2), som også omfatter genetiske studier i forbindelse med mulig vandring av både ørret og røye.

De genetiske undersøkelsene er utført av stipendiat Jens Wollebæk under veiledning av professor Jan Heggenes og forsker Knut Røed.

Den foreliggende rapport omfatter de fiskeribiologiske undersøkelsene fra fase 1 og fase 2 (Del 1) og de genetiske undersøkelsene (Del 2). Konklusjonene i de genetiske undersøkelsene er trukket inn i diskusjonen i Del 1.

De biologiske undersøkelsene har vært gjennomført etter et program definert av NumedalsLaugens Brugseierforening (NLB) i dialog med en referansegruppe. Programmet er godkjent av Fylkesmannen i Buskerud, og det har også vært myndighetskontakt med Direktoratet for naturforvaltning (DN) og Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE).

Prosjektet er organisert med en prosjektgruppe og en referansegruppe:

Prosjektleder: Jan Gaute Bjerke, NLB
Delprosjektleder: Nils Runar Sporan, NLB

Prosjektgruppe:
Jan Petter Magnell, Sweco
Sjur Gammelsrud, Statkraft

Referansegruppe:
Erik Garnås, Fylkesmannen i Buskerud
Ole Levorsen, Pålsbufjorden grunneierlag
Kjell Carm eller Jan Henning L'Abée-Lund, NVE
Magne Pladsen, Statkraft KG Nore
Svein Erik Lund, Nore og Uvdal kommune (fra 1.1.05)

Oslo 23. juni 2008

Åge Brabrand

Innhold

SAMMENDRAG.....	7
DEL 1: BIOLOGISKE VIRKNINGER AV TERSKEL I RØDTJENNAN	11
1. INNLEDNING	11
2. MANDAT OG OPPLÉGG	11
2.1 PROGRAM 2002-2007.....	11
3. DATAGRUNNLAGET	13
3.1 TIDLIGERE UNDERSØKELSER.....	13
4. REGULERINGSFORHOLD KNYTTET TIL TERSKEL	16
4.1 TERSKELBASSENG I RØDTJENNAN	16
4.2 NVE'S MÅLSETTING MED TERSKEL.....	17
5. METODIKK.....	18
6. MAGASINFYLLING 2002-2007	21
7. HOVEDRESULTATER 2002-2007.....	22
7.1 TEMPERATUR OG VANNKJEMI	22
7.2 DYREPLANKTON.....	24
7.3 BUNNDYR	25
7.4 BIODIVERSITET OG VANNSTANDSVARIASJON	29
7.5 PRØVEFISKE.....	31
7.6 ANDEL MERKET FISK	33
7.7 ØRRETENS ALDER OG VEKST	35
7.8 ØRRETENS KONDISJON	41
7.9 REKRUTTERING HOS ØRRET	42
7.10 RØYAS ALDER OG VEKST.....	46
7.11 GYTEOMRÅDER HOS RØYE	49
7.12 MAGEPRØVER.....	51
8. DISKUSJON.....	52
8.1 DAGENS SITUASJON	52
8.1.1 Næringsgrunnlaget	52
8.1.2 Fisk.....	52
8.1.3 Fiskespisende ørret.....	53
9. VIRKNING AV TERSKEL.....	54
9.1 RØDTJENNAN.....	54
9.1.1 Temperatur.....	54
9.1.2 Dyreplankton.....	54
9.1.3 Bunndyr.....	55
9.1.4 Fisk.....	56
9.2 HOVEDBASSENG I PÅLSBUFJORDEN	56
9.2.1 Temperatur.....	57
9.2.2 Dyreplankton.....	57
9.2.3 Bunndyr.....	57
9.2.4 Fisk.....	57
9.3 VEKSELVIRKNING MELLOM RØDTJENNAN OG HOVEDBASSENG	58
9.3.1 Rekruttering fra innløpselver til Rødtjennan	59
9.3.2 Gytevandring til Rambergåi og Halldalsåi.....	59
9.3.3 Tilbakevandring av gyteørret	60
9.4 AVKASTNING OG VANNDEKKET AREAL	60
10. REFERANSER	63

DEL 2: GENETISKE UNDERSØKELSE AV ØRRET OG RØYE.....	65
1. INNLEDNING	65
2. MATERIALE OG METODE	66
3. RESULTAT	67
3.1 ØRRET	67
3.2 RØYE	69
4. DISKUSJON.....	69
4.1 GENETISK ISOLERTE BESTANDER AV ØRRET I ELVENE.....	69
4.2 EFFEKTEN AV UTSETTINGER.....	70
4.3 RØYE	71
4.4 NÅTID VERSUS FORTID	71
4.5 EFFEKTER AV PÅLSBUDAMMEN	72
4.6 EFFEKTER AV PLANLAGT TERSKEL PÅ GENETISK DIVERSITET	72
4.7 BEVARING AV GENETISK DIVERSITET.....	73
5. KONKLUSJON	73
6. VIDERE ARBEID	74
7. REFERANSER	75

Sammendrag

Pålsbufjorden er reguleringsmagasin med 24,5 m reguleringshøyde i magasinets hovedbasseng og ca 13 m i det vestlige bassenget som kalles Rødtjennan. Den første reguleringen fant sted i 1927 som en senking på 9 m, i 1946 også som et magasin med heving 12,5 m over naturlig vannstand, med i alt en reguleringshøyde på 21,5 m. I 1958 ble reguleringen øket med 3 m til totalt 24,5 m ved at det ble gjort mulig å senke magasinet ytterligere. Magasinets areal er ved høyeste regulerte vannstand (HRV-749,07) 19,79 km² og er ved laveste regulerte vannstand (LRV-725,57) redusert til 5,76 km². Den naturlige vannstanden før regulering lå på kote 736,52, og det opprinnelige Pålsbufjorden hadde et areal på 12,19 km² og lå den gang adskilt fra Rødtjennan. En viktig konsekvens av reguleringene har vært at gyteområdene for ørret har blitt betydelig redusert. Strekingen i Numedalslågen mellom Godfarfossen og HRV ble redusert fra ca 1 km til ca 100 m meter. Den delen av det opprinnelige Pålsbustryket (tidligere Torkelsbustryket) mellom Pålsbufjorden og Tunhovdfjorden som nå ligger innenfor Pålsbudammen har også opphørt som gyteområde, og det samme gjelder elva mellom det opprinnelige Rødtjennan og Pålsbufjorden. I tillegg er innløpselvene Halldalsåi og Rambergåi som renner inn i Rødtjennan blitt kortere fordi magasinet er hevet.

De biologiske undersøkelsene i 2002-2007 viser at bunndyrsamfunnet i reguleringssonen er sterkt preget av regulering, og med et redusert biologisk mangfold. Dette er primært forårsaket av at Pålsbufjorden er et gammelt reguleringsmagasin. I tillegg er det en endret manøvrering etter de nye konsesjonsvilkårene av 18.05.2001. De nye vilkårene innebærer at Pålsbufjorden tappes utover sensommer og høst for å tilfredsstille vannføringsvilkår på lakseførende strekingen i Numedalslågen. I praksis betyr det at Pålsbufjorden etter 2001 er utsatt for en mer uregelmessig nedtapping sensommer og høst. Dette har ytterligere svekket bunndyrsamfunnet. I 2003 og 2006 ble hovedbassenget utsatt for tidlig nedtapping, og nettopp disse to årene ble det funnet betydelig lavere biologisk mangfold enn i de øvrige årene i undersøkelsesperioden.

I hovedbassenget er det i undersøkelsesperioden funnet dominans av reguleringstolerante grupper som fåbørstemark og fjærmygglarver. Utover dette er det kun sparsom forekomst av døgnfluenymfer og snegl. I Rødtjennan er det også dominans av fåbørstemark og fjærmygglarver, med det er regelmessig forekomst også av snegl, og det er flere insektgrupper til stede. I både hovedbasseng og Rødtjennan ble det påvist marflo i bunnprøver, og det ble påvist skjoldkreps i mageinnhold hos ørret og røye ved en anledning i hovedbassenget.

Dyreplankton i hovedbassenget var dominert av gelekreps (*Holopedium gibberum*), *Bosmina* sp., *Daphnia* sp. og *Bythotrephes longimanus*, og i Rødtjennan av *Bosmina*, *Holopedium* og *Polyphemus pediculus*.

I Pålsbufjorden finnes ørret, røye (introdusert ca 1919) og ørekyt (introdusert ca 1915). Siden 1991 er det satt ut 3000 stk 1 årig ørret (fettfinneklippet) av Tunhovstamme. Årlig tilvekst hos ørret er nær 4,5 cm de første 5 årene. Deretter avtar den noe, men det påvises ikke vekststagnasjon. Etter 8 vekstsesonger er vanlig fangststørrelse hos vill ørret 32-34 cm. Det er ikke funnet forskjeller i vekstforløp hos vill ørret mellom hovedbassenget og Rødtjennan. Vekstforløpet i perioden 2002-2007 er heller ikke forskjellig fra det funnet for materiale innsamlet i 1927, dvs. før regulering. Enkelte ørret har et raskere vekstforløp som er typisk for fiskespisere, og disse kan oppnå betydelig størrelse. Kondisjonen for vill ørret er under middels, og den er alle år i perioden lavere i hovedbassenget sammenliknet med Rødtjennan.

Utsatt ørret viser samme veksthastighet som vill ørret, og har noe høyere kondisjon. Utsatt ørret har imidlertid høyere dødelighet, og oppnår sjelden alder mer enn 2-3 år.

Naturlig rekruttering hos ørret er påvist i Halldalsåi og Rambergåi, som begge renner inn i Rødtjennan, og i Numedalslågen nedenfor Godfarfossen. I tillegg er det enkelte år funnet årsunger av ørret i strandsonen vest for Lågen.

Genetiske undersøkelser viser fire klart definerte populasjoner av ørret knyttet til rekrutteringselvene, dvs. Halldalsåi, Rambergåi, Numedalslågen nedenfor Godfarfossen i Pålbufjorden, og til Rødungselva i Tunhovdfjorden. Genetiske analyser sannsynliggjør at ørret fra Numedalslågen vandrer ned til Tunhovdfjorden, fordi det er genetiske likheter mellom stor stamfisk tatt rett nedenfor Pålbusdammen og rekrutterer av ørret tatt i Numedalslågen nedenfor Godfarfossen. At ørret i et mindre omfang også kan vandre fra Tunhovdfjorden og opp i Pålbufjorden er også sannsynligjort grunnet genetiske likheter mellom ørret fra Rødungselva og ørret fra Pålbufjorden. Stamfisken som tas i Pålbusstryket ser ut til å være en genetisk blandingspopulasjon bestående av samtlige undersøkte elver, men fisk fra Lågen bidrar vesentlig til stor stamfisk. Utsatt fisk (avkom etter stamfisken) bidrar til fangsten av ørret totalt i vannene, men virker ikke til å bidra til naturlig reproduksjon.

Det ble ikke dokumentert populasjonsstrukturering blant undersøkt røye, verken innen gytebestandene i Pålbufjorden eller mellom Pålbufjorden og Tunhovdfjorden. Dette kan både skyldes at røye har vært kort tid i vassdraget og at utvandring til Tunhovdfjorden bidrar til å viske ut genetiske forskjeller.

Fangstene av røye under prøvefisket har vært små, og røye er fanget primært på bunngarn langs land. Fangstene av røye har her ligget på ca 10 % i forhold til ørretfangstene i hovedbassenget, mens røye ikke ble tatt i Rødtjennan i 2002-2005. Kvaliteten av røye har gjennomgående vært bra. Vekstforløpet har vært variabelt. Mens vekststagnasjon ikke ble påvist i 2002 og røye etter 6 vekstsesonger hadde en lengde på ca 30 cm, ble det for materiale innsamlet i 2005 påvist vekststagnasjon ved lengde 24-25 cm og alder 5 år.

I undersøkelsesperioden 2002-2007 er det funnet endringer hos fiskebestandene som trolig er en direkte konsekvens av endret manøvreringspraksis etter 2001. Redusert fangst pr innsats under prøvefisket, økt kondisjon og økt andel merket fisk hos ørret tyder på at også ørretbestanden i hovedbassenget er redusert i perioden 2002-2007. For ørret er fangst pr. innsatsenhet (CPUE) i hovedbassenget gått ned, mens fangstene i Rødtjennan har økt. I hovedbassenget har kondisjonen i perioden 2002-2006 for vill ørret økt, mens endringen i Rødtjennan har vært mindre tydelig. I hovedbassenget har andelen fettfinneklippet ørret økt fra ca 10 % i 2002 til 42 % i 2007, mens andel fettfinneklippet ørret i Rødtjennan i 2007 var 29 %, også her med en økning, noe som viser at den totale bestanden av ørret har gått ned. Det er sannsynlig at naturlig rekruttering ikke endres som følge av nedtapping, men det kan observeres vandringshinder til Halldalsåi i reguleringssonen på kote ca 737.

Stabilt vekstforløp uten vekststagnasjon hos vill ørret og stort tilslag på utsatt ørret, tyder på at den naturlige rekrutteringen hos ørret er lav, og at dette er den begrensende faktor for bestandstettheten. Samtidig er kondisjonen under middels, men med økende kondisjon i hovedbassenget som en følge av at bestandstettheten er redusert. Dette viser at bestanden også er nær ved å være næringsbegrenset. Tettheten av ørret bør derfor ikke økes. Samtidig vil redusert bestand av røye bidra til redusert næringskonkurranse med ørret, og derved opprettholde en bedre kvalitet på ørreten.

Tilsvarende reduksjon ser ut til også å gjelde for røye. I perioden 2003-2007 har fangstene av røye også blitt mindre, og det ble bare tatt 2 røye i 2007 (begge over 400 g) i Rødtjennan, der det tidligere aldri er tatt røye under prøvofiske. Det er sannsynlig at reguleringen påvirker rekruttering hos røye gjennom tørrlegging av gyteområder, og at det skjer en nedslamming av de gyteområdene som ligger under LRV. Det er funnet tørrlagt rogn i reguleringssonen. Det er ved befaring ved LRV heller ikke påvist egnet gytesubstrat for røye. Røyebestanden vurderes til å være rekrutteringsbegrenset.

For begge arter settes i forbindelse med endret manøvreringspraksis etter 2001. Forholdene for ørret og røye er sannsynligvis fortsatt i endring. De årene Pålbufjorden er sterkt nedtappet sensommer og høst vil gi dårligere næringsgrunnlag for fisk i strandsonen, dårligere næringsgrunnlag i åpne vannmasser pga. dårligere siktedyp ved vindeksponering, og selve produksjonsarealet (vanndekket areal) vil være mindre. Det kan ikke avgjøres når bestandsforholdene har nådd en form for stabilitet. Dersom røya blir ekstremt fåtallig vil den røyepisende delen av ørretbestanden få dårligere næringsforhold, og andelen av storvokst ørret må forventes å bli redusert.

Etter konsesjonsvilkårene av 18.05.2001 ”plikter konsesjonæren å bekoste terskel ved Rødtjennan i Pålbufjorden med topp vannstand på kote 745” (Konsesjonsvilkår for Numedals-Laugens Brugseierforening, Kgl. res. 18. mai 2001, pkt. 11). Dette er 4 m under HRV (kote 749,07), og hensikten er å redusere reguleringens skadevirkning. Tiltaket vil gi en stabilisering av vannstanden i Rødtjennan, og reguleringshøyden innenfor terskelen vil bli redusert fra dagens ca 13 m til 4 m. Tiltaket er planlagt å bedre forholdene for fisk/fiske, både ved den reguleringen man hadde før 2001, og med den manøvreringspraksis som faktisk skjer etter 2001. Uansett vil dagens laveste vannstand i Rødtjennan gi et vanndekket areal på 0,28 km², mens laveste vanndekkete areal etter terskelbygging vil øke til 1,08 km².

Økt vanndekket areal og redusert reguleringshøyde i Rødtjennan fra dagens 13 m til fremtidig 4 m vil bety økt produksjonsareal/volum for bunndyr og dyreplankton, og derved betydelig bedre produksjonsforhold for ørret. Dette vil både henge sammen med at vanndekket areal/volum vil øke, og at redusert reguleringshøyde vil gi høyere produksjon pr. arealenhet i det som nå er reguleringszone. Det er ikke sannsynlig at røye etablerer seg med fast bestand i Rødtjennan. Dersom det regnes med en fiskeavkastning i Rødtjennan på 3,0 kg/ha*år er totalavkastningen ved laveste vannstand i Rødtjennan (kote 737) gjennom sommersesongen beregnet til 84 kg/år uten terskel og til 324 kg/år etter at terskelen er etablert (kote 745).

I hovedbassenget vil i prinsippet forholdene ikke endres mye som følge av terskelen, og forholdene i hovedbassenget vil fortsatt være sterkt preget av dagens situasjon, dvs. den opprinnelige reguleringshøyden og den nye manøvreringspraksisen etter 2001. Den lave og variable produksjonen av næringsdyr vil fortsette. Det er antatt at den arealspesifikke avkastningen er redusert fra 1,8 kg/ha*år (tidligere beregnet gjennomsnittsavkastning) til 0,9 kg/ha*år, som følge av ny manøvrering etter 2001. Uforutsigbar vannstandsreduksjon sommer og høst i hovedbassenget vil her medføre stor variasjon i vanndekket areal, og dermed også stor variasjon i årlig totalavkastning. Basert på vanndekket areal ved HRV og LRV gjennom den biologiske produksjonsesongen lå avkastningen i hovedbassenget på 1050-3450 kg før 2001 og på 520-1650 kg etter 2001. I hovedbassenget har det allerede skjedd en klar forskyvning i fiskesamfunnet mot ørret, mens røyebestanden er redusert.

På den ene siden vil forholdene for fisk i Rødtjennan bli betydelig forbedret pga. terskel, på den andre siden vil forholdene for fisk i hovedbassenget forbli betydelig svekket, som nevnt

både på grunn av gammel regulering og ny manøvreringspraksis. Hovedspørsmålet er i hvilken grad fiskebestandene vil vandre mellom de to områdene av Pålsbufjorden, og hvordan den naturlige rekrutteringen av ørret i forhold til næringsgrunlaget både i Rødtjennan og hovedbassenget vil bli.

Fyllingsgraden av Pålsbufjorden vil avgjøre om Rødtjennan og Pålsbufjordens hovedbasseng vil utgjøre ett eller to vannspeil. Det vil være to separate vannspeil når vannstanden er lavere enn kote 745, og ett sammenhengende vannspeil når vannstanden er høyere. Når det er to vannspeil vil det renne en prosjektert elv fra Rødtjennan til hovedbassenget, der vannføringen i elva er bestemt av det naturlige tilsiget til Rødtjennan. Når det er ett sammenhengende vannspeil vil forbindelsen mellom Rødtjennan og hovedbassenget være tilnærmet stille vann over terskelen og i hele bassengets bredde. Den maksimale dybden på vannforbindelsen over terskelen vil være 4 m (ved HRV).

Dersom terskelen hadde vært etablert i perioden 2002-2007, ville det vært to vannspeil gjennom hele 2003, 2004 og 2006. I 2002 og 2005 ville det vært ett vannspeil rett etter vårflommen, og deretter to vannspeil i løpet av august og første del av september. Vandring vil kunne skje over terskel ved vannstand som er noe høyere enn kote 745, og gjennom prosjektert elv ved lavere vannstand. Alt tyder på at det skjer vandring mellom hovedbasseng og Rødtjennan når det er ett vannspeil under dagens forhold, og det vil det gjøre også i fremtiden (ved kote over 745). Når det er to vannspeil (vannstand lavere enn kote 745) er det sannsynlig at vandringen vil bli redusert. Konsekvensen av dette kan bli at rekrutter fra Halldalsåi og Rambergåi de årene dette inntreffer vil oppholde seg i Rødtjennan. Dette vil gi økt rekruttering i Rødtjennan og redusert rekruttering til hovedbassenget.

Redusert tilførsel av småørret til hovedbassenget er til en viss grad en ønsket situasjon. Dagens situasjon viser at kondisjonen hos ørret her er lav. Skal kvaliteten på ørret opprettholdes må bestandstettheten i hovedbassenget være lav, og lavere enn dagens bestand.

Uansett vil det foregå naturlig rekruttering hos ørret i Godfarfossen, og forholdene for naturlig rekruttering her kan om ønskelig forbedres i deler av elveleiet, som i dag er preget av stor stein og blokk. Det kan også tenkes at det etableres gyteområder i ny elvestrekning mellom Rødtjennan og hovedbasseng, men forholdene her er avhengig av hvordan elva legges, bunnforholdene og om manøvreringen av magasinet her gir rennende vann eller ikke.

Det anbefales sterkt at det utarbeides en driftsplan som både tar for seg Rødtjennan og hovedbassenget. Hvorvidt kondisjon og vekst antyder for tett eller for tynn bestand, så vil beskatningsnivå og hvilke deler av bestanden som beskattes, ha stor betydning for hvordan den økte produksjonen i Rødtjennan kan utnyttes.

Del 1: Biologiske virkninger av terskel i Rødtjennan

1. Innledning

Pålsbufjorden er et gammelt reguleringsmagasin. Den første reguleringen fant sted i 1927 som en senking på 9 m, i 1946 også som et magasin med heving 12,5 m over naturlig vannstand, med i alt en reguleringshøyde på 21,5 m. I 1958 ble reguleringen økt med 3 m til nåværende totalt 24,5 m ved at det ble gjort mulig å senke magasinet ytterligere. Magasinets areal er ved høyeste regulerte vannstand (HRV-749,07) 19,79 km² og ved laveste regulerte vannstand (LRV-725,57) redusert til 5,76 km². Den opprinnelige vannstanden før regulering lå på kote 736,52, og det opprinnelige Pålsbufjorden hadde et areal på 12,19 km² som den gang lå adskilt fra Rødtjennan.

De nye konsesjonsvilkårene av 18.05.2001 pålegger regulanten NLB å bygge en terskel ved Rødtjennan på kote 745, dvs. 4 m under HRV (kote 749,07), som ledd i å redusere reguleringens skadevirkning. Tiltaket vil derved gi en stabilisering av vannstanden for det området av Pålsbufjorden, heretter kalt Rødtjennan, som ligger innenfor terskelen. Her vil reguleringshøyden bli redusert fra dagens 13 m til 4 m.

2. Mandat og opplegg

Hovedmandatet for de fiskeribiologiske undersøkelsene har primært vært:

”å klarlegge hvilke konsekvenser en terskel på kote 745 ved Rødtjennan vil få for fiskebestandene og for fiskens næringsdyr i Pålsbufjorden”.

Videre skal effekten av den nye manøvreringen etter 2001 på bunndyr og fisk dokumenteres. Det presiseres at terskelens betydning for utøvelsen av fiske og opplevelsesverdi ikke er berørt i denne undersøkelsen. Undersøkelsen omfatter alle de tre fiskeartene som er til stede i magasinet (ørret, røye, ørekyt). Sentrale stikkord er her produksjon av næringsdyr i strandsone og frie vannmasser, vandringsmønster og rekruttering. De biologiske undersøkelsene er gjennomført i en Fase 1 (2002-2004) og en Fase 2 (2005-2007).

Terskelen var opprinnelig planlagt bygget i 2005/2006. Byggingen ble imidlertid etter søknad fra NLB utsatt til 2008 fordi de biologiske undersøkelsene forut for 2005 på enkelte punkter stilte spørsmål ved om tiltaket ville virke etter hensikten, og fordi den praktiske manøvreringen av Pålsbufjorden etter reglementet av 2001 ga noe lavere magasinifylling enn opprinnelig antatt (brev datert 27. okt. 2004, ref.: NVE 20032920-8 rs/ksv, arkiv 911-551/015).

2.1 Program 2002-2007

De biologiske undersøkelser startet høsten 2002 og med siste feltsesong høsten 2007. Det er utarbeidet årsrapporter for hvert år (datert det etterfølgende år), og det henvises til disse når det gjelder detaljerte opplysninger for de enkelte år (Brabrand m. fl. 2003, 2004, 2005, 2006, 2007). Materialet fra 2007 er integrert i hovedrapporten.

I Fase 1 (2002-2004) ble undersøkelsene gjennomført etter et fast avtalt arbeidsprogram (basisprogram), med innsamling av vannprøver, zooplankton, fisk og bunndyr i august/september. I Fase 2 (2005-2007) ble det i tillegg gjennomført enkelte mer spesielle

undersøkelser for forsøksvis å få svar på mer spesielle forhold, herunder spesielle næringsdyr, rekruttering hos ørret og delbestander/vandringer.

- *Spesielle næringsdyr.* Marflo ble i Fase 1 påvist både i bunnprøver i Rødtjennan og i hovedbassenget og i mageinnhold hos ørret. Skjoldkreps ble påvist i meget beskjedent omfang i både ørret og røye i hovedbassenget. Begge arter er svært viktige næringsdyr for fisk og tåler en viss regulerings høyde, skjoldkreps betydelig. Begge er svært utsatt for nedbeiting av fisk (ørret og ørekyt, Borgstrøm et al. 1985).
- *Rekruttering.* Utover de faste stasjonene ble flere områder for rekruttering hos ørret undersøkt i Fase 2. Siden terskel mer eller mindre vil skille Rødtjennan fra hovedbassenget, ble det søkt etter slike lokaliteter i hovedbassenget. Følgende områder er undersøkt: **i)** Godfarfoss-området utover de stasjoner som inngikk i fase 1, **ii)** flere områder vest for Godfarfossen (2005-2006) og utløpsområdet mot Pålshudammen (2005-2006) og **iii)** i Lågen ovenfor Godfarfossen (2007).
- *Delbestander/vandringer.* Når det er lav vannstand i Pålshufjorden er det mulig for ørret og røye å vandre fra Tunhovdfjorden og opp i Pålshufjorden gjennom de tre tappelukene i selve dammen, muligens også via omløpstunnelen, se Fig. 1. Hovedspørsmålet i forbindelse med vandring i denne sammenheng er om fisk som inngår i fangstene i Pålshufjorden har vandret opp fra Tunhovdfjorden. Dette gjelder i utgangspunktet både for røye og ørret.

NLB og myndighetene ønsket en "før-etter" undersøkelse med tanke på å dokumentere effekten av den planlagte terskelen. Det nye manøvreringsreglementet for Numedalslågen og mindre fylling av Pålshufjorden etter 2001 har imidlertid medført visse metodiske problemer for de biologiske undersøkelsene. Undersøkelsene er derfor utført i et magasin som etter 2001 har hatt en annen fylling enn årene før. Dette gjør at forholdene i Pålshufjorden i undersøkelsesperioden ikke kan anses for stabile, sammenliknet med perioden før 2001. Dette vanskeliggjør bruk av materialet i en "før terskel – etter terskel" vurdering.



Fig. 1. De tre tappelukene i Pålshudammen sett fra nedsiden. Ved lav vannstand i Pålshufjorden og høy vannstand i Tunhovdfjorden antas det at fisk kan opp gjennom tappelukene og inn i Pålshufjorden. Foto: Åge Brabrand.

For å se nærmere på om fyllingsmønsteret faktisk vil endre seg som følge av reglementet fra 2001 er det gjennomført hydrologiske undersøkelser. Magnell m. fl. (2007) konkluderer med at det vil være et annet fyllingsmønster på grunn av dette.

I tillegg er Pålbu kraftverk bygget med etablert drift fra og med høsten 2007. Dette kan ha betydning for eventuell vandring av fisk til og fra Pålbufjorden gjennom de tre damlukene. Vandring er bare fysisk mulig når vannstanden i Pålbufjorden er lav nok til at det er moderat vannføring i de tre tappelukene. Videre er det sannsynlig at vannstanden i kulp nedenfor tappelukene og strømbildet i og rundt Pålbu kraftverk har betydning.

3. Datagrunnlaget

3.1 Tidligere undersøkelser

Det finnes tre fiskearter i magasinet; ørret, røye og ørekyt. Ørret må regnes som naturlig innvandret, mens røye og ørekyt er satt ut i nyere tid. Ørekyt ble registrert for første gang ca 1915 etter bruk som agnfisk, mens røye første gang ble observert i 1919 (Aass 1970). Det finnes alders- og vekstdata for en del tidsepoker for røye og ørret. Med tidligere og de nå gjennomførte undersøkelsene (Fase 1 og Fase 2) foreligger det betydelig informasjon om fiskevekst, ernæring og bunndyr i Pålbufjorden (Tabell 1).

Dahl (1926) publiserte omfattende studier på næringsforholdene for fisk etter regulering av den nedenforliggende innsjøen; Tunhovdfjorden. Han gjennomførte delvis denne typen undersøkelse også for Pålbufjorden (Dahl 1932), men fikk ikke her anledning til å gjennomføre samme omfattende forundersøkelser.

Tabell 1. Biologiske undersøkelser i Pålbufjorden i perioden 1932-2007.

Forfatter / år	Utført	Tema
Dahl 1932	1927-28	Bunndyr, ernæring, fiskevekst (ørret)
Huitfeldt-Kaas 1935	1930-31	Bunndyr, ernæring, noe fiskevekst (ørret)
Aass. Diverse skriftlig materiale	1949/50-1998	Fiskevekst, mageprøver, bunndyr Utsettingsforsøk. Stort ikke bearbeidet skjellmateriale
LFI-UiO, Brabrand 1991	1989	Ekkoloddundersøkelse i Tunhovdfjorden og Pålbufjorden.
Brabrand et al. 2003	2002	Oppsummering resultater av fiskeribiologiske undersøkelser høst 2002. Ørret, røye, vekst, bunndyr, rekruttering.
Brabrand et al. 2004	2003	Oppsummering resultater av fiskeribiologiske undersøkelser høst 2003
LFI-notat nr. 1, 2004	2004	Vurdering av hvordan terskel virker inn på røye, ørret og bunndyr.
Brabrand et al. 2005	2004	Oppsummering resultater av fiskeribiologiske undersøkelser høst 2004
Robertsen, G. Bachmann, L. and Bakke, T. A. 2005	2004	Forekomst av <i>Gyrodactylus salaris</i> på røye i Pålbufjorden
Brabrand et al. 2006	2005	Oppsummering resultater av fiskeribiologiske undersøkelser høst 2005
Brabrand et al. 2007	2006	Oppsummering resultater av fiskeribiologiske undersøkelser høst 2006
Robertsen et al. 2007	2005-2007	<i>Gyrodactylus salaris</i> på røye i Pålbufjorden: forekomst og resistens.

Hovedkonklusjonen til Dahl både for Tunhovdfjorden og Pålbufjorden, var at den store vannstandsvariasjonen medfører at forekomsten av store næringsdyr på grunt vann ble sterkt redusert. Det gjaldt marflo, snegl (*Limnaea*, *Planorbis*), larver av vårfluer, mudderfluer og døgnfluer. I Tunhovdfjorden medførte den gang 18 m's regulering til at marflo ikke lenger ble registrert. I tillegg ble det reduksjon i forekomsten av ertemuslinger og fjærmyggglarver på grunt vann. Disse finnes også på dypt vann, slik at totalmengden her ikke ble like sterkt påvirket.

De halvplanktoniske småkrepsene *Sida crystallina* og *Eurycerus lamellatus* (linsekreps) økte betydelig i mengde, og ble de dominerende næringsdyrene på grunt vann. Til stor undring fant også Dahl (1932) skjoldkreps i mageinnholdet hos ørret i 1927 og 1928. Han konkluderte med at økningen i mengden linsekreps og forekomsten av skjoldkreps skyldes økt klekking av hvileegg som følge av tørke og frost av egg som lå i reguleringssonen.

Dahl konkluderte i sin undersøkelse i Tunhovdfjorden (1926) med at endring i næringstilbudet ikke resulterte i negative konsekvenser på fiskens vekst. Ørretens vekst så tvert imot ut til å øke noe etter regulering, og det er korttidseffekten han her sikter til.

Dahl (1932) fant i sitt materiale for Pålbufjorden en gjennomsnittsvekt på 320 g i 1927 og 308 g i 1928. Hovedmengden av materialet besto begge år av aldersgruppene 3-7 år med lengde 25-40 cm.

Røya i øvre deler av Numedalsvassdraget antas å stamme fra Tinnsjøen. I 1909 ble røyerogn fra Tinnsjøen tatt inn i et klekkeri på Øvre Eiker (Ullern). Herfra ble yngel satt ut 10. juli 1910 i Ustevann som drenerer til Hallingdalsvassdraget, i Holværvatnet øverst i Skurdalsvassdraget og i Breievatnet som drenerer direkte til Numedalsvassdraget (Aass 1996). I 1917 ble røye påvist i Ossjøen. Fra Holværvatnet spredde røya seg til Skurdalsfjorden. Dermed kunne røya kolonisere Pålbufjorden (påvist i 1919) både via Skurdalsvassdraget og Numedalslågen. Tjuv år etter ble den sett i store stimer i både Pålbufjorden og Tunhovdfjorden (Huitfeldt-Kaas 1935). Aass (1970) foretok omfattende merkingsforsøk med røye i Pålbufjorden og Tunhovdfjorden og påviste markerte røyemigrasjoner innen og mellom vannene.

Etter siste utvidete senking i 1958 nevner Aass (1986) at de enkelte sterke årsklassene med røye i Pålbufjorden da ble sjeldnere. Før 1958 ble magasinet ikke tappet helt ned i enkelte vintre og i slike år oppsto det sterke årsklasser. Ved kraftig nedtapping ble gyteplassene tørrlagt, og store deler av rekrutteringen gikk tapt. Senkningen i 1958 gjorde en større nedtapping mulig og den ble mer konsekvent gjennomført. Følgen var at år med rike årsklasser av røye ble sjeldnere.

I tillegg nevner Aass (1986) at nedtapping gjorde at betydelige mengder røye vandret ut av Pålbufjorden gjennom tappelukene. Det kan da forventes en lavere tetthet av røye i Pålbufjorden enn i Tunhovdfjorden, noe som også er indirekte bekreftet av Aass (1984), der bedre vekst hos røye i Pålbufjorden kan reflektere lavere bestandstetthet.

Ekkoloddregistreringer gjennomført i begge magasiner (Brabrand 1991) viser en beregnet fisketetthet i pelagiske områder i Tunhovdfjorden i perioden 1989-91 til 57-153 fisk/ha med en biomasse på 4,7-6,8 kg/ha, mens fisketettheten i Pålbufjorden ble beregnet til 10-47 fisk/ha med biomasse på 1-2,5 kg/ha. Store områder i Pålbufjorden hadde imidlertid lavere tetthet enn 10 fisk/ha, Fig. 2.

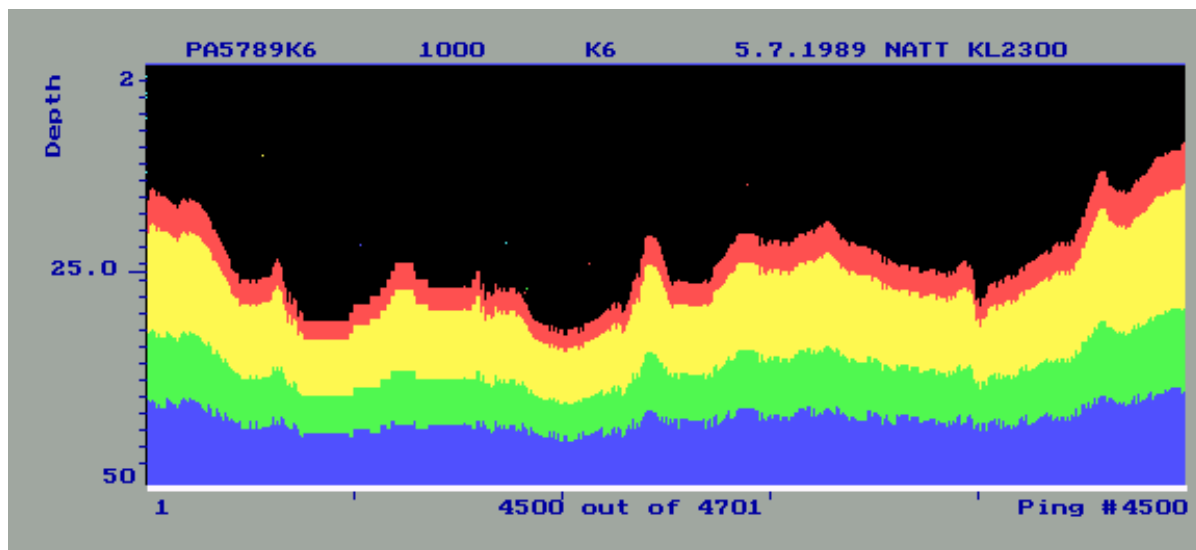


Fig. 2. Ekkogram fra Pålbufjorden, hovedbassenget, etter mørkets frambrudd i juli 1989, der det fremgår at den pelagiske fisketettheten er svært lav.

Fravær av rike årsklasser av røye som følge av tapte gyteområder, utvandring til Tunhovdfjorden og relativt god vekst tyder på at røyebestanden i Pålbufjorden er rekrutteringsbegrenset.

For ørret konkluderer Aass fra tidligere undersøkelser med at utsetting i Pålbufjorden ikke har slått til som forventet i den forstand at tilslaget er betydelig dårligere her enn for utsatt ørret i Tunhovdfjorden. Dette angir at rekrutteringen til ørretbestanden i Pålbufjorden ikke er begrensende faktor (alene), eller at det er en eller annen faktor som gir dødelighet/tap. Når det gjelder ørret så settes det fra 1991 ut 3000 stk. 1 årig ørret (Tunhovdstamme) i Pålbufjorden. Disse settes ut både i hovedbassenget ved Breivika og i Rødtjennan. En påfallende stor andel ørret er imidlertid villrekruttert. Aass (pers.medd.) angir at ca 10 % av fangstene av ørret (forut for 2002) i Pålbufjorden er merket. Som for røye kan det også for ørret være utvandring av fisk. Næringsforholdene kan også være en avgjørende faktor, og næring i form av bunndyr er dårlig. På den annen side var det liten forskjell i gjenfangster mellom 1-årig og 2-somrig ørret i perioden 1983-85 (Aass 1986), noe som ville vært forventet dersom næring eller intraspesifikk konkurranse var begrensende faktor. Liten forskjell mellom de to gruppene tilsier derfor at nettopp rekrutteringen kan være begrensende faktor også for ørret.

På grunnlag av tidligere undersøkelser (før 2002) kan det konkluderes med følgende:

- Produksjon av store næringsdyr er sterkt redusert på grunn av reguleringen.
- Forekomsten av marflo var fortsatt til stede de første årene etter første regulering.
- Produksjon av linsekreps er betydelig og angitt som en viktig korttidseffekt.
- Etter reguleringene er skjoldkreps påvist i mageinnholdet hos ørret.
- Røye samler seg i nedre del av magasinet nær Breivika under nedtapping om vinteren.
- Rekruttering hos røye er påvirket av nedtappingen gjennom tørrlegging av gyteområdene, spesielt etter siste økte tappemulighet i 1958.
- Ørretfangstene består av ca 90 % villrekruttert ørret.
- Økt utsettingsalder for ørret (fra 1- til 2-somrig) har gitt økt andel utsatt fisk i fangstene.

4. Reguleringsforhold knyttet til terskel

For Pålbufjorden (LRV på kote 725,57, HRV på kote 749,07) er det angitt en minste vannstand på kote 744,07 som man skal forsøke å holde i perioden etter 25. mai og fram til 1. september.

Tapping av Pålbufjorden gir vann til Tunhovdfjorden, og det er tapping herfra som gjennom Nore 1 gir kraftproduksjon. NLB ble ved Kgl. res av 18.mai 2001 tildelt fornyet konsesjon for regulering av Numedalslågen, men med et fornyet manøvreringsreglement, med nye minstevannføringskrav og krav til fylling av magasinene Halnefjorden, Pålbufjorden og Tunhovdfjorden.

Magnell m. fl. (2007) angir tre forhold i det nye reglementet som har betydning for fyllingsforholdene i Pålbufjorden.

1. Angitt minste vannstand i Pålbufjorden på kote 744,07 i perioden 25. mai til 1. september har prioritet *etter* en tilsvarende restriksjon i Tunhovdfjorden på kote 732,02, som igjen har prioritet *etter* minstevannføringskravet i Numedalslågen ved Skollenborg.
2. Minstevannføringskravet ved Skollenborg er etter 2001 lavere om sommeren og høyere på ettersommeren. Dette betyr at Pålbufjorden og Tunhovdfjorden kan tappes nærmere LRV på ettervinteren, fordi man ikke trenger å ha den samme vannreserven i magasinene for å dekke minstevannføringskravet om sommeren. En slik regulering har også blitt gjort i praksis. Dette vil, spesielt i år med liten eller mellomstor vårflom, kunne gi lavere magasin-fylling utover sommeren og høsten enn en ville hatt med det tidligere reglementet.
3. Kravet til minstevannføring ved målepunktet Skollenborg er nå øket på ettersommer og høst. Dette vil kunne medføre tapping fra magasinene, spesielt fra Pålbufjorden (ref. tredje prioritet), spesielt de år det er lite tilsig fra restfeltet. I slike år vil tappingen av Pålbufjorden kunne inntreffe tidligere enn med det gamle reglementet.

Generelt vil det gjelde at dersom minste vannstand på kote 744,07 i Pålbufjorden i siste del av august ikke etterfølges, og hvis det er lavere fylling i august og september, så vil dette ha sin årsak i økt minstevannføring og at Pålbufjorden har tredje prioritet. Når tilsiget til målepunktet Skollenborg går under minstevannføringskravet på sommeren, medfører dette at Pålbufjorden vil synke pga. tapping for å holde fyllingskravet i Tunhovdfjorden og minstevannføringen ved Skollenborg.

4.1 Terskelbasseng i Rødtjennan

Terskelen i Rødtjennan er lagt på kote 745, dvs. 4 m under HRV. Mens Pålbufjorden har en reguleringshøyde på 24,5 m er reguleringshøyden i Rødtjennan betydelig mindre, fordi det gamle Rødtjennan ligger noe høyere enn hovedbassenget pga. en naturlig terskel. Laveste regulerte vannstand i Rødtjennan ligger på ca kote 736, slik at vannstandsvariasjonen i Rødtjennan blir ca 13 m. Slake strender gir likevel betydelige tørrlagte områder ved lav vannstand (Fig. 3).

Fysisk vil den planlagte terskelen føre til at vannspeilet i Rødtjennan aldri vil bli lavere enn kote 745. Mellom kote 745 og opp til 749,07 (HRV) vil vannstanden i Rødtjennan følge vannspeilet i hovedbassenget i Pålbufjorden. Laveste vannstand i Rødtjennan uten terskel er

ca kote 736 og med terskel vil den være 745. Terskelen vil derfor føre til at reguleringshøyden i Rødtjennan vil bli redusert fra ca 13 m til 4 m. Terskelen vil umiddelbart føre til følgende:

- Reguleringshøyden i Rødtjennan reduseres fra 13 m til 4 m
- Vanndekket areal i Rødtjennan blir aldri lavere enn 1,08 km², mens det i dag kan bli 0,28 km².
- Separate vannspeil i Rødtjennan og hovedbassenget når vannstanden er lavere enn kote 745, mens det uten terskel er to vannspeil, når vannstanden er lavere enn ca kote 736.

Det betyr at fyllingen av Pålbufjorden har direkte innvirkning på om det er ett eller to vannspeil. Erfaringene etter 2001 har vært at vannstandene i Pålbufjorden i flere av årene ble lavere enn forventet ut fra observerte variasjoner i magasinifylling for perioden 1971-2001 (Magnell m. fl. 2007). I undersøkelsesperioden 2002-2006 var det spesielt lav fylling sommer og høst i årene 2003, 2004 og 2006, og lav høstfylling i 2002. Fyllingskravet (minste vannstand) ble nådd i fire av årene i perioden.

Dersom det var etablert terskel ved Rødtjennan på kote 745 i undersøkelsesperioden ville det vært to vannspeil gjennom hele året i 2003, 2004 og 2006 (se Fig. 7), og det betyr samtidig at vanndekket areal i Rødtjennan disse årene aldri ville vært lavere enn 1,08 km².

4.2 NVE's målsetting med terskel

Mens det er minstevannføring i Numedalslågen og krav om minste vannstand i Tunhovdfjorden, har myndighetenes innstilling til OED foreslått pålegg om å etablere terskel på kote 745 i Rødtjennan. Mens det i utgangspunktet var tre terskler som inngikk i forslaget (Rødtjennan, Risvika og Bergodden), ble Rødtjennan stående i det endelige pålegget fra OED, mens Risvika og Bergodden foreløpig er utsatt. I henhold til St.prp. nr. 37 (2000-2001) forventes en slik terskel å gi betydelig gevinst i form av vanndekket areal innenfor terskelen og gi bedre næringsdyrproduksjon. Marflo nevnes spesielt, og det forventes en økt fiskeproduksjon i Rødtjennan (NVE- innstilling 1997 med høringsuttalelser). Usikkerheten knytter seg til hvor stor effekt terskelen vil ha. Det forutsettes gjennomført fiskeribiologiske undersøkelser før og etter terskelbyggingen slik at effekten av tiltaket kan dokumenteres.

Utover det landskapsestetiske, er det derfor NVE's forventning, og derved det fiskerifaglige grunnlaget for pålegget, at terskelen:

- vil øke bunndyrproduksjonen og derved fiskeproduksjonen i Rødtjennan, fordi terskel her vil gi en betydelig gevinst i vanndekket areal som vil gi et stort tilskudd av bunndyrproduksjon.

Fylkesmannen i Buskerud mener i brev av 17. juni 2002 til NLB at "undersøkelsen må si noe om bassengets betydning for fisk i forhold til hele magasinet når det bl.a. gjelder opphold, overlevelse, gyte-/næringsvandring, beskatningsgrad etc., spesielt for ørret." I dette ligger det et spørsmål om bedre produksjonsforhold i Rødtjennan kommer hele Pålbufjorden til gode.

Samtidig uttaler NVE i sin innstilling at det er mer ønskelig med naturlig rekruttering hos ørret enn utsettinger, og NVE antar at ørret også under de nye forholdene vil gyte i Rambergåi.



Fig. 3. Lav vannstand i Pålbufjorden gir store tørrlagte områder i Rødtjennan. Foto: Åge Brabrand.

5. Metodikk

For plassering av stasjoner for innsamling av zooplankton og vannprøver, bunndyr, prøvafiske og tetthetsberegning av ørretunger henvises til Fig. 4, 5 og 6.

Tabell 2. Program for de biologiske undersøkelsene i Pålbufjorden og Rødtjennan for Fase 1 og Fase 2.

	Fase 1			Fase 2		
	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Vannkjemi i hovedbasseng og Rødtjennan	+	+	+	+	+	+
Temperatur i hovedbasseng og Rødtjennan	-	+	+	+	-	+
Zooplankton i hovedbasseng og Rødtjennan	+	+	+	+	+	+
Bunndyr i reguleringssonen	+	+	+	+	+	+
Spesiell næringsdyr i reguleringssonen	-	-	-	+	+	-
Prøvafiske i hovedbasseng og Rødtjennan	+	+	+	+	+	+
Tetthet av ørretunger	+	+	+	+	+	+
Genetikk	-	-	-	+	+	+

Bunndyr ble innsamlet ved hjelp av sparkeprøvemethoden (se Tabell 3). Prøver til analyser av bunnfaunaen (3 x 1 min) ble fiksert på etanol og analysert på laboratoriet. Bunndyr i Pålbufjorden ble innsamlet på sydbredden mot øst (P1), 700 m vest for innløpet av Lågen (P2), Breivika (P3), Bjørkodden (P4) og Risviki (P5). I Rødtjennan ble det samlet inn på tre stasjoner på nordbredden (R1-R3) (Fig. 4).

Prøvefiske ble foretatt med bunngarn og flytegarn i hovedbassenget og med bunngarn i Rødtjennan. Aldersbestemmelse av all ørret og røye ble gjort på grunnlag av øresteiner (otolith), men ble tilbakeberegnet vha. skjell.

Tabell 3. Antall stasjoner og metodikk for basisinnsamling av fisk, bunndyr og zooplankton Pålsubuffjorden, hovedbassenget og Rødtjennan.

Tema	Antall stasj. hovedbass.	Antall stasj. Rødtjennan	Metodikk
Vannprøver	3 + Lågen*	3 + to innløpselver*	Vannhenter, vannprøver fra 1 m dyp i hovedbasseng og Rødtjennan. Vanntemperatur avlest fra bunn til overflate (ikke 2006)
Zooplankton	3	3	3 parallelle håvtrekk 63 µm fra 15 m's dyp i hovedbasseng og fra ca 5 m i Rødtjennan. I tillegg vertikaltrekk i Breivika og i Rødtjennan.
Bunnprøver	5	3	1 min. sparkeprøve i strandsone, 3 parallelle prøver. For stasjoner, se Fig. 4.
Bunngarn	5	2	Pr. stasjon: 1 stk. Jensen serie + 10 og 16 mm. For stasjoner, se Fig. 5.
Flytegarn	1	0	10 16 19.5 22.5 24 26 31 35 mm Dyp: 1-7 m. For stasjoner, se Fig. 5.
Elektrofiske	3 Strandsone 1 Lågen	2 Rødtjenn. 4 på elv	Fiske på målt areal (Zippin 1958). For stasjoner, se Fig. 6. Godfarfossen, Halldalsåi og Rambergåi

* kun 2005

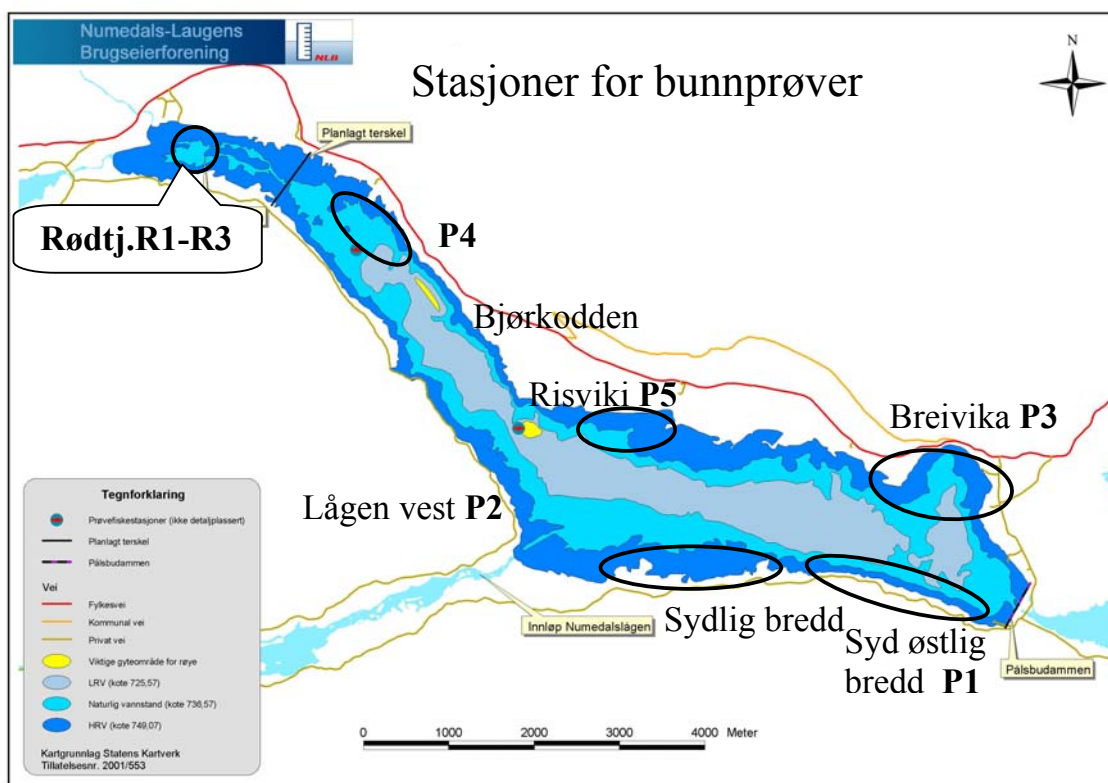


Fig. 4. Plassering av hovedstasjoner for innsamling av bunndyr.

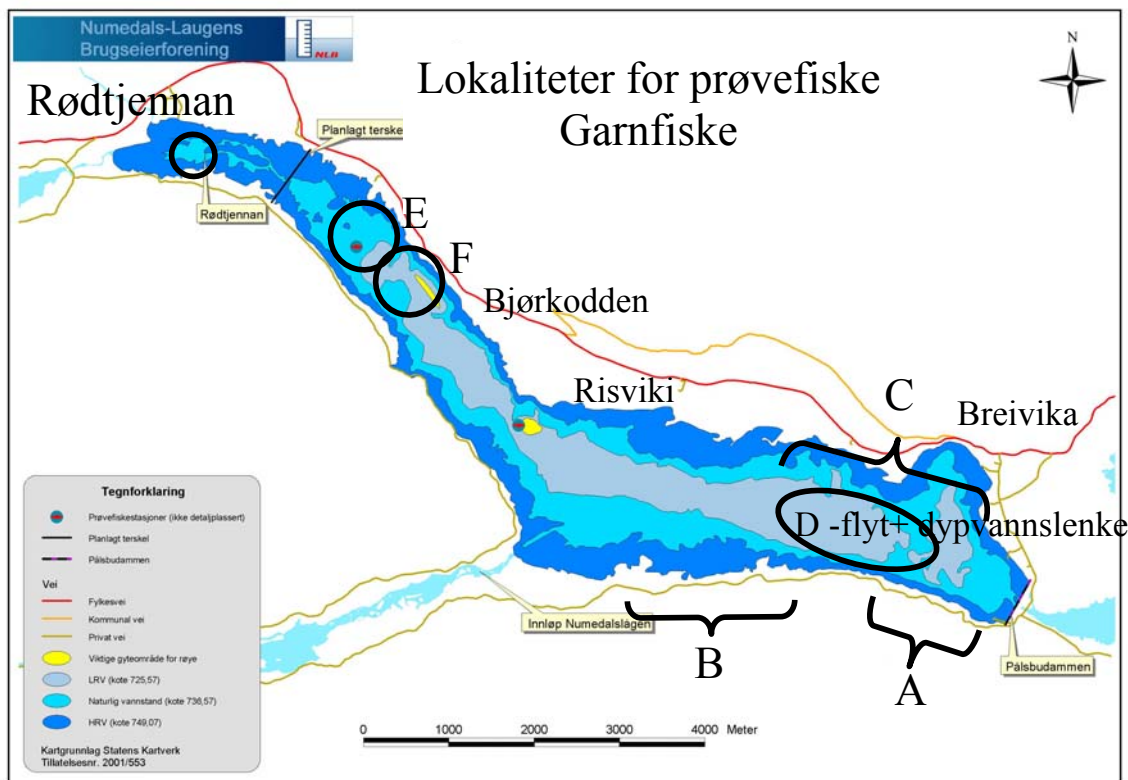


Fig. 5. Plassering av hovedstasjoner for plassering av bunngarn og flytegarn for prøvafiske.

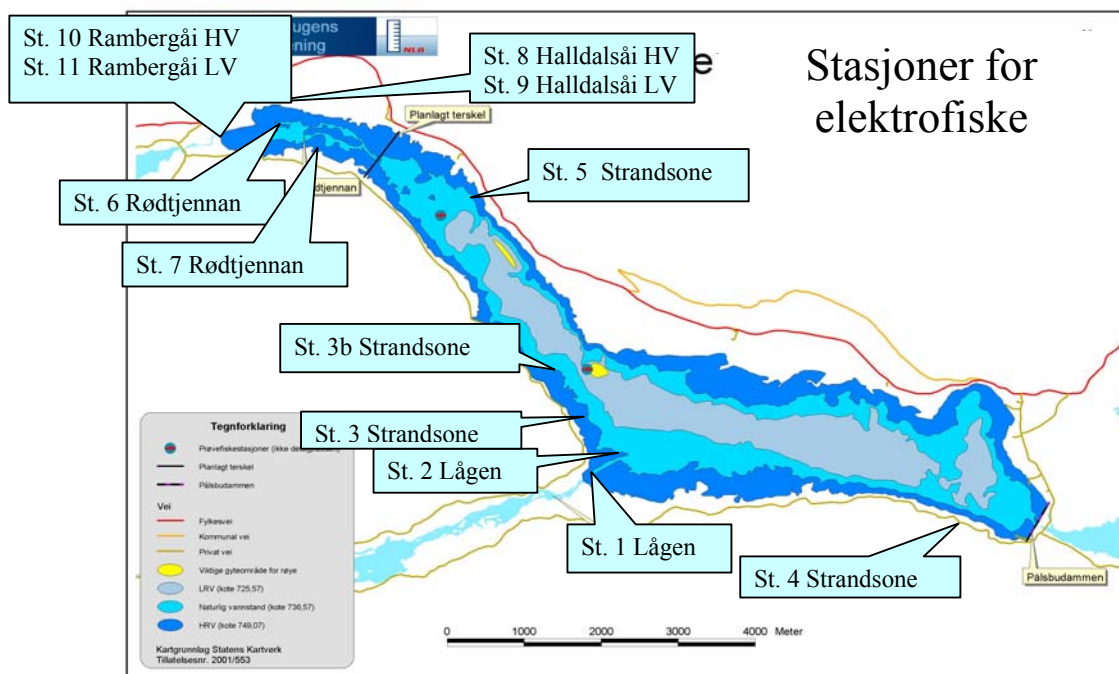


Fig. 6. Plassering av hovedstasjoner for elektrofiske og tetthetsberegning av ørretunger og ørekyt gjennomført på høsten i perioden 2002-2007. St. 3 b ble opprettet i 2005.

I tillegg ble marflo og skjoldkreps i 2005 og 2006 forsøkt innsamlet vha. feller (Petersen 2004). Fellene besto av halve rørbitar med en lengde på 30 cm og et tverrsnitt på 10 cm. Fellene ble fylt med løv (bjørk og selje/vier), og tilsatt biter av ost (norvegia) og/eller kjøttpålegg (køkt skinke) som ekstra lokkemat. Fellene ble dekket av hønsenetting for å holde innholdet på plass. Fellene ble lagt ut på stasjoner både i Rødtjennan (R1, R2) og i hovedbassenget (P4, P5, P3) på ca. 20 – 50 cm dyp. Fellene ble sjekket regelmessig for tilstedeværelse av marflo gjennom to døgn.

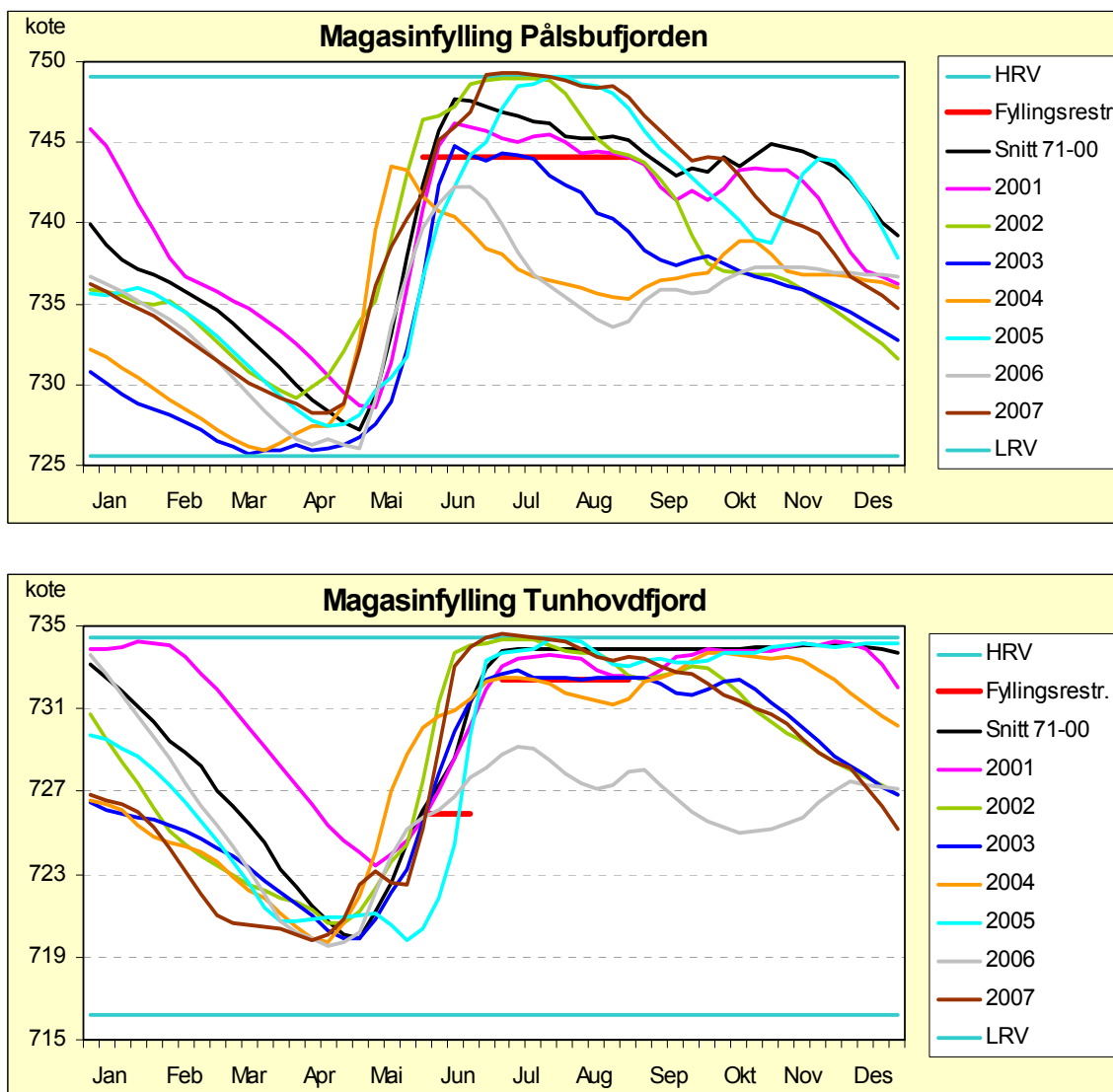


Fig. 7. Vannstand i Pålbufjorden og Tunhovdfjorden i perioden 2001-2007.

6. Magasinnylling 2002-2007

Fyllingskurven for Pålbufjorden (Fig. 7) viser at vannstanden har vært forskjellig under innsamling av de biologiske og vannkjemiske dataene i undersøkelsesperioden. Det er lavest vannstand i mars-april, men det er ikke alle år det tappes ned til LRV, kote 726. I løpet av mai fylles magasinet raskt, men i undersøkelsesperioden var det bare i 2002, 2005 og 2007 at vannstanden nådde HRV på kote 749,50, og da bare en relativt kort periode (dager-uker).

Nedtapping fra høyeste vannstand starter vanligvis nokså raskt, og med jevnt avtagende vannstand utover sensommer og høst.

I forbindelse med nedbør i perioden september-november kan vannstanden stige noe midlertidig. Ved prøvetaking i august-oktober har det både vært forskjellig vannstand under innsamling, og det har variert om vannstanden har vært stigende eller synkende. Dette vil selvsagt ha stor betydning for hvilke bunndyr som det kan forventes å registrere i strandsonen.

7. Hovedresultater 2002-2007

7.1 Temperatur og vannkjemi

Temperaturmålingene gjennomført i august viste at det aldri ble funnet termisk sjiktning i Rødtjennan, og at det her nærmest var isotermi fra overflate og ned til 8-10 m's dyp (avhengig av fyllingsgraden), se Fig. 8. I hovedbassenget ble det funnet mer eller mindre tydelig sprangsjikt i årene 2003-2005, mens det var isotermi i 2007. Sterk vind i dagene forut for målingene i 2007 antas her å være en viktig faktor for dette, men dette er neppe hele forklaringen. Pålsbufjorden ligger vindeksponert til og det inntreffer sannsynligvis forhold med sterk vind hvert år. Tilnærmet fravær av sjiktning i 2004 og markert sjiktning i 2005 kan tyde på at fyllingen av magasinet, altså totaldypet, er av betydning. I tillegg kan det spekuleres på om tapping av kaldt bunnvann gjennom omløpstunellen (inntak på kote 723,90) kan endre temperatursjiktningen.

Det ble målt stabilt høye pH verdier i både hovedbasseng (6,4-7,0) og i Rødtjennan (6,4-6,8). Grimås (1962) målte i sin tid pH i Pålsbufjorden til 6,9, og pH anses ikke å være begrensende faktor for fisk (se Tabell 4 og 5). Det var gjennomgående lavere ledningsevne og alkalinitet i hovedbassenget enn i Rødtjennan. Turbiditet (TRB) og fargetall (OD410), som uttrykker henholdsvis partikler og løst organisk materiale, må karakteriseres som forventet. Det ble funnet svært lave konsentrasjoner av næringssalter, og for fosfor (TOT-P) var disse alltid lavere enn deteksjonsgrensen.

Tabell 4. Vannkjemiske parametere i hovedbassenget i Pålsbufjorden (gjennomsnitt av 3 parallelle prøver tatt på 1 m dyp).

	2003	2004	2005	2006	2007
pH	6,7	6,4	6,4	7,0	6,8
KND[mS/m]	1,73	1,65	1,65	1,78	1,54
Alk [µeqv/l]	93	71	86	-	90
TRB [FTU]	0,17	0,12	0,13	0,16	0,33
[OD410]	0,013	0,015	0,021	0,077	0,027

Tabell 5. Vannkjemiske parametere i Rødtjennan i Pålsbufjorden (gjennomsnitt av 3 parallelle prøver tatt på 1 m dyp).

	2003	2004	2005	2006	2007
pH	6,8	6,5	6,4	6,5	6,7
KND[mS/m]	2,29	2,35	1,85	2,77	1,68
Alk [µeqv/l]	147	129	112	-	106
TRB [FTU]	0,21	0,14	0,12	0,25	0,31
[OD410]	0,016	0,025	0,022	0,041	0,028

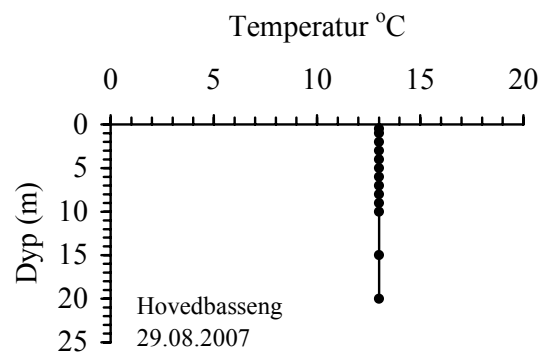
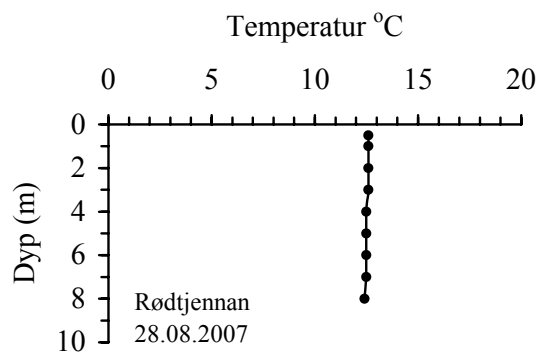
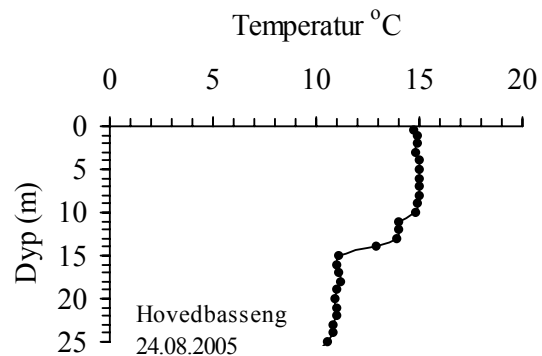
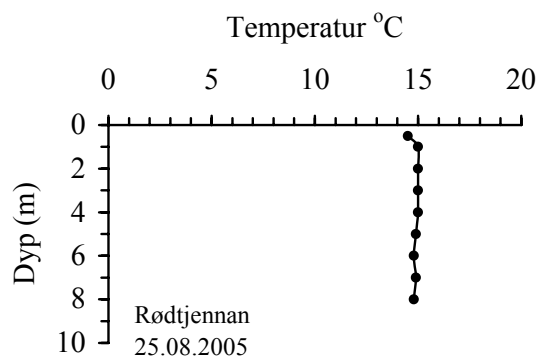
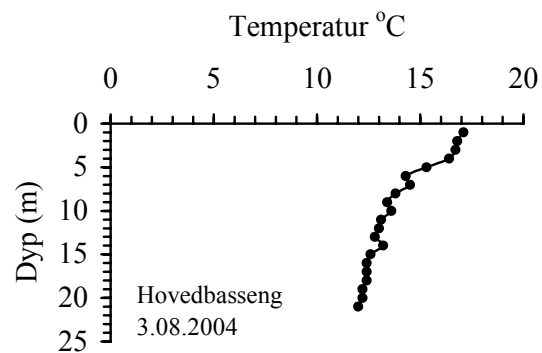
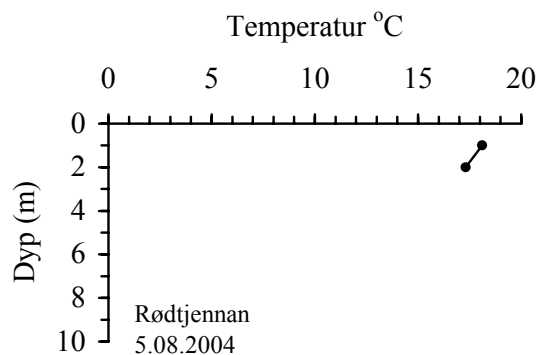
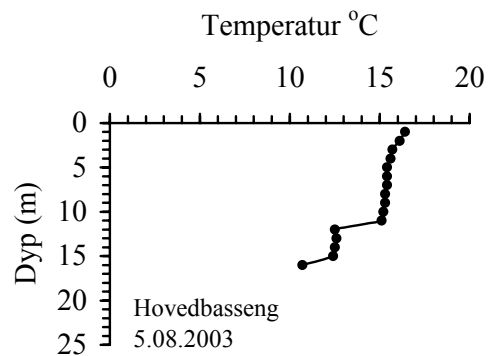
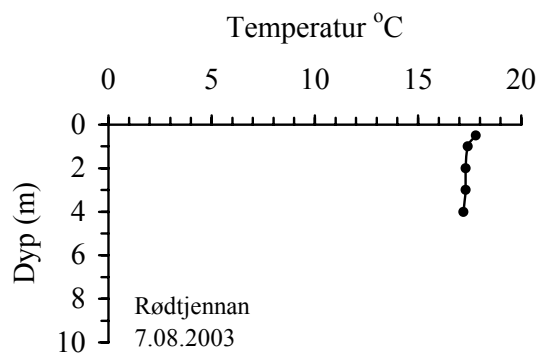


Fig. 8. Temperatur målt med vannhenter i Pålbufjorden (hovedbasseng og Rødtjennan) i undersøkelsesperioden 2002-2007, med unntak av 2006.

Det bør angis at det av og til oppstår sterkt redusert siktedyp i Pålsbufjorden. Det skjer når det tilføres finpartikler. Ved lav magasinifylling kan det skje under to forhold.

Den ene situasjonen inntreffer under is- og snøsmelting i reguleringssonen i perioden før vårflommen. Smeltevannsbekker renner da gjennom reguleringssonen, og gjennom fine løsmasser med innslag av leire nær LRV. Til dels skjer det utrasninger av masser ut i Pålsbufjorden, og vannmassene blakkes betydelig. Den andre situasjonen er knyttet til sterk vindeksponering når det er lav vannstand.

I begge tilfellene kan blakket vann observeres i utløpet av omløpskanalen nedenfor Pålsbudammen, noe som må bety at en vesentlig del av vannvolumet i hovedbassenget i Pålsbufjorden også må være blakket. Disse episodene er i liten grad fanget opp av de vannprøvene som er analysert fordi prøvene ble tatt i august og under rolige vindforhold.

7.2 Dyreplankton

Materialet av dyreplankton viser at gitt samme prøvetidspunkt, så er de samme artene stort sett til stede i hovedbassenget (Tabell 6) og i Rødtjennan (Tabell 7). Av de artene som er funnet regnes alle som viktig næring for fisk, med unntak av hoppekreps (copepoda). Med kun et prøvetidspunkt i sesongen er det ikke mulig å angi noe om sesongsyklus for de enkelte artene, men det er tydelig at *Holopedium gibberum* (gelekreps, se Fig. 9) vanligvis dominerer i hovedbassenget, men at denne ikke har en like fremtredende plass i Rødtjennan. Dette er for så vidt forventet, fordi Rødtjennan, i hvert fall de år det er lav vannstand, er et typisk gruntvannsbasseng (littorale forhold), og det er her et større innslag av *Bosmina* sp. og *Polyphemus pediculus*. Det bør nevnes at *Bythotrephes longimanus* er funnet i hovedbassenget, se Fig. 9.

Tabell 6. Prosentvis sammensetning av zooplankton i hovedbassenget i Pålsbufjorden (gjennomsnitt av 3 parallelle vertikale håvprøver).

	2002	2003	2004	2005	2006	2007
<i>Bosmina</i> sp.	30	15	12	6	0	2
<i>Daphnia</i> sp.	2	0	3	6	5	8
<i>Holopedium</i>	3	39	28	58	6	8
<i>Polyphemus</i>	1	0	0	0	0	0
<i>Bythotrephes</i>	<1	0	0	1	0	0
Copepoda	64	46	57	29	89	82

Tabell 7. Prosentvis sammensetning av zooplankton i Rødtjennan i Pålsbufjorden (gjennomsnitt av 3 parallelle vertikale håvprøver).

	2002	2003	2004	2005	2006*	2007
<i>Bosmina</i> sp.	-	-	45	76	0	9
<i>Daphnia</i> sp.	-	-	0	2	0	5
<i>Holopedium</i>	-	-	6	6	0	4
<i>Polyphemus</i>	-	-	28	1	0	0
<i>Bythotrephes</i>	-	-	0	0	0	0
<i>Eurycercus</i>			4	0	0	0
Copepoda	-	-	17	15	100	82

*Kun bunnlevende små Chydoridae påvist utover Copepoda

Det ble funnet et betydelig større innslag av andre vannlopper enn *Holopedium* i Breivika (2005) som eksempel på et mer strandnært område i hovedbassenget. Større andel *Daphnia* og *Bosmina*, og forekomst av *Polyphemus pediculus*, men betydelig mindre *Holopedium*, viser at det er forholdsvis store regionale forskjeller innen hovedbassenget. Forskjellene innen Rødtjennan var mindre utpreget, noe som sannsynligvis henger sammen med at Rødtjennan totalt sett har et strandnært preg. Verken i Rødtjennan eller i hovedbassenget ble det funnet linsekreps i strandnære håvtrekk, og linsekreps ble bare funnet sporadisk i bunnprøver. I bunnprøver ble også *Sida crystallina* funnet både i Rødtjennan og i hovedbassenget.

Vannloppene har en markert sesongmessig utvikling, med de største tetthetene ettersommer og høst. En prøvetaking vil derfor mer eller mindre tilfeldig ”treffe”, og det vil ikke være mulig å angi mengder ut fra prøvetaking en gang pr. år. Det bør imidlertid presiseres at viktige næringsdyr for fisk er påvist i de prøvene som er tatt.

Lengdemåling av *Daphnia* sp. fra 15. september 2005 viste en gjennomsnittslengde på 1,41 mm (SD = 0,25). Dette må regnes som *Daphnia* av betydelig størrelse. *Daphnia* er følsom for nedbeiting, og ved stort beitepress vil de største artene/formene bli utsatt for nedbeiting. I dette tilfelle viser derfor *Daphnia*-størrelsen at fisketettheten i pelagiske områder må være lav.

7.3 Bunn dyr

Det ble påvist et sparsomt bunndyrsamfunn i strandsonen generelt, både i hovedbassenget og i Rødtjennan. Begge steder bærer faunaen preg av regulering. I praksis er det forskjellig regulerings høyde på de to områdene, med maksimalt 24,5 m vannstandsvariasjon i hovedbassenget, og 13 m i Rødtjennan. Dette gjør at prøvetaking i Rødtjennan ved 13 m under HRV vil foregå på permanent innsjøbunn, mens dette oppnås først 24,5 m under HRV i hovedbassenget. Ved senkinger mellom 13 og 24,5 m under HRV vil det derfor være tatt prøver på permanent innsjøbunn i Rødtjennan og i en regulerings sone i hovedbassenget.

For flere grupper som både kan leve i bunnen under vann og i fuktig strandsone over vannlinjen, er det små forskjeller mellom hovedbassenget og Rødtjennan, Fig. 10 og Fig. 11. Det gjelder viktige grupper som rundormer, fåbørstemark og fjærmygglarver, og artsbestemmelse av de to siste gruppene viser dominans av arter som nettopp kan leve begge steder. Forekomsten av disse gruppene er til dels uavhengig av om stedet der prøvene er tatt har ligget over vannlinjen i tiden før prøvetaking, noe som er spesielt viktig der vannstanden varierer i prøvetakingsperioden.

For flere grupper som lever hele livet i vann og for flere insekter som har larvestadiet i vann er det forskjell mellom hovedbasseng og Rødtjennan (Fig. 10 og Fig. 11). Iglar og vårfluelarver ble overhode ikke påvist i hovedbassenget, og ertemuslinger og marflo bare i ytterst lite antall enkelte år, mens alle disse gruppene ble funnet i større antall og ved flere anledninger i Rødtjennan. Marflo ble funnet i Rødtjennan på flere stasjoner i Rødtjennan i 2002 og 2004, og på en stasjon i hovedbassenget nærmest Rødtjennan i 2003 og 2007. Det er derfor bestand av marflo i både hovedbasseng og i Rødtjennan, men med størst forekomst i Rødtjennan.

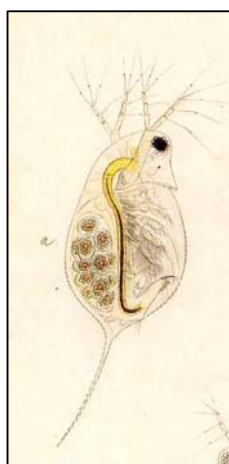
I dypområdene i hovedbassenget ble marflo og skjoldkreps (Fig. 9) funnet i 2005 i mageinnhold hos røye, og dette viser at det finnes marflobestand sannsynligvis også i de mer sentrale delene av hovedbassenget. Dahl (1932) observerte i sine undersøkelser i 1927/28 skjoldkreps i lite antall i mager hos ørret. Han var forundret over at denne fantes i en såpass

lavtliggende innsjø som Pålbufjorden, og han satt dette i forbindelse med den nye reguleringen. Skjoldkreps er senere funnet i Pålbufjorden av Aass (1969). Vi vet i dag at unge stadier av skjoldkreps også kan komme fra ovenforliggende innsjøer gjennom drift (Brabrand m. flere 2008), og slik drift som årsak til lav forekomst i Pålbufjorden kan derfor ikke utelukkes. Skjoldkreps ble ikke påvist i Rødtjennan, verken i bunnprøver eller mageprøver. På bløtbunn i dypområdene i hovedbassenget ble også småkrepsen *Simocephalus vetula* påvist i august 2007.

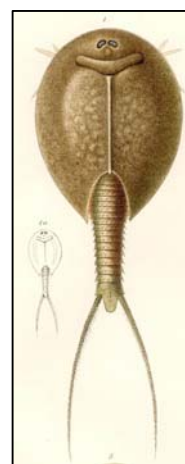
Linsekreps (Fig. 9) var til stede både i Rødtjennan og i hovedbassenget, men opptrer uregelmessig. Enkelte år er den nærmest fraværende i bunnprøvene. Den ble påvist i plankontrekk med en andel på 4 % i Rødtjennan i august og med 61 % i september 2004. Den inngikk som næring hos røye tatt i hovedbassenget både i strandsonen og i dypområdene i 2005. I Rødtjennan ble den samme år funnet hos småørret, men den ble dette året ikke funnet i plankontrekk eller bunnprøver. I 2006 ble den heller ikke påvist, mens den inngikk i bunnprøver både i hovedbassenget og i Rødtjennan i 2007 i forholdsvis stort antall. Linsekreps er halvplanktonisk, og den blir lett underrepresentert både i bunnprøver og plankontrekk. Den er typisk for grunne områder med innslag av vannvegetasjon. Den uregelmessige forekomsten i undersøkelsesperioden var uventet, og kan henge sammen med lav vannstand, vindeksponering og partikkelpåvirkning.



Bythotrephes longimanus



Daphnia longispina



Skjoldkreps



Linsekreps (*Eurycerus lamellatus*)



Gelekreps (*Holopedium gibberum*)

Fig. 9. Utvalgte krepsdyr som inngår som næring for fisk i Pålbufjorden (Sars 1862, 1896).

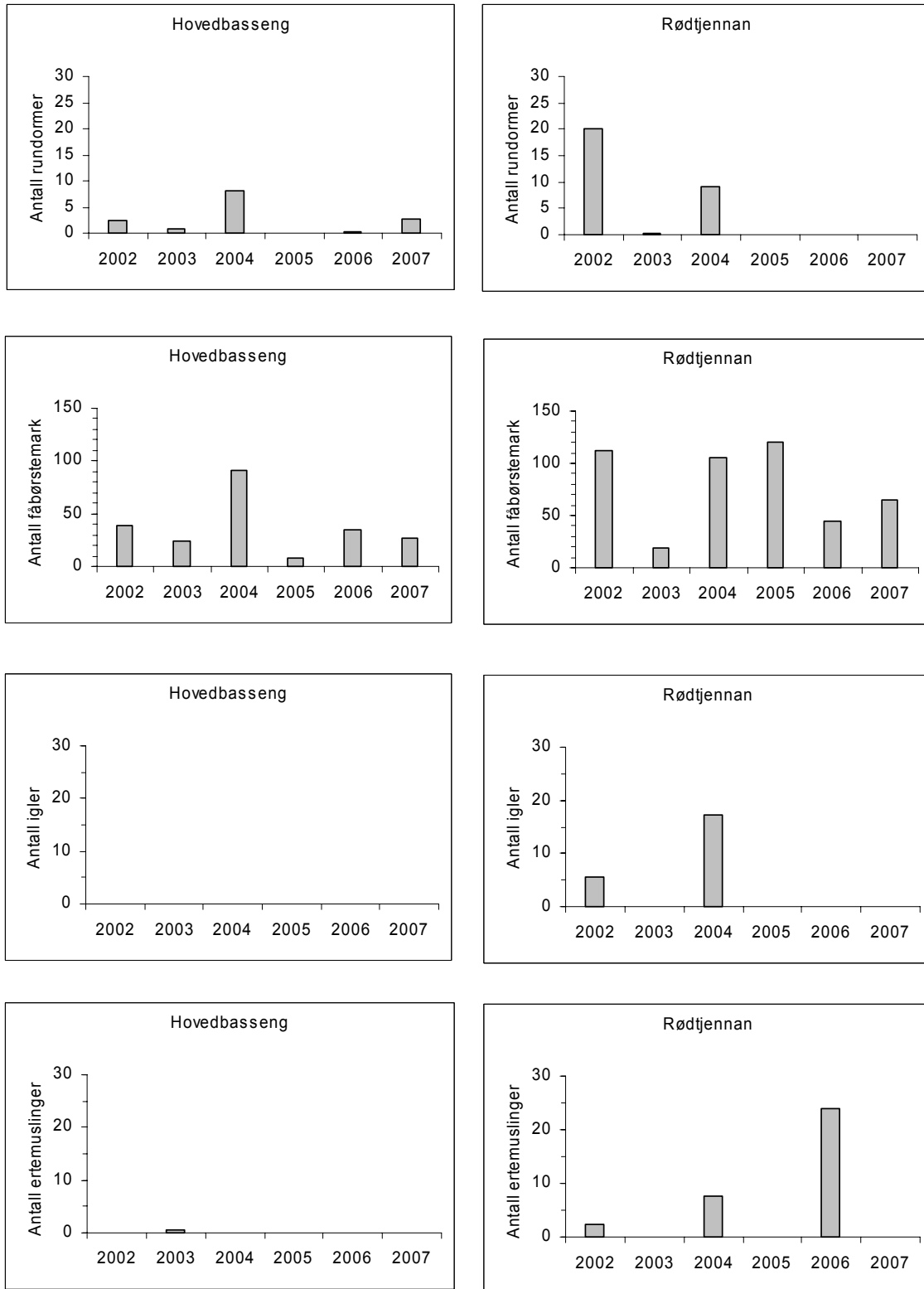


Fig. 10. Antall av utvalgte grupper bunndyr pr. 1 minutt prøvetaking i strandsonen i hovedbassengene i Pålbuforden og i Rødtjennan i 2002-2007. Gjennomsnittstall for alle stasjoner.

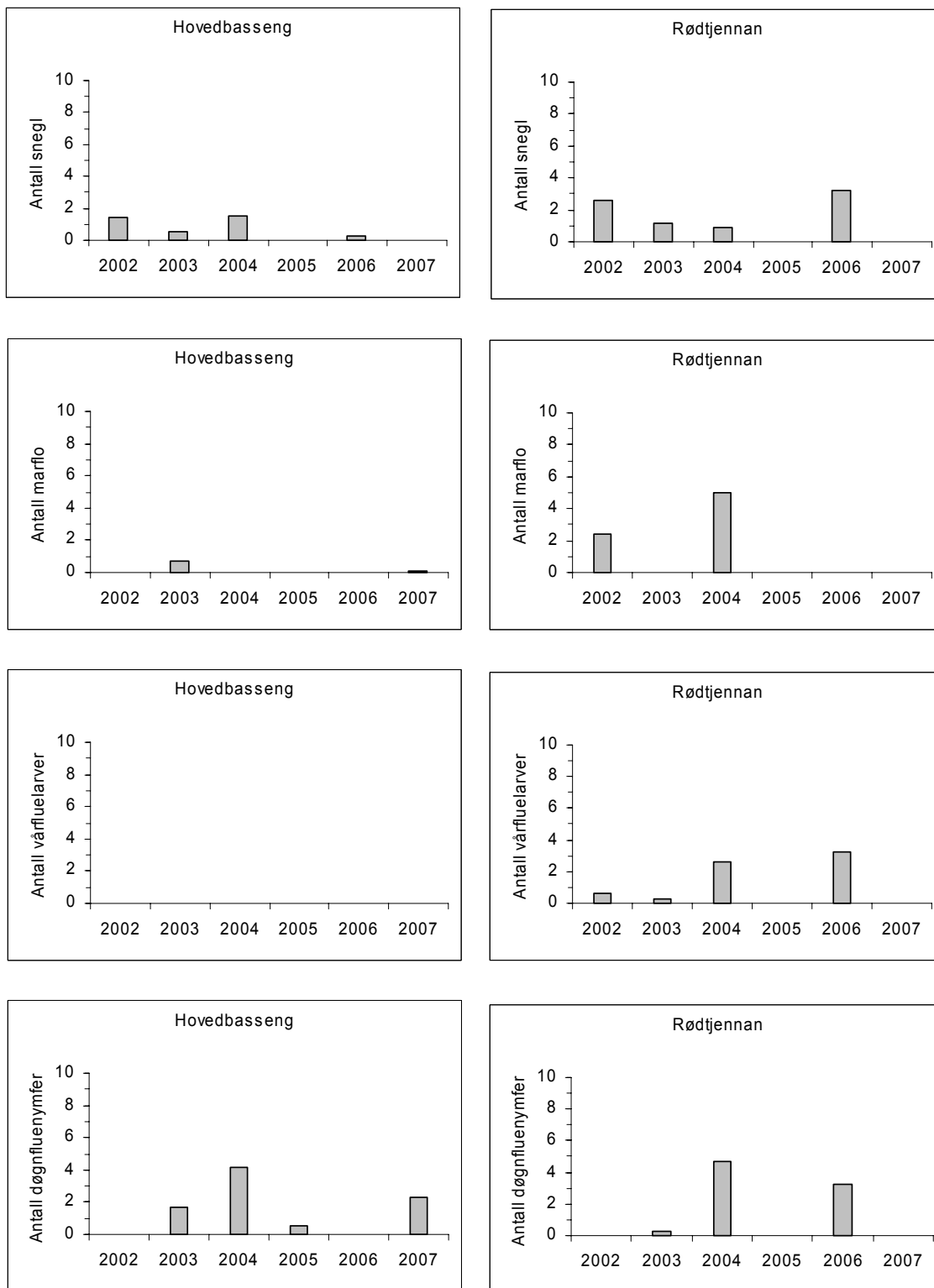


Fig. 11. Antall bunndyr pr. 1 minutt prøvetaking i strandsonen i hovedbassenget i Pålsbufforden og i Rødtjennan i 2002-2007. Gjennomsnittstall for alle stasjoner.

7.4 Biodiversitet og vannstandsvariasjon

På utvalgte stasjoner i hovedbassengets nedre del og i Rødtjennan ble det foretatt artsbestemmelse av fjærmygglarver og fåbørstemark, da disse to gruppene utgjorde en stor del av faunaen. Sammen med den øvrige faunaen (større insektlarver, snegl og muslinger) er dette benyttet for bedre å forstå vannstandsvariasjonens virkning på bunnfaunaen i strandsonen. Det er utarbeidet Shannon Wiener indeks for biodiversitet, se Fig. 12.

Sammensetningen av fåbørstemark i hovedbassenget var fattig, og bar preg av at substratet var gruset/sandet og trolig ustabil. Den dominerende arten *C. sphagnetorum* er både landlevende og vannlevende, og kan også leve i fuktig jord når littoralsonen blir tørrlagt.

Dette i motsetning til Rødtjennan som var dominert av tubificiden *S. ferox*. Arten krever relativt stabil bløtbunn, noe som ble funnet i Rødtjennan i 2002-04, men ikke i 2005. Dette kan nettopp ha sammenheng med at innsamlingene ble gjort på områder som var relativt nylig (i 2005) vanndekket på grunn av høyere vannstand enn kote 740. Området var da preget av landvegetasjon og hardere substrat etter lavvannssommeren 2004. I 2005 dominerte i stedet arter fra familien Enchytraeidae som også lever i fuktig jord. Lumbriculiden *Lumbriculus variegatus* ble også funnet relativt vanlig alle år både i hovedbassenget og Rødtjennan. Dette er en bevegelig art som formerer seg meget raskt, og som derved hurtig kan invadere nye områder. *S. heringianus* er mer bevegelig enn tubificidene, men ikke like invasjonspreget art som *L. variegatus*. Den var derfor mest tallrik i Rødtjennan, men ble også funnet i hovedbassenget i 2002-2003.

Fjærmyggfaunaen var også betydelig rikere i Rødtjennan sammenlignet med hovedbassenget i 2002-2004. Dette har sannsynligvis også her sammenheng med det relativt stabile og permanent oversvømte substratet i Rødtjennan i denne perioden (alltid nedtappet ved prøvetaking).

På grunnlag av det analyserte materialet av fåbørstemark og fjærmygglarver kan det konkluderes med at strandsonen i Rødtjennan var preget av relativt stabile forhold med mye bløtbunn. Faunaen i strandsonen i hovedbassenget tydet på ustabile forhold ved utvasking av strandsonen med et substrat av småstein og grus. Det var her lave tettheter av arter/grupper som er lite spesifikke i sine miljøkrav (euryøke). Muligens finnes en del av artene som er karakteristiske for stabil mudderbunn i Rødtjennan også på stabil bløtbunn i hovedbassenget under LRV.

I 2005 og 2007 var det høyere vannstand enn i 2002 til 2004 og 2006. Faunaen i områdene der prøvene ble innsamlet var da fattig både i Rødtjennan og i hovedbassenget, og preget av arter som raskt kan dra nytte av de endrete forholdene (*Corynoneura*, *Chironomus*) eller som også kan leve i fuktig jord (Enchytraeidae).

Utover fåbørstemark og fjærmygglarver ble det gjennomgående funnet et mer diversert bunndyrsamfunn i strandsonen i Rødtjennan sammenliknet med hovedbassenget. Shannon-Wiener indeksen, som er et uttrykk for bunndyrsamfunnets kompleksitet, viser en stabil verdi for Rødtjennan for 2002-2004 og 2007. Innsamlingene 2002-2004 er foretatt ved en vannstand i hovedbassenget som er lavere enn kote 740, men høyere enn LRV kote 724,5. Dette betyr at Rødtjennan er helt nedtappet og vannstanden er da fast på kote 740. Artsantallet og observerte hovedgrupper i Rødtjennan er også påfallende stabilt i denne perioden. I 2007 er innsamling foretatt etter en sommer med relativt høy vannstand gjennom hele sommeren. I 2005 er observert diversitet og artsantall lavere i Rødtjennan, nettopp det

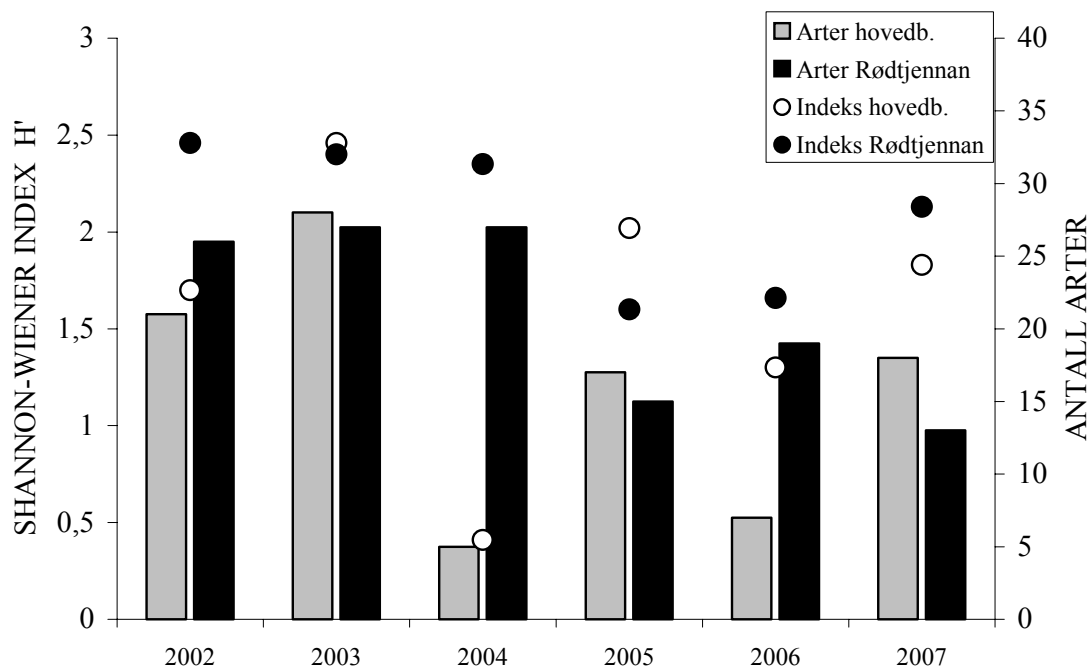


Fig. 12. Shannon-Wiener indeks (H') og arts/gruppeantall for bunndyr (basert på gruppene: vårfluer, steinfluer, døgnfluer, biller, snegl, muslinger, fjærmygglarver og fåbørstemark) i Rødtjennan og hovedbasseng i Pålbufjorden i perioden 2002-2007.

året vannstanden her er høyere enn kote 740, og innsamling da naturlig nok ble foretatt i reguleringssonen og ikke på permanent vanndekket areal.

I hovedbassenget var både observert diversitetsindeks og artsantall mer ustabil (Fig. 12). I 2002 og 2004 var det særlig stor *forskjell* både i artsantall og diversitet mellom Rødtjennan og hovedbasseng, med betydelig fattigere fauna i hovedbassenget. I 2003, og fra 2005-2007 var *forskjellene* mindre. Forskjellene i artsantall og diversitet mellom de to områdene skyldes forekomst av fåbørstemark og fjærmygglarver, der noen kan overleve i fuktig mudder over LRV. Dette vil nødvendigvis gi stor variasjon i overlevelse, der tiden reguleringssonen har vært vanndekket og hvorvidt den har vært fuktig ved lav vannstanden, vil ha betydning.

Ser vi isolert på hovedbassenget var antall arter særlig lavt i 2004 og 2006. Disse to årene var vannstanden ekstremt lav og synkende fra juni til slutten av august, men deretter stigende forut for innsamling. Det er derfor sannsynlig at det er en sammenheng mellom vannstanden og vanndekket areal, og fattig fauna i strandsonen disse to årene.

Det er et åpent spørsmål om hvor lenge virkningen av lav vannstand holder seg etter at området igjen inngår i et "mer ordinært reguleringsregime". Årene 2005 og 2007, som begge er år med høy vannstand, etter de ekstreme lavvannsårene 2004 og 2006, viser høyere indeksverdier og et høyere antall arter. Dette viser at den ordinært fattige faunaen etablerer seg igjen etter en lavvannssommer innenfor tidsrammen fram til neste sommer. Det må imidlertid angis at faunaen i utgangspunktet er fattig, preget av regulering og dominert av arter med rask kolonisering.

Bunnfaunaen i hovedbassenget under LRV er sannsynligvis mer artsmangfoldig enn bunnprøvene fra strandsonen kan gi inntrykk av. Dette er også berørt i årsrapport for 2004.

Mageinnhold hos røye tatt på dypt vann i august 2005 hadde et påfallende variabelt næringsinntak, der marflo, skjoldkreps, muslinger, snegl og flere insektgrupper ble funnet, foruten de forventete arter zooplankton. Det er vanskelig å fastslå hvor røya har beitet disse næringsdyra, men det er sannsynlig at disse er tatt under LRV, idet røye (og ørret) tatt i strandsonen ikke hadde verken skjoldkreps eller marflo i mageinnholdet. Disse ble heller ikke funnet i bunnprøver i strandsonen eller i bunndyrfeller med agn.

7.5 Prøvefiske

Ørret ble tatt i rimelige mengder under det ordinære prøvefiske med bunn garn i strandsonen, både i Pålbufjordens hovedbasseng (Tabell 8) og i Rødtjennan (Tabell 9). Det ble gjennomgående tatt lite røye i hovedbassenget, og i Rødtjennan ble røye bare påvist i 2007, og da med 2 individer. På flytegarn ble det gjennomgående tatt lite fisk, både røye og ørret. Ørekyte ble tatt på 10 mm garn i strandsonen, og ved en anledning også påvist pelagisk.

Tabell 8. Samlet fangstutbytte (vill og utsatt fisk, FF) i undersøkelsesperioden 2002-2007 i august-september i hovedbassenget i Pålbufjorden, basert på flytegarn, bunn garn og dypvannsfiske (2003 med bunn garn). I 2006 er det fisket i oktober på røyas gyteområder, se kart Del 2, Fig. 2, s. 67.

Hovedbass.	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Ørekyt	14	8	15	2	0	0
Røye	30	68	31+40*	11	42*	0
Ørret	176+20 FF	228+26 FF	198+46 FF	106+25 FF	5*+1 FF*	29 +21 FF
% FF ørret	10,2	10,2	18,9	19,1	16,7	42,0

* gytetid i oktober

Tabell 9. Samlet fangstutbytte (vill og utsatt fisk, FF) i undersøkelsesperioden 2002-2007 i Rødtjennan, Pålbufjorden, basert på bunn garn.

Rødtjennan	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Ørekyt	0	0	0	0	-	0
Røye	0	0	0	0	-	2
Ørret	10 + 0 FF	9 + 4 FF	42 + 5 FF	45 + 11 FF	-	50 + 12 FF
% FF utsatt	0	30,8	10,6	19,6	-	19,4
% FF for hovedbasseng +Rødtjennan	9,7	11,2	17,5	19,3	16,7*	29,5

* Basert kun på hovedbasseng

Antall røye og ørret pr. fangststinsats (antall/100 m² garnflate og natt) fordelt på hovedbasseng og Rødtjennan, og på bunn garn og flytegarn i hovedbassenget er vist i Fig. 13. Fangstutbytte av ørret var størst på bunn garn i hovedbassenget, med en fallende tendens i undersøkelsesperioden, fra 10,4 til 3,2 ørret/100 m² garnnatt⁻¹. I Rødtjennan var det en stigende tendens i samme periode, fra 1,4 til 8,0 ørret/100 m² garnnatt⁻¹.

Røye tatt på bunn garn hadde også en fallende tendens, fra 1,2 i 2002 til 0,4 i 2005 og røye ble ikke påvist i hovedbassenget under prøvefiske i 2007, verken på bunn garn eller flytegarn.

På flytegarn (dyp 1-7 m) var fangstutbyttet av både røye og ørret lavt. For ørret var fangstutbyttet 0,9 fisk eller lavere, for røye 1,4 og lavere. Det ble påvist ørekyte på flytegarn midt i hovedbassenget (maskevidde 10 mm). Fangstantallet var alltid lavt (alltid < 5).

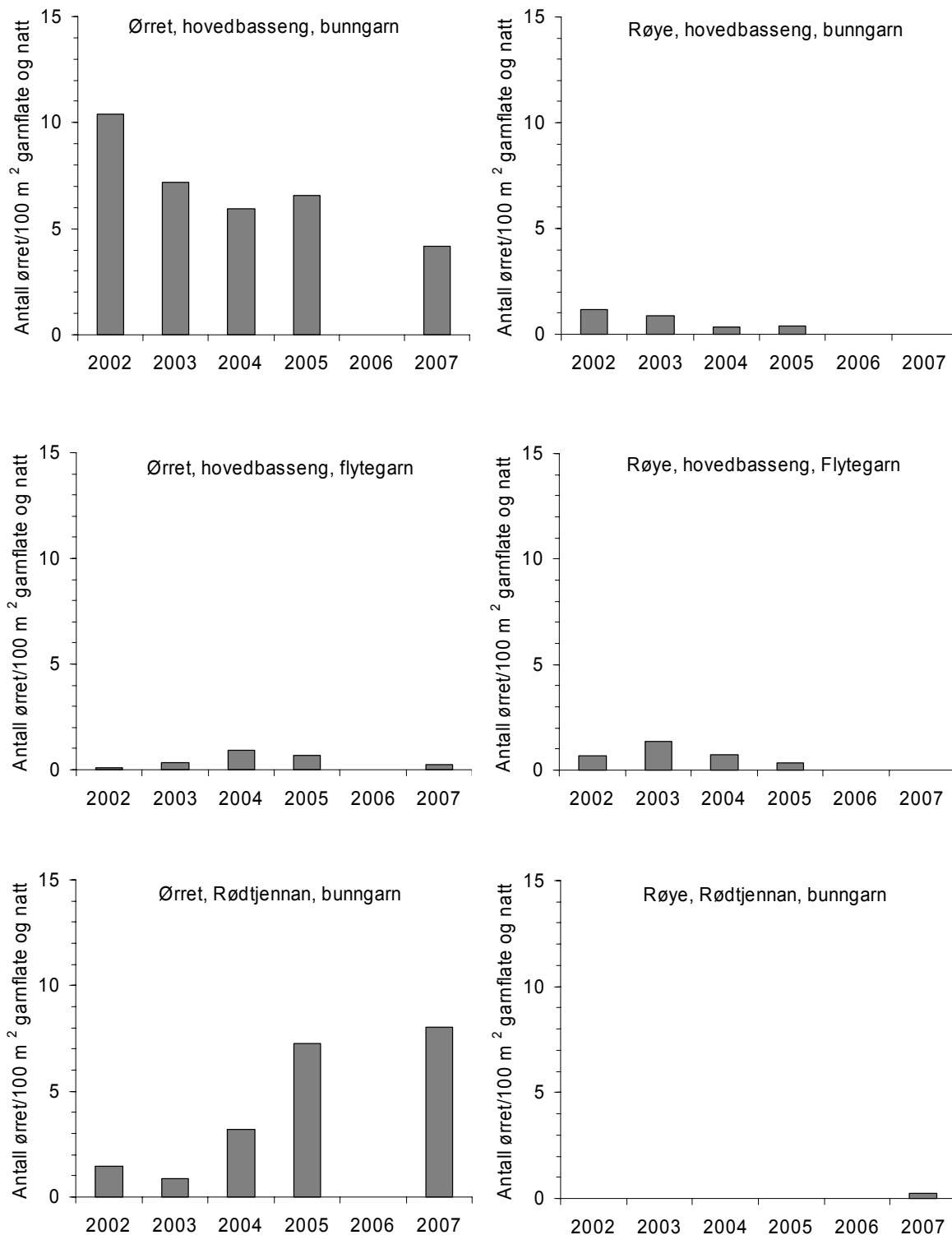


Fig. 13. Antall ørret (vill og utsatt) og røye pr 100 m² garnflate pr. natt tatt på bunngarn og flytegarn i hovedbassenet i Pålbufjorden og bunngarn i Rødtjennan i perioden 2002-2007. I 2006 ble det kun fisket i oktober, og resultatet her er derfor ikke tatt med.

Den markerte forskjellen i fangstutbytte mellom bunngarn og flytegarn for ørret viser at ørret primært oppholder seg langs land og i liten grad utnytter de pelagiske områdene. Det betyr at de store åpne vannmassene uavhengig av land har svært lav fisketetthet.

Det ble gjennomført et omfattende fiske med bunngarn i de dypeste områdene av hovedbassenget i september 2003, og det ble her kun tatt 12 røye, noe som ga et fangstutbytte i samme størrelsesorden som de på bunngarn i strandsonen.

7.6 *Andel merket fisk*

Fra 1991 er det satt ut 3000 stk. 1 årig ørret av Tunhovdstamme, og alle er fettfinneklippet. Andelen fettfinneklippet fisk under prøvafiske 2002-2007 har vist en økende tendens både i hovedbassenget og i Rødtjennan, se Fig. 14. I fangstene fra Rødtjennan er antall fisk lavt i 2002 (n=10, av dette 0 merket) og 2003 (n=13, av dette 4 merket). Andelen merka fisk herfra viser derfor større variasjon. I Rødtjennan er likevel tendensen den samme i de årene materialet er tilfredsstillende stort. I 2006 ble det primært fisket etter røye, og totalmaterialet av ørret i hovedbassenget var kun 6 ørret, hvorav 1 merket. Materialet fra hovedbassenget viser at andelen merket fisk har økt. I 2007 var andelen merket fisk i hovedbassenget høyere enn i Rødtjennan, henholdsvis 42,0 % og 19,4 % (Tabell 8 og 9).

Siden det årlige antall utsatte ørret i samme periode er konstant, er det sannsynlig at økt andel merket fisk i materialet i samme periode er et resultat av at det totale antall ørret i Pålsbufjorden er blitt mindre. Selv om merket fisk er yngre enn villfisk ved fangst både under prøvafiske og ved vanlig sportsfiske og de to gruppene ikke uten videre kan sammenliknes, så viser fangstforholdet mellom de to gruppene at det har skjedd endringer. Aass (pers. medd.) oppgir at andel merka fisk under det ordinære garnfiske etter ørret i alle år har ligget på ca 10 %, en andel som nærmest er identisk med det funnet under prøvafiske i 2002 (9,7 %) og 2003 (11,2 %), mens andelen for totalmaterialet i 2007 er 29,5 %.

I undersøkelsesperioden har det derfor skjedd en økning i andelen merket fisk, noe som tyder på at bestanden av villfisk er blitt mindre. Når fangst pr. innsatsenhet i hovedbassenget også har gått ned i samme periode, så peker dette også i retning av mindre bestand. Fangst pr. innsats i Rødtjennan har imidlertid økt i samme periode. Forholdene her er mer stabile og fangst pr. innsats vanskeligere å tolke. Vanndekket areal varierer betydelig, og det må regnes med økt tetthet av fisk i Rødtjennan som en direkte følge av at vanndekket areal enkelte år blir mindre. I tillegg må det forventes økt mengde fisk i Rødtjennan forut for gyting i Haølldalsåi og Rambergåi.

Dette alene kan forklare økt fangst i Rødtjennan enkelte år, men ikke at endringen er systematisk i perioden. Redusert fangst i hovedbassenget og økt fangst i Rødtjennan betyr sannsynligvis at fisk forflytter seg til Rødtjennan fordi næringsforholdene er bedre i Rødtjennan enn i hovedbassenget. Den varierende vannstanden i hovedbassenget har gitt usedvanlig fattig fauna i reguleringssonen og systematisk lavere næringstilbud etter at et nytt manøvreringsreglement ble innført etter 2001. I Rødtjennan har virkningen av nytt reglement relativt sett vært mindre.

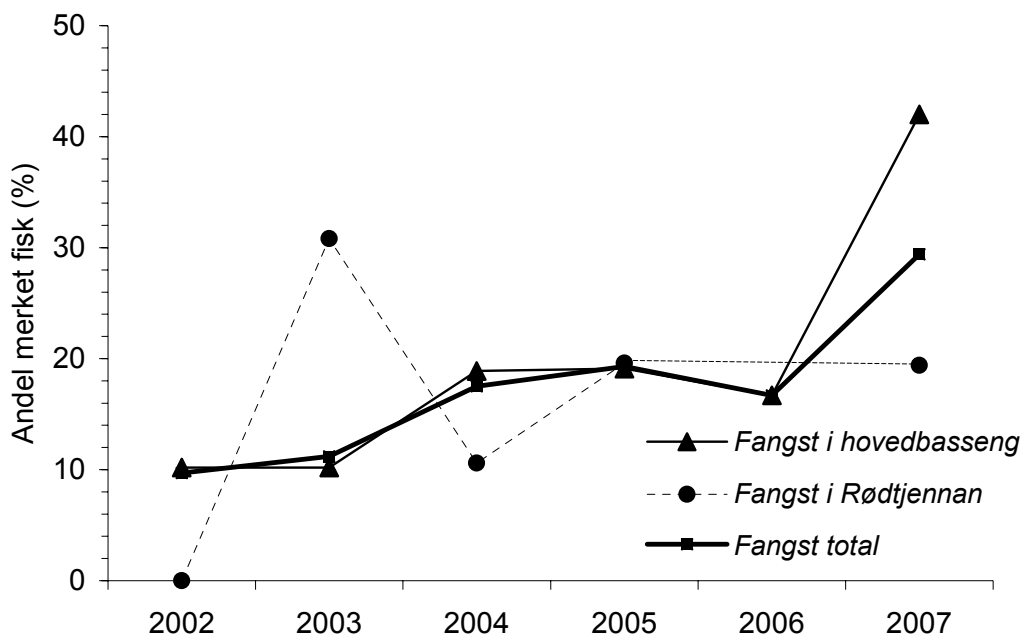


Fig. 14. Prosent andel merket ørret tatt i under prøvefiske i perioden 2002-2007 i hovedbassenget, Rødtjennan og for det samlede materialet.

Totalt sett tolkes resultatene på følgende måte:

- Mengden umerket ørret er redusert i perioden 2002-2007, primært i hovedbassenget, fordi andel merket fisk i fangstene har økt.
- Basert på andel merket fisk er mengden ørret i større grad redusert i hovedbassenget sammenliknet med Rødtjennan.
- Ørretfangsten pr. innsats er redusert i hovedbassenget, men økt i Rødtjennan. Dette betyr forflytning av fisk fra hovedbasseng til Rødtjennan.
- Røye har ikke fast bestand i Rødtjennan
- Fangstene av røye i hovedbassenget er små, og har vært fallende fra 2003 både på bunngarn og på flytegarn.

Av dette følger det en forventning om at konsekvensen av den nå praktiserte manøvreringen av Pålbufjorden har større følger for ørreten i hovedbassenget sammenliknet med Rødtjennan.

7.7 Ørretens alder og vekst

Veksten hos totalmaterialet av umerket ørret (for antall se Tabell 8, 9) for hvert år i perioden 2002-2006 viser at vekstforløpet er stabilt (Fig. 15). Årlig tilvekst er nær 4,5 cm de første 5 årene, deretter avtar den noe, men det påvises ikke vekststagnasjon. Etter 8 vekstsesonger er vanlig fangststørrelse hos vill ørret 32-34 cm de fleste år, men med 2005 som dårligste vekstår for de fleste aldersgrupper. I 2005 var gjennomsnittlig lengde hos 9 år gammel vill ørret 29,7 cm (95 % C.L. = 2,5).

Fettfinneklippet ørret er alle utsatt som 1+ og er fangbar på garn ved prøvofiske allerede samme sommersesong. Den utsatte fisken er gjennomgående ung, og materialet består de fleste år av årsklassene 1- 4 år både i Rødtjennan og i hovedbassenget (Fig. 21).

Av vill ørret var det dominans av 3-6 år gammel fisk i hovedbassenget, med jevn dødelighet opp til 8 års alder. Dette var mønsteret de fleste år. Samme tendens ble funnet hos materialet fra Rødtjennan, selv om antall fisk i materialet de fleste år mindre. Aldersfordelingen viser imidlertid helt klart at utsatt fisk ikke blir så gammel som villfisk, og at få eller svært få utsatt ørret blir eldre enn 4 år.

Mens villfisk oppholder seg primært på innløpsbekker de første 2-3 årene og deretter vandrer ut i innsjøen, ble utsatt fisk utelukkende funnet i magasinet, enten i hovedbassenget eller Rødtjennan. Den største delen av utsatt fisk som inngikk i materialet ble fanget etter en vekstsesong i magasinet. Det var jevn nedgang i antall merka fisk med økende alder, noe som betyr jevn dødelighet også på utsatt fisk.

Det er ikke signifikante forskjeller i vekst hos vill ørret fra hovedbassenget og fra Rødtjennan (Fig. 18 og 19). Veksten må betegnes som god og det er ikke tegn til vekststagnasjon. *Maksimal* størrelse er i underkant av ca 40 cm ved alder 7-8 år.

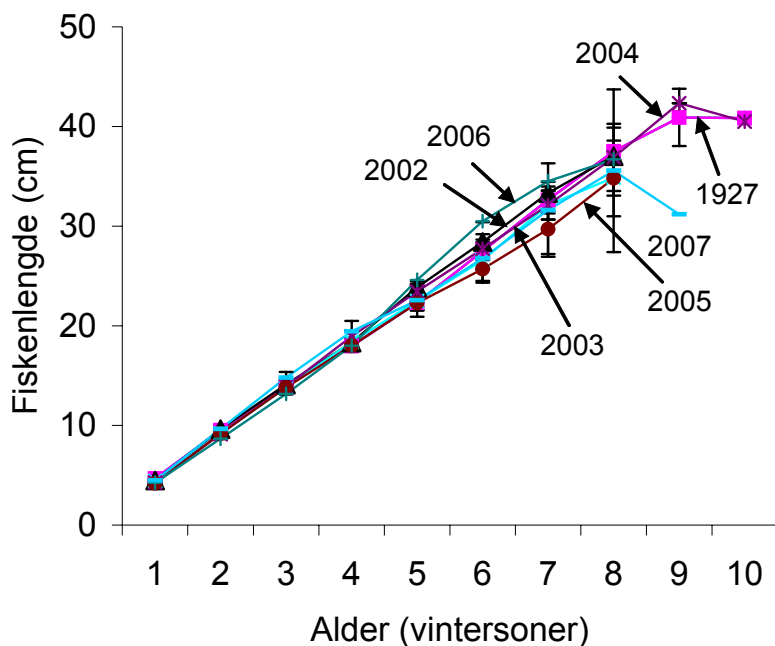


Fig. 15. Tilbakeberegnet vekst ($\pm 95\%$ C.L.) hos umerket ørret fra Pålbufjorden i 1927 (Dahl 1932) og i undersøkelsesperioden 2002-2007.

For utsatt ørret var også veksten god og ikke signifikant forskjellig fra vill ørret (Fig. 17, 18 og 19). Utsatt ørret har gått i anlegg fram til den settes ut og lengde ved 1 års alder for utsatt fisk og vill ørret kan derfor ikke sammenliknes. Imidlertid er veksthastigheten (eller tilvekst pr. år) i Pålbufjorden ikke signifikant forskjellig mellom vill ørret og utsatt ørret.

I Fig. 15 er tilbakeberegnet vekst hos ørret fanget i 1927 av Dahl (1932) tegnet inn. Dette er ørret som er samlet inn det året den første reguleringen gjennomføres (9 m senking), og materialet må anses å representere ørretens vekst i Pålbufjorden før regulering, men etter at ørekyt og røye er etablert i henholdsvis 1915 og 1919. Vekstforløpet i 1927 før regulering er nær identisk med det funnet i undersøkelsesperioden 2002-2007.

For et ytterst lite antall ørret påvises betydelig høyere veksthastighet. Totalt i undersøkelsesperioden dreier det seg om 3 fisk. Vekstforløp for fiskespisende individer fanget i 2002, 2004 og 2005 er i Fig. 16 vist sammen med et tilsvarende individ fanget i 1938.

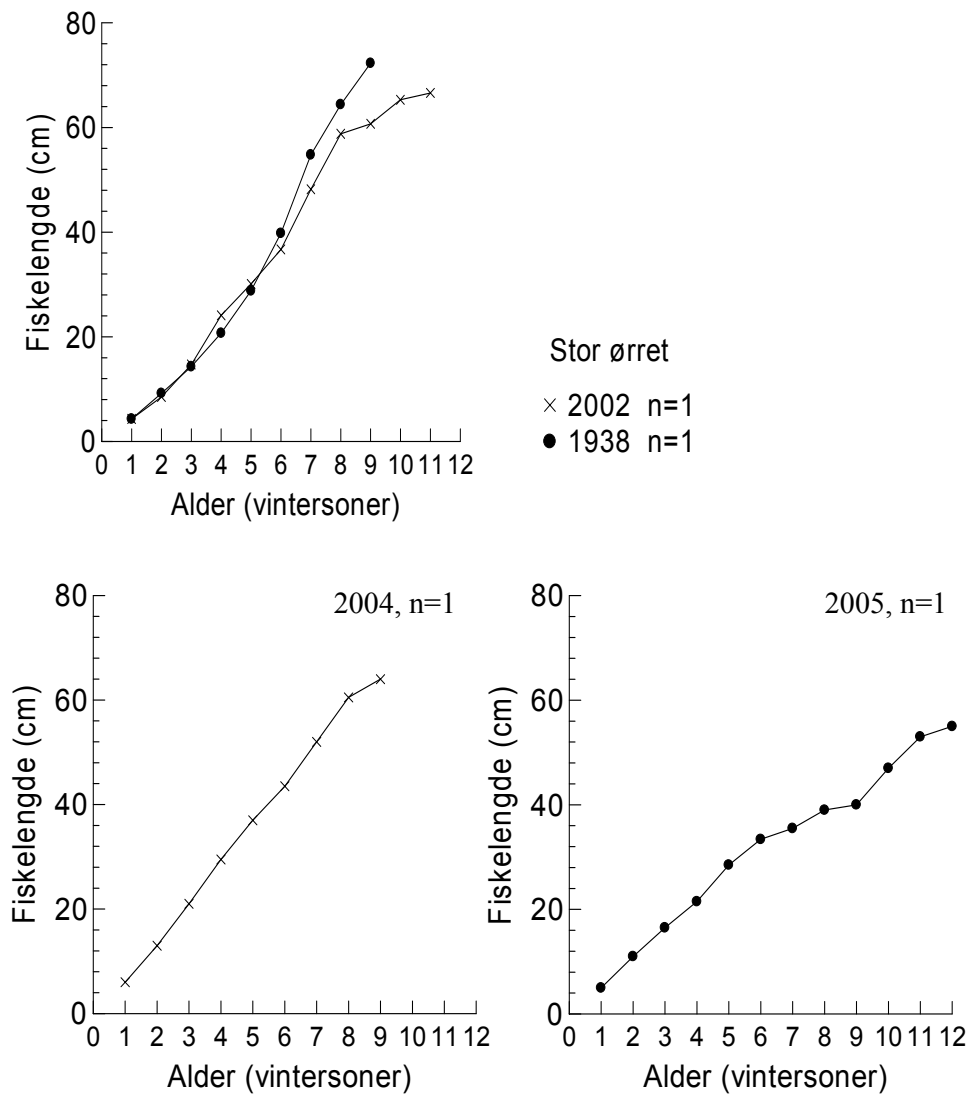


Fig. 16. Tilbakeberegnet vekst ($\pm 95\%$ C.L.) for fiskespisende individer av ørret fanget i 1938, 2002, 2004 og 2005.

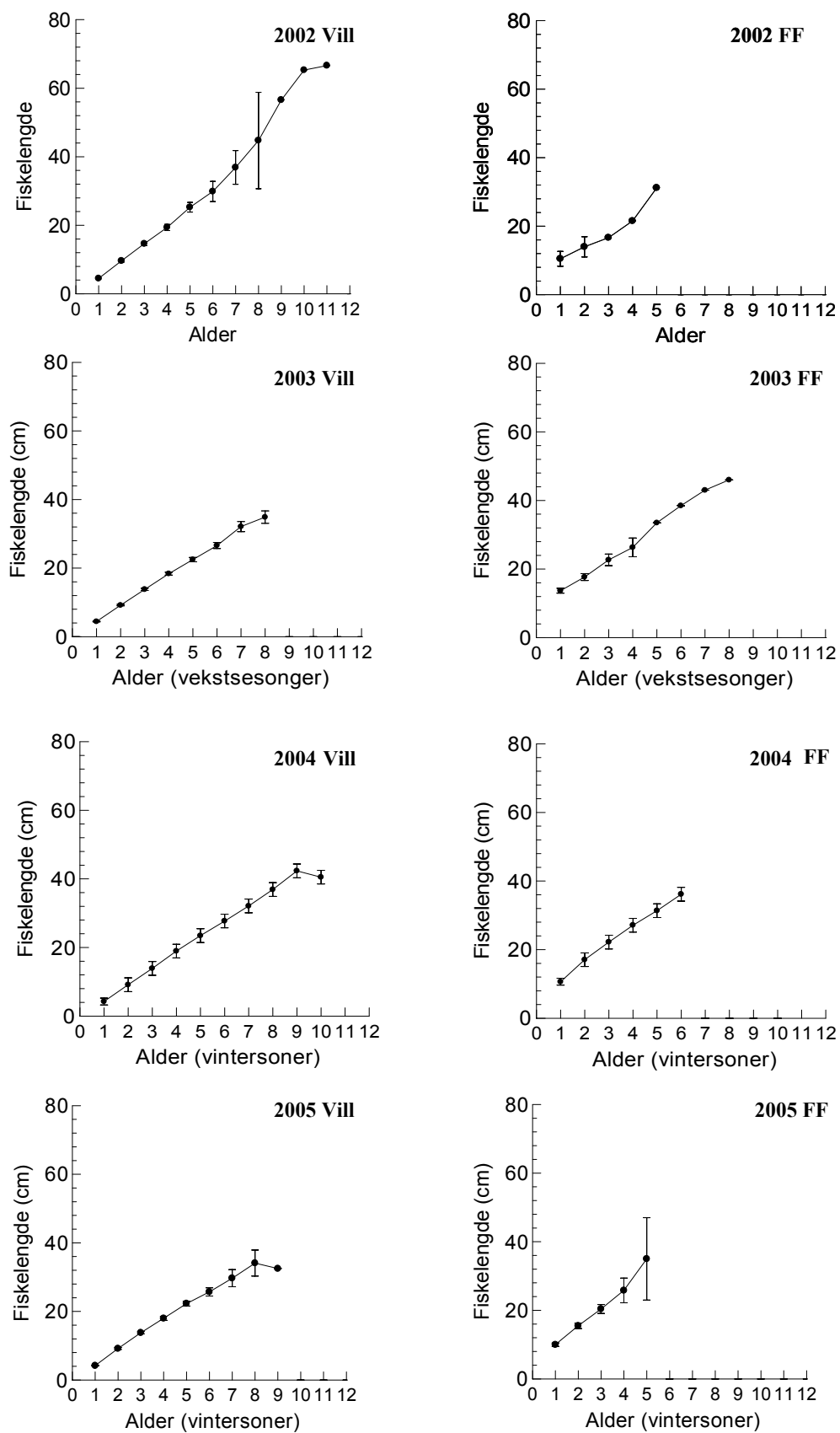


Fig. 17. Tilbakeberegnet vekst ($\pm 95\%$ C.L.) hos totalmaterialet (unntatt fiskespisere vist i Fig. 16) av villørret og fettfinne klippet ørret i Pålbufjorden i 2002-2005.

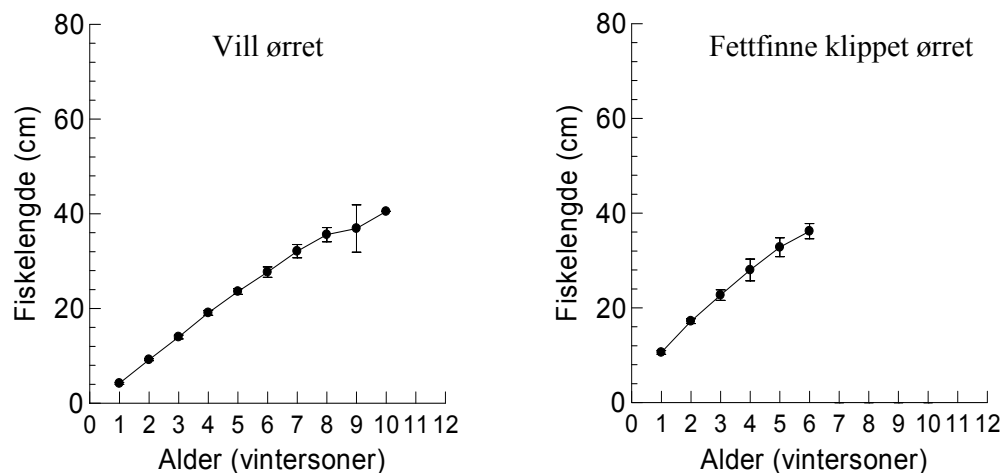


Fig. 18. Tilbakeberegnet vekst ($\pm 95\%$ C.L.) hos vill ørret og fettfinneklippet ørret tatt under prøvafiske i hovedbassengen i Pålbufjorden i august og september 2004.

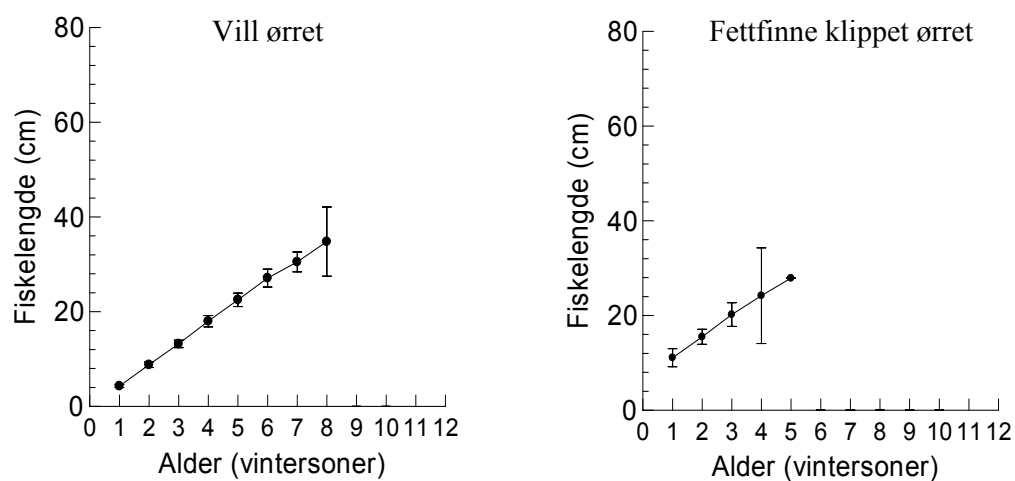


Fig. 19. Tilbakeberegnet vekst ($\pm 95\%$ C.L.) hos vill ørret og fettfinneklippet ørret tatt under prøvafiske Rødtjennan i august og september 2004.

Vekstforløp for ørret (vill og utsatt) i Rødtjennan og hovedbasseng er vist i Fig. 19-20. Det påvises ikke vekststagnasjon verken i hovedbasseng eller i Rødtjennan. Dette gjelder både for finneklippet ørret og for vill ørret.

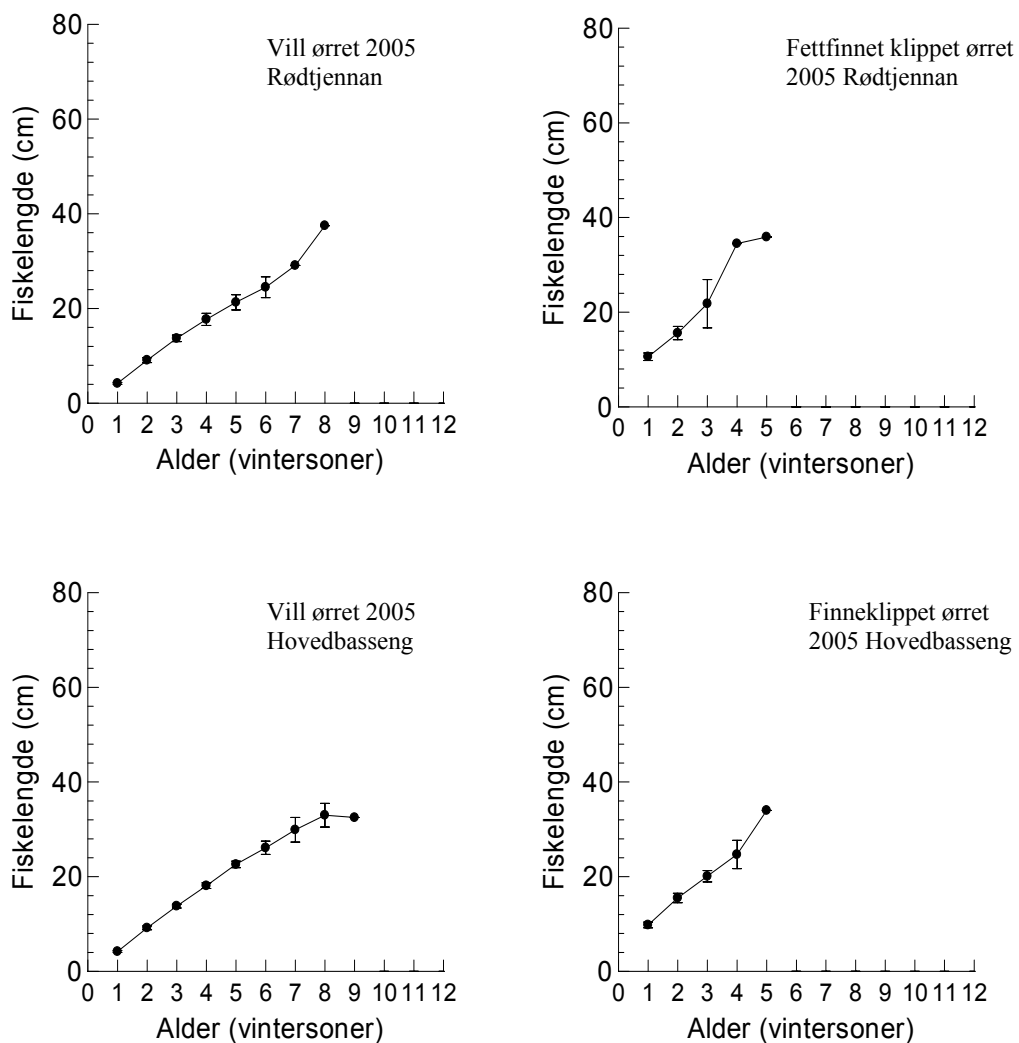


Fig. 20. Tilbakeberegnet vekst ($\pm 95\%$ C.L.) hos vill ørret og fettfinneklippet ørret tatt under prøvefiske i Rødtjennan og hovedbassenget i Pålbufjorden i august 2005.

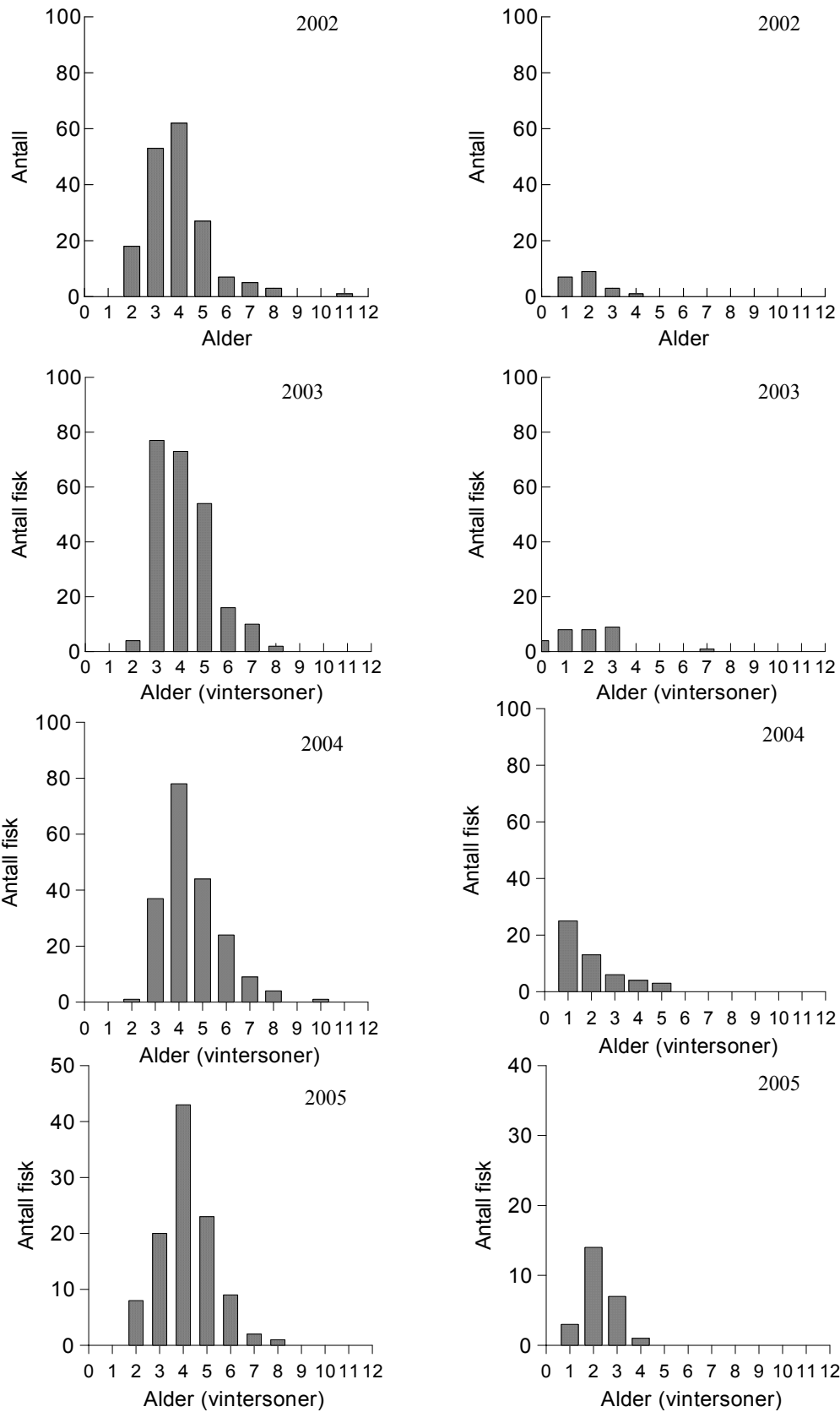


Fig. 21. Aldersfordeling av totalmaterialet av vill ørret (venstre side) og finneklippet ørret (høyre side) fra Pålbufjorden perioden 2002-2005.

7.8 Ørretens kondisjon

Ørretens gjennomsnittskondisjon har i perioden 2002-2007 gjennomgående vært under middels (lavere enn 1,0), se Fig. 22. Dette gjelder både i hovedbassenget og i Rødtjennan, og det gjelder både for villfisk og for fettfinneklippet fisk. Enkelte år er det ingen sammenheng mellom ørretens størrelse og kondisjon i hovedbassenget (2003 og 2004), mens det i 2005 var klart dårligere kondisjon hos større ørret i hovedbassenget, både hos vill og fettfinneklippet ørret (Brabrand m. fl. 2006). Dårlig kondisjon i 2005 kan være forårsaket av spesielt lav vannstand store deler av sommer og høst 2004.

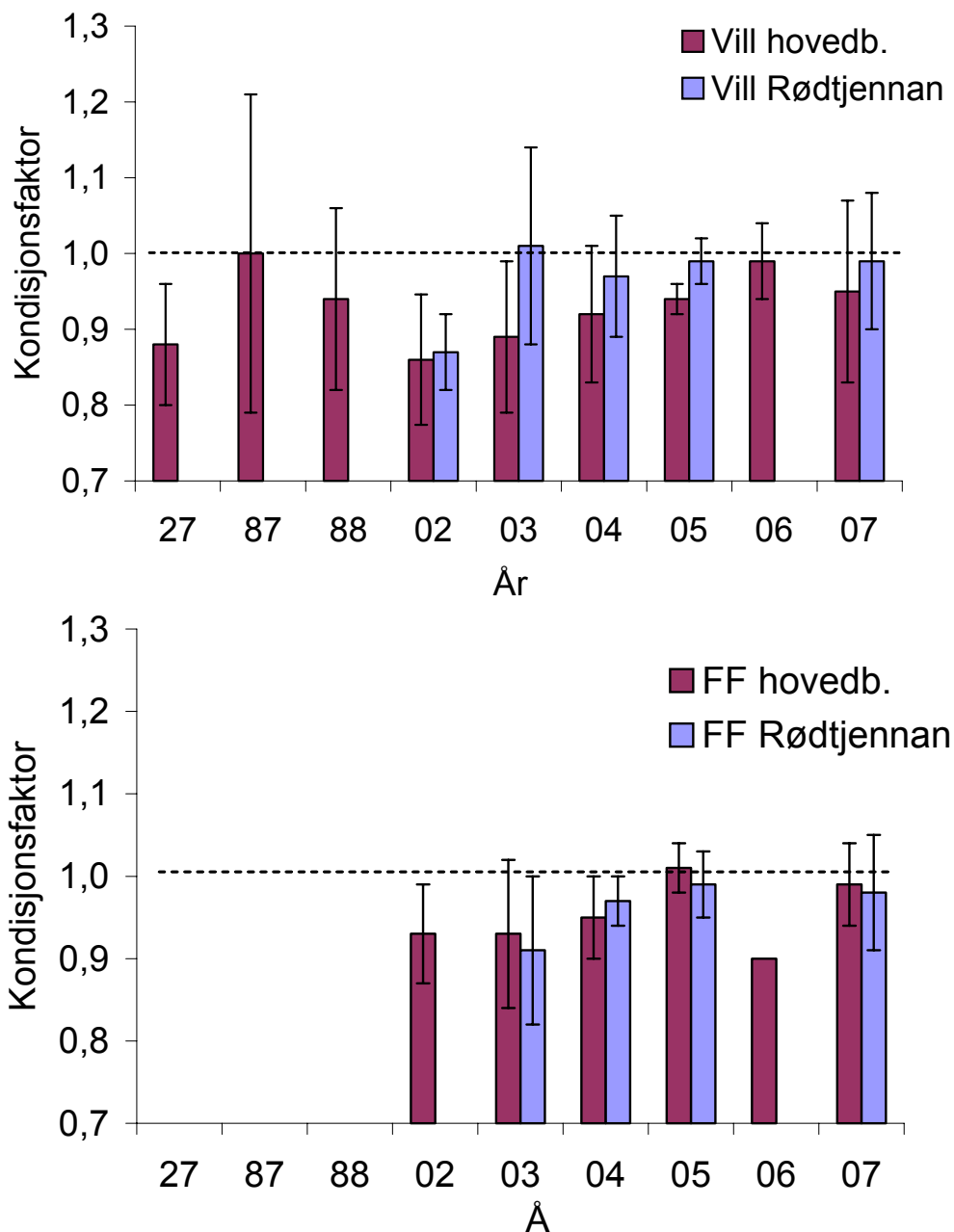


Fig. 22. Gjennomsnittlig kondisjonsfaktor (\pm SD) hos vill ørret og fettfinneklippet ørret fra hovedbassenget og Rødtjennan tatt under prøvefiske i Pålbufjorden under prøvefiske i 2002-2007, og fra hovedbassenget i 1927 (Dahl 1932) og 1987-1988 innsamlet av Aass, P.

Ørretens kondisjon funnet i 1927 av Dahl (1932) viste også lav kondisjon, og denne var ikke signifikant forskjellig fra den funnet i prøvofiskeperioden 2002-2007. Det samme gjaldt for materiale innsamlet av Aass (pers. medd.) i 1987 og 1988.

Det ble alle år i perioden 2002-2007 funnet lavere kondisjon hos vill ørret i hovedbassenget sammenliknet med Rødtjennan, noe som sannsynligvis gjenspeiler dårligere produksjon av næringsdyr, og at det i hovedbassenget også er næringskonkurranse med røye og predasjonsrisiko fra stor ørret.

Det var mindre forskjeller i kondisjon mellom hovedbassenget og Rødtjennan for utsatt ørret, og den er først og fremst ikke så lav i hovedbassenget. Dette skyldes sannsynligvis at utsatt ørret er i godt hold når den settes ut og at den er ung og ikke kjønnsmoden når den fanges under prøvofiske, og at den derved "tåler" dårligere næringsforhold bedre enn villfisk som er større og som er kjønnsmoden.

7.9 Rekruttering hos ørret

Tabell 10 viser at innløpselvene inn i Rødtjennan, dvs. Halldalsåi fra Halldalsvatnet og Rambergåi fra Rambergvatnet, har gjennomgående høye tettheter av årsunger i undersøkelsesperioden. Unntaket er 2003 og 2004. Lave tettheter disse to årene kan ikke fullt ut forklares, men kan på en eller annen måte være knyttet til lav vannstand i Rødtjennan (2003) eller tidlig nedtapping av magasinet (2004), se Fig. 23. Uansett fremgår det at det er høye tettheter av eldre ørretunger. Dette gjelder også i hovedsak de årene der tettheten av årsunger året før var lav. De to elvene må derfor regnes som viktige rekrutteringsområder for ørret i Rødtjennan og Pålbufjorden.

I strandsonen i Rødtjennan ble det ikke påvist årsunger av ørret, med unntak av svært lav tetthet i 2005. Det er usannsynlig at ørret gyter i strandsonen i Rødtjennan. For øvrig var strandområdene i Rødtjennan totalt dominert av ørekyt.

Årsunger av ørret i tilknytning til Pålbufjordens hovedbasseng ble funnet i to områder, **i**) i innløpsområdet til Lågen, dvs. mellom Godfarfossen og Pålbufjorden og **ii**) i et området i strandsonen (st. 3) noe vest for Lågens innløp. Lengden på Lågen før den renner inn i Pålbufjorden avhenger av vannstanden, og lengden vil variere fra ca 90 m ved HRV til 1200 m ved LRV. Lågen har her flere løp, og bunnforholdene er preget av grov stein og blokk, og det er her få steder som egner seg til gyting. På tross av dette ble det flere år funnet årsunger av ørret i Lågen mellom Godfarfossen og hovedbassenget, lokalisert til mindre felter med egnete bunnforhold. I en mindre bekk som renner inn i Lågen fra vest nedenfor Godfarfossen (ikke i Tabell 10) ble det i 2006 funnet relativt høye tettheter (30,6 ind./100 m²) av årsunger.

Størst usikkerhet i området Lågens innløp knytter det seg til **i**) gyting i selve magasinet under LRV, der det opplagt er strømmende vann og egnet gytesubstrat (dokumentert ved snorkling) og **ii**) om ørret kan vandre opp Godfarfossen og benytte ovenforliggende områder. Før regulering var det rennende vann ca 250 og med en 500 m lang grunn kanal før selve Pålbufjorden. Det er sannsynlig at det den gang ble gytt i denne kanalen, og det er ikke urimelig å anta at dette pågår også i dag. Ørretunger registrert i strandsonen i 2002, 2005 og 2007 vest for Lågen (st. 3) kan stamme fra slik gyting. Det er egnet gytesubstrat i dette området dypere enn ca. kote 733, og gytingen må derfor foregå på dette dypet eller dypere. De genetiske analysene tyder ikke på egen innsjøgytende populasjon, og det er mest sannsynlig at gyting på st. 3 tilhører populasjonen som gyter i Lågens innløp (NUM, Del 2, Genetikk).

Tabell 10. Tetthet av årsunger(0+) av ørret, beregnet ved gjentatt elektrofiske på stasjoner i Lågen, strandsonen i Pålbufjordens hovedbasseng, i strandsonen i Rødtjennan og i innløpselvene Halldalsåi og Rambergåi. I elvene ble det fisket i reguleringssonen(RS) og på elvestrekning ovenfor HRV. Alle tall er gitt som antall fisk / 100 m² bunnareal (± 95 % konfidensintervall). For stasjon 3-5 er det gjennomført en gangs fiske på oppmålt areal og beregning er basert på fangbarhet på 70 %. (-) ikke undersøkt.

Årsunger av ørret	2002	2003	2004	2005	2006	2007
St. 0 Lågen o. Godfar	-	-	-	-	-	< 1
St. 1 Lågen RS	< 1	2	0	-	18,5	17,9
St. 2 Lågen o. HRV	0	2	0	23,5 \pm 12,1	22,3	18,8
St. 3 Strandsone	60,0	4	0	19	0	2,5
St. 4 Strandsone	0	0	0	0	-	0
St. 5 Strandsone	0	0	0	-	-	1,7
St. 6 Rødtjennan	0	0	0	2,8	0	0
St. 7 Rødtjennan	0	0	0	0	0	0
St. 8 Halldalsåi HRV	101,2 \pm 26,8	6,0	6,2 \pm 0	16,7 \pm 9,0	7,4	32,6 \pm 6,2
St. 9 Halldalsåi RS	36,3 \pm 8,1	0	0,5	19,2 \pm 2,6	18,3 \pm 10,5	31,4 \pm 12,6
St.10 Rambergåi HRV	33,2 \pm 5,7	0	6,4 \pm 0	1,1	3,5 \pm 0,8	32,8 \pm 14,3
St.11 Rambergåi RS	39,0 \pm 4,8	0	0	7,1 \pm 1,0	11,8 \pm 6,4	12,1 \pm 1,8

Tabell 11. Tetthet av ørretunger som er eldre enn årsunger, beregnet ved gjentatt elektrofiske på stasjoner i Lågen, strandsonen i Pålbufjordens hovedbasseng, i strandsonen i Rødtjennan og i innløpselvene Halldalsåi og Rambergåi. I elvene ble det fisket i reguleringssonen(RS) og på elvestrekning ovenfor HRV. Alle tall er gitt som antall fisk / 100 m² bunnareal med 95 % konfidensintervall.. For stasjon 3-5 er det gjennomført en gangs fiske på oppmålt areal og beregning er basert på fangbarhet på 70 %. (-) ikke undersøkt.

Eldre	2002	2003	2004	2005	2006	2007
St. 0 Lågen o. Godfar	-	-	-	-	-	< 1
St. 1 Lågen RS	< 1	0	0	-	17,0	0
St. 2 Lågen o. HRV	< 1	0	2	9,0 \pm 2,7	1,6	0
St. 3 Strandsone	< 1	2	0	2,3	0	0
St. 4 Strandsone	0	0	0	0	-	0
St. 5 Strandsone	0	0	0	-	-	0
St. 6 Rødtjennan	< 1	0	1,2	1,4	0	0
St. 7 Rødtjennan	0	0	0	0	0	0
St. 8 Halldalsåi HV	15,3 \pm 5,8	26,0 \pm 13,4	33,5 \pm 6,4	11,4 \pm 0	0	12,6 \pm 1,7
St. 9 Halldalsåi RS	46,6 \pm 5,2	17,0 \pm 4,6	13,6 \pm 4,5	14,8 \pm 0	5,2 \pm 0	8,8 \pm 6,1
St.10 Rambergåi HV	100,9 \pm 18,7	55,3 \pm 15,1	24,5 \pm 4,5	14,5 \pm 2,5	25,2 \pm 3,0	31,6 \pm 1,8
St.11 Rambergåi RS	43,5 \pm 6,5	16,3 \pm 8,4	0,9	12,1 \pm 1,7	2,3 \pm 0,9	20,0 \pm 5,5

Tabell 12. Tetthet av ørekyte eldre enn årsunger beregnet ved gjentatt elektrofiske på stasjoner i Lågen, strandsonen i Pålbufjordens hovedbasseng, i strandsonen i Rødtjennan og i innløpselvene Halldalsåi og Rambergåi. I elvene ble det fisket i reguleringssonen(RS) og på elvestrekning ovenfor HRV. Alle tall er gitt som antall fisk / 100 m² bunnareal med 95 % konfidensintervall. For stasjon 3-7 er det gjennomført en gangs fiske på oppmålt areal og beregning er basert på fangbarhet på 70 % (-) ikke undersøkt.

Ørekyte	2002	2003	2004	2005	2006	2007
St. 0 Lågen o. Godfar	-	-	-	-	-	15
St. 1 Lågen RS	-	73	2,8	-	15,6	0
St. 2 Lågen o. HRV	-	96	40	28,3 ± 20	0	31,3
St. 3 Strandsonen	-	2	82	6,7	197	6,3
St. 4 Strandsonen	-	6	25	20	-	12,3
St. 5 Strandsonen	-	4	12	-	-	77,1
St. 6 Rødtjennan	-	1700	374	30	12	15,6
St. 7 Rødtjennan	-	650	428	15	34	6,3
St. 8 Halldalsåi HV	-	11,2 ± 2,5	71,6 ± 44,5	0	0	15,3 ± 4,5
St. 9 Halldalsåi RS	-	11,1 ± 1,2	10,6 ± 1,6	74,5 ± 28,1	12,4 ± 1,27	0
St.10 Rambergåi HV	-	76,9 ± 19,3	33,9 ± 9,3	42,9 ± 7,6	15,0 ± 6,34	24,4 ± 4,3
St.11 Rambergåi RS	-	59,2 ± 33,5	45,4 ± 29,9	59,7 ± 3,8	123,2 ± 118,4	105,8 ± 38,9

Det ble ikke funnet flere områder med ørretunger i strandsonen i Pålbufjordens hovedbasseng. Området nær Pålbusdammen (deler det tidligere Torkelsbustryket som nå ligger ovenfor Pålbusdammen) ble spesielt godt undersøkt høsten 2003 og våren 2004. Ved lav vannstand er det her rennende vann ned mot de tre damlukene, med egnet substrat for årsunger og eldre ørret, men det ble ikke funnet årsunger eller gytegroper. Torkelsbustryket, også den delen som nå ligger ovenfor Pålbusdammen, var før regulering et viktig gyteområde for ørret fra Pålbufjorden (lokale kilder og Aass, P., pers. medd.)

Vandring av ørret opp Godfarfossen anses som sannsynlig på bestemte vannføringer. En dyp kulp før strykpartiet kan gi fisken god fart, og spesielt langs vestre del av elveløpet kan oppvandring være mulig (egne observasjoner og lokale kilder). Område ovenfor har imidlertid få egnede gyteområder for ørret, og det ble her funnet generelt sett lave tettheter av årsunger. Når/hvis ørret først har kommet opp Godfarfossen, er det imidlertid mulig for ørret å vandre betydelige strekninger videre oppover Numedalslågen mot Dagali.

Sammenliknet med forholdene før regulering av Pålbufjorden, er rekrutteringsforholdene for ørret betydelig redusert, mens innsjøarealet ved HRV er betydelig større. Før regulering var det opplagt betydelig gyting i Torkelsbustryket mellom Pålbufjorden og Tunhovdfjorden. Dette gyteområdet er opphørt som gyteområde for ørret i Pålbufjorden pga. dammen. Før 1946 var elvestrekningen mellom Godfarfossen og Pålbufjorden lengre (noen hundre meter). Det var dessuten rennende vann mellom den gang Rødtjennan og Pålbufjorden (hovedbasseng), uten vandringshinder og med sannsynlig gode gyteforhold. I hovedbassenget har reguleringen derfor gitt mindre rekrutteringsareal. Samtidig er innsjøarealet økt. Reguleringen har imidlertid gitt betydelig dårligere næringsforhold i reguleringssonen. Til tross for dette konkluderes det med at tettheten og antall ørret er begrenset av rekrutteringen.



*Fig. 23. Innløpselver som renner gjennom reguleringssonen og ned i Rødtjennan ved lav vannstand i september/oktober. **Over:** Ramberggåi sett fra HRV (kote 749) og ned mot Rødtjennan, **Under:** Halldalsåi sett fra kote ca 739 og ned mot Rødtjennan. Foss i forgrunnen er mulig vandringshinder i reguleringssonen ved ca kote 737. Foto: Åge Brabrand og Jens Wollebæk.*

7.10 Røyas alder og vekst

Vekstforløp og aldersfordeling av totalmaterialet av røye som ble tatt under det ordinære prøvefiske i august/september perioden 2002-2004 er vist i Fig. 24. Røya var fra 1 til 6 år, og det var lite gammel fisk i materialet.

I oktober 2005 ble det på tre gyteområder i Pålbufjorden tatt til sammen 127 røye og på et gyteområde i Tunhovdfjorden 41 røye. I den videre bearbeidelsen er dette materialet holdt separat for hvert gyteområde for om mulig å spore vekst- og aldersforskjeller mellom gytepopulasjonene. Vekstforløpet hos de tre gytepopulasjonene i Pålbufjorden er ikke statistisk signifikant forskjellige seg imellom de første 4 årene, mens veksten hos røye fra Tunhovdfjorden var signifikant lavere enn den fra Pålbufjorden fram til 5-6 års alder (Fig. 25). Selv om det er vanskelig å tilbakeberegne årstilvekst hos røye vha. skjell, er fiskens alder relativt lett å lese vha. otolitter.

Røye i Tunhovdfjorden ser ikke ut til å ha vekststagnasjon fram til maksimal alder på ca 7-8 år, mens det er funnet vekststagnasjon hos røye ved 4 års alder og lengde 24-25 cm på alle tre gytelokaliteter i Pålbufjorden for materiale innsamlet i 2005. Antall fisk som var eldre enn 6 år utgjorde bare en liten del av materialet, noe som gjør at usikkerheten her er stor.

Materialet fra alle tre gyteområdene i Pålbufjorden viste en alderssammensetning fra 2-3 år og opp til 6-8 år (Fig. 26). Dette skiller seg ikke vesentlig fra det observert i tidligere år på materiale fra det ordinære prøvefiske. I gyteområdet i Tunhovdfjorden var aldersfordelingen ikke vesentlig forskjellig, men det var dominans av 4 år gammel fisk.

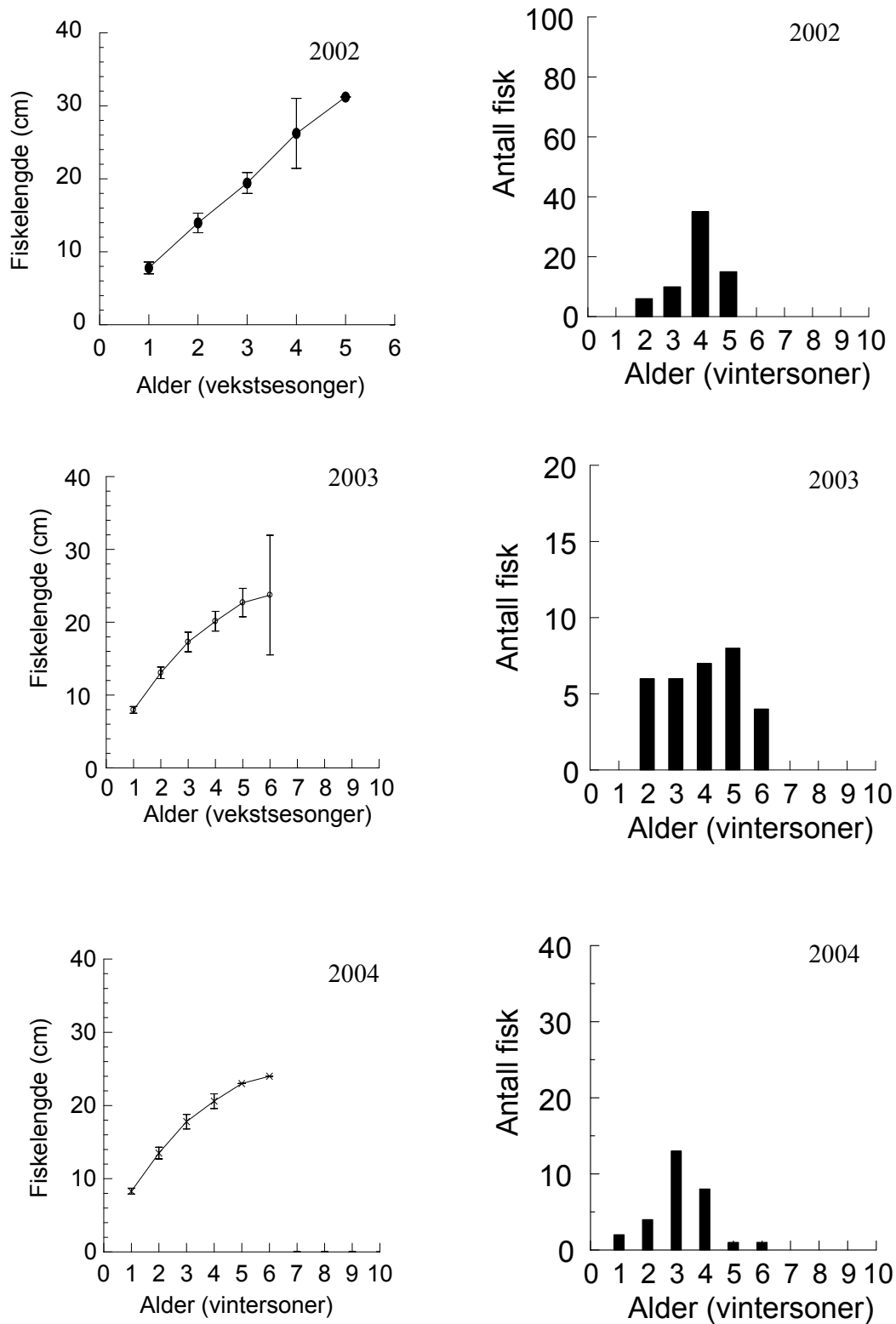


Fig. 24. Tilbakeberegnet vekst ($\pm 95\%$ C.L.) og aldersfordeling hos røye tatt under prøvafiske i august/september i hovedbassenget i Pålsbufforden i 2002-2004.

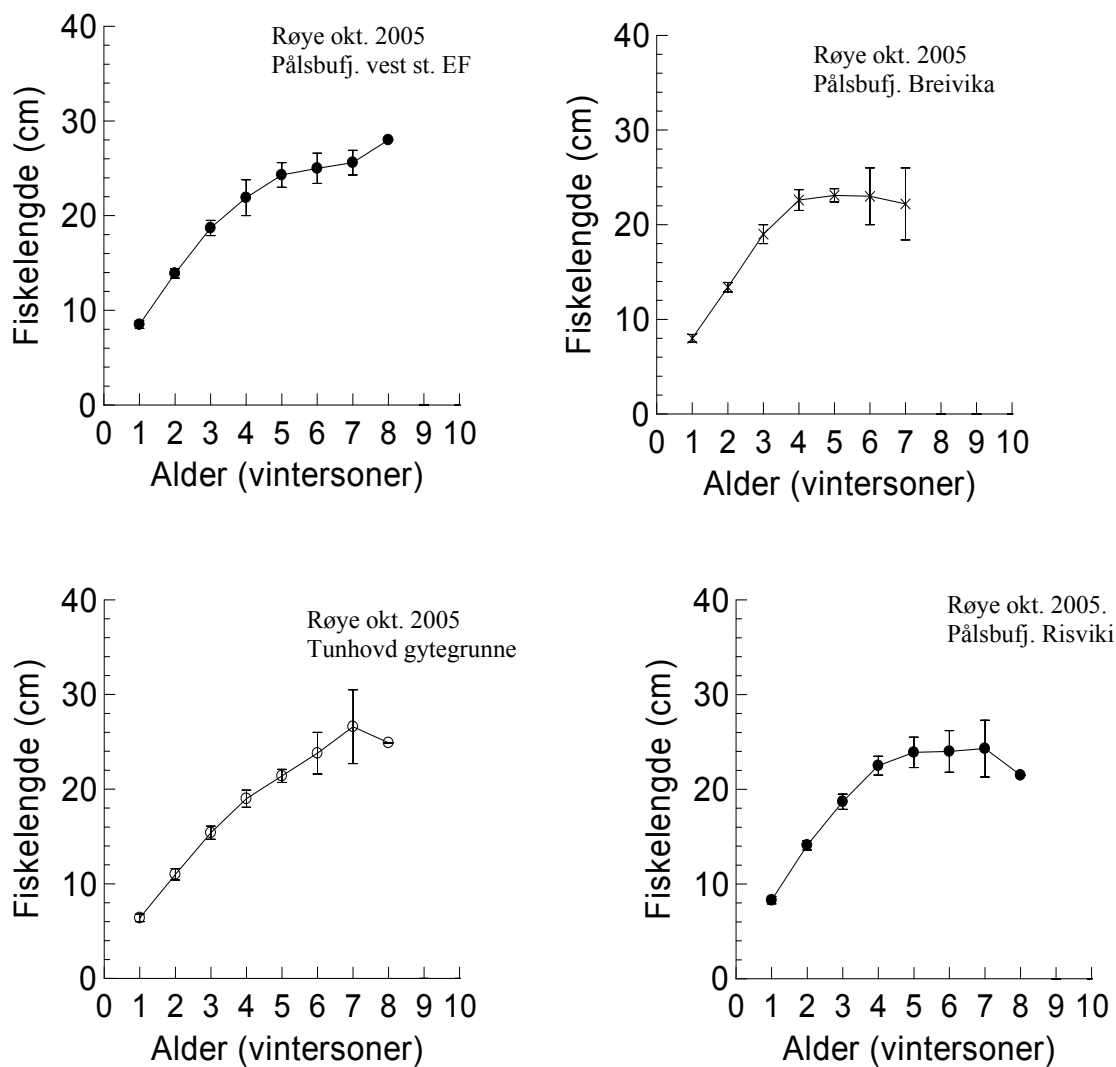


Fig. 25. Tilbakeberegnet vekst ($\pm 95\%$ C.L.) hos røye tatt på 3 gyteområder i Pålbufjorden og et gyteområde i Tunhovdfjorden i oktober 2005.

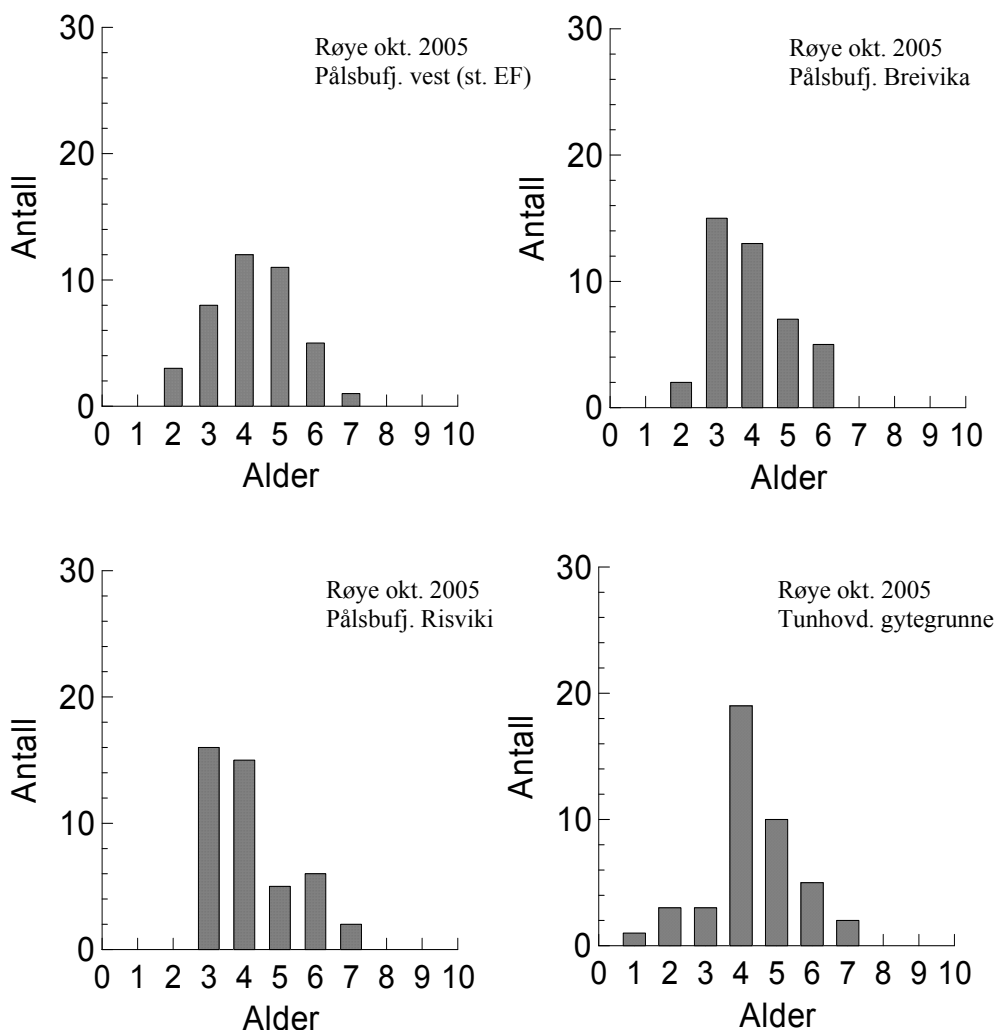


Fig. 26. Aldersfordeling hos røye tatt på 3 gyteområder i Pålbufjorden og et gyteområde i Tunhovdfjorden i oktober 2005. For lokalisering av gyteområder, se Fig. 5.

7.11 Gyteområder hos røye

Det ble foretatt vurdering av gyteområder for røye i Pålbufjorden 14. mai 2003, ved lav vannstand og delvis smeltet is i reguleringssonen. To tidligere angitte gyteområder ble undersøkt, og på gyteområdet nord for Bjørkodden ble det funnet rogn 0,5-3 m over vannspeilet, altså inntørket. Noe av rognene hadde nådd øyerognstadiet, og sannsynligvis dødd ved senking februar-april. Rognene lå lite nedgravd, nærmest mellom steinene i substrat som fremgår av forgrunnen på bildet i Fig. 27.

Befaringen ga god oversikt over substratet, og det må sies at det er ytterst få områder der egnet substrat (grus) finnes under LRV (se Fig. 28). Dominerende substrat sydøst for Åsodden var mudder og overraskende mye leire, tildels med utrasninger (noen m³) og påfølgende blakking. De få stedene der grus lå ned mot LRV var begrenset til områder nordvest for Bjørkodden, der stranda var brattere slik at finere masser sedimenterer på dypere vann. Det er opplagt at det er her røya gyter. Grus rundt skjær som ikke har sedimentering av

mudder fra terrestre områder kan selvsagt være tilgjengelig, men disse er vanskelig å kartlegge.

Det ble gjennomført overflateobservasjon med dykker hengende etter båt i strandsonen i store deler av hovedbassenget i oktober 2005 for å eventuelt observere gytegroper hos ørret og røye. Observasjonene ble foretatt på en tid med rennende rogn og melke hos røye i Pålsbufjorden. Vannstanden var på ca kote 738, noe som kan ha ført til at gyting foregikk på større dyp enn det som lot seg observere. Siktedypet tillot observasjon ned til ca 7 m dyp, dvs. ca 6 m over LRV.

På de tre undersøkte gyteområdene for røya ble det ikke sett noen groper eller fisk ned til ca 7 m dyp, dvs. ned til ca kote 731. På 15-20 m's dyp fikk vi her gytemoden røye på garn i oktober.



Fig. 27. Rognkorn av røye funnet i reguleringssonen nord for Bjørkodden 14. mai 2003. Rogna hadde nådd øyerognstadiet. Foto: Åge Brabrand.



Fig. 28. Bunnsubstrat i reguleringssonen viser klar sonering med grovere masser nær HRV og med finere masser, til dels med mudder og leire nærmere LRV. Foto: Åge Brabrand.

Det må konkluderes med at røye har få tilgjengelige gyteområder, og at det foregår en stadig sedimentering og utrasning av de som fortsatt finnes. Gyteareal som gir klekkesuksess vil måtte være lokalisert til de grusområdene som finnes under LRV. Nærmest fravær av røye i

fangstene i Rødtjennan i hele undersøkelsesperioden tilsier at det ikke er sannsynlig at det gyter røye der.

Funn av døde rognkorn våren 2003 på gyteområdet ved Bjørkodden bekrefter at uttørking av rogn kan inntreffe pga. senking. Tilgjengelige områder med egnet gytesubstrat som fortsatt er vanddekket ved LRV er ut fra befaring svært begrenset, dog er som tidligere nevnt enkelte øyer og grunne områder ikke befart. Denne direkte observasjonen av inntørket rogn og få gyteområder under dagens LRV nærmest bekrefter tidligere observasjoner som er gjort av Aass (1986), der sterke årsklasser av røye inntraff de årene det ikke var for lav vannstand om vinteren. Også Aass har funnet tørrlagt røyerogn i Pålbufjorden (Aass 1964).

Når vannstanden er nær LRV vil også utrasninger og tilførsel av partikler kunne være betydelig, noe som også kan gi dødelighet av rogn gjennom tilslamming nedenfor LRV.

Det konkluderes med at reguleringen gjennom senking på ettermotvinteren forårsaker dødelighet på rogn og evt. nyklekket rogn. Det er sannsynlig at dette er en direkte årsak til lav tetthet av røye i Pålbufjorden. Det konkluderes derfor med at røyebestanden er rekrutteringsbegrenset.

I tillegg til denne reduserte klekkesuksessen kommer mulig utvandring fra Pålbufjorden til Tunhovdfjorden, men omfanget av dette er det vanskelig å angi. Dette alene kan likevel ikke forklare lav tetthet av røye i Pålbufjorden, fordi sterke og svake årsklasser har karakterisert bestanden tidligere med bare litt mindre senking.

7.12 Mageprøver

Tilgjengelig næring for ørret og røye kan klassifiseres som dyreplankton, landinsekter, bunndyr (marflo og skjoldkreps er skilt ut som egne grupper) og fisk. Tilgjengelig næring spesielt av bunndyr og linsekreps har variert betydelig i undersøkelsesperioden, sannsynligvis mye avhengig av manøvreringen av magasinet både gjennom det gjeldende året og årene forut.

Ørret hovedbasseng

Det jevnt over beskjedne inntaket av bunndyr fra strandsonen i hovedbassenget hos ørret bekrefter at næringstilbudet her er dårlig. I prøvetakingsperioden (august-september) er landinsekter vanligvis lett tilgjengelige, og det er da vanligvis et stort inntak av disse. Skjoldkreps ble funnet et år i ørret i strandsonen. Når det gjelder fisk i mageinnholdet ble dette alltid artsbestemt til ørekyt, og ørekyt (voksen) ble funnet i ørret allerede i lengdegruppen 10-15 cm.

Tabell 13. Relativ forekomst av næringsdyr i ørret og røye i perioden 2002-2007 fordelt på 3 hovedområder (strandsoner, pelagisk, dypområder) i hovedbassenget og Rødtjennan.

Art-habitat	Overfl.	Zoopl.	Linsekr.	Bunndyr	Marflo	Skjoldkr.	Ørekyt
Røye strandsoner*	-	+++	+++	-	-	-	-
Røye pelagisk*	-	+++	-	-	-	-	-
Røye dypomr.*	-	+++	-	+++	+	+	-
Ørret strandsoner*	+++	+	-	+	+	+	+++
Ørret pelagisk*	+++	+	-	-	-	-	-
Ørret Rødtjennan	+++	+++	+	++	+	-	+++

* Hovedbasseng

Av dyreplankton hadde ørret langs land i hovedbassenget vesentlig tatt *Holopedium gibberum*, *Bythotrephes longimanus* med et mindre innslag av *Daphnia* og *Bosmina*.

Ørret i den pelagiske delen av hovedbassenget hadde i det helt vesentligste tatt landinsekter, og bare få andre grupper. *Bythotrephes longimanus*, *Daphnia* og *Bosmina* ble påvist i forholdsvis små mengder.

Røye hovedbasseng

Røye fra både pelagiske områder og langs land hadde total dominans av dyreplankton i mageinnholdet, der calanoide hoppekreps, *Bythotrephes longimanus*, *Daphnia* og *Bosmina* var viktige grupper. Det ble nesten ikke påvist typiske bunndyr, og overhode ikke landinsekter.

Røye fra dypområdene hadde et påfallende variert næringsopptak, bestående av både dyreplankton og flere typiske bunndyr på bløtbunn (muslinger, snegl). Spesielt interessant var forekomst av marflo og skjoldkreps. Marflo og skjoldkreps ble begge funnet i hovedbassenget hos røye i dypområdene, men sjeldent og i små mengder. Tilbudet av disse må være lavt i hovedbassenget.

Ørret Rødtjennan

Næringsopptaket hos ørret i Rødtjennan besto av flere grupper enn i hovedbassenget. Marflo og en del større insektlarver ble funnet hos ørret i Rødtjennan, men hovedinntrykket er at ørekyt og større arter dyreplankton utgjør den viktigste delen av næringen hos ørret også her. Av dyreplankton i mageinnholdet hos ørret dominerte vanligvis *Bythotrephes longimanus*, *Daphnia*, *Bosmina* og *Sida crystallina*.

8. Diskusjon

8.1 Dagens situasjon

8.1.1 Næringsgrunnlaget

Bunndyrsamfunnet i reguleringssonen er sterkt preget av regulering. Dette er primært forårsaket av at Pålsbufjorden er et gammelt reguleringsmagasin, men i tillegg er det en endret manøvrering etter de nye konsesjonsvilkårene av 18.05.2001. De nye vilkårene innebærer at det kan inntreffe tapping av Pålsbufjorden utover sensommer og høst for å tilfredsstille vannføringsvilkår på de lakseførende strekningene i Numedalslågen. I praksis betyr dette at Pålsbufjorden etter 2001 er utsatt for en mer uregelmessig tapping sensommer og høst, og det er sannsynlig at dette ytterligere svekker bunndyrsamfunnet. I 2003 og 2006 ble hovedbassenget utsatt for tidlig nedtapping, og nettopp disse to årene ble det funnet betydelig lavere biologisk mangfold og færre arter av bunndyr i strandsonen i hovedbassenget sammenliknet med Rødtjennan.

8.1.2 Fisk

I Pålsbufjorden finnes ørret, røye (introduisert ca 1919) og ørekyte (introduisert ca 1915). Siden 1991 er det satt ut 3000 stk 1 årig ørret (fettfinneklippet) av Tunhovdstamme. Denne settes ut i hovedbassenget ved Breivika og i Rødtjennan. Årlig tilvekst hos ørret er jevnt god og det påvises ikke vekststagnasjon. Det er ikke funnet signifikante forskjeller i vekstforløp hos vill ørret mellom hovedbassenget og Rødtjennan, og vekstforløpet i perioden 2002-2007

er heller ikke signifikant forskjellig fra det funnet for materiale innsamlet i 1927 før regulering. Årlig tilvekst må derfor beskrives som svært stabil.

I undersøkelsesperioden 2002-2007 har det funnet sted endringer hos fiskebestandene som trolig er en direkte konsekvens av endret manøvreringspraksis etter 2001. Bestandene av ørret og røye er sannsynligvis fortsatt i endring. For ørret er fangst pr. innsatsenhet (CPUE) i hovedbassenget gått ned, mens fangstene i Rødtjennan har økt. I hovedbassenget har kondisjonen i perioden 2002-2006 for vill ørret økt systematisk, mens endringen i Rødtjennan har vært mindre tydelig. I hovedbassenget har andelen fettfinneklippet ørret økt fra ca 10 % i 2002 til 42 % i 2007, mens andel fettfinneklippet ørret i Rødtjennan i 2007 var 29 %, også her med en økning. I perioden 2003-2007 har fangstene av røye blitt mindre, og det ble bare tatt 2 røye i 2007, begge i Rødtjennan der det tidligere aldri er tatt røye under prøvefiske, og begge over 400 gr.

Redusert fangst pr innsats, økt kondisjon og økt andel merket fisk hos ørret tyder på at bestanden totalt sett er redusert i hovedbassenget i perioden 2002-2007. Tilsvarende reduksjon ser ut til også å gjelde for røye. Endret manøvreringspraksis etter 2001 har, de år Pålbufjorden er sterkt nedtappet sensommer og høst, gitt dårligere næringsgrunnlag for fisk i strandsonen, dårligere næringsgrunnlag i åpne vannmasser pga. dårligere siktedyp ved vindeksponering, og selve produksjonsarealet (vanndekket areal) er blitt mindre. Det er sannsynlig at naturlig rekruttering ikke endres som følge av nedtapping. Det kan ikke avgjøres om fiskebestandene fortsatt er i endring eller når bestandsforholdene har nådd en form for stabilitet.

Stabilt vekstforløp uten vekststagnasjon hos vill ørret og stort tilslag på utsatt ørret tyder på at den naturlige rekrutteringen hos ørret er lav, og at dette er begrensende faktor for bestandstettheten. Samtidig er kondisjonen under middels, men med økende kondisjon i hovedbassenget som en følge av at bestandstettheten er redusert. Dette viser at bestanden er nær ved å være næringsbegrenset, og tettheten av ørret derfor ikke bør økes av hensyn til kvaliteten. Samtidig vil redusert bestand av røye bidra til redusert næringskonkurrans med ørret, og derved opprettholde en bedre kvalitet på ørreten.

8.1.3 Fiskespisende ørret

Gamle data (Dahl 1932, Aass pers. medd.) og prøvefiske 2002-2007 viser at bestanden av stor fiskespisende ørret i Pålbufjorden er lav. Det er sannsynlig at dette er ørret som ernærer seg på røye. Likevel er det opplysninger som viser at det foregår et forholdsvis omfattende fiske etter stor ørret i deler av hovedbassenget, spesielt utenfor Godfarfossen. Her rapporteres det regelmessig om fangst av ørret mellom 1 og 5 kg, ofte over 5 kg, og en rapport på over 10 kg. Dette fiske foregår ved trolling og med grovmaska garn (<http://www.trollingfiske.org/fangstresultater.htm>).

Det har ikke vært mulig å dokumentere om dette er merka fisk, altså et resultat av utsettinger, eller om dette er fisk som har vandret opp fra Tunhovdfjorden i forbindelse med gyting. Det er imidlertid påfallende at det under prøvefiske i august/september overhode ikke er tatt fisk i disse størrelsene, verken i hovedbassenget eller i Rødtjennan. De genetiske undersøkelsene viser imidlertid at det foregår vandring av ørret fra Tunhovdfjorden og opp i Pålbufjorden, og at det er genetiske likheter mellom ørretunger i Numedalslågen ved Godfarfossen og stor stamfisk tatt nedenfor Pålbudammen. Det er derfor sannsynlig at Godfarfossen har betydning for storørrestammen i Pålbufjorden, muligens også for Tunhovdfjorden.

Næringsgrunnlaget for storørret i Pålbufjorden i form av røye er imidlertid svært begrenset fordi røyebestanden er rekrutteringsbegrenset og antatt å bli ytterligere redusert som følge av ny manøveringspraksis etter 2001. En rekrutteringsbegrenset røyebestand vil både være fåtallig og bare en liten andel av røyebestanden vil være tilgjengelig som næring fordi veksthastigheten vil være rask.

9. Virkning av terskel

De hydrologiske forholdene rundt fyllingsgraden av Pålbufjorden vil gi to separate vannspeil, ett i Rødtjennan og ett i hovedbassenget, når vannstanden er lavere enn kote 745, og ett sammenhengende vannspeil når vannstanden er høyere enn kote 745. Når det er to vannspeil vil det renne en prosjektet elv fra Rødtjennan til hovedbassenget, der vannføringen i elva er bestemt av det naturlige tilsiget til Rødtjennan. Når det er et sammenhengende vannspeil vil forbindelsen mellom Rødtjennan og hovedbassenget være tilnærmet stille vann over terskelen og i hele bassengets bredde. Den maksimale dybden på vannforbindelsen over terskelen vil være 4 m.

Vurdering av terskelens virkning på fisk er gjort under ulike gitte forutsetninger: Rødtjennan og hovedbassenget som to adskilte bassenger. Vannstanden alltid er lavere enn kote 745, men kan gå ned til kote 725,57 i hovedbassenget. Tilslutt er vekselvirkningen mellom de to bassengene diskutert når vannstanden periodevis er høyere enn kote 745, dvs. når Rødtjennan og hovedbassenget danner et sammenhengende vannspeil.

9.1 Rødtjennan

Terskelen på kote 745 vil føre til at det minste vanndekkete arealet innenfor terskelen vil øke fra dagens 0,28 til 1,08 km², og med en tilsvarende økning i vannvolumet. Reguleringshøyden vil bli redusert fra dagens 13 m til 4 m. Den totale biologiske produksjonen (bunndyr og zooplankton) i Rødtjennan forventes å øke både som en funksjon av økningen i vanndekket areal og av at reguleringshøyden blir redusert. Ut fra arealbetraktninger vil den totale biologiske produksjonen bli fire ganger så stor.

Redusert vannstandsvariasjon vil også endre bunndyrsamfunnet utover økt biologisk produksjon (g C m⁻² * år), og føre til at dominansforholdene mellom grupper endres.

9.1.1 Temperatur

Det er i undersøkelsesperioden aldri observert temperatursjiktning i Rødtjennan, og det er ikke sannsynlig at dette vil bli endret som følge av terskelen. Det betyr at bunnarealet vil forbli eksponert for relativt høy temperatur. Det samme vil gjelde for vannvolumet. Det betyr at Rødtjennan vil være preget av store grunne arealer med relativt høy sommertemperatur, noe som betyr relativt høy biologisk produksjon.

9.1.2 Dyreplankton

I Rødtjennan er det i undersøkelsesperioden påvist viktige arter zooplankton som *Daphnia* sp., *Polyphemus pediculus*, *Bythotrephes longimanus* og *Holopedium gibberum* både i zooplanktonprøver og i mageprøver hos ørret. I tillegg er linsekrep (Eurycerus lamellatus), et halvplanktonisk/bunnlevende krepsdyr påvist. Alle er relativt store former og regnes som viktige næringsdyr for både ørret og røye. Totalproduksjonen av alle vil øke i kraft av økt

vanddekket areal og vannvolum, men det kan ikke påregnes økt produksjon pr. volum/arealenhet. Det er sannsynlig at linsekreps vil øke sin forekomst betydelig og opptre mer regelmessig, fordi linsekreps gjerne har store forekomster i grunne områder der bunnen består av dødt organisk materiale.

Dersom det etableres vannvegetasjon, er det sannsynlig at det også etableres bestander av *Sida crystallina*, et halvplanktonisk krepsdyr som assosieres med vegetasjon, og som Dahl (1932) fant i rikelige mengder i Pålsbufjorden i 1927/28. I sin undersøkelse den gang fant Dahl velutviklet vegetasjonssone med *Isoetes lacustris* i strandsonen ned til 6 m's dyp.

Sammenliknet med zooplankton i hovedbassenget, så er det generelt sett funnet et mer artsrikt samfunn i Rødtjennan, med et større innslag av strandnære arter. Flere ting tyder på at Rødtjennan og hovedbassenget ikke er i samme fase når det gjelder den sesongmessige utviklingen, noe som for så vidt er naturlig de gangene vannstanden har vært lav og det har vært to bassenger. Det er sannsynlig at temperaturen stiger raskere på forsommeren i dette grunne området som ikke preges av det relativt sett kaldere vannet fra Lågen.

9.1.3 Bunndyr

Dagens reguleringshøyde på 13 m er hovedfaktoren som styrer områdets produksjon av bunndyr. De langgrunne forholdene i Rødtjennan, gjør at vannlevende bunndyr ikke klarer å trekke seg tilbake når vannstanden synker. En reguleringshøyde på 4 m, målt fra samme HRV, vil bety at store arealer som i dag utsettes for tørrlegging (og frost) vil bli permanent vanddekket. For alle bunndyr som har permanent opphold i vann (stort sett alle grupper unntatt insekter) og for mange arter insekter som har deler av livssyklus i vann (vårfluer, døgnfluer, mudderfluer, fjærmygg m.fl.), vil dette bety en firedobling av det vanddekkete arealet. Mens zooplankton har flere generasjoner i løpet av sommeren, har de fleste større bunndyr kun en eller noen få generasjoner i løpet av året. En årlig senking til LRV om vinteren betyr at restbestanden av de fleste grupper bunndyr ikke "rekker" å bygge opp bestandene i løpet av en sommer.

En endret reguleringshøyde fra dagens 13 m til 4 m er forventet å føre til en betydelig økt tetthet og produksjon av både permanente vannboere (muslinger, snegl, marflo) og av viktige insekter, spesielt fjærmygg og døgnfluer. Dette er forventet selv om det her dreier seg om en gammel reguleringszone som er sterkt preget av regulering.

Marflo er funnet i mindre mengder i Rødtjennan i 2002, 2003 og 2004, og i mageprøver i ørret, men aldri i store mengder. Det er tydeligvis en fast, men beskjedent bestand av marflo tilstede i Rødtjennan. Marflo tåler betydelige reguleringshøyder, noe forekomsten i Rødtjennan (13 m) og påvist i mageprøver i hovedbassenget (24,5 m) tydelig viser, men marflo mister vanligvis sin betydning som et viktig næringsdyr for fisk der reguleringshøyden er mer enn 4-6 m. Imidlertid er dette også avhengig av fisketettheten og av tilgangen på overlevelsesområder, fordi marflo lett utsettes for nedbeiting.

Totalt sett forventes det en betydelig økt produksjon av bunndyr, både av permanente vannlevende bunndyr og av insektlarver i vann. Denne økningen skyldes både at vanddekket areal øker og dessuten at produksjonen pr. arealenhet også vil øke. Det er sannsynlig at den relative forekomsten og produksjonen av marflo øker.

Det ligger utenfor mandatet for denne undersøkelsen å vurdere forhold for akvatisk vegetasjon. Dagens reguleringshøyde i Rødtjennan gir svært dårlige forhold. En

reguleringshøyde på 4 m burde kunne gi betydelig bedre forhold for rotfast vannvegetasjon, og dette vil skape bedre forhold for en rekke halvplanktoniske krepsdyr (som nevnt *Sida crystallina*, linsekreps) og bunndyr, bl.a. marflo.

9.1.4 Fisk

Det er hevet over enhver tvil at næringstilbudet for fisk i Rødtjennan vil øke betydelig. I undersøkelsesperioden er det ørret og ørekyt som har vært til stede med faste bestander, mens røye kun ble påvist i 2007, og da med 2 individer. Det er også opplyst fra lokalt hold at røye vanligvis ikke fanges i Rødtjennan.

Røye gyter på stillestående vann der bunnen består av grus (se Fig. 27). Dagens reguleringshøyde på 13 m gir med stor sannsynlighet ikke gytemuligheter for røye i Rødtjennan. Med en reguleringshøyde på 4 m fra dagens HRV er det fortsatt ikke sannsynlig at det blir muligheter for gyting hos røye i Rødtjennan, og det anses som lite sannsynlig at røye etablerer seg i Rødtjennan som følge av terskelbyggingen.

Tilbake vil det være bestander av ørret og ørekyt. Ørret vil som nevnt ha betydelig bedre næringsforhold sammenliknet med dagens reguleringshøyde. Med store grunne områder og halvpelagiske forhold, vil ørret utnytte produksjonen av både bunndyr og zooplankton over hele Rødtjennan og ikke bare begrenset til området nær land. Ørekyt har et mer strandnært habitatvalg, og økt tilgjengelig areal for ørekyte vil følge økningen i strandsnært areal mer enn økningen i totalarealet. Gitt at ørekyt utnyttet primært strandsonen og 20 m ut fra land, så vil en rund innsjø som øker fra diameter 100 m til 500 m øke totalarealet med 25 ganger, mens arealet langs land vil øke med 5,5 ganger. Økt vanndekket areal vil derfor gi en større økning i det habitatet som ørret kan utnytte sammenliknet med det ørekyt kan utnytte.

Rekruttering av ørret skjer i både Halldalsåi og Rambergåi. I begge disse elvene er det påvist årsunger og eldre ørretunger i rimelige tettheter. En redusert senking i Rødtjennan vil gi kortere elvestrekning mellom HRV og vannlinjen og derved teoretisk mindre elvestrekning å gyte på. Det er imidlertid ytterst få områder som er egnet for gyting mellom HRV og LRV, mens det er stedvis gode forhold ovenfor HRV i begge elvene. Gytetrekningen i Rambergåi er imidlertid vesentlig kortere enn i Halldalsåi. Hevingen av vannstanden i 1946 førte til større prosentvis reduksjon i gytearealet i Rambergåi.

Dette forholdet vil imidlertid ikke endres som følge av terskelen. Gyteforhold for ørret anses derfor ikke å bli berørt vesentlig av terskelbyggingen, men det er en mulig vandringsvanskelighet på ca kote 737 i Halldalsåi. Denne vanskeligheten vil opphøre når terskelen er etablert.

Mens rekrutter fra Halldalsåi og Rambergåi ved HRV kan fordele seg på hele Pålbufjorden, vil de ved to vannspeil i større grad holde seg til Rødtjennan.

9.2 Hovedbasseng i Pålbufjorden

Terskelen ved Rødtjennan vil ikke gi endret manøvrering av hovedbassenget, og den vil heller ikke endre avrenningen (mønster, mengde) fra Rødtjennan til hovedbassenget. Vannstanden i hovedbassenget er bestemt av HRV-LRV og at krav om minste vannstand i Pålbufjorden har prioritet etter Tunhovdfjorden og minstevannføringen i Numedalslågen.

De endringer som inntreffer for fisk i hovedbassenget som en følge av terskelen ved Rødtjennan er knyttet til at den fysiske vannforbindelsen mellom hovedbasseng og Rødtjennan blir annerledes.

9.2.1 Temperatur

Temperatursjiktningen i hovedbassenget vil ikke bli endret pga. terskelen ved Rødtjennan. Det kan spekuleres på om strekning med åpent vann og effekt av vind blir noe redusert når vannstanden er mellom kote 745 og 736, da dette koteintervallet gir *ett* vannspeil under dagens forhold, men *to* med terskel. Temperatureffekten av dette på hovedbassenget anses som marginal.

For Rødtjennan vil et større areal gi langsommere temperaturheving på våren. På den annen side vil vannutveksling med hovedbassenget bli redusert. Temperatureffekten av dette på vannmassene i Rødtjennan anses som marginal.

9.2.2 Dyreplankton

I hovedbassenget er det påvist *Daphnia sp.*, *Holopedium gibberum*, *Polyphemus pediculus* og *Bythotrephes longimanus*. I all hovedsak er det de samme artene som de påvist i Rødtjennan. Alle artene ble påvist i mageprøver, først og fremst hos røye i hovedbassenget. Med en regulerings høyde på 23,5 m må dyreplankton anses som svært viktig næring for både ørret og røye, både de som ble fanget nær land og de som hadde et typisk pelagisk opphold.

9.2.3 Bunndyr

Den begrensende faktor i strandsonen vil være manøvreringen av magasinet og knyttet til vannstandsvariasjonen. De gruppene som dominerer er primært grupper som både kan leve i vann og i fuktig slam, og disse til dels nedgravde gruppene er lite tilgjengelige som næring for fisk. Dårlig næringstilbud på bunndyr i hovedbassenget kommer tydelig til uttrykk ved at ørret her har et stort opptak av landinsekter og ørekyt. Dette næringsopptaket gjelder både for småørret og større ørret. Under LRV er det et mer diversert bunndyrsamfunn enn det funnet i reguleringssonen. Dette samfunnet inkluderer både små forekomster av marflo og skjoldkreps (funnet i mageprøver).

Terskelen ved Rødtjennan vil ikke endre forholdene for bunndyr i hovedbassenget.

9.2.4 Fisk

I undersøkellesperioden er røye i all hovedsak bare påvist i hovedbassenget, og røye ble kun påvist med 2 individer i Rødtjennan i 2007. Det er tatt røye både i dypområdene (profundalsonen), på flytegarn i de frie vannmasser og i strandsonen, men fangstene av røye må betegnes som små. Et nesten fravær av røye i Rødtjennan angir at røye under dagens forhold ikke foretar vandringer fra hovedbassenget og opp i Rødtjennan, verken i forbindelse med gyting eller næringsopptak sommer og høst. Dette vil sannsynligvis heller ikke skje etter at terskel i Rødtjennan er etablert. Det er heller ikke sannsynlig at terskelen i Rødtjennan får direkte effekt på røye i hovedbassenget. Det vil fortsatt være manøvrering og tørrlegging av gyteplasser som vil være de dominerende reguleringsfaktorene for røye i hovedbassenget.

Når det gjelder ørret er forholdet annerledes, fordi ørret foretar gyte- og næringsvandring fra hovedbassenget og inn i Rødtjennan (se Del 2, Genetikk). De genetiske undersøkelsene viser fire klart definerte populasjoner av ørret, knyttet til rekrutteringselvene, Halldalsåi, Rambergåi og Numedalslågen nedenfor Godfarfossen i Pålbufjorden, og til Rødungselva i Tunhovdfjorden. Genetiske analyser sannsynliggjør at ørret fra Numedalslågen utvandrer til Tunhovdfjorden, fordi det er genetiske likheter mellom stor stamfisk tatt rett nedenfor Pålbudammen og ørret tatt i tilløpselvene til Pålbufjorden. At ørret i et mindre omfang kan vandre fra Tunhovdfjorden og opp i Pålbufjorden er sannsynligjort fordi det er genetiske likheter mellom ørret fra Rødungselva og ørret fra Pålbufjorden.

I Lågen foregår det gyting på mindre felter mellom Godfarfossen og Pålbufjorden, sannsynligvis også i innstrømningsområdet der Lågen renner inn i hovedbassenget. De genetiske analysene viser at ørret fra Lågen nedenfor Godfarfossen er mer genetisk isolert enn de øvrige gytepopulasjonene, men med visse likheter med stor stamfisk tatt nedenfor Pålbudammen. Det er sannsynlig at dette er rester av den opprinnelige stammen fra før regulering, og som fortsatt har et eget gyteområde her.

Stamfisken som tas i Pålbusstryket ser ut til å være en genetisk blandingspopulasjon bestående av samtlige undersøkte elver. Utsatt fisk (avkom etter stamfisken) bidrar til fangsten av ørret totalt i vannene, men virker ikke til å bidra til naturlig reproduksjon.

Det foregår opplagt vandring (gytevandring /næringsvandring) hos ørret mellom Rødtjennan og hovedbassenget. Dette baserer seg på **i**) at Halldalsåi og Ramberåi er viktige gyteområder for ørret for hele Pålbufjorden, (Rødtjennan og hovedbasseng, se genetiske studier), og **ii**) at fangstene av ørret i Rødtjennan fort tar seg opp ved høy vannstand etter en foregående ettersommer, høst og vinter med lav vannstand. Dette må skyldes innvandring fra hovedbassenget.

Det ble ikke dokumentert populasjonsstrukturering blant undersøkt røye, verken innen gytebestandene i Pålbufjorden eller mellom Pålbufjorden og Tunhovdfjorden. Dette kan både skyldes at røye har vært kort tid i vassdraget og at utvandring til Tunhovdfjorden bidrar til å viske ut genetiske forskjeller.

9.3 Vekselvirkning mellom Rødtjennan og hovedbasseng

I et ”vanlig” år etter at terskelen er etablert vil vannstanden før vårflommen være i nærheten av LRV i hovedbassenget, og på kote 745 i Rødtjennan. Forbindelsen mellom Rødtjennan og hovedbassenget vil da være gjennom planlagt elv på østre bredd fra terskelbassenget. Lengden på denne elvestrekningen vil ved LRV i hovedbassenget være ca 1,5 km. Vårflommen vil gi raskt økende vannstand i hovedbassenget i løpet av mai-juni, noe som betyr at elvestrekningen med rennende vann stadig blir kortere. Ved kote 745 er elvestrekningen innlemmet i hovedbassenget, og først fra da av øker vannstanden også i Rødtjennan.

Hvor lenge det deretter er *ett* sammenhengende vannspeil og hvor høy vannstand det blir utover vår og forsommer er avhengig av manøvrering og tilførsel fra nedbørfeltet. Lav prioritet i manøvreringsreglementet tilsier at tapping fra Pålbufjorden i ”tørre” år må starte umiddelbart etter at vårflommen er over.

Ved tapping utover sommer og høst vil vannstanden falle ned til kote 745 i Rødtjennan og falle videre i hovedbassenget. Elvestrekningen fra terskelen med rennende vann vil da ”gjenoppstå”, og stadig bli lengre etter hvert som magasinet tappes. Det er den variable vannstanden som vil avgjøre om vandring av fisk må skje gjennom elvestrekningen eller om den kan skje over vannspeilet over terskelen.

Vi ser av fylling-/tappeforløpet i undersøkelsesperioden 2002-2007 at det var to vannspeil gjennom hele 2003, 2004 og 2006, dvs. vårflommen ga ikke vannstand over kote 745. I 2002 og 2005 var det ett vannspeil rett etter vårflommen, og deretter to vannspeil i løpet av august og første del av september. Dette vil reise spørsmål om:

- i) fordeling av rekrutter
- ii) oppvandring av gytefisk
- iii) tilbakevandring av gytefisk
- iv) gyting i prosjektert elvestrekning mellom terskel og hovedbasseng

I prosjektert elv mellom terskel og hovedbasseng er det ingen opprinnelig gytebestand. Dersom utsatt fisk vil gyte i dette området, må dette anses som uheldig, fordi dette kan gi en blandingsbestand som kan være trussel ovenfor en allerede liten og genetisk isolert bestand i Numedalslågen (se Del 2).

9.3.1 Rekruttering fra innløpselver til Rødtjennan

Det foregår omfattende naturlig rekruttering hos ørret i Rambergåi og Halldalsåi. Disse ser ut til å vandre ut i innsjøen etter 2-3 år i elva. I dag vil disse rekruttene teoretisk kunne fordele seg uten barrierer mellom Rødtjennan og hovedbasseng når vannstanden gir ett vannspeil, dvs. fra kote 736 og høyere, mens fra høyere enn kote 745 etter etablert terskel. Ved lavere kotehøyder vil vandring måtte skje gjennom henholdsvis dagens elveleie og nytt elveleie over terskel. Det er et spørsmål hvordan terskel og nytt elveleie, og manøvrering som vil gi ett eller to vannspeil avhengig av tapping, vil føre til fordeling av rekrutter mellom Rødtjennan og hovedbassenget. Det må regnes med at vandring hos småørret i praksis hemmes av terskelen når vannstanden bare er ”litt” over terskelkrona, men at vandringen lettere skjer jo høyere vannspeil det er over terskelen. Vannstanden er skjønnsmessig satt til 1 m over terskelkrona for at vandring av ørret skal foregå i rimelig grad.

9.3.2 Gytevandring til Rambergåi og Halldalsåi

Ørret som i utgangspunktet oppholder seg i Rødtjennan vil sannsynligvis etter etablert terskel lettere vandre opp i Halldalsåi eller Rambergåi, dersom alternativet er lav vannstand i Rødtjennan. Dette er vurdert ut fra at ørret lettere vandrer opp i gyteelva dersom strekningen gjennom reguleringssonen er kort. Det vil stille seg annerledes for gyteørret som befinner seg i hovedbassenget.

Dersom vannstanden i hovedbassenget er lavere enn kote 745 vil vandring til Rødtjennan og videre opp i Halldalsåi eller Rambergåi skje gjennom nyetablert elv gjennom terskel. Dersom vannstanden er høyere enn kote 745, kan vandringen skje over terskelen. Som for småørret må det regnes med at barrieren blir mindre jo mer vann det er over terskelen.

9.3.3 Tilbakevandring av gyteørret

Vanligvis begynner vandring til gyteelvene i september, med gyting i begynnelsen av oktober. Oppvandring skjer gjerne i forbindelse med flom, men ikke nødvendigvis. Selve gytingen kan strekke seg over flere uker, avhengig av vannføringen, men etter gyting er det rask tilbakevandring til innsjøen. Avhengig av tappeforløpet vil fallende vannstand i perioden august-oktober kunne gi ett vannspeil under oppvandringen, og to vannspeil under tilbakevandringen. Dette vil være fullstendig avhengig av tappingen.

Vi kan tenke oss et scenarium med stor oppvandring fra hovedbassenget til Rødtjennan på høy vannstand og et vannspeil, og tilbakevandring når det er lavere vannstand og to vannspeil. Dette vil trolig føre til at gytefisk vil oppholde seg i Rødtjennan etter gyting og mer tilfeldig vandre til hovedbassenget under høyere vannstand og ett vannspeil senere. Dette anses som en fordel for ørret, fordi næringsforholdene i Rødtjennan vil være bedre enn i hovedbassenget. På den annen side må tettheten av ørret i Rødtjennan ikke blir for stor, og det må anses som en fordel at kjønnsmoden ørret fordeler seg på både Rødtjennan og hovedbasseng.

9.4 Avkastning og vanddekket areal

Den totale avkastningen i Pålsbufjordens hovedbasseng og Rødtjennan vil avhenge av produksjonsarealet, dvs. det vanddekkete arealet, og avkastningen pr. arealenhet. Det vanddekkete arealet ved forskjellige vannstander er vist i Fig. 29, og viser til dels betydelig reduksjon i vanddekket areal ved vannstander i nærheten av LRV. Det laveste vanddekkete arealet i Rødtjennan uten terskel er på kote ca 737 beregnet til ca 0,28 km², mens vanddekket areal innenfor terskelen på kote 745 økes i Rødtjennan til 1,08 km². Vanddekket areal i hovedbassenget er selvsagt uavhengig av terskel, og vil bare avhenge av manøvrering/tilsig. Ved HRV er totalarealet av hovedbassenget 18,2 km² og ved LRV reduseres dette til 5,7 km².

Når det gjelder avkastning pr. arealenhet er det i utgangspunktet benyttet tall fra Aass (1984). I Pålsbufjorden er avkastningstallene over mange år beregnet til 1,8 kg/ha*år, og det regnes med at dette er arealspesifikk avkastning i hovedbassenget før 2001. Lav avkastning i Pålsbufjorden er både knyttet til regulering og til at røye vandrer ut gjennom tappelukene og ned i Tunhovdfjorden. Selv om dette avkastningstallet er beregnet for røye, har undersøkelsen i 2002-2007 vist at røye og ørret benytter samme habitat, og det er derfor benyttet et samlet avkastningstall for de to artene.

Etter 2001 regnes det skjønsmessig med at avkastning pr. arealenhet halveres pga. uforutsigbar tapping også sensommer og høst, og det regnes med en avkastning i hovedbassenget på 0,9 kg/ha*år. En halvering bygger på at avkastningen i utgangspunktet var 1,8 kg/ha*år (Aass 1984) og at fangst/innsats i hovedbassenget er halvert i perioden 2002-2007. Dette antas som arealspesifikk avkastning i hovedbassenget enten det bygges terskel i Rødtjennan eller ikke.

I Rødtjennan er det som utgangspunkt benyttet samme avkastning som den beregnet for Tunhovdfjorden, 2,69 kg/ha*år, fordi det ikke regnes med tap av fisk produsert i Rødtjennan gjennom tappelukene i Pålsbudammen. I tillegg er regulerings høyden mindre enn i Tunhovdfjorden, og avkastningen i Rødtjennan settes til 3,0 kg/ha*år. Basert på litteratur, erfaring og skjønn kan årlig fiskeproduksjon for høyfjellsmagasiner settes til 2-5 kg ørret/ha (Dahl 1917, Kildahl 1982), og 3 kg/ha for det mer lavereliggende Rødtjennan anses som rimelig.

Det er vanskelig å angi hvilken endring i arealspesifikk avkastning som skjer når reguleringshøyden i Rødtjennan reduseres fra dagens ca 13 m til 4 m ved etablert terskel. Redusert reguleringshøyde tilsier høyere produksjon, men senkningen vil som for hovedbassenget være uforutsigbar. Det regnes derfor med en avkastning på 3,0 kg/ha * år både med og uten terskel i Rødtjennan.

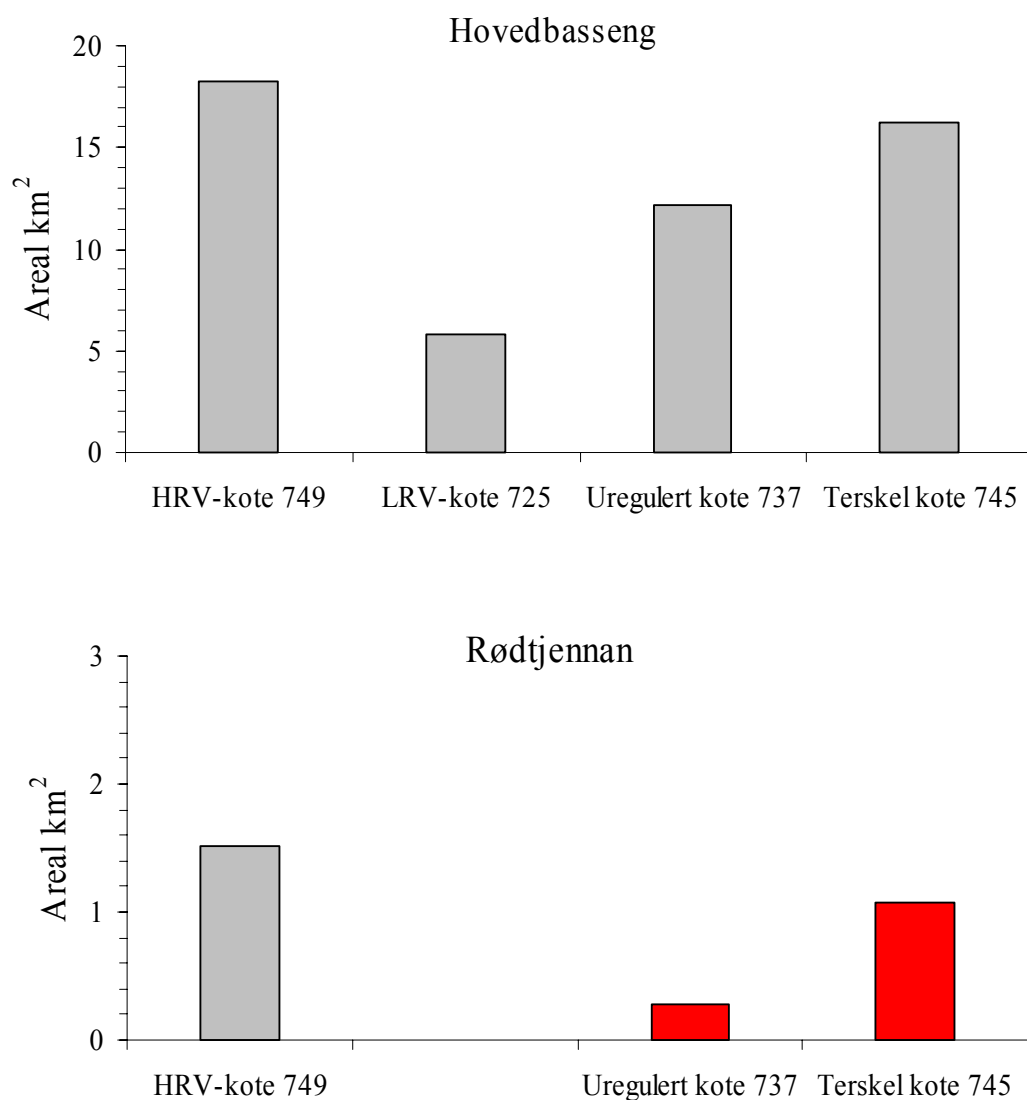


Fig. 29. Vanndekket areal i hovedbassenget (over) og i Rødtjennan (under) ved vannstandene HRV (kote 749), LRV (kote 725 i hovedbasseng, kote 737 i Rødtjennan), og ved vannstand på terskelkote 745. Merk at vannstanden vanndekket areal i Rødtjennan er derfor det samme enten hovedbassenget er ved kote 737 eller senkes videre til LRV-kote 725. Vannstanden i Rødtjennan kan ikke bli lavere enn kote 737. Rød skravering angir laveste vanndekket areal i Rødtjennan med og uten terskel.

Den årlige avkastningen av fisk (ørret og røye) er beregnet på grunnlag av vanndekket areal og en årsavkastning på 1,8 kg/ha i hovedbassenget før 2001, 0,9 kg/ha etter 2001, og 3,0 kg/ha i Rødtjennen før og etter 2001, og også etter terskel på kote 745. Dette er vist i Fig. 30.

Det er lagt til grunn produksjonsarealer ved HRV og LRV, men dette er selvsagt tenkte situasjoner, idet vannstanden sjelden vil være enten ved HRV eller LRV gjennom den biologiske produksjonssesongen. Den vil svinge mellom de to ytterpunktene.

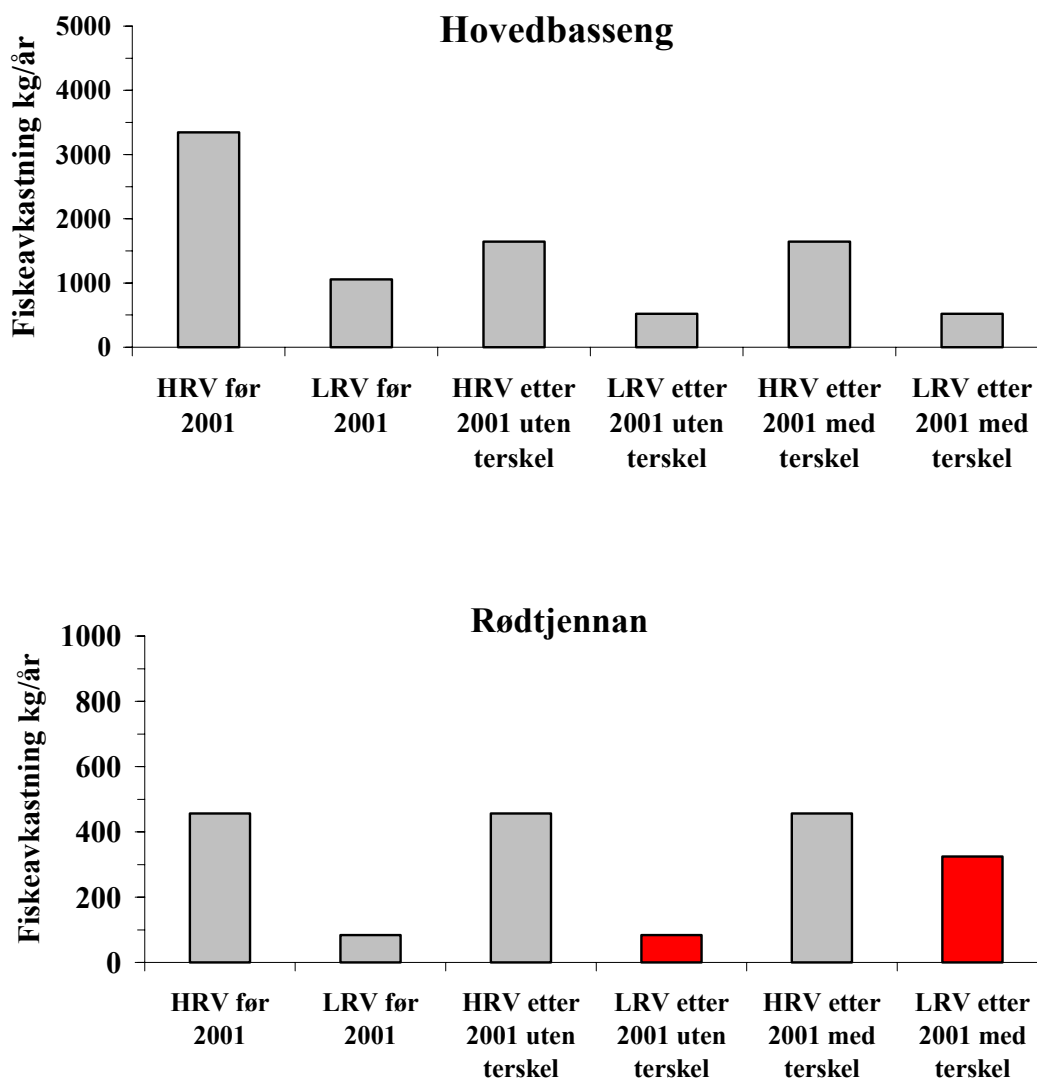


Fig. 30. Antatt årlig fiskeavkastning i hovedbassenget (over) og i Rødtjennan (under), basert på arealavkastning og vanndekket areal for forskjellige vannstander. Rød skravering angir endret årlig avkastning ved LRV med og uten terskel i Rødtjennan.

I hovedbassenget vil det praktiske utfallet være at totalavkastningen med ny manøvrering etter 2001 vil ligge mellom 520 og 1650 kg/år og uavhengig av terskel i Rødtjennan, mens den før 2001 lå mellom 1050 og 3450 kg/år. Reduksjonen skyldes redusert arealspesifikk produksjon pga. ny manøvrering. Den reduserte produksjonen kan komme til uttrykk som dårligere vekst, redusert kondisjon, mindre andel gytefisk, mindre bestand eller større trang til utvandring gjennom tappelukene i Pålshovdammen, eller oppvandring til Rødtjennan når det er mulig. Dette må betraktes som en dynamisk likevekt over tid, og lav produksjon et år kan derfor komme til uttrykk som lav avkastning året etter.

I Rødtjennan vil terskelen gi en avkastningsgevinst fordi det laveste vanndekket arealet vil øke. Avkastningen ved HRV vil være 460 kg/år både med og uten terskel og også både før og etter 2001. Ved LRV derimot øker årlig avkastning betydelig, fra 85 kg/år uten terskel til 325 kg/år etter terskel. Dette må regnes som et forsiktig anslag, fordi den arealspesifikke avkastningen etter etablert terskel kan bli høyere enn de 3,0 kg/ha*år som er lagt til grunn for beregningene. Den økte avkastningen kan føre til høyere fisketetthet, bedre kondisjon, høyere andel gytefisk og utvandring til hovedbassenget.

10. Referanser

- Aass, P. 1969. Crustacea, especially *Lepidurus arcticus* Pallas, as brown trout food in Norwegian mountain reservoirs. Inst. Fresh. Res. Rep. Drottningholm, 49, 183-201
- Aass, P. 1970. The Winter Migrations of Char, *Salvelinus alpinus* L., in the Hydroelectric Reservoirs Tunhovdfjord and Pålshovfjord, Norway. Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 50, 5-44.
- Aass, P. 1964. Regulering og røyerekruttering. Norges Jeger- og Fiskeforbunds tidsskrift 93, 378-381.
- Aass, P. 1984. Management and utilization of Arctic charr in Norwegian hydroelectric reservoirs, P. 277-291. In L. Johnson and B.L. Burns (eds.) Biology of the Arctic charr, Proc. Int. Symp. On Arctic Charr, Winnipeg, Manitoba, May 1981. Univ. Manitoba Press, Winnipeg.
- Aass, P. 1986. Utvidet senking i regulerte innsjøer – effekt på fisket. Fauna 39, 85-91
- Borgstrøm, R., Garnås, E. and Saltveit, S.J. 1985. Interactions between brown trout, *Salmo trutta* L. and minnow, *Phoxinus phoxinus* (L.) for their common prey, *Lepidurus arcticus* (Pallas). Verh. Internat. Verein. Limnol. 22, 2548-2552
- Brabrand, Å. 2004. Fiskefaglige vurderinger ved etablering av magasinterskel i Pålshovfjorden. Universitetets naturhistoriske museer, Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske, Universitetet i Oslo, notat 1 2004. 10 s.
- Brabrand, Å., Bremnes, T., Saltveit, S.J. og Aass P. 2003. Fiskeribiologiske undersøkelser i Pålshovfjorden. Årsrapport 2002. Rapp. Lab. Ferskvøkol. Innlandsfiske, Universitetets naturhistoriske museer, Oslo, 222, 16 s
- Brabrand, Å., Bremnes, T., Saltveit, S. J. og Aass, P. 2004. Fiskeribiologiske undersøkelser i Pålshovfjorden . Årsrapport 2003. Oslo: Univ. Naturhist. museer, Lab. ferskvannøkol. og innlandsfiske, 228, 20 s.
- Brabrand, Å., Bremnes, T., Saltveit, S. J. og Aass, P. 2005. Fiskeribiologiske undersøkelser i Pålshovfjorden . Årsrapport 2004. Oslo: Univ. Naturhist. museer, Lab. ferskvannøkol. og innlandsfiske, 237, 31 s.
- Brabrand, Å., Bremnes, T., Saltveit, S. J. og Aass, P. 2006. Fiskeribiologiske undersøkelser i Pålshovfjorden . Årsrapport 2005. Oslo: Univ. Naturhist. museer, Lab. ferskvannøkol. og innlandsfiske, 245, 35 s.

- Brabrand, Å., Bremnes, T., Wollebæk, J., Saltveit, S. J. og Aass, P. 2007. Fiskeribiologiske undersøkelser i Pålbufjorden . Årsrapport 2006. Oslo: Univ. Naturhist. museer, Lab. ferskvannsökol. og innlandsfiske, 254, 21 s.
- Brabrand, Å., Hesthagen, T., Saksgård, R., Borgstrøm, R. og Aass, P. 2008. Bunnlevende krepsdyr i magasiner. Årsrapport Hydrofish 2007, internt notat, 7 s
- Dakl, K. 1917. Momenter til bedømmelse av vasdragsregulerings virkninger paa fiskeriene. Særtrykk av Teknisk Ukeblad 13, 7 s.
- Dahl, K. 1926. Undersøkelser ved Tunhovdfjorden angående fiskens næringsforhold før og efter reguleringen. Meddelelse fra Norges Vassdragsvesen 1926.
- Dahl, K. 1932. Influence of water storage on food conditions of trout in lake Paalsbufjord. Det Norske Videnskaps-Akademi i Oslo. Mat. – Naturv. Klasse. 1931. No 4, 1- 53
- Grimås, U. 1962. The effect of increased water level fluctuations upon the bottom fauna in Lake Blåsjön, Northern Sweden. Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 44, 14-41
- Huitfeldt-Kaas, H. 1935. Der Einfluss der Gewässerregelungen auf den Fischbestand in Binneseen. Oslo. 105 pp.
- Kildal, T. 1982. Fiskeribiologiske undersøkingar i Kvenna 1979. Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, fiskerikonsulenten i Øst-Norge Rapport 2/82. 36 s. + vedlegg.
- Magnell, J-P., Grimstvedt, K. og Ruud, E. 2007. Hydrologistudie Pålbufjorden. Vurdering av framtidige fyllingsforhold i Pålbufjorden. Fellesrapport SWECO Grøner og Statkraft. 13 s.
- Petersen, V. 2004. Effekter av fiskepredasjon på tetthet og fordeling av marflo og snegl. Cand.scient oppgave, Institutt for biologi og naturforvaltning, Norges Landbrukshøgskole, 48 s.
- Robertsen, G., Bachmann, L. and Bakke, T. A. 2005. Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) as natural host for *Gyrodactylus salaris* (Monogenea) in Norway. Bull. Scand.-Baltic Soc. Parasitol. 14, 126. (1st Symposium of the Scandinavian-Baltic Society for Parasitology, Vilnius, Lithuania, May 26th–29th 2005).
- Robertsen, G., Olstad, K., Plaisance, L., Bachmann L., and T. A. Bakke. 2007. *Gyrodactylus salaris* (Monogenea, Gyrodactylidae) infections on resident Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) in southern Norway. Environ. Biol. Fish, DOI 10.1007/s10641-007-9228-3
- Sars, G.O. 1862. Hr. studios. Medic. G.O. Sars meddeelte en af talrige afbildninger ledsaget oversigt af de af ham i omegnen af Christiania iagttagne Crustacea cladocera. Forh. VidenskSelsk.Krist. 1861:144-167.
- Sars, G.O. 1896. Beskrivelse af de hidtil kjendte norske arter af underordnerne PHYLLOCARIDA og PHYLLOPODA. Fauna Norvegicæ. Bd. 1., Aktie-Bogtrykkeriet, Christiania.

Del 2: Genetiske undersøkelser av ørret og røye

1. Innledning

Tilførsel av nye årsklasser av ørret til Pålbufjorden skjer gjennom naturlig gyting i Halldalsåi, Rambergåi og i Numedalslågen og gjennom utsetting. Antall utsatt fisk har vært konstant siden 1991, og det settes ut 3000 stk. 1 årig fettfinneklippet ørret av Tunhovdstamme. Disse settes ut på forsommeren og spres dels langs land i hovedbassenget rundt Breivika, dels i Rødtjennan. Utover egenrekuttering i Pålbufjorden og utsetting kan det tenkes at det foregår oppvandring av både ørret og røye fra Tunhovdfjorden og opp i Pålbufjorden. I undersøkelsesperioden 2002-2007 har dette periodevis vært fysisk mulig når Pålbufjorden har vært sterkt nedtappet, og det har gått lav vannføring med lite trykk gjennom de tre tappelukene gjennom Pålbudammen. Når disse forholdene inntreffer under gytevandringen i september-oktober viser stamfiske at det står mye ørret i kulp rett nedenfor dammen, og med bare 40-50 cm høydeforskjell mellom vannstand i kulpen og vann i tappelukene er det fullt ut mulig å vandre opp i Pålbufjorden.

Hvorvidt det også er fysisk mulig for ørret og røye å vandre gjennom omløpstunnelen er ikke kjent. Denne går fra Pålbufjorden fra kote (723,90) og under Pålbudammen, for deretter å munne ut i Pålbusstryket ca 350 m nedenfor Pålbudammen. Det er ingen fysiske konstruksjoner som tilsier at dette er umulig, og høydeforskjellen ved LRV i Pålbufjorden og inntaket og helningen på tunnelen tilsier at dette er fullt ut mulig.

Det er opplyst lokalt at det i minst ett tilfelle skal være fanget stor ørret i Pålbufjorden som opprinnelig er merket i Tunhovdfjorden. Dette er fisk som inngikk i merkeforsøk til Per Aass, der ørret ble individmerket under stamfiske. Denne gjenfangsten er ikke bekreftet. For røye ble det på slutten av 1960-årene merket betydelige mengder røye i Pålbufjorden, og det var betydelige gjenfangster av denne fisken i Tunhovdfjorden (Aass, 1984). Tilsvarende ble det merket røye i Tunhovdfjorden, men ingen av disse ble gjenfanget i Pålbufjorden. Det ble imidlertid tatt betydelige mengder av denne røya i stryket nedenfor Pålbudammen, røye som da har vandret opp i Pålbusstryket fra Tunhovdfjorden. Manøvreringen av Pålbufjorden i denne perioden var slik at vandring opp gjennom dammen om høsten var umulig, fordi magasinet da stort sett var fullt.

I 2003 ble det funnet røye i Pålbufjorden som indikerte at det enkelte år var til stede røye med et annet vekstmønster, og da med lavere vekst enn den ordinære røya fra Pålbufjorden. Siden røya i Tunhovdfjorden tidligere er vist å ha dårligere vekst (Aass, pers. medd.), kunne en mulig forklaring på dette være at det enkelte år foregikk oppvandring fra Tunhovdfjorden.

For å avdekke et eventuelt vandringsmønster, og for å kunne vurdere den relative betydningen av rekrutteringen i Lågen, Halldalsåi og Rambergåi ble det i Fase 2 gjennomført genetiske studier. Utfallet av disse undersøkelsene bygger for begge arter på at det er ulik genetisk struktur i de ulike gytepopulasjonene, både i Pålbufjorden og i Tunhovdfjorden. Dette er forutsetningen for å kunne identifisere delbestandene.

Utover vandringsspørsmålet er bestandenes genetiske diversitet fundamentalt viktig for overlevelse, reproduksjon og produktivitet for individer innen arten og en viktig komponent for mulig evolusjon. Bevaring av en slik diversitet vil sikre artenes tilpasningsevne til endrede

miljøforhold (for eksempel temperatur, vannregimer, sykdommer) på lang sikt og gi brukerne av vassdraget et mangfoldig sportsfiske på kort lang og kort sikt.

2. Materiale og metode

Vevsmateriale av ørret og røye ble samlet inn i 2005, 2006 og 2007 for å undersøke genetisk sammensetning og mangfold i Pålsbu- og Tunhovdfjorden. En særlig målsetting var her å undersøke om det er genetisk egne bestander som er knyttet til bestemte gyteområder hos ørret og røye. Et utvalg av mikrosatelitter, som representerer nøytralt DNA, ble benyttet som genetiske markører, for å kartlegge genetisk diversitet.

Prøvematerialet for ørret (N=368) ble samlet inn på 11 ulike lokaliteter (Fig.1). Individuer fra elvene Numedalslågen (NUM), Ramberggåi (RAM), Halldalsåi (HAL) og Rødungselva (RØD/RØD2), ble samlet inn ved elektrofiske og anses som representative for de enkelte elvene. Materialet ble fordelt på tre alderskategorier der dette var tilgjengelig: i) rekrutter, ii) ikke gytende større fisk og iii) gytende fisk. All fisk fra undersøkte elver ble sluppet tilbake etter prøvetaking (finneklipp). Materialet fra lokaliteter i Rødtjennan (RTJ), hovedbassenget (AB, C og EF) og Pålsbustriken (PSTR) representerer eldre fisk (gjennomsnittslengde 240 mm±SD46, min 137, maks 375), fanget ved garn august 2005, og således avlivet. Undersøkte stamfisk (STAM) er et utvalg ørret innsamlet under det årlige stamfisket høsten 2006. Samtlige av undersøkte fisk er umerket villfisk.

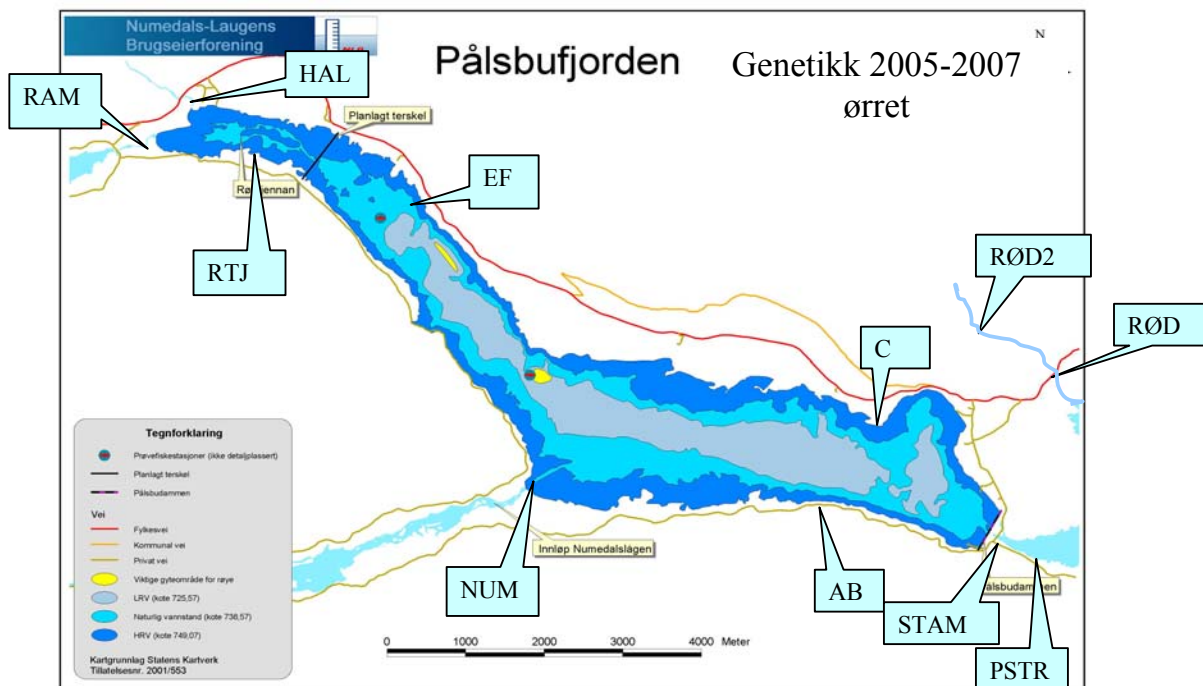


Fig. 1. Plassering av stasjoner for innsamling av ørret til genetiske undersøkelser i 2005 og 2006, til sammen 368 individer av ørret. Figuren angir forkortelser for lokalitetene benyttet videre i rapporten.

Prøvematerialet for røye (N=190) er fordelt på 6 lokaliteter, hvorav 4 i Pålsbufjorden (PRO, PRM, PRS og PRD) og 2 i Tunhovd (TRO og TRS), og er et sample av årsklassene 1999-2002 (Fig. 2). Stasjon PRD representerer fisk på næringsvandring på sensommeren fanget ved

dypvannslenke, mens materiale fra øvrige lokaliteter er gytefisk på antatt gytehabitat under gytetid.

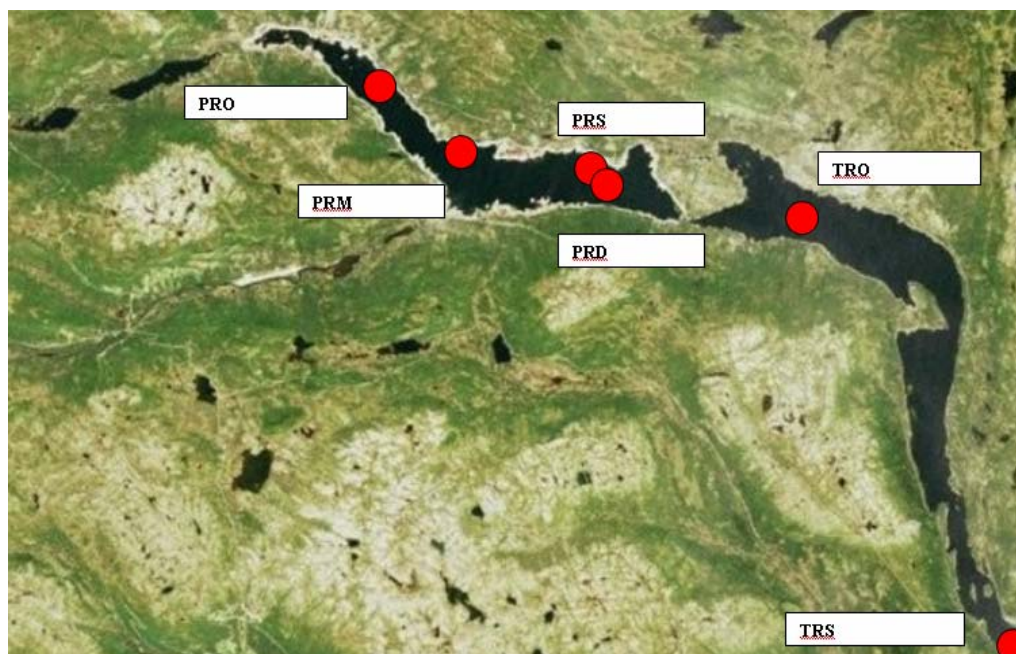


Fig. 2. Plassering av stasjoner for innsamling av røye til genetiske undersøkelser i 2006 og 2007, til sammen 190 individer. Figuren angir forkortelser for lokalitetene benyttet i rapporten.

Foto: Norgebilder.

3. Resultat

3.1 Ørret

Genetiske analyser av ørret viser at samtlige undersøkte elver har stedege populasjoner. Numedalslågen nedenfor Godfarfossen (NUM) og Rødungselva (RØD/RØD2) er for øvrig mer genetisk adskilte grupper enn det øvrige materialet. Halldalsåi (HAL) og Ramberggåi (RAM) er de to av elvene som genetisk er mest like (Fig. 3). Generelt indikerer den fylogenetiske fremstillingen også et samsvar mellom slektskap (Fig. 3) og geografisk avstand (Fig. 1) mellom elvepopulasjonene. Det ble ikke funnet indikasjoner på genetiske subpopulasjoner ved videre analyser innen elvene NUM, HAL eller RAM.

De fylogenetiske analysene viser også en grad av geografisk tilhørighet for individene fanget på enkelte av næringslokalitetene, dvs. i innsjøen. Denne struktureringen er imidlertid mye svakere enn mellom elvene (Fig. 3). Resultatene indikerer at fisk fanget ved Pålsbustryken (PSTR, mellom utløp av omløpstunellen og LRV i Tunhovdfjorden) trolig i hovedsak stammer fra Rødungselva. Ørret fanget i Rødtjennan har relativ sterk tilhørighet til de tilgrensende elvene Halldalsåi og Ramberggåi. For øvrig viser fisk fanget på lokalitet AB i hovedbassenget størst tilhørighet til Numedalslågen. Den undersøkte stamfisk (STAM) viser her ingen direkte slektskaps relasjoner til enkelte av elvene (Fig. 3).

Egne strukturanalyser av analyserte ørret støttet opp om en 4-delt struktur, hvor de undersøkte elvene NUM, RAM, HAL og RØD står for hovedstruktureringen. Med bakgrunn i en slik strukturering, ble tilhørighet (assignment test) for samtlige fisk basert på innsamlingslokalitet

undersøkt (Tab. 1). Lågen (NUM) viser også her en mer isolert genetisk struktur enn de øvrige elvene. De fleste av de undersøkte lokalitetene indikerer også en svak grad av tilhørighet til Rødungselva (Tab. 1). Dette indikerer slektskap på tvers av Pålshudammen, og en grad av forflytning av gener fra Tunhovd- til Pålshufjorden.

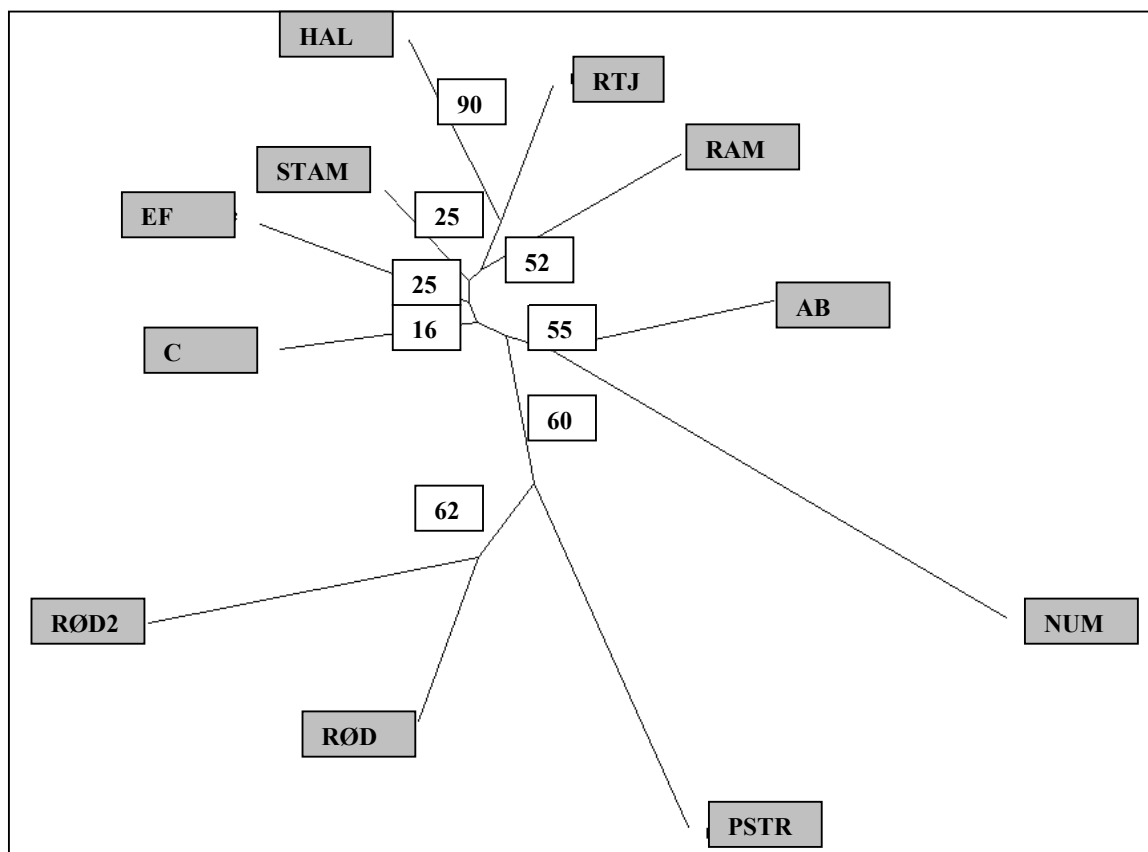


Fig. 3. Fylogenetisk fremstilling som viser genetiske relasjoner (slektskap) mellom undersøkte ørret populasjoner (Nei's DA, 1983, UPGMA). Tall i hvite bokser angir "bootstrapverdier" som representerer sikkerheten i strukturene (100 tilsvarer en "sikker" relasjon, mens verdier under ca 50 kan betraktes som svake / usikre). Lengden på enkeltstrenger i figuren representerer genetisk avstand / isolering.

Strukturanalyser av ørret fra hovedbassenget i Pålshufjorden ga ingen indikasjon på innsjøgyting i form av isolerte gytebestander. Fisken ser hovedsakelig ut til å være rekruttert fra de tre elvene Numedalslågen, Halldalsåi og Rambergåi, og virker å være romlig blandet under næringsvandring på sensommeren. Stamfisker som ble undersøkt genetisk er antatt å være representativt for årlig utsatt fisk. Prøver fra disse (tatt i kulp i Pålshustryket rett nedenfor veibru; Fig. 1) indikerer at dette er en blandingspopulasjon bestående av samtlige av elvepopulasjonene. Dette indikerer vandring eller forflytning av ørret fra Pålshu- til Tunhovdfjorden. For øvrig understøtter strukturanalysene den fylogenetiske fremstillingen.

Samtlige undersøkte ørret i rekrutteringselvene i Pålshufjorden (N=110) ble inkludert i videre populasjonsstruktur analyser. Analysene for enkeltfisk viste en generell god tilhørighet til de respektive elver (Fig. 4). Kun to individer fanget i Numedalslågen viste lik eller større genetisk tilhørighet til andre elver enn der de ble fanget, mens ett individ fanget i Halldalsåi

viste overveiende genetisk tilhørighet til Numedalslågen. Rambergåi viste noe innslag av genetisk struktur fra Halldalsåi hos en fisk.

Tab. 1. De enkelte fangstlokalitetenes (rader) tilhørighet i 4 forhåndsdefinerte populasjoner (kolonner). Tilhørighet på 1.0 tilsvarer 100 % tilhørighet til lokaliteten der fisken er fanget.

populasjon lokalitet	"RAM"	"HAL"	"NUM"	RØD"	N
NUM	0.063	0.111	0.786	0.040	30
RAM	0.564	0.249	0.082	0.105	40
HAL	0.220	0.594	0.089	0.097	40
RØD	0.114	0.138	0.107	0.640	40
RTJ	0.327	0.412	0.171	0.090	30
AB	0.225	0.237	0.366	0.172	24
C	0.309	0.308	0.293	0.090	23
EF	0.259	0.345	0.222	0.174	30
STAM	0.336	0.251	0.293	0.120	66
PSTR	0.151	0.142	0.160	0.548	15
RØD2	0.099	0.096	0.119	0.686	30

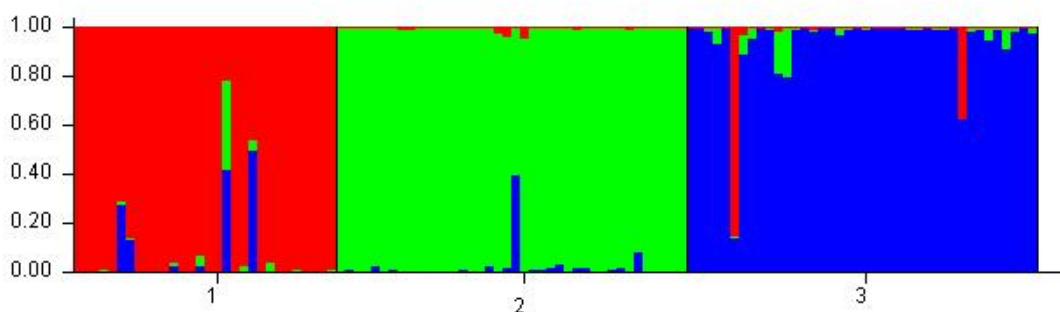


Fig. 4. Populasjons struktur analyse av de tre undersøkte gyteelvene i Pålshøfjorden; Numedalslågen (1), Rambergåi (2) og Halldalsåi (3). Stolpene i figuren representerer enkeltindivider av ørret, og deres genetiske andel i de tre forhåndsdefinerte populasjonene. Undersøkte individer viser generelt stor tilhørighet til respektive elver hvor de ble fanget.

3.2 Røye

Genetiske analyser av undersøkt røye ga ingen indikasjoner på at det eksisterer genetisk isolerte bestander i Pålshøfjorden / Tunhovdfjorden. All røye ser ut til å tilhøre en samlet populasjon.

4. Diskusjon

4.1 Genetisk isolerte bestander av ørret i elvene

Alle de undersøkte elvene har egne bestander av ørret. Ørret i Pålshøfjorden totalt sett er en blandet bestand av disse fire stammene. Det er ingenting som antyder en egen bestand av innsjøgytende ørret. Genetiske analyser tyder på at ørret fra Numedalslågen nedenfor Godfarfossen og fra Rødungselva er mer genetisk isolert enn de øvrige ørretbestandene det er tatt prøver fra. Undersøkelser ved elektrofiske i Lågen viser en relativ tynn bestand av rekrutter i strandsonen nedstrøms Godfarfoss. Det faktum at undersøkte individer gir

indikasjon på en egen og ”godt” bevart bestand, samt at fisk fra Lågen bidrar vesentlig til stamfiskebestanden, kan tyde på at oppvekstområdet for ungfisk i Lågen er større enn antatt ut fra resultatene av elektrofiske. En mulighet er at ungfisk, grunnet reguleringen og relativ stor vannføring i Lågen, spres nordover og sørover fra utløpet i vesentlig grad, og dermed også bruker strandsonene i innsjøen som oppvekstområder. Det faktum at det tas mer storørret nettopp her enn andre steder i Pålbufjorden bør ses i denne sammenheng.

Rødungselva ser ut til å utgjøre en egen bestand, og resultatene indikerer derfor at inn/feilvandring av fisk fra andre bekker/elver til Rødungselva er lite forekommende. Ørrepopulasjonene i Halldalsåi og Rambergåi skiller seg vesentlig fra Lågen, men er mer like seg imellom. Det indikerer noen grad av utveksling av ørret mellom disse to vassdragene.

Strukturanalysene dokumenterte oppgang av fisk i elver de ikke hadde tilhørighet til. Det er imidlertid viktig å skille mellom inn/feilvandring og effektiv reproduksjon. Undersøkte ørret representerer samtlige individer til stede p.t. og reflekterer ikke nødvendigvis vellykket reproduksjon (effektiv genflyt). Effektiv inn/feilvandring (genflyt) mellom ørret populasjoner er oftest liten, og er trolig også liten i disse undersøkte elvene. En liten genflyt kan virke positivt ved å sikre genetisk diversitet og hindre innavlsdepresjon innad i små bestander, samt ved å bidra med fordelaktige genvarianter. Dersom genflyten imidlertid blir for stor (flere inn/feilvandring per generasjon), vil forskjellene mellom elvene minske, og tilpasningsevnen i det lange løp bli redusert. Genetisk differensiering mellom de undersøkte elvene synes å være opprettholdt, til tross for dokumentert inn/feilvandring.

4.2 Effekten av utsettinger

Det settes ut et betydelig antall ørret (ca 3000) hvert år som genetisk trolig består av en blanding av samtlige undersøkte rekrutteringselver. Undersøkelser ved elektrofiske i elvene viser derimot svært lav forekomst av utsatt ørret. Den observerte genetiske differensieringen mellom elvene understøtter dette, og indikerer manglende reproduksjon av utsatt fisk i elvene. Fordi stamfisk er av blandet opphav, og trolig ikke er utsatt for samme grad av seleksjon som villfisk, vil ungfisk etter stamfisk trolig ha en større genetisk variasjon innad, enn hva tilfellet er for den enkelte elv (gitt at antall og fordeling gytefisk benyttet ved stryking er tilstrekkelig). Dersom dagens forvaltning gjennom stamfiske hadde medført suksessfull reproduksjon hos utsatt fisk på elvelokalitetene, ville den opprinnelige genetiske strukturen i elvene samt forskjellen mellom disse lett desimeres, gjennom hybridisering og tilbakekryssing i neste generasjon (utavls depresjon). Dette vil være gjeldende gjennom a) utvisking av forskjeller mellom elvene grunnet bruk av stamfisk med genetisk ulik opprinnelse, og b) mulig erstatning av naturlig tilpassede og genetisk variable individer med utsatte individer, som kan ha lavere tilpasning (fitness).

Elektrofiske og genetiske undersøkelser indikerer at utsatt fisk hverken deltar under gyting eller reproducerer i påviselig grad i de undersøkte elvene. Alders- og vekstanalyser viser da også at utsatt fisk lever et kort liv i Pålbufjorden. Det er imidlertid viktig å huske på at utsatt fisk kan redusere overlevelsen til naturlige bestander til tross for manglende reproduksjon, gjennom bl.a. konkurranse. En naturlig bestående populasjon vil lett utsettes for genetisk drift, dersom slik konkurranse medfører reduserte effektive populasjonsstørrelser. En rekke undersøkelser viser til redusert overlevelse og reproduksjon hos utsatt fisk (Hindar *et al.* 1991). Dette gjelder i første rekke ved bruk av fremmede stammer, men også ved bruk av stedegen fisk (Glover *et al.* 2004; Nelson *et al.* 2005). Det faktum at fisk settes direkte ut i vannet i Pålbufjorden og Tunhovdfjorden og ikke i elvene, bidrar også trolig til dette

(Hesthagen *et al.* 1999). Miljøutfordringene for fisk i de undersøkte elvene er også svært forskjellige. I de mindre elvene Rambergåi, Halldalsåi og Rødungselva er det generelt funnet høye tettheter av villfisk, og dermed trolig redusert overlevelse for utsatt fisk grunnet konkurranse. Numedalslågen synes å inneha relativ liten bestand av villfisk, og i så tilfelle økt mulighet for reproduksjon av utsatt fisk. Større vannføring og størrelse på villfisk i Lågen vil derimot redusere suksessraten til utsatt fisk. Genetisk innflytelse av utsatt fisk på villfisk er også vist i andre vassdrag å være større i produktive elver (Almodovar *et al.* 2006). At utsatt fisk viser mangel på evne til effektiv reproduksjon i undersøkte elvene må ses på som positivt fordi det opprettholder genetisk diversitet i vassdraget som helhet.

Garnfiske, prøvofiske og sportsfiske i Pålbufjorden har vist et innslag av finneklippet ørret på ca 10% fram til 2002, stigende til 30-40 % fram til 2007. Utsetting av fisk i Pålbufjorden ser derfor ut til å ha en positiv effekt på antall fanget fisk i vassdraget. Denne effekten er udelt positiv dersom utsatt fisk i vassdraget ikke påvirker villfisk negativt gjennom konkurranse, predasjon, sykdom eller genetisk ”forurensing”. Tilsvarende økt avkastning, men mangel på reproduksjon er også observert i andre tilsvarende vassdrag (Heggenes *et al.* 2006).

Enhver form for utsetting av fisk vil kunne medføre negative effekter for villfisk. Selv utsetting av steril (triploid) fisk vil kunne desimere opprinnelige bestander. Det anses derfor som viktig, at det i den grad stamfiske blir benyttet, settes ut så stor fisk som mulig fordi studier viser lavere reproduksjonsrate ved økt størrelse. Fiskeforvaltningen bør også oppfordre fiskere til å ta opp merket fisk, og vurdere ”catch-and-release” for villfisk. Opprettholdelse av sterke naturlige bestander i elvene, gjennom sikring av gyte- og oppveksthabitat for ungfisk anses som viktig for å opprettholde en genetisk tilpassningsdyktig struktur i vassdraget.

4.3 Røye

Det ble ikke påvist genetisk strukturering blant røye i vassdraget. Dette er en art som har vært relativt kort tid i disse vannene (siden ca 1920), og som derfor har hatt kort tid til å differensiere genetisk. Røye lever også i innsjøene, dvs. i habitat som ikke er atskilt med noen form for barrierer slik det for eksempel er mellom rekrutteringselvene for ørret. Det er kjent fra tidligere undersøkelser av Per Aass (Aass 1965) at røye til tider i stor grad vandrer fra Pålbufjorden til Tunhovdfjorden. En slik utvandring vil selv i lite omfang (om den forekommer over tid) redusere eller fjerne eventuell genetisk differensiering mellom delpopulasjoner.

4.4 Nåtid versus fortid

Ørret har eksistert i Pålbu- og Tunhovdfjorden over en såpass lang tid at vi med god grunn kan anta at de ulike elvene før utbyggingen av vassdraget hadde genetisk isolerte gytebestander som benyttet en felles næringslokalitet. Før Pålbudammen ble bygget i 1927 var det ingen markert vandringsbarriere mellom Tunhovdfjorden og Pålbufjorden. I forhold til dagens situasjon med her fire klart dokumenterte genetiske populasjoner, er det mulig at det før utbyggingen også eksisterte en egen genetisk populasjon av ørret i Pålbustryken. Bygging av Pålbudammen og reduksjon av tilgjengelig gytehabitat i det gamle elveleiet kan ha ført til at denne populasjonen nå er forsvunnet, og at demningen har ført til redusert genetisk mangfold i vassdraget som helhet. Innføring av de nye artene røye og ørekyt, har også trolig påvirket den opprinnelige genetiske naturtilstanden hos ørret indirekte. Elektrofiske i elvene og i deler av Pålbu- og Tunhovdfjorden avdekket et betydelig antall

ørekyt. Hvilken effekt dette har hatt og vil få er derimot vanskelig å fastsette. Dagens forvaltning med stamfiske og utsetting av ørret virker så langt ikke til å ha fjernet det genetiske mangfoldet elvene imellom. Dette til tross for utsettinger av ørret av ulik opprinnelse siden tidlig på 1940-tallet (Per Aass, pers. medd.). Det indikerer at utsatt stamfisk med blandet opphav i liten grad har bidratt til effektiv reproduksjon frem til nå.

4.5 Effekter av Pålsbudammen

Genetiske analyser av stamfisken tyder på at det forekommer vandring av ørret fra alle tre rekrutteringselver i Pålsbufjorden og ned til Tunhovdfjorden. Manglende observert genetisk forskjell mellom undersøkte røyepopulasjoner indikerer at røye også vandrer nedstrøms mellom vannene. Hvorvidt dette foregår gjennom omløpstunell eller via luker i dammen er ukjent. Observert genetisk struktur fra Rødungeelva i ørret fanget i Pålsbufjorden indikerer også en liten grad av oppvandring av ørret, fra Tunhovdfjorden til Pålsbufjorden.

Alternativt for ørret er at genetisk signatur på tvers av dammen er et resultat av suksessfull reproduksjon av utsatt fisk med blandet opphav (inkludert RØD). Undersøkt umerket fisk i Pålsbufjorden med genetisk signatur fra RØD kan representere avkom etter 1' generasjon utsatt ørret. Dette anses derimot som mindre trolig, grunnet forventningen om en vesentlig lavere fitness for utsatt fisk, observert differensiering mellom elvene, mangel på observert merket fisk på elv og manglende indikasjon på innsjøgyting gjennom strukturanalysene.

4.6 Effekter av planlagt terskel på genetisk diversitet

Fisk fanget i Rødtjennan ultimo august ser ut til å være rekruttert med lik andel fra Halldalsåi og Rambergåi, og i liten grad fra Numedalslågen. Resultatene indikerer derfor at ørret i Rødtjennan p.t. i hovedsak fungerer som en lokal populasjon under næringssøk. Magasinfyllingen i Pålsbufjorden i forkant av august 2005 (da fisk fra Rødtjennan ble fanget) var høy over en lengre periode (> kote 745), hvilket muliggjorde fri vandring av fisk fra hovedbassenget til Rødtjennan. Ørret fra Lågenområdet vandrer i dag i liten grad opp i Halldalsåi og Rambergåi selv når vannstanden er høy, noe som kan tyde på at virkningen av en terskel på vandring av fisk fra Lågenområdet vil være marginal. Direkte effekter av terskel på genetiske struktur i Rødtjennan kan derfor være begrenset.

Rekrutteringselvene Halldalsåi og Rambergåi består av definerte populasjoner av ørret, med en viss grad av genflyt seg imellom. Elvene er imidlertid sårbare for miljøforandringer, hvilket variabel fangst av rekrutter ved elektrofiske trolig gjenspeiler. Under dagens forhold vil trolig lav vannstand i Rødtjennan vanskeliggjøre gytevandring opp i elvene. Dersom dette forekommer over en rekke år vil de lokale populasjonene stå i fare for å utarmes genetisk. Terskelen vil gjennom sikring av minstevannstand i Rødtjennan, medføre en mer stabil tilgang til gyteelvene for fisk i Rødtjennan. Dette kan stabilisere rekrutteringen i elvene mellom år, og indirekte forhindre utsatt fisk å etablere seg i elvene gjennom økt konkurranse. Mindre variasjoner i årsklasse størrelser vil også kunne påvirke effekten av vandring mellom elvene, da det under dagens situasjon forventes en asymmetrisk vandring av fisk fra store stabile bestander (Halldalsåi) til miljømessig variable og små bestander (Rambergåi). Dette er da også indikert ved den fylogenetiske fremstillingen av dagens tilstand som viser en svakere strukturering av Rambergåi. En større og mer stabil bestand i denne elven vil således redusere vandringen mellom elvene, og bidra til å sikre genetisk diversitet over tid. Hvordan næringstilgang og endrede konkurranse forhold mellom arter vil påvirke en slik vandring og genetisk utvikling over tid er derimot vanskelig å forutsi. Dagens genetiske diversitet i elvene

Halldalsåi og Rambergåi anses kun å forringes dersom oppvandring av fisk fra Numedalslågen forhindres. Dersom konstruksjonen av terskelen sikrer mulig oppvandring, spesielt ved gytetid om høsten, vil nok heller ikke manglende oppvandring fra Numedalslågen redusere dagens genetiske diversitet. Oppfølgingsundersøkelser av genetisk diversitet i elvene vil imidlertid være viktig i denne forbindelse for å avdekke eventuelle utilsiktede forandringer, og muliggjøre forvaltningsmessig korrekte tiltak.

Den genetiske struktur i Numedalslågen vil ikke påvirkes direkte, da terskelen ikke forhindrer vandring av fisk fra Rødtjennan til Numedalslågen. Det er imidlertid en fare for at en allerede ekspanderende mengde utsatt fisk vil kunne etablere seg og reproducere i hovedbassenget. Nedre del av det nye elveløpet fra terskelen og ned i hovedbassenget er i denne sammenheng et viktig habitat. Her er det ingen opprinnelig gytebestand, og trolig vil utsatt fisk lettere reproducere effektivt i dette området, grunnet redusert konkurranse sett i forhold til elvene. En slik effektiv reproduksjon vil medføre en ny blandingspopulasjon av utsatt fisk som, om den blir stor nok, kan medføre en økt trussel ovenfor en allerede liten og genetisk isolert bestand i Numedalslågen.

Tilhørighetsanalysene viser at Numedalslågen, til tross for elvas størrelse, ikke bidrar mer til totalbestanden av fangbar ørret i hovedbassenget, enn hva Halldalsåi og Rambergåi gjør. Nedvandring av fisk over terskelen vil kunne opprettholde diversiteten av fangbar fisk i hovedbassenget fra alle tre rekrutteringselvene, gitt at næringstilgang og konkurranseforhold ikke forringes. Som nevnt ovenfor kan imidlertid terskelen medføre økt antall utsatt ørret i fangster fra hovedbassenget. Størrelsessammensetning av fisken i hovedbassenget blir vanskelig å forutse. Det kan ikke utelukkkes at fisk fra Numedalslågen er genetisk disponert for et annet vekstforløp enn ørret fra de øvrige elvene. Historisk fangst av mye stor ørret i tilknytning til Numedalslågen kan sees i denne sammenheng. Alternativt kan det tenkes at store elver fostrer stor fisk generelt, og at en eventuell uttynning av opprinnelig genetisk struktur ikke vil ha innvirkning på vekst- og størrelsesforhold på fisken.

4.7 Bevaring av genetisk diversitet

Naturlig seleksjon vil raskere medføre en genetisk forskjell mellom populasjoner, enn genetisk drift innen nøytrale alleler, dersom effektive populasjonsstørrelser er relativt store og seleksjon normalt sterk ($> 1\%$). Fremstilt diversitet basert på nøytrale markører vil trolig gi et betydelig underestimat av den kvantitativt (uttrykte) genetiske diversiteten. Mangel på, eller liten genetisk diversitet på undersøkt nivå (med nøytrale markører) må derfor ikke tolkes dit hen at det ikke kan være viktige adaptive forskjeller mellom undersøkte populasjoner / lokaliteter. De enkelte elvepopulasjonene av ørret i Pålsbufjorden og Tunhovdfjorden spesielt, men også geografisk adskilte populasjoner av røye (Pålsbu versus Tunhovd) bør derfor fortsatt forvaltes som separate enheter. Sikring av gyte- og oppvekstområdene ansees i denne sammenheng som spesielt viktig. I reguleringsmagasiner som Pålsbu og Tunhovd hvor vi har store variasjoner i miljø i rom og tid, vil det også være spesielt viktig å sikre bestandenes tilpassningsevne i både det korte og lange løp gjennom bevaring av genetisk diversitet. En slik sikring av genetisk mangfold vil også bidra til opprettholdelse av vassdragets økonomisk verdi, gjennom økt mangfold av tilgjengelig fisk for fangst.

5. Konklusjon

Undersøkelsene viser fire klart definerte populasjoner av ørret, knyttet til rekrutteringselvene, Halldalsåi, Rambergåi og Numedalslågen nedenfor Godfarfossen i Pålsbufjorden, og til

Rødungselva i Tunhovdfjorden. Genetiske analyser sannsynliggjør at ørret fra Numedalslågen utvandrer til Tunhovdfjorden, fordi det er genetiske likheter mellom stor stamfisk tatt rett nedenfor Pålsbudammen og ørret tatt i tilløpselvene til Pålsbufjorden. At ørret i et mindre omfang kan vandre fra Tunhovdfjorden og opp i Pålsbufjorden er sannsynliggjort grunnet genetiske likheter mellom ørret fra Rødungselva og ørret fra Pålsbufjorden.

Det ble ikke dokumentert populasjonsstrukturering blant undersøkt røye, verken innen gytebestandene i Pålsbufjorden eller mellom Pålsbufjorden og Tunhovdfjorden. Dette kan både skyldes at røye har vært kort tid i vassdraget og at utvandring til Tunhovdfjorden bidrar til å viske ut genetiske forskjeller.

Stamfisken som tas i Pålsbustrikket ser ut til å være en genetisk blandingspopulasjon bestående av samtlige undersøkte elver. Utsatt fisk (avkom etter stamfisken) bidrar til fangsten av ørret totalt i vannene, men virker ikke til å bidra til naturlig reproduksjon.

6. Videre arbeid

Genetiske analyser av stor ørret samt flere rekrutter fra Lågen, inkludert oversiden av Godfarfossen, bør foretas, i tillegg til habitatkartlegging (gyte- og oppveksthabitat) og gytefisketelling på samme strekning. Tallfesting av fangst av storørret, samt genetiske analyser av disse, bør prioriteres.

Det er mulig å belyse i hvilken grad bygging av Pålsbudammen og historisk vannføringsregime i vassdraget har medført endringer i genetisk struktur over tid, gjennom analyse av historisk skjellmateriale. En slik analyse vil klart kunne bidra som et referansemateriale og styrke fremtidig forvaltning av vassdraget.

Virkingen av omløpstunnelen som vandringsbarriere og mulig gyteområde (inntak og utløp), bør kartlegges, og genetiske analyser av rekrutter i disse områder gjennomføres, for å dokumentere virkingen av Pålsbudammen.

Det vil også være forvaltningsmessig meget nyttig med videre genetisk kartlegging av gytefisken fanget under Pålsbudammen ved stamfiske, for kontroll av genetisk diversitet og sammensetning over tid. Nylig påbegynte analyser kan dersom de videreføres, belyse hvorvidt opphav er bestemmende for fiskens overlevelse og maksimale størrelse. Foreløpige resultater kan tyde på genetisk differensiering i forhold til størrelse på fisk blant benyttet stamfisk. Kartlegging av gyteaktivitet i tilknytning til dammen vil også bidra til mulig effektivisering / optimalisering av stamfisket, for å sikre livskraftige bestander over tid.

7. Referanser

- Aass P (1965) Rödningvandringar i Pålsbufjord och Tunnhovdfjord. Inform. Inst. Freshw. Res., Drottningholm (4) 17 pp.
- Aass P (1984) Management and utilization of Arctic charr in Norwegian hydroelectric reservoirs, P. 277-291. In L. Johnson and B.L. Burns (eds.) *Biology of the Arctic charr*, Proc. Int. Symp. On Arctic Charr, Winnipeg, Manitoba, May 1981. Univ. Manitoba Press, Winnipeg.
- Aass P (1996) Røye i ørretvann. *Villmarksliv* **5**, 44-47.
- Almodovar A, Nicola GG, Elvira B, Garcia-Marin JL (2006) Introgression variability among Iberian brown trout Evolutionary Significant Units: the influence of local management and environmental features. *Freshwater Biology*, **51**, 1175-1187.
- Glover KA, Taggart JB, Skaala O, Teale AJ (2004) A study of inadvertent domestication selection during start-feeding of brown trout families. *Journal of Fish Biology*, **64**, 1168-1178.
- Heggenes J, Skaala O, Borgstrom R, Igland OT (2006) Minimal gene flow from introduced brown trout (*Salmo trutta* L.) after 30 years of stocking. *Journal of Applied Ichthyology*, **22**, 119-124.
- Hesthagen T, Floystad L, Hegge O, Staurnes M, Skurdal J (1999) Comparative life-history characteristics of native and hatchery-reared brown trout, *Salmo trutta* L., in a sub-Alpine reservoir. *Fisheries Management and Ecology*, **6**, 47-61.
- Hindar K, Ryman N, Utter F (1991) Genetic-Effects of Cultured Fish on Natural Fish Populations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **48**, 945-957.
- Nelson TC, Rosenau ML, Johnston NT (2005) Behavior and survival of wild and hatchery-origin winter steelhead spawners caught and released in a recreational fishery. *North American Journal of Fisheries Management*, **25**, 931-943.