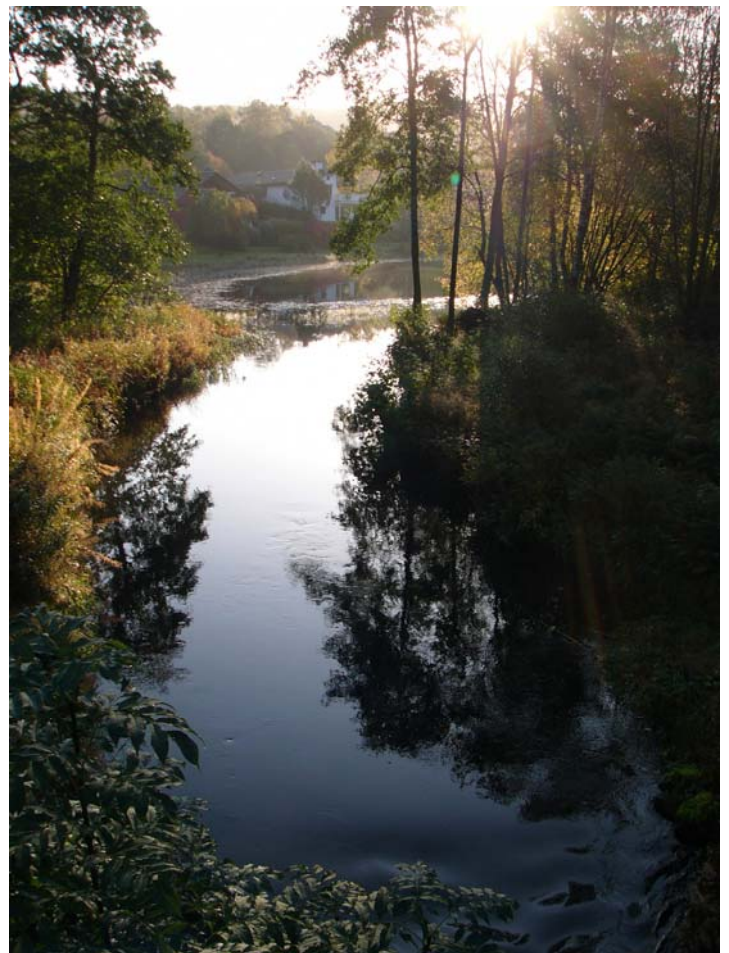


## Sjøaurebekker i Bergen og omegn

Ulrich Pulg, Bjørn Barlaup, Sven Erik Gabrielsen og Helge Skoglund



<b>LABORATORIUM FOR FERSKVANNØKOLOGI OG INNLANDSFISKE, LFI UNI MILJØ THORMØHLENSGATE 49b 5006 BERGEN</b>		<b>TELEFON: 55 58 22 37 E-POST: lfi@uni.no</b>
<b>TITTEL: Sjøaurebekker i Bergen og omegn</b>	<b>DATO: 22.02. 2011</b>	
<b>FORFATTERE: Ulrich Pulg, Bjørn Barlaup, Helge Skoglund, Sven-Erik Gabrielsen</b>	<b>GEOGRAFISK OMRÅDE: Hordaland</b>	
<b>Oppdragsgiver: Fylkesmannen i Hordaland og Fylkeskommune Hordaland, Bergen kommune, Askøy kommune, Fjell kommune, Arboretet i Bergen og Avinor</b>	<b>LFI-Rapport Nr. 181 ISSN NR: ISSN-0801-9576 ANTALL SIDER: 295</b>	
<b>Sammendrag:</b> <p>Anadrom areal i 25 bekker i Bergen og omegn ble kartlagt etter vannforskriftens kriterier for morfologiske inngrep, status av sjøaurehabitatet og sjøaurebestanden. Kartleggingen avdekket at 19 vassdrag var tydelig forurenset. Tre vassdrag var så forurenset at fisk ikke kunne leve der i 2010. Alle vassdrag hadde morfologiske inngrep, blant annet vandringshinder, bekkelukkinger, kulverter, kanalisering og fylling, delvis nylig utført. 74 % av elvearealet var påvirket av morfologiske inngrep. Dette har ført til redusert anadrom elveareal og dårligere habitatbetingelser for sjøauren. Samlet ble det estimert at sjøaureproduksjonen har blitt redusert med 64 % i.f.t. den originale tilstanden. Sterkest var reduksjonen i Bergen (-70 %), etterfulgt av Askøy (-65 %) og Sotra (-26 %). Etter vannforskriftens morfologiske kriterier har det anadrome elvearealet i de fleste vassdrag "svært dårlig" til "moderat" miljøstatus. Kun fire vassdrag ble evaluert til å ha "god" status. Likevel har rundt halvparten av det gjenværende anadrome elveareal gode habitatforhold for sjøaure. Resultatene gir et faglig grunnlag for vassdragsforvaltning i regionen, særlig det videre arbeidet med vannforskriften.</p> <p>Skal kravet til vannforskriften (god miljøstatus) kunne etterfølges, anbefales tre steg:</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Beskyttelse av de gjenværende vassdrag mot ytterlige inngrep.</li> <li>2. Habitatforbedrende tiltak i lett påvirkete strekninger, eller for å avbøte inngrep. For eksempel utlegging av gytegrus, etablering av fiskepassasjer eller reduksjon av forbygging.</li> <li>3. Restaurering og gjenåpning av sterkt påvirkete strekninger som er lagt i rør eller er kanalisert.</li> </ol> <p>For hvert vassdrag ble det utviklet konkrete tiltak for å bedre miljøstatus etter vannforskriften og å reetablere sjøaureproduksjonen. Dette gir et faglig grunnlag for å nå målsettingen til vannforskriften og å øke sjøaureproduksjonen i regionen. Det betraktes som mulig å oppnå det opprinnelige produksjonsnivået for sjøaure avhengig av tiltakene som settes i verk.</p> <p>Uni Miljø LFI har bidratt i prosjektet med egen forskning. Det ble utviklet en metode for å kartlegge og å vurdere sjøaurehabitatet i bekker og å estimere sjøaurebestanden i småvassdrag. Metoden bør videreutvikles og den betraktes som et egnet verktøy i den videre implementeringen av vanddirektivet. Den gir en tilstrekkelig vurdering av morfologiske påvirkninger og potensiale for fiskeproduksjon i små anadrome vassdrag.</p>		
<b>Pulg, U., Barlaup, B., Gabrielsen S.-E. &amp; Skoglund, H. 2011: Sjøaurebekker i Bergen og omegn. LFI-rapport nr. 181, 295 s. Uni Research, Uni Miljø LFI, Bergen.</b>		
<b>EMNEORD: Vanddirektivet, vannforskriften, sjøaure, restaurering, bekk, vassdragsforvaltning, fysisk, inngrep</b>		
<b>FORSIDEFOTO: Fjøsangerbekken (i rør) og Apeltunvassdarget</b>		

**Innhold**

<b>1</b>	<b>Innledning .....</b>	<b>5</b>
<b>2</b>	<b>Metoder.....</b>	<b>6</b>
2.1	Fremgangsmåte .....	6
2.2	Utvalg av vassdrag .....	6
2.3	Elektrisk fiske.....	7
2.4	Vannkvalitet.....	9
2.5	Vurdering.....	9
2.5.1	Sjøaurens habitatkrav .....	10
2.5.2	Habitatkartlegging.....	11
2.5.3	Estimering av ungfiskproduksjon.....	15
2.5.4	Vannforskriften.....	16
2.6	Planlegging av tiltak.....	19
<b>3</b>	<b>Resultater og Diskusjon .....</b>	<b>20</b>
3.1	Oversikt over alle bekker.....	20
3.1.1	Status .....	20
3.1.2	Vurdering og implikasjoner .....	33
3.1.3	Vurderingsmetode etter Vannforskriften.....	35
3.1.4	Tiltak .....	37
3.1.5	Behov for videre forskning.....	49
3.2	Hver enkelt bekk.....	51
3.2.1	Apeltunvassdraget.....	51
3.2.2	Bønesbekken.....	66
3.2.3	Sælenvassdraget.....	72
3.2.4	Dalevassdraget.....	88

---

3.2.5	Gravdalsvassdraget .....	95
3.2.6	Haukåsvassdraget.....	103
3.2.7	Lønningsbekken.....	107
3.2.8	Dalsmyrabekken.....	118
3.2.9	Møllendalselven.....	127
3.2.10	Fjøsangerbekken .....	134
3.2.11	Steinsvikbekken.....	142
3.2.12	Grimseidelven.....	154
3.2.13	Ådlandsbekken .....	163
3.2.14	Damskjerbekken .....	171
3.2.15	Juvikbekken.....	179
3.2.16	Kråkåsbekken .....	187
3.2.17	Loneelven.....	196
3.2.18	Pollelva .....	201
3.2.19	Siglingevassdraget .....	214
3.2.20	Angeltveitvassdraget.....	219
3.2.21	Fjellvassdraget .....	234
3.2.22	Apalvågselven.....	243
3.2.23	Storavatnet .....	259
3.2.24	Alvheimvassdraget.....	269
3.2.25	Skogevassdraget.....	276
<b>4</b>	<b>Sammendrag .....</b>	<b>287</b>
<b>5</b>	<b>Referanser .....</b>	<b>288</b>

# 1 Innledning

Målsetting med den foreliggende studien er å kartlegge status til gytebekker for sjøaure i og rundt Bergen, med fokus på morfologiske påvirkninger og mulige tiltak for å bedre miljøtilstand. Bakgrunn er at mange sjøaurebekker i regionen er redusert på grunn av fysiske inngrep, samtidig som sjøaurebestanden trolig er på et historisk lavmål. Dessuten krever vannforskriften at vassdragene i regionen oppnår ”god miljøstatus” eller ”godt økologisk potensial” innen 2015 for noen av vassdragen, og i løpet av de neste seks årene for de øvrige vassdragene.

Rapporten beskriver miljøstatus etter vannforskriftens morfologiske kriterier og habitat- og bestandsstatus for sjøaure (*Salmo trutta*) av de anadrome deler til 25 bekker i regionen. Deretter presenteres de nødvendige tiltakene for å oppnå god miljøstatus så vel som reetablering av produksjonspotensialet for sjøaure. Rapporten skal gi de ansvarlige myndigheter grunnlag til å bedømme situasjonen og å sette i gang tiltak for å bedre miljøtilstand etter vannforskriften. I tillegg skal den gi faglig grunnlag for frivillige organisasjoners arbeid med vassdragene (fadderordninger, fritidsfiske, naturvern o.a.).

Rapporten har følgende oppbygging: Etter en metodebeskrivelse følger kapittel om resultater og diskusjon som inneholder en oversikt over data fra alle vassdrag. Deretter gis en beskrivelse for hver enkelt vassdrag. Teksten er bygget opp på en måte som tillater å ta ut kapitlene om enkeltvassdrag uten å miste nødvendig informasjon. Denne organiseringen av teksten medfører noen gjentakelser, særlig i tiltaksbeskrivelsen. Dette ble gjort for å gi alle som er interessert i et spesielt vassdrag en mulighet for en kort og oversiktlig, men likevel fullstendig informasjon.

Fylkesmannen i Hordaland og Fylkeskommune Hordaland, Bergen kommune, Askøy kommune, Fjell kommune, Arboretet i Bergen og Avinor har bidratt finansielt til prosjektet. Utover dette har UNI Miljø LFI bidratt med undersøkelser (blant annet el-fiske og metodeutvikling) som har vært en del av LFIs egen forskning. Prosjektet har også hatt stor nytte av at flere foreninger som jobber med vassdragene har bidratt med viktig lokalkunnskap.

UNI Miljø LFI takker oppdragsgiverne og samarbeidspartnerne. Dessuten takkes de mange lokale eksperter, kollegaer, ”ildsjeler” og foreninger som har bidratt med lokalkunnskap og innspill, deriblant Sotra og Øygarden Jeger- og Fiskerforening (representert av Tore Samuelsen), Askøy Jeger- og Fiskerforening (representert av Ove Antonsen), Bergen Sportsfiskere (representert av Erik Falck og Lars Sælensminde), Statens Naturoppsyn (representert av Terje Haugland), Nesttunvassdragets Venner (representert av Terje Aarsand), Øyvind Vindenes, Karsten Solheim, Steinar Kålås og Geir Helge Johnsen.

## 2 Metoder

### 2.1 Fremgangsmåte

Totalt 25 utvalgte vassdrag inngår i undersøkelsene som omfatter fisketetthet, fiskehabitat og vannkjemiske forhold. Basert på denne informasjonen ble hvert enkelt vassdrag vurdert med tanke på

- 1) kriteriene gitt etter vannforskriften (VF 2006, DV 2009) og
- 2) sjøaurehabitatet og forekomster av mulige flaskehalsar for produksjon av sjøaure. Deretter ble det utarbeidet forslag til tiltak for å bedre miljøtilstand og produksjonsbetingelser for sjøaure.

### 2.2 Utvalg av vassdrag

Vassdragene ble utvalgt i samarbeid med oppdragsgiverne. Hovedkriteriene for utvelgelse var at vassdragene var lokalisert i vannregionene ”Hordaland vest” og ”Nordåsvannet”, at de hadde en anadrom strekning, og at de var dominert av sjøaure – ikke laks. Vassdragene skulle være forholdsvis små, dvs. med en middelvannføring under eller om lag 1 m<sup>3</sup>/s. Dessuten ble det lagt vekt på følgende kriterier:

- Habitatpotensial: Kan tiltak gi betydelige økt produksjon av sjøaure ?
- Restaureringspotensial: Er det inngrep som kan revideres, justeres eller avbøtes?
- Gjennomføringspotensial: Er det initiativer, prosjekter eller sponsorer som kan bidra til å gjennomføre tiltak?
- Sjøaurebestanden: Er sjøaurebestanden lokalt viktig eller kan den bli viktig (biomasse, størrelse, særpreg, beliggenhet)?

På dette grunnlaget ble vassdragene i Tabell 1 valgt ut.

Utover dette ble Nestunnavassdragets produksjonspotensial for eventuell reeatblering av sjøaure og laks estimert (kap. 3.1.1).

**Tabell 1. Oversikt som viser hvilke vassdrag som ble utredet.**

Vassdrag	
1	Steinsvikbekken/Bergen
2	Sælenvassdraget/Bergen
3	Apeltunvassdraget/Bergen
4	Fjøsangerbekken/Bergen
5	Bønesbekken/Bergen
6	Grimseidbekken/Bergen
7	Ålandsbekken/Bergen
8	Dalsmyrabekken /Bergen
9	Lønningsbekken /Bergen
10	Gravdalsbekken/Bergen

---

11	Møllendalselven/Bergen
12	Haukåsvassdraget /Bergen
13	Dalevassdraget (Åsane) /Bergen
14	Storavatnet/Øygården
15	Alvheimvassdr./Øygården
16	Fjellvassdraget/Fjell
17	Angeltveitvassdr./Fjell
18	Apalvågselven/Fjell
19	Skogevassdr./Sund
20	Damskjerbekken/Askøy
21	Pollelven/Askøy
22	Krokåsbekken/Askøy
23	Juvikbekken/Askøy
24	Loneelvi/Askøy
25	Siglingevassdraget/Askøy

---

## 2.3 Elektrisk fiske

Elektrisk fiske (el-fiske) ble gjennomført vadende og med et batteridrevet impulsstrømaggregat (1400 V, impulsstrøm). Hver fiskestasjon lå i en sammenhengende habitattype. Fisket areal varierte mellom 40 og 100 m<sup>2</sup> siden mange habitattyper var mindre enn 100 m<sup>2</sup>. Tetthetstall i habitater mindre enn 100 m<sup>2</sup> ble ekstrapolert til standardstørrelsen 100 m<sup>2</sup> slik at det er mulig å sammenligne tetthetsdata med hverandre og med resultat fra andre studier.

Det ble prioritert å få en oversikt over forekomst av sjøaure i flest mulig bekker framfor å gjennomføre el-fiske på færre strekninger etter metode beskrevet av Bohlin et al. (1989). Metoden ble basert etter beskrivelse gitt av Forseth et al. (2009) som viser at en gangs overfiske og transektfiske kan gi et bedre bilde av fiskebestanden dersom antall stasjoner økes i forhold til tradisjonelt tre ganger overfiske av færre stasjoner. Den valgte metoden gir dessuten data som er egnet for oppskalering med mesohabitattyper som grunnlag. Det ble gjennomført ett overfiske per stasjon på til sammen 64 stasjoner (se Tabell 7). Fisket ble gjennomført i september og oktober 2010 ved vanntemperaturer som varierte fra 9 til 13 grader og ved ca. middels lavvannføring i vassdraget. Fangsteffektiviteten i de avgrensede og forholdsvis grunne elvepartiene ble vurdert som høy sammenlignet med el-fisket som normalt gjennomføres i større vassdrag. All fanget fisk ble lengdemålt og deretter satt tilbake levende. Etersom mange av bestandene består av få individer, ble det valgt å ikke ta ut fisk for laboratorieanalyse. Alder ble derfor ikke bestemt (bortsett fra en stikkprøve av fisk fra Apeltunvassdraget). Ungfisk ble skilt etter lengde og skillegrensen baserer seg på observert lengdefordeling som typisk har to eller flere distinkte topper som gjenspeiler de ulike aldersgruppene. I tillegg ble resultatene sammenholdt med skjellanalyser av fisk fra lignende lavtliggende vassdrag. På dette grunnlag ble fisk under 9 cm ble regnet som 0+ (årsyngel), fisk mellom 9 og 15 cm ble regnet som 1+, fisk mellom 15 og 19 cm som 2+, og større fisk ble regnet som "eldre fisk".



Figur 1 Kart som viser regionen med bekkene som ble utredet.



## 2.4 Vannkvalitet

I hver elv ble det tatt vannprøver øverst og nederst (ferskvann) i anadrom strekning. Prøvene ble analysert *in situ* for pH, ledningsevne og temperatur, og der det var mistanke om oksygensvikt også etter oksygen. Undersøkelsene ble utført med en multimåler (WTW Multi 3430). Dessuten ble visuelt synlige forurensinger registrert under habitatkartleggingen. I vassdrag der det var tegn på forurensning ble tilleggsvannprøver tatt og sendt til laboranalyse (Eurfofins, Bergen). Analysene ble vurdert etter kriteriene i vannforskriften (DV 2009, kjemiske kvalitetselementer) og etter type forurensning. Der *in situ* målingene bare tydet på forsurening ble pH, alkalitet, kalsium og aluminium målt (Siglingevassdraget). På lokaliteter der verdier fra målingene og/eller observasjoner av forurensning med næringsstoffer (kloakk, gjødsel) ble totalfosfor, totalnitrogen, totalt organisk karbon, nitrat, ammonium, aluminium, kalsium, pH og alkalitet målt (Grimenvassdraget, Sælenvassdraget, Apeltunvassdraget nede). Var det i tillegg mistanke om industrielt spillvann ble analysen utvidet med tungmetaller og kvikksølv (Fjøsanger-, Lønnings-, Steinsvik, Poll- og Apeltunvassdraget). I Apeltunvassdraget var det fra tidligere kjent forurensning med veisalt (Statens Vegvesen 2006). Det ble derfor lagt ut et salinitetssonde fra januar til mai 2010. I tillegg ble det målt en dybdeprofil for konduktivitet og oksygen i Apeltunvannet. Forskjellene i valgte parametre for vannprøvetaking i vassdragene ble gjort for å få mest mulig informasjon med begrensede midler til rådighet. Vannkvalitet hadde ikke prioritet i prosjektet og målingene er derfor ikke egnet for en fullstendig kategorisering av miljøtilstatus. Likevel gir de et viktig bidrag til forståelsen av det vannkjemiske miljø, flaskehalser for sjøaure og de gir grunnlag for eventuelt senere valg av mer omfattende analyser.

## 2.5 Vurdering

Verdisetting i denne studien baserer seg på biologiske data og to verdsett: Sjøaurens habitatkrav gjennom livssyklusen i ferskvann og vannforskriftens miljøklassifisering. Siden sjøaure er en viktig indikator for vannforskriften har evaluering basert på de to nevnte verdsett prinsipiell samme intensjon: Å sikre eller å opprette en "god miljøtilstand" i vassdrag som blant annet gir levekår for livskraftige og høstbare sjøaurepopulasjoner (DV 2009). Verdsettene har felles intensjon og overlapper delvis med tanke på resultat, men de er ikke like. Vannforskriften tar også hensyn til andre indikatorer enn sjøaure og gir en grovere ramme av kriterier. Sjøaurens habitatkrav er spesielle og går delvis utover kravene til vannforskriften. Dessuten tar vannforskriften utgangspunkt i naturtilstanden av vassdragene, dette er ikke nødvendigvis ensbetydende med optimale forhold for sjøaure. Er kriteriene for "god" eller "svært god" miljøtilstand etter vannforskriften oppfylt i anadrome

bekker kan sjøaure leve der og finner habitatbetingelser som tilsvarer omtrent det naturlige. Et godt sjøaurehabitat gir ut over dette forutsetninger for en høy produksjon av sjøaure. De to verdsett medfører også en forskjell i forvaltning: Tiltak som kreves på grunn av vannforskriften må iverksettes av de ansvarlige myndighetene dersom de følger forskriften. Tiltrettelegging for å tilfredsstille sjøaurens habitatkrav utover dette kan iverksettes dersom man vil fremme fiskebestanden. Ofte er vurderingene etter begge verdsett like. Vurderingene og planlegging av tiltak ble skilt der det ikke er tilfelle.

### 2.5.1 Sjøaurens habitatkrav

Aurens habitatkrav er beskrevet i flere studier (Crisp et al. (1989), Rubin & Glimsæter (1996), Harris & Milner (2006), Armstrong et al. (2003), Klemetsen et al. (2003), Barlaup et al. (2008), Pulg (2009). Her skal bare det mest relevante for denne studien sammenfattes.

Aure (*Salmo trutta*) har stor variasjon i individuell livssyklus. Mens en del fisk er forholdsvis stasjonære og tilbringer hele sitt liv i nærheten av sin gyteplass i en elv, vandrer andre lange strekninger til næringsgrunner i både elv, innsjø og sjø. Sistnevnte blir ofte større og har en bedre reproduksjonssuksess. De fiskene som vandrer til sjøen for å spise kalles "sjøaure". Livsstrategien kalles "anadrom" (gyter i ferskvann, vandrer til næringsgrunner i sjøen). Habitatkrav for ungfisken vil være like uavhengig om fisken blir anadrom eller resident. I vassdrag der fisk har tilgang til sjøen (ingen vandringshinder som fosser eller demninger) overveier som regel sjøvandring som livsstrategi. Auren utvikler lokal tilpassete populasjoner med genetisk forankret preferens for anadrom eller stasjonær atferd. Denne delen av et vassdrag som er tilgjengelig for aure fra sjøen kalles "anadrom del". I denne rapporten kalles aure i den androme delen "sjøaure", i strekninger ovenfor "aure". Ungfisk omtales generelt som "aure".

På Vestlandet gyter sjøauren hovedsakelig i oktober og delvis i november. Gytehabitatet har spesielle morfologiske, sedimentologiske og hydrauliske egenskaper. Gytingen skjer i bekker og elver på rennende vann, som regel på steder hvor vannhastigheten er mellom 0,2 og 0,8 m/s og vanddypet er mellom 0,1 og 0,8 m. Substrat er grus med en gjennomsnittlig korndiameter mellom 5 og 50 mm (tilsvarende grusverksortering 16/32 og 32/64) og lite finsediment. En gytegrusbank må ha løst substrat og være tjukk nok slik at sjøaure kan lage en gytegrep og grave ned eggene. Gravedypet er avhengig av hunnfiskens størrelse siden større fisk graver dypere, men i hovedsak vil gravedypet 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.

Yngelen klekker om våren, dvs. ca. 4-6 måneder etter gytingen, avhengig av vanntemperaturen, og blir deretter liggende i gytegropen i flere uker mens den bruker næring fra plommesekken. Når yngelen er kommet opp av grusen livnærer den seg hovedsakelig av forbitrifiende insekter og krepsdyr. Aureyngel er territoriell og forsvare

en egnet standplass, gjerne i tilknytning til grov grus, rullestein eller vegetasjon. Yngelen trenger skjul for å unnsnippe predasjon (hovedsaklig større aure og fugl som hegre, siland og laksand). Næringsrike vassdrag med høyt morfologisk mangfold, mange standplasser og mye skjul vurderes som gunstig oppvekstområde for sjøaureyngel. Både gyteareal, stryk og renner kan gi gode skjul- og oppvekstforhold. Kantvegetasjon med busker og trær betraktes som gunstig siden de gir trofisk grunnlag for næringsnett, skjul og standplasser. Dette gjelder også for dødt trematerial som kvister og tømmerstokker. I løpet av de første tre årene vandrer som regel ungfiskene til sjøen. Utvandringmønsteret kan variere både innen og mellom bekker. Noen fisk viser en klar nedvandringssatferd og smoltifiserer som laks, mens andre vandrer gradvis nedover. Noen vandrer helt ut i sjøen, og noen blir stående i munningsområdet. En del av fiskene vandrer ikke til sjøs men blir stående i elven (resident aure).

Auren har behov for oksygenrikt vann ( $> 5$  mg/l, helst  $> 8$  mg/l) og pH-verdier mellom 5 og 9 helst mellom 6 og 8,5. Voksen fisk tåler saltvann utenom ved svært lave temperaturer. Egg tåler ikke mer enn en salinitet på om lag 4-6 PSU<sup>1</sup> (Rubin 1994). Basert på en samlet vurdering av disse kriteriene er det i kapittel 3.2 gitt en vurdering av sjøaurehabitatet i hver enkelt bekk.

## 2.5.2 Habitatkartlegging

Fiskehabitatet ble kartlagt i de anadrome delene av bekkene mellom mars og juni 2010. I bekker der det var aktuelt å utvide den anadrom strekningen eller der anadrom strekning har blitt redusert av kunstige vandringshindre, ble også bekkearealet ovenfor hinderet kartlagt. Et unntak er Siglingevasdraget (Askøy) og Nesttunvasdraget: Siglingevasdraget ble ikke kartlagt siden det ble tatt opp i prosjektet forholdsvis sent og det var kjent at vannkvalitet (surt, aluminiumsrikt vann) og et vandringshinder var eventuelt begrensende for sjøaureproduksjonen. Derfor ble det bare tatt hensyn til disse to forholdene i dette vassdraget. For Nesttunvasdraget var det ikke midler, men ettersom vassdraget er stort og siden det finnes konkrete planer om å reetablere laks og sjøaure, ble likevel produksjonspotensialet estimert (kapittel 3.1.1).

Kartleggingsmetoden bygger på metoder av Frisell et al. (1986), Jungwirth et al. (2003), Gabrielsen & Wiers (2003), Borsanyi et al. (2004) og Pulg (2009) men ble justert etter forholdene i de relativ små og bynære sjøaurebekker. Bekkearealet ble visuelt delt inn i 4 mesohabitattyper: Gyteareal, stryk, renne og kulvert. Disse ble vurdert etter de 3 habitategenskaper som anses som mest vesentlig for fiskeproduksjon ved siden av vannkvalitet og temperatur: morfologi, substrat og kantvegetasjon. Kvaliteten til disse egenskaper ble kategorisert i 4 trinn, se Tabell 2. Deretter ble alle verdier summert og delt inn i 5 vurderingskategorier: 12-11 svært gode habitatforhold for sjøaure, 10-9 gode

---

<sup>1</sup> Salinitet angis uten enhet siden 1978. verdien referer til PSU, praktiske salinitesenheter – tilsvarer ca. ‰

habitatforhold, 8-7 moderate habitatforhold, 6-5 dårlige habitatforhold og 4-3 svært dårlige habitatforhold. Kriterier for vurderingene er presentert nedenfor. Oversikt finnes i Tabell 2. Eksempler er presentert i Figur 2-Figur 7. Data ble presentert og analysert med et geografisk informasjonssystem (ESRI ArcGis 9.3). Habitatkartleggingen ble gjennomført rundt middels lavvannføring og etter at snø og is var smeltet. Areal ble definert ut i fra kartgrunnlag (FKB-data), ortofoto og oppmålinger i felt (lasermåler og GPS). Nedbørsfeltets areal ble disponert av kommunene eller ble hentet fra litteraturen. Middel avrenning baserer seg på avrenningskart fra NVE som beskrevet i Bjørklund & Johnsen (1994) med en gradient fra ca. 40 l/s/km<sup>2</sup> på Sotra til 80 l/s/km<sup>2</sup> på fjellområder i Bergen. Med dette kan naturlig middelavrenning i vassdragene grovt anslås.

### **Mesohabitattyper**

Bekkeareal dominert av grusbanker med typisk gytegrus for sjøaure ble kategorisert som gyteareal. Morfologi og substrat ble vurdert etter egnethet for reproduksjon av sjøaure (Barlaup et al. 2008, Pulg 2009). Kantvegetasjon ble vurdert etter dekningsgrad. I Tabell 2 er det vist hvordan vurderingene ble gjennomført.

Bekkeareal som ikke var dominert av grusbanker ble inndelt etter gradient og dominerende vannhastighet. Partier med dominerende vannhastigheter over ca. 0,3 m/s og en gradient over ca 0,3 % ble kategorisert som stryk. Partier med lavere verdier ble kategorisert som renne. Renner hadde dessuten oftest større vanddybde. Det ble ikke skilt mellom kulp og renne. "Kulpene" i de 25 bekkene ble oppfattet som brede renner. Store stillestående partier ble kartlagt som innsjø. Innsjøer ble registrert med areal men pga. begrenset bevilgning ble det ikke vurdert forhold i innsjøene med unntak av salinitet i Apeltunvannet. Habitategenskaper til renner og stryk ble vurdert etter morfologisk mangfold, eventuelle inngrep, skjul og standplasser (morfologi, substrat) og næringsgrunnlag (substrat, kantvegetasjon). Substrat i stryk måtte inneholde flekker med gytegrus som var store nok for en gytegrøp (ca. 1 m<sup>2</sup>) for å bli vurdert som kategori 4. Gyteareal og stryk med substrat i kategori 4 er dermed de strekningene som representerer reproduksjonsarealene i vassdragene. Reproduksjon er mulig på hele arealet i gyteareal og flekkvis i stryk som har gytegrus. Kulvert ble vurdert som egen kategori. Habitategenskaper ble vurdert etter samme måten som stryk eller renner, avhengig av kulvertens gradient.

**Tabell 2. Vurderingsskjema for habitatkartlegging**

Mesohabitattype	Habitategenskap	Vurdering av habitatkvalitet
Gyteareal <ul style="list-style-type: none"> <li>• Typisk gytegrus dominerer substratet</li> </ul>	Morfologi	1 dårlig egnet: $v \approx 0,1$ m/s eller $v \approx 1$ m/s, $d \approx 5$ cm
		2 mindre egnet: $v \approx 0,1-0,2$ m/s eller $v \approx 0,8-1$ m/s, $d \approx 5$ cm
		3 egnet: $v \approx 0,2-0,8$ m/s, $d \approx 5-10$ cm
		4 velegnet: $v \approx 0,2-0,8$ m/s, $d > 10$ cm
	Substrat	1 dårlig egnet: $F > 20$ % eller pakket eller dekket med vegetasjon
		2 mindre egnet: $F > 10$ % eller delvis dekket med vegetasjon
		3 egnet: $F < 10$ % og delvis dekket med vegetasjon
		4 velegnet: $F < 10$ % og ikke dekket med vegetasjon
	Kantvegetasjon eller døde trær	1 lite: dekning 0-25 %
		2 middels: dekning 25-50 %
		3 mye: dekning 50-75 %
		4 tett: dekning 75 – 100 %
Stryk <ul style="list-style-type: none"> <li>• Gytegrus dominerer ikke</li> <li>• Dominerende vannhastigheter <math>&gt; 0,3</math> m/s</li> <li>• Gradient <math>&gt; 0,3</math> %</li> </ul>	Morfologi	1 Kanalisering med faste forbygging uten hulrom - lite standplasser: skjul og hulrom på $< 50$ % av arealet
		2 Kanalisering med løse stein eller lav morfologisk mangfold - lite standplasser: skjul og hulrom på $< 50$ % av arealet
		3 Kanalisering med løse stein eller lav morfologisk mangfold, mange standplasser : skjul og hulrom på 50-100 % av arealet
		4 Høy morfologisk mangfold, naturlige bredder, mange standplasser: skjul og hulrom på 50-100 % av arealet
	Substrat	1 dårlig : bare fjell/steinblokker
		2 middels: fjell/steinblokker og rullestein
		3 god: fjell/steinblokker, grus og rullestein/trær
		4 svært god: fjell/steinblokker, rullestein, trær og gytegrusflekker
	Kantvegetasjon og døde trær	1 lite: dekning 0-25 %
		2 middels: dekning 25-50 %
		3 mye: dekning 50-75 %
		4 tett: dekning 75 – 100 %
Renne <ul style="list-style-type: none"> <li>• Gytegrus dominerer ikke</li> <li>• Dominerende vannhastigheter <math>&lt; 0,3</math> m/s</li> <li>• Gradient <math>&lt; 0,3</math> %</li> </ul>	Morfologi	1 Kanalisering med faste forbygging uten hulrom - lite standplasser: skjul og hulrom på $< 50$ % av arealet
		2 Kanalisering med løse stein eller lav morfologisk mangfold - lite standplasser: skjul og hulrom på $< 50$ % av arealet
		3 Kanalisering med løse stein eller lav morfologisk mangfold, mange standplasser : skjul og hulrom på 50-100 % av arealet
		4 Høy morfologisk mangfold, naturlige bredder, mange standplasser: skjul og hulrom på 50-100 % av arealet
	Substrat	1 dårlig : bare finsediment eller bare fjell
		2 middels: finsediment og rullestein/blokker/fjell/grus/trær
		3 god: finsediment og rullestein og blokker/grus/trær
		4 svært god: finsediment og rullestein og grus og blokker/trær
	Kantvegetasjon og døde trær	1 lite: dekning 0-25 %
		2 middels: dekning 25-50 %
		3 mye: dekning 50-75 %
		4 tett: dekning 75 – 100 %
Kulvert <ul style="list-style-type: none"> <li>• Vassdrag lukket</li> </ul>	Ble vurdert på samme måte som stryk eller som renne, avhengig av gradient	

F = finsedimentandel [ $< 1$  mm]



Figur 2 Gytareal i Apeltunvassdraget:  
Morfologi – 4, substrat – 4, vegetasjon  
– 4



Figur 3 Strykparti i Steinsvikvassdraget:  
Morfologi – 4, substrat – 4, vegetasjon  
– 4



Figur 4 Renne i Apeltunvassdraget:  
Morfologi – 4, substrat – 3, vegetasjon  
– 4



Figur 5 Kanalisert stryk i  
Apeltunvassdraget: Morfologi – 1,  
substrat – 1, vegetasjon – 1



Figur 6 Steinsatt stryk i Gravidalselven:  
Morfologi – 3, substrat – 3, vegetasjon  
– 1.



Figur 7 Kanalisert stryk i Gravidalselven:  
Morfologi – 2, substrat – 3, vegetasjon  
– 1

### 2.5.3 Estimering av ungfiskproduksjon

Antall fisk som kan produseres i et vassdrag er ved siden av vannkvalitet, antall gytefisk og ungfisktetthet avhengig av habitatbetingelser, og er godt egnet for å vurdere eventuelle endringer i vassdragsmiljøet (Elliot 1994, Jungwirth et al. 2003). Vannforskriften baserer sin evaluering av kvalitetselement fisk i elver med morfologiske endringer som hovedpåvirkning på nettopp endringer i fiskeproduksjon.

Å estimere fiskeproduksjon i et vassdrag krever omfattende undersøkelser og kostbare redskap som smoltfeller, og vil som oftest ikke være mulig å finansiere. Det er derfor vanlig å modellere ungfiskproduksjonen ut i fra el-fiske stikkprøver i et bestemt areal som oppskaleres til hele vassdragsareal. Ved slik oppskalering bør det tas hensyn til at ungfisktettheter ofte varierer svært mye mellom forskjellige mesohabitatyper og habitatkvaliteter (Einum et al. 2005, Forseth et al. 2009). Modellering av smoltproduksjon er fristende siden dette gir et årlig estimat av et viktig livsstadium. I motsetning til laks har sjøaure en varierende livshistorie hvor det er vanskelig å generalisere med tanke på utvandningsmønster. Dette gjør at smoltestimater for sjøaure basert på el-fiskre eller fangst-gjengfangst metodikk innebærer en stor grad av usikkerhet.

For å omgå disse problemene ble det valgt et alternativ som baserer seg på resultatene til Forseth et al (2009). Målet var å etablere en modell som gir et lettfattelig tall som representerer habitatbetingelsene i et vassdrag. Modellen beregner antall ungfisk som forventes å finnes i vassdraget ved el-fisketidspunkt (september/oktober 2010, flere årsklasser). Ungfisktetthet blir oppskalert avhengig av tilhørende mesohabitat, dets arealandel i vassdraget og dets habitatkvalitet. Her ble det skilt mellom habitater som hadde en samlet habitatkvalitet av 12-10 og de som hadde 9-3 siden fisketetthet varierte signifikant mellom disse gruppene, se resultatene fra el-fisket, kapittel 3.1.1. Det viktigste grunnlaget for ungfiskestimatet er kvalitet og kvantitet av de forskjellige habitattypene så vel som målte ungfisktettheter. Det forutsettes at målt ungfisktetthet er representativt for habitattypen i hele vassdraget.

I de undersøkte bekkene ble all fisk under 19 cm (antatt 0+, 1+, 2+) kategorisert som ungfisk. Det betraktes som sannsynlig at en stor del av de fiskene med lengder fra 9-19 cm (1+, 2+) vil vandre ut som smolt i følgende år. Andel eldre ungfisk kan derfor gi et estimat for å sammenligne ungfiskestimatet med smoltmodeller som ellers er brukt, eller med smoltmålinger der de finnes. Smoldestimater for sjøaure er som sagt ovenfor knyttet til stor variasjon og usikkerhet. For å vurdere habitatbetingelsene i vassdragene tas derfor utgangspunkt i ungfiskestimatet.

Elfiskedata varierer pga. mange faktorer (fangbarhet, temperatur mm.) og har derfor stor varians. Dessuten utgjør innsjøer en usikkerhetsfaktor siden antall fisk i innsjøene ikke kunne estimeres. Ungfiskestimatet gjenspeiler elvehabitatets kvalitet og størrelse. Resultatene fra ungfiskmodellen kan derfor bare betraktes som et redskap for å angi en størrelsesorden for ungfiskproduksjonen, og som gjør det mulig å sammenligne elvehabitatbetingelser og -størrelser mellom vassdrag.

**Tabell 3. Skjema for beregning av antall ungfisk i et vassdrag**

Grunnlagsdata			Estimat
Ungfisktetthet [ind./100m <sup>2</sup> ]	Mesohabitattyper [areal]	Habitatkvalitet [kartlegging]	Antall ungfisk i det anadrome elvearealet til et tidspunkt

Følgende fremgangsmåte ble brukt for å beregne ungfiskestimet: Ungfisktetthet ble oppskalert med arealet av den tilsvarende habitattype i vassdraget (ved median vannføring). Siden ungfisktetthet varierte avhengig av habitatkvalitet ble oppskaleringen gjennomført atskilt for to undergrupper: For habitater med en kvalitetsverdi 10-12 og for de med 3-9. Disse to undergruppene ble definert på grunn av datafordelingen som vises i Figur 19. Beregnet ungfiskstall for hver mesohabitattype og kvalitet blir til slutt summert til den ungfiskestimatet i vassdraget.

El-fiskestasjoner i de forskjellige bekkene ble utvalgt for å gi data for alle habitattyper, men det var ikke mulig å gjennomføre el-fiske i alle mesohabitattyper med både god og dårlig habitatkvalitet. I disse tilfellene ble ungfisktettheten interpolert basert på datafordelingen i lignende vassdrag. Fremgangsmåten blir i slike tilfeller beskrevet. Slike interpoleringer medfører en usikkerhet i antall beregnet ungfisk men sluttresultatet antas likevel å gi et rimelig godt estimat for sjøaurehabitatet siden mesohabitattype og habitatkvalitet er de vesentlige oppskaleringsfaktorene og det er de som skal vurderes.

## 2.5.4 Vannforskriften

Vurdering etter vannforskriften tar utgangspunkt i naturtilstanden av vassdragene og fokuserer på menneskelige inngrep og forandringer som har ført til avvik fra naturtilstanden. Miljøtilstand i vassdrag vurderes etter biologiske, kjemiske og økologiske indikatorer.

I denne studien ble vassdragene vurdert etter økologiske indikatorer, morfologiske påvirkninger og fisk (DV 2009).

I morfologiske påvirkninger inngår:

1. Vandringshinder
2. Endring av elveløpets utforming (kanalisering, bekkelukking, uretting...) [lengde]
3. Endring av bunnen av elva [lengde]
4. Endring av elvebankene (erosjonssikring m.fl.) [lengde]
5. Endring av kantvegetasjon [lengde]



Etter vannforskriften skal vassdrag med et nedbørsfelt under 10 km<sup>2</sup> ikke vurderes som egen ”vannforekomst” men samlet med andre småvassdrag som ”bekkefelt”. De fleste av de undersøkte bekkene har et nedbørsfelt under 10 km<sup>2</sup>. Bekkefelt var derimot enda ikke definert utenom for Nordåsvannet vannområde.

I foreliggende studie ble det anadrome elvearealet vurdert etter de nevnte kriteriene. Dette gir både en vurdering av disse viktige delene av vassdragene og en oversikt som kan brukes som grunnlag for eventuell inndeling av bekkfelt. Ved vurderingen ble det tatt utgangspunkt i at vassdragene ikke er klassifisert som ”sterk modifisert vannforekomst (SMVF)” siden ingen av vassdragene ble klassifisert som SMVF i TA (2009) der bekker rund Nordåsvannet ble utredet. Dette diskuteres nærmere i kap. 3.1.3.

**Tabell 4. 5. Endring i kantvegetasjon. Vurderingsveileder for morfologiske påvirkninger etter DV (2009).**

Gruppe	Parameter	Morfologisk status				
		SG	G	Mod	D	SD
Endring av elveløpets utforming i plan (kanalisering, utretting, rør/bekkelukning)	Andel utrettet	0%	≤10%	>10-40%	>40-70%	>70 %
Endring i bunnen av elva (inkl. fjerning av substrat)	Lengde på endring i forhold til VF lengde	0%	≤10%	>10-25%	>25-50%	>50%
Endring av bankene (Hovedsakelig flom- og erosjonssikring, også brokar)	% lengde på sikringstiltak i forhold til VFs lengde	0-5%	<5-20%	>20-50%	>50 % (SMVF)	
Endring i kantvegetasjon	Andel strekning med sterkt redusert kantvegetasjon	≤10%	>10-20%	>20-40%	>40-60%	>60%

Vandringshinder ble inndelt i to typer: Permanente vandringshinder og vannføringsavhengige vandringshinder. Permanente vandringshinder er ikke passerbar for sjøaure og definerer øvre grense for anadrom strekning. Vannstandsavhengige hinder kan bare passeres under gitte gunstige vannføringer og de kan redusere leveområde og tilgang til gyteareal i år med ugunstig vannføring. Vurderingen av hvorvidt en hindring utgjør et vandringshinder følger bare DV (2009) siden klassegrensene der ikke er for grove for å vurdere situasjonen i de undersøkte bekkene<sup>2</sup>. Vurderingen baseres på Kolbinger 2002 og Grande (2010) og tar hensyn til gradient, vannføring, substrat, fallhøyde, strømhastigheter, hoppmuligheter (bl.a. om det er kulp nedenfor) og om vannet faller fritt. Vurdering av vandringshinder gjenspeiles i fiskeproduksjon (Tabell 5). Reduserer et vandringshinder anadrom areal med 50 % reduseres også fiskeproduksjonen tilsvarende dersom mesohabitatene er lik fordelt. I praksis kan nedvandrende og nedspylt aure fra residente

<sup>2</sup> DV (2009) sine klassegrenser baserer seg bare på fallhøyde og unnlater å ta hensyn til nødvendige faktorer som gradient, fritt fall, vanndybde nedenfor, vannføring m.fl..

populasjoner ovenfor anadrom strekning bidra til ungfiskantall og smoltproduksjon. Denne effekten betraktes imidlertid som liten og ble satt til side i vurderingene etter vannforskriften siden studier viser at smoltifisering og nedvandringstferd reduseres raskt når anadrome gytefisk uteblir (Harris & Millner 2006). Punkt 2-5 følger klassifiseringsveilederen (DV 2009).

Kvalitetselement fisk vurderes etter evalueringsveileder for elver med hydromorfologiske endringer som hovedpåvirkning (Tabell 5). Grunnlag for vurderingen er habitatkartleggingen og kartlegging av inngrep så vel som resultater fra ungfiskmodellen. Vurderingen følger DV (2009). Eventuelle endringer i vannføring som rammer en del av bekkene ble vurdert etter hydrobiologiske kriterier, særlig vanndekket areal og konsekvenser for habitatforholdene – ikke etter vannforskriften siden det ikke finnes et tilstrekkelig klassifisering for denne påvirkningen i slike småvassdrag. Vurderingen inngår imidlertid i ungfiskestimatet og er derfor gjenspeilt i vurdering av ungfiskproduksjon som er i henhold til vannforskriften (Tabell 5).

**Tabell 5. Vurderingsveilder fra DV (2009). Tallene representerer reduksjon i fiskeproduksjon målt som prosent.**

Reduksjon i produksjon av laks og aure					
Naturtilstand	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
0	<5	5-25	25-75	>75	tapt
naturlig	lite utsatt for påvirkninger	betydelig redusert ungfiskproduksjon	true/sårbar	tapt	

Fisk ble ikke vurdert etter fiskeindeksen i DV (2009) siden den fokuserer på artsmangfold og denne studien fokuserer på en art (sjøaure) og habitattilstand. Fiskeindeksen indikerer dårlig tilstand når en art er tapt eller redusert. Den er dårlig egnet for å vurdere tilstanden i småbekkene rund Bergen siden artsmangfoldet fra naturens side er lavt og siden det finnes svært lite data om tidligere status og utbredelse for fiskebestandene, særlig for stingsild og ål.

Målsetting og økonomisk grunnlag for denne studien var ikke egnet til å vurdere vannkvalitet etter vannforskriften. Det ble imidlertid gjennomført en grov karakterisering av vannkvalitet og prøver ble tatt der det var tegn som ga mistanke om forurensing. Prøvene ble vurdert etter fysisk kjemiske kvalitetselementer (DV 2009). Dette gir en indikasjon på miljøtilstand. En fullstendig klassifisering krever mer omfattende prøvetaking og mer detaljerte utredninger.

## 2.6 Planlegging av tiltak

Tiltak skal ha som mål å fjerne eller avbøte bestandsreducerende faktorer for sjøaure og til å bidra til god miljøtilstand etter vannforskriften. Planlegging baserer seg på restaureringsøkologi, erfaringer fra biotopjusterende tiltak og rensing av overvann (Bahlo & Wach 1996, Vassdragshåndboka 1998, Schiechl & Stern 2002, Jungwirth et al. 2003, Patt et al. 2004, Barlaup et al. 2008, Gabrielsen et al. 2007, Pulg 2009, Hanfland et al. 2010). Rammen for planleggingen er utover dette at dagens arealbruk i utgangspunktet ikke skal endres fullstendig. Tiltakene som vurderes som nødvendig listes etter forventet effektivitet. Detaljeringsnivået for de enkelte tiltakene er forskjellig. Dette har to årsaker. For det første var tiltak til grunnlagsdata veldig forskjellig, i enkelte tilfeller fantes detaljerte høydeoppmålinger og planer for fiskepassasjer (Sælenvassdraget) i andre tilfeller fantes ikke mer enn 5-m-høydekoter. Dessuten krever tiltakene svært forskjellige forberedelser og innsats. Mens regelmessig rensing av en rist med fare for tilstopping for å opprettholde en vandringsvei kan straks settes i gang, krever en gjenåpning av en bekk i et tett bebygget område en omfattende planlegging og delvis justeringer i grunneiendom. Målet i denne studien er å beskrive tiltakene så detaljert som mulig slik at myndigheter og frivillige organisasjoner kan vurdere forventet effekt, nødvendig innsats og neste skritt i realisering dersom det er ønsket.

## 3 Resultater og Diskusjon

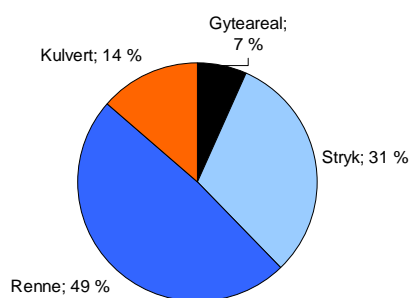
### 3.1 Oversikt over alle bekker

Her beskrives og diskuteres resultater og felles trekk for alle undersøkte vassdrag. En detaljert beskrivelse med data og kart for hvert enkelt vassdrag finnes i kapittel 3.2.

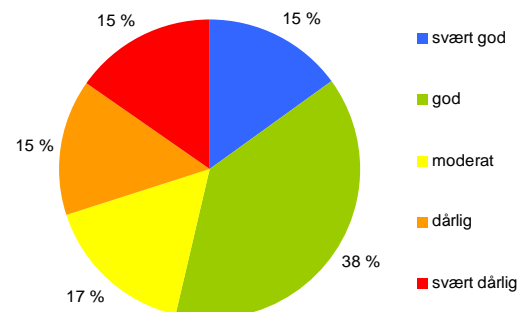
#### 3.1.1 Status

##### Habitat

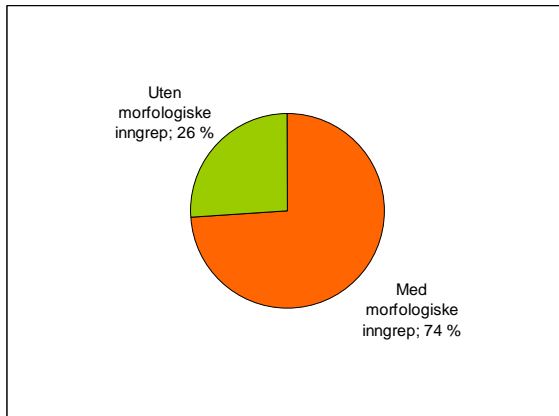
Til sammen ble 9,3 ha elveareal kartlagt i de utredete bekkene. Av dette, utgjør renner samlet sett 49 %, stryk 31 %, kulvert 14 % og gyteareal 7 % (Figur 8). Sjøaurehabitatet varierer sterkt i sammensetting og habitatkvalitet mellom bekkene. Vassdrag som Alvheim-, Gravdals-, Skoge- og Ådlandsvassdraget er preget av innsjøer og renner. Gyteareal utgjør i disse en liten del av anadromt areal (mellom 0,3 og 1 %). I elver som Grimseidvassdraget, Bønesbekken og Apeltunvassdraget utgjør andel gyteareal mellom 14 og 29 %. Her finnes dessuten en større andel stryk (25-44%). Innimellom ligger elver som Steinsvikbekken, Kråkåsbekken og Angeltveitvassdraget der gyteareal utgjør 3-10 %. Ungfisktetthet (median) i de undersøkte elver korrelerer signifikant med andel gyteareal (Figur 14). Habitatsammensetting og -kvalitet er avhengig av vassdragets hydrologi, særlig geologi, gradient og avrenning. I de fleste undersøkte vassdrag er det imidlertid inngrep som er avgjørende for habitatsammensetningen i dag, s. n. Dette gjenspeiles Figur 9. Svært gode forhold (kategori 12 & 11) finnes på 15 % av kartlagt elveareal, gode forhold (10 & 9) på 38 %, moderate forhold (8 & 7) på 17 %, dårlige forhold (6 & 5) på 15 % og svært dårlige forhold (4 & 3) på 15 %. Til sammen har altså mer en halparten av det gjenværende anadrome arealet god eller svært god habitatkvalitet.



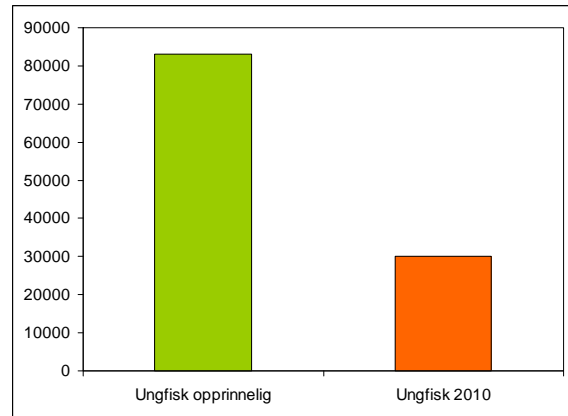
Figur 8 Fordeling av mesohabitattypene i alle kartlagte vassdrag.



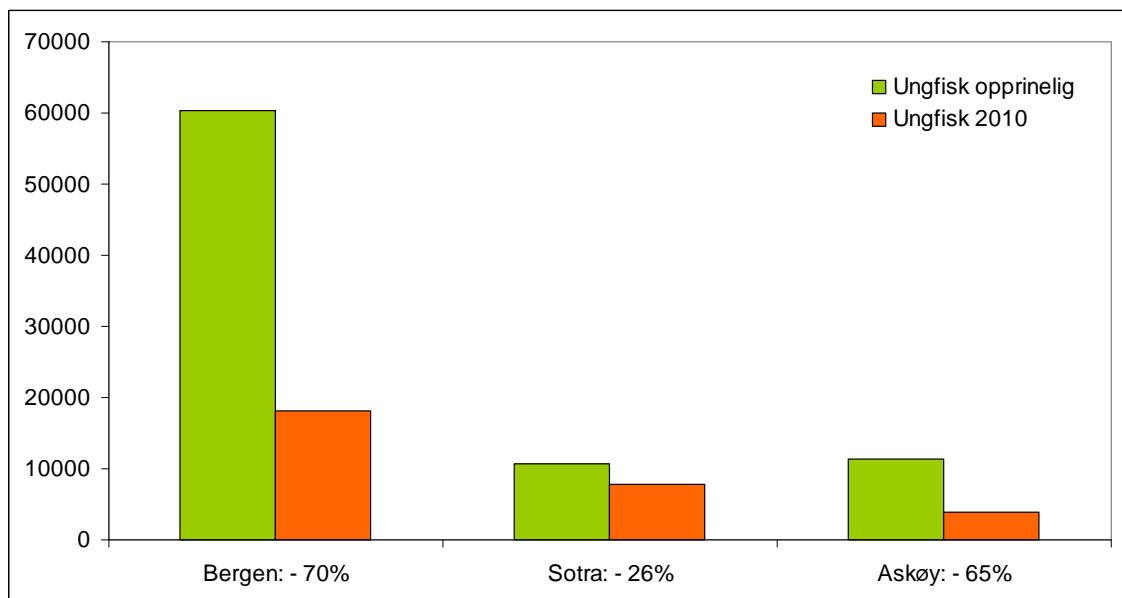
Figur 9 Fordeling av habitatforholdene etter arealandel (se 2.5.2, 12 - svært god, 3 - svært dårlig)



Figur 10 Andel av kartlagt elveareal uten og med morfologiske inngrep.



Figur 11 Estimert antall ungfisk i kartlagt elveareal 2010 og estimert antall ungfisk for samme habitat uten inngrep (opprinnelig).



Figur 12 Estimert antall ungfisk for Bergen (uten Nesttunvassdraget) og øyene Askøy og Sotra

### Inngrep

Ingen av de undersøkte elvene var uten morfologiske inngrep. Steinsatte elvebredder, kanalisering og utretting, bekkelukking og vandringshinder er de mest vanlige inngrepene og kan finnes i mer eller mindre grad i nesten alle vassdrag. Elvestrekninger uten morfologiske inngrep utgjør 26 % av hele det undersøkte elvearealet (Figur 10). Vassdrag i Bergen kommune er særlig rammet av inngrep. I Sælen- og Fjøsangervassdraget, for eksempel, finnes ingen urørte strekninger. For alle undersøkte Bergensvassdrag er 9 % av arealet urørt, mens det tilsvarende er 41 % i Fjell kommune. Skogevassdraget i Sund kommune er minst forandret, med 91 % av arealet morfologisk sett urørt (se kapittel 3.2). Men også her finnes vannføringsavhengige vandringshinder som kan har effekt for sjøaure i hele elven. I det følgende gis en oversikt over inngrepene og dens effekt:



### Vandringshinder

Kunstige vandringshinder finnes i de fleste vassdrag. Et permanent hindring utgjør øvre grense av anadrom strekning. For det meste dreier det seg om veikulverter, bekkelukkinger eller demninger. Kunstige vandringshinder reduserer anadrom areal og dermed sjøaureproduksjon. En del vandringshinder er tidsvis passerbare ved gunstig vannføring. Dersom det kun er ugunstig vannføring i vandreperioden, vil dermed ikke gytefisken klare å vandre opp. I motsetning til større elver, vandrer fisk i småbekker ofte rett før gytingen (Rubin & Glimsæter 1996), og periodiske vandringshinder i bekker kan dermed bidra til redusert rekruttering.



### Bekkelukkinger

finnes i de fleste vassdrag og reduser miljøstatus og sjøaurehabitat. Bekken ligger for det meste i et rør under bakken og har svært reduserte habitatforhold. Fiskeproduksjon og tetthet går mot null (Figur 21). Dessuten virker bekkelukkinger ofte som vandringshinder som følge av at vannhastighetene i røret blir for høye, eller som følge av høydesprang ved inn- eller utløp. Der beliggenheten til røret ikke var klar ble det brukt stiptet linje etter det antatte forløpet.



### Kulvert

finnes i alle vassdrag og er en kort form av bekkelukking, ofte brukt som passasje under en vei. Kulvert med stor bredde og naturlig elvebunn kan gi et viss habitat og er sjelden et vandringshinder. Dette er særlig tilfelle for gamle kulverter under steinbroer. Kulvert fra 1960- til 1990-tallet er imidlertid oftest ubrukelig som habitat og representerer ofte vandringshinder. Kulvert som er bygget etter kriteriene fra DN (2002) er passerbar for fisk.



### Kanalisering

er en utretting av en elvestrekning – ofte med steinsatte eller murete bredder. Kanalisering reduserer miljøstatus og fiskehabitat (areal og kvalitet) og finnes i de fleste vassdrag. Så lenge det er en naturlig elvebunn i kanalen er strekningen fortsatt brukbar som fiskehabitat men har redusert fisketetthet. Steinsatt eller betong bunn vil imidlertid ofte redusere fisketetthet og -produksjon mot null (Figur 21).



### Steinsetting/Fylling

Finnes i alle undersøkte vassdrag. Virker som erosjonssikring, og reduserer og hindrer naturlige elvemorfologiske prosesser. Det finnes erosjonssikringer som har mer

miljøreduserende effekt enn andre. Naturlig kantvegetasjon, særlig svartor, gir både erosjonssikring og gode habitatforhold. Faskiner og løse heterogene steinsetninger reduserer miljøstatusen og sjøaurehabitat i mindre grad mens glatte steinmurer eller betongvegger reduserer det sterkt. Fyllinger dekker elveareal og snævrer inn avløpstverrsnittet.



#### Vannuttak

finnes i noen vassdrag for uttak av drikkevann. Fraføring av overvann er vanlig i bekker i tettbebygde strøk. Dette kan redusere elveareal og habitatforhold i bekkene.



#### Fare for tilstopping

indikerer en rist eller trangt løp som kan tilstoppes av drivgods og dermed bli et vandringshinder. Finnes i noen vassdrag.



#### Fjerning av kantvegetasjon

finnes i alle vassdrag og reduserer både miljøstatus og habitatforhold (næring, skjul, standplasser). Elvearealets størrelse er ikke direkte påvirket.



#### Vannkvalitet/Forurensing

I kun 6 av 25 vassdrag ble det ikke registrert tydelige tegn for forurensing. I de øvrige vassdragene var det delvis indirekte tegn (tett undervannsvegetasjon) men ofte var utslipp åpenbart og visuelt synlig. Situasjonen varierer veldig mellom vassdragene og er beskrevet under de enkelte vassdragene (se kapittel 3.2). Undersøkelsene var ikke tilstrekkelig for å gi et fullstendig bilde av forurensingssituasjonen, ettersom det bare ble tatt en stikkprøve som indikerer en momentan situasjon. Likevel gir prøvene en grov karakterisering og i noen tilfeller var det tydelig at fisk ikke kan overleve på visse strekninger/bekker (Lønningsbekken, Dalsmyrabekken, Fjøsangerbekken). I noen bekker fantes også undersøkelser fra før som underbygger dette (Bergen kommune 2005, TA 2009, Kålås og Johnsen 2010).

På dette litteraturgrunnlaget, egne stikkprøver og observasjoner ble det anslått en grovkarakterisering av forurensingstilstanden (elv) i Tabell 6. For det meste dreier det seg om forurensingen i form av kloakkutslipp og/eller næringsstoffer fra landbruket. Dessuten er det sannsynlig at forurenset overvann og sigevann fra gamle deponier bidrar til forurensing i noen bekker. Siglingevassdraget var det eneste vassdraget med tydelige tegn til forurensing.

**Tabell 6. Oversikt undersøkte vassdrag og anslått forurensingsgrad.**

Vassdrag	Vannkvalitet
1 = svært lite forurenset, 2 = lite forurenset, 3 = forurenset, 4 = sterkt forurenset	
1 Steinsvikbekken/Bergen	3
2 Sælvassdraget/Bergen	2
3 Apeltunvassdraget/Bergen	3
4 Fjøsangerbekken/Bergen	4
5 Bønesbekken/Bergen	2
6 Grimseidbekken/Bergen	2
7 Ådlandsbekken/Bergen	2
8 Dalsmyrabekken /Bergen	4
9 Lønningsbekken /Bergen	4
10 Gravdalsbekken/Bergen	2
11 Møllendalselven/Bergen	3
12 Haukåsvassdraget /Bergen	2
13 Dalevassdraget (Åsane) /Bergen	2
14 Storavatnet/Øygården	1
15 Alvheimvassdr./Øygården	1
16 Fjellvassdraget/Fjell	1
17 Angeltveitvassdr./Fjell	1
18 Apalvågselven/Fjell	1
19 Skogevassdr./Sund	1
20 Damskerbekken	2
21 Pollelven/Askøy	2
22 Krokåsbekken/Askøy	2
23 Juvikbekken/Askøy	3
24 Loneelvi/Askøy	2
25 Siglinge vassdraget/Askøy	3

Blant inngrepene er forurensing, vandringshinder, bekkelukking og vannuttak de som har størst bestandsreduserende effekter. Forurensing utradere fiskebestanden i 3 av vassdragene: Lønningsbekken, Dalsmyrabekken og Fjøsangerbekken. Kunstige vandringshinder finnes i de fleste vassdrag. Særlig stor er effekten på sjøaure i Apeltunvassdraget (ungfiskproduksjon ca. -40 %), Haukåsvassdraget (ungfiskproduksjon ca. -87 %) og Siglinge vassdraget (-100 %). Bekkelukking finnes også i de fleste vassdrag, her er det Sælvassdraget og Fjøsangervassdraget som er hardest rammet. Uttak av vann er ikke like utbredt men konsekvensene kan bli store, avhengig av vannmengden som tas ut og avbøtende tiltak. Vannuttak for drikkevann finnes i Apalvågelva, Storavatnet, Pollelven og Møllendalselva. Dessuten er vassdrag som ligger innenfor tett bebyggelse rammet av fraførsel av vann via avløps- og kloakknett. Overvann ender ofte i slike rørsystemer. Dessuten finnes uttak for å spyle kloakkledninger (Fjøsangervassdraget) eller bedre vannkvalitet rundt Nordåsvannet (Apeltunvassdraget). Kanalisering eller steinsetting finnes i alle vassdrag. Hovedeffekten på vannmiljøet er at elveareal og habitatforholdene, og dermed også fiskeproduksjon reduseres. Fjerning av kantvegetasjon reduserer først og fremst habitatforholdene gjennom mindre næringstilgang, skjul og standplasser. I en del av de undersøkte vassdragene er imidlertid effekten kompensert gjennom sekundærvegetasjon (lyng, gress, siv). Bekkene er ofte smale nok til at slik vegetasjon kan dekke hele vannoverflaten.



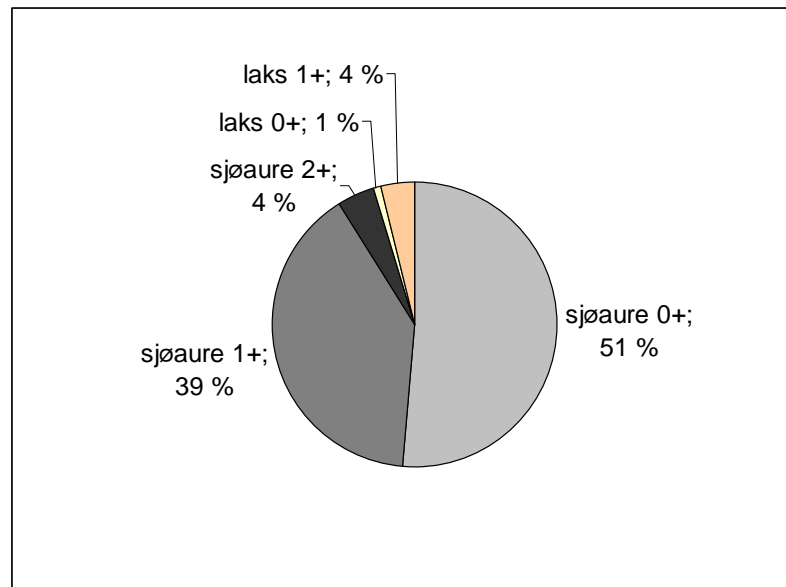
Inngrepene er i mange tilfeller reversible. I kapittel 3.1.4 er det beskrevet hvordan bekkene kan restaureres eller inngrep avbøtes i henhold til vannforskriften og for å fremme sjøaurehabitatet.

### Fisk

Under el-fisket i september og oktober 2010 ble det først og fremst tatt ungfisk av sjøaure (*Salmo trutta*), dessuten ungfisk av laks (*Salmo salar*), ål (*Anguilla anguilla*), stingsild (*Gasterosteus aculeatus*), skrubbe (*Platybthis flesus*) og røye (*Salvelinus alpinus*). Resultatene av el-fisket (bare for sjøaure og laks) på 64 stasjoner er oppført i Tabell 7, sammenfattet i Figur 22 og blir nærmere omtalt i beskrivelsen for hver enkelt bekk. Samlet sett var middel ungfisktetthet 81 ind./100 m<sup>2</sup>, derav 96 % sjøaure og 6 % laks. Av disse ble 51 % vurdert som sjøaureårsyngel (0+), 39 % som sjøaure 1+ og 4 % som sjøaure 2+. Årsyngel av laks utgjorde 1 % og 4 % (Figur 13). I tillegg til ungfisk ble det i snitt tatt rund 2 eldre aure per 100 m<sup>2</sup> (19-49 cm). De fleste regnes som adulte residente aurer (med typisk utseende) men det var også gytefisk av sjøaure blant dem (for eksempel i Grimseid-, Apeltun- og Sælenvassdraget). Disse ble skånet mest mulig for å unngå skader. Tallene for adulte fisk er derfor ikke representative.

Figur 20 viser fordeling av ungfisktetthet og tilhørende vannkvalitetskategori. Det finnes ingen signifikante forskjeller mellom svært lite forurenset vann og middels forurenset vann (kategori 1-3) men ved sterkt forurenset vann (4) synker ungfisktettheten nær null ( $p=0,001$ ,  $n = 64$ , Kruskal-Wallis-test). Dette kan forklares med at vassdraget blir uegnet for fisk dersom forurensingen overskrider en viss terskel. For å utelukke en bias av de svært forurensete vassdrag ble disse tre (Lønnings-, Dalsmyra- og Fjøsangerbekken) ikke tatt med i den videre statistiske analysen av effekter av habitattype og -kvalitet,  $n$  er derfor 58. Når vannkvaliteten ikke er en flaskehals for produksjonene, korrelerer ungfisktettheten signifikant med mesohabitattype og med habitatkvalitet.

På gyteareal (Figur 15) var ungfisktettheten høyest (opptil 402 fisk per 100 m<sup>2</sup> i Apeltunvassdraget). Median ungfisktetthet var 144 per 100 m<sup>2</sup> i gyteareal, 30 per 100 m<sup>2</sup> i renner og 54 per 100 m<sup>2</sup> i stryk. I kulvert ble det bare unntaksvis funnet fisk. Forskjellene mellom habitattypene er signifikant med  $p < 0,001$ . Ungfisktetthet økte signifikant med bedre morfologiske forhold ( $p < 0,001$ ), substratforhold ( $p < 0,001$ ), og tetthet av kantvegetasjon ( $p < 0,009$ ), Figur 16 - Figur 18). Sammenhengen er også tydelig for de summerte habitatkvalitetsenelementene (Figur 19,  $p < 0,001$ ). Figuren indikerer at det er tre hovedgrupper: Habitater med en kvalitetskategori av 3 har nesten ikke ungfisk i det hele tatt, habitater med kategori 4-9 har en liten til middels ungfisktetthet (median 33-80) og habitater med kategori 10-12 har høye tettheter (median 84-151). Samme dataene som i Figur 19 er fremstilt litt mer anskuelig i Figur 21. Linjen viser median av ungfisktetthet for de forskjellige habitatkvaliteter som beskrevet i Tabell 2 (svært god = 12+11, god = 10+9, moderat = 8+7 osv.).



Figur 13 Fordeling av sjøaure- og lakseyngel i samlet fangst på alle 64 stasjoner.

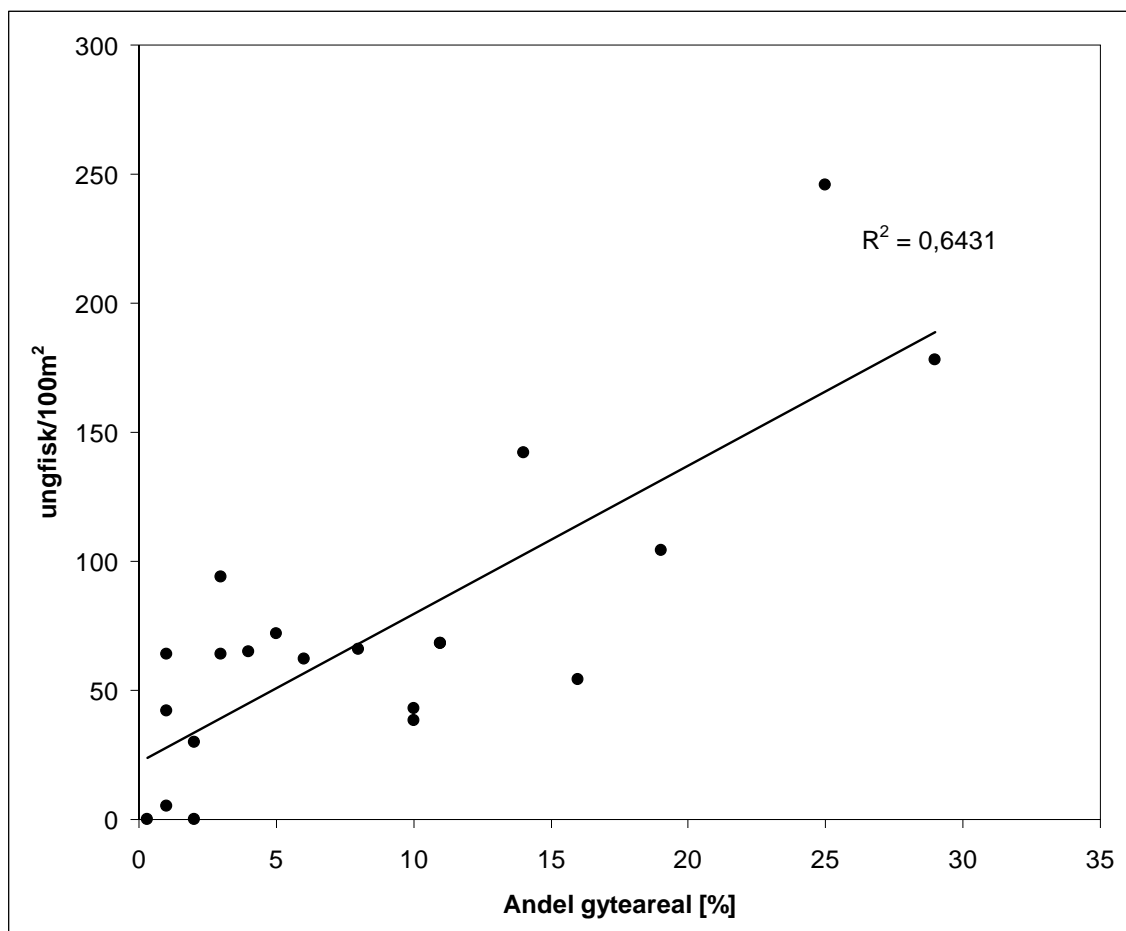
Resultatene viser at den valgte habitatkartleggingsmetode er et egnet verktøy for å vurdere bekker etter sin hydromorfologisk produksjonspotensial for sjøaure siden habitatvurderingen korrelerer signifikant med ungfisktettheten. Med dette betraktes metoden som egnet for å vurdere kvalitetselement fisk etter vannforskrifeten (DV 2009, se kap. 3.1.3). Videre metodiske implikasjoner er diskutert i kapittel 3.1.5.

Ungfiskestimatet gjenspeiler bekkenes størrelse, ungfisktetthet og habitatkvalitet. Dermed er det mulig å sammenligne de forskjellige bekkene, å identifisere de vassdragene med størst potensial og å sette prioriteter for vern og eventuelle tiltak. Estimaten gjelder av metodiske årsaker bare for elveareal. Ved vurdering av resultatene bør det huskes at innsjøer kan gi en betydelig større totalproduksjon og at de fleste undersøkte vassdrag har innsjøer i anadrom del. Dessuten kan rekrutteringen variere sterkt mellom årene på grunn av eksemplervis vannføring, temperatur og forurensing.

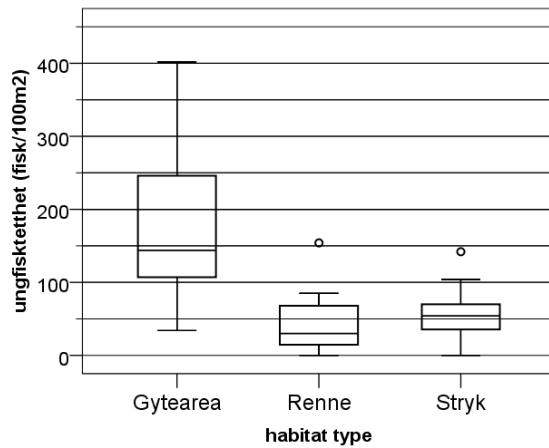
Ungfiskestimatet for elvearealet totalt i alle undersøkte vassdrag er ca. 30.000 for høst 2010. Legges det opprinnelige anadrome elvearealet uten inngrep til grunn estimeres rund 82.000 ungfisk for vassdragene. Etter dette tallgrunnlaget er antall ungfisk redusert med ca. 64 % av det opprinnelige (Figur 11).

Ungfiskestimatet i de undersøkte vassdrag for høst 2010 var størst i Apeltunvassdraget med 4700 individ. Deretter følger Grimseid- og Skogevassdraget med 3500 hver, så Sælenvassdraget (2700), Polleven (2600), Steinsvikvassdraget (2500) og Angeltveitvassdraget (2400). Det antas at Sælenvassdraget hadde største potensial for ungfiskproduksjon opprinnelig (13.200) fulgt av Apeltunvassdraget (12.900), Fjøsangervassdraget (7.200), Grimseidvassdraget (5.400) Haukåsvassdraget (5.300) og Steinsvikvassdraget (4.700). En oversikt finnes i Figur 23, de enkle tallene i kapittel 3.2.

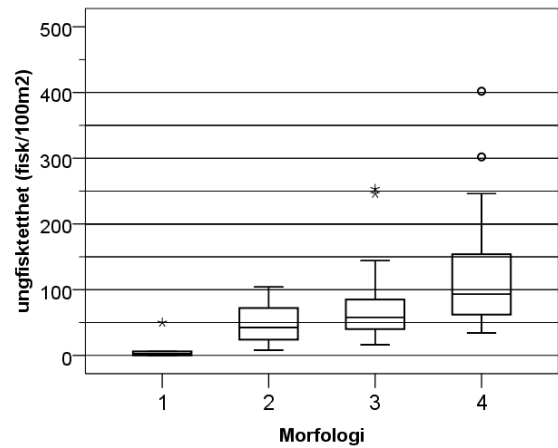
Nesttunvassdraget var ikke med i prosjektet. Likevel ble ungfiskpotensialet estimert siden det finnes planer om å reetablere laks og sjøaure i dette vassdraget (TA 2009). En forutsetning for reetablering er en forholdsvis enkel fiskepassasje ved kraftverket i munning til Nordåsvannet (Hopsfossen) og mindre fiskepassasjer/justeringer lengre oppover (Hopkins 2002). For modellering av ungfiskantallet ble det antatt samme habitatfordeling, habitatkvalitet og ungfisktetthet som i nabovassdraget Apeltunvassdraget. Arealet nedenfor kjente vandringshinder ble beregnet ut i fra ortofoto og kart. Med dette grunnlaget estimeres et potensial for rund 54.000 ungfisk (både laks og sjøaure). Forekomst av gjedde og abbor i vassdraget kan derimot sørge for redusert produksjon. Tallene fra Grimseidvassdraget (kap. 3.2.12) viser at gjedde ikke nødvendigvis må føre til lave ungfisktettheter i det grunne bekkearealet. Degermann et al. (2002) viser imidlertid redusert ungfisktetthet av aure (-25 %) i svenske elvestrekninger med gjedde. Dersom samme effekten finnes i Nesttunvassdraget blir ungfiskestimatet ca. 40.000. Dette er illustrert i Figur 23.



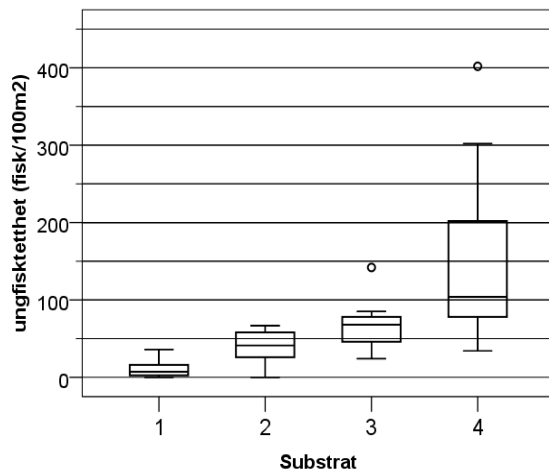
Figur 14 Ungfisktetthet (median) i de undersøkte elver avhengig av andel gyteareal ( $R^2 = 0,64$ ,  $p < 0,001$ , Anova)



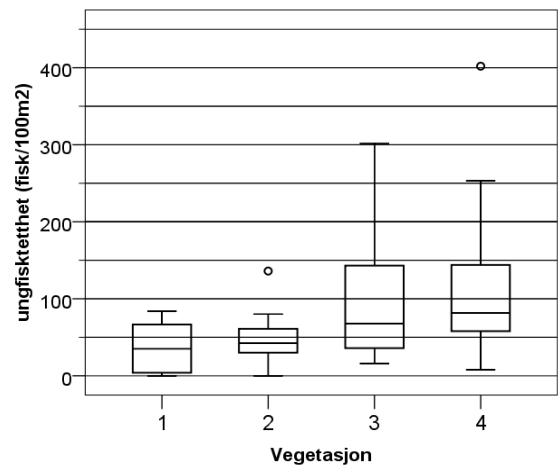
Figur 15 Ungfisktetthet i forskjellige mesohabitattyper,  $p < 0,001$ ,  $n = 58$



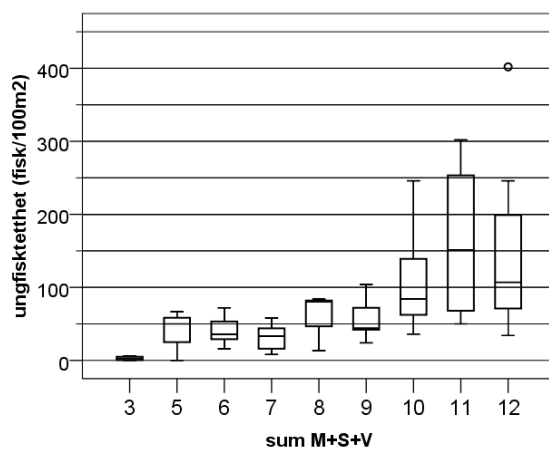
Figur 16 Ungfisktetthet og morfologiske habitatforhold,  $p < 0,001$ ,  $n = 58$



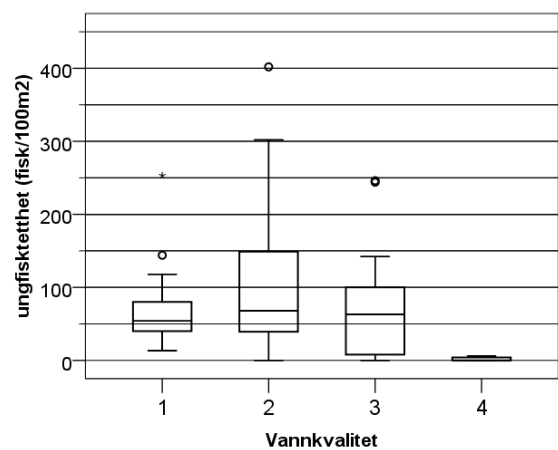
Figur 17 Ungfisktetthet og substratforhold  $p < 0,001$ ,  $n = 58$



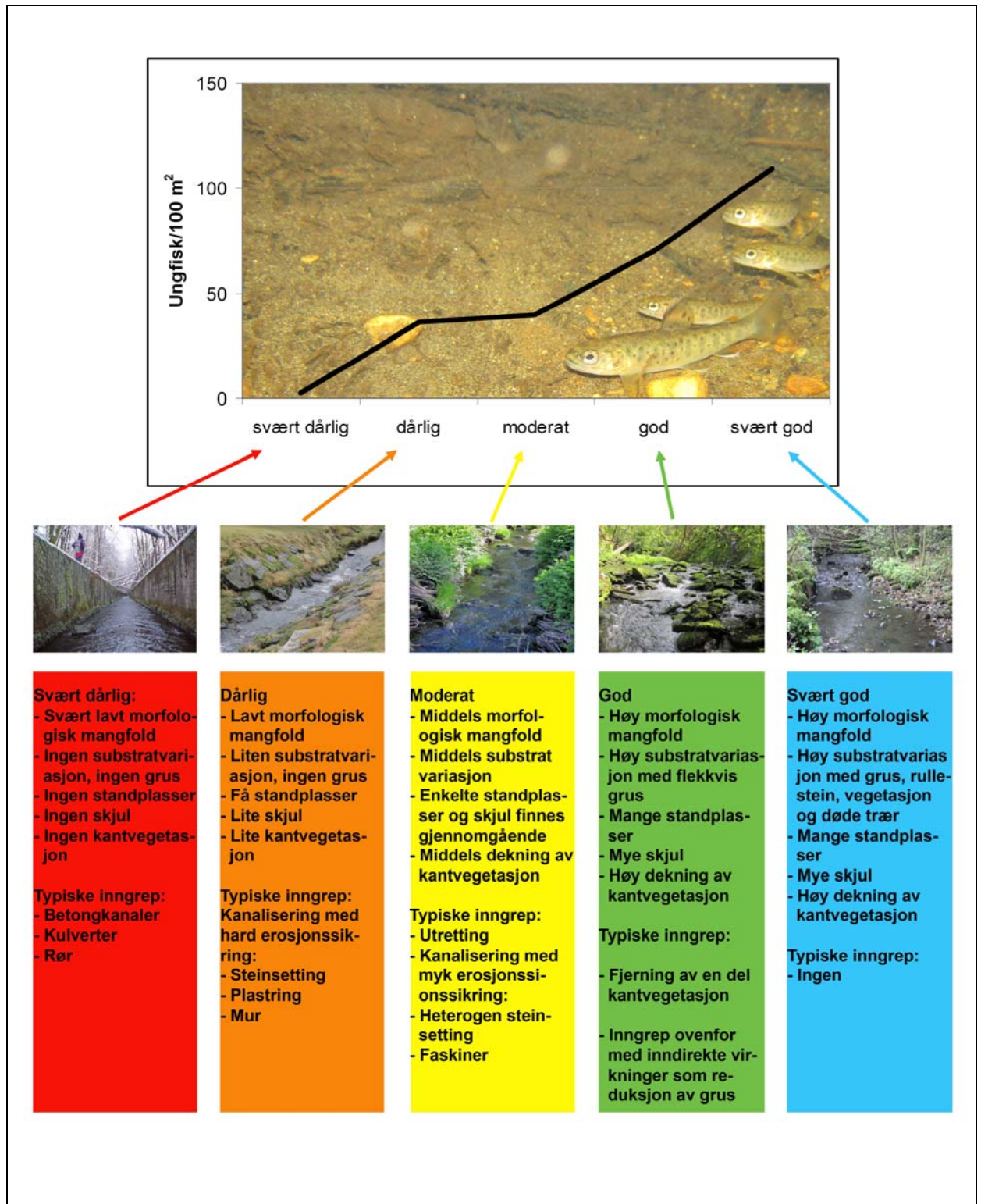
Figur 18 Ungfisktetthet og kantvegetasjon,  $p < 0,009$ ,  $n = 58$



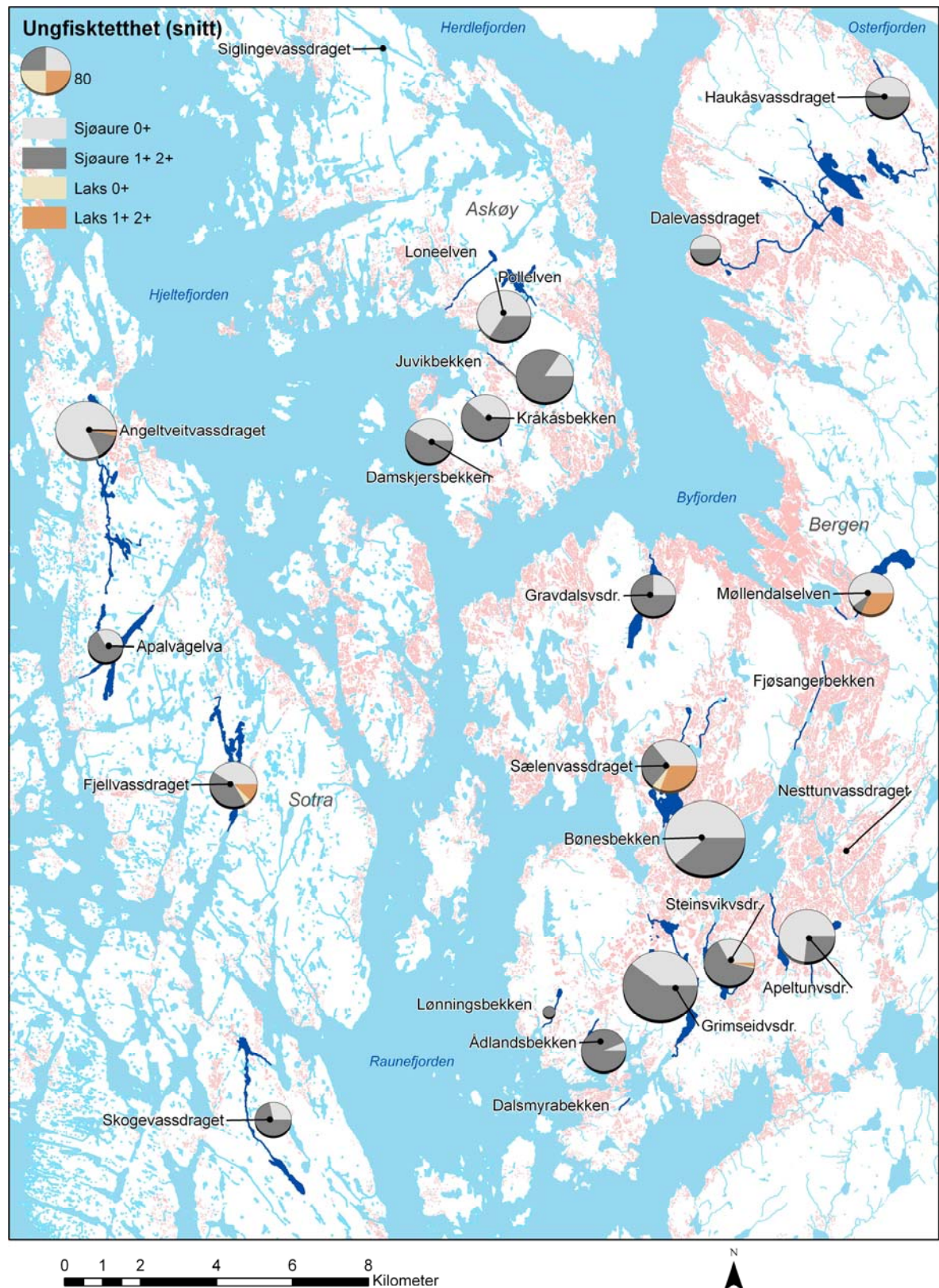
Figur 19 Ungfisktetthet og alle tre habitatkvalitetselementer (summert, morfologi, substrat, kantvegetasjon),  $p < 0,001$ ,  $n = 58$



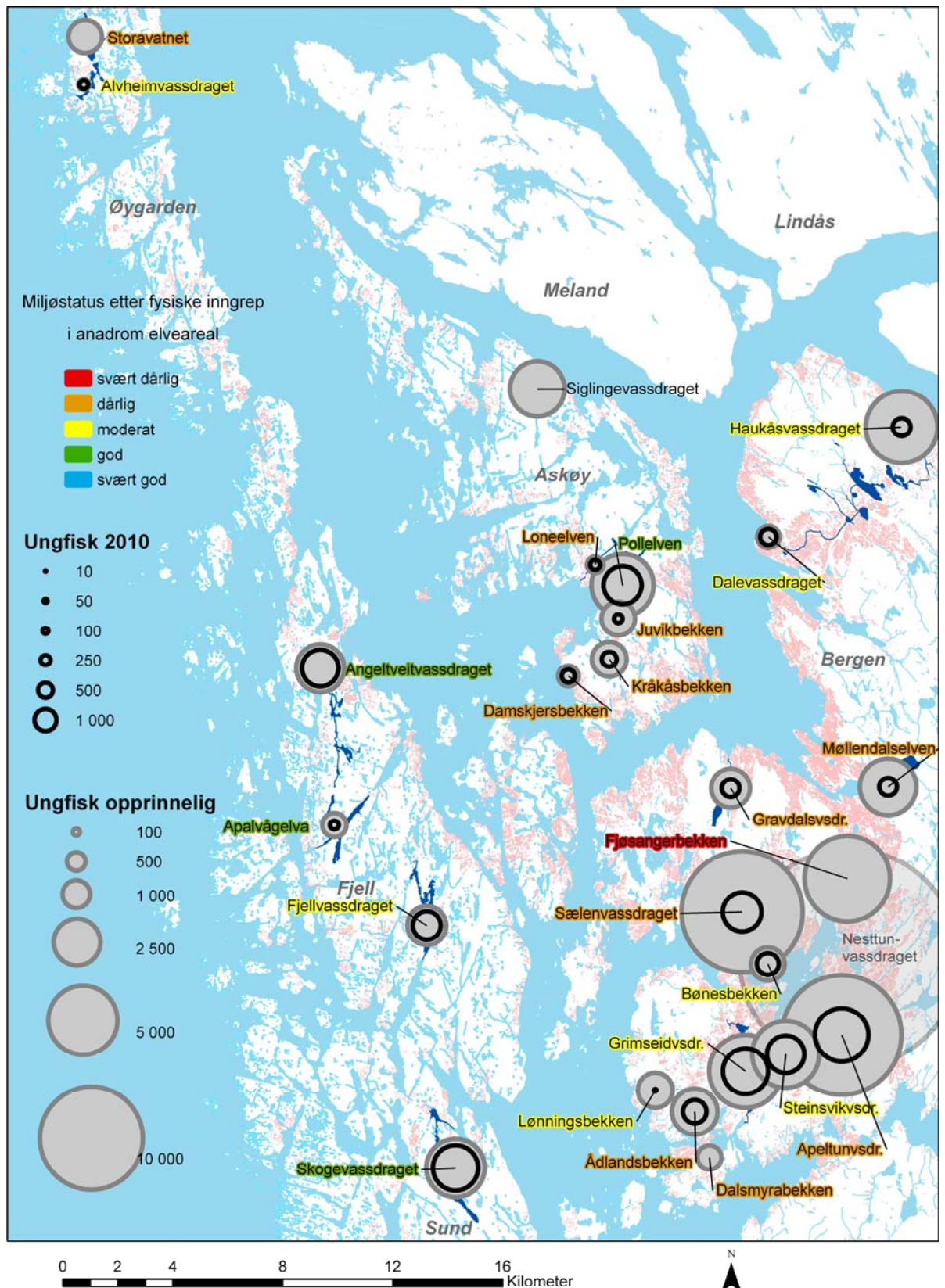
Figur 20 Ungfisktetthet og kategorier for forurensing,  $p = 0,001$ ,  $n = 64$



Figur 21 Ungfisktetthet (median) og habitatkvalitet på el-fiskestasjonene ( $p < 0,001$ ,  $n = 58$ ).



Figur 22 Resultater fra el-fiske fremstilt som gjennomsnittlig ungfisktetthet for hvert vassdrag det ble fisket i (bare anadrom elveareal). I Nesttunvassdraget, Loneelven og Siglinge vassdraget ble det ikke el-fisket.



Figur 23 Miljøstatus av anadrom elveareal etter fysiske inngrep og gytebekkenes størrelse og habitatkvalitet (elveareal) fremstilt som estimert antall ungfisk for 2010 (svart) og opprinnelig (uten inngrep, grått). Potensial for Nesttunvassdraget er fremstilt transparent. I vassdrag med innsjøer i anadrom del kan det regnes med en betydelig større totalungfiskantall (elv + innsjø).

Tabell 7. El-fiske resultater for sjøaure og laks i alle undersøkte bekker.

Vassdrag	Stasjonnr.	Habitattype	Tetthet av aure (fisk/100m <sup>2</sup> )					Tetthet av laks	
			Ungfisk (0+,1+,2+)	0+	1+	2+	eldre	0+	1+
Adlandsbekken	12	Stryk	64	4	44	16	0		
Angeltveitvassdraget	41	Gyteareal	144	110	30	4	6		
Angeltveitvassdraget	42	Stryk	44	32	12		0		4
Angeltveitvassdraget	44	Gyteareal	253	247	7		0		
Angeltveitvassdraget	43	Renne	13	0	13		0		
Apalvågelva	49	Renne	43	3	40		0		
Apalvågelva	50	Stryk	34	22	12		0		
Apeltunvassdraget	0	Gyteareal	246	188	50	8	2		
Apeltunvassdraget	51	Gyteareal	402	400	2		0		
Apeltunvassdraget	53	Stryk	142	24	108	10	0		
Apeltunvassdraget	2	Renne	50	4	42	4	6		
Apeltunvassdraget	64	Stryk	4	0	4		0		
Apeltunvassdraget	65	Kulvert	1	0	1		0		
Apeltunvassdraget	3	Stryk	6	4	2		2		
Apeltunvassdraget	1	Stryk	64	6	48	10	2		
Apeltunvassdraget	4	Gyteareal	84	38	40	6	8		
Boenesbekken	15	Gyteareal	246	136	104	6	8		
Boenesbekken	16	Renne	72	34	34	4	6		
Boenesbekken	54	Gyteareal	302	212	90		2		
Dalevassdraget	24	Stryk	36	26	10		0		
Dalevassdraget	23	Renne	24	4	18	2	0		
Dalsmyrabekken	48	Stryk	0	0	0	0	0		
Dalsmyrabekken	47	Stryk	0	0	0	0	0		
Damskjersbekken	33	Renne	64	0	48	16	4		
Damskjersbekken	32	Stryk	80	60	20	0	2		
Fjellvassdraget	39	Stryk	54	16	36	2	0	2	28
Fjellvassdraget	57	Stryk	35	15	15	5	0		
Fjellvassdraget	40	Renne	36	22	10	4	6		2
Fjellvassdraget	58	Gyteareal	118	56	62	0	0		24
Fjellvassdraget	38	Stryk	58	36	22	0	4		4
Fjellvassdraget	60	Stryk	84	42	36	6	8	18	
Fjellvassdraget	59	Stryk	42	22	20	0	2		2
Fjosangerbekken	45	Stryk	0	0	0	0	0		
Fjosangerbekken	46	Renne	0	0	0	0	0		
Gravdalselven	20	Stryk	78	28	46	4	2		
Gravdalselven	21	Stryk	50	4	44	2	0		
Grimevassdraget	11	Renne	154	16	106	32	16		
Grimevassdraget	10	Gyteareal	202	124	76	2	0		
Haukasvassdraget	25	Stryk	62	28	32	2	2		
Juvikbekken	29	Stryk	104	16	82	6	6		
Krakasbekken	30	Gyteareal	136	80	54	2	2		
Krakasbekken	56	Stryk	43	15	23	5	2		
Krakasbekken	31	Stryk	26	4	20	2	0		
Lønningsbekken	14	Stryk	6	0	6	0	0		
Lønningsbekken	13	Stryk	4	0	4	0	0		
Mollendalselven	55	Stryk	84	70	0	2	0		12
Mollendalselven	22	Stryk	46	8	0	8	2		30
Polleleven	27	Stryk	67	37	30	0	0		
Polleleven	26	Gyteareal	144	124	20	0	0		
Polleleven	28	Stryk	68	22	44	2	2		
Skogevassdraget	37	Renne	16	4	10	2	0		



Skogevassdraget	34	Gyteareal	67	28	33	5	12		
Skogevassdraget	35	Stryk	44	4	40	0	2		
Skogevassdraget	36	Stryk	40	12	28	0	0		
Steinsvikbekken	9	Renne	8	8	0	0	0		
Steinsvikbekken	8	Gyteareal	34	10	22	2	0		
Steinsvikbekken	7	Renne	0	0	0	0	0		
Steinsvikbekken	5	Gyteareal	250	62	164	18	0		6
Steinsvikbekken	6	Stryk	98	18	62	10	2	4	4
Steinsvikbekken	52	Stryk	100	64	32	4	0		
Sælenvassdraget	19	Gyteareal	96	76	20	0	0	10	44
Sælenvassdraget	18	Stryk	68	24	36	8	4	4	36
Sælenvassdraget	17	Stryk	0	0	0	0	0		
Sælenvassdraget	61	Renne	24	4	20	0	26		10

### 3.1.2 Vurdering og implikasjoner

Med henblikk til resultatene som er fremstilt i Figur 9 (habitatkvalitet), Figur 10 (urørt areal) og Figur 23 (ungfiskeestimat) kan det konstateres at det fortsatt finnes produktive gytebekker for sjøaure i den undersøkte regionen. Totalt 26 % av elvearealet kan til og med betraktes som urørt av morfologiske inngrep. Litt mer enn halvparten av det resterende anadrome arealet har gode eller svært gode morfologiske forhold (Figur 9). Fiskeproduksjonen er riktignok betydelig redusert i det undersøkte elvearealet (ca. -64 %) men dette gjør de resterende anadrome elvestrekninger desto viktigere for sjøaurebestanden i regionen. Med henblikk til vannforskriftens forverringsforbud er første implikasjon derfor beskyttelse av de resterende vassdrag. Med henblikk til vannforskriftens krav om god miljøstatus er den andre implikasjonen bedring av miljøstatus gjennom enkle habitatjusterende tiltak, den tredje er restaurering og gjenåpning i større skala (Tabell 8).

#### Implikasjon 1: Beskyttelse

Vil man følge vannforskriften (miljøstatus skal ikke forverres) og sikre sjøaurebestanden er det nødvendig å beskytte de gjenværende elvestrekningene mot morfologiske inngrep og forurensing. Dette gjelder i utgangspunkt for alle vassdrag men bestandsreducerende effekter vil bli særlig store i de strekninger som i dag har god eller svært god habitatkvalitet. Blant disse er det gyteareal som er mest sårbar. Når man ser på den betydelig høyere fisketettheten en finner på disse områdene (Figur 15) og tenker at gyteareal kan "fylle opp" stryk, renner og innsjøer i nærheten med yngel, blir det klart at gyteforholdene er en svært viktig forutsetning for fiskeproduksjon i et vassdrag. Sikring av dagens elvestrekninger betyr ikke at utvikling i regionen må stoppes eller arealbruk helt forandres – tvert imot. Med de riktige grep kan bydeler og næringsområder til og med oppgraderes gjennom en målrettet vannressursforvaltning. I neste kapittel er det fremstilt løsninger som kan gi både fiskehabitat, et attraktivt nærrområde, bebyggelse og arealbruk. For å hindre nye inngrep anbefales å styrke implementering av vannforvaltningen i kommunale planverk, å informere om vassdrag og kontrollere elvene etter eventuelle ulovlige inngrep.

Tabell 8. Implikasjoner for å bedre miljøstatus i morfologisk påvirkete vassdrag

Implikasjon	Bakgrunn	Typiske tiltak	Typiske verktøy	Innsats
<b>1</b> Beskyttelse av de gjenværende strekninger	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Vannressursloven</li> <li>• Forurensingsloven</li> <li>• Vannforskriftens forverringsforbud</li> <li>• Naturmangfoldloven</li> <li>• Lov om laksefisk og innlandsfisk</li> <li>• Kommuneplan, o.a</li> <li>• Bevaring av sjøaurebestanden</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Hindring av nye inngrep</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Kommunal planlegging</li> <li>• Informasjon</li> <li>• Kontroll</li> </ul>	Liten
<b>2</b> Habitatjusterende tiltak	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Vannressursloven</li> <li>• Forurensingsloven</li> <li>• Bedring av miljøstatus i henhold til vannforskriften</li> <li>• Kommuneplan, o.a</li> <li>• Reetablering av sjøaurebestanden</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Fjerning av vandringshinder</li> <li>• Fiskepassasjer</li> <li>• Utlegging av gytegrus</li> <li>• Reetablering av kantvegetasjon</li> <li>• Miljøvennlig erosjonssikring</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• I rammen av vassdragsvedlikehold</li> <li>• Dugnad</li> <li>• Mindre restaureringsprosjekter</li> <li>• Kompensasjon for inngrep</li> <li>• Tiltak til flomvern, anleggsvedlikehold</li> </ul>	Liten til middels
<b>3</b> Restaurering og gjenåpning	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Vannressursloven</li> <li>• Forurensingsloven</li> <li>• Bedring av miljøstatus i henhold til vannforskriften</li> <li>• Kommuneplan, o.a</li> <li>• Reetablering av sjøaurebestanden</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Gjenåpning av lukkede strekninger</li> <li>• Fjerning av kanaler</li> <li>• Naturlig elveutvikling</li> <li>• Etablering av buffersoner</li> <li>• Lokal overvannshåndtering i nedbørsfeltet</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Byplanlegging</li> <li>• Større restaureringsprosjekter</li> <li>• Byutviklingsprosjekter</li> <li>• Utbyggingsprosjekter</li> </ul>	Middels til stor

### Implikasjon 2: Habitatforbedrende tiltak

Vil man forbedre miljøstatus etter vannforskriftens morfologiske kriterier eller bedre forhold for sjøaure i lett påvirkete strekninger er det ofte nok med habitatjusterende tiltak. Disse er ofte forholdsvis enkle (for eksempel en fiskepassasje, utlegg av gytegrus, reetablering av kantvegetasjon) og kan gjennomføres i rammen av vassdragsvedlikehold eller som dugnadsinnsats. Også ved tiltak til flomvern, sanering av broer og kulverter kan habitatjusterende tiltak gjennomføres uten at det nødvendigvis koster mer. Kostnadene for habitatjusterende tiltak er ofte forholdsvis lav. Et eksempel 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 24 Ny kulvert i Apeltunvassdraget som ble sanert av Bergen kommune og som nå er passerbar for fisk.

### **Implikasjon 3: Restaurering g gjenåpning**

Vil man bedre miljøstatus og forhold for sjøaure i sterk påvirkete strekninger kreves ofte omfattende endringer i arealbruk, infrastruktur og håndtering av forskjellige interesser. Likevel er det mulig å gjennomføre slike tiltak, særlig når vassdragsforvaltning forankres i kommunal planlegging. Dette åpner for restaurering av vassdrag i sammenheng med forandringer i arealbruk, byutvikling og infrastruktur. Eksempler for slike prosjekter i Bergen er bybaneutbygging, Laguneparken, Mindemyren og elveparken ved Store Lungegårdsvann. I tett bebyggete strøk er det ikke nødvendigvis målførende å prøve å reetablere et opprinnelig vassdrag. Det gjelder heller å finne en gunstig trasee for vassdraget som gir nok rom for de ønskete økologiske, hydrologiske, økonomiske og sosiale funksjoner.

### **3.1.3 Vurderingsmetode etter Vannforskriften**

#### **Sterkt modifisert?**

TA (2009) konkluderer med at fysiske inngrep spiller en forholdsvis liten rolle i vassdragene rund Nordåsvannet. Vassdragene i bekkefeltet ble følgelig ikke vurdert som ”sterkt modifisert”.

Resultatene fra denne studien viser imidlertid at alle vassdrag har fysiske inngrep, særlig de rund Nordåsvannet. Med utgangspunkt i de opprinnelige vassdrag (status 1951 – ikke det som er igjen 2009) og i en nøyaktig kartlegging av inngrepene er forandringene enorme. Mer enn 90 % av det anadrome elvearealet av Fjøsangervassdraget er for eksempel lagt under bakken. Resultatet blir noe bedre dersom man betrakter hele vassdraget også ovenfor anadrom del. Likevel er de morfologiske endringene så stor at kriteriene for sterkt modifierede vassdrag er oppfylt dersom vassdraget betraktes om egen vannforekomst (DN 2007). Kategoriseres en vannforekomst som sterkt modifisert (SMVF) reduseres miljømålene til ”godt økologisk potensial”. Dette er kort sagt den best mulige miljøstatusen som kan oppnås uten vesentlige endringer av dagens bruk. I Fjøsangervassdraget betraktes kategorisering som SMVF som realistisk. Vassdraget kan gjenåpnes i strekninger og kulvertene innimellom kan utformes slik at fisk og bunndyr kan vandre. Å gjenskape det opprinnelige vassdraget ville derimot bety at deler av bebyggelsen måtte rives. Vannkvaliteten kan imidlertid med dagens teknologi forbedres betydelig slik at god miljøstatus blir nådd. En lignende vurdering kan bli aktuell for Sælenvassdraget i Fyllingsdalen. I resten av vassdragene så langt de ble kartlagt kan inndelingen etter TA (2009) bekreftes. Vassdragene oppfyller ikke kriteriene etter SMVF og det vurderes som realistisk at god økologisk status etter vannforskriften kan nås innen henholdsvis 2015 (vannområde Nordåsvannet) eller 2021 (vannområde Hordaland vest).

### **Metode for vurdering av fisk som kvalitetselement**

Morfologiske kriterier avgjør ikke miljøstatusen alene. Ved siden av vannkvaliteten inntar ”biologiske kvaliteteselementer” en sentral rolle i vurdering av miljøstatus. Klassifiseringsveilederen (DV 2009) er enda ikke helt tydelig her, men dersom vurderingssystemet som er vist i Figur 25 tas i bruk, er tilstanden til sjøarepopulasjonen langt mer avgjørende enn data om morfologiske inngrep. Dette er tilsvarende med vannforskriftens intensjon om å betrakte et vassdrag som helhet og ikke enkle inngrep. Dessuten gjenspeiler status av en sjøarepopulasjon indirekte effekter av morfologiske inngrep. Vurdering av fiskeproduksjon er imidlertid ikke lett siden klassifiseringsveilederen tar utgangspunkt i en opprinnelig fiskebestand, i hvert fall i elver med morfologiske inngrep som hovedpåvirkning. Fiskeproduksjon er dessuten avhengig av faktorer som ligger utenfor vannforekomsten og dens miljøstatus. Dette gjelder særlig for anadrome fisk som laks og sjøaure som kan bli påvirket av situasjonen i havet (Bjørn et al. 2010). De mange luseskadde blenkjer som ble fanget i dette prosjektet tyder på at høy tetthet av lakselus spiller en rolle og påvirker sjøoppholdet av sjøaure i regionen.

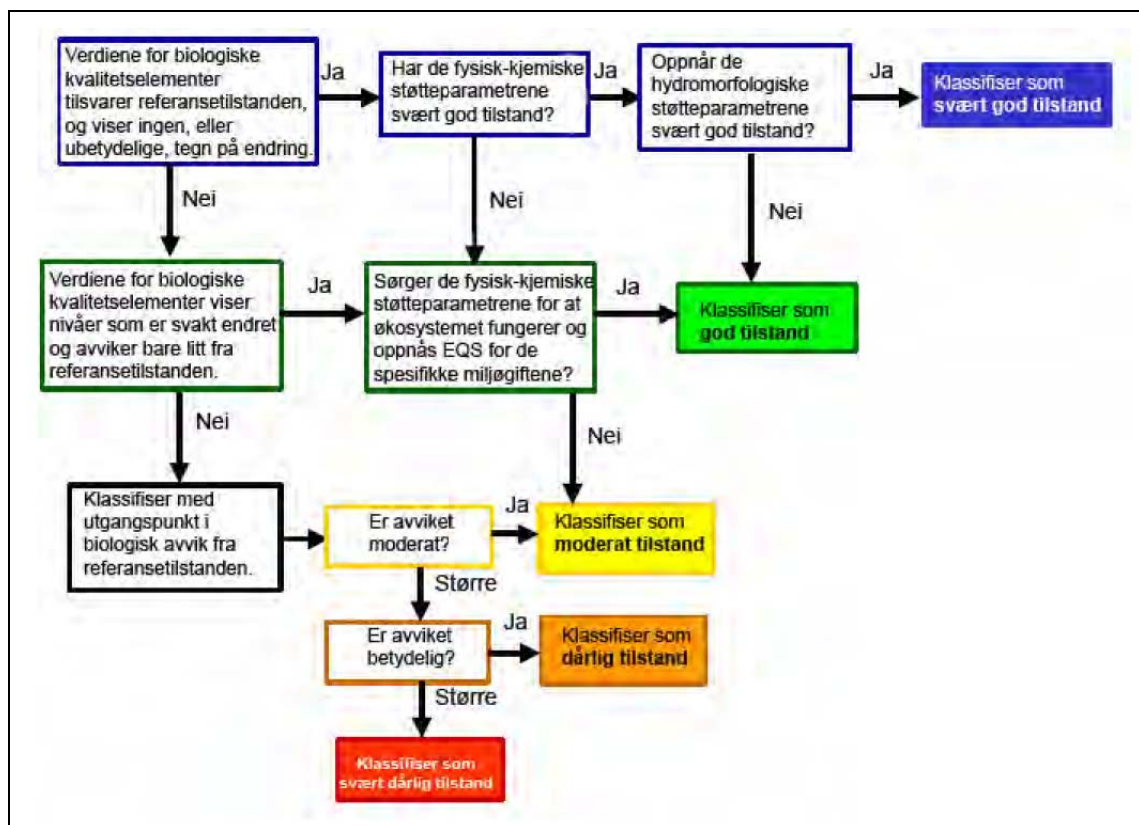
Metoden for å beregne ungfiskproduksjon med utgangspunkt i ungfisktetthet, habitatkvalitet og areal (kapittel 2.5.3) kan redusere disse problemene siden habitatstatusen er avgjørende for vurderingen. Dessverre kunne ikke innsjøene tas med i betraktningene da midlene var begrenset. Siden sjøaure er avhengig av elveareal for rekruttering og innsjøene

ble stort sett lite forandret kan det gås ut i fra at tallforholdet før/etter har likevel samme forhold.

Klassifisering av forandring i fiskebestanden som beskrevet i Tabell 5 bør diskuteres. Er det en ”moderat” endring dersom en fiskeproduksjonen blir redusert med 75%? Samsvarende med de andre kriteriene og miljømål i vannforskriften bør nedre grensen heller settes ved 50 % og ikke ved 75 % (Tabell 9).

**Tabell 9. Forslag for endring av klassifisering av fisk som kvalitetselement i vassdrag med morfologiske inngrep som hovedpåvirkning**

Reduksjon i produksjon av laks og aure				
<b>Svært god</b>	<b>God</b>	<b>Moderat</b>	<b>Dårlig</b>	<b>Svært dårlig</b>
< 5 %	5 % - 25 %	25 % - 50 %	> 50 %	tapt



Figur 25 Vurderingsskjema av miljøstatus med grunnlag i alle kvalitetselementer som er diskutert i klassifiseringsveilederen til vannforskriften (DV 2009)

### 3.1.4 Tiltak

Tiltakene som beskrives nedenfor har som mål å bidra til bedre miljøstatus etter vanddirektivet og/eller bedre habitatforhold for sjøaure. Her beskrives de tiltakene som generelt er mest relevant for å nå målsettingen. De tiltakene som betraktes som mest

effektive for å øke sjøaureproduksjon er listet i Tabell 10. I kapitlene om de enkelte bekker presenteres tiltakene mer detaljert.

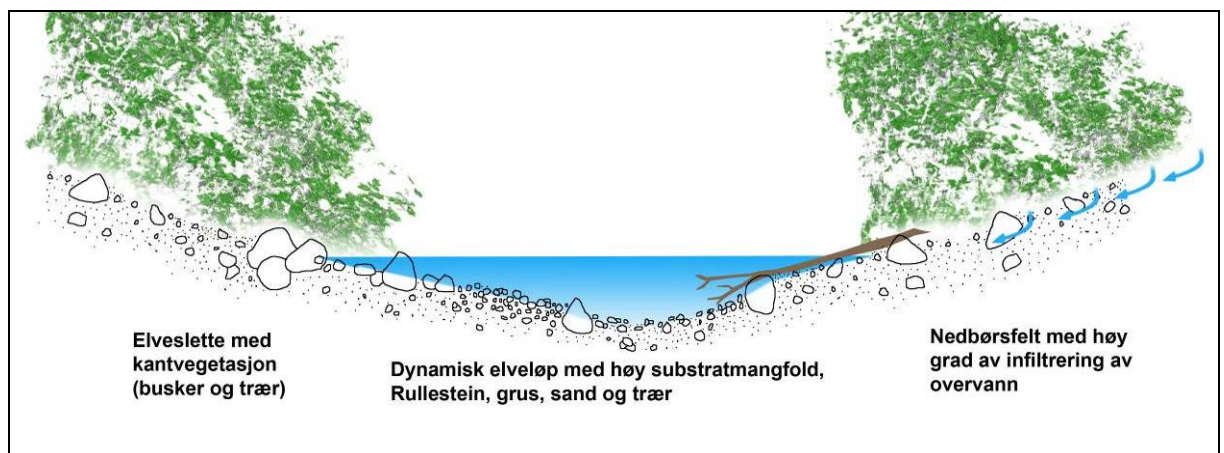
### **Gjenåpning av bekker eller reduksjon av kanalisering og steinsetting**

For å sørge for en naturlig utvikling av lukkede eller kanaliserte strekninger bør steinsettinger, forbygninger og rør fjernes, lukkede strekninger gjenåpnes og sideerosjon og naturlig suksesjon tillates. Elven bør utformes med hjelp av egendynamikk og stedegent substrat. Gytegrus bør legges ut dersom den ikke finnes i elvesålen. Gjenåpning og egendynamikk krever areal og resultatet vil etter hvert ligne et naturlig elveløp (Figur 26).

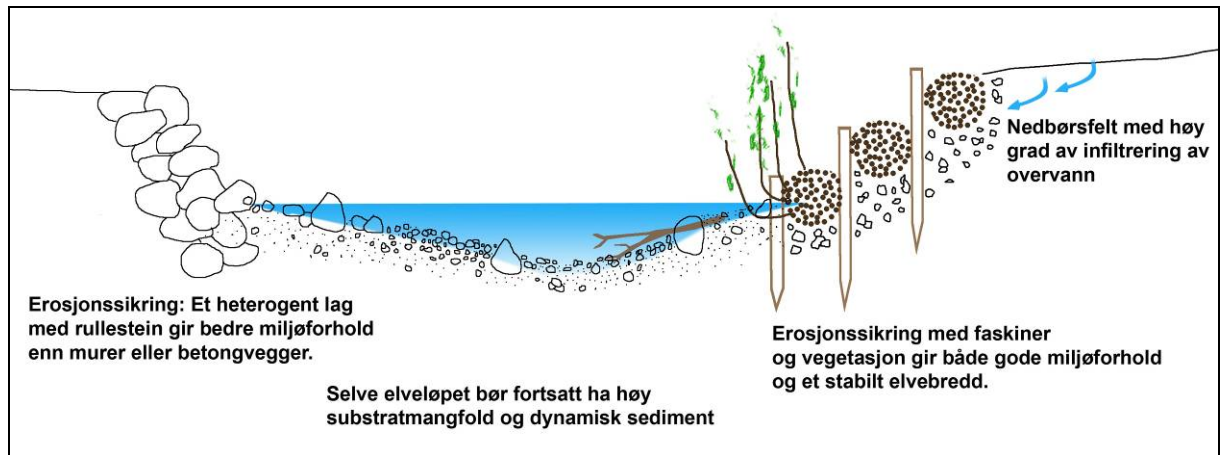
Der plass er begrenset bør en korridor etableres innenfor dens grenser der bekken kan ha naturlig utvikling. En slik korridor kan skapes med en buffersone på hver side av bekken. Dette vil i tillegg skape et godt grunnlag for å reetablere kantvegetasjon og redusere stofftilførsel fra nedbørsfeltet.

Der det ikke en gang er plass for en buffersone, kreves erosjonssikring for å holde elvebredden stabilt. I dette tilfelle bør det velges miljøvennlige metoder for sikringen, som uregelmessig steinsetting, seljefaskiner eller naturlig vegetasjon (Figur 27). Steinsetting og faskiner bidrar til å redusere miljøstatus etter vannforskriften siden naturlige elvemorfologiske prosesser blir redusert men selve elvearealet kan fortsatt gi tilstrekkelig sjøaurehabitat. For å få det til bør elvebunnen ha høyt morfologisk mangfold, og varierende substrat med gytegrus, rullestein, enkelte blokker, samt levende og døde trær

Både bekkeåpninger og reduksjon av steinsetting og kanalisering eller mer miljøvennlige erosjonssikringer kan kreve endringer i arealbruk og en omfattende, tverrfaglig planlegging. Tiltakene vil bidra til å bedre morfologisk miljøstatus etter vannforskriften og mer og bedre habitat for sjøaure. Dessuten vil de bidra til bedre vannkvalitet, større fordrøyning, demping av flommer, en mindre oversvømmelsesrisiko og, med en tilsvarende utforming, til et mer attraktiv nærmiljø.



Figur 26 Tverrprofil av en naturlig elv på løsmasser i regionen som orientering for reetablering av elveløp.



**Figur 27** Der areabruket krever begrenset elveareal bør miljøvennlig erosjonssikring brukes: Tverrprofilen viser to løsninger i prinsipp: heterogen steinsetting, faskiner. Dessuten virker naturlig vegetasjon stabiliserende.



**Figur 28** Et eksempel for en heterogen steinsetting med kantvegetasjon som gir både erosjonssikring og høy fisketetthet, fra Sælenavassdraget.



**Figur 29** Sjøareårsyngel i saltvann i Grimseidpollen 01.06.2010), strandreke (*Palaemon elegans*) i bakgrunn.

### Vandringsvei og fiskepassasjer

Sjøaure og laks trenger en passerbar vandringsvei til gyte plassene oppe i bekker og elver for å forplante seg. Gytemodne laksefisk er derimot ikke de eneste som vandrer. I regionen finnes dessuten stingsild, skrubbe og den katadrome ålen. Særlig sistnevnte kan vandre langt opp i elver og kan til og med kripe over land, så lenge det er fuktig (fossesprøyt, regn) og det finnes strukturer ålen kan bevege seg i (grus, mose, gress). Også ungfisk av aure og laks vandrer innenfor vassdraget. Særlig eldre ungfisk kan oppsøke gunstigere habitater med lavere tetthet, tryggere vannstand, mer skjul og/eller mer mat. Sjøaure kan dessuten vandre i saltvann lenge før den typiske smoltifiseringen. I dette prosjektet ble noen uker gammel årsyngel observert spisende i sjøvann med en salinitet av 32 (Grimseidpollen). Det er sannsynlig at yngelen ikke holder seg der hele tiden men gjennomfører korte næringsvandring fra elvemunningen. En passerbar vandringsvei kan bidra til en fordeling av fisk i et vassdrag som er gunstig for den samlede fiskeproduksjonen.

For å reetablere en vandringsvei for fisk bør kunstige vandringshinder i utgangspunktet fjernes. Erfaringer viser at dette oftere er mulig enn forventet siden en del fysiske inngrep ble bygget uten hensyn til biologiske forhold, og godt kan erstattes med miljøvennlige løsninger (Hanfland et al. 2010, se eksemplene i Figur 51, Figur 69 og Figur 91). Der det ikke er mulig kreves en fiskepassasje. Det finnes mye litteratur om hvordan fiskepassasjer bør utformes (Clay 1995, FAO 2002, Grande 2010). Gytemoden sjøaure og laks er forholdsvis sterke svømmer og kan hoppe når forholdene er tilstrekkelig. Ungfisk, ål og stingsild har ikke samme ytelsesevne.

Betrakter man gytemoden sjøaure sitt behov som minstekrav kan man sammenfatte de viktigste kriteriene som beskrevet nedenfor. Fall, strømhastighet og høydeforskjell kan gjerne være lavere med hensyn til 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,  $< 100\text{ l/s}$ ), eller som vertical-slot-pass dersom vannføring er større enn  $100\text{ l/s}$  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  $< 200\text{ W/m}^3$ ) 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 30 viser forskjellige metoder til å justere et bratt stryk slik at det blir passerbart for de fleste relevante vannføringer. Terskel i vandringskorridoren bør utformes med lavvannsrenne som vist i Figur 31. Dette gir bedre forhold for forskjellige vannføringer og vannstander. Sjøauren kan hoppe, men bare hvis kulpen nedenfor er dyp nok. Som tommelregel



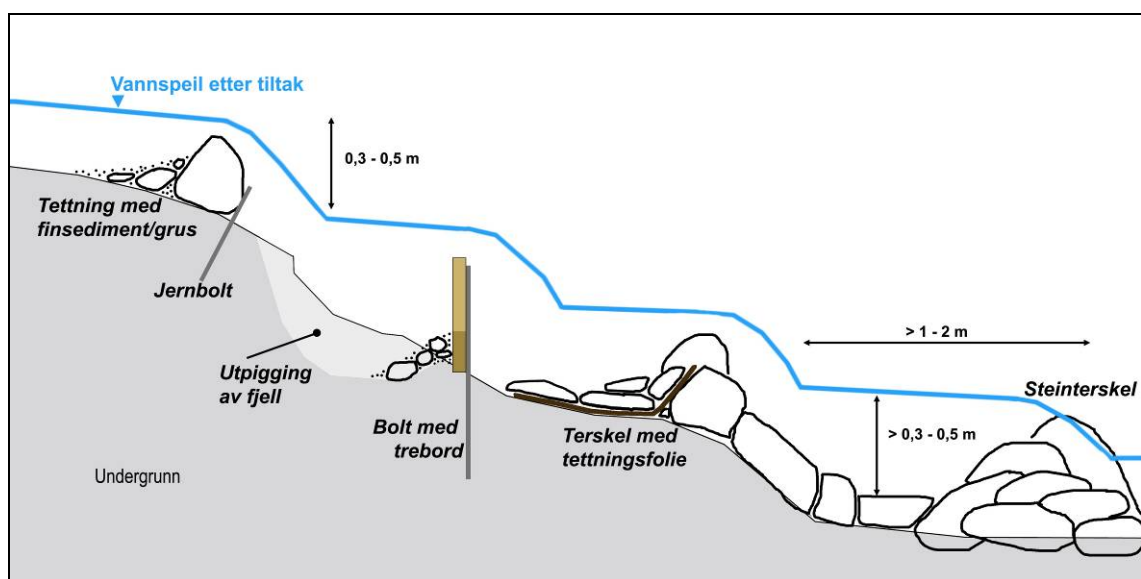
bør spranghøyde ligge under 0,8 m ved middelvannføring. Større fisk kan hoppe høyere, mindre fisk vil ha vanskeligheter med dette.

- 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 den katadrome ålen i de fleste vassdrag, som vandrer oppstrøms 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 høy morfologisk mangfold (grovt substrat, mose eller vegetasjon).

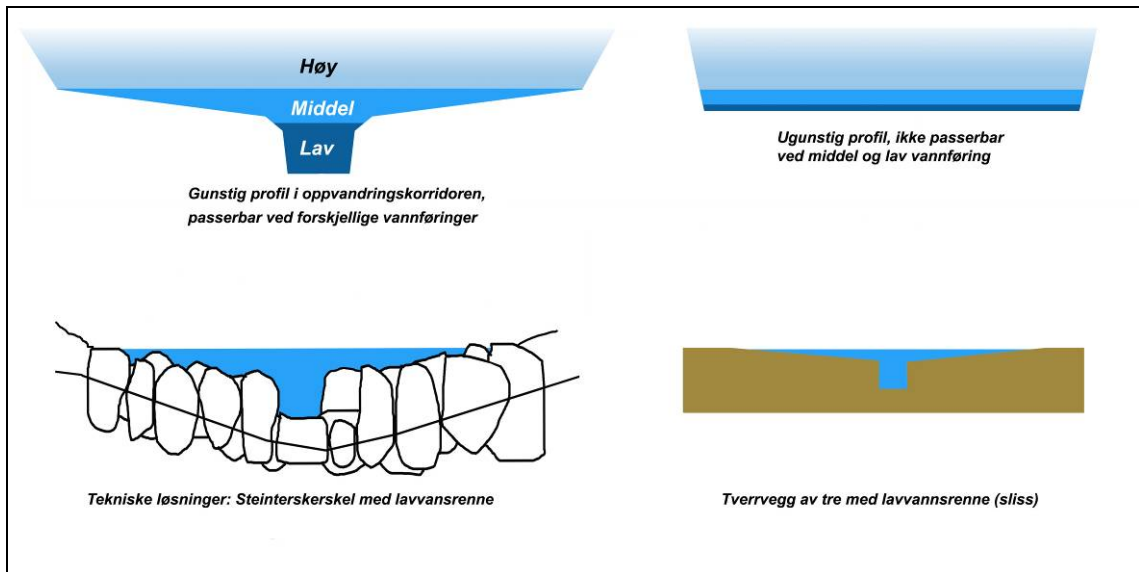
Kulvert og rør bør utformes som beskrevet i DN (2002) for å unngå at de virker som vandringshinder:

- Gradient, vannspeil og vanddyb bør tilsvare elven.
- Bunnen skal være ru og bestå av rullestein og grov grus.
- Inngang og utgang skal ligge under vann.
- Ved middel vannhastighet over 1,5 m/s i kulvert bør kulvertens bunnen utformes med terskler og kulper som i en fiskepassasje (eksempel i Figur 32).

Ofte finnes rister ved kulverter og rør. Disse er passerbar for de fleste sjøaurer 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 som driver ned bekkene. Rister bør derfor vedlikeholdes og renses regelmessig, særlig i og før vandreperioden. Dette vil dessuten redusere fare for oversvømmelse.



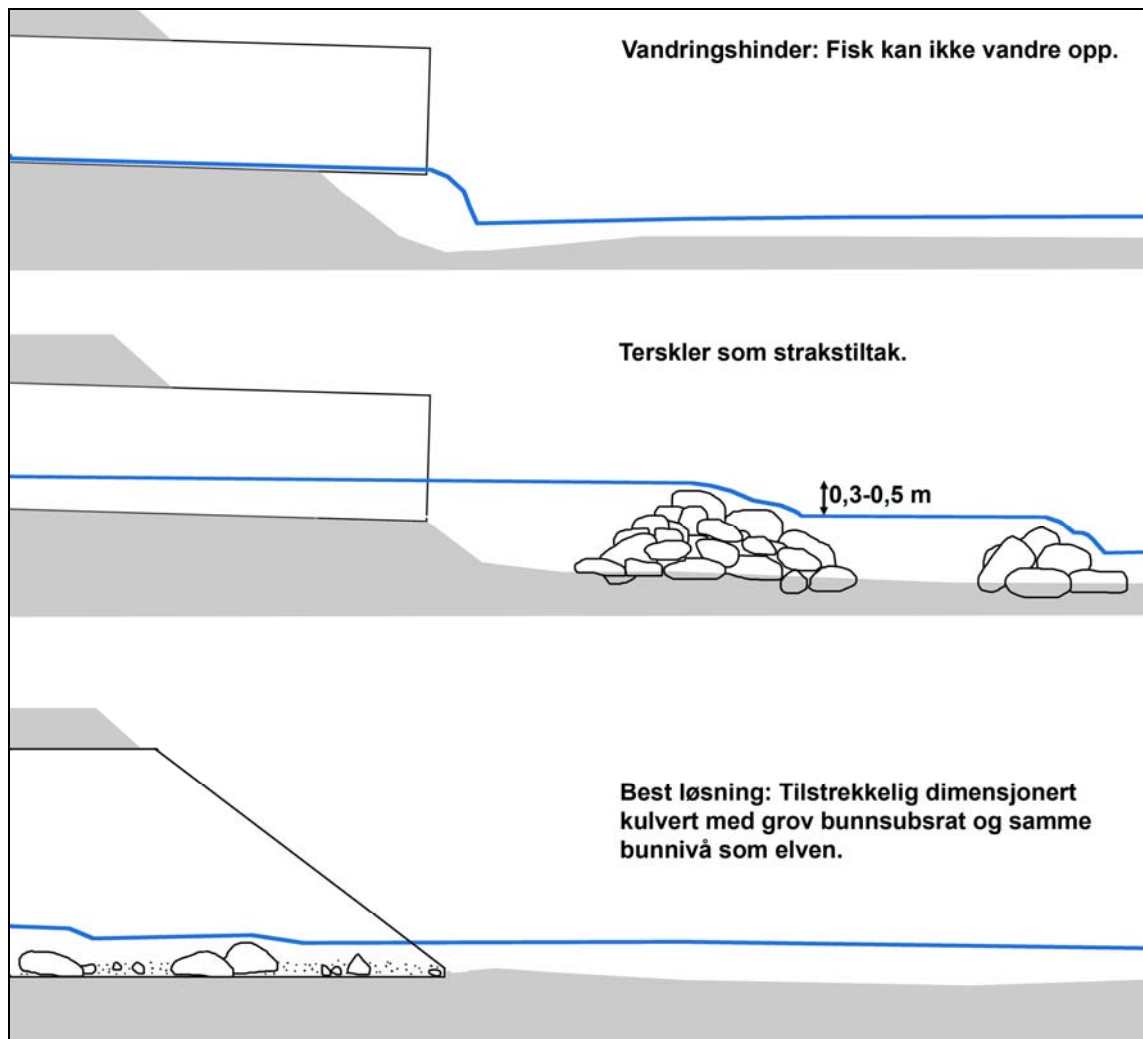
Figur 30 Forskjellige metoder for terskeltrinn som fører til bedre oppvandringsvilkår i et bratt stryk (prinsippskisse i lengdeprofil)



Figur 31 Tverrprofiler gjennom terskler i oppvandringskorridor



Figur 32 Bildet fra bygging av ny veikulvert (4/2010) ved en bekk i Årvika/Sotra. Her støpes det tverrvegger for å lette oppvandring av fisk (etter innspill fra Tore Samuelson).



Figur 33 Lengdprofil av tre kulverter med forskjellig effekt på fiskevandring (etter DN 2002)

### Økt vanddekket areal ved redusert vannføring

Redusert vannføring vurderes som flaskehals i en rekke bekker. Som avbøtende tiltak bør vanddekket areal økes og refugier skapes som holder vann ved lavvannsføring (lavvannsrenne, kulper). En egnet måte for å oppnå dette er å innføre en minstevannføring. For å beregne en tilstrekkelig minstevannføring anbefales det bruk av et hydraulisk modell eller *in situ* målinger ved forskjellige vannføringer. Ut i fra nedbørsfeltenes størrelse (ca. 1-17 km<sup>2</sup>) og naturlig lavvannføring (Q95) forventes at en tilstrekkelig minstevannføring vil for de meste bekker ligge mellom 10 og 100 l/s.

For å øke vanddekket areal med en redusert vannføring bør elvefaret justeres etter prinsippet som er vist i Figur 34 for Møllendalselven. Vanntette terskler bør sørge for at det finnes et størst mulig vannspeil ved lave vannføringer og en lavvannsrenne som gir vandremuligheter og strøm på gyteareal. Tersklene bør dimensjoneres for flomvannføring og bør ligge stabilt. Sediment mellom tersklene og gytearealet bør være en blanding av grus, rullestein og finsediment og bør være dynamisk. Mellom tersklene ligger kulper som bør

være mellom 0,3 og 1 m dyp ved lavest vannføring. Høydedifferansen ved tersklene bør være under 0,5 m og tersklene bør utformes slik at vannstrømmen spyles ut kulpen ved flom, og dermed holder den ved like. Tiltaket kan medføre behov for avtetting av undergrunnen (se 3.2.)

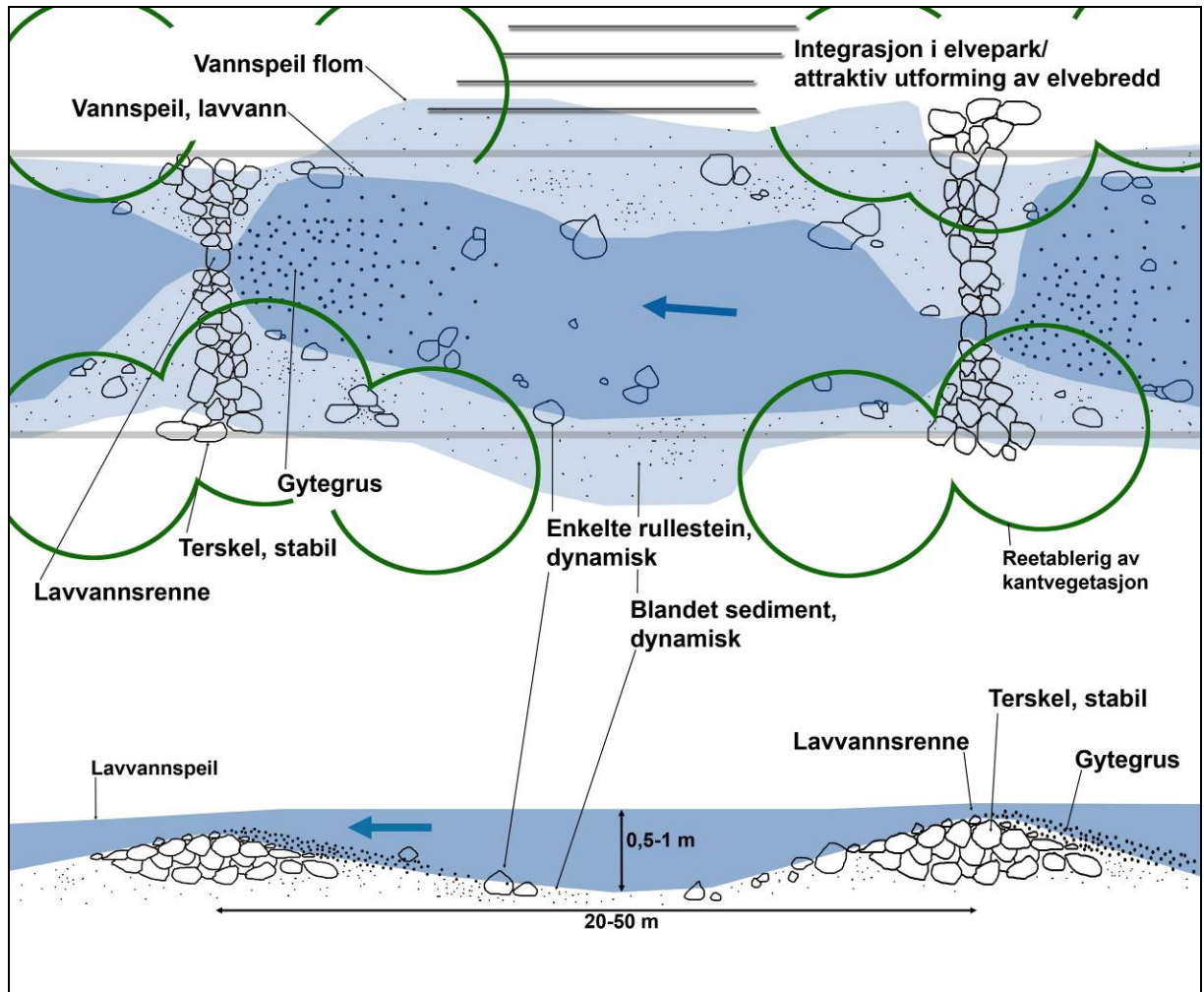
Terskler og kulper kan erodere eller fylles med løsmasser. Ettersom faststofftransporten ofte er redusert i de regulerede bekkene og siden tersklene sørger for utspyling av kulpene, regnes det med at det trengs flere år før det er behov for justeringer. Dette viser også erfaringer fra andre steder (Pulg 2007, Hanfland et. al. 2010). Tiltaket bør overvåkes og det bør innkalkuleres vedlikehold.

I enkelte vassdrag er det vanninntak som skal bidra til å spyle avløpsnett eller bedre vannkvalitet i Nordåsvannet. Disse kan bli kritisk for livet i bekkene ved lave vannføringer. Et eksempel fra Apeltunvassdraget viser en løsning som verdt å kopiere: Et vanninntak for å bedre vannkvalitet i hypolimneon til Nordåsvannet ble justert slik at det bare tas inn vann ved stor vannføring. Vanndekket areal ved middelvannføring og lavere blir ikke redusert. Dessuten ble en fiskepassasje etablert rundt inntaket slik at fisk kan passere ved nesten alle vannføringer. Dette kan bli et eksempel for lignende planer som skal iverksettes i Sælvassdraget og eventuelt andre steder.

Reduksjon av vannføring i sjøarebækker bør i utgangspunktet unngås. Lokal overvannshåndtering med størst mulig infiltrering, et separat kloaknett og reduksjon av forsegling i nedbørsfeltet vil bidra til dette.

### **Reduksjon av forurensing**

Forurensing av vassdragene i og rundt Bergen er kjent siden mange tiår (Johannesen et al. 2010, Bergen kommune 2005, Hobæk 1998). Hovedkilden er utslipp av kloakk, overløp og lekkasjer fra kloaknettet, forurenset overvann, diffuse forurensinger fra nedbørsfeltet (for eksempel overgjødning) og buss. Det ble gjennomført betydelige anstrengelser for rensing av vann i regionen (Johannesen et al. 2010). Likevel finnes det fortsatt kritisk forurensing i de fleste undersøkte bekker, i tre av disse så mye at fisk ikke kan leve der (kapitel 3.1.1). Bergen kommune (2005), Johannesen et al. (2010), forskjellige forfattere i TA (2009) og i flere kommunale saneringsplaner har allerede beskrevet hvordan forurensing i regionen kan reduseres. Det mest vesentlige er å unngå utslipp av spillvann i vassdraget. Kloakk bør tilføres rensingsanleggene via kloaknettet. Overvann fra området bør infiltreres i størst mulig grad (Lokal overvannshåndtering). Forurenset overvann bør renses før det tilføres bekkene, for eksempel med oljeavskiller, plante- eller jordfilter avhengig av forurensing. Overvann som ikke kan infiltreres bør ledes til resipientene gjennom et ledningsnett som er skilt fra kloaknettet. Selve kloaknettet bør være tilstrekkelig dimensjonert slik at overløp reduseres til et unntak. Resultatene som er funnet i denne studien tilsier at etablering av kloaknett med rensanlegg har holdt liv i mange vassdrag men at målet enda ikke er nådd. Det finnes fortsatt for mye forurensing både etter kriteriene i vannforskriften og etter sjøare sine krav.



Figur 34 Anbefalt tiltak for bedring av miljøtilstand og forhold for sjøaure i Møllendalselven, plan oppe, lengdeprofil nede. I mindre elver kan samme prinsipp med reduserte dimensjoner anvendes.

### Arealplanlegging

Arealplanlegging kan bli avgjørende for vannkvaliteten og de morfologiske habitaforholdene. I utgangspunktet kan all forurensing i et nedbørsfelt ha effekt på det tilsvarende vassdraget. Risikoen er bl.a. avhengig av avstanden til et vassdrag. Jo nærmere bebyggelse eller infrastruktur ligger ved et vassdrag jo mer relevant blir lokal overvannshåndtering. Ved løpende og fremtidige byutviklingsprosjekter (for eksempel bybane, Laguneparken) bør lokal overvannshåndtering være en forutsetning (se Tabell 8). Retningslinjer til lokal overvannshåndtering finnes allerede i kommuneplanens arealdel (2007) i Bergen.

En buffersone langs vassdraget kan gi et bidrag til bedre infiltrering og kan bidra vesentlig til fordøyning av vann og demping av flomfare (0). Utover dette gir den mulighet for naturlige elvemorfologiske prosesser og en naturlig utforming av elvebredden. Dette har

direkte konsekvenser for bl.a. sjøaure: Mer skjul, flere standplasser og et bedre næringsgrunnlag.

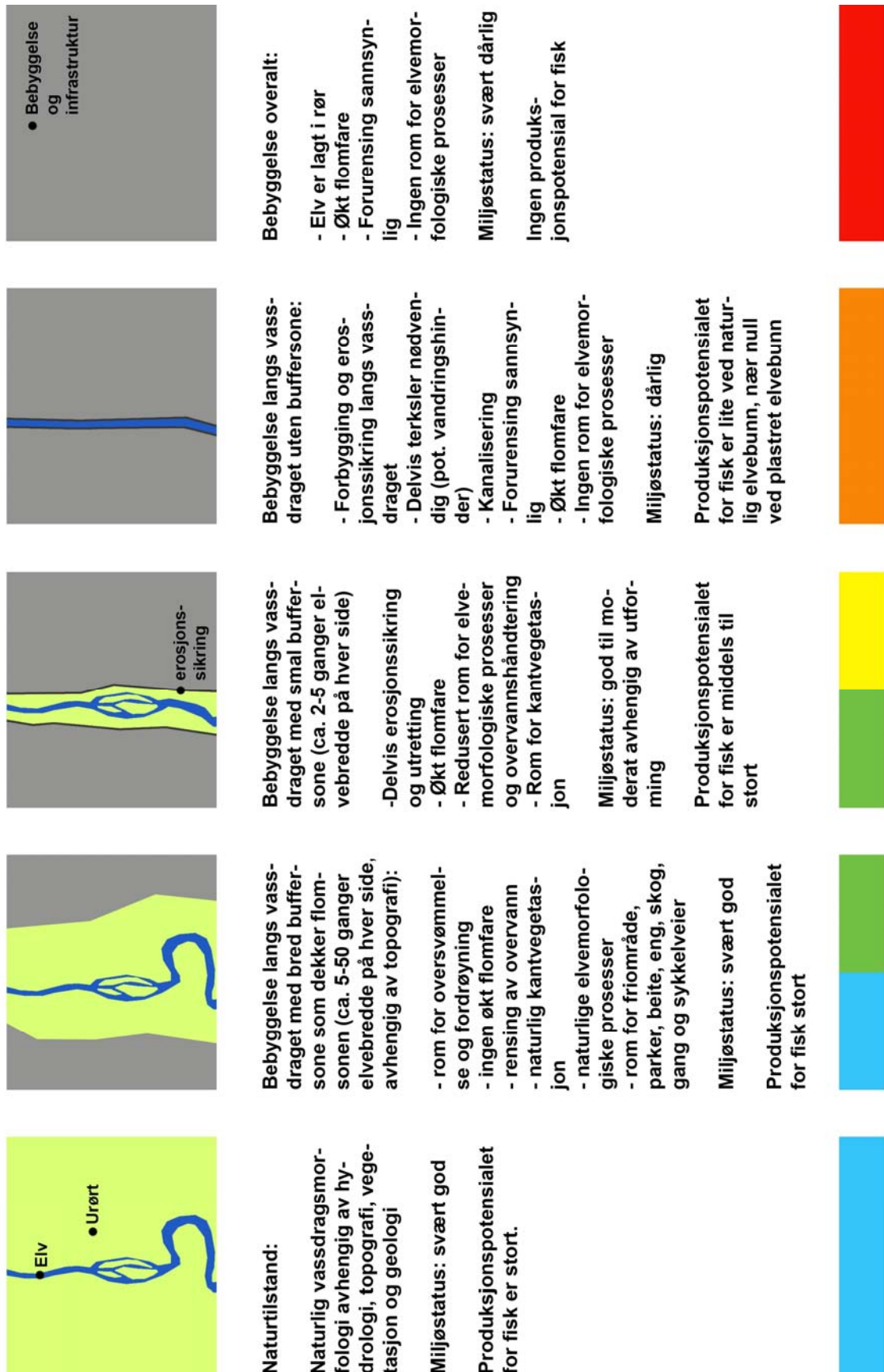
Etter kommuneplanens arealdel § 29 (2007) er fysiske inngrep forbudt i en 10-metersbelte langs vassdrag i Bergen sentrum, i en 20-metersbelte i øvrige byggeområder og i en 50-metersbelte i LNF-områder. Dette gir i utgangspunktet rom for å beskytte eller å oppnå god miljøstatus etter vannforskriftens morfologiske kriterier.

Kartleggingen viste derimot at det fortsatt finnes en betydelig omfang av forurensing og nylig utførte fysiske inngrep i vassdragene (kapitel 3.2, 3.2.23, 3.2.13, 3.2.10).

Dersom buffersonen skal ha tilleggsfunksjoner som for eksempel fordrøyning av vann, reduisering av flomfare, rensing av overvann, friområde, gang- og sykkelveier ("blå-grønne akser") vil en 10- eller 20-metersbelte ofte ikke være nok. Minstebredden kan ligge langt høyere, avhengig av de ønskete funksjoner, topografi og hydrologi. Ved videre byutvikling og fortetting anbefales å unngå en situasjon som finnes i Sælen- og Fjøsangervassdraget i dag. Følges vannforskriften bør vassdragene ligge i en buffersone (0). Den kan dessuten gi mange tilleggsfunksjoner, for eksempel flomvern. En slik langsiktig vassdragsforvaltning er ut over dette rimelig i forhold til svære tekniske løsninger i etterkant som flomtuneller, pumpestasjoner og diker.

### **Veisalt**

Det finnes omfattende undersøkelser av effekter av veisalt i Norge, blant annet i Bergensregionen. Råtjern og Apeltunvannet i Apeltunvassdraget er kjent for å ha en saltgradient i dype lag (Statens Vegvesen 2006). Våre målinger tyder på at saltkonsentrasjonen i Apeltunvannet har økt siden 90-tallet. Konduktiviteten var høyere enn beskrevet i Statens Vegvesen (2006). Salinitetslogging i vannets utløp viste tydelige



Figur 35 Effekt av arealbruk med forskjellige bufferzoner langs et vassdrag

bølger med høy konduktivitet (salinitet 3 PSU) om våren som tolkes som veisaltholdig avrenning i smelteperioder (se kapittel 3.2.1). Rubin (1994) fant at sjøauregg hadde en betydelig dødlighet fra saliniteter fra 4 til 6 PSU. Øker veisaltbelastning i Apeltunassdraget til det beskrevne nivået kan det føre til dødlighet av sjøauregg. Dessuten kan andre organismer bli påvirket. Enda verre kan situasjonen bli i mindre bekker som er utsatt for veisalt. Her kan det allerede i dag finnes betydelige miljøeffekter. Undersøkelser i slike vassdrag mangler imidlertid.

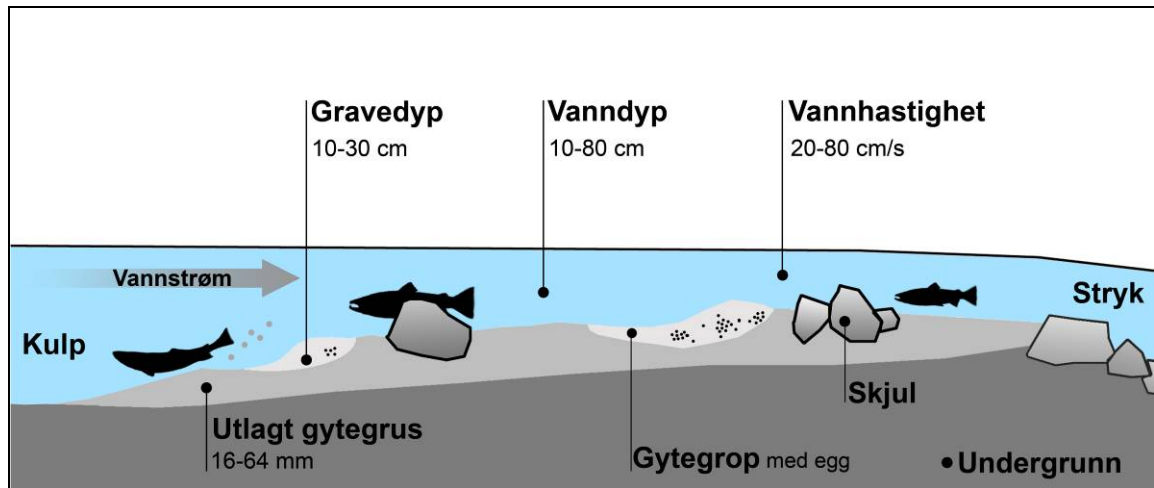
Som tiltak for reduksjon av veisaltbelastning anbefales redusert bruk av veisalt og justeringer i overvannshåndtering. Legges parkeringsarealet i den nye Laguneparken under bakken og innføres lokal overvannshåndtering kan bruk av veisalt og forurensing fra vei- og parkeringsarealet ved Apeltunvannet reduseres vesentlig.

### **Restaurering av gyteareal**

Gyteareal inntar en særstilling blant habitattypene siden reproduksjon foregår her. Det er her de største ungfisktetthetene ble observert. Yngel i stryk, renner og innsjøer stammer fra gyteplasser. Størrelse og fordeling av gyteareal kan være avgjørende om produksjonspotensialet i et vassdrag blir utnyttet. Det er vanskelig å finne absolutte tall for det men resultatene i kapittel 3.1.1 (Figur 14) tyder på at vassdrag med lav til middels ungfisktetthet hadde en gytearealandel mellom 1 og 10 %, mens vassdrag med høy ungfisktetthet hadde en gytearealandel over 14 %.

Reetablering eller nyskaping av gyteareal kan kompensere for tapt areal og redusert grustilførsel på grunn av inngrep. Dessuten kan det sørge for økt gyteareal og en bedre fordeling i vassdraget. Grus som skal legges ut bør være en blanding av sorteringsene 16/32 (ca 70%) og 32/64 (ca. 30%). Morenegrus i tilsvarende størrelsesklasse er best egnet. Singel eller tromlet pukke med avrundete kanter vil også være egnet. Brukket eller knust grus (sprengstein) kan tolereres men pakker seg ofte tettere og har skarpere kanter som kan gjøre den mindre egnet for gytefisker. Finsedimentandel (< 1 mm) bør være lavest mulig, i hvert fall under 6 %. Grusblandingen bør spyles ren før utlegging dersom finsedimentandelen er for høy. Ved utlegging av grus bør det formes en grusbank som er minst 30 cm tykk. Vanddybde bør minst være 10 cm i gytetid og området må ikke falle tørt. Strømhastighet bør være mellom 20 og 80 cm/s. På grusbanken og ved siden bør det utlegges enkelte større stein for å skape skjul og for å stabilisere grusen. Vegetasjon rundt gyteplassen er gunstig men ikke på selve gytegrusen. Grusbanken skal helst ligge på en overgang mellom kulp og stryk ("brekk"). Her finnes det egnede hydrauliske betingelser for høy eggoverlevelse.





Figur 36 Prinsipp for utlegging av gytegrus (lengdeprofil).

### 3.1.5 Behov for videre forskning

Kartlegging av habitattyper og habitatkvalitet betraktes som en egnet metode for å vurdere sjøaureproduksjonspotensialet av en bekk (kap. 3.1.1). Variasjon av ungfisktetthet er imidlertid høy og antall prøvesteder var begrenset ( $n = 64$ , Tabell 7). El-fiskemetoden (kap. 2.3) vurderes som tilstrekkelig for formålet siden den avbildet relative forskjeller mellom habitattypene, men den var ikke absolutt kvantitativt. Forskjellene mellom kategoriene dårlig (5+6) og moderat (7+8) var ikke tydelig. Dette kan indikere at metoden var ikke tilstrekkelig for å finne forskjeller her og at kategori 5-8 burde sammenfattes. Også lav prøveantall kan være årsak at det ikke fantes tydelige forskjeller. For å teste dette bør forsøket og analysen utvides på et større antall habitattyper. For å gi et bedre grunnlag for ungfiskestimatet bør forsøket utvides på innsjøareal og kvantitativt el-fiske. Dersom dette kombineres med observasjon av smoltutvandring og antall innvandrende gytefisk betraktes det som mulig å utvikle kvantitative modeller for sjøaureproduksjonen i bekker.

**Tabell 10. Tabell med en oversikt over de tiltakene som forventes å reetablere anadrom habitat som gir rom for en tilvekst av mer en 1000 ungfisk.**

Vassdrag	Tiltak	Effekt
	En nærmere beskrivelse finnes i 3.2	Reetablering av anadrom areal og habitatkavitet uttrykket som endring i ungfiskestimat
Nesttunvassdraget	Etablering av fiskepassje i hopsfossen	+ 40.000
Fjøsangerbekken	Bekkeåpning, reetablering av vannføring og reduksjon av forurensing	+ 7.200
Apeltunvassdraget	Bedring av oppvandringsvilkår, fjerning av kanal, restaurering av gyteareal	+ 6.800
Haukåsvassdraget	Reetablering av vandringsvei	+ 4.600
Sælenvassdraget	Gjenetablering av vandringsvei opp mot Ortuvannet og videre til Lynghaugtjørna og bekkeåpning	+ 3.600
Siglinge vassdraget	Bedring av oppvandringsvilkår og vannkvalitet	+ 3.300
Steinsvikvassdraget	Stopp av forurensing, bekkeåpning, reduksjon av steinsetting, økning av gyteareal	+ 2.200
Møllendalselven	Økning av vanndecket areal, refugier ved lav vannføring	+ 1.700
Pollelva	Økning av vanndecket areal, fjerning av vandringshinder til sidebekker, økning av gyteareal nedenfor demning til Ingersvatnet	+ 1.500
Storavatnet	Fiskepassasje ved demning	+ 1.400
Sælenvassdraget	Fjerning av erosjonssikring i resten av dagens anadrom strekning	+ 1.100
Angeltveitvassdraget	Økning av gyteareal, bedring av vandringsvilkår og reduksjon av steinsetting	+ 200 (Bare i elveareal, effekten for totalproduksjon forventes å mangedobles på grunn av stor andel innsjøareal)
Fjellvassdraget	Økning av gyteareal, bedring av vandringsvilkår og reduksjon av steinsetting	+ 300 (Bare i elveareal, effekten for totalproduksjon forventes å mangedobles på grunn av stor andel innsjøareal)

## 3.2 Hver enkelt bekk

### 3.2.1 Apeltunvassdraget

#### Status

#### Habitat

Apeltunvassdraget ligger i Bergen kommune og munner ut sørøst i Nordåsvannet (Figur 1). Nedbørsfeltet er 6,6 km<sup>2</sup> (Bergen kommune 2005) og med en middelvrenning på 60 l/s estimeres middelvannføringen til ca. 400 l/s. Elven renner gjennom Nordåsdalen og har i dag 3 innsjøer, Apeltun- (10 ha), Igla- (1,7 ha), og Tranevannet (4 ha). Anadrom elvestrekning hadde opprinnelig en lengde på ca. 2 420 m (10 808 m<sup>2</sup>, ortofoto 1951, uten innsøer). I dag er den anadrome strekningen redusert til 1 550 m (6 025 m<sup>2</sup>), som tilsvarer 44 % av det opprinnelige arealet (10 808 m<sup>2</sup>). Reduksjonen skyldes kunstige vandringshindre (kulvert i Osbanedammen, Figur 48) og en kulvert mellom Råtjernet og Apeltunvassdraget. Elveareal som tilsynelatende ikke er forandret gjennom fysiske inngrep utgjør 18 % av det opprinnelige arealet. Et vandringshinder i den nedre delen av vassdraget (vanninntak, ca. 300 m ovenfor munningen) som ble beskrevet i TA (2009) ble justert med et omløp av Bergens Sportsfiskere i 2009, se Figur 40. Hinderet var tidligere ikke passerbart for fisk ved middels og lav vannføring. En kulvert ved Apeltun skole ble utvidet i 2010. Bergen kommune utformet kulverten slik at den nå er passerbar for fisk (Figur 24). Ingen av disse to stedene er derfor lenger karakterisert som vandringshindringer. Sør for kjøpesenteret "Lagunen" ligger et lite vann (Råtjernet) som tidligere var forbundet med Apeltunvassdraget. Bekken ble fullstendig lagt i rør og deler av Råtjernet og Apeltunvannet ble fylt igjen. Et ortofoto fra 1951 og 1970 tyder på at en bekk med et produksjonsareal på ca. 500 m<sup>2</sup> ble lagt i rør og at en innsjø med et areal på 6 000 m<sup>2</sup> ble gjenfylt. Det anadrome elvearealet (2010) er dominert av stryk (44 %). Renner og kulverter har omtrent like stor andeler med henholdsvis 22 % og 19 %. Det totale tilgjengelige gytearealet utgjør 14 % og er konsentrert på fire gyteområder, se Figur 45 og Tabell 11. Dessuten finnes det flekkvise gytearealer i strykene med god habitatkvalitet. Tilgjengelig gyteareal er hovedsakelig lokalisert i øvre del av den anadrome strekningen. En betongkanal med et areal på ca. 600 m<sup>2</sup> (ca. 10 % av det totale anadrome arealet) og som ligger 300 m nedenfor Apeltunvannet, ødelegger et stort potensielt gyteareal (Figur 42 og Figur 45).



Figur 37 Munning ut til Nordåsvannet



Figur 38 Gytegrus er sjelden i nedre del, grov substrat dominerer.



Figur 39 Vanninntaket som virket som et vandringshinder avhengig av vannføringen, ca 300 m ovenfor munning.



Figur 40 I 2009 bygget Bergen Sportsfiskere en fiskepassasje (på venstre side).



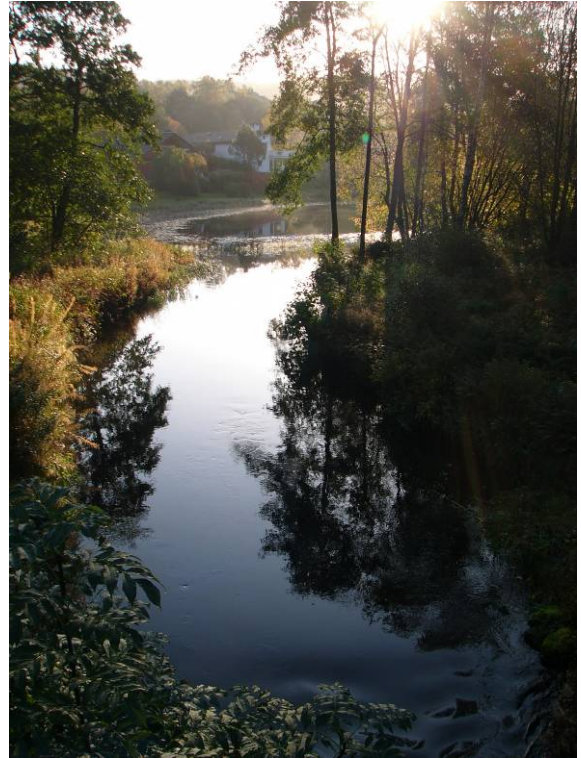
Figur 41 Utløp av en kulvert i Nordåsdalen. Ved siden av kloakkutslipp finnes det forurensing med buss i hele vassdraget



Figur 42 Betongkanalen langs riksvei 580.



Figur 43 Utløp av kulvert nedenfor Apeltunvannet



Figur 44 Apeltunvannet med utløpsos.

Tabell 11. Sjøaurehabitat og morfologiske kriterier etter vannforskriften i Apeltunvassdraget (status og vurdering)

Kategori	Uten inngrep	2010			Vurdering
		Status 2010	Reduksjon [%]	Andel i dagens anadr. elveareal [%]	
Samlet produksjonsareal [m <sup>2</sup> ]	10808	6025	44		
Gyteareal [m <sup>2</sup> ]		868		14	
Stryk [m <sup>2</sup> ]		2677		44	
Renne [m <sup>2</sup> ]		1329		22	
Kulvert [m <sup>2</sup> ]		1151		19	
Innsjø [m <sup>2</sup> ]		109877		1824	
Uten morfologiske inngrep [m <sup>2</sup> ]	10808	1994	82		
Ungfiskproduksjon modellert [ind.]	12900	4700	64		Moderat
Endring i elveløpets utforming [m]	2420	960	60		Dårlig
Endring i bunnen av elva [m]	2420	1560	36		Dårlig
Endring av bankene [m]	2420	1110	54		Dårlig
Endring i kantvegetasjon [m]	2420	1360	44		Dårlig
Samlet					Dårlig

### Vannkvalitet

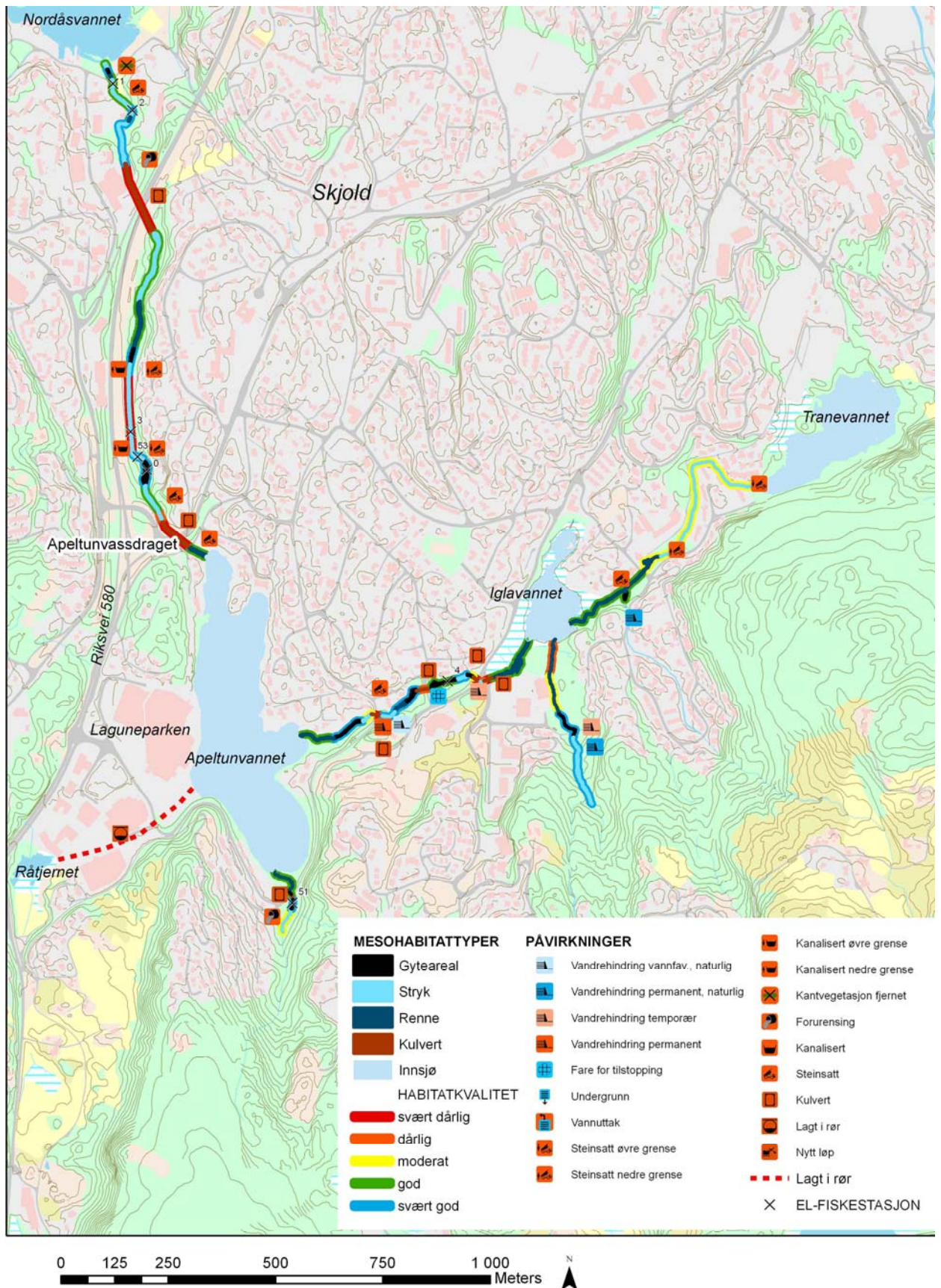
Vassdraget ble kategorisert som næringsrikt og moderat kalkrikt (TA 2009, Bergen kommune 2005). Forurensing med kloakk og veisalt er påvist flere steder i vassdraget (Bjørklund og Brekke 2000, Bækken et al. 2006, TA 2009). I nedre del av Apeltunvassdraget ble det flere steder observert forurensing (visuelt og lukt). Vannprøven tatt den 13.05.2010 var uten synlig forurensing, i vannprøven tatt den 14.07.2010 var det mistanke om forurensing. Verdiene vises i Tabell 12 og Tabell 13. Dybdeprofil i Apeltunvannet (Figur 46) viser en tydelig sjikting med oksygenkonsentrasjoner under 10 % på dyp over 9 m og med en stigende ledningsevne på dyp over 4 m. Varighetslogging av salinitet ved vanninntaket (300 m ovenfor munning i Nordåsvannet, Figur 47) viser flere episoder med noe forhøyede salinitetsverdier, hovedsakelig i slutten av mars og begynnelsen av februar. I hele vassdraget finnes det tilførsel av ulike typer søppel.

**Tabell 12. *In situ* målinger av konduktivitet, temperatur og pH ved kartlegging.**

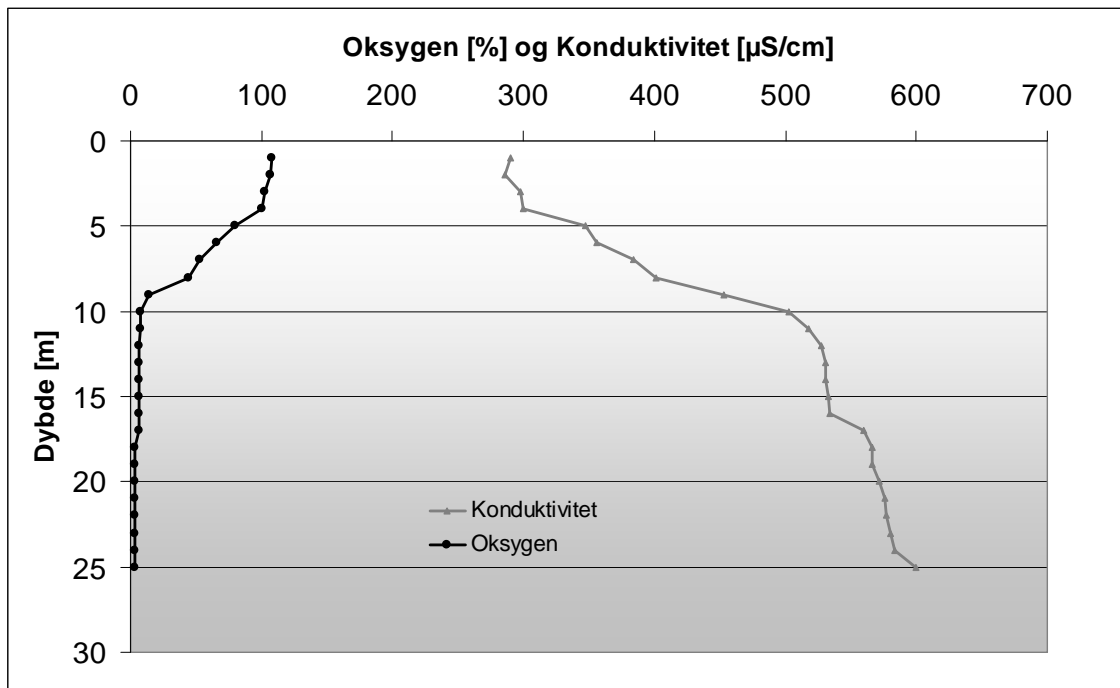
Sted	Dato	Konduktivitet μS/cm	Temperatur	pH
Apeltunvassdraget, Osbanekulvert	13.05.2010	135	12	7,5
Apeltunvassdraget, munning	13.05.2010	270	11,7	8,1

**Tabell 13. Vannanalyser Apeltunvassdraget (\*farge etter DV 2009, \*\* etter SFT 1997)**

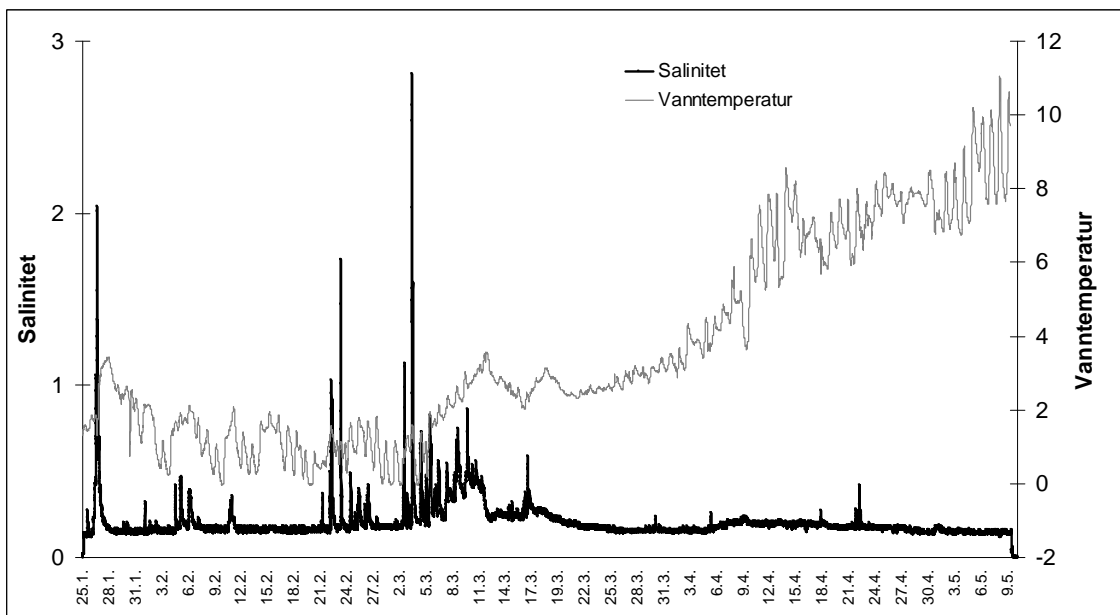
Sted	Dato	TP	TN	TC	NH4	NO3	Alk	pH	Al	Ca
		μg/l	μg/l	mg/l	μg/l	μg/l	mmol/l		μg/l	mg/l
Apeltunvassdraget, munning	13.05.2010	21*	1265*	3,5	< 5*	703	0,401	7,78	17	15,3
Apeltunvassdraget, vanninntak	14.07.2010	25*	1400*	6,3	24*	657	0,498	7,69	7,7	16
		Kobber	Zink	Nikkel	Krom	Bly	Cadmium	Kvikksølv		
		μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l		
		3,1**	3,9**	0,51**	< 0,5**	< 0,2**	< 0,01**	< 0,002**		



Figur 45 Apeltunvassdraget: Habitatkartlegging og påvirkninger.



Figur 46 Dybdeprofil for oksygen og konduktivitet målt i Apeltunvannet den 15.04.2010.



Figur 47 Temperatur og salinitetslogging ved vanninntaket i nedre del av Apeltunelven (ca. 300 m ovenfor munning) januar til mai 2010.



### Påvirkninger

Hovedpåvirkninger på Apeltunvassdragets morfologi er vandringshinder, kulverter, kanalisering og steinsetting/fyllinger (se Figur 45). Dessuten er kantvegetasjon fjernet i deler av elven. Vannkvaliteten er påvirket av forurensing (kloak, veisalt og ukjente kilder). I nedbørfeltet finnes bebyggelse, forsegling og redusert infiltrasjon.

### Fisk

Ungfisktettheten i Apeltunvassdraget var blant de høyeste i alle de 22 undersøkte bekkene (Tabell 7). Krohnåsbekken (stasjon 54, gyteareal med utlagt gytegrus fra 2009) skilte seg ut med 402 ungfisk/100 m<sup>2</sup> – alle årsyngel (0+) bortsett fra to eldre aure. På et gyteareal med gode habitatbetingelser (stasjon 0) i anadrom strekning, ble det fanget 256 ungfisk/100 m<sup>2</sup>, mens det på stasjon 56 som ligger i et stryk rett nedstrøms stasjon 0, ble det fanget 146 ungfisk/100 m<sup>2</sup>. Videre ble det i et stryk i den nedre delen av elven og som ligger med en relativt lang avstand til neste gyteplass, fanget 64 ungfisk per 100 m<sup>2</sup>, deriblant 58 eldre ungfisk (st. 2). I kulvert og i betongkanal (st. 3, 64, 65) var fisketettheten svært lav, under 6 ungfisk/100 m<sup>2</sup>. På et gyteområde ovenfor anadrom strekning (st. 4) var fisketettheten av ungfisk 84/100 m<sup>2</sup>. Det ble ikke registrert laks. I nedre del ble det også registrert skrubbe og enkelte ål. Samlet sett utgjorde 0+ 66 %, 1+ 29 % og 2+ 3 % av det totale antallet fangede ungfisk, resten fordelte seg på eldre fisk, hovedsakelig resident aure. Ungfiskmodellen gir et estimat på rundt 4.700 ungfisk i den anadrom delen av vassdraget i 2010 og 12.900 dor det opprinnelige habitatet.

### Vurdering

44 % av den opprinnelige anadrome delen av vassdraget er ikke tilgjengelig for sjøaure i dag. Osbanekulverten utgjør vandringshinderet som avskjærer sjøauren fra et stort areal med høyt produksjonspotensial. I den resterende anadrome delen utgjør to kulverter (19 %) og en betongkanal (10 %), nesten en tredjedel av arealet og reduserer fiskeproduksjon betydelig. I tillegg er en hel sidebekk lagt i rør (Råtjernet, 500 m<sup>2</sup>). På dette arealet og i andre forbyggete elvestrekninger finnes ingen eller redusert tilgang til naturlig substrat og det er sannsynlig at naturlig tilførsel av gytegrus fra elvebreddene er redusert. Dette har sannsynligvis også effekter i de uforbyggete deler av elven siden grustransport i sin helhet er redusert. Ungfiskestimatet tilsier en produksjonsreduksjon i antall ungfisk av sjøaure på ca. 64 % på grunn av de nevnte påvirkningene. I dagens situasjon tilsier dette at fiskeproduksjonen av sjøaure bare tilsvarer rund en tredjedel av den opprinnelige produksjonen.

Fortsatt finnes det strekninger med produktive habitat med høy ungfisktetthet. I Krohnåsbekken, for eksempel, ble det påvist hele 402 ungfisk/100 m<sup>2</sup> etter at gytegrus ble utlagt av Bergen kommune og Bergen Sportsfiskere i 2009. Det er slike forholdsvise få (4)

produktive gytearealer som sørger for at Apeltunvassdraget er blant de mest produktive sjøaurebekkene i regionen i dag.

Etter vannforskriftens morfologiske kriterier vurderes miljøtilstand i anadrom del som ”dårlig” eller ”moderat” for fisk.

Vannanalysene tyder på forurensning av næringsstoffer (for eksempel kloakk). TN-verdien indikerer svært dårlig miljøstatus og TP-verdien dårlig status etter vannforskriften. Dybdeprofilen i Apeltunvannet etter vinteren 2010, viser at det fotstatt var saltholdig vann på dyp over 4 meter. Verdiene lå over verdiene fra 1997 og 2005 (Bækken et al. 2006). Ut i fra vanntemperaturene (3,4-6 grader) skulle man forvente fullblanding i vannet uten tydelige sjiktinger. Dataene tilsier at tungt, saltholdig vann har lagt seg på bunnen og hindrer en fullstendig blanding av vannet. Konsekvensen for sjøaure er at vannet er tydelig sjiktet gjennom året og at det er en oksygenfattig sone under 5-10 m dyp. Fisken kan dermed bare utnytte de øvre lag av innsjøen. I varme perioder om sommeren (> ca 25 grader) kan trolig ikke denne delen av innsjøen heller brukes av aure.

Salinitetsverdiene i den nedre delen av elven indikerer høy belastning fra veisalt i smelteperioder vinteren 2010. Verdiene oppnådde nesten 3 PSU. Det er vist at ved verdier over 4 PSU kan befruktningen ved gyting slå feil med økt eggdødelighet som resultat for aure (Rubin 1994). Dersom veisalt fører til salinitetsverdier over 4 PSU i løpet av gyteperioden om høsten, kan hele årsproduksjonen av aure gå tapt.

Våre stikkprøver tyder på at vannkvalitet i 2010 i Apeltunvassdraget ikke oppfylte kravene til vannforskriften. Derimot ble det ikke observert akutt fiskedødelighet og om man tar hensyn til aurens habitatkrav, var vannkvaliteten innenfor tålegrensen. Apeltunvannet og andre vann gir redusert leveområde pga. oksygenfattige lag. Det er en risiko for at forurensninger kan føre til akutt fiskedød ved lave vannføringer eller dersom forurensningen øker.

Samlet sett vurderes vandringshindringer, fysiske inngrep (kanal, kulvert, bekkelukking) og forurensning som de vesentlige flaskehalsene for fiskeproduksjonen i vassdraget.

## **Tiltak**

### **Generelt**

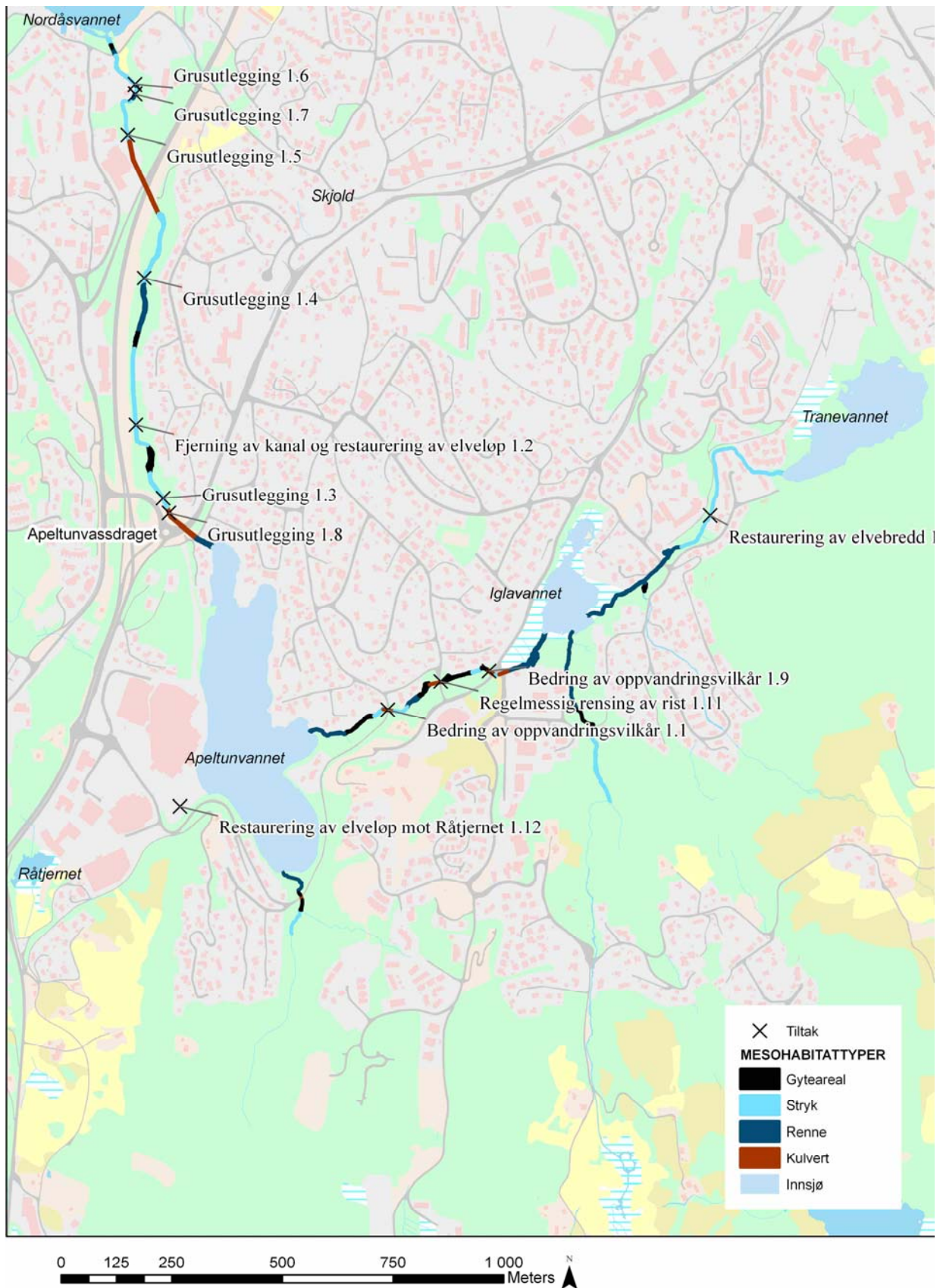
Fortsatt finnes det strekninger med gode habitatbetingelser for fisk og god miljøtilstand etter vannforskriften. 12 % av arealet er upåvirket av fysiske inngrep. Vannforskriften krever et forbud mot redusering av miljøtilstand og dermed bør vassdraget beskyttes mot ytterligere inngrep. Nedbørsfeltet er preget av tett bebyggelse med mye infrastruktur. Vassdraget bør skjermes mot inngrep i forbindelse med store utbyggingsprosjekter (bl.a. Bybane, Laguneparken, Osveien) som er i ferd med å realiseres i området. Disse prosjektene kan være en utmerket anledning til å gjennomføre tiltak for å bedre miljøtilstanden i vassdraget.

Best effekt for fiskeproduksjon vil være å gjøre arealet oppstrøms Osbanekulverten tilgjengelig. Dette kan gjenskape rund 40 % av den opprinnelige anadrome delen av vassdraget og nesten doble dagens produksjonsareal. Vei og kulvert trenger ikke å bli fjernet og arealbruken kan opprettholdes, men kulverten bør justeres slik at fisk kan passere. Direkte oppstrøms kulverten finnes et bratt stryk som også bør justeres slik at fisk kan passere ved lave vannføringer. Fjerning eller reduisering av fysiske inngrep (kanalisering) vil bedre fiskehabitatet og miljøtilstanden betydelig og øke fiskeproduksjonen. Fjerning av kulvertene under RV 580 og under bybanetraseen vurderes som svært fordelaktig men som urealistisk siden dette vil medføre betydelige endringer i arealbruken. Utlekking av gytegrus på strekninger som i dag er uten tilstrekkelig gytegrus vil øke det tilgjengelige gytearealet for sjøauren, og bidra til å øke fiskeproduksjonen i disse delene. Redusert forurensing vil bedre miljøtilstanden, øke fiskehabitatet (volum) og redusere faren for fiskedød.

Realiserer man disse tiltakene er det sannsynlig at produksjonen av sjøaure mer enn doubles i Apeltunvassdraget. Ungfiskmodellen tilsier et produksjonspotensial på om lag 11 500 ungfisk. Dette tilsvarer 89 % av det totale estimerte opprinnelige produksjonstallet. Med dette kan miljøtilstanden etter vannforskriften oppnå kategori ”god” med henblikk på fisk (Tabell 5).



Figur 48 Kulvert gjennom Osbanedammen mellom Apeltun- og Iglavannet. Kulverten vurderes som permanent vandringshinder.



Figur 49 Kart over tiltak for å bedre miljøtilstand og levevilkår for sjøaure. Forurensing bør reduseres for hele vassdraget.

### **Bedring av oppvandringsvilkår**

#### **Bedring av oppvandringsvilkår ved Osbanekulvert (1.1)**

Kulverten er ikke bare et hinder for fisk, men vurderes dessuten som årsak til flomfare siden den er for trang (Gjesdal et al 2005). Kulverten skal utvides og bør i den anledning utformes slik at fisk kan passere (etter DN 2002). De følgende egenskaper er nødvendig for å oppnå dette (se lengdesnitt Figur 50):

- Kulverten bør ha småkulper som har en høydeforskjell på mellom 0,2 og 0,5 m.
- Med en høydeforskjell på ca 2 m, en lengde på 20 m (kartgrunnlag) og en gjennomsnittlig høydeforskjell mellom kulpene på ca. 0,3 m trengs det 7 kulper.
- Dersom den nye kulverten får andre dimensjoner (høyde, lengde) må utforming justeres tilsvarende.
- Kulpene kan dannes av tverrvegger med utsparing (1 m \* 0,3 m). I skissen er de tegnet med trevegger, men det går også med betongvegger.
- Bunnen bør være ru og bestå av rullestein og grov grus.
- Inngang og utgang bør ligge under vann.

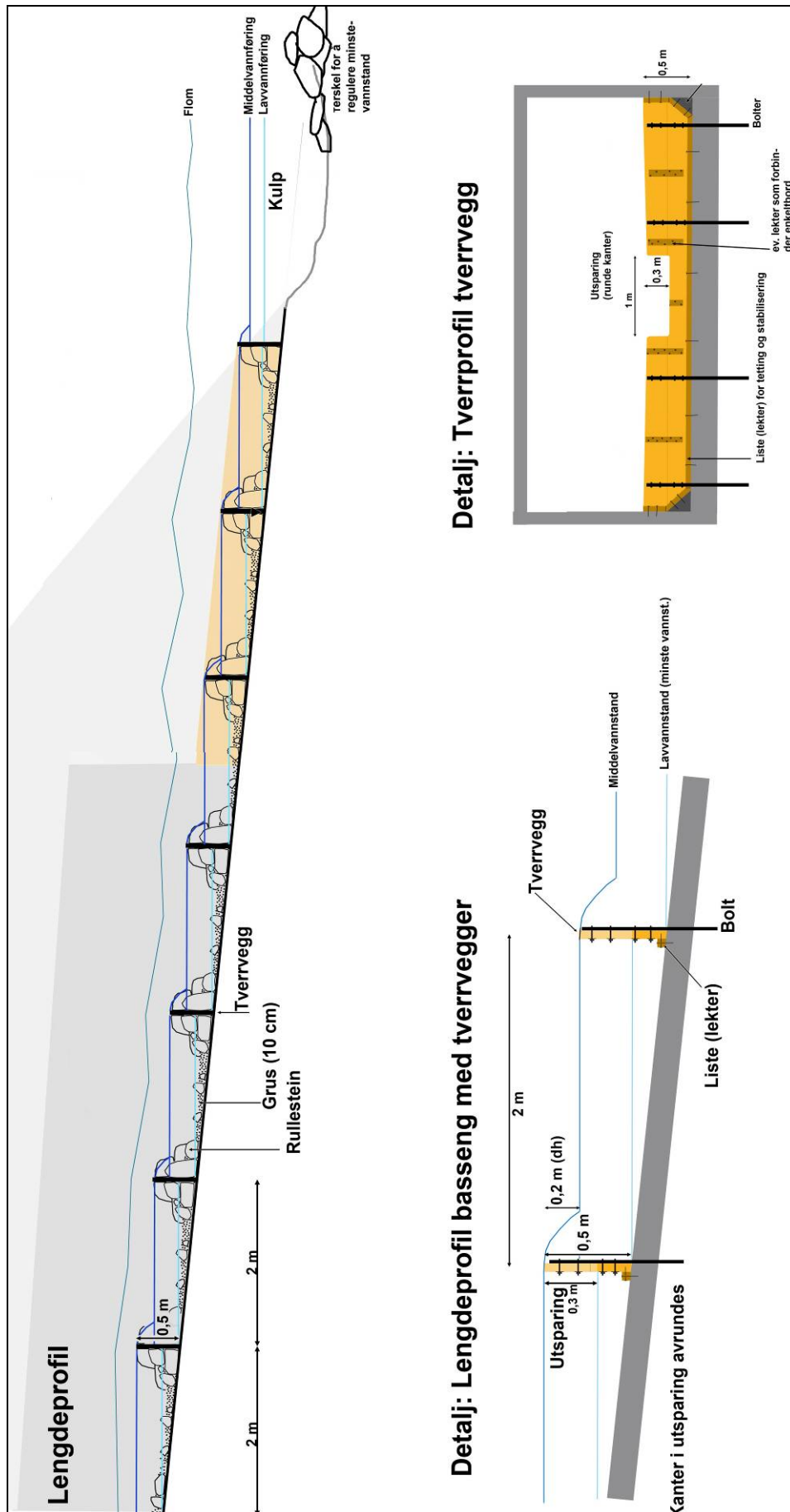
Stryket direkte ovenfor Osbanekulverten bør justeres slik at fisk lettere og dermed oftere kan forsere denne strekningen. I dag er det bare mulig for fisk å passere denne strekningen ved gunstige vannføringer. 4 kulper (hver 0,5 m høydeforskjell) bør være tilstrekkelig for å dekke hele høydeforskjellen på 2 m. Siden stryket består av bart fjell, anbefales det å bruke trevegger som festes med bolter. Oppbyggingen bør følge prinsippet som vist i Figur 30, og Figur 31. Det anbefales å gjennomføre tiltaket samtidig med utbedringen av Osbankulverten siden området generelt er vanskelig tilgjengelig.

#### **Bedring av oppvandringsvilkår ved Apeltunveien (1.9)**

Kulverten er et vandringshinder ved lav og middels vannføring. Etablering av en steinterskel som hever vannstanden nedenfor kulverten med 0,3 m, vil være nok for å sørge for at kulverten er passerbar for fisk store deler av året.

#### **Regelmessig rensing av rister i kulverter (1.11)**

Ristene i kulverten ved Apeltun skole er ikke passerbar for fisk dersom de er tilstoppet med ulike typer driv. Dessuten kan tilstoppelse føre til oversvømmelser. Risten bør derfor renses regelmessig.



Figur 50 Profiler gjennom fiskepassasje i ny Osbanekulvert (prinsipp)

## Fjerning og reduisering av fysiske inngrep

### Fjerning av kanal og restaurering av elveløp (1.2)

Betongkanalen reduserer fiskehabitatet og miljøtilstanden generelt, og medfører ulemper ved flom (Gjesdal et al. 2005). Betongkanalen bør fjernes og et elveløp med grus og rullestein bør etableres. Breddene kan beskyttes mot erosjon med spreng- og rullestein dersom dette viser seg nødvendig. Utforming av vassdraget bør orientere seg etter elveløpet nedenfor kanalen (samme gradient) og modelleres på stedet. Rester av betongstein kan brukes for erosjonssikring. Rullestein (10/20 og 20/60) og grus (16/32 og 32/64) bør legges ut. Mengde tilført masse er avhengig av eksisterende topografi og av bunnforhold (Figur 51 og Figur 52).



Figur 51 Betongkanal i 2009



Figur 52 Fremtidvisjon for samme strekning. Bildet viser Apeltunelven ovenfor kanalen.

### Utlegging av gytegrus (1.3-1.8)

Utlegging av gytegrus for å etablere nye gyteareal kan kompensere for tapt areal i kulvertene og redusert grustilførsel. Dessuten vil det sørge for en bedre fordeling av tilgjengelig gyteareal i vassdraget. Gytegrusen bør være en blanding av sorteringene 16/32 (ca 70%) og 32/64 (ca. 30%). Morenegrus i tilsvarende størrelsesklasser er best egnet. Singel eller tromlet pukke med avrundete kanter vil også kunne være egnet. Brukket eller knust grus (sprengstein) kan tolereres, men pakker seg ofte tettere og har skarpere kanter som kan gjøre den mindre egnet for gytefisker. Finsedimentandel ( $< 1$  mm) bør være under 6 % og grusblandingen bør derfor spyles ren før utlegging. Ved utlegging av grus skal det formes en grusbank som er minst 30 cm tykk. Vanddyb skal minst være 10 cm i gytetiden og området må aldri bli tørrlagt. Strømhastighet bør være mellom 20 og 80 cm/s. På grusbanken og ved siden av denne, bør det legges ut enkelte større stein for å skape skjul og for å stabilisere grusen. Vegetasjon rund gyteplassen er gunstig men ikke på selve gytegrusen. Grusbanken bør helst etableres ved en overgang mellom kulp og stryk

(”brekk”). Her finnes det egnete hydrauliske betingelser for høy eggoverlevelse. I Apeltunvassdraget ble det estimert et behov for 8 m<sup>3</sup> gytegrus på hver av de nevnte steder (se Figur 36 og Figur 49).

### Gjenåpning av bekken mot Råtjernet (1.12)

Arealbruken ved Lagunen skal endres betydelig og skal i fremtiden oppfylle dagens krav til miljøvennlig byutvikling (”Laguneparken”). Dette gir anledning for å gjenåpne bekken mot Råtjernet. Utforming av bekken kan gjerne integreres i det landskapsarkitektoniske konseptet til parken. Selve elveløpet bør imidlertid ha de nødvendige habitatkvaliteter for å tilfredsstillе vannforskriftens krav. Bekken trenger derfor naturlig substrat (stein, grus, sand) og mesohabitater som renner, stryk og gyteareal. Krohnåsbekken sør i Apeltunvannet er en god mal for utforming.



Figur 53 Krohnåsbekken 2010 etter restaurering av Bergens Sportsfiskere og Bergen kommune i 2009. Bekken er et godt eksempel på tiltak som fungerer og kan være en god mal for utforming av en bekk til Råtjernet.



Figur 54 Krohnåsbekken før restaurering i mai 2009. Elvefaret ble fylt opp med finsediment pga. hogst i nedbørsfelt og spor fra skogsmaskiner

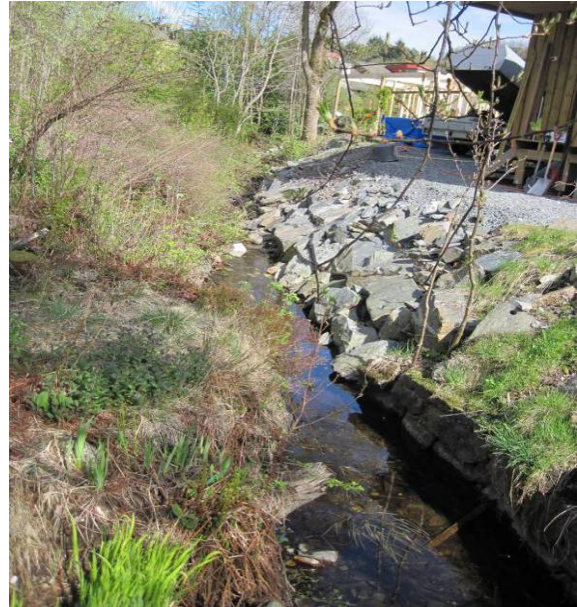
### Restaurering av elvebredd nedenfor Tranevatnet (1.13)

I denne delen sørger betongforbygging og fyllinger for redusert elveareal og et innsnevret avløpstverrsnitt (Figur 55-Figur 57). Dette reduserer miljøtilstanden og øker faren for flom og oversvømmelse. Arealet på østsiden er delvis tett bebygget men på vestsiden er det rom for å utvide vassdraget. Elveløpet bør utvides tilsvarende nødvendig hydraulisk kapasitet. Der det er nødvendig kan breddene erosjonssikres med spreng- og rullestein. Elvebredden bør utformes uregelmessig. Betongvegger bør fjernes eller suppleres med en rekke rullestein slik at selve elvekanten gir naturlike levevilkår. Figur 58 gir en god mal for hvordan strekningen bør se ut. Elven på bildet har både gode habitatbetingelser, erosjonssikring og nok hydraulisk kapasitet.





Figur 55 Apeltunvassdraget nedenfor Tranevannet



Figur 56 Elveareal og avløpstverrsnitt er redusert med fyllinger og forbygninger



Figur 57 Fylling tildekker nesten hele bekken



Figur 58 Slik bør strekningen se ut. Både erosjonssikring, habitatkvalitet og hydraulisk kapasitet ivaretas.

### Vannkvalitet og tiltak i nedbørsfelt

Forurensing bør reduseres som beskrevet i TA (2009). Dette krever fortløpende innsats og er derfor ikke satt opp i prioriteringslisten.

Utslipp av spillvann bør unngås. Spillvann bør ledes direkte til kloakkledningsnett og renseanlegg. Overvann fra området bør infiltreres i størst mulig grad. Ved løpende og fremtidige byutviklingsprosjekter (for eksempel bybane, Laguneparken) bør lokal overvannshåndtering være en forutsetning. Utslipp av veisalt i nedbørsfeltet bør reduseres siden de målte verdiene nesten når grenseverdien for gytesuksess hos aure og Apeltunvannet akkumulerer mer og mer salt. Sjøppl i vassdraget er først og fremst et estetisk problem men kan i tillegg være en kilde til miljøgifter. Tilførselen av sjøppl bør derfor reduseres og allerede tilført sjøppl bør ryddes vekk.

### 3.2.2 Bønesbekken

#### Status - habitat

Bønesbekken ligger i Bergen kommune og munner ut ved Kyrkejetangen nord i Nordåsvannet (sjø). Nedbørfeltet ble estimert til 0,6 km<sup>2</sup> (målt på topografisk kart). Med en middelavrenning på 60 l/km<sup>2</sup>/s estimeres middelvannføringen til ca. 40 l/s. Det anadrome elvearealet ble i 2010 målt til 612 m<sup>2</sup> mot opprinnelig 779 m<sup>2</sup> (anslått). Bekken ble lagt i rør under Straumeveien og landbruksareal sør for veien. Dette arealet ble beregnet med 0,5 m bredde og 233 m lengde (ortofoto fra 1951). Dagens anadrome areal er preget av dette inngrepet. 29 % av det totale arealet er lagt i kulvert, 25 % er gyteareal, 25 % er stryk og 22 % er renner, se Figur 63 og Tabell 14. I stryk med god habitatkvalitet finnes flekkvise gyteareal. Tilgjengelig gyteareal er godt fordelt i vassdraget (bortsett fra kulverten helt øverst). Elveareal som tilsynelatende ikke er forandret gjennom avgjørende morfologiske inngrep utgjør 21 % av det opprinnelige arealet. Utenom kulverten er habitatkvaliteten gjennomgående høy og er kategorisert som ”god”.



Figur 59 Stryk nede i bekken med redusert kantvegetasjon



Figur 60 Stryk og gyteareal nedenfor bekkelukkingen



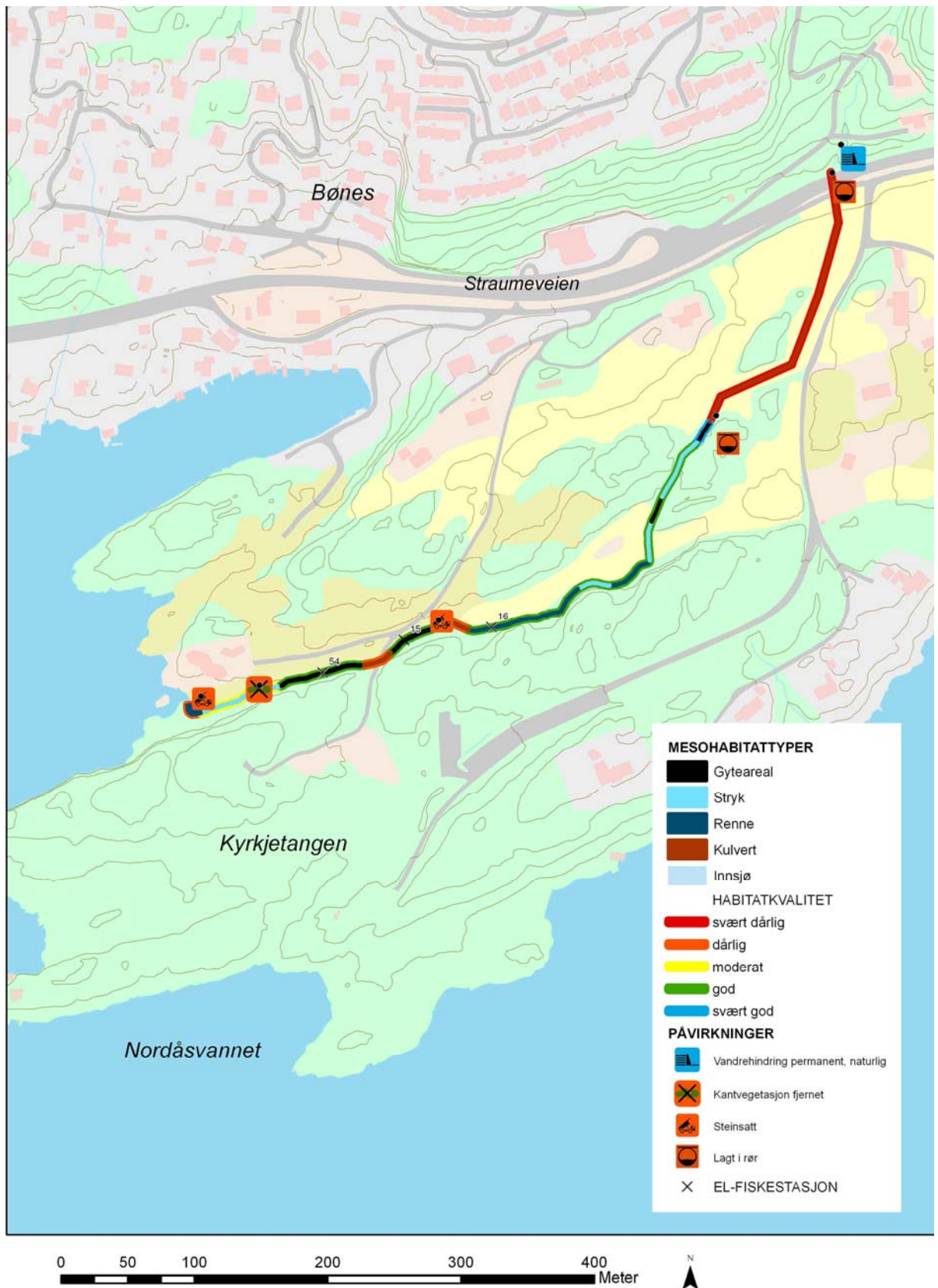
Figur 61 Gyteareal ved utløp av rør fra bekkelukking



Figur 62 Areal med lukket bekk sett fra Straumeveien.

**Tabell 14. Sjøaurehabitat og kriteriene etter vannforskriften i Bønesbekken (status og vurdering)**

Kategori	Uten inngrep	2010			Vurdering Miljøtilstand etter vannforskriften, opprinnelig anadrom del
		Status 2010	Reduksjon [%]	Andel i dagens anadr. elveareal [%]	
Samlet produksjonsareal [m <sup>2</sup> ]	779	612	21		
Gyteareal [m <sup>2</sup> ]		192		25	
Stryk [m <sup>2</sup> ]		195		25	
Renne [m <sup>2</sup> ]		168		22	
Kulvert [m <sup>2</sup> ]		224		29	
Innsjø [m <sup>2</sup> ]					
Uten morfologiske inngrep [m <sup>2</sup> ]	779	162	79		
Ungfiskproduksjon modellert [ind.]	1400	1000	28		Moderat
Endring i elveløpets utforming [m]	750	480	36		Moderat
Endring i bunnen av elva [m]	750	540	28		Dårlig
Endring av bankene [m]	750	450	40		Moderat
Endring i kantvegetasjon [m]	750	324	57		Dårlig
Samlet					Moderat



Figur 63 Bønesbekken: Habitatkartlegging og påvirkninger

### Vannkvalitet

Ved kartleggingen ble det ikke observert utslipp. pH lå på mellom 7,7 og 7,9, konduktivitet på mellom 470 og 480  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Yppig plantevekst og forholdsvis høyt konduktivitetsnivå tyder på tilførsel av næringsstoffer.

**Tabell 15. In situ målinger av konduktivitet, temperatur og pH ved kartlegging i Bønesbekken**

Sted	Dato	Konduktivitet $\mu\text{S}/\text{cm}$	Temperatur	pH
Bønesbekken, Straumeveien	08.04.2010	470	5,7	7,7
Bønesbekken, munning	08.04.2010	480	5,7	7,9

### Påvirkninger

Hovedpåvirkningen på Bønesbekkens morfologi er bekkelukkingen i den øvre delen av anadrom strekning. Dessuten var kantvegetasjonen redusert på nesten halvparten av bredden. Ved siden av dette fantes enkelte forbygninger for eksempel ved kulvertene under veiene.

**Tabell 16. Resultat fra el-fiske i Bønesbekken (9/2010)**

Stasjonsnr.	Mesohabitat	Fisk/100 m <sup>2</sup>				
		Sum ungfisk	0+	1+	2+	eldre
15	Gyteareal	246	136	104	6	8
16	Renne	72	34	34	4	6
57	Gyteareal	302	212	90		2

### Fisk

Ungfisktettheten i Bønesbekken var blant de høyeste i alle de 22 undersøkte bekkene. På to gyteplasser ble det fisket henholdsvis 246 og 302 ungfisk/100m<sup>2</sup>, i en renne 72 ungfisk/100 m<sup>2</sup>. Fiskene fordelte seg på 61 % 0+, 37 % 1+ og 2 % 2+. Ungfiskmodellen gir et produksjonsestimat på rundt 1 000 ungfisk i den anadrome delen av elven. Uten bekkelukking og andre inngrep viser modellen et potensielt produksjonsestimat på om lag 1 300 ungfisk. Ungfisktettheten i stryk ble ikke målt men beregnet med medianen mellom ungfisktetthetene registrert på gyteareal og i renner. Dette tilsvarer fordelingen i andre bekker (se kap.3.1.1). Det ble tatt to blenkjer (hver 30 cm) som hadde tydelige skader fra lakselus.

## Vurdering

Bønesbekken, utenom strekningen som er lagt i rør, er et produktivt vassdrag for sjøaure. En høy andel med tilgjengelig gyteareal (25 %) og dens jevne fordeling vurderes som gunstig for reproduksjonsmulighetene. De høye fisketettene bekrefter dette. Stryk og renner har gjennomgående høy habitatkvalitet med stort substratmangfold, standplasser og næring. Dette gir gode oppvekstbetingelser. At hele den øvre delen av bekken er blitt lagt i rør reduserer imidlertid den samlede vurderingen. Fiskeproduksjon forventes å være redusert med 28 % - hovedsakelig på grunn av bekkelukkingen. De morfologiske parameterne etter vannforskriften for anadrom del ligger i kategorien ”moderat miljøtilstand”, endringer i bunn (bekkelukking) og reduksjon i kantvegetasjon tilsvarer ”dårlig miljøtilstand”. Bekken nord for vandringshinderet ved Straumeveien ble ikke kartlagt.

Forholdsvis høy ledningsevne og plantevekst tyder på gjødslingeffekter. Bekken renner gjennom et bebygget område og landbruksareal. Det er sannsynlig at arealbruken har effekt på vannkvaliteten, men observasjonene tyder ikke på kritiske verdier for sjøaure.

Bekkelukkingen betraktes som flaskehals for sjøaureproduksjonen og er avgjørende for vurderingen av anadrom del etter vannforskriften.

## Tiltak

### Generelt

Utenom det lukkede område, vurderes bekken som godt sjøaurehabitat med ”god miljøtilstand” etter vannforskriften sine morfologiske kriterier. Skal miljøtilstanden for hele den anadrome strekningen bedres og sjøaureproduksjonen heves til et opprinnelig nivå bør bekken gjenåpnes. Ved siden av dette kan revegetering av kantvegetasjon sørge for bedre produksjonsbetingelser. Med begge tiltak (gjenåpning og nyetablering av kantvegetasjon) kan en god miljøtilstand etter vannforskriften i anadrom del og opprinnelig nivå av sjøaureproduksjon oppnås.

### Gjenåpning av Bønesbekken

Arealet på bekkeløpet som er synlig på ortofoto fra 1951 er i dag landbruksareal. En gjenåpning i dette området vil stå i konflikt med denne arealbruken. Dersom miljøtilstanden skal bedres ved å gjenåpne bekken, er det to muligheter: Enten åpner man opp det gamle løpet eller man bygger et nytt løp. Begge løsninger medfører reduksjon av landbruksareal, men bygger man et nytt løp og legger det på kanten av landbruksarealet, unngås det at landbruksarealet blir delt i to. Topografien tillater at det nye løpet føres mot øst langs Straumeveien og videre langs dagens vei mot Kyrkjjetangen og deretter mot eksisterende bekkeløp.

Elvefaret til det nye løpet bør utformes som bekken nedenfor og bør inneholde gyteareal, stryk og renner. Basert på bekken i den dedre delen betraktes en grøftebredde på 1 m nede

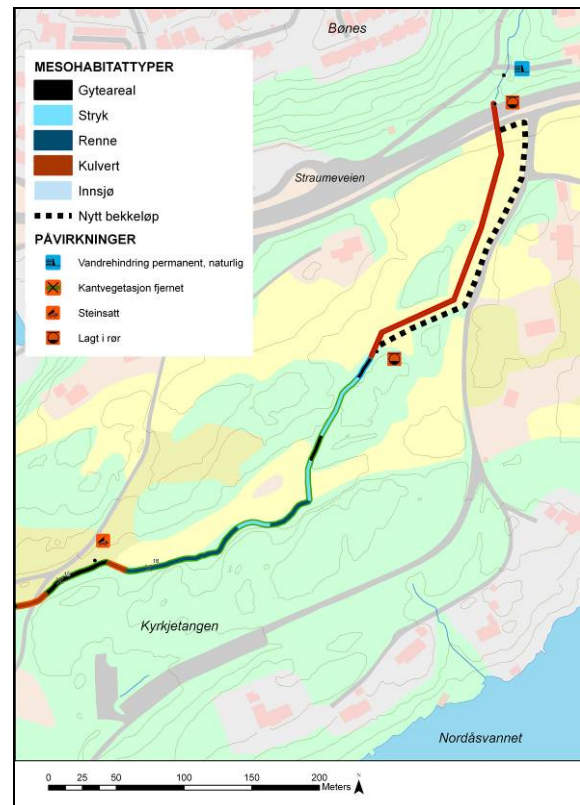
og 3 til 5 m oppe som nødvendig. For å dimensjonere dette nærmere trengs det hydrologiske grunnlagsdata. Med et slik løp kan den opprinnelige fiskeproduksjonen til Bønesbekken gjenskapes. Denne ble estimert til ca. 1 300 ungfisk, dvs. 300 mer enn i dag. Miljøstatusen av anadrom del vil med gjenåpnet løp være ”god”. Dette gjelder morfologiske kriterier og fiskeproduksjon, kantvegetasjon blir omtalt nedenfor.

### Reetablering av kantvegetasjon

Reetablering av kantvegetasjon vil bidra til å bedre skjul og næringstilgang for fisk. Fiskeproduksjonen i bekken kan dermed økes. Siden bekken er smal dekker trolig gress, siv og bregner deler av vassdraget om sommeren, og tar over rollen til busker og trær i større vassdrag. Produksjonsgevinsten vil derfor sannsynligvis være beskjeden. Dersom kantvegetasjon reetableres langs det gjenåpnede løpet (ca. 230 m) og langs de nederste 100 m av bekken vil miljøstatus av androm del etter vannforskriften være ”god”. En lettvinnt og effektiv måte å reetablere kantvegetasjon på er å plante seljspirer tidlig om våren og å beskytte de mot beitende dyr.



Figur 64 Gammelt bekkeløp på ortofoto fra 1951



Figur 65 Trase for nytt bekkeløp langs dagens vei

### 3.2.3 Sælenvassdraget

#### Status

#### Habitat

Sælenvassdraget renner gjennom Fyllingsdalen i Bergen kommune og munner ut nordvest i Nordåsvannet (Figur 1). Nedbørfeltet er 11,9 km<sup>2</sup> (Bergen kommune 2005). Med en middelvrenning på 60 l/s/km<sup>2</sup> estimeres den opprinnelige middelvannføringen til 700 l/s. Vassdraget ble sterkt forandret gjennom utbygging av Fyllingsdalen på 1960- og 1970-tallet. Det anadrome elvearealet ble redusert med 79 % fra ca 14 600 m<sup>2</sup> til ca. 3 100 m<sup>2</sup>. De historiske arealdataene var ikke lengre målbare i felt men ble målt på ortofoto fra 1951. På Figur 74 er dagens vassdrag fremstilt som det ble kartlagt. Kulvert og rør er antydnet etter kartgrunnlaget. Til sammenligning er ortofoto fra 1951 vist i Figur 75. Før utbyggingen var det en bred meandrerende elv med flere sidebekker gjennom hele Fyllingsdalen. Vassdraget var etter historiske rapporter (Lars Sælensminde, Karsten Solheim, Arne Fjellheim, muntlig) anadrom opp til Lauvåstjørna og Lynghaugtjørna og videre i sidebekker langs dagens Løvåsveien og Fyllingsdalsveien. Store deler av elvearealet ble lagt i rør (ca. 3 000 m<sup>2</sup>) og et kunstig vandringshinder stopper oppgang av fisk ved en kulvert fra Ortuvannet.

Rett ovenfor munningen i Nordåsvannet ligger Sælenvannet (1 moh, ca 60 ha) som er knyttet til Nordåsvannet med en kanal. Sælenvannets bunn ligger rund 20 m under havnivået. Ved høyt tidevann kan saltvann strømme inn og blir liggende som bunnsjikt igjen i Sælenvannet. Bunnsjiktet vil over tid bestå av oksygenfattig og hydrogensulfidholdig saltvann. Toppsjiktet består for det meste av oksygenrikt ferskvann som byttes ut fortløpende. I nedbørsfattige perioder derimot kan saltvannsjiktet nå overflaten (Kambestad & Johnsen 1994). Dette skjedde vinteren 2010 og i flere måneder var hele vannet preget av høye hydrogensulfidkonsentrasjoner (Bergen kommune).

Sælenvannet har to tilløpsbekker, en liten i nordvest og en større i nordøst (Sælenelven). Bekken nordvest var i 2010 mellom 1 og 0,4 m bred og omkring 110 m lang. Den nedre delen bestod av et stryk med høy habitatkvalitet (9-10) og flekkvise gytearealer. Den øvre delen av bekken var kanalisert med redusert areal og lav morfologisk mangfold. Ovenfor kanalen var bekken lagt i rør. Fisk kunne ikke vandre inn her og røret vurderes som øvre grense for anadrom fisk i bekken.

Sælenelven som munner ut nordøst i Sælenvannet var i 2010 mellom 2 og 4 m bred og den anadrome delen var ca. 1 km lang. Stryk utgjorde 59 % av det anadrome arealet, renner 30 % og gyteareal 11 %. Substratet var dominert av gytegrus og rullestein. Det fantes fortsatt tett kantvegetasjon langs elvebredden. Nesten hele bredden var erosjonssikret med en gammel steinplastring, delvis som mur. Plastringen var gjennomført uregelmessig og med åpne mellomrom mellom steinene. Deler var erodert eller rast sammen. I slike områder fantes høy habitatkvalitet med mye skjul. Steinplastringen selv ga delvis skjul, men



elvearealet og naturlige elvemorfologiske prosesser var innskrenket. Hele vassdraget er fraført overvann som faller på forseglete arealer og blir ledet bort med byens avløpssystem. Elven mot Lauvåstjørna ovenfor vandringshinderet ved Ortuvannet har fått fraført en del av vannføringen som nå renner i kulvert fra Ortuvannet. Rundt 130 m ovenfor kulverten finnes en demning etter et gammelt sagbruk som virker som vandringshinder ved dagens vannføring. Strekingen videre oppover fører til en lang kulvert ved Spelhaugen som har en bratt inngang og som også virker som et vandringshinder. Bekken til Lauvåstjørna har svært lite vann og størsteparten er kanalisert. Store deler av vassdraget som fører til Ortuvannet og videre til Lynghaugtjørna var ikke mulig å kartlegge siden de ligger under bakken. For å anslå elvearealet som kan gjenåpnes ble det tatt utgangspunkt i det gjenværende bekkeløpet (renner, ca 2 150 m<sup>2</sup>) og kulvertene som er inntegnet på kartgrunnlag (1 850 m<sup>2</sup>). Det kan godt tenkes at det finnes flere vandringshindre inne i kulvertene.



Figur 66 Anadrom del av Sælenelven med erosjonssikring langs elvebredden som delvis er rast sammen.



Figur 67 Utfylling med boss, jord og stein i øvre del av dagens anadrom strekning



Figur 68 Betongkanal opp mot bekken til Spelhaugen/Lauvåstjørna, til høyre kulvert til Ortuvannet



Figur 69 Kulvert til Ortuvannet



Figur 70 Tett vegetasjon, skjul og høy substratmangfold gir gode habitatforhold.



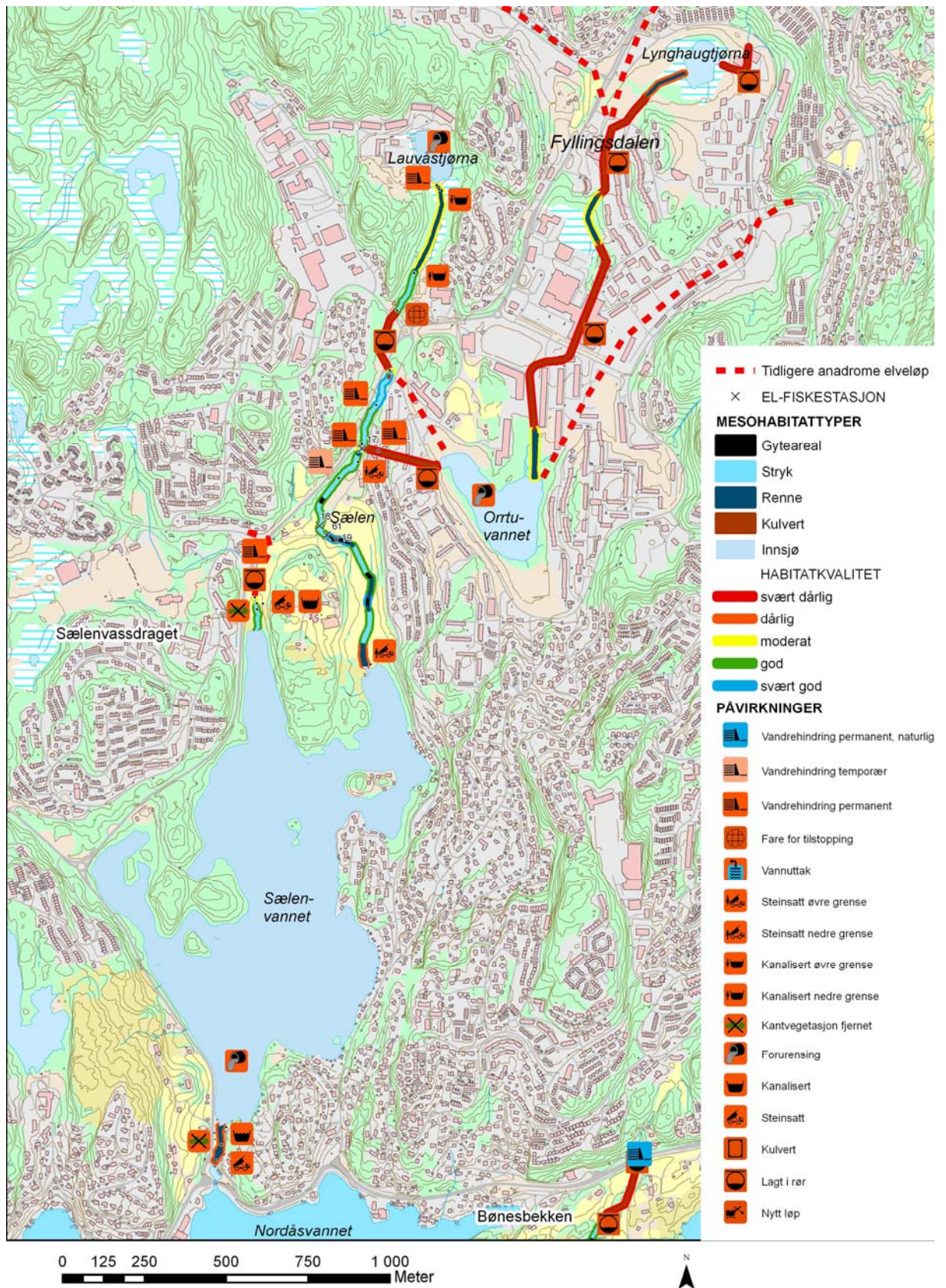
Figur 71 Gyteareal i anadrom strekning.



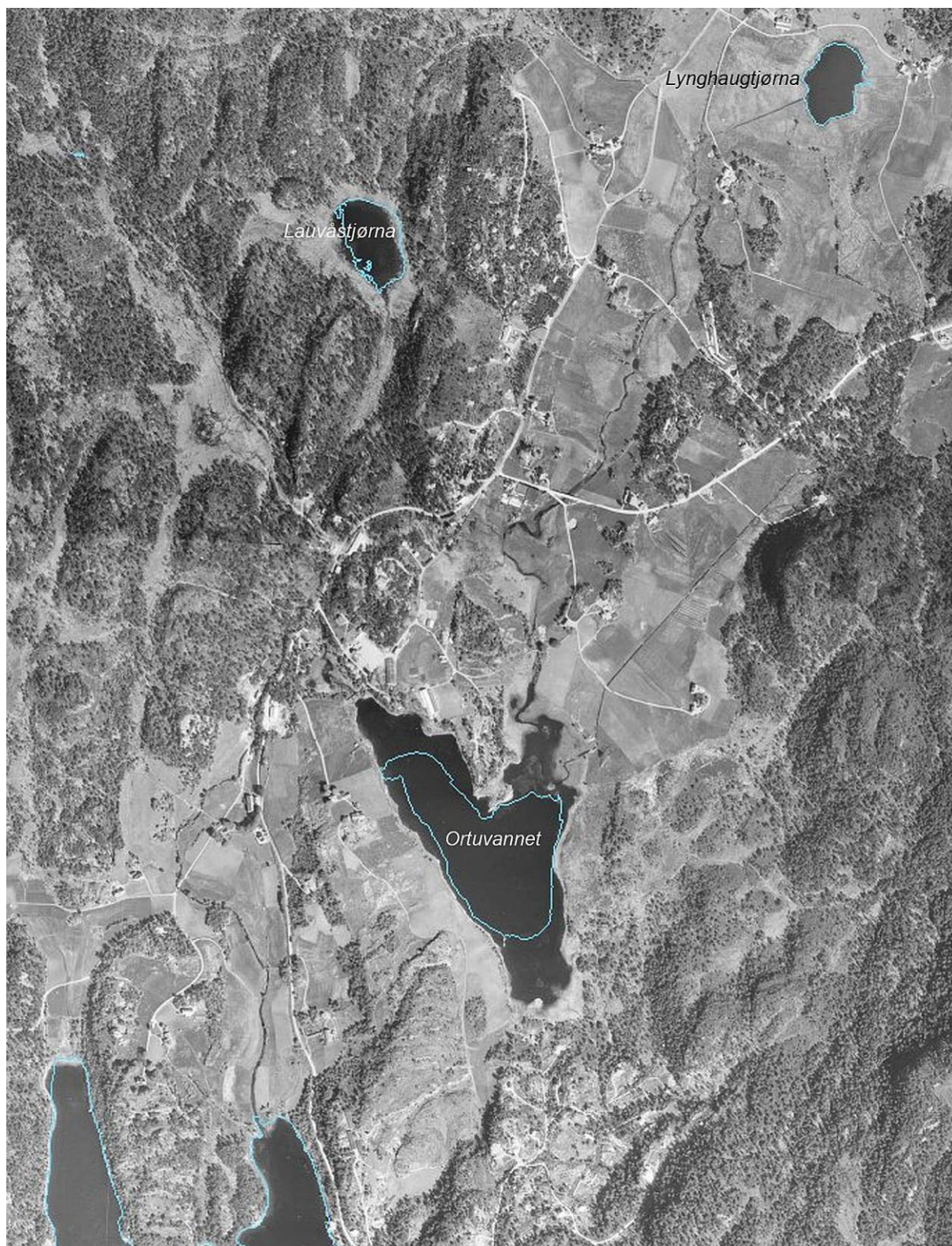
Figur 72 Bekken ovenfor dagens kulvert til Ortuvannet med rester av et sagbruk og redusert vannføring.



Figur 73 Demning og kanal fra sagbruket er et vandringshinder ved dagens vannføring.



Figur 74 Sælenvassdraget: Habitatkartlegging og påvirkninger. Kulvertene er tegnet etter kartgrunnlag.



Figur 75 Sælenvassdraget nord for Sælenvannet på flyfoto fra 1951. Blå linje markerer dagens vannlinje i innsjøer.

**Tabell 17. Sjøaurehabitat og morfologiske kriterier etter vannforskriften i Sælenvassdraget**

Kategori	Uten inngrep	2010			Vurdering Miljøtilstand etter vannforskriften, opprinnelig anadrom del
			Reduksjon [%]	Andel i dagens anadr. elveareal [%]	
Samlet produksjonsareal [m <sup>2</sup> ]	14592*	3120	79	100	
Gyteareal [m <sup>2</sup> ]				11	
Stryk [m <sup>2</sup> ]				59	
Renne [m <sup>2</sup> ]				30	
Kulvert [m <sup>2</sup> ]	Ikke i anadrom del, bare ovenfor, ca 3000 m <sup>2</sup>				
Innsjø [m <sup>2</sup> ]	726921	598988	18	19198	
Uten morfologiske inngrep [m <sup>2</sup> ]	14592	0	100		
Ungfiskproduksjon modellert [ind.]	13200	2700	80		Dårlig
Endring i elveløpets utforming [m]	4800	1600	67		Dårlig
Endring i bunnen av elva [m]	4800	1900	60		Svært dårlig
Endring av bankene [m]	4800	900	81		Dårlig (SMVF)
Endring i kantvegetasjon [m]	4800	1400	71		Svært dårlig
Samlet					Dårlig

\* fra ortofoto 1951

### Vannkvalitet

Vassdraget ble kategorisert som nærings- og moderat kalkrikt. Forurensing med kloakk er funnet i hele vassdraget (TA 2009, Bergen kommune 2005). Miljøgifter (PCB, PAH) er kjent fra Ortuvannet og bekken mot Lauvåstjørna (sigevann fra fyllinger og gammelt deponi i Spelhaugen). Dessuten finnes forurensing med søppel og fyllinger over hele vassdraget (TA 2009). Miljøtilstanden for vannkvalitet i hele vassdraget er tidligere blitt kategorisert som dårlig (Bergen kommune 2005). Perioder med hydrogensulfidholdig, nesten oksygenfritt vann i Sælenvannet har naturlige årsaker, men forurensing med næringsstoffer (kloakk, gjødsel) har forverret situasjonen (Kambestad & Johnsen 1994). Vannet ble i 2010 behandlet med luftinjeksjon for å øke utskifting av vann mellom sjiktene, og for å øke oksygenkonsentrasjon og å reduserer innholdet av hydrogensulfid.

Under kartleggingen i 2010 ble det observert en høy ledningsevne (1225 µS/cm) og næringsstoffkonsentrasjoner (særlig Ammonium 1470 µg/l) med lave oksygenverdier (35 %) ved utløpet til Lauvåstjørna (Tabell 17 og Tabell 12). Lenger nede i den anadrome strekningen med hele vannføringen fra Ortuvannet var oksygenverdiene høye (99 %). Dette gjelder også for den østlige tilløpsbekken til Sælenvannet. pH indikerer ingen fare for forsuring (7,3-7,7). Sælenvannet var i april 2010 preget av H<sub>2</sub>S-lukt som indikerer at det oksygenfattige bunnvannet nådde opp til overflaten. Denne situasjonen oppstod i den nedbørsfattige vinteren 2009/2010 og ble forsterket gjennom islegging og en bunnvannsutskifting i Nordåsvannet som kan ha tilført enda mer hydrogensulfid med

tidevannet (Bergen kommune). Vannprøven fra utløpskanalen (overflatevann fra vannet) viser at salinitet var høy (5,9) og oksygenkonsentrasjon svært lav (4 %).

**Tabell 18. *In situ* målinger av konduktivitet, temperatur og pH ved kartlegging**

Sted	Dato	Konduktivitet µS/cm	Temp.	pH	O2
Sælenvassdraget Lauvåstjørna	08.04.2010	1225	7,9	7,3	35 %
Sælenvassdraget Kluvert fra Ortuvannet	08.04.2010	266	5,3	7,4	97 %
Sælenvassdraget Dagens anadrom del	08.04.2010	261	5,7	7,7	99 %
Sælenvassdraget Vestlig tilløpsbekk Sælenvannet	08.04.2010	459	4,9	7,6	99 %
Sælenvassdraget Utløpskanal til Nordåsvannet	08.04.2010	10660 (Sal 5,9)	7,8	7,6	4 %

**Tabell 19. Vannanalyser Sælenvassdraget (farge etter vannforskriften og SFT 1997\*)**

Sted	Dato	TP	TN	TC*	NH4	NO3	Alk*	Al	Ca
		µg/l	µg/l	mg/l	µg/l	µg/l	mmol/l	µg/l	mg/l
Sælenvassdraget, Lauvåstjørna	08.04.2010	28	2280	5,8	1470	351	0,848	< 5	31

### Påvirkninger

Hovedpåvirkninger på Sælenvassdragets morfologi var bekkelukking, vandringshinder, kulverter, kanalisering og steinsetting/fyllinger. Vannkvaliteten er påvirket av forurensing både med kloakk og miljøgifter. Nedbørfeltet er preget av tett bebyggelse, forsegling og redusert infiltrasjon.

### Fisk

Ungfisktetthetene av aure i Sælenvassdraget varierte mellom 0 og 96 ungfisk/100 m<sup>2</sup> under el-fisket i 2010 (1.10. 2010, vanntemperatur 9°). Resultatene er presentert i Tabell 20. På et gyteområde (st. 19) ble det fanget 96 ungfisk/100 m<sup>2</sup>, deriblant 76 årsyngel (0+). På et stryk (st. 18) var tettheten 68 ungfisk/100 m<sup>2</sup> med eldre ungfisk som majoritet (36 1+). I en renne (st. 61) mellom stasjonene 18 og 19 ble 24 ungfisk/100 m<sup>2</sup> og 26 eldre fisk opp mot 50 cm fanget. Flere andre store fisk ble observert i rennen men ikke fanget for å unngå og skade gytefisk. I betongkanalen (st. 17, kulvert til Ortuvannet) ble det ikke fanget fisk. For hele fangsten utgjorde årsyngel (0+) 55 % og eldre ungfisk (1+ og 2+) 45 % av totalfangsten. I Sælenvassdraget ble det tatt et betydelig antall lakseyngel i tillegg til aure. På stasjon 18 ble det fanget 40 lakseunger, på stasjon 19 54 lakseunger og på stasjon 61 10 lakseunger. Av andre arter ble det funnet flyndre og ål. Det er rapporter om en tett

gjeddebestand i Ortuvannet fra 1960-tallet men det er usikkert om gjedden har overlevd forurensingsepisoder på 70-tallet. Det ble ikke registrert gjedde i våre undersøkelser.

Ungfiskmodellen gir et estimat på 2 700 ungfisk for hele den anadrome delen i 2010 (både aure og laks). Vassdraget er dermed fortsatt blant de største gyteelver i Bergen. Regner vi med det opprinnelige elvearealet (fra ortofoto 1951) og med en antatt habitatfordeling og yngeltetthet som i 2010, tilsier ungfiskmodellen 13 200 fisk som anslag for den historiske produksjonen.

**Tabell 20. Resultat fra el-fiske i Sælenvassdraget (10/2010, T = 9°)**

Stasjonsnr.	Mesohabitat	Sum ungfisk/100 m <sup>2</sup>	Sjøaure/100 m <sup>2</sup>				Laks/100 m <sup>2</sup>	
			0+	1+	2+	eldre	0+	1+
19	Gyteareal	96	76	20	0	0	10	44
18	Stryk	68	24	36	8	4	4	36
17	Stryk	0	0	0	0			
61	Renne	24	4	20	0	26		10

## Vurdering

79 % av den opprinnelige anadrome delen av vassdraget er ikke tilgjengelig for sjøaure i dag. Kulverten til Ortuvannet er nederste vandringshinder men flere følger ovenfor. I elvedelen mot Ortuvannet og videre eksisterer bare en rest på rund 2 000 m<sup>2</sup> av mer en 9 000 m<sup>2</sup> opprinnelig elveareal. I løpet mot Lauvåstjørna gir bare den nederste delen (stryket til kulvert Spelhaugen) et tilfredsstillende habitat for aure, men redusert vannføring sørger for svært begrenset areal. Resten av løpet ovenfor stryket har dårlige habitatbetingelser; det består av kulvert, har dårlig vannkvalitet (oksygen <40 %) og svært lav vannføring.

Den resterende anadrome strekningen har imidlertid fortsatt produktive habitater for både sjøaure og laks. Det finnes en høy andel av gyteareal (11 %) tilgjengelig og også stryk med flekkvis gyteareal (59 %). Habitatkvaliteten er begrenset av steinplastring men er likevel gjennomgående høy med mye skjul og standplasser. Erosjonssikringen begrenser imidlertid habitattilgangen. Høy fisketetthet opp mot 150 fisk/100 m<sup>2</sup> (laks og aure) med forskjellige årsklasser tyder dessuten på at fisk i anadrom strekning tåler vannkvaliteten. Sælenvannet gir bare et periodisk habitat for aure. I perioder med oksygenrikt ferskvannsløkk utgjør vannet trolig et næringsrikt beiteområde. I perioder med hydrogensulfid i overflaten kan vannet være dødelig for fisk og virke som et vandringshinder mellom sjøen og elven. Det er mulig at smoltutvandringen i 2010 ble hindret eller forsinket på grunn av oksygenfattig vann i Sælenvannet.

Etter vannforskriften sine kriterier for morfologiske inngrep og fisk vurderes vassdraget i alle underkategorier med dårlig miljøtilstand. Ovenfor Lynghaugtjørna finnes delstrekninger som er lite forandret. De ble ikke kartlagt siden de ikke tilhørte det anadrome elvearealet.

Vannanalysene tyder på forurensning med næringsstoffer (kloakk). TP- konsentrasjoner indikerer dårlig miljøtilstand etter vannforskriften, mens TN og Ammonium verdiene tilsier en svært dårlig tilstand. Ammonium over 1.000 µg/l kan bli giftig for fisk. Situasjonen gjenspeiler data fra tidligere undersøkelser. Miljøgifter ble ikke undersøkt men ut i fra dataene i TA (2009) må det regnes med høye konsentrasjoner i flere deler av vassdraget. Fremtidig overvåking bør fokusere på dette. Det ble ikke observert akutt fiskedødelighet og om man tar hensyn til aurens habitatkrav, var vannkvaliteten innenfor tålegrensen i den anadrome elvestrekningen. I andre områder, for eksempel nær Lauvåstjørna og i Sælenvannet, var vannkvaliteten ikke tilstrekkelig for aure i april 2010 (for lite oksygen). Dette kan ha vært tilfellet også i andre strekninger som ikke ble undersøkt og illustrerer at fiskehabitatet er begrenset på grunn av dårlig vannkvalitet.

De registrerte vandringshindrene vurderes som hovedflaskehals for fiskeproduksjon siden de begrenser det anadrome elvearealet etter bare 1 km elv og siden all suksess for tiltak ovenfor er avhengig av tilgjengelighet for fisk. Bekkelukking er neste flaskehals da den har medført en betydelig reduksjon i elvearealet (> 3 000 m<sup>2</sup>). Dessuten reduserer steinplastring langs dagens anadrome strekning både elveareal og habitatkvalitet. Forurensning nedenfor Lauvåstjørna viser at det finnes strekninger i dag som ikke har tilstrekkelig vannkvalitet for fisk.

**Tabell 21. Flaskehals for sjøaure i Sælenvassdraget**

Prioritet	Flaskehals	Effekt
1	Vandrehindringer	Reduksjon i anadrom elveareal
2	Bekkelukking	Reduksjon i anadrom elveareal
3	Erosjonssikring av anadrom elvestrekning	Reduksjon i fiskeproduksjon (gyteareal og oppvekstområder)
4	Forurensning	Redusert leveområde, risiko for redusert produksjon og økt dødlighet av fisk og egg
5	Redusert vannføring	Redusert areal, redusert fortykning, eventuell økt dødlighet av fisk og egg
6	Limnologi til Sælenvannet	Redusert leveområde, risiko for fiskedød, i perioder reduserte vandringsmuligheter

## Tiltak

### Generelt

Den anadrome delen av elven er redusert med rund 79 % i forhold til det opprinnelige arealet. Den gjenværende delen (21 %) er fortsatt forringet med fyllinger og forurensning (se Figur 67 og TA 2009). Vannforskriften krever et forbud mot redusering av miljøtilstand og dermed bør vassdraget beskyttes mot ytterligere inngrep. De siste 21 % utgjør fortsatt et vesentlig bidrag til sjøaureproduksjonen i regionen. Nedbørfeltet er preget av tett bebyggelse og infrastruktur. Likevel gir grønnområdene i Fyllingsdalen muligheter for å gjenåpne en del av vassdraget som er lagt i rør. Best effekt på fiskeproduksjonen vil være å gjøre arealet oppstrøms vandringshindrene tilgjengelig igjen ved å åpne opp de registrerte

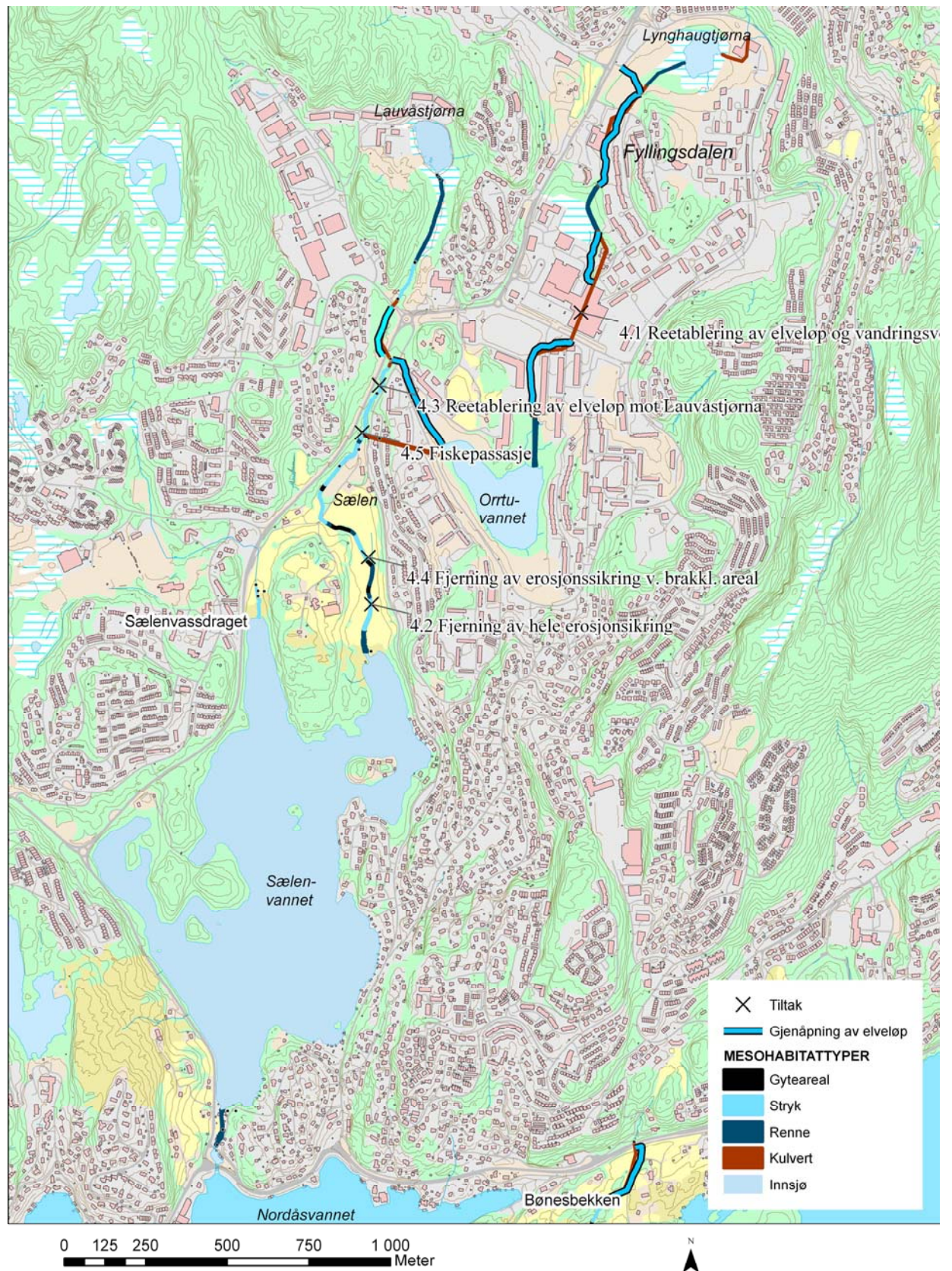


vandringshindrene. Dette kan ikke gjenskape hele det opprinnelige Sælenvassdraget, men kan gi en elv som har god miljøtilstand etter vannforskriften og et ungfiskeestimat som er minst 3 ganger større enn dagens. Med utgangspunkt i dagens kulvert- og bebyggelsesstruktur regnes det med at rundt 4.000 m<sup>2</sup> elveareal av elvedelen mot Ortuvannet og videre til Lynghaugtjørna kan reetableres som anadromt areal. Dette kan gjøres ved å gjenåpne lukkede deler og etablering av fiskepassasjer. Også løpet mot Lauvåstjørna kan gjøres tilgjengelig for fisk med fiskepassasjer. Dette gir et åpent elveareal på ca. 1.100 m<sup>2</sup> dersom dette løpet åpnes opp fullstendig. Elvearealet i dagens anadrom del kan økes med 320 m<sup>2</sup> gjennom fjerning av steinplastringen ved to brakklagte landbruksarealer. Fjernes hele steinplastringen i dagens anadrom del økes arealet i tillegg med ca. 1.000 m<sup>2</sup>. Forbedres dessuten vannkvaliteten, tilsier ungfiskmodellen et estimert produksjonspotensial på 8.400 ungfisk.

Tiltakene som er egnet for å oppnå dette er listet i Tabell 22. Oversikten inneholder dessuten forventet effekt uttrykket som endring i ungfiskproduksjon.

**Tabell 22. Tiltak rangert etter forventet effekt**

Nr.	Tiltak	Forventet effekt fremstilt som endring i ungfiskeestimat
1	Gjenetablering av vandringsvei opp mot Ortuvannet og videre til Lynghaugtjørna og bekkeåpning	+ 3600
2	Fjerning av erosjonssikring i resten av dagens anadrom strekning	+ 1100
3	Gjenetablering av vandringsvei opp mot Lauvåstjørna hele strekning	+ 600
4	Fjerning av erosjonssikring ved to brakklagte arealer i dagens anadrom strekning	+ 300
5	Gjenetablering av vandringsvei opp mot Lauvåstjørna til neste vandrehindring ved gammelt sagbruk	+ 200
6	Økt tilførsel av rent overvann, bedre vannkvalitet i elven og Sælenvannet vil bidra til å bedre sjøaurehabitatet men er ikke kvantifiserbart med dagens datagrunnlag.	
	Sum tiltak	+ 5700
	Estimat for anadrom strekning i 2010	2700
	Sum samlet	8400



Figur 76 Kart over tiltak for å bedre miljøtilstand og levevilkår for sjøaure. Forurensing bør reduseres for hele vassdraget. "Gjenåpning" markerer friområder som tillater et åpent vassdrag uten vesentlige endringer i arealbruk.

#### **4.1 Gjenetablering av vandringsvei opp mot Ortuvannet og videre til Lynghaugtjørna med reetablering av gammelt elveløp.**

Dette tiltaket krever omfattende grep innen byplanlegging som overskrider rammen av denne rapporten. Her fokuseres hvordan vassdragsmiljøet bør håndteres under en slik planlegging.

Tiltaket vil omfatte gjenåpning av bekker men sannsynligvis vil det ikke være praktisk mulig å gjenåpne alt på grunn av andre arealbruksinteresser. Kulverter vil fortsatt bestå men bør justeres slik at fisk kan passere. Grande (2010) og erfaringene fra Apeltunvassdraget viser at fisken vil passere kulverter så lenge forholdene ligger til rette. De følgende egenskaper er nødvendig for å oppnå dette (etter DN 2002, se Figur 33 og Figur 30):

- Inngang og utgang til kulverten bør ligge under vann.
- Det bør ikke være fritt vannfall i eller ved kulverten.
- Ved vannhastigheten gjennomgående over 1,25 m/s bør terskler og kulper etableres
- Høydeforskjell mellom kulpene skal maksimalt ligge på mellom 0,3 og 0,5 m.
- Minste vanndybde er 0,15 m
- Kulverten og eventuelle terskler skal ha lavvannsrenne.
- Bunnen bør være ru og helst bestå av rullestein og grov grus.

Samme konseptet som for fiskepassasjen i betongkanal ved kulvert mot Ortuvannet kan brukes i kulverter (se Figur 79 og Figur 78).

Ved bekkeåpning og utforming av de nye vannløpene bør man orientere seg etter naturlige elver (Figur 26). Der byplanlegging krever trange traseer bør bredden sikres med en miljøvennlig erosjonssikring: Faskiner, vegetasjon eller en heterogen steinsetting (Figur 27, 0). Selve elveløpet bør være så dynamisk som mulig innenfor grensene som er definert av erosjonssikringen. Substratmangfoldet skal være høy med dominans av rullestein og grus, dessuten sand og trær (tilsvarende gradient). Figur 76 viser elveløp som kan gjenåpnes uten fundamentale endringer i områdets arealbruk ettersom det allerede finnes grøntareal der.

#### **4.2 Fjerning av hele erosjonssikring i resten av dagens anadrom strekning**

Ved fjerning av erosjonssikringen i hele den anadrome strekningen reetableres det opprinnelige elvearealet og den naturlige vassdragsdynamikken. Ved siden av bedre miljøforhold vil dette medføre reduksjon av landbruksareal og vil skape et større retensjonsrom for flom.

For å oppnå dette, bør det lages en tverrprofil som vist i Figur 26. Profilens dimensjon kan tilpasses ønsket hydraulisk kapasitet slik at elveløpet kan bidra til å redusere

oversvømmelser av arealet omkring og nedenfor. Det er ikke nødvendig å fjerne alle steinene fra erosjonssikringen. Noe av dette (ca. 25 %) kan brukes i utformingen av elveløpet og bli en del av det nye elvefaret. Utrengninger tilsier et økt elvearealet på 1 320 m<sup>2</sup>; 320 m<sup>2</sup> fra tiltak for de brakklagte arealene og 1000 m<sup>2</sup> i resten av strekningen. For å vurdere nettoeffekten av hvert tiltak ble 1000 m<sup>2</sup> lagt til grunn i beregningen av effekt på ungfiskproduksjonen. Ungfiskmodellen gir et nettoestimat av + 1100 ungfisk, med fjerning av erosjonssikring ved brakklagt areal + 1400, se Tabell 22.



Figur 77 Brakklagt areal langs Sælenelven med muligheter for fjerning av erosjonssikring (svart), rød eiendomsgrenser.

### **4.3 Retablering av elveløp og vandringsvei opp mot Lauvaåstjørna**

Med en fiskepassasje i betongkanalen ved kulverten mot Ortuvannet (Figur 79 og Figur 78, tiltak 4.5) kan fisk vandre opp til bekken mot Spelhaugen/Lauvaåstjørna. Neste vandringshinder, betongkanal ved det gamle sagbruket, kan fjernes gjennom bygging av et nytt bekkeløp som går forbi kanalen eller ved riving av eksisterende betongkanal (Figur 73). Kulverten under veien til Spelhaugen bør gjenåpnes og justeres som beskrevet for tiltak 4.1. Mens fiskepassasjene er forholdsvis enkle tiltak (ca. 100.000 NOK etter Pulg 2010) vil justering av kulverten kreve omfattende arbeid. Blir strekningen ovenfor sagbruket gjort tilgjengelig for fisk, forventes en habitattilvekst som gir rom for 600 ungfisk. Strekningen ovenfor betongkanalen mot Ortuvannet gir rom for ytterligere 200 fisk (se tiltak 4.5), totalt ca. 800 ungfisk.

### **4.4 Fjerning av erosjonssikring ved tre brakklagte arealer i dagens anadrom strekning**

Ved en fjerning av erosjonssikringen reetableres en del av det opprinnelige elvearealet og den naturlige vassdragsdynamikken med erosjon langs bredden (s.o.). Dette vil føre til reduksjon av landbruksarealet som igjen kan bidra til konflikt. Tre areal langs elven synes å ha vært brakkliggende lenge ved undersøkelsen i 2010, og trolig er konfliktpotensialet med landbruksinteresser minst i disse områdene. Fjernes erosjonssikringen i disse områdene (som beskrevet ovenfor) dannes det et nytt elveareal på 320 m<sup>2</sup>, men reduserer landbruksarealet med 400-500 m<sup>2</sup>. Ved siden av en bedre miljøtilstand, vil tiltaket gi bedre retensjonsvolum ved flom og mindre risiko for oversvømmelse.

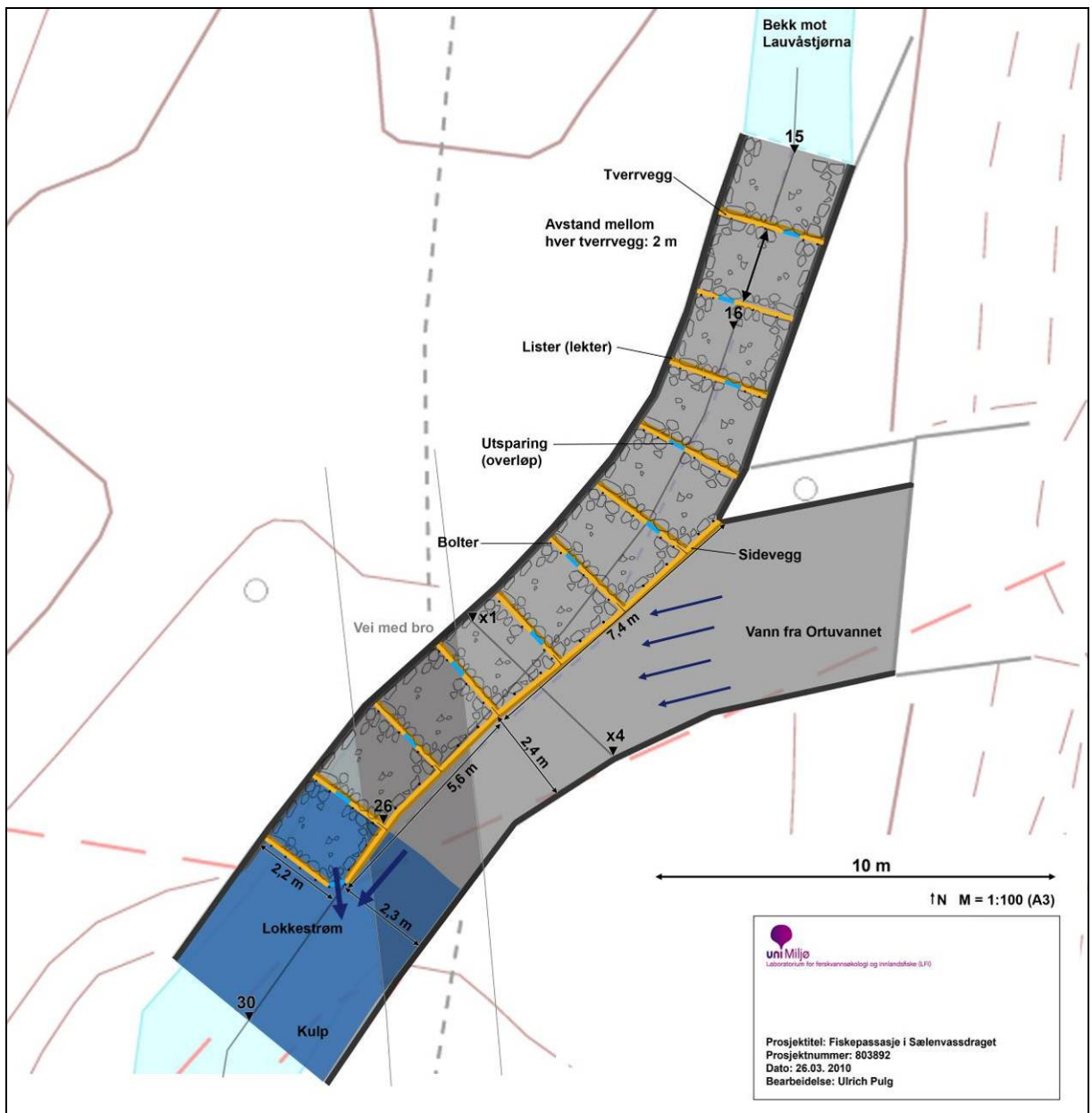
### **4.5 Gjenetablering av vandringsvei opp mot Lauvaåstjørna til neste vandrehindring ved gammelt sagbruk**

Det er forholdsvis enkelt å bygge en fiskepassasje i betongkanalen ved kulverten til Ortuvannet (Figur 68 og Figur 69), slik at fisk kan vandre opp i bekken som går mot Spelhaugen/Lauvaåstjørna. Pulg (2010) viste i en studie for Bergen kommune hvordan en fiskepassasje kan etableres (Figur 79 og Figur 78). Siden neste vandringshinder finnes allerede ved det gamle sagbruket ca 130 m ovenfor kulverten og vannføringen i bekken er redusert, vil effekten av denne fiskepassasjen alene være begrenset. Tiltaket vil trolig føre til en økt fiskeproduksjon på ca. 200 ungfisk. Kombineres fiskepassasjen med en fiskepassasje ved det gamle sagbruket og kulverten under veien lengre ovenfor samtidig som vannføringen økes og vannkvaliteten bedres kan effekten mangedobles. Se tiltak 1.

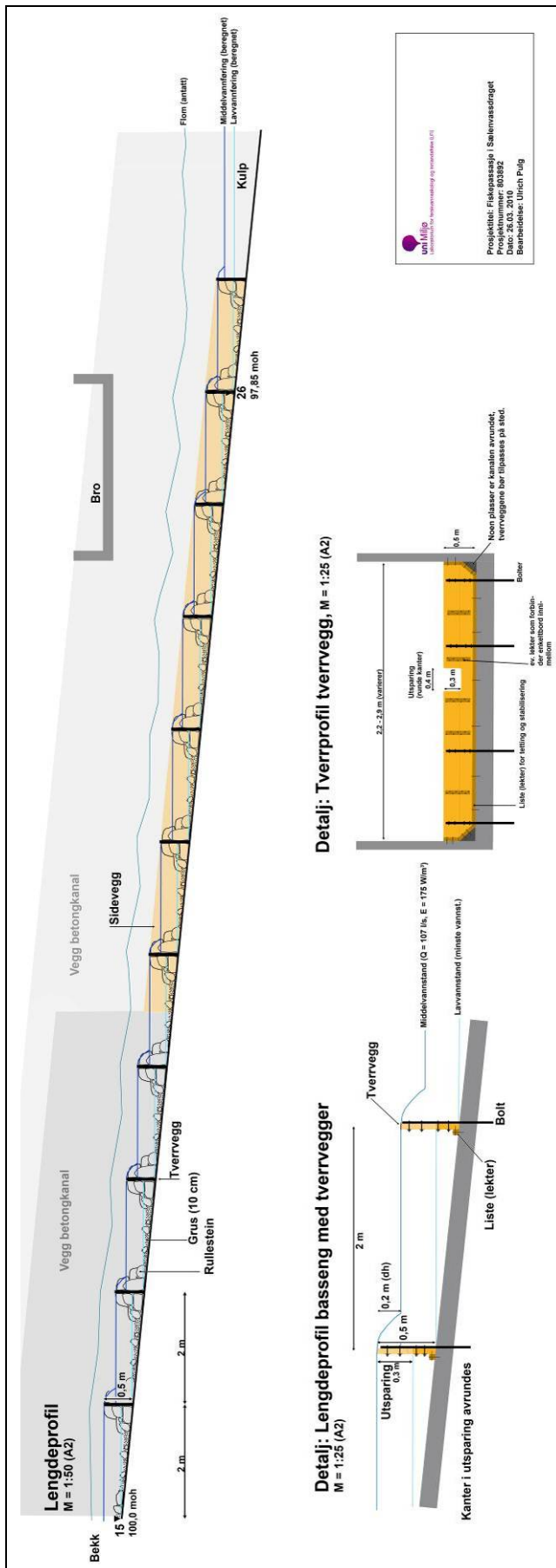
### **4.6 Vannkvalitet, vannføring og tiltak i nedbørsfelt**

Økt tilførsel av rent overvann, bedre vannkvalitet i elven og i Sælevannet vil bidra til å bedre sjøaurehabitatet men er ikke kvantifiserbar med dagens datagrunnlag. Forurensing bør reduseres som beskrevet i TA (2009). Utslipp av spillvann bør unngås. Overvann fra

området bør ikke ledes til kanalnettet men infiltreres i størst mulig grad og ledes mot vassdraget. Ved løpende og fremtidige byutviklingsprosjekter bør lokal overvannshåndtering være en forutsetning. Bedring av vannkvaliteten i Sælenvannet gjennom luftinjeksjon, utvidelse av kanal til Nordåsvannet eller andre tiltak vil ha gunstig effekt på både miljøtilstanden av vannet etter vannforskriften og sjøaurehabitatet. Søppel i vassdraget er først og fremst et estetisk problem men kan i tillegg være kilde til miljøgifter. Tilførselen av søppel bør derfor stoppes og allerede tilført søppel bør ryddes vekk. Det samme gjelder for dagens ulovlige praksis med fylling og dumping av stein og jordmasser.



Figur 78 Plan av fiskepassasje gjennom betongkanal ved kulvert til Ortuvannet.



Figur 79 Lengdeprofil av fiskepassasje gjennom betongkanal ved kulvert mot Ortuvannet

### 3.2.4 Dalevassdraget

#### Status

#### Habitat

Dalevassdraget (=Midtbygdavassdraget) ligger i Åsane i Bergen kommune og munner ut ved Tertnes i Byfjorden. Nedbørfeltet er rundt 17 km<sup>2</sup> og med en middelavrenning på 60 l/km<sup>2</sup>/s blir middelvannføringen ca. 1000 l/s. Rundt 42 % av nedbørfeltet ble kartlagt som bebygget (Bergen kommune 2005) og man må regne med at dette har betydelige effekter på vannføringen. Vassdraget har 5 innsjøer øverst i vassdraget (til sammen ca. 0,6 km<sup>2</sup>) og er mer enn 8 km langt. Bare de nederste 250 m er anadrom. Denne delen ble utredet.

Den anadrome delen av elven ble målt til 1 522 m<sup>2</sup> (Tabell 23). De nederste 150 m har et kanalisert stryk som er ca. 60 m langt. Ut i fra terrengformasjonen anslås det anadrome arealet i liten grad å ha blitt redusert av dette inngrepet. Ovenfor stryket følger en 50 m lang renne som grenser til en foss som er ca. 10 m høy. Fossen vurderes som et naturlig vandringshinder. På nordsiden finnes en sidebekk som inneholder gyteareal. I den totale anadrome delen utgjør gyteareal 2 %, stryk 51 % og renner 47 %. Substrat i strykene er dominert av stein og blokker, rennen er dominert av finsediment. Rundt 22 % av den anadrome delen er kanalisert. Her er også kantvegetasjonen fjernet. Hele området er preget av tidligere næringsvirksomhet (rester av møller og kraftverk) og det er sannsynlig at hele elveløpet har blitt forandret gjennom tidene.

**Tabell 23. Sjøaurehabitat og morfologiske kriterier etter vannforskriften i Dalevassdraget**

Kategori	Uten inngrep	2010			Vurdering Miljøtilstand etter vannforskriften, opprinnelig anadrom del
		Status 2010	Reduksjon [%]	Andel i dagens anadr. elveareal [%]	
Samlet produksjonsareal [m <sup>2</sup> ]	1600	1522	5	95	
Gyteareal [m <sup>2</sup> ]		31		2	
Stryk [m <sup>2</sup> ]		774		51	
Renne [m <sup>2</sup> ]		717		47	
Kulvert [m <sup>2</sup> ]					
Innsjø [m <sup>2</sup> ]					
Uten morfologiske inngrep [m <sup>2</sup> ]	1600	0	100		
Ungfiskproduksjon modellert [ind.]	600	500	17		God
Endring i elveløpets utforming [m <sup>2</sup> ]	250	190	24		Moderat
Endring i bunnen av elva [m <sup>2</sup> ]	250	200	20		Moderat
Endring av bankene [m <sup>2</sup> ]	250	140	44		Moderat
Endring i kantvegetasjon [m <sup>2</sup> ]	250	150	40		Moderat
Samlet					Moderat





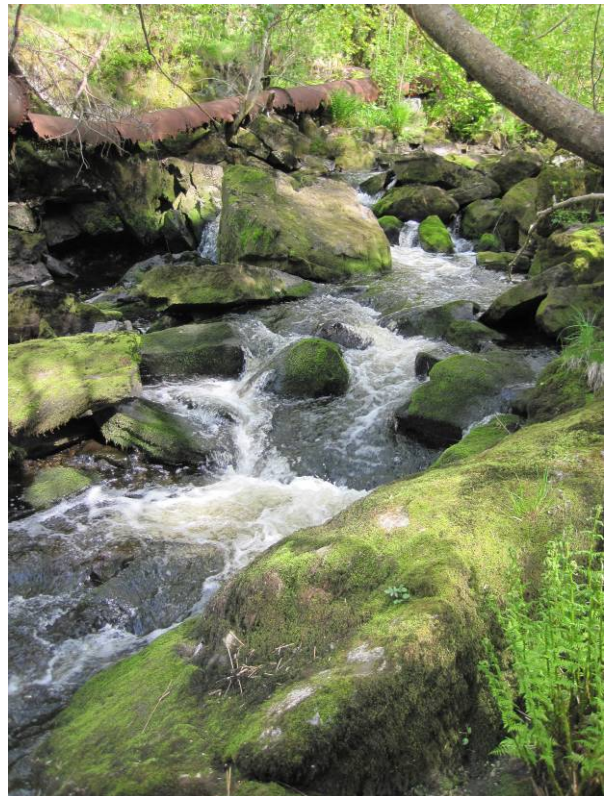
Figur 80 Munning i Kvernavika/Byfjorden



Figur 81 De nederste 60 m er kanalisert, breddene er erosjonssikret med betongvegger (nord), steinsetting og steinmur (sør).



Figur 82 Kanalisert stryk ovenfor munningen. Areal og sideerosjon er redusert men elvens bunn har fortsatt høy morfologisk mangfold.



Figur 83 Øvre del av stryket har høy morfologisk mangfold, skjul og standplasser men lite grus. I bakgrunn sees rester av et gammelt vannrør.



Figur 84 Sidebekken øverst har egnet gytesubstrat



Figur 85 Yngel i sidebekken, mai 2010

**Tabell 24. In situ målinger av konduktivitet, temperatur og pH ved kartlegging i Dalevassdraget**

Sted	Dato	Konduktivitet $\mu\text{S}/\text{cm}$	Temperatur	pH
Dalevassdraget munning	28.05.2010	275	12,6	7,9

### Vannkvalitet

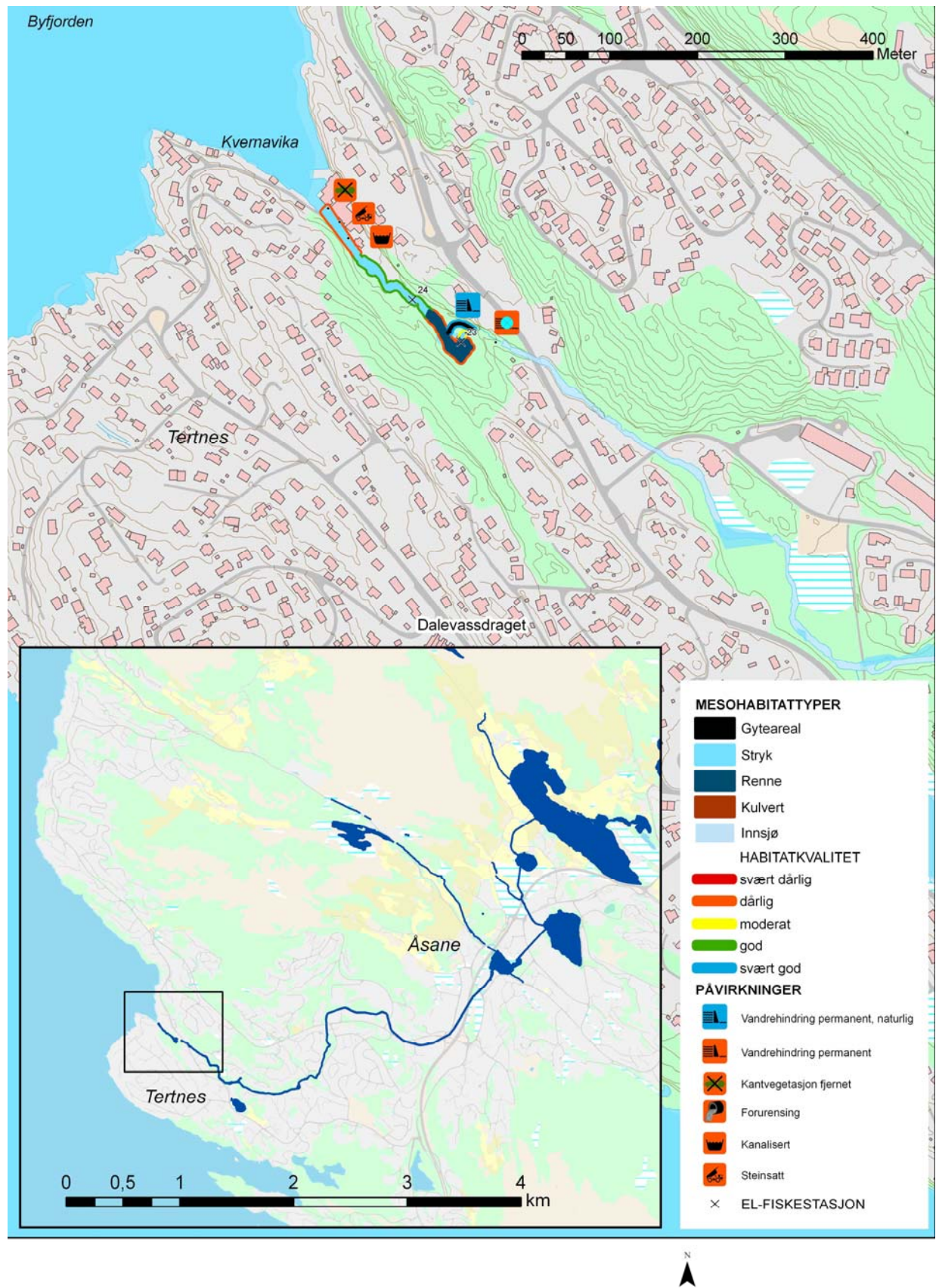
I løpet av kartleggingen ble det ikke observert utslipp i den anadrome strekningen. Det er imidlertid kjent at vassdraget mottar forurensing fra kloaknettet og overvann (Bergen kommune 2005). In situ målingene i april 2010 viste at vannet ikke var forsuret (pH 7,9). Konduktiviteten ( $275 \mu\text{S}/\text{cm}$ ) var noe høyere enn i upåvirkete elver.

### Påvirkninger

Fysiske påvirkninger av betydning i den anadrome delen er først og fremst kanaliseringen i den nedre delen. Hele området er sannsynligvis forandret med tiden, men arealet utenfor kanalen har åpenbart ligget urørt (suksesjon) en stund og har morfologiske egenskaper som ligner naturlige elvestrekninger.

### Fisk

Ungfisktetthetene i Dalevassdraget varierte mellom 24 (renne) og 36 ungfisk/100 m<sup>2</sup> (stryk), se Tabell 25. Det ble bare fanget aure. Eldre ungfisk utgjorde 50 % av fangsten og årsyngel 50 %. Ungfiskmodellen gir et produksjonsestimat på 500 ungfisk i hele det anadrome elvearealet for 2010. Uten de registrerte fysiske inngrepene forventes det at elvehabitatet var noe større (ca. 1600 m<sup>2</sup>) og at det opprinnelige habitatet hadde tilsvart 600 ungfisk.



Figur 86 Dalevassdraget: Habitatkartlegging og påvirkninger

**Tabell 25. Resultat fra el-fiske i Dalevassdraget (9/2010, T = 12,1°)**

Stasjonsnr.	Mesohabitat	Sum ungfisk/100 m <sup>2</sup>	Sjøaure/100 m <sup>2</sup>			
			0+	1+	2+	Eldre
24	Stryk	36	26	10		0
23	Renne	24	4	18	2	0

## Vurdering

Sjøaurehabitatet i Dalevassdraget er dominert av stryk med forholdsvis høy morfologisk mangfold, mange standplasser og mye skjul. Habitatet er redusert i nedre del på grunn av kanaliseringen (ca. 22 %), men elvebunnen gir fortsatt en del standplasser for ungfisk. Rennene er ganske homogene men er dype og gir refugium ved lav vannføring og standplasser for gytefisk. Tilgjengelig gyteareal er lavt (2 %) og det vurderes som sannsynlig at de registrerte lave ungfisktetthetene (i forhold til andre bekker i regionen) henger sammen med svært begrenset gyteareal.

Konduktivitetsnivået og pH indikerer tilstrekkelig vannkvalitet for sjøaure. Etter vannforskriften sine kriterier for morfologiske påvikninger vurderes det anadrome elveløpet til å ha moderat miljøtilstand.

Mangel på gyteareal vurderes som flaskehals for sjøaureproduksjonen.

## Tiltak

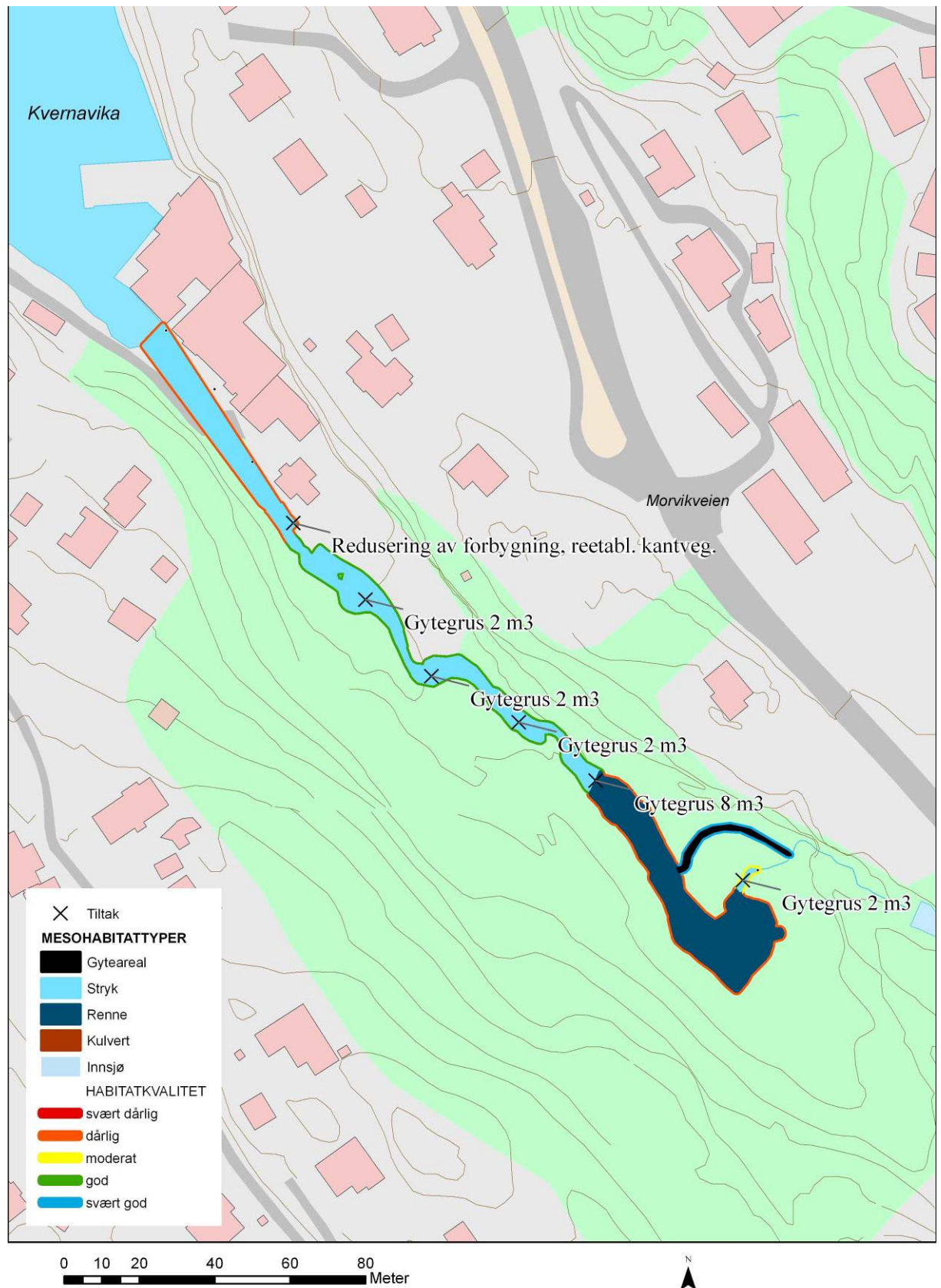
For å bedre miljøtilstanden etter vannforskriften i den anadrome delen av elveløpet bør kanaliseringen fjernes og kantvegetasjonen reetableres. Dette vil gi et større elveareal og økt fiskeproduksjon, men trolig medføre negative konsekvenser for arealbruken. Effekten er imidlertid beskjeden (ca. 20 % mer ungfisk).

En bedre effekt forventes imidlertid ved å øke gytearealet. Legges det ut gytegrus som beskrevet nedenfor, kan trolig ungfiskproduksjonen økes med rundt 40 %.

Forurensing bør håndteres i hele vassdraget. Denne undersøkelsen gir ikke grunnlag for å vurdere forurensingen.

**Tabell 26. Tiltak rangert etter forventet effekt for økning av sjøaureproduksjon**

Nr.	Tiltak
1	Økning av gyteareal
2	Reetablering av elvebreddene og kantvegetasjon



Figur 87 Anbefalt tiltak for bedring av miljøtilstand og forhold for sjøaure i Dalevassdraget

### **Økning av gyteareal**

Nytt gyteareal bør lages ved å legge ut egnet gytegrus med en blanding av grusverksorteringene 16/32 (ca. 70 %) og 32/64 (ca. 30 %). Morenegrus i tilsvarende størrelsesklasse er godt egnet. Det same gjelder for singel eller tromlet pukk med avrundete kanter. Brukket eller knust grus kan brukes men pakker seg ofte tettere sammen. Finsedimentandel (< 1 mm) bør være under 6 % og grusblandingen bør derfor spyles ren før utlegging dersom den inneholder finsediment. Hvordan gytearealet bør se ut er vist i Figur 36. Ved utlegging av grus bør det utformes en grusbanke som er minst 30 cm tykk. Vanddypet bør minst være 10 cm i gytetiden og området må aldri tørrelegges. Strømhastigheten bør ligge på mellom 20 og 80 cm/s. Etablering av vegetasjon rund gyteplassen er gunstig men ikke på selve gytegrusen. Grusbanken bør helst ligge på en overgang mellom kulp og stryk ("brekk"). Her finnes det egnete hydrauliske betingelser for høy eggoverlevelse. Et slik sted finnes mellom rennen og stryket i Dalevassdraget. Dessuten er selve stryket egnet for å skape flekkvis gytearealer. Arealene som ble vurdert som egnet er vist i Figur 87. Mengde utlagt gytegrus som anbefales for hvert av tiltakene er nevnt på kart.

### **Kanalisering og erosjonssikring**

Erosjonssikringen og kanalisingen i den nedre delen av vassdraget bør reduseres for å bedre miljøtilstanden. Der erosjonssikringen vurderes som nødvendig på grunn av arealbruken, bør elven sikres med miljøvennlige metoder som uregelmessig steinsetting, seljefaskiner eller naturlig vegetasjon (vist i Figur 27). Dette gjelder først og fremst for nordbredden siden dagens steinsetting på sørsiden av elven tilsvarende delvis allerede løsningen som er vist i tegningen.

Bare naturlig vegetasjon vil være en erosjonssikring som bidrar til god miljøtilstand etter vannforskriften, mens alle de nevnte erosjonssikringer kan gi et tilstrekkelig sjøaurehabitat så lenge det finnes høyt substratmangfold og -dynamikk i elvløpet. Langs sørbredden anbefales det å plante seljespirer mellom steinene. Dette gir både bedre erosjonssikring og en gjenetablering av kantvegetasjonen.

### 3.2.5 Gravdalsvassdraget

#### Status

#### Habitat

Gravdalsvassdraget ligger i Bergen kommune og munner ut i Byfjorden ved Gravdal. Nedbørfeltet er rundt 5,9 km<sup>2</sup> og med en middelavrenning på 60 l/km<sup>2</sup>/s estimeres middelvannføringen til ca. 350 l/s. Rundt 20 % av nedbørfeltet ble kartlagt som bebygget (Bergen kommune 2005) og man må regne med en tilsvarende effekt av bebyggelsen på vannføringen. Vassdraget er mer enn 4 km langt og har 6 innsjøer som til sammen utgjør ca. 0,6 km<sup>2</sup>. Den opprinnelige anadrome delen av elven ble utredet (nedenfor Lyderhornsveien, ca. 650 m elvestrekning og med et beregnet areal på 2 354 m<sup>2</sup>).

Dagens anadrome del er begrenset av en demning ved Gravdalsvatnet (Figur 94), omtrent 280 m ovenfor munningen ut i Byfjorden (Figur 88). De nederste 100 m består av et steinsatt og muret stryk (Figur 90), deretter følger en kunstig og steinsatt kulp (renne). Terskelen til kulp kan virke som et periodisk vandringshinder (Figur 89). Ovenfor er stryket kanalisert og muret (Figur 91). I de øverste 100 m nedenfor demningen har stryket høy morfologisk mangfold og det finnes kantvegetasjon, gytegrus, standplasser og godt skjul for ungfisk (Figur 92). Nedenfor kulp finnes det et lite sammenhengende gyteareal (43 m<sup>2</sup>) ellers forekommer det flekkvis gyting i stryket nedenfor demningen. Dagens anadrome elveareal ble målt til 1 296 m<sup>2</sup> (Tabell 23), der gytearealet utgjør 3 %, stryk 87 % og renner 9 %.

Sørvest i Gravdalsvatnet finnes det en liten bekk med et beregnet areal på knapt 20 m<sup>2</sup>, men med gode habitatforhold for ungfisk og flekkvise gytearealer. Hovedtilløpet fra Liavatnet går under motorveien i sør. Denne strekningen ligger delvis i kulvert og er kanalisert, men har gode habitatforhold for sjøaure øverst. Etter 120 m finnes det flere naturlige fosser som virker som vandringshindre.

Uten innsnevringen på grunn av kanaliseringen og steinsettingen anslås det at elvearealet nedenfor Gravdalsvatnet var ca. 1/3 større (som dagens ukanalisert stryk). Med elvearealet mellom Gravdalsvatnet og de naturlige vandringshindrene estimeres det opprinnelige anadrome elvearealet til 2 354 m<sup>2</sup>.

Vassdraget er preget av bebyggelse og infrastruktur. Det er ved tidligere undersøkelser funnet forurensing fra kloakk (Bergen kommune 2005).

**Tabell 27. Sjøaurehabitat og morfologiske kriterier etter vannforskriften i Dalevassdraget**

Kategori	Uten inngrep	2010			Vurdering Miljøtilstand etter vannforskriften, opprinnelig anadrom del
		Status 2010	Reduksjon [%]	Andel i dagens anadr. elveareal [%]	
Samlet produksjonsareal [m <sup>2</sup> ]	2354	1296	45		
Gyteareal [m <sup>2</sup> ]		43		3	
Stryk [m <sup>2</sup> ]		1133		87	
Renne [m <sup>2</sup> ]		120		9	
Kulvert [m <sup>2</sup> ]					
Innsjø [m <sup>2</sup> ]					
Uten morfologiske inngrep [m <sup>2</sup> ]	2354	0	100		
Ungfiskproduksjon modellert [ind.]	1800	700	61		Moderat
Endring i elveløpets utforming [m]	650	350	46		Dårlig
Endring i bunnen av elva [m]	650	540	17		Moderat
Endring av bankene [m]	650	290	55		Dårlig
Endring i kantvegetasjon [m]	650	310	52		Dårlig
Samlet					Dårlig



Figur 88 Munning  
Gravdalsbukta/Byfjorden



i  
Figur 89 Strekingen nederst er kanalisert eller steinsatt.





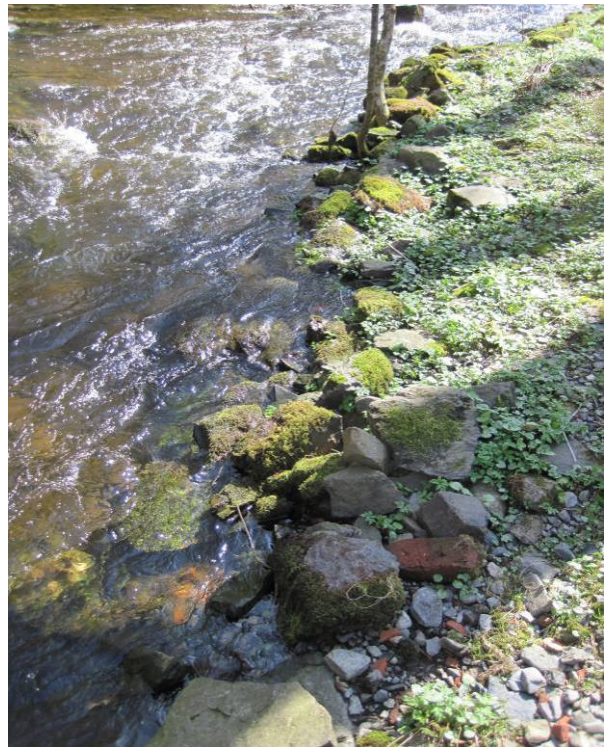
Figur 90 Stryk med mur og steinsetting (delvis nylig utført) som morfologiske inngrep.



Figur 91 Kanalisert stryk ovenfor med reduserte habitatforhold og miljøstatus.



Figur 92 Øverst i anadrom strekning har stryket fortsatt høyt morfologisk mangfold og gode habitatforhold.



Figur 93 Elvebredd i øvre del med gode habitatforhold og likevel høy stabilitet. Slik bør breddene nede utformes.



Figur 94 Demningen ved Gravdalsvatnet virker som et vandringshinder



Figur 95 Vassdraget ovenfor er preget av motorveien som deler Gravdalsvatnet og Lyngbøvatnet (opprinnelig ett vann).

**Tabell 28. In situ målinger av konduktivitet, temperatur og pH ved kartlegging i Dalevassdraget**

Sted	Dato	Konduktivitet $\mu\text{S}/\text{cm}$	Temperatur	pH
Gravdalsvassdraget munning	27.04.2010	168	6,6	7,3

### Vannkvalitet

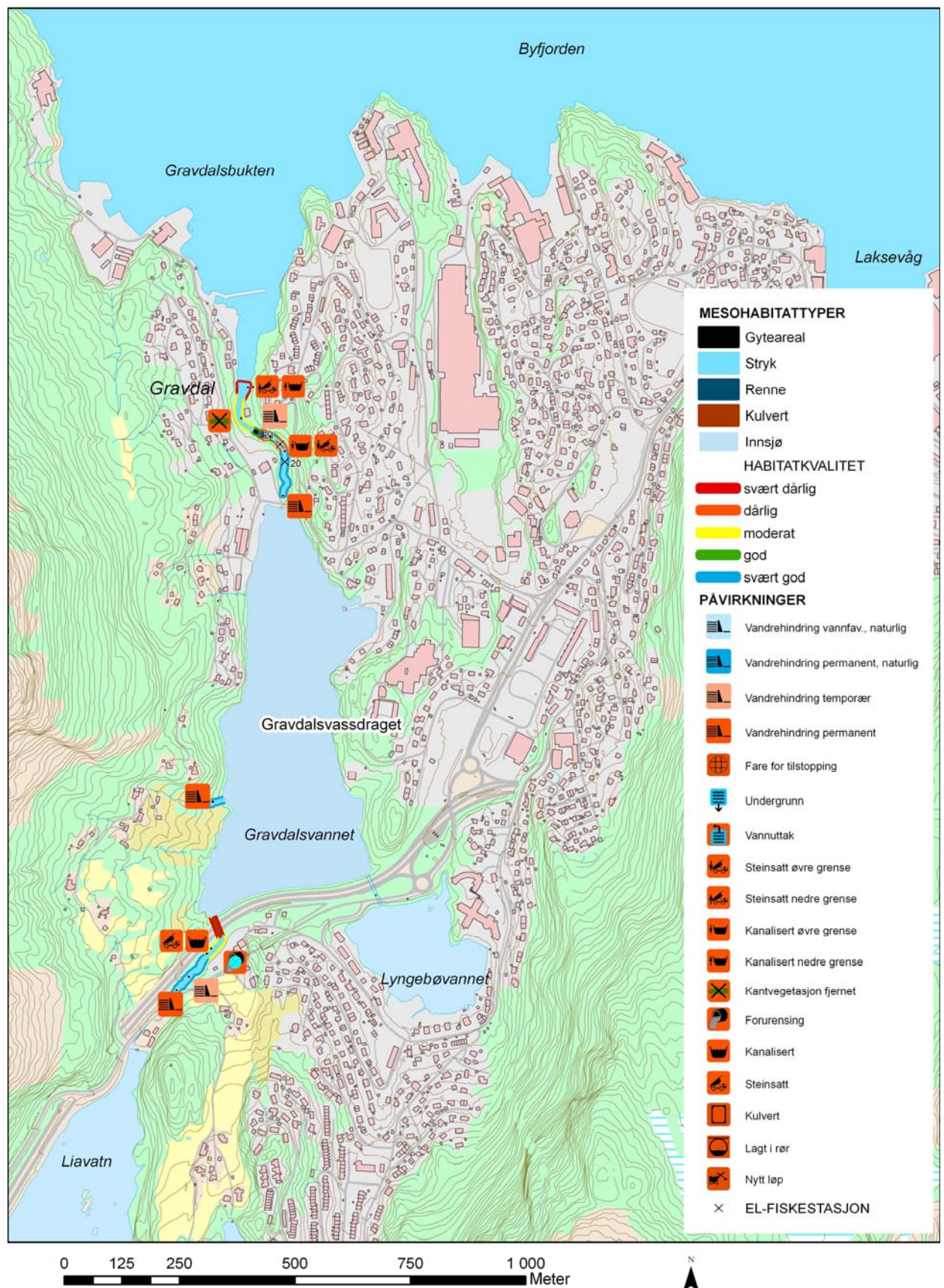
I løpet av kartleggingen ble det ikke observert utslipp i den anadrome strekningen. Det er imidlertid kjent at vassdraget er påvirket av forurensing fra kloakknett og overvann (Bergen kommune 2005). In situ målingene 27. april 2010, viste at vannet ikke var forsuret (pH 7,3). Konduktiviteten ( $168 \mu\text{S}/\text{cm}$ ) var ikke vesentlig høyere enn i upåvirkete elver.

### Påvirkninger

Fysiske påvirkninger av betydning i dagens anadrome del er demningen til Gravdalsvatnet, kanaliseringen, steinsettingen og fjerningen av kantvegetasjon i den nedre delen. Ovenfor Gravdalsvatnet finnes det en kulvert, fyllinger og kanalisering langs motorveien. Dessuten finnes det fyllinger i vannene som ikke ble kartlagt i denne utredningen (Bergen kommune 2005).

### Fisk

Ungfisktetthetene i Gravdalsvassdraget varierte mellom 50 (kanalisert stryk) og 78 ungfisk/100 m<sup>2</sup> (stryk med gode habitatforhold), se Tabell 25. Det ble bare fanget aure. Eldre ungfisk utgjorde 82 % av fangsten og årsyngel 18 %. Ungfiskmodellen gir et produksjonsestimat på 700 ungfisk i hele det anadrome elvearealet for 2010. For det opprinnelige anadrome elvehabitatet gir ungfiskmodellen et produksjonsestimat på 1 800 ungfisk (Tabell 23).



Figur 96 Gravdalsvassdraget: Habitatkartlegging og påvirkninger

**Tabell 29. Resultat fra el-fiske i Gravdalsvassdraget (9/2010, T = 11,0°)**

Stasjonsnr.	Mesohabitat	Sum ungfisk/100 m <sup>2</sup>	Sjøaure/100 m <sup>2</sup>			
			0+	1+	2+	eldre
20	Stryk	78	28	46	4	2
21	Stryk	50	4	44	2	0

## Vurdering

Sjøaurehabitatet i Gravdalsvassdraget er redusert med ca. 45 % på grunn av fysiske inngrep (demning og kanalisering). Dagens anadrome del er dominert av stryk. I den øvre delen finnes det gode habitat- og gyteforhold, ellers er habitatforholdene forringet på grunn av kanalisering og steinsetting. Steinsettingen og fjerning av kantvegetasjonen synes å være nylig utført. Dette er i strid med vannforskriftens forbud mot forverring av miljøstatus og illustrerer behovet for vern av vassdrag.

Det finnes forholdsvis lite gyteareal tilgjengelig for fisk (3 %) og bare muligheter for flekkvis gyting i det øverste stryket. Relativt lave ungfisktettheter kan henge sammen med få gytemuligheter.

Konduktivitetsnivået og pH indikerer tilstrekkelig vannkvalitet for sjøaure. For å vurdere vannkvaliteten nærmere trengs det mer omfattende undersøkelser. Etter vannforskriften sine kriterier for morfologiske påvikninger vurderes det anadrome elveløpet til å ha en dårlig miljøtilstand.

Demningen ved Gravdalsvatnet, redusert areal og dårligere habitatforhold på grunn av kanalisering og steinsetting samt mangel på egnede gyteareal vurderes som flaskehals for sjøaureproduksjonen.

## Tiltak

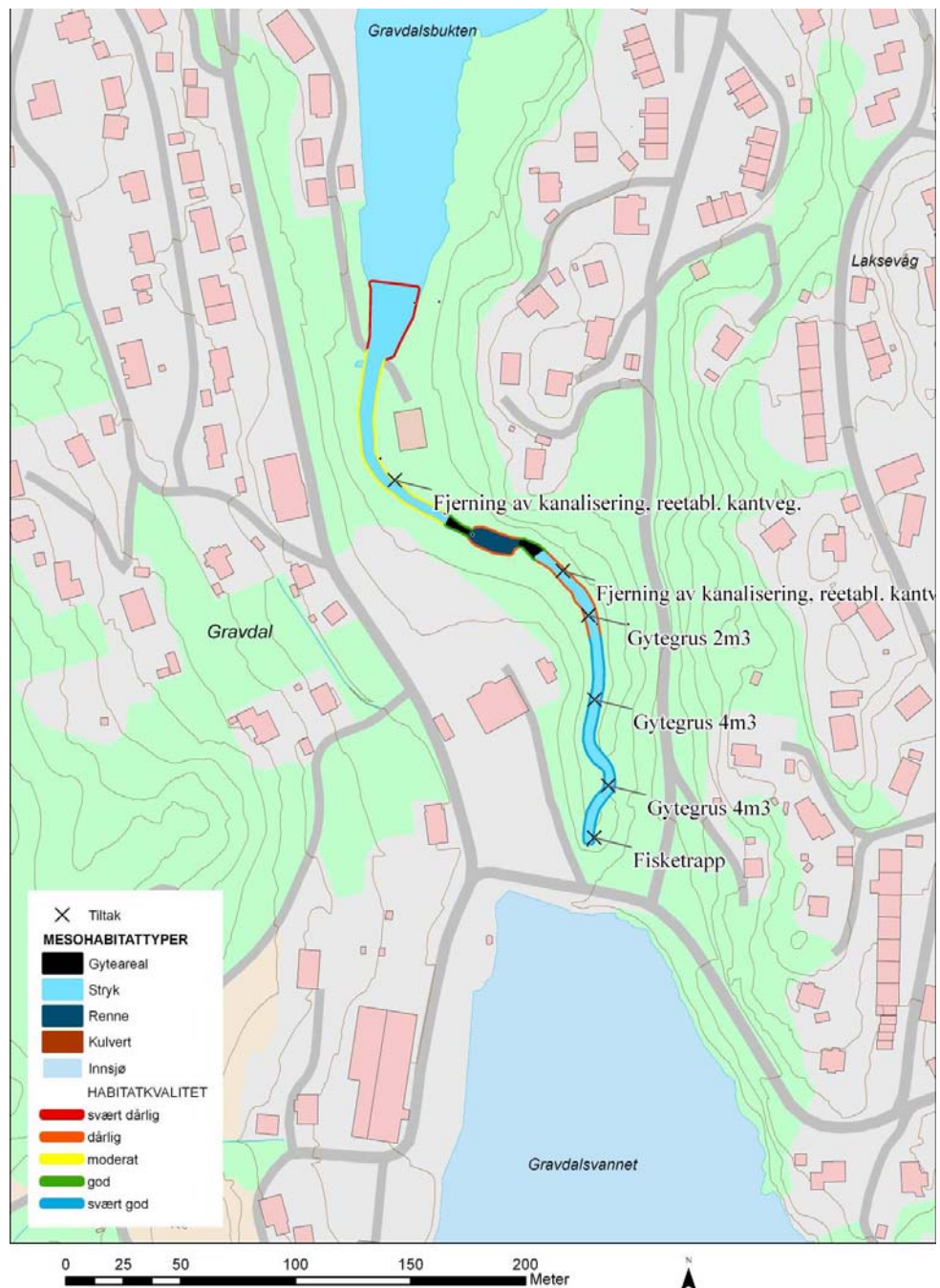
### Generelt

For å bedre miljøtilstanden etter vannforskriften bør det etableres en fisketrapp ved demning til Gravdalsvatnet, kanaliseringen og steinsettingen langs elvebredden bør reduseres og kantvegetasjonen reetableres. Dette vil føre til et større anadromt elveareal og gi bedre habitatforhold for ungfisk og økt sjøaureproduksjon.

For å rangere tiltakene, ble en forventet effekt på ungfiskproduksjonen basert på tetthetene av ungfisk som ble registrert i 2010 (Tabell 30). En fisketrapp vil trolig ha størst effekt (+ 1 200 ungfisk) men siden arealet ovenfor vandringshinderet er begrenset er effekten ikke veldig stor.

**Tabell 30. Tiltak rangert etter forventet effekt for økning av sjøaureproduksjon**

Nr.	Tiltak	Forventet effekt i antall ungfisk
1	Redusering av kanalisering og steinsetting nedenfor Gravdalsvatnet, utlegging av gytegrus, reetablering av kantvegetasjon	+ 600
2	Bygging av fisketrapp ved demning til Gravdalsvatnet	+ 1200



Figur 97 Anbefalte tiltak for å bedre miljøtilstanden og forholdene for sjøaure i Gravdalsvassdraget

### **Redusering av kanaliseringen og steinsettingen, økning av gyteareal og reetablering av kantvegetasjon**

Den øvre delen av dagens anadrome del kan fungere som en mal på hvordan resten av elven bør se ut dersom god miljøtilstand og gode forhold for sjøaure skal oppnås (Figur 92). For å oppnå dette bør dagens erosjonssikring reduseres mest mulig og bør bare opprettholdes i erosjonsutsatte yttersvinger. Der bør erosjonssikringen bestå av heterogen steinsetting, faskiner eller helst naturlig vegetasjon, se Figur 27. I andre deler av elveleiet bør kantlinjen utformes som i øvre strekning (Figur 93). Her vil rullestein som ligger uregelmessig og slett langs elvebredden, gi både gode habitatforhold for ungfisk og en stabil bredd. Dessuten anbefales det å plante seljespirer langs bredden. Dette vil over tid føre til både erosjonssikring og en gjenetablering av kantvegetasjonen.

Nytt gyteareal bør lages ved å legge ut egnet gytegrus med en blanding av grusverksorteringene 16/32 (ca. 70 %) og 32/64 (ca. 30 %). Morenegrus i tilsvarende størrelsesklasse er godt egnet. Det samme gjelder for singel eller tromlet pukk med avrundete kanter. Brukket eller knust grus kan brukes men pakker seg ofte tettere sammen. Finsedimentandel (< 1 mm) bør være under 6 % og grusblandingen bør derfor spyles ren før utlegging dersom den inneholder finsediment. Hvordan gytearealet bør se ut er vist i Figur 36. Ved utlegging av grus bør det utformes en grusbank som er minst 30 cm tykk. Vanddypet bør minst være 10 cm i gytetiden og området må ikke bli tørrlagt. Strømhastigheten bør ligge mellom 20 og 80 cm/s. Etablering av vegetasjonen rundt gyteplassen er gunstig men ikke på selve gytegrusen. Grusbanken bør helst ligge på en overgang mellom kulp og stryk ("brekk"). Her finnes det egnete hydrauliske betingelser for høy eggoverlevelse. Dessuten er stryk egnet for å skape flekkvise gytearealer. Arealene som ble vurdert som egnet er vist i Figur 97. Mengde utlagt gytegrus som anbefales for hvert av tiltakene er nevnt på kart.

Arbeidet med å legge ut gytegrusen kan gjennomføres om vinteren og tidlig vår på steder det ikke finnes inkuberte egg (gyting fra før) eller yngel nedstrøms. På alle andre steder bør arbeidene gjennomføres etter at ungfisken er kommet opp av grusen, dvs. juni og juli.

### **Fisketrapp**

En fiskepassasje ble ikke utredet nærmere siden effekten er beskjeden og grunnlagsdata manglet. Ut i fra vannføring og mulige vannstandsvariasjoner anbefales en spaltetrapp som dimensjonert i FAO (2002).

### 3.2.6 Haukåsvassdraget

#### Status

#### Habitat

Haukåsvassdraget ligger nordøst i Bergen kommune og munner ut i Osterfjorden ved Hylkje. Nedbørfeltet er rundt 8,7 km<sup>2</sup> og med en middelavrenning på 60 l/km<sup>2</sup>/s blir middelvannføringen ca. 500 l/s. Omtrent 14 % av nedbørfeltet ble kartlagt som bebygget (Bergen kommune 2005) og man må regne med at dette har effekt på vannføringen. Vassdraget er ca. 4 km langt og har 3 innsjøer øverst i vassdraget som til sammen utgjør ca. 0,2 km<sup>2</sup>. Etter at en demning (Hylkjestemma) ble bygget er bare de nederste 250 m tilgjengelig for anadrom fisk. Det er denne delen som ble undersøkt.

Dagens anadrome del av elven ble målt til å ha et areal på 1 282 m<sup>2</sup> (Tabell 31), mens arealet før byggingen av demningen var på 8 782 m<sup>2</sup>, noe som tilsvarer en reduksjon på 85 %. Hele den anadrome strekningen består i dag av et stryk. De nederste 60 m er steinsatt på østsiden. Her er kantvegetasjon fjernet.

**Tabell 31. Sjøaurehabitat og morfologiske kriterier etter vannforskriften i anadrom del av Haukåsvassdraget**

Kategori	Uten inngrep	2010			Vurdering Miljøtilstand etter vannforskriften, opprinnelig anadrom del
		Status 2010	Reduksjon [%]	Andel i dagens anadr. elveareal [%]	
Samlet produksjonsareal [m <sup>2</sup> ]	8782	1282	85		
Gyteareal [m <sup>2</sup> ]					
Stryk [m <sup>2</sup> ]		1282		100	
Renne [m <sup>2</sup> ]					
Kulvert [m <sup>2</sup> ]					
Innsjø [m <sup>2</sup> ]					
Uten morfologiske inngrep [m <sup>2</sup> ]	8782	0	100		
Ungfiskproduksjon modellert [ind.]	5300	700	87		Dårlig
Endring i elveløpets utforming [m]	250*	180	28		Moderat
Endring i bunnen av elva [m]	250*	220	12		Moderat
Endring av bankene [m]	250*	180	28		Moderat
Endring i kantvegetasjon [m]	250*	180	28		Moderat
Samlet*					Moderat

\* dagens anadrom del



Figur 98 Hylkebukten ved  
Haukåsvassdragets munning



Figur 99 Stryket nederst er steinsatt på  
østsiden, kantvegetasjon er fjernet.



Figur 100 Ovenfor broen har stryket høy  
morfologisk mangfold og gode  
habitatforhold for sjøaure



Figur 101 Det finnes tett vegetasjon, flekkvis  
gytegrus, mange standplasser og skjul.

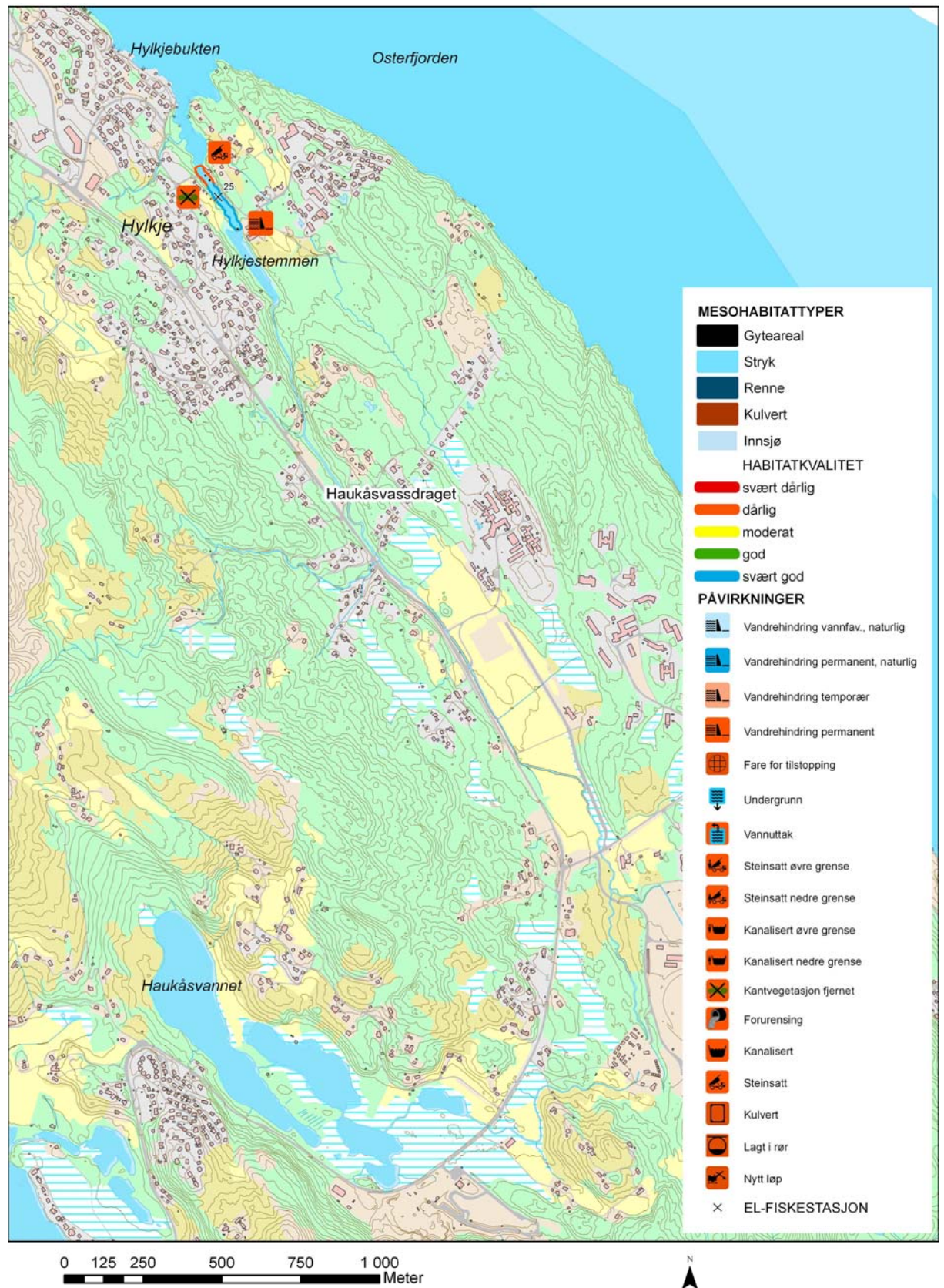


Figur 102 Anadrom strekning er begrenset  
av en kunstig demning.



Figur 103 Hylkjestemmen ovenfor dammen





Figur 104 Haukåsvassdraget: Habitatkartlegging og påvirkninger

**Tabell 32. In situ målinger av konduktivitet, temperatur og pH ved kartleggingen i Haukåsvassdraget**

Sted	Dato	Konduktivitet $\mu\text{S}/\text{cm}$	Temperatur	pH
Haukåsvassdraget munning	28.05.2010	140	9,8	7,7

**Vannkvalitet**

I løpet av kartleggingen ble det ikke observert utslipp i den anadrome strekningen. Det er imidlertid kjent at vassdraget er påvirket av forurensing fra kloakknett og overvann (Bergen kommune 2005). In situ målingene i mai 2010 viste at vannet ikke var forsuret (pH 7,7). Konduktiviteten ( $140 \mu\text{S}/\text{cm}$ ) var ikke vesentlig høyere enn i upåvirkete elver.

**Påvirkninger**

Fysiske påvirkninger av betydning i den anadrome delen var først og fremst oppdemning av Hylkjestemmen og steinsettingen i den nedre delen.

**Fisk**

Ungfisktetthet i stryket i den anadrome delen av Haukåsvassdraget var  $62$  ungfisk/ $100 \text{ m}^2$ , se Tabell 25. Det ble bare fanget aure. Eldre ungfisk utgjorde  $55\%$  av fangsten og årsyngel  $45\%$ . Ungfiskmodellen gir et produksjonsestimat på  $700$  ungfisk i hele det anadrome elvearealet i 2010. Uten en oppdemning av Hylkjestemmen var trolig det totale anadrome elvehabitatet betydelig større med et areal på ca.  $8\ 800 \text{ m}^2$  og hadde mest sannsynlig et opprinnelig habitat som kunne produsere  $5\ 300$  ungfisk.

**Tabell 33. Resultat fra el-fiske i Haukåsvassdraget (9/2010, T = 11,0°)**

Stasjonsnr.	Mesohabitat	Sum ungfisk/ $100 \text{ m}^2$	Sjøaure/ $100 \text{ m}^2$			
			0+	1+	2+	eldre
25	Stryk	62	28	32	2	2

**Vurdering**

Produksjonsarealet for ungfisk er trolig redusert med  $85\%$  i forhold til det opprinnelige arealet på grunn av demningen ved Hylkestemma, som virker som et vandringshinder. Det er mulig at det er flere vandringshindere ovenfor demningen. Dagens sjøaurehabitat i Haukåsvassdraget består av et stryk med forholdsvis høy morfologisk mangfold, mange standplasser for ungfisk og godt med skjul. Habitatet er redusert i nedre del på grunn steinsettingen (påvirker ca.  $34\%$  av arealet) men elvebunnen gir fortsatt gode habitatforhold. Et utpreget gyteareal finnes ikke men stryket har gjennomgående flekkvise

gytearealer. Konduktivitetsnivået og pH indikerer tilstrekkelig vannkvalitet for sjøaure. Etter vannforskriften sine kriterier for morfologiske påvikninger vurderes det anadrome elveløpet til å ha en moderat miljøtilstand. En vurdering av hele vassdraget eller ”bekkefelt” vil medføre andre resultater.

Vandringshinderet ved Hylkjestemma vurderes som en betydelig flaskehals for sjøaureproduksjonen.

## **Tiltak**

### **Generelt**

For en bedring av miljøtilstanden og forholdene for sjøaure bør først og fremst vandringshinderet ved Hylkjestemma fjernes. Fjerning av demningen bør vurderes. Dersom kulturhistoriske og eller andre interesser hindrer dette, bør en fisketrapp etableres. En mer miljøvennlig erosjonssikring med kantvegetasjon nederst i vassdraget og økning av tilgjengelig gyteareal i stryket vil bedre miljøstatusen og forholdene for sjøaure. De forventede effektene betraktes imidlertid som beskjedne, ettersom miljøstatusen bør vurderes for hele bekkfeltet og siden flaskehalsen for sjøaureproduksjonen ligger ved vandringshinderet.

### **Fisketrapp ved Hylkjestemma**

Det manglet grunnlagsdata for å planlegge en fisketrapp. Viktig er kunnskap om konstruksjon av dagens damm og vannledningen der inne. Ut i fra vannmengden og sannsynlige variasjoner i vannføring anbefales en spaltetrappe (vertical-slot-pass) som beskrevet i FAO (2002) ved demningen.

## **3.2.7 Lønningsbekken**

### **Status**

#### **Habitat**

Lønningsbekken ligger i Bergen kommune og munner ut i Gitlapollen ved Lønningshavn, som er en del av Raunefjorden. Nedbørfeltet er sterkt forandret som følge av flyplassområdet på Flesland og næringsområder. En ukjent andel av overvann fra det opprinnelige nedbørfeltet er fraført. Dagens areal som drenerer mot bekken estimeres til 0,4 km<sup>2</sup> (målt på topografisk kart). Med en middelavrenning på 50 l/km<sup>2</sup>/s blir middelvannføring ca. 20 l/s. Det finnes et vann øverst i den anadrome delen

(Lønningstjørna, 1,2 ha). Hele vassdraget er anadromt og rund 1 200 m langt, derav 1 030 m med elv. Det Anadrome elvearealet ble målt til 990 m<sup>2</sup>. Vanndekket areal ved redusert middels lavvannføring ble målt til 490 m<sup>2</sup>, altså ca. halvparten.

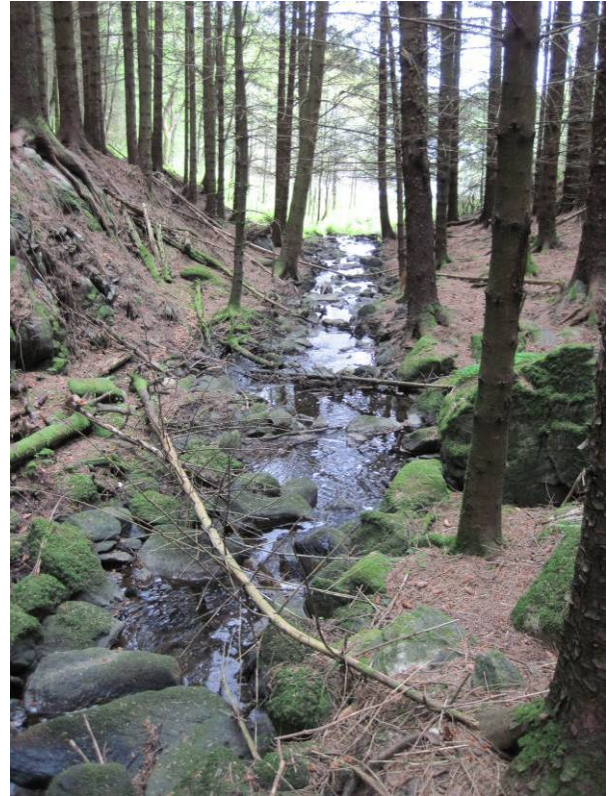
47 % av det totale tilgjengelige arealet består av stryk, 43 % av renner, 9 % av kulvert og 1% av gyteareal. Fysiske inngrep av betydning ligger særlig ved næringsområdet ved Fleslandsveien (fylling, kulvert, Figur 107). Den øverste bekkestrekningen nedenfor vannet er rettet ut. Det finnes nesten ikke tilgjengelige gyteareal i bekken. I stryket nedenfor Fleslandveien finnes noe egnet gytegrus men den er forurenset med betongrester og fremstår som ubrukelig gytesubstrat (for tett og for mye finsediment). I strykene og rennene finnes det gode morfologiske forutsetninger for et godt oppveksthabitat. I den øvre delen av nedbørfeltet foregår det pumping og fraføring av forurenset grunnvann av Avinor. Redusert vannføring (Figur 109) med delvis tørrlegging av strekninger (Figur 110) reduserer habitatforholdene betydelig. Kantvegetasjonen ble fjernet ved Fleslandveien og i kulturlandskapet ovenfor, men erstattes delvis av sumpplanter.

**Tabell 34. Sjøaurehabitat og morfologiske kriterier etter vannforskriften i anadrom del av Kråkåsbekken**

Kategori	Uten inngrep	2010			Vurdering Miljøtilstand etter vannforskriften, opprinnelig anadrom del
		Status 2010	Reduksjon [%]	Andel i dagens anadr. elveareal [%]	
Samlet produksjonsareal [m <sup>2</sup> ]	990	490	51		
Gyteareal [m <sup>2</sup> ]		7		1	
Stryk [m <sup>2</sup> ]		232		47	
Renne [m <sup>2</sup> ]		213		43	
Kulvert [m <sup>2</sup> ]		45		9	
Innsjø [m <sup>2</sup> ]		12118		2473	
Uten morfologiske inngrep [m <sup>2</sup> ]	990	222	78		
Ungfiskproduksjon modellert [ind.]	1500	20	99		<b>Svært dårlig</b>
Endring i elveløpets utforming [m]	1030	660	36		<b>Moderat</b>
Endring i bunnen av elva [m]	1030	860	17		<b>Moderat</b>
Endring av bankene [m]	1030	890	14		<b>God</b>
Endring i kantvegetasjon [m]	1030	770	25		<b>Moderat</b>
Samlet					<b>Moderat</b>



Figur 105 Munning i Gitlapollen



Figur 106 Mellom munning og Fleslandveien finnes et bratt stryk med høy morfologisk mangfold men lite gytegrus.



Figur 107 Steinfylling og forurensing direkte nedenfor Fleslandveien



Figur 108 Elvebunnen er dekket med betongrester.



Figur 109 Ovenfor Fleslandveien finnes det et høyt morfologisk mangfold men redusert vannføring reduserer habitatkvaliteten.



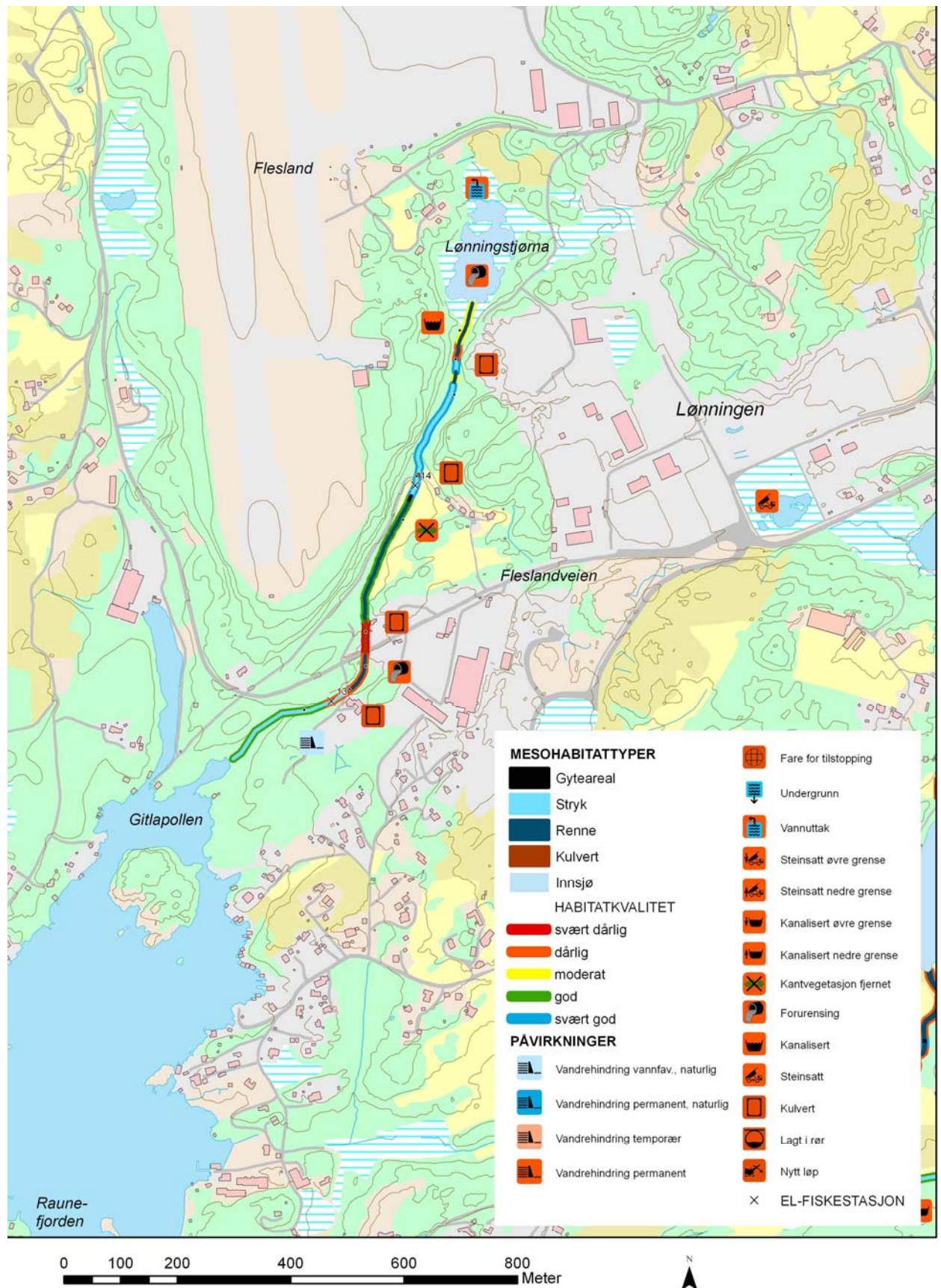
Figur 110 I stryk er vannet knapt synlig.

**Tabell 35. In situ målinger av konduktivitet, temperatur og pH ved kartleggingen i Lønningsbekken**

Sted	Dato	Konduktivitet μS/cm	Temperatur	pH
Lønningsbekken, øverst	04.06.2010	330	11	7,5
Lønningsbekken, nederst	04.06.2010	520	11	8,9
Lønningsbekken, ovenfor betongverk	04.06.2010	262	11	7,4
Lønningsbekken, nedenfor betongverk	04.06.2010	534	10	9,5

**Tabell 36. Vannanalyser Lønningsbekken (farge \* etter vannforskriften, \*\* etter SFT 1997)**

Sted	Dato	TP μg/l	TN μg/l	TC mg/l	NH4 μg/l	NO3 μg/l	Alk mmol/l	Al μg/l	Ca mg/l
Lønningsbekken, nedenfor betongverket	04.06.2010	24*	2065*	7,1**	55*	1460	1,07**	66	25,1
		Kobber	Sink	Nikkel	Krom	Bly	Cadmium	Kvikksølv	
		μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	
		15**	<1**	0,82**	<1,9**	<0,2**	0,014**	<0,002**	



Figur 111 Lønningbekken (i nord): Habitatkartlegging og påvirkninger

### Vannkvalitet

I løpet av kartleggingen ble det observert forurensing ved en betongforarbeidende bedrift nedenfor Fleslandveien. Elvebunnen var dekket med betongrester og betongslam (Figur 108). In situ målingene i juni 2010 viste at vannet hadde vanlige pH ovenfor tilsiget fra bedriften (7,4-7,5) men sterkt forhøyet pH ved forurensingsstedet (9,5). Ved utløpet av bekken (ca. 300 m lenger ned) var pH 8,9. Konduktivitetsnivået ovenfor Fleslandsveien (262-330  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) tyder på forurensing fra Flyplassen i øvre del av nedbørsfeltet. Spranget til 535  $\mu\text{S}/\text{cm}$  ved betongverket tyder på at vannet blir ytterligere forurenset her. Etter Avinor (Terje Aarsand) er overvann og jordmasser i øvre del av nedbørsfeltet forurenset med blant annet glykol.

Vannanalysen viser sterk forurensing med næringsstoffer, særlig nitrogenforbindelser og kobber.

### Påvirkninger

Fysiske påvirkninger av betydning i den anadrome delen er fyllinger, kulvert, utretting og fjerning av kantvegetasjonen. Redusert vannføring reduserer forholdene for sjøaure, særlig i den øvre delen. Forurensingen har et betydelig omfang.

### Fisk

Ungfisktetthetene på to stasjoner (begge stryk) i Lønningsbekken var henholdsvis 6 og 4 ungfisk/100  $\text{m}^2$ . Det ble bare registrert aure. All fisk hadde en lengde som tilsvarer 1+, årsyngel ble ikke registrert. Ungfiskmodellen gir et produksjonsestimat på 20 ungfisk i hele bekken høsten 2010. For å estimere det opprinnelige potensialet til vassdraget ble fisketettheter fra den morfologisk lignende Bønesbekken lagt til grunn. Dette ga et produksjonsestimat på 1 500 ungfisk (Tabell 34).

Tabell 37. Resultat fra el-fiske i Lønningsbekken (9/2010, T = 9,8°)

Stasjonsnr.	Mesohabitat	Sum ungfisk/100 $\text{m}^2$	Sjøaure/100 $\text{m}^2$				Laks/100 $\text{m}^2$	
			0+	1+	2+	eldre	0+	1+
14	Stryk	6	0	6	0	0		
13	Stryk	4	0	4	0	0		

### Vurdering

Sjøaurehabitatet vurderes som redusert spesielt med tanke på dagens tilgjengelige produksjonsareal og habitatkvalitet på grunn av redusert vannføring.

Produksjonen av sjøaure vurderes til å ha blitt tilnærmet fullstendig redusert (-99 %). Dette forklares først og fremst med forurensing (s.n.) og fraføring av vann ved flyplassen. De morfologiske forutsetningene i stryk og renner er forholdsvis gode. Tilgjengelig gyteareal



mangler imidlertid. Rundt Fleslandveien er habitatforholdene redusert på grunn av fyllinger og forurensning. Etter vannforskriften sine kriterier for morfologiske påvirkninger vurderes det anadrome elveløpet til å ha en moderat miljøtilstand samlet sett (Tabell 34).

Konduktivitetsnivået og pH indikerer dårlig vannkvalitet for sjøaure ved prøvetakingen. Trolig er vassdraget påvirket av forurensing allerede øverst i vassdraget (høy konduktivitet). Lengre nede overskrider forurensingen sjøaurens tåleevne med en pH på 9,5. Fra dette stedet og nedover må det forventes forhold som medfører akutt fiskedød. For å vurdere vannkvaliteten etter vanddirektivet, er det imidlertid behov for en mer detaljert overvåking, men observasjonene indikerer dårlig til svært dårlig miljøtilstand.

Forurensing og redusert vannføring vurderes som betydelige flaskehals for sjøaureproduksjonen i dag. Dersom disse flaskehalsene fjernes vil mangel på tilgjengelig gyteareal være begrensende for sjøaurepopulasjonen. Reduksjon av kantvegetasjonen og fyllinger reduserer dessuten habitatkvaliteten.

## Tiltak

### Generelt

For en bedring av miljøtilstanden, bør forurensingen reduseres, vannføring og vanndekket areal økes, tilgjengelig gyteareal økes, fyllinger fjernes, og kantvegetasjonen reetableres. Tiltakene er rangert etter forventet effekt for sjøaureproduksjon i Tabell 38 og vist i Figur 112.

**Tabell 38. Tiltak rangert etter forventet effekt for økning av sjøaureproduksjon**

Nr.	Tiltak
1	Reduksjon av forurensing
2	Økt vannføring og vanndekket areal
3	Økning av gyteareal
4	Lavvannskulper
5	Reetablering av kantvegetasjon

### Reduksjon av forurensing

Dagens forurensing stammer hovedsakelig fra utslipp fra næringsområdet øst for bekken, fra forurenset undergrunn og fra forurenset overvann fra nedbørfeltet, trolig fra både flyplassen og næringsområdet. For å redusere forurensingene bør overvann infiltreres i plante- eller jordfilter, ikke ledes direkte inn i vassdraget som i dag. Mellom vassdraget og dagens bruksareal bør det i tillegg etableres en bufferstripe på 5-10 m som reduserer direkte avrenning inn i vassdraget og som gir muligheter for reetablering av kantvegetasjon (s. n.).

Direkte utslipp av forurenset vann (som fantes sommeren 2010 ved betongverket) bør unngås. Den forurensete elvebunnen nedenfor betongverket bør renses for betongslamm. Det anbefales å fjerne betongslammet å løsne det påvirkete elved sedimentet, heve det ut og

plassere det tilbake igjen med en gravemaskin slik at finpartiklene vaskes ut med strømmen. Tiltaket bør gjennomføres ved forholdsvis høy vannføring mellom 1. juni og 31. august.

### **Økt vannføring og vanddekket areal**

Det vannet som blir fraført nedbørfeltet bør sjekkes for miljøgifter og selve fraføringen bør avveies etter en heletlig vurdering som tar hensyn til effektene av redusert vannføring. Det er mulig at konsentrasjonen av miljøgifter er redusert etter flere år med pumping og at pumpingen kan reduseres eller stoppes. Dermed kan vannføringen i vassdraget økes. Overvann fra forseglete arealer bør renses i plantefilter og tilføres bekken (Bahlo & Wach 1996).

Redusert vannføring vurderes som en betydelig flaskehals i anadrom strekning og det anbefales derfor å gjennomføre tiltak for å øke det vanddekte arealet og for å skape refugier i elveløpet. Dette er særlig relevant dersom den opprinnelige vannføringen ikke eller bare delvis reetableres. Terskler som ellers er i bruk for å oppnå økt vanddekt areal vil være uegnet her siden vannføringen kan bli så lav at vannet bare vil sige ned igjennom tersklene. Istedenfor anbefales det å etablere kulper. For å lage en kulp graves det ut løsmasser til en oppnådd dybde på ca 0,5 m slik at det oppstår et varig og størst mulig lavvannsvannspeil. Det er ikke kjent om undergrunnen er tilstrekkelig tett for å holde oppe vannspeilet og slik at vannføring nedenfor kulpen opprettholdes. Selve gravingen vil kunne avdekke i hvilken grad dette er tilfelle. Dersom undergrunnen ikke er tett, anbefales det å tette kulpen (Figur 113). I dette tilfelle må man grave ytterligere 60 cm ned, legge ut en geotekstil, deretter tilføre et beskyttelseslag av grus (16-32 mm) med en tykkelse på 10 cm. Etter dette bør det legges ut en 1 mm sterk PE-folie, så igjen et nytt 10 cm tykt lag med grus og en geotekstil. På toppen av dette legges det ut elvesteinen fra utgravingen (et ca. 30 cm tykt lag). Laget bør inneholde enkelte større steiner (20-60cm) som gir ytterlige stabilitet. I utløpet av kulpene bør det være minst 1\*1 m store flekker med gytegrus (ca. 16-64 mm). Folien må overlappes kulpens flate som vist i tegning. Ved utløpet kan folien ligge nærmere sedimentoverflaten enn 30 cm.

Elva er dynamisk og har faststofftransport. Derfor kan kulpene erodere eller fylles med løsmasser. Siden faststofftransporten er begrenset (ingen sidebekk, vann ovenfor, store steiner i løpet i dag) vurderes dette som sjelden. Tiltaket bør likevel overvåkes og det bør innkalkuleres vedlikehold.

### **Økning av gyteareal**

Nytt gyteareal bør lages ved å legge ut egnet gytegrus med en blanding av grusverksorteringene 16/32 (ca. 70 %) og 32/64 (ca. 30 %). Morenegrus i tilsvarende størrelsesklasse er godt egnet. Det samme gjelder for singel eller tromlet pukk med avrundete kanter. Brukket eller knust grus kan brukes men pakker seg ofte tettere sammen. Finsedimentandel (< 1 mm) bør være under 6 % og grusblandingen bør derfor spyles ren før utlegging dersom den inneholder finsediment. Ved utlegging av grus bør det utformes

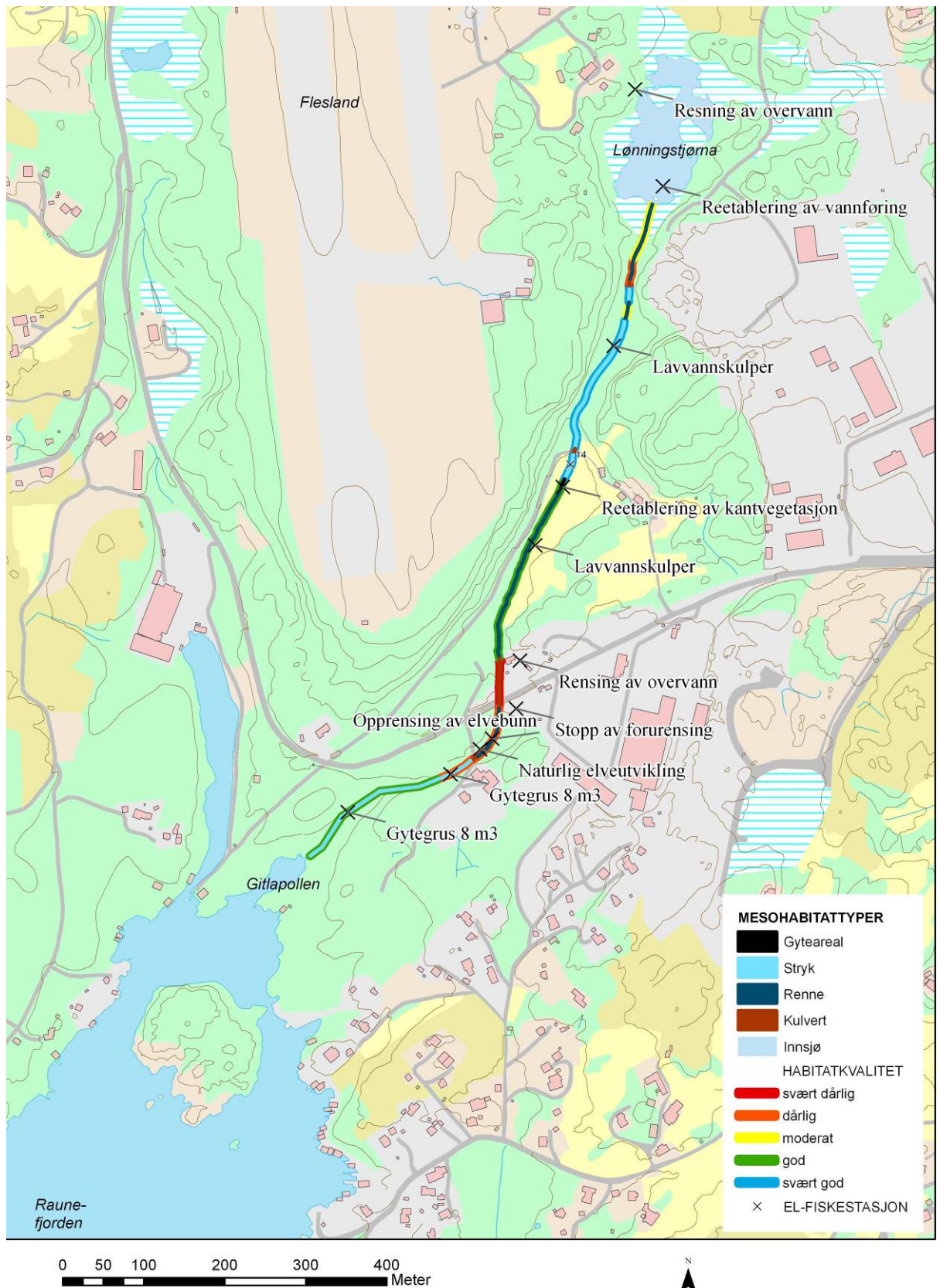
en grusbank som er minst 30 cm tykk. Vanddypet bør minst være 10 cm i gytetiden og området må aldri tørrlegges fullstendig. Strømhastighet bør ligge på mellom 20 og 80 cm/s. På grusbanken og ved siden av denne, bør det legges ut enkelte større steiner for å skape skjul for fisk og for å stabilisere grusen. Etablering av vegetasjon rund gyteplassen er gunstig men ikke på selve gytegrusen. Grusbanken bør helst ligge på en overgang mellom kulp og stryk ("brekk"). Her finnes det egnede hydrauliske betingelser for høy eggoverlevelse. Arealene som ble vurdert som egnet for grusutlegg er vist i Figur 112. Mengde gytegrus som anbefales for hvert av tiltakene er nevnt på kart. Arbeidet med å legge ut gytegrusen, bør gjennomføres etter at ungfisken i bekken har kommet opp av grusen, dvs. juni og juli.

### **Reetablering av kantvegetasjon**

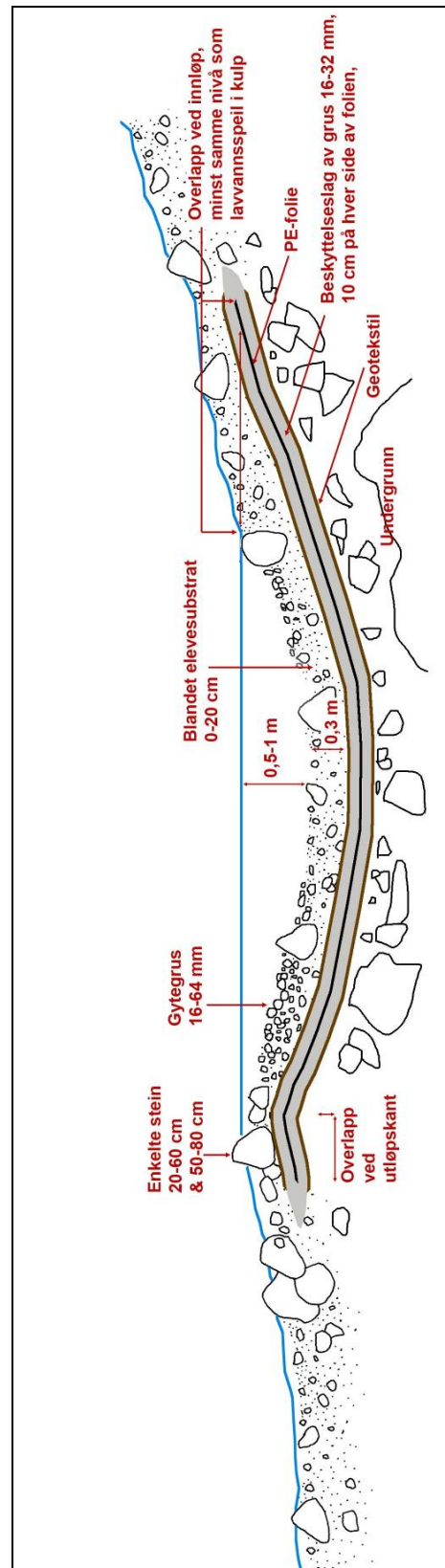
Reetablering av kantvegetasjonen vil bidra til bedre miljøtilstand etter vannforskriften og til å bedre skjul og næringstilgangen for ungfisken. En lettvinnt og effektiv måte å reetablere kantvegetasjonen på er å plante seljespiner tidlig om våren og å beskytte de mot beitende dyr. Dessuten bør svartor plantes, særlig der det ønskes erosjonsbeskyttelse.

### **Naturlig elveutvikling**

For å sørge for en naturlig utvikling av kanaliserte strekninger bør dagens steinsetninger fjernes og sideerosjon og naturlig suksesjon tillates. Elven bør utformes ved hjelp av egendynamikk og stedefegen substrat. Gytegrus bør legges ut dersom det ikke finnes nede i elvebunnen. Gjenåpning og egendynamikk krever noe areal men resultatet vil etter hvert ligne et naturlig elveløp (Figur 26). Der plass er begrenset bør en korridor etableres der bekken kan ha en naturlig utvikling. En slik korridor kan skapes med en buffersone på 5-10 m på hver side av bekken, der arealbruket innskrenkes. Dette vil i tillegg skape et godt grunnlag for å reetablere kantvegetasjonen og redusere stofftilførselen fra nedbørfeltet. I området som er vist i Figur 112, vurderes konfliktpotensialet med arealbruken (skog) som lav utenom direkte ved veien. Der det kreves erosjonssikring, bør det velges miljøvennlige metoder som uregelmessig steinsetting, seljefaskiner eller naturlig vegetasjon (vist i Figur 27). Veikulverten bør holde standarden til DN (2002), se Figur 33.



Figur 112 Tiltak for å bedre miljøstatusen og forholdene for sjøaure i Lønningsbekken.



Figur 113 Lengdesnitt lavvannskulp

### 3.2.8 Dalsmyrabekken

#### Status

#### Habitat

Dalsmyrabekken ligger i Bergen kommune og munner ut i Vestrepollen som er en del av Fanafjorden. Nedbørfeltet er omkring 0,4 km<sup>2</sup> (målt på topografisk kart). Med en middelavrenning på 50 l/km<sup>2</sup>/s blir middelvannføringen ca. 20 l/s. Bekken ble sterkt forandret og ca. 58 % av lengden ble lagt i rør, kanalisert eller utrettet. Det opprinnelige anadrome arealet av vassdraget ble estimert til et areal på 446 m<sup>2</sup> (ortofoto 1951). I 2010 ble det målt 252 m<sup>2</sup> (-42 %). Bekkens bredde varierer mellom 0,2-1 m.

Ved munningen i Vestrepollen er det en kulvert som virker som kunstig vandringshinder ved lav vannføring (Figur 114). Vannet siger igjennom fyllingen istedenfor å renne igjennom kulverten. Ovenfor ligger et stryk med relativ gode morfologiske forhold. Vannet er derimot sterk forurenset med kloakk og det finnes flere visuelt synlige utslipp (Figur 201). Ovenfor broen som ligger ca. 100 m ovenfor munningen, er bekken utrettet og blir i noen deler brukt som drenasjegrøft for et skogsareal. Ved parkeringsplassen for Arboretet, renner bekken i en kunstig grøft langs Mildeveien. Ovenfor parkeringsplassen deler bekken seg i to løp som begge forsvinner i rør. Rørene vurderes som ikke passerbare for fisk. Det er mulig at deler av overvannet fra nedbørfeltet er fraført siden det finnes omfattende endringer av bekkeløpet langs veien.

**Tabell 39. Sjøaurehabitat og morfologiske kriterier etter vannforskriften i anadrom del av Dalsmyrabekken**

Kategori	Uten inngrep	2010			Vurdering Miljøtilstand etter vannforskriften, opprinnelig anadrom del
		Status 2010	Reduksjon [%]	Andel i dagens anadr. elveareal [%]	
Samlet produksjonsareal [m <sup>2</sup> ]	446	252	43		
Gyteareal [m <sup>2</sup> ]		0		0	
Stryk [m <sup>2</sup> ]		99		39	
Renne [m <sup>2</sup> ]		132		52	
Kulvert [m <sup>2</sup> ]		21		8	
Innsjø [m <sup>2</sup> ]		0		0	
Uten morfologiske inngrep [m <sup>2</sup> ]	446	35	92		
Ungfiskproduksjon modellert [ind.]	800	0	100		Svært dårlig
Endring i elveløpets utforming [m]	1400	590	58		Dårlig
Endring i bunnen av elva [m]	1400	955	32		Dårlig
Endring av bankene [m]	1400	635	55		Dårlig
Endring i kantvegetasjon [m]	1400	805	43		Dårlig
Samlet					Dårlig



Figur 114 Munning i Vestrepollen



Figur 115 I nedre del finnes gytegrus og høy substratmangfold



Figur 116 Kloakkutslipp ca. 80 m ovenfor Vestrepollen

**Tabell 40. In situ målinger av konduktivitet, temperatur og pH ved kartleggingen i Dalsmyrabekken**

Sted	Dato	Konduktivitet μS/cm	Temperatur	pH	O <sub>2</sub>
Dalsmyrabekken ved pareringsplass Arboretet	02.06.2010	323	10,6	7,3	93 %
Dalsmyrabekken nederst	02.06.2010	574	11,1	7,8	36 %

**Vannkvalitet**

I løpet av kartleggingen ble det observert kloakkutslipp på minst 3 steder i de nederste 100 m av elven. In situ målingene i juni 2010, viste at vannet ikke var forsuret (pH 7,3 -7,8) men svært påvirket av forurensing. Konduktiviteten (323-574 μS/cm) ligger over upåvirkete elver og øker nedover bekken. Oksygenkonsentrasjonen var svært redusert i den nedre delen (36 %), mens konsentrasjonen i den øvre delen var langt høyere (93 %).

**Påvirkninger**

Fysiske påvirkninger av betydning i den anadrome delen er bekkelukking, utretting, kanalisering, steinsetting, og i mindre grad fjerning av kantvegetasjon. Bekken er sterkt forurenset.

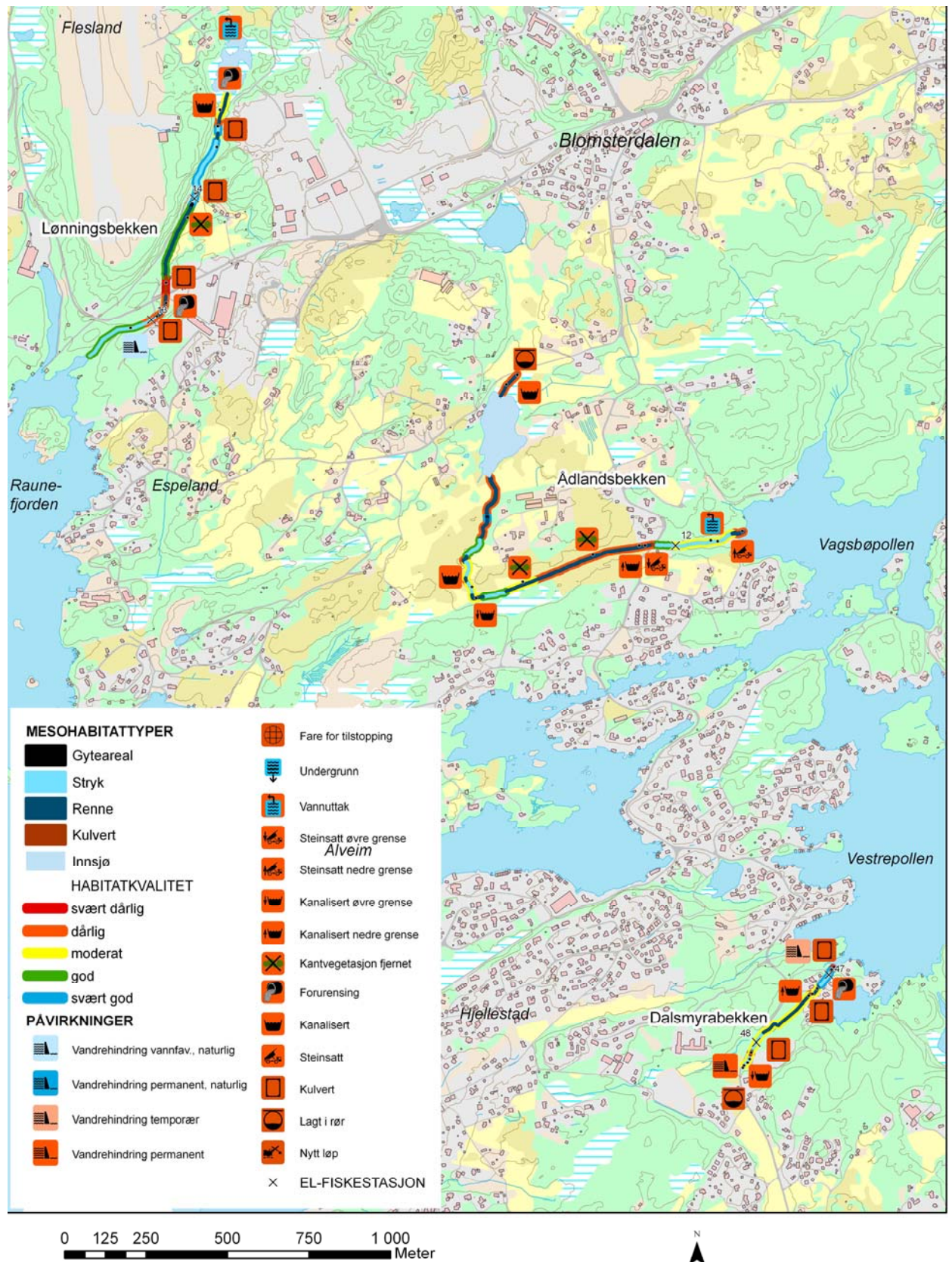
**Fisk**

Det ble bare fanget 3 ål på mellom 20 og 30 cm (st. 47, ved munning) ved el-fisket i september 2010. På den øverste stasjonen ble det ikke fanget fisk. Legges ungfisktetthetene fra nabovassdraget Grimseidelven og det opprinnelige anadrome elvearealet til grunn, gir produksjonsestimatet et potensial for 800 ungfisk.

**Tabell 41. Resultat fra el-fiske i Dalsmyrabekken (9/2010, T = 9,1°)**

Stasjonsnr.	Mesohabitat	Sum ungfisk/100 m <sup>2</sup>	Sjøaure/100 m <sup>2</sup>				Laks/100 m <sup>2</sup>	
			0+	1+	2+	eldre	0+	1+
48	Stryk	0	0	0	0	0	0	0
47	Stryk	0	0	0	0	0	0	0





Figur 117 Dalsmyrabekken (i sør): Habitatkartlegging og påvirkninger

## Vurdering

Sjøaurehabitatet i Dalsmyrabekken vurderes som fullstendig ødelagt på grunn av forurensing. Vannkvaliteten er ikke tilstrekkelig for sjøaure. Dette indikeres særlig av den lave målte oksygenkonsentrasjonen i nedre del, i mindre grad av konduktivitetsnivået og pH. Tilførsel av kloakk betraktes som hovedårsaken for forurensingen. Det er behov for en mer detaljert overvåking av vannkvaliteten etter retningslinjer gitt i vanddirektivet, men det er sannsynlig at miljøstatusen ender opp som dårlig eller svært dårlig.

Ved siden av forurensingen er det særlig de fysiske inngrepene som reduserer bekkearealet (-43 %), spesielt bekkelukkingen og utrettingen. Foruten de nederste 100 m er habitatforholdene moderat til svært dårlig. Det morfologiske mangfoldet er lavt og store strekninger er svært homogene. Tilgjengelig gytegrus mangler nesten fullstendig i øvre og midtre del.

Etter vannforskriften sine kriterier for morfologiske påvikninger vurderes det anadrome elveløpet til å ha en dårlig miljøtilstand. Forurensingen vurderes som avgjørende flaskehals for sjøaureproduksjonen, deretter kommer bekkelukkingen, utrettingen og kanaliseringen. Sjøaurehabitatet som kan gjenskapes er forholdsvis lite, et areal på ca 250 m<sup>2</sup> i dag, men med et potensiale på ca. 450 m<sup>2</sup> ved en restaurering. Andre småbekker, som f.eks Bønesbekken, viser at slike småvassdrag kan være fiskerike. Reetableres habitatet, kan bekken trolig gi habitat for ca. 800 ungfisk.

## Tiltak

### Generelt

For å bedre miljøtilstanden bør vannkvaliteten bedres betydelig. Lukkede strekninger bør gjenåpnes og en naturlig elveutvikling tillates. For å bedre forholdene for sjøaure bør nytt tilgjengelig gyteareal lages i den midtre og øvre delen. Siden vannføringen er lav og tørkeperioder kan forekomme, anbefales det dessuten å skape lavvannskulper som refugier for fiskeyngel. Det vannstandsavhengige vandringshinderet nederst i elven og kulverten ved parkeringsplassen, bør justeres.

**Tabell 42. Tiltak rangert etter forventet effekt for økning av sjøaureproduksjon**

Nr.	Tiltak
1	Bedring av vannkvalitet
2	Tillatelese av naturlig elveutvikling, bekkeåpning, reduksjon av erosjonssikring
3	Økning av gyteareal i øvre og midtre del
4	Etablering av lavvannsskulper
5	Justering av kulvert

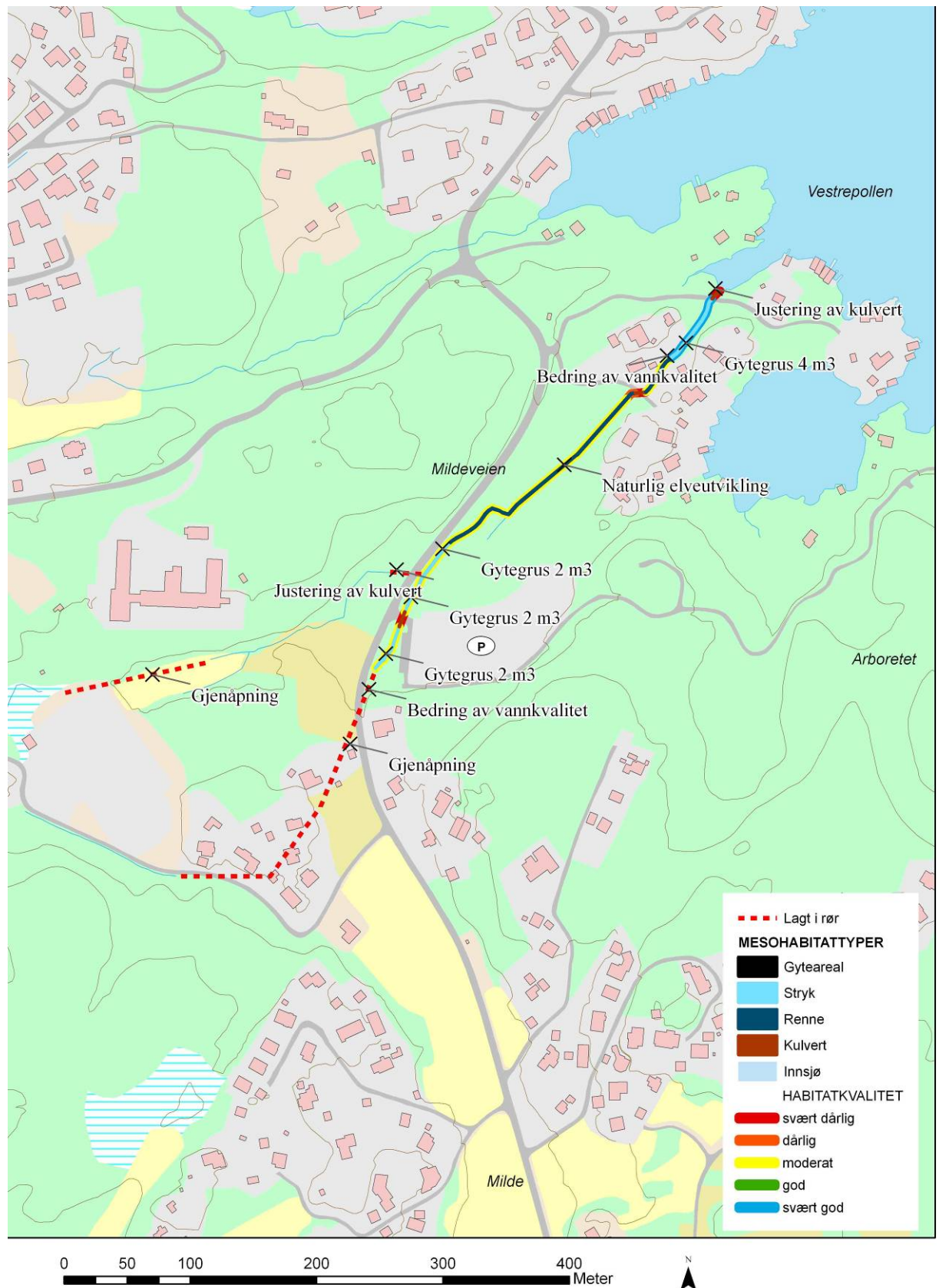
### **Bedring av vannkvalitet**

Det anbefales å fokusere på de observerte årsakene til forurensing og kloakkutslippene. Hus bør kobles til kloakknett og utslipp bør unngås i fremtiden. Som strakstiltak bør avsetningskummer og husrenseanlegg sjekkes og vedlikeholdes. Dessuten vil en etablering av plantefilter i kombinasjon med rensedammer skape rask forbedring. Plantefilter renses kloakk og spillvann gjennom filtrering og biologisk nedbryting gjennom bakterier og planter. De tilsvarende mekanisk og biologisk rensing i rensesanlegg. Sammen med en rensedam som sørger for ytterligere biologisk nedbryting, vil dette gi tilstrekkelig vannkvalitet for sjøare dersom dimensjoneringen er tilstrekkelig (Bahlo & Wach 1996).

### **Naturlig bekkeutvikling**

For å sørge for en naturlig utvikling av lukkede eller kanaliserte strekninger i Dalsmyrabekken, bør dagens steinsettinger fjernes, lukkede strekninger gjenåpnes og sideerosjon og naturlig suksesjon tillates. Elven bør utformes med hjelp av egedynamikk og stedefegen substrat. Tilgjengelig gytegrus bør legges ut dersom slik gytegrus ikke finnes elvebunnen (s.n.). Dette er sannsynlig i den midtre og i den øvre delen. En gjenåpning og egedynamikk krever noe areal men resultatet vil etter hvert ligne et naturlig elveløp. Slike tiltak bør veies opp mot arealbruken langs bekken og det vil ikke være mulig å gjenetablere naturlige løp alle steder. Der arealplassen er begrenset, bør en korridor etableres på strekninger der bekken kan ha en naturlig utvikling. En slik korridor kan skapes med en buffersone på minst 5 m på hver side av bekken. Dette vil i tillegg skape et godt grunnlag for å reetablere kantvegetasjonen og redusere stofftilførselen fra nedbørfeltet.

Kreves det erosjonssikring, bør det velges miljøvennlige metoder som uregelmessig steinsetting, seljefaskiner eller naturlig vegetasjon (vist i Figur 27). Bare naturlig vegetasjon vil være en erosjonssikring som bidrar til god miljøtilstand etter vannforskriften, mens alle de nevnte erosjonssikringer kan gi et tilstrekkelig sjøarehabitat så lenge det finnes et høyt substratmangfold og -dynamikk i selve elveløpet.



Figur 118 Anbefalte tiltak for å bedre miljøtilstanden og forholdene for sjøaure i Dalsmyrabekken. Kantvegetasjonen bør reetableres langs hele vassdraget.

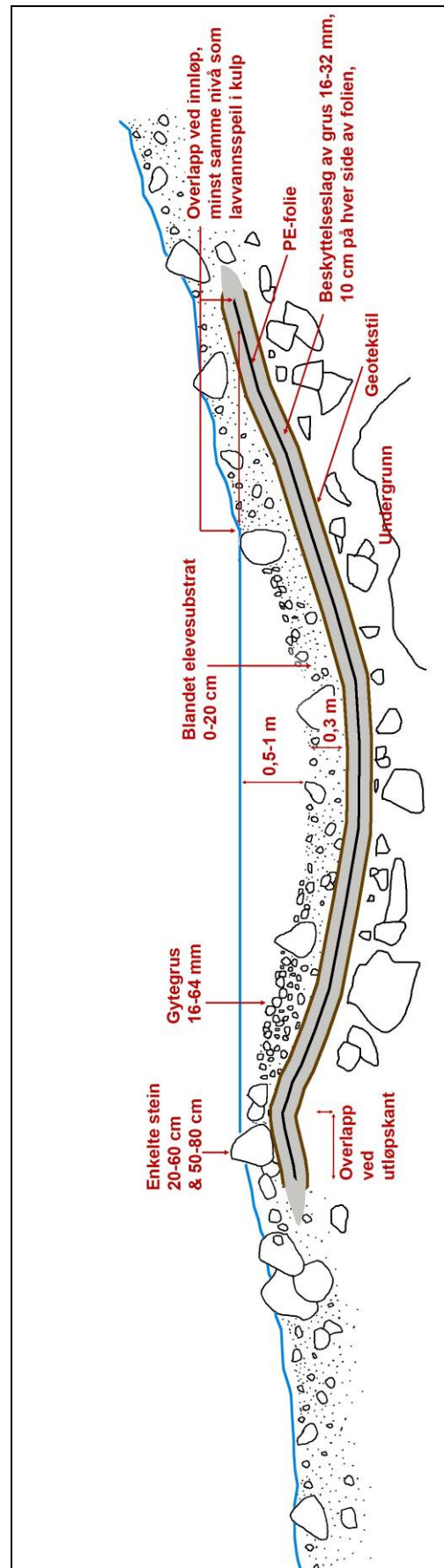
### **Økning av gyteareal i øvre del av vassdraget**

Nytt gyteareal bør lages ved å legge ut egnet gytegrus med en blanding av grusverksorteringene 16/32 (ca. 70 %) og 32/64 (ca. 30 %). Morenegrus i tilsvarende størrelsesklasse er godt egnet. Det samme gjelder for singel eller tromlet pukk med avrundete kanter. Brukket eller knust grus kan brukes men pakker seg ofte tettere sammen. Finsedimentandel (< 1 mm) bør være under 6 % og grusblandingen bør derfor spyles ren før utlegging dersom den inneholder finsediment. Ved utlegging av grus bør det utformes en grusbank som er minst 30 cm tykk. Vanddypet bør minst være 10 cm i gytetiden og området må aldri tørrellegges fullstendig. Strømhastighet bør ligge på mellom 20 og 80 cm/s. På grusbanken og ved siden av denne, bør det legges ut enkelte større steiner for å skape skjul for fisk og for å stabilisere grusen. Etablering av vegetasjon rund gyteplassen er gunstig men ikke på selve gytegrusen. Grusbanken bør helst ligge på en overgang mellom kulp og stryk ("brekk"). Her finnes det egnete hydrauliske betingelser for høy eggoverlevelse. Arealene som ble vurdert som egnet for grusutlegg er vist i Figur 97. Mengde gytegrus som anbefales for hvert av tiltakene er nevnt på kart. Arbeidet med å legge ut gytegrusen, bør gjennomføres etter at ungfisken i bekken har kommet opp av grusen, dvs. juni og juli.

### **Etablering av lavvannskulper**

Terskler som ellers er i bruk for å oppnå økt vanndekket areal ved lave vannføringer vil være uegnet her siden vannføringen kan bli så lav (nær null) at vannet bare vil sige gjennom tersklene. Istedenfor anbefales det å etablere lavvannskulper. For å lage en slik kulp graves det ut løsmassene til en dybde på 0,5 - 1 m slik at det oppstår et varig og størst mulig lavvannsvannspeil. Det er ikke kjent om undergrunnen er tilstrekkelig tett for å holde vannspeilet oppe og for å opprettholde en åpen vannføring nedenfor kulpen. Graving vil vise i hvilken grad dette er tilfelle. Dersom undergrunnen ikke er tett, anbefales det å tette kulpen (Figur 119). I dette tilfellet må man grave ytterligere 60 cm ned, legge ut en geotekstil, deretter legge ut et beskyttelseslag av grus (16-32 mm) med en tykkelse på 10 cm. Deretter bør det legges ut en 1 mm sterk PE-folie, så igjen et 10 cm tykt gruslag og en geotekstil oppå dette igjen. På toppen av dette legges elvestein fra utgravingen (et 30 cm tykt lag). Laget bør inneholde enkelte større steiner (20-60 cm og 50-80 cm) som gir ytterligere stabilitet. I utløpet av kulpene bør det være minst 1\*1 m store flekker med egnet gytegrus (ca. 16-64 mm). Folien må overlape kulpens flate som vist i tegning. Ved utløpet kan folien ligge nærmere sedimentoverflaten enn 30 cm. Innløpet bør bygges slik at flomvannføring spyles ut finmasser av kulpen.

Elva er dynamisk og har faststofftransport. Derfor kan kulpene eroderes eller fylles med løsmasser. Siden faststofftransporten er begrenset (ingen sidebekk, vann ovenfor, store steiner i løpet i dag) vurderes dette som et egnet tiltak. Tiltaket bør overvåkes og det bør innkalkuleres vedlikehold.



Figur 119 Lengdesnitt lavvannskulp

### **Justering av kulvert – bedring av vandringsvei**

Kulverten nederst bør justeres slik at fisk lettere kan passere hele tiden og ved ulike vannføringer (se Figur 30, Figur 33). I dag er det bare mulig for fisk å forsere kulverten ved høy vannføring kombinert med flosjø. Dette reduserer ikke bare mulig oppvandringstid for gytefisk men også overgang og vekslingsmuligheter mellom sjø og elv for ungfisk så vel som muligheter for avlusning. Kulverten bør utformes etter DN (2002) og som strakstiltak bør stryket nedfor røret justeres som vist i Figur 30.

Kulverten ved arboretet bør tilkobles bekken slik at fisk kan vandre videre oppover. Kulverten bør derfor utformes etter kriteriene i DN (2002).

## 3.2.9 Møllendalselven

### **Status**

#### **Habitat**

Møllendalselven ligger i Bergen kommune og munner ut innerst i Store Lungegårdsvann (sjø). Nedbørsfeltet er i dag rund 1,7 km<sup>2</sup>, opprinnelig var det 16,7 km<sup>2</sup>. Overvann fra 15 km<sup>2</sup> tilføres magasinet Svartediket der det meste blir brukt som drikkevann. Fra Svartediket renner vann kun nedover mot Møllendalselven ved overløp av dammen. Med en middelavrenning på 60 l/km<sup>2</sup>/s blir middelvannføringen i dag ca. 100 l/s (uten overløp) mot ca. 1000 l/s opprinnelig. Rund 48 % av nedbørsfeltet ble kartlagt som bebygget (Bergen kommune 2005) og man må regne med at dette har en betydelig effekt på hydrologien. Den anadrome delen av vassdraget er rund 420 m lang. Hele strekningen er kanalisert og begge bredder er festet med betong- og steinmurer. Tverrprofilen er dimensjonert for flomvannføring fra hele nedbørsfeltet. Dagens redusert middelvannføring gir derfor et svært redusert vannspeil i det brede elvefaret. Selv om elven er lagt i rør ovenfor anadrom strekning og denne kulverten virker som kunstig vandringshinder, regnes det ikke med at den anadrome delen var vesentlig større opprinnelig ettersom terrenget her har flere bratte trinn på opptil 70 % fall.

Flomløpets (kanal) areal ble målt til 4137 m<sup>2</sup> (Tabell 23). Det opprinnelige elvearealet anslås til å ha vært 3000 m<sup>2</sup>. Vannspeilet ved middels lavvannføring ble målt til ca 25 % av dette (1000 m<sup>2</sup>). Hele den anadrome strekningen består i dag av stryk. Substratmangfoldet er høyt. Det finnes flekkvis gytegrus, rullestein og finsediment. Det morfologiske mangfoldet er imidlertid lavt, og uten tydelige kulper og renner. Elven er preget av lav vannstand ved middels lavvannføring. Ved lavvannføring er lav vannstand og redusert elveareal enda mer utpreget. Boss og forsøpling ble observert enkelte steder.

**Tabell 43. Sjøarehabitat og morfologiske kriterier etter vannforskriften i anadrom del av Møllendalsvassdraget**

Kategori	Uten inngrep	2010			Vurdering
		Status 2010	Reduksjon [%]	Andel i dagens anadr. elveareal [%]	
Samlet produksjonsareal [m <sup>2</sup> ]	ca. 3000	1000	67		
Gyteareal [m <sup>2</sup> ]					
Stryk [m <sup>2</sup> ]		1000		100	
Renne [m <sup>2</sup> ]					
Kulvert [m <sup>2</sup> ]					
Innsjø [m <sup>2</sup> ]					
Uten morfologiske inngrep [m <sup>2</sup> ]	3000	0	100		
Ungfiskproduksjon modellert [ind.]	3500	700	80		Dårlig
Endring i elveløpets utforming [m]	420	420	100		Svært dårlig
Endring i bunnen av elva [m]	420	350	17		Moderat
Endring av bankene [m]	420	420	100		Dårlig
Endring i kantvegetasjon [m]	420	50	87		Svært dårlig
Samlet					Dårlig

**Tabell 44. In situ målinger ved kartlegging i Møllendalselven**

Sted	Dato	Konduktivitet µS/cm	Temperatur	pH
Møllendalselven ,munning	28.05.2010	141	10,6	7,8

**Tabell 45. Vannanalyser Møllendalselva (farge \* etter vannforskriften, \*\* etter SFT 1997)**

Sted	Dato	TP	TN	TC	NH4	NO3	Alk	Al	Ca
		µg/l	µg/l	mg/l	µg/l	µg/l	mmol/l	µg/l	mg/l
Møllendalselven	28.05.2010	37*	1020*	11,2	21*	465	0,325**	8,5	11,1
		Kobber	Sink	Nikkel	Krom	Bly	Kadmium	Kvikksølv	
		µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	
		11**	22**	0,64**	<0,5**	<0,2**	0,022**	<0,002**	

### Vannkvalitet

Under kartleggingen ble det observert utslipp av forurenset vann i den anadrome strekningen, særlig i øvre del. Illeluktende vann rant inn i elven fra rør på begge bredder (Figur 123). Det er kjent at vassdraget er påvirket av forurensing fra kloakknett og overvann (Bergen kommune 2005). In situ målingene i mai 2010 viste at vannet ikke var forsuret (pH 7,8). Konduktivitet (141 µS/cm) var ikke vesentlig høyere enn i upåvirkete elver. Vannanalysen tyder på forurensing av næringsstoffer (TP = 37 µg/l, TN = 1020 µg/l) og kobber (11 µg/l).





Figur 120 Møllendalselven ovenfor munning i Store Lungegårdsvann



Figur 121 Substratmangfoldet er høyt og det finnes flekkvis gyteareal. Vannføring er redusert pga. uttakk av drikkevann.



Figur 122 Redusert vannføring fører til redusert vanndekket areal i det brede elvefaret. Hele den anadrome delen er kanalisert.



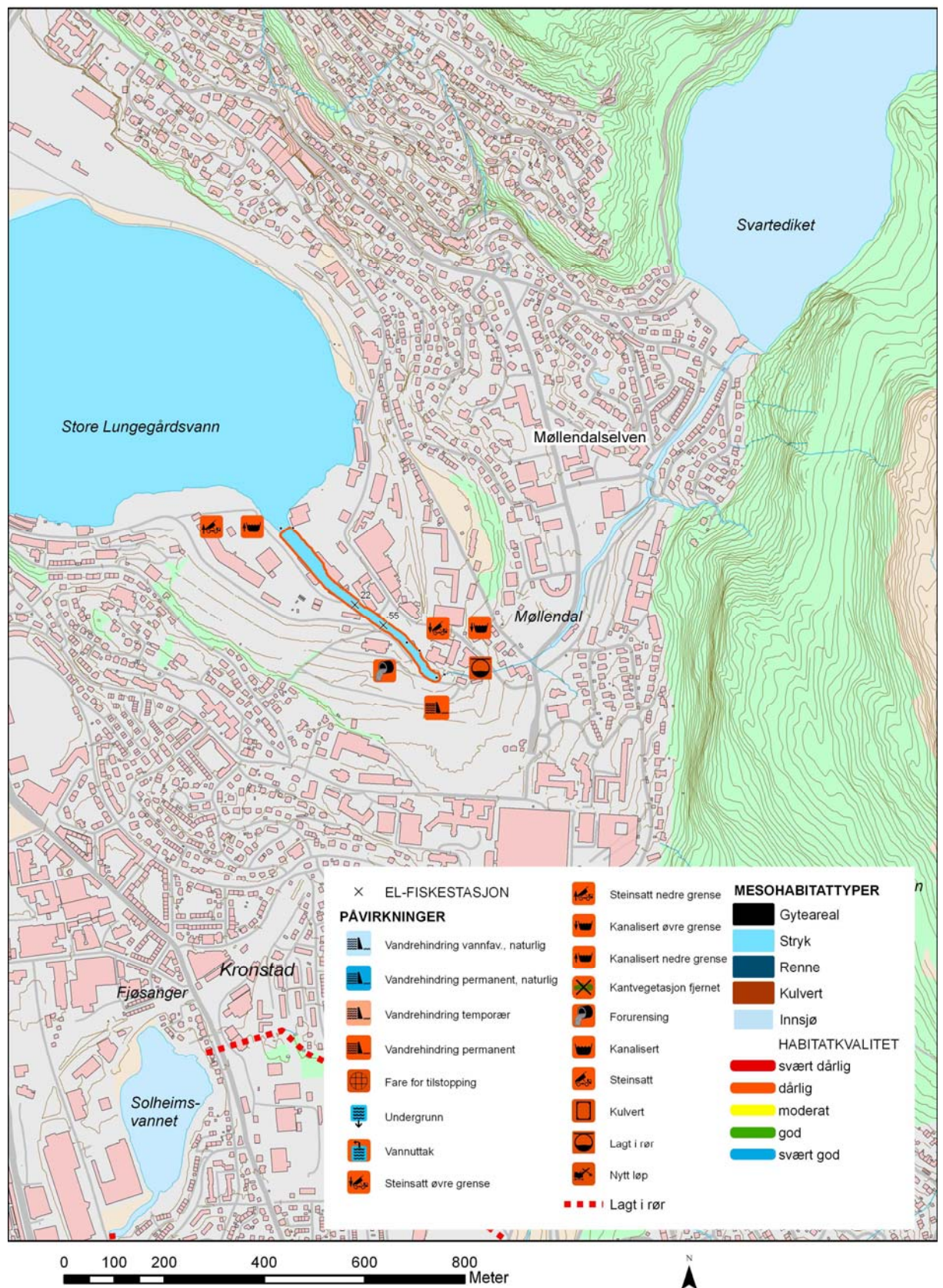
Figur 123 Visuelt synlig forurensing øverst i anadrom strekning.



Figur 124 Stryket øverst i vassdrag forsvinner i en kulvert som ikke er passerbar.



Figur 125 Et eksempel fra Dalevassdraget viser hvordan terskler kan bidra til økt vanndekket areal ved lav vannføring.



Figur 126 Møllendalselven: Habitatkartlegging og påvirkninger

### Påvirkninger

Vannføring er redusert og fører til redusert elveareal i det brede elvefare, og betydelige områder er preget av svært lav vannstand som i perioder gir ugunstige forhold for fisk. Fysiske påvirkninger i anadrom del er først og fremst kanalisering, samt at elven er lagt i rør. Forurensingen er påfallende i elven og kan trolig medføre kritiske forhold for fisk, særlig ved lav vannføring.

### Fisk

Ungfisktetthet på to stasjoner i anadrom del av Møllendalselva var henholdsvis 84 og 46 ungfisk/100 m<sup>2</sup> av både laks (32%) og aure (68%). Det ble dessuten fanget to røye (9 og 12 cm) og flere flyndre og stingsild. Eldre ungfisk utgjorde 11 % mens årsyngel utgjorde 89 % av total fangst av aure. Det er påfallende at aure med en lengde som tilsvarende 1+ manglet helt. Ungfiskmodellen gir et estimat på ca. 700 ungfisk i hele anadrome elvearealet i 2010. Uten inngrep forventes at det anadrome elvehabitatet var på rundt 3000 m<sup>2</sup> og at forurensing og tørke ikke hadde noen vesentlig effekt på fisketetthet. Bruker man estimatene av fisketetthetene fra det (opprinnelig) nesten like store Sælenvassdraget, er potensialet ca. 3500 ungfisk.

**Tabell 46. Resultat fra el-fiske i Møllendalselven (9/2010, T = 12,2°)**

Stasjonsnr.	Mesohabitat	Sum ungfisk/100 m <sup>2</sup>	Sjøaure/100 m <sup>2</sup>				Laks/100 m <sup>2</sup>	
			0+	1+	2+	eldre	0+	1+
55	Stryk	84	70	0	2	0		12
22	Stryk	46	8	0	8	2		30

### Vurdering

Sjøaurehabitatet vurderes som redusert med rundt 2/3 på grunn av redusert vannføring. Dessuten kan fysiske inngrep og forurensing bidra til reduserte fisketettheter. At en årsklasse mangler (1+ aure) kan tyde på at rekruttering ikke finner sted hvert år. Dette er muligens på grunn av dårlig vannstand eller forurensingsepisoder. Substratmangfoldet er relativt høyt, og gytegrus finnes flekkvis, men tydelige renner, kulper, eller sammenhengende gyteareal mangler. Konduktivitetsnivå og pH indikerer tilstrekkelig vannkvalitet for sjøauren ved prøvetaking. Vannanalysen tyder imidlertid på forurensing av næringsstoffer og metaller. Forurensing kombinert med lav vannføring kan føre til kritiske situasjoner for fisk. For å vurdere vannkvaliteten etter vannforskriften trengs en mer omfattende overvåking.

Etter vannforskriften sine kriterier for morfologiske påvirkninger vurderes det anadrome elveløpet med dårlig miljøtilstand. Redusert vannføring i kombinasjon med forurensing og kanalisert elvefar vurderes som flaskehals for sjøaureproduksjon.

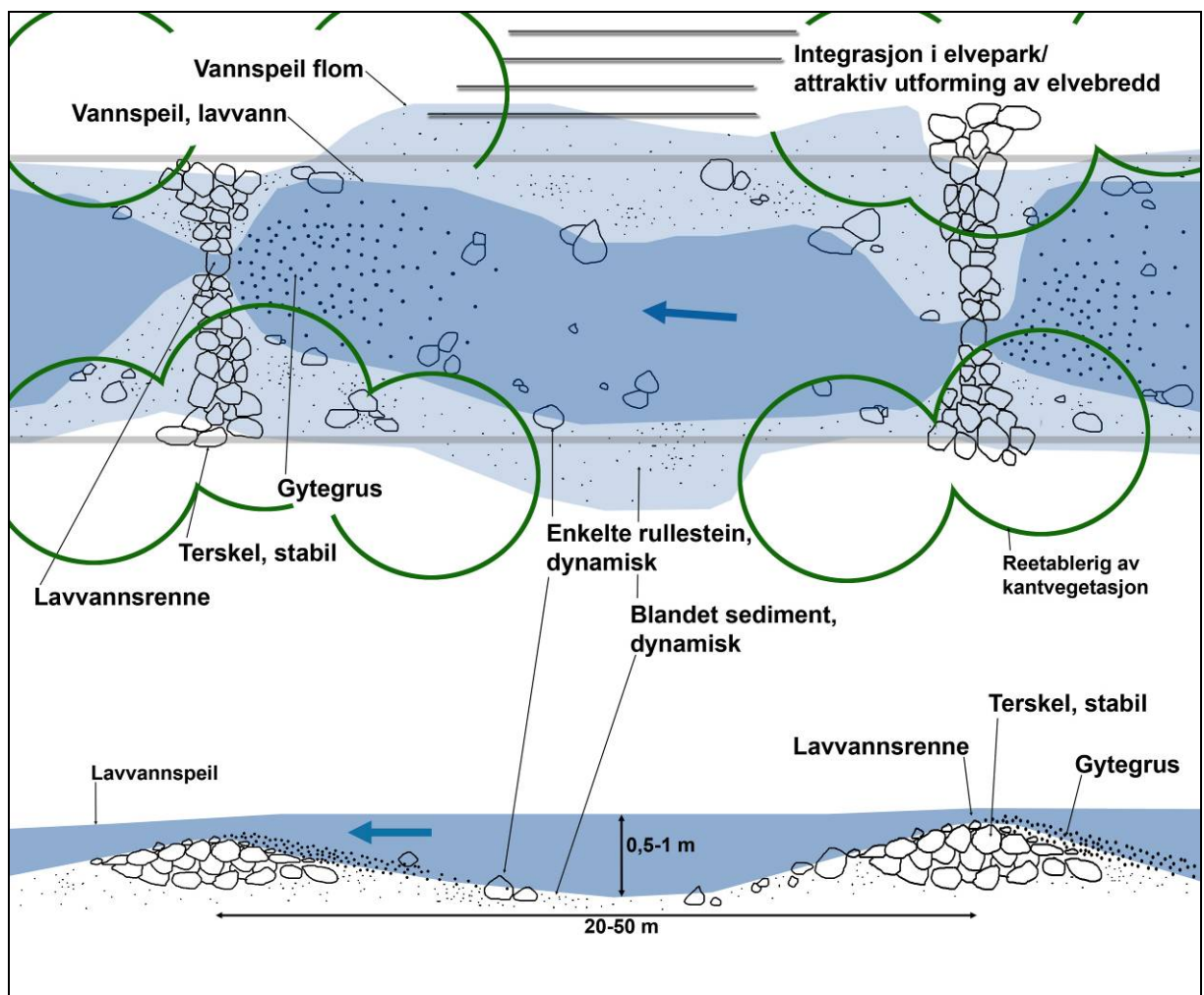
## Tiltak

### Generelt

For å bedre miljøtilstanden og forholdene for sjøaure bør vanddekket elveareal økes, kanalisering og forurensing reduseres, og kantvegetasjon reetableres. Økning av vanddekket areal, inkludert refugier ved lav vannføring, betraktes som det mest effektive tiltaket for å øke fiskeproduksjon. Deretter følger reduisering av forurensing, kanalisering og reetablering av kantvegetasjon.

**Tabell 47. Tiltak rangert etter forventet effekt for økning av sjøaureproduksjon**

Nr.	Tiltak
1	Økning av vanddekket areal, refugier ved lav vannføring
2	Bedring av vannkvalitet
3	Redusering av kanalisering
4	Reetablering av kantvegetasjon



Figur 127 Anbefalt tiltak for bedring av miljøtilstand og forhold for sjøaure i Møllendalselven, plan oppe, lengdeprofil nede.

### **Økning av vanddekket areal**

En minstevannføring vil sørge for å bedre miljøtilstanden og bør vurderes avhengig av utformingen av elvefaret. Elvefaret er i dag dimensjonert for å tåle flomvannføring men er ikke tilrettelagt for den lave vannføringen som finnes nesten året rundt. Vannet fordeler seg i det brede, kanaliserte og homogene elvefaret og dette fører til at vanddekket areal er lite, og der det er vann er det grunt. For å øke vanddekket areal med en redusert vannføring bør elvefaret justeres, som vist i Figur 127. Vanntette terskler bør sørge for at det finnes et størst mulig vannspeil ved lave vannføringer og en lavvannsrenne som gir vandringsmuligheter og strøm. Dette er viktig for gytearealet som bør etableres oppstrøms for hver terskel. Tersklene bør dimensjoneres for flomvannføring og bør ligge stabilt. Sediment mellom tersklene og gytearealet bør være en blanding av grus, rullestein og finsediment (tilsvarende dagens substrat) og bør være dynamisk. Mellom tersklene ligger kulper som bør være mellom 0,5 og 1 m dyp ved lavest vannføring. Tiltaket kan medføre behov for avtetting av undergrunnen. Dagens situasjon med en god del finsediment tyder imidlertid på at undergrunnen er tett nok. Avstand mellom tersklene er avhengig av gradienten og bør være mellom 20 og 50 m. Den gamle kanaliseringen (murer langs bredden) bør fjernes slik at elvebredden kan være uregelmessig og kan gi skjul for fisk ved flom. Dette medfører dessuten større hydraulisk kapasitet og mindre skjærspenninger. Reetablering av kantvegetasjon og utforming av bredden kan dessuten med fordel integreres i en planlagt elvepark (Bergen kommune) ved Møllendalselven og en attraktiv byplanlegging.

### **Vannkvalitet og tiltak i nedbørsfelt**

Forurensing bør reduseres som beskrevet i TA (2009). Overvann fra området bør infiltreres i størst mulig grad. Ved løpende og fremtidige byutviklingsprosjekter bør lokal overvannshåndtering være en forutsetning. Boss i vassdraget er først og fremst et estetisk problem men kan i tillegg være kilde til miljøgifter. Tilførselen av boss bør derfor reduseres og allerede tilført boss bør ryddes.

### 3.2.10 Fjøsangerbekken

#### Status

Fjøsangerbekken ligger i Bergen kommune og munner ut nord i Nordåsvannet (sjø). Nedbørsfeltet er 9,8 km<sup>2</sup> (Bergen kommune 2005) og er preget av bebyggelse. Med en middelavrenning på 60 l/km<sup>2</sup>/s blir middelvannføringen ca. 600 l/s. Vassdraget har blitt sterkt forandret fra sin opprinnelige form. Nesten hele bekken er lagt i rør og innsjøer er helt (Haukelandsvannet) eller delvis (for eksempel Kristianborgvannet) gjenfylt. En del av overvannet fra nedbørsfeltet føres fra det resterende vassdraget gjennom avløpsnett mot Knappen renseanlegg. En annen del av overvannet ledes gjennom et rør ut dypt i Nordåsvannets for å øke omskiftning dypvannet. Vannføring ved kartlegging estimeres til ca. 10 l/s og det forventes at dette tilsvarer middels lavvannføring. Det opprinnelig anadrome areal estimeres til ca. 8000 m<sup>2</sup> og en lengde på minst 4,5 km (ortofoto 1951). I dag vurderes bare 7 % (576 m<sup>2</sup>) som fysisk tilgjengelig for anadrome fisk. Den resterende delen ligger i rør eller befinner seg ovenfor vandringshinder.

Av det nåværende anadrome arealet består 52 % av kulverter, 26 % av renner, 20 % av stryk og 2 % av gyteareal. Kulverter utgjør en stor andel. Trekkes dette fra blir det resulterende anadrome areal bare rund 275 m<sup>2</sup> eller 3 % av det opprinnelige arealet. Den resterende bekken er sterkt forurenset, se nedenfor.

**Tabell 48. Sjøaurehabitat og morfologiske kriterier etter vannforskriften i anadrom del av Ådlandsbekken**

Kategori	Uten inngrep	2010			Vurdering Miljøtilstand etter vannforskriften, opprinnelig anadrom del
		Status 2010	Reduksjon [%]	Andel i dagens anadr. elveareal [%]	
Samlet produksjonsareal [m <sup>2</sup> ]	8000	576	93		
Gyteareal [m <sup>2</sup> ]		12		2	
Stryk [m <sup>2</sup> ]		116		20	
Renne [m <sup>2</sup> ]		147		26	
Kulvert [m <sup>2</sup> ]		301		52	
Innsjø [m <sup>2</sup> ]		0			
Uten morfologiske inngrep [m <sup>2</sup> ]	8000	0	100		
Ungfiskproduksjon modellert [ind.]	7200	0	100		Svært dårlig
Endring i elveløpets utforming [m]	4500	630	86		Svært dårlig
Endring i bunnen av elva [m]	4500	760	83		Svært dårlig
Endring av bankene [m]	4500	760	83		Svært dårlig
Endring i kantvegetasjon [m]	4500	250	94		Svært dårlig
Samlet					Svært dårlig



Figur 128 Rørutløp og stryk mot munning i Nordåsvatnet.



Figur 129 Munning på Fjøsanger.



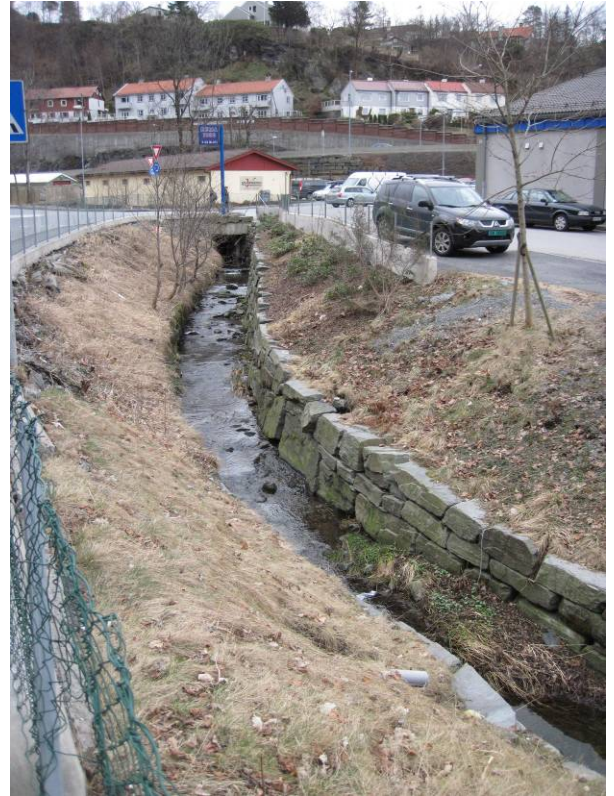
Figur 130 Innløp til røret med kulp nedenfor



Figur 131 Rist ved innløp til røret.



Figur 132 Mesteparten av Fjøsangervassdraget ligger i rør. Bildet er tatt i nederste kulvert.



Figur 133 Kanalisert strekning på Fjøsanger.

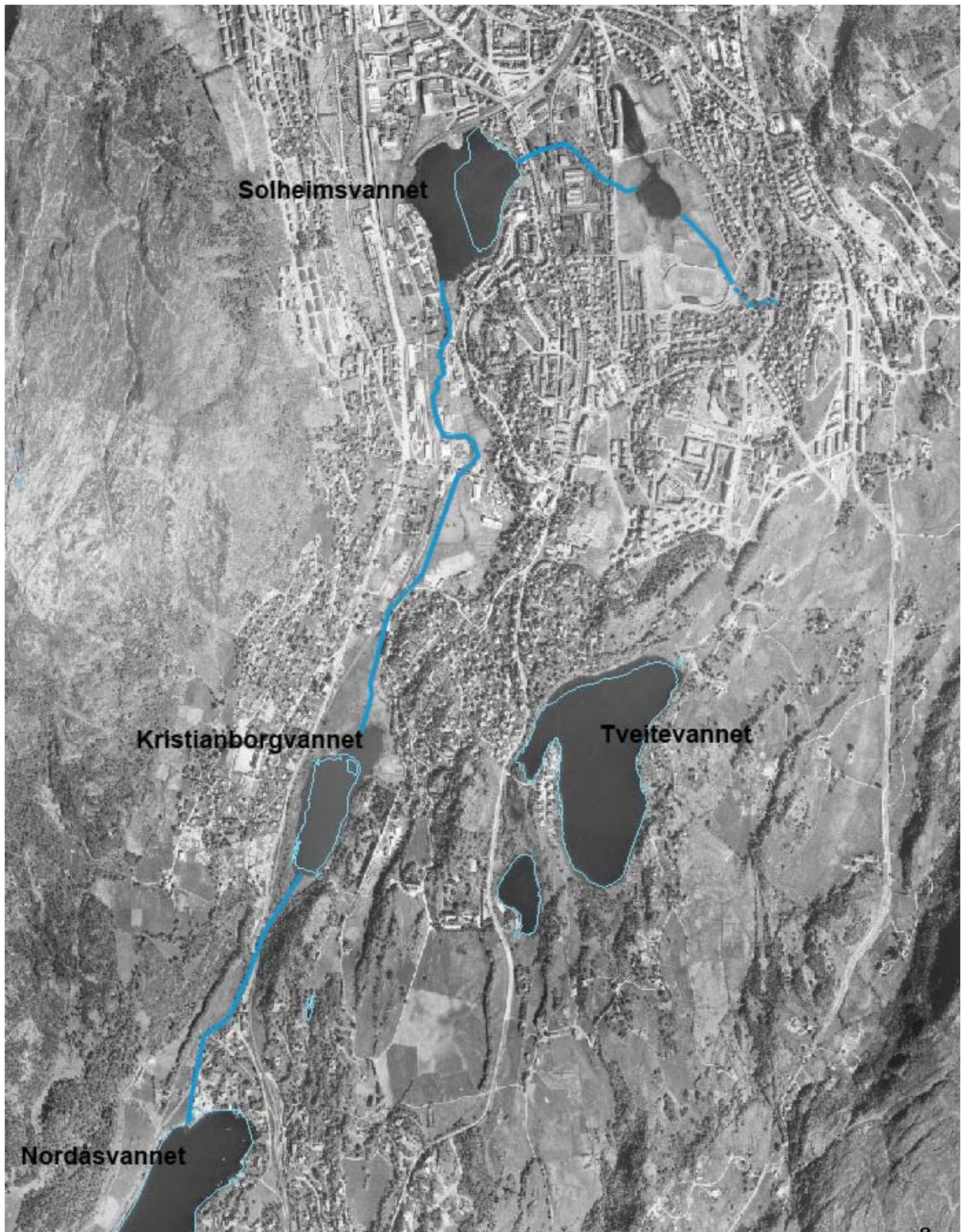


Figur 134 Utslipp av spillvann ved øvre kulvert i dagens anadrom strekning

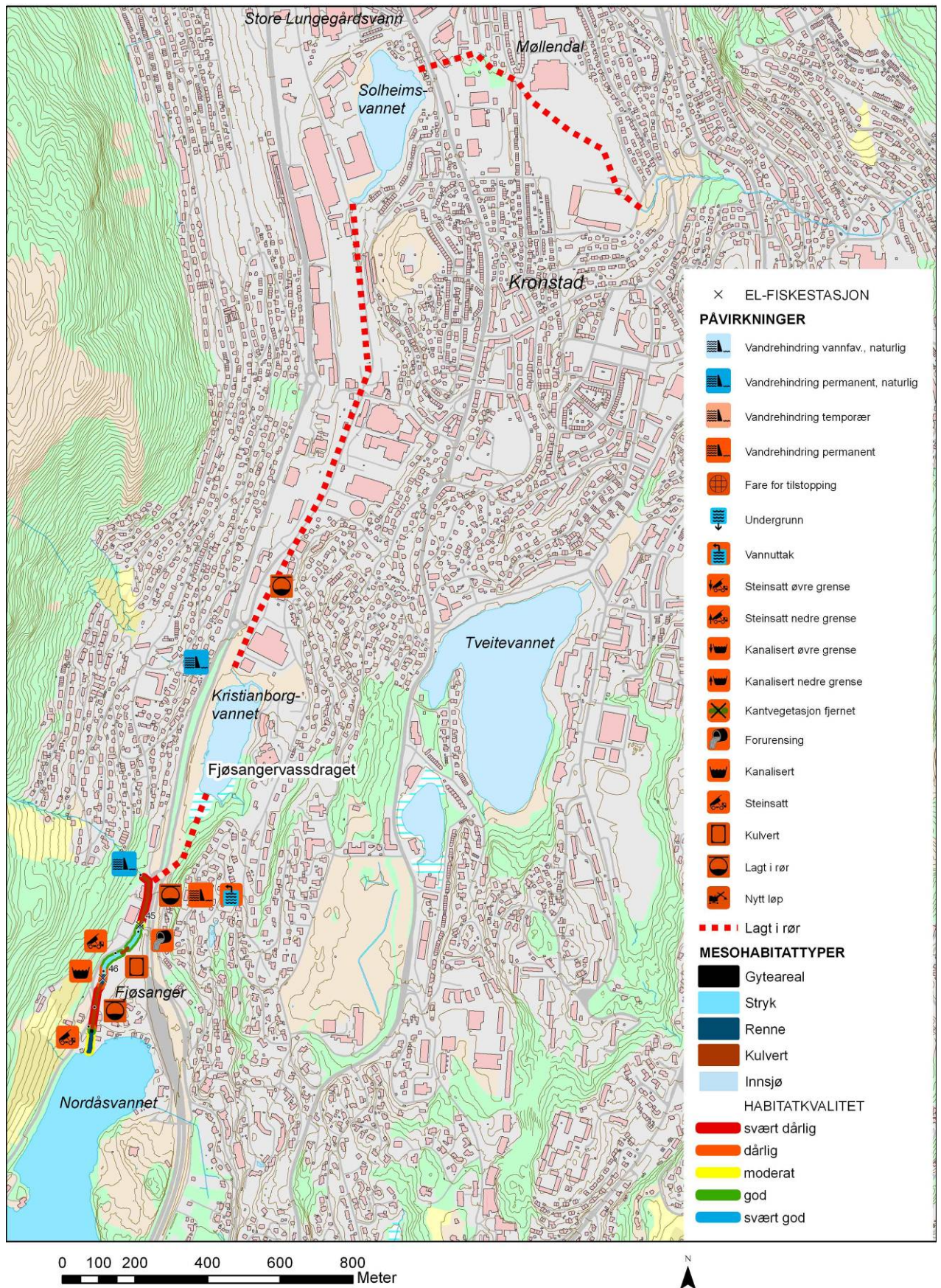


Figur 135 Ovenfor kulverten mot Løvstakken finnes et 20 m lang stryk med gode habitatforhold før neste kulvert begynner





Figur 136 Ortofoto fra 1951 viser et åpent elveløp fra Nordåsvannet opp til Solheimsvannet og videre mot Ulriken.



Figur 137 Fjøsangerbekken: Habitatkartlegging og påvirkninger

**Tabell 49. In situ målinger ved kartlegging i Fjøsangerbekken**

Sted	Dato	Konduktivitet μS/cm	Temperatur	pH
Fjøsangerbekken, øverst	08.04.2010	220	6°	8,0
Fjøsangerbekken, nederst	08.04.2010	267	6,2°	7,6

**Tabell 50. Vannanalyser Fjøsangerbekken (farge \* etter vannforskriften, \*\* etter SFT 1997)**

Sted	Dato	TP	TN	TC	NH4	NO3	Alk	Al	Ca
		μg/l	μg/l	mg/l	μg/l	μg/l	mmol/l	μg/l	mg/l
Fjøsangerbekken, øverst	08.04.2010	611*	3020*	39**	1890*	30	0,532**	52	17,6
		Kobber	Sink	Nikkel	Krom	Bly	Cadmium	Kvikksølv	
		μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	
		0,58**	10,0**	0,9**	<0,5**	<0,2**	0,018**	<0,002**	

### Vannkvalitet

På kartleggingen ble det observert tydelige tegn på forurensing. Det ble observert gjennomgående mye blass, fyllinger, dumping av masser og utslipp av spillvann (Figur 134). Forurensing kan ha større effekt siden fortynningseffekten er redusert på grunn av redusert vannføring. In situ målingene fra 08. 04. 2010 tyder ikke på sterk forurensing. Kun konduktivitet er litt større enn i upåvirkede elver i regionen. Vannanalysen derimot viser betydelig forurensing med næringsstoffer, særlig fosfor (TP = 611 μg/l) og ammonium (NH4 = 1890 μg/l). Høy ammoniumkonsentrasjon kan tyde på kloakkutslipp. Verdiene er så høye at de kan bli akutt giftig for fisk. Dessuten vil de sørge for indirekte fiskedødlighet gjennom oksygenforbrukende prosesser. Fra tidligere undersøkelser er det kjent at det finnes en betydelig forurensing fra overløp av avløpsnett og direkte kloakkutslipp i vassdraget. Situasjonen i 2010 ser ikke ut til å ha blitt bedre til tross for saneringsplaner og at situasjonen har vært kjent over tid.

### Påvirkninger

Fysiske påvirkninger i anadrom del er bekkelukking, vandringshinder, kanalisering, steinsetting og fjerning av kantvegetasjon. Forurensingen har et betydelig omfang og er skadelig for fisk.

### Fisk

Det ble ikke fanget noen fisk i vassdraget til tross for en grundig el-fiske-gjennomgang. Det må gås ut i fra at det ikke fantes ungfisk av sjøaure eller laks i elven i høst 2010.

Legger man samme fisketettheter og habitatfordeling som i nabovassdraget Sælvassdraget til grunn for ungfiskmodellen, får man et estimat av 7200 ungfisk for det opprinnelige vassdraget. Dette gir et anslag for det opprinnelige potensialet i vassdraget. Vannene i vassdraget er kjent (TA 2009) for å ha bestander av gjedde (*Eox lucius*) og karuss (*Carassius carassius*). Begge arter ble innført på Vestlandet og har større toleranse mot forurensing enn aure, særlig karuss.

**Tabell 51. Resultat fra el-fiske i Fjøsangerbekken (9/2010, T = 11,8 °)**

Stasjonsnr.	Mesohabitat	Sum ungfisk/100 m <sup>2</sup>	Sjøaure/100 m <sup>2</sup>				Laks/100 m <sup>2</sup>	
			0+	1+	2+	eldre	0+	1+
45	Stryk	0	0	0	0	0		
46	Renne	0	0	0	0	0		

## Vurdering

Fjøsangerbekken var i 2010 fullstendig ødelagt som habitat for sjøaure. Det androme elvearealet ble redusert med 93 % og siste rest var så forurenset at fisk trolig ikke kan overleve. Bortsett fra forurensing er det resterende fysiske habitatet redusert på grunn av vannmangel, kulverter og kanalisering. I det resterende elvearealet finnes det forutsetninger for gyteareal, standplasser og skjul men potensialet kan ikke brukes på grunn av forurensing og vannmangel. På grunn av de omfattende inngrepene vurderes miljøstatusen etter vanndirektivets morfologiske kriterier som svært dårlig (Tabell 48). Status som ”sterkt modifisert” (SMVF) bør vurderes. For å vurdere vannkvaliteten etter vanndirektivet trengs en mer detaljert overvåking, men observasjonene indikerer dårlig-svært dårlig miljøstatus. Forurensing, reduksjon av vannføring, bekkeluking, vandringshinder, og kanalisering vurderes som flaskehals for sjøaureproduksjon i dag (i denne rekkefølgen). Reduksjon av kantvegetasjon vil dessuten virke ugunstig dersom det hadde vært fisk i elven.

## Tiltak

### Generelt

For bedring av miljøstatus bør forurensing reduseres, vannføring økes og bekken gjenåpnes der det er mulig. Vandringsbetingelser bør bedres, mur og steinsetting bør reduseres eller byttes med mer miljøvennlig erosjonssikring. Dessuten bør kantvegetasjon reetableres og gytearealet økes. Tiltakene kan bli omfattende men føyer seg inn i aktuelle planer for byutvikling, for eksempel i Mindemyren. Klarer man å gjenskape et anadrom elveareal av ca 8000 m<sup>2</sup> kan det opprinnelige nivå for ungfiskproduksjonen nås. Tiltakene er ikke fremstilt på kart siden de i stor grad er avhengig av fremtidig byplanøgging.

**Tabell 52. Tiltak rangert etter forventet effekt for økning av sjøaureproduksjon**

Nr.	Tiltak
1	Reduksjon av forurensing
2	Økning av vannføring
3	Gjenåpning av lukkede strekninger og bedring av vandringsbetingelser
4	Fjerning/redusering av steinsetting og tillatelse av naturlig elveutvikling
5	Økning av gyteareal
6	Reetablering av kantvegetasjon

### **Reduksjon av forurensing**

For å redusere forurensing bør tiltakene som er beskrevet i Bergen kommune (2005) og TA (2009) settes i verk. Dette er i all hovedsak tilkobling av forureningskilder til kloakkledningsnettet, og infiltrering og rensing av overvann. Utover dette bør mest mulig av det rensede overvannet tilbakeføres til vassdraget. For å kunne håndtere infiltrering av overvann anbefales å etablere en bufferstripe på 5-10 m langs vassdraget og gjenåpnede strekninger som gir rom for plantefilter, reduserer direkte avrenning inn i vassdraget og gir muligheter for reetablering av kantvegetasjon (s. n.). Plantefilter og buffersoner bør dimensjoneres etter forventet mengde overvann for de relevante strekningene.

### **Økning av vannføring**

Overvann som fraføres nedbørsfeltet i dag bør ledes til vassdraget istedenfor. Det anbefales å infiltrere overvannet før det når elven (s.o.). Vanninntaket som leder vann til dype områder i Nordåsvannet bør justeres på samme måte som vanninntak med samme funksjon i Apeltunvassdraget: Vann bør bare renne inn i røret ved vannføringer over gjennomsnittet i bekken. Omskiftning av vann i Nordåsvannet ved rørutløpet vil forstøtt ha sin funksjonalitet ettersom det er perioder med stor vanntilførsel som sørger for dette.

En mulig strakstiltak for å optimalisere vanndekket areal og å skape refugier ved lav vannføring er å etablere lavvannskulper med en dybde av ca 0,5 m slik at det oppstår en varig og størst mulig lavvannsvannspeil, se kap. 3.2.9 og Figur 127.

### **Gjenåpning av lukkede strekninger, bedring av vandringsbetingelser og reduksjon av erosjonssikring**

Området langs Fjøsangerbekken er tett bebygget og sterk forandret. En gjenåpning av elven og fjerning av erosjonssikring bør avveies mot dagens arealbruk og det kan være nødvendig å finne en ny trase for elevløpet. Det anbefales å velge en trase som ligger i et friområde eller som gir plass for et nytt friområde. Dette gir rom for en buffersone, kantvegetasjon, naturlig elveutvikling og infiltrering av overvann. Dessuten kan dyre forbygninger, erosjonssikringer og vedlikehold av disse reduseres. Selve elevløpet bør utformes med hjelp av egendynamikk og typisk substrat. Gytegrus (sortering 16/64), rullestein (50-200 mm), enkelte større stein (200-600 mm) og i mindre grad sand og finsediment bør tas i bruk. Der det ikke er nok plass for en elvekorridor med buffersone kreves erosjonssikring. Her bør det velges miljøvennlige metoder som uregelmessig steinsetting, seljefaskiner eller naturlig vegetasjon (vist i Figur 27).

Sannsynligvis vil arealbruket kreve at deler av elven ligger i kulvert (under vei, jernbane) også etter en omfattende restaurering. Slike kulvert bør være passerbar for fisk og holde standarden til DN (2002), se kap. 3.1.4.

### **Økning av gyteareal**

Er vannkvaliteten tilstrekkelig for sjøaure bør gyteareal gjenskapes gjennom utlegging av egnet gytegrus. Dette bør være en blanding av grusverkssorteringene 16/32 (ca 70%) og 32/64 (ca. 30%). Morenegrus i tilsvarende størrelsesklasse er best egnet. Singel eller tromlet pukk med avrundete kanter vil også være godt egnet. Brukket eller knust grus kan brukes men pakker seg ofte tettere. Finsedimentandel (< 1 mm) bør være under 6 % og grusblandingen bør derfor spyles ren før utlegging. Ved utlegging av grus skal det formes en grusbank som er minst 30 cm tykk. Vanddyp skal minst være 10 cm i gytetiden og området skal aldri falle tørt. Strømhastighet skal ligge mellom 20 og 80 cm/s. På grusbanken og ved siden bør det utlegges enkelte større stein for å skape skjul og for å stabilisere grusen. Vegetasjon rund gyteplassen er gunstig, men ikke på selve gytegrusen. Grusbanken skal helst ligge på en overgang mellom kulp og stryk ("brekk"). Her finnes der egnete hydrauliske betingelser for høy eggoverlevelse. Arealene som ble vurdert som egnet for grusutlegg er ikke vist på kart siden de er avhengig av vassdragets utforming ved gjenåpning. Ved grusutlegg i dagens vassdrag bør 4 grusbanker med hver 4 m<sup>3</sup> grus etableres i strykene mellom kulvertene

### **Reetablering av kantvegetasjon**

Reetablering av kantvegetasjon vil bidra til bedre miljøtilstand etter vannforskriften og til å bedre skjul og næringstilgang for sjøaure. Fiskeproduksjonen i vassdraget kan dermed økes. En lettvinnt og effektiv måte å reetablere kantvegetasjon er å plante seljespirer tidlig om våren og å beskytte de mot beitende dyr. Dessuten bør svartor plantes, særlig der det ønskes erosjonsbeskyttelse. Det anbefales å etablere en buffersone langs vassdraget som gir rom for kantvegetasjonen og tilleggsfunksjoner som infiltrering av overvann (s.o.).

## **3.2.11 Steinsvikbekken**

### **Status**

#### **Habitat**

Steinsvikbekken ligger i Bergen kommune og munner sør i Nordåsvannet (sjø). Nedbørsfeltet er 3,4 km<sup>2</sup> (Bergen kommune 2005) og er preget av bebyggelse. Med en middelavrenning på 60 l/km<sup>2</sup>/s blir middelvannføringen ca. 200 l/s. Det finnes to vann i den anadrome delen (Steinsvikvannet med 0,9 ha og Skeievatnet med 8,5 ha). Hele vassdraget antas å ha vært anadrom med et areal på ca. 6131 m<sup>2</sup> og en lengde på 4 km, derav 3240 m elv. I dag ligger en 250 m lang del i rør (under Fleslandsveien) og det er lite sannsynlig at øverste delen av vassdraget (200 m<sup>2</sup>) er tilgjengelig for fisk. 49 % av dagens anadrom areal består av stryk, 31 % av renner, 8 % av gyteareal og 15 % av kulverter. Kulverter utgjør en forholdsvis stor andel. Trekkes det fra blir det resulterende anadrome

areal bare rund 5000 m<sup>2</sup> eller 82 % av det opprinnelige. Fysiske inngrep ligger hovedsaklig ovenfor Steinsvikvannet. Først og fremst dreier de seg om bekkelukkinger, utretting, steinsetting og fyllinger. Habitatkvaliteten er betydelig redusert ovenfor Steinsvikvannet og det finnes knapt strekninger i kategori god eller svært god (Figur 156). Nedenfor Steinsvikvannet dominerer strekninger med gode og svært gode habitatforhold for sjøaure. Deler av bekkeløpet virker urørt selv om arealet langs bekken er gjengrodd kulturlandskap.

**Tabell 53. Sjøaurehabitat og morfologiske kriterier etter vannforskriften i anadrom del av Kråkåsbekken**

Kategori	Uten inngrep	2010			Vurdering Miljøtilstand etter vannforskriften, opprinnelig anadrom del
		Status 2010	Reduksjon [%]	Andel i dagens anadr. elveareal [%]	
Samlet produksjonsareal [m <sup>2</sup> ]	6131	5931	3		
Gyteareal [m <sup>2</sup> ]		484		8	
Stryk [m <sup>2</sup> ]		2911		49	
Renne [m <sup>2</sup> ]		1840		31	
Kulvert [m <sup>2</sup> ]		896		15	
Innsjø [m <sup>2</sup> ]		95251		1606	
Uten morfologiske inngrep [m <sup>2</sup> ]	6131	719	88		
Ungfiskproduksjon modellert [ind.]	4700	2500	47		Moderat
Endring i elveløpets utforming [m]	3240	2010	38		Moderat
Endring i bunnen av elva [m]	3240	2610	19		Moderat
Endring av bankene [m]	3240	1880	42		Moderat
Endring i kantvegetasjon [m]	3240	1730	47		Dårlig
Samlet					Moderat



Figur 138 Renne ved munning i Nordåsvatnet.



Figur 139 En kort strekning er kanalisert ...



Figur 140 ... ellers har nedre del av elven gode og svært gode habitatforhold.



Figur 141 Øyerogn fra en gyteplass i elvens nedre del (29.03.2010).



Figur 142 Sidenbekk nedenfor Steinsvikvannet er ikke tilgjengelig for sjøaure (foss med fritt fall > 1,5 m).



Figur 143 Ovenfor og direkte nedenfor Steinsvikvannet er elven utrettet og har lite fall.



Figur 144 Morfologien i den utrettede delen er homogen, kantvegetasjon og habitatkvalitet er redusert



Figur 145 Gyteareal finnes men er sjelden ovenfor Steinsvikvannet.





Figur 146 Kulvert under Fleslandveien. Røret vurderes som passerbar for fisk



Figur 147 Fleslandveien, her ligger bekken i rør.



Figur 148 Steinsatt og utrettet stryk ovenfor Skeievannet.



Figur 149 Gyteareal i utrettet parti på Skeie.



Figur 150 Yngel uten plommesekker som nettopp er kommet opp av grusen fra dette gytearealet (29.03.2010)



Figur 151 Bekken forsvinner i et 250 lang rør under Fleslandsveien. Bekkelukkingen vurderes som vandringshinder.



Figur 152 Ovenfor bekkelukkingen finnes stryk med gode habitatforhold men lite areal (200m<sup>2</sup>)



Figur 153 Det finnes flekkvis gyteareal i stryket.



Figur 154 Kloakkutslipp på Skeie (nedenfor Fleslandsveien).

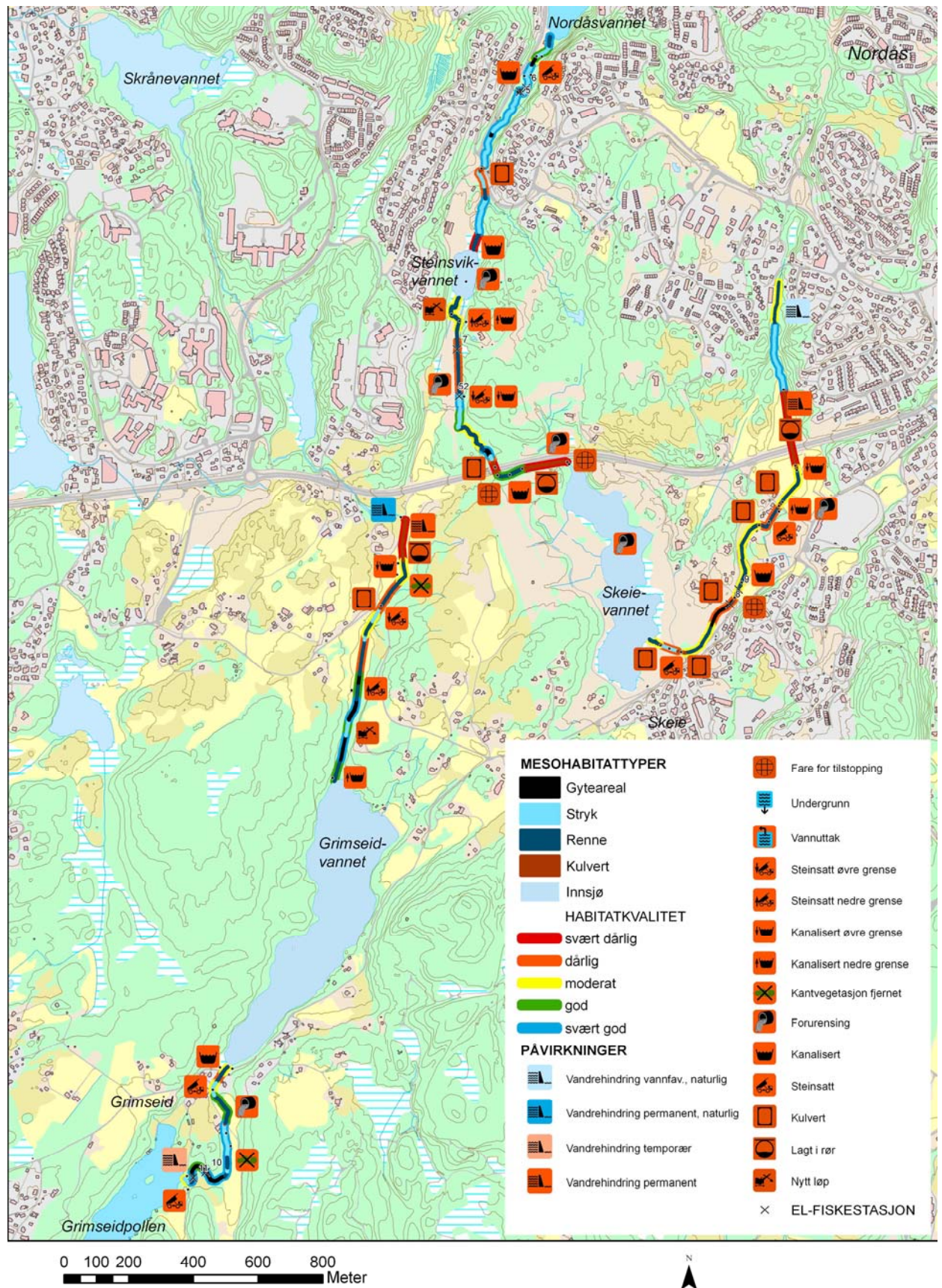
Figur 155 Forurensing nord for Skeievatnet.

**Tabell 54. In situ målinger ved kartlegging i Steinsvikbekken**

Sted	Dato	Konduktivitet μS/cm	Temperatur	pH
Steinsvikbekken, øverst	29.03.2010	344	4,2°	7,5
Steinsvikbekken, nederst	29.03.2010	326	3,3°	7,7
			Oksygen	
Steinsvikbekken, nedenfor Steinsvikvannet	01.09.2010	496	7,2 mg/l	7,6

**Tabell 55. Vannanalyser Steinsvikbekken (farge \* etter vannforskriften, \*\* etter SFT 1997)**

Sted	Dato	TP μg/l	TN μg/l	TC mg/l	NH4 μg/l	NO3 μg/l	Alk mmol/l	Al μg/l	Ca mg/l
Steinsvikbekken, nedenfor Steinsvikvannet	01.09.2010	40*	1430*	9,4**	133*	770	0,623**	19	15,2
		Kobber	Sink	Nikkel	Krom	Bly	Cadmium	Kvikksølv	
		μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	
		22**	<6,3**	1,0**	<0,5**	<0,2**	0,013**	<0,002**	



Figur 156 Steinsvikbekken (i nord): Habitatkartlegging og påvirkninger

### Vannkvalitet

På kartleggingen ble det observert tydelige tegn for forurensing på fire steder (Figur 156, Figur 154, Figur 155). Mellom Skeie og Fleslandveien er det flere kloakkutslipp i elven. Utslippene er synlig og det kjennes en tydelig lukt. Vannføring er liten så langt oppe og kloakkutslipp kan ha betydelig effekt. I hele Skeievatnet var det yppig vekst av submerse planter og kloakkluft ved utløpet. Nord for Fleslandveien ble utslipp av spillvann observert. Langs golfbane og i Steinsvikvannet var det tett plantevekst og tydelige tegn på eutrofiering. Utover sommeren kom sterk algevekst i tillegg og vannprøven fra 1. september viser høy ledningsevne (496  $\mu\text{g}/\text{l}$ ) og relativ lav oksygenkonsentrasjon (7,2  $\text{mg}/\text{l}$ ). En ansatt på golfbanen fortalte om regelmessige kloakkoverløp fra ledninger ved vassdraget. Forurensing av vassdraget med kloakk er dokumentert i TA (2009). Vannanalysen viser sterk forurensing med næringsstoffer, særlig fosforforbindelser, nitrogenforbindelser og kobber.

### Påvirkninger

Fysiske påvirkninger i anadrom del er bekkelukking, utretting, steinsetting og fjerning av kantvegetasjon. Forurensing har et betydelig omfang.

### Fisk

Ungfisktetthet ble målt på seks stasjoner (se Tabell 56 og Figur 156). Stasjon 9 (renne) og 8 (gyteareal) var ovenfor Skeievannet, stasjon 7 (renne) og 52 (stryk) var ovenfor Steinsvikvatnet, mens stasjon 5 (gyteareal) og 6 (stryk) var i nedre del av elven. Det ble observert følgende ungfisktettheter: 8 ind./100  $\text{m}^2$  på stasjon 9, 34 ind./100  $\text{m}^2$  på stasjon 8, 0 på stasjon 7, 100 ind./100  $\text{m}^2$  på stasjon 52, 250 ind./100  $\text{m}^2$  på stasjon 5 og 98 ind./100  $\text{m}^2$  på stasjon 6. Det ble hovedsakelig fanget aure, dessuten enkelte laksunger nederst og enkelte ål. Av aurefangsten var 34 % årsyngel og 66 % eldre ungfisk. Det er påfallende lave og varierende ungfisktettheter i øvre del av vassdraget og i rennen ovenfor Steinsvikvannet. Dette kan forklares som følge av forurensing som kan forårsake lokal dødelighet. På samme dag (29.03. 2010) ble det fanget årsyngel uten plommesekker på gyteplassen ovenfor Skeievannet og øyerogn nederst i elven. Dette tyder på høyere vintertemperaturer og grunnvannstilsig i den øvre delen.

Ungfiskmodellen gir et estimat på 2500 ungfisk i hele det androme bekkearealet for høst 2010. For å estimere det opprinnelige potensialet av vassdraget ble det lagt til grunn at det fantes lignende tettheter overalt som i dagens upåvirkete strekninger (stasjon 5 og 6) og at anadrom elveareal var større (Tabell 53). Dette gir et estimat av 4700 ungfisk.

Tabell 56. Resultat fra el-fiske i Steinsvikbekken (9/2010, T = 9,2 °)

Stasjonsnr.	Mesohabitat	Sum ungfisk/100 m <sup>2</sup>	Sjøaure/100 m <sup>2</sup>				Laks/100 m <sup>2</sup>	
			0+	1+	2+	eldre	0+	1+
9	Renne	8	8	0	0	0		
8	Gyteareal	34	10	22	2	0		
7	Renne	0	0	0	0	0		
5	Gyteareal	250	62	164	18	0		6
6	Stryk	98	18	62	10	2	4	4
52	Stryk	100	64	32	4	0		

## Vurdering

Med et ungfiskeestimat av 2500 individer er Steinsvikbekken blant de største sjøaurebekker i Bergen. Særlig den nedre delen av elven betraktes som svært produktiv. Sjøaurehabitatet er redusert i areal (-18 %, kulvert og bekkelukking) og habitatkvalitet på grunn av morfologiske inngrep. Den omfattende forurensing som fører til eutrofiering og reduserte oksygenkonsentrasjoner antas å være årsak for stedvis svært lave fisketettheter. Uten disse inngrep estimeres potensialet for ungfiskproduksjon som nesten dobbelt så stor. Mesohabitatfordeling og kvalitet vurderes som god nedenfor Steinsvikvannet. Ovenfor finnes lite gyteareal og habitatforholdene er betydelig redusert.

Konduktivitets-, pH- og oksygennivå- indikerer stedvis dårlig vannkvalitet for sjøaure ved prøvetaking. Det antas at forurensing har mest effekt ovenfor Steinsvikvannet siden all utslipp ble observert der, fortynningspotensialet er lav og fisketetthetene var stedvis lav. Nedenfor Steinsvikvannet munner en sidebekk som er bratt (gradient > 10 %) og ikke tilgjengelig for gytefisk. Fortynningseffekten er større nedenfor munningen og både fisketetthet, pH og konduktivitet indikerer tilstrekkelig vannkvalitet for sjøaure der. For å vurdere vannkvaliteten etter vanndirektivet trengs en mer detaljert overvåking men observasjonene indikerer dårlig miljøstatus samlet sett.

Forurensing, bekkeluking, utretting og steinsetting vurderes som flaskehals for sjøaureproduksjon i dag. Reduksjon av kantvegetasjon og dårlige gyteforhold i øvre del virker dessuten ugunstig.

## Tiltak

### Generelt

For bedring av miljøtilstand bør forurensing reduseres betydelig, bekken bør gjenåpnes der det er mulig, steinsetting bør fjernes og naturlig elveutvikling tillates. Dessuten bør kantvegetasjon reetableres og gytearealet økes i vassdragets øvre del. Tiltakene er rangert etter forventet effekt i Tabell 57.

Deler av strekningen nedenfor Steinsvikvannet er steinsatt. Steinsettingen er gammel og såpass erodert at ytterlige tiltak ikke vurderes som nødvendig.

**Tabell 57. Tiltak rangert etter forventet effekt for økning av sjøaureproduksjon**

Nr.	Tiltak
1	Betydelig reduksjon av forurensing
2	Gjenåpning av lukkede strekninger
3	Fjerning/redusering av steinsetting og tillatelse av naturlig elveutvikling
4	Økning av gyteareal i øvre del
5	Reetablering av kantvegetasjon

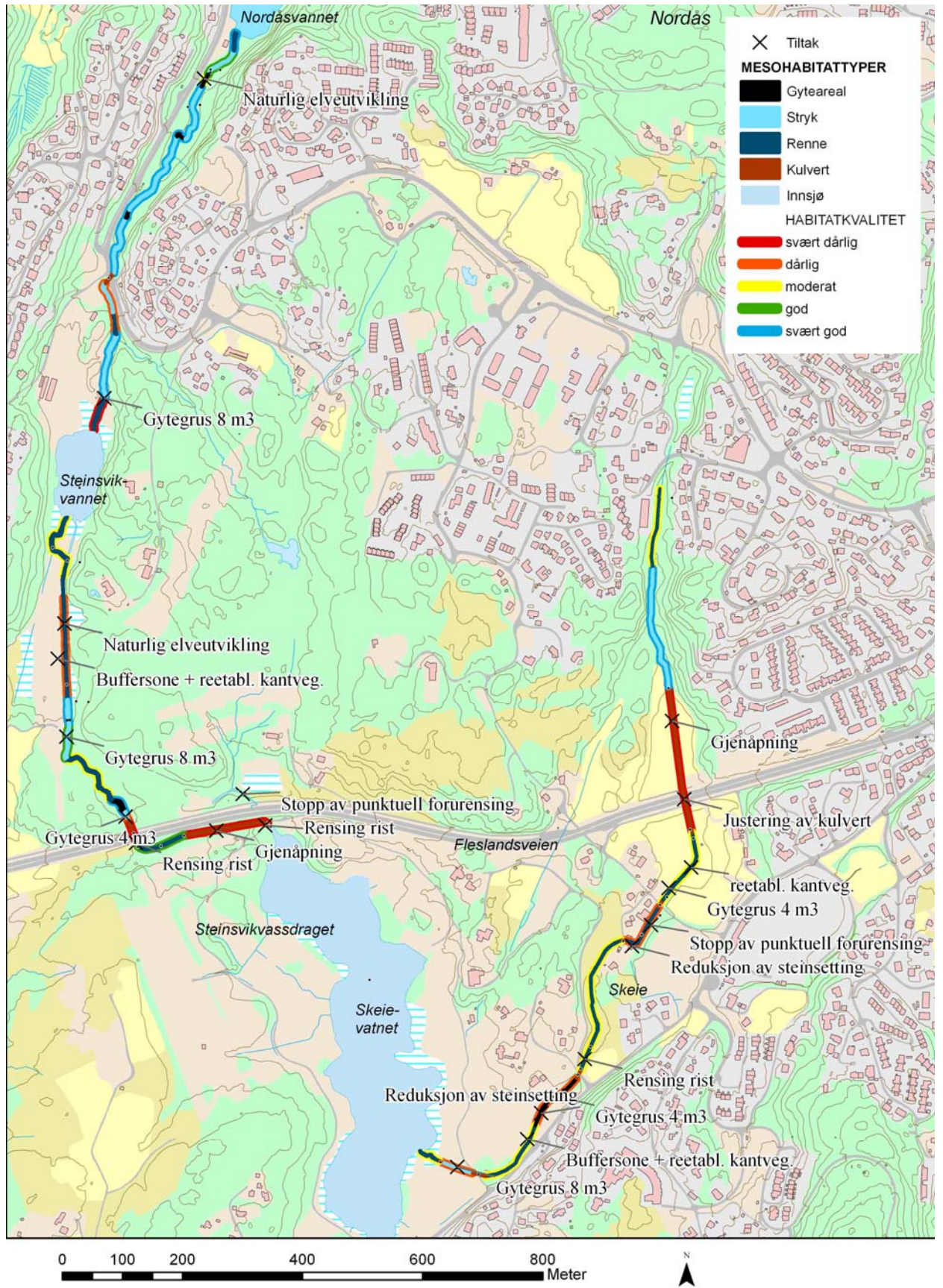
### **Reduksjon av forurensing**

Dagens forurensing ser ut til å stamme hovedsakelig fra kloakkutslipp, lekkasjer og overløp fra kloakknett. Også overgjødning kan være til stede. For å redusere forurensingene bør tiltakene settes i verk som er beskrevet i TA (2009): Først og fremst bør kloakkutslippene stoppes og tilføres ledningsnett som fører til renseanlegg istedenfor. Selve ledningsnett bør saneres, skilles fra overvann og dimensjoneres slik at overløp unngås.

Eventuell overgjødning på landbruksareal og golfbanen bør unngås. Overvann fra nedbørsfeltet, særlig fra gjødslete områder og fra veier bør infiltreres i plante- eller jordfilter, ikke ledes direkte inn i elven. Mellom vassdrag og golfbane/bruksareal bør det ligge en bufferstripe på 5-10 m som reduserer dirkede avrenning inn i vassdraget og gir muligheter for reetablering av kantvegetasjon (s. n.).

### **Bekkeåpning og reduksjon av steinsetting**

For å sørge for en naturlig utvikling av lukkede eller kanaliserte strekninger bør dagens steinsettinger fjernes, lukkede strekninger gjenåpnes og sideerosjon og naturlig suksesjon tillates. Elven bør utformes med hjelp av egendynamikk og stedegen substrat. Gytegrus bør utlegges dersom den ikke finnes i undergrunnen. Gjenåpning og egendynamikk krever areal og resultatet vil etter hvert ligne et naturlig elveløp (Figur 26). Der plass er begrenset bør en korridor etableres der bekken kan ha naturlig utvikling. En slik korridor kan skapes med en buffersone på 5-10 m på hver side av bekken, der arealbruket innskrenkes. Dette vil i tillegg skape et godt grunnlag for å reetablere kantvegetasjon og redusere stofftilførsel fra nedbørsfeltet. Tiltaket bør avveies mot andre bruksinteresser: Der det kreves erosjonssikring bør det velges miljøvennlige metoder som uregelmessig steinsetting, seljefaskiner eller naturlig vegetasjon (vist i Figur 27). Der det er behov for kulverter bør kulverten utformes etter DN (2002).



Figur 157 Tiltak for å bedre miljøstatus og forhold for sjoaure i Steinsvikvassdraget.



### **Økning av gyteareal**

Gyteareal gjenskapes gjennom utlegging av egnet gytegrus. Dette bør være en blanding av grusverkssorteringene 16/32 (ca 70%) og 32/64 (ca. 30%). Morenegrus i tilsvarende størrelsesklasse er best egnet. Singel eller tromlet pukk med avrundete kanter vil også være godt egnet. Brukket eller knust grus kan brukes men pakker seg ofte tettere. Finsedimentandel (< 1 mm) bør være under 6 % og grusblandingen bør derfor spyles ren før utlegging. Ved utlegging av grus skal det formes en grusbank som er minst 30 cm tykk. Vanddyp skal minst være 10 cm i gytetid og området skal aldri falle tørt. Strømhastighet skal ligge mellom 20 og 80 cm/s. På grusbanken og ved siden bør det utlegges enkelte større stein for å skape skjul og for å stabilisere grusen. Vegetasjon rund gyteplassen er gunstig men ikke på selve gytegrusen. Grusbanken skal helst ligge på en overgang mellom kulp og stryk ("brekk", se Figur 36). Her finnes der egnede hydrauliske betingelser for høy eggoverlevelse. Arealene som ble vurdert som egnet for grusutlegg er vist i Figur 157. Volum gytegrus som anbefales for hvert av tiltakene er nevnt på kart. Arbeid med grusutlegg bør gjennomføres etter yngel i bekken er blitt mobile, dvs. juni og juli.

### **Reetablering av kantvegetasjon**

Reetablering av kantvegetasjon vil bidra til bedre miljøtilstand etter vannforskriften og til å bedre skjul og næringstilgang for sjøaure. Fiskeproduksjonen i vassdraget kan dermed økes. En lettvinnt og effektiv måte å reetablere kantvegetasjon er å plante seljespirer tidlig om våren og å beskytte de mot beitende dyr. Dessuten bør svartor plantes, særlig der det ønskes erosjonsbeskyttelse.

### **Regelmessig rensing av rister ved kulverter**

Ristene i kulverter er ikke passerbar for fisk dersom de er tilstoppet med ulike typer driv. Dessuten kan tilstoppelse føre til oversvømmelser. Ristene bør derfor renses regelmessig, særlig i vandreperioden før gyting (September-Oktober). Figur 156 og Figur 157 viser hvor ristene ligger.

### 3.2.12 Grimseidelven

#### Status

Grimseidvassdraget ligger i Bergen kommune og munner ut i Grimseidpollen som er en del av Fanafjorden. Nedbørsfeltet er 6,4 km<sup>2</sup> (Bergen kommune) og er preget av bebyggelse i øvre del, av landbruksareal og skog i nedre del. Med en middelavrenning av 50 l/km<sup>2</sup>/s blir middelvannføringen ca. 300 l/s. Det finnes et vann i den anadrome delen (Grimseidvatnet, 14,8 ha). Vassdragets anadrome del har et elveareal på ca. 3131 m<sup>2</sup> og en lengde av 1,5 km (Tabell 58). I dag ligger de øverste 130 m i et rør som vurderes som et vandringshinder. Elven er dessuten kanalisert i øvre halvdel og det anadrome arealet estimeres å ha blitt redusert med 9 % på grunn av disse fysiske inngrepene (opprinnelig ca. 3450 m<sup>2</sup>, 1,6 km). Fossen ovenfor bekkelukkingen (ved Fleslandsveien) vurderes som naturlig et vandringshinder. 42 % av dagens anadrom areal består av renner, 29 % av gyteareal, 25 % av stryk og 4 % av kulverter. Fysiske inngrep ligger hovedsaklig ovenfor Grimseidvassdraget. Nedenfor finnes delvis urørte strekninger (Figur 166) og gjennomgående god-svært god habitatkvalitet. Ved munningen i Grimseidpollen finnes et stryk og rester av en gammel demning/mølle som virker som vandringshinder ved lav og middels vannføring.

**Tabell 58. Sjøaurehabitat og morfologiske kriterier etter vannforskriften i anadrom del av Grimseidelven**

Kategori	Uten inngrep	2010			Vurdering Miljøtilstand etter vannforskriften, opprinnelig anadrom del
		Status 2010	Reduksjon [%]	Andel i dagens anadr. elveareal [%]	
Samlet produksjonsareal [m <sup>2</sup> ]	3450	3131	9		
Gyteareal [m <sup>2</sup> ]		905		29	
Stryk [m <sup>2</sup> ]		787		25	
Renne [m <sup>2</sup> ]		1322		42	
Kulvert [m <sup>2</sup> ]		117		4	
Innsjø [m <sup>2</sup> ]		148877		4755	
Uten morfologiske inngrep [m <sup>2</sup> ]	3450	931	73		
Ungfiskproduksjon modellert [ind.]	4900	3500	27		Moderat
Endring i elveløpets utforming [m]	1620	750	54		Dårlig
Endring i bunnen av elva [m]	1620	1410	13		Moderat
Endring av bankene [m]	1620	980	40		Moderat
Endring i kantvegetasjon [m]	1620	1120	31		Moderat
Samlet					Moderat



Figur 158 Munning i Grimseidpollen



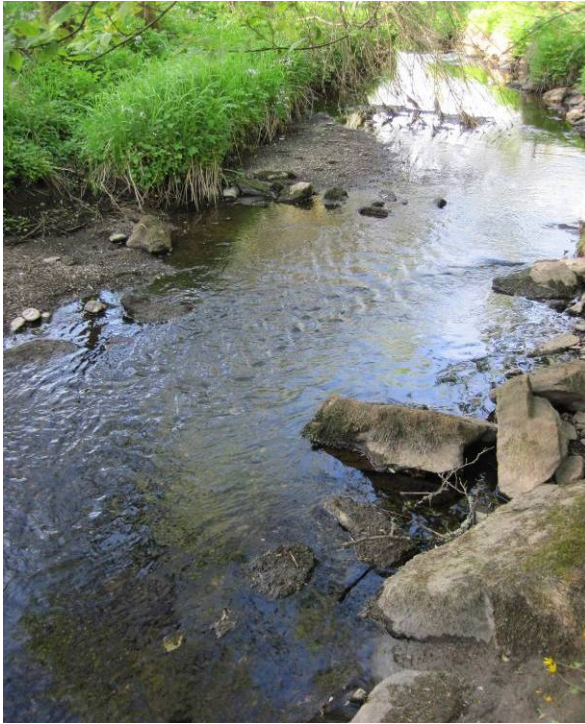
Figur 159 Strekningen ovenfor har svært gode habitatforhold med mye gyteareal og tett kantvegetasjon



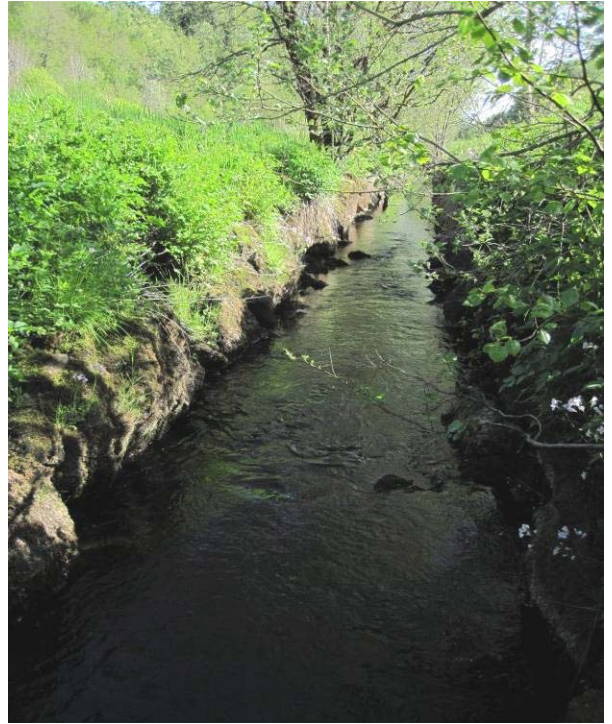
Figur 160 Stryket ved munningen er ikke passerbar ved lav vannføring men gytemoden sjøaure kommer opp ved flom.



Figur 161 Utløp fra Grimseidvatnet med yppig sivbelte og alger på elvebunn.



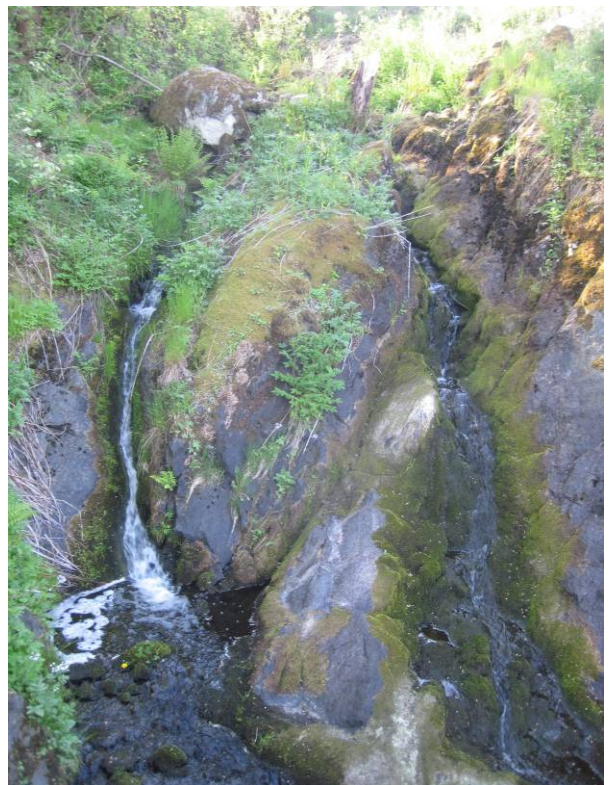
Figur 162 Nedre del av bekken ovenfor Grimseidvatnet har høy morfologisk mangfold og mye gyteareal.



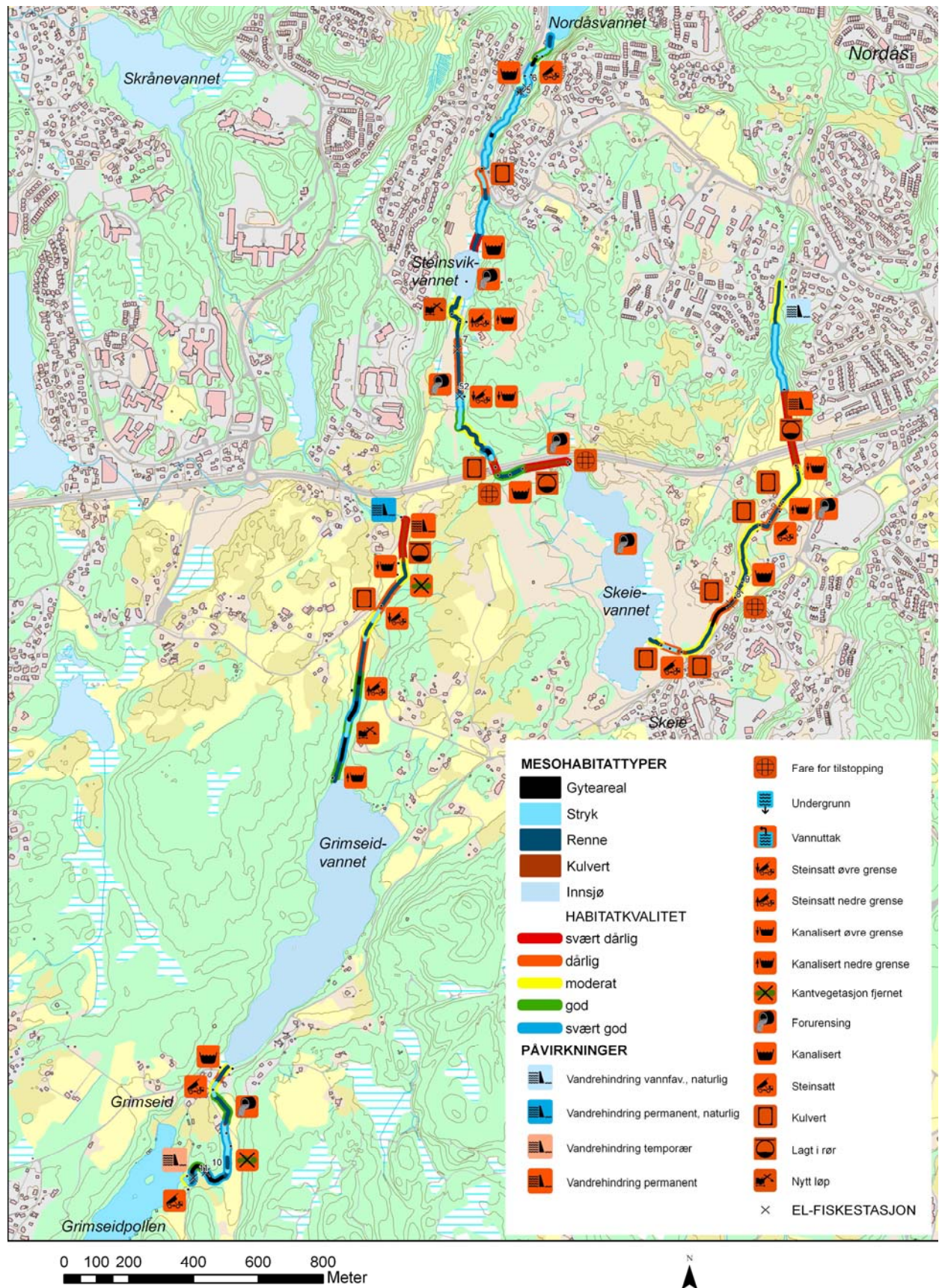
Figur 163 Bekkens øvre del er kanalisert og har steinsatte bredder.



Figur 164 Bekken er lukket øverst i anadrom del.



Figur 165 Fossen ovenfor bekkelukkingen vurderes som naturlig vandringshinder.



Figur 166 Grimseidvassdraget (i sør): Habitatkartlegging og påvirkninger

**Tabell 59. In situ målinger ved kartlegging i Grimseidelven**

Sted	Dato	Konduktivitet µS/cm	Temperatur	pH
Grimseidelven, øverst	01.06.2010	457	15,5°	7,9
Grimseidelven, nederst	01.06.2010	481	17°	8,5

**Tabell 60. Vannanalyse fra Grimseidelven (ved munning i sjøen, farge \* etter vannforskriften, \*\* etter SFT 1997)**

Dato	TP	TN	TC	NH4	NO3	Alk	Al	Ca
	µg/l	µg/l	mg/l	µg/l	µg/l	mmol/l	µg/l	mg/l
01.06.2010	17*	798*	4,5**	< 5*	367	0,548**	28	21,3

### Vannkvalitet

På kartleggingen ble det ikke observert utslipp av spillvann, men tett plantevekst tydet på tilførsel av næringsstoffer. In situ målingene viste høy pH (7,9-8,5) og konduktivitet (457-481 µS/cm). Vannanalysen tyder på moderat forurensing av næringsstoffer. Det er påfallende at nitrat utgjør en stor andel av nitrogenforbindelser, mens ammonium utgjør en liten del. Dette indikerer at næringsstoffene stammer heller fra landbruket enn fra kloakkutslipp. I øvre del av bekken er gammel havbunn med mye skjell synlig. Vannets kalkinnhold og pH er tilsvarende høy. Vassdraget ble derfor vurdert som kalkrik-humøs etter vannforskriften.

### Påvirkninger

Fysiske påvirkninger i anadrom del er bekkelukking, utretting, steinsetting og fjerning av kantvegetasjon. Det finnes også tilførsel av næringsstoffer.

### Fisk

Ungfisktetthet ble målt på to stasjoner (se Tabell 25 og Figur 63). Stasjon 10 (gyteareal) og 11 (renne) hadde henholdsvis 202 og 154 ind./100 m<sup>2</sup>. Det ble ikke fanget laks, men enkelte ål. Dessuten ble det observert stingsild i Grimseidvatnet og gjedde ved munning til innløpsbekken i vannet. Gjedde er en introdusert art i Vestalndet. Av aurefangsten var 37 % årsyngel og 63 % eldre ungfisk. Ungfiskmodellen gir et estimat av 3500 ungfisk i hele anadrome elvearealet for høst 2010. Med bakgrunn i resultatene i kap. 3.1.1 er det forutsatt at ungfisktetthet i stryk med gode habitatforhold ligger mellom de målte verdiene på gyteareal og renne (178 ind/100 m<sup>2</sup>) og at ungfisktetthet i de kanaliserte strekninger som har dårlige habitatforhold er redusert med 50 %.

For å estimere det opprinnelige potensialet av vassdraget ble det lagt til grunn at anadrom elveareal var større (3450 m<sup>2</sup>, Tabell 34) og at dagens utrettet og steinsatt strekning hadde god til svært god habitatkvalitet. Dette gir et estimat av 4900 ungfisk.

**Tabell 61. Resultat fra el-fiske i Grimseidvassdraget (9/2010, T = 9,8 °)**

Stasjonsnr.	Mesohabitat	Sum ungfisk/100 m <sup>2</sup>	Sjøaure/100 m <sup>2</sup>				Laks/100 m <sup>2</sup>	
			0+	1+	2+	eldre	0+	1+
11	Renne	154	16	106	32	16		
10	Gyteareal	202	124	76	2	0		

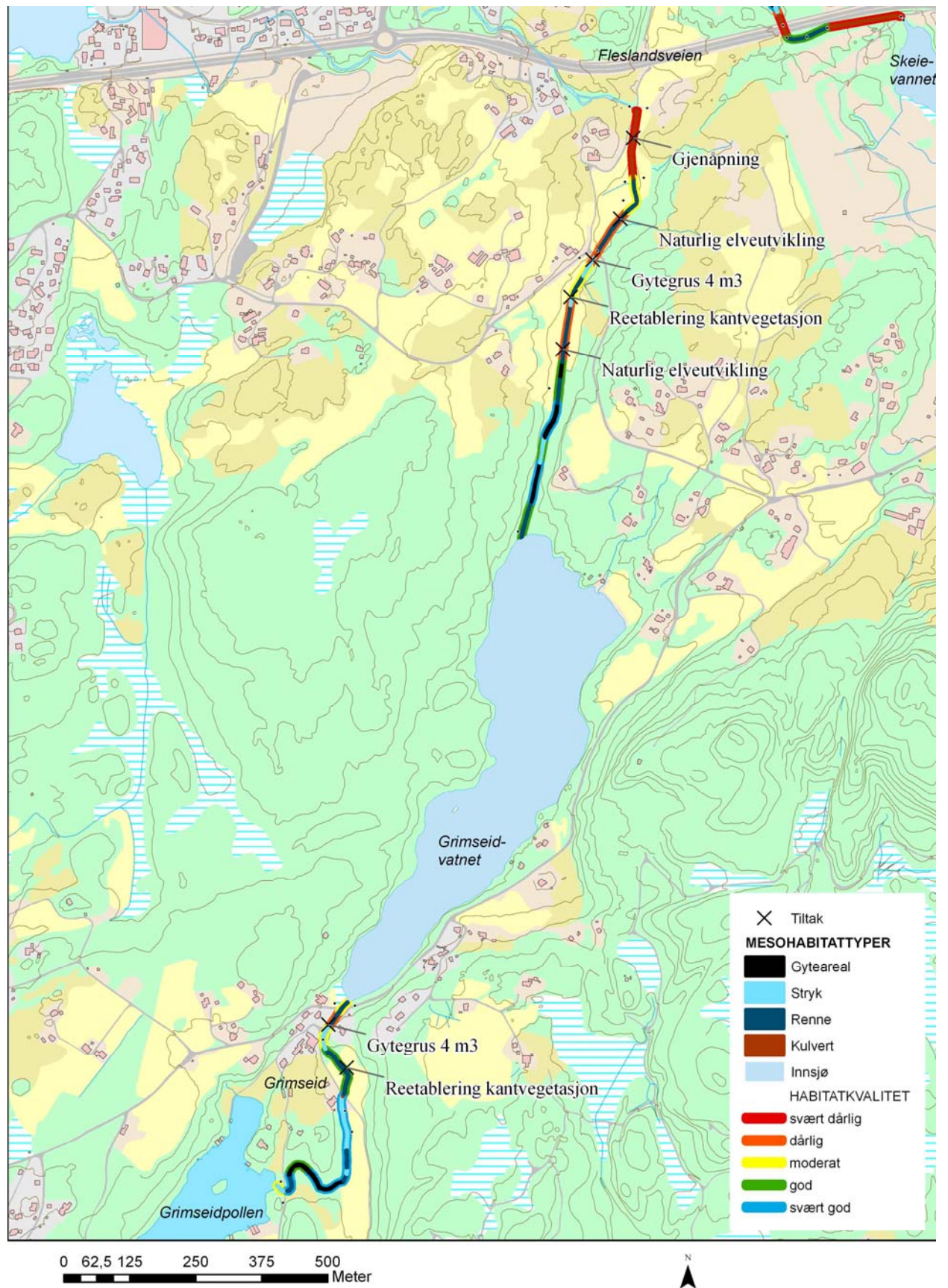
## Vurdering

Med et ungfiskeestimat av 3500 individer er det anadrome elvearealet i Grimseidvassdraget blant de mest produktive i Bergen. Særlig den nedre delen av elven betraktes som svært produktiv. Likevel er sjøaurehabitatet redusert i areal (9 %) og habitatkvalitet er forringet på grunn av morfologiske inngrep særlig ovenfor Grimseidvatnet. Med 29 % er andel gyteareal størst blant de utredete bekkene. Et forholdsvis stort gyteareal vurderes som gunstig for sjøaureproduksjonen, men også dette er sannsynligvis redusert: Øverst i vassdraget og nedenfor utløpet av Grimseidvassdraget er det sannsynlig at gyteareal har gått tapt på grunn av kanalisering.

Vannanalyse, konduktivitets- og pH-nivå indikerer tilstrekkelige betingelser for sjøaure. Det finnes forurensing med næringsstoffer, men nivået er tolerabelt for fisk. For å vurdere vannkvaliteten etter vanddirektivet trenges en mer detaljert overvåking. Observasjonene indikerer moderat til dårlig miljøstatus for vannkvalitetet. I TA 2009 kategoriseres Grimseidvassdraget som kalkfattig. Våre data indikerer at vassdraget er kalkrik (Ca. 21 mg/l, pH 7,9-8,5). Dette kan forklares med et kalkrikt nedbørsfelt (gammel havbunn).

Ungfisketetthet i elvens nedre del var blant de største i alle utredete bekker (> 150 ind/100 m<sup>2</sup>) og dette kan forklares med gode habitatforhold og høy andel gyteareal. Ved vurdering av elvens bidrag til sjøauresmoltproduksjon bør det ikke glemmes at forekomst av gjedde vil trolig redusere smoltproduksjon (Degermann et al. 1998). Det antas at predasjon av gjedde rammer særlig ungfisk som vandrer gjennom Grimseidvatnet. Nedenfor vannet regnes predasjonen som mindre siden det ikke ble oppdaget gjedde på elfisketsasjonene eller på kartleggingen. Gjedde må regnes som en fremmed art etter vannforskriften. Fjerning betraktes som urealistisk.

Utretting, kanalisering og bekkelukking vurderes som en flaskehals for sjøaureproduksjonen siden disse inngrepene begrenser ungfiskproduksjon gjennom redusert areal og habitatkvalitet. Innføring av gjedde har sannsynligvis medført reduksjon i smoltproduksjonen, men effekten ikke er målt.



Figur 167 Tiltak for bedring av miljøstatus og forhold for sjøaure i Grimseidelven.



## Tiltak

### Generelt

For bedring av miljøtilstand etter vannforskriften bør bekken gjenåpnes, steinsetting fjernes og naturlig elveutvikling tillates. Dessuten bør kantvegetasjon reetableres. Sjøaureproduksjon vil kunne økes ved utlegging av gytegrus i øverste del av vassdraget og nedenfor utløp av Grimevatnet.

Stryket nederst i vassdraget kan justeres slik at fisk kan passere oftere. Dette vil særlig medføre fordeler for fisk som vil avluse seg i ferskvann. For gytefisk kreves lite endringer siden det går ut i fra at gytefisk benytter seg av gunstige vannføringer over middels i vandreperioden og kommer opp allerede. Stryket kan derimot virke som barriere for rømt oppdrettslaks. I motsetning til bekker med lav gradient i nedre del (Sælenvassdraget, Steinsvikvassdragte, Møllendalselven) ble det ikke funnet laks i Grimseidvassdraget. Siden stryket sannsynligvis ikke reduserer rekruttering av sjøaure og en fiskepassasje kan fremme innvandring av oppdrettslaks anbefales det ikke å endre denne situasjonen med det første.

**Tabell 62. Tiltak rangert etter forventet effekt for økning av sjøaureproduksjon**

Nr.	Tiltak
1	Reduksjon av steinsetting og tillatelse av naturlig elveutvikling
2	Gjenåpning av lukket strekning
3	Reetablering av gyteareal
4	Reetablering av kantvegetasjon

### Reduksjon av steinsetting og bekkeåpning

For å sørge for en naturlig utvikling av lukkede eller kanaliserte strekninger bør dagens steinsettinger fjernes, lukkede strekninger gjenåpnes og sideerosjon og naturlig suksesjon tillates. Elven bør utformes med hjelp av egendynamikk og stedefegen substrat. Gytegrus bør utlegges dersom den ikke finnes i undergunnen (s.n.). Gjenåpning og egendynamikk krever areal og resultatet vil etter hvert ligne et naturlig elveløp. Der plass er begrenset bør en korridor etableres hvor bekken kan ha naturlig utvikling. En slik korridor kan skapes med en buffersone på 5-10 m på hver side av bekken, der arealbruket innskrenkes. Dette vil i tillegg skape et godt grunnlag for å reetablere kantvegetasjon og redusere stofftilførsel fra nedbørsfeltet. Tiltaket bør avveies mot landbruksinteresser: Der det kreves erosjonssikring bør det velges miljøvennlige metoder som uregelmessig steinsetting, seljefaskiner eller naturlig vegetasjon (vist i Figur 27).

### **Økning av gyteareal**

Ny gyteareal bør skapes gjennom utlegging av egnet gytegrus. Dette bør være en blanding av grusverkssorteringene 16/32 (ca 70%) og 32/64 (ca. 30%). Morenegrus i tilsvarende størrelsesklasse er best egnet. Singel eller tromlet pukk med avrundete kanter vil også være godt egnet. Brukket eller knust grus kan brukes men pakker seg ofte tettere. Finsedimentandel (< 1 mm) bør være under 6 % og grusblandingen bør derfor spyles ren før utlegging. Ved utlegging av grus skal det formes en grusbank som er minst 30 cm tykk. Vanddyp skal minst være 10 cm i gytetid og området skal aldri falle tørt. Strømhastighet skal ligge mellom 20 og 80 cm/s. På grusbanken og ved siden bør det utlegges enkelte større stein for å skape skjul og for å stabilisere grusen. Vegetasjon rund gyteplassen er gunstig, men ikke på selve gytegrusen. Grusbanken skal helst ligge på en overgang mellom kulp og stryk ("brekk"). Her finnes der egnete hydrauliske betingelser for høy eggoverlevelse. Arealene som ble vurdert som egnet for grusutlegg er vist i Figur 167. Volum gytegrus som anbefales for hver av tiltakene er nevnt på kart. Arbeid med grusutlegg bør gjennomføres etter yngelen i bekken er mobile, dvs. juni og juli.

### **Reetablering av kantvegetasjon**

Reetablering av kantvegetasjon vil bidra til bedre miljøtilstand etter vannforskriften og til å bedre skjul og næringstilgang for sjøaure. Fiskeproduksjonen i vassdraget kan dermed økes. En lettvinnt og effektiv måte å reetablere kantvegetasjon på er å plante seljespirer tidlig om våren og å beskytte de mot beitende dyr. Dessuten bør svartor plantes, særlig der det ønskes erosjonsbeskyttelse.

### **Vannkvalitet og tiltak i nedbørsfelt**

Ved løpende og fremtidige byutviklingsprosjekter i nedbørsfeltet bør lokal overvannshåndtering være en forutsetning. Overvann fra området bør infiltreres i størst mulig grad. Tilførsel av næringsstoffer fra landbruket bør reduseres gjennom justering av gjødselmengde og buffersoner langs bekken (se ovenfor).

### 3.2.13 Ådlandsbekken

#### Status

#### Habitat

Ådlandsbekken ligger i Bergen kommune og munner ut sør i Nordåsvannet (sjø). Nedbørsfeltet er ca. 2,2 km<sup>2</sup> (justert etter data fra Bergen kommune) og er preget av bebyggelse og næringsvirksomhet i øvre del, og landbuksareal i nedre del. Med en middellavrenning av 50 l/km<sup>2</sup>/s blir middelvannføringen ca. 100 l/s. Det finnes et vann i dagens anadrome del (Ådlandsvatnet med 2,2 ha). Ovenfor i den opprinnelig anadrome delen finnes flere tjern. Øvre del av vassdraget er sterkt forandret og preget av bekkelukking, fyllinger og vandringshinder. Det anadrome elvearealet estimeres til å ha vært redusert fra ca. 3700 m<sup>2</sup> og en lengde av 2,6 km til 2700 m<sup>2</sup> og 1,5 km (areal: - 26 %). Bekkelukkingen 90 m ovenfor Ådlandsvatnet vurderes som vandringshinder i dag. 70 % av dagens anadrom areal består av renner, 29 % av stryk, 1 % av gyteareal og 1 % av kulverter. Gyteareal har en forholdsvis liten andel og i strykene finnes det heller ikke mye flekkvis gytegrus. Bekkelukkinger og fyllinger finnes hovedsakelig ovenfor Ådlandsvannet, nedenfor dominerer utretting og steinsetting helt nederst. Ca 50 m ovenfor munning i Vågsbøpollen finnes et vanninntak som tar ca. 1/3 av vannet ved middels lavvannføring.

**Tabell 63. Sjøaurehabitat og morfologiske kriterier etter vannforskriften i anadrom del av Ådlandsbekken**

Kategori	Uten inngrep	2010			Vurdering Miljøtilstand etter vannforskriften, opprinnelig anadrom del
		Status 2010	Reduksjon [%]	Andel i dagens anadr. elveareal [%]	
Samlet produksjonsareal [m <sup>2</sup> ]	3709	2749	26		
Gyteareal [m <sup>2</sup> ]		18		1	
Stryk [m <sup>2</sup> ]		791		29	
Renne [m <sup>2</sup> ]		1921		70	
Kulvert [m <sup>2</sup> ]		19		1	
Innsjø [m <sup>2</sup> ]		22772		828	
Uten morfologiske inngrep [m <sup>2</sup> ]	3709	410	89		
Ungfiskproduksjon modellert [ind.]	2400	1100	54		Moderat
Endring i elveløpets utforming [m]	2580	470	82		Svært dårlig
Endring i bunnen av elva [m]	2580	1370	47		Dårlig
Endring av bankene [m]	2580	870	66		Dårlig
Endring i kantvegetasjon [m]	2580	370	86		Svært dårlig
Samlet					Dårlig



Figur 168 Munning i Årvika (Vågsbøpollen) med kanalisert løp (19.05.2010)



Figur 169 Stryket ovenfor har lite gytegrus, er delvis steinsatt men gir skjul og standplasser.



Figur 170 Største delen av det anadrome elvearealet består av renner...



Figur 171 ... som har yppig vegetasjon, både langs bredden og under vann. Busker og trær er derimot fjernet langs store deler. Substrat i renner er domiert av finsediment.



Figur 172 I rennene samler seg delvis boss.



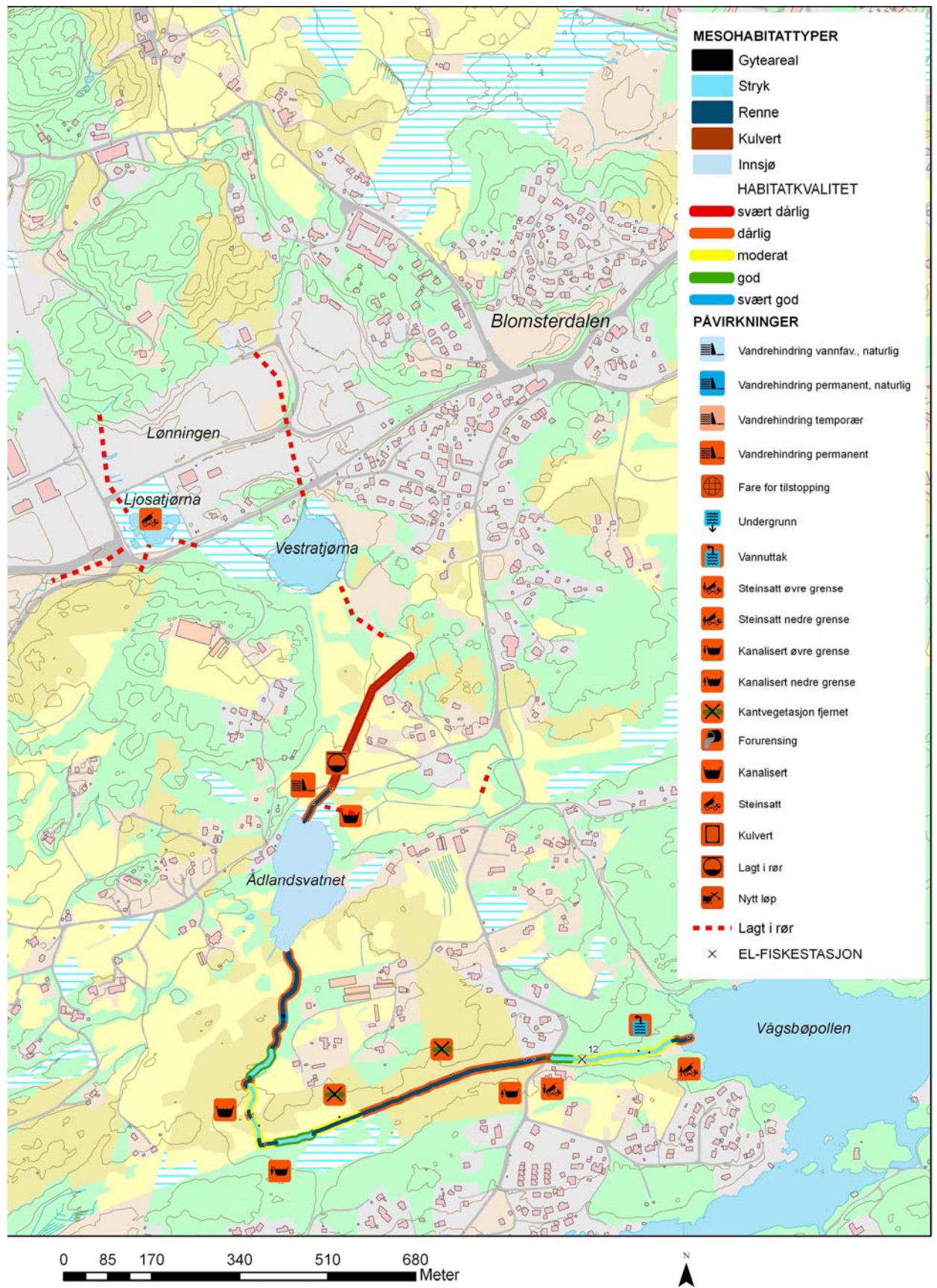
Figur 173 Utløp av Ådlandsvatnet med tett vegetasjon.



Figur 174 Bekken ovenfor Ådlandsvannet består av en renne med mye skjul...



Figur 175 .. men nesten ingen gytegrus.



Figur 176 Ådlandsbekken: Habitatkartlegging og påvirkninger

**Tabell 64. In situ målinger ved kartlegging i Ådlandsbekken**

Sted	Dato	Konduktivitet μS/cm	Temperatur	pH
Ådlandsbekken, øverst	19.05.2010	464	14,5°	7,2
Ådlandsbekken, nederst	19.05.2010	412	16°	8,3

### Vannkvalitet

På kartleggingen ble det observert tegn for tilførsel av næringsstoffer: I og langs vassdraget fantes det tett vegetasjon og vannet nedenfor Ådlandsvassdraget var preget av alger. In situ målingene viser høyere konduktivitet enn i upåvirkete elver og en lavere verdi nederst i vassdraget som kan skyldes fortynning.

### Påvirkninger

Fysiske påvirkninger i den anadrome delen er bekkelukking, utretting, steinsetting/fylling og fjerning av kantvegetasjon. Forekomst av gytegrus og grustilførsel betraktes som redusert. I øvre del av vassdraget foregikk fyllinger. Stofftilførsel fra nedbørsfeltet er sannsynlig. Dette gjelder særlig for næringsstoffer.

### Fisk

Ungfisktetthet ble målt på en stasjon i stryket nederst i vassdraget (se Tabell 25 og Figur 63). Det ble tatt 64 ungfisk per 100 m<sup>2</sup> alle aure. Dessuten ble det tatt enkelte stingsild og ål. Av aurefangsten var 6 % årsyngel og 94 % eldre ungfisk. Ungfiskmodellen gir et estimat av 1100 ungfisk i hele bekken for høst 2010. Det opprinnelige potensialet av vassdraget estimeres til 2500 ungfisk (Tabell 34). I henhold til resultatene som er beskrevet i kap. 3.1.4 ble beregningsgrunnlaget til utgangstetthet i de manglende habitattyper antatt på følgende måte: På gyteareal ble det antatt dobbelt tetthet som i stryk, i renner halvparten som i stryk.

**Tabell 65. Resultat fra el-fiske i Ådlandsbekken (9/2010, T = 12,2 °)**

Stasjonsnr.	Mesohabitat	Sum ungfisk/100 m <sup>2</sup>	Sjøaure				Laks	
			0+	1+	2+	eldre	0+	1+
12	Stryk	64	4	44	16	0	0	0

### Vurdering

Sjøaurehabitatet i Ådlandsbekken er sterkt redusert (anadrom areal: -26 %), hovedsakelig som følge av bekkelukking. Fiskeproduksjon estimeres å være enda mer rammet siden habitatkvaliteten i det resterende vassdraget er minsket: Elven er utrettet, kanalisert og har

knappt gyteareal. Mesteparten av dagens anadrom strekning har dårlig eller svært dårlig habitatkvalitet. Den lave andelen av årsyngel kan tyde på dårlige rekrutteringsforhold i høsten 2009. Mer sannsynlig er det derimot at dette er et tegn på mangel av gytesubstrat i og omkring el-fiske-stasjonen. Etter vannforskriftens morfologiske kriterier vurderes vassdraget til å ha ”dårlig miljøstatus” (Tabell 63).

Det finnes tydelige tegn for stofftilførsel fra nedbørsfeltet og eutrofiering i vassdraget (høy konduktivitet, boss, tett plantevekst, mye planktoniske alger). Konduktivitets-, og pH-nivå indikerer likevel fortsatt tilstrekkelige betingelser for sjøaure ved prøvetaking. For å vurdere vannkvaliteten etter vanddirektivet trengs en mer detaljert overvåking, men observasjonene indikerer dårlig miljøstatus.

Mangel av gytegrus, bekkeluking, utretting og steinsetting vurderes som flaskehals for sjøaureproduksjon. Reduksjon av kantvegetasjon og forurensing kan dessuten virke ugunstig.

## Tiltak

### Generelt

For bedring av miljøtilstand bør lukkede strekninger gjenåpnes, gyteareal økes, steinsetting fjernes der det er mulig og naturlig elveutvikling tillates. Dessuten bør forurensing reduseres og kantvegetasjon reetableres.

**Tabell 66. Tiltak rangert etter forventet effekt for økning av sjøaureproduksjon**

Nr.	Tiltak
1	Gjenåpning av lukkede strekninger
2	Økning av gyteareal
3	Fjerning/reduisering av steinsetting og tillatelse av naturlig elveutvikling
4	Reduksjon av forurensing
5	Reetablering av kantvegetasjon

### Gjenåpning og naturlig elveutvikling

For å sørge for en naturlig utvikling av lukkede eller kanaliserte strekninger i Ådlandsbekken bør dagens steinsettinger fjernes, lukkede strekninger gjenåpnes og sideerosjon og naturlig suksesjon tillates. Elven bør utformes med hjelp av egendynamikk og stedegen substrat. Gytegrus bør legges ut dersom den ikke finnes i elvesenga (s.n.). Gjenåpning og egendynamikk krever areal og resultatet vil etter hvert ligne et naturlig elveløp. Slike tiltak bør avveies mot arealbruk langs bekken og det vil ikke være mulig å gjenetablere det naturlige løpet overalt (0). Der plass er begrenset bør en korridor etableres der bekken kan



ha naturlig utvikling. En slik korridor kan skapes med en buffersone av 5-10 m på hver side av bekken. Dette vil i tillegg skape et godt grunnlag for å reetablere kantvegetasjon og redusere stofftilførsel fra nedbørsfeltet.

Kreves det erosjonssikring bør det velges miljøvennlige metoder som uregelmessig steinsetting, seljefaskiner eller naturlig vegetasjon (vist i Figur 27). Bare naturlig vegetasjon vil være en erosjonssikring som bidrar til god miljøtilstand etter vannforskriften, mens alle de nevnte erosjonssikringer kan gi en tilstrekkelig sjøaurehabitat så lenge det finnes høy substratmangfold og -dynamikk i selve elveløpet. Deler av den kanaliserte strekningen nederst har allerede i dag en uregelmessig steinsetting, se Figur 169.

### **Økning av gyteareal**

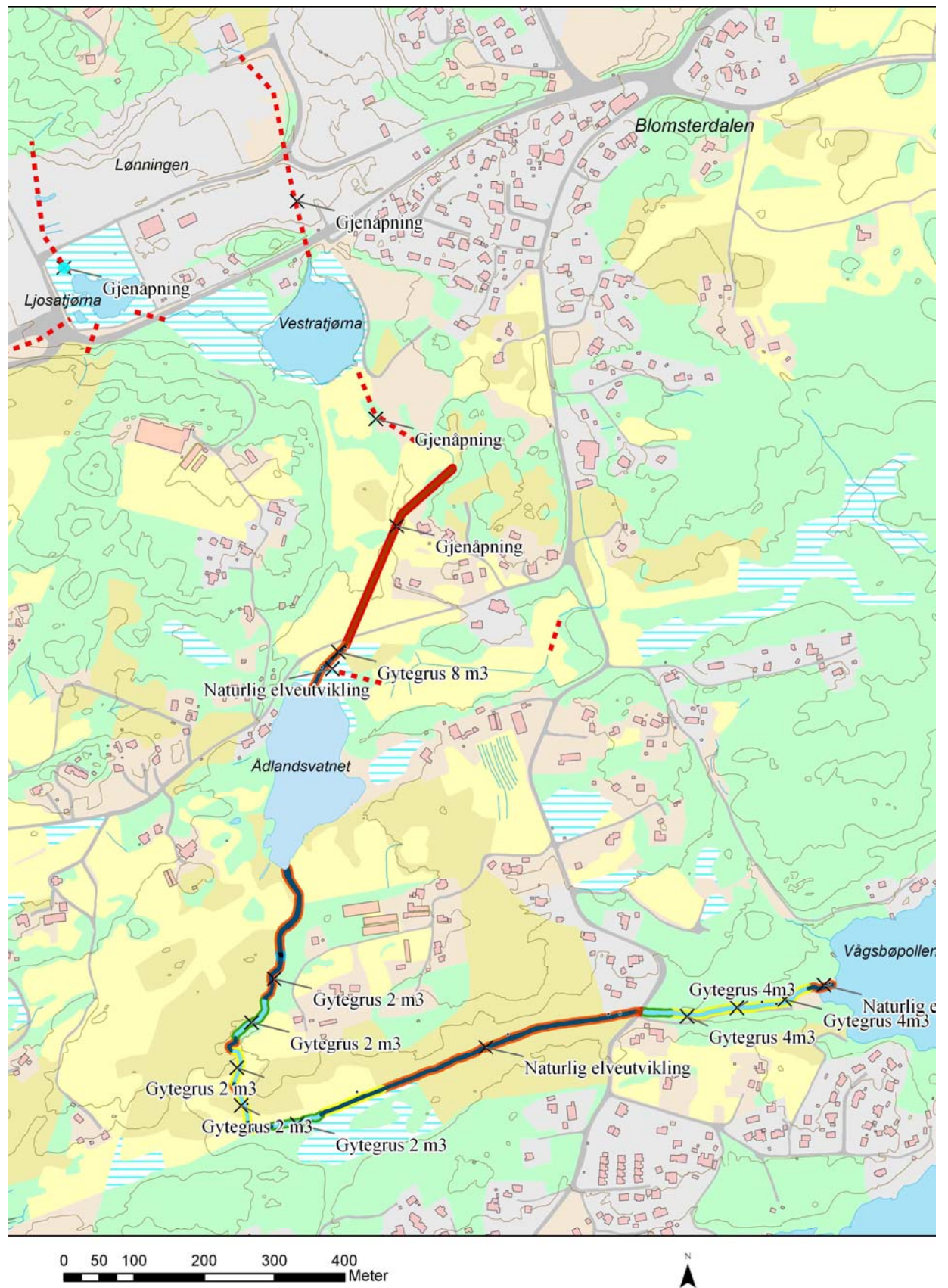
Gyteareal bør økes gjennom utlegging av egnet gytegrus. Dette bør være en blanding av grusverkssorteringene 16/32 (ca 70%) og 32/64 (ca. 30%). Morenegrus i tilsvarende størrelsesklasse er best egnet. Singel eller tromlet puk med avrundete kanter vil også være godt egnet. Brukket eller knust grus kan brukes men pakker seg ofte tettere. Finsedimentandel (< 1 mm) bør være under 6 % og grusblandingen bør derfor spyles ren før utlegging. Ved utlegging av grus skal det formes en grusbank som er minst 30 cm tykk. Vanddyp skal minst være 10 cm i gytetid og området bør ikke falle tørt. Strømhastighet skal ligge mellom 20 og 80 cm/s. På grusbanken og ved siden bør det utlegges enkelte større stein for å skape skjul og for å stabilisere grusen. Vegetasjon rund gyteplassen er gunstig men ikke på selve gytegrusen. Grusbanken skal helst ligge på en overgang mellom kulp og stryk ("brekk"). Her finnes der egnete hydrauliske betingelser for høy eggoverlevelse. Arealene som ble vurdert som egnet for grusutlegg er vist i Figur 177. Volum gytegrus som anbefales for hver av tiltakene er nevnt på kart. Arbeid med grusutlegg bør gjennomføres etter yngel i bekken er mobile og med god tid til gyting (oktober), dvs. juni og juli.

### **Vannkvalitet og tiltak i nedbørsfelt**

Ved løpende og fremtidige byutviklingsprosjekter i nedbørsfeltet bør lokal overvannshåndtering være en forutsetning. Overvann fra området bør infiltreres i størst mulig grad. Tilførsel av næringsstoffer fra landbruket bør reduseres gjennom justering av gjødselmengde og buffersoner langs bekken. Ved utbygging i nedbørsfelt bør feilene som ble gjort langs Sælen- og Fjøsangervassdraget unngås, se Figur 35.

### **Reetablering av kantvegetasjon**

Reetablering av kantvegetasjon vil bidra til bedre miljøtilstand etter vannforskriften og til å bedre skjul og næringstilgang for sjøaure. Den bør gjennomføres langs hele vassdraget. Fiskeproduksjonen i vassdraget kan dermed økes dersom de andre flaskehalsene er fjernet (s.o). En lettvin og effektiv måte å reetablere kantvegetasjon er å plante seljeskudd tidlig om våren og å beskytte de mot beitende dyr. I tillegg bør svartor plantes i grupper langs bekken.



Figur 177 Tiltak for bedre miljøstatus og forhold for sjøaure i Ådlandsbekken.

### 3.2.14 Damskjerbekken

#### Status

#### Habitat

Damskjersbekken ligger i Askøy kommune og munner i Hauglandsosen ved Follelse. Nedbørsfeltet er rundt 1 km<sup>2</sup> (målt på topografisk kart). Med en middelavrenning på 40 l/km<sup>2</sup>/s blir middelvannføringen i dag ca. 40 l/s. Det anadrome del av vassdraget er rund 720 m lang. Bredden varierer mellom 0,4 og 1,2 m, anadrom areal er 570 m<sup>2</sup>. 257 m<sup>2</sup> er kanalisert, hvorav det meste er steinsatt med mur. Det er sannsynlig at bekken ble lagt dypere ved kanalisering for å drenere arealet langs breddene. Dette medførte sannsynligvis fjerning av løsmasser og grus fra vassdraget. Uten kanalisering anslås det at bekken var like bred som i dagens ukanalisert strekning, ca 1,2 m. Dette tilsvarer et samlet opprinnelig areal på 855 m<sup>2</sup>. Dagens anadrom del blir begrenset av en kunstig fylling øverst. Terrenget er svært bratt der og det er svært sannsynlig at det var et naturlig vandringshinder her før fyllingen. I dagens anadrom strekning finnes det intet sammenhengende gyteareal, bare flekkvis gytegrus i det øverste stryket. Renner dominerer (61 %), deretter følger stryk (36%) og kulvert (3 %). Samlet sett finnes svært lite gytegrus, lav morfologisk mangfold og lite standplasser. Lav vannføring i tørkeperioder kan medføre dødelighet, ettersom vassdraget er svært lite. Stryket nederst har ett bratt trinn som virker som periodisk vandringshinder ved lave vannføringer.

**Tabell 67. Sjøaurehabitat og morfologiske kriterier etter vannforskriften i anadrom del av Damskjerbekken**

Kategori	Uten inngrep	2010			Vurdering
		Status 2010	Reduksjon [%]	Andel i dagens anadr. elveareal [%]	
Samlet produksjonsareal [m <sup>2</sup> ]	855	570	33		
Gyteareal [m <sup>2</sup> ]		0		0	
Stryk [m <sup>2</sup> ]		208		36	
Renne [m <sup>2</sup> ]		347		61	
Kulvert [m <sup>2</sup> ]		15		3	
Innsjø [m <sup>2</sup> ]		0		0	
Uten morfologiske inngrep [m <sup>2</sup> ]	855	95	89		
Ungfiskproduksjon modellert [ind.]	600	400	33		Moderat
Endring i elveløpets utforming [m <sup>2</sup> ]	720	310	67		Dårlig
Endring i bunnen av elva [m]	720	370	49		Dårlig
Endring av bankene [m]	720	320	56		Dårlig
Endring i kantvegetasjon [m]	720	270	63		Svært dårlig
Samlet					Dårlig



Figur 178 Munning til Damskjersbekken ved Follelse



Figur 179 Nederst finnes et bratt stryk med høyt morfologisk mangfold.



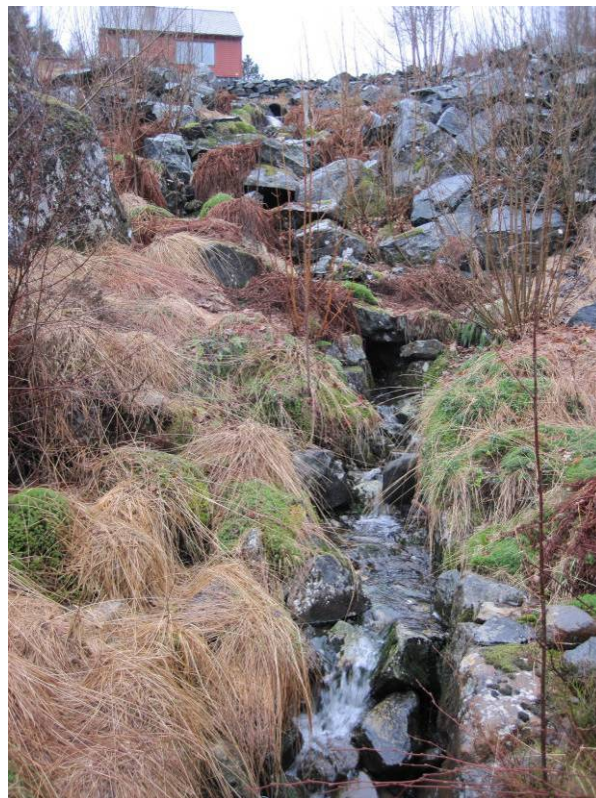
Figur 180 Stryket sett mot munning.



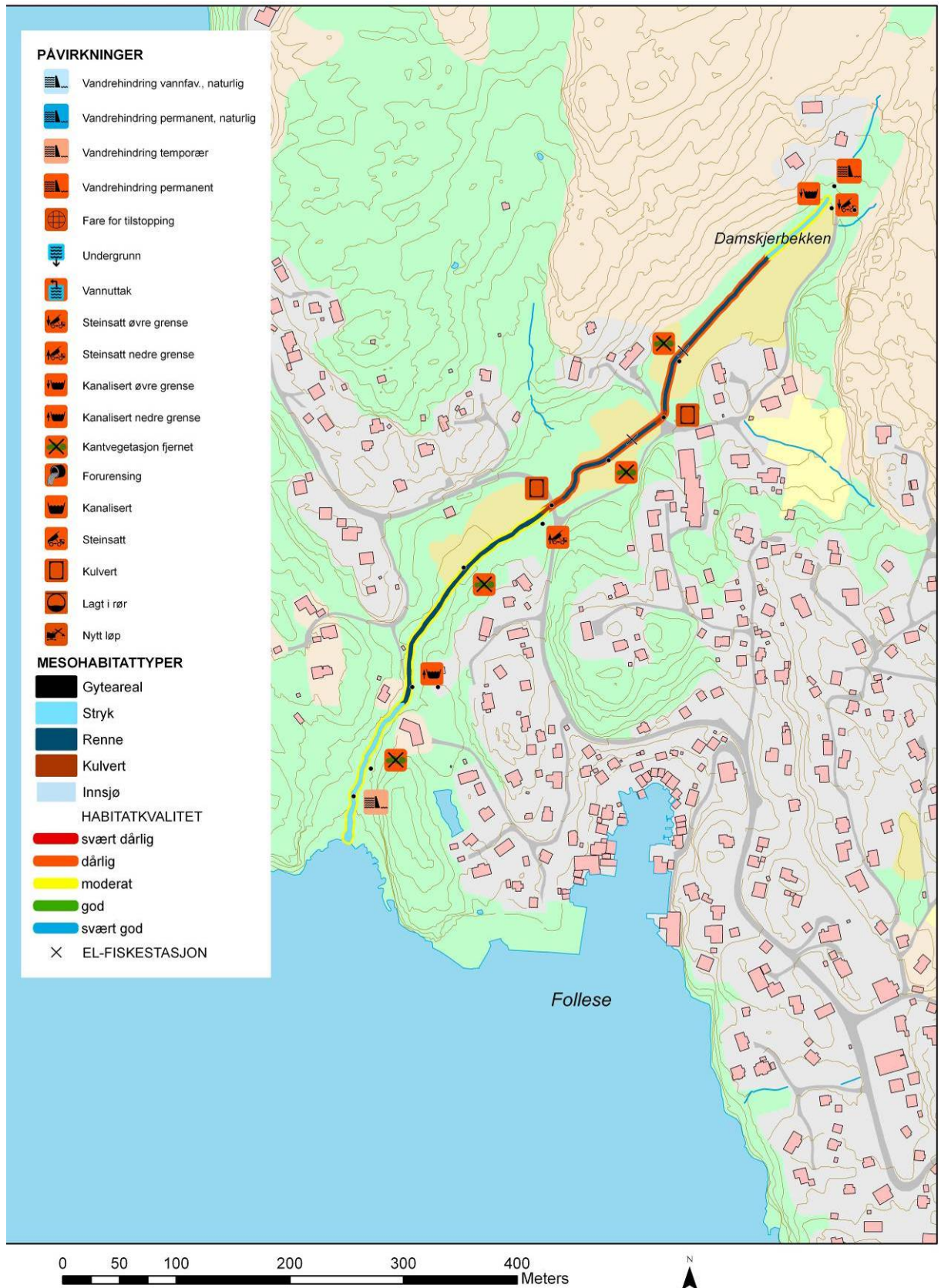
Figur 181 Ovenfor første broen blir gradienten mindre, rennen er preget av finsediment.



Figur 182 Fra midtre broen og oppover er bekken kanalisert og steinsatt (mur).



Figur 183 Anadrom strekning blir begrenset av en fylling.



Figur 184 Damskjerbekken: Habitatkartlegging og påvirkninger

**Tabell 68. In situ målinger ved kartlegging i Damskjerbekken**

Sted	Dato	Konduktivitet μS/cm	Temperatur	pH
Damskjerbekken øverst	31.03.2010	77	4,1	6,4
Damskjerbekken nederst	31.03.2010	117	3,4	7

**Vannkvalitet**

På kartleggingen ble det ikke observert utslipp i den anadrome strekningen. In situ målingene i mars 2010 viste at vannet ikke var forsuret (pH 6,4-7). Konduktivitet (77-117 μS/cm) var ikke vesentlig høyere enn i upåvirkete elver. Økning i pH og konduktivitet tyder på tilførsel av næringsstoffer og kalk fra nedbørsfeltet.

**Påvirkninger**

Fysiske påvirkninger i den anadrome delen er først og fremst kanalisering, fjerning av kantvegetasjon og at elvebreddene er delvis steinsatt.

**Fisk**

Ungfisktettheter på de to undersøkte stasjonene i Damskjerbekken var henholdsvis 64 (renne) og 80 (stryk) ungfisk/100 m<sup>2</sup>. Det ble bare registrert aure. Eldre ungfisk utgjorde 58 % av fangsten og årsyngel 42 %. Ungfiskmodellen gir et estimat på 400 ungfisk i hele det anadrome elvearealet i 2010. Uten inngrep forventes at det anadrome elvehabitatet var på ca. 855 m<sup>2</sup>. Regner man med samme fisketetthet som i dag, er estimatet på 600 ungfisk opprinnelig. Fjerner man steinsetting og kanalisering, reetablerer kantvegetasjon og øker man gytearealet til rund 100 m<sup>2</sup>, ligner habitatforholdene den nesten like store Bønesbekken. Legger man fisketetthetene fra Bønesbekken til grunn for å beskrive potensialet for Damskjersbekken etter rehabiliteringen er estimatet på ca. 1100 ungfisk for hele bekken.

**Tabell 69. Resultat fra el-fiske i Damskjerbekken (9/2010, T = 11,8°)**

Stasjonsnr.	Mesohabitat	Sum ungfisk/100 m <sup>2</sup>	Sjøaure/100 m <sup>2</sup>				Laks/100 m <sup>2</sup>	
			0+	1+	2+	eldre	0+	1+
33	Renne	64	0	48	16	4	0	0
32	Stryk	80	60	20	0	2	0	0

**Vurdering**

Sjøaurehabitatet vurderes som redusert med rundt 1/3 på grunn av kanalisering. Dessuten kan fjerning av gytegrus ha bidratt til dårligere rekrutteringsforhold. Ungfisktetthetene er ikke påfallende lave men ligger betydelig under verdiene til andre småbekker det er naturlig

å sammenligne med. Dette kan henge sammen med mangel av gyteplasser. Morfologisk mangfold er lavt, og store strekninger er homogene med lite skjul. Habitatforholdene for sjøaure er moderat eller dårlig.

Konduktivitetsnivå og pH indikerer tilstrekkelig vannkvalitet for sjøaure ved prøvetaking. For å vurdere vannkvaliteten etter vannforskriften trenges en mer detaljert overvåking.

Etter vannforskriften sine kriterier for morfologiske påvikninger vurderes det anadrome elveløpet å ha dårlig miljøtilstand. Kanalisering, steinsetting og mangel av gyteareal vurderes som flaskehals for sjøaureproduksjon. Dessuten bidrar reduksjon av kantvegetasjon til dårligere produksjonsforhold

## Tiltak

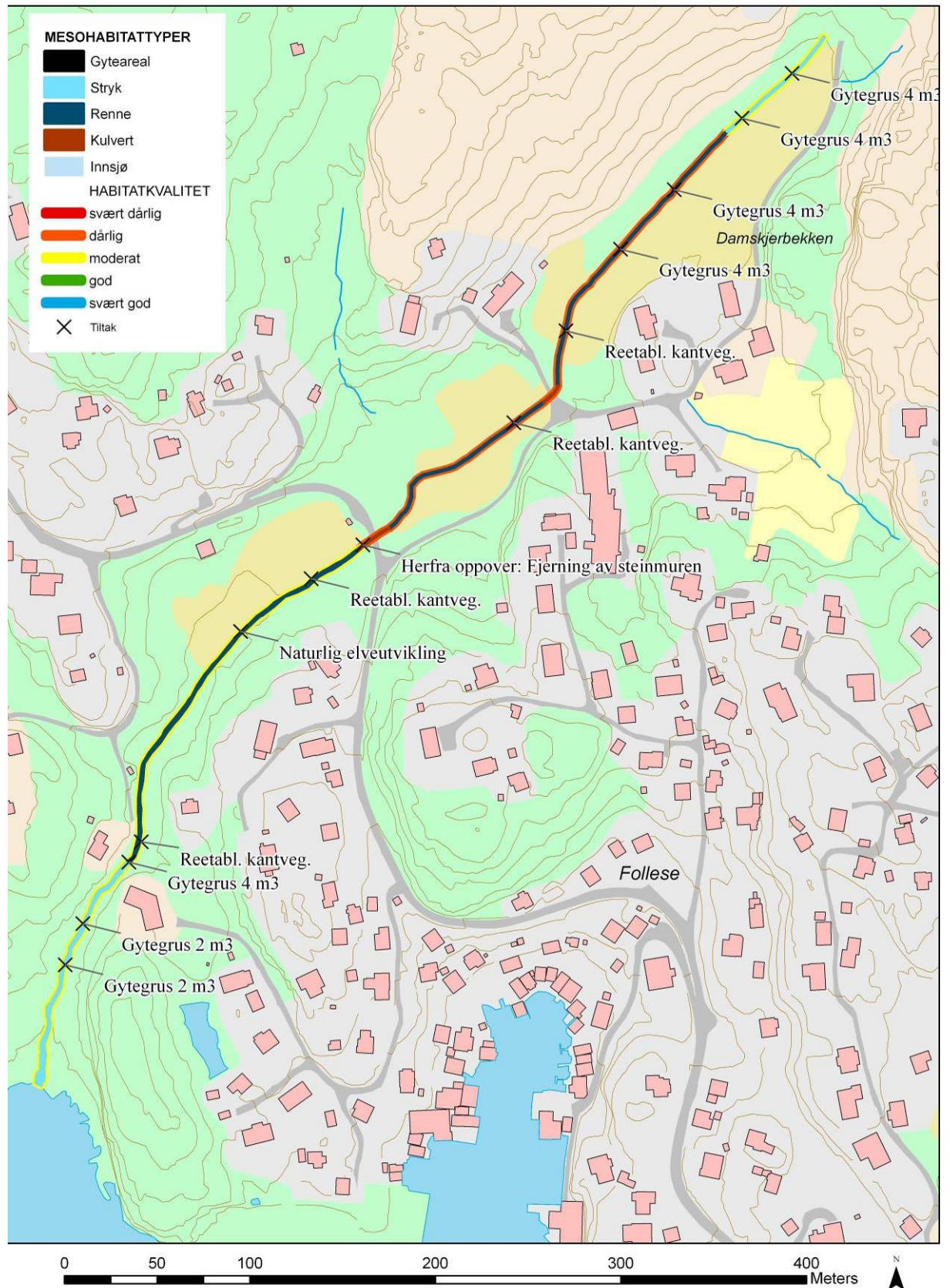
### Generelt

For bedring av miljøtilstand bør kanalisering og steinsetting reduseres og kantvegetasjon reetableres. For å bedre forholdene for sjøaure bør nytt gyteareal skapes. Dette prioriteres høyest, men er mest effektiv hvis det kombineres med de andre tiltakene.

**Tabell 70. Tiltak rangert etter forventet effekt for økning av sjøaureproduksjon**

Nr.	Tiltak
1	Økning av gyteareal
2	Fjerning av kanalisering og steinsetting
3	Reetablering av kantvegetasjon.





Figur 185 Anbefalt tiltak for bedring av miljøtilstand og forhold for sjøaure i Damskjerbekken.

### **Økning av gyteareal**

Ny gyteareal bør skapes gjennom utlegging av egnet gytegrus. Det bør brukes en blanding av grusverkssorteringene 16/32 (ca 70%) og 32/64 (ca. 30%). Morenegrus i tilsvarende størrelsesklasse er best egnet. Singel eller tromlet pukk med avrundete kanter vil også være godt egnet. Brukket eller knust grus kan brukes men pakker seg ofte tettere. Finsedimentandel (< 1 mm) bør være under 6 % og grusblandingen bør derfor spyles ren før utlegging. Ved utlegging av grus skal det formes en grusbank som er minst 30 cm tykk. Vanddyp skal minst være 10 cm i gytetid og området skal aldri falle tørt. Strømhastighet skal ligge mellom 20 og 80 cm/s. På grusbanken og ved siden bør det utlegges enkelte større stein for å skape skjul og for å stabilisere grusen. Vegetasjon rund gyteplassen er gunstig men ikke på selve gytegrusen. Grusbanken skal helst ligge på en overgang mellom kulp og stryk ("brekk"). Her finnes der egnete hydrauliske betingelser for høy eggoverlevelse. Arealene som ble vurdert som egnet for grusutlegg er vist i Figur 185. Volum gytegrus som anbefales for hver av tiltakene er nevnt på kart. Arbeid med grusutlegg bør gjennomføres etter at yngelen i bekken har blitt mobile, dvs. juni og juli.

### **Fjerning av kanalisering og steinsetting**

For å sørge for en naturlig utvikling av utrettete eller kanaliserte strekninger i Damskjersbekken bør dagens steinsettinger fjernes og sideerosjon og naturlig suksesjon tillates. Dette krever areal og resultatet vil etter hvert ligne et naturlig elveløp. Slike tiltak bør avveies mot arealbruk og det vil ikke være mulig å gjenetablere naturlige løp overalt. Langs bekken er det planer om utbygging med boliger. Eksempler fra Oslo, Bergen, Fløyen, Freiburg og andre steder viser at naturlige bekkeløp kan bli attraktive og trygge leke- og friluftsområder midt i bebyggelsen. En trang dyp kanal er farligere enn en åpen bekk. Der plass er begrenset bør en korridor etableres der bekken kan ha naturlig utvikling. Kreves erosjonssikring bør det velges miljøvennlige metoder som uregelmessig steinsetting, seljefaskiner eller naturlig vegetasjon (se kap. 3.1.4). Bare naturlig vegetasjon vil være en erosjonssikring som bidrar til god miljøtilstand etter vannforskriften, men alle de nevnte erosjonssikringer kan gi en tilstrekkelig sjøaurehabitat så lenge det finnes høy substratmangfold og -dynamikk i selve elveløpet.

### **Reetablering av kantvegetasjon**

Reetablering av kantvegetasjon vil bidra til bedre miljøtilstand etter vannforskriften og til å bedre skjul og næringstilgang for sjøaure. Fiskeproduksjonen i vassdraget kan dermed økes. En lettvin og effektiv måte å reetablere kantvegetasjon er å plante seljespiner tidlig om våren og å beskytte de mot beitende dyr.

### **Vannkvalitet og tiltak i nedbørsfelt**

Ved løpende og fremtidige byutviklingsprosjekter bør lokal overvannshåndtering være en forutsetning. Overvann fra området bør infiltreres i størst mulig grad (se kap. 3.1.4).

### 3.2.15 Juvikbekken

#### Status

#### Habitat

Juvikbekken ligger i Askøy kommune og munner i Hauglandsosen. Nedbørsfeltet er ca 1,6 km<sup>2</sup> (målt på kart). Med en middelavrenning på 47 l/km<sup>2</sup>/s (Johnsen & Bjørklund 1999) er middelvannføringen rund 80 l/s. Den anadrome delen av vassdraget er i dag rund 130 m lang (206 m<sup>2</sup>). Hele vassdraget strekker seg over ca 1500 m. Øvre halvdel er stort sett lagt i rør og det er i dag vanskelig å bedømme om bekken var anadrom i sin helhet. Terrengformasjonene tilsier imidlertid ikke at det var naturlige vandringshinder og det kan derfor antas at hele bekken var anadrom opprinnelig. Der kulverten begynner i dag kan det ha vært et bratt stryk, men høydeforskjellen (9 m) og gradienten (6 %) tilsier at den trolig var passerbar. Det opprinnelige anadrome arealet estimeres derfor med dagens bekkeareal (1203 m<sup>2</sup>) + 730 m \* 0,5 m bredde (antatt, i dag lagt i rør). Dette gir 1568 m<sup>2</sup>. De nederste 780 m av bekken ble kartlagt (Figur 63).

I dagens anadrom strekningen utgjør gyteareal 19 % mens resten er stryk. Ca. 100 m er kanalisert og steinsatt, 30 m har en ganske naturlig morfologi. Ovenfor kulverten er bekken rettet ut og steinsatt til den løper ut fra et tjern. Ovenfor tjernet finnes renner med høy morfologisk mangfold og stryk med flekkvis gyteareal. Kantvegetasjon er betydelig redusert langs vassdraget.

**Tabell 71. Sjøaurehabitat og morfologiske kriterier etter vannforskriften i anadrom del av Pollelven**

Kategori	Uten inngrep	2010			Vurdering Miljøtilstand etter vannforskriften, anadrom del
		Status 2010	Reduksjon [%]	Andel i dagens anadr. elveareal [%]	
Samlet produksjonsareal [m <sup>2</sup> ]	1568	206	87		
Gyteareal [m <sup>2</sup> ]		39		19	
Stryk [m <sup>2</sup> ]		167		81	
Renne [m <sup>2</sup> ]					
Kulvert [m <sup>2</sup> ]					
Innsjø [m <sup>2</sup> ]					
Uten morfologiske inngrep [m <sup>2</sup> ]	1568	68	96		
Ungfiskproduksjon modellert [ind.]	1400	200	86		Dårlig
Endring i elveløpets utforming [m]	1500	500	67		Dårlig
Endring i bunnen av elva [m]	1500	870	42		Dårlig
Endring av bankene [m]	1500	280	81		Dårlig
Endring i kantvegetasjon [m]	1500	420	72		Svært dårlig
Samlet					Dårlig



Figur 186 Munning i Juvika er kanalisert og steinsatt.



Figur 187 Kanalisering fortsetter i stryket oppover og reduserer både miljøstatus og habitatforhold for sjøaure.



Figur 188 100 m ovenfor munning finnes flekkvis gytegrus i kanalen



Figur 189 Bare de øverste 30 m av dagens anadrom strekning er ikke kanalisert. Den strekningen kan gi en orientering om hvordan strekningen nedenfor bør utformes.



Figur 190 130 m ovenfor munningen stopper en bratt kulvert fiskevandring oppover.



Figur 191 Ovenfor kulverten er deler av elven utrettet og steinsatt.



Figur 192 Renne ved innløp til et tjern ca i midten av bekken.



Figur 193 Øverst i kartlagt strekning finnes et stryk med flekkvis gyteareal



Figur 194 Delvis finnes partier med høy morfologisk mangfold og naturlig elveutvikling ovenfor tjernet.



Figur 195 Øvre enden av kartlagt strekning: Bekken forsvinner i et flere hundre meter lang rør.

**Tabell 72. In situ målinger ved kartlegging i Juvikbekken**

Sted	Dato	Konduktivitet $\mu\text{S}/\text{cm}$	Temperatur	pH
Juvikbekken ovenfor tjernet	31.03.2010	332	3,9	7,4
Juvikbekken nederst	31.03.2010	335	4	7,6

### Vannkvalitet

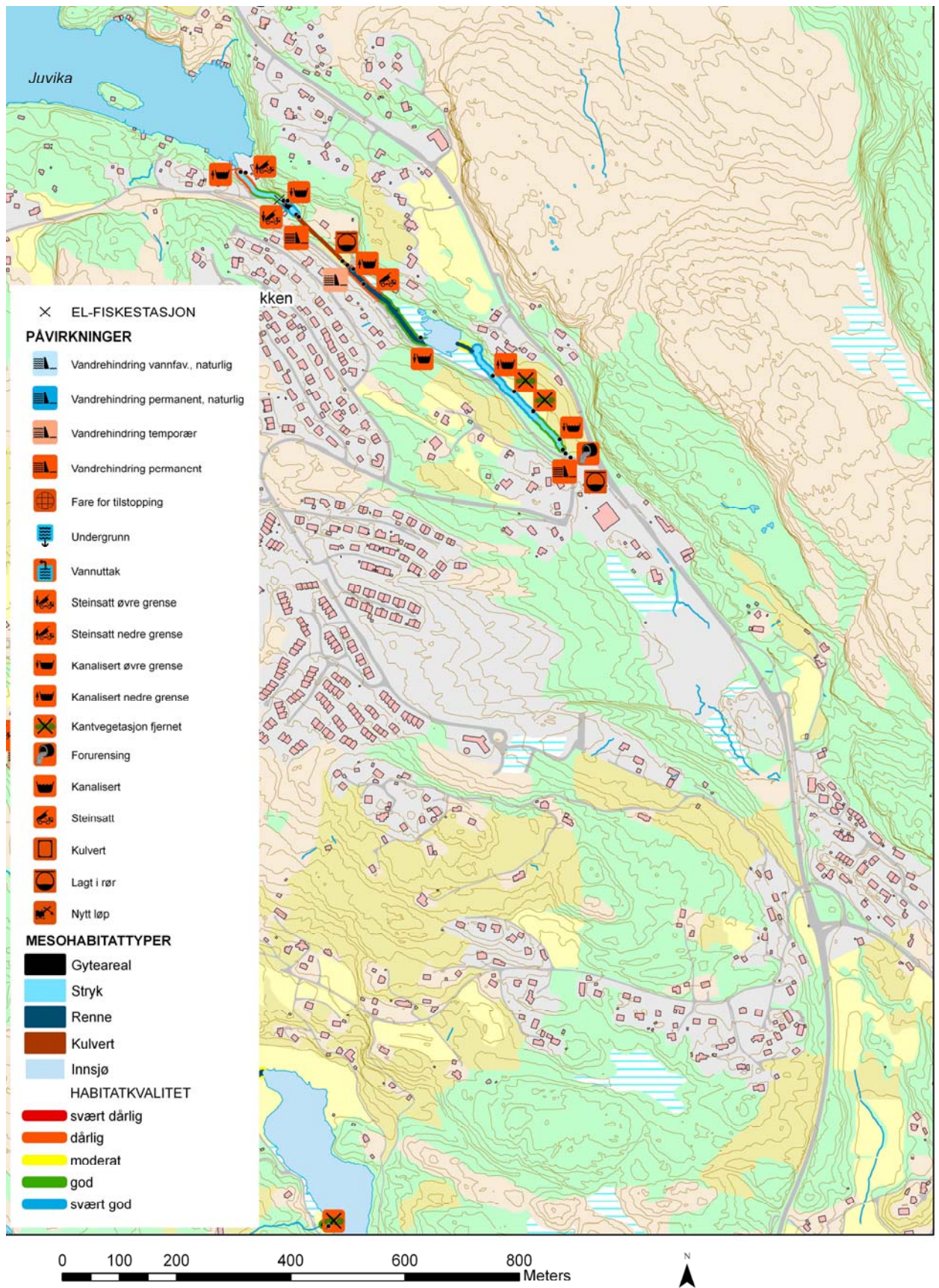
På kartleggingen ble det observert kloakklukt fra røret øverst i kartlagt strekning (Figur 195). Tett plantevekst i renner og i tjernet indikerte dessuten tilførsel av næringsstoffer. In situ målingene i mars 2010 viste at vannet ikke var forsuret (pH 7,4-7,6). Konduktiviteten (332-335  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) var høyere enn i upåvirkete elver.

### Påvirkninger

Fysiske påvirkninger i den anadrome delen er først og fremst vandrehindringer, bekkelukking, kanalisering og steinsetting. Dessuten finnes forurensning og redusert kantvegetasjon.

### Fisk

Ungfisktetthet på en stasjon i den anadrome delen (stryk nedenfor gyteplass) var 104 (se Figur 63 og Tabell 25). Det ble bare fisket aure. Eldre ungfisk utgjorde 85 % av fangsten, årsyngel 15 %. Det er påfallende et det fantes få fisk med lengder som tilsvarte 2+. Ungfiskmodellen gir et estimat av 200 ungfisk i hele det anadrome elvearealet for høst 2010. For det estimerte opprinnelige elvehabitatet gir modellen et estimat på 1000 ungfisk (Tabell 34).



Figur 196 Juvikbekken: Habitatkartlegging og påvirkninger

**Tabell 73. Resultat fra el-fiske i Juvikbekken (9/2010, T = 11°)**

Stasjonsnr.	Mesohabitat	Sum ungfisk/100 m <sup>2</sup>	Sjøaure/100 m <sup>2</sup>				Laks/100 m <sup>2</sup>	
			0+	1+	2+	eldre	0+	1+
29	Stryk	104	16	82	6	6	0	0

## Vurdering

Sjøaurehabitatet vurderes som redusert i areal (-87 %) på grunn av vandringshinder og bekkelukking. Resterende anadrom strekning har redusert habitatkvalitet på grunn av kanalisering. Det finnes sjøaure i bekken men habitatet er svært lite.

Strekningen ovenfor nederste kulvert har redusert miljøstatus på grunn av kanalisering men det finnes delvis gode habitatforhold for aure, særlig direkte nedenfor og på strekningen ovenfor tjernet. Gyteareal mangler imidlertid. Øverste halvdel av bekken er fullstendig forandret gjennom bekkelukking og kanalisering og gir i dag intet habitat for fisk.

Konduktivitetsnivå og pH indikerer tilstrekkelig vannkvalitet for sjøaure ved prøvetaking. Tilførsel av næringsstoffer fra nedbørsfeltet og punktvis forurensinger (kloakkutslipp) er sannsynlig siden konduktivitet var høy og det var tilfeller av kloakkluft. Ved lav vannføring i elven kan slike forurensinger medfører kritiske situasjoner for vannorganismer. For å vurdere vannkvaliteten etter vanddirektivet trengs en mer detaljert overvåking.

Etter vannforskriften sine kriterier for morfologiske påvikninger vurderes Juvikbekken å ha dårlig miljøstatus. Bekkelukking, vandringshinder og kanalisering vurderes som flaskehals for sjøaureproduksjon.

## Tiltak

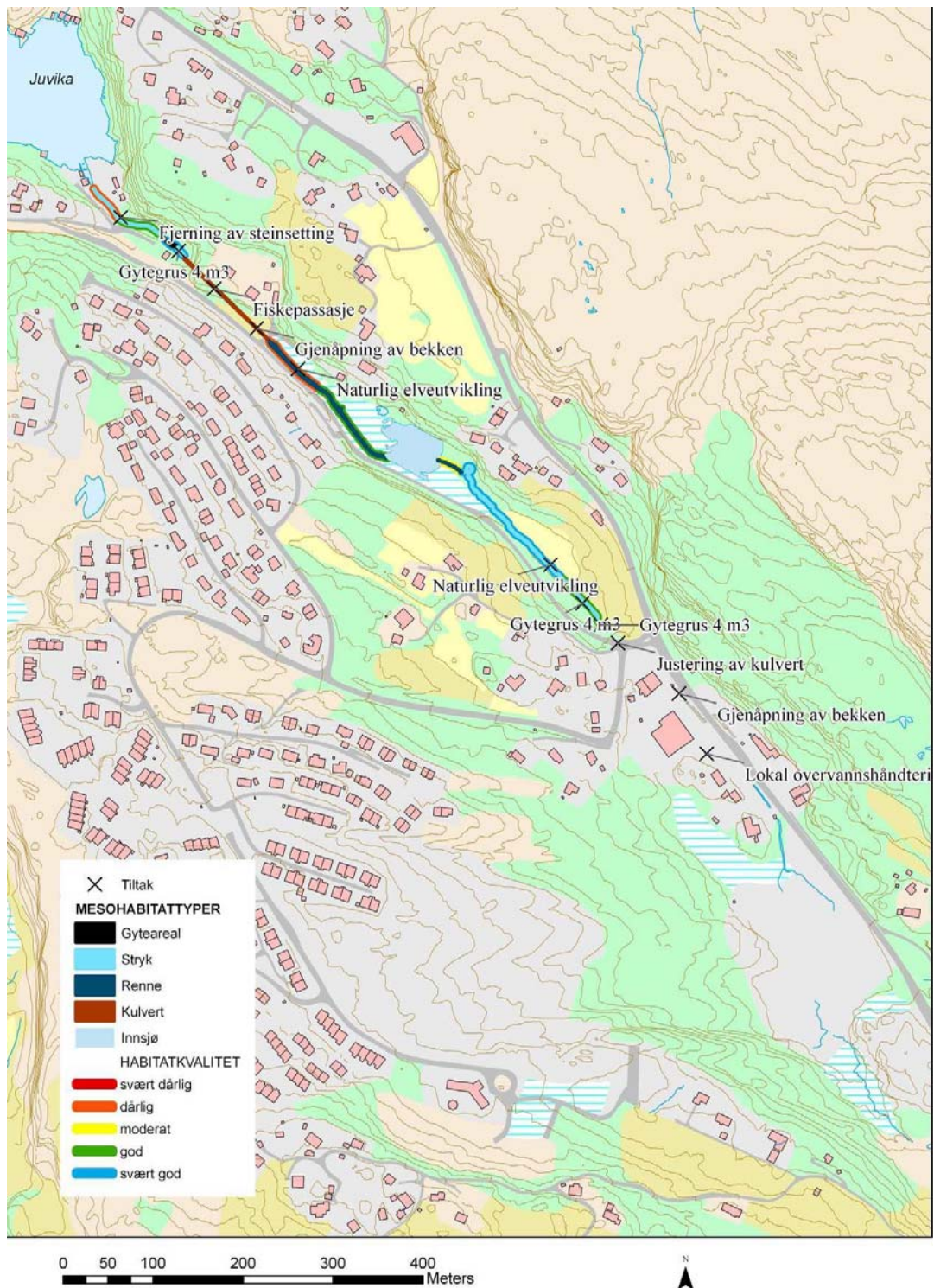
### Generelt

For å kunne bedre miljøtilstanden bør bekken gjenåpnes, vandringshindrer fjernes og kanalisering og steinsetting reduseres. Sjøaure vil dessuten profitere av utlegging av gytegrus dersom midtre del av elven blir tilgjengelig for fisken. Forurensing bør unngås.

**Tabell 74. Tiltak rangert etter forventet effekt for økning av sjøaureproduksjon**

Nr.	Tiltak	Forventet effekt fremstilt som endring i ungfiskestimat
1	Bekkeåpning, fjerning av vandrehindring nederst	+ 800
2	Bekkeåpning, fjerning av vandrehindring øverst	+ 400
3	Fjerning av kanalisering i dagens anadrom strekning, grusutlegg	+ 100
4	Redusering av forurensning	Reduserer risiko for dårlige habitatforhold og fiskedød





Figur 197 Anbefalt tiltak for bedring av miljøtilstand og forhold for sjøaure i Juvikbekken. Kantvegetasjon bør reetableres muligst langs hele vassdraget.

### Bekkeåpning og fjerning av vandringshinder

For å sørge for en naturlig utvikling av lukkede eller kanaliserte strekninger bør dagens steinsettinger fjernes, lukkede strekninger gjenåpnes og siderosjon og naturlig suksesjon tillates. Elven bør utformes med hjelp av egendynamikk og stedegent substrat. Gytegrus

bør legges ut dersom den ikke finnes under grunnen (s.n.). Gjenåpning og egendynamikk krever areal og resultatet vil etter hvert ligne et naturlig elveløp. Der plass er begrenset bør en korridor etableres hvor bekken kan ha naturlig utvikling. En slik korridor kan skapes med en buffersone på 5-10 m på hver side av bekken, der arealbruket innskrenkes. Dette vil i tillegg skape et godt grunnlag for å reetablere kantvegetasjon og redusere stofftilførsel fra nedbørsfeltet. Langs nederste kulverten er det rom for en slik korridor i den øvre delen. I den nedre delen er det imidlertid lite areal tilgjengelig dersom man vil opprettholde dagens vei. Her bør elven føres gjennom en kulvert som er utformet som en fiskepassasje og som har egenskapene som er beskrevet i kap. 3.1.4. Der det nye løpet krever erosjonssikring bør det velges miljøvennlige metoder som uregelmessig steinsetting, seljefaskiner eller naturlig vegetasjon (se kap. 3.1.4). Dersom nedre kulvert blir passerbar for fisk bør gytearealet økes ovenfor tjernet, se Figur 197.

Øvre delen av vassdraget krever en bekkeåpning som omfatter endringer i dagens arealbruk, og valg av en ny beliggenhet for bekken. Det finnes friområder som tillater å gjenetablere et åpent løp. Kulverten under veien bør omformes etter DN (2002) eller utrustes med en fiskepassasje som beskrevet ovenfor.

Inngrepene i bekken er så omfattende at bekkeåpninger vil medføre høye kostnader og endringer i arealbruk. Potensialet for økt sjøaureproduksjon er begrenset (Tabell 74) og knappe midler vil ha mer effekt andre steder. Oppgradering av lokalmiljøet som følge av bekkeåpning ble ikke vurdert her, men bør inngå i en helhetlig vurdering.

### **Fjerning av kanalisering i dagens anadrom strekning**

Steinsettingen langs bekken bør fjernes så mye som mulig. Dette medfører ingen eller lite konfliktpotensial med dagens arealbruk i den midtre delen av bekken (Figur 188). Øvre del av den anadrome strekningen viser hvordan bekken vil se ut uten steinsetting (Figur 189). Øverst i den anadrome strekningen kan dessuten gytearealet økes gjennom utlegging av 4 m<sup>3</sup> gytegrus, en blanding av grusverksorteringene 16/32 (ca 70%) og 32/64 (ca. 30%). Vanddyp skal minst være 10 cm i gytetid og området skal aldri falle tørt. Strømhastighet skal ligge mellom 20 og 80 cm/s. På grusbanken og ved siden bør det utlegges enkelte større stein for å skape skjul og for å stabilisere grusen. Vegetasjon rund gyteplassen er gunstig men ikke på selve gytegrusen. Grusbanken skal helst ligge på en overgang mellom kulp og stryk ("brekk"). Her finnes der egnete hydrauliske betingelser for høy eggoverlevelse (se kap. 3.1.4). Arbeid med grusutlegg og fjerning av steinsetting bør gjennomføres etter yngel i bekken er mobile, dvs. juni og juli. Dette er et forholdsvis enkelt tiltak og vil bedre miljøstatus og forhold for sjøaure i dagens anadrom strekning. Det forventes at fiskeproduksjon økes med 50 % (100 individer).

### **Forurensing**

Forurensing av vassdraget bør unngås. Overvann i nedbørsfelt bør infiltreres eller renses i jord- eller plantefilter (se kap. 3.1.4).

### 3.2.16 Kråkåsbekken

#### Status

#### Habitat

Kråkåsbekken ligger i Askøy kommune og munner ut i Storevågen som er del av Hauglandsosen. Nedbørsfeltet er om lag 2 km<sup>2</sup> (målt på topografisk kart). Med en middelvannføring på 40 l/km<sup>2</sup>/s blir middelvannføringen ca. 80 l/s. Det finnes et vann i den anadrome delen (Kråkåsvatnet, 2,8 ha) og et ovenfor (Follesevatnet). Den anadrome delen av vassdraget er rund 1,8 km lang. Bredden varierer mellom 0,4 og 2 m. Det anadrome arealet er 1434 m<sup>2</sup>. 53 % av dagens anadrome elv er kanalisert (Figur 199) eller lagt i rør (Figur 201). Uten disse inngrep anslås det at bekken var bredere og dekket et større areal, tilsvarende dagens ukanaliserte deler. Effekten anslås til ca. 50%. Dette gir et samlet opprinnelig anadromt areal på ca. 2100 m<sup>2</sup>.

Dagens anadrom del blir begrenset av en kulvert helt i sør. Bekken er så smal her (< 20 cm) at dette faller sammen med en naturlig begrensing av anadrom strekning. Bekkelukkingen nederst virker imidlertid som kunstig vandringshinder ved lav vannføring (Figur 201). Stryket nedenfor Kråkåsvatnet er svært bratt og enkelte trinn er ca. 1 m. Det forventes at stryket virker som naturlig vandringshinder store deler av året og bare er passerbar ved høy vannføring (Figur 204).

I dagens anadrome strekning finnes ca. 10 % sammenhengende gyteareal (svart på kart i Figur 208). Øverst i vassdraget mangler gytegrus. Det er sannsynlig at grus ble fjernet ved utgraving og kanalisering av bekkene til Kråkåsvatnet. Renner utgjør 47 % av det anadrome arealet, deretter følger stryk med 37 % og kulvert med 7 %. Morfologisk mangfold og substratkvalitet er høy i de strekningene som ikke er kanalisert.

Kantvegetasjon er fjernet nesten langs hele den anadrome strekningen. Landbruksareal (eng og beite) grenser for det meste direkte til elven (Figur 203 og Figur 199)

**Tabell 75. Sjøaurehabitat og morfologiske kriterier etter vannforskriften i anadrom del av Kråkåsbekken**

Kategori	Uten inngrep	2010			Vurdering Miljøtilstand etter vannforskriften, opprinnelig anadrom del
		Status 2010	Reduksjon [%]	Andel i dagens anadr. elveareal [%]	
Samlet produksjonsareal [m <sup>2</sup> ]	2100	1434	32		
Gyteareal [m <sup>2</sup> ]		139		10	
Stryk [m <sup>2</sup> ]		524		37	
Renne [m <sup>2</sup> ]		667		47	
Kulvert [m <sup>2</sup> ]		104		7	
Innsjø [m <sup>2</sup> ]		28198		1966	
Uten morfologiske inngrep [m <sup>2</sup> ]	2100	518	75	36	

Ungfiskproduksjon modellert [ind.]	1500	500	67		Moderat
Endring i elveløpets utforming [m]	1500	490	67		Dårlig
Endring i bunnen av elva [m]	1500	1250	17		Moderat
Endring av bankene [m]	1500	740	51		Dårlig
Endring i kantvegetasjon [m]	1500	190	87		Svært dårlig
Samlet					Dårlig



Figur 198 Munning i Storevågen



Figur 199 Strekningen nederst er kanalisert og steinsatt.



Figur 200 Kulverten under veien er passerbar for fisk.



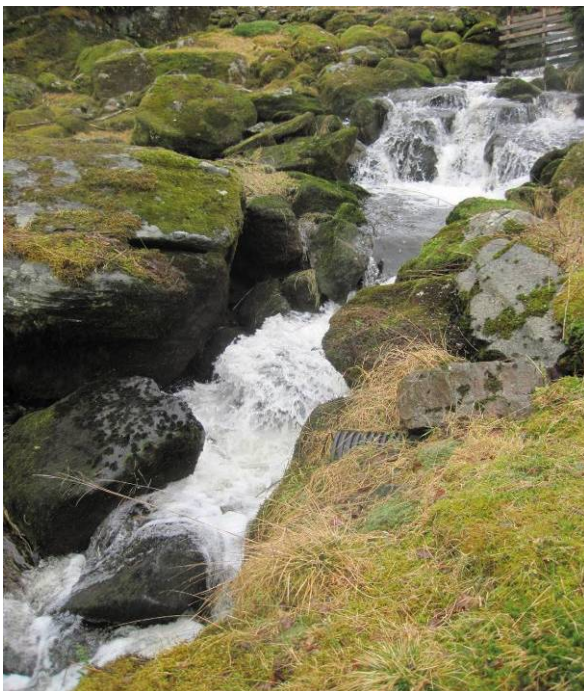
Figur 201 Ovenfor er bekken lagt i rør. Ved lav vannstand kan fisk ikke vandre opp gjennom røret.



Figur 202 Ovenfor røret ligger er store deler av bekken rettet ut og steinsatt.



Figur 203 Strekningene som ikke er kanalisert har høyt mangfold innen substrat og morfologi. Kantvegetasjon er fjernet nesten langs hele vassdraget.



Figur 204 200 m nedenfor Kråkåsvatnet finnes et bratt stryk som fisk bare kan komme opp ved høy vannføring.



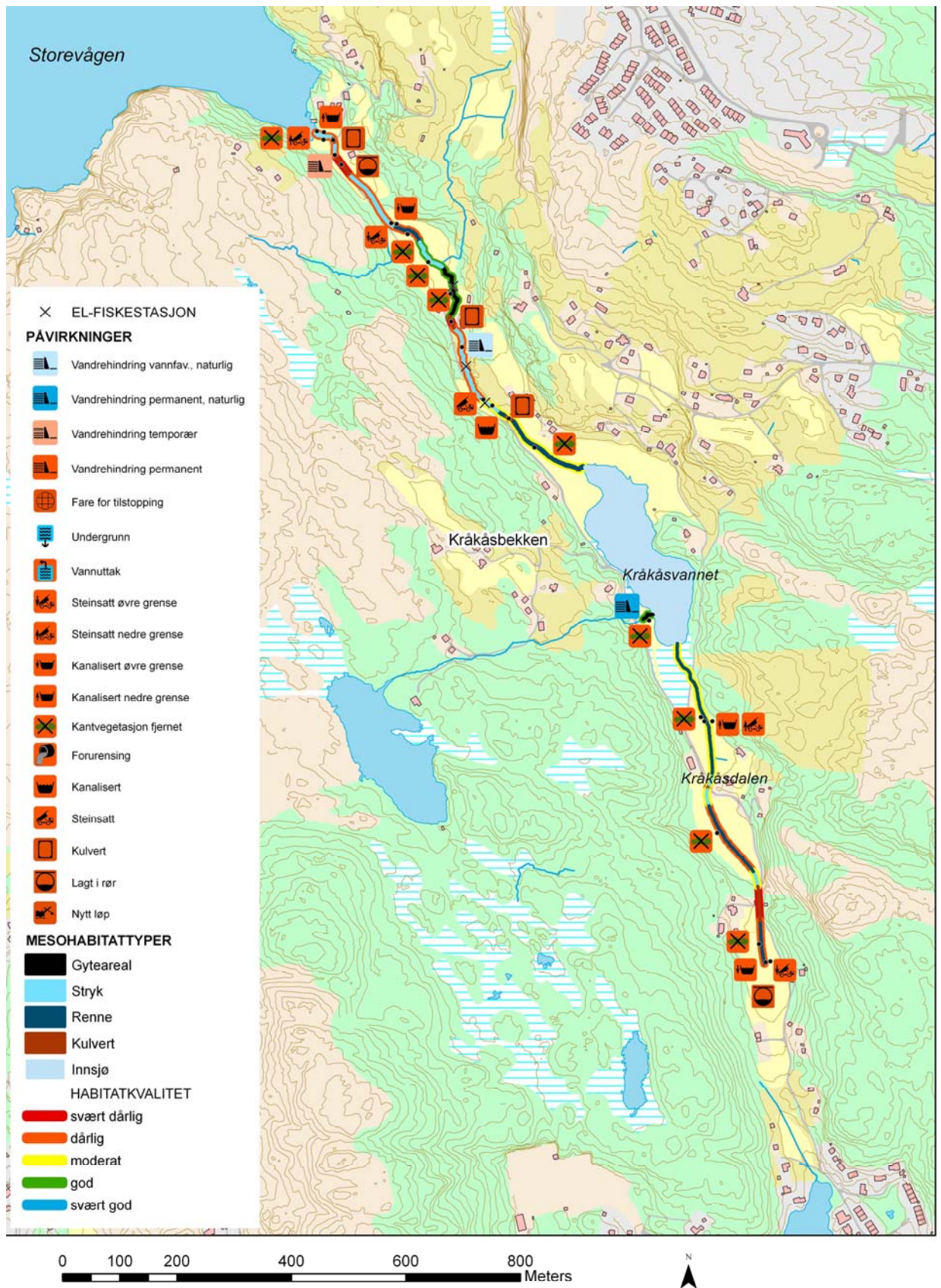
Figur 205 Langs veien er bekken forbygget med en mur.



Figur 206 Den vestlige tilløpsbekken til Kråkåsvatnet er liten og har godt gytesubstrat.



Figur 207 Den sørlige tilløpsbekken er lengre men er kanalisert i store deler.



Figur 208 Kråkåsbekken: Habitatkartlegging og påvirkninger

**Tabell 76. In situ målinger ved kartlegging i Kråkåsbekken**

Sted	Dato	Konduktivitet μS/cm	Temperatur	pH
Kråkåsbekken øverst	31.03.2010	59	2,8	6,2
Kråkåsbekken nederst	31.03.2010	56	3,5	6,5

### Vannkvalitet

På kartleggingen ble det ikke observert utslipp i den anadrome strekningen. In situ målingene foretatt i mars 2010 viste at vannet ikke var forsuret (pH 6,2-6,5). Konduktiviteten (56-59 μS/cm) tilsvarte nivået i upåvirkete elver. Nærhet til landbruksarealet og plantevekst i elven tyder derimot på at tilførsel av næringsstoffer kan forekomme.

### Påvirkninger

Fysiske påvirkninger i anadrom del er kanalisering, steinsetting, fjerning av kantvegetasjon og at deler av bekken er lagt i rør.

### Fisk

Ungfisktetthet på tre stasjoner i Kråkåsbekken var henholdsvis 136 (gyteplass), 43 (stryk) og 26 (stryk) ungfisk/100 m<sup>2</sup>. Strykene hadde redusert habitatkvalitet (modert og dårlig, se Figur 63). Det ble bare registrert aure. Eldre ungfisk utgjorde 52 % av fangsten og årsyngel 48 %. Ungfiskmodellen gir et estimat av 500 ungfisk i hele det anadrome elvearealet for høst 2010. Uten inngrep og med et areal på 2100 m<sup>2</sup> gir modellen et estimat på 1500 ungfisk.

**Tabell 77. Resultat fra el-fiske i Kråkåsbekken (9/2010, T = 11,1°)**

Stasjonsnr.	Mesohabitat	Sum ungfisk/100 m <sup>2</sup>	Sjøaure/100 m <sup>2</sup>				Laks/100 m <sup>2</sup>	
			0+	1+	2+	eldre	0+	1+
30	Gyteareal	136	80	54	2	2	0	0
56	Stryk	43	15	23	5	2	0	0
31	Stryk	26	4	20	2	0	0	0

### Vurdering

Sjøaurehabitatet vurderes som redusert i areal og habitatkvalitet på grunn av kanalisering og bekkelukking. Produksjon av sjøaure estimeres til å ha blitt redusert med 67 %. Ungfisktetthetene på gytearealet tilsvarer tallene i andre bekker, mens tettheten i strykene med redusert habitatkvalitet var nokså lave. Dette kan henge sammen med mangel på gyteareal i dette området (ovenfor det bratte stryket), men også med lite standplasser og skjul.



Morfologisk mangfold i de kanaliserte strekninger er lav og store strekninger er svært homogene. Habitatforholdene for sjøaure er moderat til dårlig. I øvre del av vassdraget finnes det svært lite gyteareal. Det er kun i den delen av elven som ikke er steinsatt eller utrettet (ca. 400 m ovenfor munningen og i den vestlige tilløpsbekken til Kråkåsvatnet) forholdene er gode for sjøaure.

Konduktivitetsnivå og pH indikerer tilstrekkelig vannkvalitet for sjøaure ved prøvetaking. Tilførsel av næringsstoffer fra nedbørsfeltet er sannsynlig. For å vurdere vannkvaliteten etter vanndirektivet trenges en mer detaljert overvåking.

Etter vannforskriften sine kriterier for morfologiske påvikninger vurderes det anadrome elveløpet å ha dårlig miljøtilstand. Kanalisering og steinsetting vurderes som flaskehals for sjøaureproduksjon. I øvre del betraktes dessuten mangel av gyteareal som en flaskehals. Reduksjon av kantvegetasjon og landbruk nær vannkanten bidrar utover dette til dårligere produksjonsforhold og mindre skjul. Dårlige vandringsforhold i det bratte stryket nedenfor Kråkåsvatnet reduserer muligheter for fordeling av yngel i vassdraget og kan redusere antall gytefisk øverst i vassdrag i år med lav vannføring i oppvandringsperioden.

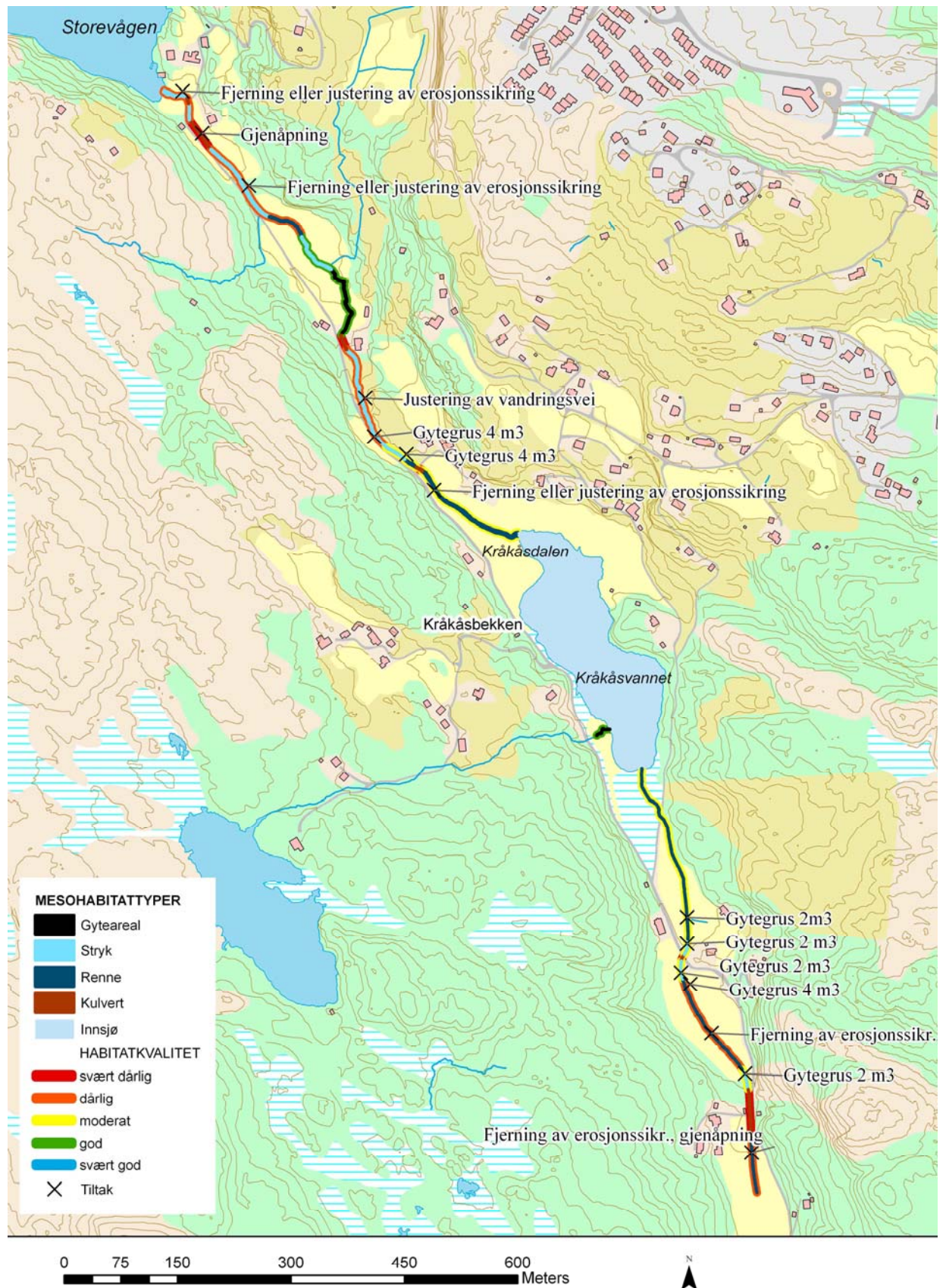
## Tiltak

### Generelt

For å bedre miljøtilstanden bør omfanget av kanalisering og steinsetting reduseres, lukkede strekninger gjenåpnes og kantvegetasjon reetableres. For å bedre forholdene for sjøaure bør dessuten nytt gyteareal skapes i øvre del. Dette prioriteres høyest men er mest effektivt hvis det kombineres med de andre tiltakene.

**Tabell 78. Tiltak rangert etter forventet effekt for økning av sjøaureproduksjon**

Nr.	Tiltak
1	Reduksjon av kanalisering, gjenåpning, etablering av buffersone
2	Økning av gyteareal i øvre del
3	Reetablering av kantvegetasjon
4	Justering av vandringsvei



Figur 209 Anbefalte tiltak for bedring av miljøtilstand og forhold for sjøaure i Kråkåsbekken. Kantvegetasjon bør reetableres muligst langs hele vassdraget.

### **Reduksjon av kanalisering og gjenåpning**

For å sørge for en naturlig utvikling av lukkede eller kanaliserte strekninger i Kråkåsbekken bør dagens steinsetninger fjernes, lukkede strekninger gjenåpnes og sideerosjon og naturlig suksesjon tillates. Elven bør utformes med hjelp av egendynamikk og stedegen substrat. Gytegrus bør legges ut dersom den ikke finnes i elvesenga (s.n.). Gjenåpning og egendynamikk krever areal, og resultatet vil etter hvert ligne et naturlig elveløp (se kap. 3.1.4). Slike tiltak bør avveies mot arealbruk langs bekken og det vil ikke være mulig å gjenetablere naturlige løp over alt. Der plass er begrenset bør en korridor etableres der bekken kan ha naturlig utvikling. En slik korridor kan skapes med en buffersone på 5-10 m på hver side av bekken, der arealbruket innskrenkes. Dette vil i tillegg skape et godt grunnlag for å reetablere kantvegetasjon og redusere stofftilførsel fra nedbørsfeltet.

Kreves erosjonssikring bør det velges miljøvennlige metoder som uregelmessig steinsetting, seljefaskiner eller naturlig vegetasjon (se kap. 3.1.4). Bare naturlig vegetasjon vil være en erosjonssikring som bidrar til god miljøtilstand etter vannforskriften, men alle de nevnte erosjonssikringer kan gi en tilstrekkelig sjøaurehabitat så lenge det finnes høy substratmangfold og -dynamikk i selve elveløpet. Deler av den kanaliserte strekningen nederst har allerede i dag en uregelmessig steinsetting, se Figur 202.

### **Økning av gyteareal**

Nytt gyteareal bør skapes gjennom utlegging av egnet gytegrus, en blanding av grusverksorteringene 16/32 (ca 70%) og 32/64 (ca. 30%). Morenegrus i tilsvarende størrelsesklasse er best egnet. Singel eller tromlet pukk med avrundete kanter vil også være godt egnet. Brukket eller knust grus kan brukes men pakker seg ofte tettere. Finsedimentandel (< 1 mm) bør være under 6 % og grusblandingen bør derfor spyles ren før utlegging. Ved utlegging av grus skal det formes en grusbank som er minst 30 cm tykk. Vanddyb skal minst være 10 cm i gytetid og området bør ikke falle tørt. Strømhastighet skal ligge mellom 20 og 80 cm/s. På grusbanken og ved siden bør det utlegges enkelte større stein for å skape skjul og for å stabilisere grusen. Vegetasjon rund gyteplassen er gunstig men ikke på selve gytegrusen. Grusbanken skal helst ligge på en overgang mellom kulp og stryk ("brekk", se kap. 3.1.4). Her finnes der egnede hydrauliske betingelser for høy eggoverlevelse. Arealene som ble vurdert som egnet for grusutlegg er vist i Figur 209. Volum gytegrus som anbefales for hver av tiltakene er nevnt på kart. Arbeid med grusutlegg bør gjennomføres etter yngel i bekken er mobile, dvs. juni og juli.

### **Reetablering av kantvegetasjon**

Reetablering av kantvegetasjon vil bidra til bedre miljøtilstand etter vannforskriften og til å bedre skjul og næringstilgang for sjøaure. Fiskeproduksjonen i vassdraget kan dermed økes. En lettvinnt og effektiv måte å reetablere kantvegetasjon er å plante seljeskudd tidlig om

våren og å beskytte de mot beitende dyr. I tillegg bør svartor plantes i grupper langs bekken, ca. 1 per 10 m smalet sett.

### **Justering av vandringsvei**

Stryket nedenfor Kråkåsvatnet bør justeres slik at fisk kan passere oftere og ved forskjellige vannføringer. I dag er dette bare mulig ved gunstige vannføringer. Justering er bare nødvendig ved steder der det er et fritt vannfall over 0,5 m ved middels vannføring. For å senke slike høydesprang deler man opp stryket i mellomtrinn som vist i kap. 3.1.4. Der det er bratt kan det være lurt å plasser mellomkulpen ved siden av dagens bekk. Der stryket består av bart fjell anbefales det å bruke trevegger som festes med bolter. Oppbyggingen bør følge prinsippene som vist i kap. 3.1.4.

## 3.2.17 Loneelven

### **Status**

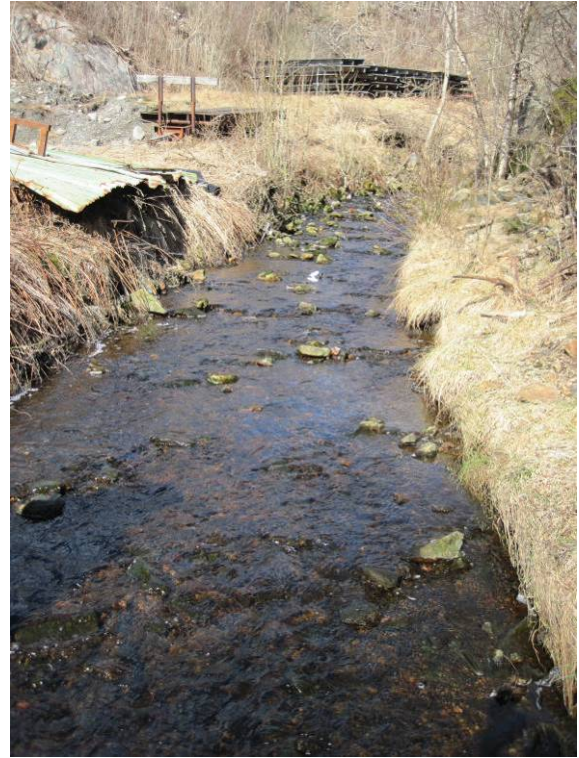
#### **Habitat**

Loneelven ligger på vestsiden av Askøy og munner i Hauglandsosen. Den anadrome delen av elven er mellom 1 og 3 m bred og forholdsvis kort: 260 m ovenfor munningen renner elven over en terrengkant og danner en rund 10 m høy foss som vurderes som naturlig vandrehindring. I dag er elven ovenfor fossen lagt i rør og delvis kanalisert. I den anadrome delen rett under fossen finnes et stryk med flekkvis gytegrus og et sammenhengende gyteareal med gode habitatforhold, høy substratmangfold og mange standplasser. Nedenfor er elven rettet ut og ligger i en renne. Vestbredden er steinsatt. De nederste 60 m av elven er lagt i rør. Både rennen og kulverten har dårlige habitatforhold, med homogen morfologi og substratsammensetning. Kulverten er en vandringshindring ved lave vannføringer og fjære sjø. Ved flo sjø antas det at fisk kan vandre opp ved de fleste vannføringer.

Kantvegetasjon er fjernet langs hele vestbredden. Det anadrome elvearealet ble målt til 464 m<sup>2</sup> (Tabell 79). Gyteareal utgjorde 15 %, stryk 33 %, rennen 28 % og kulvert 24 %.



Figur 210 Fossen stopper oppvandrende fisk 260 m fra sjøen. Vannet fosser ut fra en kulvert.



Figur 211 Nedenfor finnes et stryk og gytareal med gode habitatforhold.



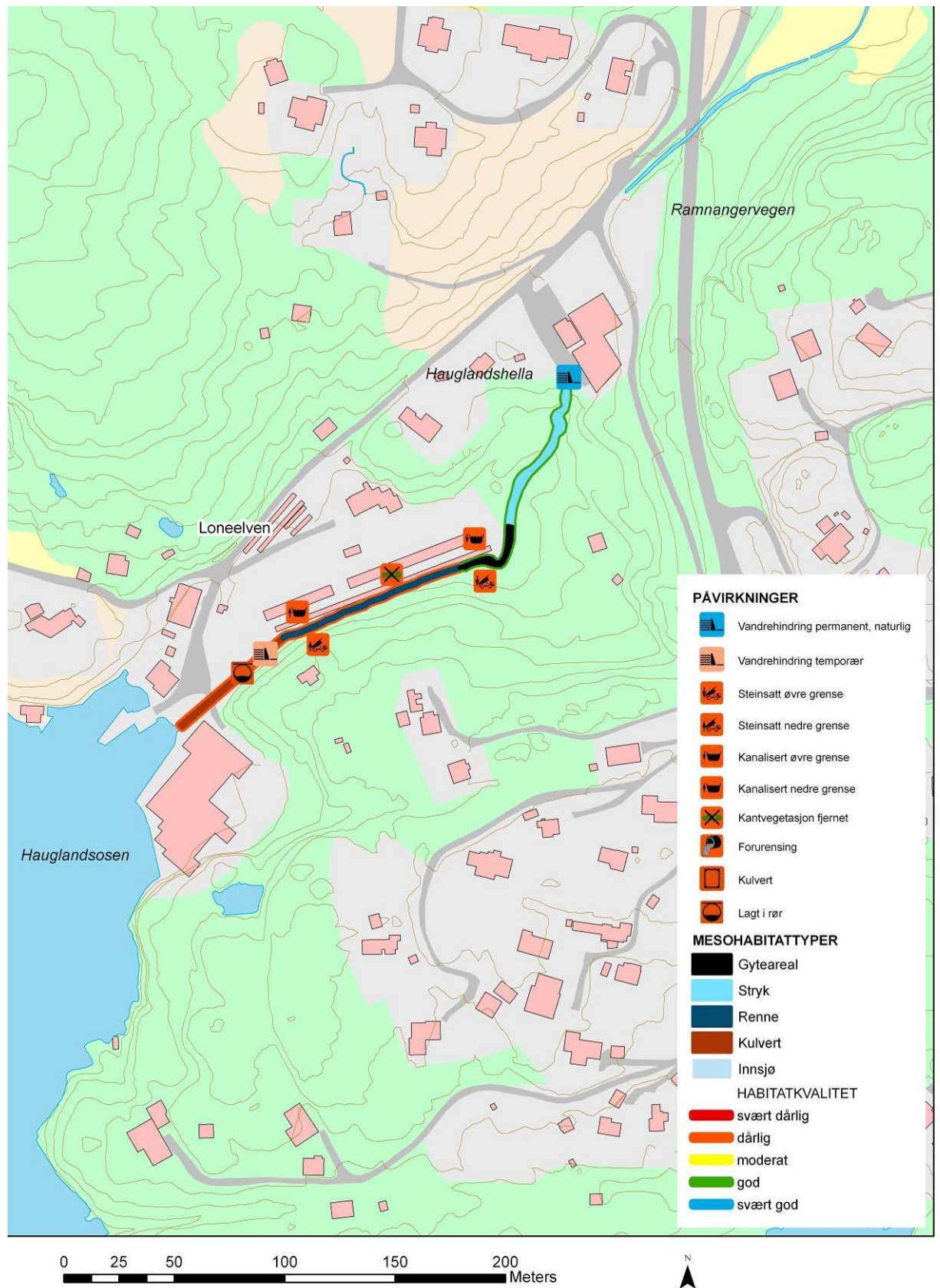
Figur 212 Renne med utfylt og steinsatt bredd



Figur 213 Kulvert nederst i vassdraget. Ved lav vannstand virker den som vandringshinder.



Figur 214 Elvemunningen i Hauglandsosen sett fra kulverten



Figur 215 Loneleven: Habitatkartlegging og påvirkninger

**Tabell 79. Sjøaurehabitat og morfologiske kriterier etter vannforskriften i Loneelven**

Kategori	Uten inngrep	2010			Vurdering Miljøtilstand etter vannforskriften, opprinnelig anadrom del
		Status 2010	Reduksjon [%]	Andel i dagens anadr. elveareal [%]	
Samlet produksjonsareal [m <sup>2</sup> ]	464	464		100	
Gyteareal [m <sup>2</sup> ]		69		15	
Stryk [m <sup>2</sup> ]		151		33	
Renne [m <sup>2</sup> ]		131		28	
Kulvert [m <sup>2</sup> ]		113		24	
Innsjø [m <sup>2</sup> ]	Ingen i anadrom del				
Uten morfologiske inngrep [m <sup>2</sup> ]*	464	244	47		
Ungfiskproduksjon modellert [ind.]	400	250	38		Moderat
Endring i elveløpets utforming [m]	260	120	54		Dårlig
Endring i bunnen av elva [m]	260	200	23		Moderat
Endring av bankene [m]	260	90	65		Dårlig
Endring i kantvegetasjon [m]	260	100	62		Svært dårlig
Samlet	Kriterium fisk				Dårlig

\* hele elveareal

**Tabell 80. In situ målinger ved kartlegging i Loneelven**

Sted	Dato	Konduktivitet μS/cm	Temperatur	pH
Loneelven, nedenfor foss	09.04.2010	76	6,1	7,5
Loneelven, ovenfor foss	09.04.2010	52	6,4	6,1

### Vannkvalitet

På kartleggingen ble det ikke observert utslipp. I androm strekning la pH ved 7,5, konduktivitet ved 76 μS/cm. Ovenfor kulvert ved fossen var pH 6,1 og konduktivitet 52 μS/cm. Elven ligger nært inntil områder med næringsvirksomhet og vei og direkte avrenning fra disse arealene er sannsynlig.

### Påvirkninger

Hovedpåvirkninger i den anadrome delen var bekkelukkingen, fylling langs den utrettede rennen og fjerning av kantvegetasjon på vestbredden.

### Fisk

Det ble ikke el-fisket i Loneelven på grunn av begrensete prosjektrammer. Ved habitatkartlegging (9.4.2010) ble det observert aureyngel i forskjellige størrelser i hele den anadrome strekningen. For å beregne potensial for ungfiskproduksjon i elven ble det brukt fisketettheter fra nabovassdraget Pollelven. Med dette gir modellen et estimat av 400

ungfisk for elven uten fysiske inngrep som kulvert og fylling. For 2010 anslås antall ungfisk til 250.

### **Vurdering**

Øvre strekning av den anadrome delen i Loneelven (stryket og gytearealet) vurderes som lite men produktivt habitat for sjøaure. Rennen nedenfor og særlig kulverten har reduserte habitatforhold men gir tilstrekkelige vandringsmuligheter for å få gytefisk opp i elven og rennen kan være et refugium i lavvannsperioder.

Siden elven er liten og potensiell ungfiskproduksjon er lav, er det usikker i hvilken grad vassdraget har en egen sjøaurestamme eller er preget av feilvandret fisk fra større naboelver. Vurderer man anadrom del som en vannforekomst etter vanndirektivet, evalueres miljøtilstanden i kategori morfologiske påvirkninger som ”dårlig”. Årsak for dette er kulvert og fylling langs rennen så vel som fjerning av kantvegetasjon.

Vannkvaliteten vurderes som tilstrekkelig for sjøaure. At pH stiger fra 6,1 til 7,5 og konduktivitet fra 52 til 76  $\mu\text{S}/\text{cm}$  i kulvert ved fossen (ca 100 m) tyder imidlertid på forurensing på denne strekningen.

Flaskehals for sjøaureproduksjon er begrenset elveareal. Det ble ytterlig redusert på grunn av kulvert og fylling.

## **Tiltak**

### **Generelt**

For å bedre miljøtilstand og øke produksjonen av sjøaure bør den lukkede strekningen gjenåpnes og fyllingen langs rennen fjernes. Dette bør avveies mot arealbruket i dag. Sjøaurehabitat i rennen kan dessuten bedres gjennom biotopjusterende tiltak som øker morfologisk mangfold.

### **Gjenåpning av kulverten**

Ved en bekkeåpning og utforming av de nye vannløpene bør man orientere seg etter naturlige elver (se kap. 3.1.4). Det er sannsynlig at arealbruket krever en trang trasè med stabiliserte bredder. Faskiner, vegetasjon eller en heterogen steinsetting er egnet til dette. Selve elveløpet bør være så dynamisk som mulig innenfor grensene som er definert av erosjonssikringen. Substratmangfoldet skal være høy med dominans av rullestein og grus, dessuten sand og trær (tilsvarende gradient), se kap. 3.1.4.

### **Justering av rennen**

For å oppnå en god miljøtilstand bør fyllingen ved rennen fjernes og elveløpet utformes som vist i kap. 3.1.4. Dette kan komme i konflikt med nåværende arealbruk, og dersom det skal opprettholdes kan elveløpet modifiseres for å gi bedre forhold for sjøaure. Gjennom



utlegging av stein og toleranse av død og levende vegetasjon kan antall standplasser og skjul og dermed produksjon av ungfisk økes.

### **Reetablering av kantvegetasjon**

Reetablering av kantvegetasjon vil bidra til å bedre skjul og næringstilgang. Fiskeproduksjonen i bekken kan dermed økes. Dersom kantvegetasjon reetableres langs hele løpet (ca 260 m) vil den samlede miljøstatusen av den androme delen etter vannforskriften være betydelig bedre enn i dag. En lettvinnt og effektiv måte å reetablere kantvegetasjon er å plante seljespirer tidlig om våren og å beskytte de mot beitende dyr.

## 3.2.18 Pollelva

### **Status**

#### **Habitat**

Pollelva ligger i Askøy kommune og munner i Hauglandsosen. Nedbørsfeltet er ca 4,2 km<sup>2</sup>. I dag samles vann fra en del av nedbørsfeltet (1,6 km<sup>2</sup>) i det oppdemte Ingersvatnet (17 ha) for drikkevannsbruk. Med en middelavrenning på 47 l/km<sup>2</sup>/s var middelvannføringen nederst i Pollelven opprinnelig ca. 200 l/s. I dag er den om lag 120 l/s + overløp (Johnsen & Bjørklund 1999). Den anadrome delen av vassdraget er rund 2,5 km lang. Bredden varierer mellom 0,5 og 5 m. Anadromt areal ble målt til 6324 m<sup>2</sup> (bunn elvefar). På grunn av redusert vannføring var vanddekket areal ved middels lavvannføring imidlertid betydelig mindre (-26 %, 4692 m<sup>2</sup>). På den anadrome strekningen utgjør gyteareal 13 %, stryk 25 %, renner 60 % og kulvert 2 %. Dessuten finnes et tjern (Merkestjørna) med 2800 m<sup>2</sup>. Nedenfor tjernet er effekten av redusert vannføring knapt synlig. Strekingen ovenfor tjernet er imidlertid tydelig preget av lav vannføring, og dette forsterkes jo nærmere man kommer demningen til Ingersvatnet. Enkelte strekninger faller tørt i tørkeperioder (Ove Antonsen, muntlig).

Morfologisk sett gir Pollelven gode habitatforhold for sjøaure. Det finnes både gyteareal og oppvekstområder med mye standplasser og skjul. Kantvegetasjon er i stor grad opprettholdt (91 %). Sør for Merkestjørna finnes det en sidebekk med nylig utgravet kanal og et rør som virker som periodisk vandringshinder (Figur 228). Dessuten er en nordøstlig sidebekk med gode habitatforhold (Figur 225) ikke tilgjengelig på grunn av kanalisering av Pollelven (Figur 224). Selve demningen til Ingersvatnet begrenser anadrom strekning i dag (Figur 229). Ovenfor vatnet finnes det knapt bekkeareal som kan gi habitat for sjøaure.

**Tabell 81. Sjøaurehabitat og morfologiske kriterier etter vannforskriften i anadrom del av Pollelven**

Kategori	Uten inngrep	2010			Vurdering Miljøtilstand etter vannforskriften, anadrom del
		Status 2010	Reduksjon [%]	Andel i dagens anadr. elveareal [%]	
Samlet produksjonsareal [m <sup>2</sup> ]	6324	4692	26	100	
Gyteareal [m <sup>2</sup> ]		625		13	
Stryk [m <sup>2</sup> ]		1174		25	
Renne [m <sup>2</sup> ]		2818		60	
Kulvert [m <sup>2</sup> ]		76		2	
Innsjø [m <sup>2</sup> ]		2818		60	
Uten morfologiske inngrep [m <sup>2</sup> ]	4629	1354	71		
Ungfiskproduksjon modellert [ind.]	4100	2600	36		Moderat
Endring i elveløpets utforming [m]	2470	2200	11		Moderat
Endring i bunnen av elva [m]	2470	2250	9		God
Endring av bankene [m]	2470	2190	11		God
Endring i kantvegetasjon [m]	2470	2260	9		Svært god
Samlet					God



Figur 216 Stryk med gode habitatforhold ved munning i Hauglandsosen



Figur 217 Plommeseckyngel av sjøaure fra et gyteareal nederst i vassdraget (09.04.2010)



Figur 218 Kulp nedenfor Ravnangerveien.



Figur 219 Renner har ofte tett undervannsvegetasjon



Figur 220 Gyteareal og tett vegetasjon ovenfor Merkestjørna.



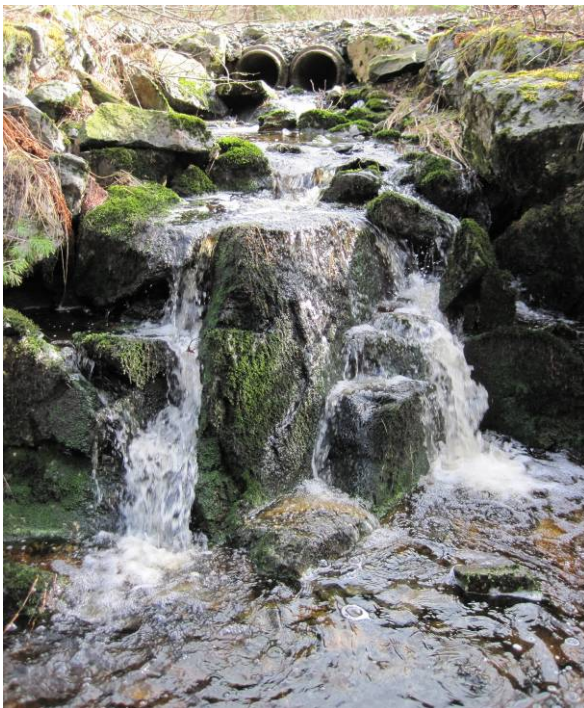
Figur 221 Denne streknigen gir mye skjul og gode morfologiske forhold for sjøaure. Vannføring derimot er redusert.



Figur 222 Jo lengre man kommer oppover i eleven jo synligere blir redusksjon i vannføring pga. drikkevannsuttak.



Figur 223 Sigevann fra en fylling ved vessdraget. Her ble en vannprøve tatt som viser forurensing.



Figur 224 Den nordøstlige sidebekk munner i en 1,5 m høy foss etter at Pollelven ble kanalisert. Fossen er bare unntaksvis passerbar for fisk.



Figur 225 Sidebekken har mye gyteareal og gode habitatforhold for sjøauyngel.



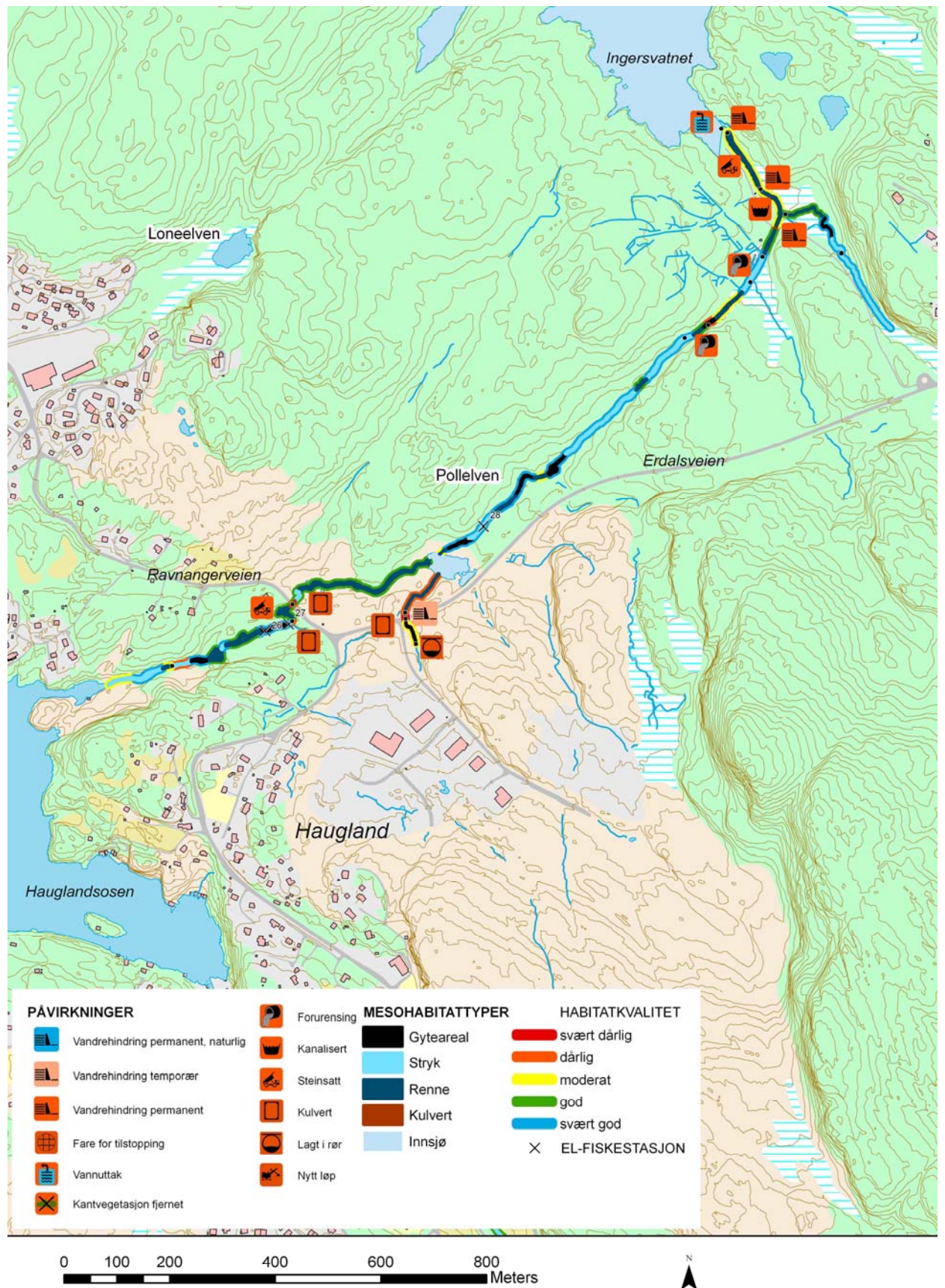
Figur 226 Nedenfor demningen er Polllelven steinsatt og delvis rettet ut.



Figur 227 Demning til Ingersvatnet med drikkevannsuttak



Figur 228 Kulvert i sidebekk sør for Merkestjøna virker som vandringshinder i store deler av året.



Figur 229 Pollelven: Habitatkartlegging og påvirkninger

**Tabell 82. In situ målinger ved kartlegging i Pollelva**

Sted	Dato	Konduktivitet μS/cm	Temperatur	pH
Pollelva øverst	09.04.2010	99	5,3	7,2
Pollelva nederst	09.04.2010	129	7,4	7,0

**Tabell 83. Vannanalyser sigevann fra steindeponi ved Pollelva (farge \* etter vannforskriften, \*\* etter SFT 1997)**

Sted	Dato	TP	TN	TC	NH <sub>4</sub>	NO <sub>3</sub>	Alk	Al	Ca
steindeponi		μg/l	μg/l	mg/l	μg/l	μg/l	mmol/l	μg/l	mg/l
Pollelva	09.04.2010	19*	3050*	13,8**	504*	2420	1,18**	39	53,4
		Kobber	Sink	Nikkel	Krom	Bly	Cadmium	Kvikksølv	
		μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	
		1,9**	1,6**	14**	<0,5**	<0,2**	0,024**	<0,002**	

### Vannkvalitet

I løpet av kartleggingen ble det observert forurensing på to steder i den anadrome strekningen (Figur 63). Nord for Erdalsveien rant sigevann inn i elven fra en fylling/steindeponi. Verdiene er beskrevet i Tabell 83 og tyder på forurensing med næringsstoffer, særlig nitrogenforbindelser og tungmetaller (nikkel og kobber). Slike verdier er typisk for sprengstoffrester og kan henge sammen med sprengstoffrester i steindeponiet. In situ målingene i Pollelven i april 2010 viste at vannet ikke var forsuret (pH 7,0-7,2). Konduktiviteten (99-129 μS/cm) var ikke vesentlig høyere enn i upåvirkete elver. Tett plantevekst i elven tyder på at tilførsel av næringsstoffer kan forekomme. Fra vannverket ved Ingersvatnet ble det tidligere utslippet jernslam fra et vannrenningsanlegg (Johnsen & Bjørklund 1999).

### Påvirkninger

Fysiske påvirkninger på anadrom elvestrekning er først og fremst vandrehindringer og i mindre grad kanalisering og steinsetting. Mindre vannføring reduserer både elvearealet og habitatkvalitet, særlig i øvre del av Pollelven. I tillegg er elven påvirket av forurensning.

### Fisk

Ungfisktetthet på de tre undersøkte stasjonene i Pollelven var henholdsvis 144 (gyteplass), 67 (stryk) og 68 (stryk) ungfisk/100 m<sup>2</sup> (se Figur 63). Det ble bare fisket aure. Eldre ungfisk utgjorde 35 % av fangsten og årsyngel 65 %. Det er påfallende at det knapt ble registrert fisk med lengder som tilsvarte 2+. Ungfiskmodellen gir et estimat av 2600 ungfisk i hele det anadrome elvearealet for høst 2010 (uten Pollelvstjernet). Uten redusert vannføring og med tilgjengelig sidebekk gir modellen et estimat av 4100 ungfisk.

**Tabell 84. Resultat fra el-fiske i Pollelven (9/2010, T = 10,2°)**

Stasjonsnr.	Mesohabitat	Sum ungfisk/100 m <sup>2</sup>	Sjøaure/100 m <sup>2</sup>				Laks/100 m <sup>2</sup>	
			0+	1+	2+	eldre	0+	1+
27	Stryk	67	37	30	0	0	0	0
26	Gyteareal	144	124	20	0	0	0	0
28	Stryk	68	22	44	2	2	0	0

## Vurdering

Sjøaurehabitatet vurderes som redusert i areal (-26 %) og habitatkvalitet på grunn av redusert vannføring. Dette rammer særlig øvre del av elven, ca. 1100 m fra Ingersvatnet til Merkestjørna. Dessuten stopper kunstige vandringshinder fiskevandringen ved Ingersvatnet og den nordøstlige sidebekken. Likevel er Pollelven trolig Askøys mest produktive sjøaurevassdrag. Morfologisk mangfold, substratsammensetning og kantvegetasjon er gjennomgående gunstig for sjøaure. Dessuten er det anadrome arealet forholdsvis stort. Gyteareal er jevnt fordelt nede og i midten av elven, mens gyteareal i stor grad mangler nedenfor demning til Ingersvatnet.

Konduktivitetsnivå og pH indikerer tilstrekkelig vannkvalitet for sjøaure. Tilførsel av næringsstoffer fra nedbørsfeltet og punktvis forurensinger er sannsynlig og ble påvist ved en steinfylling/deponi. Dessuten blir jernslam sluppet ut øverst i vassdraget. Ved lav vannføring i elven kan slik forurensing medfører kritiske forhold for vannorganismene. For å vurdere vannkvaliteten etter vanddirektivet trenges en mer detaljert overvåking.

Etter vannforskriften sine kriterier for morfologiske påvikninger vurderes det anadrome elveløpet å ha god miljøtilstand. Redusert vannføring og vandringshinder vurderes som flaskehals for sjøaureproduksjon.

## Tiltak

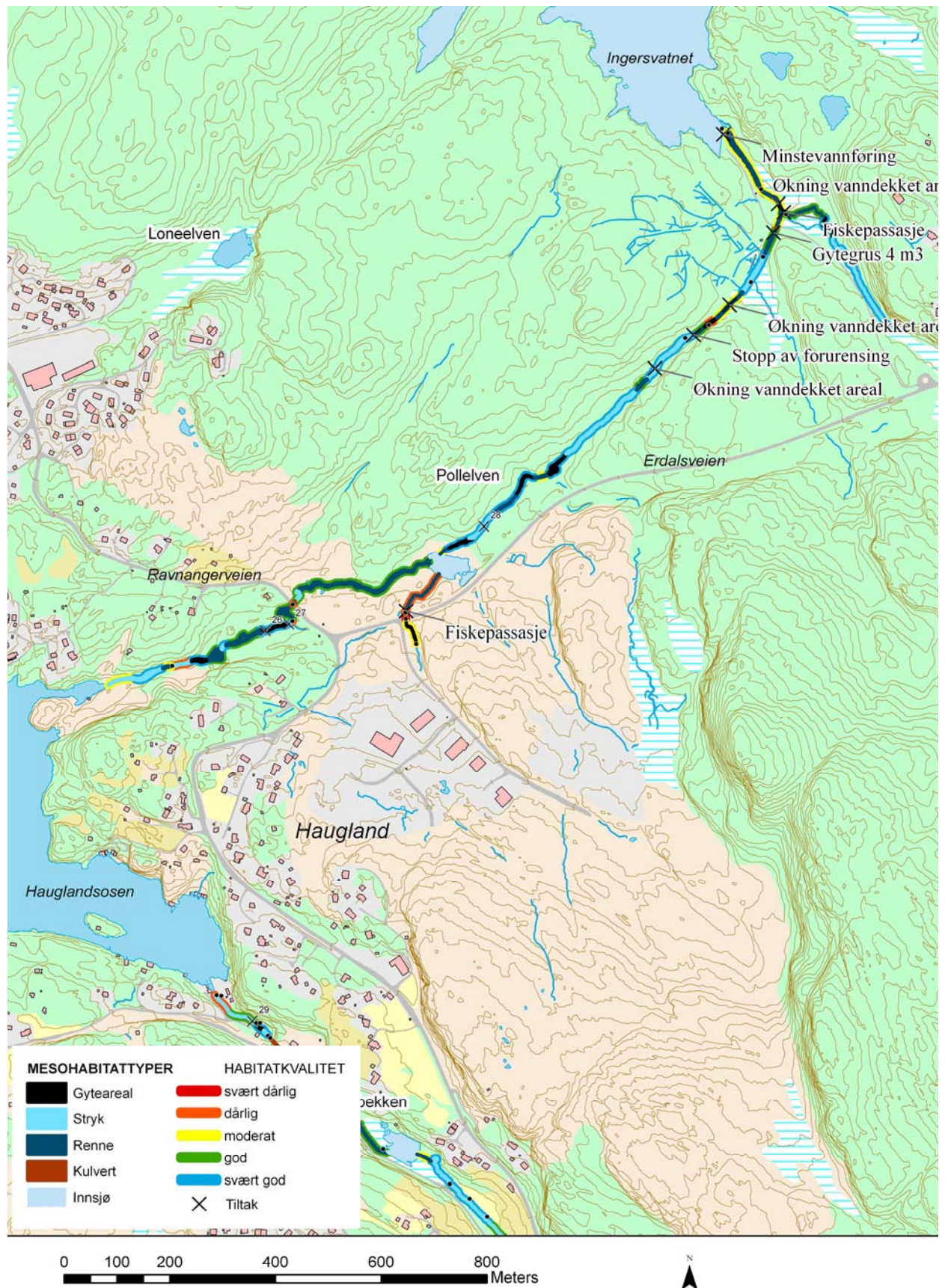
### Generelt

For å kunne bedre miljøtilstanden bør vanndekket areal økes i øvre del av vassdraget og vandringshindringen til sidebekkene fjernes. En fisketrapp ved Ingersvatnet betraktes som lite effektiv ettersom det ikke finnes gode gyteforhold ovenfor vannet. Forurensing i Pollelven bør unngås. Økning av gyteareal øverst kan bidra til større rekruttering.

**Tabell 85. Tiltak rangert etter forventet effekt for økning av sjøaureproduksjon**

Nr.	Tiltak	Forventet effekt fremstilt som endring i ungfiskestimat
1	Økning av vanndekket areal	+ 1100
2	Fjerning av vandringshinder til sidebækker	+ 300
3	Redusering av forurensning	Reduserer risiko for dårlige habitatforhold og fiskedød
4	Økning av gyteareal nedenfor deming til Ingersvatnet	+ 100





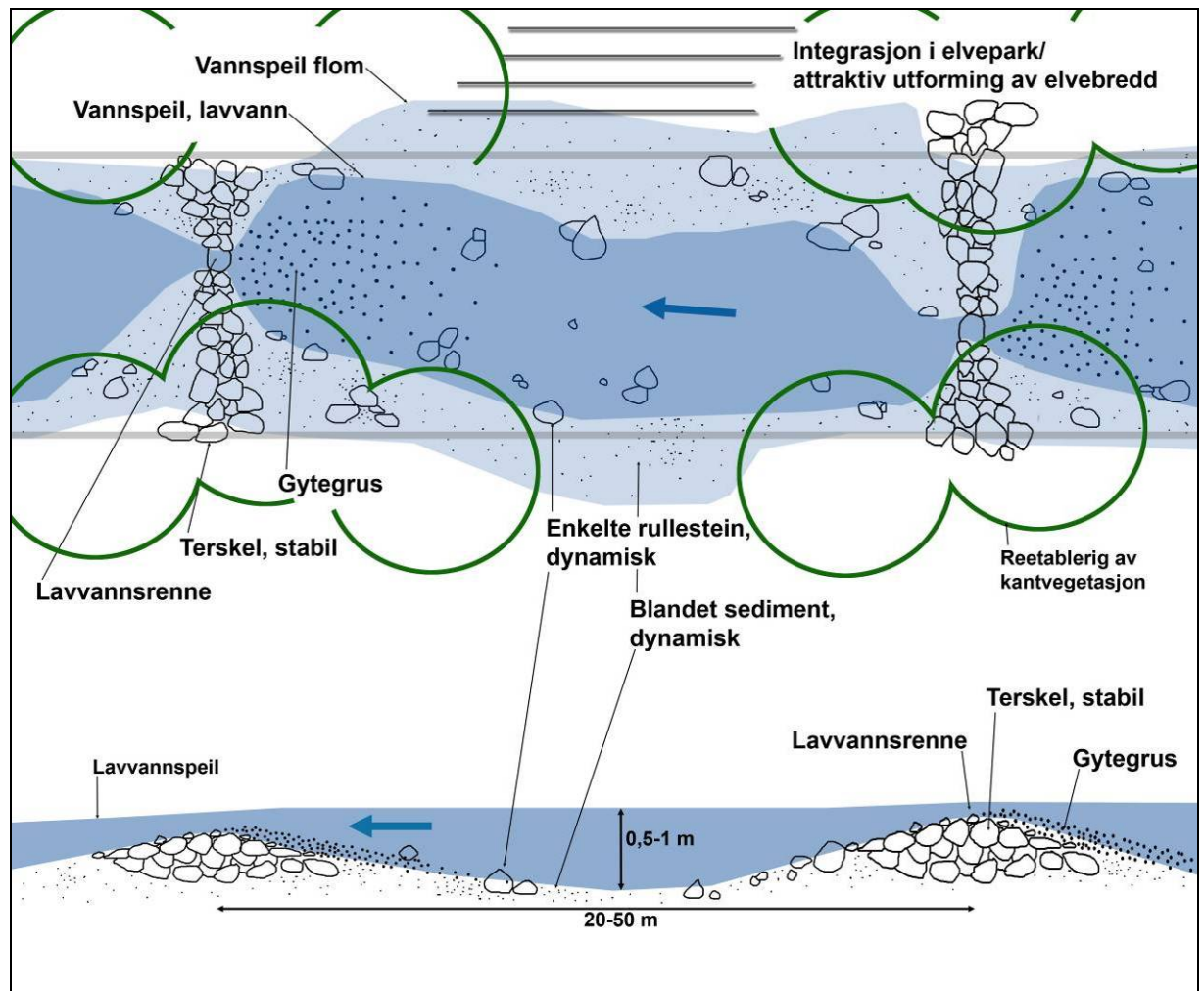
Figur 230 Anbefalt tiltak for bedring av miljøtilstand og forhold for sjøaure i Pollelven. Kantvegetasjon bør reetableres muligst langs hele vassdraget.

### Økning av vanddekket areal

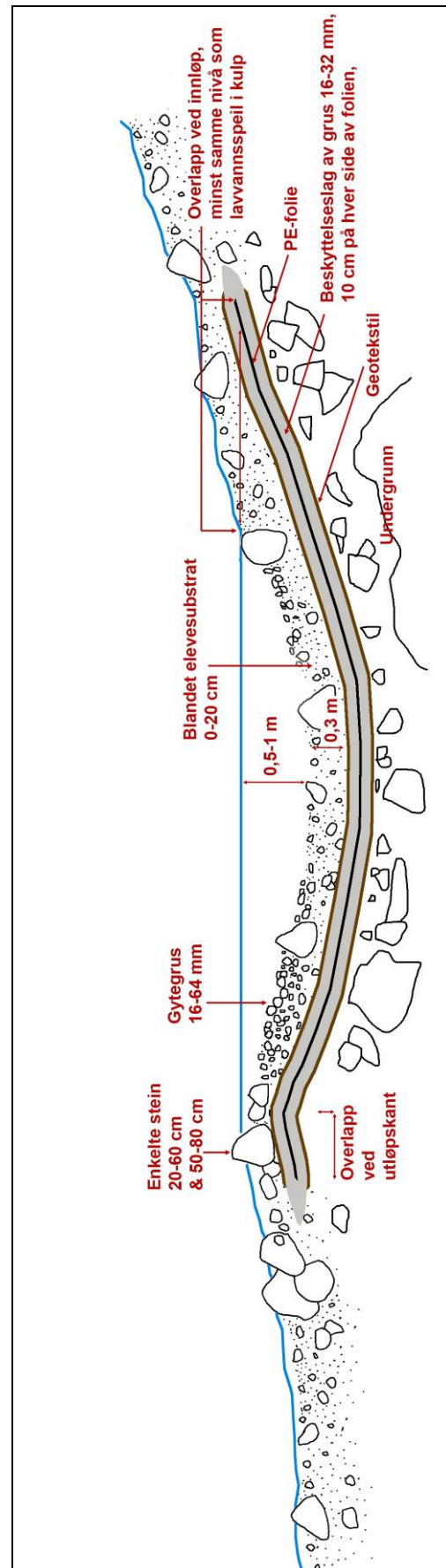
Redusert vannføring vurderes som flaskehals i den anadrome strekningen og det anbefales derfor å gjennomføre tiltak for å øke vanddekket areal og skape refugier for tørkeperioder i elveløpet. En egnet mulighet for å oppnå dette er å innføre en minstevannføring. For å beregne en tilstrekkelig minstevannføring anbefales det bruk av en hydraulisk modell eller *in situ* målinger ved forskjellige vannføringer.

En supplerende metode er å tilrettelegge elvefaret for en lav vannføring med terskler og kulper som sørger for en størst mulig vannspeil med en gitt vannføring. Det anbefales å kartlegge strekningen mellom Merkestjørna og Ingersvatnet ved lav vannføring og å kartfeste steder som er egnet for etablering av terskler og kulper. For å lage en slik kulp graves det ut løsmasser til en dybde på 0,5 - 1 m slik at det oppstår et varig og størst mulig lavvannsvannspeil. Ovenfor og nedenfor kulpen bør en enkel steinterskel med lavvannsrenne etableres, slik at vannspeilet holdes ved lavvannføring og finsediment spyles ut av kulpen ved flom. Prinsippet er fremstilt i Figur 231 for Møllendalselven. Samme konstruksjon kan brukes i Pollelven, men med mindre dimensjoner. Tiltaket medfører en redusert elvedynamikk og skal ikke dekke hele strekningen mellom Merkestjørna og Ingersvatnet. Det betraktes som tilstrekkelig at slike kulper etableres bare i de områder som faller tørt i tørkeperioder. Om undergrunnen er tilstrekkelig tett for å holde vannspeilet er ikke kjent. Graving vil vise i hvilken grad dette er tilfelle. Dersom undergrunnen ikke er tett anbefales å tette kulpen (Figur 232). I dette tilfelle må man grave ut 60 cm i tillegg, legge ut et geotekstil, deretter et beskyttelseslag av grus (16-32 mm) med 10 cm. Deretter følger en minst 1 mm tykk PE-folie, etterfulgt av et 10-cm-gruslag og et geotekstil. På toppen legges elvestein fra utgravingen (30 cm tjukk lag). Laget skal inneholde enkelte større stein (20-60cm og 50-80cm) som gir ytterlige stabilitet. I utløp av kulpene skal det være minst 1\*1 m store flekker med gytegrus (ca. 16-64 mm). Folien må overlappes kulpens flate som vist i tegning. Ved kanten av utløpet kan folien ligge nærmere sedimentoverflaten enn 30 cm.

Elva er dynamisk og har faststofftransport. Derfor kan kulpene erodere eller fylles med løsmasser. Siden faststofftransporten er begrenset (demning ovenfor) regnes det med at tiltaket vil holde seg lenge. Tiltaket bør likevel overvåkes og det bør innkalkuleres finjustering og vedlikehold.



Figur 231 Prinsipp for tilpassning av elvefaret til lav vannføring i Møllendalselven. Samme prinsipp (med mindre dimensjon) kan brukes i øvre del av Pollelven for å øke vanddekket areal. Reetablering av kantvegetasjon eller integrering i elvepark er ikke relevant her.



Figur 232 Lengdesnitt lavvannskulp med tettning.

### **Fjerning av vandringshinder i sidebekker**

Nordøstlig sidebekk:

Pollelven ligger dypere ved sidebekkens munning på grunn av kanaliseringen. Høydeforskjellen er 1,5 m ved munningen (middels lavvannføring) og 2 m mellom Pollelven og kulvert i sidebekk, se Figur 224. Det anbefales å grave vekk en del av steinene og å etablere 4 trinn som hver har 0,5 m høyde. Trinnene består av terskel-kulp-sekvenser som vist i kap. 3.1.4. Tersklene kan utformes med forskjellige metoder, i dette tilfellet anbefales å bruke stein fra stedet. Det er viktig at tersklene tåler flom, er tett og har en lavvannsrenne som vist i kap. 3.1.4.

Sidebekk sør for Merkestjørna:

Her er det en kulvert som virker som vandringshinder ved middels og lav vannføring (Figur 228). Ovenfor finnes en gyteplass og derfor betraktes det som viktig at fisk kan passere røret. Kulvert bør i utgangspunkt utformes etter kriteriene i DN (2002). Inntil dette gjøres bør det etableres en steinterskel nedenfor røret som stuer opp vannspeilet med 40 cm slik at fisk kan svømme gjennom røret. Terskelen bør utformes med lavvannsrenne (se kap. 3.1.4).

### **Forurensing**

Forurensing av vassdraget bør unngås. Overvann i nedbørsfelt bør infiltreres. Steindeponier bør ha overvannshåndtering (for eksempel jord- eller plantefilter) og tilstrekkelig avstand fra vassdraget. Nødvendig avstand er avhengig av terrengform og infiltrasjonsevne av undergrunn og bør vanligvis være > 20 m-100 m. Utslipp av jernslam fra vannverket bør overvåkes. Delvis er oksidert jern synlig ovenfor Merkestjørna og utslippet kan ha negative effekter på vannorganismer. Deponering av jernslammet på land bør vurderes.

### **Økning av gyteareal øverst i Pollelven**

Nytt gyteareal bør skapes gjennom utlegging av egnet gytegrus, en blanding av grusverksorteringene 16/32 (ca 70%) og 32/64 (ca. 30%). Morenegrus i tilsvarende størrelsesklasse er best egnet. Singel eller tromlet pukk med avrundete kanter vil også være godt egnet. Brukket eller knust grus kan brukes men pakker seg ofte tettere. Finsedimentandel (< 1 mm) bør ikke utgjøre mer enn 6 % og grusblandingen bør derfor spyles ren før utlegging. Ved utlegging av grus skal det formes en grusbank som er minst 30 cm tykk. Vannndyp skal minst være 10 cm i gytetid og området må ikke falle tørt. Strømhastighet bør være mellom 20 og 80 cm/s. På grusbanken og ved siden bør det utlegges enkelte større stein for å skape skjul og for å stabilisere grusen. Vegetasjon rund gyteplassen er gunstig men ikke på selve gytegrusen. Grusbanken skal helst ligge på en

overgang mellom kulp og stryk ("brekk"). Her finnes der egnede hydrauliske betingelser for høy eggoverlevelse (se kap. 3.1.4). Arealet som ble vurdert som egnet for grusutlegg er vist i Figur 230. Volum gytegrus som anbefales er 4 m<sup>3</sup>. Arbeid med grusutlegg bør gjennomføres etter yngel i bekken har blitt mobile, dvs. juni og juli.

### 3.2.19 Siglingevassdraget

#### Status

Askøy kommune foreslo Siglingevassdraget etter prosjektoppstart og ønsket seg i utgangspunktet ikke en fullstendig habitatkartlegging, men en utredning av vandringsmuligheter og vannkvalitet. Det var kjent fra før at vassdraget i liten grad var påvirket av fysiske inngrep utenom to vandringshinder. I tillegg var det kjent at vassdraget har relativt surt vann (Askøy kommune) og en vital, men overbefolket bestand av resident aure (Terje Haugland, SNO). I rammen av prosjektet ble de kjente vandringshindrene kartlagt, vannprøver tatt og tiltak planlagt.

Vassdraget har to utløp i sjøen, en i Gauvika i vest og en i Herdlefjorden i øst. Ved begge utløp finnes rester av tidligere demninger og kvernhus. Løpet mot Gauvika er kunstig og ble sannsynligvis etablert i sin tid for å øke vannmengden i et kvernhus. Vannet renner over en terrengkant og gjennom en kulvert ned til Gauvika. Høydeforskjellen er 11 m. Det østlige utløpet mot Herdlefjorden renner over et bratt stryk med et fritt vannfall på ca. 1,5 m og uten muligheter for fisken til å hoppe opp (Figur 233). Samlet fallhøyde av stryket er ca. 7 m. Andre steder kan det være alternative oppvandringsveier under stor vannføring, men her hindrer muren til den gamle demningen/kvernhuset at det oppstår passerbare flomløp.

Vannkvalitet ble målt ved snøsmelting, en av de perioder i året som trolig har lavest pH. Verdiene er vist i Tabell 86 og Tabell 87. pH lå mellom 5,1 og 4,9, ledningsevne ved 47 µS/cm, uorganisk labilt (?) aluminium ved 220 µg/l og kalsium ved 0,5 mg/l.

**Tabell 86. *In situ* målinger av konduktivitet, temperatur og pH ved kartlegging våren 2010 (fargelegging etter vannforskriften).**

Sted	Dato	Konduktivitet µS/cm	Temperatur	pH
Siglingevassdraget Munning Sletteviki	31.03.2010	47	2,5	4,9
Siglingevassdraget, Ved ohvedvei (Ramnangervegen)	31.03.2010	47	2,2	5,1

**Tabell 87. Vannanalyser Siglingevasdraget med alkalitet, pH, aluminium og kalsium**

Sted	Dato	Alk	pH	Al	Ca
		mmol/l		µg/l	mg/l
Siglingevasdraget, Ved hovedvei (Ramnangervegen)	31.03.2010	< 0,005	5,02	220	0,5



Figur 233 Stryket ned mot Herdlefjorden. Oppe til høyre rester av et gammelt kvernhus med demning.

### Vurdering

Habitatet ble ikke kartlagt men ettersom det fantes en tallrik aurebestand i 2010, forventes tilstrekkelige gyte- og oppvekstforhold i vassdraget. Vannkvaliteten er preget av forsurening. Etter vanddirektivets kriterier for vassdrag med forsurening som hovedpåvirkning vurderes vannkvaliteten som dårlig til svært dårlig miljøtilstand (Tabell 86 og Tabell 87). Verdiene representerer nedre grense for aurens tåleevne og det er mulig at vannkvalitet har bestandsreducerende effekter. At det finnes aure i vassdraget tyder på at forholdene er tilstrekkelig for arten. Det er imidlertid usikkert hvordan aure som vandrer ut som smolt vil reagere på de vannkjemiske forholdene. Undersøkelser viser at høy aluminiumkonsentrasjon i ferskvann kan gi økt dødelighet for utvandrende smolt

(Kroglund et al. 2007). Det naturlige terrenget gjør det svært sannsynlig at sjøaure var etablert i vassdraget før utløpet ble stengt med en demning. Forsuringsperioden på andre halvdel av 1900-tallet kan ha redusert den resterende residente bestanden og dermed også tilfeldig eller relikvt nedvandring av fisk. Det er imidlertid sannsynlig at enkelte fisk har vandret og fortsatt vandrer til sjøen uten at de har mulighet til å komme tilbake som gytefisk på grunn av vandringshinderet ved utløpet. Slike fisk kan bli nøkkelen for å reetablere en vital sjøaurebestand i Siglinge vassdraget.

Manglende oppvandringsmuligheter vurderes som en flaskehals for reetablering av en sjøaurebestand. Vannkvalitet kan være en begrensende faktor, og ligger i nedre grenseområde i forhold til hva auren tåler.

### **Tiltak**

For å etablere en vandringsvei for sjøaure i Siglinge vassdraget, anbefales det å redusere vannføringen i det kunstige løpet mot Gauvika. Dette kan realiseres med et enkel bjelkestengsel i dagens utløpskanal. Vannet konsentreres dermed i det opprinnelige løpet og kan gi grunnlag for tilstrekkelige oppvandringsbetingelser dersom dagens stryk ved munning i Herdlefjorden justeres. Deler av stryket er allerede i dag passerbar (Figur 234). To enkelte trinn med ca. 1 m høydeforskjell og et trinn med 1,5 m høydeforskjell hindrer imidlertid sjøauren i å komme opp.

Det anbefales å tilrettelegge dagens stryk på følgende måte: Høydeforskjellen oppdeles i flere trinn, slik at de resulterende høydeforskjellene ligger ved eller under 0,5 m hver. Trinnene utformes som terskler. Mellom tersklene ligger kulper (Figur 235-Figur 237). Der terrenget er for bratt for å få til nok kulper og terskler i en linje, bør løpet legges i en sving (Figur 235).

Stein til tersklene ligger allerede på stedet. Steintersklene skal settes tettest mulig. Det skal unngås at vannet sildrer gjennom steinene. Løpet skal dimensjoneres slik at den fungerer bra mellom ca. middelvannføring og årsflom. Bruk av stein bør ta hensyn til flom og de største steinene skal ligge på de mest utsatte stedene. Store flommer skal kunne renne over bjelkestengselen i det gamle løpet mot Gauvika og over sidene til fiskepassasjen, slik at skjærkreftene fordeles i terrenget og i to løp.

Tiltaket kan gjennomføres for hånd med stein som ligger på stedet. Kvernhusruinen skal ikke endres (kulturminne). I første omgang bør man prøve å få tersklene så tette som mulig med stedegent materiale. Hvis dette ikke er tilstrekkelig bør man tette tersklene, for eksempel med PE-folie eller grus-sand-blanding (Figur 236). Området er lett tilgjengelig fra sjøen. Fra land må man gå til fots. Ut i fra erfaring med lignende prosjekter regnes 40 arbeidstimer (2 personer, 2,5 arbeidsdager) tilstrekkelig for å utføre tiltaket ved utløpet og 10 arbeidstimer for bjelkestengselet. Altså tilsammen 50 timer.

Tilrettelegging av utløp til Herdlefjorden bør oppfølges med overvåking av vannkvalitet, gjelle-aluminium hos aure og registrering av gytefisk og gyting. Er sjøoverlevelse stor nok



kan en sjøaurebestand etableres av seg selv på basis av enkelte nedvandrende fisk, eller fra tilfeldige feilvandrerere. Forflytting av fisk vurderes ikke som nødvendig med det første. Overvåking bør vise om videre tiltak (for eksempel utlegging av sjøaurerogn) er nødvendig. Justering av utløpet betraktes som restaurering av naturtilstanden og bedring av miljøtilstand etter vannforskriften. Dette er en forutsetning for reetablering av sjøaurebestanden. Selv om forsuring kan forsinke etableringsprosessen, vurderes tiltaket som tilrådelig siden både forekomst av aure i vassdraget tyder på gode muligheter og at den nødvendige innsatsen for tiltaket er forholdsvis lav.

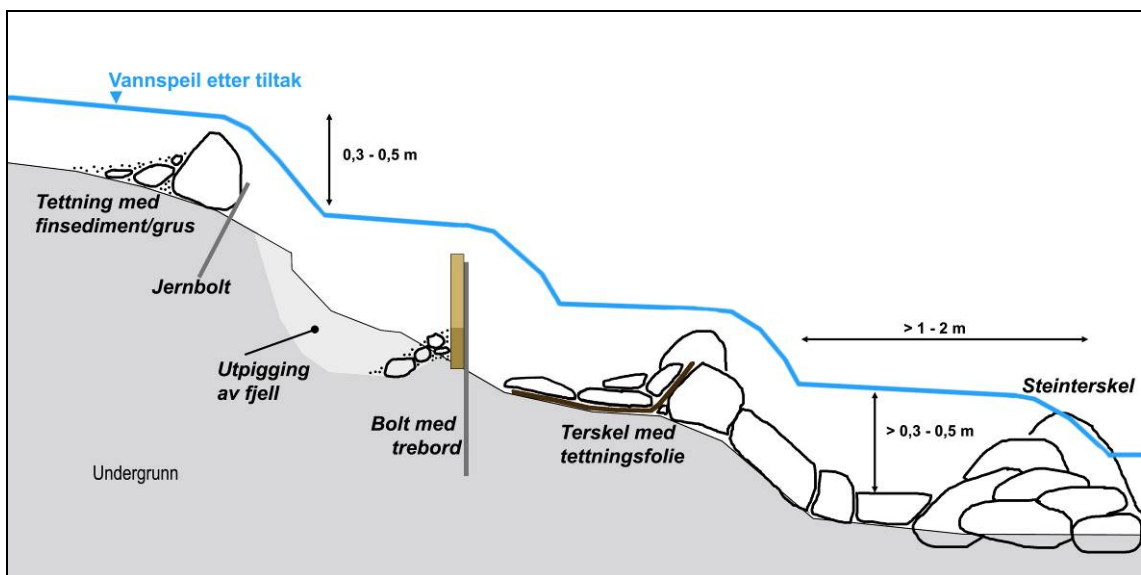
For å bedre vannkvalitetens miljøstatus etter vannforskriften kan det være nødvendig å kalke vassdraget. Vurdering og planlegging av dette medfører behov for mer grunnlagsdata (vannkvalitet, hydrologi, ANC-verdier m.fl.) og går utover rammene til denne rapporten.



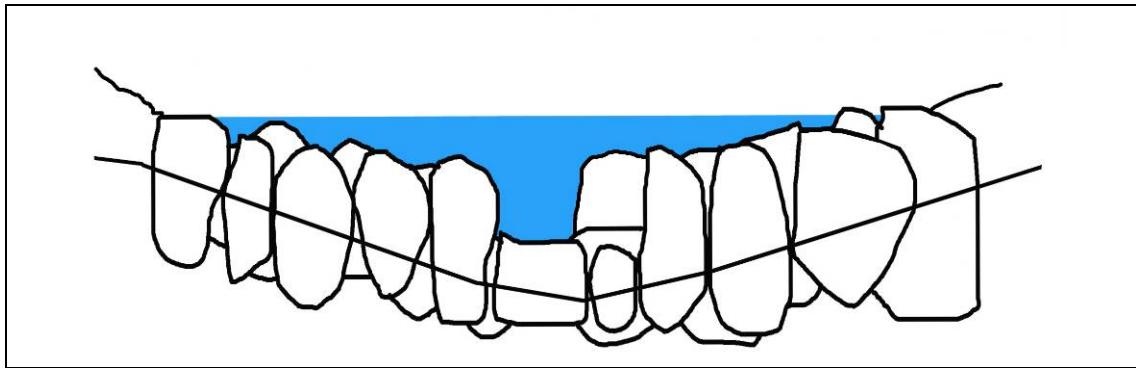
Figur 234 En del av stryket i 2010 med kulper og terskler med ca 0,5 m høydeforskjell. Slik bør hele strekningen se ut etter justering.



Figur 235 Prinsippskisse for fiskepassasjen ved munning til Herdlefjorden. De blå ellipsene står for vannspeil i nye kulper som skal etableres.



Figur 236 Metoder og dimensjoner for å lage terskler og kulper i stryket, prinsipp i lengdeprofil.



Figur 237 Prinsipp for terskel med lavvannsrenne i tverrprofil.

### 3.2.20 Angeltveitvassdraget

#### Status

#### Habitat

Angeltveitvassdraget ligger på Sotra sørvest for Ågotnes og munner i Kårtveitpollen. Nedbørsfeltet er rundt 5,2 km<sup>2</sup> og middelvannføring ble beregnet til ca. 240 l/s (Bjørklund & Johnsen 1994). Vassdraget har 4 innsjøer over 5 ha og flere tjern som til sammen utgjør et areal av 34 ha stillestående vann. Elven er langstrakt (4,6 km) men smal (for det meste < 1 m) og dekker et areal av 0,9 ha (Tabell 88).

Vassdraget har to forskjellige deler med hensyn til fysiske inngrep: I nedre del, vest for veien til Kårtveit, finnes fyllinger, kulverter og kanalisering. Her antas det at inngrepen har redusert elvens areal (ca. 400 m<sup>2</sup>) og morfologiske mangfold. Den øvre delen av vassdraget er nesten urørt bortsett fra beite og redusert kantvegetasjon. Det anadrome arealet tilsvarer det opprinnelige der. To kulverter (under Landroveien og under veien mot Kårtveit) virker som vandringshinder ved lav og middels vannstand men vurderes som passerbar under høy vannføring (Figur 242 og Figur 247). En terskel nederst i vassdraget lekker og den virker også som vandringshinder ved lave vannføringer (Figur 239). Øvre grense for anadrom fisk i vassdraget er vanskelig å bedømme ettersom bekken forsvinner i myr og vegetasjon (Figur 251). Det antas at grensen vil varierer noe fra år til år. Med nok nedbør kan fisk trolig nå opp til tjernet helt i sør av nedbørsfeltet. Gyteareal utgjør 3 % av arealet, stryk 20 %, renner 76 % og kulverter 1 %. Habitatkvalitet er gjennomgående høy med stort morfologisk mangfold. Substratmangfoldet er imidlertid mindre og gytegrus er forholdsvis sjeldent, særlig øst for veien mot Kårtveit. Mellom denne veien og skolehusvatnet deler seg vassdraget i to løp. Vannmengde er delt omtrent lik mellom løpene og begge har enkelte gyteplasser flekkvis fordelt i stryk eller sammenhengende gyteareal. Nord i Angeltveitvannet munner en liten bekk fra Bleivatnet med forholdsvis mye gyteareal og gode habitatforhold for yngel.

Vassdraget ligger i et heilandskap og den typiske kantvegetasjonen (busker og trær) er redusert nesten overalt langs vassdraget. Mange biologiske funksjonen av kantvegetasjon (leveranse av organisk materiale, skjul, stoffomsetning) blir overtatt av den rike submerse vegetasjonen og siv, gress og lyng som dekker deler av øvre vassdraget. Derfor ble bare de strekninger kategorisert med ”endring i kantvegetasjon” der kantvegetasjon var fjernet uten at det var kompensert med annen tilsvarende vegetasjon (Figur 248 og Figur 249).

**Tabell 88. Sjøaurehabitat og morfologiske kriterier etter vannforskriften i Angeltveitvassdraget**

Kategori	Uten inngrep	2010			Vurdering Miljøtilstand etter vannforskriften, opprinnelig anadrom del
		Status 2010	Reduksjon [%]	Andel i dagens anadr. elveareal [%]	
Samlet produksjonsareal [m <sup>2</sup> ]	9871	9471	4	96	
Gyteareal [m <sup>2</sup> ]		269		3	
Stryk [m <sup>2</sup> ]		1898		20	
Renne [m <sup>2</sup> ]		7218		76	
Kulvert [m <sup>2</sup> ]		86,00		1	
Innsjø [m <sup>2</sup> ]		336378		3408	
Uten morfologiske inngrep [m <sup>2</sup> ]	9871	6346	36		
Ungfiskproduksjon modellert [ind.]	2600	2400	8		God
Endring i elveløpets utforming [m <sup>2</sup> ]	4600	4190	9		God
Endring i bunnen av elva [m <sup>2</sup> ]	4600	4280	7		God
Endring av bankene [m <sup>2</sup> ]	4600	3840	17		God
Endring i kantvegetasjon [m <sup>2</sup> ]	4600	2800	39		Moderat
Samlet					God



Figur 238 Stryket ved munning til Kårtveitpollen med steinsatte bredder



Figur 239 Terskel 50 m ovenfor munning har ikke tilstrekkelig lavvannsrenne er ikke tett og virker i perioder som

## vandringshinder



Figur 240 Utløp av Angeltveitvatnet med bart fjell og finsediment



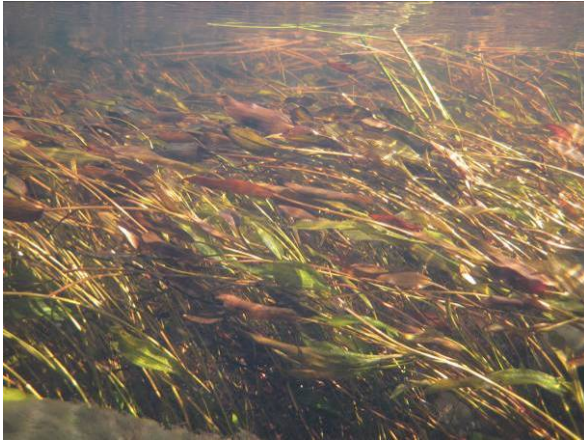
Figur 241 Gyteplass ovenfor Angeltveitvatnet med støpt elvebredd



Figur 242 Elven siger fullstendig inn i fylling ved kulvert under Landroveien ved middels og lav vannføring. Fisk kan bare passere ved flom.



Figur 243 En av de mange rennene som til sammen dekker 76 % av arealet i vassdraget



Figur 244 De fleste rennene har tett undervannsvegetasjon.



Figur 245 Fylling ved ny boligområde langs Landroveien som dekker neste hele elven.



Figur 246 Rennene utvider seg til tjern flere steder i myrer ovenfor Landroveien



Figur 247 Kulvert under veien mot Kårtveit ligger for høyt og er et vandringshinder store deler av året. Terskel nedenfor hever vannspeilet ved flom men er ikke tett og vann siger gjennom ved middel og lav vannføring



Figur 248 Vassdraget øst for veien mot Kårtveit ligger i et heilandskap og har nesten ingen fysiske inngrep men kantvegetasjon (busker og trær) er redusert mange steder



Figur 249 Vassdarget deler seg opp i to løp og strykene er så smal at siv, gress og lyng overtar funksjon som kantvegetasjon.



Figur 250 Gytesubstrat er sjelden men finnes enkelte steder



Figur 251 I øvre deler av vassdraget forsvinner bekken helt i myr og vegetasjon.



Figur 252 Bekken mellom Bleivatnet og Angeltveitvatnet er knapt 50 cm bred, men har gode habitatforhold hele veien.

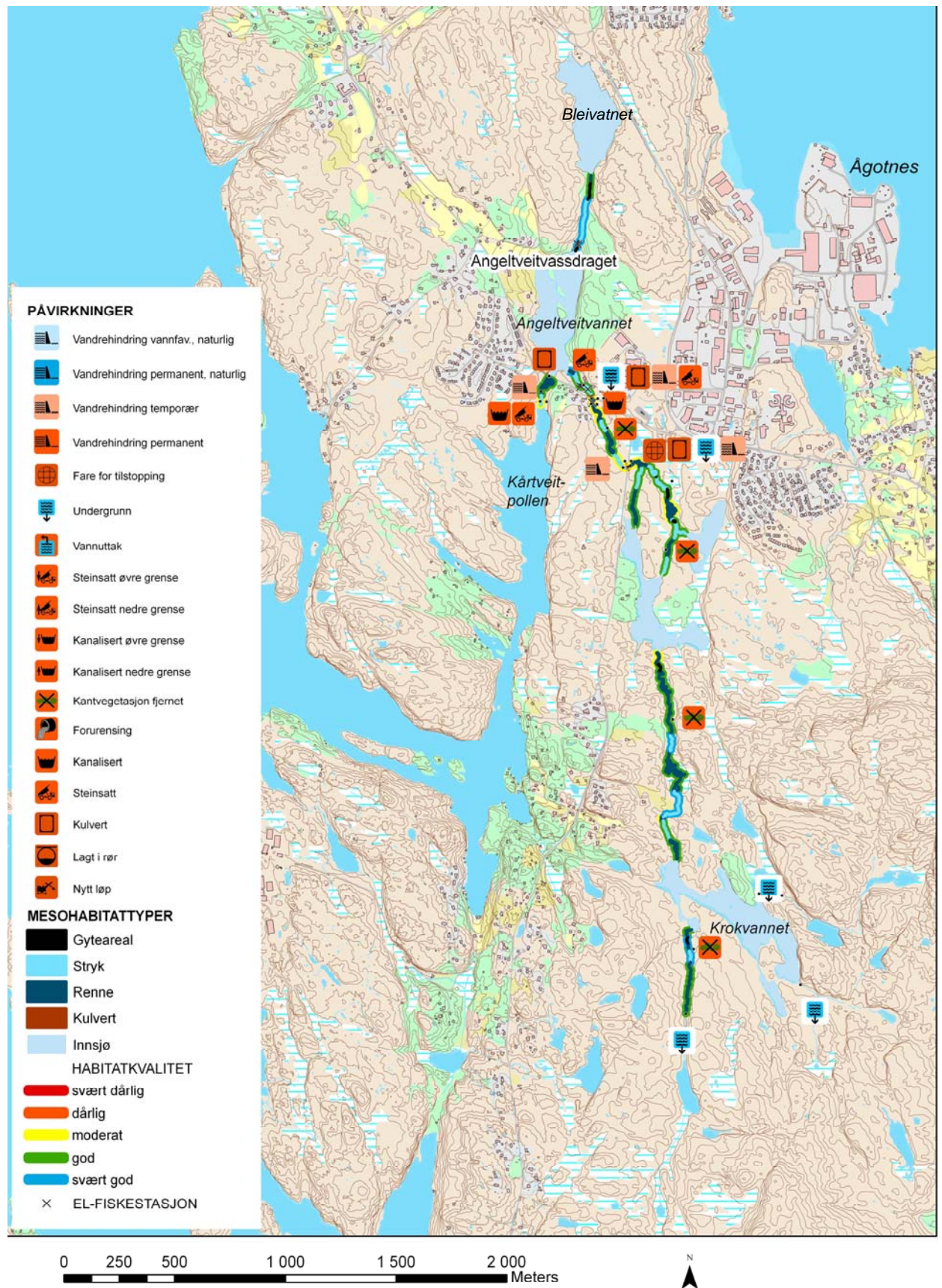


Figur 253 Det finnes flekkvis gyting i stryket, her plommeseekyngel i øvre del av bekken (13.04.2010).



Figur 254 Nedenfor og ovenfor stryket finnes gyteareal med god substratkvalitet.





Figur 255 Angeltveitvassdraget: Habitatkartlegging og påvirkninger

**Tabell 89. In situ målinger ved kartlegging i Angeltveitvassdraget**

Sted	Dato	Konduktivitet μS/cm	Temperatur	pH
Angeltveitpollen ved munning, 10 cm dyp	13.04.2010	Salinitet: 31 PSU	7,6	8,4
Angeltveitvassdraget, stryk ved munning	13.04.2010	122	8,6	7,4
Angeltveitvassdraget, ovenfor Krokvatent	13.04.2010	56	7,1	6,9

### Vannkvalitet

På kartleggingen ble det ikke observert utslipp men yppig vekst av undervannsplanter tyder på høy næringsrikdom. Bjørklund & Johnsen (1994) beregnet ut i fra hydrologiske egenskaper at vassdraget er lite påvirket av eutrofiering og at øvre deler kan bli påvirket av forurening. In situ målingene i april 2010 viste at vannet ble surere mot øvre del (fra pH 7,4 nede til 6,9 oppe) men bare i liten grad. Konduktivitet var lavere oppe (56 μS/cm) enn nede (122 μS/cm).

### Påvirkninger

Fysiske påvirkninger i anadrom del var først og fremst to kulverter som virker som vandringshinder, så vel som enkelte fyllinger langs Landroveien. Kantvegetasjon ble forandret i store deler av vassdraget.

### Fisk

Ungfisktettheten i Fjellvassdraget varierte mellom 13 (renne) og 253 fisk/100 m<sup>2</sup> (gyteareal), se tabell nedenfor. Det ble hovedsaklig fanget aure (494), noen få laksunger (4) og enkelte ål. Hos aure utgjorde eldre ungfisk 14 % av fangsten og årsyngel 86 %. Det var mye fisk å se i vannene ved kartlegging 4/2010 og el-fiske 9/2010 men vannene ble ikke undersøkt nærmere. Ungfiskmodellen gir et estimat av 2400 ungfisk i hele elvearealet for 2010. Uten morfologiske inngrep forventes at elvehabitatet var noe større (400 m<sup>2</sup>) og det opprinnelige habitatet hadde tilsvart 2600 ungfisk. Vannene er ikke gjenspeilt i tallene fra ungfiskmodellen (som bare gjelder for elveareal). Ettersom vannene utgjør en svært stort andel av vassdraget (34 ganger større en elvearealet) er det sannsynlig at ungfiskproduksjonen for hele vassdraget ligger langt høyere. Likevel gir modellen et godt anslag for å vurdere elvehabitatet.

Tabell 90. Resultat fra el-fiske i Fjellvassdraget (9/2010, T = 11)

Stasjonsnr.	Mesohabitat	Sum ungfisk/100 m <sup>2</sup>	Sjøaure/100 m <sup>2</sup>				Laks/100 m <sup>2</sup>	
			0+	1+	2+	eldre	0+	1+
41	Gyteareal	144	110	30	4	6		
42	Stryk	48	32	12		0		4
44	Gyteareal	253	247	7		0		
43	Renne	13	0	13		0		

## Vurdering

Angeltveitvassdraget har forholdsvis få fysiske inngrep og en stor andel kan betraktes som urørt (64%) i henhold til elvemorfologien. Sjøaurehabitat er imidlertid påvirket i nedre del og det kan ha konsekvenser for hele vassdraget ettersom vandringsveien bare er åpen under større vannføringer. Lite vannstand i gytevandringsperioden kan forsinke eller hindre oppvandringen. Årsak til dette er de to kulvertene under Landroveien (Figur 242) og under Kårtveitveien (Figur 247). Også terskelen 50 m ovenfor munningen er en hindring, men den vurderes som passerbar ved middels vannføring og mer. Fyllinger og erosjonssikring har dessuten redusert elvearealet og hindrer naturlig utvikling av elvemorfologi. Den lave andelen av gyteareal (3 %) vurderes som begrensende for sjøaureproduksjonen. Stryk med flekkvis gyteareal finnes, men de utgjør heller ikke mer en 2,6 %. Fisketetthet i stryk og renner var langt lavere enn i andre sjøaurebekker i regionen med større andel gyteareal (Apeltunvassdraget 14 %, Fjellvassdraget 16 %). Dette kan forklares med at det muligens ikke er nok gyteareal som kan forsyne yngel for å fylle habitatene. Tar man i betraktning at vannene gir oppveksthabitat og næring i tillegg til elvearealet og at vegetasjon og vannkvalitet indikerer god næringstilgang for fisk, kan man konkludere med at økning av gyteareal kan gi en merkbar økning av sjøaureproduksjonen.

Det ble funnet lakseunger i vassdraget og det blir også sporadisk tatt laks av sportsfiskere. De fleste fisk som fanges er rømt oppdrettsfisk (Tore Samuelson, muntlig). Det er mulig at det finnes regelmessig reproduksjon av laks i vassdraget. El-fisket var ikke omfangsrikt nok for å vurdere dette nærmere men resultatene tyder på at sjøaure dominerer fiskebestanden. Konduktivitetsnivået og pH indikerer tilstrekkelig vannkvalitet for sjøaure. Tett undervannsvegetasjon tyder på at tilførsel av næringsstoffer kan forekomme, særlig i Angeltveitvatnet.

Etter vannforskriften sine kriterier for morfologiske påvikninger vurderes det anadrome elveløpet med god miljøtilstand. Tas innsjøene som har svært lite fysiske inngrep med i betraktning vil samlet vurdering være enda bedre, men fortsatt ligge i kategori "god miljøtilstand".

Svært lite gyteareal vurderes som flaskehals for sjøaureproduksjon. Potensial for fiskeproduksjonen er større enn det som estimeres som opprinnelig produksjon. Større og bedre fordelte gyteplasser kan gi mulighet for å fylle ledige nisjer i næringsrike renner og innsjøer.

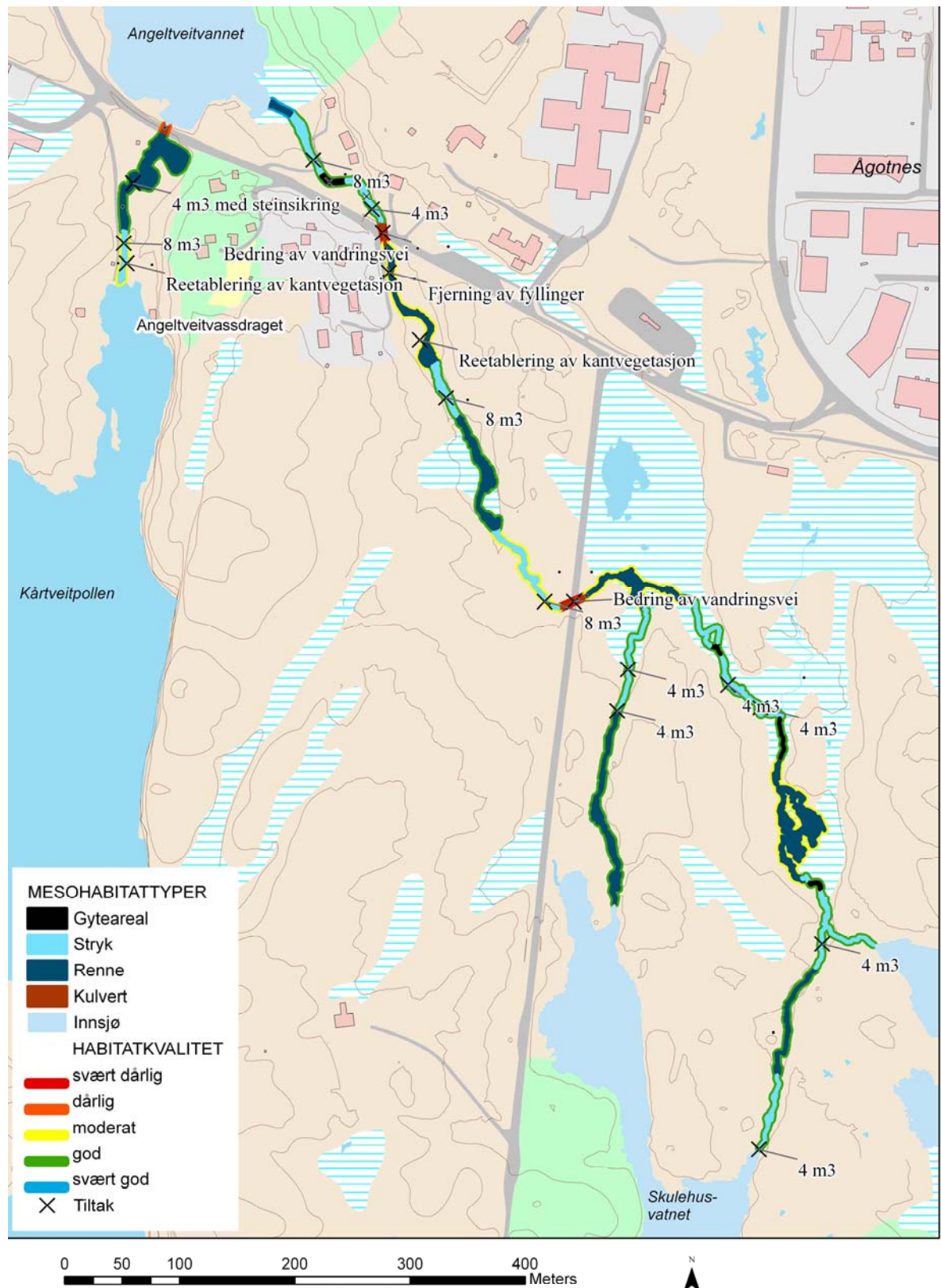
## Tiltak

### Generelt

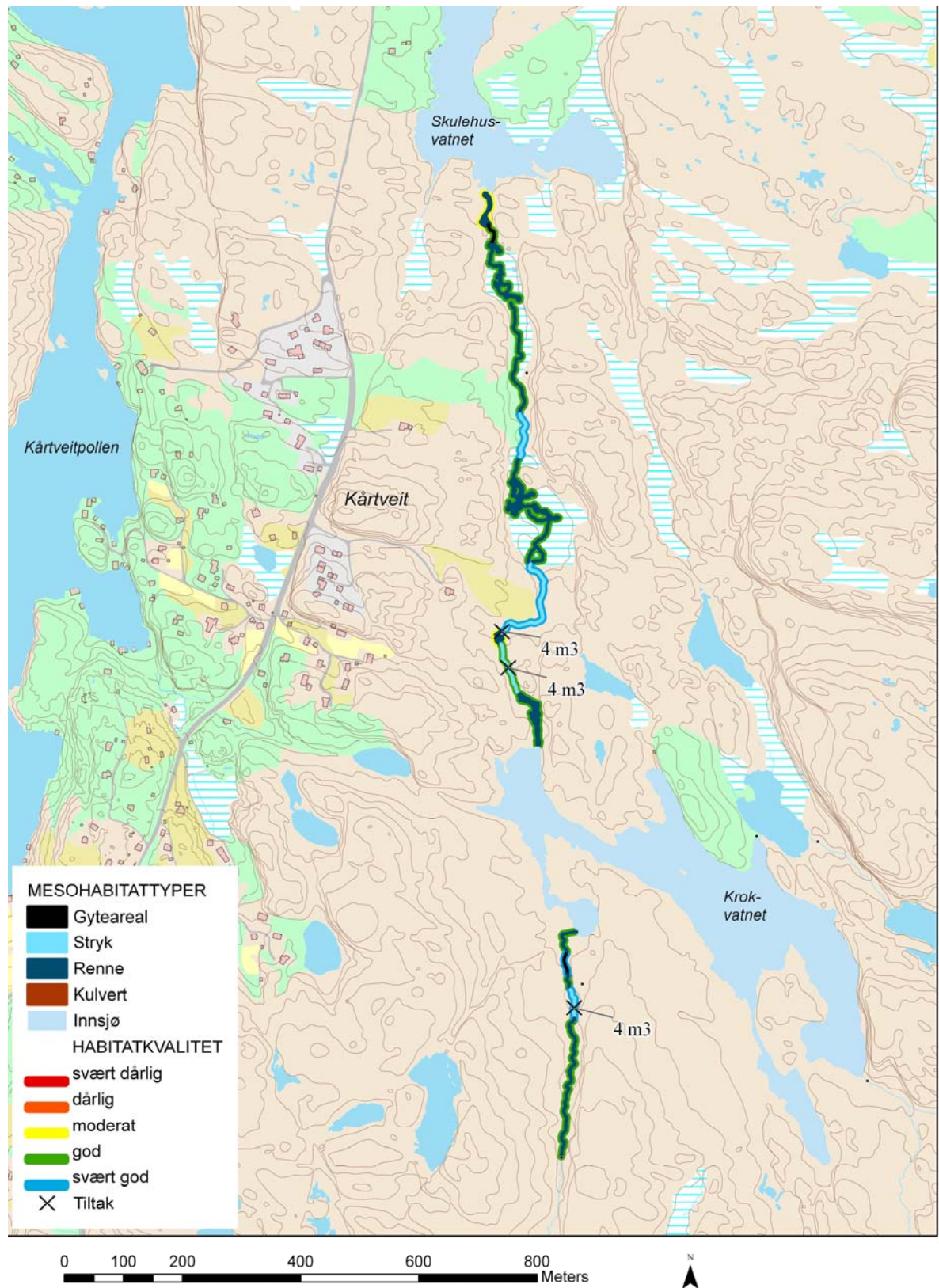
For å bedre miljøtilstand etter vannforskriften i anadrom del av elveløpet bør kantvegetasjonen reetableres vest for veien mot Kårtveit. Fyllinger bør fjernes og erosjonssikring dersom nødvendig gjøres mer miljøvennlig. Dessuten bør kulvertene og terskelen justeres slik at de ikke lengre hindrer fiskevandring i vassdraget. Dette vil bedre habitatbetingelsene for sjøaure. Økning av gytearealet forventes å gi størst effekt.

**Tabell 91. Tiltak rangert etter forventet effekt for økning av sjøaureproduksjon**

Nr.	Tiltak
1	Økning av gyteareal
2	Bedring av oppvandringsmuligheter
3	Reetablering av kantvegetasjon
4	Fjerning av fyllinger og erosjonssikring så vidt som mulig



Figur 256 Anbefalt tiltak for bedring av miljøtilstand og forhold for sjøaure i nedre del av Angeltveitvassdraget



Figur 257 Anbefalt tiltak for bedring av miljøtilstand og forhold for sjøaure i øvre del av Angeltveitvassdraget

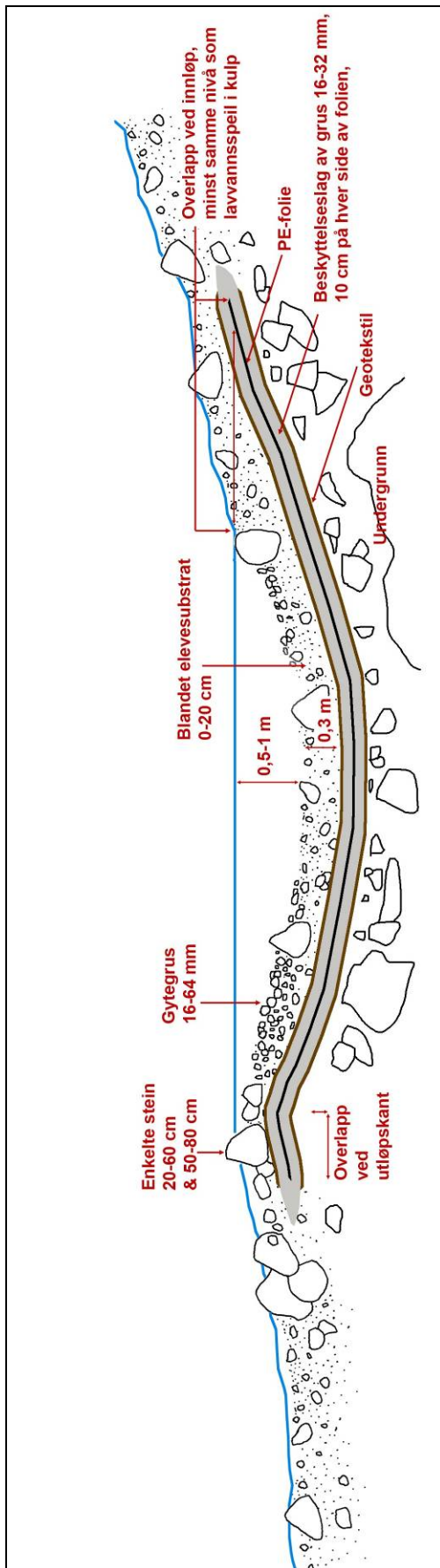
### **Økning av gyteareal**

Ny gyteareal bør skapes gjennom utlegging av egnet gytegrus, en blanding av grusverksorteringene 16/32 (ca. 70%) og 32/64 (ca. 30%). Morenegrus i tilsvarende størrelsesklasse er godt egnet. Det samme gjelder for singel eller tromlet pukk med avrundete kanter. Brukket eller knust grus kan brukes men pakker seg ofte tettere. Finsedimentandel (< 1 mm) bør være under 6 % og grusblandingen bør derfor spyles ren før utlegging dersom den inneholder finsediment. Hvordan gytearealet bør se ut er vist i (kap. 3.1.4). Ved utlegging av grus skal det formes en grusbank som er minst 30 cm tykk. Vanddyp skal minst være 10 cm i gytetid og området må ikke falle tørt. Strømhastighet skal ligge mellom 20 og 80 cm/s. Vegetasjon rundt gyteplassen er gunstig, men ikke på selve gytegrusen. Grusbanken skal helst ligge på en overgang mellom kulp og stryk ("brekk"). Her finnes det egnede hydrauliske betingelser for høy eggoverlevelse. Utfordringen i Angeltveitvassdraget er å finne egnede steder siden elven er preget av renner som for det meste har for lite fall for å skape de nødvendige strømhastigheter. Man må fokusere på strykene og på overgangene mellom renne.stryk og innsjø-stryk. Arealene som ble vurdert som egnet for grusutlegg er vist i Figur 256 og Figur 257. Volum gytegrus som anbefales for hver av tiltakene er nevnt på kart.

Arbeid med grusutlegg kan gjennomføres om vinteren og tidlig vår på steder det ikke finnes inkuberte egg (gyting fra før) eller yngel nedstrøms. På alle andre steder bør arbeidene gjennomføres etter yngel er ute av grusen, dvs. juni og juli.

### **Bedring av vandringsvei**

Kulverten ved Landroveien bør i utgangspunkt utformes etter kriteriene som er beskrevet i DN (2002), se kap. 3.1.4. Som strakstiltak bør fyllingen ovenfor fjernes slik at vannet ikke renner gjennom en steinfylling men i et åpent løp. Dette ville bedre situasjonen betydelig. Også kulverten under veien mot Kårtveit bør justeres etter kriteriene i DN (2002). Her anbefales som strakstiltak å heve vannspeilet nedenfor med 30 cm slik at fisk kan passere ved de fleste vannføringer. Dette var sannsynligvis også meningen med terskelen som ble bygget nedenfor. Dessverre er den ikke tett og vannet siger gjennom, og vil bare fungere som ønsket ved flom. For å heve vannspeilet bør det etableres en avtettet kulp mellom rør og terskel. Avtetting skal skje med 0/32 grus som fylles på oversiden av dagens terskel og langs breddene i kulpen. Viser tiltaket virkning bør fyllingen sikres med sprengstein (10-20cm). Dersom grunnen ikke blir tett nok bør fyllingen brukes som beskyttelseslag for en tetting med PE-folie (prinsipp i Figur 258). Legg merke til at vannet vel lav og middel vannføring ikke skal ledes over terskelen men til terskelens nord-østside, der et naturlig lavvannsløp har etablert seg.



Figur 258 Prinsipp for avtetting med PE-folie (lengdeprofil)



**Fjerning av fyllinger**

Fyllinger som dekker deler av vassdraget langs Landroveien (Figur 245) bør fjernes. Der erosjonssikring kreves bør elven sikres med miljøvennlige metoder som uregelmessig steinsetting, seljefaskiner eller naturlig vegetasjon (se kap. 3.1.4). Bare naturlig vegetasjon vil være en erosjonssikring som bidrar til god miljøtilstand etter vannforskriften, mens alle de nevnte erosjonssikringer kan gi en tilstrekkelig sjøaurehabitat så lenge det finnes høy substratmangfold og -dynamikk i elvløpet. Steinfyllingen tilsvarer løsningen som er vist på tegningen, men erosjonssikringen skal ligge langs elvearealet - ikke dekke det slik det gjør i dag. Langs Landroveien anbefales det å fjerne steinfyllingen så vidt som mulig og å sette seljespirer mellom steinene. Dette gir både bedre erosjonssikring og en gjenetablering av kantvegetasjonen.

**Reetablering av kantvegetasjon**

Reetablering av kantvegetasjon vil bidra til å bedre miljøtilstand etter vannforskriften og å øke skjul og næringstilgang for sjøaure. Fiskeproduksjonen i vassdraget kan dermed økes. En lettvinnt og effektiv måte å reetablere kantvegetasjon er å plante seljespirer tidlig om våren og å beskytte de mot beitende dyr.

### 3.2.21 Fjellvassdraget

#### Status

#### Habitat

Fjellvassdraget ligger på Sotra omtrent midt i Fjell kommune og munner i Litlepollen som er en del av Fjellspollen (Figur 267). Nedbørsfeltet er om lag 6,5 km<sup>2</sup> stort og middelvannføring ble beregnet til ca. 300 l/s (Bjørklund & Johnsen 1995). Vassdragets areal er dominert av 10 innsjøer og flere tjern. Innsjøenes overflate utgjør 35 ha i anadrom del og 12 ha ovenfor, mens det anadrome elveareal utgjør ca. 2700 m<sup>2</sup>. Elvearealet er omtrent jevnt fordelt mellom vannene. Den største sammenhengende strekningen er 420 m lang (Eidsvatnet-Kolsvatnet), men den samlede elvelengden er på 1960 m (uten innsjøer). En stor andel av elveløpene er rettet ut (61%) eller kanalisert/steinsatt (65%). Blant habitattypene dekket gyteareal 16 % av det anadrome elvearealet, stryket 31 %, renner 47 % og kulvert 6 %. Fordelingen av habitattypene er ganske jevnt i vassdraget nedenfor Eidsvatnet (Figur 63), ovenfor finnes det imidlertid ikke mye gyteareal (33 m<sup>2</sup>). Strekninger med lite fall (renner og innsjøer) har tett undervannsvegetasjon. Kulverten mellom Kolsvatnet og Eikhammervatnet virker som vandringshinder ved lav vannstand. Ved middels og høy vannføring er den imidlertid passerbar. Resten av kulvertene er generelt passerbare for fisk. Stryket ovenfor Kolsvatnet har enkelte bratte trinn og er ikke passerbart under lav og middels vannføring. Ved høy vannføring vurderes stryket som passerbart. Anadrom fisk kan svømme videre opp til Morland. Bekkene mot Halljesvatnet og Thörnasteinvatnet er svært liten og kan tørke ut eller infiltrere i grunnen. De er derfor ikke regnet med som anadrom areal selv om det ikke kan utelukkes at fisk vandrer opp her og reproducerer i nedbørsrike år.



Figur 259 Nederste stryket med steinsatte bredder ved munningen til Litlapollen



Figur 260 Kanalisert elv mellom Bosvatnet og Eikhammervatnet. med steinsatte bredder



Figur 261 Sjøaureyngel i Fjellvassdraget



Figur 262 Utløp av Bosvatnet, et av 10 større vann i anadrom del av vassdraget



Figur 263 Renner og vann er preget av tett vegetasjon



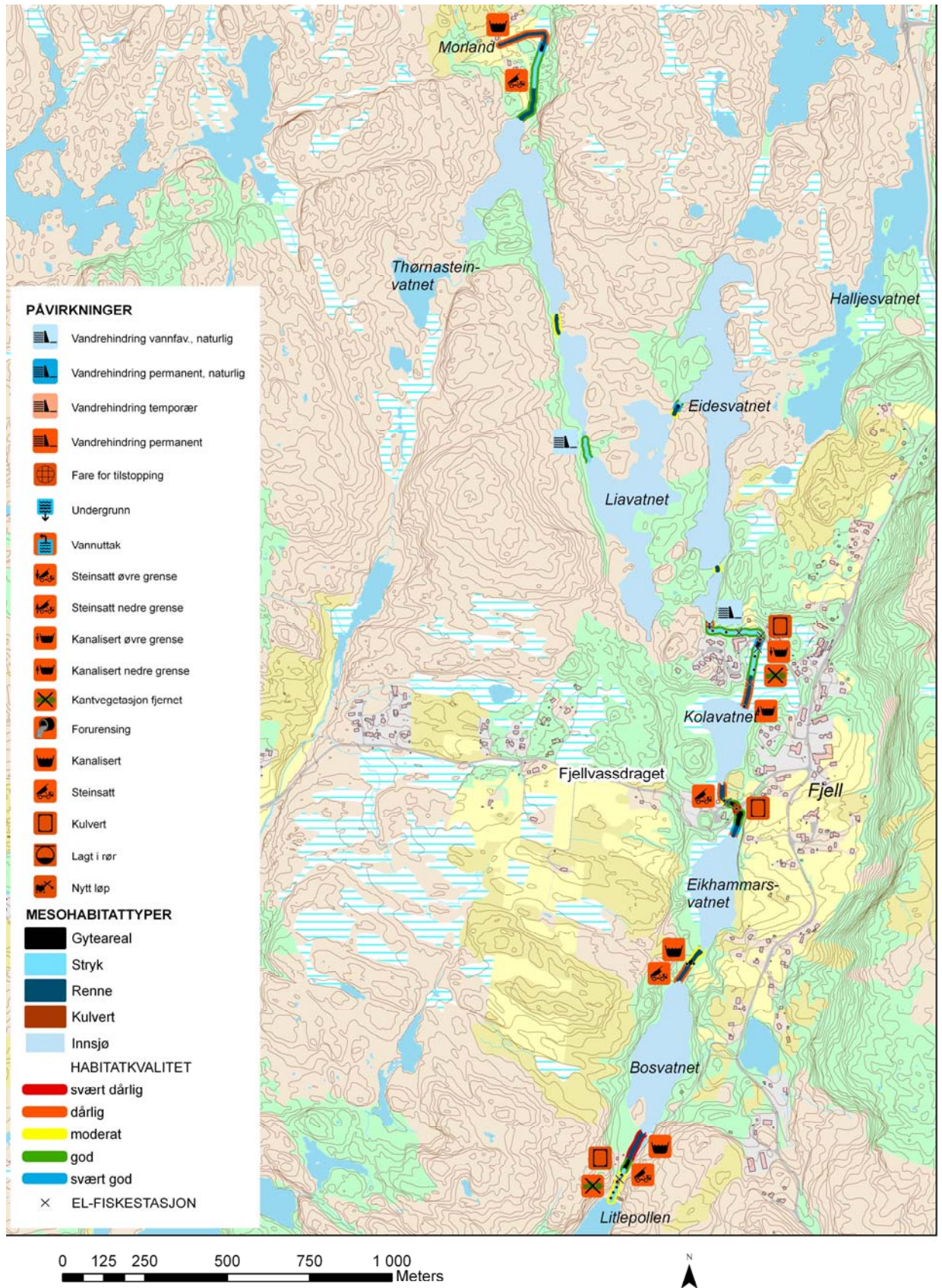
Figur 264 Gyteareal med gode habitatforhold ovenfor Kolavatnet



Figur 265 Stryket mellom Kolavatnet og Eidesvatnet har enkelte bratte partier men vurderes som passerbar for fisk ved høy vannføring.



Figur 266 Utløp av Eidesvatnet er preget av steinblokker.



Figur 267 Fjellvassdraget: Habitatkartlegging og påvirkninger

**Tabell 92. Sjøaurehabitat og morfologiske kriterier etter vannforskriften i Fjellvassdraget**

Kategori	Uten inngrep	2010			Vurdering etter vannforskriften, opprinnelig anadrom del
		Status 2010	Reduksjon [%]	Andel i dagens anadr. elveareal [%]	
Samlet produksjonsareal [m <sup>2</sup> ]	2692	2692	0	100	
Gyteareal [m <sup>2</sup> ]		419		16	
Stryk [m <sup>2</sup> ]		827		31	
Renne [m <sup>2</sup> ]		1276		47	
Kulvert [m <sup>2</sup> ]		170		6	
Innsjø [m <sup>2</sup> ]		351570		13060	
Uten morfologiske inngrep [m <sup>2</sup> ]	2692	785	71		
Ungfiskproduksjon modellert [ind.]	1800	1500	17		God
Endring i elveløpets utforming [m]	1960	790	60		Dårlig
Endring i bunnen av elva [m]	1960	1800	8		God
Endring av bankene [m]	1960	730	63		Dårlig
Endring i kantvegetasjon [m]	1960	810	59		Dårlig
Samlet					Moderat

**Tabell 93. In situ målinger ved kartlegging i Fjellvassdraget**

Sted	Dato	Konduktivitet μS/cm	Temperatur	pH
Fjellvassdraget , utløp Eidsvatnet	12.04.2010	79	8,7	7,6
Fjellvassdraget, munning	12.04.2010	117	6,3	7,6

### Vannkvalitet

På kartleggingen ble det ikke observert utslipp men yppig vekst av undervannsplanter nedenfor Eidsvatnet tydet på høy næringsrikdom. Bjørklund & Johnsen (1995) dokumenterte omfattende forurensing med næringsalter fra kloakk og gjødsling. Dette førte til eutrofiering av de nederste innsjøene og flere hadde et oksygenfritt bunnlag. Økning i konduktivitet fra øvre til nedre del (79 til 117 μS/cm, Tabell 24) og tett vegetasjonen tyder på at dette kan fortsatt være tilfelle. Under kartleggingen 12. april 2010 var pH 7,6 både i øvre og nedre del av vassdraget.

### Påvirkninger

Fysiske påvirkninger i anadrom del var dominert av utretting og steinsetting/kanalisering, mer enn halvparten av kantvegetasjonen er fjernet.

## Fisk

Ungfisktettheten i Fjellvassdraget varierte mellom 35 (renne) og 144 fisk/100 m<sup>2</sup> (gyteareal), se Tabell 25. Det ble fanget både aure (85 %) og laksunger (15 %). Av ungfisk av aure, utgjorde eldre ungfisk 51 % av fangsten og årsyngel 49 %. Det var mye fisk å se i vannene ved kartlegging 4/2010 og el-fiske 9/2010. Ungfiskmodellen gir et estimat på 1500 ungfisk i elvearealet for 2010. Uten morfologiske inngrep var elvehabitatet større. Potensialet tilsvarer 1800 ungfisk etter modellen.

Vannene kunne ikke prøvafiskes i rammen av prosjektet og er ikke gjenspeilet i tallene fra ungfiskmodellen (som bare gjelder for elveareal). Siden vannene utgjør en stor andel av vassdraget er det sannsynlig at ungfiskproduksjonen ligger langt høyere. Ved vurderingene av dataene bør dette tas i betraktning. Likevel gir modellen et godt anslag for å vurdere elvehabitatet.

Ved el-fisket i nedre del av vassdraget ble det tatt 5 tynne blenkjer mellom 20-25 cm (ikke moden sjøaure) med tydelige skader fra lakselus. Dessuten ble det tatt en regnbueaure på 18 cm. Ål ble tatt på alle stasjoner.

Fisketettheten som ble observert var betydelig høyere enn det Bjørklund & Johnsen fant i august 1994. Dessverre målte forfatterne ikke arealet den gang men ut i fra beskrivelsen i tekst kan fisketettheten ved innløp til Kolavatn ha ligget 3 ganger høyere i 2010 enn i 1995. Forskjellene kan til dels forklares med forskjellige fiskere, forhold og utstyr, men ettersom forskjellene er så stor så tyder det på at det også gjenspeiler høyere ungfisktetthet.

**Tabell 94. Resultat fra el-fiske i Fjellvassdraget (9/2010)**

Stasjonsnr.	Mesohabitat	Sum ungfisk/100 m <sup>2</sup>	Sjøaure/100 m <sup>2</sup>				Laks/100 m <sup>2</sup>	
			0+	1+	2+	eldre	0+	1+
39	Stryk	82	16	36	2			28
57	Stryk	35	15	15	5			
40	Renne	38	22	10	4	6		2
58	Gyteareal	144	56	62				24
38	Stryk	62	36	22		4		4
60	Stryk	84	42	36	6	8	18	
59	Stryk	44	22	20		2		2

## Vurdering

Gyteplassene i Fjellvassdraget har gjennomgående høy habitatkvalitet. Det finnes imidlertid forholdsvis lite gyteareal ovenfor Eidesvatnet. Nedenfor finnes det gyteareal i alle elveløpene mellom vannene (16 %), men det er lite sett i betrakt at vannene kan gi oppveksthabitat for ungfisk så lenge det vandrer inn ungfisk fra gytearealet (Bjørklund & Johnsen 1995). Studier fra andre vassdrag indikerer et høy produksjonspotensial for vassdrag med en kombinasjon av gyteareal og innsjøer (Gabielsen et al. 2007). Strykene ovenfor Kolsvatnet

har forholdsvis gode habitatforhold med mye skjul, standplasser og flekkvis gyteareal. Strykene og rennene nedenfor er preget av utretting og steinsetting som medførte redusert elveareal og habitatkvalitet. Kulverten ovenfor Eikhammervatnet er et vandringshinder ved lave vannføringer.

Bjørklund & Johnsen (1995) vurderte vassdraget som ”rent sjøaurevassdrag” siden de betraktet sine egne laksefunn som mer eller mindre tilfeldig. Ut i fra våre funn i 2010, der 15 % av fiskene var laks, konkluderes at laks trolig er en fast del av fiskesamfunnet i vassdraget. I hvilken grad populasjonen er preget av rømt oppdrettslaks er usikker og bør undersøkes nærmere.

Konduktivitetsnivået og pH (7,6) indikerer tilstrekkelig vannkvalitet for sjøaure. Eldre studier viser at vassdraget var utsatt for forurensing (Bjørklund & Johnsen 1995) og tett undervannsvegetasjon tyder på at det kan fortsatt være tilfelle. For å vurdere vannkvaliteten nærmere trengs mer omfattende undersøkelser.

Etter vannforskriftens kriterier for morfologiske påvikninger vurderes miljøstatus for det anadrome elveløpet som moderat. Utretting, steinsetting av bredder, kulverter og fjerning av kantvegetasjon er årsak for denne vurderingen. Ellers er det lite fysiske inngrep i vassdraget. Og tas innsjøene med i betraktning vil samlet vurdering etter fysiske inngrep trolig være bedre.

Kanalisering og begrenset gyteareal vurderes som flaskehals for sjøaureproduksjon siden innsjøene gir et stort potensiell oppveksthabitat og næring.

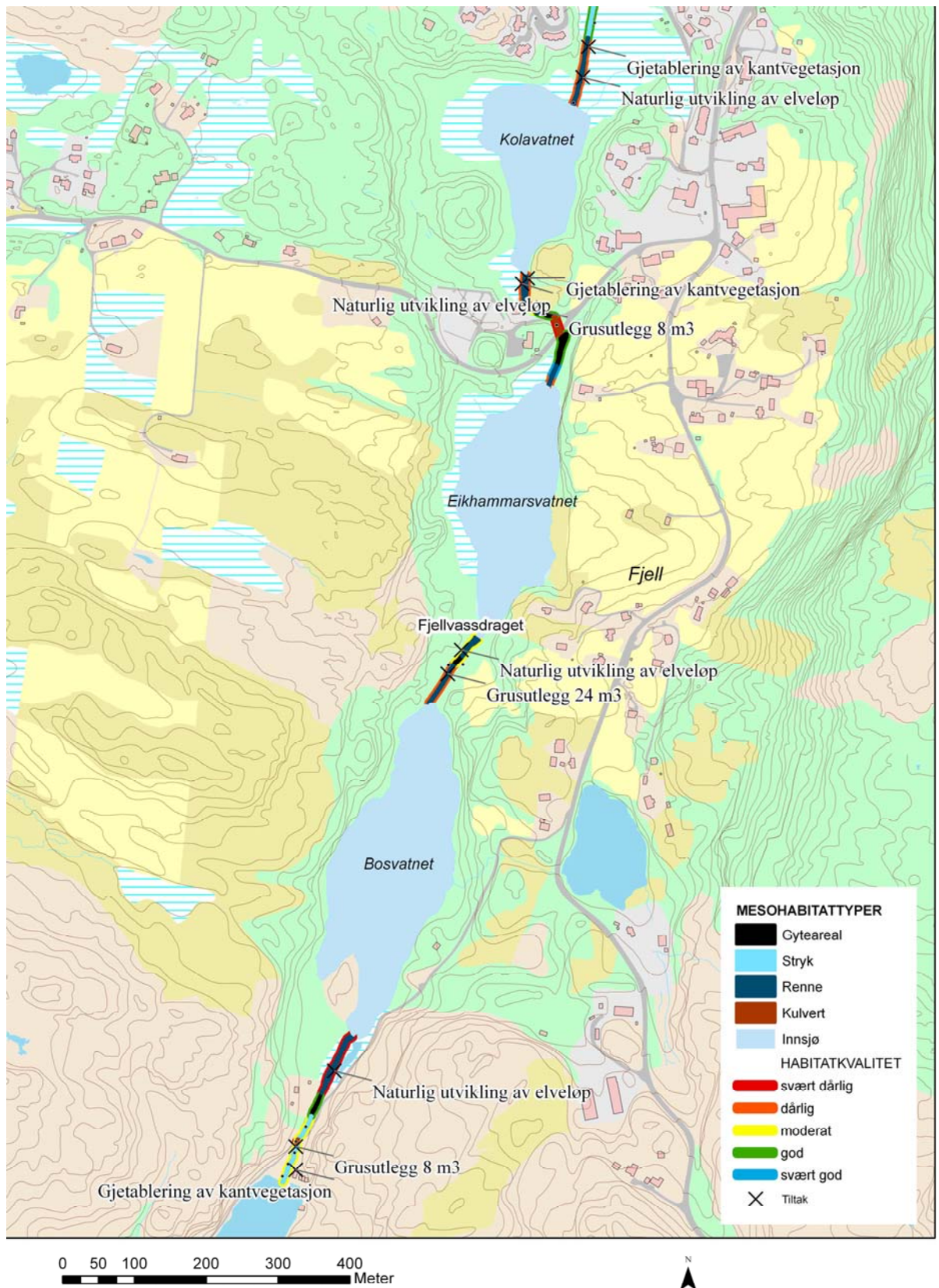
## Tiltak

### Generelt

For å bedre miljøtilstand etter vannforskriften i anadrom del av elveareal bør en naturlig utvikling av kanaliserte eller utrettete strekninger tillates og kantvegetasjon reetableres. Dette vil dessuten bidra til økt areal for sjøaureproduksjon, mer skjul og næringstilgang. Utover dette kan sjøaureproduksjon økes gjennom økning og bedre fordeling av gyteareal. Oppvandringsmuligheter for gytefisk vil dessuten bli bedre dersom stryket mot Eidesvatnet justeres med enkle grep. Rangement av tiltakene etter forventet effekt for økning av sjøaureproduksjon finnes i tabellen nedenfor.

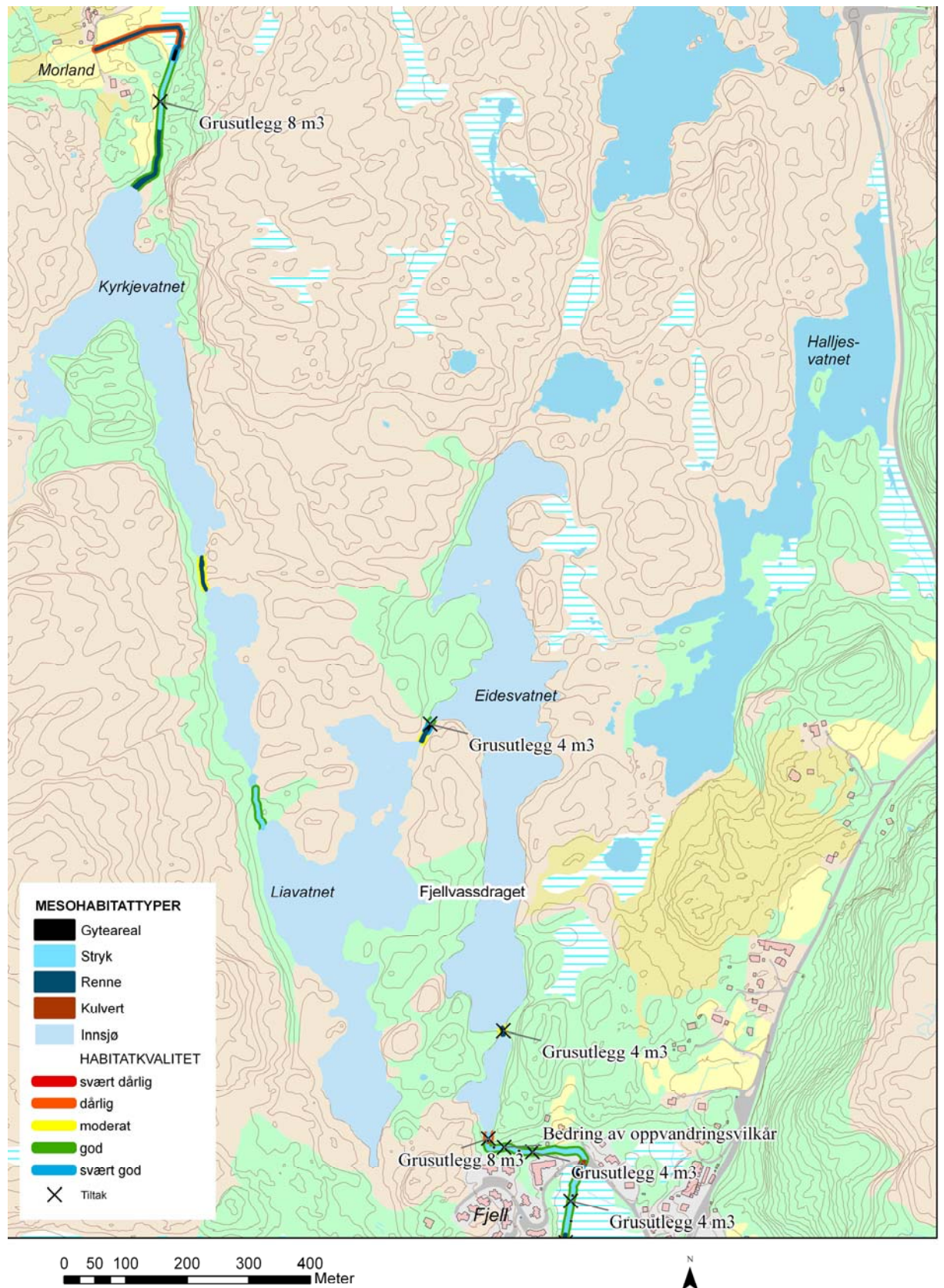
**Tabell 95. Tiltak rangert etter forventet effekt for økning av sjøaureproduksjon**

Nr.	Tiltak
1	Nyskaping og bedre fordeling av gyteareal
2	Naturlig utvikling av utrettet elvestrekninger
3	Reetablering av kantvegetasjon
4	Bedring av oppvandringsvilkår i stryket ovenfor Kolavatnet



Figur 268 Anbefalt tiltak for bedring av miljøtilstand og forhold for sjøaure i nedre del av Fjellvassdraget





Figur 269 Anbefalt tiltak for bedring av miljøtilstand og forhold for sjøaure i øvre del av Fjellvassdraget

### **Naturlig utvikling av elveløp**

For å sørge for en naturlig utvikling av utrette eller kanaliserte strekninger i Fjellvassdraget bør dagens steinsettinger fjernes og sideerosjon og naturlig suksesjon tillates. Dette krever areal og resultatet vil etter hvert ligne en naturlig elveløp (se kap. 3.1.4). Slike tiltak bør avveies mot arealbruk og det vil ikke være mulig å gjenetablere naturlige løp overalt. Den kanaliserte strekningen mellom Bosvatnet og Eikhammarsvatnet betraktes som godt egnet for en slik arealkrevende restaurering ettersom det ikke kommer i konflikt med dagens arealbruk (skog og beite). Der plass er begrenset og erosjonssikring kreves bør elven sikres med miljøvennlige metoder som uregelmessig steinsetting, seljefaskiner eller naturlig vegetasjon (se kap. 3.1.4). Bare naturlig vegetasjon vil være en erosjonssikring som bidrar til god miljøtilstand etter vannforskriften, mens alle de nevnte erosjonssikringer kan gi en tilstrekkelig sjøaurehabitat så lenge det finnes høy substratmangfold og -dynamikk i elvløpet.

### **Nyskaping og bedre fordeling av gyteareal**

Ny gyteareal bør skapes gjennom utlegging av egnet gytegrus, en blanding av grusverksorteringene 16/32 (ca 70%) og 32/64 (ca. 30%). Morenegrus i tilsvarende størrelsesklasse er best egnet. Singel eller tromlet pukk med avrundete kanter vil også være godt egnet. Brukket eller knust grus kan brukes men pakker seg ofte tettere. Finsedimentandel (< 1 mm) bør utgjøre mindre enn 6 % og grusblandingen bør derfor spyles ren før utlegging. Ved utlegging av grus skal det formes en grusbank som er minst 30 cm tykk. Vanddyp skal minst være 10 cm i gytetid og området må ikke falle tørt. Strømhastighet skal ligge mellom 20 og 80 cm/s. På grusbanken og ved siden bør det utlegges enkelte større stein for å skape skjul og for å stabilisere grusen. Vegetasjon rundt gyteplassen er gunstig men ikke på selve gytegrusen. Grusbanken skal helst ligge på en overgang mellom kulp og stryk ("brekk"). Her finnes det egnede hydrauliske betingelser for høy eggoverlevelse. Arealene som ble vurdert som egnet for grusutlegg er vist i Figur 268 og Figur 269. Volum gytegrus som anbefales for hver av tiltakene er nevnt på kart. Arbeid med grusutlegg kan gjennomføres om vinteren og tidlig vår på steder det ikke finnes inkuberte egg eller yngel nedstrøms. På alle andre steder bør arbeidene gjennomføres etter yngel er ut av grusen, dvs. juni og juli.

Nedenfor Kolavatnet har Sotra Jeger- og Fiskerforening begynt med å legge ut gytegrus i løpet av 2010. Resultatet så bra ut under el-fisket i september og kan gi en orientering for flere lignende tiltak.

### **Reetablering av kantvegetasjon**

Reetablering av kantvegetasjon vil bidra til bedre miljøtilstand etter vannforskriften og til å bedre skjul og næringstilgang for sjøaure. Fiskeproduksjonen i vassdraget kan dermed økes. En lettvinnt og effektiv måte å reetablere kantvegetasjon er å plante seljespirer tidlig om våren som må beskyttes mot beitende dyr.

### Justering av vandringsvei

Stryket nedenfor Eidesvatnet bør justeres slik at fisk kan passere oftere og ved forskjellige vannføringer. Justering er bare nødvendig ved tre enkelte steder der det er et fritt vannfall over 0,5 m ved median vannføring. Siden stryket består av bart fjell anbefales det å bruke trevegger som festes med bolter. Oppbyggingen skal følge prinsippet som vist i kap. 3.1.4.

## 3.2.22 Apalvågselven

### Status

#### Habitat

Apalvågselven (også kalt Fjæreidvassdraget og Sekkingestadvassdraget) ligger på vestsiden av Sotra og munner i Apalvågen ved Sekkingestad. Opprinnelig hadde vassdraget et nebørsfelt på ca. 4,6 km<sup>2</sup>. I dag er vassdraget brukt som drikkevannskilde med vannuttak i Fjæreidvatnet. Fjæreidvatnet er oppdemmet (3 m) og brukes som magasin med varierende vannstand. Elven nedenfor vatnet har betydelig redusert vannføring. Overløp fra Fjæreidvatnet finner bare sted i nedbørsrike perioder. Restfeltet nedenfor dammen er ca. 0,6 km<sup>2</sup>. Gjennomsnittlig vannføring ble med utgangspunkt i avrenningsdata fra NVE beregnet til ca 190 l/s opprinnelig. Restfeltet med 0,6 km<sup>2</sup> gir et estimat på 20 l/s (Kålås & Johnsen 2009). Årsavrenning kan med samme grunnlag beregnes til 5.800.000 m<sup>3</sup>. Bjarne Ulvestad (Fjellvar, muntlig) estimerte vannmengden som renner over demningen ved Fjæreidvatnet til rund 1.000.000 m<sup>3</sup>/år. Dette tilsvarer altså ca. 1/6 av årsavrenningen.

Ved munningen i Apalvågen renner elven gjennom en ca 40 m lang veikulvert (Figur 275). Kulverten består av en muret del fra 1950-tallet og et betongrør (1 m diameter) fra 1991. Utløpet henger i løse luften ved fjæresjø. Flosjø dekker røret. En del av vannet i vassdraget siger gjennom veidemningen og derfor er vannføring i kulverten ytterlige redusert (Figur 276 og Figur 277). Ved lave vannføringer, altså den meste tiden, virker kulverten som et vandringshinder.

Ovenfor kulverten finnes det et rund 300 m langt stryk opp til Litlavatnet. Stryket har høy morfologisk mangfold og med flekkvis gyteareal. Habitatforholdene vurderes som godt egnet for sjøaure. Ovenfor Litlavannet (19 moh, 1,8 ha) fortsetter elveløpet med rund 100 m til demningen ved Fjæreidvatnet (Figur 278). Her finnes gyteareal og stryk med gjennomgående gode morfologiske habitatforhold. Demningens høyde ble målt til 3 m (2,5 m vannstandsfor forskjell) og virker som vandringshinder for oppvandrende fisk både med og uten overløp. Vannstanden i Fjæreidvannet varierer mellom 21 moh og 19 moh (kartgrunnlag). Vannet brukes som magasin. Opptil 4 m vannstandsvariasjon er tillatt, men bare 2 m er praktisk i bruk (Fjellvar, Bjarne Ulvestad). Tre bekker munner i dette vannet. Bekken til Engersvannet er ca. 50 cm bred og har gode gyteforhold. Bekken øst for Fjæreidvannet er et bratt stryk med store blokker som danner et vandringshinder etter noen få meter. Bekken vest for Fjæreidvatnet er den lengste tilløpsbekken, men en lengde på om

lag 700 m. Den er rund 50 cm bred og inneholder gyteareal, stryk og renner med til dels gode habitatforhold (Figur 283). Anadrom del blir i dag begrenset av demningen ved Fjæreidvatnet. Ved kartlegging (i en lavvannsperiode) ble bekkens bredde nedenfor demningen (vanndekket areal) målt til rund 1 m. Ut i fra nedbørsfeltet kan man forvente at det produktive arealet var minst dobbelt så bred opprinnelig. Det ble derfor regnet med en reduksjon av elveareal nedenfor demningen med 50 %. Inkluderer man begge effekter (arealreduksjon og demning) estimeres det anadrome arealet å ha blitt redusert med 71 %. Likevel er de resterende om lag 519 m<sup>2</sup> betydelig mer enn Kålås & Johnsen (2009) anslo (100-200 m<sup>2</sup>) og er preget av stryk med gode habitatforhold (65 %). Deretter følger renner (21 %) og gyteareal (10 %), også de med gode habitatforhold. Litlavatnet med 1,8 ha utgjør et areal som er rund 35 ganger så stor som elvearealet. I det anadrome elveløpet ligger flere rør (Figur 271). Deres funksjon er uklar men det er mulig at det tas ut vann fra vassdraget i tillegg til drikkevannet.

Det ble ikke oppdaget forurensing av vassdraget og *in situ* målingene tyder på rent vann som ikke er forsuret (pH 7,2-7,4, konduktivitet 48-73 µS/cm). Øvre deler av vassdraget er i bruk som drikkevannskilde og vannkvalitet blir overvåket regelmessig ([www.fjellvar.as](http://www.fjellvar.as)). Steinar og Johnsen 2009 vil ikke utelukke at det forekom forsursingsperioder i 1970-tallet men vurderer vannkvaliteten som god i 2009.



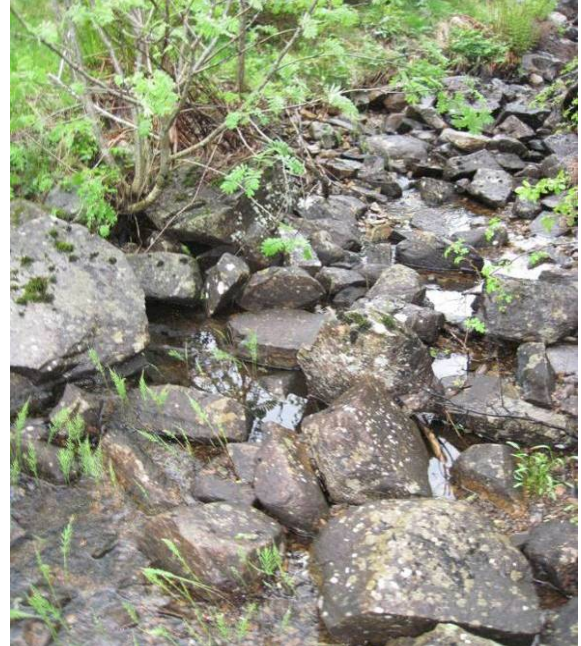
Figur 270 Apalvågselven etter mye nedbør med en vannføring som kan ligne den naturlige middelvannføringen. Bildet er tatt av Øyvind Vindenes i slutten av september 2010 ovenfor kulvert ved munningen



Figur 271 Samme perspektiv ved lav vannføring, 9.9. 2010.



Figur 272 Strekning mellom Litla- og Fjæreidvatnet har egnet gytesubstrat



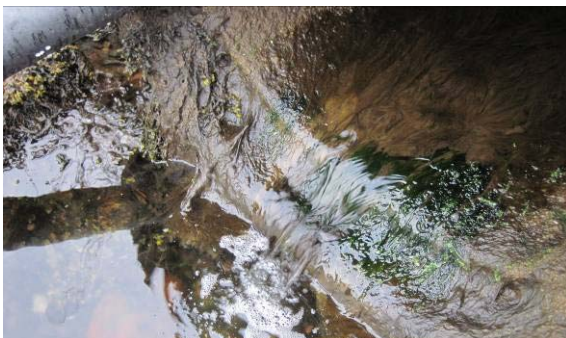
Figur 273 Elvefaret i anadrom del er nesten tørrlagt store deler av året. Vannføring er redusert på grunn av vannuttak i Fjæreidvatnet.



Figur 274 Få småkulper gir refugier for fisk i lavvannsperioder



Figur 275 Dagens munning i Apalvågen gjennom to rør (Foto. Vindenes)



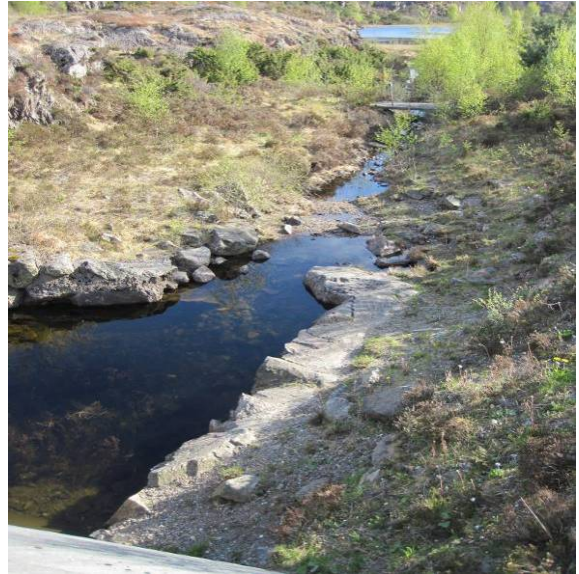
Figur 276 Vannføring i kulvert ved "elvemunning" på kartleggingstidspunkt 02.06. 2010



Figur 277 Blikk gjennom kulverten



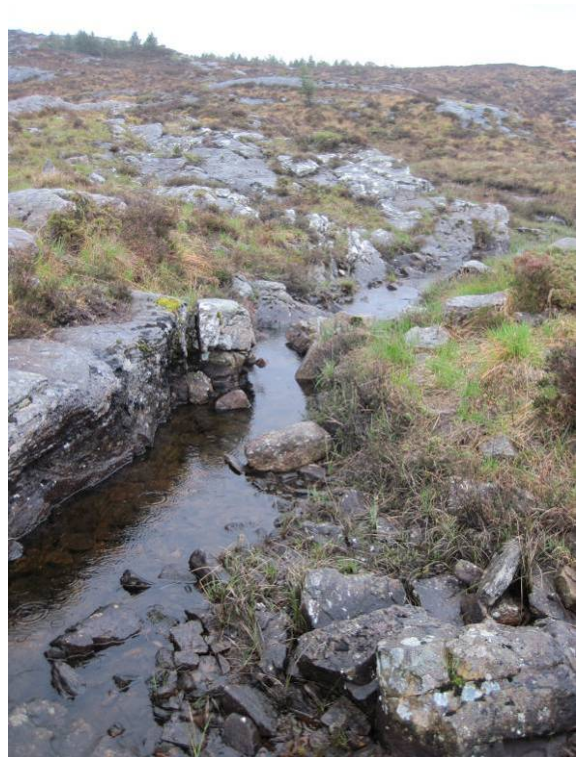
Figur 278 Demningen ved Fjæreidvatnet virker som permanent vandringshinder.



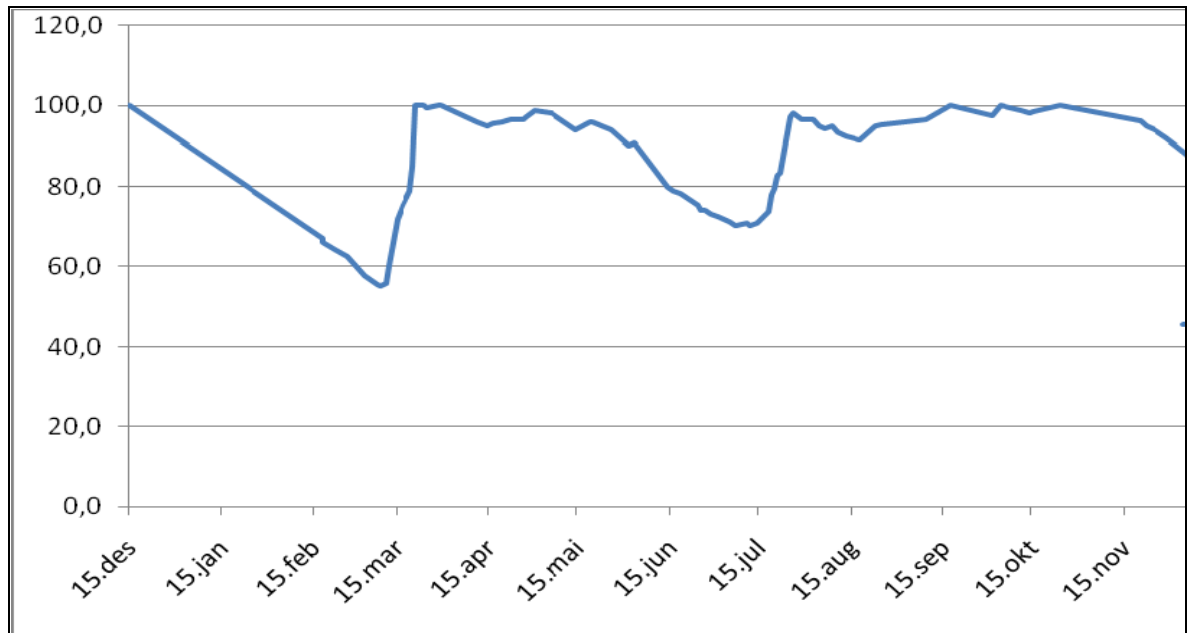
Figur 279 Løpet nedenfor med gode morfologiske habitatbetingelser men lite vann



Figur 280 Bekken mellom Engesvatnet og Fjæreidvatnet har lite areal men gyteplasser med god habitatkvalitet.



Figur 281 Også bekken vest for Fjæreidvatnet er smal (50 cm) men har delvis gode gyte- og oppveksthabitater.

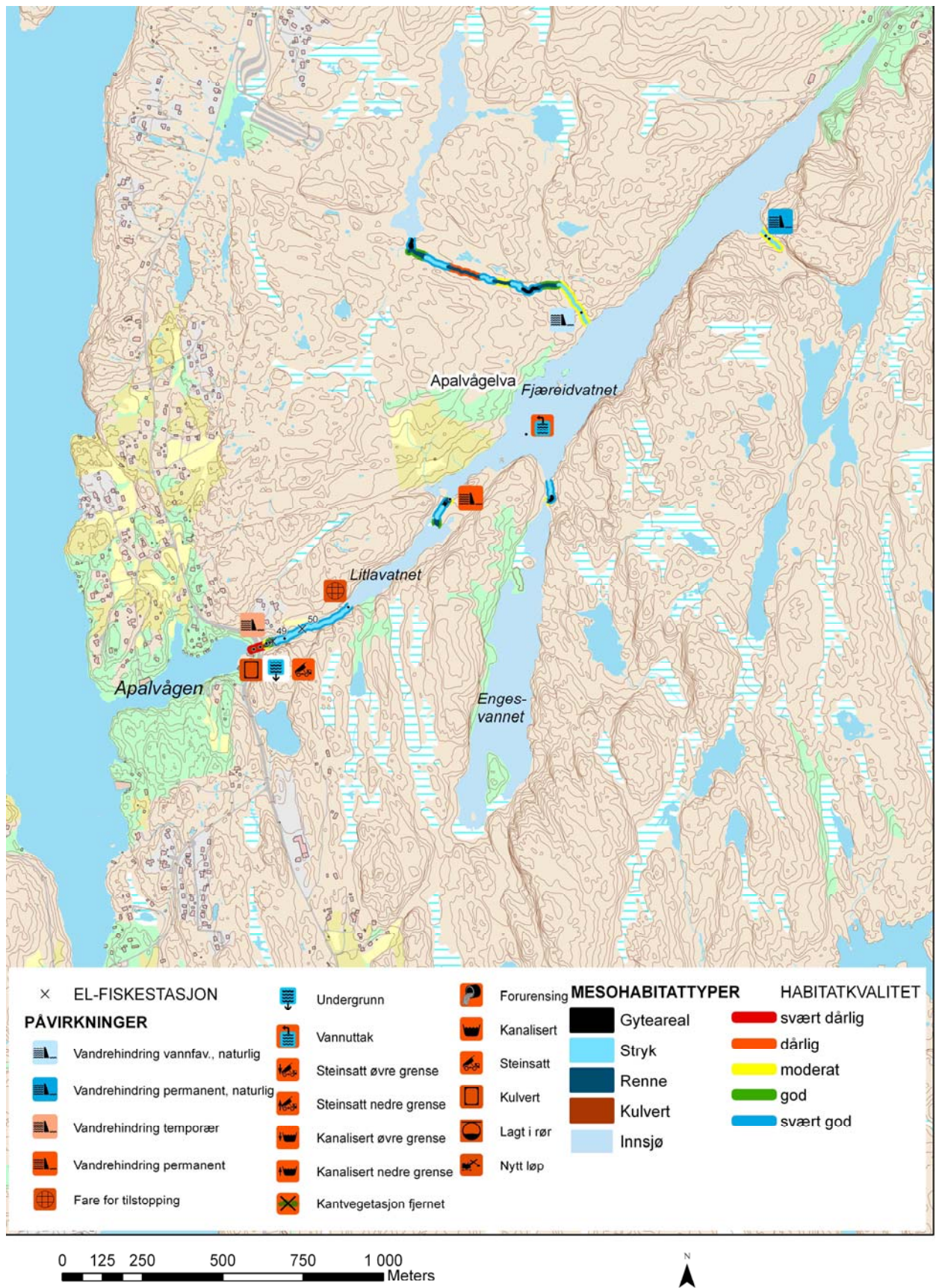


Figur 282 Vannstand i Fjæreidvatnet mellom 15.12.2009 og 31. november 2010 i % fyllingsgrad. Ved 100 % fyllingsgrad kan det være overløp mot Apalvågrelva (Data fra Fjellvar, Bjarne Ulvestad)

Tabell 96. Sjøarehabitat og morfologiske kriterier etter vannforskriften i Apalvågrelva

Kategori	Uten inngrep	2010			Vurdering Miljøtilstand etter vannforskriften, opprinnelig anadrom del
			Reduksjon [%]	Andel i dagens anadr. elveareal [%]	
Samlet produksjonsareal [m <sup>2</sup> ]	1789	519	71	100	
Gyteareal [m <sup>2</sup> ]	237	52	78	10	
Stryk [m <sup>2</sup> ]	959	337	65	65	
Renne [m <sup>2</sup> ]	550	109	80	21	
Kulvert [m <sup>2</sup> ]		22		4	
Innsjø [m <sup>2</sup> ]	399028	18374	95	3544	
Uten morfologiske inngrep [m <sup>2</sup> ]*	1789	1493	17	83	
Ungfiskproduksjon modellert [ind.]	800	200	75		Dårlig
Endring i elveløpets utforming [m]	1275	1185	7		God
Endring i bunnen av elva [m]	1275	1215	5		God
Endring av bankene [m]	1275	1205	5		Svært god
Endring i kantvegetasjon [m]	1275	1075	16		God
Samlet	Kriterium morfologiske påvirkninger				God

\* hele elveareal



Figur 283 Apalvågelva: Habitatkartlegging og påvirkninger.



**Tabell 97. *In situ* målinger ved kartlegging**

Sted	Dato	Konduktivitet μS/cm	Temp.	pH
Apalvågelva Munning	02.06.2010	73	10,8	7,4
Apalvågelva Utløp Fjæreidvatnet	02.06.2010	48	13,5	7,2

**Påvirkninger**

Hovedpåvirkning er redusert vannføring og morfologiske inngrep i form av en kulvert og en demning som virker som periodisk og permanent vandringshinder.

**Fisk**

El-fiske ble gjennomført 09.09. 2010 ved en vanntemperatur av 11 grader på to stasjoner som er vist i Figur 283. Det ble bare registrert aure (Tabell 98). Ungfisktetthetene var 43 på stasjon 49 (renne med vanddyp av 40 cm) og 34 på stasjon 50 (stryk med vanddyp under 10 cm). Fisketettheten i rennen var større enn i stryket, i motsetning til alle andre sjøaurebekker som ble undersøkt. Dette tyder på at de få dype arealer i elven er viktige oppvekstområder for ungfisk.

Ungfiskantall i 2010 ble beregnet til 200 fisk i det resterende anadrome del med redusert vannføring. Med det opprinnelige anadrome arealet gir ungfiskmodellen et estimat av 800 fisk.

**Tabell 98. Resultat fra el-fiske i Apalvågelven (9/2010, 11°)**

Stasjonsnr.	Mesohabitat	Fisk/100m <sup>2</sup>				
		Sum ungfisk	0+	1+	2+	eldre
49	Renne	43	3	40		0
50	Stryk	34	22	12		0

**Vurdering**

Gjennom bruk av vassdraget som drikkevannskilde ble det opprinnelige anadrome elvearealet redusert med ca. 71% (vandringshinder og redusert vanddekket areal). Den resterende anadrome strekningen er dessuten preget av redusert vannføring som i tørkeperioder kan ligge nær null. Fangst av eldre ungfisk viser at fisk kan overleve, men produksjonen er betydelig mindre enn opprinnelig (- 75%). Fisketetthetene var forholdsvis lave og det er sannsynlig at de i seg selv var preget av den lave vannføringen. Den opprinnelige fiskeproduksjonen kan derfor ha vært større. Regner man med fisketettheter som i nabovassdraget Angeltveitvassdraget, som ikke er påvirket av vannuttak, gir modellen 1100 ungfisk. Kulverten ved munningen reduserer oppvandringsmulighetene for sjøaure. Dette rammer ikke bare gytevandring av voksen fisk men reduserer også muligheten for

fisk å avluse seg. Gytefisk kan vandre opp under stor vannføring. Slike vannføringer forekommer imidlertid forholdsvis sjeldent og må passe til tidsvinduet når gytevillig sjøaure er klar for å vandre opp. I elven finner fiskene knapt standplasser når vannet går tilbake og erfaringer fra andre elver (for eksempel Daleelva) viser at gytefisk rømmer fra elvestrekningen når vannstanden går såpass tilbake at det er fare for stranding. Bare i Litlavannet finner fisk et refugium der de kan bli mellom oppvandring og gytetidspunkt. For strekningen nedenfor må det regnes med at gyting er redusert på grunn av kombinasjonen av dårlige oppvandringsforhold og redusert vannføring.

Vannanalyser og tilgjengelig data tyder på en god til svært god vannkvalitet både etter vannforskriftens kriteriesett og sjøaurens krav.

Etter vannforskriftens morfologiske kriterier vurderes vassdragets miljøtilstand som god og svært god siden det finnes få morfologiske inngrep. Men de få inngrep som finnes har en betydelig effekt på faunaen: Fisk som biologisk kriterium indikerer moderat tilstand på grensen til dårlig tilstand (-75%).

Vassdragets bruk (samfunnsnyttig) og dens effekt kan tyde på reduserte miljømål etter SMVF. Vannkvalitet, god miljøtilstand ellers og muligheter for tiltak til å avbøte effektene indikerer imidlertid at det er mulig å oppnå god miljøtilstand til tross for vassdragets bruk. Derfor bør målsetting for god økologisk tilstand opprettholdes.

Redusert vannføring og oppdemning av Fjæreidvatnet vurderes som hovedflaskehals for sjøaurebestanden. Dårlige oppvandringsbetingelser reduserer sjøaurehabitatet ytterligere.

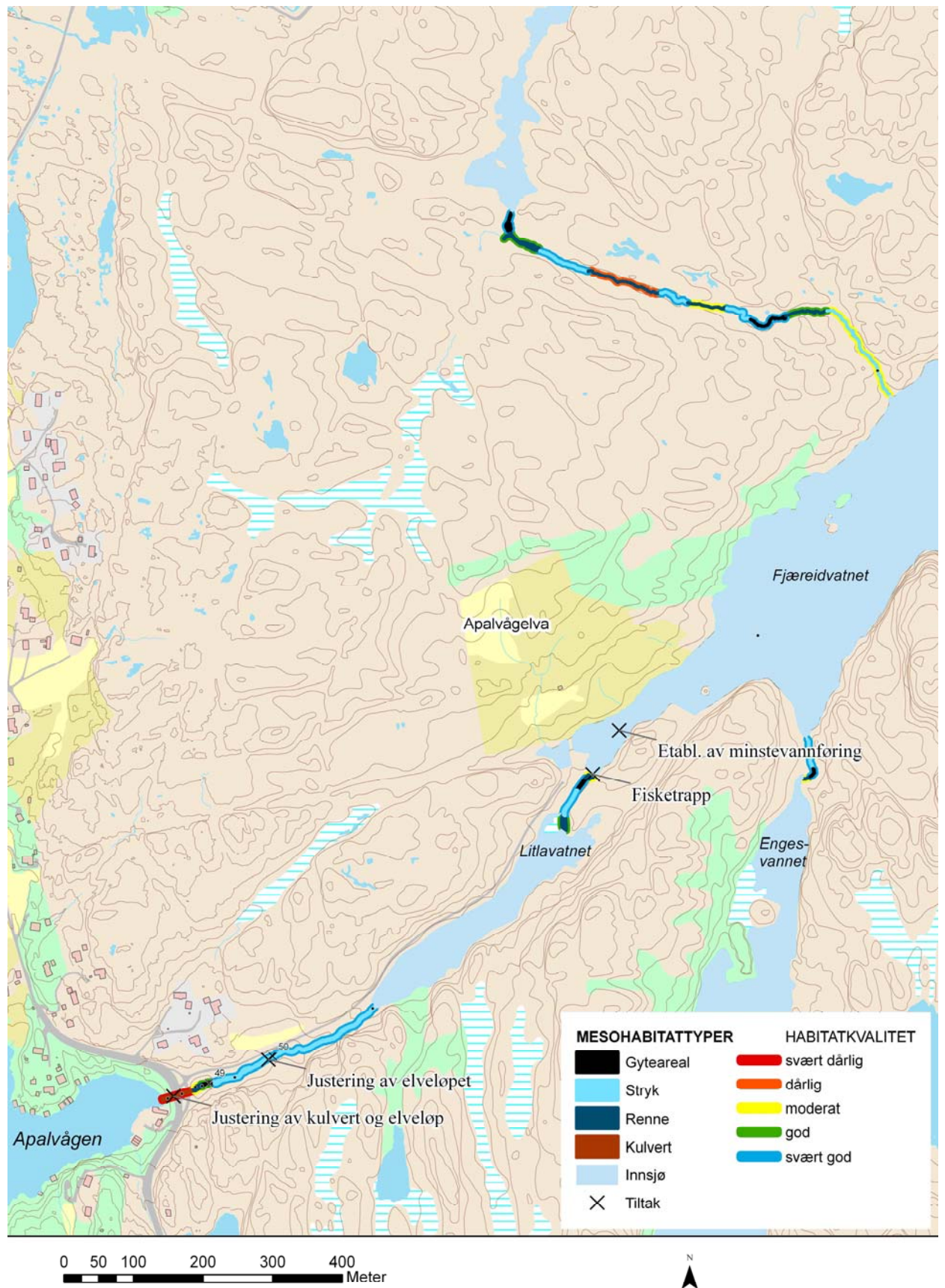
## Tiltak

### Generelt

For å fjerne flaskehalsen for sjøaure bør en minstevannføring etableres og demningen utrustes med en fisketrapp. Oppvandringsforholdene ved munningen bør bedres. Vannføring vil fortsatt være begrensende faktor dersom det ikke ledes ut nok minstevann, i dette tilfelle bør elveløpet tilrettelegges slik at vanndekket areal økes og refugier etableres.

**Tabell 99.** Tiltak rangert etter forventet effekt for sjøaure

Nr.	Tiltak
1	Bygging av fisketrapp og etablering av minstevannføring
2	Justering av kulvert nederst og bedring av oppvandringsbetingelser
3	Justering av elveløpet, etablering av lavvannskulper



Figur 284 Oversikt over anbefalt tiltak i Apalvåg elva

### Minstevannføring

For å beregne en tilstrekkelig minstevannføring anbefales det bruk av et hydraulisk modell eller *in situ* målinger ved forskjellige vannføringer. Ut i fra nedbørsfeltets størrelse og naturlig lavvannføring (Q95) forventes at en tilstrekkelig minstevannføring vil ligge mellom 20 og 50 l/s. Det er sannsynlig at det er nok med vannslipp i lavvannsperioder. I dag forventes 1.000.000 m<sup>3</sup> vann å renne i overløp per år. Dette volumet gir teoretisk rom for en minstevannføring på 30 l/s hele året dersom man kan magasinere vannet. Et utslipp av minstevann bør skje gjennom en fisketrapp slik at minstevannet gir muligheter for oppvandring og dermed gjenetablering av det gamle anadrome arealet.

### Fisketrapp ved demning

Det vurderes som forholdsvis enkelt å bygge en fisketrapp over den 3 m høye demningen, med maks. 2,5 m høydeforskjell mellom vannstand nedenfor og ovenfor (ved overløp). Utfordringen er imidlertid at vannstanden i Fjæreidvatnet kan variere med om lag 2 m. For å skape tilstrekkelige vandringsbetingelser bør fisketrappen være justerbar. Det foreslås i så fall en kulpetrapp med justerbare luker (Figur 285). Betongvegger kan i så tilfelle settes i eksisterende terreng parallelt med terrengkanten. Fem tverrvegger som hver gir et høydesprang i vannivået på 0,5 m, vil eksempelvis være tilstrekkelig for å dekke hele høydeforskjellen på 2,5 m. Tverrveggene går ikke helt gjennom men har en splitt som går helt ned til bunnen (kote 18,5). Splittene har føring der en luke kan plasseres etter behov (planke) slik at splitten blir delvis stengt. Utløpet er en fast utsparing i betongveggen som gir en vannstand i den nederste kulpen på + 50 cm ved dimensjonerende vannføring i forhold til elven nedenfor. Første luke skal være 50 cm høy slik at det oppstår et vannivå på + 100 cm i kulpen ovenfor ved dimensjonerende vannføring. Dette fortsetter oppover til et vannivå på + 250 cm. Er vannstanden i Fjæreidvannet lav (19 moh) trekkes lukene. Stiger vannstanden i vannet, installeres lukene suksessivt.

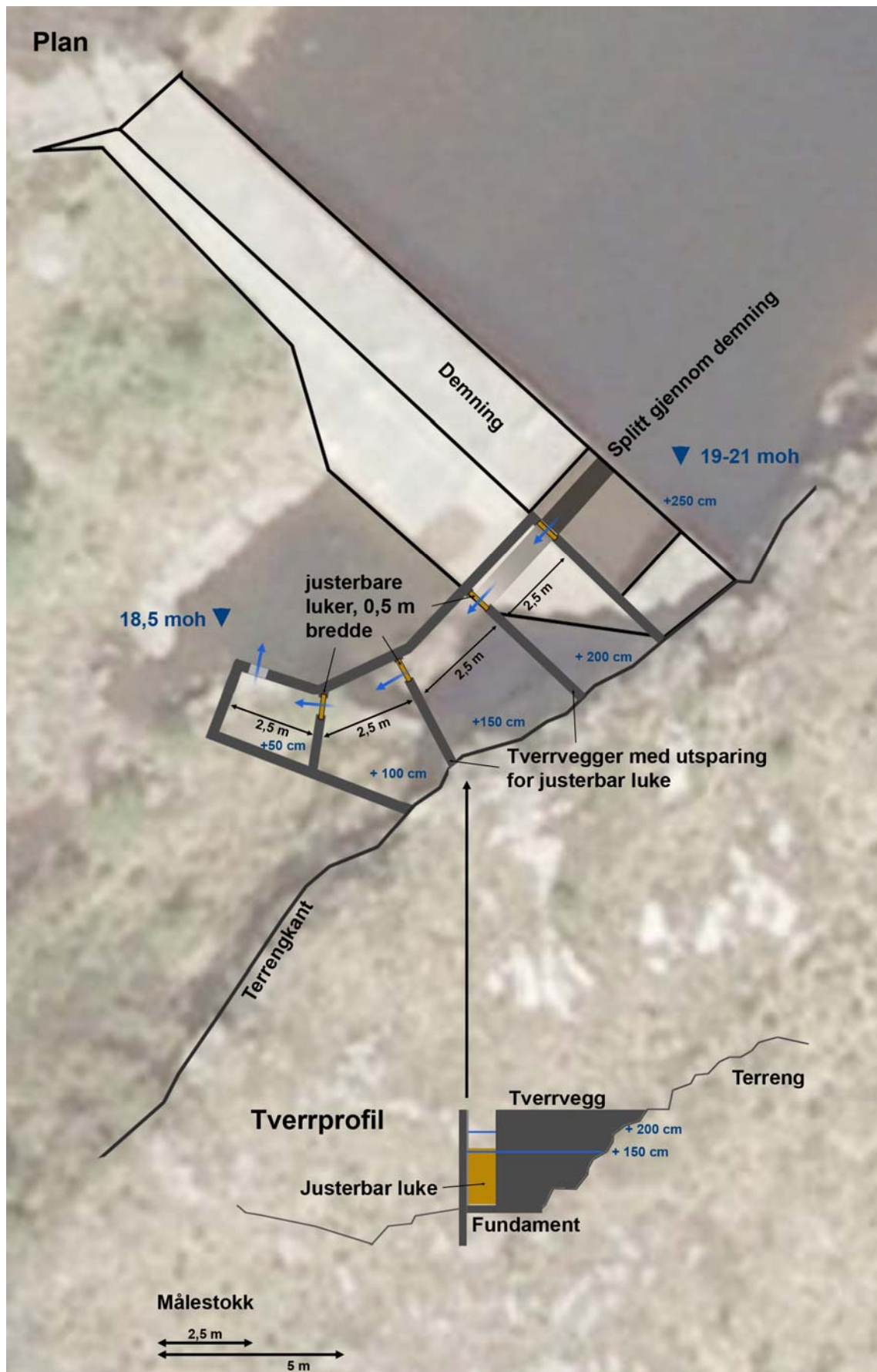
Trappen krever konstruksjon av betongvegger og saging av en splitt i eksisterende demning. Alternativt kan terrenget ved siden av demningen sprenges og et tilsvarende innløp støpes der. For at oppvandrende og nedvandrende fisk finner trappen bør innløpet (oppe) ligge i eller direkte ved demningen og utløpet bør ligge i kulpen nedenfor.

Dimensjonerende vannføring i trappen er avhengig av minstevannføring og vannføringsregimet som etableres. Den bør ligge litt over middelvannføring (ca 200 l/s etter Kålås & Johnsen 2009) for å være attraktiv for oppvandrende fisk. Trappen ble i Figur 285 dimensjonert for 200-300 l/s men den vil fungere for vannføringer fra ca. 30 l/s. Splittbredde og høyde til lukene må tilpasses dersom dimensjonerende vannføring justeres. Høyere vannføring kan renne over og ved siden av fisketrappen.

Fisketrapper krever vedlikehold. Den som forslås her krever dessuten justering etter vannføring for hånd. Alternativt kan justeringen lages automatisk. Erfaringer med slike anlegg viser imidlertid at dette fordyrer byggekostnaden betydelig og at selve automatikken selv krever forholdsvis mye vedlikehold. Derfor anbefales det å satse på en enkel løsning.

Etableres fisketrappen uten minstevannføring kan den likevel sørge for at fisk kan vandre opp dersom Fjæreidvatnet har overløp i vandreperioden (høst). Dette vil føre fisken til gyteplasser lengre oppe i vassdrag og øke eggтетthet der, mens eggтетthet nedenfor demningen blir redusert. Om sjøauresmolt kan vandre ut igjen fra Fjæreidvatnet er imidlertid usikker, ettersom fravær av vannslipp sørger for at det ikke finnes noen vei ut dersom det forekommer tørkeperioder i utvandringsperioden (våren). Sjøaure kan ha fleksibel livssyklus og kan vandre ut senere og som større fisk enn smolt. Likevel kan det ikke utelukkes at mange av fiskene som klekker ovenfor Fjæreidvatnet blir stasjonære fisk når de ikke har muligheten for å vandre ut til rett tid (Harris & Millner 2006). Dermed kan en fisketrapp i verste fall fremme overbefolkning i Fjæreidvatnet mens den reduserer eggтетthet av sjøaure i Apalvågelven.

Det er mulig at det finnes nok vår- og høstflommer som sørger for at fisk kan vandre opp og ned. Tilgjengelig data var imidlertid ikke tilstrekkelig for å vurdere dette. I det tørre året 2010 var det bare en kort periode i mars med overløp så vel som om høsten, som indikerer dårlige betingelser for utvandring og tilstrekkelige betingelser for oppvandring. Det anbefales å vurdere dette spørsmålet nærmere på grunnlag av vannføringsdata i vassdraget. Inntil videre anbefales å kombinere en fisketrapp med minstevannføring.

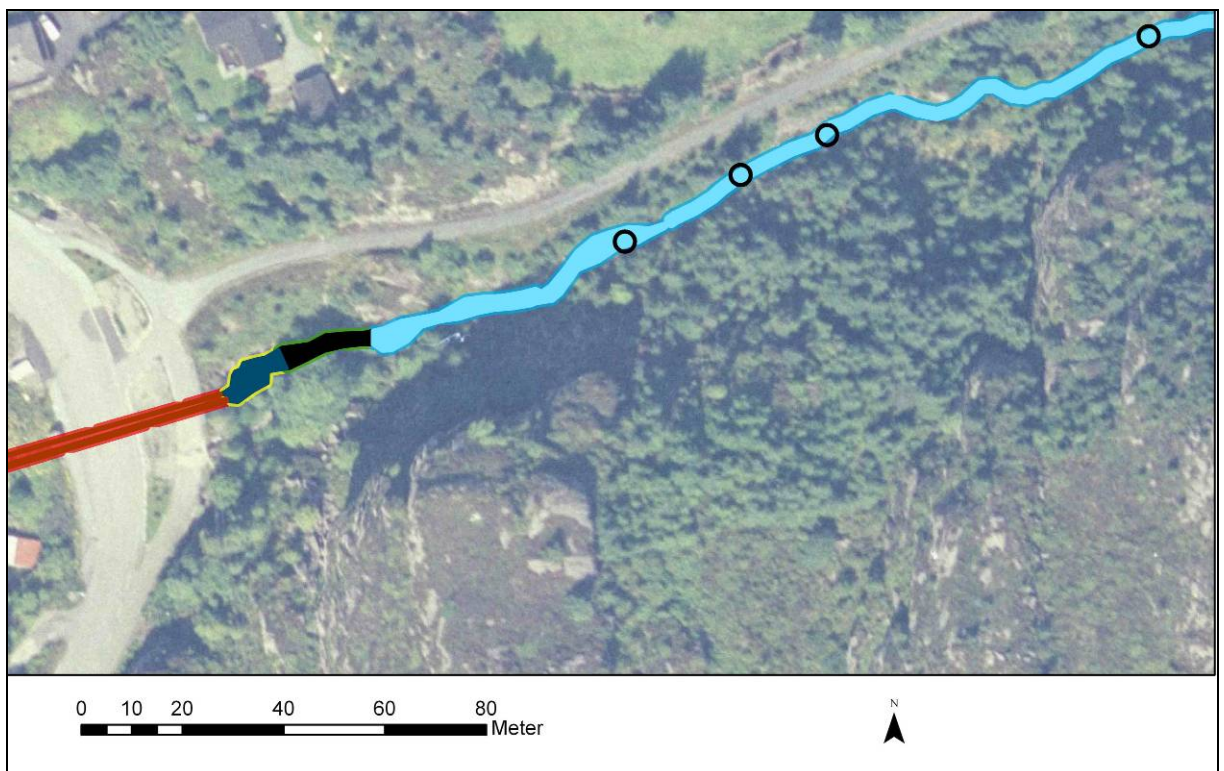


Figur 285 Kulptrapp ved demning til Fjæreidvatnet i plan og tverrprofil

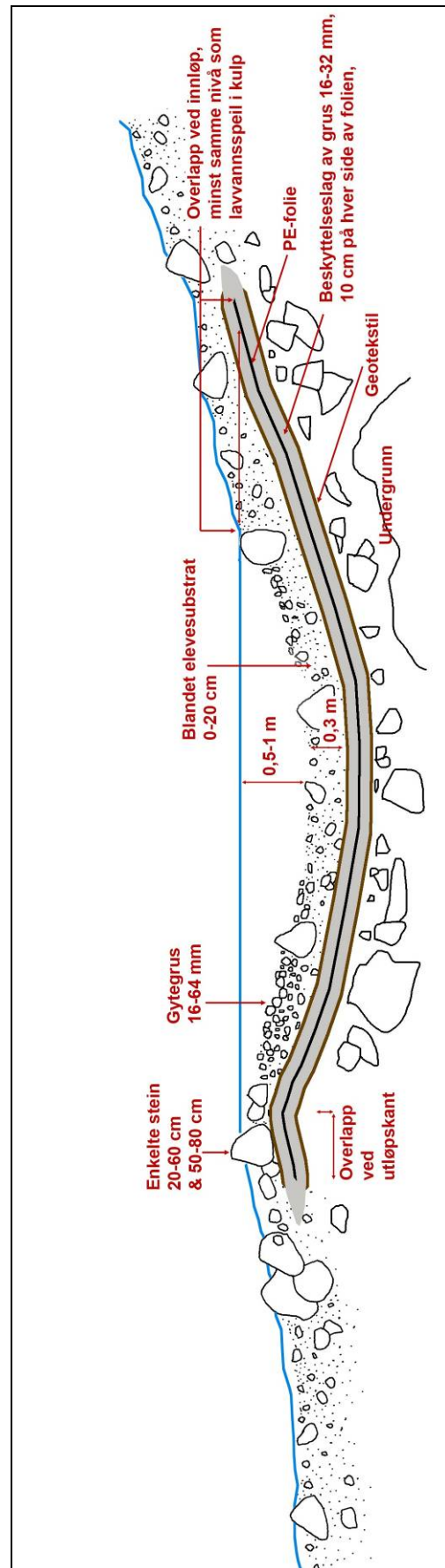
### Tilrettelegging av det anadrome elveløpet

Redusert vannføring vurderes som flaskehals i anadrom strekning og derfor anbefales å gjennomføre tiltak for å øke vanddekket areal og skape refugier i elveløpet. Dette er særlig relevant dersom det ikke etableres en minstevannføring. Terskler som ellers er i bruk for å oppnå økt vanddekket areal vil være uegnet her siden vannføringen kan bli så lav (nær null) at vannet bare vil sige gjennom tersklene. Istedenfor anbefales å etablere kulper. 4 steder ble vurdert som egnet under befaringen (vist i Figur 286). For å lage en slik kulp graves det ut løsmassene til en dybde av 0,5 - 1 m slik at det oppstår en varig og størst mulig lavvannsvannspeil. Det er ikke kjent om undergrunnen er tilstrekkelig tett for å holde vannspeilet og å opprettholde en åpen vannføring nedenfor kulpene. Graving vil vise i hvilken grad dette er tilfelle. Dersom undergrunnen ikke er tett anbefales tette kulpene (Figur 232). I dette tilfelle må man grave ut 60 cm i tillegg, legge ut et geotekstil, deretter et beskyttelseslag av grus (16-32 mm) med 10 cm. Deretter følger en minst 1 mm sterk PE-folie, så igjen et 10-cm-gruslag og et geotekstil. På toppen legges elvestein fra utgravingen (et 30 cm tjukk lag). Laget skal inneholde enkelte større stein (20-60cm og 50-80cm) som gir ytterligere stabilitet. I utløp av kulpene skal det være minst 1\*1 m store flekker med gytegrus (ca. 16-64 mm). Folien må overlappe kulpens flate som vist i tegning. Ved kant i utløpet kan folien ligge nærmere sedimentoverflaten enn 30 cm.

Elva er dynamisk og har faststofftransport. Derfor kan kulpene erodere eller fylles med løsmasser. Siden faststofftransporten er begrenset (ingen sidebekk, vann ovenfor, store stein i løpet i dag) vurderes dette som et egnet tiltak. Tiltaket bør overvåkes og det bør innkalkuleres vedlikehold.



Figur 286 Steder som har egnet elfemorfolgi for å lage kulper



Figur 287 Lengdesnitt lavvannskulp



### Justering av kulvert ved elvemunning

Dagens kulvert består av to rør og er en periodisk vandrehindring for oppvandrende sjøaure og ål. I Apalvågen skal det etableres en ny marina som medfører fyllinger ved elvemunningen og som ødelegger et lite brakkvanns- og beiteområde for sjøaure innerst i vågen. Fisken kan finne næring andre steder men lokale brakkvannsområder og ferskvannslag er viktig for avlusing av fisken. I dag møter sjøaure en unaturlig høy tetthet av lakselus mange steder i sjøen. For å bli kvitt parasittene må fisken oppsøke brakkvann eller ferskvann. Fokuserer man bare på sjøaurens behov er idealløsningen justering av dagens kulvert, slik at den blir større, får ru bunn og ligger lavere. Uten fyllinger i vågen kan dagens grunne beite- og brakkvannsområdet opprettholdes.

Skal marinaen etableres og munningsområdet fylles, kan tiltak settes i verk for å avbøte inngrepet.

Det anbefales å etablere et nytt elveløp gjennom fyllingen mellom dagens kulvert og sjø. Løpet anbefales ikke å utformes som en kanal men etterligne et naturlig vassdrag med kulpstryk sekvenser, som vist i plan nedenfor (Figur 288). Den øverste kulpen bør være ca. 10 m lang, ca. 3-5 m bred og 1 m dyp slik at fisk kan avluse seg her. Kulpen bør være bred nok til å rekke begge rør som ligger under veien. Resten av elveløpet kan utformes som stryk-kulp sekvens med tre steinterskler som har lavvannsrenne i midten. Tersklene trengs for å holde et vannspeil under lave vannføringer i elven. Undergrunnen av løpet bør tettes i fyllingsprosessen (finmaterial). Hver av tersklene bør være 0,3 m høy. De resterende 0,6 m høydeforskjell ved fjære kan overvinnnes i strykene, som vist i lengdeprofil. Ved flo vil sjøvannstanden nå betongrøret. Ved fjære vil sjøvannstand ligge ca 1,5 m under dette nivået. Vannspeilet i øverste kulp skal ligge 10 cm over betongkant til betongrøret ved lavvannføring slik at fisk kan svømme inn i røret hele året.

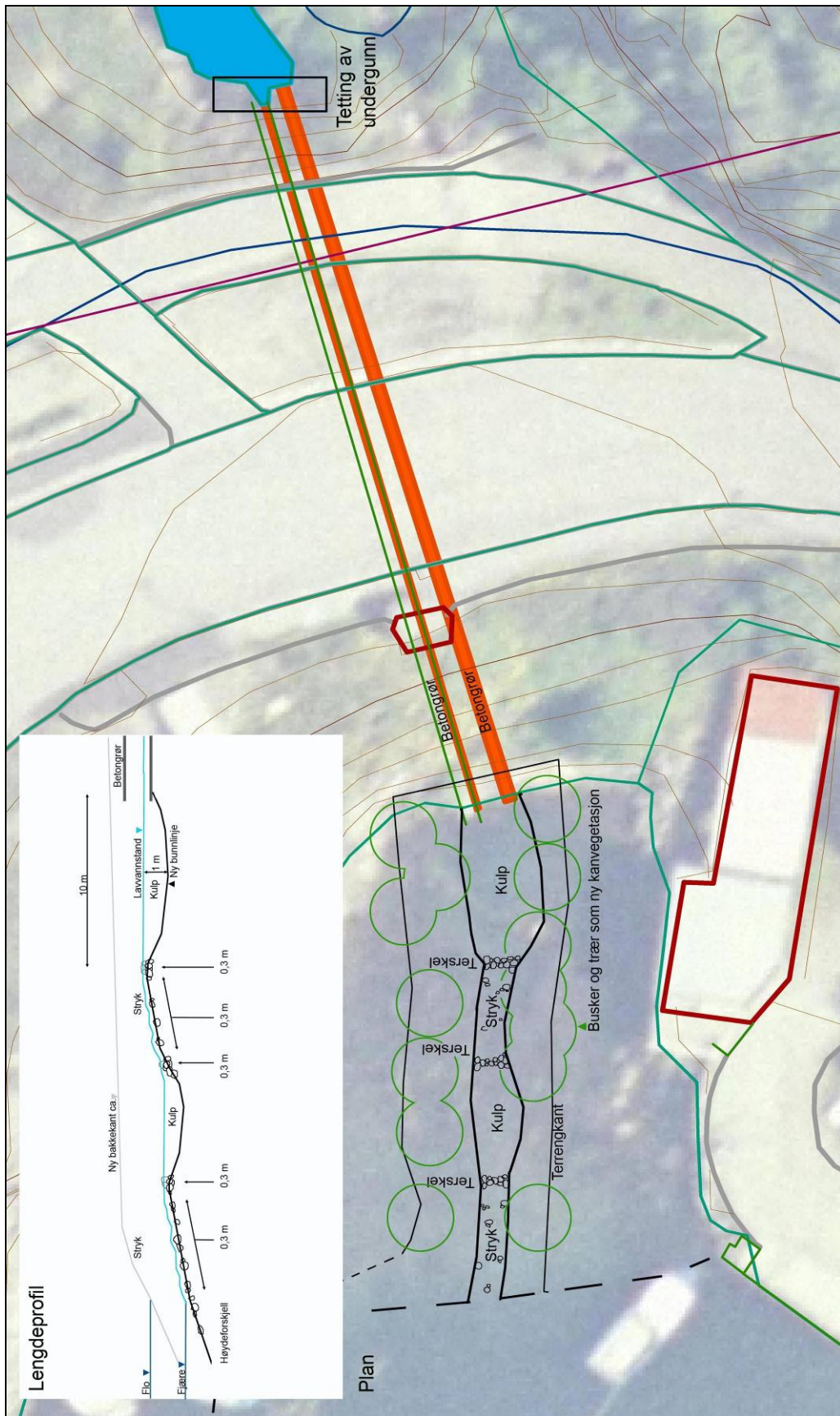
Løpet plastres og utformes uregelmessig som vist i plan. Plastringen bør inneholde enkelte større stein (20-60 cm) som gir skjul og varierende vannstrøm. Dessuten bør det legges ut grovt substrat (64- 200 mm) i løpet.

Ved innløp til kulverten siger vann inn i undergrunnen mellom rørene. Dette bør unngås i fremtiden. Vannet kan istedenfor konsentreres i vandrekorridoren. Derfor bør undergrunnen rundt rørene tettes. Det er flere metoder for tetting, for eksempel betong eller PE-folie (> 1mm) med geoduk som dekkes med stein. Elvefaret skal utformes slik at alt vann renner gjennom hovedrøret (1000 mm) ved lav- og middelvannføring. Ved flom skal en del av vannet kunne renne gjennom det andre røret i tillegg.

Nedre deler av løpet vil komme i kontakt med sjøvann. Langs terrengkanten kan imidlertid naturlig kantvegetasjon etableres (selje, or). Vegetasjonen gir skjul og næring og kan med fordel integreres i utforming av anlegget.

Elvemusling i vassdraget blir ikke direkte rammet av inngrepet men kan profitere gjennom bedre oppvandringsmuligheter for sjøaure.

Denne løsningen vil gi tilstrekkelige oppvandringsmuligheter for både ål og sjøaure og en avlusingskulp for sjøaure.



Figur 288 Justering av elvemunningen i Apalvågen i plan og lengdeprofil

### Forurensing og inngrep

Beskyttelse av nedbørsfeltet virker og skal fortsettes. Påfallende er ledninger i vassdraget (Figur 271). Det bør sjekkes hvorfor de ligger der. Eventuell vannuttak i lavvannsperioder bør stoppes.

### 3.2.23 Storavatnet

#### Status

##### Habitat

Storavatnet ligger i Øygarden kommune og har et kort utløp (Kvernabekken, ca. 50 m) som munner i Langøysundet som igjen grenser rett mot åpen hav. Vassdraget er i bruk som drikkevannskilde (Alvheim vassverk) og har et nedbørsfelt av ca. 2,4 km<sup>2</sup> (Johnsen & Bjørklund 1993). Storavatnet ble oppdemmet i forbindelse med utbygging som drikkevannskilde og utløpselven har bare vann når det er overløp fra Storavatnet. Selve Storavatnet har et areal av rund 0,4 km<sup>2</sup>. Opprinnelig var det en tilløpsbekk i sør (Kløvebekken) som kom fra Dalsvatnet. Dette vannet dreneret både mot Storavatnet og Alvheimvassdraget (via Ranglabekken). Anadrom fisk kunne altså komme opp til Storavatnet via Alvheimvassdraget og Kvernabekken. På grunn av vannuttaket og etablering av en oljeledning ("Stureledningen") ble det fra 1972 gjennomført omfattende endringer. I følge Steine (1991) ble Dalsvatnet senket og forbindelsen mot Storavatnet helt stengt. I dag leder en kulvert alt vann fra Dalsvatnet mot resten av Alvheimvassdraget. I Storavatnet fantes 2010 bare en gytebekk, Skjoldåni (ca. 1535 m<sup>2</sup>). Den munner øst i Storavatnet og har et nedbørsfelt av ca. 1 km<sup>2</sup> (målt på kart). Med en middelavrenning av 40 l/km<sup>2</sup>/s blir middelvannføringen her ca. 40 l/s. Dessuten finnes en mindre tilløpsbekk som ligger i myr og vurderes ikke som egnet som sjøaurehabitat. Demningen ved utløpet er et vandringshinder for gytemode sjøaure. Etter Øygarden kommune er det overløp ved demningen nesten året rundt. Nedtapping av vannet er sjelden. Ut i fra egen kartlegging og terrengformen antas det at opprinnelig anadromt elvearealet (bekken i sør og hele Skjoldåni) var rundt 1685 m<sup>2</sup> med en lengde på ca. 1550 m. Hele arealet er tapt som anadrom areal på grunn av vandringshinderet helt nederst. Siden det er forholdsvis enkelt å etablere en fiskepassasje her, ble vassdraget likevel kartlagt etter sin egnethet som sjøaurehabitat. Tallene i parentes i Tabell 100 gjelder for den delen av vassdraget som kan bli anadrom dersom det etableres en fiskepassasje nederst.

Store deler av øvre Skjoldåni ble lagt i rør. Ved kartlegging 22.04. 2010 ble bekkelukkingen utvidet eller renoveret. Det anslås at ca. 42 % av det opprinnelige elvearealet ligger under bakken. For resten utgjør stryk 34 %, gyteareal 19 % og renner 5 %. Ved kartlegging var bekkene direkte nedenfor røret preget av finsedimentavsetninger, muligens som følge av

lukkingsarbeidet. Ellers virket bekken ren og det ble observert forholdsvis mye gytegrus, dessuten gytegroper, levende aureegg, plommeseckkyngel og eldre ungfisk. Steine (1991) hadde funnet mye dårligere gyteforhold i 1991. Han observerte mye forurensing og konkluderte med at bekken er ubrukelig som gyteplass.

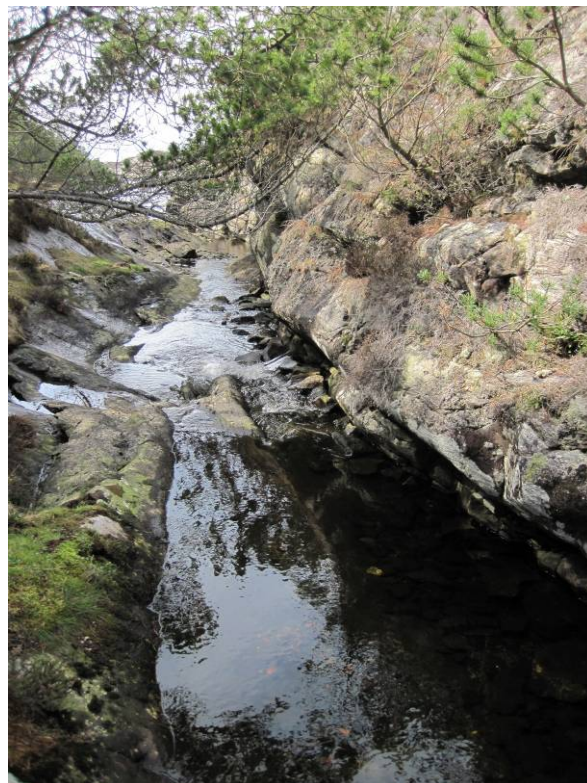
**Tabell 100. Sjøaurehabitat og morfologiske kriterier etter vannforskriften i potensiell anadrom del av Storavatnet**

Kategori	Uten inngrep	2010			Vurdering Miljøtilstand etter vannforskriften, opprinnelig anadrom del
		Status 2010*	Reduksjon [%]	Andel i elveareal [%]	
Samlet produksjonsareal [m <sup>2</sup> ]	1685	0 (1535)	100		
Gyteareal [m <sup>2</sup> ]		0 (286)		19	
Stryk [m <sup>2</sup> ]		0 (527)		34	
Renne [m <sup>2</sup> ]		0 (77)		5	
Kulvert [m <sup>2</sup> ]		0 (645)		42	
Innsjø [m <sup>2</sup> ]		404294		45426	
Uten morfologiske inngrep [m <sup>2</sup> ]	1685	487	71		
Ungfiskproduksjon modellert [ind.]	1400	0	100		<b>Svært dårlig</b>
Endring i elveløpets utforming [m <sup>2</sup> ]	1550	700	55		<b>Dårlig</b>
Endring i bunnen av elva [m]	1550	950	39		<b>Svært dårlig</b>
Endring av bankene [m]	1550	850	45		<b>Moderat</b>
Endring i kantvegetasjon [m]	1550	950	39		<b>Moderat</b>
Samlet					<b>Dårlig</b>

\* I parentes: dagens elveareal som kan bli anadrom med en fiskepassasje nederst.



Figur 289 Munningsområdet ved Langøysundet.



Figur 290 Stryket mellom Storavatnet og sjø (Kvernabekken).



Figur 291 En demning hindrer oppgang av fisk etter ca. 50 m.



Figur 292 Storavatnet sett fra sør ved Alvheim vassverk.



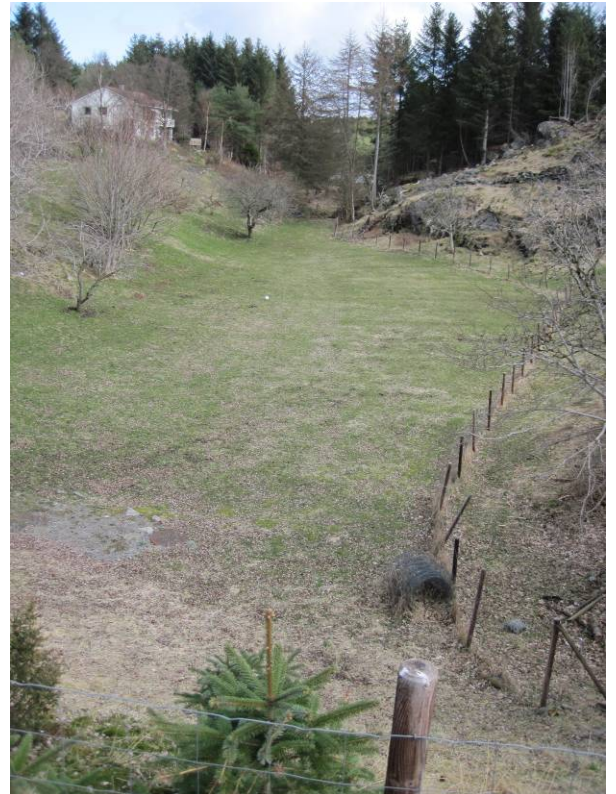
Figur 293 Skjoldåni er en liten bekk men har gode gode fysiske habitatforhold inkludert gyteareal.



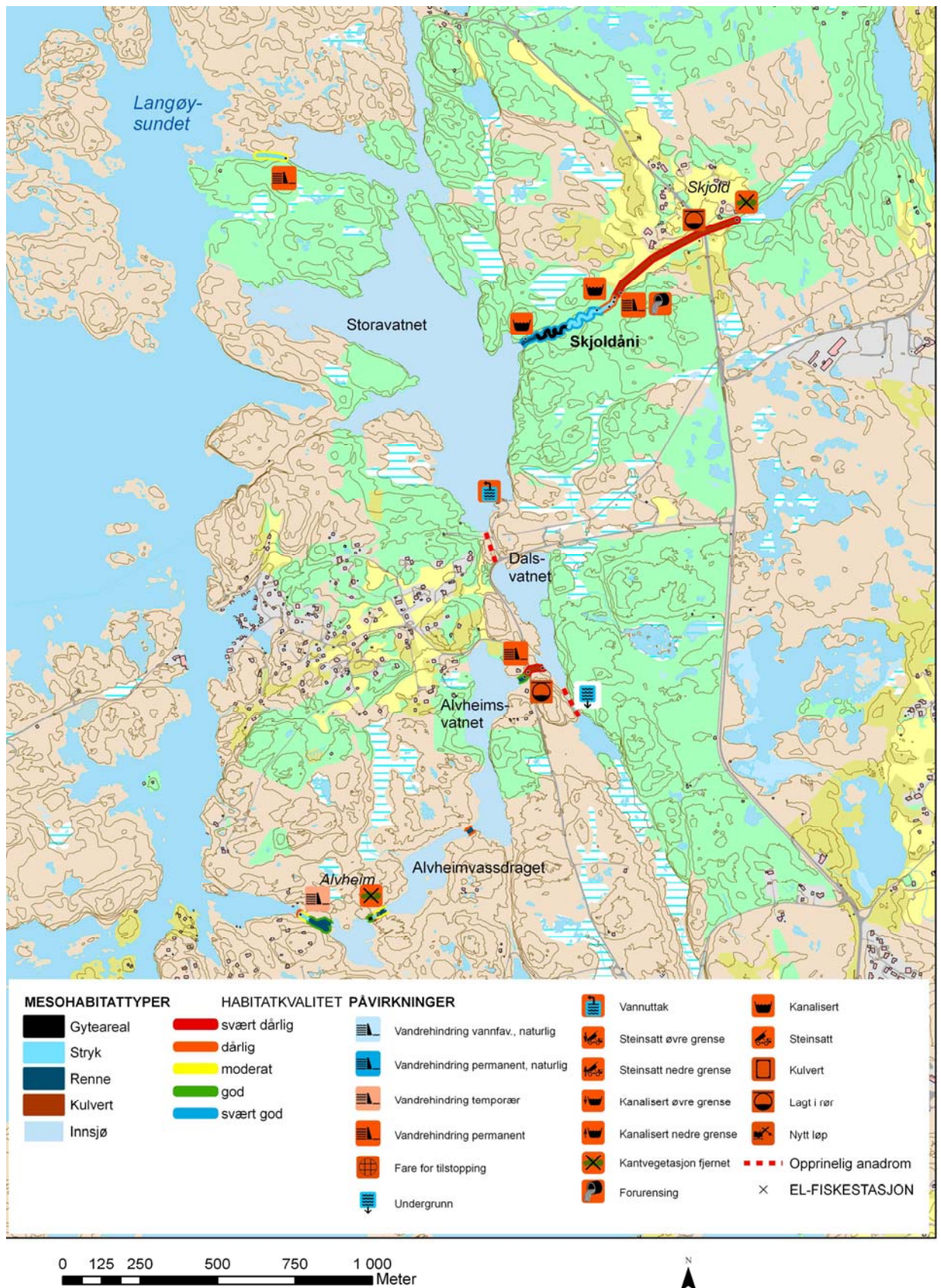
Figur 294 Øvre del av Skjoldåni er lagt i rør. Under kartleggingen i 2010 ble bekkelukkingen utvidet eller rehabilitert.



Figur 295 Areal over røret i april 2010.



Figur 296 Areal øst for veien, også her ligger bekkene i rør.



Figur 297 Storavatnet (i nord): Habitatkartlegging og påvirkninger

**Tabell 101. In situ målinger ved kartlegging i Storavassdraget**

Sted	Dato	Konduktivitet $\mu\text{S}/\text{cm}$	Temperatur	pH
Skjoldåni, nedenfor rør	22.04.2010	214	8,2°	8,4
Storavatnet	22.04.2010	128	6,1°	7,8

### Vannkvalitet

På kartleggingen ble det ikke observert utslipp av spillvann. Nedenfor bekkelukkingen var det derimot ferske finsedimentavsetninger som sannsynligvis stammet fra anleggsarbeidet. In situ målingene i vannet indikerer samme konduktivitetsnivå (128  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) som Steine (1991) beskrev. At verdien ligger over 100  $\mu\text{S}/\text{cm}$  kan forklares med havsalt og kalkholdige bunnsedimenter. PH var høyere enn i 1991 og kan forklares med mindre sur nedbør. Verdiene indikerer gode forhold for sjøaure. I Skjoldåni var det høyere konduktivitet (214  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) og høyere pH (8,4) enn i Storavatnet. Dette kan indikere forurensing fra nedbørsfektet men kan også være en effekt av de omfattende anleggsarbeidene. Det ble verken observert alger eller yppig vekst av karplanter men levende egg og yngel. Dette tyder på bedre vannkvalitet enn Steine (1991) fant i sin tid. Dessuten indikerer vassdragets bruk som drikkevannskilde at vannkvaliteten er tilfredsstillende.

### Påvirkninger

Fysiske påvirkninger i den opprinnelig anadrome delen er bekkelukking og et vandringshinder.

### Fisk

Det ble ikke el-fisket i vassdraget grunnet begrenset prosjektomfang. Observasjonene av egg og yngel på kartlegging tyder på at Skjoldåni er i bruk som reproduksjonsareal. Legger man ungfisktetthetne av nærmeste undersøkte vassdraget (Angeltveitvassdraget) til grunn gir ungfiskmodellen et estimat av 1400 ungfisk for det opprinnelig anadrome elvearealet (Tabell 34). Ungfiskproduksjonen i hele vassdraget var sannsynligvis betydelig større siden vannet ga ytterlig habitat.

### Vurdering

Sjøaurehabitatet i Storavatnet og Skjoldåni vurderes som ødelagt på grunn av vandringshinderet helt nederst. Vassdraget har et potensial som sjøaurehabitat som kan tas i bruk med en fiskepassasje ved demningen. Nedre delen av Skjoldåni har forholdsvis mye



gyteareal og svært gode fysiske habitatbetingelser. Øvre delen er imidlertid tapt som fiskehabitat siden det ligger i rør. Steine (1991) anbefalte utsetting av aure siden han fant ingen reproduksjon i vassdraget. Ut i fra vår kartlegging i april 2010 betraktes utsettinger ikke som nødvendig siden det var en omfattende naturlig reproduksjon i vassdraget.

Legges vannforskriftens morfologiske kriterier til grunn vurderes dagens elveareal med dårlig miljøstatus på grunn av den omfattende bekkelukkingen både i øvre Skjoldåni og Kløvebekken.

Tilgjengelig data tyder på at vannkvaliteten er tilstrekkelig for sjøaure, både i vannet og bekken. For å vurdere vannkvaliteten etter vanddirektivet trenges en mer detaljert overvåking men observasjonene indikerer god miljøstatus.

Vandringshinderet nederst og bekkelukking vurderes som flaskehals for sjøaureproduksjon i dag.

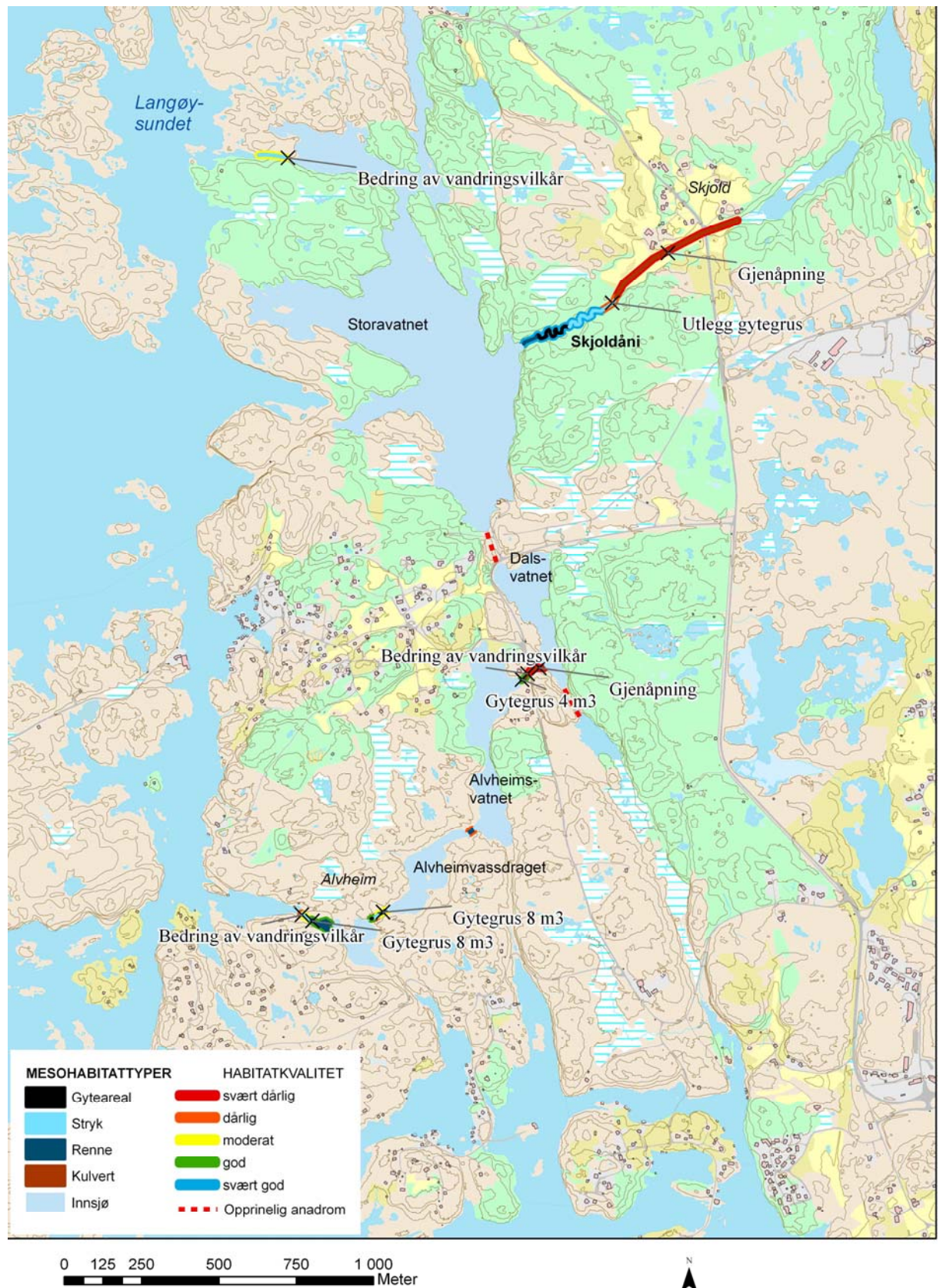
## Tiltak

### Generelt

For bedring av miljøtilstand etter vannforskriften bør bekken gjenåpnes og vandringshinderet nederst fjernes eller utrustes med en fiskepassasje. Klarer man å gjenskape det opprinnelige elvearealet med tilsvarende habitatkvalitet kan man nå det opprinnelige produksjonsnivået for sjøaure. Bygges bare en fiskepassasje uten gjenåpning vil produksjonsnivået i elvearealet ligge på ca. 64 % av det opprinnelige. Produksjonsnivået kan dessuten økes dersom gytearealet økes. Dette anbefales særlig dersom gjenåpning ikke gjennomføres men bare dersom en fiskepassasje etableres.

**Tabell 102.** Tiltak rangert etter forventet effekt for økning av sjøaureproduksjon

Nr.	Tiltak
1	Bedring av vandringsbetingelser
2 a	Gjenåpning av bekken
2 b	Økning av gyteareal



Figur 298 Tiltak for bedring av miljøstatus og produksjonsbetingelser for sjøaure. Alheimvassdraget i sør, Storavatnet i nord.

### Bedring av vandringsvilkår

Dersom demningen ved utløpet ikke skal fjernes kan den utrustes med en fiskepassasje. Fiskevandring er bare mulig når det er vann og ideelt sett er det ønskelig med en permanent vannføring. For å beregne en tilstrekkelig minstevannføring anbefales det bruk av et hydraulisk modell eller *in situ* målinger ved forskjellige vannføringer. Ut i fra nedbørsfeltets størrelse og naturlig lavvannføring (Q95) forventes at en tilstrekkelig minstevannføring vil ligge mellom 10 og 50 l/s. Siden fiskevandring foregår oftest ved høy vannføring og siden fiskehabitatet nedenfor demningen er svært liten betraktes det som tilstrekkelig dersom det finnes årlige perioder med overløp fra Storavannet men gytevandring og smoltutvandring foregår. Dette er sannsynligvis tilfelle.

Det vurderes som forholdsvis enkelt å bygge en fisketrapp over den 2 m høye demningen, med maks. 2 m høydeforskjell mellom vannstand nedenfor og ovenfor (se kap. 3.1.4). Dersom det ikke finnes tilstrekkelige perioder med overløp i vandringsperiodene foreslås en kulpetrapp med justerbare luker (Figur 285) slik at fisketrappen kan justeres etter vannstand i Storavannet. Betongvegger kan settes i eksisterende terreng parallelt med terrengkanten. Fire tverrvegger som hver gir et høydesprang i vannivået på 0,5 m, vil være tilstrekkelig for å dekke hele høydeforskjellen på 2 m. Tverrveggene går ikke helt gjennom men har en splitt som går helt ned til bunnen. Splittene har føring der en luke kan plasseres etter behov (planke) slik at splitten blir delvis stengt. Utløpet er en fast utsparing i betongveggen som gir en vannstand i den nederste kulpen på + 50 cm ved dimensjonerende vannføring i forhold til elven nedenfor. Første luke skal være 50 cm høy slik at det oppstår et vannivå på + 100 cm i kulpen ovenfor ved dimensjonerende vannføring. Dette fortsetter oppover til et vannivå på + 250 cm. Er vannstanden i Storavannet lav trekkes lukene. Er vannstanden i vannet høy, installeres lukene. Dersom det finnes tilstrekkelig med overløp uten at vannet er nedtappet, kan trappen bygges ute justerbare luker. Dette er enklere å håndtere og krever mindre vedlikehold.

Den justerbare trappen krever saging av en splitt i eksisterende demning, den faste trappen krever bare en utsparing på ca. 50 cm ganger 50 cm. Dimensjonerende vannføring i trappen er avhengig av tilgjengelig mengde vann og et eventuelt vannføringsregime som etableres. Fisketrapp krever vedlikehold. En justerbar trapp krever dessuten justering etter vannføring for hand. Alternativt kan justeringen lages automatisk. Erfaringer med slike anlegg viser imidlertid at dette fordyrer byggekostnaden betydelig og at selve automatikken selv krever forholdsvis mye vedlikehold. Derfor anbefales det å satse på en enkel løsning.

Er det lite sannsynlig med overløp i utvandringsperioden og etableres fisketrappen uten minstevannføring kan den likevel sørge for at fisk kan vandre opp dersom Storavannet har overløp i vandreperioden (høst). Dette vil føre fisken til gyteplasser i

Skjoldåni og øke egg tetthet der. Om sjøauresmolt kan vandre ut igjen er imidlertid usikkert, ettersom fravær av vannslipp sørger for at det muligens ikke finnes noen vei ut dersom det forekommer tørkeperioder i utvandningsperioden (våren). Sjøaure kan ha fleksibel livssyklus og kan vandre ut senere og som større fisk enn smolt. Likevel kan det ikke utelukkes at mange av fiskene som klekker i Skjoldåni blir stasjonære fisk når de ikke har muligheten for å vandre ut til rett tid (Harris & Millner 2006). Dessuten er aurebestanden i dag preget av utsettinger med stasjonære fisk. Dermed kan en fisketrapp i verste fall fremme overbefolkning i Storavassdraget uten at den bidrar nevneverdig til økt sjøaureproduksjon.

Det er sannsynlig at det finnes nok overløp, vår- og høstflommer som sørger for at fisk kan vandre opp og ned. Det anbefales å vurdere dette spørsmålet nærmere på grunnlag av vannføringsdata i vassdraget. Inntil videre anbefales å kombinere en eventuell fisketrapp med minstevannføring i vandringsperiodene og en overvåking av resultatet.

### **Gjenåpning av bekken**

For å sørge for en naturlig utvikling av lukkede strekninger bør disse gjenåpnes, rør og steinsettinger fjernes, og sideerosjon og naturlig suksesjon tillates. Elven bør utformes med hjelp av egendynamikk og stedegent substrat. Gytegrus bør legges ut dersom det ikke finnes i elvebunnen (s.n.). Gjenåpning og egendynamikk krever areal og resultatet vil etter hvert ligne et naturlig elveløp. Slike tiltak bør avveies mot arealbruk langs bekken og ikke overalt vil det være mulig å gjenetablere naturlige løp. Der plass er begrenset bør en korridor etableres der bekken kan ha naturlig utvikling. En slik korridor kan skapes med en buffersone av 5 m på hver side av bekken. Dette vil i tillegg skape et godt grunnlag for å reetablere kantvegetasjon og redusere stofftilførsel fra nedbørsfeltet.

Dersom erosjonssikring kreves bør det velges miljøvennlige metoder som uregelmessig steinsetting, seljefaskiner eller naturlig vegetasjon (se kap. 3.1.4). Bare naturlig vegetasjon vil være en erosjonssikring som bidrar til god miljøtilstand etter vannforskriften, mens alle de nevnte erosjonssikringer kan gi en tilstrekkelig sjøaurehabitat så lenge det finnes høy substratmangfold og -dynamikk i selve elveløpet.

### **Økning av gyteareal**

Ny gyteareal kan ikke bedre miljøstatus i Skjoldåni etter vannforskriften men kan sørge for økt produksjon av sjøaure og kan dermed delvis kompensere for andre inngrep. Gyteplasser bør skapes gjennom utlegging av egnet gytegrus, en blanding av grusverksorteringene 16/32 (ca 70%) og 32/64 (ca. 30%). Morenegrus i tilsvarende størrelsesklasse er best egnet. Singel eller tromlet pukk med avrundete kanter vil også være godt egnet. Brukket eller knust grus kan brukes men pakker seg ofte tettere.

Finsedimentandel ( $< 1$  mm) bør være under 6 % og grusblandingen bør derfor spyles ren før utlegging. Ved utlegging av grus skal det formes en grusbank som er minst 30 cm tykk. Vanddyp skal minst være 10 cm i gytetid og området skal aldri falle tørt. Strømhastighet skal ligge mellom 20 og 80 cm/s. På grusbanken og ved siden bør det utlegges enkelte større stein for å skape skjul og for å stabilisere grusen. Vegetasjon rund gyteplassen er gunstig men ikke på selve gytegrusen. Grusbanken skal helst ligge på en overgang mellom kulp og stryk ("brekk"). Her finnes det egnede hydrauliske betingelser for høy eggoverlevelse (se kap. 3.1.4). Arealet mellom dagens rør og den delen av Skjoldåni som er kartlagt som gyteareal er egnet for grusutlegg. Det anbefales å legge ut 8 grusbanker med hver  $2 \text{ m}^3$  gytegrus i denne strekningen. Arbeid med grusutlegg bør gjennomføres etter yngel i bekken er mobile, dvs. juni og juli.

### 3.2.24 Alvheimvassdraget

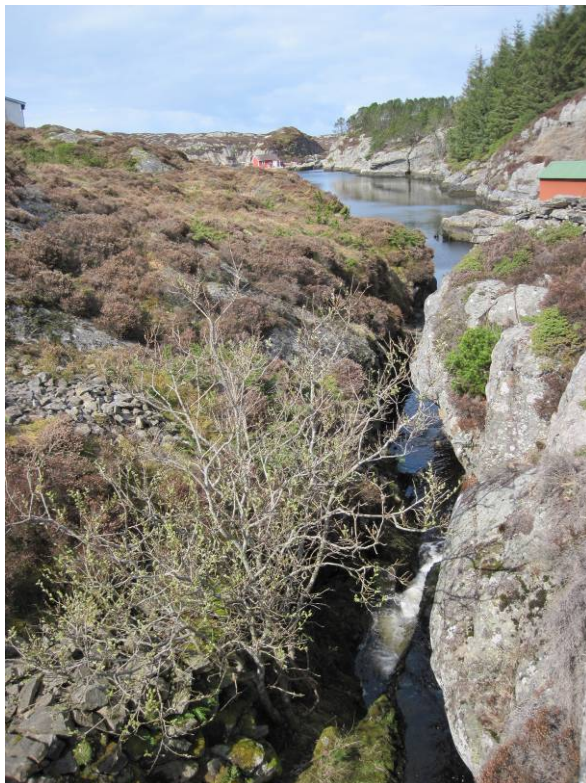
#### Status

#### Habitat

Alvheimvassdraget ligger i Øygarden kommune og munner i Alvheimsundet som grenser mot åpent hav i vest. Nedbørsfeltet i 2010 ble estimert til ca.  $4 \text{ km}^2$  (målt på kart). Vann fra Dalsvatnet med tilløpsbekker som opprinnelig rant delvis mot Storavatnet i nord blir i dag fullstendig ført mot Alvheimvassdraget (Stein 1991). Med en middelavrenning av  $40 \text{ l/km}^2/\text{s}$  blir middelvannføringen ved munningen ca. 160 l/s. Vassdraget består nesten utelukkende av innsjøer med korte renner innimellom. Innsjøene Barbustekkvatnet, Dalsvatnet, Alvheimvatnet og Musevatnet har et areal av 13,7 ha mens elvearealet utgjør bare 0,1 ha ( $< 1$  %). Opprinnelig var hele vassdraget tilgjengelig for anadrom fisk. Til og med Storavatnet i nord med en produktiv gytebekk (Skjoldåni) var oppnåelig via Dalevatnet (Steine 1991). Det opprinnelig anadrome arealet vurderes til  $1100 \text{ m}^2$ . I dag ligger en kulvert mellom Alvheim- og Dalsvatnet som vurderes som permanent vandringshinder. Det resterende anadrome elvearealet er dermed redusert til  $1000 \text{ m}^2$ . Derav er 80% renner, 11 % stryk, 8 % kulvert og 0,3 % gyteareal. Habitatforholdene er moderat ut i fra naturlige årsaker. Det finnes knapt løsmasser med grus og rullestein som kan gi gyteplasser, skjul og standplasser. Bare i rennene sørger vegetasjon for skjul. Nederst i vassdraget finnes en steinfylling som virker som vandringshinder ved de fleste vannføringer. Bare ved en flom godt over middels vannføring regnes med at fyllingen er passerbar. Fyllingens funksjon er uklar. Langs de korte elvestrekningene er kantvegetasjon delvis fjernet. Lyngheivegetasjonen oppfyller derimot en lignende funksjon som naturlig kantvegetasjon i de smale elvestrekningene.

**Tabell 103. Sjøaurehabitat og morfologiske kriterier etter vannforskriften i anadrom del av Alvheimvassdraget**

Kategori	Uten inngrep	2010			Vurdering Miljøtilstand etter vannforskriften, opprinnelig anadrom del
		Status 2010	Reduksjon [%]	Andel i dagens anadr. elveareal [%]	
Samlet produksjonsareal [m <sup>2</sup> ]	1100	1001	9		
Gyteareal [m <sup>2</sup> ]		3		0,3	
Stryk [m <sup>2</sup> ]		114		11	
Renne [m <sup>2</sup> ]		800		80	
Kulvert [m <sup>2</sup> ]		84		8	
Innsjø [m <sup>2</sup> ]		137109		13697	
Uten morfologiske inngrep [m <sup>2</sup> ]	1100	774	30		
Ungfiskproduksjon modellert [ind.]	300	200	33		Moderat
Endring i elveløpets utforming [m]	370	320	14		Moderat
Endring i bunnen av elva [m]	370	320	14		Moderat
Endring av bankene [m]	370	260	30		Moderat
Endring i kantvegetasjon [m]	370	190	49		Dårlig
Samlet					Moderat



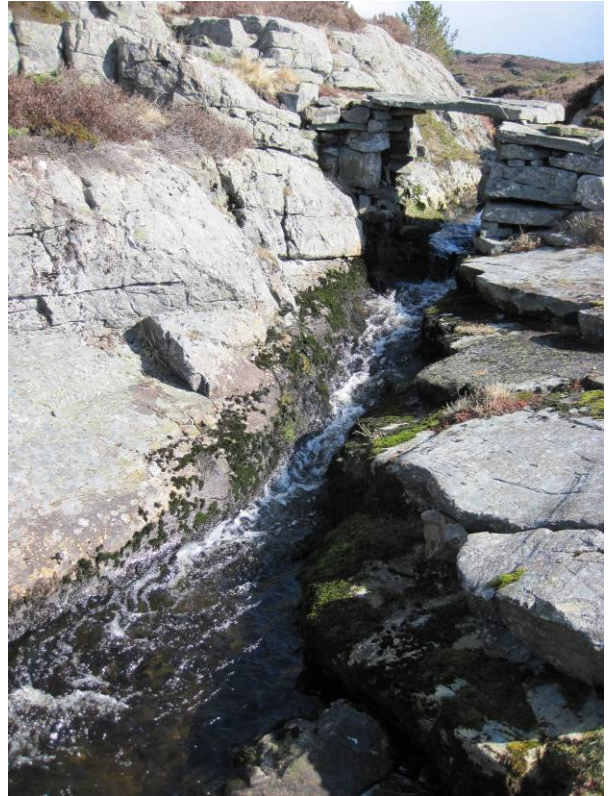
Figur 299 Nederste stryk med munning i Alvheimsundet



Figur 300 Elven siger gjennom en fylling helt nederst i vassdraget som virker som vandringshinder. Bare ved flom er det en mulighet for fisk å komme opp eller ned.



Figur 301 Rennet mellom munning og musevatnet.



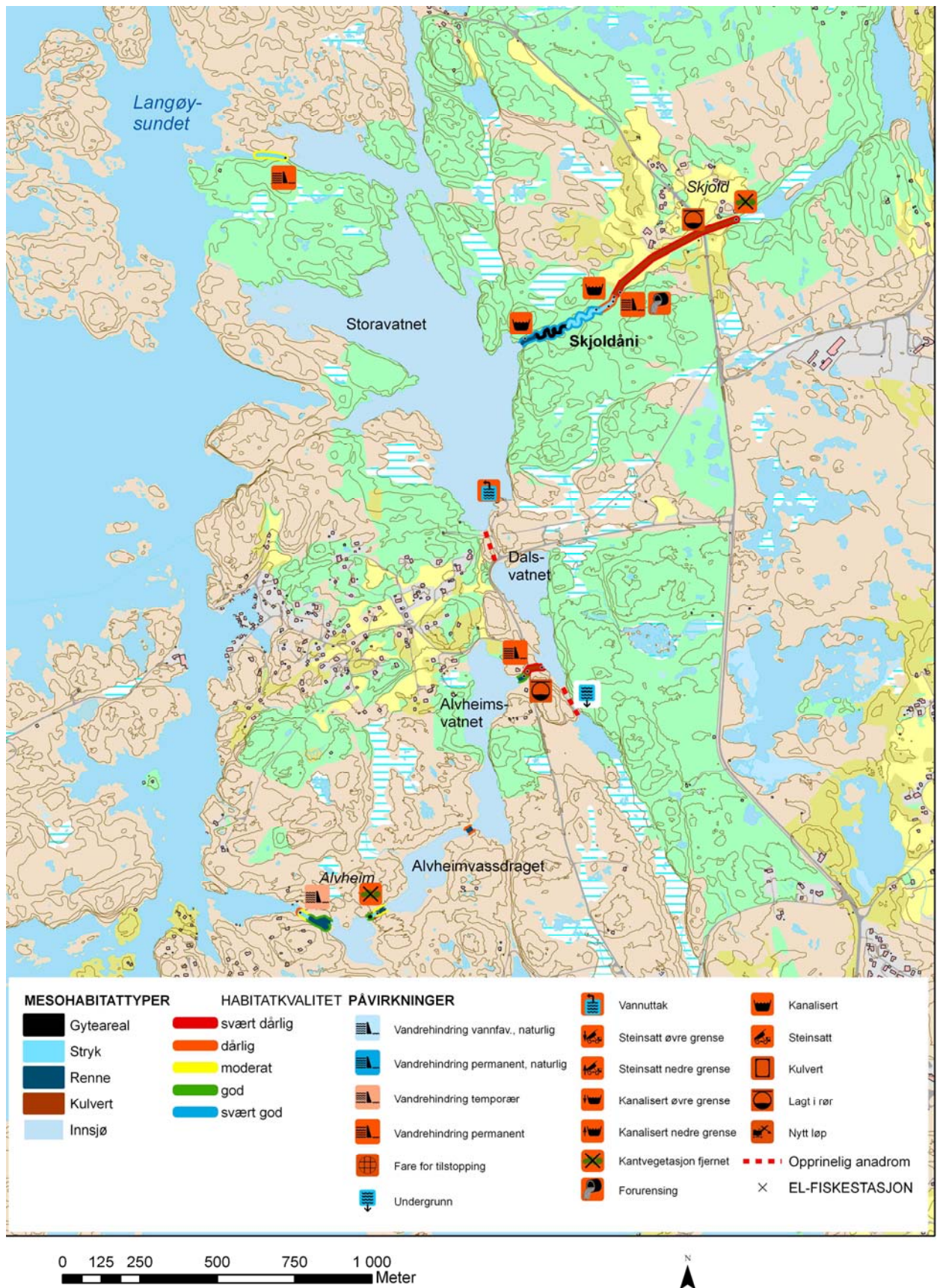
Figur 302 Stryk på bar fjell mellom Muse- og Alheimsvatnet.



Figur 303 Rennet ovenfor (Alheimvatnet i bakgrunn). Det finnes knapt løsmasser i elven.



Figur 304 Kulvert mellom Alheim- og Dalsvatnet. Kulverten vurderes som vandringshinder.



Figur 305 Alheimvassdraget (i sør): Habitatkartlegging og påvirkninger



**Tabell 104. In situ målinger ved kartlegging i Alvheimvassdraget**

Sted	Dato	Konduktivitet $\mu\text{S}/\text{cm}$	Temperatur	pH
Alvheimvatnet, innløp	22.04. 2010	118	8,1°	7,3
Utløp Musevatnet	22.04. 2010	122	10,6°	7,4

### Vannkvalitet

På kartleggingen ble det ikke observert tegn for forurensing. Verken plantevekst eller in situ måling av konduktivitet (118 og 122  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) og pH (7,3 og 7,4) tyder på forurensing.

### Påvirkninger

Fysiske påvirkninger er vandringshinderet nederst, bekkelukking mellom Alvheim og Dalsvatnet, og fjerning av kantvegetasjon.

### Fisk

El-fiske ble ikke gjennomført i vassdraget på grunn av begrensede prosjektmidler. Det ble observert vakende aure i vannene under kartlegging og det antas at det finnes sjøaure i vassdraget siden fisk kan vandre inn og ut ved høy vannføring. Legger man ungfisktettheter av det nærmeste undersøkte vassdraget (Angeltveitvassdraget) til grunn gir ungfiskmodellen et anslag av 300 ungfisk for det opprinnelig anadrome elvearealet og 200 ungfisk for dagens anadrom areal. Ungfiskproduksjonen for hele vassdraget er sannsynligvis større siden innsjøer utgjør en så stor andel. Likevel vil rekruttering være ganske begrenset siden det knapt finnes gyteplasser.

### Vurdering

Sjøaurehabitatet i Alvheimvassdraget ble redusert gjennom kulverten mellom Alvheim- og Dalsvatnet. Dessuten er vandringer inn og ut vassdraget hindret på grunn av fyllingen nederst. Dersom vannføringen er lav i vandringsperioden kan det medføre mindre gytefisk og mindre utvandring. Mangel på gyteareal vurderes derimot som begrensende for sjøaureproduksjon i vassdraget. 3 m<sup>2</sup> gytegrus er knapt nok for to gytegroper. Det er mulig at sjøaure gyter på andre steder med grovt substrat men dette vil neppe føre til stor reproduksjon. At det knapt finnes gytegrus i vassdragets nedre del har sannsynligvis naturlige geologiske årsaker. Mangel på gyteareal ble derimot kunstig forsterket gjennom kulverten mot Dalsvatnet siden gyteplasser lengre oppe ble utilgjengelig for fisk. Redusert kantvegetasjon vurderes ikke som avgjørende for fisk ettersom den tette lyngheivegetasjonen og undervannsplanter kompenserer for skjul og biomasse fra busker og trær.

Vassdraget har i utgangspunkt et stort potensial for sjøaureproduksjon siden vannene gir både rom, næring og forholdsvis høy temperatur. For å utnytte dette potensialet bør det være flest mulig gyteareal i det begrensede elvearealet.

Vannkvaliteten vurderes som tilstrekkelig for sjøaure etter forliggende data. For å vurdere vannkvaliteten etter vanndirektivet trengs en mer detaljert overvåking men observasjonene indikerer god miljøstatus.

Mangel på gyteareal, to vandringshinder og en bekkelukking vurderes som flaskehals for sjøaureproduksjon i dag.

## Tiltak

### Generelt

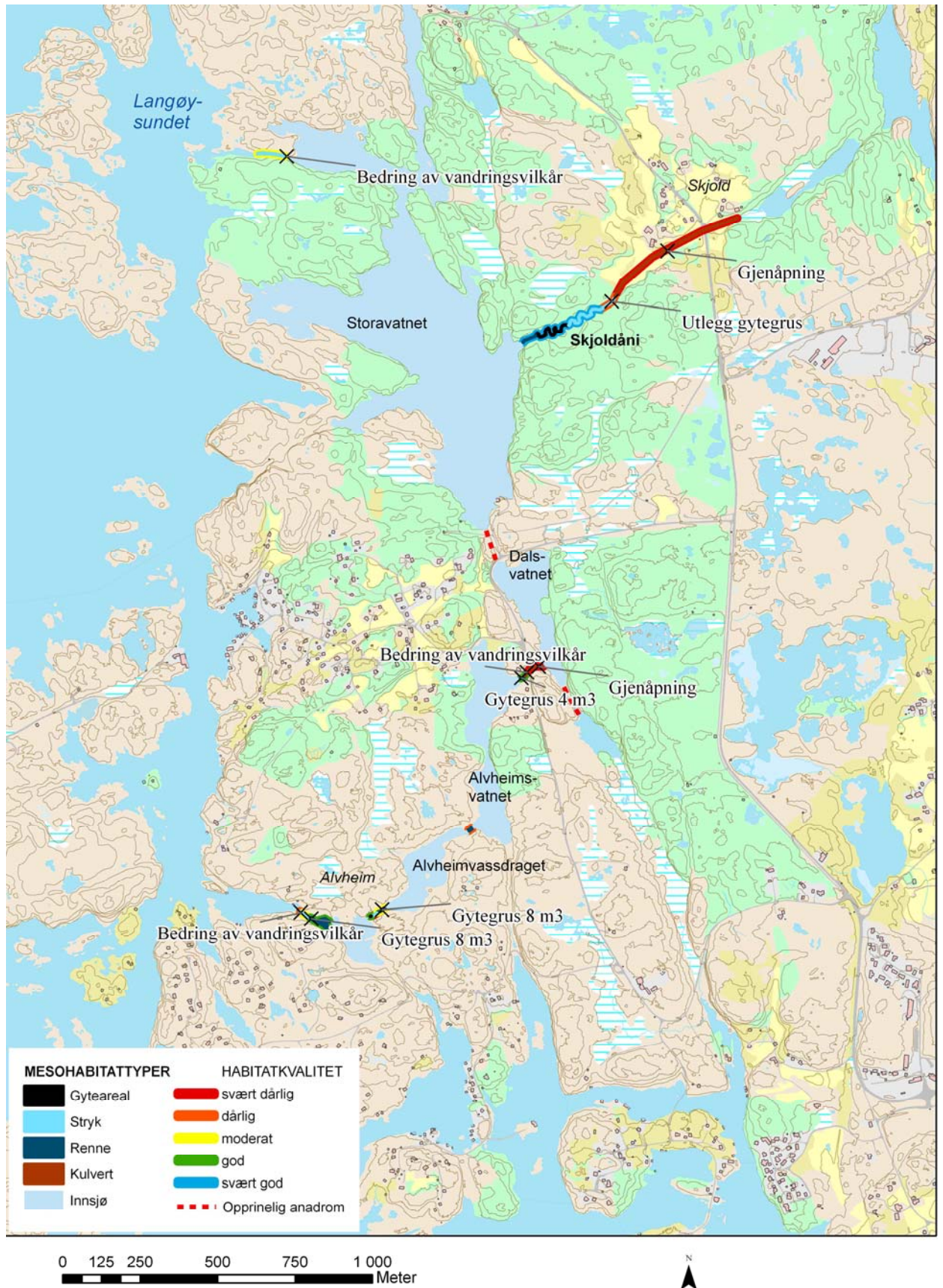
For bedring av miljøstatus etter vanndirektivet bør vandringshindringene fjernes og bekken gjenåpnes. Sjøaureproduksjon kan dessuten økes gjennom økning av gytearealet i elveløpene mellom vannene.

**Tabell 105. Tiltak rangert etter forventet effekt for økning av sjøaureproduksjon**

Nr.	Tiltak
1	Økning av gyteareal
2	Bedring av vandringsvilkår
3	Gjenåpning av lukkede strekninger

### Økning av gyteareal

Ny gyteareal bør skapes gjennom utlegging av egnet gytegrus, en blanding av grusverksorteringene 16/32 (ca 70%) og 32/64 (ca. 30%). Morenegrus i tilsvarende størrelsesklasse er best egnet. Singel eller tromlet pukk med avrundete kanter vil også være godt egnet. Brukket eller knust grus kan brukes men pakker seg ofte tettere. Finsedimentandel (< 1 mm) bør være under 6 % og grusblandingen bør derfor spyles ren før utlegging. Ved utlegging av grus skal det formes en grusbank som er minst 30 cm tykk. Vanddyp skal minst være 10 cm i gytetid og området skal aldri falle tørt. Strømhastighet skal ligge mellom 20 og 80 cm/s. På grusbanken og ved siden bør det utlegges enkelte større stein for å skape skjul og for å stabilisere grusen. Vegetasjon rund gyteplassen er gunstig men ikke på selve gytegrusen. Grusbanken skal helst ligge på en overgang mellom kulp og stryk ("brekk", se kap. 3.1.4). Her finnes det egnede hydrauliske betingelser for høy eggoverlevelse. Arealene som ble vurdert som egnet for grusutlegg er vist i Figur 306. Volum gytegrus som anbefales for hver av tiltakene er nevnt på kart. Arbeid med grusutlegg bør gjennomføres etter yngel i bekken er mobile, dvs. juni og juli.



Figur 306 Tiltak for bedring av miljøstatus og produksjonsbetingelser for sjøaure. Alheimvassdraget i sør, Storavatnet i nord.

### **Bedring av vandringsvilkår**

Fyllingen nederst i vassdraget bør fjernes slik at det oppstår et varig og åpent vannløp. Vandringshinderet oppe mellom Alvheim- og Dalsvatnet bør fjernes gjennom gjenåpning av bekken. Under veien vil det fortsatt være behov for en kulvert. Denne kulverten bør utformes etter standarden som beskrevet i DN (2002). Dersom fallet overvindes i det åpne løpet med kulper og stryk, er det nok med et tilstrekkelig dimensjonert rør med slett og ru bunn under veien.

### **Gjenåpning**

For å sørge for en naturlig elveutvikling bør dagens lukkede strekning gjenåpnes og sideerosjon og naturlig suksesjon tillates. Elven bør utformes med hjelp av egendynamikk og stedegent substrat. Gytegrus bør utlegges dersom den ikke finnes i elveløpet (s.n.). Gjenåpning og egendynamikk krever areal og resultatet vil etter hvert ligne et naturlig elveløp (se kap. 3.1.4).. Slike tiltak bør avveies mot arealbruk langs bekken. Dersom plass er begrenset bør en korridor etableres der bekken kan ha naturlig utvikling. En slik korridor kan skapes med en buffersone av 5 m på hver side av bekken. Dette vil i tillegg skape et godt grunnlag for å reetablere kantvegetasjon og redusere stofftilførsel fra veien.

Dersom erosjonssikring kreves bør det velges miljøvennlige metoder som uregelmessig steinsetting, seljefaskiner eller naturlig vegetasjon (se kap. 3.1.4). Bare naturlig vegetasjon vil være en erosjonssikring som bidrar til god miljøtilstand etter vannforskriften, mens alle de nevnte erosjonssikringer kan gi en tilstrekkelig sjøaurehabitat så lenge det finnes høy substratmangfold og -dynamikk i selve elveløpet.

## **3.2.25 Skogevassdraget**

### **Status**

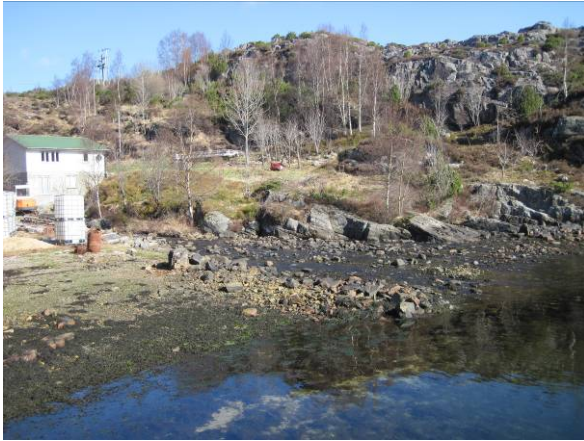
#### **Habitat**

Skogevassdraget ligger i Sund kommune sør på Sotra og munner i Skogsvågen som grenser mot Raunefjorden. Vassdraget er 4,3 km lang, derav 3,1 km elv. Nedbørsfeltet er 4,4 km<sup>2</sup> og er preget av lyng og skog. Med en middelavrenning av 37 l/km<sup>2</sup>/s blir middelvannføringen ved utløpet ca. 160 l/s (Johnsen & Bjørklund 1994). Det finnes tre innsjøer i anadrom del (Skogsvatnet med 8 ha, Hesttjørna med 2,7 ha og Langavatnet med 13,4 ha). Hele vassdraget er anadrom. Tilløpsbekkene til Langavatnet vurderes derimot for uegnet for sjøaure siden de er svært små og ligger i myr. Dagens anadrome elveareal (1,8 ha) vurderes ikke som nevneverdig redusert og tilsvarer nok det som var tilgjengelig opprinnelig. Sjøaurehabitatet er preget av renner (80 %), stryk utgjør 13 %, gyteareal 1 % og kulvert 1 %. Den naturlige kantvegetasjonen ble endret til lyngheilandskap langs store deler av bekken. Habitatforholdene derimot er delvis redusert på grunn av enkelte fyllinger og

kulverter. Fyllingene finnes langs veiene (Figur 321). Vandringsbetingelsene er krevende for fisk. I stryket nederst finnes rester av gamle demninger og vannuttak som er bare passerbar under høy vannføring. Det ble tatt sjøaure ovenfor under el-fisket som viser at fiskene kan komme opp. En fri utveksling av fisk i vassdraget er derimot innskrenket. Det er usikkert om vannuttakene fortsatt er i bruk. Slanger og rør indikerer at vannuttak kan settes i gang. Skogevassdragets kulvertene i seg selv er ingen vandringshinder men de er smale, særlig de gamle utløpskulvertene fra innsjøene. Disse var tilstoppet med drivgods på kartleggingsdagen (21.04. 2010) og dette virket som vandringshinder (Figur 311 og Figur 313) siden vannet var oppdemmet og siget gjennom muren. Stryket som går opp mot kulverten under veien mot Skoge (ca. 250 m ovenfor munningen) er utrustet med en liten fiskepassasje. Den er nedslitt og kan i dag bare passeres under høy vannføring. Stryket ovenfor Skogevatnet er bratt og kan av naturlige årsaker bare passeres ved høy vannføring. Det samme gjelder for to mindre fosser med hver ca 0,8 m ovenfor Hesttjørna.

**Tabell 106. Sjøaurehabitat og morfologiske kriterier etter vannforskriften i anadrom del av Skogevassdraget**

Kategori	Uten inngrep	2010			Vurdering Miljøtilstand etter vannforskriften, opprinnelig anadrom del
		Status 2010	Reduksjon [%]	Andel i dagens anadr. elveareal [%]	
Samlet produksjonsareal [m <sup>2</sup> ]	17705	17705	0		
Gyteareal [m <sup>2</sup> ]		199		1	
Stryk [m <sup>2</sup> ]		2361		13	
Renne [m <sup>2</sup> ]		15050		85	
Kulvert [m <sup>2</sup> ]		95		1	
Innsjø [m <sup>2</sup> ]		242055		1367	
Uten morfologiske inngrep [m <sup>2</sup> ]	17705	16910	4		
Ungfiskproduksjon modellert [ind.]	3700	3500	5		God
Endring i elveløpets utforming [m]	3100	2860	8		God
Endring i bunnen av elva [m]	3100	2930	5		God
Endring av bankene [m]	3100	2670	14		God
Endring i kantvegetasjon [m]	3100	2530	18		God
Samlet					God



Figur 307 Munning i Skogevågen



Figur 308 Nederste stryket er delvis bratt og det finnes rester av demninger og vanninntak. Strekingen er likevel passerbar for fisk ved høy vannføring



Figur 309 Gyteareal ca. 200 m ovenfor munning



Figur 310 Stryket ovenfor gytearealet ble utrustet med en fiskepassasje som var ganske nedslitt i 2010.



Figur 311 Utløp av Skogevatnet var tilstoppet og ikke passerbar for fisk 21.04. 2010.



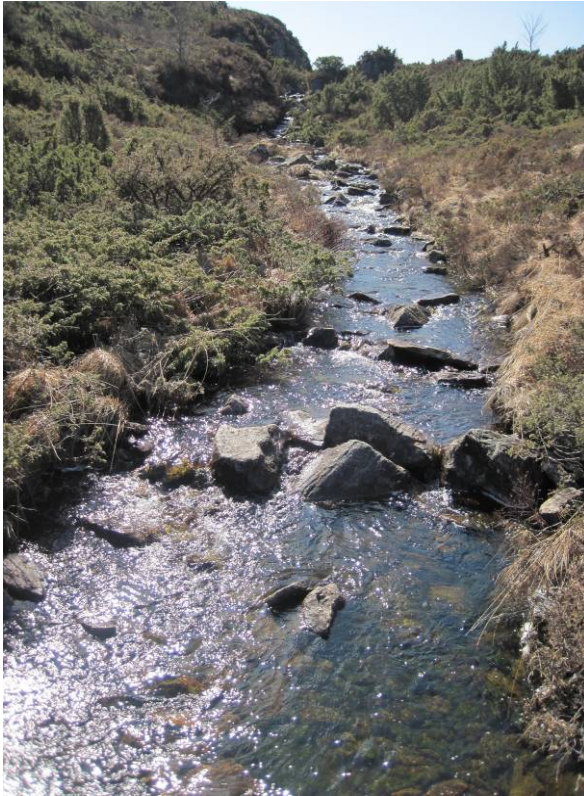
Figur 312 Stryket ovenfor Skogevatnet er bratt men vurderes som passerbar for sjøaure ved høy vannføring.



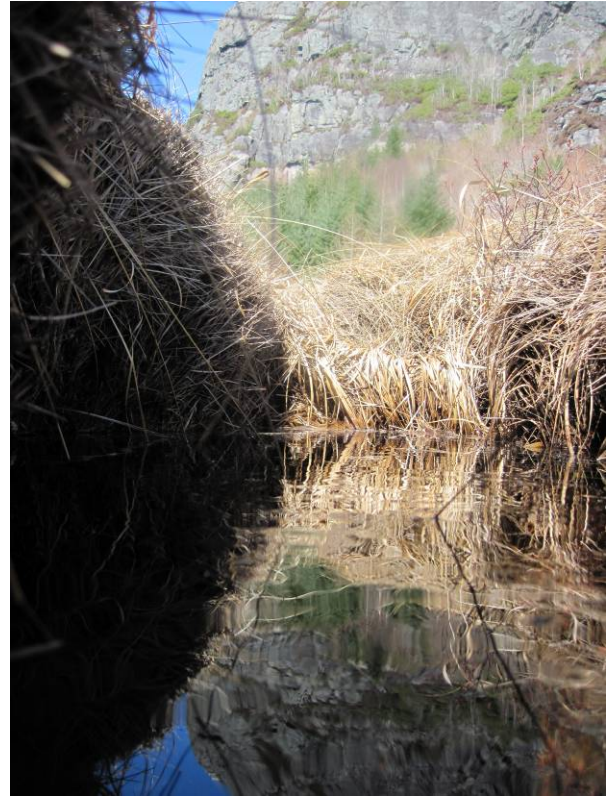
Figur 313 Utløpet av Hesttjørna var også tilstoppet med drivgods 21.04. 2010 slik at fisk ikke kunne vandre opp.



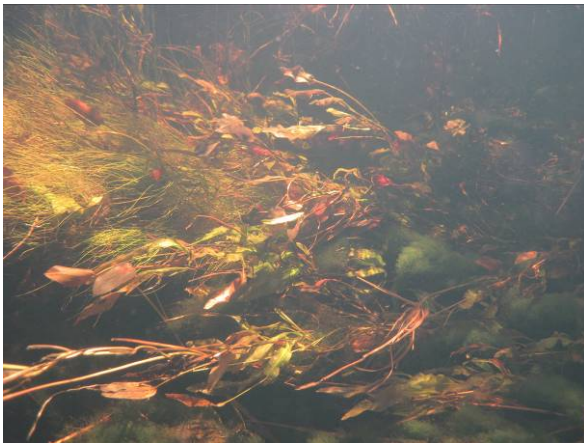
Figur 314 Stryk og renne ovenfor Hesttjørna.



Figur 315 Typisk for Skogevassdraget: Stryk i lynghei.



Figur 316 Kantvegetasjon med busker og trær er fjernet mange steder men bekkene er smal og lyng, siv og gress gir skjul og næringsgrunnlag.

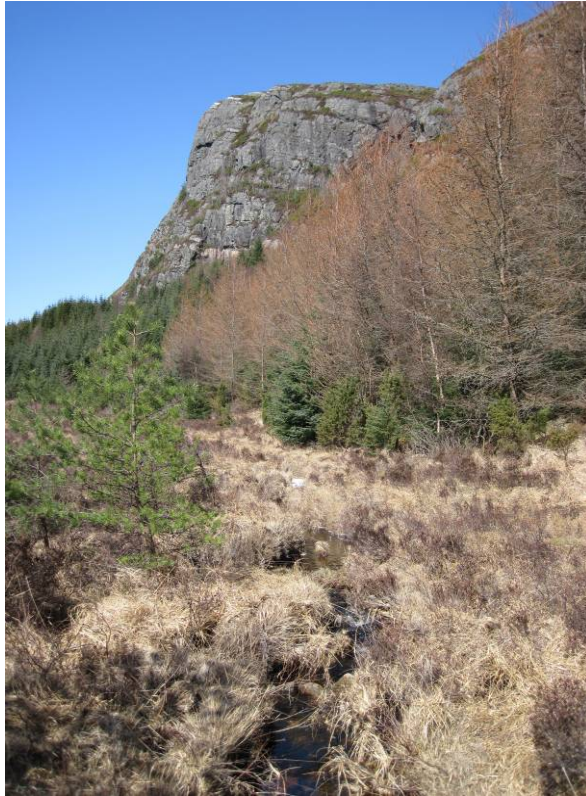


Figur 317 Rennene har tett undervannsvegetasjon.

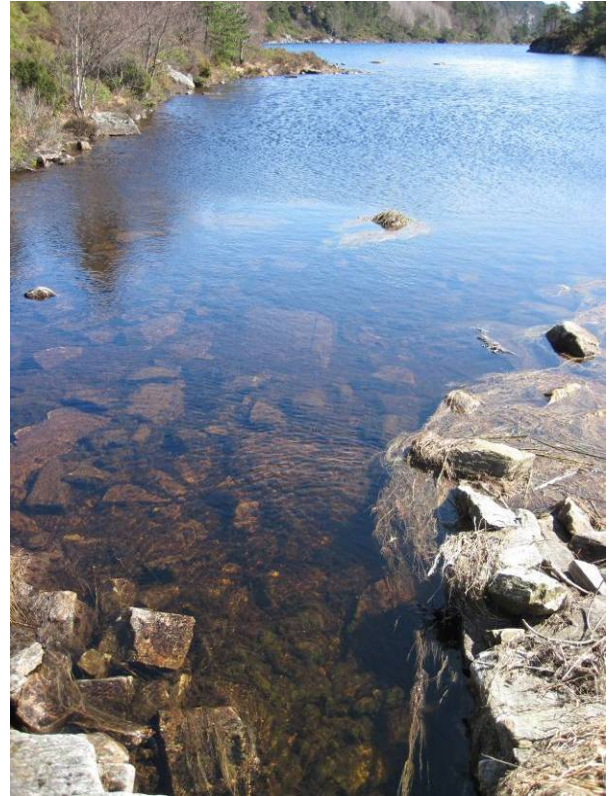


Figur 318 Sammenhengende gyteareal er sjelden men gytegrus finnes flekkvis i strykene med svært god habitatkvalitet.





Figur 319 Øverst i vassdraget forsvinner bekken nesten mellom vegetasjon og i myr.



Figur 320 Langavatnet øverst i vassdraget

**Tabell 107. In situ målinger ved kartlegging i Skogevassdraget**

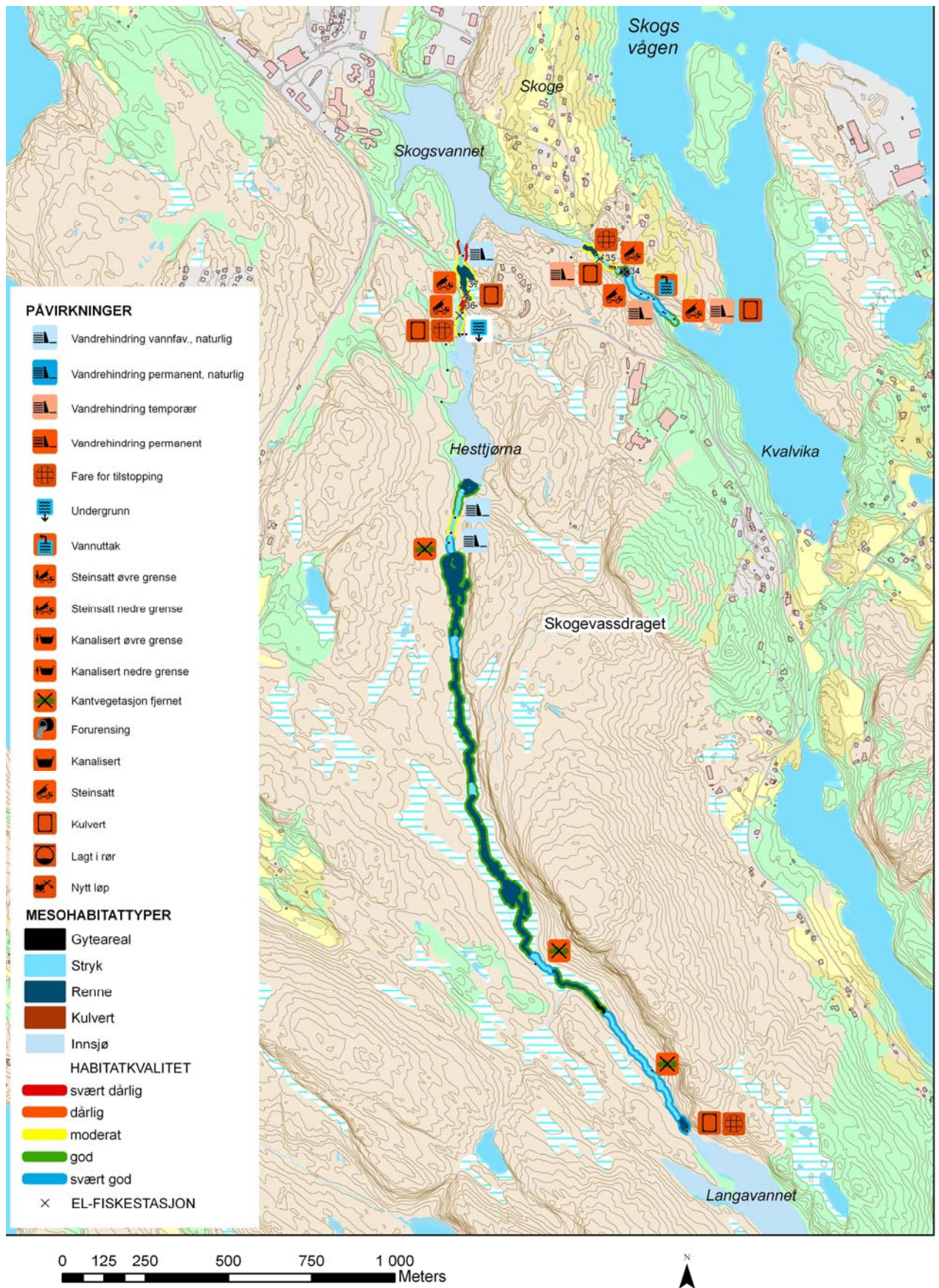
Sted	Dato	Konduktivitet $\mu\text{S}/\text{cm}$	Temperatur	pH
Utløp Langavatnet	21.04.2010	83	3,5°	6,1
Skogevassdraget nederst	21.04.2010	173	8,1°	7,0

### Vannkvalitet

På kartleggingen ble det ikke observert direkte forurensing. In situ målingene øverst i vassdraget indikerer ingen forurensing, det var en forholdsvis lav men ikke kritisk pH (6,1) og et konduktivitetsnivå som tilsvarer upåvirkete elver (83  $\mu\text{g}/\text{l}$ ). Nederst i vassdraget fantes høyere pH (7) og konduktivitet (173  $\mu\text{g}/\text{l}$ ).

### Påvirkninger

Fysiske påvirkninger i anadrom del av vassdraget er kulverter, vannstandsavhengige vandringshinder, fyllinger og endring av kantvegetasjon. Inngrepenes omfang er forholdsvis liten.



Figur 321 Skogevassdraget: Habitatkartlegging og påvirkninger

## Fisk

Ungfisktetthet ble målt på fire stasjoner (se Tabell 108). Det ble observert følgende ungfisktettheter: 16 ind./100 m<sup>2</sup> på stasjon 37 (renne), 67 ind./100 m<sup>2</sup> på stasjon 34 (gyteareal, Figur 309), 44 på stasjon 35 (stryk) og 40 ind./100 m<sup>2</sup> på stasjon 36 (stryk). Det ble bare fanget aure og enkelte ål. Av aurefangsten var 29 % årsyngel og 71 % eldre ungfisk. På stasjon 34 ble det dessuten tatt 12 eldre aure per 100 m<sup>2</sup> som alle var blanke umodne fisk (blenkjer) mellom 20 og 25 cm. Alle hadde typiske hud- og finneskader fra lakselus. Ungfiskmodellen gir et estimat av 3500 ungfisk i hele elvearealet for høst 2010. For å estimere det opprinnelige potensialet av vassdraget ble samme elveareal lagt til grunn men uten fysiske inngrep. Dette gir et anslag av 3700 ungfisk.

**Tabell 108. Resultat fra el-fiske i Skogevassdraget 10,1°)**

Stasjonsnr.	Mesohabitat	Sum ungfisk/100 m <sup>2</sup>	Sjøaure/100 m <sup>2</sup>				Laks/100 m <sup>2</sup>	
			0+	1+	2+	eldre	0+	1+
37	Renne	16	4	10	2	0		
34	Gyteareal	67	28	33	5	12		
35	Stryk	44	4	40	0	2		
36	Stryk	40	12	28	0	0		

## Vurdering

Sjøaurehabitatet i Skogevassdraget fremstår i dag nesten som det kan ha vært opprinnelig. Det finnes få inngrep og lite bebyggelse i nedbørsfeltet, særlig i øvre del. Med 1,8 ha har vassdraget det største anadrome elvearealet blant de undersøkte sjøaurebekkene i regionen. Ungfiskestimatet (ca. 3500) er likevel ikke størst siden de målte fisketetthetene er middels til lav sett mot andre bekker. Johnsen & Bjørklund (1993) fant lav rekruttering i begynnelsen av 1990-tallet og forklart dette med forsuring. Dette vurderes som lite sannsynlig i 2010 siden utviklingen i regionen generelt og målingene i Skogevassdraget spesielt tyder på tilstrekkelig vannkvalitet. Det er mer sannsynlig at lite gyteareal (1 %) er årsaken til lav rekruttering i dag. De fiskene som klekker i gytegrusen finner et stort habitat å fordele seg i. Dette kan ha ført til lave tettheter. Dessuten kan dårlige vandringsbetingelser (tilstopping, vannstandsavhengige vandringshinder kombinert med lav vannføring under gytevandring) ha sørget for mindre oppgang av gytefisk og dermed mindre eggtehet. Utover dette kan gytefiskbestanden i Skogevassdraget ha blitt redusert på grunn av lav sjøoverlevelse. Fangst av lakselussskadde blenkjer og høy lakselustetthet i regionen (Bjørn et al. 2010) tyder på at sjøoverlevelse og dermed antall tilbakevandrede gytefisk er påvirket.

Blant inngrepene vurderes vandringshindringene som mest avgjørende selv om nesten alle er passerbar ved høy vannføring (ikke nødvendigvis tilstoppinger). Fyllingene reduserer dessuten habitatforholdene men er forholdsvis liten. Endring av kantvegetasjon vurderes

ikke som avgjørende for sjøareproduksjonen siden bekken er smal og lyng, einer og gress kompensere for busker og trær.

Etter vannforskriftens morfologiske kriterier vurderes det anadrome elvearealet gjennomgående med god miljøstatus (Tabell 106). Konduktivitets- og pH-nivå indikerer tilstrekkelig vannkvalitet for sjøaure ved prøvetaking. Langvatnet var forsuret tidligere med pH ned mot 5 og ble kalket fra luften (Johnsen & Bjørklund 1991). Ved kartlegging i April 2010 fantes ikke tegn til forsurening. For å vurdere vannkvaliteten etter vannforskriften trengs en mer detaljert overvåking, våre observasjoner tyder på god miljøstatus.

Mangel av gyteareal og dårlige vandringsvilkår vurderes som flaskehals for sjøaure.

## Tiltak

### Generelt

Miljøstatusen etter vannforskriftens morfologiske kriterier vurderes som god. Dersom man vil forbedre den ytterlige bør fyllinger fjernes og vandringshindrene justeres. At det finnes lite gyteareal er sannsynligvis naturlig og har geologiske årsaker. Vil man fremme sjøareproduksjonen og kompensere for andre inngrep (fyllinger, kulverter) anbefales å øke gytearealet i vassdraget og å bedre vandringsvilkårene.

Det store anadrome elvearealet gir et stort potensial for å øke sjøareproduksjon. Dersom tiltakene bidrar til økt fisketetthet, for eksempel på samme nivået som i Angeltveitvassdraget kan ungfiskeestimatet mer en doubles. En forutsetning for dette er at det finnes nok gytefisk som overlever sjøfasen.

**Tabell 109. Tiltak rangert etter forventet effekt for økning av sjøareproduksjon**

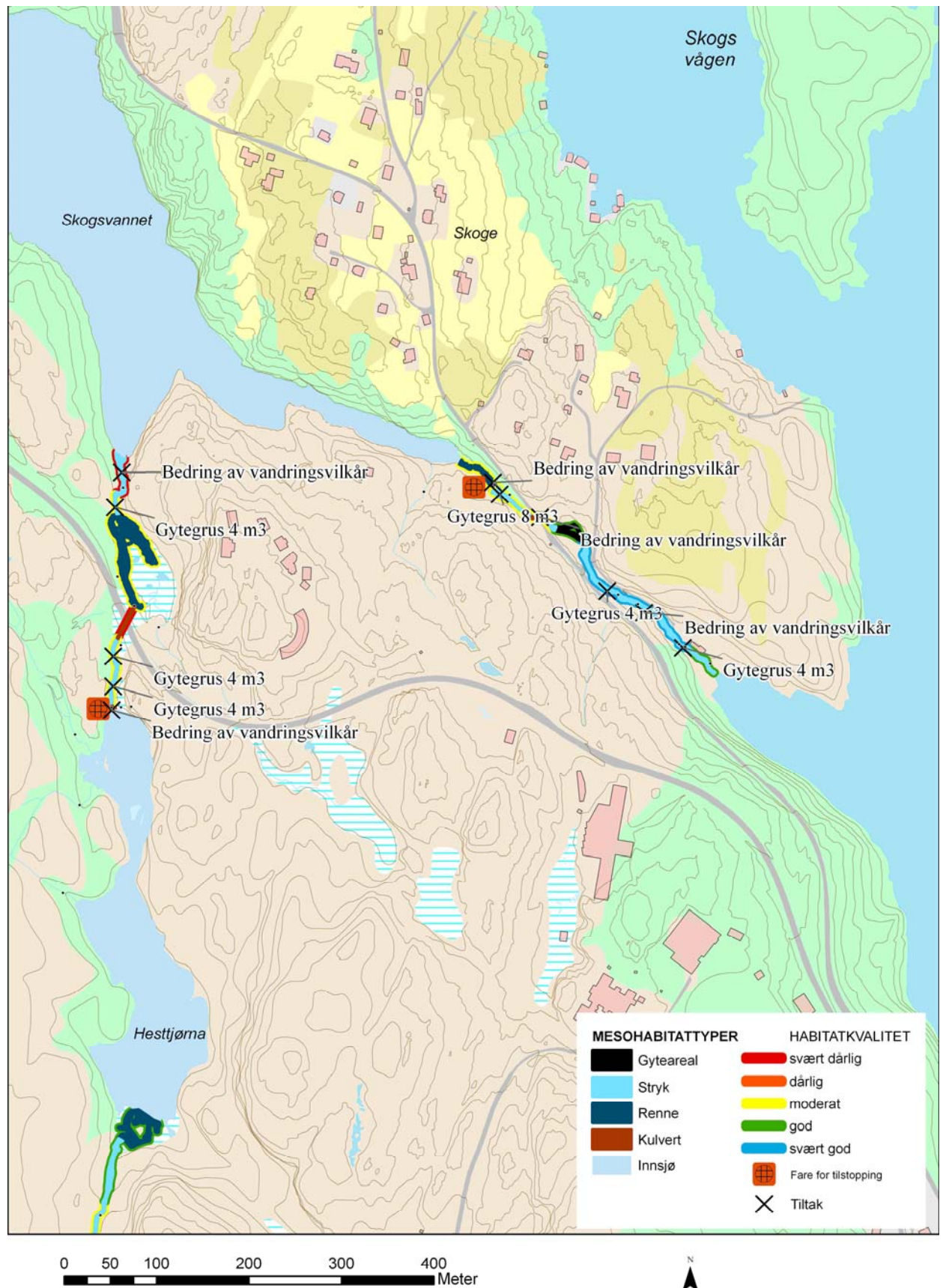
Nr.	Tiltak
1	Bedring av vandringsvilkår
2	Økning av gyteareal

### Bedring av vandringsvilkår

Kulverten bør justeres slik at de holder standarden som beskrevet i kap. 3.1.4 og DN (2002).

Vannstandsavhengige vandringshinder i strykene (Figur 322) bør justeres slik at fisk kan passere oftere. I dag er det bare mulig under gunstige vannføringer. Det anbefales å sørge for at det ikke finnes større vannsprang enn 0,5 m ved mellomvannføring og mer. Dette kan oppnås med terskler etter metodene som er beskrevet i kap. 3.1.4.

Tilstoppinger bør unngås. Kritiske steder (vist i Figur 322) bør sjekkes og renses regelmessig, særlig i vandringsperiodene (september, oktober, mai). En utviding av dagens smale kulverter (etter DN 2002) vil dessuten bidra til å redusere risiko for tilstopping. Vannuttaket nederst i vassdraget var ikke i bruk ved kartlegging. Dersom uttak av vann tas i bruk igjen kan dette redusere elveareal og vandringsvilkår avhengig av vannmengden.



Figur 322 Tiltak for å bedre forhold for sjøaure i Skogevassdraget

### **Økning av gyteareal**

Nytt gyteareal i Skogevassdraget bør skapes gjennom utlegging av gytegrus. Grusen bør være en blanding av sorteringene 16/32 (ca 70%) og 32/64 (ca. 30%). Morenegrus i tilsvarende størrelsesklasse er best egnet. Singel eller tromlet pukk med avrundete kanter vil også være egnet. Brukket eller knust grus (sprengstein) kan tolereres men pakker seg ofte tettere. Finsedimentandel (< 1 mm) bør være under 6 % og grusblandingen bør spyles ren før utlegging dersom nødvendig. Ved utlegging av grus skal det formes en grusbank som er minst 30 cm tykk. Vanddyp skal minst være 10 cm i gytetid og området skal aldri falle tørt. Strømhastighet bør være mellom 20 og 80 cm/s. På grusbanken og ved siden kan det utlegges enkelte større stein for å skape skjul og for å stabilisere grusen. Vegetasjon rund gyteplassen er gunstig men ikke på selve gytegrusen. Grusbanken bør helst ligge på en overgang mellom kulp og stryk ("brekk", se kap. 3.1.4). Her finnes det egnete hydrauliske betingelser for høy eggoverlevelse. Stedene som ble vurdert som egent for utlegg av gytegrus er merket på kart i Figur 322.

## 4 Sammendrag

Anadrom areal i 25 bekker i Bergen og omegn ble kartlagt etter vannforskriftens kriterier for morfologiske inngrep, status av sjøarehabitatet og sjøarebestanden. Kartleggingen avdekket at 19 vassdrag var tydelig forurenset. Tre vassdrag var så forurenset at fisk ikke kunne leve der i 2010. Alle vassdrag hadde morfologiske inngrep, blant annet vandringshinder, bekkelukkinger, kulverter, kanalisering og fylling, delvis nylig utført. 74 % av elvearealet var påvirket av morfologiske inngrep. Dette har ført til redusert anadrom elveareal og dårligere habitatbetingelser for sjøauren. Samlet ble det estimert at sjøareproduksjonen har blitt redusert med 64 % i.f.t. den originale tilstanden. Sterkest var reduksjonen i Bergen (-70 %), etterfulgt av Askøy (-65 %) og Sotra (-26 %). Etter vannforskriftens morfologiske kriterier har det anadrome elvearealet i de fleste vassdrag ”svært dårlig” til ”moderat” miljøstatus. Kun fire vassdrag ble evaluert til å ha ”god” status. Likevel har rundt halvparten av det gjenværende anadrome elvearealet gode eller svært gode habitatforhold for sjøaure. Resultatene gir et faglig grunnlag for vassdragsforvaltning i regionen, særlig det videre arbeidet med vannforskriften.

Skal kravet til vannforskriften (god miljøstatus) kunne etterfølges, anbefales tre steg:

1. Beskyttelse av de gjenværende vassdrag mot ytterlige inngrep.
2. Habitatforbedrende tiltak i lett påvirkete strekninger, eller for å avbøte inngrep. For eksempel utlegging av gytegrus, etablering av fiskepassasjer eller reduksjon av forbygging.
3. Restaurering og gjenåpning av sterkt påvirkete strekninger som er lagt i rør eller er kanalisert.

For hvert vassdrag ble det utviklet konkrete tiltak for å bedre miljøstatus etter vannforskriften og å reetablere sjøareproduksjonen. Dette gir et faglig grunnlag for å nå målsettingen til vannforskriften og å øke sjøareproduksjonen i regionen. Det betraktes som mulig å oppnå det opprinnelige produksjonsnivået for sjøaure avhengig av tiltakene som settes i verk.

Uni Miljø LFI har bidratt i prosjektet med egen forskning. Det ble utviklet en metode for å kartlegge og å vurdere sjøarehabitatet i bekker og å estimere sjøarebestanden i småvassdrag. Metoden bør videreutvikles og den betraktes som et egnet verktøy i den videre implementeringen av vanndirektivet. Den gir en tilstrekkelig vurdering av morfologiske påvirkninger og potensiale for fiskeproduksjon i små anadrome vassdrag.

## 5 Referanser

- Armstrong, J. D., Kemp, P.S., Kennedy G.J.A., Ladle, M., Milner, N.J. 2003: Habitat requirements of Atlantic salmon and brown trout in rivers and streams. *Fisheries Research* 62 (2003) 143-170.
- Bahlo, K. & Wach, G. 1996: *Naturnahe Abwasserreinigung*. Økobuch Verlag, Staufen bei Freiburg.
- Barlaup, B.T., Gabrielsen, S. E., Skoglund, H., Wiers, T. 2008: Addition of spawning gravel – a means to restore spawning habitat of Atlantic salmon, anadromous and resident trout in regulated rivers. *River research and applications*, 24, 543-550
- Bengt Finstad og Ingebrigt Uglem (NINA), Steinar Kålås, Barlaup. B. 2010: Lakselusinfeksjonen på vill laksefisk langs Norskekysten i 2010. Rapport 13-2010 Havforskningsinstituttet Bergen.
- Bergen kommune 2005: *Forvaltningsplan Vassdragene i Bergen*. Grønn etat, Bergen kommune
- Bjørklund, A. E. & Johnsen, G.H.1994: En beskrivelse av de 28 største vassdragene i Fjell kommune, Rådgivende Biologer rapport 119, Fjell kommune
- Bjørklund, A. E. & Johnsen, G.H.1995: Tilstandsbeskrivelse av Fjellvassdraget, Fjell kommune i Hordaland. Rådgivende Biologer rapport 152, Fjell kommune
- Bjørklund, A. E., Kålås, S. & Johnsen, G.H. 1996: Kalkingsplan for Bergen kommune 1995. Rådgivende Biologer rapport 170. Bergen kommune
- Bjørklund, A.E. & Brekke, E. 2000: Overvåking av ferskvannsresipienter i Bergen kommune i 2000. Haukås-, Nesttun-, Fjøsanger- og Apeltunvassdragene. Rådgivende biologer rapport 476, Bergen kommune, Kommunalavdeling teknisk utbygging, VAR-seksjonen
- Bjørklund, A.E. 2003: Undersøkelse av Kolavatnet, Eikhammervatnet og Bosvatnet i Fjellvassdraget i 2003. Rådgivende Biologer rapport 674, Fjell kommune
- Bjørn, P.A, Asplin, L., Nilsen, R., Boxaspen, K. K., Finstad, B., Uglem, I., Kålås, S
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T.G., Rasmussen, G., and Saltveit, S.J. 1989. Electrofishing – theory and practice with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia* 173:9-43.
- Borsanyi, P., Knudsen, A., Harby, A., Ugedal, O., Kraxner, C. 2004: A Meso-scale Habitat Classification Method for Production Modelling of Atlantic Salmon in Norway. *Hydroécol. Appl.* (2004) 14 Vol. 1, pp. 119-138



- Clay, C. H. 1995: Design of fishways and other fish facilities. CRC-Press, Boca Raton, Florida
- Crisp DT, Carling PA. 1989. Observation on siting, dimensions and structure of salmonid redds. *Journal of Fish Biology* 34: 119–134.
- Degermann, E., Nyberg, P. Naeslund, I., Jonasson, D. 1998: Ekologisk Fiskevård. Sveriges Sportsfiske- och Fiskevårdsforbund
- Departmentet for det Indre 1871: Beretning om hva der til for ferskvandsfikseriernes fremme. Bragger og Christie's Bogtrykkeri. Christiania
- DN 2002: Direktoratet for naturforvaltning, 2002, Fisketrapper i Norge Notat 2002-3.
- DN 2002: Slipp fisken fram! Fiskens vandringsmulighet gjennom kulverter og stikkrenner. Håndbok 22-2002. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim
- Dumont et al. 2005: Handbuch Querbauwerke. MUNLV Nordrhein-Westfalen, ISBN 3-9810063-2-1
- DV 2007: Metodikk for karakterisering av vannforekomster i Norge. . Direktoratgruppen Vanndirektivet, Direktorat for Naturforvaltning, Trondheim. [www.vannportalen.no](http://www.vannportalen.no)
- DV 2009: Veileder 01:2009 Klassifisering av miljøtilstand i vann. Direktoratgruppen Vanndirektivet, Direktorat for Naturforvaltning, Trondheim. [www.vannportalen.no](http://www.vannportalen.no)
- Einum, S., Nislow, K.H. 2005: Local-scale density-dependent survival of mobile organisms in continuous habitats: an experimental test using Atlantic salmon, *Oecologia* (2005) 143: 203–210
- Elliot, J. M. 1994: Quantitative Ecology and the Brown Trout. Oxford University Press. Oxford, New York, Tokyo.
- FAO 2002: Fish passes - design dimensions and monitoring. Food and Agriculture organization of the United Nations. ISBN 92-5-104894-0. Roma
- Forseth, T. & Forsgren, E 2008: El-fiskemetodikk – Gamle problemer og nye utfordringer. NINA Rapport 488, 74 s.
- Frisell C.A., Liss W.J., Warren C.E., Hurley M.D., 1986, "A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context", *Environmental Management*, Vol.10, 199-214
- Gabrielsen, S-E., Barlaup B. T., Skoglund, H., Wiers, T. 2007: Rognplanting, etablering av et nytt gyteområde og gytefisktelinger i Flekke og Guddalsvassdraget. Rapport Laboratorium for Ferskvannøkologi og Innlandsfiske, Universitetet i Bergen, Bergen

- Gabrielsen, S-E., Wiers, T. 2003: Registrering av sjøaurevassdrag i Masfjorden kommune, Hordaland. Masfjorden kommune
- Gjesdal 2007: Flomsikring av Apeltunvassdraget. Tåleevne og dimensjonering for 500-årsflom. VA-etat, Bergen kommun
- Grande, R. 2010: Håndbok for fisketrapper. Tapir forlag, Trondheim
- Hanfland, S., Schnell, J. Ekart, C., Pulg, U. 2010: Lebensraum Fliessgewässer entwickeln und restaurieren. 2. Auflage, Landesfischereiverband Bayern e.V. Muenchen. 76 s. <http://www.lfvbayern.de/arten-und-gewaesserschutz/veroeffentlichungen/>
- Harris, G., Millner (Hrsg.) 2007: Sea trout: Biology, Conservation and Management. Blackwell publishing. Oxford, UK.
- Hopkins, K.A. 2002: Laks i Nesttunvassdraget. Hovedprosjekt ved Linje for Miljø og Havbruk, Høyskole i Bergen.
- Johannesen, P.J., Sætre, R. Hjelle, H. & Kryvi, H. (eds) 2010: Bergensfjordene – natur og bruk. Publisert av Havforskningsinstituttet, Uni Research, Universitetet i Bergen and Bergen Kommune 2010. ISBN 978-82-7129-247-8.
- Jungwirth, M., Haidvogel, G., Moog, O., Muhar, S., Schmutz, S. 2003: Angewandte Fischökologie an Fließgewässern, Facultas Universitätsverlag, Wien
- Kambestad, A. & Johnsen, G.H. 1994: Tilstandsbeskrivelse av Sælenvatnet i Bergen vinteren 1994. Rådgivende Biologer rapport 117, Bergen kommune, Kommunalavdeling teknisk utbygging, VVA-prosjektering.
- Klemetsen A., Amundsen P.-A., Dempson J. B., Jonsson B., Jonsson N., O'Connell M. F., Mortensen E. 2003: Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.): a review of aspects of their life Histories. *Ecology of Freshwater Fish* 2003: 12: 1–59
- Kommuneplanens arealdel 2007: Bergen. Kommuneplanens Arealplan 2006-2017. Bergen kommune. <http://www.bergenskart.no/braplan/planInnsyn.jsp?planid=19430000&kildeid=1201>
- Kolbinger, A. 2002: Die Durchwanderbarkeit der Fliessgewässer Niederbayerns. Dissertation am Lehrstuhl fuer Tierhygiene, Arbeitsgruppe Fischbiologie. TU Muenchen.
- Kålås, S. & Johnsen, G.H. 2009: Vurdering av vassdrag i forbindelse med reguleringsplan for marina i Apalvågen, Fjell kommune. Rådgivende Biologer rapport Nr. 1269

- Kålås, S. & Johnsen, G.H. 2009: Klassifisering av vassdrag i Bergen kommune basert på bunndyrsamfunn, Bergen kommune. Rådgivende Biologer rapport Nr. 1397
- Lehmann, G. 1991: *Salmo bergensis?* Rett på våk, 6/1991. Bergens Sportsfiskere. Bergen
- Patt P., Kraus W.; Jürging H. 2004: Naturnaher Wasserbau. Entwicklung und Gestaltung von Fließgewässern. Springer, Berlin
- Pulg, U. 2003: Förderung der Durchwanderbarkeit der Isar in Landshut, Diplomarbeit am Lehrstuhl für Landschaftsökologie, Technische Universität München. München
- Pulg, U. 2007: Die Restaurierung von Kieslaichplätzen. Landesfischereiverband Bayern e.V. München, 28 s. <http://www.lfvbayern.de/arten-und-gewaesserschutz/veroeffentlichungen/>
- Pulg, U. 2009: Laichplätze der Bachforelle (*Salmo trutta*) in der Moosach – die Bewertung ihrer Funktionsfähigkeit, ihre Degradierung und ihre Restaurierung. Dissertation am Lehrstuhl für Landschaftsökologie der Technischen Universität München. München <http://mediatum2.ub.tum.de/node?id=680304>
- Rubin J.F., Glimsäter C. 1996: Characteristics and rehabilitation of spawning habitats of the sea trout in Gotland (Sweden), Fisheries Management and Ecology, 2004, Band 11, S. 15-22
- Rubin, J-F.1994: Survival and development of sea trout eggs in Baltic Sea water. Fisheries Research 20, s. 1-12
- Schiechl, H.M. & Stern, R. 2002: Naturnaher Wasserbau. Ernst & Sohn Verlag. Berlin
- SFT 1997: Veiledning 97:04. Statens forurensingstilsyn (i dag KLIF), Oslo
- Statens Vegvesen 2006: Kjemisk tilstand i vegnære innsjøer. Påvirkning fra avrenning av vegsalt, tungmetaller og PAH. Rapportnr. UTB 2006/06. Statens Vegvesen, Oslo.
- Steine, I. 1991: Skjønn Øygarden kommune, Storavatnet – Sakkundig Fråsegn om Innlandsfisket. Nordhordalands Heratsrett Sak. Nr. 10/1990 B
- TA 2009: Vannregion vestlandet – Tiltaksanalyse Nordåsvannet. Grønn eatat, bergen kommune
- Vassdragshåndboka 1998, Tapir forlag, Trondheim. ISBN 82-519-1290-3
- VF 2006: Forskrift om rammer for vannforvaltningen. Miljøverndepartementet. <http://www.lovdata.no/for/sf/md/md-20061215-1446.html>