



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2018 60 stp

Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

Tapt areal og redusert produksjonsevne i Verdalsvassdragets sjørretbekker

Lost habitat and reduced production of the sea run
Brown Trout in Verdalselva watershed

Eir Hol

Miljø og naturressurser

Environment and Natural Resources

Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

Faculty of Environmental Science and Natural Resource Management

Norges miljø- og biovitenskaplige universitet

Masteroppgave

Tapt areal og redusert produksjonsevne i Verdalsvassdragets sjørretbekker

*-En kartlegging av tilgjengelig sjørrethabitat og klassifisering av
økologisk tilstand i Verdalselvas sidebekker, basert på bunndyrprøver
og beregnet ungfisktetthet.*

Lost habitat and reduced production of the sea run Brown Trout in Verdalselva watershed

*-A registration of available habitats and classification of tributaries ecological
status.*

Eir Hol

Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

Våren 2018

Forord:

Denne oppgaven ble skrevet som en del av mitt mastergradarbeid ved Norsk Miljø- og Biovitenskapelige Universitet i Ås (NMBU). Studien utgjør en del av prosjektet «Klassifisering av økologisk tilstand i sjørretbekker i Verdalsvassdraget» som finansieres av Miljøvern avdelingen hos fylkesmannen i Nord-Trøndelag, samt sjørretfondet i Verdal kommune. Den følger til dels opp arbeidet som ble startet av Lovise Vårhus i 2015 med registrering av tilstanden i sjørretbekkene i Verdalsvassdraget, og data fra den studien blir også referert til i denne studien.

Jeg ønsker først å takke mine veiledere Stian Stensland for stort engasjement og hjelp gjennom hele oppgaven, Thronn Haugen for hjelp med oppgave og statistikk, samt Jonathan Colman for lærerike tilbakemeldinger. Jeg ønsker også å takke Morten Bergan ved NINA (Norsk Institutt for Naturforskning) i Trondheim for gode innspill knyttet til metode og bunndyr.

I tillegg ønsker jeg å takke Trond Bremnes ved NHM (Natur Historisk Museum) i Oslo for opplæring og kvalitetssikring innen artsbestemmelse av bunndyr. Takk også til Roar Økseter og Per-Fredrik Rønneberg Nordhov ved NMBU for henholdsvis opplæring i QGIS og hjelp på laboratoriet.

Jeg ønsker dessuten å takke Jostein Myhr, Magnus Hestegrei, Asle Solberg, Jan Erik Grønn, Asmund Gausen, Tore Bjørkli, Erling Johansson, Bernt Hårberg, Oddbjørn Øgstad, Einar Valsø, Andreas Valsø, Olav Einar Hegstad, Inge Skavhaug, Hans Lunnan, Bjørn Rønning, Per Eklo, Lars Andersen, Joar Storholmen, Arnt Hallan, John Olav Oldren, Alf Karlgård, Annar Ness, Kollbjørn Valstad, Ivar Lerfald, Ottar Røstad og Jon Gudding som har bidratt med lokalkunnskap om tidligere bekkeløp og fiskeobservasjoner.

Takk også til John Olav Larsen, Kristoffer Jordal, Carl Røper, Joar Storholmen, Elise Wiseth Ingvaldsen, Rune Sørholt, Ola Lerfald, Sveinung Tangen Larsen og Leif Inge Paulsen som har vært med på dugnadsarbeid i felt, med elektrisk overfiske og prøvetakning.

Norges miljø- og biovitenskapelige universitet

Ås, 15.05.2018

Eir Hol

Sammendrag

Sjørretpopulasjonen i Norge er flere steder blitt svært redusert. Denne studien fokuserer på forholdene i ferskvann og ser på sjørretbekkene i Verdalsvassdraget ved å kartlegge fremkommelighet, tilgjengelig habitat, økologisk tilstand og dagens fisketetthet. Hensikten med studien var å beregne hvor mye habitat som har gått tapt og hvor mye produksjonspotensialet av sjørret har gått ned i Verdalsvassdraget.

Flere metoder ble benyttet for å vurdere forskjellen mellom dagens og historisk bekkestrekning og tilgjengelige areal. Feltbefaringer, kart, flyfoto og lokalkunnskap ble innhentet og undersøkt. Tapt areal ble beregnet utfra reduksjonen i bekkeløpets utstrekking i dag sett opp mot en referanseperiode i mellomkrigstiden. Studien viser at flere av sjørretsbekkenes anadrome strekning var redusert på grunn av kulverter som ikke er laget med hensyn til fisk. Dette begrenser fiskens tilgang til habitater høyere opp i bekken, enten delvis (hindring) eller fullstendig (barriere). Bekkearealet er også redusert på grunn av tiltak som grøfting, utretting av bekkeløp og bekkelukking, der hele bekken er lagt i rør under bakken. Dette er tiltak som reduserer tilgjengelighet samt kvaliteten på gytehabitat, og de best egnede gytehabitatene, lengst oppstrøms, befinner seg ofte ovenfor en barriere eller hindring. Totalt ble det beregnet en reduksjon i tilgjengelig habitat på 72 146 m², som utgjør 35% av tidligere areal.

Prøvefiske ble utført med elektrisk fiskeapparat, ungfisktetthet ble målt med utfangstmetoden og beregnet til antall individ per 100 m². Bunndyr ble samlet på samme sted med sparkeprøver, artsbestemt og brukt for å få en ASPT-verdi som scorer i forhold til organisk belastning på stedet. Disse to tilstandsvariablene ble brukt for å bestemme økologisk tilstand i hver bekk. Kun Skjördalsbekken og Leirsundsbekken, av 25 undersøkte bekker ble regnet til å ha god økologisk tilstand, klassifisert etter Vanndirektivets metoder beskrevet i Klassifiseringsveilder fra 2015. Basert på ASPT-verdi og fisketettheten ble økologisk tilstand klassifisert til svært dårlig eller dårlig i de fleste av sjørretbekkene. Dette viser at kvaliteten i bekkene er redusert i forhold til en upåvirket bekk. Fisketetthet ble også brukt for å regne ut dagens og historisk produksjon i Verdalsvassdraget for å beregne tapt produksjon av sjørret. Denne ble beregnet til å ha blitt redusert med hele 80%.

Vannhastighet ble funnet til å være en viktig faktor for god økologisk tilstand i bekkene. Ved høyere vannhastighet var organisk belastning gjerne mindre og fisketettheten høyere. Dette er trolig på grunn av utvasking av organisk materialer og finpartikler i områder med høy vannhastighet. De fleste bekker i studieområdet manglet kulper og godt gytesubstrat. Kulper holder tilbake vann, lar finpartikler sedimentere til bunnen og er et egnet sted å stå for sjørret selv i tørre perioder og om vinteren. I jordbruksområder var det i tillegg ofte mangel på kantvegetasjon, det var erosjon langs kantene og substratet var ofte fint som sand, silt eller leire.

Ulike tiltak kan gjennomføres for å øke sjørretproduksjonen i Verdalselvas sidebekker. Det kan anlegges bredere vegetasjonsbelter mellom jordbruksområder og bekkene, og det kan plantes trær som gir skygge, skjul og som holder på jordsmonnet. Et vegetasjonsbelte med gress og trær tar også opp næringsstoffer og jordpartikler som ellers skylles ut fra jordbruksarealer. Terskler eller innsnevring i bekken, kan brukes til å lage store kulper hvor fisk kan stå og overvintre. Disse tersklene eller innsnevringene produserer også sterkere strøm og bør etterfølges av strømmende stryk med godt gytesubstrat, hvor finpartikler ikke legger seg innimellom grusen og oksygen blir mikset inn i vannet.

Studien viser sannsynlighet for at ikke alle sjørretbekkene i Verdalsvassdraget når Vanndirektivets mål for 2021, om god økologisk tilstand i alle vannforekomster. For å finne en løsning for forbedring kan det være en fordel å forske mer på sjørretens overlevelse og vandring i Verdalsvassdraget samt registrere fisketettheten jevnlig for å observere utviklingen. Dette er viktig for en opplyst og helhetlig

forvaltning av vassdraget. Lokale krefter kan også tas i bruk for å bidra til å spre engasjement om sjøørreten og bekkene i Verdalsvassdraget.

Abstract

Along the Norwegian coast the sea run brown trout population has been reduced over the years. They are affected by many factors in both sea and freshwater. This study looks at how brown trout are affected in the fresh water stage in the tributaries in the Verdalselva watershed. This is done by registering accessibility for brown trout, available habitat, ecological state and the juvenile density of today. The goal of this study is to estimate how much areal has been lost and how much brown trout production has been reduced in the Verdalselva watershed. In addition, restoration measures to better the production and habitat were suggested.

The length and areal of each tributary available for anadromous fish today and historically were evaluated by observations in the field, maps, aerial photos and local knowledge from, often elderly, inhabitants with a connection to the stream and who knew how the stream used to be. Lost areal was estimated based on the reduction of anadromous stream length since a reference period until today. Much of what was lost of brown trout habitat was because of culverts that were not constructed with fish migration in mind, and so today hindered fish migration either partly (a hindrance) or completely (a barrier). The habitat is also reduced because of draining of fields, straightening and closing of streams in underground pipes. In addition to reduce the overall available habitat for brown trout, barriers will also stop fish migrating to often the best spawning habitats in the stream, as the further upstream, the more natural and less polluted the streams are. The total loss of available habitat for brown trout was estimated to 72 146 m², a loss of 35% from the natural available habitat.

Juvenile fish density (number of individuals per 100 m²) was measured using the Zippin method, where fish were sampled by electric fishing. Benthic invertebrates were collected at the same sites by kick-sampling and classified to family of ASPT-values. These were used to assess site-specific organic load. These two variables were used to score the ecological status of each tributary. Only two tributaries, Skjördalsbekken and Leirsundsbekken, out of 25 were considered to have good ecological status, as classified according to the Norwegian Water Directive's methods described in the classification sources from 2015. Total loss of the Verdalselva watershed brown trout production was estimated from the registered juvenile fish densities, with the result being a 80% loss of production from a natural reference state.

Water velocity was found to be an important environmental factor determining the ecological status in the tributaries. At high water velocity, enrichment from organic material was usually low and the fish density usually high. This is likely due to organic materials and fine particles being washed out from areas with high water velocity. Most streams in the study area lacked ponds and gravel sizes relevant for brown trout spawning and provisioning of juvenile habitats. Ponds retain water, allowing fine particles to settle on the bottom and provide habitat for sea trout even during dry periods and winter. In agricultural areas, there was often a lack of riparian vegetation, erosion along the edges and the substrate was often fine like sand, silt or clay.

Measures to restore the brown trout population in Verdal should be to plant a wider vegetation belt between agricultural areas and the tributaries, with trees that provides shade and cover for fish, and reduce erosion. A wider vegetation belt with grass and trees absorb nutrients and retain soil particles that wash out from agricultural areas. Weirs or current concentrators in the stream can be used to make ponds where fish can hide and overwinter. These weirs should be followed by riffles with a substrate suitable for spawning- and nursery habitats, where fine particles like clay is washed out from between the gravel and air is mixed into the water, enhancing the oxygen content in the water.

Today, the Verdalselva watershed is at risk of not reaching the Water Framework Directive's target for all its tributaries, to reach a minimum good ecological status in by 2021. To find a solution for improvement, it may be beneficial to research more on survival and migration of the sea trout in the Verdalselva watershed and, moreover, monitor record fish density regularly to observe the development and responses to eventual measures. This is important for an enlightened and comprehensive management. Local stakeholders and users should be used to secure local engagement and ownership of the brown trout and tributaries of Verdalselva.

Forklaring av uttrykk

Anadrom: brukes for fisk som lever i sjøen og kommer opp i ferskvann for å gyte. Anadrom strekning vil si den delen av bekker og elver som er tilgjengelig for fisk som svømmer opp i ferskvann fra sjøen.

Barriere: En obstruksjon i bekken som ingen fisk kommer seg forbi ved noen vannstand og dermed stanser fiskens oppvandring i bekken/elven.

Bunndyr: Invertebrater (virvelløse) smådyr som lever på bunnen av, i denne oppgaven, bekker og elver. For det meste insekter.

Bunnssubstrat: Elve- og bekkebunnen og det materiale som den består av, alt fra organisk materiale, leire, silt, sand, grus, stein, blokk og berggrunn.

Eutrofiering: En prosess hvor, for denne oppgaven, en vannforekomst blir mer og mer næringsrik på grunn av akkumulering av næringsstoffer. Ved høy eutrofiering er det de få organismer som klarer å utnytte den tilgjengelige næringen først og vokse raskest som klarer å overleve og utkonkurrerer andre organismer.

Evapotranspirasjon: Vannfordamping fra vegetasjon, jord og vanndekt areal.

Gytesubstrat: Bunnssubstrat i den størrelsesordenen som er ideelt for sjørret å gyte i.

Hinder: En obstruksjon i bekken som ikke nødvendigvis stanser fiskens oppvandring i bekken/elven fullstendig, men som likevel hindrer fisk i enkelte størrelser, til enkelte tider og vannføringer eller er tunge å passere.

Hydrologiske regime: Det hydrologiske regimet er hvordan vannet beveger og oppfører seg i et område og påvirkes av nedbørsfeltet og aktiviteter der. Hydrologisk regime kan beskrives forenklet med formelen for vannbalansen: $\text{Nedbør (P)} = \text{evapotranspirasjon (E)} + \text{avrenning (R)} + \text{lagring (S)}$: $P = E + R + S$. Hvis P og E holder seg uforandret vil det si at en redusert vannlagringsevne i nedbørsfeltet vil føre til en økning av avrenning og erosjon i det samme nedbørsfeltet.

Kulvert: Konstruksjon som er laget for å føre vann under bakken, brukt i denne oppgaven der hvor bekken er lagt i rør under en vei som traktorvei, bilvei, jernbane og motorvei.

Produksjonsevne: I denne studien referere dette til tilgjengelig bekkeareal for sjørreten ganget med beregnet fisketetthet for den vannforekomsten. $\text{Areal* (antall fisk/areal)} = \text{antall fisk}$.

Turbulens: Omveltning i vannmassene som mikser luft og vann sammen, slik at og oksygen adsorberes lettere av vannet. Ofte i form av fall, strømninger og brytninger på vannoverflaten.

Yngel: Denne benevnningen brukes på fisk under ett år, som også kalles 0+ eller årsyngel.

Ungfisk: Brukes om fisk som er over et år, men ikke gytemoden enda. For denne studien er 1+ viktigst, det er fjorårets yngel, det vil si mellom 1 og 2 år.

Innhold

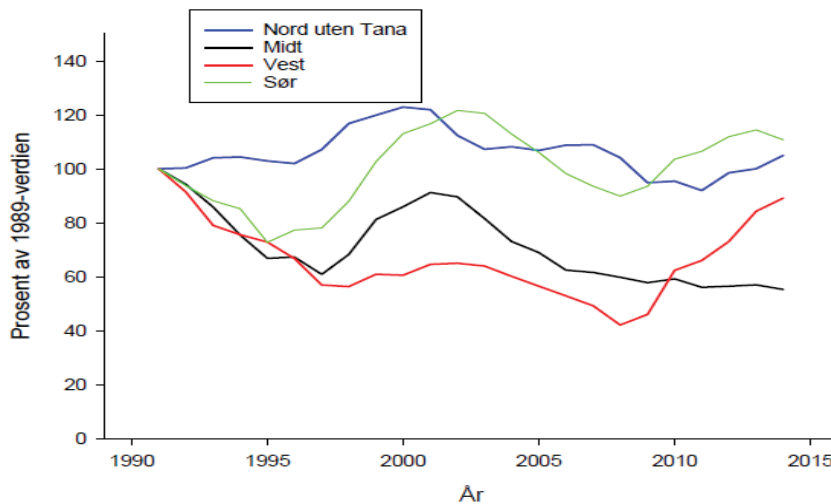
Forord:	2
Sammendrag	3
Abstract	4
Forklaring av uttrykk	5
1 Innledning	8
1.1 Bakgrunn og problemstilling	8
1.2 Sjøørretens habitatkrav	9
1.2.1. Sjøørret og laks	9
1.2.2. Habitatets betydning	10
2 Materialer og metoder	11
2.1. Studieområdet	11
2.2 Fiskesamfunn	12
2.3. Metode	12
2.3.1. Habitatbeskrivelse	12
2.3.2. Estimat av tapt produksjonsevne	12
2.3.3. Registrering av fisketetthet	13
2.3.4. Habitatkartlegging av stasjonene	13
2.3.5. Sparkeprøver	13
2.3.6. Artsbestemmelse av bunndyr	13
2.3.7. Fisketetthet og vannkvalitet over tid	14
2.3.8. Klassifisering av økologisk tilstand	14
2.3.9. Statistisk analyser	17
3 Resultat	18
3.1 Tapt areal	18
3.2 Bunndyr	19
3.3 Fisk	19
3.3.1 Lengde og alder	19
3.3.2 Yngel- og ungfisktetthet gjennom tid	21
3.3.3. Tapt produksjonsevne	23
3.4 Statistiske analyser	23
3.4.1 ASPT-verdier	24
3.4.2 Ungfisktetthet	26
3.5 Økologisk tilstand	27
3.5.1 ASPT-verdier	27
3.5.2. Ungfisktettheter	28

3.5.3. Oversikt over økologisk tilstand i bekkene	30
4 Diskusjon.....	33
4.1 Habitatbeskrivelse	33
4.2 Bunndyr og ASPT-verdi	34
4.3 Fisk.....	35
4.3.1. Lengde- og aldersfordeling	35
4.3.2. Tapt areal og produksjonsevne	35
4.3.3 Statistiske analyser	36
4.4 Oversikt over økologisk tilstand i bekkene	36
4.5 Forslag til videre restaureringstiltak	37
5 Konklusjoner	38
6 Litteratur.....	40
Vedlegg	43
Vedlegg 1: Oversikt over forurensning og fisketetthet over tid.	43
Vedlegg 2: Tabelloversikt over fysiske parametere på prøvestasjonene.	45
Vedlegg 3: Beregning av anadrom strekning.....	55
Vedlegg 4: Beregning av tapt areal.....	56
Vedlegg 5: Bekkebeskrivelse fra bunnmonitoring og undersøkelse av kulverter våren 2017..	57
Vedlegg 6: Stasjonskoordinater	85
Vedlegg 7: Bunndyrfunn.....	86

1 Innledning

1.1 Bakgrunn og problemstilling

Bestanden av sjørret i Norge har vært synkende (Anonym 2017; Finstad et al. 2011; Jonsson et al. 2009). Det er mange og sammensatte årsaker til dette. Utbygging og mudring langs kysten, lakselus (*Lepeophtheirus salmonis*) fra oppdrettsnæring, næringsbegrensninger, vassdragsregulering, forurensning og beskatning er noen av faktorene som kan påvirke bestanden i negativ retning. Levevilkårene for sjørret i havet er viktige årsaker til nedgangen (Anonym 2017; Finstad et al. 2011; Jonsson et al. 2009), og har fått mye oppmerksomhet når det kommer til å gjennomføre tiltak som skal styrke sjørretbestanden. Det er blant annet innført fiskerestriksjoner langs norskekysten helt opp til Nord-Trøndelag. Det viser seg i midlertidig at tilstand for bestanden varierer utfra geografi. Nord-Norge og Vestlandet ser ut til å ha en økning i innsiget av laksefisk fra havet igjen, og bestanden på Sør- og Østlandet er relativt jevn, men i Midt-Norge er bestanden fortsatt svært redusert og svakt synkende i forhold til tilstanden i 1989 (Anonym 2017), se figur 1. Dette gjør det interessant å undersøke forholdene i Midt-Norge.



Figur 1: Grafisk fremstilling av laksefiskinnsiget i havet i Norge (Anonym 2017), verdiene vises som prosent av 1989-verdien. Grønn linje er fra Østfold til Rogaland, rød linje fra Hordaland til Sogn og Fjordane, svart linje fra Stad til Vesterålen og blå linje fra Vesterålen til grensa til Russland (utenom Tanavassdraget). Verdiene gitt i tabellen for hvert år er gjennomsnittet over fem år, to år før og etter; f.eks. verdien gitt i 2014 er gjennomsnittet av laksefisk for 2012-2016.

I Trondheimsfjorden er det ingen lakseoppdrett, fjorden er fredet, men like utenfor Trondheimsfjorden er intens drift av lakseoppdrett (Jonsson et al. 2009). Siden laksemerder har en unaturlig høy fisketetthet forekommer smitte av lakselus lett mellom individene i merdene, og over til sjørret. Lakselus har frittlevende stadium som ung som bidrar til spredning. I følge Thorstad & Finstad (2018) har flere studier i Irland, Skottland og Norge vist at det er økt tetthet av lakselus og høyere smittefare selv 30 km fra nærmeste oppdrettsanlegg.

For anadrom fisk som sjørreten er det også nødvendig å se på oppvekstforhold i ferskvann. For sjørret foregår gyting og oppvekst i bekker og elver. De nye individene som skal videreføre sjørretpopulasjonen kommer fra disse bekkene og elvene, og det ser ut til å være en lineær sammenheng mellom antall fisk som svømmer ut fra vassdragene langs kysten og antall fisk som kommer tilbake for å gyte (Jonsson et al. 2009). Derfor er det interessant å se på ferskvannshabitatet til laksefisk for å styrke bestandene. Tilgang og fremkommelighet til bekker og gode gytehabitat for sjørret er viktig. Gytehabitatene bør ha skygge og skjulmuligheter for fiskeyngel og god

insektproduksjon. Et stort problem i elver og bekker i dag er kanterosjon og leiravsetninger som dekker gytegrus, øker eutrofieringsgrad og turbulens i vannet.

På grunn av nedgangen av sjørretbestanden er flere elver langs Trondheimsfjorden fredet for fiske av sjørret (Bergan 2013). Verdalselva er et av vassdragene som lenge har vært en viktig lakse- og sjørret elv, men som også har opplevd sterk nedgang i begge bestander. Fra 2009 har det derfor også vært innført kortere fiskesesong og strenge kvoter for laksefisk i Verdalsvassdraget (Anonym 2009). Fiskerestriksjoner ser ut til å ha hatt en positiv påvirkning på laksebestanden (Anonym 2017). Sjørretbestanden derimot har ikke opplevd vekst og i dag er det ikke tillatt å fiske ørret i Verdalselva.

Verdal er preget av jordbruksområder, og mange av sidebekkene til Verdalselva går langsmed jordekanter. Bekkene krysses av bilveier, traktorveier og jernbane, ofte kan kulverter under slike kryssinger hindre sjørreten på vei opp bekken for å gyte; generelt har ikke kulvertene, spesielt eldre kulverter, blitt lagt med tanke på fisk. Kanterosjon og tilførsel av finsubstrat er også problematisk ettersom finpartikler kan dekke gytesubstrat og hindrer vanngjennomstrømming og oksygentilførsel til egg i grusen. Øksenberg (2013) nevner at vannkvaliteten i Verdalselva og mange av bekkene blir dårlig fra Vuku og nedover mot fjorden, grunnet økende avrenning fra jordbruk og kloakk. Høyere næringsinnhold (eutrofiering) i rennende vann generelt sett gir vanskeligere forhold for fisk, mens organismer som alger, bakterier og sopp vokser godt med økt tilgang til næring. Mangel på kulper og skjul er også problematisk i Verdalsvassdraget. Mesteparten av de lengste tilgjengelige bekkene i Verdal går gjennom jordbruksområder, de er ofte kanaliserte, åpne og ensformige. Dette gir høye temperaturer, få skjul muligheter og kan bidra til stress hos fisken, og viktigst av alt reduseres vanndekt areal betraktelig i forhold til en naturlig bekk som svinger seg gjennom landskapet.

På bakgrunn av dette er det interessant å undersøke de 34 sjørretbekkene i Verdal for å beregne hvor mye produksjonen av sjørret i har blitt redusert siden mellomkrigstiden og fram til i dag. Dette gjøres gjennom en kartlegging av tilgjengelig gyte- og oppveksthabitat og kvaliteten på habitatet.

Målene for denne studien er å:

1. Registrere og kartlegge lengde på anadrom strekning i sjørretbekkene i Verdal for i dag og i mellomkrigstiden, og bruke dette for å beregne endringene av tilgjengelig areal og tapt produksjonsevne.
2. Klassifisere vannforekomstenes økologiske tilstand ut i fra Vanndirektoratets klassifiseringsveileder, basert på ASPT-verdier (Average Score Per Taxa) fra bunndyrprøver, og yngel- og ungfisktetthet av laksefisk.
3. Foreslå videre restaureringstiltak for å bedre tilstandene i bekkene for sjørret i Verdal.

Hovedhypotesen i denne studien er at lengde av anadrom strekning og arealet i sjørretbekkene i Verdalsvassdraget er redusert og at kvaliteten på gyte- og oppveksthabitat i bekkene har blitt dårligere over tid.

1.2 Sjørretens habitatkrav

1.2.1. Sjørret og laks

Denne studien undersøker gyte- og oppveksthabitater til ørret, men tilsvarende habitater for laksen kan overlappe. Både laks og sjørret lever som voksne i sjøen og kommer opp i elver og bekker for å gyte, såkalte anadrom (sjøvandrene) laksefisk. Begge arter legger eggene sine i en elvestein/grus-grop og dekker dem til med naturlig elvegrus og småstein. Slik ligger eggene gjemt og beskyttet. For at eggene skal overleve trengs stadig tilførsel av oksygen, så det må være rom mellom substratet, slik at vann

kan strømme over eggene. Det vil si at finmateriale som silt og leire er for tett og ikke brukbart som gytesubstrat. Godt gytesubstrat er gjerne en blanding av elvegrus og stein i forskjellige størrelser. For liten grus eller for stor stein gir ikke god beskyttelse og er mindre egnet. Passende partikkelstørrelse på gytesubstrat ligger mellom 5 og 128 mm, men dette avhenger av gytefiskens kroppsstørrelse (som kan være alt fra 0,5 kg til mer enn 5 kg). Laks- og ørretyngel vokser opp i ferskvann til de når en viss størrelse, mellom 15 og 20 cm, før de vandrer ut i sjøen. Sjøørret vandrer som regel ut i sjøen mellom 2 og 4 år etter klekking, men noen ørret lever hele livet i ferskvann. Disse ørrettypene er samme art, men har forskjellig livsstrategi, og kan få avkom sammen (Jonsson & Jonsson 2011). Sjøørret går opp i mindre, grunnere bekker og foretrekker roligere vannstrømning enn det laksen gjør (Jonsson & Jonsson 2011). Laks foretrekker vann med høyere vanngjennomstrømning, og gyter først og fremst i elver og større bekker. Gytetiden er også senere for laksen enn for ørreten. Lakseyngel er såkalt plommesekk-yngel, de har med seg næring i form av en plommesekk på buken som den livnærer seg av i løpet av den første måneden. Deretter nærer de seg på små vannlevende insekter og virvelløse dyr, slik som ørret også gjør (Finstad et al. 2011). Når laksen og sjøørret blir stor nok skifter de drakt, smoltifiserer og vandrer ut i sjøen. Hvor lenge de blir i sjøen før de vandrer opp for å gyte varierer, sjøørret kan vandre tilbake etter en sommer, eller bli i sjøen i flere år før den returnerer.

1.2.2. Habitatets betydning

Sjøørretyngel er vanligvis territoriell (Jonsson & Jonsson 2011) og står helst skjult for hverandre, strukturer i bekken som storstein og røtter kan gi flere plasser for yngel å stå, spesielt om bekken ikke er tilknyttet en elv hvor yngel eventuelt kan finne et habitat. Sjøørretens adferd varierer likevel med årstiden og på vinteren kan yngelen stå sammen i kulper. Død ved, røtter og stein er gir skjulmuligheter for fisken og bidrar med mat og habitat til bekkens vannlevende insekter som igjen er føde for fisken. På denne måten kan utlagt stein og død ved kan ha en positiv effekt på overlevelse av sjøørretyngel i en bekk. Naturtilstanden i de fleste bekker i Midt Norge har vært svært god habitatkvalitet på grunn av isbre aktivitet i området (Bergan & Nøst 2017). Elvegrus sortert og avsatt i breelver og utvasking av finmaterialer i morener gir et godt og variert gytesubstrat, med innslag av stor stein.

Ungfisk fra ørret og laks holder seg heller ikke kun til en bekk, men går gjerne på vandring fra bekk til bekk på jakt etter mat eller overvintringssteder (Jonsson & Jonsson 2011). Tilgjengelighet fra elva og opp bekkene er derfor viktig selv for små fisk og ved lav vannstand, ikke bare når de voksne gytefiskene kommer opp på høyvann på høsten. På grunn av flomsikring av Verdalselva som hindrer den i å grave på sidene, har elveløpet over tid gravet seg nedover. I flere av sidebekkenes utløp til Verdalselva har det derfor dannet seg fall mellom bekk og elv, som hindrer laks og sjøørretyngel fra å komme opp når det er lavvann. Slike fall mellom elv og bekk, kulverter og stryk hvor fisk kun kommer opp på enkelte vannstander er betydelig barrierer for små fisk. Med god vandringsvei mellom bekkene og elva i samme vassdrag, kan sjøørretyngel gå på næringsvandring fra en bekk med mangel på mat eller plass, til bekker med mer. Slik styrkes vassdragets sjøørretbestand i sin helhet og negative hendelser i enkelt bekker utlignes.

2 Materialer og metoder

Tapt gyte- og oppveksthabitat beregnes utfra hvor store arealer av bekkene som har forsvunnet ved kanalisering, bekkelukking og andre inngrep/endringer som forhindrer sjørreten å komme opp til gode gytehabitater. Det ses også på hvor god kvalitet disse habitatene har i dag og muligheten for å bedre forholdene med tanke på sjørreten.

2.1. Studieområdet

I denne studien undersøkes de 30 sjørretbekkene som løper ut i Verdalselva nedstrøms Granfossen, 33 km fra fjorden, og de fire bekkene som renner direkte ut i fjorden. Dette er da samtlige sjørretbekker i Verdal kommune. Verdalselva er en laks- og sjørretførende elv i Nord-Trøndelag med nedbørsfelt helt til grensetraktene mot Sverige, gjennom Verdal og ut i Trondheimsfjorden. Verdalsvassdragets nedbørsfelt er 1471 km² og store deler ligger under marin grense, 171 m.o.h. (Kristiansen & Rikstad 2007). Mesteparten av løsmassene i disse området er marin leire.

Utbygging av fiskeforbedrene tiltak som fisketrapp er gjennomført i Grunnfossen og Gransfossen (Øksenberg 2013) for å øke tilgjengelighet for laks og sjørret.

Verdalsvassdraget er vernet mot videre utbygging av vassdragsreguleringer på grunn av status som nasjonalt verneverdig vassdrag (Anonym 2009). Kun et lite kraftverk i Ulvilla i Volengbekken er allerede i drift, men har liten påvirkning på vannføring (Kristiansen & Rikstad 2007).

Verdalselva er flomsikret for å hindre elva i å grave i elvekantene. En elv vil likevel grave Verdalselva har derfor gravd nedover istedenfor langs sidene og senket elveløpet over tid. I utløpet fra bekkene og ned til hovedelva har det dermed dannet seg terskler i form av stein, grus eller sandbanker som lager problemer for fisk som prøver å komme opp i bekken fra Verdalselva.

Jordbruk har vært drevet lenge i traktene og har gjennom tiden blitt mer utbredt og intensivert i Verdal. De fleste sidebekkene til Verdalselva renner gjennom slike intensivt drevne jordbruksarealer og er rettet ut, senket og grøftet for å drenere vannet fra jordene. I de øvre delene av flere av bekkenes nedbørsfelter har det historisk vært myrer, men drenering for jordbruk og for torvutvinning har ført til at flere av myrene ikke lenger eksisterer i like stor utstrekning. Dette påvirker det hydrologiske regimet. Myrer fungerer som en svamp; de samler opp vann i nedbørsperioder og slipper det jevnt og kontinuerlig ut igjen til nærliggende bekker og vassdrag. Dette hindrer stillestående vann eller tørrelagte områder ved tørre perioder og reduserer bunnfrysning om vinteren. Uten myrer vil vannføring i bekkene svinge betraktelig mellom intensive nedbørsperioder og tørre perioder.

I denne studien er det blitt sett på til sammen 34 bekker/mindre elver i Verdal kommune. De 29 sjørretbekkene som ble undersøkt av Kristiansen og Rikstad i 2007 ble sett på, i tillegg til Semsbekken, Pålsbubekken, Rinnelva og Valsbekken med utløp til fjorden, samt Kvennhusbekken i Verdalselva. Ni av bekkene ble undersøkt av Vårhus i 2015 (Vårhus 2016) og er: Kvisla, Broskittbekken, Eklobekken, Follobekken, Leiråa, Skyta, Kvellstadbekken, Kvennbekken og Bjørk/Sundbybekken, for disse bekkene brukes resultatene fra Vårhus (2016).

Norge har satt et mål om minimum god økologisk og vannkjemisk tilstand i alle vannforekomster innen 2021. Dette er bestemt av EU's vanndirektiv (Water Framework Directive) som er implementert inn i forskrift om rammer for vannforvaltning Vannforskriften som trede i kraft 2007 (Anonym 2006). Verdalselva er klassifisert til å ha antatt god økologisk tilstand og god kjemisk tilstand, men bekkene tilknyttet elva varierer i både kjemisk og økologisk tilstand, og noen mangler klassifisering fullstendig

(Haukland et al. 1986; Kristiansen & Rikstad 2007; Lyngstad 1992; Paulsen 1995). Flere av bekkene regnes som i risiko for å ikke nå miljømålet om en god økologisk tilstand innen 2021 (Anonym). Bekkene er lavlandsbekker under 200 m.o.h. og bekker i klimasone 200-800 m.o.h.

2.2 Fiskesamfunn

I følge Øksenberg (2013) er det i Verdalsvassdraget blitt påvist kanadisk bekkerøye (*Salvelinus fontinalis*), ørekyt (*Phoxinus phoxinus*), ål (*Anguilla anguilla*), trepigget stingsild (*Gasterosteus aculeatus*), røye (*Salvelinus alpinus*), lake (*Lota lota*) og laks (*Salmo salar*) i tillegg til ørret (*Salmo trutta*). Ørreten finnes både som stasjonær og anadrom.

2.3. Metode

2.3.1. Habitatbeskrivelse

Alle bekker ble undersøkt i overgangen mellom april og mai 2017, før snøsmelting og eventuell gjengroing av kantvegetasjon. Da ble det registrert bunnsubstrat, kantvegetasjon, tilgang på skjul og mulighet for passering ved kulverter og andre inngrep som kan hindre laksefisk. Bekken ble befart og kartlagt fra utløpet (der bekken løper ut i elven/fjorden) og opp til det som kan regnes som naturlig stopp på anadrom strekning. Alle kulverter ble på forhånd lokalisert i kart som ble brakt med i felt. Disse kulvertene ble undersøkt med hensyn til fremkommelighet for fisk. Det bør merkes at flere kulverter langs Vukuvegen (Rv 757) og en kulvert ved Nordenget, under Aunvegen, har blitt byttet ut i løpet av 2017. Dette gjelder for følgende bekker: Korsådsbekken, Stubbekken, Eklobekken, Follobekken og Lundskinsbekken, og Hyllbekken under Aunvegen. På strekninger over landbrukslandskap, hvor bekkeløpet var homogent/ensartet ble bekkeløpet fulgt fra jordekanten. Bekken ble sjekket innimellom for å se om karakteren (habitatkvaliteten) endret seg. I skogdekte partier ble hele bekkeløpet befart så nært som mulig.

Klassifisering av type bunnsubstrat til leire, silt, fin grus, gytegrus, stor stein, og dets egnethet for gytesubstrat ble estimert ved øyemål. Kvaliteten på området ble regnet med hensyn til gytehabitat og yngelhabitat for sjøørret og klassifisert som dårlig, middels eller godt. Kantvegetasjon, med hensyn til evne til å gi skygge, skjul og hindre jorderosjon ble også klassifisert til dårlig, middels og god. Kulverter har blitt vurdert utfra anbefalinger fra Direktoratet for naturforvaltning (Solli et al. 2002), med hensyn til fremkommelighet for ungfisk av ørret og laks opptil 15 cm lengde.

2.3.2. Estimat av tapt produksjonsevne

Under habitatkartlegging ble anadrom strekning estimert, ved slutten av dagens og naturlig anadrom strekning ble det registrert GPS-punkt (UTM 32) i felt. Stopp for dagens anadrom strekning ble bestemt til første menneskeskapte barriere. Stopp på naturlig anadrom strekning er satt til første naturlige barrierer, og ble satt ved besøk i felt, gamle flyfoto/kart og kunnskap fra lokale, gjerne eldre personer med spesiell tilknytning til bekken. I vedlegg 3 er en tabelloversikt over hva som har gått med i beregning av anadrom strekning, før og i dag, for hver bekk. Lengden av anadrom strekning, før og nå, er deretter målt i kart med maksimum målestokk 1:100 og sammenlignet med GPS-punkt som ble tatt i felt. Bekkebredden er beregnet ut i fra gjennomsnittlig stasjonsbredde i hver bekk. I bekker med flere stasjoner ble det brukt gjennomsnittet av alle stasjonsbredder.

Tapt produksjonsevne ble beregnet ved å sammenlikne dagens produksjonsevne og en referansetilstand for produksjonsevne. Hvor produksjonsevnen for hele vassdraget er summen av produksjonsevnen til hver bekk, i, gitt i formel 1:

Formel 1: $\text{Produksjonsevne} = \sum \text{tilgjengelig areal}_i (\text{m}^2) * \text{fisketetthet}_i (\text{indiv./m}^2)$

For å beregne produksjonsevne til en referansetilstand bruktes gjennomsnittet av fisketettheten (indiv./100 m²) til de fem mest produktive bekkene i dag: Skjördalsbekken, Kvernbecken, Leiråa, Bjørk/Sundbybekken og Skyta.

2.3.3. Registrering av fisketetthet

Elektrisk overfiske ble gjennomført i tidsperioden 22.august til 01.september 2017, da årets yngel (0+) på denne tiden har vokst seg store nok til å observeres, fanges inn og artsbestemmes. Dessuten står fisken mer spredt i bekken på denne tiden av året og ikke i kulper eller under steiner som på vinteren.

Fisket i studieområde ble gjort med et bærbart, elektrisk fiskeapparat av typen GeOmega FA-4, fra Terik Technology, som bruker likestrøm for å tiltrekke og midlertidig svimeslå fisken. Metoden er anerkjent og forklares av Bohlin et.al (1989). Under fisket ble alltid to håver brukt for å fange opp fisk og deretter plassere de i en bøtte. På prøvestasjoner med tre gangers overfiske ble fisken mål, telt og artsbestemt i pausen mellom hvert overfiske, for å redusere tiden hvor fisken ble holdt i bøtte. Om det ikke ble registrert fisk etter første eller andre overfiske på en stasjon så ble det ikke fisket videre på den stasjonen. Hver stasjon var omtrent 100m², men nøyaktig areal ble målt opp etter overfiske. Prøvefiske ble gjennomført etter innhenting av prøvefisketillatelse fra Fylkesmannen i Nord-Trøndelag.

2.3.4. Habitatkartlegging av stasjonene

Ved hver el-fiskestasjon ble det fylt ut et skjema som beskriver hver stasjon (Vedlegg 2). Stasjonen ble delt inn i fem transekt med jevne mellomrom og der registreres vanndyp, vannhastighet, bunnsubstratkomposisjon, bekkbredde, vegetasjon, prosentvis grad av overheng, mose og alger. Disse skjemaene ble fylt ut samtidig som stasjonen ble overfisket. I tillegg ble det registrert ansamlinger av dødt trevirke og antallet av stille kulper på over 2 m².

2.3.5. Sparkeprøver

Sparkeprøver ble samlet ved hver prøvestasjon på samme tid som fiskeregistreringen ble gjennomført i tidsrommet 22.august-01.september 2017. Sparkeprøven ble utført med en håv med rammeåpning på 25 cm * 26 cm = 650 cm², og maskevidde 0.45 mm. Bunnsubstratet foran håven ble rotet og sparket opp i 30 sekunder, på tre forskjellige lokasjoner innenfor hver prøvestasjon. Bunndyrene slipper da taket på substratet og vil flyte nedover med strømmen, der de blir fanget opp av håven. Utvalget av lokasjonene var representativt av de forskjellige strømningsforhold og substrat ved hver prøvestasjon, samlet tid på hver bunndyrprøve var 3 * 30 sek = 90 sek.

Innholdet i håven ble sluppet ned i en hvit vaskebalje. Nettet ble ristet for å få med alt og håven ble sjekket for dyr som satt igjen i nettet. Deretter ble det helt ca.2 dl sprit med 96% etanol over prøven. Hele prøven ble samlet opp fra balja i doble plastposer og merket med stasjonsnavn.

2.3.6. Artsbestemmelse av bunndyr

Sparkeprøven ble tømt og fordelt utover i en plastikkbeholder. Deretter ble bunndyrene plukket ut og lagt i et glass med sprit på 96% etanol, og merket med sitt stasjonsnavn. De vannlevende bunndyrene ble identifisert under en Leica MS5 stereolupe med opptil 4x forstørrelse, ved hjelp av bestemmelseslitteratur: Stoneflies (Plecoptera) of Fennoscandia and Denmark (Lillehammer 1988), Aquatic Insects of North Europe volum 1 (Nilson 1996) og 2 (Mey 1999), Trichoptera larvea of

Finland: A Key to the Caddis Larvae of Finland and Nearby Countries (Rinne & Wiberg-Larsen 2017) og Insektslære for fluefiskere (Krogvold & Sand 2015).

De endelige artslistene ble kvalitetssikret ved zoologisk institutt på Naturhistorisk Museum på Tøyen i samarbeid med Trond Bremnes.

2.3.7. Fisketetthet og vannkvalitet over tid

Sjørretbekkene i Verdalsvassdraget har blitt undersøkt flere ganger med hensyn til fisketetthet og vannkvalitet de siste tiårene. Resultatene fra rapporter av Haukland, Andreassen og Rikstad (1986), Lyngstad (1992), Kristiansen og Rikstad (2007) og Vårhus (2016) har blitt satt inn i en oversiktlig tabell med resultater fra denne studien for å undersøke om det kan ses noen utvikling de siste 30 årene. I oversiktstabellen for vannkvalitet er kun vannkjemisk tilstand tatt med, det vil si at økologisk tilstand fra Vårhus (2016) og denne studien er ikke tatt med.

2.3.8. Klassifisering av økologisk tilstand

Beregning av organisk belastning med bunndyr

Organisk belastning i hver bekk, er vurdert utfra en ASPT-indeks (Average Score Per Taxa) som er basert på sammensetningen av bunndyrsamfunnet på hver prøvestasjon (Iversen & Sandøy 2015). Hver bunndyr-familie innunder denne indeksen har en toleranseverdi for organisk belastning, som vist i tabell 2. ASPT-verdien ble deretter summert for hver sparkeprøve med formel 2 (Iversen & Sandøy 2015).

Formel 2: $ASPT = \sum \text{toleranseverdier av alle familier} / \text{antall familier}$

Tabell 2: Oversikt over bunndyrfamilier og deres respektive toleranseverdier for organisk belastning, for beregning av ASPT- indeks i en vannforekomst. Bunndyr med lav verdi har høy toleranse for organisk belastning. Jo høyere verdi jo lavere toleranse har familien for organisk belastning. Tabellen er gjengitt fra Klassifiseringsveilederen for miljøtilstand i vann (Direktoratsgruppa for gjennomføring av vanndirektivet 2015) etter Armitage et al (1983).

Hovedgrupper	Familier	Verdi
Døgnfluer	Siphonuridae, Heptageniidae, Leptophlebiidae, Ephemerellidae, Potamanthidae, Ephemeridae	10
Steinfluer	Taeniopterygidae, Leuctridae, Capniidae, Perlodidae, Perlidae, Chloroperlidae	10
Teger	Aphelocheridae	10
Vårfluer	Phryganeidae, Molannidae, Beraeidae, Odontoceridae, Leptoceridae, Goeridae, Lepidostomatidae, Brachycentridae, Sericostomatidae	10
Kreps	Astacidae	8
Øyestikkere	Lestidae, Agriidae, Gomphidae, Cordulegasteridae, Aeshnidae, Corduliidae, Libellulidae	8
Vårfluer	Psychomyiidae, Philopotamidae	8
Døgnfluer	Caenidae	7
Steinfluer	Nemouridae	7
Vårfluer	Rhyacophilidae, Polycentropidae, Limnephilidae	7
Snegler	Neritidae, Viviparidae, Ancyridae	6
Vårfluer	Hydroptilidae	6
Muslinger	Unionidae	6
Krepsdyr	Corophiidae Gammaridae	6
Øyestikkere	Platycnemididae, Coenagriidae	6
Teger	Mesoveliidae, Hydrometridae, Gerridae, Nepidae, Naucoridae, Notonectidae, Pleidae, Corixidae	5
Biller	Halipidae, Hygrobiidae, Dytiscidae, Gyrinidae, Hydrophilidae, Clambidae, Helodidae, Dryopidae, Elmidae, Chrysomelidae, Curculionidae	5
Vårfluer	Hydropsychidae	5
Stankelbein/Knott	Tipulidae, Simuliidae	5
Flatormer	Planariidae, Dendrocoelidae	5
Døgnfluer	Baetidae	4
Mudderfluer	Sialidae	4
Igler	Piscicolidae	4
Snegler	Valvatidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae	3
Småmuslinger	Sphaeriidae	3
Igler	Glossiphoniidae, Hirudidae, Erpobdellidae	3
Krepsdyr	Asellidae	3
Fjærmygg	Chironomidae	2
Fåborstemark	Oligochaeta	1

Deretter er bekken klassifisert etter EU's femdelte vanndirektivskala for økologisk tilstand basert på ASPT-verdien, gjengitt i tabell 3. Denne metoden for klassifisering av økologisk tilstand i en vannforekomst er anerkjent og forklart i klassifiseringsveilederen til Direktoratetsgruppe for gjennomføring av vanndirektivet (Iversen & Sandøy 2015).

Tabell 3: Oversikt over klassifiseringsgrenser for ASPT-indeksen for beregning av økologisk tilstand. ASPT-verdiene i en vannforekomst er gjennomsnittlig verdi for de tilstedeværende bunndyrfamiliene.

Vanntype	Naturtilstand	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Alle	6,9	>6,8	6,8 – 6,0	6,0 – 5,2	5,2 – 4,4	< 4,4

Aldersfordeling og tetthetsberegning av yngel og ungfisk

Beregning av aldersfordeling og yngel- og ungfiskstetthet av ørret ble gjort i statistikkprogrammet R 3.4.2. (R Development Core Team 2017). Aldersfordeling ble først bestemt på bakgrunn av lengden på fisket ørret og laks. Resultatet for hver bekk ble satt inn i et histogram, med lengden på fisken i mm på x-aksen og prosentvis andel av fisken fisket på y-aksen. Hver lengde er representert med en stolpe. Skillet mellom årsyngel (0+), ungfisk (1+) og eldre fisk (>1+) ble satt der man ser et skille mellom to grupperinger av stolper, i histogrammet. Spesielt med et stort utvalg vil hver av disse gruppene ha en normalkurvefordeling. Det er ikke alltid like tydelig hvor skille mellom gruppene er og da blir det brukt skjønn for å sette skillet.

I ti av studiebekkene/elvene har overfiske blitt gjennomført på hver stasjon tre ganger, og fisketettheten beregnet ved utfangstmetoden, også kalt Zippin-metoden (Bohlin et al. 1989; Calvin 1958). Utfangstmetoden baseres på å ha tre minkende fangsttall for den samme bestanden, ved å sette hver enkelt fangst = y_i , lage en linje mellom disse tallene og sette kumulativ fangst som x_i vil vi få total bestand x når $y = 0$. Dette beregnes ved hjelp av stigningstallet til linjen som også er fangbarheten til fiskebestanden. I denne oppgaven ble estimeringene utført ved hjelp av removal-prosedyren i FSA- biblioteket i R (Ogle 2018).

På grunn av tidsbegrensninger ble de resterende bekkene/elvene kun overfisket én gang på hver stasjon. Fangbarhet har i disse tilfeller blitt satt lik gjennomsnittlig fangbarhet fra stasjonene med tre ganger overfiske, dette gir mulighet til å regne ut en estimert populasjonstetthet selv på disse stasjonene. Fisketettheten regnes i antall individ per 100m² og tabell 4 gjengir klassifiseringsgrensene til økologisk status basert på fisketetthet indikert av klassifiseringsveilederen (Iversen & Sandøy 2015) som ble brukt i denne oppgaven.

Populasjonstetthet av laks er ikke beregnet på grunn av at det ble funnet for få individer i de fleste bekkene til å få brukbare tall. Like vel ble laks fanget i Volengbekken og mugda brukt i kombinasjon med sjørørret for å beregne sammenlagt laksefisktetthet. I disse bekkene var antall laks og ørret omtrent like store og bekkene har rask vannhastighet som ofte passer laks bedre enn ørret.

Tabell 4: Oversikt over klassifiseringsgrenser for ungfisktettheter i bekker og små elver. Verdiene oppgis i antall individ per 100m². Habitatsklasse 2 regnes som egnet habitat for laksefisk og habitatsklasse 3 regnes som velegnet.

Artssamfunn	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Anadrom, habitat ikke beskrevet	>70	69-53	52-35	34-18	<18
Anadrom, habitatsklasse 2	>49	49-37	36-25	25-12	<12
Anadrom, habitatsklasse 3	>81	81-61	60-41	40-20	<20

2.3.9. Statistisk analyser

For å kvantifisere hvilke hydromorfologiske og biologiske forhold i bekken som kan forklare variasjonen i fisketettheten best og ASPT mest effektivt tilpasset jeg en rekke lineære kandidatmodeller med kombinasjoner av disse prediktorene. For å velge ut modellen med mest støtte i dataene brukte jeg en modifisert utgave av Akaike Information Criterion (AICc) som modellseleksjonverktøy (Akaike 1974; Anderson 2008). AICc-verdiene med tilhørende parametre ble beregnet ved hjelp av R-biblioteket AICcmodavg. De lineære modellene ble tilpasset ved hjelp av lm-prosedyren som er en del av base-biblioteket i R. Ikke alle de målte miljøvariablene kunne brukes i kombinasjon samtidig pga kolinearitet (Searle 1971; Sokal & Rohlf 1995). Korrelasjon mellom alle variablene målt ved stasjonen er vist i tabell 1. Variabler som korrelerer med 0,3 eller mindre kunne brukes i samme modell, men korrelasjon over dette ble ikke brukt sammen for å unngå problemer med ko-linearitet.

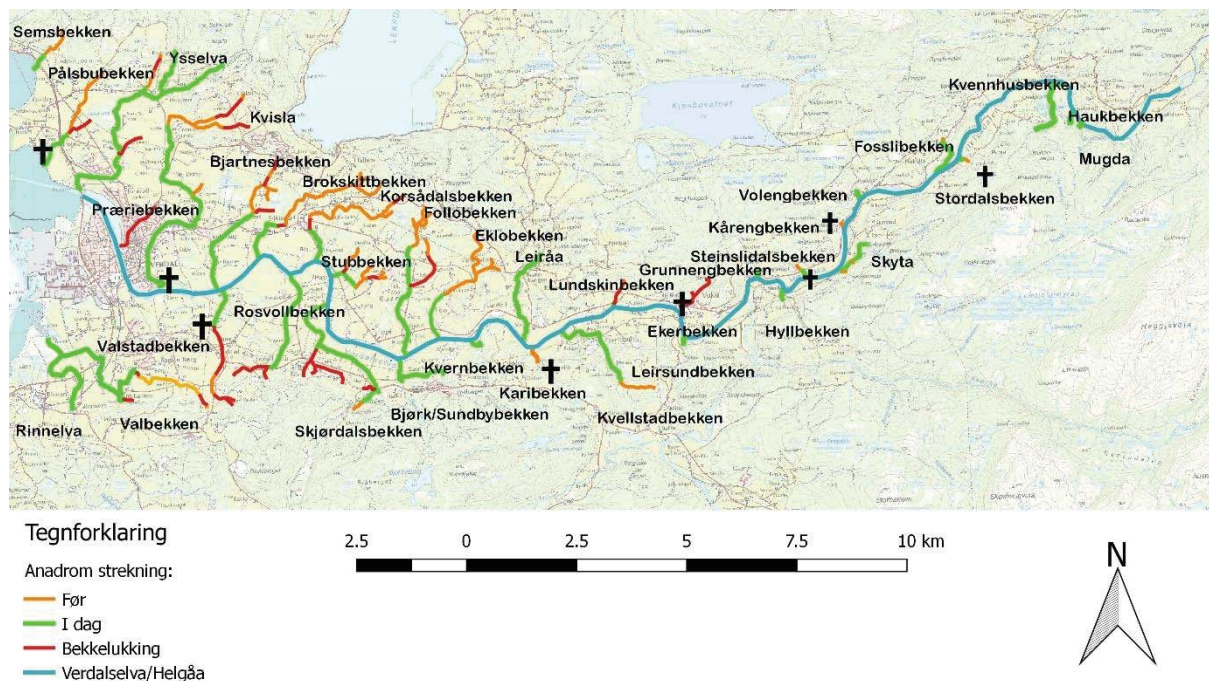
Tabell 1: Korrelasjonsmatrise over de forskjellige stasjonsattributtenes korrelasjon (r_n). Jo nærmere verdiene er 1 jo korrelerer de, 0 betyr at variablene er fullstendig uavhengige av hverandre. Korrelasjonen bør ikke ligge for høyt, helst $<0,31$, ettersom det er en forutsetning at faktorene som inngår i de samme analysene skal være uavhengige av hverandre.

	Bredde	Vannhastighet	Alger	Mose	Skygge vann	Skygge bredde	Substrat størrelse	Dybde	Død ved	Kulper
Bredde	1	0,21	0,01	0,07	0,2	-0,24	0,12	0,29	-0,13	-0,07
Vannhastighet	0,21	1	-0,13	-0,06	0,04	0,13	0,56	0,56	0,09	-0,1
Alger	0,01	-0,13	1	0,15	-0,38	0,3	-0,17	-0,25	0,16	0,01
Mose	0,07	-0,06	0,15	1	0,24	-0,21	0,21	-0,14	0,25	0,05
Skygge vann	0,2	0,04	-0,38	0,24	1	-0,57	0,08	0,18	-0,1	-0,19
Skygge bredde	-0,24	0,13	0,3	-0,21	-0,57	1	-0,03	-0,14	0,13	0,15
Substrat størrelse	0,12	0,56	-0,17	0,21	0,08	-0,03	1	0,41	0,13	-0,12
Dybde	0,29	0,56	-0,25	-0,14	0,18	-0,14	0,41	1	-0,02	0,09
Død ved	-0,13	0,09	0,16	0,25	-0,1	0,13	0,13	-0,02	1	0,63
Kulper	-0,07	-0,1	0,01	0,05	-0,19	0,15	-0,12	0,09	0,63	1

3 Resultat

3.1 Tapt areal

Figur 3 viser et oversiktskart over bekkene/elvene som antas å ha vært sjørrettførende i naturlig tilstand, og resultatet av kartleggingen av bekker/elver i Verdal kommune. Tilgjengelig habitat i hver bekk/elv, både antatt naturtilstand (oransje linje) og dagens (grønn linje), er generelt mye større nedstrøms for Ekerbekken (Vuku sentrum). Landskapet nedstrøms er flatere, dalen er bred og stigningen svak, sammenliknet med oppstrøms i elva hvor dalen er smal og anadrom strekning i bekkene er generelt kortere. Rød linje i kartet viser der bekkene går i rør i dag. I Figur 3 er bekkene der det ikke ble funnet noen fisk markert med et svart kors. Det er mulig at det kan være noe fisk i disse bekkene, men det er såpass lite at bekkene i praksis kan regnes som fisketomme. I denne oppgaven har ikke Kvisla, Brokskittbekken, Follobekken, Eklobekken, Leiråa, Skyta, Kvernbekken og Bjørk/Sundbybekken blitt fisket, men resultatene fra Vårhus (2016) er brukt som grunnlag for kartet. Tabell 5 gir en oversikt på hvor mye areal som har gått tapt på grunn av menneskelige påvirkninger i hver bekk, tabellen i vedlegg 4 viser resultatene for hver bekk som ble brukt ved beregning av totalen.



Figur 2: Oversiktskart over sjørretbekker og elver i, og i nærheten av, Verdalselva, nedstrøms for Gransfossen. Verdalselva er markert i blått, grønne linjer er strekningene i bekkene som i dag er tilgjengelig for sjørret, mens de oransje og røde linjene markerer hvor lang anadrom strekning var før, men som ikke er tilgjengelig i dag. De røde linjene viser der bekkeløpet går i rør i dag. De svarte korsene indikerer hvilke bekker som er fisketomme i dag.

Tabell 5: Oversikt over beregnet reduksjon i tilgjengelig sjørrethabitat i areal og prosent og reduksjon i anadrom lengde ved en referansetilstand og dagens tilstand. Gjennomsnittsbredden er beregnet ut i fra gjennomsnittlig stasjonsbredde i hver bekk.. Data for hver bekk er gitt i vedlegg 4.

Tilgjengelig habitat	Lengde før (m)	Lengde i dag (m)	Areal før (m ²)	Areal i dag (m ²)	Reduksjon areal (m ²)
Totalt	84 555	48 502	201 027	128 882	72 146
Totalt i %	100	57,36	100	64,11	35,89

Resultater av habitatkartlegging er gitt i vedlegg 5. Det gir en beskrivelse av hver enkelt bekk som er undersøkt i denne oppgaven og har et oversiktskart over anadrom strekning før og i dag. Stasjonene for el-fiske og bunndyrprøver, samt problematiske kulverter og andre fysiske hindringer for sjørørretens fremkommelighet er også markert på kart i vedlegg 5. Stasjonskoordinatene er gitt i vedlegg 6.

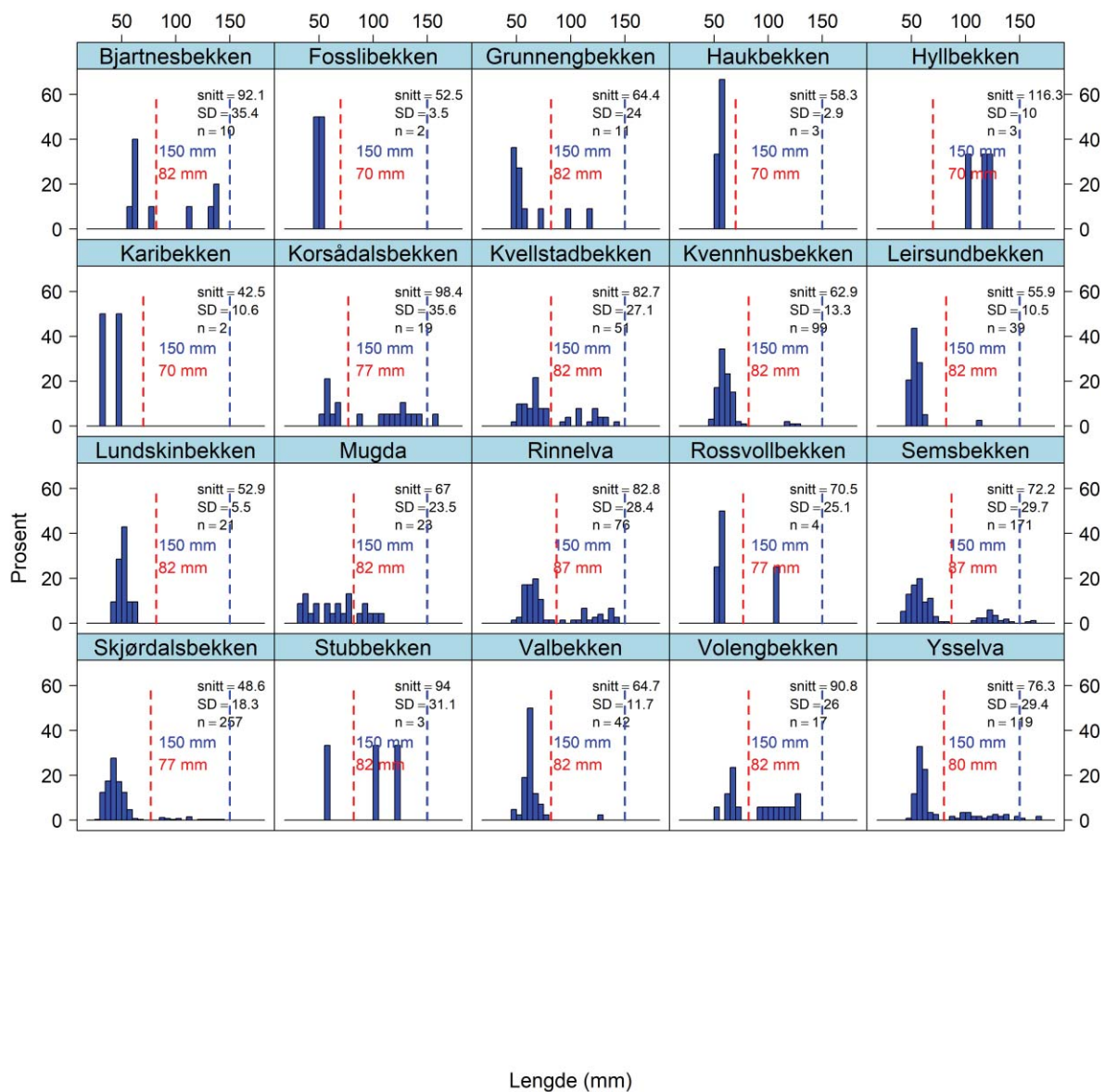
3.2 Bunndyr

En stor andel av bunndyrprøvene fra Verdalsvassdraget bestod generelt sett av døgnflue- og tovingearter. For tovinger var det for det meste fjærmygg (*Chironomidae*), hårøvestankelbein (*Pediciidae*) og knott (*Simuliidae*). Av døgnfluer var det flest arter ifra slekten *Baetis* (fam. *Baetidae*), med arten *Baetis rhodani* som dominerende. Det var også mye fåbørstemark (*Oligochaeta*) i bekkene, samt en god andel av steinfluer fra familiene *Capniidae*, *Leuctridae*, *Nemouridae* og vårfluer fra *Rhyacophilidae*-familien. I vedlegg 7 er en tabell med alle bunndyr-familiene som ble funnet på hver stasjon og antall arter innenfor hver familie. Det ble registrert en god del bunndyrformer med høy toleranse for organisk belastning slik som fjærmygg og fåbørstemark i de fleste bekker, og gråsugge (*Asellus aquaticus*) i Korsådalsbekken. I tillegg ble det funnet marflo (*Gammarus sp.*) i prøven fra Fættneskanalen i nærheten av fjorden.

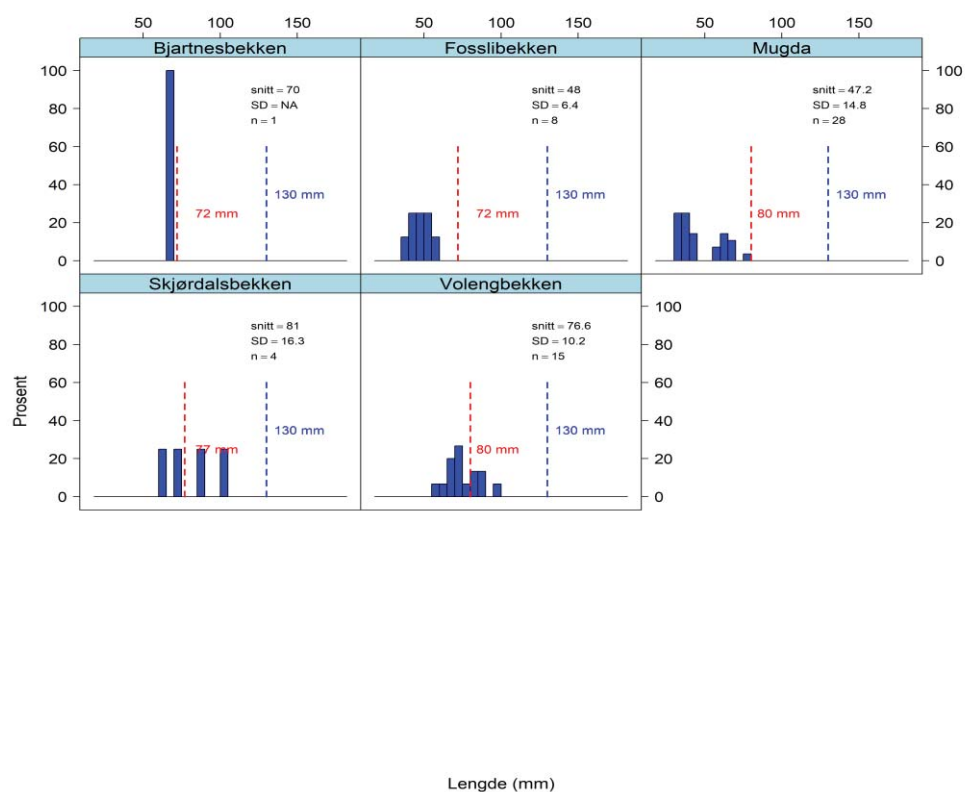
3.3 Fisk

3.3.1 Lengde og alder

25 bekker ble el-fisket i dette studiet, og det ble registrert ørret i 20 bekker, laks i 5 bekker og 2 stk. skrubbeflyndre (*Platichthys flesus*) i Semsbekken på stasjonen nærmest fjorden. I 5 bekker ble det ikke funnet fisk og de blir betegnet som fisketomme. Figur 3 og 4 viser en graf over lengdefordeling og antall fisk, *n*, som er funnet ved el-fiske i hver bekk. Figur 3 viser hvor vi har satt skille mellom 0+ og 1+ (rød stiplet linje) og 1+ og <1+ (blå stiplet linje) av sjørørret, og figur 4 viser tilsvarende for laks. Bekker der det ikke ble funnet fisk er ikke med i noen av disse figurene, nemlig Pålsbubekken, Valstadbekken, Steinslidalsbekken, Kårengsbekken og Stordalsbekken. Ekerbekken ble ikke fisket på grunn av bekkelukking fra utløpet i Verdalselva. Resten av bekkene som er vist på kartet i figur 2 ble undersøkt i 2015 (Vårhus 2016). De fleste stasjonene hadde ikke fisk eldre enn 1+ utenom Korsådalsbekken stasjon-1, Semsbekken stasjon-2 og Ysselva stasjon-2 og stasjon-4 med henholdsvis 1, 4, 2 og 1 eldre fisk på over 15 cm. De fleste bekkene hadde flest 0+ yngel, utenom Hyllbekken som kun hadde 1+.



Figur 3: Lengdefordeling av ørretyngel i hver bekk. Figuren viser prosentvis lengdefordeling i bekken hvor det ble funnet ørret, den stiplede røde linjen viser foreslått skille mellom 0+ og 1+, og den blå stiplede linjen viser foreslått linje mellom 1+ og >1+.



Figur 4: Lengdefordeling av lakseyngel i hver bekk. Figuren viser prosentvis lengdefordeling hos yngel i bekken hvor det ble funnet laks, den stiplede røde linjen viser foreslått skille mellom 0+ og 1+, og den blå stiplede linjen viser foreslått linje mellom 1+ og >1+.

3.3.2 Yngel- og ungfisktetthet gjennom tid

Tabell 6 og 7 gir en oversikt over et utvalg av fisketetthetsberegninger i Verdalsvassdraget de siste 33 årene basert på rapporter fra Haukland et.al. (1986), Lyngstad (1992), Kristiansen og Rikstad (2007) og Vårhus (2016), sammen med data fra denne oppgaven. Tabell 6 viser yngel- og ungfisktetthet for ørret, og tabell 7 for laks. De bekkene hvor det var registrert fisketetthet på flere stasjoner i bekken ble gjennomsnittet notert. Semsbekken, Pålsbubekken, Rinnelva, Valbekken og Kvennhusbekken hadde ikke blitt undersøkt før 2017, men er mulige leveområder for sjørørreten. Oversikten understreker ingen generell trend, men gir en oversikt over tilgjengelige data og sammen med tilleggsdata kan det være mulig å tyde utviklingen i enkelte bekker. Det er viktig å huske at disse rapportene er utformet etter forskjellige metoder og elektrisk overfiske har ikke alltid blitt gjennomført på samme plass i bekken. Disse data bør derfor brukes sammen med flere data for en helhetlig vurdering.

Tabell 6: Sjørørrettetthet pr.100 m². Resultat av elektrisk overfiske i Verdalsvassdraget over tid. Bekkene som ikke ble sjekket et år er markert med ett minustegn for det året, der det er usikkerhet på om bekken ble fisket eller ikke er feltet tomt.

Bekk	1985 ¹	1992 ²	2005/2006 ³		2015 ⁴	2017 ⁵
Semsbekken	-	-	-	-	-	77,48
Pålsbubekken	-	-	-	-	-	0
Ysselva	24	123,9	33		-	21,01
Kvisla	0	Ingen tall	7	8	0	-
Bjartnesbekken	0	Ingen tall	32		-	14,92
Broskittbekken	0	144	36		18,5	-
Korsådsbekken	19,3	40,4	10		-	26,27
Stubbekken	0	Ingen tall	0	0	-	14,76
Follobekken	0	55,3	6	35	75,5	-
Eklobekken	0	2,4	16		21	-
Leiråa	20	14,2	26		217	-
Lundskinkbekken	2	-		5	-	49,56
Ekerbekken	-	9,3	0	0	-	-
Grunnengbekken	19,8	-		9	-	27,31
Steinslidalsbekken	5	0		1	-	0
Kårengbekken	0	0	0	0	-	0
Volengbekken	Ingen tall	0		9	-	34,54
Fosslibekken	11,3	-		19	-	6,34
Mugda	3,7	-	0	0	-	20,33
Haukbekken	1	-	0	0	-	3,59
Kvennhusbekken	-	-	-	-	-	53,94
Stordalsbekken	49	-		15	-	0,00
Skyta	15,9	130,1	17		140,5	-
Hyllbekken	41,6	-	84		-	4,36
Leirsundbekken	187	-		5	-	55,33
Kvellstadbekken	32,4	120,5	13	15	20,5	29,85
Karibekken	Ingen tall	-		12	-	6,05
Kvernbekken	42,5	-		28	266,7	-
Bjørk- /Sundbybekken	15,3 (1984: 23,9)	-	20		86,5	-
Skjördalsbekken	8 (1984: 33,4)	79,7	22		-	244,99
Rosvollbekken	0	1,3	0	0	-	14,37
Valstadbekken	0	9,3	19		-	0
Valbekken	-	-	-	-	-	63,59
Rinnelva	-	-	-	-	-	50,11

¹ (Haukland et al. 1986)

² (Lyngstad 1992)

³ (Kristiansen & Rikstad 2007)

⁴ (Vårhus 2016)

⁵ Resultater fra denne studien

Tabell 7: Laksetetthet pr.100 m², Resultat av el-fiske i Verdalsvassdraget over tid. De bekkene hvor det ikke er funnet laks under noen av feltundersøkelsene er ikke tatt med. Feltene markert ed minustegn ble ikke fisket for det året i den bekken, der det er usikkert om bekken ble fisket eller ikke står feltet tomt.

Bekk	1985 ⁶	1992 ⁷	2005/2006 ⁸		2015 ⁹	2017 ¹⁰
Bjartnesbekken	0	0	0		-	1
Brokskittbekken	0	0	0		1	-
Follobekken	0	7,4	0		20	-
Eklobekken	0	0	0		1	-
Leiråa	31	3,9	15		24	-
Grunnengbekken	2,9	-			-	0
Volengbekken		0		6	-	15
Fosslibekken	23,4	-			-	8
Mugda	21	-	0	0	-	28
Haukbekken	1	-	0	0	-	0
Skyta	20,3	16,6	0		0	-
Hyllbekken	1,4	-	12		-	0
Kvellstadbekken	9,7	73,9	33	2	0	0
Kvernbekken	36,5	-		7	8	-
Bjørk- /Sundbybekken	3,5 (1984: 1,4)	-	4		44	-
Skjördalsbekken	0,7	0	4		-	4

3.3.3. Tapt produksjonsevne

For å beregne tapt produksjonsevne trengs et estimat for fisketetthet i mellomkrigstiden. For dette estimatet brukes gjennomsnittet av fisketettheten (individ / 100 m²) til de fem mest produktive bekkene i dag: Kvernbekken, Skjördalsbekken, Leiråa, Skyta og Bjørk/Sundbybekken:

$$(266.7 + 244.99 + 217 + 140.5 + 86.5) / 5 = \underline{191,14 \text{ (individ / 100 m}^2\text{)}}$$

Tapt produksjonsevne er gitt i antall og prosent i tabell 8, sammen med beregnet produksjonsevne ved referansetilstand og dagens produksjonsevne.

Tabell 8: Beregnet produksjonsevne, antall 0+ og 1+, i Verdalsvassdraget ved en referansetilstand, dagens tilstand og tapt produksjon. I tillegg vises dagens prosent og prosentvis reduksjon av produksjonsevne med utgangspunkt i referansetilstanden.

Produksjonsevne i Verdalsvassdraget	Før	I dag	Reduksjon
Antall 0+ og 1+	398 180	78 525	319 655
% 0+ og 1+	100	19.72	80.28

⁶ (Haukland et al. 1986)

⁷ (Lyngstad 1992)

⁸ (Kristiansen & Rikstad 2007)

⁹ (Vårhus 2016)

¹⁰ Resultater fra denne studien

3.4 Statistiske analyser

For både ASPT-verdien og fisketettheten var vannhastigheten viktig i flere av modellene med lavest AIC-verdi (Tabell 9 og 11), med økende vannhastighet ville statistisk sett fisketetthet øke og økologisk belastning reduseres sett at alle andre faktorer forblir like.

3.4.1 ASPT-verdier

Tabell 9 viser de mest støttede modellene for å forklare ASPT-verdiene (Average Score Per Taxa) observert for hver bekk og hvilke faktorer i bekken som best forklarer endring i ASPT mellom bekkene. Modellen som mest effektivt estimerer organisk belastning ut i fra stasjonsattributtene er en modell med fem estimerte parametere, K, ut i fra: bekkebredde, vannhastighet, avstand til fjord sammenliknet med ASPT verdiene. Tabell 10 gir parameterestimater og ANOVA-teststatistikk for den utvalgte lm-modellen. Modellene viste en positiv sammenheng mellom alle faktorene. Når bekkebredde, vannhastighet og avstand til fjord økes, øker også ASPT-verdien, noe som tilsvarer en lavere organisk belastning i bekken. Alle faktorene er signifikante, som kan ses ved at p-verdien ligger under 0,05 for hver av dem. Skjæringspunktet ligger på 3,3 på y-aksen, når alle andre verdiene er satt til 0.

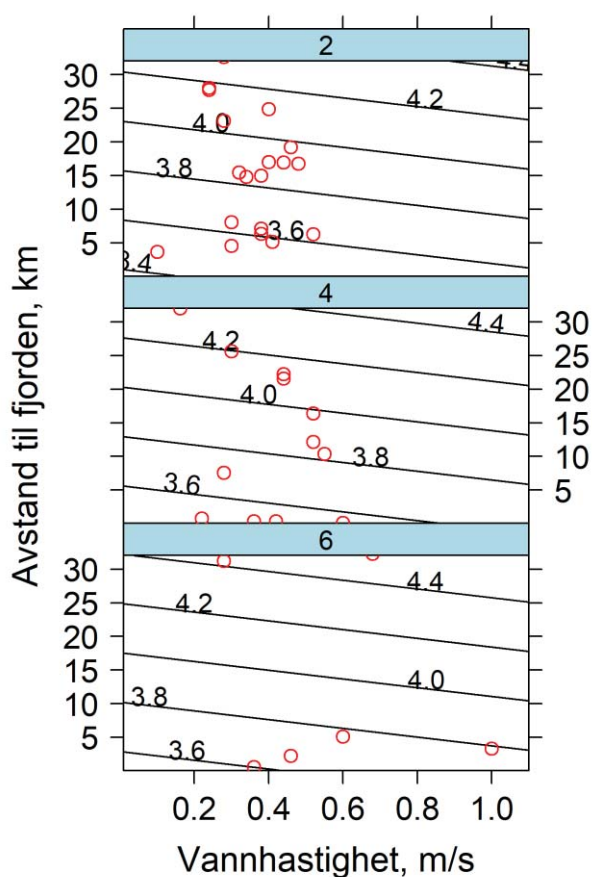
Tabell 9: Rangert lm modellseleksjonstabell for lineære kandidatmodeller tilpasset for å estimere ASPT beregnet fra bunndyrprøver tatt i sidebekkene til Verdalselva i 2017. K= antall estimerte parametere, modelik= modell-likelihood, ll= log likelihood, Vv= vannhastighet og mean.sub= gjennomsnittlig partikkelstørrelse.

Modnames	K	AICc	Delta_AICc	ModelLik	AICcWt	LL	Cum.Wt
Bredde+Avstand fjord+Vv	5	103,12424	0,00000	1,00000	0,21198	-45,59438	0,21198
mean.sub	3	103,78049	0,65625	0,72027	0,15268	-48,52661	0,36466
Vv+Avstand fjord	4	104,17040	1,04616	0,59269	0,12564	-47,46020	0,49030
Bredde+Avstand fjord*Vv	6	104,77691	1,65267	0,43765	0,09277	-44,98845	0,58307
Vv*Avstand fjord	5	104,82178	1,69754	0,42794	0,09071	-46,44315	0,67379
Vv*Avstand fjord+ Død ved	6	105,92797	2,80373	0,24614	0,05218	-45,56398	0,72596
Gj.snitt dyp+mean.sub.	4	106,10344	2,97920	0,22546	0,04779	-48,42672	0,77376
Bredde*Avstand fjord	5	107,02178	3,89754	0,14245	0,03020	-47,54315	0,80395
Vv	3	107,02549	3,90125	0,14219	0,03014	-50,14911	0,83409
Vv+Død ved	4	107,07513	3,95090	0,13870	0,02940	-48,91257	0,86350
Bredde+Avstand fjord	4	107,14523	4,02099	0,13392	0,02839	-48,94761	0,89188
Bredde+Vv	4	107,22537	4,10113	0,12866	0,02727	-48,98768	0,91916
Bredde*Vv	5	108,73395	5,60972	0,06052	0,01283	-48,39923	0,93199
Vv+alger	4	109,09244	5,96820	0,05058	0,01072	-49,92122	0,94271
poly(Vv,2,raw=T)	4	109,16828	6,04405	0,04870	0,01032	-49,95914	0,95303
gj.snitt dyp+Vv	4	109,23351	6,10927	0,04714	0,00999	-49,99175	0,96303
Vv*Død ved	5	109,30626	6,18202	0,04546	0,00964	-48,68539	0,97266
Vv+Død ved+skygge vann	5	109,72155	6,59732	0,03693	0,00783	-48,89303	0,98049
Vv*alger	5	111,11674	7,99251	0,01838	0,00390	-49,59063	0,98439
Bredde+skygge vann	4	111,40474	8,28051	0,01592	0,00337	-51,07737	0,98776
gj.snitt dyp*Vv	5	111,76196	8,63773	0,01332	0,00282	-49,91324	0,99058

Tabell 10: Parameterestimer og tilhørende ANOVA-teststatistikk for den utvalgte lm-modellen i Tabell 9. Estimaten gir stigningstallet (st) til hver faktor og SE er tilhørende standardfeil. Hver av prediktorene er signifikante ettersom p-verdien er under 0,05 for hver av dem.

Parameterestimat			Effekttest(ANOVA)				
Parameter	Estimat	SE	Prediktor	F	DF	DF-res	p-verdi
Skjæringspunkt	3,296	0,5011	Bredde	9,3444	1	33	0,00441
Bredde (st)	0,03769	0,01442	Avstand fjord	5,1427	1	33	0,030017
Avstand fjord (st)	0,00002724	0,00001358	Vannhastighet	10,2305	1	33	0,003045
Vannhastighet (st)	0,177	0,05535					

I Figur 5 er AIC-modellen gjengitt i et konturplott i tre panel, fordelt på bekkebredde, med avstand til fjorden på y-aksen, vannhastighet på x-aksen og ASPT-verdiene gitt som konturer i plottet. Det kan ses ut i fra figuren hvordan ASPT-verdiene øker bare ved at en eller flere av faktorene, bekkebredde, avstand fjord eller vannhastighet øker. De observerte ASPT- verdiene er også gjengitt med røde sirkler.



Figur 5: Prediksjon av ASPT som funksjon av avstand til fjorden, vannhastighet og bekkebredde, basert på den utvalgte lineære- modellen i Tabell 9. Forventet verdi er vist som konturplot markert i figuren. Vannhastighet er vist i m pr sek langs x-aksen, avstanden til fjorden er vist på y-aksen i km og dette er gjengitt i tre panel basert

på tre inndelinger av bekkebredde: smal= 0-2m, en middels= 2-4m og en brei= 4-6m. Verdiene for observasjonene gjort er lagt inn og gjengitt i røde sirkler.

3.4.2 Ungfisktetthet

Tabell 11 viser modellseleksjon for de lineære kandidatmodellene som ble tilpasset for å estimere ungfisktetthet i bekkene. Modellen med lavest AICc, som hadde mest i ungfisktetthet mellom bekkene var en lineær modell med vannhastighet (V_v) som eneste faktor for å forklare ungfisktetthetene. Tabell 12 viser parameter estimat og ANOVA-teststatistikk for den utvalgte lineære-modellen. Skjæringspunktet ligger på -16,58 og stigningstallet 127,74. Det er en positiv sammenheng mellom vannhastighet og fisketetthet, modellen predikterer at når vannhastigheten øker med 1 m/s øker fisketettheten med 127,74 individ/100m². Med en p-verdi på 0,038 for vannhastighet, regnes vannføringseffekten som signifikant.

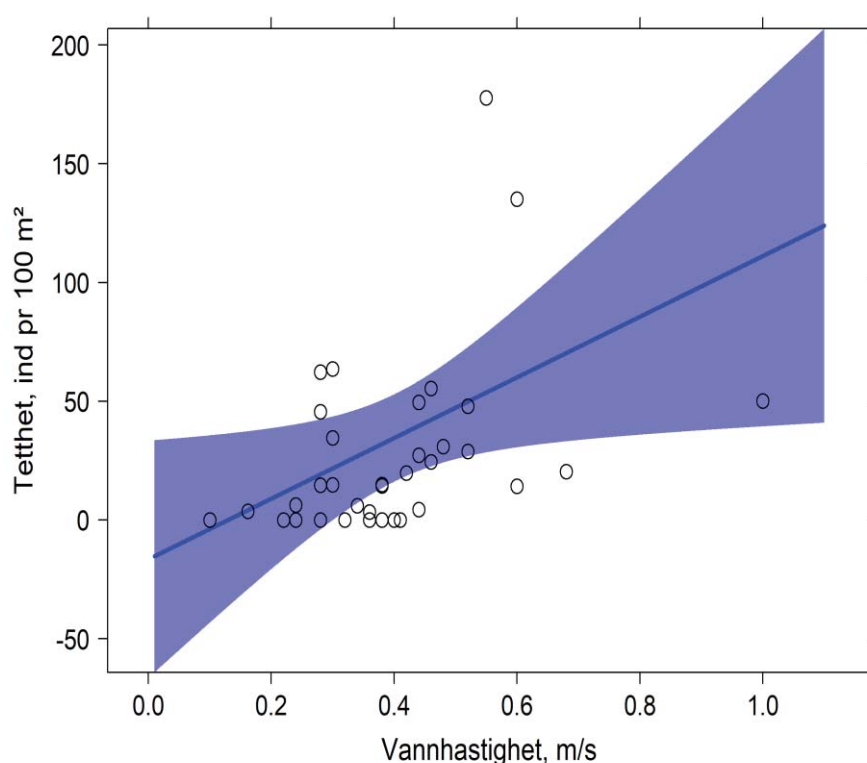
Tabell 11: Modellseleksjon med de 26 mest AIC-støttede modellene for å forklare ulikheter i tetthet av 0+ og 1+ ørret. Mean.sub= gjennomsnittlig partikkelstørrelse og V_v = vannhastighet.

Modnames	K	AICc	Delta_AICc	ModellLik	AICcWt	LL	Cum.Wt
V_v	3	409,04	0	1	0,1805	-201,15672	0,18049
ASPT+mean sub.	4	409,90	0,86	0,651	0,1175	-200,32463	0,29798
poly(V_v ,2,raw=T)	4	410,31	1,27	0,530	0,0957	-200,52967	0,39369
alger+ V_v	4	411,26	2,22	0,329	0,0594	-201,00641	0,45311
skygge vann+ V_v	4	411,28	2,24	0,327	0,059	-201,01415	0,51207
ASPT	3	411,47	2,43	0,297	0,0537	-202,36973	0,56573
V_v +død ved	4	411,53	2,49	0,288	0,0520	-201,14049	0,61769
Kulper+ V_v	4	411,54	2,50	0,286	0,0517	-201,14555	0,6694
ASPT*mean sub.	5	412,10	3,06	0,216	0,0391	-200,08315	0,70846
mean sub.	3	412,92	3,88	0,144	0,026	-203,09427	0,73446
død ved	3	412,95	3,91	0,142	0,0256	-203,10948	0,76006
alger	3	413,18	4,14	0,126	0,0228	-203,22501	0,78288
mose	3	413,23	4,19	0,123	0,0222	-203,25094	0,80511
skygge bredde	3	413,38	4,34	0,114	0,0206	-203,32622	0,82573
skygge vann	3	413,39	4,35	0,114	0,0205	-203,33238	0,84622
mean dybde	3	413,48	4,43	0,109	0,0197	-203,37314	0,86589
bredde	3	413,55	4,51	0,105	0,0190	-203,40962	0,88486
Avstand fjor+ V_v +bredde	5	413,73	4,69	0,096	0,0173	-200,89657	0,90218
V_v *død ved	5	413,76	4,72	0,094	0,0170	-200,91186	0,91923
ASPT* V_v	5	413,80	4,76	0,092	0,0167	-200,93466	0,9359
død ved+mean sub	4	414,17	5,12	0,077	0,0139	-202,45775	0,94982
død ved+mean sub	4	414,17	5,12	0,077	0,0139	-202,45775	0,96374
mean sub.+avstand fjord	4	415,14	6,10	0,047	0,0086	-202,94409	0,9723
skygge vann+mean sub.	4	415,20	6,16	0,046	0,0083	-202,97697	0,98058
ASPT* V_v +bredde	6	415,93	6,89	0,032	0,0058	-200,56421	0,98634
ASPT* V_v +skygge vann	6	416,49	7,45	0,024	0,0044	-200,84697	0,99069

Tabell 12: Parameterestimater og tilhørende ANOVA-teststatistikk for topp-modellen i Tabell 11, som er plottet i Figur 6.

Parameter	Parameterestimat		Prediktor	Effekttest(ANOVA)			
	Estimat	SE		F	DF	DF-res	p-verdi
Skjæringspunkt	-16,58	25,50	Vannhastighet	4,6735	1	35	0,03755
Vannhastighet	127,74	59,09					

I Figur 6 er AIC-modellen gjengitt i et xy-plot, med ungfisktetthet (individ pr 100m²) på y-aksen og vannhastighet (m/s) på x-aksen. Det modellerte estimatet på forholdet mellom vannhastighet og ungfisktetthet er markert med en blå linje og standardavviket i det lyseblå feltet rundt. De observerte ungfisktetthetene er gjengitt i plottet med sorte sirkler.

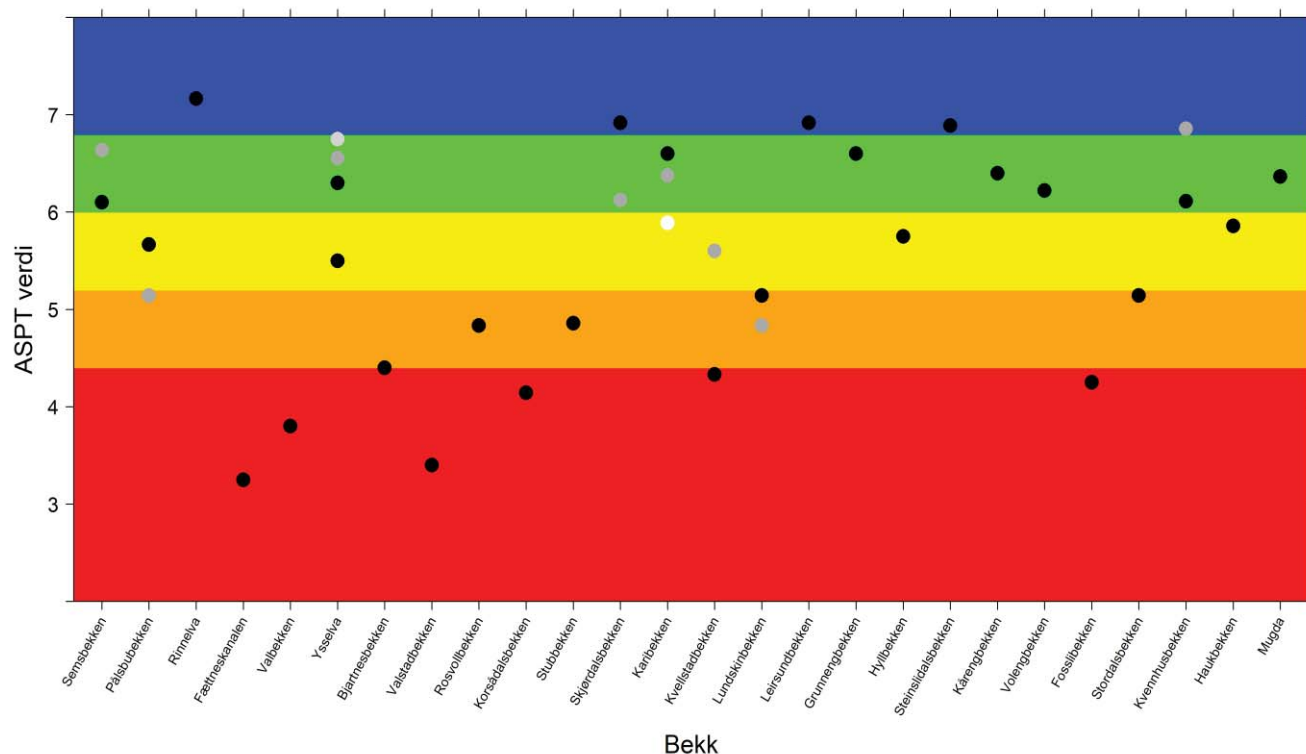


Figur 6: Predikerte tettheter av ørret 0+ og 1+ som funksjon av vannhastighet og gjennomsnittlig partikkelstørrelse av substratet. Prediksjonene er utregnet fra den utvalgte lineære modellen i tabell 11.

3.5 Økologisk tilstand

3.5.1 ASPT-verdier

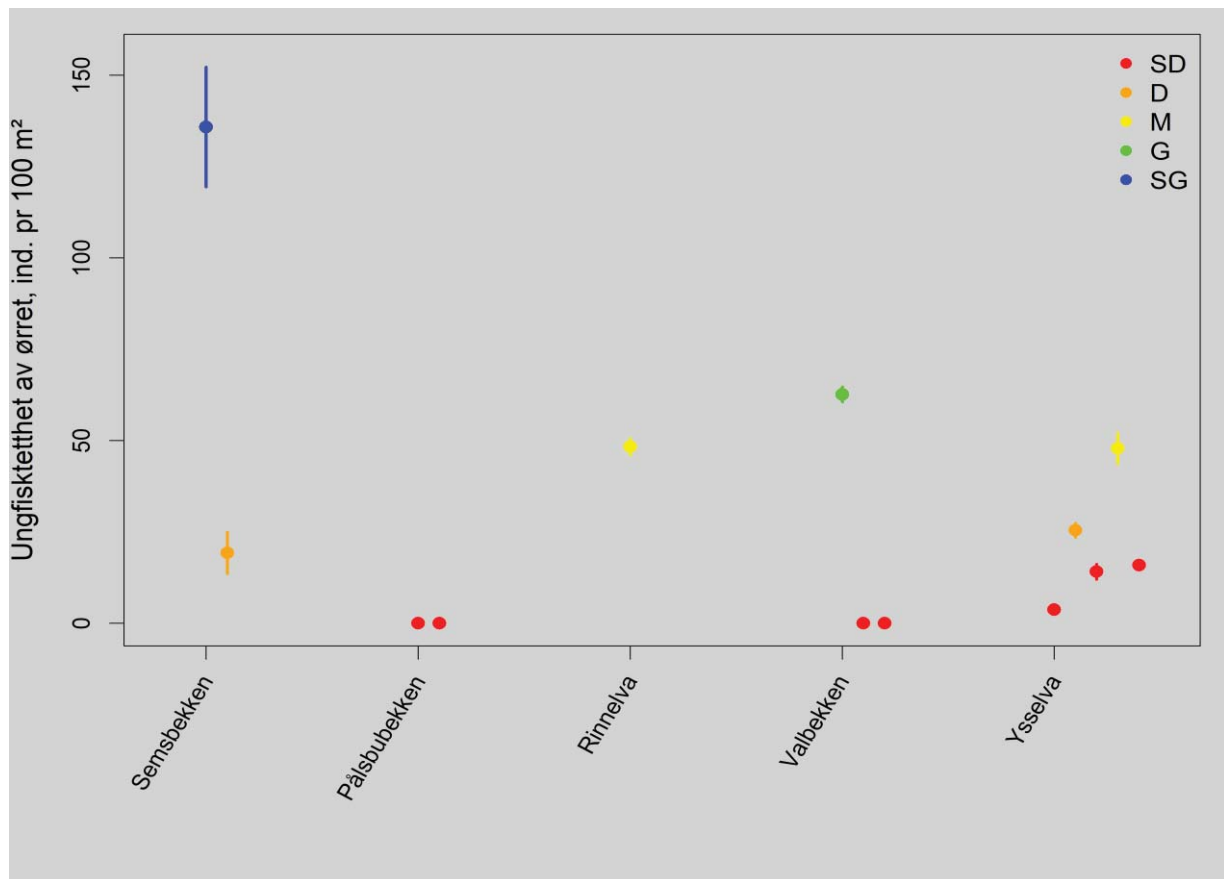
Ved å sammenligne bunndyr-familiene funnet i sparkeprøver, med ASPT-verdi tabellen gjengitt i tabell 2 ble det beregnet en ASPT-verdi for hver bekk. Disse verdiene ble brukt til å beregne økologisk status, utfra organisk belastning, i hver bekk. Inndelingen i de forskjellige klassene utfra ASPT-verdiene ble gjort som gitt av tabell 3. Figur 7 viser klassifikasjonen av hver prøvestasjon i hver bekk. Av prøvestasjonene er 6 klassifisert til å ha svært dårlig økologisk tilstand, 7 har dårlig tilstand, 6 har moderat tilstand, 13 av prøvestasjonene har god tilstand og 5 har svært god tilstand. For bekker med flere ASPT- verdier er det den laveste verdien som teller for klassifisering av bekken.



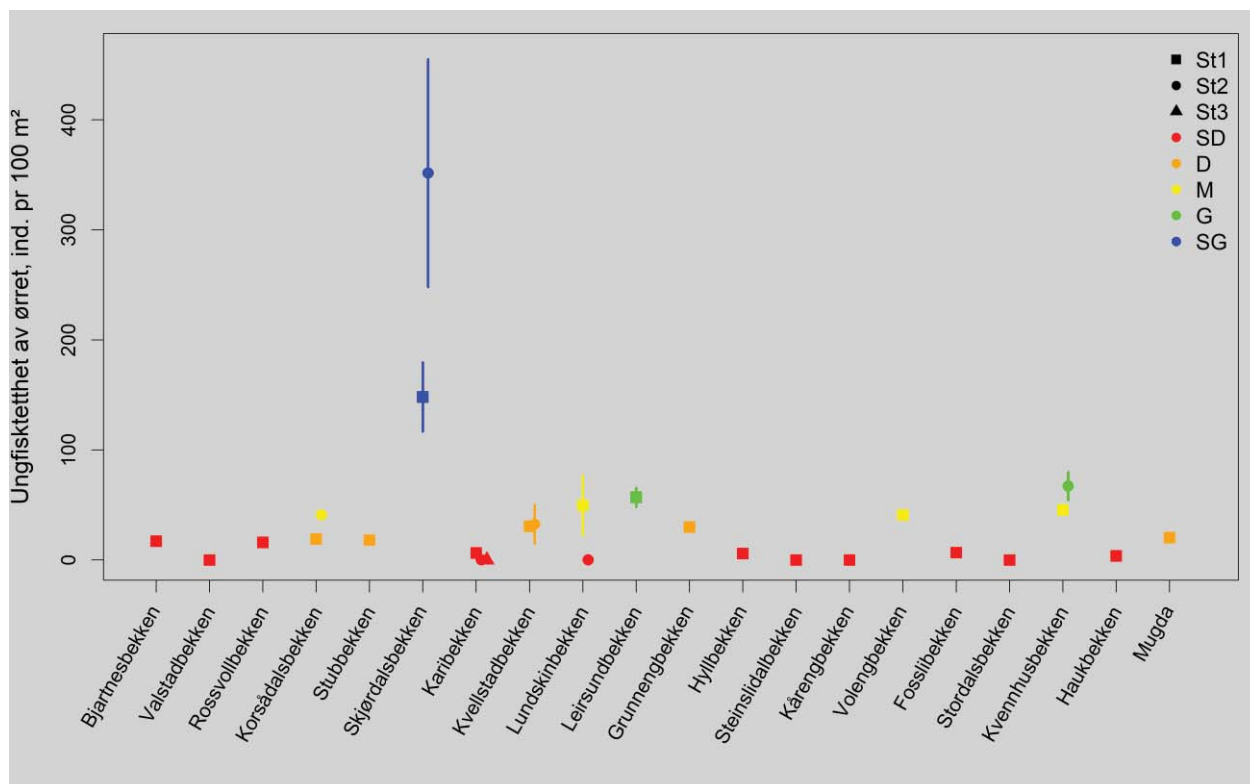
Figur 7: Viser økologisk klassifikasjon av bekkene basert på ASPT-verdiene for organisk belastning. Bekkene er sortert fra nedstrøms (venstre) til oppstrøms (høyre) langs x-aksen, de sorte markeringene er stasjon 1, mørk grå= stasjon 2, lys grå= stasjon 3. Økologisk tilstandsklasse er basert på klassifiseringsveilederen til vanndirektoratet (2015), hvor rød= Svært dårlig, oransje= Dårlig, gul= Moderat, grønn= God og blå= Svært god. ASPT-verdiene er gjennnitt langs y-aksen.

3.5.2. Ungfisktettheter

Figur 8 og 9 viser økologisk tilstandsvurdering i 24 av de sjørrettførende bekkene i Verdal kommune basert på fisketetthet. Ekerbekken og Fættenkanalen er ikke tatt med på grunn av at vi ikke forventer å finne gyttende sjørrett der. Fættenkanalen kan ha fisk innom på næringssøk, men det er for dårlig habitat for gyte- eller oppvekstområde. Figur 8 viser resultatene fra bekker og elver som ikke renner ut i Verdalselva, men direkte i Trondheimsfjorden eller Rinnelva. Figur 9 viser fisketetthetsberegning for bekkene som renner ut i Verdalselva. I vedlegg 1 er en tabell som også gir fisketetthet i alle de sjørrettførende bekkene innenfor dette studieområde, selv de som ikke ble overfisket i denne studien, deriblant resultater fra 2015.



Figur 8: Økologisk tilstandsvurdering av el-fiskestasjonene i bekkene som ikke har utløp til Verdalselva, ut i fra fisketetthet. Bekkene rangert fra lengst nedstrøms, på venstre side, til oppstrøms på høyre side av tabellen. Punktene representerer hver stasjon og for hver bekk kommer stasjonen nærmest utløpet lengst til venstre, stasjonen lengst fra utløpet kommer lengst til høyre. Valbekken har utløp til Rinnelva.



Figur 9: Økologisk tilstandsvurdering av el-fiskestasjonene i bekkene som har utløp til Verdalselva, ut i fra fisketetthet. Bekkene rangert fra lengst nedstrøms, på venstre side, til oppstrøms på høyre side av tabellen. Enkelte bekker har flere stasjoner fra nederst (st1) til oppstrøms (st2 og st3).

Figur 8 og 9 viser estimert økologisk tilstand i bekkene på hver stasjon ut i fra fisketettheten. I flere bekker med flere prøvestasjoner er fisketetthet høyere oppstrøms enn nedstrøms slik som i Korsådalbekken, Skjördalsbekken og Kvennhusbekken. I Semsbekken, Valbekken og Lundskinnbekken er det motsatt, og de har høyere fisketetthet på stasjonene nedstrøms enn oppstrøms.

3.5.3. Oversikt over økologisk tilstand i bekkene

Den laveste verdien av ASPT og fisketetthet for hver bekk ble satt inn i tabell 14; bekker med stor variasjon i fisketetthet mellom stasjonene får en mulig misvisende vurdering, f.eks. Ysselva har fisketettheter som er svært dårlig (stasjon 1, 3 og 5), men den har også områder med moderat fisketetthet (stasjon 4). Derfor er figur 8 og 9 tatt med i tillegg til tabell 13, som viser tilstandsklassen for hver bekk, basert på fisketetthet av laksefisk og ASPT-verdien av bunndyr. For den endelige bestemmelsen av økologisk tilstand i bekken gjelder den laveste klassen av ASPT-verdi og fisketetthet. Dette fører til at kun Skjördalsbekken og Leirsundbekken faktisk når kravet om god økologisk status som gitt av Vannforskriften til EU's vanddirektiv. Utenom Rinnelva, Volengbekken og Kvennhusbekken som er klassifisert som moderat og Semsbekken, Stubbekken, Grunnengbekken og Mugda som er klassifisert som dårlig, er resten av bekkene klassifisert til å ha Svært dårlig økologisk tilstand. Det har også blitt tatt vannprøver og funnet total- fosfor og total- nitrogen innhold i flere av bekkene ved tidligere undersøkelser. Tabell 14 viser resultater fra tidligere rapporter. De målte tallene for disse tilstandsvurderingene er også gitt i vedlegg 1.

Tabell 13: Resultat av økologisk tilstand i bekkene basert på ungfisktetthet og bunndyrprøver. Den endelige klassifikasjonen av økologisk tilstand i bekken er det laveste resultatet, dvs at det er kun Skjördalsbekken og Leirsundbekken som når vanndirektivets krav om god økologisk status av bekkene som er besøkt.. For økologisk klassifikasjon i bekker med flere stasjoner er den laveste verdien for ungfisktetthet og for bunndyr valgt ut.

Bekk	Laksefisk	Bunndyr
Semsbekken	Dårlig	God
Pålsbubekken	Svært dårlig	Moderat
Rinnelva	Moderat*	Svært god*
Fættneskanalen	Svært dårlig	Svært dårlig
Valbekken	Svært dårlig	Svært dårlig
Ysselva	Svært dårlig	Moderat
Bjartnesbekken	Svært dårlig	Dårlig
Valstadbekken	Svært dårlig	Svært dårlig
Rosvollbekken	Svært dårlig	Dårlig
Korsådsbekken	Dårlig	Svært dårlig
Stubbekken	Dårlig	Dårlig
Skjördalsbekken	Svært god	God
Karibekken	Svært dårlig	Moderat
Kvellstadbekken	Dårlig	Svært dårlig
Lundskimbekken	Svært dårlig	Dårlig
Leirsundbekken	God	Svært god
Grunnengbekken	Dårlig	God
Hyllbekken	Svært dårlig	Moderat
Steinslidalsbekken	Svært dårlig	Svært god
Kårengbekken	Svært dårlig	God
Volengbekken	Moderat	God
Fosslibekken	Svært dårlig	Svært dårlig
Stordalsbekken	Svært dårlig	Dårlig
Kvennhusbekken	Moderat*	God*
Haukbekken	Svært dårlig	Moderat
Mugda	Dårlig	God

*Prøven ble tatt i lett regn

Tabell 14: Vannkjemisk tilstand i bekkene basert på målinger fra Haukland, Andreassen og Rikstad (1986), Paulsen (1995), Kristiansen og Rikstad (2007) og Vårhus (2015). I denne tabellen er ikke data fra denne studien tatt med da det kun ble målt økologiske variabler og ikke vannkjemiske variabler. En mer detaljert oversikt over alle variablene som er målt hvert enkelt år er gjengitt i vedlegg 1 ut i fra tidligere rapporter, der også resultater fra denne studien samt fisketettheten tas med. I 1985 ble tilstanden klassifisert til fire klasser (Sterkt forurenset, markert forurenset, moderat forurenset og lite forurenset), 1994 til fem tilstandsklasser (Meget sterkt forurenset, sterkt forurenset, markert forurenset, moderat forurenset og lite forurenset), 2007 fem klasser (Svært god, god, mindre god, dårlig og meget dårlig), 2015 og 2017 ble tilstanden klassifisert til fem klasser (Svært dårlig, dårlig, moderat, god og svært god) etter Vanndirektoratets klassifiseringsveilder fra 2015.

	Vannkjemisk tilstand			
Bekk	1985 ¹¹	1994 ¹²	2005/6 ¹³	2015 ¹⁴
Ysselva	Sterk Forurenset	Sterkt forurenset	Meget dårlig	
Kvisla	Sterk Forurenset	MSF	Meget dårlig	Moderat
Bjartnesbekken	Sterk Forurenset	MSF	Meget dårlig	
Brokskittbekken	Sterk Forurenset			SD
Korsådalbekken	Sterk Forurenset	Sterkt forurenset		
Stubbekken	Sterk Forurenset	Sterkt forurenset		
Follobekken	Sterk Forurenset	Sterkt forurenset	Meget dårlig	Moderat
Eklobekken	Sterk Forurenset	MSF	Meget dårlig	SD
Leiråa	Sterk Forurenset	Sterkt forurenset	Meget dårlig	Moderat*
Lundskinbekken	Markert F	MF		
Ekerbekken	Markert F	Sterkt forurenset		
Grunnengbekken	Markert F	MF		
Steinslidalsbekken	Lite Forurenset	Mod.F		
Kårengbekken	Sterk Forurenset	Lite forurenset		
Volengbekken	Markert F	Sterkt forurenset	Mindre god	
Fosslibekken	Lite Forurenset	Mod.F		
Mugda	Lite Forurenset			
Haukbekken	Lite Forurenset			
Stordalsbekken	Lite Forurenset			
Skyta	Mod.F	LF/Mod.F		Moderat
Hyllbekken	Markert F	Mod.F		
Leirsundbekken	Lite Forurenset			
Kvellstadbekken	M/SF	Mod.F		Moderat
Karibekken	Markert F	Markert F		
Kvernbecken	L/MF	Lite forurenset		Dårlig *
Bjørkbekken	Lite Forurenset	Lite forurenset		Moderat*
Skjördalsbekken	Sterk Forurenset	Sterkt forurenset	D/MD	
Rosvollbekken	Sterk Forurenset	Sterkt forurenset	Meget dårlig	
Valstadbekken	Sterk Forurenset	Sterkt forurenset	Meget dårlig	

¹¹ (Haukland et al. 1986)

¹² (Paulsen 1995)

¹³ (Kristiansen & Rikstad 2007)

¹⁴ (Vårhus 2016)

4 Diskusjon

Utfra undersøkelser i denne studien er hypotesen om en reduksjon av sjørretens gyte- og oppveksthabitat samt produksjon av sjørret i Verdalsvassdraget blitt støttet. Selv om enkelte bekker og elver i Verdal har like lang anadrom strekning i dag som naturlig tilstand, så har tilgjengelig areal for sjørret i Verdalsvassdraget, i sin helhet, blitt betraktelig redusert med 35,89%. Sidebekkene nederst i vassdraget er mest redusert i anadrom strekning. Totalt tapt areal beregnet til å være 72 146 m², som tilsvarer en reduksjon på 35,89% av opprinnelig areal. Dette bør regnes som et betydelig underestimert tall ettersom dagens bekkebredde er brukt for beregning av dagens og referansetilstandens bredde, når sannheten er at bekkene og elvene høyst sannsynlig var bredere før. Det er heller ikke tatt med lengden av tidligere mindre svinger i bekkeløpet. Naturlige bekker gjør svingninger i landskapet og skiller mellom stille vann og smale, rette partier med høyere vannhastighet. I dag er de fleste bekkene smalnet og rettet ut. Dermed kan det antas at bekkene var både lenger og bredere enn det som er regnet for referansetilstand i denne studien og at 72 146 m² er et underestimert tall. Produksjonsevnen i sjørretbekkene i Verdalsvassdraget er redusert med 307 001 individer, som tilsvarer 79,9% reduksjon av opprinnelig produksjon. Dette tallet er også underestimert ettersom det er et produkt av tapt areal og tapet fisketetthet. Av 34 bekker kan 8 regnes som fisketomme og kun 4 bekker kan regnes til å ha minimum god økologisk tilstand. Tilstanden i bekkene i mellomkrigstiden (referanseperioden) var ikke nødvendigvis naturlige, men menneskelig utbygging og påvirkning var mye mindre enn i dag. Økt kunstgjødselbruk og fullstendig mekanisering ble utbredt i norsk jordbruk først etter andre verdenskrig (Syverud et al. 2016).

4.1 Habitatbeskrivelse

Etter befaring i felt, observasjon i kart og gamle flyfoto og kommunikasjon med lokale informanter er det tydelig at sjørretens habitatsutstrekning og produksjon har blitt redusert siden mellomkrigstiden. Anadrom strekning i de fleste bekkene har blitt redusert på grunn av barrierer i form av kulverterter som ikke tar hensyn til fiskevandring, bekkelukkinger eller fall mellom Verdalselva og bekken, som kommer av en senkning av elveløpet etter flomforebygninger i Verdalselva. Kortere anadrom strekning reduserer sjørretens leveareal og dermed Verdalsvassdragets produksjon av sjørret.

Gjennom skogsdekkede arealer er stort sett problemene, ras langs kantene, lite vann, mangel på kulper og for små kulverter under traktorveier. Spesielt Stordalsbekken, Kvennhusbekken og Fosslibekken hadde mye oppsamlet rot som satt fast foran kulvertene på oversiden, slik at fisk på vandring opp i bekken ikke kommer ut av røret. I Stordalsbekken og Kvennhusbekken, var dette naturlig, men i Fosslibekken var det en blanding av søppel og grener. Søppel forekom i flere skråninger langs bekkene, gamle fyllplasser, men også noen søppelbrenningsplasser ble observert.

Habitatkvaliteten er ofte svært dårlig, det vil si leirete substrat, stilleflytende vann og mangel på skjul der bekken går gjennom jordbruksarealer. Rette løp, jevn bekkebredde, jordbruksdrift frem til bekkekanten og mangel på kantvegetasjon er gjentakende elementer som reduserer bekkens kvalitet som sjørrethabitat. Disse bekkene kan fort bli svært sakteflytende og tørrlagte under perioder med lite nedbør, og i høye nedbørsperioder graver de i kantene eller ned i grunnen. Ved høyere vannhastighet har vannstrømmen mer kraft og fører større mengder og større materialer i bekken (Janicke 2000). Rette, smale grøfter som er formet kun for å drenere jordbruksfelt reduserer både areal og kvalitet i bekken. Bekkelukking hindrer dessuten renseprosesser som forekommer naturlig i åpne bekker og er avhengige av interaksjon mellom luft, jord og vann. Metall oksidasjon hindres også i rørene og surt dreneringsvann, typisk myrvann som går gjennom jordbruksområder, vil avgi store mengder jernoksidasjon når drenevannet endelig kommer ut i åpen luft. Under feltundersøkelser ble det i flere

bekker (Korsådsbekken, Grunnengbekken, Rosvollbekken, Valstadbekken og Valbekken) observert jernutfelling, i form av et rød/oransje belegg over bekkebunn og jorden rundt, der drensrør kom opp i dagen. Oksidert jern blir konsentrert på ett sted og dreper de organismene som ikke takler den høye konsentrasjonen, deriblant fisk. Naturlige bekker som meandrerer i landskapet, graver og legger igjen løsmaterialer er mangelvare i Verdalsvassdraget i dag. I slike bekker vil det være en veksling mellom strykområder med grovt substrat, og dype kulper hvor fisken kan stå i skjul. Sidebekker er også viktige selv om de ikke kan føre sjørret, de kan fungere som matlager for fisk på næringsvandring, selv om fisken ikke kan stå der hele året. Små sidebekker som ikke kan føre fisk og vannforekomster ovenfor naturlige barriere leder også grus og stein ned i bekken og, om vannet har god økologisk tilstand, kan fortynne konsentrasjonen av næringsstoffer i anadrom bekkeløp. For restaurering av god økologisk tilstand fant Sundermann et al. (2011) at restaureringssuksess var avhengig av at aktuelle bunnlevende organismer kunne flytte inn fra nærliggende, 0-5 km, områder.

4.2 Bunndyr og ASPT-verdi

Bunndyrprøver er en god måte å klassifisere økologisk tilstand i en vannforekomst på og indikerer organisk belastning i vannforekomsten. Under prøvetakning av denne studien kan prøvene ha vært litt små. Vårhus (2016) tok tre prøver på hver stasjon og fikk dermed et bunndyrutvalg tilsvarende $3 \times 20 \text{ sek} \times 3 = 180 \text{ sek}$, i motsetning til de $3 \times 30 \text{ sek} = 90 \text{ sek}$ som ble utført i denne studien. Resultatet for denne studien kan derfor være noe unøyaktighet i forhold til ASPT-indeksen på grunn av en mindre prøve. Dessuten ble prøvene for denne studien ble tatt i august-september for å redusere antall feltdager, ifølge Bongard og Aagaard (2006) og Bergan et.al (2007) er perioden mai-juni best for innsamling av bunndyr om vurderingen skal gjennomføres på bakgrunn av ett prøvetidspunkt. I august-september har de største individene forlatt bekken og de gjenværende individene er ganske små og vanskeligere å artsbestemme. Feil i artsbestemmelse er likevel redusert ved opplæring og kvalitetssikring på Naturhistorisk Museum på Tøyen, med bunndyrekspert Trond Bremnes. ASPT indeksen ble best forklart av sammenhengen mellom bekkebredde, vannhastighet og avstand til fjorden. Sammenheng mellom organisk belastning og avstanden til Verdalselva eller fjorden, er å forvente ettersom rennende vann tar med seg næringsstoffer på vei nedover mot sjøen samtidig som det tilføres fra terrenget rundt. Mer organisk materiale akkumuleres så i bekken/elven nærmere utløpet, og dessuten er områdene i lavlandet gjerne mer næringsrike og brukt til jordbruk i større grad. Denne naturlige akkumuleringen av organisk belastning, og avrenning av næringsstoff fra jordbruk som generelt er mer utbredt i lavlandet nær fjorden, bør understreke viktigheten av at hele bekketrekningen holdes tilgjengelig for sjørreten slik at den har mulighet til å komme forbi jordbruksområdene og opp til de mer næringsfattige gyteplassene høyere opp. Dessuten bør det gjøres tiltak for å redusere avrenning fra jordbruk. Under habitatbeskrivelsen ble det observert i Ysselva, Valbekken, Valstadbekken, Rosvollbekken og Skjördalsbekken et bedre og mer naturlig gytehabitat oppstrøms for de intensivt drevne jordbruksarealer, av disse bekkene var kun Skjördalsbekken og Ysselva åpen hele veien og begge hadde høyere fisketetthet lenger oppstrøms. De faktorene som man kan gjøre noe med i sammenheng med ASPT-verdiene er vannhastighet og bekkebredde, som blir påvirket av vannføring og virker inn på hverandre (Janicke, 2000).

Dette prinsippet kan brukes ved planlegging av restaureringstiltak. Ved økt vannhastighet vaskes organisk materiale vekk med strømmen og rennende vann kan bringe mer oksygen til mikroorganismer som bryter ned det organiske materialet. Bredere bekker gir også større overflate for luft til vann interaksjoner, diffusjon av oksygen.

Likevel er det viktigste tiltaket for en bedring av vannkvaliteten redusert avrenning fra jordbruk, tiltak som hindrer jorderosjon, næringsutvasking og vannavrenning bør innføres. Flere bekker viser utfra

bunndyrprøvene at det er et behov for en bedring av vannkvaliteten, kun 10 av 26 bekker hadde god eller svært god økologisk tilstand basert på bunndyrprøvene. Typisk er det utrettede, grøftede bekker, uten kantvegetasjon, med mye finmateriale som har lave ASPT- indekser. Ved høyvannføring graver disse bekkene ut næringsrike finmaterialer fra bekkanten og -bunnen. Vannet dreneres raskt bort og legger fra seg næringsstoffer og finmateriale nedstrøms. I tørre perioder blir vannet i disse bekkene stilleflytende, varme, næringsrike og oksygenfattige. Det reduserer utvalget av hvilke vannlevende arter som kan bo der, både insekter og fisk.

4.3 Fisk

4.3.1. Lengde- og aldersfordeling

Som man kan forvente ble det funnet mer ørret yngel enn lakseyngel i bekkene. Bekker er et habitat som generelt passer ungfisk av ørret bedre enn laks, siden laksen foretrekker raskere vannføring (Crisp 1996; Jonsson & Jonsson 2011). I bekkene hvor det ble funnet mye laks var to av bekkene med høyest vannhastighet, Mugda og Volengbekken. Aldersfordelingen er vanskelig å kunne si sikkert uten å ta skjell- eller otolithprøver, men på grunn av tidsbegrensninger og små individer ble ikke dette gjort. Istedenfor er skille på aldersgruppene vurdert og satt på basis av en histogram-fremstilling av lengdefordelingen. I histogrammet for flere av bekkene kan man se to grupperinger og det kan antas at dette vil være to forskjellige årskull. Med mange individer vil hver av disse gruppene gå mot en normalkurvefordeling, noen som ses i f.eks. panelet for Semsbekken i figur 3. I mange av bekkene i denne studien var utvalget av sjørret og spesielt laks lite, noe som viser behovet for tiltak, men som også gir mer usikkerhet i denne formen for aldersfordeling.

4.3.2. Tapt areal og produksjonsevne

For beregning av tapt areal er bekkelengden blitt sjekket opp mot flere kilder, lokale informanter, gamle flyfoto og befaring i felt. Bekkebredde er mer usikkert, det kan ikke måles fra gamle kart eller flyfoto og varierer innenfor samme bekk, dessuten var de eldste tilgjengelige flyfoto (1966) tatt flere tiår etter referansetilstand. Selv om hele bekkestrekningen ikke var naturlig ved referansetilstand, var antageligvis en større del av bekkestrekken naturlig før enn det som er i dag. Siden tilfredsstillende tall for bekkebredde ikke blir funnet, brukes gjennomsnittlig stasjonsbredde fra feltundersøkelsene som mål for både referansetilstand og i dag. Beregningene for tapt areal blir dermed mer unøyaktig og underestimert, men det gir mulighet til å regne ut produksjonsevne for Verdalsvassdraget og resultatet illustrerer nedgangen, selv om den høyst sannsynlig er underestimert.

For å beregne tapt produksjonsevne bør det ses på den prosentvise reduksjonen som for Verdalsvassdraget var 80.28 % reduksjon. Antall individ kan være overestimert ettersom overfiske som regel utføres i de mest egnede sjørrethabitat i bekken og dermed ikke er representativ for hele bekken. Dette gjelder for både referanse- og dagens tilstand, så forholdet mellom fisketettheten kan likevel brukes for å beregne tap. For få et mer konkret tall på produksjonsevnen bør flere undersøkelser gjøres på flere steder og over lenger tid.

For å ta i bruk forekomst av laksefisk som miljøindikator i Norge understreker Sandlund et al. (2013) hvor viktig det er å ha en referansetilstand å gå ut i fra. Fisketettheten kan også brukes for å beregne produksjonsevnen til vassdraget. Denne studien bruker mellomkrigstiden som referanseperiode, men det er ikke registrert noen produksjonsevne fra den tiden. Menneskelige inngrep som jordbruk, bekkesag og tømmerfløting hadde allerede blitt tatt i bruk (Anonym 2008), disse påvirket vassdragets naturlige produksjonsevne, men ikke i den grad som i dag. For å beregne Verdalsvassdragets fisketetthet i mellomkrigstiden for denne studien brukes gjennomsnittet av dagens fisketetthet i bekkene Kvernbecken, Skjördalsbekken, Leiråa, Bjørk/Sundbybekken og Skyta. Tre av disse, Kvernbecken, Bjørk/Sundbybekken og Skyta, er fortsatt relativt lite påvirket og har holdt en god økologisk tilstand lenger enn de andre bekkene i Verdalsvassdraget. Skjördalsbekken og Leiråa er to

av sjørretbekkene med høyest fisketetthet i dag og har fortsatt henholdsvis god og moderat økologisk tilstand, selv om de er påvirket av intensivt jordbruk.

4.3.3 Statistiske analyser

Tettheten av 0+ og 1+ ørret ble best forklart med en modell med vannhastighet som faktor. Når en sammenligner fisketetthetene med vannhastigheten er det en ganske tydelig sammenheng mellom de to faktorene, som sett i figur 6 forventes en økning i fisketettheten ved økt vannhastighet.

Gjennomsnittlig partikkelstørrelse (Mean.sub) er positivt korrelert med vannhastighet, ut i fra tabell 1 er det en korrelasjon på 0,58. At høyere vannhastighet øker økologisk kvalitet for både ASPT og fisketetthet, kan forklares med at raskt rennende vann vasker bort finsubstrat slik at godt gytesubstrat blir liggende igjen, øker oksygeninnholdet i vannet og reduserer organisk belastning. En rikere bunndyrfauna gir også mer mat til ørretyngel og -ungfisk.

Fangsten av 0+ og 1+ laks var for liten i de fleste bekkene til å kunne få noen gode tall for fisketetthet. Det er mulig at lakseyngel og -ungfisk ikke trives så godt i de fleste bekkene i Verdalsvassdrøget og holder seg til hovedelva, med unntak av i de hurtig strømmende bekkene Mugda og Volengbekken. Derimot kan den lave laksetettheten også tyde på at lakseyngel og -ungfisk ikke kommer seg opp i bekkene etter at de klekkes i elva, ettersom laks gjerne går på næringssøk i små bekker.

I bekker med flere stasjoner er som regel yngel- og ungfisketetthet høyere på stasjonen lenger oppstrøms i bekken, bortsett fra i Semsbekken, Valbekken (Figur 8) og Lundskinbekken (Figur 9), der går fisketettheten ned fra stasjon 1 (nedstrøms) til stasjon 2 (oppstrøms). Dette ville vært uventet ettersom man generelt forventer bedre gytehabitater lenger opp, men sammen med observasjon av en høyt plassert kulvert med stri strøm tyder det på dårlig tilgjengelighet for fisk. Stasjon 1 i Lundskinbekken, Valbekken og Semsbekken har henholdsvis moderat, god og svært god fisketetthet som vi ser i figur 8 og 9, men hindringer og barrierer i bekken senker potensial for produksjon betraktelig.

4.4 Oversikt over økologisk tilstand i bekkene

I denne studien ble det ikke brukt vannprøver for å finne den kjemiske tilstanden i bekkene, det ble nedprioritert av kostnadmessige grunner, for å kunne undersøke flere bekker. Flere av bekkenes kjemiske tilstand har blitt undersøkt ved tidligere anledninger (Tabell 15), derfor ble kun økologisk tilstand vurdert utfra yngel- og ungfisketetthet og ASPT- indeksen.

Ut i fra tabell 14 kan vi se at det er stort sett dårligere fisketetthet som drar ned økologisk tilstand i bekkene, ASPT indeksen måler oftere en bedre økologisk tilstand enn ungfisketettheten. I bekker hvor vi vet at en barriere stopper fiskevandring, kan det dermed være at økologisk tilstand er bedre enn den vurderte klassifikasjonen tilsier, men det trengs flere undersøkelser for å si sikkert. Dessuten i 16 av 26 undersøkte bekker er økologisk tilstand basert på bunndyrprøver moderat, dårlig og svært dårlig og ingen av disse bekkene er klassifisert høyere enn dårlig, basert på fisketetthet. Dette kan tyde på at organisk belastning fortsatt er et problem for sjørret. De fleste bekkene ligger under god og svært god økologisk status i dag og når i dag ikke EU direktoratets' krav om minimum god økologisk tilstand og risikerer å ikke nå de innen 2021. Tiltak bør derfor gjennomføres for å bedre habitatkvaliteten til sjørret og bunndyr.

Vannføring

Som sett med statistiske analyser av ASPT-verdi og fisketetthet er vannhastighet en viktig faktor for økologisk tilstand i Verdalsvassdrøget, og den blir påvirket av vannføringen som sett i formel 2. Vannføring former bekkeløpet, substratfordeling og artssammensetning i bekker og elver. Som Poff et al (1997) bemerker er fjerning av kantvegetasjon, tette overflater (bygninger, veier og lignende

steinbelagte eller asfalterte områder), grøfting og drenering av jordbruksarealer og tettsteder årsak til økt overflateavrenning. På grunn av nedbørsfeltets manglende evne til å holde på vannet øker risikoen for tørrlegging i tørre perioder. Verdalsvassdraget lider under slike påvirkninger og under habitatsbeskrivelsen ble flere bekkepartier funnet tørrlagt eller svært stilleflytende, spesielt Bjartnesbekken hadde eksempler av begge deler. Variasjon i bekkeløpet med strykpartier og kulper om hverandre, kan øke habitatkvaliteten for både bunndyrsamfunn og sjørørret. Med en slik variasjon i bekken samler finmateriale seg i kulpene og gytegrus i strykpartier holdes fri for finsubstrat. Pedersen et al (2014) fant tilsvarende at restaureringstiltak for å bedre det hydrologiske regimet bør prioriteres fremfor å legge ut mer gytesubstrat, etter en sammenlikning av habitatkvalitet mellom restaurerte, naturlige og kanaliserte elver, i Danmark.

4.5 Forslag til videre restaureringstiltak

Mesteparten av tapt areal i sjørørrebekkene i Verdal kommer av at man ønsker å drenere vann fra jordprofilen i jordbruksområdet så fort som mulig. Ved å rette ut bekkene og gjøre de så smale som mulig blir vanddekt areal redusert og får kraftig avrenning, etterfulgt av for lite vann. Finmateriale graves ut og flyttes fra jordene, der bekken går i rør tettes rørene sakte men sikkert igjen med leire og silt og det risikeres flom av åker. En jevnere avrenningskurve hindrer massive utgravinger og jorderosjon av dyrket mark, tildekking av gytesubstrat og tørrlegging. Det vil derfor ha fordeler for jordbruk og for sjørørret. Restaureringstiltak av sjørørrebekkene i Verdalsvassdraget bør forsøke å øke bekkeareal og vannlagringsevne i bekkene og terrenget rundt, og redusere tilførsel av næringsrikt vann og jord.

Kantvegetasjon og bredere vegetasjonsbelter langs bekkene er viktige tiltak. Vegetasjonsbelter reduserer mengde finstoff i bekken, stabiliserer bekkekanten, tar opp næringsstoffer før det går ut i vannet og skygge fra busker og trær modererer vanntemperaturer (Osborne & Kovacic 1993). Høy vanntemperatur er blant de viktigste faktorene som negativt påvirker bunndyrsamfunnets diversitet og fersvannsarters utviklingsyklus (Worthington et al. 2015), dessuten diffunderer oksygen bedre fra luft til vann ved lavere vanntemperatur. Studier fra Kina tyder på at krattskog holder best på jordfuktigheten (Chen et al. 2010). Hvis nedbørsområdet kan holde på jordfuktigheten og fungerer mer som en svamp kan i teorien avrenning ved høyt regnfall og tørrlegging i tørre perioder reduseres. Under habitatkartlegging ble det registrert mange strekker hvor jordbruk ble drevet helt ned til bekkekanten, noen steder hadde et vegetasjonsbelte, men lite eller ingen trær. Ifølge funn gjort av Osborne og Kovacic (1993) er skogdekt vegetasjonsbelter bedre til å ta opp nitrogen (N) enn gressdekte vegetasjonsbelter. Søvik (2007) fant også at tilbakeholdelse av partikler og næringsstoffer er bedre i jord beplantet med trær enn i jord kun dekket av gress. Treplanting langs bekkekanten er derfor et godt tiltak for bekkene i studieområde som er svært preget av jordbruk, ved å forby høstpløying og redusere gjødselbruk vil ytterligere næringsstofftilførsel til bekkene reduseres. Søvik (2007) anbefaler et vegetasjonsbelte mellom 5 m og 10 m bredde, avhengig av helningsgrad og -lengde før vannforekomsten, for områder med helningslengde over 100 m eller erosjonsutsatt jord ble vegetasjonsbelte over 10 m anbefalt. En annen grunn til at tiltak for å redusere avrenningskurven er å anbefale er klimaendringene som forventes i fremtiden. Dette omfatter høyere temperaturer og mer nedbør, som er et problem for Verdal som har utbredt jordbruk i lett eroderbare marine leiravsetninger og en historie med kvikkleireras. Et bredere vegetasjonsbelte langs bekkene bør være minste tiltak for å møte denne fremtiden, men restaurering av myrområder er også sterkt anbefalt for å balansere avrenningen i nedbørsfeltet.

Tiltak for mer umiddelbare forbedringer kan også gjøres for vannhastigheten. Utbygging av kulper og innsnevring eller terskler med skråning kan skape et mer heterogent bekkeløp. Slik kan vannhastigheten veksler mellom kulper og småstryk, avsetning av finmaterialer og miksing av vann og

luft. I strykpartiene hindres avsetting av finpartikler, slik at substratet kan brukes for gytning. Restaureringstiltak som re-meandering, utlegging av storstein, gytesubstrat og død ved, har ikke alltid signifikante forbedringer for bunndyrssamfunnets diversitet, vist i studier av Palmer (2010) og Haase et.al (2013) som understreker viktigheten av andre parametere, blant annet vannkvalitet, biologiske barrierer, organisk belastning, direkte sollys og vannførings regime. Haase et.al (2013) fant likevel ved studie av 24 tyske elver, at 11 av disse elvene viste positiv utvikling i fiskepopulasjonen ved restaurering av bekkens habitatutforming selv om bunndyrfauna og makrofytter ikke gjorde det. Dette tyder på at habitatutforming som terskler og en endring i vannhastighet, kan med fordel være ett av flere tiltak. Koljonen et.al. (2013) fant at restaureringstiltak med tanke på tetthet av laksefisk i nordlige boreale bekker ofte var avhengig av om det var tilfredsstillende overvintringsplasser, slik som kulper. Kulper holder også på vannet og reduserer umiddelbar avrenning i høye nedbørs perioder. Svinger og bukninger av bekkene har liknende effekt som terskler, hvor finpartikler avsettes på innsiden av en sving og grovere substrat blir liggende igjen på utsiden av svingen hvor bekken graver. Innsnevring og endringer i vannhastighet og dyp likner mer på hvordan en bekk vil oppføre seg naturlig. Ved kanalisering av bekker, hindres denne gravingen og man unngår graving i kantene, men det fører heller til at bekken graver seg nedover og senker grunnvannstanden.

5 Konklusjoner

De statistiske analysene av resultatene tyder på at det er vannhastighet som påvirker bekkenes/elvenes økologisk tilstand og kvaliteten på gytehabitatet i størst grad. Ved å sammenlikne ASPT-indeksen for hver stasjon med plassering er det typisk bekker som går gjennom tettbebyggelse, industri og jordbruksområder som er tyngst påvirket av organisk belastning, disse bekkene har også de laveste fisketetthetene. Tilgjengeligheten er også et problem som kommer tydelig frem gjennom habitatsbeskrivelsen og i fiskeresultatene. Av bekkene i Verdalsvassdraget oppfyller kun Kvernbekken og Skyta (Vårhus 2016), Skjördalsbekken og Leirsundbekken minimumskravet satt av vanddirektoratet om god økologisk tilstand, basert på bunndyrprøver og elektrisk fiske. I følge de innsamlede dataene og en sammenlikning av hvilke faktorer som forklarer forskjellene best er vannhastigheten den mest gjennomgående faktoren. Dette er ikke overaskende ettersom høyere vannhastighet gir bedre oksygentilgang i vann ved miksing av luft og vann, reduserer vanntemperatur, vasker ut finmaterialer og etterlater godt gytesubstrat. Høyere oksygeninnhold i vannet bidrar til biologisk nedbrytning og balanserer oksygenmengde i vannet der det er høy eutrofieringsgrad. Generelt observertes mangel på gytesubstrat i de kanaliserte bekkeløpene, som korrelerer med tilfellene av lav vannhastighet, der leir og silt legger seg over god gytegrus og «limer» sammen substratet. Kulper og kantvegetasjon som gir gode skjul- og overvintringsplasser for 0+, 1+ og >1+, er også påfallende mangler i de fleste bekkeløpene. Der bekkeløpet har en jevn bredde, er det lite forskjell i vannhastigheten. Resultatet er sakteflytende vann med organiske ansamlinger, oksygenmangel og leiravsetninger i tørre perioder. Ved neste kraftige nedbørsperioder blir vannhastigheten høy og disse ansamlingene vaskes ut.

Tiltak for habitatkvalitet:

Der bekkeløpet er fritt til å svinge i landskapet og, kan vannet ta med seg materialer og mikse inn oksygen i enkelte områder, noe som er fint for gytehabitat, og skape kulper og avsette finstoff i andre, som er fint for yngelhabitat. Innsnevring eller terskler som demmer opp vann i kulper, for så å slippe det igjen i hurtigere strømmer er også en måte å legge inn både gode gyte- og yngelhabitat. Her er det selvfølgelig viktig å passe på at fisken kan komme opp selv på lave vannføringer. Å legge ut gytegrus kan være et godt tiltak, men om det er eneste tiltak og grusen blir vasket ut eller tildekket av finsubstrat etter neste kraftige regneepisode er det i beste fall midlertidig. Ved å skape en konstant

hurtigere vannføring i enkelte områder hindrer dette tildekking og bør kombineres med stille kulper, slik at habitatet i bekken/elven blir variert og dessuten holder på vannet. Kulper vil også føre til at det alltid er tilgjengelige steder å stå, selv i tørre perioder. Innslag av storstein eller steinblokker kan også gi skjul for flere aldersgrupper av ørret og bryte vannstrømninger, spesielt i ensformige bekker langs åker, men resultatene fra denne studien tyder på at fokus bør ligge i å forbedre vannføringsregimet og redusere næringsstoffer i vannet.

Tiltak for produksjonsareal:

Bekkeåpning, kulvert utbedringer og fisketerskler er tiltak som kan åpne opp og gi adgang til gamle områder. Flere av bekkene i Verdalsvassdraget har fortsatt et tilnærmet naturlig bekkeløp i god tilstand ovenfor bekkelukking eller andre barrierer som kulverter. Slike bekkeløp ovenfor dagens barriere har potensial som gytehabitat, kan virke som en referansetilstand ved et restaureringsarbeid og dessuten fylle bekken nedstrøms med nye insekter for kolonisering av et nytt bekkeløp. Restaurering kan bruke lang tid på å gi resultater, spesielt for en stabil forbedring over lengre tid. Utbedring av kulverter og satsgrøper er et minste tiltak for å øke tilgjengelig sjørrethabitat, her er bekkeåpning også et godt tiltak. Utgraving av svinger i bekken øker også areal, men det er vanskelig å si nøyaktig hvordan bekken vil grave etter slike tiltak. Ettersom meandering er en prosess bekken gjør naturlig kan det heller anbefales å gi bekken mer plass for å utfolde seg, og sette av et bredere vegetasjonsbelte og plante trær mellom jordbruksarealer og bekkeløp.

Videre forskning og forvaltning

Videre forskning bør gjøres på fiskens vandring innad i Verdalsvassdraget, overlevelse av sjørretyngel fra 0+ til 1+ og >1+, og hvordan vannføring og avrenning påvirkes i naturlige og drenerte nedbørsområder. Det er viktig å gjøre undersøkelser etter samme metoder og holde oversikt, over flere år, av fisketettheten i sjørretbekken som gjerne svinger fra år til år. Med større datagrunnlag er det lettere å se utviklingen i sjørretpopulasjonen og observere endringer etter tiltak. Forvaltning og bedømming av restaureringstiltak har ofte gått på «magefølelse», og tiltak har ikke alltid gitt de ønskede resultatene. Grunnen er at økologi er et komplekst område med mange variabler og naturen reagerer ofte på uforutsette måter når ikke alle variablene er kjent. Fragmentert forvaltningen har vært en tendens i norsk forvaltning generelt, enkeltsaker har blitt vurdert alene i et vakuum og det er ikke blitt tatt hensyn til den større sammenhengen. Gradvis utbygging, drenering og veibygging i mesteparten av de lavereliggende delene av Verdalsvassdraget, har tilslutt ført til en situasjon som gir dårligere levevilkår og en mye mindre sjørretpopulasjon enn tidligere. Andre områder i Nord-Trøndelag som Stjørdal, Orkdal og Gaula, har fått vannområdekoordinator, som kan hjelpe med oppfølging og oversikt over vannområdet, en helhetlig forvaltning, videre undersøkelser og tiltak. Dette er noe som absolutt kunne vært en fordel også i Innherred. Et forsøk på helhetlig forvaltning er Norges implementering av EU's vanddirektiv, men for å nå målene som der er satt innen 2021 må flere tiltak gjennomføres.

Tiltak i Verdalsvassdraget vil altså være nødvendig og kan fort bli upopulære, for å unngå det vil det være viktig med god informasjon til lokalbefolkningen, for eksempel i form av informasjonsmøter (på grendehus/kulturhus/skoler e.l. i nærheten) hvor spørsmål kan stilles og behov av tiltak, mål, utføring og hva det vil bety for lokalsamfunnet blir fortalt. Dugnadsarbeid hvor jakt, fangst og fiskerlag, elveeierlag, grunneiere, skoleklasser og lokalsamfunnet generelt, kan engasjeres kan være nødvendig. Dette gir ofte også en økt følelse av eierskap av bekkene og sjørreten i den. Møter med lokalsamfunnet om behov av, mål og utføring av tiltak og hva det vil bety for dem er også en god måte å unngå vonde følelser og spre engasjement på. Folk generelt, kanskje spesielt grunneiere som har en bekk gjennom eller i nærheten av eiendommen sin, ønsker ofte å være involvert og kan dessuten være en verdifull ressurs med kunnskap, utstyr og engasjement.

6 Litteratur

- Akaike, H. (1974). A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control*, 19: 716-723. doi: 10.1109/TAC.1974.1100705.
- Anderson, D. R. (2008). *Model-based inference in the life sciences: a primer on evidence*. 1 utg. New York: Springer-Verlag.
- Anonym. *Følge opp landbruksforurensning-elv-Verdal-1102-1216-M*. vann-nett.no: NVE, Norges vassdrags- og energidirektorat. Tilgjengelig fra: <https://vann-nett.no/portal/#/measuredetails/1102-1216-M> (lest 07.05.18).
- Anonym. (2006). *Vannforskriften* [Forskrift]. Lovdata.no: Klima- og miljødepartementet. Tilgjengelig fra: <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2006-12-15-1446> (lest 31.01.2018).
- Anonym. (2008). *Verdalen i 1890-åra* [Webside: Verdal Historielag]: Verdal-Historielag. Tilgjengelig fra: http://www.verdal-historielag.no/verdalsraset/verdalen_i_1890_aarene.htm (lest 19.04.2018).
- Anonym. (2009). *127/1 Verdalsvassdraget* [Verneplan for vassdrag]: Norges vassdrag og energidepartement. Tilgjengelig fra: <https://www.nve.no/vann-vassdrag-og-miljo/verneplan-for-vassdrag/nord-trondelag/127-1-verdalsvassdraget/> (lest 31.01.2018).
- Anonym. (2017). Status for norske laksebestander i 2017. I: Thorstad, E. B. & Forseth, T. (red.), 1891-442X. Trondheim: Vitenskaplig råd for lakseforvaltning.
- Bergan, M. A., Berger, H. M. & Paulsen, L. I. (2007). Bunndyr, vannkvalitet og fisk i bekker i Verdal og Levanger, Nord-Trøndelag 2007. Stjørdal: Berger feltBIO.
- Bergan, M. A. (2013). Sjørørret i Trondheimsfjorden; en utdøende ressurs. Hva betyr bekker for sjørørreten? *VANN* (02).
- Bergan, M. A. & Nøst, T. H. (2017). Tapt areal og produksjonsevne for sjørørretbekker i Trondheim kommune. I: Bergan, M. A. & Nøst, T. H. (red.), 1504-3312. Trondheim: Norsk institutt for naturforskning.
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggeberget, T. G., Rasmussen, G. & Saltveit, S. J. (1989). Electrofishing-Theory and practice with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologica* (173): 9-43. doi: 10.1007/BF00008596.
- Bongard, T. & Aagaard, K. (2006). Klassifisering av økologisk status i norske vannforekomster- elver, Forslag til bunndyrindeks for definisjon av Vanndirektivets fem nivåer for økologisk status., 1504-3312.
- Calvin, Z. (1958). The removal method of population estimation. *Journal of Wildlife Management*, 22 (1): 82-90. doi: 10.2307/3797301.
- Chen, L., Wang, J., Wie, W., Fu, B. & Wu, D. (2010). Effects of landscape restoration on soil water storage and water use in the Loess Plateau Region, China. *Forest Ecology and Management*, 259 (7): 1291-1298. doi: 10.1016/j.foreco.2009.10.025.
- Crisp, D. T. (1996). Environmental requirements of common riverine European salmonid fish species in fresh water with particular reference to physical and chemical aspects. *Hydrobiologica*, 323 (3): 201-221.
- Finstad, B., Ulvan, E. M., Jonsson, B., Ugedal, O., Thorstad, E. B., Hvidsten, N. A., Hindar, K., Karlsson, S., Uglem, I. & Økland, F. (2011). Forslag til overvåkningssystem for sjørørret, 1504-3312. Trondheim: Norsk institutt for naturforskning.
- Haase, P., Hering, D., Jähnig, S. C., Lorenz, A. W. & Sundermann, A. (2013). The impact of hydromorphological restoration on river ecological status: a comparison of fish, benthic invertebrates, and macrophytes. *Hydrobiologica*, 704 (1): 475-488. doi: 10.1007/s10750-012-1255-1.
- Haukland, J.-H., Andreassen, S.-A. & Rikstad, A. (1986). Fisk og forurensning i sidebekkene til Verdalselva, 0800-3432. Steinkjer: Fylkesmannen i Nord-Trøndelag.
- Iversen, A. & Sandøy, S. (2015). *Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver*. Trondheim: Direktorsgruppa for gjennomføringen av Vanndirektivet.

- Janicke, S. (2000). Stream channel processes: Fluvial Geomorphology, 1449-5147. Australia: Water and Rivers Commission.
- Jonsson, B., Sægvog, H., Finstad, B., Karlsen, L. R., Kambestad, A., Langåker, R. & Gausen, D. (2009). Bestandsutvikling hos sjøørret og forslag til forvaltningstiltak, Notat 2009-1. Trondheim: Direktorat for naturforvaltning.
- Jonsson, B. & Jonsson, N. (2011). *Ecology of Atlantic Salmon and Brown Trout: Habitat as a template for life histories*. 1 utg. Fish & Fisheries Series. Netherlands: Springer.
- Koljonen, S., Huusko, A., Aki, M.-P., Louhi, P. & Muotka, T. (2013). Assessing Habitat Suitability for Juvenile Atlantic Salmon in Relation to In-Stream Restoration and Discharge Variability. *Restoration Ecology*, 21 (3): 344-352. doi: 10.1111/j.1526-100X.2012.00908.x.
- Kristiansen, S. A. & Rikstad, A. (2007). Sjøaurebekker i Verdalsvassdraget: Rapport fra undersøkelser av fisk og forurensning i 2005/2006, 0800 3432. Steinkjer: Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, Miljøvernavdelingen.
- Krogh, P. & Sand, K. (2015). *Insektslære for fluefiskere*. 2 utg. Bergen: Vigmostad & Bjørke.
- Lillehammer, A. (1988). *Stoneflies (Plecoptera) of Fennoscandia and Denmark*. Fauna entomologica Scandinavica, b. 21. Leiden, New York, København, Köln: Scandinavian Science Press Ltd.
- Lyngstad, K. R. (1992). Ungfiskregistrering i sidebekker til Verdalselva. Verdal: Fylkesmannen i Nord-Trøndelag.
- Mey, W. (1999). *Aquatic insects of Northern Europe. A taxonomic handbook: Odonata. Diptera*, b. 1: Apollo Books.
- Nilson, A. N. (1996). *Aquatic insects of North Europe: a taxonomic handbook. Volume 1: Ephemeroptera, Plecoptera, Heteroptera, Megaloptera, Coleoptera, Trichoptera, Lepidoptera*, b. 1: Apollo Books.
- Ogle, D. H. (2018). *FSA: Fisheries Stock Analysis*. . 0.8.19. utg.
- Osborne, L. L. & Kovacic, D. A. (1993). Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. *Freshwater Biology*, 29 (2): 243-258. doi: 10.1111/j.1365-2427.1993.tb00761.x.
- Palmer, M. A. (2010). River restoration, habitat heterogeneity and biodiversity: a failure of theory or practice? doi: 10.1111/j.1365-2427.2009.02372.x.
- Paulsen, L. I. (1995). Forurensningsstatus i elver og bekker i Verdal 1994, 0800 3432. Steinkjer: Fylkesmannen i Nord-Trøndelag.
- Pedersen, M. L., Kristensen, K. K. & Friberg, N. (2014). Re-Meandering of Lowland Streams: Will Disobeying the Laws of Geomorphology Have Ecological Consequences? *PLOS ONE*, 9 (9). doi: 10.1371/journal.pone.0108558.
- Poff, N. L., Allan, J. D., Bain, M. B., Karr, J. R., Prestegard, K. L., Richter, B. D., Sparks, R. E. & Stromberg, J. C. (1997). The Natural Flow Regime: A paradigm for river conservation and restoration. *BioScience*, 47 (11). doi: 10.2307/1313099.
- Rinne, A. & Wiberg-Larsen, P. (2017). *Trichoptera larva of Finland: A Key to the Caddis Larvae of Finland and Nearby Countries*: Trificon.
- Sandlund, 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., et al. (2013). Vannforskriften og fisk- forslag til klassifiseringssystem, M22-2013. Trondheim.
- Searle, S. R. (1971). *Linear Models*. 1 utg. New York: John Wiley & Sons.
- Sokal, R. R. & Rohlf, F. J. (1995). *Biometry- The Principles and Practices of Statistics in Biological Research*. 3 utg. New York: W.H. Freeman and Company.
- Solli, J., Bergan, P. I., Jenssen, L., Nastad, A. T. & Myhre, K. O. (2002). *Slipp fisken fram! Fiskens vandringsmulighet gjennom kulverter og stikkrenner* [DN Håndbok 22-2002]. 22. Trondheim: Direktoratet for naturforvaltning.
- Sundermann, A., Stoll, S. & Haase, P. (2011). River restoration success depends on the species pool of the immediate surroundings. doi: 10.1890/10-0607.1.
- Syverud, G., Bratberg, E. & Almås, R. (2016). *Jordbruk i Norge* [Webside: Store norske leksikon]. Store norske leksikon. Tilgjengelig fra: https://snl.no/jordbruk_i_Norge (lest 19.04.2018).

- Søvik, A. K. (2007). Vegetasjonssoner bidrar til renere vann i vassdrag og innsjøer. *Bioforsk Tema*, 978-82-17-00210-9.
- Thorstad, E. B. & Finstad, B. (2018). Impacts of salmon lice emanating from salmon farms on wild atlantic salmon and sea trout, 1504-3312. Trondheim: Norsk institutt for naturforskning.
- Vårhus, L. M. (2016). *Restaureringssuksess av sidebekker til Verdalselva, klassifisering av økologisk tilstand med bunndyr som kvalitetselement og forventningsverdier til ungfisktetthet av laksefisk*. Ås: Norwegian University of Life Sciences, Ås.
- Worthington, T. A., Shaw, P. J., Daffern, J. R. & Langford, T. E. L. (2015). The effects of a thermal discharge on the macroinvertebrate community of a large British river: Implications for climate change. *Hydrobiologica*, 753: 81-95. doi: 10.1007/s10750-015-2197-1.
- Øksenberg, S. (2013). Miljøtiltak for laksefisk i Verdalsvassdraget. Status for fiskesamfunn, miljøtilstand og forslag til tiltak for å styrke bestanden av laks og sjøørret. Levanger: Øksenberg Bioconsult.

Vedlegg

Vedlegg 1: Oversikt over forurensning og fisketetthet over tid.

Tabell over forurensning og fisketetthet over tid. Totalt fosfor (Tot-P) og totalt nitrogen (Tot-N) er gitt i mikrogram pr liter, termokoliforme bakterier (TKB) gitt i antall pr. 100 ml, fisketetthet gitt i individ pr. 100m². ASPT- verdier (Average Score Per Taxa) beregnet ut i fra bunndyrprøver etter klassifikasjonsveileder gitt av Vanndirektoratet (2015). Forkortelser MD= meget dårlig, D= dårlig, MG= mindre god, SD= svært dårlig, M= moderat, G= god og SG= svært god. Det bør merkes at fisketettheten målt gjelder for de undersøkte stasjonene og er ikke nødvendigvis lik for resten av bekken.

Vedlegg 1			1985 ¹⁵		1992 ¹⁶	1994 ¹⁷			2005/2006 ¹⁸			2015 ¹⁹				2017 ²⁰		
Bekk	Fisk	Tot-P	Tot-N	Fisk	Tot-P	Tot-N	TKB	KOF	Fisk-05	Fisk-06	Tilstand	Fisk	Tot-P	Tot-N	TKB	ASPT	Fisk	ASPT
Semsbekken																	77.48	6.1 (G)
Pålsbubekken																	0	5.1 (M)
Ysselva	24	180	1360	124	23	1273	503.3	9.8	33		MD						21.01	5.5 (M)
Kvisla	0	219	1400		215	3200	21333.3	11	7.00	8	MD	0	105	5780	780	SD		
Bjartnesbekken	0	301	2520		95.3	1930	1376.7	51.3	32		MD						14.92	4.4 (D)
Brokskittbekken	0	106	4280	144	44.3	2810	78.3	33.2	36			18.5	83	3850	500	SD		
Korsådsalsbekken	19.3	319	2440	40.4	58.33	2257	3600	9.8	10								26.27	4.1 (SD)
Stubbekken	0	210	2050		46	1957	970	5.3	0	0							14.76	4.9 (D)
Follobekken	0	90	1940	55.3	35	1730	418.3	4.6	6	35	MD	75.5	212	3970	250	M		
Eklobekken	0	390	1440	2.4	127.7	4193	238.7	6.6	16		MD	21	98	9480	1200	D		
Leiråa	20	232	1800	14.2	49.7	1720	555.3	13.1	26		MD	217	63	2100	1200	M		
Lundskinbekken		44	1318		19.7	1130	754	7.5		5							49.56	4.8 (D)
Ekerbekken		48	1290	9.3	58	1467	2720	10.9										
Grunnengbekken	19.8	20	930		11.6	1047	51	6.9		9							27.31	6.6 (G)
Steinslidsalsbekken	5			0	5.7	871.7	14.7	7.5		1							0	6.89(SG)
Kårengbekken	0			0	14.9	541.7	243.3	8.9	0	0							0	6.4 (G)
Volengbekken		46	920	0	46.7	1523	633.3	14.1		9	MG						34.54	6.2 (G)
Fosslibekken	11.3				15.2	876.7	153.7	7.3		19							6.34	4.25 (SD)
Mugda	3.7								0	0							20.33	6.3 (G)
Haukbekken	1								0	0							3.59	5.86 (M)
Kvennhusbekken																	53.94	6.1 (G)
Stordalsbekken	49	2.9	210							15							0.00	5.1 (D)
Skyta	15.9	7.9	420	130	3.7	376.3	37.3	6.8	17			140.50	7	850	170	G		
Hyllbekken	41.6	18	1190		5.4	950	22.7	5.8	84								4.36	5.75 (M)
Leirsundbekken	187				32.5	1250	85	4.8		5							55.33	6.9 (SG)
Kvellstadbekken	32.4	31	710	121	14.7	820.7	106.7	3.4	14	15		20.50	20.5	1700	140	G	29.85	4.3 (SD)
Karibekken		23	1200		13.4	2007	74	4.7		12							6.05	6.4 (M)

¹⁵ (Haukland et al. 1986)

¹⁶ (Lyngstad 1992)

¹⁷ (Paulsen 1995)

¹⁸ (Kristiansen & Rikstad 2007)

Kvernbekken	42.5	20	570		10.3	371	250.7	9.1		28		266.7	221	1140	3500	G	
Bjørkbekken	15.3				6.8	358	370	7.8	20			86.50	84	1080	5400	M	
Skjördalsbekken	8	131	940	79.7	26.3	1003	1133.3	4.8	22		D/MD					244.99	6.1 (G)
Rosvollbekken	0	147	1250	1.3	63.3	1620	1490	5.5	0	0	MD					14.37	4.8 (D)
Valstadbekken	0	15	2040	9.3	50	3483	286.7	5.4	19		MD					0	3.4 (SD)
Valbekken																63.59	3.8 (SD)
Fættneskanalen																0	3.25 (SD)
Rinnelva																50.11	7.2 (SG)

Vedlegg 2: Tabelloversikt over fysiske parametere på prøvestasjonene.

Hver prøvestasjon er delt i fem transekter på 0.5m bredde med jevn avstand mellom hvert transekt. Alle parameterne er målt ved hvert transekt utenom antall kulper og død ved som er telt opp for hele stasjonen. Bredde er gitt i m. Dybde er gitt i cm ved tre punkter på tvers av bekken, en midt i bekken («dybde 50») og punktene mellom midtpunktet og hver bekkebredde («dybde 25» og «dybde 75»). V_v = Vannhastighet og gitt i m/s . Alger og mose er gitt i prosentandel av tildekket substrat, 0%, 1-33%, 34-66% eller >66%. Skygge vann er gitt i prosentandel av vanndekket areal som blir skygget ut av grener og bladverk. Skygge bredde er gitt i prosentandel av bekkebredden som er dekket av vegetasjon, 0-25%, 26-50%, 51-75%, 76-90% og >91%. Sub = substrat er gitt i prosentandel av partikkelstørrelser som er: under 2 mm («sub 2»), mellom 2 mm og 20 mm («sub 20»), mellom 20 mm og 100 mm («sub 100»), mellom 100 mm og 250 mm («sub 250») og over 250 mm («sub 300»). Mean sub = er gjennomsnittlig partikkelstørrelse. Mean dyp = er gjennomsnittlig dybde gitt i m. Død ved regnes som alle store kvisthauger og store grener over 10 cm i diameter og 1 m lengde. Kulper regnes som alle kulper med stille vann på 2 m².

19 (Vårhus 2016)

20 Resultater fra denne studien

Bekk	Sone	Transekt	bredde	dybde 25	dybde 50	dybde 75	V _v	alger	mose	skygge vann	skygge breidd	sub 2	sub 20	sub 100	sub 250	sub 300	mean sub	mean dyp	Død ved	Kul per
Sensbekken	Stasjon 1	Transekt 1	4	5	10	15	0.7	1-33%	0	95 %	>91%	30	15	20	30	5	97.7	0.100	3	0
		Transekt 2	2.7	10	10	10	0.5	1-33%	0	100 %	>91%	30	5	20	35	10	136.6	0.100	3	0
		Transekt 3	1	5	20	10	0.6	1-33%	0	100 %	>91%	0	30	50	20	0	68.3	0.117	3	0
		Transekt 4	3.5	10	10	5	0.6	1-33%	0	100 %	>91%	10	25	50	0	15	126.6	0.083	3	0
		Transekt 5	3.6	3	10	10	0.6	1-33%	0	100 %	>91%	0	10	30	30	30	259.1	0.077	3	0
	Stasjon 2	Transekt 1	3.1	10	15	15	0.4	1-33%	0	100 %	>91%	5	10	35	40	10	154.65	0.133	9	1
		Transekt 2	1.7	25	20	20	0.5	1-33%	0	100 %	>91%	0	10	45	5	40	286.85	0.217	9	1
		Transekt 3	2.4	10	10	15	0.4	1-33%	1-33%	100 %	>91%	0	5	25	20	50	363.05	0.117	9	1
		Transekt 4	7	0	10	0	0.4	1-33%	1-33%	100 %	>91%	10	5	5	20	60	413.65	0.033	9	1
		Transekt 5	2.3	20	25	20	0.4	0	0	90 %	>91%	5	50	10	20	15	140.3	0.217	9	1
Pålsbubekken	Stasjon 1																			
		Transekt 1	3.5	10	5	10	0.2	0	1-33%	100 %	>91%	0	10	20	20	50	360.6	0.083	0	0
		Transekt 2	3.6	30	35	15	0.2	0	1-33%	100 %	>91%	0	10	20	30	40	315.6	0.267	0	0
		Transekt 3	1.7	15	10	10	0.5	1-33%	0	100 %	>91%	0	5	10	15	70	470.3	0.117	0	0
		Transekt 4	1.8	10	10	10	0.6	1-33%	0	90 %	>91%	5	10	25	20	40	301.15	0.100	0	0
	Stasjon 2	Transekt 5	3.7	10	20	15	0.3	0	1-33%	95 %	>91%	15	10	10	15	50	346	0.150	0	0
		Transekt 1	2.7	20	20	10	0.1	0	0	100 %	>91%	40	30	30	0	0	21.7	0.167	4	3
		Transekt 2	2.3	5	5	10	0.3	0	1-33%	100 %	>91%	10	40	40	0	10	91	0.067	4	3
		Transekt 3	2.8	5	5	10	0.3	0	1-33%	100 %	>91%	0	10	50	10	30	236.1	0.067	4	3
		Transekt 4	2.4	5	5	10	0.3	0	1-33%	100 %	>91%	10	20	35	10	25	197.05	0.067	4	3
Ysselva	Stasjon 1	Transekt 5	3.6	45	50	40	0.1	0	0	95	>91%	80	0	0	10	10	80.8	0.450	4	3
		Transekt 1	4.8	10	15	15	0.4	0	1-33%	100 %	>91%	40	10	20	20	10	111	0.133	15	3
		Transekt 2	5	15	20	20	0.3	0	0	100 %	>91%	20	20	30	10	20	162.9	0.183	15	3
		Transekt 3	5.3	30	30	25	0.3	0	0	100 %	>91%	10	50	30	10	0	41.1	0.283	15	3
		Transekt 4	5.4	10	10	5	0.5	0	1-33%	100 %	>91%	5	5	40	50	0	112.1	0.083	15	3

Korsådal- bekken	Stasjon 1	Transekt 1	2.3	10	15	10	0.15	0	0	100 %	>91%	45	35	10	0	0	10.3	0.117	2	3
		Transekt 2	1.3	15	10	5	0.5	1-33%	0	95 %	>91%	0	10	10	40	40	327.1	0.100	2	3
		Transekt 3	1.8	20	25	20	0.4	0	0	85 %	>91%	60	0	0	0	40	250.6	0.217	2	3
		Transekt 4	1.9	10	10	15	0.4	0	0	100 %	>91%	15	10	15	30	30	250.25	0.117	2	3
		Transekt 5	2.3	25	20	15	0.15	0	0	100 %	>91%	100	0	0	0	0	1	0.200	2	3
	Stasjon 2	Transekt 1	1.9	10	5	5	0.4	34-66%	0	100 %	>91%	0	10	60	20	10	134.6	0.067	2	0
		Transekt 2	1.5	5	15	5	0.6	34-66%	0	100 %	>91%	0	10	35	35	20	208.35	0.083	2	0
		Transekt 3	2.6	10	10	10	0.2	34-66%	0	100 %	>91%	10	30	30	10	20	163.9	0.100	2	0
		Transekt 4	2.3	20	30	20	0.1	1-33%	0	100 %	>91%	60	30	0	0	20	128.9	0.233	2	0
		Transekt 5	2.4	25	40	30	0.1	1-33%	0	100 %	>91%	40	30	0	0	30	191.2	0.317	2	0
Stubbekken	Stasjon 1				20	20	0.25	0	0	100 %	>91%	60	40	0	0	0	5	0.200	22	7
		Transekt 2	1.1	25	20	20	0.25	0	0	100 %	>91%	60	40	0	0	0	5	0.217	22	7
		Transekt 3	0.7	25	15	10	0.3	0	0	50 %	>91%	40	40	20	0	0	16.8	0.167	22	7
		Transekt 4	2.2	5	2	2	0.4	0	0	100 %	>91%	10	20	70	0	0	44.3	0.030	22	7
		Transekt 5	1.8	5	10	5	0.3	0	0	50 %	26- 50%	0	25	25	25	25	217.75	0.067	22	7
Lundskinbekken	Stasjon 1										51- 75%	50	20	30	0	0	20.7	0.117	0	0
		Transekt 1	1.4	10	15	10	0.5	0	0	90 %	76- 90%	10	0	50	40	0	100.1	0.040	0	0
		Transekt 2	1.6	5	5	2	0.5	0	0	50 %	>91%	30	10	60	0	0	37.4	0.083	0	0
		Transekt 3	0.9	5	10	10	0.5	0	0	50 %	0-25%	20	20	60	0	0	38.4	0.083	0	0
		Transekt 4	1.3	15	5	5	0.4	1-33%	0	50 %	26- 50%	0	20	45	25	10	135.45	0.057	0	0
	Stasjon 2	Transekt 5	4.6	2	5	10	0.3	1-33%	0	50 %		0	25	5	30	15	201.3	0.100	2	0
		Transekt 1	1.3	10	10	10	0.8	0	0	0	>91%	25	5	80	5	10	119.8	0.100	2	0
		Transekt 2	1.1	10	10	10	0.3	0	0	100 %		0	5							

		Transekt 3	1.9	10	5	10	0.1	0	0	100 %	51-75%	5	40	25	20	0	54.45	0.083	2	0
		Transekt 4	1.3	5	2	5	0.5	0	0	100 %	>91%	0	10	75	15	0	72.35	0.040	2	0
		Transekt 5	1.2	5	10	10	0.3	0	0	100 %	>91%	5	15	40	30	10	140.7	0.083	2	0
runnengs- bekken	Stasjon 1																			
		Transekt 1	3.1	10	15	20	0.4	1-33%	0	100 %	75-90%	5	15	30	0	50	332.2	0.150	9	9
		Transekt 2	3.2	10	20	10	0.5	1-33%	1-33%	0	0-25%	5	25	25	15	30	231.55	0.133	9	9
		Transekt 3	3.1	5	10	10	0.3	1-33%	0	0	0	5	20	30	30	15	166.5	0.083	9	9
		Transekt 4	2.5	10	5	5	0.5	1-33%	0	50 %	0	0	10	15	50	25	253.85	0.067	9	9
		Transekt 5	2	20	20	10	0.5	0	0	40 %	0-25%	10	5	15	20	5	75.9	0.167	9	9
Steinslidals- bekken	Stasjon 1																			
		Transekt 1	1.6	5	10	10	0.3	1-33%	0	80 %	>91%	0	10	30	10	50	349.1	0.083	15	3
		Transekt 2	3.3	5	0	5	0.4	1-33%	0	100 %	75-91%	5	5	50	25	15	168.1	0.033	15	3
		Transekt 3	1.2	15	10	10	0.3	1-33%	1-33%	100 %	>91%	10	20	10	10	50	338.3	0.117	15	3
		Transekt 4	1.7	15	25	10	0.3	1-33%	1-33%	100 %	>91%	20	10	30	10	30	224.3	0.167	15	3
		Transekt 5	1.6	5	20	10	0.1	1-33%	0	100 %	>91%	30	5	20	25	20	181.6	0.117	15	3
Kårengsbecken	Stasjon 1																			
		Transekt 1	1.6	15	10	10	0.5	1-33%	0	0	0	0	0	15	60	25	270.25	0.117	17	6
		Transekt 2	2.1	10	5	10	0.4	1-33%	0	50 %	25-50%	5	5	50	0	40	280.6	0.083	17	6
		Transekt 3	1.9	5	10	10	0.5	0	0	100 %	>91%	0	5	25	50	20	228.05	0.083	17	6
		Transekt 4	1.9	15	10	5	0.3	0	0	100 %	>91%	0	5	10	10	5	55.3	0.100	17	6
		Transekt 5	2	30	20	20	0.3	0	1-33%	100 %	>91%	5	5	0	0	90	563.1	0.233	17	6

Volengbekken	Stasjon 1	Transekt 1	3	5	20	15	0.2	1-33%	0	70 %	0-25%	0	5	5	10	80	521.05	0.133	4	1
		Transekt 2	3	10	10	5	0.2	1-33%	1-33%	15 %	76-90%	0	0	25	15	60	416.25	0.083	4	1
		Transekt 3	1.7	10	30	20	0.3	1-33%	1-33%	60 %	>91%	0	10	15	15	60	411.35	0.200	4	
		Transekt 4	2.7	10	10	20	0.5	1-33%	1-33%	100 %	>91%	0	15	15	20	50	358.15	0.133	4	1
		Transekt 5	3	10	15	15	0.3	1-33%	0	0	0-25%	0	30	30	10	30	226.3	0.133	4	1
Fosslibekken	Stasjon 1	Transekt 1	1.5	5	2	5	0.4	0	0	100 %	>91%	100	0	0	0	0	1	0.040	3	3
		Transekt 2	1.7	20	10	10	0.2	0	0	100 %	>91%	100	0	0	0	0	1	0.133	3	3
		Transekt 3	1.4	5	5	10	0.4	0	0	100 %	>91%	100	0	0	0	0	1	0.067	3	3
		Transekt 4	1.9	10	20	20	0.1	0	0	100 %	76-90%	95	5	0	0	0	1.5	0.167	3	3
		Transekt 5	1.7	20	20	20	0.1	0	0	75 %	>91%	100	0	0	0	0	1	0.200	3	3
Mugda	Stasjon 1	Transekt 1	4.5	20	20	10	0.8	1-33%	0	0	51-75%	0	10	30	15	45	326.6	0.167	7	1
		Transekt 2	3.9	20	20	10	1	1-33%	0	60 %	>91%	0	5	15	5	75	487.05	0.167	7	1
		Transekt 3	4.2	20	20	10	0.7	1-33%	0	95 %	>91%	0	0	20	5	75	489.5	0.167	7	1
		Transekt 4	4.5	10	20	15	0.4	1-33%	0	75 %	>91%	0	0	15	5	80	517.75	0.150	7	1
		Transekt 5	3.4	30	40	20	0.5	34-66%	1-33%	0	26-50%	0	0	10	10	80	523.5	0.300	7	1
Haukbekken	Stasjon 1	Transekt 1	2.5	5	5	5	0.3	1-33%	1-33%	100 %	>91%	0	5	35	30	30	261.55	0.050	14	5
		Transekt 2	3.4	5	5	5	0.3	1-33%	0	100 %	>91%	0	5	20	30	40	315.05	0.050	14	5
		Transekt 3	3.1	15	20	20	0.1	34-66%	0	90 %	>91%	0	5	35	20	40	306.55	0.183	14	5
		Transekt 4	3.6	10	25	25	0.1	1-33%	1-33%	95 %	>91%	0	20	35	25	20	191.95	0.200	14	5
		Transekt 5	3.2	55	50	30	0.01	0	0	100 %	>91%	100	0	0	0	0	1	0.450	14	5

Kvenhusbekken	Stasjon 1	Transekt 1	2.7	2	5	10	0.5	1-33%	0	100 %	>91%	15	10	35	35	5	114.75	0.057	9	3
		Transekt 2	5.7	5	5	0	0.3	1-33%	0	95 %	>91%	10	25	35	25	5	98.85	0.033	9	3
		Transekt 3	5.8	10	5	0	0.2	0	1-33%	100 %	>91%	15	10	40	30	5	109	0.050	9	3
		Transekt 4	5.1	5	15	4	0.1	1-33%	0	100 %	>91%	35	20	35	5	5	63.55	0.080	9	3
		Transekt 5	4.7	3	5	5	0.3	0	0	100 %	>91%	5	5	50	35	5	123.1	0.043	9	3
	Stasjon 2	Transekt 1	1.5	100	3	5	5	0	0	100 %	>91%	65	30	5	0	0	6.95	0.360	14	5
		Transekt 2	3.2	90	2	2	2	0	0	90 %	51-75%	0	10	90	0	0	55.1	0.313	14	5
		Transekt 3	1.3	100	10	15	15	0	0	100 %	>91%	10	10	60	20	0	72.2	0.417	14	5
		Transekt 4	1.1	30	10	10	10	1-33%	0	30 %	25-50%	10	5	80	5	0	57.4	0.167	14	5
		Transekt 5	2	95	3	10	5	1-33%	0	95 %	>91%	5	5	60	25	5	111.6	0.360	14	5
Stordalsbekken	Stasjon 1																			
		Transekt 1	1.3	15	10	5	0.2	0	0	100 %	>91%	100	0	0	0	0	1	0.100	5	5
		Transekt 2	1.8	5	5	5	0.4	1-33%	0	50 %	0-25%	20	20	60	0	0	38.4	0.050	5	5
		Transekt 3	1.2	5	10	10	0.3	0	0	100 %	0-25%	5	10	75	5	5	86.15	0.083	5	5
		Transekt 4	1.9	10	10	5	0.2	0	0	0	26-50%	5	10	80	5	0	57.9	0.083	5	5
		Transekt 5	1.8	25	30	30	0.1	0	0	0	0	90	10	0	0	0	2	0.283	5	5
Hyllbekken	Stasjon 1	Transekt 1	2	15	10	30	0.4	1-33%	0	0	0	5	20	25	20	30	239.75	0.183	19	5
		Transekt 2	2.5	10	10	10	0.5	34-66%	0	0	0	10	10	25	30	25	224.95	0.100	19	5
		Transekt 3	2	15	10	5	0.3	1-33%	0	0	0	5	15	35	25	20	191.45	0.100	19	5
		Transekt 4	2.4	5	5	10	0.5	1-33%	0	0	0	5	15	50	25	10	137.95	0.067	19	5
		Transekt 5	1.6	10	15	10	0.5	1-33%	0	5 %	0-25%	10	5	10	15	50	345.4	0.117	19	5

Leirdalsbekken	Stasjon 1	Transekt 1	0.9	10	10	10	0.4	1-33%	0	0	26-50%	25	10	35	5	25	187.35	0.100	13	4
		Transekt 2	2.2	10	10	2	0.5	34-66%	0	0	0-25%	15	15	20	5	45	303.8	0.073	13	4
		Transekt 3	0.9	10	10	10	0.5	1-33%	0	100%	>91%	0	5	20	0	75	481.3	0.100	13	4
		Transekt 4	1.9	5	10	5	0.4	34-66%	0,01-0,33	75%	76-90%	10	0	5	0	85	534.35	0.067	13	4
		Transekt 5	1.6	5	5	2	0.5	1-33%	0	95%	>91%	5	5	30	10	50	348.6	0.040	13	4
Kvellstadbekken	Stasjon 1										26-50%	0	40	50	10	0	51.9	0.133	5	2
		Transekt 1	1.9	10	15	15	0.6	1-33%	0	50%	0	5	35	45	5	10	102.15	0.117	5	2
		Transekt 2	1.9	10	15	10	0.5	1-33%	0	0	0	5	50	40	5	0	38.3	0.117	5	2
		Transekt 3	2.2	10	10	15	0.5	1-33%	0	80%	75%	5	40	50	0	0	34.5	0.117	5	2
		Transekt 4	2.2	10	10	15	0.5	1-33%	0	100%	>91%	10	40	50	0	0	34.5	0.117	5	2
		Transekt 5	2.4	15	15	15	0.5	1-33%	0	85%	51-75%	10	10	45	10	25	201.95	0.150	5	2
Stasjon 2		Transekt 1	1.6	10	20	15	0.5	1-33%	0	100%	>91%	40	25	10	20	5	75.4	0.150	1	1
		Transekt 2	1.9	15	25	15	0.5	1-33%	0	75%	>91%	5	5	25	50	15	196.85	0.183	1	1
		Transekt 3	2.4	10	15	10	0.6	1-33%	0	100%	76-90%	5	10	35	15	35	267.15	0.117	1	1
		Transekt 4	1.7	10	20	15	0.5	1-33%	0	100%	>91%	15	10	15	45	15	182.75	0.150	1	1
		Transekt 5	1.7	30	20	15	0.3	1-33%	0	0	0	50	10	20	15	5	71.1	0.217	1	1
Karibekken	Stasjon 1	Transekt 1	1.3	10	10	10	0.3	1-33%	0	100%	>91%	0	15	30	45	10	160.9	0.100	8	1
		Transekt 2	1.3	5	5	5	0.5	0	1-33%	100%	>91%	15	20	45	15	5	86.85	0.050	8	1
		Transekt 3	2.2	15	10	10	0.3	1-33%	1-33%	100%	>91%	5	5	10	0	80	506.6	0.117	8	1
		Transekt 4	2.1	10	10	3	0.3	1-33%	0	100%	>91%	25	15	25	30	5	100.65	0.077	8	1
		Transekt 5	1.7	10	15	5	0.3	0	1-33%	100%	>91%	60	20	15	5	0	20.55	0.100	8	1

	Stasjon 2	Transekt 1	2.3	10	0	2	0.5	1-33%	1-33%	1-33%	50 %	50-75%	0	10	40	50	0	112.6	0.040	0	1
		Transekt 2	1.9	3	5	3	0.5	1-33%	1-33%	1-33%	90 %	>91%	0	5	5	40	50	386.05	0.037	0	1
		Transekt 3	1.2	5	7	5	0.3	0	0	0	95 %	>91%	0	15	25	50	10	166.65	0.057	0	1
		Transekt 4	1	8	7	5	0.3	0	0	0	80 %	>91%	5	10	45	20	20	188.15	0.067	0	1
		Transekt 5	1.5	10	3	5	0.3	0	0	0	100 %	>91%	5	10	30	30	25	227.9	0.060	0	1
Skjördalsbekken	Stasjon 1																				
		Transekt 1	2	34	38	20	0.4	1-33%	1-33%	1-33%	50 %	25-50%	0	80	0	0	20	133.8	0.307	6	1
		Transekt 2	2.5	15	15	5	0.6	0	0	0	90 %	>91	20	30	50	0	0	33.5	0.117	6	1
		Transekt 3	3.3	10	16	25	0.35	0	0	0	100 %	>91	20	50	30	0	0	23.7	0.170	6	1
		Transekt 4	3.2	10	10	10	0.8	0	0	0	80 %	76-90%	5	30	60	0	5	70.6	0.100	6	1
		Transekt 5	2.4	15	15	10	0.6	0	0	0	95 %	>91%	10	20	70	0	0	44.3	0.133	6	1
Stasjon 2		Transekt 1	2.1	10	10	12	0.6	1-33%	0	0	90 %	76-90%	10	20	50	20	0	67.3	0.107	5	4
		Transekt 2	3.3	25	15	5	0.4	1-33%	0	0	70 %	51-75%	20	20	50	10	0	49.9	0.150	5	4
		Transekt 3	3	10	5	5	0.6	34-66%	0	0	95 %	>91%	5	10	35	50	0	109.65	0.067	5	4
		Transekt 4	2.1	25	10	10	0.6	34-66%	0	0	100 %	>91%	0	20	70	10	0	61.7	0.150	5	4
		Transekt 5	2	20	30	40	0.4	0	0	0	100 %	>91%	50	0	50	0	0	30.5	0.300	5	4
Rossvollbekken	Stasjon 1																				
		Transekt 1	2.4	10	5	10	0.35	0	0	0	90 %	>91%	5	20	70	5	0	53	0.083	16	2
		Transekt 2	2.6	15	10	5	0.6	0	0	0	100 %	>91%	40	40	20	0	0	16.8	0.100	16	2
		Transekt 3	1.8	15	15	10	0.4	0	0	0	100 %	>91%	20	30	40	10	0	45	0.133	16	2
		Transekt 4	1.5	15	25	20	0.25	0	0	0	100 %	>91%	50	0	30	20	0	53.5	0.200	16	2
		Transekt 5	1.5	35	45	35	0.3	0	0	0	100 %	>91%	50	0	30	20	0	53.5	0.383	16	2

Vedlegg 3: Beregning av anadrom strekning

Tabell over hvilke kilder som ble brukt for å avgjøre anadrom strekning i dag og før i tiden, for hver bekk. For enkelte bekker som ikke ble besøkt i 2017, brukes informasjon funnet i Vårhus (2016) sin studie.

Bekk	Gamle flyfoto (1966)	Feltvurdering	Nye kart	Lokale informanter	Navn
Semsbekken	x	x	x	x	Jostein Myhr
Pålsbubekken	x	x	x	x	Asmund Gausen
Ysselva	x	x	x	x	Magnus fra Hestegrei. I Skarsbekken: Asle Solberg, Jan Erik Grønn
Kvisla	x	x	x	x	Jan Erik Grønn, Tore Bjørkli
Præriekanalen	X (1950)			x	Erling Johansson
Bjartnesbekken	x	x	x	x	Einar Valsø, Bernt Hårberg, Tore Bjørkli
Broskittbekken	x	x	x	x	Oddbjørn Øgstad, Einar Valsø, Andreas Valsø
Korsådalsbekken	x	x	x	x	Oddbjørn Øgstad
Stubbekken		x	x	x	Olav Einar Hegstad, Inge Skavhaug
Follobekken	x	x	x	x	Hans Lunnan, Bjørn Rønning
Eklobekken	x	x	x	x	Per Eklo, Lars Andersen
Leiråa	x	x	x		
Lundskinbekken	x	x	x		
Ekerbekken	x	x	x		
Grunnengbekken	x	x	x		
Steinslidalsbekken	x	x	x		
Kårengbekken	x	x	x		
Volengbekken	x	x	x		
Fosslibekken	x	x	x	x	Joar Storholmen
Mugda	x	x	x	x	Joar Storholmen
Haukbekken	x	x	x	x	Joar Storholmen
Kvennhusbekken	x	x	x	x	Joar Storholmen
Stordalsbekken	x	x	x	x	Joar Storholmen
Skyta	x	Vårhus 2016	x		Joar Storholmen
Hyllbekken	x	x	x		Arnt Hallan
Leirsundbekken	x	x	x	x	Ivar Lerfald
Kvellstadbekken	x	x	x	x	John Olav Oldren, Alf Karlgård
Karibekken	x	x	x	x	Ivar Lerfald
Kvernbekken		Vårhus 2016	x	x	Stian Stensland, Thrond Haugen
Bjørkbekken	x	Vårhus 2016	x	x	Ivar Lerfald, Stian Stensland, Thrond Haugen
Skjördalsbekken	x	x	x	x	Annar Ness, Ivar Lerfald
Rossvollbekken	x	x	x	x	Kollbjørn Valstad, Ivar Lerfald
Valstadbekken	x	x	x	x	Ivar Lerfald
Valbekken	x	x	x	x	Ivar Lerfald, Ottar Røstad, Jon Gudding
Rinnelva	x		x	x	Stian Stensland

Vedlegg 4: Beregning av tapt areal

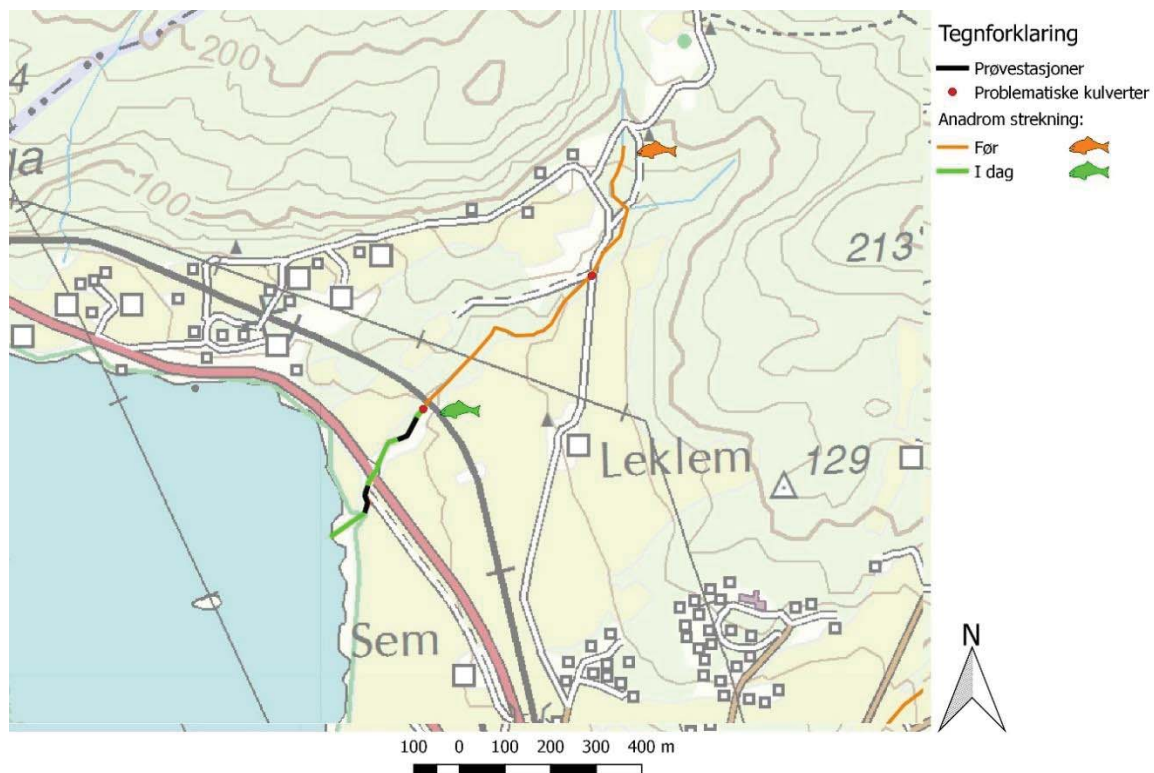
Viser beregning av sjørretens habitat areal som i dag er gått tapt, i forhold til tidligere utstrekning. Lengden av anadrom strekning, før og nå, er målt i kart ved maksimum målestokk 1:100 og sammenlignet med GPS-punkt (UTM 32) som ble tatt i felt. Gjennomsnittsbredden er beregnet ut i fra gjennomsnittlig stasjonsbredde i hver bekk. I bekker med flere stasjoner ble gjennomsnittet tatt av alle gjennomsnittlige stasjonsbredder.

Bekkenavn	Lengde før (m)	Lengde nå (m)	Lukket i dag (m)	Gj.snitt bredde (m)	Tapt areal (m2)
Semsbekken	1 280	420		3.1	2 692
Pålsbubekken	3 550	1 000	550	2.8	7 166
Ysselva	6 605	5 255	950	4.28	5 778
Kvisla	9 550	5 580	1 280	2.2	8 734
Præriebekken	1 280	-	1 280	1.0	1 280
Bjartnesbekken	2 380	2 260	685	1.7	199
Broskittbekken	3 465	1 215	180	2.3	5 065
Korsådalsbekken	4 495	750	440	2.0	7 602
Stubbekken	2 720	725	415	1.3	2 594
Follobekken	5 920	2 780	1 080	1.6	5 024
Eklobekken	4 185	1 180	1 340	1.1	3 306
Leiråa	2 410	2 410		2.0	-
Lundskinbekken	660	75		1.7	971
Ekerbekken	1 120	-	280	1.5	1 680
Grunnengbekken	140	140		2.8	-
Steinslidalsbekken	400	250		1.9	282
Kårengbekken	100	-		1.9	190
Volengbekken	145	145		2.7	-
Fosslibekken	1 290	1 160		1.6	213
Mugda	43	43		4.1	-
Haukbekken	326	326		3.2	-
Kvennhusbekken	1 520	1 870		3.1	1 089
Stordalsbekken	206	28		1.6	285
Skyta	1 280	1 110		3.5	595
Hyllbekken	240	240		2.1	-
Leirsundbekken	150	150		1.5	-
Kvellstadbekken	3 030	2 270		2.0	1 512
Karibekken	360	-		1.6	586
Kvernbekken	310	310		3.3	-
Bjørkbekken	2 050	1 850		2.9	570
Skjördalsbekken	6 285	3 870	2 170	2.6	6 255
Rossvollbekken	3 570	2 350	1 220	2.0	2 391
Valstadbekken	3 260	900	1 820	1.9	4 531
Valbekken	5 850	3 460	500	1.6	3 728
Rinnelva	2 700	2 700		5.8	-
Totalt:	84 555	48 502			72 146
%	100	57.36			35.89

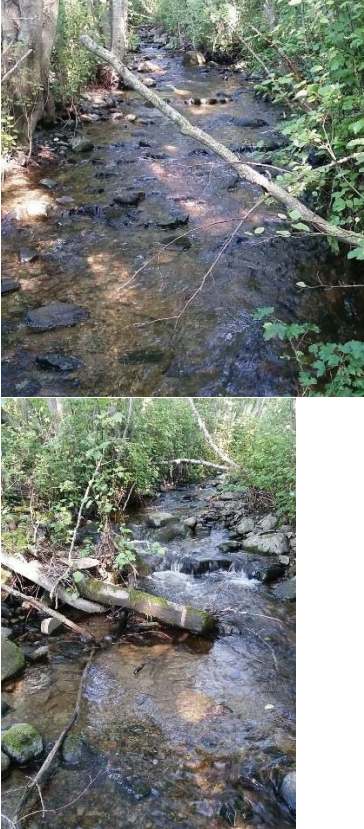
Vedlegg 5: Bekkebeskrivelse fra bunnmonitering og undersøkelse av kulverter våren 2017.

I dette vedlegget følger habitatbeskrivelse av alle sidebekkene som er undersøkt i denne studien. Bekkene er blitt befart fra deres utløp i Verdalselva eller Trondheimsfjorden og opp til det som er naturlig slutt på anadrom strekning. Alle kulverter er blitt undersøkt med hensyn til fremkommelighet for sjørretyngel og større gytefisk. Til hver bekkedeskrivelse følger et kart hvor dagens anadrome strekning (grønn linje) og naturlig anadrome strekning (oransje linje) er tegnet inn. I tillegg er lukkede bekkeløp (rød linje), prøvestasjoner (sort linje) og problematiske kulverter og andre hindringer eller barrierer (rød prikk), tegnet inn. Prøvestasjonen nærmest utløpet i hver bekk er nummer 1 og eventuelle ekstra prøvestasjoner er nummerert i stigene rekkefølge fra nedstrøms til oppstrøms. Stasjonskoordinater er også gitt i vedlegg 3. Alle bekkene blir i dette vedlegget beskrevet fra utløpet til slutten på anadrom strekning, og der det er mer enn én hindring eller barriere (rød prikk) omtales de som første, andre, osv. i stigene rekkefølge fra nedstrøms til oppstrøms. Dagens anadrome stopp er markert med grønn fisk og naturlig anadrom stopp er markert med oransje fisk. I kart hvor man kan se mer enn én sjørrettførende bekk er kun den omtalte bekken markert med fiskesymbol. Alle fotografier vist i dette vedlegget er tatt i felt, i den beskrevne bekken, og er tatt av Eir Hol i tidsintervallet 22.august til 01.september, året 2017.

Semsbekken



Økologisk status- st.1: God	Fisketetthet- st.1: 135.14	ASPT-indeks- st.1: God
Økologisk status- st.2: Dårlig	Fisketetthet- s2.1: 19.83	ASPT-indeks- st.2: God

Beskrivelse: 	Mellom prøvestasjon 1 (st.1) og 2 (st.2) går bekken i kulvert under E6, her er det et drastisk dropp i fisketetthet fra 135 individer til 19. Det tyder på at kulverten hindrer fisk i å komme opp i bekken. Når man ser på økologisk status på stasjon 1 og utelukker fisketetthet fra stasjon 2 klassifiseres økologisk tilstand i Semsbekken god. Dette tyder på at vannkvalitetet er god, merk det er ikke målt kjemisk tilstand for denne studien. Dagens anadrome bekkeløp (grønn linje): Semsbekken har stort sett god kantvegetasjon, skjul og gytesubstrat. Det er vegetasjon og gytegrus allerede rett etter utløpet. Det som mangler er kulper, som større fisk kan stå i. Bekken stiger en del, men har flere naturlige trinn slik at det er fullt mulig å komme opp for fisk. Kulvert, dagens barriere (rød prikk): Bekken har nok blitt flyttet ved utbygging av jernbanen mellom 1902-1905, kulverten som bekken går gjennom i dag er sprengt ut i berget og ville ikke vært del av det naturlige bekkeløpet. Kulverten er alt for bratt for fisk, men det er mulig å konstruere en fisketrapp for å gjenvinne en naturlig anadrom strekning i Semsbekken. Naturlig anadrom strekning, utilgjengelig i dag (oransje linje): Selv etter Jernbanekulverten er det gode områder for gyting. Likevel der bekken følger en traktorvei i beiteområdet er det mer erosjon, og dyr kommer helt ned til vannkanten. Kulverten under traktorveien må også utbedres (markert med rød prikk) ettersom røret er alt for smalt og strømmen for stri til at fisk kommer seg opp her. Videre opp gjennom skogen, nedenfor traktorveien har bekken en jevn stigning, god gytegrus og god kantvegetasjon. Dette er et godt område som fisken kan utnytte om kulverten under jernbanen og traktorveien utbedres. Naturlig ende på anadrom strekning kommer i det skogen åpner seg og bekken går i et fossefall i grunnfjell.
Hindring/Barriere	Hindring: kulvert E6 Barriere: Jernbanekulvert

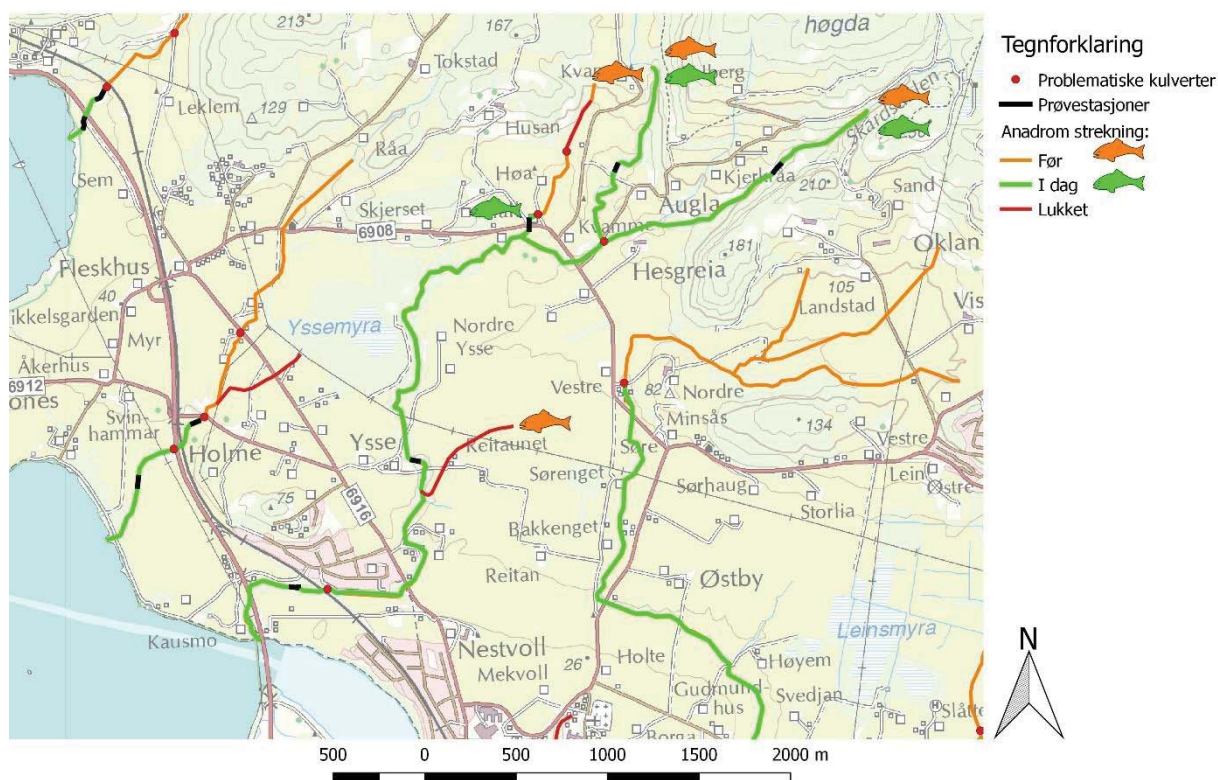
Pålsbubekken



Økologisk status:	Fisketetthet: 0	ASPT-indeks: Moderat
Beskrivelse:	Pålsbubekken er veldig påvirket og har svært dårlig fiskehabitat. I deler av bekken finnes brukbare gytehabitat men bekken var fisketom ved overfiske og grunneiere har ikke observert sjørret. Muligens henger dette sammen med luting som har foregått i bekken på 60-tallet. Mulig at E6 skremmer fisk, det er ingen støyskjerm eller trær som minker støy ned til bekken. Mulig også at vannkvaliteten ikke er god nok. Opp til E6: Utløpet er lett å passere og fisken kommer inn i en 2 m bred bekk som går gjennom et lite skogholt og åker. Det er middels kantvegetasjon og skjul langs kanten frem til kulverten under E6. Bunnsubstratet består av finmaterialer og grus med jevnlig innslag av gytesubstrat på ca. 5-10 m². Middels gyte- og oppvekstområde. Fra E6 til 100m ovenfor Tronsvegen (Fv 6912): Fra E6 går bekken forbi jernbane, Tronsvegen og deretter åker det vil si at område er sterkt preget av utbygging og passer stort sett dårlig til gytehabitat. Rundt E6 og jernbanen er det dårlig kantvegetasjon, sprengstein i bekken og et smalt bekkeløp. Det blir litt mer kantvegetasjon, men substratet er leire og fin grus, før bekken når Tronsvegen. Det er middels kantegetasjon og noe innslag av gytegrus de første 100m langs åkeren. Dårlig gyte- og oppvekstområder. Langs åkeren til Sjøbygdveien (Fv 6916): Bekken er 1,5m bred, preget av kanalisering, med dårlig kantvegetasjon og erosjon i kantene. Substratet er mest leire og finmateriale, men det er brukbart gytesubstrat innimellom. Dårlig gyte- og oppvekstområder.	

	Kulvert under Sjøbygdveien: Det går et ca. 40m langt rør under Sjøbygdveien og i røret stopper fiskens fremkommelighet på grunn av et fall på 1m. Noen fisk kan kanskje komme forbi, men dette vil i minste fall være et problematisk hinder og tiltak for å bedre fremkommelighet kan antageligvis gjøres uten å måtte grave ut rørene. Fra Sjøbygdveien til anadrom slutt: Bekken er smal, grunn, kanalisert og har dårlig kantvegetasjon. Substratet er leire og finmaterialer. Bekken får etter hvert svinge mer i det tynne vegetasjonsbelte langs åker/beite, i siste del av anadrom strekning, og vier seg ut til 3 m bredde. Det er mer fall i bekken, men såpass lite at fisken kan komme opp. Det er fare for erosjon i områdene hvor kyr kan komme helt ned til vannkanten for å drikke og substratet består av finmateriale. Anadrom strekning ender i en bratt foss i grunnfjell, hvor fisken ikke kommer opp.
Hindring/Barriere	Hinder: Kulvert under E6 og jernbane. Barriere: Kulvert under Tronsvegen. Potensiell barriere: Kulvert under Sjøbygdveien.

Ysselva/Ydselva



Økologisk status st-1: Svært dårlig	Fisketetthet- st.1: 3.33	ASPT-indeks-st.1: Moderat
Økologisk status st-2: Dårlig	Fisketetthet- st.2: 24.54	ASPT-indeks-st.2: God
Økologisk status st-3: Svært dårlig	Fisketetthet- st.3: 14.14	ASPT-indeks-st.3: God
Økologisk status st-4: Moderat	Fisketetthet- st.4: 47.91	ASPT-indeks-st.4: God
Beskrivelse:	Fra utløp til første kulvert (markert med rød prikk): Utløpet er godt og bredt for fisk å komme opp. Bekken brer seg ut fra 6m til 8 m bredde og er omtrent	

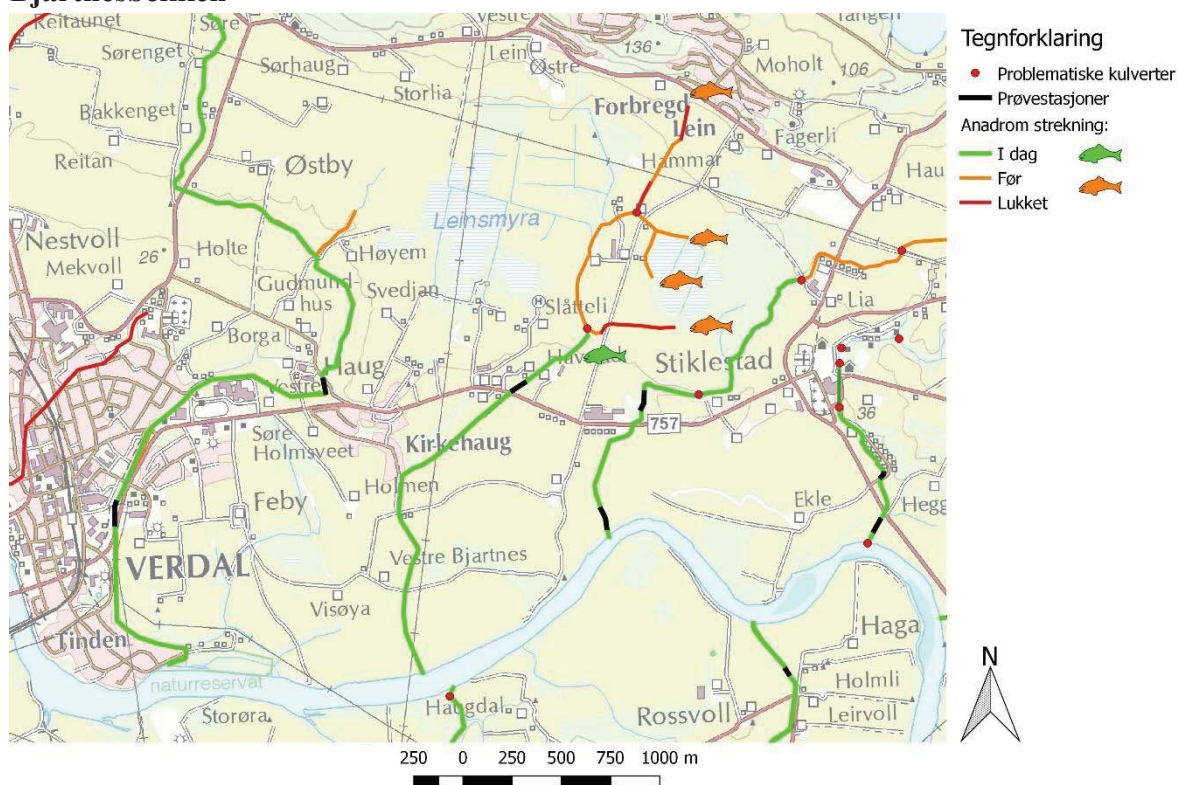
	50 cm dyp. Substratet er leire og finmateriale og det er middels/god kantvegetasjon. Det er et godt område for oppvekst, men dårlig for gyting. Første kulvert: Ovenfor kulverten er to trinn som utgjør et fall på 2 m til sammen, her må fisken hoppe over begge på en gang så her kommer ingen småfisk forbi. Her ble det også funnet kloakkutslipp fra tettbebyggelsen. Like ovenfor dette fallet er bekken lagt i en renne konstruert i stein. Den er veldig stri og lang, men fisk kan komme opp her. Et enkelt tiltak er å legge ut litt større stein med som kan lage lommer hvor fisken kan hvile seg på vei opp. Mellom prøvestasjon 1 og 2: Videre er Ysselva fortsatt bred, med finsubstrat, noe meandring og middels kantvegetasjon. I områder er det godt oppveksthabitat med gode skjulplasser, men dårlig for gyting. Der ligger elven langs hager og det blir dårlig med kantvegetasjon. Fra prøvestasjon 2: Etter tettbebyggelsen blir kantvegetasjon stadig bedre og når etterhvert helt ned til vannkanten. Det er enda en del finmateriale i elva, men gytegrus fins innimellom, i tillegg god meandring, mye kulper og skjulesteder. Dette området er et middels gytehabitat og godt som yngelhabitat. Generelt: Ysselva har lang anadrom strekning og stort produksjonspotensial, men har stort sett svært dårlig tilstand i dag. Stasjon 4 i Skarsbekken har den beste økologiske tilstand og høyest fisketetthet, og det tyder på at de beste gytehabitatene ligger høyt oppstrøms. Nedstrøms er det ingen god gytegrus, dessverre hindrer kulverter og bekkelukkinger fisken i å nå opp til historiske gyteplasser, men disse kan utbedres. Enkelte steder som langs hager kan det med fordel plantes mer kantvegetasjon. Det virker som tilgjengelighet og gytesubstrat er de største manglene for å få en god ørretpopulasjon i Ysselva.
Hindring/Barriere	Hindring: Fall på minst 2 m ovenfor første kulvert. Merk dette må regnes som en barriere for ungfisk på næringsvandring, kun voksne gytefisk kommer opp.

Præriebekken



Denne bekken går gjennom Verdal sentrum og har vært lukket i flere år og bygget over. Man kan se spor og kanaler etter den i gamle flyfoto fra 1950. I følge lokale var det mye fisk i bekken før.

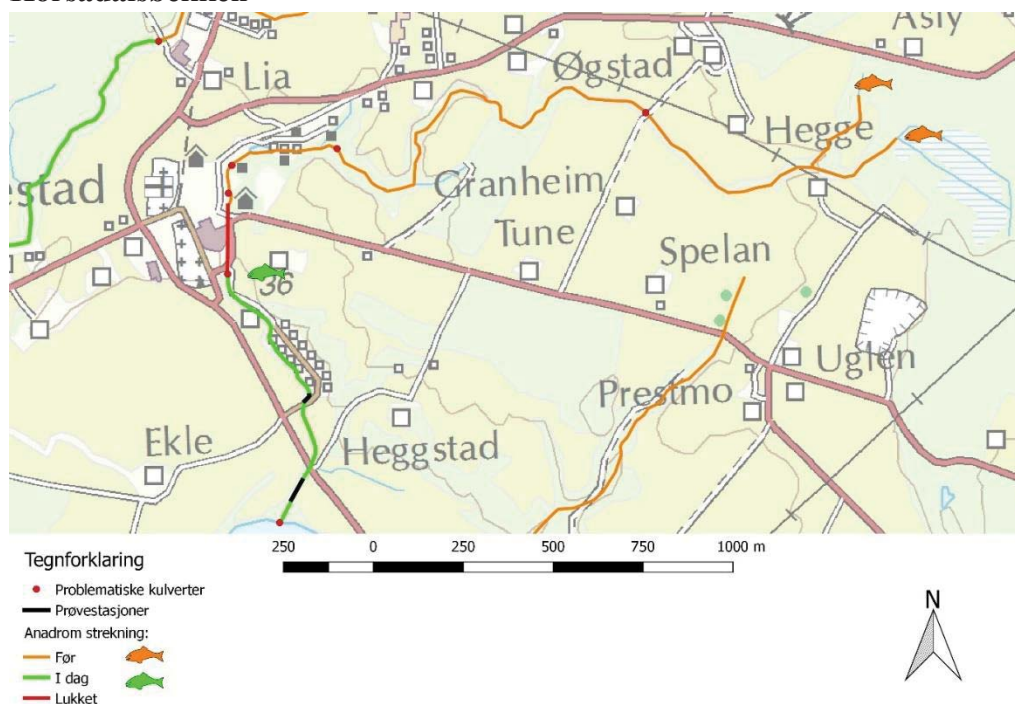
Bjartnesbekken



Økologisk status: Svært dårlig		Fisketetthet: 14.92	ASPT-indeks: Dårlig
Beskrivelse:	Mesteparten av Bjartnesbekken går gjennom åkerlandskap, den er smal, grøftet og rettet ut langs store deler av bekken. Bekken er omtrent 1,5m bred, grunn, renner sakte og har mye finmateriale av leire og fin grus. Det er lite kantvegetasjon, mye algevekst og utglidninger langs åkerkantene. Ovenfor Vukuvegen (Rv 757) er bekken bredere, omtrent 3 m, den er fortsatt rettet ut og har en del algevekst, men det er mindre leire og middels kantvegetasjon. Stopp på dagens anadrome strekning er der bekkeløpet er blitt tettet av grus og vannet renner under grusen (markert med rød prikk i overgang mellom grønn til oransje linje). Det er god kantvegetasjon her og et lite område med noe gytesubstrat og middels oppveksthabitat. Like ovenfor den tørrlagte delen, krysser bekken en traktorvei hvor det ikke er lagt noen kulvert, bekken renner bare over veien, det er 0,5m høyt fall uten noen satsgrop og med mye rot i veien. Ovenfor traktorveien går bekken i et omtrent 1,5 m bredt løp, der er det et bredt vegetasjonsbelte, frem til en bekkelukking under åker (markert med rød prikk og rød linje). Der bekken åpnes igjen (oransje linje) er den 0,5 m bred, med leiresubstrat, men med god kantvegetasjon. Bjartnesbekken ville før i tiden ført vann fra myrområder fra disse traktene, spesielt Prestegårdsmyra. Det har antageligvis derfor vært en mye jevnere vannføring her før i tiden, som hindret tørrlegging og stagnasjon slik som ses i dag.		

Hindring/Barriere	Barriere: Tørt bekkeløp (første røde prikk). Hindring: Mangel på kulvert ved traktorvei ovenfor dagens barriere.
-------------------	---

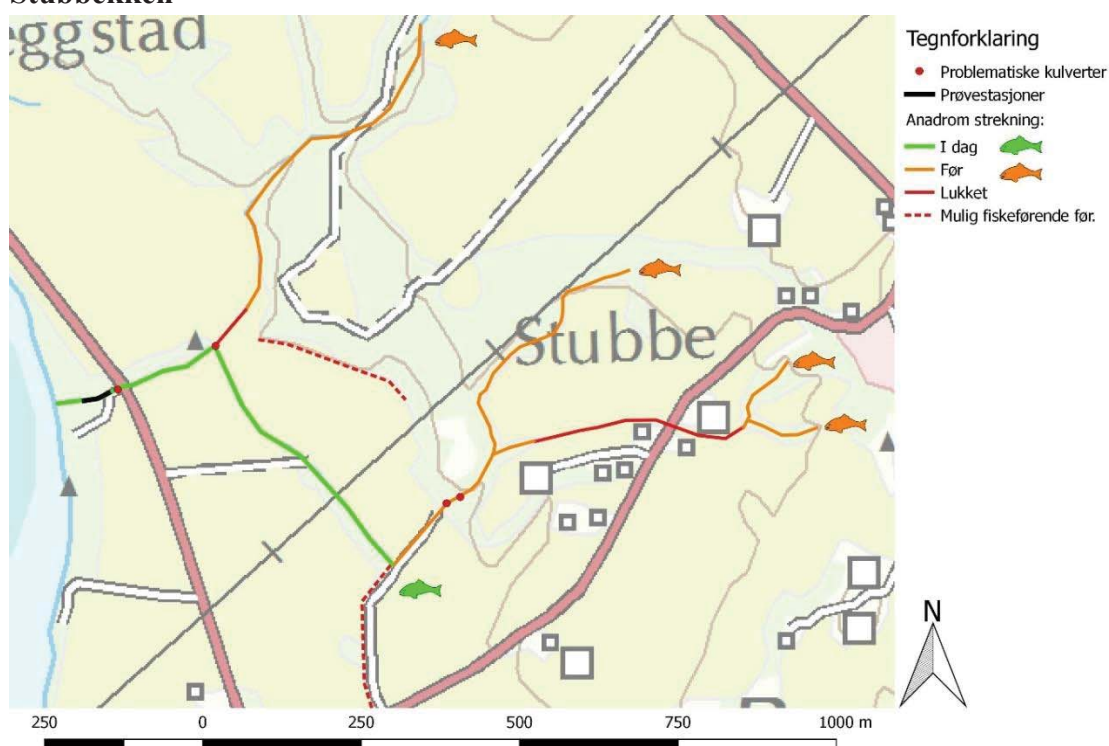
Korsådalsbekken



Økologisk status: Svært dårlig		Fisketetthet: 26.27	ASPT-indeks: Svært dårlig
Beskrivelse: 		Utløpet til Korsådalsbekken har grei fremkommelighet på høyvann, men hindrer fremkommelighet på lavvann på grunn av fall. Bekken har middels kantvegetasjon og gytesubstrat. Under Vukuvegen (Rv 757) har det kommet en ny kulvert i 2017, som gir god fremkommelighet. Ovenfor Vukuvegen har bekken dårlig kantvegetasjon, lite gytesubstrat, mye alger, leire og mudrete bunn. Det er dermed et dårlig gyte- og oppveksthabitat i Korsådalsbekken i dag. Anadrom strekning i Korsådalsbekken stopper i dag ved bekkelukkingen under Gamle Prestgårdsveg (rød prikk etterfulgt av rød linje). Kulverten ligger for høyt og det er steiner i veien for røret. Ovenfor denne bekkelukkingen er det dessuten gitter foran kulvertåpningen. Bekken går deretter gjennom parkanlegget til kultursenteret. Gjennom kultursenteret er bekken mudrete, sakte rennende, det er ingen kantvegetasjon, mye alger og bekken er demmet opp tre steder. I skogen består bekkesubstratet av leire, silt og organisk materiale, kantvegetasjon er middels, men en del algevekst. Ovenfor skogen går bekken gjennom åkerlandskap, den er kanalisert og har dårlig kantvegetasjon. Korsådalsbekken vil i tidligere tider ha fått tilført vann fra myrområder. Disse områdene er nå drenert for jordbruk og torvutvinning, dermed er vannstanden i bekken mye lavere i tørre perioder og mye høyere i nedbørsperioder. Anadrom strekning vil før i tiden ha nådd opp til	

	myrene, og naturlig anadrom stopp settes til et nå tørt myrområde sør for Skogmo gård.
Hindring/Barriere	Hinder: fall mellom utløp og elv. Barriere: Kulvert under Gamle Prestgårdsveg (rød prikk og rød linje). Naturlig barriere: Myr.

Stubbekken



Økologisk status: Dårlig	Fisketetthet: 14.76	ASPT-indeks: Dårlig
Beskrivelse: 	Stubbekken er preget av graving, med bratte skråninger og ansamling av finmateriale langs bekken. Den starter med en bredde på omtrent 2 m ved utløpet. Ovenfor Vukuvegen (Rv 757) langs er den rettet ut og bredde redusert til omtrent 1 m. Bekken er lukket og tørrlagt enkelte steder. Det er lite kantvegetasjon, vannstanden er grunn og substratet består av finmateriale. Stigningen i bekken er ganske jevn og det vil ha vært lett for fisk å komme seg opp da det var mer vann i bekken. I dag er det ingen gode gytehabitat eller yngelhabitat. Stubbekken vil som flere nærliggende bekker ha ført vann fra myrene oppstrøms. Spor etter bekkeløpet kan ses i dag	

	over åkerlandskapet i form av en meanderende trekke, men er i dag tørrlagt.
Hindring/Barriere 	Hinder: Ny kulvert under Vukuvegen med fisketerskler. Fallet foran kulverten hindrer fremkommelighet for fisk. Barriere: Bekkelukking (markert med rød linje). Barriere: Sidebekken er i dag en tørrlagt grøft (markert med oransje linje).

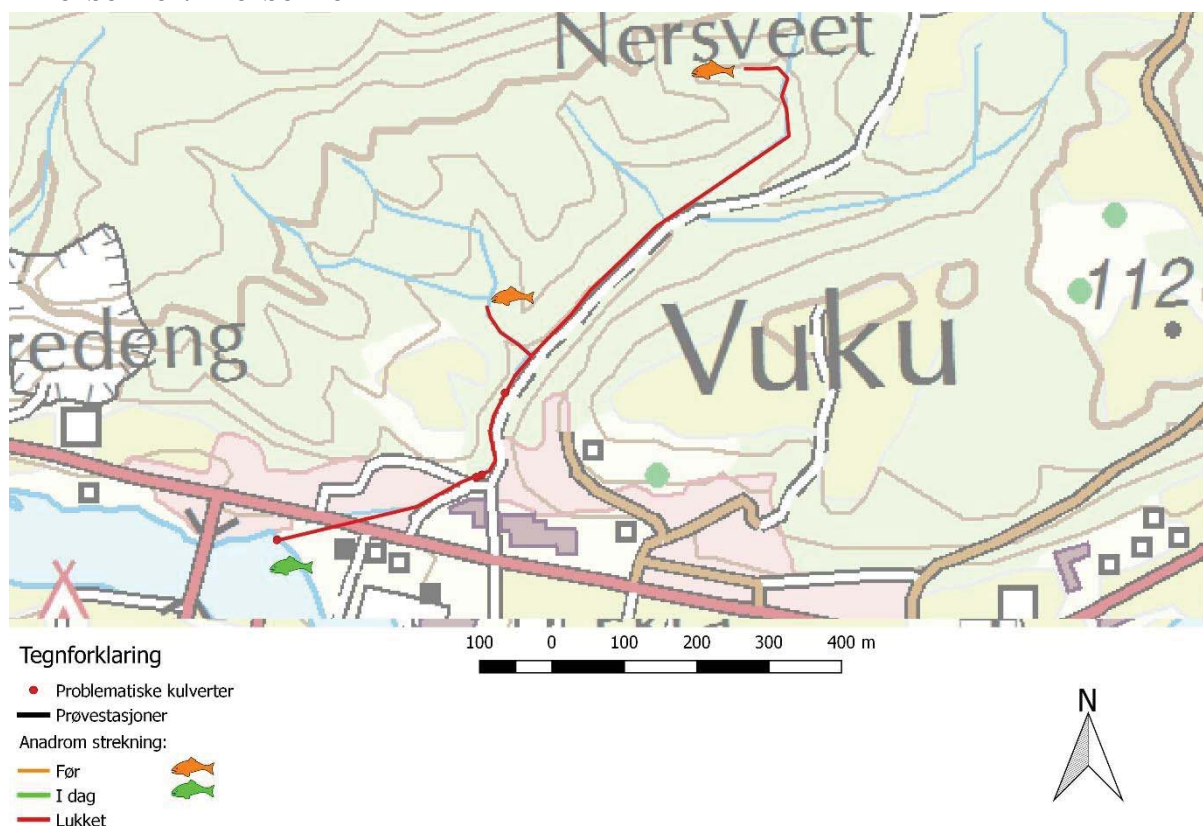
Lundskinbekken



Økologisk status: Svært dårlig	Fisketetthet: 49.56	ASPT-indeks: Dårlig
Beskrivelse: 	Lundskinbekken har middelsgod gytegrus, grunne kulper og starter med middelsgod kantvegetasjon. Den går over jorder og krysser bilvei og ender i to små fossefall ovenfor privat hus. Ovenfor Vukuvegen (Rv 757) blir det dårlig kantvegetasjon og bare skjul i overheng i bekken. Problemet for fisken er et par høye fall på 1m før kulvert under Vukuvegen, i dag kommer ikke fisken forbi. Før fallene er fisketettheten 49.56 individ pr. 100 m ² , men ovenfor fall og kulvert under Vukuvegen er det ikke funnet fisk. Kulvert under Vukuvegen er byttet ut i 2017 og er lettere for fisk å komme forbi en den tidligere kulverten, men det er et fall foran den nye kulverten hvor det bør legges opp en satsgrøp. Vannstanden i kulverten under Leirådalsvegen er også veldig grunn.	

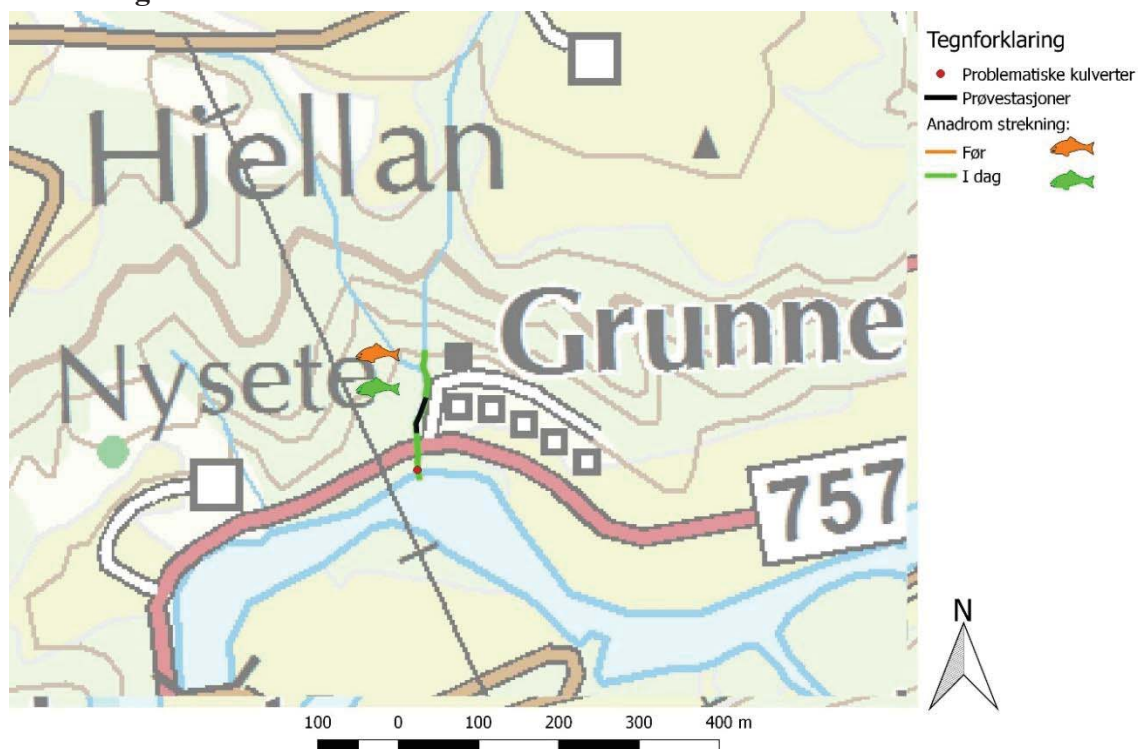
Hindring/Barriere

Barriere: Et bratt naturlig fall (marker med rød prikk)

Ekerbekken/Ekerbekken

Økologisk status: -	Fisketetthet: -	ASPT-indeks: -
Beskrivelse:	Utløpet i Ekerbekken er lukket i dag og på oversiden av bekkelukkingen er åpningen dekket av et gitter. Kulverten er ikke lagt opp for at fisk skal kunne svømme gjennom, dessuten er bekken demmet opp to steder oppstrøms for kulverten. Dermed er ikke bekken tilgjengelig som gyte- eller oppveksthabitat for sjørret i dag. Bekken har en jevn stigning og fisken ville klart å svømme opp før bekkelukkingen. Bekken er omtrent 1,5 m bred, fylt med sprengstein og leire som bunnsstrat og har lite kantvegetasjon. En sidebekk som går inn mot nordvest i skogen har noe gytesubstrat og ellers leire, kantvegetasjon er middelsgod. Denne lille sidebekken går omtrent 50 m før naturlig anadrom stopp. Anadrom strekning for hovedløpet nordøst over, slutter i et naturlig fossefall. Ekerbekken har et middels gytehabitat ovenfor bekkelukkingen og ligger i dag utilgjengelig for sjørret. Bunnsstratet er stort sett for fint, men det fins naturlig elvegrus. Kantvegetasjonen er middels, det er likevel en del erosjon i de bratte skråningene i skogen. Muligens er tiltak for å få fisk tilbake i bekken omfattende og usikre, men muligheten for det bør undersøkes.	
Hindring/Barriere	Lukket i 290 m fra utløpet.	

Grunnengbekken



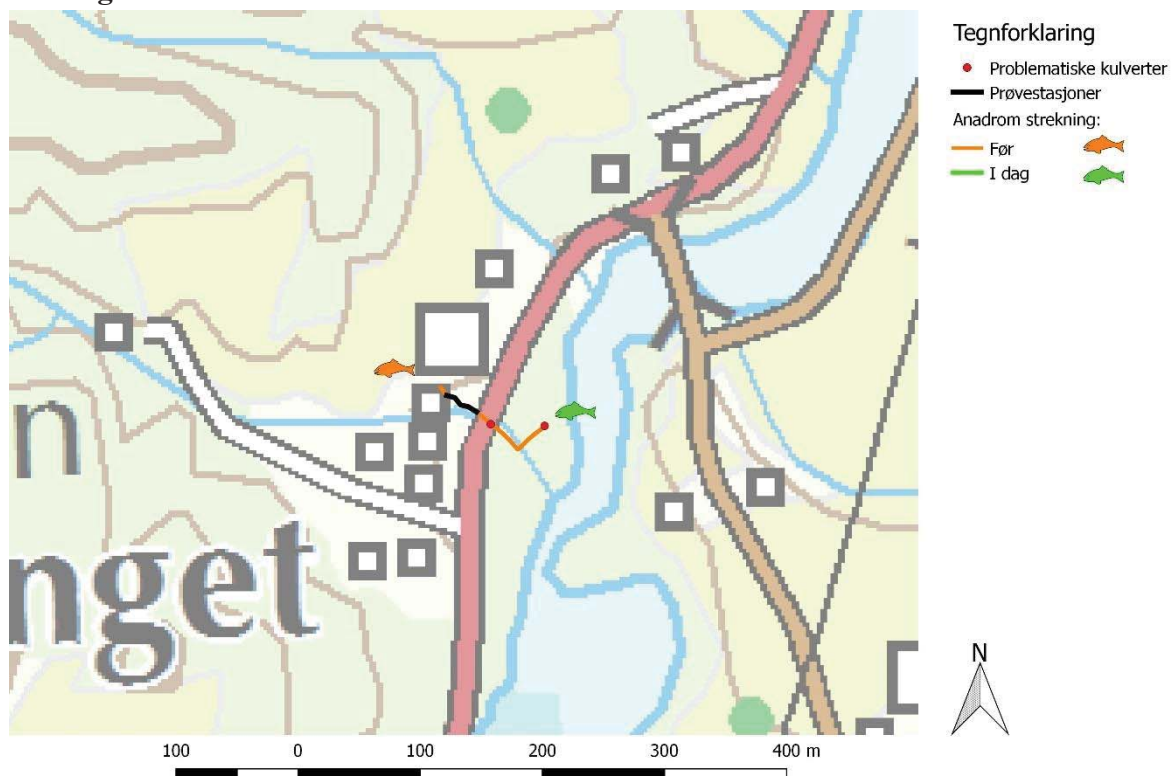
Økologisk status: Dårlig		Fisketetthet: 27.31	ASPT-indeks: God
Beskrivelse:	Grunnengsbekken har kort anadrom strekning som ender i naturlig barriere, et fossefall i grunnfjell på 2 m uten satsgrop foran. Det ligger mye grus i utløpet til Grunnengsbekken, så her kommer fisken seg bare opp på høyvann (rød prikk). Kulverten under Ulvillvegen (Fv 757) er også vanskelig å passere ved lavvann. Bekken er omtrent 3 m bred, med dårlig kantvegetasjon, lite skjul, mye algevekst og sprengstein som substrat. Det er også et oransje belegg i bekken som tyder på jernutfelling. Bunndyrprøvene antyder at det er god økologisk tilstand men det er mulig at jerninnholdet er for høyt for fisk. Det fins en kulp, på 80cm, i bekken. Bekken er dårlig som gyte- og oppveksthabitat		
Hindring/Barriere	Hindring: Grus i utløpet mot elva. Hindring: Kulvert under Ulvillvegen.		

Stenslidalsbekken



Økologisk status: Svært dårlig		Fisketetthet: 0	ASPT-indeks: Svært god
Beskrivelse:	Det største problemet i Stenslidalsbekken er fremkommelighet. Fisken hindres av en grushaug ved bekkens utløp til Verdaalselva og kommer bare opp ved høyvann. Bekken er omtrent 3 m bred, har middels kantvegetasjon og godt gytesubstrat i tillegg til silt og leire. Kulverten under Ulvillvegen (Fv 757) har grunt vann og mangler satsgrop foran, dette vil hindre fiskens vandring. På oversiden av veien er det god kantvegetasjon på den ene siden og forsterket med stein på den andre siden. Bunnssubstratet er fortsatt fint og har noe algevekst, men gytesubstrat er også tilstede. Naturlig anadrom strekning er ganske kort og ender i et fossefall. I dag kommer ikke fisken forbi Ulvillvegen og har problemer med å komme opp forbi flere fall fra utløpet til kulverten. Prøvestasjonen var ovenfor Ulvillvegen og det ble ikke funnet noe. Bekken har middels gytehabitat og middels yngelhabitat spesielt ovenfor Ulvillvegen, om fisken bare får komme opp.		
Hindring/Barriere	Hindring: Grushaug ved utløpet Hindring: Utrasing fra siden og rot i bekken (første røde prikk) Hindring: Bratt fall og rot i bekken (andre røde prikk) Barriere: Kulvert under Ulvillvegen.		

Kårengbekken



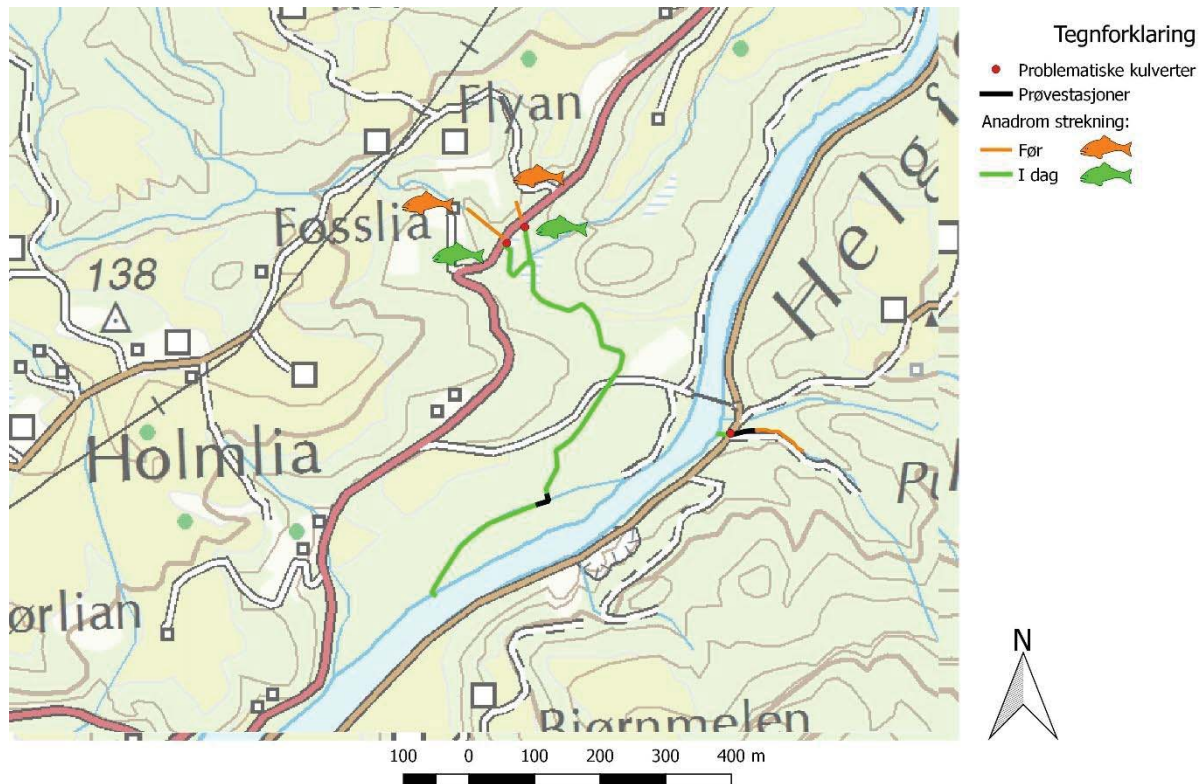
Økologisk status: Svært dårlig		Fisketetthet: 0	ASPT-indeks: God
Beskrivelse:	Kårengbekken er avskåret fra resten av Verdalselva fordi utløpet, og et tidligere sideløp, er fylt opp av sand, stein og grus. Kulverten under Ulvillvegen (Fv 757) er veldig dårlig, fallet fra kulverten er høy og langt fra bekken. Det er ingen kantvegetasjon, ingen kulper og lite skjul i bekken. Substratet er grus og sand i innløpet og på nedsiden av veien, men på oversiden av veien er det noe sprengstein og grus. Dette er ikke noe godt gytehabitat, og restaureringstiltak vil antageligvis være midlertidig ettersom Verdalselva renner rett forbi sundet hvor Kårengbekkens utløp ligger, uten å fjerne løsmassene som i dag hindrer fisken.		
Hindring/Barriere	Tørrlagt utløp og høy kulvert. Naturlig barriere: Stryk bak det nærmeste huset.		

Volengbekken



Økologisk status: Moderat		Fisketetthet: 34.54	ASPT-indeks: God
Beskrivelse:	Volengbekken er påvirket av vannkraftutvinning, likevel påvirker dette vannføring og anadrom strekning i liten grad. Ovenfor vannkraftverket er det en bratt foss som stopper naturlig anadrom strekning. Under felt i april/mai ble det observert lite vann i de omtrent 50 m fra utløpet fra vannkraftverket og opp til fossen, men ved fiskeregistrering i august/september var det god vannføring. Volengbekken ble overfisket ovenfor vannkraftverket, siden strømmen var altfor rask nedenfor, og det ble registrert omtrent like mye lakseyngel som ørretyngel. Det ville vært interessant å se hvordan tilstanden var lenger ned ettersom det var svært mye algevekst nedenfor kraftverket. Bekken har et fritt løp med middelsdårlig kantvegetasjon og mye direkte sollys, men stor stein gir noe skjul og skygge. Bunndyrundersøkelse tyder på en god økologisk tilstand ovenfor vannverket, men en undersøkelse av bunndyr og alger også nedenfor vannverket, kan gi et klarere bilde av økologisk tilstand.		
Hindring/Barriere	Barriere: Noe periodevis stagnering ovenfor kraftverk på grunn av redusert vannføring. Naturlig barriere: Naturlig stopp i fossefall.		

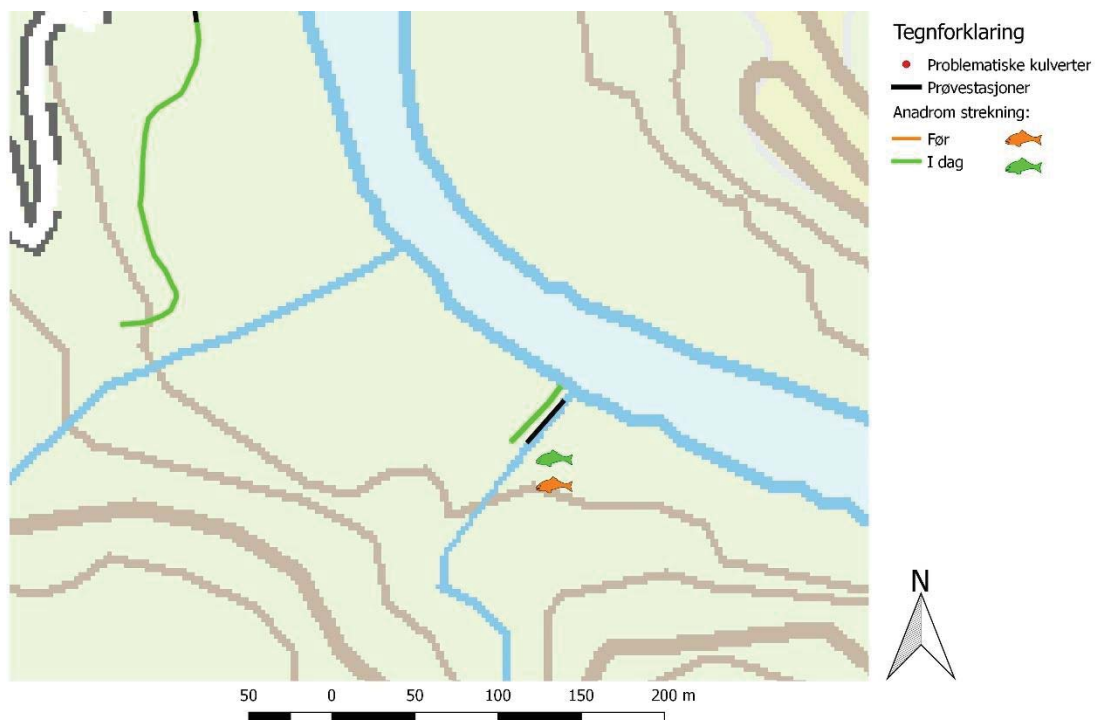
Fosslibekken



Økologisk status: Svært dårlig		Fisketetthet: 6.34	ASPT-indeks: Svært dårlig
Beskrivelse:	Substratet i Fosslibekken er mest leire og silt. Ved habitatbeskrivelse i april/mai 2017, var det gytesubstrat, men dette var «limt» sammen av leirpartikler. Ved overfiske i august/september samme år, var alt dekket av leire. Bekken er omtrent 1,5 m bred, med god kantvegetasjon og skjul langs kanten. Bekken er middels yngelhabitat og dårlig gytehabitat. Fosslibekken deles i to løp nedenfor Ulvillvegen (Fv 757) og ovenfor veien møter begge løpene stryk som er naturlige barrierer for fisken. Begge bekkeløpene er veldig grunne og åpne med lite kantvegetasjon. Begge kulvertene under veien har et fall, hvor fisken ikke kommer seg opp i dag. Både søppel og greiner har samlet seg på oversiden av kulvertene og hindrer fisk fra å komme ut av røret. Nedenfor Ulvillvegen er det dårlig gytehabitat, men det er et område med gytesubstrat ovenfor kulverten lengst vest.		
Hindring/Barriere	Barriere: Kulvert med høyt fall og rot.		

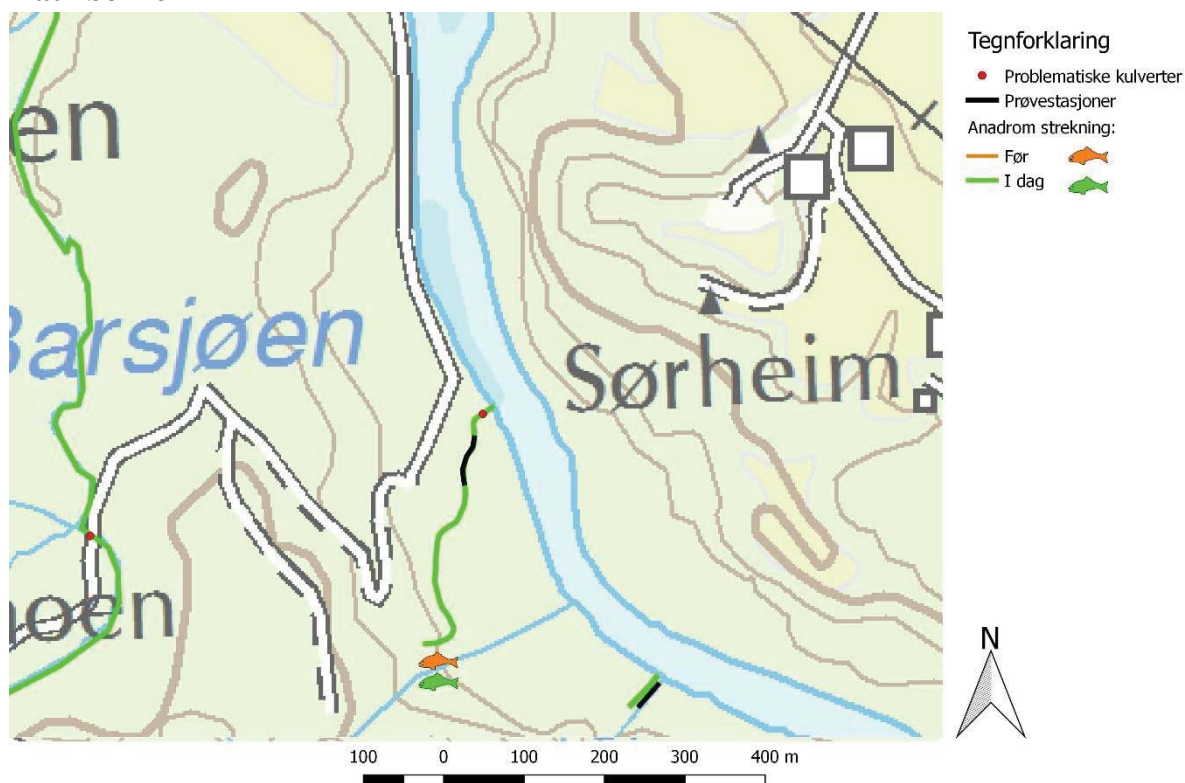


Mugda



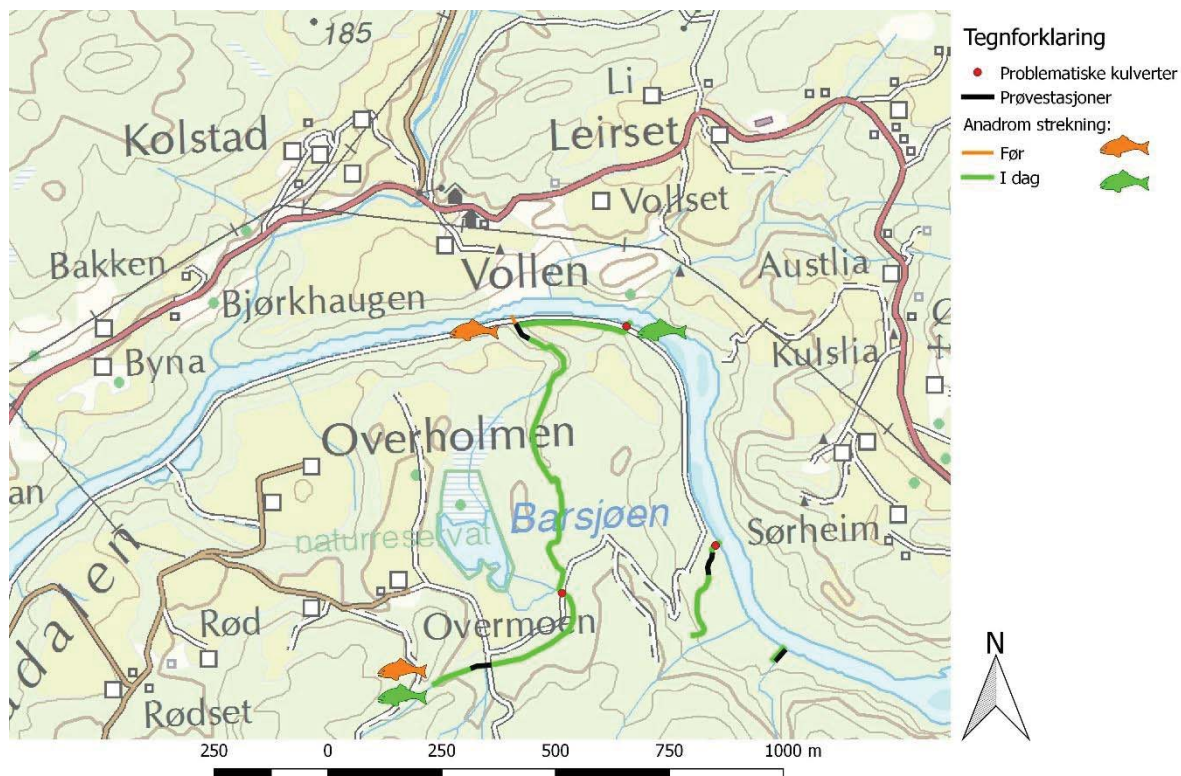
Økologisk status: Dårlig		Fisketetthet: 20.33	ASPT-indeks: God
Beskrivelse: 		Mugda er en lite påvirket bekk som går gjennom et skogsområde. Anadrom strekning ender i et naturlig fossefall og er ikke kortere i dag i forhold til tidligere. Bekken har middels gytehabitat, hvor gytesubstrat kun finnes i kulper, ellers mye stor stein i bekken. Muligens er strømmen så sterk at gytesubstratet skylles ut. Kantvegetasjon er middels men litt lite i bekkekanten. Det ble registrert omtrent like mange lakseyngel og ørretyngel i bekken.	
Hindring/Barriere		Ingen menneskeskapt hindring. Naturlig barriere fossefall.	

Haukbekken



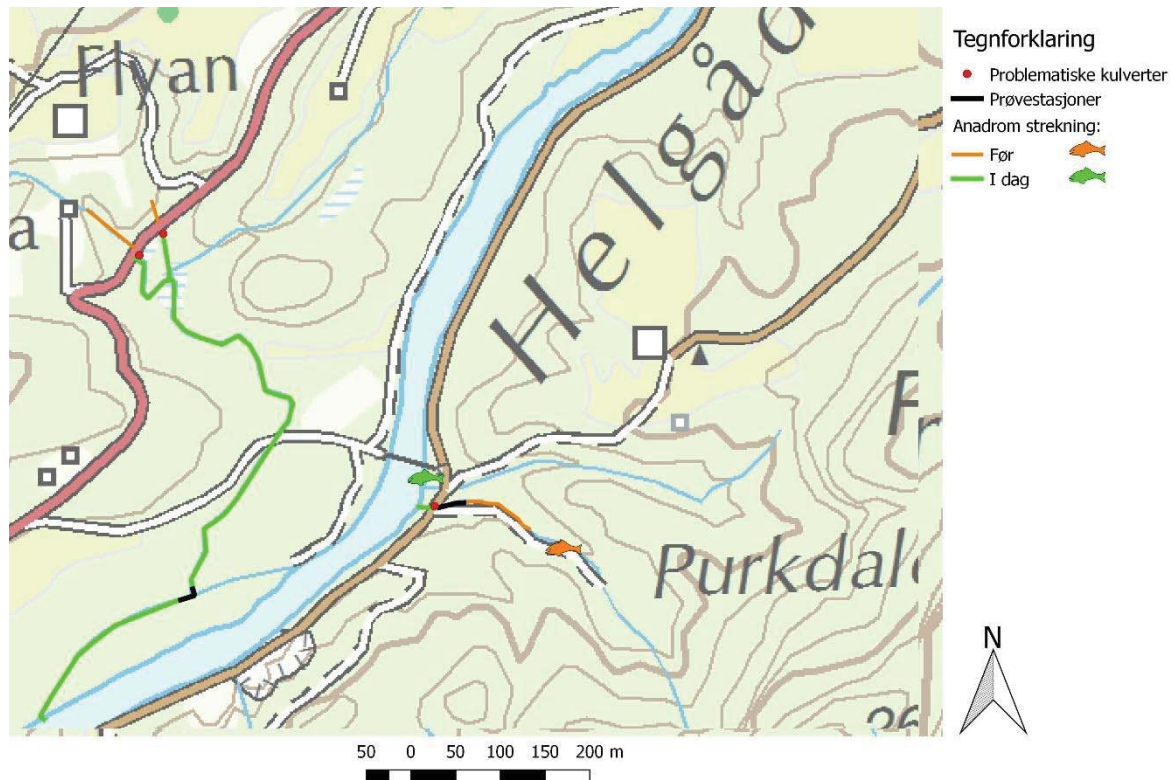
Økologisk status: Svært dårlig		Fisketetthet: 3.59	ASPT-indeks: Moderat
Beskrivelse: 		I utløpet til Haukbekken er det to trinn i bekken som mangler gode kulper og som dermed er til hinder for fiskens vandring ved lav vannstand. Bekken følger skogsveien og har naturlig karakter, med mye god gytegrus og god kantvegetasjon. Bekken ser ut til å være et godt gytehabitat, men registrert fisketetthet var svært dårlig. Det kan være på grunn av lav vannstand og -hastighet. Lav vannføring kan redusere fiskens fangbarhet ved elektrisk overfiske, men kan også tyde på dårlig habitat. Haukbekken har veldig farget vann som tyder på høyt humusinnhold, det kan derfor være at vannet er for surt for at sjørret trives. Anadrom strekning ender i et naturlig fossefall som er første barriere. Under fossen har det tidligere vært gravet ut en fin kulp med gytegrus som nå er nesten full av grus, men det er mulig å grave dette ut igjen.	
Hindring/Barriere		Hindring: To trinn i utløpet. Naturlig barriere: Fossefall.	

Kvennbekken/Kvennhusbekken



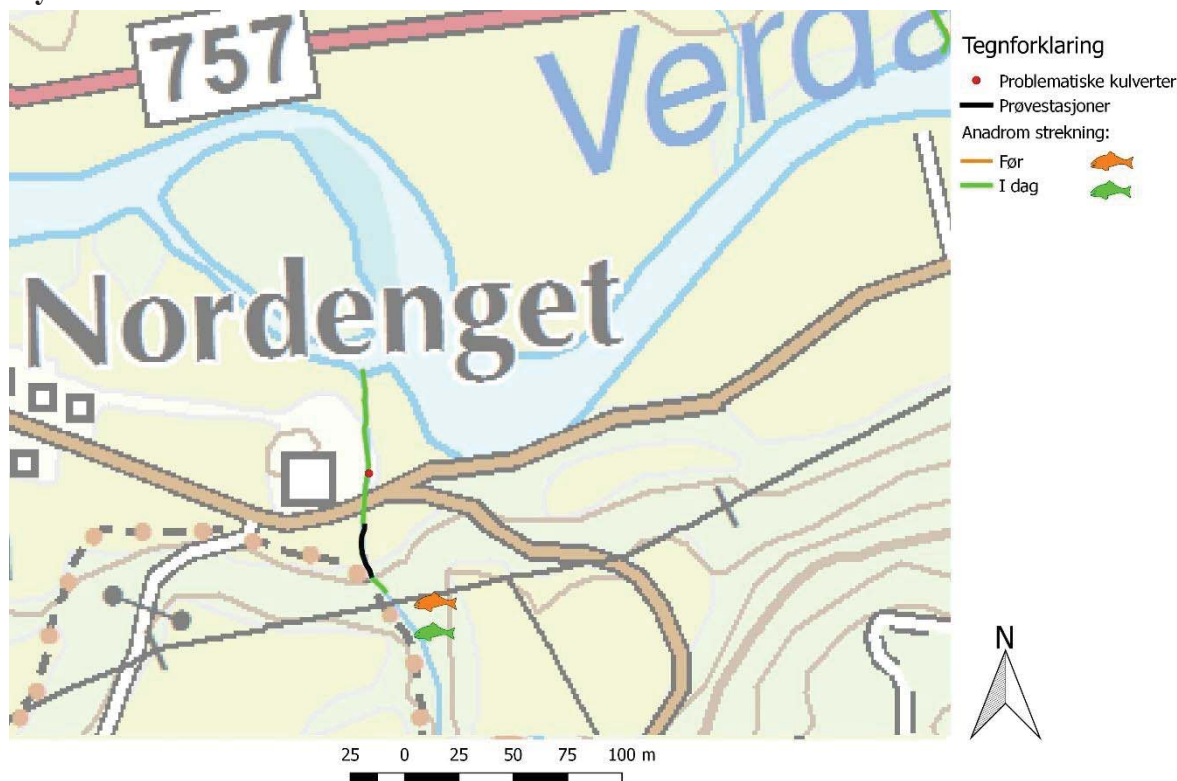
Økologisk status: Moderat		Fisketetthet: 53.94	ASPT-indeks: God
Beskrivelse: 		Bekkeløpet i Kvennhusbekken har blitt lagt om og er i dag noe lenger enn tidligere. Bekken har gode gytehabitat i starten og mulige gytehabitat lenger opp før anadrom strekning ender i et naturlig stryk. Utløpet av bekken bør regnes som et hinder ettersom strømmen er stri gjennom en kulvert på 20m lengde under en traktorvei, og ligger for høyt fra Verdalselva. Bekken er kanalisert, 3m bred, har middels kantvegetasjon og en god del kulper, som gjør den godt egnet til gytehabitat. Videre er bunnsubstratet i bekken finere, med silt og leire med noe gytegrus innimellom. Hindringen i dag er ved en kulvert under traktorveien, hvor oversiden av kulverten har blitt dekket av greiner og trestokker. Dette kan ryddes relativt greit opp. Bekken er av betydelig lengde selv etter dette område med god gytegrus og middelsgodt gytehabitat. Barrieren er ved naturlig anadrom stopp ved fossefall.	
Hindring/Barriere		Hindring: rot i traktorvei kulvert (markert med rød prikk)	

Stordalsbekken



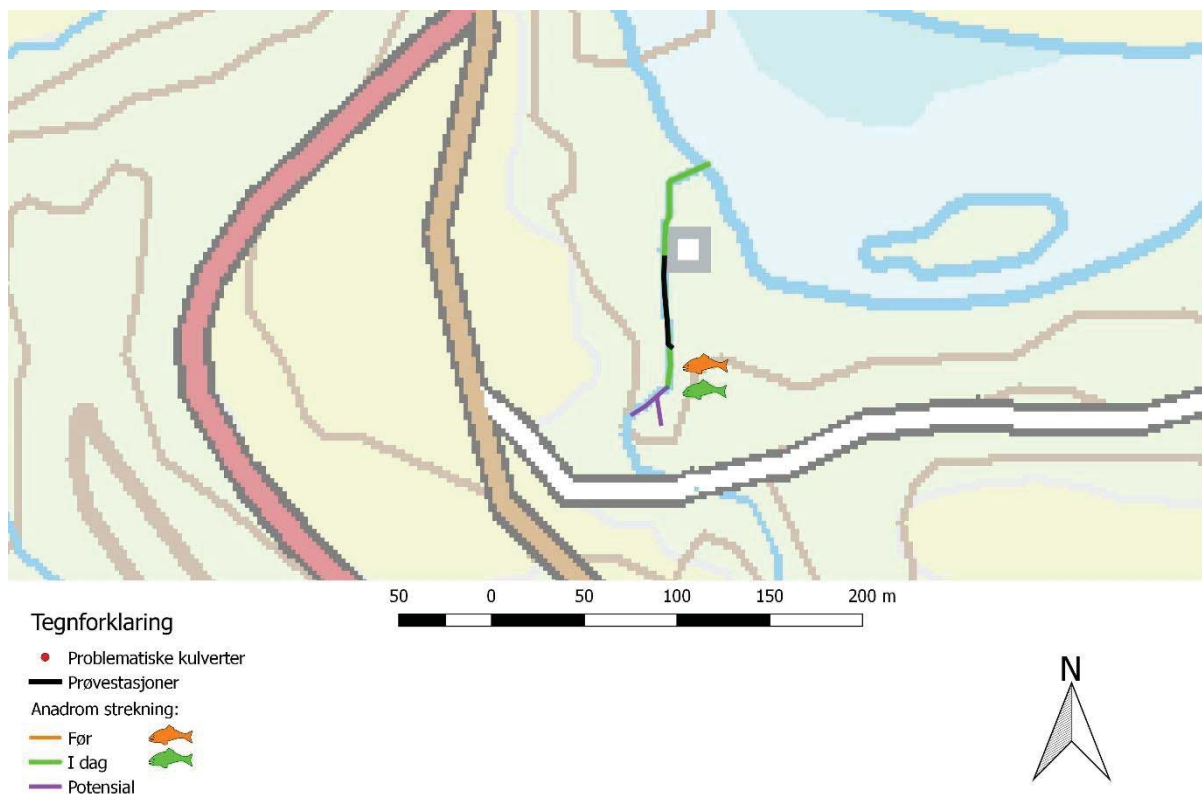
Økologisk status: Svært dårlig		Fisketetthet: 0	ASPT-indeks: Dårlig
Beskrivelse: 		Stordalsbekken renner ut i Verdalselva fra en kulvert under Rødsvegen, utløpet til kulverten er 0,5 m høyere enn elva på lav vannstand og hindrer dermed fremkommelighet for sjørret. Det går fint å nå kulverten på høyvann, men på oversiden er innløpet til kulverten demmet opp av tregreiner, stokker og finmateriale. Her kommer ikke fisken forbi og det er blitt observert liknende oppdemning i flere kulverter hvor bekker går gjennom skogsområder. Dette kan lett ryddes og bekken vil da være mer fremkommelig for sjørret. Naturlig anadrom strekning går opp til et fossestryk (oransje fisk). Stordalsbekken har et middels gytehabitat, med middels kantvegetasjon, skjul og kulper. Bunndyrprøver indikerer likevel dårlig økologisk tilstand og vannet er svært stillestående i tørre perioder. Vannkjemiske analyser kan anbefales for å få et mer nøyaktig bilde av situasjonen ellers forsøke å øke vannhastigheten.	
Hindring/Barriere		Barriere: Kulvert under grusvei og rot ovenfor røret.	

Hyllbekken



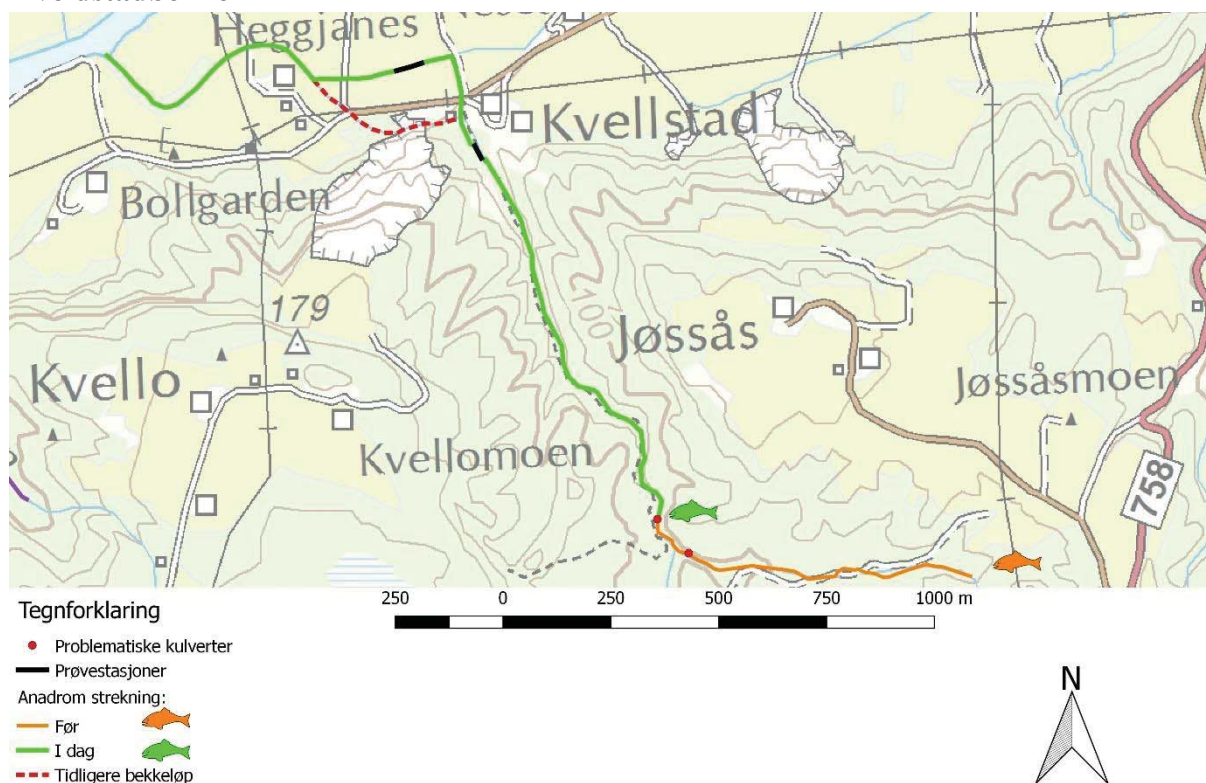
Økologisk status: Svært dårlig		Fisketetthet: 4.36	ASPT-indeks: Moderat
Beskrivelse: 		Hyllbekken har et utløp som er lett fremkommelig for sjørørret. Kulverten under Aunvegen ble byttet ut våren 2017 og har større dimensjon enn den forrige, innebygde terskler og et ekstra rør for perioder med høy vannføring. Hele bekken fra det naturlige fossefallet til elva er fylt med godt gytesubstrat, så det eneste arealet som har forsvunnet er arealet som blir tatt opp av kulverten på omtrent 30 m. Det er dårlig med kantvegetasjon, men kantene er sikret med stein og rett utenfor bekken er det et sund i bekken med godt yngelhabitat. Overfiske i august/september 2017, ga svært lite resultat med tetthet på 4.36, men dette er muligens på grunn av arbeidet som ble gjort i bekken på våren i samme år. Derfor bør et nytt overfiske gjennomføres.	
Hindring/Barriere		Naturlig barriere: Fossefall	

Leirdalsbekken/Leirdsundbekken



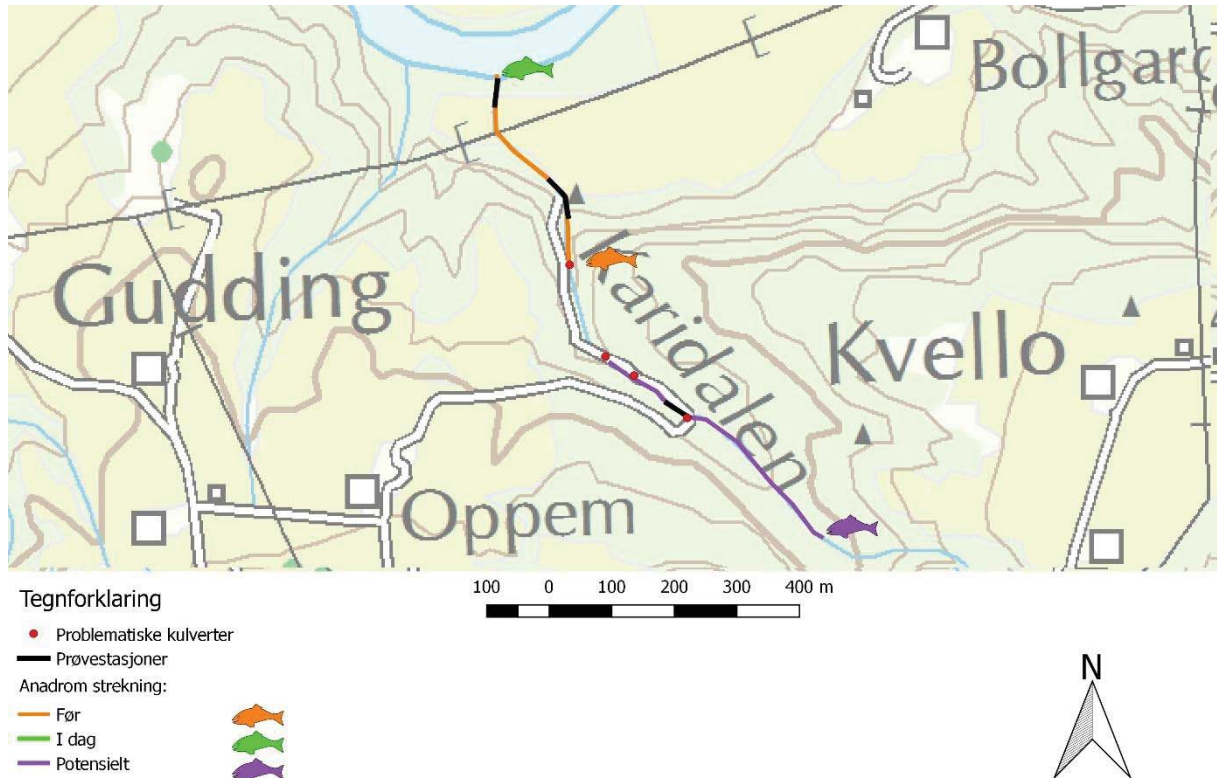
Økologisk status: God	Fisketetthet: 55.33	ASPT-indeks: Svært god
Beskrivelse: 	Anadrom strekning av Leirdalsbekken går fra strandområdet ved Verdalselva, gjennom et skoglandskap og slutter i bratte stryk. Barrieren i dag er en naturlig barriere og strekningen har nok ikke blitt redusert i lengde. Bunnsubstratet består av gytegrus, men også en del silt og leire, bekken graver langs sidene hvor en ser spor av ras. God kantvegetasjon, men ikke helt ned til bekkedanten. Store steiner og død ved skaper grunne kulper og skjul. Jevn stigning i bekken med flere naturlige trinn gjør at det er fremkommelighet for fisk. Alt i alt har bekken et godt gytehabitat, men dårlig oppveksthabitat for større yngel. Kunne hatt flere kulper.	
Hindring/Barriere	Barriere: Naturlig stryk.	

Kveldstadbekken



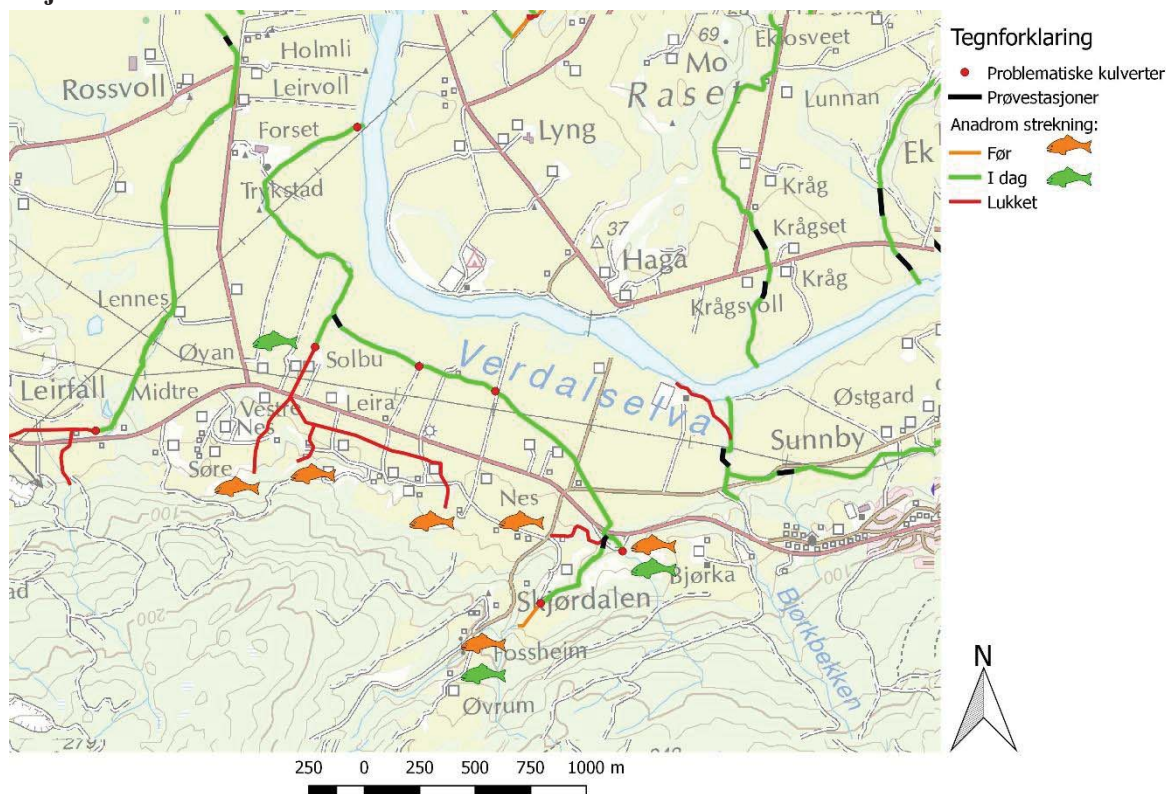
Økologisk status: Svært dårlig		Fisketetthet: 29.85	ASPT-indeks: Svært dårlig
Beskrivelse: 		Utløpet ligger noe høyt over elva, men det er bygget terskler for å lette fiskens fremkommelighet. Bekken er kanalisert og har dårlig vegetasjon frem til kulverten som går under grusveien mot Tingvoll. Deretter har bekken godt gytesubstrat og middels kantvegetasjon. Til kulverten under veien, Bollgardssletta, er det bygget terskler og ovenfor er en del av bekken åpne for å tilrettelegge for fisk. Innover i skogen flater bekken mer og mer ut, to av sideløpene blir grunne og er ikke lenger god for fisk fordi bekkeløpet er for tørre. Hovedløpet derimot går videre inn i skogen og naturlig anadrom strekning stopper i et stryk. Denne bekken har tidligere drenert fra myrer, men i dag ender anadrom strekning ved en for høy kulvert under en traktorvei (markert med rød prikk). Bekken har ikke godt gytehabitat lenger opp heller. Økologisk tilstand basert på fisketetthet er dårlig. ASPT-verdien indikerer svært dårlig økologisk tilstand og vannkvaliteten er muligens for dårlig for fisk.	
Hindring/Barriere		Barriere: Kulvert under traktorvei.	

Karibekken



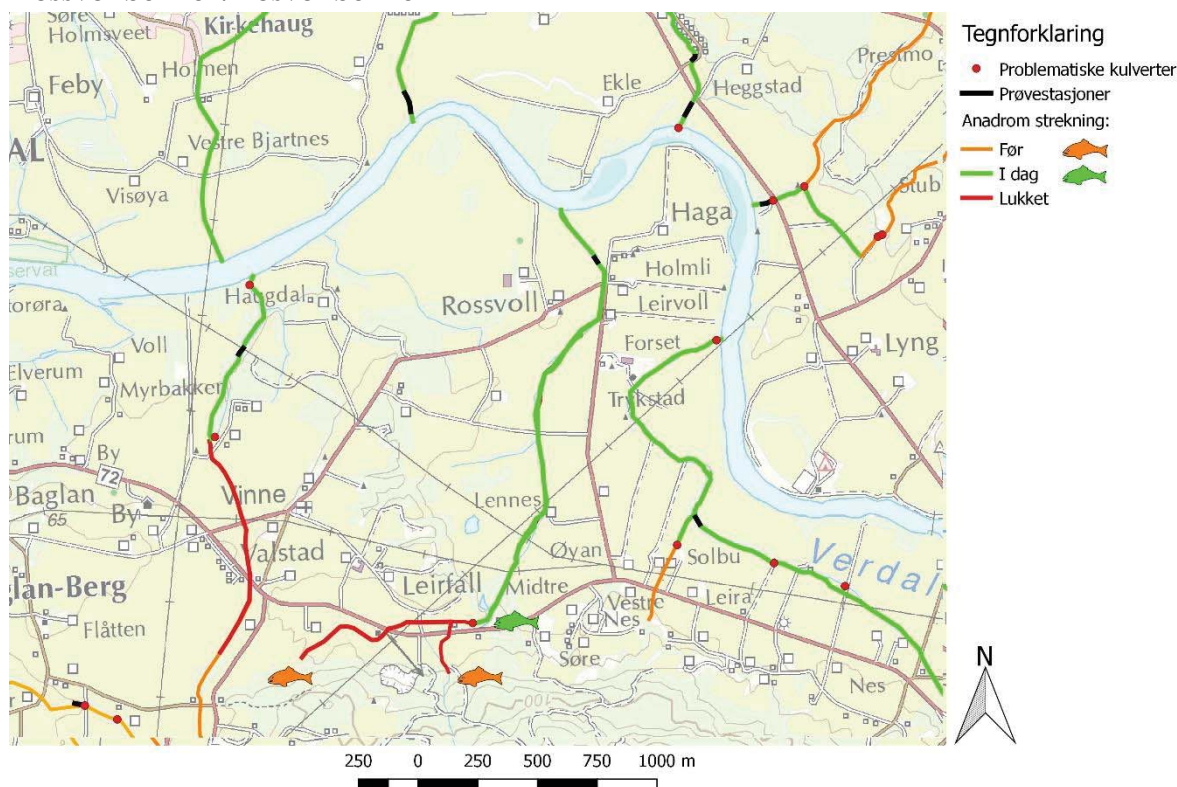
Økologisk status: Svært dårlig		Fisketetthet: 6.05	ASPT-indeks: Moderat
Beskrivelse: 		I Karibekken ble det fisket kun 2 fisk og det ved utløpet av bekken, det er et bratt fall i utløpet som trolig er til betydelig hinder for fisk. Dette er grunn til å tro at sjørret ikke kommer seg opp i Karibekken lenger. Ovenfor er likevel gode gytehabitater, middels kantvegetasjon og godt gytesubstrat, men lite kulper. Bekken er nokså smal, spesielt når den går inn i skogsområdet som også er svært bratt. Det kan være sjørret kunne komme opp dette strykpartiet før traktorveien som er der i dag ble anlagt, men i dag er det for smalt og bratt, og kulvertene har for stri strøm. Satsgroper er her viktig for at fisk kan komme forbi de bratte strykene. På kartet er det tegnet inn en lilla linje som viser et potensielt godt gyte- og oppveksthabitat ovenfor her antatt naturlige barriere (oransje fisk). Området er skog og kunne vært et godt habitat om fisk kom seg opp. Denne bekkestrekka går frem til et fossefall.	
Hindring/Barriere		Hindring: Fall mellom Verdalselva og utløpet til bekken. Barriere: Strykparti langsmed traktorvei.	

Skjördalsbekken



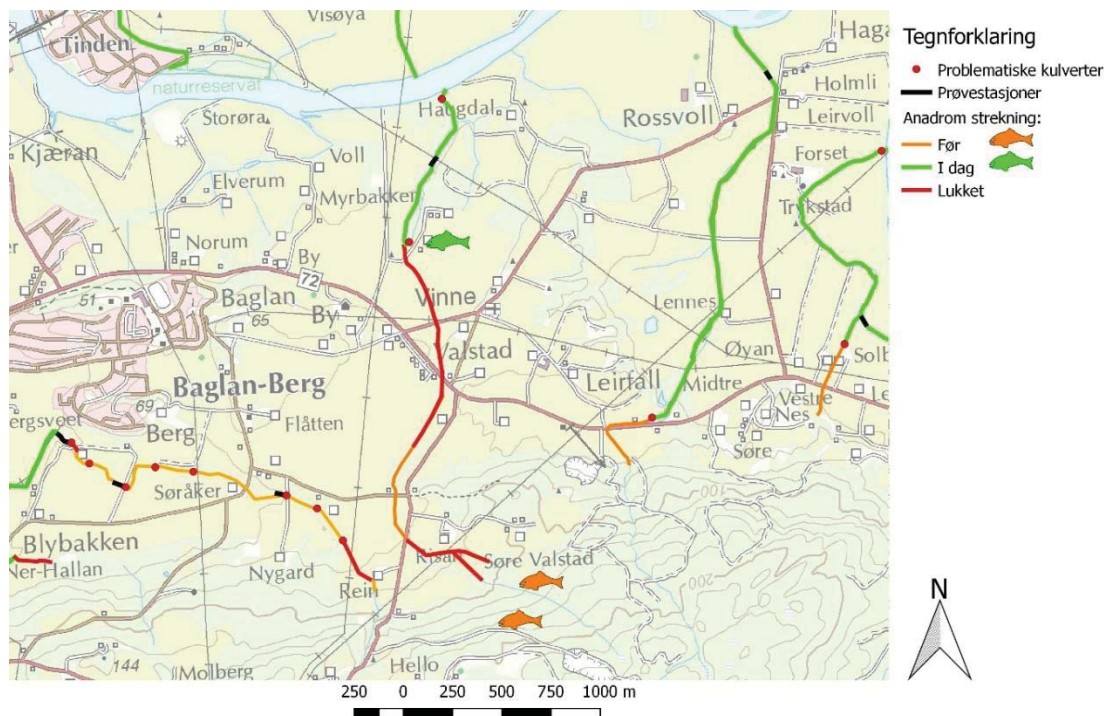
Økologisk status: God	Fisketetthet: 244.99	ASPT-indeks: God
Beskrivelse:	Utløpet til skjördalsbekken ut i Verdalselva er fremkommelig. Bekken er svært kanalisert, 1,5m bred, har dårlig kantvegetasjon og substratet er leire. I den første kulverten (første røde prikk) fra utløpet har bekken gravd seg under kulverten og det er stri strøm i en 30cm høy gang under kulvertbunnen. Fra der bekken deler seg i to løp er det god kantvegetasjon, men det fins ikke gytesubstrat eller på dype kulper. Sidebekken (mot sørøst) er grunn og store deler er blitt lagt i rør (markert med rød linje). I hovedløpet av bekken kan de fleste kulvertene passeres lett, men to av de er til hinder for fisken. I en kulvert er det et omtrent 7 m langt stryk, med veldig stri strøm i kulverten (andre røde prikk i hovedløpet mot sørøst) og ingen kulper som fisken kan hvile seg i. Ovenfor Jamtlandsvegen (Fv 72) går bekken inn i skogen og dette området har god kantvegetasjon. Det er ganske lite gytesubstrat, og det mangler kulper. Som oppveksthabitat er bekken her middels. Dagens ende av anadrom strekning er ganske lik som historisk ende, bekken deler seg og det ene bekkeløpet mot øst, ender i et fossestryk under en kulvert. Det andre løpet mot vest, ender i en kulvert med høyt fall uten kulp, og ovenfor er et strykparti som ville vært for bratt for sjørret.	
Hindring/Barriere	Hinder: kulverter under traktorvei (markert med rød prikk) Barriere: Naturlige stryk og kulvert	

Rossvollbekken/Rosvollbekken



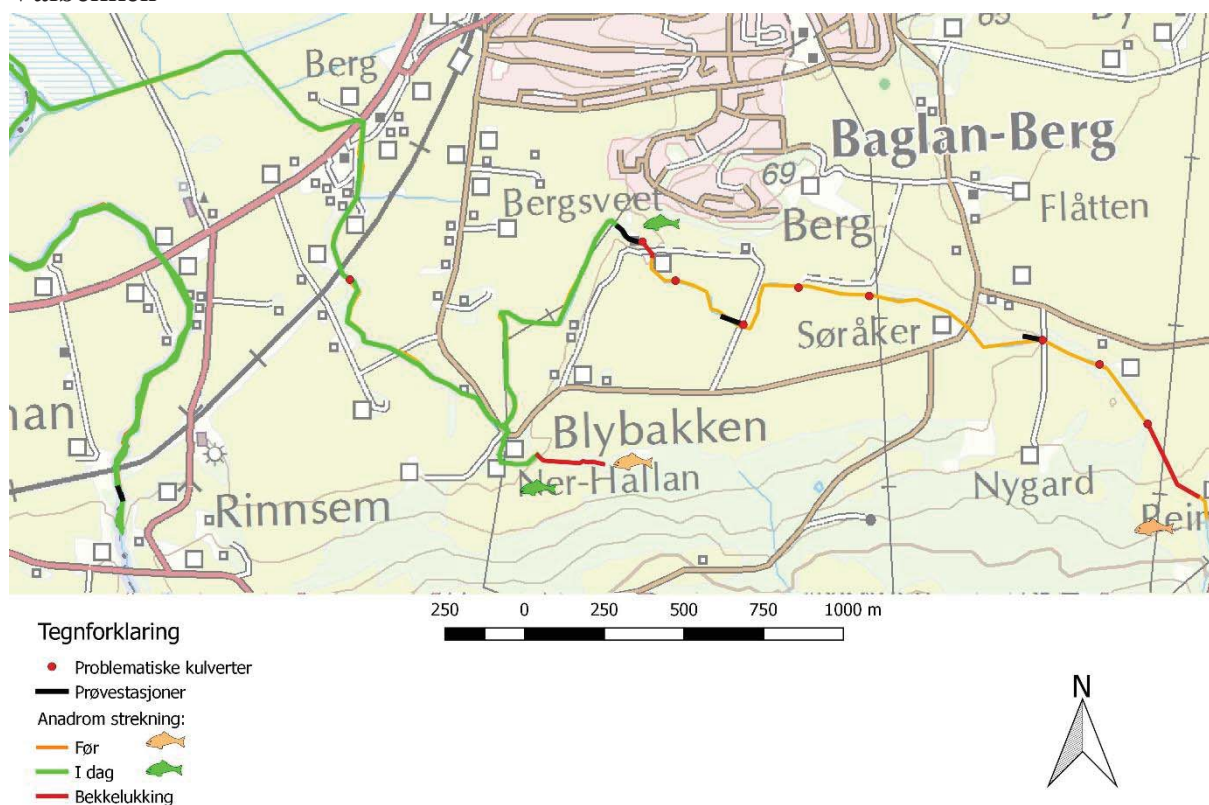
Økologisk status: Svært dårlig		Fisketetthet: 14.37	ASPT-indeks: Dårlig
Beskrivelse:	Utløpet av Rossvollbekken er greit for fisk å komme seg opp. Det er ganske grunt, ingen gytegrus og ingen kulper. Bekken går gjennom et skogsområde med god kantvegetasjon. Den ser ut til å være kanalisert og senket for lenge siden, men har nå fått et mer naturlig preg, med noe meandering. På hver side av bekken er bratte skråninger og flere steder har det gått leirras. Substratet domineres av silt og leire. Bekken er omtrent 3 m bred, med klart vann. Lenger oppstrøms blir det flere punkter med gytesubstrat i bekken, men det bør ordnes flere dype kulper. Det er et middels gyte- og yngelhabitat. Etter skogsfeltet går bekken videre langs åkerkanter, men der er det dårlig kantvegetasjon, bekken er smalere omtrent 1,5m bred og er veldig rett. Substratet er sprengstein, silt og leire, og har en del algevekst. Det fins noen kulper, men fisken vil neppe stå der ettersom det ikke er noen gode skjul og skygge. Dette er dårlig habitat for både gyting og oppvekst. I dag ender anadrom strekning med en bekkelukking (rød prikk og rød linje), i et skogholt som vurderes vernet. Her er det jernutfelling i bekken, mangel på gytesubstrat og ganske grunt. Kantvegetasjon er god. Ved naturlig stopp av anadrom strekning i Rossvollbekken er områder godt egnet for gytehabitat. Der er det god gytegrus, god kantvegetasjon og små kulper, men disse er ikke tilgjengelig for fisken i dag.		
Hindring/Barriere	Barriere: Bekkelukking		

Valstadbekken



Økologisk status: Svært dårlig		Fisketetthet: 0	ASPT-indeks: Svært dårlig
Beskrivelse:	Utløpet av Valstadbekken kan passeres på høyvann, men ikke på lavere vannføringer. Bekken har et naturlig preg der den går gjennom et skogholt i bunnen av en bratt skråning, ovenfor utløpet. Bekken bukker seg, er omtrent 3 m bred, har god kantvegetasjon og død ved. Det har gått en del leirras i kantene og bekken har fortsatt mye finstoff, som gjør dette til et godt oppveksthabitat. Det er innslag av godt gytesubstrat, men arealene er ganske små 2-5 m², og det skulle gjerne vært flere dype kulper. Bekken kommer ut av skogholtet og følger jordbruksarealer, der er den kanalisert, omtrent 1,5m bred, det er noe kantvegetasjon, men mye finmateriale som silt og leire. Jernutfelling blir det også mer av oppover i bekken, spesielt like nedstrøms fra en bekkelukking. Denne bekkelukkingen er stans på dagens anadrome strekning (markert med rød prikk og rød linje). Drensrøret i bekkelukkingen virker også veldig underdimensjonert og ved store nedbørsperioder kan dette føre til oversvømmelse på jordet. Ovenfor den første bekkelukkingen er det noen gode oppveksthabitater, med gode skjul og kantvegetasjon. Substratet er sand, silt og leire, lite gytesubstrat. Deretter er en kommer en bekkelukking til (markert med rød linje) som går helt fram til naturlig anadrome stopp. Disse bekkelukkingene er i dag barrierer for sjørreten, som har mistet tilgang til store arealer og dessuten gode gytehabitater lenger opp til det som var ende på anadrom strekning før i tiden. Både fisketetthet og bunndyrundersøkelse indikerer svært dårlig økologisk tilstand, så selv om fremkommelighet for fisken bedres er det vil ikke fisken nødvendigvis klare å etablere seg.		
Hindring/Barriere	Hinder: Fall foran utløpet mellom bekk og elv (marker med første røde prikk). Barriere: Bekkelukking (røde linjer)		

Valbekken

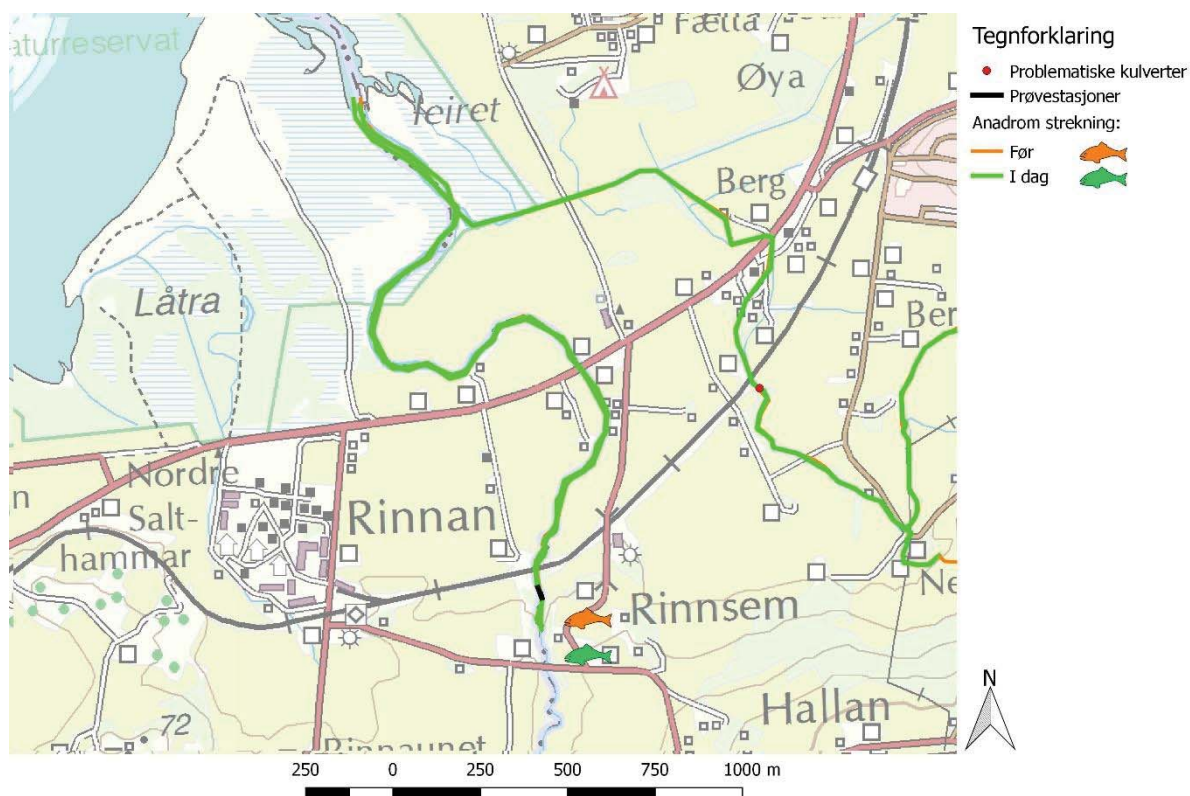


Økologisk status: Svært dårlig		Fisketetthet: 63.59	ASPT-indeks: Svært dårlig
Beskrivelse:	Valbekken har utløp i Rinnelva og utløpet er lett fremkommelig for fisk. Bekken er veldig påvirket, rettet ut og 2 m bred. Kantvegetasjon er dårlig og substratet består av leire. Det noe skjul i bekken og overheng ved bekkedanten, hvor fisk kan stå. Området ved utløpet er middels oppveksthabitat. Første hinder er en kulvert (første rød prikk i kart) under traktorvei, med et høyt fall og stri strøm. Utfelling av jernoksid er også registrert langs sidebekken. Vannet i bekken er klart, men det finnes ingen gyteplass på grunn av for fint materiale. Det er områder med god meandering og gode skjul, men erosjon i kantene. Kantvegetasjon er middels og området er middels oppveksthabitat. Fra Blybakken blir bekkeløpet rett, smalt og mer homogent. Substratet er sprengstein, leire og silt. Kantvegetasjon er dårlig og det er utrasinger fra åkerkanten flere steder. Dagens anadrome strekning slutter (markert med grønn fisk) ved en bekkelukking. Det ble registrert 63.59 fisk ved den første prøvestasjon, men ovenfor bekkelukkingen ble det ikke funnet mer fisk. Det telles fem problematiske kulverter til, før naturlig slutt på anadrom strekning og det er lite kulper for fisk å stå i eller ta sats i før en kulvert. Innimellom fins godt gytesubstrat, men det er langt mellom og fisken når ikke så langt i dag. Ved historisk ende ville bekken gått gjennom skogen, det er ikke god gytegrus, men god kantvegetasjon og skjul. Generelt er denne bekken dårlig som gytehabitat og har noen områder med middels oppveksthabitat.		
Hindring/Barriere	Hindring: Kulvert under traktorvei (første røde prikk) Barriere: Bekkelukking under åker og grusvei (andre røde prikk)		

Fættenkanalen/Fættneskanalen

Økologisk status: Svært dårlig		Fisketetthet: 0	ASPT-indeks: Svært dårlig
Beskrivelse:	Fættneskanalen er leirete og har ingen gytegrus. Kantvegetasjon er dårlig, det fins noe lav vegetasjon som gir noe skygge. Kanalen renner treigt, vannet er uklart og kan har svært dårlig økologisk tilstand. Fættneskanalen fungerer dårlig som gyte- og oppveksthabitat, men den er tilgjengelig for fisk og det kan godt være fisk svømmer innom likevel på jakt etter føde.		
Hindring/Barriere			

Rinna/Rinnelva



Økologisk status: Moderat		Fisketetthet: 50.11	ASPT-indeks: Svært god
Beskrivelse:	Fra utløpet til slutten på anadrom strekning er Rinnelva lett fremkommelig for fisk. Den går gjennom jordbruksområder, men har kantvegetasjon langs store deler av elveløpet. Økologisk tilstand er klassifisert som moderat og fisketetthet er det som drar ned verdien. Fisken holder seg skjult under stein og død ved. Muligens står fisken mest inn mot kantene av elva. Flere undersøkelser kan gjøres for å få et mer helhetlig bilde av situasjonen, slik som kjemiske vannprøver og overfiske, også lenger ned i elva.		
Hindring/Barriere	Ingenting før naturlig barriere.		



Vedlegg 6: Stasjonskoordinater

Stasjonskoordinatene er gitt ved UTM 32.

Bekk	Stasjonnr.	Start		Slutt	
		x	y	x	y
Semsbekken	1	620099	7080366	620096	7080415
	2	620184	7080524	620208	7080565
Pålsbubekken	1	620409	7078407	620407	7078449
	2	620698	7078756	620719	7078763
Ysselva	1	621238	7077860	621273	7077858
	2	621927	7078549	621895	7078550
	3	622991	7080136	623017	7080163
	4	623869	7080126	623907	7080166
	5	622534	7079811	622548	7079862
Bjartnesbekken	1	624613	7076756	624681	7076794
Korsådalsbekken	1	626455	7076048	626489	7076098
	2	626492	7076319	626504	7076333
Stubbekken	1	626841	7075616	626867	7075618
Lundskinkbekken	1	633193	7074923	633192	7074956
	2	633912	7074988	633200	7075042
Grunnengbekken	1	636451	7075642	636451	7075672
Steinslidalsbekken	1	637440	7075730	637421	7075755
Kårengsbekken	1	638381	7076757	638360	7076770
Volengbekken	1	638731	7077436	638719	7077468
Fosslibekken	1	640698	7078108	640723	7078128
Mugda	1	643797	7079034	643776	7079011
Haukbekken	1	643592	7079312	643581	7079260
Kvennhusbekken	1	643019	7079991	643036	7079973
	2	642934	7079002	642905	7078987
Stordalsbekken	1	641104	7078257	641142	7078279
Hyllbekken	1	636998	7075127	637003	7075082
Leirdalsbekken	1	634769	7074145	634773	7074093
Kvellstadbekken	1	632714	7074276	632768	7074289
	2	632897	7074088	632919	7074049
Karibekken	1	631667	7073929	631329	7073895
	2	631414	7073780	631419	7073730
	3	631591	7073440	631626	7073429
Skjördalsbekken	1	626515	7074052	626518	7074017
	2	627737	7073034	627727	7072997
Rossvollbekken	1	626004	7075338	626022	7075316
Valstadbekken	1	624255	7074890	624248	7074859
Valbekken	1	622299	7073432	622335	7073410
	2	622612	7073185	622634	7073168
	3	623445	7073117	623471	7073128
Fættenkanalen	1	621950	7074713	621945	7074740
Rinnelva	1	620876	7072706	620884	7072679

Vedlegg 7: Bunndyrfunn

Tabell av alle familier av bunndyr som ble funnet ved hver stasjon og antall arter funnet av hver familie. De familiene med verdi: «NA» har ingen ASPT verdi og lite å si om organisk belastning i bekken.

Bekk.stasjon	Family	Antall	Verdi	Bekk.stasjon	Family	Antall	Verdi
Bjartnesbekken- st1	Baetidae	3	4	Pålsbubekken- st1	Limoniidae	1	NA
Bjartnesbekken- st1	Ceratopogonidae	1	NA	Pålsbubekken- st1	Oligochaeta	1	1
Bjartnesbekken- st1	Chironomidae	1	2	Pålsbubekken- st1	Pediciidae	1	NA
Bjartnesbekken- st1	Colembola	1	NA	Pålsbubekken- st1	Rhyacophilidae	1	7
Bjartnesbekken- st1	Oligochaeta	1	1	Pålsbubekken- st1	Sericostomatidae	1	10
Bjartnesbekken- st1	Sericostomatidae	1	10	Pålsbubekken- st2	Baetidae	4	4
Bjartnesbekken- st1	Simuliidae	1	5	Pålsbubekken- st2	Chironomidae	1	2
Fosslibekken-st1	Baetidae	2	4	Pålsbubekken- st2	Cycladidae	1	NA
Fosslibekken-st1	Ceratopogonidae	1	NA	Pålsbubekken- st2	Leuctridae	1	10
Fosslibekken-st1	Chironomidae	1	2	Pålsbubekken- st2	Limnephilidae	1	7
Fosslibekken-st1	Leuctridae	1	10	Pålsbubekken- st2	Limoniidae	1	NA
Fosslibekken-st1	Limoniidae	1	NA	Pålsbubekken- st2	Oligochaeta	1	1
Fosslibekken-st1	Oligochaeta	1	1	Pålsbubekken- st2	Pediciidae	1	NA
Fosslibekken-st1	Pediciidae	1	NA	Pålsbubekken- st2	Rhyacophilidae	1	7
Fosslibekken-st1	Psychodidae	1	NA	Pålsbubekken- st2	Simuliidae	1	5
Fosslibekken-st1	Thaumaleidae	1	NA	Rinnelva- st1	Baetidae	4	4
Fættneskanalen- st1	Baetidae	2	4	Rinnelva- st1	Capniidae	1	10
Fættneskanalen- st1	Ceratopogonidae	2	NA	Rinnelva- st1	Ceratopogonidae	1	NA
Fættneskanalen- st1	Chironomidae	1	2	Rinnelva- st1	Chironomidae	1	2
Fættneskanalen- st1	Gammaridae	1	6	Rinnelva- st1	Dryopoidea	1	NA
Fættneskanalen- st1	Oligochaeta	1	1	Rinnelva- st1	Ephemerae	1	10
Grunnengbekken- st1	Baetidae	5	4	Rinnelva- st1	Goeridae	1	10
Grunnengbekken- st1	Ceratopogonidae	2	NA	Rinnelva- st1	Leuctridae	1	10
Grunnengbekken- st1	Chironomidae	1	2	Rinnelva- st1	Limoniidae	1	NA
Grunnengbekken- st1	Elodes	1	NA	Rinnelva- st1	Oligochaeta	1	1
Grunnengbekken- st1	Heptageniidae	1	10	Rinnelva- st1	Pediciidae	1	NA
Grunnengbekken- st1	Homoptera	1	NA	Rinnelva- st1	Perlodidae	2	10
Grunnengbekken- st1	Leuctridae	1	10	Rinnelva- st1	Polycentropidae	1	7
Grunnengbekken- st1	Nemouridae	1	7	Rinnelva- st1	Rhyacophilidae	1	7
Grunnengbekken- st1	Oligochaeta	1	1	Rinnelva- st1	Simuliidae	1	5
Grunnengbekken- st1	Pediciidae	1	NA	Rinnelva- st1	Taeniopterygidae	1	10
Grunnengbekken- st1	Perlodidae	3	10	Rosvollbekken-st1	Baetidae	3	4
Grunnengbekken- st1	Rhyacophilidae	1	7	Rosvollbekken-st1	Capniidae	1	10
Grunnengbekken- st1	Sericostomatidae	1	10	Rosvollbekken-st1	Ceratopogonidae	1	NA
Grunnengbekken- st1	Simuliidae	1	5	Rosvollbekken-st1	Chironomidae	1	2
Haukbekken- st1	Baetidae	4	4	Rosvollbekken-st1	Colembola	1	NA
Haukbekken- st1	Capniidae	1	10	Rosvollbekken-st1	Halplidae	1	5
Haukbekken- st1	Chironomidae	1	2	Rosvollbekken-st1	Helophoridae	1	NA
Haukbekken- st1	Colembola	1	NA	Rosvollbekken-st1	Oligochaeta	1	1
Haukbekken- st1	Elodes	1	NA	Rosvollbekken-st1	Pediciidae	1	NA

Haukbekken- st1	Hydraenidae	1	NA	Rosvollbekken-st1	Rhyacophilidae	1	7
Haukbekken- st1	Nemouridae	1	7	Semsbekken- st1	Baetidae	2	4
Haukbekken- st1	Oligochaeta	1	1	Semsbekken- st1	Chironomidae	1	2
Haukbekken- st1	Pediciidae	1	NA	Semsbekken- st1	Dixidae	1	NA
Haukbekken- st1	Perlodidae	1	10	Semsbekken- st1	Homoptera	1	NA
Haukbekken- st1	Psychodidae	1	NA	Semsbekken- st1	Leuctridae	1	10
Haukbekken- st1	Rhagionidae	1	NA	Semsbekken- st1	Limnephilidae	1	7
Haukbekken- st1	Rhyacophilidae	1	7	Semsbekken- st1	Oligochaeta	1	1
Hyllbekken- st1	Baetidae	2	4	Semsbekken- st1	Pediciidae	1	NA
Hyllbekken- st1	Chironomidae	1	2	Semsbekken- st1	Perlodidae	1	10
Hyllbekken- st1	Dixidae	1	NA	Semsbekken- st1	Polycentropidae	1	7
Hyllbekken- st1	Leuctridae	1	10	Semsbekken- st1	Sericostomatidae	1	10
Hyllbekken- st1	Nemouridae	1	7	Semsbekken- st1	Simuliidae	1	5
Hyllbekken- st1	Oligochaeta	1	1	Semsbekken- st1	Tipulidae	1	5
Hyllbekken- st1	Pediciidae	1	NA	Semsbekken- st2	Baetidae	3	4
Hyllbekken- st1	Rhyacophilidae	1	7	Semsbekken- st2	Chironomidae	1	2
Hyllbekken- st1	Sericostomatidae	1	10	Semsbekken- st2	Dixidae	1	NA
Hyllbekken- st1	Simuliidae	1	5	Semsbekken- st2	Goeridae	1	10
Karibekken- st1	Baetidae	3	4	Semsbekken- st2	Hydraenidae	1	NA
Karibekken- st1	Capniidae	1	10	Semsbekken- st2	Leuctridae	1	10
Karibekken- st1	Ceratopogonidae	1	NA	Semsbekken- st2	Limnephilidae	1	7
Karibekken- st1	Chironomidae	1	2	Semsbekken- st2	Oligochaeta	1	1
Karibekken- st1	Dixidae	1	NA	Semsbekken- st2	Pediciidae	1	NA
Karibekken- st1	Leuctridae	1	10	Semsbekken- st2	Perlodidae	2	10
Karibekken- st1	Nemouridae	1	7	Semsbekken- st2	Polycentropidae	1	7
Karibekken- st1	Oligochaeta	1	1	Semsbekken- st2	Rhyacophilidae	1	7
Karibekken- st1	Pediciidae	1	NA	Semsbekken- st2	Sericostomatidae	1	10
Karibekken- st1	Perlodidae	1	10	Semsbekken- st2	Simuliidae	1	5
Karibekken- st1	Rhyacophilidae	1	7	Skjördalsbekken- st1	Baetidae	4	4
Karibekken- st1	Sericostomatidae	1	10	Skjördalsbekken- st1	Capniidae	1	10
Karibekken- st1	Simuliidae	1	5	Skjördalsbekken- st1	Ceratopogonidae	1	NA
Karibekken- st2	Baetidae	3	4	Skjördalsbekken- st1	Chironomidae	1	2
Karibekken- st2	Capniidae	1	10	Skjördalsbekken- st1	Goeridae	1	10
Karibekken- st2	Chironomidae	1	2	Skjördalsbekken- st1	Leuctridae	1	10
Karibekken- st2	Colembola	1	NA	Skjördalsbekken- st1	Limnephilidae	1	7
Karibekken- st2	Leuctridae	1	10	Skjördalsbekken- st1	Limoniidae	1	NA
Karibekken- st2	Limoniidae	1	NA	Skjördalsbekken- st1	Nemouridae	1	7
Karibekken- st2	Nemouridae	1	7	Skjördalsbekken- st1	Oligochaeta	1	1

Karibekken- st2	Oligochaeta	1	1	Skjördalsbekken-st1	Pediciidae	1	NA
Karibekken- st2	Pediciidae	1	NA	Skjördalsbekken-st1	Perlodidae	1	10
Karibekken- st2	Perlodidae	2	10	Skjördalsbekken-st1	Psychodidae	1	NA
Karibekken- st2	Rhyacophilidae	1	7	Skjördalsbekken-st1	Rhyacophilidae	1	7
Karibekken- st3	Baetidae	4	4	Skjördalsbekken-st1	Sericostomatidae	1	10
Karibekken- st3	Ceratopogonidae	1	NA	Skjördalsbekken-st1	Simuliidae	1	5
Karibekken- st3	Chironomidae	1	2	Skjördalsbekken-st2	Baetidae	3	4
Karibekken- st3	Dixidae	1	NA	Skjördalsbekken-st2	Capniidae	1	10
Karibekken- st3	Leuctridae	1	10	Skjördalsbekken-st2	Ceratopogonidae	2	NA
Karibekken- st3	Limoniidae	1	NA	Skjördalsbekken-st2	Chironomidae	1	2
Karibekken- st3	Nemouridae	1	7	Skjördalsbekken-st2	Dixidae	1	NA
Karibekken- st3	Oligochaeta	1	1	Skjördalsbekken-st2	Limoniidae	1	NA
Karibekken- st3	Perlodidae	2	10	Skjördalsbekken-st2	Nemouridae	1	7
Karibekken- st3	Polycentropidae	1	7	Skjördalsbekken-st2	Oligochaeta	1	1
Karibekken- st3	Rhyacophilidae	1	7	Skjördalsbekken-st2	Pediciidae	1	NA
Karibekken- st3	Simuliidae	1	5	Skjördalsbekken-st2	Perlodidae	1	10
Korsådsbekken-st1	Asellidae	1	3	Skjördalsbekken-st2	Ptychopteridae	1	NA
Korsådsbekken-st1	Baetidae	2	4	Skjördalsbekken-st2	Sericostomatidae	1	10
Korsådsbekken-st1	Chironomidae	1	2	Skjördalsbekken-st2	Simuliidae	1	5
Korsådsbekken-st1	Colembola	1	NA	Skjördalsbekken-st2	Symphyla	1	NA
Korsådsbekken-st1	Cycladidae	1	NA	Stenslidalbekken-st1	Baetidae	3	4
Korsådsbekken-st1	Limnephilidae	2	7	Stenslidalbekken-st1	Capniidae	1	10
Korsådsbekken-st1	Oligochaeta	1	1	Stenslidalbekken-st1	Ceratopogonidae	1	NA
Korsådsbekken-st1	Pediciidae	1	NA	Stenslidalbekken-st1	Chaoboridae	1	NA
Korsådsbekken-st1	Rhyacophilidae	1	7	Stenslidalbekken-st1	Chironomidae	1	2
Korsådsbekken-st1	Simuliidae	1	5	Stenslidalbekken-st1	Dixidae	1	NA
Kvellstadbekken- st1	Baetidae	2	4	Stenslidalbekken-st1	Dytiscidae	1	5
Kvellstadbekken- st1	Ceratopogonidae	2	NA	Stenslidalbekken-st1	Leuctridae	1	10
Kvellstadbekken- st1	Chironomidae	1	2	Stenslidalbekken-st1	Limnephilidae	1	7
Kvellstadbekken- st1	Limnephilidae	1	7	Stenslidalbekken-st1	Limoniidae	1	NA
Kvellstadbekken- st1	Oligochaeta	1	1	Stenslidalbekken-st1	Nemouridae	1	7
Kvellstadbekken- st1	Pediciidae	1	NA	Stenslidalbekken-st1	Pediciidae	1	NA

Kvellstadbekken- st1	Rhyacophilidae	1	7	Stenslidalbekken-st1	Perlodidae	2	10
Kvellstadbekken- st1	Simuliidae	1	5	Stenslidalbekken-st1	Polycentropidae	1	7
Kvellstadbekken- st2	Baetidae	3	4	Stordalsbekken- st1	Baetidae	4	4
Kvellstadbekken- st2	Ceratopogonidae	2	NA	Stordalsbekken- st1	Ceratopogonidae	1	NA
Kvellstadbekken- st2	Chironomidae	1	2	Stordalsbekken- st1	Chironomidae	1	2
Kvellstadbekken- st2	Homoptera	1	NA	Stordalsbekken- st1	Limoniidae	1	NA
Kvellstadbekken- st2	Pediciidae	1	NA	Stordalsbekken- st1	Nemouridae	1	7
Kvellstadbekken- st2	Rhyacophilidae	1	7	Stordalsbekken- st1	Oligochaeta	1	1
Kvellstadbekken- st2	Sericostomatidae	1	10	Stordalsbekken- st1	Pediciidae	1	NA
Kvellstadbekken- st2	Simuliidae	1	5	Stordalsbekken- st1	Polycentropidae	1	7
Kvennhusbekken-st1	Baetidae	4	4	Stordalsbekken- st1	Siphonuridae	2	10
Kvennhusbekken-st1	Capniidae	1	10	Stordalsbekken- st1	Tipulidae	1	5
Kvennhusbekken-st1	Ceratopogonidae	2	NA	Stubbekken- st1	Baetidae	3	4
Kvennhusbekken-st1	Chironomidae	1	2	Stubbekken- st1	Capniidae	1	10
Kvennhusbekken-st1	Hydraenidae	1	NA	Stubbekken- st1	Ceratopogonidae	1	NA
Kvennhusbekken-st1	Leuctridae	2	10	Stubbekken- st1	Chironomidae	1	2
Kvennhusbekken-st1	Limnephilidae	1	7	Stubbekken- st1	Colembola	1	NA
Kvennhusbekken-st1	Limoniidae	1	NA	Stubbekken- st1	Empididae	1	NA
Kvennhusbekken-st1	Nemouridae	1	7	Stubbekken- st1	Homoptera	1	NA
Kvennhusbekken-st1	Oligochaeta	1	1	Stubbekken- st1	Oligochaeta	1	1
Kvennhusbekken-st1	Pediciidae	1	NA	Stubbekken- st1	Pediciidae	1	NA
Kvennhusbekken-st1	Polycentropidae	1	7	Stubbekken- st1	Psychodidae	1	NA
Kvennhusbekken-st1	Rhyacophilidae	1	7	Stubbekken- st1	Rhyacophilidae	1	7
Kvennhusbekken-st2	Baetidae	3	4	Stubbekken- st1	Simuliidae	1	5
Kvennhusbekken-st2	Capniidae	2	10	Stubbekken- st1	Tipulidae	1	5
Kvennhusbekken-st2	Ceratopogonidae	1	NA	Valbekken- st1	Baetidae	3	4
Kvennhusbekken-st2	Chironomidae	1	2	Valbekken- st1	Ceratopogonidae	1	NA
Kvennhusbekken-st2	Leuctridae	1	10	Valbekken- st1	Chironomidae	1	2
Kvennhusbekken-st2	Limoniidae	1	NA	Valbekken- st1	Oligochaeta	1	1
Kvennhusbekken-st2	Nemouridae	1	7	Valbekken- st1	Pediciidae	1	NA
Kvennhusbekken-st2	Perlodidae	2	10	Valbekken- st1	Rhyacophilidae	1	7
Kvennhusbekken-st2	Simuliidae	1	5	Valbekken- st1	Simuliidae	1	5
Kårengbekken- st1	Baetidae	4	4	Valstadbekken- st1	Baetidae	3	4
Kårengbekken- st1	Ceratopogonidae	2	NA	Valstadbekken- st1	Ceratopogonidae	2	NA
Kårengbekken- st1	Chironomidae	1	2	Valstadbekken- st1	Chironomidae	1	2
Kårengbekken- st1	Dansefluellarve	1	NA	Valstadbekken- st1	Dixidae	1	NA
Kårengbekken- st1	Empididae	1	NA	Valstadbekken- st1	Limoniidae	1	NA
Kårengbekken- st1	Leuctridae	1	10	Valstadbekken- st1	Oligochaeta	1	1
Kårengbekken- st1	Limnephilidae	1	7	Valstadbekken- st1	Pediciidae	1	NA
Kårengbekken- st1	Limoniidae	1	NA	Valstadbekken- st1	Simuliidae	1	5
Kårengbekken- st1	Oligochaeta	1	1	Valstadbekken- st1	Symphyla	1	NA
Kårengbekken- st1	Pediciidae	1	NA	Valstadbekken- st1	Tipulidae	1	5
Kårengbekken- st1	Perlodidae	1	10	Volengbekken- st1	Baetidae	4	4
Kårengbekken- st1	Scleroprocta	1	NA	Volengbekken- st1	Capniidae	1	10
Kårengbekken- st1	Simuliidae	1	5	Volengbekken- st1	Chironomidae	1	2
Kårengbekken- st1	Siphonuridae	1	10	Volengbekken- st1	Hydraenidae	1	NA

Kårengbekken- st1	Taeniopterygidae	1	10	Volengbekken- st1	Leuctridae	1	10
Kårengbekken- st1	Tipulidae	1	5	Volengbekken- st1	Nemouridae	1	7
Leirsundbekken- st1	Baetidae	1	4	Volengbekken- st1	Oligochaeta	1	1
Leirsundbekken- st1	Capniidae	2	10	Volengbekken- st1	Perlodidae	2	10
Leirsundbekken- st1	Ceratopogonidae	1	NA	Volengbekken- st1	Rhyacophilidae	1	7
Leirsundbekken- st1	Chironomidae	1	2	Volengbekken- st1	Simuliidae	1	5
Leirsundbekken- st1	Leuctridae	1	10	Ysselva- st1	Baetidae	3	4
Leirsundbekken- st1	Limnephilidae	1	7	Ysselva- st1	Ceratopogonidae	1	NA
Leirsundbekken- st1	Limoniidae	1	NA	Ysselva- st1	Chironomidae	1	2
Leirsundbekken- st1	Nemouridae	1	7	Ysselva- st1	Dryopoidea	1	NA
Leirsundbekken- st1	Oligochaeta	1	1	Ysselva- st1	Dytiscidae	1	5
Leirsundbekken- st1	Pediciidae	1	NA	Ysselva- st1	Leuctridae	1	10
Leirsundbekken- st1	Perlodidae	2	10	Ysselva- st1	Limoniidae	1	NA
Leirsundbekken- st1	Rhyacophilidae	1	7	Ysselva- st1	Nemouridae	1	7
Leirsundbekken- st1	Sericostomatidae	1	10	Ysselva- st1	Oligochaeta	1	1
Leirsundbekken- st1	Simuliidae	1	5	Ysselva- st1	Pediciidae	1	NA
Leirsundbekken- st1	Taeniopterygidae	1	10	Ysselva- st1	Sericostomatidae	1	10
Leirsundbekken- st1	Thaumaleidae	1	NA	Ysselva- st1	Simuliidae	1	5
Lundskinbekken- st1	Baetidae	4	4	Ysselva- st2	Baetidae	4	4
Lundskinbekken- st1	Ceratopogonidae	1	NA	Ysselva- st2	Capniidae	1	10
Lundskinbekken- st1	Chironomidae	1	2	Ysselva- st2	Ceratopogonidae	1	NA
Lundskinbekken- st1	Dixidae	1	NA	Ysselva- st2	Chironomidae	1	2
Lundskinbekken- st1	Glossosomatidae	1	NA	Ysselva- st2	Dixidae	1	NA
Lundskinbekken- st1	Nemouridae	1	7	Ysselva- st2	Dryopoidea	1	NA
Lundskinbekken- st1	Oligochaeta	1	1	Ysselva- st2	Homoptera	1	NA
Lundskinbekken- st1	Pediciidae	1	NA	Ysselva- st2	Leuctridae	1	10
Lundskinbekken- st1	Perlodidae	2	10	Ysselva- st2	Limoniidae	1	NA
Lundskinbekken- st1	Psychodidae	1	NA	Ysselva- st2	Oligochaeta	1	1
Lundskinbekken- st1	Rhyacophilidae	1	7	Ysselva- st2	Pediciidae	1	NA
Lundskinbekken- st1	Simuliidae	1	5	Ysselva- st2	Perlodidae	2	10
Lundskinbekken- st2	Baetidae	3	4	Ysselva- st2	Rhyacophilidae	1	7
Lundskinbekken- st2	Ceratopogonidae	2	NA	Ysselva- st2	Sericostomatidae	1	10
Lundskinbekken- st2	Chironomidae	1	2	Ysselva- st2	Simuliidae	1	5
Lundskinbekken- st2	Dixidae	1	NA	Ysselva- st3	Baetidae	3	4
Lundskinbekken- st2	Hydraenidae	1	NA	Ysselva- st3	Capniidae	1	10
Lundskinbekken- st2	Oligochaeta	1	1	Ysselva- st3	Chironomidae	1	2
Lundskinbekken- st2	Pediciidae	1	NA	Ysselva- st3	Glossosomatidae	1	NA
Lundskinbekken- st2	Rhyacophilidae	2	7	Ysselva- st3	Heptageniidae	1	10
Lundskinbekken- st2	Simuliidae	1	5	Ysselva- st3	Homoptera	1	NA
Lundskinbekken- st2	Siphonuridae	1	10	Ysselva- st3	Leuctridae	1	10
Mugda- st1	Baetidae	4	4	Ysselva- st3	Limoniidae	1	NA
Mugda- st1	Capniidae	1	10	Ysselva- st3	Oligochaeta	1	1
Mugda- st1	Chironomidae	1	2	Ysselva- st3	Pediciidae	1	NA
Mugda- st1	Heptageniidae	1	10	Ysselva- st3	Perlodidae	2	10
Mugda- st1	Leuctridae	1	10	Ysselva- st3	Rhyacophilidae	1	7
Mugda- st1	Limnephilidae	1	7	Ysselva- st4	Baetidae	3	4

Mugda- st1	Nemouridae	1	7	Ysselva- st4	Chironomidae	1	2
Mugda- st1	Oligochaeta	1	1	Ysselva- st4	Dixidae	1	NA
Mugda- st1	Polycentropidae	1	7	Ysselva- st4	Elodes	1	NA
Mugda- st1	Rhyacophilidae	1	7	Ysselva- st4	Glossosomatidae	1	NA
Mugda- st1	Simuliidae	1	5	Ysselva- st4	Goeridae	1	10
Pålsbubekken- st1	Baetidae	5	4	Ysselva- st4	Leuctridae	1	10
Pålsbubekken- st1	Ceratopogonidae	1	NA	Ysselva- st4	Nemouridae	1	7
Pålsbubekken- st1	Chironomidae	1	2	Ysselva- st4	Oligochaeta	1	1
Pålsbubekken- st1	Colembola	1	NA	Ysselva- st4	Pediciidae	1	NA
Pålsbubekken- st1	Dixidae	1	NA	Ysselva- st4	Perlodidae	2	10
Pålsbubekken- st1	Homoptera	1	NA	Ysselva- st4	Polycentropidae	1	7
Pålsbubekken- st1	Hydraenidae	2	NA	Ysselva- st4	Rhyacophilidae	1	7
Pålsbubekken- st1	Leuctridae	1	10	Ysselva- st4	Simuliidae	1	5



Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet
Norwegian University of Life Sciences

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway