

497

OPPDRA GSMELDING

Effektene av rotenon på faunaen
i norske laksevassdrag:
Rapport fra konsensus-møtet

Rita Hartvigsen (red.)



NINA • NIKU

NINA Norsk institutt for naturforskning

Effektene av rotenon på faunaen
i norske laksevasdrag:
Rapport fra konsensus-møtet

Rita Hartvigsen (red.)

NINA•NIKUs publikasjoner

NINA•NIKU utgir følgende faste publikasjoner:

NINA Fagrapport

NIKU Fagrapport

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

Opplag: Normalt 300-500

NINA Oppdragsmelding

NIKU Oppdragsmelding

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

Opplaget er begrenset. (Normalt 50-100)

NINA•NIKU Project Report

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

Opplaget varierer avhengig av behov og målgrupper.

Temahefter

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

Opplag: Varierer

Fakta-ark

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

Opplag: 1200-1800

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

Hartvigsen, R., red.1997. Effektene av rotenon på faunaen i norske laksevassdrag: rapport fra konsensusmøtet. - NINA Oppdragsmelding 497: 1-30.

Trondheim, oktober 1997

ISSN 0802-4103

ISBN 82-426-0848-2

Forvaltningsområde:

Naturinngrep

Impact assessment

Rettighetshaver ©:

Stiftelsen for naturforskning og kulturminneforskning

NINA•NIKU

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:

Ann Kristin Schartau

NINA•NIKU, Trondheim

Design og layout:

Synnøve Vanvik

Sats: NINA•NIKU

Kopiering: Norservice

Opplag: 200

Kontaktadresse:

NINA

Tungasletta 2

7005 Trondheim

Tel: 73 58 05 00

Fax: 73 91 54 33

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 13222 Fagseminar Gyro

Ansvarlig signatur:

Ann Kristin Schartau

Oppdragsgiver:

Direktoratet for naturforvaltning

Referat

Hartvigsen, R., red. 1997. Effektene av rotenon på faunaen i norske laksevassdrag; rapport fra konsensusmøte. - NINA Oppdragsmelding 497: 1-30.

Denne rapporten er en samling av foredrag som ble holdt på konsensusmøtet om rotenon. Møtet ble arrangert av Direktoratet for naturforvaltning (DN) i samarbeid med Norsk Institutt for Naturforskning (NINA) 12. mai 1997. Målsettingen med møtet var å belyse alle siden ved bruken av plantegiften rotenon for å utrydde lakseparasitten *Gyrodactylus salaris*. Ved rotenonbehandling utryddes alle laksunger i behandlede deler av vassdraget. Siden verten dør vil parasitten også dø ut.

Tilsammen 40 vassdrag og 38 oppdrettsanlegg har hatt eller har parasitten. Av disse er 26 vassdrag rotenonbehandlet, hvorav 11 er "friskmeldt" dvs. at parasitten ikke er påvist etter behandlingen, og laksefisket er tillatt igjen. I to vassdrag (Skibotnelva og Rauma) er parasitten påvist etter behandlingen. I Skibotnelva ble det foretatt ny rotenonbehandling etter 5 år, og det er ikke påvist at parasitten er tilstede på laks etter dette. Resten av vassdragene er under overvåking med tanke på friskmelding.

Høsten 1996 ble *G. salaris* påvist i Lærdalselva, noe som skapte bekymring fordi dette representerer en påvisning i et nytt område (Sognefjorden) hvor parasitten ikke har vært påvist siden 1982. En ekspertgruppe oppnevnt av Statens Dyrehelsetilsyn kunne ikke fastslå hvorfor parasitten ble påvist i Lærdalselva. Raumavassdraget ble rotenonbehandlet i 1993, men høsten 1996 ble parasitten påvist på nytt på laksunger i vassdraget. Ekspertgruppen kunne ikke heller i dette tilfellet finne en entydig forklaring på hva som var skjedd. Disse to hendelsene, samt en økende negativ omtale av bruken av rotenon, gjorde det nødvendig å ha en bred gjennomgang av hele sakskomplekset. Det ble derfor arrangert et konsensusmøte om rotenon hvor inviterte forskere og forvaltere diskuterte bruken av rotenon med tanke på effekten på målorganismen (parasitten), fisken, semiakvatiske dyre- og fuglearter, invertebrater og til slutt hvilke alternative strategier man har akkurat nå. Møtet munnet ut i en felles uttalelse (konsensus-dokument) om bruken av rotenon som ble sammenfattet slik:

- Sannsynligheten for å utrydde *Gyrodactylus salaris* i store vassdrag, f.eks. Drammenselva, ved hjelp av rotenon er lav.
- De genetiske og bestandsmessige effektene av rotenon er mer dramatisk for ferskvannsstasjonære fiskearter, mindre for anadrome (katadrome) arter, og minst for marine arter.
- Reetablering av laks skjer raskt der det er en sjøreserve. Naturlig reetablering av laks tar lengre tid der bestanden er sterkt redusert. Reduserte stedegne bestander er tatt vare på i genbanken for vill laks. Materiale fra genbanken bidrar til å sikre rask etablering også for de sterkt reduserte bestandene.

- Rogn i grusen overlever rotenonbehandling.
- Sjøørreten reetableres raskt dersom det er rogn og/eller sjøreserve ved behandling. En midlertidig foryngelse av bestanden vil skje på grunn av vekstøkning i presmoltpopulasjonen.
- Det er usikkert hvor lang tid utvikling av resistens hos laks i infiserte vassdrag tar. Bedring av resistensevnen gjennom en markert økning i antall responderende, resistente og overlevende laks kan ta tid. Utsetting av selektert laks kan framskynde prosessen.
- Rotenonbehandling medfører en midlertidig reduksjon av bunnfaunaen. Det er varierende sensitivitet hos ulike arter av vannlevende invertebrater.
- Undersøkelser i Rauma kan ikke så langt dokumentere at invertebratarter er forsvunnet som følge av rotenonbehandlingen. Populasjonsbiologiske og genetiske effekter på invertebrater er ikke undersøkt.
- Det bør utvikles opplegg for å ta vare på ferskvannsstasjonære fiskearter i forbindelse med rotenonbehandling.
- Sperrer for oppvandrende fisk som alternativ eller i kombinasjon med rotenon bør tas mer i bruk.
- Det må gjennomføres omfattende forarbeid før rotenonbehandling, både for å sikre at man lykkes, og for å beskrive og ta vare på populasjonene med tanke på reetablering. Samtidig kan det være essensielt å rotenonbehandle i en tidlig fase for å hindre videre spredning av parasitten.
- Informasjon om spredning av *Gyrodactylus salaris* bør intensiveres.

I etterkant av konsensusmøtet om rotenon ble det holdt et forskermøte om *G. salaris* arrangert av NINA. Målsetningen med forskermøtet var å diskutere hvilket behov det er for en fornyet forskningsinnsats på denne parasitten. Møtet munnet ut i et forslag til hvilke forskningsfelter som bør fokuseres. Samtidig ble det opprettet en faggruppe som fikk i arbeid å følge opp dette initiativet overfor forvaltning og bevilgende myndigheter. Et forslag til forskningsoppgaver ble overlevert DN i juni (1997), og arbeidet med å lage et forskningsprogram vil bli igangsatt så snart den finansielle og organisatoriske siden av dette er avklart.

Emneord: *Gyrodactylus salaris*, ferskvannsfisk, anadrom fisk, invertebrater, rotenon, effekter.

Rita H. Daverdin, Norsk institutt for naturforskning, Tunga-sletta 2, 7005 Trondheim.

Abstract

Hartvigsen, R., ed. 1997. Effects of rotenone on the fauna of Norwegian salmon rivers: report from the consensus-meeting. - NINA Oppdragsmelding 497: 1-30.

This report is a compilation of papers presented at a national meeting about rotenone. The meeting was organised by the Directorate for Nature Management (DN) in collaboration with the Norwegian Institute for Nature research (NINA) on the 12th May 1997. The purpose of the meeting was to discuss all aspects of the use of rotenone to eradicate the salmon parasite *Gyrodactylus salaris*. A rotenone treatment kills all salmon parr in the river. Since the host dies the parasite will be eradicated. In Norway *G. salaris* has been found in 40 rivers and 38 fish farms. A total of 26 rivers have been treated with rotenone, and 11 of these have been declared parasite free. The parasite has re-established in two rivers, Skibotnelva and Rauma. The river Skibotnelva has been treated a second time, and it seems as if the parasite has been eradicated. The remaining 12 rivers are monitored and are awaiting a status as parasite free.

In the autumn of 1996 *G. salaris* was found in the River Lærdalselva. This river is located in a region (Sognfjorden) where the parasite has not been found since 1982. An expert-group appointed by the The Norwegian Animal Health Authority (Statens Dyrehelsetilsyn) reviewed the existing evidence in an attempt to explain the epidemic, but they were unable to draw any conclusions with regard to the cause of the epidemic. The River Rauma was treated with rotenone in 1993, but monitoring in 1996 revealed that *G. salaris* was present on salmon parr. The reason for the occurrence of the parasite could not be determined by the expert-group. These two events, in addition to an increasing negative focus on the effect of rotenone on the biodiversity in treated rivers, called for a meeting of experts to discuss the use of rotenone to eradicate *G. salaris*. A consensus-meeting was therefore held, including scientists and managers, to discuss the effect of rotenone on the parasite, fish, semi-aquatic birds and mammals and invertebrates in addition to present alternatives to rotenone. A summary of the key results was put together and agreed upon by all participants before the meeting was closed. The key results are as follows:

- The likelihood of eradication of the parasite from large rivers (e.g. Drammenselva) by the use of rotenone is low.
- The genetic and population dynamic effects of rotenone are more pronounced in freshwater resident fish species than in anadromous (catadromous) species, and least is the effect on marine species.
- Recolonisation of salmon in treated rivers goes fast as long as there are enough individuals at sea. Natural recolonisation takes longer time if the salmon population is greatly reduced. Some stocks of salmon are preserved in the genebank for wild salmon. This reserve

is important to secure a quick recolonisation of rivers where the salmon population is low due to the parasite.

- Eggs buried in the gravel survive a rotenone treatment.
- Sea-trout recolonise relatively fast if there is a cohort out at sea, or if there are eggs in the gravel. A temporarily skewed age-distribution towards younger spawning individuals will be observed due to faster growth of the first few generations of smolt post-treatment.
- It is not clear how long time it will take before different salmon stocks have developed some kind of parasite resistance. An improved survival due to an increase in responding, resistant and surviving salmon may take time to develop. Release of artificially bred *G. salaris* resistant salmon may speed up the process.
- Rotenone treatment leads to a temporary reduction in the benthic fauna. Different species of benthic invertebrates react differently to rotenone.
- Studies in the river Rauma have not documented, so far, that invertebrate species have disappeared due to the rotenone treatment. Effects on the population biology and genetics of invertebrates have not been considered, however.
- A strategy to preserve freshwater resident fish must be developed.
- Weirs to stop ascending fish as an alternative to, or as a supplement to, rotenone must be considered.
- Thorough planning and assessment of adverse effects must be carried out before rotenone treatment, to secure a successful treatment and to ensure relatively fast recolonisation. But it is also important to treat infected rivers early in the epidemic to prevent the spreading to nearby rivers.
- Information about the spread of *G. salaris* must be increased.

After the consensusmeeting a meeting gathering scientists only was held. The meeting was organised by NINA. The purpose of the scientist meeting was to discuss new fields for research on *G. salaris*. The meeting ended with an initiative for a research program on *Gyrodactylus*, and a committee was appointed to follow up this initiative. A report from this meeting was handed over to DN in June this year, and the work will be started in the autumn of 1997 when the financial and administrative situation has been classified.

Key-words: *Gyrodactylus salaris*, freshwater fish, anadromous fish, invertebrates, rotenone, effects.

Rita H. Daverdin, Norwegian Institute for Nature Research, Tungasletta 2, N-7005 Trondheim, Norway.

Forord

Konsensusmøtet om bruk av rotenon ble holdt i Trondheim 12. mai 1997. Møtet ble arrangert av Direktoratet for naturforvaltning i samarbeid med Norsk institutt for naturforskning (NINA). Målsettingen med møtet var å diskutere bruken av rotenon som et tiltak for å utrydde lakseparasitten *Gyrodactylus salaris*. Hensikten var å få frem alle argumenter i sakens anledning, og diskutere fordeler og ulemper ved bruken av rotenon så bredt som mulig. Til møtet ble det invitert 36 forskere, forvaltere og representanter for veterinærmyndighetene og miljøorganisasjonene (Appendix 1). De inviterte deltakerne representerte et bredt sammensatt panel av fagfolk innen parasittologi, genetik, fiskeøkologi, invertebratøkologi samt representanter for veterinærmiljøet. Direktoratet for naturforvaltning ønsket en samlet ekspertvurdering om rotenon er en forsvarlig strategi sett i lys av effektene på fisk, invertebrater og terrestre dyr knyttet til vassdraget som behandles. Møtet var delt inn i fire deler hvor hver del omhandlet en organismegruppe (Appendix 2). Etter hver del ble resultatene diskutert i plenum. Møtet avsluttet med en sammenfattende diskusjon, og en kortfattet oppsummering med konklusjoner som deltakerne på møtet sluttet seg til. Dette konsensus-dokumentet er vedlagt i Appendix 3.

Denne rapporten er en samling av de innsendte foredragene. I tillegg har vi tatt med to innlegg som ikke ble holdt på selve møtet, men som likevel er relevante for problemstillingen. Det ene innlegget omhandler gifteffekten av surt, aluminiumsholdig vann på *G. salaris* (Soleng et al.). Det andre innlegget omhandler rotenonbehandling som forvaltningsstrategi (Hessen). I to tilfeller er det kun referat fra rapporter som er tatt med (Arnekleiv et al. 1997, Lund 1997). Grunnen til dette er at resultatene som ble lagt frem på møtet er trykket i egne rapporter.

Innleggene er samlet tematisk i samme rekkefølge som programmet for møtet. Etter hver tema presenteres en kort oppsummering av diskusjonen som fulgte etter innleggene. Denne sammenfatningen er ikke uttømmende for alle spørsmål som ble stilt, eller det som ble diskutert, men er heller et forsøk på å få frem noen av spørsmålene som står ubesvarte. Oppsummeringen av den avsluttende diskusjonen er ble sammenfattet i 12 punkter som ble grundig diskutert avslutningsvis på møtet. Det resulterte i et konsensus-dokument som er trykt som Appendix 3.

Trondheim, oktober 1997

Rita H. Daverdin
prosjektleder

Innhold

Referat.....	3
Abstract	4
Forord	5
1 Innledning	6
2 Effekten av rotenon på parasitten	6
2.1 Effekten av rotenon på <i>Gyrodactylus salaris</i> - kan en utrydde parasitten?	6
2.2 Studier av aluminiums effekter på lakseparasitten <i>Gyrodactylus salaris</i> og Atlantisk laks,	10
2.3 Sammenfatning av diskusjonen etter del 1.....	13
3 Effekten av rotenon på fisken	13
3.1 Genetiske effekter av rotenon på fisk.....	13
3.2 Reetablering av laks i rotenonbehandlede vassdrag	16
3.3 Reetablering av fiskebestanden i et sjøørretvassdrag etter rotenonbehandling	22
3.4 Sammenfatning av diskusjonen etter del 2.....	22
4 Effekten av rotenon på invertebratfaunaen.....	23
4.1 Rotenonbehandlingens effekt på bunndyr i Rauma- og Hensvassdraget, Møre & Romsdal Del I: Kvalitative undersøkelser	23
4.2 Sammenfatning av diskusjonen etter del 3.....	24
5 Miljøkostnader ved behandling av vassdrag.....	25
5.1 Miljøkostnader ved behandling av vassdrag kontra ingen behandling og spredning av	25
5.2 Rotenonbehandling: arter på vekstskålen	25
5.3 Sammenfatning av diskusjonen etter del 4.....	28
6 Sammenfattende diskusjon	28
Appendix 1 Deltakerliste.....	29
Appendix 2 Program.....	29
Appendix 3 Konsensusdokument.....	30

1 Innledning

Bakgrunnen for å holde et konsensusmøte om rotenon var:

- Påvisningen av *G. salaris* i Lærdalselva høsten 1996 skapte en bekymring hos mange innen forvaltningen fordi den representerer en ny påvisning i et område som har vært regnet som "rent" siden først på 1980-tallet. Kun ett annet vassdrag i Sognfjorden har vært infisert med parasitten, Vikja, og denne elva ble rotenonbehandlet i 1981 og 1982.
- *G. salaris* ble påvist i Raumavassdraget i 1980. Rotenonbehandling ble foretatt i 1993, men parasitten ble igjen påvist på laksunger i vassdraget i 1996.
- En ekspertgruppe oppnevnt av Statens Dyrehelsestilsyn konkluderte med "...at det ikke er mulig å gi en endelig forklaring på hvorfor *G. salaris* er påvist i Rauma og Lærdalselva." (Mo et al. 1997, s 21).
- Økende grad av oppmerksomhet og negativ omtale av bruken av rotenon, særlig fokuseringen på effekten av rotenon på andre organismer i vassdraget enn fisken gjorde det nødvendig å ha en gjennomgang av dagens kunnskap og samtidig peke på nye forskningsbehov. Oppmerksomheten har i økende grad dreiet seg om hvorvidt dette er en forsvarlig miljøforvaltning sett i forhold til ansvaret for det totale mangfoldet i naturen. Tilsammen 26 vassdrag er blitt rotenonbehandlet. Av disse er 11 friskmeldt, mens parasitten har blitt påvist i to vassdrag etter behandling. Med utgangspunkt i en bestandsforvaltning av laks er dette et meget bra resultat, og det kan argumenteres for at det er lite som tilsier en endring av dagens strategi. Likevel er de nye påvisningene i 1996 såpass viktige at det må settes inn nye midler til forskning. Dette ble behandlet på et forskermøte om *G. salaris* arrangert av NINA i samarbeid med DN. Innstillingen fra forskermøtet ble levert DN i juni, og hvorvidt anbefalingen om ny forskningsinnsats blir fulgt vil bli avgjort i løpet av høsten 1997.

Referanser:

Mo, T.A., Jansen, P.A., Appelby, C. & Johnsen, B.O. 1997. Mulige smitekilder og spredningsveier for *Gyrodactylus salaris* til elvene Rauma og Lærdalselva. - Rapport fra ekspertgruppe nedsatt av Statens Dyrehelsestilsyn. 23 s.

2 Effekten av rotenon på parasitten

2.1 Effekten av rotenon på *Gyrodactylus salaris* - kan en utrydde parasitten?

Tor A. Bakke, Zoologisk museum, Universitetet i Oslo, Sars gt. 1, 0562 Oslo

Innledning

Ved Zoologisk Museum, Universitetet i Oslo, har det kontinuerlig foregått forskning på *Gyrodactylus*-arter over ca. 15 års tid. Viktige deler av de resultatene som fremkom i en 6 års periode opp til 1995 er kort summert i en utredning fra DN (Jansen et al. 1996). I denne rapporten er forskningsresultater over parasittens biologi behandlet, dessuten er resultater fra mottagelighets- og resistensforsøk, og parasittens miljøtoleranse for temperatur og saltholdighet presentert.

Kan parasitten utryddes med rotenon?

Når det gjelder rotenons biologiske virkning på *G. salaris* er det utarbeidet en rapport av T.A. Mo, Veterinærinstituttet i Oslo, basert på eksperimentelle studier over parasittens rotenon toleranse. Det er ønskelig med videre undersøkelser over rotenons virkning på parasitten. Men uansett, på spørsmål om *G. salaris* kan utryddes ved hjelp av rotenon vil svaret bli nei: *G. salaris* må en lære seg og leve med. Parasitten vil også finnes langs Norges grenser, bl.a. i de østlige områder av Sverige, Finland og Russland, samtidig som den forekommer i regnbueørret-oppdrett i Danmark og Tyskland.

Det er en økende opposisjon mot rotenon-bruk i Norge, spesielt knyttet til ønsket om å bevare de infiserte vassdragenes biodiversitet så uforstyrret som mulig. Den økende usikkerhet i om en lykkes eller ikke med en rotenon-behandling etter som vassdragenes kompleksitet øker, er også en viktig faktor. Det settes dessuten økende krav til forundersøkelser før behandling, som i seg selv er meget kostbare og tidkrevende.

For ser en kun på én av faktorene og glemmer vern av det genetiske mangfold og biodiversitet, nemlig de hydrologiske forholdene i et vassdrag, så finnes det infiserte vassdrags-systemer i Norge som er ekstremt komplekse. Et eksempel er det infiserte Drammens- og Liervassdraget som i Gyroperspektiv fungerer som ett vassystem sammenbundet gjennom Drammensfjorden. Noe som også demonstreres gjennom vår påvisning av *G. salaris* på utvandret smolt utenfor fjordsystemet, og Svelvik. Det er for meg utenkelig at vassdrag av denne hydrologiske kompleksitet kan behandles. Det vil med andre ord si: vi vil for alltid ha parasitten i Norge. Og svaret blir som nevnt, parasitten kan ikke utryddes.

Men det skal innrømmes, at dersom følgende forhold er klarert kunne selv komplekse vassdrag tenkes rotenonbehandlet, men det krever enorme forberedelser og sterke prioriteringer:

- biodiversiteten knyttet til økosystem-, arts- og intrapopulasjonsnivået utenom laks, må nedprioriteres
 - de økonomiske ressurser må være tilstrekkelige
 - de biologiske og hydrologiske forundersøkelsene i vassdraget med tilknyttede sideelver og loner, nedslagsområde, kilder og grunnvannstilsig må være grundig undersøkt
 - laksebestandens potensiale til selv å utvikle resistens må være utredet
 - all laksefiskoppdrett i tilknyttede områder må kartlegges og undersøkes for fjerning av potensiell mulighet for nyinfeksjon
 - det praktiske behandlingsregimet må planlegges grundig og gjennomføres 100 % etter planen
- motstanderne av rotenonbehandling må være lovlidige
Disse kravene krever tilsammen store ressurser, og utfallet vil alltid være usikkert over tid.

Generelt ved rotenonbehandling av naturlige vassdrag benyttes en desinfeksjonsmetode som i prinsippet delvis tilsvarende det som brukes i oppdrett og husdyrhold med total nedslaktning av den spesifikke bestand som er infisert. Men brukt på naturlige systemer er det et klart tankekors at også andre organismer enn laks blir sterkt desimert i antall og derved klart genetisk påvirket. Internasjonalt ville metoden brukt på naturlige vassdragssystemer slik vi nå gjør i Norge, være fullstendig uakseptabel.

Uansett, basert på de gjenværende infiserte vassdrags hydrologiske og biologiske kompleksitet, må konklusjonen bli at vi vil for alltid ha *G. salaris*-infiserte laksebestander i Norge.

Store vanskeligheter med dagens rotenon-tiltak

De forvaltningsmessige tiltak som er valgt for å forhindre spredning av parasitten fra infiserte vassdrag til uinfiserte via menneskets aktiviteter, blir det meget viktig å få evaluert. Dersom det er store muligheter for naturlig smitte fra et infisert vassdrag til nærliggende uinfiserte, er det behov for ekstraordinære og ekstreme forvaltningsmessige tiltak. Omfatter dette bruk av vannkjemiske tiltak vil dette kreve omfattende biologiske og hydrologiske forundersøkelser av vassdragssystemet ved siden av konsekvensvurderinger og sikring mot nyintroduksjoner av parasitten.

Vanskelighetene med gjennomføringen av slike nødvendige forundersøkelser kommer klart frem i en rapport utarbeidet av en ekspertgruppe nedsatt av Statens dyrehelsetilsyn: «Mulige smittekilder og spredningsveier for *Gyrodactylus salaris* til elvene Rauma og Lærdalselva» (Mo et al. 1997). I ettertid skulle årsakene til den eventuelle "reintroduksjon" av parasitten til Rauma vurderes. Rapportens konklusjoner viser usikkerheten (i kursiv) knyttet til rotenon-bruk som forvaltningstiltak; der de fleste mulige smittekilder ikke kan utelukkes:

- En gårdsdam uten konsesjon drev med oppdrett av regnbueørret til november 1995, *denne smittekilden kan ikke utelukkes*
- I øvre deler av Raumas nedbørfelt og nærliggende områder *er regnbueørreten ikke utredet*
- Utsatt eller rømt regnbueørret fra de øvre delene av Raumas nedbørfelt, eller områder som ligger nært opptil dette *kan være en kilde til infeksjon*
- Oppdrett av regnbueørret i Raumas nedbørfelt *må avklares, fisken parasittologisk undersøkes. (G. salaris er tidligere påvist i 4 anlegg i områder med tilknytning til Raumas nedbørfelt)*
- *Ingen indikasjoner på overflytting av infisert fisk i kulturøyemed*
- Situasjonen i Raumas nedbørfelts øvre deler i Oppland, *er ukjent*
- *Harr ikke undersøkt i øvre deler av vassdraget*
- Harr fanget, plassert i en flomdam isolert sammen med 50 stingsild etter vårflommen, er senere utsatt. Muligheten *kan ikke utelukkes* at denne episoden kan ha hatt betydning for reinfiseringen av Rauma
- *Harr må parasittologisk undersøkes*
- *Steder forbigått av «rotenon-gjengen» er antydnet*
- Parasitten *kan ha overlevd* i mer eller mindre isolerte lokaliteter forbundet til vassdraget, som tilsigsbekker/elver eller delvis avsnørte dammer/tjern (som antatt i Skibotnvassdraget i Troms etter rotenonbehandlingen)
- Ingen holdepunkter for at sabotasje har funnet sted, men *muligheten kan ikke utelukkes*
- Transport av infisert fisk *lite trolig* som smittekilde
- *Sannsynligvis ingen smitte* fra nabovassdrag og *lite sannsynlig* fra vassdrag lengre bort
- Ørret utbredt over lakseførende strekning (opptil 50 dagers overlevelse på ørret observert eksperimentelt)
- Utsetting/rømming fra Herjeanlegget *usannsynlig*.

Kun i siste punkt anses en mulig smittevei som usannsynlig.

Andre mulige tiltak for infiserte vassdrag

Tiltak basert på evolusjonære forandringer i de infiserte laksestammene kan tenkes. Ved siden av forvaltningsmessige tiltak som fiskesperrer og utryddelse av fisk med rotenon bør bruk av andre kjemikalier som spesifikt dreper parasitten, men ikke andre organismer (f.eks. manipulering med pH/Aluminium konsentrasjonene) utvikles. Dette bør prøves i storskala. Følgende strategier kan tenkes, enten med eller uten manipulering av laksens genpool:

Ikke-manipulering av laksens genpool

La naturen ordne opp selv gjennom naturlig seleksjon for økt resistens hos laks, uten inngripen fra mennesket

Utsetting og manipulering av laksens genpool

- Utsetting av uselektert laks (smolt) eller ett-årig laks av lokal stamme på uinfisert elvestrekning (som nå)
- Utsetting av vaksinert uselektert laks (smolt) eller ett-årig laks av lokal stamme på infisert elvestrekning
- Utsetting av selektert laks av lokal stamme for raskere evolusjonær *Gyrodactylus*-toleranse

- Utsetting av selektert laks av lokal stamme for raskere evolusjonær Gyrodactylus-resistens
- Utsetting av selekterte hybrider mellom lakse-stammer for raskere evolusjonær Gyrodactylus-resistens

Den evolusjonære (og biologiske) effekt på laks - *G. salaris* assosiasjonen i et infisert elvesystem som disse alternativene ville medføre, er ikke faglig utredet. Det er behov for en definert og målrettet forskning innen flere sider av dette, som: (1) utprøving av muligheten for selektiv avl på laks mot *G. salaris*; (2) videre studier av parasittens reproduksjonsbiologi og evolusjonspotensiale; (3) modellering av laks-gyro assosiasjonen basert på realistiske data fra norske forhold for å teste diverse antagelser; (4) utprøving av mulig vaksinasjon av fisk før utsetting. En slik forskning krever imidlertid økonomisk satsing, høy fagkompetanse og et samarbeid mellom ulike aktive fagmiljøer og fagprofesjoner med slik kompetanse. Det er ønskelig å gå bredt ut, og også søke kompetanse ut over landets grenser.

Avslutningsvis vil jeg antyde noen generelle forskningsresultater innen gyro-forskningen og samtidig forsøke å avlive enkelte myter. Først generelt:

Adaptasjon og generell sykdomsresistens

Sykdom spiller en signifikant rolle i de fleste dyrearters økologi fordi den naturlige seleksjon må kontinuerlig motarbeide og overkomme skadelige effekter fra spesielle patogener i en populasjon, mens patogenene selv prøver å overkomme vertens utviklede resistens. All sykdom vil selekere på de individer som er mer resistente mot parasitten enn foreldregenerasjonen. Bevis for slike evolusjonære konflikter i naturlige systemer er ikke mange, men gode eksempler er fuglemalaria på Hawaii, og kanskje spesielt Myxoma-epidemiene (en virus infeksjon utsatt av mennesket) i kanin populasjonene i Australia. Det ble funnet at kaninene som overlevde hadde signifikant større resistens enn ueksponerte forfedre, samtidig som viruset ble mindre sint (mer avirulent). De overlevende har resistensgener som er adaptive. Det finnes dessuten arbeider på teoretiske aspekter med hensyn på slik naturlig seleksjon for sykdomsresistens, men antallet er begrenset.

Historisk sett har de fleste dyrearter gjennom evolusjonen blitt kontinuerlig utsatt for sykdomsutbrudd som har influert både på de bestandsmessige (demografiske) forhold og artenes genetiske status. En konsekvens av slike epidemier inkluderer en klar seleksjon for sykdomsresistens, dvs. en genetisk forandring av vertens genfrekvenser som et sluttresultat etter et utbrudd og samtidig utgangspunkt for den videre evolusjonære utviklingen (founder effekt), ved siden av eventuelle genetiske tilpasninger fra parasittens side. Generelt har en oppdaget en stor variasjon av polymorfe vertsgener innen artene med regulatoriske effekter på resultatet av en infeksjons-sykdom.

Adaptasjon og generell gyro-resistens

Genotypens betydning for vertesresistens mot *Gyrodactylus* under naturlige parasitt- epidemier er lite kjent, men forskningsresultater fra utlandet finnes, og dessuten fra Norge:

- 1) Madhavi & Anderson (1985): Den genetiske basis for mottagelighet ble testet på 4 stammer av guppy (*Poecilia*) mot infeksjoner av *Gyrodactylus bullatarudis*. Resultatene viste variasjon (heterogenitet) i: 1) mottagelighet for infeksjonen mellom forskjellige innvandrede populasjoner av guppyer basert på gjennomsnittlig abundans av parasitten, 2) forholdet av mottagelige og resistente individer i populasjonene, 3) varigheten av primærinfeksjonen og varigheten på motstanden mot senere infeksjoner. Tre kategorier mottagelighet ble beskrevet: resistente (ingen etablering eller reproduksjon), moderat mottagelige (parasittpopulasjonsvekst og vertsrespons) og sterkt mottagelige (parasittpopulasjonsvekst uten vertsrespons). Genetiske faktorer var involvert i bestemmelsen av grad av resistens og mottagelighet, selv om en stor variabilitet ble funnet innen den enkelte bestand. Resistensen synes klart dominant (og autosomal og multi-locus kontrollert).
- 2) Lyles (1990): For *Gyrodactylus turnbulli* som infiserer ville guppy (*Poecilia*) i Trinidad, ble det funnet stor variasjon i parasittens etablering og populasjonsvekst, og påvist parasitt-indusert dødelighet og derfor naturlig seleksjon for resistens. Guppyenes genetiske forhistorie ble funnet som den viktigste faktoren som bestemmer mottagelighet for parasitten i laboratoriet, ved siden av fiskens generelle livskraft (viabilitet). Innvandringsfisk ble funnet signifikant mer mottagelig for infeksjon enn villfisk (tap av genetisk variasjon gjennom 7 generasjoner av innavl medførte økt mottagelighet hos guppyene). De stammene som vokste best i laboratoriet hadde størst motstand mot infeksjoner; dessuten var stress en viktig faktor i sykdomsbildet.
- 3) Leberg & Vrijenhoek (1994): Gjennom eksperimentell testing ble en seksuelt formerende art av en annen slekt i guppy-gruppen (*Poeciliopsis*) fra Mexico og en klon fra samme området funnet resistent mot *G. turnbulli*. Fra samme området ble en annen seksuell art funnet delvis resistent, mens en annen klon var mottagelig og infeksjonen ledet til økt dødelighet. Mangel på genetisk variabilitet innen en klonal linje reduserte muligheten til raskt å utvikle en tilstrekkelig respons og gjorde fisken spesielt utsatt for utryddelse. Krysning mellom strainene antydte at resistens er dominant over mottagelighet.
- 4) Bakke et al. (upublisert) og Bakke & MacKenzie (1993): Gjennom eksperimentell testing av Neva-stammens resistens mot *G. salaris* fra Lierelva, ble individuelt isolerte parr gjennomgående funnet å være lite til moderat mottakelig for parasitten. All parr responderte etter ca. en måned, og mer eller mindre eliminerte infeksjonen. Laks fra Lierelva, holdt og infisert under tilsvarende forhold, var mer mottakelig for infeksjonen, men responderte også etter en tilsvarende tidsperiode, og reduserte infeksjonen til et lav nivå (se figuren).

Krysningsforsøk for økt *G. salaris* resistens ved Zoologisk Museum, Oslo

Det er foretatt enkelte foreløpige resistensforsøk gjennom diverse kryssninger mellom laksestammer ved Universitetet i Oslo:

- Kryssning MOWI x Neva laks

Krysningsproduktene (hybridene) kontrollerte infeksjonen bedre enn norsk laks.

- *Krysning Imsa x Neva laks*
Krysningsproduktene kontrollerte infeksjonen bedre enn norsk laks.
- *Hybridiseringsforsøk Alta laks x ørret*
Altalaks ble krysset med ørret og hybridene og foreldre-generasjonen ble testet for resistens. Det viste seg at krysningsproduktene (hybridene) med forelder hannlaks var resistent; med forelder hunnlaks intermediær mellom laks og ørret med både resistente og moderat mottagelige og responderende individer tilstede.

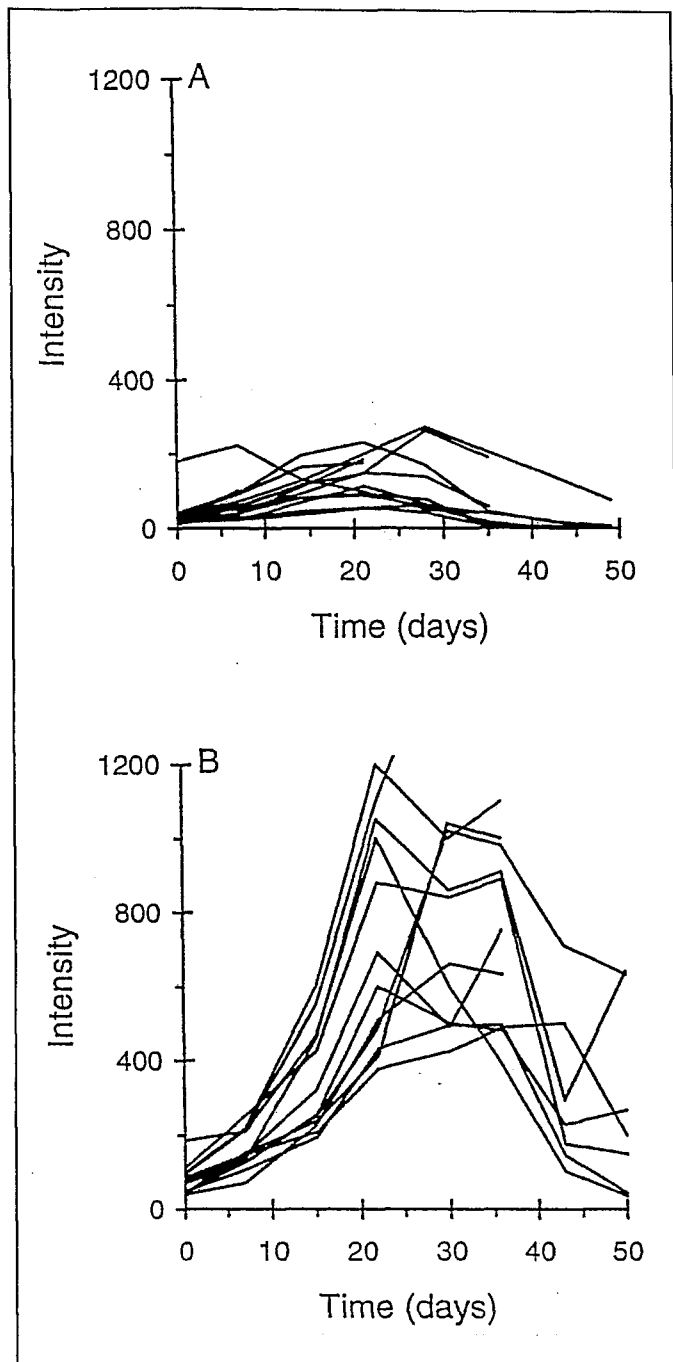
Disse forsøkene viser det Madhavi & Anderson (1985) har vist: en innkryssning av økt resistens i mottagelige stammer laks, er mulig.

Tre myter om laks og *G. salaris*-resistens

- 1) *Norsk laks har ingen immunitet mot parasitten*
Forskningsresultater ved Zoologisk museum viser bl.a.: (a) Totalt immunoglobulin-innhold i mucus øker signifikant med infeksjonstid; (b) Haemolytisk aktivitet i serum økte med infeksjonstid; parasitten er meget mottagelig for lysis fra komplement i serum og fra mucus. Det vil si at immunologiske reaksjoner mot parasitten forekommer også hos norsk laks.
- 2) *Norsk laks kan ikke respondere mot parasitten*
Forskningsresultater ved Zoologisk museum viser bl.a.: (a) Enkeltindivider av laks fra Lakselva synes klart å kunne kontrollere infeksjonen; (b) Enkeltindivider av laks fra både Lierelva, Drammenselva og Altaelva ble funnet å kunne respondere og kontrollere infeksjonen; (c) Laks fra Batnfjordelva synes mer sykdomstolerant enn annen laks, og nye resultater syntes å antyde en økende resistens i denne laksestammen (før rotenonbehandlingen av elva ble foretatt). Det vil si at norsk laks kan respondere mot parasitten samtidig som sykdomstoleransen varierer.
- 3) *Laks fra Østersjøen kan ikke infiseres da de er resistent*
Forskningsresultater ved Zoologisk museum viser bl.a.: (a) En variabilitet i mottakelighet og resistens hos laks fra østkysten av Sverige (Indalsälva): både høyt mottagelige laks og laks som kontrollerte infeksjonen ble funnet; (b) Nevalaks er ikke resistent mot etablering, vekst og reproduksjon av parasitten; enkeltindivider ble funnet mottagelige for norsk *G. salaris*, men mindre mottagelige enn norsk laks (se figur 2.1.1). Det vil si at resistens ikke er et spørsmål om ikke å kunne infiseres, men å kunne kontrollere og tolerere en infeksjon uten å bli syk.

Konklusjon

Laks i norske vassdrag er funnet å være variabel med hensyn på mottakelighet mot *G. salaris*, og også omfatte individer med evne til å respondere mot parasitten. Dette synes klart genetisk betinget og arvelig. Dette er det meget viktig å merke seg, og vil utgjøre basis i en fremtidig satsing på dette som tiltak. Teoretisk sett er det ingen grunn til at



Figur 2.1.1: Infeksjonsutviklingen på parr av to stammer Atlantisk laks eksperimentelt infisert med *Gyrodactylus salaris*. (A) Østersjølaks, opprinnelig fra Neva (Bakke et al., upublisert); (B) Laks fra Lierelva, Buskerud fylke (Bakke & MacKenzie, 1993). Infeksjonsutviklingen viser at begge grupper er mottagelige for infeksjonen under eksperimentelle betingelser og at mottakeligheten til enkeltindivider kan variere. Lakseparr fra begge stammer responderer mot infeksjonen etter nogenlunde samme tidsforløp, men Nevalaks fra Østersjøen er generelt klart mindre mottagelig enn Lierelvlaks fra Norge.

ikke norsk laks skulle kunne øke sin motstandskraft mot *G. salaris* i infiserte vassdrag gjennom naturlig seleksjon (som vist for bl.a. furunculose og vibriose), og raskere basert på utsetninger av laks selektert for økt resistens. Hvis rømt oppdrettslaks og den naturlige feilvandringen av norsk laks anses som ødeleggende for den evolusjonære utvikling av resistens hos laks i infiserte vassdrag, må også denne påvirkningen betraktes som ødeleggende for paradigmet blant lakseøkologer, at hver elv har sin egen stamme av laks tilpasset de lokale forhold.

Referanser:

- Bakke, T.A. & MacKenzie, K. 1993. Comparative susceptibility of native Scottish and Norwegian stocks of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., to *Gyrodactylus salaris* Malmberg: Laboratory experiments. - Fisheries research 17: 69-85.
- Jansen, P.A., Bakke, T.A., Soleng, A. & Hansen, L.-P. 1996. Sammenfatning av kunnskapsstatus vedrørende *Gyrodactylus salaris* og laks - biologi og økologi. - Utredning for DN 1996-2.
- Leberg, P.L. & Vrijenhoek, R.C. 1994. Variation among desert topminnows in their susceptibility to attack by exotic parasites. - Conservation Biology 8: 419-424.
- Lyles, A.M. 1990. Genetic variation and susceptibility to parasites: *Poecilia reticulata* infected with *Gyrodactylus turnbulli*. PhD.thesis, Princeton University, Princeton, New Jersey.
- Madhavi, R. & Anderson, R.M. 1985. Variability in the susceptibility of the fish host *Poecilia reticulata* to infection with *Gyrodactylus bullatarudis*. - Parasitology 91: 531-544.
- Mo, T.A., Jansen, P.A., Appelby, C. & Johnsen, B.O. 1997. Mulige smittekilder og spredningsveier for *Gyrodactylus salaris* til elvene Rauma og Lærdalselva. - Rapport fra ekspertgruppe nedsatt av Statens Dyrehelsetilsyn. 23 s.

2.2 Studier av aluminiums effekter på lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* og Atlantisk laks, *Salmo salar*.

Arnulf Soleng¹, Antonio B. S. Poleo² og Tor A. Bakke¹,
¹Zoologisk Museum, Universitetet i Oslo, Sarsgt. 1, 0562 Oslo, ²Biologisk Institutt, Universitetet i Oslo, Postboks 1066 Blindern, 0316 Oslo.

G. salaris og rotenonbehandling

Infeksjon av *G. salaris* er en av de mest alvorlige truslene mot norske villaksstammer. Parasitten var påvist i 38 lakseførende vassdrag ved utgangen av 1995 (Soleng & Bakke 1995), og det kommer stadig meldinger om nye vassdrag som er infisert. Det siste infiserte vassdrag er Lærdalselva, en av Norges mest kjente lakseelver. Frem til idag har man ikke lyktes å spesifikt drepe parasitten i infiserte vassdrag.

Rotenon, som benyttes idag, er en gift som effektivt dreper all laks og annen fisk, i tillegg til mange av de virvelløse dyrene i elva. Bruken av rotenon i et vassdrag er et kraftig inngrep i naturen, og metoden er omstridt. Dessuten er metoden ikke 100 % effektiv. Skibotnelva og Rauma er ikke blitt kvitt parasitten etter behandling. Hvorvidt dette skyldes reinfeksjon eller ineffektiv desinfisering er imidlertid uvisst.

Fordi *G. salaris* er en trussel mot villaksen, og fordi desinfisering med rotenon er en kontroversiell metode, er det viktig å finne alternative metoder for behandling av infiserte vassdrag.

G. salaris og surt aluminiumholdig vann

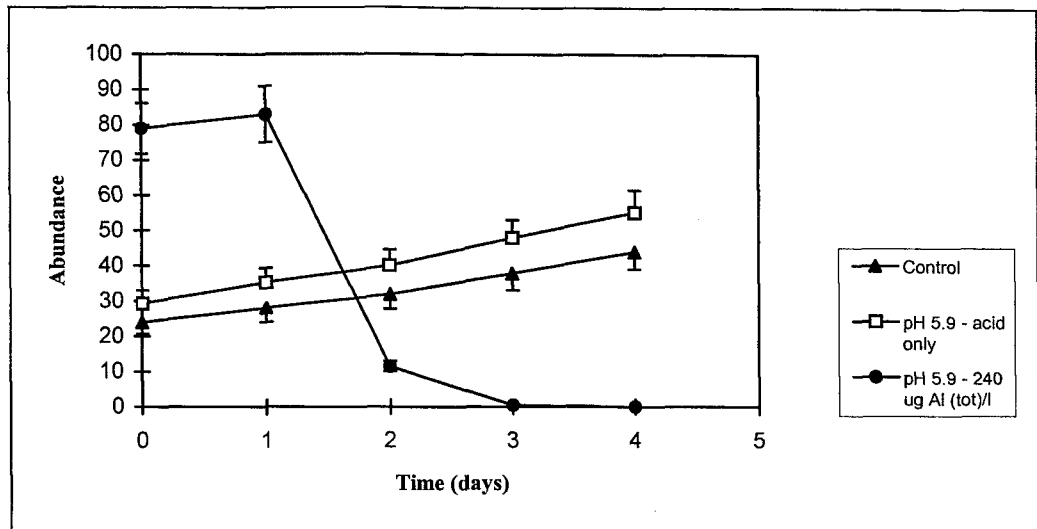
Gjennom grundige og kontrollerte eksperimentelle laboratoriestudier har vi vist at *G. salaris* er betydelig mer sensitiv til surt aluminiumholdig vann enn laks (Soleng et al. 1996). Våre resultater viser at infisert lakseparr blir kvitt parasitten etter noen få dager i aluminiumholdig vann (figur 2.2.1). Dette viser at kunnskap om miljøfaktorer er meget viktig for å forstå epidemiologien og utbredelsen av *G. salaris*. Vi vet fra før at Atlantisk laks er meget følsom for forsuring (Grande et al. 1978), og det er nylig vist at laks er mer følsom for aluminium enn de andre vanligste norske ferskvannsfiskene (Poléo et al. in press.). Vi mener derfor at det er interessant å undersøke nærmere om surt aluminiumholdig vann kan være en behandlingsmetode mot *G. salaris*, og ektoparasitter generelt. Spesielt fordi de lave konsentrasjonene vi har vist er akutt toksiske for parasitten, ikke har noen akutt virkning på laksen. Dessuten må vi regne med at en behandling som er skånsom mot laks, ikke vil være noe problem for de andre og mer hardføre fiskeartene i et vassdrag. De fleste virvelløse dyrene vi finner i et vanlig vassdrag har også en høyere toleranse for surt aluminiumholdig vann enn laks.

Resultatene våre antyder muligheten for å utvikle en alternativ metode til rotenonbehandling mot *G. salaris*. Laboratorieforskningene bør derfor testes under naturlige forhold i feltforsøk.

Aluminium som miljøgift

Sur nedbør er en alvorlig trussel mot norske laksestammer og andre fiskebestander. Den viktigste faktoren når det gjelder fiskedød i forsurede vann og vassdrag, er imidlertid giftige aluminiumforbindelser (Driscoll et al. 1980, Poléo 1992). Allikevel mener vi det er forsvarlig å tilsette aluminium til en elv. Forklaringen er at vi benytter svært lave konsentrasjoner av aluminium og relativt korte eksponeringer over et begrenset tidsrom - godt under det som er akutt giftig for laks. I et forsuret vassdrag kommer det høye innholdet av giftig aluminium fra jordsmonnet og berggrunnen i vassdragets nedbørfelt. Forsuring av jorden fører til utvasking av aluminium som renner ut i vann og vassdrag via jordvæsken (avrenning). I våre eksperimenter tilsettes aluminium rett til vannet. På denne måten blir bare elva forsuret under selve eksperimentet. Når tilsetningen stanses vil vannkvaliteten umiddelbart bli like god som før tilsetningen av kjemikalier.

Figur 2.2.1 Infeksjonsforløp av *Gyrodactylus salaris* på lakseparr (*Salmo salar*) ved tre forskjellige vannkvaliteter. Kontrollvann pH 6.5, surgjort vann pH 5.9 og surgjort vann pH 5.9 tilsatt aluminium ($240 \mu\text{g Al}_{\text{tot}}/\text{l}$).



Mekanismen for aluminiums effekt mot *G. salaris*

Våre resultater fra laboratorieforskene med *Gyrodactylus*-infiltrert fisk og tilsetning av surt aluminiumholdig vann, viser som nevnt at parasitten er meget sensitiv for aluminium løst i vann. Tilsvarende høy sensitivitet for aluminium er aldri tidligere funnet hos hverken fisk eller bunndyr. Det er derfor viktig å finne selve mekanismen for den høye sensitiviteten. Dersom mekanismen bak aluminiums virkning kan bli forstått, kan kanskje andre stoffer påpekes som har de samme positive egenskapene som aluminium, men som kanskje har enda bedre effektivitet og/eller miljøvennlighet.

Vi mener at det finnes to mulige forklaringer på hvorfor og hvordan aluminium virker desinfiserende på *Gyrodactylus*-infiltrert laks. Den første forklaringen er at aluminium har en direkte effekt på parasitten slik at den svekkes/dør eller mister taket - hypoksi-hypotesen. Den andre forklaringen er at aluminium har effekt på fisken, slik at forholdene på vertens hud blir slik at parasitten ikke lenger klarer å holde seg fast - frastøtings-hypotesen.

a) Hypoksi -hypotesen (direkte effekt av aluminium på *G. salaris*)

Det er vist at aluminiums evne til å polymerisere er av avgjørende betydning for den akutte giftigheten til dette metallet (Poléo et al. 1994, Poléo 1995). I følge Poléo (1995) vil enkle uorganiske aluminiumformer, som er positivt ladet, lett binde seg til gjelleoverflaten hos fisk. Både gjelleepitelet og slimet som dekker dette epitelet, er negativt ladet. Når de enkle aluminiumformene er bundet til gjelleoverflaten, vil en videre polymerisering kunne foregå på selve gjellen. Akkumulering av aluminium og slim vil dermed redusere vannstrømmen over gjellene og øke diffusjonsavstanden for CO_2 og O_2 mellom vannet og fiskens blod. Resultatet av denne «kloggingen» er at fisken blir hypoksisk (mangel på oksygen).

Vi tror aluminium kan virke på *G. salaris* og andre ektoparasitter på samme måte som beskrevet av Poléo (1995), spesielt fordi gassutvekslingen hos disse dyrene foregår over kroppsoverflaten. Positivt ladete aluminium-

forbindelser vil altså kunne binde seg direkte til overflaten av parasitten slik de gjør på gjelleoverflaten hos fisk. Videre polymerisering og akkumulering av aluminium på dyrets overflate vil kunne medføre at parasitten blir hypoksisk, og dermed svekkes eller dør (faller av).

Det er viktig å legge merke til at forholdene for aluminiumpolymerisering er optimale når pH ligger mellom 5,5 og 6,5 (Hem & Roberson 1967, Lydersen 1990). Det var nøyaktig dette som var tilfelle i flere av våre laboratorieforsk, hvor vi eksponerte *Gyrodactylus*-infiltrert laks for lave konsentrasjoner av aluminium ved pH 5,9 (Soleng et al. 1996). Likevel kan det være vanskelig å overføre en virkningsmekanisme for aluminium hos fisk direkte til *G. salaris*. Vår gruppe har imidlertid nylig fått resultater fra eksperimenter med bunndyr (insekter, krepsdyr) som tyder på at det er mulig å overføre virkningsmekanismen for aluminium fra fisk til virvelløse dyr som *G. salaris* (Moe et al. in prep.). Disse resultatene viser at aluminiumpolymerisering er en like viktig faktor for giftigheten av aluminium hos virvelløse dyr som hos fisk. Vi fant nøyaktig samme toksisitetensmønster hos disse dyrene som vi tidligere har funnet hos ulike fiskearter, blant annet at de mest hypoksi-følsomme artene var de som døde først.

Vi tror derfor hypoksi-hypotesen kan vise seg å være forklaringen på at *G. salaris* ikke tåler surt aluminiumholdig vann.

b) Frastøtings-hypotesen (indirekte effekt av aluminium på *G. salaris*)

Aluminium vil kunne tenkes også å påvirke fisken slik at parasitten ikke klarer å holde seg fast. Gruppen til S.E. Wendelaar-Bonga, Universitetet i Nijmegen, Nederland, har gjennom en rekke studier vist at ulike toksiske stoffer forårsaker histologiske endringer i huden hos laksefisk (se bl.a. Balm et al. 1995, Nolan et al. 1996a). De beskriver blant annet at eksponeringer for metaller og H^+ -ioner fører til celledød, invasjon av leukocytter, og en økning i antall slimceller og endringer i slimets konsistens. Det er mulig at

disse histologiske endringene i huden kan gjøre forholdene ulevelige for *G. salaris*.

En invasjon av leukocytter i huden tyder på at vi får en aktivering av immunforsvaret hos fisken når den utsettes for toksiske forbindelser. I denne sammenhengen kan det nevnes at økt infeksjon av *Gyrodactylus sp.* om høsten er satt i sammenheng med redusert vanntemperatur (Appleby 1996), som er vist å hemme immunforsvaret hos fisk. Også Jansen & Bakke (1993) finner en effekt av vanntemperaturen på fiskens evne til å respondere mot *G. salaris*. Et annet interessant funn gjort av Sterud (1992), var at antallet slimceller i huden hos laks avtok ved *Gyrodactylus*-infeksjon. Nolan et al. (1996b) fant samme fenomen hos laks som var infisert med lakselus (*Lepeophtheirus salmonis*). Dette siste er altså det motsatte av hva vi finner hos metalleksponert fisk, hvor antallet slimceller øker. Økt slimcelleproduksjon og endringer i slimets konsistens på grunn av aluminium (fra væskeaktig til talgaktig) kan også bidra til at *G. salaris* ikke greier å overleve, eller holde seg fast på fisken. Nylig observerte vi at ørret (*S. trutta*) som var blitt eksponert for aluminium i en kort periode, var mer motstandsdyktig mot soppinfeksjon i flere uker etter eksponeringen enn fisk som ikke hadde vært eksponert for aluminium (Kjelsberg et al. in prep.). Dette funnet indikerer at det må ha skjedd en endring hos fisken, siden vannet hele tiden inneholder soppsporer.

Oppsummering

Hovedmålet for dette prosjektet var å overføre den kunnskapen vi har om effekten av surt aluminiumholdig vann på fisk, til lakseparasitten *Gyrodactylus salaris*. Gjennom laborieforsøk ønsket vi å utrede om tilsetning av aluminium til et *Gyrodactylus*-infisert vassdrag kan være en mulig metode for å fjerne parasitten fra infiserte lakseelver. Våre resultater tyder på at dette er tilfelle. Et annet mål for vår virksomhet er å finne mekanismen bak aluminiums evne til å drepe/fjerne *G. salaris* fra laks. Resultatene fra denne forskningen vil ha stor betydning for å forstå parasittens følsomhet for miljøkjemiske parametre, og dermed populasjonsdynamikken og spredningen i norske vassdrag. I tillegg vil resultatene bidra til å styrke eller forkaste vår hypotese om at de sure vassdragene på Sørlandet kan ha fungert som en sperre for spredningen av *G. salaris*.

Referanser

- Appelby, C. 1996. Taxonomy and epidemiology of *Gyrodactylus Nordmann, 1832* (Platyhelminthes: Monogenea): Field studies of three species in Norway. - Dr.scient. Thesis, Norwegian College of Veterinary Medicine. 28 pp.
- Balm, P.H.M., Iger, Y., Prunet, P., Pottinger, T.G. & Wendelaar Bonga, S.E. 1995. Skin ultrastructure in relation to prolactin and MSH function in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) exposed to environmental acidification. - Cell Tissue Res. 279: 351-358.
- Driscoll, C.T., Baker, J.P., Bisogni J.J. & Schofield, C.L. 1980. Effects of aluminum speciation on fish in dilute acidified waters. - Nature 284: 161-164.
- Grande, M., Muniz, I.P. & Andersen, S. 1978. Relative tolerance of some salmonids to acid waters. - Verh. Internat. Verein. Limnol. 20: 2076-2084.
- Hem, J.D. & Roberson, C.E. 1967. Form and stability of aluminum hydroxide complexes in dilute solutions. Geol. - Survey Water-Supply Paper 1827-A. 55 pp.
- Jansen, P.A. & Bakke, T.A. 1993. Regulatory processes in the monogenean *Gyrodactylus salaris* Malmberg - Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) association. I. Field studies in southeast Norway. - Fish. Res. 17: 87-101.
- Jansen, P.A., Bakke, T.A., Soleng, A. & Hansen, L.P. 1996. *Gyrodactylus salaris* og laks: Biologi og økologi. - Utredning for DN 1996-2. Direktoratet for naturforvaltning. 49 s.
- Kjelsberg, B., Polø, A.B.S., Poppe, T. & Vøllestad, L.A. Recovery in brown trout (*Salmo trutta*) after exposure to a non steady-state aluminium chemistry. I ms.
- Lydersen, E. 1990. The solubility and hydrolysis of aqueous aluminium hydroxides in dilute freshwaters at different temperatures. - Nordic Hydrol. 21: 195-204.
- Lydersen, E., Polø, A.B.S., Nandrup Pettersen, M., Riise, G., Salbu, B., Kroglund, F. & Rosseland, B.O. 1994. The importance of 'in situ' measurements to relate toxicity and chemistry in dynamic aluminium freshwater systems. - J. Ecol. Chem. 3: 357-365.
- Moe, J., Polø, A.B.S. & Vøllestad, L.A. Toxicity of aqueous aluminium under non steady-state condition in four common Norwegian freshwater invertebrates. I ms.
- Nolan, D.T., Hadderingh, R.H. & Wendelaar Bonga, S.E. 1996a. The effects of temperature elevation and exposure to Rhine water on the sea trout smolt (anadromous *Salmo trutta* L.): a physiological and ultrastructural study. - Abstract in Adaptation to stress in aquatic and terrestrial ecosystems, University of Antwerp (RUCA), Belgium August 27-31.
- Nolan, D.T., Reilly, P. & Wendelaar Bonga, S.E. 1996b. Experimental infection with the sea louse *Lepeophtheirus salmonis* (Kroyer) induces physiological stress-related effects in skin and gills of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) postsmolts. - Abstract at VII International symposium on fish physiology, University of Oslo, Norway August 3-6.
- Polø, A.B.S. 1992. Toxicity of aqueous aluminium to Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in acidic softwater. - Dr.scient Thesis, University of Oslo. 26 pp.
- Polø, A.B.S. 1995. Aluminium polymerization - a mechanism of acute toxicity of aqueous aluminium to fish. - Aquat. Toxicol. 31: 347-356.
- Polø, A.B.S., Østbye, K., Øxnevad, S.A., Andersen, R.A., Heibo, E. & Vøllestad, L.A. Toxicity of acid aluminium rich water to seven freshwater fish species: A comparative laboratory study. - Environ. Pollut. in press.
- Soelng, A. & Bakke, T.A. 1995. Salinitetstoleransen til *Gyrodactylus salaris* Malmberg, 1957: Spredningspotensiale og sikringssoner. - Utredning for DN 1995-1. Direktoratet for naturforvaltning. 70 s.

Soleng, A., Polèo, A.B.S., Bakke, T.A. & Alstad N.W. 1996. Aluminium toxicity to *Gyrodactylus salaris* (Monogenea). - Abstract at VVI European multicolloquium of parasitology (EMOP VII). Parma, Italy September 2-6, Parassitologia 38: 65.

Sterud, E. 1992. Epidermis-struktur hos laks, *Salmo salar* L., bekkerøye, *Salvelinus fontinalis* Mitchell og røye, *S. alpinus* L., ved infeksjon med *Gyrodactylus salaris* Malmberg, under experimentelle betingelser. - Cand. scient. oppgave i akvakultur. Zoologisk museum, Universitetet i Oslo. 43 s.

2.3 Sammenfatning av diskusjonen etter del 1.

Den påfølgende diskusjonen dreide seg i stor grad om hvorvidt man kan si at norsk laks er resistent mot parasitten i noen grad. Det hersker stor uenighet om dette punktet, og mange av deltakerne var usikre på om den individuelle variasjonen i mottakelighet selv innenfor fulle søsken av laks kunne tyde på muligheter for oppbygging av resistens.

Andre momenter som fremkom i diskusjonen:

- Man kjenner ikke til populasjoner hvor man har undersøkt om gener for resistens finnes.
- Innkryssing av fremmede gener, f.eks. neva-laks, er ikke aktuelt så lenge målsetningen er å ha en bestandsforvaltning og bevaring av de enkelte stammene av laks. Import og innkryssing av neva-laks innebærer en fare for å introdusere sykdommer.
- Utviklingen av resistens kan ta lang tid, men hvor lang tid det kan ta vet man ikke. Det var uenighet på dette punktet, men ingen kunne presisere med en viss holdbarhet tidsperspektivet. Innblanding av rømt oppdrettsfisk vil i betydelig grad kunne ødelegge en resistensutvikling, såfremt den rømte oppdrettsfisken ikke selv er resistent.
- Utviklingen av resistens er avhengig av at det antallet laksunger som overlever infeksjonen er stort nok til at noen av dem kan returnere til elva og gyte der. Antallet "resistente" laksunger som trengs er igjen avhengig av om dette er et smålaks-elv eller en storlaks-elv. Antallet må være betydelig høyere i en storlaks-elv fordi dødeligheten i sjø-reserven er større siden laksen oppholder seg lenger i sjøen.

3 Effekten av rotenon på fisken

3.1 Genetiske effekter av rotenon på fisk

Kjetil Hindar, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7005 Trondheim

Innledning

Vi har ingen empirisk kunnskap om hvilke genetiske effekter bruken av rotenon har på en fiskepopulasjon. Vi har imidlertid betydelig fiskebiologisk og genetisk kunnskap som kan brukes til å si noe om hvilke effekter som må forventes. Etter min mening er det først og fremst tre forhold som påvirker de genetiske effektene av en rotenonbehandling på fisk:

- 1) Livshistorien/vandringssystemet til arten,
- 2) graden av genetisk differensiering mellom populasjoner av arten, og
- 3) hvilke tiltak som settes inn for å motvirke tap av genetisk variasjon i forbindelse med en rotenonbehandling.

Her presenterer jeg kunnskap om disse forholdene for noen norske fiskearter, og diskuterer hvordan denne kunnskapen kan brukes til å gjøre rotenonbehandlinger så skånsomme som mulig. Til slutt diskuterer jeg noen alternativer til rotenonbehandling, spesielt i forhold til å lære mer om interaksjonene mellom *Gyrodactylus salaris* og laks.

Livshistorie

Effekten av rotenon på en fiskepopulasjon vil være en funksjon av «størrelsen på ferskvannsbasen», dvs. hvor stor andel av populasjonen som oppholder seg i ferskvann til ulike årstider (se Nordeng 1989). Siden rotenon dreper alle ferskvannsorganismer som puster med gjeller, vil effekten være sterkere på en populasjon jo sterkere ferskvannsbasen er. Nordeng (1989) klassifiserte anadrome laksefisk i ulike grupper av vandringssystemer, der sjørørret og sjørøye hadde den sterkeste ferskvannsbasen (permanent base i ferskvann og kun et kortvarig opphold i sjøen for deler av bestanden), mens pukellaks hadde den svakeste ferskvannsbasen (kun gytefisk på oppvandring, egg om vinteren, og yngel på utvandring). Til Nordengs liste kan vi addere rene ferskvannsstadionære arter, som har en sterkere ferskvannsbasen enn alle anadrome fiskearter, og katadrome og marine arter, som er mindre knyttet til ferskvann enn de anadrome artene.

For ferskvannsstadionære arter (harr, sik, åbor, steinsmett) er hele populasjonen i ferskvann til enhver tid (jf. artsbeskrivelsene i Jonsson & Semb-Johansson 1992), og rotenon i høy nok konsentrasjon vil innebære utdøing av den eller de populasjonene som fins i vassdraget. Et unntak kan være befruktet rogn som overlever behandlingen, men med unntak av høstgytende arter (kun sik av de oven-

nevnte), er dette livsstadiet svært kortvarig og neppe sammenfallende i tid for alle de aktuelle artene.

For noen anadrome arter (sjørret, sjørøye) er hele populasjonen i ferskvann i vinterhalvåret, mens en betydelig del av populasjonen (post-smolt og umodne og kjønnsmodne veteranvandrere) er i havet i sommerhalvåret. For disse innebærer rotenonbehandling enten utdøing eller reduksjon av populasjonen, alt etter når på året behandlingen skjer. (Reduksjon av populasjonsstørrelsen kan øke sannsynligheten for utdøing av andre årsaker, men diskuteres ikke her.) Enkelte populasjoner av sjørret kan ha en annen livshistorie enn den som er skissert over, der umoden og utgytt sjørret overvintrer i sjøen. Disse bestandene, som bl.a. er karakteristiske for små bekker (Brodtkorb 1995), vil være mindre sårbare overfor rotenonbehandling om vinteren enn bestander som overvintrer i ferskvann.

For andre anadrome arter (laks) er en betydelig del av populasjonen til enhver tid i havet, og rotenonbehandling innebærer en reduksjon av populasjonen. Årsklasser som kun er i ferskvann utslettes, årsklasser som kun er i havet berøres ikke, og årsklasser som fins i begge miljøer reduseres. I *Gyrodactylus*-infiserte vassdrag har denne bestandsreduksjonen større effekt på laks enn på sjørret fordi laksen allerede er svekket som følge av *Gyrodactylus*, og derved lettere vil bli utryddingstruet av en ytterligere bestandsreduksjon. Lærdalselva kan være et unntak her, fordi rotenonbehandling ble iverksatt kort etter at *Gyrodactylus* ble oppdaget, og fordi én av rotenonbehandlingene tok livet av svært mange overvintrende sjørret.

For katadrome arter (ål) og marine arter (skrubbe) som oppholder seg i ferskvann i deler av livet eller året, innebærer en rotenonbehandling en reduksjon av populasjonen. Marine arter som aldri besøker ferskvann er uberørt av rotenon.

Jeg har hittil unngått å nevne trepigget stingsild. Den kan havne i alle kategorier, siden arten har både ferskvannsstasjonære, anadrome og marine populasjoner (Jonsson & Semb-Johansson 1992). Dette innebærer at man bør kjenne livshistorien og vandringsystemet til hver enkelt art i det aktuelle vassdraget, før en kan avgjøre hvor stor effekt en rotenonbehandling vil ha.

Genetisk struktur

Den genetiske effekten av å tape én populasjon er avhengig av graden av genetisk differensiering mellom populasjoner. Generelt kan vi si at denne er større hos ferskvannsstasjonære arter enn hos anadrome arter, og større hos anadrome enn hos katadrome og marine arter (Gyllensten 1985; Ward et al. 1994). Gradene av genetisk differensiering mellom populasjoner kan uttrykkes ved størrelsen G_{ST} , som er lik den andelen av den genetiske variasjonen som skyldes genetiske forskjeller mellom populasjoner. I notasjonen til Nei (1987) er:

$$G_{ST} = (H_T - H_S) / H_T$$

der H_T er den forventede heterozygositeten i totalmaterialet (sett under ett) og H_S er den gjennomsnittlige heterozygositeten i hver sub-populasjon. G_{ST} kan variere fra 0,0 når alle populasjoner har identiske genfrekvenser til 1,0 når alle populasjoner er fikserte, dvs. at de har kun én variant (ett allel) i hvert gen. Denne størrelsen er beregnet for en rekke fiskearter ut fra data som fremkommer ved analyse av enzymkodende gener (såkalt enzymelektroforese). Variasjonen i disse genene er neppe utsatt for sterk naturlig seleksjon, og den differensieringen vi måler mellom populasjoner kan sees på som et mål på balansen mellom tilfeldige forandringer innen populasjoner og genstrøm mellom populasjoner. I gener som er utsatt for sterk naturlig seleksjon, kan differensieringen mellom populasjoner være større enn den vi måler med enzymelektroforese.

I Ward et al. (1994) sin gjennomgang av 49 ferskvannsfiskearter var den gjennomsnittlige G_{ST} lik 0,222, i 7 anadrome arter var gjennomsnittet lik 0,108, og i 57 marine arter var gjennomsnittet lik 0,062. Med unntak av åbor, har alle de norske ferskvannsfiskeartene som er studert, høye eller svært høye G_{ST} -verdier. Laks har også en svært høy G_{ST} -verdi (0,366), som først og fremst skyldes genetiske forskjeller mellom Nord-Amerika og Europa og dernest forskjeller mellom baltiske og atlantiske populasjoner i Europa (Ståhl 1987). På en mindre geografisk skala (som langs den svenske østkysten eller langs norskekysten) er G_{ST} nær 0,1 (Ståhl 1981; Ståhl & Hindar 1988). Dette illustrerer at vi bør kjenne den geografiske skalaen for studiet dersom vi skal sammenlikne to arter med hensyn til hvor genetisk differensierte deres populasjoner er. Ørret er for eksempel mer differensiert enn laks, uansett skala for undersøkelsen (Ryman 1983). Hos denne arten er det til og med funnet reproduktivt isolerte (og genetisk svært forskjellige) populasjoner innenfor samme innsjø (Ryman et al. 1979).

Selv om de genene vi kan studere med molekylære metoder kun representerer et svært lite utvalg av fiskens gener, og neppe er representative for gener som er utsatt for lokal seleksjon, kan vi som utgangspunkt si at jo høyere G_{ST} -verdier, dess større er sannsynligheten for at man mister genetisk variasjon når man mister en populasjon. Utdøing av én populasjon skulle derfor innebære et større tap av genetisk variasjon hos ferskvannsarter enn anadrome arter, som igjen taper mer enn katadrome/marine arter. Som for livshistorie, er det altså viktig å kjenne den genetiske strukturen til de artene som blir berørt i hvert enkelt vassdrag. I tillegg bør det vurderes om de angjeldende populasjonene er spesielt verneverdige, f.eks. avhengig av hvor mange andre populasjoner som er tapt eller truet.

Reduksjon av populasjonsstørrelsen medfører også tap av genetisk variasjon. Størrelsen på dette tapet kan delvis relateres til reduksjonen i effektiv bestandsstørrelse (N_e), ved at tapet av «heterozygositet» (et mål for genetisk variasjon) er proporsjonalt med $1/(2N_e)$ fra en generasjon til den neste (Crow & Kimura 1970). Dynamikken i denne størrelsen betyr at det særlig er små populasjoner som er

utsatt for å tape heterozygositet ved en bestandsreduksjon. Men dersom vi isteden ser på «antall alleler» i hvert gen (et annet mål for genetisk variasjon), er det klart at også store bestander taper genetisk variasjon i form av tap av alleler ved en reduksjon av bestandsstørrelsen (Ryman et al. 1995).

Mottiltak

Tap av genetisk variasjon som følge av rotenonbehandling kan i stor grad motvirkes ved kjente fiskeforsterkingstiltak. Kunstig reproduksjon og utsetting er i lang tid brukt til å forsterke eller også ta vare på populasjoner av laksefisk, og teknikken er rimelig godt kjent for mange andre fiskearter som gyter i ferskvann. Der kunstig befruktning er ukjent, kan det være mulig å holde levende fisk i karantene mens rotenonbehandlingen pågår. Så vidt jeg kjenner til, er det hittil kun satt inn mottiltak for laks og i noen grad (sjø)ørret i forbindelse med rotenonbehandling av norske vassdrag.

Diskusjon

Rotenonbehandlinger har ikke vært sett på som genetiske eksperimenter verken i Norge eller i andre land. Ved NINAs populasjonsgenetiske laboratorium har vi samlet inn lakseunger fra noen få rotenonbehandlinger, men i disse vassdragene er det vanskelig å skille effekten av rotenon fra effekten av *Gyrodactylus*, fordi parasitten hadde redusert laksebestanden til et minimum før rotenonbehandlingen. Vi har i 1997 samlet inn et materiale fra Lærdalselva som vil kunne brukes til å måle effekten av to rotenonbehandlinger på både laks og sjøørret, og vil søke å få dette materialet analysert i 1998. I Lærdalselva kan man samtidig få et innblikk i hvor godt mottiltakene virker for å ta vare på genetisk variasjon hos de to artene.

Konklusjonen på de vurderingene som er gjort ovenfor, må være at tap av genetisk variasjon som følge av rotenonbehandling varierer med hvilken fiskeart vi studerer og når på året behandlingen gjennomføres. De genetiske effektene er generelt større for ferskvannsfiskearter enn for anadrome arter, og minst for katadrome og marine arter. Dette skyldes at disse gruppene varierer med hensyn til a) størrelsen på ferskvannsbasen, b) hvor stor genetisk effekt tapet av én populasjon har, og c) vår evne og vilje til å sette inn mottiltak. Basert på denne konklusjonen, mener jeg at forvaltningen bør bruke ressurser på 1) å utarbeide opplegg for å ta vare på populasjoner av ferskvannsstasjonære fiskearter som berøres av en rotenonbehandling, og 2) å finne metoder for å eliminere *Gyrodactylus* uten å tape fiskepopulasjoner - og i et videre perspektiv - uten å tape akvatisk biodiversitet utenom målorganismen.

Til det første punktet mener jeg at det meste av kunnskapen fins, først og fremst i forhold til å holde levende fisk unna vassdraget under rotenonbehandlingen, og dernest i form av kunstig reproduksjon og utsetting av de aktuelle artene. (Jeg kjenner ikke til de veterinære begrensningene som kan eksistere i forhold til å behandle ferskvannsfisk for *Gyrodactylus* i fangenskap.)

Til det andre punktet vet vi at det fins alternative metoder som allerede er gjennomført noen steder. Det er for eksempel mulig å bygge et vandringshinder eller en fiskefelle som hindrer oppgang av laks, og som derved medfører utdøing av *Gyrodactylus* uten tap av annen biodiversitet (gitt at man kan ta vare på andre vandrede arter i vassdraget mens det er stengt for oppvandring). Siden «alle» vassdrag lar seg regulere til kraftproduksjon, er det ganske sikkert teknisk mulig å bygge vandringshindre for laks i alle de vassdrag man måtte ønske. Tiltaket strander derfor kanskje på økonomiske begrensninger, eller også på vår vilje til å verdsette annen akvatisk biodiversitet enn laksefisk. Jeg tror imidlertid at økonomien i slike prosjekter kan være god, dersom vi tar hensyn til den samfunnsøkonomiske betydningen som et godt elvefiske etter laks representerer.

Et annet alternativ til rotenon er at vi lar naturen ordne opp i *Gyrodactylus*-problemet selv. Studier av Bakke (dette heftet) har vist at det eksisterer variasjon for respons til *Gyrodactylus* på ulike nivåer (regionalt, lokalt og individuelt). Dette antyder at det kan finnes muligheter for at en laksestamme kan tilpasse seg til parasitten. Det er imidlertid ikke sikkert at vårt fokus skal være på at laksen skal tilpasse seg til *Gyrodactylus*. For det første kan det hende at en laksestamme reagerer med utdøing, snarere enn med tilpasning, til denne introduserte parasitten. For det andre antyder nyere evolusjonær teori (Ebert & Hamilton 1996; Sorci et al. 1997) at fokus må være på forholdet mellom vert og parasitt, og ikke kun på én av partene. *Gyrodactylus* har en mye kortere generasjonstid - og en høyere evolusjonshastighet - enn laks, og vil kanskje forandre virulens raskere enn laksen evner å tilpasse seg. Etter min mening gir dagens teoretiske kunnskap ikke noe klart råd om hvordan vi skal forholde oss til verts-parasittforholdet mellom laks og *Gyrodactylus salaris*. Men den bør kunne danne grunnlaget for å bruke bevisst et vidt spekter av tiltak for å bekjempe (eller også leve med) *Gyrodactylus*: jeg ville for eksempel prøve hvordan verts-parasittforholdet utvikler seg både i bestander med storstilte utsettinger av laksunger (f.eks. i Drammenselva) og i bestander uten utsettinger av laksunger (f.eks. i Driva), fordi jeg ikke syns det er opplagt hvilken situasjon som først fører til et levedyktig samspill mellom laksen og *Gyrodactylus*. Disse bestandene ville jeg så fulgt opp med undersøkelser i felt og i laboratoriet med jevne mellomrom over lang tid, med den hensikt å måle eventuelle forandringer i verts-parasittforholdet. Og uansett hvilke tiltak som prøves, ville jeg søkt å knytte til meg utenlandsk ekspertise på koevolusjon av vert og parasitt som rådgivere.

Disse forslagene til en variabel strategi for å møte og lære av dagens problemer med *Gyrodactylus* hindrer ikke at man bør kunne bruke rotenon i tilfeller der det er stor sannsynlighet for spredning av parasitten til et stort område, som for eksempel fra Lærdalselva til en rekke elver i Sognefjorden. Vassdrag til langsiktige eksperimenter bør også velges ut i forhold til vurderinger av spredningssannsynlighet.

Referanser

- Brodtkorb, E.M. 1995. Partiell vandrende ørrepopulasjoner (*Salmo trutta*) i små bekker: Livshistorievariabler og ulike faktorer som kan påvirke graden av stasjonærhet. - Cand. scient.-oppgave, Zoologisk institutt, Univ. i Trondheim.
- Crow, J.F. & M. Kimura. 1970. *An Introduction to Population Genetics Theory*. - Harper & Row, New York.
- Ebert, D. & W.D. Hamilton. 1996. Sex against virulence: the coevolution of parasitic diseases. - *Trends Ecol. Evol.* 11: 79-82.
- Gyllensten, U. 1985. The genetic structure of fish: differences in the intraspecific distribution of biochemical genetic variation between marine, anadromous, and freshwater species. - *J. Fish Biol.* 26: 691-699.
- Jonsson, B. & A. Semb-Johansson (red.). 1992. *Norges Dyr. Fiskene 1 og 2*. - Cappelen Forlag, Oslo.
- Nei, M. 1987. *Molecular Evolutionary Genetics*. - Columbia University Press, New York.
- Nordeng, H. 1989. Migratory systems in anadromous salmonids. - *Physiol. Ecol. Japan Spec. Vol. 1*: 167-168.
- Ryman, N. 1983. Patterns of distribution of biochemical genetic variation in salmonids: Differences between species. - *Aquaculture* 33: 1-21.
- Ryman, N., F.W. Allendorf & G. Ståhl. 1979. Reproductive isolation with little genetic divergence in sympatric populations of brown trout (*Salmo trutta*). - *Genetics* 92: 247-262.
- Ryman, N., F. Utter & L. Laikre 1995. Protection of intra-specific biodiversity of exploited fishes. - *Rev. Fish Biol. Fish.* 5: 417-446.
- Sorci, G., A.P. Møller & T. Boulinier. 1997. Genetics of host-parasite interactions. - *Trends Ecol. Evol.* 12: 196-200.
- Ståhl, G. 1981. Genetic differentiation among natural populations of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in northern Sweden. - Pp. 95-105 in Ryman, N., ed. *Fish Gene Pools. Ecological Bulletins* (Stockholm), vol. 34.
- Ståhl, G. 1987. Genetic population structure of Atlantic salmon. - Pp. 121-140 in Ryman, N. & Utter, F., eds. *Population Genetics and Fishery Management*. Washington Sea Grant, University of Washington Press, Seattle.
- Ståhl, G. & K. Hindar. 1988. Genetisk struktur hos norsk laks: status og perspektiver. - Fiskeforskningen, Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim, Rapport 1988-1. 57 pp.
- Ward, R.D., M. Woodwark & D.O.F. Skibinski. 1994. A comparison of genetic diversity levels in marine, freshwater, and anadromous fishes. - *J. Fish Biol.* 44: 213-232.

3.2 Reetablering av laks i rotenon-behandlede vassdrag.

Bjørn Ove Johnsen, Arne J. Jensen og Per Ivar Møkkelgjerd, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7005 Trondheim.

Innledning

Tidligere erfaringer har vist at det kan ta tid å etablere nye bestander av laks. Fra erfaringene med bygging av laksetrapp, f.eks. i Vefsna, vet vi at det tok mange år før laksen ble registrert i de øverste deler av de elvestrekningene som var åpnet. Det viste seg imidlertid at når en først hadde fått en bestand av gytelaks på en elvestrekning, tok det ikke mange år før den var økt til en solid bestand. Dette tyder på at forholdsvis få laks søker opp trappene dersom de ikke er vokst opp på de elvestrekninger som ligger ovenfor (Berg 1966).

Laksetrappa i Måselvfossen ble åpnet i 1910 og allerede samme sommer ble de første laksene fanget ovenfor trappa. Noen vesentlig oppgang i laksefisket i vassdraget ble imidlertid ikke registrert før på 1920-tallet. Mens den årlige fangsten før 1910 var mindre enn 1 000 kg ble det i 1921 fisket mer enn 2 500 kg og fangsten holdt seg på dette nivået gjennom hele 20-tallet (Berg 1964). Vi må regne med at smoltalderen i Måselva er 3-4 år, og at hunnfisken i gjennomsnitt tilbringer 2 år i sjøen før den vender tilbake for å gyte. Avkom av de første oppvandrerne i 1910 vandret ut som smolt i 1913. Hunnene tilbrakte 2 år i sjøen og kom tilbake i 1915. Disse som var født ovenfor fossen vandret sannsynligvis opp laksetrappa i stort antall og ga en betydelig økning i bestanden av laksunger ovenfor fossen. Dermed fikk vi betydelig utgang av smolt fra disse elvestrekningene fra og med 1919 noe som resulterte i fangstøkningen på 1920-tallet.

Reetablering av laks i vassdrag behandlet med rotenon er en prosess som ligner på slike nyetableringer, men som vil variere i tid avhengig av en rekke ulike faktorer:

- størrelsen på rekoloniserende gytebestand (havreserven)
- spredning av rekoloniserende gytebestand i vassdraget
- vassdragets størrelse
- vandringshinder i vassdraget
- utsetting av fisk

I det følgende vil vi se nærmere på hvordan det har gått med reetableringen av laks i enkelte vassdrag.

Ungfisk

Vikja

G. salaris ble oppdaget på laksunger i november 1981 og elva ble som den første i Norge rotenonbehandlet samme måned. Behandlingen ble gjentatt i mai året etter. Ungfiskundersøkelser på 3 stasjoner kom i gang i 1983. Rogn som befant seg i grusen overlevde de to behandlingene, og den første høsten ble det funnet årsyngel både av laks og aure i elva (Johnsen et al. 1989). Resultatene viser at i løpet av 3

år var samtlige forventede årsklasser av laks tilstede i elva (tabell 3.2.1).

Det ble også gjennomført ungfiskundersøkelser i Vikja i perioden 1992-96, og *G. salaris* ble ikke påvist. Derimot ble det observert en stor andel av utsatte laksunger i vassdraget.

Bævra

G. salaris ble oppdaget i Bævra i 1986, og vassdraget ble rotenonbehandlet samme høst for å hindre spredning av parasitten til nærliggende vassdrag. En ny rotenonbehandling ble foretatt 4. og 5. oktober 1989, og denne gang var formålet å utrydde parasitten fra vassdraget.

Årlige ungfiskundersøkelser på 3-4 stasjoner, hver på 100 m², er gjennomført fra og med 1988. Stasjon 1 ligger ca. 1 km oppstrøms elvemunningen, mens stasjonene 2, 3 og 4 ligger oppstrøms kraftverksutløpet henholdsvis 4, 9 og 16 km oppstrøms elvemunningen.

Undersøkelser i 1980 (Hvidsten 1981) viste at parasitten ikke var tilstede da. Infeksjonen hadde m.a.o. kommet inn i vassdraget en gang i løpet av perioden 1981-86. Årsklasse-sammensetning og infeksjonsdataene fra november 1986 (egne data upublisert) tyder på at parasitten ble introdusert til elva i 1985 eller i 1986. Smoltutvandringene fra 1986 og tidligere var derfor uberørt av *G. salaris*. Dermed var det fortsatt bra med gytefisk høsten 1987 noe som kan forklare den gode forekomsten av årsyngel i ungfiskmaterialet fra 1988 (tabell 3.2.2). 1989 ble det også fanget årsyngel på alle 3 stasjoner, men antallene var dette året mer beskjedne. I 1990 ble det fanget kun 2 årsyngel. Senere år har årsyngel av laks forekommet sporadisk, men de siste 3 års fangsttall fra st. 1 tyder på et større antall gytefisk av laks nedenfor kraftstasjonen (tabell 3.2.2).

Resultatene tyder på at dersom det hadde vært mulig å gjennomføre rotenonbehandlingen i Bævra i 1986 slik at parasitten hadde blitt utryddet, ville vi sannsynligvis fått en rask rekolonisering av laks i vassdraget. Det var imidlertid ikke mulig da det infiserte fiskeanlegget i munningen av elva fortsatt ikke var tørrlagt i november 1986. Behandlingen ble derfor gjennomført kun for å redusere faren for spredning til nærliggende elver.

Da rotenonbehandlingen i 1989 ble gjennomført før gyting, kan vi konstatere at laks hadde vandret opp og gytt i vassdraget kort tid etter rotenonbehandlingen.

Tettheten av laksunger har vært lav på de to øverste stasjonene, og har hittil også vært ustabil på de nederste stasjonene (tabell 3.2.3).

Fangsten av årsyngel på stasjon 1 de senere år samt tettheten av laksunger på denne stasjonen i 1994 og 1995, tyder på at vi snart burde få en brukbar årsklasse av gytelaks tilbake til Bævra med påfølgende større tettheter av laksunger i de nedre deler.

Tabell 3.2.1 Overfisket areal og antall laksunger fanget av forskjellige årsklasser i Vikja i perioden 1983-87.

Dato	Areal (m ²)	0+	1+	2+	3+	4+
12.9.83	700	14	24	0	0	0
25.9.84	600	7	3	35	0	0
13.11.85	950	34	22	0	14	0
26.11.86	270	1	13	10	0	1
07.10.87	650	4	10	28	23	0

Tabell 3.2.2 Fangst av årsyngel av laks på 4 faste stasjoner i Bævra i 1988-96.

År	St. 1	St. 2	St. 3	St. 4
1988	31	17	4	-
1989	8	9	3	-
1990	1	0	1	0
1991	0	5	0	0
1992	0	1	0	24
1993	6	25	0	0
1994	34	0	0	0
1995	12	1	0	0
1996	35	4	2	2

Tabell 3.2.3 Tetthet (n/100 m²) av laksunger > 0+ på de enkelte stasjoner og gjennomsnittlig tetthet på samtlige stasjoner i Bævra i 1990-96.

År	St. 1	St. 2	St. 3	St. 4	Gj.sn
1990	0	0	0	0	0
1991	0	1	0	0	0
1992	2	3	0	0	1
1993	4	15			7
1994	24	21	10	0	4
1995	14	21	1	1	9
1996	7	1	0	2	3

Lakselva

G. salaris ble oppdaget i Lakselva i 1975, og vassdraget ble rotenonbehandlet 5. juli 1990. Det gikk dermed svært lang tid fra parasitten kom inn i vassdraget til den ble utryddet. Ungfiskundersøkelser er gjennomført årlig fra og med 1975 på 5 faste stasjoner i vassdragets lakseførende del.

I 1991 ble det kun foretatt en innsamling av fiskunger i området ved st. 2, og det ble fanget 20 årsyngel av laks. Gyting hadde m.a.o. funnet sted allerede samme høst etter rotenon-

behandlingen (**tabell 3.2.4**). Det store antallet ettåringer som ble fanget på st. 3 i 1992 viser at det må ha vært en vellykket gyting i dette området i 1990 (**tabell 3.2.5**). De øvrige årene (1992-96) er det gjort spredte fangster av årsyngel på de ulike stasjoner (**tabell 3.2.4**) noe som tyder på sporadisk gyting av laks. Årviss fangst av årsyngel av laks på stasjon 1 de siste 3 år, kan imidlertid tyde på at bestanden er i ferd med å ta seg opp. Det er enda ikke påvist gyting av laks i området ved stasjon 4 og 5, noe som tyder på at laksen er forhindret fra eller motvillig mot å vandre opp til disse delene av vassdraget.

Tabell 3.2.4. Fangst av årsyngel av laks på 5 faste stasjoner i Lakselva i 1991-96.

År	St. 1	St. 2	St. 3	St. 4	St. 5
1991	-	20	-	-	-
1992	0	0	0	0	0
1993	0	1	0	0	0
1994	3	0	0	0	0
1995	2	0	0	0	0
1996	13	0	4	0	0

Den gjennomsnittlige tettheten av aureunger på de 5 stasjonene (tabell 3.2. 5) ligger på samme nivå etter rotenonbehandlingen som den lå på i perioden 1975-89 (Johnsen & Jensen 1992), mens tettheten av laksunger foreløpig har vært svært lav. Bare på stasjon 3 i 1992 (**tabell 3.2.5**) ble det observert en tetthet av laksunger i nærheten av det nivå som var i vassdraget før *G. salaris* ble introdusert.

Gyting av laks foregikk allerede i 1990, og fordi laksungene vokste svært godt vandret den første smolten ut allerede i 1993. Antallet utvandrende smolt var sannsynligvis lavt da det kun så ut til å være laksunger i området ved st. 3. Denne utvandringen resulterte dermed i en liten gytebestand i 1994 og 1995, noe som ikke kunne forventes å gi vesentlig økning i tettheten av laksunger i 1996 og 1997. Som tidligere nevnt tyder resultatene imidlertid på at det var et større antall

årsyngel tilstede i vassdragets nedre deler i 1994-96 (**tabell 3.2.4**), men foreløpig har vi ikke sett noen økning i den gjennomsnittlige tetthet av laksunger. Det vil sannsynligvis enda gå noen år før dette skjer.

Batnfjordelva

G. salaris ble første gang registrert i Batnfjordelva i 1980, og tettheten av laksunger dette året var 16/100 m² (Hvidsten 1981). I 1988 kom NINA igang med ungfiskundersøkelse på 5 stasjoner i vassdraget. I 1990 ble antallet lokaliteter i lakseførende del utvidet til 8 og de samme lokalitetene ble også undersøkt i 1991, 1992 og 1993. I perioden 1988-93 varierte den årlige tettheten av laksunger mellom 5 og 21/100 m² (**tabell 3.2.6**).

Batnfjordelva ble rotenonbehandlet i 1994, og i 1996 var det både årsyngel og ettåringer av naturlig gytt fisk tilstede. Ved ungfiskundersøkelsene i 1996 ble det samme stasjonsnett benyttet som før rotenonbehandlingen slik at tetthetsestimaterne er direkte sammenlignbare. Tettheten av laksunger i Batnfjordelva i 1996 var vesentlig høyere enn tidligere år (**tabell 3.2.6**), men det er ennå for tidlig å si om tettheten vil stabilisere seg på dette nivå.

1995 årsklassen hadde vokst svært godt. Det vil derfor vandre ut en god del 2-årig smolt våren 1997.

I 1996 ble det fanget årsyngel av laks på 7 av de 8 stasjonene noe som tyder på gyting over det meste av elvestrekningen i 1995.

Fangst av voksen laks

Vikja

Angrepet av *G. salaris* kan ikke påvises i fangststatistikken. Dette skyldes sannsynligvis de store utsettingene av smolt som har foregått årvisst. De fiskerisakkyndige ved reguleringskjønnen i 1968 antydte en maksimal avkastning av laks og sjøaure på 400-600 kg pr. år. I perioden 1989-1996 har imidlertid fangsten av laks variert mellom 491 og 1331 kg pr. år, med et gjennomsnitt på ca. 870 kg. Fangsten av laks har aldri vært så stor de siste 30 årene som i dette tidsrommet. Fangsten har imidlertid avtatt gradvis mot slutten av perioden (**figur 3.2.1**).

Tabell 3.2.5. Tetthet av laks- og aureunger > 0+ på de enkelte stasjoner i Lakselva i 1992-96.

År	St. 1		St. 2		St. 3		St. 4		St. 5		Gj.sn	Gj.sn
	Laks	Aure	Laks	Aure	Laks	Aure	Laks	Aure	Laks	Aure		
1992	2	37	2	22	32	12	0	32	0	7	7	22
1993	0	23	5	21	6	12	0	20	0	14	3	17
1994	0	16	1	29	8	11	0	17	0	10	2	12
1995	0	44	2	30	0	4	0	22	0	6	1	19
1996	4	28	6	42	4	26	0	18	0	4	3	23

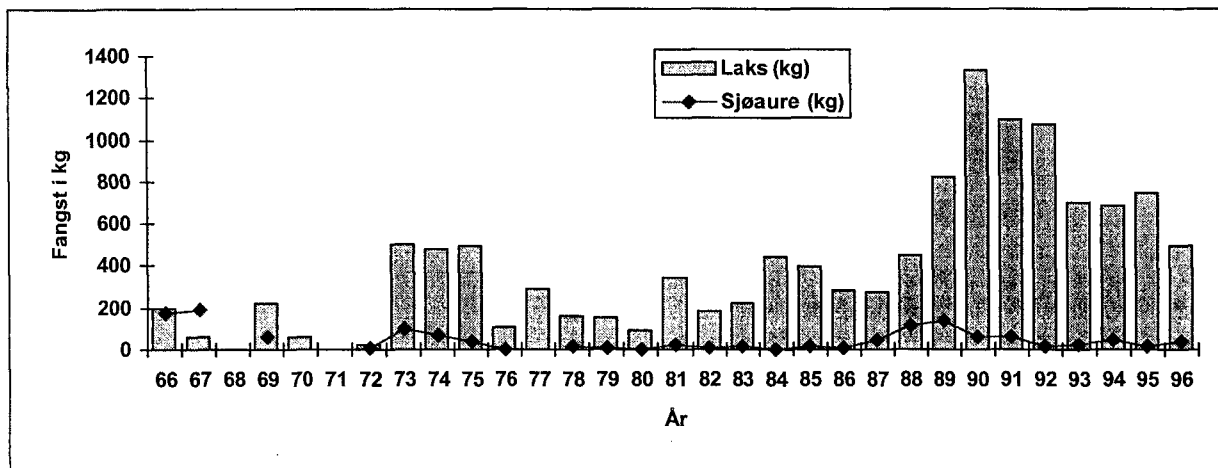
Tabell 3.2.6. Gjennomsnittlig tetthet av laks- og aureunger > 0+/100 m² i Batnfjordelva i perioden 1988-93 og i 1996 (variasjon i tetthet mellom stasjoner er angitt i parentes).

År	Antall stasjoner	Gj.sn. tetthet av laksunger/100 m ²	Gj.sn. tetthet av aureunger/100 m ²
1988	5	13 (6 - 24)	18
1989	5	5 (1 - 9)	9
1990	8	11 (3 - 21)	17
1991	8	21 (4 - 70)	23
1992	8	17 (6 - 42)	16
1993	8	12 (1 - 19)	14
1996	8	44 (6 - 94)	21

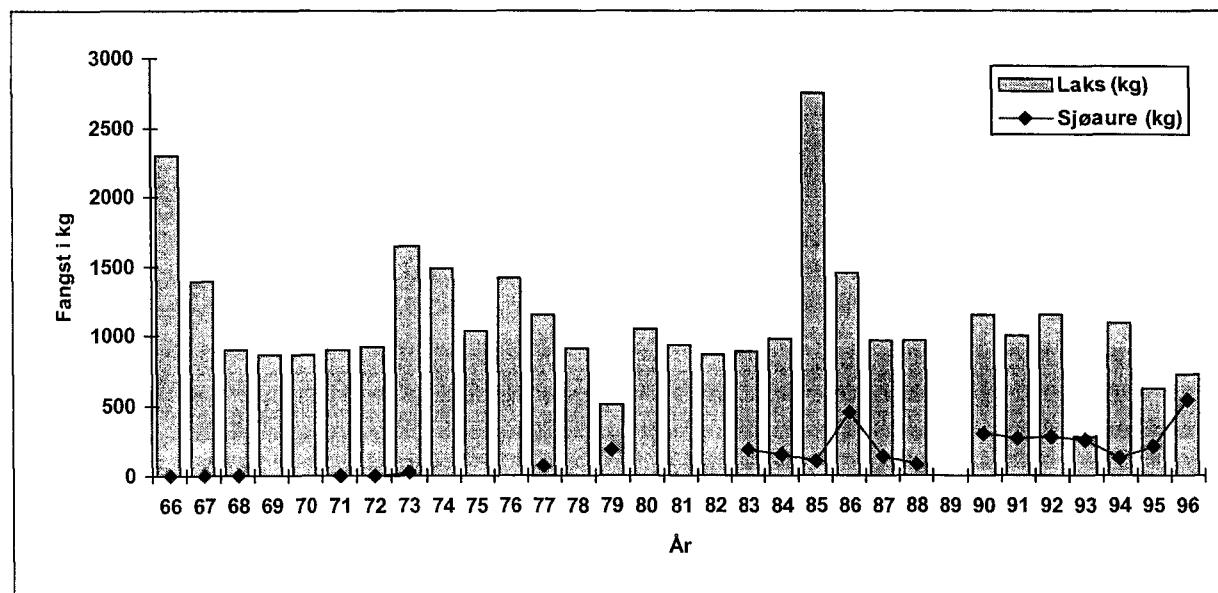
Korsbrekkeelva

På tross av den forholdsvis korte elvelengden er Korsbrekkeelva kjent som en av Sunnmøres beste lakselver. Den offisielle statistikken over laks- og sjøaurefiske i perioden 1966-96 (**figur 3.2.2**), viser at elva også har hatt en meget jevn avkastning. I perioden 1980-90 ble det i gjennomsnitt fanget 1 200 kg laks pr år, med et toppår i 1985, med en fangst på hele 2 750 kg. Gjennomsnittsstørrelsen på laksen i de enkelte år har variert fra 1,6 til 3,1 kg. I 1985 ble det påvist *G. salaris* i vassdraget, og på grunn av dette ble fisketrappene stengt i 1986 og elva var fredet for alt fiske i 1989.

I alle vassdrag der det har gått lang tid mellom infeksjon av *G. salaris* og behandling med rotenon, har fangsten av laks minsket dramatisk. I flere vassdrag er den stedegne laksestammen truet, og i noen tilfeller utryddet. Korsbrekkeelva derimot ble behandlet året etter at parasitten ble påvist, og avkastningen har ligget på et gjennomsnittlig nivå for vassdraget, også etter infeksjonen av *G. salaris*.



Figur 3.2.1. Årlig oppfisket kvantum av laks og sjøaure i Vikja i perioden 1966-1996. (Norges Offisielle Statistikk).



Figur 3.2.2. Årlig oppfisket kvantum av laks og sjøaure i Korsbrekkeelva i perioden 1966-96. (Norges Offisielle Statistikk).

I Korsbrekkeelva ble det i ikke satt ut yngel i 1986 eller i 1989. De øvrige årene etter rotenonbehandling er det satt ut plommeseekyngel i varierende antall mellom 50 og 90.000 (**tabell 3.2.7**).

Valldalselva

Valldalselva har vært et betydelig laksevassdrag. Tilsig fra breer og snøleier gir en bra sommervannføring, og avrenningen jevnes ut av 3 større vatn i nedslagsfeltet. Det årlige fangstutbytte i perioden 1966-96 er vist i **figur 3.2.3**.

På slutten av 60-tallet og gjennom hele 70-tallet sank laksefangstene forholdsvis jevnt, fra 3 330 kg i 1967 og ned til bare 321 kg i 1979. Tilbakegangen i fangstutbyttet skyldes muligens redusert utsettingsaktivitet etter at trappene var ferdigbygd. Etter en viss økning av fangstene først på 80-tallet, sank de på nytt mot nesten ingenting. Denne utviklingen skyldes *G. salaris* som ble påvist første gang i 1980. På grunn av parasitten ble trappene stengt i 1984, og elva ble rotenonbehandlet i august 1990. Den var fredet for alt fiske i perioden 1989-93. Elva ble friskmeldt og åpnet for fiske våren 1994, men fangsten av laks har foreløpig ikke tatt seg opp igjen.

I Valldalselva er det satt ut laksyngel hvert år etter rotenonbehandlingen. I perioden 1991-94 ble det satt beskjedne antall (20 000-60 000 pr. år), mens antallet ble økt til 100 000 i 1995 og ca. 300 000 i 1996 (**tabell 3.2.8**).

Aureelva

Fisket i Aureelva avhenger sterkt av nedbørsforholdene det enkelte år. I følge offisiell statistikk ble det tatt betydelige laksefangster i perioden 1973-79, med en topp på 2 453 kg i 1976. Utbyttet sank drastisk i 1980, og lå på et meget lavt nivå helt til elva ble rotenonbehandlet i oktober 1988. *G.* ble første gang registrert i vassdraget i 1984, men den hadde da sannsynligvis vært tilstede noen år. Elva var fredet for alt fiske i perioden 1989-92. I 1993, første året etter at fredningen ble opphevet, ble det tatt bare 29 kg laks, men i 1994 steg kvantumet til hele 820 kg. Etter det har fangsten av laks avtatt, og var i 1995 og 1996 på henholdsvis 643 og 239 kg (**figur 3.2.4**).

Etter rotenonbehandlingen er det satt ut plommeseekyngel hvert år fra og med 1990 (**tabell 3.2.9**).

Bævrå

Årlig oppfisket kvantum av laks og sjøaure i Bævrå i perioden 1967-96 er vist i **figur 3.2.5**. Før reguleringen i 1963 ble det fisket ca. 250 kg laks pr. år (Olsen 1968). I følge statistikken steg fangstkvantumet markert på 70-tallet, og i 1975, 1976 og 1979 ble det fanget omkring 1 000 kg laks og sjøaure årlig. Fra 1980 og til elva ble fredet for alt fiske i 1989 på grunn av *G. salaris*, varierte fangsten av laks fra 420 kg i 1984 til 0 kg i 1988, to år etter dem første rotenonbehandlingen i 1986. I årene 1994-96 har fangstkvantumet fortsatt vært lavt (**figur 3.2.5**) til tross for store smoltutsetninger i 1993-95.

Tabell 3.2.7. Utsetting av laksyngel i Korsbrekkeelva etter rotenonbehandling.

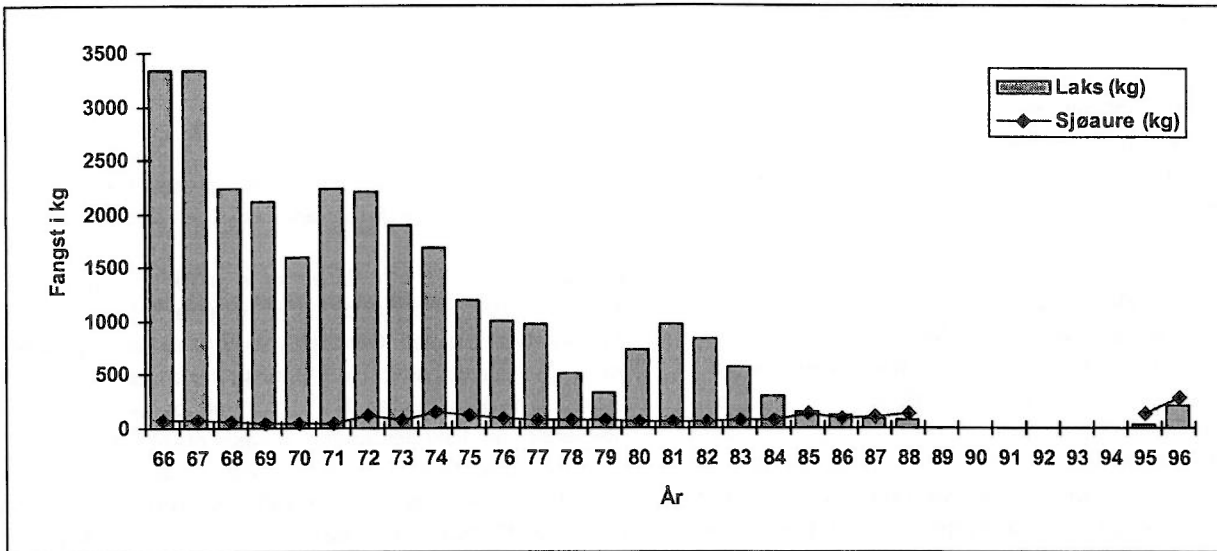
År	Antall yngel satt ut
1986	0
1987	50 000
1988	50 000
1989	0
1990	90 000
1991	ca 80 000
1992	ca 90 000
1993	ca 80 000
1994	90 000
1995	80 000
1996	80 000

Tabell 3.2.8. Utsetting av laksyngel i Valldalselva etter rotenonbehandling.

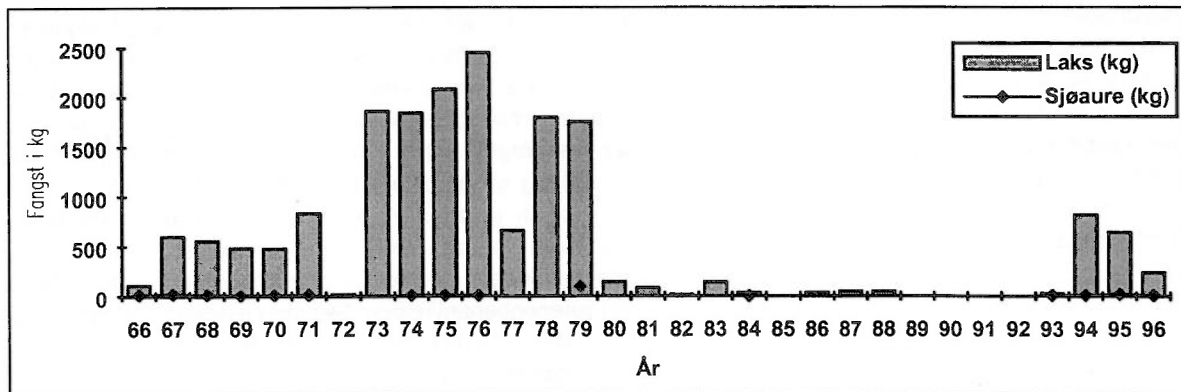
År	Antall yngel satt ut
1991	ca. 50 000
1992	ca. 60 000
1993	ca. 30 000
1994	ca. 20 000
1995	ca. 100.000
1996	ca. 300.000

Tabell 3.2.9. Utsetting av laksyngel i Aureelva etter rotenonbehandling.

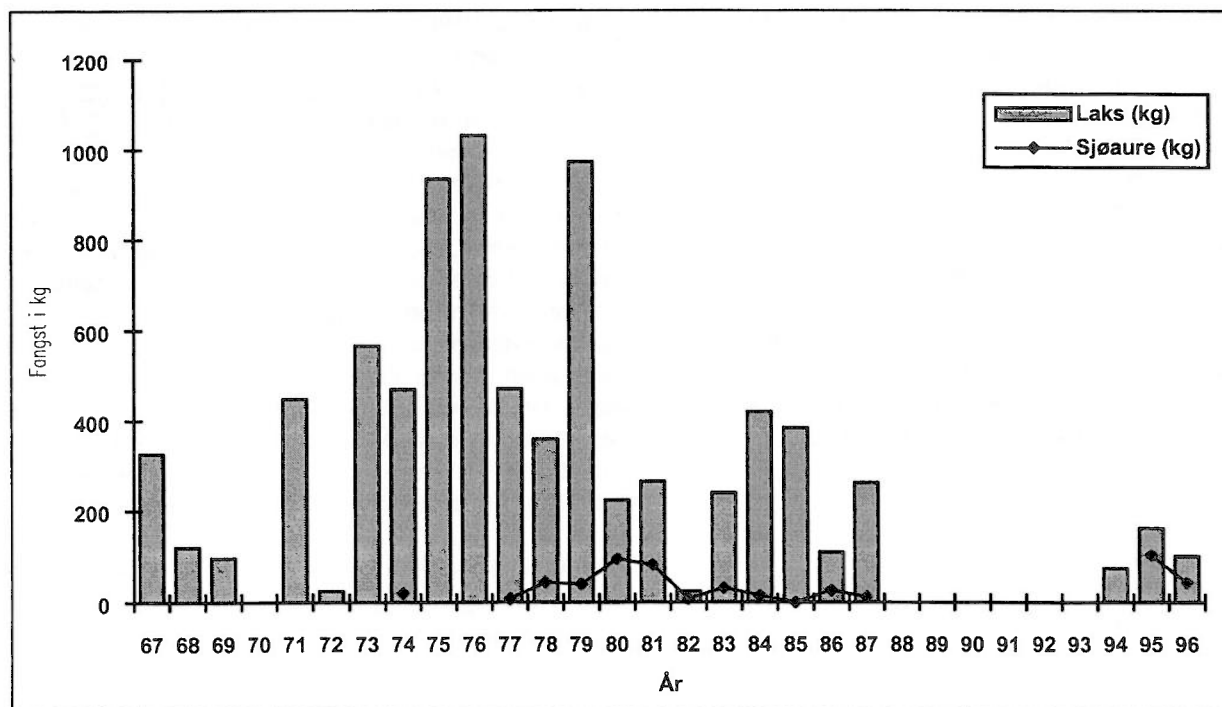
År	Antall yngel satt ut
1990	20 - 30.000
1991	20 - 30.000
1992	20.000
1993	75.000
1994	42.000
1995	86.000
1996	116.000



3.2.3. Årlig oppfisket kvantum av laks og sjøaure i Valdalselva i perioden 1966-96. (Norges Offisielle Statistikk).



Figur 3.2.4. Årlig oppfisket kvantum av laks og sjøaure i Aureelva i perioden 1966-96. (Norges Offisielle Statistikk).



Figur 3.2.5. Årlig oppfisket kvantum av laks og sjøaure i Bævra i perioden 1967-96. (Norges Offisielle Statistikk).

Som kompensasjon for reguleringskadene er Statkraft pålagt å sette ut 6000 smolt og 30 000 yngel av laks i Bævra hvert år. På grunn av *G. salaris* opphørte utsettingene i 1987, men pålegget ble effektivt på nytt i 1993 med utsetting av 15 000 smolt og i 1994 med 20 000 smolt. I 1995 ble det satt ut 19 000 smolt og i 1996 6 000 smolt og 8 500 startforet yngel.

Konklusjon

De foreløpige resultatene tyder på at reetablering av laks skjer raskt i vassdrag hvor bestanden fortsatt er intakt og hvor det er en havreserve tilstede på tidspunktet for rotenonbehandling (Korsbrekkeelva, Batnfjordelva). Reetablering ser også ut til å gå greit i små vassdrag med store utsetninger (Vikja) ihvertfall bedømt ut fra fangststatistikken. I vassdrag hvor bestanden av laks var bortimot utryddet før rotenonbehandling går reetableringen langsomt enten det settes ut fisk (Valldalselva, Bævra) eller det ikke settes ut fisk (Lakselva).

Andre viktige resultater:

- rogn som ligger i grusen overlever rotenonbehandling,
- første generasjon av laksyngel som vokser opp etter rotenonbehandling får raskere tilvekst enn det som er «normalt» for vassdraget, noe som gir seg utslag i tidligere smoltutvandring.
- gytefisk vandrer opp og gyter i rotenonbehandlede vassdrag kort tid etter behandlingen

Referanser

- Berg, M. 1964. Nord - Norske lakseelver. - Johan Grundt Tanum forlag, Oslo, 300 s.
- Berg, M. 1966. Nord - Norske laksetrupper. - Fisk og Fiskestell, Direktoratet for jakt, viltstell og ferskvannsfiske, nr. 3, 52 s.
- Hvidsten, N.A. 1981. Ungfiskundersøkelser av laks og aure fra 34 vassdrag i Møre og Romsdal i tiden 1979-81. - Rapport Fagsekretæren for ferskvannsfiske i Møre og Romsdal, 70 s.
- Johnsen, B.O., Jensen, A.J. & Sivertsen, B. 1989. Extirmination of *G. salaris* - infected Atlantic salmon *Salmo salar* by rotenone treatment in the river Vikja, Western Norway. - Fauna norvegica, Ser. A 10, 39 - 43.
- Johnsen, B.O. & Jensen, A.J., 1992. Infection of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., by *Gyrodactylus salaris*, Malmberg 1957, in the River Lakselva, Misvær in northern Norway. - J. Fish Biol. 40, 433 - 444.
- Olsen, V. 1968. Ad Svorka kraftverk - regulerings virkninger på ungfiskbestanden. - Rapport, 11 s.

3.3 Reetablering av fiskebestanden i et sjørretvassdrag etter rotenonbehandling.

Roar Lund, Norsk Institutt for Naturforskning, Tungasletta 2, 7005 Trondheim. (NINA fagrapport 026: 1-20. 1997)

Vulluelva, som har en tilnærmet enerådende bestand av ørret, ble rotenonbehandlet i september 1988 etter påvisning av parasitten *Gyrodactylus salaris* på oppdrettede laksunger i vassdraget. Hele ungfiskbestanden og 30-35 % av voksenfiskbestanden ble drept ved behandlingen. Reetablering av fiskebestanden i vassdraget ble undersøkt over en seks-års periode etter rotenonbehandlingen. Sjørret gytt i alle deler av vassdraget kort tid etter rotenonbehandlingen. Både fisketetthet og vekst hos yngelen var ekstraordinært høy i 1989 i fravær av konkurranse fra eldre årsklasser. Gjennomsnittslengden hos denne årsklassen var uvanlig stor også i det andre leveåret. Den suksessive reduksjonen i tettheten av fiskunger i de påfølgende år var sannsynligvis en følge av økende intraspesifikk konkurranse med komplettering av aldersgruppene i ungfiskbestanden. Yngelproduksjonen sviktet imidlertid i ulike deler av vassdraget i årene 1991-93, høyst sannsynlig som følge en fåtallig gytepopulasjon høstene 1990-92. En kritisk reduksjon av gytebestanden var i samsvar med den dødelighet som kunne forutsies ved analyse av alderssammensetningen i et materiale fra den voksne gytebestanden før rotenonbehandlingen. Svikten i gytebestanden kan også ha vært påvirket av dødelige infeksjoner av lakselus (*Lepeophtheirus salmonis*).

Ut fra kjente livshistorietrekk for fiskebestanden i vassdraget kunne den første årsklassen produsert etter rotenonbehandlingen (1989-årsklassen) forutsies å bli rekruttert i gytebestanden tidligst fra og med høsten 1994. De høye tettheter av yngel i alle deler av vassdraget i 1994 taler imidlertid for en betydelig foryngelse av denne årsklassen som må ha utgjort den vesentlige delen av gytebestanden høsten i forveien. De gode vekstbetingelsene for denne årsklassen i de første leveår i elva kan ha gitt en uvanlig høy overlevelse, yngre smolt og yngre gytefisk enn normalt. Livsløpet til fiskebestanden normaliserte seg imidlertid raskt ettersom smoltalderfordelingen i det første året der alle alderskategoriene var potensielt tilgjengelig blant utvandrende smolt, var lik den i bestanden før rotenonbehandlingen. Det kunne observeres en økt frekvens av gytepar i begrensede deler av Vulluelva for 1989-årsklassen. Dette endret ikke kjønns sammensetningen mot større andeler hunnfisk i den utvandrende smoltpopulasjonen.

I løpet av undersøkelsesårene utgjorde laks varierende andeler av ungfiskbestanden i nedre deler av vassdraget. Forekomstene kunne sammenholdes med observasjoner av gytetoden rømt oppdrettslaks i de samme partier. Lakseyngel ble ikke observert de siste tre undersøkelsesårene og etter at det kommersielle oppdrettet i fjorden utenfor Vulluelva opphørte.

3.4 Sammenfatning av diskusjonen etter del 2.

Bevaring av andre arter enn laksen har ikke stått særlig sentralt i forbindelse med rotenonbehandling. Men fokusering på de ferskvannsstasjonære artene av fisk førte til at det ble en generell diskusjon om hvilke andre strategier som kan benyttes for å utrydde *G. salaris* fra infiserte vassdrag. En mulig strategi er bygging av vandringshindre i kombinasjon med at all oppvandrende fisk blir tatt vare på.

Andre momenter som fremkom i diskusjonen:

- Genbank for korttidsoppbevaring av levende fisk, og langtidsoppbevaring av frossen sperm er viktig for å sikre tilbakeføring av laks til behandlede vassdrag. Tilbakeføring av yngel/parr har vært vellykket så langt, men det er ofte vansker med å fange nok gytelaks i mange vassdrag. Hvis laksestammen blir veldig redusert før tiltak settes inn, blir dette arbeidet enda vanskeligere.
- Lokale ørret-bestander kan bli utryddet ved rotenonbehandling. Dette er et moment som må vurderes og tiltak som genbank kan brukes for å bevare lokale bestander.
- Ferskvannsstasjonære arter kan kolonisere ved migrasjon ovenfra, men dette erstatter ikke den delen av populasjonen som er blitt utryddet lengre ned i vassdraget, dvs. man taper lokale tilpassninger.
- Det er satt igang tiltak for å ta vare på sjø-ørret i forbindelse med rotenonbehandling. Ingen ferskvannsstasjonære arter blir tatt vare på.
- Det ble stilt spørsmål om man har undersøkt genetisk struktur hos laks i vassdrag som har *G. salaris*, men hvor det ikke har vært foretatt rotenonbehandling, og sammenlignet dette med genetisk struktur hos laksen i elver hvor det har vært behandlet. Dette er ikke undersøkt enda, dermed har man ikke svar på hvilken betydning ulike tiltak har for genetisk struktur hos laksen.
- Utsettinger av rogn/yngel like etter rotenonbehandling kan gi opphav til nye epidemier av *G. salaris* fordi parasitten kan overleve på andre fiskearter (ørret, stingsild) over kortere tidsrom. Parasitten kan leve opptil 1 uke utenfor verten ved 4 °C.

4 Effekten av rotenon på invertebratfaunaen.

4.1 Rotenonbehandlingens effekt på bunndyr i Rauma- og Hensvassdraget, Møre & Romsdal. Del I: Kvalitative undersøkelser.

Jo Vegard Arnekleiv¹, Dag Dolmen¹, Kaare Aagaard², Terje Bongard¹ & Oddvar Hanssen²

¹Norges Teknisk-Naturvitenskapelig Universitet, Vitenskapsmuseet, 7004 Trondheim, ²Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7005 Trondheim.

(Vitenskapsmuseet Rapp. Zool. Ser. 1997, 8: 1-48. 1997)

Rapporten presenterer delresultater av en undersøkelse av bunndyrfaunaen i Rauma elv, Gravdevatn, Horgheimdammen, Isa og Glutra i Rauma kommune i perioden 1991-96. Vassdragene ble rotenonbehandlet i september 1993 med formål å utrydde lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* fra området. Det ble tatt kvalitative bunndyrprøver fra rennende og stillestående vann på 12 datoer i tre år før rotenonbehandling og på 16 datoer i tre år etter rotenonbehandling. Av flygende vanninsekter samlet i flygefeller, presenteres data på fjærmygg (Chironomidae) fra 1992 og 1995, mens resultatene fra øvrige kvalitative og kvantitative undersøkelser vil bli rapportert seinere.

Vassdragene drenerer høytliggende fjellområder, vårflommen varer ofte ut juni, og elvene har lave gjennomsnittstemperaturer. Vannkvaliteten er preget av klart, forholdsvis kalk- og næringsfattig vann med surhet mellom pH 6,2 og 7,0.

Bunndyrfaunaen i både rennende og stillestående vann karakteriseres som relativt fattig. Resultatene viser store variasjoner i relative bunndyrmengder og i faunasammensetningen mellom de ulike prøvetidspunktene (årstidene) på alle lokaliteter, også på referansestasjonen ovafor rotenonbehandlet strekning. Ut fra de kvalitative prøvene synes bunndyrfaunaen å ha blitt relativt lite, men midlertidig endret som følge av rotenonbehandlinga. I Rauma elv ble det totalt registrert 80 taxa av invertebrater i bunndyrprøvene. Av disse ble 64 taxa påvist før rotenonbehandlinga og 69 taxa etter. Rotenonbehandlinga medførte en midlertidig reduksjon i relative bunndyrmengder med 16-74 % på de ulike stasjonene. Steinfluer (Plecoptera), vårfluer (Trichoptera) og knott (Simuliidae) ble mest berørt, mens døgnfluer (Ephemeroptera), fjærmygg (Chironomidae), fåbørstemark (Oligochaeta) og vannmidd (Hydracarina) som grupper i stor grad overlevde behandlinga. Det var imidlertid stor forskjell i artsspesifikk respons på rotenon. Vanlig forekommende arter som forsvant midlertidig blant døgnfluene var *Ameletus inopinatus*, *Baetis rhodani* og *B. subalpinus*, mens *Ephemerella aurivillii* fantes tallrik under og like etter rotenonbehandlinga. Andre rotenonfølsomme arter var vårflua *Rhyachophila nubila* og steinfluene *Diura nanseni*,

Isoperla sp. og *Siphonoperla* sp., mens *Amphinemura* spp. og *Protonemura meyeri* samt billene *Oreodytes sanmarkii* og *Elmis aenea* overlevde rotenonbehandlingen.

Det skjedde en rask reetablering av bunnfaunaen i elv etter rotenonbehandlingen. Alle de artene som forekom tallrikt innen snegler (Gastropoda), biller (Coleoptera), døgnfluer (Ephemeroptera), steinfluer (Plecoptera) og vårfluer (Trichoptera) ble registrert i stort antall innen ett år etter rotenonbehandlingen.

Av fåtallige, sporadisk forekommende arter ble 8 registrert i årene før rotenonbehandlingen og ikke etter, mens 12 arter bare ble registrert i årene etter rotenonbehandling. Undersøkelsene i Rauma kan ikke så langt dokumentere at arter er forsvunnet som følge av rotenonbehandlingen.

Ut fra de kvalitative undersøkelsene synes rotenonbehandlingen å ha hatt liten effekt på invertebratfaunaen i Gravdevatnet og Horgheimdammen. Dette skyldes delvis at mange damarter ånder atmosfærisk luft i overflata og ikke ved hjelp av gjeller; andre arter er antagelig relativt lite oksygenkrevende. Tallrike arter, som vannbillene *Haliphus ruficollis*, *Hydroporus palustris*, sneglen *Lymnaea peregra* og tegen *Callicorixa wollastoni*, forekom vanlig også like etter rotenonbehandlingen. Men også døgnflua *Cloeon dipterum* overlevde rotenonbehandlingen i større antall. Av sporadisk forekommende arter ble 7 billearter registrert i årene før rotenonbehandling, men ikke etterpå, mens 6 arter (biller, tege m.fl.) ble registrert i årene etter rotenonbehandling, men ikke før.

Det ble funnet i alt 133 arter av fjærmygg i et samlet materiale på 857 individer fra 1992 og 785 individer fra 1995. Fjærmygg fra 1993 og 1994 er ennå ikke bearbeidet. Antall registrerte fjærmyggarter er omtrent som forventet i nedre deler av et vassdrag i Midt-Norge. Det totale artsantall av fjærmygg ligger muligens på rundt 150 til 160 arter.

Av de femti vanligste artene i det samlede materialet ble alle unntatt fem eller seks arter funnet i hvert av årene 1992 og 1995. De 80 mest sjeldne artene opptrer i mindre enn 4 eksemplarer og utgjør derved fra 3 til 0,7 promille av det totale materialet. For disse artene er sannsynligheten for at en bestemt art vil mangle i en prøve på rundt 800 individer så vidt stor at det ikke er mulig å skille virkelig fravær på lokaliteten fra tilfeldig fravær i prøven. Sammenligningen av 1992 og 1995 materialet viser ingen store forandringer når det gjelder fordelingen av sjeldne fjærmyggarter.

Ved undersøkelsen er det registrert en rekke nye arter for Møre & Romsdal, og også nyfunn av fjærmyggarter for landet. To registrerte døgnfluearter (Ephemeroptera) er med på den norske rødlista.

Emneord: Rotenon - bunndyr - rekolonisering - elv - dammer

4.2 Sammenfatning av diskusjonen etter del 3.

De nye resultatene om virkning av rotenonbehandling på forekomst av invertebrater var overraskende for forsamlingen. Den påfølgende diskusjonen dreide seg mye om hvordan man skal vurdere disse resultatene i forhold til den naturlige variasjonen i invertebratfaunaen i tid og rom. Utvidelse av denne type forundersøkelsen vil være nødvendig for å få best mulig kontroll på miljøeffektene av en rotenonbehandling. I tillegg er det viktig å ha kunnskap om når den rotenonbehandling vil ha minst negativ effekt for andre arter. Finnes det et optimalt tidspunkt for behandling, hvor så mange organismergrupper som mulig blir tatt hensyn til?

Andre momenter som fremkom i diskusjonen:

- Selv om artene kommer tilbake, vet man likevel lite om endringer på samfunns- og økosystemnivå. Man kan se for seg stor svingninger i artsforekomst og tetthet mellom arter.
- For fjærmygg er det neppe store variasjoner knyttet til rotenonbehandling fordi disse har stadier som ikke er i vann i deler av sin livssyklus.
- Man vet ingenting om endringer i genetisk struktur hos invertebrater etter rotenonbehandling. Tap av genetisk variasjon er mulig.
- Kan man overføre erfaringene og kunnskapen fra undersøkelsene i Rauma til andre vassdrag, eller må hvert vassdrag undersøkes for diversitet av invertebrater før eventuell rotenonbehandling?

5 Miljøkostnader ved behandling av vassdrag

5.1 Miljøkostnader ved behandling av vassdrag kontra ingen behandling og spredning av parasitten.

Tor G. Heggberget, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7005 Trondheim.

For å kunne vurdere miljøkostnader ved de ulike strategiene for å redusere effekten av *G. salaris* må man ha kunnskap om parasittens spredningsøkologi, samt miljøkostnadene ved ulike tiltak. Hvordan parasitten spres mellom vassdrag har stor betydning for å vurdere fare for videre spredning. Hvis faren for videre spredning er høy, har dette konsekvenser for hvor raskt man må sette inn tiltak og hvilke tiltak som velges.

Spredningsveier

De aller fleste vassdragene i Norge har blitt infisert gjennom utsetting/utslipp/rømming av infisert fisk. Mellom vassdrag lokalisert i samme fjordsystem har man funnet at spredning kan foregå ved at laksen vandrer i brakkvannslagene fra et vassdrag til et annet. I noen få tilfeller har spredningen skjedd gjennom skifte av vann ved fisketransporter. I tillegg finnes det mange andre muligheter for spredning hvor man riktignok ikke har dokumentasjon enda: levende agn, tilfeldig flytting/utsetting og sabotasje. Man antar at spredning med fiskeutstyr, fiskeavfall og via dyr og fugl er mulig. Uansett hvilken spredningsvei man kan identifisere i hvert enkelt tilfelle, er sannsynligheten for spredning innen og mellom vassdrag en funksjon av tiden: jo lengre tid som går, desto større er sjansen for at parasitten skal overføres til uinfiserte vassdrag.

Miljøkostnader ved å rotenonbehandle

Den mest opplagte kostanden ved rotenonbehandling er at all fisk i området blir drept. Reetablering av fisk avhenger av flere faktorer hvor muligheten for innvandring ovenfra for stasjonær fisk, og størrelsen på sjøreserven hos anadrom fisk er de viktigste. Tiltak som etablering av genbank, og oppbevaring av et representativt individtall av de aktuelle fiskeartene under behandling, vil også redusere de negative effektene. Vannlevende invertebrater blir sterkt påvirket av rotenon, hvor insekter er mest utsatt mens snegl og muslinger er mindre utsatt. Sjansene for reetablering gjennom driv er store. Semiakvatiske dyre- og fuglearter vil bli negativt påvirket i perioder med redusert mobilitet, dvs. i yngelperioder, fordi næringsgrunnlaget blir sterkt redusert. De negative effektene av rotenon kan reduseres gjennom tiltak før, under og etter rotenonbehandling.

Alternative tiltak til rotenon

Det som gjøres i noen grad idag er utsetting av presmolt og smolt av laks ovenfor infiserte deler av vassdraget, men det

er mange negative sider ved en slik strategi. Tiltaket er ressurskrevende, og man står i fare for å tape lokale tilpasninger hos laksen. Samtidig opprettholdes spredningsmulighetene. Alternativet til denne strategien er utsetting av fisk med resistente egenskaper. Men graden av resistens avgjør over hvor lang tid utsettinger må foretas, og i tillegg kan man stå i fare for å tape lokalt tilpassede populasjoner av laks. Videre spredning av parasitten er hele tiden tilstede. For begge strategiene er det ingen åpenbare negative økosystemeffekter.

Miljøkostnader ved ikke å iverksette tiltak

Uansett hvilken strategi man velger, tiltak eller ikke, så følger det miljøkostnader med. Hvis man velger å ikke iverksette tiltak har man en situasjon hvor man får en kraftig nedgang i laksefisket lokalt og nasjonalt, samtidig som faren for spredning av parasitten er tilstede. Videre kan man se for seg at rømt oppdrettslaks vil få større påvirkning, og som konsekvens vil populasjonsspesifikke egenskaper hos våre laksestammer forsvinne. Videre vil artsbalansen laks/ørret/røye endres, og ørret- og røye-bestandene vil øke. Hvor lang tid det tar å utvikle resistens kjenner man ikke til, særlig fordi innvandringen av rømt oppdrettslaks vanskeliggjør eller forsinker utviklingen av resistens.

5.2 Rotenonbehandling : arter på vektskålen

Dag O. Hessen, Biologisk Institutt, Universitetet i Oslo, Postboks 1066 Blindern, 0316 Oslo

Plantegiften rotenon, en av flere beslektede, naturlige plantegifter, har fått en betydelig utbredelse til bruk i ulike former for "biomanipulering". Giften er i stor utstrekning benyttet til bekjempelse av eutrofiering ved å fjerne uønskede bestander av zooplanktivor fisk (oftest karpfisk eller sik) for å øke tettheten av effektive algebeitere (*Daphnia*) og gjerne med gjenutsetting av mer kommersielt eller rekreasjonsmessig mer interessante arter (ørret, regnbueørret). Biomanipuleringen har altså vært utført i "det godes tjeneste" for å bekjempe en antropogent betinget miljøendring (økt fosforbelastning), og generelt har effekten vært betydelig på kort sikt. De aller fleste biomanipuleringsforsøk med rotenon av denne type har gitt bedret vannkvalitet (se f.eks. Sanni & Wærvågen 1990). Et betydelig problem har vært reetablering, særlig av karpfiskbestander, der manipuleringen ikke har vært 100 % effektiv. Generelt har ikke disse manipuleringsforsøkene blitt fulgt opp med studier av effekter på den øvrige fauna (med unntak av zooplankton), og den massive endring av næringsnett og vannkvalitet gjør det også vanskelig å skille de direkte og indirekte effekter av rotenonbehandlingen. Koksvik og Aagaard (1984) viste imidlertid betydelig variasjon i effekter på bunndyr i en rotenonbehandlet innsjø. Paradoksalt nok er rotenon benyttet i stor utstrekning nettopp for å undersøke diversitet i fiskesamfunn siden den har en mindre selektiv effekt enn garn og elektrofiske. Det er også etterhvert benyttet mye, særlig i USA, i klassiske økologiske studier av alders-

struktur og tetthet i fiskesamfunn. Disse studiene har knapt berørt andre faunaelementer. Denne type anvendelse av rotenon har aldri vært på tale i Norge.

Rotenon til eutrofikbejempelse er en klar parallell til rotenonbehandling av elver som tiltak mot *Gyrodactylus*. I begge tilfelle kan det argumenteres at man ikke gjør inngrep mot en *naturtilstand*, men mot en menneskeskapt påvirkning (hhv. fosforavrenning, eutrofi og parasittspredning pga. oppdrettsindustri). Det må likevel være helt klart at inngrepene ikke er utført primært ut fra *biosentriske* motiver (til beste for "naturen"), men ut fra *antroposentriske* motiver (menneskesentrerte; kommersielle, rekreasjonsmessige eller estetiske). Hvordan disse to hensyn skal veies mot hverandre er en etisk mer enn en økologisk vurdering. Hvordan dette skal vurderes opp mot Rio-konvensjonen, og ikke minst *intensjonene* bak denne er etter mitt skjønn kjernen i hele rotenondebatten.

De faglige aspekter

Det er klare *faglige argumenter* for og mot rotenonbehandling, og klare faglige spørsmål knyttet til en slik stor-skala behandling. Disse skal i mindre grad berøres her, men noen skal nevnes. Rotenontoleranse og virkningsmekanismer er lite kjent hos invertebrater, men flere undersøkelser viser betydelige forskjeller mellom taxa og arter, og også ontogenetiske forskjeller innen arten, og ikke minst betydelige responsforskjeller mellom ulike lokaliteter (Binns 1967, Morrison 1977, Dolmen et al. 1995, Arnekleiv 1997). Som eksempel kan nevnes at elveperlemusling (og bløtdyr generelt) synes å godt tolerere de nivåer av rotenon det er snakk om i norske elver (Dolmen et al. 1995), mens i USA benyttes rotenon til bejempelse av sebramusling og her er veligerlarvene generelt klart mer sensitive enn de adulte (Waller et al. 1996). Det er også betydelige forskjeller i toleransenivå hos ulike arter av fisk (Boogaard et al. 1996).

Gjenetablering av fauna er i variabel grad undersøkt. I en rekke studier synes imidlertid reetablering etter ulike inngrep, inkludert rotenonbehandling, og gå forholdsvis raskt. I Ogna og Figgja var faunabiomassen reetablert etter 1.5 måned, mens faunasammensetningen viste noe avvik fra førtilstanden (Arnekleiv 1997). I Rauma syntes foreløpige resultater også å bekrefte en rask reetablering av de fleste arter (skjønt her forholder man seg kun til arter og ikke til genotyper). Gjenetablering av opprinnelig fauna vil avhenge av størrelsen på lakseførende strekning kontra oppstrøms refugieområder. Om det ikke er samme type elv oppstrøms (eks. hele 3. ordens elv er lakseførende mens oppstrøms koloniseringsområder kun er 2. og 1. ordens) vil man ha et betydelig problem mht. rekolonisering. Det er vel likevel grunn til å hevde at de fleste norske elver vil ha et oppstrøms refugieområde som tilsier gode muligheter for reetablering av *de fleste* invertebrater.

Marine effekter (i utløpsosen) er lite undersøkt. Selv om fortykningseffekten vil være betydelig, er det vist klart større sensitivitet hos marin fisk enn det som normalt finnes hos ferskvannsfisk (Wingard & Swanson 1992). Dette er likevel et lokalt problem, hvor reetablering vil skje raskt.

Et hovedproblem er knyttet til **effekten**. Et klassisk utsagn innen mikrobiologien er at 99,9 % sterilt er ikke godt nok, og det samme argument gjelder for rotenonbehandling. Problemet med en 100 % effektiv rotenonbehandling er godt illustrert for en rekke norske elver. En review over 250 forsøk på fjerning av fisk viste at under halvparten av rotenonbehandlingene var effektive (Meronek et al. 1996).

Ved rotenonbehandling er det en selvfølge at den stedegne stamme gjenutsettes etter etablering. Dette gir mulighet for founder-effekter og **genetisk drift** om utsettsbestanden representerer et genetisk subset av villbestanden (se bl.a. Demarais et al. 1993). Problemet vil være spesielt aktuelt i elver med gjenutsetting av få fisk fra en opprinnelig stor gytebestand.

Endelig skal nevnes at rotenonbehandling alltid vil medføre en ustabil populasjon med en kontinuerlig fare for ny *Gyrodactylus*-smitte. En mer stabil situasjon kan bare oppnås dersom resistente stammer etableres, noe som er en umulighet med gjentatt rotenonbehandling.

De etiske aspekter

Dypest sett dreier hele rotenondebatten seg om **vektlegging av arter**, om **biosentrisme** (naturen i fokus) mot **antroposentrisme** (mennesket i fokus), og om **tolkning og oppfølging av Rio-konvensjonen**.

Gradering av organismers verdi er en historie om subjektivitet. Ønsket om bevaring av en art er omvendt proporsjonalt med artens størrelse og faktisk ofte dens betydning i økosystemet. Vi kan se en klar gradering, som innen fiskeforvaltningen plasserer laksen på topp og ørekyt på bunn. Et betydelig antall arter havner på den negative siden. Selv om vår klassifisering av arter som "udyd" og "ugress" har blitt mer nyansert, vil de fleste applaudere utryddelsen av sykdomsorganismer og parasitter. Dette følger dels en hierarkisk oppbygning med høy score for arter med høy kompleksitet og antatt evne til å føle smerte, men med en betydelig korreksjon for subjektive vurderinger. Selv taksonomisk sett nærstående arter spiller en vidt forskjellig rolle i vår bevissthet. Uansett hvilken stilling man måtte ha om at alle arter er bevaringsverdige og at alt liv har egenverdi, så kommer man ikke utenom en eller annen form for gradering. Ørekyt og ørret har vidt forskjellig status selv om de begge er spredt i norsk fauna vesentlig med mennesket som vektor. Norsk naturforvaltning har tradisjonelt vært en av de fremste eksponenter for dette, med "viltpleie", rovdyrbejempelse, massiv utsetting av fisk (til fortrengning av den naturlige fauna), "biotopjusteringer" o.a., alt for å tilrettelegge for fangst av noen få kommersielle arter, oftest på bekostning av den øvrige fauna. Dette er en tankegang som fortsatt ligger dypt forankret i naturforvaltningen, men som likevel har gjennomgått en dramatisk forandring etter Rio-konvensjonen som klart sier at vi skal bevare "Variabiliteten hos levende organismer av alt opphav, herunder terrestre, marine og andre økosystemer, samt de økologiske komplekser som de er en del av; dette inkluderer mangfold innenfor artene, på artsnivå og økosystemnivå". Dette er en radikal definisjon av hva vi vil

bevare, som langt på vei bryter med norsk forvaltnings-tradisjon, og et godt eksempel på holdningsendring er det klare forbud mot fiskeutsetting til fisketomme vann.

I den grad vi tilkjenner planter og "lavere" organismer verdi, er det i kraft av arten. Dette endrer seg gradvis jo "høyere" vi kommer, til laks hvor den lokale variant er viktig og til ulv, hval og husdyr hvor også *individet* i stor grad tillegges verdi. Dette gradualistiske organismesyn lyser med få unntak gjennom fernissen i de fleste argumenter som går på organismers rettigheter - og det er ikke så rart. Tradisjonelt føler vi *en rett* til å høste og utnytte naturen, og andre organismers verdi ligger i hvorvidt de kan tjene vår egen art. Selv med en modernisert og "dypøkologisk" tankegang er det åpenbart at vi aldri vil sidestille vårflue og laks.

Vi sitter tilbake med spørsmålet om arter har verdi frikoblet en menneskeskapt vurdering. Fagøkologien kan ikke gi svar på slike spørsmål. Her finnes alle grader av synspunkter. Feinberg (1974) hevder at rettigheter tilligger bare de som kan hevde dem. Dermed havner alle organismer med unntak av mennesket (og spedbarn, senile mm.?) i kategorien rettighetsløse. Peter Singer (1979, 1986) knytter "verdien" til evnen til å lide, og trekker en form for grense ved tifotkrep (noe som forøvrig faller godt overens med de organismer man i dag må ta kurs for å få eksperimenterer med.). Hans Jonas (1984) hevder at alle organismer som streber mot noe må ha krav på moralsk vurdering. Streber så organismer etter noe annet enn sine geners viderføring? Det ekstreme standpunkt inntas av Goodpaster (1983) som hevder at det å være i live alene er tilstrekkelig til å oppnå moralsk status. Her vil også en plante "ha interesse" av å leve. Oversikt over disse argumentene kan finnes i Zimmermann et al. (1993).

Enten vi velger å se oss som rettighetshavere eller forvaltere, så har all tradisjonell forvaltning hatt "forbedring" av naturen som et mål. Den tradisjonelle naturforvaltning har mer enn noe annet vist oss artsgradualisme i praksis, hvor villforvaltning og fiskeforvaltning har dreid seg om et meget snevert artsutvalg. Når vi giftbehandler elver med rotenon for å bevare en laksestamme selv om det setter det øvrige mangfold i fare, så gjør vi dette ut fra en klar vurdering av en art veier mer enn summen av alt "småkryp". Dette må også ansees som et brudd med "dypøkologiske" verdinormer (cf. Næss 1973), selv om Næss generelt argumenterer for menneskelig selvhøvdelse i f.eks. rovdyrdebatten (Næss 1979). Det også klart at all menneskelig aktivitet vil lammes om man skulle se alt annet liv som hellig og ukrenkelig. Mot en slik ekstrem biosentrisme må det hevdes at mennesket óg har sine åpenbare rettigheter, og spørsmålet er om rotenonbehandling i denne sammenheng må betraktes som et overgrep mot annet liv, eller et legalt tiltak for å bevare lokale varianter av en art som vi har stor interesse av. Om det kan dokumenteres at all øvrig fauna raskt reetableres, så vil det sentrale argument mot rotenon bortfalle.

Norsk naturforvaltning står overfor et åpenbart dilemma. Forvaltningen skal håndheve Rio-konvensjonens intensjoner, samtidig som de har en åpenbar forpliktelse til å bevare norske laksestammer. Hvorvidt dette også er et internasjonalt ansvar kan diskuteres. Den primære trussel mot norske laksestammer utgjøres i dag av oppdrettsindustrien, og allerede for over 10 år siden ble det advart (av Hans Nordeng) mot den genetiske effekten av rømt laks. Slik situasjonen nå er synes det å være god politikk å sikre de truede laksestammer i genbanker, og så bevilge seg mer tid både til å studere reetablering av arter og lokalvarianter i detalj, samt vurdere alternative bekjempningsmåter av *Gyrodactylus*. Parallelt med dette må det arbeides for en bedre sikring av oppdrettslaks, evt. kombinert med etablering av oppdrettsfrie soner. Med de usikkerheter som i dag er knyttet til de rent økologiske effekter både på pluss og minussiden, og koblet opp mot de mer etiske argumenter kan det neppe være tvil om at rotenonbehandling står i konflikt med den tankegang som ligger til grunn for Rio-konvensjonen.

Referanser

- Arnekleiv, J.V. 1997. Korttidseffekt av rotenonbehandling på bunndyr i Ognå og Figgja, Steinkjer kommune. - Vitenskapsmuseets Rapportserie 1997-3. 28 s.
- Binns, N.A. 1967. Effects of rotenone treatment on the fauna of the Green River, Wyoming. - Fish. Res. Bull. 1: 1-114.
- Boogard, M.A., Bills, T.D., Selgeby, J.H. & Johnson, D.A. 1996. Evaluation of pesticides for control of Ruffe. - North American J. of Fish. Management 16: 600-607.
- Demarais, B.D., Dowling, T.E. & Minckley, W.L. 1993. Post-perturbation genetic changes in populations of endangered Virgin River Cubs. - Conservation Biology 7: 334-341.
- Dolmen, D., Arnekleiv, J.V. & Haukebø, T. 1995. Rotenone tolerance in the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera*. - Nord. J. Freshw. Res. 2: 21-30.
- Koksvik, J.O. & Aagard, K. 1984. Effects of rotenone on the benthic fauna of a small eutrophic lake. Verh. Internat. - Verein. Limnol. 22: 658-665.
- Meronek, T.G., Bouchard, P.M., Buckner, E.R., Burri, T.M., Demmerly, K.K., Hateli, D.C., Klumb, R.A., Schmidt, S.H. & Coble, D.W. 1996. A review of fish control projects. - North American J. of Fish. Management 16: 63-74.
- Morrison, B.R.S. 1977. The effects of rotenone on the invertebrate fauna of Three Hill streams in Scotland. - Fish. Management 8: 128-139.
- Næss, A. 1973. The Shallow and the Deep, Long-Range Ecology Movement: - A Summary. Inquiry 16: 95.
- Næss, A. 1979. Self-realization in mixed communities of humans, bears, sheep and wolves. - Inquiry 22: 231-241.
- Sanni, S. & Wærvågen, S.B. 1990. Oligotrophication as a result of planktivorous fish removal with rotenone in the small, eutrophic lake Mosvatn, Norway. - Hydrobiologia 200/201: 263-274.

- Waller, D.L., Fisher, S.W. & Dabrowska, H. 1996. Prevention of zebra mussel infestation and dispersal during aquaculture operations. - *Progr. Fish-Culturist* 58: 77-84.
- Wingard, C.J. & Swanson, C.J. 1992. Ventilary responses of four marine teleosts to acute rotenone exposure. - *J. Appl. Ichthyology* 8: 132-142.
- Zimmermann M. E. m.fl. 1993. *Environmental philosophy. From animal rights to radical ecology.* - Prentice Hall Publishers. 437 s.

5.3 Sammenfatning av diskusjonen etter del 4.

Sentrale spørsmål, som ikke kan besvares nå er: hva er konsekvensen av å fortsette rotenonbehandlingen og ikke klare å utrydde parasitten? Hvilken betydning har det at noen vassdrag ikke kan rotenonbehandles? Vil det være akseptabelt å gjenta rotenonbehandlingen flere ganger i samme vassdrag?

Andre momenter som fremkom i diskusjonen:

- Hvorvidt man lykkes med en rotenonbehandling har sammenheng med vassdragets struktur, samt hvor store ressurser man har å sette inn. Andre mente at uansett ressurser vil det være noen infiserte vassdrag vi ikke kan behandle med rotenon.
- Finnes det alternative stoffer som kan brukes, som dreper parasitten, men ikke verten? Resultater tyder på at aluminium i små konsentrasjoner er mye mer giftig for parasitten enn for fisken. Dette kan kombineres med fiskesperre. Problemet med å anvende et stoff som angriper parasitten og ikke verten er at parasitten raskt kan opparbeide toleranse, og at man dermed mister effekten av stoffet.
- Endemiske sykdommer har vist det samme forløpet som epidemien av *G. salaris*: vertspopulasjonens tetthet går ned og stabiliserer seg på et lavere nivå. I andre tilfeller kan vertspopulasjonen begynne og vokse igjen etter en epidemi, og etter en tid får man en ny epidemi som på nytt fører til en nedgang i vertspopulasjonen.
- Man må vurdere de negative virkningene for andre fiskearter i vassdraget og sikre at hele mangfoldet blir best mulig tatt vare på.
- Fremtidig behandlingsstrategi må ta hensyn til flere forhold enn tidligere, og utvikling av lokale stammer som er resistente må vurderes.

6 Sammenfattende diskusjon

- Det er viktig å forsette forskningen på resistens mot parasitten, og hvilken betydning den individuelle variasjonen i mottakelighet har for hastigheten i resistensutvikling. Videre er det viktig å forske på alle organismene i vassdraget og deres livssyklus og dynamikk i tid og rom slik at man kan finne et optimalt tidspunkt for behandling. Et optimalt tidspunkt vil være en tid på året hvor effekten på andre arter enn parasitten (verten) vil være liten. Videre så er sjansen for å utrydde parasitten størst når parasitt-tettheten er lavest. En sammenstilling av eksisterende kunnskap vil kunne belyse dette.
- Rask behandling av infiserte vassdrag vil ha minst negativ effekt for laksen, men det kan resultere i at effekten på andre arter ikke blir utredet. Dette må avveies nøye.
- Innkrysning av resistens laks fra Neva/Østersjøen er ikke aktuelt fordi man vil tape lokale tilpasninger, samt at man risikerer innførsel av sykdommer.
- Lokalt avlsarbeid må vurderes.
- Undesøkelser i Vefsna tyder på at over den 20 års perioden som er gått siden parasitten ble introdusert har det ikke skjedd noen endring i resistens hos laksen fordi antallet laksunger er fortsatt lavt og parasitt-intensiteten er fortsatt høy.
- Når det gjelder invertebrater er det en stor metodisk utfordring å vise at arter er blitt borte, blant annet må man ha kjennskap til naturlig variasjon innen og mellom arter.
- Når det gjelder resistens tyder dataene på at det er fundamentale forskjeller i infeksjonsforløp mellom Lierelva, Batnfjorelva og Lakselva (Beiarn). Dette må undersøkes videre.
- Det må kartlegges hvor det finnes jorddammer i tilknytning til infiserte vassdrag, og det må undersøkes hvorvidt fisken er infisert med *G. salaris*. Dette betyr at man må få kontroll på så mange faktorer som mulig for å hindre re-infeksjon av et vassdrag.

Appendix 1

Deltakerliste

Stein Lier Hansen, Direktoratet for Naturforvaltning
 Norunn S. Myklebust, Direktoratet for Naturforvaltning
 Jarle Steinkjer, Direktoratet for Naturforvaltning
 Øyvind Walsø, Direktoratet for Naturforvaltning
 Isabelle Thelin, Statens Forurensningstilsyn
 Tom Hjemstæteren, Statens Forurensningstilsyn
 Inger Eithun, Statens Dyrehelstilsyn
 Bård Skjelstad, Veterinærinstituttet i Trondheim
 Vidar Moen, Veterinærinstituttet i Trondheim
 Kjetil Skår, Veterinærinstituttet i Trondheim
 Tor Atle Mo, Veterinærinstituttet i Oslo
 Tor A. Bakke, Zoologisk Museum, Universitetet i Oslo
 Antonio S. Poleo, Biologisk Institutt, Universitetet i Oslo
 Karl Baadsvik, NINA/NIKU
 Eivin Røskoft, NINA
 Odd Terje Sandlund, NINA
 Kaare Aagaard, NINA
 Bjørn Ove Johnsen, NINA
 Roar Lund, NINA
 Kjetil Hindar, NINA
 Tor Heggberget, NINA
 Rita H. Daverdin, NINA
 Erik Framstad, NINA
 Jo Vegard Arnekleiv, Vitenskapsmuseet, NTNU
 Dag Dolmen, LFI, Vitenskapsmuseet, NTNU
 Svein Jakob Saltveit, LFI, Zoologisk Museum, Oslo
 Peder A. Jansen, Finnmarksforskning
 Åge Wold, Norske Lakseelver
 Eyvin Søltnæs, Fylkesmannen i Sogn og Fjordane
 Trond Haukebø, Fylkesmannen i Møre og Romsdal
 Sigrun Ringvold, Naturvernforbundet
 May-Britt Knoph, Bellona
 Martin Binde, Fylkesveterinæren for Hordaland, Sogn og Fjordane
 Ivar Røn, Fylkesveterinæren for Møre og Romsdal
 Øyvind Fjeldseth, Norges Jeger- og Fiskeforbund
 Finn Krogh, Norsk Villakssenter, Lærdal

Appendix 2

Program for konsensusmøte om rotenon.

Sted: Tungasletta 2, Trondheim (Direktoratbygget). Auditoriet.

Dato: 12/5-97

Møteledere: Tor Heggberget og Erik Framstad, NINA

Referenter: Rita H. Daverdin, NINA og Øyvind Walsø, DN

- 1000-1015 Åpning av møtet og innledning ved Direktoratet for Naturforvaltning.
Stein Lier Hansen, DN
- 1015-1115 Effekten av rotenon på målorganismen *Gyrodactylus* - kan man utrydde parasitten? "Parasittens biologi" - Tor A. Bakke, ZMO
 "Hva er alternativet til rotenon?" - Tor Atle Mo, ViO
 Diskusjon
- 1115-1230 Effekten av rotenon på fisken i vassdraget.
 "Genetisk struktur hos ulike grupper av fisk" - Kjetil Hindar, NINA
 "Re-etablering av laks etter rotenon-behandling" - Bjørn Ove Johnsen, NINA
 "Re-etablering av ørret etter rotenon-behandling" - Roar Lund, NINA
 Diskusjon
- 1230-1300 Lunsj
- 1300-1400 Effekten av rotenon på invertebrater i vassdraget.
 "Sammensetning av invertebratfaunaen før og etter behandling" - Jo Vegard Arnekleiv, NTNU og Kaare Aagaard, NINA
 Diskusjon
- 1400-1445 Miljøkostnader ved behandling av vassdrag kontra ingen behandling og spredning av parasitten. Tor Heggberget, NINA
 Diskusjon
- 1500-1600 Pause for at referenter og møteledere skal lage en kort oppsummering.
- 1600-1800 Oppsummering og avsluttende diskusjon. Tor Heggberget og Erik Framstad

Appendix 3.

Konsensus-dokument

- Sannsynligheten for å utrydde *Gyrodactylus salaris* i store vassdrag, f.eks. Drammenselva, ved hjelp av rotenon er lav.
- De genetiske og bestandsmessige effektene av rotenon er mer dramatisk for ferskvannsstasjonære fiskearter, mindre for anadrome (katadrome) arter, og minst for marine arter.
- Reetablering av laks skjer raskt der det er en sjøreserve. Naturlig reetablering av laks tar lengre tid der bestanden er sterkt redusert. Reduserte stedegne bestander er tatt vare på i genbanken for vill laks. Materiale fra genbanken bidrar til å sikre rask etablering også for de sterkt reduserte bestandene.
- Rogn i grusen overlever rotenonbehandling.
- Sjø-ørreten reetableres raskt dersom det er rogn og/eller sjøreserve ved behandling. En midlertidig foryngelse av bestanden vil skje på grunn av vekstøkning i presmoltpopulasjonen.
- Det er usikkert hvor lang tid utvikling av resistens hos laks i infiserte vassdrag tar. Bedring av resistensevnen gjennom en markert økning i antall responderende, resistente og overlevende laks kan ta tid. Utsetting av selektert laks kan framskynde prosessen.
- Rotenonbehandling medfører en midlertidig reduksjon av bunnsfaunaen. Det er varierende sensitivitet hos ulike arter av vannlevende invertebrater.
- Undersøkelser i Rauma kan ikke så langt dokumentere at invertebratarter er forsvunnet som følge av rotenonbehandling. Populasjonsbiologiske og genetiske effekter på invertebrater er ikke undersøkt.
- Det bør utvikles opplegg for å ta vare på ferskvannsstasjonære fiskearter i forbindelse med rotenonbehandling.
- Sperrer for oppvandrende fisk som alternativ eller i kombinasjon med rotenon bør tas mer i bruk.
- Det må gjennomføres omfattende forarbeid før rotenonbehandling, både for å sikre at man lykkes, og for å beskrive og ta vare på populasjonene med tanke på reetablering. Samtidig kan det være essensielt å rotenonbehandle i en tidlig fase for å hindre videre spredning av parasitten.
- Informasjon om spredning av *Gyrodactylus salaris* bør intensiveres.

ISSN 0802-4103
ISBN 82-426-0848-2

497

**NINA
OPPDRAGS-
MELDING**

NINA Hovedkontor
Tungasletta 2
7005 TRONDHEIM
Telefon: 73 58 05 00
Telefax: 73 91 54 33

**NINA
Norsk institutt
for naturforskning**