

See discussions, stats, and author profiles for this publication at: <https://www.researchgate.net/publication/339659413>

Effektivitet og kost-nytte forhold av fysiske miljøtiltak i vassdrag

Technical Report · March 2020

DOI: 10.13140/RG.2.2.35015.85928

CITATIONS

0

READS

3

10 authors, including:



U. Pulg

NORCE LFI Norwegian Research Center

24 PUBLICATIONS 170 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



Sebastian Stranzl

Norce Research

8 PUBLICATIONS 10 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



Knut Alfredsen

Norwegian University of Science and Technology

198 PUBLICATIONS 1,941 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



Ola Ugedal

Norwegian Institute for Nature Research

115 PUBLICATIONS 2,320 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)

Some of the authors of this publication are also working on these related projects:



EnviPeak (Centre for the Design of Renewable Energy, CEDREN) [View project](#)



SafePASS [View project](#)

Effektivitet og kost-nytte forhold av fysiske miljøtiltak i vassdrag



NORCE

Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske (LFI)

Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske (LFI)

NORCE LFI, Nygårdsgaten 112, 5008 Bergen, **Tel:** 55 58 22 28

ISSN nr: ISSN 1892-8889

LFI-rapport nr. 360. Miljødirektorates referanse: M-1635|2020

Tittel: Effektivitet og kost-nytte forhold av fysiske miljøtiltak i vassdrag

Dato: 31.01. 2020

Forfattere: Ulrich Pulg, Sebastian Stranzl, Espen O. Espedal, Sven-Erik Gabrielsen, Christoph Postler, Ola Ugedal, Jan Gunnar Jensås, Gunnbjørn Bremset, Hans-Petter Fjeldstad, Knut Alfredsén

Bilder: Forfattere

Geografisk område: Norge

Finansiering: Miljødirektoratet

Antall sider: 84

Emneord: Habitat, restaurering, fisepassasjer, tiltak, kostnader, nytte

NORCE LFI rapport 360. Norwegian Research Center, Bergen. ISSN 1892-8889

Sammendrag:

Det er økt fokus på bedring av fysiske miljøforhold i vassdrag, og med dette har behovet for å kunne vurdere kostnader og nytte ved slike tiltak økt. Prinsippet om «positiv kost-nytte» legges eksempelvis til grunn ved vurdering av tiltak i sterkt modifiserte vannforekomster (SMVF). I denne rapporten sammenstiller vi kostnader av fysiske miljøtiltak i vassdrag og undersøker langtidseffekter av 8 tiltak, 8 til 25 år etter at de var ferdigstilt.

Vi foreslår å kombinere abiotiske faktorer (habitatendringer) sammen med biologiske faktorer (endringer i biol. mangfold/bestand/økologisk tilstand) for å vurdere nytteeffekter av miljøtiltak i vassdrag. Som definisjon av kost-nytte forhold innføres følgende metoder: 1.) En kvalitativ eller kvantitativ beskrivelse av oppnådd miljøeffekt som følge av tiltak og kostnader per forbedret habitatareal delt på levetid [NOK/m²/år]. Eller dersom metodisk mulig: 2.) Kostnader per endring i biologisk enhet per tid, for eksempel kostnader per økning i antall arter eller bestandsstørrelse per år [NOK/fisk/år].

Kostnadssammenstilling av 69 enkelte prosjekter resulterte i følgende gjennomsnittlige enhetskostnader: Betongfiskepassasjer 10.115 NOK/m³, utforming av elveløp 440 NOK/m (2-7 m bredde), grusutlegg 180 NOK/m², ripping 1-10 NOK m² og steinutlegg 61 Nok/m³. Sett per tiltakstype fantes det bare få dokumenterte prosjekter, og det anbefales å utvide datasettet for å få et bedre statistisk grunnlag.

Vår langtidsovervåking viser at habitattiltak kan fungere etter hensikten, men at de fleste tiltakene har en begrenset levetid. For gyteplasser er det dokumentert minst 18 år, for harving og ripping minst 5 år, for morfologiske endringer minst 25 år og for fiskepassasjer minst 30 år. Kost-nytte effekt uttrykt gjennom gevinst av habitatareal i ønsket kvalitet varierer i våre eksempler fra ca. 0,02 NOK/m²/år (fisketrapp) til ca. 0,2 NOK/m²/år (ripping/harving), til ca. 10 NOK/m²/år for morfologisk tilpasning og gytegrusutlegg. Kostnader av miljøtiltak i vassdrag ligger i samme størrelsesorden som andre vassdragstekniske tiltak. En viktig forutsetning for at habitattiltak skal fungere etter hensikten og over lang tid er at det tas hensyn til hydromorfologiske rammer: Vannføring, sedimentregime samt geomorfologi. Habitattiltak fjerner vanligvis ikke årsakene til degradering av naturlige forhold og er ofte ikke varige. Dette kan håndteres ved at vedlikehold og gjentagelsesbehov inkluderes som en del av tiltaket, eller at vassdraget restaureres dvs. inngrep fjernes.

Skal kunnskapsgrunnlaget om kost-nytte forhold av miljøtiltak i vassdrag forbedres, anbefales det å innføre en enkel rapportering som tillater å knytte kostnader til tiltakstype og omfang (enhet, areal o.l.) samt oppnådd miljøeffekt.

REF: Pulg, U. Stranzl, S. Espedal, E.O., Gabrielsen S-E., Postler, C., Ugedal. O., Jensås, G.J., Bremset, G., Fjeldstad H-P., Alfredsén, K. 2020: Effektivitet og kost-nytte forhold av miljøtiltak i vassdrag. NORCE LF-rapport 360, Norwegian Research Center LFI, Bergen, 84 s.

Innhold

1	Innledning	4
2	Metode	4
3	Tiltak for bedre fysisk miljøtilstand i vassdrag	5
3.1	Virker hydromorfologiske tiltak?.....	5
3.2	Kostnader for vassdragsteknisk anleggsarbeid	6
3.3	Kostnader for fysiske miljøtiltak i vassdrag	7
3.4	Kost-nytte effekt av fysiske vannmiljøtiltak i litteraturen	12
4	Kostnad og nytte av utvalgte eksempelprosjekter med langtidsovervåking	14
4.1	Gyteplass i Flekke/Guddalsvassdraget	14
4.2	Gyteplass i Matreelva	20
4.3	Gyteplasser i Aurlandsvassdraget	26
4.4	Elv i elva, Øyvollen i Dalåa	33
4.5	Elv i elva, Nesheim i Dalåa	41
4.6	Harving av elvebunn i Eira	47
4.7	Laksetrapp: Vestre Jakobselv i Finnmark	53
4.8	Laksetrapp i Målselva i Troms	63
5	Diskussion	72
5.1	Gyteplasser	73
5.2	Morfologisk tilpasning av elveleiet.....	73
5.3	Ripping/Harving.....	74
5.4	Fisketrapp.....	74
5.5	Konklusjon	76
6	Referanser	78

1 Innledning

Habitatforbedrende tiltak i vassdrag har blitt brukt i flere århundrer, fiskepassasjer medregnet. Like gammelt er behovet for å vite om de fungerer og, ikke minst, hvor lenge de fungerer. Det fantes imidlertid påfallende lite informasjon om kostnader, effekter og levetid av slike tiltak. Med de siste årenes økte fokus på det fysiske vannmiljøet, interesse rundt elverestaurering og miljødesign, implementering av vannforskriften og vilkårsrevisjoner av vannkraftkonsesjoner, har også behovet for å kunne vurdere kostnader og nytte ved miljøtiltak i vassdrag økt. Prinsippet om «positiv kost-nytte» legges eksempelvis til grunn ved vurdering av tiltak i sterkt modifiserte vannforekomster (SMVF).

Denne rapporten skal bidra til å fylle dette kunnskapshullet og være starten på en mer systematisk evaluering av kost og nytte av vannmiljøtiltak. Arbeidet ble foreslått i 2017 av NORCE LFI med NTNU, SINTEF og NINA som partnere og ble støttet finansielt av Miljødirektoratet. Opprinnelig ble det søkt om et større prosjekt med flere eksempler, men omfanget måtte reduseres grunnet begrensede midler. Rapporten består av en oversikt over tematikken i litteraturen (kap. 3) og presenterer deretter kostnader ved anleggsarbeid i vassdrag både basert på tekniske tiltak (kap. 3.2) og miljøtiltak (kap. 3.3). Deretter presenteres langtidsovervåking med relevante tiltak i Norge (kap.4). Prosjekter som ble gjennomført 8-25 år før ble etterundersøkt systematisk. Kostnader, effekt, varighet og vedlikeholdsbehov ble vurdert. Resultatene diskuteres i kap. 5 og det gis anbefalinger og forenklete standardkostnadsanslag for det videre arbeidet med tiltak til bedring av fysisk miljøtilstand i vassdrag. Målgruppen for rapporten er vann- og miljøforvaltningen i Norge, men den skal også kunne brukes av industri, foreninger og frivillige som vil bedre økologisk tilstand i vassdrag.

Vi takker Miljødirektoratet og Roy Langåker for godt og tålmodig samarbeid og dessuten alle som har bidratt med data om kostnader. Ved siden av de detaljert undersøkte tiltakene (kap.4) har vi fått en rekke opplysninger fra forvaltningen, industri og klekkerier (kap. 3.3). En stor takk til Fylkesmannen in Agder ved Frode Kroglund, Statens Veivesen ved Øyvind Haugland, Voss Klekkeri ved Geir Ove Henden, Årøy Klekkeri ved Arnt Hovland Munte, E-Co Energi ved Bjørn Otto Dønnum og Bjørn Ebne, Agder Energi ved Aleksander Andersen, BKK ved Sissel Mykletun, Eidsiva ved Trond Taugbøl, Statkraft ved Jostein Kristiansen, Lyse Energi ved Trond Erik Børresen, Fishtek Consulting ved Pete Kibel, Oslo Kommune ved Kjetil Lønborg Jensen og Bergen Kommune ved Ole R. Sandven.

2 Metode

Metodene som ble valgt til å undersøke utviklingen av tiltak og effekter i de enkelte eksempelprosjektene blir beskrevet i underkapitlene.

Felles for kostnadsinformasjon er at det skilles mellom anleggskostnader og vedlikeholdskostnader. Anleggskostnader er de kostnader som brukes til å bygge miljøtiltak inklusive materiale, entreprenør og byggeledelse. Vedlikeholdskostnader er de kostnader som brukes til å opprettholde en ønsket tilstand til tiltaket over tid, for eksempel reparasjoner i fisketrapper, men også gjentakelse av tiltak som for eksempel tilførsel av ny gytegrus etter en periode på etablerte grusutlegg. Totalkostnader beregnes ved å summere anleggs- og vedlikeholdskostnad og dele den på levetiden. Fordeles totalkostnaden over skapt habitatareal eller nyvunnen fisk får man enhetskostnader for et visst tiltak per år. Forarbeid i form av habitatkartlegging, flaskehalsanalyse og planlegging er ikke inkludert i prisene. Kostnader blir presentert i 2017-kroner eksklusive mva. hvis ikke annet er nevnt og de ble årsjustert ved hjelp av Norges Banks kalkulator: <https://www.norges-bank.no/Statistikk/Priskalkulator/>.

3 Tiltak for bedre fysisk miljøtilstand i vassdrag

3.1 Virker hydromorfologiske tiltak?

I tiltakshåndbok for bedre fysiske miljøtiltak i vassdrag brukes begrepet «restaurering» for gjenskaping av naturtypiske fysiske forhold, inkludert tilhørende fluviale prosesser (Pulg et al 2018). «Habitattiltak» brukes for arbeid som fører til ønskete fysiske miljøegenskaper uten at fysiske inngrep blir fjernet, og som ofte krever gjentagelse eller vedlikehold (f.eks. grusutlegg).

Etter årtider med fokus på limnologiske faktorer som vannkvalitet, trofi og temperatur møter vi delvis fortsatt lite forståelse i vannforvaltningen når det gjelder sammenheng mellom hydromorfologi og fisk. I faglitteraturen imidlertid er sammenhengen mellom hydromorfologi og forekomst og biomasse av fisk godt dokumentert. Fiskenes habitater påvirkes direkte av hydromorfologiske forhold (Schmutz et al. 2018) og fiskenes habitatkrav varierer gjennom livssyklusen (Borgstrøm & Hansen 2000, Jungwirth et al. 2003). De forskjellige livsstadiene finner passende gyte-, oppvekst-, nærings- og vinterhabitater i forskjellige vassdragsdeler som hver har spesielle hydromorfologiske egenskaper, eksempelvis en viss sedimentsammensetning, vanddyp og vannhastighet. Dette kan illustreres med en fiskeart som harr, som trenger grusbanker til gyting, rolige viker som larvehabitat, stryk som ungfiskhabitat og dype rolige partier eller holer som vinterhabitat (Linløkken 1993, Jungwirth et al., 2003). For å gjennomføre livssyklusen er de aller fleste fiskearter avhengige av å vandre mellom ulike habitat for gyting og næringsøk. Utbredelse av ferskvannsfisk er derfor tett knyttet til vandringsmuligheter. Mangel på en nødvendig habitattype eller vandringsmuligheter fører til at tilhørende fiskearter ikke forekommer. Dette gjelder både for dagens utbredelse innen det enkelte vassdrag, men også for den historiske spredningen etter siste istid (Huitfeldt-Kaas 1918).

Reduseres vandringsmuligheter eller habitattyper som er nødvendige for en fiskeart, vil dette føre til at artens utbredelse reduseres, eller at den forsvinner fra hele eller deler av vassdraget. Ferskvannsfisk betraktes derfor som gode indikatorer for hydromorfologiske forhold (Hauer et al. 2018b, Sandlund et al. 2013) og er et biologisk «kvalitetsselement» i vannforskriften (Veileder 02:2018).

Utviklingen av fiskebestander i Mellom-Europa viser hvilken effekt hydromorfologiske endringer kan ha. Etter omfattende vassdragsregulering, hovedsakelig kanalisering og oppdemming, er ferskvannsfisker i dag overrepresentert på rødlisten i Mellom-Europa (Jungwirth et al. 2003, Hanfland et al. 2010). Utviklingen viser at også vanlig forekommende arter som harr, nesling og lake kan forsvinne fra vassdrag i løpet av relativt kort tid – også i vassdrag med tilstrekkelig vannkvalitet. En rekke arter har forsvunnet fra elvesystemer grunnet endring av hydromorfologi, deriblant fem størarter og laks (Schmutz et al 2018, Lenders et al. 2016). Lenders et al. (2016) viser dessuten at små demninger og møller allerede i førindustriell tid hadde en negativ effekt på laks i Rhinen med sidevassdrag.

I Norge viser flere studier av særlig laks og ørret hvor tett fisken er knyttet til hydromorfologiske forhold. Finstad et al. (2007) viser laksens behov for skjul i elvebunn. Teichert et al. (2010) og Foldvik et al. (2010) finner at fordeling av gyteplasser definerer lakseyngelens fordeling i vassdrag og med dette også produksjonspotensialet. Normann (2011) viser at dette gjelder også for sjøaure. Foldvik et al. (2017) viser at og hvordan fysiske habitategenskaper setter rammene for produksjon av laks og sjøaure. Det er ikke bare variasjon, men forekomst av visse habitattyper (f. eks. gyteplasser og ungfiskhabitat) og deres kvalitet og fordeling som setter fysiske rammer for fiskeproduksjon i et vassdrag.

Kunnskap om sammenheng mellom hydromorfologiske forhold og fisk har blitt anvendt til restaurering av vassdrag, habitattiltak og fiskepassasjer. Tydelige og sannsynligvis varige suksesser er dokumentert for restaureringstiltak som fjerning av demninger og terskler, for eksempel i Skjern Å (Pedersen et al. 2007, Danmark), Elwah dam (Liermann et al 2017, USA) og Nidelva (Norge, Fjeldstad et al, 2012).

Habitattiltak kan også være egnet for å nå miljømål i vassdrag, men krever ofte vedlikehold eller gjentagelse så lenge årsaken til habitatdegraderingen ikke er fjernet (Barlaup et al 2008, Pulg et al. 2013, Pedersen et al

2009, Pulg et al. 2018). Det finnes imidlertid også en rekke eksempler på det motsatte; tiltak som ikke har ført til oppnåelse av miljømålene (Hendry et al. 2003). I en omfattende metastudie med case studies fra hele verden konkluderer Roni (2019) at hydromorfologiske restaurerings- og habitattiltak kan bidra til en reell forbedring av vassdragsmiljøet, ikke bare til en oppkonsentrering av fisk i tiltaksområder – som noen kritikere hevder. Forutsetninger for suksess er en klar målsetting, riktig skala, utgangspunkt i naturtypiske prosesser og referanser (leitbild konsept), bruk av «god praksis» kunnskap og overvåking samt inkludering av eventuelle vedlikeholdsbehov (Friberg et al. 2016, Pulg et al 2018).

3.2 Kostnader for vassdragsteknisk anleggsarbeid

NVE har sammenstilt kostnader for vassdragsteknisk arbeid knyttet til vannkraftverk i to rapporter, NVE rapport 46-2016 og 40-2016. Mye av dette arbeidet er av annen type enn det som trengs for miljøtiltak men en del arbeidstyper overlapper: Grøftingsarbeid og graving for eksempel kan brukes til elverestaurering og habitattiltak, betongarbeider til fisketrapper dersom de designes og utføres med miljøhensyn (Pulg et al. 2018). Slike arbeider føres opp i NVE rapportene. Eksempelvis regnes med enhetspriser vist i tabellene under (alle priser i 2015-kroner og eks. mva.). Mer om forutsetningen, prisvariasjon og usikkerhet finnes i rapportene.

Tabell 1. **Enhetspriser vassdragstiltak fra NVE rapport 40-2016**

Type arbeid	Enhetskostnad
Vegetasjonsrydding	55 NOK/m ²
Graving	85 NOK/m ³
Sprengning	300 NOK/m ³
Helikopterleie (1 t løfteevne)	15000 NOK/driftstime

Tabell 2. **Fra NVE rapport 40-2016: Grøftekostnad (NOK per m lengde). Grøftbredde er 2,5 m i bunn**

Total grøftedybde	1,5 m	2 m	3 m	4 m
Jordgrøft	1790	2520	4320	6570
Fjellgrøft	3020	3970	6040	8340

Kostnader for fysiske miljøtiltak er ikke bare avhengig av tiltakets omfang og dimensjon, men også av tilkomst og bunnforhold på stedet. I motsetning til kraftverk skal det ved miljøtiltak ikke bygges varige tilkomstveier og delvis kan tiltaksområdene ligge vanskelig tilgjengelig – noe som kan drive kostnadene opp, for eksempel ved grustransport med helikopter. Delvis er det mulig å bygge anleggsveier av materialet som skal legges ut, for eksempel rullestein og grus. Etter ferdigstilling av jobben kan så massene fra anleggsveien legges ut i elven mens maskinene trekker seg tilbake.

En stor kostnadsfaktor er behov for transport av masser. En rekke fysiske miljøtiltak i store regulerte elver krever naturlig nok et stort omfang dersom de skal monne på vassdragsnivå. Da er det en stor kostnadsforskjell om stein og grus finnes på stedet og om de kan gjenbrukes på stedet eller om massene må transporteres ditt eller fra over lang avstand.

Selv om kostnadene vil variere pga. slike rammebetingelser kan enhetskostnader, bl.a. fra NVE rapportene og de følgende kapitler benyttes til å kalkulere kostnadsanslag for fysiske tiltak i vassdrag. En forutsetning for å treffe godt nok er en grundig kartlegging inkludert sedimentforhold, samt kunnskap om lokalt kostnadsnivå, tilkomst og transportbehov. Fiskebiologisk byggeledelse på anleggsplassen anbefales for å sikre kvalitet av arbeidet i realiteten.

3.3 Kostnader for fysiske miljøtiltak i vassdrag

I de siste årene har det blitt gjennomført en rekke miljøtiltak i vassdrag i Norge. De fleste er ikke langtidsovervåket og det er derfor vi har gjennomført denne studien (se kap. 4 og 5.5). Men også uten langtidsovervåking kan de gjennomførte arbeidene gi informasjon om enhetskostnader. I det følgende har vi sammenstilt slike data. Felles for eksemplene er at de hadde potensial til å bedre de fysiske miljøforholdene, men det forblir usikkert om omfang eller vedlikehold i etterkant var tilstrekkelig og hvor lenge de varte. Tallene kan imidlertid brukes til å gjennomføre kostnadsanslag for lignende arbeid. Det ble valgt tiltakseksempler som NORCE LFI eller forfatterne var involvert i. Kostnadsopplysninger stammer fra byggherrene eller leverandører som nevnes under tabellene. Planleggings- eller prosjekteringskostnader er ikke inkludert. Tabell 3 og Tabell 4 inneholder kostnader av fisketrapper og fiskepassasjer på ramper og gjennom kulverter. I Tabell 5 ha vi samlet et utvalg av produksjonskostnader i klekkerier som ikke er fysiske tiltak, men som kan være interessant til sammenligning og for de tilfellene habitattiltak skal støttes med rognplanting o.l. Tabell 6 gjengir kostnader av fysisk utforming av mindre elveløp. I Tabell 7 finnes eksempler for gytegrusutlegg og i Tabell 8 data om flere andre habitattiltak som steinutlegg, døde trær og terskelbygging og -fjerning.

En rekke tiltak har langt flere funksjoner enn hensyn til miljøforhold, f.eks. sikrer kulverter, terskler eller sideløp mot flomskader og bidrar til arealbruksmuligheter ved vassdrag. Kostnadene for en kulvert bestemmes først og fremst av vannmengden som skal gjennom en infrastruktur, miljøvennlig utforming utgjør bare en liten del eller fører til ingen merkostnader i det hele tatt dersom riktig utforming legges til grunn ved nye anlegg. I en helhetlig kost-nytte vurdering bør dette inkluderes.

Tabell 3. Anleggs- og enhetskostnader fisketrapper

Eksempel	Anleggskostnad	Høydeforskjell (m)	Lengde (m)	Enhetskostnader	
Utgraving av naturtypisk bypass ved vanninntak i Apeltunelva	4 dugnadstimer	1	10	1	time/m ² sideløp
Lillefallet/Skjoma, terskelvegger av betong i elv 2018-NOK	4 093 000	6.5	40	4400	NOK/m ³ (ombygget volum)
Storfallet/Skjoma, kulpetrapp i betong (2018-NOK)	6 868 000	10	106	12000	NOK/m ³ (ombygget volum)
Mølletrappen/Skien (nybygget spaltetrapp) (2018-NOK)	12 000 000	5.25	85	20500	NOK/m ³ (ombygget volum)
Akerselva Nedre Foss 2014 Spaltetrapp i betong (2017-NOK)	2 500 000	3.3	41	7300	NOK/m ³ (ombygget volum)
Otra 2013 Naturtypisk bypass (elveløp) (2013-NOK)	2 300 000	2	460	170	NOK/m ³ (ombygget volum)
Kulpetrapp Vestre Jakobselv/Finnmark Førstefoss (2017-NOK)	5 400 000	6	60	15000	NOK/m ³ (ombygget volum)
Kulpetrapp Vestre Jakobselv/Finnmark Andrefoss (2017-NOK)	1 200 000	4	47	4255	NOK/m ³ (ombygget volum)
Kulpetrapp Vestre Jakobselv/Finnmark Tredjefoss (2017-NOK)	1 500 000	3.5	34	7353	NOK/m ³ (ombygget volum)

Eksempel	Anleggskostnad	Høydeforskjell (m)	Lengde (m)	Enhetskostnader	
Kulpetrapp Vestre Jakobselv/Finmark Fjerdefoss (2017-NOK)	1 500 000	10	NA	NA	NOK/m ³ (ombygget volum)
Kulpetrapp Målselva, sprengt i terreng (2017-NOK)	2 230 000	24	500	991	NOK/m ³ (ombygget volum)
Høyegga (ombygging kulpetrapp til spaltetrapp, 2017-NOK)	666 000	4	55	1340	NOK/m ³ (ombygget volum)
Gjennomsnitt bygging betongtrapp (uten Målselva, Høyegga og sideløp) 2017-NOK				10115	NOK/m ³ (ombygget volum)

Kilder: Statens Veivesen, NORCE LFI, Skien kommune, Oslo kommune, Statkraft, Eidsiva

«Ombygget volum» betyr at hele byggverkets volum legges til grunn inkludert fundament, altså ikke bare betongvolum.



Spaltetrapp i Akerselva, anleggskostnad 7353 NOK/m³ ombygget volum eller ca. 758.000 NOK per høydemeter (Foto: Ulrich Pulg).

Tabell 4. **Anleggs- og enhetskostnader for passerbare kulverter, ramper og ålepassasje.**
Enhetskostnader angis i NOK per lengdemeter kulvert eller areal. I tillegg angis vassdragets bredde ved normal vannføring.

Prosjekt	Anl.kost. NOK	Høyde [m]	Lengde [m]	Enhetskostnad
Terskeltrinn foran / i kulverter				
Apeltunelva Osbanekulvert 2015 - påbygg fiskepassasje (elvbredde 3 m)	600000	2	35	17143 NOK/m
Sarumelva 2012 - Påbygg fiskepassasje + terskler (elvbredde 4 m)	1200000	0.3	60	20000 NOK/m
Sævelibekken 2013 - påbygg fiskepassasje + terskler (elvbredde 3,5 m)	700000	0.7	130	5385 NOK/m
Ulvangselva 2014, terskel foran (elvbredde 3,5 m)	200000	1	38	5263 NOK/m
Storelva 2014 - terskler i kulvert (elvbredde 6 m)	80000	ikke kjent	17	4706 NOK/m
Vågeelva 2014 - terskel foran (elvbredde 4 m)	130000	0.4	20	6500 NOK/m
Tenna 2015 - terskel foran (elvbredde 3 m)	85000	0.3	13	6538 NOK/m
Storelva Tromvik 2015 - terskel foran (elvbredde 17 m)	150000	0.4	7	21429 NOK/m
Nykvågvassdraget 2010 - terskel foran (elvbredde 4,5 m)	90000	0.7	13	6923 NOK/m
Ny kulvert med naturlig elvebunn				
Elv fra Skatvikvatnet 2015 - nybygg med naturlig elvebunn (elvbredde 3,5 m)	300000	ikke kjent	9	33333 NOK/m
Savkadasjohka 2011 - nybygg med naturlig elvebunn (elvbredde 13 m)	6000000	0.9	17	352941 NOK/m
Terskel fjerning				
Tokkeåi 2016 - ombygging terskler til naturtypiske brekk med dypål	775000	Areal 12000	m ²	65 NOK/m ²
Ålepassasje				
Fishtec UK - 2019 NOK , passasje for glassål og «elver»			Per lengdemeter	5600 NOK/m

Kilder: Statens Veivesen, Bergen kommune, NORCE LFI, Statkraft,
<https://www.fishtec.co.uk/eelpassfabrication.html>

Tabell 5. **Kostnader for settefisk og rognplanting**

	Driftskostnader inkl. anlegg, materiell og arbeid, NOK	Produksjon (ind.)	Stadium	Enhetskostnader
Aurlandsvassdraget årlig	2000000	300000	lakserogn	6.7 NOK/ plantet rogn
Vosso årlig (gjennomsnitt 2016-2018)	2560000 + et årsverk dugnad	414233	lakserogn (41%), settefisk (49%) smolt (10%)	6.2 NOK/fisk (rogn-smolt)
Anonymus	2500000	12000	laksesmolt	208.3 NOK/smolt
Årøy	756000	11000	laksesmolt	68.7 NOK/smolt
Syrtveit	4000000	300000	0+ aure og bleke	13.3 NOK/0+ fisk

Kilder: Selskapene/Klekkeriene i de tilhørende vassdragene

Tabell 6. **Kostnader for fysiske habitattiltak og elverestaurering***, enhetskostnader angis per lengdemeter, areal eller m³ volum gravd ut, avhengig av data som var tilgjengelig.

Tiltaksnavn	Eksempel	Enhetskostnad*	
Fysisk utforming av elv/bekk med naturtypisk morfologi	Steinsviksbekken 2016, 4 m bred elv	584	NOK/m
Gravearbeider, transport av masser, utforming av naturtypisk elv og utlegging av elvestein og grus	Foren Årdal 2018, 2 m bred elv, inkl dugnad	179	NOK/m
Se kap. 4.4	Elv i elv, Øyvollen, Dalåa 1993	223	NOK/m ²
Se kap. 4.5	Elv i elv, Nesheim, Dalåa 2001	81	NOK/m ²
	Graving i Eksingedalsvassdraget	85	NOK/m ³
Tilkoble og utforme sideløp	Sideløp Vassbygdi 2017, inkl. utforming av bekkeløp, 5 m bred	556	NOK/m
	Aurland Tokvam og Klekkeribekk. 2003 og 2013, inkl. utforming av bekkeløp, 7 m bred	467	NOK/m
	Frafjord 2017, delvis utforming av bekkeløp, 6 m bred, inkl. dugnad,	326	NOK/m
	Tokke Haugsevjabekk 2012, inkl. utforming av bekkeløp, 5 m bred	521	NOK/m
Gjennomsnittspris utforming av 2-7 m bred elv/bekk med naturtypisk morfologi		440	NOK/m

Tabell 7. **Kostnader for gytegrusutlegg***, enhetskostnader angis per areal. Arbeidene utenom Apeltunelva er uten dugnadsinnsats.

Utlegging av gytegrus	Aurlandselva 2010-2017	111	NOK/m ²
1 m ³ gytegrus = 1.8 t = 5 m ² (med lagtykkelse >20 cm)	Apeltunvassdraget (2010-2019, 2019-NOK, dugnadsinnsats ved utlegging)	75	NOK/m ²
	Flekkvassdraget 2005	128	NOK/m ²
	Våla 2018	178	NOK/m ²
	Våla 2019	265	NOK/m ²
	Moksa 2019	163	NOK/m ²
	Sagbekken (2018 NOK)	455	NOK/m ²
	Ekso 2015 ved bruk av stedeagne grusmasser	75	NOK/m ²
	Ekso 2015 ved innkjøp og transport av grusmasser	157	NOK/m ²
Gjennomsnittspris gytegrusutlegg		180	NOK/m ²

*Anleggskostnader

Kilder: Bergen kommune, Bybane Utbygging AS, BKK, Rogaland JFF, Eidsiva, Agder Energi, Lyse Energi, Statkraft, E-Co Energi, NORCE LFI, og kap. nedenfor.

Tabell 8. **Kostnader for fysiske habitatiltak og elverestaurering: Steinutlegg, ripping, trær og terskler.** Enhetskostnader angis per lengdemeter, areal eller m³ volum gravd ut, avhengig av data som var tilgjengelig.

Tiltaksnavn	Case	Enhetskostnad*	
Forbedring av skjul/oppveksthabitat (ferdig utlagt inkl. transport)			
Steinutlegg (0,5-1,5 m)	Frafjord 2013-2016	30	NOK/m ²
Steinutlegg (0,5 -1,5 m)	Tokke 2018	140	NOK/m ²
Steinutlegg (steingruppe, diameter 0,1-1 m) standardkostnad	Teigdalselva 2018	672	NOK/m ³
Steinutlegg (enkelte store blokk, diameter 1-2 m)	Teigdalselva 2018	2021	NOK/stein
Steinutlegg (enkelte små blokk, 0,5-1 m)	Teigdalselva 2018	570	NOK/stein
Steinutlegg (enkelte store blokk, diameter 1-2 m)	Ekso 2015	350	NOK/stein
Steinutlegg (steingruppe, diameter 0,1-1 m) standardkostnad	Ekso 2015	350	NOK/m ³
Steinutlegg (steingruppe, diameter 0,1-1 m) standardkostnad	Årdalsvassdraget, Storsteinutlegg (2018 NOK)	12	NOK/m ²
Harving/ripping			
Ripping, 6 ha	Aurlandselva 2014-2016	1-4	Nok/m ²
Ripping > 1 ha	Tokkeåi 2018	6	NOK/m ²
Harving elvebunn Eira se kap. 4.6		10	Nok/m ²
Fjerning av finsediment	Nausta 2017	31	NOK/m ²
Tilføre døde trær inkludert festing			
Utlekking av trær (uten ekstra festing, resulterte i døde trær på 10 % av arealet)	Tokvam 2014 (7 m bred, 800 m)	20	NOK/m
Rotvelte eller hele trær ferdig installert (festing med gravemaskin og stein 1-2 m)	BKK elver 2018-NOK	1 000	NOK/stykk
Terskler			
Bygge betongterskel 0,75 m høy	Ekso 2015	20000	NOK/m
Ombygging terskler til naturtypiske brekk	Tokke 2018	65	NOK/m ²
Ombygging terskler til naturtypiske brekk	Årdal 2018	4	NOK/m ²
Fjerning av to betongterskler med ca 2 m høyde	Nidelva 2007	7 500	NOK/m ³
Fjerne uønsket vegetasjon	Ekso , fjerning av flotgras 2014	7	NOK/m ²
Etablere kantvegetasjon			
Håndarbeid, flytting, beskjæring og planting av stedegne småtrær (0,5-1 m høyde)	Daleelva	15	m ² /time

*Anleggskostnader

Kilder: Bergen kommune, Bybane Utbygging AS, BKK, Rogaland JFF, Eidsiva, Agder Energi, Lyse Energi, Statkraft, E-Co Energi, NORCE LFI, og kap. nedenfor.

3.4 Kost-nytte effekt av fysiske vannmiljøtiltak i litteraturen

Ved siden av økologiske funksjoner leverer verdens elver en rekke økosystemtjenester og ressurser for mennesker. Eksempler er drikkevann, mat, byggematerialer, transport av avløpsvann, flomretensjon, transport, vannkraft og fritidsaktiviteter (Kondolf 1997, de Groot et al. 2010, Pflüger et al. 2010). Vassdragsregulering som oppdemming, kanalisering, fjerning av kantvegetasjon og lukking kan redusere disse tjenester og kan også skape nye problemer, deriblant tap av biologisk mangfold, økt flomfare og sedimentasjon (Gore & Shields 1995). Degradering av elvemiljø som følge av menneskelig påvirkning forekommer i mange av verdens elver, og restaurering av elver har høy prioritet flere steder i verden for å opprettholde eller gjenskape fordelene elvesystemene har (Cowx & Welcomme, 1998; Reid et al., 2018, Wohl et al. 2005). Hydromorfologiske endringer regnes for å være blant de mest utbredt inngrep i vassdrag i Norge og Europa (Anonymus 2013, Halleraker et al. 2017).

Restaurering og habitattiltak kan være kostbare, men de kan også gi stor gevinst i form av økosystemtjenester og kulturelle eller økonomiske ressurser til samfunnet. Imidlertid er det langt ifra alle prosjekter i litteraturen som er beskrevet med både faktiske kostnader og målbare gevinster. Brooks & Lake (2007) prøvde å sammenstille en kostnadsoversikt over vassdragsrestaureringsprosjekter i USA perioden 1999-2001. De konkluderte at det ble dokumentert \$69.4 millioner USD, men at bare 60 % av de totalt 2247 registrerte prosjektene inkluderte kostnadsinformasjon. En metastudie av restaureringstiltak i USA viste at det var registrert 37 099 restaureringsprosjekter, men bare 53 % rapporterte kostnader av prosjektene (Bernhardt et al. 2005). Relative kostnader ved å relatere kostnad til nytte, for eksempel økt antall fisk eller habitatareal er variabelt ut ifra hvilke tiltak som implementeres og hvor mye arbeid som kreves for å nå målet, men hovedproblemet er de bare unntaksvis dokumenteres og publiseres (Hendry et al., 2003). Få prosjekter presenterer en tilstrekkelig beskrivelse av gevinstene etter gjennomført prosjekt og estimater for levetid av tiltaket og eventuelle vedlikeholdskostnader mangler ofte fullstendig. Anleggskostnader kan være høyere ved habitattiltak enn utsetting av fisk (Changeux et al., 2011), men om man regner med levetiden av tiltaket og dermed avskriver kostnaden over flere år, samt at det produseres villfisk med høyere overlevelsesmulighet ved habitattiltak, kan resultatet være et helt annet (Hendry et al., 2003). Selv i svært kostbare prosjekter gjøres det imidlertid ikke nødvendigvis et forsøk på å kvantifisere gevinsten. For å kunne estimere gevinsten eller fordelene av habitattiltaks- eller restaureringsprosjekter kreves overvåking før- og etter gjennomførte tiltak, samt konkrete målsettinger (Roni & Quimby 2003; Woolsey et al. 2007). Systematisk overvåking av vassdrag som har blitt restaurert har vist seg å være heller uvanlig (Bernhardt et al. 2005; Jähnig et al. 2011). Bernhardt et al. (2007) fant dessuten at de fleste prosjekter ikke hadde eksplisitte mål for å evaluere suksess av tiltakene. Delvis brukes heller folkets mening om prosjektet som indikator for suksess istedenfor økologiske indikatorer som ville vist hvilke endringer prosjektet faktisk hadde ført til. Behovet for overvåking er imidlertid en stor utfordring når ressursene er begrenset, siden det er utfordrende å allokere vekk ressurser fra den fysiske gjennomføringen av prosjektet til overvåking som gjerne må dras ut over flere år eller tiår etter implementering av et tiltak (Morandi et al., 2014). Varighet av miljøtiltak i vassdrag publiseres sjeldent. Hauer et al. (2013) har inkludert denne faktoren i en metastudie og rapporter om varighet mellom 1->20 år av fysiske miljøtiltak i vassdrag. Restaurering (fjerning av terskler og demninger) hadde lengre varighet enn habitattiltak (grusutlegg og rensing av substrat). Forfatterne konkluderer med at totalsummen av inngrep, arealbruk og forurensing i nedbørsfelt har effekt på levetid av miljøtiltak. I sterkt regulerte tyske elver med flere elvedammer og mye landbruk var varighet av grusutlegg eller rensing av substrat kortere enn i norske elver med kraftregulering uten elvedammer og lite landbruk. Pulg et al. (2013) rapporterer om grusutlegg som gyteplasser for harr og ørret og fant en varighet på mellom 4 og 6 år i en regulert elv med høyt finsedimenttransport grunnet landbruk (gjennomsnittlig 12 mg/l suspendert stoff).

I perioden mellom år 2000 - 2011 ble det gjennomført et stort restaureringsprosjekt på en 8 km lang strekning av elven Isar i München (Climate Adapt, 2016). Prosjektet ble deretter utvidet men vi fokuserer her på den første fasen. Elven var tidligere kanalisert og arbeidet gikk ut på å utvide elven og restaurere den tilbake til naturtypisk tilstand, både for å øke retensjonskapasitet med tanke på flomfare og for å bedre habitatet for dyr

og planter. Kostnadene av prosjektet ble angitt til 35 millioner euro, hvorav 28 millioner for selve anleggsarbeidet og 7 millioner for opprensning i forurensede områder og fjerning av våpen fra andre verdenskrig. Flere gevinster av prosjektet er oppgitt: En stor samfunnsøkonomisk gevinst var redusert flomfare, da elven etter restaurering kan transportere vannføringer opp til 1100 m³/s (tusenårsflom). I tillegg ble vannkvaliteten (badevannskvalitet), fiskehabitatet og rekreasjonsmulighetene i området forbedret. Levetid av tiltakene er ikke vurdert økologisk sett. Det gjennomføres vassdragsvedlikehold.

Mellom år 1993 – 2001 ble det gjennomført restaurering av Skjern Å i Danmark (Pedersen et al., 2007). De nedre 19 kilometerne av den kanaliserte elven ble gjort om til en 26 km lang meanderende elvestrekning. Diker, dammer og oppdrettsanlegg for regnbueørret (damanlegg) ble fjernet og mer enn 40 km meanderende strekninger ble utgravd etter historiske referanser fra 1800-tallet. Elvesletter ble reetablert og tilkoblet elveløpet slik at vannet periodevis oversvømmer omkringliggende landområder. Elveløpet ble utgravd med flere utløp til fjorden for å tilrettelegge for dannelse av et elvedelta over tid. Total kostnad for prosjektet ble oppgitt til 37.7 millioner euro fordelt over blant annet oppkjøp av landområder fra grunneiere, prosjektplanlegging, anleggsarbeid og miljøovervåking. En av gevinstene av prosjektet var endring i vegetasjonen fra typiske jordbruksarter til naturtypiske våtmarksplanter og vannplanter. Det ble også observert en økning i populasjonen av oter, bedre forhold for amfibier og en stor økning av fuglelivet i området. Hele 105 nye fuglearter har blitt observert i området siden restaureringen og antall hekkende vannfugler økte fra 7-9 arter til 31 arter. Fiskehabitatet ble også bedret ved større hydromorfologisk variasjon og økt vannhastighet som har redusert andelen fínsedimenter og ført til økning i andel av gytegrus og stein i elvesubstratet. Antall årlig tilbakevandrende laks økte fra ca. 100 til ca. 1000 individer. Utviklingen i laksebestand ble støttet av utsetting av stedegen yngel fra klekkeri. Utsettingen skal utfases. Levetiden for tiltaket er ikke spesifisert her heller, men siden det også her er snakk om restaurering av prosesser og fjerning av årsakene til habitatdegradering vil vassdraget kunne fungere varig økologisk sett.

I Nidelva i Arendal ble det i 2007 gjennomført fjerning av terskler i kombinasjon med utlegging av gytegrus (Fjeldstad et al. 2012, Gabrielsen et al. 2012). Den aktuelle strekningen var lite produktiv med dårlige gyte- og oppvekstforhold for laks. Tersklene ble fjernet for å gjenskape bedre og mer variert habitat med høyere vannhastighet og kulp-stryk variasjon. I tillegg ble det lagt ut gytegrus. Kostnadene oppgis til totalt 2.25 millioner NOK. Gevinsten var naturlig gyting og suksessrik reproduksjon av laks på utlagt grus i etterkant. I tillegg ble det registrert gyting på nye områder som ble etablert av at strømforholdene etter at terskelfjerning forbedret substratet. Før terskelfjerning var det lite gytemuligheter av dårlig kvalitet, men i 2015 ble det registrert 1700 m² med vel egnet gyteareal. Som en følge av dette har ungfisktettheten av laks økt betraktelig fra et årlig snitt på 2 fisk per 100 m² i perioden før terskelfjerning, til et tilsvarende snitt på 42 fisk per 100 m² i perioden etter tiltaket ble gjennomført. Hva angår levetid på tiltaket har nå fire av de fem grusutleggene blitt spylt ut. Gyteområdene som elven selv har etablert som følge av terskelfjerningen består imidlertid fremdeles og tiltaket har dermed fortsatt god effekt 12 år etter gjennomføring.

Mellom 1999 – 2004 ble det fjernet 11 vandringshindre og restaurert en elvestrekning på 2.6 km i elvene Pielach, Melk og Mank (sideelver til Donau) i Østerrike. Dette ble gjort i forbindelse et prosjekt kalt «Life Huchen» for å forstørre og forbedre habitatforholdene for Donaulaks (*Hucho hucho*) og andre potamodrome fiskearter. Kostnadene for prosjektet er oppgitt til totalt 3.2 millioner NOK, men kostnadene av enkelttiltakene som ble gjort under arbeidet er ikke spesifisert (BMNT, ikke datert). Gevinsten av prosjektet var et 110 km langt elvehabitat i tilløpselvene til Donau som nå er fullt passerbar for fisk. Fiskeøkologisk tilstand og habitatdiversitet økte, og nye gyteplasser ble reetablert i den restaurerte strekningen. Det vandret opp 21 fiskearter fra Donau som ikke tidligere var registrert i disse sideelvene (Zitek et al., 2004).

I 2010 ble det startet opp et restaureringsprosjekt på en 1.7 km lang strekning fordelt over de 3 bekkene Aschach, Leitenbach og Sandbach i Østerrike. Også her var fiskens vandring begrenset av menneskeskapte hindringer. Det ble revet to vandringshindre og bekkene ble restaurert. Kostnadene for prosjektet er oppgitt til 0.9 millioner EUR (BMNT, 2014). Gevinsten av prosjektet var økt andel fisk og artsmangfold av fiskearter ovenfor de tidligere vandringshindrene. Antall fisk per hektar økte fra ca. 10 000 til ca. 70 000 individer i den restaurerte strekningen av Sandbach. Antall fisk per hektar økte også over 3 år fra ca. 10 000 før gjennomføring av tiltaket til ca. 30 000 i en regulert strekning som befant seg ovenfor et tidligere

vandringshinder. Fisketettheten i tiltaksstrekningen i Aschach ble også viste seg å være fire ganger høyere enn i en regulert referansestrekning i samme elv (Gumpinger et al., 2018).

Pulg et al. (2018) har sammenstilt fysiske miljøtiltak i Norge og det nevnes kostnader, effekt og varighet for noen av dem. Det understrekes at det er stor variasjon mellom tiltakene avhengig av forholdene i vassdraget og det anbefales å ta hensyn til geo- og elvemorfologien for å kunne velge riktige tiltak (Hauer & Pulg 2018). Dessuten konkluderes at restaureringstiltak som fjerner habitatdegraderingens årsak og gjenskaper fluviale prosesser på sikt kan fungere av seg selv økologisk sett. Habitattiltak som avbøter habitatdegraderingens årsak uten å fjerne dem medfører vanligvis begrenset varighet og det bør legges inn drift, vedlikehold eller gjentakelser.

Samlet sett er det få studier som rapporterer både kostnader, effekt og varighet av fysiske miljøtiltak i vassdrag. Ikke minst derfor valgte vi å gjennomføre den foreliggende studien. I neste kapittelet presenteres resultatene til vår gjennomgang av eldre habitattiltak i Norge.

4 Kostnad og nytte av utvalgte eksempelprosjekter med langtidsovervåking

I dette kapittelet presenteres resultatene fra vår overvåking, gjennomført 8-23 år etter at tiltakene ble bygget. De første tre kapitlene omhandler grusgyteplasser i Flekke-, Matre- og Aurlandsvassdraget, kap 4.4 og 4.5 morfologiske tilpasninger i Dalaåi. Deretter følger en gjennomgang av harving i Eira. Til slutt presenteres kostnad, effekt og nytte av fisketrapper i Vestre Jakobselv og Målselv.

4.1 Gyteplass i Flekke/Guddalsvassdraget

Sebastian Stranzl (sest@norceresearch.no), Sven-Erik Gabrielsen, Bjørn Barlaup, Helge Skoglund, Ulrich Pulg, Christoph Postler, Espen O. Espedal

Faktaboks

- Type: Grusutlegg, 2005
- Målsetting: Økning av gyteareal og bedre fordeling i vassdraget (oppnådd)
- Økning av naturlig reproduksjon av laks og sjøaure (oppnådd)
- Levetid 14 år, fungerer fortsatt
- Kostnader: 64.107 (i 2017-kroner), 128 NOK/m²
- Kost-nytte effekt: 9,1 NOK/m²/år (inntil nå). 4,3 NOK/m²/år (forventet). Økt reproduksjon av laks og også aure.

Bakgrunn og målsetting

Flekke og Guddalsvassdraget (Vassdragsnr. 082.Z) ligger i Fjaler, Hyllestad, Gaular og Høyanger kommuner i Sogn og Fjordane (Fig. 1 og Fig. 2). På grunn av mangel av gyteplasser var det lave tettheter av ungfisk i nedre del av vassdraget. For å styrke laksebestanden i Flekke og Guddalsvassdraget ble øyerogn fra genbanken i Eidfjord tilbakeført til vassdraget, og det ble satt ut rognkasser i den nedre strekningen og ovenfor anadrom stekning. Det ble planlagt og gjennomført grusutlegg for å fremme naturlig reproduksjon av laksebestanden i nedre del av vassdraget (Gabrielsen et al. 2007).

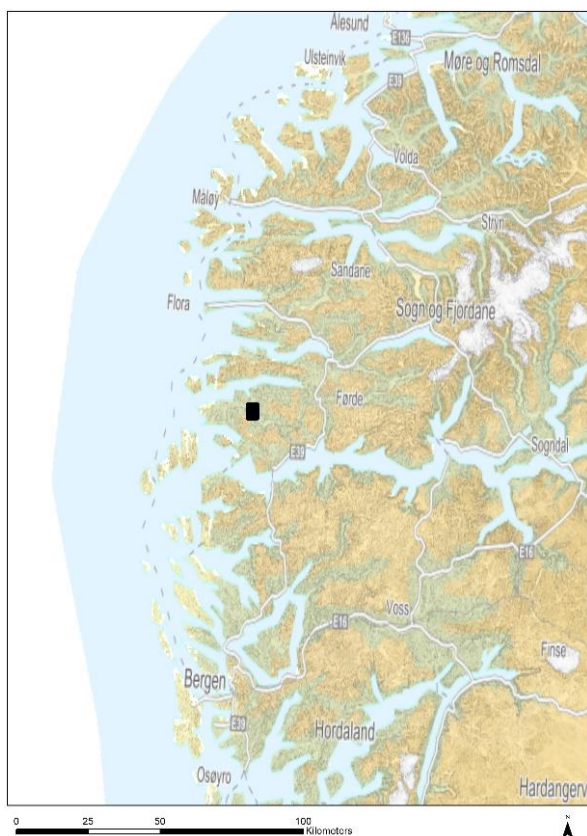


Fig. 1 Flekke ligger i Sogn og Fjordane, området er merket svart på kart.

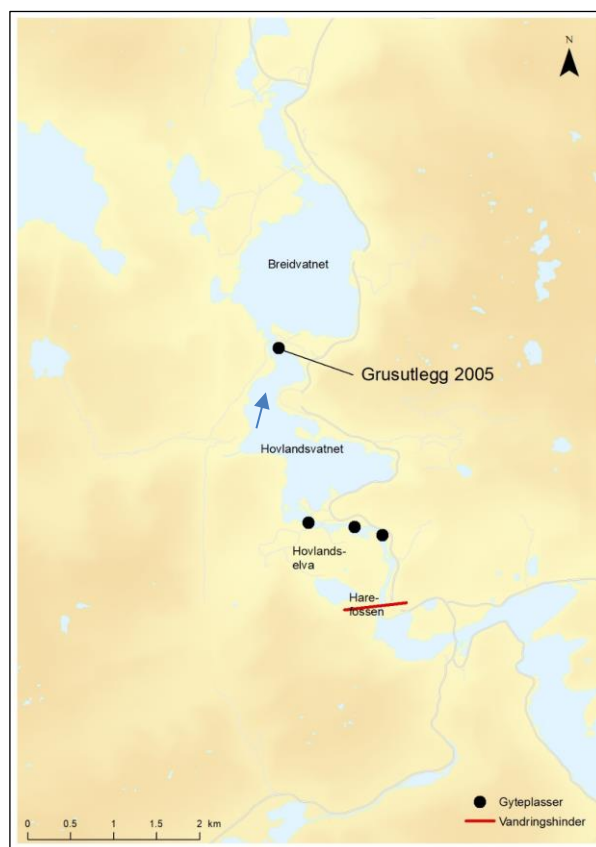


Fig. 2 Oversiktsplan med beliggenhet av tiltak i Flekkevassdraget mellom Hovlands- og Breidvatnet

Problemstilling og diagnose

I år 2002 ble habitatforholdene inkludert gyteområder kartlagt i vassdraget. Den ca. 8 km lange anadrome strekningen inneholder fire innsjøer. Lengden av rennende vann på denne strekningen utgjør bare ca. 2,6 km. Den lengste strekningen ligger fra Hovlandsvatnet og opp til vandringshinderet ved Harefossen (1,9 km), og det er på denne strekningen en finner de viktigste gyteområdene for laks og sjøaure i vassdraget. Årsaken til at det ikke finnes større gyteområder på strekningen nedstrøms innløpet til Hovlandsvatnet er at bunnforholdene i sundene mellom Hovlandsvatnet, Breidvatnet og Rennestraumsvatnet er dominert av grov stein, blokk og bart fjell som ikke er egnet for gyting. Det ble derfor konkludert at en bedre fordeling av gyteplasser og særlig en økning i nedre vassdrag vil kunne øke fiskeproduksjon totalt sett (Gabrielsen et al. 2007).

Tiltaksbeskrivelse

Det ble etablert et nytt gyteområde ved utløpet av Hovlandsvatnet (Fig. 2). Våren 2005 ble det lagt ut 70 m³ gytegrus. Denne gytegrusen dekker et område på ca. 500 m². I tillegg ble det i løpet av samme vår plantet 134.000 lakserogn i gyteområdet. Helningen over gytearealet på den flate utosen er bare rundt 0.001 ved median vannføring.

Metoder

Gyteplasser ble kartlagt i 2002 under gytefisktellingen. Det ble gjennomført overvåking av den utlagte gytegruser fra 2002 til 2010 og i 2018, inkludert overvåking av ungfiskbestanden ved tiltaksområdet. Etter året etter grusutlegget og i 2018 ble det nye gyteområdet sjekket for gytegroper, og rogn fra 34 groper ble artsbestemt med elektroforese. Grusareal ble digitalisert fra flybilder tatt i 2007 og 2018. På grunn av is i øvre

delen av tiltaksområdet var det på befaring våren 2018 ikke mulig å sjekke antall gytegroper. Gruslaget ved utlegg er angitt til 70 m^3 over 500 m^2 i Gabrielsen et al. (2007), basert på dette ble det beregnet en gjennomsnittlig tykkelse av gruslaget på 14 cm i 2005.

Resultater

Gytearealet ble økt fra null til 500 m^2 i 2005 (Gabrielsen et al. 2007). Allerede påfølgende høst ble det nydannete gyteområdet brukt av både aure og laks. Analyse av flybilder viser at gytearealet ble spredt til ca. 540 m^2 i 2007, i 2018 gjenstår et gyteareal på ca. 485 m^2 eller 97 % av det opprinnelige arealet (Fig. 3). Stikkprøver ($N=48$) av tykkelse av gruslaget i 2018 varierte mellom 5 og 22 cm, med et gjennomsnitt på 12 cm og $SD=4,74$.

Våren 2006 ble det samlet registrert 80 gytegroper av aure og laks, eggoverlevelse ved undersøkelsestidspunkt var 93 %. Elektroforese viste at 32 av 34 undersøkte groper var laksegroper.

Elektrisk fiske på utleggingsområdet på utløpet av Hovlandsvatnet ga en gjennomsnittlig tetthet av ensomrig laks på 28,0 individer pr. 100 m^2 i perioden 2002-2005 (Fig. 5), i 2018 var det 20 ensomrige laks per 100 m^2 .

Korngraderingskurven 2018 (13 år etter utlegget) viser et godt blandet gytesubstrat mellom 0 og 128 mm, gjennomsnittlig korndiameter (D_g) var 12.8 mm og finsedimentandel (CF) 0.02 %, se Fig. 4Fig. 8 .

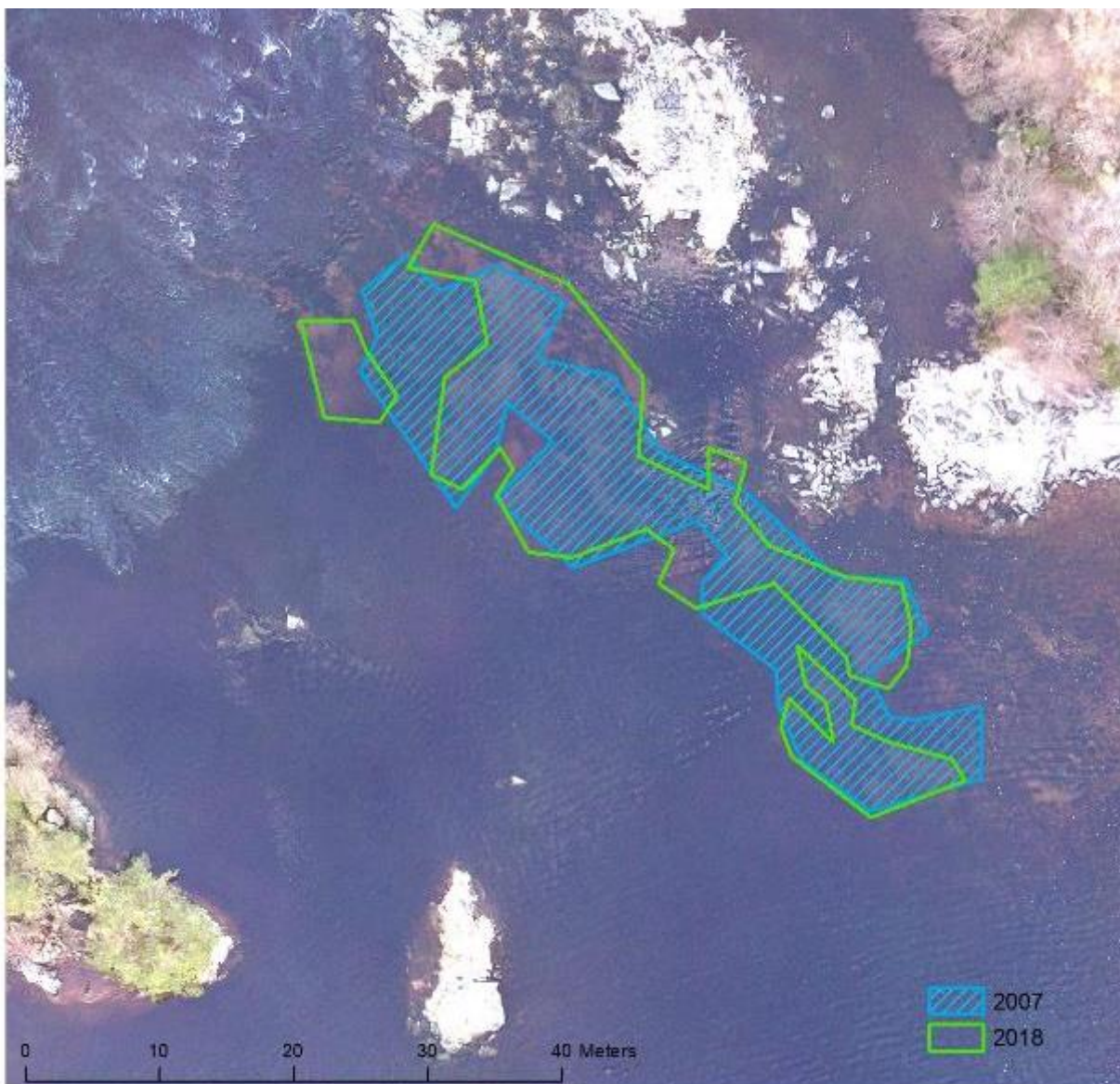


Fig. 3 Areal av gyteplassen kartlagt fra flybilder i 2007 og høst 2018. Bakgrunnsbilde er fra 2018.

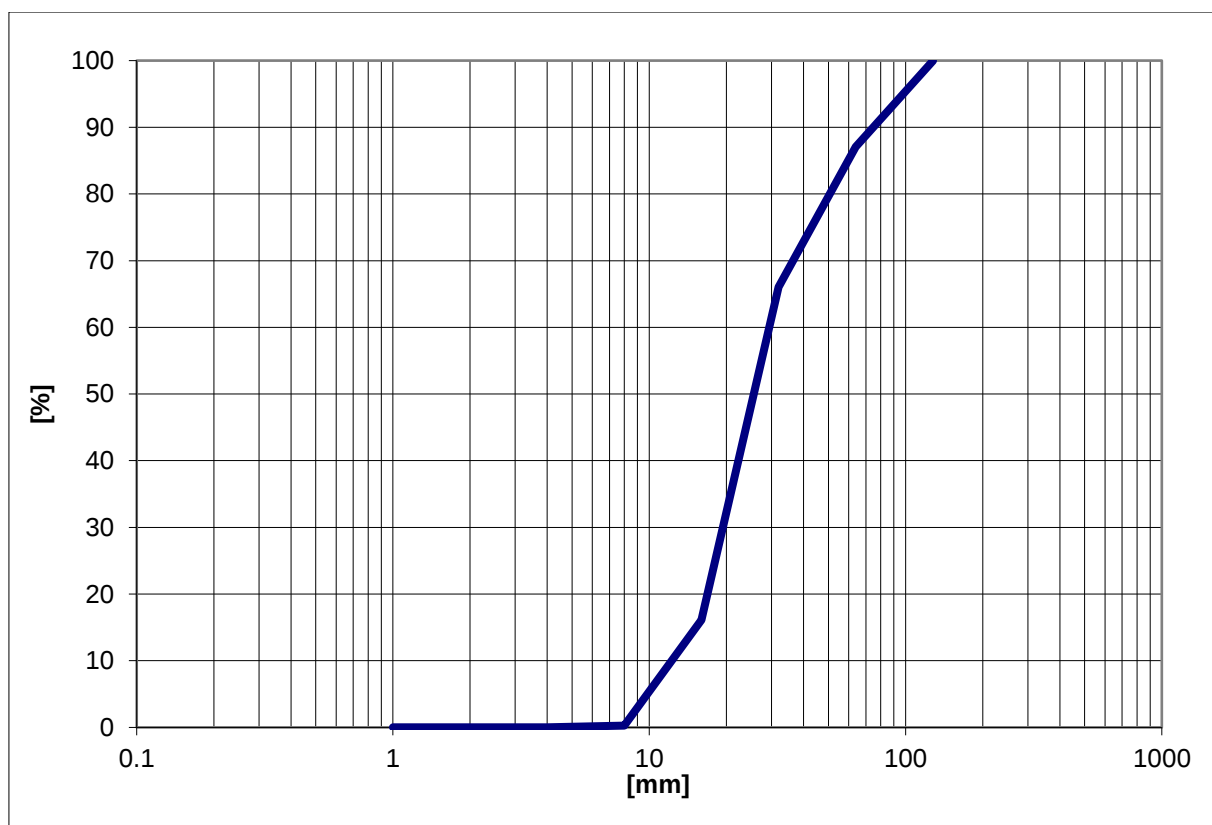


Fig. 4 Korngraderingskurve fra gytteplassen i Flekkeelva i 2018, gjennomsnittlig korndiameter (D_g) var 29,6 mm og finsedimentandel (CF) 0,02 %.

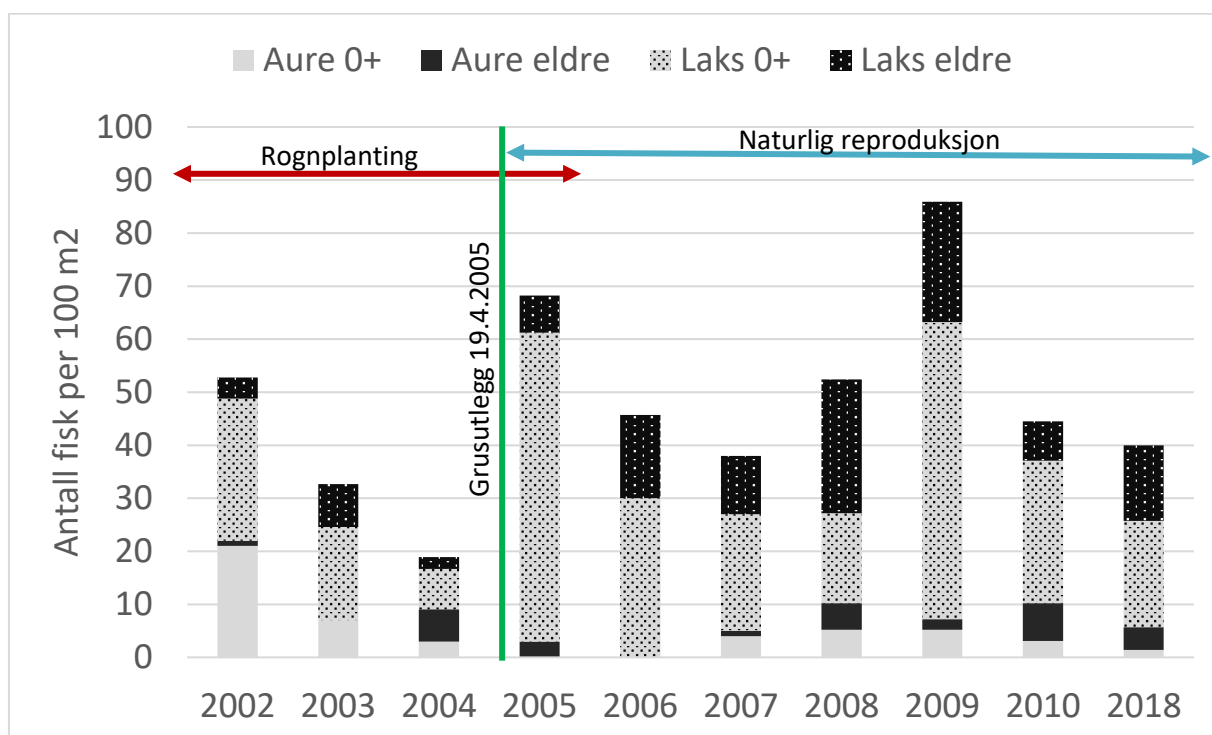


Fig. 5 Ungfisktetthet per 100 m² ved grusutlegget. Siste rognplanting var våren 2005 i den nye utlagte grusen, deretter naturlig reproduksjon. Ørret 0+ grått, ørret eldre svart, laks 0+ grått prikket, laks eldre svart prikket.

Diskusjon

Målet å fremme naturlig reproduksjon i en strekning som før hadde lite tilgjengelig gyteareal ble nådd. Gyteplassen er fortsatt i bruk og har lite endring i størrelse. Det viser seg derimot en reduksjon i tykkelse av gruslaget. På flybildet (Fig. 3) er det også synlig «grushalen» der grusen ble transportert ut over brekket. Tettheten i 2005 var spesielt høy med 58,2 individer pr. 100 m² som kan forklares med en kombinasjon av rognplanting og naturlig rekruttering. Tetthet av ensomrig fisk var med 20 individer per 100 m² noe lavere i 2018 enn årene før. Det ble fanget en større andel eldre laks.

Dette gyteområdet er, sammen med gyteområdet ved Loneland, det største sammenhengende gyteområdet i vassdraget og har bidratt å øke den naturlige rekrutteringen av både laks og aure i anadrom strekning. Av den grunn er utsettinger av tilbakeført øyerogn fra genbanken i Eidfjord fra og med 2006 bare utført oppstrøms anadrom strekning. Trolig er de gode fangstene av laks de siste årene fra sportsfiske et resultat av et forbedret vannkjemisk miljø og utførte tiltak.

Levetid/varighet

- *Tykkelse av gruslaget har blitt gjennomsnittlig redusert med 2 cm eller 14 % siden utlegget ble gjennomført. Antar man lineær utspyling vil gruslaget kunne ligge i lang tid og ha en tykkelse på 9-10 cm etter 30 år. Utspyling er vannføringsavhengig og frekvensen av ekstremflommer vil kunne ha stor effekt på levetiden.*
- *Fisken vil trenge minst ca. 10 cm gruslag for gyting. Tykkelse av gruslag vil variere men det kan antas at tilførsel av ny gytegrus etter 29-30 år kan være hensiktsmessig når gjennomsnittlig tykkelse av gruslaget har blitt redusert til 10 cm.*
- *Grusutlegg er fortsatt i bruk og viser ingen degradering med tanke på finstoff eller begroing. Finsstoff sedimenteres trolig i innsjøen ovenfor. Det er dessuten sannsynlig at gytende fisk renses grusen hvert år og holder den derfor uten begroing.*

Kostnader

Anleggskostnader:

Kostnader i 2005 var 25.000 NOK for entreprenøren og substrat, i tillegg ca. 25.000 NOK for planlegging og fiskeøkologisk oppfølging under anleggsfasen. Samlet tilsvarer de dokumenterte kostnadene 64.107 NOK i 2017-kroner.

Driftskostnader:

Ingen behov for nye grusutlegg inntil nå. Det regnes med behov ny grusutlegging når videre overvåkning viser at gruslaget blir for tynt.

Kost-nytte effekt

Det regnes med følgende nytteeffekt:

- Økt naturlig rekruttering av laks og aure i den delen av elven. 2006 ble det telt 80 gyteproper hovedsakelig av laks. Dette kan ha gitt et potensial for godt over 100.000 rogn og yngel per år. Yngel som klekker her kan ta i bruk stryket nedenfor (gode habitatforhold) samt innsjøene ovenfor og nedenfor (mindre produktiv yngelhabitat men stort areal).
- Trolig økt produksjon av yngel totalt sett på grunn av bedre spredning av gyteaktivitet i vassdraget og mindre konkurranse.
- Trolig bidrag til bedret sportsfiske på grunn av økt ungfiskproduksjon og at flere fisk kan ha stoppet ved gyteplassen
- relative anleggskostnader var 100 NOK/m² i 2005 (128 NOK/m² i 2017-kroner)
- relative kostnader per m² gyteareal og år var 10 NOK/m²/år (inntil nå). Ved 30 års estimert levetid vil kostnadene være 4,4 NOK/m²/år (2017-kroner).

Konklusjon

- Målet om å øke naturlig rekruttering i dette området av vassdraget betraktes som nådd.
- Det er sannsynlig at også målet om økt total rekruttering og bedre fordeling av gyteareal ble nådd siden det ble observert mye gyteaktivitet også på tidligere eksisterende gyteplasser samt at gytebestandsmålet ble nådd med god margin..
- Kostnader i 2017-kroner: 64.107 NOK
- Kost-nytte effekt: 10 NOK/m²/år (inntil nå). 4,4 NOK/m²/år (forventet). Økt reproduksjon av laks og også aure.
- Gyteplassen har vist seg å bli mindre grunnet erosjon, sedimenttransport og eventuell også en transport forårsaket av fiskenes gyteaktivitet i samspill med vannstrømmen. Reduksjonen har vært av lite omfang (14 % etter 13 år) og det forventes en relativ lang levetid på ca. 30 år.



Utløpsosen med gyteplassen i Flekkevassdraget. Gytebrekket er også en attraktiv fiskeplass om sommeren.

4.2 Gyteplass i Matreelva

Sebastian Stranzl (sest@norceresearch.no), Sven-Erik Gabrielsen, Bjørn Barlaup, Helge Skoglund, Ulrich Pulg, Christoph Postler, Espen O. Espedal

Faktaboks

- Type: Grusutlegg og terrengendringer til hydraulisk justering av tverrsnitt, 2002
- Mål: Øke å sikre viktig gyteareal til reproduksjon av sjøaure (oppnådd)
- Levetid: 17 år, fungerer fortsatt, forventet 30 år til 50 % degradering
- Kostnader: 671.763 NOK
Inntil nå 180 NOK/m²/år, ved 30 års levetid 110 NOK/m²/år
- Nytte: Sikring og økning til rekruttering av sjøaure og laks

Bakgrunn og målsetting

Matrevassdraget renner ut i Matrefjorden ved Matre. Vassdraget hadde et opprinnelig nedbørsfelt på 160 km², etter reguleringen er det på 26 km² (Fig. 6). Som følge av reguleringen av Matrevassdraget i 1959 og 1963 ble det i løpet av 1996 til 1998 foreslått ulike tiltak for å bedre forholdene for fisken i vassdraget. Tiltakene som ble utviklet av Sintef og NORCE LFI innebar et mål om å opprettholde en vannføring på minst 300 l/s nederst i Matreelva samt biotopforbedringer. Av biotopforbedrende tiltak ble det foreslått å sikre og øke det viktige gyteområdet ved utløpet av Matrevatnet.

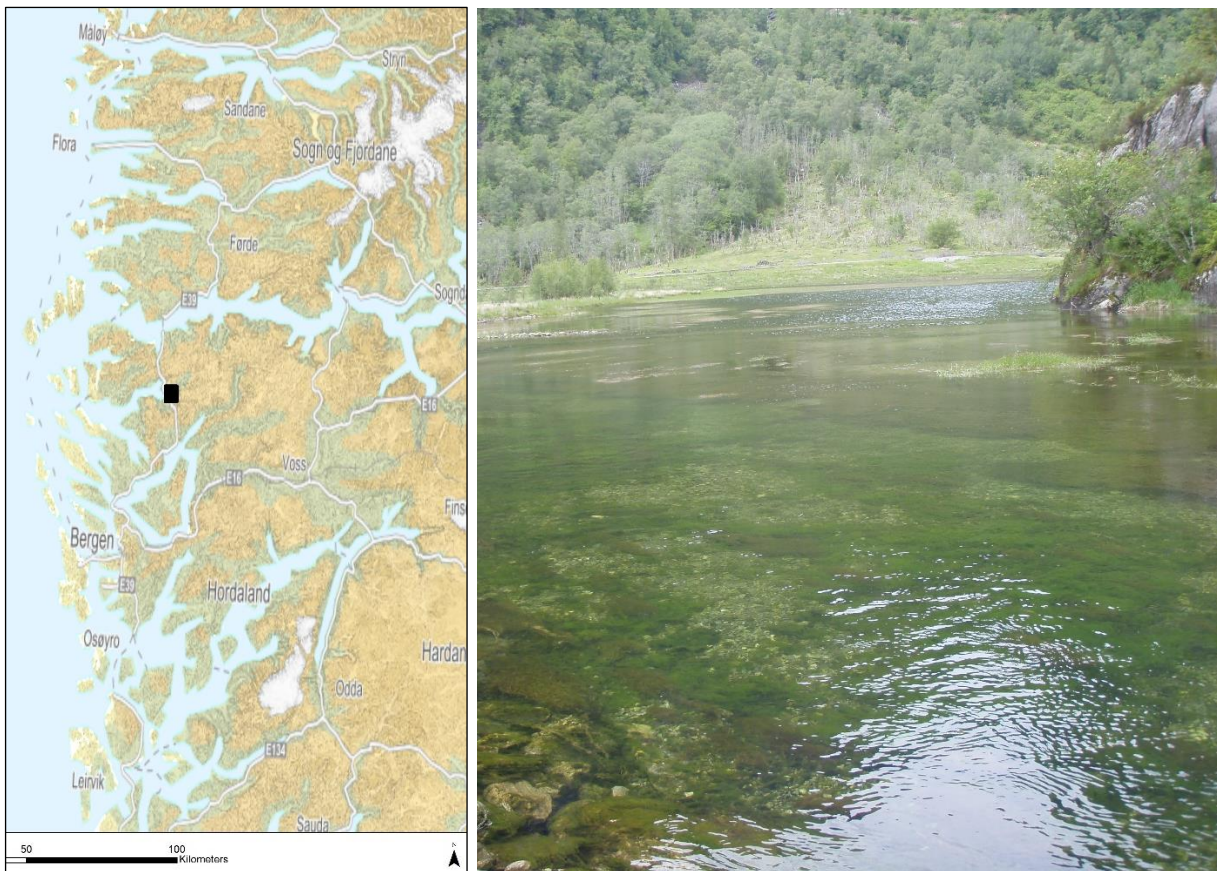


Fig. 6 Tiltaksområdet i Matreelva markert med svart merke i kart .

Problemstilling og diagnose

Utløp av Matrevatnet er i tidligere undersøkelser pekt ut som et av de viktigste gyteområdene for sjøauren i vassdraget (Barlaup og Gabrielsen, 1999). Imidlertid var området forringet ved at det var sedimentert større mengder silt og store deler av gyteområdet var sterkt begrodd av krypsiv. Hovedårsaken til denne endringen var den reduserte vannføringen som følge av at vassdraget er regulert. I tillegg har trolig tilførsel av silt fra et masseuttak oppstrøms Matrevatnet bidratt. Gytearealet var betydelig redusert. Restaureringen av området hadde som hensikt å øke det tilgjengelige gytearealet, noe som igjen ville øke og sikre den naturlige rekrutteringen til sjøaurebestanden.



Fig. 7 Før tiltak var utløpsområdet stillestående med mye finsedimentavleiringer (venstre). Under tørken 2013 har store deler av naturlig gytefelt falt tørt, mens utlagt gytegrus i dypålen ligger under vann (høyre).

Tiltaksbeskrivelse

For å restaurere gyteområdet ble de hydrauliske forholdene i utløpsosen av matrevannet tilpasset og det ble lagt ut gytegrus. Det ble bygget en mindre fylling i Matrevatnet som konsentrerer vannstrømmen over gyteplassen og øker vannhastigheten. Med dette ble det gitt forventninger om redusert sedimentering av finpartikulært materiale og at sjøauren ville ta i bruk en større del av det opprinnelige gyteområdet. I forbindelse med tiltaket ble akkumulert mudder på området fjernet maskinelt og egnet gytesubstrat tilført. «Vassdragssimulatoren» til SINTEF ble brukt til å modellere hydrauliske forhold. Basert på dette ble det klart at det måtte regnes med lave skjærspenninger grunnet lav helning. Derfor ble det gjennomført en innsnevring og terrengendringer med bl.a. en bune (godt synlig på bilde Fig. 9). den resulterende helningen er 0.002 ved median vannføring. NORCE LFI gjennomførte utformingen av selve gyteplassen og detaljanvisning på stedet. Tiltakshaver er BKK.

Metoder

Basert på tetthetsestimaterne av ungfisk utført i 1998 og 1999, ble det foreslått å restaurere gyteområdet ved utløpet av Matrevannet. Fra 1999 til 2011 ble det gjort undersøkelser av gytegroper på utløpet av vannet, samt at det ble opprettet en ny elektrisk fiskestasjon høsten 2000 for å kontrollere fisketettheten. Gytegrupundersøkelser ble gjennomført igjen i mars 2018. Lav vannføring førte til at mye av det naturlige gytearealet la tørt og under snø, og vi fant derfor bare tre gytegroper i naturlig grus. Restaureringen av utløpet besto av terskelbygging og utlegging av gytegrus, og ble utført høsten 2001 og 2002. Grusareal ble digitalisert fra flybilde i 2003 og 2018. Det ble tatt grusprøver av tiltaksgrusen ved utlegging i 2018. Prøvene ble tørrsiktet og fremstilt som krongraderingsanalyse.

Resultater

I 2018 var 195 m² eller 72 % av gytearealet fra 2002 (271 m²) fortsatt tilgjengelig og funksjonsdyktig som gytehabitat. 28 % av gytearealet har gått tapt siden 2002 (Fig. 9) hovedsakelig pga. gjengroing med krypsiv (Fig. 7, Fig. 9), i liten også grad utspyling.

Det ble undersøkt totalt 228 gytegroper i opprinnelig gytegrus og 128 gytegroper i den utlagte tiltaksgrusen på utløpet av Matrevannet inntil 2011 og så igjen 2018. Den gjennomsnittlige eggoverlevelsen i opprinnelig gytesubstrat ble funnet å være 84 % (SD = 31), mens tilsvarende resultater i den utlagte gytegrusen var 93 % (SD = 14, Fig. 10). Eggoverlevelsen i de enkelte år er gitt i Fig. 10, se også (Barlaup et al. 2008). Det ble stort sett observert øyerogn i de undersøkte gytegroperne. I noen få gytegroper hadde rogn utviklet seg til plommesekkkyngel.

Tetthet av 0+ ørret i årene før og etter tiltak (Fig. 11) er i gjennomsnitt 20 individer per 100 m². Tetthet av 0+ laks har gjennomsnittlig økt fra 0 (før tiltak) til gjennomsnittlig 10 individer per 100 m² i årene etter tiltak. Tetthet av eldre ungfisk etter tiltak har i gjennomsnitt økt fra 1 til 13 individer/100 m² hos laks, og fra 25 til 49 individer/100 m² hos ørret.

Det utlagte substratet fra høsten 2001 var for grov og hadde en median verdi fra 6,4 cm til 12,8 cm. Dette ble påpekt av LFI og like før gyting høsten 2002 ble grus fra Modalen Sandtak fraktet og lagt over den første tiltaksgrusen. Kornfordelingen i denne nye grusen var gunstig for sjøørretgyting med grus i størrelsesorden fra ca. 1,5 cm til 3,5 cm. Resultatene viser at fisken er selektiv hva angår valg av gyteplass. Dette gjelder særlig valg av substrat (dvs. gytegrus). De fleste gytegroperne ble funnet i substratkategori 1,6 - 6,4 cm.

Korngraderingskurven 2018 (16 år etter utlegg) viser et godt blandet gytesubstrat mellom 0 og 128 mm, 12,8 mm gjennomsnittlig korndiameter (D_g) og 10,4 % finsedimentandel (CF), se Fig. 8.

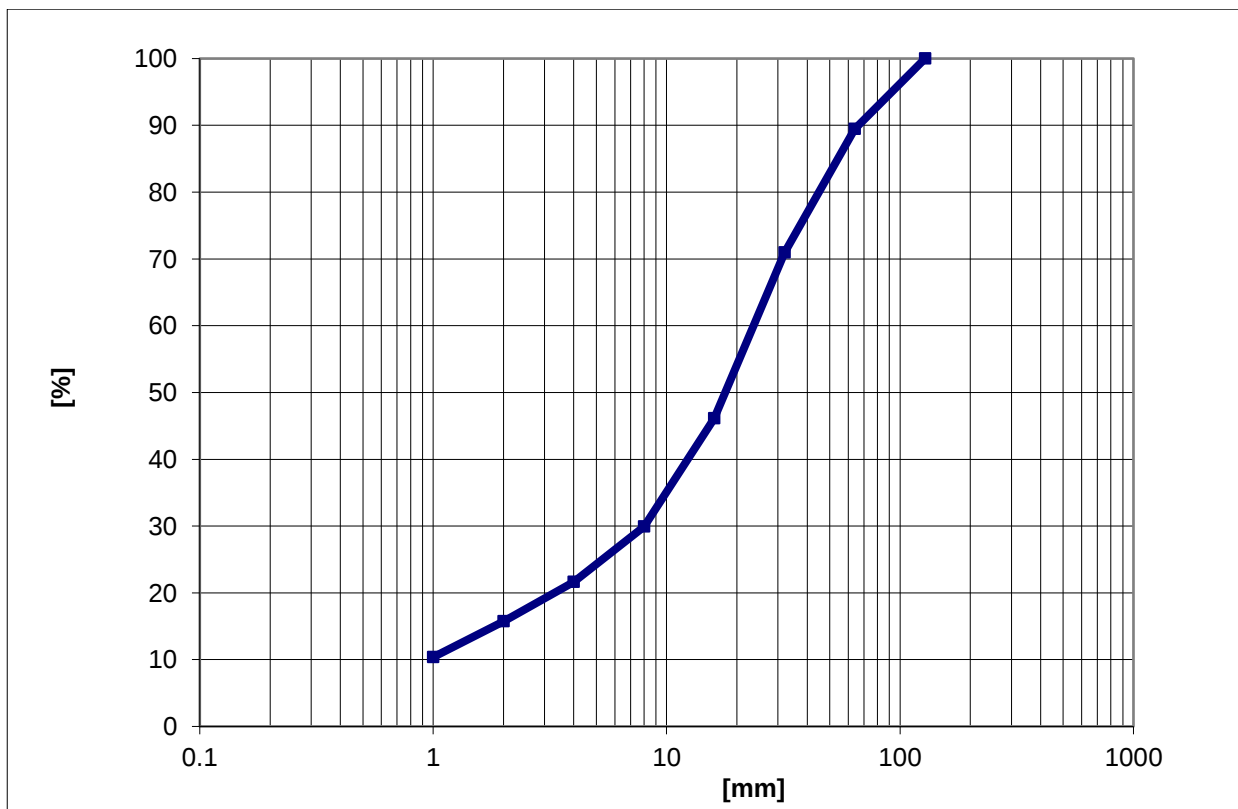


Fig. 8 Korngraderingskurve fra gyteplassen i Matreelva i 2018 etter 16 år, gjennomsnittlig korndiameter (D_g) var 12,8 mm og finsedimentandel (CF) 10,4 %.

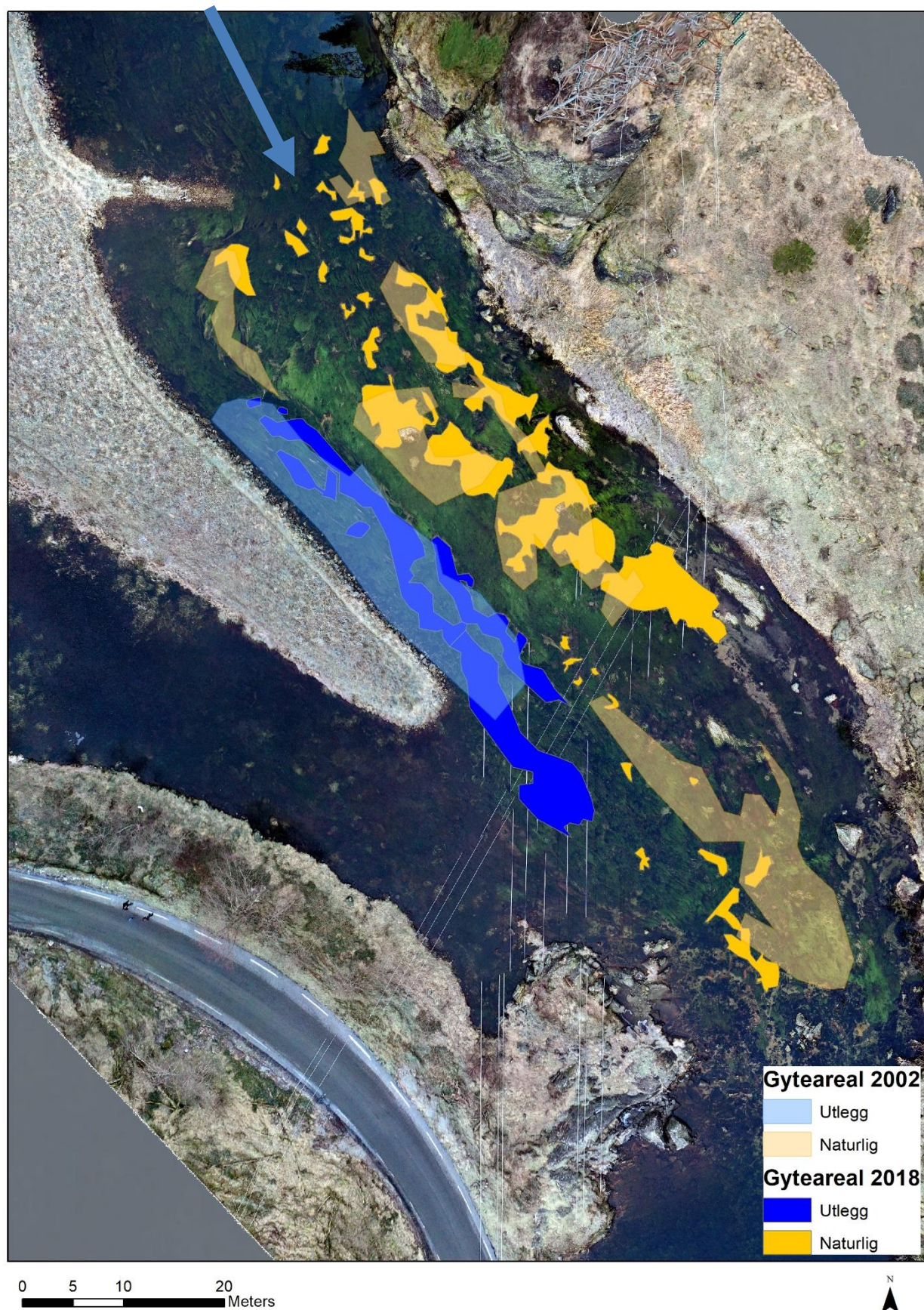


Fig. 9 Utvikling av gyteareal ved utløp av Matrevatnet. Gult: naturlig grus, blått: grusutlegg. Transparent: situasjon i 2002, solid farget: situasjonen i 2018. Bildet ble tatt i desember 2018 og viser at store andeler av utløpet er overgrodd. Blå pil viser strømretning.

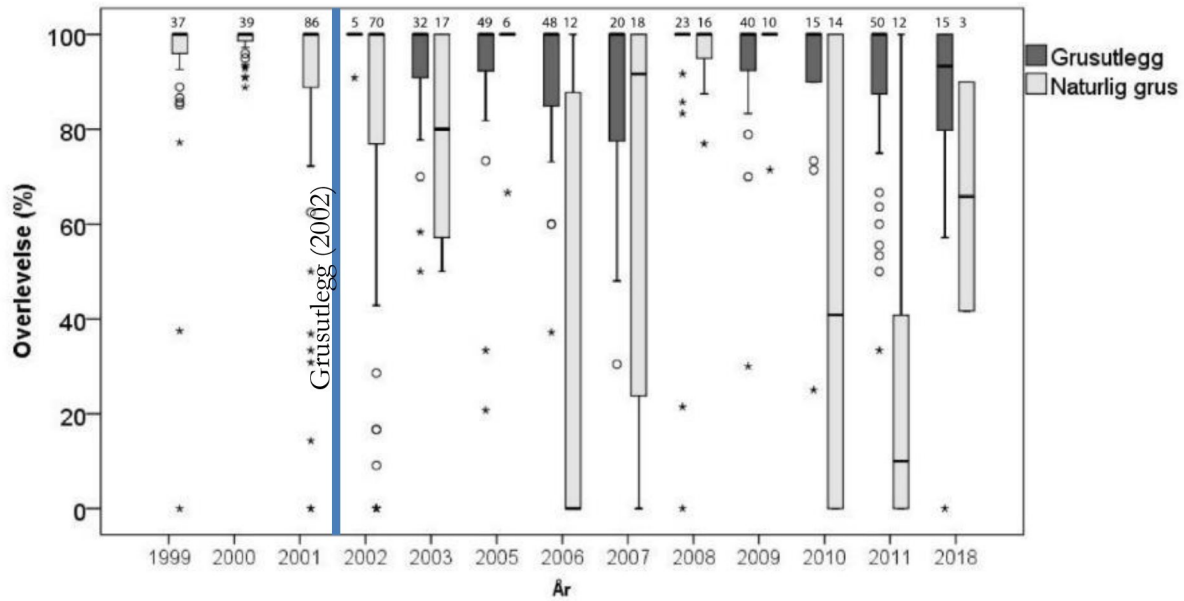


Fig. 10 Eggoverlevelse i årene med undersøkelse. Grusutlegg i 2001 viste seg å være for grovt, grus med egnet substrat ble lagt ut 2002 for gytesesongen. Eggoverlevelse er konstant høyere i utlagt grus (mørk grått) enn i naturlig gytefelt (lyst grått). Den lave overlevelsen i naturlig grus i 2018 kan forklares med lavt antall groper som ble funnet og at gyteplassen lå tørt.

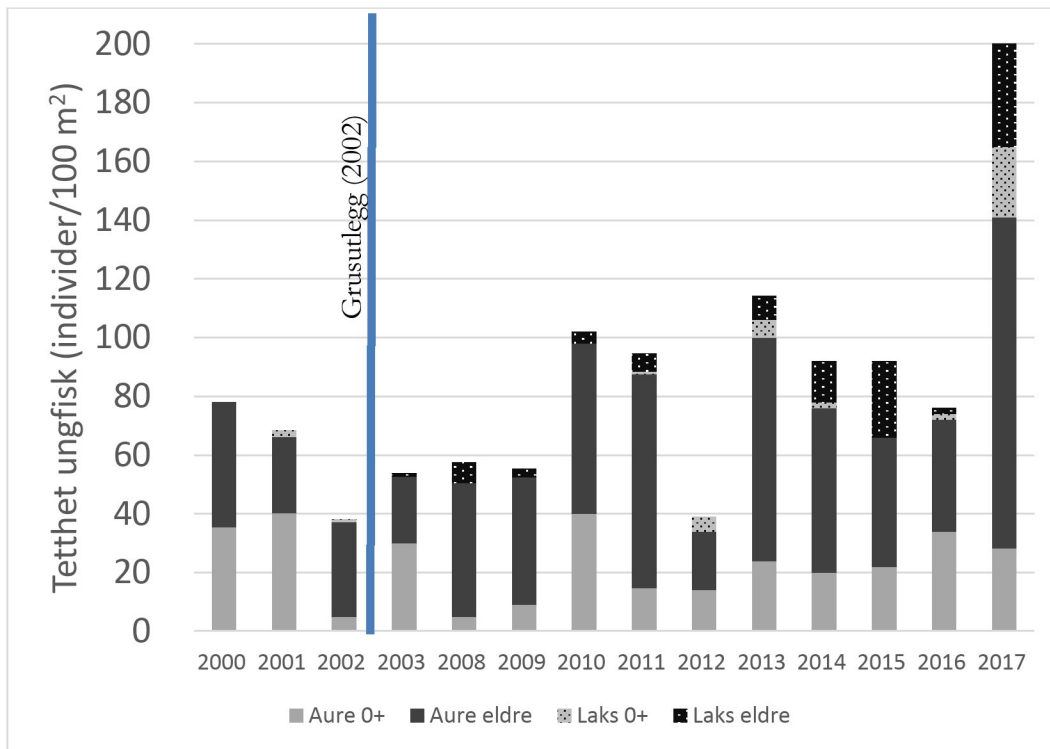


Fig. 11 Ungfisktettheter i individer/100 m² ved utløp av Matrevatnet fra 2000 til 2017. Ørret 0+ grått, ørret eldre svart, laks 0+ grått prikket, laks eldre svart prikket. Grusiltak ble avsluttet i 2002 for gytesesongen (blå merke) dvs. at 2003 var første år tiltak vil kunne ha effekt hos ungfisken.

Diskusjon

Det viktigste målet med tiltaket var å bremse gjengroing av den eksisterende gyteplassen og å øke gytearealet. Dette målet betraktes som nådd. Sjøaure og laks har tatt i bruk det nye området og eggoverlevelse har vært høy. 16 år etter tiltaket ligger eggoverlevelse fortsatt over 90 % (median). Sjøaure og laks er svært selektiv ved valg av gyteplass, og kravene er tilfredsstillende i den utlagte gytegrusen. I områder med gyteaktivitet har fisken sannsynligvis bidratt med å bremse spredning av vannplanter ved å grave i grusen og rense substratet. Dette ble blant annet påvist av Fremier et al. (2018) i andre vassdrag. Større ungfisktettheter av laks og ørret indikerer at tiltaket ikke bare har bremset degradering av gyteplassen, men det har trolig også bidratt til økt reproduksjon. At det finnes relativt mye eldre ungfisk på gyteplassen er ikke typisk for gytehabitatet men kan forklares med skjul som skapes av krypsivet. Mosaiket mellom vannplanter og gytegrus betraktes som gunstig for både 0+ og eldre ungfisk av laks og ørret (Velle et al. 2018***)

Levetid/varighet

Gyteplassen har nå fungert siden 2002. 72 % av utlagt grus er fortsatt tilgjengelig som gyteområde ved oppmåling etter 16 år. Etter flere storflommer og på grunn av det brede avløpstverrsnittet ved flommer, kan det forventes at grusen ligger relativt stabilt nå, og er tilgjengelig som gyteområde så lenge flommer og gyteaktivitet holder grusen ren for begroing og finsedimenter. Ved en lineær utvikling vil gyteplassen være degradert etter ca. 60 år og 50% degradert etter ca. 30 år. Eggoverlevelsen i grusen er fortsatt høyt (93 % overlevelse, 2018). Maskinell fjerning av krypsiv og rensing av substrat vil igjen kunne tilgjengeliggjøre de gjengrodde områdene (28 %). Dette vedlikeholdstiltaket bør nå vurderes etter 16 år dersom hele tiltaksarealet skal gjenskapes. Behov for vedlikehold vil øke i de kommende årene dersom mer av arealet gror igjen eller grusen vaskes ut under storflommer. Det anbefales dessuten også å justere den naturlige gyteplassen slik at denne ikke faller tørr ved lav vannføring.

Kostnader

Anleggskostnader:

Planlegging, hydraulisk modellering og kostnader til maskinentreprenør 2001-2002 beløper seg på 671.763 NOK (i 2017-kroner). Det ble altså brukt 2478 NOK per m² gyteareal. Opplysningene stammer fra BKK (Sissel Mykletun pers.med.). Arbeidet inkluderer grusutlegget og omfattende terrengendringer, inkl. ledebune. Dessuten måtte første grusleveranse korrigeres til en ny leveranse med riktig kornstørrelse. Prosjektet og kostnadene har preg av FoU og derfor er kostnadene langt større enn ved ren anvendelse av kunnskap om restaurering av gyteplasser. Driftskostnader: Det ble ikke gjennomført vedlikehold siden 2002.

Kost-nytte effekt

I dette tilfellet var formålet å hindre at gyteplassen degraderes fullstendig på grunn av sedimentering av finstoff og gjengroing og samtidig å øke gyteareal. Dette målet betraktes som oppnådd. Deler man kostnadene på levetiden inntil nå og gjennomsnittlig 233 m² gyteareal per år i de 16 årene kan det beregnes kostnader på 180 NOK/m² gyteareal per år. Regnes med 30 års levetid (tilsvarer ca. 50 % degradering i dette tilfelle) og gjennomsnittlig 203 m² tilgjengelig gyteareal blir kostnadene 110 NOK/m²/år. Gyteplassen er den største i vassdraget og har skjulrike ungfiskhabitater rett i nærheten. Den betraktes derfor som meget viktig for ungfiskproduksjon i vassdraget.

Konklusjon:

- Degradering av gyteplassen ble bremset med tiltaket og gytearealet økt. Overvåking viser mye gyting og høy eggoverlevelse av sjøaure men også laks. Ungfiskundersøkelse viser en økning i tetthet av ungfisk i årene etter tiltaket.
- Kostnader i 2017-kroner (totalt for hele levetiden): 671.763 NOK
- Kost-nytte effekt: 110 NOK/m²/år
- Andre erfaringer: Kostnader er høyere enn vanlig ved grusutlegg grunnet omfattende terrengendringer og FoU-aktivitet.

4.3 Gyteplasser i Aurlandsvassdraget

Ulrich Pulg, Sebastian Stranzl, Espen Olsen Espedal, ulrich.pulg@uni.no

Faktaboks

- Type tiltak og byggeår: Gytegrusutlegging 2010 på seks steder med langtidsovervåking
- Målsetting: Økning og bedre fordeling av gytehabitat for sjøaure og laks
- Biologisk effekt: Bedre fordeling av gyting, økt rekruttering og økt ungfisitetthet
- Varighet/levetid: Ved linear utvikling 13 år til 50 % reduksjon (24 år til null)
- Kostnader: Anleggskostnader og driftskostnader (i 2017-kroner): 183.327 NOK, 111 NOK/m² gyteareal
- Kost-nytte effekt: Inntil nå: 20 NOK/m²/år, forventet etter 13 år, 12 NOK/m²/år

Bakgrunn og målsetting

Det ble funnet meget lite gyteareal i Aurlandselva i 2009 (0,4 %). Årsaken til dette var mest sannsynlig en forandring i sedimentregime på grunn av langt mindre flommer etter kraftregulering (1970-1979) samt erosjonssikring langs elvebreddene. Grus kunne fortsatt spyles ut i den bratte elven mens rullesteiner ble liggende stabilt uten at det ble tilført vesentlige mengder med nye grusmasser fra sidene. Transport av sediment ovenifra i vassdraget er naturlig begrenset av Vassbygdvatnet.

Problemstilling og diagnose

Etter omfattende kartlegginger ble det stilt diagnose som beskrevet i Pulg et al. (2013) og Forseth & Harby (2013). Gyteplasser for laks og sjøørret ble vurdert som flaskehals for reproduksjon av fisk pga. lite areal og dårlig romlig fordeling. Situasjonen ble vurdert som kunstig redusert grunnet kraftregulering og fysiske inngrep (Pulg et al. 2013).

Tiltaksbeskrivelse

I april 2010 ble det etter kartlegging lagt ut gytegrus på hydraulisk og biologisk egnede områder i Aurlandselva.. Det ble lagt ut 100 m³ gytegrus på 6 lokaliteter for langtidsovervåking av tiltaket i 2010. En stasjon kom i tillegg i 2011 (Jeriko) med ytterlige 32 m³ grus. Grusutleggingsmetoden er beskrevet i Pulg et al. (2018). Det ble gjennomført langt flere grusutlegg i elven etter 2010, men det er disse sju stedene som har blitt langtidsovervåket. Helning av lokalitetene målt over 100 m lengde er gitt i tabell nedenfor:

Stasjon	Helning (ved 3.5 m ³ /s)
Osen	0.01 om sommeren, 0 om vinteren
Pilhølen	0.005
Saurea	0.005
Skaim	0.004
Skresanden	0,003
Jeriko	0.002
Aurlandshallen	0.002

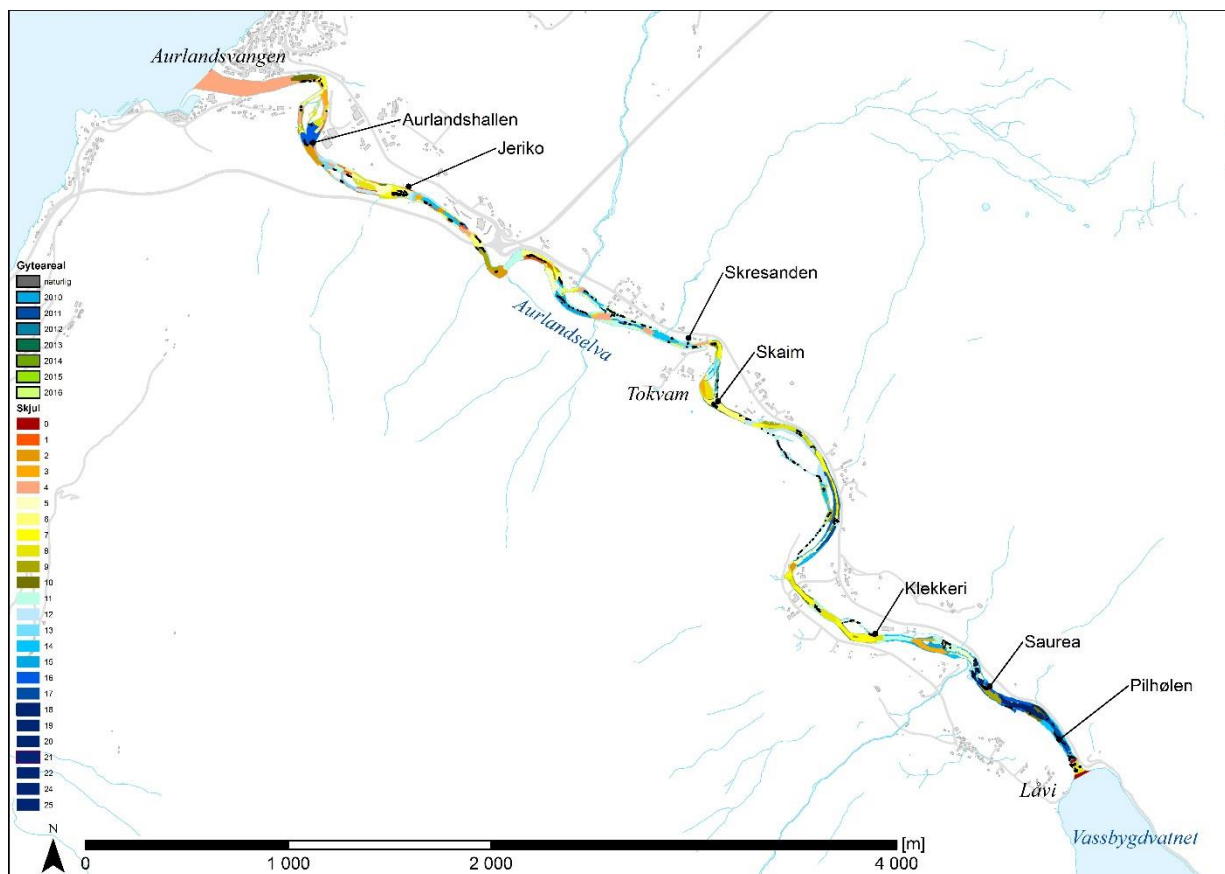


Fig. 12 Oversiktsplan med beliggenhet av tiltaksområdene og overvåkingsstasjonene.

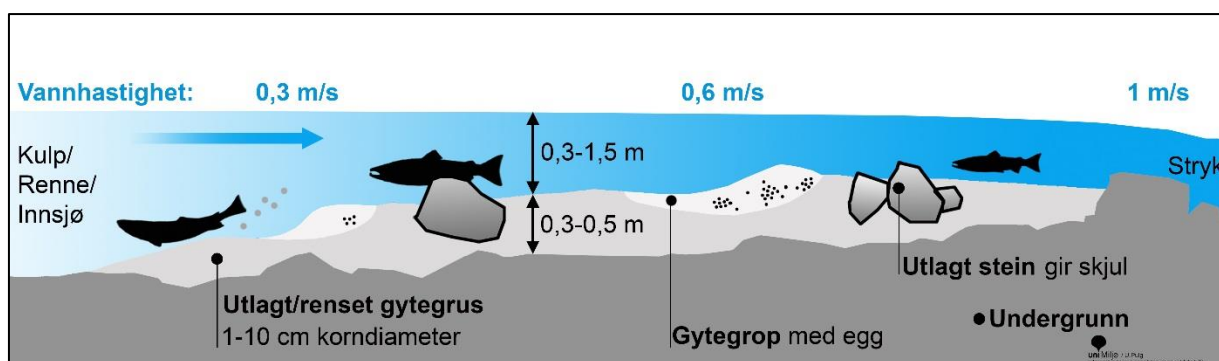


Fig. 13 Profil gjennom en typisk gyteplass etter tiltaket

Overvåkingsmetoder

Grusarealene ble kartlagt med differensiell GPS og fra 2016 med georefererte ortofoto tatt fra droner. Det ble tatt grusprøver av tiltaksgrusen ved utlegging i 2010 og på nytt i 2018. Prøvene ble tørrsiktet og resultatene fremstilt i en korngraderingsanalyse.

Hver mars ble arealene sjekket for forekomst av rogn og eggoverlevelse ble målt som beskrevet i Barlaup et al. (2008). Eggglommer ble forsiktig gravet fram i gropene og døde og levende egg ble telt (egg i øyerognstadium rett før klekking, delvis som plommeseckkyngel). Deretter ble gropene tildekket med grus igjen.



Fig. 14 Utlegging av gytegrus



15 Sjøaure klar til gyting på utlagt gytegrus

På og direkte ved de restaurerte gyteplasser i Aurlandselva ble det gjennomført elektrofiske for å kunne fange opp eventuelle endringer i ungfiskbestand direkte ved gytearealene. På hver gyteplass ble det gjennomført en gangs overfisking hvert år mellom 09. og 17. oktober i perioden 2010-2017. Fangsten ble bedøvd, artsbestemt og lengden målt før fisken ble satt ut igjen på stasjonen. Tettheter ble angitt som antall individer fanget per 100 m².

Resultater

Alle gytearealer ble brukt til gyting av sjøaure allerede fra første året. Eggoverlevelse var gjennomgående høy (80-100 %), bare ved Aurlandshallen var det delvis bare 60 %.

Gyteplassene har forandret seg gjennom tiden som følge av flommer og sedimenttransport. Fig. 16 med data fra overvåkingsarealene 2010-2017 viser at gyteplassen blir mindre over tid, som følge av erosjon av gytegrus. Det er stor variasjon mellom arealene og det er de minste to som er sterkest redusert (Pilhøl og Skresanden, 8 m³ grus hver). Gyteplassen ved Skresanden er nesten helt utvasket mens arealet ved Skaim og Saurea er bare redusert med 23-25 %. Reduksjonen varierer også mellom år og figuren viser at det var sterkest reduksjon i 2014, året med rekordflommen etter regulering (143 m³/s), bare de minste to plassen hadde enda sterkere reduksjon senere. Basert på medianverdien og forutsatt en lineær utvikling kan det forventes en halveringstid på ca. 13 år. Etter 24 år forventes gytegrusen å være spylt ut. I realiteten vil utspylingen imidlertid være sterk avhengig av flommer og sedimenttransport og vil kunne variere sterkt mellom årene.

Gytegrusen ble lite forandret i de 8 årene (Korngraderingskurver i Fig. 17). Siktekurvene 2018 ligger nær den opprinnelige fra 2010. På 5 stasjoner kom det enkelte større stein mellom 63 og 128 mm til, trolig pga. gyteaktivitet og innblanding av stedegent materiale. Finsedimentandelen økte marginalt, på to stasjoner var den økningen opp til ca. 4 %, ellers var andelen under 1 %. Samlet sett (gjennomsnitt) økte finsedimentandelen (CF) fra rundt null til 1,1 % og den gjennomsnittlige korndiameteren (Dg) sank fra 37 mm til 34 mm. Disse endringen betraktes som små og verdiene tyder på veldig godt reproduksjonspotensial for ørret ifølge kriteriene til Pulg et al. (2013b, CF < 12 %, Dg > 10 mm). Etter åtte år er det knapt akkumulert finsediment på de utlagte gyteplassene.

Rognoverlevelsen har ligget mellom 50 % og 100 % (Fig. 18). Sett over hele perioden og alle syv stasjoner var den 86%. Stasjon Osen (utløp Vassbygvatnet) skiller seg ut med en snittoverlevelse på rundt 63 % mens alle de andre stasjonene som ligger i elven hadde en snittoverlevelse mellom 84 % og 94 %.

I oktober 2010, etter at gytegrusen var lagt ut (april 2010), men før rogn kan ha klekket på disse gyteplassene, var den gjennomsnittlige tettheten av årsyngel 33 og 5 individer per 100 m² for henholdsvis aure og laks (Fig.

19). Tettheten av årsyngel økte på de seks gyteplassene fra 2011, og den høyeste tettheten av årsyngel av aure ble funnet i 2013 med 81 individer per 100 m². Deretter varierte tettheten av årsyngel på et noe lavere nivå enn toppunktet. Den gjennomsnittlige tettheten av eldre ungfisk økte gjennom tidsperioden fra 12 og 14 individer per 100 m² i 2010 og 2011 til 61 individer per 100 m² i 2017. Samlet sett har ungfisktettheter ligget mellom 125 og 130 ind./100 m² fra og med 2015, mens de var mellom 49 og 60 ind./100 m² i 2010 og 2011.

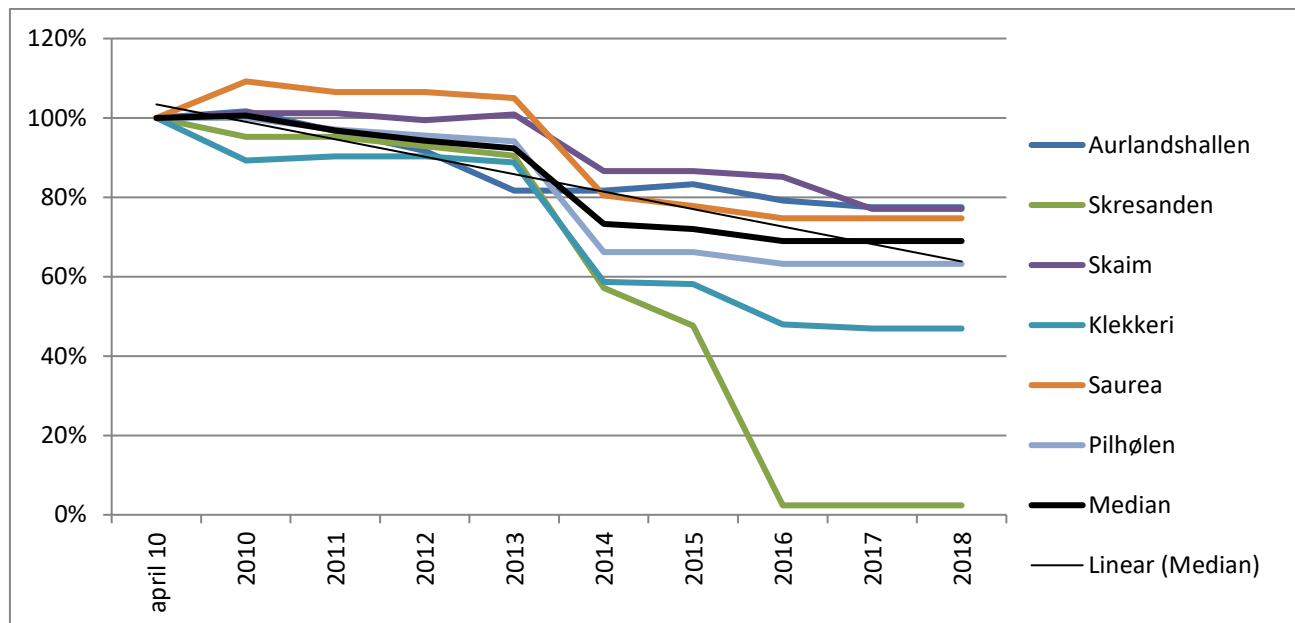


Fig. 16 Utvikling av gytearealene etter grussutlegget (100 % = opprinnelig areal).

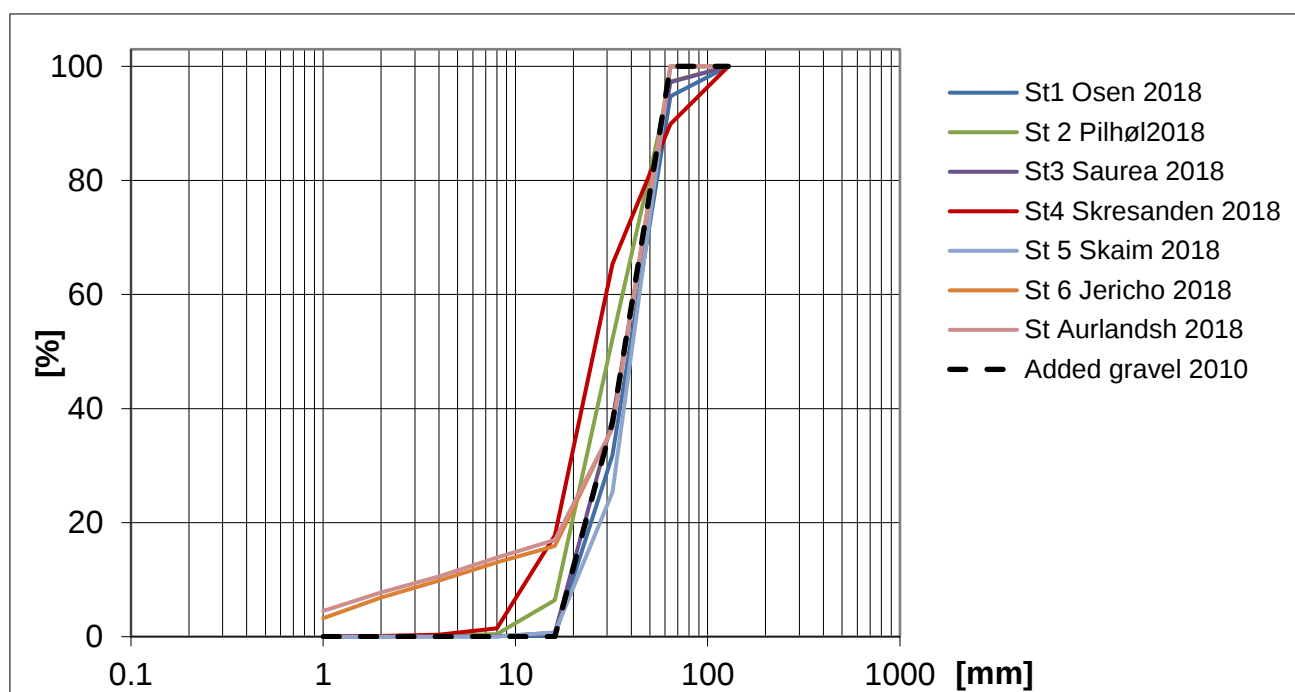


Fig. 17 Forandring av kornstørrelsefordeling i gytegrus fra 2010 (stiplet linje) til 2018. 2010 var $D_g = 0.37$ mm og $CF = 0$, 2018 var $D_g = 34$ mm og $CF = 1.1$ %.

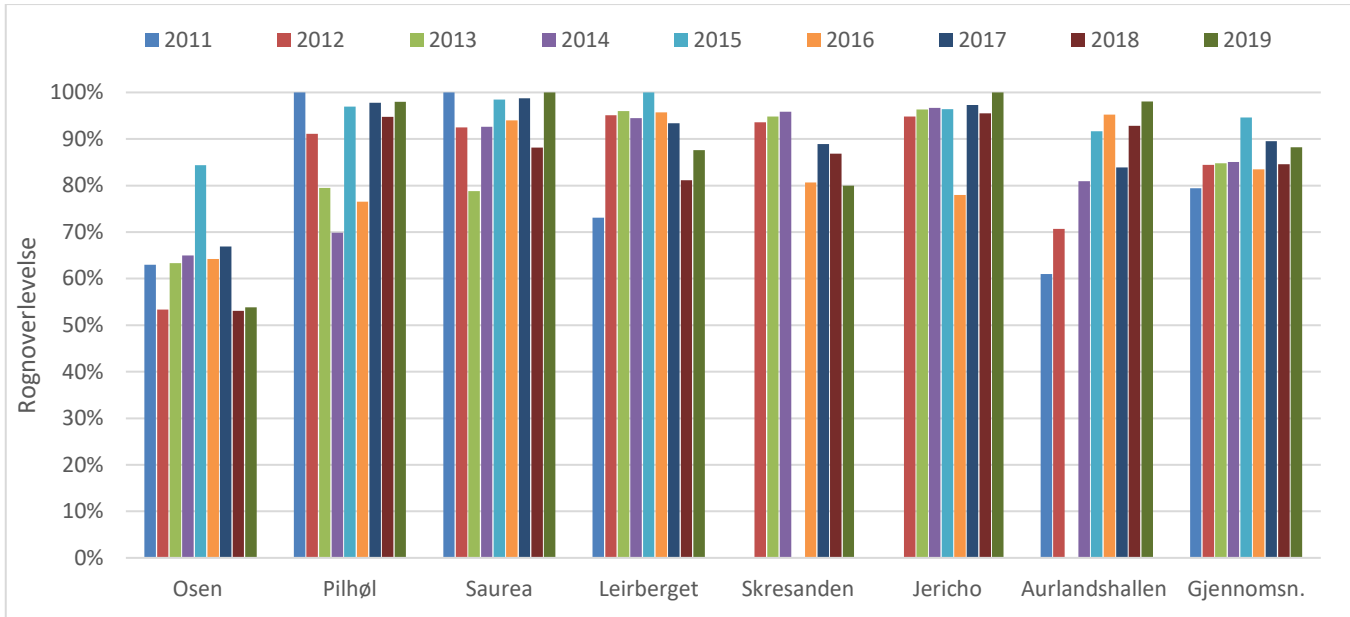


Fig. 18 Rognoverlevelse på gyteplassene 2011-2019 og som gjennomsnitt får hvert år.

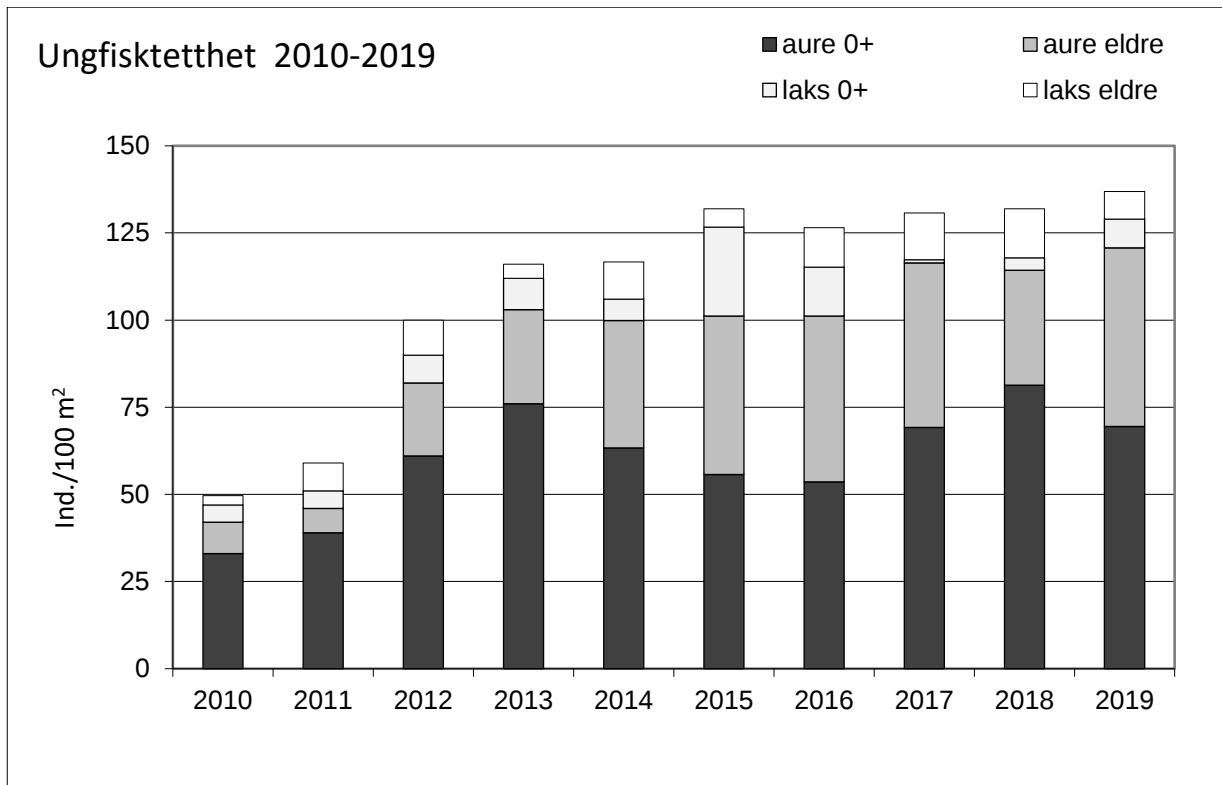


Fig. 19 Ungfisktettheter på 6 restaurerte gyteplasser i Aurlandselva.

Diskusjon

Utviklingen av gytehabitatene samt rognoverlevelse og ungfiskdata tyder på at tiltakene har fungert etter hensikten. Sedimentkvaliteten var god og eggoverlevelsen var stabilt høy i de 8 årene. Gytearealet har blitt redusert grunnet erosjon, men med stor variasjon mellom stasjonene. Etter 8 år er 2-77 % av gytearealet igjen på stasjonene. Median arealandel igjen på alle stasjoner var 69% i 2018. Ved lineær utvikling vil det være ca. 50% igjen etter 13 år og nærmere null etter 24 år (median). Slike estimater vil imidlertid i realiteten være sterkt avhengig av enkelthendelser som store flommer. Derfor kan levetiden både være kortere eller lengre enn dette estimatet.

Både sedimentprøver og rognoverlevelse tyder på gode reproduksjonsforhold for sjøaure og laks i hele perioden. At det ikke ble akkumulert mere finsediment forklares med at det finnes lite suspendert materiale i vassdraget grunnet naturlige geomorfologiske forhold med en innsjø og lave sedimentbudsjetter (Hauer & Pulg 2018). Dessuten finnes det lite landbruk i nedbørsfeltet (< 1 %). Gyting av sjøaure og laks medfører en renseeffekt i grusen og den kan være en sannsynlig årsak til varig og god gruskvalitet med lav finsedimentandel. At rognoverlevelse på stasjon Osen var 20-30 % lavere enn i elven forklares med lave vannhastigheter her (< 0.1 m/s) når «demmen» (en justerbar demning) er satt opp i vinterhalvåret. Med slike lave hastigheter må det forventes lavere vann- og oksygenforsyning av eggene i grusen og med dette en større dødelighet.

El-fiske ved seks forsøksgyteplasser viser at tettheten av aureyngel har økt, fra 2012 også tetthet av eldre aureungfisk. Samlet sett tilsvarende økningen for aure litt mer enn en dobling av tetthet. Innsiget av gytefisk av sjøaure økte fra 2010 til 2014, men gikk ned deretter. Ungfisktetthet av aure har holdt seg på et høyt nivå også med avtakende gytebestand etter 2015. Ungfisktetthet av laks har også økt, men her varierer tallene mer fordi innsiget av laks har vært på et meget lavt nivå og dessuten varierende mellom år (22-80 individ). El-fiske på et stasjonsnett på 16 stasjoner i Aurlandselva gjennomført i samme tidsrom av NINA tyder på at ungfisktetthet av ørret har økt også sett over hele Aurlandselva, der det samlet ble tilført over 1100 m³ med gytegrus i perioden 2010-2018. Det konkluderes med at grusutleggene har bidratt til en signifikant økning og bedre romlig fordeling av gytearealet i elven samt en økning i ungfisktetthet (Ugedal et al. 2019).

Levetid/varighet

- 69 % av gyteareal igjen etter 8 år.
- Gytegruskvaliteten ble ikke forverret i 8 år.
- Forventet levetid til 50 % reduksjon er 13 år, til 100 % reduksjon 24 år.
- Eggoverlevelse og sedimentkvalitet indikerer fortsatt god funksjonsevne.
- Ungfisktetthet nær gyteplassene har mer enn doblet seg (aure)
- Vedlikehold: Det regnes med behov for etterfylling med gytegrus etter 9-13 år. På denne måten vil det kunne opprettholdes et gyteareal som tilsvarende minst 50-66 % av utlagt grus. Det anbefales dessuten å legge ut minst 16 m³ per område og velge bort steder med høy risiko for utspyling.

Kostnader

Anleggskostnader:

183.327 NOK (2017-kroner), prisen inkluderer fiskebiologisk byggeledelse på stedet samt entreprenør og grus.

Kartlegging av vassdraget med flaksehalsanalyse og diagnose samt utvalg av egnede plasser til grusutlegg og overvåking er ikke inkludert i denne prisen. Disse arbeidene ble gjennomført i et parallelt FoU- og overvåkingsprosjekt og verdifull kunnskap om tiltaksbehovet. Prisen gjenspeiler anleggskostnaden for selve tiltaket.

Kost-nytte effekt

Kostnadene tilsvarer 111 NOK/m² gyteareal. Inntil nå kan kostnader fordeles på 8 år og i snitt 1164 m² gyteareal, med dette blir det ca. 20 NOK/m²/år. Forventet beløp etter 13 år er 12 NOK/m²/år. Nyttien kan beskrives kvalitativt: Sjøaure og laks har respondert til tiltaket, og reprodusert hvert år på gyteplassene. Gyteplassene har fungert og har hatt høy eggoverlevelse og god sedimentkvalitet.

Samlet sett var tiltaksbehovet imidlertid langt større enn de 7 forsøksgyteplassene. Samlet ble det tilført over 1100 m³ med grus og antall gyteplasser ble økt fra 34 (1178 m²) til 223 (6679 m²) i Aurlandselva 2010-2016. Rekruttering ble bedre fordelt i vassdraget og det er dokumentert økende ungfisktettheter ved tiltaksområdene og i hele elven (Ugedal et al. 2019).

Driftskostnader

Ingen så lenge på de syv lokaliteter. Ved en gjentakelse hvert 13 år regnes med gjennomsnittlige driftskostnader på 12 NOK/m²/år.

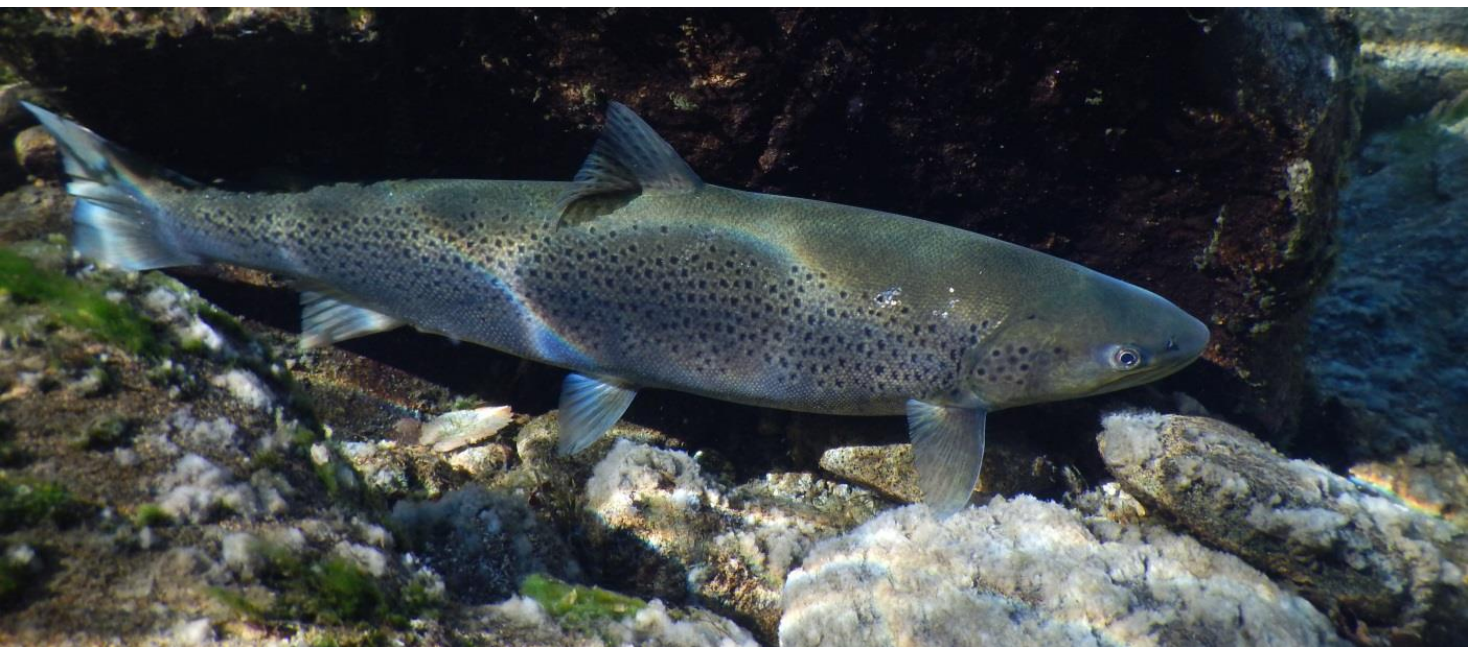


Fig. 20 Sjøaure i Aurlandsvassdraget.

4.4 Elv i elva, Øyvollen i Dalåa

Knut Alfredsén (knut.alfredsén@ntnu.no), Jo Vegar Arnekleiv, NTNU, Atle Harby, SINTEF Energi

Faktaboks

- Elv i elva – bygd hausten 1993
- Lage leveområde for ungfisk av laks. Ungfisk av laks vert sett ut i Dalåa (oppstrams lakseførande strekning) som eit kompensasjonstiltak etter oppgraderinga av Meråker kraftverk.
- Langtidsseriar av tettleik av ungfisk viser at fisken brukar strekninga i større grad enn referansestrekinga
- Tiltaket er framleis intakt etter 25 år, men vedlikehald har vist seg naudsynt for å fjerne fint sediment.
- Kostnader: ca. 490.000 NOK + 50.000 NOK til vedlikehold (2017 kroner)
- Kost-nytte: 8,6 NOK/m²/år.
- Det er vanskeleg å evaluere kost-nytte per fisk spesifikt for Øyvollen. Tettleiksdata viser at tiltak har meir fisk enn referansestrekingar. Fellefangst viser at Dalåa produserere utvandrande smolt.

Bakgrunn og målsetting

Etter opprusting og utviding av kraftverka i Meråker som vart ferdigstilt i 1994 vart Dalåa overført til Tevlamagasinet (Fig. 21), og vassføringa er dermed kraftig redusert etter regulering. Vassføringa på strekninga er i dag hovudsakleg prega av eit minstevassføringskrav på 0.5 m³/s på vinter og 0.8 m³/s på sommaren, unntaket er ved regnflom eller ved overløp ved inntaket. I samband med reguleringa fekk regulanten eit førebels pålegg om å sette ut 80 000 startfora yngel pr. år. Dette er gjennomført i heile perioda, og yngelen er sett ut oppstrams lakseførande strekning, og då hovudsakleg i Dalåa. Den reduserte vassføringa påverkar tilgjengeleg habitat for yngelen, og det er difor gjort tiltak på delstrekingar i Dalåa for at denne kultiveringa skulle vere mogleg og effektiv. Fokus her er på strekninga på Øyvollen, men strekninga på Storuddu rett oppstrams er og brukt i samband med estimering av tettleik av fisk.

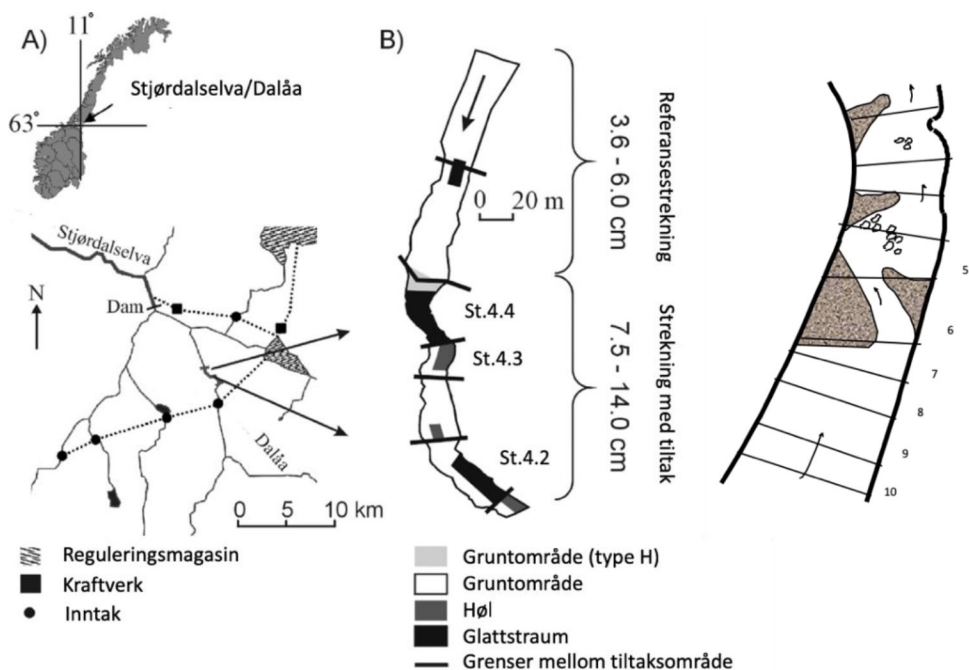


Fig. 21 Dalåa og strekninga på Øyvollen. A) Oversikt, B) Stasjonar/Elveklasser brukt i vurdering av tettleik av fisk og C) profil brukt for modellering når stasjonen vart bygd (merk omvendt straumretning frå B).

Problemstilling og diagnose

I samband med planlegginga vart det gjort produksjonssimuleringar som viste kraftig reduksjon i vassføringa på strekninga nedstrøms inntaket i Dalåa (Harby og Arnekleiv 1994). Det finst ikkje målestasjon på strekninga, men NVE sin stasjon 124.10 Trøa som ligg ca. 4 km nedstrøms illustrerer endringane (Figur 2). Minstevassføringsområdet som var skissert for strekninga mellom 0.2 og 0.8 m³/s var ikkje nok til å oppretthalde vassdekt areal og gunstig habitat på strekninga, og det vart difor planlagt å bygge kunstige habitat etter prinsippet om «elv i elva», der det originale elveprofilen vert snevra inn for å betre utnytte vassføringa til å gi område med gunstige habitattilhøve. I strekninga på Øyvollen var tilstrekkeleg vassdjup ein av to viktige faktorar. Den andre faktoren var mangel på grov stein som kunne gi skjul for ungfisken. Strekninga var prega av lite vassdjup, låg straumhastigheit og fin elvegrus.

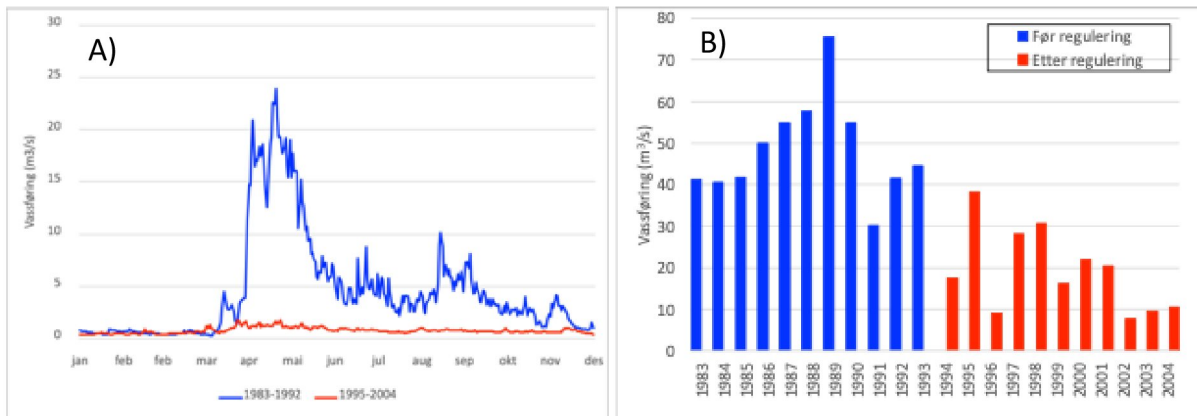


Fig. 22 Figur 1 Median vassføring i perioda før regulering (1983-1992) og etter regulering (1995-2004) for vassmerket Trøa (A) og maksimal døgnavføring for dei same periodene (B).

Tiltaksbeskrivelse

- Strekninga på Øyvollen er 250 meter lang og var ganske einsarta habitatmessig. Strekninga vart modellert hydraulisk ved bruk av HEC2, og habitatmodellen i vassdragssimulatoren vart så brukt for å rekne på habitatfordeling ved ulike vassføringar. Utifrå resultatane frå desse utrekningane, vart det gjort tiltak for å snevra inn og utbetre tilgjengeleg habitat (Harby og Arnekleiv 1994; Harby og Bakken 1996). Strekninga vart delt i to med ei referansestreking i øvre del og eit tiltaksstreking på nedre del (Figur 1) med tanke på oppfølging av funksjonen til tiltaket. Felles for alle tiltak var at elva vart snevra inn og at det homogene finsubstratet vart erstatta med grovare steinmasser. Elles så kan dei beskrivast slik (med referanse til figur 1):
 - Utforming av glattstrøm/høl med sprengstein 10-14 cm (St.4.2)
 - Utgraving av djup høl med utlagt sprengstein og naturleg elvestein frå grustak (10-30 cm).
 - Smalt elveparti med glattstrøm, utlagt naturleg elvestein (15-50 cm). Strøm kontrollert av buner på begge sider av elva.
- Fiskeutsetting i området er gjort ved at lik mengd av fisk er sett ut på referansestrekinga og i tiltaksstrekinga.
- Vedlikehald på strekninga vart gjort i 2012 etter at det over perioda var observert at ei finmateriale vart akkumulert på strekninga. Ei gravemaskin utstyrt med ein spesiell grabb løfta opp bontmaterialet og sikta frå finstoffet for så å legge det grove substratet tilbake i elva.

Metoder

Tiltaket vart utforma ved å bruke verktøy frå vassdragssimulatoren og forløparen til denne, fysisk beskrivende vassdragsmodell (FBV) (Harby og Arnekleiv 1994; Harby og Bakken 1996). Den opprinnelege strekninga vart oppmålt gjennom 10 tverrprofil, og HEC2 og habitatmodellen vart så kalibrert for strekninga basert på målingane. I tillegg vart eksisterande substrat klassifisert etter Wentworth sin skala. Basert på dette vart profila

justert og det vart gjort simuleringar med ulike tiltak for å sjå effekta av «elv i elva» strategien på djup og hastighet. I tillegg vart substratet justert slik at det var bedre eigna som skjul og i forhold til preferansane for ungfisk av laks. Det vart prøvd ut strekningar med både utsortert sprengstein og stein frå grustak. Utifrå dette grunnlaget vart tiltaket bygd hausten 1993 på ca. 2.200 m².

Fisk er sett ut ovanfor lakseførande strekning i alle år unntatt 1994, 1997 og 2009 (Arnekleiv og Rønning 2018). Fisken som er sett ut er feittfineklipt slik at ein kan identifisere den i seinare fangst av smolt eller vaksen fisk. På tiltaksstrekninga er fisk sett ut slik at tettleik av fisk er omtrent den same på tiltaksfelt og referansefelt, men det kan vere ulik mengd fisk som vert sett ut kvart år. Fangst av ungfisk er gjort haust og vår av NTNU Vitskapsmuseet gjennom tre omgangar med elektrofiske på referansestrekninga og dei tre strekningane med tiltak (Arnekleiv m. fl. 2002; Arnekleiv m. fl. 2007; Arnekleiv og Rønning 2013; Arnekleiv og Rønning 2018). Fisken er lengdemålt og aldersbestemt.

I kaldt klima vil is på vinteren vere viktig for både fysisk funksjon og stabilitet av habitattiltak og for fisken som brukar områda når det dannar seg sarr og is. Dette er vurdert på Øyvollen i åra 2003 – 2006 då det vart gjort målingar av islegging i tiltaks- og referanseområda samt gjort eit studie av korleis fisken brukte habitatet om vinteren ved hjelp av PIT-merking dei to siste åra (Alfredsen m. fl. 2006; Linnansaari m. fl. 2009).

Etter bygging i 1993 er strekninga målt opp og modellert for ulike føremål i 1996 (Marchand 1996; Alfredsen m. fl. 1997), i 2004 (Fjeldstad m. fl. 2005) og i 2018. Første oppmåling i 1993 vart gjort ved hjelp av nivellerkikkert, dei to neste ved bruk av totalstasjon og den siste kombinerer bruk av drone for tørre område og GPS for geometri under vatn. Siste oppmåling gir grunnlag for ei detaljert vurdering av fysiske tilhøve, sjå figur 10.

Resultat

Fordeling av hastighet og djup frå ei simulering med modellen SSIIM (Olsen 1996) basert på data frå oppmålinga i 2004 er vist i figur 3. Vi ser her at referansestrekninga (45) har minst djup, medan djupet er størst i den utgravne hølen (43) slik som planlagt. Hastighet er størst i det innsnevra elveløpet med glattstraum (44), medan hastighet er minst i den utgravne hølen som og er slik det opprinneleg var planlagt.

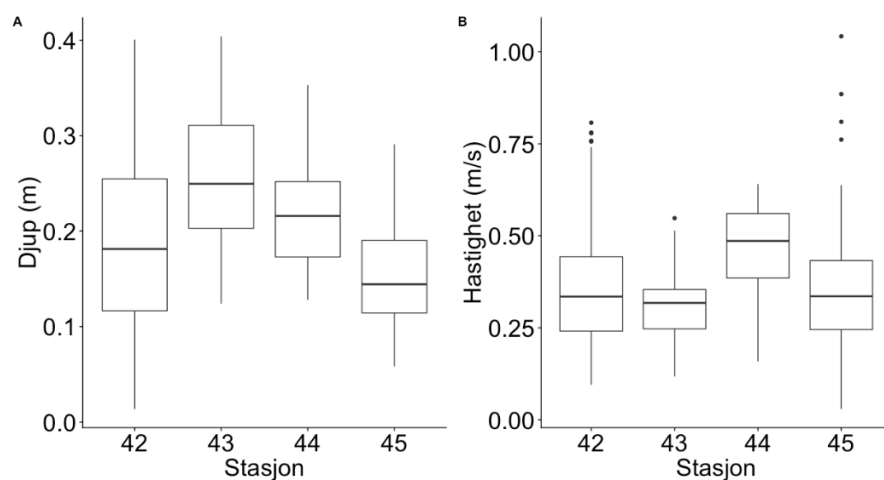


Fig. 23 Fordeling av djup (A) og hastighet (B) i habitatet på Øyvollen simulert for ei vassføring på 0.5 m³/s. Stasjon 45 referer til referansestrekninga.

Substratfordelinga på stasjonen målt før rehabiliteringa av stasjonen ved å måle lengste akse av stein direkte under tilfeldig plasserte profillinjer i både tiltaksstrekninga (n=6) og referansestrekninga (n=2). Profillinjene vart markert med måleband og alle steinar som var i kontakt med målebandet vart målte. Resultata (figur 4)

viser at det er signifikant skilnad på referansestrekninga og tiltaksstrekningane. Arnekleiv og Rønning (2018) viser og skjulmålingar for strekningane på Øyvollen frå 2016.

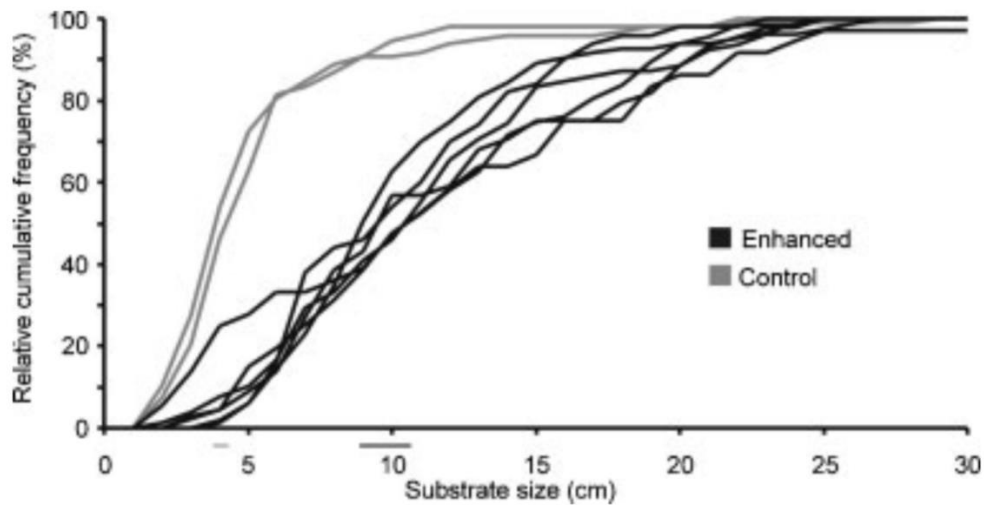


Fig. 24 Kornfordelingskurver for tiltaksstrekninga (Enhanced, svart) og referansestrekninga (Control, grå). Storleik på d50 er markert under x-aksen. Figur frå Linnansaari m. fl. (2009)

Resultata frå elfiske viser at tiltaksfeltet er i større grad utnytta enn referansefeltet gjennom heile perioda, figur 5. Merk at her er og data frå stasjonen Storuddu rett oppstraums Øyvollen og tatt med, og at talet på utsett fisk varierer mellom åra. Storuddu vart utbetra på same tid som Øyvollen, og etter same mal.

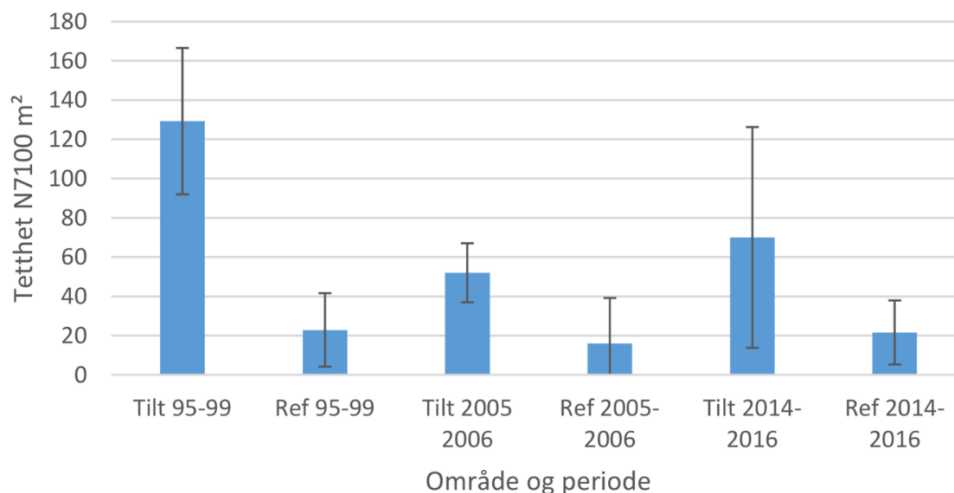


Fig. 25 Gjennomsnittleg tettleik av utsette lakseungar på tiltaks- og referanseområde i Dalåa for perioda etter utbygging basert på tre gongar elektrofiske. Merk at dette inkluderer data frå Storuddu. Figur frå Arnekleiv og Rønning (2018)

Figur 6 viser gjennomsnittleg tettleik av ungfisk for tiltaks og referanseområda på Øyvollen. Vi ser her som på figur 5 at tiltaksfeltet har større tettleik enn i referansefeltet, og at referansefeltet på Øyvollen fungerer svært dårleg som fiskehabitat. Vi ser og at Stasjon 4.3 (den djupe hølen) ligg etter dei to andre feltet gjennom alle åra. Det kan skuldast at akkumulering av fint materiale (sand/silt) starta allereie dei første åra etter bygging. Dette vil verte diskutert i meir detalj sidan.

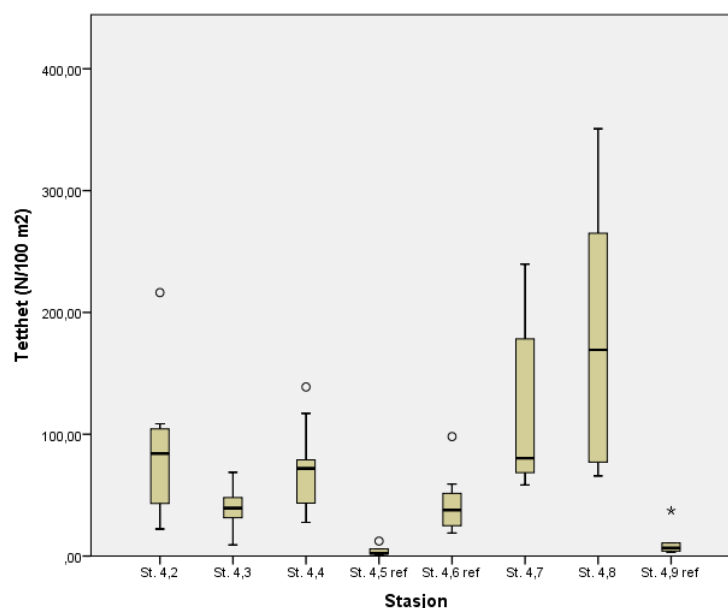


Fig. 26 Fordeling av tetthet av ungfisk av laks i dei tre tiltaksområda og referanseområdet på Øyvollen (4.2-4,5). Stasjon 4.6 – 4.9 refererer til tiltaksområdet på Storuddu. Figur frå Arnekleiv og Rønning (2018).

Resultata viser og at utlegg av godt skjul i glattstraum gir høgare tetthet av fisk (St.4.2 og St.4.4) enn i holar med steinutlegg (St.4.3). På desse stasjonane varierte vekta skjul (Forseth og Harby 2014) mellom 10 og 25 som er mykje skjul, medan ein i kulpen fann ein verdi på skjul for 4.9 som er rekna som lite skjul. Referansestrekinga hadde og lite skjul. For meir detaljar om skjulmålingar sjå Arnekleiv og Rønning (2018).

Danning av is påverkar hydrauliske tilhøve i elva gjennom botnis, akkumulering av sarr og danning av isdekke, og isdekke kan og føre til ei auke i skjul på elvestrekinga (Huusko m. fl. 2007). På Øyvollen har vi sett at isdanninga på sein hausten fører til auka vannstand og redusert hastighet i stasjon 4.3, og at vassdekt areal på denne strekinga aukar (Alfredsen m. fl. 2006). For å finne ut korleis dette påverkar fisken vart det vinteren 2004/5 og 2005/6 gjennomført eit forsøk med PIT merka fisk på strekinga (Linnansaari m. fl. 2009). Dette studiet viste størst forflytning frå området på hausten før islegginga, og det var flest fisk som flytta frå referanseområda. Det vart observert nokre fisk som flytta ut frå glattstraumen i stasjon 4.4 i isleggingsfasa, men desse var tilbake når isen vart stabil, noko fisk flytta og opp i referansestrekinga når denne var heilt islagd om dermed hadde skjul. Desse flytta tilbake når isen forsvann. Generelt var det små rørsler, noko som og tydar på at Øyvollen fungerer som godt habitat for overvintring av fisk.

Basert på data om fisken sin bruk av habitatet som er samla inn over 25 år ser ein klart at fisken brukar dei opparbeida områda i større grad enn habitatet på referanseseksjonen. Mangel på skjul kan vere ei av årsakene til dette sidan det vart observert fisk som trakk opp i referansestrekinga på vinteren når strekinga var dekt av is.

Levetid/varighet

Det er no 25 år sidan tiltaket på Øyvollen vart bygd, og erfaringane er at hovudstrukturen framleis er inntakt. Simuleringar av hydrauliske tilhøve viser at fordelinga av hastighet og djup vist i figur 3 ikkje er veldig forskjellig frå verdiane som Harby og Arnekleiv (1994) rapporterte frå simuleringa av planane for tiltaket, og den største skilnaden er at data i figur 4 viser ei noko grunnare strekning enn slik originalen var modellert. Det er verdt å merke seg at dette er ei vanskeleg samalikning sidan det er brukt forskjellige modellar (1D/2D) og originalen er basert på 10 tverrprofil medan figur 3 er basert på oppmåling av batyrmtrien for heile strekinga.

Den største utfordringa har vore akkumulering av finstoff, spesielt i hølen i stasjon 4.3. Her måtte det hausten 2012 gjennomføres tiltak til for å rense substratet for finmasse. Kostnader for dette er anslått til 50.000 NOK. Oppsamlinga av finmasse vart observert omtrent frå tiltaket var nytt. For å vurdere korleis sediment vert samla opp på strekninga vart det gjort utrekningar av sedimentering/erosjon for store vassføringar etter regulering (største 38 m³/s, sjå figur 2). Simuleringane som Olsen m. fl. (2004) gjorde viser at området med størst lagring av sediment i denne situasjonen er hølen i stasjon 4.3, Figur 7.

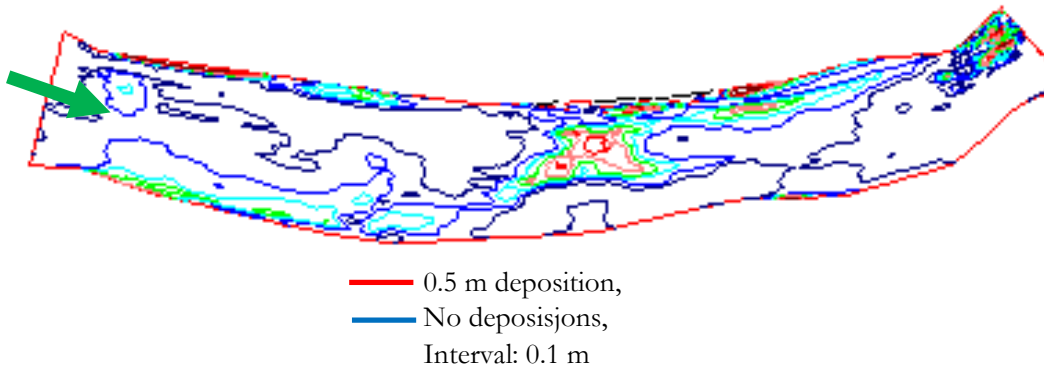


Fig. 27 Deponering av sediment på strekninga ved Øyvollen ved ei vassføring på 38 m³/s. Grøn pil viser straumretninga, raude – oransje konturar midt på biletet viser lagring i stasjon 4.3.



Fig. 28 Figure 2 Eksempel på restar av ein isgang øverst på stasjon 4.4 (A), ei regnflom (B) og auka vegetasjon på flomslettene i tiltaksområdet (C).

Andre ting som kan verke inn på kunstige habitat og andre konstruksjonar i elver er flom og isgang. Som ein ser i figur 1 er flom sterkt redusert på Øyvollen, men det skjer ei og anna episode med høgt vatn som blant anna er diskutert når det gjeld sedimentering. Det har og vore observert restar etter isgangar på Øyvollen (Figur 8, C), og vi har sett både erosjon og opplegging av grus i samband med dette. Men det skjer stort sett på liten skala og det er ikkje noko som tyder på at isen har påverka dei sentrale strukturane på strekninga i noko særleg grad. Hausten 2012 vart finstoffet fjerna ved at ei gravemaskin med ein spesialgrabb fjerna finmasse og la tilbake den originale spreng- og rullesteinen. Dette var ein jobb som tok ca. 1 veke. Kostnaden er estimert til å vere ca 50.000. Ei vurdering som kan gjerast i samband med bygging av framtidige slike anlegg der sediment kan vere eit problem er om eit sedimenteringsbasseng oppstraums tiltaket kan gjere sedimenthandtering enklare.

Utover på 2000 talet vaks det fram kantskog i form av tett oreskog langs tiltaksstrekninga (sjå figur 9, B). Dette er rekna som eit problem med tanke på elva sin kapasitet til flomavleiing, og skogen vart fjerna. Med den rehabiliteringa som vart gjort 20 år etter bygging er tiltaket i dag framleis funksjonelt. Observasjonar hausten 2018 viser at substratet framleis er reint for finstoff og at konstruksjonane som snevrar inn elva er på plass og ikkje er meir påverka enn det ein kan rekne med etter 25 år. For ei oversikt over ting slik dei er i dag, sjå figur 10 til slutt i dette dokumentet.

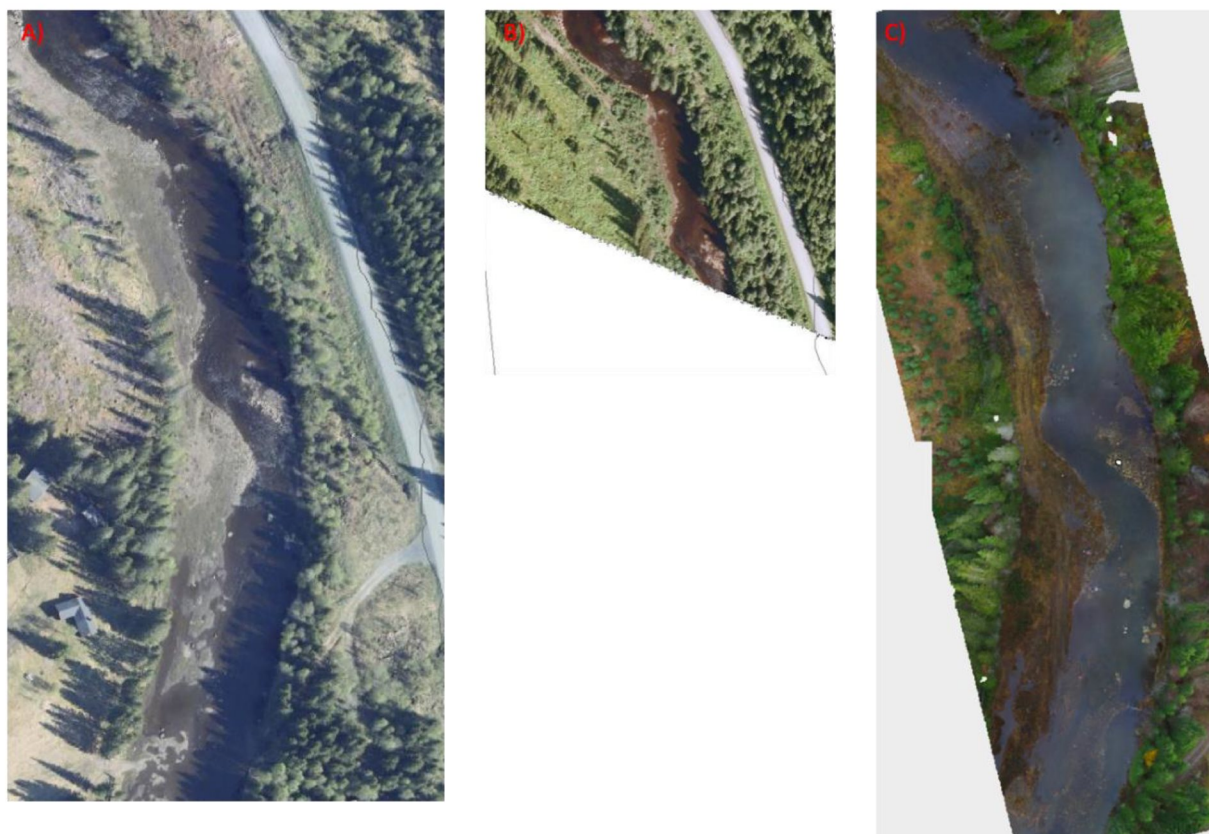


Fig. 29 Flybilde fra 2006 (A), 2010 (B) og ortofotomosaikk fra drone fra 2018 (C). Bilde (B) viser kun delar av stasjonen, men merk kantskogen som har danna seg langs tiltaksområdet samanlikna med (A) og (C).

Diskusjon

Øyvollen vart bygd basert på ein tidleg bruk av hydrauliske modellar og habitatdata for planlegging. Sjølv med den store uvissa som ligg i bruk av ein 1 dimensjonal modell til dette bruket så illustrerer det potensialet i bruk av simuleringverktøy til slik planlegging. Med 2D modellar og detaljerte geometridata er dette eit svært nyttig verktøy som kan utnyttast til mange ulike oppgåver innan tiltak or restaurering, sjå t.d. Fjeldstad m. fl. (2012). Kunnskap om kva som er gunstig habitat for laks har og auka sidan habitatpreferanser vart brukt i den originale utforminga av Øyvollen, og i dag ville det kanskje ha vore like aktuelt å bruke diagnoseverktøya for flaskehalsar som ein finn i miljødesignhandboka (Forseth og Harby 2014) som utgangspunkt for utforminga av tiltaka. Eit anna verktøy som kan brukast til utforming av tiltak er tiltakshandboka (Pulg m. fl. 2018).

Øyvollen er elles eit godt eksempel på korleis oppfølging av eit slikt tiltak kan gjerast med omtrent årlege vurderingar av korleis fisken fordelar seg på området og korleis dette endrar seg med tida (Arnekleiv m. fl. 2002; Arnekleiv og Rønning 2013; Arnekleiv og Rønning 2018). Det er og gjort eit detaljerte studie av korleis tiltaket fungerer på vinteren (Linnansaari m. fl. 2009), noko som er ganske uvanleg i denne samanhengen. Saman med oppfølginga av status for fysiske tilhøve gir dette ei godt bilete på korleis eit slikt tiltak fungerer og kva endringar og vedlikehald ein må rekne med. Det gir og eit svært godt grunnlag for vurdering av metode og effekt ved planlegging av framtidige tiltak.

Kostnader

Originale anleggskostnader for tiltaket var ca. 300.000,- i 1993 (Bjørn Høgaas, NTE, pers.med), noko som tilsvarar 490.000,- i 2017 kroner (<https://www.norges-bank.no/Statistikk/Priskalkulator/>). Vedlikehold (fjerning finsedimnet) ble anslått til 50.000 NOK (2017-kroner).

Slepp av vatn er halde utanfor denne vurderinga sidan dette ikkje er eit pålegg som er spesifikt sett for dette tiltaket, men det er heller slik at tiltaket er ei løysing med tanke på at lite vatn er tilgjengeleg. Det vart gjort

utrekningar av krafttap ved slepp av ulike minstevassføringar under planlegginga av prosjektet. For kvar 0.1 m³/s som vart sleppt til elva, vil krafttaptet verte omlag 2 GWh/år.

Kost-nytte effekt

Det er vanskeleg å sette eit spesifikt tal på kost-nytte av tiltaket på Øyvollen åleine. Data som er presentert over viser at tiltaket fungerer med betre habitat og større tettleik av fisk på tiltaksstrekningane enn på referansestrekningane. Arnekleiv og Rønning (2018) viser til resultat frå fellefangst av smolt på Øydammen nedstrøms strekninga i perioda 1995 – 2004 som tyder på at overlevnad frå 0+ til smolt på 9.5%. I smoltfella på Sona bru i Stjørdalselva utgjorde smolt frå Dalå 9.3% (variasjon mellom 4.8 – 18%) av utvandrande smolt i perioda 1995 – 2005. Fordeles totalkostnadene i den 25-års perioden (540.000 NOK) på arealet av tiltaksområdet der habitatkvaliteten ble forbedret (ca 2200 m²), så er det brukt 9.82 NOK/m²/år.

Konklusjon

- Erfaringane frå Dalåa at strukturen på dei endringane i tiltaksstrekningane har halde seg over dei 25 åra som har gått sidan dei vart bygde.
- På grunn av akkumulering av finstoff måtte det vedlikehald til på strekninga for å fjerne dette. Noko vedlikehald må ein rekne med ved slike tiltak.
- Tiltaksområda har fungert slik dei skulle med tanke på fisk, og det vert framleis observert langt fleire lakseungar på tiltaksstrekningane enn på referansestrekningane. Erfaringane viser og at områda som kombinerer godt skjul med noko vasshastighet fungerer bedre enn det stille og djupe området. Områda fungerer og godt som vinterhabitat basert på to sesongar med PIT merka fisk.
- Tiltaket på Øyvollen kosta totalt 540.000 kroner i 25 år (kostnad rekna fram til 2017).
- Kost nytte per fisk er det vanskeleg å vurdere, men strekningane i Dalåa produserer utvandrande smolt basert på fangst i smoltfelle. Regnet for arealet, kan kost-nytte effekten uttrykkes med driftskostnader: 9,82 NOK/m²/år.

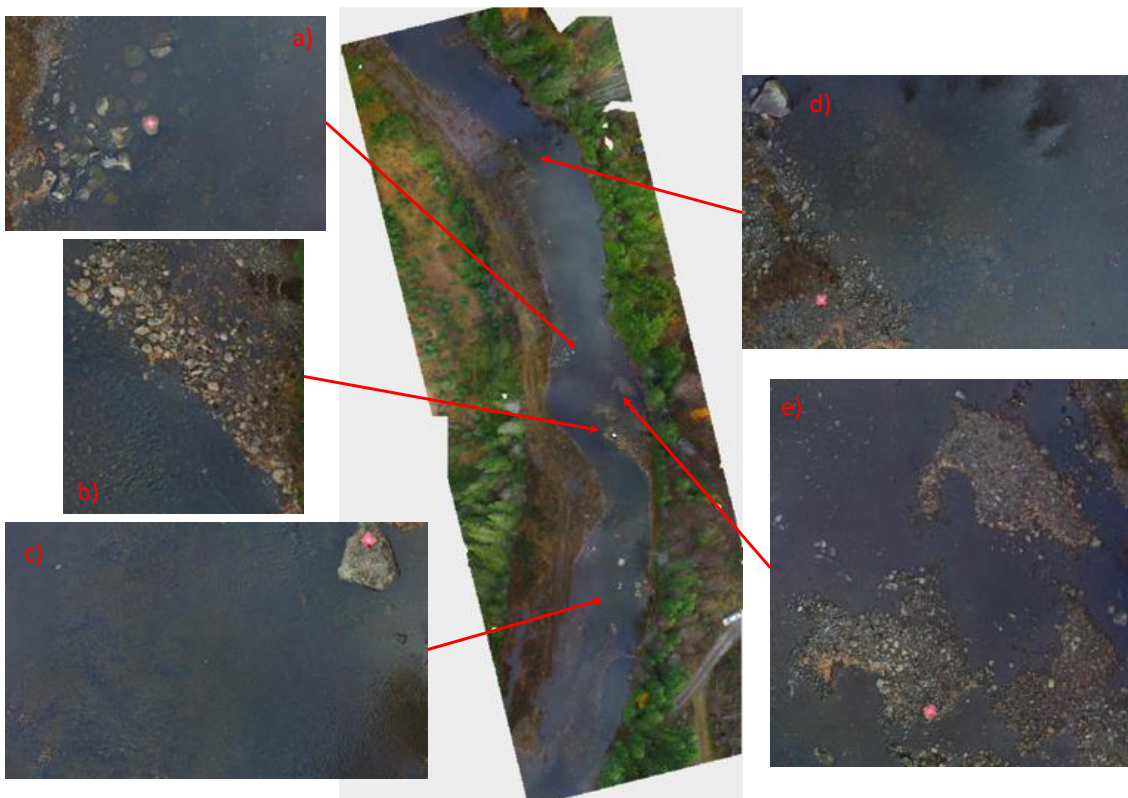


Fig. 30 Figure 3 Detaljar frå Øyvollen i dag: a) Utlagd stein og høl i stasjon 4.3, b) Straumkonsentrator i stasjon 4.4, c) Nedre del av referansestrekninga, d) Substrat i glattstraum/høl i stasjon 4.2, e) Grusorer nedstrøms straumkonsentrator, den nedre grusora er ikkje å finne på flybilete frå 2000-talet.

4.5 Elv i elva, Nesheim i Dalåa

Knut Alfredsen (knut.alfredsen@ntnu.no), Jo Vegar Arnekleiv, NTNU, Atle Harby, SINTEF Energi

Faktaboks

- Elv i elva – bygd 2001. (Det er og gjort noko harving og bygd ein terskel lenger nedstrøms på strekninga samstundes med at tiltaka på Øyvollen vart utførde.)
- Lage leveområde for ungfisk av laks. Ungfisk av laks vert sett ut i Dalåa (oppstrøms lakseførande strekning) som eit kompensasjonstiltak etter oppgraderinga av Meråker kraftverk.
- Tiltaket er framleis intakt. Noko meir finstoff er akkumulert i området.
- Kostnader: ca. 407.000 (2017 kroner).
- Kost-nytte vurdering spesifikt for Nesheim er vanskeleg. Data for nedre del på Nesheim (terskel/harving) viser mindre tettleik enn i tiltaksområdet på Øyvollen. Stasjonen er nedstrøms fella i Dalåa så der er ikkje noko direkte tal for smoltproduksjon. Strekninga utforma som elv i elva er framleis inntakt utan tiltak etter 17 år.

Bakgrunn og målsetting

I samband med opprusting og utviding av kraftverka i Meråker som vart ferdigstilt i 1994 vart Dalåa overført til Tevlamagasinet (Fig. 31). Som ein del av kompensasjonstiltaka for reguleringa vert det sett ut ungfisk av laks på strekninga oppstrøms lakseførande del av Stjørdalselva, deriblant i Dalåa. I samband med sterk reduksjon i vassføringa etter regulering vart det gjort habitattiltak på nokre strekningar etter prinsippet om «elv i elva». Strekninga på Nesheim ligg i Dalåa nedstrøms samløpet med Tevla (Fig. 31), og representerer eit litt anna utforming av tiltaka enn det som vart gjort på Øyvollen. To tiltak er gjort på strekninga. På nedre del er det laga eit terskelbasseng og ei kort strekning er harva for bedre substrat, medan det seinare er laga eit par høl, ein straumkonsentrator for å samle vatn på eit mindre område på øvre del av strekninga. Dei vurderingane som er gjort rundt fysiske tiltak er først og fremst retta mot den øvre delen av strekninga.

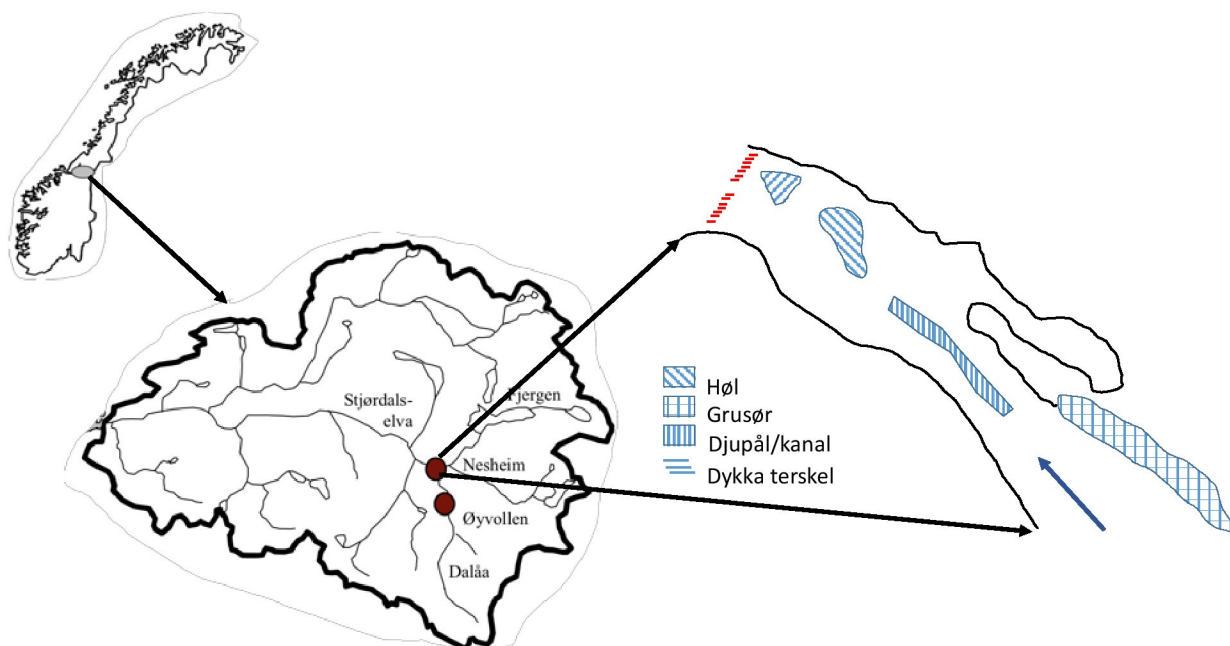


Fig. 31 Nesheim, detaljar for den øvre delen av strekninga med tiltak frå 2001.

Problemstilling og diagnose

Som for Øyvollen er óg her problemstillinga at vassføringa nedstraums inntaket til Tevla kraftverk i Dalåa vert kraftig redusert. Det fører til redusert vassdjup og hastighet og mindre tilgang til habitat på delar av elvestrekninga nedstraums. Nesheim ligg nedstraums sideelva Tevla, som er regulert gjennom Tevlamagasinet og der vatnet går i tunnel til Meråker kraftverk. Påverknaden av reguleringa kan ein sjå i den no nedlagde målestasjonen Tangfoss (124.3.0), som har ein dataserie frå før reguleringa og nokre år etter at reguleringa vart gjennomført (Fig. 32).

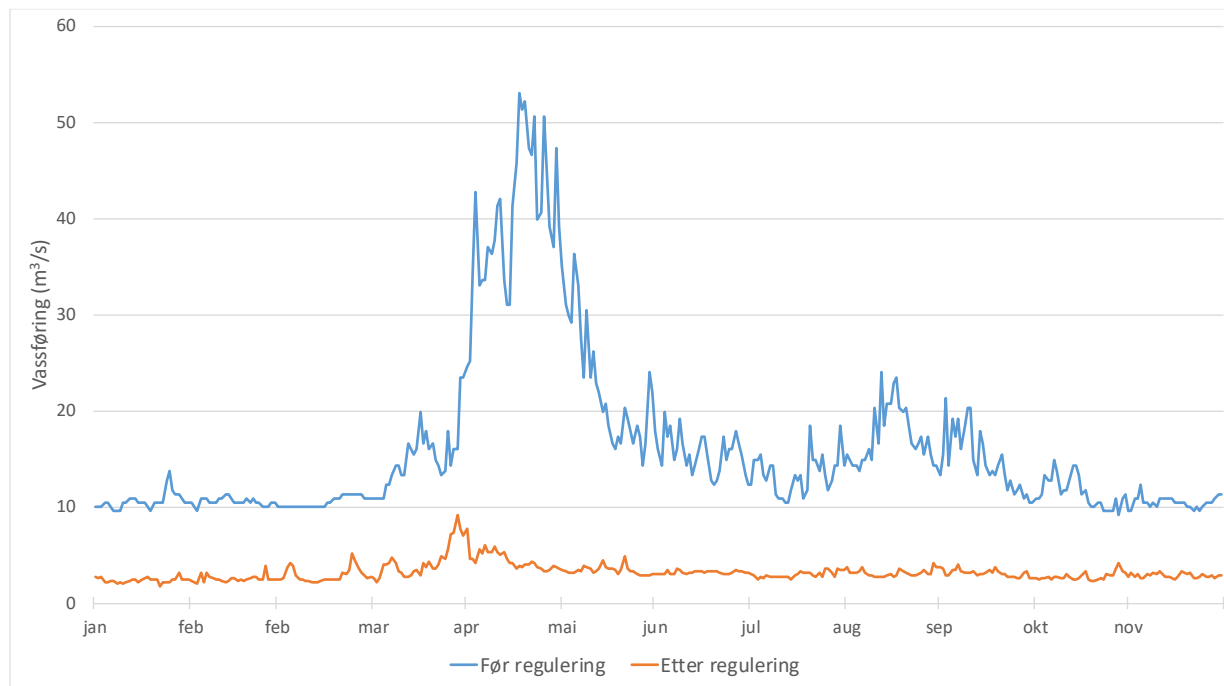


Fig. 32 Median vassføring for vassmerket Tangfoss for perioda før regulering (1980-1992) og etter regulering (utvalgte år mellom 1994 og 2009). Merk at data etter 1993 er av relativ dårleg kvalitet med mykje manglande verdiar.

Utgangspunktet er ei minstevassføring mellom 0.5 og 1.4 m³/s som er ein kombinasjon av minstevassføring i Dalåa oppstraums og i Tevla samt eit lite bidrag frå tilsig frå den uregulerte delen av feltet (Arnekleiv et al. 2002). Denne reduksjonen i vassføring har stor innverknad på vassdekt areal, og kunstige habitat er difor ei løysing som kan utnytte vatnet betre. Det andre tiltaket som er bygd på Nesheim er som for Øyvollen eit eksempel på konseptet med «elv i elva» der eit innsnevra elveløp gir bedre habitattilhøve enn kva ein oppnår med same vassføring i det originale elveleiet.

Tiltaksbeskrivelse

- Nesheim ligg og ovanfor lakseførande strekning i Stjørdalselva, og laksebestanden er basert på utsetjing som for Øyvollen.
- I den nedre delen av strekninga er det laga ein terskel som har som føremål å heve vasspeilet. Delar av substratet oppstraums det området der terskelen hadde effekt vart harva opp for å gi bedre skjul. Dette vart gjort samstundes med tiltaka på Øyvollen. Her vart det då markert prøvestasjonar for tiltak og ein referansestasjon oppstraums på same måten som for Øyvollen.
- I 2001 vart det gjort ytterlegare tiltak på Nesheim, no i den øvre delen av strekninga, frå referansestasjonen og oppover. Her vart den hydrauliske modellen SSIIM (Olsen 1996) brukt saman med habitatmodellen i Vassdragssimulatoren for å utforme stasjonen (Harby 2001). Dette tiltaket består av følgjande delar:
 - Utforming av ein dykka steinterskel i nedre del av strekninga for å heve vasspeilet, men utan å lage eit reint terskelbasseng.

- To nye kulpar oppstraums for den dykka terskelen.
- I den øvre delen av tiltaksområdet er elva delt i to løp av ei lita øy/grusør. Her vert det høgre løpet (sett nedstraums) stengt av og det vert laga ein kanal med glattstraum i venstre løp som fører til hølområdet. Meir detaljar om tiltaket i Fig. 35.

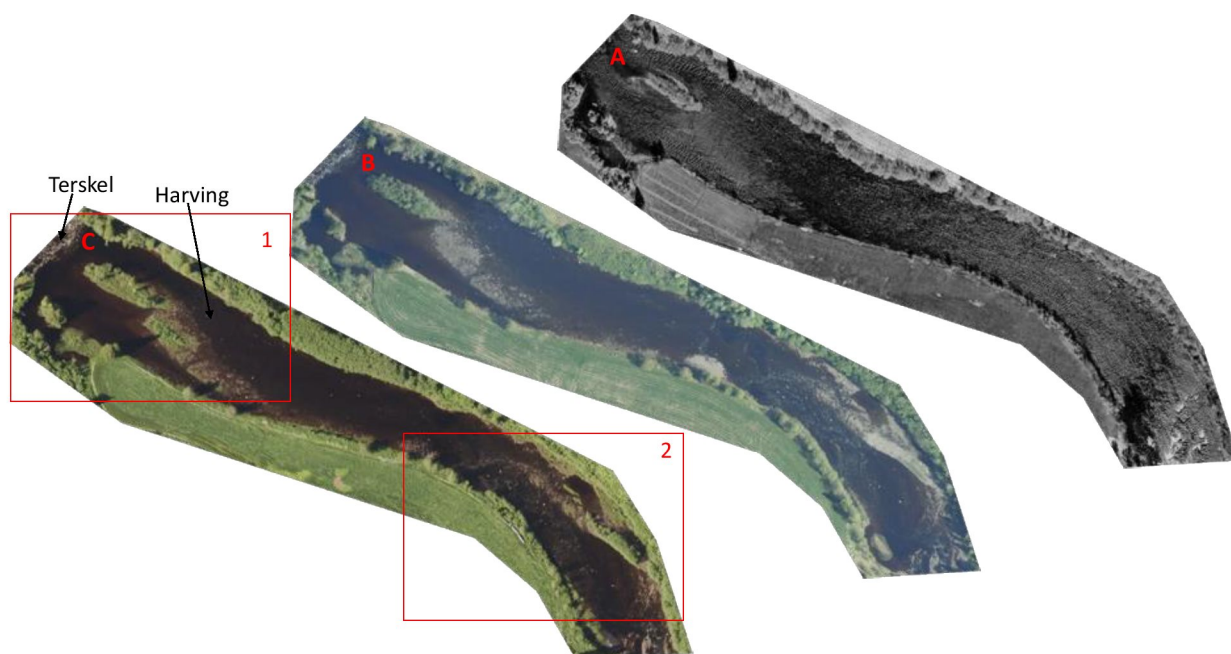


Fig. 33 Strekninga på Nesheim i 1966 (A), 2006 (B) og 2017 (C). Tiltaksområdet med terskelbasseng og harving er markert på bilete (C) i rektangel 1, medan tiltaket frå 2001 er markert med rektangel 2. Ein meir detaljert skisse av dette tiltaket. Flybilete frå Norge i Bilder.

Metoder

Den tre dimensjonale hydrauliske modellen SSIIM (Olsen 1996) var brukt i 2D modus for å simulere strekninga før og etter tiltak. Samanlikna med det som vart gjort på Øyvollen er dette ei forbetring sidan denne modellen er betre eigna for å simulere sjølve tiltaka enn den 1D modellen som vart brukt på tiltaket i Øyvollen. Geometridata for strekninga på Nesheim vart samla inn ved hjelp av totalstasjon, og vasshastighet i kontrollpunkt vart målt med eit OTT flygel. Eit cellenettverk vart så tilpassa og modellen køyrt for den opprinnelege elva. Deretter vart tiltak utforma og elvegeometrien oppdatert med desse endringane følgte av nye simuleringar. For å vurdere effekt av tiltaka vart habitatmodellen i vassdragssimulatoren brukt, for meir detaljar om preferanser og oppsett sjå Harby (2001). Tiltaket vart gjort hausten 2001 på ca 5000 m² (Fig. 34).

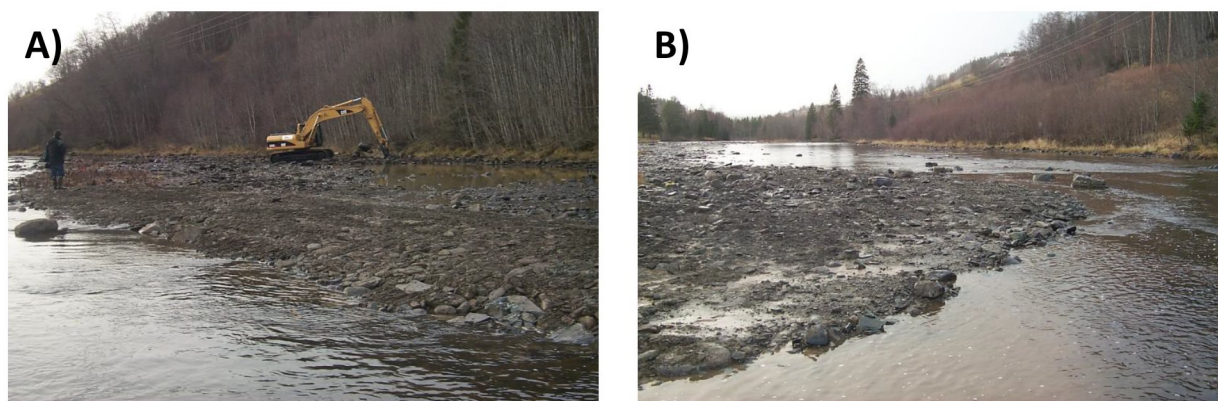


Fig. 34 Bygging av tiltak ved Nesheim, A) innsnevring av kanal i øvre ende, B) nedre del med dykka terskel.

Usetjing av fisk i Dalåa er beskrevet i Arnekleiv and Rønning (2018). Prinsippet for vurdering av tiltaka er dei same som for Øyvollen, men det er ikkje gjort undersøkingar i same omfang og dei er mest fokusert på nedre del av strekninga.

Resultater

Fig. 35 viser simuleringresultat før og etter tiltaket, og Fig. 36 viser plasseringa av dei ulike komponentane på eit flybilete av strekninga tatt fem år etter at tiltaket vart gjort. Hastighet er størst i den innsnevra delen av elveløpet i habitatet som er utforma som ein glattstrøm, og vi ser og reduksjonen i hastighet i dei kunstige hølane i nedre del av tiltaket. Substratet på strekninga hadde opprinneleg ein gunstig storleik for å gi skjul for ungfisk av laks, men ein del finstoff var akkumulert som reduserte tilgangen til habitatet. Når tiltaket vart gjort var planen og bruke substratet som allereie fanst på stasjonen, men å reinse det for finstoff ved hjelp av gravemaskina før det vart lagt tilbake i elva. Eit liknande tiltak vart gjort på nedre del av strekninga i samband med bygging av terskel og dei andre tiltaka i Dalåa.

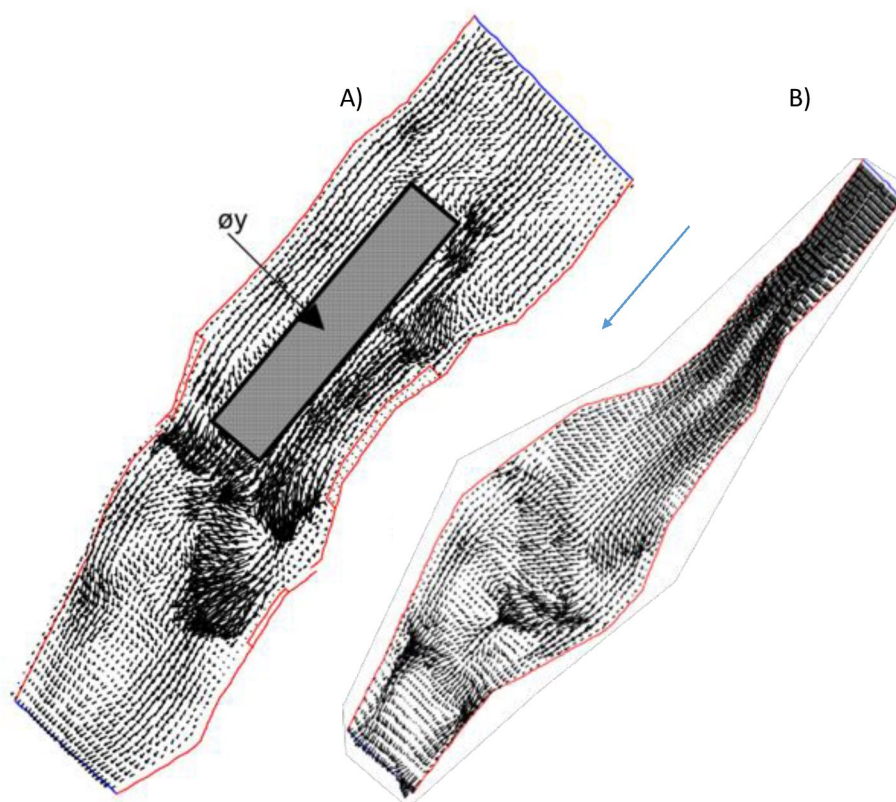


Fig. 35 Simulering av strømnings på strekninga på Nesheim med SSIIM, (A) viser tilhøve før tiltak og (B) visert situasjonen etter tiltak. Vassføringa er $1.3 \text{ m}^3/\text{s}$. Øya som var i elva er blokkert ut ved simuleringa av situasjonen før tiltak (grått rektangel i A), medan denne delen av geometrien er heilt fjerna i tiltaksmodellen i B). Figurar frå Harby (2001). Pila viser straumretninga.

Arnekleiv et al. (2002) viser at strekninga med harva substrat i nedre del av stasjonen stort sett har høgre tettleik av ungfisk av laks enn i terskelbassenget og referansestrekninga i dei åra som er undersøkt frå 1996 til 1999 (Fig. 37). Men resultatata viser og at strekninga med tiltak på nedre del av Nesheim har langt mindre tettleik av laks enn i områda med tiltak som vart bygde på Øyvollen. Dette kan ha samband med at tettleiken av utsett fisk har vore lågare på Nesheim enn på Øyvollen. Men spesielt i terskelbassenget var det låg tettleik av ungfisk. For øvre del av strekninga er det ikkje rapportert tettleik av ungfisk.

Fjeldstad, Fergus, and Olsen (2005) gjorde ein studie av funksjon til habitatiltak der Nesheim var inkludert, og rapporterer og om danning av is på Nesheim som påverkar dei planlagde tilhøva på stasjonen, noko som er tilsvarande det som vi målte på stasjonen på Øyvollen.

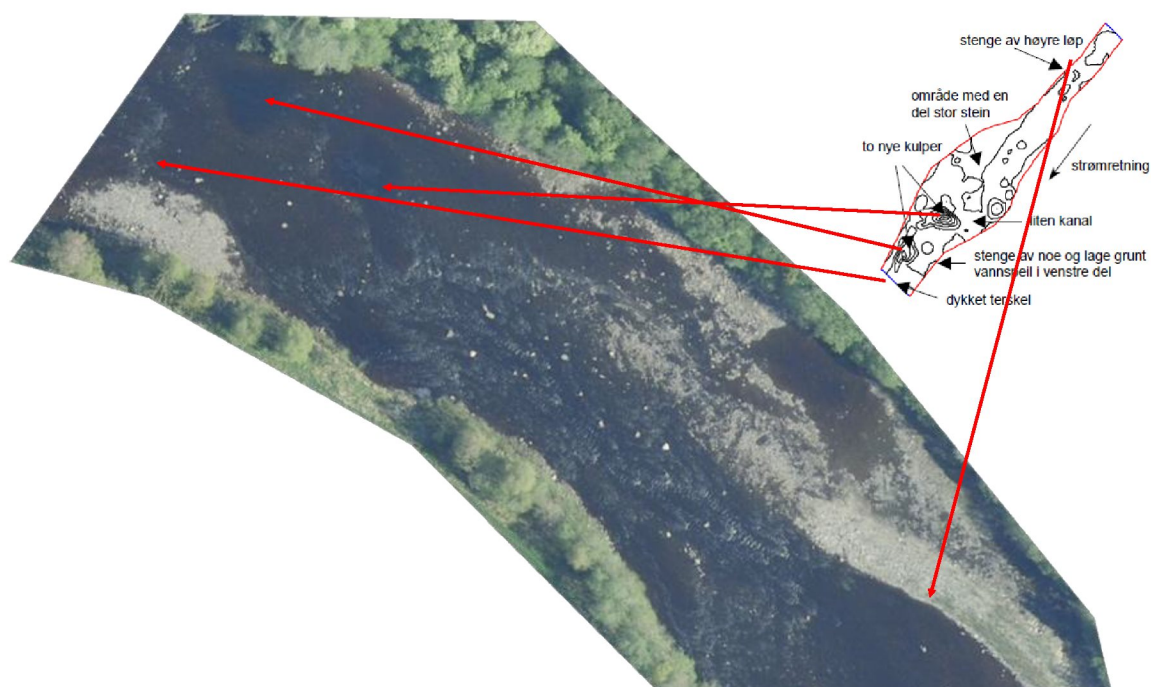


Fig. 36 Flybilette av tiltaksområdet med dei ulike tiltaka markert. Både den dykka terskelen, hølane og innsnevringa av elveløpet med kanal er synleg på biletet. Biletet er frå 2006. Straumretning frå høgre.

Levetid/varighet

Det er no 17 år sidan tiltaket på øvre del av strekninga på Nesheim vart gjort, og vi ser og her at tiltaka er funksjonelle etter desse åra. Ved å samanlikne Fig. 33-B og 3-C ser vi at straumkonsentratoren og terskelen er på plass, og vi ser og kanalen og hølane på begge biletta. Fjeldstad, Fergus, and Olsen (2005) gjorde nye målingar på Nesheim, og såg ingen endringar i strukturen på stasjonen, og eit forsøk med utlagde markørsteinar viste ingen flytting av desse. Dei observerte ein marginal oppsamling av finstoff i den eine kunstige hølen få år etter bygginga av tiltaket. Ein inspeksjon av området hausten 2018 viser at det er lagt opp noko finstoff, men at substratet på stasjonen framleis ser brukbart ut. På sikt må ein nok rekne med at sedimentet må rensast, enten gjennom harving eller gjennom ei metode med gravemaskin tilsvarende det som vart gjort på Øyvollen. Det er vanskeleg å estimere kor mange år det går fram til dette må gjerast utifrå dei data vi har for strekninga.

Diskusjon

Arbeidet på Nesheim viser korleis bruk av hydrauliske modellar kan vere med på å forme tiltak i vassdrag. Studiet på Nesheim er ei vidareføring av arbeidet på Øyvollen og illustrerer bruk av ein to dimensjonal modell til dette arbeidet, noko som reduserer uvissa ein hadde ved å bruke den enkle en dimensjonale modellen på Øyvollen. Nesheim illustrerer og korleis meir detaljerte habitatmodellar kan brukast til denne type evaluering når ein får større oppløysing i hydrauliske data. I Nesheim er dette knytt til preferansedata for laksefisk, men det vil vere enkelt å endre vurderingane til å bruke meir moderne verkty koplta til habitat på mesoskala (Borsanyi et al. 2004), metodar frå miljødesignhandboka eller tiltakshandboka. Erfaringa frå Dalåa viser at skjul er spesielt viktig i denne samanhengen.

Kostnader

Originale anleggskostnader for tiltaket var ca. 300.000,- i 2001 (Bjørn Høgaas, NTE, pers.med), noko som tilsvarar 407.000,- i 2017 kroner (<https://www.norges-bank.no/Statistikk/Priskalkulator/>). Her er det ikkje tatt med arbeid gjort i nedre del av strekninga i 1993. Slegg av vatn er halde utanfor denne vurderinga sidan dette ikkje er eit pålegg som er spesifikt sett for dette tiltaket, men det er heller slik at tiltaket er ei løysing med tanke på at lite vatn er tilgjengeleg.

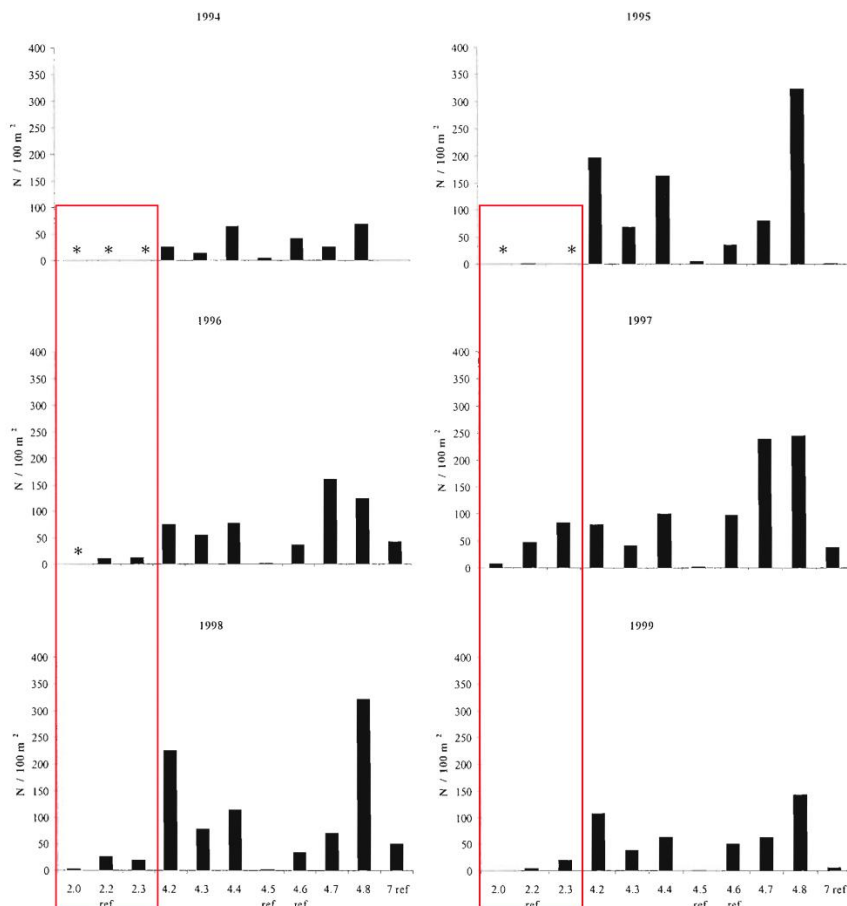


Fig. 37 Tettleik av ungfisk av laks i Dalåa i perioda 1994 – 1999. Data for Nesheim er utheva i raud boks. Stasjon 2.0 er terskelbassenget, 2.2 referansestasjonen og 2.3 strekninga som er harva. For samanlikning er srsjon 4.2 til 4.5 Øyvollen. * viser år med manglande data. Figur frå Arnekleiv m.fl. (2002).

Kost-nytte effekt

Som for strekninga på Øyvollen er det og vanskeleg å vurdere effekta av Nesheim åleine, og her har ein heller ikkje data frå smoltfella på Øydammen sidan Nesheim ligg nedstraums denne. Arnekleiv and Rønning (2018) viser resultat frå smoltfella på Sona bru i Stjørdalselva der smolt frå Dalåa utgjorde 9.3% av fangsten i perioda 1995 – 2005 (variasjon mellom 4.8 – 18%), men strekninga på Nesheim sitt bidrag til dette er det umogleg å avgjere.

Fordeles kostnader (407.000 NOK) på tiltaksarealet (5000 m²) og dokumentert levetid (17 år) så var kostnadene 4,79 NOK/m²/år.

Konklusjon

- Erfaringane på Nesheim viser som for Dalåa at strukturane som er bygde fungerer på same måte i dag som når dei var nye. Vi ser og noko finstoff som vert akkumulert her, og dette viser at vedlikehald vil vere naudsynt i slike tiltak.
- Tiltaket på Nesheim kosta 407.000 kroner (kostnad rekna fram til 2017).
- Det ble brukt 4,79 NOK/m²/år.

4.6 Harving av elvebunn i Eira

Ola Ugedal, Jan Gunnar Jensås & Gunnbjørn Bremset
 Norsk institutt for naturforskning, Trondheim; ola.ugedal@nina.no

Faktaboks

- I Eira ble det gjennomført harving av elvebunn i fem forsøksfelter i 2002.
- Formålet var å gi bedre habitatforhold for større og eldre ungfisk
- Biologisk effekt: Moderat, økt tetthet av eldre ungfisk de første årene (ca. 30 %).
- Varighet/levetid: 5-10 år
- Kostnader: grovt vurdert (i 2017-kroner), 10 NOK/m²
- Kost-nytte effekt: 2 NOK/m²/år.

Bakgrunn og målsetting

Eira i Møre og Romsdal er kraftig påvirket av vassdragsregulering og store deler av nedbørfeltet er fraført gjennom flere reguleringsinngrep (Jensen mfl. 2007, 2014). Middelvannføringen etter regulering er 42 % av hva den var før regulering. På grunn av sterkt redusert vannføring og reduserte flommer har elvebunnen i Eira etter regulering fått langt mer finsubstrat og tilgangen på hulrom mellom steinene er redusert. Av den grunn er oppvekstforholdene for ungfisk av laks og ørret blitt dårligere og det antas at dette har ført til en redusert tetthet og produksjon av ungfisk.

For å vurdere mulige kompensierende habitattiltak i Eira ble det gjennomført et forsøk på å bedre skjulmulighetene for større ungfisk ved harving av elvebunnen. Formålet var å vurdere om et slikt enkelt habitattiltak kunne bidra til at elva fikk økt bærekapasitet for eldre ungfisk.

Problemstilling og diagnose

Eira, utløpselva fra Eikesdalsvatnet, er 8,9 km lang og har et totalt fall på 22 m (fig 1). I øvre deler er elva smal og stri og omkranset av lauvskog. Lengre ned er den bred og rolig og går i slynger gjennom dyrket mark og barskog. Gjennomsnittlig bredde på elva er ca. 56 m. Elvebunnen består av stein av ulike størrelser. Elvebunnen i Eira, spesielt i nedre del, synes å ha fått langt mer finsubstrat etter regulering, noe som trolig skyldes redusert vannføring og økt sedimentasjon. Dette har redusert tilgangen på hulrom mellom steinene, noe som igjen gjør oppvekstforholdene for ungfisk av laks og ørret dårligere enn under en normal, uregulert situasjon. Det var også indikasjoner på økt begroing av alger og moser de siste årene, noe som kan skyldes at bunnsbunnsstratet har blitt mer stabilt etter at vannføringen i Eira ble redusert (Jensen mfl. 2007). Harving av elvebunnen ble foreslått av Møkkelgjerd & Jensen (1987) som tiltak for å gjenskape skjuleplasser, og dette tiltaket vil som tilleggs effekt fjerne mesteparten av begroingen.

Tiltaksbeskrivelse

I 2001 ble det plukket ut fem forsøksområder som ble vurdert å ha redusert habitatkvalitet i den nederste halvdel av Eira. I april 2002 ble det på hvert forsøksområde harvet et forsøksfelt på om lag 300 m². Harvingen ble gjennomført ved bruk av traktor som var påmontert en vanlig landbruksharv (fig 1). Harvingen skjedde på relativt grunne områder og på alle feltene ble det harvet fra elvebredden og et stykke ut i elva.



Fig. 38 Harving av forsøksfelter i Eira i april 2002 (Foto: Bjørn Ove Johnsen), og beliggenhet av forsøksfelter og stasjoner for elektrisk fiske (figur fra Jensen mfl. 2007). På hvert område ble det lagt ut referansestasjoner nedstrøms og oppstrøms det harvede feltet samt en stasjon på forsøksfeltet (stasjonene 2, 5, 8, 11 og 14).

Metoder

Resultatet av harvingen ble overvåket ved hjelp av årlig elektrisk fiske i perioden 2001-2006. Det ble opprettet 15 stasjoner fordelt på de fem forsøksområdene. På hver av de fem områdene ble det plassert tre stasjoner for elektrisk fiske, der den øverste var en referansestasjon som var helt uberørt av harvingen, den midterste ble harvet våren 2002, og den nederste referansestasjonen ble benyttet til også å overvåke om harvingen førte til negative effekter på fisken nedstrøms tiltaksstedet (Jensen mfl. 2007). Det ble ikke foretatt noen formell habitatkartlegging i forbindelse med undersøkelsene, men de fysiske forholdene på de ulike områdene er nærmere beskrevet av Jensen mfl. (2007).

For å undersøke habitatkvalitet og ungfisktetthet lang tid (16,5 år) etter harvingen gjennomførte vi målinger av antall hulrom i elvbunnen og elektrisk fiske på de harvede områdene i 2018. I slutten av september 2018 ble det gjennomført ungfiskundersøkelser i Eira på det faste stasjonsnettet som fiskes årlig (se Bremset mfl. 2018). I dette stasjonsnettet inngår de fem oppstrøms referansestasjonene fra undersøkelsene i perioden 2001-2006. Lokalitetene fra harveforsøkene ble fisket i november 2018 i forbindelse med annen feltaktivitet i elva. På grunn av mye nedbør høsten 2018 ble disse undersøkelsene gjennomført en god del senere enn ønskelig, noe som trolig påvirket resultatene av det elektriske fisket. I 2014 ble det gjennomført målinger av skjul i bunnsubstratet på lokaliteter hvor det gjennomføres årlig elektrisk fiske i Eira (Jensen mfl. 2015). Disse målingene fra 2014 ble brukt for å sammenlikne skjul på oppstrøms referansestasjoner med skjul på de harvede feltene i 2018. Vi har ingen indikasjoner på at skjulkapasiteten på disse referansestasjonene har endret seg vesentlig fra 2014 til 2018.

Resultater

Den gjennomsnittlige tettheten av ungfisk i forsøksområdene i Eira var generelt lave ved forsøkets oppstart (fig 2). Tettheten av lakseyngel (0+) økte fra 2002-2005, og denne økte rekrutteringen ga økende tetthet av ettårig (1+) laks i 2004-2006 sammenliknet med de tre første årene. Den gjennomsnittlige tettheten av de

eldste laksungene (2+ og 3+), økte fra 2 individer per 100 m² i 2001 og 2002 til 3-4 individer per 100 m² i 2005 og 2006. Tettheten av aureyngel (0+) var gjennomgående lavere enn av lakseyngel. Eldre aureunger hadde mer flekkvis forekomst og gjennomgående lav tetthet på de fleste av stasjonene (Jensen mfl. 2007).

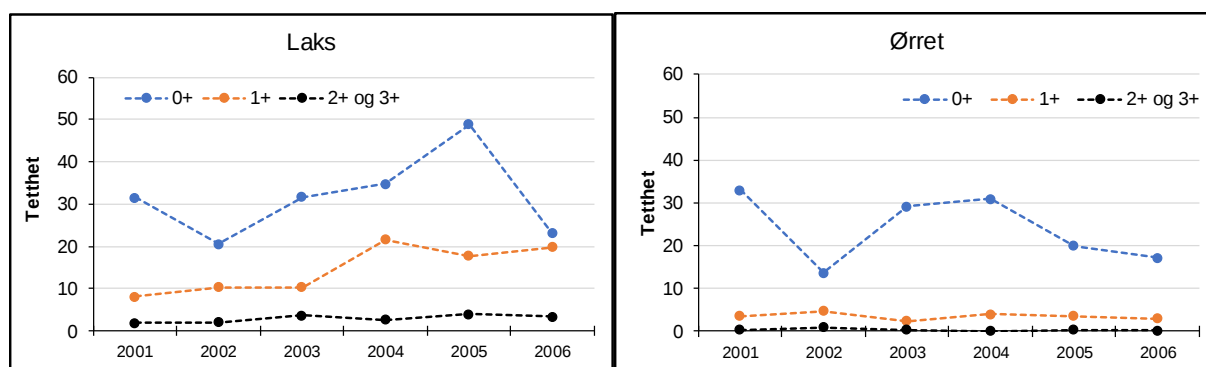


Fig. 39 Gjennomsnittlig tetthet (n/100 m²) av ulike aldersgrupper av laks og ørret på de fem forsøksområdene i Eira i perioden 2001-2006. Data fra Jensen mfl. (2007).

For årsyngel av laks og aure ble det ikke funnet noen systematisk forskjell i utvikling av tetthet mellom harvede stasjoner og referansestasjoner (Jensen mfl. 2007). Harvingen hadde en positiv effekt på tettheten av eldre ungfisk i Eira (fig 3 og 4). Den første høsten etter harving, i 2002, var den gjennomsnittlige tettheten av eldre laksunger 60 % høyere på de harvede områdene enn på referanseområdene oppstrøms og 80 % høyere enn på referanseområdene nedstrøms (fig 4). Forskjellen mellom harvede områder og referanseområdene avtok med tiden, men den gjennomsnittlige tettheten av eldre laksunger var fremdeles 35 % høyere på de harvede områdene enn på referanseområdene oppstrøms og 24 % høyere enn på referanseområdene nedstrøms i 2006. Utviklingen i forskjeller i tetthet over tid var i prinsippet den samme hvis beregningene baseres på samlet tetthet av eldre ungfisk av laks og ørret som for laks alene (fig 3). Forskjellen i utvikling mellom oppstrøms og nedstrøms referansestasjoner kan tyde på at harvingen hadde en liten negativ effekt på områdene nedstrøms.

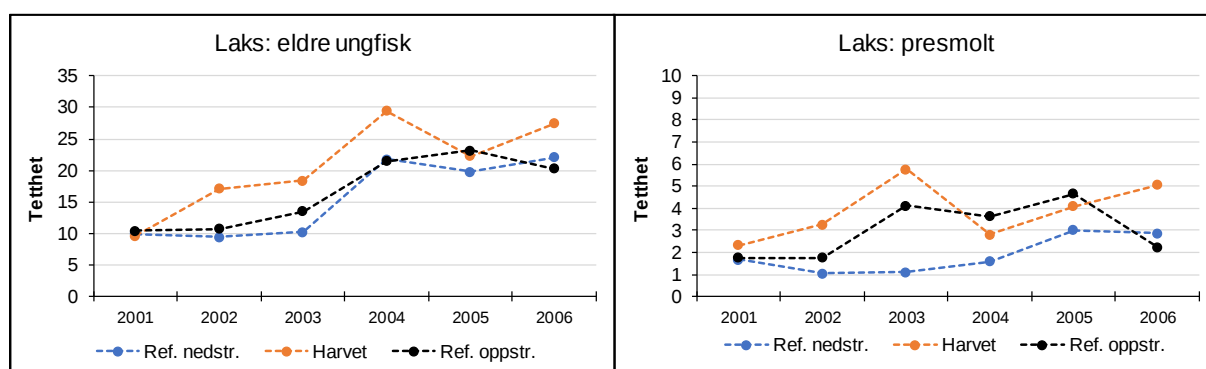


Fig. 40 Gjennomsnittlig tetthet (n/100 m²) av eldre ungfisk av laks (≥ 1 år) og "presmolt" av laks (2 og 3 år) på harvede stasjoner sammenliknet med referansestasjoner oppstrøms og nedstrøms de harvede feltene i perioden 2001-2006. Data fra Jensen mfl. (2007).

Som en forenkling kan vi anta at tettheten av de eldste laksungene (2+ og 3+) gir et uttrykk for tettheten av presmolt i elva, selv om det også finnes en del toårig (1+ om høsten) smolt i Eira. For presmolt laks varierte resultatene en god del med tiden (fig 3). I 2002, 2003 og 2006 ble det funnet gjennomsnittlig høyere tetthet

av presmolt på de harvede stasjonene enn på referansestasjonene. I 2004 og 2005 var imidlertid den gjennomsnittlige tettheten av presmolt høyere på referansestasjonene oppstrøms enn på de harvede stasjonene og lavere på referansestasjonene nedstrøms. Hvis vi tar gjennomsnitt over hele forsøksperioden 2002-2006 så var tettheten av presmolt laks henholdsvis 4,2 og 3,3 individer per 100 m² for harvede stasjoner og oppstrøms referansestasjoner. I henhold til denne beregningen så var altså tettheten av presmolt om lag 1 individ per 100 m² høyere på de harvede områdene. Tettheten av presmolt laks var gjennomgående lav på de fleste stasjonene og dette gjør at tilfeldigheter ved innsamlingen kan påvirke resultatene i større grad enn hvis tetthetene er gjennomgående høye.

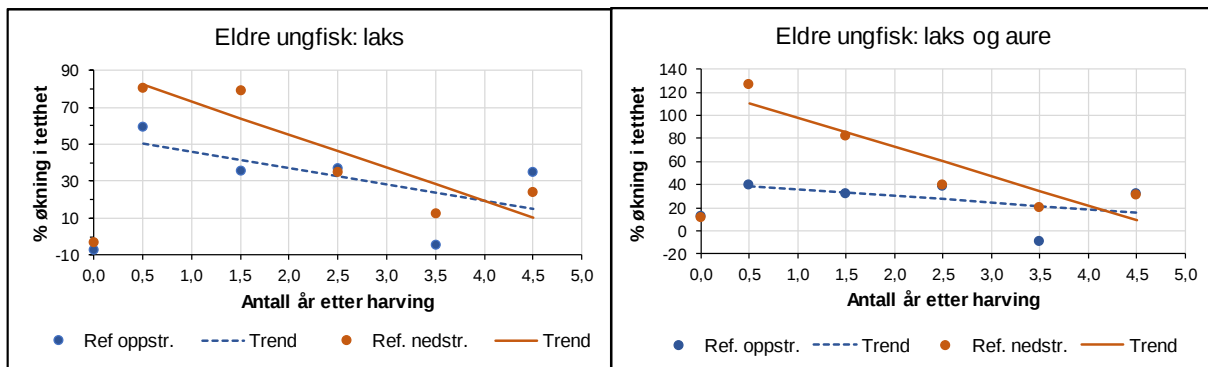


Fig. 41 Prosentvis økning i gjennomsnittlig tetthet av eldre ungfisk på harvede stasjoner sammenliknet med referansestasjoner oppstrøms og nedstrøms de harvede feltene i perioden 2001-2006. Punkter angir beregnede verdier i ulike år mens linjer angir lineære trendlinjer for sammenhengen mellom økning i tetthet og antall år etter harving. Heltrukne linjer angir en signifikant lineær trend mens stiplede linjer angir ikke-signifikante lineære trender. Sammenhengen er vist for eldre ungfisk (≥ 1 år) av laks og for summen av eldre laks og eldre ørret. Data fra Jensen mfl. (2007).

I 2018 varierte vektet skjul fra 2,3 til 6,3 på de fem harvede feltene med et gjennomsnitt på 4,3 for alle feltene (fig 5a). Observasjoner tyder på at det fremdeles ligger noe mere grov stein oppå substratet på de harvede feltene enn på omkringliggende områder, men at disse steinene nå i stor grad er sementert fast i underlaget av finsubstrat slik at de ikke gir opphav til mye hulrom for fisk.

På de fem referansestasjonene oppstrøms de harvede feltene varierte vektet skjul (målt i 2014) fra 2,7 til 16 med et gjennomsnitt på 6,2 (fig 5a). Habitatkvaliteten på de harvede feltene var med andre ord i alle fall ikke bedre enn på referansestasjonen. En av referansestasjonene (stasjon 9) hadde vesentlig mer skjul (verdi 16) enn de fire andre og viser at det i enkelte områder i Eira er godt skjul for eldre laksunger. Om denne stasjonen også hadde mere hulrom i forsøksperioden 2001-2006 vet vi ikke, men tettheten av eldre ungfisk var ikke avvikende høye på denne stasjonen under forsøket.

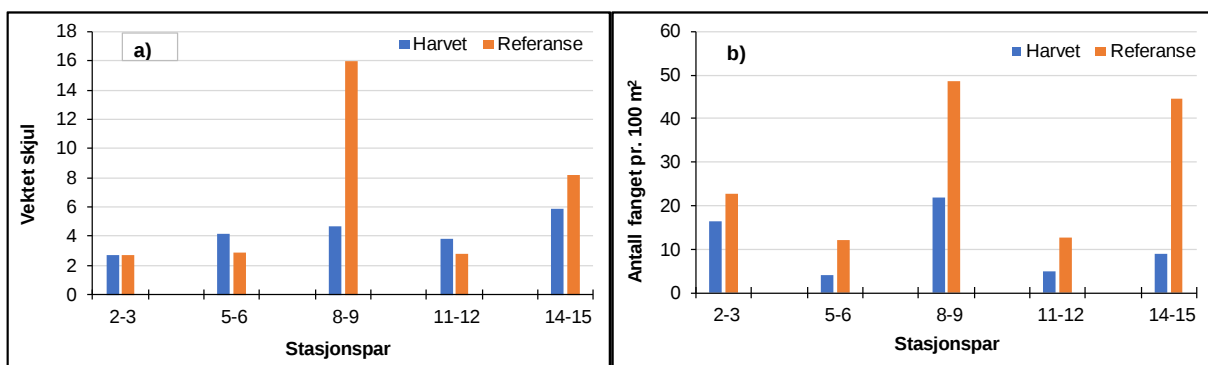


Fig. 42 a) Vektet skjul på harvede stasjoner (målt i 2018) og på oppstrøms referansestasjoner (målt i 2014). b) Antall eldre laksunger fanget per 100 m² overfisket areal på harvede stasjoner (fisket i november 2018) og på oppstrøms referansestasjoner (fisket i september 2018).

I 2018 var tettheten av eldre laksunger lavere på de alle de harvede feltene enn på referansestasjonene oppstrøms (fig 4b). På to av stasjonsparene (8-9 og 14-15) var forskjellen spesielt stor. Dette skyldes trolig at disse to referansestasjonene hadde vesentlig mere skjul enn resten av stasjonene. I Eira er det funnet en klar positiv sammenheng mellom målinger av vektet skjul i bunnssubstratet og tetthet av eldre laksunger (Jensen mfl. 2015).

Tettheten av ungfisk i 2018 er sannsynligvis en del undervurdert på de harvede stasjonene sammenliknet med referansestasjonene fordi det elektriske fisket ble gjennomført senere på sesongen på de harvede stasjonene. Erfaringsmessig gir elektrisk fiske sent på sesongen lavere fangbarhet av ungfisk.

Samlet sett så tyder undersøkelsene i 2018 på at det ikke kunne spores noen positiv effekt av harvingen 16,5 år etter at tiltaket var gjennomført. Målet med forsøket var å vurdere om et relativt enkelt tiltak som harving kunne være aktuelt å benytte for å øke tettheten og produksjonen av eldre ungfisk i Eira. Resultatene viste at dersom denne metoden skal benyttes som tiltak i Eira, er det nødvendig å gjenta behandlingen med om lag 5 års mellomrom.

Diskusjon

Harvingen i Eira hadde en relativt kortvarig effekt på kvaliteten av ungfiskhabitatet målt som økt tetthet av eldre ungfisk. Ved avslutning av overvåkingen i 2006, 4,5 år etter at tiltaket var gjennomført, var det fremdeles en positiv effekt å spore. Ved undersøkelsene i 2018, 16,5 år etter harving, var det ingen tegn til at de harvede feltene hadde mere skjul eller høyere ungfisktetthet enn de oppstrøms referansestasjonene, heller tvert imot. Harvingen førte til at flere større steiner ble løftet opp fra det gjenaurede substratet, noe som trolig førte til at det ble flere hulrom for større ungfisk. Med årene har disse hulrommene imidlertid gradvis blitt tettet igjen med finsubstrat. I 2018 var det klare tegn til at disse steinene i stor grad var sementert fast i underlaget av finsubstrat slik at de ikke gir opphav til mye hulrom for fisk. Et slikt armeringslag gjør at bunnen blir veldig hard og vanskelig å endre ved små flommer.

Resultatene i Eira kan tyde på at harving/ripping av substratet i elver som har en stor andel finsubstrat sammen med større steiner ikke gir noen langvarig effekt med hensyn til å øke hulromskapasiteten i elvebunnen og dermed gi bedre habitat for større fiskeunger. Da overvåkingen av dette tiltaket ble avsluttet i 2006 ble det konkludert med at *«dersom denne metoden skal benyttes som tiltak i Eira, er det nødvendig å gjenta behandlingen med noen få års mellomrom.»* (Jensen mfl. 2007). I Eira ble det derfor satt i gang ett nytt forsøk på habitatforbedrende tiltak i 2013. Ved dette forsøket ble finsubstrat silt fra og tatt ut fra elva, mens større steiner ble lagt tilbake på forsøksfeltene (Jensen mfl. 2014). Dette ga en betydelig økning i hulromskapasiteten på forsøksfeltene og en vesentlig økning i tetthet av større laksunger de påfølgende årene (Jensen mfl. 2015, Bremset mfl. 2018). Også for dette tiltaket synes imidlertid forskjellene i tetthet mellom tiltaksområder og referanseområder å avta med tiden, men foreløpig så foreligger det ingen endelig evaluering av tiltaket med hensyn til varighet.

Levetid/varighet

Undersøkelsene som sammenliknet tetthet av ungfisk på de harvede feltene med tetthet på referanseområder nedstrøms og oppstrøms ble avsluttet for tidlig til å gi et presist svar på levetid/varighet av harvingen. Ved avslutning av undersøkelsene i 2006 var fremdeles den gjennomsnittlige tettheten av eldre ungfisk noe høyere på de harvede stasjonene enn på referansestasjonene, men forskjellene var avtakende. Vi kan benytte de lineære trendlinjene til å gjette på når effekten av tiltaket var borte ved å ekstrapolere linjene ned til de krysser x-aksen, dvs. ingen forskjell i tetthet mellom harvet stasjon og referansestasjon (se fig 4). Hvis vi benytter dataene for eldre ungfisk av laks så indikerer trendlinjene en varighet på henholdsvis om lag 5 og 6 år for sammenligning med henholdsvis nedstrøms og oppstrøms referansestasjoner. Hvis vi benytter dataene for summen av eldre ungfisk av laks og ørret blir varigheten om lag 5 og 7 år for sammenligning med henholdsvis nedstrøms og oppstrøms referansestasjoner. Det er usikkerheter knyttet til denne tilnærmingen, for eksempel

så er det ikke sikkert at en lineær trendlinje best beskriver utviklingen i tetthetsforskjell mellom harvede stasjoner og referansestasjoner slik at vi har undervurdert varigheten av tiltaket. I tillegg var det forskjeller mellom de fem områdene i utvikling av fisketetthet etter harving (se Jensen mfl. 2007). Hvis vi beregner trendlinjer for tetthetsforskjell mellom harvet stasjon og oppstrøms referansestasjon for eldre ungfisk av laks finner vi at varigheten av den positive harveeffekten varierte mellom om lag 2 og 13 år for de ulike områdene. Undersøkelsen i 2018 tyder imidlertid på det ikke kan spores noen positiv effekt av harvingen 16,5 år etter at tiltaket ble gjennomført. Vi konkluderer derfor med at harvingen hadde en moderat positiv effekt på tetthet av eldre ungfisk i Eira, og at varigheten av den positive effekten var i størrelsesorden fem-ti år. I den videre beregningen av kostnader og vedlikehold legger vi til grunn 5 år som minstetidsrom.

Kostnader

Vi har ikke vært i stand til å rekapitulere de eksakte kostnadene med å planlegge og gjennomføre dette tiltaksforsøket. Selve harvingen var nok relativt billig fordi den kunne gjennomføres med tradisjonelt landbruksutstyr. Bruk av traktor med harv vil ikke være mulig hvis det skal gjennomføres et slikt tiltak på større elveområder som også omfatter større dyp enn det er mulig å bruke vanlig traktor. Et grovt anslag tilsier at det kan harves et areal på 100 m² per time og at kostnaden inkludert leie av maskiner og utstyr, tilkjøring og rigging dermed blir på ca 1000 NOK per time, inkludert maskiner og utstyr, tilkjøring og rigging. Kostnader per areal estimeres med dette til 10 NOK/m². Ved større arealer vil den kostnaden kunne reduseres og det forventes et kostnadspotensial som for ripping (1 NOK/m²) ved store sammenhengende arealer (Pulg. 2018). Tiltaket var et forsøk og ble ikke vedlikeholdt, men det foreslås i etterkant gjentakelse etter 5 år.

Kost-nytte effekt

Regnes med minst 5 års levetid vil kostnadene være 2 NOK/m²/år..

Det er dokumentert en 30 % økning av eldre ungfisk i etterkant av tiltakene og det kan regnes med en økning på om lag 1 presmolt per 100 m² per år – men utelukkende på det justerte arealet. Med dette vil kostnader per presmolt være 200 NOK per år. Dersom kostnadene kan reduseres til 10 % i et stor-skala tiltak, vil kostnadene per presmolt og år tilsvare 20 NOK.

Det er imidlertid stor usikkerhet knyttet til effekt på fisk grunnet begrenset areal og metodikk i pilotforsøket. Forflytting av fisk blir f.eks. ikke fanget opp og derfor bør det heller brukes kostnader per areal og levetid for den videre vurderingen, altså 2 NOK/m²/år ved små forsøksarealer som her og 0.2 NOK/m²/år ved effektiv stor skala harving.

Konklusjon

- Harving av elvebunnen i Eira ga en midlertidig økning i tetthet av eldre ungfisk på de harvede feltene.
- Økningen i tetthet av eldre ungfisk de første fem årene var i størrelsesorden 30 %.
- Levetiden til tiltaket var i størrelsesorden fem til ti år og tiltaket krever dermed regelmessig vedlikehold hvis effekten skal vare over tid.
- Kostnadene per arealenhet harvet var 2 NOK/m²/år i pilotforsøket og disse kan trolig reduseres en god del hvis det harves/rippes større arealer.
- På grunn av lave kostnader vil vi vurdere kost-nytte til middels, selv om effekten ikke var stor eller varigheten ikke var spesielt lang.

4.7 Laksetrapper: Vestre Jakobselv i Finnmark

Hans-Petter Fjeldstad,

hans-petter.fjeldstad@sintef.no

Faktaboks

- Type tiltak og byggeår: **Fire trapper bygget og vedlikeholdt fra 1947**
- Målsetting: **Økt produksjonsstrekning for anadrom laksefisk**
- Biologisk effekt (mål oppnådd?): **Anadrom strekning økt fra ca. 3 til ca. 40 km. Økte fangster**
- Varighet/levetid: **Levetid >30 år**
- Kostnader: Anleggskostnader og driftskostnader (i 2017-kroner): **9 600 000,- total, 137 000,- årlig**
- Kost-nytte effekt: **Bestandsøkning av laks med snitt 7200 voksne individ årlig til kr 19/fisk**

Bakgrunn og målsetting

Vestre Jakobselv er et uregulert laksevassdrag i Øst-Finnmark (Varanger) som historisk har hatt en kort anadrom strekning. Både laks og anadrom ørret og røye finnes i vassdraget. Det første vandringshinderet, Førstefossen, ligger omtrent 3 km fra sjøen og tidligere kunne kun svært få laks passere fossen, og antakelig gikk det ikke opp anadrom ørret eller røye. Den årlige fangsten av laks på denne tiden var under ett tonn. Over en strekning på noen få kilometer ovafor Førstefossen finner vi ytterligere tre vandringshindre, henholdsvis i Andrefossen, Tredjefossen og Fjerdefossen. Ovafor Fjerdefossen har anadrom laksefisk tilgang til over 30 km med svært godt egnede produksjonsområder, spesielt for ørret og laks. I praksis finnes det ikke spesielle vandringshindre på denne strekningen, fisken kan gå så langt det finnes tilstrekkelig med vann i et nettverk av elver og bekker i tillegg til elvas hovedstreng. Som en del av offentlig forvaltningspolitikk ble det etter den andre verdenskrig satset stort på økt produksjon av laks ved å bygge laksetrapper. Spesielt gjaldt dette i Nord-Norge, og mange trapper ble bygget som en del av sysselsettingstiltak for arbeidsløse. Resultatene av trappebyggingen var svært variabelt, først og fremst fordi potensialet for fiskeproduksjon ovafor trappene ikke var tilstrekkelig vurdert, og for det andre fordi anleggene ble bygget med enkle tekniske hjelpemidler. Det var derfor vanlig at trappeanleggene hadde varierende funksjon og at det oppsto skader på trappene, avhengig av hvor godt de var beskyttet mot naturkreftene og kvaliteten på stål- og betongarbeidene.

Problemstilling og diagnose

Det foreligger ikke dokumentasjon som viser hvilke vurderinger som lå til grunn for byggingen av trappene i Vestre Jakobselv, men Berg (1964) beskriver at det både var lagt vekt på den lange strekningen med produksjonsområder ovafor de fire fossen, og vurderinger av de (dårlige) geologiske forholdene for bygging av trapper. Således brukte man fra 1947 mer enn 10 år på å finne tilfredsstillende løsninger på trappene, spesielt den nederste, hvor berget var av spesielt dårlig kvalitet (oppsprukken sandstein). Det er tvilsomt om det fantes biologiske analyser som tok sikte på å kvantifisere gevinsten i form av økte fiskefangster.

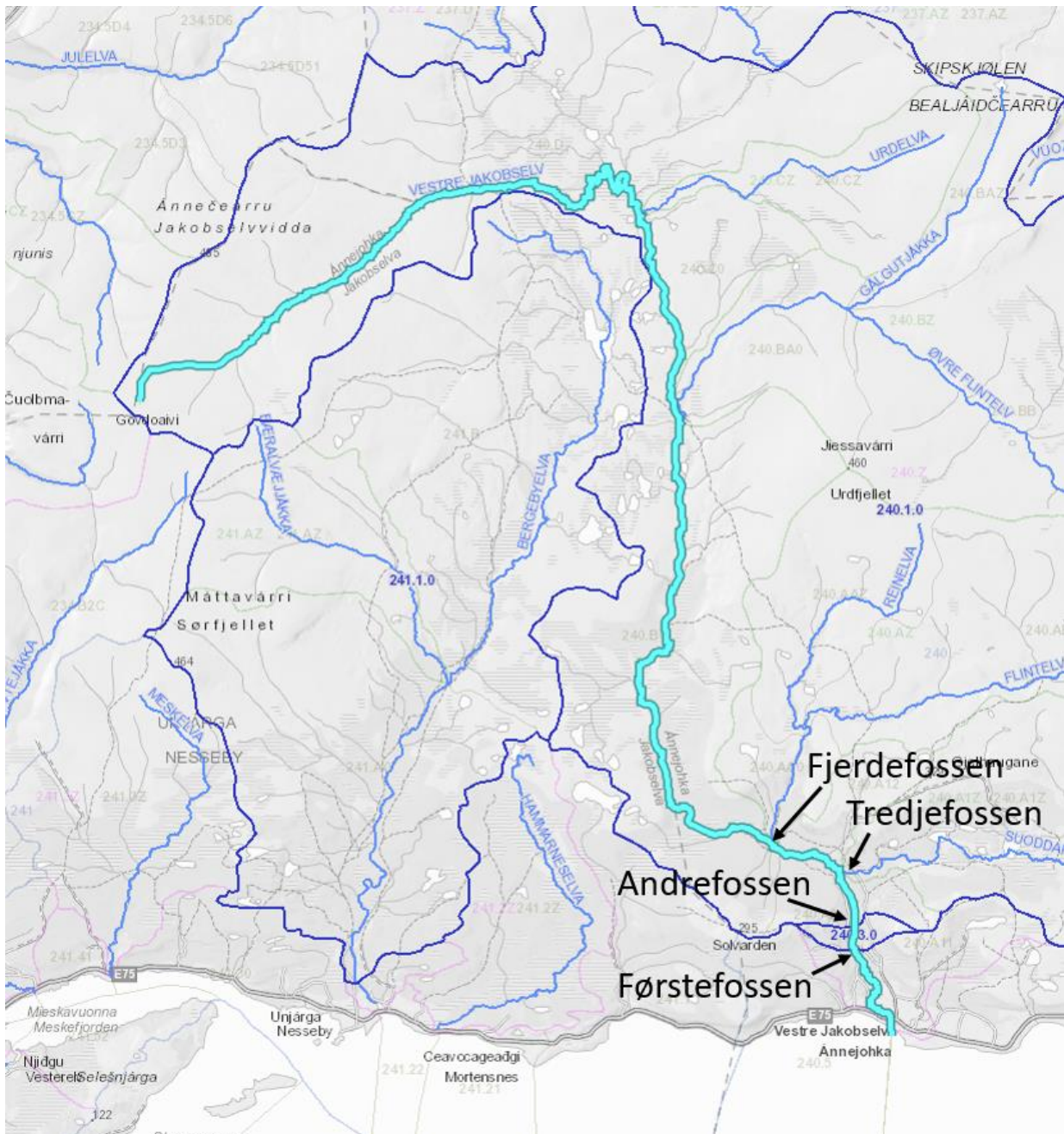


Fig. 43 Oversiktskart av Vestre Jakobselv med hovedvassdraget indikert med lys grønn farge og lokaliteten til de fire laksetrappene angitt med piler

Tiltaksbeskrivelse (se Fig. 43-Fig. 49).

Fisketrappene i Vestre Jakobselv er bygget som tradisjonelle kulpetrapper i stålarmert betong, hvor kulpene helt eller delvis er sprengt i fjell. Anslått vannføring er rundt 500 l/s i alle anlegg, men dette varierer med elvas vannføring. Denne metoden er benyttet med hell ved flere hundre trappeanlegg i Norge. Den store fordelene med denne metoden i Vestre Jakobselv var at alt utstyr og byggematerialer kunne bæres inn med håndmakt, og i praksis kunne man klare seg uten elektrisitet. Ingen av anleggene ligger ved vei. I tillegg hadde man en stor grad av fleksibilitet til å velge utforming og trase for fisketrappa. Baksiden av medaljen var at man ofte sparte på både sement og armeringsjern, slik at det endelige resultatet ble utsatt for naturkreftene, noe man opp gjennom årene har måttet betale for i form av reparasjoner. Erfaringene har også vist at kulper sprengt i

fjell har tålt tidens tann godt, og at reparasjon av gamle trapper av den grunn ofte har tatt utgangspunkt i den opprinnelige traseen. I de fire fossene i Vestre Jakobselv ble følgende tiltak gjennomført:

- 1947-1961 Bygging av trapp i Førstefossen (ca. 6 meters høyde). Pga. dårlig berg ble det etter hvert også bygget en tunnel parallelt med trappa, som for øvrig lå i dagen. Etter å ha ligget brakk i flere år ble trappa gjenoppbygget i 1975. Siden er trappa utbedret både omkring 1980 og i 2015.
- 1957 og 1961 Bygging av trapp i Andrefossen (ca. 4 meters høyde). Trappa er etter hvert ødelagt, men det har vist seg at fisken kan vandre i fossen uten trappa, etter at det ble gjennomført sprenging av noen fjellhyller i fossen
- 1958 Bygging av trapp i Tredjefossen (ca. 3,5 meters høyde). Et stort ras i 1961 medførte at ny trapp måtte bygges samme år. Flere utbedringer og justeringer er gjort opp gjennom årene. Senest i 2016 ble inngangen til trappa justert fordi man observerte fisk som ventet under fossen.
- 1961-1962 Bygging av trappeanlegg på fire steder i Fjerdefossen (ca. 13 meter total høyde). De fleste tiltakene er i dag ødelagt (Fig. 49), men fisken kommer seg forbi, delvis via sprengte traseer i fjellet.

Som det framkommer av resultatene lenger ned i teksten, var det først på 1980-tallet at oppgangen og fangstene av laks i Vestre Jakobselv for alvor økte. Det viste seg at dette i stor grad skyldtes tilpasninger og justeringer av trappeanlegget i Førstefossen. Deretter observerte man suksessiv økning av laksebestanden oppover, inntil større mengder fisk til slutt passerte Fjerdefossen, og de store produksjonsområdene inne på Varangerhalvøys ble tatt i bruk.

I Førstefossen og Tredjefossen er det montert fisketellere for oppvandrende fisk av typen Myhreteller. Begge tellerne opplever driftsavbrudd og krever tilsyn, men erfaringen er at de gir verdifull og stort sett korrekt informasjon om vandringen når man er kjent med utstyret. De siste årene har over 5000 fisk blitt registrert på den nederste telleren årlig, og registreringene sammenfaller i stor grad med de subjektive observasjonene av fisk i trappa og fangster på oversiden.

Metoder

Bakgrunnen for bygging av trappene i Vestre Jakobselv skyldtes en generell forvaltning, spesielt i Nord-Norge, hvor man anså trapper som en nøkkel til å øke laksefangstene, og dermed den økonomiske gevinsten, både i elver og sjø. At dette innebar spredning av anadrome fiskearter ble ensidig betraktet som positivt. Blant annet nevner Berg (1964) at "I våre tre nordligste fylker fanges omtrent halvpartene av den norske laksen, og dette nord-norske laksefisket er av større økonomisk verdi enn selveste Lofotfisket". Likevel må vi regne med at vurderingene bak tiltakene baserte seg på skjønsmessige vurderinger av produksjonspotensial, og at selve byggingen noen ganger også ble drevet av målet om sysselsetting. Selve byggingen baserte seg på byggetekniske og praktiske vurderinger.

Overvåking av tiltakene var fram til 2006 basert på subjektive observasjoner og fangstopplysninger. Fra 2006 har man i tillegg til fangstdata hatt tilgang til registreringer fra fisketellerne i Førstefossen og Tredjefossen. Erfaringen med tellerne (fiskeoppsyn Odd Lehto, pers. medd.) er at disse gir relativt pålitelige tall når de er riktig montert. Dog har erfaringen vist at rusk og rask er et vedvarende problem som medfører at fisketellerne må ha tilsyn nærmest daglig. Tilsyn er derfor et avgjørende moment ved valg av type fisketeller og lokalitet. I praksis er man avhengig av at slik telling foregår i fisketrapper, og ved utforming av fisketrapper må det planlegges for at egnet utstyr kan plasseres, fortrinnsvis øverst i trappa



Fig. 44 Trappa med Førstefossen til venstre. Fisketelleren vises i terskel nummer tre.



Fig. 45 Trappa i Førstefossen med redusert vannføring, med tunnelen så vidt synlig i høyre billedkant. Legg spesielt merke til det lagdelte berget.



Fig. 46 Tredjefossen med trappa til venstre



Fig. 47 Øverste del av trappa i Tredjefossen med tellesystem for oppvandrende fisk.



Fig. 48 Fjerdefossen



Fig. 49 Ødelagte trappeanlegg i Fjerdefossen

Resultater

Fangsten av laks har økt kraftig i Vestre Jakobselv, spesielt fra årtusenskiftet. Tidligere var fangstene på opp til et par hundre laks i året (Berg 1964), mens det i senere år er fanget mer enn 10 tonn (Fig. 50). Dette har, til tross for elvas størrelse, vært en hovedårsak til at den befinner seg blant landets mest fangstrikke elver. Man kan spørre seg om hvorfor ikke fangstøkningen skjedde tidligere, siden bygging av trappene startet allerede på 1940-tallet. Nøkkelen til dette ligger først og fremst i trappa i Førstefossen, som trengte lang tid før den kom i funksjon (fiskeoppsyn Odd Lehto, pers. medd.). Helt fram til 1980-tallet var det en oppfatning at tunnelen var avgjørende for at fisk skulle vandre, og det var et forvaltningskrav at det skulle slippes vann både i tunnelen og den parallelle trappa. Det ble registrert at sjørøye foretrakk å vandre i tunnelen, men av ukjente grunner var laksen lite villig til å gå denne veien. Trolig var det for lite vann i anlegget totalt sett. Rundt 1980 ble det besluttet at vannet i hovedsak skulle slippes forbi tunnelen og kun i selve trappa. Dette resulterte i at laksen begynte å ta seg videre opp. Deretter observerte man gradvis mer fisk opp til Tredjefossen og deretter forbi Fjerdefossen, og bestanden utviklet seg slik man kan forvente, ved at kun mangelen på gytefisk begrenset produksjonen av fisk på de lange elvestrekningene innover Varangerhalvøya. Dette viser hvor viktig det er med overvåking og lokalkunnskap. De siste 10-15 årene må man anta at vassdraget har vært nærmest fullrekruttert, og det registreres mange tusen laks forbi den nederste fossen hvert år. I denne betraktningen må man også ta hensyn til den Nord-atlantiske villaksens negative utvikling i samme periode.

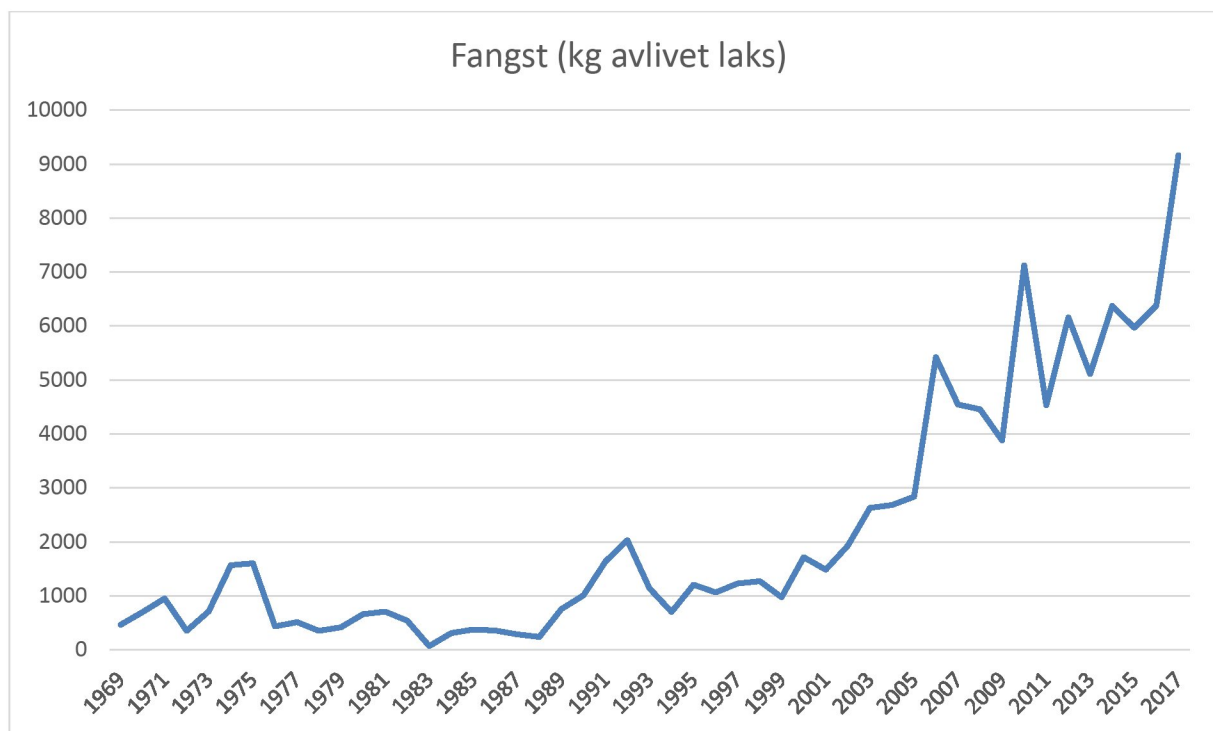


Fig. 50 Registrert fangst av laks (kg avlivet fisk) i Vestre Jakobselv. Kilde Lakseregisteret, Miljødirektoratet.

Det er liten tvil om at trappene i Vestre Jakobselv har vært årsaken til at laksebestanden i elva har økt slik fangstene viser, selv om det skulle ta lang tid før trappeanlegget i den nederste fossen fungerte skikkelig. Fangststatistikken viser at sportsfiskefangstene har blitt mer enn tidoblet (Tabell 9). I denne analysen baserer man seg på rapporterte fangster, og det bør nevnes at underrapportering antakelig har blitt redusert med tiden.

Tabell 9. Laksefangster i Vestre Jakobselv.

Periode	Antall laks fanget (snitt)	Totalvekt (kg)	Gjennomsnittsvekt (kg)
1970-1989 (20 sesonger)	176	795	4,49
2015-2018 (4 sesonger)	3688	11517	3,18

For å kunne si noe om gevinsten av laksetrappene i form av smoltproduksjon må det gjøres noen antakelser. De siste årenes fangster på omkring 3800 laks forteller noe om innsiget av voksen laks, og fangsttallene antyder en årlig økning på ca. 3500 laks fra tiden før trappene. Fra andre vassdrag er det antydning at fangstene representerer 30-70 % av den oppvandrende bestanden. Dersom det antas at fangstene i Vestre Jakobselv er 50% av totalt antall oppvandrende fisk innebærer dette at antallet voksne laks har økt med ca. 7200, fra snaut 400 til ca. 7600. Det siste tallet støttes av fisketellinger de siste årene, som indikerer at mellom 5000 og 6000 laks har passert Førstefossen. Med en tilbakevandring på 2-10 % av antall smolt kan den årlige smoltproduksjonsøkningen beregnes til mellom 50 000 og 200 000.

Diskusjon

Den voldsomme økningen av laksefangster i Vestre Jakobselv skyldes i stor grad bygging av laksetrapp. Ingen andre faktorer kan i særlig grad beskrive den observerte økningen. Dette er et eksempel på at fisketrapp er et velegnet tiltak for å øke anadrome fiskebestander i de tilfeller hvor det finnes betydelige gyte- og oppveksthabitater ovenfor trappene. I dette tilfellet er Vestre Jakobselv et spesielt tilfelle, hvor produksjonsstrekningene omtrent har blitt tidoblet. Lokalitetene for trapper er også et viktig moment, fordi funksjonen og kostnadene til en fisketrapp er en funksjon av høyden og lengden på vandringshinderet. I

Vestre Jakobselv er alle trappene bygget forbi relativt små vandringshindre, og både byggekostnader og vedlikeholdsomfang begrenses av dette.

Avslutningsvis bør det nevnes at spredning av anadrome fiskearter forbi naturlige vandringshindre generelt ikke lenger betraktes som ønskelig. Det vurderes i større grad som et kompensierende tiltak i de tilfeller hvor bestandene trues av andre årsaker enn naturlig begrensninger. Det er for eksempel hevdet at bestanden av stor ørret i de øvre delene av Vestre Jakobselv har blitt redusert etter introduksjonen av anadrom fisk. Berger m. fl. (2003) fant riktignok ikke grunnlag for å støtte dette, men påpeker at det ikke er utenkelig, og at økt fisketrykk på anadrom fisk også beskatter stor ørret, som er sårbar for et slikt fiske.

Levetid/varighet

Forventet levetid til en laksetrapp støpt i betong er flere tiår. Det er eksempler på trapper som har fungert i mellom 50 og 100 år uten reparasjoner eller nevneverdig vedlikehold av konstruksjonen. Samtidig finnes andre eksempler på at trapper ødelegges etter den første isgangen, selv om dette hører til sjeldenhetene. Levetiden er altså ikke en funksjon av selve konstruksjonen, men av naturgitte betingelser og valg av lokalitet. Ofte ser man også at trapper bygges om, spesielt de første årene, for å justere utformingen slik at den fungerer optimalt. Dette er ofte regelen, mer enn unntaket, fordi fiskens atferd kan være svært vanskelig å forutsi. Ombygging medfører kostnader, men kan ikke sies å være en del av vurderingen av trappens levetid. Både kunnskap og byggemetoder har utviklet seg med tiden, noe som generelt har økt levetiden til fisketrapper. Som konklusjon bør en godt planlagt og bygget fisketrapp ha en levetid på 30 år.

Kostnader

Det finnes kostnader fra ombygging av trappa i Førstefossen fra de siste årene, men ikke fra de opprinnelige arbeidene fra 1940-1960-tallet. Derimot finnes gode erfaringstall for norske fisketrapper, der kostnadene er en funksjon av trappens vertikale høyde. For Andrefossen og Fjerdefossen tyder alt på at de opprinnelige trappene kun ble bygget en gang og siden ikke har blitt reparert fordi fisken vandrer forbi via de sprengte rennene i berget. Vi velger her å ta med kostnadene for de opprinnelige tiltakene. I Tredjefossen ble trappen umiddelbart ødelagt av ras etter bygging. Gjenoppbyggingen etter raset tas ikke med i kostnadene siden dette må regnes som en spesiell hendelse. Trappa har senere blitt reparert, og det tas med kostnader for en fullstendig oppbygging. I Førstefossen kan man forenklet anta at trappa er bygget opp i sin helhet tre ganger, i 1947-61, i 1975-80, og i perioder på 2000-tallet. Dette inkluderer alle justeringer som var nødvendige for å få fisken til å vandre

Tabell 10. Basert på erfaringstall (DN 2002) og de siste års kostnader som er reelle er det grunnlag for å beregne et realistisk kostnadsestimat for perioden 1947-2017 (70 år) (Tabell 9).

Lokalitet	Høyde trapp	Kostnad pr. høydemeter (2017-kroner)	Totalkostnad 1947-2017 (70 år)
Førstefossen	6	300 000 (3 ganger)	5 400 000
Andrefossen	4	300 000	1 200 000
Tredjefossen	3,5	200 000 (2 ganger)	1 500 000
Fjerdefossen	10	150 000	1 500 000
Totalt			9 600 000 (137 140 pr år)

Vedlikeholdskostnadene er kalkulert inn som byggekostnader, ved å ta med kostnader for total ombygging. Det er ikke tatt med kostnader for oppsyn av trapper og fisketellere.

Kost-nytte effekt

Totalkostnader (anlegg og drift) beregnet til 137 400 kroner årlig for de fire fisketrappene over perioden 1947-2017. Kostnadene inkluderer flere tiltak som kan karakteriseres som "prøving-og-feiling". Samtidig er dagens økning av smoltproduksjon anslått til 50 000-185 000 årlig. Dette gir en årlig kost-nytt effekt som tilsvarer

0,75-2,6 kroner/smolt, avhengig av tilbakevandringsprosenten, eller mer nøyaktig 19 kroner/voksen laks tilbake til elva, noe som må sies å være særdeles gunstig. Dette er også en konservativ beregning fordi de totale kostnadene inkluderer tiltak som i mange år ikke fungerte.

Historisk har det ikke vært store innslag av sjørret eller sjørøye i fangstene, og fortsatt er det laksen som er dominerende. I oddetallsår, og spesielt i 2017, fanges det såkalt russelaks i Vestre Jakobselv (pukkellaks, *Oncorhynchus gorbuscha*), men det ser ikke ut til at denne vandrer forbi noen av trappene, og gytingen skjer i hovedsak på de nederste 2 kilometrene

Konklusjon

Bygging av fisketrapper i Vestre Jakobselv har gitt en svært stor bestandsøkning for anadrom fisk, og spesielt for laks, noe som i særlig grad skyldes den store produksjonsstrekningen som ble åpnet ved hjelp av trappene. Til tross for enkle tekniske midler var det gjennomførbart å bygge funksjonelle trapper, men det viste seg også at det var utfordrende å få trappene til å fungere fra starten av. Det var nødvendig med en innkjøringsperiode, og en justering spesielt for den nederste trappen, og det viste seg også at trappene i de to andre fossene var unødvendige i sin opprinnelige form. Riktignok var det nødvendige med tiltak, men det viste seg at enkle sprengningstiltak kunne erstatte støpte kulpetrapper.

Med en systematisk overvåking kunne justeringsbehovet i nederste trapp blitt oppdaget langt tidligere og med dette hadde bestandsoppgangen og effekten av trappen kunne blitt fremskyndet. Det illustrerer hvor nyttig overvåking kan være.

Målet med trappene ble i høyeste grad oppnådd, og beregninger viser at vi i dag har en kost-nytte-effekt tilsvarende mindre enn 20 kroner pr. tilbakevandrende voksenlaks. Her er det tatt utgangspunkt i at økningen i laksebestanden vi har sett de siste årene alene skyldes trappene, fordi det ikke er andre sannsynlige årsaker til bestandsøkningen. Det har ikke vært tilsvarende bestandsutvikling i andre vassdrag i regionen, vannkvaliteten har vært god hele tiden (Berger m. fl 2003) og det er et vernet vassdrag uten vassdragsreguleringer. Bestandsutviklingen samsvarer også godt med observasjoner av når fisken begynte å vandre i trappene.

Det er viktig å bemerke at tiltaket har fremmet laks og andre androme arter men er et kunstig inngrep i den ellers nesten naturlige elven. Lignende effekter kan imidlertid forventes for fiskepassasjer ved kunstige vandringsbarriere dersom habitatforholdene ovenfor gunstige og arealet stort. Selv om fiskepassasjer isolert sett er kostbare og krever vedlikehold og drift, så kan de være meget effektive dersom de tilkobler store og gode habitater.

4.8 Laksetrapp i Måselva i Troms

Hans-Petter Fjeldstad,

hans-petter.fjeldstad@sintef.no

Faktaboks

- Type tiltak og byggeår: **Laksetrapp bygget og vedlikeholdt fra 1910**
- Målsetting: **Økt produksjonsstrekning for anadrom laksefisk**
- Biologisk effekt (mål oppnådd?): **Anadrom strekning økt fra ca. 40 til ca. 140 km. Økte fangster**
- Varighet/levetid: **Levetid >30 år**
- Kostnader: Anleggskostnader 1.300.000 NOK
- Kostnader: Anleggskostnader og driftskostnader (i 2017-kroner): **70 000,- årlig**
- Kost-nytte effekt: **Bestandsøkning av laks med snitt voksne individ årlig til kr 14/fisk**

Bakgrunn og målsetting

Måselva er det største vassdraget i Troms med sitt nedslagsfelt på nesten 6000 km². Det dannes primært av de to store elvene Barduelva og Måselva, og munner ut i sjøen ved Malangen. Vassdraget består av et stort antall sidevassdrag, og tidligere var vandringshinderet i hovedelva for anadrom fisk Måselvfossen, ca. 40 km fra sjøen. Fallet på denne strekningen opp til fossen er kun omkring 5 meter, og elva renner derfor svært stille og bunnen består av sand og slam. Det er svært få gyteplasser for anadrom laksefisk nedenfor Måselvfossen, og fram til det ble bygget laksetrapp i fossen var fangstene beskjedne i vassdraget. Berg (1964) anslår fangstene på denne tiden til rundt 100-200 laks i året. Nedenfor fossen munner Barduelva, Andselva og Takelva ut, og tidligere ble det fanget en del laks på den ca. 3 km lange anadrome strekningen i Barduelva. Vassdragsregulering førte til at dette fisket ble drastisk redusert. Vassdraget har for øvrig reguleringer både i Dividalen og med overføringer til Altevann, men Andersen & Langeland (1977, 1981) konkluderte med at dette ikke har påvirket bestandene av laksefisk i betydelig grad. Vassdraget består oppover av blant annet Rostadelva, Tabmokelva, Divieleva, Fjellfrøskelva og Kirkeselva (Figur 1), slik at den totale anadrome strekningen i dag er over 130 km lang, med et produksjonsareal for laks som gir et eggpotensial på ca. 4 millioner. Tilgangen til strekningen ble realisert etter bygging av laksetrapp i Måselvfossen i perioden 1908-1910, etter at planer for trapp (Fiskeriinspektør Landmark) forelå allerede i 1878. Dette var i en periode med sterkt fokus på bygging av laksetrapp, etter at man så resultatene fra liknende prosjekt i Irland, og etter at Norges første trapp ble bygget på 1870-tallet (Gaulfossen). Den totale høyden av trappa er omkring 24 meter (www.Hoydedata.no), og trappa er nærmere 500 meter lang. Allerede året etter bygging ble det fanget laks ovafor trappa, og deretter har fangstene av både laks og ørret steget dramatisk (Figur 2). I dag regner man med at over 90 % av gytebestandene til laks befinner seg ovafor trappa, mens ca. halvparten av fangsten foregår nedenfor trappa (Svenning og Johansen 2011).

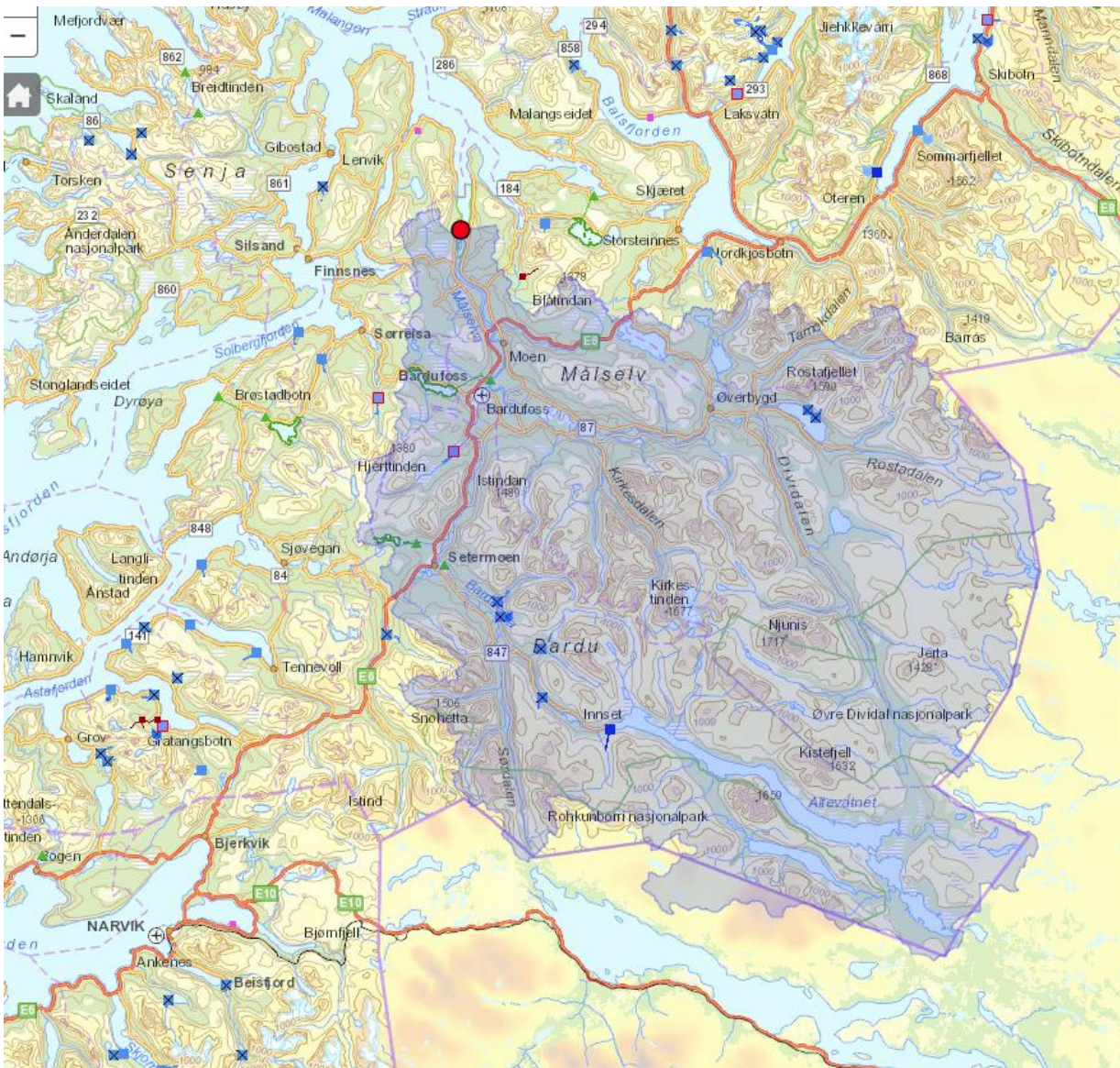


Fig. 51 Oversiktskart over Målselvas nedbørsfelt (Kilde: NEVINA.no).

Problemstilling og diagnose

Det foreligger ikke dokumentasjon som viser hvilke vurderinger som lå til grunn for byggingen av trappa i Målselva, men Berg (1964) beskriver at målet til norske myndigheter var å øke den generelle produksjonen av laks i både elv og sjø. Det er tvilsomt om det fantes biologiske analyser som tok sikte på å kvantifisere gevinsten i form av økte fiskefangster. Det er naturlig å tenke seg at potensialet for produksjon av laks i Målselva ble vurdert ut fra elvas totale størrelse og det beskjedne produksjonsområdet nedenfor fossen, som var kjent for sitt uproduktive habitat. Til tross for at fisket i Målselvfossen var attraktivt også før bygging av trappa var det god kunnskap om at en økning i produksjonen av laksefisk oppover i dalen ville gi utbytte også nedenfor trappa og i sjøen (Landmark 1884). I sin tid var det Troms laksestyre som hadde ansvaret for trappa, men fra 1989 ble dette overtatt av Samarbeidsutvalget for Målselvvassdraget, derunder 5 grunneierlag, og trappa eies nå av Målselv kommune.

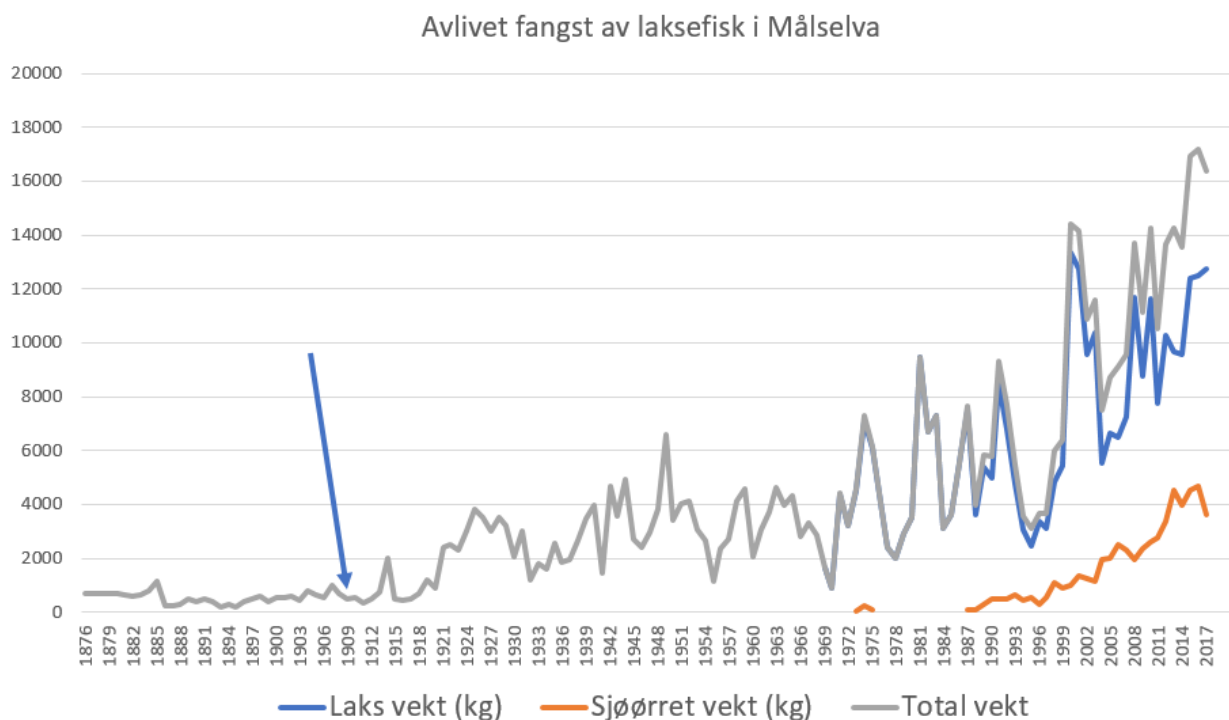


Fig. 52 Fangster av laks og sjørørret i Målselvdassdraget i årene 1900–2017. Den blå pila indikerer tidspunktet for bygging av laksetrapp i Målselvfossen. Kilde: Lakseregisteret/Miljødirektoratet.

Tiltaksbeskrivelse

Fisketrappa i Målselvfossen er bygget som en tradisjonell kulpetrapp, hvor kulpene helt eller delvis er sprengt i fjell. Denne metoden er benyttet med hell ved mange trappeanlegg i Norge., og har vist seg å være en robust løsning. Den store fordelen med denne metoden i Målselva var at alt utstyr og byggematerialer kunne bæres inn med håndmakt, siden trappa ikke ligger ved vei. I tillegg hadde man en stor grad av fleksibilitet til å velge utforming og trase for fisketrappa. Erfaring har også vist at kulper sprengt i fjell har tålt tidens tann godt. Anslått vannføring i trappa er rundt 500 l/s, men dette varierer noe med elvas vannføring. Her er det riktignok bygget en sidevange mot elva helt øverst i trappa., slik at ved høye vannføringer i trappa vil det renne over og ut i elva, og vannføringen videre i trappa vil være lavere. Dette er en sinnrik og god løsning. Inngangen til trappa er tredelt, en vanlig inngang, en inngang som benyttes under flom, samt den såkalte Midtfallstrappa som benyttes på spesielt lave vannføringer (Figur 7). I sistnevnte tilfelle går fisken selv et stykke opp i fossen, og via en manuell luke kan det ledes vann ut til en kulp hvor fisken samles og inn i trappa. For å unngå at fisk hopper ut av trappa og ut i fossen er det enkelte steder satt opp et stålgitte.

Spesielt med trappa i Målselvfossen har vært hvor lenge den har vært i effektiv drift, og hvor lite kostnader som har påløpt til reparasjoner opp gjennom tiden, til tross for de store påkjenningene man kunne regne med på en slik lokalitet. Først rundt 1950 ble det gjennomført betydelige reparasjoner på trappeanlegget, og det må antas at man da også utbedret elementer som hadde vist seg å redusere trappas funksjon eller effektivitet. Det gjennomføres etter hver vårflom en viss opprydding av stein og stokker på dugnad, men dette er ikke en spesielt stor utfordring i denne trappa pers. medd. Odd Helge Utby, Samarbeidsutvalget for Målselvdassdraget). Trappa åpnes på forsommeren først når vanntemperaturen overstiger 4–5 °C, og da har isen i trappa smeltet og forsvunnet. I 2007 ble det fjernet et ødelagt betongoverbygg over inngangen til trappa. Det viste seg etterpå at dette overbygget ikke hadde noen reell funksjon, og inntrykket var at fisken vandret bedre uten dette taket.

Følgende hovedpunkter beskriver bygging og drift av trappa i Målselvfossen:

- 1908-1910 Bygging av trapp.
- 1950-1952. Omfattende reparasjonsarbeider.
- 2007 Fjerning av betongoverbygg over trappeinngang

I trappa er det montert fisketellere for oppvandrende fisk med videoregistrering. Erfaringen er at de gir verdifull informasjon om vandringen. De siste årene har opptil 8000 fisk blitt registrert på telleren årlig, og registreringene sammenfaller i stor grad med de subjektive observasjonene av fisk i trappa og fangster på oversiden (Tabell 11). Det var et inntrykk at de nye videotellingene fra rundt tusenårsskiftet ble mer nøyaktige, og at man spesielt fikk med flere registreringer av mindre fisk. De første fiskene passerer fisketelleren i trappa i andre halvdel av juni (Tabell 11), og det er lite vandring når vanntemperaturen er under 7-7,5 °C. Det ser ut til å vandre fisk i trappa inntil vannføringen kommer over 300 m³s i elva, og ned til lave vannføringer på 30-40 m³s.



Fig. 53 Typisk trappekul sprengt i berg i trappa i Målselvossen. Foto: Helge Utby.

Metoder

Bakgrunnen for bygging av trappa i Måselva skyldtes blant annet en nasjonal inspirasjon hvor resultatene fra andre europeiske land, særlig Irland, ble lagt merke til, og man så på økonomiske gevinstmuligheter i de store norske vassdragene, der man anså trapper som en nøkkel til å øke laksefangstene både i elver og sjø. At dette innebar spredning av anadrome fiskearter ble ikke betraktet som negativt. Blant annet nevner Berg (1964) at "I våre tre nordligste fylker fanges omtrent halvpartene av den norske laksen, og dette Nord-Norske laksefisket er av større økonomisk verdi enn selveste Lofotfisket". Likevel må vi regne med at vurderingene bak tiltakene baserte seg på skjønnsmessige vurderinger av produksjonspotensial, og at selve byggingen noen ganger også ble drevet av målet om sysselsetting. Selve byggingen baserte seg på byggetekniske og praktiske vurderinger.

Overvåking av tiltakene i trappa var fram til 1996 basert på subjektive observasjoner og fangstopplysninger. Fra 1996 har man i tillegg til fangstdata hatt tilgang til registreringer fra fisketellerne i Målselvfossen, da det ble etablert en optisk "Kilvik-teller", og i 1997 og 1998 installerte man en mekanisk "Myhreteller". Fra 1999 har det vært videoteller i trappa, slik at man kan registrere informasjon om fiskeart, størrelse, vandringstidspunkt etc. Erfaringen med telleren (pers. medd. Odd Helge Utby) er i dag at den gir pålitelige og verdifulle tall. I praksis er man avhengig av at slik telling foregår i fisketrapper, og ved utforming av fisketrapper må det planlegges for at egnet utstyr kan plasseres, fortrinnsvis øverst i trappa

Resultater

Fiskebestandene i Målselva har økt dramatisk etter at trappa ble bygget (Figur 2), noe som ikke er overraskende, ettersom 90 % av produksjonsområdene ligger på oversiden av fossen. Dette vises av fangsttallene (Fig. 54). De 10 siste årene har de totale fangstene ligget mellom 10 og 16 tonn årlig. Spesielt positivt er det store antallet sjørret, som gjør Målselva til et av landets mest produktive sjørretvassdrag. Dette viser også at trappa fungerer godt både for stor og liten fisk. Sjørøyefangstene har gått ned. Fig. 54Fig. 53 viser totalt antall registrerte fisk i fisketrappa. Dette gir en god oversikt over den voksne bestanden på oversiden av trappa.

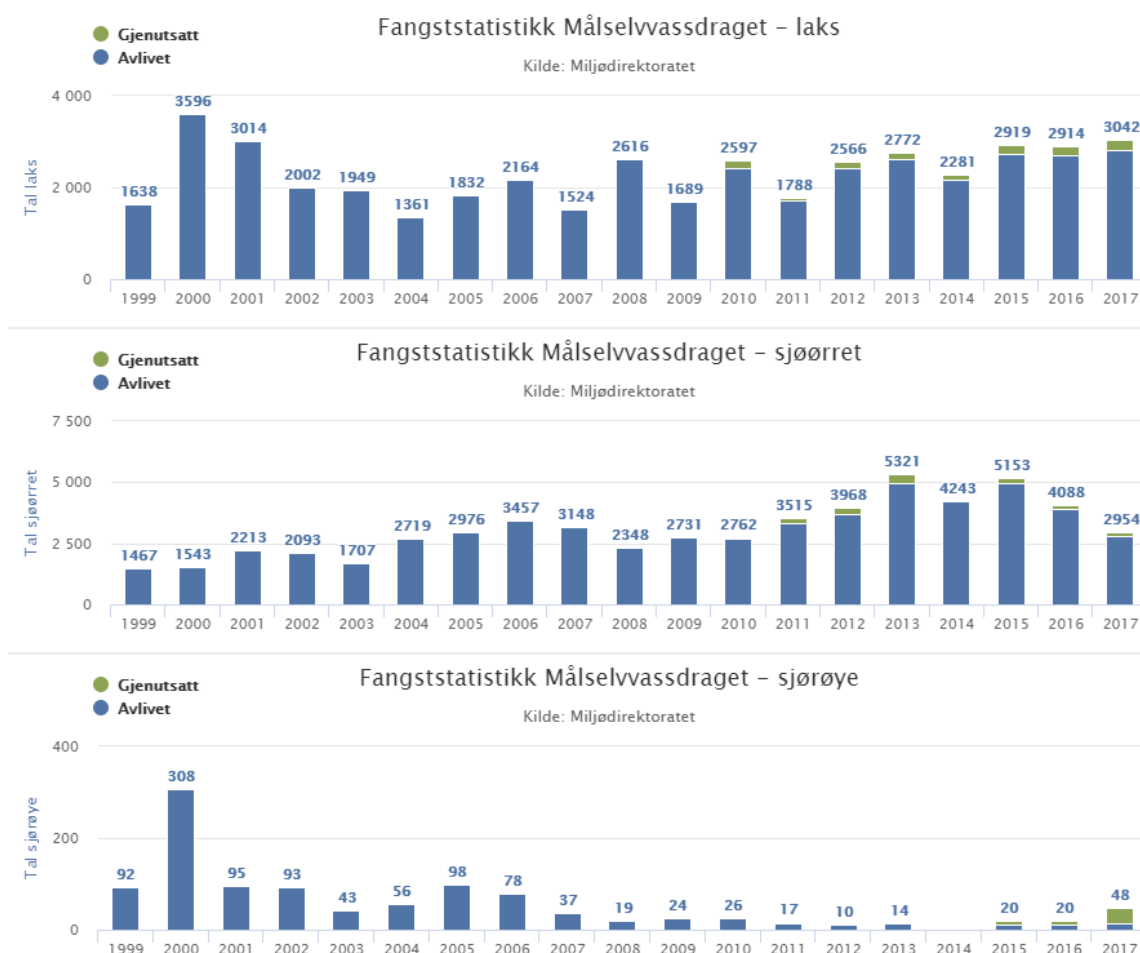


Fig. 54 Fangster av laks, sjørret og sjørøye i Målselvassdraget fra 1999 til 2017.

Tabell 11. Totalt antall registrerte fisk i Fiske-trappa i Målselv-fossen for årene 2014-2018. Kilde: (Maalselva.no)

	2014	2015	2016	2017	2018
Antall fisk	5003	5527	6134	6115	8140
Første registrering	25. juni	10. juni	9. juni	22. juni	10. juni

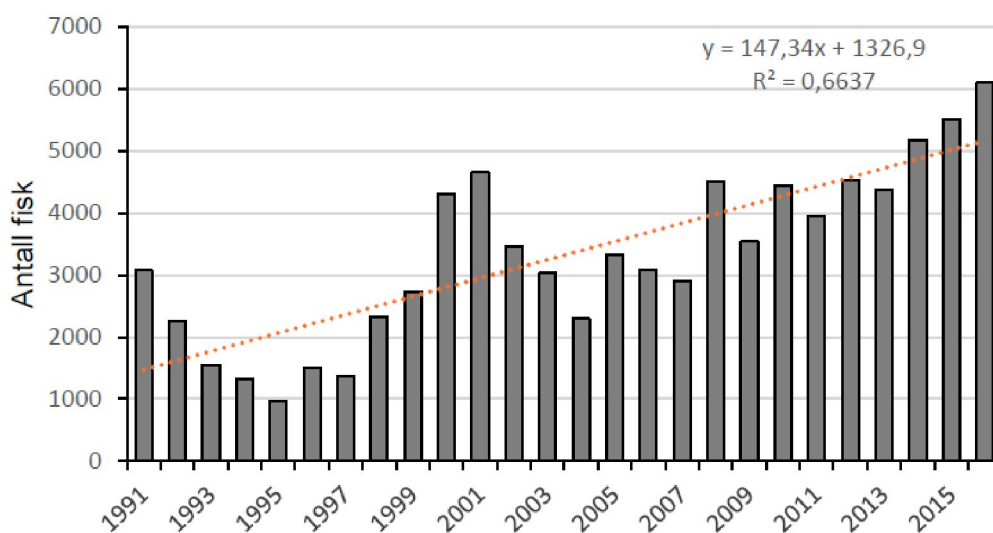


Fig. 55 Antall fisk registrert i trappa i Målselv-fossen fra 1991 til 2016 (Hentet fra Svenning og medf. 2011)

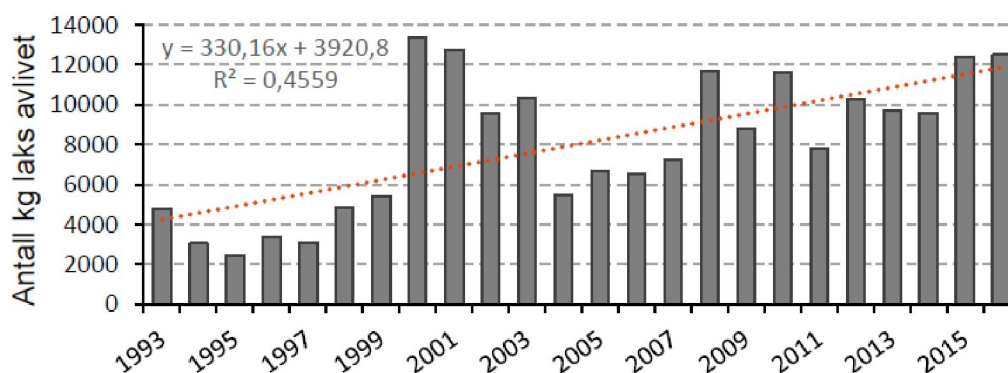


Fig. 56 Totalt antall fanget og avlivet laks i Målselva fra 1993 til 2016 (Hentet fra Svenning og medf. 2011)

Ut fra registreringene i fiske-trappa ser det ut til å ha vært en økning i fiskebestandene i Målselva. de siste 20 årene. Økningen er hovedsakelig reell, og delvis et resultat av bedre tellinger i perioden. Den reelle økningen skyldes antakelig ikke forhold i trappa, men det er gjennomført oppkjøp av notfiske i sjøen, kombinert med kvotereguleringer i elva. Dette har bidratt til at gytebestandsmålet i vassdraget har vært oppnådd de siste 10 år (5360 kg hunnfisk). Fangstuttaket av laks ovafor trappa de siste 20 årene har ligget på omtrent 30 % av oppvandret smålaks og mellomlaks, og ca. 50 % av oppvandret storlaks. Omtrent halvparten av fiskefangstene i Målselva foregår nedenfor Målselv-fossen (Svenning og medf. 2011).

For å lage et estimat på antall voksne fisk i Målselvvassdraget er det gjort følgende antakelser:

- Antall registrerte fisk i trappa representerer den oppvandrende bestanden oppstrøms trappa.
- I tillegg tilkommer det antall fisk som fanges på nedsiden av trappa (halvparten av fangstene)
- Gytebestanden nedenfor trappa er 10 % av registrerte fisk i trappa

For årene 2008-2017 gir dette et gjennomsnittlig antall fisk på 8370 fisk for laks, sjøørret og sjørøye samlet (Figur 6). Her er det ikke tatt hensyn til at de forskjellige artene har forskjellig utbredelse på oversiden og nedsiden av trappa, selv om dette sikkert er tilfellet. For eksempel betyr dette at fangstandelen i denne perioden i gjennomsnitt er beregnet til 74 % av den totalt estimerte bestanden, noen som antakelig innebærer at bestanden er underestimert. Noe av bakgrunnen for dette er at fangstandelen på 50 % nedenfor trappa kun gjelder laks, mens den samme andelen her også er brukt for ørret og røye. I forbindelse med beregninger av kost-nyttevurderingen er dette likevel en konservativ beregning.

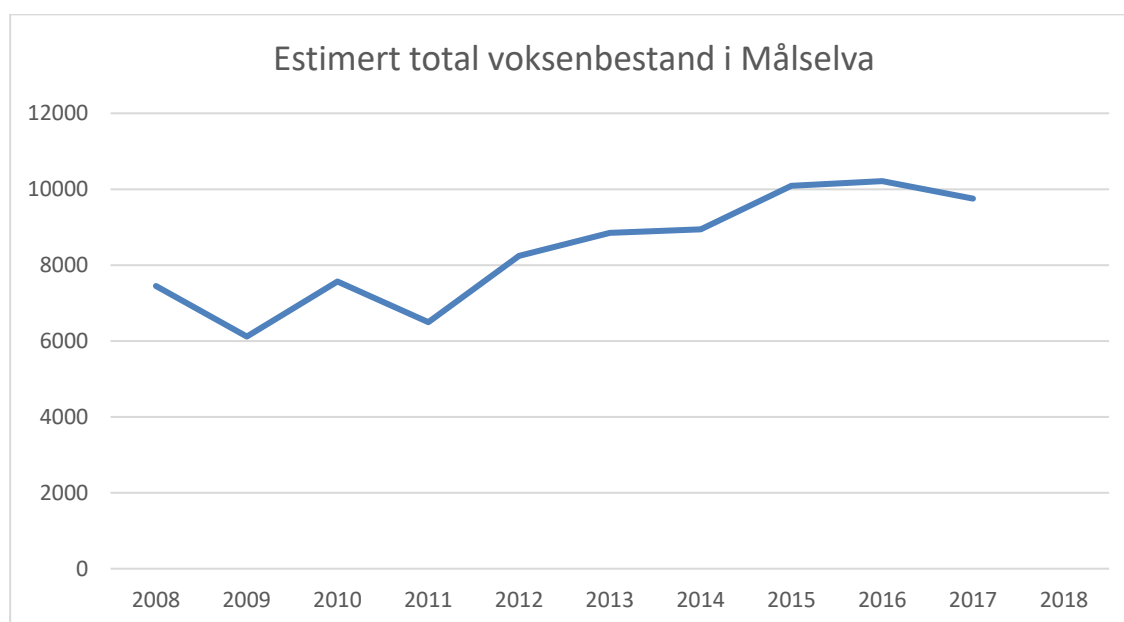


Fig. 57 Estimert antall oppvandrende voksne laks, sjøørret og sjørøye i Målselva for årene 2008-2017, basert på registreringer i trappa og fangstdata.

Diskusjon

Den voldsomme økningen av fangster i Målselva skyldes i stor grad bygging av laksetrappa. Ingen andre faktorer kan i særlig grad beskrive den observerte økningen. Dette er et eksempel på at fisketrapper er et velegnet tiltak for å øke anadrome fiskebestander i de tilfeller hvor det finnes betydelige gyte- og oppveksthabitater ovenfor trappene. I dette tilfellet er Målselva et spesielt tilfelle, hvor produksjonsstrekningene omtrent har blitt tidoblet. I tillegg har planleggingen og utformingen av trappa i Målselvfossen vært svært gunstig både med tanke på funksjon og kostnader. Her må det også nevnes at driften av trappa med stor sannsynlighet har vært god, og at tilpasninger i inngangsarrangement har vært basert på gode vurderinger.

Avslutningsvis bør det nevnes at spredning av anadrome fiskearter forbi naturlige vandringshindre generelt ikke lenger betraktes som ønskelig. Det vurderes i større grad som et kompensierende tiltak i de tilfeller hvor bestandene trues av andre årsaker enn naturlig begrensninger. Det nevnes av Berg (1964) at bestandene av andre fiskearter i Målselva (ørret, harr m.fl) har variert med bestanden av laks ovafor Målselvfossen, noe som er kjent fra andre vassdrag.

Levetid/varighet

Forventet levetid til en laksetrapp støpt i betong er flere tiår. Det er eksempler på trapper som har fungert i mellom 50 og 100 år uten reparasjoner eller nevneverdig vedlikehold av konstruksjonen. Samtidig finnes andre eksempler på at trapper ødelegges etter den første isgangen, selv om dette hører til sjeldenhetene. I Målselvfossen er trappa for en stor del sprengt i berget, kun i inngangspartiene i nedre del, i tillegg til mindre betongmurer og terskler. Dette har gitt trappa en levetid som er betraktelig lenger enn en støpt trapp. Levetiden er altså ikke bare en funksjon av selve konstruksjonen, men av naturgitte betingelser og valg av lokalitet. Ofte ser man også at trapper bygges om, spesielt de første årene, for å justere utformingen slik at den fungerer optimalt. Dette er ofte regelen, mer enn unntaket, fordi fiskens atferd kan være svært vanskelig å forutsi. Ombygging medfører kostnader, men kan ikke sies å være en del av vurderingen av trappens levetid. Både kunnskap og byggemetoder har utviklet seg med tiden, noe som generelt har økt levetiden til fisketrapper. Som konklusjon bør en godt planlagt og bygget fisketrapp ha en levetid på 30 år.



Fig. 58 Inngangene til trappa i Målselvfossen. På det nederste bildet vises det vanlige løpet til høyre og flominngangen til venstre. Det øverste bildet viser luka og inngangen fra Midtfallet i fossen, som benyttes når vannføringa i elva kommer under $60 \text{ m}^3/\text{s}$ og fisken kan gå et stykke opp i fossen. Foto: Helge Utby.

Kostnader

Følgende byggekostnader og driftskostnader har blitt registrert for trappa i Målselvfossen:

Tabell 12. **Kostnader for bygging og drift av trappa**

År	Aktivitet	Kostnad	Kostnad i 2017-kroner
1908-1910	Bygging	20000	1 300 000
1950-1952	Reparasjoner	50000	800 000
2007	Fjerning av overbygg	104 000	130 000
Totalt			2 230 000

Dette gir en årlig kostnad på investeringer i tiden 1910-2017 på kr 20 270,- I tillegg er det antakelig gjort arbeider uten at kostnader er kjent, og det er gjort både dugnadsarbeid og utbedringsarbeider med transporthjelp fra Forsvarets 339 helikopterskvadron på Bardufoss flyplass. Årlige investeringskostnader rundes derfor skjønnsmessig opp til kr 40 000,-.

I tillegg har Samarbeidsutvalget for Målselvvassdraget en driftsutgift på ca. 70 000,- i året, noe som totalt gir en årskostnad på **kr.110 000,-**.

Kost-nytte effekt

Totalkostnader (anlegg og drift) beregnet til 110 000 kroner årlig for fisketrappa over perioden 1910-2017. Samtidig er dagens økning av voksenfisk anslått til gjennomsnittlig 8000 individer av laks, ørret og sjørøye årlig. Dette gir en kost-nytt effekt som tilsvarer snaut 14 kroner/voksen fisk tilbake til elva, noe som må sies å være særdeles gunstig.

Konklusjon

Bygging av fisketrappa i Målselva har gitt en svært stor bestandsøkning for anadrom fisk, og spesielt for laks og sjørøret noe som i særlig grad skyldes den store produksjonsstrekningen som ble åpnet ved hjelp av trappene. Til tross for enkle tekniske midler var det gjennomførbart å bygge en funksjonell trapp, og det viste seg at enkle sprengningstiltak kunne erstatte støpte kulpetrapper. Faktisk har dette ført til at vedlikeholdet av konstruksjonen i ettertid har vært minimalt. Her må det også gjentas at problemer med sediment (stein etc.) og rekved har vært begrenset, noe som skyldes både naturgitte betingelser og trappas utforming.

Målet med trappa ble i høyeste grad oppnådd, og beregninger viser at vi i dag har en kost-nytte-effekt tilsvarende mindre enn 24 kroner pr. tilbakevandrende voksenfisk. Her er det tatt utgangspunkt i at økningen i laksebestanden vi har sett alene skyldes trappa, fordi det ikke er andre sannsynlige årsaker til bestandsøkningen. Bestandsutviklingen samsvarer også godt med observasjoner av når fisken begynte å vandre i trappene.

5 Diskusjon

Når kostnader og nytte (dvs. økologisk effekt i denne sammenhengen) vurderes er det viktig å ta i betraktning at mange tiltak har en rekke flere funksjoner: For eksempel sikrer miljøvennlig erosjonssikring først og fremst elvebredder, fiskevennlige kulverter fører vann trygt gjennom infrastruktur og sideløp virker som hydraulisk avlastning ved flom. I en samlet kost-nytte vurdering bør disse funksjonene derfor inkluderes.

«Kostnader» for fysisk anleggsarbeid i vassdrag (n=69) som er presentert i Tabell 3-Tabell 8 varierer, også innenfor samme type tiltak. Årsaken til variasjonen er at rammebetingelser, tilkomst, material- og særlig transportbehov, men også ambisjonsnivå og dokumentasjonsmetoder har vært forskjellige i de mange prosjekter. Likevel gir de relative tallene som er standardisert på enhetskostnader (NOK/enhet) informasjon om en størrelsesorden og et spenn av forventbare kostnader. Oversikten viser at kostnader for miljøtiltak ligger i samme størrelsesorden som vassdragstekniske tiltak av lignende type (Tabell 1 og Tabell 2). Dette er som forventet og derfor kan også disse brukes for å kalkulere kostnader.

Det var ikke enkelt å finne dokumenterte kostnader som kan tilordnes enkelte tiltakstyper og enheter (areal, lengde, mm.) og de 69 eksempler som vi fant gir ikke stor nok antall per tiltakstype for å kunne definere statistisk typiske kostnader. Tallene må derfor heller betraktes som en pekepinn som grovt viser hva man kan forvente. Oppnådd miljøeffekt og vedlikeholdsbehov dokumenteres sjeldent systematisk og over tid, ofte ikke i det hele tatt (kap. 3.4).

Datagrunnlaget bør forbedres utvides, slik at man etter hvert får et bedre vurderingsgrunnlag. Skal kunnskapsgrunnlaget forbedres, anbefales det derfor å innføre en enkel rapportering for kostnader for miljøprosjekter i vassdrag. Rapporten bør tillate å knytte kostnader til tiltakstype og omfang (enhet, areal o.l.) og også oppnådd miljøeffekt.

«Nytte» av miljøtiltak er ikke entydig definert, men i de fleste tilfeller vil begrepet kunne stå for bidraget til å rekke en miljømålsetting som følge av et tiltak. Det er vanligvis mange abiotiske faktorer (sesong, temperatur, vannføring, sediment) samt biologiske faktorer (konkurransen, sykdom, parasitter, predasjon mm.) som har effekt på dyr og planter, og derfor vil det ikke alltid være mulig å måle nytten bare med biologiske faktorer som for eksempel en økning i fiskebestand. Vi foreslår istedenfor å kombinere abiotiske faktorer (habitatendringer) sammen med biologiske faktorer (endringer i mangfold/bestand) for å vurdere nytteeffekter. Som definisjon av kost-nytte forhold foreslår vi:

1. En kvalitativ eller kvantitativ beskrivelse av oppnådd miljøeffekt som følge av tiltak (som ofte også er påvirket av andre faktorer) og kostnader per forbedret habitatareal delt på levetid [NOK/m²/år], se Tabell 13.

Eller:

2. Dersom faglig og metodisk mulig, kostnader per endring i biologisk enhet per tid, for eksempel kostnader per økning i antall arter eller fisk per år [NOK/fisk/år], se Tabell 13

I det følgende drøftes resultatene av de prosjektene der det var mulig å se nærmere på kostnader, men også effekt over tid. Tabell 13 viser et sammendrag.

5.1 Gyteplasser

Våre tre eksempler med utlegging av gytegrus har vart i 8-17 år og det forventes at de varer 13-30 år samlet sett. Anleggskostnader for gytegrusutlegg betraktes som relativ rimelige med gjennomsnittlig 180 NOK/m² basert på eksemplene i Tabell 7 og 100-150 NOK/m² i våre langtidsprosjekter i Flekke og Aurland (4-12 NOK/m²/år). Eksempelet fra Matre illustrerer hvor stor variasjon det kan være mellom prosjekter. I dette prosjektet ble kostnadene høyere på grunn av at det var nødvendig med terrengtilpasning og en ny bestilling av grus. Prosjektet må betraktes som pilotprosjekt med ekstraordinære kostnader. Det siste grusutlegget i det ferdig tilrettelagte elveleiet vurderes isolert sett som like dyrt som i de to andre eksemplene ovenfor. Kostnader til grusutlegg vil variere mye avhengig av forhold som tiltaksarealets størrelse, beliggenhet, transportkostnader og tilkomst. Levetiden er relativt lang i eksemplene (forventet 13-30 år). Årsaken til at arealet av gyteplassene avtok med tiden var utspyling av grus under flommer og i Matre også gjengroing. Klogging eller tildekning med finsediment var ikke problematisk i noen av eksemplene. Det fantes relativt lite finsedimenttransport i disse tre vassdragene som alle hadde innsjøer (=sedimentfelle) ovenfor tiltaksområdene, samt lav andel av dyrket mark i nedbørsfeltet (< 3 %). I områder med mer suspendert stoff, sand- og jordustlipp måles lavere levetid av grusutlegg. Pulg et al. (2013) rapporterer om restaurerte gyteplasser med en levetid på 4-6 år i en elv i et tysk landbruksområde (Moosach). En levetid på mindre enn ett år ble målt i elven Inn som har tilførsel av silt fra breer og mer enn 100 mg/l suspendert stoff (Pulg 2009). Lav finsedimenttransport/-utslipp og lite forurensing bidrar til lengre levetid av både naturlige og tillagte grusgyteplasser. Gyteaktivitet av fisk renser substratet og kan bidra til å begrense vegetasjonsvekst og med dette gi lengre levetid (se eksempel om Matreelva). Dessuten er hydrauliske og morfologiske forhold vesentlig for kvaliteten til grusen og om den blir liggende, blir spylt ut eller sedimentert. Generelt anbefales det å legge ut grusen på- og ovenfor brekk, dvs. overgangen mellom renner, kulper eller innsjøer til stryk. Fallgradienten i tiltaksområder skal ligge mellom 1 % (særlig i små elver, < 1 m³/s) og 0,3 % i mellomstore elver (<100 m³/s). I større, dypere elver med større skjærspenning bør gradienten være lavere og gå ned til 0,07 %. Pulg et al. (2018) anbefaler en grusblanding bestående av siktesorteringen 8-64 mm. Alternativt kan det benyttes naturlig morenemasse eller elvegrus dominert av stein mellom 1 og 10 cm som inneholder minst mulig finere masser. Gjennomsnittlig korndiameter for gyting av ørret og laks skal ligge mellom 20 og 50 mm. Substratblandingen bør domineres av de grovere fraksjonene innenfor denne spennvidden i brattere elver og i elver med store gytefisk (f.eks laks eller storørret), og av de mindre fraksjonene i flattere elver og i elver med mindre gytefisk (f.eks ørret og små sjørret).

5.2 Morfologisk tilpasning av elveleiet

Det to eksemplene med bygging av elv i elva viser at slike tiltak kan ha lang levetid i de strekningene de er bygd i, i dette tilfellet strekninger som har fraført vann. Eksempelet fra Øyvollen viser at det ble nødvendig å fjerne finstoff fra elvestrekningen etter 20 år med drift. Dette gjaldt spesielt en av hølene på strekningen, og simuleringer av sedimenttransport viser at denne hølen fungerte som en sedimentfelle. Det kan derfor være interessant for fremtidige tiltak å vurdere om det skal lages en form for sedimenteringsbasseng i starten av strekningen for å øke tidsrommet mellom hver gang vedlikehold er nødvendig. Begge strekningene som er omtalt er laget ved bruk av simuleringmodeller. Med den økende kapasiteten en har til å skaffe detaljert geometri av elver og tilgang til nye modellverktøy med visualisering og analyse av resultater, så er dette en svært effektiv metode for utforming og planlegging av tiltak (Bustos et al. 2019). Dette vil også være nyttig i forbindelse med bygging, siden dimensjonering av materiale og plassering av tiltak vil være avhengig av lokale forhold som vannføringsvariasjon, bredde og helning på elva. Faktorer som flom og isgang kan påvirke levetiden til slike tiltak, og kostnadene ved tilpasning må vurderes mot kostnaden av å reparere ved skader. Flommer er svært ofte kraftig redusert på strekninger som er fraført vann, men det er ikke gitt at en ikke kan få store flommer også her. Dette er derfor en faktor som må regnes med i planleggingen.

Data frå Øyvollen over en periode på mer enn 20 år viser at der har de tilpassede strekningene hatt god effekt på tetthet av ungfisk i forhold til referansestrekningen. Dette varierer noe, og en kan se at en økning av finmateriale i den ene hølen påvirker tetthet av fisk negativt, noe som understreker at oppfølging er nødvendig og at tiltak for å forbedre forholdene er viktig for fiskens bruk av habitatet. Det er også gjort en studie av vinterforhold som viser at strekningene fungerer som habitat for fisk også på vinteren.

For de to strekningene vi har sett på her ligger kostnaden for bygging på mellom 4 – 500.000,- målt i 2017 kroner. I tillegg kommer en estimert kostnad på 50.000,- for fjerning av finmateriale på den ene strekningen. Dette er typisk en kostnad som må sammenholdes mot slipp av ekstra vann om tilsvarende habitatkvalitet skal oppnås på en strekning, noe som var grunnlaget for bygging av begge de omtalte strekningene.

5.3 Ripping/Harving

Harving i Eira hadde en effekt i minst 5 år og kostet 2 NOK/m²/år. Ved ripping av elvebunnen i Aurlandselva har en hatt anleggskostnader ned mot 1 NOK /m² (Pulg et al. 2018). Levetiden for tiltaket i Aurland er ikke nådd enda, men etter 5 år er effekten fortsatt til stede. Enhetskostnader er dermed 0.2 NOK/m²/år eller lavere i Aurland. Også harving som i Eira kunne nådd slike lave kostnader dersom tiltaksarealene hadde vært større. Med dette hører ripping til de rimeligste tiltakene blant utvalget selv om de må gjentas etter noen år. En forutsetning for habitatforbedring ved ripping er at det substratet en vil ha er til stede i elvebunnen. Dersom ungfiskhabitat for laks og aure skal bedres betyr det at elvebunnen bør være dominert av rullestein (ca. 10-50 cm i diameter). Dersom et armeringslag skal løses for å bedre gyteforholdene, kreves at det finnes mye gytegrus i sedimentet. I fluviale elvetyper med fungerende sedimenttransport (finsedimenttype, kulpstryk-type; Hauer & Pulg 2018) vil varigheten av ripping kunne være kort fordi neste flom kan dekke området til med nytt sediment. I slike tilfeller trengs det vanligvis heller ikke ripping siden naturlig sedimenttransport fortsatt er til stede. Er sedimenttransport imidlertid redusert eller naturlig lav i elven, eller det er snakk om grovere elvetyper (jevne og varierte stryk; Hauer & Pulg 2018), kan ripping fungere over mange år. Mobilisering av finsediment under ripping kan være et problem siden det kan medføre uønsket sedimentering nedstrøms. Dette har blitt dokumentert i oppdemmete lavlandselver med høye finsedimentutslipp fra landbruk og som har lav gradient (< 0,01%). Problematikken er imidlertid mindre i uoppdemmete eller brattere elver, eller ved lav finsedimentandel. Her er sedimentmengdene som mobiliseres relativt små og hovedandelen av finsediment havner i store høler, innsjøer eller transporteres ut i sjøen, der finsedimentbunn er naturlig. For eksempel kunne det i Aurlandselva bare måles en liten økning av finsedimentandelen (ca. 2 %) i gytegrusen rett nedstrøms store rippingsarealer, men disse gyteområdene hadde fortsatt svært gode gyteforhold med høy eggoverlevelse. Substratforhold, elvemorfologi og habitatkvalitet bør derfor kartlegges nøye i forkant, samt at tiltaket og dets effekter bør overvåkes.

5.4 Fisketrapper

Eksemplene med fisketrappene i Vestre Jakobselv og Målselv er det mest effektive tiltakene fra denne studien når man legger til grunn kostnader per vunnet habitat per år. Med 0.02-0.09 NOK/m²/år er de ca. 2-10 ganger billigere enn ripping (0,2 NOK/m²/år) og ca. 100 ganger billigere enn utlegging av gytegrus (10 NOK/m²/år). Årsaken er at et stort habitatareal med god kvalitet har vært til stede ovenfor barrierene. Det var bare vandringsveien som ble bygget og driftet. Også kost-nytte effekt uttrykt gjennom kostnader per voksen fisk er derfor imponerende med henholdsvis 19 og 14 NOK per voksen anadrom fisk tilbake i elva.

Fiskepassasjene ble bygget ved naturlige vandringshinder med mål om å øke bestandene og gi bedre fiskemuligheter. Slike tiltak kan diskuteres hvis en naturlig referansetilstand skal være målet, men effekten vil kunne være like stor ved kunstige barrierer dersom arealet av godt habitat er stort nok på oversiden og trygg nedvandringsvei er til stede. Kartlegging av både konnektivitet og habitatkvalitet er derfor nødvendig for å

kunne vurdere hvilket potensial fiskepassasjer kan oppnå med hensyn til økt fiskeproduksjon. Begge bør derfor legges til grunn når tiltak til bedre konektivitet planlegges.

En viktig lærdom fra eksemplene er at overvåking er nødvendig for å sikre effektivitet. I Vestre Jakobselv gikk det årtier før man oppdaget relativ enkle feil i nedre trapp. Først da dette var fikset virket tiltaket for fullt. Kostnader for selve trappebyggingen vil variere sterkt avhengig av passasjetype, fallhøyde, vannmengde og hvilke fiskearter som skal benytte trappen, men også pga. undergrunn, eiendomsforhold og tilgjengelighet. Som tommelfingerregel anbefales ca. 10.000 NOK per m³ ombygget volum for betongtrapper, med stor variasjon mellom enkeltprosjekter (Tabell 3).

Tabell 13. Sammen drag av resultatene fra eksempelprosjektene i kap. 4

Eksempel navn	Tiltakstype	Effekt (Nytte)	Levetid Inntil nå/ forventet	Kostnader	
				Anleggs- og vedlikeholdsk.	Enhetskostnader
1 Gyteplasser i Aurlandselva	Utlegging gytegrus	Økt rekruttering og tetthet av ungfisk av sjøaure	8 år 13 år	183.327 NOK	12 NOK/m ² /år ved 13 år levetid
2 Gyteplass Flekkeelva	Utlegging gytegrus	Økt rekruttering og tetthet av ungfisk av laks og sjøaure	14 år 30 år	64.107 NOK	4,3 NOK/m ² /år ved 30 år levetid
3 Gyteplass Matreelva	Utlegging gytegrus og terrengtilpasning tverrsnitt	Økt rekruttering og tetthet av ungfisk av sjøaure og laks	17 år 30 år	671.763 NOK	110 NOK/m ² /år ved 30 år levetid
4 Øyvollen i Dalåa	Morfologisk tilpasning til endret vannføring «elv i elv»	Økt tetthet av ungfisk av laks	25 år	490.000 NOK 50.000 NOK	9,82 NOK/m ² /år
5 Nesheim i Dalåa	Morfologisk tilpasning til endret vannføring «elv i elv»	Lik tetthet av ungfisk som før?	17 år	407.000 NOK	4,79 NOK/m ² /år
6 Harving av elvebunn i Eira	Harving med harv og traktor	Økt tetthet av eldre ungfisk av laks (ca. 30 % i 5 år)	5-10 år	ca. 5000 NOK	ca. 2 NOK/m ² /år Kan effektiviseres
7 Laksetrapper Vestre Jakobselv	Kulpetrapper og sprengning av fossetrinn	Økt smoltproduksjon og økte laksefangst Fra 176 til 3488 laks/år	>30 år	9 600 000 NOK	137 000 NOK/år 19 NOK/voksen laks Habitat 0.09 NOK/m ² /år
8 Laksetrapper Målselva	Kulpetrapp	Økt smoltproduksjon og økte laksefangst Fra ca. 200 til over 12000 laks/år	>30 år	1.300.000 NOK	110 000 NOK/år 14 NOK/voksen anadr. fisk Habitat 0.02 NOK/m ² /år

5.5 Konklusjon

Habitattiltak har blitt kritisert for å være av kort varighet og ineffektive i motsetning til elverestaurering (Hendry et al. 2003, Beechie et al. 2010, Friberg et al. 2016). Våre eksempler viser at det finnes habitattiltak som fungerer etter hensikten, men at de fleste tiltakene har en begrenset levetid. Levetiden kan imidlertid være over mange år. For gyteplasser er det dokumentert minst 17 år, for ripping minst 5 år, for morfologiske endringer minst 25 år og for fiskepassasjerer minst 30 år. Kost-nytte-effekt uttrykt gjennom vunnet habitatareal i ønsket kvalitet varierer i våre eksempler fra ca. 0,02 NOK/m²/år (fisketrapp) til ca. 0,2 NOK/m²/år (ripping), til ca. 10 NOK/m²/år for morfologisk tilpasning og gytegrusutlegg. Eksempelene her var mistenkt for å ha en langtidseffekt og ble nettopp valgt for å kunne undersøke denne, de er derfor ikke representative for alle habitattiltak. Det er kjent at langt fra alle tiltak har fungert i så lang tid (Pulg et al. 2018) og den ovenfor nevnte kritikken om kort varighet er ofte berettiget.

Vi vil likevel argumentere for at habitattiltak kan være en viktig og kostnadseffektiv del av verktøykassen til bedring av fysisk miljøtilstand i vassdrag, særlig i de tilfeller der reguleringseffekter ikke kan fjernes i nær fremtid grunnet samfunnets behov og avveininger.

En viktig forutsetning for at habitattiltak skal fungere etter hensikten og i lang tid er at det tas hensyn til hydromorfologiske rammer: Vannføring, sedimentregime og geomorfologi (Hauer & Pulg 2018). Muhar et al. (1995) anbefaler å bruke et så kalt Leitbild-konsept som betyr at det formuleres en forventning om hvordan vassdraget vil utvikle seg naturlig med de gitte hydromorfologiske rammene. Denne fremgangsmåten er mye brukt i restaureringsøkologi internasjonalt og ligger også til grunn i vannrammedirektivet som tar utgangspunkt i en referansetilstand. Fordelen med et slikt «Leitbild» eller naturlig referanse ved gjennomføring av fysiske miljøtiltak er at det er lettere å velge de rette tiltakene med rett dimensjonering. Er helningen 0,6%, og det finnes løsmasseoverskudd, kan vi forvente en elv tilsvarende «kulp-stryk type» med grusbunn, svingende elveløp, sideløp og dessuten mange gyteplasser og lite skjul. Er helningen 2 % på glasifluviale masser og massunderskudd kan vi forvente et «variert stryk» med stor substratvariasjon, mye skjul og mindre svinger. Også historiske opplysninger som gamle kart gir viktige informasjon om morfologien som kan forventes naturlig. Med Leitbild-konseptet kan passende tiltak velges og dimensjoneres (tiltakstype, steinstørrelse, vegetasjonstype, sediment, transportkapasitet o.l.) og risikoen for dyrbare feil reduseres.

Dessuten er en god kartlegging og diagnose forutsetning for å kunne identifisere biologiske flaskehals. En slik fremgangsmåte er godt beskrevet for laks i «Miljødesign»-konseptet (Forseth & Harby 2013). Prinsippet ligger også til grunn innen elverestaurering (Pulg et al. 2018) og også i vannforskriften med gjentakende overvåking og klassifisering etterfulgt av en tiltaksanalyse (Veileder 02:2018).

Habitattiltak fjerner som nevnt ovenfor vanligvis ikke årsakene til degradering av naturlige forhold og er ofte ikke varige. Dette kan håndteres ved at vedlikehold og gjentagelsesbehov integreres fra starten, dvs. som en del av tiltaksbeskrivelsen. Vedlikehold og evt. reparasjon er vanlig for teknisk infrastruktur i vassdrag, slik som erosjonssikring, terskler, demninger og vannkraftverk. Også habitater og ønskete hydromorfologiske kvaliteter kan på samme måte opprettholdes over tid.

Som konklusjon anbefales det å prioritere på følgende måte:

1. Bevaring av eksisterende elvestrekninger med gode hydromorfologiske habitategenskaper.
2. I forandrete strekninger: Restaurering av fluviale prosesser med fjerning av hydromorfologiske inngrep
3. Hvis dette ikke er mulig grunnet gitt vassdragsbruk, så velges habitattiltak, inkludert vedlikehold og overvåking.

Erfaringer med miljøtiltak i vassdrag viser at det ikke bare er en risiko for at tiltak virker dårlig, men også at tiltaket virker mot sin hensikt. Eksempelvis kan gyteområder som er etablert ved grusutlegg bli spylt ut ved første flom, og eggene som da er gytt her vil samtidig kunne gå tapt. Videre kan fiskepassasjerer ved naturlige

vandringsbarrierer spre fremmede arter, og «biotopforbedrende» terskler kan stue opp elven og skape kunstige sedimentasjonsbassenger med dårlige miljøforhold.

Hvordan kan slike utilsiktede effekter unngås? Vi vil anbefale syv enkle prinsipper som skal bidra til å redusere risikoen for uønskete effekter ved valg og gjennomføring av tiltak:

1. Kunnskap: Det kreves tilstrekkelig og aktuell fagkunnskap for å kunne kartlegge, stille en diagnose og å velge tiltak.
2. Bruk informasjon om hydromorfologiske rammer og naturtypiske referanser (Leitbild konsept). Dette er hovedprinsippet i vannforskriften og skal legges til grunn ved valg av tiltak. Dette prinsippet hjelper også når bestandsdata av enkeltarter er usikre eller mangler. Prioriter naturlige fluviale prosesser fremfor enkelttiltak som må vedlikeholdes. Materialer, planter, steinstørrelser og morfologityper bør i utgangspunktet bare velges dersom de hører naturlig hjemme i vassdragsstrekningen.
3. Valgt tiltakstype skal være godt egnet til formålet og ha vist miljøforbedrende effekt i sammenlignbare vassdrag. Naturmangfoldloven § 12 legger opp til anvendelse av god praksis, når den krever at tiltak og driftsmåter skal gi de «beste samfunnsmessige resultater».
4. Velg rett skala og omfang av tiltak.
5. Overvåking i etterkant: Undersøke om tiltak fungerer som planlagt. Basert på overvåkingen kan tiltak justeres eller vedlikeholdes.
6. Legg inn vedlikehold og drift som en integrert del av tiltaket dersom tiltakstypen krever det.

Både i litteraturen og gjennom vårt arbeid ser vi et behov for mer data om kostnader og effekt av tiltak. Ofte finnes bare publisering av effekter hvis det i det hele tatt er publisert eller overvåket noe. Vi vil derfor anbefale å legge større vekt på å inkludere kostnader i både overvåking og evaluering av habitattiltak.



Laksepar og voksen laks ved gyteplassen (Foto: Ulrich Pulg)

6 Referanser

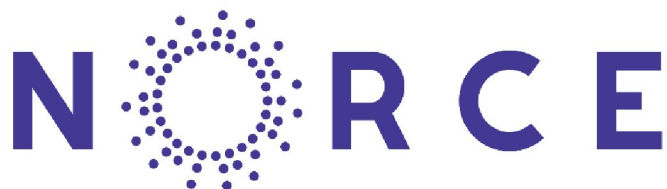
- Adeva Bustos, A., Alfredsen, K., Fjeldstad, H.-P., Ottoson, K. (2019). Ecohydraulic Modelling to Support Fish Habitat Restoration Measures. *Sustainability*, 11(5), 1500
- Alfredsen, K., A. Harby, T. H. Bakken og W. Marchand (1997). Application and comparison of computer models for quantifying impacts of river regulations on fish habitat. *Hydropower 97*, Trondheim, Norway, A.A.Balkema.3-9
- Alfredsen, K., M. Stickler og T. Linnansaari(2006).Verknader av is på habitat for fisk i elver med habitattiltak og minstevassføring NVE Miljøbasert Vannføring 1-2006 43
- Andersen, C. & Langeland, A. 1977 Reguleringsinnvirkning på bestand og fiske i Målselvdassdraget. Malangen Herredsrett. Sak 15/1971 B- Dividalskjønnet.
- Andersen, C. & Langeland, A. 1981 Tilleggsuttalelse vedrørende reguleringsinnvirkning på bestand og fiske i Målselvdassdraget. Malangen Herredsrett Sak 15/1971 B- Dividalskjønnet.
- Arnekleiv JV., Pulg, U., Sandnes TO., Kjørstad G., Skår, B., Kirkreit, I., Fergus, T. 2012: Evaluering av celleterskler som avbøtende tiltak. NVE Rapport nr. 6 – 2012. Norges vassdrags- og energidirektorat. OSLO ISBN: 978-82-410-0870-2
- Arnekleiv, J. og L. Rønning(2013).Kraftverkene i Meråker – resultater av habitattiltak og laksekultivering, og plan for kompensasjonsutsetting av laks i sideelver i Meråker. NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk notat 2013-4
- Arnekleiv, J. og L. Rønning(2018). Habitattiltak i Dalåa, Meråker kommune - langtidseffekt av restaureringstiltak på utsatt laks - en oppsummering NTNU Vitenskapsmuseet 2018-4
- Arnekleiv, J. V., L. Rønning, J. Koksvik, G. Kjørstad, K. Alfredsen, O. Berg og A. Finstad(2007).Fiskeribiologiske undersøkelser i Stjørdalselva 1990-2006. Faglig oppsummering: kraftverksregulering, bunndyr, drivfauna, ungifsk og smolt. Vitenskapsmuseet Rapport, Zoologisk serie 141
- Arnekleiv, J., G. Kjørstad, L. Rønning and J. Koksvik(2002). Fisk, bunndyr og minstevannføring i elvene Tevla, Torsbjørka og Dalåa, Meråker kommune. NTNU Vitenskapsmuseet rapport zoologisk serie 2002-5
- Arnekleiv, J., G. Kjørstad, L. Rønning og J. Koksvik(2002).Fisk, bunndyr og minstevannføring i elvene Tevla, Torsbjørka og Dalåa, Meråker kommune. NTNU Vitenskapsmuseet rapport zoologisk serie
- Barlaup B. T., Gabrielsen S. E., 1999, Fiskebiologiske undersøkelser i forbindelse med planlagte biotopforbedrende tiltak i Matreelva. LFI Rapport nr. 107/1999
- Barlaup, B. T., Gabrielsen, S. E., Skoglund, H. and Wiers, T. (2008), Addition of spawning gravel—a means to restore spawning habitat of atlantic salmon (*Salmo salar* L.), and Anadromous and resident brown trout (*Salmo trutta* L.) in regulated rivers. *River Res. Applic.*, 24: 543-550. doi:10.1002/rra.1127
- Beechie, T. J., D. A. Sear, J. D. Olden, G. R. Pess, J. M. Buffington, H. Moir, P. Roni, and M. M. Pollock. 2010. Process-based principles for restoring river ecosystems. *BioScience* 60: 209–222.
- Berg, M. 1964: Nord-norske lakseelver. Tanum forlag. 303 sider.
- Berger, H.M., Brørs, S., Thuv, M. & Bernhardsen, T. 2003: Vurdering av konkurranseforhold mellom laks og stasjonære bestander av ørret og røye i Vestre Jakobselva, Finnmark. NINA - Fylkesmannen i Finnmark, Rapport 12-2003: 52 s.
- Bernhardt, E. S., Palmer, M. A., Allan, J. D., Alexander, G., Barnas, K., Brooks, S., ... & Galat, D. (2005). Synthesizing US river restoration efforts
- Bernhardt, E. S., Sudduth, E. B., Palmer, M. A., Allan, J. D., Meyer, J. L., Alexander, G., ... & Rumps, J. (2007). Restoring rivers one reach at a time: results from a survey of US river restoration practitioners. *Restoration Ecology*, 15(3), 482-493.

- Borgstrøm, R. & L.P. Hansen (eds.) 2000: Fisk i Ferskvann; Et samspill mellom bestander, miljø og forvaltning. Landbruksforlaget, Oslo, 376 pp.
- Borsanyi, P, K Alfredsen, A Harby, O Ugedal, and C E Kraxner. 2004. 'A meso-scale habitat classification method for production modelling of Atlantic salmon in Norway', *Hydroecol. Appl.*, 14: 119-38.
- Bremset, G., Jensås, J.G., Berg, M., Havn, T.B. & Bækkelie, K.A.E. 2018. Fiskebiologiske undersøkelser i Auravassdraget. Årsrapport for 2017. NINA Rapport 1437. 53 s.
- Brooks, S. S., & Lake, P. S. (2007). River restoration in Victoria, Australia: change is in the wind, and none too soon. *Restoration Ecology*, 15(3), 584-591.
- Bundesministerium fuer Nachhaltigkeit und Tourismus (2014) Renaturierung Aschach, Leitenbach und Sandbach. Nettsideartikkel. Tilgjengelig fra: https://www.bmnt.gv.at/wasser/wasser-oesterreich/foerderungen/gewaesseroekologie/aktuelle_projekte/OOEGOEKA.html
- Bundesministerium fuer Nachhaltigkeit und Tourismus (BMNT), (n.d.) Lebensraum Huchen. Nettsideartikkel. Tilgjengelig fra: https://www.bmnt.gv.at/umwelt/natur-artenschutz/life-natur/life-projekte_abgeschl/huchen.html
- Changeux, T. , Bonnieux, F. and Armand, C. (2001), Cost benefit analysis of fisheries management plans. *Fisheries Management and Ecology*, 8: 425-434. doi:10.1111/j.1365-2400.2001.00270.x
- Climate Adapt (2016) Water Management plan and restoration of the Isar River, Munich (Germany), nettsted for Climate adapt (samarbeid mellom Europakommisjonen og Europeisk miljøbyrå), tilgjengelig fra: climate-adapt.eea.europa.eu/metadata/case-studies/isar-plan-2013-water-management-plan-and-restoration-of-the-isar-river-munich-germany
- Cowx, I. G., & Welcomme, R. L. (Eds.). (1998). Rehabilitation of rivers for fish. Food & Agriculture Org.
- DN (Direktoratet for Naturforvaltning). 2002. Fisketrapper i Norge. DN notat 2002-3. 25 s.
- Fjeldstad, H.P., Barlaup, B.T., Stickler, M., Gabrielsen, S.E. & Alfredsen, K. (2012): Removal of weirs and the influence on physical habitat for salmonids in a Norwegian river. – *River Res. Appl.* 28: 753–763.
- Fjeldstad, H.-P., T. Fergus og N. Olsen(2005).Habitatforbedrende tiltak NVE Miljøbasert vannføring 1-2005 34
- Foldvik, Anders, Anders Gravbrøt Finstad, and Sigurd Einum. 2010. 'Relating juvenile spatial distribution to breeding patterns in anadromous salmonid populations', *Journal of Animal Ecology*, 79: 501-09.
- Forseth, T. & Harby, A. (Red.) Ola Ugedal, Ulrich Pulg, Hans-Petter Fjeldstad, Grethe Robertsen, Bjørn Barlaup, Knut Alfredsen, Håkon Sundt, Svein Jakob Saltveit, Helge Skoglund, Eli Kvingedal, Line Elisabeth Sundt-Hansen, Anders Gravbrøt Finstad, Sigurd Einum og Jo Vegar Arnekleiv 2013: Håndbok for miljødesign I regulerte vassdrag. NINA-Temahefte 52, 90 s
- Fremier A. K., Yanites B. J., Yager E. M., 2018, Sex that moves mountains: The influence of spawning fish on river profiles over geologic timescales, *Geomorphology*, Volume 305, p. 163-172, ISSN 0169-555X, <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2017.09.033>.
- Friberg, N. , N.V. Angelopoulos, A.D. Buijse, I.G. Cowx, J. Kail, T.F. Moe, H. Moir, M.T. O'Hare, P.F.M. Verdonschot, C. Wolter. Effective river restoration in the 21 st century: from trial and error to novel evidence-based approaches *Advances in Ecological Research*, 55 (2016), pp. 535–611
- Frilund, G (red.) 2010: Etterundersøkelser ved små kraftverk. NVE Rapport nr. 2 – 2010. Norges vassdrags- og energidirektorat. OSLO ISBN: 978-82-410-1154-2
- Gaarder G.. Høitomt T 2015: Etterundersøkelser av flora og naturtyper i elver med planlagt småkraftutbygging. NVE Rapport nr 102-2015. Norges vassdrags- og energidirektorat. OSLO ISBN: 978-82-410-0718-7

- Gabrielsen, S-E., Barlaup, B. T., Skoglund, H., Wiers, T., 2007: Rognplanting, etablering av et nytt gyteområde og gytefisktellinger i Flekke og Guddalsvassdraget.- Undersøkelser i perioden 2001-2006. Unifob Rapport nr. 144. ISSN-0801-9576
- Gumpinger, C., Hoefler, S. & Pichler-Scheder, C. (2018) Oekologischer Aufwertungsmaßnahmen in oberösterreichischen Gewässern. Rapport. Tilgjengelig fra : https://www.land-oberoesterreich.gv.at/Mediendateien/Formulare/Dokumente%20UWD%20Abt_WW/gh_blattfisc_h_Oekol_Aufwertungsma%C3%9Fnahmen_in_ooe_Gewaessern_Endbericht2018.pdf
- Halverson, A. 2011: An Entirely Synthetic Fish: How Rainbow Trout Beguiled America and Overran the World. Yale University Press 288. p
- Hanfland, S., Schnell, J. Ekart, C., Pulg, U. 2010: Lebensraum Fließgewässer entwickeln und restaurieren. 2. Auflage, Landesfischereiverband Bayern e.V. München. 76 s. <http://www.lfvbayern.de/arten-und-gewaesserschutz/veroeffentlichungen/>
- Harby, A. 2001. "Simulering av habitatforbedrende tiltak i Dalåa ved Nesheim, Nord-Trøndelag." In SINTEF Teknisk Rapport, 49. Trondheim: SINTEF Energi.
- Harby, A. og J. V. Arnekleiv (1994). Biotope Improvement Analysis in the River Dalåa with the River System Simulator. 1st International Symposium on Habitat Hydraulics, Trondheim, Norway, NTH.513-529
- Harby, A. og T. H. Bakken (1996). Habitatjusteringer i Dalåa ved bruk av vassdragssimulatoren. Fiskesymposiet, ENFO.
- Harby, A.(2001). Simulering av habitatforbedrende tiltak i Dalåa ved Nesheim, Nord-Trøndelag SINTEF Energi SINTEF Teknisk Rapport TR A5485 49
- Hauer, C. & Pulg, U. 2018: The non-fluvial nature of Western Norwegian rivers, Catena 171.
- Hauer, C. , Leitner, P., Unfer, G., Pulg, U. Habersack, H. Graf, W. 2018 : The role of sediment and sediment dynamics in the aquatic environment. In: S. Schmutz & J. Sendzimir "Riverine Ecosystem Management - Science for governing towards a sustainable future". Springer.
- Hauer, C., Unfer, G., Habersack, H., Pulg, U., Schnell, J., 2013. Bedeutung von Flussmorphologie und Sedimenttransport in Bezug auf die Qualität und Nachhaltigkeit von Kieslaichplätzen. KW-Korrespondenz Wasserwirtschaft, 4/13, 189-197.
- Hauer, C; Habersack, H 2009: Morphodynamics of a 1000-year flood in the Kamp River, Austria, and impacts on floodplain morphology. EARTH SURF PROCESS LANDF. 2009; 34(5): 654-682.
- Hendry K, Cragg-Hine D, O'Grady M, Sambrok H, Stephen A. 2003. Management of habitat for rehabilitation and enhancement of salmonid stocks. Fisheries research 62: 171-192.
- Huitfeldt-Kaas,H. 1918. Ferskvandsfiskenes utbredelse og indvandring i Norge, med et tillæg om krebsen.- Centraltrykkeriet- Kristiania
- Huusko, A., L. Greenberg, M. Stickler, T. Linnansaari, M. Nykänen, T. Vehanen, S. Koljonen, P. Louhi og K. Alfredsén (2007). Life in the ice lane: The winter ecology of stream salmonids. River research and applications **23**: 469-491
- Jensen, A.J., Berg, M., Bremset, G., Eide, O., Finstad, B., Hvidsten, N.A., Jensås, J.G., Lund, E. & Ulvan, E.M. 2014. Fiskebiologiske undersøkelser i Auravassdraget. Sluttrapport for perioden 2009-2013. NINA Rapport 1015. 74 s.
- Jensen, A.J., Berg, M., Bremset, G., Finstad, B., Havn, T. & Jensås, J.G. 2015. Fiskebiologiske undersøkelser i Auravassdraget. Årsrapport for 2014. NINA Rapport 1129. 51 s.
- Jensen, A.J., Finstad, B., Hvidsten, N.A., Jensås, J.G., Johnsen, B.O., Lund, E. & Solem, Ø. 2007. Fiskebiologiske undersøkelser i Auravassdraget. Rapport for prosjektperioden 2004-2006. NINA Rapport 241. 63 s.

- Jonsson B., Jonsson, N. 2011: Ecology of Atlantic salmon and brown trout. Habitat as a template for life histories. Springer, Dordrecht, Heidelberg, London, New York
- Jungwirth M, Haidvogel G, Moog O, Muhar S, Schmutz S. 2003. Angewandte Fischökologie an Fließgewässern, Facultas Universitätsverlag, Wien
- Jähnig, S. C., Lorenz, A. W., Hering, D., Antons, C., Sundermann, A., Jedicke, E., & Haase, P. (2011). River restoration success: a question of perception. *Ecological Applications*, 21(6), 2007-2015.
- Landmark, A. 1884. Om Laxetrapper. *Norsk Teknisk Tidsskrift*, s. 65-113.
- Linløkken, A. 1993. Efficiency of fishways and impact of dams on the migration of grayling and brown trout in the Glomma River system, south-eastern Norway. *Regulated Rivers* 8:145 – 153.
- Linnansaari, T., K. Alfredsen, M. Stickler, J.V. Arnekleiv, A. Harby og R. A. Cunjak (2009). DOES ICE MATTER? SITE FIDELITY AND MOVEMENTS BY ATLANTIC SALMON (*Salmo salar* L.) PARR DURING WINTER IN A SUBSTRATE ENHANCED RIVER REACH. *River research and applications* 25: 773-787 doi:10.1002/rra.1190
- Marchand, W. (1996). Fish habitat modelling. MSc, Norwegian University of Science and Technology.
- Martin Liermann, George Pess, Mike McHenry, John McMillan, Mel Elofson, Todd Bennett & Raymond Moses(2017):Relocation and Recolonization of Coho Salmon in Two Tributaries to the Elwha River: Implications for Management and Monitoring. *Transactions of the American Fisheries Society*,146:5,955-966
- Montgomery, D. R., and Buffington, J. M. (1997) Channel Reach Morphology in Mountain DrainageBasins, *Geological Society of America Bulletin*, 109, 596-611.
- Morandi, B., Piégay, H., Lamouroux, N., & Vaudor, L. (2014). How is success or failure in river restoration projects evaluated? Feedback from French restoration projects. *Journal of Environmental Management*, 137, 178-188.
- Muhar, Susanne, Stefan Schmutz, and Mathias Jungwirth. "River restoration concepts—goals and perspectives." *The Importance of Aquatic-Terrestrial Ecotones for Freshwater Fish*. Springer Netherlands, 1995. 183-194.
- Møkkelgjerd, P.I. & Jensen, A.J. 1987. Reguleringer av Auravassdraget - Oppsummering og forslag til tiltak for fisket. Direktoratet for naturforvaltning. Reguleringsundersøkelsene. Rapport nr. 10-1987. 158 s.
- Naturmangfoldloven: https://lovdata.no/dokument/NL/lov/2009-06-19-100#KAPITTEL_2
- Olsen, N. R. B.(1996).SSIIM user's manual Version 1.4 Div. of Hydraulic and Env. Engineering, NTNU
- Olsen, N., I. Pegg, K. Alfredsen, T. Fergus and H.-P. Fjeldstad (2004). 3D CFD modelling of sediment deposition in habitat improvement structures. 5th International Symposium on Ecohydraulics. d. J. Lastra and Martinez. Madrid, IAHR.
- Olsen, Nils Reidar B. 1996. "SSIIM user's manual Version 1.4." In. Trondheim: Div. of Hydraulic and Env. Engineering, NTNU.
- Pedersen, M., Andersen, J., Nielsen, K. & Linnemann, M. (2007) Restoration of Skjern River and its valley: Project description and general ecological changes in the project area. *Ecological Engineering*, 30, 131 – 144
- Pulg U. 2009: Laichplaetze der Bachforelle (*Salmo trutta*) in der Moosach – die Bewertung ihrer Funktionsfaehigkeit, ihre Degradierung und ihre Restaurierung. Dissertation am Lehrstuhl fuer Landschaftsoekologie der Technischen Universitaet Muenchen. <http://mediatum2.ub.tum.de/node?id=680304>
- Pulg U., Barlaup, T.B., Sternekcker, K., Trepl, L., Unfer, G. 2013: Restoration of spawning habitats of brown trout in a regulated chalk stream. *Riv. Res. Applic.* 29: 172-182

- Pulg, U., Barlaup B.T., Skoglund H., Velle, G. Gabrielsen S-E., Stranzl S., Olsen E. E., Lehmann, G. Wiers, T. , Skår, B. Nordmann E., Fjeldstad H-P., Kroglund, F. 2018: Tiltakshåndbok for bedre fysisk vannmiljø: God praksis ved miljøforbedrende tiltak i elver og bekker. NORCE LFI rapport 296. NORCE Bergen. ISSN 1892-8889
- Pulg, U., Barlaup, B., Gabrielsen S.-E. & Skoglund, H. 2011: Sjøaurebekker i Bergen og omegn. LFI-rapport nr. 181, 295s. Uni Research, Uni Miljø LFI, Bergen
- Pulg, Ulrich, Bjørn T. Barlaup, Helge Skoglund, Tore Wiers, Sven-Erik Gabrielsen, Eirik S. Normann 2013b: Gyteplasser og sideløp i Aurlandsvassdraget. Technical report. UNI Miljø LFI rapport nr. 221. Uni Research, Bergen
- Reid, A. J., Carlson, A. K., Creed, I. F., Eliason, E. J., Gell, P. A., Johnson, P. T., ... & Smol, J. P. (2018). Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological Reviews*.
- Roni, P., & Quimby, E. (Eds.). (2005). *Monitoring stream and watershed restoration*. CABI.
- Sandlund, Odd Terje; Bergan, Morten Andre; Brabrand, Åge; Diserud, Ola Håvard; Fjeldstad, Hans-Petter; Gausen, Dagfinn; Halleraker, Jo Hallvard; Haugen, Thronoddvar; Hegge, Ola; Helland, Ingeborg Palm; Hesthagen, Trygve H.; Nøst, Terje; Pulg, Ulrich; Rustadbakken, Atle; Sandøy, Steinar. 2013. Vannforskriften og fisk - forslag til klassifiseringssystem. Trondheim: Miljødirektoratet 2013 59 p. Rapport/Miljødirektoratet(M22-2013): Veileder 02:2013 – revidert 2015. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Miljødirektoratet Trondheim
- Schmutz, S. & J. Sendzimir (red.) 2018: "Riverine Ecosystem Management - Science for governing towards a sustainable future". Springer.
- Svenning, M-A. & Johansen, M. 2001. Bonitering av Målselvassdraget med hensyn på produksjon av laksunger. - NINA oppdragsmelding 711, 17 s.
- Svenning, M-A., Johansen, N.S. & Thorstad, E.B. 2011. Oppvandring, bestandsstørrelse og fangstrater av laks i Målselvassdraget. - NINA Rapport 648. 45 s.
- Teichert, Maxim A. K., Anders Foldvik, Torbjørn Forseth, Ola Ugedal, Sigurd Einum, Anders G. Finstad, Richard D. Hedger, and Edwige Bellier. 2010. 'Effects of spawning distribution on juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) density and growth', *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 68: 43-50.
- Ugedal, O., Pulg, U., Skoglund, H., Charmasson, J., Espedal, E.O., Jensås, J.G., Stranzl, S., Harby, A. & Forseth, T. 2019. Sjøaure og laks i Aurlandsvassdraget 2009-2018. Regulerings effekter, miljødesign og tiltak. - NINA Rapport 1716. Norsk institutt for naturforskning.
- Veileder 02:2018 – revidert 2018. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. <http://www.vannportalen.no>
- Veileder 01:2014 Sterkt modifiserte vannforekomster: Utpeking, fastsetting av miljømål og bruk av unntak. http://www.vannportalen.no/globalassets/nasjonalt/dokumenter/veiledere-direktoratsgruppa/01_2014_smvf-veileder.pdf
- Woolsey, S., Capelli, F., Gonser, T. O. M., Hoehn, E., Hostmann, M., Junker, B., ... & Tockner, K. (2007).
- Zitek, A., Schmutz, S. & Jungwirth, M. (2004) Fiscoekologisches Monitoring an den Fluessen Pielach, Melk und Mank im Rahmen des EU-LIFE Projektes "Lebensraum Huchen". Rapport. BOKU-IHG. Tilgjengelig fra: https://homepage.boku.ac.at/zitek/Neuer%20Ordner/LIFE%20Projekt%20LEBENSRAUM%20HUCHEN_Endbericht_neu.pdf



Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske (LFI)

LFI ble opprettet ved Universitet i Bergen i 1969, og er nå en seksjon ved Norwegian Research Centre (NORCE). LFI gjennomfører forskning, overvåking, tiltak og utredninger innen ferskvannøkologi. Vi har spesiell kompetanse på laksefisk (laks, sjøaure, innlandsaure) og bunndyr, og på hvilke miljøbetingelser som skal være til stede for at disse artene skal ha livskraftige bestander. Sentrale tema er:

- Bestandsregulerende faktorer
- Gytebiologi hos laksefisk
- Biologisk mangfold basert på bunndyrsamfunn i ferskvann
- Effekter av vassdragsreguleringer
- Effekter av fiskeoppdrett, lakselus og rømming
- Forsuring og kalking
- Habitattanalyser
- Vassdragsrestaurering
- Miljødesign og habitattiltak
- Effekter av klimaendringer
- Fiskepassasjer
- Gassovermetning