

1497

NINA Rapport

Problemkartlegging, ungfiskovervåking og anslag på tapt areal og redusert produksjonsevne i små sidevassdrag til Gaula

Undersøkelser i 2017

Morten Andre Bergan & Øyvind Solem



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er NINAs ordinære rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig.

NINA Temahefte

Som navnet angir behandler temaheftene spesielle emner. Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. NINA Temahefte gis vanligvis en populærvitenskapelig form med mer vekt på illustrasjoner enn NINA Rapport.

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

Annen publisering

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine vitenskapelige resultater i internasjonale journaler, populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Problemkartlegging, ungfiskovervåking og anslag på tapt areal og redusert produksjonsevne i små sidevassdrag til Gaula

Undersøkelser i 2017

Morten Andre Bergan
Øyvind Solem

Bergan, M. A. & Solem, Ø. 2018. Problemkartlegging, ungfiskovervåking og anslag på tapt areal og redusert produksjonevne i små sidevassdrag til Gaula. NINA Rapport 1497. Norsk institutt for naturforskning.

Trondheim, juni 2018

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-3228-9

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Gunnbjørn Bremseth

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef Ingebrigt Uglem

OPPDRAGSGIVERE/BIDRAGSYTERE

Miljødirektoratet

Fylkesmannen i Trøndelag

Bane Nor

Norsk Kylling AS

OPPDRAGSGIVERS REFERANSE

M-1030/2018

KONTAKTPERSONER HOS OPPDRAGSGIVERE/BIDRAGSYTERE

Helge Axel Dyrendal, Line Fjellvær & Lise Sørensen, Miljødirektoratet

Kari Tønset Guttvik & Iver Tanem, Fylkesmannen i Trøndelag

Marit Heggelund Jensen, Norsk Kylling AS

Kristin Skei & Solveig Hermann, Bane Nor

FORSIDEBILDE

Skårvollbekken ovenfor Fv 30, etter at enkle habitattiltak og utlegging av gytesubstrat er utført i bekken. Foto: © Morten Andre Bergan

NØKKELOORD

- Norge, Sør-Trøndelag, Melhus
- Gaula
- Sjøørret
- Bekker
- Overvåking
- Problemkartlegging
- Tapt areal
- Miljøtilstand
- Hydromorfologiske endringer
- Vannforskriften
- Vanndirektivet

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

Postboks 5685 Torgarden
7485 Trondheim
Tlf: 73 80 14 00

NINA Oslo

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Tlf: 73 80 14 00

NINA Tromsø

Postboks 6606 Langnes
9296 Tromsø
Tlf: 77 75 04 00

NINA Lillehammer

Vormstuguvegen 40
2624 Lillehammer
Tlf: 73 80 14 00

NINA Bergen

Thormøhlensgate 55
5006 Bergen
Tlf: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

Bergan, M.A. & Solem, Ø. 2018. Problemkartlegging, ungfiskovervåking og anslag på tapt areal i små sidevassdrag til Gaula. NINA Rapport 1497. Norsk institutt for naturforskning.

Rapporten presenterer resultater fra ungfisktellinger og problemkartlegging gjennomført på strekningen Gaulosen-Størenområdet i 2017. Videre er det gjort beregninger og anslag på tapt areal og redusert produksjonsevne i 24 sjørretbekker på strekningen Gaulosen-Flå. Feltarbeidet ble gjennomført i perioden august-oktober 2017. Blant sidevassdragene er flere tidligere undersøkte områder inkludert for årlig overvåking av ungfisktetthet, samt at flere nye sidevassdrag er inkludert for problemkartlegging og avdekking av inngrep/belastninger det må rettes tiltak mot. Omfanget i 2017 var 39 stasjoner i 19 forskjellige små og mellomstore sidevassdrag til Gaula, fordelt på strekningen fra Gaulosen og forbi Støren. Samtidig ble strekninger problemkartlagt og befart for å avdekke risiko eller årsaker til bortfall av fisk. De beregnede ungfisktetthetene er benyttet til å klassifisere økologisk tilstand med laksefisk som kvalitetselement, med angivelse av registrerte eller potensielle påvirkningsfaktorer som kan medvirke til redusert tilstand.

Sjørret dominerer med få unntak klart foran laks i de undersøkte vassdragene i 2017, noe som skyldes at fokus i overvåkingen er satt på sjørretbekker. Det er varierende resultater og utvikling i ungfisktettheter for bekker der det er gjort tiltak, mens andre bekker har en klar negativ utvikling i ungfiskbestanden. Som tidligere år registreres nye, gamle, små og store inngrep og belastninger i mange vassdrag. Parallellt med ungfisktellinger og problemkartlegging er det gjort beregninger og anslag på tapt areal og redusert produksjonsevne i 25 tidligere eller nåværende sjørretførende bekkesystemer på strekningen Gaulosen-Flå. Resultatene viser et direkte arealtap av anadrom strekning på 68,7 %, som gjennom reduserte oppgangsforhold, vann- og habitatkvalitet øker til et samlet tap på 89,5 %. Årsakene er utelukkende menneskeskapte, og kan knyttes til en rekke spesifikke og samvirkende faktorer for hver enkelt bekkesystem. Landbruk utgjør den desidert største enkeltfaktoren gjennom bekkelukking, endringer i bekkeløpene og forurensning, samtidig som vei- og jernbanekrysninger og generell urbanisering også er relevante påvirkningsfaktorer. Det gjenstår i dag dermed kun 10,5 % av et opprinnelig produktivt, tilgjengelig areal for sjørret i de undersøkte bekkesystemene, sammenlignet med en antatt naturtilstand. Dette gjenværende arealet anslås å gi opphav til om lag 3 300 sjørretsmolt, mot et opprinnelig produksjonspotensiale på nærmere 31 000.

Summen av tapt areal og redusert produksjonsevne i tilløpsbekker til Gaula gir en reduksjon i størrelsen på sjørretbestanden for hele Gaulavassdraget, gitt forutsetningen om at bekker er viktige habitater for sjørret i laksedominerte vassdrag. Endringer i fiskebestander i dag sammenlignet med naturtilstand er utgangspunktet for å benytte fisk som et kvalitetselement for å klassifisere en økologisk tilstand etter vannforskriften/vanndirektivet. Ved å benytte det prosentvise tapet av areal og produksjonsevne (kart-/flyfotostudier og ungfiskdata) for alle vassdragene som parameter for å fastsette økologisk tilstand, etter allerede eksisterende tabeller/vurderings-systemer, er en samlet klassifisering av økologisk tilstand for de undersøkte vassdragene tilsvarende grensenivået «Svært dårlig/dårlig» tilstand. Dette anses som en treffsikker tilstandsklassifisering, med en større presisjon enn hva ungfiskdata fra avgrensede områder i bekkene alene vil kunne gi. For en best mulig tiltaksrettet bestandsforvaltning anbefales det å bruke vår tilnærming til metodikk i arbeidet med små sjørretførende vassdrag etter vannforskriften. Ungfisktellinger, problemkartleggingen og anslaget på tapt areal og produksjonsevne i Gaulavassdraget synliggjør store, konkrete behov for både små og mer omfattende tiltak i mange vassdrag i tiden framover. Dette må fokuseres sterkere enn tidligere på tiltakssiden, for å ha realistiske forventninger om å nå fastsatte miljømål etter vannforskriften, samt for å ha mulighet til å bygge opp igjen en livskraftig og høstbar sjørretbestand.

Morten Andre Bergan (Morten.Bergan@nina.no) & Øyvind Solem (Oyvind.solem@nina.no), Norsk institutt for naturforskning (NINA), Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim.

Innhold

Sammendrag	3
Innhold	4
Forord	5
1 Innledning	6
2 Miljøpåvirkning i bekker til Gaula	7
2.1 Sjørretbestanden og bekker til Gaula: tilnærming til naturtilstand	9
3 Metode og omfang i 2017	12
3.1 Ungfiskundersøkelser med tetthetsberegninger	13
3.2 Klassifisering av økologisk tilstand	13
3.3 Beregning av tapt areal	15
3.4 Endring i sjørretførende strekninger og areal	16
3.5 Produksjonsevne.....	17
4 Resultater	19
4.1 Ungfisktetthet og artsfordeling	19
4.2 Økologisk tilstandsklassifisering	20
4.3 Sjørretførende strekninger før og nå	22
5 Resultatvurdering	29
5.1 Ungfisktettheter	29
5.2 Tapt areal og redusert produksjonsevne	31
5.3 Bruk av resultatene i forbindelse med vannforskriften	32
6 Vassdragsvis oppsummering	33
6.1 Trondheim kommune	33
6.1.1 Bråbekken og Storbekken	33
6.1.2 Lauglobekken	34
6.1.3 Buskleinbekken og Eggbekken	35
6.2 Melhus kommune	39
6.2.1 Ratbekken	39
6.2.2 Langbekken	44
6.2.3 Varmbubekken	45
6.2.4 Stjørdalsbekken	46
6.2.5 Bortna og Kaldvella	47
6.2.6 Møsta	48
6.2.7 "Berglökkjebekken"	51
6.2.8 Lynga.....	52
6.2.9 Gyllbekken.....	54
6.2.10 Ørbekken/Skjerva	55
6.3 Midtre Gauldal kommune	57
6.3.1 Enganbekken	57
6.3.2 Skårvollbekken	58
6.3.3 Sandbekken	59
7 Kommentarer til tapt areal i bekker	64
8 Referanser	92
9 Vedlegg	96

Forord

Dette årlige prosjektet med problemkartlegging og overvåking av små sidebekker til Gaula har siden 2013 vært initiert av Norsk institutt for naturforskning (NINA) som en viktig del av kunnskaps- og forvaltningsgrunnlaget for sjørretbekker til Gaula. Fra og med 2017 inngår nå også anslag og beregninger av tapt areal og redusert produksjonsevne i aktivitetene knyttet til sjørretbekkene. Dette utgjør trinn to i NINAs langsiktige plan for bruk av data- og kunnskapsgrunnlaget som innhentes for bekkesystemene, og er en naturlig fortsettelse av den årlige overvåkingsaktiviteten NINA har hatt i Gaulavassdragets sjørretbekker de siste årene. Formålet med dette er å synliggjøre problematikken som små sidevassdrag er utsatt for, og deretter gjøre det lettere å velge ut aktuelle vassdrag det kan gjøres tiltak i. Miljødirektoratet, Fylkesmannen i Sør-Trøndelag, Jernbaneverket og Norsk Kylling AS har bidratt med midler til å gjennomføre overvåkingsundersøkelsene og studien av tapt areal for sjørret i Melhus kommunes bekker, og vi takker for støtten som er gitt.

Prosjektgruppa ved NINA i Trondheim har bestått av forsker Morten Andre Bergan (prosjektleder sidebekker til Gaula) og forsker Øyvind Solem (prosjektleder Gaula).

Mai 2018,



Morten Andre Bergan

Prosjektleder, NINA Trondheim

1 Innledning

Gaulavassdraget er det største og mest vannrike vassdraget i Sør-Trøndelag med et samlet nedbørsfelt på 3653 km². Sjøvandrende laksefisk har tilgang på mer enn 20 mil elvestrekning i hovedelva og viktige sidevassdrag som Lundesokna, Sokna, Bua, Forda og Gaua. For en mer utfyllende beskrivelse av Gaulavassdraget vises det til Solem mfl. (2014).

Svært mange små sidevassdrag har opp gjennom tiden blitt undervurdert i forhold til sin betydning for Gaulas bestander av laksefisk. Det gjelder spesielt sjørret, som har hatt sine viktigste gyte- og oppvekstområder i mange av de minste vassdragene, som i dagligtale ofte omtales som bekker. Kunnskap om vannmiljøtilstand i disse småvassdragene har vært ufullstendig eller liten, og i mange tilfeller utdatert, samtidig som mye tyder på økende omfang av hydromorfologiske inngrep og endringer de siste 30-50 årene (Korsen & Skotvold 1984, Byskov mfl. 1986, Bergan mfl. 2008, Berger mfl. 2008, Bergan & Arnekleiv 2009, Bergan 2011, Bergan 2012, Bergan 2013, Solem mfl. 2014, Bergan mfl. 2015a, Bergan mfl. 2015b, Bergan & Solem 2016, Bergan & Solem 2017, Solem mfl. 2017, Bergan & Aanes 2018, Solem mfl. 2018). En eventuell forbedring i den generelle vannkvaliteten kan derfor ha hatt mindre betydning for produksjon av sjørret i bekkene, dersom den hydromorfologiske tilstanden ikke gir oppgang til bekkene for gytefisk, og/eller det ikke lenger er livsvilkår (egnet gytesubstrat og skjul) for gyting og oppvekst av ungfisk.

Vanndirektivet er implementert i den norske lovgivingen gjennom vannforskriften, noe som innebærer et vesentlig sterkere fokus på at inngrep og endringer må synliggjøres sammenlignet med tidligere vannforvaltning. Norsk vassdragsforvaltning og øvrige instanser i befatning med norske vannforekomster må derfor erkjenne de nye retningslinjene. Dersom fastsatte miljømål, som for små og mellomstore bekker til Gaula innebærer livskraftige sjørret (og/eller lakse-) bestander ikke oppnås, må tiltak for å oppnå miljømålet iverksettes.

Denne rapporten omhandler undersøkelser som er foretatt i små og mellomstore sidevassdrag i løpet av høsten 2017. Standard ungfiskundersøkelser, registrering av inngrep og generell problemkartlegging har hatt hovedfokus. I tillegg er det gjort anslag på tapt areal og redusert produksjonsevne i bekker og bekkesystemer med tilløp til nedre deler av Gaula, på strekningen fra Gaulosen til tettstedet Flå oppstrøms Kvål. Dette er gjennomført ved bruk av data og feltregistreringer innhentet fra feltarbeidet i 2017, de siste års problemkartlegginger i utvalgte vassdrag, samt data/kunnskap som eventuelt måtte finnes fra tidligere undersøkelser eller historiske beskrivelser. Synergien med pågående overvåkingsaktiviteter i Gaula og større sideelver er stor. De siste resultatene fra overvåkingsprogrammet i hovedelva Gaula og de større sideelvene er utgitt i årsrapporten for 2017 (Solem mfl. 2018).

2 Miljøpåvirkning i bekker til Gaula

Omfanget av menneskelig påvirkning i små sidevassdrag til nedre del av Gaula har økt i takt med økt behov for arealutnyttelse ved by- og tettstedsutvikling, og en økning i landbruksvirksomhet, vei/transport og industri. De fleste samfunnssektorene bidrar med forurensninger, inngrep og endringer i større eller mindre grad. De sektorene som bidrar med størst påvirkning er landbruk og kommunalt avløp, samtidig som både vei og jernbane har medført store påvirkninger fra Gaulosen og oppover Gauldalen, med henholdsvis Dovrebanen, E6, og en rekke fylkesveier, kommunale veier og private veier. I tillegg innvirker både nye og gamle traktorveier på bekkene.

Kommunalt avløp er i dag en stor forurensningskilde i by- og tettstedsnære bekker (Bergan & Nøst 2017), og mange tilløpsbekker til Gaula er lagt helt om, eller helt/delvis i rør under dyrkemark. Det er særlig etter andre verdenskrig at urbaniseringen skjøt fart i Trondheimsområdet og Midt-Norge (Bergan & Nøst 2017). Utvikling av boligområder, industri, veier og annen infrastruktur la økende beslag på arealer. Mange bekker fikk gjennom denne urbaniseringen betydelig redusert miljøkvalitet. Bekkestrekninger ble lagt i rør, og kloakkløsningene fram til omkring 1970 var til dels enkle, ofte med direkte utslipp til bekkene.

Gjennom de siste 60-70 årene har det også skjedd store forandringer i jordbruket, som i stor grad har påvirket både vannkvaliteten og egenskapene til bekker og vassdrag i Gauldalen. Etter 2. verdenskrig var det i Norge et sterkt ønske om størst mulig selvforsyning av matvarer. For å oppnå dette måtte korndyrkingen økes, og det ble satt inn statlige virkemidler for å dyrke mer korn i områder som var best egnet for korndyrking (blant annet rundt Trondheimsfjorden). Dette betydde økt press og påvirkning på bekker i landsbrukslandskapet til Gaula, der en stor del av landbruksarealet i dag utnyttes til korndyrking. En ytterligere opptapping skjedde fra midt på 1970-tallet, med statlig støttemidler til nydyrking og bakkeplanering, samt tilskudd til grøfting og bekkelukking. Denne ordningen eksisterte fram til slutten av 1980-tallet (Bergan & Nøst 2017). I løpet av disse nevnte tiårene skjedde en omfattende degradering av bekketrekkninger til Gaula, som tydelig kommer fram av historiske flyfoto fra perioden 1947 fram til i dag (<https://www.norgebilder.no/>).

Mange bekker kan ha fått en bedring i vannkvalitet som følge av tiltak i vann-/avløpsnett, og det er (stort sett) mindre avrenning av næringssalter fra landbruket, færre punktutslipp fra silo og/eller lekkasjer / uhell ved gjødsellager sammenlignet med for noen tiår tilbake. De siste årene overvåkingsundersøkelser viser likevel at kloakklekkasjer, uhellsutslipp og avrenning fra landbruk fremdeles utgjør en betydelig forurensningsbelastning for bekker og vassdrag i Gaulas nedbørfelt (Nøst 2002-2018, Bergan mfl. 2008, Berger mfl. 2008, Bergan & Arnekleiv 2009, Bergan 2011, Bergan 2012, Aanes & Bergan 2013, Bergan mfl. 2014, Solem mfl. 2014, Bergan & Aanes 2015, Bergan mfl. 2015a, Bergan mfl. 2015b, Bergan & Solem 2016, Bergan & Solem 2017, Bergan & Aanes 2017, Bergan & Aanes 2018).

Tidligere bekkeødeleggelser, både som følge av urbanisering og landbruksvirksomhet (**figur 1**), har ikke fått tilsvarende fokus på tiltakssiden, som f.eks. vannkvalitet har, i norsk vann- og vassdragsforvaltning. Mange bekker og bekkestrekninger er i dag derfor i svært liten grad restaurert eller gjenåpnet. I løpet av det siste tiåret er det likevel gjort (unntaksvise) tiltak ved noen av Gaulas opprinnelige anadrome bekkestrekninger, f.eks. i Lynga på Lundamo (Bergan & Solem 2017), som før tiltakene var en del av det tapte arealet for sjørret oppstrøms vandringsbarrierer i forbindelse med henholdsvis jernbane og vei (E6).



Figur 1. Senking, utgrøfting og kanalisering av bekkeløp relatert til landbruksaktivitet i tidligere høyproduktive sjørretbekker til Gaula. Langbekken på Melhus nedstrøms E6 i 2013. Dette er tilstanden for mange sjørretbekker til Gaula i dag, og gir ikke grunnlag for livskraftige sjørretbestander. Foto: Morten Andre Bergan.

2.1 Sjørretbestanden og bekker til Gaula: tilnærming til naturtilstand

Gauldalen har opprinnelig hatt et ukjent antall små tilløpsbekker og mellomstore sidevassdrag med produksjon av sjørret. Mange av disse har historisk sett vært viktige for sjørretproduksjon, som samlet sett har bidratt til en livskraftig sjørretbestand i Gaulavassdraget. All historisk informasjon tyder på at sjørretbestanden var svært tallrik. Dahl (1898) gjennomførte de første, kjente undersøkelsene med en vitenskapelig beskrivelse av fiskesamfunnet i Gaulavassdraget. Undersøkelsene ble gjort med notfiske, supplert med informasjon fra lokale personer og fiskere, samt egne observasjoner under feltarbeidet. I notfangstene var det et betydelig innslag av sjørret (Dahl 1898). Øvrig historisk informasjon viser at sjørret tidligere var gjenstand for et betydelig sportsfiske (Brekke 1940).

I perioden 1969-1971 plasserte Gaula seg innenfor topp tre i Norge ut fra innrapportert fangst i løpet av sportsfiskesesongen. Gjennomsnittsfangsten i denne treårsperioden var 2 646 kilo sjørret, som hadde en gjennomsnittsvekt på 0,8-0,9 kilo (**figur 2**). Korsen & Skotvold (1984) gjengir også figur over innrapportert offentlig fangststatistikk på sjørret fra elvefisket i Gaula i perioden 1966-83. Her viser figuren en variasjon fra i overkant av ett tonn (1982) til mer enn fire tonn (1976) innrapportert fangst av sjørret fra Gaulavassdraget. Dette er slik vi vurderer det minimumstall for fangst/beskatning, gitt datidens krav til innrapporteringsrutiner. En må videre anta en betydelig underreportering av fangstene av spesielt sjørret i de nevnte tidsperioden, da sjørret hadde lavere betydning for sportsfiskere sammenlignet med laksen, og dermed heller ikke samme status i forhold til innrapporteringen av laks. Parallelt med stangfisket foregikk det også etter det vi kjenner til et omfattende, ikke tallfestet uttak av gytemoden sjørret under og etter gytetiden i bekkene, der gytefisker ble benyttet til blant annet grisefor. Denne formen for høsting i gytebekkene (lystring, fangstfeller og andre fangstinnretninger) ble aldri innrapportert i tilsvarende offisielle fangststatistikker som stangfanget fisk.

De 20 beste norske laks- og sjørretelver
etter gjennomsnittsfangst i kg sjørret alene i årene 1969-70-71. Gjennomsnittsvækt av fisk for hvert år i kg, og gjennomsnittsvækt over de tre år 1969-71.

Nr.	Elv	Gj.snittsfangst 1969-70-71	Gjennomsnittsvækt			Gjennomsnittsvækt**) for de tre år 1969-71	Sjørretfangst i gjennomsnitt pr. km elv***)
			1969	1970	1971		
1	Driva (Sunddalselven)	3 822	*)	*)	*)	*)	45
2	Aurlandselven	3 611	2,0	2,0	2,0	2,00	533
3	Gaula i Trøndelag	2 646	0,9	0,9	0,8	0,87	24
4	Granvinsvassdraget	2 552	0,7	1,5	1,2	1,05	243
5	Stjørdalselven	2 060	1,4	1,0	1,1	1,10	40
6	Rauma	1 737	*)	*)	*)	*)	38,5
7	Namsen	1 658	1,0	0,9	0,9	0,93	24
8	Ælven (Ommedalselven)	982	2,4	2,2	1,2	1,57	124
9	Lærdalselven	701	1,7	1,9	1,4	1,64	29,4
10	Surna med Rinna	679	*)	*)	*)	*)	15,1
11	Orkla	606	0,9	1,3	1,0	1,06	7,6
12	Etneelven	464	0,9	0,9	1,0	0,94	25,9
13	Jølstra (Forde-elven) (Fra sjøen til Stakalde-	386	1,2	0,9	1,2	1,05	27,5

Figur 2. Foto av innrapportert fangststatistikk på sjørret for de 20 beste sjørretvassdragene i Norge i årene 1969-1971, publisert i bokform med ukjent tittel og forfatter. Foto: Morten Andre Bergan.

Denne antatte produktive naturtilstanden for sjørret i Gaulavassdraget, bekreftes også delvis gjennom overvåking i enkelte bekker og bekkestrekninger (tilsvarende **figur 3**) som fortsatt er intakte og lite utsatt for menneskelig påvirkning. Sammen med de gunstige klimatiske forholdene, egnet geologi (marine, kalkrike avsetninger), rikelig tilsig av kalkrikt grunnvann, samt elva Gaulas opprinnelige utforming, med mange kroksjøer, sideløp, våtområder/dammer, har dette gitt svært gode naturlige forutsetninger for produksjon av sjørret i tilløpsbekkene til vassdraget.



Figur 3. Naturtilstand for en vanlig sjørretbekk til Gaula i Melhus kommune. Foto fra urørt strekning ovenfor landbruk, bebyggelse og vei i Stjørdalselva ved Kregnes. Foto: Morten Andre Bergan.

De fleste av sideløpene, kroksjøene og dammene er i dag enten fylt ut og borte eller avstengt (habitatfragmentert) fra Gaulavassdraget, noe som betyr at svært viktige oppvekstområder og tilgang til tidligere gytebekker for sjørret her er tapt (se **figur 4** for historisk kart over tidligere sideløp ovenfor Kvål som illustrerer dette). Betydning av dette tapet av sideløp og kroksjøer/dammer for Gaula er ikke medregnet i det konkrete tapet av bekkestrekninger i vår rapport. Tapet av denne opprinnelige naturtypen for elva har hatt store konsekvenser for alt biologisk mangfold knyttet til vassdraget. Dette tapet og habitatfragmenteringseffektene i Gaula er belyst for andre livsformer enn fisk og akvatisk biologi i Åstrøm mfl. (2017), bl.a. for den terrestriske billen elve-sandjeger (*Cicindela maritima*), som i rødlista over truede og sårbare arter (Anonym 2016) er plassert i kategorien *Sterkt truet*.



Figur 4. Historisk kart fra 1869 over et elveparti ovenfor Kvål, som viser tilløpsbekker til sideløp og flommark i selve elveløpet til Gaula. Dette er nøkkelhabitat for sjørret. Slike habitater er i dag i praksis borte fra Gaulavassdraget, og det er svært vanskelig å si noe om i forhold til hva dette har betydd for Gaulavassdraget produksjonsevne for sjørret. Kartet er hentet fra Sejerstedt (1869).

Som en videreføring av tidligere problemkartlegging og ungfiskundersøkelser i sidevassdrag, gjør vi et anslag på tapt areal og produksjonsevne i utvalgte sjørretbekker i nedre del av Gaula (Trondheim og Melhus kommune). Dette gir grunnlag for å belyse hvilken betydning tidligere bekkedeleggelser har hatt for produksjonsevnen for sjørret i disse bekkene. De siste årenes tilgang på gode digitaliserte historiske og nye flyfoto, GIS-baserte oppmålingsverktøy, digitalisering av eldre kartgrunnlag, og etter hvert et bedre biologisk datagrunnlag for Gaulas sidebekker, gjør det nå mulig å kvantifisere endringene. I denne studien må vi ta utgangspunkt i naturtilstand, men erkjenner at dette er svært vanskelig, da mange inngrep og endringer går langt tilbake i tid, og data- og kunnskapsmangelen om naturtilstand er stor. Vi tar utgangspunkt i en antatt naturtilstand, men må erkjenne at inngrep og endringer går så vidt langt tilbake i tid at dette ikke er mulig for mange bekkesystemer. Derfor fungerer bra for perioden etter krigen (1947/1956) og fram til i dag (2017). I denne perioden finnes det eldre flyfoto av god nok kvalitet (1947), samtidig som det har vært en omfattende økning i miljøpåvirkning for bekker i Gaula og andre deler av Midt-Norge (Bergan & Nøst 2017).

3 Metode og omfang i 2017

I 2017 ble det gjennomført elektrisk fiske («elfiske») med bærbart elektrisk fiskeapparat av Paulsen-type (GeOmega Fa-4) og problemkartlegging i til sammen 19 sidevassdrag til Gaula på strekningen Gaulosen-Størenområdet (**tabell 1**). Sidevassdragene ligger i henholdsvis Trondheim kommune (nr. 1-5), Melhus kommune (nr. 6-16) og Midtre Gauldal kommune (nr. 17-19). Totalt 39 stasjonsområder (se **vedlegg 9.1** for kartreferanser) er undersøkt med elektrisk fiskeapparat i vassdragene, og det er gjennomført nøye befarings i flere bekkepartier i de samme vassdragene for å påpeke kjente eller avdekke nye og ukjente problemstillinger, som kan ha betydning for resultattolkningen og/eller i tiltakssammenheng. Undersøkelsene ble gjennomført i perioden fra 15. august til 20. september 2017, på gunstige vann- og miljøforhold for denne typen undersøkelser. **Vedlegg 9.2** viser tidspunkt og detaljerte fangstdata fra ungfishetellingene høsten 2017.

Tabell 1. Sidevassdrag og antall stasjoner undersøkt i 2017. Vassdragsnummer i rapporten, vassdrags-ID i Vann-nett, vassdragsnavn, antall undersøkte stasjoner og kommunetilhørighet.

Nr	ID – Vann-nett	Navn	St. (n)	Kommune
1	122-190-R	Bråbekken	2	Trondheim
2	122-172-R	Stordalsbekken (Storbekken)	3	Trondheim
3	122-497-R	Vadbekken (Lauglobekken)	1	Trondheim
4	122-270-R	Buskleinbekken	2	Trondheim
5	122-499-R	Eggbekken	4	Trondheim
6	122-77-R	Ratbekken	4	Melhus
7	122-145-R	Langbekken/Brubakkbekken	1	Melhus
8	122-78-R	Varmbubekken	2	Melhus
9	122-147-R	Stjørdalsbekken	1	Melhus
10	122-227-R	Kaldvella, nedre del	2	Melhus
11	122-227-R	Bortna (Kaldvella, nedre del)	1	Melhus
12	122-11-R	Møsta	1	Melhus
13	Ikke definert	Bekk ved Helgemo	1	Melhus
14	122-163-R	Lynga	4	Melhus
15	122-171-R	Gyllbekken	4	Melhus
16	122-162-R	Ørbekken /Skjerva	1	Melhus
17	122-159-R	Enganbekken	1	Midtre Gauldal
18	122-165-R	Skårvollbekken	1	Midtre Gauldal
19	122-97-R	Sandbekken	3	Midtre Gauldal

3.1 Ungfiskundersøkelser med tetthetsberegninger

På noen stasjoner i sidevassdragene ble det benyttet gjentatte overfiskinger og beregning av tetthet ved hjelp av den såkalte utfangstmetoden (Zippin 1958, Bohlin mfl. 1989). Andre stasjoner ble overfisket én gang. Tetthet av ungfisk på disse stasjonene ble beregnet ved å benytte en estimert, fastsatt fangbarhet. Fangbarheten er fastsatt fra stasjoner der utfangstmetoden og tre ganger overfiske ble benyttet, eller ved skjønn/ekspertvurdering basert på de siste års ungfisk-tellinger i tilløpsbekkene til Gaula. Lengdefordeling i materialet hos den enkelte bekk ga grunnlaget for alderstilørighet, som i denne rapporten er to aldersgrupper, henholdsvis årsyngel (0+) og eldre ($\geq 1+$). Det er tidligere fastslått betydelige forskjeller i alder og lengde (for både ørret- og laksunger) mellom vassdrag og mellom år i samme vassdrag, avhengig av bl.a. variasjon i vann-temperatur, fisketetthet, byttedyrtilgang, beliggenhet og vannkvalitet (f.eks. innhold av nærings-salter). Generelt sett vokser ungfisk i sidevassdrag i nedre del av Gaulavassdraget (Melhus om-egn) betydelig raskere enn i øvre del (Støren og oppover dalen). Det er også store lokale varia-sjoner innenfor de samme områdene avhengig av bekkens næringssaltstatus, nedbørfeltstør-relse, andel grunnvannstilsig og vannkvalitet for øvrig. Alderstilørighet er derfor satt spesifikt for hvert vassdrag, basert på erfaring og tidligere aldersanalyser fra ungfisk i bekker til Gaula. Vanlig lengdeintervall for årsyngel av ørret i sidebekker til Gaula i perioden august-oktober va-rierer mellom 40 og 75 mm, mens ettåringer og toåringer kan ha svært varierende lengder fra 70 til 130 mm. Alle ungfisk ble plassert i bøtter med rent, friskt vann for oppvåkning etter håndtering og bedøving, og deretter sluppet levende tilbake til vassdragene og stasjonen de ble fanget på.

I flere av sidevassdragene er det benyttet stasjoner i 2017 som også er undersøkt tidligere år. Noen av sidevassdragene er aldri tidligere problemkartlagt, og ble derfor i 2017 undersøkt for første gang. Det er fortsatt uavdekkede og uklare problemstillinger for mange av Gaulas små og store sidevassdrag, der vi har ukjent eller lite oppdatert kunnskap. Siste års overvåking viser også at stadig nye inngrep og endringer tilkommer eller avdekkes. Undersøkelsene i 2017 tok (som foregående år) derfor også sikte på problemkartlegging i nye sidevassdrag, i tillegg til å avdekke nye og eldre problemer i allerede kjente vassdrag, med hensyn til å synliggjøre mulige avbøtende tiltak for å oppnå miljømål etter vannforskriften. I noen vassdrag, f.eks. Langbekken (Melhus), Lynga (Melhus) og Buskleinbekken (Trondheim) er det nylig gjort tiltak, slik at under-søkelsene i disse vassdragene er lagt opp til å avdekke hvorvidt tiltakene fungerer etter hensik-ten.

3.2 Klassifisering av økologisk tilstand

Ungfisktetthetene fra alle stasjoner er anvendt til å klassifisere økologisk tilstand med laksefisk som kvalitetselement. Sammenslått tetthet av all laksefisk (både ørret og laks) fra naturlig ana-drome strekninger er vurdert etter forventningsverdier for fisketetthet (Sandlund mfl. 2013), i tråd med forslag i gjeldende veileder for klassifisering av økologisk tilstand (Anonym 2013). Tetthet-stallene fra elektrisk fiske er derfor brukt til å angi økologiske tilstandsklasser basert på ungfisk-tetthet (**tabell 2**), med forventningsverdier etter «Anadrom, habitatklasse 3» som utgangspunkt. Dette fordi vi tar utgangspunkt i at alle sidevassdrag til Gaula som er undersøkt har en velegnet habitatklasse med hensyn til sjøørret eller laks. Tidligere år er «Anadrom, habitat ikke beskrevet» benyttet som utgangspunkt, som har en noe lavere forventning til tettheter knyttet til de ulike tilstandsklassene.

Tabell 2. Forventningsverdier for tetthet av laksefisk i små lakse- og sjøørretførende vassdrag (fra Sandlund mfl.2013). *Anadrom: Sjøvandrende bestand. Stasjonær: Bestand som ikke vandrer ut av vassdraget. Allopatrisk: Uten andre, konkurrerende fiskearter til stede. Sympatrisk: I sameksistens med én eller flere konkurrerende fiskearter*

Tabell 7.1 Klassegrenser for vanntype bekker og små elver med laksefisk. Verdiene (antall ungfisk per 100 m²) for "habitat ikke beskrevet" gjelder der habitatdata ikke er registrert. Habitatklasse 1 er "lite egnet", habitatklasse 2 er "egnet", habitatklasse 3 er "velegnet". Nærvær av flere aldersgrupper (både 0+ og ≥1+) støtter en konklusjon om at bestanden er i god eller svært god tilstand. Ved eventuelt fravær av en aldersgruppe må årsaken vurderes nøye og tilstanden eventuelt flyttes ett trinn ned.

	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Anadrom, habitat ikke beskrevet	>70	69-53	52-35	34-18	<18
Anadrom, habitatklasse 2	>49	49-37	36-25	25-12	<12
Anadrom, habitatklasse 3	>81	81-61	60-41	40-20	<20
Anadrom sympatrisk, habitat ikke beskrevet	>19	18-15	14-10	9-5	<5
Anadrom sympatrisk, hab.kl. 2	>7	7-5	4-3	3-2	<2
Anadrom sympatrisk, hab.kl. 3	>25	24-19	18-13	12-6	<6
Stasjonær allopatrisk, habitat ikke beskrevet	>58	58-44	43-29	28-15	<15
Stasjonær allopatrisk, hab.kl. 1	>34	34-26	25-17	16-9	<8
Stasjonær allopatrisk, hab.kl. 2	>55	55-41	40-28	27-14	<14
Stasjonær allopatrisk, hab.kl. 3	>67	67-50	50-34	33-17	<17
Stasjonær sympatrisk, habitat ikke beskrevet	>10	10-8	8-6	5-3	<3
Stasjonær sympatrisk, hab.kl. 2	>3	3-2	2-1	<1	0
Stasjonær sympatrisk, hab.kl. 3	>14	14-11	10-7	6-4	<4

3.3 Beregning av tapt areal

Metoden som er benyttet for å beregne tapt areal og redusert produksjonsevne for bekker til Gaula følger den metodiske tilnærmingen og forslag publisert i Bergan & Nøst (2017) så langt det lar seg gjøre på det datamaterialet, kunnskap og kartgrunnlaget vi besitter for Gaulavassdraget. For detaljer knyttet til denne metodiske tilnærmingen vises det til følgende rapport:

Bergan, M. A. & Nøst, T.H. 2017. Tapt areal og produksjonsevne for sjørretbekker i Trondheim kommune- NINA Rapport 1354. Norsk institutt for naturforskning. Lenke til nedlasting: <https://brage.bibsys.no/xmlui/handle/11250/2446250>

Utvalgelse av sjørretbekker

I denne studien er sjørretbekker på strekningen Gaulosen –Flå kartlagt, en strekning på om lag 2,8 mil elvestrekning i Gaula. Nedre grense for utstrekning i Gaulosen er Bråbekken østsiden av elva og «Øyåsbekken» på vestsiden. Øvre utstrekning i Gaula er «Berglökkjebekken» på østsiden og Loa på vestsiden av Gaula (En eventuell videreføring av denne studien for 2018 og årene som kommer vil dermed fortsette fra disse bekkene i øvre grense og oppover Gaula).

Utvalget av bekker følger de samme kriteriekravene som nevnes i Bergan & Nøst (2017), og forutsetter at disse opprinnelig har vært (ved en antatt naturtilstand) eller fortsatt er, sjørrettførende, og dermed oppfyller eller har oppfylt følgende (lokale) kriteriekrav:

1. Tilstrekkelig helårsavrenning (nedbørfelt $\geq 1 \text{ km}^2$ og/eller rikelig grunnvannstilførsel)
2. Bekkebredde ≥ 1 meter, gradient som tillater oppvandring av sjørret.
3. Opprinnelig habitat bestående av egnete gyte- og oppvekstområder.
4. Utløp til nedre del av Gaula/Gaulosen.

Til sammen 25 bekkesystemer (**tabell 3**) inngår i studien av tilløpsbekker til nedre del av Gaula. Av disse er 20 bekker/bekkestrekninger valgt ut på bakgrunn av kunnskap innhentet på et eller annet tidspunkt gjennom overvåking, fiskebiologiske undersøkelser og feltbefaringer. I tillegg er det valgt ut fem bekker på bakgrunn av overnevnte kriteriesett og historiske flyfoto (www.norgebilder.no, <http://kart.finn.no>) fra perioden 1947 fram til 2016. Historiske kartgrunnlag og historiske opplysninger fra kjentfolk er også lagt til grunn for enkelte bekker, eller som støtte til flyfotovurderingene ved tvilstilfeller. Flere potensielle sjørretbekker er her utelatt. Inngrep og endringer i disse bekkene er gjennomført for lenge før 2. verdenskrig eller tidligere, og det er ikke mulig å fastsette hverken bekkenes opprinnelige vannvei, størrelse eller egnethet for sjørret. Det kan da være større tvil om bekkene oppfyller kriteriekravene vi har fastsatt. De 24 utvalgte bekkene anses derfor som et minimum av det som en gang var sjørrettførende bekker i det undersøkte vassdragspartiet av Gaula.

Bekkene (**tabell 3**) er sortert etter geografisk plassering i en gradient langs Gaula fra Gaulosen og oppover. I **kapittel 7** er det gjort kortfattede kommentarer/redegjørelser for den enkelte bekk i studien, samt at kartreferanser på samløp Gaula og naturlig anadrom vandringsbarriere er oppgitt i **vedlegg 9.3**. Unntaket her er bekker som sogner til Trondheim kommune (lok. 1-7). Disse er utførlig omtalt i Trondheim kommunes egne vannovervåkingsrapporter de siste årene (Nøst 2001-2017, samt kort redegjort for i Bergan & Nøst (2017).

3.4 Endring i sjørretførende strekninger og areal

Utgangspunktet for hver enkelt bekk har vært å fastslå hvor langt sjørret historisk kunne vandre, og hvor stort dette arealet nedstrøms naturlig vandringsbarriere var sammenlignet med i dag. Eksisterende forsøk på tilsvarende anslag har vist seg å være til dels svært upresise (Korsen 2004), eventuelt fastsatt der et inngrep i dag stopper for naturlige fiskevandring, uten å hensynta lokalisering av den naturlig vandringsbarrieren. Denne rapporten gjør en kartfesting av punktet der første naturlige stigning/gradient har stoppet oppvandring fra Gaula, og fastsetter bekkens opprinnelige hydromorfologiske egenskaper (bekkebredde og vannvei) i landskapet. Vi har i denne rapporten tatt utgangspunkt i bekkenes munning til Gaulas elvebredd ved høy vannføring (vannfylt elvebredd). Mange bekker dannet lengre (og produktive) bekkestrekninger i hovedløpet av Gaula ved lav sommervannføring og vinter, men dette arealet er ikke medregnet i våre beregninger. Unntaket er der bekker har munnet til tidligere sideløp og kroksjøer som i dag (av ulike menneskepate årsaker) er borte.

Bekkenes sjørretførende strekning (anadrom strekning) opprinnelig og i dag er målt opp, vurdert og fastsatt ved hjelp av følgende verktøy:

1. Internettbaserte kartverktøy med oppdaterte flyfoto fra perioden 1947 fram til i dag, herunder www.norgebilder.no og <http://kart.finn.no/>.
2. Fastsatt naturlig oppvandringsstopp enten ved befarings i felt eller ved gradient-vurdering av høydekoter på kart.

3.5 Produksjonsevne

De naturgitte forholdene i bekkene, dvs. vann- og habitatkvaliteten, sammenholdt med areal på sjørrettførende strekning, er bestemmende for den opprinnelige produksjonsevnen hos sjørretbekkene til Gaula. Begrepet produksjonsevne defineres i vår studie som «den evnen en bekk årlig har til å produsere sjørretsmolt». Beregning av opprinnelig produksjonsevne tar utgangspunkt i tilnærmingen til Bergan & Nøst (2017), men benytter 10 smolt per 100 m² i stedet for 12, 5 smolt per 100 m² (Se Bergan & Nøst 2017 for nærmere redegjørelse av produksjonsevne). I dag er både det tilgjengelige arealet for sjørret, og vann- og habitatkvaliteten redusert i mange bekker, som følge av menneskeskapte, hydromorfologiske og/eller vannkjemiske belastninger (jf. **kapittel 2**). Den reelle produksjonsevnen på det tilgjengelige restarealet i bekkene vil derfor i større eller mindre grad avvike negativt fra et naturlig produksjonspotensial på det samme arealet.

For å mer treffsikkert beregne dagens evne til produksjon av sjørretsmolt er det derfor nødvendig å «kalibrere» produksjonsevnen per tilgjengelige (for sjørret) arealenhet knyttet til bekkene. Dagens vann-/habitatkvalitet er for hver bekk ekspertvurdert ut fra skala fra 0 til 1 (**tabell 3**), der verdien 1 tilsvarer naturtilstand eller ingen endring, og 0 er arealer der det ikke lenger finnes livsgrunnlag for sjørret (uansett årsak). Målt ungfisktetthet og fiskeregistreringer utgjør hovedindikator for verdisetningen mellom 0 og 1, med støtte i andre data som bunndyrundersøkelser, vannkvalitetsmålinger og registreringer av fysisk habitatkvalitet (egnethet for gyting/oppvekst), kart/flyfotostudier og andre relevante feltregistreringer vi besitter om vassdragene. Det er ofte sammensatte årsaker til avviket fra verdien 1, som kan relateres til både forurensning/nedslamming og inngrep i en og samme bekk (**figur 5**). Noen bekker kan også ha tilfredsstillende vann- og habitatkvalitet, men konkrete inngrep (lukkinger, vandringshindre eller barrierer) hindrer sjørret i å benytte bekken som gyte- og oppvekstområde. Andre bekker kan ha vannkvalitet som viktigste begrensende faktor, mens andre igjen kan i dag være grøftede landbrukskanaler med muddersubstrat. Felles for dem alle er at de får redusert verdisetning og produksjonsevne. I **tabell 3** gis en oversikt over de antatt viktigste påvirkningsfaktorer og årsaker til redusert produksjonsevne knyttet til det enkelte bekkesystem i denne studien.



Figur 5. Vandringsbarrierer (t.v.), landbruksinngrep (se **figur 1**) og nedslamming (t.h.) – tre av de viktigste årsakene til tapt areal og redusert produksjonsevne i sjørretbekker til Gaula. Foto: NINA/Trondheim kommune.

Tabell 3. Oversikt over bekker/bekkesystemer som inngår i studien av tapt areal og redusert produksjonsevne. Ekspertvurdert kvalitetsbedømming av bekkestrekninger med oppgang av sjørrettbekker fra Gaula. Skala 0-1, der 1 er uendret og 0 er tapt fiskebestand. Oversikt over de viktigste påvirkningsfaktorer og årsaker til redusert produksjonsevne knyttet til den enkelte bekk.

Produksjonsevne dagens sjørrettførende strekning			
Vassdrag		Ekspertvurdering	
Nr.	Navn	Evne*	Påvirkningsfaktorer/ årsaker (Menneskeskapte)
1	Bråbekken	0	Drenering nedbørfelt og forurensning. Landbruk
2	Stordalsbekken	0	Forurensning, vandringsbarriere. Landbruk/vei.
3	Almlibekken	0	Drenering nedbørfelt. Landbruk.
4	Gravbekken	0,05	Drenering, utretting, vandringshinder. Landbruk/vei
5	Lauglobekken	0,5	Vandringshinder. Vei
6	Eggbekken	0,3	Forurensning. Vandringshinder. Landbruk.
6	Eggbekken: Ustbekken	0	Vandringsbarriere, forurensning, utretting. Landbruk. Deponi
6	Eggbekken: Buskleinbekken	0,5	Drenering nedbørfelt, vandringsbarriere. Landbruk
7	Søra	0	Drenering, forurensning, vandringsbarrierer. Urbanisering
7	Søra: Lersbekken	0	Forurensning, drenering, vandringsbarriere. Landbruk
7	Søra: Heggstadbekken	0	Forurensning, vandringsbarriere. Industri
8	«Øyåsbekken»	0,1	Bekkelukking, drenert nedbørfelt. Landbruk
9	Reitbekken	0,3	Utretting, bekkelukking, vandringshinder/-barriere.
10	«Nordre Jaktøybekken»	0	Lukking i dyrkamark, drenert nedbørfelt. Landbruk
11	Ratbekken	0	Vandringsbarriere, forurensning/nedslamming. Landbruk og vei.
11	Ratbekken, sidegreiner	0,1	Lukking i dyrkamark, drenert nedbørfelt. Landbruk
12	Langbekken	0,1	Vandringsbarriere, nedslamming. Landbruk. Jernbane. Vei.
12	Langbekken, sidegreiner	0	Bekkelukking, drenert nedbørfelt. Landbruk
13	Varmbubekken	0,05	Utretting, bekkelukking, vandringshinder/-barriere. Vei. Boliger
14	Loddbekken	0,5	Forurensning. Utretting. Urbanisering. Landbruk. Vei.
14	Loddbekken, sidegrein	0	Lukking. Landbruk. Vei.
15	Moabekken	0,3	Drenering, forurensning, utretting. Landbruk.
15	Moabekken: Svamparen	0	Drenering og oppdyrking. Landbruk.
16	Stygårdsbekken	0	Vandringsbarriere, lukking. Avrenning. Urbanisering.
17	Skjerva	0,5	Uavklart risikofaktor. Utretting. Landbruk.
18	«Bekk før Kvålsbrua»	0	Rørlagt. Landbruk
19	Kvålsbekken	0,5	Vandringshindre/-barrierer. Vei. Jernbane.
20	«Lera»	0,5	Vandringsbarriere. Utretting. Landbruk. Vei.
21	Loa	0,5	Vandringshinder. Nedslamming. Urbanisering, landbruk
22	Bortna	0,9	Utretting. Landbruk
22	Bortna -lukket strekning	0	Rørlagt. Landbruk /Vei.
23	Kaldvella- anadrom strekning	0,3	Forurensning, vandringshindre, utretting. Urbanisering/landbruk
23	Kaldvella -ovenfor demning	0	Vandringsbarriere. Fraføring av vann. Industri.
23	Kaldvella-tilløpsbekk	0	Forurensning. Vandringshinder/-barriere. Landbruk
24	Møsta	0,5	Erosjonssikring. Urbanisering. Forurensning. Landbruk
25	"Berglökkjebekken"	0	Lukking. Forurensning. Landbruk. Vei.

*Ekspertvurdert produksjonsevne i dagens tilgjengelige anadrome areal, med bakgrunn i eksisterende ungfisketellinger, eller med støtteparametre i vann- og habitatkvalitet (vannprøvedata, bunndyrundersøkelser og grovboniteringer/befaring) dersom dette er hensiktsmessig/ foreligger.

4 Resultater

4.1 Ungfisktetthet og artsfordeling

Resultatene for det enkelte sidevassdrag og den enkelte tilløpsbekk med lengdefordelinger og tetthet av ungfisk er sammen med øvrig problemkartlegging omtalt i **kapittel 6**.

Totalt overfisket areal i sidevassdragene i 2017 var 2 830 m², der størrelsen på stasjonene varierte mellom 25 og 201 m². Samlet fangst av ungfisk av ørret og laks var totalt 496 individer. Ørret dominerte som forventet markant i fangstene. Til sammen ble det fanget 469 ørretunger og 27 laksunger. Basert på lengde var 243 ørretunger antatt årsyngel, mens 226 individer ble klassifisert til å være ettåringer eller eldre.

Av de 27 laksungene som ble fanget var kun ett individ antatt årsyngel (lengde: 42 mm), mens de resterende 26 individene ble på bakgrunn av lengdefordelingen klassifisert til å være ettåringer eller eldre.

Ørret

Det var stor variasjon i tetthet for begge aldersgrupper av ungfisk ørret (0+; årsyngel og $\geq 1+$; ettåringer eller eldre, se **vedlegg 9.2**) i de undersøkte bekkene. Syv stasjoner i fire vassdrag var helt fisketomme. 17 av 39 stasjoner i til sammen åtte vassdrag hadde ikke årsyngel, mens åtte stasjoner i fem vassdrag var uten forekomst av eldre ørretunger. På stasjoner med årsyngel varierte tettheten mellom 1,3 til 74,6 ungfisk per 100 m². Høyeste tetthet av årsyngel ble funnet på stasjon 3 i Almli-/Lauglobekken. Ytterligere tre stasjoner i like mange vassdrag hadde årsyngeltettheter mellom 51,9 og 62,7 ungfisk per 100 m², mens resterende stasjoner hadde vesentlig lavere tetthetsnivåer fra 32,6 ungfisk per 100 m² og ned mot null. Foruten stasjoner der årsyngel ikke ble påvist, hadde syv stasjoner svært lave tetthetsnivåer av aldersgruppen, fra 1,3 til 9,3 ungfisk per 100 m².

For stasjoner som hadde ørretunger med alder $\geq 1+$ varierte tettheten fra 1,9 og opp til 36,7 ungfisk per 100 m². Høyeste tettheter ble funnet på stasjon 5c i Eggbekken (36,7 ungfisk/100 m²), stasjon 11 i Bortna (36,6 ungfisk /100 m²) og stasjon 9 i Stjørdalsbekken (32,4 ungfisk /100 m²). 12 stasjoner hadde tettheter av eldre ørretunger over 10 per 100 m², og varierte mellom 10,8 og 27,8 ungfisk per 100 m². Foruten stasjoner der aldersgruppen $\geq 1+$ ikke ble påvist, hadde 15 stasjoner tettheter mindre enn 10 fisk per 100 m² (1,9-9,9 fisk per 100 m²).

Laks

Laks ble i mindre grad registrert i de undersøkte bekkene i 2017. Årsyngel av laks ble påvist med kun ett enkeltindivid i Sandbekken (st. 19b. 2,6 årsyngel av laks per 100 m²). Eldre ungfisk (alder $\geq 1+$) av laks ble registrert på ni stasjoner i åtte vassdrag (Ratbekken, Langbekken, Stjørdalsbekken, Kaldvella, Bortna, Møsta, Lynga og Gyllbekken). Med unntak av Stjørdalsbekken (25,5 laksunger per 100m²) og Kaldvella (10,2 laksunger per 100 m²), var tettheten gjennomgående svært lav, og varierte fra 0,9 til 5,6 fisk per 100 m².

4.2 Økologisk tilstandsklassifisering

Tabell 4, 5 og 6 viser tilstandsklassifisering etter vannforskriften (Anonym 2013, Sandlund mfl. 2013) på bakgrunn av en samlet ungfisktetthet fra stasjoner i de undersøkte vassdragene. **Tabell 4 og 5** omfatter vassdrag i henholdsvis Trondheim og Melhus kommune, mens **tabell 5** omfatter vassdrag i Midtre Gauldal kommune.

For vassdrag tilhørende Trondheim kommune (**tabell 4**) oppnår kun Almli-/Lauglobekken «God økologisk tilstand», med en samlet tetthet av laksefisk på 75,2 ungfisk / 100 m². Øvrige stasjoner og vassdrag har store avvik fra miljømålet, og klassifiseres til enten «Dårlig økologisk tilstand» eller «Svært dårlig økologisk tilstand». Tre stasjoner i Eggbekken har en samlet ungfisktetthet som ut fra forventningsverdiene skulle gi henholdsvis «Dårlig økologisk tilstand» og «Moderat økologisk tilstand». Bestandsstrukturen er imidlertid sterkt avvikende fra forventning, der årsyngel er så godt som borte fra bekken i 2017. Dette gir grunn til å redusere den økologiske tilstanden ned en klasse. Årsaken til bortfallet kan knyttes direkte til et nylig avdekket menneskeskapt inngrep i nedre del av bekken, som stopper for oppgang av gytefisk i enkeltår (se **kapittel 6** for detaljer knyttet til denne vurderingen).

Tabell 4. Beregnet tetthet per stasjon (antall/100 m²) i 2017 av ørret og laks i små sidevassdrag til Gaula tilhørende Trondheim kommune. Kolonne «Ungfisk/100m²» er tilegnet fargekoder etter femdelt skala for klassifisering av økologisk tilstand (se tabell 2; anadrom, habitatklasse 3), basert på en klassifisering etter forventningsverdier i samme tabell. Siste kolonne oppgir antatte risiko- og påvirkningsfaktorer. Rød farge: Svært dårlig, Oransje farge: Dårlig, Gul farge: Moderat, Grønn farge: God, Blå farge: Svært god.

Trondheim kommune			
Vassdrag	St.	Ungfisk/100m ²	Risiko- og påvirkningsfaktor (-er)
Bråbekken	1a	0	Landbruk: Vannkvalitet, nedslamming, drenert nedbørfelt.
Bråbekken	1b	0	Landbruk: Vannkvalitet, nedslamming, drenert nedbørfelt.
Storbekken	2a	0	Landbruk: Vannkvalitet, nedslamming, drenert nedbørfelt.
Storbekken	2b	0	Landbruk: Vannkvalitet, nedslamming, drenert nedbørfelt.
Storbekken	2c	0	Landbruk: Vannkvalitet, nedslamming, drenert nedbørfelt.
Almli-/ Lauglobk.	3	75,2	Vannføringsavhengig vandringshinder Fv 707.
Buskleinbekken	4a	10,8	Landbruk: Vannkvalitet og drenering av nedbørfelt.
Buskleinbekken	4b	0	Vandringsbarriere vei. Landbruk.
Eggbekken	5a	14,6	Landbruk/Deponi: nedslamming. Vandringshinder vei
Eggbekken	5b	32,2*	Landbruk (nedslamming). Vandringshinder traktorvei
Eggbekken	5c	41,2*	Landbruk (nedslamming). Vandringshinder traktorvei
Eggbekken	5d	32,5*	Landbruk (nedslamming). Vandringshinder traktorvei

* Bortfall av årsyngel gir degradert økologisk tilstand (en tilstandsklasse ned)

For vassdrag tilhørende Melhus kommune (**tabell 5**) oppnår Ørbekken og Bortna «Svært god» økologisk tilstand, med samlet ungfisktetthet på henholdsvis 86,5 og 83,8 ungfisk/100 m². Videre oppnår Møsta «God» økologisk tilstand, med samlet tetthet på 73,9 ungfisk / 100 m².

I utgangspunktet har Stjørdalsbekken en samlet ungfisktetthet innenfor forventningsverdier til «God» økologisk tilstand, men årsyngel av ørret er (uventet) omtrent fraværende i bekken, slik

at tilstanden reduseres til «Moderat» økologisk tilstand. Resterende stasjoner og vassdrag har store avvik i samlet ungfisktetthet sammenlignet med forventning, og klassifiseres til «Dårlig økologisk tilstand» og/eller «Svært dårlig økologisk tilstand».

Tabell 5. Beregnet tetthet per stasjon (antall/100 m²) i 2017 av ørret og laks i små sidevassdrag til Gaula tilhørende Melhus kommune. Kolonne «Ungfisk/100m²» er tilegnet fargekoder etter femdelt skala for klassifisering av økologisk tilstand (se tabell 2; anadrom, habitatklasse 3), basert på en klassifisering etter forventningsverdier i samme tabell. Siste kolonne oppgir antatte risiko- og påvirkningsfaktorer. Rød farge: Svært dårlig, Oransje farge: Dårlig, Gul farge: Moderat, Grønn farge: God, Blå farge: Svært god.

Melhus kommune			
Vassdrag	St.	Ungfisk/100m ²	Risiko- og påvirkningsfaktor (-er)
Ratbekken	6a	2,8	Vei: Vandringsbarriere. Landbruk
Ratbekken	6b	30,8	Vei: Vandringsbarriere. Landbruk
Ratbekken	6c	27,4	Vei: Vandringsbarriere. Landbruk
Ratbekken	6d	18,7	Vei: Vandringsbarriere. Landbruk
Langbekken	7	8,1	Vandringsbarriere og hindre. Landbruk. Kloakk
Varmbubekken	8a	4,5	Vandringsbarriere og hindre. Landbruk. Kloakk
Varmbubekken	8b	6,7	Vandringsbarriere og hindre. Landbruk. Kloakk
Stjørdalsbekken	9	69,1	Uklar påvirkning og risikofaktor(-er)
Kaldvella	10a	33,7	Vandringshindre, vannkvalitet, nedslamming, inngrep
Kaldvella	10b	29,1	Vandringshindre, vannkvalitet, nedslamming, inngrep
Bortna	11	83,8	Vannkvalitet, inngrep.
Møsta	12	73,9	Erosjonssikring, vannkvalitet,
«Bergløkkjebekken»	13	0	Bekkelukking, vannkvalitet, landbruk
Lynga	14a	16,7	Vannkvalitet, kanalisering, landbruk, vei/jernbane
Lynga	14b	27,8	Vannkvalitet, kanalisering, landbruk, vei/jernbane
Lynga	14c	19,4	Vannkvalitet, kanalisering, landbruk, vei/jernbane
Lynga	14d	24,6	Vannkvalitet, kanalisering, landbruk, vei/jernbane
Gyllbekken	15a	25	Vei, vannkvalitet (boliger/landbruk), kanalisering
Gyllbekken	15c	20,8	Vei, vannkvalitet (boliger/landbruk), kanalisering
Gyllbekken, sidebekk	15d	3,3	Vei, vannkvalitet (boliger/landbruk), kanalisering
Gyllbekken	15e	9,8	Vei, vannkvalitet (boliger/landbruk), kanalisering
Ørbekken	16	86,5	Vandringshinder jernbane, steinsetting utløp Gaula

* Bortfall av årsyngel gir degradert økologisk tilstand (en tilstandsklasse ned)

For vassdrag tilhørende Midtre Gauldal kommune (tabell 6) oppnår ingen bekker miljømålet «God økologisk tilstand». En stasjon i Sandbekken har tetthetsnivåer innenfor «Moderat økologisk tilstand», mens øvrige stasjoner i denne bekken og Enganbekken oppnår «Svært dårlig» og «Dårlig» tilstand.

Tabell 6. Beregnet tetthet per stasjon (antall/100 m²) i 2017 av ørret og laks i små sidevassdrag til Gaula tilhørende Midtre Gauldal kommune. Kolonne «Ungfisk/100m²» er tilegnet fargekoder etter femdelt skala for klassifisering av økologisk tilstand (se tabell 2; anadrom, habitatklasse 3), basert på en klassifisering etter forventningsverdier i samme tabell. Siste kolonne oppgir antatte risiko- og påvirkningsfaktorer. Rød farge: Svært dårlig, Oransje farge: Dårlig, Gul farge: Moderat, Grønn farge: God, Blå farge: Svært god.

Midtre Gauldal kommune			
Vassdrag	St.	Ungfisk/100m ²	Risiko- og påvirkningsfaktor (-er)
Enganbekken	17	16,7	Vannkvalitet, industri, boliger, utretting, vandringsbarriere
Skårvollbekken	18	22,9	Vannkvalitet industri/landbruk, inngrep bekkeløp/nedbørfelt
Sandbekken	19a	42,1	Nedslamming grusuttak
Sandbekken	19b	29,6	Nedslamming grusuttak
Sandbekken	19c	15,4	Nedslamming grusuttak

4.3 Sjørrettførende strekninger før og nå

Tap av sjørrettførende bekkestreknings og areal

Resultatene for lengde- og arealberegningene i de 25 utvalgte bekkesystemene i nedre del av Gaula (strekningen Gaulosen –Flå) viser at antatt opprinnelig sjørrettførende strekning samlet sett er beregnet til om lag 68,2 kilometer, med et areal på over 309 000 m² (**tabell 7**). Enkelte bekkesystemer, som Søra (lok. 7), Ratbekken (lok. 9), Langbekken (lok. 10), Svamparen/Moabekken (lok. 13) og Kaldvella (lok. 21) sto her for et betydelig samlet areal tilgjengelig for sjørret ved en naturtilstand.

I dag er samlet, sjørrettførende strekning redusert til i overkant av 24 kilometer i de samme bekkesystemene, med et gjenværende areal under 97 000 m² (**tabell 7**). Dette betyr at en i dag har et konkret tap på mer enn 44 kilometer, eller 64,7 % (**tabell 9**), av opprinnelig sjørrettførende strekning i bekkesystemene. Arealmessig utgjør dette et bortfall på mer enn 212 000 m² tilgjengelig areal, det vil si 68,7 % i et konkret arealtap i dag (**tabell 9**). Den klart største reduksjonen i bekkelengde og –areal ser vi i de samme overnevnte bekkesystemene som tidligere var lengde- og arealmessig store, fortrinnsvis Søra (lok. 7, se eksempelkart for vassdraget i **figur 7**), Ratbekken (lok. 9, se **figur 6** for kart som viser tap knyttet kun til inngrep høsten 2017), Langbekken (lok. 10), Svamparen/Moabekken (lok. 13) og Kaldvella (lok. 21).

Tabell 7. Bekkelengde (meter) og -areal (kvadratmeter) før og nå for opprinnelig og/eller nåværende sjørrettførende bekker i Gaulosen og Gaula opp til områder ved Flå.

Lok.	Navn på bekk	Sjørrettførende strekning - før		Sjørrettførende strekning - nå	
		Lengde (m)	Areal (m ²)	Lengde (m)	Areal (m ²)
1	Bråbekken	360	720	360	540
2	Stordalsbekken	900	3150	512	1792
3	Almlibekken	330	660	141	282
4	Gravbekken	538	1345	533	1066
5	Lauglobekken	275	963	225	675
6	Eggbekken	3070	12280	1505	6020
6	Ustbekken	2020	6060	0	0
6	Buskleinbekken	1145	3435	445	1335
7	Søra	9690	38760	1060	4770
7	Lersbekken	660	1980	0	0
7	Heggstadbekken	445	1335	0	0
8	"Øyåsbekken"	745	1490	0	0
9	Reitbekken (Reitanbekken)	430	1075	210	315
10	«Nordre Jaktøyenbekken»	465	698	0	0
11	Ratbekken	4125	20625	225	900
11	Ratbekken sidegreiner	4165	10413	0	0
12	Langbekken (Brubakkbekken)	5786	23144	1370	6850
12	Langbekken sidegreiner	823	2058	0	0
13	Varmbubekken	1601	4003	1340	2680
14	Loddbekken	2590	12950	2340	10530
14	Loddbekken, tilløpsbekk	211	422	0	0
15	Moabekken	1929	5787	1380	3450
15	Svamparen (tjern/dammer)	450	44958	0	0
16	Stygårdsbekken	122	244	0	0
17	Stjørdalsbekken (Skjerva)	809	2832	800	2800
18	«Bekk før Kvålsbrua»	1560	3120	0	0
19	Kvålsbekken	380	2470	170	680
20	«Lera»	2060	4120	290	580
21	Loa (Lobekken)	1700	7650	1700	7650
22	Bortna	954	2862	954	2862
22	Bortna -lukket	1580	4740	0	0
23	Kaldvella- n/ demning	5378	34957	4978	24890
23	Kaldvella –o/ demning	4177	22974	0	0
23	Kaldvella-tilløpsbekk	929	1858	0	0
24	Møsta	3738	16821	3585	16132,5
25	«Berglökkjebekken»	2120	6360	0	0
Sum		68 260 m	309 358 m²	24 123 m	96 800 m²

Tabell 8. Bekkelengde (m) og -areal (m²) for opprinnelig og/eller nåværende sjørrettførende bekker i Gaulosen og områder ved Flå med og uten korrigering for dagens produksjonsevne i dagens tilgjengelige areal.

Lok.	Navn på bekk	Sjørrettførende strekning - nå		Produksjonsevne - nå	
		Lengde (m)	Areal (m ²)	Produksjonsevne	Reelt areal (m ²)
1	Bråbekken	360	540	0	0
2	Stordalsbekken	512	1792	0	0
3	Almlibekken	141	282	0	0
4	Gravbekken	533	1066	0,05	53
5	Lauglobekken	225	675	0,5	338
6	Eggbekken	1505	6020	0,05	301
6	Ustbekken	0	0	0	0
6	Buskleinbekken	445	1335	0,5	668
7	Søra	1060	4770	0	0
7	Lersbekken	0	0	0	0
7	Heggstadbekken	0	0	0	0
8	"Øyåsbekken"	0	0	0	0
9	Reitbekken	210	315	0,3	95
10	«Nordre Jaktøyenbekken»	0	0	0	0
11	Ratbekken	225	900	0	0
11	Ratbekken sidegreiner	0	0	0,1	0
12	Langbekken	1370	6850	0,1	685
12	Langbekken sidegreiner	0	0	0	0
13	Varmubekken	1340	2680	0,05	134
14	Loddbekken	2340	10530	0,5	5265
14	Loddbekken, tilløpsbekk	0	0	0	0
15	Moabekken	1380	3450	0,3	1035
15	Svamparen	0	0	0	0
16	Stygårdsbekken	0	0	0	0
17	Stjørdalsbekken	800	2800	0,5	1400
18	«Bekk før Kvålsbrua»	0	0	0	0
19	Kvålsbekken	170	680	0,5	340
20	"Lera"	290	580	0,5	290
21	Loa	1700	7650	0,5	3825
22	Bortna	954	2862	0,9	2576
22	Bortna -lukket	0	0	0	0
23	Kaldvella- n/ demning	4978	24890	0,3	7467
23	Kaldvella –o/ demning	0	0	0	0
23	Kaldvella-tilløpsbekk	0	0	0	0
24	Møsta	3585	16132,5	0,5	8066
25	"Berglökkjebekken"	0	0	0	0
Sum		24 123 m	96 800 m²		32 538 m²

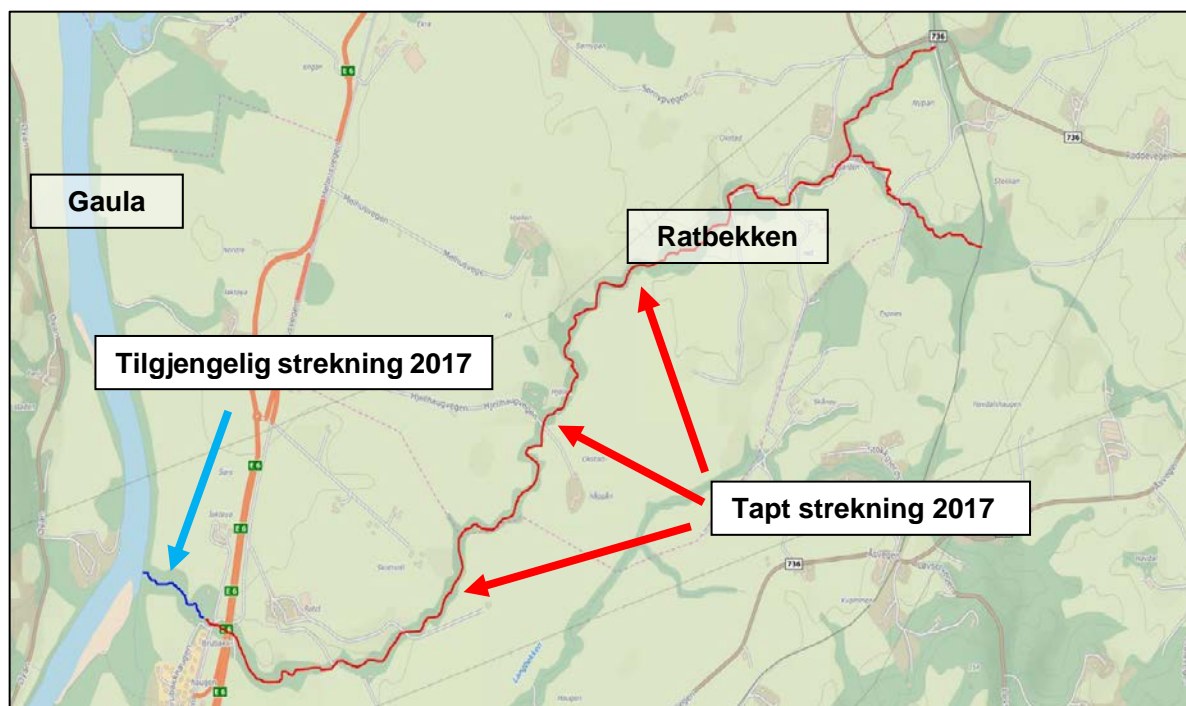
Tabell 9. Samlet lengde (m) og areal (m²) for 25 opprinnelig og/eller nåværende sjøørretførende bekkesystemer til Gaulosen og Gaula opp til områder ved Flå. Tap av lengde og areal (i dag) er angitt i prosent.

Sone	Sjøørretførende strekning					
	Lengde (m)			Areal (m ²)		
	Før	Nå	%-tap	Før	Nå	%-tap
Gaulosen-Flå	68 260	24 123	64,7	309 358	96 800	68,7

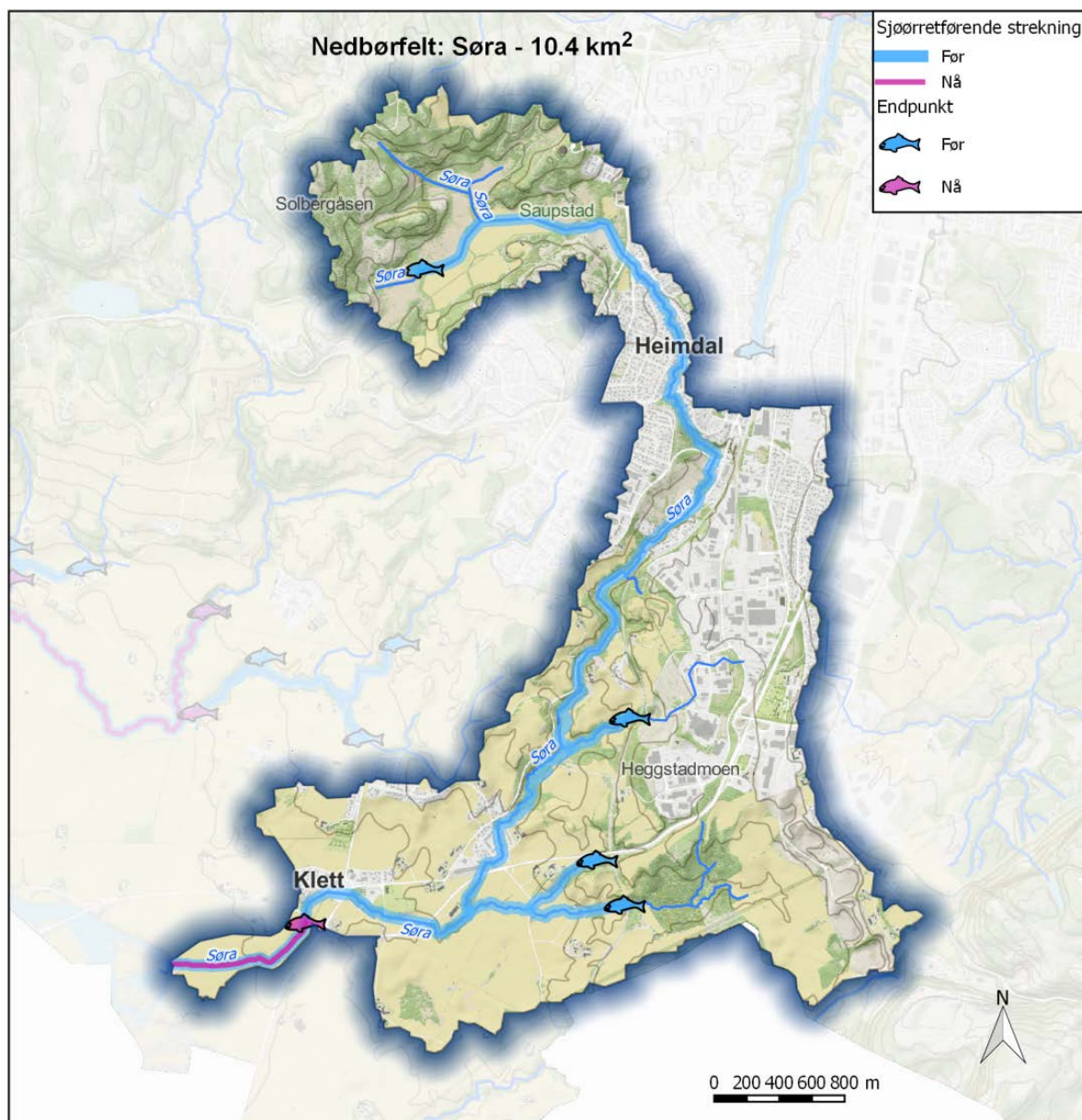
Tabell 10. Samlet areal (kvadratmeter) for 25 opprinnelig og/eller nåværende sjøørretførende bekkesystemer til Gaulosen og Gaula opp til områder ved Flå. Reelt tap er areal multiplisert med fastsatt produksjonsevne (0-1). Tap av areal (i dag) er angitt i prosent.

Sone	Sjøørretførende strekning				
	Areal (m ²)				
	Før	Nå	%-tap	Nå (reelt)	%-tap (reelt)
Gaulosen-Flå	309 358	96 800	68,7	32537	89,5

Med utgangspunkt i dagens gjenværende anadrome strekninger («restarealet») (**tabell 8**) er den reelle produksjonsevnen beregnet ved å multiplisere dagens tilgjengelige areal med en faktor fra 0 til 1 (**tabell 8**). Denne faktoren er (som nevnt i **kapittel 3.5**) fastsatt på bakgrunn av ungfisktelinger og øvrig data/informasjon på vann- og habitatkvalitet fra bekkesystemene, og utgjør et ekspertvurdert mål på dagens produksjonsevne i det restarealet som er tilgjengelig for sjøørret. Denne kalibreringen fører til at dagens tilgjengelige- men samtidig produktive- areal reduseres fra 96 800 m² til 32 538 m². Sistnevnte areal utgjør det reelle produktive arealet som er tilgjengelig for sjøørret. Reduksjonen av reell tapt produksjonsevne i bekkene går dermed fra et konkret arealtap på 68,7 % målt opp mot det opprinnelige, til 89,5 % i reell produksjonsevne (**tabell 10**).



Figur 6. Eksempel på tapt areal og produksjonsevne i Ratbekken (se **kapittel 6.2.1**), status per september/oktober 2017. Rød linje er tapt areal i 2017. Blå linje er tilgjengelig bekkestreking for sjørørret, men som har tilnærmet lik null produksjonsevne som følge av redusert vannkvalitet og nedslamming.



Figur 7. Eksempel på tapt areal og produksjonsevne. Kart over Sørå med tilløpsbekker, som viser tidligere sjørrettførende strekninger (til Blå fiskesymboler) og dagens strekning (til Rødt fiskesymbol). Dagens strekning er videre så vidt belastet vannkjemisk/hydromorfologisk (Bergan mfl. 2014) at reell produksjonsevne er lik null. Kart utarbeidet av Trondheim kommune, hentet fra Bergan & Nøst (2017).

Anslag på tapt sjørretproduksjon

Beregninger av årlig, gjennomsnittlig produksjonspotensial før og nå for sjørrettbekker til Gaula er vanskelig, og svært usikkert, da det ikke eksisterer ett vitenskapelig godt tallmateriale eller kunnskapsgrunnlag for denne type beregninger. Vi velger likevel å komme slike anslag i denne rapporten. Ved gi et slikt anslag på antatt sjørret som opprinnelig ble produsert årlig per m² i bekker til Gaula, er det mulig å si noe om hva tapet i reell produksjonsevne utgjør i antall sjørret. Med utgangspunkt i at en gjennomsnittlig sjørretbekk til Gaula har god egnethet for sjørret (se **kapittel 2.1**), benytter vi 10 sjørretsmolt per 100 m² i dette beregningsgrunnlaget, som da er forventningsverdien ved naturtilstand. Resultatene for de 25 bekkesystemene til Gaulosen og

Gaula viser dermed at opprinnelig produksjon av sjørretsmolt kan estimeres til i overkant av 30 000 individer (**tabell 12, figur 25**). I dag utgjør tilgjengelig areal et potensiale til å produsere i underkant av 10 000 sjørretsmolt, gitt god vann- og habitatkvalitet (egnethet) og uendret oppgangsmulighet tilsvarende opprinnelig tilstand. En reduksjon i reell produksjonsevne knyttet til dårligere vann- og habitatkvalitet (**tabell 9**) og/eller vanskeligere oppgangsforhold tilsier at faktisk produksjon i dag er ned mot om lag 3 300 sjørretsmolt i det tilgjengelige arealet. Det er stort sett kun lok. 20 - Bortna som i dag produserer sjørretsmolt tilsvarende nært en forventning i dagens tilgjengelige areal (produksjonsevne satt til 0,9 på bakgrunn av ungfisktellinger/habitatvurderinger), men dette vassdraget utgjør i dag arealmessig lite av det totale produksjonspotensialet for bekkesystemene i dag.

Tabell 11. Endring og tap i antatt smoltproduksjon (totalt antall fisk) knyttet til areal før, nå og nå (reelt antall) for sjørrettførende bekker til Gaulosen og Gaula. Reelt antall beregnes ut fra dagens tilgjengelige areal multiplisert med faktor på 0 (ingen produksjon) til 1 (uendret produksjonspotensial/-evne).

Produksjonsevne bekker til Gaulosen og Gaula (n/sjørretsmolt)				
10 sjørretsmolt/100 m ²		Før	Nå	
Lok.	Navn	Antall	Antall	Reelt antall
1	Bråbekken	72	54	0
2	Stordalsbekken	315	179	0
3	Almlibekken	66	28	0
4	Gravbekken	135	107	5
5	Lauglobekken	96	68	34
6	Eggbekken/Ustbekken	1834	602	30
6	Buskleinbekken	344	134	67
7	Søra	4208	477	0
8	"Øyåsbekken"	149	0	0
9	Reitbekken	108	32	10
10	"Nordre Jaktøyenbekken	46	0	0
11	Ratbekken	3104	90	0
12	Langbekken	2520	685	69
13	Varmubekken	400	268	13
14	Loddbekken	1337	1053	527
15	Moabekken/Svamparen	5079	345	104
16	Stygårdsbekken	24	0	0
17	Stjørdalsbekken	283	280	140
18	Bekk før Kvålsbrua	312	0	0
19	Kvålsbekken	247	68	34
20	"Lera"	412	58	29
21	Loa	765	765	383
22	Bortna	760	286	258
23	Kaldvella	5979	2489	747
24	Møsta	1682	1613	807
25	"Bergløkkjebekken"	636	0	0
Sum (≈ nærmeste hundre)		≈ 30900	≈ 9700	≈ 3300

5 Resultatvurdering

5.1 Ungfisktettheter

Det ble, som alle foregående år funnet svært varierende tetthetsnivåer av ørretunger i mange av de undersøkte sidebekkene til Gaula høsten 2017 (Solem mfl. 2014, Bergan 2015, Bergan & Solem 2016, Bergan & Solem 2017). Enkelte vassdrag og bekkestrekningslinjer er enten fisketomme eller mangler forventede aldersgrupper av laks- eller ørretunger. For de fleste vassdragene med lite eller ingen ungfisk, uansett aldersklasse, kan vi peke på konkrete forhold i selve vassdraget som hovedårsak til dette resultatet. Dette er omtalt i **kapittel 6** for de vassdragene det gjelder. Årsakene er først og fremst ulike menneskeskapte forhold knyttet til at gytefisk kan ha vanskelig for å vandre opp i vassdragene fra Gaula, redusert habitatkvalitet som ikke gir rom for vellykket gyting, samt inngrep og endringer som har gitt redusert skjulkapasitet, spesielt for eldre ørretunger. For noen vassdrag kan også redusert vannkvalitet som følge av punktutslipp, avrenning fra dyrkamark eller kloakktilførsler ha begrensende effekt på ungfiskbestanden. Flere bekker som det siste tiåret har hatt en stabil god produksjon viser nå en negativ trend i ungfisktetthetene, der årsakene kan knyttes til forhold i eller ved bekken, som dermed påvirker bekkens vannmiljøtilstand (se. f.eks. **6.3.2 Skårvollbekken** eller **6.3.3 Sandbekken**).

Vurdert etter forventningsverdier til tetthet for all ungfisk av laksefisk oppnår fire stasjoner (i fire vassdrag) av totalt 36 undersøkte stasjoner (i 19 vassdrag) en økologisk tilstand tilsvarende «God» eller «Svært God». Resterende stasjoner og vassdrag gis en økologisk tilstand som er «Moderat» eller dårligere, hvilket betyr at det må iverksettes tiltak for å øke fiskeproduksjon og ungfiskbestanden i vannforekomstene.

Den økologiske tilstandsklassifiseringen kan i mange tilfeller gi et tilfredsstillende bilde av situasjonen for mange av vassdragene, men stasjonsbasert tilstandsklassifisering har slik vi ser det enkelte svakheter som må påpekes. En forutsetning som må ligge til grunn er at bekkestrekningslinjene er mulig å undersøke med bærbart fiskeapparat, dvs. være vadbare og ikke for dype for å fange effektivt ($\leq 0,7$ meter, Forseth & Forsgren 2006). For de fleste vassdragsstrekningene i vår undersøkelse høsten 2017 er dette et mindre problem. En større svakhet med metoden er at stasjonsvis klassifisering i mange tilfeller kan gi et feil bilde av den totale reduksjonen i et vassdrags ungfiskbestand. Dette fordi ungfisktettheten ofte måles kun på bekkestrekningslinjer som er tilgjengelige for fisken, og har egnet vann- og habitatkvalitet i dag, men ikke nødvendigvis er representativt for hele vassdragets opprinnelige naturtilstand, inkludert den opprinnelige vann- og habitatkvaliteten. Denne problemstillingen synliggjøres på en bedre måte ved beregninger av tapt areal og redusert produksjonsevne i de noen av samme vassdragene (som vist i **kapittel 4.4**).

For ørret er det jevnt over de siste årene også funnet svært lave tettheter av så vel årsyngel som eldre ungfisk i mange av de små sidevassdragene med god vann- /habitatkvalitet (Solem mfl. 2014, Bergan 2015). Spesielt eldre ørretunger har tidligere vært på et minimum, noe som reflekterer enten lite gytefisk eller lav gytesuksess også i årene før 2013 og ved oppstarten av de årlige ungfisktellningene. Ørret med lengder tilsvarende ett- og toåringer var på et svært lavt nivå i 2014 (Bergan 2015), noe som var forventet ut fra resultatene fra undersøkelsene i små sidevassdrag i 2013 (Solem mfl. 2014). Her ble det konstatert omfattende svikt i rekrutteringen av ørret-årsyngel (fra gyting i 2012). Sviktende årsklassestyrker av eldre ørret i 2014 var dermed ikke uventet. Årsyngel av ørret syntes i 2014 å ha fått en markant oppsving i mange vassdrag sammenlignet med 2013. Ungfiskdataene fra 2015 viste en ytterligere positiv trend for årsyngel i mange vassdrag, noe som også gjaldt for enkelte vassdrag i 2016 (Bergan & Solem 2017). Nå i 2017 synes årsyngel-rekrutteringen å være generelt sett lav for mange vassdrag, mens eldre ørretunger har (for enkeltvassdrag) en økning. For de vassdragene det gjelder og som har flerårige data, kan dette knyttes til gode tettheter av årsyngel året før (Bergan & Solem 2017).

Dominansforholdet mellom laks og ørret er som forventet i de mindre sidevassdragene i Gaulavassdraget, med en tallmessig overvekt av ørret foran laks. Resultatene fra tilløpsbekkene i 2017 tilsvarer foregående års undersøkelser i vassdrag av samme type, der kun unntaksvise funn av laksunger anses som normalsituasjonen. Stjørdalsbekken ved Kregnes på Kvål representerer et unntak fra forventningene. Vassdraget er en typisk sjørretbekk, men domineres sterkt av eldre laksunger, og årsyngel av både laks og ørret er omtrent fraværende, uten at en kan peke på sikre årsaker til dette. Her forventes det at årsyngel av sjørret skal dominere bestanden årlig, mens enkeltår med gyting av laks kan unntaksvis gi høye tettheter av årsyngel laks i tillegg. Laksunger produsert i hovedelva er kjent for å vandre opp i sidebekker i både Gaula og andre større anadrome elver i Norge (Johansen mfl. 2005), og en må trolig anta at en vesentlig del eldre laksunger som ble fanget i Stjørdalsbekken høsten 2017 også kan ha gjort dette.

De siste års overvåking av sidebekker til Gaula viser at antallet bekker berørt av belastningsproblematikk (vandringshindre, inngrep, endringer og forurensing), er omfattende. Problemkartleggingen viser at inngreps- og forurensningsomfanget snarere øker enn avtar (resultatene i denne rapporten, Bergan 2015, Bergan mfl. 2015, Solem mfl. 2014). Det anses derfor som viktig å få satt i gang flere tiltak i en rekke sidevassdrag og bekker for å bedre oppgangsforhold, gytemuligheter og oppvekstsvilkår for ørretunger. Utbedring av vandringshindre og -barrierer, tiltak mot forurensning og naturhermende restaureringstiltak er viktige virkemidler for å styrke sjørretbestanden, og for å nærme seg vannforskriftens miljømål. Det vil også være like viktig å ivareta vassdrag som har tilfredsstillende vannmiljø- og helsetilstand i dag, for å sikre disse mot nye inngrep og forringelse i årene som kommer. Det kommer store utfordringer for flere viktige sjørretbekker i tiden framover, blant annet i forbindelse med bygging av ny E6 langs Gaula, der det blir særdeles viktig å utvise nødvendige hensyn til de berørte sjørretbekkene som den nye veien kommer i konflikt med. De store ødeleggelsene i Ratbekken og tap av så godt som hele gytingen høsten 2017 er et klart eksempel på dette (se **kapittel 6.2.1**). Uten føre-var hensyn og etterfølgende tiltak for å bevare sjørretbekkenes naturkvaliteter etter hvert som ny E6 bygges, vil det ha svært negative konsekvenser for sjørretbestanden i Gaula. Gitt dagens økende kunnskapsgrunnlag og gode kompetanse rundt naturhermende restaurering, eksemplifisert på en svært god måte av NVE under nylig utført erosjonssikring av Hofstadelva i Stjørdal (Bergan mfl. 2017), er det naturlig at det tas tilsvarende hensyn til sjørretbekker i Gaula som påvirkes av E6-omlegging.

På bakgrunn av ungfisktellingene i hele hovedelva Gaula og tilløpsbekker de siste fem årene framstår i dag små og mellomstore tilløpsvassdrag til Gaula helt avgjørende for å opprettholde en restbestand av sjørret i Gaulavassdraget (Solem mfl. 2014, 2016, 2017, 2018, Bergan 2015, Bergan mfl. 2015a, Bergan & Solem, 2016 og 2017). Betydningen disse har for sjørretbestanden i dag gitt dagens trusselbilde både i sjø og ferskvann, kan slik vi ser det ikke understrekes sterkt nok. Bekkearealene som fortsatt er intakte og fungerende er for en stor del beskjedne i dag, men den økologiske funksjonen disse har er dermed desto viktigere (Bergan mfl. 2011). Med enkle grep og kostnadseffektive tiltak kan det utløses et stort potensiale for hente igjen tapt areal og å styrke redusert habitatkvalitet i de samme bekkene. Potensialet i enkeltbekker som Ratbekken og Langbekken er stort (se **vedlegg 8.3**). Gjenoppretting av vandringsveier og styrking av gyteområder for sjørret er nøkkelfunksjonene som bør få mest fokus og som kan gjenvinnes i årene som kommer. Basert på den svært positive responsen ved ungfisktetthetene en har hatt i de få tiltaksbekkene som har fått gjenopprettet enten vandringsvei og/eller styrket habitatkvalitet (for eksempel Lynga, Langbekken og Eggbekken), så synes en satsing på denne typen tiltak utvilsomt formålstjenlig som et ledd i å hente tilbake en livskraftig sjørretbestand i Gaula.

5.2 Tapt areal og redusert produksjonsevne

Kartleggingen av tapt av real og redusert produksjonsevne i 25 sjørretbekker i nedre del av Gaulavassdraget viser at det har skjedd et betydelig tap av tilgjengelig areal for sjørret, og at habitatkvaliteten/produksjonsevnen på det arealet som er igjen i tillegg er svært redusert. Et samlet tap i antall («bekke-») meter på mer enn 44 kilometer utgjør et bortfall på mer enn 212 000 m² tilgjengelig areal sammenlignet med en antatt opprinnelig status. Dette utgjør i dagens tilstand et arealtap på 68,7 %. Siden «restarealet» som fortsatt er helt eller delvis tilgjengelig for sjørret i bekkene er redusert som følge av et samvirke mellom organisk belastning, forurensning og vanskeligere oppgangsforhold, økes det reelle tapet produksjonsevne til 89,5 %. Resultatene er tilnærmet identisk med Bergan & Nøst (2017) sine beregninger for sjørretbekker tilhørende Trondheim kommune. Her ble det konkrete arealtapet estimert til om lag 70 %, og økte til om lag 90 ved en tilsvarende kalibrering av produksjonsevne i dette tilgjengelige restarealet.

Det er en del usikkerheter knyttet til våre kartstudier og lengde/arealberegninger. Mange bekkestrekninger overses fordi inngrepene skjedde for langt tilbake i tid, samt at inngrepene er så vidt omfattende at det er vanskelig å gjøre gode oppmålinger og vurderinger i dag. Andre bekker overvurderes med hensyn til opprinnelig egnethet, lengde på anadrom strekning og produksjonsevne av samme årsaker. Likevel anser vi tilnærmingemetoden i denne studien som et godt og kostnadseffektivt utgangspunkt for å tallfeste endringene som har skjedd i bekkene fram til i dag.

Beregninger av årlig, gjennomsnittlig produksjonspotensial før og nå for sjørretbekker til Gaula er vanskelig, og svært usikkert, da det ikke eksisterer ett vitenskapelig godt tallmateriale eller kunnskapsgrunnlag for denne type beregninger. Vi velger likevel å komme slike anslag i denne rapporten, da vi anser formålet med å få tallfestet en reduksjon av sjørretbestanden knyttet til faktorer i bekkene som viktigere enn presisjonen i estimatet per i dag. Omregnet til antall årlig produserte smolt utgjør dagens produksjonspotensial nærmere 3300 smolt totalt i bekkesystemene. Dette er kritisk lavt sammenlignet med utgangspunktet (antatt naturtilstand), som er beregnet å ha vært mer enn 30 000 for de samme bekkesystemene.

Kort oppsummert anser vi våre anslag og beregninger som minimumsestimater på tapt areal og produksjonsevne knyttet til bekkesystemer i Gaulavassdraget. Dette studiet fanger ikke opp tapt areal knyttet til det fulle omfanget av hydromorfologiske endringer og inngrep i Gaulas hovedløp; erosjonssikring i elvesvinger, grusuttak og lignende inngrep, som har medført at elveleiet til hovedløpet har mistet mange til dels lange sideløp/ forgreininger med helårsavrenning og krok-sjøer. Disse er godt synlige på historiske flyfoto, og er blant annet grundigere studert for terrestriske biller i Åstrøm mfl (2017) for enkelte partier av Gaula. Dette utgjorde vanndekte habitater av historisk stort omfang for Gaula, som tidligere fungerte som svært viktige oppvekst- og gyteområder for (spesielt arten) sjørret i Gaulavassdraget, ofte med en eller flere tilløpsbekker til sideløpet/kroksjøen i tillegg. Restaurering av slike «bekker i hovedelva» har gitt god suksess i andre midt-norske laks/sjørretvassdrag (Kjøsnesbekken, se Kjøsnes 2016). «Gammel-elva» ved Kvål er et slikt opprinnelig våtmarks- og kroksjøsystem i et flomløp av Gaula, med tilløp av flere småbekker omkring jernbanelinja ved Nyhusberget som potensielt kan ha fungert som gytebekker. Potensialet for produksjon av sjørret i slike opprinnelige våtmarks-systemer kan ha vært stort, men er ikke medregnet i denne studien. Data- og kunnskapsgrunnlaget er for lite, inngrepsomfanget så vidt stort og langt tilbake i tid at dette per i dag er umulig å gjøre treffsikre vurderinger knyttet til dette.

Veldig mange av de små og mellomstore bekkene som er omfattet av tapt areal i Gaulavassdraget kan være tapt for alltid, som følge av drenering av myr og våtmark, som har medført tap av vanngrunnlaget, etterfulgt av omfattende lukkinger. Det må gjøres grundigere vurderinger knyttet til hvor hensiktsmessig eller samfunnsøkonomisk riktig det er å rette fokus mot å tilbakeføre disse, samtidig som man må være klar over tapet. Tilsvarende gjelder for tidligere kroksjøer, våtmarksområder og sideløp. Dette er svært viktige vassdragsbiotoper, som vi enten har mistet eller er i ferd med å miste mye av i de fleste norske vassdragssystemer i dag. Samtidig synliggjør studien store restaurerings- og tiltaksmuligheter for mange sidebekker, som med relativt små

midler kan tilbakeføre til tilfredsstillende produksjonsevne. Et omfattende, men urealisert, produksjonspotensial ligger ubenyttet i mange av sjørretbekkene i dag. Det er nå på høy tid at ansvarlige aktører og vannforvaltningen tar dette inn over seg, og setter i gang med utarbeiding av større, koordinerte tiltaksplaner, som munner ut i restaureringsprosjekter for Gaulavassdraget og de viktigste sidebekkene som ligger nede for telling per i dag. Dette må komme som et tillegg til dagens praksis med forenklede fiskeforsterkende tiltak med lavt omfang, ofte utført på dugnad eller med svært beskjedne midler. Tiltakene må rettes inn mot de vassdragsystemene som det er mest på hente igjen biologisk/vannøkologisk, samtidig som samfunnsøkonomien i arbeidet er tilfredsstillende. Dersom eksempelvis, Langbekken og Ratbekken (direkte tiltak på vandringsveier og bedring av vannkvalitet/habitattiltak i begge bekkesystemer) får tilbake et tapt areal og habitatkvalitet tilsvarende et oppnåelig, realistisk nivå (se **vedlegg 8.3**), så kan dette medføre en økt produksjonsevne på flere tusen sjørretsmolt alene i det samlede produksjonsregnskapet for sjørretbekkene til Gaula i dag.

5.3 Bruk av resultatene i forbindelse med vannforskriften

Klassifisering av økologisk tilstand med laksefisk som kvalitetselement er fram til nå gjort på bakgrunn av tetthetsdata fra stasjoner i små vassdrag (Anonym 2013- revidert 2015, Sandlund mfl. 2013, Bergan mfl. 2011). Tapet av areal knyttet til de samme vassdragene som er elfisket stasjonsvis er ikke synliggjort, og kun dagens tilgjengelige areal er med i klassifiseringsgrunnlaget. Altså klassifiseres tilstanden mer ut fra vannmiljøtilstanden (vannkvalitet og habitatkvalitet) i restarealet i vassdragene, uavhengig av det faktiske utgangspunktet, som er antatt naturtilstand. Fra et faglig, bestandsforvaltningsrettet ståsted kan man derfor stille seg spørsmålet om en foretar en god nok tilstandsklassifisering for små vassdrag ved bruk av slike stasjonsdata. Intensjonen ved en økologisk tilstandsklassifisering er (ifølge retningslinjene fra EU/ vanddirektivet) å synliggjøre endringer i fiskebestander, og at dette skal utgjøre grunnlaget for den økologiske tilstanden. Synliggjøring av tapt areal og redusert produksjonsevne er i så måte en vesentlig bedre parameter for å kvantifisere endringer i sjørretbestanden knyttet til menneskeskapte faktorer i hver enkelt sjørretbekk og samlet sett. Eksempelvis vil en samlet tilstandsklassifisering for de 25 kartlagte bekkesystemene i Gaula i denne studien tilsvare nærmere 90 % tap i produksjonsevne, og dermed tilsvarende nedgang i fiskebestanden av sjørret knyttet til vannforekomstene. I foreslåtte fiskeindekser/tabeller utarbeidet for vannforskriften (se f.eks. tabell 7.2 i klassifiseringsveilederne (Anonym 2013, revidert 2015, som er gjengitt i **tabell 12** under) tilsvarende bestandsreduksjonen grensenivået mellom «Dårlig økologisk tilstand» og «Svært dårlig økologisk tilstand». Denne tilstandskategorien anser vi som en rimelig treffsikker tilstandsklassifisering samlet sett, utfra vår ekspertvurdering og faglige kjennskap til bekkesystemene i denne studien. For å komme nærmere et miljømål, kan en i det videre arbeidet med tiltak velge ut enkeltbekker i prioriteringsrekkefølge, og etter hvert senke prosentandelen tapt areal/produksjonsevne til nivåer som er innenfor fastsatte grensenivåer etter vannforskriften.

Tabell 12. Menneskeskapte endringer i bestandsstørrelse for sjørretbestander i mindre vannforekomster.

Tabell 7.2 Klassifisering av anadrome aurebekker og mindre elver (dvs. dominerende art er sjøaure) basert på forekomst av de naturlige forekommende artene og bestandsstørrelse av sjøaure på anadrom strekning (basert på kvantitativt prøvafiske).					
Klasse	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Alle forventede arter tilstede?	Alle	Alle	Minst en art mangler	>1 art mangler	Ikke fisk
Menneskeskapte endringer i bestandsstørrelse	- 10 %	- 10-25 %	- 25-50 %	- 50-90 %	- 90-100 %

6 Vassdragsvis oppsummering

6.1 Trondheim kommune

6.1.1 Bråbekken og Storbekken

Bråbekken og Storbekken (Stordalsbekken) (**figur 8**) er to tilløpsbekker som munner med kun 80 meters mellomrom til ytre Gaulosen ved Bråleiret. Begge bekkene var fisketomme i 2017. Tidligere undersøkelser har heller ikke påvist fisk i Bråbekken, mens enkeltindivider av eldre ørretunger har blitt registrert i Storbekken (Bergan mfl. 2008). Begge vassdrag er vurdert å opprinnelig hatt naturlig egenproduksjon av sjørret (Bergan & Nøst 2017). Bråbekken og Storbekken har mesteparten av nedbørfeltet drenert, oppdyrket og urbanisert, og dette gjør at begge vassdragene er sårbare for uttørking sommerstid og bunnfrysing vinterstid. Tidligere kystmyr- og skogsområders vannmagasineringskapasitet er ikke lenger tilstede for bekkene, og grunnlaget for fullendt livssyklus for sjørret er i dag dårlig. Bråbekken har derfor ikke naturlig sikker helårsavrenning og tilstrekkelige livsvilkår for sjørret i dag. Trolig har fortsatt Storbekken, med noe større nedbørfelt og/eller grunnvannstilsig, fortsatt tilstrekkelig helårsavrenning og muligheter til å produsere sjørret. Likevel, en markant næringssaltanrikning, partikkelforurensning, nedslamming og erosjonsproblematikk knyttet til omkringliggende landbruk gjør bekken uegnet for gyting av sjørret i dag. Veikulverten under Fv 707 Leinstrandvegen var vandringsstoppende i 2006 (Bergan mfl. 2008), men dette er utbedret ved terskler i dag, uten at dette har fått sjørreten tilbake av overnevnte hydromorfologiske og vannkjemiske årsaker.



Figur 8. Storbekken opp mot terskler og kulvert under Leinstrandvegen i august 2017. Turbid vann, synlig nedslammet bekkebunn og algebegroing. Foto: Morten Andre Bergan.



Figur 9. Storbekken nedstrøms Leinstrandvegen i august 2017. Naturlig bekkeløp, men synlig nedslammet bekkebunn etter bl.a. avrenning fra landbruksområder og boliger oppstrøms. Foto: Morten Andre Bergan.

6.1.2 Lauglobekken

Lauglobekken har sitt opphav fra Lauglovatnet og et relativt intakt omkringliggende nedbørfelt. Ungfisktellene på ett stasjonsområde i nedre del ovenfor kulvert under Fv 707 viste tilfredsstillende tettheter av både årsyngel og eldre ørretunger høsten 2017. Tidligere undersøkelser har avdekket lavere tettheter (Bergan mfl. 2008), og dette kan trolig knyttes til ustabile oppgangsmuligheter under Fv 707 Leinstrandvegen (**figur 10**), der veikulverten er noe ugunstig utformet for lett forbivandring for gytefisk. Trolig passerer gytefisk ved enkelte vannføringer, men i enkeltår kan inngrepet føre til tapt gyting og produksjon. Vann og miljøkvaliteten i bekken er tidligere vurdert å være god til svært god på bakgrunn av bunndyrundersøkelser (Bergan 2012).



Figur 10. Veikrysning i kulvert under Fv 707 Leinstrandveien i 2015, etter at NINA la ut storstein og trevirke for å forøke å avbøte på vanskelige oppgangsmuligheter for sjørøret. Foto: Morten Andre Bergan.

6.1.3 Buskleinbekken og Eggbekken

Buskleinbekken (tilløpsbekk) og Eggbekken munner ut i Gaulosen/nedre del av Gaula nedstrøms Udduvoll bru. Vassdragene er et viktig sjørretvassdrag i nedre del av Gaula, og har tidligere, sammen med tilsigsgreina Ustbekken utgjort et viktig bidrag til sjørretbestanden i Gaula. Ustbekken er uten produksjon av sjørret i dag, som følge av både redusert vannkvalitet (Nøst 2015), partikkelforurensing fra landbruk og deponi (Bergan 2018, se også **figur 16**) og vandringstoppende inngrep (Bergan 2015). I 2017 ble det opprettet fire stasjoner i anadrom strekning av Eggbekken; en i nedre del som tidligere år (st. 5a), en i midtre del (st. 5b), og to i øvre del (st. 5c og 5d, se **figur 11**) like nedstrøms naturlig stopp i foss for sjøvandrende laksefisk.



Figur 11. Eggbekkens viktige gyteområder for sjørret i øvre anadrom del. Foto: Morten Andre Bergan

Ungfisktetthetene i 2017 (**vedlegg A**) viser gode bestandsnivåer av eldre ørretunger, noe som reflekterer til dels svært høye tettheter av årsyngel året før (Bergan & Solem 2017). Det er imidlertid en kollaps i produksjonen av årsyngel som skulle ha stammet fra gyting høsten 2016. Årsaken til dette kan knyttes til et nylig avdekket inngrep i nedre del av Eggbekken. Her går en eldre traktorvei over bekken, der kulverten framstår som vandringstoppende på alle vannføringer egnet for oppgang av gytefisk (**figur 12**). Interessepunktet ble spesielt befart den 25.04.2018 av NINA og Trondheim kommune (**figur 13**). På bakgrunn av denne befaringen ble det fastsatt at inngrepet i prinsippet i dag utgjør en mer eller mindre permanent vandringsbarriere for oppgangsfisk av sjørret. Vannhastigheten er langt over kriteriekrav for forbivandring av fisk uansett størrelse, noe som skyldes underdimensjonert kulvert i forhold til vannmengde og bekkegradient. Videre er inngangen til kulverten svært ugunstig, delvis svevende i lufta, der også utglidninger/dumping av stein kan ha ytterligere forverret situasjonen de siste årene.

Dette inngrepet, inkludert summen av tre (se ett eksempel i **figur 14** og **15**) andre vandringshindrende landbruksveier (som også ble avdekket på strekningen ned mot samløp til Gaula/Gaulosen, og som nylig har fått forverret oppgangsforhold, blant annet ved dumping av betongklosser/stein), forklarer da tidligere og senere års svært store variasjoner i produksjon av sjørret i

bekken (se Bergan & Solem 2017). Oppgangsforholdene har ført til uregelmessige kollaps i sjørørretbestanden i Eggbekken siden traktorveien og dagens kulvert ble anlagt (traktorveien er synlig på flyfoto helt tilbake til 1947). I dag anses effekten å gi 100 % tapt areal på strekninger oppstrøms. Helt konkret fører inngrepet til at Eggbekken ikke lenger har egnede gyteområder. Restarealet for sjørørretene nedstrøms inngrepet er sterkt nedslammet, og kan utelukkende fungere som oppvekstområde. Svært gode gyteområder finnes bare ovenfor inngrepet, der det nylig er tilført gytesubstrat av TOFA og engasjerte sportsfiskere med støtte fra miljømyndighetene.

For å oppnå miljømål etter vannforskriften må kulverten under traktorveien utbedres, samtidig som flere av de nedenforliggende landbruksveiene også må utbedres i forhold til oppvandringsmuligheter for sjørørret. Det vil være helt avgjørende for Eggebekkens framtidige produksjonsevne for sjørørret å få gjennomført tiltak ved disse veikrysningene. Det påpekes av kjentfolk til vassdraget at Eggbekken har svært mye søppel, gammelt skrot og lignende avfall (både potensielt miljøskadelig avfall og ordinært søppel/skrot) nær bekkeløpet. Bekkeløpet nedstrøms Fv 707 bærer preg av denne forsøplingen, som bør fjernes. Dette ble også avdekket av Trondheim kommune og NINA under befarings i april 2018.



Figur 12. Stort foto: Flyfoto fra 2016. Gul pil: traktorveikrysning over Eggbekken stopper regelmessig, årlig oppgang av sjørørret til viktige gyteområder lenger opp i bekken. Flyfoto: <https://kart.finn.no/>. Lite, innfelt foto: Screenshot fra video av inngrepet, tatt den 18. november 2017. Video: Lars Eivind Nielsen/privat.



Figur 13. Landbruksvei stopper for alle oppgang av sjørrret til gyteområder i Eggbekken. Foto fra april 2018. Foto: Morten Andre Bergan.



Figur 14. Betongklosser, stein og lignende dumpet i Eggbekken ved landbruksveikrysning forverrer allerede vanskelige oppgangsførhold. Foto fra april 2018. Foto: Morten Andre Bergan.



Figur 15. Betongklosser, stein og lignende er dumpet i Eggbekken ved landbruksveikrysning. Dette forverrer allerede vanskelige oppgangsforhold som følge av krysningen. Foto fra april 2018. Foto: Morten Andre Bergan.



Figur 16. Samløp Eggbekken (blankt vann til venstre) og Ustbekken (turbid vann til høyre). Ustbekken utgjør en stor påvirkning gjennom nedstrøms partikkelforurensning og nedslamming av gyte- og oppvekstområder for sjørret i Eggbekken. Årsaken er knyttet til intensivt drevet landbruk og nylig anlagt deponi i øvre del av Ustbekken. Foto: Morten Andre Bergan.

I Buskleinbekken ble to stasjoner undersøkt i forbindelse med vandringsbarriere ved kulvert under Fv 707 Leinstrandvegen. Denne kulverten ble i 2012/2013 forsøkt utbedret av Statens vegvesen, etter å ha stengt for oppgang avsjørret siden veien ble anlagt. Resultatene fra 2017 viser, som i 2016 (Bergan & Solem 2017), at tiltaket ikke har fungert etter hensikt. Sjørret klarer ikke å passere veikulverten. I 2017 ble moderat til lave tettheter av årsyngel ørret registrert helt oppunder veien, men ikke ovenfor. Strekningene ovenfor veien er fisketomme. Statens Vegvesen anbefales å utbedre nevnte problempunkt for at sjørret skal kunne ta i bruk gode gyteområder ovenfor veien, og føre Buskleinbekken nærmere et miljømål etter vannforskriften. I oktober 2017 ble det påvist flere nyanlagte gytegroper av stor sjørret nedstrøms Fv 707 (Bergan 2018, se foto av strekningen i **figur 17**).



Figur 17. Buskleinbekken nedstrøms Fv 707 har svært gode gyteområder for sjørret. Foto: Morten Andre Bergan.

6.2 Melhus kommune

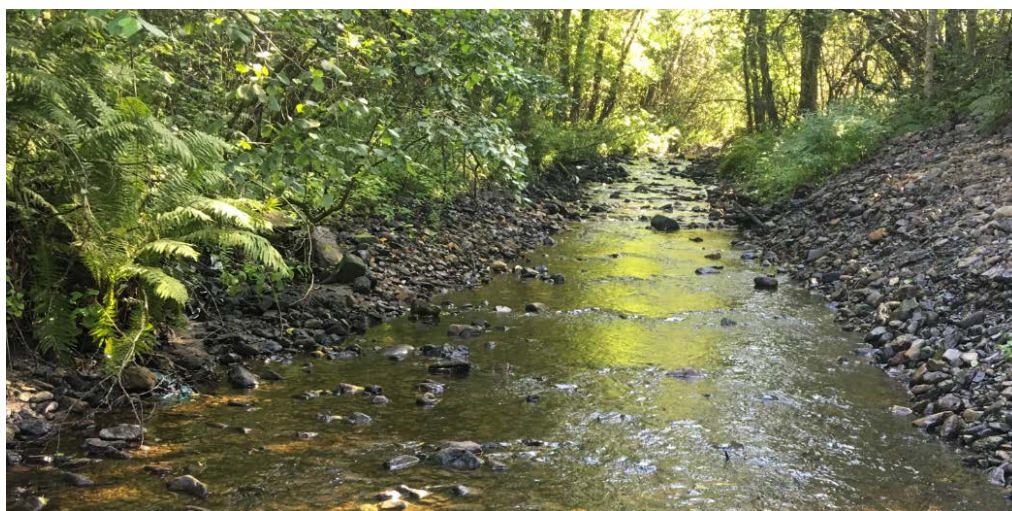
6.2.1 Ratbekken

Ratbekken (122-77-R) har sin munning til Gaula på strekningen Klett-Melhus. Vassdraget er beskrevet tidligere i Korsen & Skotvold (1984) og Bergan & Arnekleiv (2009), og har inngått med en stasjon i den årlige ungfiskovervåkingen siden 2013 (Solem mfl 2014). Overvåkingsprogrammet for Ratbekken ble planlagt utvidet i 2017, som følge av behovet for å kartlegge strekninger i øvre del, egnethet for sjørret/produksjonevne og fastsetting av både dagens og naturlig/opprinnelig anadrom strekning. Tidligere års overvåking har kun hatt en stasjon i nedre del, og kunnskap- og vurderingsgrunnlaget for Ratbekken har av den grunn vært for lavt. I august 2017 ble det etablert fire stasjoner for ungfisktellinger i Ratbekken, samtidig som kvalitative registreringer av ungfisk på områder utenom stasjonene ble gjennomført i tillegg.

Resultatene fra fire stasjonsområder i Ratbekken viste at nedre del av bekken mangler årsyngel, i likhet med alle tidligere data på ungfisk i Ratbekken, noe som kan knyttes til både steinsetting med ukurant substrat/skuttstein, nedslamming og redusert vannkvalitet. De viktigste gyteområdene er i dag derfor knyttet til øvre del av Ratbekken (**figur 18** og **19**), der bekkestrekninger har gått klar av inngrep og endringer i forbindelse med landbruk og vei, og avrenning fra landbruk/spredt bebyggelse er lavere. Ungfisktetthetene i øvre del er likevel noe lav. Årsyngel utgjør en større del av ungfiskbestanden på stasjoner ved Stokkaunet (st. 6b og 6c, se **figur 18**), men er ikke tilstede ovenfor jernbanekrysning (**figur 19**) og bekkepartier assosiert med st. 6d. Årsaken kan knyttes direkte til ett eller flere vandringsstoppende inngrep i forbindelse med bl.a. jernbanekulverten mellom elfiske-stasjonene. Jernbanekulverten ble fotgått og besiktiget (**figur 20**), og fastsatt som i beste fall sterkt vandringshindrende, mest sannsynlig vandringsstoppende, for gytefisk av sjørret. Inngrepet hindrer eller stopper også naturlige forflytninger av ungfisk innad i dette vassdragspartiet.



Figur 18. Strekninger ved Stokkaunet har en ungfiskbestanden der årsyngel ørret dominerer, som følge av gode gytemuligheter og egnet substrat. Ungfisktettheten er likevel under forventning for denne typen sjørretvassdrag. Foto: Morten Andre Bergan.



Figur 19. Strekninger ovenfor vandringsstoppende jernbanekulvert er uten årsyngel, tross svært gode gytemuligheter og egnet substrat. Foto: Morten Andre Bergan.



Figur 20. Krysning av jernbane i øvre del av Ratbekken ved Rødde har medført at viktige gyteområder er vanskelig eller umulig å nå for sjøørret. Sammenligning av tetthet av årsyngel ovenfor og nedenfor inngrepet støtter vurderingen. Foto: Morten Andre Bergan.

Det er i alt minimum åtte veier (traktor- eller privat bilvei) synlige på flyfoto i dagens anadrome strekning. Tre av disse ble besiktiget høsten 2017, hvorav to ble vurdert tilfredsstillende for fiskevandring, og en var 100 % vandringstoppende. Dette skyldes både ugunstig utforming av veikrysning (**figur 21**) kombinert med tetting av en stor rot og trevirke/kvist (**figur 21** og **22**). Tettingen antas å ha skjedd relativt nylig, trolig under siste flom/nedbørsperiode. Denne veikrysningen er i utgangspunktet svært vanskelig å passere selv uten tetting av rot/trevirke, og kan i enkeltår føre til bortfall av gyting oppstrøms. Status på de øvrige fem veikrysninger er ikke klarlagt.



Figur 21. Vandringshindrende kulvert under privat vei har blitt vandringsstoppende etter tilstopning fra en større rot og annet trevirke. Foto: Morten Andre Bergan



Figur 22. En større rot og trevirke har kilt seg i kulvertutløpet under veien etter flom, og sperrer når for oppgang av sjørørret. Foto: Morten Andre Bergan.

Etter at undersøkelsene ble avsluttet av oss i august 2017, ble det gjennomført rørlegging av nedre del av Ratbekken i forbindelse med etablering av ny E6 (**figur 23**), like nedstrøms dagens E6 og stasjon 6a. Inngrepet førte til at hele gytebestanden av sjørørret dette året ble stengt ute fra gyteområdene ovenfor, og gytingen/produksjonen høsten 2017 er å anse som tapt. Det ble observert mange (flere titalls) gytefisk på oppgang i bekken, der ingen klarte å passere den nylig oppsatte kulverten (rør). Dette er dokumentert med video og foto (**figur 24**). Det ble gjort forsøk på flytting av fisk høsten 2017, men antallet som ble flyttet var lavt, og det er usikkert om disse

fikk fullført gyting. Områder nedstrøms inngrepet er ikke egnet til gyting i dag, da nedslamming under anleggsfasen og andre belastninger har slammet ned naturlig substrat og bekkebunn.

Vi er kjent med at de vandringsstoppende inngrepene skal være midlertidig, og at det er anlagt/planlagt å anlegge en permanent løsning som skal sikre frie vandringsveier for fisk. Likevel fastsetter vi status som tapt areal på oppstrøms bekkestrekninger i Ratbekken på bakgrunn av registreringene i 2017. Denne statusen vil være gjeldende for Ratbekkens produksjonsevne inntil ungfisktellinger/undersøkelser fastsetter at voksen gytefisk med sikkerhet passerer inngrepsområdet, og får fullført gyting oppstrøms. Undersøkelser i 2018 bør fortsette i uforminsket omfang sammenlignet med omfanget i 2017.



Figur 23. Situasjonen i Ratbekken 31. august 2017 før inngrepet er iverksatt (øverste bilder) og 25. september etter at inngrepet er fullført (nederste bilde). Foto: Morten Andre Bergan.



Figur 24. To stk sjørret gytefisk (gul pil) forsøker å passere inngrepet og opp til gyteområdene i Ratbekken høsten 2017, men må gi tapt for summen av høydesprang, vannhastighet og lengde på rørlagt strekning. Foto: Lars Petter Wassmo.

6.2.2 Langbekken

Langbekken munner til Gaula bare noen få meter fra Ratbekken. Bekken har i lang tid vært stengt for oppgang av sjørret og laks i forbindelse med krysning under jernbanekulvert/lukking boligområder (Berger mfl. 2008, Bergan 2015, Bergan & Solem 2016).) Langbekken ble undersøkt med utvidet omfang i 2016 (Bergan & Solem 2017), som følge av nylige utførte tiltak for å utbedre vandringsmulighetene i bekken. I denne rapporten er vassdraget utførlig beskrevet og vurdert. Nå i 2017 ble kun en stasjon like ovenfor den nederste jernbanekulverten undersøkt. Resultatene fra 2016 og nå i 2017 viser at ungfisk av laks kan passere jernbanekulverten etter tiltak, men rister foran inngangen til kulverten stopper trolig større gytefisk. Dette kan også være et problem ved kulverten under E6 (Bergan & Solem 2017), som lett tettes. Ingen årsyngel av ørret ble funnet i 2017, og tettheten var også svært lav. Gyteområder er fraværende i nedre del grunnet langvarig nedslamming og utelukkende bruk av sprengtstein til erosjonssikring. Ingen vellykket gyting av sjørret er påvist ovenfor jernbanekulverten (-e) etter tiltakene. Undersøkelser i 2018 bør økes i omfang tilsvarende minimum omfanget som ble gjennomført i 2016.

6.2.3 Varmbubekken

Varmbubekken (122-78-R) munner til Gaula på vestsiden av elva, ved Varmbo på Melhus. Bekken er undersøkt i 2007 (Berger mfl. 2008; hvor det ble påvist både laks- og sjørretunger i bekken den gang (årsyngel og eldre ungfisk)) og i 2014 (Bergan 2015). I 2014 hadde ungfiskbestanden mer eller mindre kollapset. Årsaken ble knyttet til nylig utførte endringer og inngrep ved Fv 735 Strandvegen rett før knyttes til Gaula, kombinert utslipp av urensset kloakk. Resultatene fra 2017, på to stasjonsområder i bekken, viser fortsatt ingen årsyngel. Eldre ørretunger registreres nå i bekken med et svakt økende antall sammenlignet med 2014, trolig aktivt svømt opp i bekken fra Gaula. Årsaken er at rista foran veikulverten i større grad er rensset, og at det er fjernet stolper i rista (**figur 25**). Tettheten er likevel svært lav. Den «nye kulverten under veien er fortsatt ugunstig utformet (**figur 26**), og det skal klaffe godt med vannføring i både Gaula og Varmbubekken for at gytefisk skal kunne passere. I tillegg må rista være fri for kvist, kvast og søppel. Denne tettes svært fort i Varmbubekken.



Figur 25. Rista foran kulvert under Fv 735 Strandvegen i 2014 (t.v., tiltettet av kvist) og i 2017 (t.h. etter rensking). Foto: Morten Andre Bergan.



Figur 26. Kulvert under Fv 735 Strandvegen i 2017, nyanlagt mellom 2012-2014, er ikke egnet for fiskevandring. Foto: Morten Andre Bergan.

6.2.4 Stjørdalsbekken

Stjørdalsbekken har munning til Gaula ved Kregnes, om lag 1,4 kilometer nedstrøms Kvålsbrua.



Figur 27. Stjørdalsbekken ved Kregnes. Gode oppvandringsmuligheter fra Gaula, og intakt vann-/habitatkvalitet i øvre del av bekken. Foto: Morten Andre Bergan.

Stjørdalsbekken, som også kalles Skjerva, er undersøkt en gang tidligere i nyere tid (i 2008, Bergan & Arnekleiv 2009). Det ble da funnet høy tetthet av årsyngel ørret (79,5 ind./100 m²), og moderat tetthet av eldre ørretunger (13,4 ind./100 m²), samt et lav innslag av årsyngel laks. Videre er bekken omtalt i Korsen & Skotvold (1984) med følgende karakteristik: «Bekken er fiskeførende 0,5-1 km. Oppgangsforholdene er gode, og det ble ved elektrisk fiske registrert mye fisk, deriblant alle årsklasser av laks. Bekken synes å være produktiv»

I 2017 viser resultatene at Stjørdalsbekken har en ungfiskbestand som domineres av eldre fiskeunger, der både laks og ørretunger har relativt gode tettheter. Årsyngel av laks ble ikke påvist, mens årsyngel av ørret var uventet lav utfra forventningen til dette vassdraget. Stjørdalsbekken har lengre partier med svært god vann- og habitatkvalitet (**figur 27**). Det er tidligere registrert stor gytefisk av sjørret i bekken (se omtale av bekken og anadrom strekning i **vedlegg 8.2**). Vi kan ikke peke på årsaken til at årsyngel ørret er så vidt lite forekommende i 2017. Dette som følge av mangel på sammenhengende data og kunnskap om bekken. Det er slik vi ser det liten eller ingen risiko knyttet til vannkvalitet, oppgangsforhold (**figur 27**) eller andre faktorer som kan

forklare våre resultater. Stjørdalsbekken må undersøkes i 2018, med utvidet stasjonsomfang i øvre del, for å komme nærmere vurderinger knyttet til et ustrukturert fiskesamfunn og bortfall av årsyngel av ørret.

6.2.5 Bortna og Kaldvella

Bortna (**figur 28**) er i dag en tilsigsbekk til den noe større bekken Kaldvella på Ler, der begge vassdragene er definert under samme vannforekomst –id. Opprinnelig gikk Bortna i eget løp ut i Gaula (se **vedlegg 8.2**), og har i dag mistet store arealer sammenlignet med naturtilstand. Kaldvella munner til Gaula på fiskevaldet Borten Losens østre side.

Bortna ble undersøkt med en stasjon i nedre del ovenfor samløp med Kaldvella. Stasjonen er i samme området som tidligere undersøkelser (Solem mfl. 2014, Bergan 2015). Resultatene fra 2017 viser til dels gode tettheter av årsyngel og eldre ørretunger, men vesentlig lavere enn i 2014 (Bergan 2015). Da ble det registrert en tetthet på hele 218 ungfisk per 100 m², med sterk overvekt av årsyngel av ørret. Bortna har hatt noenlunde stabilt høye tettheter av ungfisk av ørret ved alle undersøkelser i nyere tid, og har hatt sporadisk innslag av laksunger i tillegg.



Figur 28. Bortna før samløp med Kaldvella i 2017. Foto: Morten Andre Bergan.

I Kaldvella ble det opprettet to stasjon i nedre del, henholdsvis like nedstrøms E6 (**figur 29**) og like oppstrøms (**figur 30**). Ungfisktetthetene er under forventning for alle aldersklasser av ørret ved begge stasjoner, og svært mye lavere enn tidligere undersøkelser (Bergan & Arnekleiv 2009, Bergan 2015). Kaldvella har hatt varierende, og til dels svært lave, ungfisktettheter i flere nyere undersøkelser (Bergan 2011, Sjursen mfl. 2013, Solem mfl. 2014, Bergan 2015). I 2008 (Bergan & Arnekleiv 2009) og i 2014 (Bergan 2015) var tettheten av ungfisk godt over 100 ungfisk per 100 m², med klar dominans av årsyngel ørret. Summen av inngrep og endringer i vandringsveiene og vannkjemiske belastninger til Kaldvella er omfattende, og synliggjort i mange ulike undersøkelser de siste årene (Bergan & Arnekleiv 2009, Bergan 2011, Sjursen mfl. 2013, Solem

mfl. 2014, Bergan 2015), der hver og en av disse både isolert og samlet sett kan knyttes til årsaken til dagens tilstand.



Figur 29. Kaldvella nedstrøms E6 i 2017. Foto: Morten Andre Bergan.



Figur 30. Kaldvella oppstrøms E6 i 2017. Foto: Morten Andre Bergan.

6.2.6 Møsta

Møsta ved Ler er undersøkt de siste fire årene (Solem mfl. 2014, Bergan 2015, Bergan & Solem 2016, 2017). Vassdraget er en historisk svært viktig og produktiv sjørretbekk til Gaula. Møsta er erosjonssikret flere steder de senere år, der erosjonssikringen har vært naturhermende, og viktige nøkkelhabitater for sjørret og biologisk mangfold er ivaretatt (se **figur 31** og **figur 32**), på nivå med andre vellykkede sikringstiltak utført av NVE i Midt-Norge de senere år (som i f.eks. Hofstadelva, se Bergan mfl. 2017).



Figur 31. Møsta, nedre del, i 2017, etter erosjonssikring. Foto: Morten Andre Bergan.



Figur 32. Nedre del av Møsta i 2017 etter erosjonssikring. Foto: Morten Andre Bergan.



Figur 33. Stasjonsområde 12 i Møsta høsten 2017. Foto: Morten Andre Bergan.

I 2013, før erosjonssikring av Møsta, ble det funnet noe lave tettheter av ørretunger (mellom 22 og 45 ungfisk per 100 m²), med lav tilslag av årsyngel ørret (Solem mfl. 2014) på stasjoner i midtre/nedre del. I mai 2014 ble områder av bekken steinsatt av NVE, og i 2014, 2015 og i 2016 ble det undersøkt en stasjon på et erosjonssikret område av bekken. Ungfisktellinger samme år (Bergan 2015) viste at ørretunger dominert av årsyngel raskt tok i bruk det nye bekkeløpet, og det ble funnet til dels gode tettheter (totalt 80,2 ungfisk per 100 m²) allerede samme høst, rekolonisert fra gode gyteområder ovenfor tiltakspartiet. I 2015 ble det funnet høye tettheter av ungfisk på stasjonen (totalt 108 ungfisk per 100 m², se Bergan & Solem 2016) der årsyngel av ørret var sterkt dominerende (92,5 fisk per 100 m²). Laksunger ble også påvist med enkeltindivider. I 2016 (Bergan & Solem 2017) fortsatte den gode utviklingen, der total ungfisktetthet ble estimert til 160,5 ungfisk per 100 m², som følge av høye tettheter av både årsyngel og eldre ørretunger. Laksunger ble ikke registrert i 2016. En stasjon i erosjonssikret del av Møsta (**figur 33**) ble undersøkt i 2017. Nå ble samlet ungfisktettheten estimert til 73,9 ungfisk per 100 m², der årsyngel ørret dominerte sterkt. Eldre ørretunger hadde relativt tilfredsstillende tetthet, og eldre laksunger ble registrert med noen få individer. Resultatene viser at den gode skjulkapasiteten på denne nye, steinsatte strekningen vedvarer uten særlig nedslamming, og at vellykket gyting av sjørøret, enten i eller like ovenfor tiltaksområdet, skjedde foregående høst.

NINA og NVE hadde en befarings langs Møsta den 23.10.2017, etter gyting høsten, for å registrere antall gytegroper på dagens lite berørte strekninger i øvre del av vassdraget (se **figur 34**), helt opp mot fossen som markerer slutt på anadrom strekning. Resultatene her fra ble gjengitt i et internt NVE-notat (Anonym 2017). Det ble med sikkerhet påvist minimum 40 groper fra sjørøret, laget av fisk med antatt størrelser fra 0,7 til 2 kg, basert på en vurdering av størrelsen på gytegroperne. Videre ble det anslått at minimum 20 % av gytegroperne ikke ble avdekket som følge av mørk (humøs) vannfarge, ugunstig vadeforhold på enkelte partier, eller at en gytegrup/gytefelt i praksis inneholdt flere gytegroper. Antall gytegroper på denne strekningen ble dermed anslått til totalt minimum 50 stk. Med hensyn til status for sjørøretbestanden i Gaulavassdraget i dag, så er dette i så måte et formidabelt tall. Med antatt minst to individer (hann og hunn) per gytegrup, og en gjennomsnittsvekt på rundt 0,7 kilo per gytefisk og utgjør dette henholdsvis 100 gytefisk av sjørøret, med total vekt på 70 kilo, som gikk opp i bekken i 2017. Til sammenligning ble det fanget 417 sjørøret i hele Gaula i 2017, med en samlet vekt på 504 kg (www.lakseboersen.no). Dette bekrefter langt på vei NINAs tidligere vurderinger (Bergan & Solem 2017) av viktigheten til de øvre, minst berørte deler av Møsta, og at bekken som en helhet er svært viktig for sjørøretbestanden i Gaula også i dag.



Figur 34. Uførte strekninger i øvre del av Møsta høsten 2017. Foto: Morten Andre Bergan.

6.2.7 "Berglökkjebekken"

Ved Helgemo munner det i dag ut det som framstår som en grøftet landbrukskanal til Gaula. Dette har utvilsomt tidligere vært en sjørretførende bekk. Bekken er navnløs, men omtales som «Berglökkjebekken» i denne rapporten. Dagens kanal går stedvis åpen og lukket før munning til Gaula ut fra flyfotovurderinger. Like nedstrøms E6 går bekken i det som tidligere utgjorde et naturlig bekkeløp (**figur 35**), og kan brukes som en god referanse på opprinnelige vassdragskvaliteter i bekken. Her framstår bekken som en svært godt egnet sjørretbekk, med godt egnet substrat for gyting, sikker helårsavrenning og bekkbredder mellom 2 – 3,5 meter. Denne lite berørte strekningen utgjør om lag 300 meter fragmenterte bekkeløp i dag. Ovenfor E6 er bekken lukket under dyrkamark. Den uførte strekningen av Berglökkjebekken ble undersøkt med elektrisk fiske uten fangst av fisk. Det er slik vi vurderer det trolig ikke mulig for sjørret å nå dette fragmenterte bekketpartiet fra Gaula med dagens endringer og bekkelukkinger nedstrøms. Videre er vannkvaliteten synlig påvirket, og det er kraftig jernutfelling fra rør/drensrør tilknyttet dyrkamarka ved E6 (**figur 36**). Jernutfellingen i «Berglökkjebekken» påvirker hele urørt strekning, og

er (sammen Loddbekken nedstrøms punktutslipp) den kraftigste jernpåvirkningen som er observert i sidebekker til Gaula i perioden 2013-2017.



Figur 35. «Bergløkkjebekken» har hatt svært god egnethet for sjøørret, men er fisketom i dag sannsynligvis som følge av bekkelukkinger eller inngrep nedstrøms. Vannkvaliteten er dessuten svært dårlig. Foto: Morten Andre Bergan.



Figur 36. «Bergløkkjebekken» like før den forsvinner under E6 og blir borte i dyrkamarka. Drensrør fra dyrkamark o.l. fører bl.a. svært jernholdig vann, og det skjer kraftig jernutfelling i vassdraget.

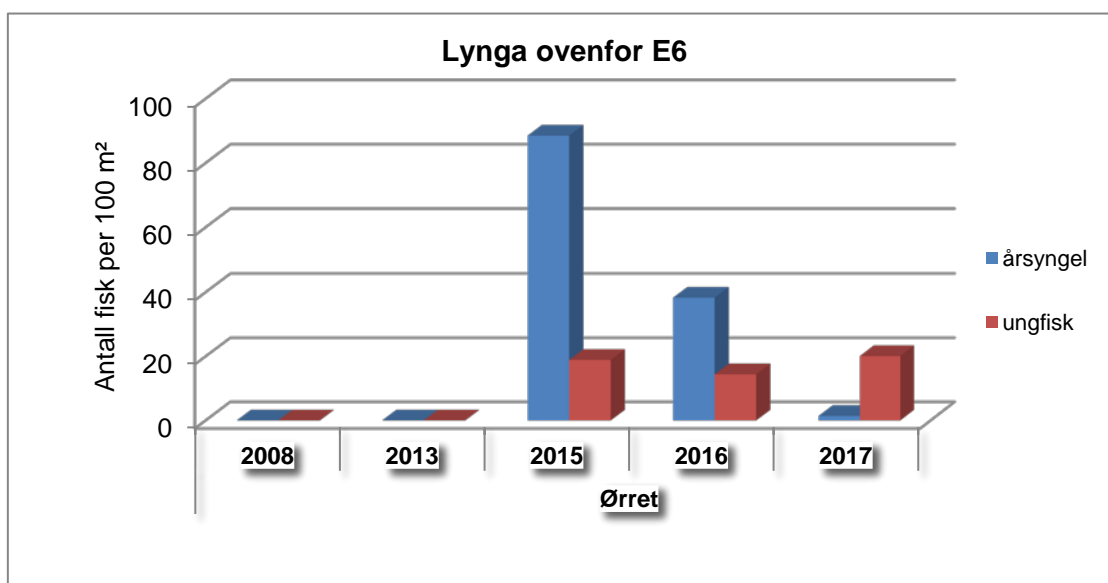
Den negative vannøkologiske effekten av massiv jernutfelling («okerutfelling») i slike små sårbare bekkesystemer er ofte omfattende, og fører til ulevelige forhold for både fisk og de fleste bunndyrgrupper (Bergan mfl. 2016).

6.2.8 Lynga

Lynga ved Lundamo er undersøkt jevnlig siden 2013 (Solem mfl. 2014, Bergan 2015, Bergan & Solem 2016, Bergan & Solem 2017), og første gang i 2008 (Bergan & Arnekleiv 2009). Kunnskapsgrunnlaget for vassdraget er beskrevet i Solem mfl. (2014). Her beskrives vandringsveier under henholdsvis jernbane og E6 som sterkt vandringshindrende, trolig permanente vandringsbarrierer i forbindelse med jernbane- og veikrysning (E6). Ovenfor E6 ble det i 2008 (Bergan &

Arnekleiv 2009) ikke registrert ørretunger, og dermed konkludert med at bekken trolig var fiske-tom. I 2014 ble begge problempunktene for fiskevandring utbedret av Jernbaneverket og Statens vegvesen, i samarbeid med NVE og lokalt engasjement. Dersom stor sjørret nå fikk mulighet til å passere henholdsvis jernbane og veikulvert, skulle dette kunne gi seg utslag i registrering av økende tettheter av ørretunger (spesielt årsyngel) ovenfor E6. Det er til dels svært gode gytemuligheter i Lynga ovenfor E6. Resultatene fra ungfisktellingene etter tiltakene har vært positive fram til 2016 (Bergan, 2015, Bergan & Solem 2016, se **figur 37**), og viste at både ungfisk av sjørret (og laks) har vandret (fra Gaula og nedre del av bekken) forbi tiltakspartiene. I tillegg har tettheten av årsyngel økt vesentlig sammenlignet med før tiltakene, noe som viser at stor sjørret har passert og gytt. I 2016 gikk ungfisktetthetene, først og fremst årsyngel ørret, ned igjen (Bergan & Solem 2017). I 2017 ble det (som i 2016) etablert stasjoner i øvre del av bekken ovenfor tiltakspartiene.

Resultatene viser at det ikke har skjedd vellykket gyting høsten 2016. Årsyngel av ørret registreres kun med svært få individer på to av fire stasjonsområder. Dette er mer eller mindre kollaps i rekrutteringen. Årsaken til dette vet vi ikke, men kan være både knyttet til lav gytebestand (gytebestanden i Lynga er på et minimum, og vil være det i flere år framover, inntil egenprodusert ungfisk gjør seg gjeldende som tilbakevandrende gytefisk i bekken), plutselige endringer i oppvandringsforholdene og/eller vannkjemiske forhold vi ikke har oversikt over. Det er tidligere rapportert om uhellsutslipp til Lynga (Bergan 2015), som ble forklart som potensiell årsak til lav tetthet av eldre ungfisk i nedre del av Lynga i 2014. Tettheten av eldre ørretunger er jevnt over god i 2017-materialet, og den høyeste som er registrert etter tiltakene. Dette er en positiv og forventet respons i tråd med økningen i tetthet av årsyngel de siste to år på de samme områdene av bekken. Det vil fortsatt være viktig å overvåke Lyngas ungfiskbestand i årene som kommer. For 2018 må omfanget av stasjoner økes til å inkludere stasjoner nedstrøms både E6- og jernbanekulvert, for å kunne vurdere hvorvidt det er knytte vanskeligheter med forbivandring de siste årene.



Figur 37. Gjennomsnittstettheter for årsyngel og ungfisk av ørret på stasjoner (3-4 stasjoner i årene 2015, 2015 og 2017) ovenfor E6 i Lynga. Data Bergan & Arnekleiv 2009, Solem mfl. 2014, Bergan & Solem 2016, Bergan & Solem 2017.

6.2.9 Gyllbekken

Gyllbekken ved Gyllan (**figur 38**) skal ifølge veiplaner berøres sterkt av anlegging av ny E6, der en trolig mister hele dette vassdragets naturlige habitatkvaliteter. Vassdraget er overvåket jevnlig siste år, og ungfisktetthetene har variert sterkt. I 2008 hadde Gyllbekken høy tetthet av ørret, der bl.a. tettheten av årsyngel ørret ble målt til 102,8 fisk per 100 m² (Bergan & Arnekleiv 2009). De senere år har ungfisktetthetene variert på et lavt nivå, rundt 20 fisk per 100 m², og bortfall av årsyngel (Solem mfl. 2014, Bergan mfl. 2015, Bergan & Solem 2016, Bergan & Solem 2017). Årsaken til liten gytesuksess har vært knyttet til årlig variasjon i vanskelige oppgangsforhold under eksisterende veikulvert under E6. I 2015 ble det registrert en sterk økning i ungfisktetthet, der de høyeste tetthetsnivåene som noen gang er registrert i vassdraget ble funnet (Bergan & Solem 2016). På nederste stasjon ble det funnet en samlet tetthet på totalt 181,1 ungfisk av laks og ørret, mens det på øverste stasjon ble estimert 97,7 ungfisk per 100 m². Ørret dominerte sterkt i fangstene, men også laksunger ble påvist, dog med lave tettheter. I 2016 ble Gyllbekken undersøkt med en stasjon som tilsvarer nedre stasjon i bekken fra 2015. Undersøkelsene i 2016 avdekket en lavere ungfisktetthet nå enn året før, der eldre ungfisk av ørret dominerte i fangsten. Laks ble ikke påvist.



Figur 38. Gyllbekken oppstrøms dagens E6-trasé i 2017. Foto: Morten Andre Bergan.



Figur 39. Tilløpsbekk til Gyllbekken har egnet gytesubstrat, og lavt innslag av årsyngel ørret, men tilgjengelig strekning er avkortet som følge av kryssende vei og rørlagte bekkestreknings. Foto: Morten Andre Bergan.

I 2017 ble tre stasjoner anlagt i Gyllbekken, på bekkepartier og stasjoner tilsvarende foregående år. I tillegg ble en mindre tilløpsbekk i anadrom strekning (**figur 39**) for første gang undersøkt og problemkartlagt. Resultatene viser at tilslaget på årsyngel ørret var lavt i Gyllbekken, mens eldre ørretunger hadde vesentlig høyere tetthet. En eldre laksunge ble i tillegg registrert. Samlet ung-fisketetthet er i 2017 likevel vesentlig lavere enn forventning, der spesielt årsyngeltettheten er uvanlig lav.

Det ble registrert kun en årsyngel ørret i denne tilløpsbekken til Gyllbekken. Bekken har egnet gytesubstrat, men tilgjengelig strekning i dag er vesentlig avkortet. En privat bilvei krysser bekken, og kulverten under veien har for stort fall for oppgang av fisk. Kulverten har medført et anslått tap på om lag 100 meter anadrom strekning i dag, med potensielt gode gyteområder for sjørørret. Videre er ytterligere en sidegrein til dette bekkepartiet i dag lukket under dyrkamark. Det er også uavklart om dagens tilgjengelige anadrome strekning før munning til Gyllbekken i dag har sikker helårsavrenning.

Gitt dagens kunnskap om Gyllbekken, og svært vellykket bruk av naturhermende teknikker i restaureringsarbeid utført av NVE (Bergan mfl 2017, se også Møsta i denne rapporten), så er det ingen grunn til at restaureringskravet for Gyllbekken skal ligge lavere enn dette. Det vil være et miljømål om tilsvarende grad av oppnådd suksess for sjørørret og biologisk mangfold etter at bekkeløpet er flyttet ved anlegging av ny E6.

6.2.10 Ørbekken/Skjerva

Skjerva, også kalt Ørbekken (**figur 40**), er lokalisert ved Hovin (ovenfor Gaulfossen), og er overvåket jevnlig de siste årene (Bergan & Arnekleiv 2009, Solem mfl. 2014, Bergan mfl. 2015, Bergan & Solem 2016, Bergan & Solem 2017). Ungfiskbestanden har variert mye, fra gode tettheter og mye årsyngel, til bortfall av aldersklasser i enkelte år. Årsaken har vært knyttet opp mot svært vanskelige oppgangsmuligheter fra Gaula, som følge av storsteinfylling langs elvekanten ved munningen til bekken, og gitter som fort går tett foran jernbanekulverten. Førstnevnte har medført at gytefisk kun har gått bekken ved flom, og sistnevnte har gitt sprang på 0,5 meter eller mer i forbindelse med jernbanekulverten.



Figur 40. Ørbekken oppstrøms jernbanekrysning. Arkivfoto fra 2008. Foto: Morten Andre Bergan.

I 2016 ble det funnet en årsyngeltetthet på 111,7 fisk per 100 m². Tilslaget i 2017 er noe lavere (61 fisk per 100 m²), men fortsatt tilfredsstillende høyt, og nok til å konkludere med at gytefisk av sjørret hadde tilgang til bekken høsten 2016. Etter det vi kjenner til er rista foran jernbanekulverten rensket rutinemessig de årene, slik at det er mulig de siste årenes positive utvikling kan knyttes til dette tiltaket. Det er svært viktig at det foran hver gytetid hvert år foretas en opprensning av rista, som erfaringsvis går hurtig tett i bekker med mye transport av organisk materiale som kvist, trevirke og blader. Som i de andre sjørretbekkene i denne rapporten som har rist foran kulverter, så er også rista i Skjerva/Ørbekken ugunstig utformet for stor gytefisk. Inngrepet kan ha størrelsesselektive egenskaper, ved at fisk over visse størrelser ikke kommer forbi. Tiltak for å utbedre dette bør iverksettes. Videre burde fyllingen/erosjonssikringen i munningsområdet (avbildet i Bergan & Solem 2017) blitt utbedret mer som stegvise kulper, for å sikre lettere oppgang på flere vannføringer enn i dag.

6.3 Midtre Gauldal kommune

6.3.1 Enganbekken

I Enganbekken på Støren ble det gjort ungfisktellinger på en stasjon ovenfor Fv 630 (**figur 41**). I 2017 ble det for første gang påvist årsyngel av ørret, i tillegg til enkeltindivider av eldre ørretunger. Eldre ørretunger er også tidligere påvist i bekken ovenfor Fv 630 (Aanes & Bergan 2015, Bergan & Aanes 2016). Tettheten av sistnevnte aldersklasser er svært lav i 2017, men det forventes at eldre ørret forlater Enganbekken naturlig etter å oppnådd en viss kroppsstørrelse, og deretter fullfører livssyklus (fram til smoltifisering) i Gaula. Enganbekken har som følge av eldre inngrep og endringer i bekkeløpet (utretting, kanalisering og grøfting) få dype kulper og er mindre egnet for eldre og større ungfisk med henhold til vinteroverlevelse. Forekomsten av årsyngel ørret i Enganbekken er å anse som svært positiv. Dette indikerer en bedring i generell vannkvalitet, der en kan så godt som utelukke at miljøfarlige uhellsutslipp, ulevelig vanntemperatur eller andre negative utslippsepisoder (dokumentert tidligere, se Aanes & Bergan 2015, Bergan & Aanes 2016, 2017 og 2018) som har forekommet i løpet av det siste året. Resultatene viser også at vandringsveiene fra Gaula er intakte, og at ulike fiskestørrelser har mulighet til å vandre forbi både jernbane- og veikulvert, og opp i Enganbekken. Substratet i Enganbekken er egnet for gyting av ørret på enkelte partier ovenfor Fv 630, tross ustrakt kanalisering og endring sammenlignet med naturtilstand. Det er ikke mulig å fastslå om årsyngelen av ørret stammer fra gyting i selve Enganbekken høsten 2016, eller om dette er fisk som aktivt har svømt opp i bekken i løpet av sommermånedene. Det er flekkvis egnede gyteområder i Enganbekken nedstrøms industriområdet, så det er teoretisk mulig å produsere naturlig gytt sjørret i bekken i dag. Samtidig kan sjørret ha gytt nært munningsområdet til Gaula i 2016, og ørretunger har vandret aktivt opp i bekken herfra. Enganbekken kan tiltrekke seg både årsyngel og eldre ungfisk, som aktivt vandrer opp i vassdraget på næringssøk, som følge av god tilgang på næringsdyr og perioder med gunstige vanntemperatur enn i Gaula (Bergan & Aanes 2018). For å være helt sikker på at gyting skjer i vassdraget, bør tetthetene av årsyngel økes vesentlig. Dagens tetthetsnivå er noe lavere enn det som forventes ved egne rekruttering i vassdraget.



Figur 41. Enganbekken på bekkepartier som er undersøkt i 2017. Foto: Morten Andre Bergan.

6.3.2 Skårvollbekken



Figur 42. Skårvollbekken. Strekninger med utlagt elvestein og stasjonsområde som ble undersøkt i 2017. Foto: Morten Andre Bergan.

Skårvollbekken på Støren har vært undersøkt jevnlig siden 2008 (Bergan & Arnekleiv 2009, Bergan 2012, Solem mfl. 2014, Bergan & Solem 2016, 2017), og har vært utsatt for en rekke inngrep, forurensninger og belastninger de siste årene (Bergan & Solem 2016). Resultatene de siste årene (**figur 43**) har vist sterk reduksjon i ungfiskbestanden som følge av inngrep i og ved bekken (Bergan & Solem 2017). I 2017 ble det også funnet lave tettheter av ørretunger på begge stasjoner i Skårvollbekken. Det er sviktende rekruttering i bekken. Resultatene er tilnærmet lik 2016 og som forventet, på bakgrunn av de omfattende inngrepene som ble avdekket i bekken i 2015 (Bergan & Solem 2016). Dette har redusert Skårvollbekkens produksjonsevne de siste årene. Det er nå gjort flere enkle habitatstyrkende tiltak (se **figur 42**, men se også forsidebilde på denne rapporten) for å avbøte situasjonen i Skårvollbekken. Overvåking i 2018 og årene som kommer vil avdekke om dette er tilstrekkelig for å hente tilbake den reduserte sjørretbestanden en har i bekken i dag.



Figur 43. Gjennomsnittstettheter for årsyngel og ungfisk av ørret i Skårvollbekken. Data sammenstilt fra Bergen & Arnekleiv 2009, Bergen 2012, Solem mfl. 2014, Bergen & Solem 2016, Bergen & Solem 2017 og denne rapporten.

6.3.3 Sandbekken

Sandbekken (**figur 44a**) er overvåket årlig de siste fem årene (Solem mfl. 2014, Bergen 2015, Bergen & Solem 2016, 2017 og denne rapporten), samt at det eksisterer data fra 2008 (Bergen & Arnekleiv 2009) og 2011 (Bergen 2012). Vassdraget er nærmere beskrevet i Solem mfl. (2014). Sandbekken har tidligere hatt en stabil og tilfredsstillende årsyngelproduksjon av sjøørret i alle år, med et toppår i 2008 (Bergen & Arnekleiv 2009, se **figur 45**), men med laveste tetthet registrert etter etablering av steinbrudd nær bekken (i 2015 og nå i 2017). Det er først og fremst redusert årsyngeltetthet som synliggjør belastningene fra steinbruddet, og knyttes til dårligere gytemuligheter (nedslamming/kitting av substrat grunnet finstoff, se **figur 44b** og **44 c**). Gytemulighetene i vassdraget har slik vi vurderer det gradvis blitt dårligere de siste årene. Den økte avrenningen fra steinbruddet nær bekken har ført til at habitatkvaliteten i bekken i enkelte år (med mye avrenning av finstoff) er vesentlig dårligere enn tidligere år.

Situasjonen var kritisk våren 2016 (**figur 44b** og **44c**). Bekkesubstratet framsto som limt fast og ikke mulig å bevege. Dette gir dårlige gytemuligheter, og redusert bunndyrfauna. Bunndyrundersøkelser våren 2016 viste kraftig reduksjon i biologisk mangfold og antall bunndyr på de påvirkede strekningene sammenlignet med referansestasjoner ovenfor utslippet (Bergen 2016, upublisert NINA-Notat). Det ble derfor iverksatt tiltak ved steinbruddet samme år for å redusere avrenning av finstoff, og habitatstyrkende tiltak ble gjennomført i anadrom strekning i 2015/16 (Bergen & Solem 2017). Resultatene fra ungfisktellinger høsten 2016 var igjen positive for Sandbekken, der årsyngel ble registrert med 117,6 individer per 100 m² dette året. Bekkesubstratet framsto da som vesentlig renere høsten 2016 enn april samme år og året før. Nå i 2017 observeres en synlig forverring igjen sammenlignet med høsten 2016, men noe bedre enn våren 2016. Denne forverringen (økt nedslamming og tiltetting av finstoff) kan også i 2017 knyttes til lavere ungfisktetthet og reduserte gytemuligheter. Dette vises også ved at det lavere tetthet jo lengre enn kommer opp i Sandbekken, tross i utgangspunktet like gode eller bedre gyteforhold og oppveksthabitat sammenlignet med lenger nede. Forskjellen er økt tilslamming og kraftigere fastkitting av steiner i bekkeløpet jo nærmere tilførselskilden en kommer. Det er frie vandringsveier fra

Gaula i Sandbekken. Ungfisktettheten i Sandbekken har en klar negativ trend, og i 2017 registreres den laveste tettheten i Sandbekken noen gang, spesielt for årsyngel. Det bør iverksettes en tiltaksplan for bekken, og det må fås kontroll over avrenningssituasjonen fra steinbruddet. Per i dag anser vi vannmiljøet i Sandbekken som i risiko, med uforutsigbare konsekvenser for vassdragets akvatiske organismer (sjørørret og biologisk mangfold av bunndyr) dersom avrennings-situasjonen ikke kommer under større kontroll. De negative effektene vi ser de siste årene styres slik vi vurderer det i større grad av tilfeldigheter knyttet til lokale nedbørsmengder, drift ved steinbruddet og lignende ukontrollerte forhold, og vannmiljøet og helsetilstanden hos Sandbekken er derfor truet per i dag.



Figur 44a. Sandbekken høsten 2017. Lyst finstoff med opphav fra steinbruddet er synlig på bekkebunnen, men situasjonen er noe bedre enn det som er registrert tidligere år. Ved undersøkelser i 2008 og 2011 var bekkebunnen helt ren og fri for finstoffet. Foto: Morten Andre Bergan.



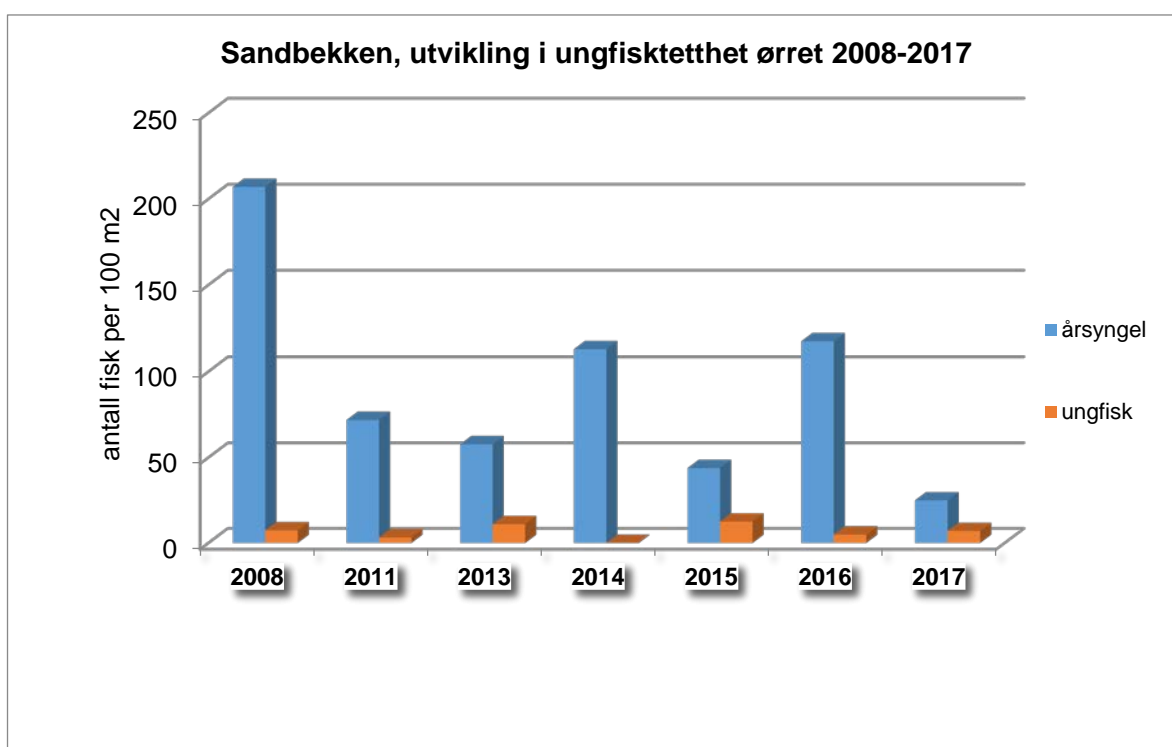
Figur 45b. Sandbekken i april 2016. Lyst finstoff med opphav fra steinbruddet lå deponert på bekkebunnen helt ned mot samløp til Gaula, og steiner/substratet var delvis kittet fast. Foto: Morten Andre Bergan



Figur 46b. Øvre del av Sandbekken, april 2016. Drensrør fra steinbruddet med avrenning av finstoff direkte til Sandbekken. Forholdet skal være utbedret av virksomheten. Foto: Morten Andre Bergan



Figur 47c Øvre del av Sandbekken, april 2016. Bekkeløpet nært utslippspunktet er svært nedslammet. Forholdet skal være utbedret av virksomheten. Foto: Morten Andre Bergan

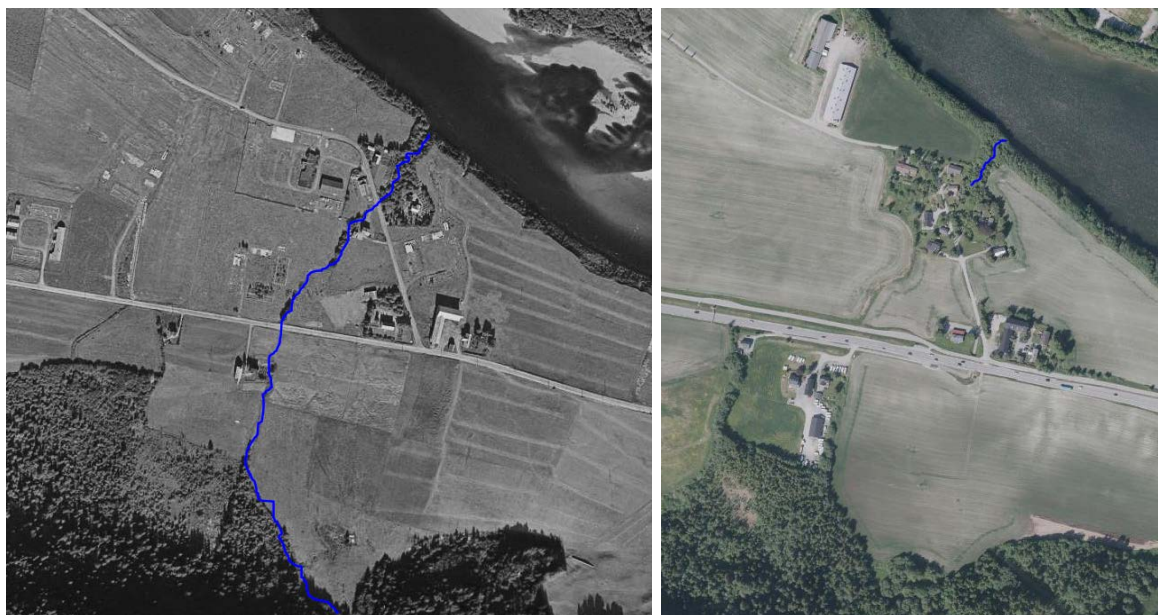


Figur 48. Gjennomsnittstettheter for årsyngel og ungfisk av ørret i Sandbekken. Data fra stasjoner nedstrøms Fv 30, hentet fra Bergan & Arnekleiv 2009, Bergan 2012, Solem mfl. 2014, Bergan 2015, Bergan & Solem 2016, 2017 og denne rapporten.

7 Kommentarer til tapt areal i bekker

Lokalitet 8 «Øyåsbekken»

Denne tidligere bekkestrekningen er navnløs, og utgjør en av flere små, grunnvanns-forsynte tilsig/bekkeløp som en gang gikk i dette elvedeltaet som var knyttet til sørsiden av Gaulosen, nedstrøms dagens Udduvoll bru. I dag er hele området fylt igjen og oppdyrket, en prosess som begynte lenge før 2. verdenskrig. Oppmåling og beregninger for «Øyåsbekken» er usikre, og fastsatt på skjønn (**figur 46**), da de tidligste flyfotoene (1947) så vidt synliggjør disse gamle bekkeløpene og forgreiningene i det opprinnelige Gaulosen ved Øysand.



Figur 49. «Øyåsbekken» så vidt synlig på flyfoto fra 1947 (t.v.), og lukket under dyrkamark i dag (t. h.). Kartgrunnlag: <https://kart.finn.no/>

Lokalitet 9 Reitbekken (Reitanbekken)

Reitbekken er lokalisert like nedstrøms Udduvoll bru, og munner i Gaula på sørsiden av elva (**figur 47**). Reitbekken, også benevnt Reitanbekken i andre studier (Bergan & Arnekleiv 2009, Bergan 2015) er i likhet med «Øyåsbekken» restene av et tidligere flomløp/kroksjøsystem forsynt med grunnvannstilførte tilløpsbekker med opphav fra vestre side av elvedalen.

Reitbekken har både vandringshindrende eller –stoppende kulvert under både E39 (skyldes gjenøring og tetting av kvist, se Bergan 2015) og en eldre traktorvei som ikke kan passeres ovenfor E39. Tidligere undersøkelser har avdekket gyting av sjørret i bekken (Bergan & Arnekleiv 2009, Bergan 2015) og tilfredsstillende tilslag av årsyngel ørret. Dette varierer stort fra år til år, mest sannsynlig knyttet til de vanskelige oppgangsforholdene (Bergan 2015, Bergan & Solem 2016). Eldre ørretunger har til enhver tid vært fåtallige i nyere tid. Laksunger er også påvist i bekken. Produksjonsevnen til restarealet i Reitbekken fastsettes til 0,3 som følge av nedslamming, kanalisering/utgrunning og vanskelig oppgangsforhold.



Figur 50. Reitbekken i dag (øverst), og eldste tilgjengelige flyfoto over bekkesystemet (1947). Kartgrunnlag: <https://kart.finn.no/>

Lokalitet 10 «Nordre Jaktøybekken»

Denne navnløse bekken (**figur 48**) er lukket og har ikke årssikker vannføring i dag, som følge av utgrøfting, drenering og oppdyrket nedbørfelt. Opprinnelig nedbørfelt og tilsig av grunnvann gjør at bekken vurderes å oppfylle kriteriekrav for å fastsettes som sjørrettførende. Ingen data eller historisk kjennskap eksisterer for denne bekken. Naturlig anadrom strekning er derfor uklar men fastsettes fram til et bekkedele om lag 465 meter før samløp med Gaula. Etter bekkedele antas bekken å ha naturlig usikker vannføring. Opprinnelig bekkebredde er ukjent men fastsettes til 1,5 meter i gjennomsnitt.



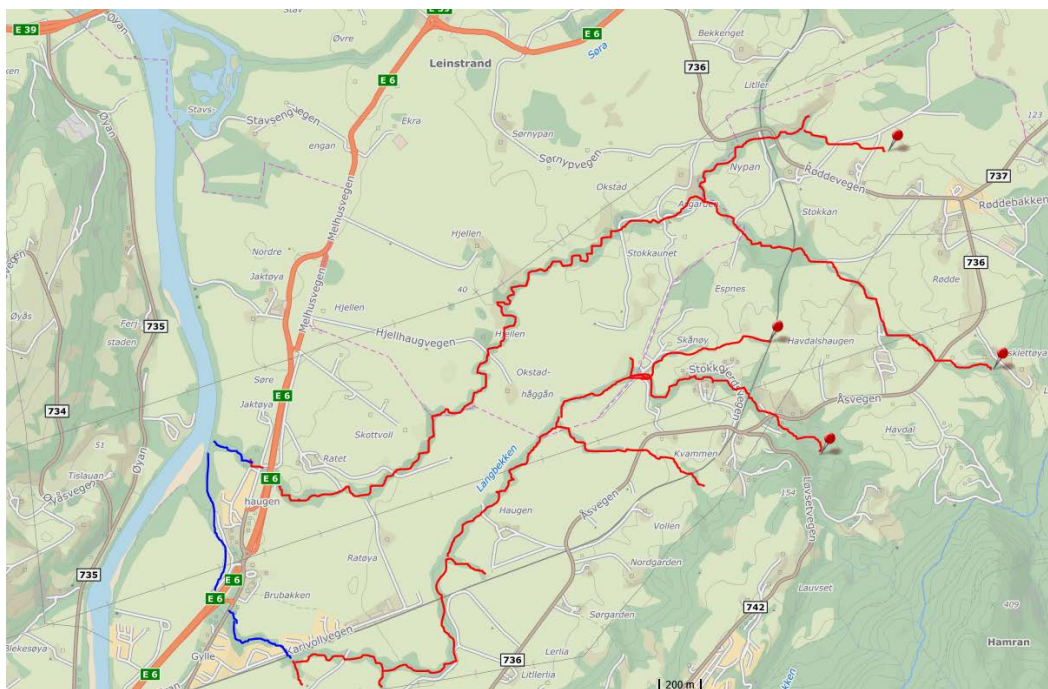
Figur 51. «Nordre Jaktøyenbekken» i dag (nederst) er lik status i 1986 (øverst, t.h.), og eldste tilgjengelige flyfoto (øverst, t.v.) over bekkesystemet (1947), der opprinnelig bekkedele kommer fram. Kartgrunnlag: <https://kart.finn.no/>

Lokalitet 10 og 11 Ratbekken og Langbekken

Ratbekken og Langbekken er to lange, og tidligere svært viktige, sjørretbekker med munning til Gaula med kun noen titalls meters mellomrom nord for Melhus sentrum. Vassdragene har relativt jevnlig blitt undersøkt de siste 10-15 årene, både med hensyn til bunndyr, vannkvalitet og ungfisk, men disse har vært lite tiltaksorienterte, og som oftest har fokus vært på nedre strekninger (Berger mfl. 2008, Solem mfl. 2014, Bergan 2015, Bergan & Solem 2015, 2016 og 2017). Viktigheten av disse to sidevassdragene for Gaulas sjørretbestand kan ikke overkommuniseres. Samlet sto disse for en samlet anadrom strekning på mer enn 3 mil, med et produktivt areal på over 56 000 m² (**figur 49**). Dette ga grunnlag for et produksjonsanslag på 5600 sjørretsmolt årlig. I 2017 anslås bekkesystemene å gi opphav til 69 smolt. Opprinnelig hadde begge vassdrag også flere mindre, grunnvannsforsynte sidegreiner med årssikker vannføring og egnethet for (gyting av) sjørret. Noen av dem er ikke mulig å vurdere i dag.

I hovedløpet av Ratbekken kunne sjørreten nå områder helt opp til Lysklett (**figur 49**), der øvre strekninger også omtales som Stokkbekken. I hovedløpet av Langbekken nådde sjørreten helt opp til brattere områder ovenfor Åsvegen (**figur 49**), før flere inngrep langs gradienten ned til Gaula stoppet for oppgang (se f.eks. endringer i jernbanekulverten ved Stokkgjerdsvegen (**figur 50** og **51**)). I Ratbekken skyldes en stor andel tapt areal i dag nylig inngrep (se **figur 23** og **24** i **kap. 6.2.1**), der det er håp om å gjenvinne en del areal og nøkkelhabitater i løpet av 2018, dersom ansvarlig inngriper lykkes med å gjenopprette vandringsveiene. I Langbekken kan ungfisk i dag (etter tiltak siste par år), trolig svømme et godt stykke opp fra Gaula, men sperre-rister med smal åpning foran jernbanekulverten i nedre del gjør at stor gytefisk trolig ikke kan passere. Enkle tiltak kan få gytefisk forbi dette punktet i dag. Det er ikke registrert gyting/ årsyngel av sjørret i nyere tid ovenfor nederste jernbanekulvert, men ungfisk av laks er nylig registrert etter tiltakene. Begge vassdrag er sterkt erosjonspåvirket, nedslammet og belastet vannkjemisk, som følge av avrenning fra landbruk, utretting og senking. Belastningene er størst fra midtre deler og

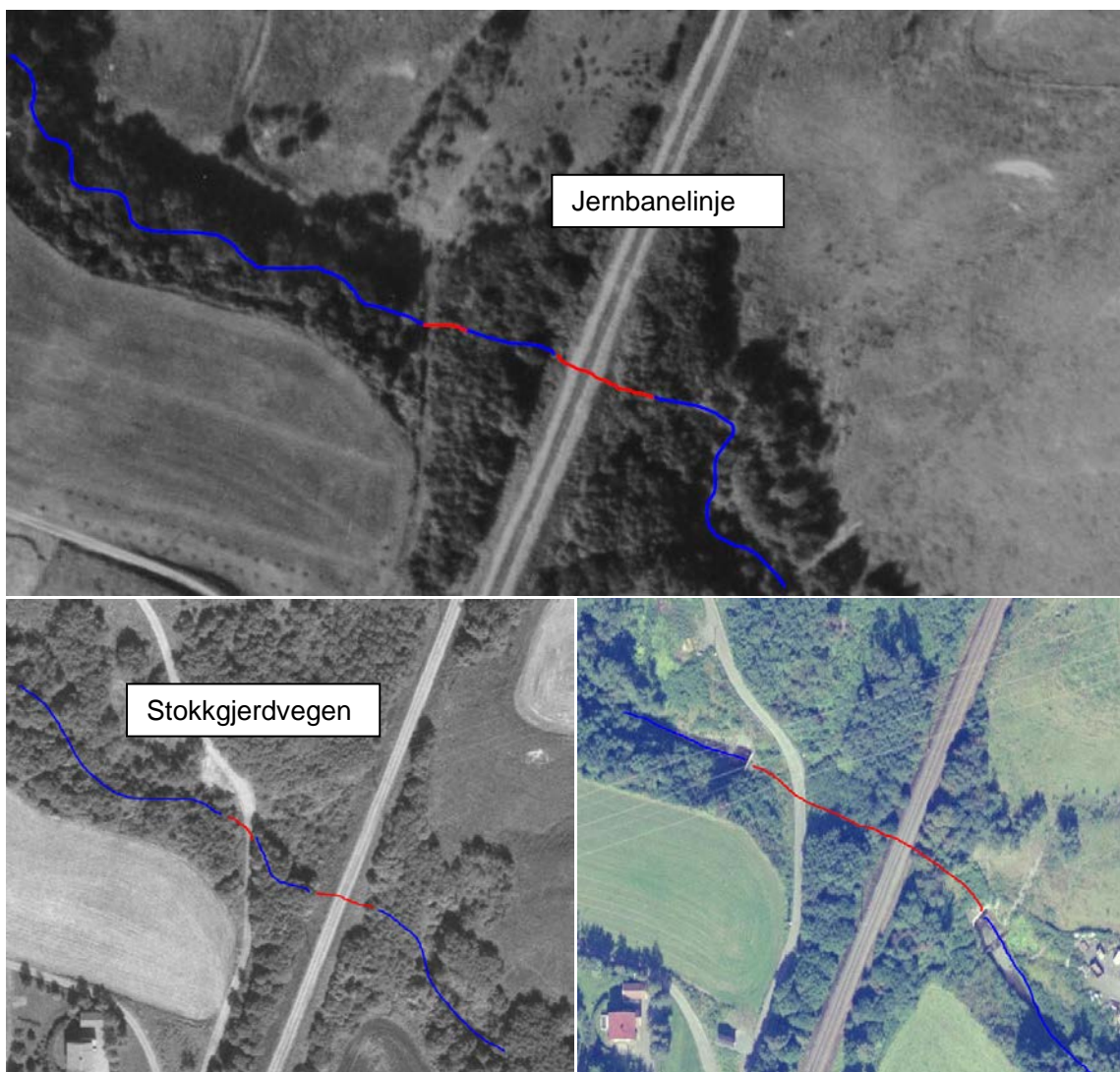
ned mot munning til Gaula. Dermed står så godt som hele anadrom strekning uten egenproduksjon (gyting) i dag, og fungerer stort sett som lavkvalitets beite- og oppvekstområder for ungfisk som svømmer opp fra Gaula. For øvrig vises det til **kapittel 6.2.1.** og **6.2.2.** for 2017- status for Ratbekken og Langbekken. Både Ratbekken og Langbekken har med relativt enkle tiltak, riktig fokus og godt samarbeid mellom involverte sektormyndigheter, kommune og grunneiere, realistiske muligheter for å få hentet tilbake mye av dagens tapte areal. Rent kost-/nyttmessig vurdert utgjør tiltak i disse to bekkene det viktigste «enkeltegret» en per i dag kan gjøre for å vinne tilbake produktiv areal for sjørret i Gaulavassdraget.



Figur 52. Ratbekken og Langbekken, status 2017. Rød linje er naturlig anadrom strekning inntegnet i dagens dyrkamarklandskap. Blå linje er dagens tilgjengelige strekning. Begge vassdragene er ute av produksjon per 2017. Kartgrunnlag: <https://kart.finn.no/>



Figur 53. Langbekken ved Stokkgjerdsvegen og jernbanekrysning. Med relativt enkle tiltak og riktig fokus er det realistisk å få sjørret minimum opp hit. Det er et miljømål for Langbekken. Foto: Morten Andre Bergan.



Figur 54. Ingen store endringer i vandringsvei fra perioden 1947 (øverst) fram til 1986 (nederst, t.v.) i kulverter under jernbane og Stokkgjerdsvegen i øvre del av Langbekken. Sjørret passerte dette problemområdet historisk. Bytting av kulvert (til rør) og forlenging av rørlagt strekning mellom 1986 (nederst t.v.) og 2005 (nederst t.h.) forverret passasjen for fisk, og førte trolig til stopp i fiskevandring for sjørret. Flyfoto: <https://kart.finn.no/>

Lokalitet 13 Varmbubekken

Varmbubekken munner til Gaula ved Varmbu, om lag 1,2 kilometer nedstrøms Gimse bru. Opprinnelig anadrom strekning strakte seg opp til et lite stykke ovenfor Varmbuvegen. Det er anlagt et stort idrettsanlegg/fotballbaner ovenfor Varmbuvegen, som bekken i dag går under, og det er vanskelig å fastsette nøyaktig hvor langt sjørret kunne nå. Etter 2011-2012 har all gytefisk vært stoppet fra å gå på bekken, som følge av endringer ved FV 765 og kulverten under denne veien. Forlenget kulvert med ukurant utforming, sperring med rist og tetting av denne er trolig hovedårsak. Det er ikke registrert gyting av sjørret i nyere tid, og etter inngrepet har bekken i perioder vært tilnærmet fisketom. Varmbubekken har i dag omfattende kanalisering, grøfting og senking, og bekken går som en snorrett kanal med lite naturlig elvestein langs Statsråd Nissens veg og ned mot munning til Gaula. Det er lite eller ingenting igjen av det opprinnelige bekkeløpet og dets vassdragskvaliteter. Historisk (før 1947) gikk bekken i svær meanderende løp i dette partiet. Det foregår i perioder utslipp av urensset kloakk (Bergan 2015) rett i vassdraget (trolig

overløp ved mye nedbør eller feil i avløpsløsningen knyttet til nærliggende boliger). Se **kapittel 6.2.3** for foto, resultater og vurderinger i 2017 i Varmbubekken.

Lokalitet 14 Loddbekken

Loddbekken munner til Gaula rett vest for Melhus sentrum, om lag 250 meter nedstrøms Melhusbrua. Vassdraget har en naturlig anadrom strekning på mer enn 2,5 kilometer, opp til foss om lag 450-500 meter ovenfor Melhusvegen (gamle E6). Loddbekken har fått flyttet og kanalisert sitt naturlige, meanderende bekkeløp flere steder (se eksempel **figur 52**, strekninger like nedstrøms gamle E6/Melhusvegen), en sidegrein er lukket, og hovedløpet er utsatt for avsmalning, kanalisering, grøfting og senking som følge av landbruk, boliger og vei. Det er tidligere påvist utslipp av urensset kloakk og jernholdig vann i vassdraget (**figur 53**). Sistnevnte er påpekt i en rekke undersøkelser av både Anonym (2009), Bergan & Arnekleiv (2009) og Bergan (2016), uten at utslippet er tatt tak i av ansvarlige myndigheter. Det er konkludert med at jernpåvirkningen trolig medfører periodevis fiskedød og fisketomme strekninger nedstrøms utslippet og helt ned til samløp med Gaula (Anonym, 2009, Bergan 2016). Videre kan vassdraget i perioder være stengt for oppgang av gytefisk som følge av beverdemning (**figur 54**). I 2017 var de øverste viktigste gyteområdene etter det vi kjenner til avstengt av en nyanlagt beverdam før og under gytetiden, og det er uklart om fisk kunne passere innen gytetiden var over.



Figur 55. Utsnitt fra bekkestrekning i Loddbekken ved Melhusvegen. Flyfoto fra 1947. Bekkeløpet var nylig flyttet og kanalisert (blå linje), og opprinnelig meanderende bekkeløp (rød linje) fortsatt synlig. Flyfoto: <https://kart.finn.no/>



Figur 56. Nedre Loddbekken. Kraftig jernutfelling toksisk vannkvalitet for fisk og bunndyr i perioder nedstrøms utslipp i Loddbekken (øverst). God vann- og habitatkvalitet rett oppstrøms utslippet. Foto fra 2008: Morten Andre Bergan.



Figur 57. Beverdam stoppet trolig all oppgang av gytefisk til de viktigste gyteområdene øverst i Loddbekken høsten 2017. Foto: Privat/Lars Nielsen.

Lokalitet 15 Moabekken og Svamparen

Moabekken har munning til Gaula like ovenfor Melhusbrua. Moabekken og Svamparen (**figur 55**) er et tidligere flomområde og våtmarksystem av Gaula som i dag er utfyllt, hevet og oppdyrket til landbruksformål. Opprinnelig er Svamparen en mer enn 200 år gammel kroksjø, og restene av et gammelt avsnørt meander/elveløp/sideløp, på elvesletta innenfor Trammelsøya og Baggøya ved Gaula (Mjelde mfl. 2014). Trolig har dette elveløpet/sideløpet vært om lag 3 kilometer langt, men dette går så langt tilbake i tid at en opprinnelig/historisk tilstand ikke vises på de eldste flyfotoene (1947/56). Etter hvert besto dette området av to eller flere periodevis avsnørte dammer/tjern (kroksjøer) som periodevis trolig fikk gjennomstrømming av Gaula ved flom, i tillegg til at Moabekken og flere grunnvannstilsig bidro til å opprettholde vanngjennomstrømming og livsvilkår for anadrom laksefisk. Dette området har, både som sideløp og fungerende kroksjø, trolig vært svært viktig for sjørret, og har stått for stor produksjon av sjørret i form av både oppvekst- og gyteområder. I dag gjenstår kun en kanalisert bekkestrekning, Moabekken, med lav vann- og habitatkvalitet. Restene av Svamparen er i dag to gjengrodde, svært eutrofe tjern (Davidsen mfl. 2013). Gyting og produksjon av sjørret er påvist på små areal med egnet gytesubstrat i Moabekken i nyere tid (Bergan 2015), men vann- og habitatkvaliteten i bekken er i dag vesentlig redusert. Trolig bidrar rikelig med grunnsvansstiltørsel til en akseptabel vannkvalitet og sikker helårsavrenning. Naturlig anadrom strekning antas å ha gått forbi dammene/Svamparen, med naturlig stopp i en mindre tilløpsbekk med bratt gradient like før munning til øverste dam.



Figur 58. Restene av Svamparen (t.v.) og Moabekken (t.h.) gir i dag liten produksjonsevne for sjørret. Foto hentet fra Mjelde m.fl. (2014) til venstre, og Bergan (2016) til høyre.



Figur 59. Svamparen i perioden 1957-2016. Flyfoto: <https://kart.finn.no/>

Lokalitet 16 Stygårdsbekken

Denne bekken munner til Gaula ved Søberg. Det eksisterer ikke data fra Stygårdsbekken, og den er heller ikke befart/fotgått. Trolig var anadrom strekning relativt kort, til partier omkring Melhusvegen, vurdert ut fra naturlig gradient og stigning i dette partiet. Vurderingen bør ettergås og kvalitetsikres i felt. I dag er bekken stort sett lukket før munning til Gaula, og dermed utilgjengelig for sjørørret, men strekninger går åpen og kanalisert på et parti mellom E6 og Melhusvegen, og åpen i et lite berørt landskap ovenfor E6 (**figur 57**). Et omfattende sand/grusuttak ligger nær bekken, og har trolig stor påvirkning på vann-/habitatkvaliteten. Alle tilgjengelige flyfoto (2005, 2006, 2009, 2011, 2014 og 2016) avdekker kraftig turbiditet, melkehvitt bekkevann og stor partikkelforurensning i bekken (**figur 58**). Forholdet bør undersøkes nærmere.



Figur 60. Flyfoto fra 2014, som viser Stygårdsbekken bekkeløp og sand/grusuttak nært bekkeløpet. Flyfoto: <https://kart.finn.no/>



Figur 61. Flyfoto avslører at Stygårdsbekken er konstant svært partikkelforurensset (gul pil), trolig knyttet til avrenning fra grus/sandtak nært bekkeløpet. Flyfoto: <https://kart.finn.no/>

Lokalitet 17 Stjørdalsbekken (Skjerva)

Denne bekken har munning til Gaula ved Kregnes. Naturlig anadrom strekning er ikke fastslått i felt, men er satt til brattere gradienter i bekkelandskapet litt over 800 meter før munning til Gaula, til partier der en eldre traktorvei krysser bekkeløpet (**figur 59**). Dette må ettergås og kvalitetssikres i felt. Nedre del av vassdraget er utrettet/kanalisert, men dette er inngrep som er foretatt for svært lenge siden, og er ikke synlig på eldste flyfoto (1947) (**figur 60**). Stjørdalsbekken har svært god vann- og habitatkvalitet i øvre del, og enkle oppgangsforhold fra Gaula, men i 2017 var årsyngel omtrent fraværende fra midtre/nedre strekninger. I oktober 2014 ble det registrert utgytt sjørret i bekken (ca 1kg/ hunnfisk) like ovenfor Kregnesvegen (Bergan, egne observasjoner, se **figur 61**). Bekken har generelt lavt kunnskapsgrunnlag, og mangler flerårige ungfiskdata.



Figur 62. Kartutsnitt over anadrom strekning i Stjørdalsbekken. Øvre antatt naturlig anadrom grense markert med rød nål nedstrøms kryssende traktorvei. Kart: <https://kart.finn.no/>.



Figur 63. Flyfoto fra 1947 over nedre del av Stjørdalsbekken. Flyfoto: <https://kart.finn.no/>



Figur 64. Utgytt hunn av sjørret i Stjørdalsbekken i 2014. Foto: Morten Andre Bergan.

Lokalitet 18 «Bekk før Kvålsbrua»

I dyrkamarka på søndre side av Gaula nedstrøms Kvålsbrua gikk det trolig opp til flere opprinnelige sjørretbekker. Bekkeløp(-ene) er imidlertid flyttet og lukket for svært lenge siden, og vises kun delvis (spor etter gamle bekkeløp) på eldste tilgjengelige flyfoto (fra 1956), men allerede da er bekkeløpene flyttet fra opprinnelig vannvei. Vi har tatt utgangspunkt i bekkeløpet som kom fra bekkedalen vest for Stensås/Stensåslykkja, og som gikk parallelt med Kregnesveien, forbi dagens fotballanlegg (Sørøya kunstgress). Dette bekkeløpet munnet til Gaula om lag en kilometer nedstrøms Kvålsbrua (**figur 62**). Sjørreten kunne her opprinnelig svømme om lag 1,5 kilometer opp i bekken. Bekken er i dag lukket fra og med Kregnesvegen og til Gaula.



Figur 65. Til venstre: Flyfoto fra 1956. Blå linje er tilnærming til antatt anadrom strekning. Til høyre: Flyfoto fra 2016. Bekken er fjernet og lukket nedstrøms Kregnesvegen. Flyfoto: <https://kart.finn.no/>.

Lokalitet 19 Kvålsbekken

Sjørret og laks kunne opprinnelig gå til en naturlig foss ca 380 meter før samløp med Gaula. Kulvert under henholdsvis E6 og jernbane (**figur 63**) utgjør (enten hver for seg eller samlet) i dag vandringsstopp for anadrom laksefisk, i tillegg til at en veikrysning i nedre del er sterkt vandringshindrende på flere vannføringer (**figur 64**). Kvantitative ungfiskdata fra vassdraget er sparsomt (Bergan & Arnekleiv 2009, Bergan & Solem 2016). Ovenfor inngrepene lever i dag trolig en fåtallig bekkelevende ørretstamme (som er restbestanden etter tidligere sjørret), mens ungfiskbestanden nedstrøms varierer med oppgangsforholdene fra Gaula. Det er dokumentert høye tettheter av både laks- og ørretunger som trykker opp mot nederst kulvert (**figur 64**) i munningen til Gaula (Bergan & Arnekleiv 2009). Kulverten stenger i perioder for oppvandring (næringsvandring) av fisk fra Gaula.



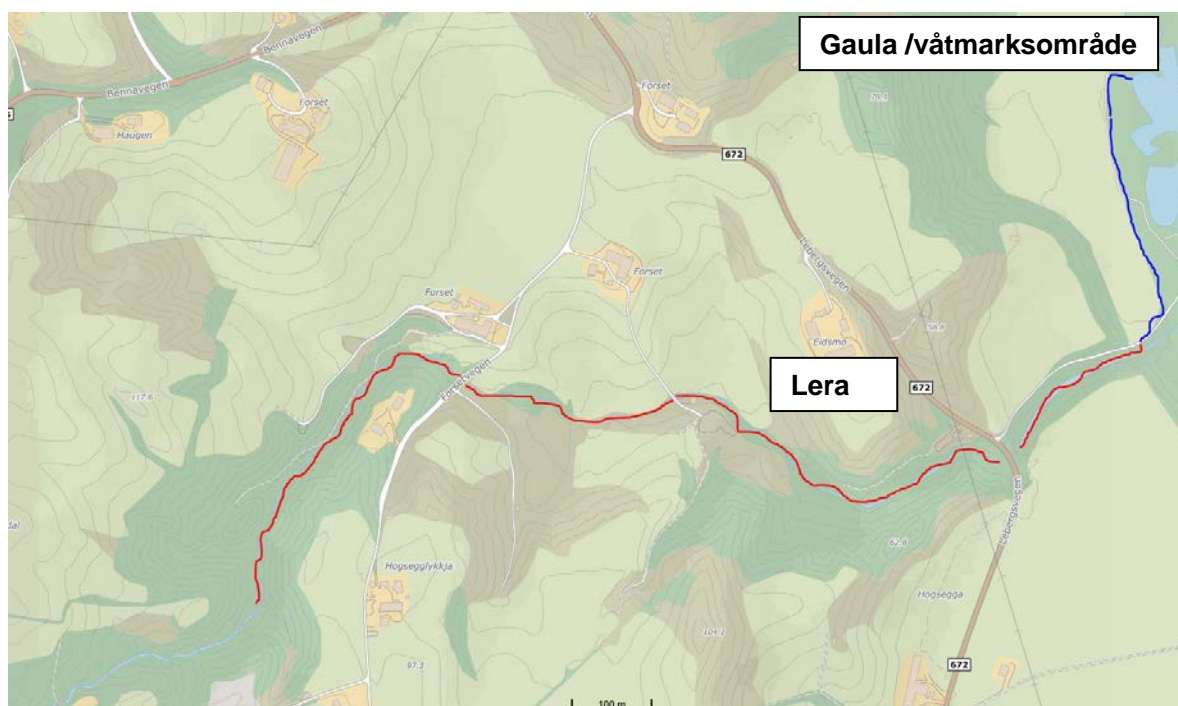
Figur 66. Vanskelige oppgangsforhold ved jernbanekrysning (t.v.) og under E6 (t.h.). Gode gyteområder på strekninger i Kvålsbekken ovenfor. Foto: Morten Andre Bergan.



Figur 67. Kulvert i Kvålsbekken like før munning til Gaula i 2008, på lav vannføring i både bekk og Gaula. Flat betongbunn og dårlige oppgangsforhold. Høye ungfisktettheter på strekningen nedstrøms. Vesentlig mindre ungfisk ovenfor. Foto: Morten Andre Bergan

Lokalitet 20 «Lera»

Lera er en liten bekk (bredde 2- 3 meter) som har sitt utspring i myrområder rundt Storkleiv-åsen (270 moh), om lag 2,5- 3 km oppstrøms utløpet i Gaula. Sweco har gjort undersøkelser i vassdraget i august 2014 (upublisert notat, se Anonym 2014 i referanseliste), og konkluderer med at bekken er sjørrettførende, der ungfiskbestanden oppgis å være dominert av eldre ørret (alder 1+) på undersøkelsestidspunktet i 2014. Notatet konkluderer på bakgrunn av dette med at Lera neppe er noe viktig gyteområde for sjørret slik den er i dag. Bergan (2015) konkluderer imidlertid med at Lera både nå og opprinnelig er/har vært en viktig gytebekk for sjørret i Gaula, på bakgrunn av årsyngeltettheter av ørret opp mot 129,6 fisk per 100 m² den samme høsten som Anonym (2014) gjorde sine undersøkelser. Ifølge Bergan (2015) veksler Lera mellom strykpartier med innslag av dypere kulper på partier nedstrøms fylkesveien 672 (Løbergsveien), og har stedvis svært gode gyteforhold i bekken på dette partiet. Før munning til Gaula i kroksjø/våtmarksområdet/flomsonen ved Kleppeshølen flater bekken ut, og domineres av sand og finere substrat. Leras utløp til Gaula er flyttet og endret sammenlignet med tidligere, og dagens utløp er tegnet inn feil i mange kartgrunnlag. Fra å opprinnelig munne til de små kroksjøene/flom-dammene i dette området i dag, er bekken nå lagt i rett kanal ved siden av disse. Videre har Gaula endret seg betydelig i utløpsområdet til Lera de siste 50 årene, der hovedelva har dreid mer over på østre side. Utløpsområdet til Lera og kroksjøene også ha vært gjenstand for betydelig grusuttak tilbake i tid (Einar Klingenberg, pers. medd.). I dag er kun om lag 290 meter av bekken tilgjengelig for sjørret (**figur 65**), der tilstrekkelig egnet gytesubstrat og gytehabitat kun fins på de om lag 100 øverste meter av denne strekningen. Bergan (2015) opplyser om at en eldre kulvert i betong under traktorvei stopper oppvandring av gytefisk ved normale oppvandringsforhold (**figur 66**).



Figur 68. Vandringstoppende kulvert i nedre del av Lera og kulvert under Fv 672 har avkortet naturlig anadrom strekning (rød linje). Kun nedre deler (blå linje) er fiskeførende i dag. Flyfoto: <https://kart.finn.no/>.

Utbedring av kulverten under traktorveien (**figur 66**) kan langt på vei doble dagens anadrom strekning i Lera, før kulvert under FV 672 stopper videre oppgang. Naturlig anadrom strekning er fastsatt ved kartstudier, og er antatt å strekke seg opp til et bekkedelet ved Hogsegglykkja, en strekning på mer enn 2 kilometer bekk (**figur 65**). Etter dette bekkedelet anses naturlig helårsavrenning å være usikker.



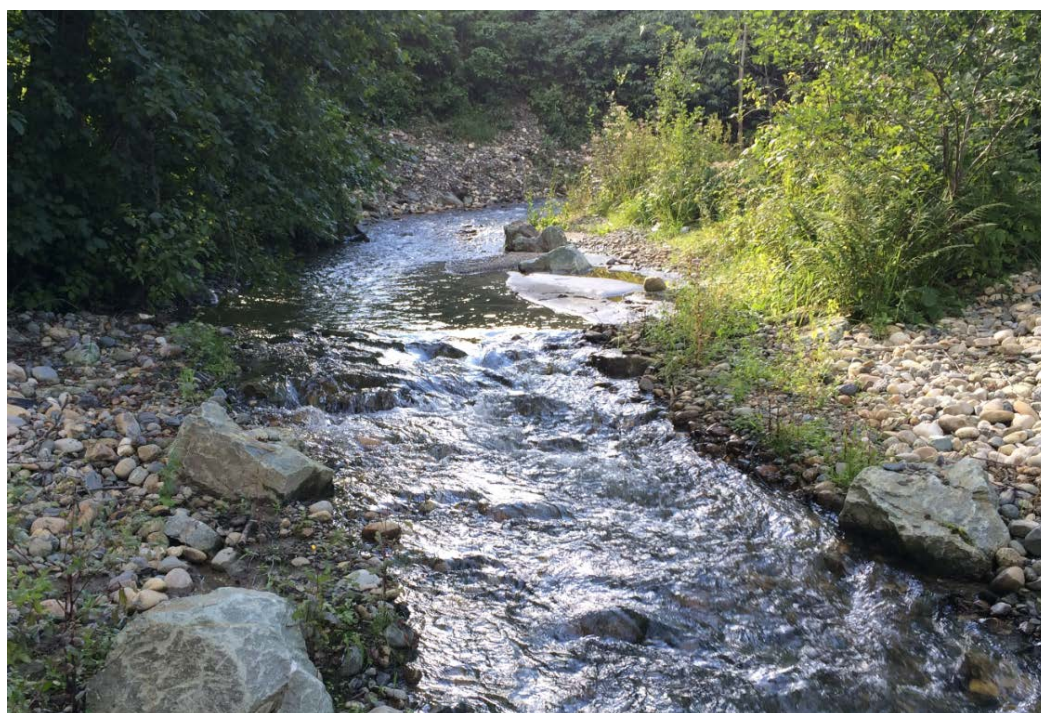
Figur 69. Vandringsstoppende kulvert i nedre del av Lera. Fisketomt ovenfor, og god forekomst av årsyngel ørret ved egnede gyteområder nedstrøms. Foto fra 2014. Foto: Morten Andre Bergan.

Lokalitet 21 Loa

Loa er utløpsvassdraget fra Benna. Vassdraget har i dag tilnærmet lik lengde på anadrom strekning som naturtilstanden, men ulike stengsler og oppgangsbarrierer har i perioder stoppet oppgang av gytefisk til vassdraget (Bergan & Solem 2016). Dette har ført til varierende tilslag på årsyngel i store områder av vassdraget i enkelte år (Bergan & Arnekleiv 2009, Nøst & Bergan 2010, Bergan & Solem 2016, 2017, Nøst 2018). I tillegg er omfattende endringer gjort i vassdraget de siste årene, knyttet opp mot erosjonssikring og endringer i vannavrenning gjennom året, etter at Lofossen kraftverk ble satt ut av drift (Nøst & Bergan 2010, Bergan & Solem 2016, 2017). Tilførsel av finpartikler (sand) har senket den naturlige produksjonsevne hos vassdraget. Avbøtende tiltak ved å fylle på egnet gytesubstrat har sikret noe av produksjonen i vassdraget tross økende belastninger de siste årene (se **figur 67** og **68**). Loa skal etter det vi kjenner til berøres sterkt av ny E6 i årene som kommer (Bergan & Solem 2016, 2017). Naturlig anadrom strekning er fastsatt i felt, og utgjøres av en stor foss like oppstrøms Lofossen kraftverk.



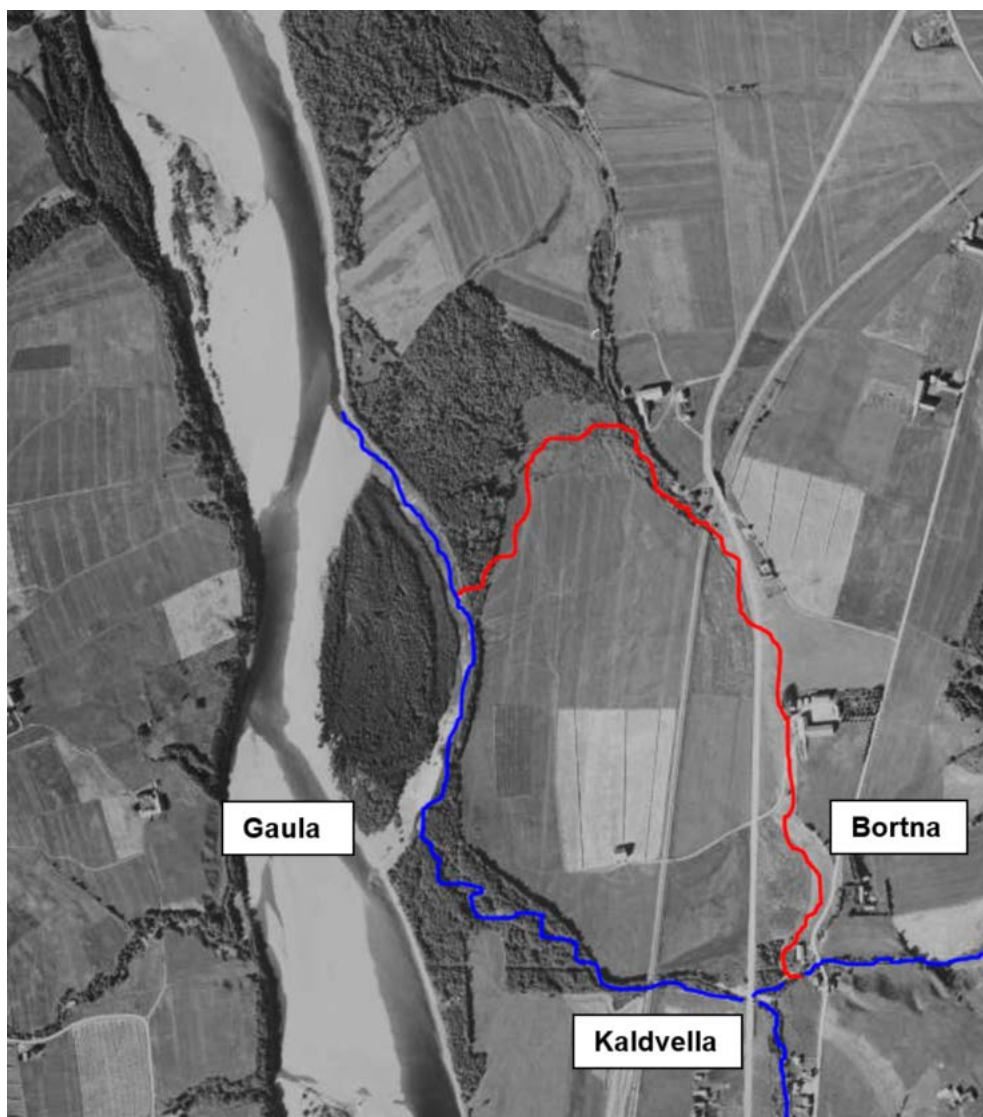
Figur 70. Nedre del av Loa var et viktig gyteområde for både laks og ørret tidligere. Foto fra 2010: Morten Andre Bergan.



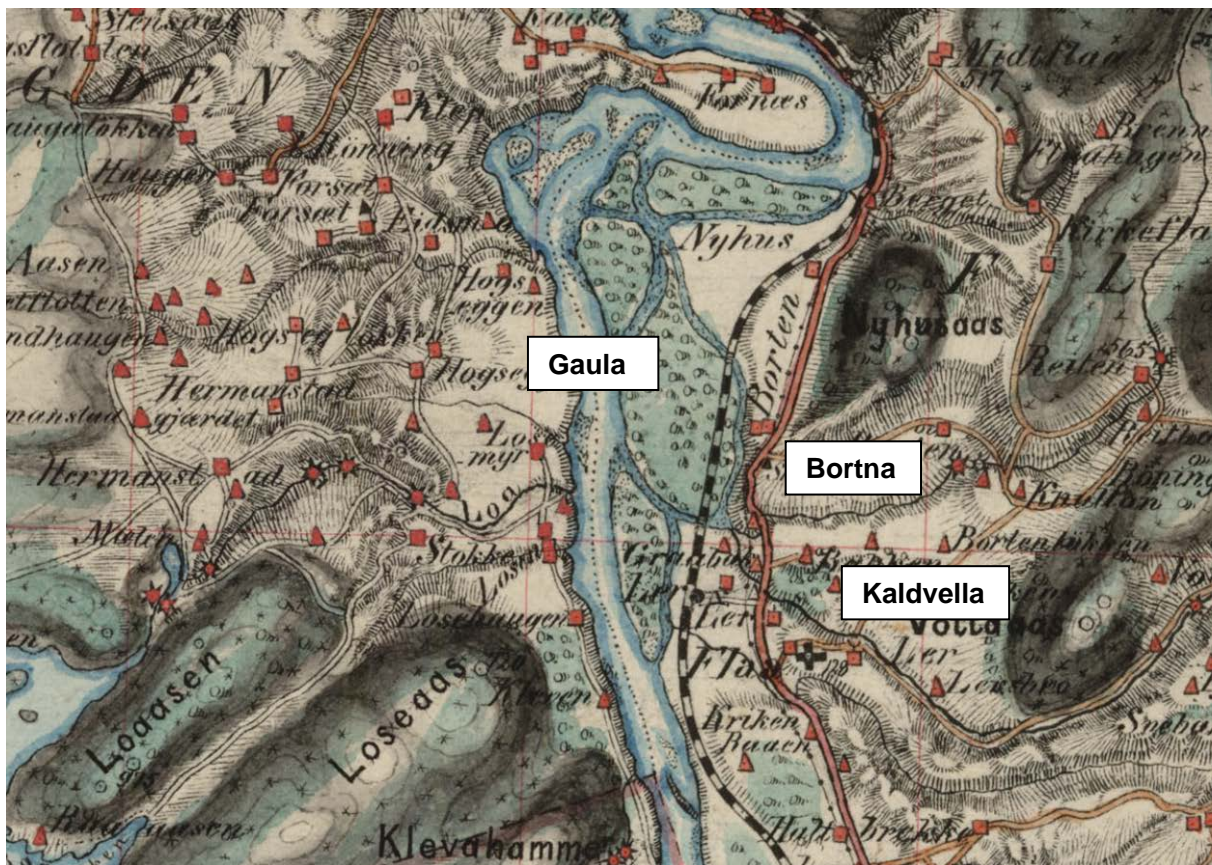
Figur 71. Nedre del av Loa (identisk bekkeparti som i **figur 62**) i 2015, etter endringer i både vannavrenning og bekkeløp. Foto: Morten Andre Bergan.

Lokalitet 22 Bortna

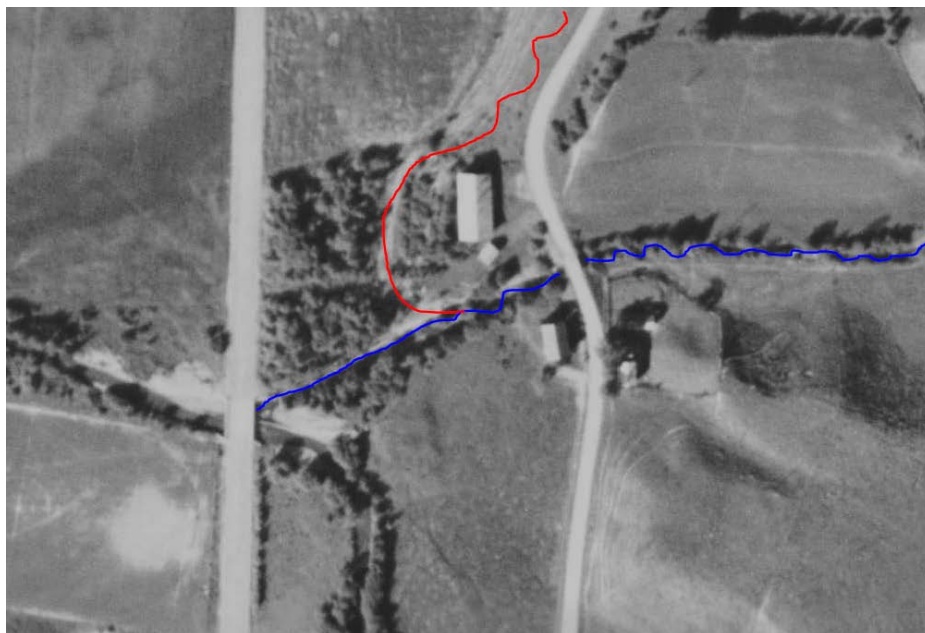
Som nevnt i omtalen av resultatene for 2017 (se **kap. 6.2.5**), har Bortna mistet mye areal knyttet til lukking av bekkeløpet i nedre del. Dette omfattende inngrepet er gjort før eldste tilgjengelige flyfoto (1947, se **figur 69**), men det opprinnelige bekkeløpet er mulig å identifisere i dyrkamarka på dette flyfotoet. I dag er Bortna påkoblet Kaldvella rett oppstrøms E6. Historisk har vi derimot fått opplyst (Anonym, personlig meddelelse, lokale historiske opplysninger) at bekken tok en u-sving mot sør like før dagens samløp (**figur 69, 70 og 71**), og gikk i eget bekkeløp i overkant av 1,5 kilometer, før munning til Gaula i et eget sideløp av denne elva. Dette sideløpet er i dag borte, i likhet med det opprinnelige bekkeløpet Bortna. Et historisk kart over dette området støtter delvis opplysningene (**figur 70**), og gir et inntrykk av naturtilstanden og opprinnelige bekkeveier. Her er Bortna og Kaldvella inntegnet med samløp i et flergreinet flomområde og sideløp av Gaula. For Gaula og sideløp har flom og isgang opp gjennom årene ført til at vannveier til en stadighet har endret seg naturlig. Endringer knyttet til grusuttak, erosjonssikring og utfylling av elvebredder/flommark for oppdyrking er derimot ikke naturlige endringer. Naturlig anadrom strekning i Bortna er fastsatt ved kartstudier å gå til brattere partier ved Borten. Dette bør verifiseres ved befarung i felt.



Figur 72. Opprinnelig antatt bekkeløp Bortna (rød linje) før bekkelukking og påkobling Kaldvella. Flyfoto fra 1947. Flyfoto: <https://kart.finn.no/>.



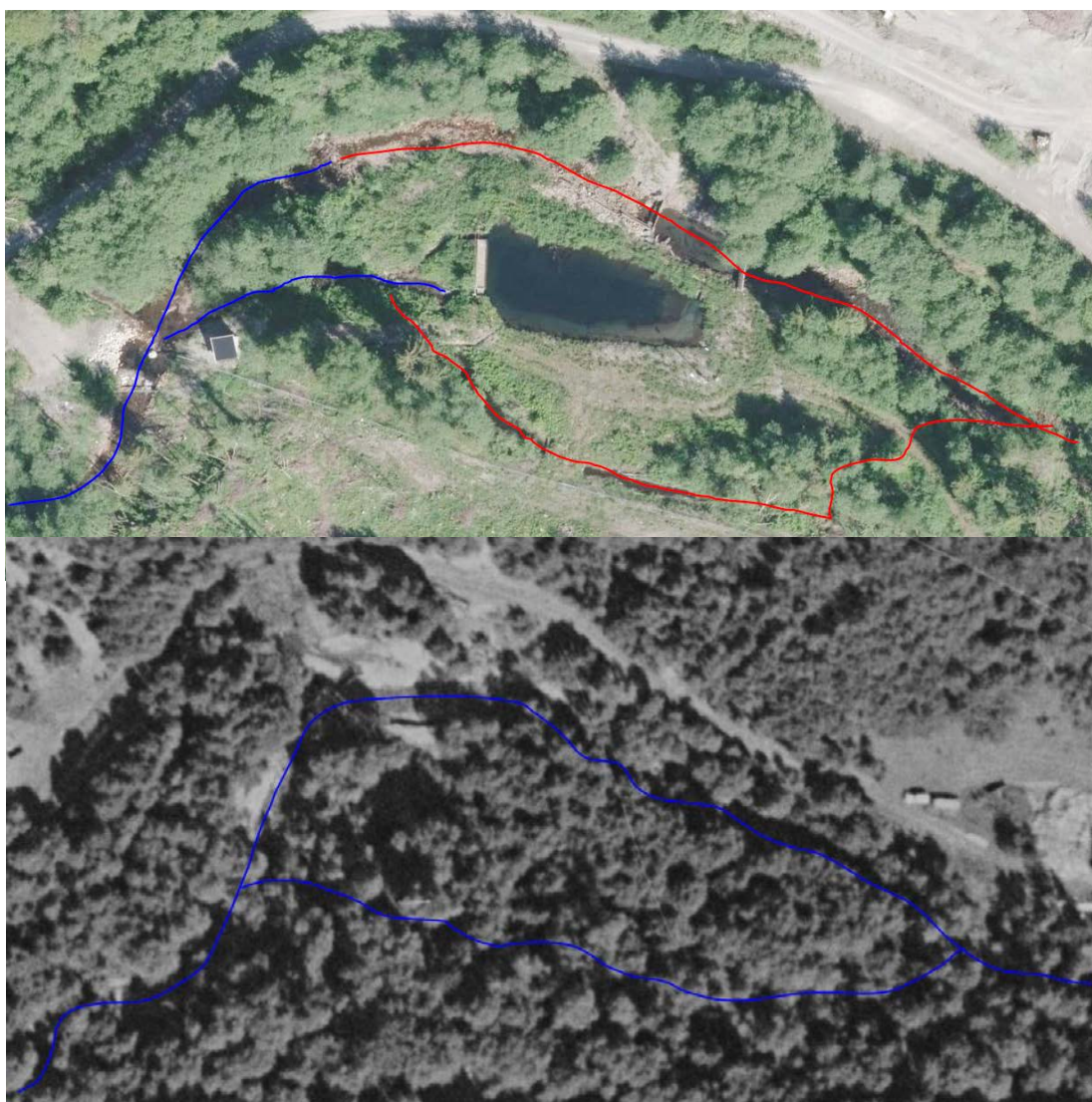
Figur 73. Historisk kart som viser bekkene Bortna og Kaldvellas samløp i et sideløp/flommark av Gaula. Kartgrunnlag: Sejerstedt (1869).



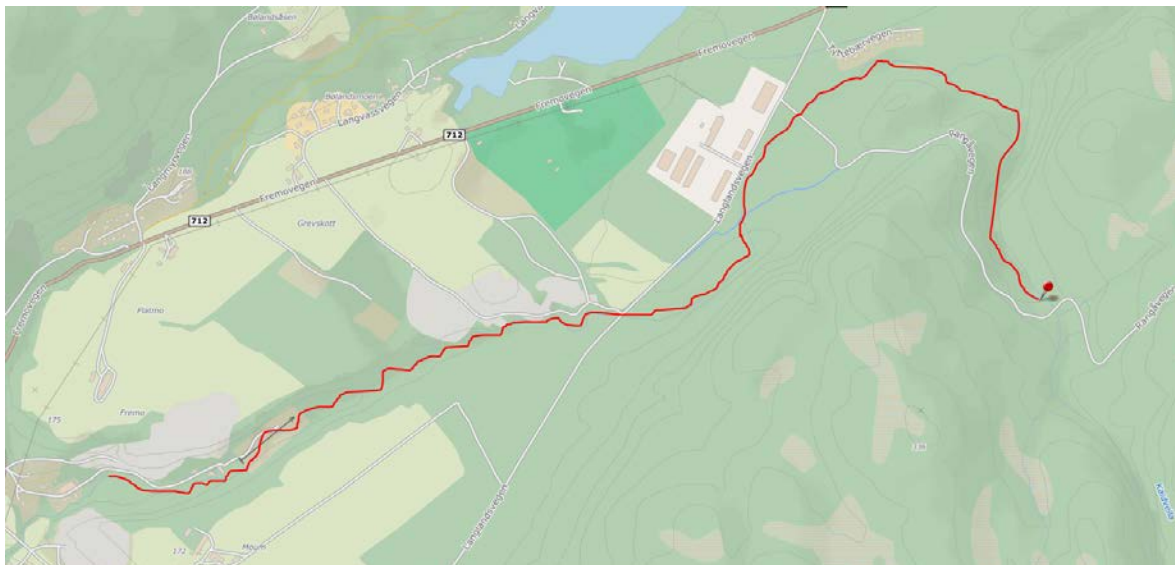
Figur 74. Opprinnelig gjorde Bortna en u-sving (rød linje) før dagens samløp med Kaldvella (blå linje), og gikk i eget løp i mer enn 1,5 kilometer før samløp med Gaula. Det opprinnelige bekkeløpet (rød linje) er så vidt synlig på flyfoto fra 1947. Flyfoto: <https://kart.finn.no/>.

Lokalitet 23 Kaldvella

Kaldvella kommer fra myrområder og vann sørøst for Langvatnet, og renner ned sør for Våttåsen før den dreier nordover og i dag møter Bortna noen meter ovenfor E6 ved Flå/Ler. Opprinnelig gikk Kaldvella i eget løp, adskilt fra Bortna, før munning til Gaula, som vist i historisk kart (**figur 70**). Naturlig anadrom strekning i Kaldvella er vesentlig lengre enn det som er oppgitt tidligere. Eksisterende kilder oppgir Kaldvellas anadrome strekning å være «drøyt 4 kilometer (Korsen & Skotvold 1984, Korsen 2004), men dette utgjør knapt strekningen opp til dagens kunstige demninger (ca 5,3 kilometer) knyttet til Lundamo settefisk sitt vanninntak (**figur 72 og 75**). Naturlig gikk sjørret (og evt. laks) forbi dagens oppdemninger, både i hovedløpet og i et tidligere sideløb (**figur 72 og 76**), helt opp til Kaldvellfossen (**figur 73**), om lag 9,5 kilometer fra samløp med Gaula. Det er uklart hvor lengde siden sjørret kunne utnytte hele naturlige anadrom strekning. Kaldvella har vært viktig for lokalmiljøet på Flå/Ler historisk (Utne 1990), og for etableringen av en rekke industrivirksomheter, som har utnyttet vannet til ulike formål som vannkraft, stamperi, sagbruk, såpekokeri, møllevirksomhet og lignende (Utne 1990).



Figur 75. Flyfoto fra 2016 (øverst) og 1956 (nederst) over strekningen som i dag er oppdemt og hindrer oppgang av sjørret. Mer enn fire kilometer elvestrekning med egnete gyte- og oppvekstområder for sjørret er i dag tapt som følge av dette inngrepet. Flyfoto: <https://kart.finn.no/>.



Figur 76. Tapt areal (rød linje) for sjørret (og laks) i Kaldvella er mer enn fire kilometer. Flyfoto: <https://kart.finn.no/>.



Figur 77. Eldre demning i Kaldvella. Dette er trolig rester etter eldre virksomheter som er beskrevet av Utne (1990). Foto: Morten Andre Bergan.



Figur 78. Nyere demning i Kaldvella, om lag 50 meter ovenfor eldre demning i **figur 72**.
Foto: Morten Andre Bergan



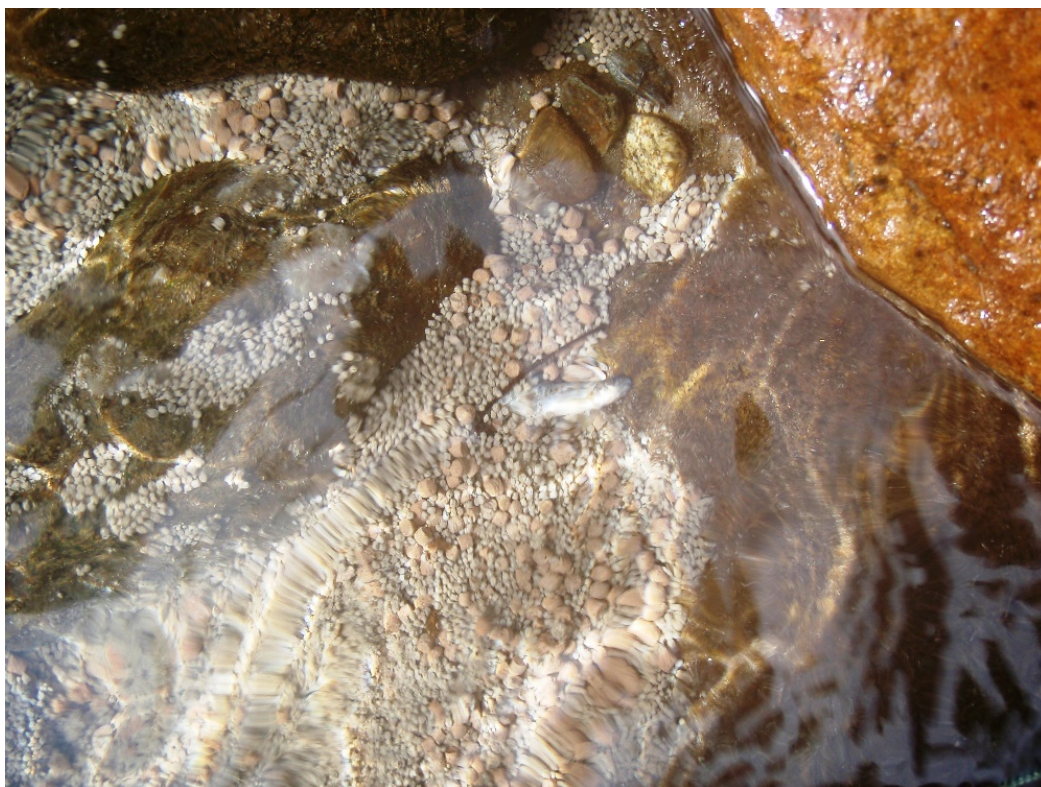
Figur 76. Avstengt sideløp i Kaldvella knyttet til dagens vannbruk. Foto: Morten Andre Bergan.

I dag er det mulig for laks og sjørret å utnytte strekninger i Kaldvella opp til demningene ovenfor Lundamo settefiskanlegg AS. Gytefisk er registrert i nyere tid (2013) like nedstrøms disse inn-grepene (**figur 77**). Vandringsveiene opp til dette punktet er likevel vanskeligere enn opprinnelig, da det er flere små hindringer knyttet til bl.a. munningsområdet i Gaula (kulvert, er utbedret nylig), og andre veikryssninger (betongbru rast sammen i elva) videre oppover vassdraget (Solem mfl. 2014, Bergan 2015). I tillegg er vannmiljøet i Kaldvella periodevis svært belastet i midtre del som følge av forurensing og avrenning fra landbruk, grusuttak, spredt bebyggelse og utslipp fra Lundamo settefiskanlegg (Bergan 2011, Sjørseten mfl. 2013, Solem mfl. 2014, se **figur 78**).



Figur 79. Gytefisk av sjørret fanget nedstrøms demninger i Kaldvella den 23. september 2013. Foto: Morten Andre Bergan.

Kost-/nytteverdien ved å tilbakeføre tapt areal ovenfor dagens demninger i Kaldvella er stor. Tiltak her anses som en av de største enkelttiltakene for sidevassdrag i Gaula. Med enkle grep kan det avstengte sideløpet settes i forbindelse med vassdraget, og det er heller ikke omfattende tiltak som skal til for å utbedre vandringsveiene forbi demningene. Det anbefales at det blir utarbeidet en helhetlig tiltaksplan for Kaldvella, med fokus på avrenning fra nedbørfeltet, forurensningssituasjon, styrking av gytemuligheter på anadrom strekning og gjenoppretting av frie vandringsveier for å hente tilbake tapt areal. Det er sistnevnte tiltak som per i dag vurderes å være viktigst for å bedre biologisk status, og det er trolig også samfunnsøkonomisk lønnsomt å iverksette slike tiltak.



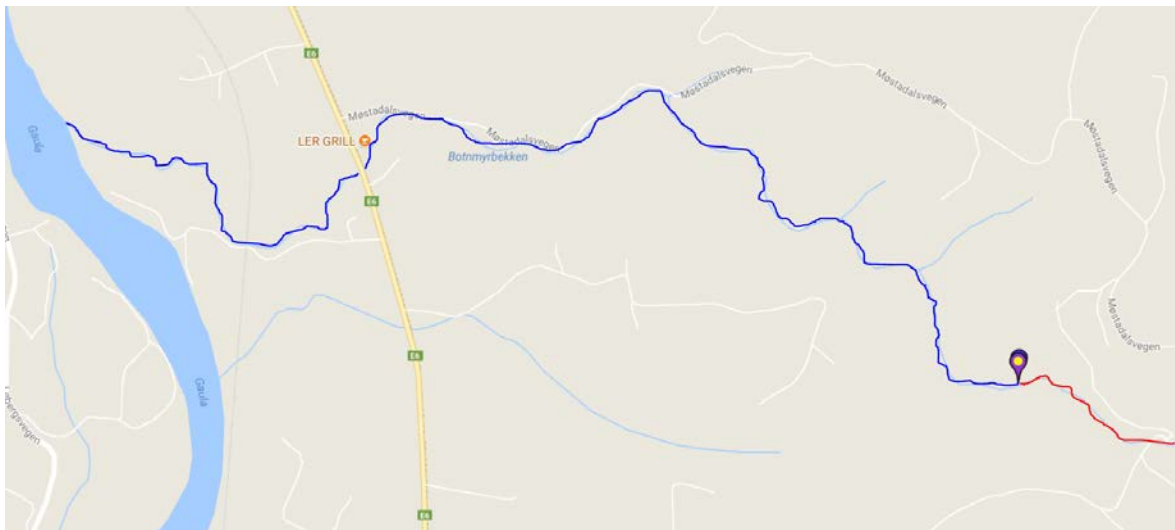
Figur 80. Dødfisk og pellets fra Lundamo Settefisk i 2010. Foto Morten Andre Bergan.



Figur 81. Utilgjengelig areal for sjørret i dag, oppstrøms eldre oppdemming (**figur 74**) og demning knyttet til Lundamo Settefisk AS sin virksomhet (**figur 75**) i vassdraget. Foto: Morten Andre Bergan.

Lokalitet 24 Møsta

Møstas naturlige anadrome strekning defineres klart ved at et langt og bratt parti med flere små og store fossefall inntreffer om lag 450-500 meter nedstrøms krysning av Rambrautsvegen (**figur 80** og **81**). Denne strekningen utgjør i overkant av 3,5 kilometer ned til munning Gaula, som er 0,5 km lengre enn tidligere anslått av Korsen & Skotvold (1984). Så fremt erosjonssikring og restaurering av vassdraget ivaretar vandringsveiene, er hele anadrom strekning i hovedløpet fortsatt tilgjengelig for sjørørret.



Figur 82. Naturlig anadrom strekning (blå linje) i Møsta angitt på kart. Nål angir stopp nedstrøms fossefall vist i **figur 81**. Kartgrunnlag: Google Maps/Geosetter.



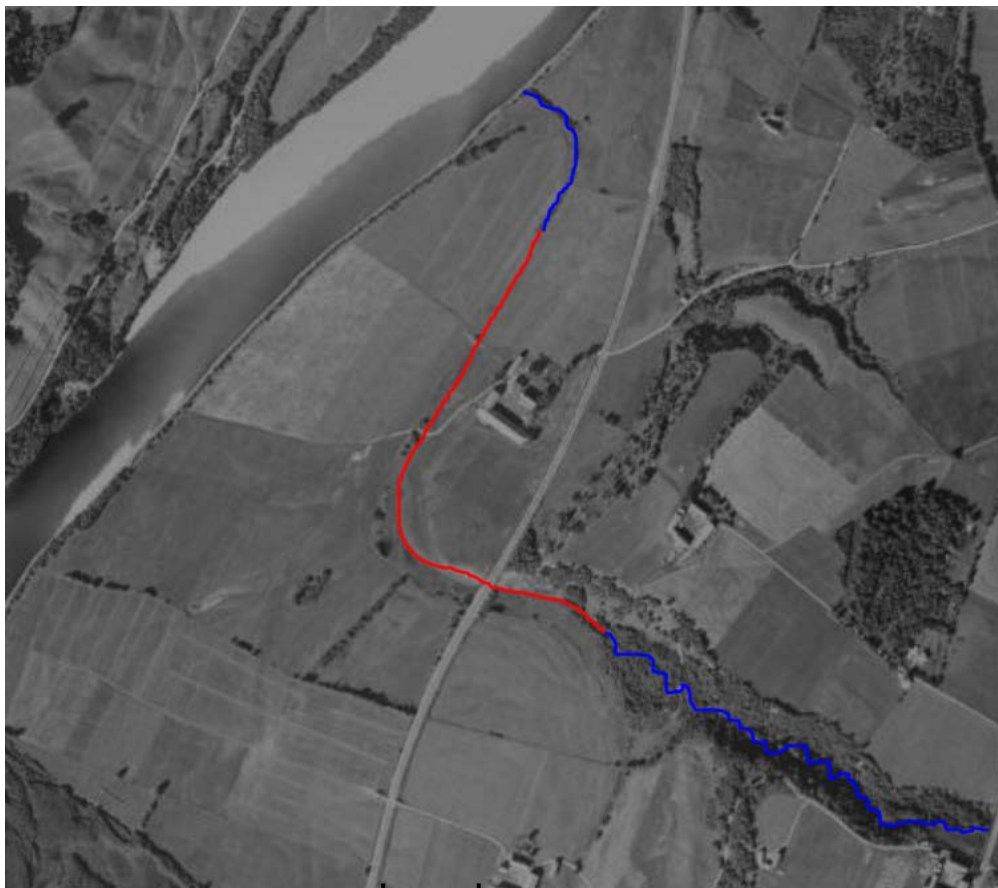
Figur 83. Fosser og stryk som setter grense for naturlig anadrom strekning i Møsta. Foto: Morten Andre Bergan

Lokalitet 25 «Bergløkkjebekken»

«Bergløkkjebekken» er omtalt i **kapittel 6.2.7**. Trolig munnet denne bekken i det som var et historisk hovedløp, sideløp eller flømløp av Gaula utfra vår elveløptolkning av Gaula på flyfoto. Bekken er i dag lukket i det meste av sin strekning, men går fortsatt åpen og uendret i et lite parti like nedstrøms E6 (**figur 82**). De største inngrepene, som lukkingen ovenfor E6 og lukking/kanalisering av lengre partier nedstrøms, er foretatt før tidligste flyfoto (1947) (**figur 83 og 84**). Etter dette er spesielt nedre strekninger gjenåpnet på enkelte partier, men da som utrettet kanal og landbruksgrøft, uten livsvilkår for fisk. Det er uklart om noe av bekkens vannføring fortsatt går lukket i nedre del eller ikke, da området ikke er befart. Tross gamle inngrep, så er det er likevel mulig å gjøre anslag på vannveien til det naturlige bekkeløpet, gjennom forsenkninger og spor i dyrkamarka som vises på de ulike flyfotoene i perioden 1947-2016. Fra E6 og ned mot munning til Gaula løp bekken i nærmere 1, 5 kilometer sjørretbekk historisk. Ovenfor dagens E6 er anslagene usikre, der vassdraget trolig delte seg i flere greiner. Med utgangspunkt i det som antas å være hovedgreina, fastsettes om lag 650 meter bekk å ha vært opprinnelig sjørrettførende ovenfor E6.



Figur 84. Flyfoto fra 206. Blå linje utgjør i dag bekkestrekningen som har åpent og uendret bekkeløp i «Bergløkkjebekken» i dag, og som gjør at vi med sikkerhet kan fastslå at vassdraget opprinnelig var sjørrettførende. Flyfoto: <https://kart.finn.no/>



Figur 85. Flyfoto fra 1947, med allerede lukket strekning i dyrkamark nedstrøms E6. Flyfoto: <https://kart.finn.no/>



Figur 86. Flyfoto fra 1956, med allerede lukket strekning i dyrkamark oppstrøms E6. Flyfoto: <https://kart.finn.no/>

Forslag til prioriterte tiltaksbekker

Dette kortere avsnittet ser nærmere på tapet av areal og produksjonsevne i seks utvalgte, opprinnelig viktige, sjørretbekker som er studert i denne rapporten, men som samtidig har stort potensiale og samfunnsøkonomisk realisme for gjenhenting av tilgjengelig areal og produksjonsevne for sjørreten. Disse bekkene har hatt (i «sidebekker til Gaula-målestokk») betydelige lengder på anadrom strekning og stort tilgjengelig produksjonsareal for sjørret opprinnelig. Samtidig er tapet av meter, areal og produksjonsevne også omfattende i disse bekkene, men enkle tiltak for å hente tilbake produksjonsevnen i store deler av anadrom strekning anses som høyst samfunnsøkonomisk oppnåelig. De seks utvalgte vassdragene er Eggbekken i Gaulosen, Søra ved Klett, Langbekken og Ratbekken mellom Klett og Melhus, Varmbubekken ved Melhus og Kaldvella ved Ler/Flå.

Tabell 13 og 14 viser en oversikt over dagens status i bekkene. **Tabell 15 og 16** gir et forventet, realistisk anslag på status på de samme nøkkelparametere (tapt bekkelengde, areal og produksjonsevne) etter at relevante og kostnadseffektive tiltak er utført.

Tabell 13. Bekkelengde (meter) og -areal (kvadratmeter) for seks utvalgte sjørrettførende bekker til Gaula, med og uten korrigering for dagens produksjonsevne i dagens tilgjengelige areal.

Navn på bekk	Før			2017				Reelt
	Lengde (m)	Bredde (m)	Areal (m ²)	Lengde (m)	Bredde (m)	Areal (m ²)	Korrigert	Areal (m ²)
Eggbekken	3070	4	12280	1505	4	6020	0,05	301
Søra	9690	4	38760	1060	4,5	4770	0	0
Ratbekken	4125	5	20625	225	4	900	0,1	90
Langbekken	5786	4	23144	1370	5	6850	0,1	685
Varmbubekken	1601	2,5	4003	1340	2	2680	0,05	134
Kaldvella	9555	5	47775	4978	5	24890	0,3	7467
Sum	33827		146587	10478		46110		8677

Tabell 14. Samletabell med nøkkeldata på tapt areal og produksjonsevne fra tabell 13 og prosentvis tap i bekkelengde og areal for seks utvalgte sjørretbekker til Gaula.

Navn på bekk	Lengde (m)			Areal (m ²)		
	Før	Nå	%-tap	Før	Nå (reelt)	%-tap
Eggbekken	3070	1505	51,0	12280	301	97,5
Søra	9690	1060	89,1	38760	0	100,0
Ratbekken	4125	225	94,5	20625	90	99,6
Langbekken	5786	1370	76,3	23144	685	97,0
Varmbubekken	1601	1340	16,3	4003	134	96,7
Kaldvella	9555	4978	47,9	47775	7467	84,4
Sum	33827 m	10478 m	69 %	146587 m	8677 m	94 %

Tabell 15. Bekkelengde (meter) og -areal (kvadratmeter) for seks utvalgte sjørrettførende bekker til Gaula, med og uten korrigering for dagens produksjonsevne i dagens tilgjengelige areal. Anslag på status etter tiltak er utført.

Navn på bekk	Før			Etter tiltak			
	Lengde (m)	Bredde (m)	Areal (m ²)	Lengde (m)	Bredde (m)	Areal (m ²)	Korrigert Areal (m ²)
Eggbekken	3070	4	12280	3070	4	6020	0,7
Søra	9690	4	38760	5700	4	22800	0,5
Ratbekken	4125	5	20625	3500	4	14000	0,7
Langbekken	5786	4	23144	5000	5	25000	0,7
Varmbubekken	1601	2,5	4003	1500	2	3000	0,7
Kaldvella	9555	5	47775	9555	5	47775	0,5
Sum	33827		146587	28325		118595	73284

Tabell 16. Samletabell med nøkkeldata for tapt areal og redusert produksjonsevne fra **tabell 13** og **15**, med prosentvis tap i bekkelengde og areal for seks utvalgte sjørrettbekker til Gaula. Status etter tiltak.

Navn på bekk	Lengde (m)			Areal (m ²)		
	Før	Nå	%-tap	Før	Nå (reelt)	%-tap
Eggbekken	3070	3070	0,0	12280	8596	30
Søra	9690	5700	41,2	38760	11400	70,6
Ratbekken	4125	3500	15,2	20625	9800	52,5
Langbekken	5786	5000	13,6	23144	17500	24,4
Varmbubekken	1601	1500	6,3	4003	2100	47,5
Kaldvella	9555	9555	0,0	47775	23888	50,0
Sum	33827 m	10478 m	16,3 %	146587 m	68902 m	50 %

Ved å gjennomføre enkle tiltak knyttet til (først og fremst) gjenoppretting av vandringsveiene for sjørret i de seks utvalgte bekkene, kan det konkrete prosentvise tapet av meter reduseres fra 69 % (**tabell 14**) til 16,3 % (**tabell 16**). **Tabellene 14** og **16** viser at man her kan gjenhente/tilbakeføre nærmere 18 kilometer sjørretbekk ved å foreta svært enkle tiltak som kun sikrer oppgangsforholdene ved veikrysninger, jernbanekrysninger og lignende inngrep som har stoppet forbivandringen av sjørret. Siden vann- og habitatkvaliteten ikke har naturtilstand i dag, er det urealistisk å forvente produksjonsevne lik naturtilstand i et eventuelt gjenhentet sjørrettførende areal. Det er likevel mulig å skape en produksjonsevne på mellom (forsiktig anslått) 50-70 % av opprinnelig evne (**tabell 15**) i det gjenhentede arealet, ved å gjennomføre ulike tiltak i vannforekomsten. Aktuelle tiltak kan være sanering av kloakkutslipp, redusert avrenning fra landbruk, utlegging av gytesubstrat, forbedring av oppvekstområder gjennom reetablering av kantvegetasjon, utlegging av røtter og storstein, etablering og tilbakeføring av dypere kulper, slik at man kan øke produksjonsevnen i vannforekomsten. Ut fra **tabell 14** og **16** leser man derfor at det kan være oppnåelig å redusere det tapte produksjonsarealet og -potensialet fra dagens 94 % til 53 %.

Kortfattede (men konkrete/detaljerte) tiltaksplaner som går rett på problemutbedring bør nå utformes for hvert av de seks utvalgte sjørretbekkene. Dagens kunnskapsgrunnlag og datatilgang for hver enkelt av dem anses godt nok til å kunne iverksette treffsikre tiltak. Kunnskapsgrunnlaget i de siste fem- ti års fiskebiologiske undersøkelser i vassdragene (Berger mfl. 2008, Bergan mfl. 2008, Bergan 2011, 2012, 2015a, 2015b, Bergan & Arnekleiv 2009, Bergan & Solem 2016, Bergan & Solem 2017, Bergan mfl. 2014, Solem mfl. 2014, Nøst 2002-2018) er lett tilgjengelig som nedlastbare PDF-filer på nettsidene til NINA (www.nina.no), NIVA (www.niva.no), NTNU (www.ntnu.no) og Trondheim kommune (www.trondheim.kommune.no).



Figur 87. En tallrik sjørretbestand i indre Trondheimsfjorden var gjenstand for stor høsting og beskatning etter krigen og fram imot nyere tid, men bestanden er i dag historisk lav. Foto fra Ravnkloa Fiskebutikk i 1964. Tiltak i bekker er en av mange tilnærminger som norsk vann- og vassdragsforvaltning må benytte for å hente tilbake noe av sjørretbestanden. Ukjent fotograf.

8 Referanser

- Anonym 2009. E6 Melhus, etterundersøkelse av sjørret i tre berørte bekker, samt sportsfiskernes oppfatning av den nye veien. Sweco-rapport nr. 1-2009. SWECO Norge AS.
- Anonym 2014. Supplerende undersøkelser av fisk, bunndyr og vannkvalitet i forbindelse med reguleringsplan E6 Røskft – Skjerdingsstad. SWECO-notat. SWECO Norge AS (upublisert).
- Anonym 2017. Upublisert. Internt notat etter gytetroptaksering av øvre deler av Møsta, utarbeidet av NVE etter befaring den 23.10.2017. Befaring gjennomført av Arne Jørgen Kjøsnes (NVE) og Morten Andre Bergan (NINA). Norges vassdrags- og energidirektorat.
- Bergan, M.A. 2011. Fiskebiologiske undersøkelser i vannområde Nidelva og Gaula, Vann-region Trøndelag. Yngel-/ ungfishregistrering og vurdering av vandringshindre i sidevassdrag til Nidelva og Gaula. NIVA-rapport L- NR. 6150-2011. Norsk institutt for vannforskning.
- Bergan, M.A. 2012. Vannkjemisk og økologisk tilstand i små sidevassdrag til Gaula; Undersøkelser av vannkvalitet, bunndyr og yngel/ungfish i bekker i Midtre Gauldal. NIVA-rapport L. NR. 6317-2012. Norsk institutt for vannforskning.
- Bergan, M.A. 2015a. Fiskevandring forbi veikrysninger i små vassdrag i Sør-Trøndelag, Vannregion Trøndelag - Gjennomgang og kvalitetssikring av eksisterende kartlegging, fremskaffing av nye data, kostnadsberegning og forslag til tiltak ved Statens vegvesens prioriterte veistreknings i Sør- trøndelag. NINA Rapport 1141. Norsk institutt for naturforskning.
- Bergan, M.A., 2015b. Problemkartlegging og overvåking av sidevassdrag til Gaula i 2014. - NINA Minirapport 538. Norsk institutt for naturforskning.
- Bergan, M.A. 2016. Biologiske undersøkelser og befaring i Sandbekken, Midtre Gauldal, med plan for tiltak og overvåkingsprogram av resipienten. NINA-notat, Norsk institutt for naturforskning (upublisert).
- Bergan, M.A. 2018. Bunndyrovervåking i mindre vassdrag i Trondheim kommune. Undersøkelser i 2017. NINA Rapport 1488. Norsk institutt for naturforskning.
- Bergan, M.A. & Arnekleiv, J.V. 2009. Vurdering av økologisk tilstand i bekker og mindre elver i vannområdene Nidelva og Gaula i Sør-Trøndelag 2008. NTNU Vitenskapsmuseet Zoologisk notat 2009:2. NTNU Vitenskapsmuseet.
- Bergan, M.A. & Aanes, K.J. 2015. Overvåking av vannkvaliteten i Gaula ved Støren i 2013 og 2014. Resipient for Norsk Kylling AS og Møya renseanlegg. NIVA-rapport L.NR. 6791-2015. Norsk institutt for vannforskning.
- Bergan, M.A. & Solem, Ø. 2016. Problemkartlegging og overvåking av sidevassdrag til Gaula. Årsrapport 2015. NINA Rapport 1242. Norsk institutt for naturforskning.
- Bergan, M.A. & Aanes, K.J. 2017. Biologisk overvåking av Gaula ved Støren i 2016 i forbindelse med utslipp fra Norsk Kylling AS og Møya renseanlegg. Årsrapport for 2016. NINA Rapport 1373. Norsk institutt for naturforskning.
- Bergan, M.A. & Nøst, T.H. 2017. Tapt areal og produksjonsevne for sjørretbekker i Trondheim kommune. NINA Rapport 1354. Norsk institutt for naturforskning.
- Bergan, M.A. & Solem, Ø. 2017. Problemkartlegging og overvåking av små sidevassdrag til Gaula, Årsrapport 2016. NINA Rapport 1363. Norsk institutt for naturforskning.
- Bergan, M.A. & Aanes, K.J. 2018. Biologisk overvåking av Gaula ved Støren og Enganbekken i forbindelse med utslipp fra Norsk Kylling AS og Møya renseanlegg. Årsrapport for 2017. NINA Rapport 1495. Norsk institutt for naturforskning.
- Bergan, M.A., Berger, H.M., Skjøstad, M.B., Nøst, T. & M. Haugen 2008. Sjørretbekker i Trondheim, Sør Trøndelag. Vannkvalitet, fisk og bunndyr; en vurdering av økologisk tilstand i 2006. Berger feltBIO Rapport Nr. 2-2008. Berger feltBIO AS.

- Bergan, M.A., Nøst, T.H. & Berger, H.M. 2011. Laksefisk som indikator på økologisk tilstand og miljøkvalitet i lavereliggende småelver og bekker: Forslag til metodikk iht. vanndirektivet. NIVA-rapport L. NR. 6224-2011. Norsk institutt for vannforskning.
- Bergan, M.A., Teien, H-C & Kristensen, T. 2016. Oksielva og Kvitbruelva til Saltdalselva, Nordland - Problemkartlegging og tilstandsbeskrivelse med forslag til tiltak. NINA Rapport 1222. Norsk institutt for naturforskning.
- Bergan, M.A., Kyrkjeeide, M.O., Gjershaug, J.O. & Solem, Ø. 2017. Biologiske mangfoldundersøkelser etter erosjonssikring og restaurering av Hofstadelva, Stjørdal – Resultater og vurderinger fra feltsesongen 2016. NINA 1 Rapport 320. Norsk institutt for naturforskning.
- Bergan, M. A., Jensås, J.G., Bremset, G., Borgos, T., Havn, T.B., Rognes, T., Skoglund, S. & Solem, Ø. 2015a. Ungfiskundersøkelser i Gaulavassdraget i 2014. - NINA Minirapport 517. Norsk institutt for naturforskning.
- Bergan, M.A., Bongard, T., Forsgren, E., Hanssen, O. & Järnegren, J. 2015b. Biologiske miljøundersøkelser av Sørå og Gaula etter diesel-lekkasje fra Statoilstasjonen på Klett. NINA Rapport 1105. Norsk institutt for naturforskning.
- Berger, H.M., Bergan, M.A., Nøst, T. & Hellem, T. 2008. Fastsetting av økologisk tilstand i bekker og mindre elver i Trøndelag – Utprøving av metoder. Fagrapport oktober 2008. Interkommunalt Samarbeidsprosjektet (IKS) i Vannregion Trøndelag.
- Bohlin, T, Hamrin, S., Heggberget, T.G., Rasmussen, G. & Saltveit, S.J. 1989. Electrofishing – Theory and practice with special emphasis on salmonids. – *Hydrobiologia* 173.
- Brekke, R. 1940. Om ørret- og laksefiske i Norge. Johan Grundt Tanum, Oslo.
- Byskov, P., Korsen, I., & Skotvold, T. 1986. Fiskeproduksjon og forurensning i øvre Gaula. En undersøkelse av sidevassdrag til Midtre Gauldal og Holtålen kommuner. FMST-rapport. 1-1986. Fylkesmannen i Sør-Trøndelag.
- Dahl, K. 1899. Beretning om fiskeriundersøgelser i og om Trondhjemsfjorden 1898. Journal over fiskeforsøgene 1898. Det KGL Norske Videnskabskabers Selskabs Skrifter. Aktietrykkeriet i Trondhjem 1899.
- Davidson, A.G., Kjærstad, G., Koksvik, J.I. & Arnekleiv, J.V. 2013. Kartlegging av kalksjøer og kroksjøer i Sør-Trøndelag i 2011 og 2012. NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2013-3: 1-50. NTNU Vitenskapsmuseet.
- Johansen M, Elliott J.M., Klemetsen A. 2005. A comparative study of juvenile salmon density in 20 streams throughout a very large river system in Northern Norway. – *Ecology of Freshwater Fish*: 96-110.
- Korsen, I. & Skotvold, T. 1984. Fiskeproduksjon og forurensning i nedre Gaula. En undersøkelse av mindre sidevassdrag i Gaula i Melhus kommune. FMST-rapport. 2-1984. Fylkesmannen i Sør-Trøndelag.
- Kjøsnes, A. 2016. Bygging av nytt sideløp i Stjørdalselva. NVE-rapport 65/2016. Norges vassdrags- og energidirektorat.
- Mjelde, M., Eriksen, T.E. & Edvardsen, H. 2014. Kartlegging av kroksjøer og flomdammer i Sør-Trøndelag og Møre og Romsdal. NIVA-rapport L.NR. 6644-2014. 75 s. Norsk institutt for vannforskning.
- Nøst, T. & Bergan, M.A. 2010. Omdisponering av vannressursene i Bennavassdraget, Melhus kommune. Tilstandsvurdering og konsekvenser for biologisk mangfold og allmenne interesser. Trondheim kommune. Miljøenheten Fagnotat 07.10. 2010. Trondheim kommune.
- Nøst, T. 2002. Vannovervåking i Trondheim i 2001. Miljøenheten Rapport nr. TM 2002/07. Trondheim kommune.
- Nøst, T. 2003. Vannovervåking i Trondheim i 2002. Resultater og vurderinger. Miljøenheten Rapport nr. TM 2003/02. Trondheim kommune.

- Nøst, T. 2004. Vannovervåking i Trondheim i 2003. Resultater og vurderinger. Miljøenheten Rapport nr. TM 2004/01. Trondheim kommune.
- Nøst, T. 2005. Vannovervåking i Trondheim i 2004. Resultater og vurderinger. Miljøenheten Rapport nr. TM 2005/01. Trondheim Kommune.
- Nøst, T. 2006. Vannovervåking i Trondheim i 2005. Resultater og vurderinger. - Trondheim Kommune. Miljøenheten, Rapport nr. TM 2006/03. Trondheim kommune.
- Nøst, T. 2007. Vannovervåking i Trondheim 2006. Resultater og vurderinger. - Trondheim Kommune, Miljøenheten Rapport nr. TM 2007/01. Trondheim kommune.
- Nøst, T. 2008. Vannovervåking i Trondheim 2007. Resultater og vurderinger. - Trondheim Kommune, Miljøenheten Rapport nr. TM 2008/02. Trondheim kommune.
- Nøst, T. 2009. Vannovervåking i Trondheim 2008. Resultater og vurderinger. - Trondheim Kommune, Miljøenheten Rapport nr. TM 2009/01. Trondheim kommune.
- Nøst, T. 2010. Vannovervåking i Trondheim 2009. Resultater og vurderinger. - Trondheim Kommune, Miljøenheten Rapport nr. TM 2010/01. Trondheim kommune.
- Nøst, T. 2011. Vannovervåking i Trondheim 2010. Resultater og vurderinger. - Trondheim Kommune, Miljøenheten Rapport nr. TM 2011/01. Trondheim kommune.
- Nøst, T. 2012. Vannovervåking i Trondheim 2011. Resultater og vurderinger. - Trondheim Kommune, Miljøenheten Rapport nr. TM 2012/01. Trondheim kommune.
- Nøst, T. 2013. Vannovervåking i Trondheim 2012. Resultater og vurderinger. - Trondheim Kommune, Miljøenheten Rapport nr. TM 2013/01. Trondheim kommune..
- Nøst, T. 2014. Vannovervåking i Trondheim 2013. Resultater og vurderinger. - Trondheim Kommune, Miljøenheten Rapport nr. TM 2014/01. Trondheim kommune.
- Nøst, T. 2015. Vannovervåking i Trondheim 2014. Resultater og vurderinger. - Trondheim Kommune, Miljøenheten Rapport nr. TM 2015/01. Trondheim kommune.
- Nøst, T. 2016. Vannovervåking i Trondheim 2015. Resultater og vurderinger. - Trondheim Kommune, Miljøenheten Rapport nr. TM 2016/01. Trondheim kommune.
- Nøst, T. 2017. Vannovervåking i Trondheim 2016. Resultater og vurderinger. - Trondheim Kommune, Miljøenheten Rapport nr. TM 2017/01. Trondheim kommune.
- Nøst, T. 2018. Vannovervåking i Trondheim i 2017. Resultater og vurderinger. Rapport nr. 1/TM 2018 Trondheim kommune (under utarbeidelse).
- Sandlund (red.). O.T., Bergan, M. A., Brabrand, Å. Diserud, O. H., Fjeldstad, H. P., Gausen, D., Halleraker, J. H., Haugen, T., Hegge, O., Helland, I. P., Hesthagen, T., Nøst, T., Pulg, U., Rustadbakken, A., Sandøy, S. 2013. Vannforskriften og fisk – forslag til klassifiseringssystem. Miljødirektoratets Rapport M 22-2013. Miljødirektoratet.
- Sjursen, A.D., Arnekleiv, J.V. & Kjærstad, G. 2015. Undersøkelse av vannmiljøet i Kaldvella, Melhus kommune. NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk notat 2015-10. NTNU Vitenskapsmuseet
- Solem, Ø., Bergan, M.A., Bækkeli, K.A.E., Jensås, Bongard, T., Berntsen, H.H., Havn, T. B., Borgos, T., Nielsen, L.E. & Rognes, T. 2017. Ungfiskundersøkelser i Gaulavassdraget, Årsrapport 2016. NINA Rapport 1316. Norsk institutt for naturforskning.
- Solem, Ø., Bergan, M.A., Bongard, T., Jensås, J.G., Berg, M., Bremset, G., Borgos, T., Nielsen, L.E., Rognes, T., Skoglund, S. & Ulvan, E.M. 2016. Ungfiskundersøkelser i Gaulavassdraget, Årsrapport 2015. NINA Rapport 1220. Norsk institutt for naturforskning.
- Solem, Ø., Bergan, M.A., Jensås, J.G., Ugedal, O., Rognes, T., Foldvik, A., Heggberget, T.G. & Borgos T. 2014. Ungfiskundersøkelser i Gaulavassdraget 2013. NINA Rapport 1027. Norsk institutt for naturforskning.

- Solem, Ø., Bergan, Jensås, J.G., Borgos, T., Nielsen, L.E. & Rognes, T. 2018. Ungfiskundersøkelser i Gaulavassdraget, Årsrapport 2017. NINA Rapport 1414. Norsk institutt for naturforskning.
- Utne, T. 1990. Kaldvella. 1800- og 1900-tallet. Semesteroppgave i historie. Institutt for sosiologi og samfunnskunnskap, Universitet i Trondheim.
- Aanes, K.J. & Bergan, M.A. 2013. Gaula som resipient for Norsk Kylling AS. Belastninger og vannkvalitet. NIVA-rapport L.NR. 6568. Norsk institutt for vannforskning.
- Aanes, K.J. & Bergan, M.A. 2016. Biologisk overvåking av Gaula ved Støren i 2015 knyttet til utslipp fra Norsk Kylling AS og Moøya renseanlegg. NIVA-rapport L.NR. 7059. Norsk institutt for vannforskning.

9 Vedlegg

9.1 Kartreferanser på stasjoner for ungfisktellinger i 2017

Vassdrag	St.	Kartref. (UTM 32 V)	Lokalisering i bekk
Bråbekken	1a	7024717 N, 559436 E	Nedre, N/ Fv 707
Bråbekken	1b	7024837 N, 559331 E	Midtre, N/ Fv 707
Storbekken	2a	7024715 N, 559539 E	Nedre, N/ Fv 707
Storbekken	2b	7024933 N, 559723 E	Midtre, N/ Fv 707
Storbekken	2c	7025022 N, 559735 E	Øvre O/ Fv 707
Lauglobekken	3	7024604 N, 562646 E	Øvre O/ Fv 707
Buskleinbekken	4a	7024291 N, 563381 E	Nedre, N/ Fv 707
Buskleinbekken	4b	7024407 N, 563442 E	Øvre O/ Fv 707
Eggbekken	5a	7023399 N, 564378 E	Nedre, N/ Fv 707
Eggbekken	5b	7023897 N, 564455 E	Midtre O/ Fv 707
Eggbekken	5c	7024055 N, 564530 E	Øvre, n/tetting
Eggbekken	5d	7024114 N, 564568 E	Øvre, utlagt substrat
Ratbekken	6a	7019949 N, 564558 E	Nedre, som tidligere
Ratbekken	6b	7021252 N, 566466 E	Øvre, Stokkaunet
Ratbekken	6c	7021257 N, 566508 E	Øvre, Stokkaunet
Ratbekken	6d	7021043 N, 567243 E	Øvre, Rødde
Langbekken	7	7019012 N, 564696 E	O/første jernbanekrysning
Varmubekken	8a	7018718 N, 562978 E	N/ Statsråd Nissens veg
Varmubekken	8b	7018647 N, 562982 E	O/ Statsråd Nissens veg
Stjørdalsbekken	9	7012008 N, 562792 E	Midtre del, O/Kregnesvegen
Kaldvella	10a	7008628 N, 565443 E	N/ E6 og samløp Bortna
Kaldvella	10b	7008606 N, 565506 E	O/ E6 og samløp Bortna
Bortna	11	7008641 N, 565516 E	O/samløp Kaldvella, nedre del
Møsta	12	7006949 N, 566633 E	Midtre, steinsatt
"Bergløkkjebekken"	13	7005147 N, 565976 E	Nedstrøms E6/Lundamovegen
Lynga	14a	7001983 N, 563528 E	O/ E6 - nedre del dyrkamark
Lynga	14b	7001927 N, 563644 E	O/ E6 - nedre del dyrkamark
Lynga	14c	7001851 N, 563722 E	O/ E6 - midtre del dyrkamark
Lynga	14d	7001808 N, 563747 E	O/ E6 - øvre del (urørt)
Gyllbekken	15a	6996416 N, 563044 E	O/ E6 - nedre del
Gyllbekken	15c	6996405 N, 563053 E	O/ E6 - nedre del
Gyllbekken tilløpsbekk	15d	6996402 N, 563074 E	O/ E6 - nedre del
Gyllbekken	15e	6996384 N, 563060 E	O/ E6 - nedre del
Ørbekken	16	6996666 N, 562323 E	Nedre, O/jernbanekrysning
Enganbekken	17	6992613 N, 564958 E	O/ Fv 630
Skårvollbekken	18	6989594 N, 565654 E	O/ Fv 30 - tiltaksstrekning
Sandbekken	19a	6988602 N, 566446 E	N/ Fv 30 - nedre
Sandbekken	19b	6988533 N, 566504 E	N/ Fv 30 - midtre
Sandbekken	19c	6988455 N, 566588 E	N/ Fv 30 - øvre

9.2 Ungfiskdata

Detaljerte ungfiskdata fra ungfisktellinger høsten 2017.

Forklaring til tabeller: Areal= avfisket areal, C1-C3 = fangst per omgang, Y= antall fanget fisk, n= tetthet på avfisket areal og N= tetthet pr. 100 m², p angir fangbarhet, ci= konfidensintervall avfisket areal og CI = konfidensintervall pr. 100 m². For stasjoner med kun en gangs overfiske er p fastsatt på bakgrunn av andre stasjoner i vassdraget, tidligere år eller ekspertvurdert mht substrat, vannføring, vanntemperatur og øvrige miljøvariabler (som f.eks. turbiditet).

Ørret, Ettåringer og eldre ungfisk												
Stasjonsnavn	St. nr.	Dato	Areal	C1	C2	C3	Y	n	N	p	ci	CI
Bråbekken	1a	25.08.2017	25	0			0	0,00	0,0			
Bråbekken	1b	25.08.2017	25	0			0	0,00	0,0			
Storbekken	2a	15.08.2017	30	0			0	0,00	0,0			
Storbekken	2b	25.08.2017	125	0			0	0,00	0,0			
Storbekken	2c	25.08.2017	125	0			0	0,00	0,0			
Almli-/Lauglobekken	3	15.08.2017	38	3			3	3,00	9,9	0,80		
Buskleinbekken	4a	15.08.2017	112	3	1	0	4	4,04	3,6	0,78	0,48	0,4
Buskleinbekken	4b	15.08.2017	70	0			0	0,00	0,0			
Eggbekken	5a	15.08.2017	80	7			7	7,00	14,6	0,60		
Eggbekken	5b	15.08.2017	75	13	2	0	15	15,03	20,0	0,88	0,34	0,5
Eggbekken	5c	15.08.2017	30	11			11	11,00	36,7	1,00	0,00	0
Eggbekken	5d	15.08.2017	77	21	3	0	24	24,04	31,2	0,89	0,39	0,5
Ratbekken	6a	25.08.2017	108	2	0	0	2	2,00	1,9	1,00	0,00	0
Ratbekken	6b	25.08.2017	39	3			3	3,00	10,8	0,71		
Ratbekken	6c	25.08.2017	52	2	1	0	3	3,07	5,9	0,71	0,70	1,3
Ratbekken	6d	25.08.2017	70	10	3	0	13	13,11	18,7	0,80	0,75	1,1
Langbekken	7a	25.08.2017	201	10			10	10,00	6,2	0,80		
Varmbubekken	8a	30.08.2017	165	6			6	6,00	4,5	0,80		
Varmbubekken	8b	30.08.2017	75	4			4	4,00	6,7	0,80		
Stjørdalsbekken	9	30.08.2017	54	14			14	14,00	32,4	0,80		
Kaldvella	10a	30.08.2017	75	3	1	0	4	4,04	5,4	0,78	0,48	0,6
Kaldvella	10b	30.08.2017	61	2			2	2,00	4,2	0,78		
Bortna	11	30.08.2017	77	22			22	22,00	36,6	0,78		
Møsta	12	30.08.2017	85	10			10	10,00	14,7	0,80		
Bekk ved Helgemo	13	30.08.2017	200	0	0	0	0	0,00	0,0	0,00	0,00	0
Lynga	14a	20.09.2017	42	7	0	0	7	7,00	16,7	1,00	0,00	0
Lynga	14b	20.09.2017	36	10	0	0	10	10,00	27,8	1,00	0,00	0
Lynga	14c	20.09.2017	36	4	0	0	4	4,00	11,1	1,00	0,00	0
Lynga	14d	20.09.2017	49	10	2	0	12	12,04	24,6	0,85	0,43	0,9
Gyllbekken	15a	20.09.2017	48	6			6	6,00	15,6	0,80		
Gyllbekken	15c	20.09.2017	32	1			1	1,00	3,2	0,80		
Gyllbekken tilløpsbekk	15d	20.09.2017	36	0			0	0,00	0,0			
Gyllbekken	15e	20.09.2017	41	1			1	1,00	3,0	0,80		
Ørbekken/Skjerva	16	20.09.2017	40	8	1	1	10	10,18	25,5	0,74	1,05	2,6
Enganbekken	17	29.08.2017	105	3			3	3,00	6,0	0,80		
Skårvollbekken	18	13.09.2017	114	4	0	0	4	4,00	3,5	1,00	0,00	0
Sandbekken	19a	13.09.2017	57	5			5	5,00	11,0	0,80		
Sandbekken	19b	13.09.2017	54	1			1	1,00	2,3	0,80		
Sandbekken	19c	13.09.2017	66	4	1	0	5	5,03	7,6	0,82	0,37	0,6

Ørret, Årsyngel												
Vassdrag	St. nr.	Dato	Areal	C1	C2	C3	Y	n	N	p	ci	CI
Bråbekken	1a	25.08.2017	25	0			0	0,00	0,0			
Bråbekken	1b	25.08.2017	25	0			0	0,00	0,0			
Storbekken	2a	15.08.2017	30	0			0	0,00	0,0			
Storbekken	2b	25.08.2017	125	0			0	0,00	0,0			
Storbekken	2c	25.08.2017	125	0			0	0,00	0,0			
Almli-/Lauglobekken	3	15.08.2017	38	17			17	17,00	74,6	0,60		
Buskleinbekken	4a	15.08.2017	112	7	1	0	8	8,01	7,2	0,89	0,23	0,2
Buskleinbekken	4b	15.08.2017	70	0			0	0,00	0,0			
Eggbekken	5a	15.08.2017	80	0			0	0,00	0,0			
Eggbekken	5b	15.08.2017	75	6	3	0	9	9,22	12,3	0,71	1,22	1,6
Eggbekken	5c	15.08.2017	30	0			0	0,00	0,0			
Eggbekken	5d	15.08.2017	77	1	0	0	1	1,00	1,3	1,00	0,00	0
Ratbekken	6a	25.08.2017	108	0	0	0	0	0,00	0,0	0,00	0,00	0
Ratbekken	6b	25.08.2017	39	6			6	6,00	20,2	0,76		
Ratbekken	6c	25.08.2017	52	8	3	0	11	11,15	21,4	0,76	0,93	1,8
Ratbekken	6d	25.08.2017	70	0	0	0	0	0,00	0,0	0,00	0,00	0
Langbekken	7a	25.08.2017	201	0			0	0,00	0,0			
Varmbubekken	8a	30.08.2017	165	0			0	0,00	0,0			
Varmbubekken	8b	30.08.2017	75	0			0	0,00	0,0			
Stjørdalsbekken	9	30.08.2017	54	3			0	14,00	9,3	0,60		
Kaldvella	10a	30.08.2017	75	17	3	1	21	21,20	28,3	0,79	1,01	1,3
Kaldvella	10b	30.08.2017	61	7			7	7,00	14,5	0,79		
Bortna	11	30.08.2017	77	28			22	22,00	51,9	0,70		
Møsta	12	30.08.2017	85	32			32	32,00	62,7	0,60		
Bekk ved Helgemo	13	30.08.2017	200	0	0	0	0	0,00	0,0	0,00	0,00	0
Lynga	14a	20.09.2017	42	0	0	0	0	0,00	0,0	0,00	0,00	0
Lynga	14b	20.09.2017	36	0	0	0	0	0,00	0,0	0,00	0,00	0
Lynga	14c	20.09.2017	36	2	0	0	2	2,00	5,6	1,00	0,00	0
Lynga	14d	20.09.2017	49	0	0	0	0	0,00	0,0	0,00	0,00	0
Gyllbekken	15a	20.09.2017	48	2			2	2,00	6,0	0,70		
Gyllbekken	15c	20.09.2017	32	4			4	4,00	17,9	0,70		
Gyllbekken tilløpsbekk	15d	20.09.2017	36	1			1	1,00	3,6	0,70		
Gyllbekken	15e	20.09.2017	41	2			2	2,00	7,0	0,70		
Ørbekken/Skjerva	16	20.09.2017	40	19	3	2	24	24,40	61,0	0,75	1,54	3,9
Enganbekken	17	29.08.2017	105	10			10	10,00	13,1	0,80		
Skårvollbekken	18	13.09.2017	114	18	4	0	22	22,10	19,4	0,84	0,67	0,6
Sandbekken	19a	13.09.2017	57	13			13	13,00	32,6	0,70		
Sandbekken	19b	13.09.2017	54	10			12	12,30	26,5	0,70		
Sandbekken	19c	13.09.2017	66	7	3	0	10	10,18	15,4	0,74	1,05	1,6

Laks, Ettåringer og eldre ungfish												
Vassdrag	St. nr.	Dato	Areal	C1	C2	C3	Y	n	N	p	ci	CI
Ratbekken	6a	25.08.2017	108	1	0	0	1	1,00	0,9	1,00	0,00	0
Langbekken	7a	25.08.2017	201	3			3	0,00	1,9	0,80		
Stjørdalsbekken	9	30.08.2017	54	11			11	14,00	25,5	0,80		
Kaldvella	10a	30.08.2017	75	1	0	0	1	1,00	1,3	1,00	0,00	0
Kaldvella	10b	30.08.2017	61	5			5	5,00	10,2	0,80		
Bortna	11	30.08.2017	77	1			1	1,00	1,6	0,80		
Møsta	12	30.08.2017	85	2			2	2,00	2,9	0,70		
Lynga	14c	20.09.2017	36	1	0	0	2	2,00	5,6	1,00	0,00	0
Gyllbekken	15a	20.09.2017	48	1			9	9,00	2,6	0,80		

Laks, Årsyngel												
Sandbekken	19b	13.09.2017	54	1			1	1,00	2,6	0,70		

All laksefisk, ørret og laks, total tetthet												
Vassdrag	St. nr.	Dato	Areal	C1	C2	C3	Y	n	N	p	ci	CI
Bråbekken	1a	25.08.2017	25	0			0	0,00	0,0			
Bråbekken	1b	25.08.2017	25	0			0	0,00	0,0			
Storbekken	2a	15.08.2017	30	0			0	0,00	0,0			
Storbekken	2b	25.08.2017	125	0			0	0,00	0,0			
Storbekken	2c	25.08.2017	125	0			0	0,00	0,0			
Lauglobekken	3	15.08.2017	38	20			20	20,00	75,2	0,70		
Buskleinbekken	4a	15.08.2017	112	10	2	0	12	12,04	10,8	0,85	0,43	0,4
Buskleinbekken	4b	15.08.2017	70	0			0	0,00	0,0			
Eggbekken	5a	15.08.2017	80	7			7	7,00	14,6	0,60		
Eggbekken	5b	15.08.2017	75	19	5	0	24	24,15	32,2	0,81	0,87	1,2
Eggbekken	5c	15.08.2017	30	11			11	11,00	41,2	0,89		
Eggbekken	5d	15.08.2017	77	22	3	0	25	25,03	32,5	0,89	0,38	0,5
Ratbekken	6a	25.08.2017	108	3	0	0	3	3,00	2,8	1,00	0,00	0
Ratbekken	6b	25.08.2017	39	9			9	6,00	30,8	0,75		
Ratbekken	6c	25.08.2017	52	10	4	0	14	14,22	27,4	0,75	1,13	2,2
Ratbekken	6d	25.08.2017	70	10	3	0	13	13,11	18,7	0,80	0,75	1,1
Langbekken	7	25.08.2017	201	13			13	13,00	8,1	0,80		
Varmbubekken	8a	30.08.2017	165	6			6	6,00	4,5	0,80		
Varmbubekken	8b	30.08.2017	75	4			4	4,00	6,7	0,80		
Stjørdalsbekken	9	30.08.2017	54	28			11	14,00	69,1	0,75		
Kaldvella	10a	30.08.2017	75	21	4	1	26	26,22	35,0	0,80	1,07	1,4
Kaldvella	10b	30.08.2017	61	14			14	14,00	28,7	0,80		
Bortna	11	30.08.2017	77	51			51	51,00	82,8	0,80		
Møsta	12	30.08.2017	85	44			44	44,00	73,9	0,70		
Bekk ved Helgemo	13	30.08.2017	200	0	0	0	0	0,00	0,0	0,00	0,00	0
Lynga	14a	20.09.2017	42	7	0	0	7	7,00	16,7	1,00	0,00	0
Lynga	14b	20.09.2017	36	10	0	0	10	10,00	27,8	1,00	0,00	0
Lynga	14c	20.09.2017	36	7	0	0	7	7,00	19,4	1,00	0,00	0
Lynga	14d	20.09.2017	49	10	2	0	12	12,04	24,6	0,85	0,43	0,9
Gyllbekken	15a	20.09.2017	48	9			9	9,00	25,0	0,75		
Gyllbekken	15c	20.09.2017	32	5			5	5,00	20,8	0,75		
Gyllbekken tilløpsbekk	15d	20.09.2017	36	1			1	1,00	3,3	0,75		
Gyllbekken	15e	20.09.2017	41	3			3	3,00	9,8	0,75		
Ørbekken/Skjerva	16	20.09.2017	40	27	4	3	34	34,59	86,5	0,74	1,86	4,7
Enganbekken	17	29.08.2017	105	13			13	13,00	16,7	0,80		
Skårvollbekken	18	13.09.2017	114	22	4	0	26	26,07	22,9	0,86	0,56	0,5
Sandbekken	19a	13.09.2017	57	18			18	18,00	42,1	0,75		
Sandbekken	19b	13.09.2017	54	12			12	12,00	29,6	0,75		
Sandbekken	19c	13.09.2017	66	11	4	0	15	15,19	23,0	0,77	1,04	1,6

9.3 Kartreferanser tapt areal

	UTM Euref 89 32v	UTM Euref 89 32v
	Kartref munning Gaula/hovedbekk	Kartref antattnaturlig vandringsstopp
"Øyåsbekken"	7022436 N, 562887 E	7021810 N, 562803 E
Reitbekken	7022223 N, 563523 E	7021938 N, 563382 E
"Nordre Jaktøybekken"	7020821 N, 564133 E	7020872 N, 564510 E
Ratbekken, Stokkbekken	7020101 N, 564251 E	7020537 N, 567912 E
Ratbekken sidegrein	7020101 N, 564251 E	7021607 N, 567279 E
Langbekken, Kvamsbekken	7020080 N, 564230 E	7020077 N, 567269 E
Langbekken sidegreiner	7020080 N, 564230 E	7020628 N, 567000 E
Varmubekken	7019347 N, 563660 E	7018614 N, 562826 E
Loddbekken	7017108 N, 564268 E	7016873 N, 565292 E
Moabekken: Svamparen	7017453 N, 563577 E	7015400 N, 563078 E
Stygårdsbekken	7015181 N, 564426 E	7015134 N, 564554 E
Skjerva	7012035 N, 563073 E	7011838 N, 562363 E
Bekk før Kvålsbrua	7011849 N, 563415 E	7011246 N, 563932 E
Kvålsbekken	7011578 N, 564478 E	7011724 N, 564807 E
"Lera"	7010114 N, 564677 E	7009349 N, 563434 E
Loa	7008896 N, 564753 E	7008645 N, 563562 E
Bortna	7008626 N, 565482 E	7008887 N, 566450 E
Bortna -lukket strekning til Gaula	7009168 N, 565067 E	Lukket
Kaldvella- anadrom strekning	7008839 N, 564964 E	7009572 N, 571110 E
Kaldvella-tilløpsbekk	7008732 N, 568242 E	7008249 N, 568956 E
Møsta	7006923 N, 565485 E	7006387 N, 567676 E
"Bergløkkjebekken"	7005873 N, 565632 E	7005873 N, 565632 E

*Norsk institutt for naturforskning, NINA,
er en uavhengig stiftelse som forsker på natur og
samspillet natur–samfunn.*

*NINA ble etablert i 1988. Hovedkontoret er i
Trondheim, med avdelingskontorer i Tromsø,
Lillehammer, Bergen og Oslo. I tillegg driver NINA
Sæterfjellet avlsstasjon for fjellrev på Oppdal,
og forskningsstasjonen for vill laksefisk på lms i
Rogaland.*

*NINAs virksomhet omfatter både fors–kning
og utredning, miljøovervåking, rådgivning og
evaluering. NINA har stor bredde i kompetanse og
erfaring med både naturvitere og sam–funnsvitere
i staben. Vi har kunnskap om artene, naturtypene,
samfunnets bruk av naturen og sammenhenger
med de store drivkreftene i naturen.*

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-3228-9

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00, Telefaks: 73 80 14 01

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger