

Tiltaksplan for Litlåna i Hellelandsvassdraget

av Espen Olsen Espedal, Christoph Postler, Christoph Hauer, Peter Flödl,
Sebastian Stranzl og Ulrich Pulg



Laboratorium for ferskvannsekologi og innlandsfiske (LFI)

Laboratorium for ferskvannsekologi og innlandsfiske (LFI)

I 2018 ble Uni Research en del av NORCE (Norwegian Research Center)

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

ISSN nr: ISSN-2535-6623

LFI-rapport nr: UTKAST

Tittel: Tiltaksplan for Litlåna i Hellelandsvassdraget

Dato: 13.04.2022

Forfattere: Christoph Postler, Espen Olsen Espedal, Christoph Hauer, Peter Flödl, Sebastian Stranzl og Ulrich Pulg

Bilder: Fotografier er tatt av Norce LFI.

Geografisk område: Rogaland, Norge

Oppdragsgiver: Dalane Vannområde v/ Eigersund Kommune

Kontaktperson hos oppdragsgiver: Trine S. Røyneberg

Antall sider: 70

Emneord: Leveområder for fisk, habitat, tiltak, fiskevandring

Sammendrag:

Forord

På oppdrag fra Dalane vannområde har Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske (LFI) i NORCE (tidligere Uni Research) utført fysisk habitatkartlegging og oppmåling med drone i Litlåna i Hellelandsvassdraget. Målet med prosjektet var å utarbeide en tiltaksplan for Litlåna, med fokus på restaurering og gjenåpning av vassdraget. Kontaktperson hos Dalane vannområde har vært Trine S. Røyneberg. Som representant for grunneiere har Ståle Svalestad hos Eigersund og Helleland elveeigarlag SA vært kontaktperson. Hydrauliske beregninger er gjort av Christoph Hauer og Peter Flödl fra BOKU Wien. Fra Dalane Kraft har produksjonsleder Per Ivar Tengesdal estimert kostnader og produksjonstap ved kraftverket i forbindelse med uttak av vann og fiskerist.

Med vennlig hilsen



Espen Olsen Espedal



Christoph Postler

Innhold

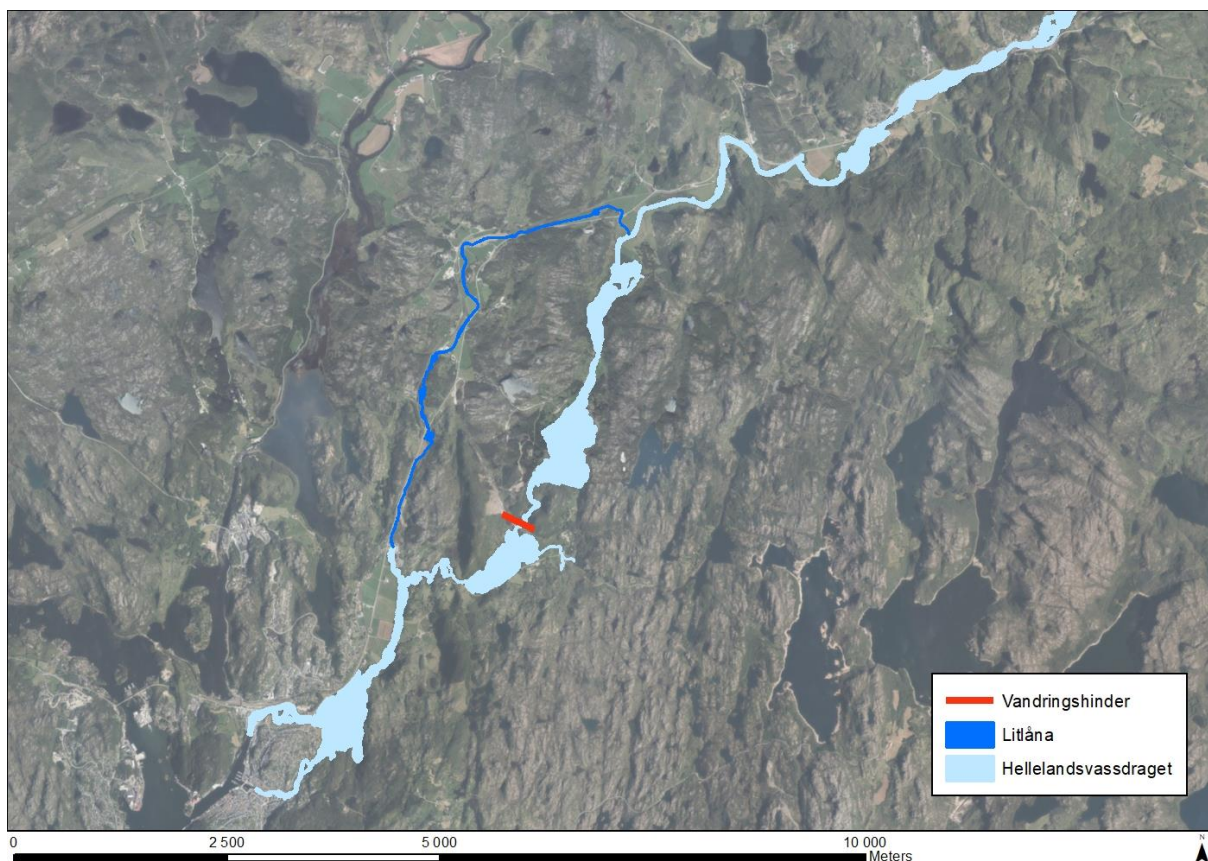
| | | |
|-----|---|----|
| 1. | Bakgrunn og hensikt..... | 6 |
| 1.2 | Om lakseproduksjon og habitatforhold | 8 |
| 1.3 | Gyteområder | 8 |
| 1.4 | Skjulforhold for ungfisk | 9 |
| 2. | Materiale og metoder | 10 |
| 2.1 | Innsamling av eksisterende informasjon | 10 |
| 2.2 | Habitatkartlegging..... | 11 |
| 2.3 | Habitatflaskehals og begrensede faktorer..... | 14 |
| 2.4 | Litt om andre hydromorfologiske inngrep | 15 |
| 2.5 | Oppmåling med drone og differensiell GPS | 23 |
| 3. | Resultater | 24 |
| 3.1 | Kartlegging av Litlåna | 24 |
| 4. | Vurdering og anbefalte tiltak | 33 |
| 4.1 | Litlåna som fiskehabitat | 33 |
| 4.2 | Litlåna som vandringsvei for anadrom fisk | 33 |
| 4.3 | Tiltak for å reetablere Litlåna som oppvandringsvei for anadrom fisk..... | 35 |
| | Vannføringsbehov og inntaksløsning | 35 |
| | Produksjonstap for Dalane Energi ved ønsket vannføring..... | 38 |
| | Grøfting | 39 |
| | Eventuelle terrengetilpasninger..... | 43 |
| 4.4 | Tiltak for å etablere sikker utvandringsvei for anadrom fisk | 45 |
| | Utvandring gjennom Øgreyfoss | 45 |
| | Utvandring gjennom Litlåna..... | 46 |
| | Kunstig utvandring/flytting av fisk | 46 |
| 4.4 | Overvåking av opp- og nedvandring | 47 |
| 4.5 | Habitattiltak i Litlåna | 47 |
| 5. | Oppsummering..... | 48 |
| 6. | Referanser | 49 |
| 7. | Appendiks A: Hauer & Flödl 2022 | 52 |
| | Background..... | 55 |
| | Aims..... | 55 |
| | Methodology | 55 |
| | Hydrodynamic-models..... | 56 |

| | |
|---|-----------|
| Data basis and sensitivity analysis | 56 |
| Modell Data | 57 |
| Implementation of restoration measures..... | 58 |
| Results | 59 |
| 1D-Modelling results | 59 |
| Hydraulic modelling 2D..... | 64 |
| Conclusions and final remarks | 70 |

1. Bakgrunn og hensikt

Litlåna er et sideløp av Hellelandsvassdraget som strekker seg fra litt oppstrøms Øygreisvatnet og ned til Slettebøvatnet. Sideløpet har vært fysisk avskjært fra Hellelandsåna i lang tid. Dagens vandringshinder i Hellelandsvassdraget befinner seg ved Øgreyfoss. Tidligere kunne fisken i Hellelandsvassdraget komme seg til områdene av vassdraget oppstrøms dette punktet gjennom Litlåna (**Figur 1**). Det finnes historiske dokumenter som beskriver at laksen tidligere kunne benytte Litlåna som vandringsvei i vassdraget (Jædderen og Dalens fogderi Stavanger Amt, 1876; Inspektøren for Ferskvand-Fiskeriene, 1891; Simonnæs, 1890) og at det ble bedrevet laksefiske i selve Litlåna. I disse dokumentene er det nevnt at fiskens vandring gjennom Litlåna allerede på denne tiden var begrenset av vannføring, slik at fisken trolig bare kunne passere gjennom på flom, og det ble ytret ønske om å lede mer vann inn i dette løpet. I 2019 gjennomførte NORCE LFI, på oppdrag fra styret i Eigersund og Helleland Elveeigarlag SA, oppmålinger i Øgreyfoss for å utrede muligheten for å skape en vandringsløsning (Espedal m.fl., 2019). En vandringsløsning på dette punktet viste seg å kunne bli både komplisert og svært kostbart, og det ble også da bemerket at Litlåna virket som et bedre alternativ for å få noe av laksen og sjøauren lenger opp i vassdraget. I 2020 ble det gjennomført fysisk habitatkartlegging av Hellelandsåna fra Gyavatnet til sjø (Postler & Espedal, 2020). Kartleggingen omfattet altså en strekning på om lag 15 km med strømmende vann, hvorav kun omtrent 3,7 km er anadrome ved dagens tilstand. Denne kartleggingen viste at det finnes hele 30 ganger så mye potensielle gyteområder på strekningene oppstrøms dagens vandringshinder, enn det gjør i dagens anadrome areal av Hellelandsvassdraget. Den viste også at man kan øke anadrom lengde og areal med omtrent 400 %, og at fiskeproduksjonen dermed kan økes vesentlig ved å reetablere konektivitet gjennom Litlåna.

Tidligere rapporter (Espedal m.fl., 2019; Postler & Espedal, 2020) peker på at Litlåna tilsynelatende er det mest kostnadseffektive bindeleddet mellom dagens anadrome areal og arealet oppstrøms Øygreisvatnet. Litlåna kan trolig gjenåpnes ved relativt enkle og rimelige grep i forhold til å bygge en fisketrapp gjennom Øgreyfoss. Det kreves trolig tilpasninger i dagens grøft inn i Litlåna, og røret som i dag kun tilfører en liten mengde vann inn i løpet på høy vannføring må byttes ut med et korrekt dimensjonert inntak som kan lede ønsket vannmengde inn i løpet. Inntaket til Litlåna fra hovedelven bør bygges som et justerbart inntak som ikke oversvømmes ved flom. Denne løsningen vil minimere risikoen for oversvømmelser og flomskader. Elvebunnen kan også senkes, da særlig i spesielt utsatte områder hvor det er lite plass til vannet. Det antas at fisk vil kunne finne veien opp i Litlåna siden hovedstrømmen fra kraftverksutløpet munner nær utløpet av Litlåna. Basert på høydedata og også egne oppmålinger av et av de brattere områdene med differensiell GPS, bør Litlåna være passerbar ved økt vanntilførsel og muligens noen mindre terrengtilpasninger. Terrengtilpasningene som eventuelt kreves vil være i form av å flytte på store steiner i områder hvor vannet går innimellom grove masser på lav vannføring. I tillegg må det finnes en utvandringsvei for smolt og utgytt voksen fisk, enten gjennom Øgreyfoss eller ned gjennom Litlåna.



Figur 1. Kart som viser Litlåna (blå strek) og dagens vandringshinder i Hellelandsvassdraget ved Øgreyfossen (rød strek).

Dette oppdraget er initiert av Dalane vannområde for å kartlegge de fysiske habitatforholdene i- samt å gjennomføre oppmåling av Liltåna, for å kunne foreslå tiltak med fokus på restaurering og gjenåpning av vassdraget som habitat og vandringsvei for anadrom fisk i Hellelandsvassdraget. NORCE LFI fikk oppdraget og har i denne forbindelse gjennomført feltarbeid i form av kartlegging av habitat og fysiske inngrep, samt droneflyvning med RTK-drone, over hele Litlåna. I tillegg har det blitt gjort oppmålinger med håndholdt differensiell GPS i områder av spesiell interesse. Eksisterende informasjon om vassdraget ble også hentet inn i underveis i arbeidet. Samlet gir resultatene av kartleggingen grunnlag for å kunne vurdere habitatforhold og påvirkningsgrad av fysiske inngrep på habitatforholdene. I tillegg gir oppmålingsdataene grunnlag for å vurdere løsninger for å gjenopprette vandringsvei for anadrom fisk gjennom Litlåna til de øvre delene av Hellelandsvassdraget.

1.2 Om lakseproduksjon og habitatforhold

Laks og sjøaure har ulike krav til habitatforhold gjennom livssyklusen. En rekke studier har i den senere tid påpekt at den romlige fordelingen av egnete habitatforhold for ulike livsstadier kan ha stor effekt på vassdragets bærekapasitet for produksjon av laksesmolt. Særlig viktig anses tilgangen til gyteområder for voksen fisk og skjulforhold for ungfisk. Nedenfor er det gitt en kort beskrivelse av sammenhengen mellom gyteområder, skjul og lakseproduksjon. Det faglige grunnlaget for dette er oppsummert i Aas et al. (2011) og sammenfattet i Forseth & Harby (2013).

1.3 Gyteområder

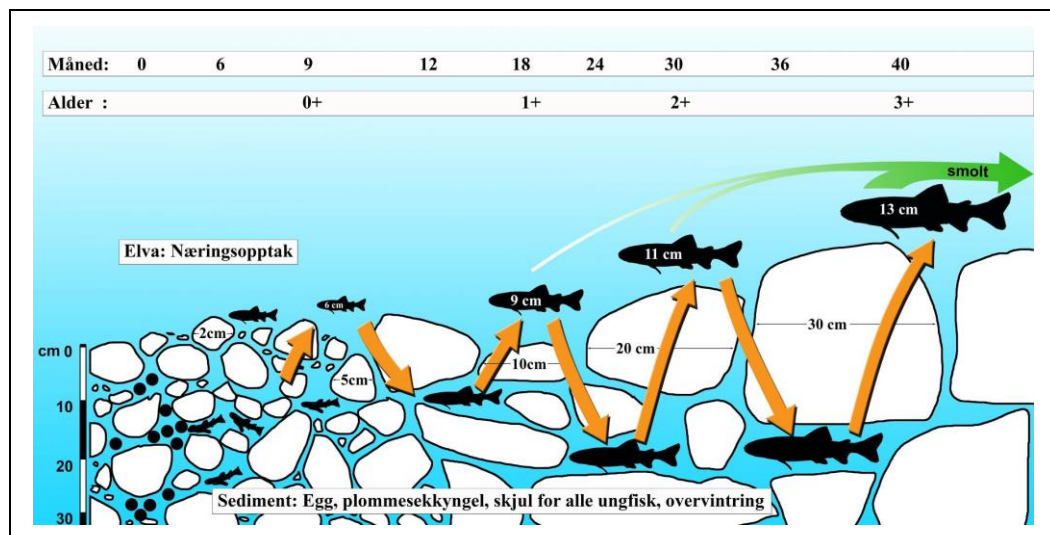
Laksen gyter ved at eggene legges porsjonsvis ned i elvegrusen i såkalte «gytegroper». Det er hunnfisken som graver gytegroperne, og hun kan fordele eggene i flere groper. Områder der det har vært gyteaktivitet fremstår ofte som et lysere felt med omrørt grus etter gyteperioden.

Laksen stiller strenge krav til valg av gyteplass, der sammensetningen av bunnsubstrat, vandndyp og vannhastighet synes å være de viktigste fysiske faktorene. Typisk finnes gyteområdene på forholdvis grunne deler av elven (0,3-0,7 m, men også dypere) hvor elvebunnen består av grus og små stein, og på partier med akselererende vannhastighet (0,3-0,6 m/s). Utløpsområder («brekk») av kulper er ofte gode gyteområder. Fiskestørrelse spiller også en rolle, ettersom stor fisk gjerne benytter grovere grus og stein og større dyp enn mindre fisk. Som en følge av dette ser en også at laksen ofte gyter på dypere områder og på grovere substrat enn det auren gjør. I praksis overlapper likevel laksen og auren i stor grad, og gyter ofte på de samme områdene. Det strenge kravet til valg av gyteplass resulterer i at det i mange tilfeller bare er et fåtall plasser i elven som har egnete forhold for gyting. Hvor slike områder finnes, vil være avhengig av både geologiske og hydrauliske forhold i vassdraget, herunder sedimenttilførsel, vannhastighet og sedimenttransport.

Fordeling og størrelse av gyteområder i vassdraget har stor betydning for rekruttering og dermed produksjon av lakseunger. De første ukene etter at yngelen har brukt opp plommesekken og kommer opp av grusen for å starte næringsopptak, er ofte en flaskehals for overlevelse for laks. Yngelen etablerer tidlig territorier som forsvarer aggressivt mot inntrengere, noe som resulterer i en sterk tetthetsavhengig dødelighet. Yngel som kommer tidlig opp av grusen vil ofte etablere territorier først i området i nærheten av gytegroperne, og fortrenger yngel som kommer senere. Yngel som taper i konkurransen om territorier vil ha langt dårligere overlevelsesmuligheter. Dette resulterer i at fordelingen av yngelen i tidlig livsfase ofte er «klumpet» i nærheten av gyteområdene.

1.4 Skjulforhold for ungfisk

Etter å ha overlevd den første kritiske yngelfasen, vil overlevelse og vekst av lakseparr frem til smoltstadiet være avhengig av både næringstilgang og habitatforhold. Lakseparr foretrekker ofte grunne partier med hurtigrennende vann, men kan også finnes i sakteflytende og dypere elvepartier. I de senere år har flere studier fremhevet viktigheten av skjulområder for å kunne hvile og å unngå predasjon. Dette har vist seg å være et viktig element for overlevelse og produksjon av ungfisk (Finstad et al. 2009). Lakseparr finner som regel skjul i hulrom mellom steiner, eller i vegetasjon og andre fysiske strukturer på elvebunnen (**Figur 2**). Tilgangen til skjulmuligheter i hulrom er sterkt knyttet til kornstørrelse og sammensetningen av bunnsubstratet. Det er hovedsakelig blokker og stein som gir gode skjulforhold, særlig for eldre ungfisk av laks, mens områder som er dominert av grus og sand vanligvis gir få muligheter til å skjule seg. I tillegg til bunnsubstratet, kan ungfisk også finne skjul i tilknytning til vannvegetasjon, trær og andre strukturer i vannet.



Figur 2. Prinsippskisse for hvordan ulike livsstadier hos ungfisk hos laks og aure benytter elvebunnen (skisse utviklet av Ulrich Pulg).

2. Materiale og metoder

2.1 Innsamling av eksisterende informasjon

I forkant av habitatkartleggingen ble det gjennomført informasjonssøk om de aktuelle delstrekningene av vassdraget som inngår i undersøkelsen. Her ble det hentet opplysninger fra offentlige databaser/karttjenester som ligger på nett. Det ble også benyttet eksisterende kartgrunnlag for å lage kart til bruk under feltarbeid, til å velge ut aktuelle strekninger for å finne mulige vandringshindre.

For grunnleggende vurderinger av vassdragets gradient og morfologi ble det brukt data fra Kartverkets Høydedata-base. Flyfoto av vassdraget var tilgjengelig via Norge i bilder, som er et samarbeid mellom Kartverket, NIBIO og Statens vegvesen. Det ble utført en kontroll av historiske flyfoto for å identifisere eventuell kanalisering og utretting av vannforekomstene.

2.2 Habitatkartlegging

Kartleggingen ble utført med utgangspunkt i metodene beskrevet i Forseth & Harby (2013), men fremgangsmåten er noe modifisert for å kunne inkludere fysiske inngrep i kartleggingen. Arbeidet ble utført ved at en person iført snorkleutstyr og våtdrakt utførte observasjoner under vann, mens en person noterte ulike habitatparametere på skjema og kart på vannfast papir. Det ble brukt GPS og kart for å stedfeste ulike interessepunkter. Innenfor elvestrekninger som har forholdsvis like fysiske forhold (mesohabitatnivå) med tanke på strøm og bunnforhold, ble følgende habitatparametere registrert:

Elveklasser ble kartlagt etter metode beskrevet av Borsányi et al. (2004), og ytterligere beskrevet i Forseth & Harby (2013). Metoden baserer seg på en klassifisering etter fire kriterier: Størrelsen på overflatebølger, helningsgrad, vannhastighet og vanddyb (Tabell 1). Overflaten regnes som turbulent når overflatebølgene er større enn 5 cm, helningsgrad regnes som bratt ved over 4 % helning, vannhastighet som hurtig dersom den overstiger 0,5 m/s og vanddyb over 0,7 m som dypt. Ved kartleggingen har det vært fokusert på å få frem de overordnede elvetyperne og skiftninger i disse. Grenseverdiene for vanddyb og vannhastighet ble skjønnsmessig vurdert på stedet, ettersom disse uansett vil variere mye med vannføringen. Basert på disse kriteriene ble deretter elveklassen klassifisert som glattstrøm (A+B1+B2), kulp (C), grunnområde (D), stryk (H+G1+G2) eller bratt stryk (E+F).

Tabell 1. Oversikt over klassifisering av mesohabitat basert på fysiske karakterer basert på Borsányi et al. (2004). Tabellen er hentet fra Forseth & Harby (2013).

| Kriterier | Vannflate- struktur | Vannflate- gradient | Vannflate- hastighet | Vanndybde | Klasse |
|------------|---|------------------------|-------------------------|-----------|--------|
| Avgjørelse | Glatt/Små riller | Bratt | Hurtig | Dyp | A |
| | | | Sakte | Grunn | |
| | | | | Dyp | |
| | | Moderat | Hurtig | Dyp | B1 |
| | | | Sakte | Grunn | B2 |
| | | | | Dyp | C |
| | Turbulent, brutt/ubrutte stående bølger | Bratt | Hurtig | Dyp | D |
| | | | | Grunn | E |
| | | | Sakte | Dyp | F |
| | | | | Grunn | |
| | | Moderat | Hurtig | Dyp | G1 |
| | | | | Grunn | G2 |
| | | | Sakte | Dyp | |
| | | | | Grunn | H |

Substrat ble klassifisert innenfor hvert mesohabitatområde ved at dekningsgraden (% av overflatearealet av elvebunnen) av ulike substratkategorier ble estimert: Mudder (organisk

finsediment) silt, sand (<1 mm), grus (1-64 mm), stein (64-384 mm), blokk (> 384 mm) og fast fjell.

Skjulforhold for ungfisk ble målt ved å utføre skjulmålinger på utvalgte steder hvor substratforholdene var representative for ulike substratkategorier. Dette gjøres ved å måle hvor mange ganger en 13 mm tykk plastslange kan føres inn i hulrom mellom steiner innenfor en stålramme på 0,25 m². Størrelsen på hulrommene bestemmes ut ifra hvor langt inn slangen kan stikkes, og deles inn i tre skjulkategorier: S1: 2-5 cm, S2: 5-10 cm og S3: >10 cm. For at skjulmålingene skal gjøres så representative som mulig med tanke på substratsammensetningen innenfor et område, foretas skjulmålinger i transekt ved at metallrammen kastes ut på tre «tilfeldige» punkt i elven innenfor et område med forholdsvis likt substratforhold. I hvert transekt ble det gjort målinger på ett punkt i den delen av elveleiet som er tørrlagt ved minstevannføring, ett punkt på grunt vann nært bredden, og et punkt nær midten av elveleiet. Vektet skjul ble deretter funnet ved å beregne gjennomsnittet av skjulmålingene for hver av de tre målingene ut ifra følgende sammenheng:

$$S1 + S2 \times 2 + S3 \times 3$$

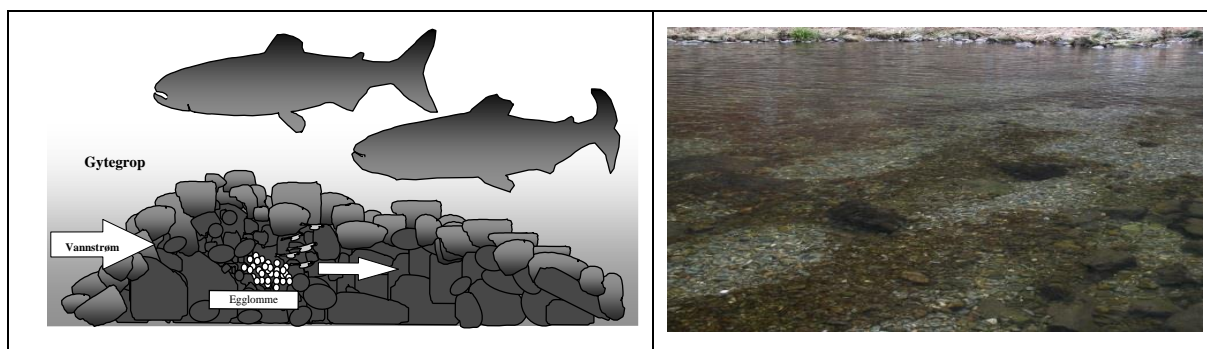
Ut ifra verdiene for vektet skjul klassifiseres skjulforholdene som svært lite (< 1), lite (1-5), middels (5-10), mye (> 10) og svært mye (> 15). Det ble ikke vurdert som hensiktsmessig å utføre skjulmålinger innenfor alle mesohabitatområdene. I stedet ble skjulmålinger utført på utvalgte lokaliteter med representativt substrat. Innenfor hvert mesohabitatområde ble deretter skjulforhold klassifisert basert på en vurdering av de rådende substratforholdene på området og resultater fra skjulmålinger på område med tilsvarende substrat, samt en vurdering av skjultilgang i form av trær, vegetasjon og andre strukturer som kan gi skjul for ungfisk.



Skjulforhold for ungfisk måles ved å kvantifisere antall og størrelse på hulrom i elvebunnen med en plastslange (substrat-o-meter) innenfor en rute på 0,25 m². Slangen er markert med røde markører som brukes til å måle størrelsen (dybde) av hulrommene. Eksempel på skjulmålinger i substrat med mye fin grus og sand hvor det ikke finnes hulrom, og dermed svært lite skjul (t.v.), og i substrat med stein/blokk som gir mye skjul (t.h.). Skjulforhold innenfor ulike mesohabitatområder klassifiseres deretter ut ifra rådende substratforhold og skjulmålinger på områder med tilsvarende substratsammensetning.

Vannvegetasjon som siv, planter, røtter og døde trær ble notert ned med type og dekningsgrad, da disse kan tilføre skjul for fisk i områder som ellers har lite skjul i substratet.

Gyteområder har spesielle morfologiske, sedimentologiske og hydrauliske egenskaper. Gytingen skjer som regel i bekker og elver på rennende vann, oftest på steder hvor vannhastigheten er mellom 0,2 og 0,8 m/s og vanddyptet er på mellom 0,1 og 0,8 m. Egnede gytegrus er grus og/eller småstein med en gjennomsnittlig korndiameter på mellom 5 og 50 mm (tilsvarer grusverksortering 16/32 og 32/64) og lite finsediment. En gytegrusbank må ha løst substrat og være tjukk nok til at sjøaure kan lage en gytegrep og grave ned eggene. Gravedyptet er avhengig av hunnfiskens størrelse siden større fisk graver dypere, men i hovedsak vil gravedyptet variere fra ca. 5 cm og ned til ca. 25 cm. Gyteplasser ligger ofte i utløp av kulper (på et «brekk»), der strømforholdene ofte vil være gunstige og sørger for frisk vanntilførsel til eggene som ligger nede i grusen. Men i små bekker hvor egnet gytegrus kan være mangelfull, kan små flekker med grus bak større steiner være egnede for gyting. En skjematisk fremstilling av en gytegrep er vist i **Figur 3**.



Figur 3. Venstre: Skjematisk framstilling av en gytegrep hvor eggene ligger konsentrert i en eggklomme. Vannstrømmen gjennom grusen sikrer tilførsel av oksygenrikt vann. Etter at eggene er klekt vil plommesekkyngelen bli værende i grusen til plommesekken nesten er brukt opp. Da søker yngelen seg opp gjennom porene i grusen, forlater gytegropen og starter sitt liv som frittlevende yngel. Høyre: Gytegrepene sees ofte som lyse flekker rett etter gyting.

Kantvegetasjon – ble kartlagt ved å angi kantvegetasjonene på hver side av elven til en prosentmessig verdi ut ifra dekningsgrad.

Resultatene fra kartleggingen ble digitalisert ved bruk av ArcGIS 10.5.1. Habitatkartene og gyteområder er tegnet ut ifra kart og notater fra feltarbeidet, samt ved hjelp av flyfoto. Kartene er basert på elvepolygonet fra FKB grunnlagskart, slik at arealene ikke nødvendigvis er representative for elvearealet ved den rådende vannføringen under kartleggingen. Hvert mesohabitatpolygon får en klassifiseringsverdi for skjul som beskrevet ovenfor (*svært lite, lite, middels, mye eller svært mye*) basert på skjulmålinger innenfor området, eller ut ifra nærmeste måling som har tilsvarende substratforhold.

Vandringshindre – aktuelle vandringshindre for fisk ble kartlagt, og kategorisert hvorvidt de er *helt* eller *delvis* (dvs. vannføringsavhengige) vandringshindrende, og *naturlig* eller *kunstige*.

Fysiske inngrep – eventuelle fysiske inngrep slik som f.eks. erosjonssikringstiltak, terskler, kulverter og rør ble notert ned under kartleggingen og beskrevet ut ifra forventet påvirkning.

2.3 Habitatflaskehals og begrensende faktorer

Et vassdrags potensial for lakseproduksjon påvirkes i stor grad av de fysiske habitatforholdene, og hvordan habitatressurser for ulike livsstadier er fordelt innad i vassdraget (se Einum & Nislow, 2011). Vekst og overlevelse hos ungfisk vil være avhengig av bestandstetthet. Dersom tettheten av fisk er høy i forhold til ressurstilgangen, vil vekst og/eller overlevelse reduseres, til bestandsstørrelsen er tilpasset bæreevnen. Vi sier da at bestanden har gått igjennom en tetthetsavhengig flaskehals. Ettersom lakseyngelen har begrenset evne (eller motivasjon) til å spre seg, vil mengde og fordeling av gytehabitat i stor grad være bestemmende for hvor mye yngel som vil rekrutteres til et område. Dersom tilgangen på gytehabitat i et område er liten, og avstanden til neste gyteområde er stor, vil mengden yngel som tilføres kunne bli for lav til at områdets potensial for ungfiskproduksjon (bæreevne) blir fullt utnyttet (**Tabell 2**). Vi sier da at tilgang til gyteområder er en begrensende ressurs, og dermed en flaskehals for fiskeproduksjonen. Hvor mange yngel som senere overlever frem til smoltstadiet vil igjen være avhengig av kvaliteten på oppveksthabitatet. For lakseparr er tilgang til skjul regnet som den viktigste begrensende ressursen, og dermed habitatflaskehals for parr (**Tabell 3**). I en «ideell» lakseelv er gyteområdene godt fordelt langs den anadrome strekningen. I tillegg er det god tilgang til skjulområder i nærheten av gyteplassene (

Tabell 4).

Tabell 2. System for klassifisering av gytehabitat basert på gytearealenes størrelse (innenfor hvert segment) og spredning (gjennomsnittlig avstand mellom gytehabitat, på tvers av segmenter). Grenseverdiene for lite, moderat og mye gytehabitat er foreløpige, og kan bli justert når det foreligger flere erfaringstall fra norske vassdrag. Fra Forseth & Harby (2013).

| | | Menge av gytehabitat som % av elveareal | | |
|--|---------------------|---|------------------|-------------|
| | | Lite (<1 %) | Moderat (1-10 %) | Mye (>10 %) |
| Avstand mellom gytehabitat (på tvers av segment) | Stor (> 500 m) | Lite | Lite | Moderat |
| | Moderat (200-500 m) | Lite | Moderat | Mye |
| | Liten (< 200 m) | Moderat | Mye | Mye |

Tabell 3. Et system for klassifisering av skjultilgang basert på feltmålinger av skjul og beregning av veid gjennomsnittlig skjulmengde innenfor hvert segment. Basert på og modifisert etter Forseth og Harby (2013).

| Skjultilgang (antall veid med dybde) | | | | |
|--------------------------------------|------|---------|-----|-----------|
| Svært lite | Lite | Moderat | Mye | Svært mye |
| <1 | 1-5 | 5-10 | >10 | >15 |

Tabell 4. Klassifisering av elvesegmentets produktivitet (rødt er lavproduktivt, gult er moderat produktivt og grønt er høyproduktivt) ut fra forekomst og fordeling av gytehabitat og skjul. Begrensende habitatfaktor er gytehabitat, skjultilgang eller begge. Ingen begrensende faktor betyr at hverken skjul eller gytehabitat er viktige begrensende faktorer. Etter Forseth og Harby (2013).

| | | Gytehabitat | | |
|-------|---------|-------------|---------|-------|
| | | Lite | Moderat | Mye |
| Skjul | Lite | Begge | Skjul | Skjul |
| | Moderat | Gyte | Begge | Skjul |
| | Mye | Gyte | Gyte | Ingen |

2.4 Litt om andre hydromorfologiske inngrep

Terskel

Terskelbygging har i flere vassdrag ført til ødeleggelse av gyteområder ved å endre vannhastigheter og vanddyp slik at de ikke lenger er forenlig med fiskens krav til gytehabitat (Forseth & Harby 2013). Samtidig kan tersklene ha gitt redusert skjultilgang fordi terskelbasseng fungerer som sedimentfeller. I mange tilfeller er terskler bygget og dimensjonert for å gi et stort vanddekket areal av estetiske hensyn og for å gagne sportsfiske, men i mindre grad av hensyn til biologiske forhold. Det finnes flere studier som viser at fjerning av terskler kan være et effektivt tiltak for å gjenskape eller bedre gyte- og oppvekstforhold (Fjeldstad et al. 2012). I mange regulerte elver i Norge i dag, fjernes eller justeres etablerte terskler for å øke fiskeproduksjonen, siden slike terskelbasseng i mange tilfeller kan bidra til forringing av ungfiskhabitat. Flere terskler har blitt fjernet i regulerte elver på elvestrekninger med restvannføringer, dvs. relativt lite vann, nettopp for å øke kvaliteten på gjenstående produksjonsareal, selv om det totale produksjonsarealet blir lavere enn det var før fjerning av terskler. I Nidelva (Arendalvassdraget) var tettheten av fisk lave med gjennomsnittlig tetthet på 2 fisk pr. 100 m² før de store tersklene ble revet. Etter terskelriving har tetthetene vært markant høyere med et årlig snitt på 42 fisk pr. 100 m² (Gabrielsen & Skår 2015). Hovedårsaken er at både gyte- og oppveksthabitat for ungfisk ble langt bedre etter at tersklene ble fjernet. Det er mulig å bygge terskler og samtidig ivareta fiskeproduksjon, men det er da viktig at tersklene dimensjoneres etter lokale forhold og konstrueres ut fra kunnskap om fiskens krav til leveområder i ulike områder i vassdraget.

Kantvegetasjon

Kantvegetasjon i vassdrag er gjerne definert som det naturlige og viltvoksende planteliv langs vannkanten av ferskvann, som dekker sonen fra vannkanten og opp til flomsikkert land. Kantvegetasjon har stor betydning for natur og miljø langs elva. Det finnes flere årsaker til at kantvegetasjon blir fjernet, deriblant veibygging, vannkraftutbygging, flomkontrolltiltak, forbygninger, vedhogst og landbruksvirksomhet. Kantvegetasjon har imidlertid en rekke

viktige funksjoner. Den er viktig for plante- og dyreliv og er et verdifullt landskapselement. I tillegg kan kantvegetasjon motvirke erosjon langs elvebredden og har en naturlig flomdempende effekt, hvilket også bidrar til å redusere forurensningen i vassdraget. Sedimenter og overflødige næringssalter filtreres ut gjennom kantvegetasjonen (Martin, 1999), hvilket også reduserer forurensning fra jorder og åpen mark. For fisken i vassdraget er kantvegetasjon viktig da den gir skjul og skygge langs elvebredden, og næring i form av evertebrater som er assosiert med vegetasjonstypen i området.

Hvordan ta vare på kantvegetasjon?

Vannressursloven krever at det skal tas vare på en vegetasjonssone langs vassdraget (NVE m.fl., 2010). Nydyrkingsloven av 2. mai 1997 §6, med hjemmel i jordloven § 11 annet ledd, inneholder regler for bevaring av kantvegetasjon. Uten godkjent plan fra kommunen kan ikke jordeier iverksette nydyrking, og kommunen kan ikke godkjenne nydyrking som ikke opprettholder minst 6 meter med kantvegetasjon langs vassdrag med årssikker vannføring og minst 2 meter langs vassdrag uten årssikker vannføring.

Om kantvegetasjon allerede er fjernet, må denne restaureres gjennom planting av naturlig forekommende vegetasjonstyper. Tilstedeværelse av en naturlig frøbank for beplantning er en viktig forutsetning, og evnen til å restaurere en naturlig kantvegetasjon avhenger derfor av avstanden til nær naturlige strekninger. Man kan reetablere kantvegetasjon ved å ta trær fra nærliggende områder og plante disse med røttene i området man ønsker å reetablere vegetasjonen. Til dette fungerer Selje og Or særlig godt. Ved nyetablering av kantvegetasjon er bredden imidlertid utsatt for erosjonsfare i de første årene siden vegetasjonsutvikling tar tid. I slike tilfeller bør bredden beskyttes ytterligere med geotekstil eller en erosjonshud av stein (avhengig av gradient og hydromorfologi). Det ble etablert en rekke teknikker for å etablere vegetasjon og erosjonsvern av trær, særlig i lavlandselver, bl.a. med hjelp av faskiner. En nærmere beskrivelse finnes i Vassdragshåndboka.

Gamle trær er ofte ikke ønsket på plastring siden de kan veltes med røtter av storm og flom, og på denne måten rive hull i plastringen. Planting av trær rett bak plastringen er imidlertid mulig i de fleste tilfeller, delvis også etablering og skjøtsel av kantvegetasjon med unge trær og busker på plastring.

Kanalisering

Kanalisering medfører en utretting av elveløpet, slik at svinger eller meandre rettes ut og totalt vanddekt areal blir redusert. Dette fører til en reduksjon i fiskeproduserende elveareal. I tillegg til at vanddekt areal blir redusert vil også habitatvariasjonen reduseres, hvilket kan medføre forringelse av det resterende elvearealets habitatkvalitet. Fallet per meter elvestrekning økes og elvens evne til å transportere sedimenter øker i de øvre delene av vassdraget. De viktigste effektene av kanalisering på det akvatiske miljøet er dermed tap av areal, endringer i strømforhold og økt tilførsel av suspendert stoff som gir økt turbiditet og økt mengde finpartikulert materiale som dekker det naturlige bunnsubstratet. Tap av habitat går både på

areal og på redusert kvalitet av ulike leveområder, at naturlige kulp – stryk sekvenser ødelegges, at kantvegetasjonen fjernes og at substratet endres (McCarthy 1985; Brooks 1989). I visse tilfeller kan det la seg gjøre å gjenskape det gamle naturlige elveløpet. Om dette er vanskelig, kan kanskje deler av opprinnelig vannvei gjenskapes eller sideløp etableres for på den måten å øke produksjonsarealet.

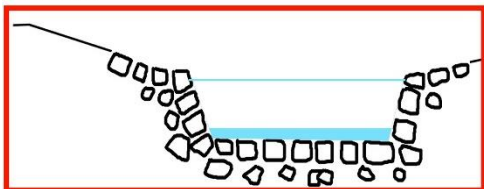
Erosjonssikring eller forbygning

Ofte forbygges elvene for å redusere erosjon i utsatte områder. Erosjonssikring av flere typer forekommer. Noen steder er det valgt å plastre elvebreddene og tidvis også elvebunnen med glatte flater. Dette er negativt for miljøet i elven da det reduserer tilgjengelig skjul for fisk, samt endrer strømforholdene og elvens evne til å transportere sedimenter.

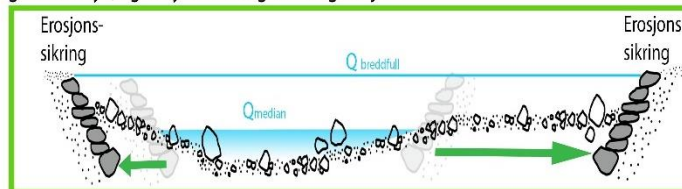
Andre steder er elvebreddene forbygget med løs erosjonssikring av naturstein. Dette medfører langt mindre problemer enn en glatt plastring, da det fortsatt vil være hulrom tilgjengelig for fisken i selve erosjonssikringen. Stedvis kan virkningen av en slik sikring være positiv i elver hvor det finnes lite skjul i elvebunnen (f.eks. elver med stor andel sand/grus i elvebunnen).

Erosjonssikring kan også være tilbaketrukket, slik at det fortsatt finnes en naturtypisk elvebredd innenfor sikringen. Forbygningen er da trukket unna ved å tilføre substrat og steinelementer (rullestein/storstein) langs elvebredden innenfor forbygningen. Man skaper da en ny elvebredd med dynamisk substrat og forbygningen i bakkant, altså en «elv i elven». Slik kan en naturtypisk elvebredd skapes og øke variasjon i strømningsmønster, habitatdiversitet og skjul for ungfisk i området mens erosjonssikringen fortsatt er intakt. En slik sikring gir plass til en bredere elveseng, som gir mer plass til flomvann og mindre oppstuingseffekt, og også plass til sideløp, bakevjer, høler, grunne stryk, egendynamikk og kantvegetasjon.

IKKE SÅNN



En tilbaketrukket erosjonssikring gir rom for en breiere elveseng med mer plass til flomvann og mindre oppstuingseffekt. Dessuten rom for sideløp, bakevjer, høler, grunne stryk, egendynamikk og kantvegetasjon.



En gunstig substratblanding består av ca. 20 % grus (16-64 mm), 70 % rullestein (100-400 mm) og 10% større stein (opptil 1,5 m)

Rørlegging og kulverter

Krysningspunkter mellom veg og vassdrag er sårbare punkter for erosjon. Elver og bekker blir ofte lagt i rør (kulvert) ved slike krysningspunkt. Igjennom kulverten økes vannhastigheten fordi den ofte er en innsnevring i forhold til elvas naturlige bredde og fordi kulverten fører til en økt fallhøyde. Dette vil i sin tur gi økt erosjon umiddelbart nedstrøms krysningspunktet og tilsvarende større sedimentasjon når gradienten og strømhastigheten avtar (Furniss et al. 1991). Gyteområder for fisk nedstrøms en kulvert vil derfor være utsatt. Videre kan kulverter være utformet eller plassert slik at de fungerer som et vandringshinder for fisk. Årsakene kan være for lite vanddyb i kulverten, mangel på hvilekulp nedstrøms kulverten eller for høy plassering slik at fisken ikke klarer å hoppe inn i den. Lengden på det anadrome strekket vil, i tilfeller der kulvert fungerer som vandringshinder, bli kortere med tilsvarende reduksjon av produksjonsareal for anadrom fisk. I verste fall ligger de eneste områdene som egner seg for gyting oppstrøms kulverten, slik at vassdraget ikke lenger kan produsere sjøaure.

I tillegg finnes ofte rister ved kulverter og rør. Disse er stort sett passerbare for all fisk så lenge stavavstanden er over 10 cm. Tilstoppes ristene med drivgods, er de ikke lengre passerbare. Slike tilstoppinger er vanlig om høsten på grunn av løv og annet terrestrisk materiale som driver nedover bekkene. Rister bør derfor vedlikeholdes og renses regelmessig, særlig i og før vandreperioden. Dette vil også redusere fare for oversvømmelse.

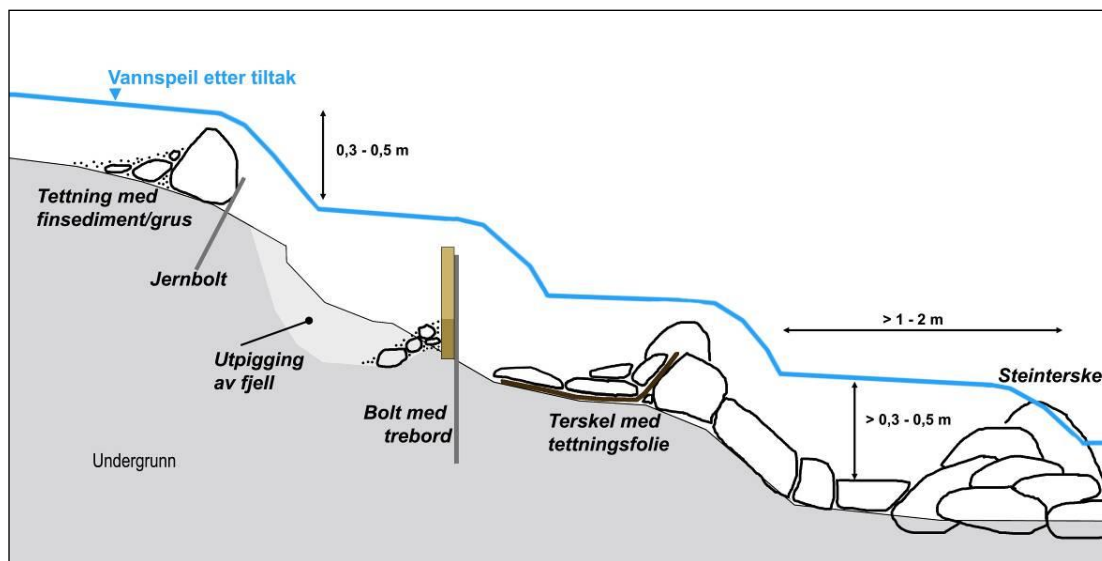
Vandringsvei og fiskepassasjer

Det er avgjørende for produksjonen av sjøaure i en bekk, at gytefisk finner en passerbar vandringsvei opp til gyteplassene slik at den kan forplante seg. Gytemodne laksefisk er ikke de eneste som vandrer. I regionen finnes det stingsild, skrubbe og katadrom ål. Særlig sistnevnte kan vandre langt opp i bekken og kan krype over land, så lenge den er fuktig (fossesprøyt, regn) og det finnes strukturer ålen kan bevege seg i (grus, mose, gress). Også ungfisk av aure og laks vandrer opp og ned i bekken (migrasjon). Særlig eldre ungfisk kan oppsøke mer gunstig habitat med lavere tetthet, mer skjul og/eller mer mat. Sjøaure kan også vandre i saltvann lenge før den typiske smoltifiseringen finner sted. I flere av våre prosjekter har vi sett årsyngel av sjøaure i sjøvann/brakkvann. Det er sannsynlig at yngelen ikke holder seg der hele tiden, men gjennomfører korte næringsvandring fra bekken. En passerbar vandringsvei sørger for en fordeling av fisk i et vassdrag som er gunstig for den samlede fiskeproduksjonen. Gytemoden sjøaure og laks er forholdsvis sterke svømmere og kan hoppe når forholdene er tilstrekkelige. Ungfisk, ål og stingsild har ikke de samme egenskapene.

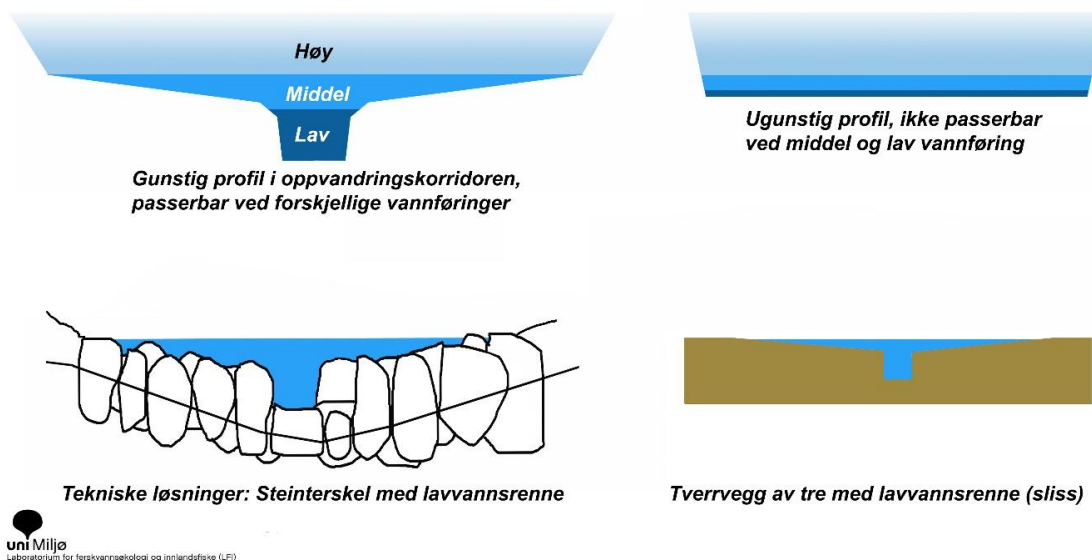
Betrakter man gytemoden sjøaure sitt behov som minstekrav, kan man sammenfatte de viktigste kriteriene som beskrevet nedenfor. Fall, strømhastighet og høydeforskjell er gjerne lavere for ungfisk og andre arter.

- Gytemoden sjøaure vandrer oftest ved vannføringer over middel vannføring. Fiskepassasjer bør dimensjoneres deretter og bør fungere for vannføringer mellom middel og ca. 1-årsflom.
- Fiskepassasjen bør enten utformes som elveløp med terskel-kulp-sekvenser (gradient $< 10\%$, helst $< 5\%$), som kulpetrapp (dersom dimensjonerende vannføring er liten, < 100 l/s), eller som vertical-slot-pass dersom vannføring er større enn 100 l/s og dersom det er varierende vannstand (FAO 2002).
- Høydeforskjellen mellom kulper eller bassenger bør ligge mellom $0,3$ og $0,5$ m, og gjerne lavere. Bassenger og kulper bør ikke være for turbulent (helst < 350 W/m³) og bør derfor har en dybde med minst $0,3$ m, en lengde av minst 2 m og en bredde av 1 m (avhengig av vannføring og høydeforskjell). **Figur 4** viser forskjellige metoder for å justere et bratt stryk slik at det blir passerbart for fisk ved de fleste relevante vannføringer. Terskel i vandringskorridoren bør utformes med lavvannsrenne som vist i **Figur 5**. Dette gir bedre forhold for forskjellige vannføringer og vannstander. Sjøaure kan hoppe, men bare hvis kulpen nedenfor er dyp nok. Som tommelregel bør spranghøyde ligge under $0,8$ m ved middelvannføring. Større fisk kan hoppe høyere, mindre fisk vil ha vanskeligheter med dette.
- Det er ikke bare gytemoden sjøaure som vandrer. Også yngel, og da særlig 1+ og 2+ vandrer mellom habitater innenfor elven og kan sørge for en bedre fordeling av ungfisken. Dessuten finnes katadrom ål i de fleste vassdrag som vandrer som ungfisk. Yngel og ål har mindre evne til å forsere stryk og terskler enn voksen sjøaure og laks. Derfor bør verdiene for utforming av fiskepassasjer som er nevnt ovenfor helst ligge i den laveste delen av den fremstilte rekkevidden. Ål kan i de fleste bekker finne

alternative oppvandringsruter langs bredden ved flom og regn dersom elvebredden har høyt morfologisk mangfold (grovt substrat, mose eller vegetasjon).



Figur 4. Forskjellige metoder for terskeltrinn som fører til bedre oppvandringsvilkår i et bratt stryk (prinsippskisse i lengdeprofil).



Figur 5. Tverrprofiler gjennom terskler i oppvandringskorridor.

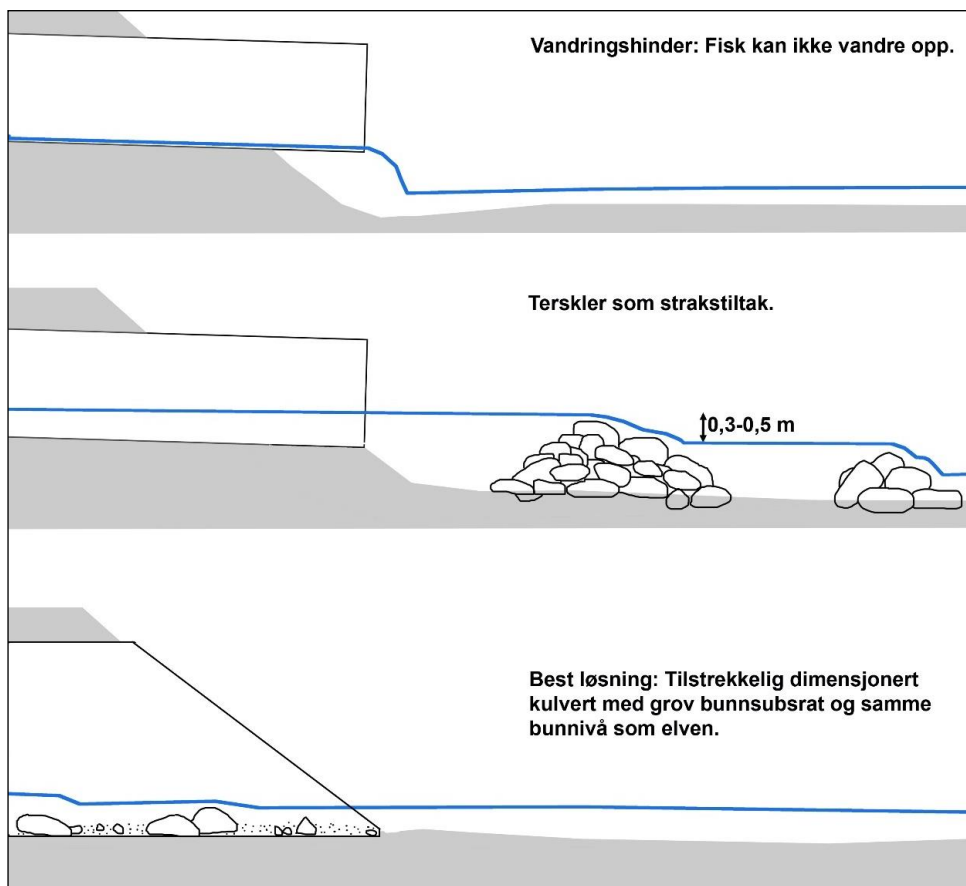
I bekker er det ofte veikulverter og bekkelukkinger som fungerer som vandringshinder. Kulvert og rør bør utformes som beskrevet i DN (2002, **Figur 7**):

- Bunnen skal være ru og bestå av rullestein og grov grus.
- Inngang og utgang skal ligger under vann.
- Ved middel vannhastighet over 1,5 m/s i kulvert bør kulvertens bunn utformes med terskler og kulper som i en fiskepassasje (eksempel i **Figur 6**).

Ofte finnes rister ved kulverter og rør. Disse er stort sett passerbare for all fisk så lenge stavavstanden er over 10 cm. Tilstoppes ristene med drivgods, er de ikke lengre passerbare. Slike tilstoppinger er vanlig om høsten på grunn av løv og annet terrestrisk materiale som driver nedover bekkene. Rister bør derfor vedlikeholdes og renses regelmessig, særlig i og før vandreperioden. Dette vil også redusere fare for oversvømmelse.



Figur 6. Bildet fra bygging av ny veikulvert ved en bekk i Sotra, Hordaland våren 2010. Her støpes det tverrvegger for å lette oppvandringen for fisk.



Figur 7. Lengdeprofil av tre kulverter med forskjellig effekt på fiskevandring (etter DN 2002).

Kostnadene for habitatjusterende tiltak er ofte forholdsvis lave. Et eksempel her er en ny veikulvert i Apeltunvassdraget som Bergen kommune sanerte i 2010 på grunn av flomvern ovenfor. Kulverten var tidligere et vandringshinder og er nå passerbar for fisk (**Figur 8**). Med enkle og kostnadsvennlige tiltak som steiner, bjelker, ledebuner og dannelsen av dypvannsrenner (strukturer) i kulvert, kan mulighetene for fiskevandring for stor og liten fisk gjennom kulvert bedres betydelig.



Figur 8. Bildet viser ny kulvert etablert i Apeltunvassdraget som ble sanert av Bergen kommune og som nå er passerbar for fisk igjen. Dette er et eksempel på et enkelt tiltak i kulvert med betongbunn. Etablering av strukturer, i dette tilfelle som steiner og dypvannsrenne, kan være nok for å sikre vandringsveien for fisk. Andre strukturer kan være ledebuner og terskler med lavvannsrenne.

I prosjekteringen av nye veiprosjekter og spesielt i anleggsfasen, bør rene fiskebiologer være med på planleggingen og ikke minst ha kontakt med entreprenør når krysningspunktet skal etableres. På den måten tror vi at man sikrer en god løsning for fiskevandring ved anleggsarbeidet og unngår merkostnader ved eventuelle justeringer av krysningspunktet på et senere tidspunkt. Basert på resultatene fra denne undersøkelsen, viser det seg at en vurdering av bekken som sjøaurevassdrag bør gjøres før veiarbeidet tar til. I visse tilfeller, som for noen av bekkene i denne rapporten, kan det vise seg at bekken ikke er egnet til produksjon av sjøaure og som heller ikke er viktig for brunaure. Dermed trenger man ikke å ta hensyn til fiskevandring ved krysningspunktet mellom vei og aktuell bekk.

Ripping eller harving

Harving eller ripping av substratet utføres for å fjerne finsedimenter og løse opp bunns substrat, og med dette øke skjul og hulrom for både fisk og bunndyr. Harving kan utføres ved bruk av gravemaskin og vanlig grabb. Teknikken går ut på å omfordele substratet på stedet uten å fjerne substrat fra elvebunnen, ved å trekke grabben gjennom elvebunnen. Så lenge strømhastigheten er høy nok vil finsedimenter da bli frigjort og hulrom mellom stein blir tilgjengelig for fisk og bunndyr. Ripping går ut på samme prinsipp som ordinær harving, men istedenfor å benytte grabb på maskinen benyttes en «teleripper» til å løse opp substratet. En ripper fungerer som en «stålklo» og er opprinnelig utviklet for å rive opp tele. Ripper har av erfaring vist seg å fungere bedre enn grabb på større arealer.

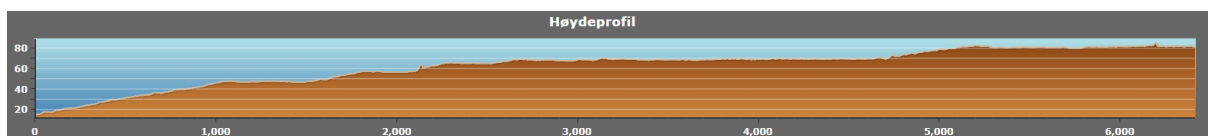
2.5 Oppmåling med drone og differensiell GPS

Dronekartlegging ble gjennomført med en DJI Phantom 4 RTK. Dronen ble flydd over hele prosjektområdet og bilder ble tatt fra forskjellige høyder, retninger og vinkler. Dronebilder ble prosessert med structure from motion applikasjon (Agisoft Metashape Professional). Med dette programmet ble det laget et georeferert ortofoto av prosjektområdet. Alle droneoperasjoner ble utført i henhold til forskriftene for fjernstyrte flysystemer kategori RO1 som definert av Luftfartstilsynet. Områder av spesiell interesse slik som innløpsområdet til Litlåna, ble i tillegg kontrollmålt med håndholdt differensiell GPS av typen Trimble R6.

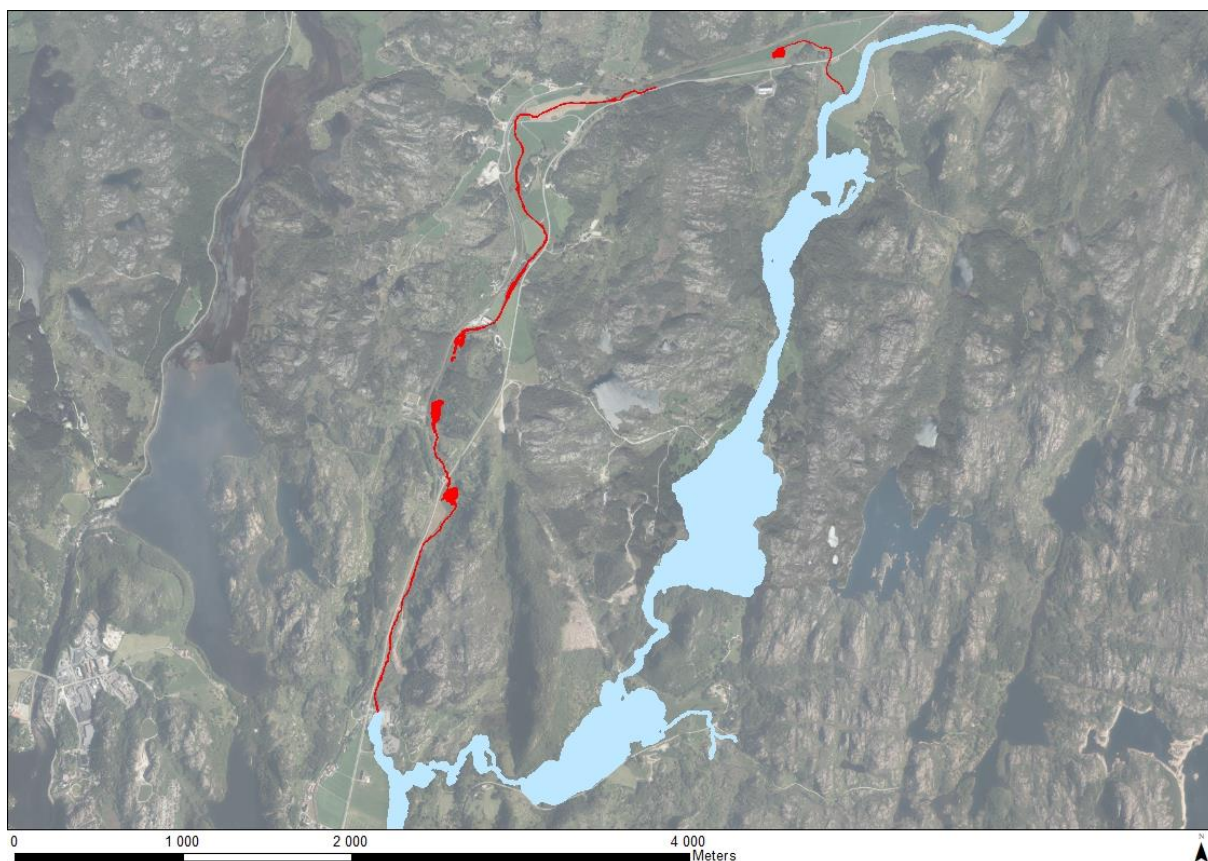
3. Resultater

3.1 Kartlegging av Litlåna

Kartleggingen av Litlåna ble gjennomført den 13.07.2021. Litlåna renner fra like oppstrøms Kvålsvatnet til Slettbøvatnet ved kraftutløpet Øgreyfoss kraftverk (**Figur 10**). Lengden er omtrent 6,4 kilometer og den gjennomsnittlige gradienten er ca. 1,1 %.

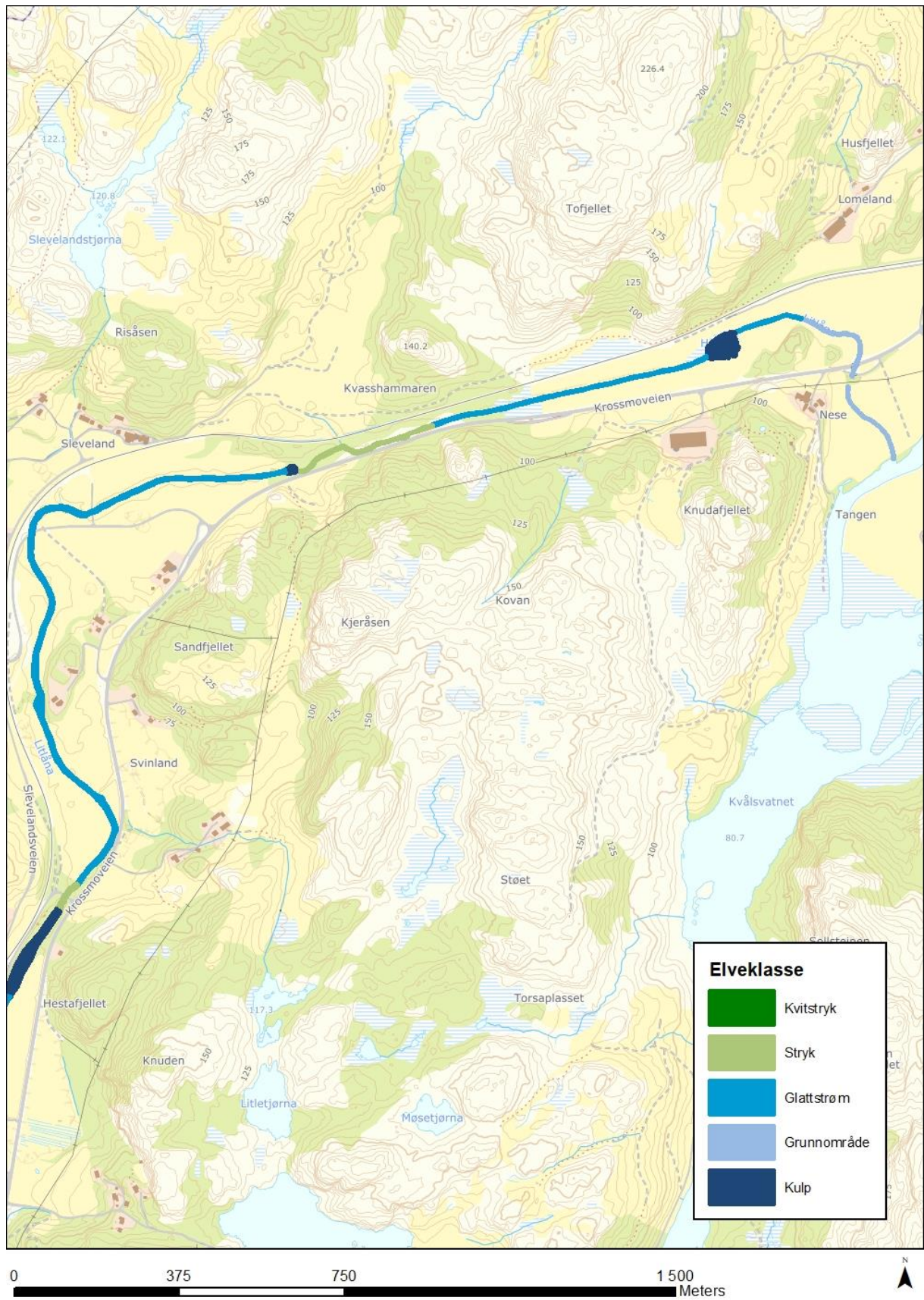


Figur 9. Høydeprofil over Litlåna (Fra: hoydedata.no).

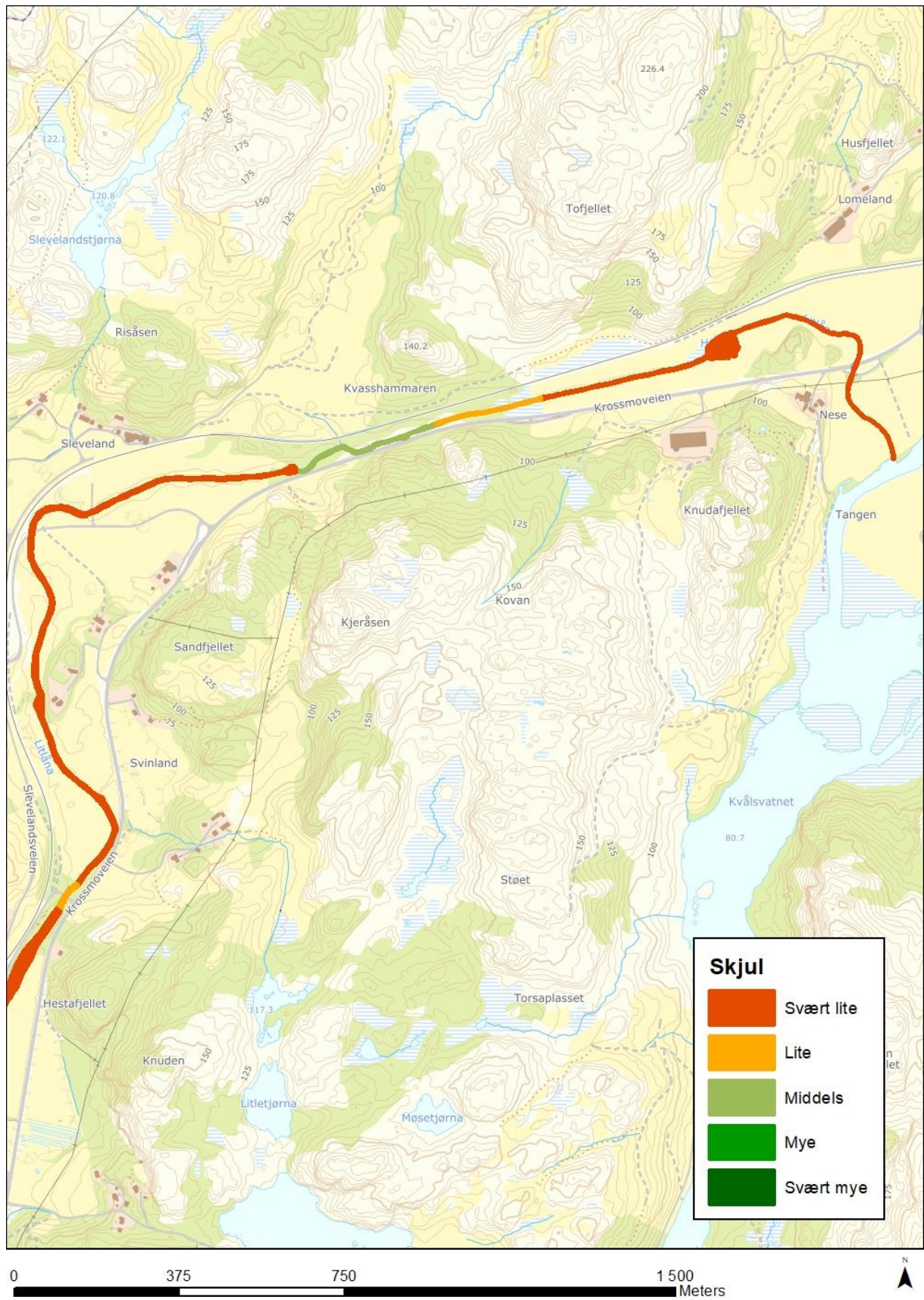


Figur 10. Oversiktskart over Litlåna (markert i rød).

Den øvre halvdel av Litlåna består hovedsakelig av glattstrømpartier med et par kulper/sakteflytende partier og noen korte stryk (**Figur 11**). Det ble ikke observert noen potensielle gyteplasser på strekningen, og substratet består hovedsakelig av mudder i de sakteflytende partiene og grov blokk i områdene med høy gradient. Skjulverdiene er derfor også generelt svært lave, da det finnes lite tilgjengelig hulrom i elvebunnen (**Figur 12**).

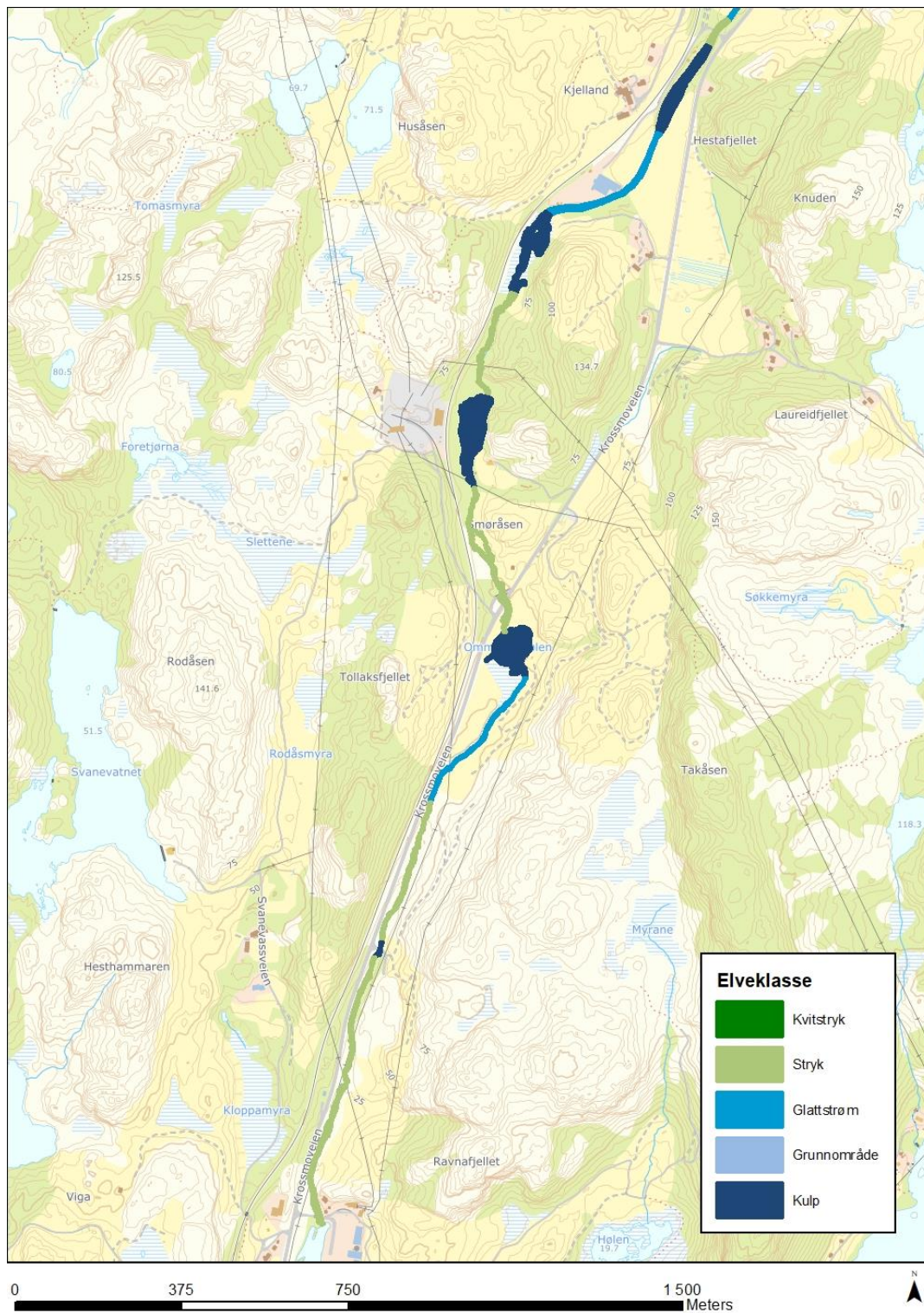


Figur 11. Elveklasser i øvre halvdel av Litlåna.

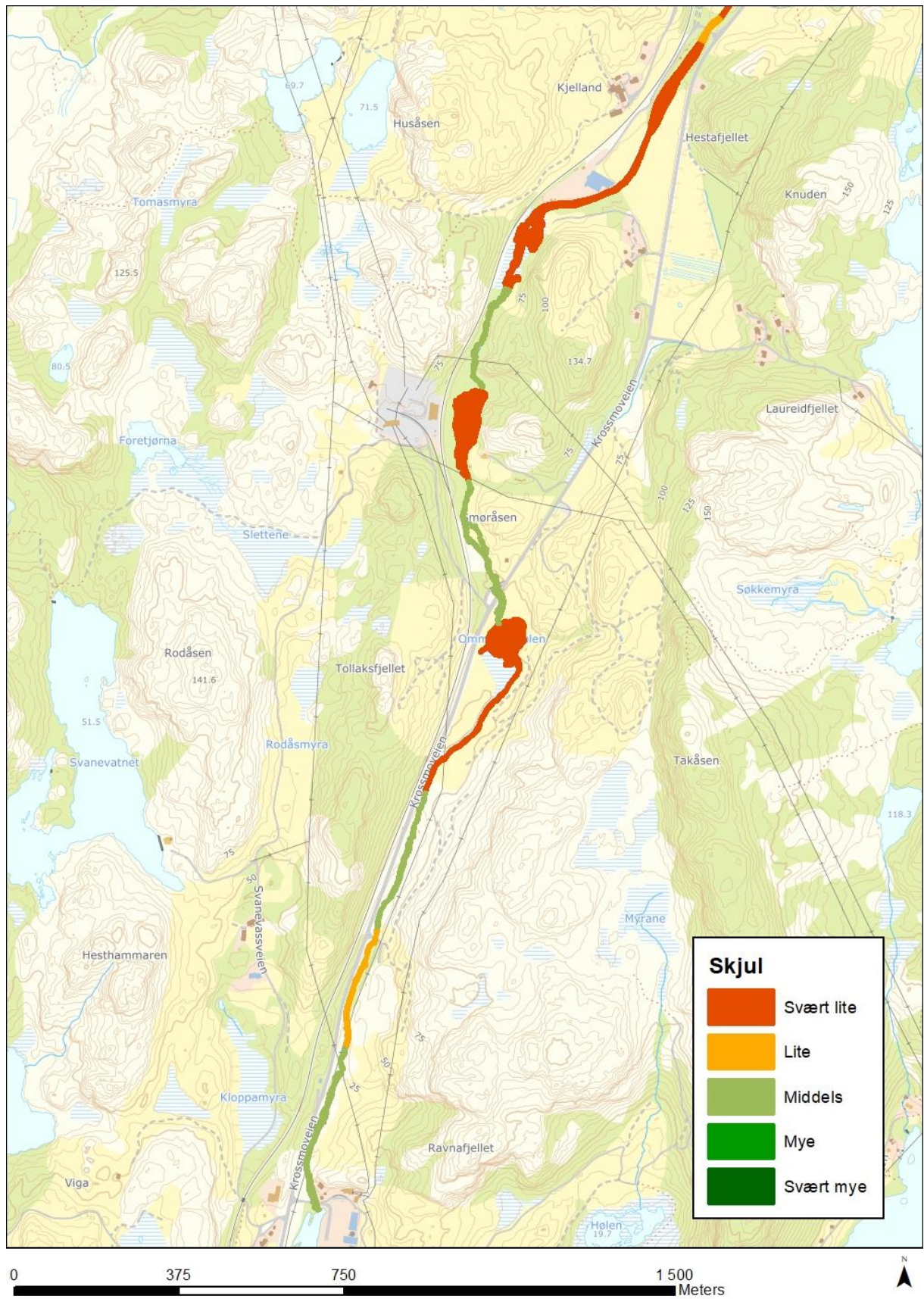


Figur 12. Vektet skjul for de ulike segmentene i øvre halvdel av Litlåna.

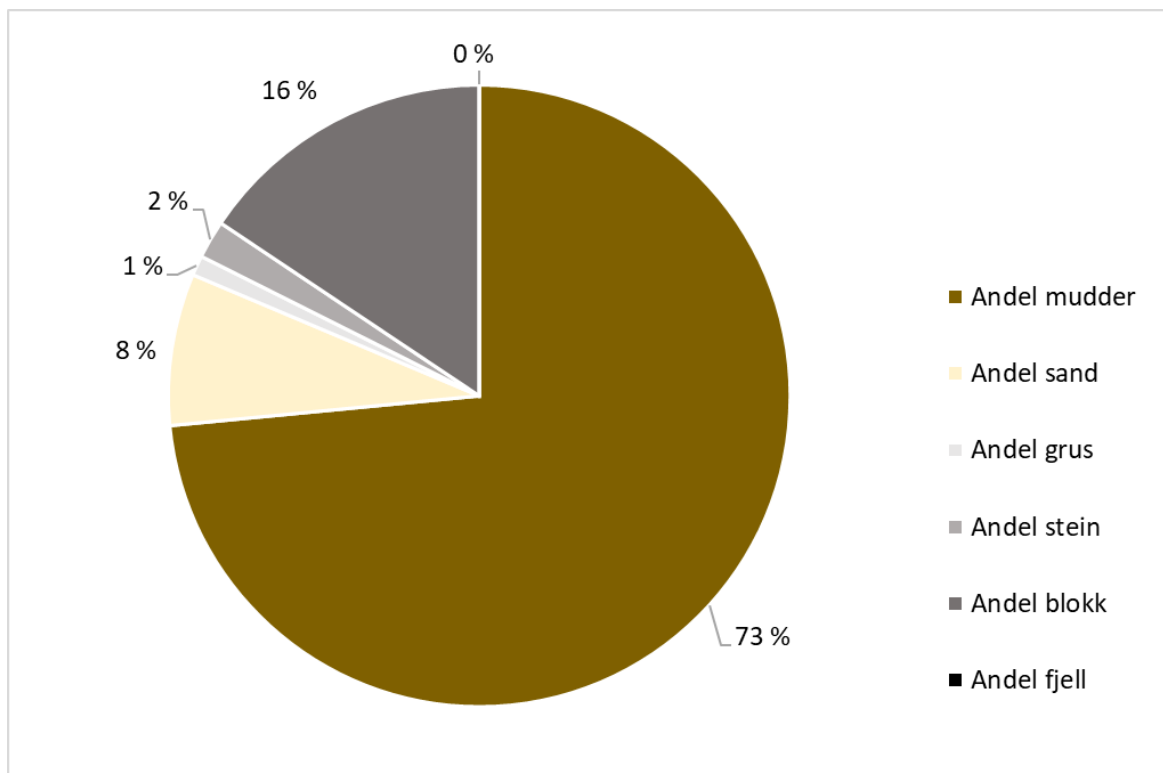
Den nedre halvdel av Litlåna har høyere gradient og dermed mer strykpartier enn den øvre halvdel. Elveklassen varierer mellom glattstrømmer, stryk og kulper (**Figur 13**). Skjultilgangen er for det meste middels god i strykpartiene, men det er også her svært lite skjul i kulper og glattstrømmer (**Figur 14**).



Figur 13. Elveklasser i nedre halvdel av Litlåna.



Figur 14. Vektet skjul for de ulike segmentene i nedre halvdel av Litlåna.



Figur 15. Substratfordelingen i Litlåna. Mudder, blokk og sand dominerer elvebunnen.

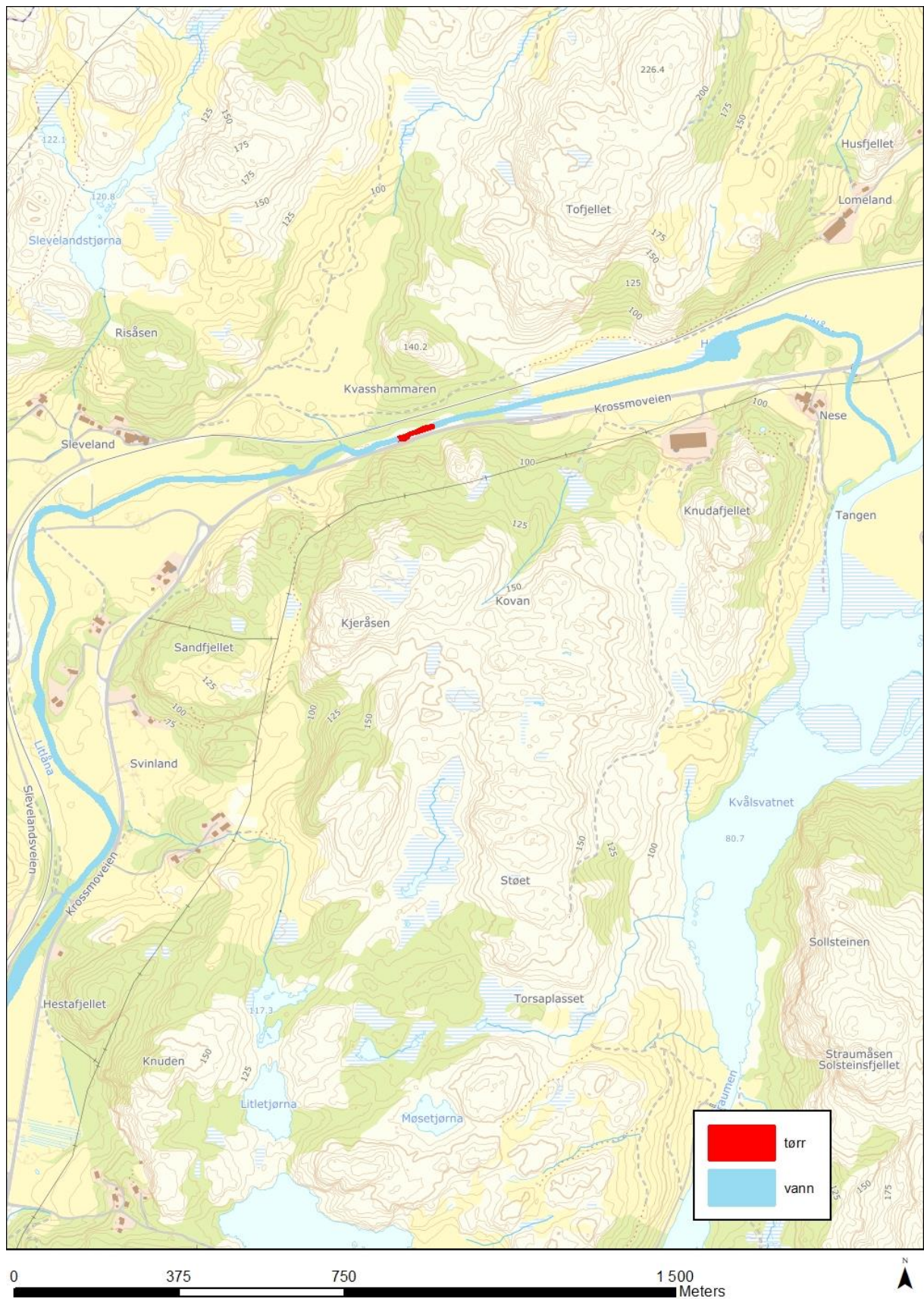
Litlåna er stedvis sterkt preget av tørrlegging, og er følgelig begrodd av akvatisk, men også terrestrisk vegetasjon. På grunn av inntaksløsningen fra hovedelven (**Figur 17**) er vannføringen betydelig redusert og strekningen er per i dag kun lakseførende et kort stykke i nedre deler ved høye vannføringer. Det finnes noe tilløp av vann fra sidene nedover vassdraget. Det fantes ingen vannstrøm i de helt øverste delene av bekken oppstrøms Lomeland. Ved Lomeland kom det inn vann fra en rørlagt tilløpsbekk, og nedstrøms dette punktet var de første områdene med vannstrøm. I strekninger hvor bekken er bred og substratet grovt (stor blokk) er elveløpet tilsynelatende helt tørrlagt på lav vannføring. **Figur 18** og **Figur 19** viser hvilke strekninger av bekken som var tørrlagt og vanddekt på kartleggingstidspunktet.



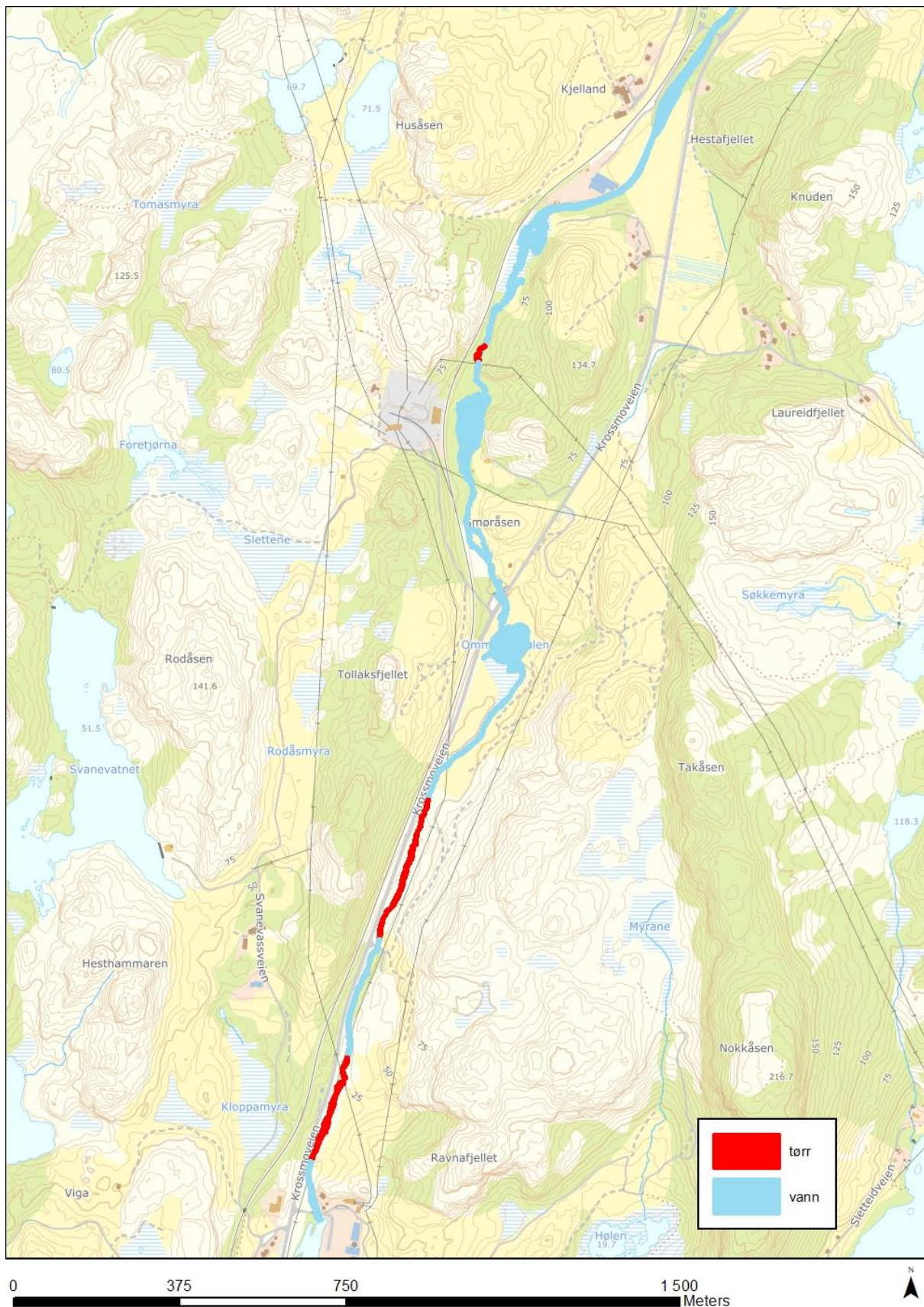
Figur 16. Bilder fra befaring og kartlegging av Litlåna. Stedvis vokser det gress i det delvis tørrlagte elveløpet.



Figur 17. Vanninntaket fra Hellelandselva til Litlåna. Merk at ved lav vannføring går det ikke vann inn i røret.



Figur 18. Kart over øvre halvdel av Litlåna som viser hvor det fantes vanddekt areal og hvor elveløpet lå tørt (intet synlig vannspeil) på kartleggingstidspunktet.



Figur 19. Kart over nedre halvdel av Litlåna som viser hvor det fantes vanddekt areal og hvor elveløpet lå tørt (intet synlig vannspeil) på kartleggingstidspunktet.

4. Vurdering og anbefalte tiltak

4.1 Litlåna som fiskehabitat

Det ble ikke observert noen potensielle gyteområder i Litlåna. Det er imidlertid mulig at det finnes grus i elvebunnen i strekningene med relativt lav gradient, men denne er i så tilfelle tildekket av finsedimenter ved dagens tilstand. Det ble observert en del ørret under kartleggingen, og det finnes derfor sannsynligvis noen flekkvise gyteområder i bekken. Litlåna har områder med grei skjultilgang for ungfisk i områdene hvor det er høy gradient (stryk), og i områdene med lav gradient finnes det skjul i vegetasjon selv om elvebunnen mangler hulrom.

Den største påvirkningen på habitatet i Litlåna er at vannføringen er sterkt redusert og deler av bekken derfor enten er tørrlagt, nedsedimentert eller sterkt begrodd. Kantvegetasjonen er også fjernet langs store områder av bekken. Tiltaket som bør prioriteres med hensyn til fisk er å sikre årssikker vannføring i bekken.

4.2 Litlåna som vandringsvei for anadrom fisk

Det har ikke blitt observert anadrom fisk i de øvre delene av vassdraget. Ved dagens tilstand virker det svært usannsynlig (om ikke umulig) at anadrom fisk kan passere gjennom Litlåna og opp til de øvre delene av Hellelandsvassdraget (oppstrøms Øygreisvatnet). Det finnes delstrekninger i bekken som krever relativt mye vann for at fisken skal kunne passere dem, men det er ikke umulig at fisken kan vandre et stykke opp i vassdraget på flom. Punktet som virket mest kritisk for oppvandring er avbildet i **Figur 20**. Det finnes også noen flere strekninger som er problematiske og det felles kjennetegnet for dem er at de har grovt substrat hvor vannet renner innimellom blokkene på lav vannføring (de røde feltene i **Figur 18** og **Figur 19**).



Figur 20. Bildet viser et område av Litlåna hvor elven er bred, substratet er grovt og gradienten er relativt høy (omkring 13,5 % på det bratteste). Dette punktet vil kreve en del vann, og eventuelt terrengtilpasning for å bli passerbart for fisk.

4.3 Tiltak for å reetablere Litlåna som oppvandringsvei for anadrom fisk

Vannføringsbehov og inntaksløsning

På kartleggingstidspunktet var det ifølge NVE sitt datasett fra målestasjonen i Litlåna en vannføring på 150 L/s ved målestasjonen. Målestasjonen befinner seg i nedre del av Litlåna. Ifølge vannføringsdata fra Litlåna tilgjengelig gjennom NVE sine sider, har vannføringen i perioden mellom 2007 – 2021 variert mellom 0.02 – 5.53 m³/s. Det går altså tidvis flommer i løpet, men løpet tørker også nærmest helt ut i perioder med lite nedbør.

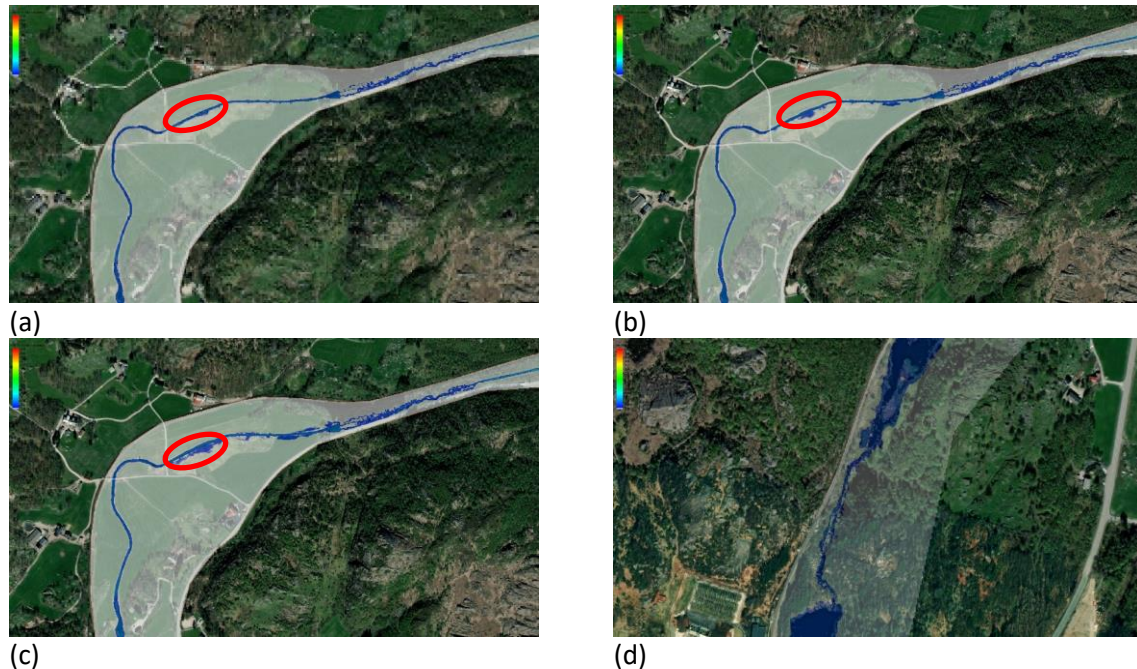
Medianvannføringen i dette datasettet er 180 L/s, gjennomsnittlig vannføring er 389 L/s.

Innløpet til Litlåna ligger per i dag i en innersving hvor det kan avsettes en del masser. Grunnet dette kan det kreves en del vedlikehold for å opprettholde vannstrømmen inn mot inntaket. Inntaket kunne derfor vært flyttet slik at dette befinner seg i en yttersving lenger oppstrøms (**Figur 21**). Dette vil imidlertid medføre større kostnader og mer arbeid for å få vann i løpet. Arealet som tapes for grunneier i forbindelse med flytting av løpet vil i hovedsak kompenseres ved at man tetter igjen grøften ved dagens innløp, men det vil selvsagt bli langt dyrere for prosjektet om man må grøfte på nytt gjennom omtrent 250 meter med jordbruksland.



Figur 21. Oversikt over øvre del av Litlåna med dagens trasé og en alternativ trasé lenger oppstrøms mot hengebroen.

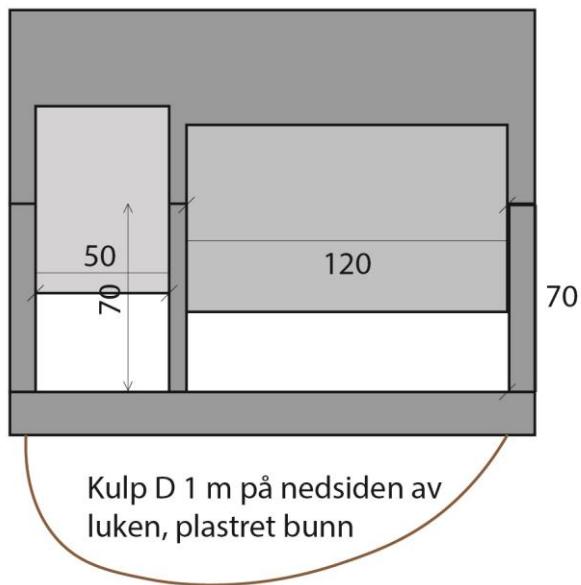
BOKU Wien har gjort hydrauliske beregninger for Litlåna, og sett på elveløpet på vannføringer mellom 0,5 – 5 m³. Beregninger viser at det ved en vannføring på ca. 750 L/sek i kombinasjon med terrengtilpasninger kan oppnås ønsket vanddyb for oppvandring av voksen laks, selv gjennom de mest problematiske områdene av elven. Beregningene viser også at man ved 1 m³/sekund vil begynne å få oversvømmelse ved deler av elveløpet (**Figur 22**). Full teknisk rapport fra BOKU Wien (Hauer & Flödl, 2022) finnes i appendiks A.



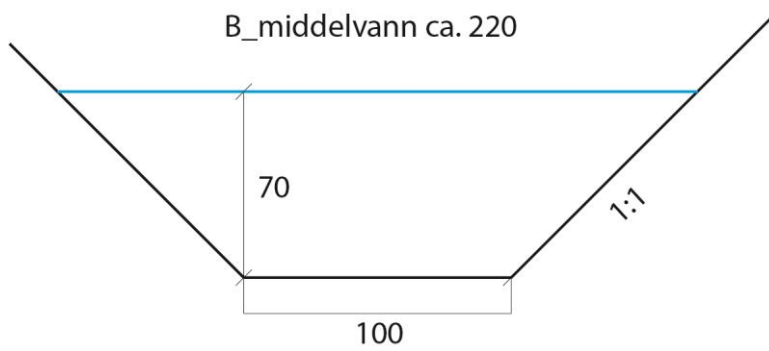
Figur 22. Bilder fra 2D modellering for vurdering av breddfull vannføring. Vanddyb og vanddekt areal er vist for følgende vannføringer: (a) $Q = 1 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, (b) $Q = 1.5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ and (c) $Q = 2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. (d) viser vanddyb i meter og vanddekt areal på $Q = 1 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ i seksjonen av Litlåna som går nær jernbanen. De rød sirkelne viser oversvømmelse av bredden.

Det bør derfor lages et inntak dimensjonert for å få inn en vannføring på omtrent 750 L/sekund. Inntaket bør være justerbart slik at man kan oppnå ønsket vannføring, samt at man ved flomvannføring fra sidebekker og drenering til Litlåna kan redusere vannmengden inn i løpet til en viss grad. Inntaket bør ikke stenges helt selv på flom ettersom det gjerne er da fisken vil gå på- og gjennom Litlåna. Inntaket kan lages med automatiske glideluker med trykkmålere for styring av vannføringen. En skisse for inntak dimensjonert for å kunne ta inn ca. 800 L/s ved normalvannføring er vist i **Figur 23**. Inntaket består i dette tilfellet av to luker. Ved økt vannføring stenges den store luken først, mens den mindre luken holdes åpen og stenges gradvis for å holde vannføringen inn i Litlåna stabil og samtidig opprettholder en spalteåpning som fisken klarer å passere lengst mulig.

Prinsipp tverrprofil luke



Prinsipp kanal



Figur 23. Prinsippskisse av glideluke og kanal dimensjonert for 800 L/s ved normalvannføring.



Figur 24. Eksempelbilde av glideluke (hentet fra Hywer.no).

Produksjonstap for Dalane Energi ved ønsket vannføring

Dalane Energi v/Per Ivar Tengesdal har beregnet deres kostnader forbundet med gjenåpning av Litlåna. Beregningen fra Dalane Energi er gjengitt her.

Overføring av 750 l/s vann til Litlåna gjennom hele året er regnet med å redusere produksjonen i Øgreyfoss kraftverkt med omtrent 3,5 GWh. Dersom det legges til grunn en gjennomsnittlig kraftpris på 45 øre/kWh tilsvarer dette et inntektstap på ca. 1,6 MNOK pr år.

For at smolt skal kunne passere fra Øygreisvatnet ned til Hornnesvatn gjennom restfeltet, må det også slippes minstevannsføring fra Øygreisvatnet. Det er i beregningen tatt utgangspunkt i at 300 l/s er tilstrekkelig vannføring for dette. Dette vil medføre redusert produksjon med omtrent 1,4 GWh.

Det er tidligere gjennomført noen vurderinger og estimater i forhold til ombygging av vanninntaket i Øgreyvatn med mer fiskevennlige løsninger. Dette innebærer blant annet et

betydelig større ristareal og reduserte spalteåpninger for lav vannhastighet slik at også ål er i stand til å svømme bort fra inntaket. Ombyggingen har en estimert kostnad på ca. 14 MNOK. Selve ombyggingen er forventet å ha en varighet på 6 måneder hvor det også må regnes kostnader for tapte produksjonsinntekter. Dersom ombyggingen legges til sommerperioden (april-september) er gjennomsnittlig produksjon i denne perioden ca. 28 GWh. Dette vil da tilsvare et produksjonstap i byggeperioden på 12,6 MNOK (basert på 45/øre/kWh).

Oppsummert vil gjennomføring av alle de overnevnte tiltak medføre en årlig tapt produksjon i Øgreyfoss på ca. 5 GWh, samt en investering for ombygging av vanninntak på ca. 26 MNOK.

Grøfting

For å gjøre Litlåna passerbar for fisk vil det kreves varierende grad av grønfting i de øvre delene mellom Hellelandsåna og et stykke nedstrøms det første små tjernet i Litlåna. I dagens grønft fra Hellelandsåna er det over de øverste 200 meterne særlig finsedimenter/mudder som må fjernes. Det finnes en voll som er omtrent 30 meter lang og 1 – 2 meter høy, like oppstrøms veikrysningen ved Krossmovegen. Det går et rør under denne vollen som må fjernes. Deler av vollen må også fjernes for å få plass til kanal og inntak. I området under Krossmovegen og mellom 200 – 250 meter nedstrøms er bekken svært gjengrodd av planter da det ikke renner særlig med vann i dette området. Her bør det grønftes og fjernes store mengder planter fra elveløpet. Det kan også bli aktuelt å fjerne vannplanter i andre områder (f.eks. i området rundt Sleveland). Fjerning av vannplanter vil generelt øke flomkapasiteten noe og redusere avsetning av finsedimenter. Det forventes redusert vekst av planter i Litlåna etter det er etablert sikker vannføring i bekken.

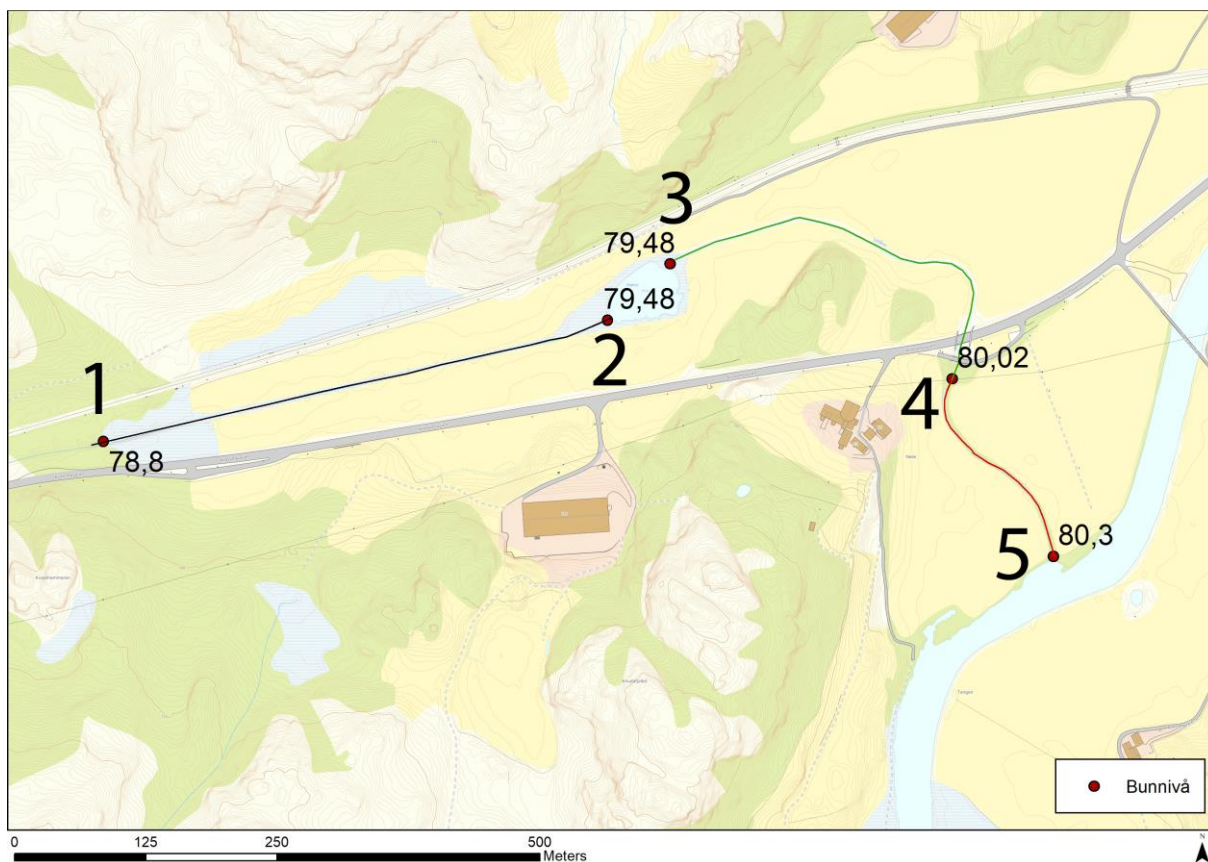
Det er noe usikkert hvor dyp grønften er per i dag, men basert på vannspeil ekstrahert fra rød laserscan antas det at det kreves lite utgraving i de nedre delene av dette området, og noe mer i øvre deler. Dette utgjør en samlet lengde på 1200 meter, da inkludert det små tjernet som allerede er tilstrekkelig dypt. Grønften bør lages med 1 meters bredde i bunn og 1:1 gradient på sidene (**Figur 23**) og gradient på 0.0013. **Figur 26** viser delstrekninger som bør grønftes og **Tabell 5** viser koordinater og bunnivå over delstrekningene. **Figur 27 - Figur 31** viser lengdeprofiler av de ulike delstrekningene. Inntaket med glideluke er aktuelt å installere ved vollen oppstrøms Krossmovegen (punkt 4 i kartet på **Figur 26**). Ved denne lokasjonen vil det også være mulig å kunne regulere vannføringen inn i Litlåna under flommer/høy vannføring.



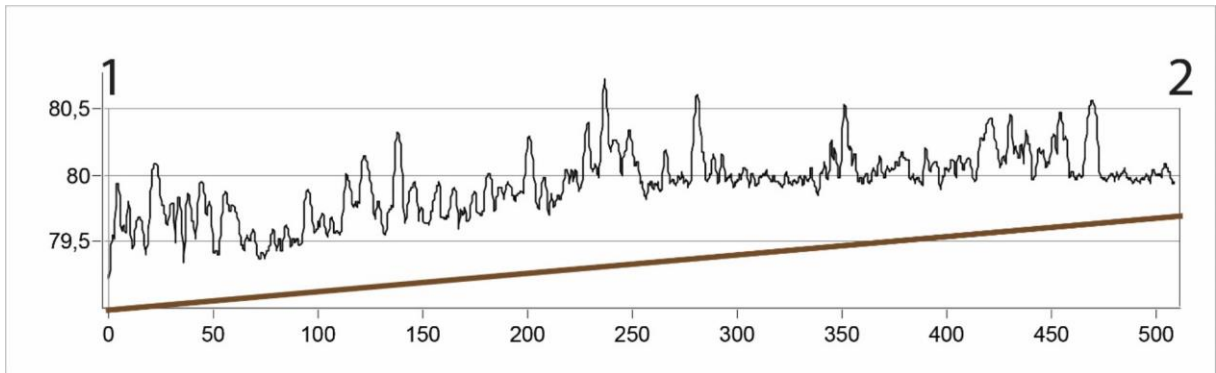
Figur 25. Bilder fra de øvre 450 meterne av Litlåna hvor det må grøftes en god del. Øvre rad viser bilder av de aller øverste delene av bekken hvor det i hovedsak må fjernes mudder/finsedimenter. Vollen oppstrøms Krossmovegen kan sees på bildene i midtre rad. Tilgrodde strekninger ved- og nedstrøms Krossmovegen kan sees nederst.

Tabell 5. Koordinater og bunnivå på begynnelse og slutt av delstrekninger (angitt på kart nedenfor). Lengdeprofilen er laget med utgangspunkt i rød laserscan og gir en grov indikasjon på dagens vannspeil. Dagens bunnivå antas å ligge ca. 0.5 m under vannspeil.

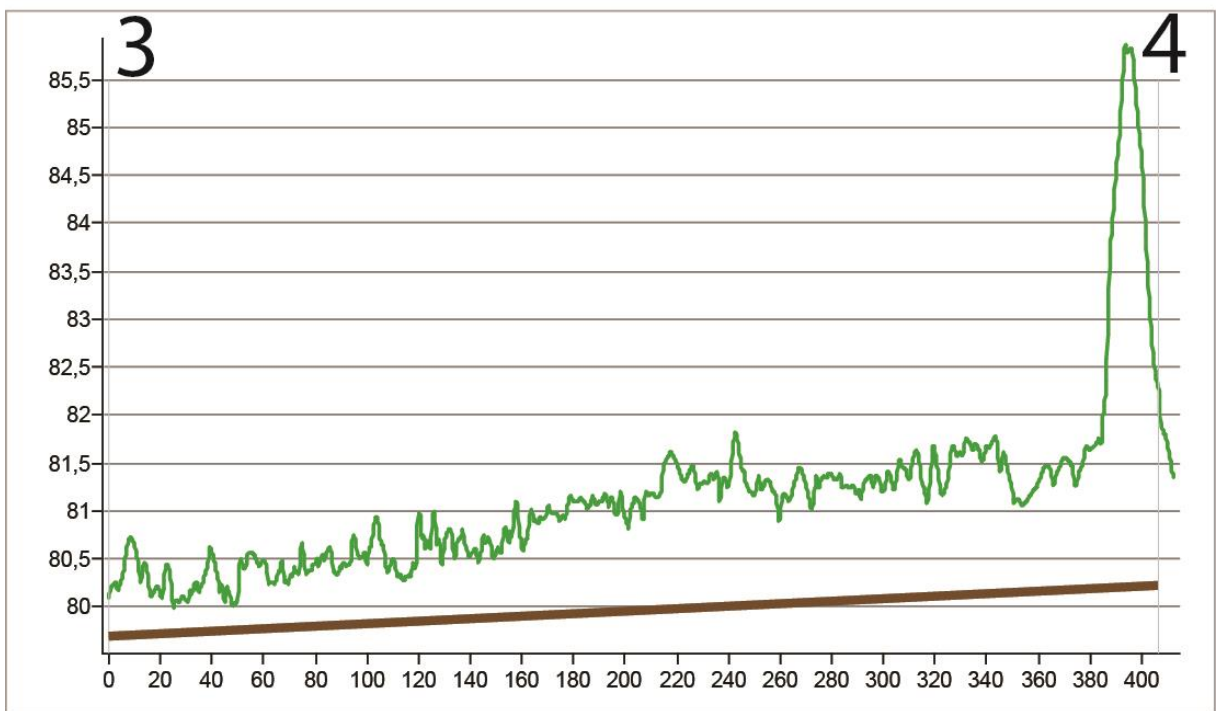
| Punkt nr | X | Y | Z (bunnivå) |
|----------|-----------|------------|-------------|
| 1 | 328679,63 | 6489604,89 | 78,80 |
| 2 | 329159,32 | 6489720,47 | 79,48 |
| 3 | 329219,07 | 6489773,85 | 79,48 |
| 4 | 329487,61 | 6489664,59 | 80,02 |
| 5 | 329583,68 | 6489495,64 | 80,3 |



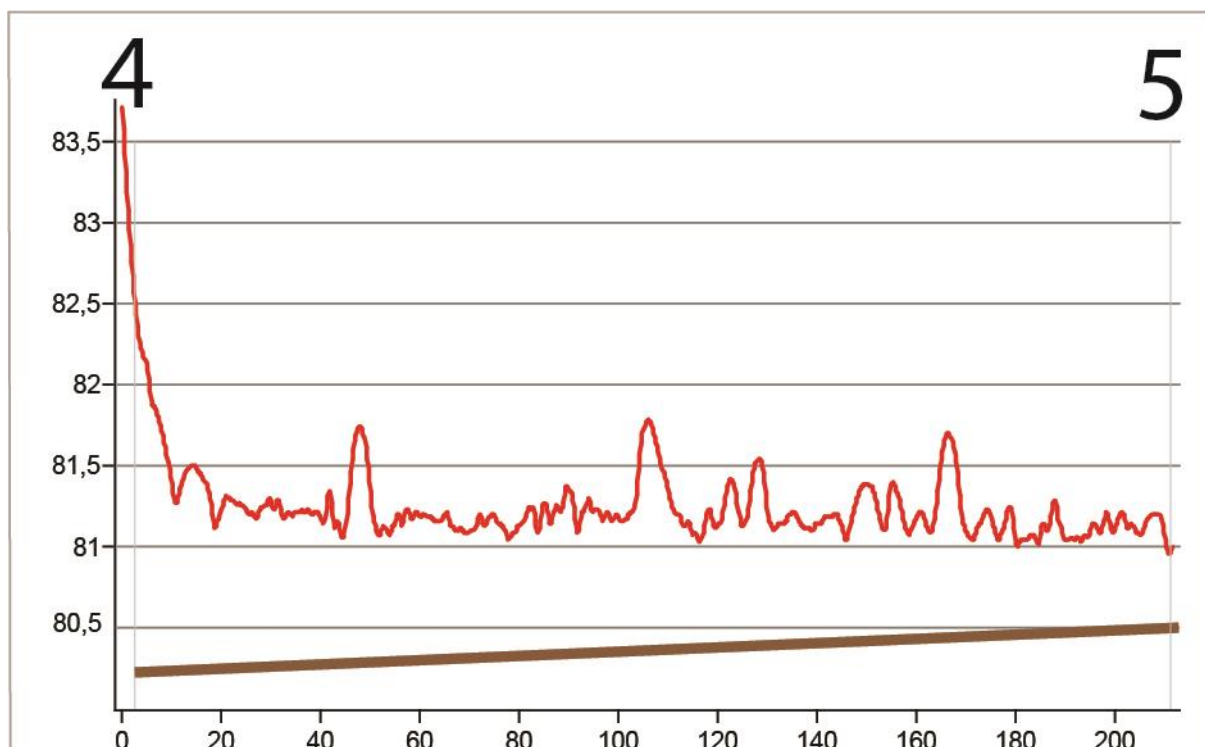
Figur 26. Oversikt over delene av Litlåna som bør grøftes. Punkter i begynnelsen og enden av delstrekninger merket med nummer og kote bunnivå. Områder som allerede har tilstrekkelig bredde og bunnivå kan hoppes over.



Figur 27. Lengdeprofil nedre delstrekning



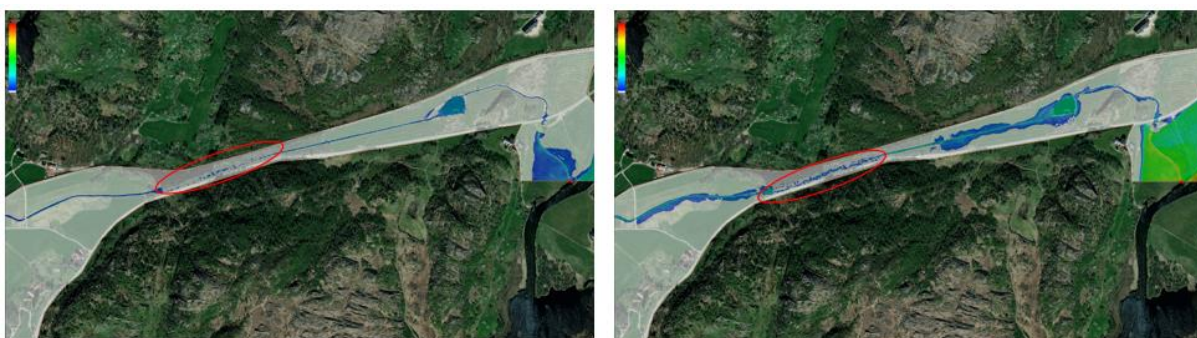
Figur 28. Lengdeprofil midtre delstrekning.



Figur 29. Lengdeprofil øvre delstrekning.

Eventuelle terrengetilpasninger

Som nevnt finnes det noen områder av Litlåna hvor det er fare for at vannet siver inn mellom store steinblokker. Ifølge beregningene gjennomført av Hauer og Flödl (2022) kan disse områdene være potensielle vandringshindre selv på vannføringer opp til $5 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ (figr).



Figur 30. Figur som viser det øverste problematiske området i Litlåna på $1 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ (venstre) og $5 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ (høyre). I begge tilfellene har områdene potensielle vandringshindre som følge av at vannet renner innimellom det grove substratet.

Modellene viser imidlertid at disse områdene kan gjøres passerbare ved relativt enkle terrengetilpasninger. Ved å bruke de store blokkene på stedet kan man benytte «pool-step» konseptet og skape vandringsvei for fisken gjennom områdene med en vannføring på 750 L/s. Dette medfører at man kan oppnå hydrauliske betingelser for fiskevandring gjennom

Litlåna uten å forårsake oversvømmelse av de omkringliggende områdene. Se Hauer og Flödl (2022) i appendiks A for full oversikt over de hydrauliske betingelsene i problemområdene uten- og med modikasjon etter «pool-step» konseptet. Konseptet går ut på å lage en kaskade ved å etablere kulper og naturaktige terskler ved bruk av massene som finnes på stedet. De tverrgående strukturene (tersklene) bør ha en høyde på 0.5 m og en åpning på midten på ca. 1 m, og kulpene mellom dem kan ha en lengde på ca. 10 meter. Konseptet er modellert i Hauer og Flödl (2022) i appendiks A, og en prinsippskisse av tiltaket er tegnet inn i **Figur 31**. Grunnet de store mengdene grov stein og blokk (høy porøsitet) i områdene som krever modifikasjon av denne typen, må man i tillegg delvis tette substratet lokalt i disse områdene for å unngå at man mister vann ned i substratet under konstruksjonen. Tettingen bør gjøres med tekstilduk og/eller finsedimenter.

Passerbarheten gjennom områdene må vurderes under test-/innkjøringsfasen av inntaket. Det vil trolig være enklere å se for seg nøyaktig hvor man bør plassere tverrgående konstruksjoner, og ikke minst hvor det behøves å tette substratet, med vann i løpet. Under tetting må det jobbes tørt, og konseptet kan også bygges tørt, mens finjustering bør skje med vann i løpet. De aller fleste tilpasningene kan gjøres ved bruk av gravemaskin, men det kan også kreves sprenging dersom enkelte blokker er for store til å flyttes på.



Figur 31. Prinsippskisse av «pool-step» konsept gjennom et av de tøffere områdene av Litlåna. Se Hauer og Flödl (2022) i appendiks A for nærmere beskrivelse og mål.

4.4 Tiltak for å etablere sikker utvandringsvei for anadrom fisk

For å kunne realisere potensialet oppstrøms dagens anadrome areal kreves en varig og sikker nedvandringssløsning for laksesmolt. Også utgytt laks og aure (støinger) bør ha mulighet til å finne veien ut til sjøen igjen. Nedvandringssløsninger forbi vannkraftverk er komplisert fordi fisken i stor grad følger hovedvannstrømmen, som ofte går i vanninntaket til turbinen. Slik situasjonen er per i dag ville trolig smolten fulgt strømmen og endt opp i turbinen i Øgreyfoss Kraftverk. Alternativene er enten å etablere en utvandringsvei for fisken gjennom Øgreyfoss eller å forsøke å lede dem ut igjen gjennom Litlåna.

Utvandring gjennom Øgreyfoss

Dersom smolten skal passere ned gjennom Øgreyfoss vil det kreves fiskerist foran inntaket til kraftverket. Det enkleste tiltaket ville vært å etablere en vandringssløsning som man kunne lede fisken inn i og forbi kraftverket. Grunnet kraftverkets plassering sørvest i Øygreisvatnet er en slik bypass mer komplisert å få til. Det man kunne benyttet i dette tilfellet er en alfa-rist foran kraftverksinntaket som leder fisken inn i et rør. Røret kan gå langs elvebredden eller i terrenget (finnes bl.a. en gammel rørgate) og lede fisken helt ned til Hornnesvatnet (ca. 750 meters avstand) eller til en av de større kulpene i restfeltet. Dersom man leder rørene ned til en av de to større kulpene i restfeltet (hhv. 430 m og 650 m fra Øygreisvatnet) vil rørene bli kortere, men det kan da også kreves terrengtilpasninger for at fisken skal kunne gå ut kun på vannføringen som ledes gjennom røret. Vannføringen i omløpet bør være minst 2 % av totalvannføringen på stedet (dvs. ca. 400 L/s når kraftverket utnytter full slukeevne). Dette medfører et ytterligere uttak av vann i tillegg til vannet som kreves for oppvandring gjennom Litlåna.

Det finnes også en utløpskanal øst for dammen på sørsiden av Øygreisvatnet, som leder ned i restfeltet mot Øgreyfossen. I og med at mesteparten av vannet går inn i kraftverksinntaket vil det bli utfordrende for smolten å finne veien til denne utløpskanalen. I tillegg er det variabel vannføring ned i restfeltet, og det kan tidvis være umulig for smolt å vandre ned grunnet mangel på vann. Det eneste alternativet for en helt sikker nedvandringssløsning gjennom fossen ville trolig vært å stenge ned driften av kraftverket i smoltutvandringsperioden og ha en luke/spalte i dammen, slik at fisken kan følge hovedstrømmen forbi dammen og ned i dagens restfelt. I tillegg til at smolten skal vandre ut, vil det også være behov for å sikre nedvandring for vinterstøinger (utgytt voksen fisk). Utvandring gjennom kanalen og fossene kan være enda vanskeligere for støinger, grunnet større kroppsstørrelse og behov for mer vann.

Utvandring gjennom Litlåna

Dersom fisken kan passere gjennom Litlåna ville man unngått en del av problematikken med hensyn til vannføring i restfeltet. Den største utfordringen for å få til en sikker vandringsvei for utvandrende fisk blir da å klare å lede fisken til inntaket i Litlåna, da fisken normalt sett vil følge hovedstrømmen i Hellelandsåna og havne i Øygreisvatnet hvor den kan havne i kraftverksinntaket eller ikke finne veien videre ned mot sjøen.

For å lede fisken ut fra Hellelandsåna og inn til Litlåna kunne man benyttet en rist vendt mot inntaket til Litlåna. Risten måtte enten vært i form av finrist eller skrånstille Louver-rister.

Finrist er trolig det mest effektive, men er også dyrere og vil kreve mer vedlikehold. Louver-rister er rister med lameller/spiler som er orientert i 90 graders vinkel i forhold til hovedvannstrømmen. Dette gjør at når vannet passerer forbi spilene må det passere i en 90 graders sving som gjør at det skapes turbulens ved spilene. Dette gjør at at fisken ledes langs gitteret i risten fremfor å presses mot det, siden fisken vil unngå turbulente soner.

Mesteparten av vannet går imidlertid rett gjennom risten. Man kan da skape en strøm som går på tvers av elven og lede fisken mot inntaket til Litlåna. Tidligere studier på slike rister har vist høy effektivitet med denne metoden til å lede laksesmolt (Stira & Robinson, 1997; Calles et al., 2013). Avstanden mellom spilene har innvirkning på effektiviteten av risten.

Undersøkelser fra Holyoke canal i Connecticut viste at et anlegg med louver-rist hadde 91 % passasjeeffektivitet for laksesmolt med 76 mm spaltevidde, mens effektiviteten sank til 80 % for det samme anlegget testet med 305 mm spaltevidde (Harza & RMC, 1992 gjengitt i Pulg m.fl., 2018). Det finnes også gode erfaringer med slike rister fra Norge gjennom prosjektet Fishpath ledet av NINA (<https://www.nina.no/fishpath>). Etablering av en slik rist vil imidlertid være kostbart, og det kan trolig bli svært problematisk å rense risten for vegetasjon osv. som kommer drivende med strømmen.

Kunstig utvandring/flytting av fisk

Dersom det viser seg umulig å kunne lede fisken ut av Litlåna eller ut gjennom restfeltet ned mot Øygreifoss, ville det siste alternativet vært å installere en felle foran kraftverksinntaket. Man kunne slik fanget opp utvandrende fisk og flyttet fisken til Litlåna eller lenger ned i vassdraget (f.eks. til Hornnesvatnet eller Slettebøvatnet). Dette er selvsagt ingen optimal eller langsiktig løsning, men bør likevel nevnes.

4.4 Overvåking av opp- og nedvandring

Det bør gjennomføres overvåking de første sesongene etter gjenåpning for å evaluere effekten av passasjen gjennom Litlåna. For å overvåke oppvandring første sommer/høst kunne man etablert feller i form av ruser for å kunne fysisk se til at fisken går opp gjennom Litlåna. Alternativet hadde vært videoovervåking, men dette er trolig langt dyrere og mer usikkert enn en felle. Videosystemer kan f.eks. ha periodevise tekniske problemer, trenger strømtilkobling og krever mye tid. Dessuten er det trolig ikke svært mange fisker som kommer forbi før det er etablert en laksestamme i områdene oppstrøms Øygreisvatnet, så det bør være overkommelig å se til rusene, telle- og sette ut igjen fiskene.

Vedrørende nedvandring kunne man satt ut smoltfelle i noen av tjernene nedover i Litlåna, dersom man gikk for en løsning ved å lede smolten ut denne veien. Ved løsning forbi Øygreifoss i rør, kunne man satt opp en merd ved utløpet av røret slik at fisken ble midlertidig fanget her. Man bør også finne en løsning for å overvåke om fisk går gjennom kraftverket (f.eks. videoovervåking) og i restfeltet nedstrøms dammen i Hellelandsåna (f.eks. ved snorkling i kulpene).

4.5 Habitattiltak i Litlåna

Litlåna har som nevnt dårlige skjulforhold i områdene med lav gradient, og det ble ikke observert gyteplasser under kartleggingen. Både skjulforhold og gyteforhold i bekken kan forbedres, men det anbefales at man avventer med dette til man har etablert sikker vannføring og vandringsforhold for fisk i vassdraget. Særlig grøftingen og delvis også reetableringen av sikker vannføring vil fjerne en del av finsedimentene som i dag befinner seg i vassdraget. Det kan da være at man kommer ned på gammel elvebunn bestående av grus eller stein. Man bør også se til at fisken faktisk går opp i vassdraget før man iverksetter habitatforbedrende tiltak. Aktuelle tiltak er utlegg av gytegrus, steinutlegg og reetablering av kantvegetasjon langs områdene hvor denne mangler.

5. Oppsummering

- Oppvandring gjennom Litlåna bør være mulig ved å reetablere sikker vannføring (inntak) på omtrent 750 L/s i kombinasjon med terrengtilpasninger (grøfting og vandringsvei gjennom stryk med grovt substrat)
- Ved vannføring over 1 m³/s vil man i dagens grøft få noe oversvømmelse øverst i Litlåna. Inntaket må derfor dimensjoneres og driftes slik at man unngår å øke flomfare.
- Inntaket bør trolig plasseres ved vollen oppstrøms Krossmovegen for å kunne dimensjonere vannføringen også på høy vannføring (flom).
- Utvandring er fortsatt den største utfordringen ved å reetablere anadrom laksefisk i de øvre delene av Hellelandsåna. De tre alternative løsningene er enten å lede smolten gjennom et rør ved å installere alfa-rist og avleder foran kraftverksinntaket, å lede fisken ut Litlåna ved bruk av rist (finrist eller louver) eller å stanse driften av kraftverket i utvandringsperioden og lage luke/spalte i dammen.
- Habitattiltak i Litlåna bør avventes med frem til man har landet på en løsning for å gjøre hele vassdraget anadromt. Både grusutlegg, reetablering av kantvegetasjon, samt skjulforbedrende tiltak som steinutlegg og utlegg av døde trær er aktuelle tiltak i Litlåna.
- Kostnader er svært vanskelige å estimere ettersom man ikke vet helt hvor mye masser som må forflyttes. Under grøftingen avhenger dette av hvor høyt bunnen ligger i dagens løp. Ved passasjeløsning gjennom strykene vil kostnaden avhenge av om man trenger å tette til med finmasser og/eller fiberduk, samt hvor passerbare områdene vil se ut med vann i løpet. For utvandring vil en løsning med rist foran kraftverket medføre kostnad i form av rist og installasjon, samt et ytterligere produksjonstap for Dalane Kraft ved at det må føres vann gjennom røret. Ved bruk av rist for å lede fisken inn i Litlåna må prisen for rist i dette området undersøkes, samt at prisen vil variere i forhold til evt. vedlikeholdsbehov. Også kostnadene forbundet med inntaksløsningen bør drøftes med entreprenør som kan produsere og installere slike inntak.

6. Referanser

- Aas, Ø., Einum, S., Klemetsen, A. & Skurdal, J. (2011). *Atlantic Salmon Ecology*. Wiley-Blackwell, 467 pp.
- Borsányi, P., Alfredsen, K., Harby, A., Ugedal, O. & Kraxner, C. 2004. A meso-scale habitat classification method for production modelling of Atlantic salmon in Norway. *Hydroécologie Appliquée* 14(1): 119–138.
- Brooks, A. 1989. Alternative channelization procedures. Pp. 139-162 in: Gore, J.A. & Petts, G.E. (ed.). *Alternatives in regulated river management*. CRC Press, Florida, USA.
- Calles O, Degermann, E., Wickstrøm E, Christiansson J, Wickstrøm H., & Næslund I. 2013: Anordningar för upp- och nedströmspassage av fisk vid vattenanläggningar. Havs- og Vattenmyndigheter. Rapportnummer2013:14.
<https://www.havochvatten.se/download/18.5f66a4e81416b5e51f73113/1383209282924 /rapport-hav-2013-14-anordningar-passage-fisk.pdf>
- DN 2002: Slipp fisken fram! Fiskens vandringsmulighet gjennom kulverter og stikkrenner. Håndbok 22-2002. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim
- Einum, S. & Nislow, K.H. (2011). Variation in population size through time and space: theory and recent empirical advances from Atlantic salmon. In: *Atlantic Salmon Ecology*, pp. 277-298 (eds. Ø. Aas, S. Einum, A. Klemetsen & J. Skurdal). Wiley-Blackwell.
- Espedal, E.O, Stranzl, S. & Postler, C. 2019. Vandringsløsninger gjennom Øgreyfoss i Hellelandsåna, Eigersund kommune. LFI-notat.
- FAO 2002: Fish passes - design dimensions and monitoring. Food and Agriculture organization of the United Nations. ISBN 92-5-104894-0. Roma
- Finstad, A. G., S. Einum, O. Ugedal, and T. Forseth. 2009. Spatial distribution of limited resources and local density regulation in juvenile Atlantic salmon. *Journal of Animal Ecology* 78:226–35.
- Fjeldstad, H.-P., Barlaup, B.T., Stickler, M., Gabrielsen, S.-E. & Alfredsen, K. 2012. Removal of weirs and the influence on physical habitat for salmonids in a Norwegian river. *River Research and Applications* 28: 753 – 763.
- Forseth, T. & Harby, A. (red.). 2013. Håndbok for miljødesign I regulerte laksevasdrag. – NINA Temahefte 52. 90 s.
<http://www.nina.no/archive/nina/PppBasePdf/temahefte/052.pdf>
- Furniss, M.J., Roelofs, T.D. & Yee, C.S. 1991. Road construction and maintenance. *American Fisheries Society Special Publication*, 19: 297-324.

- Gabrielsen, S. E. & Skår, B. 2015. Evaluering av tiltak for å øke produksjon av laks i Nidelva. LFI Uni Miljø notat.
- Gravem, F.R. og Jensen, C. 2003. Bonitering av oppvekst- og gytemuligheter for laks og aure i Suldalslågen og 6 sidebekker, Statkraft Grøner AS rapport. ISBN: 82-554-0611-5
- Harza, R.M.C, 1992. Response of Atlantic Salmon Smolt to Louvers in the Holyoke Canal, Spring 1992. Holyoke canal – Downstream fish passage studies.
- Inspektøren for Ferskvand-Fiskeriene, 1891. Brev til Amtsingeniøren i Stavanger Amt.
- Jædderen og Dalens fogderi Stavanger Amt, 1876. Beskrivelse over Ekersundsens Vasdrag
- Kaasa, H., J.A. Eie, A.H. Erlandsen, P.E. Faugli, J.H. L' Abée-Lund, S. Sandøy og B. Moe. 1998. Sluttrapport 1990-1997. Resultater og Konklusjoner. Lakseforsterkningsprosjektet i Suldalslågen Fase II. nr. 49. s. 1-82 + vedlegg
- Lunde, V. 2002. Sidebekker til Suldalslågen som gyte- og oppvekstplasser for sjøaure. Tilgjengelig fra: <https://www.yumpu.com/no/document/read/18304299/sidebekker-til-suldalslagen-som-gyte-og-oppvekstplasser-for-sj>
- Martin, T. L., N. K. Kaushik, J. T. Trevors, and H. R. Whiteley (1999). Review: denitrification in temperate climate riparian zones. *Water, Air, and Soil Pollution*, 111, 171–186.
- McCarthy, D.T. 1985. The adverse effects of channelization and their amelioration. Pp. 83-97 in: Alabaster, J.S. (ed.) *Habitat modification and freshwater fisheries*. Proceeding of a Symposium of the European Inland Fisheries Advisory Commission. Butterworth Publishers.
- NVE, Fylkesmannen og Fylkeskommunen Rogaland (2010): Inngrep i vatn og vassdrag – ei rettleiing. Brosjyre 20, tilgjengelig fra: <https://www.fylkesmannen.no/globalassets/fm-rogaland/dokument-fmro/miljo/informasjonskriv/inngrep-i-vatn-og-vassdrag---ei-rettleiing.pdf>
- Postler, C. og Espedal, E.O. 2020. Kartlegging av habitatforhold og tiltaksanalyse for Hellelandsvassdraget. NORCE LFI, rapport nr 393.
- Pulg, U., Barlaup, B., Skoglund, H., Velle, G., Gabrielsen, S.-E., Stranzl, S., Olen E.E. Lehmann, G.B., Wiers. T., Skår, B., Nordmann, E.S., Fjeldstad, H-P. 2018. Tiltakshåndbok for bedre fysisk vannmiljø: God praksis ved miljøforbedrende tiltak i elver og bekker. Uni Research Miljø LFI, rapport nr 296.
- Sægrov, H. 2013. Fiskeundersøkingar i Suldalsvatnet i 2013. Rådgivende Biologer AS rapport nr. 1902. ISBN; 978-82-8308-082-7
- Simonnæs, J.O. 1890. Oplysninger angaaende Hellelandselven i Hellelands Præstegjeld Stavanger Amt. Brev til Fiskeri-Inspektør A. Landmark

Stira, R. J., and Robinson, D. A. (1997). Effectiveness of a louver bypass system for downstream passage of Atlantic salmon smolts and juvenile clupeids in the Holyoke Canal, Connecticut River, Holyoke, Massachusetts. In 'EPRI Fish Passage Workshop', 6–8 May 1997, Milwaukee, WI, USA. (Electric Power Research Institute: Palo Alto, CA, USA.)

Vassdragshåndboka 2010, Tapir forlag, Trondheim.

7. Appendiks A: Hauer & Flödl 2022

technical report

Litlåna restoration concepts – Hydraulic modelling
Appendix to the final report

authors:

Dipl.-Ing. Dr. Christoph Hauer &

Dipl.-Ing. Peter Flödl

Hauer Hydraulic Consulting (HHC)

Promenadegasse 29/1/7

1170 Vienna, Austria



Kontrolle:

Dr. Christoph Hauer

Freigabe:

| Revision-nr: | notes | date |
|------------------|-------|----------------|
| | | |
| | | |
| | | |
| date: 28.02.2022 | | Revision-nr: 0 |

Commissioned by:

NORCE Norwegian Research Centre AS

Nygårdsgaten 112, 5008 Bergen

Norway

client contact:

Espen Olsen Espedal

Author address:

Hauer Hydraulic Consulting
Promenadegasse 29/1/7
1170 Vienna
Austria

Authorship:

Dipl.-Ing. Dr. Christoph Hauer & Dipl.-Ing. Peter Flödl

Supportive field- and modelling work:

Christoph Postler

Espen Olsen Espedal

Sebastian Stranzl

Suggested citation: Hauer, C., & Flödl, P. (2022). Litlåna restoration concepts – Hydraulic modelling

Appendix to the final report, commissioned by NORCE, 20 pp.

Contents

| | |
|---|----|
| Background | 55 |
| Aims | 55 |
| Methodology | 55 |
| Hydrodynamic-models..... | 56 |
| Data basis and sensitivity analysis | 56 |
| Modell Data | 57 |
| Implementation of restoration measures..... | 58 |
| Results | 59 |
| 1D-Modelling results | 59 |
| Hydraulic modelling 2D..... | 64 |
| Conclusions and final remarks | 70 |

Background

The implementation of spawning migration is one of most crucial and challenging aspects in river restoration in Norway (e.g. Fjeldstad, 2012; Fjeldstad *et al.*, 2012) and in a global perspective (e.g. Jonsson, & Jonsson, 2009). The challenges are given due to artificial migration barriers like the transversal obstructions of hydropower (e.g. Nyqvist *et al.*, 2017; Ugedal *et al.*, 2008) or engineering measures for flood and erosion control or dams in general (Lawrence *et al.*, 2016). However, the natural river morphology, which contains extraordinary non-fluvial amounts due to glacial history in Norway (Hauer & Pulg, 2021; Hauer & Pulg, 2018), may also lead to unfavorable conditions due to large boulder clast, which may further lead to significant losses in the surface run-off due to the high porosity.

This is exactly the case for some stretches of the Litlåna river. The study site exhibit partially very steep sections (gradient = 8.6 %) with large boulder clast and obvious losses of the surface water run-off. Those are the most challenging aspects for the migration route of the adult Atlantic Salmon to suitable spawning sites in the upper part. Moreover, from an agricultural engineering aspects in those stretches with a lower gradient, the bankfull discharge situation was argued by local land owners as one of the most important aspects for a sustainable management of the selected river stretch. Frequently flooding of the overbank areas / agricultural land should be avoided.

Aims

Aim of this appendix report is to address the two challenging aspects of river management for the Litlåna from a hydraulic point of view: (i) analysis and optimization of the potential migration route for adult Atlantic Salmon over the steep sections ($n = 4$) of the Litlåna river and (ii) to evaluate the bankfull discharge situation in the areas of agricultural land use (lower bed slope) based on a sensitivity analysis of discharges for an improved future management of the upstream inlet.

Methodology

Various methods have been applied to achieve the requested overall aims of the project. The applied methods are mainly based on hydrodynamic-modelling 1D and 2D and further linked to habitat suitabilities for Atlantic Salmon migration. In detail following working steps were conducted within this appendix work: (i) a 1-D model was set up and used to evaluate the present morphological situation using discharges from $0.5 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ to $1.5 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ as potential residual flow. Based on the present situation a deficit analysis was conducted by implementing well-known and established threshold values for the migration needs from a hydraulic point of view (e.g. water depth) for the Atlantic Salmon. Following the deficit analysis bathymetric modification of the present channel geometry were conducted to achieve the requested hydraulic parameters (water depth and flow velocity); (ii) 2-D hydraulic modelling was used in a two-ways procedure. First, a high-resolution model along the entire river stretch of interest did the requested and important analysis according to the bankfull discharge / flood risk evaluation. Second, the 2-D depth-averaged modelling approach was used to deliver detailed hydraulic information about the suggested measures how the spawning migration could be optimized. This second step was a follow up of the hydraulic boundaries determined by the hydraulic 1-D approach of how the river bathymetry should be modified.

Hydrodynamic-models

A central methodological approach of this project was the integration of hydrodynamic models. In the following chapter, the underlying formulas are explained and applied software packages are described.

In this study the numerical flow modelling is carried out on the basis of the Navier-Stokes equations. The general form of the Navier-Stokes equations for the conservation variable ϕ can be written in coordinate-free form for an incompressible fluid as follows:

$$\frac{\partial \phi}{\partial t} + \nabla \cdot (u\phi) = \nabla \cdot (\Gamma \nabla \phi) + S_{\phi}$$

The quantity ϕ takes the value 1 for the conservation of mass, the velocity u for the conservation of momentum and the energy height h for the conservation of energy (Versteeg & Malasekera, 2007). The diffusion coefficient in the momentum conservation equations is calculated as follows:

$$\Gamma = \rho \cdot (v + v_{eff})$$

The density of water is assumed to be $\rho = 1000 \text{ kgm}^{-3}$ and the kinematic viscosity $v = 1,31 \times 10^{-6} \text{ m}^2\text{s}^{-1}$. The effective viscosity v_{eff} is determined with a turbulence model.

Sources and sinks enter the equation via the source term S_{ϕ} . In the momentum conservation equation in particular, pressure forces enter the equation via the source term as follows:

$$S_{\phi} = \frac{1}{\rho} \cdot \nabla p$$

In the 1D models, the mass and energy conservation equations are solved numerically with the software HEC-RAS (Brunner, 2016). For the 2D modelling the software package Hydro_AS-2D was used. The pre and post processing of the survey data, the digital terrain models, as well as their calculation results were processed, evaluated and presented using QGIS, and SMS (Aquaveo).

Data basis and sensitivity analysis

As a data basis, several terrain datasets were combined and processed for the hydrodynamic modelling. These included: (i) laser scan data (<https://hoydedata.no/LaserInnsyn/>, 0.25 m raster, year 2015) and (ii) UAV data (terrain model from orthophotos, 0.25 m raster, year 2021). The LiDAR data from 2015 and drone data from 2021 were qualitatively checked in a first step and then corrected for height, using selected control points. The calculation mesh was optimized for hydraulic modelling in several steps. The grid size in the floodplain is 2 m, in the river channel 0.5 m for the measurement models and 0.25 m for the determination of the bankfull discharge (Figure 1).

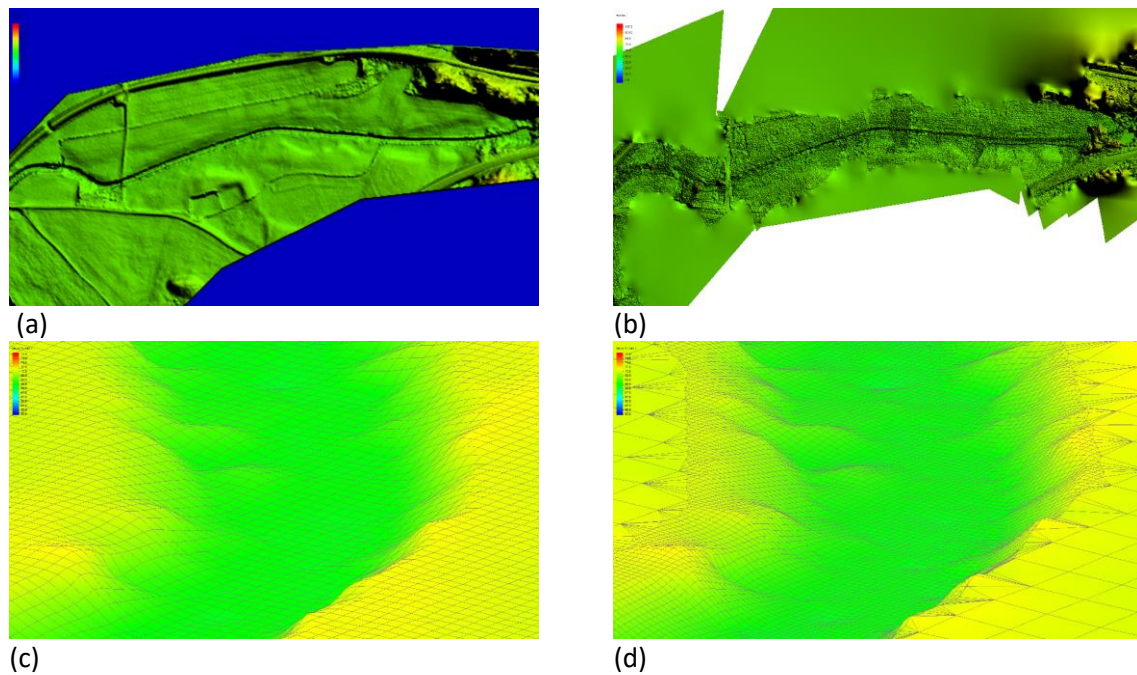


Figure 1: Terrain data of the upper river reach of Litlåna: (a) LiDAR terrain model (<https://hoydedata.no/LaserInnsyn/>, 0.5 m raster, year 2015) and (b) drone model (0.25 m raster, 2021). Example of the model geometry: (c) LiDAR terrain data (0.5 m raster) and (d) UAV terrain data (0.25 m raster).

After completion of the terrain model, the 1D & 2D models were tested using sensitivity analysis of the channel roughness. Based on literature values, numerical stability was tested at different roughness values. A roughness was chosen based on visual analysis of the orthophotos.

Modell Data

The final terrain model consists of 1770483 elements and 1738257 nodes with a mesh size of 0.25 m, the second mesh with 0.50 m mesh size has 609639 elements and 595292 nodes. (c.f. Figure 2 b). The 0.25 m mesh was used for calculation of the bankfull discharge. The 0.50 m mesh for modelling the possible measures. The reason for this is that the 0.25 m mesh required a considerably higher calculation effort and calculation time (3 days calculation time), but delivered more accurate results with regard to the bankfull discharge. The 0.50 m mesh, in contrast, showed good results for the planning of measures with considerably less calculation time (1 day calculation time).

For the 1D model, cross-sections were extracted at a distance of 50 m (c.f. Figure 2 a). The width of the cross-sections has been adapted to the morphology (width between 50 - 140 m). In total, 126 cross-sections were created for the 1D modelling (Figure 2).

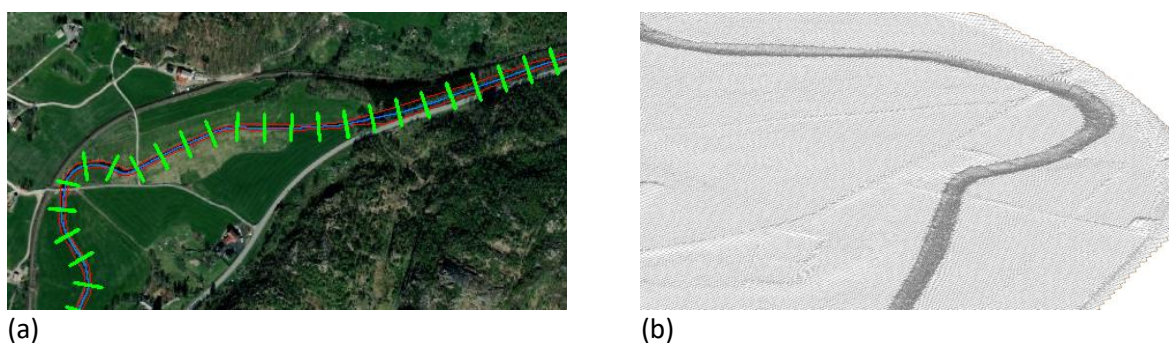


Figure 2: Example sections of the 1D and 2D models: (a) Orthophoto and representation of the cross sections (green lines) and (b) downstream view of a selected river stretch (2D model).

Implementation of restoration measures

At selected river sections, the (local) geometry was changed in the 1D and 2D models in such a way that suitable water depth for fish migration resulted. For this purpose, the following morphological adaptations were made mainly of the adjustment of the wetted width for both modelling approaches. These modifications were tested and optimised in the models using a sensitivity analysis. For this purpose, different river widths, river depths and heights of the suggested river channel modifications were tested separately in a so called "reference section" based on the 2D approach. It was targeted based on this detailed analysis which measures to improve the hydraulic conditions for fish migration are possible and reasonable.

Results

The following chapter describes the results of the hydraulic modelling and the investigations on possible measures to improve fish migration along the Litlåna.

1D-Modelling results

In the Figure 3 – 6 the 1D – hydraulic modelling results are presented according to the parameter water depth of the various steep sections (n = 4) where spawning migration is not possible at the present state. The Figures clearly indicate that the water depths of the various selected cross sections is for almost all parts < 0.5 m, a threshold value which was identified by experience from nature-like fish passes for Atlantic Salmon spawning migration (Pulg et al, 2018). The calculated values range from 0.1 m to 0.3 m even for discharges > 1 m³s⁻¹. Moreover, due to large boulder clasts and field validated observations those calculated values are even more lowered in the field (e.g. down to zero) due to high porosity and the interstitial flow.

The results of the **deficit analysis** based on the 1-D modelling clearly states that for the present river morphology no migration corridor is possible even for high potential residual flows. Thus, morphological adjustment of the river bathymetry is required.

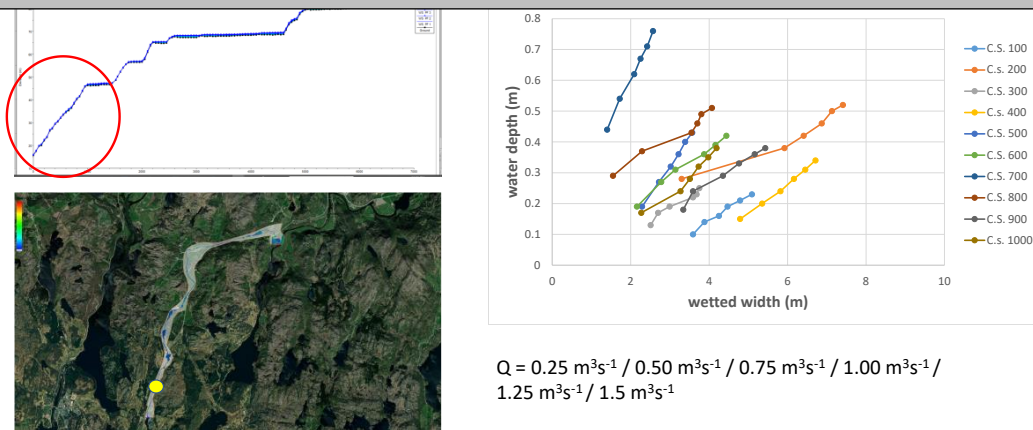


Figure 3: Water depth of the present situation of the first downstream stretch of the Litlåna river based on 1-D hydraulic modelling for a range of discharges and selected cross sections (n = 10).

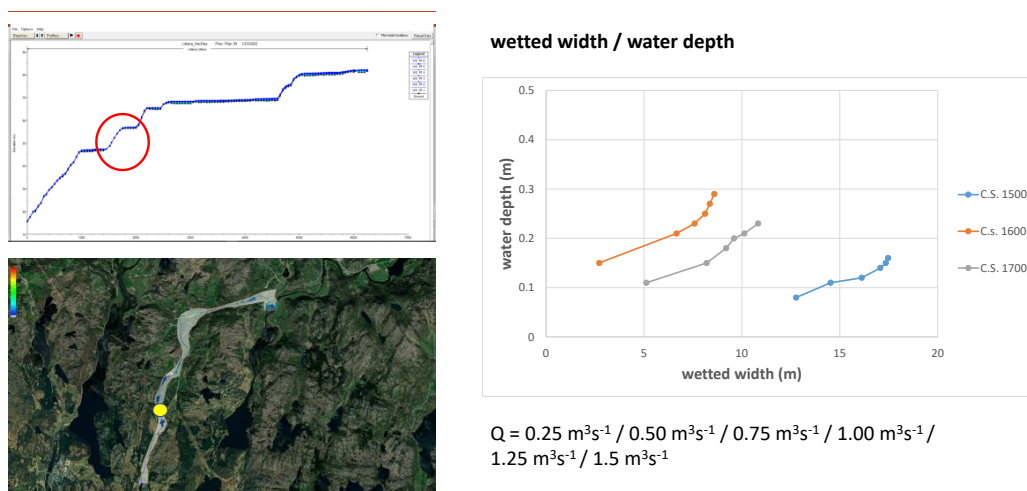
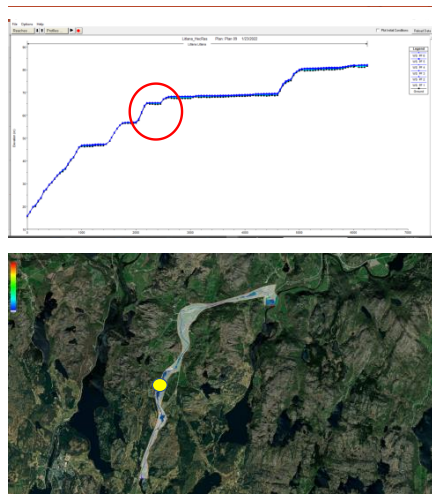
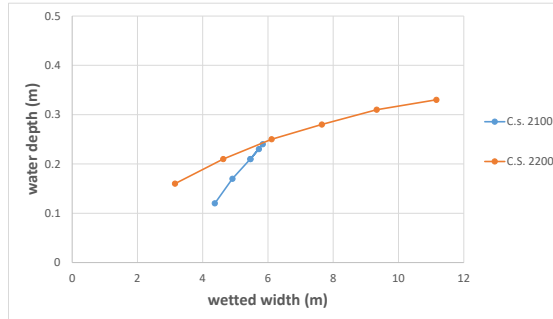


Figure 4: Water depth of the present situation of the second stretch of the Litlåna river based on 1-D hydraulic modelling for a range of discharges and selected cross sections (n = 3).

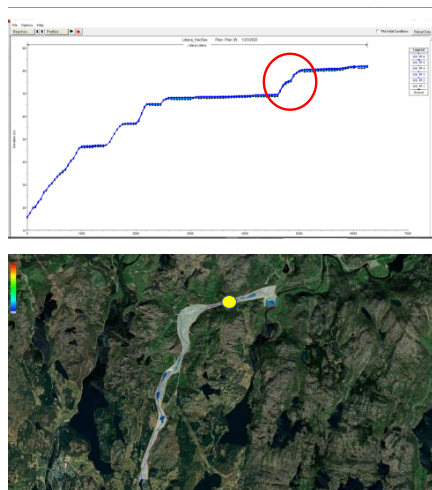


wetted width / water depth

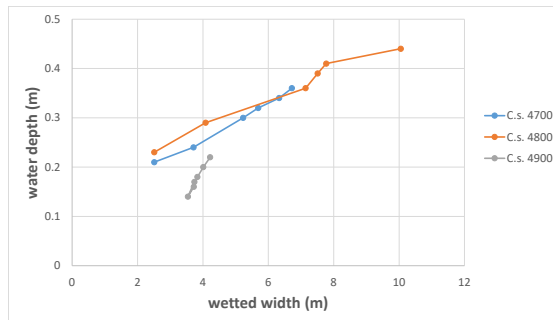


Q = 0.25 m³s⁻¹ / 0.50 m³s⁻¹ / 0.75 m³s⁻¹ / 1.00 m³s⁻¹ / 1.25 m³s⁻¹ / 1.5 m³s⁻¹

Figure 5: Water depth of the present situation of the third selected stretch of the Litlåna river based on 1-D hydraulic modelling for a range of discharges and selected cross sections (n = 2).



wetted width / water depth



Q = 0.25 m³s⁻¹ / 0.50 m³s⁻¹ / 0.75 m³s⁻¹ / 1.00 m³s⁻¹ / 1.25 m³s⁻¹ / 1.5 m³s⁻¹

Figure 6: Water depth of the present situation of the fourth upstream stretch of the Litlåna river based on 1-D hydraulic modelling for a range of discharges and selected cross sections (n = 3).

Based on the deficit analysis various bathymetric adjustments (n = 3) were conducted. The most promising modification was, however, the local constriction of the channel to about 1 m in wetted width. With these modifications, the water depth could be increased above the critical threshold > 0.5 m also for discharges of 0.5 m³s⁻¹ and 0.75 m³s⁻¹ (Figure 7). However, as hydraulic boundary condition sub-critical flow (Froude number < 1) was set as default in the applied modelling approach. This means that for the steep sections high-energy dissipation is requested to achieve the requested sub-critical conditions.

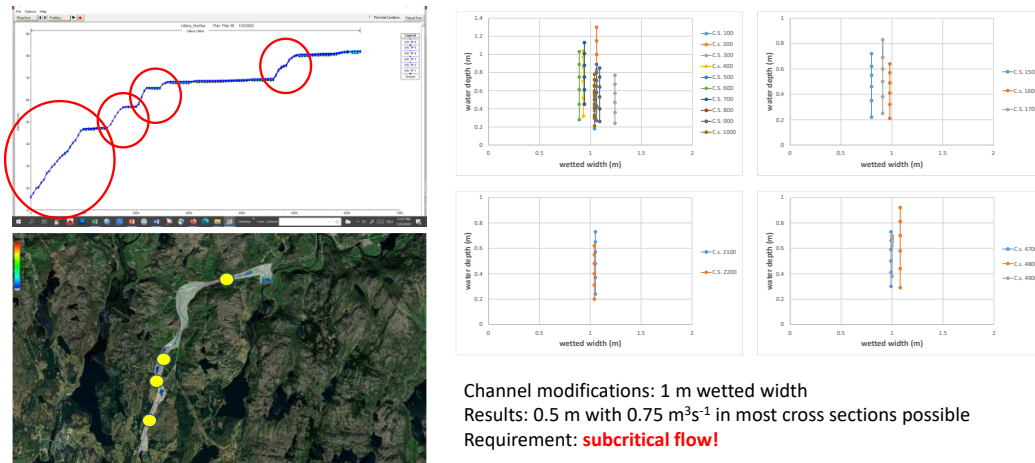


Figure 7: Calculated water depths for scenario 3 of reducing the wetted width to 1m for selected cross sections in all steep sections (n = 4).

By analyzing the resulting flow velocities out of the conducted modifications (1 m wetted width) the steep gradient causes very high-flow velocities in the constricted parts (Figure 8). The flow velocities are to a large extent > 1 ms⁻¹ even for the lowered modelled discharges (0.5 m³s⁻¹ and 0.75 m³s⁻¹).

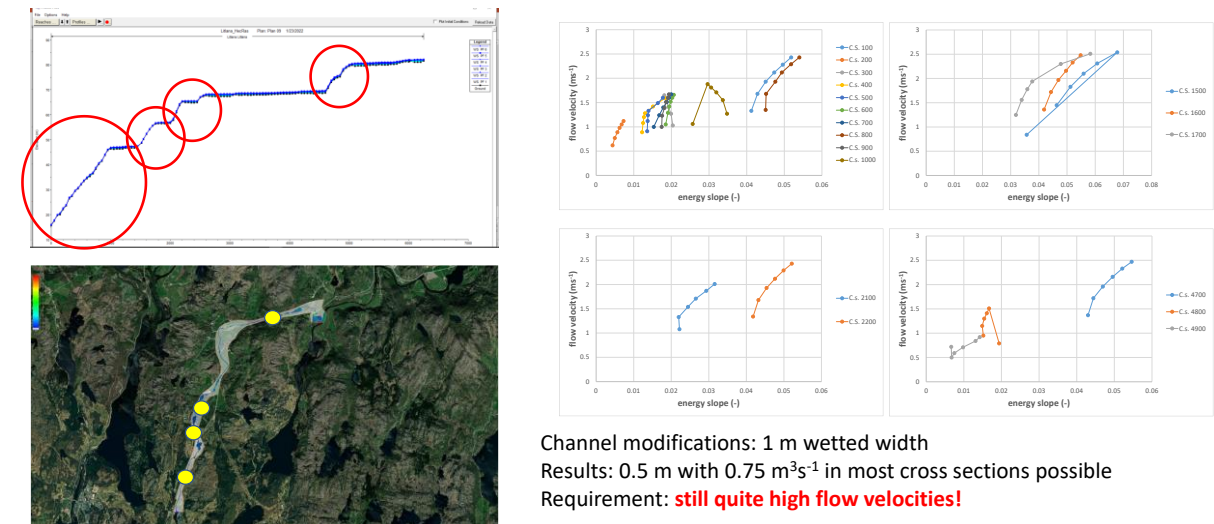


Figure 8: Calculated flow velocities for scenario 3 of reducing the wetted width to 1m for selected cross sections in all steep sections (n = 4).

The large dataset according to site and discharge dependent variability in flow velocity, however, enabled a filter-analysis of those cross sections where flow velocities lower than 1 ms^{-1} could be calculated. Those sites contained an energy slope in the range of 0.1 – 0.2 (Figure 9).

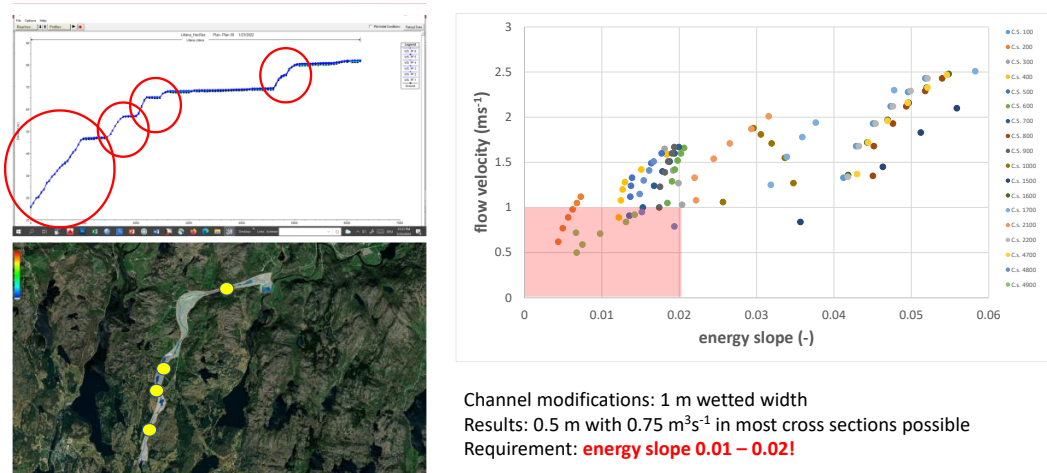


Figure 9: Calculated flow velocities for scenario 3 of reducing the wetted width to 1m for selected cross sections in all steep sections ($n = 4$) highlighting those cross sections where the flow velocity is below 1 ms^{-1} (red box).

The results of the **bathymetric modifications** based on the 1-D modelling highlights that both: (i) local constrictions to 1 m in wetted width and (ii) a reduced energy slope should establish the necessary hydraulic boundary conditions according to flow velocity and water depth for residual flow rates in the range of $0.5 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ to $0.75 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$.

But what does this exactly mean, of how the river bathymetry needs to be adjusted using on-site material? The results of both (i) the deficit analysis and (ii) the 1-D hydraulic modelling revealed that a reversed “step-pool” concept (compare to Montgomery & Buffington, 1997; Wohl, 2013) should be applied to establish the requested hydraulic boundaries for a successful implementation of goals for Atlantic Salmon spawning migration. The reversed concept, was also suggested for other Atlantic Salmon restoration projects (e.g. Barstadvikelva). This concept has to be labeled as “pool-step” concept and is presented in Figure 10.

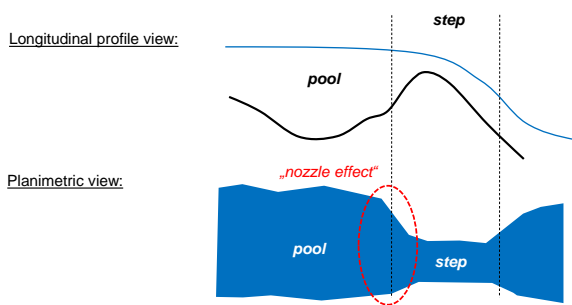


Figure 10: The “pool-step” concept as targeted reach scale morphology to achieve habitat suitability and self-forming deposition of spawning gravel.

The impacts on hydraulics due to the bathymetric modifications can be described as follows. Via the changes of longitudinal energy slope due to the implementation of a “step” the overall hydraulic forces are reduced, thus enforcing lower flow velocities. This will be further supported by the “nozzle effect” due to the local lateral constriction at the higher discharges. At the same time, the local vertical constriction by the step will establish accelerated flows, which, however, are very short in distance and should be not limiting the Atlantic Salmon to migrate. As an example the applied “pool-step concept” at the Barstadvikelva is presented (Figure 11).

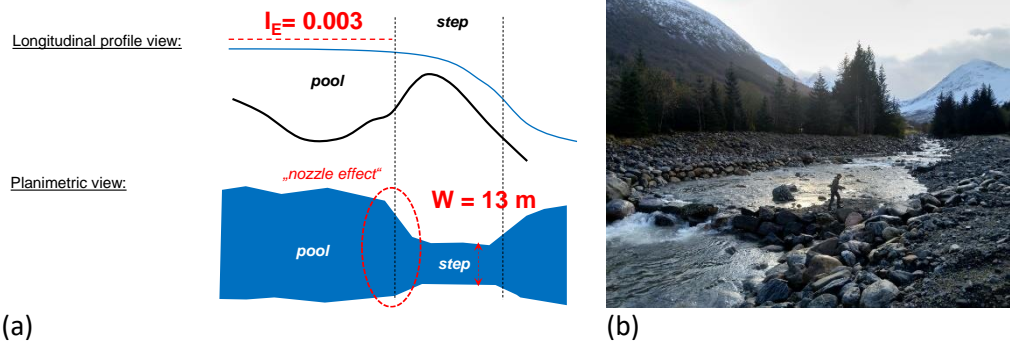


Figure 11: (a) The “pool-step” concept as targeted reach scale morphology to achieve in case of the Barstadvikelva habitat suitability and self-forming deposition of spawning gravel including the field validated numbers of requested energy slope at mean-flow (0.003) and constriction of wetted width to 13 m, (b) reference site at the Barstadvikelva (reach 6), photo taken during field trip in October 2021.

The **discussion** of the **bathymetric modifications** based on the 1-D modelling shows that a “**pool step**” concept might be best suitable as morphological adjustment of the Litlana river to establish a migration corridor for possible residual flow scenarios.

These 1-D findings were the basis for a detailed analysis of the hydraulic characteristics of the pool-step concept by 2D depth-averaged hydraulic modelling (compare to chapter 4.2).

Hydraulic modelling 2D

Since the future dotation must not lead to the flooding of agricultural land or endanger critical infrastructures (railway lines, roads), the discharge capacity of the river was investigated. The analyses were carried out with the 0.25 m raster geometry to achieve the best possible results of the 2D modelling. The river section that showed the first overbank flow was chosen to determine the bankfull discharge capacity of the river (minimum principle). It became apparent that the discharge capacity of the channel allows $1 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ without any spill onto the floodplains. From $1.5 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ onwards, the first overbank areas start to be inundated, and from $2 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ onwards this increases considerably (Figure 12). The possible increase of discharge in the future should therefore not exceed $1 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$.

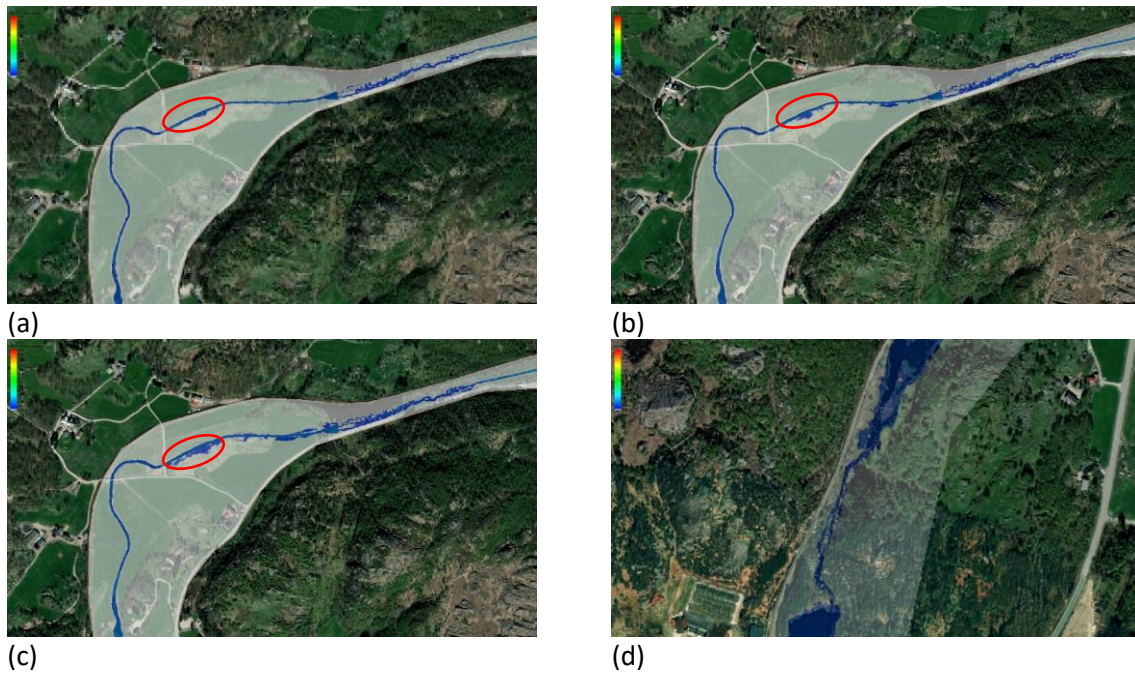


Figure 12: Representation of the 2D modelling for the assessment of the bankfull discharge. The water depths and wetted areas are shown for the following discharges: (a) $Q = 1 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, (b) $Q = 1.5 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ and (c) $Q = 2 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$. (d) Water depths (m) and wetted width at $Q = 1 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ in the section along the railway tracks. The red circle shows the beginning of the inundation.

As already introduced the 2-D modelling was applied to test the bathymetric modifications in detail for a selected “reference reach”. For this purpose, a reach of 60 m length of the lower Litlåna river was selected. The current state was compared with the possible suggested measures (pool-step concept). The planned measure is a cascade of transversal structures with a height of 0.5 m and an opening of 1 m width to improve hydraulic conditions and ensure migration (Figure 13). In the hydraulic 2D model, 5 steps with a spacing of approx. 10 m were installed (Figure 13 b,d).

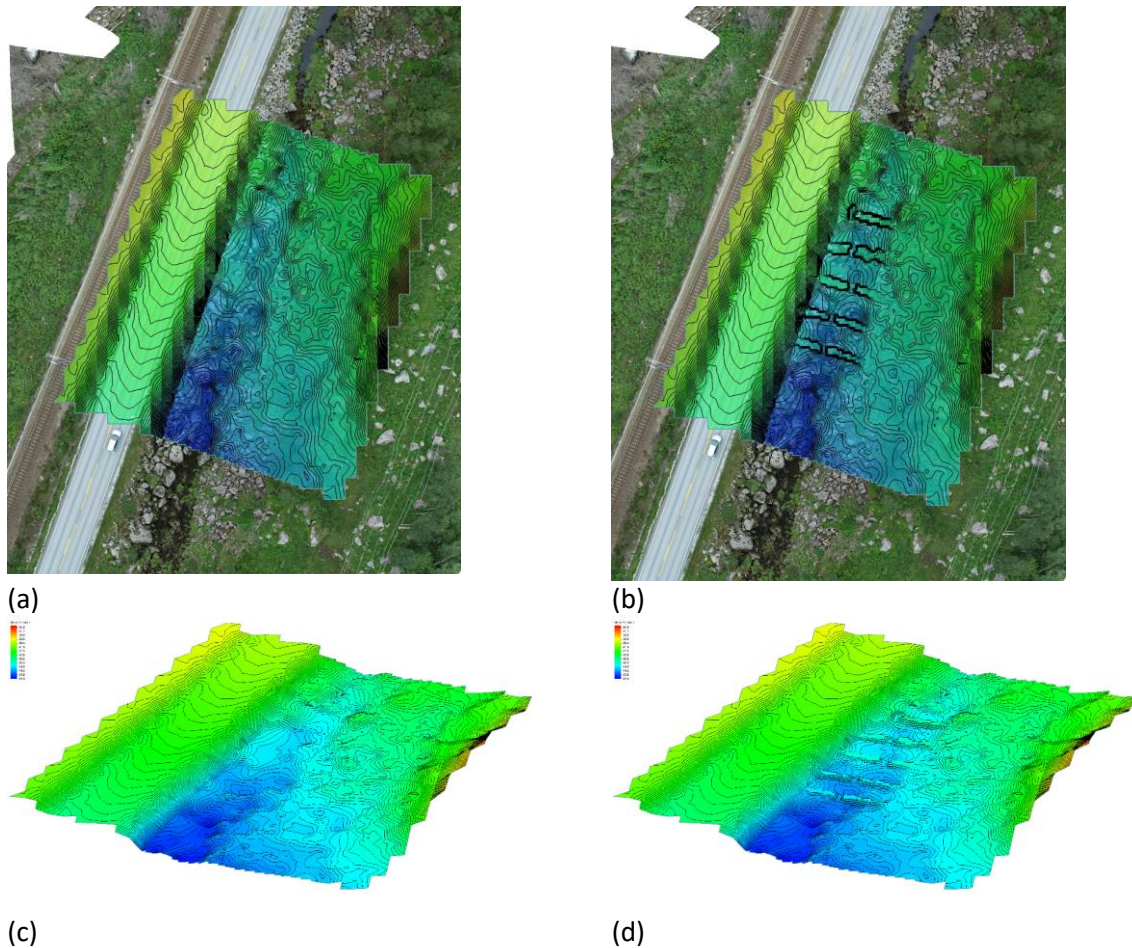


Figure 13: Presentation of the concept to improve fish migration. Detail section of the current state in the 2D model with orthophoto (a) and view upstream in the model (b). Detail of the section after installation of the possible measure in the 2D model with orthophoto (c) and view upstream (d).

The results of the hydraulic 2D modelling show that in the current state, the water depths are mostly less than 0.3 m at discharges of $0.5 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ to $1.0 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, similar to the 1D modelling results. Migration for Atlantic Salmon is therefore not given in this section at the selected flow range. Due to the local morphology (large boulders, dense vegetation), migration at higher flows may also not be given. The flow velocities are 0.1 to 1.8 ms^{-1} at $Q = 0.5 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ and increase up to 2 ms^{-1} at $Q = 1.0 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$.

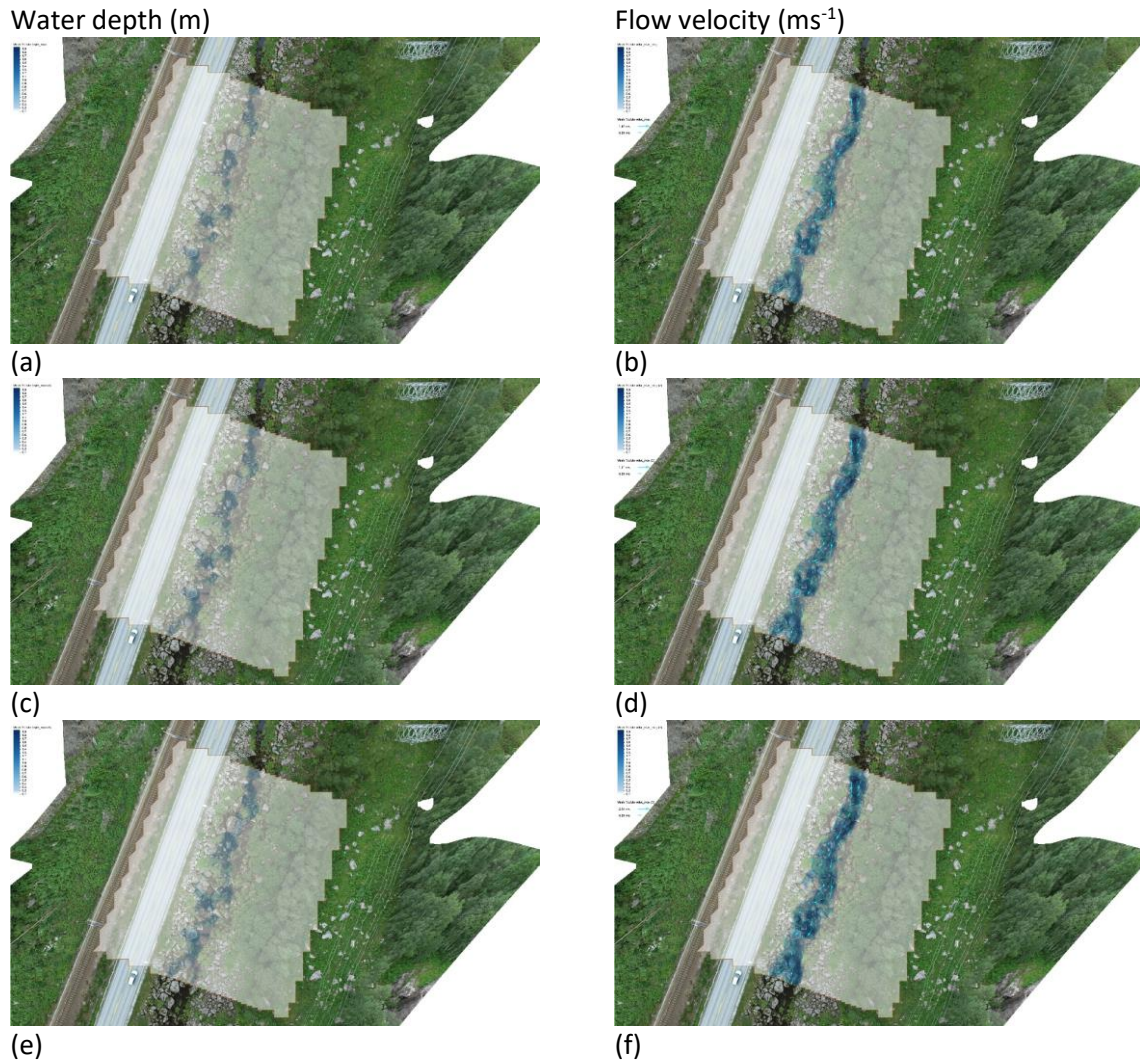


Figure 14: Results of the hydraulic 2D modelling of the current state of the representative detailed section: (a) Water depth (m) at $Q = 500 \text{ l}$, (b) flow velocity (ms^{-1}) at $Q = 500 \text{ l}$; (c) water depth (m) at $Q = 750 \text{ l}$, (d) flow velocity (ms^{-1}) at $Q = 750 \text{ l}$; (e) water depth (m) at $Q = 1000 \text{ l}$, (f) flow velocity (ms^{-1}) at $Q = 1000 \text{ l}$.

The implementation of the steps in the hydraulic 2D model shows a visible improvement in the theoretical fish migration route. The transverse structures (steps) increase the water depth locally in the pools between 0.3 – 0.5 m. Only locally (in the area of the steps openings) lower water depths can be observed, which can be explained by the increased flow velocities. The water depths after implementation of the measure are max. 0.9 m at $Q = 1.0 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$. The flow velocities decrease in the pools ($0.3 - 0.5 \text{ ms}^{-1}$). In the opening slots of the steps, however, the flow velocity increases up to max. 2 ms^{-1} on very short distances.

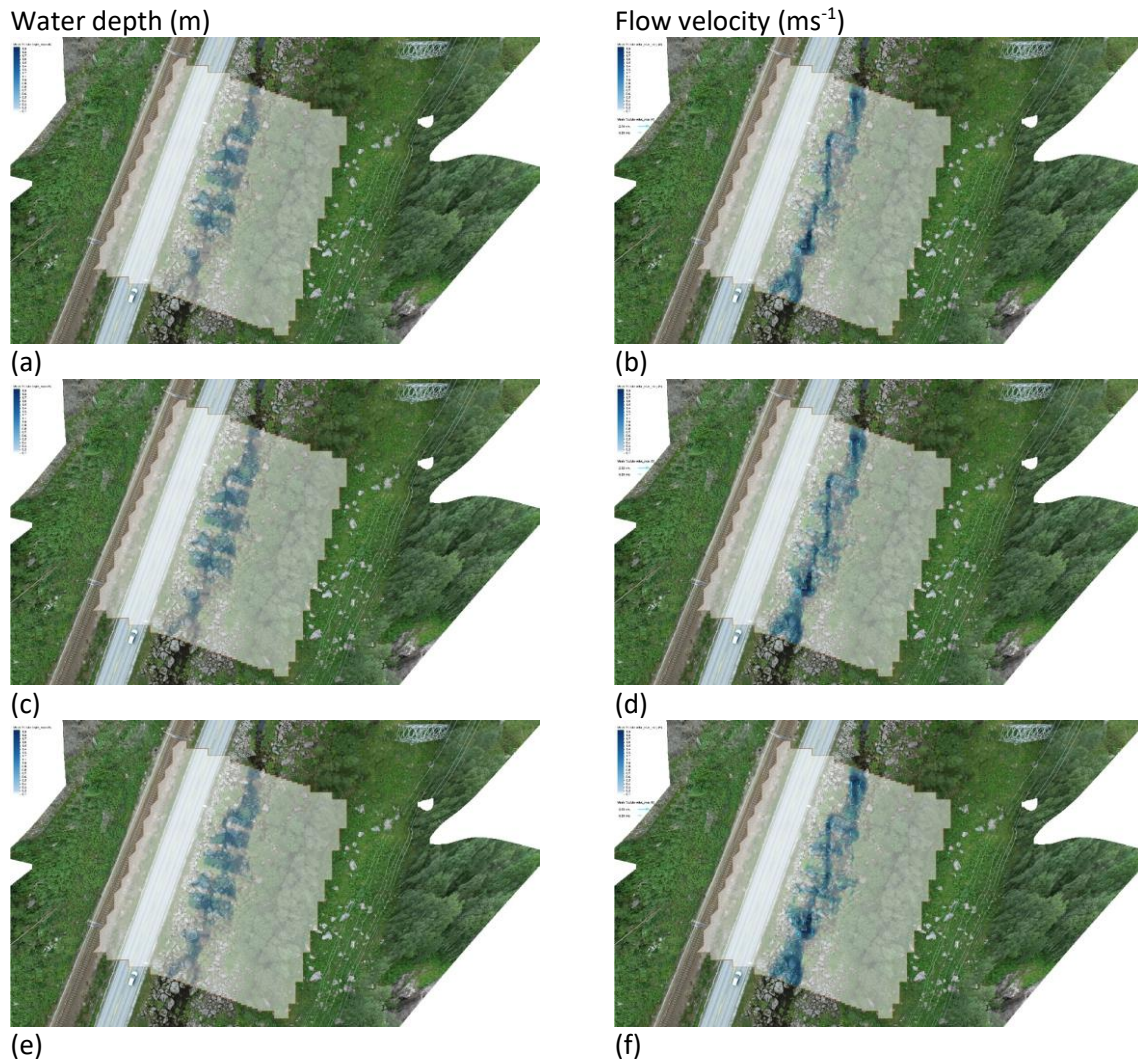


Figure 15: Results of the hydraulic 2D modelling of the implemented measure of the representative detailed section: (a) Water depth (m) at $Q = 500 \text{ l}$, (b) flow velocity (ms^{-1}) at $Q = 500 \text{ l}$; (c) water depth (m) at $Q = 750 \text{ l}$, (d) flow velocity (ms^{-1}) at $Q = 750 \text{ l}$; (e) water depth (m) at $Q = 1000 \text{ l}$, (f) flow velocity (ms^{-1}) at $Q = 1000 \text{ l}$.

Figures 16 and 17 show the results of 2D modelling in longitudinal profile. The longitudinal profile was chosen to show the hydraulic conditions in the pools and above the steps (Figure 16). It can be seen that the water depths increase as a result of the measure. Due to the local water level rise, the water depth increases to 0.5 to 0.7 m (Figure 17 a). In the vicinity of the steps, especially when the steps are overtopped, flow velocities increase by up to max. 1.9 ms⁻¹, but are mostly around 1.5 ms⁻¹ (Figure 17 b).



Figure 16: Longitudinal profile through the potential measure in the 2D hydraulic model. The longitudinal profile was chosen to show the water depths and flow velocities over the steps.

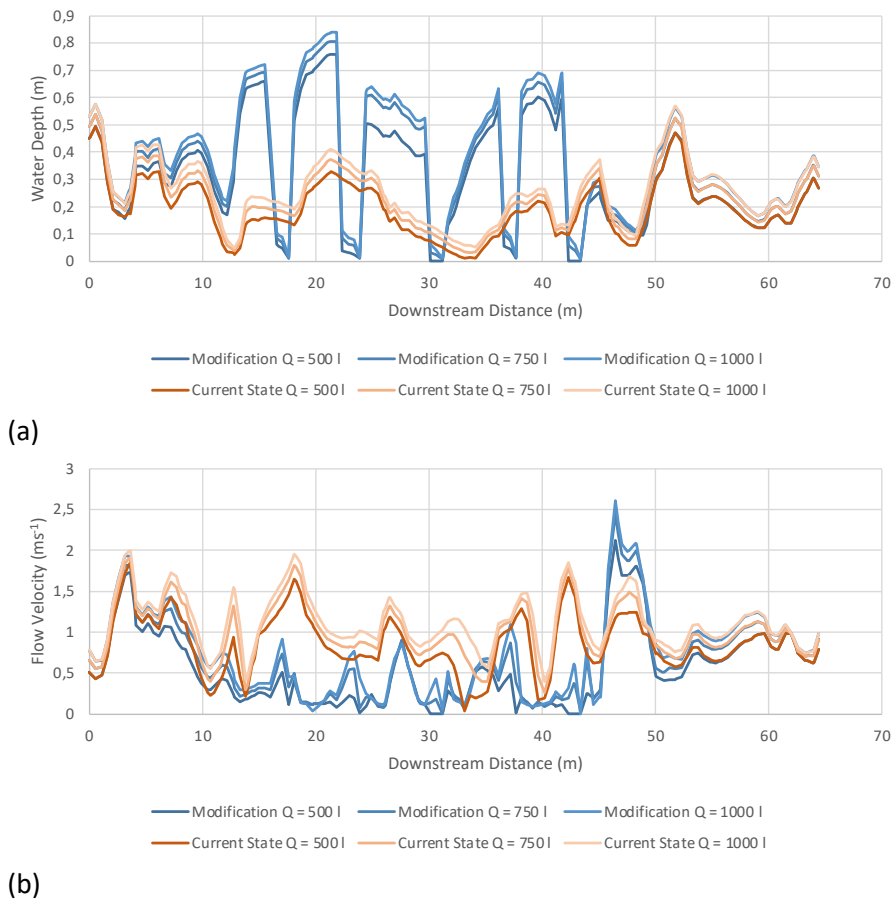


Figure 17: Results of 2D modelling: water depths (a) and flow velocities (b) of the longitudinal profile across the steps.

Figures 18 and 19 show the hydraulic results of the same measure, but the longitudinal profile was placed through the steps openings. This shows that the water depths in the 1 m wide openings drop to 0.2 - 0.3 m locally and the flow velocities increase to approx. 1.5 ms⁻¹. In the pools, the water depth increases to 0.6 - 0.8 m as a result of the measure, and the local flow velocities decrease to below 0.6 ms⁻¹.

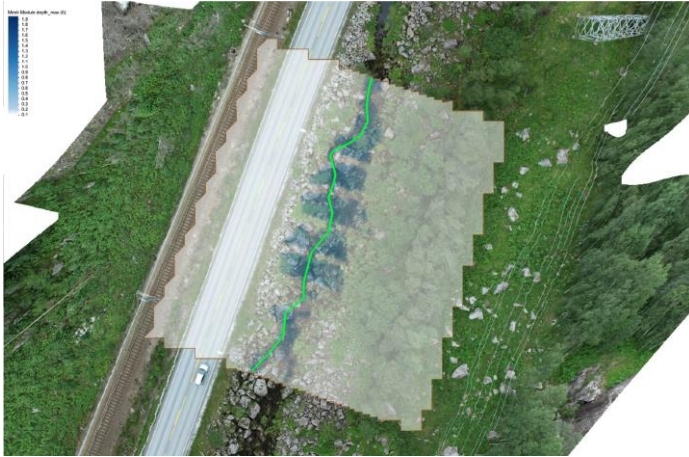


Figure 18: Longitudinal profile through the potential measure in the 2D hydraulic model. The longitudinal profile was chosen to show the water depths and flow velocities through the step openings.

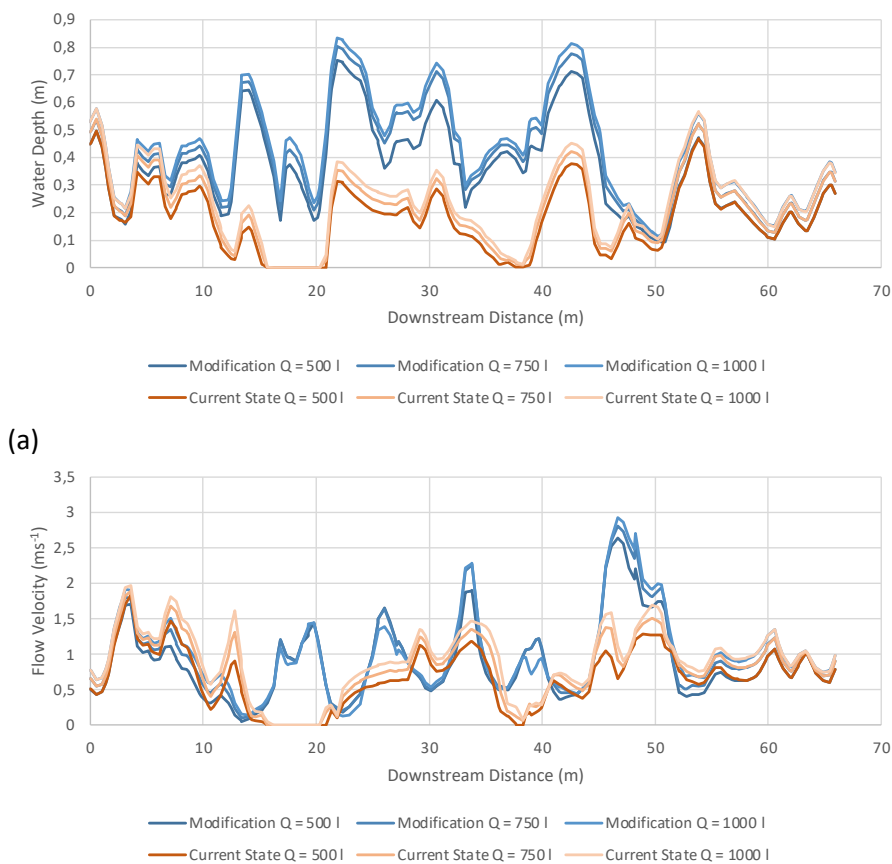


Figure 19: Results of 2D modelling: water depths (a) and flow velocities (b) of the longitudinal profile through the step openings.

Moreover, Figure 20 shows the impacts on the water surface level caused by the planned measures. The water level rises caused by the steps and the water surface slope (energy slope) decrease for the pools. An improvement in migration for the Atlantic Salmon is thus possible at discharges ($0.5 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ to $0.75 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$).

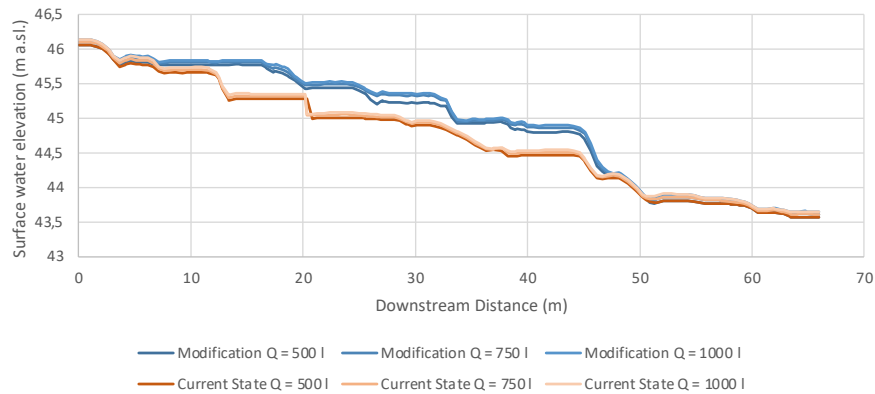


Figure 20: Result of the 2D modelling: Surface water elevations (m a.s.l.) in the current state, as well as changes due to the installation of the possible measures.

Conclusions and final remarks

Based on the outcomes of the presented appendix study following bullet points can be concluded:

- Channel modifications are requested; re-arrange of boulder clast according to the principle of a “pool-step” river morphology; onsite coarse material can and should be used.
- Combination of wetted width by 1 m, sub-critical flow enables water depths around 0.5 m and higher at discharges around $0.5 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ and $0.75 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$.
- Analysis of bankfull discharges showed that an overbank flooding starts above $1 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$. This analysis was verified by both, coarse (0.5 m) and fine modelling mesh (0.25 m).
- **Important:** Partially sealing of the river bottom by geotextile and/or fine material will be necessary in terms of restoration measures to avoid that parts of the residual flow will disappear from the surface due to the high porosity of the onsite material.

Literature

- Brunner, G.W., 2016. HEC-RAS river analysis system. Hydraulic reference manual. Version 5.0. Davis, CA: Hydrologic Engineering Center.
- Fjeldstad, H. P., Barlaup, B. T., Stickler, M., Gabrielsen, S. E., & Alfredsen, K. (2012). Removal of weirs and the influence on physical habitat for salmonids in a Norwegian river. *River research and applications*, 28(6), 753-763.
- Fjeldstad, H. P. (2012). Atlantic salmon migration past barriers.
- Hauer, C., & Pulg, U. (2021). Buried and forgotten—The non-fluvial characteristics of postglacial rivers. *River Research and Applications*, 37(2), 123-127.
- Hauer, C., & Pulg, U. (2018). The non-fluvial nature of Western Norwegian rivers and the implications for channel patterns and sediment composition. *Catena*, 171, 83-98.
- Jonsson, B., & Jonsson, N. (2009). Restoration and enhancement of salmonid populations and habitats with special reference to Atlantic salmon. Challenges for diadromous fishes in a dynamic global environment, 69, 497-535.
- Lawrence, E. R., Kuparinen, A., & Hutchings, J. A. (2016). Influence of dams on population persistence in Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Zoology*, 94(5), 329-338.
- Montgomery, D. R., & Buffington, J. M. (1997). Channel-reach morphology in mountain drainage basins. *Geological Society of America Bulletin*, 109(5), 596-611.
- Nyqvist, D., Nilsson, P. A., Alenäs, I., Elghagen, J., Hebrand, M., Karlsson, S., ... & Calles, O. (2017). Upstream and downstream passage of migrating adult Atlantic salmon: remedial measures improve passage performance at a hydropower dam. *Ecological Engineering*, 102, 331-343.
- Pulg, U., Barlaup, B.T., Skoglund, H., Velle, G., Gabrielsen, S-E., Stranzl, S., Espedal, E.O., Lehmann, G.B., Wiers, T., Skaar, B., Normann, E., Fjeldstad, H-P. og Kroglund F. 2018. Tiltakshåndbok for bedre fysisk vannmiljø: God praksis ved miljøforbedrende tiltak i elver og bekker. NORCE LFI Rapport 296.
- Ugedal, O., Næsje, T. F., Thorstad, E. B., Forseth, T., Saksgård, L. M., & Heggberget, T. G. (2008). Twenty years of hydropower regulation in the River Alta: long-term changes in abundance of juvenile and adult Atlantic salmon. *Hydrobiologia*, 609(1), 9-23.
- Wohl, E. (2013). *Mountain rivers revisited* (Vol. 19). John Wiley & Sons.