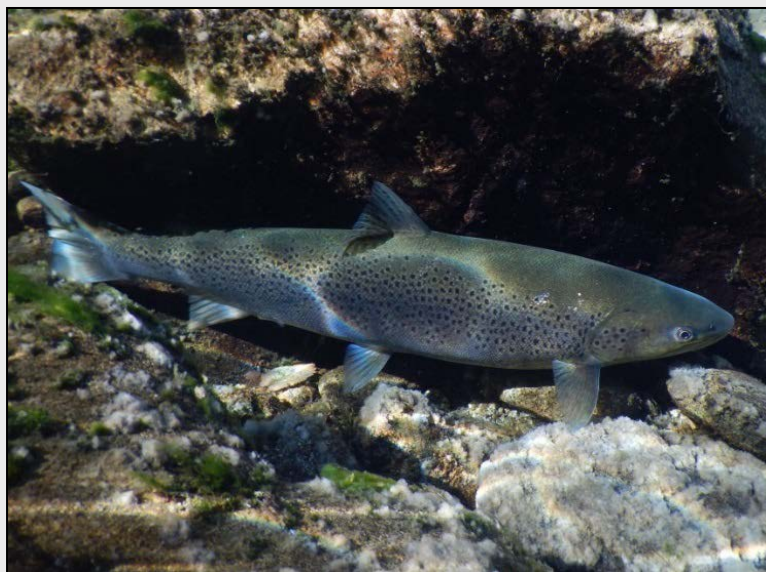


Tiltakshåndbok for bedre fysisk vannmiljø:

God praksis ved miljøforbedrende tiltak i elver og bekker



Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske (LFI)

Uni Research Miljø

Nygårdsgaten 112

5008 Bergen

Telefon: 55 58 22 28

ISSN nr: ISSN 1892-8889

LFI-rapport nr: 296

Tittel: Tiltakshåndbok for bedre fysisk vannmiljø: God praksis ved miljøforbedrende tiltak i elver og bekker

Dato: 04.01. 2018, 3. opplag (1. opplag - 27.09.2017)

Forfattere: Ulrich Pulg, Bjørn T. Barlaup, Helge Skoglund, Gaute Velle, Sven-Erik Gabrielsen, Sebastian Stranzl, Espen Olsen Espedal, Gunnar Bekke Lehmann, Tore Wiers, Bjørnar Skår, Eirik Normann (alle Uni Research Miljø LFI), Hans-Petter Fjeldstad (SINTEF), Frode Kroglund.

Bilder: Fotografier er tatt av Ulrich Pulg hvis ikke det er nevnt annen fotograf under bildet. Fotografier i god praksis del (kap. 7) er tatt av underkapitlenes enkeltforfattere.

Geografisk område: Norge

Finansiering: Miljødirektoratet og del av CEDREN SusWater

Antall sider: 195

Emneord: Vannforskriften, hydromorfologi, fysiske inngrep, regulering, miljø, tiltak, habitattiltak, restaurering, fiskepassasjer, god praksis

Sammendrag: Fysiske inngrep i elver og bekker, samt endringer i vannføring (hydromorfologiske endringer), har ført til redusert økologisk tilstand i mange elver. Hydromorfologiske endringer regnes for å være blant de mest utbredte inngrepene i vassdrag i Norge og Europa. Mens metoder for forbedring av vannkvalitet har blitt tatt i bruk i økende grad i de siste årtiene (f.eks. renseanlegg, kalking) gjenstår mange hydromorfologiske utfordringer. Fisk er særlig følsomme siden viktige deler av fiskenes livssyklus er avhengig av vassdragets form, bunnforhold og vannføring, f.eks. fiskevandring, gyting og oppvekst av ungfisk. Fysiske inngrep og reguleringer som vandringsbarrierer, kanalisering, oppdemming, bekkelukking og endring av vannføring kan føre til at fiskearter forsvinner helt fra et vassdrag eller at artssammensetning, bestandsstørrelse og fiskeproduksjon endres. Dersom god miljøtilstand eller godt økologisk potensial i et vassdrag skal nås er det derfor avgjørende å sørge for tilstrekkelige hydromorfologiske forhold, og iverksette de rette fysiske tiltakene der de trengs.

For valg og dimensjonering av tiltak anbefales det å bygge på en grundig kartlegging av hydromorfologiske habitatforhold i vassdrag, og på en diagnose av flaskehals. Disse kan variere sterkt mellom vassdrag og det trengs stedsspesifikke analyser. På overordnet nivå anbefales det å integrere bevaring av gjenværende vassdragsdeler med gode habitatforhold aktivt i tiltaksplanleggingen. Deretter bør restaurering av endrede elvestrekninger vurderes, inkludert gjenskaping av naturlige fluviale prosesser som varierende vannføring og massetransport. I de tilfeller der dette ikke lar seg forene med bruken av vassdraget, bør habitattiltak og fisketrapper settes inn. Disse tiltakene trenger ofte vedlikehold eller en form for drift og dette bør inkluderes i planleggingen.

Denne publikasjonen skal bidra til å formidle kunnskap om tiltak til forbedring av fysisk miljøtilstand i bekker og elver. Den er laget for arbeidet med vannforskriften, og gir dessuten relevant informasjon for vilkårsrevisjoner av vannkraftverk, pålegg ved eksisterende konsesjoner, frivillige initiativ til miljøtiltak samt infrastrukturprosjekter, flomsikringsarbeid og byutvikling. Håndboken gir en innføring i metoder og viser til viktige referanser og litteratur for mer detaljert informasjon. Ved siden av tiltakskatalogen med litteratur finnes en «god-praksis» del, der gjennomførte eksempler inklusive resultater presenteres.

Pulg, U., Barlaup B.T., Skoglund H., Velle, G. Gabrielsen S-E., Stranzl S., Olsen E. E., Lehmann, B., 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. Uni Research Miljø LFI rapport 296. Uni Research Bergen. ISSN 1892-8889



Fisk er avhengig av fysiske forhold i vassdrag. De trenger særegne habitater for gyting, oppvekst og som voksen fisk, med forskjellig sedimentsammensetning, vannstrøm og vegetasjon. Her sjørret på gyteplassen i Espedalselva.

CEDREN – Centre for Environmental Design of Renewable Energy: Research for technical development and environmental impact of hydro power, wind power, power lines and implementation of environment and energy policy.

SINTEF Energy Research, the Norwegian Institute for Nature Research (NINA) and the Norwegian University of Science and Technology (NTNU) are the main research partners. A number of energy companies, Norwegian and international R&D institutes and universities are partners in the project.

The centre, which is funded by The Research Council of Norway and energy companies, is one of eleven Centre for Environment-friendly Energy Research (FME). The FME scheme consists of time-limited research centres which conduct concentrated, focused and long-term research of high international quality in order to solve specific challenges in the field of renewable energy and the environment.

Forord

Gjennom vårt mangeårige arbeid med bunndyr og fisk har vi sett et behov for å sammenstille aktuelle og utprøvde metoder for å bedre fysiske miljøbetingelser i vassdrag. Vi har sett at rett tiltak på rett sted kan bedre miljøforholdene betydelig, og at det har blitt utviklet mange nye og effektive metoder i verden som bare delvis har funnet veien til Norge. Vi har også opplevd at det ikke har blitt tatt hensyn til vassdragsmiljøet ved nye utbyggingsaktiviteter, og at det har oppstått betydelige miljøreduksjoner som kunne vært unngått ved bruk av rett kompetanse. Vi valgte derfor å initiere et prosjekt som skulle sammenstille dagens kunnskap om utprøvde metoder for å bedre fysiske miljøbetingelser i vassdrag. Som kontekst for en slik sammenstilling valgte vi vannforskriften, der miljømål relateres til god økologisk tilstand eller godt økologisk potensial. Fysiske miljøtiltak er et viktig verktøy for å nå denne målsettingen. I 2015 fikk vi finansiell støtte fra Miljødirektoratet for dette arbeidet. I begynnelsen var prosjektet innrettet mot anadrome fisk og vassdrag langs vestlandskysten. I 2016 ble det utvidet til å omfatte fysiske miljøtiltak generelt i vassdrag i Norge, så vidt det var mulig innenfor begrensede rammer. Dessuten ble arbeidet en del av CEDREN-prosjektet SusWater. Kapittelet om fiskepassasjer ble utarbeidet i samarbeid med CEDREN-prosjektet Safepass. Vi utvidet perspektivet og tok inn en rekke eksempler og metoder fra hele landet. Når vi ser sluttresultatet, så bærer det likevel preg av tiltak for laks og sjørret, ikke minst i god-praksis delen. Dette har imidlertid ikke bare med prosjekthistorien å gjøre, men gjenspeiler også tyngdepunkt av miljøtiltak i vassdrag i Norge. Det har vært vanskeligere å finne godt dokumenterte eksempler i vassdrag uten laks og sjørret.

Denne publikasjonen skal bidra til å formidle kunnskap om fysiske miljøtiltak innenfor rammen av arbeidet med vannforskriften. I tillegg gir sammenstillingen nyttig informasjon for vilkårsrevisjoner av vannkraftverk, pålegg ved eksisterende konsesjoner, frivillige initiativ til bedring av vannmiljø, samt infrastrukturprosjekter, flomsikringsarbeid og byutvikling. For å bidra til en best mulig praksis for valg, planlegging og gjennomføring av tiltak, er foreliggende rapport utformet som en tiltakshåndbok med vann- og miljøforvaltningen som hovedadressat. Ved siden av en tiltakskatalog med videreførende litteratur finnes en god-praksis del, der gjennomførte eksempler inklusive resultater presenteres.

Håndboken er nesten utelukkende skrevet av feltbiologer, og gjenspeiler mange tiårs erfaring med fysiske miljøtiltak i vassdrag. Dette er altså ikke bare en litteratursammenstilling. Tiltakene som er beskrevet har blitt testet i virkeligheten.

Nye metoder utvikles, og stadig kommer nye resultater frem. En sammenstilling av miljøtiltak kan aldri bli ferdig. Det kan derfor hende at litteratur og metoder ikke har funnet plass. Derfor ser vi denne håndboken som en begynnelse som kan videreutvikles og suppleres med tiden. Vi oppfordrer brukerne til å bidra i dette arbeidet ved å gi tilbakemeldinger i fremtiden. På denne måten kan vi opprettholde en aktuell og nyttig kunnskapssamling, som ved hjelp av nye opplag eller en internettside vil kunne bidra til valg av riktige tiltak for et bedre fysisk vannmiljø. Denne aktualiseringen er allerede i gang. Første utgave ble presentert på seminar om vassdragsrestaurering 27. september 2017 i Bergen. Nå publiseres det tredje aktualiserte opplaget.

Gjennom vårt nettverk, CEDREN og koordinert av Miljødirektoratet, har vi samarbeidet med andre ledende forskningsmiljø i Norge, med vann- og miljøforvaltning og med industri. Vi vil takke alle for et

godt samarbeid, først og fremst deltakerne på en workshop om håndboken, forfatterne til artiklene om god praksis eksempler, og også andre som har bidratt med konstruktive, hjelpsomme innspill - ikke minst for å kunne rette perspektivet mot brukerne. Disse er:

Arne Jørgen Kjosnes (NVE)
Atle Harby (SINTEF, prosjektleder SusWater)
Atle Rustadbakken (Fylkesmannen i Hedmark)
Bjørn Otto Dønnum (E-CO Energi)
Christoph Hauer (BOKU Wien, Østerrike)
Håvard Bjordal (Bergen kommune)
Ingrid Hjorth (Vannregionmyndighet Trøndelag)
Iver Tanem (Fylkesmannen i Trøndelag)
Jan Henning L'Abée-Lund (NVE)
Jo H. Halleraker (Miljødirektoratet)
John Anton Gladso (Fylkesmannen i Sogn og Fjordane)
Knut Alfredsen (NTNU)
Lars Sæther (Fylkesmannen i Nordland)
Martine Bjørnhaug (Miljødirektoratet)
Morten Stickler (Statkraft)
Niklas Egriell (Havs- og Vattenmyndigheten, Sverige)
Ola Ugedal (NINA)
Olle Calles (Karlstads Universitet, Sverige)
Per Johan Jakobsen (UiB)
Roy Langåker (Miljødirektoratet)
Siss-May Edvardsen (NVE)
Steinar Sandøy (Miljødirektoratet)
Svein Haugland (Agder Energi)
Tor Haakon Bakken (SINTEF)
Thorbjørn Forseth (NINA, prosjektleder SafePass)
Tormod Haraldstad (NIVA)
Øyvind Kanstad-Hanssen (Ferskvannsbiologen)

Bergen, januar 2018



Bjørn T. Barlaup
Forskningsleder



Ulrich Pulg
Prosjektleder

Innhold

1	Utvidet sammendrag.....	9
2	Innledning.....	12
3	Hydromorfologi og økologisk funksjon.....	15
4	Forutsetninger for effektive miljøtiltak.....	20
4.1	Kartlegging, klassifisering og diagnose	20
4.2	Hvordan definere en referansetilstand og målsetting?	20
5	Planlegging, tiltakstyper og tidsrom.....	24
5.1	Redusere behov for miljøtiltak – bevare gjenværende miljøkvaliteter	24
5.2	Restaurering eller habitattiltak?	27
5.3	Redusere risiko for utilsiktede effekter	29
5.4	Tidspunkt for utførelse av tiltak i vassdrag.....	30
6	Tiltakskatalog	32
6.1	Restaurering av bekker og elver	34
6.1.1	Gjenåpning av bekker og elver.....	35
6.1.2	Fjerning av terskler og demninger	38
6.1.3	Reetablering av naturtypisk elvemorfologi	41
6.1.4	Tilkoble elveslette, flomsone, sideløp og kroksjøer	45
6.1.5	Bevare og reetablere kantvegetasjon.....	48
6.2	Fiskepassasjer.....	51
6.2.1	Løsninger som fungerer for opp og nedvandring.....	53
6.2.2	Omløpsløsninger for oppvandring.....	63
6.2.3	Løsninger for nedvandring.....	74
6.3	Habitattiltak.....	88
6.3.1	Utlegging av gytegrus	89
6.3.2	Steinutlegg.....	92
6.3.3	Utlegg av trær	94
6.3.4	Gyteplasser for vegetasjonsgytende fisk	97
6.3.5	Rensing av substrat - Ripping, harving og spyling	98
6.3.6	Tilførsel av naturtypiske masser - sedimentforvaltning.....	101

6.3.7	Fjerning av uønskede masser.....	103
6.3.8	Fjerning av krypsiv – behov og effekter	105
6.3.9	Mer miljøvennlig erosjonssikring.....	108
6.3.10	Bunnstabilisering – naturtypiske terskler, brekk og buner.....	115
6.4	Justering av vannføring	117
6.5	Justering av temperatur	121
6.6	Redusere gassovermetning.....	123
7	Eksempler på god praksis	127
7.1	Restaurering av sideløp til Aurlandselva for fisk.....	128
7.2	Apeltunvassdraget – god miljøtilstand for fisk i en urban sjøørretelv.....	131
7.3	Habitattiltak i kanaliserte deler av Frafjordelva.....	135
7.4	Fjerning av terskler i kombinasjon med utlegging av gytegrus i Nidelva, Arendal.....	138
7.5	Etablering av ledebuner og utlegging av steiner og blokker for å øke fiskeproduksjonen i Teigdalselva, Voss kommune.....	141
7.6	Restaurering av gyteplasser for ørret i Bjornesfjorden på Hardangervidda – et langt skritt i retning naturtilstand sammenliknet med bruk av settefisk	144
7.7	Økt vanntemperatur ved endret manøvrering av minstevannføring til Vøringsfossen i Bjoreio, Eidfjordvassdraget	148
7.8	Økt vannføring for å redusere tørrelegging av gytegroper vinterstid i Bjoreio, Eidfjordvassdraget	152
7.9	Tiltak for nedvandrende laks, sjøørret og ål; fluktåpninger.....	155
7.10	Gjenåpning av Ilabekken i Trondheim – en tidligere sjøørretbekk	159
7.11	Rehabilitering av Børselvvassdraget, Ballangen kommune	162
7.12	Ras- og erosjonssikring av Hofstadelva i Stjørdal kommune.....	167
7.13	Nytt habitat på Øyvollen i Dalåa – «elv i elv».....	170
7.14	Restaurering av tørrlagt elveløp i Røssåga ifbm. flytting av kraftverksutløp.....	174
7.15	Økning av skjul og gyteareal i kraftregulerte Aurlandselva – Miljødesign i praksis	178
7.16	Redusering av gassovermetning i Modalselva og Matreelva	182
7.17	Oppvekstbiotop for elvemusling, Haukåsvassdraget i Bergen kommune.....	184
7.18	Sikker opp- og nedstrømsvandring for fisk ved kraftverk Herting i Ætran, Sverige	187
8	Forklaring av begreper	191

1 Utvidet sammendrag

Fysiske inngrep i vassdrag og endringer i vannføring (hydromorfologiske endringer) har ført til redusert økologisk tilstand i mange elver og bekker. Hydromorfologiske endringer regnes for å være blant de mest utbredte inngrepene i vassdrag i Norge og Europa. Mens metoder for forbedring av vannkvalitet har blitt tatt i bruk i økende grad de siste årtiene (f.eks. renseanlegg, kalking), gjenstår mange hydromorfologiske utfordringer. Fisk er særlig følsomme siden viktige deler av fiskenes livssyklus (f.eks. fiskevandring, gyting og oppvekst) er avhengig av vassdragets form, bunnforhold og vannføring. Fysiske inngrep og reguleringer som vandringsbarrierer, kanalisering, oppdemming, bekkelukking og endring av vannføring kan føre til at fiskearter forsvinner helt fra et vassdrag, eller at artssammensetning, bestandsstørrelse og fiskeproduksjon endres. Dersom man skal oppnå god miljøtilstand eller godt økologisk potensial i et vassdrag er det derfor avgjørende å sørge for tilstrekkelige hydromorfologiske forhold, og iverksette de rette fysiske tiltakene der de trengs. Denne publikasjonen skal bidra til å formidle kunnskap om tiltak til forbedring av fysisk miljøtilstand i bekker og elver. Den er laget for arbeidet med vannforskriften, og gir dessuten relevant informasjon for vilkårsrevisjoner av vannkraftverk, pålegg ved eksisterende konsesjoner, frivillige initiativ til miljøtiltak og infrastrukturprosjekter, flomsikringsarbeid og byutvikling. Håndboken gir en innføring i metoder og viser til viktige referanser og litteratur for mer detaljert informasjon. Ved siden av tiltakskatalogen med litteratur finnes en «god-praksis» del, der gjennomførte eksempler på miljøtiltak og resultater av tiltakene presenteres.

Forutsetning for effektive miljøtiltak - kartlegging og diagnose

Elver og bekker har forskjellige hydromorfologiske egenskaper. Forskjeller finnes også mellom strekninger innenfor samme vassdrag. Slike forskjeller kan knyttes til naturlige årsaker: Geologi, geomorfologi, gradient og variasjon i vannføring og løsmasser som fører til variasjon i elvens form, bunnforhold og habitater. Også fysiske inngrep varierer. Mens noen strekninger er nesten urørt er andre kanaliserte eller lagt i rør. Derfor må det tas hensyn til slike forskjeller når miljøtiltak skal gjennomføres. Det finnes ingen tiltak som passer i alle vassdrag eller overalt i et vassdrag. For valg og dimensjonering av tiltak trengs det derfor en grundig kartlegging av hydromorfologiske habitatforhold i hver enkelt elv eller elvestrekning, samt en diagnose av eventuelle flaskehalsar.



Bunnstabilisering med gjennomgående syvdeterskel (venstre bilde) som medfører en rekke miljømessige ulemper, f.eks. dårligere forhold for fiskevandring, gyting og oppvekst av ungfisk. Alternativ bunnstabilisering utformet som naturtypisk brekk (høyre bilde) med bedre forhold for vandring, sedimenttransport, oppvekst og gyting.

Forebygging - Bevaring av gjenværende elvestrekninger

Til tross for omfattende inngrep finnes fortsatt elvestrekninger som er lite påvirket av fysiske forandringer i Norge. Samtidig er potensial for nye inngrep stort, særlig i bynære strøk, ved kraftutbygging, i landbruksområder og ved bygging av infrastruktur. Et viktig skritt for å nå miljømålene som er satt er å unngå nye miljøforverringer, og å bevare hydromorfologiske kvaliteter i elver og bekker. Eksempelvis kan dette være å bevare viktige elvestrekninger, unngå bygging av nye vandringsbarrierer, ivareta naturlige elvebredder og kantvegetasjon, og velge miljøvennlig erosjonssikring istedenfor betongvegger og terskler. Dette tilsvarer ikke bare «forverringsforbudet» i vannforskriften, men reduserer også behovet for kostbare restaureringstiltak i etterkant av arbeidet. Tematikken er nærmere omtalt i kap. 5.1. I tiltakskatalogen (kap. 6) finnes dessuten en rekke løsninger for en mer miljøvennlig utforming ved utbygging i og ved vassdrag.

Restaurering av elver

Dersom fysiske miljøforhold i elver skal forbedres gir restaurering meget gode resultater. Med «restaurering» menes gjenskaping av naturtypiske forhold, inkludert fluviale prosesser som varierende vannføring og massetransport. I de fleste tilfeller innebærer dette fjerning av fysiske inngrep, for eksempel fjerning av terskler, demninger eller erosjonssikring. Miljømessige fordeler er at denne typen tiltak gjenskaper naturtypiske habitatforhold for alle arter som forekommer naturlig, og ikke bare utvalgte arter. Dessuten kreves i utgangspunktet ikke vedlikehold for å sikre miljøkvaliteter. Habitategenskapene opprettholdes av naturlige prosesser som for eksempel flommer og vegetasjonsutvikling. Restaurering medfører ofte endringer i muligheter for vann- og arealbruk, hvilket kan være uforenlig med eksisterende og ønsket bruk av vassdraget. I slike tilfeller hvor restaurering ikke er mulig kan habitattiltak bidra til bedre fysiske miljøforhold. Mer om dette emnet finnes i kap. 5, restaureringsmetoder er omtalt i kap. 6.1.



Restaurerte elver har naturtypiske fysiske miljøforhold. Her et restaurert sideløp i det kraftregulerte Aurlandsvassdraget med gyteplasser, skjul, døde trær og kantvegetasjon.

Habitattiltak og fiskepassasjer

Med habitattiltak menes målrettede og direkte endringer i de fysiske miljøforholdene som skal bidra til å bedre levevilkår for visse dyre- eller plantearter. Ofte etterligner habitattiltak naturlige fluviale prosesser, for eksempel når gytegrus tilføres kunstig fordi erosjonssikring hindrer naturlig tilførsel fra elvebreddene. Ved riktig anvendelse, dimensjonering og vedlikehold har habitattiltak gitt gode resultater. Habitattiltak gjør det ofte mulig å beholde vassdragsbruk som demninger og erosjonssikring, men da kreves det samtidig vedlikehold eller gjentakelse av tiltakene for å ivareta ønsket miljøkvalitet. Miljøeffekten er ofte begrenset til utvalgte arter og ikke så omfattende og varig som ved fullskala restaurering. Eksempler på habitattiltak er ripping av elvebunn, utlegging av stein og fisketrapper som trenger vedlikehold eller en form for drift. Metoder er presentert i tiltakskatalogen (kap. 6.2 og 6.3).

«God praksis» -delen

Boken inneholder en rekke eksempler for fysiske miljøtiltak som er gjennomført, overvåket og evaluert. Eksempelene handler både om vassdragsrestaurering og habitattiltak. De skal inspirere til lignende prosjekter og til læring, og viser løsninger i reelle situasjoner der utfordringene ofte er sammensatt. De skal også bidra til diskusjonen om hva som kan betraktes som «god praksis». Der det er mulig, nevnes også kostnader og evt. vedlikeholdsbehov. Bidragene stammer fra kollegaer mellom Lindesnes og Nordkapp samt et fra Sverige. De viser en imponerende innsats og lovende resultater samt at det er mulig å bedre hydromorfologiske miljøforhold i elver med de rette verktøyene. Mer om dette finnes i kap. 7.



To måter å erosjonssikre en elv. Til venstre konvensjonell kanalisering med glatt plastring. Til høyre tilbakesatt ru erosjonssikring med mer naturtypiske bredder. Begge er hydraulisk tilstrekkelig dimensjonert, men høyre eksempel gir mer skjul for fisk og bedre ungfiskhabitat.

2 Innledning

Fysiske inngrep i elver og bekker samt endringer i vannføring (hydromorfologiske endringer) har ført til redusert økologisk tilstand i mange elver. Hydromorfologiske endringer regnes for å være blant de mest utbredte inngrep i vassdrag i Norge og Europa (Anonymus 2013, Halleraker et al. 2017). Mens metoder for bedring av vannkvalitet har blitt tatt i bruk i økende grad i de siste årtiene (f.eks. renseanlegg, kalking) gjenstår mange hydromorfologiske utfordringer. Fisk er særlig følsomme for hydromorfologiske endringer som f.eks. kunstige vandringsbarrierer, kanalisering, oppdemming, bekkelukking og endring av vannføring (Sandlund et al., 2013). Fisk er et sentralt kvalitetsselement i vannforskriften. For å oppnå god økologisk tilstand eller godt økologisk potensial i henhold til vannforskriften, vil det i mange vassdrag være nødvendig med en forbedring av hydromorfologiske habitategenskaper.

Tiltakshåndboken skal bidra til å løse denne utfordringen. Den skal først og fremst samle og presentere egnete miljøtiltak, vise til de viktigste referanser og videreførende litteratur for nærmere utdypning. Den viktigste målgruppen for håndboken er vann- og miljøforvaltningen i Norge, men den skal også kunne brukes av industri, foreninger og frivillige som vil bedre økologisk tilstand i vassdrag. Siden det særlig er kvalitetsselementet fisk som betraktes som god indikator for hydromorfologiske forandringer, står fisk i fokus. Tiltaksmetodene vil imidlertid bidra generelt til en utvikling mot naturtilstand. Det vil derfor i utgangspunktet også kunne forventes en bedring for kvalitetsselementene bunndyr og vannplanter, selv om disse i større grad er påvirket av næringsstoffer og forurensing. Som det fremgår av tittelen, ligger hovedvekten på direkte tiltak til bedring av fysiske miljøbetingelser i rennende vann. I kortere trekk omtales vannføring, temperatur og gassmetning siden disse har effekter på fysiske miljøbetingelser i vassdrag, eller krever fysiske tiltak for å kunne endres. Vannkvalitet, inkludert eutrofiering og pH, er ikke tema i denne boken. Det samme gjelder vassdragstekniske spørsmål. For teknisk dimensjonering henvises det til litteraturen (Vassdragshåndboka, Jensen et al. 2009), mens det som står i fokus her er den miljømessige utformingen. Forvaltningsreglementet og -ansvarsområder tas heller ikke opp. For mer informasjon om disse tema vises det til publikasjoner og veiledere fra forvaltningen (se referanser nedenfor).

Håndboken begynner med en kort innledning om fiskens habitatkrav (kap. 2). Deretter presenteres metoder for kartlegging, diagnose og identifisering av miljømål. Dette definerer grunnlaget for å kunne vurdere behov, valg og omfang av tiltak. I kapittel 4 omtales restaurering og habitattiltak, samt en prioritering ved valg av tiltak. I kapittel 5 finnes en omfattende tiltakskatalog. Det har ikke vært plass til å beskrive alle tiltakene i detalj. I stedet gis det en oversikt og struktur over metoder og muligheter. Detaljer finnes i den videreførende litteraturen og referanser er derfor angitt for hvert underkapittel. Tiltakshåndboken kan bygge på et omfattende forarbeid både i Norge og internasjonalt. Mens tidligere norske publikasjoner om fysiske miljøtiltak i vassdrag fokuserte på habitattiltak (Eie et al. 1993, Faugli et al. 1993, DN 1994) og/eller utelukkende på å avbøte effekter av kraftregulering (Glover et al. 2012, Forseth & Harby 2013), inkluderer denne håndboken både vassdragsrestaurering og habitattiltak. I tillegg kan den benyttes i forbindelse med regulerte vassdrag som ikke er kraftutbygget, f.eks. lukkede eller kanaliserte elver.

I andre del av håndboken presenteres en rekke konkrete eksempler på vassdragsrestaurering og habitattiltak. Disse skal demonstrere valg og anvendelse av tiltaksmetoder og bidra til inspirasjon i lignende saker.

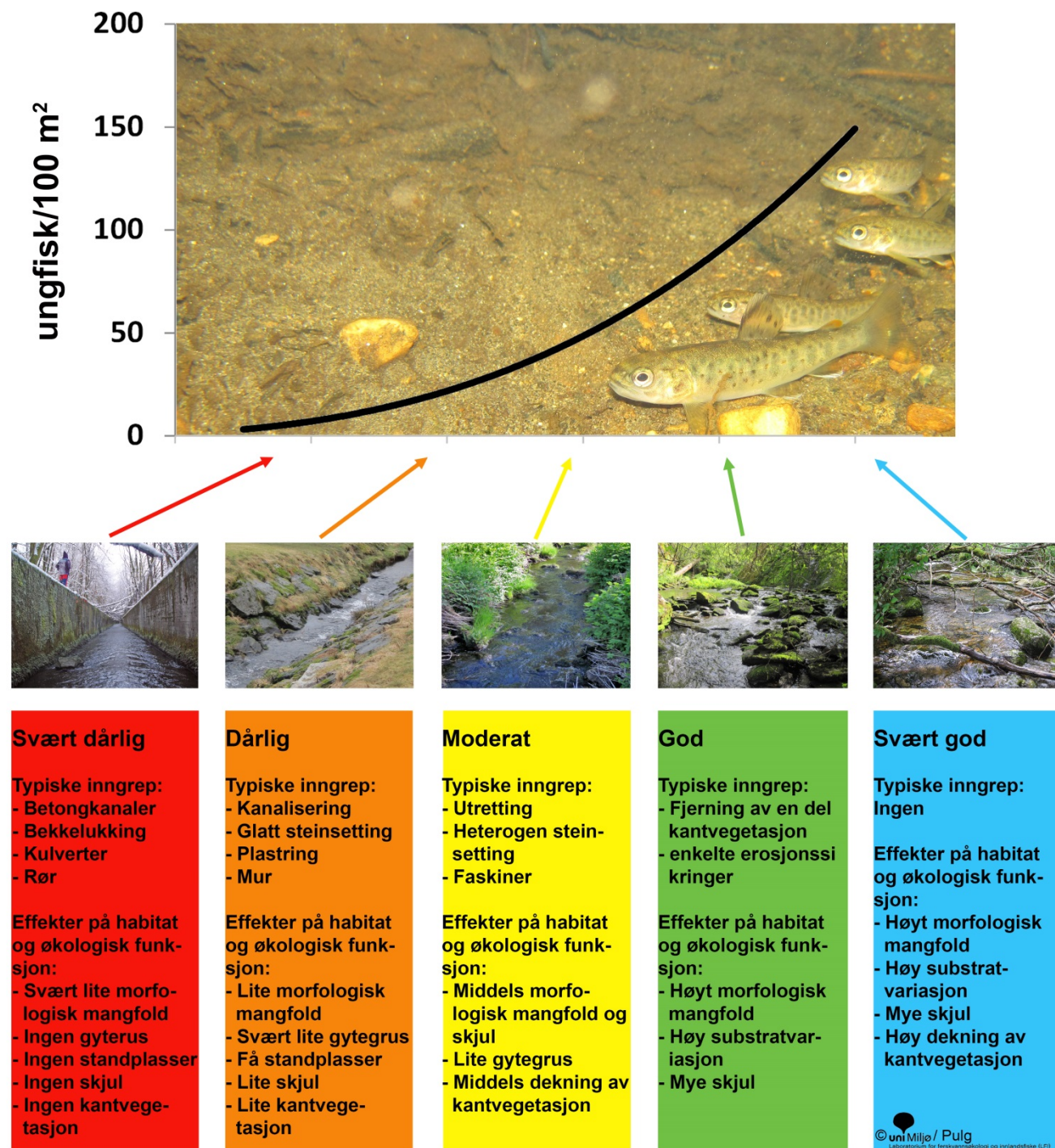


Fig. 1 Typiske fysiske habitatforhold med tilhørende inngrep: Elver med gytegrus, rullestein, vegetasjon og mye skjul har mest ungfisk av ørret. Det kan ha naturlige eller kunstige årsaker men utrettede, oppdemmete og kanaliserte strekninger mrdfører ofte reduserte habitatforhold og har betydelig lavere fisketettheter enn naturtypiske strekninger. Er bunnen plastret eller av betong, finnes knapt noe fisk. Her resultater fra 77 strekninger i små anadrome elver på Vestlandet, 2010-2012 (trendlinje, $R^2 = 0,6$ $p < 0,001$).

Referanser:

Veiledning om forvaltningsansvar ved inngrep og tiltak i og ved vassdrag:

<https://www.nve.no/vann-vassdrag-og-miljo/>.

http://www.ryfri.no/getAttachment?ARTICLE_ID=3022&ATTACHMENT_ID=3067

Anonymus 2013: Vann fra Fjell til Fjord Oppsummering av Karakteriseringen i Norge. Miljødirektoratet.

<http://www.miljodirektoratet.no/Global/Nyhetsbilder/Oppsummering%20av%20karakteriseringen%20av%20vannresurs%20i%20Norge.pdf>

DN 1994: Inngrep i vassdrag – effekter og tiltak. DN Håndbok 9. Trondheim

Eie A,E Brittain J, Eie A. E. 1993: Biotopjusteringstiltak i vassdrag. Kraft og Miljø 21. NVE. Oslo.

Faugli, PE., Erlandsen, AH. Eikenæs O. 1993: Inngrep i vassdrag; konsekvenser og tiltak – en kunnskapsoppsummering. NVE Publikasjon nr 13 bind 1 og 2. Norges Vassdrags og Energiverk. Oslo

Fergus T., Hoseth, K.A., Sæterbø, E. (red.) 2010 Vassdraghåndboka , Tapir forlag, Trondheim. ISBN 9788251924252

Glover B, Brabrand, Å, Brittain, J., Gregersen F., Homen J., Saltveit S.J. 2012: Avbøtende tiltak i regulerte vassdrag. NVE rapport nr 10- 2012. NVE Oslo.

Halleraker JH, van de Bund W, Bussetini M, Gosling R, Döbbelt-Grüne S, Hensman J, Kling J, Koller-Kreimel V, Pollard P 2017: Working Group ECOSTAT report on Common understanding of using mitigation measures for reaching Good Ecological Potential for heavily modified water bodies. JRC report JRC103830. EUR 28413 EN Publications Office of the European Union, Luxembourg. doi:10.2760/649695

Jenssen L., Fergus T., Tesaker, E. 2009: Veileder for dimensjonering og erosjonssikring av stein. NVE veileder 4/2009. NVE Oslo http://publikasjoner.nve.no/veileder/2009/veileder2009_04.pdf

Sandlund, Odd Terje; Bergan, Morten Andre; Brabrand, Åge; Diserud, Ola Håvard; Fjeldstad, Hans-Petter; Gausen, Dagfinn; Halleraker, Jo Hallvard; Haugen, Thronn Oddvar; 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)



Ungfisk av laks finner skjul i elvebunnen (bilde fra Flåmselva).

3 Hydromorfologi og økologisk funksjon

Elvens form og bunnsstrat er avhengig av berggrunn, glacial historie, fallgradient, sedimenttransport og vannføring (Montgomery & Buffington 1997, Hauer & Pulg 2017). Hydromorfologi er samlebetegnelsen for parametere som beskriver hydrologiske (variasjon i vannføring og vannstand) og morfologiske forhold (fysisk utforming av bunnforhold). Livet i elvene er tilpasset miljøet som formes av de hydrologiske og morfologiske egenskapene. En rekke av fiskens økologiske funksjoner påvirkes av hydromorfologiske forhold, deriblant reproduksjon, men også utbredelse og bestandsstørrelse (Borgstrøm & Hansen 2000, Aas et al. 2011, Schmutz et al. 2017). Fiskenes habitatkrav varierer gjennom livssyklusen. De forskjellige livsstadier finner passende gyte-, oppvekst-, nærings- og vinterhabitat i forskjellige vassdragsdeler som hver har spesielle hydromorfologiske egenskaper. Dette kan illustreres med en fiskeart som harr, som trenger grusbanks til gyting, rolige vikar som larvehabitat, stryk som ungfiskhabitat og holer som vinterhabitat. Habitatkravet gjennom livssyklus for en rekke ferskvannsfisker med forskjellige behov er fremstilt skjematisk i Fig. 2 (etter Jungwirth et al., 2003; Friedrich, 2003; Layle & Maitland, 1997). Mangler et nøkkelhabitat for et livsstadium, kan hele bestanden av en fiskeart reduseres eller forsvinne.

Vi har fått som tilbakemelding at det har vært uvanlig å ta hensyn til fysiske habitatkrav til andre arter enn laks, ørret og røye i Norge. Det er derfor vi gjør det. Vannforskriften inkluderer i utgangspunktet alle stedege fiskearter.

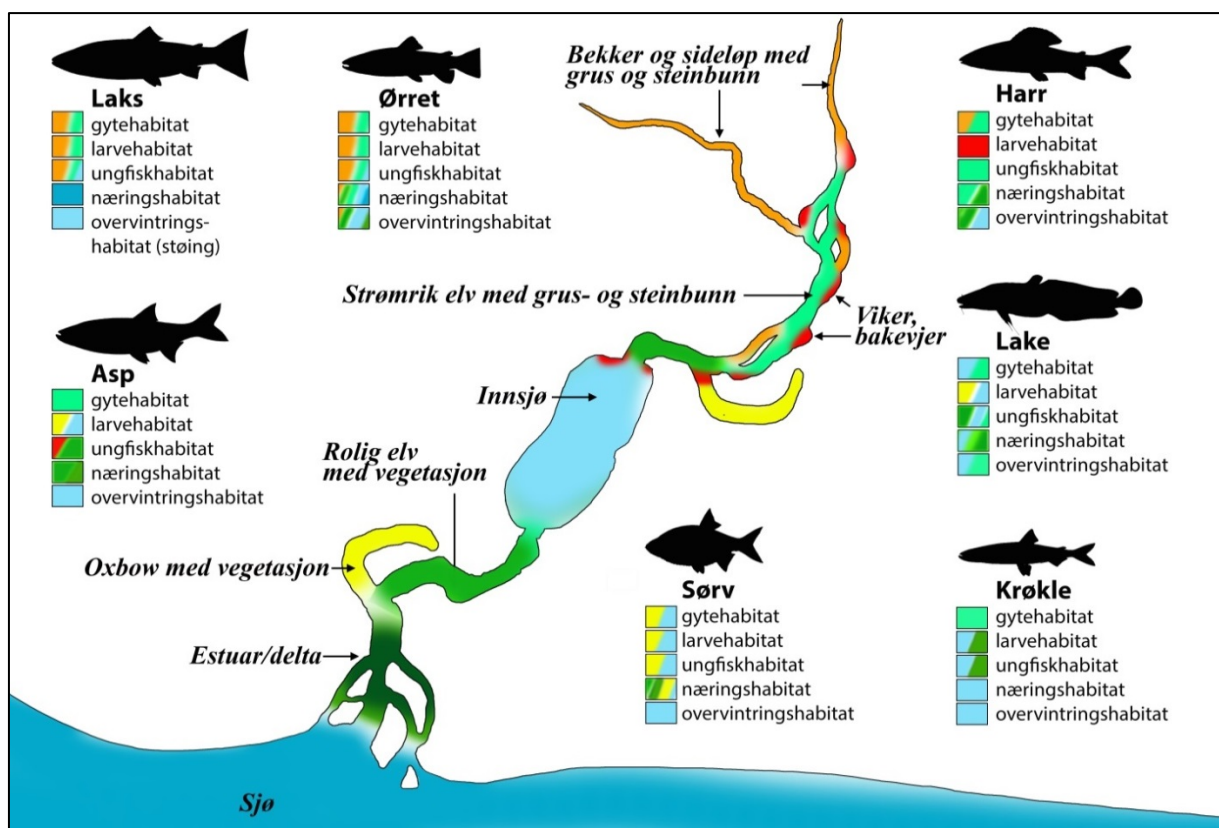


Fig. 2 Gjennom livssyklusen bruker fisk forskjellige habitat typer som igjen er avhengig av hydromorfologiske egenskaper. For å opprettholde en fiskebestand er det nødvendig at alle de ulike habitat typene som arten trenger er tilgjengelige og fungerer. I figuren er dette skjematisk fremstilt for 7 eksempelarter. Det er ikke bare laks og sjøørret som vandrer til forskjellige habitat typer. Prinsippet gjelder for alle ferskvannsfisk, bare målestokken varierer. Habitatbehov etter Jungwirth et al. (2003), Friedrich (2003) Lyle & Maitland (1997).

Dette perspektivet bidrar å unngå ensidige løsninger som tjener bare noen få arter og som må revideres etter hvert. Et eksempel på dette er eldre fisketrappet i Norge, som var designet for laks, men som også ble brukt i innlandet for ørret, harr og sik. Disse trappene fungerte enten dårlig eller ikke i det hele tatt for disse artene (Fjeldstad et al. 2013). Utviklingen av fiskebestander lengre sør i Europa, der andel ferskvannsfisk er størst blant dyr på rødlisten, viser dessuten at vanlig forekommende arter kan havne på randen til utryddelse i løpet av relativt kort tid. En viktig årsak til dette er fysiske inngrep og vassdragsregulering (Hanfland et al. 2010).

Habitatkrav varierer mellom fiskearter. For eksempel benytter ulike fiskearter forskjellige substrattyper for gyting (Fig. 3). Bunnsubstratets sammensetning er avhengig av hydromorfologiske betingelser. Mange arter av laksefisk reproducerer ved å grave ned eggene i gytegroper i grusbunn. Dette er arter som trenger løst substrat som er dominert av grus og små stein (ca. 1-10 cm), med minst mulig finsediment (< 1 mm), for å unngå at rogn og plommesekkyngel blir kvalt mens de er i sedimentet. Fra gyting og frem til yngelen forlater grusen kan det gå 4-8 måneder. Andre fiskearter, inkludert lake og sik samt elvelevende karpfisker som asp, stam og vederbuk, gyter på steinbunn uten å lage reir. Eggene ligger mellom steinene på substratoverflaten eller er klebrige og fester seg på stein. Eggutviklingen skjer i løpet av én til flere uker og delvis driver eggene med strømmen. Kravet til sedimentkvalitet er derfor forskjellig fra laksefiskenes. Større variasjon i substratsammensetning og større finsedimentandel i hulrommene tolereres. En rekke andre arter gyter på vannplanter (gjedde, sørv, brasme, mort) gjerne i grunne vik, oversvømmelsesområder eller kroksjøer med varmere vann. Noen arter er i større grad generalister som kan gyte både på steinbunn, planter, kvister og røtter (abbor, gjørs, Jungwirth et al., 2003).

Yngel og ungfisk av de ulike fiskeartene har spesielle fysiske habitatbehov som er avhengig av hydromorfologiske rammebetingelser. Laks- og ørretyngel er territorielle, og lever stort sett i nærheten av gyteplassen det første leveåret. Eldre ungfisk oppsøker etterhvert grovere substrat og større hulrom. De skifter mellom oppholdssteder i elva (næringsopptak) og i hulrom under stein eller vegetasjon (skjul, overvintring), se Fig. 4.

Harryngel driver fra gyteplasser til roligere vik og bakevjer. Med økende størrelse trekker ungfisken tilbake til mer rasktstrømmende vann, der de etterhvert kan gjennomføre lange næringsvandring (Linløkken 1993). Også for lake, krøkle og en rekke elvelevende karpfisker (stam, asp, vederbuk m.fl.) er drift av larver og delvis lange vandring (>100 km) dokumentert (Friedrich, 2003; Jungwirth et al., 2003; potadrom vandringsatferd).

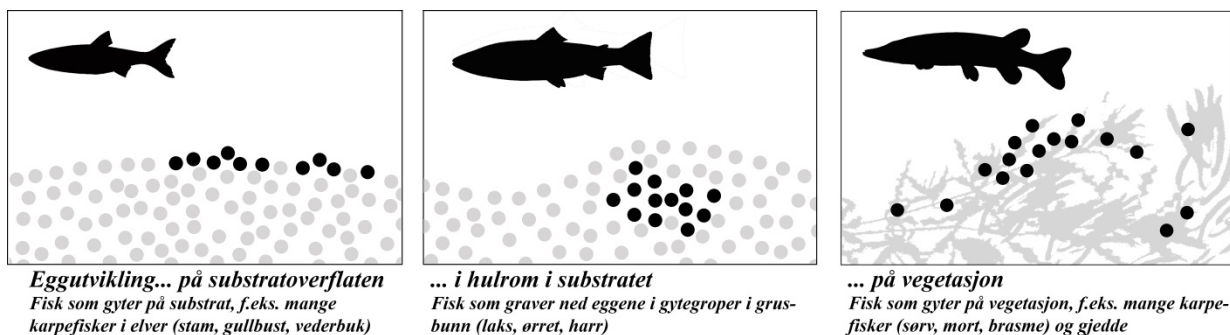


Fig. 3 Hydromorfologiske rammebetingelser er avgjørende for om fiskearter kan reproducere. Mens mange laksefisk trenger løs grusbunn, krever en rekke andre arter steinbunn eller vanddekt vegetasjon. (etter Jungwirth et al. 2003 og Pulg 2009). Fysiske inngrep i vassdrag medfører ofte endringer i sediment og bunnforhold.

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. 2017b, Sandlund et al. 2013) og er et biologisk «kvalitetsелеment» i vannforskriften (Veileder 02:2013). Tiltak for å restaurere fiskens fysiske habitat eller vandringsmuligheter er derfor viktige virkemidler for å oppnå bedre økologisk tilstand etter vannforskriften.

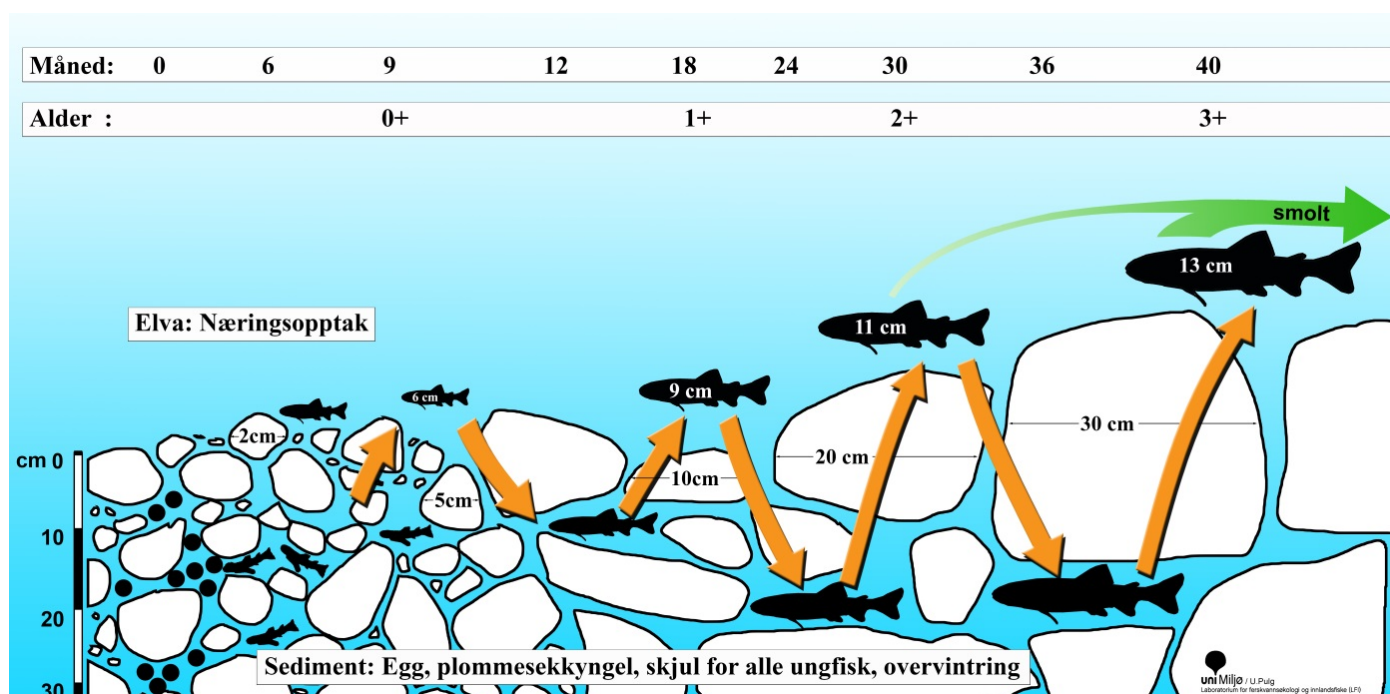


Fig. 4 Skissen demonstrerer skjematisk hvordan ungfisk av laks og sjørøtt benytter substratet gjennom livssyklusen fra egg til smolt. Store deler av livet tilbringes i elvebunnen. Hydromorfologiske rammebetingelser er avgjørende for hvor mye gyte- og ungfiskhabitat elvebunnen tilbyr (Pulg et al. 2013b).

Referanser

- Borgstrøm, R. & L.P. Hansen (eds.) 2000: Fisk i Ferskvann; Et samspill mellom bestander, miljø og forvaltning. Landbruksforlaget, Oslo, 376 pp.
- Fredrich F, 2003. Long-term investigations of migratory behaviour of asp (*Aspius aspius* L.) in the middle part of the Elbe River, Germany. *Journal of Applied Ichthyology* 19: 294–302.
- Fjeldstad, H.-P., Alfredsen, K. og Forseth, T. 2013. Atlantic salmon fishways – The Norwegian Experience. *VANN* 2013-2. 14 pp.
- Hauer, C. & Pulg, U. 2017: The non-fluvial nature of Western Norwegian rivers, *in prep.*
- Hauer, C. , Leitner, P., Unfer, G., Pulg, U. Habersack, H. Graf, W. 2017b : 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. In print.
- Hanfland, S., Schnell, J. Ekart, C., Pulg, U. 2010: Lebensraum Fließgewässer entwickeln und restaurieren. 2 . Auflage, Landesfischereiverband Bayern e.V. Muenchen. 76 s. <http://www.lfvbayern.de/arten-und-gewaesserschutz/veroeffentlichungen/>
- Huitfeldt-Kaas,H. 1918. Ferskvandsfiskenesutbredelse og indvandringi Norge, med et tillæg om krebsen.- Centraltrykkeriet- Kristiania
- 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
- 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.
- Lyle AA, Maitland P. 1997. The spawning migration and conservation of Smelt *Osmerus eperlanus* in the River Cree, Southwest Scotland. *Biological Conservation* 80: 303–311.
- Montgomery, D. R., and Buffington, J. M. (1997) Channel Reach Morphology in Mountain DrainageBasins, *Geological Society of America Bulletin*, 109, 596-611.
- 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., Sternecker, 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, 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
- Schmutz, S. & J. Sendzimir (red.) 2017: "Riverine Ecosystem Management - Science for governing towards a sustainable future". Springer. In print.
- Sandlund, Odd Terje; Bergan, Morten Andre; Brabrand, Åge; Diserud, Ola Håvard; Fjeldstad, Hans-Petter; Gausen, Dagfinn; Halleraker, Jo Hallvard; Haugen, Thron Oddvar; 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. www.vannportalen.no. http://www.vannportalen.no/globalassets/nasjonalt/dokumenter/veiledere-direktoratsgruppa/02_2013_klassifiserings-veileder_.pdf



Laksesmolt



Hovinbekken i Oslo er gjenåpnet gjennom Bjerkedalen park over en strekning på 350 meter. Det er lagt til rette for vandring og opphold for ørret som naturlig hører til i vassdraget. Prosjektet har vunnet Oslo Bys Arkitekturpris i 2015 og pris for Norges beste uterom i 2016. Tiltakshaver Oslo kommune, med Dronninga landskap (bilde: Oslo kommune VAV, med tillatelse fra VAV/Tharan Fergus).

4 Forutsetninger for effektive miljøtiltak

4.1 Kartlegging, klassifisering og diagnose

Hydromorfologiske flaskehalsar varierer mellom vassdrag. Dette er avhengig av type inngrep, utbyggingsgrad, samt naturlige hydromorfologiske rammebetingelser og artssamfunn. En reduksjon av fiskebestanden kan skyldes kunstige vandringsbarrierer i et vassdrag, kanalisering i et annet vassdrag, og både vandringsbarrierer og kanalisering i et tredje vassdrag. Et godt kunnskapsgrunnlag med kartlegging av vannforekomsten og en påfølgende presis diagnose av hydromorfologiske flaskehalsar er derfor en forutsetning for å velge de rette tiltakene og bedre miljøtilstanden. Kartlegging og diagnose gir informasjon om status og hvilke inngrep som har bidratt til endring i miljøtilstand. Den gjør det dessuten mulig å prioritere tiltak for å forbedre miljøtilstanden. I arbeidet med vannforskriften er denne tankegangen lagt til grunn og oppfordrer til overvåking og klassifisering som grunnlag for tiltaksanalysene (Veileder 02:2013).

Tiltak skal velges og dimensjoneres basert på kartlegging og diagnose, og sammenstilles i tiltaksanalyser og forvaltningsplaner, som igjen skal gi grunnlag for realisering av arbeidet. Det kreves i tillegg en målsetting av bestandsstørrelse for å kunne dimensjonere tiltakets omfang. Uten en klar målsetting vil det være umulig å vite i hvilket omfang tiltaket skal realiseres, for eksempel hvor stor elvestrekning man skal gjenåpne i en delvis lukket elv. Etter vannforskriften skal kvalitetslementer nå «god økologisk tilstand». I sterkt modifiserte vassdrag (SMVF) settes «godt økologisk potensial» som mål (Veileder 02:2013, www.vannportalen.no). Det arbeides med hydromorfologiske støtteparametre til klassifisering av vannforekomster gjennom prosjektet «HyMo» - forvaltningsverktøy for forbedret karakterisering av vannforekomster og klassifisering av tilstand (Harby et al. 2018). Resultater fra dette arbeidet forventes i 2017. Verktøyet vil bidra å kunne vurdere om og eventuelt hvilke fysiske tiltak som trengs, og i hvilket omfang.

Videreførende litteratur:

For en oversikt over tematikken men også for å finne videreførende litteratur anbefales å se på resultatene til det europeiske Reform-prosjektet: <http://reformrivers.eu/>. Resultatene er sammenstilt på en egen side http://wiki.reformrivers.eu/index.php/Main_Page. Erfaringer fra en rekke restaureringsprosjekter presenteres i Friberg et al. (2016a). En oversikt hvordan forskjellige land i Europa håndterer hydromorfologiske utfordringer i vassdrag finnes i Halleraker et al. (2017).

4.2 Hvordan definere en referansetilstand og målsetting?

Vannforskriftens målsetting med «god økologisk tilstand» og «godt økologisk potensial» tar utgangspunkt i en forventning om naturtilstand. Å definere naturtilstanden er ikke lett, og det har blitt brukt omfangsrike avhandlinger for å belyse dette nærmere. Vi vil fremheve «Leitbild-concept» (Muhar et al. 1995) som var en premiss for vannmiljøarbeidet da vanddirektivet ble vedtatt på Europeisk nivå i år 2000. Leitbild konseptet anbefaler å sette en uforandret naturlig elvetype som et overordnet mål for elverestaurering og andre miljøtiltak i vassdrag. Dette målet kan ikke nødvendigvis nås fullstendig, grunnet en rekke menneskeskapte forandringer og bruksformer, men det vil bidra å velge riktige løsninger som passer til elvetyper med tanke

på økologisk funksjonsevne, fluviale prosesser og langsiktig varighet (se s. 41). Kartleggings- og klassifiseringsmetoder etter vannforskriften (Veileder 02:2013, Harby et al. 2018) skal hjelpe til med å forenkle og standardisere slike vurderinger.

Så snart målsettinger og tiltak for et konkret vassdrag skal defineres detaljert, er det imidlertid ofte behov for mer presis og lokal kunnskap om en referansetilstand. Hva betyr det for eksempel konkret å nå «god tilstand fisk» ved å gjenskape minst 75 % eller 90 % av bestandsstørrelse til en dominerende anadrom fiskeart, samt å ha alle naturlige fiskearter til stede? (Basert på Veileder 02:2013 og Sandlund et al. 2013).

Her finnes det hjelpemidler, særlig for bearbeiding av hydromorfologi. Disse er:

1. Historiske data, vitenskapelige publikasjoner, fangstopplysninger
2. Historiske flyfoto og kart
3. Referankestrekninger
4. Generell elvemorfologi og hydraulisk modellering

1. Det finnes delvis historiske opplysninger om vassdrag når man først leter i arkiver og på nettet. Særlig for større elver, kraftutbygde vassdrag og nyere inngrep finnes ofte historiske data. På nettstedet lakseregisteret.no finnes det fangstdata for mange tiår tilbake i tid (<http://lakseregisteret.fylkesmannen.no/lakseregister/public/default.aspx>). NVE, MD, Fylkesmenn, Fylkeskommuner og kommuner samt reguleringsmyndigheter har ofte fagrapporter og informasjon om utbyggingshistorien i sine arkiv. Delvis har det blitt gjennomført skriftlige skjønn og i nyere saker vanligvis før-undersøkelser.

2. For mange vassdrag finnes det historiske kart og flyfoto. Eksempler finnes i Fig. 5 og Fig. 6, Andersen & Gabrielsen (2012), Pulg et al. (2013) og Velle et al. (2013) med historiske foto og kart fra Aurland (1890), Vikja (1893) og Bergen lufthavn på Flesland (1951). De viser ikke nødvendigvis en urørt tilstand, men er et hjelpemiddel for å få opplysninger om utvikling, utbygging og status tilbake i tid. Nettstedet «Norge i bilder» og andre karttjenester har begynt å legge ut historiske flyfoto tilbake til 1930-tallet (<http://www.norgebilder.no/>) og på sikt øker trolig tilgangen av denne type materiale fra ulike tjenester. En enda bedre mulighet til å få tak i historiske flyfoto og kart finnes i arkivet til kartverket (<http://www.kartverket.no>).

3. Fortsatt finnes det vassdragsstrekninger som er lite eller ikke påvirket av hydromorfologiske endringer. Sammenlignet med resten av Europa er det relativt mange av disse i Norge. Det innebærer at man kan hente informasjon om naturtypiske habitatbetingelser, fiskebestander, bunndyr og vannplanter fra upåvirkede strekninger med lignende biologiske og hydromorfologiske rammer, for eksempel lengre oppstrøms i det aktuelle vassdraget eller i nærliggende vassdrag av samme type.

4. Basert på elvemorfologiske typologier (se s. 41, Montgomery & Buffington 1997, Harby et al. 2018) kan en naturtypisk morfologi for en elvestrekning sannsynliggjøres. Legges gitte hydromorfologiske rammebetingelser til grunn, slik som gradient, geologi, vannføring og sedimenttransport, kan vassdragets opprinnelige utforming og dominerende substrattypen estimeres. Hydraulisk modellering kan være et nyttig verktøy i denne prosessen.



Fig. 5 Historisk flyfoto som viser Vassbygdelvas delta med sideløp i 1969 før kraftutbygging og kanalisering i 1970-tallet. (Bilde: Kartverket)



Fig. 6 Flyfoto fra 2013 som viser Vassbygdelva i Aurland etter kraftregulering og kanalisering. Kunnskap om situasjonen før regulering ble til utgangspunkt for planlegging av miljøtiltak i Aurlandsvassdraget, i dette tilfelle restaurering av flere sideløp i det gamle deltaet i 2017 (www.norgedigitalt.no)

Referanser

- Andersen, Gidske Leknæs; Gabrielsen, Sven Erik Hydromorfologiske endringer i Vikja som følge av regulering. Uni Miljø LFI-rapport nr. 209. Uni Research. Bergen
- Friberg et al., 2016a: N. Friberg, 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
- Halleraker JH, van de Bund W, Bussetini M, Gosling R, Döbelt-Grüne S, Hensman J, Kling J, Koller-Kreimel V, Pollard P 2017: Working Group ECOSTAT report on Common understanding of using mitigation measures for reaching Good Ecological Potential for heavily modified water bodies. JRC report JRC103830. EUR 28413 EN Publications Office of the European Union, Luxembourg. doi:10.2760/649695
- Harby, A. et al (2018). Karakterisering og klassifisering av hydromorfologi. SINTEF-rapport (under arbeid)
- 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.
- Pulg, Ulrich, Bjørn T. Barlaup, Helge Skoglund, Tore Wiers, Sven-Erik Gabrielsen, Eirik S. Normann 2013: Gyteplasser og sideløp i Aurlandsvassdraget. UNI Miljø LFI rapport nr. 221. Uni Research Bergen

Sandlund, Odd Terje; Bergan, Morten Andre; Brabrand, Åge; Diserud, Ola Håvard; Fjeldstad, Hans-Petter; Gausen, Dagfinn; Halleraker, Jo Hallvard; Haugen, Thron Oddvar; 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. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. http://www.vannportalen.no/globalassets/nasjonalt/dokumenter/veileder-direktoratsgruppa/02_2013_klassifiserings-veileder_.pdf

Velle G, Pulg U, Andersen GL, Haave M, Schneider S (2013) Biologiske og kjemiske undersøkelser i vassdrag ved Bergen Lufthavn Flesland. Uni Miljø LFI rapport 212. Uni Research, Bergen, 83 + 15 s.



Det gjøres en stor innsats for restaurering av sjørretbekker i Østfold, her bilder fra Hunnebekken. Prosjektet er et godt eksempel på samarbeid på tvers av sektorer, med Fylkesmannen, Jeger og fiskerforening, velforening, kommune, skolen og grunneierne (AJFF Sarpsborg og Omegn, Velforeningen «Hunnbekkens venner, Fredrikstad kommune, Borge barneskole, Foto: Leif R. Karlsen).



Sjørret i Vassbygdela, Aurland

5 Planlegging, tiltakstyper og tidsrom

Valg av riktig tiltak er avgjørende for å kunne bedre miljøtilstand. Er miljømål satt, kartlegging gjennomført og diagnoser stilt (se kap. ovenfor, s. 18), kan egnete tiltakstyper velges og nødvendig omfang dimensjoneres. I tillegg gis det en oversikt over flere grunnleggende prinsipper ved utvalg av tiltak i dette kapittelet. Den oversikten kan bidra vesentlig til å nå miljømålene, å redusere kostnader og å minske risiko for feil. Tiltakskatalogen presenteres i påfølgende kapittel (s. 30).

5.1 Redusere behov for miljøtiltak – bevare gjenværende miljøkvaliteter

Arealplanlegging og vannressursforvaltning

Mange morfologiske endringer i vassdrag har oppstått fordi bruksformer som bosetting, infrastruktur eller dyrka mark har blitt plassert for nær elven og inn i elvemorfologisk aktive soner. Dette medfører risiko for flomskader, erosjon og sedimentasjon. Men det finnes ikke bare «gamle synder». Utbyggingspresset er stadig høyt i og langs mange vassdrag, ikke minst i byer og bynære områder. Potensialet for nye morfologiske inngrep og reduserte miljøforhold er derfor stort. Bildene nedenfor viser nye fysiske inngrep i vassdrag som reduserer miljøforholdene – alle har blitt gjennomført i løpet av de siste fem år (Fig. 7, Fig. 8, Fig. 9, Fig. 10). Planleggingsverktøy som areal- og byplanlegging samt vannressursforvaltning kan minske behovet for «reparasjon» senere og skal brukes for å balansere bruksinteresse mot miljøeffekter. Dette skal skje på relevant skala og rekker fra overordnede tiltak i nedbørsfeltet, f. eks. angående arealbruk og flomsikring, til detaljerte grep ved vassdraget. I en rekke arealplaner er det satt av soner med forskjellig bredde langs vassdrag, der hydromorfologiske inngrep skal unngås. Miljø- og vassdragsmyndigheter følger et omfattende regelverk innen vannressursforvaltning for å avveie miljøinngrep. Håndheving av slike arealplaner og en kunnskapsbasert vannressursforvaltning kan bidra vesentlig til å bevare vassdragsdeler med god økologisk status og å redusere behovet for kostbar restaurering og habitattiltak i fremtiden.

Mer om rollen til forebyggende planlegging i forhold til andre miljøtiltak i vassdrag finnes på: http://wiki.reformrivers.eu/index.php/How_can_we_improve%3F. Gode eksempler på arealplanlegging som integrerer både flomsikring og elverestaurering samt en rekke andre bruksinteresser finnes fra Kampdalen i Østerrike (Hauer & Habersack 2009), Isar i Munchen (link nedenfor) og Skjern Å i Danmark (Pedersen et al. 2007).

Beskyttelse av gjenværende elvestrekinger med god økologisk tilstand

Skal målet om god økologisk tilstand eller godt økologisk potensial nås, er beskyttelse av gjenværende vassdragsdeler med gode miljøkvaliteter et relevant verktøy. Vannforskriften inneholder et «forverringsforbud», som medfører at økologisk tilstand utgangspunktet ikke skal reduseres (Veileder 02:2013). I de første tiltaksanalyser og forvaltningsplaner fra pilotvannforekomstene i Norge (2015) er dette lite omtalt. Hydromorfologiske inngrep mot faglige anbefalinger eller mot gjeldene regelverk gjennomføres fortsatt (Fig. 7, Fig. 8, Fig. 9, Fig. 10, se også Frilund 2010, Gaarder et al. 2015).



Fig. 7 Ny vandringsbarriere ved veikulvert bygget i 2016 ved munning av anadrom sjørretbekk ved Arefjordpollen, Hordaland.



Fig. 8 Sedimentering og tilslamming av gyteplass etter utslipp fra anleggsområde i Apeltunvassdraget i Bergen. Kunstige utslipp av finsediment forekommer spesielt ofte i urbane vassdrag, ved sandtak og i nedbørsfelt med mye landbruk. Ofte er finsedimentutslipp større og skjer hyppigere enn det flommer kan rense. Over tid kan dette føre til en betydelig forringelse av den økologiske statusen til vannforekomsten. Uten overvåking, oppfølging, stopp av enkelutslipp og rensing ved behov, reduseres miljøtilstanden vesentlig.



Fig. 9 Snauhogst av kantvegetasjon ved Tømra i Selbu kommune 2017 (foto: Iver Tanem).



Fig. 10 Kanalisering og erosjonssikring ved plastring av både elvekanter og elvebunn kan fjerne fiskehabitat fullstendig. Det kan dessuten redusere vandringsmuligheter for fisk, som vist på dette bildet fra en anadrom bekk ved Nordrevik, Høyanger kommune i Sogn og Fjordane. Vannet sildrer gjennom plastringen. Bekken ble erosjonssikret og kanalisert i 2012. Lignende miljøreduserende tiltak er fortsatt utbredt i Norge (Foto: Sven-Erik Gabrielsen). Sammenlign med alternativ utforming på side 113, Fig. 66.

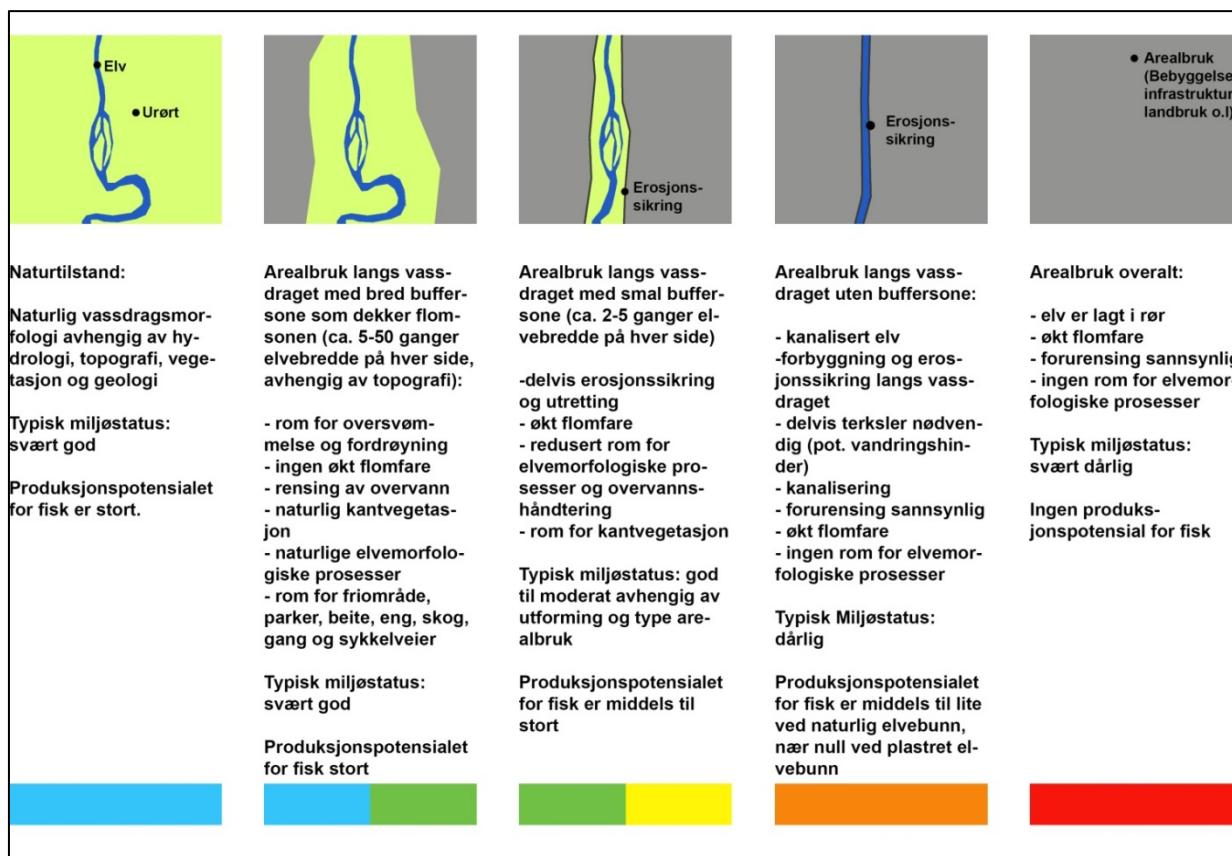


Fig. 11 Skjematisert fremstilling av arealbruk langs vassdrag og typiske morfologiske og økologiske konsekvenser. Vannforskriften krever i utgangspunkt en tilstand som ligger fra midten og mot venstre. Fargene nederst indikerer forventet fysisk miljøtilstand, svært god, god, moderat, dårlig, svært dårlig. (Modifisert fra Pulg et al. 2011)

Dersom miljømål skal nås, anbefales det å ta vare på av gjenværende vassdragsnatur. Miljøtilsyn bør bevisst integreres i tiltaksverktøykassen for vannforskriftsarbeidet. Det kan være meget effektivt å bruke ressurser på et slikt aktivt og systematisk arbeid for å opprettholde eksisterende kvaliteter i vassdrag. I praksis innebærer dette å følge med på lovlige og ulovlige inngrep, og dermed redusere fare for miljøskadelige inngrep som f.eks. sandutslipp, fyllinger, masseuttak, og snauhogst av kantvegetasjon. Også miljøforhold som minstevannføring, vanntemperatur og gassmetning kan sikres bedre med tilstrekkelig overvåking og tilsyn. Eksempelet med et urbant vassdrag på s. 131 viser at nettopp oppfølging av inngrep og forurensingsepisoder, samt bevaring av de gjenværende elvepartier, har bidratt til å nå god miljøtilstand for fisk, dette til tross for store infrastrukturprosjekter og intens byutvikling like ved vassdraget.

5.2 Restaurering eller habitattiltak?

Begrepet «restaurering» brukes for gjenskaping av naturtypiske fysiske forhold i vassdrag, inkludert tilhørende fluviale prosesser (f. eks fjerning av en terskel). «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), se definisjoner på s. 191.

Flere studier har kritisert habitattiltak i vassdrag (Muhar et al. 1995, Hendry et al. 2003, Beechie et al. 2010). Forfatterne baserer dette på langtidsstudier som har vist at effekten av tiltakene ikke var varige, og at det ofte forekommer en rekke feil ved valg og dimensjonering av tiltakene. Istedenfor anbefales det å satse på en substansiell vassdragsrestaurering, dvs. restaurering av fluviale prosesser og et Leitbild-konsept med

naturlige referanser som overordnet målsetting. En slik restaurering har vist seg å gi en større sannsynlighet for å oppnå målet om en varig miljøforbedring. I et konkret eksempel betyr dette at det anbefales heller å fjerne demninger slik at fluviale prosesser som sedimenttransport reetableres varig, framfor å legge ut gytegrus - som gjerne må gjentas med visse intervaller.

Det finnes imidlertid også studier som viser at enkelttiltak kan fungere godt over mange år dersom tiltakene velges og dimensjoneres riktig (Hauer et al. 2013). En viktig forutsetning er at det tas hensyn til kunnskap om vassdragets naturtypiske morfologi, hydrologi og geologiske utvikling, slik at tiltak kan utformes og dimensjoneres deretter (Leitbild konsept). Dessuten er en god kartlegging og diagnose viktig, slik at de avgjørende flaskehalsene identifiseres og håndteres. En slik fremgangsmåte er godt beskrevet for laks i «Miljødesign»-konseptet (Forseth & Harby 2013). Prinsippet ligger også til grunn i vannforskriften med gjentakende overvåking og klassifisering etterfulgt av en tiltaksanalyse (Veileder 02:2013).

I følge Hauer et al. (2013) har restaurering av vassdrag ofte best miljømessig effekt og varighet. I mange tilfeller vil imidlertid samfunnet kreve bruk av vassdraget og arealet rundt. I slike tilfeller kan habitattiltak være et alternativ som vil redusere forringelsen av vassdragets økologiske status. At habitattiltak ofte ikke er varige kan håndteres ved at vedlikehold og gjentagelsesbehov planlegges fra starten, dvs. som en integrert del av tiltaksbeskrivelsen og selve tiltaket. Vedlikehold og evt. reparasjon er vanlig for teknisk infrastruktur i vassdrag, slik som erosjonssikring, terskler, demninger og vannkraftverk. Også habitater og ønsket hydromorfologiske kvaliteter kan på samme måten opprettholdes over tid. Dersom samfunnet velger en bruk av vassdrag som fører til inngrep og endrede fluviale prosesser, vil habitattiltak med vedlikehold ofte være den eneste muligheten til å oppnå «god økologisk tilstand» eller «godt økologisk potensial».

Som konklusjon anbefales det å prioritere på følgende måte:

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

Ved valg og realisering av tiltak bør en helhetlig vurdering som også inkluderer samfunnsnyttene av vassdragsbruk og kost-nytte effekt ved tiltak inkludert vedlikehold, legges til grunn. Arbeidet med vannforskriften formaliserer dette i vannregioner og -områder med referansegrupper. Regjeringen legger prinsippet om «positiv kost-nytte» til grunn ved vurdering av tiltak i SMVF (Sterkt modifiserte vannforekomster).

Prinsippet med valg av habitattiltak istedenfor fullskala restaurering vil ofte gjelde i vassdrag som er karakterisert som SMVF – men det finnes unntak. Også i SMVF kan restaurering av fluviale prosesser være mulig, men delvis i redusert skala (se eksempel terskelfjerning, s. 128 og s. 138). Det finnes også mange vanlige vannforekomster med samfunnsnyttige morfologiske inngrep som ikke enkelt kan fjernes, f. eks. infrastruktur som vei og jernbane. Også her kan habitattiltak være en effektiv løsning for å nå god miljøtilstand, f.eks. fiskepassasjer i kulverter eller grusutlegg, se eksempel med urbane elver s. 131 og s.159.

5.3 Redusere risiko for utilsiktede effekter

Erfaringer med miljøtiltak i vassdrag viser at det er en risiko for valg av feil type tiltak og feil dimensjonering. Dette kan ikke bare redusere ønsket miljøeffekt, men i verste fall også føre til 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 fiskepassasjer ved naturlige vandringsbarrierer spre fremmede arter, og «biotopforbedrende» terskler kan oppstue elven og skape kunstige sedimentasjonsbassenger med dårlige miljøforhold (se eksempel på side 128). Muhar et al. (1995), Hendry et al. (2003), Beechie et al. (2010) og Friberg et al. (2016a) påpekte dette tydelig og foreslår forbedringer. Halverson (2011) viste hva som kan skje hvis en fokuserer bare på en eneste fiskeart (i det tilfelle regnbueørret) som skal fremmes med velmente kultiverings- og habitattiltak. Konsekvenser av dette var bl.a. dramatiske endringer i økosystemet, inkludert utryddelse av endemiske fiskearter. På 1980- og 1990-tallet var bygging av terskler et utbredt tiltak i vassdrag i Norge, særlig i lokaliteter som hadde fått redusert vannføring etter regulering («Terskelprosjektet», «Biotopjusteringsprogrammet» NVE 1989). Terskler økte det vanddekte arealet, noe som ble foretrukket i landskapsbildet i sin tid. Men terskler ble også anbefalt for å øke fiskeproduksjonen. I ettertid vet vi at bygging av terskler ofte medfører en rekke ulemper, deriblant redusert konnektivitet og massetransport, samt stillestående vann med stabilisert elvebunn, finsedimentakkumulering og redusert habitatkvalitet i form av mindre skjul og dårligere gyteforhold (Arnekleiv et al. 2012, Barlaup et al. 2008, Fjeldstad et al. 2012). Terskler som habitattiltak anbefales i dag kun i spesielle tilfeller (se s.115).

Hvordan kan 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 naturtilstand 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 riktig skalert metode: En rekke spørsmål angående vannforekomster kan vurderes på overordnet nivå fra kart, flyfoto og ved modellering. Å bedre hydromorfologisk miljøtilstand innebærer som regel også detaljering med felttoppmålinger, og direkte oppfølging og tilstedeværelse ved gjennomføring av tiltak (biologisk byggeledelse).
5. Overvåking i etterkant: Undersøke om tiltak fungerer som planlagt. Også dette er lagt inn i vannforskriftsarbeidet, med gjentakende runder med overvåking og tiltaksanalyser. Basert på overvåkingen kan tiltak justeres eller vedlikeholdes.
6. Legg inn vedlikehold og drift som en integrert del av tiltaket dersom tiltakstypen krever det.
7. Faglig ydmykhet: Vær reflektert og klar over at ingen kan vite alt. Lær av overvåking og av andre. Vær åpen for ny kunnskap. Vær klar for å korrigere feil.

5.4 Tidspunkt for utførelse av tiltak i vassdrag

Anleggsarbeid i elver medfører en midlertidig forstyrrelse av økosystemet, og kan være skadelig for fisk bunndyr og vegetasjon. Ungfisk og voksne fisk er ofte mobile og kan unnvike maskiner og kjøretøy i større grad. Egg, plommeseekkyngel og larvestadier er i praksis immobile. Også ungfisk som oppholder seg i skjul i hulrom i elvebunnen er lite mobile. Hva som er gunstige tidsrom for arbeid i elver vil variere, og er blant annet avhengig av artsamfunn og elvetype. Ved maskinarbeid, graving og kjøring i elven bør nytten avveies mot skadepotensialet. Særlig nøkkelhabitat som viktige gyteplasser eller habitat til sårbare arter (f.eks. elvemusling) må på forhånd identifiseres og tas hensyn til.

Eksempelvis forventes minst skade for fisk ved anleggsarbeid i sør og vestnorske sjørrer- og lakseelver i perioden fra begynnelsen av juli til slutten av september. På denne tiden er det vanligvis ikke plommeseekkyngel eller egg i substratet, og risikoen for skader er lav.

Referanser:

Case restaurering Isar i Munchen:

<http://climate-adapt.eea.europa.eu/metadata/case-studies/isar-plan-2013-water-management-plan-and-restoration-of-the-isar-river-munich-germany>

Case restaurering Skjern Å:

http://wiki.reformrivers.eu/index.php/Skjern_-_Restoration_of_habitats_and_wildlife_of_the_Skjern_River_%28LIFE00_NAT/DK/007116%29

Arnekleiv JV., Pulg, U., Sandnes TO., Kjærstad G., Skår, B., Kirkreit, I., Fergus, T. 2012: Evaluering av celleterskler som avbotende tiltak. NVE Rapport nr. 6 – 2012. Norges vassdrags- og energidirektorat. OSLO ISBN: 978-82-410-0870-2

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 Research and Applications* 24: 543-550.

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.

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.

N. Friberg, 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

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.

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.

Halverson, A. 2011: *An Entirely Synthetic Fish: How Rainbow Trout Beguiled America and Overran the World.* Yale University Press 288. p

Hendry K, Cragg-Hine D, O'Grady M, Sambrook H, Stephen A. 2003. Management of habitat for rehabilitation and enhancement of salmonid stocks. *Fisheries research* 62: 171-192.

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.

Naturmangfoldloven: https://lovdata.no/dokument/NL/lov/2009-06-19-100#KAPITTEL_2

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., Barlaup, B., Gabrielsen S.-E. & Skoglund, H. 2011: Sjøarebekker i Bergen og omegn. LFI-rapport nr. 181, 295s. Uni Research, Uni Miljø LFI, Bergen

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

Veileder 02:2013 – revidert 2015. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. http://www.vannportalen.no/globalassets/nasjonalt/dokumenter/veiledere-direktoratsgruppa/02_2013_klassifiserings-veileder_.pdf



Storlaks på gytvandring som finner skjul under kvister og døde trær på grunt vann (Foto: Tore Wiers).



Sjørret og laks som overlever gyting samler seg gjerne i innsjøer eller store holer. Mange overvintre her og vandrer igjen til sjøen om våren. Her sjørret i Vassbygdvatnet.

6 Tiltakskatalog

I dette kapittelet listes og beskrives tiltaksmetoder. En oversikt over hovedpåvirkninger og aktuelle tiltak er gitt i Tabell 1. En nærmere beskrivelse av tiltak finnes på egne faktaark senere i kapittelet. Tiltakene er ordnet i tematiske blokker. Vi begynner med restaureringsmetoder som i utgangspunktet bygger på fjerning av fysiske inngrep, og som virker langvarig og for en rekke miljøfaktorer. Deretter følger forskjellige former for enkelttiltak som er tematisk spisset og ofte ikke varige, men som trenger vedlikehold. Disse er delt i blokkene fiskepassasjer og habitattiltak. Deretter følger andre fysiske tiltak som har effekt på vanntemperatur, gassmetning og vannføring. Disse beskrives i mer kortfattet form. Felles for tiltakene er at de har vist miljøforbedrende effekter der de ble brukt i riktig kontekst, og at de kan betraktes som «god praksis» i henhold til Naturmangfoldloven.

Tabell 1. **Hydromorfologiske hovedpåvirkninger og aktuelle tiltak**

		Fysiske endringer i elveslette og bredder			Fysiske endringer i elvesengen					Temperatur og gassmetning		Endringer i vannføring					
Hovedpåvirkning		Erosjonssikring (forbygninger, kanalisering langs elva)	Redusering av kantvegetasjon	Vassdrag i flomslette	Lateral konektivitet i flomslette og sidevassdrag	Fjerning og tilførsler av masser	Endringer i elvemorfologi	Endringer i habitattyper	Endring i habitatkvalitet (substrat, gytting, skjul)	Fragmentering og barrierer (longitudonal konektivitet)	Vanntemperatur	Isforhold (overflateis og bunnis)	Gassovermetning	Total vannføring	Lavvannføring	Flomstørrelse og -frekvens	Korttids vannføringsendring
Tiltakstyper																	
Restaurering	Gjenåpning av bekker og elver, s. 35	++		++			++	++	++	+	+	+		+	+	+	+
	Fjerning av terskler og demninger, s. 38	+		+		++	++	++	++	++	+	+		+	+	+	+
	Naturtypisk morfologi, s. 41	++	+	++	+	++	++	++	++	++		+		+	+	+	+
	Tilkoble elveslette og sidevassdrag, s. 45	+	+	++	++		+	+		+		+		+	+	+	+
	Reetablering av kantvegetasjon, s. 48	+	++	+			+	+			+	+		+	+		

++ typiske tiltak, ofte med god effekt

+ kan være aktuelt

		Fysiske endringer i elveslette og bredder				Fysiske endringer i elvesengen				Temperatur og gassmetning			Endringer i vannføring					
Hovedpåvirkning		Erosjonssikring (forbygninger, kanalisering langs elva)	Redusering av kantvegetasjon	Vassdrag i flomslette	Lateral konektivitet i flomslette og sidevassdrag	Fjerning og tilførsel av masser	Endringer i elvemorfologi	Endringer i habitattyper	Endring i habitatkvalitet (substrat, gytting, skjul)	Fragmentering og barrierer (longitudonal konektivitet)	Vanntemperatur	Isforhold (overflateis og bunnsis)	Gassovermetning	Total vannføring	Lavvannføring	Flomstørrelse og -frekvens	Kortids vannføringsendring	
Tiltakstyper																		
Fiskepassasje	Begge veier	Fjerning av barriere, ramper, s.53, s. 54			++				++									
		Fiskevennlig kulvert, s. 58			++				++									
		Vandringsvei i dypål, s.61				++				++					++			+
	Oppvandring	Naturtypisk omløp, s. 63				++				++								
		Spaltetrapp, s. 67				++				++								
		Kulpetrapp, s. 69				+				+								
	Nedvandring	Andre passasjetyper, s. 65				+				+								
		Rister med fluktåpning, s. 74								++								
		Coandarist, s. 83								++								
		Vannslipp, s. 75								++								
	Avskrekking, s. 76								+									
	Gjennom fiskevennlig turbin, s. 86								++									
Habitatiltak	Grusutlegg, s. 89	++			+	++	+	++	+	+				+	+	+	+	
	Steinutlegg, s. 92	++				++	+	++	++					+	+	+	+	
	Utlegg av døde trær, s. 94	++				++	+	++	++					+	+	+	+	
	Ripping, harving, spyling, s. 98					++	+	++	++					+	+	++	+	
	Gyteplasser for vegetasjonsgytere, s. 97			++				++	++					+	+	+	+	
	Tilførsel av naturtypiske masser, s. 101	+				++	+	++								+		
	Fjerning av ikke naturtypiske masser, s.103			+		++		++								+		
	Buner, terskler, bunnstabilisering, s. 115	+				+	+	+						+	++	+	+	
	Elv i elva, s. 61					+	+	+						+	++		+	
	Miljøvennlig erosjonssikring, s. 108	++	++	+	+	+	+	+						+	+	+	+	
	Fjerning av krypsiv, s. 105					++	+	++	++					+				
Andre tiltak	Temperaturlpasning, s.121										++	+						
	Tiltak til miljøbasert vannføring, s. 117						+	+			+	+		++	++	++	+	
	Tiltak til å redusere gassovermetning, s. 123											++						
	Tiltak til å avbøte effektkjøring, s. 117																++	

++ typiske tiltak , ofte med god effekt

+ kan være aktuelt

6.1 Restaurering av bekker og elver

I henhold til definisjonen i kap. 5.2 brukes termen «restaurering» for å beskrive gjenskaping av naturtypiske forhold inkludert tilhørende fluviale prosesser (f.eks. flom og sedimenttransport). Dette medfører vanligvis at tiltakene virker langvarig og at hele det naturtypiske artssamfunnet styrkes, ikke bare enkelte arter. I utgangspunkt innebærer restaurering at inngrepene som har ført til endringer fra naturtilstanden fjernes eller reduseres. Restaurering gir ofte de beste og mest langvarige resultatene hvis en naturtypisk referansetilstand er målet, men den gir samtidig restriksjoner i forhold til vassdragsbruk. Når en demning fjernes kan fisk vandre fritt og sedimenttransport reetableres, men andre vannbruksmuligheter forsvinner. Restaurering har derfor ofte blitt gjennomført der bruksinteresser og prioritering har endret seg (Pedersen et al. 2007), der større samfunnsnyttige funksjoner prioriteres (f.eks. flomsikring) og anbefales der økosystemtjenester skal reetableres (Friberg et al. 2016b). Men også i regulerte vassdrag der vannet fortsatt skal brukes til tekniske og økonomiske formål kan det være rom for restaurering. I sideløp er det ofte mulig å restaurere naturtypiske vassdrag, inkludert fluviale prosesser, selv om hovedelven er regulert (se eksempel på s.128). Terskler kan delvis fjernes i kraftregulerte vassdrag uten at kraftproduksjonen blir påvirket (se eksempel s. 138). Mange kulverter og strukturer i mindre vassdrag har blitt til barrierer for fisk grunnet kunnskapsmangel ved utforming. Mange av disse kan fjernes eller ombygges slik at det skapes en gjennomgående naturtypisk elvebunn, uten at dette reduserer bruksmulighet til infrastrukturen. Det finnes altså en rekke muligheter for restaurering, også i regulerte vassdrag. Det anbefales derfor prinsipielt å vurdere restaureringstiltak som løsning når miljøtilstanden i vassdrag skal bedres. Først når det viser seg at disse ikke lar seg forene med gitte bruksinteresser bør det velges habitattiltak som vanligvis krever en form for gjentagelse eller vedlikehold (se kap. 6.3)

Delkapittelet om restaurering er delt inn i 5 tema: Gjenåpning av vassdrag, Fjerning av terskler og demninger, reetablering av kantvegetasjon, tilbakeføring til naturtypisk elvemorfologi og tilkobling av sidevassdrag og elveslette.

Referanser

Cases, se referanser ovenfor, s. 30

N. Friberg, T. Buijse, C. Carter, D. Hering, B. Spears, P. Verdonshot, T. Fosholt Moe 2016b. Effective restoration of aquatic ecosystems: scaling the barriers WIREs Water, 4 (1) (2016), pp. 1–10

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

Saldi-Caromile, K., K. Bates, P. Skidmore, J. Barenti, D. Pineo. 2004. Stream Habitat Restoration Guidelines: Final Draft. Co-published by the Washington Departments of Fish and Wildlife and Ecology and the U.S. Fish and Wildlife Service. Olympia, Washington.

6.1.1 Gjenåpning av bekker og elver

Faktaboks

- Kan gi et åpent vassdrag med habitatfunksjon og som vandringsvei.
- Fører til en betydelig forbedring av økologisk tilstand ved riktig utforming.
- Fører ofte til større hydraulisk kapasitet (bedre flomsikring) og enklere vassdragsvedlikehold
- Medfører endringer i arealbruk.



Fig. 12 Gjenåpning FØR-ETTER: Gjenåpnet strekning av Steinsvikbekken i Bergen med gyteplasser og produktivt ungfiskhabitat for sjørret. Ungfisktettheter av ørret og laks økte fra 6 individ/100 m² i og ved røret (2014), til 256 ind./100 m² (2016, Bybane Utbygging AS, Veidekke AS med Uni Miljø LFI).

Generell beskrivelse og anvendelse

Bebyggelse og landbruk har delvis ført til at bekker og mindre elver ble dekket med lokk eller lagt i rør. Dette har ført til tapt habitat. Lukkingen kan dessuten virke som vandringsbarriere, særlig når vassdraget er lagt i rør med gradient over 1 % og fritt fall ved utløpet.

Ved gjenåpning fjernes denne påvirkningen, lokk eller rør tas bort og det reetableres en naturtypisk elvemorfologi med tilhørende kantsoner (se s. 41 og s. 48). Bredden på elv og kantsone kan være begrenset av arealbruk. I slike tilfeller trengs det en form for miljøvennlig erosjonssikring langs bredden (s. 108).

Et åpent vassdrag kan igjen bli habitat og vandringsvei for fisk. Dette vil som regel medføre en betydelig bedring av økologisk tilstand. Ofte vil også hydraulisk kapasitet øke. Med dette reduseres risiko for oversvømmelse, samtidig som en får enklere tilkomst for vassdragsvedlikehold.

Utforming

Ved gjenåpning bør vassdraget i størst mulig grad utformes etter naturlige forbilder, og etter hydromorfologiske rammebetingelser, som f.eks. gradient, sedimenttransport, og vannføring. En oversikt over dette finnes i kap. 6.1.3. Vassdragets tverrsnitt dimensjoneres etter forventede vannføringer og hydraulisk kapasitet gitt av gradient og substrat, *inklusive* naturtypiske stein og vegetasjon. Dette gjelder for flom etter gjeldende regelverk, men også for median og lav vannføring. Lavvannssengen skal ikke være kunstig bred og grunn, og skal ikke virke som vandringshinder (s. 53). Hydraulisk modellering er et nyttig verktøy i denne prosessen. Det understrekes at god miljøtilstand eller godt økologisk potensial ikke er

forenlig med glatte kanaliserte elvebredder eller plastret bunn. Grunnlaget for den hydrauliske modellering skal derfor inkludere naturtypisk ruhet, varierte elvebredder, delvis dynamisk substrat og vegetasjon. Erosjonssikring er delvis nødvendig, f. eks. dersom bosetting eller infrastruktur skal beskyttes. Det anbefales å bruke miljøvennlige erosjonssikringsmetoder som beskrevet i kap.6.3.9, også dersom elvebredden skal integreres i en arkitektonisk kontekst. For å skape habitatforhold som gir naturlige tettheter og diversitet av fisk, kreves et naturtypisk bunns substrat. Bunnplastring skal unngås. Er dette likevel nødvendig, anbefales en utforming med ru overflate og elvesediment på toppen (s. 108).

Hvor og når?

- Ved lukkede bekke- og elvestrekninger

Effekt

- Gir vanligvis betydelig bedre miljøforhold på strekningen, god økologisk tilstand mulig.
- Kan reetablere naturlige fluviale prosesser som sedimenttransport
- Vandringsbarriereeffekten fjernes
- Trenger plass
- Gir ofte økt hydraulisk kapasitet og mindre fare for oversvømmelse

Varighet og vedlikehold

Tiltaket er i utgangspunktet varig. Vassdraget og erosjonssikring krever vassdragsvedlikehold som lignende elvestrekninger.

Kostnader

Kostnader kan være omfattende og inkludere endringer i arealbruk. Gjenåpningsprosjekter krever ofte integrering i langsiktig by-/arealplanlegging og det trengs tverrfaglig kompetanse. Det er ikke bare effekter for vassdragsmiljøet, men tiltaket har også effekt på flom- og overvannshåndtering samt nærmiljø til beboere, og kan integreres i grøntareal og parkanlegg («blå-grønne akser»).

Referanser

Gjennomført eksempel finnes på side 159.

Atle Hauge, Bjørn Walseng, Sigrid J. Langsjøvold og Håkon Borch 2005: Veileder Gjenåpning av bekkelukkinger. Jordforskrappport nr. 85/05

Kari Elisabeth Fagnæs m.fl. 2015 Prinsipper for gjenåpning av elver og bekker i Oslo. Oslo kommune
<https://www.oslo.kommune.no/getfile.php/13166758/Innhold/Politikk%20og%20administrasjon/Slik%20bygger%20vi%20Oslo/Vannomr%C3%A5de%20Oslo/Rapporter%20og%20planer/2015%20Prinsipper%20for%20gjen%C3%A5pning%20av%20elver%20og%20bekker%20i%20Oslo.pdf>

Magnussen, K., Reinvang R., Løset f 2015: Økosystemtjenester fra grønne strukturer i norske byer og tettsteder. Vista Analyse rapport nr. 2015/10. Rapportnummer M-378 I 2015 Miljødirektoratet. Trondheim. http://www.miljokommune.no/Documents/Nyheter/va_2015-10_gr_nnstruktur_og_kosystemtjenester_final_m_mdir_nr.pdf

<https://www.oslo.kommune.no/english/politics-and-administration/green-oslo/best-practices/reopening-waterways/>



Fig. 13 Bjerkedalen park ble åpnet i oktober 2013. Hovinbekken er gjenåpnet gjennom parken over en strekning på 350 meter. Det er lagt til rette for vandring og opphold for ørret som naturlig hører til i vassdraget. Prosjektet har vunnet Oslo Bys Arkitekturpris i 2015 og pris for Norges beste uterom i 2016. Foto: VAV Etat Oslo.



Fig. 14 Fjerning av terskler i Mandalselva 2016. Miljødesign-prosjektet er blant Norges mest omfattende og gjennomføres av Agder Energi sammen med Nina, Sintef, Uni Research Miljø LFI m.fl. Foto: Agder Energi.

6.1.2 Fjerning av terskler og demninger

Faktaboks

- Gjenskaper naturlig gradient og fjerner oppstuingseffekten
- Konnektivitet for fisk og sediment reetableres
- Er ofte forutsetning for egendynamisk utvikling av naturtypisk morfologi
- God økologisk tilstand og godt økologisk potensial kan oppnås
- Medfører endringer i vannbruksmuligheter og vannoverflatens areal



Fig. 15 Tidligere terskelbasseng i Ekso/Hordaland etter fjerning av terskel. Det finnes skjulrik elvebunn med gyteplasser, gode oppvekstbetingelser for ungfisk av laks og ørret samt standplasser for voksen fisk (Foto: Tore Wiers).

Generell beskrivelse

Terskler er små demninger, som regel uten vannuttak, som har blitt brukt til erosjonssikring, stabilisering av bunnsstrat, maksimering av vanddekt areal og som fiskepassasje. På 1980- og 1990-tallet var terskelbygging et utbredt avbøtende tiltak (se f.eks. Terskelprosjektet, Melquist 1984). Estetisk ble store vannspeil foretrukket. Dessuten var det en forventning om økt fiskeproduksjon i et maksimert vanddekt areal. I etterkant viste det seg at oppstuingseffekten i terskler på sikt medfører avsetning av finmasser i bassenget ovenfor, og at stabilisering av elvebunnen reduserer naturlig rensing ved flom. Resultatet er ofte mindre skjul og gytumuligheter for laksefisk. Dessuten kan terskler virke som vandringshindre, da særlig ved høydesprang over 0,5 m og ved jevnt, grunt vannoverløp uten lavvannsrenne.

For demninger gjelder i utgangspunkt det samme, men ofte er oppdemningseffekten og barrierevirkningen større enn i terskler. Dessuten er demninger vanligvis knyttet til en form for vannuttak eller -bruk, som igjen kan ha en rekke andre effekter (temperaturrendringer, redusert habitatareal m.fl.)

Fjerning eller reduksjon av terskler og demninger gjenskaper den naturlige gradienten i terrenget og kan bidra til vesentlig bedre habitategenskaper, se eksempler på s.128 og s.138. I oppdemmete elvestrekninger er dette ofte en forutsetning for å reetablere egendynamisk utvikling av en naturtypisk vassdragsmorfologi. En rekke prosjekter fra Europa og Nord-Amerika med fjerning av til dels store demninger betraktes som vellykkete restaureringsprosjekter med varig forbedring av økologisk tilstand (Bednarek et al. 2001. Gregory et al. 2002, Katopodis et al. 2006).

Fjerning av terskler medfører endringer i vassdragets form og overflate. Vannspeil, vannoverflate, vanddekt areal, vannhastighet, vanddyb, skjærspenninger og massetransport inkl. eventuelle miljøgifter endrer seg ofte vesentlig. Det samme gjelder for muligheter til vannbruk ved fjerning av demninger. Tiltaket forutsetter at disse faktorene og bruksinteresser kan endres.

Utforming

Fjerning av terskler og demninger kan skje helt eller delvis. Delvis fjerning kan muliggjøre kompromisser med andre bruksformer, men vil gi mindre effekt og må ofte kombineres med en rampe eller fiskepassasje for unngå barrierevirkning (s. 53). Det anbefales å ta i bruk hydraulisk modellering ved planlegging av tiltak, slik at effekter kan bedømmes og avveies i forkant. På denne måten kan det finnes et gunstig høydenivå som gir både ønsket habitatkvalitet og habitatareal, slik at løsningen om nødvendig kan ivareta flere bruksinteresser.

Ved delvis fjerning anbefales det å utforme lavvannsrenne (dypål) samt en naturtypisk utforming av terskelkanten. I det tidligere terskelbassenget bør det tillates en egendynamisk utvikling av elvemorfologien. Dersom det er dannet et armeringslag eller store sedimentavsetninger, kan utviklingen akselereres ved fjerning av finsedimentene eller harving (s. 98 og s. 103). Også utlegg av naturtypiske masser (f. eks. gytegrus, stein) kan være et anbefalt tilleggstiltak dersom utviklingen skal akselleres. Disse metodene er nærmere beskrevet i kap. 6.3.

Hvor og når?

- Dersom kunstig oppstuingseffekt reduserer habitatkvalitet
- Ved kunstig barriereeffekt for fisk og sediment

Effekt

- Gir vanligvis naturtypiske fysiske miljøforhold på en elvestrekning
- Bidrar til å reetablere naturlige fluviale prosesser som sedimenttransport
- Eventuell vandringsbarriere fjernes
- Kan gi økt hydraulisk kapasitet og mindre fare for oversvømmelse
- Kan mobilisere finmasser inkludert miljøgifter.
- Medfører endringer i bruksmuligheter og utseende av elvestrekningen

Varighet og vedlikehold

Tiltaket er i utgangspunktet varig. Avhengig av arealbruken kreves vassdragsvedlikehold på lik linje med andre vassdrag. Biologisk sett kreves vanligvis ikke vedlikehold, siden naturlige prosesser som sedimenttransport skal reetableres. Dette er imidlertid avhengig av situasjonen ovenfor og nedenfor i nedbørsfeltet, og prosessene kan være begrenset dersom sedimentregime og vannføring er endret andre steder i vassdraget.

Kostnader

Kostnader avhenger av størrelse på både vassdrag og terskel/demning, og strekker seg fra noen få dugnadstimer ved terskelfjerning i små bekker til kostbare prosjekter med stort omfang. Også endringer i bruksmuligheter kan føre til kostnader.

Referanser

Cases på side s. 98 og s. 103

Arnekleiv JV., Pulg, U., Sandnes TO., Kjørstad G., Skår, B., Kirkreit, I., Fergus, T. 2012: Evaluering av cellederskler som avbøtende tiltak. NVE Rapport nr. 6 – 2012. Norges vassdrags- og energidirektorat. OSLO ISBN: 978-82-410-0870-2

Katopodis C. & L.P. Aadland. 2006. Effective dam removal and river channel restoration approaches. IAHR International J. River Basin Management, Special Issue on Ecohydraulics, Vol. 4(2) pp. 1-16

Bednarek A.T. 2001. Undamming rivers: a review of the ecological impacts of dam removal. Environmental management 27: 803-14..

Gregory, S., Li, H., and J. Li. 2002. The conceptual basis for ecological responses to dam removal. BioScience 52(8): 713-723.

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.

Melquist, P. 1984: Publikasjonsoversikt og samling av sammendrag fra terskelprosjektets informasjonsserie. ISBN 82-554-0382-5. NVE. Oslo

<https://www.internationalrivers.org/campaigns/dam-removal>

<http://wiki.reformrivers.eu/index.php/Category:Measures>



Tradisjonelle gjennomgående syvdeterskler (her fra Lærdalselva) stabiliserer elvebunnen. I terskelbassenger akkumuleres finmasser og det finnes etter hvert mindre skjul og dårligere ungfiskhabitat enn i fritt flytende strekninger (se skjulmålinger i Arnekleiv et al. 2012). Terskelbassenger og terskelkulper kan være standplass for voksen fisk, men midtveisevalueringer med drivtelling viser at det ofte står flere lakser i strømmende, skjulrike partier av elvene (Foto: Sebastian Stranzl).



Elvebunn etter utslipp av finsediment (sand). På strekninger med terskler resulterer dette ofte i mindre hulrom og skjul i sedimentet, og dette langvarig. Siden elvebunnen er stabilisert av terskelene, er rensemulighet ved flommer begrenset.

6.1.3 Reetablering av naturtypisk elvemorfologi

Faktaboks

- Utforming av elva skal passe til naturlige hydromorfologiske rammer (gradient, vannføring, sediment mfl.)
- En naturtypisk morfologi kan utformes direkte og deretter overlates til egendynamisk utvikling
- Kan også gjenskapes ved egendynamisk utvikling, og det kan ta lengre tid.
- Varig tiltak med meget god miljøeffekt og lav vedlikeholdskostnad



Fig. 16 Fjerning av terskler og reetablering av naturtypisk morfologi (trinn-kulp og stryk type) i sideløp til Aurlandselva (E-Co Energi, Melcon AS, Uni Research Miljø LFI, se også s. 128)

Generell beskrivelse og anvendelse

En forenklet morfologisk typologi er presentert i tabellen under. Den beskriver elveformer som dannes ved gitt gradient, substrat og sedimentregime. Typene kan variere avhengig av vannførings- og sedimentregime og overlapper delvis. Oversikten gir en orientering. I Norske vassdrag finnes det ofte en stor variasjon av både elvetyper og steinsammenetning, grunnet den glasiale geologien og bergrunnen som er dominert av krystalline og metamorfe steintyper med relativt lite løsmasseproduksjon. Det kan for eksempel ligge store glasiale steinblokker også i flate elvepartier som er dominert av grusbunn, og bratte kaskader kan ligge nedenfor flate finsedimentstrekninger. Dette står i kontrast til mange andre elver i verden, der formen hovedsakelig er definert av rent fluviale prosesser. Variasjon i morfologi bidrar til relativt høy habitatvariasjon og skjul for fisk. Denne variasjonen har ofte blitt redusert gjennom fysiske inngrep. Kjente eksempler er fjerning av stein grunnet tømmerfløting, landbruk eller urbanisering.

Fysiske inngrep som erosjonssikring, demninger og terskler endrer utforming og habitatforhold i vassdrag. Dersom inngrepene fjernes, og vannføring og sedimentregime er uendret, vil naturtypiske, morfologiske forhold reetableres. Denne prosessen kan imidlertid ta tid, og krever ofte elvesengdannende flommer. Store glasiale stein som har blitt fjernet kan dessuten ikke legges tilbake av dagens flommer. Vil en ikke vente til neste istid, må de transporteres tilbake med maskiner. Ved direkte maskinell utforming bør naturtypiske forhold etterlignes fra starten og så overlates til naturlige prosesser. Det anbefales at utformingen skal tilpasses gitte hydromorfologiske rammeforhold. Oversikten nedenfor gir en orientering og anbefales også som «Leitbild» ved utforming av habitattiltak. Dersom det ikke i tilstrekkelig grad tas hensyn til gradient og hydromorfologiske rammer, vil tiltak ha kort varighet og vil kunne resultere i habitattyper som ikke er naturtypiske.

Gode resultater med restaurering av naturtypisk morfologi ble oppnådd i Life-prosjektene i Vindelleva i Sverige (tilbakeføring av steinblokker) og Traisen i Østerrike (remeandering og egendynamikk), se referanser.

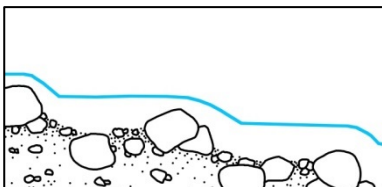
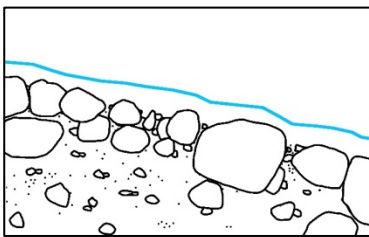
Utforming

Ved planlegging av tiltak i vassdrag anbefales det å ha oversikt over referansesituasjon og dagens hydromorfologiske rammer, altså geologi, gradient, vannføring, sedimentregime og substrat i undergrunn. Basert på dette velges en utforming som gir varige naturtypiske habitater som vedlikeholdes av egendynamiske prosesser. For den planmessige utformingen av vassdraget og tverrsnitt anbefales det å orientere seg etter nødvendig hydraulisk kapasitet ved flommer, men den må også ta høyde for vannføringsvariasjon, inkludert lave vannføringer. Lavvannssengen skal ikke være kunstig bred og grunn, og ikke virke som vandringshinder (s. 53). Hydraulisk modellering er et nyttig verktøy i denne prosessen. Det understrekes at god miljøtilstand eller godt økologisk potensial ikke er forenlig med glatte kanaliserte elvebredder eller plastret bunn. For å kunne nå miljømålene skal det inkluderes naturtypisk ruhet, varierte elvebredder, delvis dynamisk substrat og vegetasjon. Det anbefales å skape initialløp utformet i henhold til gradient og sedimentregime, slik at elven renner som ønsket fra starten. Bredden utformes av samme substrat som elvebunn. Elvens planmessige utforming bør orienteres etter referansestreknings og terrenget. En oversikt over fluviale elveformer finnes i Rosgen (1994).

Elvestrekningen bør deretter i størst mulig grad overlates til en egendynamisk utvikling. Dersom det er nødvendig med erosjonssikring, så anbefales det å sette erosjonssikringen lengst mulig ut til side, slik at det er plass til erosjon og sedimentasjon innenfor disse rammene (se s. 112). Dette vil på sikt bidra til å skape og vedlikeholde en varig naturtypisk morfologi og habitatkvalitet.

Elverestaurering bør ikke betraktes som anleggsgartneri der hver enkelt stein skal ligge stabilt. Tvert i mot er en naturtypisk sedimentdynamikk innenfor gitte rammer en forutsetning for å få etablert en typisk fauna. Låses elvebunnen med terskler og/eller plastring, vil hulrom i elvebunn og gytemuligheter på sikt reduseres eller forsvinne helt.

Skjematisisk lengdeprofil



Bilde



Beskrivelse

Kaskade (fossestryk)

Typisk gradient: 0,065-0,3

Dominerende substrat: fjell eller blokk

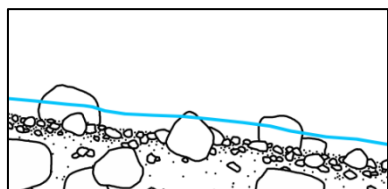
Typisk kulplengde < 1 elvebredde

Trinn-kulp type

Typisk gradient: 0,03-0,065

Dominerende substrat: blokk og rullestein

Typisk kulplengde 1-4 ganger elvebredde

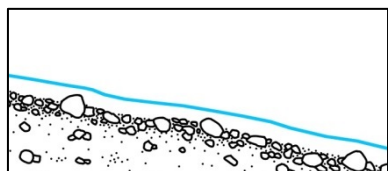


Variert stryk

Typisk gradient: 0,15-0,03

Dominerende substrat: både grus, rullestein og blokk.

ingen typisk kulplengde

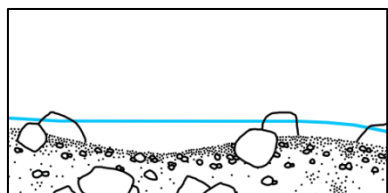


Jevnt stryk

Typisk gradient: 0,015-0,03

Dominerende substrat: rullestein og grus

ingen typisk kulplengde

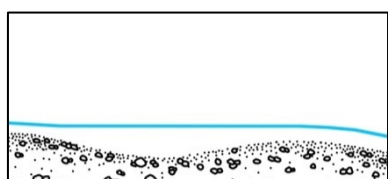


Blandet kulp-stryk type

Typisk gradient: 0,005-0,015

Dominerende substrat: grus med innslag av rullestein og blokker

Typisk kulplengde 5-7 ganger elvebredde

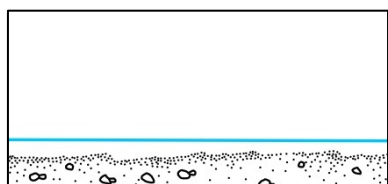


Kulp-stryk type

Typisk gradient: 0,003-0,015

Dominerende substrat: grus (6,4 -0,4 cm)

Typisk kulplengde 5-7 ganger elvebredde



Finsediment type

Typisk gradient: < 0,003-0,005

Dominerende substrat: fingrus, sand eller finere

Typisk kulplengde 5-7 ganger elvebredde

Forenklet oversikt over morfologiske elvetyper i lengdeprofil med tilhørende gradient og dominerende substrat (modifisert etter Montgomery & Buffington 1997 og Hauer & Pulg 2018). Til orientering for valg av substrattype og elveform i lengdeprofil ved restaurering og habitattiltak. (Blokk > 50 cm, rullestein 10-50 cm, grus 1-10 cm, fingrus og sand < 1 cm)

Hvor og når?

- Der naturlig elveform, sedimentforhold og habitatkvalitet har gått tapt og skal reetableres.
- Ved gjenåpning /-tilkobling av vassdrag
- Er også en orientering for habitattiltak (steinutlegg, ramper, brekk)

Effekt

- Gir vanligvis betydelig bedre og naturtypiske fysiske miljøforhold
- Bidrar til å reetablere naturlige fluviale prosesser som massetransport
- Kan betraktes som varig og lite vedlikeholdskrevende, med unntak av vanlig vassdragsvedlikehold avhengig av arealbruk

Varighet og vedlikehold

Tiltaket er i utgangspunktet varig. Avhengig av arealbruken rundt vassdraget kreves vanlig vassdragsvedlikehold. Biologisk sett kreves det vanligvis ikke vedlikehold siden naturlige prosesser som sedimenttransport reetableres og utformingen jo nettopp skal tåle de naturgitte forholdene. Dette er imidlertid avhengig av situasjonen ovenfor og nedenfor i nedbørsfeltet, og prosessene kan være begrenset dersom sedimentregime og vannføring er endret andre steder i vassdraget.

Referanser

Eksempel Vindelva: <http://vindlriverlife.se/?lang=en>

Eksempel Traisen: Friedrich T 2016: Fischökologisches Monitoring - Projektjahr 2015 „LIFE+ Lebensraum im Mündungsabschnitt des Flusses Traisen“ LIFE07 NAT/A/000012. Technical report 2016: BOKU Wien, Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement.

Reform, sediment transport : http://wiki.reformrivers.eu/index.php/Category:02._Sediment_flow_quantity_improvement

Hauer, C. & Pulg, U. 2018: The non-fluvial nature of Western Norwegian rivers. *In prep.*

Montgomery, D. R., and Buffington, J. M. (1997) Channel Reach Morphology in Mountain Drainage Basins, Geological Society of America Bulletin, 109, 596-611.

Rosgen D.L. 1994: A classification of natural rivers. Catena 22 (1994) s. 169-199

Harby, A. et al (2018). Karakterisering og klassifisering av hydromorfologi. SINTEF-rapport (under arbeid

<http://wiki.reformrivers.eu/index.php/Category:Measures>

Saldi-Caromile, K., K. Bates, P. Skidmore, J. Barenti, D. Pineo. 2004. Stream Habitat Restoration Guidelines: Final Draft. Co-published by the Washington Departments of Fish and Wildlife and Ecology and the U.S. Fish and Wildlife Service. Olympia, Washington.



Fluvialt elveparti i Vosso (“kulp-stryk-type”). Rett i nærheten finnes strekninger med glasial preg, f. eks. «kaskader» og grunnfjell samt mindre og større innsjøer.

6.1.4 Tilkoble elveslette, flomsone, sideløp og kroksjøer

Faktaboks

- En rekke viktige habitater for fisk finnes ved elvbredden eller ved siden av hovedelven, i elvesletten
- Elveslette, sideløp, viker, kroksjøer mm. gir refugier for fisk ved flom
- Oversvømte elvesletter er typiske gyteplasser for vegetasjonsgytende fisk
- En forbindelse mellom hovedløp-sideløp- elveslette er nødvendig for at fisken skal få tilgang til habitatene (lateral konnektivitet)
- Oversvømming ved flom er nødvendig for en rekke typiske terrestriske habitater langs vassdrag, og bidrar til å dempe flomskader nedstrøms (fordrøyning).



Fig. 17 Bildet viser et gjenåpnet sideløp i Espedalselva i Ryfylke (tiltakshaver: Rogaland Jeger og fiskerforbund). Sjørret finner gode gyteplasser og ungfiskhabitat i slike bekker, også hvis laksen dominerer i hovedelva.

Generell beskrivelse og anvendelse

En rekke viktige fiskehabitater ligger ikke i elvens hovedseng, men langs bredden og i elvesletten. Eksempler på dette er gyteplasser for vegetasjonsgytende fisk (oversvømte sivarealer), habitat for larvestadier av karpefisker (kroksjøer) og harrengel (viker langs elvbredden). Gyteplasser og ungfiskhabitat for laks og sjørret finnes ofte i sideelver. Særlig sjørreten vandrer opp i sidebekker og inn i sideløp, der den er mindre utsatt for konkurranse med laks.

Utforming og gjennomføring

Utforming av vassdrag er beskrevet ovenfor (kap. 6.1.3). Dersom det fremdeles går elve-/bekkeløp i elvesletten, kan det være nok å reetablere lateral konnektivitet, altså vandringsmulighet fra hovedelv til sidevassdrag. Metoder for dette finnes i kap. 6.2.

Fjerning av terskler, demninger og stengsler vil ofte gi varige løsninger. Flomsikring eller diker kan flyttes lengre ut til siden for å gjenskape et oversvømmingsareal med naturtypiske habitater og større fordrøyningskapasitet (flomdemping for områder nedenfor). Ved begrensinger på grunn av areallbruk, kan vannføringen inn i sideløp og flomslette dempes, for eksempel med passerbare inntak med begrenset hydraulisk kapasitet.

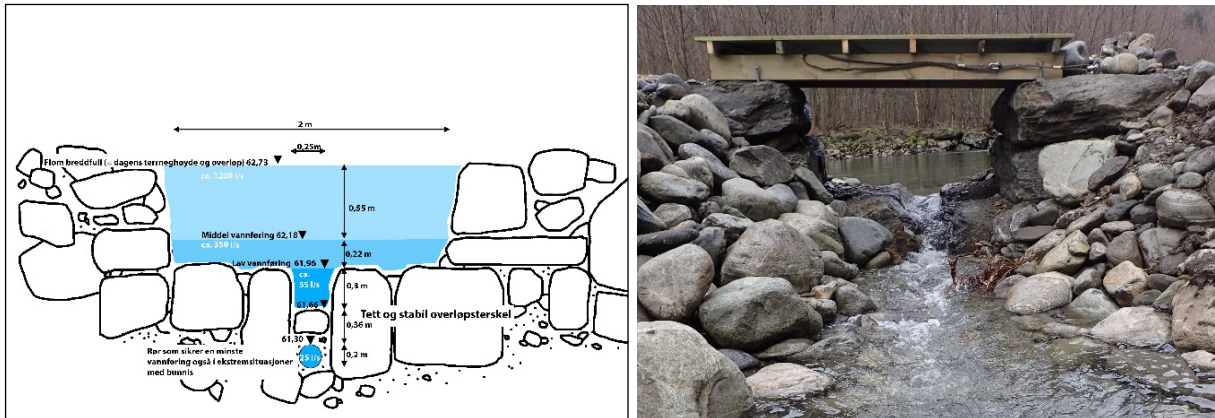


Fig. 18 Vanninntak for et sideløp i et deltaområde til Vassbygdelva (Aurland). Inntakets utforming er dimensjonert for den lavest kjente vannføring, slik at tørrfall unngås (spalteformet lavvannsrenne). Tverrsnittet ovenfor gir dempet vannføring ved flom, men kan lages enda smalere og gjennomgående spalteformet hvis flomvann skal dempes ytterligere. Et rør skal sørge for vannføring også i ekstremisituasjoner, om vann i spalten skulle fryse. Åpne inntaksgrofter er enklere å passere for fisk og enklere å vedlikeholde enn rør. Rørinntak kan imidlertid dempe flomvannføring i større grad.



Fig. 19 Åpen grøft som leder vann i sideløpet ved klekkeribekken i Aurland. Vannføringen dimensjoneres av tverrsnittet i innløpet. Hele inntaket er tilgjengelig og enkelt å vedlikeholde, samt at det er passerbart for fisk og gir habitatareal. En slik utforming gir lignende vannføringsdynamikk i sideløpet som i hovedløpet.

Hvor og når?

- Der sidevassdrag har blitt tørrlagt eller frakoblet
- For å reetablere habitat og gyteområde for fisk og øke biodiversitet
- Sidevassdrag kan gi tryggere habitatforhold dersom hovedløpet er utsatt for sterke inngrep (effektkjøring, temperatur, gassovermetning, forurensing etc.)

Effekt

- Bedre miljøtilstand i selve sidevassdrag betydelig
- Bidrar til bedring av miljøtilstand i hele vannforekomsten
- Kan gi økt sjørretproduksjon når laks dominerer i hovedelva

- Gir gytehabitat for vegetasjonsgytende fiskearter (ved tilkoling av kroksjøer, flomslette)
- Gir ungfiskhabitat for en rekke arter (ørret i sideløp, harr i viker, karpefisk i kroksjøer)
- Kan bidra til fordroyning og større hydraulisk kapasitet (flomløp) og med dette redusere risiko for oversvømmelse

Varighet og vedlikehold

Tiltaket betraktes som varig men krever vedlikehold, evt. drift av inntak og utløp (avhengig av valgt løsning). Ellers kan behovet sammenlignes med vanlig vassdragsvedlikehold.

Kostnader

Varierer mye grunnet forskjeller i størrelse og ramme, ikke minst mht. om grunn må kjøpes eller ikke og om løpet må reetableres eller bare kan tilkobles. Gjennomsnittlig anleggskostnad i 5 prosjekter med sideløp ($Q = 300-1000 \text{ l/s}$) med reetablering av løp var 350 NOK /m.

Eksempler i denne håndboken, se kap. 7.1

Referanser

Pulg, Ulrich, Bjørn T. Barlaup, Helge Skoglund, Tore Wiers, Sven-Erik Gabrielsen, Eirik S. Normann 2013: Gyteplasser og sideløp i Aurlandsvassdraget. UNI Miljø LFI rapport nr. 221. Uni Research Bergen

Dønnum, O. Pulg U., Stranzl S. Hauer C 2016: Wetted area versus habitat quality - a case study in two Norwegian side channels. Presentation, 11th International Symposium on Ecohydraulics 2016 Melbourne, Australia.

Saldi-Caromile, K., K. Bates, P. Skidmore, J. Barenti, D. Pineo. 2004. Stream Habitat Restoration Guidelines: Final Draft. Co-published by the Washington Departments of Fish and Wildlife and Ecology and the U.S. Fish and Wildlife Service. Olympia, Washington.

http://wiki.reformrivers.eu/index.php/Category:08._Floodplains/off-channel/lateral_connectivity_habitats_improvement



I sideløp finnes ofte produktive fiskehabitater for fisk, her avkom fra sjørørret i et restaurert sideløp i Aurland.

6.1.5 Bevare og reetablere kantvegetasjon

Faktaboks

- Kantvegetasjon bidrar til biologisk mangfold langs og i vassdrag
- Bidrar vesentlig til næringsgrunnlag for fisk (evertebrater og organisk materiale)
- Gir skjul for fisk
- Planting av kantvegetasjon er enkelt og rimelig å gjennomføre og vedlikeholde
- Vannressursloven § 11 legger klare begrensninger mht. fjerning av kantvegetasjon



Fig. 20 Kantvegetasjon langs bekker og elver gir skjul og er kilde til organisk materiale, og er med dette en viktig del av næringskjeden.

Generell beskrivelse og anvendelse

Kantvegetasjon er det naturlige og viltvoksende plantelivet langs vassdraget som dekker sonen fra vannkanten og opp til flomsikkert land. Kantvegetasjon er viktig for plante- og dyreliv i og ved vassdraget – ikke minst for å tilføre næringsgrunnlag for fisk (evertebrater og kilde til organisk materiale, Schwoerbel 1997, Borgstrøm & Hansen 2000). I tillegg kan kantvegetasjon motvirke erosjon langs elvebredden og bremse flomvann. Dette kan bidra til flomdemping, men også til lokal oversvømmelse. Det bør derfor tas hensyn til dette ved flomberegninger og dimensjonering av avløpstverrsnitt. Kantvegetasjon kan også bidra til å redusere forurensning i vassdrag når sedimenter og næringsalter filtreres og tas opp i kantvegetasjonen (Martin, 1999). For fisken er kantvegetasjon også viktig fordi bladverk, greiner og røtter gir skjul og skygge langs elvebredden. Naturlig kantvegetasjon skal ivaretas. Vannressursloven krever at det skal tas vare på en vegetasjonssone langs vassdraget (NVE m.fl., 2010). "I § 11 i Lov om vassdrag og grunnvann (vannressursloven) er det fastsatt at det langs bredden av vassdrag med årssikker vannføring skal opprettholdes et begrenset naturlig vegetasjonsbelte som motvirker avrenning og gir levested for planter og dyr." Også nydyrkingsloven og en rekke lokale arealplaner krever at en sone langs vassdrag reserveres til kantvegetasjon og holdes inngrepsfritt.



Fig. 21 : Under tett kantvegetasjon finnes ofte mye fisk – både voksne og ungfisk.

Utforming og gjennomføring

Om kantvegetasjon allerede er fjernet kan denne restaureres ved å plante naturlig forekommende trær og busker. Ofte er det nok å beskytte elvebredder mot beitende dyr eller slåing. Da vil frø fra busker og trær vokse opp i løpet av noen år. Etableringen tar kortere tid dersom man planter småtrær fra nærliggende områder. Til dette fungerer selje- og orarter særlig godt. I næringsrike, fuktige jordmasser kan planting av seljestiklinger (kuttete kvister uten røtter) om våren fungere bra. Det anbefales å etterligne et naturlig arts mangfold med stede egne planter og unngå monokultur.

Uten kantvegetasjon er elvebredden mer utsatt for erosjon. Dette gjelder også i de første årene før vegetasjonen har etablert seg med røtter. I slike tilfeller bør bredden beskyttes ytterligere med geotekstil eller en erosjonshud av stein (avhengig av gradient og hydromorfologi). Det er etablert en rekke teknikker for å etablere vegetasjon og erosjonsvern vha. trær, særlig i lavlandsvassdrag. Det kan benyttes faskiner, kvister og tømmerstokker som er bundet sammen, som gir både erosjonsikring og et godt utgangspunkt for kantvegetasjon. En nærmere beskrivelse finnes i vassdragshåndboka (Fergus et al. 2010).

Det er ofte ikke ønskelig at gamle trær vokser på elvebredder som er erosjonssikret med plastring, fordi trærne kan velte under storm og flom, slik at rotvelten river opp plastringen. Planting av trær rett bak og foran plastringen er imidlertid mulig i de fleste tilfeller. Etablering og skjøtsel av kantvegetasjon med unge trær og busker på plastringen vil ofte også fungere. Ved planlegging av sikringstiltak og flomdimensjonering skal forekomst av kantvegetasjon legges til grunn. Å planlegge bygging av «nakne» elvebredder uten vegetasjon må i utgangspunktet unngås. Det vil også kunne være problematisk i forhold til gjeldende lover og regelverk.

Hvor og når?

- Ved redusert naturlig vegetasjon langs kantene i elva
- Ved mangel på skjul langs kantene i elva

Effekt

- Øker skjul for fisk, alle stadier
- Øker næringstilgang gjennom organisk materiale og økt antall insekter og bunndyr
- Kan redusere forurensning og finsedimentering, særlig fra overvann
- Reduserer erosjon og stabiliserer naturlige bredder
- Øker skygge i elva og kan bidra å redusere groing av vannplanter.
- Øker skygge i elva og kan bidra å dempe temperaturtopper ved sterk solinnstråling

Varighet og vedlikehold

Kantvegetasjon tilsvarer i utgangspunktet en naturtypisk tilstand og betraktes derfor som varig. Avhengig av ønsket arealbruk og vassdragsbruk trengs pleie og skjøtsel.

Kostnader

Bevaring av eksisterende kantvegetasjon koster lite, men det krever tilsyn og oppfølging. Reetablering av kantvegetasjon er et billig og kostnadseffektivt tiltak i områder med lite skjul eller mangel på kantvegetasjon. Ofte er det nok å unngå slått, hogst eller beite i kantsonen. Nyplanting etter flommer, trevelt eller fjerning av gamle trær koster mer og har ligget mellom 30 og 80 NOK per m i våre prosjekter.

Referanser

Borgstrøm, R. & L.P. Hansen (eds.) 2000: Fisk i Ferskvann; Et samspill mellom bestander, miljø og forvaltning. Landbruksforlaget, Oslo, 376 pp.

Fergus T., Hoseth, K.A., Sæterbø, E. (red.) 2010 Vassdragshåndboka , Tapir forlag, Trondheim. ISBN 9788251924252

NVE, Fylkesmannen og Fylkeskommunen Rogaland (2010): Inngrep i vatn og vassdrag – ei rettleiing. Brosjyre 20, tilgjengelig fra: http://www.ryfri.no/getAttachment?ARTICLE_ID=3022&ATTACHMENT_ID=3067

Sungård B. & Tanem Ø.I. 2015: Kantskog langs bekker elver og vann. Brosjyre, 6 sider <https://www.fylkesmannen.no/nb/Sor-Trondelag/Miljo-og-klima/Vann/Kantskog/>

Schwoerbel, J.1997: Einführung in die Limnologie. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart; Jena

Link til reform wiki: http://wiki.reformrivers.eu/index.php/Revegetate_riparian_zones



Planting av kantvegetasjon ved flytting av små stedege seljer og gråor som dugnadsinnsats av Dale Jeger og Fiskerforening (venstre bilde), og i rammen av flomsikringstiltak av NVE (høyre bilde). Lave kostnader og stor effekt. Husk at trær må beskjæres når de flyttes.

6.2 Fiskepassasjer

Det utarbeides en norsk håndbok for fiskepassasjer i rammen av Cedren-prosjektet Safepass. Den kommer i 2019 og inkluderer detaljerte tekniske beskrivelser. I samarbeid med SafePass presenteres det her en kortversjon med oversikt over de viktigste løsninger med god funksjonsevne, og hvilken løsning som er best egnet i gitte situasjoner. Oversikten bygger på vår erfaring med fisketrapper i Norge, internasjonal litteratur og kunnskapsoppsummeringen som ble utarbeidet i rammen av Cedren-prosjektet Safepass (Fjeldstad et al. 2018).

Med utgangspunkt i erfaringer fra de siste tiårene med tiltak gjennomført i Europa for bedring av konnektivitet, anbefaler AG-FAH (2011), Calles m.fl. (2013), og Seifert (2016) følgende prioritering:

- Dersom konnektivitet skal reetableres, bør det i utgangspunktet vurderes om vandringsbarrieren kan fjernes. Det er ofte den beste og mest langvarige løsningen hvis målet er å gjenskape konnektivitet. Også i kraftregulerte elver der demninger ofte skal bestå, kan det være muligheter til fjerning av vandringshinder. Særlig terskler har blitt fjernet i restfelt eller minstevannføringsstrekinger i Norge, med god suksess (se kap. 6.1.2, s. 38).
- Hvis fjerning av barrieren ikke er mulig, kan fiskepassasjer gjøre barrieren passerbar for fisk. De beste løsningene fungerer både for opp- og nedvandring. De går over hele elvebredden og inkluderer hele vannføringen. Eksempler på slike løsninger er ramper, terskeltrinn og celleterskler. Erfaringsmessig finner fisk disse raskt, og de kan bruke dem i begge vandringsretninger. Dersom slike løsninger reetablerer full konnektivitet, samtidig som de er naturtypiske og ikke krever vedlikehold utenom et eventuelt vanlig og generelt vassdragsvedlikehold, betraktes disse som restaurering av konnektivitet.
- Hvis situasjonen medfører at bare deler av vannføringen kan brukes i fiskepassasjen, eller at fallhøyden er for stor for ramper og terskeltrinn, så benyttes i stedet forskjellige former for omløp. Typer av omløp og fisketrapper velges etter formål og lokale forhold. De må ha en velplassert inn- og utgang for å fungere. Inngangen må være lokalisert der fiskene naturlig søker etter en vandringsvei. Ofte er dette rett ved vandringsbarrieren, men dette varierer mellom arter og aldersklasser. Det kan derfor være nødvendig å etablere flere innganger til passasjen. I tillegg kreves forskjellig utforming for opp- og nedvandring. Nedvandringsløsninger krever dessuten ofte finmaskete varegrind og/eller ledeelementer for å kunne oppnå en passasjeeffektivitet på over 90 %. Omløp må ha riktig utforming for å kunne fungere, og de må ha tilstrekkelig vannføring ved ulike vannføringer i elva. Fisketrapper og omløp betraktes som tiltak for å fremme konnektivitet. De er kunstige anlegg som krever vedlikehold og en form for drift, og de kan derfor ikke anses som restaureringstiltak.

Tabell 2 gir en oversikt over løsninger og passasjetyper. I Tabell 3 sammenfattes designkriterier som skal legges til grunn slik at trappene kan fungere.

Tabell 2. Calles m. fl. (2013), AG-FAH (2011), Seifert (2016) og Fjeldstad et al. (2018) foreslår følgende prioritering ved løsninger for å fremme oppvandring.

Prioritering	Fiskepassasje	Arter	Anmerkninger
1	Fjerning av barrieren	Alle fiskearter i ferskvann	Fungerer også for nedvandring. Ved kraftverk vil barrierer ofte ikke kunne fjernes. I restfelt og minstevannføringsstrekninger kan dette være en effektiv og realistisk løsning.
2	Naturtypiske ramper og celleterskler	Alle fiskearter i ferskvann	Fungerer også for nedvandring. Lengde vil variere med høyden av barrieren og løsningen brukes oftest for barriere under 5 m høyde.
3	Naturtypiske omløp	Alle fiskearter i ferskvann	Trenger mere plass enn trapper men gir i tillegg habitatfunksjon som f. eks. gyteplasser
4	Spaltetrapper	Alle fiskearter i ferskvann	Trenger mindre plass en naturtypiske omløp og kan likevel gi god passasjeeffektivitet.
5	Kulpetrapp	Laks, sjøørret, storørret Med bunnutsporing også gulål	Kan være enda kortere enn spaltetrapper men er best egnet for svømmesterke arter og aldersklasser
6	Andre trappeløsninger	Ofte selektiv for få arter og størrelser	Bør bare velges i spesielle tilfeller og under særegne forhold

Tabell 3. Designkriterier for tekniske trapper oppstrøms basert på retningslinjer i Tyskland (Nordrhein-Westfalen, Bayern og nasjonalt, Østerrike. Dumont m. fl.. 2005, DWA 2014, AG-FAH 2011, Seifert 2016, Grande 2010) . "godt egnet": Full konnektivitet mulig. Ved riktig utforming kan potensielt alle aldersklasser av arten vandre med en passasjeeffektivitet større enn 90 %. "delvis egnet": Selektiv konnektivitet. Ved gunstig utforming kan visse størrelsesklasser vandre til visse tider av året. "ikke egnet": Ingen konnektivitet. Fisk kan bare unntaksvis passere.

Type tiltak	Laks	Resident ørret	Harr	Gulål	Glassål
Andre arter/økotyper	Sjøørret, storørret	Røye	Sik, stam, mort, gullbust, lake, asp	Brasme, sørv, abbor, gjedde, gjørs	
Fjerning av barrieren	godt egnet	godt egnet	godt egnet	godt egnet	godt egnet
Naturtypiske ramper og celleterskler	godt egnet	godt egnet	godt egnet	godt egnet	godt egnet
Naturtypiske sideløp	godt egnet	godt egnet	godt egnet	godt egnet	godt egnet
Spaltetrapper	godt egnet	godt egnet	godt egnet	godt egnet	Ikke egnet
Kulpetrapp	godt egnet	delvis egnet	delvis egnet	ikke egnet	ikke egnet
Kulpetrapp med bunnutsporing	godt egnet	delvis egnet	delvis egnet	delvis egnet	Ikke egnet
Deniltrapp	delvis egnet	delvis egnet	Ikke egnet	ikke egnet	ikke egnet
Hydrauliske karakteristika i tekniske trapper					
Anbefalt maks. høyde mellom bassenger (dh) [cm]	20-50	18-20	15-20	13-15	Trenger spesiell glassål-passasje
Anbefalt maks. Energitetthet [W/m ³]	160-250	160-250	120-200	100-150	
Minste bassenglengde [cm]	280-400	210-310	150-250	150-250	
Minste bassengbredde [cm]	170-225	140-150	170-185	140-180	
Minste vannndyp [cm]	50-105	50-105	60-70	75	
Minste spalte-/utsparingsbredde [cm]	30	15	20	25-30	
Minste utsparingshøyde [cm]	40	20	20	20	

6.2.1 Løsninger som fungerer for opp og nedvandring

Fjerning av vandringshinder- og barrierer

Dersom konektivitet skal reetableres, bør det i utgangspunktet vurderes om vandringsbarrieren kan fjernes. Det er ofte den beste og mest langvarige løsningen hvis målet er å gjenskape konektivitet. Særlig terskler har blitt fjernet eller redusert med god suksess i Norge. Internasjonalt har det også blitt fjernet en rekke demninger (se kap. 6.1.2, s. 38). Hvis fjerning av barrieren ikke er mulig, kan fiskepassasjer gjøre barrieren passerbar for fisk. De beste løsningene fungerer både for opp- og nedvandring, går over hele elvebredden og inkluderer hele vannføringen. Eksempler på slike løsninger er ramper, terskeltrinn og cellederskler. Fisk finner disse raskt og kan bruke dem i begge vandringsretninger. Dersom slike løsninger reetablerer full konektivitet, er naturtypiske og ikke krever vedlikehold utenom en eventuell vanlig og generell vassdragsvedlikehold, betraktes disse som restaurering av konektivitet.

Hvis situasjonen medfører at bare deler av vannføringen kan brukes i fiskepassasjen, eller fallhøyden er for stor for ramper og terskeltrinn, så benyttes i stedet forskjellige former for omløp. Dette er ulike typer bypass og fisketrapper som velges etter formål og lokale forhold. De må ha velplassert inn- og utgang for å fungere. Inngangen må være lokalisert der fiskene naturlig søker etter en vandringsvei. Ofte er dette rett ved vandringsbarrieren, men dette varierer mellom arter og aldersklasser. Det kan derfor være nødvendig med flere innganger. I tillegg kreves forskjellig utforming for opp- og nedvandring. Omløpet må ha en tilstrekkelig god utforming for å kunne fungere, og det kreves at det har tilstrekkelig vannføring ved ulike vannføringer i elva, samt vedlikehold. Fisketrapper og omløp betraktes som tiltak for å fremme konektivitet. De krever vedlikehold og en form for drift, er kunstige anlegg og betraktes derfor ikke som restaureringstiltak.



Fig. 22 Fjerning av kunstige vandringsbarrierer gir full konektivitet for fisk og bunndyr. Bildet til høyre viser fjerning av terskler i Tokkeåni.

Fiskepassasjer over hele elvebredden - ramper, kulverter og dypåler

Faktaboks

- Reetablering av konektivitet for opp- og nedvandring, god funksjonsevne for alle arter og aldersklasser
- Tåler vannstandsendringer og er selvrensende
- Miljømessig bedre alternativ til terskler eller demninger dersom vannstand og bunnnivå ovenfor skal sikres.
- Spesielt egnet ved lave barrierer med 0,5-10 m høydeforskjell

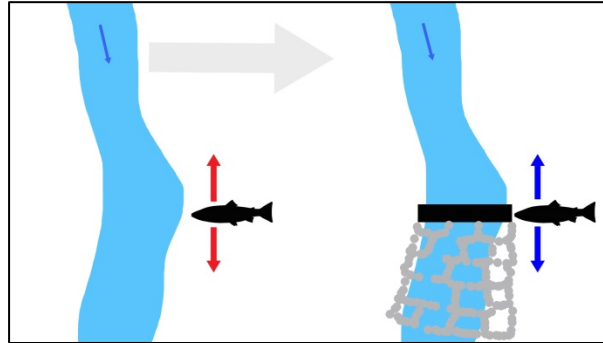


Fig. 23 Djupa, utløp fra Langesjøen på Hardangervidda 2015. En geometrisk terskel fra 1960-tallet ble ombygget til et naturtypisk stryk buner og lavvannsrenne. Høydeforskjell 2 m. (Statkraft, Uni Miljø LFI)

Generell beskrivelse

Konstruksjonen består av en rampe eller flere små terskeltrinn (celleterskel) som plasseres nedenfor en barriere. Den etterligner naturlige, passerbare stryk. Helningen bør tilsvare naturtypiske, passerbare elvestrekinger og bør være 10 % - 5 % i laks- og ørretvassdrag og 5 % - 1 % i lavlandsvassdrag med karpefisk (lavlandsvassdrag gradient < 0,5 %). Rampen utformes etter gitte hydromorfologiske rammer som kaskade, trinn-kulp type eller jevnt stryk (Montgomery&Buffington 1997) med høy hydraulisk ruhet. Det etableres en lavvannsrenne med V-formet tverrprofil slik at vannet samles ved lave vannføringer og danner en vandringskorridor. Det anbefales at mellomterskler har spalteformete overløp og maks. 50 cm høydeforskjell (dh) i laks- og ørretvassdrag, og 10-20 cm i lavlandselver med karpefisk. I større eller bratte anadrome elver kan høydeforskjellen økes til 1-1,5 m hvis det er en dyp kulp nedenfor og bare voksen

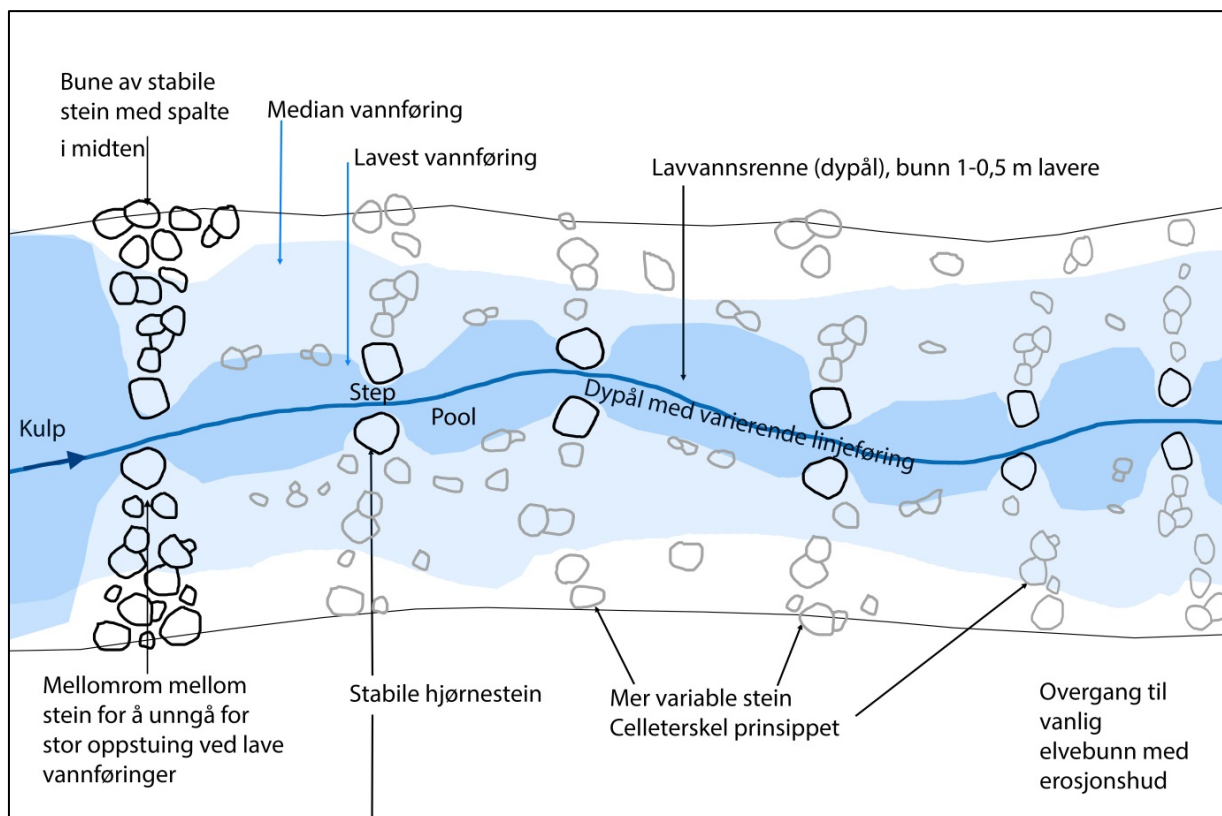


Fig. 24 Rampe med buner langs siden (og) med step-pool-struktur i dypålen (lavvannsrenne).

fisk skal vandre opp. Vanddyptet i lavvannsrennen bør tilsvare vanddyptet i dypålen i elva ovenfor og nedenfor. Energitetthet i vandringskorridoren ved typiske vannføringer i hovedvandringsperioder bør ligge under 300 W/m^3 i laksevassdrag, og under 100 W/m^3 i lavlandsvassdrag med karpefisk (DWA 2014, Seifert, 2016).

Anvendelse

Dersom vandringshinder ikke kan fjernes, er dette en løsning som kan sikre en god funksjonsevne for opp- og nedvandring av alle fiskearter og størrelsesklasser. Ramper er godt egnet ved lave barrierer (0,5-5 m) og når hele vannføringen kan disponeres. Ved økende høydeforskjell blir løsningen lengre og større og trenger uforholdsmessig mye volum.

Som tradisjonelle terskler egner tiltaket seg også til å stabilisere elvebunnen og opprettholde ønsket vannspeil ovenfor. Ved menneskeskapte vandringshindre kan slike anlegg representere ett av få steder på elvestrekningen med betydelig fall, og dermed økte vannhastigheter. I slike tilfeller kan ramper og celleterskler utformes slik at det skapes andre kvaliteter i tillegg til vandringsmuligheter, slik som gyteplasser og skjulrike oppvekstarealer. Steinstørrelse bør velges ut fra elvestrekningens morfologi. Det er lite hensiktsmessig å bruke for store steinblokker i en liten flat bekk eller finmasser i en bratt elv (se kap. 6.1.3). En oversikt over dimensjoneringsmetoder og planlegging finnes i Fergus et al. (2010) og i Jenssen et al. (2009).

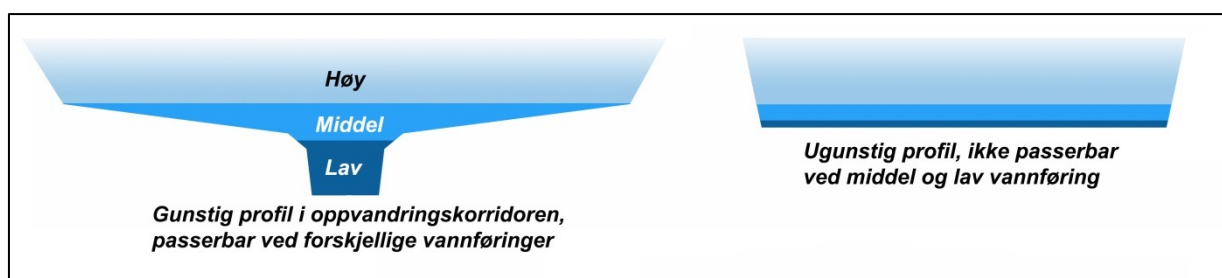


Fig. 25 Prinsippskisse av tverrprofil: Det anbefales en V-formet profil med dypål (lavvannsrenne) som sikrer vandringsmuligheter ved varierende vannføringer.

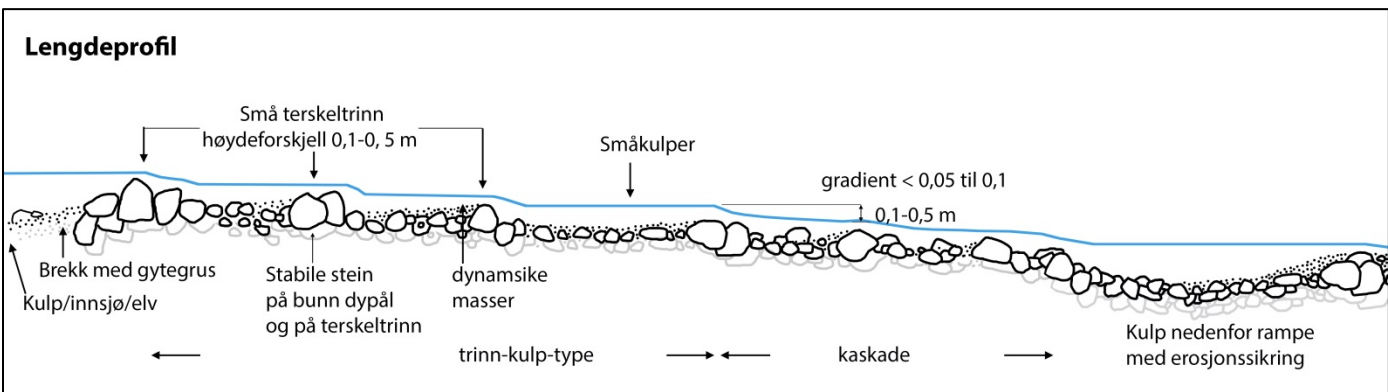


Fig. 26 Lengdeprofil gjennom dypålen i en rampe utformet som trinn-kulp-type (venstre del) og kaskade (høyre del). Det anbefales en kulp med sikring rett nedenfor rampen for å unngå uønsket erosjon.



Fig. 27 Detaljer fra lavvannsrennen i Djupa. Den er utformet som trinn-kulp -type med spalteformete overløp, til venstre ca. ved medianvannføring, til høyre ved lavvannføring om vinteren. Vandringsmuligheter for fisk finnes ved alle vannføringer.

En rampe må dimensjoneres for flommer med tanke på stabilitet og hydraulisk kapasitet. For å ivareta fiskevandring må dimensjoneringen også tilpasses typisk vannføring i vandringsperioder (f. eks. medianvannføring sommer) og lavvannføring (f. eks. Q_{90}). Stabilitet sikres med tilstrekkelig dimensjonering og forankring av stein. Fiskevandring sikres med høy ruhet, altså sterkt varierende steinoverflate, ingen glatt plastring, og et V-formet tverrsnitt med lavvannsrenne som samler vannet ved mindre vannføringer. Som ved terskler kan det være nødvendig med en tetning (f.eks. trekjerne, duk), særlig der det forekommer meget lave vannføringer på porøs undergrunn. Det anbefales å utforme et naturtypisk brekk ovenfor rampen. Dette gir mer skjul enn geometriske terskelkanter. Steinutlegg ovenfor kan dessuten sikre rampen ytterligere. På brekket er det vanligvis gode gytemuligheter for grusgytende fisker, dersom det er gytegrus tilstede. Et eksempel finnes i Fig. 28, en lengdeprofil finnes i kap. 6.3.1.

Hvor og når?

- For å gjenskape mulighet for fiskevandring når vandringshindre ikke kan fjernes helt.
- Spesielt egnet for relativt lave barrierer (< 0,5 - 10 m)
- Som erstatning for tradisjonelle terskler - stabiliserer elvebunn og sikrer vannspeil ovenfor

Effekt

- Kan gjenskape full konnektivitet for fisk og bunndyr året rundt.
- Gir vanligvis bedre konnektivitet enn bypassløsninger
- Kan fremstå som en naturtypisk del av elven, ved tilsvarende planlegging.
- Kan bidra til å demme opp elven og redusere sedimentdynamikk ovenfor. Dette kan være ønskelig, men det kan også føre til dårligere habitatforhold og bør avveies mot dette.

Varighet og vedlikehold

Forventet varighet kan sammenlignes med tilsvarende konstruksjoner i vassdrag (terskler). Ved tilstrekkelig dimensjonering og utføring kan det forventes en potensiell levetid på mange tiår eller mer. For vedlikehold av konstruksjonen gjelder det samme som for lignende tekniske anlegg i elver. Ved behov må eroderte stein, forankringer og tetninger erstattes. Det trengs oppsyn og reparasjon ved behov, særlig etter større flommer. Dette kan integreres i vanlig vassdragsvedlikehold. Vandringsforhold for fisk i seg selv trenger vanligvis lite vedlikehold siden konstruksjonen er selvrensende ved flom.



Fig. 28 Tidligere geometrisk terskelkant som ble fjernet. Nå finnes det et naturtypisk brekk med gyteplass på oversiden og stryk med dypål på nedsiden. Stabile steiner (egenvekt) er gravd ned i grunnen og lagt ut med høy variasjon og ruhet, samt med en lavvansrenne i midten. (2016, Tøkkeåni, Statkraft med Uni Miljø LFI).

Passerbare kulverter

For fiskepassasje gjennom kulverter gjelder i utgangspunktet det samme som er beskrevet i kapitlet om ramper ovenfor, men i og med at kulverter er så hyppig forekommende og har noen spesielle egenskaper, beskrives de i et eget kortfattet kapittel. Rørledninger og tunneller som leder vassdrag under infrastruktur betegnes som kulverter. Som regel er de mellom 5 og 50 m lange. Lengre lukkede strekninger kalles ofte for bekke/elvelukking. Mange kulverter er vannføringsavhengige vandringshindre eller permanente barrierer for fisk, hvis det er laget et høydesprang uten å ta hensyn til fiskens behov. Høydesprangene ved kulverter er vanligvis ikke påkrevet av tekniske grunner. De fleste kan ombygges slik at fisken greit kan passere begge veier. I utgangspunktet henvises det til anbefalingene gitt i kapitlet om ramper ovenfor, og å etablere en naturtypisk elvebunn gjennom kulverter. Steinstorelser og utforming i kulvertens elvebunn vil være avhengig av høydeforskjell og gradient. Ved bratte anlegg bør større stein festes i kulvert og i terskel nedenfor. Ofte vil gradienten i kulverter ligge mellom 0,01 og 0,03. Her passer det å etablere et stryk med stein som har varierende diameter (0,1 -1 m), som skaper høy ruhet. Ved brattere kulverter (0,02-0,1) anbefales å etablere trinn-kulp-sekvenser. Også tekniske fiskepassasjer (spaltetrapp, kulpetrapp) kan brukes, men ofte vil det være enklere med steinbunn. Denne utformingen krever tilstrekkelig dimensjonering av kulvertens diameter. Metoder til dette er beskrevet i Fergus et al. (2010) og Haugland et al. (2015).

Gitter ved inngang av kulverter som skal redusere fare for tilstopping i kulvert og personskaade kan virke som vandringsbarriere. Som tommelfingerregel betraktes et vertikalt gitter med lysåpning på 10 cm som fritt passerbart for ferskvannsfisk opptil 50 cm lengde, og 20 cm åpning for fisk opptil 100 cm lengde. Gitteret kan imidlertid tettes helt av diverse drivgods (alt fra blader til søppel). Det virker da som vandringsbarriere. For å unngå tetting kreves regelmessig rensing og vedlikehold av gitteret. Bruk av gitter bør også avveies mot fare for oversvømmelse og skader på infrastruktur, bygninger osv. ved tilstopping og flom.

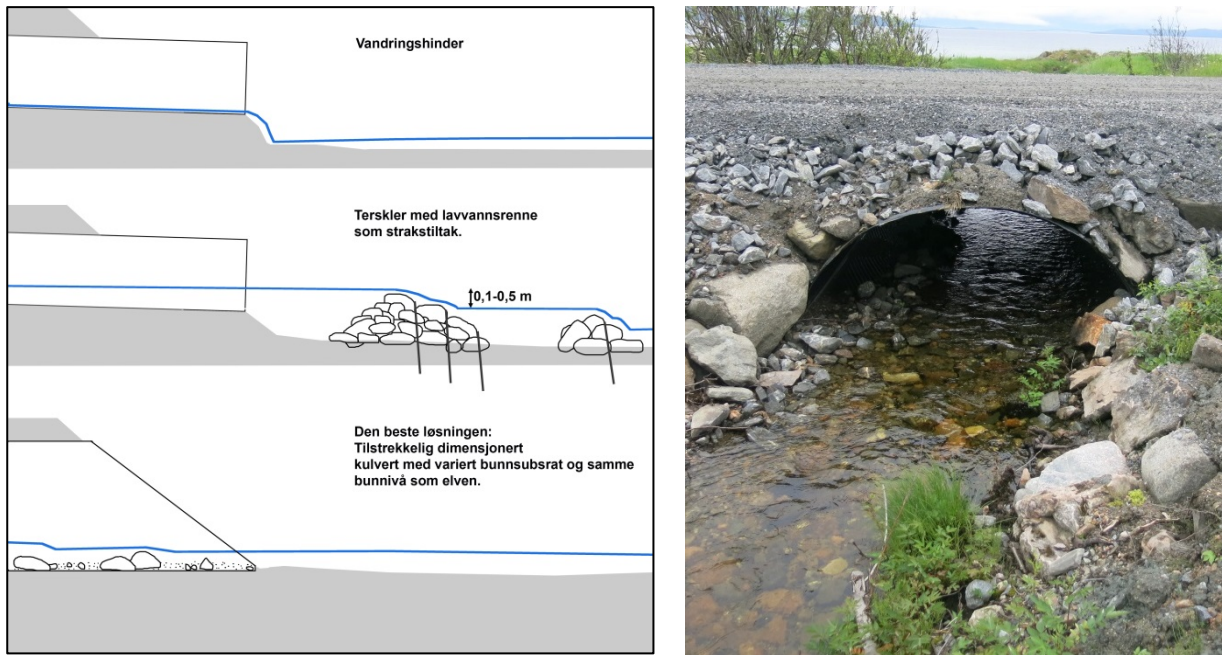


Fig. 29 Prinsipptegning for passerbare kulverter og eksempel på en god løsning fra Skatvik (med tillatelse fra Statens Veivesen, Haugland & Hjelle 2015)

I eksisterende kulverter som ikke kan rives og dimensjoneres større, kan det være vanskelig å oppnå ideelle forhold. I bratte (gradient $> 0,01-0,02$) eller lange kulverter (> 10 m) kan det være en løsning å bygge tekniske terskler med spalteformete utsparinger inne i kulverten for å skape vandringsmulighet. Et vanlig problem ved veikryssinger er at det er et stort fall direkte nedstrøms kulverten. Dette er en løsning som velges for å sikre rask avledning av vann ved flom, men som medfører at fisk ikke kan vandre inn i selve kulverten. I slike tilfeller kan man velge forskjellige løsninger for å hjelpe fisken opp til et nivå hvor den får adgang til tunnelen. Man kan heve nedstrøms vannspeil, slik at det oppstår et vanddyp i kulverten som tilsvarer fiskens kroppshøyde (vanligvis minst 10-20 cm). Med dette vil de fleste arter kunne passere, gitt tilstrekkelig vannføring og at tilstrekkelig vanddyp oppnås gjennom hele kulverten (se eksempel i Fig. 32). Gradient i kulverten bør dessuten ligge under 0,02 ellers bør det etableres mellomtrinn i selve kulverten (se ovenfor, og Fig. 30). Terskler kan ha effekt på kulvertens hydrauliske kapasitet og funksjonsevne, og må avveies mot dette. I mange tilfeller vil en utvidelse av kulverten og gjennomgående bunnsbunnsrat være den beste løsningen, ikke minst for å kunne håndtere større nedbørmengder fremover.

Mørke eller lys i fiskepassasjer?

Lys har effekt på fiskevandring. Flere internasjonale guidelines (USA, Australia) anbefaler lyssetting for en rekke arter inkludert laksefisk. Dette inkluderer også inn- og utgang av passasjer for å unngå bratte overganger i lysintensitet. DN-veilederen (2002) konkluderer imidlertid med at det ikke trengs lys i det hele tatt. Årsaken til disse tilsynelatende motstridende standpunkt er nok at erfaringene er basert på forskjellige forventninger om effektivitet, forskjellige arter og ikke minst forskjellige passasjetyper og hydraulikk.

I Norge finnes det eksempler på at laks, ørret og ål har passert flere hundre meter lange, mørke kulverter eller lukninger, bl.a. i Apeltunelva - sjørret 200 m, og i Akerselva - laks og sjørret 580 m. I Lærdalselva har det vært dokumentert at vandring hos laks ikke ble forsinket i en 200 meter lang tunnel i fullt mørke (Romundstad, 1991). Som tommelfingerregel anbefales for norske forhold:

- Skarpt lys bør unngås, skygge og indirekte lys er å foretrekke ved innganger og inne i passasjer
- Ved hydraulisk enkle passasjer, for eksempel naturlig elvebunn i kulverter og lav gradient ($< 0,05$) trengs det vanligvis ikke kunstig lys
- Ved hydraulisk krevende og bratte passasjer anbefales moderat lyssetting inne om dagen (artsavhengig, gradient $> 0,05-0,1$; $E > 150-300$ W/m³)



Fig. 30 Støpte terskler i en veikulvert. Vandringsforholdene kan bedres ytterligere med spalteformete utsparinger i tersklene. Bredde i utsparing bør ligge mellom 20 og 60 cm, avhengig av forventet vannføring. Foto: Anton Rikstad



Fig. 31 Eksempel på passerbar terskel nedenfor veibro i Storelva ved Tromvik (med tillatelse fra Statens Veivesen, SVV rapport 459 «Frie fiskeveger»)



Fig. 32 Passerbar kulvert med terskeltrinn som hever vannspeilet nedenfor, ved Songsvann i Oslo. En rampe av små terskeltrinn på 10-15 cm og lavvannsrenne i midten gjør vassdraget passerbart for fisk. Samtidig ivaretas tekniske og hydrauliske rammer, som stabilisering av vannstand og flomavledning. Tiltaket ligger i flomløp og er dimensjonert deretter. (VAV Oslo kommune med Norconsult og Uni Research Miljø LFI).

Passerbar dypål – elv i elv

Redusert vannføring, sedimentavsetninger, utretting av elveløp, uttak av stein og døde trær samt utvidelse av vassdragsbredde kan føre til at det oppstår et unaturlig homogent, bredt og grunt avløpstverrsnitt. Slike tverrsnitt har ofte reduserte habitatforhold for fisk, og kan også virke som vandringsbarriere. Dette gjelder særlig når maksimalt vanddyb ligger ved og lavere enn kroppshøyde til fisk som skal passere. Dersom årsakene til denne utviklingen ikke kan fjernes ved elverestaurering, kan det gjennomføres habitattiltak for å tilpasse elvesengen til endrete hydromorfologiske rammer. Med hjelp av buner og steinutlegg ledes vannet slik at det oppstår en mer konsentrert vannstrøm med varierende naturtypisk vassdragsmorfologi (kulper, renner, stryk, brekk m.m., avhengig av gradient og sedimentregime). Det anbefales å utforme dypålen direkte med naturtypisk variasjon ved utgraving. Dersom de hydrauliske rammene rundt dimensjoneres tilstrekkelig, vil disse kunne vedlikeholde dypålen over tid. Tiltaket gir ofte et redusert vanddekt areal, men betydelig bedre habitat- og vandringsforhold for fisk, som i summen oppveier tapt areal. Resultatet ser ofte ut som en mindre elv i en større elveseng, derfor blir dette også betegnet som «elv i elv». Ved siden av miljømessige fordeler er tiltaket ofte egnet til å kunne håndtere store flommer, siden det store avløpstverrsnittet fortsatt vil ha effekt ved stor vannføring. Flere tekniske detaljer finnes fra s. 53, eksempler på s. 135 og 170.

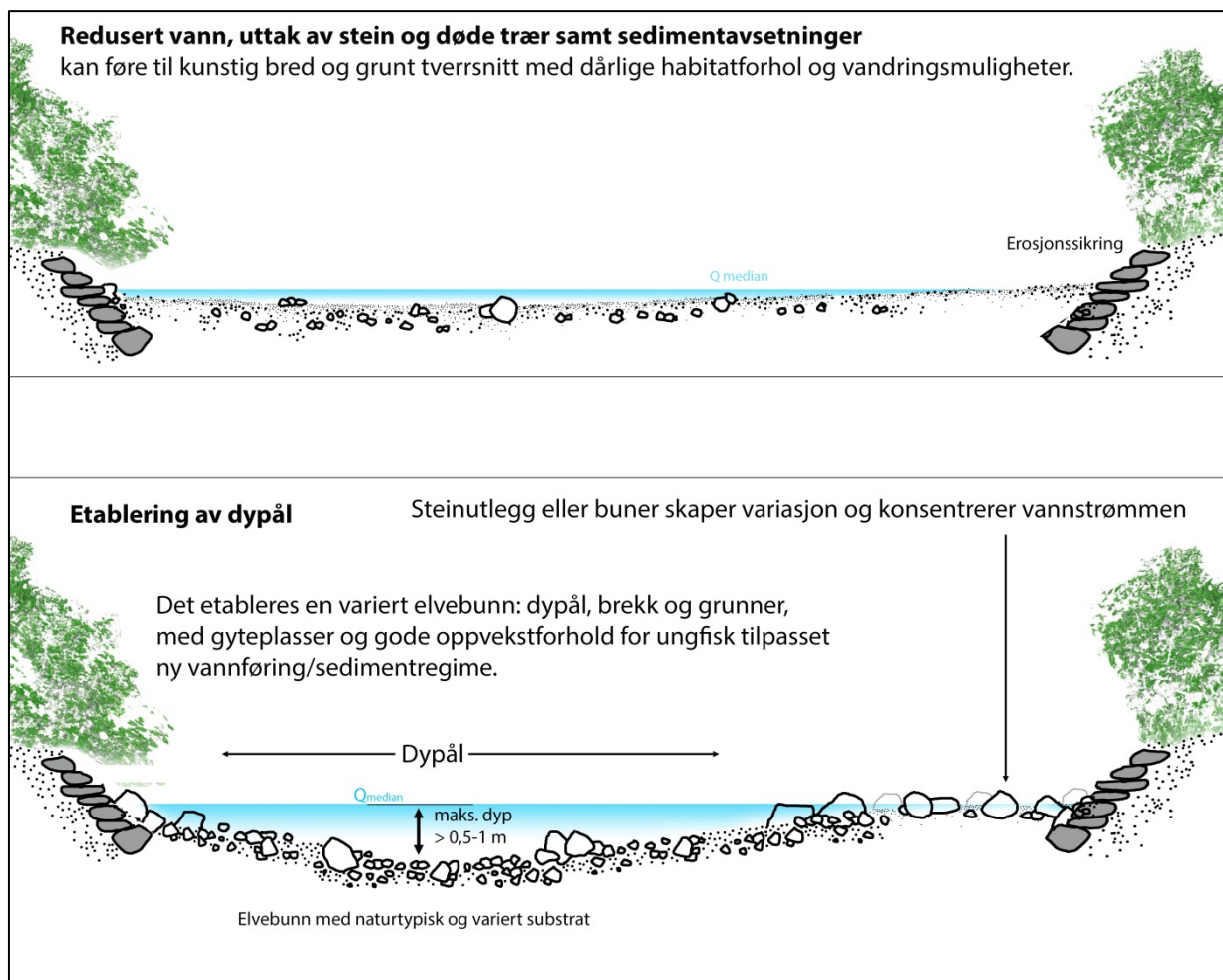


Fig. 33 Øvre tverrsnitt: Redusert vannføring, fjerning av stein og døde trær, samt sedimentavsetninger kan gi et kunstig bredt elvetverrsnitt med dårlige habitatforhold og vandringsmuligheter. Nedre tverrsnitt: Habitatforholdene kan bedres ved å etablere en variert dypål som har naturtypiske habitat, og som er tilpasset de nye vannførings- og sedimenteringsforholdene.



Fig. 34 Buneformete steinutlegg i Frafjordelva, som bidrar til dypål og variasjon i en tidligere homogen del av vassdraget (Stavanger jeger og fiskerforening med Uni Research Miljø LFI).

Referanser

- AG-FAH (2011): Grundlagen für einen österreichischen Leitfaden zum Bau von Fischaufstiegshilfen (FAHs). Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, 87 S.
- Calles O, Degermann, E., Wickstrøm E, Christiansson J, Wickstrøm H., & Næslund I. 2013: Anordningar för upp- och nedströmspassage av fisk vid vattenanläggningar. Havs- og Vattenmyndigheter. Rapportnummer2013:14.
<https://www.havochvatten.se/download/18.5f66a4e81416b5e51f73113/1383209282924/rapport-hav-2013-14-anordningar-passage-fisk.pdf>
- Direktoratet for naturforvaltning, 2002. Slipp fisken fram! Fiskens vandringsmulighet gjennom kulverter og stikkrenner. Håndbok 22-2002.
<http://www.miljodirektoratet.no/old/dirnat/attachment/385/DN-h%C3%A5ndbok%2022-2002.jpg.pdf>
- DWA - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (2014): Merkblatt M-509: Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbare Bauwerke. Gestaltung, Bemessung, Qualitätssicherung. Hennef, 334 S.
- Fergus T., Hoseth, K.A., Sæterbø, E. (red.) 2010 Vassdragshåndboka , Tapir forlag, Trondheim. ISBN 9788251924252
- Fjeldstad H-P 2012 :Atlantic Salmon Migration Past Barriers. Thesis for the degree of Philosophiae Doctor. Trondheim, May 2012. Norwegian University of Science and Technology. Faculty of Engineering Science and Technology. Department of Hydraulic and Environmental Engineering
- Fjeldstad H-P., Pulg U. Forseth T. 2018: Sikker toveis fiskevandring forbi vannkraftverk. Kunnskapsoppdatering og mønsterpraksis. SINTEF rapport 723. SINTEF Energi Trondheim.
- Fjeldstad, H.-P., Alfredsen, K. og Forseth, T. 2013. Atlantic salmon fishways – The Norwegian Experience. VANN 2013-2. 14 pp.
- Haugland Ø. og Vågnes Hjelte I. M. 2015: Frie fiskeveger. Utbedring av vandringshinder for fisk. Statens Veivesen Rapport nr. 459
https://www.vegvesen.no/_attachment/1117935/binary/1078427?fast_title=Frie+fiskeveger+-+Utbedring+av+vandringshinder+for+fisk.pdf
- Jenssen L., Fergus T., Tesaker, E. 2009: Veileder for dimensjonering og erosjonssikring av stein. NVE veileder 4/2009. NVE Oslo
http://publikasjoner.nve.no/veileder/2009/veileder2009_04.pdf
- SEIFERT, Kurt 2016, "Praxishandbuch Fischaufstiegsanlagen in Bayern. " Hinweise und Empfehlungen zu Planung, Bau und Betrieb. Bayerisches Landesamt fuer Umwelt
- Romundstad, A. T. 1991. Biologiske og fiskeøkonomiske forutsetninger for fisketrapper. Norske erfaringer. Side 65-83 *in* F. E. Krogh, and L. M. Sattlem, editors. Villakseminaret Kompendium, Lærdal 31. mai-1.juni 1991 [In Norwegian].ISBN 82-91031-05-3.



Hoppende laks over fossestryk i Arnaelva (Storelva) i Bergen. Ikke alle arter er like spreke som laks og ørret. De fleste fiskearter krever å kunne svømme i fiskepassasjer uten å hoppe. Men også laksen kan bare hoppe høyt hvis det er dypt nok nedenfor fossetrinnet (Foto: Tore Wiers).

6.2.2 Omløpsløsninger for oppvandring

Naturtypisk omløp

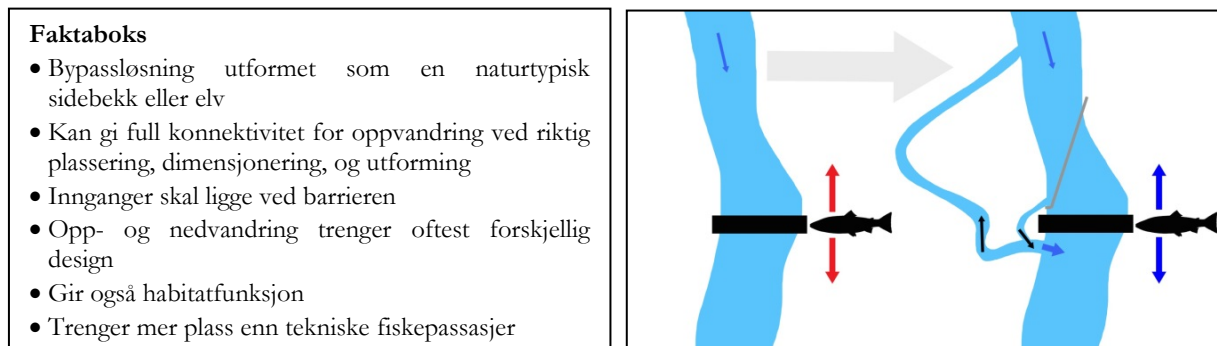


Fig. 35 Omløp kan ha større omfang, f.eks. som her «Blekeløpet» i Otra. Det er 460 m langt, utformet som naturtypisk elveløp av kulp-stryk-type, har dynamisk substrat i erosjonssikre rammer, og 7- 24 m bredde. $Q_{\text{dimensjonerende}}$ er 3-15 m^3/s , gradient er 0,002-0,008 (Statens Vegvesen, Agder Energi, Uni Research Miljø LFI, 2012). Kostnader var 2,5 MNOK.

Generell beskrivelse og anvendelse

Tiltaket plasseres ved siden av vandringsbarrierer, og bygges slik at det etterligner en naturlig elvestrekning. Et naturtypisk omløp bør være førstevalget når en barriere verken kan fjernes eller kombineres med rampe, og det samtidig er tilstrekkelig plass til omløpet. Det har blitt dokumentert god funksjonsevne for oppvandring av fisk, også for svømmesvake fiskearter, ungfisk, og for bunndyr (Calles et al. 2013, Calles et al. 2015). Også for nedvandring kan denne typen bypass benyttes (Nyquist et al. 2017), men det kreves da oftest tilleggsstrukturer i hovedelven (f. eks fysiske hindringer og ledelementer for nedvandrende fisk). I tillegg til å fungere som vandringsvei skapes det også naturtypiske habitater i omløpet.



Fig. 36 Eksempel på et lite omløp ved terskel med vanninntak i Apeltunelva i Bergen. Sideløpet til venstre for vanninntaket ble åpnet og sikret med stein. Fisk kan nå vandre fritt ved de fleste vannføringer. Tidligere kunne fisk bare passere ved større flommer (vannføringsavhengig vandringshinder). Sideløpet ble lagt slik at vanninntaket fortsatt fungerer etter hensikten (bidrag til sirkulering av brakkvannspoll). Kostnader 4 timer dugnad (Bergen Sportsfiskere).

Utforming

Inngangen til passasjen bør ha en tydelig lokkestrøm for fisk. Den bør ligge like ved vandringsbarrieren, og i vandringsveien til fisken. Dette øker sannsynligheten for at vandrende fisk finner inngangen til passasjen. Inngangsområdets beliggenhet kan variere ved forskjellige vannføringer og for ulike arter. Dette bør tas hensyn til ved utformingen, f.eks. med V-formet profil, spalteformete overganger i dypålen og høy ruhet. I større elver og i flerartssamfunn kan flere innganger være nødvendig. Også ved vanninntaket er en spalteformet utforming som går ned til elvebunnen gunstig, siden en slik utforming tåler et bredt spekter av vannføringer. Det trengs ikke nødvendigvis luker som kan styre vannføringen i omløpet, men slike kan likevel være praktiske. Luker må imidlertid ikke stenge vandringsveien. Derfor bør en luke åpne utsparingen fra siden, slik at det oppstår en vertikal spalte ved åpning. Også nålestengsler tillater denne typen reguleringsmulighet, og har gitt gode resultater (se Fig. 37). Mange luker som opererer ovenfra og ned virker derimot som de reneste vandringshindre i eldre fisketrappet.

Selve omløpet føres som en elvestrekning forbi vandringshinderet, og ledes inn i eller ovenfor det oppstuede området. Mange naturtypiske omløp har blitt utformet som trinn-kulp -type vandringsveier, med stabile terskel-kulp sekvenser. Med dette kan omløpet være relativt kort, med gradient = 0,1 for laks. Det er imidlertid også mulig å utforme omløpet med lavere gradient, som stryk, eller med kulp stryk-sekvenser med dynamisk substrat, innenfor erosjonssikre grenser. For laks og ørret kan høydeforskjellen på enkelttrinn være opptil 50 cm (gradient 0,05-0,1, energitetthet $< 300 \text{ W/m}^3$). For voksen laks og sjøørret i bratte elver og store omløp ($> 1 \text{ m}^3/\text{s}$) kan høydeforskjellen unntaksvis også være opptil 75 cm hvis det er en dyp kulp nedenfor. For harr og resident ørret anbefales en høydeforskjell på maksimalt 20-25 cm (gradient ca. 0,05 og med energitetthet $< 200 \text{ W/m}^3$), og for karpefisker 10-15 cm (gradient 0,01-0,05 og med energitetthet $< 150 \text{ W/m}^3$).

Det er ofte gunstig å etablere kantvegetasjon langs omløpet for å skape skjul for vandrende fisk. Dimensjonerende vannføring for omløpet velges slik at det skapes en vandringskorridor med tilstrekkelig vanddyb. For de fleste arter i Norge vil dette ligge mellom 1 m i kulper og minst 0,3 m på stryk og terskler. Dumont et al. 2005 anbefaler som dimensjonerende vannføring i naturtypiske omløp minst $0,5 \text{ m}^3/\text{s}$ for laks, $0,35 \text{ m}^3/\text{s}$ for harr og $0,2 \text{ m}^3/\text{s}$ for ørret. Vannføring er også avhengig av vassdragets størrelse. I Østerrike anbefales en vannføring i naturtypiske omløp som tilsvarer minst 5 % av middelvannføringen for vassdrag med normalvannføring $\leq 20 \text{ m}^3/\text{s}$ og minst 1 – 2 % for større vassdrag (AG-FAH 2011). Vi anbefaler å bruke dette som orientering, og å legge mest vekt på elvetype, artssamfunn og vannføring i hovedvandringsperioder. Tiltaket må dimensjoneres slik at det tåler flomvannføring. Dette kan bl.a. gjøres ved å skjerme for stor flomvannføring inn på inntaket til omløpet. Dimensjonering og planlegging av dette er beskrevet i vassdragshåndboka (Fergus et al. 2010).

Hvor og når?

- Førstevalg dersom barrieren ikke kan fjernes og det ikke kan bygges rampe
- Trenger mer plass og ofte mer vann enn tekniske bypasstyper

Effekt

- Bra funksjonsevne; i beste fall full konektivitet for oppvandrende fisk og bunndyr
- Gir ekstra gyte- og oppvekstareal

Varighet og vedlikehold

Varighet kan sammenlignes med et kunstig elveløp. Ved tilstrekkelig dimensjonering og vedlikehold, samt skjerming mot flommer og sedimenttransport, kan det medregnes en varighet på mange tiår.

Fiskepassasjen trenger vedlikehold, da særlig inntaket og utløpet. Også selve løpet trenger regelmessig tilsyn, særlig etter flommer. Drivgods eller sediment som tilstopper løpet eller fyller kulper må fjernes. Ved behov må eroderte stein, forankringer, tetning og kantvegetasjon erstattes.

Referanser

AG-FAH (2011): Grundlagen für einen österreichischen Leitfaden zum Bau von Fischaufstiegshilfen (FAHs). Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, 87 S.

SEIFERT, Kurt 2016, "Praxishandbuch Fischaufstiegsanlagen in Bayern. " Hinweise und Empfehlungen zu Planung, Bau und Betrieb. Bayerisches Landesamt fuer Umwelt

DWA - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (2014): Merkblatt M-509: Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbare Bauwerke. Gestaltung, Bemessung, Qualitätssicherung. Hennef, 334 S.

Fergus T., Hoeseth, K.A., Sæterbø, E. (red.) 2010 Vassdragshåndboka , Tapir forlag, Trondheim. ISBN 9788251924252 Calles, Olle, Jonas Christiansson, Stefan Kläppe ,Ingemar Alenäs, Simon Karlsson, Daniel Nyqvist, Mats Hebrand 2015: Slutrapport Hertingprosjektet – Förstudie och uppföljning av åtgärder för förbättrad fiskpassage 2007-2015. Teknisk rapport. Naturresurs rinnande vatten, Biologi, Karlstads universitet

Calles O, Degermann, E., Wickström E, Christiansson J, Wickström H., & Næslund I. 2013: Anordningar för upp- och nedströmspassage av fisk vid vattenanläggningar. Havs- og Vattenmyndigheter. Rapportnummer2013:14 <https://www.havochvatten.se/download/18.5f66a4e81416b5e51f73113/1383209282924/rapport-hav-2013-14-anordningar-passage-fisk.pdf>

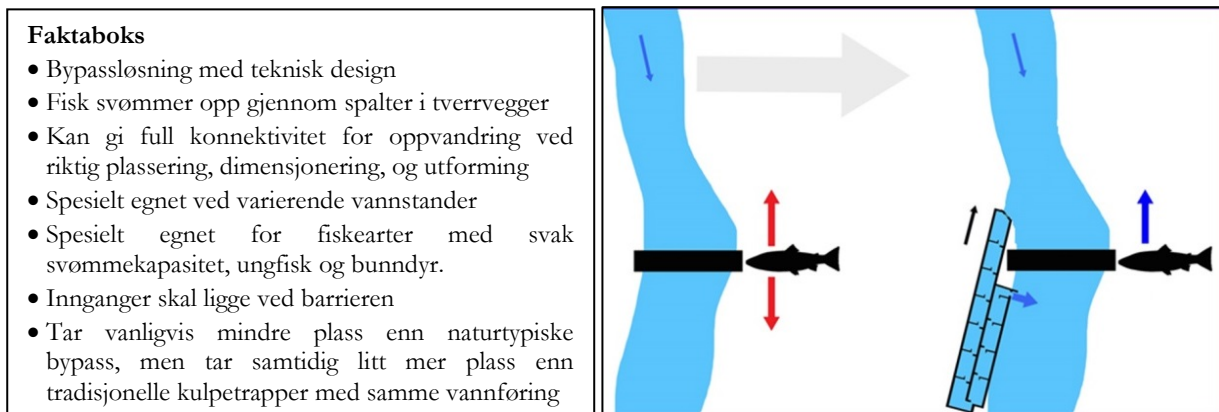
Calles, Olle, Jonas Christiansson, Stefan Kläppe ,Ingemar Alenäs, Simon Karlsson, Daniel Nyqvist, Mats Hebrand 2015: Slutrapport Hertingprosjektet – Förstudie och uppföljning av åtgärder för förbättrad fiskpassage 2007-2015. Teknisk rapport. Naturresurs rinnande vatten, Biologi, Karlstads universitet

Nyqvist, D., P.A. Nilsson, I. Alenäs, J. Elghagen, M. Hebrand, S. Karlsson, S. Kläppe, O. Calles. 2017: Upstream and downstream passage of migrating adult Atlantic salmon: Remedial measures improve passage performance at a hydropower dam, In Ecological Engineering, Volume 102, 2017, Pages 331-343, ISSN 0925-8574, <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.02.055>.



Store gulål kan passere både ramper, naturtypiske omløp og spaltetrapper men ikke i tradisjonelle kulpetrapper. Glassål og små gulålstadier trenger egne ålepassasjer.

Spaltetrapp



Generell beskrivelse og anvendelse

Spaltetrappen ble opprinnelig utviklet i USA for å håndtere store variasjoner i vannstand (Clay 1995). Den har i de siste tiårene blitt en av Europas mest populære trappetyper. Fisk kan svømme opp gjennom en spaltetrapp, uten at den trenger å hoppe. Siden denne typen trapp har spalter i tverrveggene, og et gjennomgående ru bunnssubstrat, kan også svømmesvake arter og livsstadier av fisk lettere vandre opp langs bunnen av trappen. Trappetypen tåler høy grad av vannstandsendringer, og betraktes som lite selektiv for arter og størrelsesklasser. Det er viktig å ha høy ruhet i bunnen som sikrer at småfisk kan vandre opp i strømskyggen. Det er ikke risiko for at fisk hopper mot betongvegger eller ut av en spaltetrapp, hvilket kan forekomme i kulpetrapp.

Utforming

Løsningen er godt egnet dersom vandringshinder ikke kan fjernes, ramper er uaktuelle og det ellers er lite plass langs elveløpet. Som ved andre bypassløsninger er det avgjørende å velge rett plassering av inngangen. Inngangen skal ligge der fisken leter etter en vandringsvei, hvilket ofte er like ved barrieren. Inngangen kan også plasseres utenfor en turbulent sone eller virvler, dersom effekten av slike utgjør selve barrieren. Spaltene skal ha samme høyde og bredde gjennom hele trappen, inkludert i inntaket. Siden gradienten kan avvike ved inntaket anbefales det å ha en justerbar spalte der, for eksempel et nålestengsel, se Fig. 37. Vannstrømmen i spaltene blir ledet med en hake på tverrvegg og en deflektor på sidevegg. Disse hindrer at vannstrømmen «kortslutter» direkte gjennom spalte til spalte, men i stedet svinger sidelengs/diagonalt i bassenget nedenfor og stuer seg opp der. Bunnssubstrat festes ved å støpe fast større stein (10-40 cm) og å legge grovgrus innimellom (5-10 cm, kan variere etter elvetype). Det anbefales å ha en jevn overgang fra bunnen i trappen til elvubunnen ovenfor og nedenfor.

For voksne anadrome laksefisk er den maksimale anbefalte vannstands forskjell mellom kulper 0,3 m, spaltebredde minst 0,3 m, bassenglengde minst 3 x fiskelengden, vanddyb minst 0,8 m, vannføring minst 0,4 m³/s og energitetthet i basseng maks 300 W/m³ (Dumont et al. 2005, DWA 2014, Seifert, 2016). Med dette ligger gradienten for spaltetrapp for laks og stor ørret vanligvis maks. på 0,1.

For innlandstrapper med flerartssamfunn som er dominert av harr og resident ørret, anbefales en høydeforskjell på 20 cm, maks energitetthet på 150 W/m³, og spaltebredde minst 0,2 m. Gradienten vil da vanligvis ligge rundt 0,07-0,09. I lavlandsvassdrag med karpefisk som dominerende arter, anbefales en høydeforskjell på 10-15 cm, energitetthet på maks 150 W/m³ og med spaltebredde minst 0,2 m. Gradienten vil da vanligvis ligge rundt < 0,08. Spaltetrapp med gjennomgående bunnssubstrat fungerer også for ål som er eldre enn glassål.

Hvor og når?

- Godt egnet hvis verken fjerning av barriere eller konstruksjon av rampe kan realiseres
- Når vannstanden oppstrøms er svært varierende
- Når mye fisk skal kunne vandre raskt, skånsomt og uten å hoppe.
- Når også yngre/mindre fisk eller svømmesvake arter skal kunne vandre

Effekt: Bra funksjonsevne; i beste fall full konnektivitet for oppvandrende fisk og bunndyr



Fig. 37 Norges første spaltetrapp i Akerselva Oslo med typisk diagonalt strømningsmønster, gjennomgående bunnsbstrat og nålestengsel ved inntaket til finregulering av vannføring (Oslo kommune, Uni Research Miljø LFI, Norconsult, 2014).

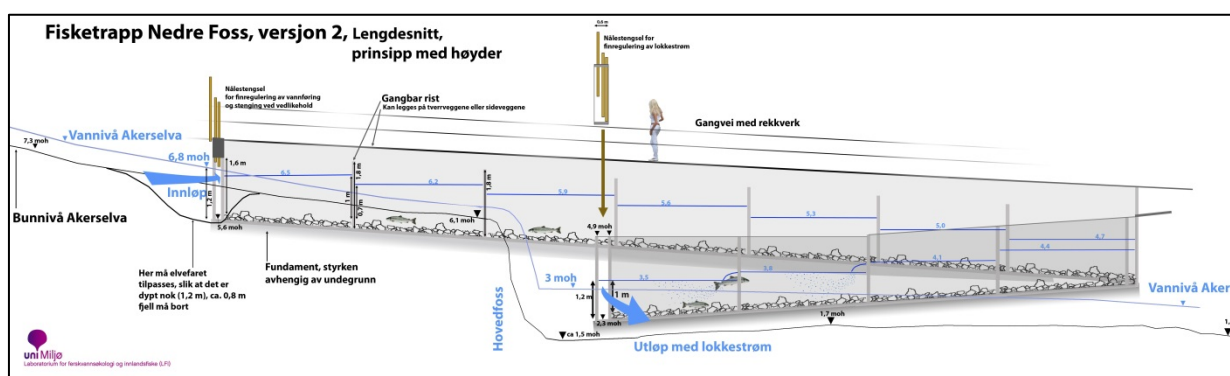


Fig. 38 Lengdeprofil gjennom spaltetrappen i Akerselva ved middel vannføring.

Varighet og vedlikehold

Varighet kan sammenlignes med betongkulverter. Levetid er i stor grad avhengig av betongkvalitet, sedimenttransport og isgang. Ved tilstrekkelig dimensjonering, fundament og betongkvalitet (veggstyrke vanligvis 20-30 cm) kan det regnes med en varighet på mange tiår.

Fiskepassasjen trenger drift og vedlikehold, særlig i inntak og utløp, men også bassengene trenger regelmessig tilsyn, f.eks. etter flommer. Drivgods eller sediment som tilstopper spalter eller fyller bassenger må fjernes. Ved behov må erosjonsskader i betongvegger repareres.

Kostnader

Byggekostnader avhenger av en rekke forhold, deriblant nødvendige terrengetilpasninger og -egenskaper. Erfaringsmessig ligger prisen per m³ byggvolum (ikke betongvolum) på ca. 10.000 NOK per 2016.

Referanser

SEIFERT, Kurt 2016, "Praxishandbuch Fischaufstiegsanlagen in Bayern." Hinweise und Empfehlungen zu Planung, Bau und Betrieb. Bayerisches Landesamt fuer Umwelt

DWA - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (2014): Merkblatt M-509: Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbare Bauwerke. Gestaltung, Bemessung, Qualitätssicherung. Hennef, 334 S.

Clay, C. H.1995: Design of fishways and other fish facilities. CRC-Press, Boca Raton, Florida

Dumont et al. 2005: Handbuch Querbauwerke. MUNLV Nordrhein-Westfalen, ISBN 3-9810063-2-1



Bilder fra ombygging av kulpetrappen på Høyegga i Glomma til en spaltetrapp i rammen av SafePass-prosjektet (CEDREN, med GLB, Eidsiva Energi, NINA, SINTEF og Uni Research Miljø LFI).



Harr tok i bruk de nye spaltene med en gang og svømte opp under byggearbeidet. Det er registrert en økning i antall passeringer av ørret og harr etter ombygging, men spesielt stor er økningen i antall vandrende sik. I tillegg er det registrert to nye arter i fisketrappa etter ombygging: Lake og gjedde. Prosjektet evalueres fortsatt og resultater vil rapporteres i løpet av vinteren 2018.

Kulpetrapp

Faktaboks

- Bypassløsning med teknisk design
- Fisk svømmer og hopper opp gjennom utsparinger i tverrvegger
- Fungerer bra for voksen laks og ørret
- Krever relativt stabil vannstand og inntaksregulering.
- Ikke egnet for svømmesvake arter
- Innganger skal ligge ved barrieren
- Kan være kortere enn spaltetrapper med samme vannføring

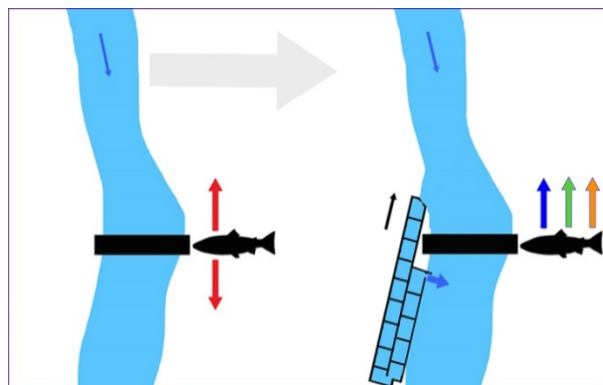


Fig. 39 Klassisk kulpetrapp for laks i Bergebyelva, Finnmark. (Foto: Hans-Petter Fjeldstad)

Generell beskrivelse og anvendelse

Kulpetrappen er per i dag Norges vanligste fiskepassasje (Direktoratet for naturforvaltning, 2002, Fjeldstad 2012). Den består av bassenger som er skilt av tverrvegger med utsparing. Passasjen kan fungere bra for svømmesterke arter som voksen laks og ørret, mens den ofte har redusert funksjonsevne for andre fiskearter og ungfisk. Bunndyr kan vanligvis ikke passere gjennom kulpetrapper. Bunnutsparinger som skal bedre forholdene for disse artene har tendens til å tettes fort (DWA 2014) og er vanligvis ikke egnet for ål og niøyer (Armstrong et al., 2010). Passasjen krever stabil vannstand for å fungere. Justerbare luker kan skape stabil vannføring ved varierende vannstand, men ofte er det da selve luken med liten åpning som danner et vandringshinder.

Trappetypen kan være velegnet for voksen laks og stor ørret også når disponibelt terreng er bratt.

Utforming

Det anbefales at bassenger skal være minst 1,5 m lange for ørret og 2,8 m lange for laks (Seifert 2014, DWA 2014), helst større. Energitetthet skal ligge under 300 W/m^3 . For spranghøyde anbefales maks. 50 cm for

laks og ørret. Unntaksvis kan opptil 75 cm fungere for voksen laks og sjørret i bratte elver, men da bør bassengdypet være minst 1,5 m. For resident ørret og for harr anbefales maks. 20 cm, og for karpefisker 10-15 cm. Helst bør man imidlertid lage spaltetrapper om man lager passasje for disse artene. Utsparingene bør være dypere enn fallhøyden mellom bassenger, slik at utsparingens underkant alltid ligger under vann. Med dette kan fisken i hovedsak svømme opp, slik at den ikke nødvendigvis er tvunget til å hoppe (DWA 2014). For laks og stor ørret legges trappens gradient mellom 0,1 og 0,2. For resident ørret og karpefisk bør den ligge under 0,1. Grovt/ru bunnsstrat i bassengene vil kunne lette oppvandring, men dette må alltid avveies mot redusert volum og vanddyb.

Hvor og når?

- Egnert hvis verken fjerning av barriere eller konstruksjon av rampe kan realiseres
- Dersom det er lite plass i terrenget, og voksen laks, sjørret og storørret er målartene
- Der det er for bratt for andre løsninger
- Ved relativt stabil vannstand i inntak eller tilpasset inntaksløsning.

Effekt

- Kan fungere bra for svømmesterke arter som laks og ørret
- Er ofte selektiv og fungerer mindre bra eller dårlig for andre fiskearter og ungfisk.

Varighet og vedlikehold

Varighet kan sammenlignes med betongkulverter. Levetid er i stor grad avhengig av betongkvalitetet, sedimenttransport og isgang. Ved tilstrekkelig dimensjonering, fundament og betongkvalitet (veggstyrke vanligvis 20-30 cm) kan det regnes med mange tiårs varighet.

Fiskepassasjen trenger vedlikehold, særlig inntak og utløp. Kulpetrappen er mer utsatt for tilstopping enn andre trappetyper. Også bassengene trenger regelmessig tilsyn, særlig etter flommer. Drivgods eller sediment som tilstopper utsparinger eller fyller bassenger må fjernes. Ved behov må erosjonsskader i betongvegger repareres.

Kostnader

Byggekostnader avhenger av en rekke forhold, f.eks. nødvendige terrengtilpasninger og -egenskaper. Erfaringsmessig ligger prisen per m³ bygget volum på ca. 10.000 NOK/m³ per 2016.

Referanser

Armstrong, G., Aprahamian, M., Fewings, G., Gough, P., Reader, N., & Varallo, P. (2010). Environment agency fish pass manual. Environment Agency, Bristol.

Direktoratet for naturforvaltning, 2002, Fisketrapper i Norge, Notat 2002-3.

SEIFERT, Kurt 2016, "Praxishandbuch Fischaufstiegsanlagen in Bayern." Hinweise und Empfehlungen zu Planung, Bau und Betrieb. Bayerisches Landesamt fuer Umwelt

DWA - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (2014): Merkblatt M-509: Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbare Bauwerke. Gestaltung, Bemessung, Qualitätssicherung. Hennef, 334 S.

Fjeldstad H-P 2012 :Atlantic Salmon Migration Past Barriers. Thesis for the degree of Philosophiae Doctor. Trondheim, May 2012. Norwegian University of Science and Technology
Faculty of Engineering Science and Technology. Department of Hydraulic and Environmental Engineering

Ålepassasjer

Avhengig av livsstadiet og passasjens utforming kan ål bruke de oppvandringsløsninger som er nevnt ovenfor, bortsett fra tradisjonelle kulpetrappet. Ål kan passere naturtypiske ramper og omløp på samme måte som den gjør i lignende elvestrekninger i naturen. Det er da viktig at passasjene også har en naturtypisk utforming av breddene, med vegetasjon, og et ru, variert substrat, og ikke glatte vegger. Gulål og blankål kan vandre oppover langs bunnen i spaltetrappet så lenge det er gjennomgående ru bunnssubstrat. I kulpetrappet kan disse ålestadiene vandre dersom det finnes bunnutsparinger. Disse skal ha en børstestruktur på minst en side, slik at også mindre gulål kan «åle» seg gjennom. De yngste stadiene, (< 8 cm, glassål samt små gulål) krever imidlertid en annen type passasje, siden deres atferd er forskjellig fra eldre ål. Glassål vandrer nær overflaten og kan bare forsere lave vannhastigheter. De kan imidlertid passere hindringer ved å «åle» seg opp gjennom substrat og terreng, også utenfor vannet, så lenge overflaten er fuktig og ru nok, for eksempel på mosekledd fjell. For å etterligne slike betingelser er det utviklet egne åleleder eller ålepassasjer. Disse består av en kanal med børster, kunstgress eller andre strukturer med gjennomgående hulrom som holdes fuktige (Armstrong m.fl. 2010, Environment Agency 2011 og DWA 2014). Flere detaljer for utforming av ålepassasjer finnes i (Environment Agency 2011 & 2017).



Fig. 40 Ålepassasje ved kraftverk i Frankrike. Her ledes oppvandrende glassål til en rampe fylt med «kunstgress» og vann. Denne og lignende metoder er benyttet ved mange kraftverk i Frankrike, Tyskland, Irland og England. (Foto: Frode Krogglund).

Andre løsninger:

Deniltrapp

Deniltrapper betegnes også som «motstrømstrapp» siden den består av spesielle deflektorer som fører til spiralformede motstrømmer, stor energiomvandling og reduserte vannhastigheter i hovedstrømmen. Svømmesterke fisker kan svømme rett opp i vannstrømmen og trappen kan konstrueres relativt bratt for laks (gradient 0,2-0,25). De resterende strømforholdene er imidlertid fortsatt turbulente og ofte ligger vannhastigheter over 2 m/s. Det har blitt vist at motstrømsspassasjer er uegnet for de fleste fiskearter og ungfisk, deriblant alle karpfisker, ål, sik og harr (DWA 2014). AG-FAH (2011) viser til at fiskepassasjen ikke har vist seg å fungere i praksis. Armstrong (2010) skriver at spesielt utformede Deniltrapper med lav gradient kan fungere for flere arter, men de krever bestemte hydrauliske rammebetingelser og er derfor ikke egnet ved varierende vannstander (Armstrong et al., 2010). Fiskepassasjen kan brukes i spesielle situasjoner og kan være egnet for voksen laks og ørret ved begrenset plass og bratt terreng. I de fleste tilfeller bør imidlertid andre trappetyper velges.

Sluser og heis

Sluser og heis for fisk fungerer i prinsippet som sluser og heis for skip. Begge metoder krever teknisk omfangsrrike konstruksjoner. De er kostbare og krever mye vedlikehold, men bruker relativt sett lite vann. Løsningen har blitt brukt særlig ved store høydeforskjeller og lite disponibelt areal. I sluser blir oppvandrende fisk ledet inn i et kammer, så stenges inngangen nede og vannstanden økes til den er på samme nivå som ovenfor barrieren. Så åpnes en utgang oppover og fisken kan svømme ut. I heiser blir fisk ledet og fanget i bassenger som så heises opp og tømmes i vannet ovenfor barrieren. Også fiskepumper har blitt brukt for å transportere opp fisk. Løsningene er ofte selektive siden en og samme fangstinnretning sjelden fungerer for alle forekommende arter og aldersklasser. Dessuten har selve anlegget avskrekkende effekt på en del fisk. I England, Tyskland og Frankrike har funksjonsevnen til slike anlegg blitt vurdert som lav, ettersom bare en liten del av fiskene fant veien opp (Armstrong et al. 2010). Oss bekjent finnes det bare ett slikt eksempel i Norge; en sluse som betegnes som «fiskeheis» i Vegårdvassdraget /Agder (Saltveit et al. 2007). Laks har vandret opp denne, men effektiviteten vurderes som usikker og mindre enn forventet. Passasjetyperne kan betraktes som selektive, men kan bidra til passasje for en del fisk over store vandringshindre som er ikke egnet for vanlige fiskepassasjer. Mer informasjon finnes i DWA (2014) og Armstrong (2010).

Fangst og transport

Ved store vandringsbarrierer, og særlig der det er en serie barrierer etter hverandre, har det blitt brukt fangst av fisk og transport i lastebiler og lignende. Metoden kan brukes for opp- og nedvandring og har blitt brukt for ål, glassål og laksesmolt. I Norge har dette blitt brukt for å sette ut voksen laks og sjøørret ovenfor kunstige og naturlige barrierer, for å sikre eller øke fiskeproduksjonen.

Metoden er avhengig av god fangsteffektivitet og krever relativt stor innsats. Den er i utgangspunktet meget selektiv, kortvarig og krever gjentakelser på sikt, men kan likevel bidra til forekomst eller fiskeproduksjon av en art når andre varige løsninger ikke er realiserbare. Fangst og transport kan også brukes som midlertidig løsning, inntil en varig løsning er på plass. Det er risiko knyttet til spredning av uønskete arter eller genotyper ved transport av fisk (f.eks. rømt oppdrettslaks). Ved god faglig oppfølging, gentesting og uttak av uønskete genotyper eller arter kan denne faren unngås.



Ulvik Sportsfiskerlag har fjernet rørkulvert og bygget tradisjonell bro av steinheller med gjennomgående naturlig bunns substrat. Fisk kan vandre fritt igjen. (Foto: Hardangerfjord Villfisklag)

Referanser

- AG-FAH (2011): Grundlagen für einen österreichischen Leitfaden zum Bau von Fischaufstiegshilfen (FAHs). Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, 87 S.
- Armstrong, G., Aprahamian, M., Fewings, G., Gough, P., Reader, N., & Varallo, P. (2010). Environment agency fish pass manual. Environment Agency, Bristol.
- Direktoratet for naturforvaltning, 2002, Fisketrapper i Norge, Notat 2002-3.
- DWA - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (2014): Merkblatt M-509: Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbare Bauwerke. Gestaltung, Bemessung, Qualitätssicherung. Hennef, 334 S.
- Environment Agency, UK. 2017: Elver and Eel Passes. A Guide to the Design and Implementation of Passage Solutions at Weirs, Tidal Gates and Sluices. Oppdatert versjon 10/2017.
https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/297338/geho0411btqc-e-e.pdf
- Environment Agency, UK. 2011: Screening at Intakes and Outfalls: Measures to Protect Eels. (2011)
https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/297342/geho0411btqd-e-e.pdf
- SEIFERT, Kurt 2016, "Praxishandbuch Fischaufstiegsanlagen in Bayern." Hinweise und Empfehlungen zu Planung, Bau und Betrieb. Bayerisches Landesamt fuer Umwelt



Fluktåpninger er et viktig hjelpemiddel for å få nedvandrende fisk trygt forbi demninger og kraftverk. Her fra demning Tveitofoss kraftverk i Bjoreio, Hordaland.

6.2.3 Løsninger for nedvandring

Nedvandringensløsninger forbi vannkraftverk må utformes annerledes enn oppvandringsomløp, fordi fisken i stor grad følger hovedvannstrømmen, som ved kraftverk oftest går i vanninntaket til turbinen. For nedstrømspassasje anbefales det derfor varegrind / ledeelementer som leder fisken til en eller flere fluktåpninger der den kan passere trygt inn i et omløp forbi kraftverket (Larinier & Travade 2002). Med fluktåpning menes inngangen til omløpspassasjen, altså der man ønsker at fisken skal vandre inn. Spalteåpningene i varegrinden må være så små at fisk ikke kan passere mellom dem. Fisk skal helst ikke komme i direkte kontakt med ledeenheten, for å unngå at de blir skadet. Sannsynligheten for å få god funksjon av en varegrind er større jo mindre vinkelen på denne risten avviker fra hovedretningen til vannstrømmen. Calles m.fl. (2013) anbefaler en vinkel på 35 grader, relativt til hovedstrømmen. Det ble i 2010 igangsatt tiltak for å lede ål utenom kraftverksturbiner ved Fosstveit kraftverk i Storelva (Kroglund m.fl., 2014). Når fluktruten så var etablert, benyttet en betydelig andel av ålen denne, og dødeligheten forbi kraftverket ble redusert fra 80 % til ca 40 %. Særlig viktig er plassering av fluktåpninger. Generelt skal disse ligge nært varegrinder, men de må tilpasses stedsavhengige hydrauliske forhold. Utforming og plassering varierer også mellom fiskearter. Omløpsløsninger for laksesmolt og ørret må ofte utformes annerledes enn for ål, særlig i store vassdrag. Som veiledere anbefales Calles m.fl. (2013), Environemt Agency (2011) og Calles et al (2014).

Løsninger som skal avskrekke og lede fisk (strøm, lys, lyd, luftbobler) har vist delvis men ikke full effekt. Disse anbefales bare i kombinasjon med andre tiltak, eller dersom bruk av rister ikke kan gjennomføres. Både avskrekking og lokkeløsninger, f.eks. ekstra lokkestrom, har blitt brukt i kombinasjon for å hjelpe fisken til å finne vandringsveien, særlig der vandringsveien ikke var i nærheten av kraftverksinntaket (Økland m.fl. 2013). Svært lange rister/ledelementer bør utstyres med flere fluktåpninger. Calles m.fl.

(2013) anbefaler åpninger hver tiende meter. I nærheten av fluktåpningen bør det ikke være turbulens eller markerte endringer i vannhastighet, for å unngå fluktreaksjoner fra fluktåpningen (Ebel, 2013). Ved fluktåpningen, i og ved omløp kan det være områder med økt tetthet av fisk. Disse fiskene kan være desorienterte etter å ha passert gjennom ledeenheten og turbulente soner og være lett bytte for predatorfugler og -fisk (Bureau of reclamation 2006). Økt dødelighet på grunn av predasjon ved vandringsbarrierer og oppdemte strekninger kan i noen tilfeller gi større dødelighet enn turbinpasseringer (Jepsen m.fl. 1998). Predasjon kan reduseres ved å tilrettelegge for rask nedvandring med jevn og rask strøm, uten bakevjer og med lite turbulens. Det kan lønne seg å lede omløp for nedvandring forbi kraftverkskulpen til raskere stryk nedenfor. Ved inn- og utgang av omløp bør fysisk vern som netting mot fugl samt skremsel vurderes. Det må sikres at fisk som vandrer ned i omløp ikke blir stående og snur oppover igjen. Stoppesteder som kulper eller bakevjer i nedvandsdringsløp bør derfor unngås. Fisk bør skånsomt og raskt ledes nedover til en lokalitet i elva der de kan fortsette sikker nedvandring (Ebel 2013). Løsninger for transport som har vist seg å fungere er flomluker (<10 m fall), rørtransport (vannhastighet <12 m/s), og også tanktransport (trap and truck) når fisken må passere flere vannkraftverk.

Konklusjon: Sikker nedvandring handler om 1) å hindre fisk i å trenge inn i kraftverksinntak, og 2) å lede den raskt forbi kraftverksstrukturer, slik som dammer. Nedenfor presenteres løsninger som regnes som mønsterpraksis for nedstrøms fiskevandring forbi kraftverksstrukturer, for ål, harr, ørret og laks, basert på dagens kunnskap.

Fluktåpninger og finmasket varegrind foran vanninntak

Den eneste sikre løsningen for å hindre at fisk går inn i vannkraftinntak er en finmasket varegrind, med spalteåpning mindre enn fiskens bredde. For smolt av laks og ørret betyr det at spalteåpningen må være maksimum 15 mm, noe som samsvarer med praksis i Sverige og Tyskland (Calles m. fl. 2013, DWA 2014). En slik rist vil også være en fullstendig barriere for nedvandrende ål, samt voksen harr, ørret og laks. Både horisontale og vertikale spalter i grinden kan benyttes. Valget avhenger her blant annet av utformingen av et omløpssystem og praktisk vedlikehold og installasjon. Vannhastigheten vinkelrett på varegrinda bør ikke overstige 0,5 m/s for smolt av laks, ørret, harr og voksen ål. Både for å redusere vannhastigheten normalt på varegrinden, og samtidig lede fisken mot et omløp, anbefales det at grinden har en helning/vinkel som er mindre enn 35-40° i forhold til vannets strømreretning, helst under 30°. Dette gjelder enten man velger horisontalt eller vertikalt hellende varegrind (såkalte β -varegrind og α -varegrind). Yngel og egg av harr kan ikke stoppes fysisk foran kraftverksinntak, men overlevelsen gjennom turbiner, for både egg og yngel, har vist seg å være høy (over 90 %) i flere studier.

En suksessfull nedvandring er avhengig av at fisken fortsetter forbi dammen eller kraftverksinntaket. Danske studier har vist at så få som 10-20 % av voksen ål vandrer trygt forbi dammer og helt ned til havet (Pedersen m. fl. 2012), til tross for at vanninntak var forsynt med en finmasket varegrind. Dette understreker utfordringen med å ha et riktig utformet omløp. Omløpet kan enten 1) være umiddelbart til side for kraftverksinntaket eller det kan 2) være plassert ved dammen, som kan være lokalisert nedstrøms inntaket. Den første situasjonen gir den beste muligheten for en effektiv løsning fordi fisken her lettere oppfatter den alternative vandringsveien (omløpet). Fluktåpningen til omløpet bør i slike tilfeller plasseres på det stedet hvor fisken mest sannsynlig oppdager den. Noen få meters feilplassering har vist seg å redusere effektiviteten betydelig (Kroglund m. fl. 2014). For smolt av laks og ørret betyr dette at fluktåpningen til omløpet bør plasseres i overflaten og for ål ved bunnen umiddelbart i nærheten av kraftverksinntaket. Den vanligste anbefalingen er at åpningen bør være suksessivt avsmalnende og ha avrundede sider og bunn, slik at man oppnår jevn vannaksellerasjon lavere enn 1,0 m/s pr. meter utløpskanal, og med minst mulig turbulens. Åpningsbredden til omløpet bør være 0,5- 1,0 m, mens dybden ikke skal være grunnere enn 0,4 m. I tilfeller der det er fysiske begrensninger på utformingen av omløpet, bør dybde prioriteres foran bredde (DWA 2005). Ved brede vanninntak bør det være minst en åpning til omløpet for hver tiende meters bredde (Larinier 1996). Avhengig av lokaliteten og varegrindas utforming anbefales det at vannføringen i omløpet bør være 2-10 % av totalvannføringen på stedet. Finmaskede grunder som er skråstilte mot fluktruten reduserer behovet for vannslipp.

Dersom inngangen til omløpet befinner seg lenger unna kraftverksinntaket, er det aktuelt å vurdere en rekke forskjellige lokke- eller skremmetiltak for at fisken skal finne den ønskede vandringsveien. Dette må

tilpasses den enkelte lokalitet, og inkluderer både lys, lyd, ledeanordninger og ekstra vannslipp over dammen. Bruk av elektriske felt ansees ikke som et anbefalt skremmetiltak. Det må her bemerkes at forsøk med ål viser at det kan være vanskelig å oppnå en høy nedvandringseffektivitet i de tilfellene der utløpsåpningen befinner seg langt unna kraftverksinntaket. Det bør da vurderes om fisken kan lokkes inn i spesielle omløpssystemer plassert inntil inntaket.

Når fisken først er lokket inn i et omløp, må den så transporteres skånsomt videre til en lokalitet hvor den naturlig og effektivt kan fortsette sin nedvandring. Gode løsninger inkluderer flomluker med fall lavere enn ca. 10 meter, rørtransport med vannhastigheter lavere enn 12 m/s, og tanktransport med bil.

I den grad det er teknisk mulig bør alle nedvandringsanlegg forsynes med utstyr for telling av fisk eller annen overvåking, på samme måte som i oppvandringsanlegg. I følgende kapittel beskrives typer av finmaskete varegrind.

Referanser

- Bureau of reclamation (2006): Fish Protection at Water Diversions. A Guide for Planning and Designing Fish Exclusion Facilities. Water Resources Technical Publication
- Calles, O., Degerman, E., Wickström, H, Christiansson, J., Gustafsson, S. og Näslund, I. (2013) Anordningar för upp- och nedströmspassage av fisk vid vattenläggningar: Underlag till vägledning om lämpliga försiktighetsmått och bästa möjliga teknik för vattenkraft. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2013:14.
- Ebel, G. (2013): Fischschutz und Fischabstieg an Wasserkraftanlagen – Handbuch Rechen- und Bypasssysteme. BGF, Mitteilungen aus dem Büro für Gewässerökologie und Fischereibiologie Dr. Ebel (Band 4); Halle (Saale).
- Jepsen, N., Aarestrup, K., Økland F. & Rasmussen, G. 1998: Survival of radio-tagged Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and trout (*Salmo trutta* L.) smolts passing a reservoir during seaward migration *Hydrobiologia* 371/372: 347–353, 1998.
- Turnpenny, A. W. H. and O’Keeffe, N. (2005): Screening for Intake and Outfalls: a best practiceguide, Environment Agency UK, Bristol
- Travade, F., Larinier, M., Subra, S., Gomes, P. & E. De-Oliveira, 2010. Behaviour and passage of European silver eels (*Anguilla anguilla*) at a small hydropower plant during their downstream migration. *Knowl Manag Aquat Ec.* 19.
- Larinier, M., 1998. Upstream and downstream fish passage experience in France. Ur: M. Jungwirth, S. Schmutz & S. Weiss (eds). *Fish migration and Fish bypasses*. Oxford: Fishing News Books, Blackwell publications, sid:127–145.
- Larinier, M. & F. Travade, 2002. Downstream migration: problems and facilities. *Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture* 364:181–207.
- Økland, F., Kvingedal, E., Lamberg, A., Kroglund, F., Forseth, T., Diserud, O. & Uglem, I. 2013. Smoltutvandring forbi Laudal Kraftverk i Mandalselva i 2013. - NINA Rapport 1067. 38 s.



Naturtypisk omløp ved Herting kraftverk i Ätran (Sverige, se også nærmere beskrivelse i kap. 7). Omløpet har minst 11 m³/s og brukes både til opp og nedvandring av fisk. (Foto: Fiskevårdsteknik AB)

Konvensjonelle inntak med fluktåpninger og omløp

Faktaboks

- Fluktåpninger og omløp ved konvensjonelle varegrind kan redusere mortalitet for nedvandrende fisk.
- Passesjeeffektivitet over 90 % krever vanligvis andre typer varegrind med lavere vinkel (s.n. α - og β -rister)
- Redusert spaltevidde og vannhastighet øker effektivitet.
- Større behov for lokkevann inn i fluktåpninger enn ved α - og β -rister
- Innganger til omløpssystem bør ligge like rett ved varegrinden

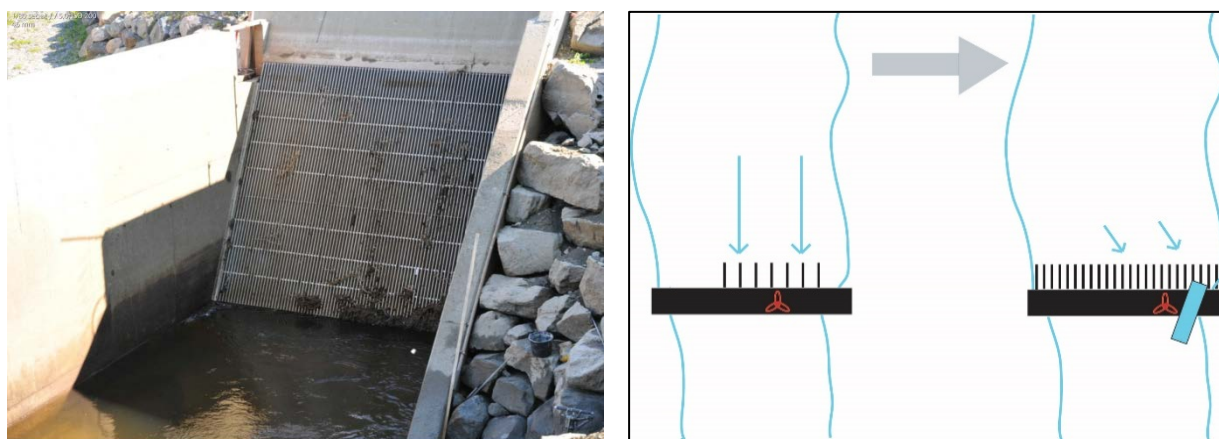


Fig. 41 Inntaksvaregrind med fluktåpninger (bilde venstre side, Foto: Frode Kroglund) og skjematisk tegning (høyre)

Generell beskrivelse og anvendelse

De fleste kraftverk er utstyrt med varegrind for å hindre at turbinen skades av eventuell drivved. Avstanden mellom spilene på ristene er vanligvis såpass stor at fisk kan vandre mellom dem og inn i kraftverksinntaket. Konvensjonelle inntak kan gjøres mer fiskevennlige ved å tilby fluktåpninger for fisk og effekten kan økes ytterligere ved å redusere spaltevidde og vannhastighet ved risten.

Det er ikke tilstrekkelig å bare hindre fisken i å svømme inn i turbinen ved å installere finmasket varegrind (10-18 mm); Fisken må også få fri passasje til områdene nedstrøms barrieren. Derfor behøves det en fluktåpning som er enkel for fisken å finne, og som leder fisken inn i et omløp. Vinkelen på risten og vannhastigheten er avgjørende for å unngå at fisken presses mot den og skades ved kontakt med spilene. Derfor anbefales i utgangspunktet α - (liggende) eller β - (stående) rister med relativt liten vinkel mot strømretning (s.n.). Dette er imidlertid ikke alltid gjennomførbart ved gamle anlegg, og i det følgende beskrives forbedringer ved eksisterende konvensjonelle inntak.

Utforming

Konvensjonelle rister har vanligvis en vinkel mot vannets strømretning som er større enn 45° og en spaltevidde mellom 50 og 100 mm eller større. Hovedfunksjonen er ofte å samle drivgods før det når inntaket. Dette gir en vannhastighet gjennom risten som er større enn den vannhastigheten som går på langs av risten. Det er da en risiko for at fisken kan trekkes mot og gjennom risten og skades. Ved å balansere vannføring mot hydraulisk tverrsnitt, riststørrelse og spaltevidde, kan man holde vannhastigheten foran risten lav. Dette minimerer risikoen for at fisken suges inn i risten, og det gjør at fisken lettere finner en fluktåpning. Vannhastigheten vinkelrett på risten bør ikke overstige 0,5 m/s for smolt av laks og ørret, og voksen ål (DWA 2005, Fjeldstad et al. 2016). Fluktåpningen må plasseres i nærheten av risten for at fisken skal kunne finne veien inn i den. Larinier & Travade 2002 og Dumont et al. (2005) anbefaler at konvensjonelle rister ikke bør ha mer enn 10 mm mellomrom mellom spilene. DWA (2005) anbefaler maks 12 mm for 12 cm lange laksesmolt.

Om ristens mellomrom skulle være større enn dette, opptil ca. 20 mm, kan en stor del av fisken likevel ledes til fluktåpningen, siden risten har avskrekkende effekt opptil ca. 20 mm. Andel fisk som finner fluktåpningen kan økes dersom vannføringen gjennom den økes. Vanlige grovrister (> 50 -100 mm) har mindre avskrekkende effekt på fisk, men større (og ev. flere) fluktåpninger kan delvis kompensere for dette. Fluktåpningen for laksefisk bør ligge i vannoverflaten, og bør ha bredde >0.5 m og dybde >0.4 m. For ål

har åpninger ved bunn og spalteformete åpninger fungert, men dette er avhengig av lokale strømforhold dog tverrsnitt. Ved bruk av rister som er skråstilte mot fluktåpningen kreves det mindre vannslipp i åpningen enn ved konvensjonelle rister, siden fisken ledes mot åpningen. Et eksempel på fluktåpninger ved konvensjonelle rister finnes på side 155.

Hvor og når?

- Ved barrierer med vanninntak som hindrer nedvandring av fisk, f. eks. elvekraftverk, inntaksdammer for drikkevanns- eller landbaserte oppdrettsanlegg.
- Der det kreves uforholdsmessig mye innsats å installere skråstilte alpha- eller beta- rister, f. eks. ved eldre anlegg og begrenset avløpstverrsnitt.

Effekt

- Reduserer andel fisk som vandrer inn i kraftverksinntak.
- Bidrar å lede fisk til fluktåpninger og trygt nedover.
- Ved tilstrekkelig utforming kan overlevelse av nedvandrende fisk økes betydelig.
- Virker bare delvis, fortsatt kan en del fisk skades ved rist og trekkes i inntak.
- Falltapet er avhengig av ristdesign og vannføring.

Varighet og vedlikehold

Bypass, rist og tilbehør som ristrensker og evt. netting, er tekniske installasjoner som krever drift og regelmessig vedlikehold. Finrist må renses ofte for å opprettholde god gjennomstrømming og lave vannhastigheter ved risten. Det anbefales automatisk ristrensker.

Referanser

Calles, Olle, Degerman, Erik, Wickstroem, Håkan, Christiansson, Jonas, Gustafsson, Stina, and Naeslund, Ingemar. 2013. *Anordningar för upp- och nedströmspassage av fisk vid vattenanläggningar: underlag till vägledning om lämpliga försiktighetsmått och bästa möjliga teknik för vattenkraft*. Göteborg: Havs- och vattenmyndigheten.

DWA, 2005. Fish Protection Technologies and Downstream Fishways. Dimensioning, Design, Effectiveness Inspection. Hennef: German Association for Water, Wastewater and Waste (DWA).

Kroglund, F, Haraldstad, T., Güttrup, J. og Hegeland, P.V. 2014. Evaluering av tiltak for nedvandrende blankål ved elvekraftverk. Resultater fra forsøk ved Fosstveit kraftverk, 2010- 2013. NIVA-rapport 6722-2014

Kroglund, F., Haugen, T., Güttrup, J., Hawley, K., Johansen, J., Rosten, C., Kristensen, T. & Tormodsgard, L. 2011b. Effekter av å passere en kraftverksturbin på smoltoverlevelse og atferd. Betydningen av tiltak. NIVA-rapport, 6139.

Larinier, M. & F. Travade, 2002. Downstream migration: problems and facilities. Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture 364:181–207.



Død laksesmolt nedenfor vannkraftverk på Ålgård i Figgjo (Foto: Tore Wiers).

Finmasket varegrind (finrister) utformet for nedvandring av fisk

Med finmasket varegrind menes rister som dekker hele avløpstverrsnittet og som er utformet slik at de leder fisken uskadet til nedvandringsspassasjen (omløp). Slike rister bør ha en vinkel mot vannets strømretning som er mindre enn 30° - 45° . Grinden kan ha opptil 18 mm spaltevidde, selv om smoltens kropp er delvis bare 10-13 mm bred. Siden vinkelen gjør at vannhastigheten på langs av risten relativt sett er større enn gjennom, unnviker fisken risten og lar seg lede. Denne effekten er avhengig av vinkelen. For en god funksjonsevne med $> 90\%$ overlevelse anbefales vinkler $\leq 30^{\circ}$ og en spaltevidde ≤ 18 mm (Calles et al. 2013). I vassdrag med få eller bare en nedvandrende art og definerte vandringsperioder kan det vurderes å demontere eller løfte finrister i perioder uten nedvandring av fisk. Finrister i elver kan lett tette seg med drivgods og krever vanligvis automatisk ristrensning. Også islegging og ev. falltap kan forekomme og bør vurderes. Falltap er avhengig av rist- og splidedesign, overflate og vannføring.

Alfa- og beta rister med omløp

Faktaboks

- Alfa-rist: Liggende rist med vinkel $< 45^{\circ}$ mot bunnen, helst $\leq 30^{\circ}$
- Beta-rist: Stående rist med vinkel $< 45^{\circ}$ mot bredden, helst $\leq 30^{\circ}$
- Vinkelen gjør at vannhastigheten langs risten er større enn gjennom risten, og slik leder fisken langs risten
- Anbefalt spaltevidde 10-18 mm for laksesmolt og blankål, spaltevidde er avhengig av arter og vinkel
- Kombineres alltid med en eller flere fluktåpninger og bypass.
- Kan oppnå meget høy passasjeeffektivitet ($>90\%$)

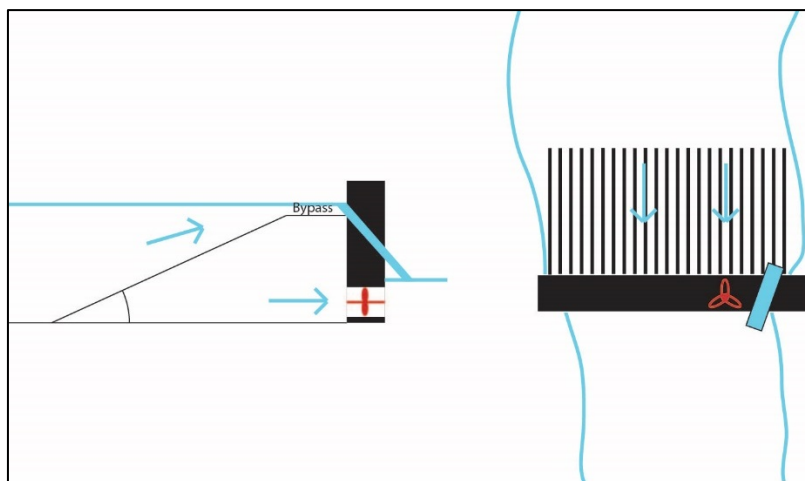
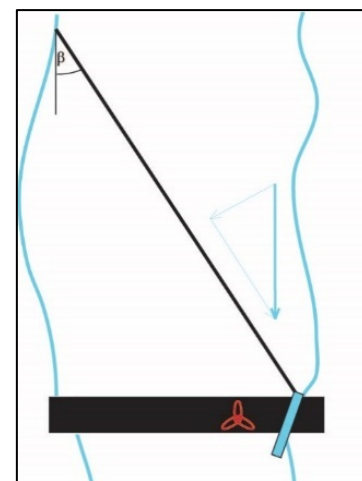


Fig. 42 Alfa-rist i lengdeprofil og plan



Beta-rist i plan

Generell beskrivelse og anvendelse

Fisketilpassete alfa-rister er utformet med en vinkel på $< 45^{\circ}$, helst $\leq 30^{\circ}$, mot elvebunnen og har en eller flere fluktåpninger ved overflaten i umiddelbar nærhet av risten. Denne flate, liggende utformingen fører til at vannhastigheten som virker parallelt med risten er større enn den som virker 90° gjennom risten. Dette minker risikoen for at fisken skades av eller setter seg fast i risten. Fisken blir ikke bare hindret i å vandre inn i turbinen, men blir også ledet mot fluktåpningen ved overflaten. Alfa-rister er sammen med vinklede beta-rister i dag vurdert som de mest effektive nedvandringssløsningene for fisk forbi vanninntak i elvekraftverk (Calles m.fl. 2013, Forum Fischschutz 2014). Teknologien er først og fremst utprøvd i små og mellomstore elvekraftverk (< 50 m³/s).

Utforming

I henhold til anbefalingene i Calles m.fl. (2013) kan høy passasjeeffekt, der opptil over 90 % av fisken passerer uskadet, oppnås med følgende utforming:

- Vinkel mot bunnen $\leq 30^\circ$
- Dimensjonering slik at vinkelrett vannhastighet holdes under 0,5 m/s.
- Spaltevidde i rist: 10-18 mm, avhengig av arter og vinkel
- 0,9-3 % av vannføringen i fluktåpning

Dumont m.fl. (2005) anbefaler lignende vinkler og strømhastigheter som Calles m.fl (2013) , men anbefaler generelt 10 mm spaltevidde i varegrind for smolt og ål, basert på erfaringer i Tyskland og Frankrike. DWA (2005) anbefaler 12 mm spaltevidde for laksesmolt. Calles m.fl (2015) og Nyquist m.fl (2017) rapporterer om høy passasjeeffektivitet for blankål (95 %), laksestøinger (96 %) og laksesmolt (91-98 %) ved kraftverk Herting (Ætran, Sverige) etter at en beta-varegrind med 15 mm spaltevidde og omløp ble installert. Studiene ved Herting er omfattende, metodisk avansert og inkluderer før- og etter-data. Løsningen betraktes som «best mulig praksis» i Sverige (se også s. 189, Fig. 43). Varegrinden er 40 m lang, og har hydrodynamiske horisontale staver av kompositt (CompRack, Halmstad, Sverige). Vinkel mot elvebredde er 30 grader. Varegrinden er 2 m høy og har et totalt areal på 80 m². Kraftverket en maks. slukeevne på 40 m³/s.

En nylig publisert studie fra 3 elvekraftverk med nedvandringstiltak i Tyskland beskriver høy passasjeeffektivitet for blankål (Økland m.fl. 2017). Ved kraftverk Unkelmuehle (elven Sieg) passerte 96 % og 92 % (2014 og 2015) av ålene. Kraftverket har en α -varegrind, 10 mm spaltevidde og fluktåpning ved overflaten og flere ved bunnen. Maks. slukeevne er 27 m³/s. De fleste ålene passerte over dammen og spyleluken ved varegrinden. Bunnstrukturene og bunnåpningen ble knapt tatt i bruk. Ingen ål ble trukket inn i turbinen. Turbinen ved kraftverk Gengenbach (20 m³/s) i elven Kinzig er montert direkte på generatoren. Denne enheten er bevegelig og ligger innfor et «bur» som består av en 15 mm bøyet rist. Her passerte minst 84 % av blankålene. Ved kraftverk Kuhlemuehle i elven Diemel var det installert en «fiskevennlig» vannkraftskruer (Archimedesskruer, se s. 86). Her passerte 76 % av blankålene, for resten kunne det ikke skilles om fiskene ble værende , spist av rovdyr eller døde i turbinen. Resultatene bekrefter at det kan nås over 90 % passasjeeffektivitet også for ål ved bruk av nedvandringstiltak, særlig finmasket varegrind med fluktmuligheter.

Hvor og når?

- Ved barrierer med vanninntak som hindrer nedvandring av fisk, f. eks. elvekraftverk, inntaksdammer for drikkevanns- eller landbaserte oppdrettsanlegg.
- Det trengs fluktåpninger og omløp for å lede fisk trygt nedover.
- Etterinnstallasjon ved gamle kraftverk/inntak kan være utfordrende. α - og β - rister krever stor overflate og ofte omfattende ombygninger eller nybygg av inntak.

Effekt

- Hindrer fisk å vandrer inn i vanninntak.
- Leder fisk til fluktåpninger
- Fluktåpninger og omløp sørger for trygg nedvandringmulighet
- Fluktpåpninger tilpasses lokale forhold og må være på riktig sted, gjelder særlig for ål, delvis trengs flere.
- Høy passasjeeffektivitet mulig, med trygt passasje av 90 % - 100 % av nedvandrende laksesmolt og ål.

Varighet og vedlikehold

Omløp, rist og tilbehør som ristrensker og eventuelt netting er tekniske installasjoner som krever drift og regelmessig vedlikehold. Finrist må renses hyppig for å opprettholde gjennomstrømming og lave vannhastigheter ved risten. Det anbefales automatisk ristrensker.

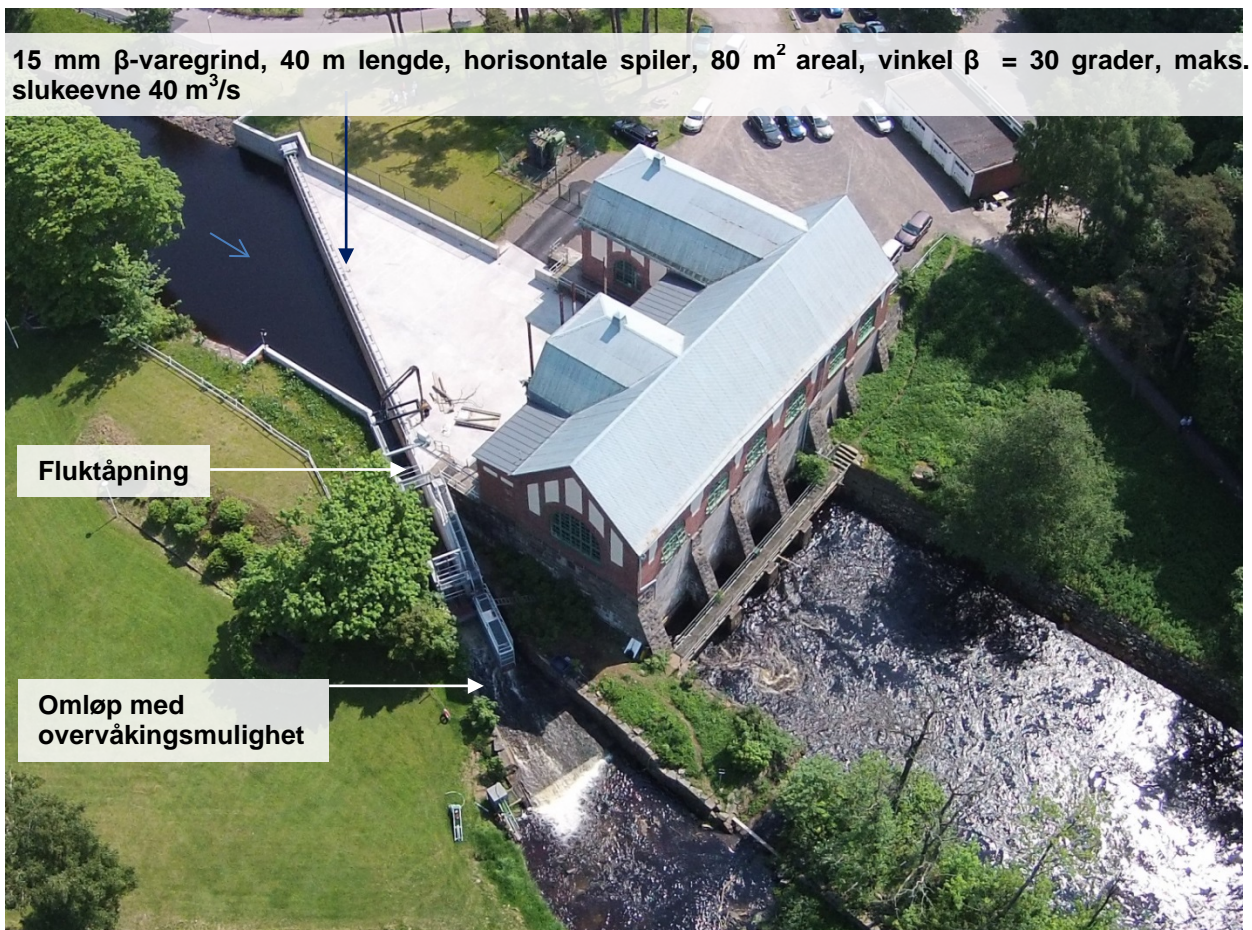


Fig. 43 Vannkraftverk Herting i Åtran med beta-varegrind foran inntak, fluktåpning og omløp. Løsningen har meget gode resultater for nedvandring av blankål (95 %), laksestøinger (96 %) og laksesmolt (91-98 %, Foto: Fiskevårdsteknik AB, Sverige, med tillatelse, Calles m.fl. 2015, Nyquist m.fl. 2017).

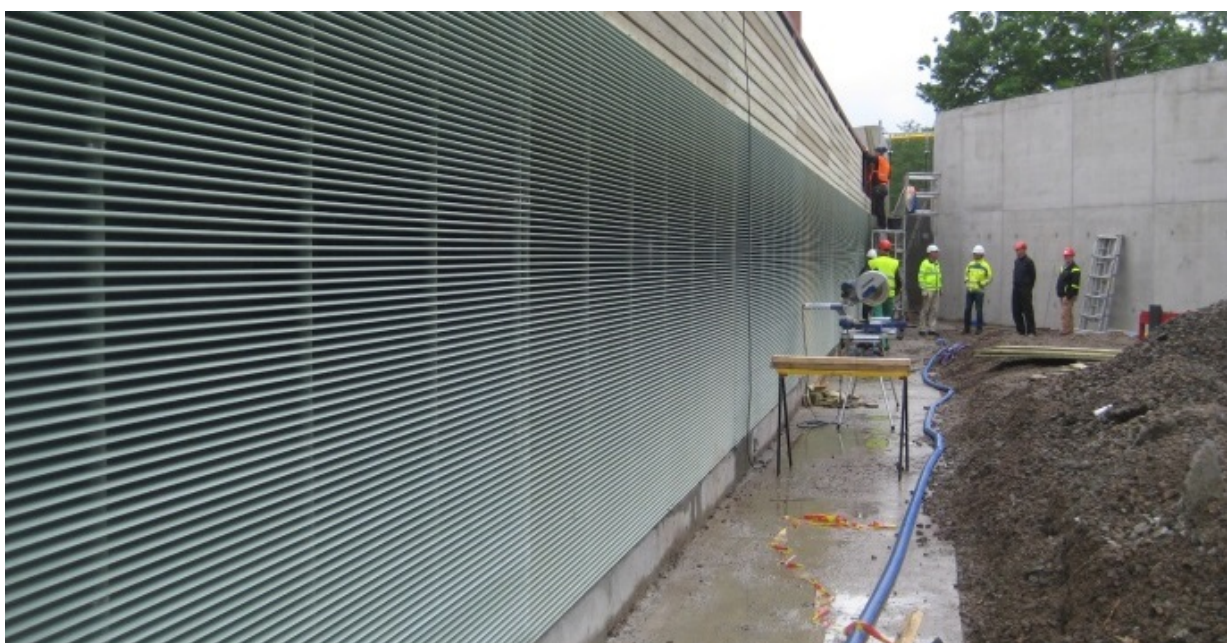


Fig. 44 β -varegrind med fluktåpning (bakgrunn) foran vanninntak ved kraftverk Herting. Varegrinden har horisontale spiler med 15 mm spaltevidde, automatisk ristrensning og vertikal fluktåpning som også brukes som spyleluke (Foto: Olle Calles).

Andre typer finmaskete varegrind

Eicher rister er høyhastighetsavledninger som brukes for avledning av fisk i trykkrør. En akse i midten av risten gjør det mulig å vippe risten for rensning. EPRI (1992) rapporterer $>90\%$ overlevelse for Coho, Chinook og Steelhead smolt og yngel ved hastigheter på 2 m/s ved risten i en kraftstasjon med 147-170 m³/s slukeevne. Risten hadde dimensjonen 14,2 x 7,2 m ((L x B), en vinkel på 16° og 0,9-3,2 mm spaltevidde.

«**Partial depth fine screens**» dekker bare en del av vannsøylen og brukes delvis i USA for å avlede overflateorienterte laksesmolt (Peven & Mosey 1999). Mere under ledevegger nedenfor.

Louvet betarist lager en «louvet» (et spjeld) av turbulens langs hele risten. Spilene er rettet 90° mot hovedstrømmen, i motsetning til andre rister der spilene er rettet 90° mot ristflaten (Fig. 45). Når vannet passerer forbi spilene, må det passere i en 90° sving som forårsaker turbulens ved hver spile.

Mange fiskearter unngår turbulente soner og svømmer derfor langsmed, men ikke inne i- det turbulente området mot fluktåpningen. Derfor kan louvet-rister ha en større spaltevidde enn tilsvarende konvensjonelle rister, og fisk som fysisk ville kunne passere gjennom risten gjør likevel ikke dette. Vannhastigheten kan også være høyere enn ved vanlige rister. I Nord-Amerika utgjør louvet-rister en betydelig andel av rister. Et problem med louvers med stor spaltevidde er at ikke alle fisker viser en avvikende respons til turbulens og kan dermed passere videre mot turbinen.

I Holyoke canal i Connecticut river viste undersøkelser av en louvet-rist med $\beta=15^\circ$, 76 mm spaltevidde, 0,8 m/s vannhastighet og 2 % vann for fluktåpningen en gjennomsnittlig passasjeeffektivitet på 91 % for laksesmolt. Det samme anlegget ble testet med 305 mm spaltevidde, og da sank passasjeeffektiviteten til 80 % (Harza & RMC 1992). Teknikken blir beskrevet som lovende og velfungerende i Amerika, men siden spaltevidden ikke virker som fysisk barriere bør funksjonsevnen overvåkes. Kriewitz (2015) fant at modifiserte bar-racks med $\alpha = 15-30^\circ$, en spilervinkel på 45° og 5 cm spaltevidde viste best resultater for fem arter (78% effektivitet for ørret).

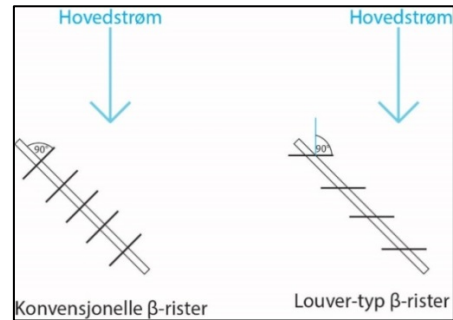


Fig. 45 Konvensjonell og louvet-typ betarist. Spilene i Louvet risten står 90° mot vannstrømmen.

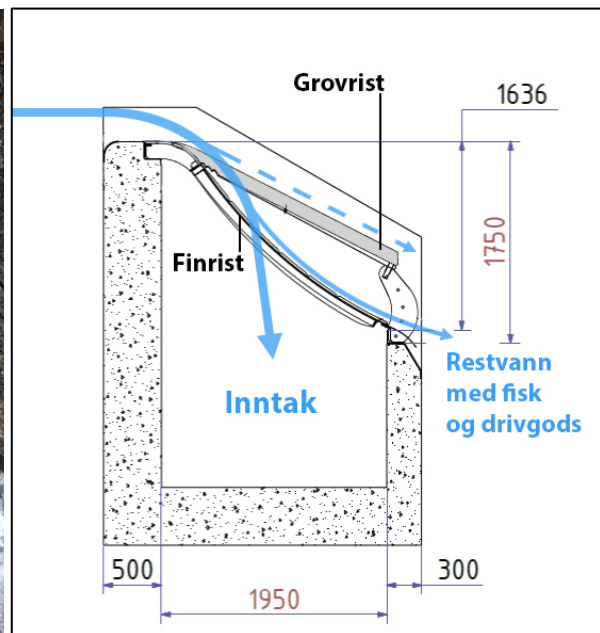


Fig. 46 Coanda inntak i drift ved Byro kraftverk (Odda kommune, Foto: Småkraft AS, profiltegning modifisert etter Bjarte Skår, Brødrene Dahl AS). Pilene illustrerer vannstrømmen, mens en ønsket del av vannet faller gjennom risten, renner resten viderer nedover – inkludert fisk og drivgods

Coanda inntak

Faktaboks
<ul style="list-style-type: none"> • Vannet renner over en spesiell, bøyet finrist, faller gjennom, og går videre til et inntak. • Risten kan være meget fin med spaltevidder på 0,5-6 mm • Fisken sklir nedover på risten. • Høy overlevelse og lite skaderisiko for fisk • Risten er selvrensende, tåler is og beskytter også mot drivgods

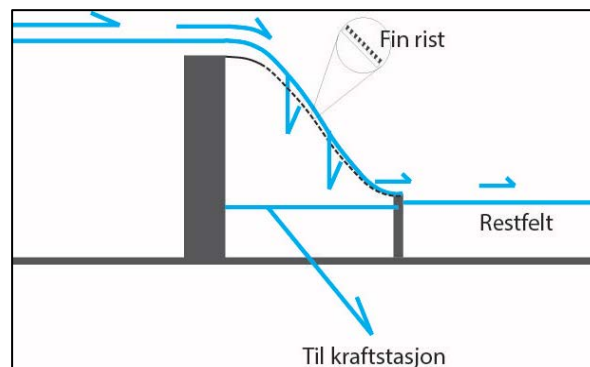


Fig. 47 Prinsipp tegning av Coanda-rist i lengdeprofil

Generell beskrivelse og anvendelse

Coanda-inntak er et overfallsinntak som ligner norske bekkeinntak, der vannet løper over en terskel og så gjennom en grov- og så en bøyet finrist. Coanda risten er «selvrensende» og den kan bygges med liten spaltevidde på 0,5-6 mm. Det meste av vannet går gjennom risten, mens fisk, drivgods og en del vann (restvann) spyles videre nedover. Buell (2000) fant at både laksesmolt og yngel kan passere Coanda-risten uskadet. Teknologien er lovende men bør testes for flere arter, størrelsesklasser og større inntaksutforminger.

Utforming

Finristen har åpninger som er mellom 0,5-6 mm, med vertikale staver i strømretningen. Vannet kan renne gjennom stavnene mens fisk, sedimenter og drivved spyles over og videre nedover. For å sikre at fisken ikke blir skadet bør det graves ut en samlekupe nedstrøms inntaket, slik at fisken lander i vann og ikke på stein eller lignende. Denne kulpene kan også fungere som energidreper ved flom. Eventuell predasjon bør overvåkes og håndteres ved behov. Fisk på risten kan være utsatt for predasjon fra fugl og det bør vurderes netting. Inntaket må dimensjoneres slik at vannstrøm opprettholdes langs hele risten, både for å sikre restvann og at fisken ikke strander på risten. Dersom vannføringen periodevis kan bli mindre enn dimensjonerte verdier, må funksjonsevnen til risten sikres ved at ristoverløpet gradvis innsnevres, eller at tilførsel av restvann sikres med f. eks lavvannsluke (Bureau of reclamation 2006). Systemet kan også brukes til å telle nedvandrende fisk (som en Wolf-felle). I så fall må fisk ledes til en fisketeller eller til et lagringsbasseng for manuell telling.

Hvor og når?

- Ved barrierer med vanninntak som hindrer nedvandring av fisk, f. eks. vannkraftverk.
- Etterinstallasjon ved gamle inntak er utfordrende - krever ofte ombygging eller nybygg av inntak.
- Spesielt gunstig ved transport av mye sediment- eller drivved i vassdraget

Effekt

- Hindrer at fisk vandrer inn i inntak og leder fisk trygt nedover.
- Ved tilstrekkelig utforming kan overlevelse av nedvandrende fisk oppnå 90 % - 100 % effektivitet.
- Gir falltap på 1-2 m, selvrensende, tåler is, sedimenttransport og drivgods

Varighet og vedlikehold

Risten bør renses for hånd eller med ristrensker ved jevne men sjeldne mellomrom (ca. 1 gang per måned). Det trengs relativt lite vedlikehold og rensing i forhold til andre risttyper. Drivgods og sedimenter blir transportert nedover i restfeltet. Risten er selvrensende og har ingen bevegelige deler. Bureau of reclamation (2006) nevner at funksjonsevnen opprettholdes også selv under kalde værforhold med isdannelse.

Kostnader

I 2005 ble det estimert ca. 185.000 NOK per m³/s inntakskapasitet (Jenssen m. fl. 2006). Brødrene Dahl anslår kostnader for små inntak (1-3 m³/s) til 600.000-1.000.000 NOK per m³/s inntakskapasitet (2017).

Styring av fisk mot sikker nedvandningsvei vha. luft, lyd, lys og elektriske barrierer

Faktaboks

- Atferdsbaserte, ikke-fysiske barrierer som avskrekker fisk
- Bør kombineres med tiltak som lokker fisk til trygge omløp (reject & attract)
- Kan benyttes i kombinasjon og sammen med andre fysiske barrierer
- Kan øke effekten av andre tiltak, særlig fluktåpninger
- Virker vanligvis bare på deler av vandrende fisk og er selektiv, avhengig av art og størrelse
- Tilvenning og avtagende effekt har blitt dokumentert

Generell beskrivelse og anvendelse

Fisk lar seg avskrekke av en rekke tiltak, deriblant blinkende lys, støy, luftbobler og elektrisk strøm. Dette kan brukes for å styre fisk unna farlige nedvandningsveier, som f.eks. inntak til turbiner. Slike tiltak fungerer i utgangspunktet bare hvis fisken samtidig har alternative vandringsveier, f. eks. fluktåpninger og trygge omløp. Ledeeffekten kan forbedres med lokketiltak som økt vannstrøm til omløp (reject & attract). Felles for avskrekkingstiltak er at de oftest bare virker for deler av vandrende fisk, at de virker mindre bra ved flom og er selektive mht. arter og størrelser. Fisk kan også over tid venne seg til avskrekkingstiltakene, slik at disse får lavere effekt.

Utforming

Utforming varierer mellom metodene, og det henvises til litteraturen nedenfor. De viktigste avskrekkingmetodene er:

- elektriske «sperrer»
- blinklys (stroboskop)
- boblegardiner
- akustisk avskrekking, f. eks. BAFF (bio-acoustic fish fence), som er en perforert slange plassert under overflaten som avgir lyd og komprimert luft, som skal virke avstøtende på fisk.

Hvor og når?

- Når andel fisk som trygt vandrer forbi vandringshinder skal økes (inntak, turbiner o.l.)
- Bør benyttes i kombinasjon med lokketiltak, fluktåpninger, omløp og fysiske barrierer, ikke som eneste tiltak.

Effekt

- Kan øke effekten av andre tiltak
- Virker vanligvis bare på deler av den vandrende fisken
- Selektiv, avhengig av art og størrelse
- Tilvenning og avtagende effekt har blitt dokumentert
- I Mörrumsån oppnådde man en gjennomsnittlig avledningseffektivitet på 10 % med BAFF, og på det beste 50 % avledningseffektivitet for radiomerket laksesmolt og 20 % for ørret (Johlander & Tielman, 1999).
- Ved å installere stroboskop foran inntaket til en pumpestasjon i Nederland klarte man å betydelig redusere tilstedeværelse av ål i nærheten av inntaket, da ålen trolig opplevde slike lyspulser som avskrekkende. Stroboskop har også vært benyttet i USA for å sikre nedvandring av amerikansk maisild (Calles m.fl., 2013), og i Norge for å øke andel nedvandrende smolt i Mandalselva (Økland m.fl. 2013).
- Ved forsøk med elektriske barrierer på stillehavslaks har man oppnådd høy avledningseffektivitet, men effektiviteten sank fort med økende vannstand (Pugh m.fl., 1970). Også i Norge er det gjort erfaringer med bruk av elektriske fiskesperrer, f.eks. i Telemarkskanalen og i Nidelva (Anonymus 2014).



Laks- og sjøørretsmolt på vei nedover elva. Smolten vandrer i hovedsak med halen først når stimen vandrer nedover i rennende vann (Foto: Tore Wiers).

Andre løsninger for å bedre forhold for nedvandring av fisk

Vannslipp

Vannslipp over demninger og luker, delvis kombinert med periodisk stans av kraftverk, har blitt brukt for å få nedvandrende fisk forbi kraftverk. Metoden egner seg når det inntreffer definerte periodiske fiskevandringene, for eksempel laksesmolt under vårflommen og ål under høstflommer. Disse vandringene sammenfaller ofte med flommer der vannføringen overstiger slukeevnen til kraftverket. Ved elvekraftverk i Nord-Amerika er denne metoden hyppig brukt for å slippe ned smolt, både for atlantisk laks og arter av stillehavslaks. I Tyskland har det blitt brukt for å slippe ned ål (Adam 2000, Leonhard m.fl. 2017). Vannslipp forbi turbininntak anses som et langt tryggere alternativ enn turbinpassasje, men også ved bruk av slippeluker kan det forekomme skader på fisk. Tapet er likevel lavt (2 % etter Coutant & Whitney 2000).

Det bemerkes at forholdet mellom vannslipp og fiskevandring ikke er lineært, dvs. at økt spill ikke nødvendigvis betyr en proporsjonal økning i vandring gjennom luken. Viktigere for dens effektivitet er plassering av luken i forhold til hovedstrøm og kraftinntak (Coutant & Whitney 2000, Fjeldstad m.fl. 2011). Løsningen kan være aktuell i spesielle tilfeller men det forventes at bare deler av de vandrende fiskene kan ledes trygt nedover.

Delvis dykket ledevegg

Installasjoner som skal lede fisk til et omløp og som bare rekker delvis ned i vannsøylen betegnes som ledevegger. Ledevegger har blitt laget av betong, metall og plast og installeres flytende eller ved overflaten for å lede smolt. Samtidig kan ledevegger bidra til å stoppe drivved og is. De er mindre egnet for bunnvandrende fisk (Faber et al. 2010, Kriewitz 2015). Metoden fungerer bare for deler av den nedvandrende fisken, men den er forholdsvis prisgunstig og enkel å installere, også ved eksisterende kraftverk. Det finnes kommersielle leverandører som også tilbyr flytende ledevegger (f. eks. tuffboom.com).

Det kan oppstå problemer med flomsikkerhet for ledevegger. Løsningen kan bidra til å øke effektiviteten av andre tiltak for å fremme nedvandring men det forventes at bare bare deler av de vandrende fiskene kan ledes trygt nedover.

«Wire screen»

I Østerrike testes et system bestående av horisontalt spente ståltråder som virker som en rist når ståltråden er spent. Lav trådavstand gjør systemet egnet for å lede fisk ned til smoltstørrelse. Risten settes opp stående, altså som en beta rist. Ved enden trengs det et omløp som fører fisk trygt nedover. I tillegg til selve den fysiske barrieren, forventes det også at vibrasjonene i ståltråden har en avskrekkende virkning på fisken. Systemet kan renses ved å redusere spennet på ståltråden (Böttcher et al. 2015). Dette lar vannstrømmen fjerne drivgods som løv, greiner, søppel o.l.. Løsningen er lovende, men er ikke tilstrekkelig testet for å kunne anbefales som god praksis.

Fiskevennlige turbiner

Fiskevennlige turbiner optimeres i geometri og drift slik at man i størst mulig grad unngår skade på fisk. Forskjeller fra vanlige turbiner er lav rotasjonshastighet, stor diameter og lite mellomrom mellom turbinblader og turbinhuset (Ebel 2013). Pga. høyere investeringskostnader blir fiskevennlige turbiner relativt sjeldent bygget. Det finnes imidlertid eksempler på konvensjonelle turbiner med redusert avstand mellom turbinblader og hus («minimum gap runner») og forskjellige utforminger (Alden 2008, Meijnen og Grünig 2013, Fisher m.fl. 2000).

Vannkraftskruer er egnet for mindre vannføringer og fallhøyder (< 10 m). Det har blitt dokumentert høy overlevelse av ørret og ål (> 90 %), men det er risiko for skader pga. mellomrom og delvis kanter (avhengig av type, Ebel 2013). En videreutvikling av vannkraftskruen som fungerer for ned- og oppvandring, er dobbeltskruen («Hydroconnect»). Denne bruker en del av energien til å pumpe vann og fisk oppstrøms i den indre skruen, som ikke har noen bevegelige deler. Overvåking av denne typen vannkraftskruer har ikke vist skade på opp- og nedvandrende fisk (Grigull 2015). Ved vurdering av slike turbiner bør også tilleggseffekter avveies, for eksempel effekter på lokkestrøm og lokkevirkning, selektivitet for visse arter og størrelsesklasser samt potensial for predasjon ved inntak og utløp. Løsningen kan bidra til å fremme sikker nedvandring i spesielle tilfeller.

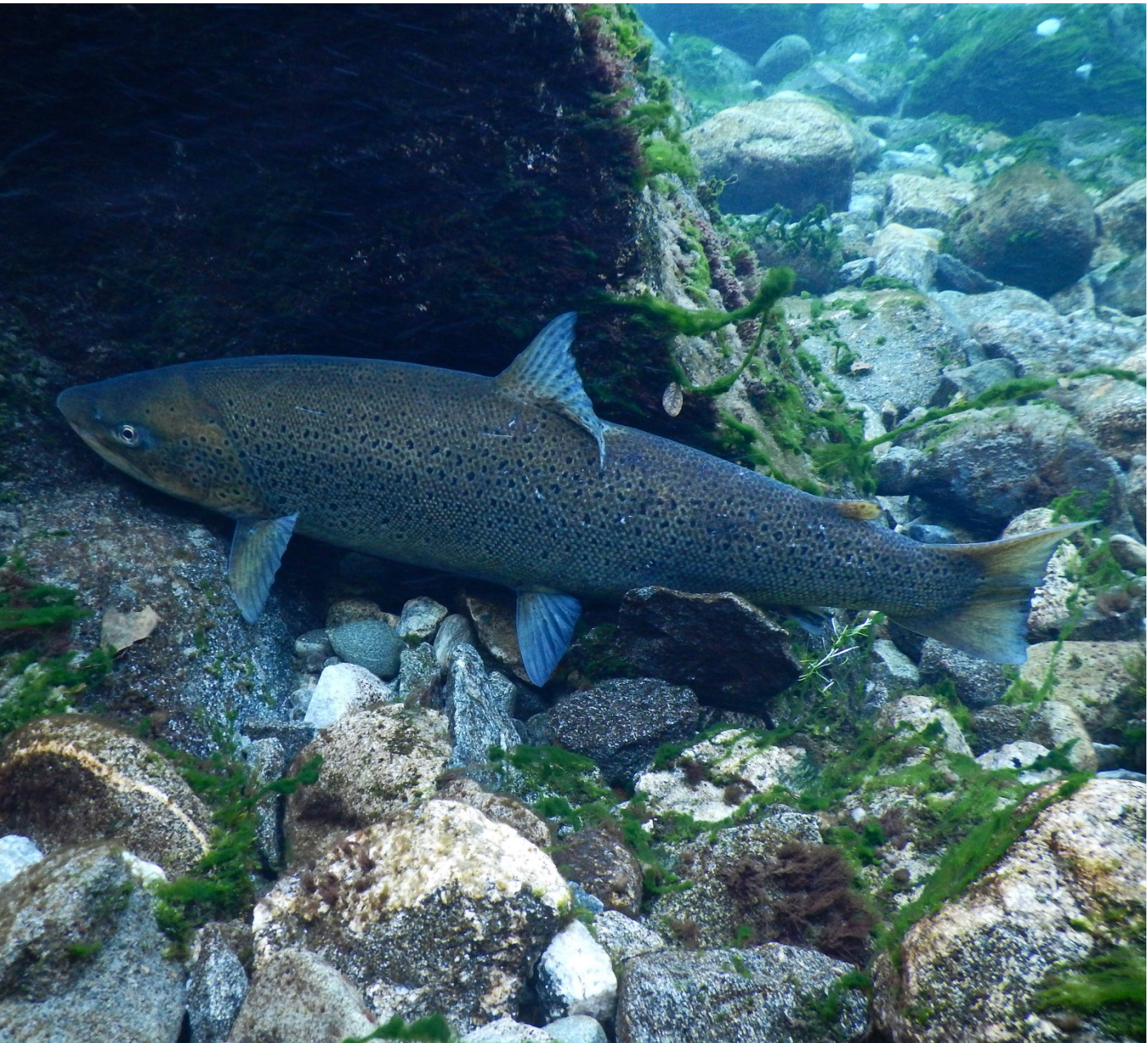


Fig. 48 Dobbeltskruer (kilde: Hydroconnect)

Referanser

- Adam, B. 2000: MIGROMAT: Ein Frühwarnsystem zur Erkennung der Aalabwanderung. [MIGROMAT®: An early warning system to detect eel migration]. Wasser und Boden, 52 (4) (2000), pp. 16-19
- Alden (2008): <https://www.aldenlab.com/Fish-Passage>
- Anonymus 2014: Evaluering av sesongen 2014 – Elektrisk fiskesperre på Kjeldal, Telemarkskanalen. https://www.fylkesmannen.no/Documents/Dokument%20FMTE/Milj%C3%B8%20og%20klimateknikk/Fisk%20og%20kalking/Fiskesperre%20p%C3%A5%20Kjeldal/evaluering_fiskesperre_2014.pdf
- Buell, J.W., 2000. Biological Performance Tests of East Fork Irrigation District's Sand Trap and Fish Screen Facility: Phase I 1999, Buell and Associates, Inc., Portland Oregon, 24 pp.
- Bureau of reclamation. 2006: Fish Protection at Water Diversions. A Guide for Planning and Designing Fish Exclusion Facilities. Water Resources Technical Publication

- Böttcher, Heidi, Günther Unfer, Bernhard Zeiringer, Stefan Schmutz, and Markus Aufleger. 2015. "Fischschutz und Fischabstieg – Kenntnisstand und aktuelle Forschungsprojekte in Österreich." *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft* 67 (7–8): 299–306. doi:10.1007/s00506-015-0248-5.
- Calles O, Degermann, E., Wickström E, Christiansson J, Wickström H., & Næslund I. 2013: Anordningar för upp- och nedströmspassage av fisk vid vattenanläggningar. Havs- og Vattenmyndigheter. Rapportnummer2013:14 <https://www.havochvatten.se/download/18.5f66a4e81416b5e51f73113/1383209282924/rapport-hav-2013-14-anordningar-passage-fisk.pdf>
- Calles, O., CHRISTIANSSON, J., ANDERSSON, J.-O., KARLSSON, S., WICKSTRÖM, H. & ÖSTERGREN, J. 2014. Tekniska lösningars tillämpbarhet för förbättrad nedströmspassage för äl. Elforsk rapport, 35.
- Calles, Olle, Jonas Christiansson, Stefan Kläppe, Ingemar Alenäs, Simon Karlsson, Daniel Nyqvist, Mats Hebrand 2015: Slutrapport Hertingprojektet – Förstudie och uppföljning av åtgärder för förbättrad fiskpassage 2007-2015. Teknisk rapport. Naturresurs rinnande vatten, Biologi, Karlstads universitet
- Coutant, C. C., & R. R. Whitney, 2000. Fish behavior in relation to passage through hydropower turbines: a review. *Transactions of the American Fisheries Society* 129:351–380.
- Dumont, U., Danderer, P. & Schwevers, U.. 2005: Handbuch Querbauwerke. MUNLV Nordrhein-Westfalen, ISBN 3-9810063-2-1. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall, ed. 2014. Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbare Bauwerke: Gestaltung, Bemessung, Qualitätssicherung. Mai 2014. DWA-Regelwerk, M 509. Hennef: DWA. ISBN 978-3-942964-91-3
- DWA, 2005. Fish Protection Technologies and Downstream Fishways. Dimensioning, Design, Effectiveness Inspection. Hennef: German Association for Water, Wastewater and Waste (DWA).
- Ebel, G. (2013): Fischschutz und Fischabstieg an Wasserkraftanlagen – Handbuch Rechen- und Bypasssysteme. BGF, Mitteilungen aus dem Büro für Gewässerökologie und Fischereibiologie Dr. Ebel (Band 4); Halle (Saale).
- Faber, D. M.; Kim, J.; Ploskey, G. R.; Townsend, R. L.; Weiland, M. A.; Fu, T.; Deng, D.; Skalski, J. R.; Hughes, J. S.; Fischer, E. S. und McComas, R. L. (2010). Evaluation of a Behavioral Guidance Structure at Bonneville Dam Second Powerhouse including Passage Survival of Juvenile Salmon and Steelhead using Acoustic Telemetry, 2008. Richland, Washington, U.S. Army Corps of Engineers, Portland District
- Fisher, R., D. Mathur, P. G. Heisey, R. Wittinger, R. Peters, B. Rinehart, S. Brown & J. R. Skalski (2000): Initial test results of the new Kaplan Minimum Gap Runner design on improving Turbine Fish Passage Survival for the Bonneville First Powerhouse. Rehabilitation Project, Voith Hydro, 12 S.
- Fiskesperre i Nidelva: <https://www.ae.no/aktuelt/nyheter/redder-laksen-i-nidelva/>
- Fjeldstad, H. P., Uglem, I., Diserud, O. H., Fiske, P., Forseth, T., Kvingedal, E., Hvidsten, N. A., Økland, F. & Järnegren, J. A., 2011. A concept for improving smolt migration past hydropower intakes. *Journal of Fish Biology* 81:642–663.
- Forum Fischschutz (2014): Empfehlungen und Ergebnisse des Forums „Fischschutz und Fischabstieg“-Synthesepapier-. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit. Abrufbar unter: <http://forum-fischschutz.de>.
- Grigull, M. (2015): Fish-ecological monitoring at the hydrodynamic screw “HYDROCONNECT” with “Albrecht fishLift inside” at the Jesnitz River in Lower Austria. Masterarbeit, Universität für Bodenkultur, Wien.
- HARZA, R.M.C., 1992. Response of Atlantic Salmon Smolts to Louvers in the Holyoke Canal, Spring 1992. Holyoke canal – Downstream fish passage studies.
- Johlander, A. & Tielman, J. (1999) River Mörrumsån spring 1999: A study on downstream migrating salmonids at Hemsjö upper and lower hydroelectric facilities. (Swedish) Fiskeriverket och Sydkraft Vattenkraft AB. 21 s.
- Kriewitz, C. R. (2015): Leitrechen an Fischabstiegsanlagen:Hydraulik und Fischbiologische Effizienz. VAW-Mitteilungen 230, Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie(VAW), (R. M. Boes, ed.), ETH Zurich, Schweiz.
- Larinier, M. & F. Travade, 2002. Downstream migration: problems and facilities. *Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture* 364:181–207.
- Jenssen, Larrs, Einar Tesaker, Steinar Lund, Dorothee Huber. 2006: Inntakshåndboken Rettledning og utforming av inntak til små kraftverk i Norge. NVEs hustrykkeri. ISSN: 1501-0678
- Leonhard Egg, Melanie Mueller, Joachim Pander, Josef Knott, Juergen Geist, Improving European Silver Eel (*Anguilla anguilla*) downstream migration by undershot sluice gate management at a small-scale hydropower plant, In *Ecological Engineering*, Volume 106, Part A, 2017, Pages 349-357, ISSN 0925-8574, <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.05.054>.
- Meijnen, R., Grünig, T. (2013): Die fischfreundliche Turbine – ein innovativer Lösungsansatz. *WasserWirtschaft* Ausgabe 10/2013.
- Noatch, M.R. & Suski, C.D. (2012) Non-physical barriers to deter fish movements. *Environ Rev.* 20:71-82.
- Nyqvist, D., P.A. Nilsson, I. Alenäs, J. Elghagen, M. Hebrand, S. Karlsson, S. Kläppe, O. Calles. 2017: Upstream and downstream passage of migrating adult Atlantic salmon: Remedial measures improve passage performance at a hydropower dam, In *Ecological Engineering*, Volume 102, 2017, Pages 331-343, ISSN 0925-8574, <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.02.055>. (<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857417301222>)
- Peven, C. M. und Mosey, T. R. (1999). Development of surface bypass and collection at Rocky Reach Dam, Columbia River. *Innovations in Fish Passage Technology*. Bethesda, MD, American Fisheries Society: 69-92.
- Økland, F., Kvingedal, E., Lamberg, A., Kroglund, F., Forseth, T., Diserud, O. & Uglem, I. 2013. Smoltutvandring forbi Laudal Kraftverk i Mandalselva i 2013. - NINA Rapport 1067. 38 s.
- Økland, F., Teichert, M.A.K., Havn, T.B., Thorstad, E.B., Heermann, L., Sæther, S.A., Tambets, M. & Borcharding, J. 2017. Downstream migration of European eel at three German hydropower stations. NINA Report 1355: 53 pages, including appendix.
- Økland, F., Teichert, M.A.K., Thorstad, E.B., Havn, T.B., Heermann, L., Sæther, S.A., Diserud, O.H., Tambets, M., Hedger, R.D. & Borcharding, J. 2016. Downstream migration of Atlantic salmon smolt at three German hydropower stations. NINA Report 1203: 1-47.



Sjøaure i Aurlandsvassdraget – her har det blitt gjennomført en rekke habitattiltak, deriblant ripping, grusutlegg samt restaurering av sideløp.

6.3 Habitattiltak

Habitattiltak er direkte, fysiske tiltak i vassdrag, som har til hensikt å etablere ønskete habitatforhold. Dersom årsakene til en habitatdegradering ikke er fjernet, vil habitattiltak ofte kreve vedlikehold for å sikre ønsket mikjøeffekt. Tiltakene består i hovedsak av tilførsel, endring eller fjerning av substrat. Dette gjelder både sediment, stein og trær.

6.3.1 Utlegging av gytegrus

Faktaboks

- Brukes ved mangel på grusgyteplasser og dårlig gyteplassfordeling
- Spesielt egnet i regulerte elver som har reduserte flomtopper og lite finsediment
- Anleggskostnader: Varierer sterkt, ofte 50-150 NOK /m² ved bruk av gravemaskin og dumper
- Relativt enkelt å gjennomføre og vedlikeholde

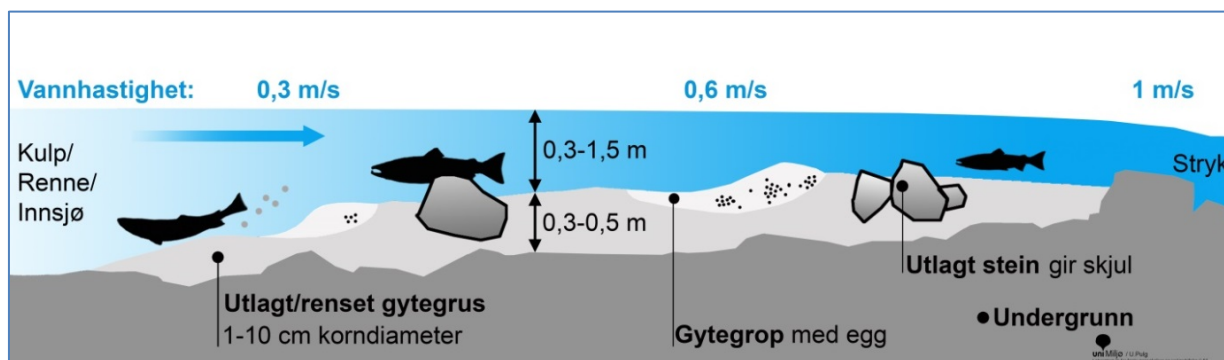


Fig. 49 Skjematisk lengdesnitt gjennom restaurert gyteplass for laks og stor ørret.

Generell beskrivelse

Elvebunn som er dominert av grus (1-10 cm) er gytehabitat for en rekke laksefisker (laks, ørret, harr m. fl.), samt en rekke substratgytere (stam, asp, vederbuk m.fl.). Ofte ligger gyteplassen på brekk (overgang mellom kulp/innsjø/renne til stryk) siden det finnes gunstige hydrauliske forhold her.

I regulerte elver er sedimentregimet ofte forandret, og med dette også kvalitet, antall og fordeling av gyteplasser. Kjente effekter er at gyteplasser slammes ned grunnet finsedimentutslipp og oppdemming, eller at grus spyles ut uten at den lenger blir erstattet med ny grus ovenfra eller fra bredder. Dette kan være tilfelle etter bygging av f.eks. erosjonssikring eller demninger. Hvis det ikke er mulig å restaurere et naturlig sedimentregime, kan utlegging av gytegrus være et effektivt kompensasjonstiltak.

Anvendelse og gjennomføring

Hydromorfologisk egnete plasser velges basert på habitatkartlegging, om nødvendig også støttet av hydraulisk beregning eller modellering. Gyteplassen bør ligge stabilt nok til å motstå utspyling ved flommer av et visst omfang, f.eks. 10-50 årsflom. Den bør ligge strømuttsatt nok til at vanngjennomstrømningen sikrer gode oksygenforhold for egg, og minimerer sedimentasjon av finsediment og begroing (se Fig. 49 ovenfor og referanser). Gyteplassen må ikke bli tørrlagt ved lave vannføringer når egg og plommeseckkyngel av sjøørret og laks er i grusen, dvs. normalt i perioden oktober-juni. Vanddyp og vannhastighet må tilfredsstillende krav til gytehabitat, og bør i utgangspunktet ligge innenfor 30-150 cm vanddyp og 30-80 cm/s vannhastighet for laks og sjøørret. Mindre fisk som harr og resident ørret kan gyte på grunnere grusbanker. Gode gyteplasser ligger ofte i utløp av kulper og renner, såkalte «brekk», hvor vannhastigheten er akselererende. At den tilførte massen har riktig kornfordeling er en vesentlig forutsetning for å lykkes med tiltaket. Hva som er den optimale grusblanding vil være arts- og størrelsesavhengig. Som tommelfingerregel brukes grusblanding i størrelsesorden 1-10 cm for laks og sjøørret. Dette tilsvarer siktesortering 8-64 mm (Barlaup et al. 2008, Forseth & Harby 2013). For mindre ørret og harr og roligere elver anbefales 1-5 cm (siktesortering 8-32 mm) som dominerende steindiameter (Pulg 2009, Pulg et al. 2013). En bør fortrinnsvis bruke avrundet grus fra morene- eller elveavsetninger. For å få riktig kornfordeling på grusen må den siktes og finsediment fjernes. Sammensetning er først og fremst avhengig av fiskenes størrelse og hydrauliske forhold. Grusen må alltid bestå av en blanding av forskjellige kornstørrelser ikke bare av en enkelt kornfraksjon. Andelen finsediment (<1mm) bør være minst mulig. Dersom grusen virker skitten eller preget av finsediment, bør den spyles eller vaskes før utlegging. Steinutlegg på grusen kan øke skjul for både gyte- og ungfisk og gjøre plassen mer attraktiv.



Fig. 50 Grusutlegg i Aurlandselven, 2013. En fiskebiolog følger med under og over vann, og anviser maskinfører. Ferdig gyteplass på bildet til høyre.

Selve gjennomføringen av grusutlegget er avhengig av planlagt størrelse på tiltaket og praktiske forhold som mulighet for atkomst for dumper, rør, kran, helikopter m.m. Grusen bør legges ut ved lav vannføring, da tilkomsten i vassdraget er enklest og en kan sikre at grusen ikke blir lagt ut på områder som blir tørrlagt. Fortrinnsvis bør grusen legges ut i god tid før gytisesongen, for å sikre at en får en tilstrekkelig lang periode med flere vannføringstopper. Arbeidstidsrom må avveies mot en eventuell fare for å skade fisk og rogn i elvebunnen. Perioden juli-september er ofte minst skadelig for laks og sjørørret (se s. 30).

Hvor og når?

- Ved kunstig mangel på eller dårlig fordeling av gyteareal

Effekt

- Har økt gytemuligheter for laksefisk betraktelig i regulerte elver (Barlaup et al. 2008, Pulg et al. 2013b, s 178)
- Har økt eggoverlevelse i elver med finsedimentering for ørret og laks (Merz et al. 2004, Pulg et al. 2013)
- Har økt bestandsstørrelse og tetthet av harr, stam, gullbust og ørret (Pulg 2009, Pedersen et al. 2009, Hanfland et al. 2010, Pulg et al. 2013)
- Habitatforbedring for- og økt diversitet av bunndyr i degraderte elver (Edwards 1984, Walther and Whiles 2008)

Varighet og vedlikehold

Grusutlegg er ofte tiltak som må fornyes over tid, avhengig av erosjonspotensialet og finstoffmengden i elven. Som eksempel har gytegrusutlegg i Aurlandselven estimert varighet mellom 10-20 år. I mer forurensete og flatere elver har det vært målt 4-6 år (Pulg et al. 2013) .

Varighet av tiltak er betydelig redusert i elver med høy finsedimenttransport pga. tetting av hulrom. I restfelt med lange perioder med lav vannføring kan vannplanter vokse over gytegrusen, slik at den ikke lenger er tilgjengelig eller blir brukt. For å øke varigheten av grusutlegget bør man planlegge vedlikehold, for eksempel nye grusutlegg etter en periode eller ripping av gjengrodd/sedimentert grus (se side 98).

Kostnader

Utlegging av gytegrus er et forholdsvis kostnadseffektivt tiltak for å øke fiskeproduksjonen. Kostnadene er tilknyttet planlegging, grus, transport og maskinarbeid i forbindelse utlegget, samt vedlikehold etter en periode. Kostnadene vil derfor variere, særlig avhengig av om grus er tilgjengelig i området, eller om denne må transporteres langt. Anleggskostnader har ligget mellom 50 g 150 NOK/100 m² ved bruk av gramaskiner og dumper.

Eksempler i denne håndboken, se side 131, 144 og 178.

Referanser

- Barlaup, B. T., Gabrielsen, S. E., Skoglund, H. & 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 Research and Applications*, 24, 543-550.
- Hanfland, S., Schnell, J. Ekart, C., Pulg, U. 2010: Lebensraum Fließgewässer entwickeln und restaurieren. 2. Auflage, Landesfischereiverband Bayern e.V. Muenchen. 76 s. <http://www.lfvbayern.de/arten-und-gewaesserschutz/veroeffentlichungen/>
- Edwards, C. J., Griswold, B. L., Tubb, R. A., Weber, E. C. & Woods, C. L. (1984) Mitigating effects of artificial riffles and pools on the fauna of a channelized warmwater streams. *North American Journal of Fisheries Management*, 4, 194-203.
- Merz, J. E., Setka, J. D., Pasternack, G. B. & Wheaton, J. M. (2004) Predicting benefits of spawning-habitat rehabilitation to salmonid (*Oncorhynchus* spp.) fry production in a regulated California river. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 61, 1433 - 1446.
- Pulg U. 2009: Laichplatze 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.
- 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, Ulrich, Bjørn T. Barlaup, Helge Skoglund, Tore Wiers, Sven-Erik Gabrielsen, Eirik S. Normann 2013b: Gyteplasser og sideløp i Aurlandsvassdraget. UNI Miljø LFI rapport nr. 221. Uni Research Bergen
- Walther, D. A. & Whiles, M. R. (2008) Macroinvertebrate responses to constructed riffles in the Cache River, Illinois, USA. *Environmental management*, 41, 516 - 27.



Grusutlegg med helikopter i Nidelva (Foto til venstre: Agder Energi), og med gravemaskin og dumper i Aurlandselva (Agder Energi, E-Co Energi og Uni Research Miljø LFI).

6.3.2 Steinutlegg

Faktaboks

- Brukes på strekninger der det er mangel på skjul og morfologisk variasjon eller der stein har blitt fjernet.
- Stein størrelse skal passe til elvetype og må avveies mot ønsket hydraulisk kapasitet
- Relativt enkelt å gjennomføre og vedlikeholde



Fig. 51 Variert stryk med mange 1-3 m store steinblokker i skjulrike Espedalselva/Ryfylke. Den glasiale geologien har bidratt til stor variasjon i steinstørrelse i mange norske elver. Ved utretting, kanalisering og tømmerfløting har imidlertid mye stein blitt fjernet.

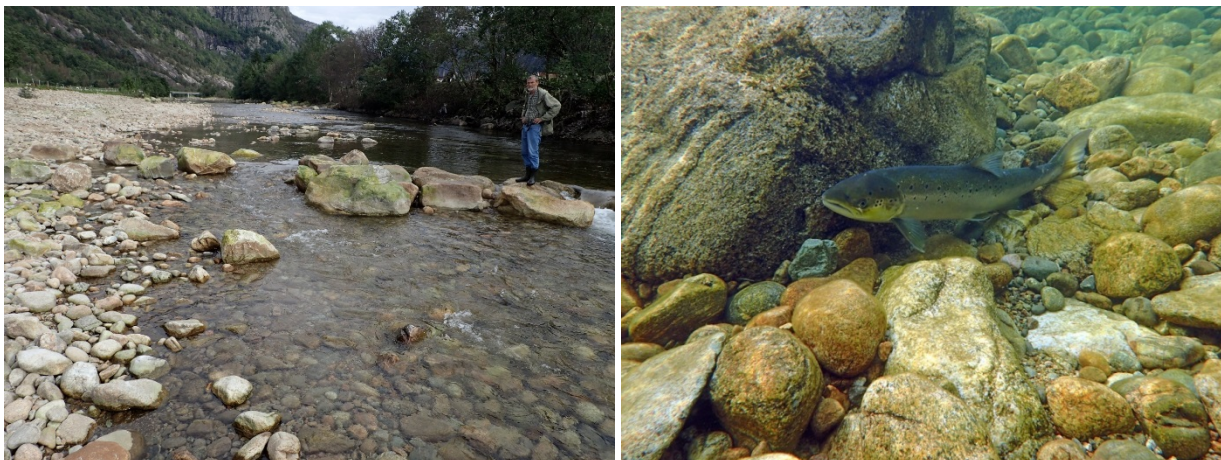


Fig. 52 Steingrupper av stor stein og blokker utlagt i Frafjordelva, og villaks som hviler i skjul av steinene

Generell beskrivelse

I mange naturlige norske elver finnes en høy variasjon av substrattyper, inkludert store steinblokker (Fig. 51). Disse er delvis resultat av steinras og av massetransport av breer under istiden, og ikke av fluvial transport. Blokkene ligger derfor relativt stabilt, og danner et rammeverk for mindre grus og rullestein (< 50 cm). De mindre steinene er i bevegelse under flommer. Dette resulterer ofte i en meget skjulrik elvebunn, som gir et produktivt habitat for ungfisk og attraktive standplasser for voksne fisk. Det er denne type steinvariasjon som etterlignes ved steinutlegg samt at det kan skapes skjul for fisk direkte ved og mellom steinene. Mye stein har blitt fjernet i elver som er utrettet, kanalisert eller ble tilrettelagt for tømmerfløting. Utlegg av stein kan også brukes til å reetablere typiske morfologiske strukturer ved passende gradient (se s. 41) samt til å øke strøm-, substrat- og habitatdiversitet. Også bunndyr kan profitere dersom arealet på substratoverflaten øker.

Anvendelse

Størrelsen på steinen må tilpasses i forhold til elvetype, morfologi i aktuell elveavsnitt, hydromorfologiske rammetingelser (s. 41), samt hvilke artsfunn og aldersgrupper av fisk man ønsker å bedre forholdene for (Degerman m.fl., 1998). Utlegg av rullestein (100 – 500 mm) vil øke skjul for ungfisk av laks og ørret, og også for voksne stadier av mindre fiskearter, f.eks. steinsmett. Utlegg av større stein og blokker (500-1500 mm) vil føre til mer skjul for voksen laks og ørret. Dessuten påvirker større stein lokale hydrauliske forhold (ruhet, stabilisering, erosjon, substratdynamikk) i større grad. Dette kan brukes aktivt for å skape ønsket strømvariasjon og strømretning (se s. 115), samt naturtypiske brekk og buner (s. 57). Anntall og størrelse av stein dimensjoneres etter målsettingen og hydromorfologiske rammer, samt fiskesammfunn. Steinene som skal gi standplasser for voksen fisk bør legges i dypåler, enten enkeltvis eller i grupper. Langsgående steingrupper oppstuer vannet i mindre grad en tverrliggende, gir mindre turbulent strøm, og er ofte en foretrukket standplass for voksen laks og ørret. Steinutlegg virker best i strømmende vann, ved vannhastigheter over ca. 0,2 m/s. Det anbefales å vurdere effekter av flomvannføring og stabilitet av steinene med hydrauliske beregninger.

Hvor og når?

- Ved redusert morfologisk variasjon
- Ved kanalisering, utretting og andre endringer
- Ved mangel på skjul i elva
- Etter at stein har blitt fjernet
- Mindre egnet i elver med stor fluvial massetransport (dekkes av grus eller sand)
- Mindre egnet i stillestående partier

Effekt

- Øker skjul for fisk, alle stadier (avhengig av steinstørrelse)
- Øker lokal strømnings- og substratdiversitet
- Kan øke lokal sedimentdynamikk, skuring og avsetning
- Positiv effekt på fordeling og produksjonen av fisk i elven
- Kan brukes til å styre strøm og stabilisere bunn- og vannivå.

Varighet og vedlikehold

Varighet og vedlikeholdsbehov varierer ut fra lokal substratdynamikk og vannføring. Tas det hensyn til elvetype og hydromorfologiske rammer (s.o. Leitbild konsept), er faren for utspyling eller tildekking med masser liten. Steinutlegg kan da ha varig virkning, og det vil ikke være behov for annet enn vanlig vassdragsvedlikehold.

Kostnader

Utlegging av stein og blokk er et forholdvis rimelig og kostnadseffektivt tiltak. Tiltaket er svært rimelig om steiner finnes nær stedet og ikke må transporteres. Det trengs maskinarbeid i større vassdrag og ved utlegg av stor stein, og det bør tas hensyn til sårbare habitater og tidsrom for gjennomføring.

Eksempler i denne håndboken, se side 135 og 141. Gode resultater med steinutlegg ble også oppnådd i Life-prosjekt om Vindelälva i Sverige (se referanser).

Referanser

DN 1994: Inngrep i vassdrag – effekter og tiltak. DN Håndbok 9. Trondheim

Eie A,E Brittain J, Eie A. E. 1993: Biotopjusteringstiltak i vassdrag. Kraft og Miljø 21. NVE. Oslo.

Glover B, Brabrand, Å, Brittain, J., Gregersen F., Homen J., Saltveit S.J. 2012: Avbøtende tiltak i regulerte vassdrag. NVE rapport nr 10- 2012. NVE

Degermann, E., Nyberg, P., Näslund, I. og Jonasson, D. (1998) Ekologisk Fiskevård, Sveriges sportfiske- och Fiskevårdsförbund, ISBN 91-86786-32-6

Montgomery, D. R., and Buffington, J. M. (1997) Channel Reach Morphology in Mountain DrainageBasins, Geological Society of America Bulletin, 109, 596-611.

Vindelälva: <http://vindalriverlife.se/?lang=en>



Døde trær som er festet med steinblokker i restaurert sideløp til Vassbygdelva i Aurland 2017. (E-Co energi med Uni Research Miljø LFI)

6.3.3 Utlegg av trær

Faktaboks

- Brukes ved diagnose mangel på skjul og morfologisk variasjon
- Spesielt egnet ved lav gradient, moderate til lave vannhastigheter og grus- eller sandbunn
- Krever hensyn til og stabilisering i tilfelle flomrisiko
- Anleggskostnader: 0 - 10.000 NOK /100 m
- Relativt enkelt å gjennomføre og vedlikeholde



Fig. 53 Trær utlagt og festet i Tokvamsbekken, et sideløp i Aurlandselva.



Fig. 54 Ungfisk av ørret under døde trær i Æneselva

Generell beskrivelse

Utlegg av døde trær gir økt skjul for fisk og øker strøm-, substrat- og habitatdiversiteten ved å påvirke strømforhold og lokal sedimentdynamikk. Samtidig kan trærne, greiner og løv benyttes som habitat, skjul eller føde for bunndyr og slik også øke næringstilgangen for fisk. Utlegg av døde trær har vist seg å bidra til økt bestandsstørrelse og mer naturlig populasjonsstruktur for blant annet ørret, stam, ål, gullbust (Hanfland et al. 2009), laks (Mc Innis et al. 2008) og mange andre fiskearter (Gregory et al. 2003). I elver under tregrensen skjer tilførsel av løv, greiner og trær i utgangspunkt naturlig, og er en viktig del av næringsnettet (Schwoerbel 1997). Ofte er imidlertid kilden til trær redusert (kantvegetasjon, skog), siden trær i elver blir ryddet bort eller spylt raskt ut i kanaliserte elver med få festemuligheter (Magillan et al. 2008).

Utforming

Det enkleste er å ta vare på den naturlige tilførselen av trær, løv og kvister og la det bli værende i vassdragene. Der dette kan føre til uønskete effekter som for eksempel tilstoppinger ved broer (flomfare) eller inntak, kan trærne festes med trestolper eller stabile stein og legges på langs av hovedstrømmen (se bilder s. 94). Stein størrelse og feste dimensjoneres etter valgt flom slik at det er stabilt nok. Døde trær og disses skjulvirkning er særdeles effektivt i elvestrekninger med lav gradient ($< 0,005$) som ofte er preget av fin grus eller sand med lite skjul for fisk i elvebunnen ellers (Kail et al. 2007, Hanfland et al. 2010). I slike flate elvestrekninger virker steinutlegg ofte dårlig, dersom økning av skjul er målet.

Hvor og når?

- Ved mangel på skjul i elva
- Ved redusert kantvegetasjon og næringstilgang

Effekt

- Øker skjul for fisk, alle stadier
- Øker lokal strømnings- og substratdiversitet
- Kan øke lokal sedimentdynamikk, skuring og avsetning
- Øker organisk materiale i elven og med dette næringstilgang for bunndyr og fisk
- Positiv effekt på fiskebestand, bunndyr – særlig i flate elver med lav gradient og sandbunn ($< 0,005$)

Varighet og vedlikehold

Trærne kan festes og sikres i elven, men varigheten er likevel midlertidig siden trærne råtner og kan skylles ut ved flom. Hvis ikke naturlig tilførsel kan gjenskapes eller ivaretas, bør utlegging og festing av døde trær gjentas etter noen år. Typiske gjentakelsesintervaller er 5-10 år (Kail et al. 2007, Hanfland et al. 2010).

Kostnader

Utlegging av trær er et rimelig og kostnadseffektivt tiltak i områder med lite morfologisk variasjon, lite skjul, mangel på kantvegetasjon eller redusert naturlig dynamikk. Det trengs maskinarbeid i større vassdrag med trær over 10 m og ved behov for stabilt feste. I bekker og mindre elver kan arbeidet også gjennomføres for hånd (Kail et al. 2007). Kostnader i våre prosjekter har ligget på 0 - 10.000 NOK /100 m
Eksempler i denne håndboken, se side 128.

Referanser

- Hanfland, S., Schnell, J. Ekart, C., Pulg, U. 2010: Lebensraum Fließgewässer entwickeln und restaurieren. 2. Auflage, Landesfischereiverband Bayern e.V. Muenchen. 76 s. <http://www.lfvbayern.de/arten-und-gewaesserschutz/veroeffentlichungen/>
- Schwoerbel, J. 1997: Einführung in die Limnologie. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart; Jena
- Magillan FJ., Nislow KH., Fisher GB., Wright, J. Mackey, G., Laser M. 2008: The geomorphic function and characteristics of large woody debris in low gradient rivers, coastal Maine, USA. Volume 97, Issues 3-4, 15 May 2008, Pages 467-482
- Gregory SV., Boyer KL., Gurnell AM (ed.) 2003: The Ecology and Management of Wood in World Rivers. AFS Symposia. Published by American Fisheries Society. 444 pages
- Charles MacInnis, Trevor A. Floyd & Barry R. Taylor (2008) Large Woody Debris Structures and Their Influence on Atlantic Salmon Spawning in a Stream in Nova Scotia, Canada, North American Journal of Fisheries Management, 28:3, 781-791, DOI: 10.1577/M07-077.1
- KAIL, J., HERING, D., MUHAR, S., GERHARD, M. and PREIS, S. (2007), The use of large wood in stream restoration: experiences from 50 projects in Germany and Austria. Journal of Applied Ecology, 44: 1145-1155. doi:10.1111/j.1365-2664.2007.01401.x



Gyteplasser for vegetasjonsgytende fisk i flomsletten til Kampelva i Østerrike (pil) ved lav vannstand. Diker og forbygninger ble satt til side etter en skadeflom i 2002. Dette flomsikringsiltaket gir mer rom for flomvann - og fisk.

6.3.4 Gyteplasser for vegetasjonsgytende fisk

Faktaboks

- Grunntområder med undervannsvegetasjon eller siv (vannplanter eller oversvømte arealer i elveslette)
- Brukes ved mangel på gytehabitat for vegetasjonsgytende fisk
- Forutsetter konnektivitet mellom hovedelv og gyteplass
- Kan kombineres med flomdemping i elveslette (fordrøyning)

Generell beskrivelse

Vegetasjonsgytende fisk (mort, sørv, brasme, gjedde m. fl.) trenger planter under vann for å kunne reproducere. Ofte ligger gyteplassene i flomsoneer med siv som bare er periodisk dekket med vann, eller i kroksjøer og grunnområder. En viktig forutsetning for at fisk skal kunne gjennomføre gyting, er at den kan nå disse gyteplassene som ofte ligger ved siden av hovedelva i flomsletten (lateral konnektivitet, se kap. 6.1.4.).

Utforming

Hvordan kroksjøer og vegetasjonsrike flomsoneer kan tilkobles til hovedelven er beskrevet på side 45. Det finnes flere restaureringsprosjekter internasjonalt som inkluderer vegetasjonsgytende fisk som gyter i flomsletten, for eksempel restaurering av Traisen i Østerrike. Her ble forbyrninger fjernet, og en tidligere kanalisert elv ble igjen knyttet til elvesletten med egendynamisk utvikling. Her produserte en rekke vegetasjonsgytende arter, deriblant karpe og gjedde. Også direkte utgraving av kroksjøer, eller dammer som etterligner kroksjøer, har vist seg som velegnete tiltak for å gjenskape gyteplasser for vegetasjonsgytende (Hanfland et al. 2010). Det anbefales at slike dammer er tilknyttet hovedelva ved alle vanlige vannstander, og at de har varierende dyp (2-0 m) med grunnområder som får direkte solinnstråling. I slike områder etablerer vannvegetasjon seg da raskt, uten at den må plantes inn.

Hvor og når?

- Ved mangel på gyteplasser for vegetasjonsgytende fisk
- Ved mangel på konnektivitet mellom flomslette og hovedelva (typisk i kanaliserte elver med vegetasjonsgytende fiskearter)

Effekt

- Øker reproduksjon hos vegetasjonsgytende fiskearter
- Gir også ungfiskhabitat for en rekke grusgytende fisker deriblant lake, stam og gullbust
- Kan bidra til flomdemping (fordrøyning i elvesletten)

Varighet og vedlikehold

Det kan være nødvendig med vedlikehold dersom det brukes fiskepassasjer og dammer som erstatning for kroksjøer. Mangler elvas naturlige egendynamikk som sørger for at nye kroksjøer oppstår, vil de eksisterende over tid gro igjen. I så fall kreves utgraving, ofte etter ett til flere tiår.

Referanser

Friedrich T 2016: Fischökologisches Monitoring - Projektjahr 2015 „LIFE+ Lebensraum im Mündungsabschnitt des Flusses Traisen“ LIFE07 NAT/A/000012. Technical report 2016: BOKU Wien, Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement.

Hanfland, S., Schnell, J. Ekart, C., Pulg, U. 2010: Lebensraum Fließgewässer entwickeln und restaurieren. 2. Auflage, Landesfischereiverband Bayern e.V. Muenchen. 76 s. <http://www.lfvbayern.de/arten-und-gewaesserschutz/veroeffentlichungen/>

Jungwirth, Mathias, ed. 2003. Angewandte Fischökologie an Fließgewässern. UTB Biologie, Ökologie 2113. Wien: Facultas.

Preis S., Pohl G., Habersack H., Hauer C., Muhar S. (2007): Nachhaltige Entwicklung der Kampal-Flusslandschaft. Ein umfassendes Konzept nach dem Hochwasser 2002. ZOLL+, Zeitschrift österreichischer Landschaftsplanung und Landschaftsökologie, Nr. 11, 37-42; ISSN 1025-2479

Roni, P., K. Hanson, T. Beechie, G. Pess, M. Pollock, and D. M. Bartley (2005). Habitat rehabilitation for inland fisheries. Global review of effectiveness and guidance for rehabilitation of freshwater ecosystems. FAO Fisheries Technical Paper

Ward, J. V., and J. A. Stanford. 1995. "Ecological Connectivity in Alluvial River Ecosystems and Its Disruption by Flow Regulation." Regulated Rivers: Research & Management 11 (1): 105–19. doi:10.1002/rrr.3450110109.



Tilkoblet kroksjø i den restaurerte delen av elven Traisen i Østerrike. Her finnes gyteplasser for vegetasjonsgytende fisk og ungfiskhabitat for en rekke elvelevende fiskearter. Foto: Felix Erhardt

6.3.5 Rensing av substrat - Ripping, harving og spyling

Faktaboks

- Etterligner rensing av substrat ved flommer
- Brukes ved mangel på skjul eller gytehabitat grunnet armeringslag eller finsediment i substratet
- Forutsetter egnet substrat (ca. 5-50 cm)
- Relativt enkelt å gjennomføre, krever vanligvis vedlikehold (gjentakelse)
- Rimelige anleggskostnader: Ved ripping, sammenhengende areal og lett tilkomst ca. 1 NOK/m²



Fig. 55 Harving med ripper.



Fig. 56 Pakket og fast bunnssubstrat med lite hulrom (venstre). Samme substrat etter harving (høyre), med mye nytt hulromsvolum tilgjengelig for fisk.

Generell beskrivelse

Harving, ripping og spyling av substratet utføres for å fjerne finsedimenter og løse opp bunnssubstrat, slik at mengden skjul og hulromsvolum for fisk og bunndyr øker. Harving kan utføres ved bruk av gravemaskin og vanlig grabb. Teknikken går ut på å trekke grabben gjennom elvebunnen, løfte og legge tilbake substratet, og slik skylle og rense substratet på stedet. Finsedimenter driver bort med vannstrømmen. Et renere, løst substrat blir liggende igjen, med hulrom for fisk og bunndyr. Ripping er i utgangspunktet samme prinsipp som ordinær harving, men her benyttes en «teleripper» til å løse opp substratet. En ripper fungerer som en «stålkle» og er opprinnelig utviklet for å rive opp tele. Ripper har vist seg å fungere bedre enn grabb på større arealer og virker dypere, men i små vassdrag med små maskiner og små flekkvise arealer kan tiltaket også gjennomføres med grabb. Splying foregår ved at man benytter en kraftig pumpe og en slange med stor diameter (brannpumpe), og spylar substratet under høyt trykk. Metoden betraktes som egnet for mindre vassdrag og myke sedimenter. Felles for disse metodene, er at man etterligner den sedimentdynamikk og -rensing som skjer ved naturlige flommer.

Erfaringer fra Aurland, Frafjord, Tokkeåni og en rekke mindre elver tyder på at finsediment mobilisert ved ripping ikke har ført til reduserte miljøforhold nedstrøms tiltaksområdet. Vanligvis er mengde mobilisert finstoff liten, og konsentrasjonen av suspendert masse er lav. Sedimentasjon skjer ofte i kulper, innsjøer eller i elvemunningen, der finsediment er vanligere og ikke nødvendigvis forringer det eksisterende habitatet. Omfanget av eventuelle negative effekter av finsediment nedstrøms vil imidlertid kunne variere mellom vassdrag. Finsediment som transporteres nedover bør derfor overvåkes.

Anvendelse og gjennomføring

Metoden fungerer bra i elvelokaliteter der det er mangel på skjul og gytehabitat som følge av avsetning av finsedimenter og manglende substratdynamikk. Ripping, harving og spyling av grus er egnet for å rense grusgyteplasser, og til å skape skjul for ørret- og lakseyngel. Rensing av rullesteinslokaliteter gir først og fremst skjul for eldre ungfisk av laks og ørret. Metoden krever at det finnes nok stein mellom ca. 5 og 50 cm i elvebunnen. Skjulmålinger med "substrat-o-meter" har vist at ripping har gitt betydelig høyere vektet skjul og høyere tetthet av ungfisk (se eksemel på side 180, Fig. 134).

Metoden er lite egnet til bruk på strekninger som har mye ustabil fluvialt sediment, siden rippete arealer da raskt blir tildekket igjen. Tidspunkt for gjennomføring skal ta hensyn til fiskens livssyklus. I lakseelver bør for eksempel ripping gjøres i perioden juli–september, når verken ungfisk eller rogn ligger i sedimentet.

Hvor og når?

- Ved finsedimenterte eller gjengrodde gyteplasser
- Ved mangel på skjul i elva, og rullestein (5-50 cm) til stede
- Ved manglende eller dempete flommer, lav substratdynamikk eller etter finsedimentutslipp

- Bør gjennomføres på ettersommeren når det er minst mulig ungfisk og ingen rogn i substratet
- Det bør være lav transport av finsediment i elva for å unngå rask gjensedimentering

Effekt

- Fører til økt mengde skjul for ungfisk av ørret og laks, -til dels betydelig økt
- Fører til økt andel gyteplasser og økt eggoverlevelse for ørret, laks og harr
- Øker strømnings- og substratdiversiteten i og langs elvebunnen
- Øker substratoverflaten for bunndyr

Varighet og vedlikehold

Varigheten av tiltaket vil være avhengig av elvemorfologi, sedimenttransport og vannføringsdynamikk i vassdraget. Dersom ikke årsakene til sedimentering og gjengroing fjernes, kreves det vedlikehold, vanligvis gjentakelse av tiltaket etter en periode. Vedlikeholdsbehovet er mindre i vassdrag som har lav transport av finpartikler, sand og fin grus, samt lav eller ingen organisk forurensning. Ut fra beregninger i forbindelse med tiltak utført i Aurlandselven, estimerer man en varighet av tiltaket på over 10 år før det må gjentas. Varigheten av tiltaket kan være kortere i vassdrag og elvestrekninger med lav gradient ($< 0,005$) og mye finsediment, og lengre i vassdrag som har høyere gradient ($> 0,005$), innsjøer og lite finsediment.

Kostnader

Det trengs maskinarbeid for å gjennomføre harving og ripping. Tiltaket anses som kostnadseffektivt. Ved ripping av relativt store, sammenhengende arealer i Aurlandselva, var anleggskostnadene ca. 1 NOK /m². Eksempler i denne håndboken, se side 178.

Referanser

Eksempler i denne håndboken, se side 178

CEDREN innovasjoner 2017: http://www.cedren.no/Portals/Cedren/CEDREN_innovasjoner-2017.pdf

Pulg, Ulrich, Bjørn T. Barlaup, Helge Skoglund, Tore Wiers, Sven-Erik Gabrielsen, Eirik S. Normann 2013: Gyteplasser og sideløp i Aurlandsvassdraget. UNI Miljø LFI rapport nr. 221. Uni Research Bergen



Ripper i aksjon.

6.3.6 Tilførsel av naturtypiske masser - sedimentforvaltning

Faktaboks

- Etterligner naturlig sedimenttransport ved flommer
- Kan avbøte effekter av redusert sedimenttilførsel nedenfor demninger og erosjonssikring
- Trenger vanligvis vedlikehold (gjentagelse)
- Relativt rimelig dersom riktig type sediment finnes i nærområde (hovedsakelig transportkostnader)



Fig. 57 100 m³ grus og rullestein (32-200 mm) utlagt langs en erosjonssikret elvebredd i Aurlandselva (2016). Året etter (høyre bilde) var mesteparten av sedimentet erodert og fordelt nedstrøms utover elvebunnen, der det virker som gytesubstrat og ungfiskhabitat (E-Co Energi og Uni Research Miljø LFI).

Generell beskrivelse

Utlegging av sediment brukes for å kompensere for kunstig redusert sedimenttransport som kan forårsakes av demninger og erosjonssikring. Metoden anvendes i stor målestokk i bl.a. Donau og Rhinen, der det med mellomrom inntil årlig legges ut svært store mengder grus. Dette gjøres for å kompensere for elvenes bunnerosjon og senking nedenfor demninger, og for å opprettholde naturtypiske habitater (gyteplasser og grusbanker). Metoden kan sammenlignes med utlegging av gytegrus. En forskjell er likevel at det her er lagt opp til at det skal skje en egendynamisk transport av massene i vassdragene. Samtidig er volumet av masser større per tilførselssted. Massene bidrar til en naturtypisk morfologi. Metoden brukes både til miljøforbedring og som vassdragsteknisk tiltak til vedlikehold av bunnivå.

Anvendelse og gjennomføring

Sedimentsammensetningen bør avveies etter lokale hydrauliske forhold og i forhold til det som er det naturtypiske sedimentet i elvestrekningen under gitte hydromorfologiske rammebetingelser. En forutsetning er at det fortsatt kommer flomvannføringer som kan fordele massene. Det anbefales her å gjøre en hydraulisk modellering av erosjon og sedimentasjon, slik at effekten kan vurderes i forkant. Skal substratet skape gyteplasser og ungfiskhabitat, bør det bli liggende stabilt i områder som alltid er vanndekt. Tilførselssted, sammensetning og mengde av substrat bør også avveies mot evt. andre bruksinteresser, f.eks. vanninntak eller flomsikring. Også enkeltsteiner og steingrupper kan legges ut. Disse blir vanligvis ikke transportert av vannmassene. Denne metoden er beskrevet i et eget kapittel (s. 92).

Hvor og når?

- Ved kunstig mangel på naturtypisk substrat
- Ved reduserte flommer og substratdynamikk
- Nedenfor demninger og erosjonssikring.

Effekt

- Kan avbøte for redusert sedimenttilførsel
- Kan øke skjul og gyteplasser for fisk
- Bidrar til å vedlikeholde elvas bunnivå.
- Bidrar til utvikling av en naturtypisk morfologi
- Kan øke substratoverflaten, og naturlige fluviale prosesser som sedimenttransport.

Varighet og vedlikehold

Dersom ikke årsakene til sedimentmangel fjernes, kreves det vedlikehold, vanligvis gjentakelse av tiltaket etter en periode.

Kostnader

Tiltaket anses som kostnadseffektivt. Kostnader består i stor grad av transport av grus og rullestein.

Referanser

http://wiki.reformrivers.eu/index.php/Add_sediments

<http://evidence.environment-agency.gov.uk/FCERM/en/SC060065/MeasuresList/M1.aspx>

Bunte, K. (2004) Gravel mitigation and augmentation below hydroelectric dams: a geomorphological perspective. USDA Forest Service Report, Fort Collins, USA. <http://www.stream.fs.fed.us/publications/documentsStream.html>



Redusert skjul etter sandutslipp

6.3.7 Fjerning av uønskede masser

Faktaboks

- Substrat som ikke er naturtypisk for en elvestrekning kan føre til vesentlige endringer i biologisk mangfold og produksjon
- Skyldes ofte utslipp av finsediment, f.eks. fra sandtak og anleggsvirksomhet m.m., eller endringer i gradient og skjærspenning med økt sedimentasjon
- Det anbefales først og fremst å fjerne eller minimere årsakene til tilførsler av uønskede masser
- Hjelpemidler er bl.a. sandfang, lokal vannrensing, mindre erosiv arealbruk, samt fjerning av terskler og demninger

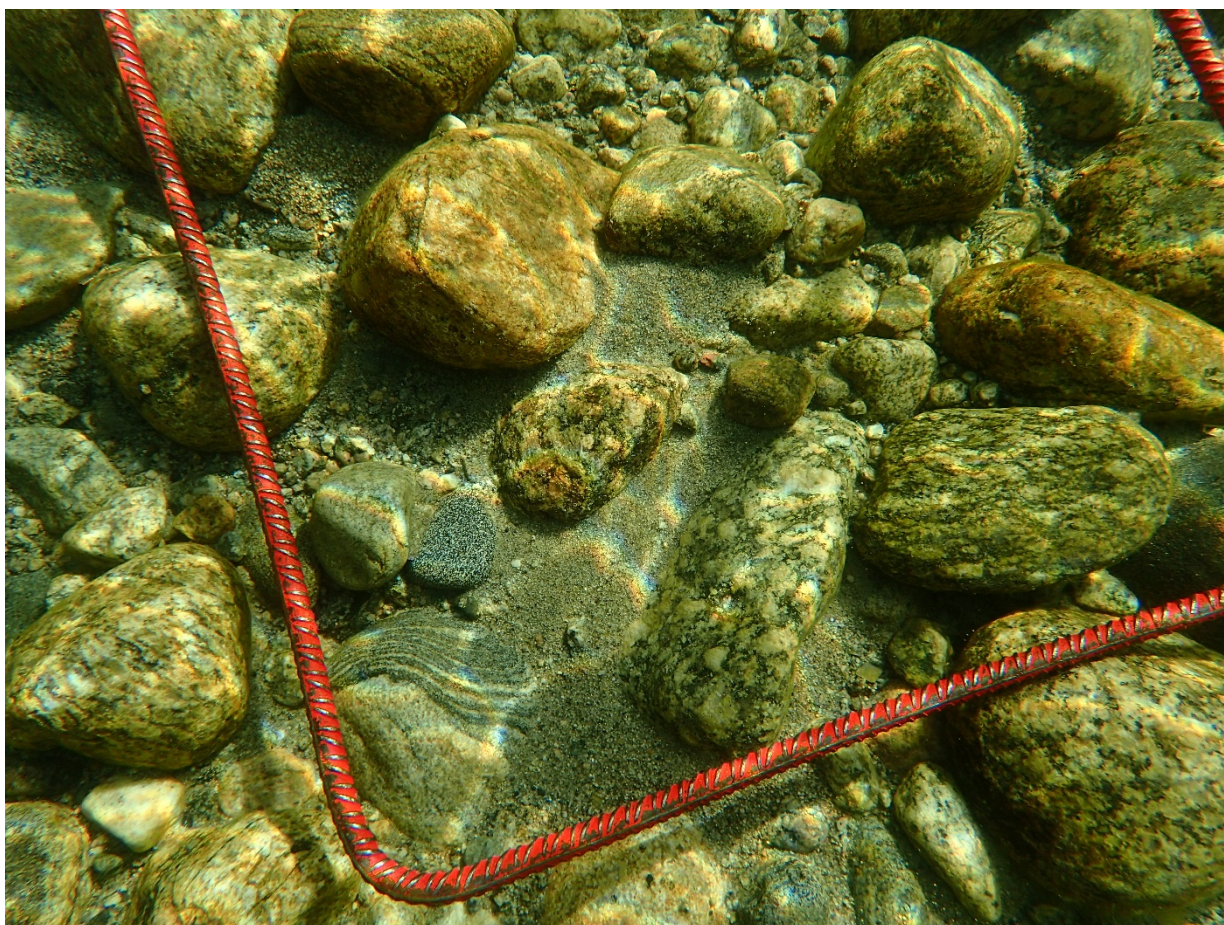


Fig. 58 Elvebunnen etter sandutslipp fra åpent grustak uten sandfang i Årdalselva i Ryfylke. Ett år etterpå (2016) var hulrom i grus og rullestein fortsatt tettet med finsediment. Skjulvolum ble vesentlig redusert.

Generell beskrivelse

Fysiske inngrep i vassdrag og arealbruksendringer i nedbørsfelt kan endre både bunnforhold, flora og fauna i elver betydelig. Kanalisering og økt vannføring kan medføre økt skjærspenning og transportkapasitet. Elven kan grave seg dypere, bunns substratet kan bli grovere, og gytegrus kan bli spylt ut. Andelen av finsediment i substratet kan imidlertid også øke, når vassdrag demmes opp eller når utslipp av finstoff økes. Kjente utslippskilder er jordbruk, forskjellige former for gruvevirksomhet inkludert sandtak, og anleggsområder. Finsediment kan legge seg på gyteområder og i hulrom, slik at både biologisk mangfold og produksjon blir negativt påvirket. Også bunnivået av vassdraget kan endre seg grunnet endringer i sedimentsammensetning. Dette øker både potensiell fare for flom og for erosjon.



Fig. 59 Tiltak mot finsedimentutslipp fra anleggsområder: Venstre bilde viser en voll ved Apeltunelven som dannet et stort avsetningsbasseng for overvann fra et anleggsområde. Vann fra tunneldriving ble ledet direkte til kommunalt avløpsnett, slik at denne urbane sjørrretelven kunne skjermes mot forurensing. Høyre bilde viser et mobilt renseanlegg for tunneldrivingsvann i bruk for Statens Veivesen ved Granvinsvassdraget.

Tiltak, anvendelse og utforming

Det er utviklet en rekke tiltak for å avbøte eller hindre uønskete sedimentforandringer. Fjerning av demninger og terskler omtales i kap 6.1.2, bunnstabilisering er vist i kap 6.3.10 kompensierende sedimenttilførsel er beskrevet i kap. 6.3.6. Finsedimentutslipp bør i utgangspunktet unngås, som annen forurensing. Vannet kan renses og finstoff avsettes i renseanlegg og fangdammer. Dessuten kan vann med finsediment ledes til større vassdrag med større fortykning og vassdragsdeler der finsedimentbunn er naturlig, for eksempel til innsjøer og til sjøen. Forutsetninger for dette er imidlertid at det ikke mobiliseres miljøgifter, og at finsedimentet ikke skader sårbare habitater ved utslippstedet. Diffuse utslipp fra jordbruk kan reduseres gjennom mindre erosivt landbruk (f.eks. helårig vegetasjonsdekke), samt bruk av fangdammer. Også overvann fra åpne massetak (f. eks sandtak), steindeponier og anleggsområder må ledes gjennom fangdammer hvis miljøskader skal unngås. En detaljert beskrivelse med veiledning til planlegging og dimensjonering av fangdammer og renseanlegg finnes i referansene til dette kapittelet.

Hvis masser først har forurenset elvebunnen, vil naturlig sedimentdynamikk ved flommer og isgang kunne bedre situasjonen. Dette forutsetter at flommene er så store at de flytter på grus eller rullestein på elvebunnen, slik at finsediment fra hulrommene mobiliseres. I relativt stabile elvestrekninger med store stein (varierte stryk, trinn/kulp type, kaskader, se s. 41), er denne effekten imidlertid begrenset. Dessuten kan det gå lenge mellom hver gang det kommer en stor nok renseflom. Delvis hindres også naturlige renseprosesser av fysiske inngrep og av endret vannføring. Ved forekomst av moderate mengder finsediment, som bare er i hulrommene, men ikke på substratoverflaten, kan ripping hjelpe (se s. 98). Der store tilførte mengder finstoff har blitt avsatt i et lag på elvebunnen, og/eller dersom det finnes sårbare habitater nedenfor, samt begrenset egendynamikk, kan det være nødvendig med fysisk uttak av massene. Dette kan skje ved slamsuging eller gravemaskiner, avhengig av strekningens tilgjengelighet og av kornstørrelse i substratet som skal tas ut. Tiltaket bør vurderes opp mot mulige effekter nedstrøms av mobilisering av sediment, og i forhold til årstid.

Hvor og når?

- Ved kunstige sedimentforandringer
- Etter utslipp av sand og finsediment
- Ved mangel på skjul i elva
- Ved mangel på gyteplasser

Effekt

- Øker skjul for fisk, bedrer gyteforhold for grusgytende fisk på sikt
- Øker substratdiversitet
- Positiv effekt på fiskebestand og bunndyr

Varighet og vedlikehold

Varighet varierer ut ifra lokal substratdynamikk, tilførsel av sediment, gradient og vannføringsregime. Sandfang og rensedammer trenger drift og vedlikehold.

Kostnader

Steds spesifikk. Eksempler i denne håndboken, se side 131.

Referanser

Planlegging og dimensjonering av rensenlegg og fangdammer: Braskerud & Hauge 2008: Fokus fangdammer for partikkel- og fosforrensing. Bioforsk FOKUS, Vol 3 nr 12 2008. http://www.bioforsk.no/ikbViewer/Content/38000/Fokus_fangdammer_web.pdf

California Stormwater Quality Association 2003: Stormwater Best Management Practice Handbook. <https://www.casqa.org/http://www.sbprojectcleanwater.org/Documents/ConstructionActivities/CASQA2003Construction.pdf>

Government of British Columbia, MINISTRY OF ENERGY & MINES 2002: Aggregate Operators Best Management Practices Handbook for British Columbia. http://www2.gov.bc.ca/assets/gov/farming-natural-resources-and-industry/mineral-exploration-mining/documents/permitting/agg_bmp_hb_2002vol2.pdf

Online tiltaksveileder fangdam:

http://www.bioforsk.no/ikbViewer/page/prosjekt/tema/artikkel?p_dimension_id=19627&p_document_id=77331&p_dim2=23381

Oversikt publisjoner fra FoU-prosjekt om vannhåndtering NORWAT:

<http://www.vegvesen.no/en/professional/research+and+development/NORWAT/Publications>

STATENS VEGVESENS RAPPORTER Nr. 195 2013: Rensing av vann fra veg og anlegg.

http://www.vegvesen.no/en/professional/research+and+development/NORWAT/Publications/_attachment/452155?_ts=13d82c079c8&fast_tit_e=SVV+rapport+195+Rensing+av+vann.pdf

Reform: http://wiki.reformrivers.eu/index.php/Reduce_undesired_sediment_input

6.3.8 Fjerning av krypsiv – behov og effekter

Faktaboks

- Krypsiv (*Juncus bulbosus*) er en plante i sivfamilien (Juncaceae) som lever i ferskvann og på land
- Krypsiv kan redusere kvalitet og kvantitet av gytesubstrat for fisk, men kan samtidig fungere som godt habitat for ungfisk.
- Krypsiv kan også hindre fritidsaktiviteter og tette igjen vanninntak
- Tiltak inkluderer å fjerne krypsiv og mudder
- Tiltak utføres ved hjelp av gravemaskin, styrt innfrysing, endring i vannstand eller amfibiefartøy
- Tiltak krever som regel vedlikehold (gjentakelse) innen fire år



Fig. 60 Fjerning av krypsiv i Teigdalselva (venstre) ved hjelp av gravemaskin og spesialbygd fartøy. Finere sedimenter akkumuleres i og rundt ny tilvekst av krypsiv i Matreelven (høyre).



Fig. 61 Bildet til venstre (tatt 2006) viser tiltaksområdet i Matreelven der det ble fjernet krypsiv, laget en ledebune og lagt ut gytesubstrat. Bildet til høyre (tatt 2012) viser at deler av området er gjengrodd.

Generell beskrivelse

I løpet av de siste tre tiårene har utbredelsen av krypsiv økt i store deler av Nord-Europa, samtidig som det har skjedd en fortetning av populasjonene (Brandrud 2002). Dette har ført til at store områder i mange elver og innsjøer er dekket av krypsiv. Dette kan være et problem siden krypsivet hindrer friluftaktiviteter, kan føre til redusert fremkommelighet for båter, og tette vanninntak. I tillegg endrer krypsivet strømbildet i elver slik at mudder og sand akkumuleres. Dette kan potensielt redusere kvaliteten og kvantiteten av gyte- og oppvekstområder for fisk.

Det er mange faktorer som har ført til økt problemvekst av krypsiv i Norge (Moe 2012). Problemvekst forekommer oftere i næringsfattige vassdrag med lavere pH og med høye konsentrasjoner av uorganisk nitrogen i forhold til fosfat. Kalking fører også til en favorisering av krypsiv. Problemveksten forekommer gjerne i regulerte vassdrag, siden forholdene her er stabile, og elvene er mindre utsatt for flommer og innfrysing som eroderer i elvebunnen. Likevel kan problemvekst også forekomme i uregulerte vassdrag. Samtidig er problemveksten forbundet med hyppigere forekommende milde vintre med mye nedbør.

Anvendelse og gjennomføring

Krypsiv har primært blitt fjernet ved hjelp av fire ulike metoder:

- 1. Styrt innfrysing.** Krypsiv kan fjernes ved å la vegetasjonen fryse fast i isen, for så å kjøre en spyleflom. Dette kan gjøres nedstrøms utslipp fra vannkraftverk ved først å stoppe kraftproduksjonen under en kuldeperiode slik at vannstanden og vanntemperaturen senkes, og deretter kjøre opp produksjonen. Fastfrosset krypsiv vil da føres nedover i vassdraget. Tiltaket har for eksempel blitt gjennomført ved Brokke i Otra. Der ble det ikke avdekket vesentlige negative effekter av innfrysningen nedstrøms målområdet for tiltaket (Mjelde m.fl. 2012).
- 2. Manipulering av vannstand.** I terskelbasseng med luke kan man heve og senke vannstanden for å "stresse" krypsivet. Dette har blitt testet ved Narvestad i Kvina. Tiltaket hadde god effekt da vannstanden ble holdt lav i en periode på ett år (Danielsen m.fl. 2012).
- 3. Gravemaskin.** Krypsiv og mudder legges på land i en periode med lav vannstand, ved hjelp av gravemaskin. Dette fungerer fint dersom tiltaksområdet har begrenset areal. Dette har for eksempel blitt utført i gyteområder for sjørrett i Matreelva. I 2001/2002 ble krypsiv og 0,5 til 1 meter med mudder under krypsivet ned til gammel elvebunn fjernet. Deretter ble det bygget en ledebune for å øke vannhastigheten, og det ble lagt ut nytt gytesubstrat (Gabrielsen m.fl. 2011).
- 4. Spesialbygd fartøy.** Dypere tiltaksområder kan renskes for krypsiv ved hjelp av spesialbygde fartøy som klipper krypsivet, eller drar det opp med rota ved hjelp av en roterende trommel. Krypsivet legges på land. Mudder ned til opprinnelig elvebunn kan også spyles ut med en blanding av trykkluft og vann, dersom laget med mudder er tynt (under 20 cm). Dette har for eksempel blitt gjort ved Straumland i Kvina (Danielsen m.fl. 2012).

Hvor og når?

- Problemvekst skjer ofte i vassdrag med redusert hyppighet av naturlige dynamiske prosesser
- Tiltak utføres når kvaliteten på fiskehabitat eller muligheten for fritidsaktiviteter reduseres grunnet begroing av krypsiv, eller når vanninntak tettes av krypsiv
- Valg av metode avhenger av vanddyp, tilgjengelighet og mulighet for å påvirke vannstand og vannhastighet
- For å oppnå optimalt habitat for fisk bør vegetasjon og fri bunn danne en mosaikk

Effekt

- Metodene nevnt ovenfor kan forventes å gi gode kortsiktige resultater på dekning av krypsiv.

Varighet og vedlikehold

Tiltakene har relativt kort varighet. Reetablering kan forventes etter to til tre år, og til ca opprinnelig nivå av dekningsgrad og plantelengde innen fire år (Danielsen m fl. 2012). Langvarig effekt av tiltak kan oppnås dersom krypsivet vokser på gytegrus for anadrom fisk. Da kan nye krypsivskudd graves bort under gyting. Dette har blitt observert i Mandalselva og i Matreelva (Velle m.fl. 2014). I Matreelva var tiltaksområdet ikke helt gjengrodd av krypsiv etter 14 år, selv om deler av gytearealet har vokst igjen (Fig. 61).

Kostnader

Anleggskostnadene er sterkt varierende siden valg og omfang av tiltak vil være avhengig av krypsivvekst, vann- og sedimentdyp, samt ønsket effekt. I tillegg vil det være behov for vedlikehold, ofte mellom to til fire år.

Referanser

Brandrud TE (2002) Effects of liming on aquatic macrophytes, with emphasis on Scandinavia. *Aquatic Botany* 73: 395-404

Danielsen T, Vegge E, Grimsby Per Ø (2012) Er det mulig å bli kvitt krypsivproblemene på Sørlandet? , Rapport Miljøbasert vannføring. Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE)

Gabrielsen S-E, Barlaup BT, Halvorsen GA, Sandven OR, Wiers T, Lehmann GB, Skoglund H, Skår B, Wiers T, Pulg U, Vollset K (2011) "LIV" – livet i vassdragene. Langsiktige undersøkelser av laks og sjørøret i Matreelva i perioden 2006-2011. LFI rapport nr. 187

Mjelde M, Kaste Ø, Haraldstad T, Moe TF, Barlaup BT, Pulg U (2012) Innfrysing av krypsiv nedstrøms Brokke kraftverk vinteren 2011; vurdering av drift og sedimentasjon av løsrevet krypsiv på stasjoner i Otra nedstrøms tiltaket. NIVA RAPPORT L.NR. 6337-2012, Oslo, 33 s.

Moe TF (2012) Nuisance growth of *Juncus bulbosus* in lakes and rivers - experimental and observational studies. Department of Biology. University of Oslo, Oslo

Velle G, Skoglund H, Skår B, Barlaup B (2014) Påvirkning av krypsiv på anadrom fisk og biologisk mangfold av bunndyr. Uni Research, LFI rapport nr. 231, Bergen

6.3.9 Mer miljøvennlig erosjonssikring

Faktaboks

- Erosjonssikring kan endre vassdragsmorfologi og typiske habitater, og bør reduseres så vidt som mulig
- Å flytte erosjonssikring lengre ut til siden i vassdraget, kan gi både en mer naturlig elv og sikring av ønsket arealbruk
- Glatt mur og glatt plastring gir lite/ikke skjul
- Det er mer miljøvennlig med kantvegetasjon og ru steinutlegg («steinrøys») som gir skjul



Fig. 62 Det er lite fisk på elvestrekninger som har blitt erosjonssikret med plastring eller betong fra alle kanter. Slike lokaliteter mangler skjul, variasjon, gytegrus og tilgang til hulrom i elvebunnen. Strømhastigheten er stor ved flom, og tilførselen av gytegrus og rullestein fra elvebredden er blokkert.



Fig. 63 Kantvegetasjon i kulturlandskap og naturlandskap med stabiliserende effekt på elvebredden. Til venstre kulturlandskap ved Forsandåna, til høyre øvre Loelva.

Generell beskrivelse

Glatt steinplastring, mur og betongvegger blir brukt som erosjonssikring i vassdrag. Ved tilstrekkelig dimensjonering bidrar disse tiltakene til lokal beskyttelse mot erosjon. Erosjonsrisikoen kan imidlertid være forsterket i områdene nedenfor slike tiltak, hvis vannhastighet og skjærspenning har økt som følge av forbygningene. Fysiske inngrep som erosjonssikring kan ha stor effekt på miljøforholdene i en elv, siden de endrer vannstrøm, bunnforhold og sedimenttilførsel. Samtidig er det behov for erosjonssikring der hus og infrastruktur eller annen menneskelig arealbruk skal beskyttes. Nedenfor finnes en oversikt over metoder for erosjonssikring som minimerer uønskede miljøeffekter i vassdrag.

Anvendelse og utforming

Hovedprinsippet som ligger til grunn ved valg av miljøvennlig erosjonssikring er at mest mulig av den naturlige elvemorfologien og de naturlige sedimentdynamiske prosesser skal opprettholdes. De følgende metoder er prioritert etter miljøeffekt. Miljømessig bedre løsninger listes øverst.

Etablert kantvegetasjon med et tett nettverk av røtter gir en relativt stabil erosjonssikring langs elver og bekker. Fjernes vegetasjonen, eller hvis gamle trær ikke erstattes av yngre, kan det oppstå mer erosjonsutsatte punkter eller strekninger. Å ta vare på tett kantvegetasjon er et enkelt, rimelig og miljøvennlig erosjonsvern (Fig. 63). Ved nyetablering av kantvegetasjon er elvebredden imidlertid utsatt for erosjonsfare de første årene. I slike tilfeller bør bredden i tillegg beskyttes med geotekstil eller med en erosjonshud av stein. Valg av metode vil være avhengig av lokal gradient og hydromorfologi. Det er etablert en rekke teknikker for å etablere vegetasjon og sikre erosjonsvern for trær, særlig i lavlandselver, bl.a. med hjelp av faskiner. En nærmere beskrivelse finnes i vassdragshåndboka (Fergus et al. 2010). Gamle trær er ofte ikke ønskelige å ha stående på plastring, siden de kan rotvelte i forbindelse med storm og flom, og dermed rive hull i plastringen. Planting av trær rett bak plastringen er mulig i de fleste tilfeller, delvis også etablering og skjøtsel av kantvegetasjon med unge trær og busker på plastring.

Steinsetting kun der det er nødvendig: Både miljø- og kostnadmessig er det gunstigst å erosjonssikre kun der det er absolutt nødvendig. Naturlige elvebredder gir i utgangspunktet best miljøtilstand og bør ivaretas så vidt mulig. Sideløp reduserer energi og vannstand ved flom og er ofte viktige habitat for ungfisk, særlig for sjørret. Også naturlige prosesser som erosjon og sedimentasjon bør tillates der det er mulig. Elveslette og flomløp gir økt hydraulisk kapasitet ved flom. Snevres elveleiet inn, reduserer det ikke bare miljøtilstand, men flomfaren vil også øke. Hvis vannet kan flomme over og grave i elveslette og flomløp i mindre kritiske områder (retensjon), vil dette redusere vannstand og erosjonskrefter andre steder i vassdraget, og bidra til å verne om infrastruktur og bosetting.

Tilbaketrukket erosjonssikring og høy ruhet: Dersom det er behov for erosjonssikring langs elvebredden, bør forbygningen trekkes lengst mulig tilbake. Foran sikringen bør det tilføres naturtypisk substrat og stein som skaper variasjon, skjul og hydraulisk ruhet. Dette stabiliserer dessuten også sikringsfoten. På denne måten skapes en naturtypisk elvebredde bestående av dynamisk substrat med forbygningen i bakkant. Variasjon i strømningsmønster, habitatdiversitet og skjul for ungfisk i området kan opprettholdes (Fig. 66). At gode miljøforhold forutsetter hydraulisk ruhet, varierte bunnforhold, stein og vegetasjon langs kanten må legges til grunn ved hydraulisk dimensjonering av tverrsnitt og erosjonssikring.

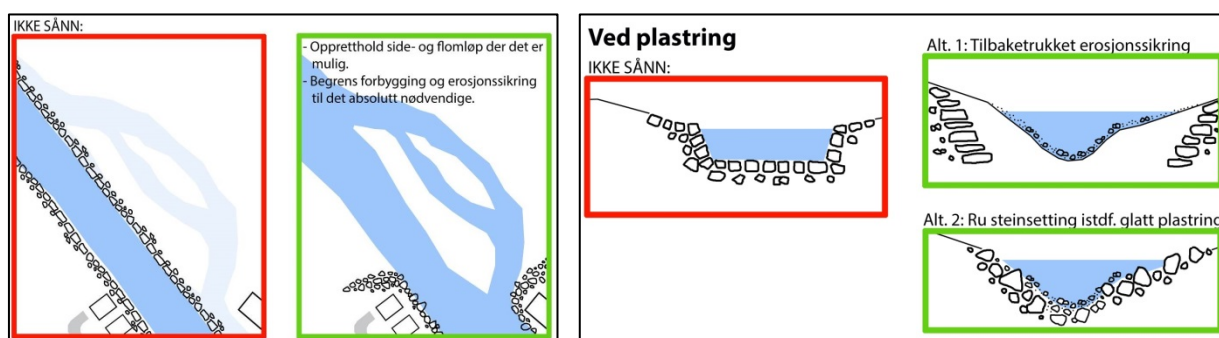


Fig. 64 Hovedprinsipper for miljøvennlig erosjonssikring, rødt: nei, grønt: ja. Ikke mer erosjonssikring enn absolutt nødvendig. Unngå glatte overflater og bunnplastring.



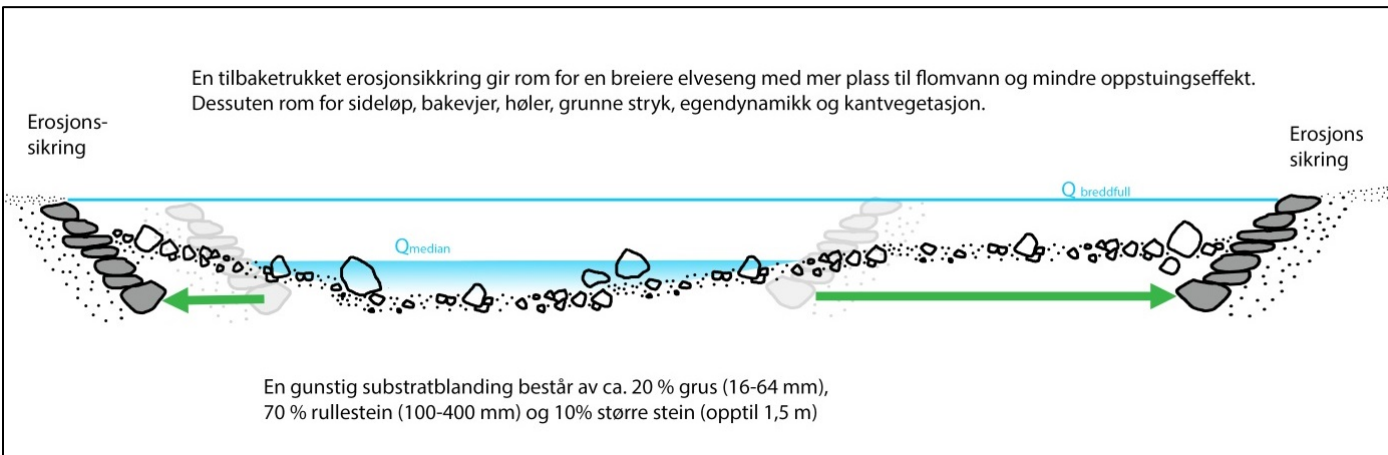
Også voksen laks trenger skjul.

Der erosjonssikring er nødvendig: Ru steinutlegg fremfor glatt plastring.

Et uregelmessig steinutlegg med stor hydraulisk ruhet gir mer skjul, hulrom og strømvariasjon enn tett plastring eller mur med glatte flater. Slike steinutlegg er enklere å bygge, men gir mer angrepsflate for vann. Steinstørrelsen må derfor økes i forhold til glatt plastring dersom samme stabilitet skal oppnås. På den annen side er uregelmessige steinutlegg mer stabile når erosjon først forekommer. Dersom stein fjernes fra et uregelmessig steinutlegg vil andre stein fylle hulrommet. Dersom stein fjernes fra en mur kan hele muren rase. Dessuten er glatte flater relativt erosjonssikre akkurat der de er, mens elvebredden i strekningen nedstrøms utsettes for større vannhastigheter enn om erosjonsvernet hadde hatt ru overflater. Hvis tradisjonell plastring med glatte overflater er påkrevet av sikkerhetshensyn, bør det legges ut naturtypiske stein og substrat foran og på plastringens foten (se avsnitt 4 og Fig. 66). Dette må tas hensyn til ved dimensjonering av tiltak og hydraulisk tverrsnitt. Bunnstabilisering med naturtypiske terskler og ramper kan redusere behovet for erosjonssikring vesentlig, siden elvas bunnerosjon fjernes og kreftene som virker på breddene begrenses. Se følgende kapittel 6.3.10.



Tradisjonell erosjonikring med glatt plastring (øvre bilde) og tilbaketrukket erosjonssikring med mer naturtypiske elvbredder (nedre bilde Flåm 2017, NVE med Uni Research Miljø LFI).

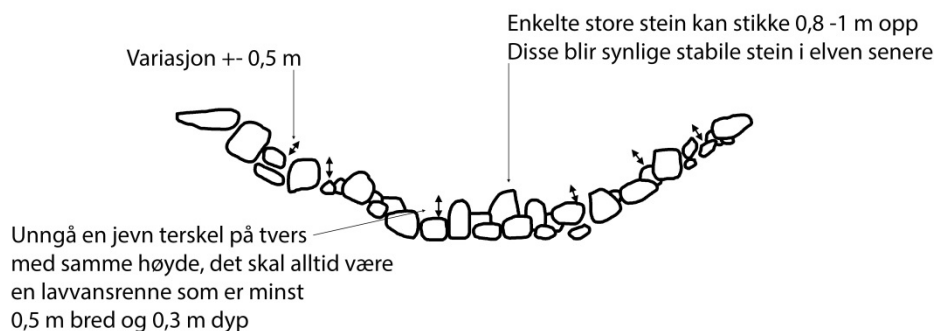


Settes erosjonssikringen ut til sidene, gjerne også nedgravd, er det plass til naturtypiske elvebredder og mer flomvann. Stein- og substratsammensetning velges etter elvetype, gradient og vannføring. (Se også nedre bilde på forrige side).



Flåmselvi ovenfor Flåm kirke. Bosetting krever erosjonssikring med stabil plastring langs yttersvingen. Foran plastringfoten ble det etablert en variert elvebredd med naturtypiske steinblokker og rullestein som gir habitat for fisk og sikrer plastringfoten ytterligere mot erosjon.

Steg 1: Størst mulig ruhet i den stabile erosjonssikringen - ingen glatt plastring



Steg 2: På og mellom den stabile forbygningen ligger elvesubstrat som er dynamisk og som kan formes ved flommer.

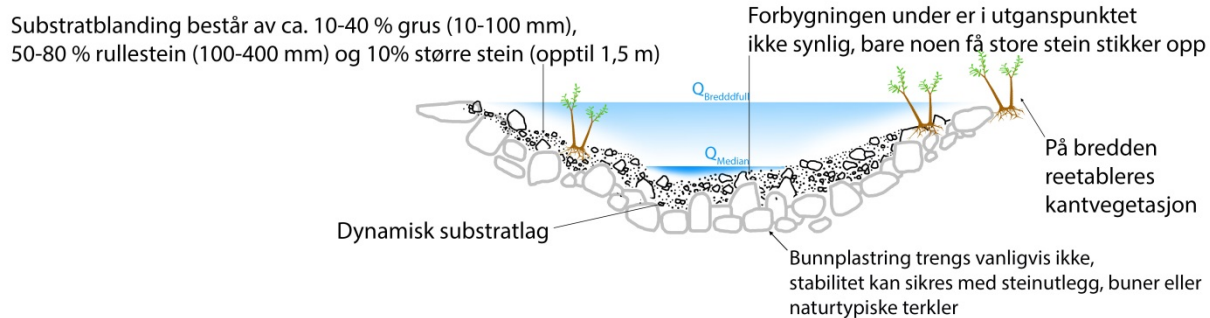


Fig. 65 Uregelmessige steinutlegg gir mer variasjon og skjul enn glatt plastring eller muring. Variasjon i steinoverflaten kan godt være > 1 m i større elver og ved store steindiameterer.



Fig. 66 Fra anleggsområdet Tverrelvi i Flåm 2016. Bekken ble fullstendig erosjonssikret med gjennomgående kant- og bunnplastring (se tegning ovenfor), noe som knapt er synlig. Plastringen er ru og uregelmessig, samt at den er satt ut til side og gravd ned i bakken. Med dette er det rom for naturtypiske elvbredder og substrat i bekken. Kantvegetasjon med stedegen selje og gråor er plantet.

Hvor og når?

- Ved redusert morfologisk variasjon
- Ved kanalisering, utretting og andre endringer
- Ved mangel på skjul i elva
- Ved glatt erosjonssikring med lite skjul

Effekt

- Fjerning eller ut-til-side-setting av erosjonssikring kan bidra å gjenskape og restaurere naturtypiske habitater og morfologi
- Øker skjul for fisk, alle stadier (avhengig av steinstørrelse)
- Øker lokal strømnings- og substratdiversitet
- Kan gi høyere tettheter av fisk

Varighet og vedlikehold

I utgangspunktet like varig som konvensjonell sikring. Kostnader kan sammenlignes med konvensjonell plastring.



Fig. 67 Denne erosjonssikringen med uregelmessig steinutlegg («steinrøys») og trær i Sælenelven har tålt mange tiår med flommer, og har gitt langt bedre miljøforhold enn glatt plastring eller mur. Sedimentdynamikken er redusert, men det finnes fortsatt skjul, hulrom, røtter og trær langs elvekantene.

Referanser

- Jenssen I., Fergus T., Tesaker, E. 2009: Veileder for dimensjonering og erosjonssikring av stein. NVE veileder 4/2009. NVE Oslo http://publikasjoner.nve.no/veileder/2009/veileder2009_04.pdf
- Fergus T., Hoseth, K.A., Sæterbø, E. (red.) 2010 Vassdragshåndboka , Tapir forlag, Trondheim. ISBN 9788251924252
- 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
- NVE, Fylkesmannen og Fylkeskommunen Rogaland. 2010: Inngrep i vatn og vassdrag – ei rettleiing. Brosjyre 20 s www.ryfri.no/getAttachment?ARTICLE_ID=3022&ATTACHMENT_ID=3067
- Patt P., Kraus W.; Jürging H. 2004: Naturnaher Wasserbau. Entwicklung und Gestaltung von Fließgewässern. Springer, Berlin
- Pulg, U., Stranzl, S., Espedal, E. 2015: Hvordan ivareta fiskehabitatet i flomsikringsarbeidet i Flåm. Unir Research Miljø LFI Notat 2/2015. Bergen
- Pulg, Ulrich, Bjørn T. Barlaup, Helge Skoglund, Tore Wiers, Sven-Erik Gabrielsen, Eirik S. Normann 2013: Gyteplasser og sideløp i Aurlandsvassdraget. UNI Miljø LFI rapport nr. 221. Uni Research Bergen

6.3.10 Bunnstabilisering – naturtypiske terskler, brekk og buner

Faktaboks

- Terskler og demninger kan være vandringsbarriere og redusere habitater og morfologisk variasjon grunnet oppdemmingeffekten
- Det kan likevel være delvis behov for bunnstabilisering eller økt vannspeil
- Det anbefales naturtypiske terskler, brekk eller buner der det er mulig

Generell beskrivelse

Bunnstabilisering kan redusere behovet for bunnplastring og kantsikring betydelig, siden elvens graving nedover i substratet unngås. Med dette reduseres faren for bunn- og sideerosjon vesentlig. Også ved sikring av vanddekt areal eller vandringsveier kan en sikring eller opphøyning av bunnivået være nødvendig.

Det tradisjonelle er å bruke geometriske terskler eller demninger. Terskler og demninger gir imidlertid en stor oppstuingseffekt oppstrøms. Dette resulterer ofte i miljømessig dårlige sedimentforhold med vesentlig redusert andel gyteplasser og hulrom.

Dessuten kan vandringsmulighetene for fisk reduseres av terskler og demninger. I stedet anbefales det å etterligne naturtypiske strukturer som er bunnstabiliserende; dvs. naturtypiske brekk eller en step-pool-struktur som er bygget opp av stabile enkeltstein og steingrupper. Stein størrelse velges slik at de enten er tilstrekkelig stabile pga. egenvekt, eller gyses i fjell/forankres i bakken. En gjennomgående lavvannsrenne eller dypål sørger for fiskevandring også ved lave vannstander.

Ofte er det tilstrekkelig å sette opp buner, som er strømlerende strukturer som ikke rekker over hele elvbredde. Også disse anbefales utformet som naturtypiske steingrupper og enkeltstein med mellomrom.

Anvendelse og utforming samt referanser er detaljert beskrevet i kap 6.1.3, tegninger og eksempler finnes i bildene under, og på s. 38 og s. 61.



Buner bygget opp av enkeltstein etter naturtypiske forbilder. Buner bidrar til konsentrering av vannstrøm ved lave og mellomstore vannføringer, og de gir økt morfologisk variasjon. Buner brukes også for å konsentrere vannføring ved elv i elv -prinsippet (s. 61). Bildet er fra Frafjordelva 2016.



Bunnstabilisering som reduserer erosjonsrisiko både i elvebunnen og langs elvebreddene ovenfor. Tiltaket er utformet som et naturlig brekk bygget opp av enkelte steinblokker. Det virker moderat oppstuende ved lav vannføring siden det både er en lavvannsrenne og vann kan renne mellom steinene. Bevegelse av enkeltstein tolereres. Stabilitet oppnås vha. store steinblokker som er gravd ned (egenvekt) og buneformete steinblokker på overflaten. (Bilde fra Flåmselva 2017)



Istedenfor syvdeterskel: Buner av enkeltstein i Flåmselva 2017. Venstre bilde er tatt ved $9,5 \text{ m}^3/\text{s}$. Steinene bidrar til økt vandekt areal men virker knapt hydraulisk. Ved $43 \text{ m}^3/\text{s}$ (høyre bilde) bremses steinene vannet langs bredden, virker hydraulisk og hever vannspeilet ovenfor. I midten av elven oppstår en ønsket, sterk strøm som bidrar å opprettholde kulp og brekk nedenfor. Ved breiddfull vannføring er steinene 2 m under vann og virker knapt hydraulisk.

6.4 Justering av vannføring

Hydromorfologiske habitatforhold og mengden av tilgjengelig habitat er avhengig av vannføringsregime (Saltveit et al. 2006). Fjernes vann fra elven, f.eks. til kraft- eller drikkevannsproduksjon, endres vannføringen på strekninger i vassdraget. Samtidig endres også hydromorfologiske egenskaper og vanddekt areal.

I de tilfeller der bruk av vann kan opphøre, kan vannføringsregimet tilbakeføres til det naturlige. Slike metoder er omtalt i kapittel om restaurering (s. kap. 34). Skal bruk av vann fortsette, trengs det alternative metoder til å bedre de hydromorfologiske miljøbetingelser i vassdraget. I kapittelet om habitattiltak og fiskepassasjer er det presentert en rekke metoder som er egnet til å avbøte effekter av endret vannføringsregime. Samtlige har til felles at de trenger vann for å fungere. Det har blitt utviklet en rekke metoder for å evaluere hvor mye vann som er «nødvendig». I det følgende finnes en oversikt over det som har blitt brukt i Norge og delvis i Europa i de senere år. Tematikken omhandles overordnet siden det ikke er rom til mer i denne håndboken som fokuserer på fysiske habitategenskaper.

Minstevannføring

Tradisjonelt har sikring av vannføring i regulerte vassdrag i Norge skjedd gjennom pålegg fra vassdragsmyndighetene om slipp av minstevannføring. Disse fastsettes som en nedre grense for vannføring som ikke skal underskrides. Bestemmelser om minstevannføring fastsettes i konsesjonsvilkårene, og nivået for minstevannføringen bestemmes vanligvis ut i fra en skjønnsmessig vurdering av ulike miljø- og flerbrukshensyn i vassdraget. Ofte settes det ulike krav til minstevannføring i sommer- og vinterhalvåret. Det foreligger ikke noen standardisert metode for å fastsette minstevannføringer, men det tas gjerne utgangspunkt i den *alminnelige lavvannføringen*. Denne baseres på en beregning ut fra historiske vannføringsdata. For reguleringer eller inngrep i vassdrag som endrer vannføringen, men hvor det ikke foreligger krav om konsesjonsbehandling, sier Vannressursloven at det minst skal være igjen en vannføring som tilsvarer den alminnelige lavvannføringen. Det finnes imidlertid ingen åpenbar biologisk begrunnelse for å bruke alminnelig lavvannføring som mål for fastsettelse av minstevannføring.

Metoder

Elvelevende ferskvannsorganismer har gjennom tidens løp utviklet ulike evolusjonære strategier for å tilpasse seg varierende vannføringsforhold. Mange av de naturlige økologiske prosessene i vassdrag er derfor avhengige av at det forekommer sesongmessig variasjon i vannføringen. Dette omtales gjerne som *det naturlige vannføringsparadigmet* (Poff et al. 1977). I de siste tiårene har det vært en økende erkjennelse både i forskningsmiljøer og innenfor vassdragsforvaltningen at krav til minstevannføring (dvs. minimumsvannføring) ikke er tilstrekkelig for å opprettholde et godt vassdragmiljø. Bakgrunnen for dette er økt kunnskap om at ulike arter og livsstadier har ulike vannføringskrav, og at disse varierer gjennom året. Dette har gitt opphav til begrepet *miljøbasert vannføring*, som kan defineres «*en vannføring som tar mest mulig hensyn til økosystemets helhet og integritet, ulike brukerinteresser, og det fremtidige ressursgrunnlaget i vassdraget*» (Brittain 2007, Glover et al. 2012). Et miljøbasert vannføringsregime har som mål å ivareta både en tilstrekkelig vannmengde og vannføringsvariasjon for å sikre ulike miljømål og brukerinteresser i vassdraget. For å øke kunnskapsgrunnlaget og å bedre kunne ivareta miljøutfordringer i norske vassdrag, iverksatte NVE i 2001 FoU-programmet "Miljøbasert vannføring" (Brittain 2007). Dette resulterte i en serie med fagrapporter om temaet (Glover et al. 2012).

Internasjonalt har det vært brukt en rekke ulike tilnærminger for å fastsette miljøbaserte vannføringer. En gjennomgang av relevante metoder og hvordan de har vært brukt i ulike land er oppsummert i Halleraker & Harby (2006). Grovt kan det skilles mellom følgende metoder:

- Hydrologiske metoder basert på indekser og oppslagstabeller (f.eks Q 95 i Storbritannia), eller identifisering av sentrale hydrologiske hendelser
- Hydrauliske vurderingsmetoder
- Funksjonelle sammenhenger mellom fysiske forhold og biologi (habitatmodellering m.m.)
- Holistiske metoder (bl.a. byggeklossmetoden)
- Hybride modellrammeverk

Foreløpig er det ikke fastsatt noen kriterier eller metoder for bestemmelse av miljøbaserte vannføringer i norsk vassdragsforvaltning. Flere av metodene nevnt ovenfor har likevel vært brukt i ulike sammenhenger ved utredninger av vannføringsforhold, og som grunnlag for fastsettelse av vannføringsregimer.



Restaurert sideløp til Vassbygelva i Aurland 2017. I Vassbygdelva slippes det per i dag en frivillig minstevannføring når det ikke kommer nok vann fra restfeltet. Like viktig som vann er god fysisk habitatkvalitet, her skjulrik elvebunn med rullestein og gyttegrus samt døde trær og kantvegetasjon (se eksempel på s.128).

Videreførende litteratur og referanser

Ved bestemmelse av vannføringsregimer er det ofte stort fokus på vannføringsbehov for fisk, og da særlig i lakseførende vassdrag. En oppdatert kunnskapsstatus fra internasjonal forskningslitteratur om forholdet mellom laksefisk og vannføring ble nylig oppsummert i et eget nummer i tidsskriftet *Fisheries Management and Ecology* (se Milner et al. 2012). Konklusjonen fra dette er at det foreligger mye kunnskap om vannføring og ulike livsstadier hos laks og ørret, men at sammenhengen er kompleks og at det er vanskelig å definere generelle vannføringskrav. Dette gjelder særlig i vassdrag hvor det foreligger begrenset kunnskap om vassdragsvise forhold, eller det forekommer andre arter enn laks og ørret. En fremgangsmåte for å utarbeide vannføringsregime i regulerte laksevassdrag i Norge ble nylig beskrevet i *Håndbok for miljødesign i regulerte laksevassdrag* (Forseth & Harby 2013), utarbeidet gjennom CEDREN prosjektet EnviDORR. Fremgangsmåten er basert på at en først utfører en diagnosedel, der en gjennom ulike analyser identifiserer sannsynlige hydrologiske flaskehalsar for fiskeproduksjon. Ut i fra flaskehalsanalysen utformes et forslag til vannføringsbehov gjennom året. Dette gjøres ved bruk av *byggeklossmetoden*, der de ulike klossene definerer varighet og vannbehov som er tilpasset ulike utfordringer for laksen gjennom året. De ulike byggeklossene kan for eksempel være nivå for vintervannføring for å sikre eggoverlevelse og vinterhabitat for ungfisk, smoltutvandring om våren, ungfiskvekst om sommeren, lokkeflommer for fiske/oppvandring av gytefisk, gyting osv. Miljødesignhåndboken tar også for seg hvordan en gjennom utvidelser og vannforhandlinger kan utnytte muligheter i kraftproduksjonssystemet for å finne løsninger som gir bedre miljøbetingelser, og som i noen tilfeller også gir mer lønnsom kraftproduksjon i regulerte vassdrag.

I enkelte regulerte vassdrag praktiseres såkalte «**spyleflommer**». Dette er perioder med vannslipp som fører til kunstig høy vannføring. Spyleflommer skal bidra til å rense bunnssubstratet og skape naturtypiske sedimentforhold. I en litteraturstudie, og basert på sedimentdata fra utvalgte elver samt hydraulisk modellering av sedimenttransportpotensial, konkluderte Hauer et al. (2017) at spyleflommer ikke kan brukes som et generelt konsept, siden sedimenttransport i stor grad er avhengig av elvetype og geomorfologi (se s. 41). Dette varierer mellom elver og elvestrekninger. Mens fluviale strekninger har større potensial for å få nytte av spyleflommer, er glasialt pregete elvestrekninger med store stein ofte for stabile til at bruk av spyleflommer kan forventes å gi ønsket effekt. Dessuten kreves delvis store flommer med skadepotensial for bebyggelse og infrastruktur hvis ønsket effekt skal oppnås. Forfatterne anbefaler derfor å skille mellom morfologiske elvetyper, å kartlegge disse samt sedimentforhold, og å bruke hydraulisk modellering før kostbare spyleflommer tas i bruk. I en rekke elver kan det være mer effektivt å bruke alternative tiltak (se s. 98).

Effektkjøring

På elvestrekninger som er lokalisert nedstrøms kraftstasjoner, forekommer det ofte hurtige endringer i vannføring i forbindelse med oppstart og stans i kraftproduksjonen. Stadig flere kraftverk blir også drevet med variabel effekt for å imøtekomme kortsiktige variasjoner i kraftbehov og for å utnytte svingninger i kraftpriser. Dette omtales gjerne som *effektkjøring*. Hurtige vannføringsendringer kan ha en rekke effekter på elvemiljøet og organismene som lever der. En kunnskapsstatus om miljøvirkninger av effektkjøring ble nylig oppsummert i rapporten fra CEDREN-prosjektet EnviPEAK (Bakken et al. 2016). Rapporten presenterer også ulike tiltak for å motvirke effekten av hurtige vannstandsendringer, samt et forslag til et system for å karakterisere påvirkning av effektkjøring.

Det er særlig hurtige reduksjoner i vannføring som anses for å ha størst negativ konsekvens, siden dette kan resultere i at fisk og andre ferskvannsorganismer strandes og tørregges. Størrelsen på konsekvensene av hurtige vannføringsendringer vil være avhengig av flere faktorer, som hvor raskt vannstanden faller, hvor

store områder av elveleiet som tørrlegges, hvor stor endringen er i vannføring, hvor ofte slike episoder forekomme mm. I Bakken m.fl. (2016) presenteres et system for å vurdere den økologiske effekten av effektkjøring, og dermed brukes som et hjelpemiddel for å utforme en miljøtilpasset effektkjøring. Systemet baserer seg på en påvirkningsakse og en sårbarhetsakse. I påvirkningsaksen klassifiseres påvirkningsfaktorer som senkningshastighet, tørrlagt areal, frekvens, tidspunkt mm. ut fra ulike kriterier/grenseverdier. Sårbarhetsaksen er basert på en vurdering av bestandsforhold for fisk, blant annet bestandsstørrelse, flaskehals mm. Ut fra dette settes det opp en matrise hvor påvirkning og sårbarhet vurderes samlet.

Det er i hovedsak tre tiltak som kan benyttes for å avbøte problemer som følge av effektkjøring. (1) Operasjonelle tiltak, som inkluderer endringer i driftsmønster for å redusere forekomst, hastighet og størrelse på vannførendringer. (2) Fysiske tiltak, som omfatter tiltak for å kompensere for uønskede konsekvenser av effektkjøring. Dette inkluderer blant annet endringer i elveleiet for å redusere tørrlagt elvearealer, terskler, fordryningsbassenger etc. I tillegg kan det utføres ulike habitattiltak for å bedre situasjonen for fisk i områder som rammes, for eksempel med å legge ut gytegrus og bedre skjulforhold på områder som ikke rammes av tørrlegging eller sikre vannføring i sideløp. (3) Tekniske tiltak, som omfatter tiltak i selve kraftverket, dammen eller vannveier. Eksempler på tekniske tiltak er forbitappingsventiler, luker eller mer fleksible turbiner som har større spennvidde i mulige driftsvannføringer. For en mer detaljert beskrivelse av tiltak mot negative konsekvenser av effektkjøring henvises det til Bakken m.fl. (2016).

Referanser

http://wiki.reformrivers.eu/index.php/Category:01_Water_flow_quantity_improvement

http://wiki.reformrivers.eu/index.php/Category:03_Flow_dynamics_improvement

Hauer, C., Wagner, B., Pulg, U., Skoglund, H., Rund, H., Gabielsen, S.-E. 2017. Sustainable and adaptive management of sediments in regulated rivers - channel flushing floods (SAMS) – final report. BOKU - University Vienna. Institute of Water Management, Hydrology and Hydraulic Engineering. 104 pp. Vienna

Bakken, T.H. Forseth, T. & Harby, A. (red.) (2016): Miljøvirkninger av effektkjøring: Kunnskapsstatus og råd til forvaltning og industri. NINA Temahefte nr 62. 205 s.

Brittain, J.E. (2007) FoU-programmet Miljøbasert vannføring fase 1 2001 – 2005, sluttrapport. NVE rapport Miljøbasert vannføring nr. 1. 81 s.

Glover B, Brabrand, Å, Brittain, J., Gregersen F., Homen J., Saltveit S.J. 2012: Avbotende tiltak i regulerte vassdrag. NVE rapport nr 10- 2012. NVE Oslo.

Forseth, T., Harby, A., Ugedal, O., Pulg, U., Fjeldstad, H.-P., Robertsen, G., Barlaup, B., Alfredsen, K., Sundt, H., Saltveit, S.J., Skoglund, H., Kvingedal, E., Sundt-Hansen, L.E., Finstad, A.G., Einum, S. og Arnekleiv J.V. (2013): Håndbok for miljødesign i regulerte laksevassdrag, NINA Temahefte 52. Tilgjengelig fra: <http://www.nina.no/archive/nina/PppBasePdf/temahefte/052.pdf>

Halleraker, J.H. og Harby, A. (2006) Internasjonale metoder for å bestemme miljøbasert vannføring – hvilke egner seg for norske forhold? NVE Rapport nr. 9.

Milner N.J., Cowx, I.G. & Whelan, K.F. (2012): Salmonids and flows: a perspective on the state of the science and its application. Fisheries Management and Ecology, 19, 445–450.

Poff N.L., Allan J.D., Bain M.B., Karr J.R., Prestegard K.L., Richter B.D. et al. (1997): The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration. BioScience 47, 769–784.

Saltveit, S. J., Brabrand, Å. & Barlaup, B. T. (2006). Ungfisk. I: Saltveit, S. J. (red.): Økologiske forhold i vassdrag - konsekvenser av vannførendringer. En sammenstilling av dagens kunnskap, s. 88-99. Oslo: Norges vassdrags- og energidirektorat.

6.5 Justering av temperatur

Denne håndboken fokuserer på hydromorfologiske habitategenskaper. Vanntemperatur oppfattes som en egenskap ved selve vannet, som er uavhengig av eksempelvis sedimentsammensetning. Temperaturendringer i vassdrag har imidlertid i stor grad skjedd som følge av hydromorfologiske inngrep i vassdrag. Oppdemning eller bunntapping fra dype magasiner kan for eksempel endre temperaturregimet betydelig. Derfor omtales vanntemperatur på overordnet nivå, slik at leseren kan få en oversikt over metoder som er brukt til å tilpasse temperatur, samt henvisning til videreførende litteratur.

I utgangspunktet kan temperaturforholdene tilbakeføres til gitte klimatiske rammer dersom vannføringsregimet kan tilbakeføres til det naturlige. Dette forutsetter at bruk av vann kan opphøre, helt eller delvis. Slike metoder er omtalt i kapittelet om restaurering (s. kap. 6.1). Skal bruk av vann fortsette, trengs det alternative metoder. En oversikt over disse finnes i følgende kapittel.

De fleste fysiologiske prosesser er temperaturavhengige, og vanntemperaturen er derfor en av de mest sentrale miljøfaktorene for fisk og andre akvatiske organismer. Endringer i temperaturforhold kan påvirke både utvikling og vekst hos laksefisk, og kan dermed påvirke ulike livshistorieparametere (Jonsson & Jonsson 2011). For eksempel vil lavere sommertemperaturer kunne resultere i redusert vekst, som igjen gir høyere alder ved smoltifisering og lavere smoltproduksjon. I tillegg kan høyere vintertemperatur nedstrøms kraftverk redusere islegging, og påvirke energiforbruk og vinteroverlevelse hos lakseunger (Finstad m.fl. 2004).

Endringer i naturlig vanntemperatur

Vanntemperaturen på en elvestrekning er avhengig av temperaturen i vannmassene som tilføres, og eventuell oppvarming og nedkjøring som forekommer som følge av innstråling, konveksjon med luft etc. Temperaturen påvirkes dermed av en rekke fysiske, geografiske og klimatiske faktorer. Ulike typer vassdragsinngrep som påvirker vannføring og vannføringsmønster vil også påvirke temperaturforholdene i vassdrag (se bla. Tvede 2006). En vanlig effekt av kraftutbygging med magasiner i høyfjellet er at vanntemperaturen nedstrøms utløp av vannkraftverk blir høyere om vinteren og lavere om sommeren, enn de var før regulering. Dette gjelder særlig ved kraftstasjoner som har inntak i dype høyfjellsmagasiner. I regulerte vassdrag som bare har redusert vannføring, og ikke utslipp av magasin vann i vannstrengen, ses imidlertid ofte raskere temperaturendringer, og at vanntemperaturen blir høyere om sommeren og lavere om vinteren enn før regulering. I enkelte tilfeller kan redusert vannføring imidlertid også resultere i at den gjenværende vannføringen i større grad domineres av grunnvannstilsig, slik at vanntemperaturen utjevnes gjennom sesongen og blir høyere om vinteren og lavere som sommeren.

Tiltak

I regulerte vassdrag kan det i mange tilfeller være ulike muligheter til å regulere vanntemperaturen på berørte elvestrekninger. Hvilke tiltak som er mulige vil i stor grad være avhengig av reguleringssystemet. Ulike tiltak for å endre vanntemperatur i regulerte vassdrag er blant annet oppsummert av Vaskinn (2010) som en del av NVE programmet «Miljøbasert vannføring». For eksempel kan en i noen tilfeller benytte temperaturstratifisering i innsjømagasin til å selektivt tappe vann som inneholder ønskelig temperatur. Ved å tappe vann fra inntak nært overflaten i magasinet i stedet for å tappe kaldt bunnvann, kan man for eksempel øke temperaturen om sommeren, eller redusere temperaturen om vinteren. En slik manøvrering betinger at det finnes mulighet til å tappe vann fra ulike nivå i magasinet. Enkelte norske kraftverk har inntakstunneler på flere dyp i inntaksmagasinet som gir mulighet til å tappe vann fra ulike vannmasser i

magasinet (f.eks Alta kraftverk). Dersom inntakstuneller på ulike dyp ikke finnes, kan det bygges justerbare tappemekanismer, tappetårn e.l.. Et eksempel på dette finnes i Grosse Dhuenn magasin i Tyskland. Et etterinstallert tappetårn med fleksibelt inntak førte til økte vanntemperaturer nedenfor kraftutløpet og en økning av antall fiskearter (se referanser).

Vanntemperatur kan også justeres dersom en har mulighet til å tappe vann fra ulike magasiner eller felt som har ulike temperatur. Et eksempel på dette er Eidfjordvassdraget, hvor tapping av kaldt bunnvann fra Sysenmagasinet resulterer i redusert vanntemperatur om sommeren på den lakseførende strekningen i Bjoreio, se prosjektbeskrivelsen på s. 148. Ved å endre manøvreringen, slik at deler av minstevannføringen ikke går via Sysenmagasinet først, men i stedet slippes direkte til Bjoreio, oppnås det en høyere temperatur også på den lakseførende strekningen. Dette gir bedre forhold for vekst og rekruttering for laks og sjørøret (Skoglund m.fl. 2017). Et annet eksempel er Altaelva, hvor økt vanntemperatur om vinteren ga mindre isdekke. Det resulterte i økt vinterdødelighet hos lakseunger på elvestrekningen nedstrøms kraftverket (Ugedal m.fl. 2007). Som følge av dette har manøvreringen blitt endret ved å øke tapping fra den øverste tappeluken, for å gi lavere vintertemperatur og økt islegging i vassdraget.

Referanser

Tappetårn: https://www.wupperverband.de/internet/web.nsf/id/li_pm_einweih_thermo_20150415.html

Finstad, A.G., Forseth, T., Næsje, T.F. & Ugedal, O. 2004. The importance of icecover for energy turnover in juvenile Atlantic salmon. *Journal of Animal Ecology* 73: 959-966.

Jonsson, B. & Jonsson, N. 2011. *Ecology of Atlantic Salmon and Brown Trout - Habitat as a template for life histories*. Springer publishing.

Skoglund, H., Skår, B., Gabrielsen, S.E. & Halvorsen, G.A. 2017. Fiskebiologiske undersøkelser i Eidfjordvassdraget– Årsrapport for 2015 og 2016. LFI Uni Miljø -rapport nr. 290.

Tvede, A. 2006. Vanntemperatur og isforhold I: Økologiske forhold i vassdrag – konsekvenser av vannføringsendringer. En sammenstilling av dagens kunnskap. Norges vassdrags- og energidirektorat.

Ugedal, O; Thorstad, E.B.; Finstad, A.G.; Fiske, P.; Forseth, T.; Hvidsten, N.A.; Jensen, A.J.; Koksvik, J.I.; Reinertsen, H.; Saksgård, L. & Næsje, T.F. 2007. Biologiske undersøkelser i Altaelva 1981-2006. Oppsummering av kraftreguleringens konsekvenser for laksebestanden. NINA rapport nr 281. 106 s.

Vaskinn, K.A. 2010. Temperaturforhold i elver og innsjøer. NVE rapport miljøbasert vannføring nr 3-2010.



46 mm lang lakseyngel i Flåmselva ovenfor Leinafossen oktober 2016. I kaldt vann vokser fisk sakte. I varme vassdrag kan laks- og sjørøretyngel nå 60 mm og mer etter første sommeren.

6.6 Redusere gassovermetning

Gassovermetning – bakgrunn

Gassovermetning i vann kan oppstå når gass løses i vann under trykk og trykket deretter synker, samt ved raske temperaturforandringer og fotosyntese i vannet. Overmetning kan dannes naturlig i dype fossekulper og dype, turbulente elveparti, men også nedenfor vannkraftverk. Årsaken er vanligvis at luftbobler trekkes inn i trykkrør eller i kraftverkstunnelen, der de løses i vannet under trykk. Bekkeinntak og tilstoppete inntaksrister som trekker luft er kjente kilder for tilførsel av luftbobler (Stokkebo et al. 1986). Peltonturbiner lufter vanligvis vannet godt, men en kan likevel ikke utelukke gassovermetning nedenfor (Golmen 1992, Pulg et al. 2015). Overmetningen kan også oppstå i selve utløpskanalen dersom innpiskete luftbobler dras med ned i dypet der vannet står under hydrostatisk trykk (Pulg et al. 2016). Tegn på høy gassovermetning er blakking av vann (mange små bobler) og akutt fiskedød. Mindre gassmetningskonstrasjoner (< 120 %) er vanligvis ikke synlige, men lave fisketettheter i begrensede områder nedenfor en potensiell kilde kan være en indikasjon. Gassovermettet vann skader fisk ("gassblæresyke"). Det dannes små gassblærer i vevet. Særlig synlig er bobler i finner, i gjeller og under huden. Blærene kan føre til indirekte skader, f. eks. sår med påfølgende infeksjonsfare, eller direkte dødelighet. Gassmetningsverdier over 110-120 % kan være akutt dødelig for fisk (Heggberget 1984). I norske elver der det ble observert akutt fiskedød knyttet til gassovermetning var det perioder over 120 % (Skibotnelva, Matreelva, Otra). Også lavere verdier mellom 103 % og 110 % kan skade fisk og øke dødeligheten, særlig i bassenger der fiskene ikke kan unnvike til større vanddyp for å kompensere for overmetningen. Gassovermetning kan også føre til en atferdsendring med endringer i habitatbruk, siden fiskene kan flykte til dypere områder (Beeman et al. 2006, (Jenset et al. 1985, Alderdice and Jensen, 1985; Canadian Council of Ministers of the Environment, 1999). Gassovermetning kan kompenseres med ca. 10 % pr. meter vannsøyle (Henry 1803). Har vannet 110 % metning vil en fisk på 1 m dyp oppleve 100 % metning. Informasjon om habitatforhold, vanddyp og atferd hos fisk er derfor viktig for å kunne bedømme eventuelle effekter av gassovermetning på fisken. Canadian Council of Ministers of the Environment (1999) anbefaler 110 % som grenseverdi for elver dypere enn 1 m (gjennomsnitt) og 103 % for grunnere elver.

Gassovermetning i Norge

Siden 2010 har Uni Research Miljø LFI overvåket gassmetning med varighetsloggere i 9 vassdrag: Otra, øvre Nidelva (Agder), Modalselva, Matreelva, Vosso, Hopselva, og Rasdalselva (Hordaland) og Vetlefjordselva og Dalsdalselvi (Sogn og Fjordane). I tillegg kommer mange stikkprøver og kortvarige målinger i en rekke elver. Blant dem er Apeltunelva, Steinsvikelva, Bjoreio og Pollelva (Hordaland). Fra tidligere er det kjent at gassovermetning forekommer ved bl.a. Matre kraftverk, Nidelva munningsområde (Heggberget 1984) og Skibotnelva (Stokkebo et al. 1986). Vanligvis ligger gassmetningsverdiene mellom 98 % og 103 % TGP i naturlige elver. Ved flom har det blitt målt opptil 111 % TGP i dype elver med mye luftinnblanding, dvs. elver med dype, turbulente partier som sannsynligvis er flere meter dype (Vosso, Dalsdalselva, Pulg et al. 2015). Det er usikkert i hvilken grad fisk tar skade av slike naturlige overmetningsperioder. Nevnte vassdrag har imidlertid fisk som ikke ser ut å være skadet av slike gassmetninger. Også burforsøk tyder på at laks i elver ikke skades av naturlig gassmetning under 110 % (Kvalsvik 2016). Dette kan bl.a. forklares med at det finnes store områder som er tilstrekkelig dype når det er flom og slike gassmetningsverdier. Fiskene har altså mange muligheter å kompensere for overtrykket.

Dessuten er flomepisoder tidsbegrenset. Ved medianvannføring pleier gassmetningsverdiene å ligge lavere, i motsetning til kunstig gassovermetning som ofte er mer langvarig og ofte når høyere nivåer.

Det ble registrert perioder med gassovermetning i alle undersøkte elver med varighetslogging. I 6 av 9 elver var overmetningen knyttet til kraftverksdrift, og betraktes som kunstig i perioder. I 3 av de 9 elvene oppnådde overmetningen nivåer som var akutt farlige for fisk (fra 110 % til 171 % TGP). Det ble observert fiskedød (Matreelva og Otra), og lave ungfisktettheter på utsatte strekninger, til og med nærmest fiskefrie soner som virket som midlertidige vandringsbarrierer (Otra). I to elver (Vetlefjordelva og Vosso) var det kunstig overmetning men den var lav til moderat, dvs. ikke akutt dødelig for fisk. I de tre resterende elvene var overmetningen så lav at det ikke regnes med effekter på fisk (hovedsakelig under eller ved 103 % TGP - Rasdalselva, Hopselva, og øvre Nidelva).

Gassovermetning kan transporteres langt. I Otra utsettes ca. 30 km elv for kunstig overmettet vann i perioder (Pulg et al. 2016a). Også fra litteraturen er lange transportdistanser kjent. Ved effektkjøring av vannkraftverk kan det forekomme karakteristiske raskt fluktuerende gassovermetningbølger («Saturapeaking», Pulg et al. 2016b). Det finnes generelt lite kunnskap til å kunne vurdere langtidseffekter av gassovermetning i naturen. Dette gjelder særlig for subletale doser og ikke minst for andre arter enn laks, for eksempel bunndyr, planter og plankton. Det er derfor et stort forskningsbehov for å finne ut mer om biologiske effekter av gassovermetning. Dessuten er det behov for kartlegging av omfanget av problemstillingen. Blindheim et al. anbefalte dette allerede i 1984, men inntil nå har det ikke skjedd systematisk.

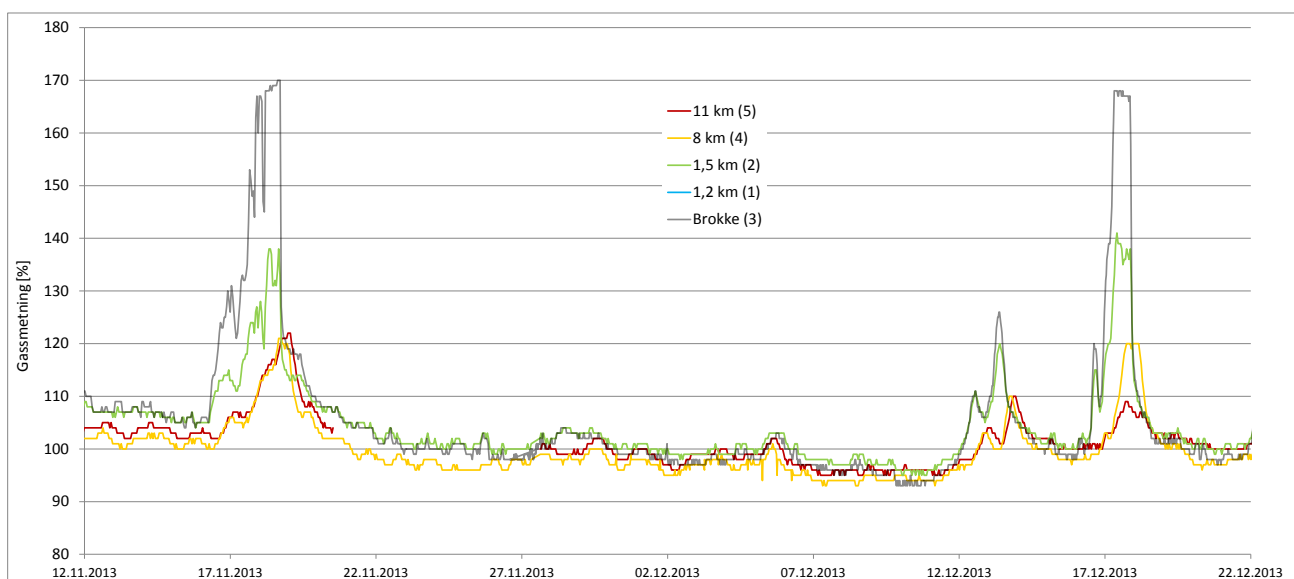


Fig. 68 Typisk gassmetningsforløp i Otra nedfor Brokke kraftverk om høsten. Gassovermetningsbølger fra Brokke og nedover i Otra til Tjurrmodammen (11 km). Overmetningen er forårsaket av nedbørshendelser med påfølgende høy vannføring og luftinndrag i bekkeinntak.

Mulige tiltak for å unngå gassovermetning og dempe skadene

Unngå kunstig gassovermetning

For å unngå gassovermetning bør hovedprinsippet være å hindre innblanding av luft der vannet settes under trykk. Har overmetningen først oppstått, er det vanskelig å bli kvitt den før den har rammet deler av vassdraget. Dessuten er innblandet luft ofte ikke ønskelig for selve kraftverksanlegget. Den kan bl. a. føre til utblåsninger og økt slitasje på turbiner, luker og ventiler (Stokkebø et al. 1986). Med tilstrekkelig dimensjonering av bekkeinntak, bruk av vakuuminntak eller dykkete magasininntak samt rene inntaksrister

som ikke kan trekke inn luft, kan risikoen for innsuging av luft minimeres. Aktiv bruk av luft i kraftverkssystemet, for eksempel ved drift av visse Francisturbiner, dempingsrom («luftputekammer») eller turbiner på tomgang i luftet turbinhus («roterende reserve»), bør avveies mot potensialet for gassovermetning. Kunstig rask oppvarming av vann, for eksempel ved utslipp av relativt sett varmt eller kaldt vann, bør unngås.

Fortynning og drift

Fortynning av gassovermettet vann med vann med lavere metning virker reduserende på gassovermetningen. Måltrettet fortynning i store upåvirkete vassdrag eller blanding med mettet eller undermettet vann fra magasiner kan derfor bidra til å redusere eller unngå uønskete miljøeffekter.

Også driftsmønster kan tilpasses i noen tilfeller. Beregninger for Otra viser at en 8 km lang minstevannføringsstrekning ved Hekni kraftverk kan skjermes for de fleste gassovermetningsbølger ved å unngå kraftverksrevisjoner visse perioder av året (Pulg et al. 2016a).

Lufting

Utlufting av gassovermettet vann tar tid og plass, men det er mulig å redusere gasskonsentrasjonene. Jo større luftingen er under atmosfærisk eller mindre trykk, jo større reduksjon kan forventes. Stor kontaktflate mellom luft og vann ved lavest mulig trykk, høy temperatur, mye turbulens og relativ høy gastykkforskjell vann-luft bidrar til økt lufting. I elver skjer dette i grunne partier med stryk, fossefall, høy gradient, turbulens, og stor ruhet i elvebunn. Luftinnblanding i dype elvepartier kan imidlertid øke gassovermetning (s.o.).

Overvåking

Gassovermetning er enkelt å måle med et saturometer. Håndlogging kan gi et førsteinntrykk men for å oppdage topper og farlige nivåer i den vanligvis varierende gassmetningen, kreves varighetslogging. Vanligvis anbefales logging i minst ett år for å kunne inkludere eventuelle toppverdier til alle årstider og i kraftverkets årlige driftssyklus. Her trengs det robust utstyr som tåler flommer, is og frost, samt trykkforskjeller og kondens i måleslanger (se nærmere beskrivelse i Pulg et al. 2016a&b)

Følgende tegn kan indikere gassovermetning i elver:

Ved høye, akutte nivåer (> 110-120 %): *Blakking av vann, fiskedød, gassblæresyke, oppdrift av småpartikler*

Ved moderate, kroniske nivåer: *Lave tettheter av fisk nedenfor potensielle kilder*

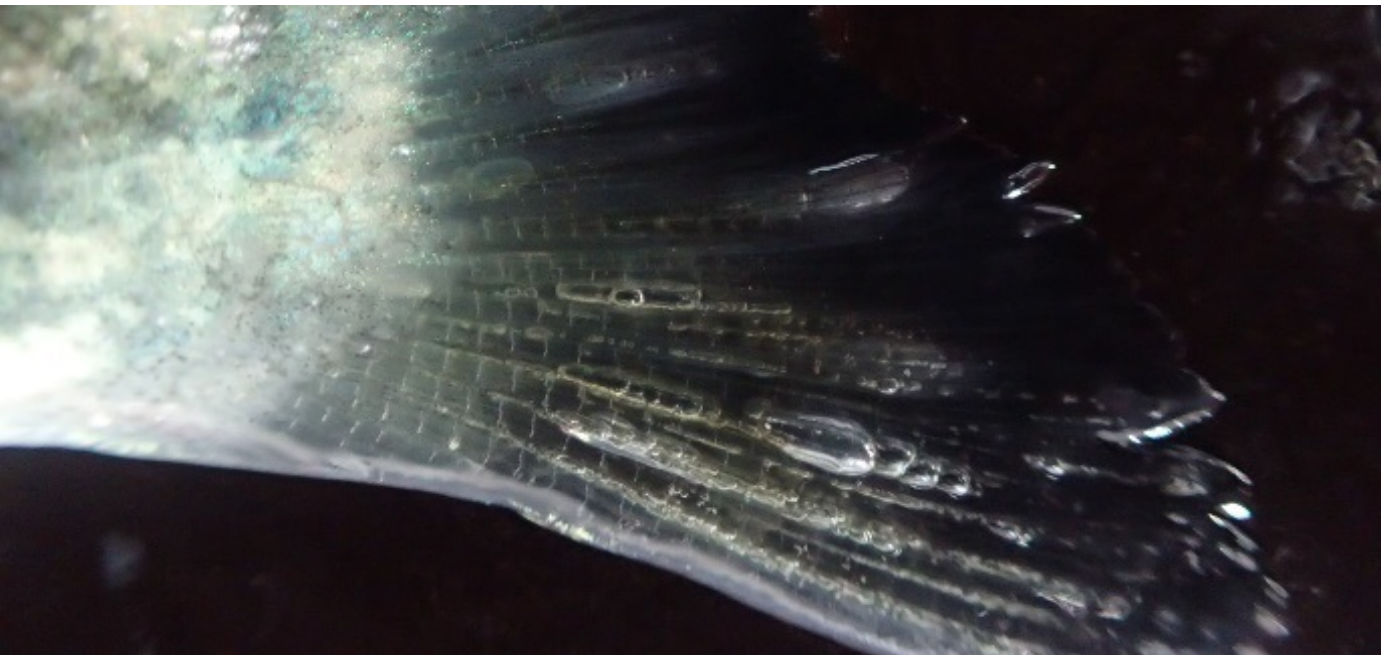
Referanser

- Alderdice DF, Jensen JOT. An explanation for the high-resistance of incubating Salmonid Eggs to atmospheric gas supersaturation of water. *Aquaculture* 1985;49:85-8.
- Beeman JW, Maule AG. Migration depths of juvenile Chinook salmon and steelhead relative to total dissolved gas supersaturation in a Columbia river reservoir. *Transactions Am Fish Soc* 2006;135:584-94.
- Blindheim B, Brox G, Heggberget T, Kittelsen A, Mellquist P, Tekle T. Problemer Med luftovermetning i vann fra kraftverk. Komiteen for undersøkelse av gassovermetning (in Norwegian). Technical report; 1984. Oslo, Norway: Vassdragsregulantenenes forening. www.energinorge.no.
- Canadian Council of Ministers of the Environment. Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: Dissolved gas supersaturation. In: Canadian environmental quality guidelines, 1999. Winnipeg: Canadian Council of Ministers of the Environment;1999. Publication No. 1299.
- Heggberget TG. Effect of supersaturated water on fish in the River Nidelva, southern Norway. *J Fish Biol* 1984;24:65-74.
- Henry W. 1803: Experiments on the quantity of gases absorbed by water, at different temperatures, and under different pressures. *Philos T Roy Soc Lond* 1803;93:29–274. doi.10.1098/rstl.1803.0004.
- Jensen, J. O. T., Schnute, J., and D. F. Alderdice. 1986. Assessing juvenile salmonid response to gas supersaturation using a general multivariate dose-response model. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43(9): 1694-1709

- Pulg U, Stranzl S. Gassmetning i Vetlefjordselva ved Mel kraftverk. Technical Report no. 258. Bergen, Norway: Uni Research Miljø LFI; 2015.
- Pulg U, Wiik Vollset K, Barlaup BT, Stranzl S. Gassmetning i Otra nedenfor Brokke. Technical Report no. 266. 2016 Uni Research LFI, Bergen, Norway
- Pulg, U., Vollset, K. W., Velle, G. & Stranzl, S. (2016). First observations of saturopeaking: characteristics and implications. *Science of The Total Environment* 573, 1615–1621.
- Stenberg, Sondre Kvalsvik 2016: Effects of gas supersaturation on migrating Atlantic salmon smolt (*Salmo salar*) in Evangervatnet . Department of Biology Faculty of Mathematics and Natural Sciences. UNIVERSITY OF BERGEN, Bergen.
- Stokkebo G, Berdal B, Brox G, Fleischer E, Guttormsen G, Kjeldsen A, et al. Bekkeinntak på kraftverkstunneler. 1986. Sluttrapport fra Bekkeinntakkomiteen (in Norwegian). Oslo, Norway: Vassdragsregulantenenes forening. www.energinnorge.no.



Bildet viser overmettet og blakket vann i Otra ved utløp Brokke kraftverk (28.05.2014). Vannet fra restfeltet er ikke overmettet (100 % metning) og er klart og mørkt (pil) mens vannet fra kraftverket er overmettet (166 % TGP) og blakket (gråhvitt). Blakkingen oppstår på grunn av mange små bobler – luft på vei ut av vannet.



Gassblæresyke hos laks (Foto Sondre Kvalsvik Sternberg).

7 Eksempler på god praksis

Denne delen av håndboken samler eksempler med miljøtiltak til bedring av fysiske miljøforhold i vassdrag. Det finnes andre samlinger og brosjyrer (f.eks. MD 2016) med inspirerende eksempler fra Norge. Etterprøvbare miljøeffekter er imidlertid vanligvis ikke dokumentert i disse og delvis er arbeidet med tiltak påbegynt men enda ikke avsluttet.

Felles nevner for eksemplene som er valgt for denne håndboken, er at de er gjennomført, overvåket og evaluert. Eksemplene skal bidra i diskusjonen om hva som kan betraktes som «god praksis» og handler både om vassdragsrestaurering og habitattiltak. Der det er mulig, nevnes også kostnader og et evt. vedlikeholdsbehov. Forfatterne til enkeltkapitlene står for innhold og bilder. Evaluering av prosjektene varierer i varighet, omfang og metode. Vi er klar over at det ofte trengs en mer omfattende overvåking i tid og rom, og i tillegg en overordnet metaanalyse for å kunne skille tiltakseffekter fra annen variasjon i dataene. Utenforliggende effekter som sjøoverlevelse, innsig av gytefisk, fiske, sykdom eller flommer kan spille inn og sørge for en betydelig mellomårsvariasjon. Vi oppfordrer derfor nettopp til en videreføring av overvåkingen og en nærmere analyse. Likevel er dette en god start, og det tegner seg et bilde som inntil nå og med gitte metoder gjenspeiler en utvikling etter at tiltakene ble gjennomført.

Referanse:

MD 2016: Tiltak for godt vannmiljø. www.vannportalen.no Miljødirektoratet Trondheim.
<http://www.vannportalen.no/globalassets/nasjonalt/dokumenter/publikasjoner/brosjyrer/2016/hefte-tiltak-for-et-godt-vannmiljo-2016.pdf>



En stor sjøørret som finner skjul mellom røtter og døde kvister i Æneselva.

7.1 Restaurering av sideløp til Aurlandselva for fisk

Ulrich Pulg, Sebastian Stranzl, Bjørn Otto Donnum - ulrich.pulg@uni.no

Faktaboks

- Gjennomføring: 2003 og 2012
- Kostnader: Anleggskostnader ca. 500.000 NOK.
- Byggherre og planlegging: E-CO Energi, Oslo, med Uni Research Miljø LFI
- Konklusjon: etter vannforskriften er økologisk tilstand for fisk endret fra svært dårlig til svært god sett for selve bekkene. Økologisk potensial forbedret for vassdraget sett under ett.



Fig. 69 Tokvamsbekken 2002 (venstre, tørrlagt). Bildet i midten viser bekket tilkoblet men oppdemmet med terskler og finsedimentbunn. Bildet til høyre er tatt etter restaurering 2013 og viser en fritt flytende bekk med steinbunn.



Fig. 70 Tokvamsbekken etter restaurering med døde trær og elvebunn dominert av rullestein og grus.

Bakgrunn

«Tokvamsbekkene» var opprinnelig to sideløp til Aurlandselva som ble stengt på 1960-tallet for å øke arealet av beite og for å unngå lokal oversvømmelse av landbruksareal ved flom. Bekkene var hhv. 900 m og 170 m lange med naturlige gradienter på hhv. 0,01 og 0,017. På 1970-tallet ble Aurlandselva utbygd og regulert for kraftproduksjon. Etter år 2000 så grunneiere, regulant og fagmiljøer potensialet for økt fiskeproduksjon ved å tilføre vann og utføre habitattiltak. I 2003 ble det bygget betonginntak i Tokvamsbekkene med justerbare luker og et åpent steininntak i Klekkeribekken. Samtidig ble det bygget flere titalls terskler for å få mest mulig vanddekt areal. Overvåking fra 2010 viste imidlertid at skjul og gyteplasser for laks og særlig sjørret var for dårlig grunnet tersklene og deres oppdemmingseffekt. I 2012 ble tersklene fjernet, gytegrus lagt ut og elvebunnen delvis harvet. I tillegg ble det lagt ut døde trær og det ble plantet kantvegetasjon. Tiltaket ble overvåket og evaluert med elektrofiske.

Problemstilling og diagnose

2003: Tørrlagte sideløp

2012: Dårlig habitat for fisk, for lite skjul og gyteareal, oppstuing av terskler.



Fig. 71 Utlegging av døde trær med Aurland skole og gyteklar sjørret i 2015

Tiltak

2003 a) Tilkobling til hovedelv med vanninntak og middelvannføring på ca. 300 l/s. Dette økte vanddekt areal fra null til 1425 m² i Klekkeribekken og fra null til 9355 m² i Tokvamsbekkene. b) Bygging av mer enn 20 terskler.

2012: a) fjerning av tersklene og tilbakeføring til naturtypisk morfologi. Dette førte til større vannhastigheter og mer variert strøm. Vanddekt areal ble redusert til 954 m² i Klekkeribekken og 6773 m² i Tokvamsbekkene.

b) Utlegging av 32 m³ gytegrus i Klekkeribekken og 40 m³ gytegrus i Tokvamsbekkene. Dominerende substrat på elvebunnen var stedefen grus (1-10 cm) og rullestein (10-40 cm) etter tersklene var fjernet. c) Ca. 25 % av arealet i Tokvamsbekkene og 10 % av arealet i Klekkeribekken ble harvet.

2014: utlegging av døde trær som ble festet med stolper. Dekningsgrad av døde trær var ca. 10 % i begge elver.

Før 2014 ble det plantet ut rogn av sjørret og laks i bekkene.

Resultater

Etter tilkobling i 2003 og rognplanting økte ungfisktettheten (hovedsakelig ørret) fra null til 20-40 ind.pr.100 m² og holdt seg på dette nivået til 2011. Middel vektet skjul var 4,6 og gytearealandel 1,6 % (Tokvamsbekkene) og 3,2 og 0,8 % i Klekkeribekken. Etter tiltakene i 2012 økte vektet skjul til 8,3 og

gyteareal til 6 % (Tokvamsbekkene) og henholdsvis 11,3 og 10 % i Klekkeribekken, mens vanddekt areal ble redusert med henholdsvis 28% og 33%. Samtidig med disse endringene økte gjennomsnittlige ungfisktetthet til 113-138 ind.pr100 m² i Tokvamsbekkene og til 196-256 ind. pr.100 m² i Klekkeribekken. Dessuten ble det funnet ål og stingsild.

Estimert totalantall ungfisk av laks og ørret i bekkene var størst etter terskelfjerning og restaurering i 2012 selv om vanddekt areal ble redusert. I årene 2014-16 var ungfiskestimat for hele bekken mellom 8000 og 9000 i Tokvamsbekkene og mellom 1800 og 2500 i Klekkeribekken, mot opprinnelig henholdsvis ca. 3000 og 500. Det har ikke forekommet flomskader etter tilkobling av løpene.

Vurdering etter vannforskriften (kvalitetsэлемент fisk, før 2003) i tørrlagt tilstand var svært dårlig. Fra 2014 vurderes tilstand for kvalitetsэлемент fisk som svært god. Dette er etter Veileder 2013, gitt at bekkene betraktes for seg som egen vannforekomst. Sett for hele vassdraget har tiltaket bidratt til bedre økologisk potensial.

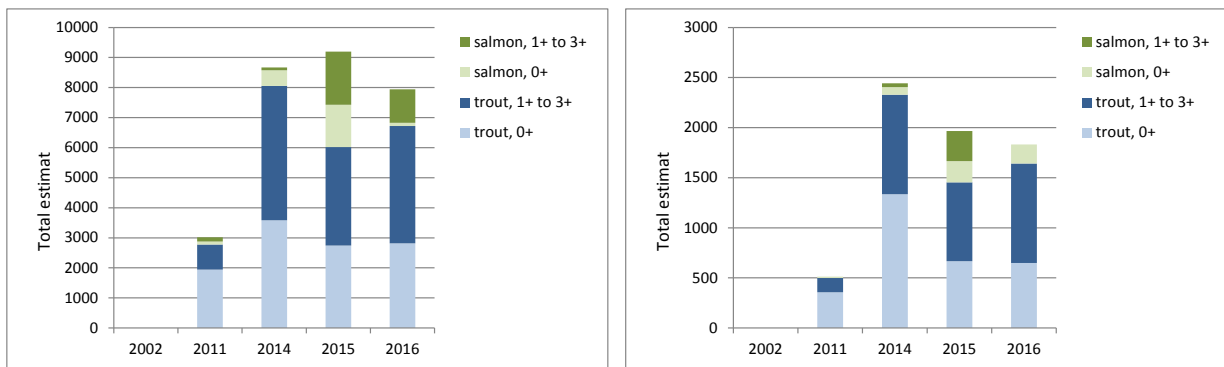


Fig. 72 Estimert totalt antall ungfisk av laks og sjørøret i Tokvamsbekken (venstre) og Klekkeribekken (høyre) for tilkobling i 2002 (0), før restaurering (2011, gjsnnt. tetthet 33-36 ind./100 m²) og etter restaurering (2014-2016, gjsnnt. tetthet 115-256 ind./100 m²). I tillegg ble det funnet ål og stingsild etter 2014.

Konklusjon

- Gjenåpning av tørrlagte sideløp har stort potensial for bedring av lokal miljøtilstand.
- Overdimensjonerte terskler hadde utilsiktet effekt med oppdemming og dårlige bunnforhold for laks og sjørøret.
- Kombinasjon av utlegging av gytegrus og trær, samt ripping av deler av bekken, hadde stor positiv effekt på ungfisktetthet.
- Det var overvåking av ungfisk og habitat som førte til vurderingen av at det trengtes betydelige forbedringer i 2012
- Rognplanting virket først da habitatforholdene var gode nok
- Etter restaurering er det nok naturlig gyting, og rognplanting er ikke lenger nødvendig

Referanser:

Donnum, O. Pulg U., Stranzl. S. Hauer C 2016: Presentation, 11th International Symposium on Ecohydraulics 2016 Melbourne, Australia.

Pulg, Ulrich, Bjørn T. Barlaup, Helge Skoglund, Tore Wiers, Sven-Erik Gabrielsen, Eirik S. Normann 2013: Gyteplasser og sideløp i Aurlandsvassdraget. UNI Miljø LFI rapport nr. 221. Uni Research Bergen

Veileder 02:2013 – revidert 2015. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Miljødirektoratet Trondheim. www.vannportalen.no. http://www.vannportalen.no/globalassets/nasjonalt/dokumenter/veiledere-direktoratsgruppa/02_2013_klassifiserings-veileder_.pdf

7.2 Apeltunvassdraget – god miljøtilstand for fisk i en urban sjøørretelv

Ulrich Pulg, ulrich.pulg@uni.no

Faktaboks

- Urban sjøørretelv med sterkt redusert fiskebestand
- Bygging av fiskepassasjer, grus og steinutlegg, reetablering av kantvegetasjon 2009-2016
- Konklusjon: Etter vannforskriften er økologisk tilstand for fisk endret fra dårlig til god. Alle fiskearter til stede, sjøaure dominerer
- Kostnader: Anleggskostnader for fysiske tiltak ca. 800.000 NOK, Planlegging: ca. 200.000 NOK.
- Samarbeid mellom Uni Research Miljø LFI, Lagunen AS, Steinerskolen, Bergen Sportsfiskere, Bergen kommune



Fig. 73 En naturtypisk strekning i Apeltunvassdraget. Et viktig tiltak for å nå miljømålet var å ta vare på resterende strekninger med naturtypiske egenskaper. Konkret betyr dette å følge med fortløpende, stoppe ulovlige inngrep og forurensing, snakke med utbyggere, utvikle løsninger, redusere tillatt forurensing.

Bakgrunn

Apeltunvassdraget er en liten urban elv i søndre bydel i Bergen. Den er ca. 4 km lang, har 3 innsjøer i anadrom del, og middelvannføringen er ca. 400 l/s. Bekkener gyte- og oppvekstområde for sjørret, men av ulike årsaker har sjørretbestanden vært redusert med over 60 % i forhold til historiske opplysninger. Hovedårsak til bestandsnedgangen var vandringshindre, kanalisering, bekkelukking og forurensing. Fra 2009 ble det satt i gang habitattiltak i regi av interessegrupper, særlig av Bergen Sportsfiskere (BS) og Steinerskolen på Skjold. Fra 2013 ble det initiert et restaureringsprosjekt med formål om å nå god tilstand for fisk. Initiativet ble styrt av Uni Research Miljø LFI og bygget på et bredt samarbeid med Steinerskolen, BS, Bergen kommune, Bybane Utbygging, Statens Veivesen, Lagunen AS m.fl. Kjøpesenteret Lagunen som ligger ved elven finansierte mesteparten av tiltaksplanlegging, gjennomføring og overvåking.



Fig. 74 Venstre: Montering av bunnelementer i en betongkanal som var vandringshindrende ved lav og middels vannføring. Høyre: Fra bygging av fisketrappen ved Osbanekulverten (hybridtrapp).

Problemstilling og diagnose

2009: vandringsbarrierer for fisk, bekkelukking, kanalisering og forurensing. Mangel på gyteplasser og skjul

Tiltak

2009-2017: Ivareta elvestrekninger med god habitatkvalitet, inkludert tilsyn og stopp av ulovlige inngrep.

2009: Etablere fiskevandring over vanninntak og terskel

2014: Fiskepassasje gjennom betongkanal

2015: Etablering av fiskepassasje i veikulvert

2010-2016: Restaurering av gyteplasser ved utlegging av gytegrus

2012-2016: Forbedring av skjul med harving, steinutlegg og døde trær

2014-2016: Bedring av vannkvalitet i Apeltunvannet med utpumping av saltlag (veisalt)

Det var ikke mulig å restaurere fluviale prosesser med naturlig erosjon langs breddene i hele bekken. Permanent lukkede strekninger (10 %) ligger først og fremst under hovedveier, i kulverter som ikke kunne gjenåpnes. Strategien var derfor å bedre habitatforholdene mest mulig langs de elvestrekningene der det var mulig å gjøre noe (ca. 40 %), og å ta vare på de resterende strekningene med god miljøtilstand (ca. 50 %). Det var et mål å gjøre hele det opprinnelig anadrome arealet tilgjengelig igjen med hjelp av fiskepassasjer.

Resultater

Gytearealet økte fra 14 % til 24 % og var bedre fordelt i vassdraget etter tiltaket. Vektet skjul ble økt fra 7 (gjennomsnitt) til 11-20 i de strekningene der det var mulig å gjøre noe. Av den opprinnelig anadrome strekningen ble ca. 4 km gjort tilgjengelig for fisk igjen. Anadromt elveareal økte dermed fra 6025 m² i 2010 til 10253 m². Gjennomsnittlig ungfisktetthet for hele elvearealet inkludert kulverter økte fra 78 ind./100 m² til 114 ind./100 m². Bestanden er dominert av sjørret, men siden 2014 har det også dukket opp laks i nedre del. I 2010 ble antall gytefisk av sjørret anslått til ca. 100, i 2016 var estimatet over 300 gytefisk. Samlet sett for det anadrome elvearealet ble det estimert et ungfiskantall for ørret på ca. 4700 i 2010 og 11600 i 2016. For det opprinnelige habitatet ble det estimert et ungfiskpotensial på 12900 (Fig. 76). Alle forventede

ferskvannarter var til stede etter 2014 (sjørret, laks, ål, stingsild), og sjørret dominerer. I følge klassifiseringsveilederen DV 2015 og den bestandsbaserte vurderingen, klassifiseres det «god tilstand» for fisk i 2016.



Fig. 75 Harving med gravemaskin og tilførsel av gytegrus har bedret habitatforholdene for sjørret

Konklusjon:

- Det er mulig å nå god tilstand for fisk i urbane bekker, i dette tilfelle med en kombinasjon av forskjellige habitattiltak.
- Reetableringen av vandringsmulighet for fisk og bedre fordeling av gyteplasser bidro mest til den positive utviklingen.
- En forskningsbasert kartlegging og tiltaksplanlegging, privat - offentlig samarbeid, bidrag fra skoler og foreninger samt en klar målsetting fra starten, har bidratt vesentlig til suksessen.

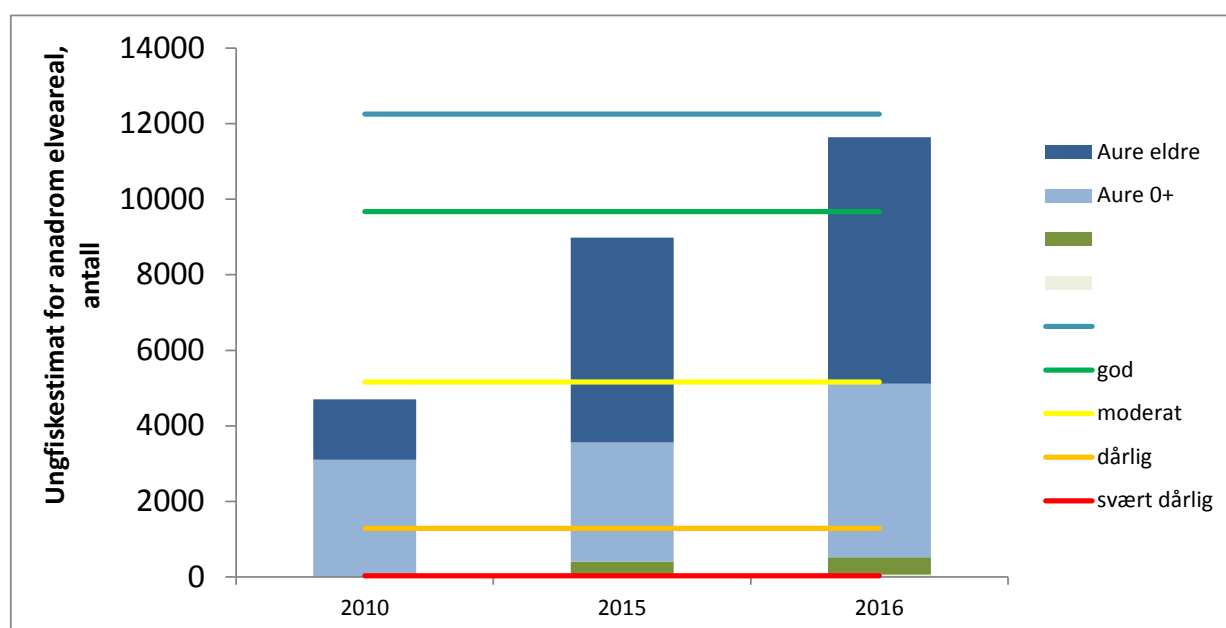


Fig. 76 Estimert totalantall ungfisk av ørret og laks i anadrom del av elven, samt tilstandsklasser etter vannforskriften (Veileder 2013:2).



Fig. 77 Integrering av lokale interessegrupper og skoler bidro ikke bare til mange dugnadstimer men også til mye lokalkunnskap og forankring av arbeidet i bydelen. Her lærer Reidar Staalesen, elever fra Steinerskolen, medlemmer av Bergen Sportstfiskere og Hordaland Jeger og fiskerforbund i aksjon.

Referanser

Pulg, U., Velle G., Stranz, S. Olsen, E. 2018: Apeltunvassdraget – miljøtilstand, tiltak og utvikling av fiskebestand. Uni Miljø LFI rapport – *i prep.* Uni Research Bergen

<https://www.facebook.com/apeltunvassdraget/?fref=ts>

7.3 Habitattiltak i kanaliserte deler av Frafjordelva

Espen Olsen Espedal, Espen.Espedal@uni.no

Faktaboks

- Økning av morfologisk variasjon, skjul og gyteplasser i ensformet, erosjonssikret elvestrekning
- Tiltak: steinutlegg og harving
- Ungfisktettheter av laks har økt og voksen laks er bedre fordelt i elven
- Strekningen ble også et mer attraktivt fiskeområde
- Tiltakshaver: Stavanger&Rogaland Jeger og Fiskerforening i samarbeid med Frafjordelva grunneierlag og Uni Research Miljø LFI

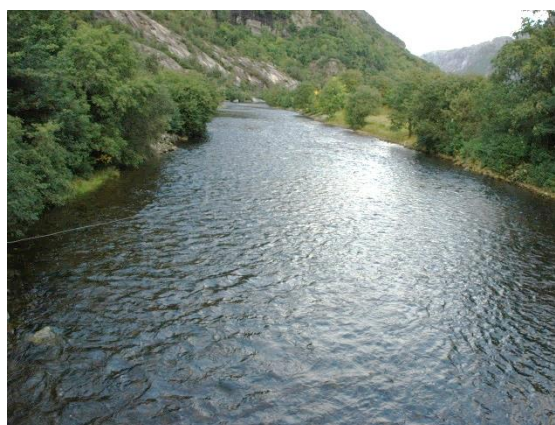


Fig. 78 Tiltaksområder før (venstre) og etter (høyre) steinutlegg og harving.

Bakgrunn

Nedre deler av Frafjordelva var preget av kanalisering som følge av jordbruksvirksomhet. Dette medførte at strekningene hadde lite morfologisk variasjon, lite oppveksthabitat for ungfisk og mangel på gyteområder. Oppvekstområder for ungfisk var begrenset av skjul som følge av stillestående vann og mangel på substratdynamikk. Gyteområder og standplasser var tilnærmet fraværende, da det ikke fantes gytebrekk og holer med gode standplasser på strekningen. Dette reflekterte seg også i lave sportsfiskefangster, siden laksen ikke benyttet området til annet enn transportstrekning på vei mot gyteplassene i øvre deler av elven. I perioden 2013 - 2016 ble det iverksatt steinutlegg i form av oppløste buner for å øke hydromorfologisk variasjon, substratdynamikk, skjul og gytehabitat. Videre ble det gjort steinutlegg i form av stor stein og etablering av dypål i hydrologisk egnede områder for å skape standplasser for voksen fisk. I forbindelse med tiltakene ble også substratet i nedre deler harvet for å skape mer skjul for ungfisk. Tiltakene ble overvåket med transektelektrofiske, skjulmåling og gytefisketelling.



Fig. 79 Bygging av buner satt opp av enkeltstein i nedre deler av elven i 2013



Fig. 80 Stein ble lagt ut enkeltvis og i grupper slik at de samlet danner buner gjennom enkeltsteinens oppstuingseffekt. Dimensjonering ble valgt for middel vannføring til ca. årsflom. Ved lav vannføring virker steinene knapt oppstuende og låser ikke elvebunnen. Massetransport og sedimentdynamikk finnes fortsatt.

Problemstilling og diagnose

Homogen, ryddet og erosjonssikret elvestrekning med dårlig fysisk habitatkvalitet; lite skjul og gyteareal, lite morfologisk variasjon.

Tiltak

- Steingrupper og buner av enkeltstein på flere lokasjoner på strekningen (2013-2016)
- Etablering av variert dypål med hjelp av steinutleggene (elv i elv)
- Utlegg av stein for å skape standplasser for voksen laks
- Kompakte sedimenter ble harvet for å skape mer skjul og gytemuligheter
- Før 2014 ble det plantet rogn av laks i området.

Resultater

Ut fra tidligere resultater fra 2012 og 2013 (Miljødirektoratet, 2014) før tiltakene ble iverksatt, har ungfiskproduksjonen i tiltaksområdene økt frem til 2016 (Fig. 3). I 2013 var tettheten av ungfisk av laks 74,4 laks/100m² mens den i 2016 var 123,7 laks/100m².

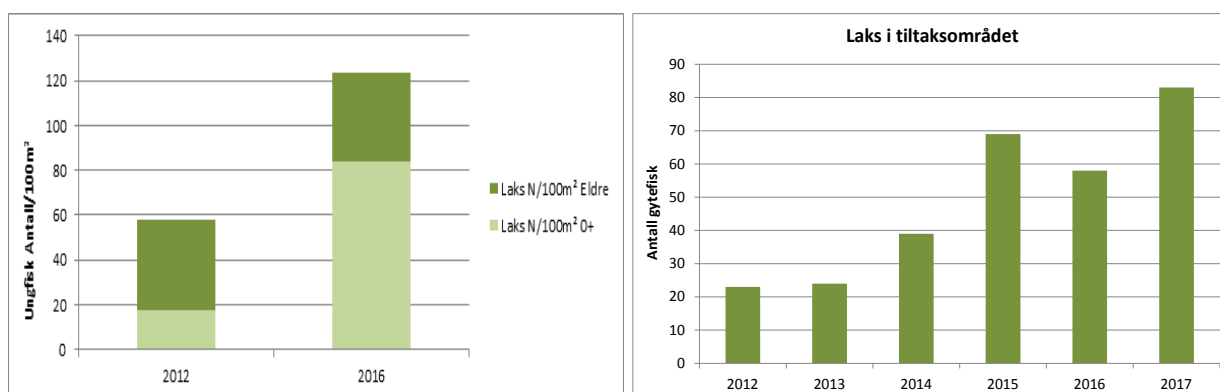


Fig. 81 Gjennomsnittlige ungfisktettheter fra første gangs overfiske på NINAs stasjon 8, 9 og 10 fra 2013 (rapportert i Miljødirektoratet, 2014) samt egne data fra transektfiske på tre stasjoner i samme område i 2016. På høyre figur: Data fra gytefisktellinger i tiltaksområdet fra 2012 til 2016.

Substratet ble renset som følge av harving og vektet skjul har økt betraktelig i området. Nye gytebrekk ble etablert i forbindelse med steinutleggene, og disse ble det registrert fisk på under gytefisktellene. Gytefisktellinger viser videre en moderat økning i antall gytelaks på restaureringsområdet etter arbeidet ble iverksatt i 2013 (Fig. 4). I følge fiskere har fangst og observasjon av fisk i området økt.

Konklusjon

- Bedre gyteforhold og økt skjul har bidratt til større ungfisktettheter av laks, selv om rognplantning ble redusert og så stoppet.
- Større variasjon, stein og dypåler har gitt mer attraktive standplasser for fisk og bidratt til en jevnere fordeling av voksen laks i elva.
- Tiltaket betraktes som kostnadseffektivt.



Fig. 82 Eksempelbilder av substrat før- (venstre) og etter (høyre) tiltakene i nedre deler av elven i hhv. år 2012 og 2014. Legg merke til ungfisken som står over nyharvet substrat på høyre bilde.

Referanser:

Olsen E., Pulg U 2017 : Habitattiltak i Frafjordelva i Ryfylke. pH-Status 1/2017. Norges Jeger og Fiskerforbund. «pH-status» v/NJFF-Hordaland Tverrgaten 4/6, 5017 Bergen. ISSN 0808-4882

<http://www.miljodirektoratet.no/Documents/publikasjoner/M208/M208.pdf>

7.4 Fjerning av terskler i kombinasjon med utlegging av gytegrus i Nidelva, Arendal

Sven-Erik Gabrielsen, Sven.Gabrielsen@uni.no

Faktaboks

- Sterkt forbedret økologisk potensial med høyere fiskeproduksjon i justert tiltaksområde.
- Gjennomføring: 2007
- Kostnader: Anleggskostnader ca. 1.5 mill. NOK, Planlegging: ca. 750 000.- NOK.
- Byggherre: Agder Energi, Kristiansand
- Planlegging: Sintef og Agder Energi
- Biologisk overvåking: Uni Research Miljø LFI, Bergen



Fig. 83 Flyfoto av restfeltstrekningen mellom Rykene og Helle før (øverste bildet) og etter rivningen av de to tersklene i 2007 (nederste bildet). Flyfotoene er hentet på Finn.no.

Bakgrunn

I 2001 ble det utarbeidet en tiltaksplan for å prøve å øke fiskeproduksjonen i Nidelva, Arendal. I denne tiltaksplanen var det fokus på problemstillingene angående oppvandring av laks, forsøk med lokkeflommer i restfeltet og tillaging av gyteområder i restfeltet. Basert på tiltaksplanen og erfaringer opparbeidet i perioden etter 2001, ble det utarbeidet et nytt forslag for prioriteringer av tiltak for å fremme reetablering av laks i Nidelva. I forbindelse med kalkingen av Nidelva i 2006 ble det lagt vekt på en styrt reetablering av laks, en tilrettelegging for enklere oppvandring av fisk til gyteområdene og en justering av gyte- og oppvekstforhold på strekningen mellom Rykene og Helle.

Problemstilling

Elvestrekningen mellom Helle og Rykene var lite produktiv med dårlige forhold for gyting og som oppvekstområde for lakseunger. En plan som innebar fjerning av terskler på denne strekningen for å skape et bedre elvemiljø med høyere vannhastighet og kulp-stryk variasjon ble utarbeidet.

Tiltak

To av tre terskler på strekningen ble helt fjernet i 2007. Ved vannføring 15,0 m³/s er vanddekt areal redusert med 35 %.

Terskl fjerningen har ført til høyere vannhastigheter, grunnere områder og mer variert vannstrøm.

Det ble lagt ut gytegrus som totalt dekket 870 m² med elvebunn. Gytegrusen ble jevnt fordelt på fem ulike lokaliteter.

Resultat

I perioden 2003-2015 ble det gjort en evaluering av tiltakene med å fjerne tersklene og den utlagte gytegrusen. Et av de viktigste resultatene av terskl fjerningen, var at flere områder hadde blitt tatt i bruk til gyting i restfeltstrekningen mellom Rykene og Helle (Fig. 84). Tidligere var det bare på grusutleggene at det ble registrert gytegroper, mens det sist i prosjektperioden ble registrert gytegroper i nye områder. De nye områdene som var blitt tatt i bruk, er trolig opprinnelige gyteområder slik de var før tersklene ble etablert. Den utlagte gytegrusen ble over tid spylt ut og kun ett av fem områder er ikke spylt ut. Denne gytegrusen ligger i gjenværende terskelbasseng med lav vannhastighet og rolige bunnforhold. Etter at tersklene ble fjernet og ettersom både gytefisken og vannstrømmen har fått bearbeidet elvebunnen, har denne løsnet mer og mer og flere og større områder er blitt tilgjengelig for gyting. Før tersklene ble fjernet var det ikke gytemuligheter på strekningen, mens registrert gyteareal i 2015 var 1 700 m². Dette viser at restfeltstrekningen var et viktig område for gyting før tersklene ble etablert, og at tersklene førte til at disse områdene ble sedimentert og kittet igjen og ble utilgjengelig for gyting. Nå som tersklene er blitt fjernet, har elvedynamikken med god hjelp fra gytefisken, gjort disse områdene tilgjengelig igjen. Som en følge av dette har produksjonen av fisk økt betydelig på denne strekningen (Fig. 85). I perioden før tersklene ble fjernet, var tetthetene av laks lave med et årlig snitt på 2 fisk pr. 100 m². I perioden etter har tetthetene vært markant høyere med et tilsvarende snitt på 42 fisk pr. 100 m².

For ørreten sitt vedkommende, viser tetthetene ingen positiv respons, og generelt har tetthetene av ørret vært svært lave både før og etter tiltaket med å fjerne tersklene i Nidelva. I tillegg til laks og ørret har det blitt fanget abbor, gjedde og ål på strekningen mellom Rykene og Helle. Det ser ut til at forekomsten av abbor og gjedde har blitt redusert som følge av tiltaket med å fjerne de to tersklene.

Konklusjon

- Tersklene førte til oppdemming og dårlige bunnforhold for fisk. Spesielt fravær av muligheter til gyting var en svært negativ effekt av tersklene.
- Fjerning av terskler har stort potensial for bedring av økologisk tilstand eller potensial (GØP) – i dette eksemplet med langt høyere fisketettheter i tiltaksområdet.
- Vurderinger av redusert vanddekt areal må avveies mot forventet effekt på fiskeproduksjonen.
- Utlegging av gytegrus må gjøres på lokaliteter i elva hvor gytegrusen ikke spyles ut. Dette kan være vanskelig å forutsi. Små prøveflater er å foretrekke, før man eventuelt legger ut større mengder med gytegrus.



Fig. 84 Oversikt over registrerte gytegrøper i restfeltstrekningen mellom Rykene og Helle i Nidelva i perioden 2003-2015. De grå områdene er fra før tersklene ble revet, mens oransje områder er i perioden etter. De oransje områdene er nye gyteområder som er blitt tilgjengelig etter at gytefisken og vannstrømmen har bearbeidet og løst opp gytegrusen. Denne gytegrusen var kittet fast i elvebunnen på grunn av lav vannhastighet, som følge av at disse tidligere lå i terskelbassengene. I 2015 ble det registrert noen tørrlagte gytegrøper vist som røde punkter.

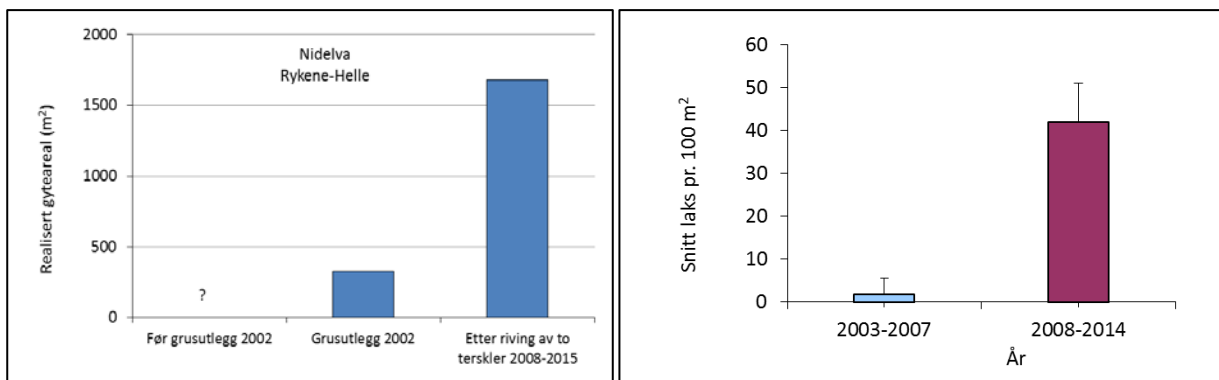


Fig. 85 **Venstre:** Realisert gyteareal på strekningen mellom Rykene og Helle før og etter utlegging av gytegrus i 2002, og etter at tersklene ble fjernet i 2007 og frem til 2015. **Høyre:** Gjennomsnittlig antall laks fanget pr. år på strekningen før og etter habitatjusteringen nedstrøms Rykene i perioden 2003-2014. Det ble ikke utført ungfiskundersøkelser i 2015.

Referanser

- Gabrielsen S.-E., Barlaup B.T., Lehmann G.B., Pulg U., Skoglund H., Skår B., Wiers T., Sandven O.R. 2012: Tiltak for å øke produksjonen av laks i Nidelva i perioden 2002-2012. Uni Miljø LFI-rapport 201. Uni Research Bergen
- 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.

7.5 Etablering av ledebuner og utlegging av steiner og blokker for å øke fiskeproduksjonen i Teigdalselva, Voss kommune

Sven-Erik Gabrielsen, Sven.Gabrielsen@uni.no

Faktaboks

- Forbedret økologisk potensial. Økt fiskeproduksjon i tiltaksområdene.
- Gjennomføring: 2014
- Kostnader: Anleggskostnader ca. 800 000.- NOK, Planlegging: 150 000.- NOK.
- Tiltakshaver: Bergenshalvøens Kraftselskap (BKK), Bergen med Uni Research Miljø LFI

Bakgrunn

I 1994 ble det lagt ut steingrupper for å prøve å øke fiskeproduksjonen i Teigdalselva, Voss kommune. Konklusjonen fra dette arbeidet var at det hadde ført til en økt fiskeproduksjon og at slike tiltak var bedre egnet til å øke fiskeproduksjonen enn tradisjonell fiskekultivering i regulerte elver med sterkt redusert vannføring (Fjellheim et al. 2003). Basert på dette arbeidet ble det utført nye habitattiltak på tre ulike områder i Teigdalselva i 2014 for å bedre leveområdene for fisk (Gabrielsen et al. 2016). Elvebunnen på disse tre strekningene var «steril» og hadde lav kompleksitet og dermed få standplasser og skjulesteder for både ungfisk og gytefisk. Egnede habitattiltak var ledebuner (strømsettere), utlegg av blokker og steiner, uttak av løsmasser og rotvelting av noen trær langs elvebredden. Hensikten med de foreslåtte habitattiltakene i Teigdalselva var å bedre forholdene for gyting, samt å øke hulromkapasiteten i elvebunnen for å gi økt kvalitet på leveområdene for ungfisk.

Problemstilling

Elvestrekningen var lite produktiv med dårlige forhold for gyting og som oppvekstområde for fisk. En plan som innebar etablering av åtte ledebuner/strømsettere, utlegg av blokker og steiner, uttak av noe løsmasser og rotvelting av noen trær langs elvebredden ble utarbeidet.

Tiltak

Åtte ledebuner ble etablert i 2014. Blokkene i ledebunene var fra 1,0-1,5 m.

Ved samtlige ledebuner ble det lagt ut både kålhodestore steiner (20-30 cm) og større blokker (1,5-3,0 m) nedstrøms og oppstrøms ledebunen.

Et ukjent antall trær ble rotveltet langsmed elvebredden. Kun i områder der kantvegetasjonen på forhånd var svært tett ble det rotveltet ett og annet tre.



Fig. 86 Strømsettere/ledebuner (øverst), rotvelt av trær og steinutlegg var aktuelle habitattiltak som ble gjennomført i Teigdalselva høsten 2014.

Resultat

I 2015 og 2016 ble det gjort en evaluering av habitattiltakene. Et av de viktigste resultatene av tiltakene var at samtlige strømsettere har ført til en bedre romlig fordeling av gytemuligheter for fisk i øvre del av Teigdalselva. Tidligere var det bare på sporadisk gyting på strekningen, mens det ble registrert gyting på samtlige ledebuner i 2016. Samtlige strømsettere har ført til en bedre romlig fordeling av gytemuligheter for fisk i øvre del av Teigdalselva. Dette betyr at det er dannet plasser som er egnet for gyting i alle områder med habitattiltak, mest sannsynlig grunnet bedre vannhastighetsforhold og skjulforhold for gytefisk. Den registrerte eggoverlevelsen var høy med gjennomsnittlig overlevelse på 99 % i 2015 og 90 % i 2016. Gjennomsnittlig vanddyb over gytegroppene var 43 cm og gjennomsnittlig gravedyp var 12 cm i 2015. Tilsvarende for undersøkelsene i 2016 var hhv. 39 cm og 10 cm. Basert på en isoelektrisk fokusering av innsamlet rogn fra hver gytegropp, var samtlige registrerte gytegropper var gytt av sjørøret.

Det ble gjennomført et elektrisk fiske høsten 2015 og 2016 for å undersøke tettheter av ungfisk. Det ble funnet høyere tettheter av både årsunger og eldre ungfisk i områdene med habitattiltak, sammenlignet med de undersøkte referanseområdene rett utenfor habitattiltaket (Fig. 89 & Fig. 88). En sammenslåing av dataene viser tydelig at tetthetene av både årsunger og eldre fisk er langt høyere i habitattiltaksområdene sammenlignet med referanseområdene. Det var ca. 5 ganger så mange årsunger og ca. 28 ganger så mange eldre ungfisk i de habitatjusterte områdene enn i referanseområdene. Resultatene indikerer videre at områder med habitattiltak er langt viktigere for eldre ungfisk enn de er for årsunger. Det ble kun fanget 4 eldre ungfisk utenfor habitattiltakene, mens det i tiltaksområdene ble fanget 106 fisk. For årsungene var tallene hhv. 33 og 165. Dette skyldes at større fisk trenger større hulrom (skjul) enn mindre ungfisk. Små årsunger kan finne slike små hulrom i elvebunn bestående av grus, mens eldre ungfisk er for store for disse hulrommene.



Fig. 87 Undersøkelse av gyteaktivitet ved en ledebune av enkeltstein i Teigdalselva våren 2015.

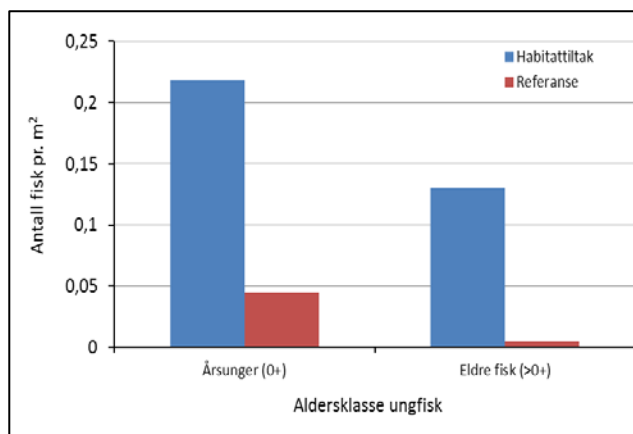


Fig. 88 Gjennomsnittlige tettheter av årsunger (0+) og eldre fisk (>0+) pr. m² for samtlige områder med habitattiltak og referanseområder i Teigdalselva i årene 2015 og 2016.



Fig. 89 Typisk fangst av ungfisk fra et område med lite skjul (referanse, venstre bølge) og fra et område med bedre skjul (habitattiltak, høyre bølge).

Konklusjon

- Etablering av ledebuner og utlegging av steiner og blokker samt rotvelt av trær i områder som har lav hydromorfologisk variasjon, har stort potensial for bedring av miljøtilstand – i dette eksemplet økt fiskeproduksjon innenfor justerte områder.
- Det ble funnet høyere tettheter av både årsunger og eldre ungfisk i de habitatjusterte områdene enn det ble funnet på referansestrekningene.
- Samtlige ledebuner har ført til en bedre romlig fordeling av gytemuligheter for sjørretn i øvre del av Teigdalselva.
- Det kunne med fordel ha vært plassert ut flere blokker og steiner i elvebunnen for å øke omfanget av tiltakene og dermed habitatkvaliteten i de sterile områdene. En analyse av det totale tilgjengelige arealet på de tre habitatjusterte områdene, viser at kun 2 % av dette arealet var blitt justert. En økning vil forsterke miljøtiltaket ytterligere og føre til en lang høyere fiskeproduksjon.

Referanser

- Fjellheim, A., Barlaup, B.T., Gabrielsen, S.E. & Raddum, G.G. 2003. Restoring fish habitat as an alternative to stocking in a river with strong reduced flow. *Ecology & Hydrobiology* 3: 17-26.
- Gabrielsen, S-E., Skår, B., Normann, E.S., Wiers, T. & Birkeland, I.B. 2016. Habitattiltak i Teigdalselva, Hordaland. Uni Research Miljø LFI. Rapport nr. 281. 17 s + vedlegg.

7.6 Restaurering av gyteplasser for ørret i Bjornesfjorden på Hardangervidda – et langt skritt i retning naturtilstand sammenliknet med bruk av settefisk

Bjørn Torgeir Barlaup, bjorn.barlaup@uni.no

Faktaboks

- Gjennomføring: 1999-2007, 2013
- Tiltakshaver: Statkraft med Uni Research Miljø LFI
- Konklusjon: vellykket reetablering av viktige gyteplasser har gitt grunnlag for å oppheve pålegget om fiskeutsettinger

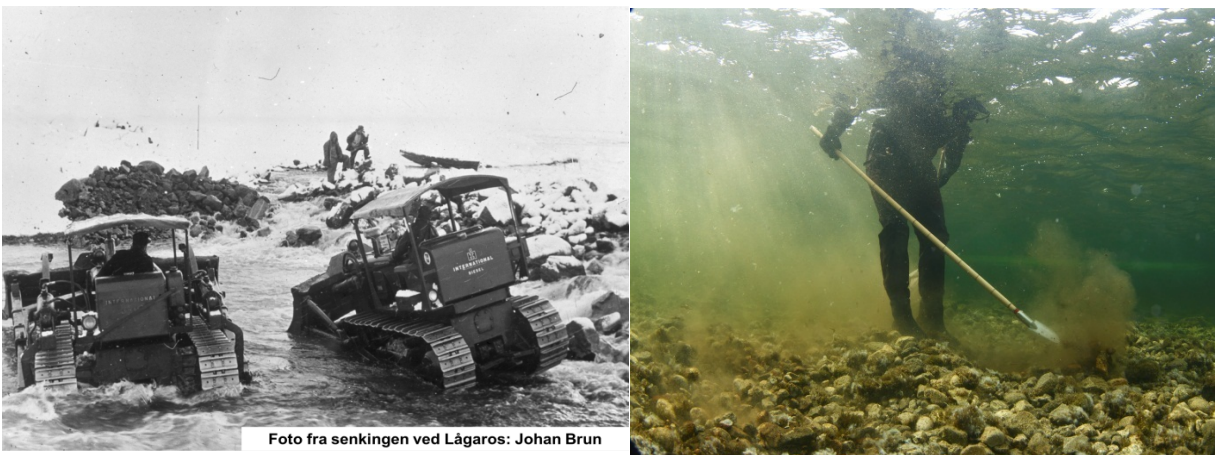


Foto fra senkingen ved Lågaros: Johan Brun

Fig. 90 Senkingen av Bjornesfjorden i 1959 (venstre) og inspeksjon av tiltaksgrus lagt ut for å restaurere gyteplassene om lag 40 år senere.



Fig. 91 Utlegging av gytegrus i Bjornesfjorden i ved bruk av helikopter. Grusen var i forkant sortert til spesifisert kornfordeling, pakket i storesekk og transportert inn til Bjornesfjorden med beltevogner.

Bakgrunn

I 1959 ble Bjornesfjorden senket 0,8 m ved å grave og å sprengne en 200 m lang senkningskanal på østsiden av utløpsosen ved Lågaros. I tillegg ble Meinsbusundet og Nøresundet senket med ca. 0,7 m. Senkningen av vannstanden var midlertidig og varte fra høsten 1959 til våren 1960 da utløpet ble hevet slik at vannstanden i Bjornesfjorden ble tilbakeført til sitt opprinnelige nivå. Men senkningen førte til varige skader på gyteområdene ved henholdsvis Meinsbusundet, Nøresundet og på utløpet ved Lågaros. Etter befaringen av sundene i 1960 skrev fiskerikonsulent Trygve Løkensgard at sundene tidligere var ”svært gode gyteplasser, som nu er ødelagt sannsynligvis også for fremtiden” og det ble påpekt at dette også gjaldt deler av det kjente gyteområdet på utløpsosen ved Lågaros. Senkningen førte til ødeleggelse av gyteområdene fordi gytegrusen ble mekanisk fjernet. Resultatet var at bunnsubstratet ble endret til mer finpartikulært materiale i form av sand og silt og de tidligere gyteplassene var dermed i hovedsak tapt. Som en følge av dette ble regulanten pålagt å bidra med kompensierende tiltak i form av fiskeutsettinger.

Ved fiskebiologiske undersøkelser utført i 1999 og i 2000 ble det ved snorkling funnet et fåtall gytegroper i Meinsbusundet og Nøresundet. Eggoverlevelsen i gropene var unormalt lav (17,5 %). Dette var trolig som følge av et høyt innslag av sand som igjen hadde ført til oksygensvikt. Imidlertid ble det vurdert som positivt at ørretn stadig gytte på de tidligere gyteområdene selv om områdene tydelig var forringet av senkningen i 1959. På denne bakgrunn ble det iverksatt et arbeid for å reetablere og restaurere gyteplassene i 2002 ved utlegging av gytegrus (tiltaksgrus). I de etterfølgende årene ble det gjort undersøkelser av antall gytegroper og eggoverlevelsen i tiltaksgrus og i naturlig forekommende grus/sand på områdene. Resultatene fra dette arbeidet ga igjen grunnlag for at det ble utført en justering av tiltakene ved supplerende utlegging av gytegrus i april 2006.

Problemstilling og diagnose

Fra 1959 til 1960: Midlertidig senkning av to to sund (Meinsbu og Nøresundet) og utløpsosen ved Lågaros ved bruk av bulldozere. Arbeidet fører til tap eller forringelse av viktige gyteområder for ørretn i Bjornesfjorden ved at gytegrusen mekanisk fjernes eller blandes inn med sand. Det var kjente og antatt viktige gyteområder som ble rammet. Gyteområder som i liten grad var utsatt for tørrelegging og frost slik tilfelle er for mange av gyteplassene i tilløpsbakkene. Regulanten blir derfor pålagt utsetting av fisk som kompensierende tiltak.

1999/2000: Prøvetaking ved snorkling viser at gyteplassene er tapt eller forringet. Samtidig blir det påvist et fåtall gytegroper som gir grunnlag for å iverksette tiltak. I denne vurderingen ble det lagt vekt på 1) at sannsynlighet for å lykkes var relativt god siden det stadig forekom spredt gyting selv 40 år etter inngrepene og 2) at disse gyteområdene var viktige fordi de ikke var utsatt for skuring, tørrelegging og frost slik tilfelle ofte er med gyteområdene i tilløpsbakkene.

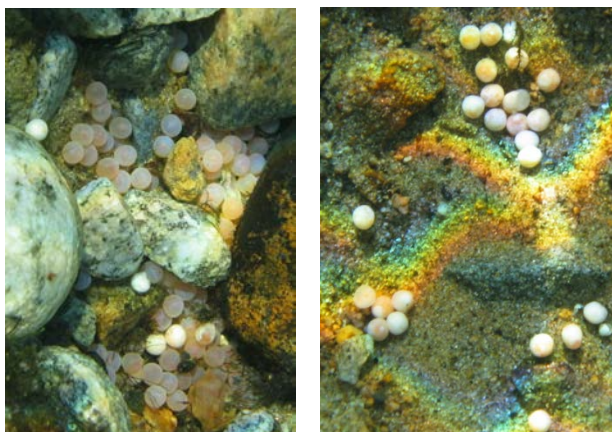


Fig. 92 To gytegroper fra Meinsbusundet. Til venstre vises gytegroper med høy eggoverlevelse i tiltaksgrusen, mens til høyre vises gytegroper med lav eggoverlevelse i naturlig grus som har stort innslag av sand.

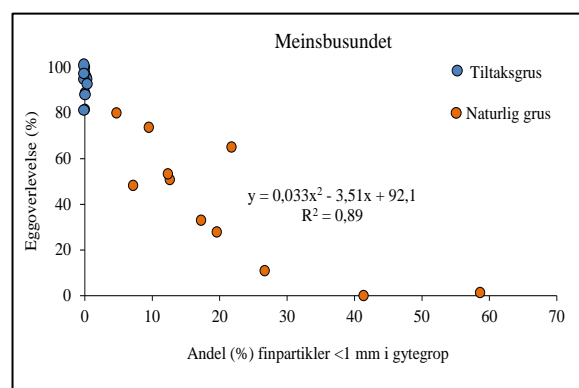


Fig. 93 Eggoverlevelse plottet mot prosentandel finpartikler < 1 mm i gytegroper lagt i tiltaksgrus og i gytegroper lagt i opprinnelig grus på gyteplassen i Meinsbusundet.

Tiltak

2000: Beslutning om at gyteområdene som ble ødelagt ved senkningen i 1959 skulle restaureres. Bestilling av tiltaksgrus med spesifisering ≥ 80 % innenfor intervallet 2 til 4 cm kornstørrelse.

2002: Første utlegging av grus. Etterundersøkelser viser at en del av den utlagte grusen var for grov i forhold til de spesifikasjoner gitt i bestillingen og at ørreten valgte å gyte på områdene med tiltaksgrus som var mest strømrike.

Basert på disse erfaringene, ble det i mai 2006 tilført mer tiltaksgrus på utvalgte områder i Meinsbusundet og ved Lågaros.

Med utleggene i 2002 og 2006 ble det totalt lagt ut om lag 84 tonn grus som dekker et areal på om lag 275 m² i Meinsbusundet, 543 m² på utløpet ved Lågaros og 92 m² i Nøresundet.

Resultater

Ved etterundersøkelser utført i løpet av 2003-2007 og 2013 har det til sammen blitt funnet 207 gytegroper ved Lågaros, 97 i Meinsbusundet og kun 5 i Nøresundet. Disse resultatene viser at ørreten tok i bruk områdene og i hovedsak valgte å gyte på områdene som hadde den mest gunstige vannhastigheten. Eggoverlevelsen funnet i tiltaksgrusen var normalt høy (> 75 %). Tiltakene har derfor gitt en betydelig økning i det tilgjengelige og realiserte gytearealet. Rogn som er gytt på tiltaksområdene vil være beskyttet mot isskuring og stranding/uttørring som kan ramme andre og mer utsatte gyteområder for Bjornesørreten. Spesielt gjelder dette innløpsbekkene. Tiltakene har derfor gitt en økt naturlig rekruttering av ungfisk til ørretbestanden i Bjornesfjorden som med stor sannsynlighet også opprettholdes i et mer langsiktig perspektiv. På bakgrunn av de positive effektene av restaureringstiltakene opphørte bruken av settefisk fra og med 2006. Prøvefisket utført i august 2013 viste at settefisken da var faset ut av bestanden. Tidligere undersøkelser viste at settefisken normalt utgjorde i størrelsesorden 10-30 % i næringsfiske. I hvor stor grad restaureringen av gyteplassene bidrar til å kompensere for fraværet av settefisk er imidlertid vanskelig å tallfeste. Likevel er det klart at tiltakene har endret rekrutteringssituasjonen et langt skritt i retning av naturtilstanden slik den var før senkningen i 1959. Fra et biologisk ståsted vurderes restaureringen av gyteområdene og den dokumenterte økte naturlige rekrutteringen, som et bedre og mer robust bestandsbevarende tiltak sammenliknet med bruk av settefisk.

Konklusjon

- Restaurering av viktige gyteområder som i liten grad er utsatt for isskuring, tørrlegging og frost har stort potensial for å styrke rekrutteringen til ørret på høyfjellet
- Denne type tiltak vurderes som et biologisk riktig tiltak sammenliknet med bruk av settefisk. I dette tilfellet kunne en basert på resultatene av tiltaket (økt gyting og høy eggoverlevelse) oppheve pålegget om årlig bruk av settefisk.
- Avgjørende med justering/modifisering av tiltaket basert på resultat fra etterundersøkelser. Anbefalt oppfølging i et mer langsiktig perspektiv for å sikre at tiltaket har en varig effekt og ikke forringes av isskuring/utspyling eller sedimentering av sand.

Referanser

Barlaup, B. T., Kleiven, E., Raddum, G.G., Gabrielsen, S.E., Johannessen, A. 2000. Fiskebiologiske undersøkelser i Bjornesfjorden, august 1999. LFI-rapport nr. 111. Zoologisk institutt. UiB.

Barlaup, B.T., Sandven, O.R., Skoglund, H., Gabrielsen, S.E., Wiers, T., Kleiven, E., Lehmann, G., Fjellheim, A., Halvorsen, G.A., Hobæk, A. & Tysse, Å. 2008. Restaurering av gyteområder og prøvefiske i Bjornesfjorden 1999 – 2007. LFI-rapport nr. 150. Unifob.

Barlaup, B.T., S-E. Gabrielsen, H. Skoglund, T. Wiers, G. A. Halvorsen, A. Hobæk, G. B. Lehmann, U. Pulg, B. Skår, E. Normann & A. Fjellheim, 2014. Bjornesfjorden. Restaurering av gyteområder og fiskebiologiske undersøkelser i perioden 1999 – 2013. LFI-rapport nr. 235. Uni Miljø.



Fig. 94 Ørretbestanden i Bjornesfjorden er middels tett og livnærer seg i hovedsak på marflo og skjoldkreps. Veksten stagnerer ikke med økende alder og bestanden har følgelig et betydelig innslag av fisk med vekt på over et halvt kilo.

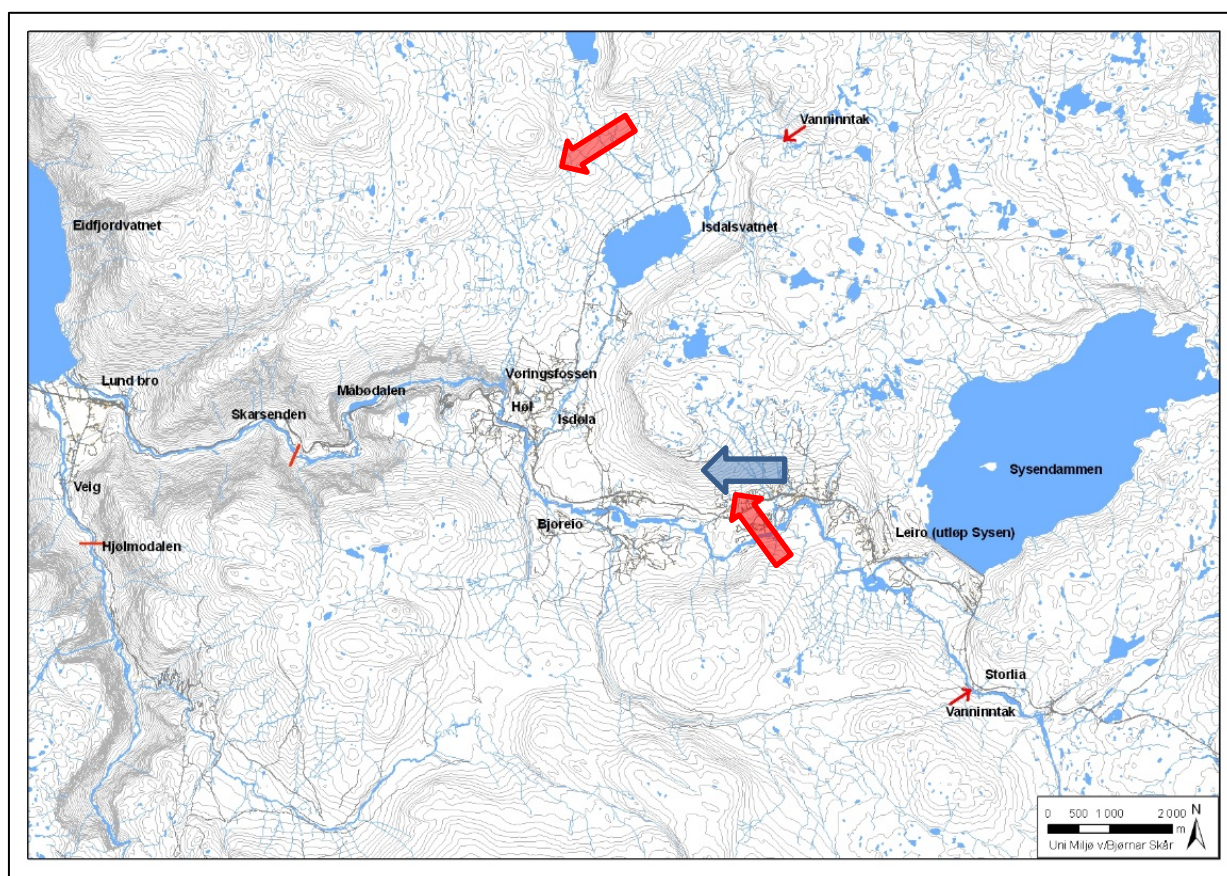


Fig. 95 Kart over Bjoreio med plassering av vanninntak. Normalt føres vannet fra vanninntakene i Isdal og ved Storlia i tunnel til Sysendammen, mens minstevannføringen, som måles ved Høl like oppstrøms Vøringfossen, tappes fra Sysendammen (blå pil). Ved å slippe deler av vannføringen fra inntakslukene i Storlia og Isdal, kan deler av minstevannføringen som ellers må tappes fra kaldt bunnvann fra Sysendammen, erstattes med varmere vann (røde piler).

7.7 Økt vanntemperatur ved endret manøvrering av minstevannføring til Vøringsfossen i Bjoreio, Eidfjordvassdraget

Helge Skoglund, helge.skoglund@uni.no

Faktaboks

- Tapping av kaldt bunnvann fra Sysendammen for å opprettholde minstevannføring ved Vøringsfossen resulterer i redusert vanntemperatur på elvestrekningen nedstrøms i Bjoreio. Dette resulterer i lavere temperatur og dårligere vekst og rekrutteringsforhold på den lakseførende strekningen i Bjoreio.
- Tiltak: Deler av vannføringen slippes fra inntaksdammene i Bjoreio ved Storli og Isdal, slik at bidraget av kaldt vann fra Sysendammen kan reduseres.
- Utført f.o.m. 2004.
- Utført av: Statkraft er regulant, LFI Uni Research Miljø har utført oppfølgende undersøkelser
- Konklusjon: Ved å bytte tapping av kaldt bunnvann fra Sysen med varmere vann Bjoreio og Isdal økes temperaturen på den lakseførende strekningen og blir mer normal.



Fig. 96 Minstevannføring i Vøringsfossen i Bjoreio i perioden 1. juni – 15. september opprettholdes ved tapping av kaldt bunnvann fra Sysendammen, noe som bidrar til redusert vanntemperaturen på elvestrekningen nedstrøms. Ved å slippe deler av vannføringen fra inntaksluker ved Isdal og Bjoreio ved Storli kan vanntemperaturen om sommertid økes og bli nærmere normal. (Foto: Helge Skoglund).

Bakgrunn

Etter reguleringen av Eidfjordvassdraget ble det satt et krav om minstevannføring på 12 m³/s i Bjoreio ved Vøringsfossen i perioden 1. juni – 15. september. Minstevannføringen måles ved Høl, like oppstrøms Vøringsfossen. Vannet fra Sysen tappes fra dypere vannlag og har vesentlig lavere temperatur i sommerperioden enn øvrige tilsig. Dette resulterte i at vanntemperaturen på elvestrekningen nedstrøms har blitt redusert etter regulering, og at vekst- og rekrutteringsforholdene på lakseførende strekning i Bjoreio har blitt dårligere. Fra 2004 begynte Statkraft å endre manøvreringen ved å tappe deler av vannføringen fra vanninntakene Isdal og Bjoreio ved Storlia. Normalt overføres vannet fra disse inntakene til Sysenmagasinet, men ved å tape vann gjennom luker i dammene kan dette vannet erstatte tapping av kaldere vann fra Sysendammen. Ettersom minstevannføringen uansett må opprettholdes, gir ikke denne manøvreringen tap av kraftproduksjon. Tiltaket har blitt evaluert gjennom logging av temperaturer og overvåking av fiskebestanden på lakseførende strekning i perioden 2004-2017.

Tiltak: endret manøvrering av vannslipp til minstevannføring

- Endring i manøvrering av vannslipp til minstevannføring til Vøringsfossen (min. 12 m³/s):
- Isdal: ca. 1,5 m³/s fra medio juni til medio september
- Bjoreio ved Storlia: ca. 1-3 m³/s fra medio juni til medio september
- Tapping av kaldt vann fra Sysendammen kan reduseres tilsvarende

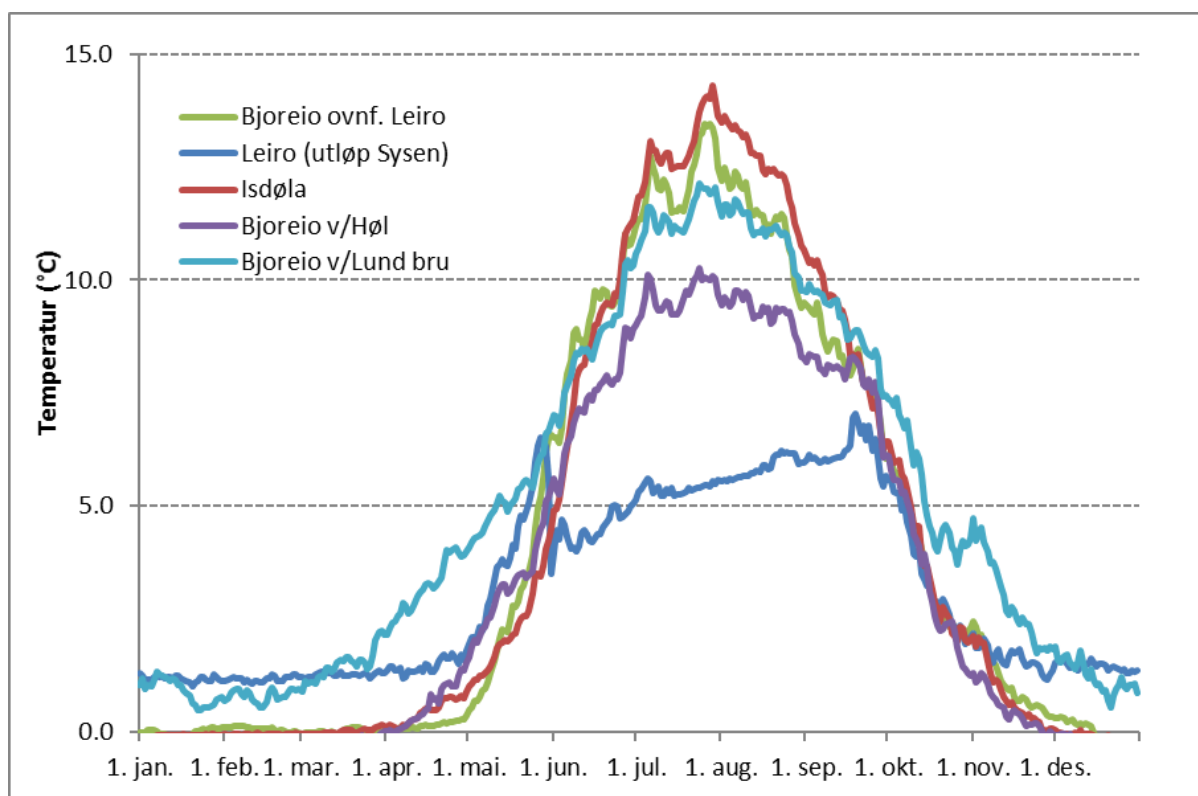


Fig. 97 Gjennomsnittlig vanntemperatur for periodene 2001-2016 for de ulike tilførselselvene til Bjoreio, samt i hovedstregningen av Bjoreio ved Vøringsfossen (Høl) og på lakseførende strekning (Lund bru). Vann som tilføres vassdraget fra Sysendammen (dvs Leiro) har vesentlig lavere sommertemperatur enn de øvrige tilførselselvene (Bjoreio ovnf. Leiro og Isdøla).

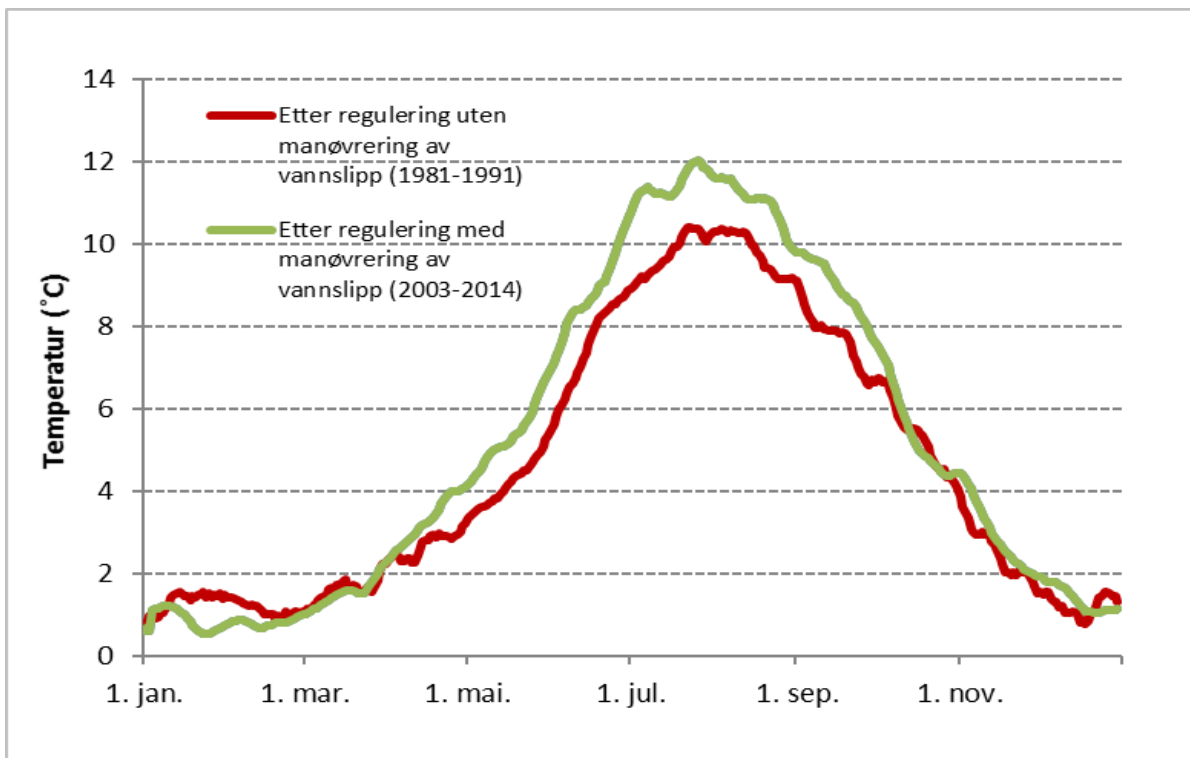


Fig. 98 Gjennomsnittlig vanntemperatur på lakseførende streking i Bjoreio før- og etter tiltakene ble iverksatt.

Resultater

Temperaturregistreringer viser at vanntemperaturen i vannmassene som tappes fra Sysendammen er stabil 5-6 °C gjennom hele sommerperioden, mens de øvrige tilsigene til Bjoreio er vesentlig høyere (Figur 2). Avhengig av hvor mye vann som slippes fra lukene, er det estimert at tiltaket bidrar med økning i vanntemperaturen på 2 °C på den anadrome strekningen. Dette samsvarer også med temperaturmålinger i vassdraget som viser at sommermaksimumstemperaturen i gjennomsnitt er om lag 2 °C i perioden etter (Fig. 98).

Simuleringer av vekstforhold ungfisk av laks og ørret tilser at temperaturmanøvreringen gir en tilvekst på om lag 0,9 cm i året for laks og om lag 0,4 cm for ørret (Skoglund m.fl. 2012). Ungfiskundersøkelser viser også at vekst og tetthet av ensomrig ørret er positivt korrelert med sommertemperaturen i Bjoreio.

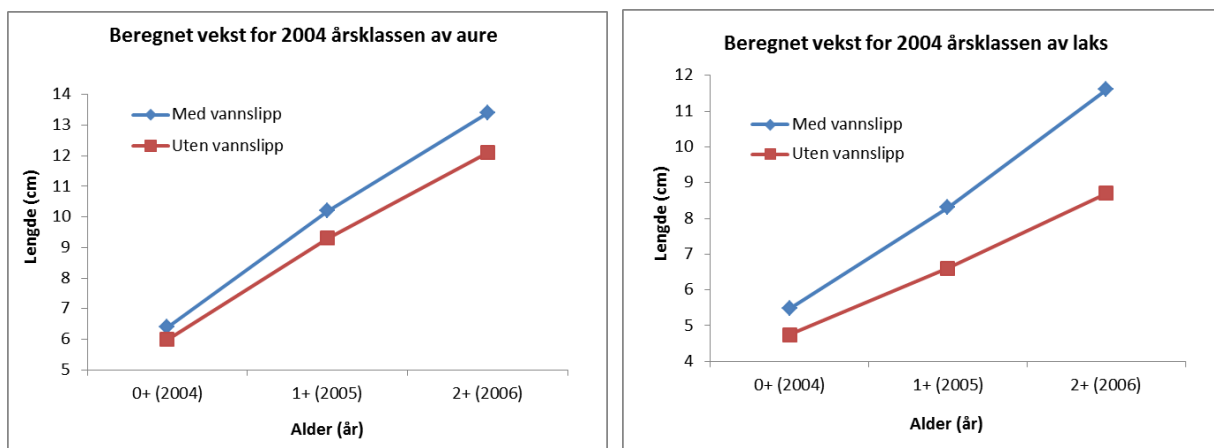


Fig. 99 Simulert vekst for 2004 årsklassen av ørret (t.v.) og laks (t.h.) med og uten vannslipp. Simuleringen er basert på en simulering av temperaturforholdene med- og uten vannslipp, samt bruk av vekstmodeller (Se Skoglund m.fl. 2012).

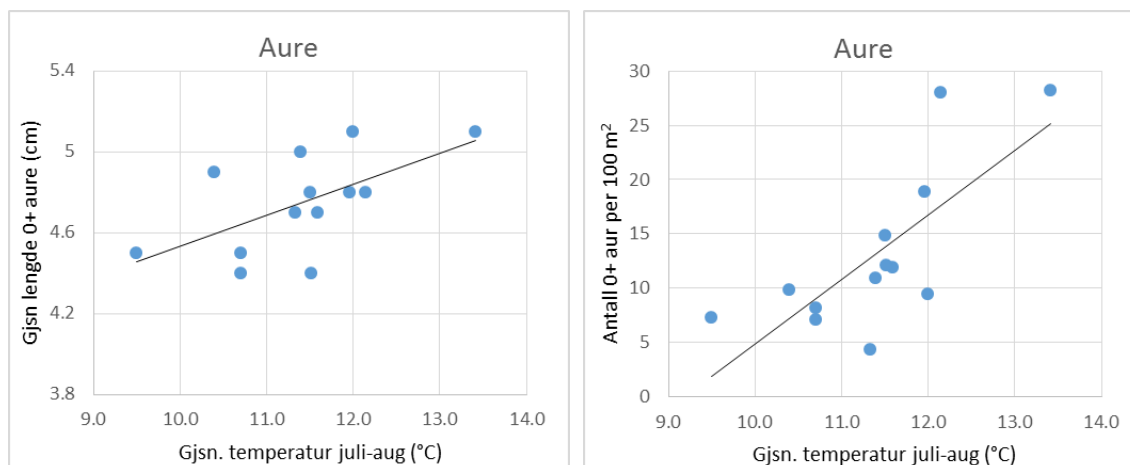


Fig. 100 Sammenheng mellom vanntemperatur om sommer, gitt som gjennomsnitt i perioden juli-august, og fiskelengde (t.v.) tetthet (t.h.) og av ensomrig og ørret i Bjoreio i perioden 2004-2016.

Konklusjon

- Endret manøvrering av vannslipp bidrar til å erstatte tapping av kaldt bunnvann fra Sysendammen med vann som er 5 – 8 °C varmere i sommersesongen. Dette gir en estimert temperaturøkning på opptil 2 °C om sommeren på den lakseførende strekning.
- Den observerte positive sammenhengen mellom sommertemperatur og vekst og tetthet hos ørret yngel tilsier at økt temperatur bidrar til økt rekruttering og fiskeproduksjon på lakseførende strekning.

Referanser.

- Skoglund, H., Barlaup, B.T., Gabrielsen, S.-E. & Wiers, T. 2007. Fiskebiologiske undersøkelser i Bjoreio, Eidfjordvassdraget, i perioden 2004-2006 - med vekt på vintervannføring og temperaturforhold. LFI-rapport nr 136. 67 s.
- Skoglund, H., Barlaup, B.T., Gabrielsen, S.E., Lehmann G.B., Halvorsen, G.A., Wiers, T., Skår, B., Pulg. U., Vollset, K.W. 2012. Fiskebiologiske undersøkelser i Eidfjordvassdraget – Sluttrapport for perioden 2004-2011. LFI Uni Miljø, rapport nr 203.
- Skoglund, H., Barlaup, B.T., Skår, B., Gabrielsen, S.E. & Wiers, T. 2015. Fiskebiologiske undersøkelser i Eidfjordvassdraget 2004-2015. LFI Uni Miljø, rapport nr 243.
- Skoglund, H., Skår, B., Gabrielsen, S.E. & Halvorsen, G.A. 2017. Fiskebiologiske undersøkelser i Eidfjordvassdraget– Årsrapport for 2015 og 2016. LFI Uni Miljø -rapport nr. 290.



Fig. 101 Sjørretet i Bjoreio (Foto Bjørn T. Barlaup)

7.8 Økt vannføring for å redusere tørrlegging av gytegroper vinterstid i Bjoreio, Eidfjordvassdraget

Helge Skoglund, helge.skoglund@uni.no

Faktaboks

- For å redusere eggdødelighet som følge av tørrlegging av gytegroper i Bjoreio har det blitt sluppet vann fra Sysenmagasinet i vinterperioden
- Vannføring omdisponeres ved å redusere vannføring i minstevannføringsperioden om sommeren, og slipp av samme vannvolum i løpet av vinteren
- Fra 2004, ulike manøvreringsreglement siden 2007
- Dybdeprofil på gytegroper benyttet for å beregne vannføringsbehov. Tiltak evaluert gjennom årlig undersøkelse av gytegroper.
- Utført av: Statkraft er regulant, LFI Uni Research Miljø har utført oppfølgende undersøkelser
- Konklusjon: Vannslipp viktig tiltak for å begrense eggdødelighet i tørre vinterperioder, og lokalisering av gytegroper kan brukes til å skalere vannføringsbehov



Fig. 102 Lave vannføringer kan resultere i at gytegroperne til laks og sjørret tørregges i løpet av vinteren. I Bjoreio i Eidfjordvassdraget har det siden 2004 blitt sluppet vann fra Sysendammen for å redusere omfanget av stranding. Samtidig har det årlig blitt utført registreringer av gytegroper for å evaluere tiltaket. Bildet viser registreringer av gytegroper i tørrlagt grusavsetning.

Bakgrunn

Etter reguleringen av Eidfjordvassdraget ble det satt et krav om minstevannføring på 12 m³/s i Bjoreio ved Vøringsfossen i perioden 1. juni – 15. september. Det ble ikke satt noe krav om minstevannføring i perioden 15. september -1. juni, noe som resulterte i at vannføringen i perioder kunne bli svært lav i vinterhalvåret. Undersøkelser av gytegroper viste en økt eggdødelighet som følge av at gytegroper ble tørrlagt i perioder med lav vannføring om vinteren, og at lave vannføringer sannsynligvis også var en flaskehals for overlevelse hos ungfisk. Fra 2004 begynte vassdragsregulanten Statkraft å slippe vann fra Sysendammen i perioder om vinteren for å sikre noe vannføringen i elvene. Fra 2007 har vann blitt sluppet som en del av midlertidige endringer i manøvreringsreglementet i vassdraget. Regulanten har da fått redusert kravet om minstevannføring i sommerperioden, mot at det samme vannvolumet slippes om vinteren i stedet. Tiltaket kan dermed gjennomføres uten tap av kraftproduksjon. Størrelsen på vannslippet har variert i ulike perioder med ulike midlertidige endringer i manøvreringsreglementet. I perioden 2004-2017 har gytegroper blitt undersøkt om vinteren for å overvåke eggoverlevelse og evaluere behov for vannføring.

Tiltak: vannslipp om vinteren

Opprinnelig krav til vannføring:

1.juni-15. sept: 12 m³/s (Vøringsfossen)
15. sept-31.mai: ingen (evt frivillig fra 2004)

2011-2013:

1.jun-15.sept: 11,5 m³/s (Vøringsfossen)
1. des-13.apr: 0,4 m³/s (slipp fra Sysen)

Midlertidig endret manøvreringsregime:

2007-2011:
1.jun-15.sept: 11,5 m³/s (Vøringsfossen)
15. des-31.mar: 0,5 m³/s (slipp fra Sysen)

2013-2018:

1.jun-15.sept: 11 m³/s (Vøringsfossen)
15.nov-13.apr: 0,7 m³/s (slipp fra Sysen)



Fig. 103 Ved undersøkelser av gytegroper registrertes eggdødelighet. Bilde til venstre viser levende øyerogn, mens bildet til venstre viser døde egg som har blitt gravd opp fra tørrlagt gytegrop.

Resultater

I undersøkelsesperioden fra 2004-2017 har den gjennomsnittlige eggoverlevelsen variert fra 54-92 %. Generelt har det blitt funnet høy dødelighet i gytegroper som ligger grunt (dvs. høyt i elveleiet), fordi disse gropene utsettes for tørrlegging i perioder med lave vannstander om vinteren (Fig. 104). Hvor mange gytegroper som tørrlegges er avhengig av vannstanden i gytetiden og i den påfølgende vinteren. Dette fordi flere gytegroper blir liggende på grunne partier når vannstanden i gytetiden er høy. Det har blitt funnet total dødelighet som følge av stranding/tørrlegging i mellom 3-32 % av gytegroperne som har blitt registrert i undersøkelsesperioden.

Tiltak med vannslipp om vinteren har resultert i høyere vannføring gjennom vinteren. Dette har resultert i at en lavere andel av gytegroperne utsettes for tørrlegging. Andelen av gytegroper som utsettes for tørrlegging har vært lavere, og den gjennomsnittlige eggoverlevelsen har vært høyere i perioden etter 2013 da vannslippet fra Sysen ble økt til 0,7 m³/s.

Ut i fra dybdefordelingen av gytegroper er det beregnet hvor stor andel av gytegroperne som utsettes for tørrlegging ved ulike vannføringer (Fig. 105). I et gjennomsnittlig år må vannføringen på den lakseførende strekning i Bjoreio overstige om lag 2 m³/s for å unngå tørrlegging av gytegroper.

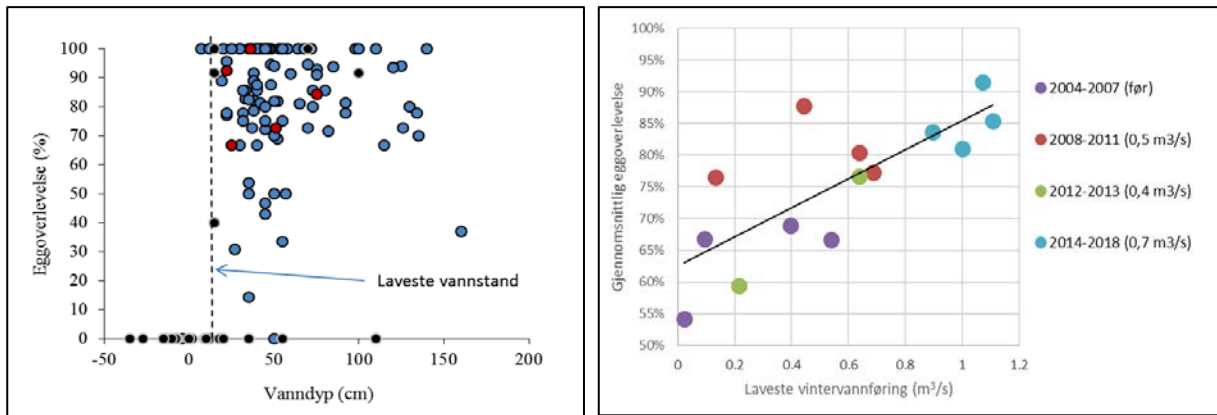


Fig. 104 Registrering av gytegrøper i Bjoreio viser at vannstand og vannføring har stor betydning for eggoverlevelsen hos laks og sjørret. Figuren til venstre viser eggoverlevelse i forhold til vanddyb i et eksempelår (2004), og viser at dødeligheten er svært høy i gytegrøper som har ligget grunnere enn den laveste vannstanden i løpet av vinteren. Figuren til høyre viser at den gjennomsnittlige eggoverlevelsen øker med nivået for den laveste vannføringen som har vært i løpet av vinterperioden. De ulike fargene på plottene angir år med ulike manøvrering av vannslipp, og eggoverlevelsen er høyest i årene med høyest vannslipp fra Sysen ($0,7 \text{ m}^3/\text{s}$).

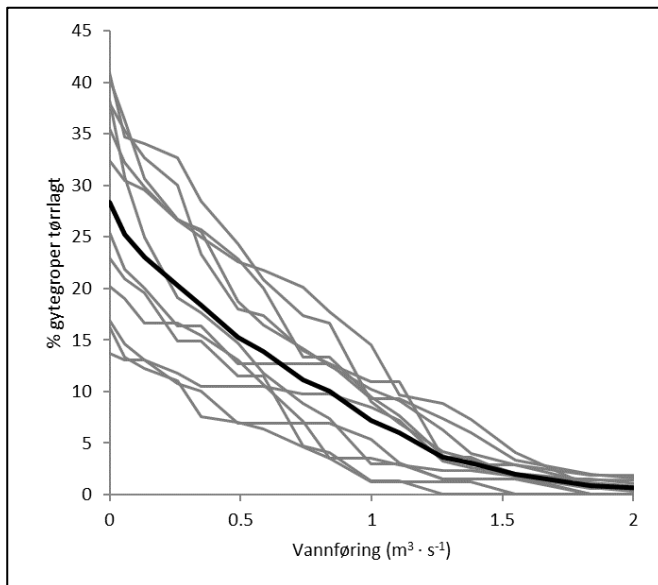


Fig. 105 Andelen gytegrøper som utsettes for tørrlegging øker ved synkende vannføring. Ved å kartlegge dybdeprofilen til gytegrøper i Bjoreio i ulike år kan en beregne vannføringsbehov for å unngå at gytegrøper tørrlegges. De tynne linjene viser den estimerte andelen gytegrøper som utsettes for tørrlegging ved ulike vannføringer i Bjoreio i ulike år, mens den tykke linjen viser gjennomsnitt for perioden.

Konklusjon

- Slipp av vann i tørre vinterperioder kan bidra til å redusere eggdødelighet som følge av at gytegrøper tørrlegges ved lave vannstander i regulerte vassdrag.
- Vannføringsbehov kan beregnes gjennom å kartlegge dybdeprofil for gytegrøper i vassdraget.
- I tillegg til økt eggoverlevelse vil økt vintervannføring sannsynligvis bidra til økt tilgjengelig ungfiskhabitat, og dermed økt overlevelse hos ungfisk.

Referanser.

- Skoglund, H., Barlaup, B.T., Gabrielsen, S.-E. & Wiers, T. 2007. Fiskebiologiske undersøkelser i Bjoreio, Eidfjordvassdraget, i perioden 2004-2006 - med vekt på vintervannføring og temperaturforhold. LFI-rapport nr 136. 67 s.
- Skoglund, H., Barlaup, B.T., Gabrielsen, S.E., Lehmann G.B., Halvorsen, G.A., Wiers, T., Skår, B., Pulg, U., Vollset, K.W. 2012. Fiskebiologiske undersøkelser i Eidfjordvassdraget – Sluttrapport for perioden 2004-2011. LFI Uni Miljø, rapport nr 203.
- Skoglund, H., Barlaup, B.T., Skår, B., Gabrielsen, S.E. & Wiers, T. 2015. Fiskebiologiske undersøkelser i Eidfjordvassdraget 2004-2015. LFI Uni Miljø, rapport nr 243.
- Skoglund, H., Skår, B., Gabrielsen, S.E. & Halvorsen, G.A. 2017. Fiskebiologiske undersøkelser i Eidfjordvassdraget– Årsrapport for 2015 og 2016. LFI Uni Miljø -rapport nr. 290.

7.9 Tiltak for nedvandrende laks, sjøørret og ål; fluktåpninger

Frode Kroglund, fmavfkr@fylkesmannen.no

Tormod Haraldstad, tormod.haraldstad@niva.no

Faktaboks

- Tiltak for smolt og vinterstøing av laks og sjøørret samt blankål etablert i 2010 ved kovensjonell inntak (Fosstveit kraftverk, Storelva)
- Kostnader: Anleggskostnader ca. null NOK, Planlegging: ca. null NOK. Driftskostnad; vann tilsvarende ca 5 % av turbinvannføringen. Det meste av vannforbruket kan i mange tilfeller hentes fra pålagt vannslipp til minstevannføringsløpet.
- Gjennomføring: NIVA
- Konklusjon: tiltaket sikrer at >90 % av smolten, all vinterstøing og >60% av ålen passerer kraftverket utenom turbin.

Bakgrunn

Fosstveit kraftverk er et lite (2MW) elvekraftverk i Storelva i Aust-Agder og ligger plassert omtrent midt i den anadrome strekningen av elva. Årsproduksjon er på 8 GWh. Da det ble bygget i 2008, ble kraftverket et vandringshinder for nedvandrende laks, sjøørret og ål. En fisketrapp har sikret oppvandring av anadrom fisk siden 1975. Etter oppstart av Fosstveit kraftverk i 2008, dokumenterte NIVA at i størrelsesorden 12 % av laks og ørret smolt som benyttet turbintunnelen som nedvandringsrute døde som følge av slag fra turbinblad (Kroglund et al., 2010). Dette tapet ble vurdert som uakseptabelt og man søkte etter alternative utvandringsløsninger for smolt, vinterstøing og ål fra 2010.

Problemstilling og diagnose

For å evaluere effekten av tiltaket må man også ha en forståelse for påvirkningene uten tiltak. Smolt som tilsynelatende overlevde turbinpasseringen hadde en betydelig lavere sannsynlighet for å nå elvemunningen sammenliknet med smolt som ble transportert rundt kraftverket. Denne lave overlevelsen kan sannsynligvis tilskrives indre skader og effekter på fluktrespons med påfølgende predasjon fra gjedde, sjøørret og fugl. Det ble dokumentert stor predasjon fra gjedde. Samlet betydde dette at mens kraftverket drepte < 12 % av smolten direkte, bidro kraftverket indirekte til å redusere antall smolt som nådde fjorden til ca. en fjerdedel av hva nivå hadde vært uten kraftverk (Kroglund et al., 2011ab).

Tap av laks, sjøørret og ål ble vurdert som uakseptabelt. både ut fra kvalitetsnormer for laks, vannforskriften og hensyn til sportsfiske. Det ble søkt etter enkle tiltak i Norske rapporter. I disse ble det foreslått tiltak som for eksempel å stenge kraftverket under utvandring, kun drifte kraftverket på dagtid mm. Dette var ikke tiltak som var gjennomførbare på kort eller på lang sikt. Stenging av kraftverk forutsetter kunnskap om når smolten og vinterstøingene vandrer. I Storelva vandrer fisken med økende vanntemperatur og avtagende vannføring. Nattestenging av kraftverket forutsetter at fisken ikke vandrer på dagtid. I Storelva vandrer ca 50% av fisken på dagtid, hvor fordelingen mellom natt og dag synes knyttet til temperatur (Haraldstad et al 2016).

Det ble derfor igangsatt telemetrisøk, der formålet var å få fisken til å passere kraftverket levende og uten betydelige forsinkelser. For å dokumentere effekten av ulike fluktruteplasseringer ble det fanget og PIT-merket (passive integrerte transpondere) laks og ørret smolt oppstrøms kraftverket. For å påvise bruk av fluktrutene ble det plassert en PIT-deteksjonsantenne i minstevannføringsløpet samt 700m og 6km nedstrøms. Fisk som utvandret turbinløpet ble innfanget i en smoltskrue med ledegarn plassert i utløpskanalen. Det ble i tillegg dykket i utløpskanalen og i vannområdene nedenfor for å samlet inn død smolt.

Resultater: Fluktruten; plassering og drift

Vi testet ut fire mulige fluktruter forbi Fosstveit kraftverket, alle med slipp av overflatevann. Rute «Laksetrappa» (Pil1), «damkrona» (Pil2) og «tømmerlensa» (Pil3) fungerte ikke tilfredsstillende og i underkant av 3 % av fisken benyttet en av disse alternativene. 20. mai 2010 ble den fungerende fluktåpningen åpnet (Pil4). Mye fisk vandret ut her de påfølgende dagene også PIT-merket fisk som hadde oppholdt seg i inntaksområdet i opptil 20 dager. Det så ut til at en betydelig andel av smolten var uvillig til å passere varegrinda og vandre gjennom turbinen, til tross for at det var fysisk mulig i perioden da de tre ugunstige lukene var åpne. Laksesmolten i Storelva er i størrelsesområdet 13-16 cm, og ørretsmolten er ca. 1 cm lenger. Varegrinda med lysåpning 50mm fungerte således som en atferds sperre for smolt (Kroglund et al 2011).

Vi observerte tidlig at bruken av fluktruta var knyttet til vannføringen ut fluktåpningen. Over tid så vi at mye av variasjon i bruk av fluktåpningen kunne knyttes til ratio mellom vann i fluktruten (Q_s) i forhold til vann i turbinløpet (Q_t). Laksesmolt benyttet fluktruten når vannføringen var ca. 5% av turbinvannføringen. Ørretsmolten trengte noe mer vann. Når alle vinterstøingene utvandret fluktåpningen når denne var i drift, men så ut til å trenge en vannhøyde som oversiger 30 cm (Haraldstad et al In repp).

Selv om vi kan knytte bruken av fluktrute til Q_s/Q_t , er det opplagt at det også er andre faktorer som påvirker effektiviteten. Vannhastigheten inn mot varegrinda er relativt lav ved Fosstveit ($<0,5\text{m/s}$), dette er gunstig, og gir smolten mulighet til å søke etter alternative ruter i umiddelbar nærhet av varegrinda. Inntaksbassenget er relativt smalt (6 m). Dersom dette hadde vært vesentlig bredere kan man forvente at de hydrauliske forholdene hadde blitt endret og smolten ikke like lett fant fluktåpningen. Varegrinda har en lysåpning på 50 mm. Denne fungerer som en atferdssperre, hvor effekten vil avta med ytterligere økning i lysåpning. Varegrinda ved Fosstveit er en a-grind med vinkel på 80° på vannstrømmen. Fluktåpningen står vertikalt på varegrinda. Dersom fluktåpningen var trukket lenger bort vil effektiviteten antagelig ha avtatt. Det er samtidig rimelig sannsynlig at faktorer som fiskestørrelse, fordeling mellom natt og dagvandrende fisk, vanntemperatur mm har en innvirkning på tiltakets effektivitet. Alt dette er faktorer som må inkluderes i vurderingene hvis tilsvarende tiltak igangsettes ved andre kraftverk.

Det ble i 2010 også etablert en bunnorientert fluktrute for ål. Denne fungerte også som tiltak, og nær all ål benyttet denne fluktruta når Q_s/Q_t var på 6%. Samtidig observerte vi at det var en betydelig nedvandring av utgytt sjørret gjennom det samme bunnplasserte hullet om høsten (Kroglund et al., 2014)



Fig. 106 Fosstveit kraftverk sett oppstrøms (over) og nedstrøms (ned) damkronen. Fluktåpningene som ikke fungerte er markert med rød pil, mens det velfungerende er markert med blå pil. Det brukes vannavskiller og rør for å lede fisken frem til elva igjen etter at den har vandret gjennom fluktåpningen (vises ikke på bilde).



Fig. 107 Inntaksvaregrinda ved Fosstveit kraftverk. Varegrinda er dykka ca. 60 cm, og hevet ca. 50 cm over bunnen. Fluktrute for anadrom fisk er markert med blå firkant. Fluktrute for ål er ikke synlig på bildet, men markert med rød firkant. Vannspeilet ved normal drift av kraftverket er markert med blå strek. Karakteristiske data for kraftverket er gitt i tabell (høyre).

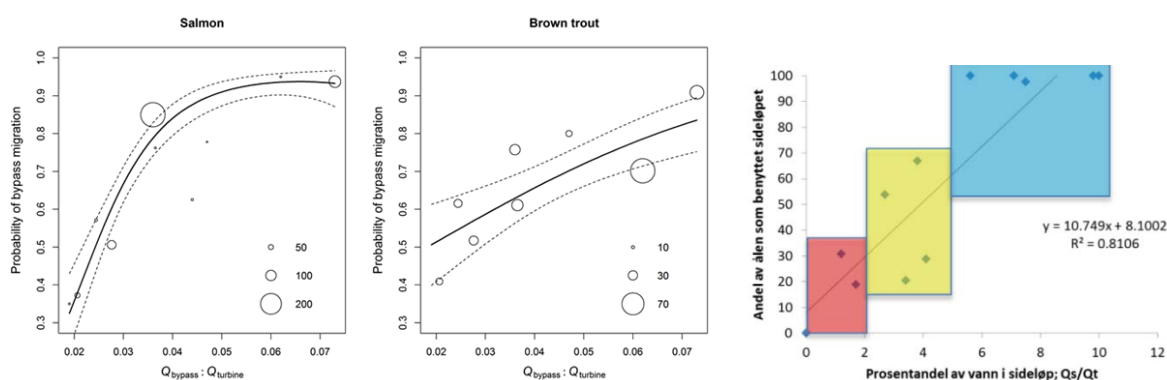


Fig. 108 Sammenhengen mellom Q_s/Q_t og andelen fisk som vandrer fluktruten for laks, ørret og ål i årene 2010 til 2015. Resultatene fra Fosstveit kraftverk vil være kraftverksspesifikke, men de generelle konklusjonene synes overførbare også til betydelig større kraftverk. Tiltaket som ble igangsatt i Storelva er senere utprøvd i Tovdalselva og i Nidelva med brukbare resultat ((Lamberg et al., 2012, Kroglund et al, 2013). Her benytter i størrelsesorden 50 til 75 % av smolten fluktruta.

Konklusjon

- Varegrinda er sentral i å stanse/hindre fisken fra å vandre inn i turbinløpet. For laks og ørretsmolt kan varegrinda fungere som en atferdssperre. Ål synes ikke i like stor grad å «skremmes» av varegrinda.
- Skråstilt varegrind (<35°) er å foretrekke fremfor bratt varegrind (>70°) (Calles et al., 2013)
- Lysåpningen bør være <15 mm for å fungere som fysisk sperre. Selv 50 mm lysåpning kan fungere hvis andre faktorer er gunstige (Calles et al., 2013)
- Ål forutsetter i større grad fysisk sperre enn anadrom fisk (Calles et al., 2013)
- Flukthullet skal plasseres på eller rett ved varegrinda (Larinier and Travade, 2002)
- Kunnskap om når relevante fiskearter vandrer sikrer at tiltaket settes i drift til rett tid og ikke står unødvendig lenge oppe.
- En må beregne omtrent 5% av turbinvannføringen om en planlegger å etablere en fluktåpning. Denne verdien kan være lavere med gode hydrauliske forhold som leder fisken effektivt mot fluktåpningen, men også høyere uten gode ledesystemer.
- Når fisken er ledet til og ut fluktåpningen må trygg transport tilbake til elva sikres. Her må det tas hensyn til eventuelle nye vandringshinder og predatorfeller (DWA, 2005) (Turnpenny and O’Keeffe, 2005) (Technologies, 1995).

- Uten tiltak er smolttapet høyt og betydelig høyere enn det direkte turbinslagsestimater antyder.
- En høy andel av smolten og all vinterstøing benyttet fluktåpningen når; flukthullet ble tilført ca 5 % av turbinvannføringen og er plassert i overflaten nær varegrinda.
- Tiltaket fungerer også på større kraftverk (se referanser nedenfor).

Referanser

- Calles, O., Degermann, E., Wickström, H., Christiansson, J., Gustafsson, S. & Näslund, I. 2013. Anordningar för upp- och nedströmspassage av fisk vid vattenanläggningar. *Havs- och vattenmyndighetens rapport*, 14, 96p.
- DWA 2005. Fish Protection Technologies and Downstream Fishways. Dimensioning, Design, Effectiveness Inspection. German Association for Water, Wastewater and Waste (DWA), Hennef.
- Haraldstad, T., Kroglund, F., Kristensen, T., Jonsson, B., Haugen, T.O. 2016 Diel migration patterns of Atlantic salmon (*salmo salar*) and sea trout (*Salmo trutta*) smolts: an assessment of environmental cues. *Ecology of freshwater fish*
- Haraldstad, T., Haugen, T.O., Kroglund, F., Lamberg, A., Olsen, E. M., Høglund, E. 2017 Condition-dependent skipped spawning in anadromous brown trout (*salmo trutta*). in prepp.
- Kroglund, F., Güttrup, J., Haugen, T., Hawley, K., Johansen, Å., Karlsson, A., Kristensen, T., Lund, E. & Rosten, C. 2011a. Storelva smoltb 2010; Samvirkning mellom ulike trusler på oppnåelse av gytebestandsmål for laks. Storelva i Holt som eksempel. *NIVA rapport*, 6148, 71.
- Kroglund, F., Haraldstad, T., Güttrup, J. & Hegland, P. V. 2014. Storelva ål 2013. Evaluering av tiltak for nedvandrende blankål ved elvekraftverk. Resultater fra forsøk ved Fosstveit kraftverk, 2010- 2013. *NIVA-rapport*, 6722.
- Kroglund, F., Haraldstad, T., Güttrup, J. 2013. Bruk av isløpet som utvandringsrute for laks ved Rygene kraftverk, Nidelva. *NIVA rapport*, 6592, 64s.
- Kroglund, F., Haugen, T., Güttrup, J., Hawley, K., Johansen, J., Rosten, C., Kristensen, T. & Tormodsgard, L. 2011b. Effekter av å passere en kraftverksturbin på smoltoverlevelse og atferd. Betydningen av tiltak. *NIVA-rapport*, 6139.
- Kroglund, F., Teuen, H.-C., Rosten, C., Hawley, K., Güttrup, J., Johansen, Å., Høgberget, R., Kristensen, T., Tjomsland, T. & Haugen, T. 2010. Storelva smolt 2009. Betydningen av kraftverk og predasjon fra gjedde for smoltproduksjon og aluminium i brakkvann for postsmoltoverlevelse. Datarapport 2009. . *NIVA-rapport 6084*, 6084, 103s.
- Lamberg, A., Strand, R., Bjørnbet, S. & Kroglund, F. 2012. Videoovervåking av kraftverksinntaket i Boenfoss i 2011. - Test av en ny vandringsvei for smolt utenom turbinene. *Vilt og Fiskeinfo AS*.
- Larinier, M. & Travade, F. 2002. Chapter 13. Downstream migration: Problems and facilities. *Bulletin Francais De La Peche Et De La Pisciculture*, 181-207.
- Technologies, F. P. 1995. Fish Passage Technologies: Protection at Hydropower Facilities. *Fish Passage Technologies: Protection at Hydropower Facilities, OTA-ENV-641 (Washington, DC: U.S. Government Printing Office, September 1995)*.
- Turnpenny, A. W. H. & O'Keeffe, N. 2005. Screening for Intake and Outfalls: a best practice guide. *Environment Agency, Rio House, Waterside Drive, Aztec West, Almondsbury, Bristol, BS32 4UD, Science Report SC030231*, 1-154.



Ål forutsetter i stor grad fysisk sperre for å sikre trygg nedvandring.

7.10 Gjenåpning av Ilabekken i Trondheim – en tidligere sjøørretbekk

Terje Nøst, terje.nost@trondheim.kommune.no

Faktaboks

- Gjennomføring: 2003- 2008
- Kostnader: Totalt for planlegging og tiltak ca. 10 mill NOK.
- Byggherre: Trondheim kommune og Statens Vegvesen.
- Konklusjon: etter vannforskriften er økologisk tilstand for fisk endret fra svært dårlig til god



Fig. 109 Ilabekken etter gjenåpning med etablering av fisketerskler og gyteområder for sjøørret. Foto: Trondheim kommune.

Bakgrunn

Ilabekken (nedbørfelt 9,7 km²) har sitt utspring i Trondheim Bymark, med utløp ved Ilsvikøra vest for bykjernen. De nedre deler av bekken ble lagt i rør fra tidlig på 1900-tallet, først ca. 100 m og senere ytterligere 600 m på 1950-tallet. Vannkvaliteten på den lukkede strekningen har vært svært dårlig i mange tiår med store tilførsler av urensset kloakk. Bekkestrekningen hadde tapt sitt naturlige biologiske mangfold, blant annet har sjøørreten vært borte siden først på 1900-tallet. Sjøørreten kunne opprinnelig utnytte 500 m bekkestrekning opptil naturlig foss.

I 2005-2008 muliggjorde bygging av Nordre avlastningsvei rundt Trondheim sentrum gjenåpning av bekken. Hele prosjektet var et samarbeid mellom Trondheim kommune og Statens Vegvesen. Nytt bekkeløp ble anlagt og en viktig premiss var å gjenvinne en sjøørretbestand. I 2006 ble det bygget fisketerskler ved utløpet for å sikre oppgang av sjøørret fra fjorden, samtidig som det ble lagt ut gytegrus og gjennomført andre habitattiltak med utlegging av større steiner og etablering av kulper. I øvre del av sjøørretførende strekning ble et gammelt kryssende jernbanespor omgjort til en kulp med tilrettelegging av ”hotspot” gyteområde rett nedenfor. Andre funksjoner for Ilabekken og området rundt, som hensynet til flomsikring og tilrettelegging av parkmessig ”byrom”, har lagt begrensninger for hva som har vært mulig å gjøre av tiltak for gi skjulmuligheter fisk i bekken. Det er derfor marginalt med kantvegetasjon og dype kulper på den gjenåpnede bekkestrekningen.

Etter at kloakkpåslagene ble sanert i 2006 har vannkvalitet blitt stabil og god, og det ble raskt utviklet en artsrik og produktiv bunndyrfauna (ref. 1-10). Tiltaket er årlig overvåket og evaluert ved elektrofiske (ref. 1-10). I 2010 ble det på bakgrunn fiskeregistreringer etablert en minstevannføring på 80 l/s fra ovenforliggende oppdemte vann (Theisendammen). Opprensning og uttak av slam fra kulper og utlegging av ny gytegrus er foretatt i perioden 2014-2016.

Problemstilling og diagnose

1910: Bekkelukking ved utløp, vandringsbarriere for fisk, tapt produksjonsevne for sjørørret i bekken

1950- 2006: Utvidet bekkelukking, forurensning, svært dårlig tilstand, ikke livsvilkår for ferskvannsorganismer.



Fig. 110 Ilabekken parti fra nedre del: bildet til venstre viser åpen bekk i 1896, bildet i midten fra 2003 illustrerer at bekken har vært lukket i mange tiår, bildet til høyre viser gjenåpnet bekk i 2008. Foto: Trondheim kommune.



Fig. 111 Gammelt jernbanespor ble i 2005-2006 omgjort til kulp og foss. Foto: Trondheim kommune.

Tiltak

2005-06: a) Etablering av nytt bekkeløp (700 m). Sanering av kloakk og tilførsel av "friskt" vann fra markaområdene. b) Bygging av terskler, etablering av kulper og utlegging av ca. 100 m³ gytegrus .

2010: Etablering av minstevannføring på 80 l/s fra Theisendammen.

2014: Uttak av 40 m³ slam fra kulper, utlegging av 30 m³ gytegrus.

2016: Uttak av 30 m³ slam fra kulper, utlegging av 50 m³ gytegrus.

Resultater

Etter at Ilabekken ble gjenåpnet og restaurert har ørret raskt etablert seg i bekken. I 2007 ble det påvist stasjonær bekkørret som hadde kommet ned fra uberørte deler av vassdraget. Tettheten av ungfisk var lav; 0,2 ind. per m². Høsten 2007 ble første tegn på naturlig rekolonisering av sjørørret med oppvandring av gytefisk fra fjorden og gytegroper påvist. Dette resulterte i betydelig økt ungfisk tetthet i 2008 til 35 ind. per m². Fiskedataene i årene etter (2009-2016) har vist at det har vært årlig god gytesuksess og ungfisk tettheten har variert mellom 44 og 70 ind. per m². Alle aktuelle aldersklasser som karakteriser en velutviklet sjørørretbestand finnes i bekken. På bakgrunn av fiskedataene vurderes den gjenåpnede strekningen å ha oppnådd "God" økologisk tilstand for fisk. Høsten 2016 ble bekken påvirket av rotenonholdig vann fra behandling for å fjerne karpfisk fra ovenforliggende vann i vassdraget. Ungfisk av sjørørret fra bekkestrekningen ble tatt ut før rotenonbehandlingen og satt tilbake vinteren 2017. En midlertidig reduksjon i ungfisk tetthet forventes i 2017-2018, før bestanden igjen vil bygge seg opp til samme nivå som tidligere med "God" økologisk tilstand.

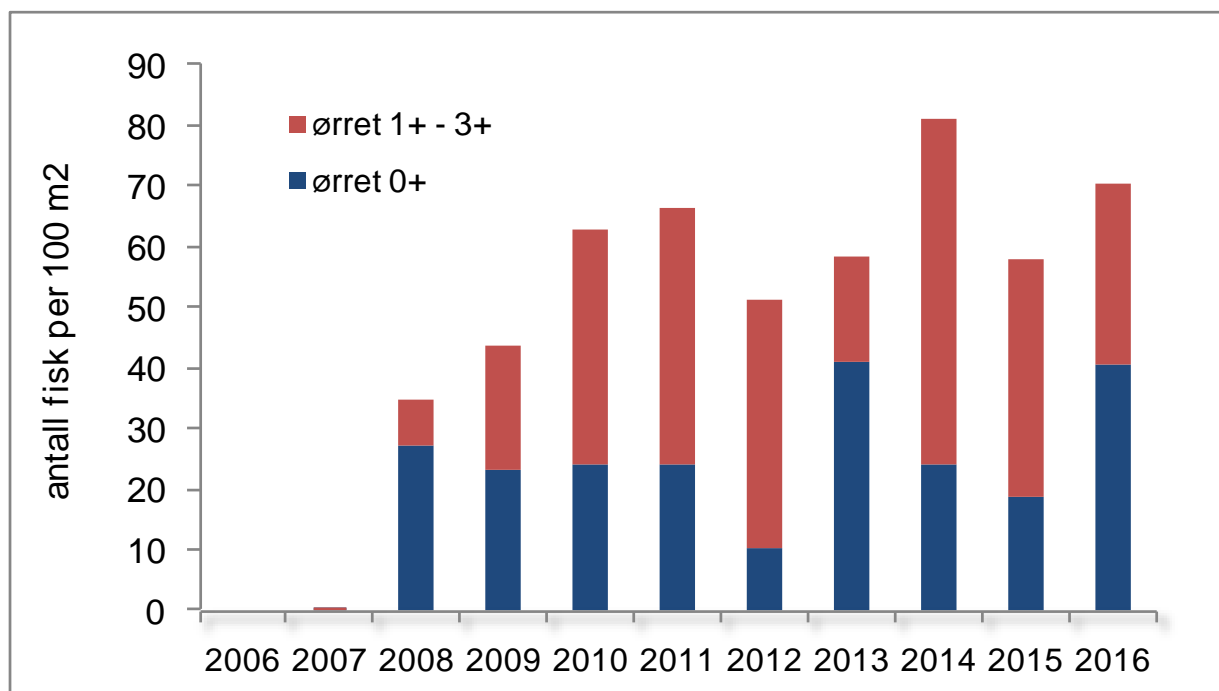


Fig. 112 Estimert antall ungfisk av sjøørret i Ilabekken etter gjenåpning av bekken i 2006..



Fig. 113 Ørreten er tilbake i Ilabekken etter å ha vært borte i over 100 år. Foto: Morten A. Bergan.

Konklusjon

- Gjenåpning av Ilabekken viser at det er et stort potensial for å bedre miljøtilstand og gjenvinne produktivt areal for sjøørret i urbane bekker.
- Eksemplet viser at det er avgjørende å gripe muligheten i utbyggingsprosesser – i dette tilfellet veiutbygging. Det stiller stort krav til tverrfaglig samarbeid og realistiske mål for hva en kan oppnå for blant annet fisk.
- Gjenåpningen og habitattiltakene har hatt ønsket positiv effekt med å oppnå en levedyktig sjøørretbestand i bekken.
- Overvåking er nødvendig for å vurdere behov for tilpassede biotoptiltak.

Referanser (utvalg)

1 Nøst, T., 2008: Vannovervåking i Trondheim 2007. Resultater og vurderinger. Trondheim kommune, Miljøenheten rapport nr. TM 2008/02.

10 Nøst, T., 2017: Vannovervåking i Trondheim 2016. Resultater og vurderinger. Trondheim kommune, Miljøenheten rapport nr. TM 2017/01.

7.11 Rehabilitering av Børselvvassdraget, Ballangen kommune

Lars Sæter, fmmolsa@fylkesmannen.no

Faktaboks

- Økologisk tilstand for fisk etter vannforskriften (gjelder øvre del av Børselva): Fra svært dårlig i 1998/1999 til god i 2009
- Økologisk tilstand for bunndyr (gjelder 4 stasjoner i Børselva): moderat i 2014
- Gjennomføring: 2000-2004, 2006-2007 og 2009-2015
- Kostnader: ca. 3 millioner (grovt anslag).
- Påleggsmyndighet: Fylkesmannen i Nordland og NVE Region Nord
- Byggherre: Ballangen Energi AS. Planlegging: NVE Region Nord, Ballangen Energi AS og NIVA, Biologisk overvåking: NIVA
- Konklusjon: Tiltakene i Børselvvassdraget har skapt bedre vannkvalitet og hydrologisk kontinuitet (åpen vannstreng) i det tidligere gjengrodd vassdraget. Gjennomstrømmingen er bedret, selvrengingen er blitt bedre og tilførslene av forurensing er redusert. Dette har blant annet gitt et mer variert bunndyrsamfunn, bedre gyte- og oppvekstforhold for ørreten og positive virkninger for fuglefaunaen.



Fig. 114 Børselva mot Grunnvatnet, etter restaureringstiltak (foto NVE Region Nord).

Bakgrunn

Børsvatnet (89.5 - 84.9 moh.) er den største innsjøen i Børselvvassdraget og er reguleringsmagasin for Bjørkåsen kraftverk i Ballangen. Reguleringen medfører at 80 km² av det opprinnelige nedbørfeltet til Børselva er fraført. Børselvas restfelt er dermed på ca. 5 km² ned til utløpet i Grunnvatnet. Børselva mellom Børsvatnet og Grunnvatnet er ca. 3,6 km lang og har et fall på ca. 10 m (90 - 80 moh). Det meste av fallet har elva på de øverste 300 m.

Nedbørfeltet til selve Børselva har lave åser med mye dyrka mark og myrområder. Etter at Bjørkåsen kraftverk kom inn på det lokale samkjøringsnettet i 1960-årene er det bare under større flommer at vann har passert dammen ved Børsvatnet. Den sterke reduksjonen av vannføringen i Børselva har sammen med tilførsler av plantenæringsstoffer og slam fra omkringliggende jordbruksarealer bidratt til store gjengroings-

og forurensningsproblemer og betydelige negative effekter på naturverdiene i vassdraget, inklusive ørretbestanden.

I 1997 startet Børselvprosjektet og samme år ble Grunnvatnet naturreservat opprettet ved kongelig resolusjon. I reservatet inngår blant annet store deler av Børselva og hele Grunnvatnet. Formålet med vernet er å ta vare på et viktig våtmarksområde med naturlig tilhørende vegetasjon og dyreliv. Områdets betydning som trekk- og hekkeområde for våtmarksfugl er av spesiell betydning.

Børselvprosjektet er et forsknings- og utredningsprosjekt som ble etablert for å løse utfordringene i vassdraget og varte frem til 2007. Formålet med prosjektet har vært å fremskaffe kunnskap som grunnlag for fornuftige rehabiliteringstiltak og for å fastsette et fremtidig manøvreringsreglement som kan ivareta både hensynet til kraftproduksjonen, verneverdiene og bruksverdiene. Gjennom Børselvprosjektet er det utarbeidet en rekke fagrappporter og andre publikasjoner. I 2007 var en milepæl nådd i rehabiliteringen av Børselvvassdraget ved at det var etablert en ny vannstreng gjennom de tidligere gjengrodde områdene som blant annet gir fri vandringsvei for fisken fra Djupvatnet og opp til dammen ved Børsvannet.

I mai 2009 startet en ny fase der en har ønsket å prøve ut ulike vannslipp fra Børsvatnet som grunnlag for fastsettelse av et endelig manøvreringsreglement. I prøvereglementsperioden som er hjemlet i kgl. res. av 19.02.1993, er det etter pålegg fra Fylkesmannen i Nordland til Ballangen Energi AS gjennomført en rekke undersøkelser på blant annet temaene hydrologi, vannkjemi, bunndyr, fisk, vannvegetasjon og erosjon/sedimentasjon. Formålet har vært å evaluere effekten av ulike tiltak og vannslipp på naturverdiene i vassdraget. NIVA har hatt oppdraget med å gjennomføre undersøkelsene og skrive rapportene. Prosjektleder har vært Karl Jan Aanes.

Problemstilling og diagnose

1999: Store tilslammings- og gjengroingsproblemer som skyldes en kombinasjon av redusert vannføring/gjennomstrømming på grunn av vannkraftregulering samt tilførsler av plantenæringsstoffer og slam fra omkringliggende landbruksvirksomhet. Forholdene for fisk og andre vannlevende organismer var svært dårlige. Nær 70 % av vannarealet i elva var dekket av planter. Viktige fuglebiotoper for våtmarksfugl, som i sin tid var hovedgrunnlaget for etableringen av Grunnvatnet naturreservat var eller holdt på å forsvinne. Store deler av tidligere gyte- oppvekstområder for ørretbestanden i vassdraget var satt ut av produksjon.

2017: Undersøkelser viser store miljøforbedringer i Børselva, men miljømålet om god vannkjemisk tilstand og godt økologisk potensial er ennå ikke oppnådd. For å oppnå dette kreves ytterligere tiltak for å redusere avrenningen fra omkringliggende jordbruksområder samt fastsettelse av et endelig regime for miljøbasert vannslipp.

Tiltak

- 1998 -1999: Forsøk og utvikling av en «dukmetoden» for på en skånsom måte kunne skape en åpen vannstreng gjennom gjengrodde vassdragsavsnitt (se foto ...)
- 2000-2001: a) Erosjonssikring av Bruksåskanalen (jordbrukskanal) og etablering av fangdammer/sedimentasjonsbasseng og våtmarksfiltre nederst i kanalen før utløpet i Børselva (se foto...). b) Etablering av tre steinsatte terskler i Børselva oppstrøms utløpet av Bruksåskanalen, oppstrøms den gamle skolen og ved Ivarsmyr.
- 2003-2004: a) I løpet av vinteren 2003/2004 ble ca. 1000 meter av den gjengrodde delen av Børselva åpnet ved bruk av gravemaskin og NIVAs dukmetode. Metoden bestod her av å legge en fiberduk med små hull på vårisen og et substrat med puk, stein og/eller grus oppå duken. Når isen smelter legger fiberduken med steinmaterialet seg på toppen av bunnvegetasjonen som dermed kveles.
- 2006-2007: a) Mudring/åpning av resten av Børselva ved bruk av stor gravemaskin («Langemann») på belastningsmatter som brukes av Forsvaret ved artilleriforflytning og gir minimale skader der terrenget har liten bæreevne (se foto...). b) Forsøk med revegetering langs Bruksåskanalen.
- 2009-2015: a) Utprøving av ulike vannslipp i Børselva (fra dammen i Børsvatnet) i henhold til pålegg fra Fylkesmannen i Nordland. Hovedfokus på spyleflommer og vintervannføring. b) Justering av tersklene ved den gamle skolen og ved Ivarsmyr, utlegging av gytegrus.



Fig. 115 Fjerning av vannvegetasjon og slam ved bruk av gravemaskin («Langemann») på flåte til venstre og på Forsvarets belastningsmatter til høyre for å unngå skader i våtmarksområder (foto NVE Region Nord).



Fig. 116 Øvre del av Børselva før (til venstre) og etter tiltak. Bruksåskanalen med sedimentasjonsbasseng og våtmarksfilter ses tydelig på høyre bilde (Foto NVE Region Nord).



Fig. 117 Venstre bilde: Øvre dukområde med stasjon 2. Her er elvestrengen åpnet gjennom gjengrodde områder ved legging av fiberduk. Oppå duken er det er lagt ut grus og stein for å bedre gyte- og oppvekstforholdene for ørret og skape nye leveområder for et mer variert bunndyrsamfunn (Foto Ballangen Energi AS). Høyre bilde: Nytt sedimenteringsbasseng (fangdam- og våtmarksfilter) nederst i Bruksåskanalen (Foto Fylkesmannen i Nordland).



Fig. 118 Ørretfangst fra Grunnvatnet i Børselvvassdraget (Foto Karl Jan Aanes, NIVA).

Resultater

Etter gjennomføring av en rekke fysiske restaureringstiltak og utprøving av ulike vannslipp har yngel- og ungfisktettheten av ørret i Børselva økt kraftig. Undersøkelser i 1998 og 1999 før tiltaksgjennomføring gav ingen fangst (*Grande, Aanes og Andersen 1998; Grande, Aanes, Andersen og Lien 2000*). I 2009 ble tettheten av ungfisk (1+ og eldre) på stasjonen i øvre del av Børselva beregnet til 24,1 individer per 100 m² (*Bergan og Aanes 2009*). Dette vurderes som meget bra og nær det en vil forvente i tilsvarende upåvirkede elver. I 2014 var imidlertid beregnet tetthet av ungfisk på samme stasjon bare 4,6 individer per 100 m² (*Aanes, Mjelde og Bergan 2016*). Avvikene mellom de to årene kan dels skyldes forskjeller i klima og vannføring, men noe avvik med hensyn til metoder og områder som ble avfisket kan også ha hatt betydning. Diagrammer med lengdefordeling av elfiskefangsten i øvre deler av Børselva i 2014 og 2019 er vist i figur..... nedenfor.

Undersøkelsene av bunnfaunaen i Børselva høsten 2014 gir et grunnlag for å følge med i utviklingen av den økologiske tilstanden i vassdraget fremover. På stasjonen øverst i Børselva viser resultatene et bunndyrsamfunn som har en relativt bra variasjon, og som ikke viser tegn på påvirkning knyttet til organisk belastning/eutrofi (*Aanes 2016*). På stasjonen ved skolen samsvarer resultatene med moderat tilstand, mens resultatene på stasjonen ved øvre duk-område ga en dårligere ASPT verdi i 2014 enn i 2009. Her var tilstanden i grenseområdet mellom moderat og dårlig, noe som trolig skyldes økt erosjon og nedslamming på grunn av forsøk med slipp av spyleflommer. Diagram med resultatene av bunndyrundersøkelsene på de fire stasjonene i Børselva i 2014 er vist i figur nedenfor. Alle stasjonene havnet i en økologisk tilstand som ble vurdert til å være moderat. For stasjon 1 er det noe usikkerhet knyttet til resultatet, som kan skyldes stasjonens plassering like nedstrøms Børvatndammen (utløps-effekt og/eller forhold knyttet til manøvrering av minstevannsslippet).

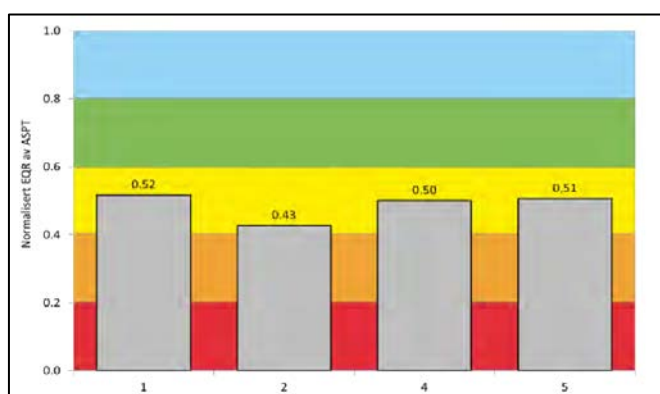


Fig. 119 Miljøtilstanden i Børselva i 2014 med hensyn til organisk belastning og eutrofiering basert på bunndyrsamfunnets sammensetning og normaliserte indeksverdier for ASPT. (*Aanes, Mjelde og Bergan 2016*). Fargekoder: Svært god (blå), God (grønn), Moderat (gul), Dårlig (oransje) og Svært dårlig (rød).

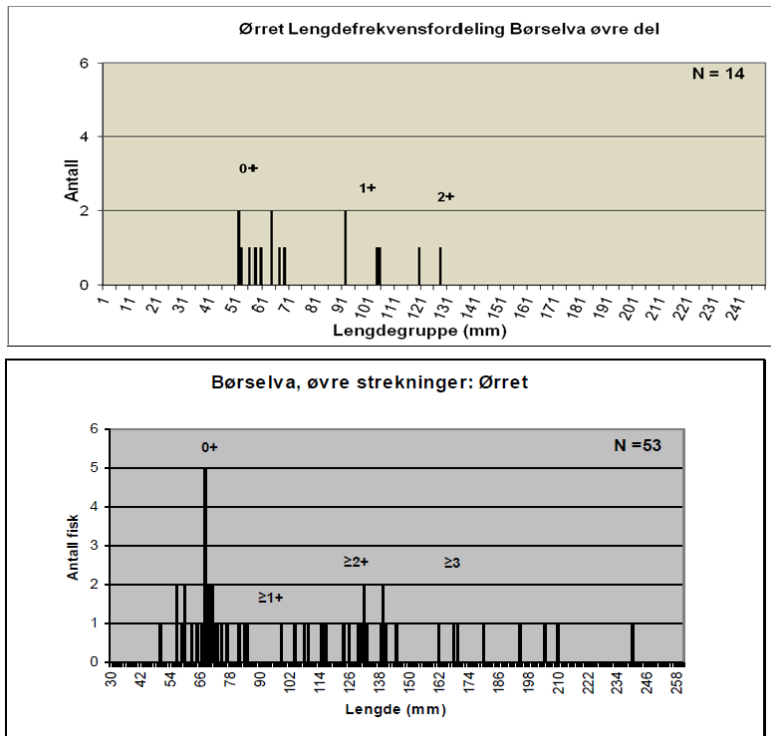


Fig. 120 Lengdefordeling og alderssammensetning hos ørret på øvre strekninger av Børselva nedstrøms Bruksjørdfosen. Antall registrert ved elfiske i 2014 (øverst) og 2009 (nederst) (Aanes, Mjelde og Bergan 2016). Ved undersøkelse på samme strekninger i 1998 og 1999 (før tiltaksgjennomføring) ble det ikke registrert ørret.

Referanser (utvalg)

- Bergan M. A. og K. J. Aanes 2010 A. Fiskeundersøkelser i Børselvasvassdraget, Ballangen kommune. 2009. NIVA rapport nr. 5967-2010. 47 s.
- Bergan M. A. og K. J. Aanes 2010 B. Bunndyrundersøkelser i Børselvasvassdraget, Ballangen kommune. Miljøkvalitet og biologisk mangfold i 2009. NIVA rapport nr. 5968-2010. 43 s.
- Fylkesmannen i Nordland 2011. Forvaltningsplan for Grunnvatnet naturreservat 2011 – 2021. Rapport 2011-4
- Grande, M., K. J. Aanes og S. Andersen 1999. Børselv-prosjektet. Rapport nr. 2: Fiskeribiologiske undersøkelser i Børselv-vassdraget. 1998. NIVA L. nr. 4090-2009. 26 s.
- Grande, M., K. J. Aanes, S. Andersen og L. Lien. 2000. Børselv-prosjektet. Rapport nr. 3: Fiskeribiologiske undersøkelser i Børselv-vassdraget. 1999. NIVA L. nr. 4323-2000. 31 s.
- Hagen, G. B. og Aanes, K. J. 2000. Børselvprosjektet. Rapport nr. 4. Oppmåling av elveprofiler Børselv-vassdraget, 2000. NIVA rapport nr. 4324-00. 78 s.
- Hamarsland, A., Pettersen, S. og Pedersen, H. 1991. Børselva. Fylkesmannen i Nordland. Miljøvernnavdelingen. Rapport nr. 6/91.
- Hyllestad, S. 2002. Tiltak for å forbedre av vannkvaliteten i Børselva, Nordland. Hovedoppgave ved Norges Tekniske- og Naturvitenskapelige Universitet (NTNU), Institutt for Vassbygging Trondheim. D1-2002-13. 68 s. + vedlegg.
- Jenssen, T. A. 2000. Forbygging mot Børselv ved Bruksåsmoen, Ballangen kommune. NVE plan 9625 plandato 01.07.00, saksnr: 9801969. NVE Region Nord.
- Kleivane, I. og R. Sværd. 2008. Hydrologiske målinger og beregninger i Børselva (172.AC) Ballangen kommune, Nordland. Oppdragsrapport A nr. 7 2008. 156 s.
- Kristiansen, G. og T. Bohn 2000. Ornitologiske registreringer i Børselv-vassdraget 2000. Rapport Fylkesmannen i Nordland Miljøvernnavdelingen, NVE Region Nord. 16 s.
- Mjelde, M. 2017 (in.prep). Etterundersøkelser av makrovegetasjon i Børselva 2016. NIVA.
- Aanes, K. J. 2016. Børselv-vassdraget, Ballangen kommune. Undersøkelser av bunnsfauna, oksygenforhold vinterstid samt vannføring og vannstandsvariasjoner etter restaureringstiltak. NIVA Rapport L. nr. 7083-2016. 46 s.
- Aanes K.J., M. Mjelde og H. M. Berger. 2016. Børselvasvassdraget, Ballangen kommune 2014 - 2015. Undersøkelser av vannvegetasjon, fisk og erosjon etter restaureringstiltak NIVA Rapport nr. 6900-2015 68 s.

7.12 Ras- og erosjonssikring av Hofstadelva i Stjørdal kommune

Arne Jørgen Kjosnes, NVE. ajkj@nve.no

Faktaboks

- Gjennomføring: 2014-2015
- Elv på kvikkleire med stor erosjonsfare.
- Kostnader: Anleggskostnader ca. 11 500 000 NOK.
- Byggherre: Norges vassdrags og energidirektorat Region Midt-Norge
- Konklusjon: foreløpige undersøkelser viser at fisk og bunndyr har reetablert seg veldig raskt i bekken, artsmangfoldet av fugler er relativt likt som før tiltak, og plantesamfunnet er artsrikt

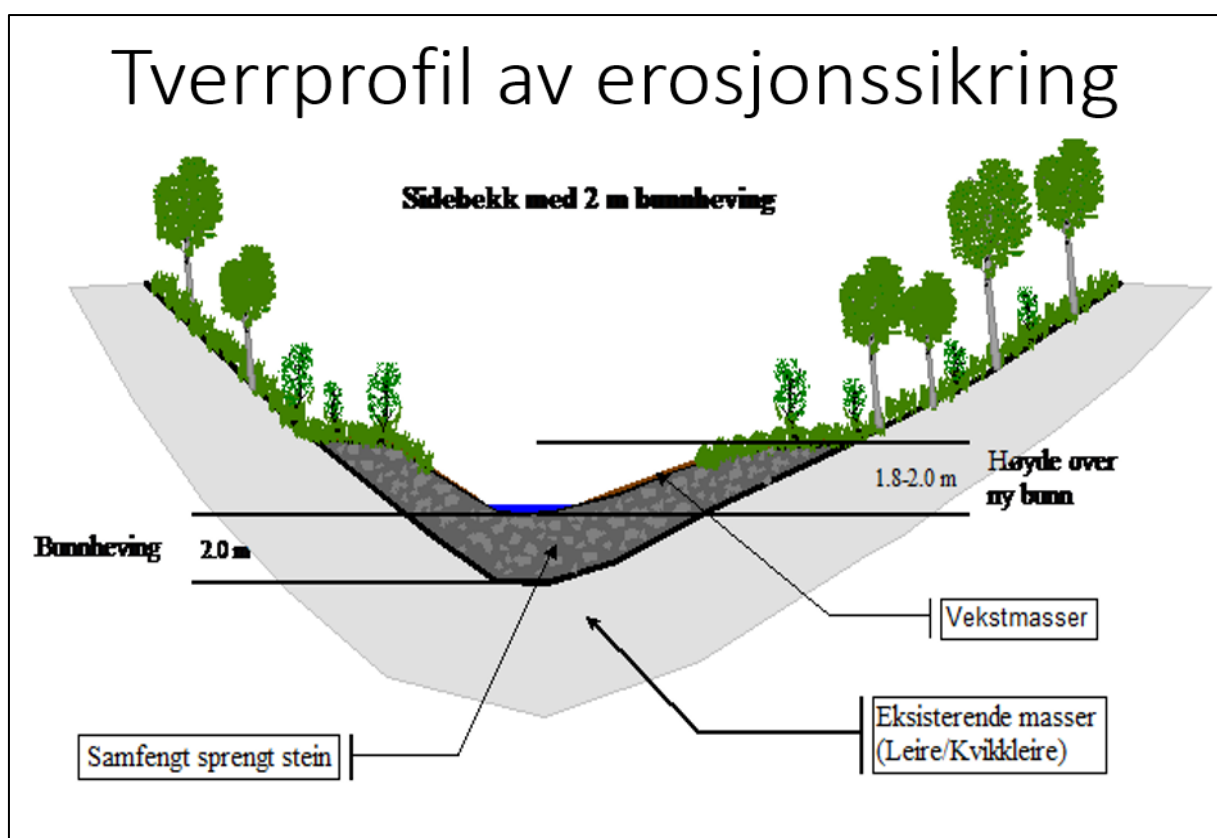


Fig. 121 Prinsippskisse som viser hvordan bekk og terrenget «heves». Bildet under er tatt på sensommeren 2015, og viser at det allerede samme sommer begynte å vokse på stedegne vekstmasser som ble lagt oppå sprengsteinen.



Fig. 122 Bildene er tatt på samme sted. Til venstre under anleggsarbeidet og til høyre like etter at arbeidet er ferdig. Trær og gresstuer ble plantet oppå vekstmassene.

Bakgrunn

Hofstadelva er ei sideelv til Gråelva i Skjelstadmarka ca. 10 km øst for Stjørdal sentrum i Nord-Trøndelag fylke. Store deler av Skjelstadmarka består av kvikkleire, og på grunn av stor fare for kvikkleireskred ble det i 1992 satt i gang sikring av Gråelva og dens sidebekker. NVE gjennomførte ras og erosjonssikring i Hofstadelva i 2014-2015.

Både i og langs elva er det et stort biologisk mangfold med mange rødlistearter både innen plante- og dyreriket, og som en del av sikringsplanen var det et mål å ivareta naturverdiene så godt det kunne la seg gjøre, samt at elva skulle fremstå som ei sikra elv med et naturlig utseende og et velfungerende økosystem relativt raskt etter endt sikringsarbeid.

En biologisk og vannkjemisk forundersøkelse, som inkluderte deltemaene botaniske verdier/planteliv, ornitologi/fugl, vannkvalitet, bunndyr, elvemusling og fisk ble gjennomført i 2011 (Kjærstad et al. 2011). I denne studien ble vassdragets vann- og naturverdier synliggjort med forslag til anvendte restaureringsprinsipper for å sikre at viktige nøkkelarter og natur-/vassdrags-verdier reetableres etter endt tiltaksperiode. Kort oppsummert viste forundersøkelsen fra 2011:

- De botaniske forhåndsundersøkelsene viste en velutviklet gråor-heggeskog med forekomst av blant annet lungenever, skrubbenever og oremose. Samlet sett kvalifiserte lokaliteten til verdi B (viktig).
- De ornitologiske undersøkelsene fant ingen spesielt store verdier knyttet til kantskogen, og skogen inneholdt mindre tetthet av trostefugler enn forventet. Det var også fravær av rødlistede arter langs vassdraget. Totalt ble det registrert 28 arter langs Hofstadelva.
- Bunndyrundersøkelsene viste at Hofstadelva hadde et høyt biologisk mangfold med tilfredsstillende bunndyrproduksjon. Det ble gitt et minimumsanslag på 38 ulike EPT arter/slekter i vassdraget. Økologisk tilstand målt ved bunndyrsamfunn i 2011 var God til Svært god.
- Forundersøkelsen på fisk viste en gjennomsnittstetthet for 0+ på 115,2 individer pr. 100 m², mens den for eldre ørret lå på 37,7 individer pr. 100 m².

Tiltak

NVE gjennomførte ras og erosjonssikring i Hofstadelva i 2014-2015. Hele elveprofilen til Hofstadelva, fra samløp med Gråelva og cirka 1300 meter oppover i vassdraget fikk ny utforming med samfengt sprengstein i bunnen. Oppå sprengsteinen ble det lagt elvestein og grus som topplag. Mange av de store mosegrodde steinene som lå i elva opprinnelig ble også lagt tilbake i det nye elveløpet. Vassdragets opprinnelige elveløp og tilgrensende vegetasjon i tiltaksområdet ble fullstendig endret (elva er hevet og reetablert), men

opprinnelig elve-trase (inkludert opprinnelige meandringar) ble forsøkt fulgt langs hele den sikrede strekningen.

Vegetasjon ble fjernet før erosjonssikringen startet. Det medførte en åpen korridor fri for trær langs hele strekningen. Korridoren varierte mellom 15-70 m i bredde. Etter endt arbeid ble det lagt på stedege vekstmasser langs elva, og det ble satt ut tuer med trær og stubber hentet fra naturlig vegetasjon på begge sider av elva. Dette for å raskere få tilbake vegetasjon samt at det skaper en variasjon i alder og størrelse på vegetasjonen som vokser opp igjen. Sikringsarbeidet ble ferdigstilt i august 2015 slik at elva kunne ta imot gytefisk allerede høsten 2015.

Resultater

Året etter, altså våren 2016 satte NVE i gang et FoU-prosjekt der hensikten er å overvåke/registrere reetableringen av vannøkologisk mangfold og fisk, planteliv og fugl langs Hofstadelva. Prosjektet skal gå over tre år, og det er NINA som gjennomfører undersøkelsen. Delrapporten fra 2016 viser kort oppsummert:

- Totalt ble det registrert 123 karplantearter innenfor segmentene. Artsfordelingen er relativt homogen langs elva og artsdiversiteten er høy. To arter, bekkeblom *Caltha palustris* og myrmørret *Galium palustre*, som ble registrert i før-undersøkelsen av Hofstadelva ble ikke gjenfunnet i det undersøkte området i 2016. Forekomstene av lungenever og skrubbenever som fantes i skogen langs Hofstadelva før tiltaket ble ikke gjenfunnet i 2016.
- Det ble registrert 28 arter i 2016, og tettheten av fuglesamfunnet i kantskogen langs Hofstadelva var noe høyere enn den som ble registrert samme sted i 2011. Dette skyldes særlig at det i 2016 hekket langt flere par av gråtrost enn i 2011. I tillegg ble det registrert strandsnipe i 2016.
- Bunndyrundersøkelsene over to perioder (vår og høst) i Hofstadelva i 2016 viste en tilfredsstillende rekolonisering av bunndyrsamfunnet kort tid etter avsluttet sikringsarbeid. Rentvannskrevende døgn- stein og vårfluer dominerte faunaen i antall i 2016. Antall registrerte taxa av EPT i høstprøvene variert mellom 20-23.
- Innenfor berørt strekning viste el-fiskeresultatene i september 2016 en gjennomsnittstetthet for 0+ på 141,5 individer pr. 100 m², mens den for eldre ørret lå på 19,6 individer pr. 100 m². For all ungfisk (laks og ørret) var det en gjennomsnittlig tetthet på 203,9 individer pr. 100 m².

Konklusjon

- Utlegging av gytegrus iblandet større fraksjoner av elvestein, bruk av stokker og røtter, etablering av store og små kulper, varierende vannhastighet i form av loner og stryk, gav stor positiv effekt på ungfisktetthet og bunndyrsamfunnet i elva.
- Utlegging av stedege masser, planting av gresstuer, stubber og trær, medførte at revegeteringen kom raskt i gang etter endt arbeid.
- Ved å hogge minimalt med skog før tiltaket, samt plante stedege trær (lauvtrær i str 2-10m) var fuglesamfunnet relativt likt både før og etter arbeidet.
- Det presiseres at foreløpig (per 28. juni 2017) er foretatt to undersøkelser i ettertid, og at det endelige resultatet ikke er klart enda.

Referanser

1 Kjørstad, G. m.fl: 2011. Biologiske og vannkjemiske undersøkelser i forbindelse med planlagt rassikring av Hofstadelva, Stjørdal. NTNU/NIVA

2 Bergan, M. m.fl: 2016. Undersøkelser av biologisk mangfold i Hofstadelva, Stjørdal, etter erosjonssikring og restaurering –resultater og vurderinger fra feltsesongen 2016. NINA.

7.13 Nytt habitat på Øyvollen i Dalåa – «elv i elv»

Knut Alfredsen (knut.alfredsen@ntnu.no)

Faktaboks

- Gjennomført i 1993 i samband med regulering av Dalåa i Meråker
- Konstruksjon av "elv i elva" med ulike habitat for å kompensere for sterkt redusert vassføring, middelvassføring er redusert over 80% i høve til naturleg tilstand.
- Det er laga ei strekning med rask straum (riffle/glide) og to holar med utlagt substrat for å sikre varierende habitatforhold og godt skjul.
- Yngel av laks vert sett ut som eit kompensasjonstiltak for regulering
- Området er blitt fulgt opp over tid og vedlikehald av tiltaket er gjort i form av rydding av vegetasjon og fjerning av fint substrat i den øvre hølen.



Fig. 123 Eksempel på utlagt stein for skjul (venstre), innsnevra elveløp med rask straum (midt) og eit djupare holområde (høgre).



Fig. 124 Øyvollen sett nedstrøms. Nedre del av referansestrekninga i føregrunnen – tiltak vidare nedover.

Bakgrunn

I samband med opprusting og ombygging av kraftverka i Meråker (sjå Fig. 125) vart Dalåa overført til Tevlamagasinet. Dette medfører ein reduksjon i vassføring etter overføring på meir enn 80%, og den foreslåtte minstevassføringa på 200-800 l/s var ikkje nok til å oppretthalde habitat for laksefisk på strekninga. Dalåa har ikkje ein naturleg bestand av laks sidan elva ligg oppstrøms for det naturlege vandringshinderet i Nustadfoss, men elva er brukt som oppvekstområde for fisk utsett som kompensasjon for reguleringa. For å kompensere for effekta av låg vassføring vart det foreslått fleire strekningar med fysiske tiltak for å forbetre tilgjengeleg habitat. Dette tiltaket vart planlagt omtrent samstundes med uttestinga av programsystemet vassdragssimulatore, og ein del av arbeidet vart difor gjort med dette verktøyet som eit ledd i utprøving av modellbasert støtte til biotopjusteringar (Harby m.fl. 1994).

Problemstilling og diagnose

Overføringa av Dalåa til Tevlamagasinet førte til sterkt redusert vassføring nedstrøms inntaket. Foreslått minstevassføring var ikkje nok til å skape gode habitattilhøve for laks som er utsett i Dalåa som eit kompensasjonstiltak for tidlegare reguleringar.

For å kompensere for dette vart planlagt fleire kunstige habitat i Dalåa. Desse vart planlagt etter prinsippet om å lage ei "elv i elva" der strømningsstverrsnitt vert redusert for å oppnå større djup/hastighet i elva gitt den reduserte vassføringa.

Bygging av tiltak vart i stor grad basert på modellering av tilhøve før og etter tiltak gjennom bruk av verktøy i vassdragssimulatore (Harby og Arnekleiv, 1994).

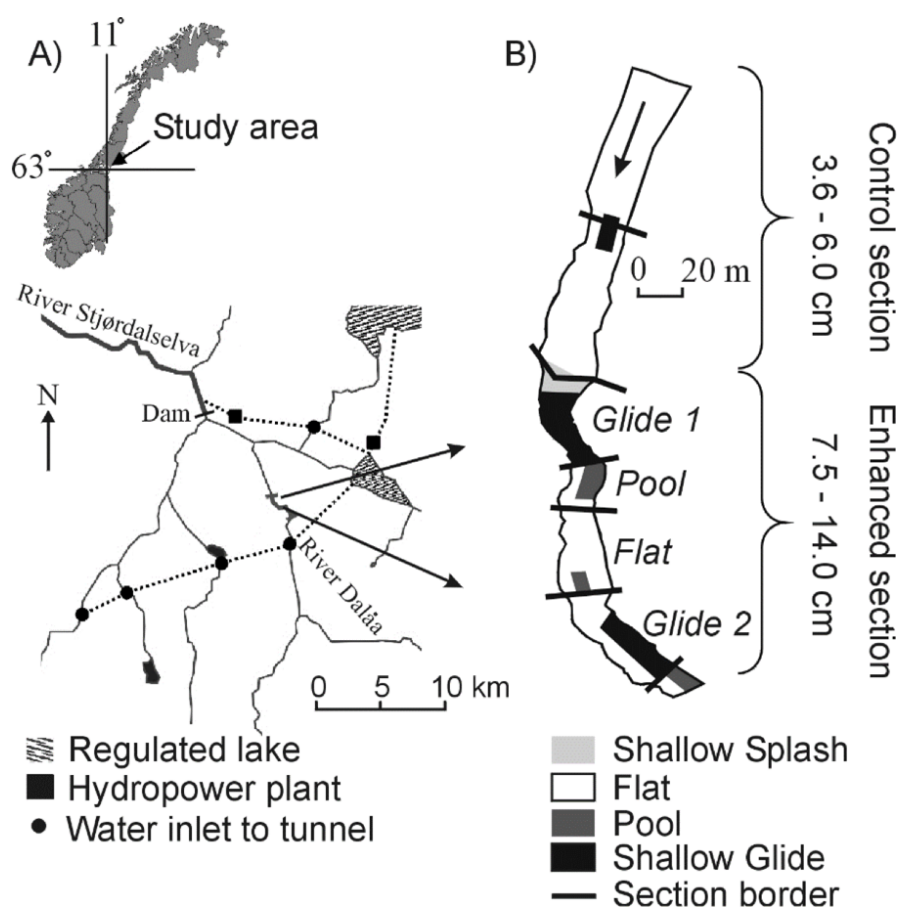


Fig. 125 Skisse av tiltaket på Øyvollen med referansestreking og tiltakstrekning (etter Linnansaari m.fl. 2009). Glide representerer dei raske strekningane og Pool djupare holar.

Tiltak

Vassdragssimulatoren vart brukt for å simulere effekta av inngrepet på strekningane i Dalåa. Det vart kombinert ein modell for kraftproduksjon for å få vassføringa etter inngrepet, ein modell for hydraulikk på strekninga og habitatmodellen for å sjå på effekta av ulike kombinasjonar av tiltak. Alt dette vart samanlikna med ei referansestreking utan tiltak for å vurdere gevinsten av å utføre tiltaka, og det vart vurdert effekt av ulike minstevassføringar.

Strekninga på Øyvollen vart etter desse vurderingane utforma som ei elv i elva der tverrsnittet vart innsnevra for å utnytte vatnet betre. Det vart laga smale seksjonar med hurtig straum (riffle/glide) og utgravne holar med større djup. Det vart og lagt ut stein på strekninga for å sørge for skjul for fisken (Harby og Arnekleiv, 1994). Både sprengstein og sikta kuppelstein frå grustak er brukt.

Planar vart lagt for å følge opp strekninga for å sjå på langtidseffekta av tiltaka på fisk.

I etterkant er det og gjort vurderingar av endringar i fysisk habitat over tid og funksjon av habitatet på vinterstid. Dette var ikkje med i planen frå starten av, men har vist seg å vere nyttige ting å gjere. Spesielt kva som skjer med installasjonane over tid og korleis dette påverkar funksjonen er nyttig informasjon for framtidige prosjekt.

Resultater

Resultata viser at tettleiken av lakseungar er signifikant større i området med tiltak i høve til referanseseksjonen oppstrøms (Fig. 126) sjølv om utsettinga av fisk er lik på alle områda (Arnekleiv m.fl., 2002). Undersøkelsane og data er basert på tre omgangar med elektrofiske på hausten etter utsetting og på våren etter sløysinga. Data frå Øyvollen er og samanlikna med data frå Nesheim i Dalåa der det var gjort harving for fjerning av finstoff, og tettleik av fisk på tiltaksområdet i Øyvollen er og signifikant større enn på Nesheim (Arnekleiv m.fl., 2002). Resultata viser at biotopjusteringane som er gjort kan auke bereevna for ungfisk i svært stor grad ved lita vassføring. Substrat verkar å vere svært viktig, og når finmasse la seg i den øvste hølen så var der ein klar nedgang i bruken av dette området. Sidan andre variable var tilnærma uendra er det nærliggande å knytte denne effekta til tilgang på skjul.

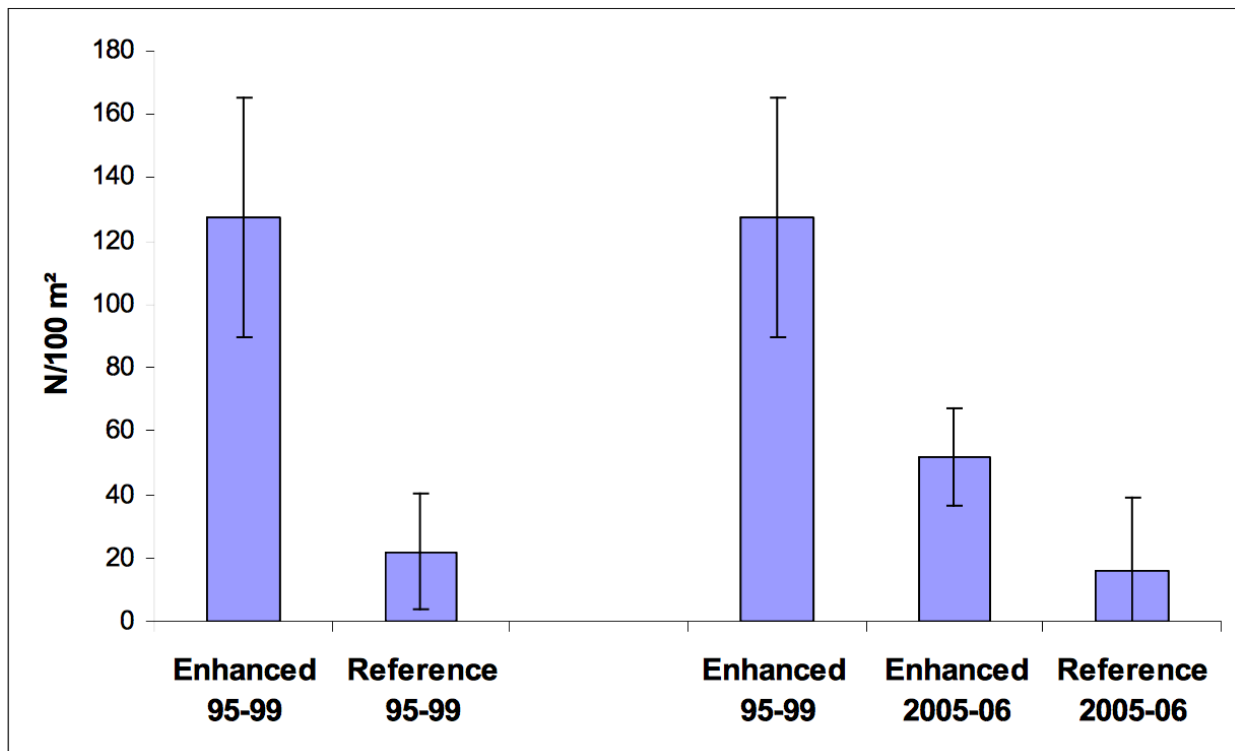


Fig. 126 Tettleik av fisk på referanseseksjonen (Reference) og i området med habitatjusteringar (Enhanced) i forskjellige perioder etter at tiltaket var bygd. Figur frå Arnekleiv (2008).

Basert på data frå modellen til Harby og Arnekleiv (1994), er totalarealet i tiltaksseksjonen redusert med omtrent 15% for ei vassfrøring på 0.5 m³/s. Dette dreiar seg stort sett om areal med grus og småstein som er tørrlagt etter endringane. For ei ytterlegare vurdering av tilgjengeleg areal og arealkvalitet i Dalåa, sjå Arnekleiv og Rønning (2013).

Over tid viste det seg at fine sediment vart akkumulert i den øvste hølen på strekninga. Dette reduserte etterkvart skjulet i hølen, og dette viste seg og i tettleiken av fisk i dette området. Simuleringar med hydraulisk modell (Olsen m.fl. 2004) viser korleis finmassene legg seg opp i dette området ved flom i Dalåa. Dette vart utbedra med maskin, og det viser at det må takast høgde for vedlikehald av habitattiltak.

Ein annan ting som skjedde på Øyvollen var at vegetasjonen på dei gamle elveslettene auka ganske mykje med tida. Dette kan vere positivt for habitatet, men det er ei utfordring for flomhandtering og vegetasjonen er difor fjerna.

Konklusjon

- Utforming av ei elv i elva ved Dalåa fungerte etter planen, og ga langt større tettleik av fisk enn det ein fann på referansedelen av området.
- Den modellbaserte tilnærminga som vart brukt er ein effektiv måte å utgreie alternative løysingar på. Utviklinga innan dette feltet er og slik at vi i dag kunne ha gjort ei slik studie i større detalj og med langt bedre verkty for vurdering og visualisering av effekter.
- Erfaringane frå Øyvollen viser at vedlikehald er naudsynt når ein bygger kunstige habitat.

Referanser

Harby A. og Arnekleiv, JV (1994) Biotope improvement analysis in the river Dalåa with the River System Simulator. - Proceedings of the 1st International Symposium on Habitat Hydraulics: 5 13-520.

Arnekleiv, JV, Kjærstad, G., Rønning, L. og Koksvik, J. (2002). Fisk, bunndyr og minstevannføring i elvene Tevla, Torsbjørka og Dalåa, Meråker kommune. Vitenskapsmuseet rapport zoologisk serie 2002-5. ISBN 82-7126-634-9.

Linnansaari, T., Alfredsen, K., Stickler, M., Arnekleiv, JV., Harby, A. og Cunjak, R. (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, vol.25, p. 773 – 787.

Arnekleiv, JV. (2008) Tiltak og undersøkelser in øvre del av Stjørdalsvassdraget i forbindelse med Meråkerreguleringen. http://www.vannportalen.no/globalassets/nasjonalt/dokumenter/arrangementer/gjennomforte-arrangementer/2009-og-tidligere/2008/workshop-om-beskyttelse-og-forbedring-av-vannmiljo---stjordal-2008/tiltak_i_dalaaa_befaring

Olsen, N. R. B., Pegg, I., Alfredsen, K. T., Fergus, T. and Fjeldstad, H-P. (2004) "3D CFD modelling of sediment deposition in habitat improvement structures", 5th International Symposium on Ecohydraulics, Madrid, Spain.

Harby, A., Bakken, T.H., Heggenes, J. & Saltveit, S.J. 1994. Utprøving av Vassdragssimulatorene i Stjørdalsvassdraget. Simuleringer av ungfiskhabitat i Dalåa med modellene HEC-2, ELV og BIORIV. - SINTEF NHL rapport STF60 A94039

Arnekleiv, JV. og Rønning, L. (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

7.14 Restaurering av tørrlagt elveløp i Røssåga ifbm. flytting av kraftverksutløp

Øyvind Kanstad-Hanssen (oyvind@ferskvannsbiologen.net)

Faktaboks

- Gjennomføring: 2013 - 2016
- Kostnader: Anleggskostnader ca. 4.000.000 NOK, Planlegging: ca. 600.000 NOK.
- Byggherre: Statkraft Energi AS, Oslo
- Konklusjon: etter vannforskriften er økologisk potensial for fisk endret fra dårlig til godt



Fig. 127 Øvre del av Røssåga («Sjøforsløpet»). Bildet til venstre er tatt i 1953 (før utbygging), bildet i midten viser elva etter 60 år med minimal restvannføring (1-5 m³/s), mens bildet til høyre viser elva slik den er nå.

Bakgrunn

Reguleringene i Røssågavassdraget på slutten av 1950-tallet medførte blant annet at en ca. 650 m lang elvestrekning («Sjøforsløpet») øverst i lakseførende del av Røssåga fikk kraftig redusert vannføring. Restvannføringen har siden variert mellom 1-5 m³/s. Lave vannhastigheter og store områder med stillestående vann har preget elveløpet, og tilslammingen og tilgroingen har vært betydelig (Fig. 127). Ungfiskregistreringer og gytefisktellinger viste at elvestrekningen var uten betydning for fiskeproduksjonen i elva (Ø. Kanstad-Hanssen, pers.medd., Lamberg mfl. 2010).

Når behovet for rehabilitering av Nedre Røssåga kraftverk meldte seg, besluttet Statkraft å bygge et nytt kraftverk (Nye Nedre Røssåga kraftverk). Dette kraftverket ble planlagt med utløp under Sjøforsen, dvs øverst i den 650 m lange, delvis tørrlagte elvestrekningen. Prøveslipp av vann fra inntaksmagasin lengre opp i vassdraget viste at den planlagte maksimale driftsvannføringen fra det nye kraftverket (85-105 m³/s) ville sette store skogområder under vann. Det ble derfor besluttet at disse skogområdene skulle ryddes, og at en plan for restaurering av elveleiet skulle utarbeides. Restaureringen skulle ha som mål å optimalisere forholdene for ungfisk, og rammene for dette arbeidet ble gitt av den planlagte driftsvannføringen på 30-85 m³/s.

Problemstilling og diagnose

Delvis tørrlagt og tilgrodd elveløp. Elvebunn dekket av sand og dynn, store områder skogbevakst. Tilgroing ville medføre stor oppstuvning av vann under det nye kraftverket.

Ingen gyteområder og lite skjul for ungfisk. Prøveslipp av vann viste at driftsvannføringen fra det nye kraftverket ville gi svært høye vannhastigheter. Undersøkelser (2009-2011) dokumenterte svært lave tettheter av ungfisk, og ingen gytefisk.

Infrastruktur på land, tilkommet etter utbyggingen på 1950-tallet, krevde nye flomsikringstiltak.

Effektkjøring av det nye kraftverket (innenfor intervallet 30-85 m³/s) ville medføre både hyppig og hurtig variasjoner i vannstand og vannhastighet.

Det «nye» elveløpet skulle optimaliseres for fiskeproduksjon innenfor vannføringer mellom 30-85 m³/s, dvs. habitattiltak som gir skjul for ungfisk, gytemuligheter for voksen fisk og som bidrar til vannhastigheter innenfor preferanseområdene for fisk av ulike størrelse. Habitat- og flomsikringstiltak måtte i tillegg konstrueres slik at risiko for stranding av fisk reduseres ved raske vannstandsendringer.



Fig. 128 Utgangspunkt for elverestaureringen; a) i forbindelse med rehabiliteringsplaner for det 60 år gamle Nedre Røssåga kraftverk ble det besluttet å bygge nytt kraftverk, der utløpet ville bli flyttet øverst i tidligere anadrom del av elva. b) og c) Det tidligere tørrlagte elveløpet ville se slik ut ved maksimal driftsvannføring (105 m³/s) i det nye kraftverket

Tiltak

2013: a) Prøveslipp av vann for å simulere planlagt maksimal driftsvannføring (fig. 2). b) Fjerning av skog og bunnvegetasjon innenfor det gamle, uregulerte elveleiet.

2014: a) Beregninger (simulering) av strømforhold og vannhastigheter for ulike tiltaksløsninger (fig. 3). b) Grov-arrondering av elveløpet iht. tiltaksløsninger og profilering av elveleiet og målinger av vannhastigheter (ADCP). c) Nytt prøveslipp for å teste presisjon på simuleringer utført med strømningsmodellen CCHE-2D.

2015: Bygging av nye flomsikringer (fig. 4). For å redusere faren for at fisk strander inne i forbygningene når vannstanden varierer ved effektkjøring, ble kjernen bestående av steinblokker dekket med grus og deretter ble forbygningene dekket med tilførte stein i fraksjoner ra 10-50 cm. To lave terskler ble etablert for å sikre vanddekt areal ved laveste driftsvannføring (30 m³/s), samt for å strømsette områdene nedstrøms.

2015-2016: Sortering av masser i elva ved bruk av roterende sorteringsskuffe på gravemaskin. Fraksjon <5 cm ble tatt ut av elvebunnen. Sorterte steinmasser (20-70 cm) ble tilført fra et nærliggende grustak (til sammen 5.000 m³). I øvre del av «Sjøforsløpet» ble naturlige steinblokker lagt ut i et stort område langs venstre halvdel av elva, mens en dypål ble gravd ut på motsatt side av elva. En strømviser (i form av mange grupper av steinblokker) ble anlagt nærmest utløpskanalen fra det nye kraftverket.

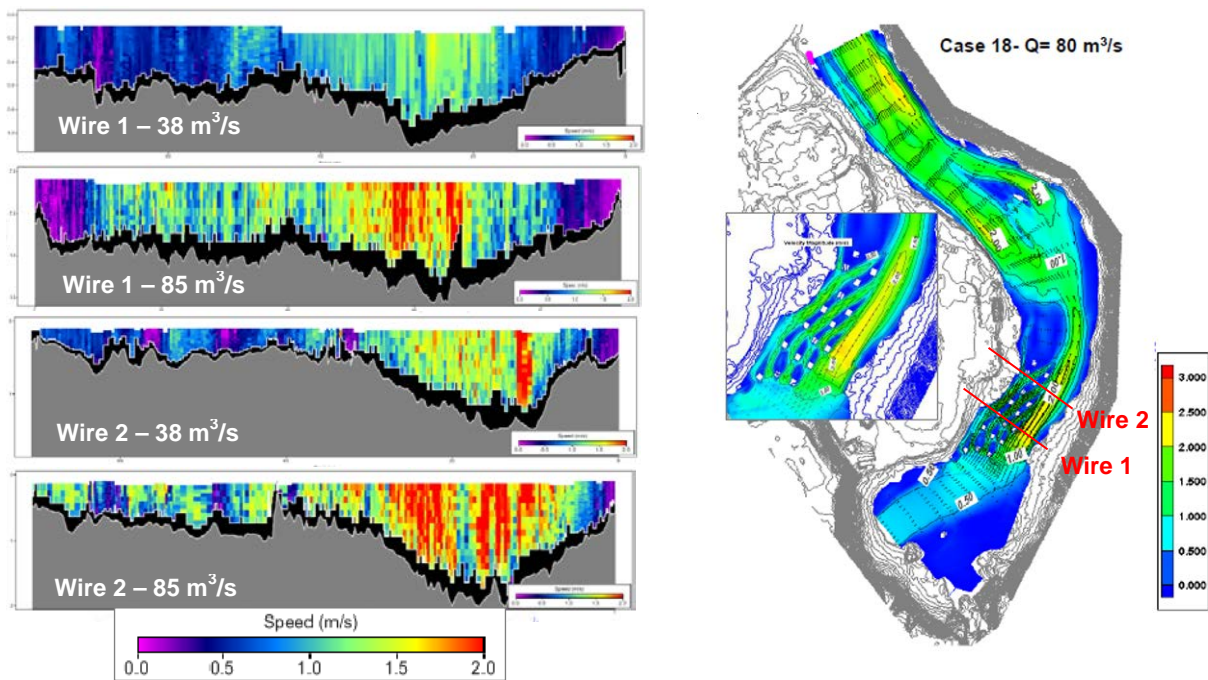


Fig. 129 Simuleringer av vannføringsforhold ved bruk av strømningsmodell (CCHE-2D) og faktisk målte vannhastigheter (ved bruk av ADCP) høsten 2014.

Resultater

Nye Nedre Røssåga kraftverk ble satt i drift 26. juli 2016, og de første fiskebiologiske undersøkelser i elva (ungfiskregistrering ved elektrisk båtfiske) ble utført etter om lag to måneder med driftsvannføring i «Sjøforsløpet». Gytefisktelling ble utført i midten av oktober. Ungfiskregistreringene viste at laksunger allerede hadde inntatt den nye elvestrekningen, og den relative tettheten var nesten like høy her som i de beste produksjonsområdene lengre ned i elva (fig. 5). Gytefisktellingene viste at vel 50 laks, eller ca. 30 % av all laks observert i Røssåga, hadde opphold i «Sjøforsløpet» under gytetiden.

Konklusjon

Tiltakene sikrer vanndekte arealer når kraftverket effektkjøres, og kombinasjonen av strømviser, dypål og grupper med steinblokk bidrar til at en stor del av elveløpet har vannhastigheter innenfor preferanseområdene for laksefisk.

«Sjøforsløpet» har potensial til å tilføre Røssåga betydelig arealer med godt egnede gyte- og oppvekstområder for laksefisk, men det er for tidlig å konkludere. Miljøtilstanden er endret fra svært dårlig til god tilstand.

Tab. 1 Resultater av gytefisktelling høsten 2009 og 2010 (før tiltak) og 2016 (etter start av kv.).

	Laks					Sjørret			
	Smålaks	Mellomlaks	Storlaks	Oppdrett	Tot.	<1kg	1-3kg	3-7kg	>7kg
2009	0	1	0	0	1	2	0	0	0
2010	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2016	8	20	25	1	54	15	2	1	0



Fig. 130 «Sjøforsløpet» i Røssåga etter gjennomførte tiltak.

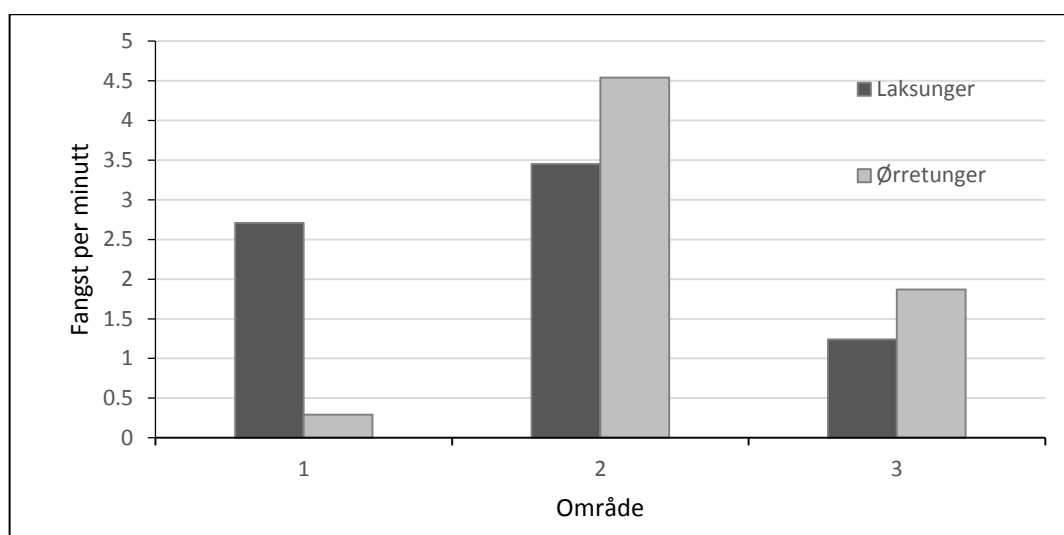


Fig. 131 Fangst per minutt av ungfisk av laks og ørret under elektrisk båtfiske i september 2016. Område 1 er gjennomsnittet for to fisketrekninger i «Sjøforsløpet», mens område 2 og 3 er gjennomsnittet for hhv. seks og fire fisketrekninger nedstrøms «Sjøforsløpet». (Data er bearbeidet fra Bremset mfl. 2017).

Referanser.

Bremset G, et al. (2017) Fiskebiologiske undersøkelser i Røssåga. Årsrapport for 2016. NINA Rapport 1367:34 s.
 Lamberg A, et al. (2010) Gytefiskregistrering i Rana og Røssåga i 2008-2010. VFI-rapport 15/2010:19 s.

7.15 Økning av skjul og gyteareal i kraftregulerte Aurlandselva – Miljødesign i praksis

Ulrich Pulg, Ola Ugedal, Christoph Hauer, Bjørn-Otto Donnum, Bjørn T. Barlaup, ulrich.pulg@uni.no

Faktaboks

- Gjennomførte habitattiltak: Ripping og utlegging av gytegrus 2010 -2016.
- Konklusjon: Tettheter av ungfisk har økt sett for hele Aurlandselva og spesielt i tiltaksområder. Etter vannforskriften betraktes økologisk potensial for fisk som forbedret.
- Tiltakshaver E-CO Energi, Oslo med Uni Research Miljø LFI, NINA, BOKU Wien, Cedren Envidorr
- Typisk «Miljødesign» tiltak
- Kostnader: Anleggskostnader ca. 670.000 NOK



Fig. 132 Ripping (venstre) og utlegging av gytegrus (høyre)

Bakgrunn

Det ble funnet meget lite gyteareal i Aurlandselva i 2009 (0,4 %). Også skjul (hulrom) i substratet var langt mindre enn forventet i elvebunnen som er dominert av rullestein (10-50 cm), noe som i utgangspunkt kan gi mye skjul. Gjennomsnittlig vektet skjul for hele Aurlandselva ved vintervannføring var 5,6 i 2013. Årsak til dette var mest sannsynlig en forandring i sedimentregime med langt mindre flommer etter kraftregulering (1970-1979) samt erosjonssikring langs elvebreddene. Grus kunne fortsatt spyles ut i den bratte elven mens rullestein ble liggende stabilt uten at det kom vesentlige mengder med nye løsmasser fra sidene. Transport ovenifra er naturlig begrenset av Vassbygdvatnet. Over årtider ble hulrommene fylt med finsediment og elvebunnen grodde igjen med mose og alger, selv om det ikke er spesielt mye finsedimentutslipp eller forurensing i Aurlandselva.

Problemstilling og diagnose

Etter omfattende kartlegginger ble det stilt diagnose som beskrevet i Forseth & Harby (2013). Gyteplasser for laks og sjørret ble vurdert som dårlig fordelt, gyteareal som for lite og skjul i elvebunn som for lav. Situasjonen ble vurdert som kunstig redusert grunnet kraftregulering og fysiske inngrep og sammenlignet med lignende elvestrekninger (Pulg et al. 2013).

Tiltak

2010-2016 ble det lagt ut gytegrus på hydraulisk og biologisk egnete områder. Stedene ble valgt etter undervannskartlegging, hydraulisk oppmåling og delvis hydraulisk modellering. Samlet ble det lagt ut 1000 m³ gytegrus på mange forskjellige plasser. Metoden er beskrevet på s. 89. 2014-2016 ble det samlet rippet et areal på 6,1 ha (26 % av elveareale). Metode brukt er beskrevet på side 98. Hovedvekten av tiltakene var i nedre del av Aurlandselva (3,4 ha 33%). I tillegg ble det restaurert sideløp, (disse dataene presenteres ekstra, se s. 128)



Sjørret klar til gyting på utlagt gytegrus



Ungfisk av ørret i skjulrik elvebunn.

Resultater

Gyteareal ble økt fra 880 m² (0,4 %, 2009) til 6640 m² (3,2 %, 2016), antall gyteplasser økte fra 30 til 243. Gjennomsnittlig skjul for hele elvearealet økte fra 5,8 til 9,2 i nedre del av Aurlandselva fra 4,7 til 8,4 (vektet skjul).

Forventet levetid til gyteplasser ble beregnet til 10-15 år. Sedimentasjon etter ripping vurderes som lav og forventet varighet estimeres til over 10 år. Estimatenes er imidlertid ikke ferdig evaluert siden tiltakene er relativt unge og enkelte hendelser (skred, utslipp) kan endre mye på kort tid.

El-fiske på et stasjonsnett på over 18 stasjoner i Aurlandselva gjennomført av NINA tyder på at ungfisktetthet av ørret har økt, både årsyngel og eldre ungfisk. Dette gjelder særlig for nedre deler av elva. Uni Miljø LFI's e-lfiske ved 6 forsøksgyteplasser gir et lignende bilde.

Punktelfiske 2016 gjennomført av Uni Miljø LFI på rippete områder og urippete referanseområder med ellers lignende habitatforhold, tyder på at det finnes i snitt nærmest dobbelt så mange ungfisk per el-fiske punkt (1,9) på rippete arealer enn i referanseområder (1).

2009-2014 har innsig av gytefisk økt og med dette antall egg som ble gytt. Dette har bidratt til økt rekruttering. Økning av ungfisktettheter er signifikant større i tiltaksområder enn i referanseområder. Derfor konkluderes at tiltak har bidratt vesentlig til positiv utvikling av ungfisk. Dersom det relativt tette stasjonsnettet er representativt for elven totalt, forventes en betydelig økning av ungfiskproduksjon i Aurlandselva mellom 2009 og 2016.

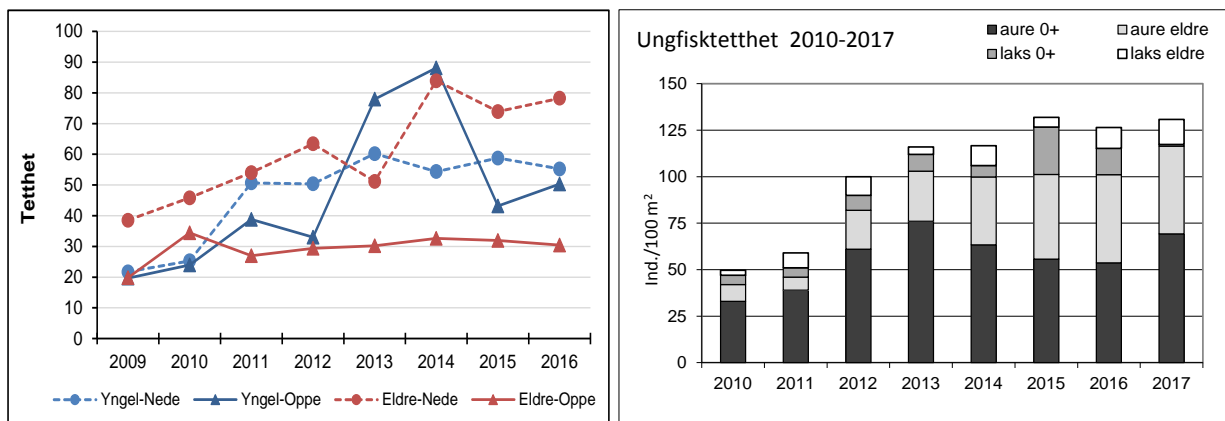


Fig. 133 Venstre figur viser ungfisktetthet av ørret basert på el-fiske data fra NINA 2009-2016 (Ugedal et al 2017) i nedre og øvre Aurlandselva (16 stasjoner, grense Tokvamsbrui). Høyre figur viser ungfisktettheter fra Uni Miljø LFI ved 6 restaurerte gyteplasser (2010-2017).

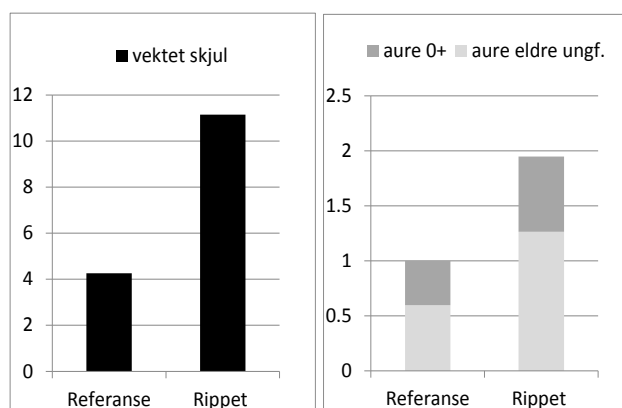


Fig. 134 Bildet til venstre viser urippet referanseområde, til høyre rippet elvebunn. Figuren til venstre viser at det finnes betydelig mere skjul på rippete områder (basert på 57 punktmålinger på rippet areal og 57 på referanseområde). Figuren til høyre viser antall ungfisk fanget med punkt-el-fiske (n = 114). Fangstareal per punkt ligger ved ca. 1-2 m².

Konklusjon

- Kartlegging av fysiske habitatforhold og diagnose var viktige forutsetninger for valg og dimensjonering av tiltak
- Grusutlegg og ripping fungerte etter hensikten under forholdene i Aurland med elvebunn dominert av rullestein (10-50 cm) og liten andel fluvial sedimenttransport.
- Ungfisktettheter har økt sett for hele elva i overvåkingsperioden, særlig i tiltaksområder
- Vedlikeholdsintervall for tiltakene er sannsynlig 10-15 år eller mer.

Referanser.

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

Pulg, Ulrich, Bjørn T. Barlaup, Helge Skoglund, Tore Wiers, Sven-Erik Gabrielsen, Eirik S. Normann 2013: Gyteplasser og sideløp i Aurlandsvassdraget. UNI Miljø LFI rapport nr. 221. Uni Research Bergen

Ugedal O, Forseth, T., Skoglund H., Pulg U. 2018: CEDREN EnviDORR-rapport Aurlandsvassdraget. NINA rapport, in prep..



Sjørørret i Aurlandsvassdraget

7.16 Redusering av gassovermetning i Modalselva og Matreelva

Ulrich Pulg, ulrich.pulg@umi.no

Faktaboks

- Gassovermetning redusert ved hjelp av fysiske tiltak
- Ristrensker (Matreelva) og struping av bekkeinntak (Modalselva)
- Gjennomføring: 2012 (Matre) og 2016 (Modalselva)
- Byggherre: BKK, Bergen
- Konklusjon: Gassovermetning ble redusert. I Matreelva økte ungfisktetthet ndf. utløp

Bakgrunn

Gassovermetning oppstår når gass løses i vann under trykk og trykket så reduseres, samt ved raske temperaturøkninger. Gassovermetning kan føre til gassblæresyke hos fisk. Verdier mellom 103 og 110 % betraktes som kronisk og kan særlig være skadelig i klekkerier og oppdrettsanlegg, der fisk ikke kan kompensere ved å oppsøke dypere vannlag med høyere trykk. Verdier over 110 % gassmetning kan føre til akutt fiskedød og betraktes som skadelig i elver for laksefisk i USA og Kanada.

Ved Hommelfoss kraftverk i Matreelva ble det observert fiskedød (2009). Logging av gassovermetning viste at det forekom gassovermetningsepisoder opptil 130 % TGP (total gas pressure) om våren og høsten når isflak eller løv tilstoppet inntaksristen og det forkom virvler med luftinndrag. I Modalselva ble det observert lave ungfisktettheter nedenfor utløp Hellandsfossen kraftverk som er elvekraftverk med en vertikal lavtrykks francisturbin med maks. slukeevne på 55 m³/s og fallhøyde på 78 m (BKK).

Gassmetningsmålinger fra og med 2013 viste at det forekom regelmessige perioder med gassovermetning mellom 120 og 130 % nedenfor kraftutløpet. Enkelte ganger kunne gassmetning nå kortvarige toppe på 153 % og 168 %. Gassovermetningsperiodene falt sammen med mye nedbør eller vårløsning og mye vann i bekkeinntak. Men også ved visse driftssituasjoner oppsto gassovermetning på lavere nivå (opptil ca. 116 %). Analyser tyder på at overmetning hovedsakelig forårsakes av luft som blir dratt inn fra bekkeinntak men at også Francis turbinen bidrar ved spesielle betingelser. Ved lav turbinvannføring (12 – 8 m³/s) dannes overmetning ved luftinndrag i Francisturbinen, opp mot ca. 113 – 115 % maks 117 %.

Problemstilling og diagnose

Matreelva: For høy gassovermetning i perioder grunnet tilstopping av inntak

Modalselva: For høy gassovermetning i perioder grunnet periodisk luftinndrag i bekkeinntak og kjøring av francisturbin ved spesielle vannføringer

Tiltak

Matreelva: Installasjon av automatisk ristrensker i 2012.

Modalselva: Struping av bekkeinntak siden august 2016.

Resultater

I året etter at ristrensker var i drift i Hommelfoss kraftverk (Matreelva) ble det ikke observert gassovermetning over 110 %. Ungfisktettheter har økt på stasjonen nærmest kraftutløpet (snitt eldre ungfisk fra 18 til 38 ind./100 m²) og nådd normale verdier i elven.

I Modalselva har maksimal verdiene etter tiltaket blitt redusert fra 168 % til 117 %. Tiden over 110 % er redusert fra 15,5 % til 0,7 %. Evalueringen er ikke avsluttet enda men utviklingen inntil nå, tyder på at tiltakene har redusert gassovermetning vesentlig – men fortsatt finnes kortvarige toppe opptil 117 %. For å redusere overmetning ytterligere anbefales å tilpasse drift og kjøring av Francis turbinen samt å tilpasse og automatisere vannføring i bekkeinntakene.

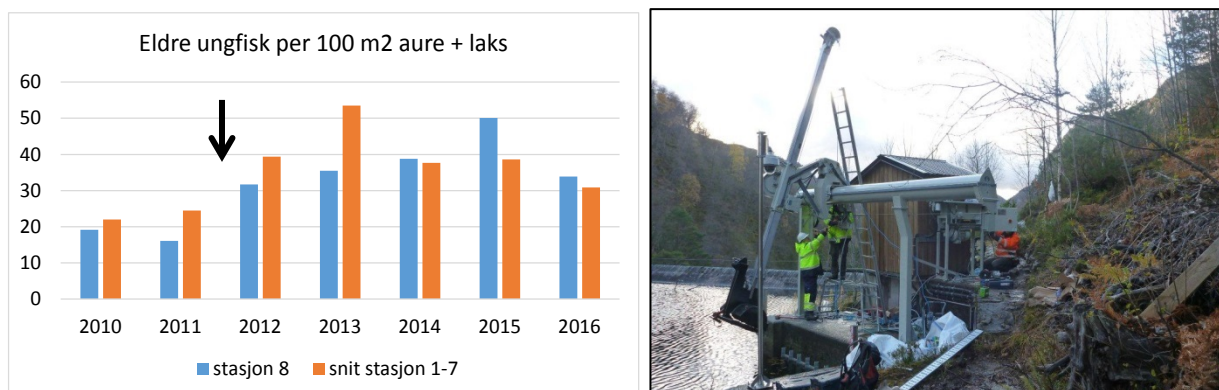


Fig. 135 Ungfisktetthet eldre ørret og laks i Matreelva (Nordhordaland) 2010-2016 på st. 8 (350 m fra kraftutløp) og st. 1-7 lengre nedenfor. Før tiltak mot gassovermetning (2012) var snittet på st. 8 lavere enn ellers i anadrom del (18 ind./100 m²). Etter at gassovermetning var redusert (pil) økte tettheten på stasjon 8 signifikant (snitt 38 ind./100 m²). På venstre ristrenskeren som hindrer inndrag av luft (Foto: BKK).

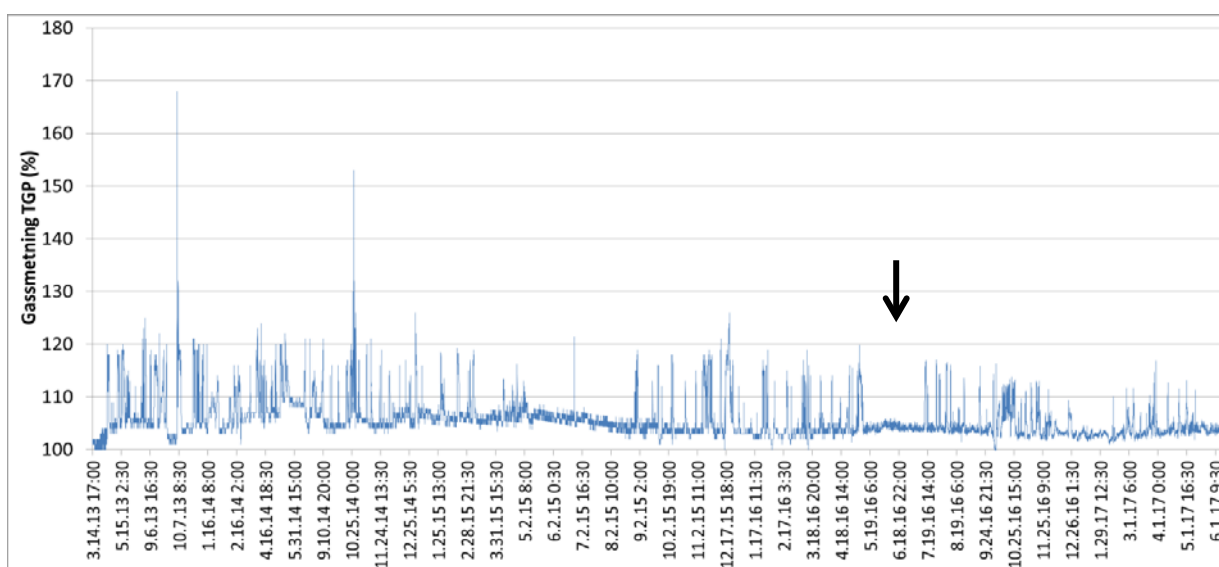


Fig. 136 Gassmetningskurve fra Modalseva (Nordhordaland) 2013-2017, pilen merker stenging av bekkeinntak i 2016. I gjennomsnitt ble 110 % gassmetning overskridet i 15,5 % av tiden før 2016 og 0,7 % av tiden etterpå.

Konklusjon

Hindring av luftinndrag ved hjelp av ristrensker i Hommelfoss kraftverk viste seg å redusere gassovermetning tilstrekkelig.

Struping av bekkeinntak reduserte gassovermetning i Modalseva signifikant, men fortsatt finnes overmetningsperioder ved spesielle driftssituasjoner av francisturbinen.

Som videre tiltak vurderes en energidreper i sjakten under et bekkeinntak samt å montere automatisk, fjernstyrt luke i det andre inntaket. Med dette vil forbislipp av vann kunne minimeres samtidig som luftinndrag vil kunne hindres. Dessuten vurderes en kjørestrategi av francisturbinen, med formål å redusere overmetningen.

Referanser

Pulg U., Gabrielsen S-E, Norman E. 2013: Gassmetning i LIV-elver. Uni Miljø LFI notat 11/2013. Uni Research Bergen.

Olsen E.E., Pulg U. Stranzl. S 2017: Gassmetning i Modalseva. Uni Miljø LFI rapport - i trykk. Uni Research Bergen

7.17 Oppvekstbiotop for elvemusling, Haukåsvassdraget i Bergen kommune

Håvard Bjordal, Miljøsjef i Bergen kommune, havard.bjordal@bergen.kommune.no

Per Jakobsen, Professor i biologi, Universitetet i Bergen, per.jakobsen@uib.no

Faktaboks

- Gjennomføring: 2014 – 2016, bygging 2015
- Kostnader: Anleggskostnader ca. 1,3 mill. kr + egeninnsats med planlegging. Finansering av Miljødirektoratet, Bergen kommune + sponsering fra Fana stein og gjenvinning, Haukås jordsortering
- Ansvarlig: Bergen kommune grunneier og byggherre. Entreprenør Magne Løvås
- Konklusjon: Målet om god økologisk tilstand i hovedelven er så langt ikke nådd. For å sikre rekruttering ble det bygget en muslingbekk – et sideløp i Haukåsvassdraget. Kontroll 31.08.17 viste god vekst og overlevelse av juvenile muslinger



Fig. 137 Fig 1. Kart fra 1904 viser de sentrale deler av Haukåsmyrane som da var naturlig myr og våtmark. Muslingbiotopen ble bygget i en sidebekk, tidligere flere krokete småbekker, vist til venstre på kartet. Større utsnitt fra ortofoto 2016 viser at store deler av nedbørsfeltet nå er omgjort til industri og byggeland. Haukåsmyrane/gården ligger som et rektangel sentralt i øvre del av bildet.

Bakgrunn

Haukåsvassdraget ligger helt i nord i Bergen kommune. Nedbørsfeltet er knapt 9 km² og lengden er vel 6 km. Stor flomvariasjon. Restpopulasjonen av elvemuslinger kan ved rettsprotokoller dokumenteres tilbake fra 1600-tallet.

Bergen kommune kjøpte et større våtmarksområde, etablerte en arbeidsgård og et moderne gårdsbruk på Haukåsmyrane først på 1900-tallet. Jordbruket utviklet seg over hele vassdraget; vann ble senket, nydyrking, kanalisering og drenering. Senere kom siloslått og utslipp frem til ca. 1985. Deretter fulgte en periode med sterk urbanisering og utbygging. Elvemuslingene ble faktisk antatt å være utdødd inntil 2002. Da ble noen hundre gamle, muslinger påvist - et typisk trekk der miljøtilstanden er for dårlig til rekruttering. Miljøtilstand og tiltak ble raskt klarlagt ved tett samarbeid mellom forvaltning og fagmiljø.

Problemstilling og diagnose

- Omfattende utbygginger i nedbørsfeltet, kompleks avrenning fra mange kilder
- Høy konsentrasjon av finpartikler og næringssalt, oksygenmangel i sedimentene

Tiltak

- Omfattende kartlegging av både diffuse og punktutslipp. Anmodning og pålegg om å stoppe/reducere forurensning.
- To viktige utfordringer måtte løses for å redde elvemuslingbestanden; a) muslingen måtte hjelpes med rekruttering b) elvens miljøforhold måtte forbedres.
- Informasjon om hensyn til elvemusling utbyggere. Eks. Statens vegvesen omarbeidet reguleringsplan for nye tunnel/E39, lagt miljøoppfølgingsprogram og sedimentasjons anlegg for å beskytte vassdraget, til sammen ca. 7 mill kr.
- Lokal forankring: Vennelag for vassdraget arbeider med fisketrapp ved Hylkjestemma. Åsane historielag dokumenterer muslingens historie, Haukås skole adopterer elven.
- Skaffe finansiering, kultivering av elvemusling, bygge muslingbiotop, FOU-arbeid.



Fig. 138 Tv. Elvemuslingbekken på Haukås ligger omgitt av tykke lag med 8 mm grus. Naturstein stabiliserer kantene. Noe jord legges tilbake på toppen og tilsådd med en gressfrøblanding som får dype røtter. T.h. Steinar Kolås, Rådgivende biologer, konstaterer god vekst på muslingene etter 8 måneder i «nyebekken».

Muslingbiotopen

Vannet i den 140 m lang meandern renner både i bekken og gjennom sandbankene i svingene der de små muslingene vil grave seg ned. Biotopen er bygget i en sidebekk i et kulturlandskap etter et tsjekkisk konsept. Sidebekken ble først på 1900-tallet kanalisert som et hovedutløp for en rekke dreneringsgrøfter. Gårdsdriften er nesten opphørt, men jorden er enda næringsrik. En avskjæringsgrøft for å unngå næringstilsig fra slåttemarken på sydsiden ble gravd i 2016.

Det erfarer at slike anlegg skaper gode oppvekstforhold både for musling og ørret. Når muslingene blir noe større, kan de slippe seg og drive med vannet ut til gunstige steder i hovedelven. I Tsjekkia slår og komposterer de også gresset rundt muslingbekken. Dette vil skape gode næringsvilkår for muslingen. En forenklet variant av slik gressbehandling utprøves også på Haukås fra sommeren 2017.

Det må nevnes at Haukåsmyrene, som ligger sentralt i vassdraget, allerede er utpekt som et prioritert restaureringsområde for våtmark. Hovedelven som nå er kanalisert tett inntil E39 planlegges tilbakeført i et naturlig leie i trygg avstand fra veien. Ved restaurering av våtmarken blir hensynet til elvemuslingen en svært viktig premisse i tillegg til vårmarksfugl. På 1990-tallet var dette også Hordalands største vipelokalitet. Elvemuslingbiotopen og våtmarksparken på Haukås skal ikke bare sikre biologisk mangfold, men til sammen også bli en viktig arena for læring og opplevelse.

Resultater

- Stadige forbedringer av elvemuslingkultivering. Univ. Bergens anlegg på Austevoll er blitt en suksess som gir håp for både Haukås-muslingen og andre truede bestander.
- Muslinger fra Haukås er blitt pionærer i kultiveringsarbeidet. Fra 2010 er en rekke årsklasser blitt tatt inn i anlegget. Første satt tilbake i 2016. Så langt gode resultat.
- Ennå for tidlig å vite sikkert hvordan elvemuslingbiotopen vil fungere. Den biologiske og vannkjemiske utviklingen følges. En prøveboks med kultiverte elvemuslinger ble utsatt januar 2017. Etter 8 måneder viste alle elvemuslingene betydelig vekst.

Konklusjon

Situasjonen i det lille urbane Haukåsvassdraget er uoversiktlig. Det vil ta tid å oppnå sikker og stabil «god økologisk tilstand». Kultiveringen av elvemusling er allerede en suksess. For å lykkes med tilbakeføring av muslinger til morelvene, må miljøforholdene forbedres. Tilrettelagte oppvekstbiotoper kan bli et supplement i bevaringsarbeidet. Muslingbiotopen på Haukås blir her et nyttig prøveprosjekt.

Referanser

- Hobæk, A. Johnsen G.H. Raddum, G.G. & Kålås, S. 2004. Elvemusling i Haukåselva. Bestandsstatus, reproduksjon og vannmiljø, NIVA 4805-2004
- Eilertsen, L.E. Hellen B.A. Kambestad, M. Kålås, S. & Johnsen. G.H. 2017. Kartlegging av forurensningskilder i fire vassdrag med elvemusling i Hordaland.



Elvesmusling i typisk habitat i Håelva/Rogaland (Foto: Helge Skoglund)

7.18 Sikker opp- og nedstrømsvandring for fisk ved kraftverk Herting i Ætran, Sverige

Olle Calles, olle.calles@kau.se, Niklas Egriell, Ulrich Pulg

Faktaboks

- Tiltak 1 (2012): Etablering av naturtypisk omløp med økt vannføring, først og fremst for oppvandring av fisk (brukes delvis også til nedvandring)
- Tiltak 2 (2013): β -varegrind med 15 mm spaltevidde og fluktåpning for nedvandring
- Har mer en 90 % passasjeeffektivitet og betraktes som «best practice» for konnektivitet av laks og ål.
- Også ørret observeres hyppig og sannsynligvis fungerer tiltakene like bra for den arten, men den er enda ikke nærmere undersøkt. Havniøye har blitt observert ved oppvandring.
- Prosjektgjennomføring: Falkenberg kommune, Falkenberg Energi AB, med Fiskevårdsteknik Sverige AB
- Kostnader: Totalt 29,3 millioner SEK for fiskepassasjer, 8 m. SEK for ny gang- og sykkelveg med bro. Redusert energiproduksjon grunnet økt vannføring i omløp ca. 2 m. SEK/år. Finansiering: Havs & Vattenmyndigheten (18,8), Europæisk fiskerifond (7,8), Trafikverket (1,5), Falkenberg kommune (eier Falkenberg Energi AB). Kilde: Falkenberg energi, Karl-Göran Olofsson.

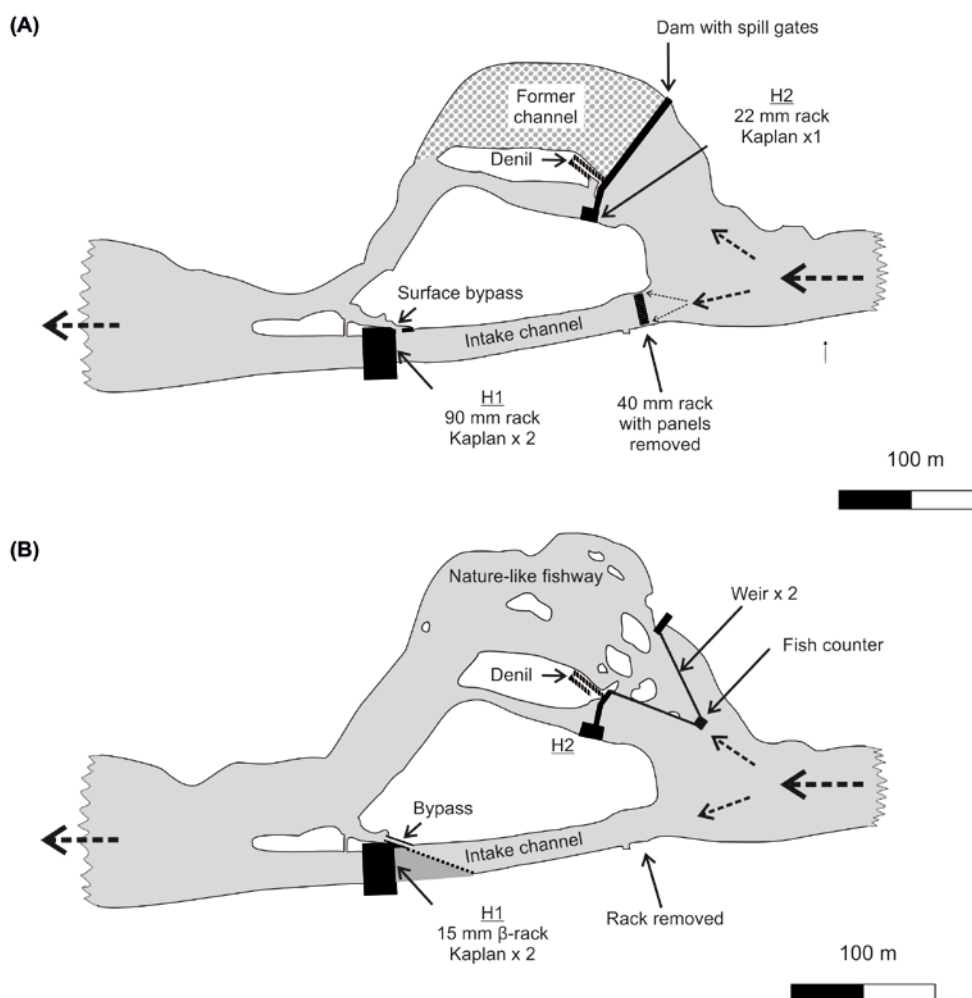


Fig. 139 Herting kraftverksdam med to kraftverk (H1 og H2), før (A) og etter (B) forbedring av fiskepassasje. Stiplete piler indikerer strømretning. Figur fra Nyqvist et al. (2017).

Bakgrunn og problemstilling

Herting kraftverk virket som vandringshinder og hadde opprinnelig en Denilpass for oppstrøms passasje. Nedvandrende fisk måtte svømme gjennom kraftverksturbinene, eller kunne svømme over damkronen ved høy vannføring. Kraftverket har Kaplanturbiner, og direkte overlevelse av mindre fisk, særlig smolt, var relativt høy. Overvåkingen indikerte likevel at fisk ble skadet og hadde en høyere sekundær dødelighet. Det ble besluttet å installere best mulige tiltak for å fremme fiskevandring både opp- og nedstrøms. Data om vannføring og kraftverk finnes i tabellen under. Bilder finnes på s. 187, 189 og også på side 81.

Tiltak

For å sikre oppvandring ble det nordlige løpet forbi kraftverket restaurert til et naturtypisk omløp med en vannføring på minst 11 m³/s (Fig. 139 Fig. 140g, 140). Kraftverket settes først i drift når fiskepassasjen har minst 11 m³/s og det er nok vannføring utover dette. Kraftverksdammen i øvre enden av det restaurerte løpet, er utformet som V-formete ledevegger som fører til en fisketeller.

For å sikre nedvandring av fisk ble det installert en β -finnrist (varegrind) med vinkel på 30 grader til elvebredden (Fig. 139, Fig. 141). Varegrinden står vertikalt foran kraftinntaket og har horisontale komposittspiler med 15 mm spaltevidde. Den renses med en automatisk ristrensker. Varegrinden er 40 m lang og har et areal på 80 m². Den fører til en vertikal spalteformet fluktåpning og videre til et omløp nedover. Omløpet har et fangstkammer til registrering av fisk.

Tekniske data:

Oppvandring: Naturtypisk omløp		Nedvandring: β -varegrind med fluktåpning	
Lengde	400 m	Lengde	40 m
Bredde	middel 47 m, 5m ved inntak	Høyde	2 m
Høydeforskjell	4,65 m	Spiler	Horisontale
Gradient	1,2 %	Spaltevidde	15 mm
Vannføring (Q)	minst 11 m ³ /s	Fluktåpning	Vertikal
Q _{middel}	57 m ³ /s	Areal	80 m ²
Maks. slukeevne	40 m ³ /s + 25 m ³ /s	Maks. slukeevne β -rist	40 m ³ /s
Morfologi	Stryk	Vannhastighet gjennom β -rist	< 0,5 m/s



Fig. 140 Øvre del av det naturtypiske omløpet med V-formet demning (Foto: Olle Calles).



Fig. 141 β -varegrind med fluktåpning (bakgrunn) uten og med vann. Varegrinden har horisontale spiler med 15 mm spaltevidde, automatisk ristrensning og vertikal fluktåpning som også brukes som spyleluka (Foto: Olle Calles).

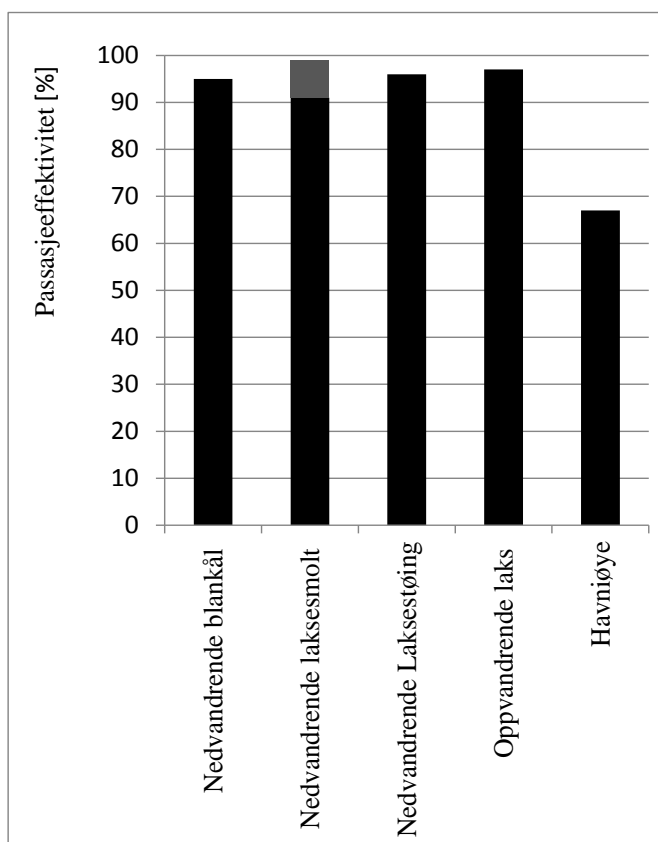


Fig. 142 Fluktåpning med spyleluka (venstre bilde, Foto: Olle Calles) og passasjeeffektivitet [%] for ål, laks og havniøye (få individer) etter tiltaket.

Resultater

For oppvandrende laks økte passasjeeffektivitet fra 70 % (Denil) til 97 % (naturtypisk omløp). Tiden fiskene brukte på å vandre opp ble redusert fra 21 døgn til 4 døgn. Passasjeeffektivitet for oppvandrende havniøye økte fra null til 67 % (få individer observert). Også for ørret og ål ble det rapportert om økende oppgang men dette er ikke ferdig utredet. Det understrekes at det er viktig med en tydelig lokkestrom ved inngangen av omløpet slik at fiksene finner veien opp. Overvåking av det naturtypiske omløpet viser dessuten at den har en funksjon som habitat med en betydelig ungfiskproduksjon av laks (Spjut & Degermann, in prep.)

Etter at beta-varegrinden med fluktåpning har blitt installert, har 91-98 % av laksesmolten passert via omløpet – ikke gjennom turbinen som før. Passasjeeffektivitet for nedvandrende laksestøinger økte fra 80 % til 96 %. Før overlevde 71 % av blankålene (gjennom Kaplanturbinene), etter tiltakene har blitt realisert, overlevde 95 % (gjennom fluktåpning og omløp). Det anbefales en vannføring i fluktåpningen på minst 0,5 m³/s for å oppnå høy passasjeeffektivitet.

Konklusjon

Med en passasjeeffektivitet på over 90 % for laks og ål betraktes både beta-varegrinden med fluktåpning og det naturtypiske omløpet som meget vellykket. I Sverige vurderes den løsningen som beste tilgjengelige praksis for å fremme konnektivitet for artene i lignende situasjoner.

Referanser.

- Lindhage, C. 2013: Hertingprosjektet. Svensk Fiske 2/2013., s. 9-11. [http://www.fvt.se/download/Herting/Svf_nr1_2013_webb\[4\].pdf](http://www.fvt.se/download/Herting/Svf_nr1_2013_webb[4].pdf)
- Calles, Olle, Jonas Christiansson, Stefan Kläppe, Ingemar Alenäs, Simon Karlsson, Daniel Nyqvist, Mats Hebrand 2015: Slutrapport Hertingprosjektet – Förstudie och uppföljning av åtgärder för förbättrad fiskpassage 2007-2015. Teknisk rapport. Naturresurs rinnande vatten, Biologi, Karlstads universitet
- Nyqvist, D., P.A. Nilsson, I. Alenäs, J. Elghagen, M. Hebrand, S. Karlsson, S. Kläppe, O. Calles. 2017: Upstream and downstream passage of migrating adult Atlantic salmon: Remedial measures improve passage performance at a hydropower dam, In Ecological Engineering, Volume 102, 2017, Pages 331-343, ISSN 0925-8574, <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.02.055>.
- Prosjektside: <https://www.havochvatten.se/hav/vagledning--lagar/vagledningar/provning-och-tillsyn/dammar-och-vattenkraftverk/nya-ron-om-basta-mojliga-teknik-for-vattenkraften.html>



Blankål har hatt høy passasjeeffektivitet etter bygging av en 15 mm β -varegrind med fluktåpning (Foto: Olle Calles)

8 Forklaring av begreper

Begrepsforklaring er basert på vannportalens terminologi i vannforskriftens kontekst og definisjoner gitt i kap 4 og 5 (se referanser der og <http://www.vannportalen.no/ord-og-uttrykk/ord-og-uttrykk-ny/>)

Forvaltningsplan for vann (regional vannforvaltningsplan)

En samlet plan for forvaltning av vannforekomstene i en vannregion, som bl.a. skal angi miljømål for vannforekomstene og sammenfatte tiltaksprogrammet som viser hvordan miljømålene kan nås innen vannforskriftens frister (vannforskriften § 26). Forvaltningsplanen er den formelle planen etter forskriften som behandles og vedtas av fylkesting og godkjennes i Regjeringen. Forvaltningsplanen utarbeides av VRM i samarbeid med VRU, og vedtas som fylkesdelplan etter plan- og bygningsloven. Godkjent plan skal legges til grunn for fylkeskommunal virksomhet og være retningsgivende for kommunal og statlig planlegging og virksomhet i vannregionen. Forvaltningsplan skal godkjennes første gang senest innen utgangen av 2009, og oppdateres hvert sjette år (vannforskriften § 29). VRM skal sende utkast til forvaltningsplan på høring senest ett år før ny forvaltningsplan trer i kraft (vannforskriften § 28).

Fiskepassasje

Alle løsninger for å fremme vandring av fisk.

Fisketrapp

Omløp forbi en vandringsbarriere med teknisk utforming, f. eks. kulpetrapp og spaltetrapp.

Fluviale prosesser

Med fluviale prosesser menes fysiske endringer i vassdrag som følge av vannstrømmens virkning. Typiske fluviale prosesser er endringer i vannføring og vannstand inkludert oversvømmelse av elveslette, erosjon og sedimentasjon, massetransport samt endringer i elvens utforming og beliggenhet – i motsetning til kolluviale og glasiale prosesser (f.eks. steinras og dannelse av morener).

Fragmentering

Underdeling av vassdraget i delstrekninger med færre eller ingen vandringsmuligheter for fisk og/eller barrierer for massetransport.

Fysiske inngrep

Menneskeskapte endringer i vassdragets form. Inkluderer elvebredder og bunnforhold. Fører ofte til direkte endringer i habitatforhold og kan også indirekte påvirke temperatur, gassmetning og vannkvalitet.

GØP

Forkortelse for godt «økologisk potensial». Se egen definisjon for økologisk potensial.

GØT

Forkortelse for god «økologisk tilstand». Se egen definisjon for økologisk tilstand.

Habitattiltak

Med habitattiltak i vassdrag menes målrettede og direkte endringer i de fysiske miljøforholdene som skal bidra å bedre levevilkår for visse dyre- eller plantearter. Ofte etterligner habitattiltak naturlige prosesser, for eksempel når gytegrus tilføres kunstig siden erosjonssikring hindrer naturlig tilførsel fra elvebreddene. Habitattiltak gjør det ofte mulig å beholde vassdragsbruk (f. eks. demninger og vannkraft) men da kreves det samtidig vedlikehold eller gjentagelse for å ivareta en viss miljøkvalitet. Miljøeffekten er ofte begrenset til utvalgte arter og ikke så omfattende og varig som ved fullskala restaurering. Eksempler på habitattiltak er ripping av elvebunn, utlegging av stein og fisketrapp som trenger vedlikehold eller en form for drift.

Hydromorfologi

Samlebetegnelse på parametre som beskriver hydrologiske forhold (f.eks. vannmengde, variasjon i vannføring og vannstand) og morfologiske forhold (f.eks. bunnforhold, utforming og fysisk beskaffenhet) på en vannlokalitet.

Hydromorfologiske rammebetingelser

Geologiske, topografiske og vannføringsavhengige egenskaper som avgjør hvordan vassdragets form utvikler seg. Viktige hydromorfologiske rammebetingelser er: Berggrunn, topografi, glacial historie, vannføring, løsmassevolum, sedimenttransport.

Indikator (etter vannforskriften)

For hvert kvalitetselement finnes flere indikatorer, som uttrykker forskjellige egenskaper ved kvalitetselementet, eks. populasjonsstørrelse, kjemisk innhold, artssammensetning, diversitet etc., og som kan omfatte en eller flere parametre som responderer på en påvirkning.

Karakterisering

Karakterisering er en innsamling og registrering av data og karakteristika for på en objektiv måte å kunne identifisere og gradere påvirkninger og miljøtilstand i en vannforekomst. Karakterisering innebærer å:

- Avgrense i hensiktsmessige vannforekomster med ensartet vanntype og miljøtilstand
- Fastsette kategori; elv, innsjø, kyst- og grunnvann, SMVF
- Typifisere vannforekomster med ensartet naturtilstand
- Identifisere eksisterende og forventede påvirkninger

Klassifisering

Fastsette dagens miljøtilstand for en vannforekomst basert på representativ overvåking av det mest sensitive kvalitetselementet for en identifisert påvirkning. Den best egnede bioindikatoren eller parameteren skal således undersøkes, og "det verste kvalitetselementet" styrer. Plassering av en vannforekomst i svært god-, god-, moderat-, dårlig-, eller svært dårlig økologisk tilstand basert på kunnskap om økologiske indikatorer i naturlige vannforekomster, og maksimalt, godt-, moderat-, dårlig-, eller svært dårlig økologisk potensial for sterkt modifiserte vannforekomster. Tilstandsklassen relateres til naturtilstanden for den aktuelle vanntypen. Se også klassifiseringsveilederen (Veileder 2013:2).

Konnektivitet

Grad av forbindelselsmuligheter – i denne sammenhengen grad av vandringsmuligheter for fisk eller grad av massetransport i elven.

Kvalitetselement (KE)

Økosystemkomponenter, som er angitt i vannforskriftens vedlegg V, og som legges til grunn når en vannforekomsts økologiske tilstand vurderes. Det finnes både biologiske (planteplankton, vannplanter, bunndyr, fisk), fysisk-kjemiske (temperatur, oksygenforhold, ledningsevne, forsureningstilstand, næringsstoffinnhold) og hydromorfologiske kvalitetselementer (vannføringsstørrelse, dybde, bredde, saltholdighet etc.). Hvert kvalitetselement kan bestå av flere parametre.

Lateral

Rettet mot siden av elven, for eksempel mot flomslette eller sideelver.

Leitbild konsept

Leitbild konseptet (Muhar et al. 1995) anbefaler å sette en uforandret naturlig elvetype som et overordnet mål for elverestaurering og andre miljøtiltak i vassdrag. Dette målet kan ikke nødvendigvis nås fullstendig grunnet en rekke menneskelige forandringer og bruksformer, men det vil bidra å velge riktige løsninger som passer til elvetyper med tanke på økologisk funksjonsevne, fluviale prosesser og langsiktig varighet. Er mye brukt i arealplanlegging og økologisk restaurering generelt, da vanligvis med terrestriske naturtyper som overordnet mål.

Longitudonal

Rettet langs elven, for eksempel opp- og nedeover elva.

Miljøtilstand

En samlebetegnelse på miljøforholdene i vann. Økologisk og kjemisk (prioriterte miljøgifter) tilstand i overflatevann, og kjemisk og kvantitativ tilstand i grunnvann. Miljømålene er at tilstanden for disse minst skal være klassen "god".

Miljødesign

Miljødesign er en metode som går ut på å legge til rette for både kraftproduksjon og laks i kraftregulerte elver. Den ble utviklet i rammen av forskningssenteret CEDREN og har blitt mye brukt i norske laksevassdrag siden 2013. En viktig del av metoden er en klar målsetting, grundig kartlegging, stilling av diagnose og så valg av tiltak. Habitatiltak står i fokus. Skal etter hvert utvides til andre arter. «Metoden går ut på å legge til rette for både kraftproduksjon, laks og annet dyreliv i elver med vannkraftverk [...] og å utvikle og gjennomføre tiltak som skal gjøre at laks og dyr i elven får det bedre, samtidig som tapet i kraftproduksjon blir så lite som mulig. (<https://gemini.no/2016/11/all-verden-miljodesign/>)

Miljømål

Standard miljømål: Med standard miljømål forstås grenseverdiene for økologisk og kjemisk tilstand slik de står beskrevet i vedlegg V i vannforskriften og klassifiseringsveilederen. Når alle kriterier og parameterverdier er fylt ut vil Vann-Nett bestemme vannforekomstens vanntype. Når vanntype er satt vil vannforekomsten automatisk få satt sitt standard miljømål.

Miljømål for SMVF: Det skal defineres egne tilpassede miljømål for vannforekomster som i forvaltningsplanen blir endelig sterkt modifiserte. For å utpeke en vannforekomst til sterkt modifisert, forutsettes det at god økologisk tilstand ikke er eller kan nås. Derfor skal alle vannforekomster som utpekes som sterkt modifiserte plasseres i risiko. I tillegg har også SMVF miljømålet "god kjemisk tilstand" (gjelder miljøgifter og andre prioriterte stoffer), på lik linje med naturlige vannforekomster.

Nedbørsfelt

Landareal med avrenning til et bestemt utløpspunkt i en elv, innsjø, fjord eller i hav.

Påvirkning

Kjente påvirkninger som vurderes å kunne påvirke miljøtilstanden i vannforekomsten.

Restaurering

Med restaurering av elver menes gjenskaping av naturtypiske forhold inkludert tilhørende fluviale prosesser. Ofte innebærer dette fjerning av inngrep. I motsetning til habitatiltak krever restaurering i utgangspunktet ikke vedlikehold eller gjentagelse med tanke på å sikre miljøkvalitet. Et eksempel på restaurering er fjerning av en demning, inkludert reetablering av naturlig sedimenttransport. Regelmessig sedimenttilførsel som kompensasjon for demningens effekt betegnes som habitatiltak.

Fisketrapper kan i beste fall gjenskape konektivitet men krever drift og vedlikehold og betegnes derfor ikke som restaureringstiltak. Fjerning av en vandringsbarriere og delvis også bygging av en naturtypisk rampe (s.38, s.53) betraktes som restaurering. Fiskevandring kan deretter fungere uten spesiell vedlikehold, over hele elvens bredde. Tiltaket tåler og bidrar til fluviale prosesser. Restaureringstiltak har blitt brukt når prioritering av vassdragsbruk har blitt endret, for eksempel fra vannkraft til flomsikring i Isar i Munchen eller oppdrett til flomsikring i Skjern Å. Oftest brukes restaurering i vanlige vannforekomster som ikke er karakterisert som SMVF. Restaurering kan imidlertid også brukes i SMVF og når vassdragsbruk ikke kan endres, dog ofte i mindre skala, for eksempel når sidevassdrag restaureres eller terskler fjernes.

Regulering av vassdrag

I denne publikasjonen brukes regulering av vassdrag for menneskeskapt fysiske inngrep i vassdrag samt endringer i vannføringer som forandrer vassdragets naturlige hydromorfologiske egenskaper.

Vassdragsregulering har ofte formål som vannkraft og annen vannbruk (drikkevann, fiskeoppdrett, landbruk), flomsikring, skogs/jordbruk eller byutvikling.

I Norge brukes vassdragsregulering ofte som synonym for vannkraftutbygging og skilles fra «fysiske inngrep» som brukes for alle andre morfologiske endringer. Siden vann også brukes for andre formål enn kraftproduksjon og siden systematisk kanalisering av vassdrag eller bekkelukking kan ha lignende og større effekter enn vannkraftutbygging er det kategorisk riktig å bruke «regulering» for alle endringer i morfologi og vannføring i vassdrag – uavhengig av hvorfor endringene ble gjennomført. Dette er også vanlig begrepsbruk internasjonalt (Petts 1999).

Risikovurdering

Med risikovurdering menes her en samlet vurdering av risikoen for at vannforekomsten ikke oppnår fastsatte miljømål innen gjeldende tidsfrister, eller risiko for en vesentlig forverring (fra en tilstandsklasse til en annen). Risikovurderingen baseres på tilgjengelige data fra karakterisering, tilstandsvurdering og økonomisk analyse av vannbruken framover.

Sterkt modifisert vannforekomst (SMVF)

En forekomst av overflatevann som på grunn av fysiske endringer som følge av menneskelig virksomhet i vesentlig grad har endret karakter, og som er utpekt som sterkt modifisert i medhold av vannforskriften § 5. Eksempler på vannforekomster som kan bli utpekt som SMVF, er slike som er sterkt påvirket av vannkraftutbygging, kanalisert av hensyn til jordbruk, urbaniserte områder m.fl.

Tilstandsvurdering

En fastsetting av om miljøtilstanden er svært god, god eller dårligere enn god, basert på tilgjengelige data om økologiske, kjemiske og/eller kvantitative forhold i vannforekomsten. Dersom tilstrekkelige tilstandsdata finnes, så benyttes dette til å klassifisere tilstanden. Der tilstandsdata ikke eksisterer, er mangelfulle eller kan sammenligne med tilsvarende forekomst, så foretas en tilstandsvurdering av den samlede miljøtilstanden for vannforekomsten. Påvirkningsdata kan således danne grunnlaget for tilstandsvurderingen.

Tiltaksanalyse

En oppstilling og faglig vurdering/rangering av relevante tiltak for å nå miljømål i et avgrenset område, normalt et vannområde evt vassdrag. Det vil normalt være en arbeidsgruppe (vannområdeggruppe) knyttet til det enkelte vannområde som utarbeider tiltaksanalysen, som vil være et faglig innspill til arbeidet på vannregionnivå med å sette sammen et tiltaksprogram. Les mer i tiltaksveilederen.

Tiltaksovervåking

Tiltaksovervåking skal gjennomføres i vannforekomster som står i fare for ikke å nå miljømålene og vurdere endringer i tilstanden som følge av miljøforbedrende tiltak. Tiltaksovervåking skal utføres i alle vannforekomster som står i fare for ikke å nå miljømålene, samt i alle vannforekomster som har utslipp av prioriterte stoffer. Representativ overvåking kan benyttes der det finnes sammenlignbare vannforekomster med hensyn på vanntype og belastning. Ved tiltaksovervåking skal det mest følsomme biologiske kvalitetselementet for belastningen overvåkes som et minimum (overflatevann). Kravet om overvåking av minst ett følsomt biologisk kvalitetselement gjelder ikke for prioriterte stoffer.

Vandringshinder

Virker i prioder som vandringsbarriere for fisk. Ved gunstig vannføring og temperatur, er de passerbar for fisk. Kan forsinke vandring og ha effekt på fordeling og tetthet av fisk i vassdrag. Kan virke forskjellig på oppvandrende og nedvandrende fisk. En 1 m høy gjennomgående syvdeterskel kan være vandringshinder for oppvandrende fisk men være passerbar for nedvandrende. Kan være menneskeskapt eller naturlig.

Vandringsbarriere

Er uoverkommelig for fisk. Kan virke forskjellig på oppvandrende og nedvandrende fisk. En 5 m høy demning kan være vandringsbarriere for oppvandrende fisk men være passerbar for nedvandrende. Barrierer kan være menneskeskapt eller naturlig.

Vanndirektivet

Europaparlament og råds direktiv 2000/60/EF om etablering av rammer for en felles vannpolitikk i EU (vanndirektivet). Direktivet er et av EUs viktigste og mest omfattende og ambisiøse miljødirektiver.

Økologisk potensial

Uttrykk for mulig økologisk tilstand i en sterkt modifisert eller kunstig forekomst av overflatevann, basert på klassifiseringen i vannforskriftens vedlegg V. I praksis de økologiske forholdene av alle realistiske avbøtende tiltak som skal gjennomføres.

Økologisk tilstand

Er et uttrykk for tilstanden i vannet når det gjelder sammensetning og virkemåte for økosystemet i en forekomst av overflatevann. Man fastsetter den økologiske tilstanden for en vannforekomst basert på overvåkingsdata. Plassering av en vannforekomst i svært god-, god-, moderat-, dårlig-, eller svært dårlig økologisk tilstand er basert på kunnskap om økologiske forhold i naturlige vannforekomster.

Tilstandsklassen relateres til naturtilstanden for den aktuelle vanntypen. Se mer om klassifiseringen i vannforskriftens vedlegg V.

Referanse

Petts, Geoffrey E. 1999: River regulation. *Environmental Geology*. p. 521 - 528 Springer Netherlands. Dordrecht.
https://doi.org/10.1007/1-4020-4494-1_283



Variert stryk i Espedalselva. Fluviale, glasiale og kolluviale avsetninger sørger for høy substratvariasjon som igjen bidrar til mye skjul og variasjon i fiskehabitatet.

Ferskvannsekologi - laksefisk - bunndyr

LFI ble opprettet i 1969, og er nå en seksjon ved Uni Research Miljø, en avdeling i Uni Research AS, et forskningsselskap eid av universitetet i Bergen og stiftelsen Universitetsforskning Bergen. LFI Uni Research Miljø tar oppdrag som omfatter forskning, overvåking, tiltak og utredninger innen ferskvannsekologi. 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

Oppdragsgivere er offentlig forvaltning, kraftselskap, forskningsråd og andre. Viktige samarbeidspartnere er andre nasjonale og internasjonale forskningsinstitusjoner og FoU miljø hos oppdragsgivere.

Våre internettsider finnes på <http://uni.no/nb/uni-miljo/> eller ved søk på Uni Research Miljø.