



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2016 60 stp
Institutt for naturforvaltning

Restaureringssuksess av sidebekker til Verdalselva, klassifisering av økologisk tilstand med bunndyr som kvalitetselement og forventningsverdier til ungfisktetthet av laksefisk

Lovise Marie Vårhus
Master of Science in Ecology

Norges miljø- og biovitenskapelige universitet

Masteroppgave

Restaureringssuksess av sidebekker til Verdalselva,
klassifisering av økologisk tilstand med bunndyr som
kvalitetselement og forventningsverdier til
ungfisktetthet av laksefisk

Restoration Success in Tributaries of Verdalselva and Classification of Ecological
Status Using Benthic Invertebrates as Quality Element and Expected Density Values
of Salmonid Juveniles

Lovise Marie Vårhus

Institutt for naturforvaltning

FORORD

Denne oppgaven konkluderer min mastergrad i generell økologi ved NMBU. Den er en del av prosjektet “*Klassifisering av økologisk tilstand til sjørretbekker i Verdal*” og er finansiert av Miljøvernavdelingen ved Fylkesmannen i Nord-Trøndelag.

Først og fremst vil jeg uttrykke stor takknemlighet til Thronnd Haugen, for sin dedikasjon og gode veiledning og hjelp gjennom hele prosessen, særlig gjennom statistikkarbeidet.

Videre vil jeg takke Morten Bergan ved NINA for å gi meg innsikt i hva som gjør en god sjørretbekk, og for veiledning under arbeidet med bunndyr og økologisk tilstand. Vil også rette en stor takk til Stian Stensland for smittsomt engasjement og for å ta seg av det organisatoriske med prosjektet, Kristian Rømo for uvurderlig hjelp i felt, Linnea Richter for hjelp med GIS-arbeid, og Ivar Lerfald og Trond Rian for å dele sin lokalkunnskap om sjørretbekkene i Verdal.

Norges miljø- og biovitenskapelige universitet

Ås, 18.mai 2016

Lovise Marie Vårhus

SAMMENDRAG

Sjørretpopulasjonene (*Salmo trutta*) har mange steder i landet blitt reduserte. Det er trolig sammensatte årsaker til dette, men habitatforringelser i gyte- og oppvekstområdene, i all hovedsak mindre elver og bekker tilknyttet kysten, er utbredt. Denne studien har hatt som mål å undersøke og klassifisere økologisk tilstand i henhold til Vannforskriften for ni sjørretbekker tilknyttet Verdalselva. Det har i disse bekkene blitt utført flere tiltak for å bedre forholdene for sjørreten, og effekten for tre av disse tiltakene, i form av fisketrapper, har blitt undersøkt. Bunndyrfauna (ASPT-indeks) har blitt benyttet som kvalitetselement for klassifiseringen av økologisk tilstand, i tillegg til at estimert fisketetthet var med i vurderingen av økologisk tilstand for laksefisk. Tot-P og Tot-N ble brukt som støtteparametere. Bekkene ble også kartlagt for potensielle vandringshindre, -barrierer og andre økologiske problemer. Videre ble de gitt grad av egnethet for gyting og oppvekst. Kun to bekker nådde miljømålet om minimum god økologisk tilstand. De fleste bekkene var tydelig preget av jordbruk i nedbørsfeltet, og viste tegn til eutrofiering. Manglende kantvegetasjon og utglidninger var vanlig i mange av bekkene, særlig i bekkene nederst i vassdraget. Fisketrappene synes å ha en viss effekt, men mistenkes å være selektive og fungere forskjellig under ulike vannføringer. Flere av bekkene har mistet store deler av sitt naturlige produksjonsareal for sjørret, som følge av habitatfragmentering i form av blant annet dårlig tilrettelagte kulverter og bekkelukkinger. Tiltak bør utføres for å øke sjørretproduksjonen og for å nå miljømålet for bekkene som nå ikke gjør det. Til slutt er det foreslått videre tiltak som i hovedsak består av økt tilrettelegging for vandrende fisk, utbedring av manglende kantvegetasjon og tilførsel av stein og død ved.

ABSTRACT

Anadromous brown trout, (sea trout, *Salmo trutta*) populations have declined many places in Norway. There are complex reasons for this, but degradation of spawning- and nursery areas, mainly in small coastal rivers and streams, is widespread. The aim of this study was to examine nine sea trout tributaries of Verdalselva and assess their ecological status according to the European Water Framework Directive and its Norwegian derivative. Several restoration measures have been conducted aiming at improving the sea trout conditions in these streams. The effect of three of these measures, in the form of fish passages, was examined. Benthic invertebrates (ASPT index) was used as a quality element for the classification of ecological status. In addition, estimated densities of brown trout juveniles were included in the assessment of ecological status for salmonids. Tot-P and tot-N were used as supportive parameters. All streams were examined for potential migration barriers and other ecological challenges, and within-stream stretches were assigned a degree of suitability as spawning- and nursery habitats. Only two streams reached the goal of minimum good ecological status. Most streams were clearly influenced by agriculture in the catchment area, and showed signs of eutrophication. Loss of riparian vegetation was common, and soil from agriculture land has many places slid into the streams, especially in lower reaches streams. The fish passages appeared to have slight effects on brown trout production, but they also seemed to select and operate differently under various water regimes. Several of the streams have lost much of their natural production area for sea trout due to habitat fragmentation, for instance, by poorly adapted culverts and stream piping. Measures ought to be put into operation to increase the sea trout populations, and to achieve at least good ecological status of streams that currently do not meet the standards. Further action has finally been proposed and where facilitation of fish migration passages, restore riparian vegetation, and supplying rocks, gravel and dead wood so as to improve habitat heterogeneity.

INNHold

1	Introduksjon.....	1
2	Materialer og metoder.....	4
2.1	Studieområdet.....	4
2.1.1	Tiltaksbekker.....	6
2.1.2	Referansebekker.....	8
2.1.3	Påvirkede bekker.....	10
2.1.4	Fiskesamfunn	12
2.2	Studiearter	12
2.2.1	Sjørret og laks	12
2.3	Metoder	14
2.3.1	Vannprøver.....	14
2.3.2	Sparkeprøver	14
2.3.3	Fiskeregistreringer	15
2.3.4	Habitatkartlegging.....	16
2.3.5	Habitatforhold innad i stasjonene	16
2.3.6	Statistiske analyser.....	17
2.3.7	Klassifisering av økologisk tilstand	17
3	Resultater	23
3.1	Vannprøver.....	23
3.2	Bunndyr.....	24
3.2.1	ASPT.....	25
3.2.2	Ordinasjonsanalyser	28
3.2.3	Diversitet.....	30
3.3	Fisk.....	32
3.3.1	Lengde og alder.....	32
3.3.2	Ungfisktetthet.....	35

3.3.3	Effekter på 0+-lengder	40
3.3.4	Økologisk tilstand for stasjonene	43
3.4	Habitatkartlegging	44
3.4.1	Kvisla	44
3.4.2	Broskitbekken	45
3.4.3	Bjørk-/Sundbybekken	46
3.4.4	Follobekken.....	47
3.4.5	Eklobekken.....	48
3.4.6	Kvernbekken	49
3.4.7	Leiråa	49
3.4.8	Kveldstadbekken.....	49
3.4.9	Skyta.....	50
3.5	Økologisk tilstand.....	53
4	Diskusjon	55
4.1	Restaureringsuksess i tiltaksbekkene	55
4.1.1	Follobekken.....	56
4.1.2	Eklobekken.....	56
4.1.3	Kvellstadbekken.....	57
4.2	Økologisk tilstand.....	57
4.3	Videre tiltak for å øke produksjonen av sjørret.....	58
4.4	Mulige feilkilder og videre forskningsbehov	61
5	Konklusjon.....	63
	Litteraturliste.....	64

1 INTRODUKSJON

Det norske ordtaket «mange bekker små, gjør en stor å» brukes ofte i økonomiske settinger, men passer vel så godt i økologiske sammenhenger. Bekker og småelver utgjør grunnlaget for større elver og innsjøer, som til slutt renner ut i havet. Selv om degradering av én bekk virker harmløst og ubetydelig, kan den samlede belastningen av degraderte bekker gi store konsekvenser. Ferskvann dekker bare 0,8 % av jordas overflate, men har likevel 6 % av alle beskrevne arter (Dudgeon et al. 2006). I tillegg er ferskvann essensielt for menneskers og andre arters eksistens. Tidlige sivilisasjoner bosatte seg gjerne i nærheten av rennende vann av nettopp disse grunnene. Elver og bekker er kilder til drikkevann, og fluviale avsetninger gir gode forutsetninger for landbruk. Elver og bekker bidrar med viktige økosystemtjenester til mennesker (Daily 1997), og er derfor viktig å bevare på best mulig måte.

Ferskvann over hele kloden er sterkt påvirket av landbruk og annen menneskelig aktivitet (Dudgeon et al. 2006; Vitousek et al. 1997). Selv om elver og bekker i Norge er mindre påvirket sammenlignet med andre europeiske land, er presset økende som følge av et voksende arealbehov for menneskelig aktivitet (Miljødirektoratet 2012). Bekkene som renner ut i Trondheimsfjorden er på ingen måte unntak (Bergan 2013).

Norge har implementert EUs vanndirektiv (Water Framework Directive) inn i Forskrift om rammer for vannforvaltningen Vannforskriften (2006) som trådte i kraft i 2007. Hensikten med Vannforskriften er blant annet å påse at alle naturlige forekomster av overflatevann kartlegges og klassifiseres i forhold til økologisk og kjemisk tilstand, samt å sikre at disse oppnår eller opprettholder minimum god økologisk og kjemisk tilstand innen fastsatte frister (Direktoratsgruppa for gjennomføringen av Vanndirektivet 2015).

Vannforekomsten oppnår god økologisk tilstand ifølge Vannforskriften når «*Verdiene for biologiske kvalitetselementer for den aktuelle typen overflatevannforekomst viser nivåer som er svakt endret som følge av menneskelig virksomhet, men avviker bare litt fra dem som normalt forbindes med denne typen overflatevannforekomst under uberørte forhold.*» (Vannforskriften 2006) Biologiske elementer som kan benyttes i klassifiseringen av rennende vann er påvekstalter og makrofytter, bunnlevende virvelløse dyr og fiskefauna. I tillegg bør hydromorforlogiske og fysisk-kjemiske elementer tas med i klassifiseringen som støtteparametere. Dersom vannforekomsten ikke klassifiseres til minimum god økologisk og kjemisk tilstand, men

klassifiseres som moderat, dårlig eller meget dårlig, skal tiltak iverksettes av den aktuelle vannregionen slik at miljømålet nås (Vannforskriften 2006).

Sjørret (*Salmo trutta*) og laks (*S. salar*) er populære fiskearter å fiske etter og som begge utnytter elver og bekker som gyte- og oppvekstareal (Jonsson & Jonsson 2011). Sjørret fiskes både i havet og i ferskvann (Jonsson & Finstad 1995), men sjørretfangsten har i senere tid gått kraftig ned mange steder i landet (Jonsson et al. 2009). For deler av landet vårt kan årsaken knyttes til lakselusproblematikk i forbindelse med lakseoppdrett. I andre områder, og kanskje også i tillegg til lakselus, er habitatødeleggelse hovedutfordring (Jonsson et al. 2009). I tråd med dette har tilstanden for sjørretpopulasjonene som er tilknyttet Trondheimsfjorden sannsynligvis aldri vært lavere (Bergan 2013). Fordi sjørreten har en kompleks livssyklus med mange ulike livsstrategier, og bruker flere leveområder i både fersk- og saltvann for ulike formål (Jonsson & Finstad 1995), er det vanskelig å vite den eksakte årsaken til nedgangen eller gradere hvilke faktorer som betyr mest. Sannsynligvis er det flere faktorer som bidrar til nedgangen, men det er ingen tvil om at tap og degradering av reproduksjons- og oppvekstområder, i all hovedsak bekker med tilknytning til kysten, har en stor innvirkning (Bergan 2013).

Problemene i sjørretbekkene som renner ut i Verdalselva består hovedsakelig av strukturelle endringer på grunn av veibygging, landbruk og bosetting/urbanisering, i tillegg til organisk forurensning (Bergan 2007). Det har i de siste årene blitt utført flere restaureringstiltak i forsøk på å bedre forholdene for sjørreten i Verdalselva og dens sidebekker (Rian 2014). I all hovedsak utgjør disse endringer for å gjenskape økologisk kontinuitet i bekkene, som bygging av fisketrapper og utbedring av kulverter. Målet for byggingen av disse fisketrappene har vært å øke sannsynligheten for at fisken skulle klare å benytte arealene oppstrøms til gyting og oppvekstareal (Øksenberg 2013).

Fordi bekkene hver for seg har nedbørsfelt mindre enn 10 km², regnes de av Vannforskriften ikke som egne vannforekomster. De er likevel viktige deler av Verdalsvassdraget, og Vannforskriften vektlegger at vannforvaltningen skal ha en helhetlig tilnærming, fra nedbørsfelt til kystvann (Vannforskriften 2006).

Studier viser at det er uvanlig å måle restaureringsuksess ved hjelp av et standardisert overvåkingsprogram, og i mange tilfeller bruker forvalterne magefølelsen for å måle suksess (Jähnig et al. 2011; Schmutz et al. 2015). Det har heller ikke i Verdalselvas sidebekker blitt gjort oppfølgingsstudier for å undersøke effekter eller suksess for restaureringstiltakene som er utført. I denne studien har det derfor blitt undersøkt i hvilken grad tiltak som er gjennomført i noen av

bekkene har medført endringer i både ørret- og bunndyrsamfunn og sammenligne disse tiltaksbekkene med både påvirka og «upåvirka» bekker. Spesielt har målene med denne studien vært å:

- Klassifisere økologisk tilstand i Verdalselvbekkene i henhold til Vannforskriften, ved å benytte bunndyr som kvalitetselement og ungfisktettheter av ørret og laks
- Vurdere effekten for fisketrappene i Eklobekken, Follobekken og Kvellstadbekken
- Se på potensiale for å øke bestanden av sjøørret i bekkene ved å foreslå videre restaureringstiltak

Sjøørreten er i større grad avhengig av bekker enn laksen, særlig for gyting. Derfor har fokuset for de videre foreslåtte restaureringstiltakene hovedsakelig vært rettet mot økt sjøørretproduksjon og kravet om å nå god økologisk tilstand. I de bekkene hvor det ble registrert ungfisk av laks, var det naturlig at den var med som indikator ved kartleggingen av den økologiske tilstanden.

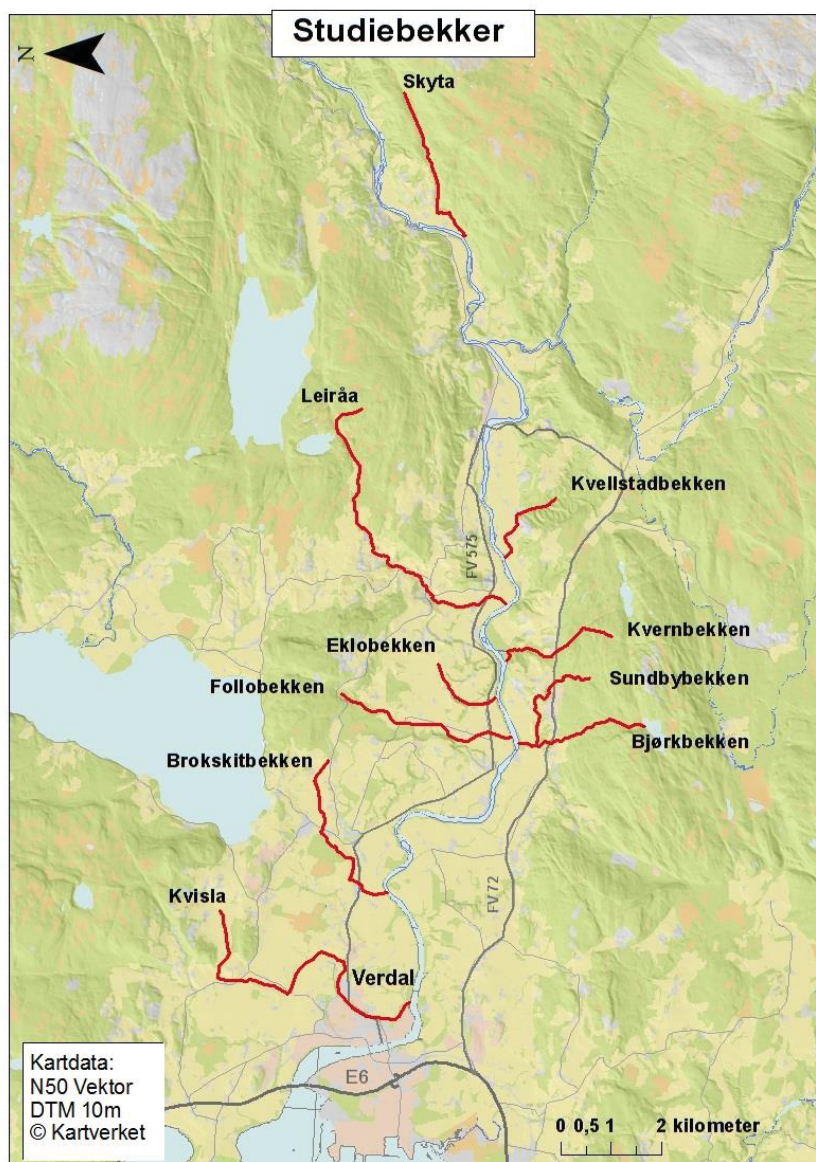
2 MATERIALER OG METODER

2.1 STUDIEOMRÅDET

Denne studien foregikk i ni sidebekker og -elver i anadrome deler av Verdalselva/Helgåa, som renner gjennom Verdal i Nord-Trøndelag og til slutt utløper i Trondheimsfjorden. Nedbørsfeltet er på 1454 km² (Store norske leksikon 2013). Elva har et mindre kraftverk i Ulvilla, men dette påvirker vannføringen i liten grad (Kristiansen & Rikstad 2007). Verdalsvassdraget er vernet mot videre utbygging på grunn av sin status som nasjonalt laksevassdrag (Str.prp. nr. 32 (2006-2007)).

Verdal ligger under marin grense og området er preget av jordbruk. Flesteparten av sidebekkene til Verdalselva renner derfor gjennom jordbruksområder med marine avsetninger som leire og andre finpartikler og drenerer disse (Kristiansen & Rikstad 2007). Det har vært flere leirras i Verdalsområdet og vassdraget er forbygd flere steder for å hindre erosjon og flere utglidninger og ras. I hovedelva er det blitt bygd flere fisketrapper for å lette vandringsveien for laksefisk, blant annet i Østnesfossen i Vuku (Kaspersen et al. 1997). Anadrom fisk kan vandre til Kløftåtfossen i Helgåa og Dillfossen i Inna (Kristiansen & Rikstad 2007).

Ni bekker ble valgt ut til denne studien. Tre bekker ble valgt ut som tiltaksbekker hvor tiltaket utgjør fisketrapper. Tre tydelig degraderte bekker, som potensielt kan bli gode sjørretbekker etter restaurering, ble valgt ut og er videre kalt påvirkede bekker. Tre relativt upåvirkede bekker ble valgt ut som referansebekker for å undersøke potensialet for ørretproduksjon i bekker i Verdalsvassdraget og sammenligne med øvrige bekker. For utvelgelsen av aktuelle bekker ble flyfoto, kart, gamle rapporter og lokalkunnskap benyttet. I begynnelsen av april ble alle aktuelle bekker befart og de ni bekkene ble valgt ut. Vegetasjonen var da lite utviklet og det var lett å danne seg oversikt over bekkene. Potensielle problemer, som for eksempel vandringshindre, ble kartlagt. Å velge ut referansebekker var utfordrende fordi alle bekkene på en eller annen måte er påvirket da de renner i kulturlandskap (Bergan 2007; Kristiansen & Rikstad 2007). Referansebekkene er derfor ikke kvalifisert til å være i referansetilstand i Vannforskriftens forstand, men er blitt benyttet i statistiske tester. Skyta, Kvernbekken og Bjørk-/Sundbybekken ble valgt ut på bakgrunn av vurderinger gjort under befaringen i tillegg til gamle rapporter. Det ble lagt vekt på intakte vandringsveier, kantsone og jordbruks- og bebyggelsespåvirkning.



Figur 1: Oversiktskart over studiebekkene.

Det ble valgt ut to stasjoner per bekk, med unntak av Kvernbekken som bare fikk én grunnet kort anadrom strekning. Stasjonene var 100 m², med unntak av stasjon 1 i Follobekken som var 90 m². Disse stasjonene ble brukt under elfiske, habitatundersøkelser og sparkeprøver. I tiltaksbekkene ble det valgt ut en stasjon oppstrøms fisketrappa og en nedstrøms for å kunne teste eventuelle effekter av tiltaket. Ellers ble stasjonene valgt ut slik at de sammen kunne representere bekken godt, men det ble lagt vekt på at det skulle være egnet ørrethabitat. I alle bekkene befinner stasjon 1 seg nederst i bekken, altså nærmest Verdalselva, mens stasjon 2 ligger lengre opp. Samme system var det for tverrtransektene innad i stasjonene, transekt 1 er nederst, transekt 3 er øverst. Disse transektene ble benyttet under sparkeprøvetaking og habitatmålinger.

Alle bekkene i studien er i henhold til Vannforskriften klassifisert som naturlige, og ikke såkalte sterkt modifiserte vannforekomster (SMVF) (vann-nett.no 2016d; Vannforskriften 2006). Det vil si at i bekkene i utgangspunktet har minimum god økologisk og vannkjemisk tilstand som fastsatt miljømål (Vannforskriften 2006). Bekkene er av ulike nasjonale vanntyper, klassifisert ut i fra klimasoner, turbiditet, størrelse, alkalinitet, kalsium- og humusinnhold (Direktoratsgruppa for gjennomføringen av Vanndirektivet 2015). Bekkene er lavlandselver av størrelse 1 (nedbørsfelt <10 km²) (Vannforskriften 2006), med unntak av Leiråa og Kvernbecken som ligger i klimasone 200-800 m.o.h. (vann-nett.no 2016a; vann-nett.no 2016f).

Informasjon om totallengde, størrelse, turbiditet, alkalinitet, kalsium- og humusinnhold, og hvilken nasjonal vanntype bekkene tilhører, har blitt innhentet fra faktaarkene til de respektive bekkene som ligger på vann-nett.no (2016d). Lengde på anadrom strekning, gamle elfiskedata (tettheter av ungfisk, både 0+ og >0+) og vannprøvedata har blitt hentet fra rapporter fra tidligere undersøkelser i Verdal.

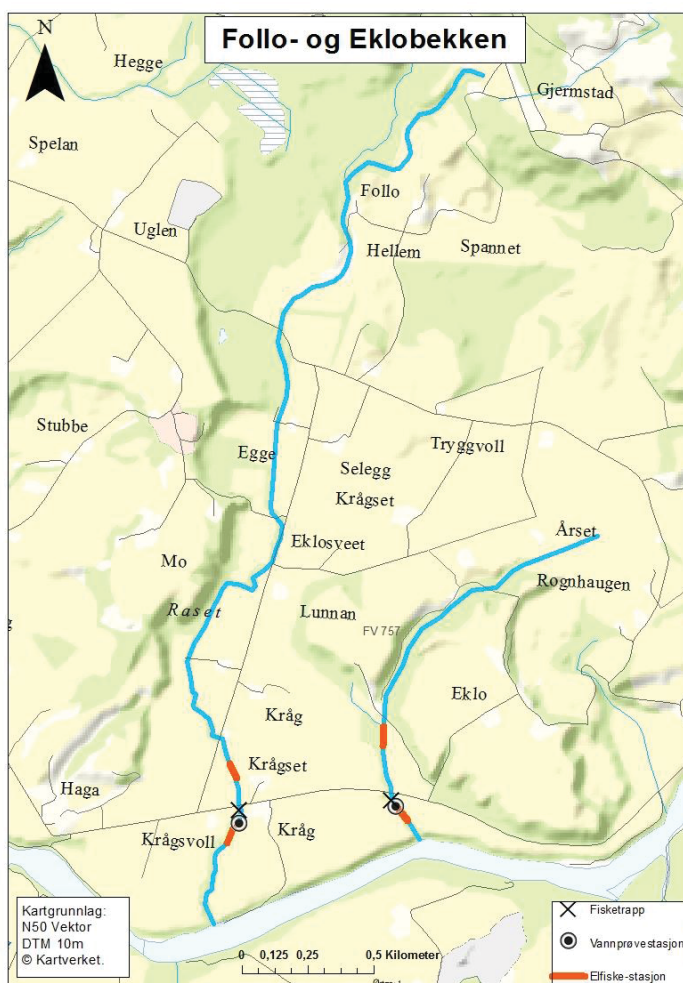
2.1.1 TILTAKSBEKKER

FOLLOBEKKEN

Follobekken er 6,21 km lang og den anadrome strekningen er oppgitt til å være 4,6 km (Kristiansen & Rikstad 2007). Den er typifisert som kalkrik, turbid og leirpåvirket (vann-nett.no 2016i). I Follobekken har det blitt bygd fisketrapp for å lette vandringen i forbindelse med kulverten under FV757 (Vukuvegen) (Rian 2014). I 2007 ble bekken vurdert til å være i dårlig økologiske tilstand (Bergan et al. 2007).

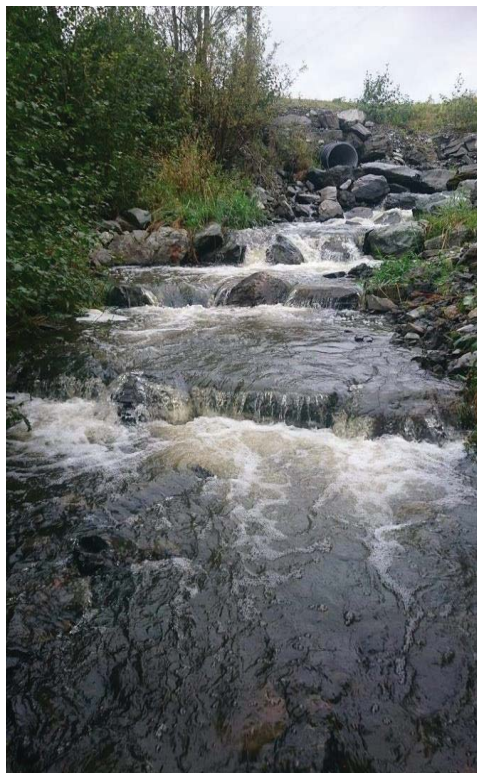
EKLOBEKKEN

Eklobekken er bare åpen i 2,1 km, fordi den er lagt i rør (Kristiansen & Rikstad 2007). Den er vurdert til å være moderat kalkrik og humøs og er



Figur 2: Kart over Follobekken (til venstre) og Eklobekken (til høyre).

nasjonal vanntype 8 (vann-nett.no 2016g). Vannkvaliteten var i 2006 klassifisert som meget dårlig (Kristiansen & Rikstad 2007) og i 1994 meget sterkt forurensset (Paulsen 1995). 200 meter ovenfor utløpet, rett ved FV 757, har det blitt bygd ei fisketrapp for å lette fiskevandring. Denne er antatt ikke-fungerende fordi bekken renner utenfor planlagt trasé, og er i nedre trinn ofte tørrlagt (Rian 2014). Ingen videre undersøkelser er blitt utført for å støtte dette.



Figur 3: Fisketrappa ved FV757 i Follobekken. Foto: Lovise Vårhus



Figur 4: Fisketrappa i Eklobekken. Foto: Lovise Vårhus

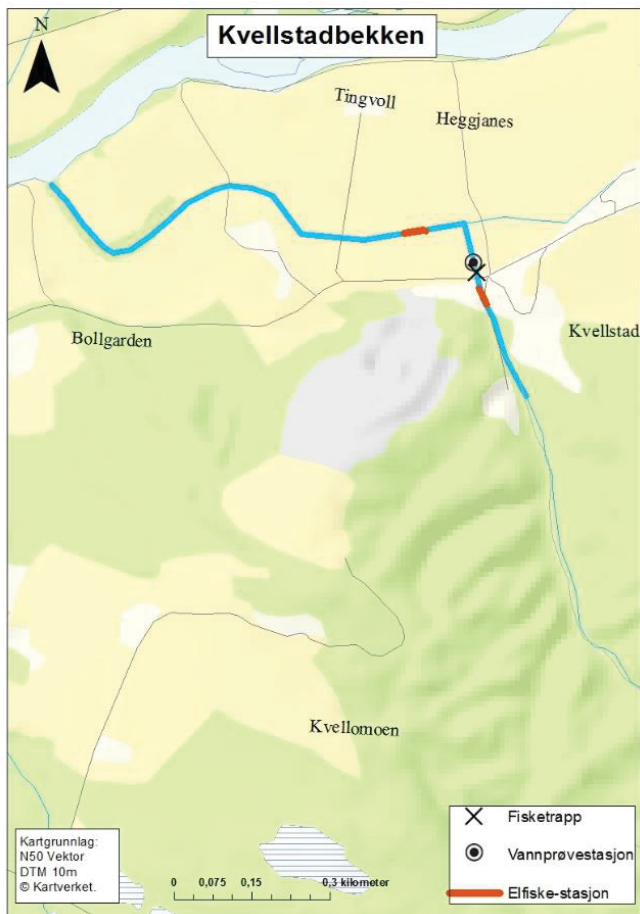
KVELLSTADBEKKEN

Kvellstadbekken er kalkrik, turbid og leirpåvirket (vann-nett.no 2016e). I Kvellstadbekken er det blitt utført flere tiltak. Kulverten under Bollgardssletta har blitt omlagt fordi den var for bratt.

Terskler/trapp er blitt bygd nedstrøms for kulverten. Det er observert fisk ovenfor kulverten etter omleggingen, men ikke blitt utført elfiske for å bekrefte dette. Det er også lagt ut gytegrus omtrent 100 m nedenfor trappa (Rian 2014).



Figur 5: Fisketrappa i Kvellstadbekken. Foto: Stian Stensland



Figur 6: Kart over Kvellstadbekken

2.1.2 REFERANSEBEKKER

BJØRK-/SUNDBYBEKKEN

Bjørkbekken er en lang bekk, men har kort anadrom strekning før den løper inn i Sundbybekken (også kalt Lundbekken). De er begge vurdert til å være moderat kalkrike, turbide og leirpåvirket (vann-nett.no 2016c). I 2006 ble det beregnet ungfisktetthet på 20 ørret og 4 laks per 100 m² (Kristiansen & Rikstad 2007).



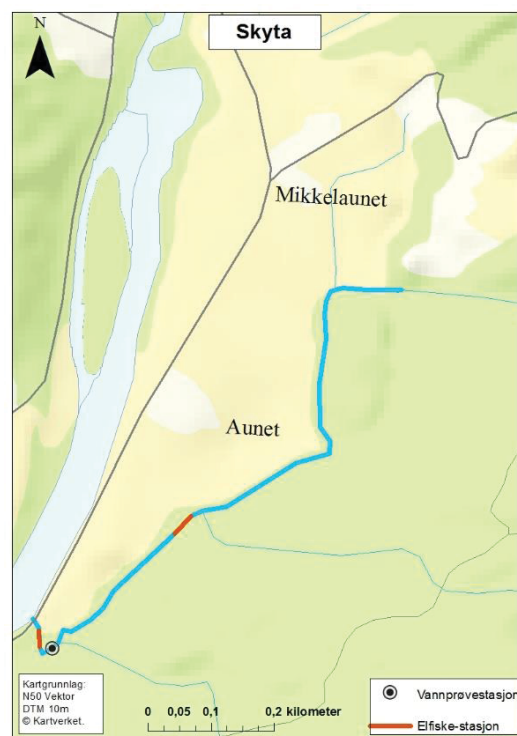
Figur 7: Kart over Bjørk- og Sundbybekken.

KVERNBEEKEN

Kvernbekken er bare 2,15 km (vann-nett.no 2016a), har en anadrom strekning på under 300 m og er derfor den eneste bekken i denne studien som kun har én stasjon. Bekken er typifisert som moderat kalkrik, humøs og klar (ikke leirpåvirket), og er nasjonal vanntype 19 (vann-nett.no 2016a).

SKYTA

Skyta, også kalt Litjiskyta, er den eneste bekken i studien som renner ut i Verdalselva ovenfor Østnesfossen. Den har en anadrom strekning på 1 km og er moderat kalkrik, turbid og leirpåvirket (vann-nett.no 2016h). I 2006 ble ungfisktettheten av ørret målt til 17 per m² (Kristiansen & Rikstad 2007). I 1994 var Skyta lite til moderat forurenset (Paulsen 1995).

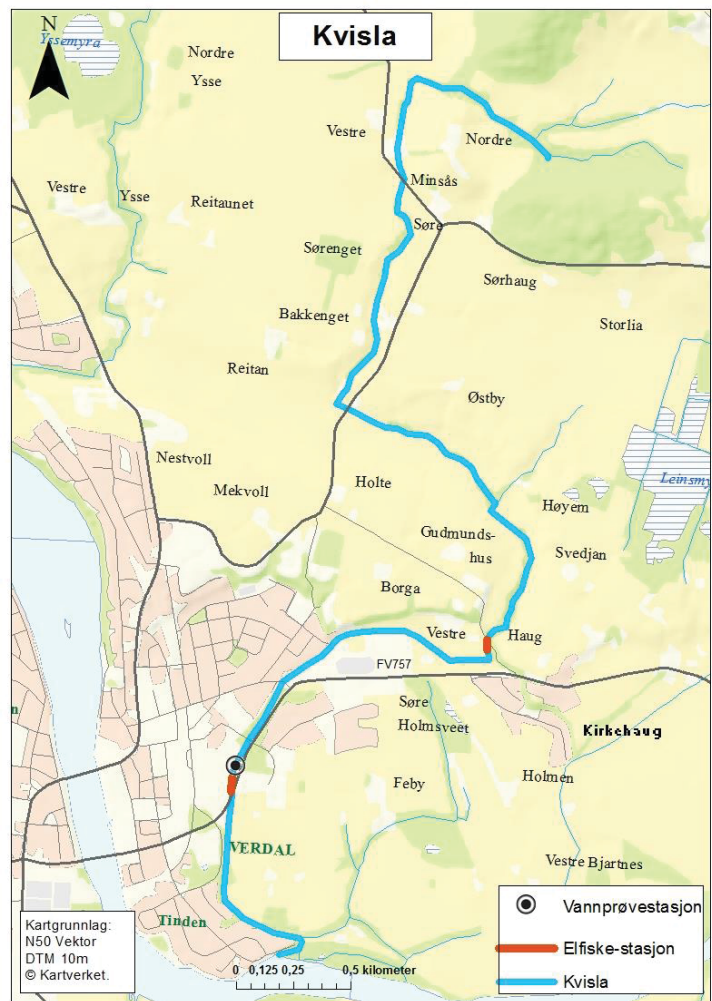


Figur 8: Kart over Skyta.

2.1.3 PÅVIRKEDE BEKKER

KVISLA

Kvisla, også kalt Liabekken, Haugslibekken og Minsåsbekken, er 9,17 km lang (vann-nett.no 2016b), med en anadrom strekning på omtrent 6 km (Kristiansen & Rikstad 2007). Bekken er vurdert til å være moderat kalkrik, turbid og leirpåvirket (vann-nett.no 2016b). Den renner stort sett gjennom landbruksområder, gjennom flere kulverter, lengre rør og til slutt Verdal sentrum, hvor den løper ut i Verdalselva. Bekken har i lang tid vært sterkt forurensset, hovedsakelig fra landbruk og bebyggelse (Haukland et al. 1986; Paulsen 1995). Kloakkutslipp har også vært registrert. Steinsetting har blitt utført for å erosjonssikre deler av bekken. I 2005 og 2006 var fisketettheten i bekken på henholdsvis 7 og 8 ungfisk av ørret per 100 m². Også i 1992 var resultatet av elfisket beskjedent (Kristiansen & Rikstad 2007). I 1996 ble det satt i gang et samarbeidsprosjekt mellom grunneiere langs Kvisla og Verdal kommune, med mål om blant annet å «*redusere forurensinga i bekken, slik at den kan fungere som oppgangsbekk og biotop for fisk*» (Røe et al. 2001).



Figur 9: Kart over Kvisla.

BROKSKITBEKKEN

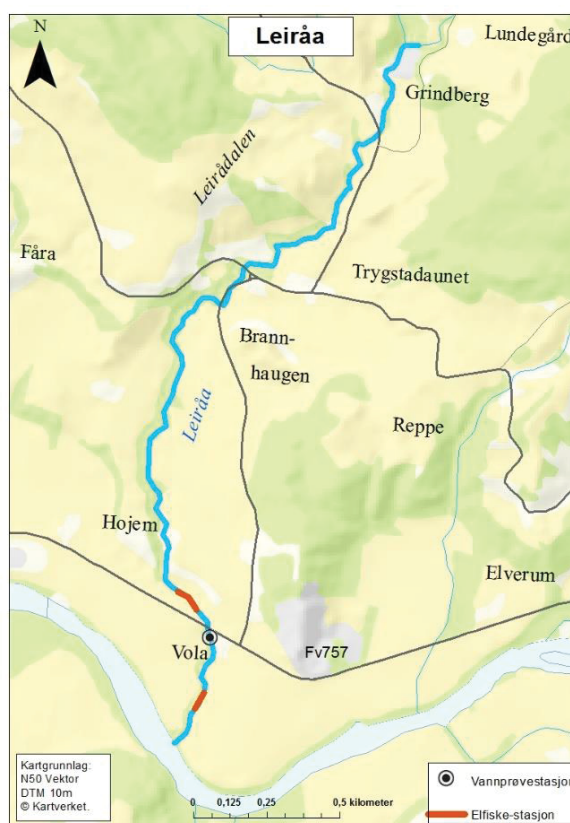
Brokskitbekken er 5,15 km lang (vann-nett.no 2016b), har ifølge Haukland (1986) antatt fiskeførende strekning på 2,6 km og renner gjennom både skog og landbruksområder. I følge kartdata er anadrom strekning omtrent 1 km (se Figur 11) på grunn av bekkelukking i omtrent 150 meter. Bekken er delvis steinsatt i nedre deler. Bekken er typifisert moderat kalkrik, humøs og klar (ikke leirpåvirket) og er nasjonal vanntype 8 (vann-nett.no 2016b). I 1994 viste vannprøver at Brokskitbekken var sterkt forurensset (Paulsen 1995). Resultatet av elfisket i 2006 var 36 ungfisk av ørret per 100 m² (Kristiansen & Rikstad 2007).



Figur 10: Kart over Brokskitbekken.

LEIRÅA

Leiråa er 7,47 km lang og er typifisert kalkrik, turbid og leirpåvirket (vann-nett.no 2016f). Leiråa har trolig vært en god sjørretbekk tidligere (Kristiansen & Rikstad 2007), men i 1985 var bekken fisketom i de øvre delene, med økende tetthet nedover (Haukland et al. 1986). I 1992 viste imidlertid fiskeregistreringer at tettheten var høyere i de øvre delene av den anadrome strekningen av bekken, mens den avtok nærmere utløpet. I 2006 ble tettheten i bekken beregnet til 26 ungfisk av ørret-, og 15 ungfisk av laks pr 100 m². Samme år ble det registrert omtrentlig 150 deponerte rundballer ved bekken nedenfor FV757, i tillegg til en privat søppelfylling rett nedenfor vandringsbarrieren for anadrom strekning (Kristiansen & Rikstad 2007).



Figur 11: Kart over Leiråa.

2.1.4 FISKESAMFUNN

Foruten laks og ørret, både stasjonær og anadrom, er det i vassdraget tidligere registrert røye (*Salvelinus alpinus*) og lake (*Lota lota*) ovenfor anadrom strekning. Kanadisk bekkerøye (*Salvelinus fontinalis*) er i tillegg påvist både ovenfor anadrom strekning og i Inna. Trepigget stingsild (*Gasterosteus aculeatus*) og ål (*Anguilla anguilla*) finnes i nedre deler av vassdraget. Ørekyt (*Phoxinus phoxinus*) er også påvist i Verdalselva ved flere undersøkelser (Kristiansen & Rikstad 2007).

2.2 STUDIEARTER

2.2.1 SJØØRRET OG LAKS

Ørreten har en kompleks livshistorie (Klemetsen et al. 2003). Noen lever i ferskvann hele livet, mens andre, såkalte sjøørret, lever anadromt og går ut i sjøen for næringssøk (Jonsson og Finstad 1995). All ørret og laks gyter imidlertid i ferskvann, vanligvis i rennende vann om høsten (Jonsson 2000). Ørreten foretrekker ofte mindre elver og bekker og gyter i all hovedsak september og oktober (Jonsson 1985). Laksen gyter gjerne senere, i større elver og benytter sidebekkene i mindre grad enn sjøørreten (Jonsson & Jonsson 2011). Etter klekking på våren lever laksefiskyngelen av plommesekken sin i omtrent en måned (Hansen 2000; Jonsson & Jonsson 2011). Når plommesekken er tom, består føden hovedsakelig av vannlevende insekter (Jonsson & Jonsson 2011). Etter noen år vil både laks og ørret som har en anadrom livsstrategi starte en morfologisk og fysiologisk endringsprosess som kalles smoltifisering (Jonsson 2000). Hvor lang tid sjøørreten blir i havet varierer. Enkelte individer blir kjønnsmodne og vandrer tilbake til elva for å gyte allerede etter en sommer, andre blir flere år i sjøen før de blir vnder tilbake for gyting (Jonsson 1985).

HABITATETS BETYDNING

Laksen foretrekker å gyte i dypere vann med høyere vannføring (høyere enn $1 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) (Jonsson et al. 1991) enn ørreten, og benytter gjerne elv kontra bekk (Klemetsen et al. 2003). Ørreten kan vandre opp i svært små bekker for å gyte (Jonsson et al. 2001). Begge artene er dog avhengig av rikelig vanngjennomstrømming og oksygen for utvikling av eggene (Armstrong et al. 2003). Substrat er viktig i denne sammenhengen. Både laks og ørret gyter i substrat med partikkelstørrelse mellom 5 og 128 mm (Jonsson & Jonsson 2011). Dersom partiklene i substratet er for små, vil vanngjennomstrømmingen minke (Louhi et al. 2008) og embryoene kan dø av oksygenmangel eller avta i vekst (Armstrong et al. 2003). Av samme grunn er erosjon av leire og andre småpartiklede substrater uheldig dersom disse avsettes over egg som ligger under grusen (Louhi et al. 2008).

Foretrukket vannhastighet hos ørret yngelen varierer med størrelse på fisken (Armstrong et al. 2003). Som plommeseekkyngel lever ørreten helst i grunne deler av bekken med lav vannhastighet ($0-20 \text{ cm s}^{-1}$) (Armstrong et al. 2003; Klemetsen et al. 2003). Etter hvert som fisken blir større foretrekker den dypere områder med høyere vannhastighet (typisk $20-50 \text{ cm s}^{-1}$ for 0+) (Heggenes 1996). Laks foretrekker områder med dybde på 10-15 cm som 0+, og dypere ($>30 \text{ cm}$) etter hvert som de blir større (Symons & Heland 1978). Størrelse på foretrukket substrat øker også med størrelse på fisken (Jonsson & Jonsson 2011). Ørreten kan benytte seg av områder med leire og andre finere substrater, men foretrekker steinete bunn (Heggenes et al. 1999). Tettheten av fisk kan øke med diversiteten på substratet (Symons & Heland 1978). Godt substrat gir muligheter for skjul og demper effekten av vannhastigheten (Jonsson & Jonsson 2011), slik at fisken ikke bruker mer energi enn nødvendig. Fisken er avhengig av skjul for å unngå å bli oppdaget av predatorer og for å visuelt isolere seg fra andre konkurrerende individer innen samme art, slik at aggressiviteten avtar (Jonsson & Jonsson 2011). Død ved og overhengende vegetasjon, i tillegg til stein og grus, fungerer også som skjul (Jonsson & Jonsson 2011). Overhengende vegetasjon gir også skygge, noe som både holder temperaturen i bekken lav og stabiliserer temperaturregulering (Caissie 2006).

Død ved er en essensiell, dynamisk del av økosystemet i de fleste elver og bekker i lavlandet (Naiman et al. 2002) og bidrar til å øke variasjoner blant annet i vannhastighet, elvebredde og dybde (Cherry & Beschta 1989). Død ved øker frekvensen og størrelsen av kulper (Montgomery & Buffington 1998; Robison & Beschta 1990), og kan derfor ha betydning for oppvekst- og overvintringsområder for ørret (Jonsson & Jonsson 2011). Samtidig bidrar død ved i systemet med å lagre grovt organisk materiale (Bilby 1981; Trotter 1990), som er viktig for mange bunndyr, men har liten innvirkning på transporten av oppløst organisk materiale, som for eksempel nitrogen og fosfor (Bilby 1981). I tillegg kan død ved ha en stabiliserende og erosjonsdempende effekt på bekkekanalen (Shields Jr et al. 2004).

Veksten hos individer av ørret yngel avhenger i stor grad av temperatur og matinntak (Elliott et al. 1995), og varierer både innad i og mellom årsklasser og populasjoner (Klemetsen et al. 2003). Denne individsvariasjonen for vekst avtar når tettheten på bestanden øker (Baerum et al. 2013; Klemetsen et al. 2003).

Fordi habitatpreferanse endres med fiskens alder, størrelse og diett, vil den gjerne benytte forskjellige deler av bekken eller elva i ulike livsstadier (Jonsson & Jonsson 2011). Varierende habitat og intakte vandringsveier er derfor viktig for å imøtekomme de ulike kravene fisken har med tanke på foretrukket snutehastighet, skjul for predatorer, visuell isolering fra andre konkurrerende

fisk innen samme art, temperaturregulering, overvintring og mattilgang. Kompleks habitatstruktur minker territoriestedelsen (Jonsson & Jonsson 2011) og tiltak for å øke heterogeniteten i bekker som har liten diversitet, kan derfor øke produksjonen (Jungwirth et al. 1995).

Fordi sjørreten foretrekker bekker og mindre elver til både gyting og oppvekst, mens laksen i all hovedsak foretrekker større systemer (Armstrong et al. 2003; Jonsson 2000; Klemetsen et al. 2003), er ørreten mer sårbar for bekkeforringelser.

2.3 METODER

2.3.1 VANNPRØVER

For å få et inntrykk av bekkens vannkvalitet og benytte dette som støtteparametere under klassifiseringen av økologisk tilstand ble det tatt vannprøver. Disse prøvene er ikke tilstrekkelige for å klassifisere kjemisk tilstand i bekkene.

Det ble tatt vannprøver etter standard prøvetakingsprosedyre i alle bekkene i to omganger, henholdsvis 12.juli og 27.august. Vannprøvestasjonen befant seg for hver bekk (unntatt Kvernbecken) mellom de to elfiskestasjonene i bekken. Den første omgangen ble tatt etter flere dager med oppholdsvær, og bekkene hadde normal/lav vannstand. Den andre omgangen med vannprøver ble tatt etter flere av jordbrukerne i området hadde gjødslet og det hadde regnet noe. Underveis i prøvetakingen for prøverunde 2 begynte det å regne kraftig. De 3 siste prøvene i denne omgangen (Kvernbecken, Bjørk-/Sundbybekken og Leiråa) ble derfor tatt etter mye nedbør. Det ble tatt én prøve for kjemiske analyser og én for biologiske analyser per bekk per omgang. Alle analysene ble utført av Analysesenteret i Trondheim (<https://www.trondheim.kommune.no/analysesenteret/>). I den biologiske analysen ble det målt mengde termotolerante koliforme bakterier (TKB). TKB inkluderer fekale bakterier som kan stamme fra avløpsvann eller husdyravføring, men også bakterier som naturlig finnes i miljøet. TKB kan derfor fungere som indikator på diffus forurensing, men kan ikke nødvendigvis assosieres med fekal forurensning (Paruch & Mæhlum 2012). I den kjemiske analysen ble det målt total fosfor (Tot-P) og total nitrogen (Tot-N), som er de vanligste næringssaltene i forbindelse med avrenning fra dyrkamark. I tillegg ble det fastslått fargetall ved standardisert metode ISO 7887:2011 64. Måleusikkerhet er for analysene oppgitt til å være 30% for Tot-P og 15% for Tot-N.

2.3.2 SPARKEPRØVER

Ettersom vannet i bekker skiftes ut fort, kan punkt- og sesongforurensing bli oversett i vannprøver. Å benytte biologiske indekser som metode for å evaluere vannkvalitet er derfor svært nyttig (Pander

& Geist 2013). Bunndyr har også særdeles viktige økologiske funksjoner i ferskvann, og bør være med i en helhetlig økologisk vurdering av miljøtilstand.

Det ble utført tre sparkeprøver per stasjon med omtrentlig lik avstand mellom hver prøve innad i stasjonen. Én sparkeprøve bestod av tre ganger 20 sekunder sparking med omtrent én meter mellom hver, tilsammen ett minutt per sparkeprøve. Etter hver sparkeprøve ble innholdet tømt i en bunndyrsbakke og sparkehåven ble spylt for å unngå at håven ble tett og for å være sikker på at alle bunndyr ble med i prøven. Prøvene ble så plukket i felt ved hjelp av en hvit bunndyrsbakke, pinsett, plastpipette og pirkenåler. Bunndyrene ble lagt i doble brødposer med 70-80% sprit for konservering. Sparkeprøvene ble utført i slutten av september og begynnelsen av oktober, med en sparkeprøvehåv med rammediameter 25x25 cm og maskevidde 0,45 mm.

For det taksonomiske arbeidet ble stereolupe og mikroskop ved økologilaboratoriet ved NMBU brukt. Steinfluer (Plecoptera), vårfluer (Trichoptera) og døgnfluer (Ephemeroptera) ble bestemt ned til art så langt det var mulig. Andre bunndyr ble stort sett bestemt ned til familie eller slekt. Dette ble gjort for å kunne klassifisere økologisk tilstand ved å beregne ASPT-indekser for bekkene.

Følgende nøklingslitteratur ble brukt i bestemmelsarbeidet: *Stoneflies (Plecoptera) of Fennoscandia and Denmark* (Lillehammer 1988), *Aquatic Insects of North Europe* volum 1 (Nilsson 1996) og 2 (Mey 1999), *Fauna of the USSR: Trichoptera* (Lepneva 1970) og *Guide to British freshwater macroinvertebrates for biotic assessment* (Pawley et al. 2011).

2.3.3 FISKEREGISTRERINGER

Det ble gjort tre ganger overfiske over et oppmålt område, med et elektrisk, bærbart fiskeapparat (el-fiskeapparat) av typen FA3 (<http://www.terik.no/>). To håver ble til enhver tid benyttet for å fange fisken, som så ble plassert i en bøtte med vann. Fisken ble artsbestemt ved hjelp av ytre kjennetegn/habitus, og lengdemålt etter endt omgang, noe som ga stasjonen 20-30 min hvile mellom hver omgang. Lengden på fisken ble brukt for å anslå alder. Videre ble det estimert tetthet av 0+ og >0+ ved hjelp av Zippins metode (Bohlin 1981; Zippin 1958). Etter 3. omgang ble all fisk satt ut igjen. I stasjoner hvor ingen fisk ble fanget eller observert i løpet av to omganger ble den tredje omgangen ikke gjennomført, da stasjonen ble antatt fisketom. Elfisket ble utført i perioden 27.august- 20.september på normal vannføring og lav turbiditet (med unntak av stasjon 1 i Kvisla hvor turbiditeten var noe høyere).



Figur 12: Måling av lakseparr i Follobekken. (Foto: Lovise Marie Vårhus)

2.3.4 HABITATKARTLEGGING

Kart ble benyttet for å bestemme områder som var interessante for kartlegging/grovbonitering av bekkene. Det ble kartlagt grad av potensiale for oppvekst- og gytevilkår. Bunnssubstrat, dybde, vegetasjon, dødt trevirke/ved og annet skjul ble tatt i betraktning. I tillegg ble det undersøkt hvorvidt det fantes eventuelle vandringshindre eller -barrierer. Bekkene ble grovt oppdelt og hver del ble beskrevet og gitt en grad av egnethet for både gyting og oppvekst. GPS av typen Garmin Dakota 20 ble benyttet for å stadfeste sonene. Boniteringen ble utført i november.

2.3.5 HABITATFORHOLD INNAD I STASJONENE

Tre transekter på tvers av bekken per stasjon ble valgt med omtrentlig lik avstand innad i stasjonen for å undersøke habitategenskaper. I hvert transekt ble det fylt ut et skjema med informasjon om bunnssubstratkomposisjon, andel substrat begrodd med alger og mose, dybde, vannhastighet, bredde og overhengende vegetasjon. Skjemaet ble fylt ut etter endt elfiske i stasjonen i august/september. Disse dataene, i tillegg til helhetlig vurdering av stasjonene, ble benyttet for å klassifisere habitatet innad i hver stasjon som egnet (habitatklasse 2) eller velegnet (habitatklasse 3) for gyting og oppvekst for laksefisk. Habitatklassene ble brukt for å velge klassegrenser for ungfisktettheter av laksefisk (Tabell 3), som et ledd i vurderingen av økologisk tilstand for laksefisk.

2.3.6 STATISTISKE ANALYSER

De statistiske testene ble basert på varianter av lineære modeller med kvantifisering og testing av forskjeller mellom øvre og nedre deler av bekker og mellom de ulike tiltaksnivåene til bekkene (Zuur et al. 2009). All statistikk ble gjort i programmet R, versjon 3.2.2 (R Development Core Team 2015).

Univariate modeller og tester av fisketetthet, 0+-størrelse og diversitets- og økologisk tilstandsindeks ble gjennomført ved enten lineære modeller (LM) (Searle 1971), for responser uten replikater, eller miksede lineære modeller (LME) (Pinheiro & Bates 2006; Zuur et al. 2009) for responser med replikater (transektdata). Analysene ble gjennomført, henholdsvis, ved hjelp av lm-prosedyren eller lmer-prosedyren i R (bibliotek: base og lme4, Bates et al 2015). Effekter i modellene inkluderte alltid behandling (det vil si referanse vs. tiltak vs. påvirket) da dette utgjorde hovedproblemstilling. I tillegg ble det lagt inn en rekke kovariater for å dels kvantifisere og dels korrigere for miljø- eller gradienteffekter. Det ble foretatt modellseleksjon ved hjelp av korrigert Akaiikes Informasjonskriterium, AICc, (Akaike 1974; Burnham & Anderson 1998). Estimering av R^2 -verdier (forklart varians) for LME modellene ble gjort ved å estimere både marginal R^2 (variens forklart av den fikserte modellstrukturen) og betinget R^2 (variens forklart av både fiksert og tilfeldig modellstruktur). Dette ble gjort ved å bruke r.squaredGLMM funksjonen i MuMIn biblioteket (Nakagawa & Schielzeth 2013)

Ordinasjonsanalyser av bunndyrsamfunnene ble utført i R-biblioteket Vegan (Oksanen et al 2016). Her ble ubeskrankede (unconstrained) analyser av alle bunndyrtaxa først gjennomført for fastsettelse av unimodale eller lineære metoder (basert på standardavvik for første akse, jamfør Lepš og Šmilauer (2003)). Etter valg av ordinasjonsmetode, ble beskrankede modeller tilpasset med behandling som effekt og ulike kovariater ble i tillegg valgt ut ved hjelp av en kombinert backwards/forwards seleksjonsmetode utført i ordistep-prosedyren i vegan.

2.3.7 KLASSIFISERING AV ØKOLOGISK TILSTAND

Den økologiske tilstanden i henhold til Forskrift om rammer for vannforvaltningen (Vannforskriften 2006) klassifiseres i fem ulike klasser: «svært god», «god», «moderat», «dårlig» og «svært dårlig». Fullstendig eller nesten fullstendige uberørte vannforekomster tilsvarer tilstandsklasse «svært god», mens for å oppnå tilstandsklasse «god» må vannforekomsten kun være svakt endret. Vannforskriften (2006) har fastsatt et miljømål om minst god økologisk og kjemisk tilstand for alle typer overflatevann som ikke regnes som sterkt modifiserte vannforekomster. Dersom en vannforekomst ikke oppnår minimum god økologisk og kjemisk tilstand, skal tiltak iverksettes for

at miljømålet nås innen fastsatte frister. Fristen for å nå miljømålet er i utgangspunktet seks år etter den første forvaltningsplanen for vannregionen har trådd i kraft, som for vannregion Trøndelag sitt tilfelle, som Verdalsvassdraget tilhører, betyr 2021. Fristen kan utsettes dersom tiltakene byr på vesentlige kostnader eller andre tungtveiende hensyn (Vannforskriften 2006).

Fordi bekkene renner gjennom landbrukslandskap (Kristiansen & Rikstad 2007), var det naturlig å bruke kvalitetelementer som er sensitive for eutrofiering/organisk belastning for klassifiseringen av økologisk tilstand. Tetthet av ungfisk av laksefisk og bunndyr har derfor blitt benyttet som kvalitetelementer (Direktoratsgruppa for gjennomføringen av Vanndirektivet 2015). Den endelige økologiske tilstanden ble fastsatt ut fra den indikatoren som ga dårligst tilstand for en vannforekomst, det vil si at «det verste styrer» -prinsippet ble brukt. De ulike nasjonale vanntypene har forskjellige klasseverdier for Tot-N og Tot-P (vann-nett.no 2016d) og vannprøveresultatene ble derfor lagt til grunn som støttevariabler for eutrofiering.

BUNNDYR

For å måle organisk belastning og klassifisere økologisk tilstand ved bruk av bunndyrsamfunnet, ble en ASPT-indeks utregnet for hver bekk og transekt. I denne indeksen blir hver bunndyrfamilie gitt verdier fra 1 til 10 basert på hvor tolerante de er for eutrofiering/organisk belastning (Tabell 1). Den gjennomsnittlige poengsummen av disse per sparkeprøve utgjorde prøvens ASPT-scoring (Average Score per Taxon). Dette er en vanlig og anerkjent metode å bruke ved klassifisering av økologisk tilstand i en vannressurs (Direktoratsgruppa for gjennomføringen av Vanndirektivet 2015).

Tabell 1: Toleranseverdier for bunndyrfamilier for beregning av ASPT-indeks. Høy verdi tilsier lav toleranse for organisk belastning. Gjengitt fra klassifiseringsveilederen for miljøtilstand i vann (Direktoratsgruppa for gjennomføringen av Vanddirektivet 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
Øyenstikkere	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, Ancyliidae	6
Vårfluer	Hydroptilidae	6
Muslinger	Unionidae	6
Krepsdyr	Corophiidae Gammaridae	6
Øyenstikkere	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
Fåbørstemark	Oligochaeta	1

Toleranseverdiene for alle familiene (og eventuelt ordenen Oligochaeta) som ble funnet i hver enkelt prøve ble summert. Videre ble summen dividert på antall taksa registrert slik at gjennomsnittscoring, det vil si ASPT, kunne estimeres. Til å klassifisere økologisk tilstand ved bruk av ASPT ble interkalibrerte klassegrenser i Tabell 2 benyttet.

Tabell 2: Referanseverdi og klassegrenser for ASPT-indeks for klassifisering av økologisk tilstand. Gjengitt fra klassifiseringsveilederen for miljøtilstand i vann (Direktoratsgruppa for gjennomføringen av Vanndirektivet 2015)

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

UNGFISKETTHET

Den økologiske tilstanden vurdert ved laksefisk som kvalitetselement tok utgangspunkt i tettheten av ungfisk hos laks/ørret ved de ulike stasjonene. Det ble sett i hvilken grad denne samsvarte med den forventede tettheten slik den framkommer fra Direktoratsgruppa for gjennomføringen av Vanndirektivet (2015) som er oppgitt i Tabell 3. Kvaliteten på habitatet ble kartlagt med tanke på egnethet for gyting og oppvekst. Habitatklasse 2 regnes som egnet habitat, mens habitatklasse 3 regnes som velegnet.

Tabell 3: Klassegrenser for ungfisketetthet av laksefisk i vanntype bekker og små elver, uten andre konkurrerende fiskearter til stede. Verdiene er antall ungfisk per 100² m. Habitatklasse 2 regnes som egnet habitat for laksefisk, mens habitatklasse 3 regnes som velegnet. Gjengitt fra klassifiseringsveilederen for miljøtilstand i vann (Direktoratsgruppa for gjennomføringen av Vanndirektivet 2015)

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

Dersom en vannforekomst som tidligere har hatt en naturlig fiskebestand, manglet denne på grunn av menneskelig aktivitet, har vannforekomsten automatisk blitt gitt svært dårlig tilstand. Hvorvidt >0+ har manglet har ikke blitt tatt hensyn til i vurderingen av økologisk tilstand for laksefisk, fordi det har vært vanskelig å fastslå om mangelen på en aldersgruppe kan tenkes å skyldes menneskelig aktivitet eller om fisken vandret naturlig ut i Verdalselva.

Fordi det kun ble fisket over 200 m² per bekk (100 m² for Kvernbecken) og fisketetthetene i all hovedsak må sies å kun gjelde for avfisket område, ble tilstanden sett i sammenheng med resultatene fra habitatklartegginga. Dette ble gjort for å få et helhetlig bilde av den økologiske

tilstanden for laksefisk. Det ble vurdert om den økologiske tilstanden er nedsatt som følge av habitatforringelser eller hinder i naturlig anadrom strekning. Dette ble kun gjort for bekkene som tilsa minimum god økologisk tilstand (miljømålet) utfra fisketetthetene, fordi videre tiltak for bekkene som ikke når miljømålet er foreslått i kapittel 4.3.

HYDROKJEMISKE STØTTEPARAMETERE

Total fosfor og total nitrogen ble benyttet som støtteparametere for klassifiseringen av økologisk tilstand med hensyn til eutrofiering (Tabell 4 og 5) (Direktoratsgruppa for gjennomføringen av Vanndirektivet 2015).

Tabell 4: Referanseverdier og klassegrenser for total fosfor ved klassifisering av økologisk tilstand i de ulike nasjonale vanntypene (elvetype). Gjengitt fra klassifiseringsveilederen for miljøtilstand i vann (Direktoratsgruppa for gjennomføringen av Vanndirektivet 2015).

Elvetype	Høyderegion	Total fosfor (Tot-P) i elver (µg/L)					
		Ref. verdi	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
1, 2, 4, 5, 18	Lavland og skog	6	1 - 11	11 - 17	17 - 30	30 - 60	>60
3, 6, 19	Lavland og skog	9	1 - 17	17 - 24	24 - 45	45 - 83	>83
7, 9	Lavland	9	1 - 15	15 - 25	25 - 38	38 - 65	>65
8, 10	Lavland	11	1 - 20	20 - 29	29 - 58	58 - 98	>98
12, 13, 15, 16	Skog	5	1 - 8	8 - 15	15 - 25	25 - 55	>55
14, 17	Skog	8	1 - 14	14 - 20	20 - 36	36 - 68	>68
20, 21, 23, 24	Fjell	3	1 - 5	5 - 8	8 - 17	17 - 30	>30
22, 25	Fjell	5	1 - 8	8 - 15	15 - 25	25 - 55	>55
1, 2, 4, 5, 18	Lavland og skog	6	1 - 11	11 - 17	17 - 30	30 - 60	>60

Mange av bekkene i Verdalselvvassdraget er leirpåvirkede. Den foreslåtte klassegrensen mellom god og moderat tilstand for Tot-P som i dag benyttes, varierer mellom 40 og 60 µg/L med hensyn til dekningsgrad av leirsedimenter i nedbørsfeltet (Solheim et al. 2008). For bekkene i Verdalsvassdraget er ikke leirdekningsgrad oppgitt (vann-nett.no 2016d) og klassifisering av Tot-P som støtteparameter for økologisk tilstand er for disse bekkene derfor ikke tatt.

Tabell 5: Referanseverdier og klassegrenser for total nitrogen ved klassifisering av økologisk tilstand i de ulike nasjonale vanntypene (elvetype). Gjengitt fra klassifiseringsveilederen for miljøtilstand i vann (Direktoratsgruppa for gjennomføringen av Vanndirektivet 2015).

Elvetype	Høyderegion	Total nitrogen (Tot-N) i elver (µg/L)					
		Ref. verdi	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
1, 2, 3, 4, 5, 18	Lavland og skog	200	1-325	325-475	475-775	775-1350	>1350
6, 19	Lavland og skog	275	1-475	475-650	650-1075	1075-1775	>1775
7, 9	Lavland	275	1-425	425-675	675-950	950-1425	>1425
8, 10, 11	Lavland	325	1-550	550-775	775-1325	1325-2025	>2025
12, 13, 15, 16	Skog	150	1-250	250-425	425-675	675-1250	>1250
14, 17	Skog og fjell	250	1-400	400-550	550-900	900-1500	>1500
20, 21, 23, 24	Fjell	125	1-175	175-250	250-475	475-775	>775
22,25	Fjell	150	1-250	250-425	425-675	675-1250	>1250

For Tot-N i leirpåvirkede bekker i lavlandet ble det kun skilt mellom god og moderat tilstand. For slike bekker som i tillegg er kalkrike er klassegrensen på 500 µg/, mens for de resterende er grensen mellom 500 og 1000 µg/, avhengig av jord- og vegetasjonstype (Direktoratsgruppa for gjennomføringen av Vanndirektivet 2015). Jord- og vegetasjonsgrupper tilknyttet disse bekkene er ikke oppgitt, og økologisk tilstand for bekker som hadde Tot-N-verdier mellom 500 og 1000 µg/ har derfor ikke blitt gitt en tilstandsklasse.

Klassifiseringsveilederen for miljøtilstand i vann (Direktoratsgruppa for gjennomføringen av Vanndirektivet 2015) nevner ikke bruk av TKB som støtteparameter for klassifisering av økologisk tilstand. TBK har her blitt brukt for å få en indikasjon på mengden diffus forurensing, men ikke for klassifisering av økologisk tilstand. For denne klassifiseringen har tilstandsklasser fra Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (Andersen et al. 1997) blitt brukt.

Tabell 6: Klassegrenser for termotolerante koliforme bakterier (TKB) (Andersen et al. 1997).

Tilstandsklasser	Meget god	God	Mindre god	Dårlig	Meget dårlig
TKB CFU/100 ml	<5	5-50	50-200	200-1000	>1000

3 RESULTATER

3.1 VANNPRØVER

Analysene av vannprøvene, oppgitt i Tabell 7, viste at tilstanden for Tot-N i de fleste bekkene var moderat. I de leirpåvirkede bekkene ble det kun skilt mellom god og moderat. Alle prøvene i disse bekkene ble satt til moderat tilstand, med unntak den første prøven i Skyta. Generelt hadde vannprøvene i de leirpåvirkede bekkene mye høyere verdier av Tot-N enn grensen for moderat som ligger på 500 µg/L, hvor den første prøven i Follobekken hadde den høyeste verdien med 3970 µg/L. I Eklobekken var det ekstremt høye verdier av Tot-N, særlig i den første prøven. Fordi mange av bekkene var leirpåvirkede og leirdekningsgrad ikke var oppgitt, kunne disse ikke klassifiseres i tilstandsklasser basert på Tot-P-verdier. Man ser likevel at verdiene av Tot-P-verdiene i Kvisla og Follobekken var høye. Prøvene for Kvernbecken, Bjørk-/Sundbybekken tatt i den andre prøveomgangen, ble tatt i kraftig nedbør. Kvernbecken og Bjørk-/Sundbybekken hadde vesentlig mye høyere verdier av Tot-P, Tot-N og TKB i denne prøven enn den foregående. For Leiråa var Tot-P og Tot-N-verdiene lavere enn i den foregående prøven, mens TKB-verdiene steg kraftig. Til tross for at prøvene tatt i den første omgangen ble tatt etter flere dager med oppholdsvær, og under lav vannstand, var verdiene i disse prøvene i mange bekker høyere enn i den andre prøven, som ble tatt etter nedbør og gjødsling i nedbørsfeltet. Kun den første prøven tatt i Skyta viste tilfredsstillende verdier av TKB. Det varierte ellers mellom moderate, dårlige og svært dårlige verdier av TKB.

Det helhetlige bildet av vannprøveanalysene i Tabell 7, viser at verdiene for Tot-P, Tot-N og TKB var for høye.

Tabell 7: Vanntyper (eventuelt beskrivelser for bekker som er leirpåvirkede) og verdier for totalt fosfor (Tot-P), totalt nitrogen (Tot-N), termotolerante koliforme bakterier (TKB) og fargetall i sidebekker til Verdalselva i 2015. Prøve 1 er tatt 12.juli, etter noen dagers oppholdsvær. Prøve 2 er tatt 27.august, etter nedbør og noe gjødsling i området. Fargene indikerer hvilken økologisk tilstandsklasse prøvene scorer som støtteparameter, satt ved hjelp av klassegrenser for Tot-P og Tot-N i de ulike vanntypene. Blå indikerer «svært god», grønn «god», gul «moderat», oransje «dårlig» og rød «svært dårlig» tilstand. For Tot-N i leirpåvirkede, kalkrike bekker i lavlandet skilles det kun mellom god og moderat tilstand, hvor grensen går på 500 µG/L. For tilsvarende bekker som ikke er kalkrike er grensen for moderat/god 500-1000 µG/L.

BEKK	VANNTYPE	PRØVE NR	TOT-P (µg/L)	TOT-N (µg/L)	TKB	FARGETALL
Kvisla	Moderat kalkrik, turbid og leirpåvirket	1	104	5780	600	74
		2	105	1430	780	49
Brokskitbekken	8	1	83	3850	500	108
		2	58	2090	390	64
Bjørk-/Sundbybekken	Kalkrike, turbide og leirpåvirket	1	9	520	120	61
		2*	84	1080	5400	32
Follobekken	Kalkrik, turbid og leirpåvirket	1	78	3970	200	27
		2	212	1860	250	18
Eklobekken	8	1	98	9480	600	14
		2	47,4	4140	1200	19
Kvernbekken	19	1	28,8	610	120	67
		2*	221	1140	3500	40
Leiråa	Kalkrik, turbid og leirpåvirket	1	63	2100	600	132
		2*	6,4	1330	12000	12
Kveldstadbekken	Kalkrik, turbid og leirpåvirket	1	20,5	1700	140	32
		2**			53	
Skyta	Kalkrik, turbid og leirpåvirket	1	7	390	45	64
		2	5,4	850	170	18

*ble tatt i/etter kraftig nedbør

**kjemisk analyse mangler

3.2 BUNNDYR

Av bunndyr bestod en stor andel av prøvene av fjærmygg (Chironomidae) og andre tovinger, som hårørestankelbein (Pediicidae) og knott (Simuliidae), i tillegg til fåbørstemark (Oligochaeta).

Dominerende av døgnfluer var Baetis-artene, særlig Baetis rhodani. Utenom Baetidae-familien ble kun en annen døgnflueart registrert; ett individ av arten Ephemerella danica i Follobekken. Av steinfluer dominerte arten Capnia bifrons, men også arter i Nemouridae- og Leutracidae-familien, i tillegg til andre Capniidae-arter, var det endel individer av.

3.2.1 ASPT

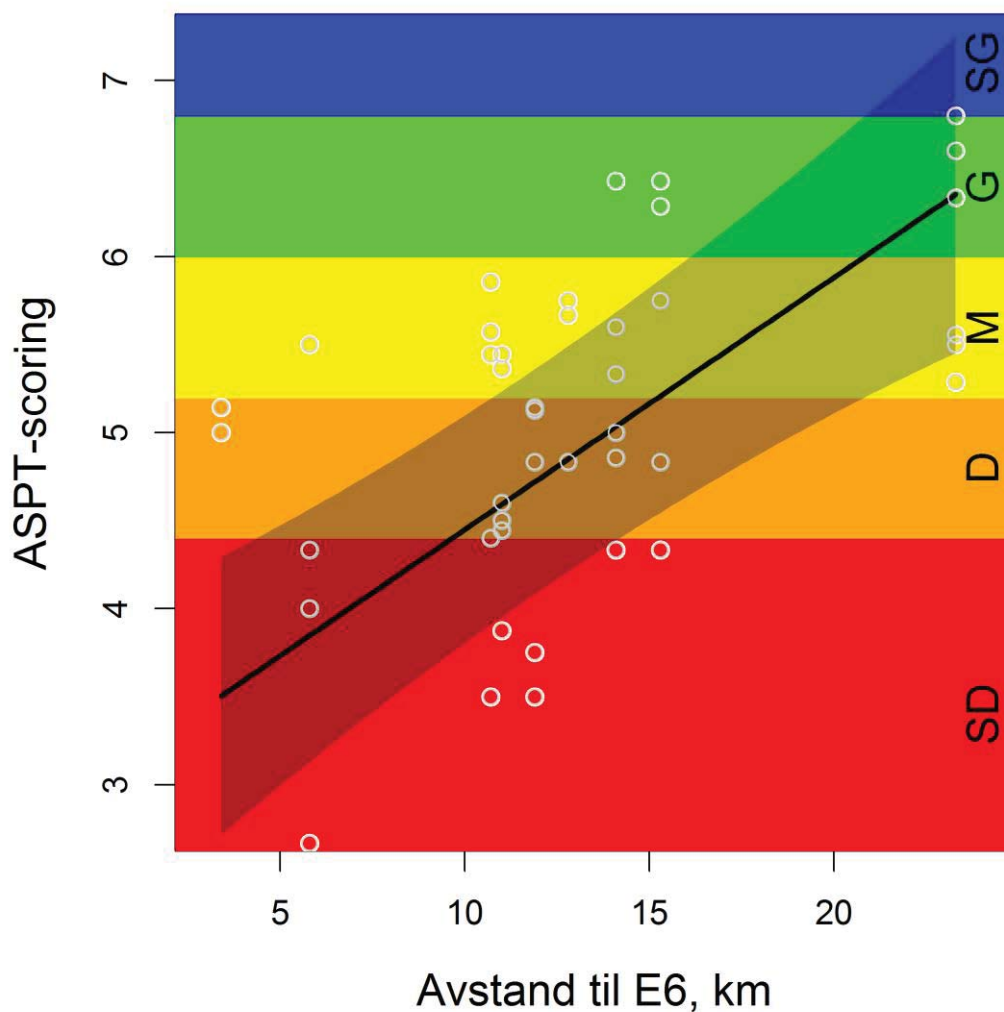
Den utvalgte LME-modellen for ASPT var en enkel lineær regresjonsmodell med avstand til E6 som prediktor og stasjon (øvre versus nedre) som random effekt (nøstet under bekk) (Tabell 8 og Tabell 9). Modellen hadde stigningstall på 0.14 (SE=0.03, $p<0.001$) og skjæringspunkt på 3.02 ± 0.43 ($p<0.0001$), noe som innebærer en forventet økning i ASPT på 0.14 pr km oppstrøms E6-brua. Forventet økologisk tilstand god eller bedre blir det da ikke før en når 20 km oppstrøms E6 (Figur 13). Tar en med effekt av effektnivå (tiltak, referanse og påvirket), korrigert for avstand til E6 (det vil si den femte mest støttede modellen i Tabell 8) ser en at verken de påvirkede eller tiltaksbekkene nådde høyere enn moderat økologisk tilstand ifølge denne modellen.

Tabell 8: Rangert lme modellseleksjonstabell for aspt beregnet fra bunndyrprøver av 9 sidebekker til verdalselva i 2015. Kun fiksert modellstruktur er vist da samtlige modeller har sone nøstet under bekk som tilfeldig intercept. K = antall estimerte parametere, $modellik$ = modell-likelihood, ll = log likelihood.

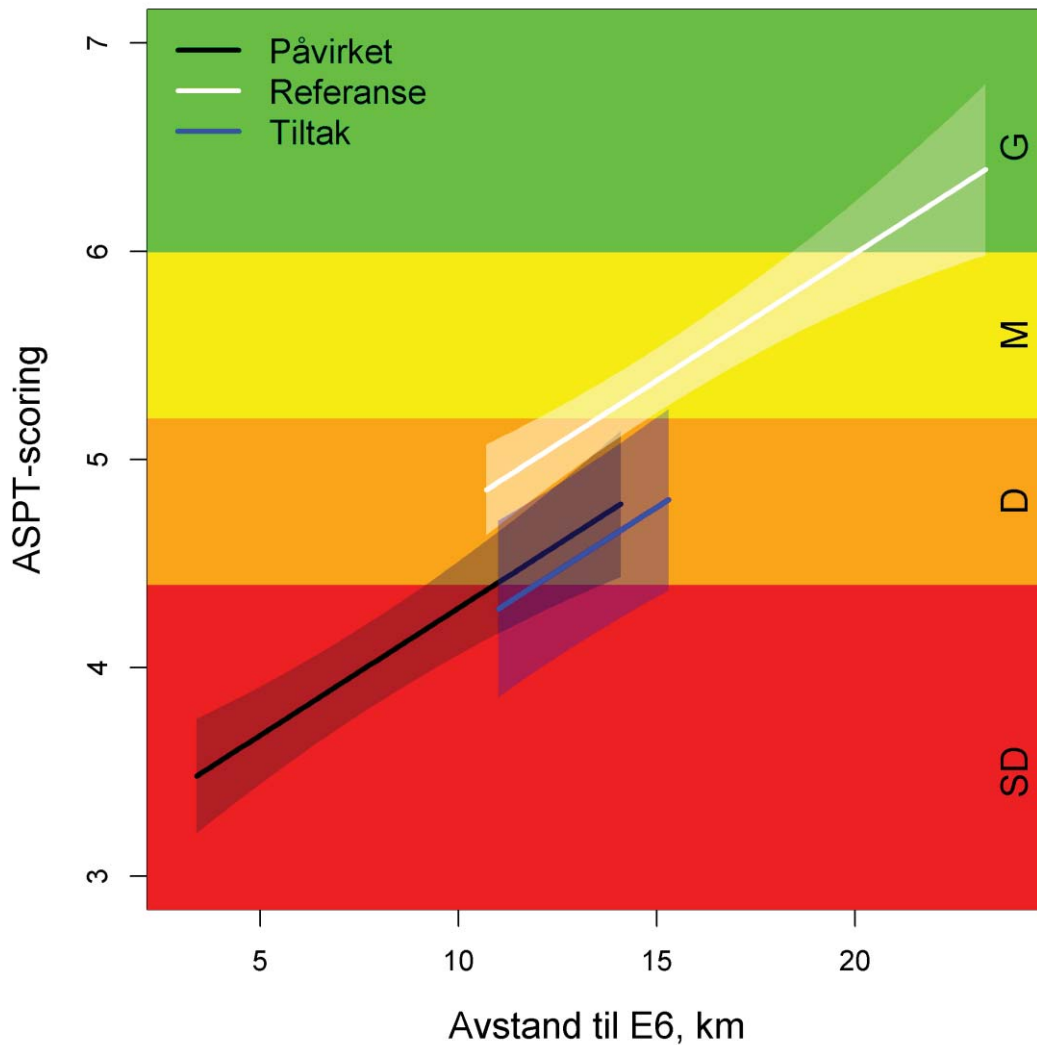
Fiksert modellstruktur	K	AICc	$\Delta AICc$	Modellik	AICc-vekt	LL
AvstandE6	4	151.44	0.00	1.00	0.32	-71.28
Effektnivå+pop.ord	6	153.21	1.77	0.41	0.13	-69.65
Sone+avstandE6	5	153.53	2.10	0.35	0.11	-71.10
Tot-P+avstandE6	5	153.62	2.18	0.34	0.11	-71.14
AvstandE6+effektnivå	6	154.59	3.15	0.21	0.07	-70.34
Sone*avstandE6	6	155.10	3.66	0.16	0.05	-70.60
Sone+avstandE6+TKB	6	155.40	3.96	0.14	0.04	-70.74
Sone+avstandE6+Tot-P	6	155.74	4.30	0.12	0.04	-70.92
Tot-P*avstandE6	6	155.80	4.36	0.11	0.04	-70.94
Sone+avstandE6+fargetall	6	155.85	4.41	0.11	0.03	-70.97
AvstandE6 ² +effektnivå	7	156.03	4.59	0.10	0.03	-69.71
Effektnivå*pop.ord	8	157.78	6.34	0.04	0.01	-69.17
Tot-P*avstandE6+effektnivå	8	159.45	8.01	0.02	0.01	-70.01
Effektnivå+sone	6	159.96	8.52	0.01	0.00	-73.03
Tot-P+effektnivå	6	160.15	8.71	0.01	0.00	-73.12
Effektnivå	5	160.22	8.78	0.01	0.00	-74.44

Tabell 9: Parameterestimer og tilhørende ANOVA- teststatistikk for den utvalgte lme-modellen i Tabell 8. Kun fikserte variabler er rapportert. Tilfeldige effekter (varians): bekkesone= 0.367; residualer=0.737. $R^2_m=0.37$; $r^2_c=0.58$.

Parameterestimat			Effekttest (ANOVA)				
Parameter	Estimat	SE	Prediktor	F	DF	DF-res	p-verdi
Skjæringspunkt	3.017	0.454	Avstand E6	17.3	1	15	0.0008
Avstand E6	0.143	0.034					



Figur 13: Prediksjon av ASPT som funksjon av avstand til E6 basert på den utvalgte lme-modellen i Tabell 8. Forventet verdi er vist som svart linje og det tilhørende 95% konfidensintervallet (både fiksert variasjon og tilfeldig variasjon er tatt med). Vannforskriftens ASPT-baserte økologiske tilstandsgrenser er vist i bakgrunnen med tilhørende farge og nivå. Sd=svært dårlig, d=dårlig, m=moderat, g=god og sg = svært god.



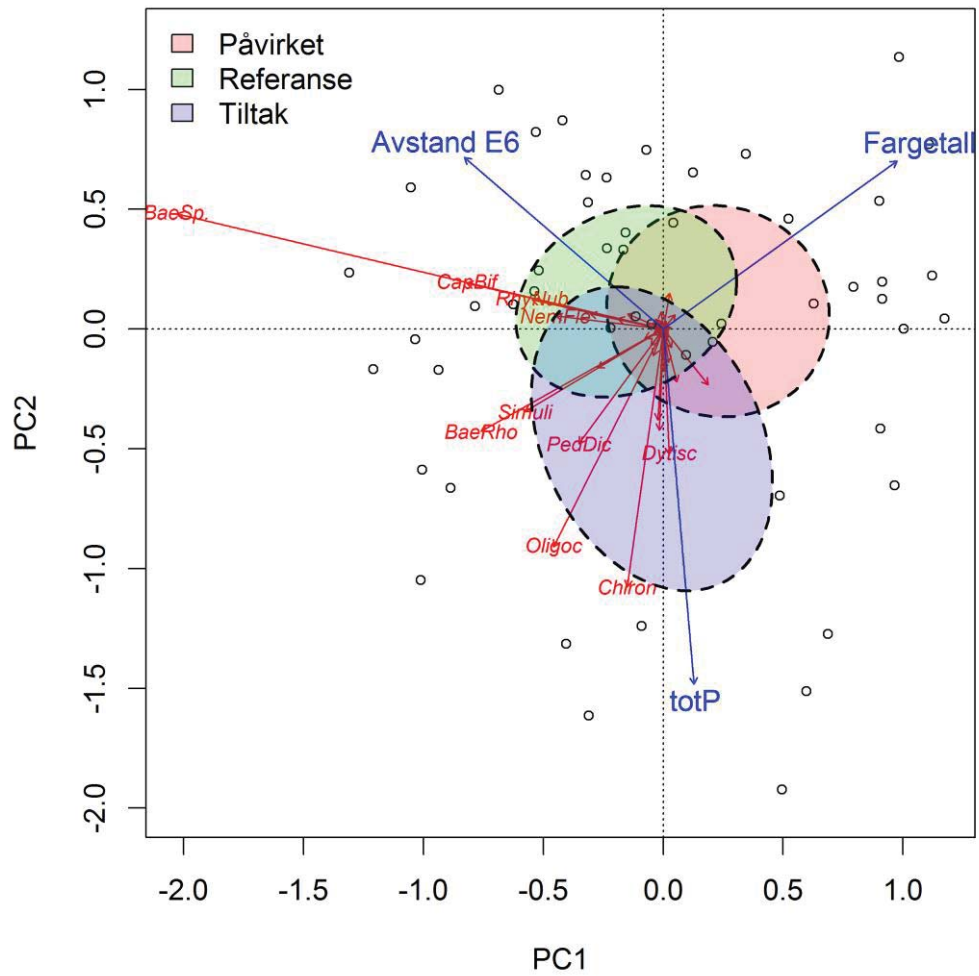
Figur 14: Prediksjon av ASPT som funksjon av avstand til E6 og effektnivå basert på den 5. mest støttede lme-modellen i Tabell 8. Forventet verdi er vist som svart (påvirket), hvit (referanse) og blå (tiltak) linjer og det tilhørende 95% konfidensintervallet (både fiksert variasjon og tilfeldig variasjon er tatt med). Vannforskriftens ASPT-baserte økologiske tilstandsgrenser er vist i bakgrunnen med tilhørende farge og nivå. Sd=svært dårlig, d=dårlig, m=moderat, g=god og sg = svært god.

3.2.2 ORDINASJONSANALYSER

Den ubeskrankede DCA-analysen resulterte i en akselengde for førsteaksen på 2.41 SD, noe som pekte i retning av at responsvariablene med mest effekt burde modelleres som lineære responser. Modellseleksjonsprosedyren for de oppfølgende RDA-analysene (PCA-basert) ga følgende prediktorstruktur: Avstand til E6+fargetall+Tot-P+effektnivå. Av disse effektene var det Tot-P som hadde høyest forklaringsgrad og effektnivå lavest (Permutasjonstest: Tabell 10). Ut fra biplottet av RDA-analysen (Figur 15) kommer det fram at Tot-P er sterkt korrelert med fåbørstemark og fjærmygglarver men negativt korrelert med *Baetis*-arter (små) og referansebekkene. Fargetall har negativ påvirkning på *Baetis rhodani* og knott. Disse to siste bunndyrtaxaene er også negativt korrelert med de påvirkede bekkene. Avstand til E6 ser ut til å korrelere med referansebekkene og *Baetis* sp. og steinflua *Capnia bifrons*.

Tabell 10: Permutasjonstestparametere av utvalgte rda-modellstruktur fra stepwise-prosedyren som ble anvendt på bunndyrdata fra 9 sidebekker til Verdalselva i 2015. R^2 er kvadrert korrelasjonskoeffisient og p er tilhørende signifikansnivå. Modellen forklarte 36.6% av bunndyrsdataene. Modellen er plotta i Figur 15 .

Effekt	r^2	p
Avstand til E6	0.1569	0.017
Fargetall	0.1889	0.007
Tot-P	0.2895	0.001
Effektnivå	0.0762	0.091



Figur 15: Biplott av rda-analysen med alle bunndyrgruppene og med effektnivåer som prediktor. *Pc1*-aksen forklarer 27 % av variasjonen og *pc2*-aksen 15%. Bunndyrgruppene er vist som vektorpiler (kun de 10 viktigste er vist med navn) og 80% effektsentroider er vist for effektnivåene som er vist med ulike farger.

3.2.3 DIVERSITET

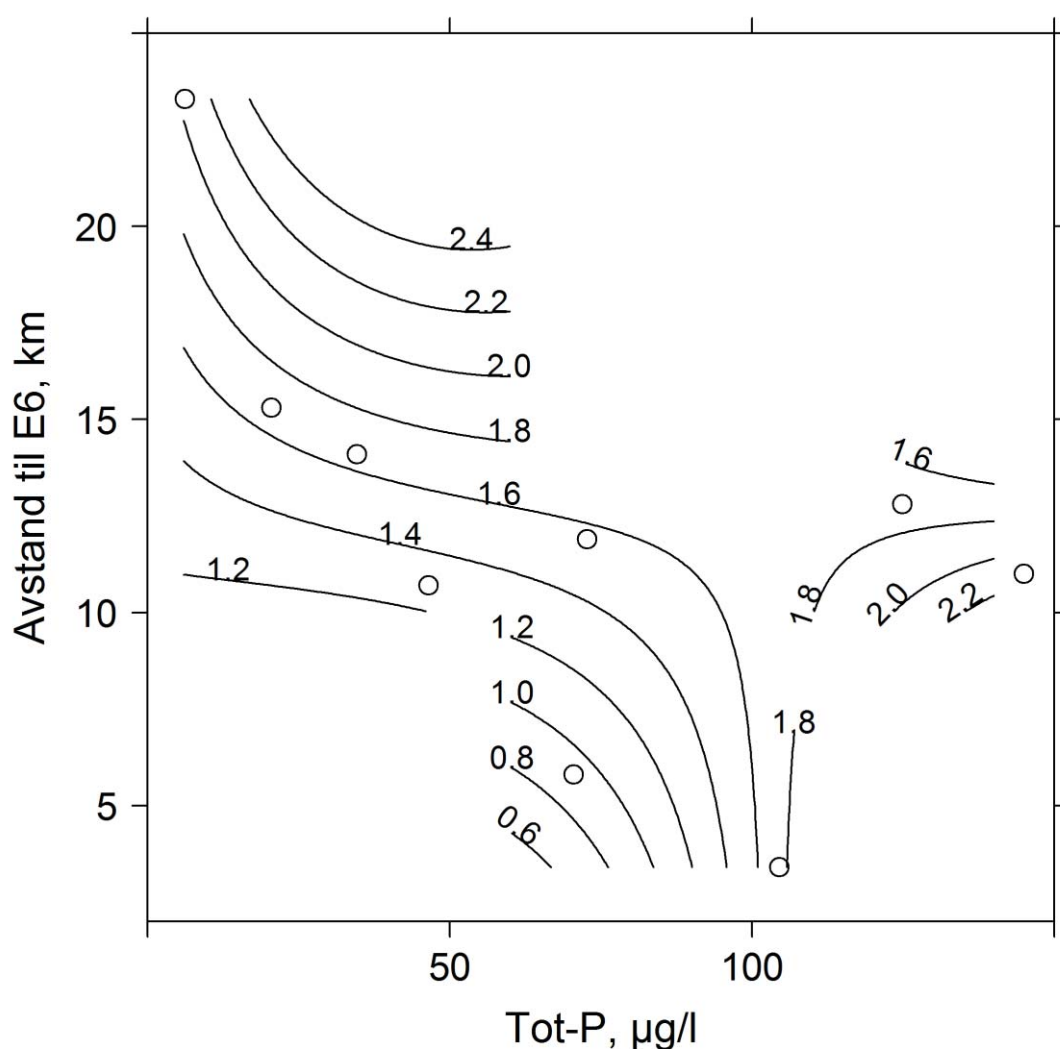
Modellseleksjonsprosedyren rangerte modeller med kombinasjon av avstand til E6 og total-P i modellstrukturen, der modellen Tot-P²*avstandE6 fikk lavest AICc (Tabell 11). Denne modellen estimerte at diversiteten av bunndyr generelt øker jo høyere en beveger seg opp i vassdraget (innenfor 25 km) så lenge Tot-P < 100, men i bekker som kommer inn 10-15 km oppstrøms E6-brua endres dette mønsteret ved høye Tot-P-verdier (Tabell 12, Figur 16). Generelt øker diversiteten med økende Tot-P, men dette var særlig gjeldende langt ned i vassdraget.

Tabell 11: Rangert lme-modellseleksjonstabell for shannon-wiener-diversitetsindeks beregnet fra bunndyrprøver av 9 sidebekker til Verdalselva i 2015. Kun fiksert modellstruktur er vist da samtlige modeller har sone nøstet under bekk som tilfeldig intercept. K = antall estimerte parametere, modellik = modell likelihood, aiccwt = aic vekt, ll = log likelihood.

Fiksert modellstruktur	K	AICc	ΔAICc	ModelLik	AICcWt	LL
Tot-P ² *avstandE6	8	67.964	0.000	1.000	0.321	-24.268
Tot-P*avstandE6	6	69.087	1.123	0.570	0.183	-27.589
Tot-P+avstandE6	5	69.610	1.646	0.439	0.141	-29.138
Tot-P ² +avstandE6	6	69.870	1.906	0.386	0.124	-27.981
Sone+avstandE6+Tot-P	6	70.506	2.542	0.281	0.090	-28.299
Sone*avstandE6	6	72.449	4.486	0.106	0.034	-29.270
Tot-P*avstandE6+effektnivå	8	73.096	5.132	0.077	0.025	-26.834
AvstandE6	4	73.149	5.185	0.075	0.024	-32.140
Sone+avstandE6	5	74.937	6.973	0.031	0.010	-31.802
Sone	4	75.647	7.683	0.021	0.007	-33.389
Sone+avstandE6+fargetall	6	75.735	7.771	0.021	0.007	-30.913
Bekk	11	76.123	8.159	0.017	0.005	-23.677
Tot-P*effektnivå+avstandE6	9	76.336	8.372	0.015	0.005	-26.973
Sone+avstandE6+TKB	6	77.202	9.238	0.010	0.003	-31.646
Effektnivå	5	77.228	9.264	0.010	0.003	-32.948
Bekk+sone	12	77.299	9.335	0.009	0.003	-22.544
Effektnivå+pop.num	6	77.466	9.502	0.009	0.003	-31.779
AvstandE6+effektnivå	6	77.484	9.520	0.009	0.003	-31.787
Effektnivå+sone	6	79.422	11.458	0.003	0.001	-32.756
Tot-P+effektnivå	6	79.453	11.490	0.003	0.001	-32.772
AvstandE6 ² +effektnivå	7	79.654	11.691	0.003	0.001	-31.525
Effektnivå*pop.num	8	79.707	11.743	0.003	0.001	-30.139
Effektnivå*sone	7	80.485	12.521	0.002	0.001	-31.940
Bekk*sone	19	84.713	16.749	0.000	0.000	-11.098

Tabell 12: Parameterestimer og tilhørende ANOVA-teststatistikk for den utvalgte lme-modellen i Tabell 11, plottet i Figur 16. Kun fikserte variabler er rapportert. Tilfeldige effekter (varians): bekkesone= 0.0523; residualer=0.1357. $R^2_m=0.41$; $r^2_c=0.57$.

Parameterestimat			Effekttest (ANOVA)				
Parameter	Estimat	SE	Prediktor	F	DF	DF-res	p-verdi
Skjæringspunkt	0.65550	1.09300	Tot-P ²	4.0427	2	11	0.04828
Tot-P	-0.03646	0.02578	Avstand E6	0.9875	1	11	0.34171
Tot-P ²	0.00045	0.00020	Tot-P ² *avstand E6	3.0127	2	11	0.09049
Avstand E6	0.04891	0.04922					
Tot-P*avstand E6	0.00341	0.00189					
Tot-P ² *avstand E6	-0.00004	0.00002					



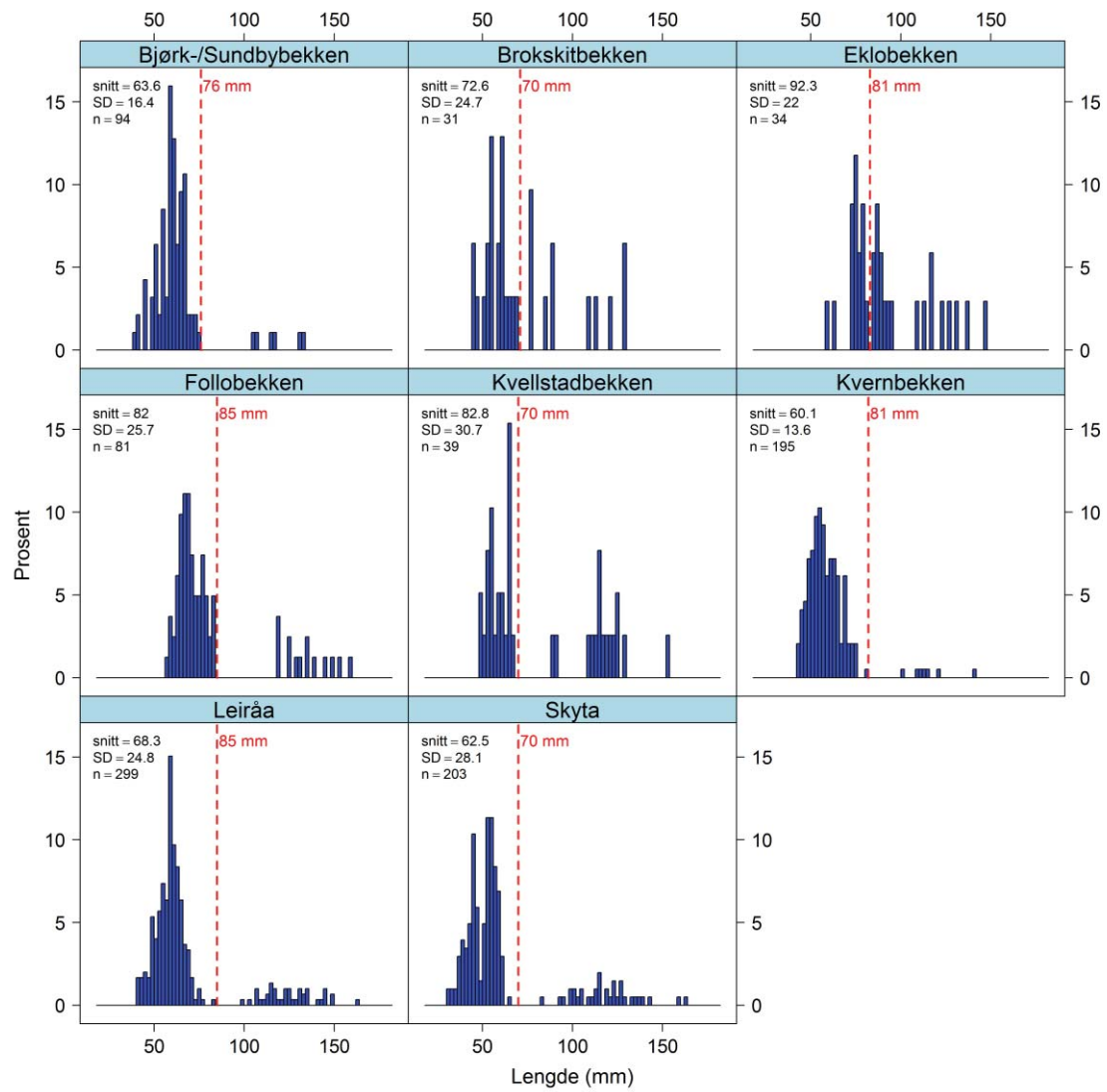
Figur 16: Konturplott av estimerte shannon-wienerindeksverdier basert på den utvalgte lme-modellen i Tabell 11 og Tabell 12. Iso-linjene representerer shannon-wienerindeksverdier.

3.3 FISK

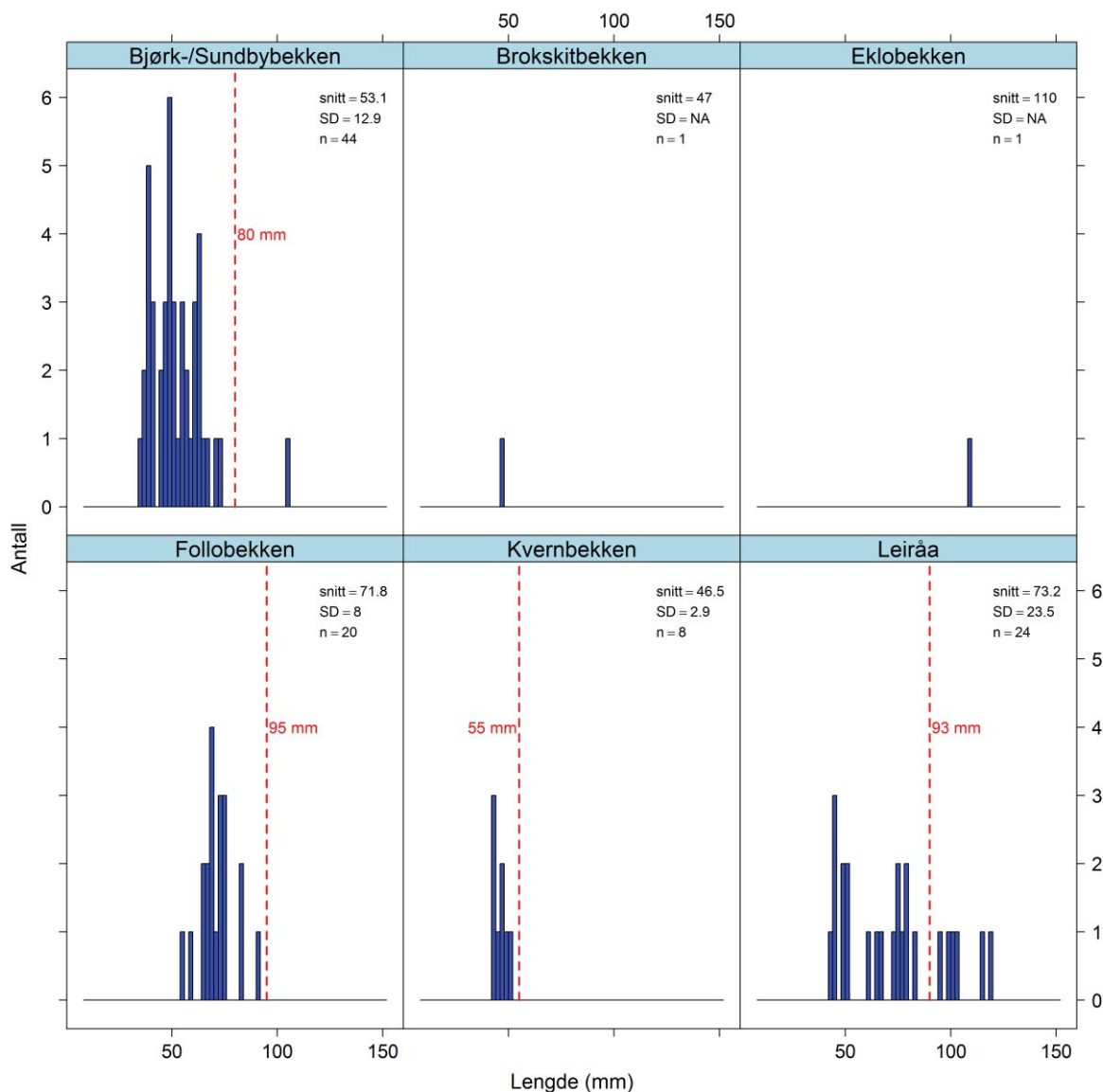
Under elfisket ble det kun registrert ørret og laks. Under sparkeprøvetakinga i stasjon 1 i Kvisla ble det registrert 3 individer trepigget stingsild. Til sammen ble et areal på 1690 m² avfisket på 17 stasjoner, og 1081 fisk ble registrert, hvorav 983 var ørret og 98 var laks. Alle registrerte laksefisk var ungfisk, med unntak av en voksen sjøørret på 50 cm som ble fanget i stasjon 1 i Follobekken. 0+ dominerte i stor grad, for begge artene. I Kvisla ble det verken fanget eller observert laksefisk. Det ble registrert laks i kun 6 bekker, og flest individer ble det registrert i Bjørk-/Sundbybekken, mens ørret ble registrert i 8 bekker.

3.3.1 LENGDE OG ALDER

Det var i enkelte av bekkene utfordrende å foreslå skille på 0+ og >0+, for både ørret og laks. Lengdefordelingen (Figur 17 for ørret og Figur 18 for laks) varierte mellom bekkene. Foreslått skille mellom 0+ og >0+ for ørret varierte mellom 70 og 85 mm, mens det for laks gikk helt opp til 95 mm.

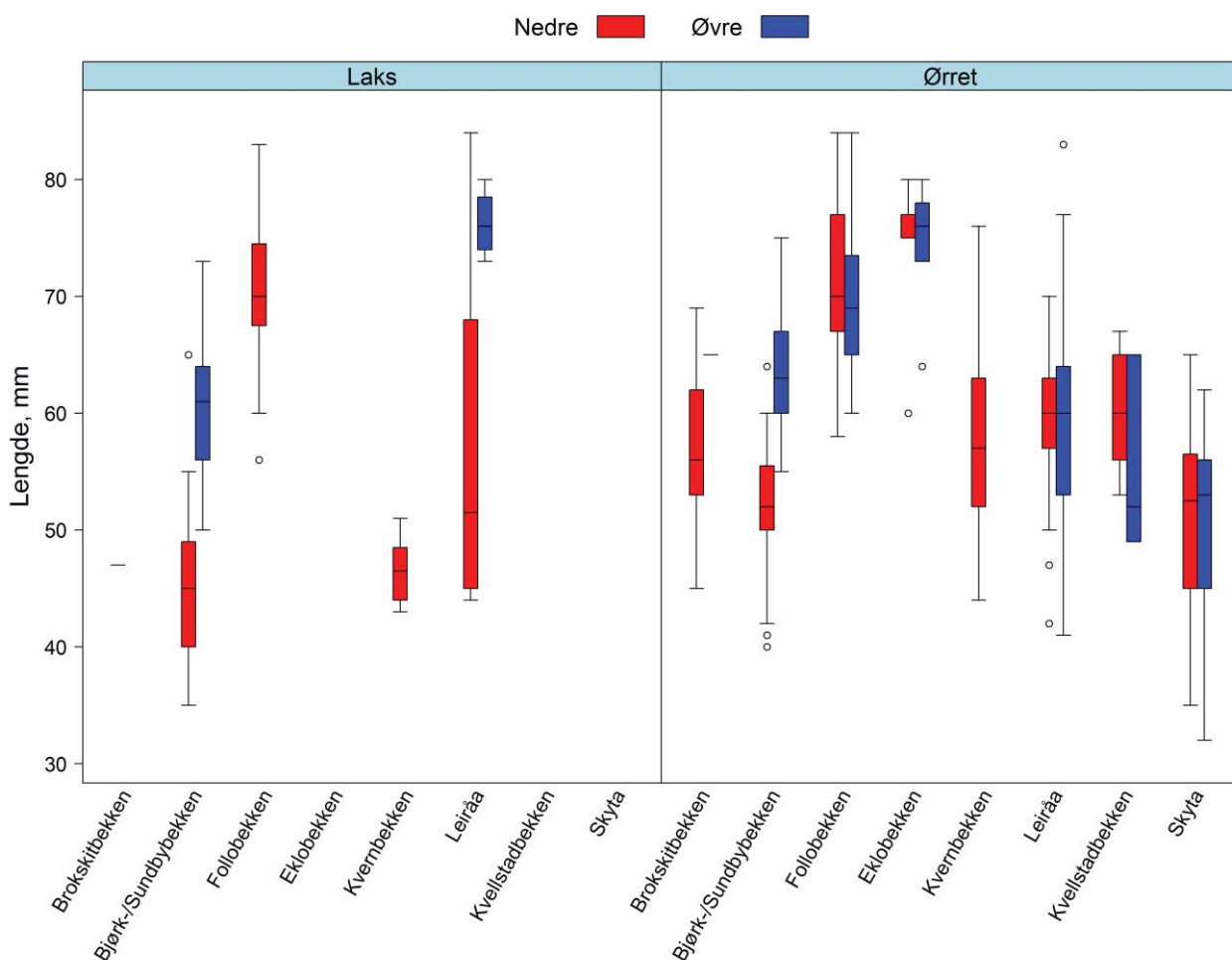


Figur 17: Prosentvis lengdefordeling av ørret mellom 20 og 120 millimeter fra sidebekker til Verdalselva i 2015. Den røde, stiplede linje markerer foreslått skille mellom 0+ og >0+.



Figur 18: Antall laks mellom 0 og 150 millimeter fra sidebekker til Verdalselva 2015, fordelt på lengdegrupper. Den røde, stiplede linje markerer foreslått skille mellom 0+ og >0+.

Lengden av både 0+- og >0+-ørret var signifikant forskjellig mellom bekkene (ANOVA: $p < 0.0001$ for 0+ og $p = 0.003$ for >0+). Det var den også for 0+-laks (ANOVA: $p < 0.0001$). Det ser ut til å være forskjeller mellom bekkene i hvilken grad lengdefordelinga på øvre og nedre stasjon skiller seg fra hverandre (Figur 19). Dette analyseres videre i 3.3.3 Effekter på 0+-lengder.

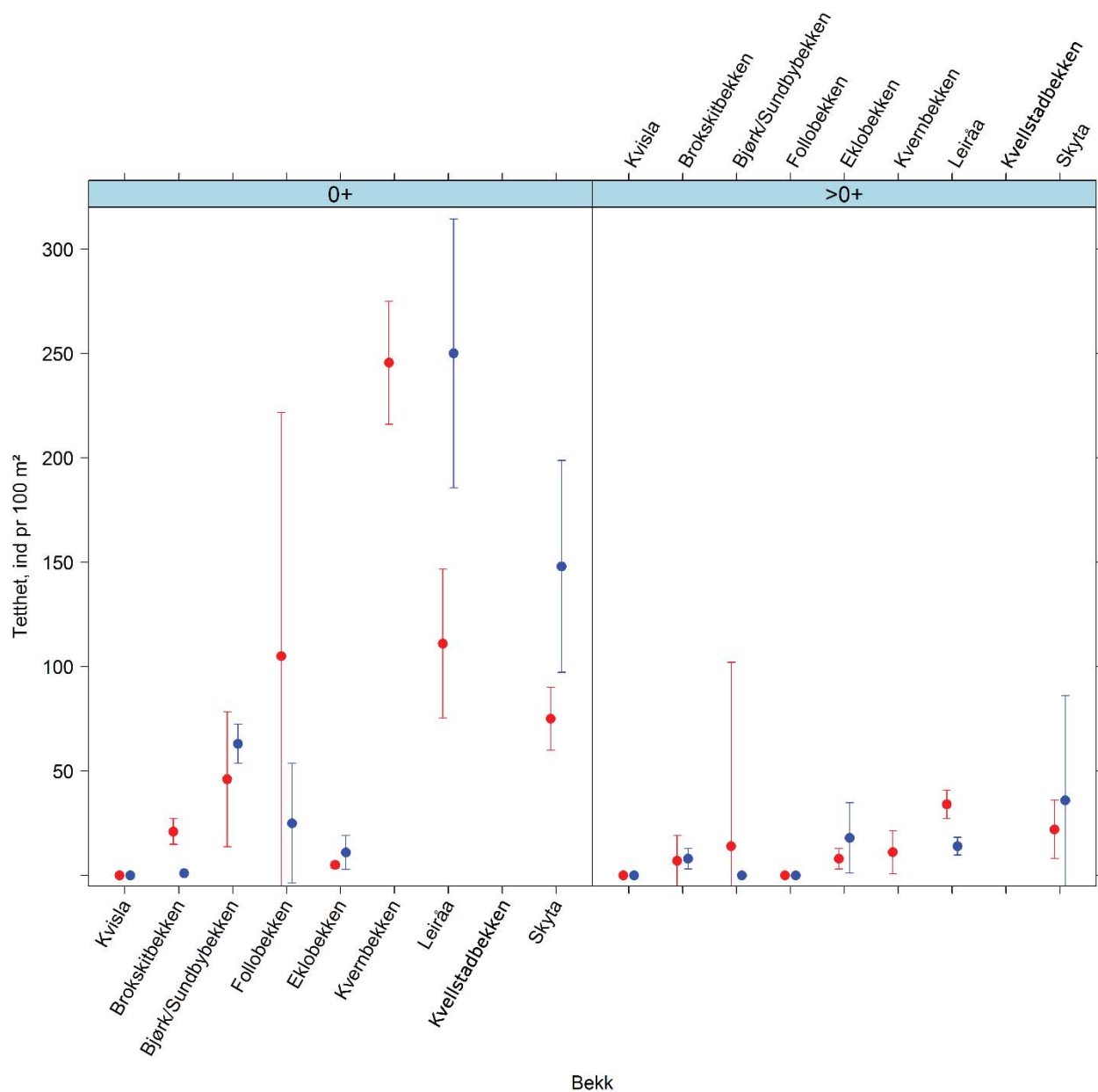


Figur 19: Stasjonsvisse lengdefordelinger hos 0+ laks og ørret fra sidebekker til Verdalselva 2015, hvor rød boks er nedre stasjon og blå boks øvre. Medianverdien er angitt som horisontal linje inne i rektanglene og rektanglene omfatter 50% av observasjonene, mens de ytre vertikale strekene omfatter 90% av observasjonene. Bekkene er organisert slik de er lokalisert i forhold til Verdalselvas uto.

3.3.2 UNGFISKTETTHET

ØRRET

Den estimerte tettheten av 0+- og >0+-ørret fremkommer i Figur 20. Tettheten av 0+-ørret varierte stort mellom bekkene, mens den varierte mindre for >0+-ørret. 0+-tettheten var størst i Kvernbecken (hvor det kun var én stasjon) og øvre stasjon i Leiråa. Størrelsen på konfidensintervallene varierte særlig for 0+, og var for noen stasjoner store, for eksempel i nedre stasjon i Follobekken. Bekkene er i Figur 20 organisert i rekkefølgen de renner ut i vassdraget, med bekkene til venstre som renner ut nederst, altså nærmest Verdalselvas uto. For 0+ ser man at tettheten generelt er lavere nederst i vassdraget enn øverst.



Figur 20: Stasjonsspesifikke estimater av 0+ og >0+-tettheter av ørret per 100 m² for sidebekker til Verdalselva 2015. De vertikale linjene utgjør 95% konfidensintervall og øvre stasjoner er angitt som blå symboler og røde representerer nedre stasjoner. Bekkene er organisert slik de er lokalisert i forhold til Verdalselvas utoes.

Variasjonene i tettheten av 0+-ørret ble best forklart med avstanden fra E6, altså hvor høyt Verdalsvassdraget bekken rant ut (Tabell 13). Prediksjonene viser at jo lengre unna E6 bekken renner ut, jo høyere var 0+-tettheten. De tre mest AIC-støttede prediksjonsmodellene inneholdt alle avstand fra E6. Den nest mest støttede modellen tok utgangspunkt i gjennomsnittsdybde i elfiskestasjonen i tillegg til avstand fra E6. Denne modellen er presentert i Figur 21, og viser at tettheten i

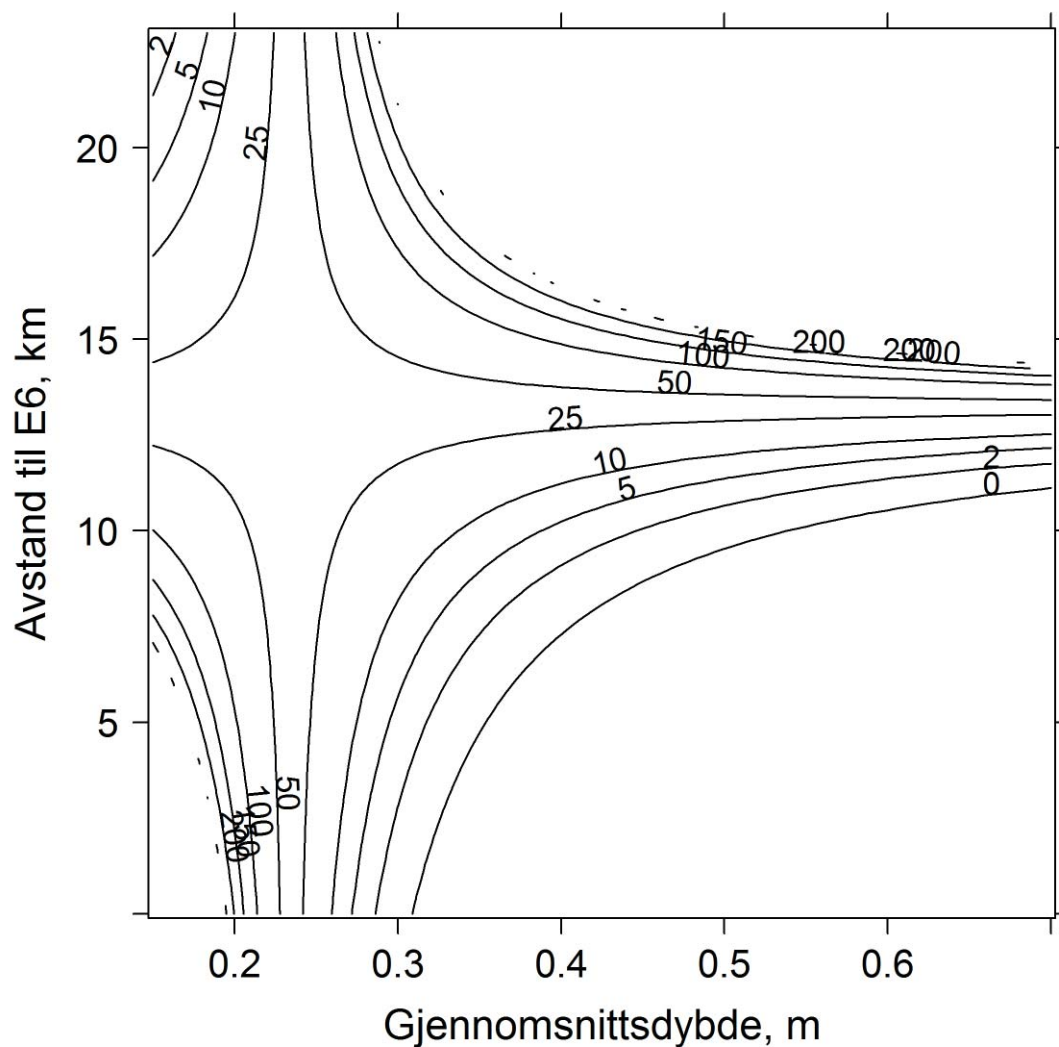
bekker som har kort avstand fra E6 sank når gjennomsnittdybden økte, men at i bekker som renner ut langt fra E6 økte tettheten med gjennomsnittdybden.

Tabell 13: Modellseleksjonstabell med de ti mest AIC-støttede modellene for å forklare ulikheter i tetthet av 0+-ørret. Effektnivåene er stasjonenes behandling, «påvirket», «referanse» og «tiltak», hvor nedre stasjon i tiltaksbekkene tilhører «referanse» og øvre stasjon tilhører «tiltak». Gjennomsnittdybde er stasjonsspesifikk og ikke basert på hele bekkens dybde.

Modellstruktur	K	AICc	Δ AICc	ModellLik	AICc-vekt	LL
AvstandE6	3	49,92894	0	1,00E+00	4,91E-01	-20,6311
Gj.snittsdybde*avstandE6	5	51,25703	1,32809	5,15E-01	2,53E-01	-16,3428
Gj.snittsdybde*log(>0+-tetthet+1))	4	53,71037	3,781434	1,51E-01	7,42E-02	-20,3552
AvstandE6+stasjon	4	53,73623	3,807289	1,49E-01	7,32E-02	-20,3681
Log(>0+-tetthet+1)	3	54,19156	4,262619	1,19E-01	5,83E-02	-22,7625
Effektnivå	4	56,99022	7,061279	2,93E-02	1,44E-02	-21,9951
AvstandE6*stasjon	5	57,71052	7,781584	2,04E-02	1,00E-02	-19,5696
Gj.snittsdybde*log(>0+-tetthet+1)	4	58,49807	8,569129	1,38E-02	6,77E-03	-22,749
AvstandE6*log(>0+-tetthet+1))	5	58,52287	8,593933	1,36E-02	6,69E-03	-19,9757
Gj.snittsdybde+log(>0+-tetthet+1)	5	58,78971	8,860767	1,19E-02	5,85E-03	-20,1091

Tabell 14: Parameterestimer og tilhørende ANOVA-teststatistikk for topp-modellen i Tabell 13, som er plottet i Figur 21.

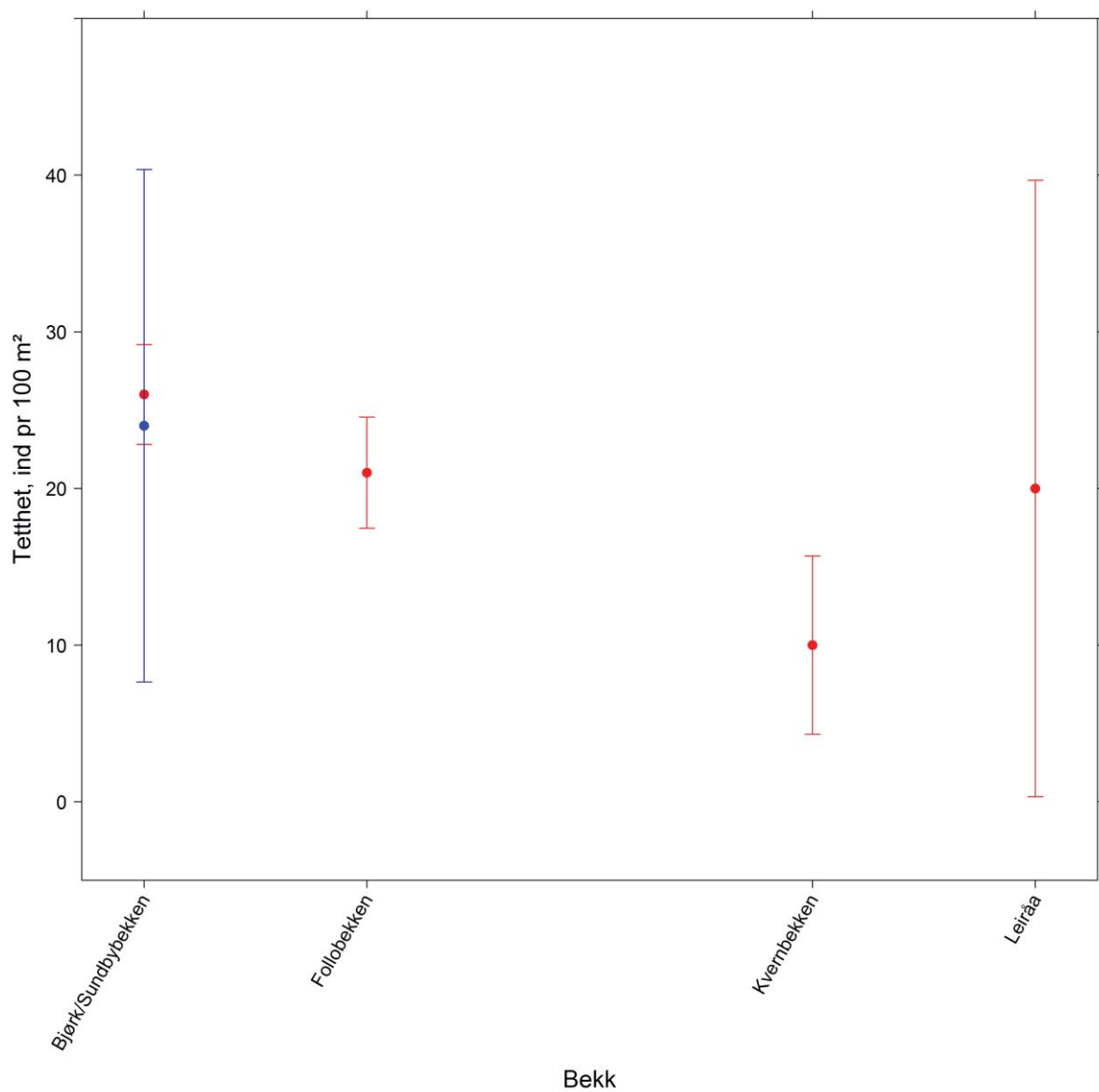
Parameterestimer					
Parametertype	Estimat	SE	t-verdi	P-verdi	
(Intercept)	15.0148	15.0148	3.271	0.00967	
Gj.snittsdybde	-48.6476	-48.6476	-2.900	0.01760	
AvstandE6	-0.8609	-0.8609	-2.426	0.03824	
Gj.snittsdybde*avstandE6	3.6747	3.6747	2.882	0.01813	
ANOVA					
	Df	Sum Sq	Mean Sq	F-verdi	P-verdi
Gj.snittsdybde	1	0.0062	0.0062	0.0060	0.94007
AvstandE6	1	7.4576	7.4576	7.1357	0.02557
Gj.snittsdybde*avstandE6	1	8.6781	8.6781	8.3035	0.01813



Figur 21: Predikerte tettheter av ørret 0+ som funksjon av avstand til E6 og gjennomsnittsdypde innad i stasjonen. Prediksjonene er utregnet fra den utvalgte lineære modellen i Tabell 13..

LAKS

I to av de seks bekkene laks ble registrert ble det kun registrert ett individ (se Figur 18). Disse bekkene er utelatt i tetthetsestimatene av 0+-laks som framkommer i Figur 22. Kun i Bjørk-/Sundbybekken ble det registrert 0+-laks på begge stasjonene, ellers ble laks kun registrert på nedre stasjon. Det var sammenlignet med ørret få individer laks. Særlig >0+ var det få av, og de ble derfor utelatt i Figur 22. Fordi det var lite data på arten, ble tettheten ikke videre analysert.



Figur 22: Stasjonsspesifikke estimater av 0+-tettheter av laks per 100 m² for sidebekker til Verdalselva 2015. De vertikale linjene utgjør 95% konfidensintervall og øvre stasjoner er angitt som blå symboler og røde representerer nedre stasjoner. Bekkene er organisert slik de er lokalisert i forhold til Verdalselvas uto.

3.3.3 EFFEKTER PÅ 0+-LENGDER

Modellutvelgelsen viser at modellen som hadde størst AIC-støtte for å forklare effekter på 0+-lengder for ørret (Tabell 14) inneholder en kompleks interaksjon mellom >0+-tetthet, Tot-P, avstand til E6 og gjennomsnittsdypde (Tabell 15). Denne modellen er framstilt i Figur 23 og viser at lengden av 0+ ørret i bekker langt oppe i vassdraget ikke var tydelig påvirket av tettheten av >0+ der det var dypt, men at tetthetseffekten var tilstede i grunnere områder, mens lang nede i vassdraget var tetthetseffekten fra >0+ størst i grunne partier. Fosfor påvirker også tetthetseffekten, på litt forskjellig måte langs lengderetningen i vassdraget, men samtidig var det ikke overlapp i Tot-P-verdier mellom de ulike vassdragsseksjonene. Derfor er det vanskelig å vurdere Tot-P*avstand til E6-interaksjonen. I bekker hvor det var kort avstand fra E6 og total fosfor var høyt var lengden hos 0+ stor der det var grunnest og tettheten av >0+ var lav, men den var også stor når det var dypt og >0+-tettheten var høy.

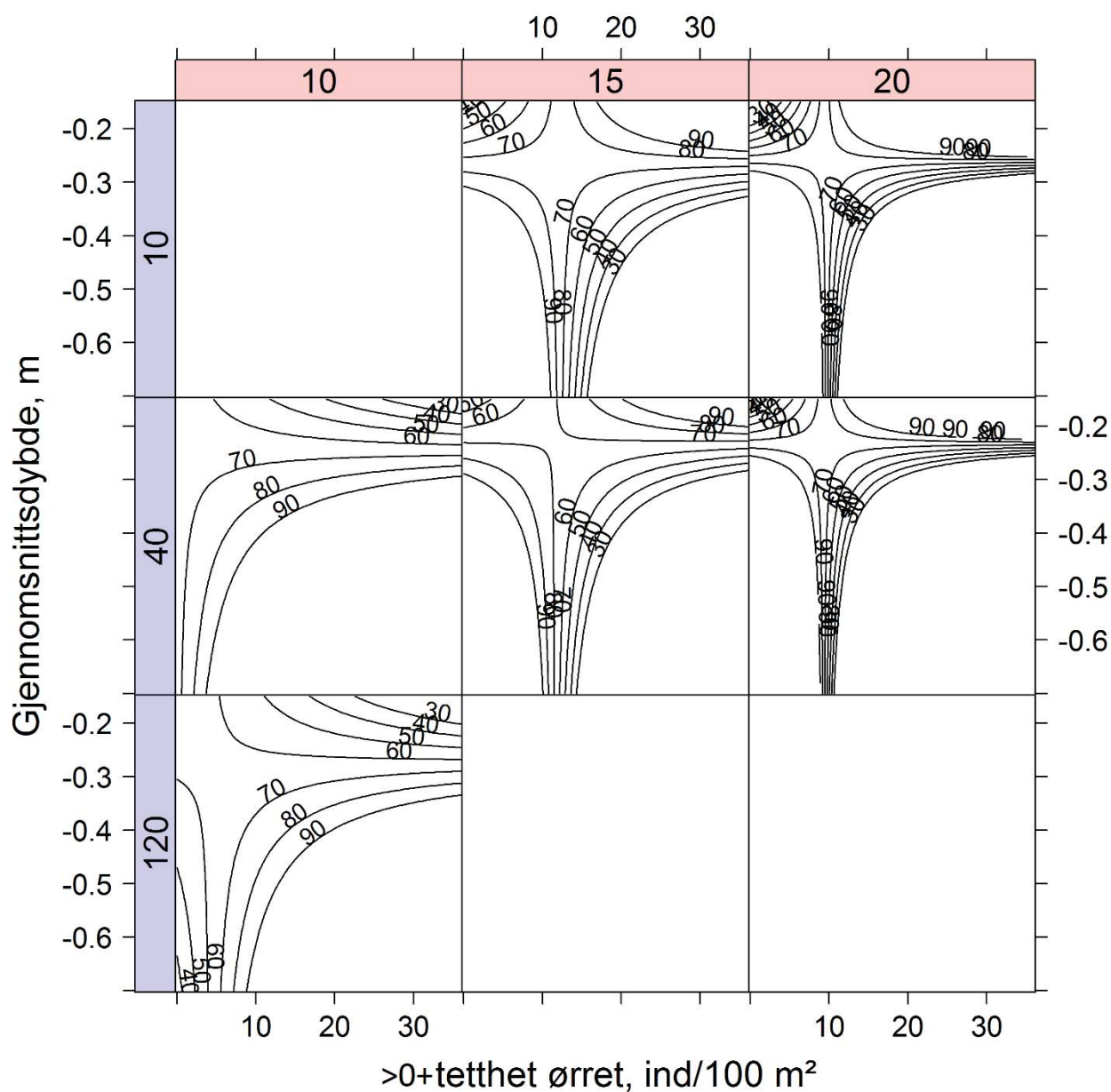
Tabell 15: Modellseleksjonstabell med de ti mest AIC-støttede modellene for å forklare ulikheter i 0+-lengde.

Effektnivåene er stasjonenes behandling, «påvirket», «referanse» og «tiltak», hvor nedre stasjon i tiltaksbekkene tilhører referanse og øvre stasjon tilhører «tiltak». Gjennomsnittsdypde er basert på dybdemålinger fra tre transekter per stasjon. K=antall estimerte parametere, LL=log likelihood.

Modellstruktur	K	AICc	ΔAICc	ModellLik	AICc-vekt	LL
>0+-tetthet*avstandE6*gjennomsnittsdypde *Tot-P	14	5438,59	0	1,00E+00	1,00E+00	-2705,03
>0+-tetthet*avstandE6*gjennomsnittsdypde	9	5494,229	55,63962	8,28E-13	8,28E-13	-2738
>0+-tetthet*Tot-P*gjennomsnittsdypde	9	5500,741	62,1515	3,19E-14	3,19E-14	-2741,26
Bekk*stasjon	16	5587,994	149,4043	3,61E-33	3,61E-33	-2777,66
Bekk+stasjon	10	5628,674	190,0845	5,29E-42	5,29E-42	-2804,2
Bekk	9	5630,048	191,4585	2,66E-42	2,66E-42	-2805,91
>0+-tetthet *avstandE6	5	5638,211	199,6209	4,50E-44	4,50E-44	-2814,07
>0+-tetthet *Tot-P	5	5660,379	221,7888	6,91E-49	6,91E-49	-2825,15
>0+-tetthet	3	5682,243	243,6532	1,23E-53	1,23E-53	-2838,11
Effektnivå	4	5780,63	342,0397	5,33E-75	5,33E-75	-2886,29

Tabell 16: Parameterestimer og tilhørende ANOVA-teststatistikk for den utvalgte-modellen i Tabell 15, som er plottet i Figur23. $R^2=0.4732$, $r^2_m=0.409$.

Parameterestimer					
Parametertype	Estimat	SE	t-verdi	P-verdi	
(Intercept)	2.381e+02	1.136e+02	2.097	0.03635	
>0+-tetthet	-2.669e+01	9.275e+00	-2.878	0.00411	
AvstandE6	-1.774e+01	1.034e+01	-1.716	0.08648	
Gj.snittsdybde	-6.665e+02	4.586e+02	-1.453	0.14649	
Tot-P	-4.389e-01	2.227e-01	-1.970	0.04913	
>0+-tetthet*avstandE6	2.333e+00	8.363e-01	2.789	0.00541	
>0+-tetthet* gj.snittsdybde	1.029e+02	3.481e+01	2.956	0.00321	
AvstandE6* gj.snittsdybde	6.955e+01	4.083e+01	1.703	0.08890	
>0+-tetthet*Tot-P	5.697e-02	3.024e-02	1.884	0.05995	
AvstandE6*Tot-P	5.869e-02	2.183e-02	2.688	0.00734	
Gj.snittsdybde*Tot-P	-7.461e-01	3.683e-01	-2.026	0.04309	
>0+-tetthet*avstandE6*gj.snittsdybde	-8.863e+00	3.118e+00	-2.843	0.00459	
>0+-tetthet*avstandE6*Tot-P	-6.131e-03	2.678e-03	-2.289	0.02233	
ANOVA					
	Df	Sum Sq	Mean Sq	F-verdi	P-verdi
>0+-tetthet	1	12130	12130.1	235.6549	< 2.2e-16
AvstandE6	1	3208	3207.8	62.3181	9.800e-15
Gj.snittsdybde	1	21	21.1	0.4101	0.522087
Tot-P	1	541	541.3	10.5163	0.001233
>0+-tetthet*avstandE6	1	320	320.0	6.2167	0.012860
>0+-tetthet* gj.snittsdybde	1	2338	2338.1	45.4239	3.067e-11
AvstandE6* gj.snittsdybde	1	3738	3738.4	72.6267	< 2.2e-16
>0+-tetthet* Tot-P	1	4947	4947.4	96.1154	< 2.2e-16
AvstandE6*Tot-P	1	246	246.4	4.7872	0.028966
Gj.snittsdybde* Tot-P	1	192	192.2	3.7346	0.053656
>0+-tetthet*avstandE6*gj.snittsdybde	1	168	167.8	3.2595	0.071392
>0+-tetthet*avstandE6*Tot-P	1	270	269.7	5.2404	0.022332

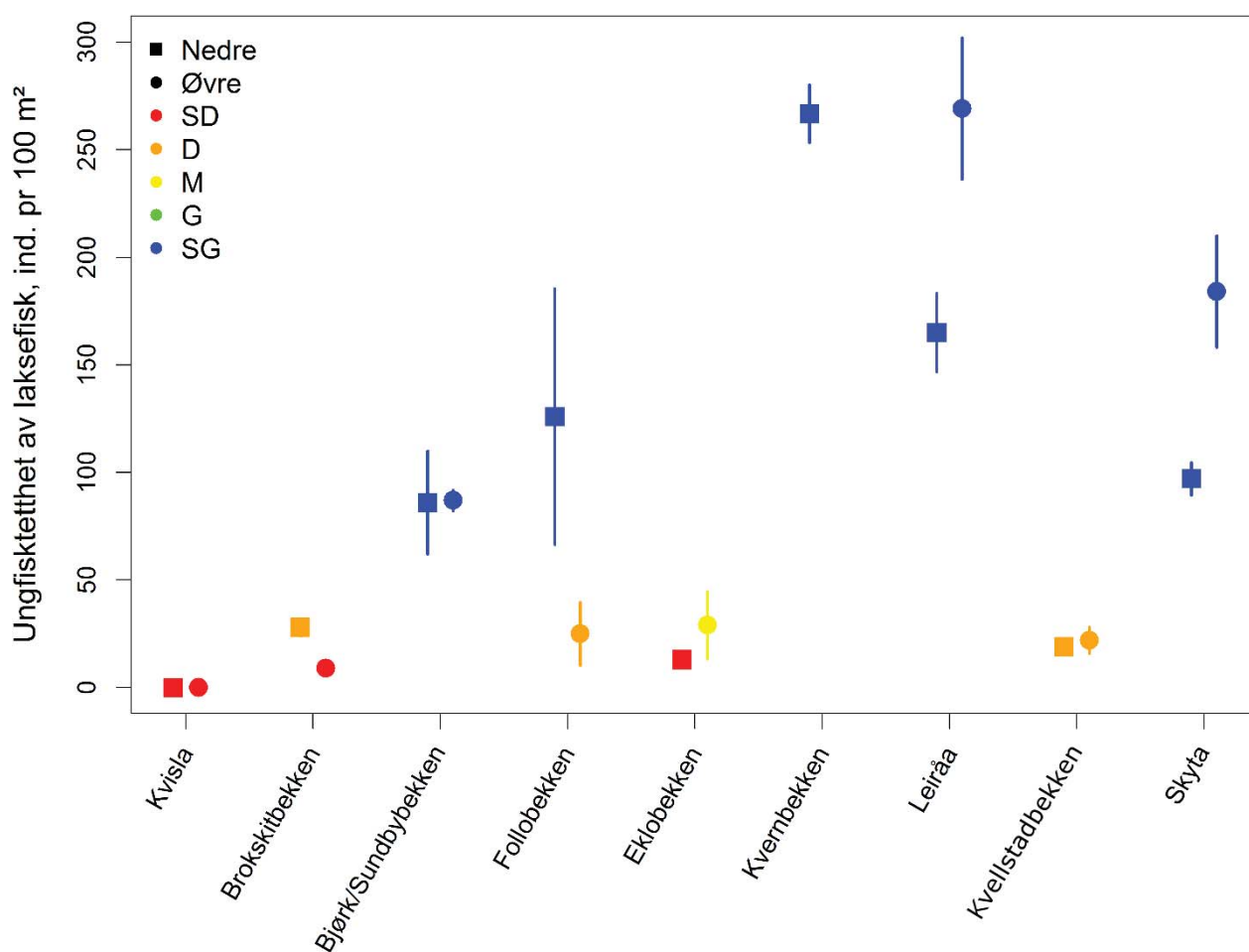


Figur 23: Konturplott av predikert 0+-lengde i mm som funksjon av gjennomsnittsdypde i meter innad i stasjonen, Tot-P-verdier (i blått), avstand fra E6 (rosa) og >0+tetthet av ørret. Prediksjonene er basert på den mest støttede modellen i Tabell 15.

3.3.4 ØKOLOGISK TILSTAND FOR STASJONENE

Kvernbekken, Leiråa, Bjørk-/Sundbybekken og Skyta hadde ungfisktettheter som tilsa svært god økologisk tilstand på alle de respektive stasjonene (Figur 24). I Kvisla ble det ikke registrert laksefisk i noen av stasjonene og bekken oppnår da automatisk i svært dårlig tilstand. I Kvellstadbekken ble begge stasjonene vurdert til dårlig tilstand. I de resterende bekkene var den økologiske tilstanden forskjellig mellom nedre og øvre stasjon.

Disse fisketetthetene er stasjonsspesifikke og den økologiske tilstanden kan ikke overføres til hele bekken uten å ta hensyn til eventuelt tap av habitat på grunn av menneskelige inngrep. For endelig vurdering av økologisk tilstand basert på laksefisk, se 3.5 Økologisk tilstand.



Figur 24: Økologisk tilstand i stasjonene basert på ungfisktettheter av laksefisk under elfiske høsten 2015. Stasjonenes habitategnethet er grunnlaget for de forventede ungfisktetthetene (se Tabell 3). SD er «svært dårlig», D er «dårlig», M «moderat», G «god» og SG «svært god».

3.4 HABITATKARTLEGGING

Resultatene fra habitatkartlegginga er framstilt i Tabell 16. Generelt var mange bekkene preget av jordbruksaktivitet i form av manglende kantvegetasjon, og som følge av det var det en del erosjon av bekkeløp og utglidninger. Gytegrus hardpakket av finpartiklet materiale gjør at det stedvis var dårlige gyteforhold. Utløpet til Verdalselva var i flere bekker problematisk, fordi elva har gravd seg ned, mens utløpene i mange av bekkene er steinsatt og ikke kan grave seg ned i takt med elva. Dette kan utgjøre et problem for fisk som vil vandre oppstrøms. Mange av bekkene var flere steder rettet ut og monoton. Flere kulverter var dårlig tilrettelagt for fiskevandring. Den anadrome strekningen i alle bekkene må sies å være preget av menneskelig aktivitet i nevneverdig grad, med unntak av Kvernbecken. Tilgangen på egnet oppveksthabitat var noe bedre enn for egnet gytehabitat.

I det følgende blir den enkelte bekks habitatgradient kommentert sett i lys av Tabell 16.

3.4.1 KVISLA

SONE 1: FRA UTLØP OPP TIL FV757

Utløpet og kulvert 100 meter oppstrøms er trolig ikke noe problem for fisk å passere. Bekken renner fra kulverten mellom tettbebyggelse og jordbruksområder og er preget av å være kanalisert. Sonen er svært monoton med lav vannhastighet og har lite død ved og store steiner for skjul og variasjon. Kantvegetasjonen er manglende, eller svært lite utviklet.

SONE 2: FRA FV757 OPP TIL NORDGATA

Kvisla renner gjennom et parkanlegg i Verdal sentrum, kalt Kvislaparken. Her er kantvegetasjonen nesten ikke-eksisterende og substratet består hovedsakelig av finpartikler. Vannet er stilleflytende, og habitatet er generelt monotont.

SONE 3: FRA NORDGATA

I nedre deler av denne sonen renner bekken gjennom bebyggelse. Lengre oppe renner den gjennom jordbrukslandskap. I hele denne sonen er bekken svært preget av å være kanalisert og kantvegetasjon er nesten helt borte.

SONE 4

Kantvegetasjonen er her bedre ivaretatt, og bekken meandrerer lett. Substratet og vannhastigheten er variert. Det er flere kulper og stedvis bra med gytegrus.

SONE 5

Her har det blitt bygd fangdammer for å redusere transporten fra finpartikler og næringsstoffer som omkringliggende jordbruk har tilført bekken. Kulverten i overkant av fangdammene er lang og vannhastigheten er høy.

SONE 6

Vegetasjonssonen er smal, og som konsekvens har bekkekanalen sklidd ut flere plasser. Substratet består av mye finpartikler, men noe stein og grus finnes også.

SONE 7

Hele denne sonen er steinsatt. Kantvegetasjonen er svært sparsom og habitatet er monotont med lite død ved og annet skjul.

SONE 8

Kvisla renner gjennom jordbruk og noe bebyggelse. Kantvegetasjonen er smal og stedvis helt borte. En kulvert under veien opp til Minsåsveien kan skape problemer for vandrende fisk, da den er knekt og har et fall på 50-60 cm.

3.4.2 BROKSKITBEKKEN

SONE 1: FRA UTLØP OG 150 M OPP

Oppgangen fra elva er trolig overkommelig for fisken. Sonen har både gytegrus og gode oppveksthøler, og er derfor egnet til både gyting og oppvekst.

SONE 2: OPP TIL FV757

Vegetasjonssonen er smalere enn i sone 1, og bekken graver helt inn i åkeren. Bekken er monoton og er tilsynelatende kanalisert. Substratet består hovedsakelig av småpartiklede sedimenter og det er få kulper og lite med skjul. Sonen er lite egnet til både oppvekst og gyting.

SONE 3: OVENFOR KULVERT OG OPP TIL BEKKELUKKING

Habitatet er variert, med mange fine kulper, mye død ved og grovt organisk materiale. Kantvegetasjon er stort sett intakt. Kun få, korte strekninger med gytegrus, gjør sonen egnet for gyting. Bekken går herfra i rør omtrent 150 meter. Bratt stigning, høy vannføring og -hastighet gjør at fisken med stor sannsynlig ikke kan vandre gjennom røret.

SONE 4: FRA BEKKELUKKING OPP TIL STIKLESTAD SKOLE

Fra bekkelukkinga og oppover går bekken gjennom landbrukslandskap en kort strekning. Videre oppover går den gjennom tilnærmet uberørt skog. Rikelig med død ved og grovt organisk materiale gir godt skjul for fisken. Som konsekvens av mengden død ved, er mange store kulper tilstede.

Substratet er variert. Dette gir i overkant av 700 meter med godt egnet gyte- og oppvekstområde. Forbi Stiklestad skole er det i forbindelse med bekkeåpninga i 2007 bygd terskler i bekken, som kan være vanskelig for fisken å passere.

SONE 5: FRA STIKLESTAD SKOLE

Kantvegetasjonen er noe manglende, og det er lite med død ved. Substratet er variert, og gytegrus finnes.

3.4.3 BJØRK-/SUNDBYBEKKEN

SONE 1: FRA UTLØP OPP TIL SAMLØP

Oppgangen fra Verdalselva kan være problematisk for fisk å passere, spesielt for småfisk. Det steinsatte utløpet gir fall, og kombinert med høy vannhastighet og for små kulper for å ta sats i, kan det være vanskelig også for større gytefisk å komme seg opp.

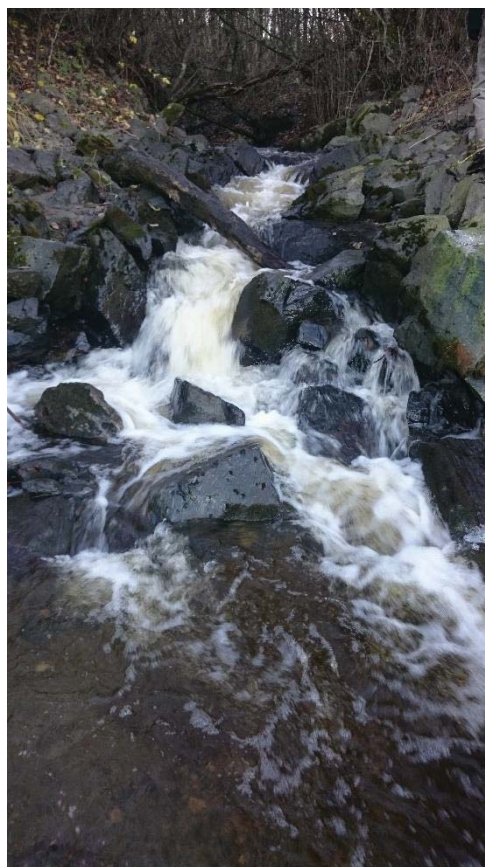
Ovenfor den steinsatte oppgangen varierer substratet og det er bra med gytegrus. Bekken veksler mellom dype, fine kulper og strykpartier. Smal og stedvis manglende vegetasjonssone fører til utglidninger av leire og småpartiklede materialer. Dette kan være negativt for eventuell rogn som ligger begravd i grusen. Rikelig med død ved og røtter gir godt med skjul. Bekken meandrer og dette skaper varierte habitat og stort produksjonsareal.

SONE 2: FRA SAMLØPET TIL KULVERT UNDER SUNDBYVEIEN

Substratet består for det meste av finpartiklede materialer og fungerer dårlig som gytehabitat. Noe skjul og noen få kulper gjør at sonen er egnet for oppvekst.

SONE 3: FRA KULVERT UNDER SUNDBYVEIEN OPP TIL KULVERT VED SUNNBYGÅRDEN

Bekken er tydelig kanalisert og noe monoton. Smal, stedvis manglende, kantvegetasjon har ført til utglidninger og erosjon. Substratet er i nedre del av sonen tydelig preget av avsetninger av finpartiklet materiale, og det kan være vanskelig for gytefisk å grave. Gytemulighetene øker oppover. Det finnes noen få kulper, men disse er bare 15-20 cm dype. Kulvert i forbindelse med gårdsvei er trolig problematisk for vandring. Elfiske over kulvert resulterte i 1 fisk på omtrent 80 m², mens det nedstrøms kulvert ble fanget flere fisk på et mindre areal.



Figur 25: Oppgangen fra Verdalselva opp til Bjørk-/Sundbybekken kan være problematisk. Foto: Lovise Vårhus

SONE 4: FRA KULVERT VED SUNNBYGÅRDEN TIL STEINTRAPP

Ovenfor kulverten er det omtrent 150 meter med varierende substrat, stedvis bra med kantvegetasjon, og muligheter for både gyting og oppvekst. Bekken er videre oppover steinsatt i bratt terreng, og denne «trappa» er trolig siste stopp for anadrom fisk. En kulvert ovenfor steinsettingen er trolig også problematisk, dersom fisken likevel skulle klare komme seg opp.

3.4.4 FOLLOBEKKEN

SONE 1: FRA UTLØP TIL 100 M NEDSTRØMS FISKETRAPP

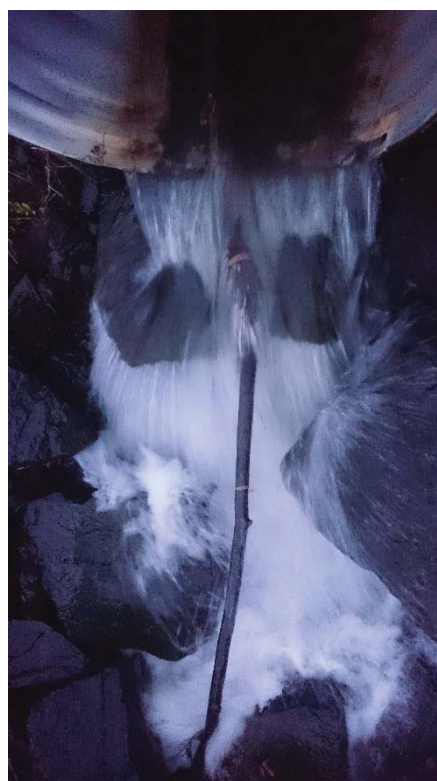
Oppgangen fra elva kan være litt vanskelig for fisken, men dette er trolig ikke et stort problem. I utløpet er mye leire eksponert. Substratet i sonen består hovedsakelig av småpartiklede sedimenter. Det er tidvis greit med kantvegetasjon, men utglidninger enkelte plasser fører til mer leire og småpartiklede sedimenter i bekken. Mye død ved i bekken skaper terskler (som ikke er noe problem å passere), som gjør at det er flere fine kulper av opptil 1 meters dybde. Det er godt med skjul og sonen er godt egnet for oppvekst. Det er flekkvis fin gytegrus, men den er noe pakket av leire og mindre partikler, og sonen er derfor lite egnet til gyting.

SONE 2: 100 M NEDSTRØMS FISKETRAPP TIL FV757

Området nedenfor trappa (figur x i materialer og metoder) er monotont, med mye kantete stein og lite overhengende kantvegetasjon. Død ved eksisterer nesten ikke, og det er, utenom substratet, lite med skjul. Trappa kan være vanskelig å passere. Gjennom kulverten i forbindelse med FV757 er vannhastigheten høy. Kulverten skaper et fall og det mangler kulp under. Fisken kan derfor få problemer med å ta fart for å nå opp til kulverten.

SONE 3 OG 4: FRA FV757

Det er flere lange kulverter i sonene, blant annet en som tilsynelatende er i vinkel. Mange av kulvertene er trange og det var vanskelig å undersøke om disse er til hinder for fiskevandring. Det er også her en del leire, men gytegrusen er også tilstede. Kantvegetasjon er stedvis manglende, og det er utlagt sprengstein et stykke langs fangeveien. Kantvegetasjon er bedre i sone 4.



Figur 26: Kulvert under FV757 gir høy vannhastighet og det mangler kulp under. Foto: Lovise Vårhus

3.4.5 EKLOBEKKEN

SONE 1: UTLØP TIL FV757

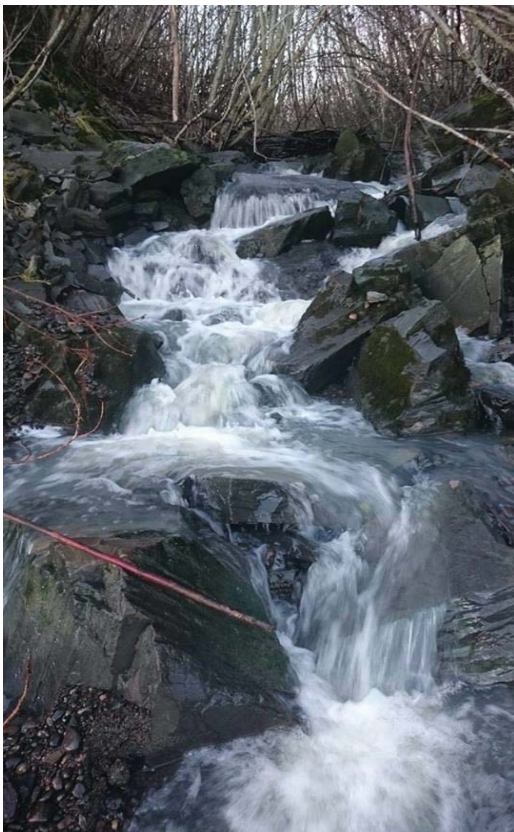
Oppgang fra elva har noe fall, og kan tidvis være problematisk for noe fisk (kan selektere). Det er mye leire i dagen, men flekkvis grei gytegrus. Kantvegetasjonen er grei og skjul i form av død ved og røtter finnes. Det er flere kulper i sonen.

SONE 2: FV757 TIL TRAKTORVEI

Substratet består hovedsakelig av sand, leire og noe grus. Noen kulper, noe død ved og bra med overhengende vegetasjon gjør at sonen er egnet for oppvekst.

SONE 3: TRAKTORVEI TIL BEKKELUKKING

Substratet består av mye leire og småpartikler. Husdyr som beiter her om sommeren gjør at mye kantvegetasjon er borte, men dette er bedre (mer trær) nederst i sonen. Det er flekkvis (svært sjeldent) gytegrus, men denne er i stor grad tett av leire. Dette gir dårlige gyteforhold. Det er brukbart med død ved, skjulesteder og en del kulper med litt dybde (opptil 70-80 cm), som gjør at sonen er egnet for oppvekst. Fra denne sonen går bekken i rør, og mye potensielt produksjonsareal er tapt.



Figur 27: Oppgang fra Verdalselva til Eklobekken. Foto: Lovise Vårhus



Figur 28: Øvre 100 meter av sonen mangler i stor grad kantvegetasjon på grunn av beiting. Foto: Lovise Vårhus

3.4.6 KVERNBEKKEN

Bekken renner gjennom tilsynelatende tilnærmet uberørt skog og har derfor rikelig med kantvegetasjon og død ved. Substratet er variert, med gode muligheter for både gyting og skjul. Flere store kulper er tilstede. Nært utløpet til elva består substratet hovedsakelig av finpartikler. Med unntak av denne delen, er hele den anadrome strekningen av bekken er godt egnet for både gyting og oppvekst.

3.4.7 LEIRÅA

SONE 1: UTLØP OPP TIL VUKUVEGEN

Varierende substrat, rikelig død ved og flere fine og dype (noen over 1 m) kulper gjør at området er godt egnet som oppveksthabitat. Kantvegetasjonen er relativt til de andre bekkene god. Det er også godt med gytegrus, men den stedvis hardpakket av mindre partikler. Det er en del søppel i og rundt bekken.

SONE 2: FRA VUKUVEGEN

Substratet består av mye leire og finpartikler, men også en del grus og litt større stein. Noen kulper er tilstede. Kantsonen er svært smal og trær er helt borte i de nedre 250 meterne av sonen, mot FV757, men overhengende banker og urter gjør at delen fungerer som oppveksthabitat. Dette blir mye bedre oppover, samtidig som substratet blir noe grovere. Sonen er derfor egnet som oppvekst- og gyteområde. I øvre deler ligger det en del søppel, og kantvegetasjonen er igjen smal eller ikke eksisterende.

3.4.8 KVELDSTADBEEKKEN

SONE 1: FRA UTLØP OPP TIL HEGGJANES

Et fall på 70-80 cm ved utløpet kan skape oppgangstrøbbel. Det er ingen kulp å ta sats i, men det er mulig et sideløp på høyere vannstand letter oppgangen. Substratet er veldig fint, og er derfor lite egnet til gyting. Ovenfor brua ved utløpet er det greit med vegetasjon, og det finnes noen mindre kulper og noe død til skjul, noe som gjør at sonen er egnet for oppvekst.

SONE 2: FRA HEGGJANES TIL FISKETRAPP

Bekker renner her gjennom jordbrukslandskap, er svært monoton og tilsynelatende rettet ut. Substratet består for det meste av sand og silt, og det er lite overhengende



Figur 29: Monoton del av Kvellstadbekken som renner gjennom jordbrukslandskap. Foto: Lovise Vårhus

vegetasjon og død ved. Urter danner hovedsakelig den smale kantsonen. Strøm og vannhastighet er særdeles jevn, og det finnes nesten ikke større steiner for variasjon og skjul. Kulverten som går under veien til Tingvoll er trolig ikke noe problem for fisken å passere, men kan muligens være for liten ved flomeepisoder.

SONE 3: FRA FISKETRAPP OPP TIL TRAKTORVEI

Under elfisket satte en kulvert i forbindelse med en traktorvei (100-150 oppstrøms fisketrappa) sannsynligvis en stopper for mange fisk. Kulverten var under boniteringa fjernet, og fisken kan trolig gå lengre opp enn før. Denne sonen hadde høy vannhastighet og er trolig lite egnet for gyting. En del leire var eksponert, det var ellers mye store steiner og stort sett substrat av større størrelse.

Vegetasjon var noe manglende i forbindelse med traktorvei. Noen fine kulper med greit skjul, gjør at bekken her trolig er egnet for oppvekst.

SONE 4: GJENNOM SKOGEN OPP MOT JØSSÅDALEN

Bekken renner langs en traktorvei gjennom skogen og har en del død ved og svært variert substrat. Kantvegetasjonen har i forbindelse med traktorvegen noen steder blitt fjernet, men er ellers intakt. Traktorvegen krysser bekken også i denne sonen, og en kulvert omtrent midt i sonen er trolig vandringsbarriere. Denne kulverten har 40 cm høyt fall, med liten kulp under. Det er svært høy fart gjennom kulverten, selv på lav vannstand, og fisken kan slite med å passere denne.



Figur 30: Kulvert som trolig stopper en del fisk i Sone 4 i Kvellstadbekken. Foto: Lovise Vårhus

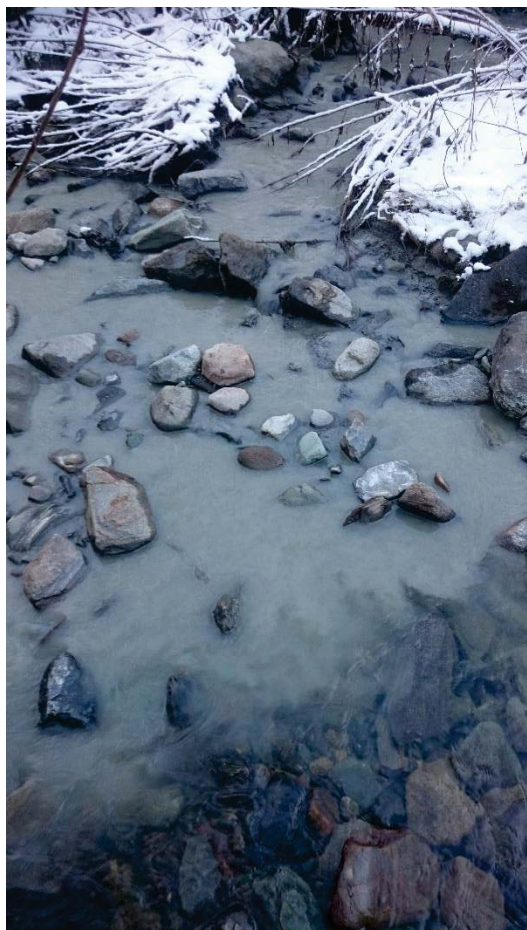
3.4.9 SKYTA

SONE 1: FRA UTLØPET

Ved utløpet av Skyta går veien tett på Verdalselva, og som konsekvens av dette renner bekken rett ut i elva gjennom en kulvert. Fra elva opp til kulverten er det noe fall, men fisken kommer seg trolig greit gjennom på høyere vannstand. Bekken har stort sett rikelig med kantvegetasjon, både skog og urter, død ved, kulper og god miks av substrat. Det er stedvis rikelig med gytegrus, og dette gjør at bekken er godt egnet til gyting. Flere fine, dype kulper, ofte med overhengende banker og vegetasjon gjør at bekken er godt egnet også som oppvekstområde.

SONE 2: FRA OPP TIL FOSS VED SØRUM

En veldig turbulent sidebekk (som går mellom to åkrer) løper inn i Skyta omtrent 100 meter nedstrøms fossen. Her ble mye leire og finpartikler tilført Skyta og bekken gikk fra å være glassklar til grumsete. Fossen ved Sørumselva er siste stopp for anadrom fisk i Skyta.



Figur 31: Turbid sidebekk renner inn i Skyta og forvandler den fra glassklar til grumsete.

Foto: Lovise Vårhus



Figur 32: Siste stopp for anadrom fisk i Skyta.

Foto: Lovise Vårhus

Tabell 17: Oversikt over habitatsoner med koordinater (oppgitt i koordinatsystem UTM33N) og egnethet for gyting og oppvekst, ved undersøkelser gjort i november 2015. Nærmere beskrivelser av sonene er i teksten.

Bekk	Sone nr.	UTM33N-koordinater, fra	UTM33N-koordinater, til	Egnethet for gyting	Egnethet for oppvekst
Kvisla	1	E327215 N7077702	E326991 N7078338	Lite egnet	Lite egnet
	2	E326991 N7078338	E327238 N7078902	Lite egnet	Lite egnet
	3	E327238 N7078902	E328158 N7079006	Lite egnet	Lite egnet
	4	E328158 N7079006	E328098 N7079797	Egnet	Egnet
	5	E328098 N7079797	E327928 N7079951	Lite egnet	Lite egnet
	6	E327928 N7079951	E327611 N7080327	Egnet	Egnet
	7	E327611 N7080327	E327747 N7081012	Lite egnet	Lite egnet
	8	E327747 N7081012	E327911 N7081540	Egnet	Egnet
Brokskitbekken	1	E329525 N7078172	E329489 N7078292	Egnet	Egnet
	2	E329489 N7078292	E329683 N7078704	Lite egnet	Lite egnet
	3	E329683 N7078704	E329991 N7078848	Egnet	Godt egnet
	4	E330156 N7078836	E330624 N7079363	Godt egnet	Godt egnet
	5	E330624 N7079363	E330928 N7079415	Egnet	Egnet
Bjørk-/Sundbybekken	1	E332426 N7075509	E332463 N7075189	Egnet	Godt egnet
	2	E332463 N7075189	E332797 N7075182	Lite egnet	Egnet
	3	E332797 N7075182	E333266 N7075196	Egnet	Egnet
	4	E333266 N7075196	E333428 N7075172	Egnet	Egnet
Follobekken	1	E332635 N7075643	E332688 N7075973	Lite egnet	Godt egnet
	2	E332688 N7075973	E332740 N7076107	Lite egnet	Egnet
	3	E332740 N7076107	E332669 N7076357	Egnet	Egnet
	4	E332669 N7076357	E332892 N7077190	Godt egnet	Godt egnet
Eklobekken	1	E333426 N7075986	E333302 N7076157	Egnet	Godt egnet
	2	E333302 N7076157	E333287 N7076441	Egnet	Egnet
	3	E333287 N7076441	E333648 N7076950	Lite egnet	Egnet
Kvernbekken	1	E334171 N7075754	E334351 N7075655	Godt egnet	Godt egnet
Leiråa	1	E335313 N7075757	E335309 N7075755	Godt egnet	Egnet
	2	E335309 N7075755	E335419 N7076139	Egnet	Egnet
Kvellstadbekken	1	E336221 N7075798	E336585 N7075802	Lite egnet	Egnet
	2	E336585 N7075802	E337054 N7075648	Lite egnet	Lite egnet
	3	E337054 N7075648	E337106 N7075457	Lite egnet	Egnet
	4	E337106 N7075457	E337434 N7074573	Egnet	Godt egnet
Skyta	1	E337106 N7075457	E343039 N7076866	Godt egnet	Godt egnet
	2	E343039 N7076866	E343240 N7077147	Egnet	Egnet

3.5 ØKOLOGISK TILSTAND

Tilstanden for fisketetthetene (Figur 24) må ses i sammenheng med eventuelle habitatforringelser i anadrom strekning som følge av menneskelig aktivitet. Habitatkartlegginga viste at forholdene for laksefisk i Kvernbecken ikke var nevneverdig forringet av menneskelig aktivitet, og den støtter derfor opp om «svært god» økologisk tilstand for laksefisk. For Leiråa viste kartlegginga at deler (>10-20 %) av becken manglet kantvegetasjon og den økologiske tilstanden for laksefisk kan derfor ikke sies å være «svært god». Den ble derfor satt til «god». I Skyta var resultatene for kartlegginga av anadrom strekning relativt tilfredsstillende, men noe manglende kantvegetasjon i enkelte deler (>10-20 %) gjør at tilstanden for laksefisk ble satt en klasse ned, til «god». I Bjørk-/Sundbybecken var kantvegetasjonen manglende på flere steder (>20-40 %). I tillegg var der en problematisk kulvert, som trolig stopper en del fisk. Den endelige økologiske tilstanden med for becken med hensyn til laksefisk ble derfor vurdert til «moderat».

Den endelige oversikten over økologisk tilstand for laksefisk og bunndyr, i form av ASPT-indeks, og hydrokjemiske støtteparametere er oppgitt i Tabell 18. Den økologiske tilstanden klassifisert ved bunndyr og laksefisk varierte i de fleste bekkene mellom de to biologiske kvalitetetelementene. Kun Kvisla, Bjørk-/Sundbybecken og Skyta viste samme økologiske tilstand for ungfisketetthet og ASPT-indeksen. Variasjonen var ikke systematisk, det ene kvalitetselementet viste ikke alltid dårligere økologisk tilstand enn det andre. Ingen av bekkene nådde opp til svært god økologisk tilstand for bunndyr, men Kvernbecken nådde opp til svært god økologisk tilstand med hensyn til laksefisk. Fordi den økologiske tilstanden fastsettes utfra det-verste-styrer-prinsippet, nådde derfor ingen av bekkene opp til svært god økologisk tilstand. Kvernbecken og Skyta endte dog opp i klassen «god økologisk tilstand», og er derfor de eneste av bekkene som oppnådde Vannforskriftens fastsatte miljømål. Leiråa og Bjørk-/Sundbybecken nådde opp til moderat økologisk tilstand. Follobekken og Kvellstadbecken nådde opp til tilstandsklasse «dårlig». Kvisla hadde en fisketetthet på null i begge stasjonene som automatisk klassifiserer til svært dårlig økologisk tilstand. Dette korresponderer godt med ASPT-indeksverdiene og tilstandsklassen ved bruk av bunndyr som kvalitetselement, som også klassifiserte becken som i svært dårlig økologisk tilstand. Også Broskitbecken og Eklobekken ble klassifisert til svært dårlig økologisk tilstand. De hydrokjemiske støtteparameterne viste aldri en dårligere økologisk tilstand enn det dårligste biologiske variabelen for becken. I mange av bekkene kunne ikke Tot-P og Tot-N settes i tilstandsklasser, fordi de var leirpåvirkede og leirdekningsgrad ikke er kjent.

Tabell 18: Økologisk tilstand i sidebekker av Verdalselva høsten 2015 basert på ungfisktetthet og habitatforhold for laksefisk, bunndyrsamfunn (ASPT), total fosfor og total nitrogen. For Tot-P og Tot-N er det i tabellen tatt utgangspunkt i den vannprøven som hadde den høyeste, altså dårligste, verdien. For bunndyr og laksefisk er utgangspunktet den stasjonen med dårligst tilstand.

Bekk	Biologiske parametere		Hydrokjemiske støtteparametere	
	Laksefisk	Bunndyr	Tot-P	Tot-N
Kvisla	Svært dårlig	Svært dårlig		Moderat
Brokskitbekken	Dårlig	Svært dårlig	Dårlig	Svært dårlig
Bjørk-/Sundbybekken	Moderat	Moderat		Moderat *
Follobekken	Dårlig	Moderat	Moderat	Moderat
Eklobekken	Svært dårlig	Dårlig	Dårlig	Svært dårlig
Kvernbekken	Svært god	God	Svært dårlig *	Dårlig *
Leiråa	God	Moderat		Moderat *
Kvellstadbekken	Dårlig	God		Moderat
Skyta	God	God		Moderat

*prøve ble tatt i kraftig nedbør

4 DISKUSJON

Tettheten av 0+-ørret viste seg å bli best forklart med avstand fra E6, altså hvor i Verdalsvassdraget bekken løper ut. Tettheten var generelt høyere i øvre deler av vassdraget enn nedre. Vekst av 0+-ørret ble best forklart av en kompleks modell bestående av interaksjoner mellom $>0+$ -tetthet, Tot-P, avstand til E6 og gjennomsnittsdypde. ASPT-indeksene ble forklart best med avstand fra E6, med høyere indekser øverst enn nederst. Diversiteten av bunndyrene ble basert på Shannon-Wiener-indekser, og variasjoner i disse viste seg å bli best forklart med Tot-P² og avstand fra E6.

Diversiteten økte med mengde Tot-P, særlig i de nedre bekkene. Modellene som best forklarte 0+-tetthet av ørret, ASPT, diversitet og lengde av 0+-ørret inneholdt altså alle avstand fra E6 i modellstrukturen.

Modellene viste altså at både 0+-tetthet av ørret og ASPT-indeksene var høyest i bekkene lengst opp i vassdraget. Dette kan ha sammenheng med at påvirkning fra landbruk og annen menneskelig aktivitet øker nedover i vassdraget.

Tetthetsestimatene av ungfisk av laksefisk var i denne studien i de fleste bekkene høyere enn i rapporten fra Kristiansen og Rikstad (2007). Dette kan bety at forholdene for laksefisk har blitt bedre i bekkene, da det er blitt utført tiltak i flere av bekkene. Det kan også ha sammenheng med at det ble brukt to forskjellige metoder for beregning av tettheten. I rapporten fra 2007 ble det kun fisket over én gang i stasjonene, og tettheten ble estimert ved å doble antall fisk registrert. I inneværende studie ble stasjonene fisket over i tre omganger og tettheten ble estimert ved hjelp av Zippins metode. Konfidensintervallene var i mange bekker store. Dette kan henge sammen med lav fangbarhet, spesielt i stasjoner hvor det var overhengende banker. Stasjonene for elfisket var heller ikke de samme i denne studien som i rapporten fra 2007, dette kan også være avgjørende for de generelt høyere tetthetsestimatene.

4.1 RESTAURERINGSUKSESS I TILTAKSBEKKENE

I Follobekken, Eklobekken og Kvellstadbekken har det blitt bygd fisketrapper for å lette vandringen for fisk som skal oppstrøms for å gyte. For alle disse bekkene befant stasjon 1 seg nedenfor trappa og stasjon 2 ovenfor. Det ble funnet ungfisk av laksefisk oppstrøms trappene i alle tre bekkene, og dette bekrefter at gytefisk har hatt tilgang på arealene oppstrøms trappa. Tetthet, vekst og tilstedeværelse av $>0+$ varierte dog.

4.1.1 FOLLOBEKKEN

Det ble påvist 0+ oppstrøms trappa, så den må ha fungert i perioder høsten 2014. Tettheten var dog betydelig lavere i stasjonen ovenfor enn nedenfor trappa, til tross for at bekken tilsynelatende var bedre egnet for gyting ovenfor, og at forholdene for oppvekst også lå til rette der. Dette kan tyde på at trappa kan ha vært selektiv for bare et utvalg av gytefisk eller at den kun har fungert en liten periode, slik at antall gytefisk som har greid å passere trappa var få. I og med at ørrethunner har mange egg, avhengig av størrelse, har hver hunn et betydelig potensiale for å bidra med yngel som kan dekke store arealer av en bekk (L'Abée-Lund & Hindar 1990). Ozerov et al. (2015) fant ut ved hjelp av mikrosatellitt-analyser av ørret at det var en svak sammenheng mellom antall gytefisk og ungfisktetthet, fordi flere faktorer spiller inn. Blant annet viste studien at få gytefisk kunne gi mange avkom i gode habitater. Motsatt kunne mange gytefisk resultere i få avkom i dårligere habitater. Det bør derfor utvises forsiktighet før man trekker konklusjoner om at høy tetthet betyr velfungerende vandringsveier, fordi kun få gytefisk kan gi opphav til mange avkom. Det ble ikke registrert eldre ungfisk i Follobekken, verken laks eller sjørret. Det kan være flere årsaker til mangelen på eldre ungfisk. En forklaring kan være dårlig reproduktiv suksess høsten 2013. Habitatkartlegginga viste at gytegrusen i strekningen utløpet og opp til trappa var hardpakket av leire og andre finpartikler. Dersom trappa høsten 2013 av en eller annen grunn ikke fungerte slik den skulle, kan det være mulig at gytefisk ikke kom seg opp til bedre gytehabitat. Fiskedød av ulike årsaker kan også resultere i manglende årsklasser. Det tilsynelatende gode oppveksthabitatet nedstrøms trappa, med fine kulper og rikelig med skjul, gjør at tidlig utvandring til elva er mindre sannsynlig. Under habitatkartlegginga var vannhastigheten gjennom kulverten i forbindelse med trappa og FV757 høy, og uten skikkelig kulp under fallet den skaper kan fisken få problemer med å ta fart og komme seg gjennom. Denne kulverten kan være vandringshindrende og effekten av fisketrappa henger naturlig sammen med denne. Begge deler må fungere for at gytefisk skal komme seg opp til bedre gytehabitat.

4.1.2 EKLOBEKKEN

Trappa i Eklobekken var antatt ikke-fungerende fordi vannet renner utenfor traséen den er ment å følge og er tidvis tørrlagt i nedre trinn (Rian 2014). Det ble registrert 0+ og noen få individer >0+ i øvre stasjon, så trappa må ha fungert i noen grad høsten 2013 og 2014. Tetthetsestimatene for 0+ sjørret var knapt høyere i øvre stasjon enn i nedre, men var i begge svært lave.

4.1.3 KVELLSTADBEBKEN

Det ble registrert både 0+ og >0+ ovenfor trappa. Dette betyr at trappa må ha fungert i noen grad både høsten 2013 og 2014. Tettheten av fisk i Kvellstadbekken var lave i begge stasjonene, og >0+ ble ikke registrert i nedre stasjon. Dette kan ha sammenheng med at habitatet var dårlig for særlig oppvekst nedstrøms trappa. Ørretyngelen kan ha vandret ut i elva på et tidlig tidspunkt på grunn av dette. Under elfisket var en kulvert under traktorveien med høy vannhastighet og fall et naturlig endepunkt for stasjonen, fordi den trolig stoppet mye fisk. Stasjonen var i utgangspunktet ikke optimal for elfiske da vannhastigheten var høy, habitatet bare var noe egnet for laksefisk og det var enkelte steder leire i dagen. Denne kulverten var fjernet under habitatkartleggingen og dette fører sannsynligvis til at fisken kommer seg lengre opp i bekken hvor både gyte- og oppvekstsvilkårene er bedre.

Alt i alt synes trappetiltakene å bare være delvis vellykkede i de tre bekkene, men små endringer og justeringer kan gjøre stort monn i alle tre. Produksjonsområdene oppstrøms trappa vil kunne gi betydelig bidrag med ungfisk til vassdraget.

4.2 ØKOLOGISK TILSTAND

ASPT-indeksene ga generelt dårligere økologisk tilstand i bekkene enn ungfisktettheten av laksefisk. Ettersom det er kvalitetselementet som gir dårligst tilstand som skal følges, betyr det at det er få bekker som når miljøkravet om minimum god økologisk tilstand.

Kun to bekker, Kvernbecken og Skyta, oppnådde god økologisk tilstand. Tre bekker, Kvisla, Broskitbekken og Eklobekken, havnet i klassen for svært dårlig tilstand. Resterende bekker lå i tilstandsklassene moderat og dårlig. Både ASPT-indeks og fisketettheter viste en tendens til at den økologiske tilstanden var dårligere i de bekkene som lå nederst i vassdraget enn i de øvre. Dette kan ha sammenheng med at den påvirkningen fra landbruk og bebyggelse øker nedover i vassdraget. Unntaket var Kvellstadbekken, som renner ut nest øverst i Verdalselva av alle studiebekkene. Bekken havnet i tilstandsklassen dårlig på grunn av den lave fisketettheten, mens ASPT-indeksen for bekken tilsa at bekken var i god økologisk tilstand og ikke preget av eutrofiering/organisk belastning. Fordi bekken (i nedre deler) i stor grad var monoton, kan årsaken være at habitatforholdene i bekken er for dårlige for oppvekst for laksefisk.

Det ble registrert 0+ i alle stasjonene med unntak av de i Kvisla. >0+ ble ikke registrert i alle stasjonene, og var ofte manglende særlig i øvre stasjoner. Mangelen på >0+ kan tenkes og skyldes menneskeskapte påvirkninger, fordi oppvekstsvilkårene i svært mange bekker var forringet av i all hovedsak jordbruk.

4.3 VIDERE TILTAK FOR Å ØKE PRODUKSJONEN AV SJØØRRET

ASPT-indeks, fisketettheter, Tot-P og Tot-N viste tegn til at mange av bekkene er preget av eutrofiering. Særlig bekkene som ligger i nedre deler av vassdraget, og som gjerne har potensielt lang anadrom strekning, er generelt mer påvirket av jordbruk og bebyggelse i form av blant annet kanalisering og manglende kantvegetasjon enn bekkene i øvre deler. I følge Jonsson et al. (2011) kan laksefiskproduksjonen i systemer med jordbruk tilstede i nedbørsfeltet øke til et visst nivå, før habitatet blir så degradert at produksjonen etter hvert avtar. Dette kan stemme overens med flere av bekkene i denne studien. For eksempel hadde Leiråa, som drenerer jordbruksareal, et av de høyeste tetthetsestimatene av bekkene. Også Kvernbecken drenerer delvis jordbruksareal ovenfor anadrom strekning og hadde det høyeste tetthetsestimatet av alle studiebekkene. Andre bekker som var mer preget av omkringliggende jordbruk, hadde gjerne lavere ungfisktettheter. Dette viser at jordbruk og laksefiskproduksjon ikke nødvendigvis er uforenelig. Tiltak for å minke påvirkningen fra jordbruksaktivitet der denne har gått for langt kan derfor være hensiktsmessig for sjøørretproduksjonen, og er i de fleste bekker avgjørende for å oppnå miljømålet om minimum god økologisk tilstand.

I mange av bekkene var vilkårene for særlig gyting, men også oppvekst, bedre oppe enn nede i bekken. Ofte var bekkene også mer preget av landbruk i nedre deler, noe som kan bety at avrenning og avsetting av finpartikler ikke er et like stort problem i øvre deler. Roni et al. (2002) forslår å prioritere å gjenskape tapt konnektivitet til bedre egnede habitat før andre restaureringstiltak iverksettes. Vandringshindre, som for eksempel dårlig tilrettelagte kulverter, bekkelukkinger og fall i forbindelse med utløpet til hovedelva, bør derfor prioriteres. Dette gir fisken tilgang på større og potensielt bedre arealer for både gyting og oppvekst, og gir samlet sett et større produksjonsareal. Dette støttes i en studie gjort av Bangsgaard et al. (2014), som viser at utbedring av vandringshindre kan øke tettheten av ungfisk i bekken, ved at gytefisk får lettere tilgang på bedre gytehabitat ovenfor tidligere vandringshinder og at ungfisken i større grad kan utnytte egnede oppvekstområder. Det finnes også flere eksempler på suksessfulle utbedringer av vandringshinder i landbrukspåvirkede bekker i Østfold (Karlsen 2015). Åpning av bekkelukkingen i Broskitbekken kan eksempelvis gi sjøørreten tilgang på store arealer med flotte forhold for både gyting og oppvekst.

En studie gjort av Palm et al. (2007) viser at tilgjengelighet og kvalitet på gytehabitat heller var begrensende faktor enn habitatdiversitet. Det var i mange av bekkene i Verdalsvassdraget greit med gytegrus, men ofte var den hardpakket av finpartikler. Forhindring av videre erosjon og avsetting av

finpartikler over gytegrusen, bør derfor tas tak i, for å øke kvaliteten på eksisterende gytehabitat, før eventuelt ny gytegrus legges ut.

Manglende kantvegetasjon var en gjenganger i mange av bekkene, eksempelvis i Kvisla og Sundbybekken. Planting av trær av lokale arter og økning av bredden på kantsonen i områder hvor denne er minimal, kan gi økte muligheter for skjul, minke avrenning, erosjon og utglidninger (Degerman 2008). Også opparbeiding av kantsonen med gress, kan minke avrenning (Blankenberg & Grønsten 2014). Dersom man lykkes med å minke erosjonen fra jorda rundt kan gytegrus som mange steder var hardpakket av finpartikler få bedre vilkår for reproduksjonen av laksefisk ved at avsetningen av finpartiklet materiale over gytegrus skjer i mindre grad.

Oppfordring til å miljøtilpasse jordarbeiding og gjødselplanlegging i jordbruket kan bidra til at avrenningen av næringssalter avtar (Bechmann et al. 2012; Kristoffersen & Korsæth 2008; Øgaard 2013). I tillegg er også anleggelse av fangdammer et alternativ der avrenningen av næringssalter og finpartiklet materiale er særlig stor. Fangdammer kan bygges på ulike måter, men hensikten er i hovedsak bremse vannhastigheten for å avsette finpartikler og næringssalter og unngå at dette blir med videre nedover i bekken (Grønsten et al. 2008).

Også død ved var manglende i mange av bekkene. Tilførsel av død ved kan gi økt produksjon ved å øke skjulmulighetene som ørreten er avhengig av, og generelt øke habitatdiversiteten i bekken. Tilførsel av død ved kan, dersom det blir gjort riktig, også bidra med å stabilisere og erosjonssikre bekkeløpet og gjør at man kan kontrollere avsetningen av finpartiklet materiale der det er hensiktsmessig (Shields Jr et al. 2004).

Utlekking av stein for å skape et mer heterogent habitat og gi økte muligheter for skjul kan bidra til økt fisketetthet, og bør vurderes i bekker hvor habitatdiversiteten er lav (Degerman 2008).

Enkelte tiltak i bekkene (rangert etter hvor i Verdalselva de utløper, fra nederst til øverst) er foreslått i Tabell 19. Tiltakene er innad i bekkene rangert etter anbefalt prioritering, med utgangspunkt i teorien om mulige tiltak over. De foreslåtte tiltakene er vurdert utfra resultatene fra habitatkartleggingen og fisketetthetene. Kvisla er utelatt fra denne tabellen fordi det fremdeles er uklart hva som er det mest kritiske for å få i gang laksefiskproduksjonen i bekken igjen. Det er likevel ingen tvil om at det er den bekken som har størst behov for restaurering.

Tabell 19: Forslag til videre tiltak i Verdalselvas sidebekker, rangert etter bekkenes utløp i Verdalselva og anbefalt prioritering innad i bekkene.

Bekk	Problem	Tiltak
Brokskitbekken	Bekkelukking	Åpning av bekkelukkinga kan gi sjørret tilgang på større og bedre arealer for både gyting og oppvekst
	Mangel på gode gyteforhold	Gytegrus lagt ut nedstrøms bekkelukkinga kan gi bekken bedre reproduksjon.
Bjørk-/Sundbybekken	Potensielt vandringshindrende kulvert i forbindelse med gårdsvei	Utbedring av kulvert, ved utskifting eller bygging av terskler tilrettelagt for vandrende laksefisk nedstrøms denne.
	Potensielt vandringshindrende terskler ovenfor nevnte kulvert	Utbedring av disse tersklene, i kombinasjon med kulverten nedstrøms, kan potensielt gi fisken tilgang på store produksjonsområder
	Manglende kantvegetasjon, erosjon og utglidninger	Planting av kantvegetasjon i form av trær eller kantsone med gress, kan føre til færre utglidninger og mindre erosjon.
	Monotont habitat og hardpakket gytegrus	Tilførsel av død ved kan gi økt diversitet og minke erosjon og avsetningen av finpartikler over gytegrus
Follobekken	Vandringshindre	Utbedring av fisketrappa og eventuelt kulverter lengre opp i bekken
Eklobekken	Vandringshindre	Utbedring av utløpet til elva og fisketrappa
Kvellstadbekken	Potensielle vandringshindre	Utbedring av fisketrappa og kulvert i forbindelse med traktorvei opp mot Jøssådalen, kan gi fisk lettere tilgang på gode oppvekst- og gyteområder.
	Monotont habitat og strømforhold	Utlegging av stein og død ved kan skape et mer heterogent habitat med varierte strømforhold og kulper, og gi gode oppvekstvilkår nedstrøms trappa.

Fordi flesteparten av bekkene i denne studien ikke når miljømålet om minimum god økologisk tilstand, er tiltak for å sikre at bekkene gjør dette innen de fastsatte fristene (i utgangspunktet 2021) nødvendig. Tiltakene som ovenfor er nevnt, kan bidra til at bekkene øker sannsynligheten for å oppnå miljømålet. Fordi bekkene var preget av eutrofiering, kan særlig tiltak for å minke avrenning fra jordbruket, være hensiktsmessig i en slik sammenheng.

4.4 MULIGE FEILKILDER OG VIDERE FORSKNINGSBEHOV

Feil ved foreslått skille mellom 0+ og >0+ kan være en svakhet i denne studien. Dette kan være tilfelle for noen av bekkene, da det foreslåtte skillet mellom 0+ og >0+ for ørret var opptil 85 mm og for laks. Våren 2015 var sein og sommeren, med unntak av august, var kald. Dette betyr vanligvis sein vekst hos laksefisk, og det er usikkert om årsyngelen kan ha blitt så stor som 85 mm når elfisket ble utført i slutten av august og i september. Samtidig var sommeren 2014 varm, noe som normalt skulle tilsi rask vekst hos 2014-årgangen den første sommeren. Lengden for 0+ og >0+ burde derfor normalt ikke overlappet i så stor grad som kan være tilfelle. Det er likevel mulig at sommeren 2014 var så varm at det medførte stress for fisken, slik at veksten var dårlig også i 2014. Gjennomsnittsvekst for laksefisk varierer ofte fra år til år og mellom systemer og er ofte tetthets- og temperaturavhengig (Baerum et al. 2013). Om det er tilfelle at det foreslåtte skillet mellom 0+ og >0+ er feil, kan dette ha konsekvenser for tetthetsanalysene av 0+ og modellseleksjonen for lengde av 0+-ørret, hvor tetthet av >0+ var inkludert i toppmodellen. Videre kan det få konsekvenser for forståelsen av forholdene mellom 0+ og >0+ og av effekten hos fisketrappene. Dette vil ikke få konsekvenser for vurderingen av økologisk tilstand for laksefisk, da denne er basert på tetthetsestimatene for all ungfisk, og det ikke ble tatt hensyn til eventuelle manglende årsklasser i bekkene.

Uerfarenhet med taksonomisk arbeid med bunndyr, kan potensielt være en svakhet. For bruk av ASPT-indeksen bestemmes det kun ned til familier, og feilbestemming til disse er trolig ikke et problem. For bestemmelsen ned til arter er det større sannsynlighet for feil. Dette kan i så fall ha betydning for diversitet- og ordinasjonsanalysene. Tiden på året bunndyrene ble plukket kan ha betydning for hvilke arter som ble registrert (Zamora-Muñoz et al. 1995).

Habitatkartlegginga kunne med fordel blitt utført før resterende feltarbeid. Dette for å kunne velge ut mer egnede stasjoner for elfiske og sparkeprøver, og for å kartlegge steder hvor det hensiktsmessig kunne vært utført kvalitativt elfiske, for eksempel over antatte vandringshindre.

Antall stasjoner kunne med fordel vært økt. Det kunne gitt en bedre vurdering av økologisk tilstand og et bedre inntrykk av forholdet mellom 0+ og >0+.

For en bedre forståelse for påvirkningen av menneskelige inngrep i bekkene bør naturlig anadrom strekning kartlegges bedre. Eksempelvis bør det synliggjøres hvilke konsekvenser bekkelukkingen av Eklobekken har fått for produksjonsarealet for og tettheten av laksefisk. Gamle flyfoto og kart kan bidra i stor grad i dette arbeidet. Det gir også muligheter for å få et inntrykk av hvor mye

produksjonsareal som er tapt i forbindelse med uttrettinger. Dette bør inkluderes i en helhetlig vurdering av den økologiske tilstanden for laksefisk.

Dekningsgrad for leirsedimenter i bekkenes nedbørsfelt kan utredes, for å i større grad kunne benytte seg av Tot-P i vannprøver som støtteparameter. Dette kan gjøres med en GIS-analyse.

Kvisla bør følges opp og undersøkes videre. Årsaken(e) til mangelen på laksefisk er ennå ikke kjent. Den naturlige anadrome strekningen er lang og gir potensielt stort produksjonsområde. Særlig kjemiske undersøkelser bør vurderes for å se om blant annet veiavrenning i sentrum kan fungere som en kjemisk barriere for gytefisk.

Kulvertene i Follobekken bør undersøkes bedre. Det er usikkert om en eller flere av disse kan være til hinder for vandrende fisk.

Resterende bekker i Verdalsvassdraget som ikke er med i denne studien bør undersøkes for å klassifisere økologisk tilstand. Ingen undersøkelser er blitt gjort i vassdraget siden 2007 (Bergan 2007). Dette kan gjøres før eventuelle tiltak gjøres, for å få et helhetlig inntrykk av vassdragets sidebekker, og derfor kan se hvilke tiltak som må prioriteres og hvordan arbeidet med disse kan koordineres. Bekkenes økologiske tilstand i denne studien varierte, og mange av dem bar tydelig preg av særlig jordbruksaktiviteter. Det er grunn til å tro at mange av de resterende bekkene i vassdraget også bærer preg av dette. Også en systematisk overvåkning for å klassifisere kjemisk tilstand i henhold til Vannforskriften (2006) i alle bekkene bør komme på plass.

I forbindelse med denne studien var det vanskelig å finne litteratur om effekten av fisketrapper i mindre systemer. Studier av fisketrapper i store systemer, gjerne med regulering, var sterkt overrepresentert. Da effekten av fisketrapper og andre vandringsforbedrende tiltak i slike små systemer potensielt kan ha stor innvirkning på sjørrepopulasjonen enkelte steder i landet, bør dette undersøkes på en bedre måte. En mikrosatellitt-undersøkelse av fisk oppstrøms og nedstrøms trapper og andre vandringshindre, lik studien til Ozerov et al. (2015) er en mulighet.

5 KONKLUSJON

Kun Kvernbekken og Skyta når miljømålet om minimum god økologisk tilstand. Kvisla og Brokskitbekken var i svært dårlig økologisk tilstand. Resterende bekker var i moderat eller dårlig økologisk tilstand. De fleste bekkene er tydelig preget av jordbruk i nedbørsfeltet, og viser tegn til eutrofiering. Både fisketetthet og ASPT-indekser var generelt høyere i studiebekkene øverst og sank nedover i vassdraget. Utglidninger og kanterosjon var et vanlig syn i mange av bekkene.

Fisketrappene synes til å virke til en viss grad, men kan være selektive og fungere forskjellig under ulike forhold, og bør overvåkes videre. Noen av bekkene har potensielt lang anadrom strekning og utbedring av vandringshindre kan gi større produksjonsareal. Av andre tiltak bør særlig forbedring av kantvegetasjon, for å minke erosjon og avrenning, og tilførsel av død ved, for å øke diversiteten i bekehabitatet, vurderes.

LITTERATURLISTE

- Akaike, H. (1974). A new look at the statistical model identification. *Automatic Control, IEEE Transactions on*, 19 (6): 716-723.
- Andersen, J., Bratli, J., Fjeld, E., Faafeng, B., Grande, M., Hem, L., Holtan, H., Krogh, T., Lund, V. & Rosland, D. (1997). Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. *SFT veiledning*, 97 (04.31).
- Armitage, P., Moss, D., Wright, J. & Furse, M. (1983). The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water research*, 17 (3): 333-347.
- Armstrong, J., Kemp, P., Kennedy, G., Ladle, M. & Milner, N. (2003). Habitat requirements of Atlantic salmon and brown trout in rivers and streams. *Fisheries research*, 62 (2): 143-170.
- Baerum, K. M., Haugen, T. O., Kiffney, P., Moland Olsen, E. & Vøllestad, L. A. (2013). Interacting effects of temperature and density on individual growth performance in a wild population of brown trout. *Freshwater biology*, 58 (7): 1329-1339.
- Bangsgaard, L., Cording, R. & Kjeldsen, J. (2014). Efforts to enhance anadromous brown trout on Funen, Denmark. *Journal of coastal conservation*, 18 (2): 89-95.
- Bechmann, M., Kvernø, S. & Grønsten, H. A. (2012). *Effekt av jordarbeiding på fosfortap*. Nr 3.
- Bergan, M. A., Berger, H. M. & Paulsen, L. I. (2007). Bunndyr, vannkvalitet og fisk i bekker i Verdal og Levanger, Nord-Trøndelag 2007. *Berger feltBIO Rapport*, Nr. 5 - 2007. 38s s.
- Bergan, M. A. (2013). Sjørørret i Trondheimsfjorden; en utdøende ressurs. Hva betyr bekker for sjørørreten? *Vann* (02).
- Bergan, M. A. B., Hans Mack; Paulsen, Leif Inge. (2007). Bunndyr, vannkvalitet og fisk i bekker i Verdal og Levanger, Nord-Trøndelag 2007, 5.
- Bilby, R. E. (1981). Role of organic debris dams in regulating the export of dissolved and particulate matter from a forested watershed. *Ecology*: 1234-1243.
- Blankenberg, A.-G. B. & Grønsten, H. A. (2014). *Vegetasjonsdekke som tiltak mot tap av jord og fosfor* Nr 6.
- Bohlin, T. (1981). Methods of estimating total stock, smolt output and survival of salmonids using electrofishing. *Report-Institute of Freshwater Research*.
- Burnham, K. & Anderson, D. (1998). *Model selection and inference: a practical informationtheoretic approach: 60-64*: Springer, Berlin, Heidelberg, New York.
- Caissie, D. (2006). The thermal regime of rivers: a review. *Freshwater Biology*, 51 (8): 1389-1406.
- Cherry, J. & Beschta, R. (1989). *COARSE WOODY DEBRIS AND CHANNEL MORPHOLOGY: A FLUME STUDY1*: Wiley Online Library.
- Daily, G. (1997). *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*: Island Press.
- Degerman, E. (2008). Ekologisk restaurering av vattendrag. *Fiskeriverket*, 6: 300.
- Direktoratsgruppa for gjennomføringen av Vanndirektivet. (2015). *Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver*, Veileder 02: 2013-Revidert 2015.
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z. I., Knowler, D. J., Lévêque, C., Naiman, R. J., Prieur-Richard, A. H., Soto, D. & Stiassny, M. L. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological reviews*, 81 (2): 163-182.
- Elliott, J., Hurley, M. & Fryer, R. (1995). A new, improved growth model for brown trout, *Salmo trutta*. *Functional ecology*: 290-298.
- Grønsten, H. A., Hauge, A., Borch, H. & Blankenberg, A.-G. B. (2008). *Fangdammer – effektive oppsamlere av jord og næringsstoffer*. Nr 13.
- Hansen, L. P. (2000). Atlantisk laks. I: Borgstrøm, R. & Hansen, L. P. (red.) *Fisk i ferskvann*
- Et samspill mellom bestander, miljø og forvaltning*, s. 38-49: Landbruksforlaget.
- Haukland, J.-H., Andreassen, S.-A. & Rikstad, A. (1986). Fisk og forurensning i sidebekkene til Verdalselva, 2-1986. Steinkjer.

- Heggenes, J. (1996). Habitat selection by brown trout (*Salmo trutta*) and young Atlantic salmon (*S. salar*) in streams: static and dynamic hydraulic modelling. *Regulated Rivers: Research & Management*, 12 (2-3): 155-169.
- Heggenes, J., Bagliniere, J. & Cunjak, R. (1999). Spatial niche variability for young Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*S. trutta*) in heterogeneous streams. *Ecology of Freshwater Fish*, 8 (1): 1-21.
- Jonsson, B. (2000). Sjøåure. I: Borgstrøm, R. & Hansen, L. P. (red.) *Fisk i ferskvann*
- Et samspill mellom bestander, miljø og forvaltning*, s. 50-59: Landbruksforlaget.
- Jonsson, B., Jonsson, N., Brodtkorb, E. & Ingebrigtsen, P. J. (2001). Life-history traits of Brown Trout vary with the size of small streams. *Functional Ecology*, 15 (3): 310-317.
- Jonsson, B., Sægrov, H., Finstad, B., Karlsen, L., Kambestad, A., Langåker, R. & Gausen, D. (2009). Bestandsutvikling hos sjøørret og forslag til forvaltningstiltak. *DN Notat 1-2009: 28 pp. Direktoratet for naturforvaltning (DN), Trondheim.*, 1.
- Jonsson, B. & Jonsson, N. (2011). *Ecology of Atlantic Salmon and Brown Trout: Habitat as a Template for Life Histories*. 1 utg. Fish & Fisheries Series: Springer. 708 s.
- Jonsson, B., Jonsson, N. & Ugedal, O. (2011). Production of juvenile salmonids in small Norwegian streams is affected by agricultural land use. *Freshwater Biology*, 56 (12): 2529-2542.
- Jonsson, N., Hansen, L. P. & Jonsson, B. (1991). Variation in age, size and repeat spawning of adult Atlantic salmon in relation to river discharge. *The Journal of Animal Ecology*: 937-947.
- Jonsson, N. & Finstad, B. (1995). Sjøørret: økologi, fysiologi og atferd.
- Jungwirth, M., Muhar, S. & Schmutz, S. (1995). The effects of recreated instream and ecotone structures on the fish fauna of an epipotamal river. *Hydrobiologia*, 303 (1-3): 195-206.
- Jähnig, S., Lorenz, A., Hering, D., Antons, C., Sundermann, A., Jedicke, E. & Haase, P. (2011). River restoration success: a question of perception. *Ecological Applications*, 21 (6): 2007-2015.
- Karlsen, L. R. (2015). 20 år med el-fiske av sjøørretbekker i Østfold (1996-2015), 3/2015: Fylkesmannen i Østfold.
- Kaspersen, T. E., Rikstad, A., Gorseth, M. B. M., Gorseth, S. & Hope, A. M. (1997). Kultiveringsplan for ferskvannsfisk i Nord-Trøndelag, 4-1997. Steinkjer: Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, Miljøvern avdelingen.
- Klemetsen, A., Amundsen, P. A., Dempson, J. B., Jonsson, B., Jonsson, N., O'Connell, M. F. & Mortensen, E. (2003). Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.): a review of aspects of their life histories. *Ecology of Freshwater Fish*, 12 (1): 1-59.
- Kristiansen, S. A. & Rikstad, A. (2007). Sjøåurebekker i Verdalsvassdraget. Rapport fra undersøkelser av fisk og forurensing i 2005/2006, 4.
- Kristoffersen, A. Ø. & Korsæth, A. (2008). *Gjødelsesplanlegging*. Nr 10.
- L'Abée-Lund, J. & Hindar, K. (1990). Interpopulation variation in reproductive traits of anadromous female brown trout, *Salmo trutta* L. *Journal of Fish Biology*, 37 (5): 755-763.
- Lepneva, S. (1970). *Fauna of the USSR: Trichoptera*: Israel Program for Scientific Translations.
- Lepš, J. & Šmilauer, P. (2003). *Multivariate analysis of ecological data using CANOCO*: Cambridge university press.
- Lillehammer, A. (1988). *Stoneflies (Plecoptera) of Fennoscandian and Denmark*, b. 21: Brill.
- Louhi, P., Mäki-Petäys, A. & Erkinaro, J. (2008). Spawning habitat of Atlantic salmon and brown trout: general criteria and intragravel factors. *River Research and Applications*, 24 (3): 330-339.
- Mey, W. (1999). Nilsson, A. (ed.): Aquatic insects of Northern Europe. A taxonomic handbook, Vol. 2: Odonata. Diptera. 1997, 29 × 21 cm, 440 pp., hardbound, Apollo Books, DK – 5771 Stenstrup, Kirkeby Sand 19, ISBN 87-88757-15-3. *Deutsche Entomologische Zeitschrift*, 46 (1): 112-112.
- Miljødirektoratet. (2012). *Miljøstatus- Elver og innsjøer*. Tilgjengelig fra: <http://www.miljostatus.no/Tema/Ferskvann/Elver-og-innsjoer/>.
- Montgomery, D. R. & Buffington, J. M. (1998). Channel processes, classification, and response. *River Ecology and Management: Lessons from the Pacific Coastal Ecoregion*, RJ Naiman and RE Bilby (Editors). Springer-Verlag, New York, New York: 13-42.

- Naiman, R. J., Balian, E. V., Bartz, K. K., Bilby, R. E. & Latterell, J. J. (2002). *Dead wood dynamics in stream ecosystems*. Proceedings of the Symposium on the Ecology and Management of Dead Wood in Western Forests. 23-48 s.
- Nakagawa, S. & Schielzeth, H. (2013). A general and simple method for obtaining R² from generalized linear mixed-effects models. *Methods in Ecology and Evolution*, 4 (2): 133-142.
- Nilsson, A. N. (1996). *Aquatic insects of North Europe: a taxonomic handbook. Volume 1: Ephemeroptera, Plecoptera, Heteroptera, Neuroptera, Megaloptera, Coleoptera, Trichoptera, Lepidoptera*: Apollo Books.
- Ozerov, M., Jürgenstein, T., Aykanat, T. & Vasemägi, A. (2015). Use of sibling relationship reconstruction to complement traditional monitoring in fisheries management and conservation of brown trout. *Conservation Biology*, 29 (4): 1164-1175.
- Palm, D., Brännäs, E., Lepori, F., Nilsson, K. & Stridsman, S. (2007). The influence of spawning habitat restoration on juvenile brown trout (*Salmo trutta*) density. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 64 (3): 509-515.
- Pander, J. & Geist, J. (2013). Ecological indicators for stream restoration success. *Elsevier*.
- Paruch, A. M. & Mæhlum, T. (2012). Specific features of *Escherichia coli* that distinguish it from coliform and thermotolerant coliform bacteria and define it as the most accurate indicator of faecal contamination in the environment. *Ecological Indicators*, 23: 140-142.
- Paulsen, L. I. (1995). Forurensningsstatus i elver og bekker i Verdal 1994. Steinkjer.
- Pawley, S., Dobson, M. & Fletcher, M. (2011). *Guide to British freshwater macroinvertebrates for biotic assessment*: Freshwater Biological Association (FBA).
- Pinheiro, J. & Bates, D. (2006). *Mixed-effects models in S and S-PLUS*: Springer Science & Business Media.
- R Development Core Team. (2015). *R: A language and environment for statistical computing*. 3.2.1 utg. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.
- Rian, T. (2014). *Referat fra styringsgruppemøte i lokalt sjørretbekkprosjekt 18.12.14*: Innherred Samkommune (12/19-2014).
- Robison, E. G. & Beschta, R. L. (1990). Characteristics of coarse woody debris for several coastal streams of southeast Alaska, USA. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 47 (9): 1684-1693.
- Roni, P., Beechie, T. J., Bilby, R. E., Leonetti, F. E., Pollock, M. M. & Pess, G. R. (2002). A review of stream restoration techniques and a hierarchical strategy for prioritizing restoration in Pacific Northwest watersheds. *North American Journal of Fisheries Management*, 22 (1): 1-20.
- Røe, P. S., Larsen, A. N. & Stene, T. (2001). Registrering av biologisk mangfold i og langs Kvislabekken.
- Schmutz, S., Jurajda, P., Kaufmann, S., Lorenz, A. W., Muhar, S., Paillex, A., Poppe, M. & Wolter, C. (2015). Response of fish assemblages to hydromorphological restoration in central and northern European rivers. *Hydrobiologia*: 1-12.
- Searle, S. (1971). *Linear Models* John Wiley & Sons. Inc., New York-London-Sydney-Toronto.
- Shields Jr, F. D., Morin, N. & Cooper, C. M. (2004). Large woody debris structures for sand-bed channels. *Journal of Hydraulic Engineering*, 130 (3): 208-217.
- Solheim, A., Berge, D., Tjomsland, T., Kroglund, F., Tryland, I., Schartau, A., Hesthagen, T., Borch, H., Skarbøvik, E. & Eggestad, H. (2008). Forslag til miljømål og klassegrenser for fysisk-kjemisk parametre i innsjøer og elver, inkludert leirvassdrag og kriterier for egnethet for brukerintresser. Supplement til veileder i økologisk klassifisering.
- Store norske leksikon. (2013). *Verdalselva*. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/Verdalselva> (lest 17.04.2016).
- Str.prp. nr. 32 (2006-2007). *Om vern av villaksen og ferdigstilling av nasjonale laksevassdrag og laksefjorder*,: Miljøverndepartementet.
- Symons, P. & Heland, M. (1978). Stream habitats and behavioral interactions of underyearling and yearling Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 35 (2): 175-183.
- Trotter, E. H. (1990). Woody debris, forest-stream succession, and catchment geomorphology. *Journal of the North American Benthological Society*: 141-156.
- vann-nett.no. (2016a). *Bjørkbekken*. Faktaark vannforekomst. Tilgjengelig fra: <http://vann-nett.no/portal/Water?WaterbodyID=127-153-R> (lest 03.03.2016).

- vann-nett.no. (2016b). *Brokskitbekken*. Faktaark vannforekomst. Tilgjengelig fra: <http://vann-nett.no/portal/Water?WaterbodyID=127-63-R> (lest 03.04.2016).
- vann-nett.no. (2016c). *Eklobekken*. Faktaark vannforekomst. Tilgjengelig fra: <http://vann-nett.no/portal/Water?WaterbodyID=127-136-R> (lest 03.03.2016).
- vann-nett.no. (2016d). *Faktaark for vannforekomster*. Tilgjengelig fra: <http://vann-nett.no/portal/SearchWaterbody.aspx>.
- vann-nett.no. (2016e). *Kvelstadbekken*. Faktaark vannforekomster. Tilgjengelig fra: <http://vann-nett.no/portal/Water?WaterbodyID=127-114-R> (lest 04.05.2016).
- vann-nett.no. (2016f). *Kvernbekken*. Faktaark vannforekomst. Tilgjengelig fra: <http://vann-nett.no/portal/Water?WaterbodyID=127-151-R> (lest 03.03.2016).
- vann-nett.no. (2016g). *Kvisla-Minsåsbekken-Liabekken*. Faktaark vannforekomst. Tilgjengelig fra: <http://vann-nett.no/portal/Water?WaterbodyID=127-57-R> (lest 03.03.2016).
- vann-nett.no. (2016h). *Leiråa*. Faktaark vannforekomst. Tilgjengelig fra: <http://vann-nett.no/portal/Water?WaterbodyID=127-160-R> (lest 03.03.2016).
- vann-nett.no. (2016i). *Skyta nedre*. Faktaark vannforekomst. Tilgjengelig fra: <http://vann-nett.no/portal/Water?WaterbodyID=127-96-R> (lest 03.04.2016).
- Vannforskriften. (2006). *Forskrift om rammer for vannforvaltningen*: Klima- og miljødepartementet.
- Vitousek, P. M., Mooney, H. A., Lubchenco, J. & Melillo, J. M. (1997). Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, 277 (5325): 494-499.
- Zamora-Muñoz, C., Sáinz-Cantero, C. E., Sánchez-Ortega, A. & Alba-Tercedor, J. (1995). Are biological indices BMPW'and ASPT'and their significance regarding water quality seasonally dependent? Factors explaining their variations. *Water Research*, 29 (1): 285-290.
- Zippin, C. (1958). The removal method of population estimation. *The Journal of Wildlife Management*: 82-90.
- Zuur, A., Ieno, E. N., Walker, N., Saveliev, A. A. & Smith, G. M. (2009). *Mixed effects models and extensions in ecology with R*: Springer Science & Business Media.
- Øgaard, A. F. (2013). *Fosforgjødsling og vannkvalitet*. Nr 3-2013.
- Øksenberg, S. (2013). Miljøtiltak for laksefisk i Verdalsvassdraget: Øksenberg Bioconsult.



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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway