

Kartet nedenfor angir hvor i landet prosjektet er lokalisert:





-  Fylkesgrense mellom Aust-Agder og Telemark
-  Kommunegrenser
-  Europavei E18
-  Nedbørfelt..... 350 km2

Fosstveit kraftverk



- ++++ Jernbane
- Fylkesvei
- Europavei E18
- Nedbørfelt..... 350 km²

Vedlegg 3 - Detaljkart over utbyggingsområdet.doc



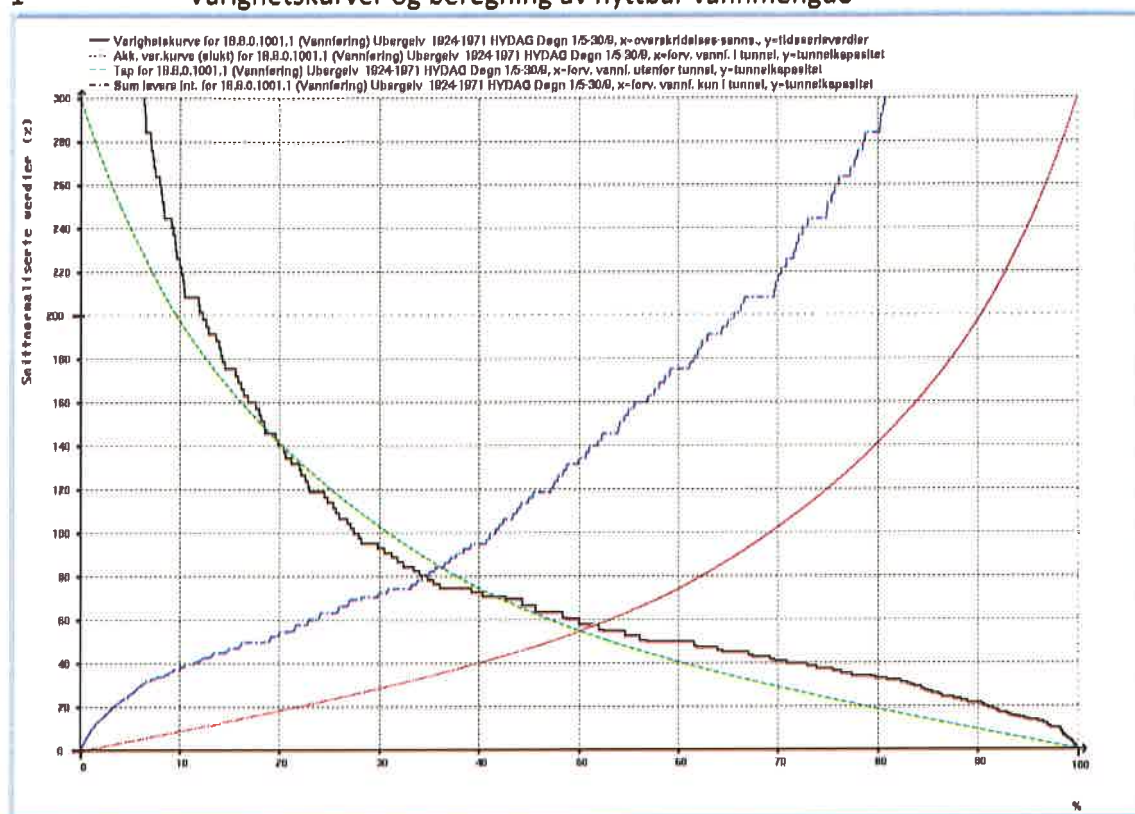
Tegnforklaring:

- Eiendomsgrenser
- Eksisterende 22 kV
- 22/0,69 kV trafo
- 22 kV kabel

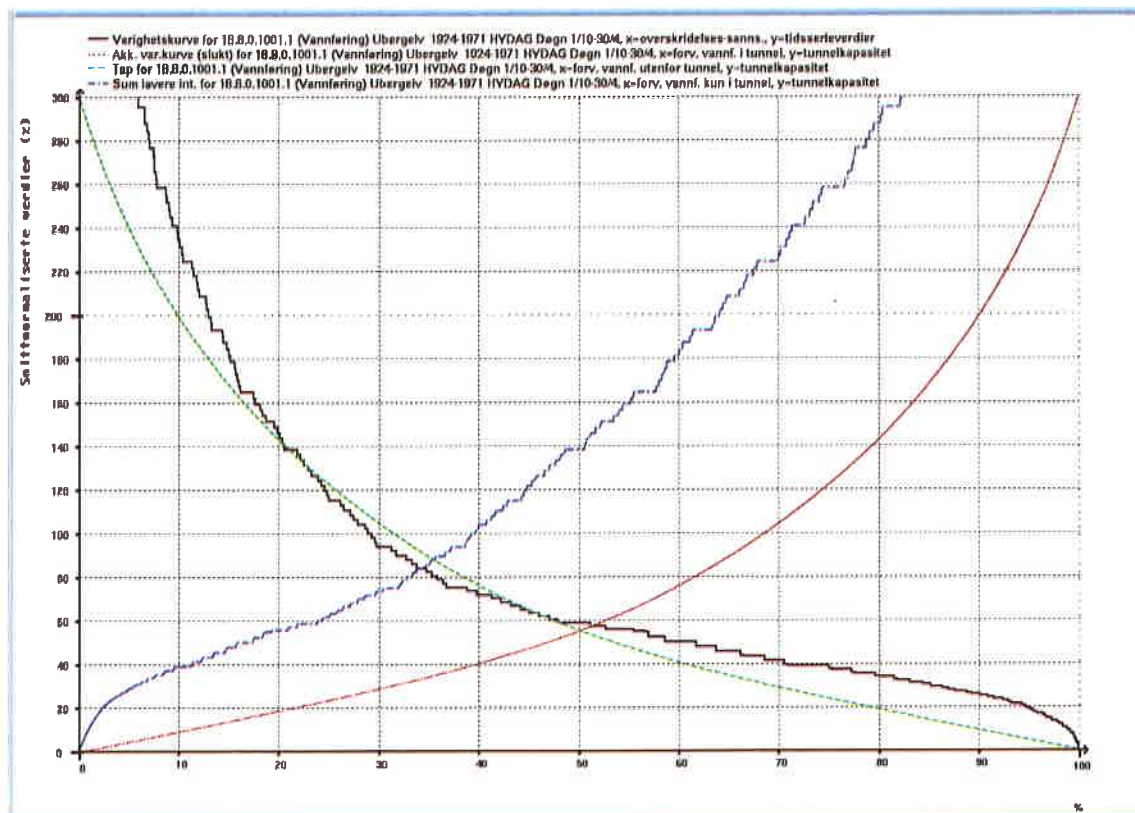
- Inntak
- Kraftstasjon
- Rørgate
- Dam

Kunde	Fosstveit Kraft AS	Revisjon	
Prosjekt	Fosstveit Kraftverk	Dato	2016/08/30 - ES
Tegning	Detaljkart	Firma	Norsk Kraft AS
Detalj	Plassering dam, rør, stasjon		

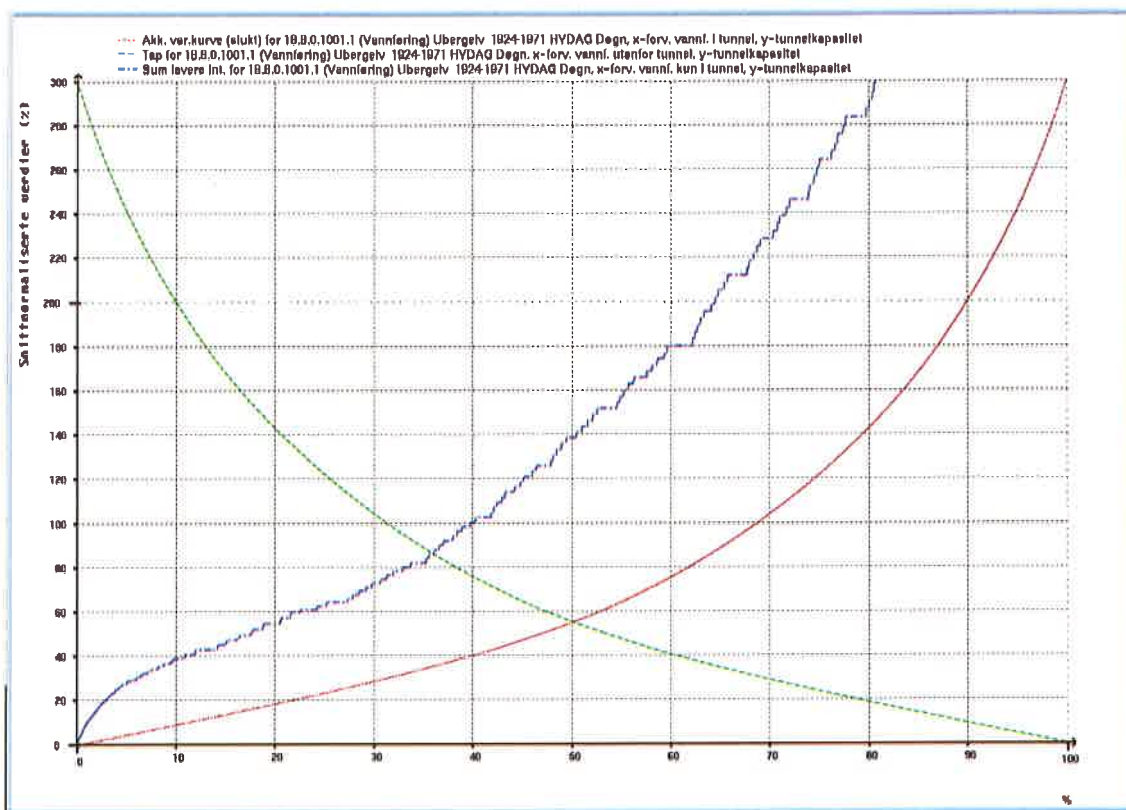
1 Varighetskurver og beregning av nyttbar vannmengde



Figur 1 - Varighetskurve for sommersesongen (1/5 – 30/9)

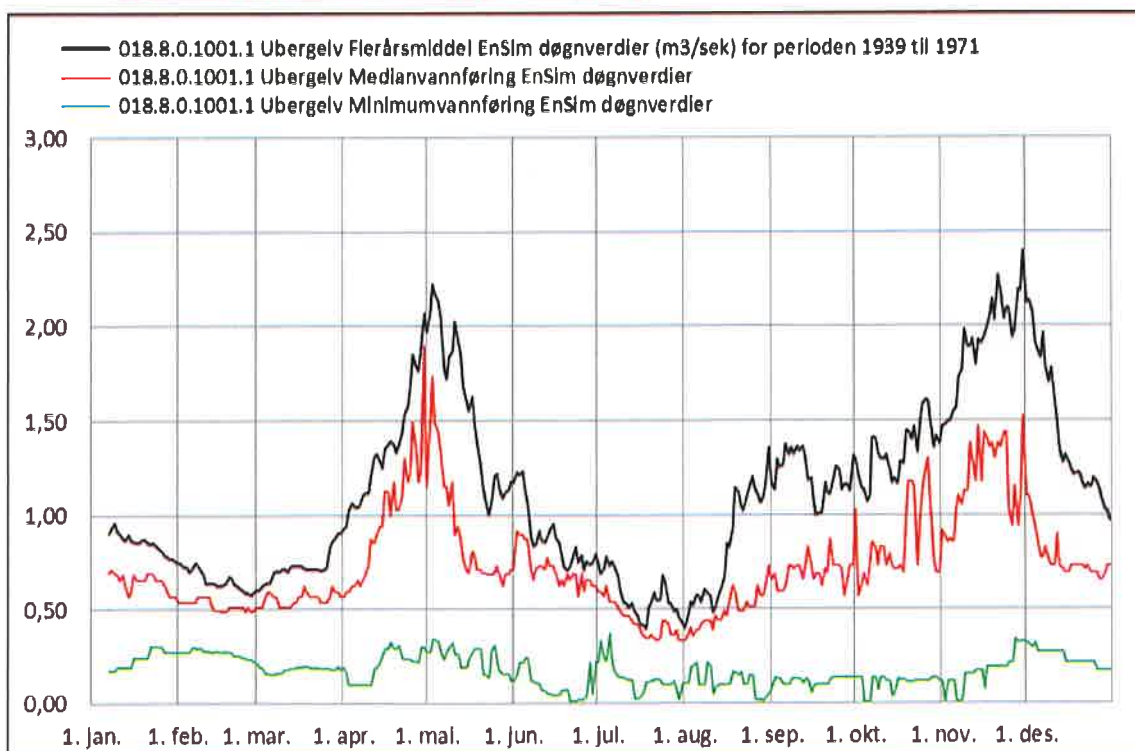


Figur 2 - Varighetskurve for vintersesongen (1/10 – 30/4)

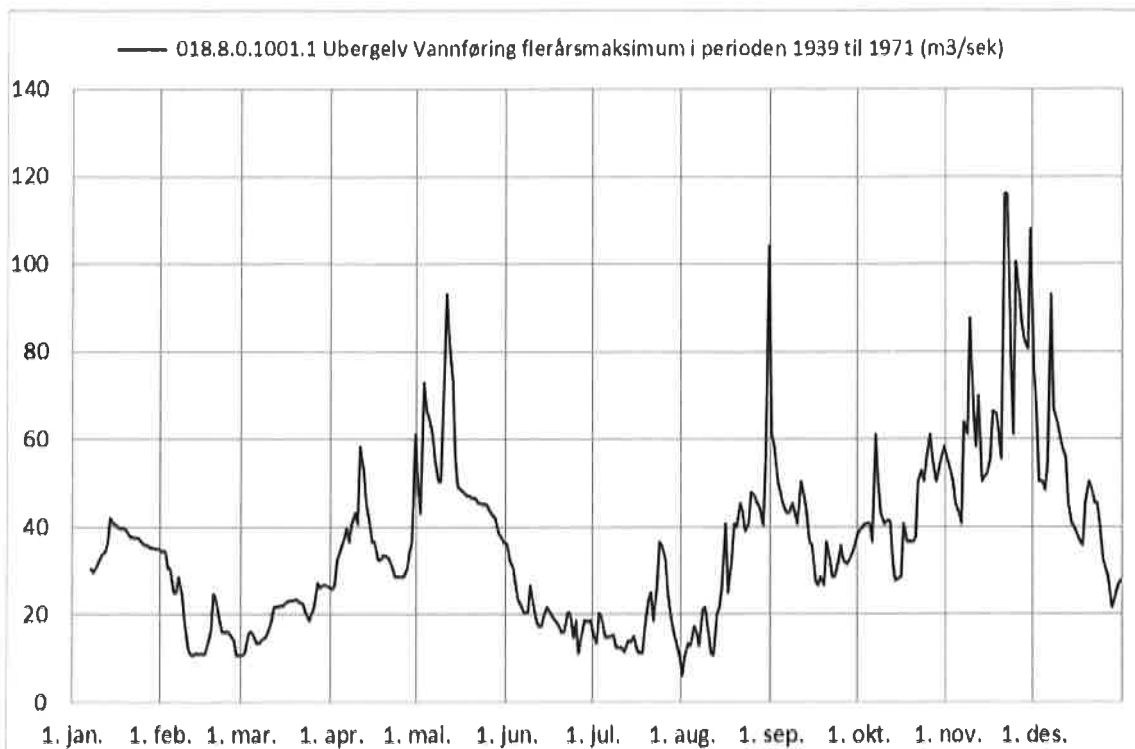


Figur 3 - Varighetskurve, kurve for flomtap og for tap av vann i lavvannsperioden (år)

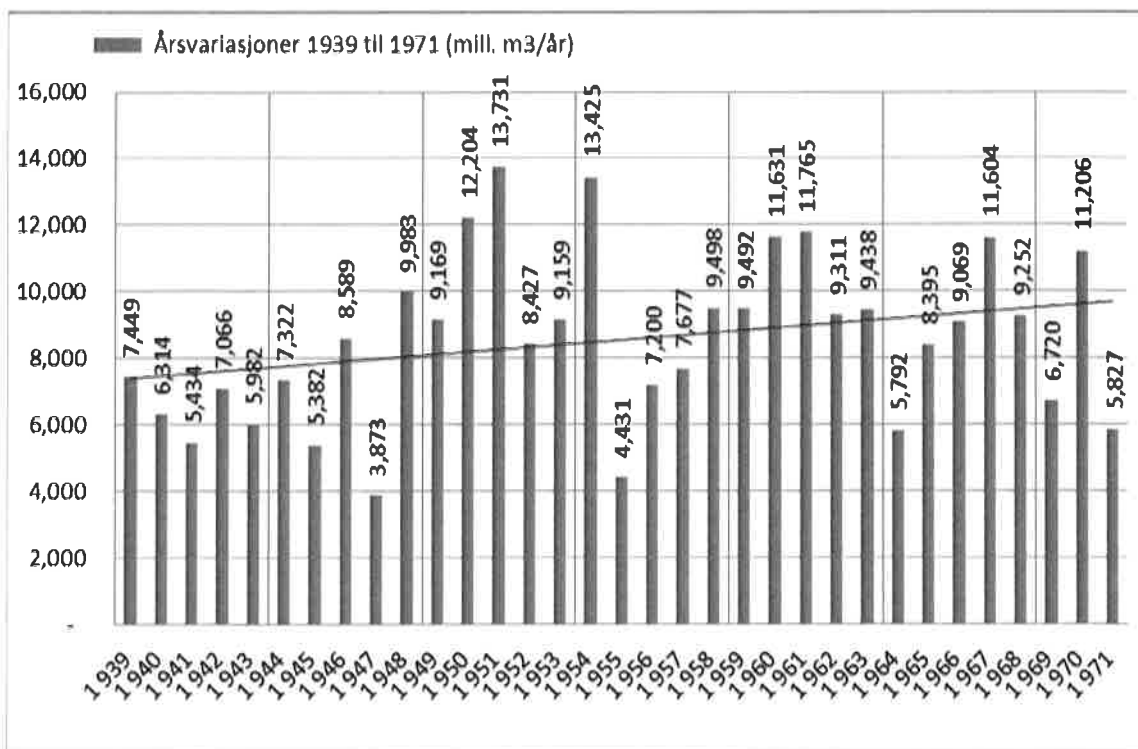
1.1 Vannføringsvariasjoner før og etter utbygging



Figur 4 - Plott som viser middel/median- og minimumsvannføringer (døgndata)

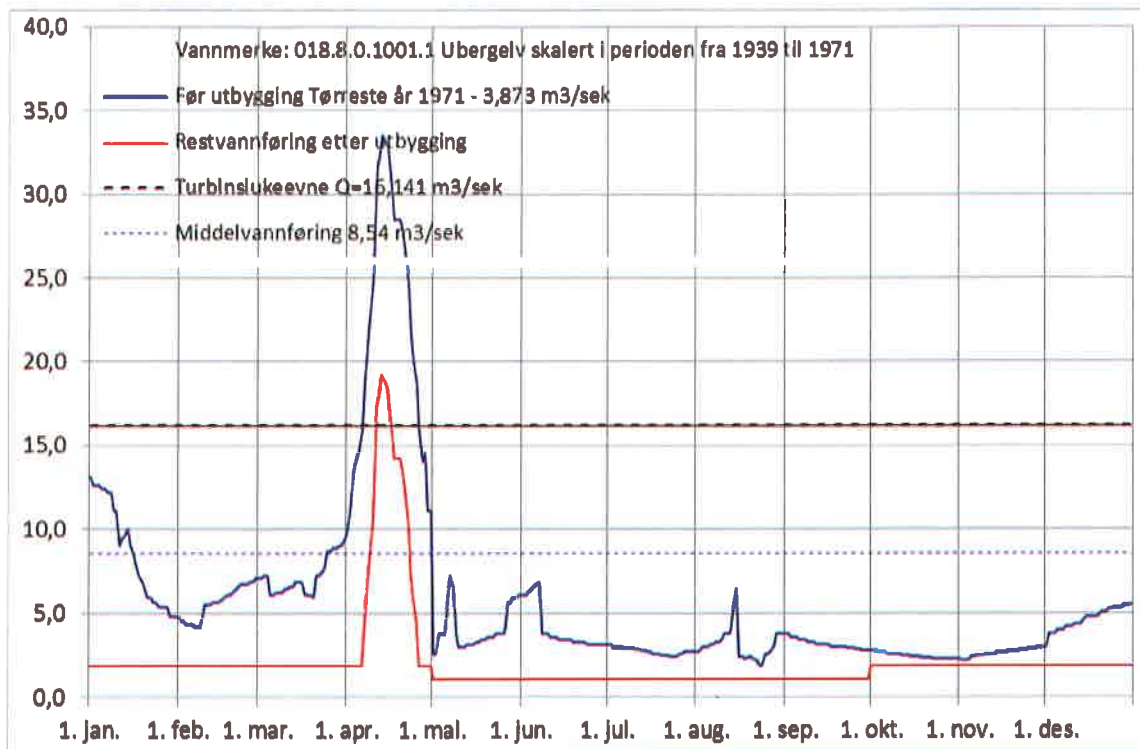


Figur 5 - Plott som viser maksimumsvannføringer (døgndata)

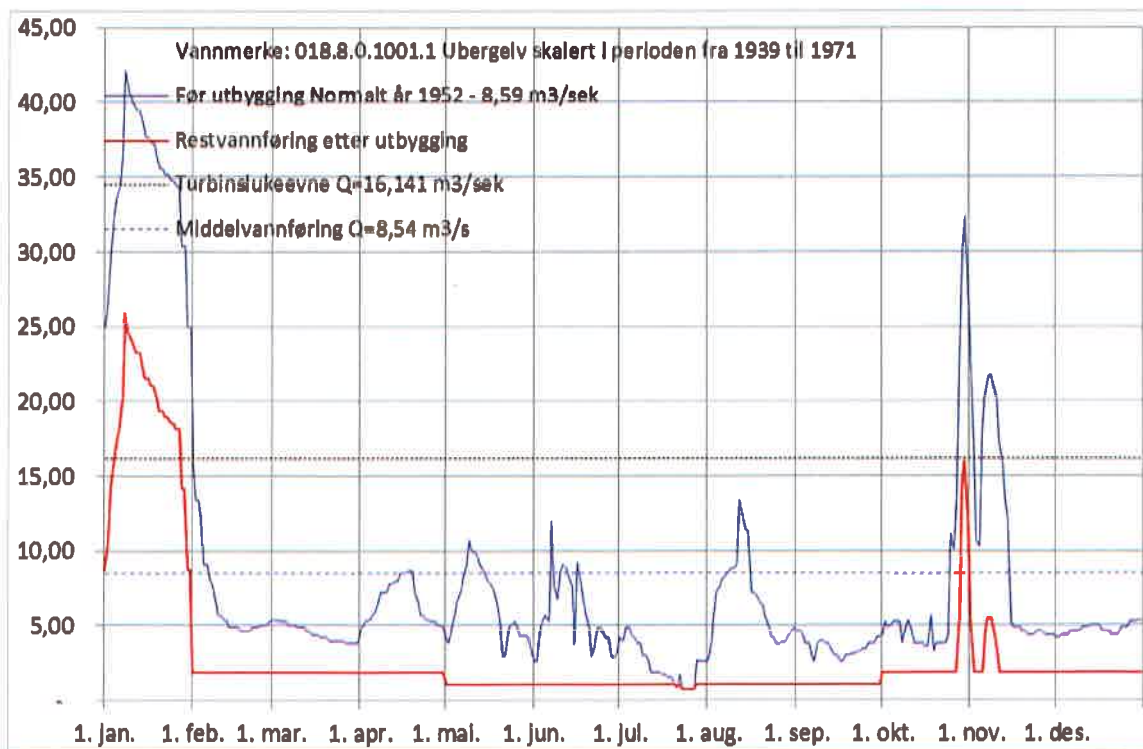


Figur 6 - Plott som viser variasjoner i vannføring fra år til år ¹

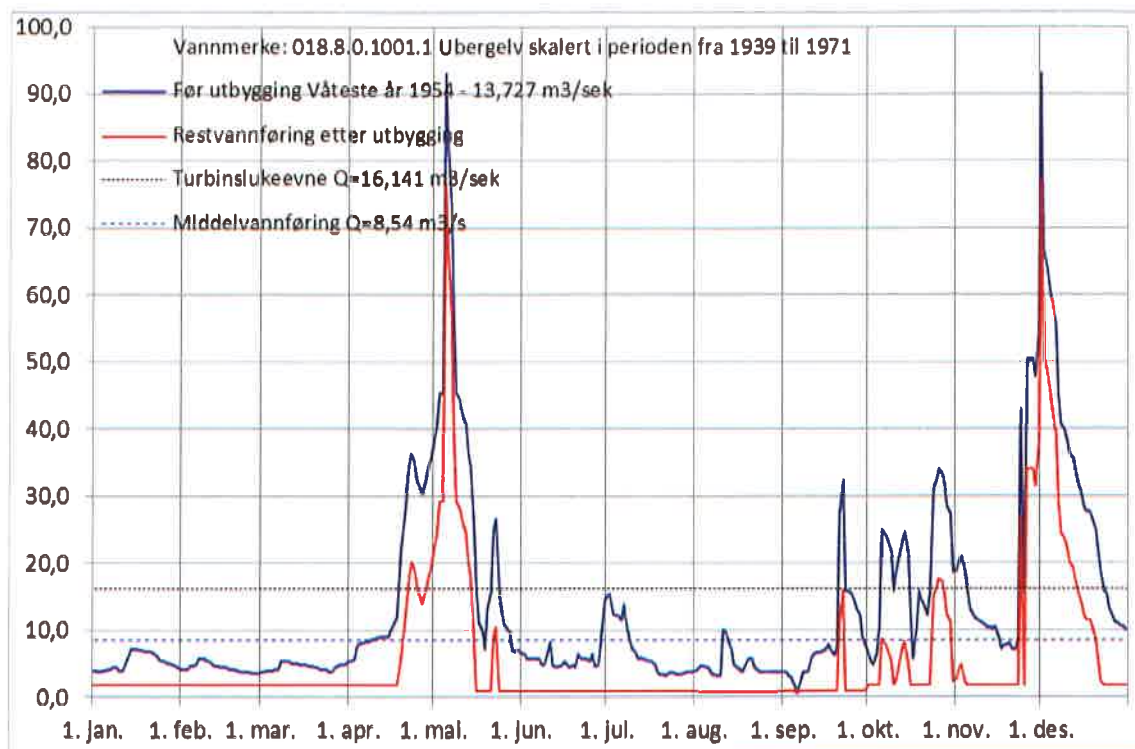
¹ PSI Dette er en komplett 33 års kontinuerlig måleserle.



Figur 7 - Plott som viser vannføringsvariasjoner i et tørt år (før og etter utbygging)



Figur 8 - Plott som viser vannføringsvariasjoner i et middels år (før og etter utbygging)



Figur 9 - Plott som viser vannføringsvariasjoner i et vått år (før og etter utbygging)

INNHOLDSFORTEGNELSE

BILDEGRUPPE 1	OVERSIKT & ADKOMST	1
BILDE 1.1	SATELLITTFOTO AV OMRÅDET	1
BILDE 1.2	ADKOMSTVEI	1
BILDEGRUPPE 2	DAM & INNTAK	2
BILDE 2.1	DEMNING	2
BILDE 2.2	INNTAK	2
BILDEGRUPPE 3	ELVA	3
BILDE 3.1	ELVA FRA DAM OG NEDOVER	3
BILDE 3.2	ELVA UNDER SPESIELL BRO.....	3
BILDE 3.3	ELVA NED MOT STASJONEN	4
BILDE 3.4	ELVA FRA STASJONEN OG NEDOVER SAMT KNUT VISER FLOMVANNSTAND....	4
BILDEGRUPPE 4	KRAFTSTASJON	5
BILDE 4.1	KRAFTSTASJON	5
BILDE 4.2	KRAFTSTASJON AVLØP.....	5
BILDEGRUPPE 5	KRAFTLINJETILKOPLING	6
BILDE 5.1	22 kV NETTILKOPLING	6
BILDEGRUPPE 6	ANNET	6
BILDE 6.1	VANNVEI FOR GAMMELT KRAFTVERK	6
BILDE 6.2	LAKSETRAPP	7

Bildegruppe 1 OVERSIKT & ADKOMST



Bilde 1.1 Satellittfoto av området



Bilde 1.2 Adkomstvei

Bildegruppe 2 DAM & INNTAK



Bilde 2.1 Demning



Bilde 2.2 Inntak

Bildegruppe 3 ELVA



Bilde 3.1 Elva fra dam og nedover



Bilde 3.2 Elva under spesiell bro



Bilde 3.3 Elva ned mot stasjonen



Bilde 3.4 Elva fra stasjonen og nedover samt Knut viser flomvannstand

Bildegruppe 4 KRAFTSTASJON



Bilde 4.1 Kraftstasjon



Bilde 4.2 Kraftstasjon avløp

Bildegruppe 5 KRAFTLINJETILKOPLING



Bilde 5.1 22 kV nettilkopling

Bildegruppe 6 ANNET



Bilde 6.1 Vannvei for gammelt kraftverk



Bilde 6.2 Laksetrapp

INNHOLDSFORTEGNELSE

BILDEGRUPPE 1	INNTAK	1
BILDE 1.1	DEMNING VED FLOM 2015-09-19.....	1
BILDE 1.2	DEMNING VED LITT OVERLØP 2016-10-10	1
BILDE 1.3	DEMNING UTEN OVERLØP 2015-07-06	2
BILDEGRUPPE 2	ELVA	3
BILDE 2.1	ELV NED MOT UNDERVANN VED FLOM 2015-09-19.....	3
BILDE 2.2	ELV NED MOT UNDERVANN NORMAL VANNFØRING 2016-10-10	3

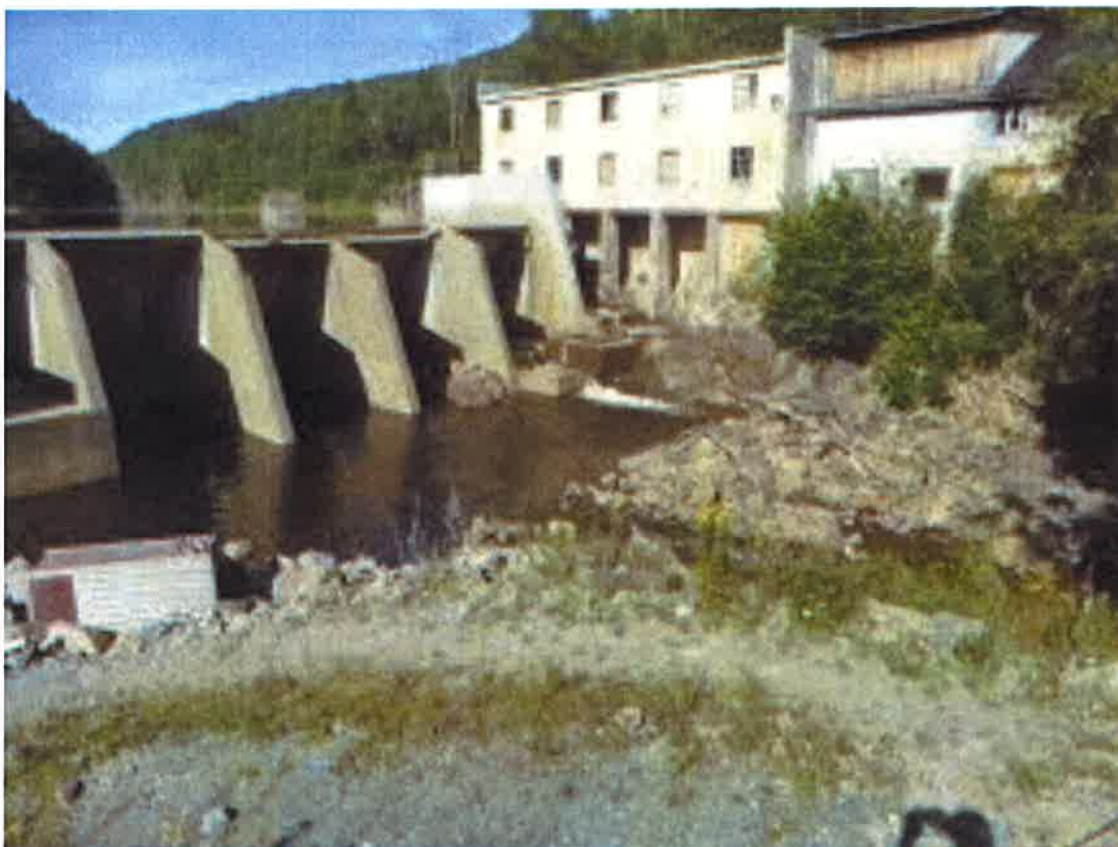
Bildegruppe 1 INNTAK



Bilde 1.1 Demning ved flom 2015-09-19



Bilde 1.2 Demning ved litt overløp 2016-10-10



Bilde 1.3 Demning uten overløp 2015-07-06

Bildegruppe 2 ELVA



Bilde 2.1 Elv ned mot undervann ved flom 2015-09-19



Bilde 2.2 Elv ned mot undervann normal vannføring 2016-10-10

Utbyggingen er i sin helhet på ei industritomt gnr/bnr 57/2 hvor Knut Bjorvatn eier grunn- og fallrett. Kraftproduksjonen er leid ut til for 60 år frem til 2076 til Fosstveit Kraft AS.

**Tilknytnings- og
Nettleieavtale for innmatingskunder i
Distribusjonsnettet
(Rammeavtalen)**

mellom

Agder Energi Nett AS (Nettselskapet)
på den ene siden

og

Fosstveit Kraft AS (Innmatingskunden)
på den andre siden

(i fellesskap Partene)

*Fosstveit
Småkraftverk*

		Tilknytnings- og nettleieavtale for innmatingskunder i distribusjonsnett. Rammeavtalen		
Utført av AI	Godkjent av SF	Gjelder fra 2011-04-15	REN standard avtalemal nr 0300	Versjon 1.0

Innhold

1. Partene	3
2. Avtaledokumenter	3
3. Kort beskrivelse av avtaleforholdet	4
4. Identifikasjon, omfang og beskrivelse av installasjon	4

1. Partene

Partene i avtaleforholdet er:

Nettselskapet	
Firmanavn	Agder Energi Nett AS
Org nr.	NO 982 794 011 MVA
Postadresse	Postboks 794 STOA, 4809 Arendal
Kontaktperson	Rolf Håkan Josefsen

Innmatingskunden	
Firmanavn	Fosstvelt Kraft AS
Org nr.	986 732 705
Postadresse	c/o Norsk Kraft AS, Statsminister Michelsens veg 38, 5230 PARADIS
Kontaktperson	Bård Moberg
Stilling	Daglig leder/ adm.direktør
Tlf. kontaktperson	91 17 16 78 / 22 83 69 01
E-post kontaktperson	bm@norskkraft.no

Dersom Partene endrer sin respektive representant skal den andre parten varsles om dette skriftlig.

Partenes eventuelle endring av kontaktperson skal skje i tråd med bestemmelsene i vedlegg 2.

2. Avtaledokumenter

Tilknytnings- og nettleieavtalen mellom Nettselskapet og Innmatingskunden består av herværende dokument (Rammeavtalen) med følgende vedlegg (samlet betegnet som Avtaleforholdet):

Vedlegg 1	Definisjoner
Vedlegg 2	Tilknytnings- og nettleievilkår for innmatingskunder i Distribusjonsnettet
Vedlegg 3	Tekniske funksjonskrav
Vedlegg 4	Tilpasninger og særlige forhold
Vedlegg 5	Dokumentasjon
Vedlegg 6	Site Acceptance Test (SAT)

Vedleggene 1-3 er i tillegg til del av Rammeavtalen, også Nettselskapets gjeldende vilkår for tilknytning og nettleie for innmatingskunder. Dersom det foreligger saklig grunn kan Nettselskapet endre vilkårene innenfor det til enhver tid gjeldende offentligrettslige regelverk. Nettselskapet skal informere på hensiktsmessig måte om endringer som er vesentlige for

Innmatingskunden. Innmatingskunden har plikt til å etterkomme endringene, selv om disse er omstridt. De til enhver tid gjeldende vilkår er tilgjengelig på Nettselskapets hjemmeside. Innmatingskunden forplikter seg til å holde seg oppdatert.

Vedlegg 4 utstedes av Nettselskapet og kan senere endres av Nettselskapet dersom dette finnes formålstjenlig. Vedlegg 4 kan også endres gjennom annen dokumentasjon rettet til Innmatingskunden, eksempelvis brev, e-post eller lignende.

Dersom det foregår uttak av kraft i Tilknytningspunktet gjelder Nettselskapets til enhver tid gjeldende vilkår for tilknytning og nettleie for næringskunder på uttakstidspunktet. Når det mates inn kraft i nettet gjelder Avtaleforholdet på innmatingstidspunktet. I tilfellet av motstrid gis Avtaleforholdets bestemmelser forrang.

Prioritetsrekkefølgen mellom Avtaleforholdets ulike deler fremgår av vedlegg 2 - Tilknytnings og nettleievilkår for Innmatingskunder i distribusjonsnettet.

3. Kort beskrivelse av avtaleforholdet

Innmatingskunden mater inn elektrisk kraft til Distribusjonsnettet i Tilknytningspunktet. Nettselskapet er leverandør av nettjenester til Innmatingskunden og eier av Distribusjonsnettet som Innmatingskundens DG-enhet er tilknyttet.

Dersom Innmatingskunden ikke slutfører utbyggingen av DG-enheten og kobler denne til Nettselskapets nett innen 3 år fra tidspunktet for signering, faller Rammeavtalen i sin helhet bort.

4. Identifikasjon, omfang og beskrivelse av installasjon

Produksjonsenhetens navn	Fosstveit
Produksjonsenhetens adresse og kommune	Bergeveien 21, 4900 Tvedestrand
Maksimal tillatt innmatet aktiv effekt [MW]	1,9 MW
Idriftsatt [yyyy-mm]	2008 - 05

Sted/dato: ARONA 7/2012

Svein Are Folgerø

Svein Are Folgerø
Agder Energi Nett AS

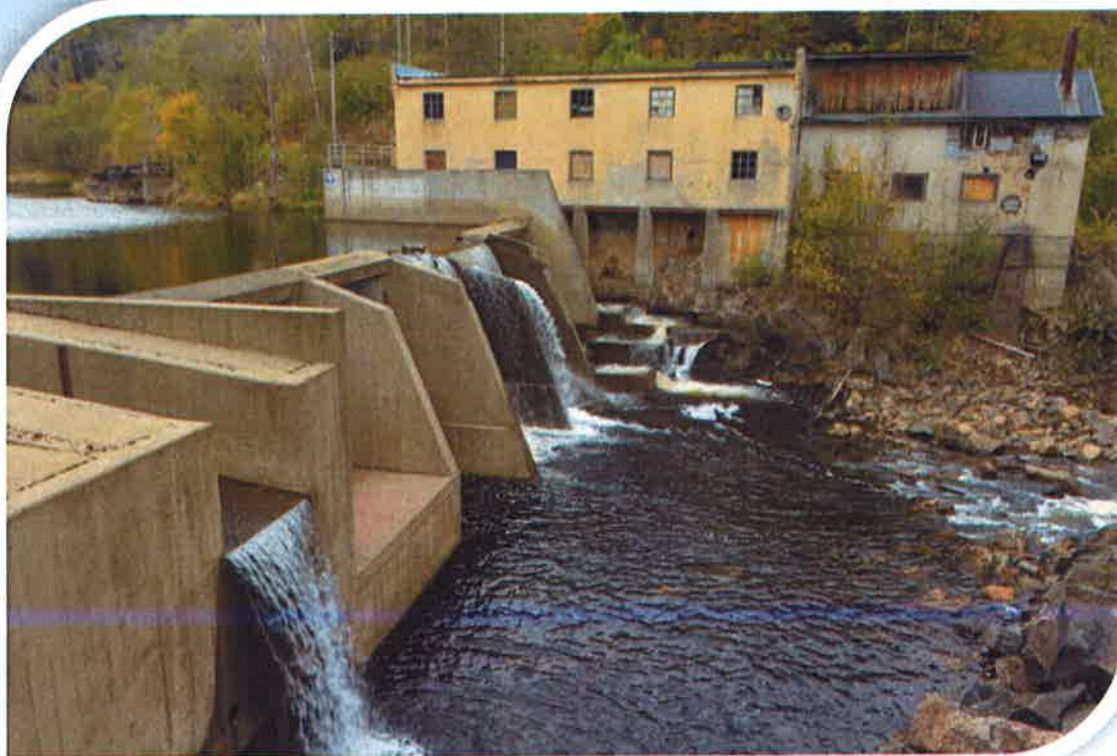
Sted/dato: BERGEN 30.5.2012

Bård Moberg
Bård Moberg
Fosstveit Kraft AS

Vedlegg 9 - Miljøvurdering

Fosstveit kraftverk,
Tvedestrand

Fosstveit Kraft AS



Innhold

1	Innledning	3
2	Utbyggingsplaner	3
3	Minstevannføring	3
4	Datagrunnlag	4
5	Rødlisterarter	4
	5.1 Områdebeskrivelse og verdilvurdering.....	4
6	Terrestrisk miljø	4
	6.1 Karplanter, moser og lav.....	4
	6.2 Naturtyper.....	5
	6.3 Vilt.....	6
7	Akvatisk miljø	9
	7.1 Type etter vanddirektivet.....	9
	7.2 Prioriterte lokaliteter.....	9
	7.3 Fisk og ferskvannsorganismer.....	9
	7.4 Verdivurdering.....	11
	7.5 Konsekvenser og avbøtende tiltak.....	11
8	Verneplan for vassdrag og Nasjonale laksevassdrag	12
9	Landskap og inngrepsfrie naturområder (INON)	14
	9.1 Overordnede landskapstrekk.....	14
10	Kulturminner og kulturmiljø	17
11	Reindrif	19
12	Jord- og skogressurser	19
13	Ferskvannsressurser	20
14	Brukerinteresser / friluftsliv	20
15	Oppsummering	22
	Referanser	23
	Muntlige kilder	23

Figurer

Figur 1.	Oversikt over registrerte rødliste- og svartelisterarter, verdifulle naturtyper og viktige viltområder	8
Figur 2.	Oversikt over anadrom strekning i vassdraget. Fosstvelt kraftverk er angitt med rød stjerne.	10
Figur 3.	Fangsstatistikk for Storelva. Kilde: Lakseregisteret.	10
Figur 4.	Bestandstilstand i Storelva. Kilde: Lakseregisteret.	11
Figur 5.	Oversikt over verna verna vassdrag og verneområder.	13
Figur 6.	Bilder fra influensområdet.	15
Figur 7.	Oversikt over landskapsregioner og INON.	16
Figur 8.	Informasjonsplakat ved Fosstvelt bru.	17
Figur 9.	Oversikt over registrerte arkeologiske og nyere tids kulturminner.	18
Figur 10.	Fosstvelt bru. Kilde: Wikipedia.	19
Figur 11.	Fosstvelt kraftverk og det gamle sagbruket/tresliperiet.	19
Figur 12.	Oversikt over kartlagte friluftsområder. Kilde: Naturbase.	21

Tabeller

Tabell 1.	Oversikt over slipp av minstevannføring.	3
Tabell 2.	Registrerte rødlistearter i nærområdet.	4
Tabell 3.	Registrerte naturtyper.	5
Tabell 4.	Planlagte tiltak for å bedre forholdene for opp- og nedvandrende ål og anadrom fisk.	11
Tabell 5.	Samlet konsekvensvurdering	22

1 Innledning

Fosstveit kraftverk er et eksisterende kraftverk med konsesjonsfritak som har vært i drift siden 2008. Til tross for vesentlig forbedring er det fremdeles utfordringer med at noe av den nedvandrende lakseyngel og blankål har gått gjennom turbinen og blitt drept.

NVE pålagt Fosstveit kraftverk å søke om konsesjon, slik at myndighetene kan pålegge eller å gjennomføre avbøtende tiltak for å redusere dette omfanget ytterligere.

Siden anlegget allerede er i drift, og hovedfokus er på avbøtende tiltak for anadrom fisk og ål, er det ikke gjennomført en detaljert kartlegging av andre miljøverdier (terrestrisk naturmangfold, friluftsliv/ferdsel, etc.) i influensområdet. Det ble gjennomført befarings i oktober 2016 og rapporten er basert på dette samt på eksisterende informasjon, og muntlig tilbakemelding fra Fylkesmannen i Aust-og Vest-Agder samt Tvedestrand kommune.

Dette medfører også at miljørapporten ikke følger NVEs mal for kartlegging og dokumentasjon av biologisk mangfold ved bygging av småkraftverk (Korbøl m.fl., 2009). Dette er gjort i samråd med NVE.

Rapporten er utarbeidet av Multiconsult AS v/ miljørådgiver Kjetil Mork i samråd med fiske- og åleekspert Olle Calles.

2 Utbyggingsplaner

Vi viser til konsesjonssøknaden for en nærmere beskrivelse av dagens anlegg og foreslått ombygging for å redusere omfanget av fiskedød (se også **Tabell 4**).

Følgende utbyggingsalternativer er vurdert i denne rapporten:

Alternativ 1 er å la det være som det er i dag. Tiltak for bedre vandringsvei for åleyngel forbi kraftverk og dam gjøres. Eksempel vedlegg 13. Detaljer og endelig løsning i detaljplanleggingen.

Alternativ 2 er å bytte ut eksisterende inntaksrist med ei større varegrind som har maksimum lysåpning på 18 mm, noe som er i samsvar med råd fra den svenske fiske- og åleeksperten Olle Calles. Noe tilsvarende har også blitt prosjektert av Frode Kroglund i nærliggende vassdrag (Skjerfossane). Rista vil måtte ombygges og få større areal for kompensere for de tettere stavene og vanngjennomstrømning. Åleluke beholdes, men kanal/rør må i nødvendig grad forlenges om varegrind utvides. Smoltluke beholdes. Endelig størrelse og form vil fastlegges ved detaljplanlegging.

3 Minstevannføring

Opprinnelig var det lagt opp til et minstevannslipp på 350 l/s året rundt. På bakgrunn av erfaringene fra NIVAs undersøkelser av dødelighet for smolt og ål i anlegget har det blitt utarbeidet en miljøbasert/-tilpasset minstevannføring for anlegget (se tabellen under), og den foreslås videreført.

Tabell 1. Oversikt over slipp av minstevannføring.

Nr	Periode	Slipp fra	Minstevannføring (l/s)
1	17. mai – 15. november	Flsketrappa	350 l/s
2	15. november – 17. mai (islagt periode)	Overløp over dammen	350 l/s
3	15. november – 17. mai (isfri periode)	Smoltluke	350 l/s
4	17. mai – Begynnelsen/medio juni ¹	Smoltluke	150 l/s

Nr	Periode	Slipp fra	Minstevannføring (l/s)
5	Medio juni – medio november ²	Åleluka	> 8% av prod. vannet

¹ Kommer i tillegg til minstevannføringen i laksetrappa og evt åleluka. ² Åpnes kun ved flom.

4 Datagrunnlag

Informasjonen i denne rapporten stammer fra følgende kilder:

- Artsdatabanken (Artskart).
- Miljødirektoratet (Naturbase).
- Riksantikvaren (Askeladden og SEFRAK)
- Kontakt med Fylkesmannen i Aust-Agder og Tvedestrand kommune.
- Foreliggende NIVA-rapporter fra vassdraget (se *Referanser*).
- Innspill og faglige vurderinger vedrørende foreslåtte tiltak fra Olle Calles, Naturresurs Rinnande Vatten (www.nrrv.se)
- Egen befarings i oktober 2016.

Kunnskapsgrunnlaget vurderes samlet sett som middels til godt godt.

5 Røddlistearter

5.1 Områdebeskrivelse og verdivurdering

Tabellen under gir en oversikt over registrerte røddlistearter i influensområdet til Fosstveit kraftverk. Forekomsten av de mest relevante artene i forhold til det aktuelle prosjektet er nærmere beskrevet i kapittel 5 og 6.

Tabell 2. Registrerte røddlistearter i nærområdet.

Artsgruppe	Art	Status
Flisk	Ål	VU
Bløtdyr	Elvemusling	VU
Fugl	Rosenfink	VU
	Gulspurv	NT
	Taksvale	NT
	Stær	NT
	Gjøk	NT
	Hønehauk	NT

Det er ikke registrert noen rødlistede karplanter, moser eller lav på strekningen mellom dam/Inntak og utippet fra kraftverket.

Vi viser til kapittel 5 og 6 for en vurdering av kraftverkets mulige påvirkning på de registrerte røddlisteartene.

6 Terrestrisk miljø

6.1 Karplanter, moser og lav

Det foreligger ingen detaljert kartlegging av karplanter, moser og lav på den korte strekningen mellom dam og inntak. På bakgrunn av de berggrunnsgeologiske forholdene (hard og næringsfattig gneis) samt området tilstand (industriområde, se bilder på side 14) vurderes potensialet for interessante funn som meget lavt.

6.2 Naturtyper

Det er registrert to naturtypelokaliteter i nærområdet til Fosstveit kraftverk, og disse er kort beskrevet i tabellen under. Det er ingen vassdragstilknyttede naturtyper som bekkekløfter eller fossesprøytoner langs den regulerte elvestrekningen. Vi viser for øvrig til Figur 1 for en oversikt over lokalitetenes beliggenhet og utstrekning.

Tabell 3. Registrerte naturtyper.

Navn	Beskrivelse	Verdi
Storelva øvre	<p>Naturtype: Viktig bekkedrag (E0603)</p> <p>Verdibegrunnelse</p> <p>Har en viktig sammenbindingsfunksjon og verdifulle kantsoner med svartor. Truete vegetasjonstyper inngår ikke, og kantsonene er ofte smale (eller består av ungskog), og lokaliteten får derfor "kun" lokal verdi.</p> <p>Innledning</p> <p>Lokaliteten er registrert av Jon T. Klepsland (BioFokus 2010) i forbindelse med supplerende naturtypekartlegging for kommunen.</p> <p>Beliggenhet</p> <p>Lokaliteten strekker seg fra Fosstveit kraftverk og opp til Nes Jernverk. På denne strekningen flyter vassdraget ganske rolig med lite fall. Avgrensingen omfatter vassdraget med naturlige til seminaturlige kantsoner. Lokaliteten er kartlagt på grunnlag av avstandsobservasjoner.</p> <p>Naturtyper</p> <p>Avgrensingen varierer i bredde avhengig av hvor mye av kantsonene som er noenlunde intakte. Kantskogen er langs det meste av strekningen dominert av svartor. En rekke andre treslag inngår også. Nederst mot Fosstveit kraftverk er vannspeilet litt utvidet og kantet av noe takrør-rørkvein-sivaks-sump.</p> <p>Artsmangfold</p> <p>Lokaliteten er ikke undersøkt. Trolig et visst potensial for moderat krevende ferskvannsfauna.</p> <p>Påvirkning</p> <p>Kantsonen er stedvis fortrent av veler, kraftgater eller jordbruksareal.</p> <p>Skjøtsel</p> <p>Kantskogen langs elva bør få utvikle seg naturlig uten inngrep der dette ikke er til hinder for allerede etablert infrastruktur.</p> <p>Landskap</p> <p>Del av helhetlig landskap: Lokaliteten danner sammen med lokaliteten "Storelva, nedre" en økologisk forbindelse mellom skogen i innlandet og kysten.</p>	C
Storelva nedre	<p>Naturtype: Viktig bekkedrag (E0605)</p> <p>Verdibegrunnelse</p> <p>Større vassdrag gjennom jordbrukslandskap med lange strekninger hvor kantsonene er noenlunde intakte gir grunnlag for naturtypeavgrensing. Mye av kantskogen består dessuten av or-askeskog (truete vegetasjonstype) med forekomst av kontinuitets-element (gamle trær), og på denne bakgrunn vurderes lokaliteten derfor som viktig.</p> <p>Innledning</p> <p>Lokaliteten er registrert av Jon T. Klepsland (BioFokus 2010) i forbindelse med supplerende naturtypekartlegging for kommunen.</p>	B

Navn	Beskrivelse	Verdi
	<p>Bellgenhet</p> <p>Lokaliteten strekker seg fra Lundevannet og opp til Fosstveit kraftverk. På denne strekningen flyter vassdraget rolig og nesten uten fall, og på marine sedimenter. Avgrensingen omfatter vassdraget med naturlige til semnaturlige kantsoner.</p> <p>Naturtyper</p> <p>Avgrensingen varierer i bredde avhengig av hvor mye av kantsonene som er noenlunde intakte. Der elva er kantet av brattere løsmasseskrenter (marin leire) står det som regel skog. Dominerende skogtyper er or-askeskog og gråor-heggeskog (med svartor). Treslags-variasjonen er imidlertid stor, og det inngår også gran, bjørk, hegg, hassel, selje, morell, elk, spisslønn og alm. I partier er skogen storvokst, flersjiktet og fleraldret, og feltsjiktet bærer preg av kontinuitet i kronesjiktet (= skogsarter). Bl.a. inngår da ormetelg, kratthumleblom, liljekonvall, gjøksyre, skogsalat og krossved. Kantskogen er kanskje best utviklet på strekningen mellom Angelstad og Lunde, hvor det inngår enkelte svære ask på inntil ca 100 cm dbh, et par alm på 60 cm dbh, og gran på 70 cm dbh. Døvedelementer opptre spredt til lokalt frekvent, men døvedkontinuiteten er svak eller brutt. Avgrensingen omfatter også et lite tjern ved Valle, som har forbindelse til Storelva (en flomdam), og som er omgitt av frodig vannkantvegetasjon (ikke undersøkt nærmere).</p> <p>Artsmangfold</p> <p>Ingen spesielt krevende arter er påvist. Lokaliteten er imidlertid bare kortvarig befart, og det er ikke gjort undersøkelse av faunaen.</p> <p>Påvirkning</p> <p>Den naturlige, skogkledde kantsonen er mange steder fortrent ved hogst, oppdyrking, høyt beitetrykk eller utbygging/utfylling. Slike kantsoner har lav naturverdi, men en smal sone langs vassdraget er inkludert av arronderingshensyn og restaureringspotensial. Noen steder er skrentene ned mot vassdraget brukt som avfallsplasser, og er skjemt av store mengder søppel. Vassdraget er i noen grad regulert ved Fosstveit kraftverk.</p> <p>Fremmede arter</p> <p>Noen steder er det plantet inn edelgran. Bestandene er såpass gamle at de har begynt å frø seg ut over større areal.</p> <p>Skjøtsel</p> <p>Kantskogen langs elva bør få utvikle seg naturlig uten inngrep. Der kantsoner mangler bør dette gis anledning til å etablere seg på ny, dersom området ikke benyttes til beite.</p>	

Ingen av disse to naturtypelokalitetene berøres av Fosstveit kraftverk. Kraftverket vurderes derfor å ha *ubetydelig/ingen konsekvens (0)* for viktige naturtyper. Denne konklusjonen gjelder alle utbyggingsalternativene.

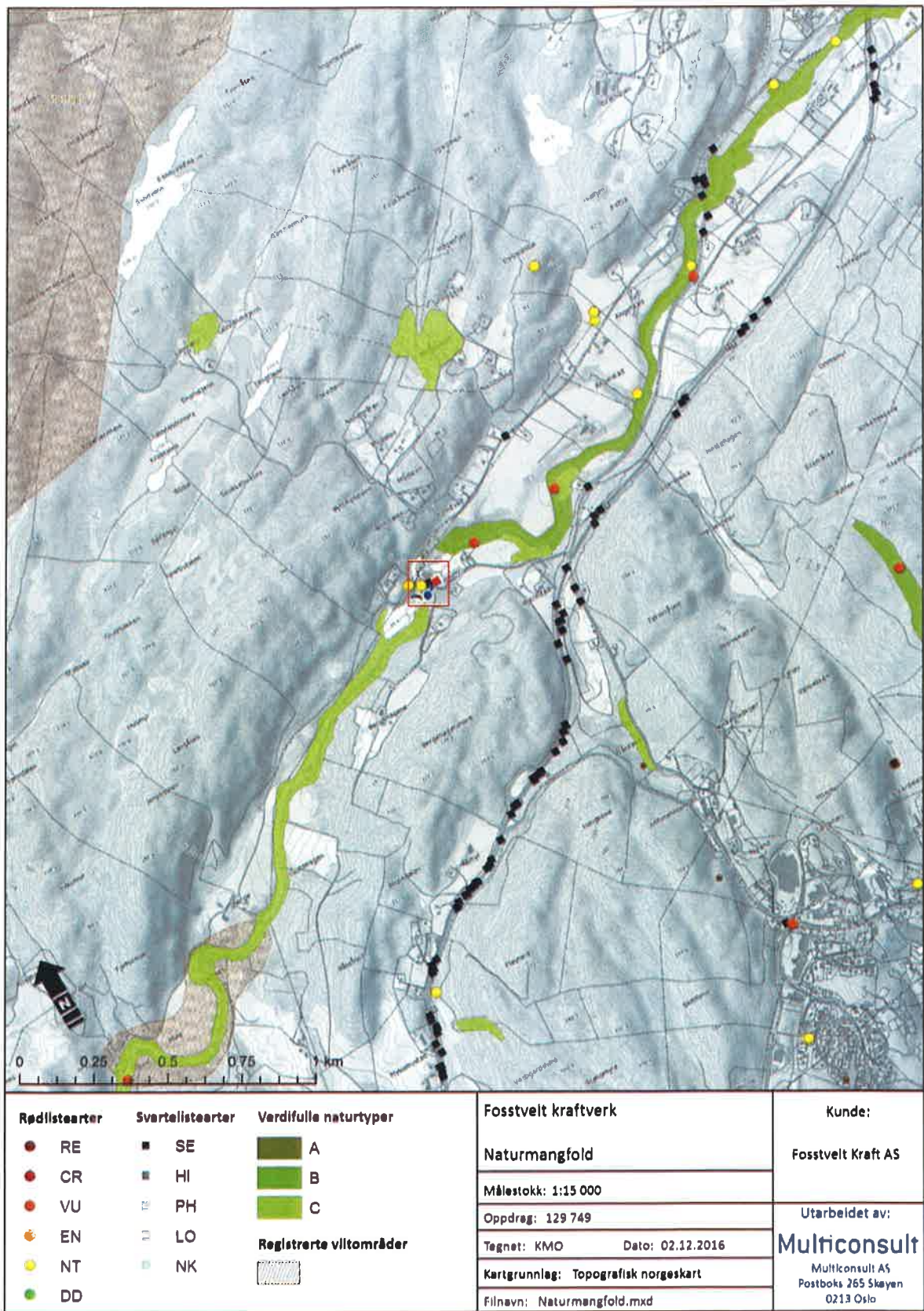
6.3 Vilt

I Naturbase er det registrert to viltområder i nærområdet til Fosstveit kraftverk (se Figur 1). Ingen av disse påvirkes av driften av Fosstveit kraftverk.

Til sammen 58 arter av fugl er innrapportert til Artsdatabanken fra nærområdet rundt Fosstveit kraftverk, deriblant rødlistearter som taksvale (NT), gulspurv (NT), rosenfink (VU), stær (NT), hønsenhauk (NT) og gjøk (NT). Av vassdragstilknyttede arter foreligger det observasjoner av vintererle (også observert under befaringen i oktober 2016), fossekall, stokkand, siland, laksand og kvinand, samt et par observasjoner av den sjeldne isfuglen.

Det er ikke kjent at området rundt Fosstveit kraftverk har noen vesentlig verdi for andre artsgrupper, som bl.a. hjortedyr, mårdyr, amfibier, reptiler, flaggermus, etc.

Den berørte elvestrekningen er kun 200 m lang, og minstevannføring og terskel sørger for et betydelig vanddekt areal (se bl.a. Figur 10). Driften av Fosstvelt kraftverk, forutsatt slipp av foreslått minstevannføring (se Tabell 1), vil ikke medføre vesentlige negative virkninger for fugl eller annet terrestrisk vilt. Dette tilsier *ubetydelig konsekvens (0)* for viltet i området for alle utbyggingsalternativer.



Figur 1. Oversikt over registrerte rødliste- og svartelistearter, verdifulle naturtyper og viktige viltområder. Kilde: Miljødirektoratet og Artsdatabanken. Kraftverkets beliggenhet er angitt med rød firkant.

7 Akvatisk miljø

7.1 Type etter vanddirektivet

Vanddirektivet deler overflatevannforekomster inn i ulike typer. Typifisering går ut på å dele Innvannforekomster etter fastsatte fysiske og kjemiske kriterier (karakteristika). Bakgrunnen for dette er at fysiske og kjemiske forhold påvirker biologiske forhold. Vannforekomster med like fysiske-kjemiske forhold ligner også på hverandre økologisk (Anon 2011).

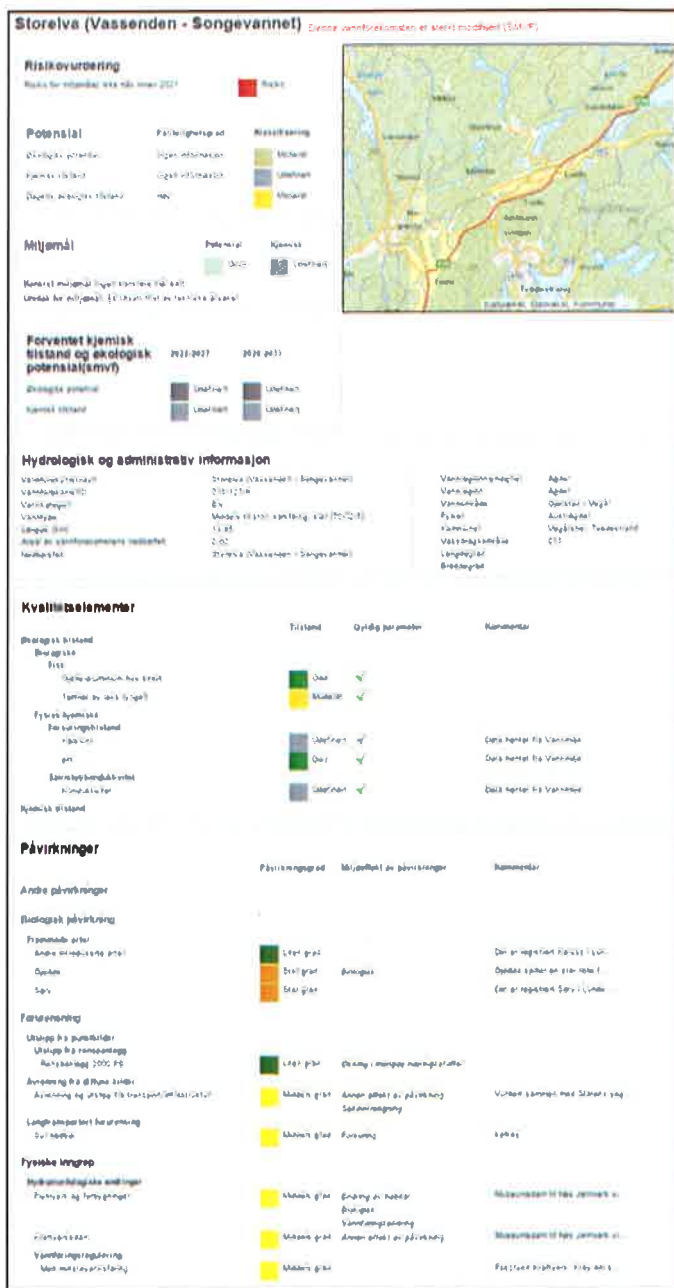
Storelva er klassifisert som middels til stor, kalkfattig og klar elv. Videre er vassdraget klassifisert som sterkt modifisert (SMVF).

Utvalgt informasjon om Storelva, hentet fra Vann-nett, er vist i figuren til høyre.

7.2 Prioriterte lokaliteter

I henhold til DN-håndbok 15 Kartlegging av ferskvannslomaliteter regnes følgende lokaliteter som prioriterte ferskvannslomaliteter:

- Lokaliteter med viktige bestander av ferskvannsfisk.
- Lokaliteter med fiskebestander som ikke er påvirket av utsatt fisk.
- Lokaliteter med et opprinnelige plante- og dyresamfunn.



Storelva regnes som en prioritert lokalitet, både oppstrøms og nedstrøms Fosstvelt kraftverk, grunnet forekomster av ål (VU), elvemusling (VU), laks og sjøørret.

7.3 Fisk og ferskvannsorganismer

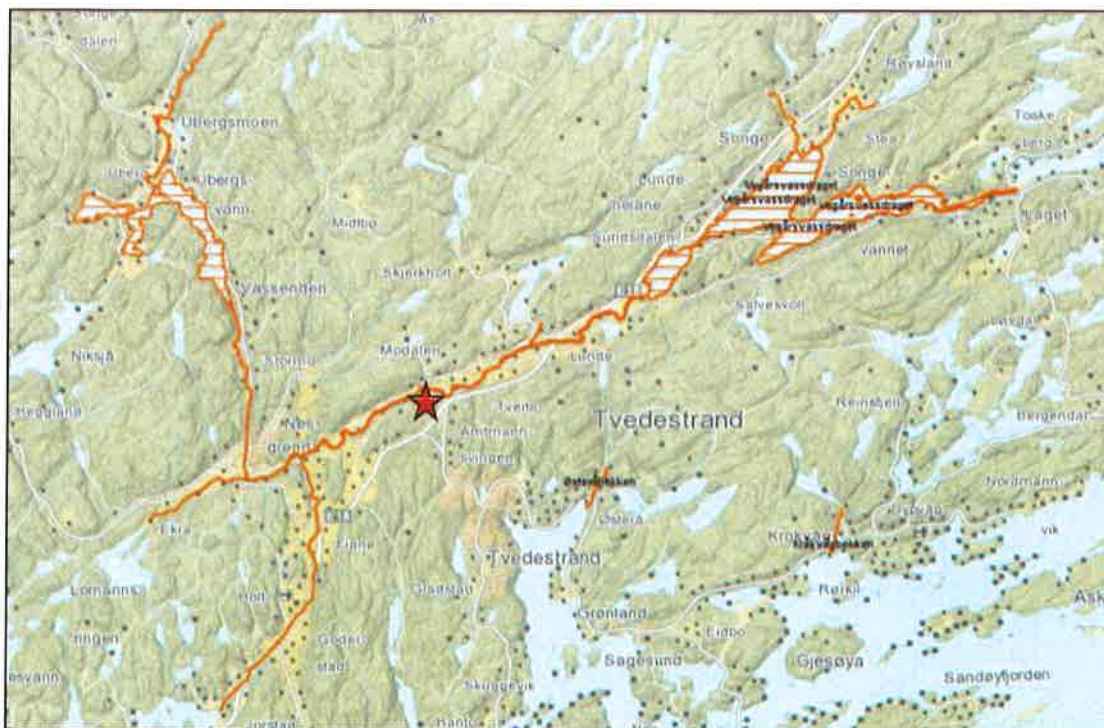
Som tidligere nevnte er det i første rekke forekomstene av ål (VU), elvemusling (VU), laks og sjøørret som gjør at Storelva har betydelig verdi.

Ål (VU) forekommer i store deler av vassdraget, helt fra sjøen og opp til vannene øverst i nedbørfeltet.

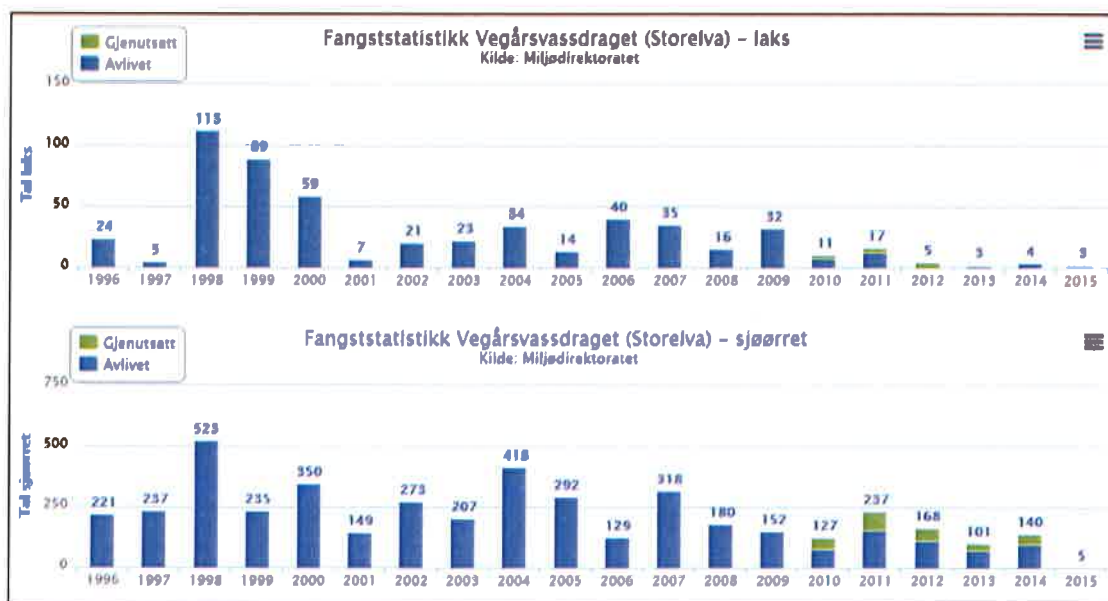
I tidligere tider var det betydelige forekomster av elvemusling (VU) på en rekke lokaliteter i vassdraget (Kleiven m.fl. 2013). I dag er elvemuslingen borte fra flere av sidebakkene i vassdraget,

deriblant Lilleelv, Raulva, Songedalselva, Marndalsbekken og Båslandsbekken. I Storelva ovenfor Fosstveit kraftverk er det trolig en liten restbestand, bl.a. ved Nes jernverk, mens den største forekomsten i vassdraget nå trolig finnes på strekningen fra Fosstveit kraftverk og ned til utløpet fra Butjenn.

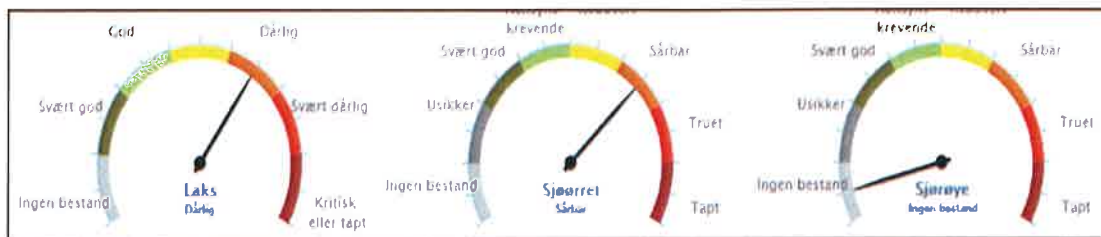
For laks er dagens tilstand i Storelva regnet som dårlig (se Figur 4), mens den for sjørørret er regnet som sårbar. Fangststatikken for Storelva viser også svært lave fangster de siste årene (se Figur 3).



Figur 2. Oversikt over anadrom strekning i vassdraget. Fosstveit kraftverk er angitt med rød stjerne. Kilde: Lakseregisteret.



Figur 3. Fangststatistikk for Storelva. Kilde: Lakseregisteret.



Figur 4. Bestandstilstand i Storelva. Kilde: Lakseregisteret.

7.4 Verdivurdering

På bakgrunn av forekomsten av ål (VU), elvemusling (VU), sjørørret og laks vurderes Storelva å ha stor verdi (A) for akvatisk biomangfold.

7.5 Konsekvenser og avbøtende tiltak

Undersøkelser har vist at driften av Fosstvelt kraftverk, tiltross for en betydelig utbedring, fremdeles har dødelighet for nedvandrende smolt og blankål (Kroglund m.fl., 2014) som konsekvens. I denne konsesjonssøknaden er det skissert en rekke avbøtende tiltak som planlegges implementert for å redusere dødeligheten for nedvandrende blankål og smolt til et akseptabelt nivå, samt for å lette oppvandringsmulighetene for de samme artene. Disse tiltakene er utarbeidet i tett samråd med en av Nordens ledende eksperter på området; Olle Calles, og er nærmere beskrevet i tabellen under.

Tabell 4. Planlagte tiltak for å bedre forholdene for opp- og nedvandrende ål og anadrom fisk.

Tiltak	Kortfattet beskrivelse av tiltaket	Forventet effekt/virkning
1. Ny fiskevennlig varegrind	<p>Den foreslåtte varegrinden er tilpasset opp- og nedvandrende laks, sjørørret og ål på følgende måte:</p> <ol style="list-style-type: none"> En svakt skrånende (ca. 10°) rist ca. 0,5 m under overflaten som leder smolt og fisk som er utgytt mot overflaten og smoltluka. En svakt utoverskrånende rist (ca. 30° mot horisontalplanet/bunnen) som leder nedvandrende ål og evt fisk som følger bunnen mot åleluka. 18 mm spalteåpning på begge ristene¹. Eksisterende smoltluke ved overflaten (minst 150 l/s i kritiske perioder) og åleluka ved bunnen (minst 400 l/s i kritiske perioder) opprettholdes som i dag. 	<p>Kombinasjonen av en skrånende rist langs bunnen og en tilnærmet horisontal rist under overflaten utgjør en modifisert variant av eksisterende løsninger med en godt dokumentert avledende virkning på nedvandrende ål og laksefisk (en effektivitet på >90% for blankål og >80% for smolt er tidligere dokumentert)². Grunnet en utradisjonell design er den foreslåtte løsningen forbundet med noe usikkerhet, men den er likevel ventet å fungere godt for både ål, laks og sjørørret.</p> <ol style="list-style-type: none"> hastighetsvektoren parallelt med ristene (VSVEP) blir minst dobbelt så høy som hastighetsvektoren vinkelrett på ristene (VNORMAL), noe som betyr at både fisk og drivgods i hovedsak transporteres parallelt med ristene i stedet for å bli klemt mot eller presset gjennom de. En lysåpning på bare 18 mm betyr at det meste av fisken vil være fysisk forhindret fra å passere gjennom ristene og de ledes da mot overflaten og smoltluka, mens de fleste av de mindre fisk forventes å velge å migrere

Tiltak	Kortfattet beskrivelse av tiltaket	Forventet effekt/virkning
		til overflaten (vekk fra rista) som et resultat av den ovenfornevnte lave hellingen med den resulterende vannhastigheten. c) Ved endene av den horisontale (øvre) og skrånende (nedre) risten vil fisken ledes ut gjennom de eksisterende lukene (smoltluka på toppen og åleluka nær bunnen).
2. Etablering av åletrapp/åleyngelleder forbi dammen	En åletrapp med ca. 30° helning og ≥ 400 mm bredde etableres der hvor oppvandrende åle-yngel normalt samler seg nedstrøms dammen. For å optimalisere forholdene slippes det noe vann i åletrappa (dvs. «minstevannslipp» fra åletrappas øvre åpning).	For effektiv åleyngelpassasje på steder med flere tappeveier og strukturer kreves det ofte flere åleyngelledere. Tidligere studier har vist at fangsten av åleyngel øker med antall åleyngelledere ³ .
3. Heving av naturlig terskel nedstrøms nedre laksetrapp	Den naturlige terskelen nedenfor nedre laksetrapp vil bli hevet noe, sånn at «innsteget» til laksetrappa blir lavere og fisken lettere finner veien opp trappa istedenfor å bli stående å stange mot fossen.	Tiltaket forventes å ha en positiv effekt for oppvandrende laks og sjøørret. Virkningen for ål vil trolig være ubetydelig, siden den forserer fossen uten nevneverdige problemer.
4. Bruk av åleluka som forbltappingsventil	Åleluka kobles til kraftverkets styrings-system, slik at den åpnes og stenges automatisk ved driftsstans og restart.	Ved uforutsatt driftsstans og oppstart av kraftverket vil man kunne få brå vannstandsendringer nedstrøms kraft-verket. Dette vil man i stor grad kunne unngå ved å benytte åleluka som forbltappingsventil. Dette vil redusere faren for tørrlegging og stranding av anadrom fisk og elvemusling i betydelig grad.
5. Rydde elveløpet mellom dam og bru	Mellom dammen og brua bør elvebunnen renskes for stor stein med jevne mellomrom (dvs. anlegge en dypål).	Dette tiltaket vil bedre mulighetene for fiskevandring i perioder med liten minstevannføring.

¹ Evt. noe større spalteåpning dersom nyere forskning viser at det er akseptabelt.

² Calles et al., 2013 & Krüström et al., 2010.

³ Christiansson et al., 2014 & Calles et al., 2012.

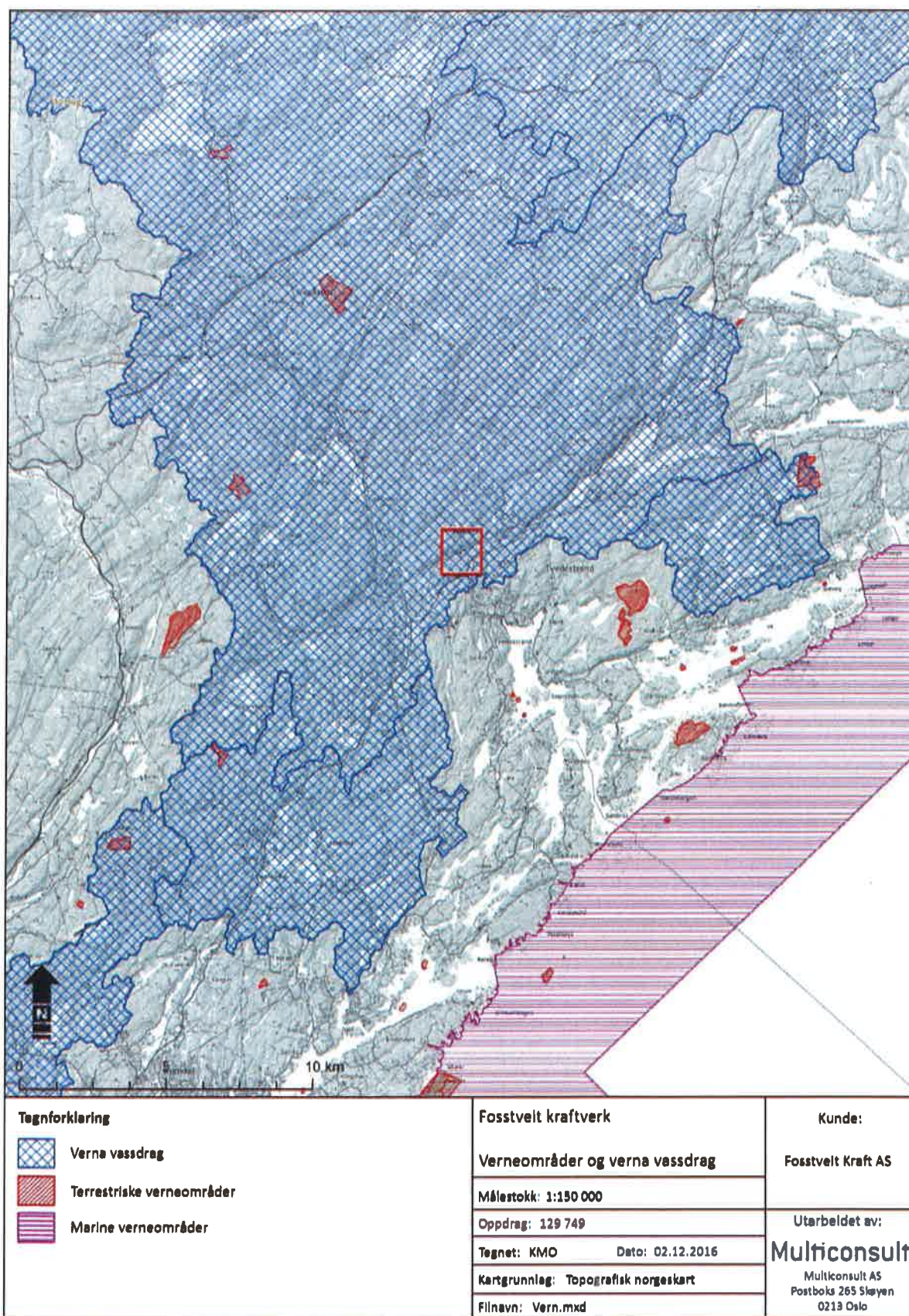
Basert på erfaringer fra andre anlegg forventes det en betydelig positiv effekt (dvs. en vesentlig redusert dødelighet) av de skisserte tiltakene. Basert på dette er alternativ 0 vurdert å ha stor *negativ konsekvens* (---) for akvatisk miljø, mens alternativ 1 og 2 vurderes å ha *liten negativ konsekvens* (-).

8 Verneplan for vassdrag og Nasjonale laksevassdrag

Tiltaket ligger i det vernede Vegårsvassdraget, som ble vernet gjennom Verneplan III for vassdrag (1986). NVE oppgir følgende begrunnelse for vernet:

Vernegrunnlag: Elver, vann og myr er viktige deler av et småkupert landskap med lange kulturtradisjoner. Stort biologisk mangfold knyttet til botanikk, landfauna og vannfauna. Særdeles store kulturminneverdier som er tilknyttet vannsystemet. Friluftsliv er viktig bruk.

Vegårsvassdraget/Storelva er ikke et nasjonalt laksevassdrag.



Figur 5. Oversikt over verna vassdrag og verneområder. Beliggenheten til Fosstvelt kraftverk er angitt med rød firkant. Kilde: NVE og Miljødirektoratet.

9 Landskap og inngrepsfrie naturområder (INON)

9.1 Overordnede landskapstrekk

Fosstveit kraftverk ligger i landskapsregion 5, *Skog- og heibygdene på Sørlandet*, underregion 4 *Kystnære jordbruksbygder i Aust-Agder*. Under er det gitt en kort beskrivelse av denne landskapsregionen.

Naturforhold

Hele regionen ligger innenfor grunnfjellsområdet med granitter og gnelsser som er sure og næringsfattige bergarter. Nord for Iveland finnes et større område med amfibolitter og gabbroider, langt mere næringsrik. Over hele regionen er landet lavt, nesten platåaktig, men ikke desto mindre kraftig kupert og gjennomskåret av sprekkedaler og kløfter. Løsmasser, overveiende morenejord, finnes så godt som utelukkende i disse forsøkningsene. Konvekse terrengformer er oftest nakne og golde. Organiske jordarter finnes det litt av i den østre delen, disse øker i omfang vestover. I den vestre delen er regionen gjennomskåret av trange, nordsørgående elvedaler med bratte slider. I tilknytning til Raet finnes en del løsmasser, morener og hav-avsetninger i Sørlandets «jordbruksregion», et smalt belte fra Vestre Moland til Lunde beliggende mot Skageraksregionen. Noe av det samme finnes omkring Gjerstad og i Telemark der slike områder ligger under MG. Langs de største elvene finnes elveavsetninger. Klimaet er suboseanisk-oseanisk med økende nedbørsmengder i vest. Vegetasjonen er dominert av barskog med furu på rabbene og granskog og bjørk i ller og forsøkningsene. Grana går så langt vest som til Vennesla og Iveland kommuner. Mens det er sammenhengende skog lenger øst, har Vest-Agder en større del skogløs hei. Tiltakende lauvskogsdominans med eik nærmest kysten. Regionen har mange innsjøer, de fleste relativt små, vassdragene er næringsfattige og sterkt preget av forsøkning.

Arealbruk

Kun 1,4 % av landarealet er oppdyrket. I skoglandskapet ligger gårdene enkelt- og grendesvis i lukka komposisjoner. Mindre bygdesentra og åpnere kulturlandskap er lokalisert til hoveddalførene og langs Raet. Jordbrukselendommene har jevnt over lite innmark og driften er nå i sterk tilbakegang. Et stort antall heigårder er nedlagt i løpet av de siste hundre år. Gårdsdriften inkluderte en omfattende utnyttelse av utmarka, heia, med lyngsving og beite. Røsslyngheia er en karakteristisk gammel kulturmarkstype som nå er iferd med å vokse til med skog. Det er først og fremst skogen som har vært og er inntektskilde, selv om dette har vekslet med tidene. De storvokste eike- og furuskogene ble drevet hardt fra 1500-tallet, mot slutten av 1700-tallet var mye uthogget og produksjonen gikk hurtig ned. I dag mer allminnelig skogsdrift med flere sagbruk og treforedlingsindustri. Gruvedrift på ulike typer malmer og tilhørende verk forekom flere steder.

Bebyggelse og andre kulturspor

Regionen er spredtbygd og tynt befolket. Byggeskikken i Agderfylkene viser sørlandske trekk. Skogsbygdene i nedre Telemark mer typisk «østlandsk». Heiegårdstraktene har mange minner etter tidligere bosetting.

Jordbruksbosettingen har røtter tilbake til jernalder og vikingtid med fornminnefelter og gravhauger og spor av ødegårder fra folkevandringstid. Husmannsvesenet har spilt en mindre rolle.

Landskapsinntrykk

Tett terrengkupering over store sammenhengende skogstrekninger, naturpreg. Jordbrukslandskapet er jevnt over i en fase av tilbakegang.

Landskapet i influensområdet

Landskapet i influensområdet til Fosstveit kraftverk er preget av det SV-NØ gående daldraget med Storelva som et sentralt landskapselement.

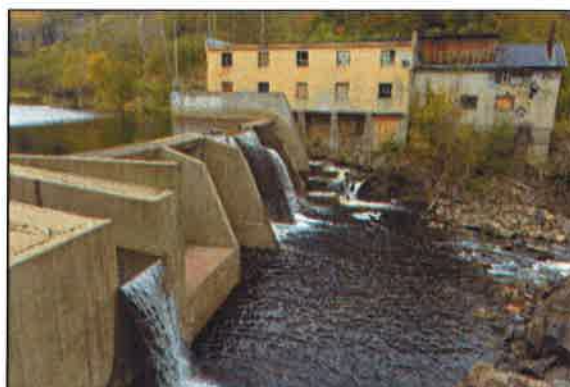
Selve tiltaksområdet består av et gammelt industriområde (nedlagt sagbruk/tresliperi). Bygningene er dårlig vedlikeholdt og det er lagret noe søppel i området. Visuelt sett fremstår dette området som mindre attraktivt (se bildene under). Selve tiltaksområdet vurderes derfor å ha liten verdi med tanke på landskapsbilde.

Ovenfor dammen og nedenfor utløpet av kraftverket er landskapet i mindre grad preget av skjemmende inngrep, og landskapskvalitetene er derfor noe større. Disse områdene vurderes som representative for disktriktet og gis middels verdi.

Fosstveit kraftverk utnytter vannføringen over en strekning på ca. 200 m. Området fremstod allerede før utbygging som betydelig berørt av tekniske inngrep. Minstevannføringen bidrar til å opprettholde de små gjenværende landskapskvalitetene som er knyttet til berørt elvestrekning. Tiltaket vurderes derfor å ha *ubetydelig / ingen konsekvens (0)* for landskapsbildet i området. Denne konklusjonen gjelder alle utbyggingsalternativene.



Inntaksbasseng/reguleringsmagasin



Dam



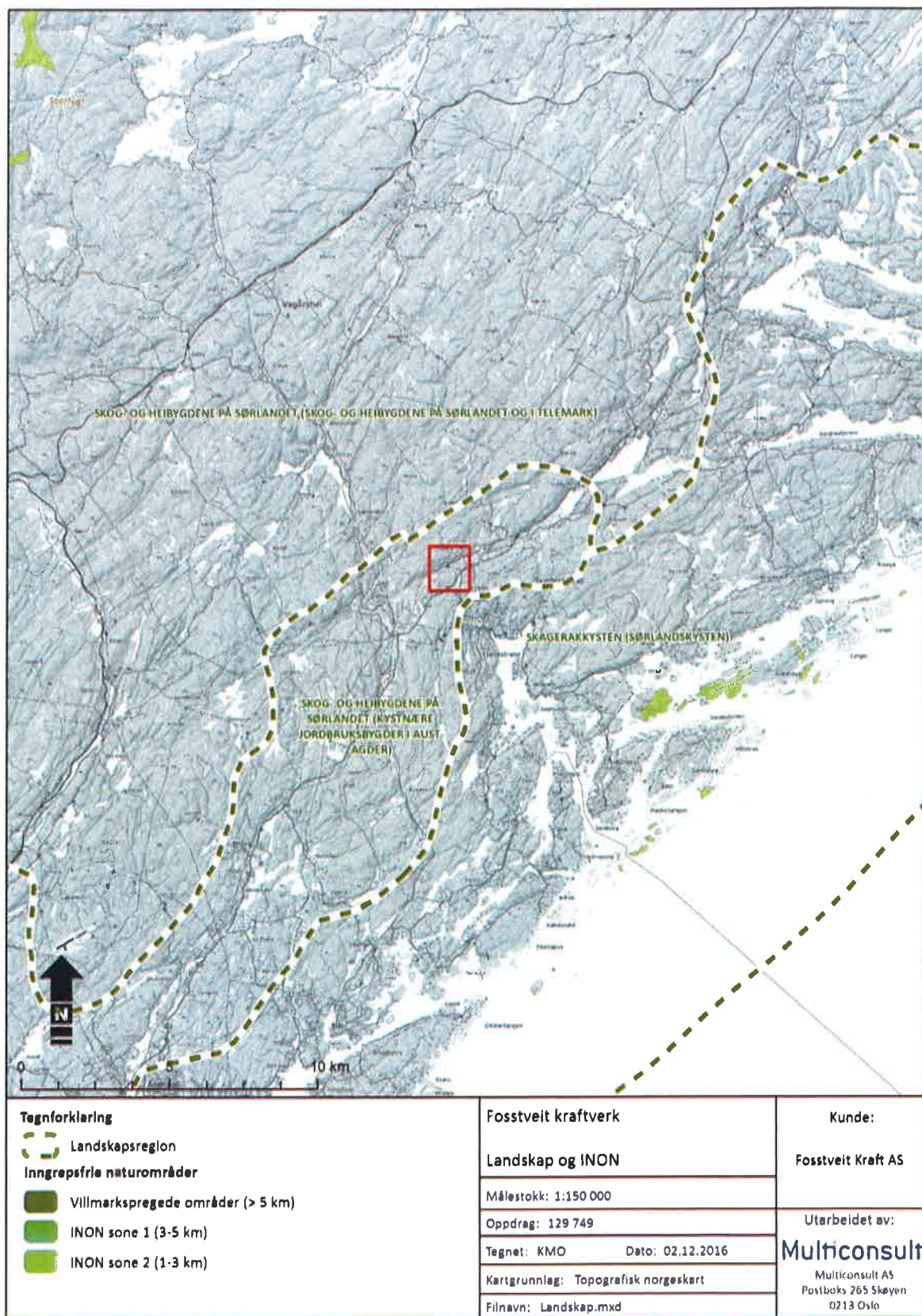
Kraftstasjon



Nedstrøms utløpet

Figur 6. Bilder fra influensområdet.

Det er ikke lenger inngrepsfrie naturområder (INON) i nærområdet til Fosstveit kraftverk (se også Figur 7). Byggingen av Fosstveit kraftverk har derfor ikke medført tap av INON.



Figur 7. Oversikt over landskapsregioner og INON.

10 Kulturminner og kulturmiljø

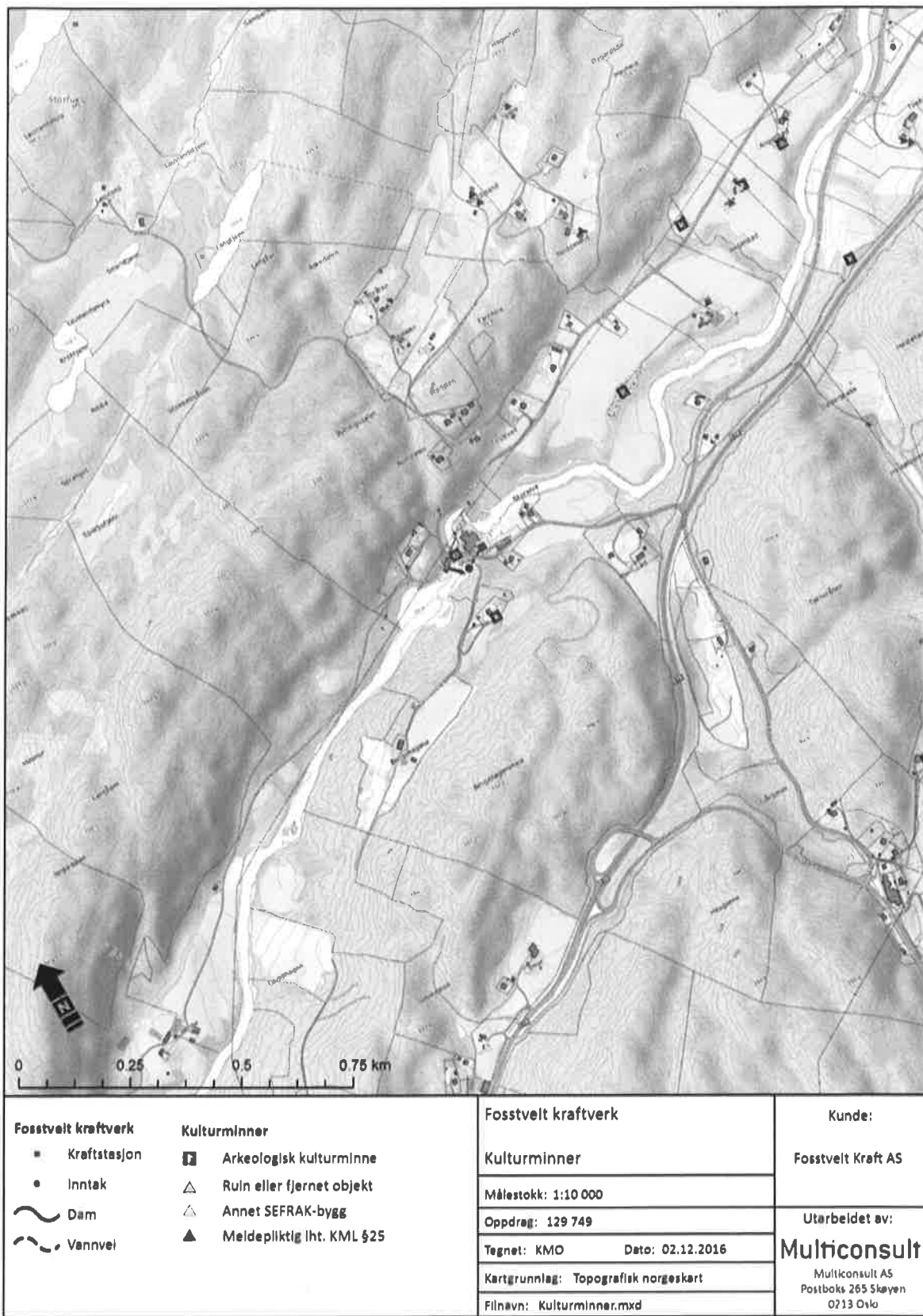
Figur 9 viser kjente kulturminner i nærområdet til Fosstveit kraftverk. Fosstveit bru (se Figur 10) er fredet etter kulturminneloven som nasjonalt kulturminne. Fosstveit bru inngår i Statens vegvesens landsverneplan for vegger, bruer og vegrelaterte kulturminner. Dette kulturminnet vurderes å ha stor verdi.

Videre er det registrert tre bygninger i SEFRAK ca. 100 m øst for dammen og et arkeologisk kulturminne med uavklart vernestatus ca. 130 m sørvest for dammen. Disse kulturminnene ligger skjermet til i forhold til tiltaksområdet, og berøres derfor ikke eller i svært liten grad av Fosstveit kraftverk.

Ca. 110 m nedenfor Fosstveit bru er det laget en terskel som opprettholde vanddekt areal under brua selv ved lave vannføringer (se Figur 10). Nevnte terskel og pålagt minstevannføring sikrer dermed miljøet rundt den vernede brua, og den reduserte vannføringen vurderes derfor å ha *ubetydelig konsekvens (0)* for dette kulturminnet. Denne konklusjonen gjelder alle utbyggingsalternativene.



Figur 8. Informasjonsplakat ved Fosstveit bru.



Figur 9. Oversikt over registrerte arkeologiske og nyere tids kulturminner.



Figur 10. Fosstveit bru. Kilde: Wikipedia.

11 Reindrift

Reindrift er ikke et relevant tema i denne regionen.

12 Jord- og skogressurser

Fosstveit kraftverk ligger i et gammelt industriområde (nedlagt sagbruk/tresliperi) og berører ikke produktive jord- eller skogarealer. Tiltaksområdets verdi på dette området er liten og konsekvensene vurderes derfor som *ubetydelige (0)*. Denne konklusjonen gjelder alle utbyggingsalternativene.



Figur 11. Fosstveit kraftverk og det gamle sagbruket/tresliperiet.

13 Ferskvannsressurser

Strekningen mellom dam og utløpet fra kraftstasjonen er på ca. 200 m lang. Den berørte elvestrekningen har ingen vesentlig funksjon som resipient for utslipp fra landbruk, industri eller bebyggelse, og det er heller ingen uttak av drikkevann fra denne strekningen.

Fosstveit kraftverk medfører derfor ikke konsekvenser verken for vannkvalitet, vannforsyningsinteresser eller resipientinteresser. Konsekvensene på dette området vurderes med andre ord som *ubetydelige (0)*. Denne konklusjonen gjelder alle utbyggingsalternativene.

14 Brukerinteresser / friluftsliv

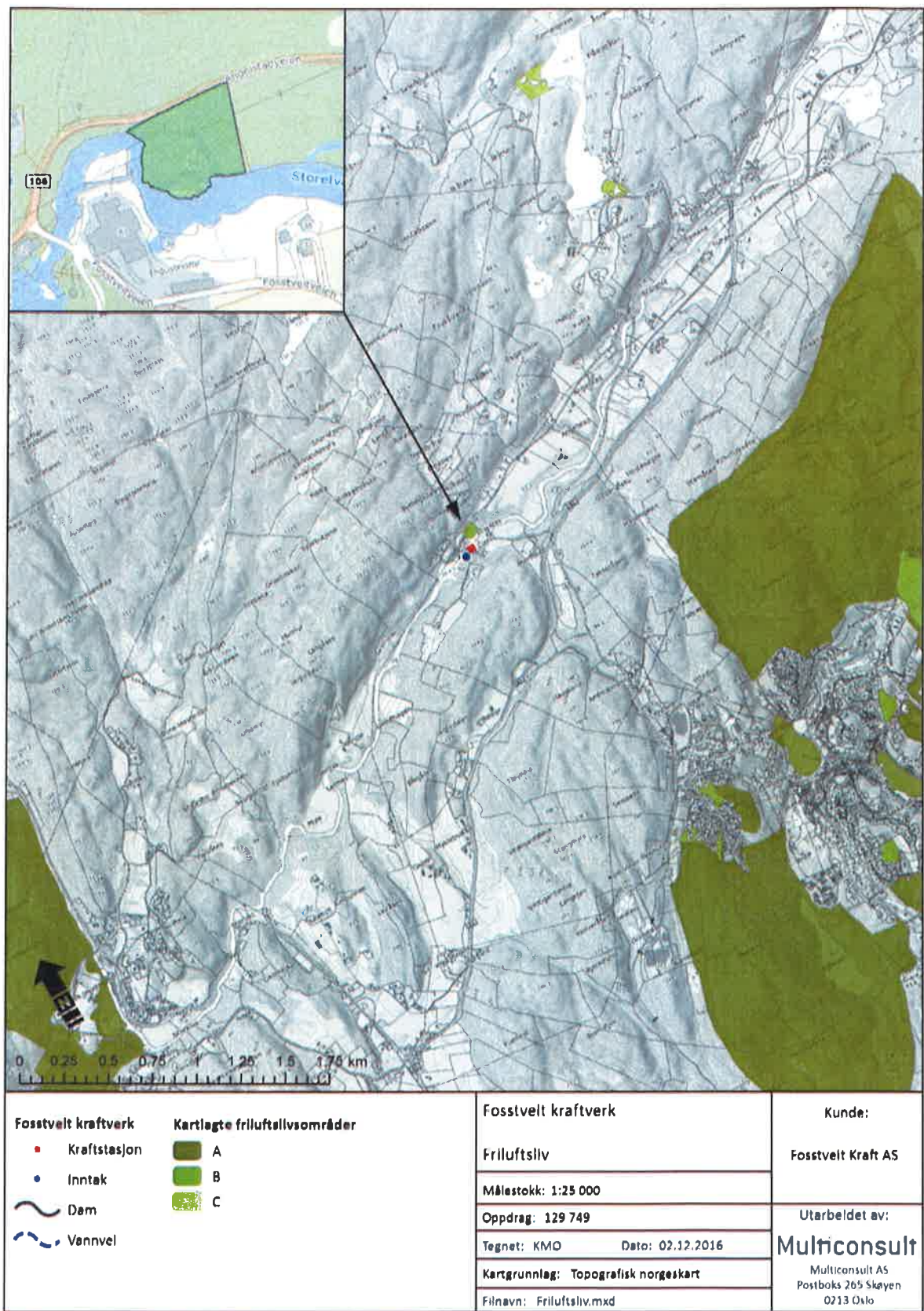
Området var før utbyggingen benyttet som industriområde, men ved byggestart i 2008 var det ingen aktivitet på området (sagbruket/tresliperiet var nedlagt).

Det er gjennomført en kartlegging av viktige friluftsområder i Tvedestrand kommune. Denne kartleggingen viser at det er en viktig badeplass i Storelva like nedstrøms Fosstveit kraftverk (se Figur 12). Denne badeplassen blir imidlertid ikke berørt av kraftverket ved normal drift (kun ved uforutsatt driftsstans ved lave vannføringer i elva). Øvrige registrerte friluftsområder ligger i god avstand til Fosstveit kraftverk og er heller ikke berørt av utbyggingen.

Det er noe ferdsel langs denne delen av Storelva ifm. fiske etter laks og sjøørret, men som vist i Figur 3 har det vært fanget svært lite fisk i elva i senere år. Omfanget av fiske er derfor på et lavt nivå i dag. Videre er det også noe ferdsel forbi Fosstveit kraftverk ifm. turgåing/rekreasjon, men vegene på nord- og sørsida av Storelva utgjør ingen sentrale ferdselsårer og inngår heller ikke i viktige friluftsområder.

Fosstveit kraftverk medfører ingen restriksjoner på allmennhetens ferdsel eller bruk av området, sett i forhold til situasjonen før utbyggingen. Kraftverket har medført noe tap av utvandrende smolt, noe som kan ha påvirket fiskebestanden i vassdraget i negativ retning, men normalt vil forholdene i sjø ha mye mer å si for hvor mye fisk som vandrer opp igjen i vassdraget for å gyte (av smolten som vandrer ut i sjø, kan man i «normalår» regne med at mellom 5-10 % kommer tilbake som gyteklare laks, dvs at dødeligheten i sjøen ligger på 90-95%).

Basert på dette er 0-alternativet vurdert å ha *liten negativ konsekvens (-)* for brukerinteresser / friluftsliv og da primært for fritidsfiske etter laks og sjøørret. Alternativ 1 og 2 antas i stor grad å løse problemene knyttet til opp- og nedvandrende laks og sjøørret, og disse alternativene vurderes derfor å ha *ubetydelig/ingen konsekvens (0)* for friluftsliv og fiske langs Storelva.



Figur 12. Oversikt over kartlagte friluftsområder. Kilde: Naturbase.

15 Oppsummering

I tabellen under er konsekvensene av de ulike alternativene oppsummert.

Tabell 5. Samlet konsekvensvurdering

Tema/fagområde	Verdi	Alt. 1	Alt. 2
Røddlistearter	<i>Vurderingen for røddlisteartene inngår i temaene terrestrisk og akvatisk miljø</i>		
Terrestrisk miljø	<i>Liten til middels</i>	<i>Ubetydelig/ingen (0)</i>	<i>Ubetydelig/ingen (0)</i>
Akvatisk miljø	<i>Stor</i>	<i>Liten negativ (-)</i>	<i>Liten negativ (-)</i>
Verneområder	<i>Ingen</i>	<i>Ubetydelig/ingen (0)</i>	<i>Ubetydelig/ingen (0)</i>
Landskap og INON	<i>Liten</i>	<i>Ubetydelig/ingen (0)</i>	<i>Ubetydelig/ingen (0)</i>
Kulturminner og kulturmiljø	<i>Liten</i>	<i>Ubetydelig/ingen (0)</i>	<i>Ubetydelig/ingen (0)</i>
Reindrift	<i>Ikke relevant</i>		
Jord og skogressurser	<i>Liten</i>	<i>Ubetydelig/ingen (0)</i>	<i>Ubetydelig/ingen (0)</i>
Ferskvannsressurser	<i>Liten</i>	<i>Ubetydelig/ingen (0)</i>	<i>Ubetydelig/ingen (0)</i>
Brukerinteresser / friluftsliv	<i>Liten til middels</i>	<i>Ubetydelig/ingen (0)</i>	<i>Ubetydelig/ingen (0)</i>

REFERANSER

Artsdatabanken. 2016. Artskart: www.artsdatabanken.no

Kleiven, E., Håvardstun, J., Dolmen, D. & Güttrup, J. 2013. Historisk kunnskap og status for elve-
muslingen *Margaritifera margaritifera* i Aust-Agder. NIVA-rapport nr. 6607-2013.

Kroglund F., Gjelland K.Ø., Güttrup J., Haraldstad T., Hegeland P.V., Thorstad E.B. 2013. Overvåking
av ål i Storelva og evaluering av tiltak for nedvandring forbi Fosstvelt kraftverk. Resultater fra
undersøkelser i 2012. NIVA-rapport nr. 6491-2013.

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

Miljødirektoratet. 2016. Naturbase: <http://kart.naturbase.no>

NVE. 2016. NVE-Atlas: <http://atlas.nve.no/html5Viewer/?viewer=nveatlas>

Riksantikvaren. 2016. Askeladden og SEFRAK: [https://askeladden.ra.no/Askeladden/Pages/Login
Page.aspx?ReturnUrl=%2faskeladden](https://askeladden.ra.no/Askeladden/Pages/LoginPage.aspx?ReturnUrl=%2faskeladden)

MUNTlige KILDER

Frode Kroglund, Seniorrådgiver på miljøvernavdelingen hos Fylkesmannen i Aust- og Vest-Agder.

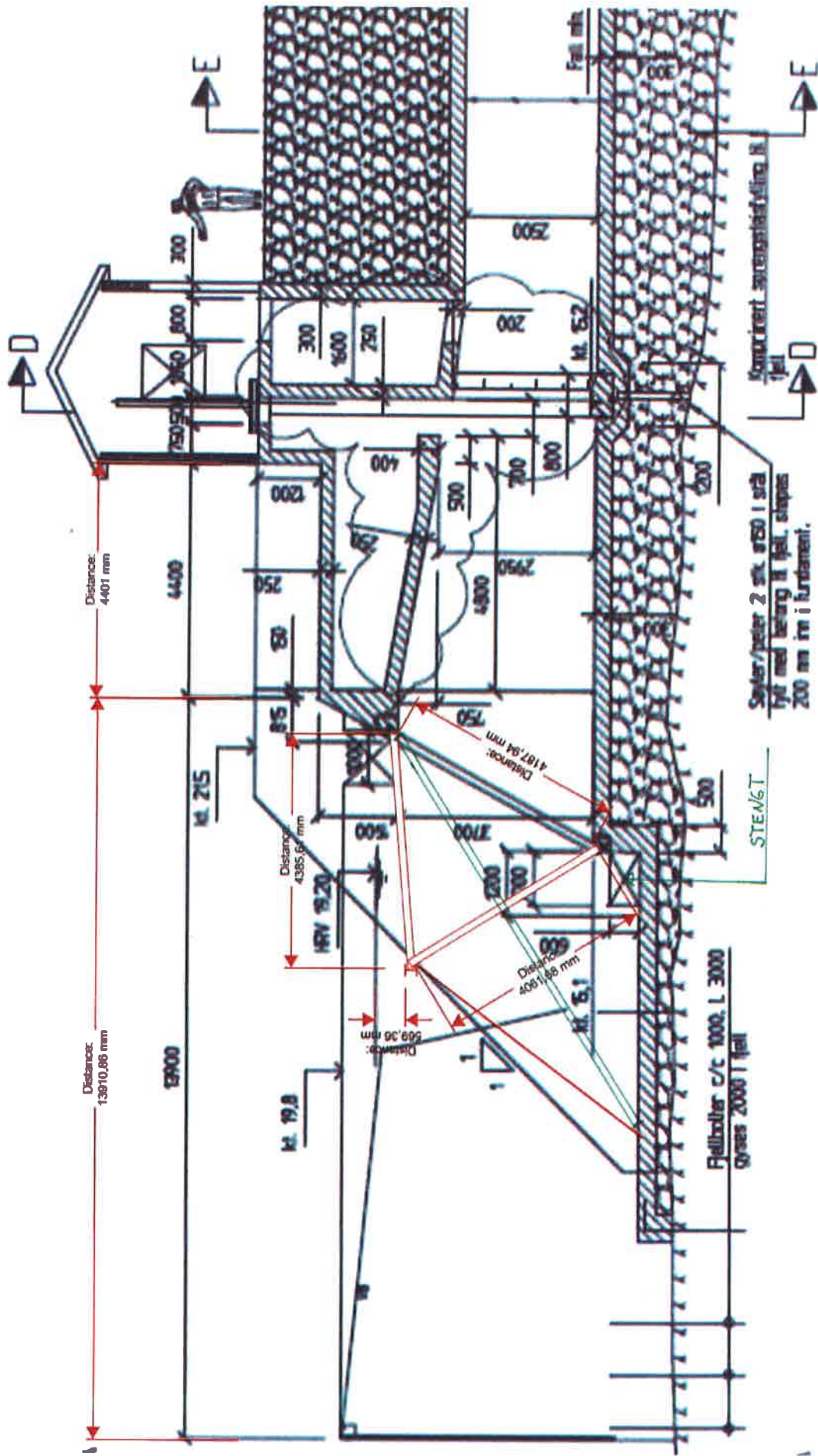
Asbjørn Aanonsen, Miljøvernrådgiver i Tvedestrand kommune.

Olle Calles, fiske- og åle-ekspert ved Karlstad Universitet

Utarbeidet av:

Multiconsult

Vedlegg 10 – inntak nytt konsept for inntaksrist. Rev.



Alt A: Alt B:

Ny betong
 Ny grunnlag
H i-bjelke

Klient:	Fosshvilt Kraft AS	Tegning nr.:	0
Anlegg:	Fosshvilt Kraftverk	Revisjon:	16/12-2015 ES
Anleggsdel:	Inntak	Dato & sign.:	16/12-2015 ES
Tegning:	Nytt konsept for inntaksrist	Form:	10/1-2018 TL

Alternativ

Vedlegg 11 Reguleringsplan angående fisk/ål oppgang/nedgang Rev.

1. Fra 18 mai til 15 november skal den nye laksetrappa (forbi dammen) ha minst 350 liter vann i sekundet.
2. I perioden fra 15 november til 18 mai er den nye laksetrappa stengt.
3. Midtvinters, eller når det er is på elva, skal minstevassføringen gå over på "midt av dammen". Dette er gunstig, siden det gjør isen minst mulig skade.
4. I tiden fra 15 november til isen legger seg på elva og i tiden etter elva er isfri, og til laksetrappa åpnes 17 mai, må hele minstevannføringen, 350 liter i sekundet gå ut i den øvre skylleluka ved inntaket (Smoltluka). Dette slik at smolt og vinterstøyinger kan bruke denne luka til å slippe seg forbi turbinen.
5. Fra 18 mai når laksetrappa er åpen, og til smolten slutter å vandre (begynnelsen av juni), må vi ha Smoltluka helt eller delvis åpen. Det bør gå minst 150 liter vann i sekundet der. Det vil si at fra 17 mai til smolten slutter å vandre må vi slippe vi minst 500 liter minstevannføring forbi dammen.
6. Se søknad post 2.2.7 pkt 5.
7. Når turbinen stoppes i lengere enn en dag, må inntaksluka stenges, slik at ikke ål eller fisk svømmer ned rørgata til turbinen, og dermed blir hakket opp under oppstart. Det bør også installeres lys som lyser ned i området mellom inntaksluka og inntaksgrinda. Slik at ålen ikke oppholder seg i dette området når luka er stengt.
8. Vannhøyden bak dammen, som er lest av på computeren inne i kontrollrommet på kraftstasjonen, bør ligge på 54 for å oppnå de ønskede vannmengder i alle tider bortsett fra midtvinters der en ønsker å få vannet over dammen. Da bør høyden settes til minst 57. En må da passe på at bjelkestengselet ved smolteluka og laksetrappa er høyt nok slik at ikke vannet renner over der

10.01 2018

Success of a low-sloping rack for improving downstream passage of silver eels at a hydroelectric plant

O. CALLES^{*†}, S. KARLSSON^{*}, P. VEZZA^{†‡}, C. COMOGLIO[†] AND J. TIELMAN[§]

^{*}Biology, Karlstad University, Karlstad, Sweden

[†]Department of Environment, Land and Infrastructure Engineering (DIATI), Politecnico di Torino, Torino, Italy

[‡]IGIC, Universitat Politècnica de València, València, Spain

[§]E.ON Vattenkraft AB, Laholm, Sweden

SUMMARY

1. The European eel (*Anguilla anguilla*) is a critically endangered species, and one major threat is the survival of silver eels migrating downstream towards the sea from lake and river rearing areas. During this migration, many eels are impinged and die on intake racks, or are injured or killed when passing through turbines.

2. Intake racks at a hydroelectric plant were modified to avoid impingement and to collect eels without injury; high mortality on both racks and in turbines was previously documented. Modifications consisted of reducing the rack gap width from 20 to 18 mm, decreasing the rack slope from 63 to 35 degrees, increasing the rack surface area by 58% and installing six openings in the rack leading to traps.

3. Downstream passage conditions for silver eels at the hydroelectric plant were significantly improved, reducing mortality from >70% at the old steep 20 mm racks to <10% at the modified 18 mm rack collection facility. No tagged eels were impinged and killed on the racks, and 80% entered the collection facility.

4. Survival can probably be improved even more, as the individuals that passed the facility most likely escaped through holes in the traps. Moreover, injured untagged eels were still encountered at the modified racks, illustrating the need for rehabilitative measures to be implemented at all obstacles between the main eel rearing areas and the sea.

Keywords: *Anguilla anguilla*, collection facility, downstream passage, passage success, telemetry

Introduction

Hydroelectric facilities constitute obstacles to upstream and downstream fish migration (Calles & Greenberg, 2009). Downstream migrating fish are often injured or killed on intake racks and in turbines when trying to pass hydroelectric facilities (Carr & Whoriskey, 2008; Calles *et al.*, 2010). Eels are especially vulnerable when passing through racks, because their behaviour results in close contact with these structures (Richkus & Dixon, 2002; DWA, 2005), and because their elongated bodies increase the risk of being hit by the turbine's runner blades (Montén, 1985). Moreover, eels in many areas need to pass several hydroelectric facilities on their way to the sea, since stocking practices are frequently carried

out in lakes in the upper parts of catchments; thus, cumulative losses are often severe (Lariniér, 2008; McCarthy *et al.*, 2008).

Fishways for upstream passage at hydroelectric facilities are rarely accompanied by corresponding measures to facilitate downstream passage for the same individuals and/or their offspring when returning downstream (Calles & Greenberg, 2009). The few measures that do exist have, as for upstream passage, almost exclusively targeted salmonid species (Ferguson, Poe & Carlson, 1998; Scruton *et al.*, 2003; Ferguson *et al.*, 2007; Lariniér, 2008). Examples of physical measures to increase the passage success of silver eels at hydroelectric facilities can be grouped into siphons/pipes and gates/sluices, often in combination with racks. The few studies on

siphons and pipes show that these structures allow passage of eels, but at variable (Legault *et al.*, 2003; Calles *et al.*, 2012) or unknown efficiencies (Boubée & Williams, 2006; Pedersen *et al.*, 2011). Gates and sluices constructed for other purposes are often used to allow passage of downstream moving fish, although often requiring structural modification (Gosset *et al.*, 2005; Travade *et al.*, 2010a; Greenberg *et al.*, 2012). In some cases, these bypasses and spill gates have been shown to rehabilitate downstream eel migration (Gosset *et al.*, 2005; Travade *et al.*, 2010a), and in other cases, a low proportion of the eels used the gate (Calles *et al.*, 2012). In most cases, poor passage efficiency can be attributed to features of the racks and gates, because these structures were not initially designed to bypass fish. Another common problem is that the swimming capacity of eels is not taken into account when designing bypass solutions.

Laboratory studies show a potential for fine-spaced intake racks to guide downstream moving eels towards bypasses (Amaral *et al.*, 2002; DWA, 2005; Russon, Kemp & Calles, 2010). Eels need to be allowed passage via bypasses without increased risks of impingement, which is feasible when water velocities are low in front of the racks. If velocities are high ($>0.7 \text{ m s}^{-1}$) and the dimensions of the intake remain the same, the risk of impingement can be reduced by increasing the surface area of the rack, thereby reducing the discharge of water per rack unit area (DWA, 2005). To fit such an enlarged rack in an intake channel, it can be arranged with a low slope from the bottom to the surface (α -rack) or with a low slope from one side of the intake channel to the other (β -rack; DWA, 2005). In North America, β -racks are typically used in pairs (double β -racks or V-screens) and are angled from both sides towards the centre of the channel to create a funnel (E. Meyer, National Marine Fisheries Service, U.S.A., pers. comm.). To our knowledge, there are no published examples on the implementation and evaluation of a low-sloping, that is, angled at $<45^\circ$ relative to the bottom, intake rack designed to rehabilitate the downstream passage conditions for silver eels.

Most eels in the River Ätran have to pass several hydroelectric facilities between the rearing grounds and the sea, resulting in high mortalities on intake racks and in turbines (Calles *et al.*, 2010). The first attempt to rehabilitate downstream passage conditions in this river consisted of simple technical improvements of an turbine intake, but this modification functioned poorly for silver eels (Calles *et al.*, 2012). In this article, we report on a subsequent attempt to reduce mortality of downstream migrating silver eels in this river, by modifying the turbine intake racks at a hydroelectric facility. The modi-

fied racks differed from the old in several aspects: the angle in relation to the bottom (α) was reduced from 63° to 35° , the surface area was increased by 58%, the gap width was reduced from 20 to 18 mm, and six orifices in the racks leading to traps were provided. We expected silver eel survival to be higher with the modified racks compared with the old racks. This assumption was studied using radio-tagged ($n = 40$) and externally marked ($n = 45$) silver eels released upstream of the improved turbine intake and tracked as they were migrating downstream. Feasibility was studied and quantified by analysing the behaviour of tagged eels: route choice, behaviour, recapture rate in the collection facility and overall passage survival, and how these variables related to discharge conditions and hydraulic conditions.

Methods

Study site

The River Ätran ($56^\circ52'55''\text{N}$, $12^\circ28'46''\text{E}$) is located in south-western Sweden and enters the North Sea (Kattegat subbasin) at the city of Falkenberg. The catchment has an area of 3342 km^2 , and discharge ranges from 20 to $319 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, with a mean annual discharge of $48.0 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (1961–1993), and in more recent times $59.6 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (1990–2011; Olofsson, 2013). More details about the river and river regulation can be found in Calles *et al.* (2010). The study site, Ätrafors, is the second hydroelectric plant (HEP) in the River Ätran (HEP 2), situated about 27 km upstream from the sea. The intake channel is 290 m long and 5 m deep. At the turbine intake, the water is diverted into three intake gates, with tubes that lead to three twin-Francis turbines. The maximum load of the HEP is $72 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, and the maximum efficiency is achieved at $65 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (25, 25 and $15 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ per unit). Above the HEP intake capacity, water is spilled into the former channel via bottom fed spill gates (Fig. 1).

Prior to 2008, the three racks at the intake channel, angled 63.4° relative to the bottom, had 20 mm gaps between the bars (Fig. 2a). The only route past the HEP was through these racks and the turbines, except for during spill conditions when passage via the spill gates into the old river bed was also an option. The old racks caused substantial mortality of silver eels encountering the Ätrafors HEP (Calles *et al.*, 2010). The old 20 mm racks were 5.3 m long and about 5.4 m wide, resulting in a total surface area of 85 m^2 . In 2008, these racks were replaced with 8.4 m long by 5.4 m-wide racks, angled

35° relative to the bottom, with 18 mm bar spacings (BSs) and a total surface area of 136 m² (the surface area increased by 58%, Fig. 2b). As for pre-2008, there was one rack per opening under the bridge, that is, three identical racks separated by concrete piers.

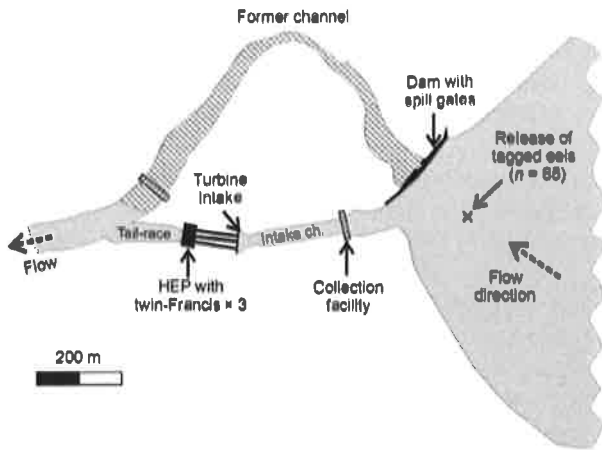


Fig. 1 Map of the Ätrafors hydroelectric plant showing the modified downstream migrant collection facility, in the River Ätran, Sweden.

The intake capacity of the HEP (72 m³ s⁻¹) and the dimensions of the intake channel and the openings under the bridge were unaltered; therefore, maximum approach velocity ($V_{APPROACH}$) in front of the racks was unchanged. As a result of the increased surface area of the modified racks and the lower angle, the calculated features of the racks showed that the velocity vectors were changed. The velocity vector perpendicular to the racks (V_{NORMAL}) and the velocity through the rack ($V_{THROUGH}$) decreased, whereas the velocity vector parallel to the racks increased (V_{SWEEP}), and so the pressure on the racks was expected to be lower. In conjunction, head loss at the racks should also be reduced (Fig. 2).

To allow eels to pass the Ätrafors HEP, the modified racks were equipped with two entrances on each side of the three racks, that is, six in total. Each entrance is 0.25 m wide and 1.0 m long, and taking the 35° angle of the rack into account, the water depth in each entrance is 0.57 m (Fig. 3). To allow for operation of the collection facility at varying water levels, the entrances are submerged corresponding to a water depth of 0.8 m to the upper part of the entrances. The entrances cover the depth interval 42.15–42.72 m a.s.l., and so they will be situated above water when the reservoir levels is 42.00–42.15 m a.s.l.

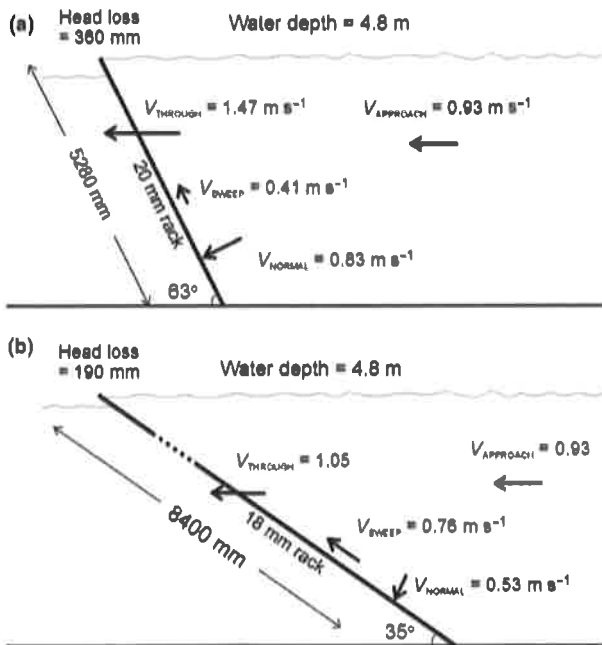


Fig. 2 Side view of the racks, with head loss, rack length, rack angle and the velocity vectors of the (a) old 20 mm racks and the (b) modified 18 mm racks at the Ätrafors hydroelectric plant, Ätran. The dotted part of the modified rack represents the position and size of the six entrances to the collection facility (traps).

Tagging programme

Evaluation of the modified racks at the Ätrafors HEP followed the same procedure as in Calles *et al.* (2010). Tagging and handling followed standard procedures (Jepsen *et al.*, 2002). The eels were either surgically radio-tagged ($n = 40$, model F1540, 2.0 g; Advanced Telemetry Systems (ATS), Isanti, MN, U.S.A.) or externally tagged using streamer tags ($n = 45$, model PST transparent polyethylene streamer tag 13s, Hallprint, Australia).

Prior to tagging, the eels were anaesthetised using benzocaine (2 g in 10 L water, median time until anaesthetised was 18 min, range 10–39 min). Morphological parameters recorded during tagging were as follows: length (mm), weight (± 10 g), degree of silvering (0–3), the length of the left pectoral fin (± 0.1 mm) and the vertical and horizontal eye diameter (± 0.1 mm). The median time for the entire procedure was 2 min (range c. 1–5 min) when streamer-tagging and 3.9 min (range c. 3–8 min) when radio-tagging. After tagging, recovery of all eels was monitored prior to release c. 1–5 h later. No eels showed any signs of injury or died during this period of recovery. The releases were performed after dusk (20:55–00:00) since eels mainly migrate nocturnally.

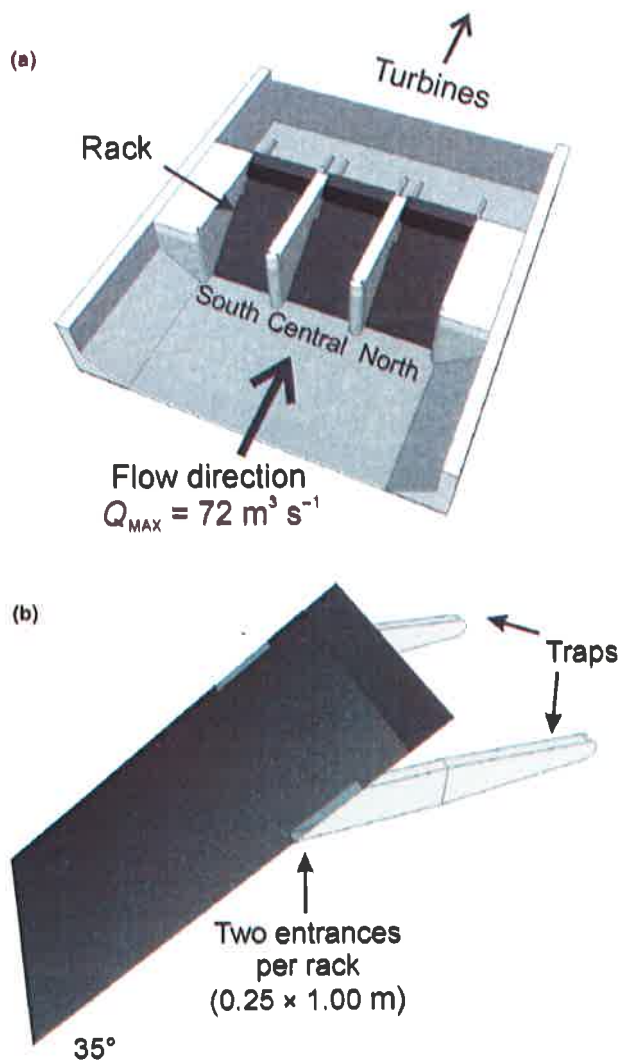


Fig. 3 The downstream migrant collection facility at Ätrafors hydroelectric plant, Ätran. (a) View from above the facility showing the three low-sloping 18 mm racks and (b) detailed view of one rack with the associated entrances and traps.

In addition to the degree of silvering, the sexual maturation of each individual was estimated by calculating the Eye Index (left eye) according to Pankhurst (1982) and the Fin Index (left pectoral fin) according to Durif, Guibert & Elie (2009). Individuals had an average size (\pm SE) of 776 ± 13 mm (range 510–1060 mm) and an average weight of 834 ± 46 g (range 200–2080 g). The median Eye Index was 9.1 (range 7.0–14.5), the median Fin Index was 5.0 (range 4.0–6.5) and the degree of silvering was 33% for silver degree 1, 61% for degree 2 and 6% for degree 3.

Tagged individuals were released on five occasions in the Ätrafors HEP reservoir about 300 m upstream of the

modified racks (Fig. 1, Table 1), which was identical to the reservoir release site in the evaluation of the old racks at the Ätrafors HEP (Calles *et al.*, 2010). After release movements of the radio-tagged eels were documented until they were recaptured in the collection facility or until the end of the study (8 November). All the eels caught in the collection facility were visually checked for signs of injury and altered behaviour, as compared to the general condition of eels before tagging. The radio-tagged individuals were manually tracked in the vicinity of the Ätrafors HEP on a daily basis, and at least twice a week when located further downstream (model R2100; ATS, Isanti, MN, U.S.A.). Seven automatic stations (model R4500; ATS) continuously monitored the river for radio-tagged eels in the area near the intake channel: one automatic station covered the area between the reservoir and the intake channel and the remaining six automatic stations were placed at the racks (one at the base and one near the top of each of the three racks). The automatic stations stored tag information relating to date, time, frequency and relative distance from the antenna (signal strength).

Abiotic factors

Hourly data on total discharge, turbine discharge and spill discharge were provided by the HEP owner E.ON Vattenkraft AB. Temperature was recorded every 15 min by loggers (HOBO[®] water temp pro, V2; Onset[®], Bourne, MA, U.S.A.). Flow velocities at the three Ätrafors intake racks and into the inlet channel were measured with an Acoustic Doppler Current Profiler (ADCP, Sontek M9 River Surveyor[®]; San Diego, CA, U.S.A.). In particular, the measured flow conditions were related to turbine discharges equal to 8.5, 20.5 and $43.5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ and the velocity pattern at the Ätrafors intake was generated through linear interpolation for all the discharge conditions that occurred during the study period.

Results

Hydraulics

Discharge typically observed during eel migration in autumn is about $60 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, which corresponds to the turbines HEP operating at near 100% efficiency. At these conditions, the approach velocity upstream of the bridge and racks ranged from 0.11 to 0.90 m s^{-1} , with the highest velocities recorded in mid channel and the lowest along the sides of the channel (Fig. 4). When the water reached the bridge, where the total area is reduced

Table 1 Groups of tagged eels released upstream of the Ätrafors silver eel collection facility in 2008. The number of released (OUT) and recaptured (RECAP) individuals is presented for each group, where the recapture refers to eels found in the traps of the collection facility. The minimum passage success includes all eels that successfully passed the HEP, either by being caught in the collection facility, passing with spill water or surviving passing through the turbines

Release date	Radio-tagged			Streamer-tagged			Total tagged			Passage success (%)
	OUT (n)	RECAP (n)	RECAP (%)	OUT (n)	RECAP (n)	RECAP (%)	OUT (n)	RECAP (n)	RECAP (%)	
2008-10-15 22:15	5	5	100	8	8	100	13	13	100	≥100
2008-10-16 22:54	5	4	80	5	5	100	10	9	90	≥90
2008-10-17 23:12	5	5	100	5	4	80	10	9	90	≥90
2008-10-20 21:55	10	7	90	10	9	90	20	16	80	≥90*
2008-10-23 20:55	15	10	86	17	11	65	32	21	66	≥74†
	40	31	90	45	37	82	84 (85)	68	82	≥86

*18 of 20, including two radio-tagged individuals that were not recaptured, but that passed successfully via the spill gates and the old river bed.

†23 of 31, including two radio-tagged individuals that were not recaptured, but that passed successfully via the collection facility and the turbines, and excluding one individual that never approached the rack or the spill gates, and remained in the reservoir until the end of the study.

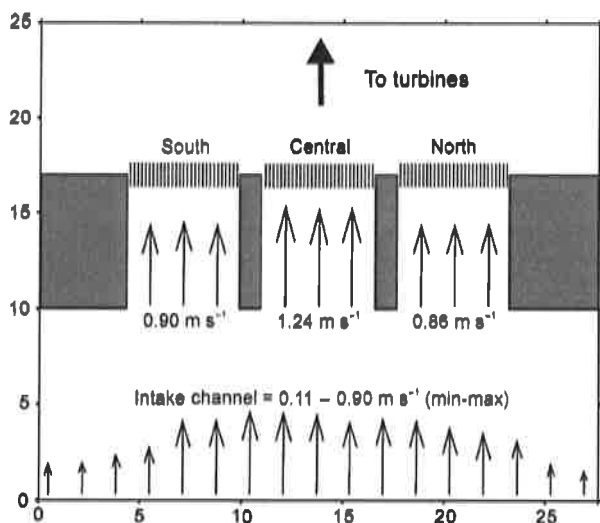


Fig. 4 Flow velocities at the Ätrafors intake (upstream the bridge and between the piers) related to discharge of $60 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Data are from linear interpolation of the measurements at total discharges of to 8.5, 20.5 and $43.5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. The maximum velocity was observed approaching the central rack (1.24 m s^{-1}) followed by the south rack (0.90 m s^{-1}) and the north rack (0.86 m s^{-1}).

because of the bridge and its piers, average velocities increased. The highest water velocity was observed for the central rack (1.24 m s^{-1}), followed by the south rack (0.90 m s^{-1}), and the lowest water velocity was observed at the north rack (0.86 m s^{-1}). The overall pattern

remained the same when the discharge into the turbines varied during the study period (i.e. ranging from 38 to $67 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, Fig. 5). At $40 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, which can be used to represent the minimum observed discharge condition during eels migration, the velocity ranged between 0.05 m s^{-1} and 0.78 m s^{-1} upstream the bridge and between 0.65 m s^{-1} and 0.87 m s^{-1} approaching the racks between the piers.

Catches and fish guidance efficiency

A total of 196 eels were caught in the rack traps from 12 October until 3 November, of which 68 were tagged and 128 were untagged. The total recapture rate for tagged eels was 80%, or 68 of 85 tagged individuals. The recapture rate did not differ between tag types, 78% for the radio-tagged (31 of 40) and 82% for the externally tagged (37 of 45) (chi-squared test to compare observed and expected recapture rates for radio- and externally tagged eels, $df = 1$, $\chi^2 = 0.006$, $P = 0.58$). The likelihood of recapture decreased with time, from 100% for the first group released to 66% for the last group released (Table 1; linear regression, $y = -0.039x + 1549.9$, $R^2 = 0.954$; $P = 0.003$). Only a small proportion (4%) of the recaptured tagged eels showed signs of injury and altered behaviour, whereas the corresponding proportion of the untagged eels was 27%, including severely injured and dead eels.

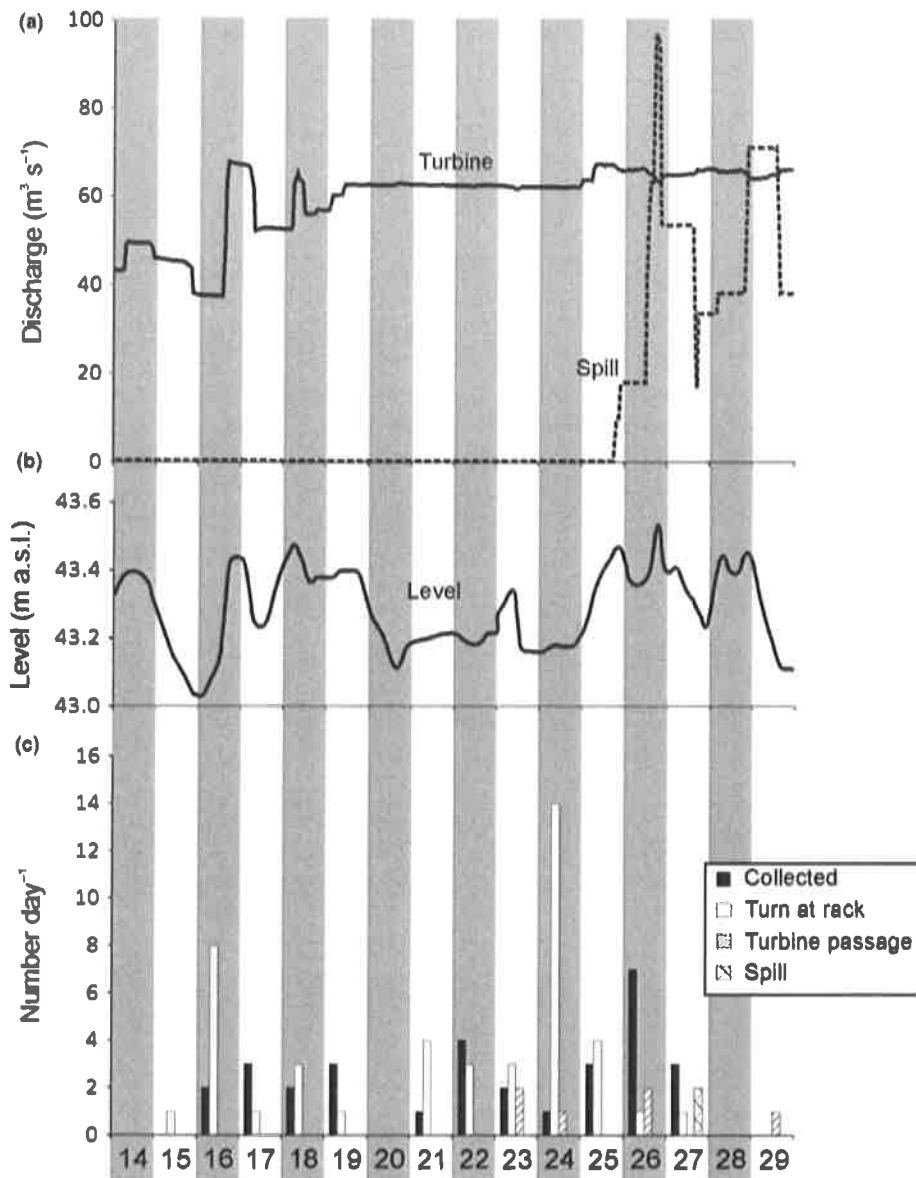


Fig. 5 (a) Daily average turbine and spill discharge, (b) daily average reservoir level and (c) the daily number of eels collected/trapped (collected), observed turning at racks and escaping upstream (turn at racks), passing through the turbines (turbine passage) and passing the dam with spill water released through the spill gates into the former channel, Ätrfors hydroelectric plant, the River Ätran, 2008.

The fish guidance efficiency (FGE) for radio-tagged eels was 82% (31 of 38), with the FGE defined as percentage of individuals that approached the racks at least once and eventually entered the rack entrances, that is, two individuals that never visited the racks were excluded. The overall passage success for the radio-tagged eels was 90% (35 of 39), as some of the eels choosing other routes than into the collection facility also succeeded in passing the HEP. Of the radio-tagged individuals that were considered to have successfully passed the plant, the major-

ity (89%) were visually examined, and the remaining individuals (11%) were tracked when migrating downstream, that is, no visual examination after passage.

Route choices and depth preference

The radio-tagged eels that were not caught in the collection facility either swam out with the spill water ($n = 2$) or swam through the racks/rack traps ($n = 6$). The two eels that swam via the spill gates did so during the spill

discharge peak 26–27 October (Fig. 5), and successfully continued downstream from the Ätrafors HEP. The individuals that passed the Ätrafors HEP without being found in the collection facility or observed moving out through the spill gates ($n = 6$, 15%) could only have passed by swimming through the rack or escaping from the rack traps through holes that were discovered at the end of the study. One of the individuals that passed the racks remained in the intake channel, and its final fate was unknown. Of the five eels that entered the turbines, three were killed and two continued swimming downstream (60% turbine-induced mortality).

The majority of the visits were recorded by the antennae placed at the base of the racks (77%), as compared to the antennae at the top of the racks (23%). The activity of radio-tagged eels also differed between racks, with most visits made to the central rack followed by the south lateral rack and the north lateral rack (Fig. 6; chi-squared test to compare observed and expected number of visits at the three racks, $df = 2$, $\chi^2 = 6.07$, $P = 0.048$). Lateral racks were preferred, with 76% of the passages, whereas the central rack only collected 24% of the passing eels, but this difference was not statistically significant (chi-squared test to compare observed and expected number of passages at the three racks, $df = 2$, $\chi^2 = 1.61$, $P = 0.448$). Consequently, the proportion of visits resulting in a successful passage was lowest for the central rack (15%), followed by the north rack (29%) and the south rack (41%) (chi-squared test to compare observed and expected number of visits resulting in a successful passage at the three racks, $df = 2$, $\chi^2 = 15.74$, $P < 0.001$). Hence, the highest number of visits occurred

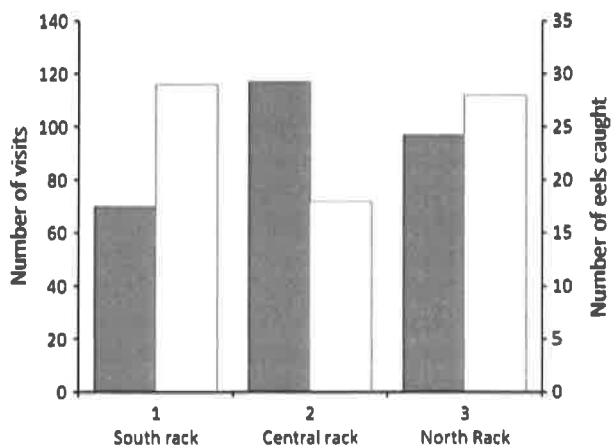


Fig. 6 Total number of visits made by eels at three different racks (first y-axis, grey bars), and the corresponding total number of eels caught in the collection facility (second y-axis, white bars) at Ätrafors hydroelectric facility in 2008.

at the rack with the highest approach velocity (i.e. the central rack), whereas the highest proportion of successful passages was associated with low approach velocities (i.e. the lateral racks; Figs 5 & 6).

Within 1 day after release, 41% of the radio-tagged eels made their first visit to the racks; this increased to 56% after 48 h, 69% after 72 h and 84% after 96 h. All eels that made at least one visit to the racks did so within 11 days. A large proportion of the radio-tagged individuals entering collection facility did so on their first visit ($n = 20$ of 31; 65%), which was observed for two of the eels that passed through the racks/collection facility ($n = 2$ of 6; 33%). The individuals that swam to the rack and turned and swam back upstream into the reservoir at least once ($n = 16$, hereafter called 'turns') eventually visited the rack between two and seven times. The median value for turns was three visits to the rack, that is, the median eel visited the rack three times, turned back upstream two times before passing on the third visit. Most of the events (80% turn, 86% passage) were recorded at turbine discharges $>60 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ corresponding to V_{NORMAL} of $0.45\text{--}0.53 \text{ m s}^{-1}$ and V_{SWEEP} of $0.65\text{--}0.76 \text{ m s}^{-1}$ (Table 2).

Timing and duration of visits

The duration of each individual visit at the racks ranged from 1 min to more than 10 h (Table 2), but 21% of the events lasted 1 min or less. Successful passages into the traps typically occurred after a short stay at the racks (median 3 min), with about half of the eels (48%) finding the entrances to the traps within 1 min after arrival. The vast majority of the visits preceding a successful passage (78%) lasted <30 min, with the longest visit recorded lasting for 6 h 42 min. By contrast, visits eventually resulting in a turn lasted longer (median 28 min) than the aforementioned visits before successful passage (Mann–Whitney, $U_{76} = 1160.0$, $P < 0.001$). Eels that turned at the racks and swam back upstream into the reservoir returned within a median of 14 h 8 min, and 43% of returns occurred within 12 h from the previous upstream escape. The time range between repeated visits was 1 min up to 6 days (142 h 15 min). The time from release to passage ranged from 20 min to 10.9 days, with a median value of 2.9 days.

Passage events were not related to changes in water levels or discharges, as 52% (17 of 33) of the events occurred when levels were decreasing (chi-squared test, $df = 1$, $\chi^2 = 0.02$, $P = 0.55$), and 61% (20 of 33) occurred when discharges were increasing (chi-squared test, $df = 1$, $\chi^2 = 0.74$, $P = 0.27$).

Table 2 Duration of visits to the racks and corresponding water velocity vectors for radio-tagged eels caught in the collection facility (collected eels) or passing and proceeding into the turbine intake (not collected eels). Each visit resulted either in the eels turning and swimming back upstream into the reservoir (turn), successfully entering the entrances to the collection facility (entry) or passing the facility and proceeding towards the turbines (pass)

Parameter	Collected eels		Not collected eels		All
	Turn	Pass (entry)	Turn	Pass	
Visits					
No. of events	26	31	19	6	57
No. of eels	11	31	4	6	37
Time spent at rack					
Median (min)	24	3	31	3	18
Min. (min)	8	1	7	1	1
Max.	7 h 30 min	6 h 42 min	10 h 14 min	1 h 32 min	10 h 14 min

Most turn events (73%, 33 of 45) occurred when total discharge was decreasing (chi-squared test, $df = 1$, $\chi^2 = 5.13$, $P = 0.020$). Turn events were also associated with increasing water levels (69%, 31 of 45), but the difference between increasing and decreasing levels was not significant (chi-squared test, $df = 1$, $\chi^2 = 3.30$, $P = 0.055$). Most visits occurred during night-time, with 92% of the passages and 87% of the turn events. No peak in activity was observed during night, but instead visits were evenly dispersed during the dark period. All visits occurred between full and new moon, with 56 of 82 visits being recorded from waning to new moon.

A significant number (41.5%) of visits occurred when approach velocity was equal to 0.86 m/s (normal velocity 0.49 m/s, sweeping velocity 0.70 m/s), with a prevalence of turn events. Furthermore, 78.6% of visits occurred when approach velocities were in the range 0.80–0.90 m/s, and all events were recorded within the range 0.51–0.92 m/s (normal velocity 0.29–0.53 m/s, sweeping velocity 0.42–0.76 m/s). Considering the 31 individuals that were caught in the collection facility, turn events were recorded at an average approach velocity of 0.76 m/s (normal velocity 0.44 m/s, sweeping velocity 0.63 m/s), the full range being 0.51–0.89 m/s (normal velocity 0.29–0.51 m/s, sweeping velocity 0.42–0.73 m/s); the passage events were recorded at an average approach velocity of 0.82 m/s (normal velocity 0.47 m/s, sweeping velocity 0.67 m/s), the full range being 0.54–0.90 m/s (normal velocity 0.31–0.52 m/s, sweeping velocity 0.44–0.74 m/s).

Discussion

The downstream passage conditions for silver eels at the Ätrafors HEP were significantly improved by replacing the steep 20 mm racks with the modified 18 mm rack collection facility. Mortality was reduced from >70%

(96% for eels >750 mm) to <10% (Calles *et al.*, 2010), and similar examples cannot be found in the literature. Not only did most of the radio-tagged eels find their way into the entrances of the collection facility, but none of them were impinged on the racks. Eel survival with the modified system can probably be improved even more, as the individuals that passed the facility most likely escaped through holes in the traps. The solution appears to be most promising, but for a full assessment of the technique it needs to be tested at more sites and evaluated for more species. Injured eels were still encountered at the modified racks, illustrating the need for additional rehabilitative measures between the River Ätran eel rearing areas and the sea since eels today have to pass several HEPs before arriving at the Ätrafors collection facility. Our study covered only 1 year, and needs to be repeated and extended to cover the entire migration period.

Other measures

Most attempts to rehabilitate downstream passage conditions for eels at HEPs have comprised modifying the existing structures and have been limited in scope. In such cases, racks typically fail to prevent downstream moving fish from passing, and entrances of bypasses and collection facilities have not been ideally positioned for passage. In River Ätran, no eels used a surface bypass at the Herting HEP (HEP 1), most likely due to the failure of the adjacent 90 mm intake rack preventing eels from proceeding into the turbines (Calles *et al.*, 2012). There are few, if any, rehabilitative measures for silver eels at HEPs that match the efficiencies found in our study. The only other published study of passage efficiency of silver eels at an α -rack is from the Danish Tange HEP (36 m³ s⁻¹ intake capacity), where the turbine intake was equipped with a steep 10 mm α -rack

(60°) and three 300 mm bypass pipes at 0.5 m depth (Pedersen *et al.*, 2011). Although the exact passage routes at the Tange HEP were not studied, in total 23% of the silver eels successfully passed the HEP and continued downstream, presumably using the bypass system. At the Baigts HEP in France (30 m³ s⁻¹ intake capacity), a surface bypass positioned at the end of a 30 mm β-rack, originally designed for salmon, was found to aid eel downstream migration (Travade *et al.*, 2010a). Since several other passage routes were available at this site; however, a low proportion of the eels used the bypass facility resulting in a bypass FGE of only 3–22%. The overall escapement for the Baigts HEP, that is, all eels passing the HEP via spillways and bypasses, was highly variable ranging from rather poor (40%) to high (92%). A 30 mm β-rack in combination with a surface and a bottom sluice at the Halsou HEP (30 m³ s⁻¹ intake capacity) on the River Nive in France had a combined passage efficiency of 56–64%, but the exact efficiency of each bypass could not be determined (Gosset *et al.*, 2005). Silver eels passage studies from large HEPs are scarce, but in a study from the United States, the movement patterns and bypass efficiency was studied at the Cabot station HEP (>300 m³ s⁻¹ intake capacity) (Brown, Haro & Castro-Santos, 2009). The forebay of Cabot station is 10 m deep, and the rack is spaced 35 mm at the uppermost 3.5 m, below which the BS increases to 102 mm. The rack was steep, 73° relative to the bottom, but since the incoming water has to make a sharp turn when passing through the rack and entering the turbines, the rack could be considered as a β-rack. The guidance efficiency of the rack and the associated surface bypass was only 11%, and so the majority of the tagged eels passed the racks and entered the turbines presumably in the lower part of the water column (Brown *et al.*, 2009).

Comparison of modified and old facilities

Several factors differed between the old and modified racks at the Ätrafors HEP. Important modifications were the reduced gap width, the increased rack area, the reduced rack angle and the openings in the racks. The old 20 mm rack only allowed passage of eels <680 mm total length, and the 18 mm rack prevented even smaller eels from passing. Travade *et al.* (2010b) studied the maximum length of eels that could pass a certain BSs, with $BS = 0.028 \times TL$. Applying this relationship to the racks at Ätrafors, the maximum length of eels capable of passing through the gaps of the old 20 mm racks would be 714 mm, which was close to the observed maximum

length of 680 mm (Calles *et al.*, 2010). The corresponding predicted maximum eel length for the modified 18 mm rack is 643 mm, but since the largest individual of the six eels passing the modified racks was 940 mm (1100 g) passage could not have occurred through the racks. Furthermore, the racks probably also acted as a behavioural barrier, as 12 radio-tagged eels <643 mm chose to enter the traps instead of passing through the rack, which has previously been argued for eels not passing physically passable racks (Travade *et al.*, 2010a). Hence, the modified racks prevented eels from passing and were also successful in reducing risk of impingement. The importance of a low angle when diverting eels has been previously shown in laboratory experiments (Amaral *et al.*, 2002).

Adult silver eels can swim against velocities of >2 m s⁻¹ (Russon & Kemp, 2011b), but the recommended maximum velocity at mechanical barriers has been set to 0.5 m s⁻¹ to minimise the risk of impingement and injury (DWA, 2005). The maximum approach velocity at the Ätrafors racks was >1 m s⁻¹, which remained the same when the racks were changed since no modifications were made to the intake channel. At the old racks, the 63° angle relative to the bottom resulted in a normal velocity vector that was twice the sweeping velocity, indicating a high risk of impingement, which was indeed observed as 58% of all tagged eels were impinged and died (Calles *et al.*, 2010). When the angle relative to the bottom was reduced to 35°, the ratio was essentially reversed as the lower angle resulted in a sweeping velocity that was 1.4 times higher than the normal velocity vector, thus lowering the risk of impingement. As long as the silver eels can spend time at the rack without risk of impingement, they seem to be capable of escaping upstream against high water velocities (Calles *et al.*, 2010; Russon & Kemp, 2011b). Our results confirm that approach velocities higher than the typically recommended 0.5 m s⁻¹ can be allowed at turbine intakes, if low-sloping racks with traceable bypasses are used to facilitate downstream passage (DWA, 2005; Travade *et al.*, 2010a).

Since the openings in the racks leading to the traps did not divert any water away from production, it was decided to have several large openings. However, this is normally not the case, since water used for attracting and passing fish into and through a bypass is typically lost from production, adding to overall project costs. No detailed velocity measurements were made in the entrances to the collection/trapping facility, so we can only speculate on discharge. Their combined surface area is 1.5 m², which is equivalent to about 1% of the surface area. If flow through these openings is similar to the rest

of the rack, the maximum combined discharge would be $0.8 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. However, considering the large surface area of the trapping nets the openings should have less hydraulic resistance; thus, the water velocity into and in front of the racks should be similar (c. 1.0 m s^{-1}), implying a total discharge of about $1.5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

Eel behaviour at the racks

Similar to Jansen *et al.* (2007), we found that the eels followed the main current into the intake channel. The majority visited the central rack first and remained close to the base of the racks and eventually moved to one of the lateral racks for passage or upstream escape. Most rack passage occurred shortly after arriving on the racks (non-explorers). Upstream escape typically followed an extended stay at the racks (explorers). Explorers and non-explorers at HEPs have been reported earlier by Travade *et al.* (2010a) and Brown *et al.* (2009). The shift of eels between the lower and the upper parts of the racks indicate that search behaviour occurred. Brown *et al.* (2009) observed both lateral and vertical search behaviour of silver eels at a rack at the Cabot station on the Connecticut River. We do not know if the individuals that escaped upstream, after spending time near the racks (turns), hesitated to enter the collection facility or if they were unable to locate the openings of the racks.

Previous studies have shown that eels do not respond until physical contact has been made with the obstacle (Russon & Kemp, 2011a), and that contact typically results in active search behaviour for an alternative route past the obstacle (Brown *et al.*, 2009), or an immediate flight response (Behrmann-Godel & Eckman, 2003). If water velocities are high, however, eels typically just sit on the racks trying to force their way past, which was probably the case for the old racks in Ätrafors (Calles *et al.*, 2010). Observations at the modified racks indicate that most eels arriving at the racks either passed successfully within minutes, and if they failed to pass they escaped upstream, emphasising the need for entrances that are easily found and with hydraulic conditions that favour passage.

The entrances to the Ätrafors collection facility are located near the surface. The water level in the reservoir is variable; therefore, the entrances are at times located at the surface or more than 1 m deep. Eels prefer bottom-oriented routes (Durif *et al.*, 2002; Gosset *et al.*, 2005; Calles, Rivinoja & Greenberg, 2013), and failure of some bypass systems has been attributed to entrances being at the surface (Pedersen *et al.*, 2011). Other examples exist of surface bypasses used by downstream migrating eels,

even in favour of existing bottom-oriented entrances (Travade *et al.*, 2010a). The present study shows that surface oriented entrances can have a high passage efficiency and could even be the best solution if the rehabilitative measure is targeting the entire fish community and not only silver eels, as further outlined below.

Pros and cons of the Ätrafors solution

Not only did the modified low-sloping racks at Ätrafors HEP reduce silver eel mortality, but there was also a significant reduction in head loss at the racks, without removing water from electricity production (Persson & Holmberg, 2009). Hence, from all aspects, the new solution is an improvement compared with the old, even though the installation of a bypass or a collection facility will be associated with a substantial cost. Furthermore, the measure at the Ätrafors HEP is a collection facility and not a bypass facility, which means that all eels have to be repeatedly handled by man before they reach the sea. Currently, eels have to pass another HEP downstream of Ätrafors, and so all eels caught at Ätrafors are transported past this next HEP to avoid turbine-induced mortality. In the near future, however, the HEP downstream of Ätrafors will be reconstructed allowing for two-way passage. This means that the openings in the racks will have to be connected to some kind of a bypass, or a bywash, resulting in construction costs and additional costs of water diverted away from the turbines. Another potential problem with facilities intended to collect eels, instead of bypassing them, is that eels tend to migrate downstream during floods and so a certain proportion of them will move with the spill water and hence not be 'saved' from other hydroelectric facilities positioned further downstream. The Ätrafors collection facility worked well for collecting silver eels, but at most HEPs entire fish communities would benefit from rehabilitated downstream passage conditions. Hence, future solutions should target entire fish communities, including many species and several life stages (Russon & Kemp, 2011a). A low-sloping α -rack with a bypass system, with the bypass entrances located at the surface, was recently designed and implemented at a small HEP in the Swedish River Emån, with the aim to rehabilitate downstream passage conditions for as many as possible of the 33 fish species found in that river.

Acknowledgments

The collection facility was equally financed by the Swedish Agency for Marine and Water Management (HaV)

and E.ON vattenkraft Sweden. The evaluation was financed by E.ON vattenkraft Sweden, through funds that come from sales of ecolabelled electricity ('Good Environmental Choice'), and projects that receive funding are approved by the NGO Swedish Society for Nature Conservation (SSNC). Thanks to several experts whose combined advice resulted in the first downstream guiding device in Sweden: Michel Larinier, Francois Travade, Dave Scruton, Ed Meyer, John Fergusson, John Williams, Paul Kemp, Luke Blunden and Mats Hebrand. The authors wish to thank Sven-Göran Bengtsson at Elektro-Sandberg for technical and practical support. We also thank the owners of the eels traps: Möllers, the Andersson sisters, Lennströms and Jan-Åke Jacobson and last but not least the hard working Daniel 'Maio' Bergdahl and Hanna Karlsson. We thank John Piccolo and two anonymous reviewers for providing helpful comments on an earlier version of this manuscript. The study was performed under licence from the Swedish Animal Welfare Agency (Göteborg, CFN Dnr 208-2007).

References

- Amaral S.V., Winchell F.C., Memahon B.J. & Dixon D.A. (2002) Evaluation of angled bar racks and Louvers for guiding silver phase American eels. In: *Biology, Management, and Protection of Catadromous Eels* (Ed. D.A. Dixon), pp. 367–376. American Fisheries Society Symposium, Amer Fisheries Soc, Bethesda, MD.
- Behrmann-Godel J. & Eckman R. (2003) A preliminary telemetry study of the migration of silver European eel (*Anguilla anguilla* L.) in the River Mosel, Germany. *Ecology of Freshwater Fish*, **12**, 196–202.
- Boubée J.A.T. & Williams E.K. (2006) Downstream passage of silver eels at a small hydroelectric facility. *Fisheries Management and Ecology*, **13**, 165–176.
- Brown L.S., Haro A. & Castro-Santos T. (2009) Three-dimensional movements of silver-phase American eels in the forebay of a small hydroelectric facility. In: *Eels at the Edge: Science, Status and Conservation Concerns* (Eds J.M. Casselman & D.K. Cairns), pp. 277–291. American Fisheries Society Symposium, 58, Bethesda, MD.
- Calles O. & Greenberg L. (2009) Connectivity is a two-way street – the need for a holistic approach to fish passage problems in regulated rivers. *River Research and Applications*, **25**, 1268–1286.
- Calles O., Karlsson S., Hebrand M. & Comoglio C. (2012) Evaluating technical improvements for downstream migrating diadromous fish at a hydroelectric plant. *Ecological Engineering*, **48**, 30–37.
- Calles O., Olsson I.C., Comoglio C., Kemp P.S., Blunden L., Schmitz M. et al. (2010) Size-dependent mortality of migratory silver eels at a hydropower plant, and implications for escapement to the sea. *Freshwater Biology*, **55**, 2167–2180.
- Calles O., Rivinoja P. & Greenberg L. (2013) A historical perspective on downstream passage at hydroelectric plants in Swedish rivers. In: *Ecohydraulics: An Integrated Approach* (Eds I. Maddock, A. Harby, P. Kemp & P. Wood), pp. 448. John Wiley & Sons Ltd, West Sussex, UK.
- Carr J.W. & Whoriskey F.G. (2008) Migration of silver American eels past a hydroelectric dam and through a coastal zone. *Fisheries Management and Ecology*, **15**, 393–400.
- Durif C., Elie P., Gosset C., Rives J. & Travade F. (2002) Behavioral study of downstream migrating eels by radio-telemetry at a small hydroelectric power plant. *Biology, Management, and Protection of Catadromous Eels*, **33**, 343–356.
- Durif C.M.F., Guibert A. & Elie P. (2009) Morphological discrimination of the silvering stages of the European eel. In: *Eels at the Edge: Science, Status, and Conservation Concerns* (Eds J.M. Casselman & D.K. Cairns), pp. 449. American Fisheries Society Symposium, American Fisheries Society, Bethesda, MD.
- DWA (2005) *Fish Protection Technologies and Downstream Fishways. Dimensioning, Design, Effectiveness Inspection*. German Association for Water, Wastewater and Waste (DWA), Hennef.
- Ferguson J.W., Poe T. & Carlson T.J. (1998) Surface-oriented bypass systems for juvenile Salmonids on the Columbia River, USA. In: *Migration and Fish Bypasses* (Eds Jungwirth M., Schmutz S. & Weiss S.), pp. 281–299. Fishing News Books, Oxford.
- Ferguson J.W., Sandford B.P., Reagan R.E., Gilbreath L.G., Meyer E.B., Ledgerwood R.D. et al. (2007) Bypass system modification at Bonneville Dam on the Columbia River improved the survival of juvenile salmon. *Transactions of the American Fisheries Society*, **136**, 1487–1510.
- Gosset C., Travade F., Durif C., Rives J. & Elie P. (2005) Tests of two types of bypass for downstream migration of eels at a small hydroelectric power plant. *River Research and Applications*, **21**, 1095–1105.
- Greenberg L.A., Calles O., Andersson J. & Engqvist T. (2012) Effect of trash diverters and overhead cover on downstream migrating brown trout smolts. *Ecological Engineering*, **48**, 25–29.
- Jansen H.M., Winter H.V., Bruijs M.C.M. & Polman H.J.G. (2007) Just go with the flow? Route selection and mortality during downstream migration of silver eels in relation to river discharge. *ICES Journal of Marine Science*, **64**, 1437–1443.
- Jepsen N., Koed A., Thorstad E.B. & Baras E. (2002) Surgical implantation of telemetry transmitters in fish: how much have we learned? *Hydrobiologia*, **483**, 239–248.
- Larinier M. (2008) Fish passage experience at small-scale hydro-electric power plants in France. *Hydrobiologia*, **609**, 97–108.

- Legault A., Acou A., Guillouet J. & Feunteun E. (2003) Survey of downstream migration of silver eels through discharge pipe on a reservoir dam. *Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture*, **368**, 43–54.
- McCarthy T., Frankiewicz P., Cullen P., Blaszkowski M., O'Connor W. & Doherty D. (2008) Long-term effects of hydropower installations and associated river regulation on River Shannon eel populations: mitigation and management. *Hydrobiologia*, **609**, 109.
- Montén E. (1985) *Fish and Turbines; Fish Injuries During Passage Through Power Station Turbines*. Vattenfall, Statens vattenfallsverk, Stockholm.
- Olofsson H. (2013) *Recipientkontrollen i Ätran 2012, Ätrons Vattenråd*. ALcontrol Laboratories report. ALcontrol Laboratories, Linköping, Sweden. 128 pp.
- Pankhurst N.W. (1982) Relation of visual changes to the onset of sexual maturation in the European eel *Anguilla anguilla* L. *Journal of Fish Biology*, **21**, 127–140.
- Pedersen M.I., Jepsen N., Aarestrup K., Koed A., Pedersen S. & Okland F. (2011) Loss of European silver eel passing a hydropower station. *Journal of Applied Ichthyology*, **27**, 1–5.
- Persson F. & Holmberg J. (2009) *Ätrafors – Fallförlustbestämning av ändring i lutning på intagsgaller*. EnergoRetea Energi, Elkraft & ICT AB, Malmö, Sweden.
- Richkus W.A. & Dixon D.A. (2002) Review of research and technologies on passage and protection of downstream migrating catadromous eels at hydroelectric facilities. In: *Biology, Management, and Protection of Catadromous Eels* (Ed. D.A. Dixon), pp. 377–388. American Fisheries Society Symposium. Amer Fisheries Soc, Bethesda, MD.
- Russon I.J. & Kemp P.S. (2011a) Advancing provision of multi-species fish passage: behaviour of adult European eel (*Anguilla anguilla*) and brown trout (*Salmo trutta*) in response to accelerating flow. *Ecological Engineering*, **37**, 2018–2024.
- Russon I.J. & Kemp P.S. (2011b) Experimental quantification of the swimming performance and behaviour of spawning run river lamprey *Lampetra fluviatilis* and European eel *Anguilla anguilla*. *Journal of Fish Biology*, **78**, 1965–1975.
- Russon I.J., Kemp P.S. & Calles O. (2010) Response of downstream migrating adult European eels (*Anguilla anguilla*) to bar racks under experimental conditions. *Ecology of Freshwater Fish*, **19**, 197–205.
- Scruton D., Mckinley R., Kouwen N., Eddy W. & Booth R. (2003) Improvement and optimization of fish guidance efficiency (FGE) at a behavioural fish protection system for downstream migrating Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts. *River Research and Applications*, **19**, 605–617.
- Travade F., Larinier M., Subra S., Gomes P. & De-Oliveira E. (2010a) Behaviour and passage of European silver eels (*Anguilla anguilla*) at a small hydropower plant during their downstream migration. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, **398**, 1–19.
- Travade F., Larinier M., Subra S., Gomes P. & De-Oliveira E. (2010b) Downstream passage of silver eels at hydroelectric plants. Study of the pathways at the hydroelectric plant Baigts-de-Béarn (64). Test of downstream bypasses and small spacing trashrack. EDF R&D - Laboratoire National d'Hydraulique et Environnement.

(Manuscript accepted 11 June 2013)

Slutrapport Hertingprojektet

– Förstudie och uppföljning av åtgärder för
förbättrad fiskpassage 2007-2015

Olle Calles ¹, Jonas Christiansson ^{1,2,3}, Stefan Kläppe ^{1,5}, Ingemar Alenäs ²,
Simon Karlsson ^{1,2,4}, Daniel Nyqvist ¹, och Mats Hebrand ⁵

¹ Naturresurs rinnande vatten, Biologi, Karlstads universitet

² Falkenbergs kommun

³ Elghagen fiskevård

⁴ SLU Aqua, Stockholm

⁵ Fiskevårdsteknik AB

Om uppdraget

Den biologiska förstudien av Hertingprojektet inleddes 2006-2007 med syftet att studera nedströmspassagen för kelt och smolt samt funktionen hos fällan i Isutskovet vid Herting 1 (Bergdahl, 2007; Karlsson, 2008). Blankåleens nedströmspassage av Herting studerades 2007 inom ramen för ett projekt finansierat av E.ON Vattenkraft och Bra miljövalsfonder som beviljas av Svenska Naturskyddsföreningen (Bergdahl, 2008; Calles *et al.*, 2009; Calles *et al.*, 2010b). Först därefter diskuterades åtgärder vid Herting och den egentliga förstudien inleddes och Karlstads universitet (KAU) fick i uppdrag av Länsstyrelsen i Halland tillsammans och Falkenbergs kommun att komplettera genomförda undersökningar med studier på leklax, kelt, lekvandrande havsnejonöga och ålyngel (Calles *et al.*, 2010a; Calles *et al.*, 2012c; Monsén, 2010). Planen var att genomföra förstudien under ett år och sedan fortsätta med två års studier efter åtgärd (uppföljning) efter avslutat åtgärd. Efter åtgärdernas genomförande 2012-2013 inleddes, beviljades finansiering från Havs- och vattenmyndigheten och Falkenbergs kommun för att upprepa samtliga studier efter åtgärd under 2014. Till följd av driftstopp i kraftverket hösten 2014 och uteblivna fångster av havsnejonöga, beviljades en förlängning som innebar att studier även genomfördes 2015. Utöver innevarande rapport publiceras delstudiernas resultat i såväl vetenskapliga tidskrifter (Calles *et al.*, In prep; Calles *et al.*, 2012c; Calles *et al.*, 2010b; Nyqvist *et al.*, In prep), examensarbeten (Bergdahl, 2007, 2008; Helss, 2015; Karlsson, 2008; Monsén, 2010) och rapporter (Calles *et al.*, 2010a; Calles *et al.*, 2009; Christiansson *et al.*, 2015).

Olle Calles har varit projektledare för undersökningarna före och efter åtgärd 2006-2015. Fältansvariga var Stefan Kläppe (KAU, 2009), Jonas Andersson (KAU-2010), samt Jonas Christiansson (Kau, Elghagen fiskevård & Falkenbergs kommun, 2014-2015). Övrig personal som bidrog till arbetets genomförde var: Simon Karlsson (Göteborgs universitet (GU) & KAU, 2007-2008, SLU 2014-2015), Daniel Bergdahl (GU & KAU, 2007-2008), Kjell Nilsson (KAU, 2009), Lars Eriksson (GU & KAU, 2010), Jenny Monsén (KAU, 2010), Peter Olsson (KAU, 2014), Marlus Helss (Ludwig-Maximilians-Universität München, Tyskland, 2014), Anette Karinsdotter (Falkenbergs kommun, 2015), Robin Lindgren (KAU & Falkenbergs kommun, 2015). Av avgörande betydelse för studiens genomförande var även Ingemar Alenäs, Krister Lindqvist och Margareta Gunnarsson (Falkenbergs kommun), Fiskefunktionen vid Länsstyrelsen Halland, Peter Rivinoja (SLU), Stina Gustafsson (KAU), Paul Kemp (University of Southampton, UK), Claudio Comoglio och Paolo Vezza (Politecnico di Torino, Italien), samt Mats Hebrand (Fiskevårdsteknik AB). Sven-Erik och Berit Möller (Nydala kvarn) har varit ovärderliga för arbetet med både lax och ål. Ålstudierna hade inte varit möjliga utan omfattande arbete av Jan-Åke och Henrik Jacobsson (Vessige kraftverk), Familjen Lennströms (Mölneby gård) och systrarna Andersson (Skärhultaån). Karl-Göran Olofsson och kollegor vid Falkenberg Energi har stöttat och bistått projektet på alla plan.

Tack till er alla!

Innehåll

Om uppdraget	2
Introduktion	4
Material & Metoder	5
Ätran	5
Hertings kraftverk.....	6
Fiskpassage vid Herting 1945-2012	6
Fiskpassage vid Herting 2013-	8
Passagestudier.....	12
Abiotiska data.....	15
Resultat och diskussion	15
Lekvandrande lax.....	15
Utlekt lax.....	17
Laxsmolt.....	21
Havsnejonöga	23
Blankål	26
Ålyngel	27
Summerande diskussion och slutsatser	28
Finansiering	31
Referenser	32

Introduktion

Vattenkraft utgör en förnyelsebar energikälla med begränsad klimatpåverkan och har dessutom en grundläggande betydelse som reglerkraft inom det svenska elnätet (Anonymous, 2014). Den lokala och regionala miljöpåverkan är dock ofta omfattande, i synnerhet om miljöförbättrande åtgärder är bristfälliga eller saknas. En betydande form av påverkan är den fragmentering som kraftverk och dammar orsakar (Näslund *et al.*, 2013), eftersom det bryter korridorfunktionen (konnektiviteten) och därmed hindrar vandrande fiskarter från att fullfölja sina livscyklar. Fragmenteringen anses vara den huvudsakliga bakomliggande orsaken till ungefär hälften av de fiskarter som är hotade i Europa (Northcote, 1998). De arter som drabbas speciellt hårt av fragmenteringen är de diadroma arterna som är beroende av fria vandringsvägar mellan hav och sötvatten för att fullfölja sina livscyklar. Diadroma arter inbegriper dels anadroma arter som lax och havsnejonöga, som leker i sötvatten och främst tillväxer i havet, och katadroma arter, som ål, som leker i havet och främst tillväxer i sötvatten.

För att återskapa fria vandringsvägar vid ett hinder, krävs ett åtgärdsprogram som inbegriper både uppströms- och nedströmspassage (Calles & Greenberg, 2009) och som dessutom säkerställer en flödesregim som tillåter såväl fiskvandring som tillgång till habitat för lek och uppväxt (Malm-Renöfält & Ahonen, 2013). Man har sedan lång tid tillbaka insett vikten av fiskvägar för uppströmspassage (Clay, 1995), men först nyligen har dessa börjat formges på ett sätt som tillåter passage av samtliga förekommande fiskarter och livsstadier i behov av fria vandringsvägar (Calles *et al.*, 2013a). Till följd av detta är de fiskvägar som byggs oftast naturlika och man har även börjat utforska habitatfunktionen hos denna fiskvägstyp (Calles *et al.*, 2012b; Gustafsson *et al.*, 2013). Motsvande åtgärder för nedströmspassage är fortfarande mycket ovanliga, men kunskapen har förbättrats avsevärt under de senaste åren och i dag finns flera nedströmspassager i drift (Calles *et al.*, 2013a; Calles *et al.*, 2013b; Calles *et al.*, 2013c). Miljöförbättrande åtgärder i reglerade vattendrag blir allt vanligare, men fortfarande är kunskapsnivån bristfällig och de flesta kraftverk saknar åtgärder (Calles *et al.*, 2013a; Malm-Renöfält & Ahonen, 2013). I de fall åtgärder har implementerats, är det ovanligt med grundligt genomförda vetenskapliga utvärderingar, vilket innebär att utvecklingstakten är långsam. Det är därför av yttersta vikt att nya passageåtgärder formges efter "bästa möjliga teknik" och att deras funktion noggrant utvärderas (Calles *et al.*, 2013a).

Ätran är ett medelstort vattendrag på Sveriges västkust som nationellt klassats som särskilt värdefullt p.g.a. dess artrikedom (Erlandsson, 2001). Ätran hyser värdefulla arter som lax (*Salmo salar*) havsöring (*Salmo trutta*), havsnejonöga (*Petromyzon marinus*), flodnejonöga (*Lampetra fluviatilis*), ål (*Anguilla anguilla*), flodpärlmussla (*Margaritifera margaritifera*), större dammussla (*Anodonata cygnea*), allmän dammussla (*Anodonata anatina*) och spetsig målarmussla (*Unio tumidus*). Ätran med dess biflöden är viktiga reproduktionsområden för många av dessa arter, men flera populationer av fisk och stormusslor har minskat och

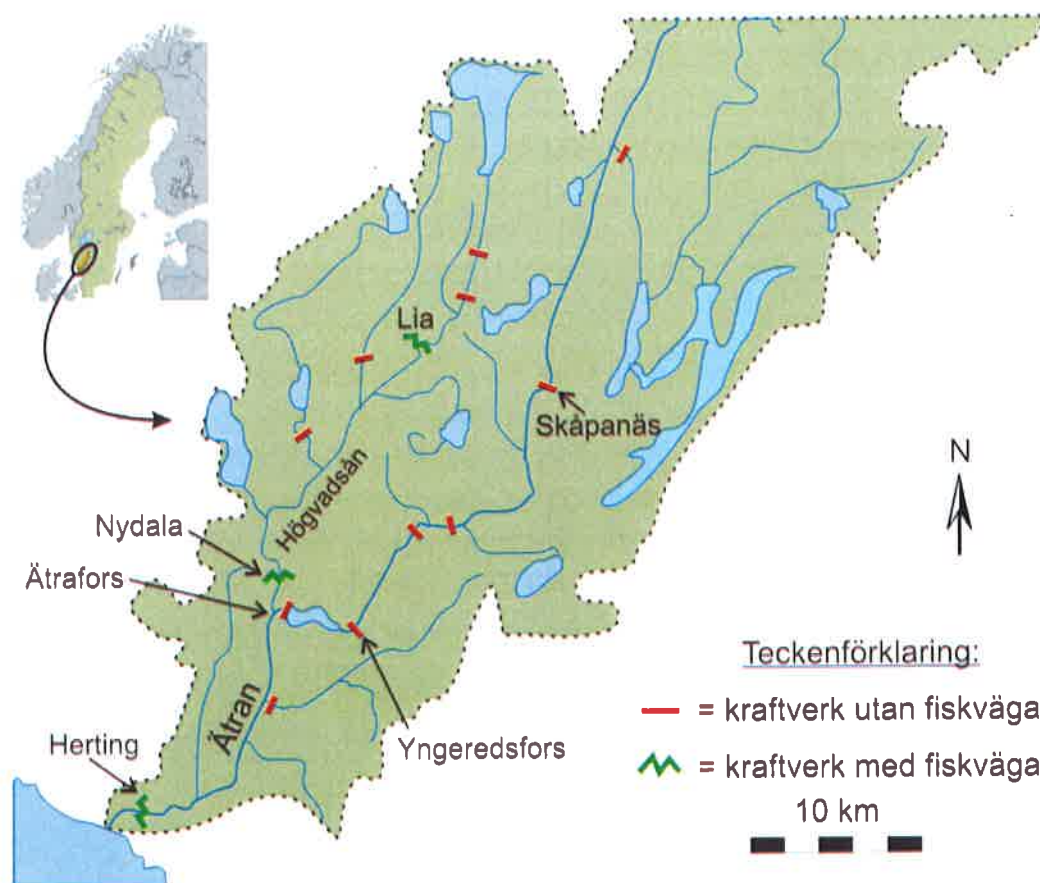
sannolikt har en del av förklaringen varit en bristfällig konnektivitet i ån. Hertings kraftstation ligger nära Ätrans mynning och eftersom habitat för lek och uppväxt i huvudsak är belägna uppströms kraftverket, måste alla fiskarter som vandrar mellan ån och havet (diadroma arter) passera kraftverket (Figur 1). Eftersom Hertings kraftverk därmed är "nyckeln till Ätran" för diadroma fiskarter, inleddes 2006 en studie som syftade till att utreda passageförhållanden vid Herting för tre de tre diadroma arterna lax, havsnejonöga och ål. Arterna valdes dels på grund av sina höga skyddsvärden, men även för att de har kontrasterande livscyklar och beteenden, vilket innebär att åtgärder med god funktion för dem sannolikt ger en god funktion för de flesta i Ätran förekommande arter och livsstadier. Studien 2006 efterföljdes av fler delstudier 2007-2010, vilka sammantagna senare kom att kallas förstudie, när det stod klart att passageförbättrande åtgärder skulle genomföras vid kraftverket. Efter att åtgärderna färdigställts, genomfördes en uppföljning under 2014-2015. Studierna har främst bestått i radiomärkning och spårning av fisk uppströms respektive nedströms förbi Herting. Delstudierna på uppströmspassage har inbegripit lekvandrande lax (N = 115) och havsnejonöga (N = 35), samt ålyngel (N = 330). Delstudierna på nedströmspassage har inbegripit utlekt lax (kelt; N = 53), laxsmolt (N = 98) och blankål (N = 135).

Material & Metoder

Ätran

Ätrans huvudfåra är 243 km lång och avrinningsområdet är 3342 km² och årsmedelflödet under de senaste tio åren är cirka 60,0 m³/s, medan det tidigare varit 48,0 m³/s (1961–1993) (Olofsson, 2013). Ätran rinner genom Västra Götalands och Hallands län och mynnar ut i Kattegatt, Nordsjön. Det finns ett stort antal kraftverk och dammar i avrinningsområdet, varav åtta kraftverk i de nedre delarna av Ätrans huvudfåra (nedre 58 km) och tre i biflödet Högvadsån (ARO: 480 km²).

Hertings kraftverk ligger i Falkenberg 3 km från Ätrans mynning i Kattegatt (Figur 1). Fisk som vandrar upp i Ätran från havet kan, efter att ha passerat Herting, vandra ytterligare 24 km till Ätrafors kraftverk som är det första definitiva vandringshindret i Ätrans huvudfåra. Innan förekomsten av vandringshinder skapade av människan, uppges lax ha kunnat vandra 31 km uppströms från mynningen till Yngeredsfors och under vissa flödesförhållanden vidare upp till forsarna vid Skåpanäs (Thyssel *et al.*, 2013). Strax nedströms Ätrafors mynnar biflödet Högvadsån, vars nedre 34 km är tillgängligt för de havsvandrande (diadroma) fiskar som lyckas passera vandringshindren Nydala och Lia kvarn. Till följd av vattenkraftsutbyggnaden är strömmande sträckor ovanliga i Ätran, även på de sträckor som i dag är tillgängliga för havsvandrande fiskarter. Tillgängliga habitat nedströms vandringshinder i Ätran i dag omfattar totalt 156,5 ha, varav uppväxtområden utgör cirka en fjärdedel (Spjut & Degerman, *In prep*). Av tillgängliga habitat, förutsatt att passage av fiskvägar fungerar, återfinns drygt en tredjedel i Högvadsån med de viktigaste biflödena Fageredsån och Hjärtaredsån.



Figur 1. Ätrans avrinningsområde i Sverige och kraftverk med respektive utan fiskvägar i de nedre delarna av avrinningsområdet.

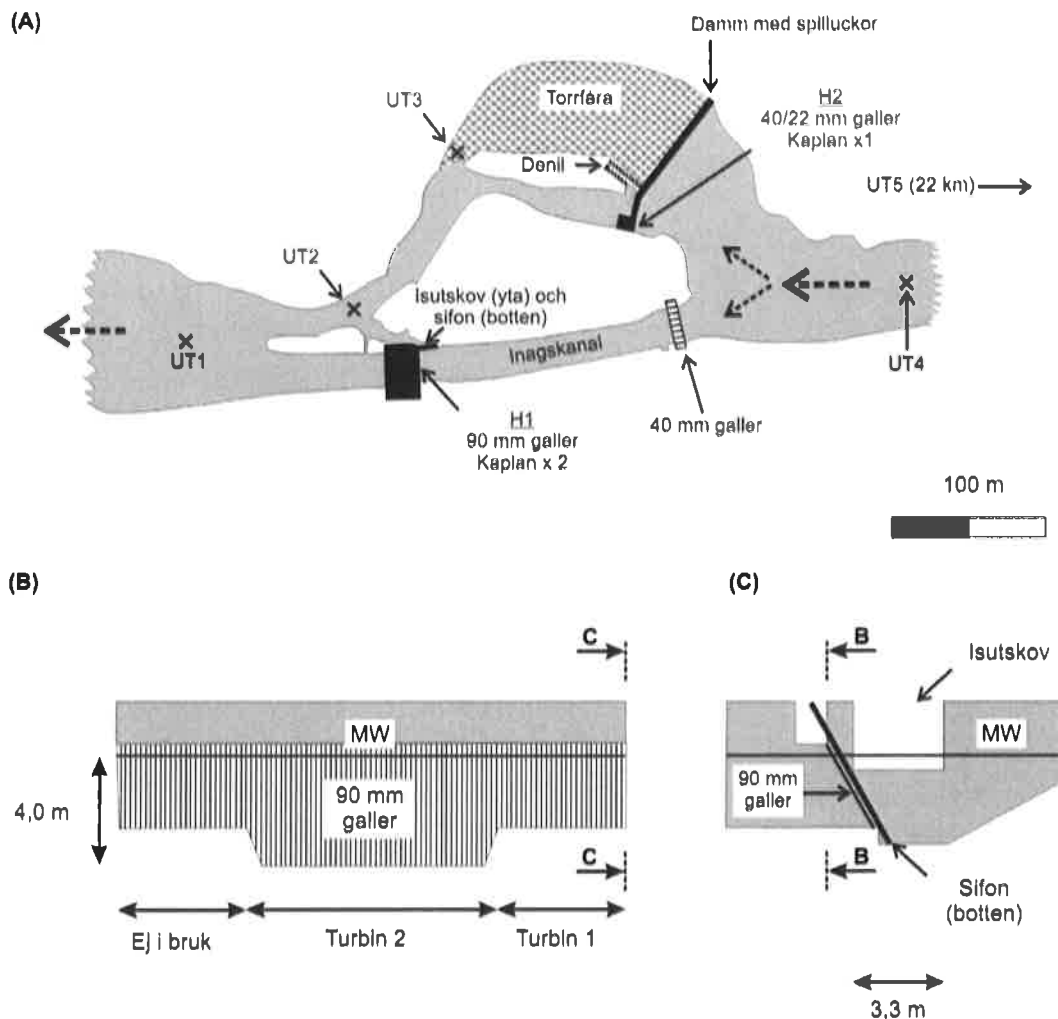
Hertings kraftverk

Herting består av två kraftverk, som i dagligt tal kallas Herting 1 (H1) och Herting 2 (H2) (Figur 2). H1 anlades 1903 och är utrustat med två Kaplan-turbiner (nr 1: 250 rpm, 15,0 m³/s; nr 2: 187 rpm, 25,0 m³/s) och är beläget i slutet av en anlagd Intagskanal vid sidan om den ursprungliga fåran. H2 anlades 1945 vid dammen i den ursprungliga fåran och har en Kaplan-turbin (187 rpm, 25,0 m³/s). Den totala slukförmågan för de två kraftverken vid Herting är således 65,0 m³/s. Det har skett omfattande ombyggnationer vid Herting 2013, med syftet att förbättra förutsättningarna till uppströms- och nedströmspassage för vandrande fiskarter.

Fiskpassage vid Herting 1945-2012

Under perioden 1945-2006 fanns inga fiskpassager vid H1 och uppströmsvandrande fisk kunde enbart passera Herting via en Denil-ränna (motströmsränna) placerad i direkt anslutning till H2. För att öka attraktionen till fiskvägens ingång, förstärktes fiskvägsflödet (1,4 m³/s) med ytterligare attraktionsvatten från ett utskov (1,6 m³/s). Det fanns även en kanal som sammanband utloppet från H1 med förlängningen av utloppet från H2, för att

fisken enklare skulle hitta vidare uppströms. En ålyngelledare installerades i torråran vid Denil-rännan 2006.



Figur 2: Hertings två kraftverk H1 och H2 med Denil-ränna (1945-2012) och isutskov med sifon (2006-2012), Ätran. Utsättningsplatser för passagegrupper och kontrollgrupper av radiomärkt fisk vid studierna av fiskpassage inom Hertingprojektet 2007-2010 anges med "UT1-5", vilka beskrivs närmare i "material och metoder".

Under perioden 1945-2005 fanns inga åtgärder för att underlätta passagen för nedströmsvandrande fisk vid Herting och därför var de enda passagevägarna genom kraftverkens turbiner eller genom spillluckorna, under de perioder dessa var öppna. Vid H1 fanns två grovgaller placerade för att skydda kraftverket från drivgods, ett 40 mm galler vid intagskanalens början, samt ett 90 mm galler i turbinintaget. Båda gallren var konventionella med en ungefärlig lutning på 60° i förhållande till horisontalplanet. I ett första försök att underlätta passagen för nedströmsvandrande fisk, anlades en s.k. Wolf-trap (Wolf, 1951) i isutskovet vid turbinintaget till H1 (Calles *et al.*, 2012c) som var i drift april-november under perioden 2006-2012. Isutskovet var 3,3 m brett och avbördade mellan 0,3-2,0 m³/s i en 90°

sväng ner via fällan ner till en rymlig sump. Som ett komplement till det ytligt placerade isutskovet, placerades ett rör ($\varnothing = 200$ mm) vid botten intill 90 mm-gallret och nyttjades som en sifon/hävert ($0,25 \text{ m}^3/\text{s}$) över dammkrönet ner i en separat sump. Sifonen anlades som en åtgärd för bottenorienterade arter, som t.ex. ål. Få fiskar passerade dock sifonen, vilket inte beskrivs ytterligare här (men se: Calles *et al.*, 2012c). För att fisken enkelt skulle kunna passera 40 mm-gallret vid intagskanalens början, avlägsnades de yttre 1 m breda segmenten av gallret.

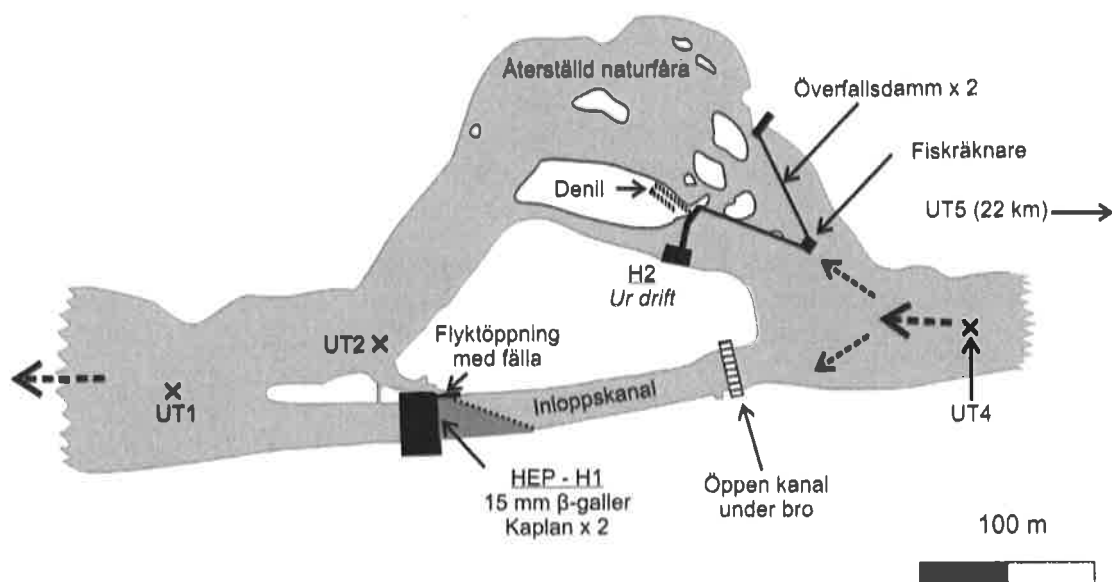
Vid H2 fanns inga nedströmspassager 1945-2012 och fisken kunde således enbart passera genom kraftverkets turbiner, via Denil-rännan eller via spillluckorna när tappning den vägen förekom. För att hindra fisk (framförallt smolt) från att vandra genom 40 mm-gallret och vidare in i turbinerna vid H2, placerades ett 22 mm-galler i turbinintaget under våren. Fisk som stoppades av gallret erbjöds dock ingen närliggande passageväg. Vattenhastigheten mot det branta gallret (77°) var dessutom hög och dess skyddsfunktion tveksam.

Fiskpassage vid Herting 2013-

För att förbättra uppströmspassagen vid Herting presenterade Fiskevårdsteknik AB ett antal olika åtgärdspaket, där man från Falkenbergs Energi och ägaren Falkenbergs kommun beslutade att välja det mest omfattande åtgärdspaketet med störst förväntad förbättringspotential för havsvandrande fiskarter i Ätran (Hebrand, 2012). För att förbättra möjligheterna till uppströmspassage för samtliga förekommande fiskarter och livsstadier revs större delen av dammen vid H2 ut 2013 och ersattes av två överfallsdammar med en 5 m öppning högst upp (Figur 3). I öppningen monterades snedställda galler (35 mm spaltvidd) för att leda all passerande fisk genom en elektronisk fiskräknare som är placerad i öppningens mitt. Fiskräknaren är av typen Riverwatcher och består av ett par extra höga skannerplattor och två videokameror monterade ovanpå varandra för att bibehålla en fri passage från botten till ytan (Riverwatcher, VAKI, Island). Ätrons ursprungliga fåra, som varit torrlagd sedan uppförandet av H2 1943, återställdes och en djupfåra (stigränna) anlades i dess mitt för att säkerställa funktionell passage vid lågflöden. Fiskvägen designades av Fiskevårdsteknik AB och är den enda i sitt slag (Hebrand, 2012). Sträckan kallas herefter för den nya naturlika fiskvägen, men beskrivs mer korrekt som den rehabiliterade delen av Ätrons huvudfåra nedströms Hertingdammen. Den naturlika fiskvägen har en fastställd minsta vattenföring på $11 \text{ m}^3/\text{s}$ eller det totala flödet i Ätran vid flöden $\leq 11 \text{ m}^3/\text{s}$. Valet att ersätta Denil-rännan med den nya stora naturlika fiskvägen har sin grund i både i en förväntat god passage för alla samtliga förekommande fiskarter och livsstadier och ett viktigt tillskott av strömmande habitat nedströms samtliga vandringshinder i Ätran. Flödet i den nya naturlika fiskvägen fördelas enligt följande: $5 \text{ m}^3/\text{s}$ genom öppningen och $6 \text{ m}^3/\text{s}$ jämnt fördelat över de två överfallsdammarna. När totalflödet i Ätran överstiger turbinernas och fiskpassagernas slukförmåga ökar vattennivån och avbördningen ökar då både genom öppningen och över överfallsdammarna. Eventuellt spillflöde tappas således i huvudsak via

den naturlika fiskvägen, men vid kraftiga höglöden kan ytterligare flöde avbördas genom kvarvarande spilluckor vid H2 (max kapacitet: 20,0; 30,0; 30,0 m³/s) och två nya mindre isutskov belägna vid nedströmsänden av respektive överfallsdamm. I dagsläget finns även Denil-rännan och lockvattenutskovet kvar men är helt tagna ur drift. Ombyggnationen sänkte vattenytan uppströms Herting, vilket i viss mån återskapat strömsträckor där.

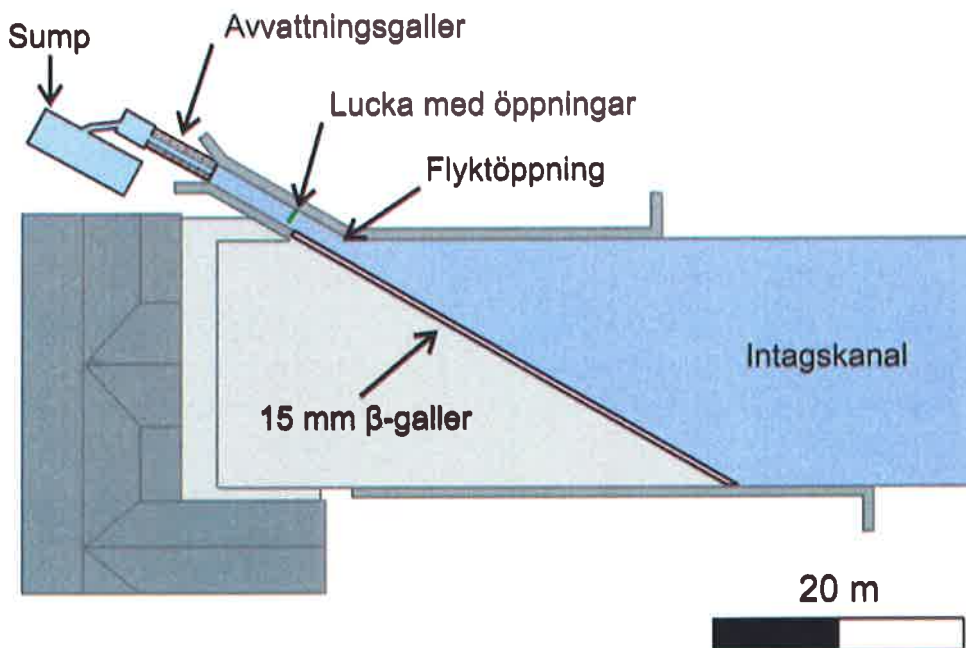
Kraftverket i anslutning till den naturlika fiskvägen (H2) har inte åtgärdats för förbättrad nedströmspassage och får därför endast tas i produktion under perioder med begränsad fiskvandring (1 december- 29 februari). Åtgärderna för förbättrad nedströmspassage vid H1 bestod i att både gallret i Intagskanalens början (40 mm) och gallret i turbinintaget (90 mm) togs bort och ersattes av ett låglutande s.k. β -galler samt en flyktöppning med en kontrollstation i direkt anslutning till turbinintaget (Figurer 3 & 4). Gallret är 40 m långt och består av hydrodynamiskt utformade, horisontellt orienterade kompositelement med spaltvidden 15 mm (CompRack®, Halmstad, Sweden). Gallret lutar 30° relativt Intagskanalens sidor och därmed också vattnets huvudsakliga strömningsriktning. Gallrets våta yta vid dämmningsgränsen är 80 m², vilket innebär att den maximala normalhastighetsvektorn är 0,5 m/s (40 m³/s fördelat på 80 m²).



Figur 3: Hertings två kraftverk H1 och H2 efter ombyggnation 2013 med återställd naturfåra med överfallsdammar och videoräknare samt och låglutande β -galler (30°) och flyktöppning med kontrollstation, Ätran. Utsättningsplatser för passagegrupper och kontrollgrupper av radiomärkt fisk vid studierna av fiskpassage inom Hertingprojektet 2014-2015 anges med "UT1-5", vilka beskrivs närmare i "material och metoder".

I slutet av den nya avledaren finns en flyktöppning som är öppen hela vägen från ytan till botten och har en slukförmåga på 3,0 m³/s. I flyktöppningen sitter en hydraulisk klafflucka som vid normal drift är stängd och fisken kan då passera genom en öppning i ytan och ytterligare en öppning vid botten, vilket ger ett genomsnittligt flöde om 0,6 m³/s. Gallret

rensas av en automatisk tryckfallsinducerad rensmaskin som vid fullförd cykel leder till en automatisk full öppning av luckan i flyktöppningen (3,0 m³/s). Direkt nedanför flyktöppningen och luckan följer en 6 m lång och 1,2 m bred kanal som fungerar som kombinerad fallränna för säker förbiledning av fisk och spolränna för uttransport av fränskilt drivgods. I fallrännan kan ett låglutande 8 mm-galler sänkas ner för avvattning och vidaretransport av fisk till fälla för kontroll (Wolf, 1951). I gallrets mitt finns en Impermeabel 300 mm bred ränna som leder fisk och drivgods vidare ner i en stor sump (5 x 0,5 x 0,9 m). Sumpens väggar är impermeabla och övergår i sumpens övre del i ett 8 mm-galler för avvattning. Avledarens design är en modifierad version av Ebel, Gluch and Kehl (Ebel, 2013) och följer på samtliga punkter rekommendationerna om "bästa möjliga teknik" för nedströmspassage (Calles et al., 2013a).



Figur 4: Den nya nedströmspassagen vid Hertings kraftverk (H1) i Ätran. Åtgärden färdigställdes 2013 och består av ett låglutande β -galler (30°) samt flyktöppning med kontrollstation. Modifierad från Heiss (2015).

De nya åtgärderna vid Herting har ändrat förhållandena för kraftverksproduktionen på fler sätt än att H2 är ur drift större delen av året. Ersättandet av dammen med två överfallsdammar har i snitt sänkt vattennivån uppströms kraftverket med 60 cm, vilket minskat fallhöjden och därmed produktionen både vid H1 och vid H2. Vid flöden ≤ 11 m³/s tappas allt vatten genom den naturliga fiskvägen och resterande vatten genom flyktöppningen vid H1. När flödet överstiger 11 m³/s sätts H1 i drift och tar överstigande flöde till dess slukförmåga överstigs vid 51 m³/s. Överstiger totalflödet i Ätran 51 m³/s spills detta genom den naturliga fiskvägen.

Hertingprojektet 2007-2015 - Slutrapport
 Naturresurs rinnande vatten, Karlstads universitet

Tabell 1. Delstudier inom Hertingprojektets biologiska delprojekt 2007-2015. Samtliga delar av förstudien har presenterats i slutrapporten från förstudien (Calles *et al.*, 2010a), medan delstudier som presenterats i andra former är markerade med * och specificerats under "Tidigare publikation".

Art	Livstadium	Vandring	Årstid	Studieår		Antal fiskar			Tidigare publikation*
				Förstudie	Uppföljning	Passage	Kontroll	Totalt	
Lex	Lekvandrare	Uppströms	Höst	2009*	2014	32+30	16+10 (+27) ^c	88 (115)	Monsén (2010) Nygqvist <i>et al.</i> (In prep) ^d
	Kelt	Nedströms	Höst-Vår	2009-2010*	2014-2015	"	"	"	
	Smolt	Nedströms	Vår	2007*	2014*	34+20	35+9	98	Helss (2015) Calles <i>et al.</i> (2012c)
Ål	Yngel	Uppströms	Sommar	2009-2010*	2014*	45+120	45+120	330	Christiansson <i>et al.</i> (2014)
	Blankål	Nedströms	Höst	2007* ^a	2014-2015	42+30+30	13 ^b +10+10	135	Calles <i>et al.</i> (2010b) Calles <i>et al.</i> (2012c) Calles <i>et al.</i> (In prep) ^d
Havsnejonöga	Lekvandrare	Uppströms	Vår-sommar	2010	2014-2015	20+11	3+1	35	Andersson <i>et al.</i> (2010)
Vattenkemi och bottenfauna	N/A	N/A	Sommar-höst	2010	2014	-	-	-	Calles <i>et al.</i> (2010a)

^a Finansierad av E.ON vattenkraft och Bra Miljöval (Calles & Bergdahl, 2009; Calles *et al.*, 2013b; Calles *et al.*, 2010b)

^b Av kontrollålarerna var fem levande och åtta s.k. "dödsålar", där de senare användes för att undersöka hur långt död ål drifrar efter turbinpassage.

^c Individier från Karlsson *et al.* (In prep), utsättning i Högsvadsåns mynning.

^d Preliminära resultat, analys pågår.

Passagestudier

Projektet har fokuserat på att studera tre havsvandrande fiskarters passagemöjligheter vid Herting, före och efter passageförbättrande åtgärder. Både uppströms- och nedströmspassage har studerats för målarterna lax, ål och havsnejonöga, vilket inneburit totalt 13 delstudier (Tabell 1). Vissa av dessa studier har på olika sätt delrapporterats och presenteras endast översiktligt i Innevarande rapport, vilket markerats med "*" i tabellen nedan.

Telemetristudier har genomförts på samtliga arter och livsstadier där det har varit praktiskt möjligt, vilket innebär lekvandrande lax och kelt, laxsmolt, lekvandrande havsnejonögon och blankål (Tabell 1). Ålyngelstudien har haft ett annorlunda tillvägagångssätt, vilket beskrivs separat nedan. Det generella tillvägagångssättet för telemetristudierna har varit att vild fisk fångats och radiomärkts under bedövning, varefter de satts ut i grupper nedströms och uppströms Herting. Vid uppströmspassagestudierna har gruppen nedströms kraftverket benämnts "passagegrupp" och den uppströms benämnts "kontrollgrupp". Vid nedströmspassagestudierna har gruppen uppströms kraftverket benämnts "passagegrupp" och den nedströms benämnts "kontrollgrupp". Syftet med denna studiedesign har varit att explicit studera problem relaterade till passagen av Herting, genom att jämföra resultaten för de fiskar som tvingats passera Herting under sin vandring (passagegrupp) med de som flyttats förbi (kontrollgrupp). På så sätt kan resultatet från kontrollgruppen visa på eventuella problem som inte kan härledas till själva kraftverkspassagen, utan som beror av andra faktorer som fångst, hantering, fiske etc. Studierna beskrivs övergripande här, för specifika detaljer hänvisar vi till publikationerna i Tabell 1.

Samtliga individer har radiomärkts kirurgiskt under bedövning (MS-222 / benzocaine), vilket innebär att fisken sövts ner i ett väl luftat vattenbad tills de inte reagerat på yttre stimuli. Därefter har fiskens längd, vikt och status noterats. Endast individer som bedömts vara oskadade och i god form har märkts. Ett snitt har sedan lagts i buken, genom vilket en radiosändare förts in. Antennen har letts ut genom en kanyl i ett separat hål. Snittet har förslutits med nedbrytbar sutur (vanligen Vicryl,; Ethicon Inc., USA). De radiomärkta individerna har därefter återhämtat sig i en behållare med vatten från älven, varefter de satts tillbaka i vattendraget. Fiskmärkningen har utförts med tillstånd från Göteborgs djurförsöksetiska nämnd (Dnr. 208-2007, 85-2013) och Malmö-Lunds djurförsöksetiska nämnd (Dnr. M197-09). Fångst och förflyttning av fisk har utförts med dispens från Länsstyrelsen i Halland (Dnr. 623-2207-06, 623-14464-07, 623-1923-10, 623-2668-10, 623-1596-14, 623-1597-14, 623-3686-14, 623-3918-15, 623-4152-15) samt från Länsstyrelsen i Västra Götaland (Dnr. 623-11312-2010).

För samtliga telemetristudier har fisken positionsbestämts regelbundet manuellt via pejling till fots och från båt, samt via stationära mottagare (loggrar) i området kring Herting, Ätrafors, Nydala kvarn och Lia kraftverk. Antalet stationära mottagare har varierat mellan x

och y och för detaljerad information hänvisas till publikationerna i Tabell 1. Loggrarna placerades ut på strategiska platser ur ett passageperspektiv och när en radiomärkt fisk befinner inom dess räckvidd lagras fiskens identitet och tidpunkt för närvaro. Dessutom registreras signalstyrkan, vilket ger ett mått på fiskens avstånd från loggern. När informationen från flera loggrar sammanförs, erhålls fiskens geografiska position.

Leklax och kelt

Lekvandrande lax har i huvudsak fångats i fiskvägen vid Herting 2009 och i Nydala 2014. Den ändrade fångstplatsen 2014 berodde på att fångstförsöken med nät nedströms Herting misslyckats detta år. Totalt märktes 48 laxar under förstudien, varav 32 ingick i passagegruppen och 15 i kontrollgruppen. Motsvarande antal vid uppföljningen var 40 laxar, varav 30 ingick i passagegruppen och 10 i kontrollgruppen. Passagegruppen sattes ut vid "Ut 1" och kontrollgruppen vid punkten "Ut 4" (Figurer 2 och 3). Dessutom genomförde SLU en studie 2014 där ytterligare 27 radiomärkta laxar sattes ut vid Högvadsåns mynning (Karlsson, In prep), vilka inte ingår i innevarande studie men vars nedströmspassage av Herting inkluderats i analysen. En preliminär analys av resultaten från förstudien finns beskrivna i (Monsén, 2010) och (Calles *et al.*, 2010a), medan den slutliga analysen pågår (Nyqvist *et al.*, In prep) från vilken de viktigaste delarna presenteras här.

Laxsmolt

Smolten fångades i Wolf-fällan i Isutskovet vid H1 2007 och i Wolf-fällan vid Nydala 2014. Den ändrade fångstplatsen 2014 berodde på önskan om att testa den nya nedströmspassagen med fisk utan tidigare erfarenhet av passagen. Totalt märktes 54 laxsmolt under förstudien, varav 34 ingick i passagegruppen och 20 fördelade mellan de två turbininloppen. Kontrollgrupp saknades. Motsvarande antal vid uppföljningen var 44 laxsmolt, varav 35 ingick i passagegruppen och 9 i kontrollgruppen. Passagegruppen sattes ut vid "Ut 4" och kontrollgruppen vid punkten "Ut 2" (Figurer 2 och 3). Laxen positionsbestämde regelbundet manuellt via pejling till fots och från båt, samt via stationära mottagare (loggrar) i området kring Herting enligt ovan, för ytterligare detaljer se Calles *et al.* (2012c) och Heiss (2015).

Ålyngel

Förstudien på uppströmsvandrande juvenil ål genomfördes 2009 och 2010. Eftersom ombyggnationen av Herting innebar att denna ålyngelfälla nedmonterades, bestod uppföljningen i analys av fångstdata från ålyngelfällor vid Vessigebro kraftverk (Jacobson, opublicerat) och Ätrafors kraftverk (Calles *et al.*, 2012a; Christiansson *et al.*, 2014). Totalt märktes 330 ålyngel med två olika färger av VIE (Visible Implant Elastomer, Northwest Marine Technology, Inc., Washington, USA) och sattes därefter ut på två lokaler (Figur 2: "Ut 1" & "Ut 3"), varefter eventuella återfångster i ålyngelledaren noterades.

Blankål

Den blankål som radiomärktes under förstudien fångades i befintliga ålkistor i samarbete med respektive fällas ägare: Östra Frölunda (Lennströms), Vessigebro (Jacobssons), Nydala (Möllers) och i Skärhultaån (Anderssons). Under uppföljningen användes ål från fällorna i Vessigebro och Ätrafors (Calles *et al.*, 2013b). Totalt märktes 55 blankålar under förstudien, varav 42 ingick i passagegruppen och 13 i kontrollgruppen. Kontrollgruppen utgjordes av fem levande ålar samt ytterligare åtta döda ålar som sattes ut jämnt fördelade mellan turbinintagen vid H1 och H2 för att undersöka risken för att ålar som dödas vid turbinpassagen kan drifva ut till havet. Totalt märktes 40 blankålar per år under uppföljningen 2014-2015, varav 30 ingick i passagegruppen och 10 i kontrollgruppen. Passagegruppen sattes ut vid "Ut 5" och kontrollgruppen vid punkten "Ut 2" (Figurer 2 och 3). Kraftverket stängdes ner under ålutvandringen 2014 och ungefär hälften av ålarna passerade när kraftstationen inte var i drift. Eftersom resultatet därför blev bristfälligt togs beslutet att upprepa studien 2015. Resultaten från förstudien finns beskrivna i (Calles *et al.*, 2012c), medan studien 2015 pågår i skrivande stund, varför endast preliminära resultat från uppföljningen på blankål presenteras här.

Havsnejonöga

Lekvandrande havsnejonöga har fångats i ryssjor nedströms Herting. Vid förstudiens fångstförsök av havsnejonöga användes två specialdesignade nejonögeryssjor (Alpo Tervonen, Finland). Totalt märktes 31 nejonögon under förstudien, varav 20 ingick i passagegruppen och 11 i kontrollgruppen. Efter ombyggnationen minskade fångsterna drastiskt, trots ökade fångsansträngningar från fyra ryssjor 2014 till 14 ryssjor 2015. Efter att helt ha misslyckats att fånga nejonöga 2014 fångades och radiomärktes endast fyra individer 2015. Av dessa ingick tre i passagegruppen och en i kontrollgruppen. Passagegruppen sattes ut vid "Ut 1" och kontrollgruppen vid punkten "Ut 4" (Figurer 2 och 3). Uppföljningen grundar sig därför endast på ett fåtal radiomärkta individer i kombination med resultat från VAKI-räknaren i den nya fiskvägen vid Herting.

Vattenkemi och bottenfauna

Provtagningen av bottenfauna och vattenkemi som utfördes under förstudien har upprepats 2014. Vattenkemin undersöktes på de fem lokaler som ingick i förstudien: Vessigebro, Fjällalunda, Herting, Laxbron och vid Tullbron. På lokalerna togs pH, syre, konduktivitet, turbiditet och temperatur. Bottenfauna togs på sju lokaler den 10-12 september 2014. De ovanligt höga flödena i Halland under andra halvan av augusti ledde till en cirka 2 ½ veckas senareläggning jämfört med förstudiens provtagning. Resultaten från dessa undersökningar presenteras separat i bilaga 1.

Abiotiska data

Det totala dygnsmedelflödet vid Herting för perioden 2007-2015 har hämtats från SMHI (www.smhi.se). Flödet genom turbiner noterades manuellt 2009-2010 (intervall 1 h), samt automatiskt 2014-2015 (intervall 2 min). Vattentemperatur härrör från VAKI-räknaren i den gamla fiskvägen för 2009-2010 (intervall 3 h, Fiskevårdsteknik AB) och från Hertings kraftverk för 2014-2015 (intervall 2 min, Falkenberg Energi). Vattennivådata finns dels från Hertings kraftverk för 2014-2015 (intervall 2 min, Falkenberg Energi) och dels från tre trycklogggar placerade vid Herting (intervall 1 h, (HOBO Water Level Logger – U20; Onset, Bourne, MA, U.S.A.)). Bearbetning av detaljerad abiotisk data pågår och presenteras inte närmare här, men se Bilaga 1 för presentation av övriga abiotisk data.

Resultat och diskussion

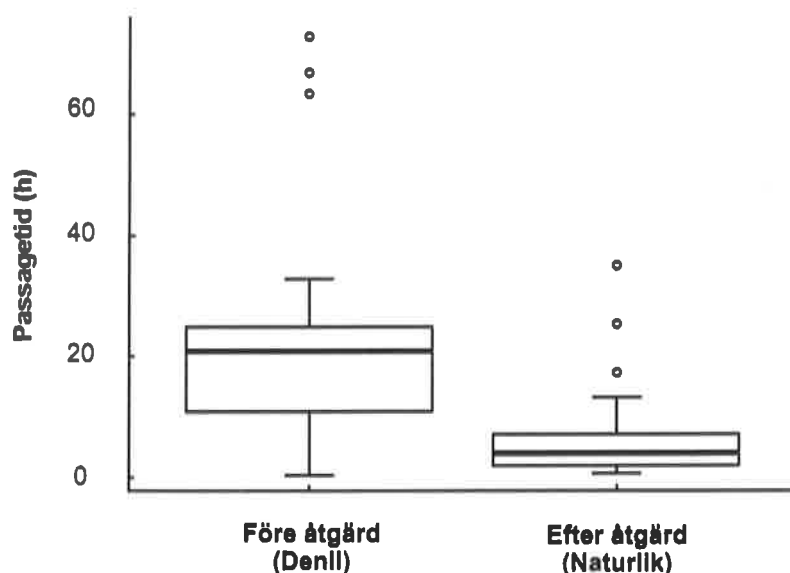
Studierna av passagemöjligheter vid Herting före och efter åtgärd visade tydligt att de nya fiskpassagera förbättrats passageförhållandena avsevärt för samtliga fiskarter och livsstadier. En betydligt större andel av de vandrande fiskarna lyckas passera Herting både upp- och nedströms efter åtgärd och dessutom passerar de generellt sett via passagevägar med liten skaderisk, t.ex. avledarens flyktöppning istället för genom intagsgaller och turbiner. Tidsåtgången för passage har även reducerats, vilket torde innebära att fiskarnas stress och energiförbrukning minskat och därmed förbättrat förutsättningarna för lek. De passageproblem som kvarstår är främst relaterade till den övervakning som sker, vilket innebär att man måste komma tillrätta med problemen och innan det skett sänka ambitionsnivån för hur stor andel av den passerande fisken som ska registreras. Den nya fiskvägens goda funktion tycks ha lett till att fisk till märkning är svårare att fånga, vilket innebär att fångstplatser ändrats och att färre studieobjekt fångats efter åtgärd.

Lekvandrande lax

Av de 33 radiomärkta leklaxar som sattes ut nedströms Herting 2009, passerade totalt 21 Denil-rännan, vilket motsvarar en total passageeffektivitet på 64 %. Motsvarande resultat från uppföljningen av den nya fiskvägen, var att 29 av 30 laxar passerade fiskvägen, vilket motsvarar en total passageeffektivitet på 97 %. Kraftverket var dock taget ut drift under en del av studieperioden och beaktas endast passager som inträffade när kraftverket var i drift blir siffran 25 av 26, vilket motsvarar en total passageeffektivitet på 96 %. De fiskar som inte passerade Herting och således blev kvar på sträckan nedströms kraftverket vid tidpunkten för lek var tolv individer före åtgärd (36 %) och en individ efter åtgärd (3 %). Samtliga radiomärkta laxar som sattes ut uppströms Herting lämnade området och återfanns senare vid lekområden längre upp i systemet, både före och efter åtgärd.

Av de individer som befann sig uppströms Herting före åtgärd, efter passage eller utsättning där, återvände ingen tillbaka nedströms kraftverket under pågående lekvandring. Efter åtgärd återvände nästan hälften av fiskarna (44 %) nedströms förbi dammen vid minst ett

tillfälle, men samtliga återvände sedan uppströms dammen. Andelen fiskar som uppvisade detta beteende efter åtgärd var jämförbar för kontrollgruppen (50 %) och passagegruppen (41 %). Tiden från utsättning till uppströmspassage av Herting var i genomsnitt 21 dagar (median, min-max: 0,5 - 73 dagar) före åtgärd och 26 h (median, min-max: 1,3 h - 32 d) efter åtgärd (Wilcoxon, $p < 0,001$). Motsvarande tidsåtgång från utsättning till att fisken passerat respektive fiskväg och lämnat Hertingområdet och simmat vidare uppströms, dvs. inklusive upprepade passager av dammen, var i genomsnitt 21 dagar före åtgärd och 4 dagar efter åtgärd (Wilcoxon, $p < 0,01$, Figur 5).



Figur 5. Tidsåtgång (h) från utsättning till passage av Herting för radiomärkt lekvandrande lax före åtgärd (1; Denilrännan) och efter åtgärd (2; naturlig fiskväg), Ätran 2009-2010 respektive 2014-2015. Boxplotarna visar medianvärde (tjockt streck), 1:a till 3:e kvartilen (box), samt min- och maxvärden (streckade linjer) exklusive de värden som analysen betecknat som avvikande (cirklar, Eng. "outliers").

De fiskar som inte passerade gamla respektive nya fiskvägen spenderade från sex minuter till 85 dagar (median 56 d) med att upprepade gånger försöka passera fiskvägen, medan den enda fisk som inte passerade efter åtgärd lämnade området fem dagar efter utsättning. De radiomärkta laxar som sattes ut uppströms Herting, dvs. kontrollgrupperna, lämnade Herting efter 3 h (2 min - 10 dagar) före åtgärd och efter 2 dagar (0,5 - 13 d) efter åtgärd. Den radiomärkta laxen var således snabbare att lämna Herting före åtgärd än efter åtgärd.

Uppströmspassagen av Herting har således förbättrats betydligt för lekvandrande lax, både vad det gäller passageeffektivitet och tidsåtgång för passage. Denil-rännans funktion har tidigare betecknats som godtagbar, men den nya naturliga fiskvägen ökade passageeffektiviteten med mer än 50 % och är av grundläggande betydelse för Ätrons laxbestånd i framtiden. Denna bedömning stärks av resultaten från kontrollgrupperna, som efter en förhållandevis kort tid lämnat Herting och simmat vidare uppströms. Den

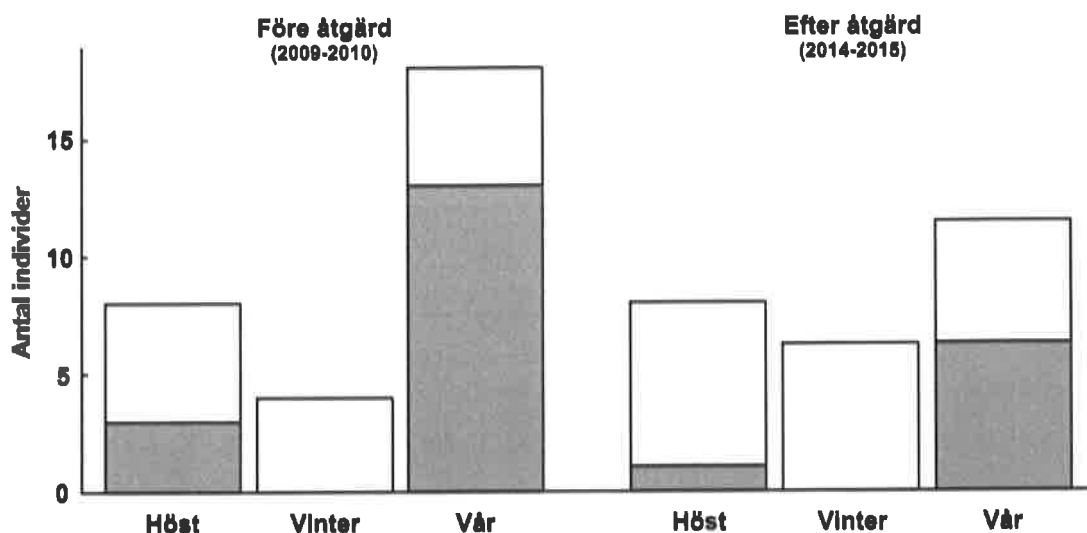
passageeffektivitet som noterats för vild Atlantlax vid Herting efter åtgärd (97 %) är exceptionellt hög i jämförelse med litteraturen där den genomsnittliga passageeffektiviteten för laxfisk i fiskvägar är drygt 60 % (Noonan *et al.*, 2012). I nyss nämnda sammanställning är 74 % den högsta totala passageeffektivitet som rapporterats för lax, men är ofta betydligt lägre än så när t.ex. där fiskvägen är placerad i en annan fåra än kraftverket (Rivinoja *et al.*, 2001; Thorstad *et al.*, 2005). Anmärkningsvärt nog saknas studier på naturlika fiskvägar och Atlantlax helt i litteraturen. Motsvarande information för öring är 13-86 % för naturlika fiskvägar (Aarestrup *et al.*, 2003; Calles & Greenberg, 2005; Calles & Greenberg, 2009) och 57 % för den enda studie som studerat öringpassage av en slitsränna (Laine *et al.*, 2002). Resultaten från Herting stödjer tidigare resultat som visar att Denil-fiskvägar generellt sett har lägre effektivitet än naturlika fiskvägar och bassängtrappor (Noonan *et al.*, 2012).

Dessutom var skillnaden i tidsåtgång mellan passage- och kontrollgruppen från utsättning till att fisken lämnat Herting stor före åtgärd, men ytterst begränsad efter åtgärd. En stor del av fördröjningen efter åtgärd kan sannolikt tillskrivas effekter av hantering och märkning i enlighet med tidigare studier (Gerlier & Roche, 1998; Jokikokko, 2002). Motsvarande siffror på passageeffektivitet för laxfisk har beskrivits både från andra kraftverksdammar och naturliga vandringshinder (Gowans *et al.*, 2003; Karppinen *et al.*, 2002).

Att en betydande andel av fiskarna som just passerat den nya fiskvägen återvänder nedströms kraftverket igen, beror sannolikt på att fisken efter åtgärd enkelt kan passera den nya naturlika fiskvägen, både upp- och nedströms, medan en nedströmspassage tidigare var mycket besvärlig. Denna observation stärks av det ökade antalet passager i fiskräknaren, både uppströms och nedströms (muntligen, Fiskevårdsteknik AB). Det skulle dock även kunna vara en indikation på att fisken av någon anledning var i sämre skick vid uppföljningen, vilket skulle kunna bero på att man fångat dem längre upp i systemet (Nydala) efter åtgärd. Dessa individer har således redan passerat Hertings fiskväg en gång, simmat vidare uppströms cirka 25 km och dessutom vandrat in i fällan vid Nydala. Det kan även bero på att fisken av någon annan anledning generellt sett var i sämre skick 2014 än 2009, men vår studie gör det inte möjligt att dra några säkra slutsatser.

Utlekt lax

Den utlekta laxen (kelt) vandrade mot havet under hösten direkt efter lek, under vintern och efterkommande vår. Nedströmspassagen av kelt pågick november-maj före åtgärd och november-april efter åtgärd. Laxhanarna vandrar i lika stor utsträckning nedströms under höst-vinter-vår, medan endast några honor vandrar nedströms under hösten, inga under vintern och merparten under våren, vilket observerats även i andra studier (Nyqvist *et al.*, 2015). Det fanns inga skillnader i tidpunkt för nedströmsvandring före och efter åtgärd, varken för honor eller för hanar (Figur 6). Det fångades 948 laxkelt i flyktöppningen våren 2015 att jämföra med 99 respektive 335 laxkelt i isutskovet vårarna 2007 respektive 2010 (Calles *et al.*, 2012c).



Figur 6. Tidpunkt för nedströmsvandring av utlekt lax (kelt) för honor (grå) och hanar (vit), före respektive efter åtgärd vid Hertings kraftverk i Ätran.

Passageöverlevnaden var lägre före åtgärd än efter åtgärd. Totalt anlände 30 kelt till Herting före åtgärd, varav 24 nådde havet (80 % överlevnad). För de individer för vilka en passageväg kunde fastställas vandrade lika många via Isutskovet som via spillluckorna (12 individer respektive väg). Alla utom en individ lyckades passera kraftverket, men fem stycken dog och var kvar nedströms kraftverket. Efter åtgärd nådde 23 kelt Herting, varav en stannade i fiskvägen och 22 nådde havet (96 % överlevnad). Av de kelt som passerade Herting efter åtgärd vandrade 14 via den nya avledaren och flyktöppningen (64 %) och resterande åtta individer vandrade via den nya fiskvägen (36 %).

Tidsåtgången för nedströmspassagen var betydligt längre före åtgärd än efter åtgärd (Wilcoxon, $p < 0,01$). Medianvärdet för passage före åtgärd var 4 h (2 min – 44 d) och efter åtgärd 36 min (7 min – 7 d). Före åtgärd besökte laxen dammområdet 1-75 gånger innan passage och motsvarande siffra efter åtgärd var 1-9 besök, men medianvärdet var ett besök både före och efter åtgärd. I denna jämförelse har två fiskar som övervintrat vid Herting exkluderats, en individ före (137 d) respektive en individ efter åtgärd (141 d). Fiskar som passerade via Isutskovet/avledaren blev fördröjda mer än de fiskar som passerade spillluckorna/fiskvägen.

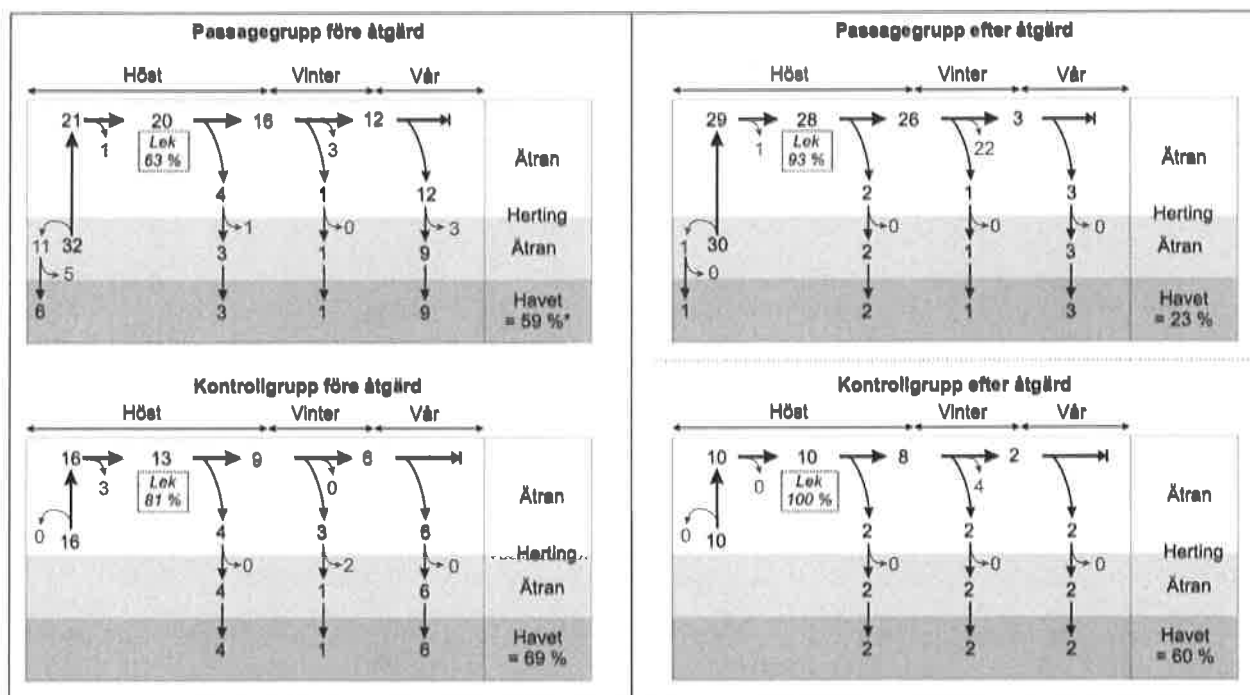
Skillnaden i passageeffektivitet kan tyckas vara mindre än förväntat, men studien före åtgärd var förknippad med höga spillflöden under vandringsperioden (Bilaga 1, Figur 2), vilket gav keltens goda möjligheter till passage. Vid en tidigare studie vid Herting överlevade endast 33 % av keltens när inget spillflöde förekom (Calles *et al.*, 2012c) och det finns exempel från vattendrag med många kraftverk där ingen kelt överlever nedströmspassagen (Nyqvist *et al.*, 2015). Dessutom dog ett antal kelt före åtgärd trots att de lyckades passera kraftverket,

vilket tydligt visar att det är av yttersta vikt att även följa fisken efter passage. De nya passagerna resulterade inte bara i högre passageeffektivitet, utan har även reducerat tiden för nedströmspassage. Kelt är generellt i dålig kondition efter lek och övervintring, vilket innebär att en snabb och skadefri nedströmspassage i många fall är helt avgörande för att de ska kunna nå havet och återhämta sig.

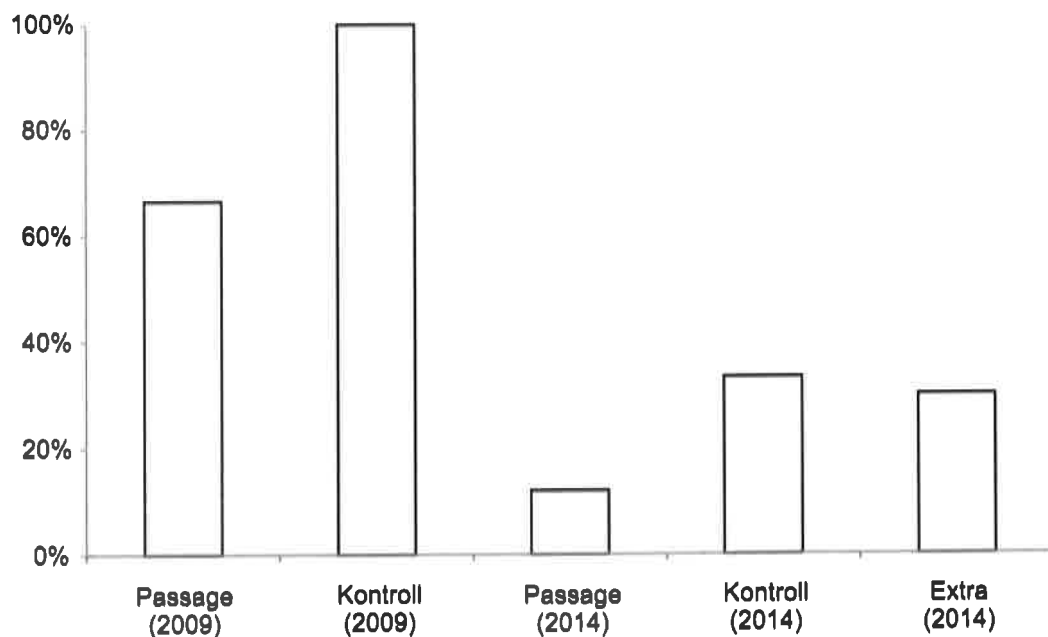
Av de laxar som radiomärkts och satts ut överlevde fler lekvandring, lek och vinter före åtgärd (63 %) än efter åtgärd (33 %, Figur 7). Skillnaden bestod främst i att vinteröverlevnaden var betydligt högre före åtgärd (73 %) än efter åtgärd (22 %; Figur 8). Allra lägst var vinteröverlevnaden för passagegruppen efter åtgärd (12 %, N = 25) och högst för kontrollgruppen före åtgärd (100 %, N = 6; Figur 7). Det var dock ingen skillnad i konditionsfaktor vid märkning för lekfisk före och efter åtgärd (Wilcoxon, $p = 0,2$).

Jämför man den totala överlevnaden för passage- och kontrollgrupper före och efter åtgärd, var överlevnaden trots de framgångsrika åtgärderna totalt sett högre före än efter åtgärd (Figurer 7 & 8). Det är dock viktigt att poängtera att en betydligt större andel av de lekfiskar som vandrade upp efter åtgärd (93 %) nådde lekplatserna uppströms Herting, än före åtgärd (63 %). Det går inte att fastställa orsaken till den höga vinterdödligheten efter åtgärd, men en möjlig förklaring kan vara en ökad konkurrens om lekområdena till följd av högre tätheter av lekfisk (i likhet med situationen nedströms Herting före åtgärd). Transporten från Nydala, samt den extra tillryggalagda vandringen uppströms, efter åtgärd kan ha försämrat fiskens kondition, samtidigt som de svagaste fiskarna inte lyckades passera Herting före åtgärd. Det kan också bero på en rad andra faktorer som skilde åren åt, t.ex. flöde, vattentemperatur eller ett ökat fisketryck. Om man studerar årsmedeltemperaturen för perioden 1990-2014, visar det sig att de två studieåren faller ut som det kallaste (2010) respektive det varmaste (2014) för hela perioden (Stibe, 2015). Skillnaden var alltså markant mellan de två studierna, vilket illustreras av dygnsmedeltemperaturen 1 september till 30 april som 2009-2010 var dubbelt så hög ($3,2 \pm 0,4$ °C) som motsvarande period 2014-2015 ($6,2 \pm 0,3$ °C) (SMHI 2015: station "Eftra-Broen V" strax utanför Falkenberg). Se även Bilaga 1, Figur 3. De specifika vinterförhållandena har en stor effekt på överlevnaden hos laxfisk (Huusko *et al.*, 2007) och det är troligt att en högre vattentemperatur under vintern har negativ påverkan på överlevnaden (Halttunen, 2011; Östergren & Rivinoja, 2008). Vi kan således inte säkert säga vad skillnaden i vinteröverlevnad berodde på, men sannolikt är förklaringen en kombination av en naturlig mellanårsvariation och de skilda fångstplatserna. Det är viktigt att vara medveten om att keltöverlevnaden var betydligt lägre under perioden 1945-2006, innan isutskovet vid H1 försågs med en fälla som tillät nedströmspassage.

Hertingprojektet 2007-2015 - Slutrapport
 Naturresurs rinnande vatten, Karlstads universitet



Figur 7. Passageframgång och överlevnad för passage- och kontrollgrupper vid Hertings kraftverk före (2009-2010) och efter åtgärd (2014-2015).

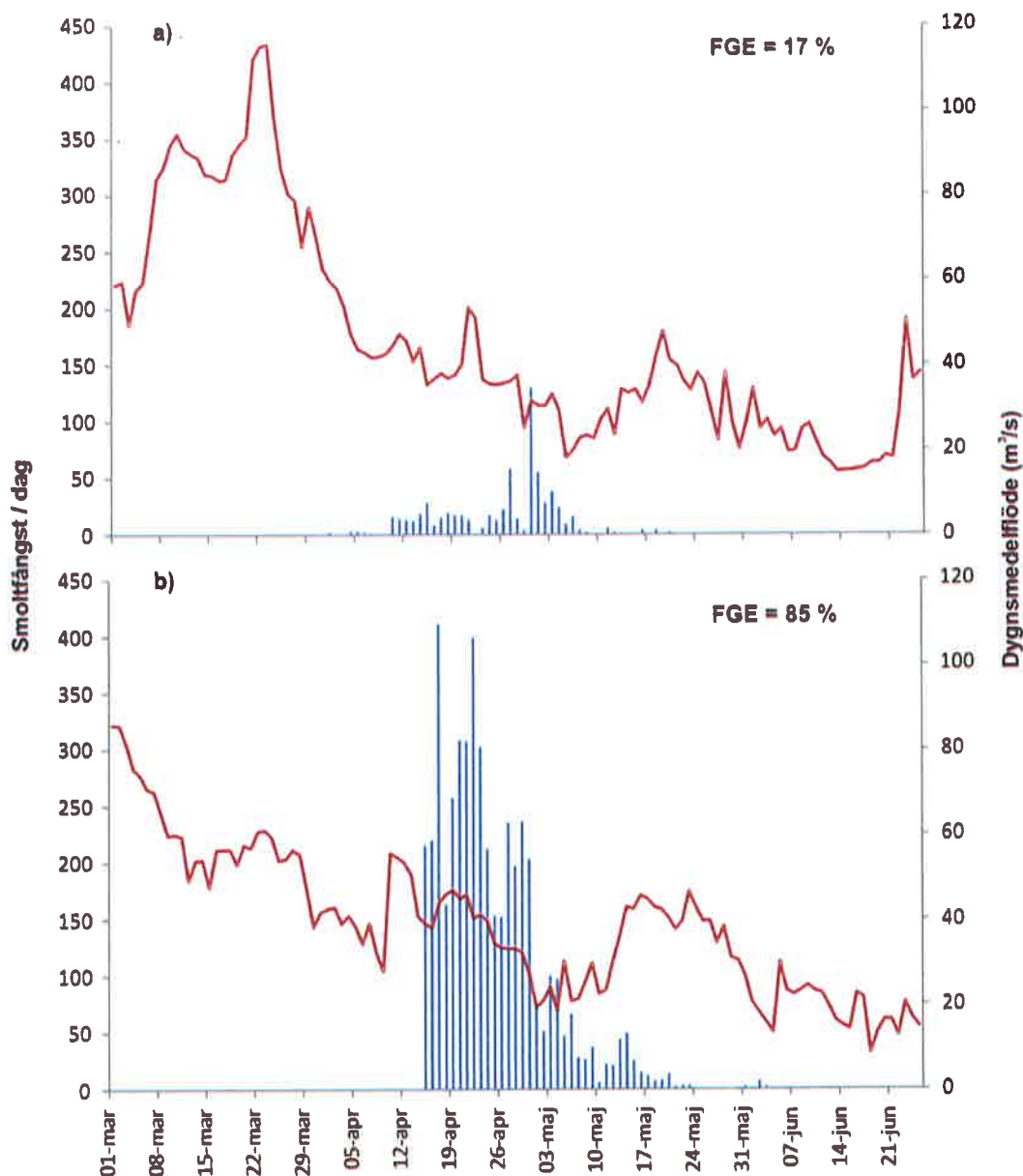


Figur 8. Vinteröverlevnaden för radiomärkta leklaxen i Ätran före och efter åtgärd vid Hertings kraftverk.

Laxsmolt

Smoltstudierna finns sedan tidigare publicerade i Calles *et al.* (2012c) och Helss (2015) och presenteras därför endast kortfattat här. Totalt fångades 668 laxsmolt i Isutskovet 2007 (1/3 – 7/6), medan motsvarande fångst i avledaren 2014 var 4746 laxsmolt (15/4 – 13/6; Figur 9). Motsvarande totalfångst våren 2015 var 8459 laxsmolt under perioden 1 mars – 25 juni. Beräknas fångst per tidsenhet (CPUE, Catch Per Unit Effort), blir fångstsisfrorna 7 smolt/dag före åtgärd respektive 66-72 smolt/dag efter åtgärd, åskådliggörs tydligt hur mycket effektivare det nya snedställda gallret och flyktöppningen avleder smolt efter åtgärd jämfört med grovgallret och Isutskovet före åtgärd. Slutsatsen är att laxsmolten huvudsakligen passerade genom galler och turbiner före åtgärd, medan de flesta kunde undvika denna potentiellt skadefyllda passageväg efter åtgärd.

Kontrollfällan vid den nya avledaren och flyktöppningen sattes inte i drift förrän 15 april 2014, medan fällan i Isutskovet var i drift redan 1 mars 2007. Jämför fångsternas fördelning i tid, ser man dock att endast 10 % av laxsmolten hade passerat Herting innan 15 april 2007 och sannolikt så täckte studieperioden in större delen av smoltvandningsperioden 2014. Ytterligare en jämförelse kan göras med smoltfällan i Nydala kvarn (Högvasån) där man hade fångat 55 % av det totala antalet laxsmolt innan 15 april (2014), som dock merparten av smolten anländer till tidigare eftersom Nydala är beläget cirka 30 km uppströms Herting.



Figur 9. Antal laxsmolt fångade per dygn i a) isutskovet 2007 respektive b) flyktöppningens kontrollstation 2014 med dygnsnedelflöde för perioden 1 mars – 25 juni.

Före åtgärd passerade merparten av smolten genom någon av turbinerna vid H1 och H2 (69 %) och endast 10 % genom isutskovet och 21 % i någon annan spilllucka (Calles *et al.*, 2012c). Efter åtgärd passerade alla laxsmolt utom en av de 35 försöksfiskarna Herting, varav 15 individer (44 %) passerade via fiskvägen och 19 individer (56 %) via Intagskanalen. Av de individer som vandrade mot avledaren fångades 17 av 20 i flyktöppningen/förblpassagen, vilket ger en "Fish Guidance Efficiency" (FGE) på 85 % att jämföra med 17 % under förstudien. Den totala passagenöverlevnaden för laxsmolt före åtgärd var 90 %, att jämföra med 89-98 % (31-34 av 35) efter åtgärd. Av de fyra smolten som inte passerade Herting och

fortsatte mot havet dog två på kontrollstationens spjälgolvs, en återfanns i området uppströms vid studiens slut (misstänkt predation) och den fjärde individen simmade ner i fiskvägen och stod kvar vid studiens slut (vid liv). Således är definitionen av en "lyckad passage" svårbedömd såväl före som efter åtgärd. Av de 9 individer som ingick i kontrollgruppen simmade alla (100 %) vidare och förbi loggerstationen vid Vallarna mot havet. Se Heiss (2015) i Bilaga 2 för detaljer.

Tidsåtgången för passage var liknande före åtgärd (median 14,4 h, 0,2–144,2 h) och efter åtgärd (median 9,8 h, 0,2 – 171,3 h). Den mest tidskrävande passagen var via isutskovet före åtgärd och via flyktöppningen efter åtgärd, men den individuella skillnaden var stor och det fanns ingen statistiskt signifikant skillnad mellan de olika passagevägarna (Mann-Whitney U-test, $p \gg 0,05$).

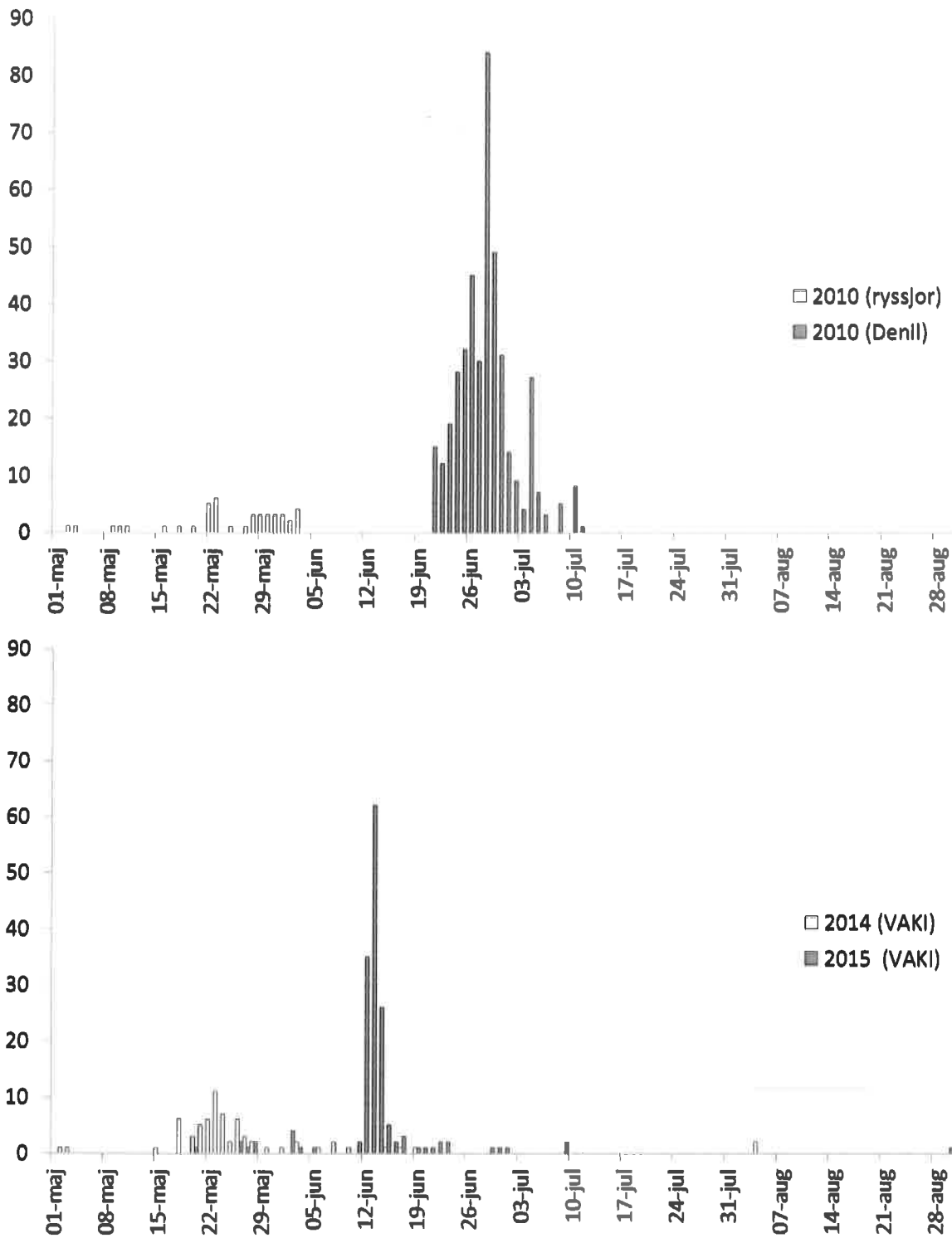
Motsvarande överlevnad före åtgärd var 90 %, men då passerade 69 % av smolten genom kraftverkens turbiner (Calles *et al.*, 2012c), vilket gör att den långsiktiga överlevnaden var okänd. Så även om den kända överlevnaden inte skiljde sig åt före och efter åtgärd, talar passagevägen för att den långsiktiga smoltöverlevnaden är betydligt högre efter åtgärd (Calles & Greenberg, 2009; Ferguson *et al.*, 2006; Norrgård *et al.*, 2013).

Havsnejonöga

Vid förstudiens fångstförsök fångades 42 havsnejonögon i de två ryssjorna (13 april – 15 juni 2010) samt ytterligare 423 individer i Denil-rännans nedre del (Figur 10). Fångstförsöken efter åtgärd resulterade endast i tre havsnejonögon i fyra ryssjor 2014 (11 maj – 30 juni) och fyra havsnejonögon i 14 ryssjor 2015 (22 april till 10 juli). I VAKI-räknaren i den nya fiskvägens längst uppströms belägna del registrerades totalt 67 individer 2014 och 160 individer 2015 (Figur 10).

Av de 20 radlömärkta havsnejonögonen som sattes ut vid Laxbron 2010 besökte de flesta Denil-trappans ingång (60 %) (Andersson *et al.*, 2010). Det var vanligast med två besök (30 %), följt av ett (20 %) respektive tre besök (10 %). De resterande individerna registrerades aldrig i närheten av Denil-trappan (40 %). Loggerdatan visade att de radlömärkta individerna simmade mellan H1 och H2 och att vissa gjorde denna förflyttning ett stort antal gånger. Vissa individer som stod vid utloppet från H2, simmade över till Denil-trappans ingång kring 21:00 på kvällen, vilket stämmer väl överens med tidpunkten för arbetet med manuell fångst och flytt av havsnejonögon där. Totalt passerade två individer kraftverksdammen via Denil-rännan, dessa två individer kom upp vid första respektive andra försöket. Ytterligare en individ blev upplyft av misstag vid de manuella upptransporter av lekvandrande havsnejonögon som genomförts under våren 2010 (K. Lindkvist, pers. komm.) Sannolikt passerade de två individerna genom trappan i anslutning till dess öppnande (morgon) eller stängande (kväll), eller genom att de lyftes upp utan att radiomärkningen observerades, eftersom inga havsnejonögon observerats i trappans övre del. Det mesta talar således för att Denil-rännan utgjort ett definitivt vandringshinder för havsnejonögon vid normal drift.

Hertingprojektet 2007-2015 - Slutrapport
 Naturrensurs rinnande vatten, Karlstads universitet



Figur 10. Antalet havsnejonögon registrerade vid Herting a) fångst i ryssjor respektive fångst i Denil-rännan före åtgärd (2010), samt b) registrerade i VAKI-räknaren efter åtgärd (2014-2015, Data från Fiskevårdsteknik AB). Totala antalet registrerade individer var 465 individer 2010, 67 individer 2014 och 160 individer 2015.

Samtliga radiomärkta havsnejonögon som sattes ut i kraftverksdammen ovanför Hertings kraftverksstation (N=11) vandrade med hög hastighet cirka 10 km upp till Fors uppströms Vessigebro. Fors är det första forsande svärpasserade partiet efter Hertings kraftstation och består av en lång forsande sträcka. De flesta individerna stannade till vid Fors (73 %) och endast ett fåtal simmade snabbt förbi (27 %). Vidare såg vi att cirka 1/3 av de radiomärkta havsnejonögonen vandrade upp i biflödet Högvadsån, medan resterande 2/3 stannade för lek i Ätran.

Samtliga tre märkta passageindividerna 2015 hittade in i fiskvägen på första eller andra försöket. Samtliga individer tillbringade en lång period i fiskvägen, innan två av dem passerade vidare uppströms efter 15 respektive 17 dagar. Den tredje individen passerade aldrig Herting, utan simmade nedströms mot havet efter att ha tillbringat 34 dagar i fiskvägen. Passageeffektiviteten grundat på dessa tre individer blir således 67 %, men eftersom den nya fiskvägen innehåller omfattande arealer potentiellt lekområde kan individen mycket väl ha lekt innan den gav sig av till havet. Av de två individer som passerade Herting, återvände en av dem mot havet 56 dagar senare medan den andra påträffades cirka 400 m nerströms Högvadsåns mynning i slutet av juni. Kontrollindividen simmade upp till Vessigebro och pejlades in en sista gång i området i början av juli.

Även om underlaget är bristfälligt, ser man en tydlig förbättring av passagemöjligheterna för havsnejonöga efter åtgärd. Antalet havsnejonögon som registrerats i fiskräknaren 2014-2015 är lågt i förhållande till det totalantal som fångades 2010, men det är ännu inte känt hur stor andel av havsnejonögonen som passerar fiskräknaren respektive hur stor andel som istället passerar över dammarna eller genom gallret på räknarens sidor.

Havsnejonögon fångades utan större ansträngning före åtgärd, men efter åtgärd uteblev fångsterna trots en markant ökning av fångstansträngningen. En förklaring kan vara att havsnejonögonen ansamlades nedströms Herting före åtgärd, eftersom det senare visade sig att de inte kunde ta sig förbi via Denilrännan. En annan möjlig förklaring är att 2010 kan ha varit ett år med en stor uppvandring av nejonögon, medan 2014-2015 var år med en begränsad total uppvandring av nejonögon. Denna teori stärks av det faktum att man 2010 fångade 42 havsnejonöga i ryssjorna och 423 i den gamla Denil-trappan, medan ryssjefångsterna 2014-2015 uppgick till sju individer och endast 67 (2014) respektive 160 (2015) havsnejonögon observerades i den nya VAKI-räknaren längst upp i den nya fiskvägen. Det kan dock fortfarande vara så att havsnejonögonen normalt vandrar upp tidigare än man fångade dem i ryssjorna 2007 och att de numer kan passera Herting snabbt och därmed är svårare att fånga på området nedströms. Dessutom är området nedströms Herting kraftigt fysiskt förändrat, vilket borde påverka fiskens rörelsemönster och därmed den mest optimala placeringen av fångstredskapen. Havsnejonögon fångades även i kontrollstationen för nerströmsvandrande fisk (flyktöppningen). Av dessa visade merparten tecken på

lekskador i form av skador på huvud och analfena och en generellt nedsatt kondition. Havsnejonögonen är dock semelpara, vilket innebär att de dör efter lek (Lasne *et al.*, 2015).

Blankål

Förstudien av blankålsens nedströmspassage av Herting var en del av utvärderingen av en blankålsstudie vid Ätrafors kraftverk i samarbete med E.ON och Bra miljöval (Naturskyddsföreningen) och finns redovisade i Calles *et al.* (2012c) och Calles *et al.* (2010b). Under studien före åtgärd passerade samtliga radlomärkta ålar genom någon av kraftverkens turbliner och ingen passerade genom Isutskovet (FGE = 0 %). Vissa av dessa individer stannade därefter kvar nedströms kraftverken under en längre tid och inga rörelser noterades och klassificerades då som döda. Den totala passageeffektiviteten före åtgärd var 71 % (27 av 38), att jämföra med att 100 % av kontrollålarna nådde havet.

Sammantaget för båda åren efter åtgärd simmade 95 % av de individer som ingick i kontrollgruppen förbi loggerstationen vid Vallarna mot havet. Samtliga nådde havet 2015, medan en individ stod kvar mellan Herting och havet vid studiens slut 2014. Den totala passageframgången för individerna i passagegruppen var exakt densamma båda åren, nämligen 97 %. De märkta ålarna i passagegruppen simmade de drygt 20 km från utsättningsplatsen vid Ätrafors till Herting på en mediantid av två dygn före åtgärd (4 h - 34 d) och sju dygn efter åtgärd (7h - 36 d).

Av de ålar som passerade när kraftverket var i drift (N = 46) passerade 61 % via avledaren och flyktöppningen och resterande 39 % via fiskvägen. Andelen ålar som gick ut via avledaren var snarlik mellan år 2014 och 2015, 12 av 17 ålar år (71 %) respektive 16 av 29 ålar (55 %). Av de resterande 13 individerna som ännu inte passerat när kraftverket stängdes ner hösten 2014, vandrade 12 ut under den tid allt vatten tappades i fiskvägen. En individ per år misslyckades med att passera och stod kvar vid studiens slut i slutet av november 2014 respektive 2015 (två av 60 = 3 %), vilket dock är jämförbart med att 5 % av kontrollålarna inte lämnade ån. Totalt besökte 22 av 29 individer avledarens närområde, varav 16 slutligen passerade den vägen (FGE = 73 %). Ett FGE som inte är nära 100 % är dock av mindre betydelse eftersom i princip samtliga ålar lyckades passera Herting utan att någon individ dödats. Eftersom bortfallet vid passage av Herting var detsamma för kontroll- och passagegrupperna 2014-2015, kan passageeffektiviteten för blankål vid Herting anses vara 100 %. Resultaten är preliminära, men indikerar att den nya nedströmspassagen vid Herting är den första dokumenterade åtgärden för blankål som i princip inte ger någon förlust alls, vilket i sådana fall är unikt (Calles *et al.*, 2013a; Calles *et al.*, 2013b).

Passageeffektiviteten är en viktig del av funktionen för en fiskpassage, men även tidsåtgången för att lyckas med passagen är av stor betydelse. Tidsåtgången för passage av Herting före åtgärd var låg och medianvärdet var 9,5 min från ankomst till passage (1 min-32 d), medan motsvarande tidsåtgången för passage var 62 min efter åtgärd (5 min - 49 d). Besök vid avledaren som resulterade i passage 2015 var i regel hälften så långa (20 min),

som de som resulterade i att ålen avbröt passageförsöket och återvände uppströms (40 min). Medianålen efter åtgärd (2015) passerade redan på första försöket (1-15 försök), medan motsvarande information saknas från studien före åtgärd. Sammantaget var antalet loggrar betydligt färre under förstudien (2007), vilket gör att tidsåtgången för passage och antalet försök inte är direkt jämförbara mellan studierna före respektive efter åtgärd.

De nya åtgärderna innebär en stor skillnad för ålen som nu passerar med hög total effektivitet och dessutom uteslutande via vägar förknippade med låg skaderisk, dvs. flyktöppning och fiskväg. Före åtgärd passerade samtliga genom intagsgaller och turbiner, vilket resulterade i en direkt dödlighet på cirka 30 % och en okänd fördröjd dödlighet till följd av skador (Calles *et al.*, 2012c).

Ålyngel

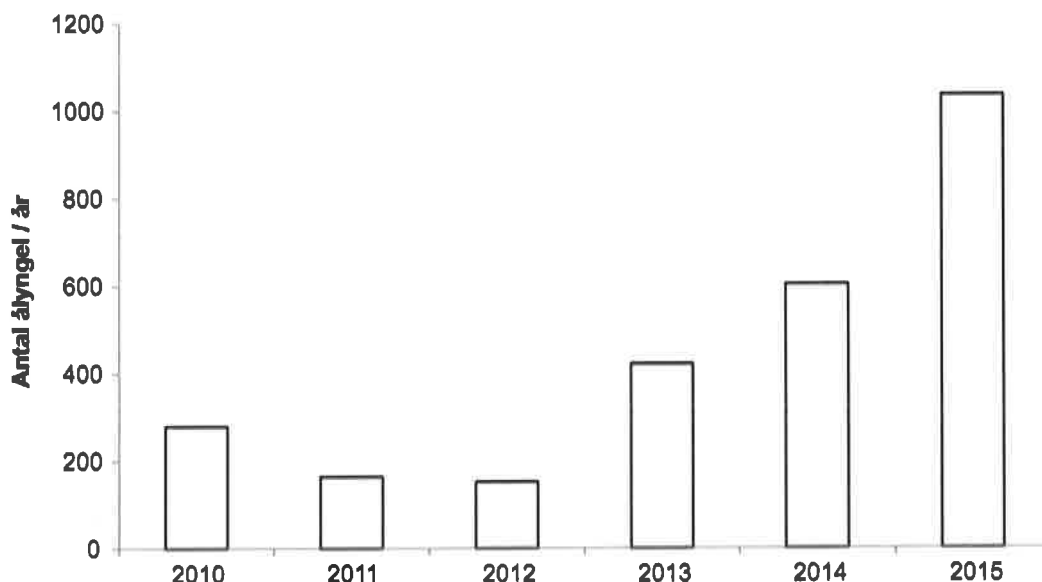
Förstudien 2009-2010 visade på skillnader i återfångst i ålyngelavledaren mellan märkta ålyngel som släpptes ut vid Laxbron (270 m simsträcka, återfångst cirka 10 %) och de som sattes ut vid Lagunen (120 m simsträcka, återfångst cirka 50 %) (Calles *et al.*, 2010a). Tiden från utsättning till återfångst var 2-10 dagar för de individer som sattes ut vid Laxbron och 2-7 dagar för de som sattes ut i lagunen. Resultaten gav en fingervisning om att andelen ålyngel som hittade till ålyngelledaren var förhållandevis låg, eftersom en mycket lägre andel av ålynglen hittar fram om de först tvingas välja mellan kraftstationerna (Laxbron), än om de sätts uppströms sammanflödet (Lagunen). Eftersom ålynglens passageeffektivitet inte gick att studera efter åtgärd, granskades fångster av ålyngel i fällor uppströms Herting, före och efter åtgärd.

Totalt fångades 3736 ålyngel i ålyngeluppsamlare nummer 4 vid Ätrafors kraftstation 1 juli – 12 augusti 2014, vilket var i storleksordningen 100 gånger högre än motsvarande fångst i samma uppsamlare 2010-2011 (Tabell 2). Den ökade fångsten beror sannolikt på förbättrade passageförhållanden vid Herting, men även det intensifierade arbetet med ålyngel vid Ätrafors 2014 och ett generellt bra ålyngelår kan ha bidragit till de ökade fångsterna. Trots denna markanta ökning kan vi således inte ge ett definitivt svar på huruvida de förbättrade passagemöjligheterna vid Hertings kraftstation medfört att fler ålyngel passerar kraftverket där.

Tabell 2. Årlig totalfångst, fångsttid samt catch per unit effort (CPUE) för ålyngeluppsamlare nummer 4 vid Ätrafors kraftstation. Data för 2010-2011 från Calles *et al.* (2012a) och 2014 från (Christiansson *et al.*, 2014).

År	Fångst	Antal dagar	CPUE
2010	17	60	0,3
2011	76	78	1,0
2014	3736	38	98,3

En ökning av antalet ålyngel uppströms Herting stärks av observationerna vid Vessige kraftverk i Lilla å, där man noterat en kraftig uppgång av antal fångade ålyngel efter åtgärd med mer än tre gånger fler ålyngel 2013-2015 än 2010-2012 (Figur 11). Med tanke på att ålynglen kan ta lång tid på sig under sin uppströmsvandring, kan det dessutom ta tid innan en eventuell uppgång av ålyngel förbi Herting når Vessigebro och Ätrafors i full omfattning. Den uppåtgående trend som illustreras av fångstresultaten från Vessige kraftverk kan alltså fortsätta stiga.



Figur 11. Antal fångade ålyngel vid Vessige kraftverk i Lilla å (Vessigebro) under perioden 2010-2015. Data från Jan-Åke och Henrik Jacobsson 2015.

Summerande diskussion och slutsatser

Före åtgärd hade samtliga studerade arter och livsstadier problem med att passera Herting, vilket var speciellt allvarligt eftersom kraftverkets lokalisering gör att i stort sett alla havsvandrande fiskar måste passera på väg mellan reproduktions- och tillväxtområden. De passagevägar som fanns tillgängliga var en Denll-ränna och spillutskov, vilket sällan ger en god funktion och i dagsläget generellt bedöms som otillräckliga passageåtgärder (Calles *et al.*, 2013a; Noonan *et al.*, 2012). Herting var passerbart för de flesta laxsmolt, lekfiskar och kelt, men passagerna var tidskrävande och föregicks av ett omfattande sökbeteende. Omfattande spill under uppvandningsperioden för lax innebar ofta att stora mängder leklax lockades in till spillluckorna utan att kunna passera och en stor andel stängdes in i höljorna nedströms dammen när spillmängden minskade. Dessutom var de långsiktiga effekterna av passagen okänd, med risken att passerbarheten som observerades före åtgärd var missvisande. Ett exempel var att merparten av laxsmolten passerade genom kraftverkets turbiner vid nedströmspassage och den långsiktiga effekten av detta var okänd.

För havsnejonöga utgjorde Herting ett definitivt vandringshinder och populationen har sannolikt endast bevarats till följd av att man under många år fångat och manuellt lyft upp dem förbi kraftverket. Ålyngel har sannolikt inte lyckats passera Herting innan Denil-rännan kompletterades med en ålyngelledare 2006 och efter det lyckades ändå sannolikt bara kring 10 % av ynglen passera. Slutligen var passerbarheten för blankål, precis som för smolt, helt beroende av turbinpassage. Trots att turbindödligheten vid just Herting inte var total, nådde sannolikt ytterst få ålar havet eftersom de måste passera många kraftverk mellan uppväxtområdena och havet.

Åtgärdsprogrammet man beslutade att genomföra är ett av de mest ambitiösa i Europa, vilket är väl motiverat med tanke på att Ätran hyser flera av de viktigaste populationerna av diadroma fiskarter i västra Sverige. Såväl den nya naturlika fiskvägen som den nya avledaren och flyktöppningen (Hebrand, 2012), följer samtliga aspekter som beskrivs som "bästa möjliga teknik" i Havs- och vattenmyndighetens rapport (Calles *et al.*, 2013a). Resultaten visar genomgående på förbättrade passageförhållanden för samtliga arter och livsstadier, både avseende uppströms- och nedströmspassage. Även om provstorlekarna i vissa fall varit begränsade är resultaten entydiga och visar på en markant förbättring. Resultaten från fiskräknaren visar att fler arter än tidigare passerar och att uppvandringen i den nya fiskvägen sker tidigare på året än i den gamla, för laxen så mycket som två månader tidigare (muntligen, Fiskevårdsteknik AB).

Den totala passageeffektiviteten var hög och tidsåtgången för passage låg för lekvandrande lax, kelt och smolt. Det finns i dag inga publicerade resultat på åtgärder med liknande resultat för Atlantlax. Dessutom var ökningen av andelen laxar som nådde lekområdena uppströms Herting betydande, vilket talar för att smoltproduktionen kommer att öka och därmed på sikt stärka Ätrons laxpopulation. Denna bild stärks av observationerna från fiskräknaren som visar att den nedåtgående trenden från perioden 2000-2013 i antalet nettouppvandrande laxfiskar, som börjar på ca 4000 per år och som slutar på ca 1500 per år år 2013, nu brutits med ca 3600 respektive ca 4400 laxfiskar registrerade 2014 och 2015 (muntligen, Fiskevårdsteknik AB). Vi kan inte säkert säga vad den låga vinteröverlevnaden efter åtgärd beror på, men sannolikt förklarades detta delvis av den extremt milda vintern (Halttunen, 2011; Östergren & Rivinoja, 2008) i kombination med att studiefisken redan vandrat betydande sträckor i Ätran. De problem som fortfarande återstår att lösa är främst kopplade till avledarens kontrollstation, som fortfarande kan orsaka skada på fisk, i synnerhet vid högflöden när stora mängder fisk och drivgods samtidigt når avvattningsgaller och sump. Tills man löst problemet rekommenderar vi att man enbart ska ta stickprov på utvandrande fisk, för att inte riskera att skada en stor andel av den fisk som passerar. Dessbättre passerar i grova drag hälften av laxen genom den naturlika fiskvägen, vilket innebär att en eventuell negativ effekt av passage genom kontrollstationen inte påverkar all passerande fisk. Om Havs- och vattenmyndighetens förslag att göra Ätran till en indexälv

beviljas (Berglund, 2015), kommer Ätranlaxens status sannolikt att höjas och resurser till övervakning och åtgärder tillgängliggöras till gagn för alla vandrande fiskarter.

Havsnejonögar kan passera Herting efter åtgärd, vilket inte var fallet före åtgärd. Det är dock oklart exakt hur effektiv den nya fiskvägen är för denna art, men det mesta tyder på en god funktion. Vi tror att de låga fångsterna av havsnejonögar efter åtgärd delvis beror på två år med låg uppvandring. Ytterligare en möjlig förklaring är att fångstbarheten försämrats eftersom fisken efter åtgärd passerar istället för att som före åtgärd ansamlas nedströms kraftverket. Det är dock mycket angeläget att populationen övervakas och att man förbättrar kunskapen om juvenila nejonögar (linål) i ån och nedströmsvandringen mot havet (Johnson & Miehl, 2014). Dessutom behöver åtgärder implementeras för att havsnejonögar i framtiden även ska kunna passera Nydala kvarn i Högvadsån.

Fångsterna uppströms Herting tyder på att betydligt fler ålyngel kan passera Herting efter åtgärd. Detta stöds både av resultaten från förstudien och av vetskapen om att ålyngel kan passera naturliga forsar, men ofta har problem med tekniska fiskvägar som Denil-rännor (Porcher, 2002). Även om ålyngelpassage ofta återskapas med specialdesignade ålramper, är en naturlig att föredra eftersom den designas för att återskapa fria vandringsvägar för alla naturligt förekommande arter och livsstadier (Calles *et al.*, 2012b; Eberstaller *et al.*, 1998). Överlevnaden för blankål i Ätran har varit låg sedan uppförandet av vattenkraftverk, eftersom den huvudsakliga ålproduktionen skett i stora sjöar högt upp i avrinningsområdet och ålen därmed tvingats passera ett stort antal kraftverk för att nå havet (Calles *et al.*, 2012a; Calles *et al.*, 2013b; Calles *et al.*, 2010b). Passageeffektiviteten för blankål vid Herting var dock mycket hög efter åtgärd och dessutom var tiden för passage låg (både 2014 och 2015). I kombination med goda passageförhållanden vid kraftverken i Ätrafors (Calles *et al.*, 2013b), Vessige kraftverk (Calles *et al.*, 2012a) och sannolikt även Nydala (Calles *et al.*, 2010b), innebär förbättringen vid Herting att ålen från stora delar av Högvadsån, Lillån och Ätran upp till Yngeredsfors nu kan vandra till havet med hög överlevnad. Från ålens perspektiv är nu därför den mest angelägna åtgärden på kort sikt att anlägga en uppsamlingsanläggning för ål vid Mølneby kraftverk i utloppet från det högproduktiva Kalven-/Fegensystemet (Calles *et al.*, 2012a). Den exakta passagevägen för ål vid Herting återstår att analysera, eftersom studien avslutas i skrivande stund. Bekräftas de preliminära resultaten att passagen av Herting numer är effektiv snabb och uteslutande sker via flyktöppning och fiskväg, kan vi fastslå att avledaren vid Herting är ett av få exempel i världen på en högeffektiv åtgärd för nedströmspassage av blankål (Calles *et al.*, 2014; Calles *et al.*, 2013a).

De nya fiskpassageåtgärderna vid Herting har återskapat korridorfunktionen på platsen, vilket var målet för Hertingprojektet. Samma typ av avledare finns på flera platser (Ebel, 2013), men det är första gången dess funktion följts upp i detalj (Calles *et al.*, 2013a). Den stora fördelen med ett β -galler i jämförelse med ett α -galler, är att gallret leder fisken direkt

till flyktöppningen och därmed sannolikt minskar fiskens söktid. Det finns fortfarande problem med den nya åtgärdstypen och förbättringar behövs med avseende på i) gallrets renhållning och ii) hantering av kombinationen av skräp och fisk på avvattningsgaller och i sump. Sannolikt bör låglutande galler, om möjligt, föregås av ett grovgaller eller en ytläns för att hindra grovt drivgods från att nå fram till anläggningen. Problemen är dock av en sådan art att de går att lösa, vilket innebär att tekniken är ett mycket användbart komplement till tidigare utvärderade åtgärder för en förbättrad passage för nedströmsvandrande fiskarter (Calles *et al.*, 2013a).

Den naturlika fiskvägen, eller den återställda naturfåran, är förknippad med höga kostnader både vid anläggandet och i form av produktionsbortfall. Resultaten efter åtgärd talar dock sitt tydliga språk och åtgärden har i hög utsträckning återskapat både korridor- och habitatfunktionen vid Hertingforsen. Den naturlika fiskvägen erbjuder alltså inte enbart goda förhållanden för passage, såväl uppströms som nedströms, utan innebär dessutom ett betydande tillskott av habitat för såväl reproduktion som uppväxt. Det kan vara av avgörande betydelse för de diadroma fiskarterna i Ätran, att högkvalitativt strömmande habitat tillförts i direkt anslutning till havet, utan några passager med förhöjd skade- och predationsrisk. Dessutom visar elfisken från 2015 att laxyngelproduktionen i fiskvägen redan uppgår till 13 000 yngel (Spjut & Degerman, *In prep*), vilket är ett välbehövligt och inte oansenligt tillskott till populationen. Sannolikt kommer åtgärden att vara motiverad på fler platser där det biologiska värdet är högt och där åtgärdens funktion är av högsta prioritet, men kan knappast komma att användas som en standardlösning vid alla kraftverk.

Sammanfattningsvis är åtgärderna vid Herting att betrakta som "bästa möjliga teknik" och bör således rekommenderas för kraftverk i Sverige, i synnerhet de små- till mellanstora. Med tanke på att det är höga kostnader förknippade med åtgärderna både direkt genom anläggningskostnader och indirekt genom en produktionspåverkan, bör de dock främst komma i fråga vid anläggningar där naturvärdet är högt prioriterat. I synnerhet de kraftverk som utgör det första vandringshindret från havet bör vara aktuella för omfattande åtgärder, förutsatt att lämpliga habitat finns att tillgå uppströms hindret i fråga.

Finansiering

Förstudien pågick 2006-2010 och de olika delprojekten finansierades av Naturvårdsverkets havsmiljöanslag, Falkenberg Energi, Stiftelsen för Kunskaps- och Kompetensutveckling, EU-projektet "Living North Sea" (Falkenbergs kommun), samt E.ON genom medel från försäljning av el märkt Bra Miljöval, vars utdelning godkänns av Svenska Naturskyddsföreningen. Uppföljningen 2014-2015 finansierades av bidrag från Havs- och vattenmyndigheten via Länsstyrelsen Halland och Falkenbergs kommun, samt), samt Falkenberg Energi genom medel från försäljning av el märkt Bra Miljöval (Svenska Naturskyddsföreningen).

Referenser

- Aarestrup K, Lucas MC, Hansen JA. 2003. Efficiency of a nature-like bypass channel for sea trout (*Salmo trutta*) ascending a small Danish stream studied by PIT telemetry. *Ecology of Freshwater Fish*. **12**: 160-168.
- Andersson J, Rivinoja P, Calles O. 2010. Passagemöjligheter för lekvandrande havsnejonöga (*Petromyzon marinus*) i ett reglerat vattendrag. *Naturresurs Rinnande Vatten - Karlstads universitet*, 10 sidor.
- Anonymous. 2014. Strategi för åtgärder i vattenkraften - Avvägning mellan energimål och miljökvalitetsmålet Levande sjöar och vattendrag. *Havs- och vattenmyndighetens rapport*, **2014:14**: 45 sidor.
- Bergdahl D. 2007. Nedströmsmigration av atlantlax och havsöring vid Hertings vattenkraftverk. Bachelor thesis. Göteborgs Universitet. 14 sidor.
- Bergdahl D. 2008. Downstream migrating silver eels confronting a hydropower station in southern Sweden. Master thesis. Göteborgs Universitet. 11 sidor.
- Berglund I. 2015. Förvaltning av lax och öring - Havs- och vattenmyndighetens förslag på hur förvaltning av lax och öring bör utformas och utvecklas. *Havs- och vattenmyndighetens rapport*, **2015:20**: 70 sidor.
- Calles EO, Greenberg LA. 2005. Evaluation of nature-like fishways for re-establishing connectivity in fragmented salmonid populations in the River Eman. *River Research and Applications*. **21**: 951-960.
- Calles O, Alenäs I, Andersson J, Kläppe S, Lindqvist K, Rivinoja P. 2010a. Biologisk förstudie Hertingprojektet. *Naturresurs rinnande vatten, Karlstads universitet* 37 sidor.
- Calles O, Bergdahl D. 2009. Ålens nedströmspassage av vattenkraftverk - Före och efter åtgärd. *Karlstad University Studies*, 37 sidor.
- Calles O, Christiansson J, Andersson J, Sahlberg T, Steln F, Olsson B-M, Alenäs I, Tielman J. 2012a. Ål i Ätran - En fallstudie för svensk ålförvaltning. *Karlstad University Studies*, **2012:43**: 51 sidor.
- Calles O, Christiansson J, Karlsson S, Andersson J-O, Wickström H. 2014. Tekniska lösningars tillämpbarhet för förbättrad nedströms passage för ål - Applicerat på Göta älv och Motala ström. *Elforsk rapport*, **14:35**: 83 sidor.
- Calles O, Christiansson J, Nyqvist D. In prep. The downstream passage of adult European eels at a hydroelectric plant with an innovative screening system.
- Calles O, Degerman E, Wickström H, Christiansson J, Gustafsson S, Näslund I. 2013a. Anordningar för upp- och nedströmspassage av fisk vid vattenanläggningar - Underlag till vägledning om lämpliga försiktighetsmått och bästa möjliga teknik för vattenkraft. *Havs- och vattenmyndighetens rapport*, **2013:14**: 114 sidor.
- Calles O, Greenberg L. 2009. Connectivity is a two-way street - the need for a holistic approach to fish passage problems in regulated rivers. *River Research and Applications*. **25**: 1268-1286.
- Calles O, Gustafsson S, Österling M. 2012b. Naturlika fiskvägar i dag och i morgon. *Karlstad University Studies*, **2012:20**: 45 sidor.
- Calles O, Karlsson S, Hebrand M, Comoglio C. 2012c. Evaluating technical improvements for downstream migrating diadromous fish at a hydroelectric plant. *Ecological Engineering*. **48**: 30-37.
- Calles O, Karlsson S, Vezza P, Comoglio C, Tielman J. 2013b. Success of a low-sloping rack for improving downstream passage of silver eels at a hydroelectric plant. *Freshwater Biology*. **58**: 2168-2179.
- Calles O, Olsson IC, Comoglio C, Kemp PS, Blunden L, Schmitz M, Greenberg LA. 2010b. Size-dependent mortality of migratory silver eels at a hydropower plant, and implications for escapement to the sea. *Freshwater Biology*. **55**: 2167-2180.

- Calles O, Rivinoja P, Greenberg L. 2013c. A historical perspective on downstream passage at hydroelectric plants in Swedish rivers. In *Ecohydraulics: An Integrated Approach*, A. H. Ian Maddock, Paul Kemp and Paul Wood (eds). John Wiley & Sons Ltd: West Sussex, UK; 309–322.
- Christiansson J, Nilsson A, Olsson P, Heiss M, Calles O. 2014. Test av olika åtgärdsutformningar för att optimera ålyngelfångst vid vattenkraftverk. *Elforsk rapport*, 24 sidor.
- Christiansson J, Olsson P, Heiss M, Karlsson S, Calles O. 2015. Delrapport Hertingprojektet - Uppföljning av åtgärder för förbättrad fiskpassage 2014. *Naturresurs rinnande vatten, Forskningsrapport 2015:01*: 15 sidor.
- Clay CH. 1995. *Design of fishways and other fish facilities*. Lewis Publishers, Boca Raton. 248 sidor.
- Ebel G. 2013. *Fish Protection and Downstream Passage at Hydro Power Stations Handbook of Bar Rack and Bypass Systems*. Büro für Gewässerökologie und Fischereibiologie, 483 sidor.
- Eberstaller J, Hinterhofer M, Parasiewicz P. 1998. The effectiveness of two nature-like bypass channels in an upland Austrian river. In *Migration and fish bypasses.*, M. Jungwirth, S. Schmutz and S. Weiss (eds). Fishing News Books: Oxford; 363-383.
- Erlandsson J. 2001. Områden av riksintresse för naturvård i Hallands län. *Länsstyrelsen Hallands Län - Meddelande*, 2001:20.
- Ferguson JW, Absolon RF, Carlson TJ, Sandford BP. 2006. Evidence of delayed mortality on juvenile Pacific salmon passing through turbines at Columbia River dams. *Transactions Of The American Fisheries Society*. 135: 139-150.
- Gerlier M, Roche P. 1998. A radio telemetry study of the migration of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and sea trout (*Salmo trutta trutta* L.) in the upper Rhine. *Hydrobiologia*. 372: 283-293.
- Gowans ARD, Armstrong JD, Priede IG, McKelvey S. 2003. Movements of Atlantic salmon migrating upstream through a fish-pass complex in Scotland. *Ecology of Freshwater Fish*. 12: 177-189.
- Gustafsson S, Österling M, Skurdal J, Schneider LD, Calles O. 2013. Macroinvertebrate colonization of a nature-like fishway: The effects of adding habitat heterogeneity. *Ecological Engineering*. 61, Part A: 345-353.
- Halttunen E. 2011. *Staying Alive - The survival and Importance of Atlantic salmon post-spawners*. University of Tromsø. 63 sidor.
- Hebrand M 2012: Falkenberg kommun. Hertings kraftverk, Ätran. Återställning av vandringsväg för fisk. Teknisk beskrivning. Rivning och nybyggnad av damm, återställning av åfåra, kontrollstationer och fiskgaller. Totalentreprenad. Rapport 03112601 Fiskevårdsteknik AB, Lund 2012-08-30, 89 sidor.
- Heiss M. 2015. Evaluation of innovative rehabilitation measures targeting downstream migrating Atlantic salmon smolt (*Salmo salar*) at a hydroelectric power plant in southern Sweden. Ludwig-Maximilians-Universität München. 61 sidor.
- Huusko A, Greenberg L, Stickler M, Linnansaari T, Nykanen M, Vehanen T, Koljonen S, Louhi P, Alfredsen K. 2007. Life in the ice lane: The winter ecology of stream salmonids. *River Research and Applications*. 23: 469-491.
- Johnson NS, Miehls S. 2014. Guiding out-Migrating Juvenile Sea Lamprey (*Petromyzon Marinus*) with Pulsed Direct Current. *River Research and Applications*. 30: 1146-1156.
- Jokikokko E. 2002. Migration of wild and reared Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in the river Simojoki, northern Finland. *Fisheries Research*. 58: 15-23.
- Karlsson S. 2008. Hydro-electric power and downstream migration of Atlantic salmon and Sea trout - Evaluation of mortality and movement using telemetry in the river Ätran. Master thesis. Göteborgs Universitet. 21 sidor.
- Karlsson S. In prep. Passageutvärdering av adult uppströmsvandrande lax vid Nydala Kvarn. *Aqua Reports*, 54 sidor.

- Karppinen P, Makinen T, Erkinaro J, Kostin V, Sadkovskij R, Lupandin A, Kaukoranta M. 2002. Migratory and route-seeking behaviour of ascending Atlantic salmon in the regulated River Tuloma. *Hydrobiologia*. **483**: 23-30.
- Laine A, Jokivirta T, Katopodis C. 2002. Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and sea trout, *Salmo trutta* L., passage in a regulated northern river - fishway efficiency, fish entrance and environmental factors. *Fisheries Management and Ecology*. **9**: 65-77.
- Lasne E, Sabatle MR, Jeannot N, Cucherousset J. 2015. The Effects of DAM Removal on River Colonization by Sea Lamprey *Petromyzon Marinus*. *River Reserach and Applications*. **31**: 904-911.
- Malm-Renöfält B, Ahonen J. 2013. Ekologiska flöden och ekologiskt anpassad vattenreglering. *Havs- och vattenmyndighetens rapport*, **2013:12**: 63 sidor.
- Monsén J. 2010. Laxens (*Salmo salar*) biologi i ett reglerat vattendrag. C-uppsats. Karlstads universitet. 10 sidor.
- Noonan MJ, Grant JWA, Jackson CD. 2012. A quantitative assessment of fish passage efficiency. *Fish and Fisheries*. **13**: 450-464.
- Norrgård JR, Greenberg LA, Piccolo JJ, Schmitz M, Bergman E. 2013. Multiplicative loss of landlocked Atlantic salmon *Salmo salar* L. smolts during downstream migration through multiple dams. *River Reserach and Applications*. **29 (10)**: 1306-1317.
- Northcote T. 1998. Migratory behaviour of fish and its significance to movement through riverline fish passage facilities. In *Migration and fish bypasses.*, M. Jungwirth, S. Schmutz and S. Weiss (eds). Fishing News Books: Cambridge; 3-18.
- Nyqvist D, Calles O, Bergman E, Greenberg LA. 2015. Post-spawning survival and downstream passage of landlocked Atlantic salmon (*Salmo salar*) in a regulated river: Is there potential for repeat spawning? *River Reserach and Applications*. **Early online**.
- Nyqvist D, Kläppe S, Christiansson J, Karlsson S, Comoglio C, Vezza P, Hebrand M, Calles O. In prep. The upstream and downstream passage of adult Atlantic salmon before and after passage improvements.
- Näslund I, Kling J, Bergengren J. 2013. Vattenkraftens påverkan på akvatiska ekosystem – en litteratursammanställning. *Havs- och vattenmyndighetens rapport*, **2013:10**: 77 sidor.
- Olofsson H. 2013. Receptkontrollen i Ätran 2012, Ätrans Vattenråd. *ALcontrol Laboratories report*, 128 sidor.
- Porcher JP. 2002. Fishways for eels. *Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture*. **364**: (chapter 10) 147-155.
- Rivinoja P, McKinnell S, Lundqvist H. 2001. Hindrances to upstream migration of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in a northern Swedish river caused by a hydroelectric power-station. *Regulated Rivers- Research & Management*. **17**: 101-115.
- Spjut D, Degerman E. In prep. Laxhabitat på västkusten. *Aqua reports* **2016:XX**: 45 sidor.
- Stibe L. 2015. Vattenkemiska undersökningar i Hallandsåarna 1972-2014. *Länsstyrelsen Hallands Län - Meddelande*, **2015: 14**: 92 sidor.
- Thorstad E, Fiske P, Aarestrup K, Hvidsten N, Hårsaker K, Heggberget T, Økland F. 2005. Upstream migration of Atlantic salmon in three regulated rivers. In *Aquatic telemetry: advances and applications*, M. Spedicato, Marmulla, G, Lembo, G (eds). FAO/UN - COISPA: Rome; 191-202.
- Thyssel E, Schibli H, Norell P. 2013. Bevarandeplan för Ätran. *Länsstyrelsen Halland (Natura 2000)*, **511-3405-11**: 19 sidor.
- Wolf P. 1951. A trap for the capture of fish and other organisms moving downstream. *Transactions Of The American Fisheries Society*. **80**: 41-51.
- Östergren J, Rivinoja P. 2008. Overwintering and downstream migration of Sea sea trout (*Salmo trutta* L.) kelts under regulated flows - northern Sweden. *River Reserach and Applications*. **24**: 551-563.

Vedlegg 13 Ålevandrer.

