Veterinærinstituttet

Rapport 13 – 2025

Bekjempelse av ørekyte i Badedammen ved Opovassdraget

RAPPORT 13/2025

Bekjempelse av den regionalt fremmede arten ørekyte i Badedammen ved Hildalselvi i Opovassdraget, Ullensvang kommune

Forfattere

Aune, Svein
Kielland, Øystein Nordeide
Havn, Jonas Børresen

Foreslått referanse

Aune, Svein, Havn, Kielland, Øystein Nordeide, Havn, Jonas Børresen. Bekjempelse av den regionalt fremmede arten ørekyte i Badedammen ved Hildalselvi i Opovassdraget, Ullensvang kommune. VI rapport. Veterinærinstituttet 2025. © Veterinærinstituttet, kopiering tillatt når kilde gjengis

Kvalitetssikret av

Bjørn Bjøru, Veterinærinstituttet

Oppdragsgiver

Miljødirektoratet

Publisert

2025 på www.vetinst.no
ISSN 1890-3290 (elektronisk utgave)
© Veterinærinstituttet 2025

Kolofon

Forsidebilde: Mikael Jørgenssen, Statsforvalteren i Vestland
www.vetinst.no

Innhold

Sammendrag 3

1 Innledning 4

1.1 Bakgrunn 4

1.2 Områdebeskrivelse 4

1.3 Effekter av introdusert ørekyte 6

1.4 Vurdering av tiltak for å bekjempe ørekyte 6

1.5 Effekt av rotenon på vannmiljøet og arter som påvirkes lokalt 6

1.6 Søknadsprosess og miljødirektoratets vurderinger 7

2 Hydrologi og aktuell behandlingsstrategi 8

2.1 Hydrologi 8

2.2 Behandlingsstrategi 9

2.3 Rotenonbehov 9

2.4 Tidspunkt for gjennomføring av bekjempelsen 10

2.5 Nedbryting av rotenon og påvirkning på vassdraget nedstrøms behandlingsområdet 10

2.6 Vannprøver 11

3 Resultater 11

3.1 Kartlegging og oppmåling av vannvolum 11

3.2 Behandling 11

3.3 Dødfisk 12

3.4 Vannføring 12

3.5 Vannprøver 13

4 Diskusjon 14

5 Konklusjon 14

6 Takksigelser 15

7 Referanser 15

8 Vedlegg 17

Sammendrag

Karpefisken ørekyte, som ikke er naturlig tilhørende på Vestlandet, ble sommeren 2023 påvist i Badedammen, som drenerer ned til Hildalselvi og Opovassdraget i Ullensvang kommune i Vestland fylke. Det er kjent at en slik introduksjon har skadelige effekter på det stedegne økosystemet deriblant bestander av ørret. Etter søknad fra Statsforvalteren i Vestland ga Miljødirektoratet tillatelse til bruk av det rotenonholdige bekjempelsesmidlet CFT-Legumin for å forsøke å hindre en videre spredning av den ørekyte nedover i vassdraget. Dammen med innløpsbekk og sig ble kartlagt 9. oktober 2024 og bekjempelsestiltaket ble utført 10.-11. oktober av Veterinærinstituttet, seksjon for miljø- og smittetiltak i Trondheim. Det ble plukket et titalls ørret og et hundretalls ørekyte i dammen etter bekjempelsestiltaket. Tiltaket har mest sannsynlig gitt full dødelighet for fisk i dammen og utløpsbekken ned til Hildalselvi. Om tiltaket har hindret en videre spredning av ørekyte kommer an på om ørekyta vandret ned bekken og ut i Hildalselvi før bekjempelsestiltaket ble utført. Funn av ørekyte i bekken nedstrøms dammen viser at det er en risiko for at dette kan ha skjedd.

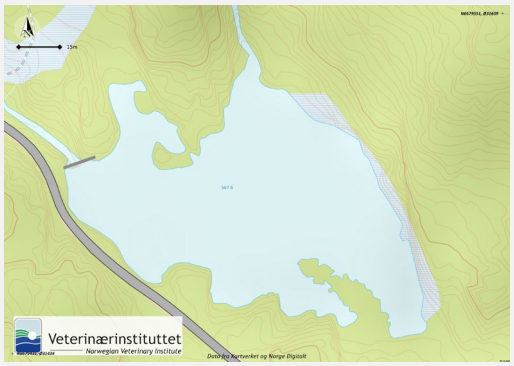
1 Innledning

1.1 Bakgrunn

Ørekyte (*Phoxinus phoxinus*) har opprinnelig en østlig utbredelse (Huitfeldt-Kaas, 1918). Utenfor sitt naturlige utbredelsesområde, som i Opovassdraget, er ørekyte en regionalt fremmed art med svært høy økologisk risiko for negativ påvirkning av lokale arter og økosystem (Artsdatabanken). Det ble i 2023 påvist ørekyte i en kunstig dam, som lokalt kalles Badedammen, i en bekk som munnet ut i Hildalselvi i Ullensvang kommune. Det ble da gjort undersøkelser i bekken mellom Badedammen og Hildalselvi men ikke funnet ørekyte der. Veterinærinstituttet fikk i september 2023 en forespørsel om å bistå i planleggingen av et bekjempelsestiltak, søknadprosess og utførelse av et bekjempelsestiltak i løpet av høsten 2024. Målet var å fjerne arten før den spredte seg videre ned i Opovassdraget.

Badedammen ved veien til Hildalsstølane

Vannforekomst nr. (Vann-* Nett): 048-280573-L
Lokalt navn: Badedammen
Beliggenhet: Ullensvang kommune, Vestland (WGS 84 UTM 32 N: 6652082 Ø: 365518), 567 m.o.h.
Størrelse: 6500 m^2
Beregnet volum: 9621 m^3
Gjennomsnittsdybde: 1,39 m
Maksimal dybde: 3,2 m
Nedbørsfelt: 0,8 km^2

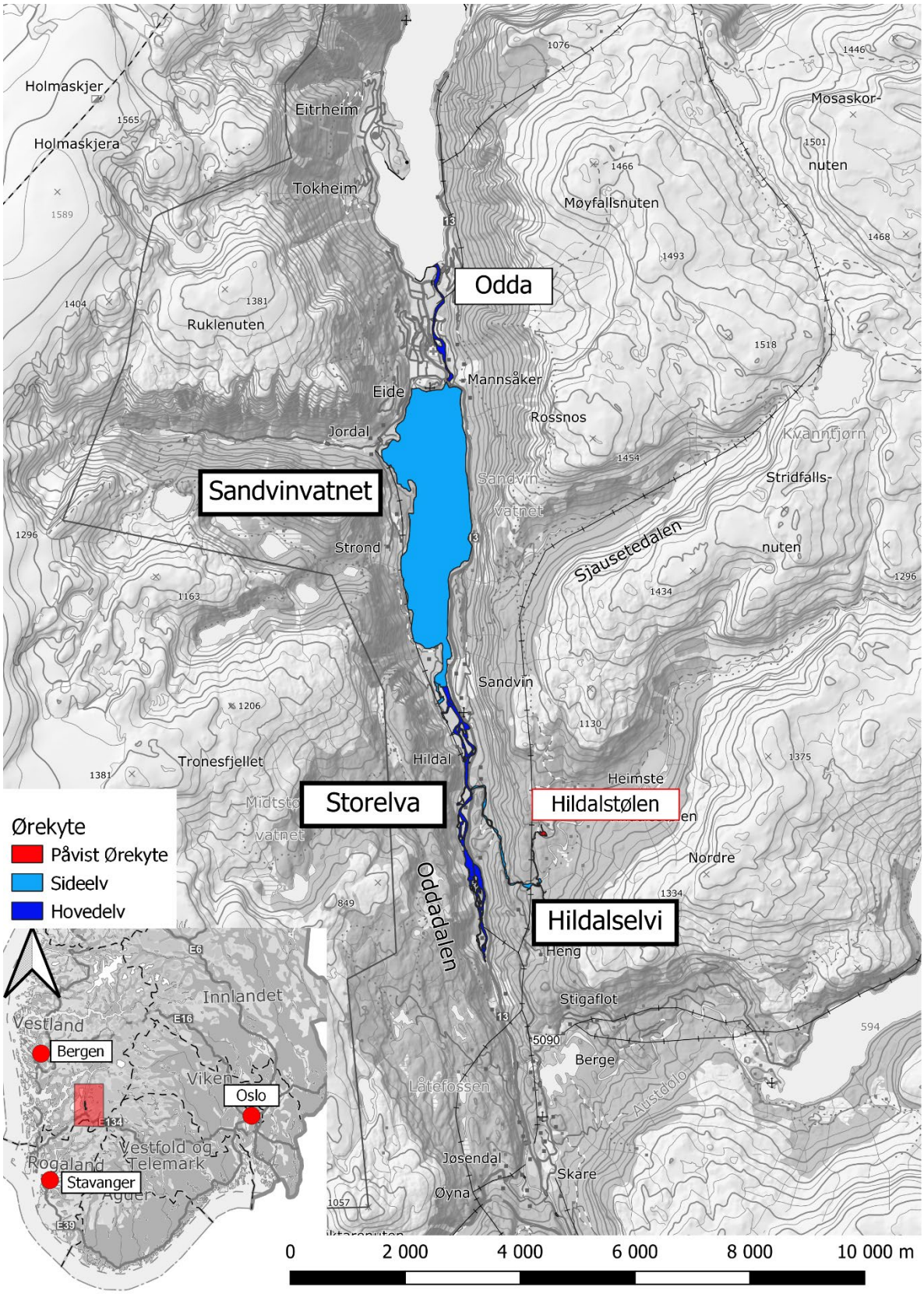


1.2 Områdebeskrivelse

Badedammen ligger i nedbørsfeltet til Opovassdraget som munner ut i Sørfjorden ved Odda sentrum. Badedammen som har en overflate på 6500 m2, ligger på 567,6 meter over havet, 9 km sør sørøst for Odda sentrum, i Ullensvang kommune. Dammen er kunstig anlagt med en betongdemning i bekkeløpet (Vedlegg 3).

Innløpsbekken kommer fra små tjern oppe i Eidesfjellet. Utløpsbekken fra Badedammen renner ut i Hildalselvi som munner ut i Storelva ved Hildal. Storelva har sitt utløp i Sandvinvatnet sør for Odda sentrum (Figur 1). Utløpselva fra Sandvinvatnet, Opo, har en middelvannføring på 40 m3 og har en anadrom strekning på 1,9 km opp til Eidesfossen (Kambestad, 2019). I lakseregisteret er anadrom stekning oppgitt til 13 km men dette forutsetter at laksetrappa som ble bygd i Eidesfossen på 1860-tallet fungerer slik at laksen kan gå via Sandvinvatnet og opp i Storelva, noe den ikke har gjort på mange år (Kambestad, 2019).

I 2014 var det en storflom i Opo som forårsaket store materielle skader og elveløpet ble sterkt endret. Ifølge lakseregisteret har Opo en svært dårlig bestand av laks og en moderat bestand av sjøørret. Fra 2015 ble laksen fra Opo tatt inn i Miljødirektoratets genbank for villaks. Årlig plantes det opptil 100 000 rognkorn av laks fra genbanken på anadrom strekning oppstrøms Sandvinvatnet (Håvard Lo, pers. medd.). Ovenfor laksetrappa finnes det i tillegg ørret (*Salmo trutta*), røye (*Salvelinus alpinus*) og ål (*Anguilla anguilla*).



Figur 1. Lakseførende del av Opovassdraget (mørkeblå), samt de deler av Hildalselvi hvor ørekyt kan nå nedstrøms fra Badedammen (rød) ved Hildalstølen.

1.3 Effekter av introdusert ørekyte

Det finnes godt kjente effekter av ørekyt på økosystemer den innføres til (Museth mfl., 2007; Miró mfl., 2018; Osorio mfl., 2022; Tiberti mfl., 2022; Forsgren mfl., 2023). Spesielt effekten på ørret og andre innsjøbaserte laksefisker er negativ (Museth mfl., 2007; Tiberti mfl., 2022), mens effektene på laks er lite dokumentert. Sett opp mot effekter på laks, er det føre-var prinsippet som er gjeldende for å hindre spredning til laksehabitater. Det er særlig næringskonkurranse (Museth mfl., 2010), men også direkte predasjon på yngel kan påvirke rekruttering av ørret (Forsgren mfl., 2023). Samtidig kan større ørret fortære opptil 60% av gytemodne ørekyter, under den relativt korte gytetida for ørekyt om våren, men utgjør en veldig liten del av dietten ellers på året. Ørret må nå en terskelstørrelse på 25 cm for å bli fiskespisende (Museth mfl., 2003; Forsgren mfl., 2023). Imidlertid er det en alvorlig ulempe ved dette, ved at det da etableres et ekstra trofisk nivå i næringskjeden, som igjen gjør at det akkumuleres høyere verdier av miljøgifter i fisken som er øverst i næringskjeden. Eksempelvis er det ved Skaupsjøen påvist vesentlig høyere verdier av kvikksølv i ørreten enn det som ellers er funnet ved andre undersøkte fiskevann på Hardangervidda, der ørekyt ikke er forekommende. I Europa er det også observert en reduksjon i amfibier på steder de forekommer med ørekyt (Miró mfl., 2018).

1.4 Vurdering av tiltak for å bekjempe ørekyte

1.4.1 Aktuelle tiltak

Det mest brukte bekjempelsestiltaket i Norge fra tidlig 1990 tallet har vært rusefangst på grunne områder, langs land og på gytebekker. Bortsett fra i små grunne tjern har ikke dette vært effektivt for å begrense ørekytebestanden og det er ikke påvist en bedring i ørretbestanden etter slike tiltak (Taugbøl, 2002). Rotenonbehandling er den eneste bekjempelsesformen som har lyktes i å fjerne introduserte bestander av ørekyte i Norge (Taugbøl, 2002).
Trondheim kommune prøvde å tappe ut enkelte av dammene i bymarka som tiltak mot mort (Rutilus rutilus), med påfølgende kalking og el-fisking av restvannet, da det var vanskelig å tappe ut alt vannet (Bardal mfl., 2018). Dette fungerte ikke og morten overlevde mest sannsynlig i restvannet. Samme teknikk med mislykket utfall gjelder en dam i Østerrike, som tiltak mot ørekyt (Schabetsberger mfl., 2023). I en dam i Jönköping, Sverige, ble det imidlertid tappet ned og man tilførte svært mye ammoniakk jevnt over alle mudderflatene og restvann som gjenstod (Johansson, 2020) som bekjempelse mot solabbor. Det er tvilsomt hvor mye mer besparende ammoniakk og tørrlegging er for miljøet (og spesielt krepsdyr, hvileegg og amfibier som normalt overlever med tradisjonell rotenonbehandling) og for bunnsedimentene, kontra CFT-Legumin, som vi vet har en etterprøvbar effekt (se under) og er raskt ute av systemet. I sistnevnte tilfelle slipper man også å tappe ut og oppleve mudderområder, der man er usikker på om målorganismene overlever.

1.5 Effekt av rotenon på vannmiljøet og arter som påvirkes lokalt

Det var ikke kjente forekomster av elvemusling i vassdraget. Dersom det allikevel skulle finnes elvemusling nedstrøms, der bekken renner ut i Hildalselvi, ville disse ikke blitt påvirket på grunn av den lave konsentrasjonen etter fortynning i Hildalselvi.
Rotenon har lavt potensial for akkumulering i akvatiske organismer. Rotenon bioakkumulerer heller ikke ellers i naturen og degraderes generelt raskt gjennom ikke-biologiske mekanismer (hydrolyse og fotolyse; Finlayson mfl., 2010) ned til vann og karbondiooksid. Rotenon er et naturlig stoff utvunnet av planter fra erteblomstfamilien (Leguminosae; USEPA (US Environmental Protectione Agency), 2007). Rotenon er giftig i varierende grad for gjellepustende fisk og dyr. Fugler, pattedyr, voksne stadier av amfibier og egg påvirkes ikke av behandlingskonsentrasjon (http://www.miljodirektoratet.no). Enkelte arter av muslinger viser også korttidstoleranse ved å lukke seg idet den merker rotenonet, men utslipp over lengre tid (typisk nedstrøms en rotenonbehandlet innsjø) kan være skadelig også for disse.

Det er gjennomført en rekke studier på effekten av rotenonbehandling på bunndyrsamfunn, og i stor grad oppsummert gjennom Gaute Kjærstads doktorgrad (Kjærstad, 2022) og en oppsummeringsartikkel fra 2010 (Vinson mfl., 2010). Studiene viser i korte trekk at mange bunndyr opplever en sterk nedgang umiddelbart etter behandling, men at tetthetene raskt tar seg opp (Arnekleiv mfl., 1997; Kjærstad, 2022). Det er en artsspesifikk respons blant akvatiske invertebrater ovenfor rotenon (Mangum og Madrigal, 1999; Eriksen mfl., 2009). De mest rotenonfølsomme artene opplever en umiddelbar effekt, men de mer tolerante har en litt forsinket respons (Gladsø og Raddum, 2000; Arnekleiv mfl., 2001). Reetableringen av de fleste taksa er rask og ofte komplett i løpet av et år (Arnekleiv mfl., 1997; Fjellheim, 2004; Eriksen mfl., 2009). Tilsvarende raske reetableringer er rapportert i studier fra Banff National Park i Canada og ved utryddelse av karpe i Sør Afrika (Dalu mfl., 2020, B. Stitt, 2024 Upubl.). Felles for bunndyrsamfunnene før og etter en rotenonbehandling er at man ser et skifte i favør/disfavør av artene som tidligere ble nedbeitet av den skadelige fremmede fiskearten, enten direkte, eller gjennom en kaskadeeffekt fra trofiske nivå under den skadelige fremmede fiskearten.

For eksempel, ved rotenonbehandling mot ørekyte på Hardangervidda i 1999-2000 ble det påvist til dels stor dødelighet av bunndyr under behandlingen, men både diversitet og tetthet av bunndyr var høye kort tid etter behandlingen (Fjellheim, 2004). Året etter behandlingen ble det ikke påvist signifikante forskjeller mellom tilstand før og etter behandling. Det ble her konkludert med at bunndyr har en sterk evne til å overleve rotenonbehandlinger enten ved at de er motstandsdyktige mot rotenon eller at de har stor evne til rekolonisering (Fjellheim, 2004). Enkelte større innsjøer med avrenning over tid krever dog noe lengre restitusjon. Effekten i Fusta nedstrøms de behandlede større, dype, innsjøene Fustvatnet, Ømmervatnet og Mjåvatnet ble rammet hardere i det påfølgende året med en restitusjonstid på noen år (Kjærstad mfl., 2022).

Et annet eksempel er fra Vikerauntjønna, nordvest for Jonsvatnet i Trondheim kommune. Vannet har et areal på 3,7 ha og et maksimalt dyp på 16 m. For å utrydde den introduserte fiskearten mort (Rutilus rutilus) ble Vikerauntjønna rotenonbehandlet med den nye rotenonløsningen (CFT-Legumin 3,3%) 25. september 2014. Ferskvannsøkologiske undersøkelser før og etter behandlingen viser at zooplanktonet ble kortvarig slått ut med påfølgende rask reetablering i 2015 (Arnekleiv mfl., 2015). Endringen i planktonsamfunnet fra en tilstand med meget små biomasser av vannlopper (Cladocera) og moderate til middels store biomasser av hoppekreps (Copepoda) i 2014 til utvikling av meget store biomasser av vannlopper og reduserte biomasser av hoppekreps i 2015 ses som et resultat av opphør av predasjon fra mort. Disse krepsdyrene har et omfattende lager av hvilende egg i sedimentene, hvor ulike andeler av disse klekker med jevne mellomrom- ofte etter miljøsignal som økende dagslys eller temperatur. Artsmangfoldet var tilnærmet uendret før og etter behandling. Hjuldyrene (Rotatoria) utviklet også uvanlig stor biomasse i 2015. De aller fleste registrerte arter av bunndyr forekom også etter rotenonbehandlingen, og i om lag like stor tetthet. Èn døgnflueart som ble registrert i relativt høyt antall før behandling, ble ikke påvist i prøvene fra Vikerauntjønna etter behandlingen, men var imidlertid til stede i dammen. Marflo, Gråsugge/Asell og småmuslinger fikk en svak økning i tetthet etter behandling og frafall av fiskepredasjon. Likeså overlevde edelkrepsen behandlinga i stort antall. De to amfibieartene buttesnutefrosk og nordpadde ble registrert med både voksne individer, eggklaser og larver i tjønna etter behandling. Rike mengder eggeklaser til amfibier ble også sett uken i etterkant av bekjempelsen av rødgjellet solabbor i Anneberg, Sverige (Kielland mfl., 2023).

1.6 Søknadsprosess og miljødirektoratets vurderinger

Statsforvalteren i Vestland søkte, i 2024, Miljødirektoratet om midler og utslippstillatelse til å bekjempe ørekyte med et forbruk på opptil 40 l CFT-Legumin, eller tilsvarende mengde som krevdes for å oppnå 50 µg rotenon/l. Veterinærinstituttet ble tillagt ansvar for å gjennomføre behandlingen. De viktigste vurderingene i tillatelsen fra Miljødirektoratet er gjengitt under.

I tillatelsen fra Miljødirektoratet ble det vektlagt at spredning av fremmede arter utgjorde en økende trussel mot biologisk mangfold, særlig i ferskvannsøkosystemer. Her var det overhengende fare for spredning nedstrøms til Hildalselvi, Sandvinvatnet og Opo. Forebyggende tiltak og utrydding av slike arter ble ansett som nødvendig,

spesielt for populasjoner med potensiale for videre spredning. Dette er i tråd med Norges forpliktelser under FN-konvensjonen om biologisk mangfold. Tiltak mot fremmede arter har vært en nasjonal prioritet siden 2007, da strategier og handlingsplaner for å bekjempe skadelige arter ble lansert.

Miljødirektoratet vurderte at selv om rotenonbehandling midlertidig kunne forringe økologiske forhold i vassdrag, viste erfaring at tilstanden raskt bedret seg. Dette var i tråd med vannforskriften og prinsippene i Naturmangfoldloven. Ut fra kunnskap fra tidligere bekjempelsesaksjoner med rotenon var det forventet at behandlingens negative effekt på bunndyr ville være liten, mens zooplankton ville bli midlertidig sterkt påvirket, men en forventet en reetablering innen ett år. All fisk i det behandlede området var for ventet å dø, med en viss mulighet til naturlig reetablering fra omkringliggende områder. Det ble skrevet at det må vurderes om det skal iverksettes tiltak for å gjenoppbygge fiskestammen etter endt behandling. Miljødirektoratet vurderte at kravet om tilstrekkelig kunnskapsgrunnlag i naturmangfoldloven § 8 var oppfylt.

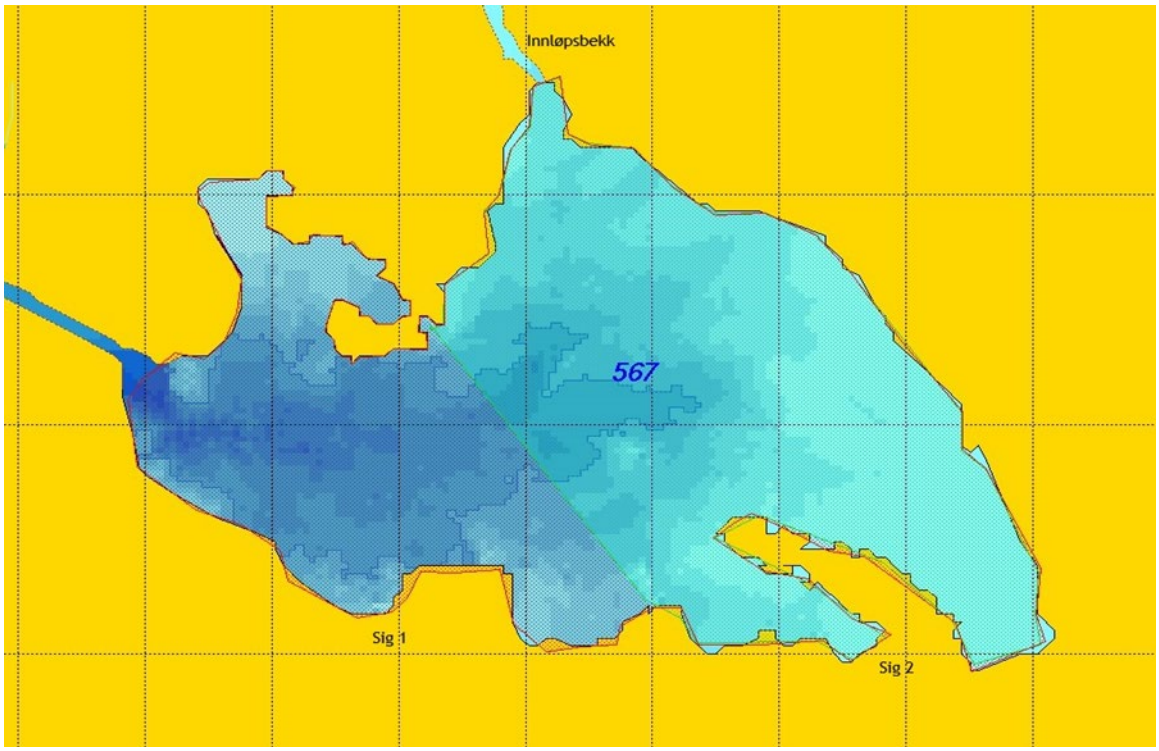
Det skal foreligge tungtveiende grunner for å gjennomføre en rotenonbehandling. Rotenonbehandlingen hadde som mål å hindre spredning av en regionalt fremmed fiskeart og dermed bevare det naturlige biologiske mangfoldet og hindre spredning av en art med høy risiko for negative effekter på økosystemer og stedegne arter. De negative effektene ble vurdert som lokale og kortvarige. Miljødirektoratet vurderte at fordelene med å fjerne ørekyte fra dammen var større enn de ulempene tiltaket medførte jf. forurensningsloven § 11. De konkluderte derfor med å gi tillatelse etter forurensningsloven §§ 11 og 16, samt dispensasjon etter lov om laksefisk og innlandsfisk m.v. § 37, til bruk av inntil 40 liter CFT-Legumin (rotenon) i Hildalsvatnet i Ullensvang kommune.

2 Hydrologi og aktuell behandlingsstrategi

2.1 Hydrologi

Badedammen (Figur 2) er en oppdemt dam i et bekkeleie og befinner seg 567 meter over havet. Vannspeilet på tjernet var 6500 m2 og målt gjennomsnittsdybde var 1,39 meter, mens største dyp var på 3,2 m. Dammen var dypest ved demningen i vest og hadde grunne områder i øst der de lyseste partiene var 40 cm eller grunnere (Figur 2). De grunne områdene i øst var preget av torv og vannplanter. Veien til Hildalstølen gikk på sørsiden av dammen og det var et hyttefelt nordøst for dammen. Vannvolum ble beregnet til 9619 m3 med oppmålings- og kartleggings-systemet utviklet av Olex AS i Trondheim.

Årlig middelavrenning ved utløpet av dammen ble beregnet til 55,12 l/s ut fra nedbørfelt (Vedlegg 1). Det aller meste av vannet kommer med innløpsbekken fra nord som drenerer et område med noen mindre tjern oppe på Eidesfjellet. I tillegg kommer det inn to små sig fra sørsiden (Figur 2). Nedbørsfeltet til dammen er 0,8 km2 mens nedbørfeltet til Hildalselvi der bekken fra drammen minner ut er 45 km2. Nedbørsfeltet til Hildalselvi har også større årsmiddelavrenning (Vedlegg 2) enn feltet til dammen (Vedlegg 1) slik at en kunne forvente en uttynning av rotenon på 76 ganger Hildalselvi. Vannføring ble målt med saltfortynningsmetoden (Moore, 2005) på bekjempelsesdagen.



Figur 2. Dybdekart fra kartplottingssystemet Olex. Lyseblå er grunt vann mens mørkere blå er dypere vann. Den lyse blåfargen som ses i øst betyr grunne områder fra 0 - 40 cm dyp. Vestover mot demning og utløp ble det dypere ned mot største dyp på 3,2 m. Dammen ble delt i to med en grønn strek på kartet som en inndeling av doseringen.

2.2 Behandlingsstrategi

Innløpsbekker måtte behandles samtidig med behandlingen av dammen for å forhindre fortynning og lommer med ubehandlet vann der fisk kunne unnslippe behandlingen. Det ble derfor planlagt med kontinuerlig dosering av innløpsbekken med CFT-Legumin med batteridrevet Watson Marlow serie 100 peristaltisk pumpe over vandringshinder. Andre sig ble planlagt med gjentatt kannebehandling eller drypp alt etter behov.

For å få fordelt CFT-Legumin effektivt i vannmassene over det vertikale planet, ble dammen delt opp i 3 horisontale lag; 0-1 meter dyp (overflate), 1-2 meter dyp og over 2 meter dyp, (Tabell 1). For å lette fordelingen av CFT-Legumin i det horisontale planet ble tjernet delt i to; en vestlig og en østlig del. CFT-Legumin ble tilført vannmassene med motordrevet lensepumpe (Honda WB20XT). Vann ble sugd inn fra dammen og CFT-Legumin inn fra en kanne ved hjelp av vakuum på sugesiden av pumpa. Ut av pumpa kom det vann tilsatt CFT-Legumin. De to dypeste vannlagene ble dosert med neddykket slange mens det øverste laget ble behandlet fra overflata.

2.3 Rotenonbehov

Ved tidligere bekjempelse av ørekyte på Hardangervidda ble det dosert 1 ppm CFT-L tilsvarende 33 µg/l rotenon (Bardal, 2017). Alt tyder på at disse behandlingene var vellykkede men for å ha større sikkerhet for å fjerne ørekyte ønsket vi å øke konsentrasjonen. En dobling av en LC50 – konsentrasjon regnes å gi full dødelighet (LC100) for rotenon (Brian Finlayson, pers med.). Minimum en dobling av LC100 regnes som nødvendig dosering for å sikre tilstrekkelig konsentrasjon under ugunstige forhold (Rask nedbryting, tap til absorbsjon, ujevn innblanding, lave temperaturer og så videre). Vi har ikke en statistisk beregnet LC50 eller LC100 konsentrasjon for ørekyte men i et laboratorieforsøk var alle ørekyte døde etter 4 timer med en nominell konsentrasjon på 1 ppm CFT-Legumin etter fire timer ved 12 °C (Mo, 2000). På den tiden forsøket ble gjennomført inneholdt CFT-Legumin 2,5 % rotenon. Resultatene fra forsøket indikerer derfor at LC100 av rotenon ligger nært 25 µg/l for ørekyte. En anbefalt dobling av LC100 blir da 50 µg/l rotenon. Fra tidligere behandlinger har vi også erfart at en del rotenon

midlertidig binder seg til planter og substrat slik at det ikke bidrar i den akutte giftvirkningen i vannmassene. Badedammen er grunn og har områder med mye plantevekst og omløpstiden antas å være kort. For å oppnå målet om fjerning av ørekyte fra lokaliteten ble det derfor vurdert at det måtte doseres med mål om å oppnå 50 µg/l rotenon i vannmassene, tilsvarende 1,6 ppm, totalt 15,4 l CFT-Legumin. For å oppnå dette måtte det doseres noe ekstra i de grunne områdene med mye vannplanter da vi vet en del av rotenonet raskt blir absorbert av substrat og planter i slike områder. Tillatelsen ga rom for å bruke inntil 40 liter CFT-Legumin til behandling av dam og innløpsbekk. Rotenonbehovet i dammen er gitt i tabell 1.

Tabell 1. Oversikt over vannvolum og behov for CFT-Legumin fordelt på ulike dyp i østre og vestre basseng ved en dosering på 1,6 ppm.

Dybdesjikt	**Basseng**		**Sum**
0-1 m dybde	Vestre	Østre	
Volum (m^3)	3440	2553	5993
CFT-L (l)	5,5	4,1	9,6
1-2 m dybde			
Volum (m^3)	1904	974	2878
CFT-L (l)	3,0	1,6	4,6
>2 m dybde			
Volum (m^3)	680	68	748
CFT-L (l)	1,1	0,1	1,2
Sum vannvolum (l)	6024	3595	9619
Sum CFT-L (l)	9,6	5,8	15,4

2.4 Tidspunkt for gjennomføring av bekjempelsen

Amfibier og larver av disse er sårbare fra mai til omtrent midten av juli. Det er imidlertid trolig bare én amfibieart tilknyttet dammen; buttsnutefrosk, som er en relativt vanlig art. Aksjonen ble lagt til høsten etter at larvestadiet i vann var ferdig. Det er flere fordeler med å legge en bekjempelse til høsten, det blir mer oversiktlig da vegetasjonen reduseres og innblandingen av CFT-Legumin blir enklere da overflatetemperaturen går ned slik at temperatursjiktninger brytes ned. Samtidig var det viktig at det ble gjennomført før det ble frost om nettene, for å unngå isdannelse som hemmer gjennomføringen av aksjonen og reduserer i rotenonets effekt. Det var også ønskelig å utføre tiltaket før det ble snø og is i øvre deler av Hildalselvas nedbørsfelt da dette kunne påvirket fortynningen i Hildalselvi negativt. Det ble derfor tatt sikte på å gjennomføre tiltaket i løpet av september.

2.5 Nedbryting av rotenon og påvirkning på vassdraget nedstrøms behandlingsområdet

CFT-Legumin brytes ned til karbondioksid og vann, med en økende nedbrytning ved høye temperaturer og sterkt sollys. Ved høstbehandlinger går nedbrytningen langsommere, men sammen med fortynning fra nedbørfeltet ovenfor ble det forventet at det var rotenonfritt i løpet av høsten.
Som nevnt i kapittel 2.1, ble det forventet en gjennomsnittlig fortynningseffekt i samløp Hildalselvi på omtrent 76 ganger. Etter innblanding i Hildalselvi ville det da teoretisk være 0,69 µg/l rotenon i vannet, noe som er om lag 1/3 av minste kjente dødelige dose for laks ved langtidseksponering for rotenon. Videre ved samløp Hildalselva -

Storelva ble det forventet at konsentrasjonen skulle fortynnes ytterligere ca. 6 ganger og her ble det ikke forventet noen effekt etter innblanding.

2.6 Vannprøver

For å dokumentere oppnådd rotenoninnhold i vannmassene ble det foretatt vannprøver med geografisk spredning fra ulike dyp. Vannprøvene ble tatt med en Limnos vannhenter, fylt på brune glassflasker og fiksert med acetonnitril i forholdet 1:1, holdt kjølig og sendt til seksjon for forskning kjemi og toksikologi ved Veterinærinstituttet på Ås. Prøvene ble analysert ved høypresisjons væskekromatografi (HPLC).

3 Resultater

3.1 Kartlegging og oppmåling av vannvolum

Normalt blir behandlingsområdet kartlagt som en del av søknadsprosessen. På grunn av tjernets begrensede omfang og lange reisevei ble detaljkartleggingen gjennomført 9. oktober. Det ble gått en kartleggingsrunde rundt tjernet og vannvolum ble målt opp med båt og kartleggingsverktøy fra Olex AS. Det ble observert noen ørreter ved innløpsbekken før behandling. Det ble målt temperatur i dammen for å se etter sprangsjikt. Temperaturen i overflata og ved 1 meters dyp var 6,6 ºC, på 2 meters dyp var det 5,9 ºC og på 3 meter var 5,6 ºC. En husstand hadde drikkevann fra Hildalselvi. I drikkevannsforskriften § 5 er det bestemmelser for grenseverdier for en del stoffer i drikkevann. Rotenon er ikke nevn men det har tidligere vært brukt som plantevernmiddel. Det er derfor naturlig at grenseverdiene for plantevernmidler på 0,1 µg/l omfatter rotenon. Det ble gjort en avtale med brønneier at de skulle bruke alternativt drikkevann fra behandlingsdagen og 3 uker etter behandling.

3.2 Behandling

Behandlingen ble gjennomført 10. oktober av Jonas Havn og Svein Aune fra Veterinærinstituttet på oppdrag av Miljødirektoratet. Mikael Jørgensen var tilstede som representant fra Statsforvalteren i Vestland.

Innløpsbekken ble dosert fra den 10. oktober klokken 09:30-07:00 den 11. oktober, med en dosering på 4 ml CFT-Legumin/min. Doseringsenheten ble plassert noen meter oppstrøms et markert vandringshinder som ligger om lag 10 m fra bredden av tjernet (Figur 4).

For å få rask innblanding i vannmassene ble det dosert CFT-Legumin i tre dybdesjikt i dammen, først i dyp større enn to meter, deretter sjiktet mellom 1-2 meter med nedsenket slange og til slutt ble CFT-Legumin tilført overflatelaget fra 0-1 m dyp. Samtidig med overflatelaget ble også bredden av dammen spylt. Spesielt i sørøstre deler var det en del grunne områder med mye myr og vannplanter som ble grundig spylt for å sikre at alle vannforekomster der det kunne være ørekyte ble behandlet (Figur 3).

Det ble satt en dryppstasjon ved sig 1, et lite sig gjennom en stikkrenne fra myr på oversiden av veien og sig 2 ble behandlet med kanne opp til vei 4 ganger (Figur 4). Det var pytter opp mot veien der det kunne legges depot med CFT-legumin som ga behandling over tid nedstrøms. Totalt ble det brukt 22,6 liter CFT-Legumin (Tabell 2).

Figur 3. Dosering av grunne områder i sørøst med vann tilsatt CFT-Legumin (3,3 % rotenon). Foto: Mikael Jørgensen, Statsforvalteren i Vestland.

3.3 Dødfisk

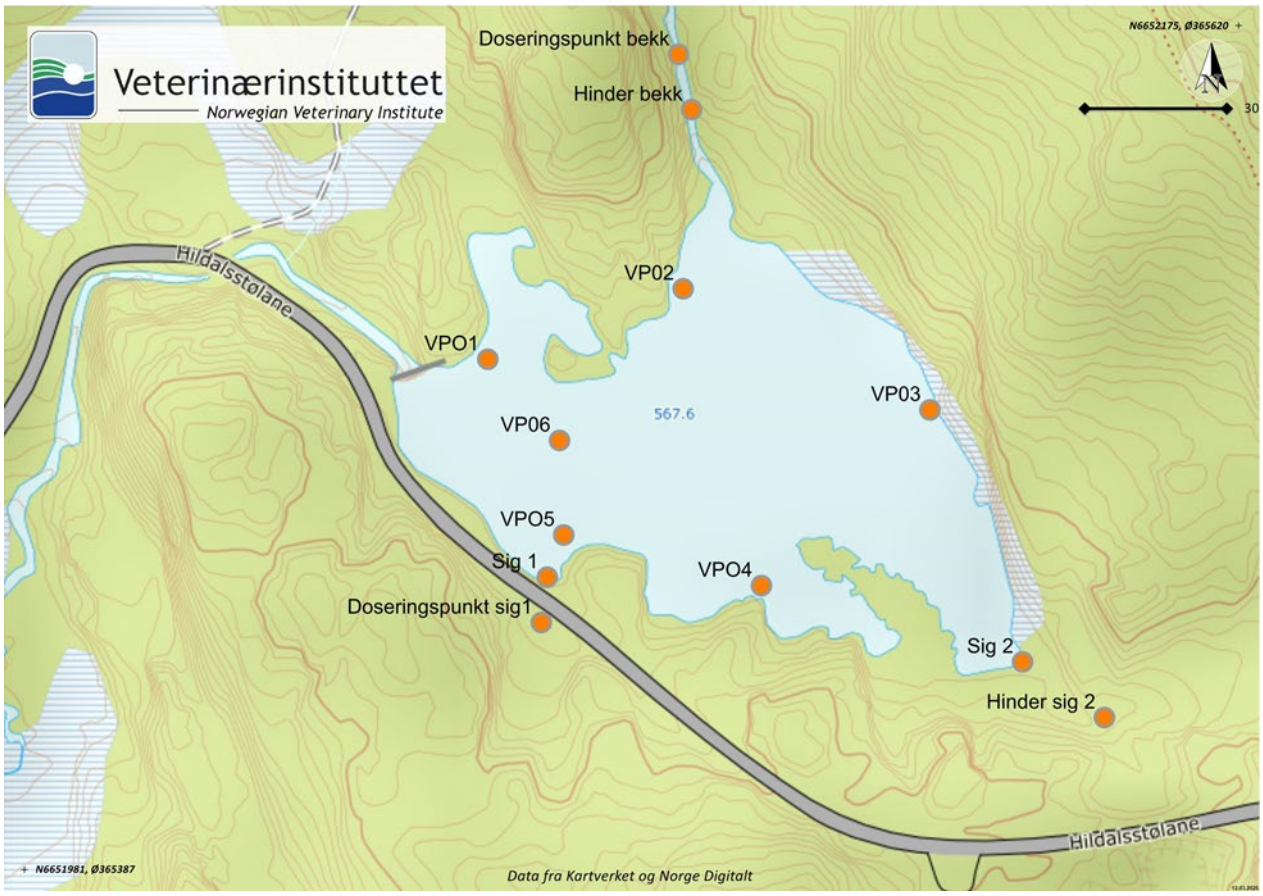
Etter hvert som de øvre vannmassene ble tilført CFT-Legumin ble det observert en del svimende ørekyte og et fåtall ørret. Det ble plukket et hundretalls ørekyte og et titalls ørret etter behandlingen (Vedlegg 4) Bekken ble også gått fra dammen og en strekning på 400 m nedover. Det ble påvist ørekyte på to punkt; ett punkt etter 100 meter og ett annet 160 meter nedstrøms dammen. Det ble også sjekket et strekke fra samløp med Hildalselvi og opp til veien, 90 meter oppstrøms samløpet. Her var det en del ørret men det ble ikke funnet ørekyte.

3.4 Vannføring

Vannføring i utløpsbekken ble målt til 29 liter per sekund klokken 15:10, etter behandlingens slutt. Klokken 16:20 ble Hildalselva målt til 2 650 liter per sekund. Vannføringen i elva var da 91 ganger større enn bekkens vannføring.

Tabell 2: Oversikt over forbruk av rotenon i ulike dybdesjikt i dam, fordelt med motorpumpe fra båt, periferi består av dryppstasjon i Sig 1 og gjentatte behandlinger av sig 2 og myrområder ved siget med hagekanne.

Vannforekomst	Volum (m^3)	Forbruk CFT-L (l)
Tjern (dyp)		
0-1 m	5 993	9,6
1-2 m	2 878	4,6
2 m - bunn	748	1,2
Periferi		2,0
Innløpsbekk		5,2
Sum		**22,6**



Figur 4. Oversikt over perifere behandlingspunkt og vannprøvepunkter i behandlingsområdet.

3.5 Vannprøver

Etter doseringen av CFT-Legumin var ferdig, og vannføring var målt, ble det tatt vannprøver for analyse av rotenoninnhold. Det ble tatt 5 overflateprøver i punktene VP01-VP05 og på punkt VP06 ble det tatt én prøve fra hvert av dypene 0-1 m, 1-2 m og 2-3 m (Figur 4). Det var til sammen 8 vannprøver (tabell 3). De fleste overflateprøvene viste resultater over målkonsentrasjonen på 50 µg/l bortsett fra VP04 som viste 33 µg/l. Prøvene fra dybden på VP06 oversteg 50 µg/l i de to øverste vannlagene, men var noe lav på dybden mellom 2-3 m (9 µg/l).

Tabell 3. Resultater fra analysene av vannprøvene som ble tatt på punktene VP01 – VP06 (Figur 4) kvelden 10. oktober 2024.

Dybde	Prøvepunkt	rotenon (µg/l)
Overflate	VP01	70
Overflate	VP02	77
Overflate	VP03	118
Overflate	VP04	33
Overflate	VP05	58
0-1 m	VP06	57
1-2 m	VP06	67
2-3 m	VP06	9

4 Diskusjon

Behandlingen ble utført etter planen og vi fordelte CFT-Legumin i alle vannlag og brukte mye tid på de grunne myrområdene i østlige deler av dammen. Det ble observert døende fisk flere timer ut i behandlingen. Dette skyldes at det tar tid før rotenon blir jevnt fordelt i vannmassene, spesielt i dypere vannlag, der naturlige vannstrømmer er langt svakere enn i overflatelaget. Under kartleggingen ble det registrert temperaturforskjeller mellom de ulike vannlagene, dette tyder på at de dype vannlagene har liten grad av innblanding fra øvre vannlag. I tillegg har rotenon lengre virketid ved de lave temperaturene vi hadde under behandlingen, og ørekyte har en høy toleranse for rotenon. For å sikre at vi ikke fikk vannlommer med lite rotenon før full dødelighet var oppnådd i dammen, lot vi doseringsstasjonen i innløpsbekken gå frem til morgenen etter behandlingen. Det ble ikke observert levende eller døende fisk, hverken da vi avsluttet for kvelden, eller da vi hentet doseringsstasjonen neste morgen.

Resultatene fra vannprøveanalysene viser at vi oppnådde målkonsentrasjonen på 50 µg/l i fire av fem overflateprøver. Den femte prøven viste 33 µg/l, som også er en dødelig dose for Ørekyte (Tabell 3). De tre prøvene fra ulike dybder viste konsentrasjoner over målnivå for de to øverste prøvene, men kun 9 µg/l på prøven tatt mellom 2 og 3 meters dyp. Dette var ikke uventet så kort tid etter doseringen, ettersom temperaturen på tre meters dyp var én grad lavere enn ved overflaten dagen før behandlingen. Dette indikerte at dammen var sjiktet, med lite innblanding mellom overflate- og bunnsjikt. For å sikre jevn spredning av rotenon i vannet ble doseringen fordelt i vannlagene. Tidligere behandlinger har vist at det tar lengre tid å oppnå full blanding i dypere vannlag, da disse lagene har svakere strømninger enn overflatelaget, som påvirkes mer av vinddrevet omrøring. Temperaturen sank utover kvelden, og det var et tynt snølag rundt vannet neste morgen. De lave lufttemperaturene bidro trolig til å kjøle ned innløpsbekken og overflatelaget, noe som bidro til økt vannomrøring i dammen og vi kan derfor, med stor grad av sikkerhet, anta at dødelig dose for ørekyte ble oppnådd i hele dammen.

Det ble inngått en avtale med beboerne som får drikkevann fra Hildalselva om at de skulle benytte alternativt drikkevann de tre første ukene etter behandlingen. Basert på mengden CFT-Legumin som ble tilsatt i forhold til vannvolumet, ble rotenoninnholdet i Hildalselva like etter behandlingen beregnet til å være omtrent 0,69 µg/l. Det ble valgt å ikke ta vannprøver av drikkevannet, da nivåene etter behandlingen ville være under deteksjonsgrensen på 5 µg/l. Dette er under kjent dødelig dose for fisk, men over maksimumskravet for plantevernmidler i drikkevannsforskriften. Basert på vannføringen som ble målt i utløpsbekken på behandlingsdagen, ville vannet i badedammen teoretisk sett vært helt byttet ut 5,5 ganger i løpet av den perioden. I virkeligheten ble utskiftingen sannsynligvis enda større, ettersom en flomperiode fulgte etter behandlingen.

5 Konklusjon

Vi mener at behandlingen ble godt gjennomført og at all ørekyte i dammen døde som følge av behandlingen. Imidlertid tok det over et år fra ørekyte ble oppdaget til bekjempelsesaksjonen ble utført. Mengden ørekyte og ulike størrelsesgrupper som var tilstede kan tyde på at ørekyta har vært der en stund og at det kan ha vært gyting der. Det har ikke vært noen hindring for ørekyta fra og slippe seg ned over demningen og det ble påvist ørekyte i øvre del av bekken under behandlingen. Det er derfor en viss fare for at ørekyte allerede har spredd seg nedover i vassdraget. Dette var et godt og tiltak for å forsøke å hindre denne fremmede arten i å spre seg videre ned i vassdraget og etablere seg i Sandvinvatnet utifra de opplysningene vi hadde i forkant av bekjempelsestiltaket.

6 Takksigelser

Takk til Statsforvalteren i Vestland og Miljødirektoratet for godt samarbeid. En stor takk rettes også til lokale; både til brønneier, den som lånte oss nøkler til bommen og Odda grunneierlag, som på oppdrag av Statsforvalteren i Vestland, satte opp skilt (Vedlegg 5) og plukket dødfisk.

7 Referanser

Arnekleiv, J. V., Dolmen, D., Aagaard, K., Bongard, T., og Hanssen, O. (1997). *Effects of rotenone treatment on the bottom-fauna of the Rauma and Henselva watercourses, Møre og Romsdal County. Part 1: Qualitative investigations.* Vitenskapsmuseet, Vitenskapsmus. Rapp. Zool. Ser. (8).

Arnekleiv, J. V., Dolmen, D., og Rønning, L. (2001). Effects of rotenone treatment on mayfly drift and standing stocks in two Norwegian rivers. In E. Dominguez (Ed.), *Trends in Research in Ephemeroptera and Plecoptera* (pp. 77-88): Kluwer Academic/Plenum Publishers.

Arnekleiv, J. V., Kjærstad, G., Dolmen, D., og Koksvik, J. I. (2015). *Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Vikerauntjønna i forbindelse med rotenonbehandling.* NTNU Vitenskapsmuseet, Rapport (7). s. 1-47.

Bardal, H. (2017). *Bekjempelse av ørekyte på Hardangervidda 2013.* Veterinærinstituttet, Rapport (25). s. 1-52.

Bardal, H., Sandodden, R., Moen, A., og Nøst, T. (2018). *Bekjempelse av mort i sju vatn i Bymarka, Trondheim kommune, i 2016.* Rapport (8-2018). s. 1-87.

Dalu, T., Bellingan, T. A., Gouws, J., Impson, N. D., Jordaan, M. S., Khosa, D., . . . Weyl, O. L. F. (2020). Ecosystem responses to the eradication of common carp using rotenone from a reservoir in South Africa. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 30*(12), 2284-2297. doi:10.1002/aqc.3463

Eriksen, T. E., Arnekleiv, J. V., og Kjærstad, G. (2009). Short-term effects on riverine Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera of rotenone and aluminium sulfate to eradicate *Gyrodactylus salaris*. *Journal of Freshwater Biology*(24), 597-607.

Finlayson, B., Schnick, R., Skaar, D., Anderson, J., DeMong, L., Duffield, D., . . . Steinkjer, J. (2010). *Planning and standard operation procedures for the use of rotenone in fish management - rotenone SOP manual*. Bethesda, Maryland: American Fisheries Society.

Fjellheim, A. (2004). *Virkning av rotenonbehandling på bunndyrsamfunnene i et område ved Stigstu, Hardangervidda.* LFI - Universitetet i Bergen. s. 60.

Forsgren, E., Bærum, K. M., Finstad, A. G., Gjelland, K. Ø., Hesthagen, T., Knutsen, H., og Wienerroither, R. (2023). Fisker: Vurdering av ørekyt *Phoxinus phoxinus* for Fastlands-Norge med havområder. *Fremmedartslista 2023.* Artsdatabanken. Hentet 22. Januar, 2024 fra http://www.artsdatabanken.no/lister/fremmedartslista/2023/1767

Gladsø, J., og Raddum, G. G. (2000). *Rotenonbehandling og effekter på bunnfaunaen i Lærdalselva. Kvalitative undersøkelser.* LFI, Universitetet i Bergen, Rapport (113).

Huitfeldt-Kaas, H. (1918). *Ferskvannsfiskenes utbredelse og indvandring i Norge med et tillæg om krebsen*: Centraltrykkeriet.
Johansson, K.-M. (2020). *Solabborre i Bergadammen- Utrotning av invasiv fiskart.* Länsstyrelsen i Jönköpings län, Fiskeenheten, Naturavdelingen., Rapport.

Kambestad, M., Urdal, K. (2019). *Fiskeundersøkelser i Opo og Storelva i april 2019.* Rådgivende Biologer AS, (2904). s. 1-16.
Kielland, Ø. N., Aune, S., Axelsson, E., og Sundquist, F. (2023). *Bekämpning av solabborre, Anneberg 2023- Vid användning av ämnet CFT-Legumin (3,3 % rotenon).* Länsstyrelsen i Hallands län, Rapport (Til publ.). s. 1-25.

Kjærstad, G. (2022). *The eradication of invasive species using rotenone and its impact on freshwater macroinvertebrates.* (Ph.D. Ph.D.). NTNU, Trondheim. Retrieved from https://ntnuopen.ntnu.no/ntnu-xmlui/handle/11250/2988431 (2022:97)

Kjærstad, G., Arnekleiv, J. V., Velle, G., og Finstad, A. G. (2022). Long-term responses of benthic invertebrates to rotenone treatment. *River Research and Applications, 38*(8), 1436-1449. doi:https://doi.org/10.1002/rra.3919

Mangum, F. A., og Madrigal, J. L. (1999). Rotenone Effects on Aquatic Macroinvertebrates of the Strawberry River Utah: a Five-Year Summary. *Journal of Freshwater Ecology* (14), 125-135.

Miró, A., Sabás, I., og Ventura, M. (2018). Large negative effect of non-native trout and minnows on Pyrenean lake amphibians. *Biological Conservation, 218*, 144-153. doi:https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.12.030

Mo, T. A. (2000). *Effekt av CFT-Legumin på laks, ørret, ørekyte og Gyrodactylus salaris.* Veterinærinstituttet. s. 16.

Moore, D. R. (2005). Introduction to Salt Dilution Gauging for Streamflow Measurement Part III: Slug Injection Using Salt in Solution. *Streamline Watershed Management Bulletin, 8*(2), 6.

Museth, J., Borgstrøm, R., Hame, T., og Holen, L. Å. (2003). Predation by brown trout: a major mortality factor for sexually mature European minnows. *Journal of Fish Biology, 62*(3), 692-705. doi:https://doi.org/10.1046/j.1095-8649.2003.00059.x

Museth, J., Hesthagen, T., Sandlund, O., Thorstad, E., og Ugedal, O. (2007). The history of the minnow *Phoxinus phoxinus* (L.) in Norway: From harmless species to pest. *Journal of Fish Biology, 71*, 184-195. doi:10.1111/j.1095-8649.2007.01673.x

Museth, J., Borgstrøm, R., og Brittain, J. (2010). Diet overlap between introduced European minnow (*Phoxinus phoxinus*) and young brown trout (*Salmo trutta*) in the lake, Øvre Heimdalsvatn: A result of abundant resources or forced niche overlap? *Hydrobiologia, 642*, 93-100. doi:10.1007/s10750-010-0162-6

Osorio, V., Puig, M. Á., Buchaca, T., Sabás, I., Miró, A., Lucati, F., . . . Ventura, M. (2022). Non-native minnows cause much larger negative effects than trout on littoral macroinvertebrates of high mountain lakes. *Biological Conservation, 272*, 109637. doi:https://doi.org/10.1016/j.biocon.2022.109637

Schabetsberger, R., Jersabek, C. D., Maringer, A., Kreiner, D., Kaltenbrunner, M., Blažková, P., . . . Wölger, H. (2023). Pulling the Plug - Draining an Alpine Lake Failed to Eradicate Alien Minnows and Impacted Lower Trophic Levels. *Water, 15*(7), 1332. Retrieved from https://www.mdpi.com/2073-4441/15/7/1332

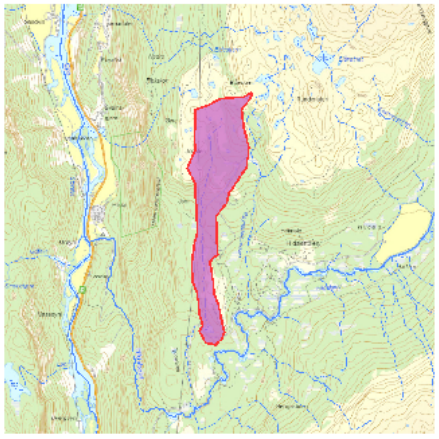
Taugbøl, T., Hesthagen T., Museth, J., Dervo, B., Andersen, O.,. (2002). *Effekter av ørekyteintroduksjoner og utfiskingstiltak - en vurdering av kunnskapsgrunnlaget.* NINA. s. 31.

Tiberti, R., Buchaca, T., Cruset Tonietti, E., Iacobelli, L., Maini, M., Ribelli, F., . . . Ventura, M. (2022). Minnow introductions in mountain lakes result in lower salmonid densities. *Biological Invasions, 24*(8), 2285-2289. doi:10.1007/s10530-022-02783-w

USEPA (US Environmental Protectione Agency). (2007). *Reregistration eligibility decision for Rotenone EPA 738-R-07-005*. Washington, DC: USEPA, Prevention, Pesticides, and Toxic Substances, Special Review and Reregistration Division.

Vinson, M. R., Dinger, E. C., og Vinson, D. K. (2010). Piscicides and invertebrates: after 70 years, does anyone really know? *Fisheries, 35*(2), 61-71. doi:10.1577/1548-8446-35.2.61

8 Vedlegg



Norges vassdrags- og energidirektorat

Kartbakgrunn:	Statens Kartverk
Kartdatum:	EUREF89 WGS84
Projeksjon:	UTM 33N
Beregn.punkt:	31454 E 6679500 N

Nedbørfeltgrenser og feltparametere er automatisk generert og kan inneholde feil. Resultatene må kvalitetssikres.

Nedbørfeltparametere

Vassdragsnr.:	048.CZ
Kommune.:	Ullensvang
Fylke.:	Vestland
Vassdrag.:	Hildalselvi

Feltparametere		
Areal (A)	0.8	km²
Effektiv sjø (A_{SE})	0.81	%
Elvleengde (E_L)	2.4	km
Elvegradient (E_G)	123.3	m/km
Elvegradient $_{1085}$ ($E_{G,1085}$)	141.4	m/km
Helning	13.8	°
Dreneringstetthet (D_T)	3	km^{-1}
Feltlengde (F_L)	2.4	km

Feltparametere Tilløp		
Effektiv sjø – Tilløp (A_{SE-T})	0	%
Feltlengde – Tilløp (F_{L-T})	2.4	km

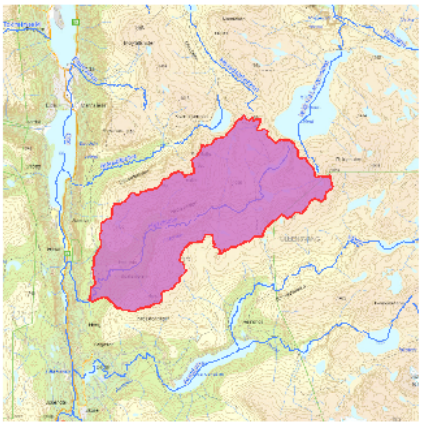
Arealklasse		
Bre (A_{BRE})	0	%
Dyrket mark (A_{JORD})	0	%
Myr (A_{MYR})	2.2	%
Leire (A_{LEIRE})	0	%
Skog (A_{SKOG})	67.0	%
Sjø (A_{SJO})	1.6	%
Snaufjell (A_{SF})	9.4	%
Urban (A_U)	0	%
Uklassifisert areal (A_{REST})	19.8	%

Hypsografisk kurve		
Høyde $_{MIN}$	567	m
Høyde $_{10}$	615	m
Høyde $_{20}$	655	m
Høyde $_{30}$	683	m
Høyde $_{40}$	749	m
Høyde $_{50}$	817	m
Høyde $_{60}$	834	m
Høyde $_{70}$	846	m
Høyde $_{80}$	862	m
Høyde $_{90}$	887	m
Høyde $_{MAX}$	1015	m

Klima- /hydrologiske parametere		
Avrenning 1961-90 (Q_N)	68.9	l/s*km²
Sommermedbør	596	mm
Vintermedbør	1139	mm
Årstemperatur	1.4	°C
Sommertemperatur	6.3	°C
Vintertemperatur	-2.1	°C

Rapportdato: 25.1.2024 © nevina.nve.no

Vedlegg 1. Nedbørfeltrapport for Badedammen fra nevina.nve.no



Norges vassdrags- og energidirektorat

Kartbakgrunn:	Statens Kartverk
Kartdatum:	EUREF89 WGS84
Projeksjon:	UTM 33N
Beregn.punkt:	31446 E 6678695 N

Nedbørfeltgrenser og feltparametere er automatisk generert og kan inneholde feil. Resultatene må kvalitetssikres.

Nedbørfeltparametere

Vassdragsnr.:	048.CZ
Kommune.:	Ullensvang
Fylke.:	Vestland
Vassdrag.:	Hildalselvi

Feltparametere		
Areal (A)	45.0	km²
Effektiv sjø (A_{SE})	0.29	%
Elvleengde (E_L)	16.1	km
Elvegradient (E_G)	40.3	m/km
Elvegradient $_{1085}$ ($E_{G,1085}$)	47.4	m/km
Helning	17.2	°
Dreneringstetthet (D_T)	2	km^{-1}
Feltlengde (F_L)	12.4	km

Arealklasse		
Bre (A_{BRE})	0	%
Dyrket mark (A_{JORD})	0.4	%
Myr (A_{MYR})	1.0	%
Leire (A_{LEIRE})	0	%
Skog (A_{SKOG})	14.3	%
Sjø (A_{SJO})	4.5	%
Snaufjell (A_{SF})	76.8	%
Urban (A_U)	0	%
Uklassifisert areal (A_{REST})	3.1	%

Hypsografisk kurve		
Høyde $_{MIN}$	524	m
Høyde $_{10}$	751	m
Høyde $_{20}$	923	m
Høyde $_{30}$	1055	m
Høyde $_{40}$	1142	m
Høyde $_{50}$	1190	m
Høyde $_{60}$	1236	m
Høyde $_{70}$	1286	m
Høyde $_{80}$	1343	m
Høyde $_{90}$	1396	m
Høyde $_{MAX}$	1593	m

Klima- /hydrologiske parametere		
Avrenning 1961-90 (Q_N)	93.7	l/s*km²
Sommermedbør	601	mm
Vintermedbør	1137	mm
Årstemperatur	0.3	°C
Sommertemperatur	4.8	°C
Vintertemperatur	-2.9	°C

Rapportdato: 18.12.2023 © nevina.nve.no

Vedlegg 2. Nedbørfeltrapport for Hildalselvi ned til samløp med bekk fra Badedammen.

Vedlegg 3. Oversiktsbilde av Badedammen fra øst. Foto: Statsforvalteren i Vestland.

Vedlegg 4. Til venstre: død ørekyte i Badedammen etter behandlingen. Til høyre: tre døde ørekyte og en ørret. Foto: Mikael Jørgensen, Statsforvalteren i Vestland.

Vedlegg 5. Informasjonsskilt ved Badedammen. Foto: Mikael Jørgensen, Statsforvalteren i Vestland.

Frisk fisk
Sunne dyr
Trygg mat

Veterinærinstituttet

postmottak@vetinst.no

Ås ▪ Sandnes ▪ Bergen ▪ Trondheim ▪ Harstad ▪ Tromsø

vetinst.no