

1756

NINA Rapport

## Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Tangenvika og tilløpselver

Kartlegging av funksjonsområder i forbindelse med InterCity-utbyggingen

Knut Marius Myrvold, Stein I. Johnsen, Asle Økelsrud,  
Kjetil Olstad & Knut Andreas Eikland Bækkeli



## **NINAs publikasjoner**

### **NINA Rapport**

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

### **NINA Temahefte**

Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. Heftene har vanligvis en populærvitenskapelig form med vekt på illustrasjoner. NINA Temahefte kan også utgis på engelsk, som NINA Special Report.

### **NINA Fakta**

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

### **Annen publisering**

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

# Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Tangenvika og tilløpselver

Kartlegging av funksjonsområder i forbindelse med InterCity-  
utbyggingen

Knut Marius Myrvold

Stein I. Johnsen

Asle Økelsrud

Kjetil Olstad

Knut Andreas Eikland Bækkelie

Myrvold, K.M., Johnsen, S.I., Økelsrud, A., Olstad, K., & Bækkelie, K.A.E. 2019. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Tangenvika og tilløpselver. Kartlegging av funksjonsområder i forbindelse med InterCity-utbyggingen. NINA Rapport 1756. Norsk institutt for naturforskning.

Lillehammer, februar 2020

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-4511-1

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Jon Museth

ANSVARLIG SIGNATUR

Assisterende forskningssjef Øystein Aas (sign.)

OPPDRAKSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Bane NOR

OPPDRAKSGIVERS REFERANSE

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Trine Marianne Holm, Bane NOR

FORSIDEBILDE

Gjeddeunge i Måsåbekken © Knut Marius Myrvold, NINA

NØKKELOORD

- Hedmark
- Fisk
- Insekter
- Krepser
- Ferskvann
- Kartlegging
- Funksjonsområder
- Mjøsa
- Utbygging
- Infrastruktur
- Jernbane
- Ørret

KONTAKTOPPLYSNINGER

**NINA hovedkontor**  
Postboks 5685 Torgarden  
7485 Trondheim  
Tlf: 73 80 14 00

**NINA Oslo**  
Gaustadalléen 21  
0349 Oslo  
Tlf: 73 80 14 00

**NINA Tromsø**  
Postboks 6606 Langnes  
9296 Tromsø  
Tlf: 77 75 04 00

**NINA Lillehammer**  
Vormstuguvegen 40  
2624 Lillehammer  
Tlf: 73 80 14 00

**NINA Bergen**  
Thormøhlens gate 55  
5006 Bergen  
Tlf: 73 80 14 00

[www.nina.no](http://www.nina.no)

## Sammendrag

Myrvold, K.M., Johnsen, S.I., Økelsrud, A., Olstad, K., & Bækkelie, K.A.E. 2019. Ferskvannsbio-logiske undersøkelser i Tangenvika og tilløpselver. Kartlegging av funksjonsområder i forbindelse med InterCity-utbyggingen. NINA Rapport 1756. Norsk institutt for naturforskning.

I forbindelse med InterCity-utbyggingen på strekningen Kleverud-Sørli ble det foretatt ferskvannsbio-logiske undersøkelser av berørte områder i Tangenvika i Mjøsa. Undersøkelsene ble gjort i to tilløpselver, Måsåbekken og Vikselva, samt i indre og ytre deler av Tangenvika. I tillegg til de biologiske undersøkelsene ble det også tatt prøver av sedimenter på tre ulike lokaliteter for å undersøke miljøgifter. Denne rapporten er ikke en konsekvensutredning, men et kunnskapsgrunnlag for vurdering av effekter av utbyggingen og anbefalinger for tiltak for å redusere negative konsekvenser for det akvatiske dyrelivet.

Totalt ble det påvist 12 fiskearter i Tangenvika gjennom sommeren, gyte- og oppvekstområder for harr og ørret i Måsåbekken og Vikselva, 38 ulike insektstaksa, og edelkreps i elvene og i selve Tangenvika. Det er særlig de indre delene av Tangenvika og tilløpsbekkene Måsåbekken og Vikselva som utgjør de viktigste funksjonsområdene for edelkreps og fisk. Her var relative tettheter langt høyere enn i de ytre delene av Tangenvika (Espa og Furnesodden). Det finnes relativt få områder som Tangenvika i Mjøsa. Tangenvika ligger beskyttet, sørvendt og har større grunnområder. Temperaturen vil derfor være høyere i vika enn i hovedbassenget, noe som gjør at særlig karpefiskene er knyttet til vika for gyting, oppvekst og næringssøk. Vi anser derfor Tangenvika som en svært viktig lokalitet for fiskesamfunnet i Mjøsa, spesielt den innerste delen.

Utbyggingen kommer til å ha lokalt stor økologisk påvirkning. Det vurderes derfor svært viktig å begrense videre negativ påvirkning under anleggsfasen. De største påvirkningene av Mjøsa skjer gjennom utslipp/avrenning av steinstøv og finmateriale fra tunnelboring, utfyllinger og anleggsveier. Fylkesmannen i Innlandet har i sin utslippstillatelse satt som krav en rekke tiltak i forbindelse med anleggsfasen, blant annet bruk av siltgardin i forbindelse med mudring/utfylling. Det er imidlertid vanskelig å si hvordan spredningen av steinstøv vil utarte seg da dette avhenger av strømningsforhold, utslippsrater, og retensjonsgrad innenfor siltgarden. Funksjonsområder for gjedde og karpefisk vil gå tapt i Søndre Oddenvika som følge av utfylling. Den viktigste påvirkningen av bekkene skjer i Måsåbekken, der bekkeløpet allerede har blitt lagt i rør under byggingen av ny adkomstvei til nye Tangen stasjon (ved den nye jernbanetraséen), samt en framtidig kryssning over bekkene ved Olstad. Vi anbefaler en konkretisering av miljøoppfølgingsprogrammet for Måsåbekken, som er et viktig gyte- og oppvekstområde for mjøsørret og harr, samt tiltak for å hindre unødig avrenning av finmateriale fra anleggsfasen både til vika og til bekkene.

Knut Marius Myrvold, Norsk Institutt for Naturforskning, Vormstuguvegen 40, 2624 Lillehammer, knut.myrvold@nina.no

Stein I. Johnsen, Norsk Institutt for Naturforskning, Vormstuguvegen 40, 2624 Lillehammer, stein.johnsen@nina.no

Asle Økelsrud, Norsk Institutt for Vannforskning, Sandvikavegen 59, 2312 Ottestad, Asle.Økelsrud@niva.no

Kjetil Olstad, Norsk Institutt for Naturforskning, Vormstuguvegen 40, 2624 Lillehammer, kjetil.olstad@nina.no

Knut Andreas Eikland Bækkelie, Norsk Institutt for Naturforskning, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo, knut.bakkellie@nina.no

# Innhold

<b>Sammendrag</b>	<b>3</b>
<b>Innhold</b>	<b>4</b>
<b>Forord</b>	<b>5</b>
<b>1 Innledning</b>	<b>6</b>
<b>2 Materiale og metode</b>	<b>7</b>
2.1 Områdebeskrivelse	7
2.2 Datainnsamling/kartlegging	9
2.2.1 Edelkreps	9
2.2.2 Stasjonsnett i bekkene	9
2.2.3 Stasjonsnett i Mjøsa (sediment og krepsedyrplankton)	11
2.2.4 Ungfiskundersøkelser på utvalgte bekker	13
2.2.5 Bunndyrundersøkelser i bekkene	14
2.2.6 Fiskesamfunnet i Tangenvika (elektrisk båtfiske)	14
2.2.7 Dyreplankton	15
2.2.8 Sedimentprøver	15
<b>3 Resultater og kommentarer</b>	<b>17</b>
3.1 Edelkreps	17
3.2 Ungfiskundersøkelser i Måsåbekken og Vikselva	19
3.3 Bunndyrundersøkelsene i Måsåbekken og Vikselva	21
3.4 Fiskesamfunnet i Tangenvika (elbåtfiske)	22
3.5 Dyreplankton	24
3.6 Sedimentprøver	25
3.6.1 Sedimentbeskrivelse	25
3.6.2 Miljøgifter i sediment	26
<b>4 Diskusjon</b>	<b>29</b>
4.1 Generelt om funnene i de ferskvannsbiologiske undersøkelsene	29
4.2 Vurdering av inngrepene og avbøtende tiltak	30
4.2.1 Måsåbekken	30
4.2.2 Vikselva	31
4.2.3 Tangenvika	31
4.3 Anbefalinger for å redusere negative konsekvenser under anleggsfasen	32
4.3.1 Måsåbekken	33
4.3.2 Vikselva	33
4.3.3 Tangenvika	33
4.4 Anbefalinger for å overvåke biologiske kvalitetselementer under og etter anleggsfasen	33
<b>5 Referanser</b>	<b>35</b>
<b>6 Vedlegg</b>	<b>37</b>
6.1 Analyserapport ALS	37
6.2 Lengdefordeling for viktige fiskearter	38
6.3 Bunndyrundersøkelser	41

## Forord

Dette arbeidet er en del av vurderingen av hvilke påvirkninger utbygging av jernbanen mellom Kleverud og Sørli har på naturmiljøet. NINA og NIVA ble engasjert sommeren 2019 for å dokumentere biologiske verdier og sedimenter i og rundt Tangenvika i Mjøsa før byggestart, og å for å gi anbefalinger om hvordan negative konsekvenser kan reduseres i anleggsfasen. NINA har forestått arbeidet med edelkreps, fisk og bunndyr, og NIVA har forestått arbeidet med sedimenter og krepsdyrplankton.

Takk til Trine M. Holm i Bane NOR for avklaringer og samarbeid.

Det elektriske båtfisket i Mjøsa ved Tangen ble gjennomført i samarbeid med Fylkesmannen i Innlandet som gjennomførte en større kartlegging av viktige funksjonsområder for fisk langs strandsona i Mjøsa i 2019. Vi takker Erik Friele Lie, Louise Cathrine Rolstad Esdar og Stein Roger Andersen fra Fylkesmannen for innsatsen under feltarbeidet.

Knut Marius Myrvold

Lillehammer, 24 februar 2020

# 1 Innledning

I forbindelse med InterCity-utbygging på strekningen Kleverud-Sørli ble det foretatt ferskvannsbiologiske undersøkelser av berørte elver/bekker samt i Tangenvika i Mjøsa mellom mai og oktober i 2019. Hensikten med undersøkelsene var å kartlegge ferskvannsbiologiske verdier som (potensielt) vil bli berørt av anleggsfasen og den endelige traséen. Denne rapporten er ikke en konsekvensutredning, men et kunnskapsgrunnlag for vurdering av effekter av utbyggingen og anbefalinger for tiltak for å redusere negative konsekvenser for det akvatiske dyrelivet.

Den planlagte traséen vil krysse Tangenvika i Mjøsa fra Espa (øst) til Furnesodden (vest) ved en 1120 m lang bro. Det vil bli anlagt en ny trasé helt frem til Sørli tømmerterminal, der den vil gå inn på den eksisterende traséen. Det vil bli bygget noe infrastruktur i og rundt tettstedet Tangen, blant annet et nytt stasjonsområde knyttet til den nye traséen. I tillegg til den endelige traséen vil det gjennom de ulike fasene av utbyggingen tilkomme anleggsveier, fyllinger, depotier, og en midlertidig havn. Det blir bygget to nye krysningspunkter over Måsåbekken, som renner ut helt innerst i Tangenvika.

Samlet sett vil områder i Mjøsa og i tilstøtende vassdrag innerst i Tangenvika bli berørt av utbyggingen. Norsk institutt for naturforskning (NINA) har i samarbeid med Norsk institutt for vannforskning (NIVA) kartlagt fiskesamfunn, bunndyrsamfunn, dyreplankton, edelkreps og sedimenter i influensområdet for å dokumentere områdets verdi og gi generelle råd om hvordan negative påvirkninger kan reduseres. I tillegg gir vi anbefalinger om oppfølgende undersøkelser i anleggsfasen og i ettertid, med hensikt å fremskaffe et kunnskapsgrunnlag for vurdering av de ulike tiltakene og en evaluering av hvor godt konsekvensutredningen stemte.

Rapporten er inndelt i en metodedel, resultatdel, og en diskusjonsdel med anbefalinger for å redusere negative påvirkninger. Vi presenterer i korte trekk de viktigste aspektene ved utbyggingen for vannmiljøet, mens utdypende planer kan bli funnet i utslippssøknaden (BaneNOR, 2017), utslippstillatelsen (Fylkesmannen i Innlandet, 2019 ref. 2018/923) og i miljøoppfølgingsplanen for Måsåbekken (Jernbaneverket, 2016).



## 2 Materiale og metode

### 2.1 Områdebeskrivelse

Det aktuelle området ligger i Mjøsas sørlige del, ca. 21 km nord for utløpet ved Minnesund. Tangenvika er en markant vik som strekker seg 4,2 km innover fra Espa. Den planlagte brutraséen vil strekke seg fra Espa på østsiden av innløpet til Tangenvika til området sør for Furnesodden på vestsiden (se Figur 1). I tillegg vil den videre traséen på vestsiden av vika, tilstøtende infrastruktur og anleggsveier berøre Måsåbekken. Som en del av prosjektet skal det også lages en gang- og sykkelvei som vil krysse Vikselva. Både Vikselva og Måsåbekken renner inn i Tangenvika helt innerst ved Tangen (se Figur 1). Videre vil området ved Kleverud (sør for Tangenvika) bli berørt av mudring, utfylling av masser og borevann. Denne delen ligger i Mjøsas sørlige hovedbasseng.

Vi fant det derfor naturlig å definere fire hovedområder: Måsåbekken, Vikselva, Tangenvika, og Kleverud. Tangenvika har en ytre og en indre del. Med indre Tangenvika menes området helt innerst ved utløpet av bekkene (krepse- og båtelfiskestasjoner 1 og 2), og med ytre Tangenvika menes området rundt den planlagt brukrysningen (krepse- og båtelfiskestasjoner 3 og 4).

Tangenvika er en av få viker og grunnområder i Mjøsa som har lav eksponering fra hovedbassenget. I tillegg er den sørvendt, og med relativt liten tilførsel av vann fra tilløpselver. Dette gjør at vannet i vika varmes opp tidligere enn resten av innsjøen og holder seg varmere gjennom sommeren. Mjøsa er en stor og dyp innsjø, med hovedsakelig berg og grov stein langs bredden. Innerst i Tangenvika er det mindre strømninger og bølgeslag, og derfor finere substrat og avsetninger av organisk finmateriale. Gjedde, abbor og de fleste karpefiskene er avhengig av vannvegetasjon og varmt vann for gyting, oppvekst og næringssøk. Det er derfor grunn til å anse Tangenvika som en svært viktig lokalitet for de fleste av Mjøsas 20 fiskearter. Andre tilsvarende områder er f. eks. Åkersvika (Johnsen m.fl. 2014) Lågendeltaet (Johnsen 2004, Johnsen m.fl. 2015), dog har disse større innløpselver og vil antagelig ha en noe senere oppvarming enn Tangenvika. Ellers er de indre delene av Furnesfjorden og Botsenden de andre områdene som innehar tilsvarende kvaliteter, og som dermed har komplekse fiskesamfunn.

Tilløpsbekkene Måsåbekken og Vikselva er funksjonsområder for ørret, harr og andre arter som gyter på rennende vann og som har de første årene av livet i elv. Bekkene er identifisert som to av 58 gytebekker for mjøsørret (Gregersen, 2009; Måsåbekken kalles i denne rapporten for Tangenbekken). Videre er bekkene viktig habitat for en rekke insektarter, edelkreps og steinsmett, samt sesongmessig viktig habitat for andre fiskearter som gjedde. Vannvegetasjonen ble ikke undersøkt, men særlig de nedre delene av Måsåbekken har vannplanter og sumpvegetasjon.



Figur 1. Kart over Tangenvika, med innløpselvene Måsåbekken og Vikselva. Kartet viser stasjoner for elvfish- og bunndyrlokaliteter i de to innløpselvene. I tillegg vises stasjoner for teinefishiske etter edelkreps i Tangenvika. Stasjoner for båtelfiske følger i stor grad stasjoner for edelkrepsundersøkelsene. Stasjon 1 og 2 viser til indre Tangenvika, og stasjon 3 og 4 viser til ytre Tangenvika. For båtelfiske er den indre delen av Tangenvika samlet som én stasjon. Det ble i tillegg fisket et transekt langs land på Furnesodden i overgangen mellom indre og ytre Tangenvika, markert som et rødt polygon. Stasjoner for sedimentprøver og krepsdyrplankton er beskrevet i figur Figur 4 og Figur 5 nedenfor.

## 2.2 Datainnsamling/kartlegging

De ulike kvalitetselementene ble kartlagt i deres naturlige habitater ved hjelp av ulike metoder. Vi gir her en oversikt over de ulike metodene som ble brukt.

### 2.2.1 Edelkreps

Fangst og registreringer av edelkreps ble gjennomført etter samme metodikk som i den nasjonale overvåkingen (Johnsen m.fl. 2019). Dette innebar bruk av teiner med 14 mm maskevidde, agnet med kyllingklubber/vinger. Teinene ble satt på ettermiddagen og tatt opp påfølgende morgen. I selve Tangenvika ble det totalt brukt en innsats på 100 teinedøgn, fordelt på fire stasjoner (25 teiner per stasjon). Det ble lagt to stasjoner i de indre delene av Tangenvika (1 og 2, fisket 20.-21.8.19), og to stasjoner i ytre del (3 og 4, fisket 21.-22.8.19, se Figur 1). Stasjonen i de ytre delene ble lagt i de områdene hvor jernbanebrua, med fyllinger vil plasseres. Den relative tettheten av kreps gis som antall kreps per teinenatt (CPUE).

I tillegg til teinefisket i Tangenvika ble det fisket med fire teiner (en natt) i Vikselva. Disse ble fordelt fra der hvor fylkesveg 222 passerer Vikselva og 70 meter nedstrøms. I Vikselva ble det den 20.8.19, også gjort et 15 minutters søk etter edelkreps med vannkikkert i områdene ved elfiskestasjon 2. Det ble også fisket med tre teiner (en natt) i de nedre femti meterne av Måsåbekken. Teinefiske i begge bekkene ble gjort fra den 21.-22.8.19.

All kreps ble lengdemålt, kjønnsbestemt, vurdert for kjønnsmodning (hunner) og det ble gjort en vurdering av skallskiftestatus. Krepsen ble sluppet tilbake i vannet etter prøvetaking/registrering.

### 2.2.2 Stasjonsnett i bekkene

For undersøkelser av fisk og bunndyr i bekkene definerte vi fire stasjoner i Måsåbekken og to stasjoner i Vikselva (Tabell 1). Stasjonene ble lagt ovenfor og nedenfor tiltaksområdene, og undersøkelserne ble gjort før arbeidene startet. Nedenfor følger en kort beskrivelse av hver stasjon, men fokus på kvaliteter som habitat for fisk.

Tabell 1. Stasjonsplassering for undersøkelser av bunndyr og fisk. Se også Figur 1.

Elv	Stasjon	Plassering	Breddegrad	Lengdegrad
Vikselva	V1	øverst	60.61779	11.25865
	V2	nederst	60.61744	11.25633
Måsåbekken	M1	øverst	60.63608	11.22539
	M2	nest øverst	60.63344	11.22751
	M3	nest nederst	60.62914	11.23765
	M4	nederst	60.61694	11.25381

#### Vikselva

##### *Stasjon 1 (øverst)*

Stasjonen ligger rett ved planlagt trasé for gangbru ved skole, på elvas østside. Grovt, kantete substrat, mye mose, og veldig humøst vann. Tre kreps ble observert.

##### *Stasjon 2 (nederst)*

Stasjonen ligger rett ovenfor gammel gangbru ved utløpet til Tangenvika. Stasjonen ligger i elvas innersving, som gjør at den er noe grunnere og har noe mindre substrat enn stasjon 1. Vi observerte 1 ørekyt men fanget ingen fisk. Ingen kreps ble observert.



Figur 2. Venstre: Vikselva stasjon 1 (øverste stasjon). Høyre: Vikselva stasjon 2 (nederste stasjon). Ved stasjon 2 ble det også gjort et søk etter edelkreps med vannkikkert den 20.8.19.

### Måsåbekken

#### *Stasjon 1 (øverst)*

Stasjon på begge sider av kulvert på vei til Øvre Oppsal. Kulverten er god og danner ingen trinn eller vandringshinder. Åker på begge sider med smal kantsone, hovedsakelig bestående av or og gress. Substrat rundt 100-300 mm, rund elvestein. Noe vegetasjon (siv og planter) og mose. Bra med skjul.

#### *Stasjon 2 (nest øverst)*

Stasjonen ligger på oversiden av bru mellom Bjørkli og Olstad. Liten bekk med mye mose og noe siv. Relativt mye fisk, bra gytesubstrat. Det blir observert mjøsørret som gyter på stasjonen hver høst, samt harr om våren. Mye overhengende vegetasjon og bra med skjul.

#### *Stasjon 3 (nest nederst)*

Stasjonen ligger langs veien på oversiden av busslomme. Veien (FV 222) går helt inntil bekken, med jorde på andre siden. Bekken er trolig rettet ut og senket her. Noe overhengende vegetasjon primært fra oretrær. Noe gjenklogget av finsubstrat. Fin grus og stein.

#### *Stasjon 4 (nederst)*

Stasjonen ligger nederst ved utløpet til Tangenvika, nedenfor kulvert ved vei. Steinsubstrat og noe strøm øverst og ved pumpehus; stilleflytende og mudderbunn i midten. Her sto det en del smågjedde. Ørret ble fanget hovedsakelig øverst i stasjonen.







*Figur 3. Øverst til venstre: Måsåbekken stasjon 1 (øverste stasjon). Øverst til høyre: Måsåbekken stasjon 2 (nest øverste stasjon). Nederst til venstre: Måsåbekken stasjon 3 (nest nederste stasjon). Nederst til høyre: Måsåbekken stasjon 4 (nederste stasjon).*

### 2.2.3 Stasjonsnett i Mjøsa (sediment og krepsedyrplankton)

Formålet med den delen av undersøkelsen som her rapporteres er å fremskaffe kunnskap om forurensningssituasjonen i sedimentene som skal mudres, og vurdere om forurensningen utgjør noen økologisk risiko, dvs. om det er fare for effekter på organismer. Etter avtale med Bane NOR ble det i oktober 2019 tatt prøver av sediment fra to forskjellige områder i tilknytning til planlagt mudring og utfylling i Mjøsa. To sedimentstasjoner ble prøvetatt ved Kleverud, hvor mudring og utfylling av masser er planlagt utført i 2021, og tre stasjoner ble prøvetatt i Tangenvika hvor mudring og utfylling i forbindelse med bygging av ny jernbanebru over Tangenvika er planlagt i 2021. Arealet av området ved Kleverud er ca. 15 000 m<sup>2</sup>. Bane NOR ønsker her å fjerne et ca. 2 meter dypt lag med løsmasser, som utgjør til sammen ca. 32 500 m<sup>3</sup>. Volumet for mudring ved Furnesodden i Tangenvika er ca. 2 000 m<sup>3</sup> (Fylkesmannen i Innlandet, 2019). I Tangenvika skal også et lite areal mudres på hver side av vika der bropilarer skal forankres (Trine Marianne Holm, Bane NOR pers. medd.).

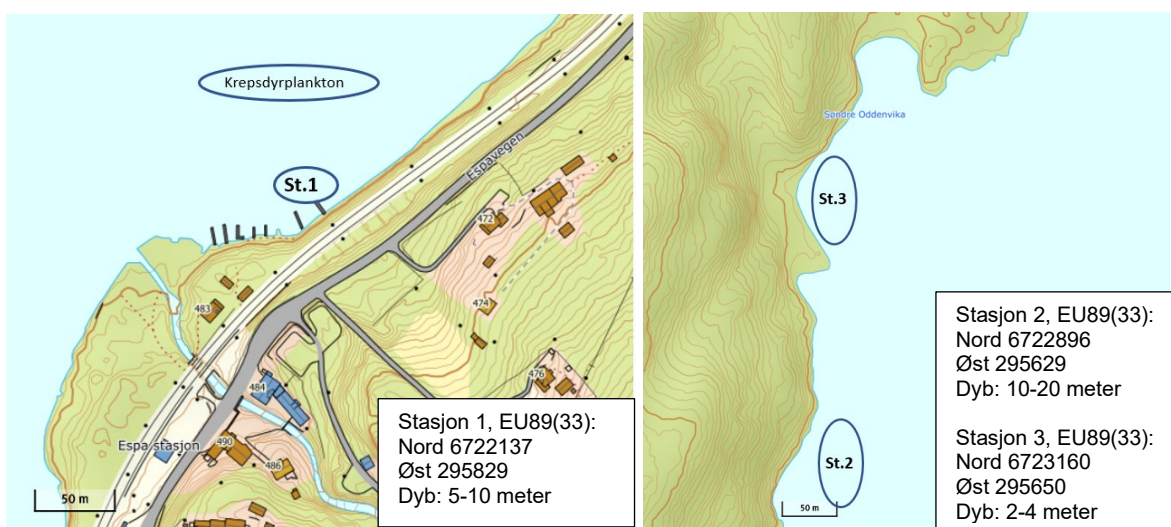
Undersøkelse av forurensningsgrad og vurdering av mulig økologisk risiko følger Miljødirektoratets veileder for risikovurdering av forurenset sediment (M-409), Trinn 1. Utvalget av kjemiske analyseparametere omfatter de stoffene som minimum bør inngå i henhold til veilederen, samt noen utvalgte miljøgifter basert på tidligere undersøkelser i Mjøsa (Fjeld m.fl., 2004; Løvik og Rustadbakken, 2007). Det er imidlertid ikke gjennomført toksisitetstest av sedimentet. I tillegg til sedimentundersøkelser er det samlet inn og identifisert pelagisk krepsdyrplankton fra området som skal mudres i Tangenvika og ved Kleverud, for senere å kunne ha et grunnlag for å vurdere eventuelle påvirkninger på krepsdyrplankton under mudringsfasen. Det er tidligere utført tilsvarende undersøkelser i forbindelse med anleggsdrift under fellesprosjektet E6-Dovrebanen, uten at det ble påvist negativ effekter på planktonsamfunnet som følge av anleggsarbeid (Rognerud m.fl., 2014).

I Tangenvika skal det mudres på nordsiden ved Furnesodden, dette utgjør et volum på ca. 2 000 m<sup>3</sup>, og dekker et areal på ca. 4 000 m<sup>2</sup>. I tillegg skal det sannsynligvis mudres to mindre arealer i forbindelse med forankring av bropilarer på hver side av Tangenvika. Disse tiltakene faller hhv. i kategoriene mellomstore og små tiltak, ifølge Miljødirektoratets Veileder for håndtering av sediment (M-350). I Miljødirektoratets veileder M-409 kreves minimum 5 sedimentstasjoner fra hvert tiltaksområde, der hver stasjon maksimalt skal representere et areal på 10 000 m<sup>2</sup>. De to delområdene som skal mudres i forbindelse med etablering av bropilarer (Figur 4) er såpass små (< 1 000 m<sup>2</sup>), at det er lite hensiktsmessig å plassere mer enn én sedimentstasjon i hvert

delområde. De to stasjonene på nordsiden av Tangenvika (St. 2 og 3) ligger tett inntil hverandre og mer enn to stasjoner i dette området vil kunne føre til unødvendig overlapp som følge av den begrensede størrelsen på arealet (Figur 5).

Ved Kleverud er det to områder som skal mudres, på hhv. ca. 3 000 og 12 000 m<sup>2</sup>, som til sammen utgjør ca. 32 500 m<sup>3</sup> (Fylkesmannen i innlandet, 2019). Disse områdene kan betegnes som mellomstore tiltak ifølge Håndteringsveilederen (M-350). Siden dypet her overstiger 20 m kan man forvente større homogenitet i sedimentstruktur enn på grunnere områder, og én stasjon kan ifølge risikoveilederen representere inntil 40 000 m<sup>2</sup> bunn (M-350, 2015). Det ble derfor ansett som tilstrekkelig med én sedimentstasjon innenfor hver av de to vikene som skal mudres, angitt som stasjon 4 og 5; St.4 og St.5 (Figur 5).

Ved stasjon 1, på den sør-østlige siden av Tangenvika og utenfor stasjon 4 og 5 ved Kleverud ble det samlet inn prøver av zooplankton for kvalitativ analyse.



Figur 4. Sedimentstasjoner ved østsiden (venstre) og vestsiden (høyre) av Tangenvika (0-10 cm), samt område for innsamling av krepsdyrplankton.



Figur 5. Sedimentstasjon 4 og 5 for blandprøver av sediment (0-10 cm) ved Kleverud, samt område for innsamling av krepsdyrplankton.

## 2.2.4 Ungfiskundersøkelser på utvalgte bekker

Bekkene ble undersøkt ved elektrisk fiske (el-fiske) i på de etablerte stasjonene i september 2019. El-fisken ble gjennomført i henhold til NS-ISO 14011 og retningslinjer gitt i Forseth & Forsgren (2009). Det ble valgt ut stasjoner hvor det var mulig å gjennomføre el-fiske, dvs. grunt og saktestrømmende nok til å kunne vade og håve opp immobilisert fisk. Måsåbekken har en bredde på 2-4 meter og tillater vading over hele bredden. Det var kun Vikselva som var stor nok til ikke å tillate fiske over hele bredden – her ble det fisket i grunnområder langs den ene bredden.

El-fiske gir, som alle andre utvalgsmetoder, ikke en fullstendig telling av alle individene i et område. Dette er heller ikke nødvendig, da vi kan bruke et mål for fangbarheten til å beregne det sannsynlige antallet individer tilstede. Ved å fiske over stasjonen flere ganger (eks. tre gangers overfiske) med samme innsats kan vi bruke nedgangen i antall fisk fra hver omgang til neste til å beregne fangbarheten. Sammen med fangsttallene for de ulike omgangene kan vi deretter beregne hvor mange individer som befant seg innenfor det avfiskede området.

Vi brukte el-fiskedataene til å beregne tettheten av årsyngel og ungfisk for hver stasjon ved Zip-pin-metoden (Zippin 1956). Dette er en av de vanligste estimatorene for utfiskingsmetoder slik som tregangers overfiske. Metoden bruker fangsttallene fra hver omgang til å estimere en fangbarhet for stasjonen, som sammen med fangsttallene brukes til å estimere antall fisk som sannsynligvis er tilstede i stasjonsarealet. Det er kjent at denne metoden har en tendens til å være *unøyaktig* i estimatet av antall fisk sammenlignet med andre metoder slik som merking-gjenfangst (Bohlin m.fl. 1989, Peterson m.fl. 2004). Den viktigste årsaken til denne unøyaktigheten er at fangbarheten antas å være lik for alle individer, men i realiteten fanger man jo de individene som er lettest å fange. Dette fører til en overestimering av fangbarheten, og følgelig en underestimering av bestanden.

I tilfeller der det fysiske habitatet i stasjonene innenfor en vannforekomst var tilstrekkelig like, og tettheten av fisk var sammenlignbart, fisket vi ikke flere omganger på hver stasjon. I stedet fisket vi flere omganger på én stasjon, og én omgang på de andre stasjonene. Vi benyttet da fangbarhetsestimatet fra stasjonen med flere gangers overfiske til å beregne antallet fisk i stasjonene der vi fisket én omgang (Bohlin m.fl. 1989):

$$\text{estimat i ny stasjon} = \frac{\text{antall fisk fanget på én omgang i ny stasjon}}{1 - (1 - \text{fangbarhetsestimat fra annen stasjon})^{\text{antall omganger ny stasjon}}}$$

Her blir eksponenten 1 ettersom vi fisket én omgang, den andre delen forsvinner, og vi kan skrive

$$\text{estimat i ny stasjon} = \frac{\text{antall fisk fanget på én omgang i ny stasjon}}{\text{fangbarhetsestimat fra annen stasjon}}$$

### 2.2.5 Bunndyrundersøkelser i bekkene

Vi tok prøver av bunndyrsamfunnet på hver stasjon hvor det også ble foretatt el-fiske. For prøvetaking brukes en håndholdt sparkehåv med åpning 25 x 25 cm og maskevidde 0,25 mm. Håven holdes mot bunnen og med åpningen mot strømmen. Bunnssubstratet oppstrøms håven sparkes/rotes opp med foten, slik at oppvirvlet materiale føres inn i håven. Vi tok prøver på tre ulike punkter per stasjon, i ett minutt på hvert punkt, totalt tre minutter per stasjon.

Materialet ble fiksert med etanol (96%) i felt for senere analyse på lab. Bunndyr ble talt opp og bestemt til lavest mulige taksonomiske nivå ved hjelp av stereolupe, fortrinnsvis til art for steindøgn- og vårfluer og andre taksa som er viktig for tilstandsklassifisering i henhold til klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppen for gjennomføringen av vanndirektivet, 2018). Litteraturen som er benyttet er beskrevet i Velle mfl. (2018).

For å tilstandsklassifisere bunndyrsamfunnet i de undersøkte bekkene ble indeksen ASPT (Average Score Per Taxon) beregnet. ASPT er en indeks som benyttes i tilstandsklassifisering for å vurdere effektene av organisk belastning på bunndyrsamfunnet. Se vedlegg til klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppen for gjennomføringen av vanndirektivet, 2018) for en nærmere beskrivelse av ASTP-indeksen og hvordan den beregnes.

### 2.2.6 Fiskesamfunnet i Tangenvika (elektrisk båtfiske)

Det ble gjennomført et forsøksfiske med en elektrofiskebåt på tre ulike datoer i 2019 (15. mai, 11. juni og 29. juli). Båten er utstyrt med en 200 hk vannjetmotor, har flat bunn og kan derfor brukes på svært grunne områder. I forkant av båten henger to stk. anodeelektroder (stålvaiere) fritt ned i vannet. Ved elfisket fungerer aluminiumbåtens skrog som katode. Når strømmen slås på (likestrøm) oppstår et elektrisk strømfelt rundt hver anode. Feltet har en horisontal rekkevidde på 5 meter og vertikal rekkevidde på 2-3 m. Pulserende likestrøm (60 Hz) benyttes fra et 7,5 kW aggregat i båten. Strømstyrken er på 1 – 3 A (justeres etter vannets ledningsevne) og vi benyttet spenning fra 500 – 1000 V (innerst i Tangenvika var ledningsevnen så høy at det var nødvendig å fiske med redusert spenning, dvs. 500 V).

Den største forskjellen i forhold til tradisjonelt elfiske er at rekkevidden er større fordi man ikke er avhengig av å vade i vannet og pga. flere anoder som øker størrelsen på det effektive strømfeltet. Båten fisker imidlertid ikke effektivt for arter som står dypt eller som er sterkt knyttet til bunnen. Den høyeste fangbarheten for de fleste artene oppnås i grunne områder der håverne når helt ned til bunnen.

Det ble kjørt fire ulike transekter i strandsonen i Tangenvika. Disse transektene (stasjonene) følger stasjonsnettets for edelkreps (stasjon 1 og 2 i indre Tangenvika, og stasjon 3 og 4 i ytre Tangenvika). Det ble i tillegg lagt inn en stasjon langs land på Furnesodden i overgangen mellom



indre og ytre (Figur 1). Det faktiske antallet minutter som aggregatet (model Smith-Root Electro-fisher 7.5 GPP) var i drift, ble registrert for hvert transekt (Tabell 2).

Fiskene som ble immobilisert under elektrofisket ble håvet opp av to personer som stod i front av elfiskebåten. Fiskene ble deretter plassert i et akvarium med konstant vanngjennomstrømming i midten av båten. All fisk ble artsbestemt, lengdemålt og vurdert for modningsgrad før de ble sluppet tilbake i vannet.

**Tabell 2. Oversikt over tidspunkt (dato) og innsats (minutter aggregatet var i drift) på de ulike transektene/stasjonen i Tangenvika. For plassering av stasjonene, se Figur 1.**

Dato	Antall minutter drift per stasjon			
	1 & 2	Polygon	3	4
15.05.2019	36	9	8	9
11.06.2019	14,3	9,5	5,9	11,2
29.07.2019	18,1	8,52	7,57	22,93
<b>Totalt</b>	<b>68,4</b>	<b>27,0</b>	<b>21,5</b>	<b>43,1</b>

## 2.2.7 Dyreplankton

Prøvene ble tatt som vertikale håvtrekk fra overflaten og ned til 10 meter med én finmasket håv med diameter 30 cm og maskevidde 90 µm (iht. NS-15110). Krepsdyrplankton er så langt som mulig bestemt til art og %-vis sammensetning av de ulike artene/gruppene er angitt. Artssammensetning og antall blir vurdert opp mot tilsvarende prøver tatt i Mjøsa i oktober fra hhv. Skreia og Furnesfjorden i tidligere år (Løvik m.fl., 2017; Solheim m.fl., 2018; og andre), og innsamling av krepsdyrplankton i Tangenvika i forbindelse med Fellesprosjektet E6-Dovrebanen (Rognerud m.fl. 2014).

## 2.2.8 Sedimentprøver

### Prøvetaking og analyse av sediment

På hver stasjon ble det tatt fire parallelle prøver (øverste 10 cm i sedimentet) som ble blandet sammen til en blandprøve. De fire prøvene ble tatt tilfeldig fordelt innenfor stasjonsområdene slik at de er representative på tvers av variasjonen innenfor stasjonen. Alle sedimentprøver ble tatt med en sedimentkjerneprøvetaker (Ø=50 mm), eller en Ekman-grabb (0,025 m<sup>2</sup>). Ved stasjon 1 (Figur 4) var det et større innslag nedbrutt organisk materiale enn på de andre stasjonene, og sedimentet var for løst til at det kunne prøvetas med sedimentkjerneprøvetakeren. Her ble det benyttet Ekman-grabb. På stasjon 2, 4 og 5 (Figur 4 og Figur 5), var det mulig å ta prøver med sedimentkjerneprøvetakeren, mens på stasjon 3 (Figur 4) ble også det benyttet Ekman-grabb da det her var en del blokkstein. Prøvene ble oppbevart kjølig (~ 4° C) innen de ble sendt til analyse ved ALS Laboratory Group. Analyserapporten er lagt ved i sin helhet (vedlegg 6.1).

### Valg av parametere

I henhold til Trinn 1 i risikoveilederen (M-409, 2015), rapporteres her det anbefalte minimum av analyseparametere. Dette er metallene kvikksølv (Hg), kadmium (Cd), bly (Pb), kobber (Cu), krom (Cr), sink (Zn), nikkel (Ni) og arsen (As), polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH, enkeltforbindelsene i PAH<sub>16</sub>), polyklorerte bifenyler (PCB, enkeltkongenene i PCB<sub>7</sub>) og tributyltin (TBT). I tillegg er noen ekstra analyseparametere valgt ut basert på tidligere undersøkelser av miljøgifter i sediment i Mjøsa, bl.a. bromerte flammehemmere av typen PBDE, heksabromsyklododekan HBCD og tetrabrombisfenol A (TBBPA) (Fjeld m.fl., 2004), samt diklordifenyltrikloretan (DDT) (Løvik og Rustadbakken, 2007). En rekke andre parametere er også analysert som grunnlag for en bred screening, og der konsentrasjoner faller i tilstandsklasse (klasse) III

eller høyere jfr Veileder for klassifisering av miljøtilstand i vann 02:2018 (Direktoratsgruppen for gjennomføringen av vanndirektivet, 2018) omtales disse.

Grenseverdiene for økologisk risiko i Trinn 1 i risikovurderingen (M-409) sammenfaller med grensen mellom klasse II og III i sediment i klassifiseringsveilederen 02:2018. I presentasjon av forurensningsgrad er fargekodene som angir de ulike tilstandsklassene etter systemet fra 02:2018 benyttet (Tabell 1). Grensen mellom klasse II og III, som omtalt over, angir samtidig disponeringsløsninger av sediment. Generelt skal muddermasser leveres til godkjent deponi dersom sedimenter har konsentrasjoner av tungmetaller og organiske miljøgifter i klasse III eller høyere (M-350, 2015).

*Tabell 3. Tilstandsklasser i sediment (Direktoratsgruppen for gjennomføringen av vanndirektivet, 2018).*

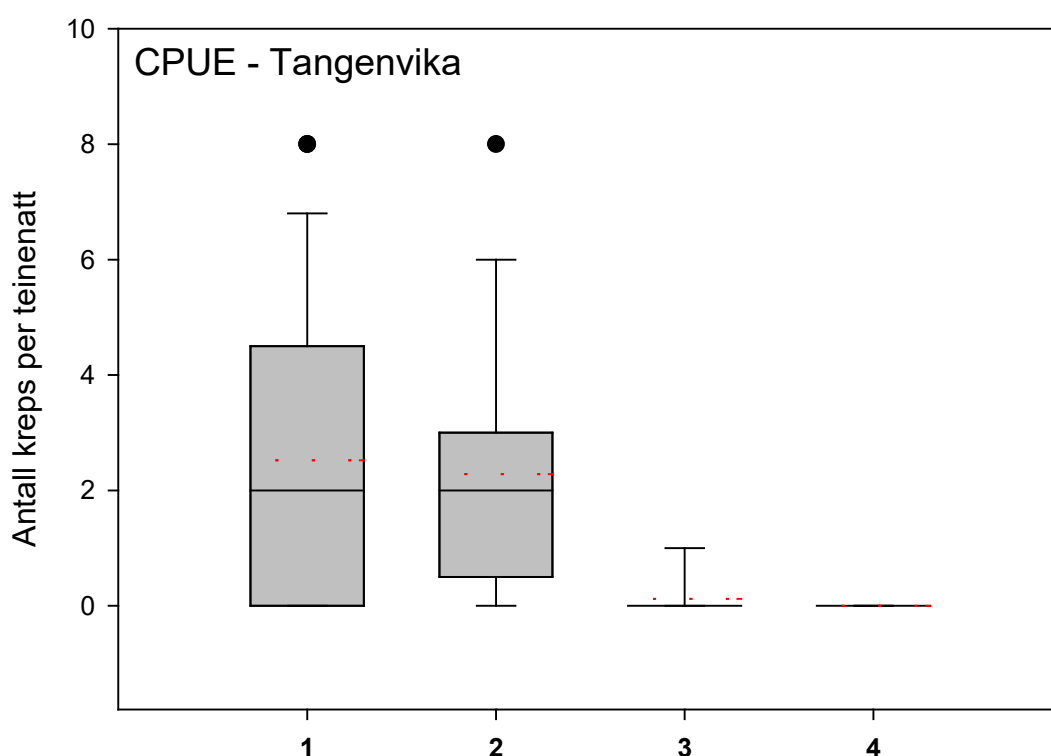
Klasse I	Klasse II	Klasse III	Klasse IV	Klasse V
Bakgrunn	AA-EQS	MAC-EQS		Omfattende akutt toksisk effekt

## 3 Resultater og kommentarer

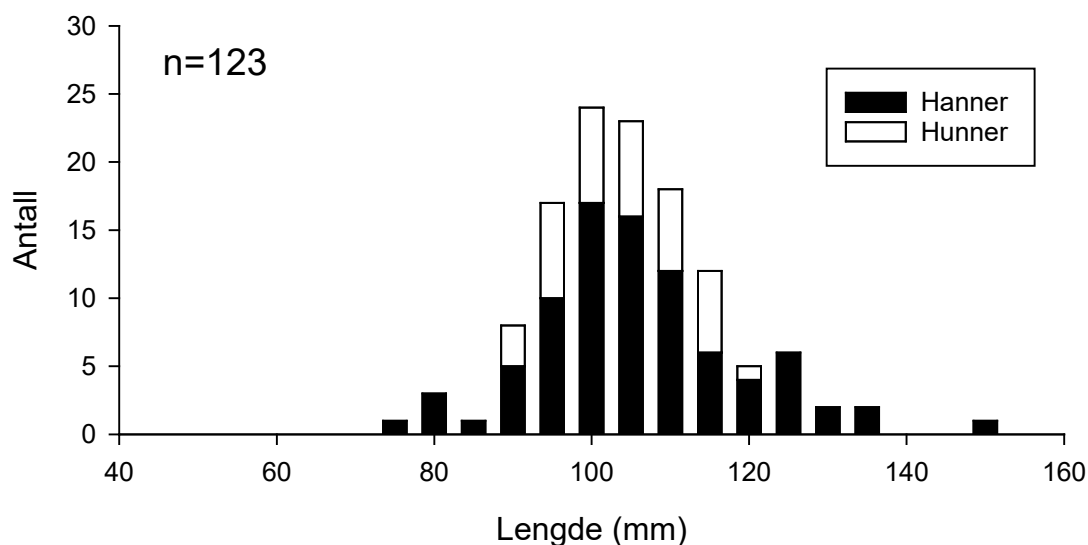
### 3.1 Edelkreps

Tettheten av edelkreps var langt større i de indre delene av Tangenvika enn i de ytre områdene (Figur 6). I de indre delene ble det fanget 2,52 (63 individer) og 2,28 (57 individer) kreps per teinenatt på henholdsvis stasjon 1 og 2. Det ble kun fanget fire kreps på stasjon 3 (CPUE = 0,33) og ingen på stasjon 4.

Edelkrepsen i fangstene fra Tangenvika fordelte seg i lengdeintervallet 75 -150 mm (Figur 7). Hunnkrepsen hadde et snevrere lengdeintervall, og fordelte seg i intervallet 9-120 mm. Hele 110 av 123 (89,4 %) kreps fanget i Tangenvika var større enn minstemålet på 95 mm. Dette tyder på at fangsttrykket er minimalt, noe som også underbygges av samtaler med de lokale.



Figur 6. Antall kreps per teinenatt (CPUE) på de fire lokalitetene i Tangenvika. Et datapunkt tilsvarer fangst per innsats (CPUE) fra én teine. Boksene omfatter de midtre 50 % av CPUE-verdiene. Medianen og gjennomsnittet vises med henholdsvis heltrukken svart og rød linje. De vertikale linjene utenfor boksene viser 5 og 95 prosentilene og punktene (●) viser verdier utenfor dette intervallet.



Figur 7. Lengdefordeling til 86 hanner og 37 hunner av edelkreps fanget i Tangenvika i august 2019.



Figur 8. Bilde av to hannkreps, hvorav den ene er 103 mm og den andre er 150 mm. Det er svært sjelden edelkreps oppnår lengder på 150 mm i Norge.

Det ble fanget fire edelkreps (lengde 102-108 mm) i de nedre delene av Måsåbekken. Dette er trolig kreps som hadde vandret inn fra Tangenvika, og Måsåbekken er trolig ingen viktig lokalitet for edelkreps. Vi fant ikke kreps i forbindelse med elfiske høyere opp i bekken.

På hele den undersøkte strekningen i Vikselva, fra krysning av fylkesveg 222 (bru) og nedstrøms, ble det funnet edelkreps. Ved brua over fylkesveg 222 er det et fossefall som vil være et absolutt oppstrøms vandringshinder for både fisk og kreps. Det ble fanget seks edelkreps ved 15 minutters søk (vannkikkert) ved elfiskestasjon 2 (se Figur 1) og fire stykker i teiner ved den nedlagte mølla. Edelkreps på strekningen fordelte seg i lengdeintervallet 54-120 mm. I tillegg til de som ble fanget ble det i tillegg observert åtte kreps.

### 3.2 Ungfiskundersøkelser i Måsåbekken og Vikselva

Vi fanget fisk i begge bekkene, men ikke på alle stasjonene. Av totalt 6 stasjoner ble det fanget fisk på 5 stasjoner. På den nederste stasjonen i Vikselva ble det ikke fanget fisk.

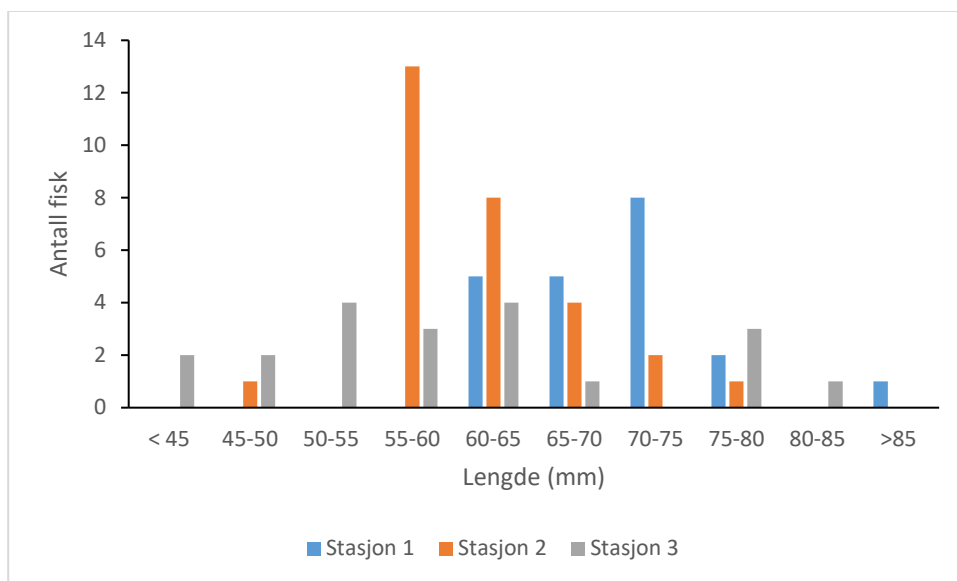
Tetthetene varierte både mellom og innad i bekkene. Vi fant de høyeste tetthetene av ørret på de to midtre stasjonene i Måsåbekken, mens lave tettheter (<5 ørret per 100 m<sup>2</sup>) ble observert på stasjoner i begge bekkene.

Ørret var den dominerende arten i utbredelse og antall. Ørret ble påvist på alle stasjonene hvor fisk ble fanget. Totalt fanget vi 89 fisk, hvorav 75 var ørret. Størst artsdiversitet ble observert i Måsåbekken, med tre arter i den nederste stasjonen (ørret, gjedde og steinsmett) samt harr og ørekyt på de øvre stasjonene (st. 1 og 2). I Vikselva ble det fanget ørret og ørekyt.

Under innsamling av bunndyr på den nederste stasjonen i Måsåbekken ble det ved en tilfældighet fanget en mjøsørret på ca. 50 cm som var på vei opp for å gyte. Fisken ble av hensyn til sårbarheten under gytevandringen ikke målt eller veid.

Det var kun i Måsåbekken at det var tilstrekkelig mange fisk til å lage en størrelsesfordeling.

Figur 9 viser fordelingen av ørretunger på tre stasjoner i Måsåbekken med klassebredde på 5 mm. Stasjon 3 hadde høyest tetthet av ørretunger og lavest gjennomsnittsstørrelse (gjennomsnitt 60 mm, standardavvik 12,3 mm), mens stasjon 1 hadde lavest tetthet og høyest gjennomsnittsstørrelse (72 mm, standardavvik 12 mm).



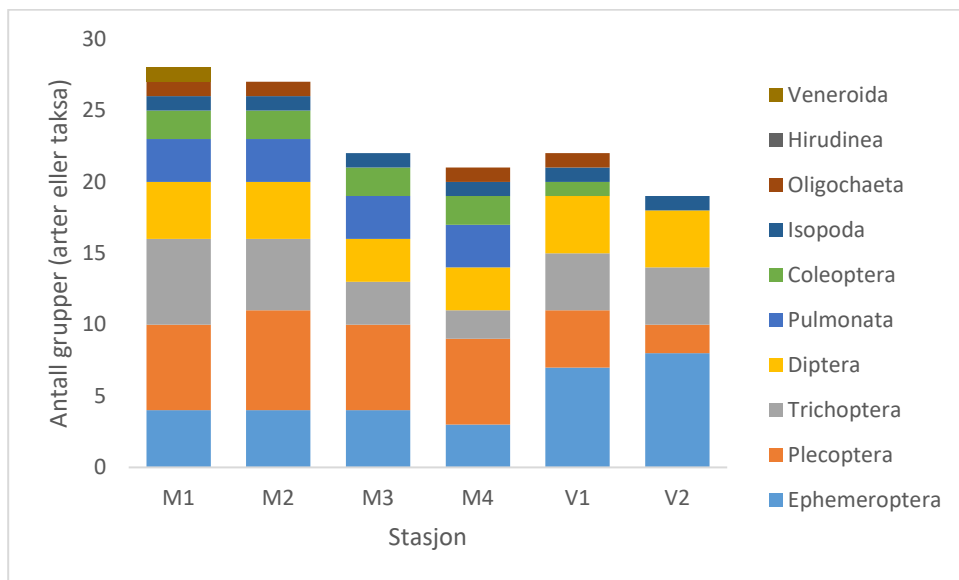
Figur 9. Størrelsefordeling av ørretunger på tre stasjoner i Måsåbekken. Bekken er hovedsakelig et oppvekstområde for mjøsørret.

Tabell 4. Resultater fra kvantitativt el-fiske i Vikselva og Måsåbekken. Dataene er fordelt på bekk, stasjon og art, og omfatter alle aldersklasser (dvs. årsyngel er ikke skilt ut). Tabellen viser fangstdata, estimat av fangbarhet og standardfeilen (SE) for estimatet (målt i antall fisk), og tetthetsestimater per 100 m<sup>2</sup> elveareal for observerte og estimerte antall fisk. \* betyr at fangbarheten er lånt fra en annen stasjon i den samme elva. NA betyr at fangbarhet ikke kan beregnes på grunn av lavt antall fisk (<3) eller at det kun ble fisket i én omgang.

Elv	St.	Areal (m <sup>2</sup> )	Art	Fangst per omgang	Sum fangst	Fangbarhet	Estimat (ant. fisk)	SE estimat	Obs. tetthet per 100 m <sup>2</sup>	Est. tetthet per 100 m <sup>2</sup>	SE per 100 m <sup>2</sup>
Vikselva											
	1	115	ørret	2/-/-	2	NA	2	NA	2	2	
	1	115	ørrekyt	1/-/-	1	NA	1	NA	1	1	
	2	90	Ingen fangst	0/-/-	0	-	0	NA	0	0	
Måsåbekken											
	1	83	ørret	15/6/-	21	0,677	23	3,2	25	28	4
	1	83	ørrekyt	0/1/-	1	NA	1	NA	1	1	
	2	105	ørret	29/-/-	29	0,677*	43	8,4	28	41	8
	2	105	harr	3/-/-	3	NA	3	NA	3	3	
	3	50	ørret	20/-/-	20	0,677*	30	6,1	40	59	8
	4	89	ørret	3/-/-	3	0,677*	4	1,6	3	5	2
	4	89	gjedde	6/-/-	6	NA	6	NA	7	7	
	4	89	steinsmett	3/-/-	3	NA	3	NA	3	3	

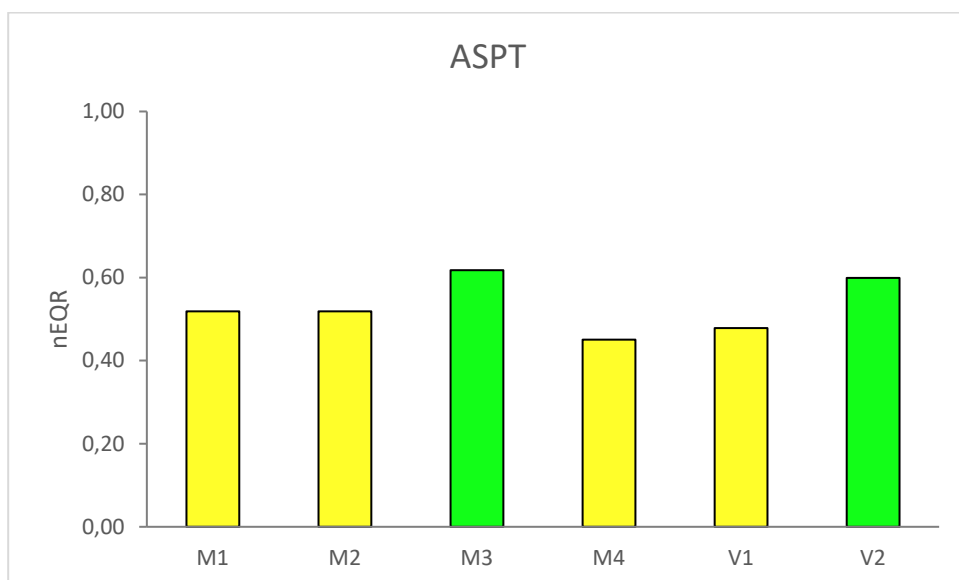
### 3.3 Bunndyrundersøkelsene i Måsåbekken og Vikselva

Bunndyrsamfunnet ble undersøkt på to-fire stasjoner i Måsåbekken og Vikselva. I Måsåbekken og Vikselva ble prøvene tatt på samme stasjon som ungfiskundersøkelsen. Antall grupper (en eller flere arter, også kalt takson, flertall taksa) som ble bestemt i hver bekk var hhv 33 og 24 for Måsåbekken og Vikselva. De viktigste gruppene er vist i Figur 10.



Figur 10. Antall av viktigste grupper bunndyr i Måsåbekken (M1-M4) og Vikselva (V1-V2).

To av ni stasjoner oppnår god tilstand for bunndyrindeksen ASPT, de resterende stasjonene klassifiseres til moderat tilstand. Flere av stasjonene ligger nær klassegrensen mellom god og moderat, og moderat og dårlig. Samlet oppnår ingen av bekkene bedre enn moderat tilstand.



Figur 11. Tilstandsklassifisering av hver stasjon som normaliserte EQR-verdier for ASPT. Tilstandsklasse indikeres av søylenes fyllfarge, gult og grønt for hhv. moderat og god tilstand. For fullstendig taksaliste og beregnede indeksverdier, se vedlegg 6.3.

I bunndyrprøvene ble det ikke funnet arter oppført i Norsk rødliste (Henriksen & Hilmo, 2015) eller Fremmedartslista (Artsdatabanken, 2018).

### 3.4 Fiskesamfunnet i Tangenvika (elbåtfiske)

Det ble totalt fanget 401 fisk på de tre rundene med båtelfiske i Tangenvika (Tabell 5 og Tabell 6). Relativ tetthet av fisk var lavest den 15.5.19, med en CPUE på 0,71 fisk per minutt innsats. Høyeste relative tetthet var den 11.6.19, med en CPUE på 5,75 fisk per minutt innsats.

I alle tre periodene var det stasjonene i indre Tangenvika (st. 1 & 2; Figur 1) som hadde den klart største tettheten av fisk (tabell 6, figur 10). Fangst per innsatsenhet, som er et relativt mål mengde fisk mellom stasjonene, var alltid høyest i indre deler av Tangenvika. Tettheten av fisk i de indre deler av Tangenvika var veldig stor den 11.6.19. Dette knytter seg særlig til forekomst av gytefisk av ulike arter (se under) som bruker grunne områder innerst i vika. Tettheten av fisk var lavere på stasjonene i ytre Tangenvika enn i de indre delene. Høyest tetthet i de ytre delene ble observert 29.7.19, på et tidspunkt hvor tettheten var lavere i indre Tangenvika (Tabell 6). Dette kan skyldes at fisken sprer seg utover etter gytetiden og under næringssøket. På denne tiden av året har vannet i de ytre delene blitt varmet opp.

*Tabell 5. Oversikt over totalt antall minutter effektivt båtelfiske, totalt antall fisk og totalt antall fanget fisk per minutt båtelfiske (CPUE) fordelt på ulike datoer i 2019 i hele Tangenvika (indre og ytre deler samlet).*

Dato	Antall minutter effektivt båtelfiske	Antall fisk fanget	CPUE (totalt)
15.05.19	62,0	44	0,71
11.06.19	40,9	235	5,75
29.07.19	57,1	122	2,14
Totalt	160,0	401	

*Tabell 6. Oversikt over antall fisk fanget totalt og antall fisk fanget totalt per minutt båtelfiske (i parentes) per dato og transekt/stasjon i Tangenvika. Stasjon 1 og 2 ligger i indre Tangenvika, mens stasjon 3 og 4 ligger i Ytre Tangenvika.*

Dato	Stasjon			
	1 & 2	Polygon	3	4
15.05.2019	38 (1,1)	4 (0,4)	1 (0,1)	1 (0,1)
11.06.2019	218 (15,2)	13 (1,4)	1 (0,2)	3 (0,3)
29.07.2019	73 (4,0)	3 (0,4)	21 (2,8)	25 (1,1)
Totalt	329	20	23	29

Som nevnt over var tettheten av fisk beskjedne den 15. mai. På denne datoen ble det fanget åtte arter, og fangstene ble dominert av abbor og nipigget stingsild (Figur 10). For både abbor og hork ble det fanget gyteklare hanner (ikke påbegynt gyting). I tillegg ble det fanget en utgytt hunnfisk av vederbuk. Dette stemmer godt overens med hva som ble funnet i Åkersvika av Johnsen m.fl. (2014), i forhold til gytetidspunkt. Lave fangster den 15. mai henger trolig sammen med at det tar noe tid før fisk koloniserer strandsone etter hvert som vannstanden øker ut over våren.

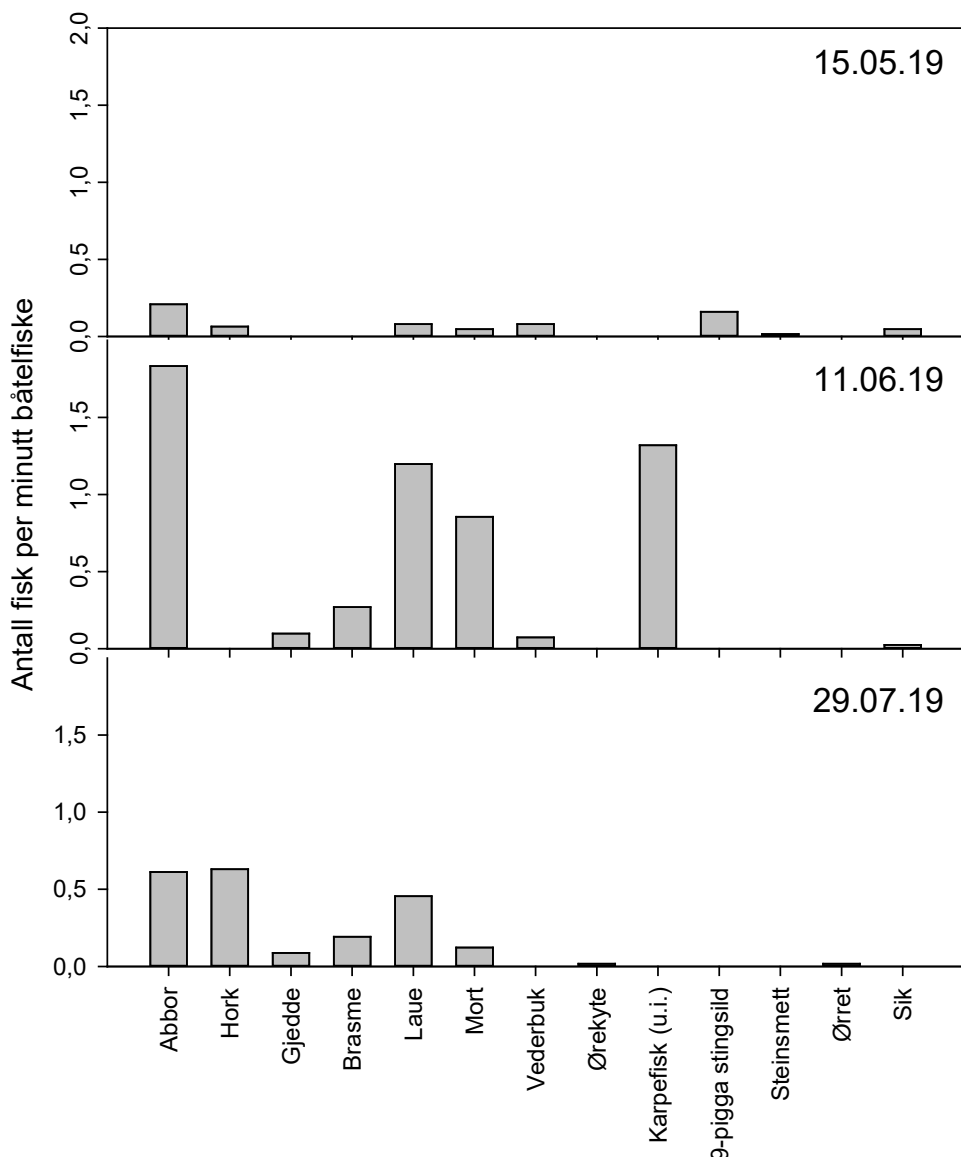


Den 11. juni, var tettheten av fisk langt større (tabell 5 og 6, og figur 10). Abbor dominerte fortsatt fangstene sammen med karpefiskartene laue og mort (Figur 10). Av abbor større en 150 mm, ble det i hovedsak fanget gyteklare hanner (23 av 26 abbor). Trolig skyldes dette at gytingen er over, og at hunnene er ferdig utgytt. Det vil si at gytingen for abbor skjedde mellom 15. mai og 11. juni 2019. Dette stemmer godt med gyteperioden funnet for abbor i Åkersvika (se Johnsen m.fl. 2014). Lengdefordeling til abbor er gitt i vedlegg 6.2.1.

For laue ble det ikke funnet gyteklar fisk i midten av mai, men den 11. juni ble det fanget gyteklare (gytende) hanner ( $n = 19$ ) og hunner ( $n = 5$ ). Med andre ord var gytingen til laue godt i gang. Lengdefordeling til laue er gitt i vedlegg 6.2.2.

For mort ble funnet en gyteklar hannfisk den 11. juni. Undersøkelsene i Åkersvika tyder på at morten gyter litt før laue, og det kan hende at mort i all hovedsak var ferdig med gyting den 11. juni. Lengdefordeling til mort er gitt i vedlegg 6.2.3.

Med unntak av gjedde, hvor det ble funnet to utgytte individer den 11. juni, ble det ikke funnet gytefisk av de øvrige artene. Tangenvika, da særlig de indre deler, er imidlertid trolig et svært viktig gyteområde for andre arter av karpefisk i tillegg til de ovennevnte artene.



Figur 12. Antall fisk per minutt båtefiske for de ulike artene fanget i Tangenvika på tre ulike datoer. Fangstene er gitt samlet for hele Tangenvika. U.i står for uidentifisert art.

### 3.5 Dyreplankton

Sammensetningen av krepsdyrplanktonet (Tabell 7) var sammenlignbart mellom de to stasjonene, og som forventet for Mjøsa i oktober (Solheim m.fl., 2018; andre). Dominerende art ved begge stasjoner var hoppekrepsen *Eudiaptomus gracilis*. Dette er en vanlig art i Mjøsa, og hoppekreps er ofte dominerende i prøvene utover høsten, og tidlig på våren, da vannloppene (Cladocera) er i mindretall (Løvik m.fl., 2017; Solheim m.fl., 2018; og andre). Resultatet vil derfor være et godt grunnlag for eventuelle undersøkelser av påvirkninger på krepsdyrsamfunnet under og etter mudringsarbeider i området.

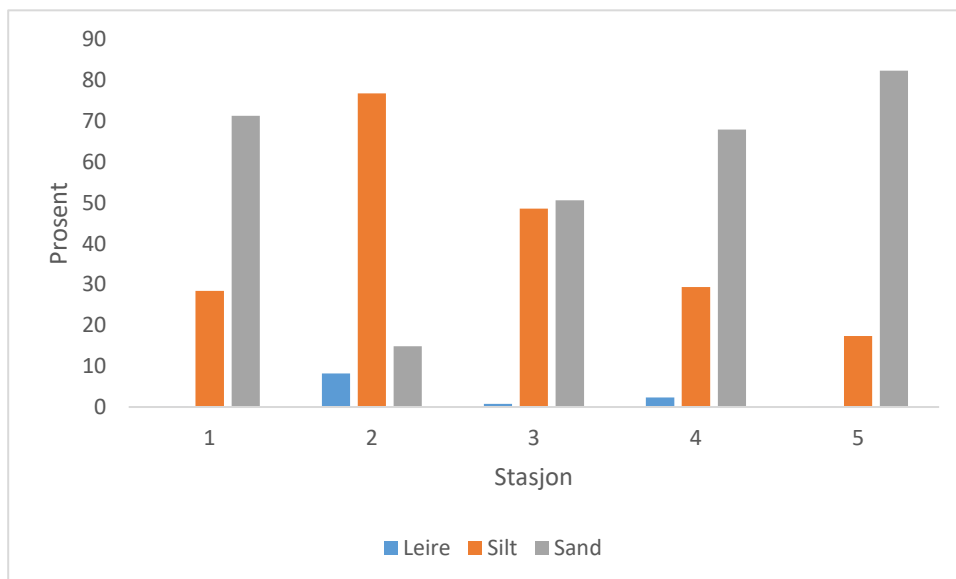
Tabell 7. Krepsdyrplankton på stasjon 1 (Tangenvika) og stasjon 4+5 (Kleverud) 4 oktober 2019. Prøvene er basert på håvtrekk i sjiktet 0-10 m med maskevidde 90 µm og angir antall individer i prøvene og prosentfordeling av taksa. U.i står for uidentifisert art.

Gruppe og art	St.1 (Tangenvika)		St. 4+5 (Kleverud)	
	Antall	%	Antall	%
<b>Vannlopper (Cladocera)</b>				
<i>Leptodora kindtii</i>				
<i>Holopedium gibberum</i>				
<i>Daphnia galeata</i>	320	7,8	100	1,9
<i>Daphnia cristata</i>	240	5,8	240	4,4
<i>Bosmina longispina</i>	200	4,9	360	6,7
<i>Polyphemus pediculus</i>				
<i>Bythotrephes longimanus</i>				
<i>Chydoridae u.i.</i>				
<b>Hoppekreps (Copepoda)</b>				
<i>Limnocalanus macrurus</i>				
<i>Heterocope appendiculata</i>				
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	1380	33,5	1300	24,9
<i>Calanoide copepoditer u.i.</i>	200	4,9	40	0,7
<i>Calanoide nauplier u.i.</i>	180	4,4	180	3,3
<i>Cyclops lacustris</i>				
<i>Mesocyclops leuckarti</i>	80	1,9	80	1,5
<i>Thermocyclops oithonoides</i>	240	5,8	560	10,4
<i>Cyclopoide copepoditer u.i.</i>	820	19,9	1880	34,8
<i>Cyclopoide nauplier u.i.</i>	460	11,2	660	12,2
Totalt	4120	100	5400	100
Sum vannlopper	760		700	
Sum hoppekreps	3360		4700	
Sum totalt	4120		5400	

## 3.6 Sedimentprøver

### 3.6.1 Sedimentbeskrivelse

Det var noe variasjon i teksturen på sedimentet i de ulike stasjonene (Figur 13). Stasjon 2 skiller seg ut fra de andre stasjonene med vesentlig høyere andel av silt og leire (Figur 14), og lavt innhold av TOC, i motsetning til stasjon 1, 3 og 5 som hadde > 1 % TOC. På stasjon 1, som hadde høyest konsentrasjon av TOC, var det innslag av trefliser og planterester i den ene av parallellene.



Figur 13. Relativ fordeling av ulike kornstørrelser ved de ulike stasjonene.



Figur 14. Fire parallelle kjerneprøver av sediment (0-10 cm) fra sedimentstasjon 2.

### 3.6.2 Miljøgifter i sediment

Det var generelt lave konsentrasjoner (klasse I eller II) av metaller, inklusive kvikksølv, og de fleste organiske miljøgiftene (Tabell 6). Ved stasjon 1 var det flest overskridelser av klasse II, hvor 5 av 16 PAH-forbindelser har konsentrasjoner tilsvarende klasse III. Summen av alle PAH16 (PAH-16) er imidlertid innenfor klasse II, og på alle øvrige stasjoner er den i klasse I. Stasjon 1 hadde det høyeste innholdet av organisk materiale (TOC % TS), som kan være noe av forklaringen til høyere konsentrasjoner av organiske miljøgifter her sammenlignet med de andre stasjonene, som følge av at organiske miljøgifter ofte binder seg (høy affinitet) til

organisk materiale (M-436, 2016). I tillegg ligger stasjon 1 i umiddelbar nærhet til veg og jernbane, noe som kan forklare grenseoverskridelser for enkeltforbindelser av PAH. Den mest skadelige PAH-forbindelsen, Benzo(a)pyren var imidlertid under grenseverdien på samtlige stasjoner.

Ved stasjon 2 var det en minimal overskridelse (målt 44,3 mg/kg TS) av grenseverdien mellom klasse II og III for nikkel (42 mg/kg TS), og gitt en måleusikkerhet på  $\pm 3,3$  mg/kg TS kan nikkel potensielt havne innenfor klasse II. Ved de øvrige tre stasjonene var det kun overskridelser av klasse II for Antracen (PAH) og  $\alpha$ -Endosulfan. Begge disse stoffene har imidlertid kvantifiseringsgrenser over det som er øvre grense for klasse II. Benyttes f.eks. halve kvantifiseringsgrensa som et konservativt mål for den antatte konsentrasjonen av Antracen ved stasjon 2, 3, 4 og 5 kan dette gi en marginal overskridelse av grenseverdien på 4,6  $\mu\text{g/kg TS}$ . I tidligere undersøkelser er det heller ikke påvist Endosulfan over metodens deteksjonsgrense i sedimenter i Mjøsa (Schlabach m.fl. 2007).

For å foreta en bred screening rapporteres i tillegg en rekke organiske miljøgifter uten fastsatte grenseverdier. De fleste av disse er under kvantifiseringsgrensen, med unntak av Sum PAH carcinogene for stasjon 1 og 5, og monobutyltinnkation ved stasjon 1.

Økologisk risiko forbundet med de undersøkte sedimentene ansees generelt som lav i henhold til risikoveilederen Trinn 1. Det er kun påvist marginale overskridelser av fastsatte grenseverdier for enkelte PAH-forbindelser, og overskridelsene som forekommer kan i stor grad være av teoretisk karakter som følge av høy kvantifiseringsgrense.

*Tabell 8. Målte konsentrasjoner av metaller og organiske miljøgifter ved 3 sedimentsstasjoner (st. 1, 2 og 3) i Tangenvika, og 2 stasjoner ved Kleverud (st. 4 og 5). Grenseverdier for økologisk risiko etter Trinn 1 i M-409, 2015, tilsvarende klassegrense mellom klasse II og III i veilederen for klassifisering av miljøtilstand i vann, 02:2018 (Direktoratsgruppen for gjennomføringen av vanndirektivet, 2018.). Blå farge viser klasse I «bakgrunnsnivå», grønn farge viser klasse II «god tilstand» og gul farge viser klasse III «moderat tilstand». Tabellen fortsetter på neste side.*

Element	Enhet	Grenseverdi (Kl II/III)	St.1	St.2	St.3	St.4	St.5
<b>Sediment</b>							
Tørrstoff (E)	%		38,7	51	41,5	58,6	56,5
Vanninnhold	%		61,3	48,9	58,5	41,4	43,5
Kornstørrelse >63 µm	%		71,3	14,8	50,7	68	82,4
Kornstørrelse <2 µm	%		0,2	8,2	0,7	2,3	0,2
TOC	% TS		3,84	0,74	2,21	0,97	1,68
<b>Metaller</b>							
As (Arsen)	mg/kg TS	18	3,15	4,91	1,34	2,3	2,9
Pb (Bly)	mg/kg TS	150	23,1	16,8	14,4	11,6	12,1
Cu (Kopper)	mg/kg TS	210	26,2	56,3	26,9	24,2	16,7
Cr (Krom)	mg/kg TS	660	11,9	28,8	18,1	15,5	11
Cd (Kadmium)	mg/kg TS	1,5	0,55	0,15	0,12	0,5	0,13
Hg (Kvikksølv)	mg/kg TS	0,52	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
Ni (Nikkel)	mg/kg TS	42	16,5	44,3	26,8	20,8	14,3
Zn (Sink)	mg/kg TS	139	86,1	87,3	82,1	58	55,7
<b>PAH</b>							
Naftalen	µg/kg TS	27	348	<10	<10	<10	<10
Acenaftalen	µg/kg TS	33	57	<10	<10	<10	<10
Acenaften	µg/kg TS	96	<10	<10	<10	<10	<10
Fluoren	µg/kg TS	150	16	<10	<10	<10	<10
Fenantren	µg/kg TS	780	451	<10	<10	<10	21
Antracen	µg/kg TS	4,6	26	<10	<10	<10	<10
Fluoranten	µg/kg TS	400	222	<10	<10	<10	14
Pyren	µg/kg TS	84	170	<10	<10	<10	10
Benso(a)antracen <sup>^</sup>	µg/kg TS	60	49	<10	<10	<10	<10
Krysen <sup>^</sup>	µg/kg TS	280	193	<10	<10	<10	23
Benso(b)fluoranten <sup>^</sup>	µg/kg TS	140	68	<10	<10	<10	<10
Benso(k)fluoranten <sup>^</sup>	µg/kg TS	135	56	<10	<10	<10	<10
Benso(a)pyren <sup>^</sup>	µg/kg TS	183	49	<10	<10	<10	<10
Dibenso(ah)antracen <sup>^</sup>	µg/kg TS	27	<10	<10	<10	<10	<10
Benso(ghi)perylene	µg/kg TS	84	55	<10	<10	<10	<10
Indeno(123cd) pyren <sup>^</sup>	µg/kg TS	63	43	<10	<10	<10	<10
Sum PAH-16	µg/kg TS	2000	1800	n.d.	n.d.	n.d.	68
<b>Andre organiske miljøgifter</b>							
p,p'-DDT	µg/kg TS	6	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75
Tributyltinn (TBT- ion) *	µg/kg TS	35	1,57	<1	<1	<1	<1
Heksaklorbensen	µg/kg TS	17	<5	<5	<5	<5	<5
Pentaklorbensen	µg/kg TS	400	<10	<10	<10	<10	<10
Tetrabrombisfenol A (TBBPA)	µg/kg TS	108	<5	<5	<5	<5	<5
Sum bromerte flammehemmere (BDE)**	µg/kg TS	310	42,9	35,9	51,3	27,1	55,0
Heksabromsyklododekan (HBCD)	µg/kg TS	172	<50	<50	<50	<50	<50
Sum PCB-7***	µg/kg TS	4,1	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
a-Endosulfan	µg/kg TS	0,073	<10	<10	<10	<10	<10
Heksaklorbutadien	µg/kg TS	49	<10	<10	<10	<10	<10
<b>Organiske miljøgifter uten fastsatte grenseverdier</b>							
Sum PAH carcinogene <sup>^</sup>	µg/kg TS		460	n.d.	n.d.	n.d.	23
Monobutyltinnkation	µg/kg TS		1,06	<1	<1	<1	<1
Dibutyltinnkation	µg/kg TS		<1	<1	<1	<1	<1
Dekabrombifenyl (DeBB)	µg/kg TS		<9,5	<5	<5,6	<4,9	<9,1
Aldrin	µg/kg TS		<10	<10	<10	<10	<10
Dieldrin	µg/kg TS		<10	<10	<10	<10	<10
Endrin	µg/kg TS		<10	<10	<10	<10	<10
Isodrin	µg/kg TS		<10	<10	<10	<10	<10
Telodrin	µg/kg TS		<10	<10	<10	<10	<10
Heptaklor	µg/kg TS		<10	<10	<10	<10	<10
cis-Heptakloreposid	µg/kg TS		<10	<10	<10	<10	<10
trans-Heptakloreposid	µg/kg TS		<10	<10	<10	<10	<10
o,p'-DDD	µg/kg TS		<1,5	<1,5	<1,5	<1,5	<1,5
p,p'-DDD	µg/kg TS		<1,5	<1,5	<1,5	<1,5	<1,5
o,p'-DDE	µg/kg TS		<1,5	<1,5	<1,5	<1,5	<1,5
p,p'-DDE	µg/kg TS		<1,5	<1,5	<1,5	<1,5	<1,5
o,p'-DDT	µg/kg TS		<1,5	<1,5	<1,5	<1,5	<1,5
Heksakloreten	µg/kg TS		<10	<10	<10	<10	<10

\*Forvaltningsmessig grense, \*\* Sum BDE = TetraBDE + PBDE-47 + PBDE-99 + PBDE-100 + HeksaBDE + HeptaBDE + OktaBDE + NonaBDE + DekabDE (PBDE-209) + PBDE-28. \*\*\* Alle observasjoner av 7 indikatorforbindelser av PCB var under kvantifiseringsgrense = 0,7 µg/kg TS. n.d. = ikke påvist.

## 4 Diskusjon

### 4.1 Generelt om funnene i de ferskvannsbiologiske undersøkelsene

Undersøkelsene påviste flere biologiske kvalitetselementer i de indre delene av Tangenvika samt i tilløpsbekkene Måsåbekken og Vikselva. Edelkreps ble påvist i Tangenvika (indre og ytre deler), i Vikselva og i Måsåbekken. Vi påviste ørretunger og gytemoden ørret i Måsåbekken, ørretunger i Vikselva, harrunger i Måsåbekken, og steinsmett i begge bekkene. Måsåbekken og Vikselva fungerer derfor som gyte- og oppvekstarealer for ørret og harr, oppvekstområder for gjedde, og leveområder for eldre individer av ørekyt, ørret og steinsmett. Gjennom båtelfiske ble 12 arter påvist i Tangenvika. 24 insekttaksa ble påvist i Vikselva og 33 i Måsåbekken. Ti arter av krepsdyrplankton ble påvist i Tangenvika.

Undersøkelsene viser dermed at de indre delene av Tangenvika og tilløpsbekkene Måsåbekken og Vikselva utgjør viktige funksjonsområder for edelkreps, fisk, insekter, og dyreplankton. Områder som større viker, evjer og deltaområder representerer habitater med høyere temperaturer, grunne områder og vannvegetasjon. Ettersom mesteparten av Mjøsa har eksponerte steinstrender, grovt substrat og er relativt dyp, vil disse habitatene derfor være svært viktig som gyte-, oppvekst- og ernæringsområder for flere arter (Johnsen m.fl. 2014, 2015). Av Mjøsas 20 fiskearter ble 12 påvist gjennom elektrisk båtfiske i 2019. Det er også sannsynlig at det forekommer fiskevandring inn og ut av Tangenvika. Det ble gjennomført et prøvefiske i Mjøsa bl.a. ved Tangen i 2018 (10.-13. September). Her ble det bl.a. fisket på to stasjoner ved Tangen: 1) I Trosvika (utenfor Furnesodden) og 2) langs land innenfor Furnesodden. Det ble totalt fanget 440 fisk fordelt på ni arter. Abbor, hork, krøkle og lagesild utgjorde henholdsvis 30, 31, 13 og 10 % av prøvefiskefangsten (Sandlund m.fl., under bearbeiding). Det var små forskjeller i fangstene av ulike arter mellom de to stasjonene, og også i forhold til fangstene for øvrig i Mjøsa. Det ble bare fanget noen få individer av karpefisk og dette tyder på at det er betydelige vandring av bl.a. laue og mort inn i Tangenvika under gytetiden på våren.

Forekomsten av edelkreps i Tangenvika er unik rundt Mjøsa. Enkeltindivider av kreps er funnet ved Gjøvik, i Furnesfjorden og på strendene ved Hamar (Kjellberg m.fl. 2016). Trolig representerer disse funnene individer som har vandret ut fra Svartelva (utløp i Åkersvika) og Hunnselva, da begge disse vassdragene har bestander av edelkreps (Kjellberg m.fl. 2016, Johnsen m.fl. 2019). I Tangenvika er trolig også bestanden sterkt knyttet til Vikselva og bestanden av edelkreps i dette vassdraget som tidligere var veldig god (Kjellberg m.fl. 2016, Johnsen m.fl. 2019). Gunstige temperaturforhold innerst i Tangenvika i tillegg til jevnlig innsig av yngre/liten kreps fra Vikselva gjør at det har etablert seg en bestand i dette området i dag. Mjøsa er regulert 3,6 meter, og erfaringen fra andre regulerte innsjøer, som f.eks. Næra og Sperillen, er at edelkrepsbestandene kan være noe rekrutteringsbegrenset. Dette skyldes trolig at når vannstanden senkes, så vil skjulmulighetene bli kraftig redusert da forekomsten av stein/blokk er størst i strandsonen. Liten kreps vil være mer utsatt for predasjon fra fisk (f.eks. abbor, gjedde, lake), og bestanden består ofte av større og eldre individer (Johnsen m.fl. 2019). Disse bestandene er også svært sårbare for kraftig beskatning. Trolig forekommer det noe egenrekruttering i Mjøsa, men bestanden er trolig avhengig av rekruttering fra Vikselva for å oppnå en viss tetthet. Sporadiske forekomster av edelkreps i de ytre delene av Tangenvika underbygger dette.

Tetthetene av fisk i de øvre tre stasjonene i Måsåbekken var høy. Dersom en bruker veileder for økologisk tilstandsklassifisering basert på tetthetsdata oppnår disse stasjonene svært god økologisk tilstand. Selv om dette er en liten bekk har den høy verdi som fiskehabitat. Mange småbekker rundt Mjøsa er degradert, enten som følge av vandringshindre, fysiske endringer som uttetting og senkning, eller som følge av forurensing. Høye tettheter er et tegn på at det er tilstrekkelig med egnet habitat og mat. Den nederste stasjonen hadde høy artsdiversitet og fungerer trolig som et viktig oppvekstområde for gjedde.

Bunndyrdiversiteten i Vikselva og Måsåbekken var noe lavere enn forventet. Sammenlignet med resultater fra andre, dog større, elver i Mjøsregionen var diversiteten lavere (Solheim mfl., 2018). Naturlig sett vil flere faktorer kunne påvirke artsdiversiteten på en stasjon, slik som variasjoner i substrat- og habitatkvalitet, vannføring og predasjon. I tillegg kan menneskelige endringer av vassdragsmiljøet og vannkjemien påvirke sammensetningen av bunndyrsamfunnet. Endringer av hydrologien og sedimenttransporten gjennom vassdraget, økt næringstilførsel og endring av vannkjemi, og utslipp av pesticider er viktige påvirkningsfaktorer. I våre undersøkelser brukte vi ASPT-indeksen, som er en mye benyttet målestokk for å vurdere organisk belastning. Indeksen er en relativt grov indeks som baserer seg på registrerte taksa på familie-nivå. En overvekt av familiene i prøvene har lav ASPT-score, som indikerer problemer med organisk belastning i elvene. Dette bidrar til å trekke ASPT-verdiene, og dermed tilstandsklassifiseringen, ned.

## 4.2 Vurdering av inngrepene og avbøtende tiltak

### 4.2.1 Måsåbekken

Av vassdragene er det særlig Måsåbekken som blir direkte berørt av anleggsfasen og den endelige traséen. Midlertidig omleggingen av bekkeløpet og krysninger i forbindelse med anleggsfasen er å regne som lokalt store fysiske inngrep.

I *Miljøoppfølgingsplan for anleggsfasen* (Jernbaneverket, 2016) beskrives tre relevante krav som skal oppfylles i anleggsfasen. Det første kravet er å unngå at stikkrenner og kulverter blir et vandringshinder for fisk, med følgende tiltak:

- «Grad av vandringshinder er avhengig av når arbeidet gjøres og når fisk er i området, det er ikke gitt at stikkrenner er et hinder for fisk.
- Veileder fra Miljødirektoratet, Slipp fisken fram!, gir råd om planlegging og utforming av kulverter og stikkrenner, slik at de ikke representerer noe hinder for fiskens vandring i vassdraget.
- Veilederen skal følges i byggeplanfasen (Jernbaneverket, 2016)»

Det andre kravet er å sørge for tilstrekkelig vannføring i Måsåbekken i anleggsfasen, med følgende tiltak:

- «Omlegging av Måsåbekken skal gjennomføres utenom gyteperioder, og det må sørges for tilstrekkelig vannføring i bekken i anleggsfasen.
- Etablering av vannkulverter for Måsåbekken skal utføres på en måte slik at tiltaket ikke er til hinder for at fisk kan gå opp i bekken.
- Utforming av omlagt bekkeløp skal ivareta gyte- og oppvekstområde for fisk. Prinsipper gitt i veileder fra Miljødirektoratet Slipp fisken fram! skal legges til grunn.
- Krav innarbeides i kontrakter med entreprenørene (Jernbaneverket, 2016)»

Til slutt følger et krav om å utføre revegetering av områder med inngrep, herunder

- «Beholde og reetablere vegetasjonsdekket i den grad det er mulig i områder med midlertidige inngrep hvor det tidligere har vært mer eller mindre naturlig vegetasjonsdekke, blant annet langs vassdraget ved Måsåbekken og Labbelva (Jernbaneverket, 2016).»

De foreslåtte tiltakene i miljøoppfølgingsplanen er generelle og bør konkretiseres. Det er ikke gitt noen spesifisering for hvilke arter begrepet «fisk» viser til eller deres gytetidspunkt, hva som menes med «tilstrekkelig vannføring», hvordan påvisning av fisk som er tilstede skal gjøres, hvor stort sprang og hvor høy vannhastighet som danner et vandringshinder for ulike arter ved ulik temperatur, og hvilke hensyn som blir tatt til fisk som bruker området som oppvekst og nærings-søkshabitat (og ikke kun gytehabitat).

Det er særlig vannhastigheten og dybden som er kritisk for at fisk skal kunne passere (Taugbøl mfl., 2019). Vannhastigheten som kan forseres er avhengig av temperaturen, da vekselvarme dyr som fisk har et aktivitetsrom som i stor grad styres av vanntemperaturen. Maksimal



vannhastighet som kan forseres øker med økende vanntemperatur innenfor toleransegrensene deres. Ved lave temperaturer er det derfor viktig at vannhastigheten er tilstrekkelig lav. Taugbøl mfl. (2019) fant at grensen gikk på 1,3 m/s for harr og 1,35 m/s for ørret ved 1,7 °C. Ved 5,5 °C var grensene henholdsvis 1,35 m/s og 1,5 m/s. Videre er viktig at vanndybden er tilstrekkelig til å dekke fisken, dvs. at halen ikke går over vannoverflaten og at ikke bukfinnene berører bunnen av kulverten. En harr på 40 cm trenger minimum 15 cm dypt vann for å være dekket. Den samme temperaturavhengigheten er viktig for hvor stort sprang fisken klarer for å komme opp til kulvertens inngang. Spranget bør gjøres så lavt som mulig, og kulpen nedenfor bør være dyp nok til å tillate hvile før forseringen.

Det er også mangelfullt beskrevet hvordan avrenning av finmateriale fra anleggsveier skal håndteres, hvordan kantsoner skal ivaretas og skjøttes før og under inngrepene, og hvordan kvist og annet materiale skal håndteres. Disse punktene må beskrives i detalj for å sikre at de relevante miljøhensynene blir ivaretatt i anleggsfasen.

Vi anbefaler at det utarbeides en plan for overvåking av fiskepassasjen dersom Måsåbekken fremdeles ligger i kulvert ved harrens gytevandring i april.

#### 4.2.2 Vikselva

Som et avbøtende tiltak mot økt trafikk på fylkesveien blir det bygget en gang- og sykkelvei over Vikselva ved Tangen skole. Vi har ikke hatt tilgang til planene for denne strukturen, men den blir sannsynligvis etablert uten pilarer da spennet er såpass kort. Det er derfor lite trolig at det vil ha noen negativ påvirkning på elvas økologiske tilstand, forutsatt at det ikke fylles ut noe masse ved fundamentene eller gjøres andre inngrep som kan endre hydromorfologien i elva.

#### 4.2.3 Tangenvika

Det er lagt føringer i utslippstillatelsen fra Fylkesmannen (Fylkesmannen i Innlandet, 2019) som gjelder for utslipp av anleggsvann fra anleggsarbeidene (riggområder, dagsone og tunnel), mudring og utfylling i Mjøsa, og bygging av Tangenvika bru. Flere av forholdene dreier seg om hensyn til biota generelt og vi anser Fylkesmannens vurderinger som relevante.

Det er særlig kantete finmateriale (fra boring og utfylling av sprengstein) som er problematisk. Materialet holdes i suspensjon i vannet over lang tid og kan skade gjeller til fisk og invertebrater. Selv om mange arter av ferskvannsfisk tolererer høye konsentrasjoner av oppløst materiale er det stor forskjell på typen materiale: naturlig erodert materiale er rundere, mens steinstøv fra boring og sprenging er kantete og dermed kvass. De kvasse kantene kan penetrere og skade den tynne huden på gjeller og ved slimhinner. Dette endrer både gassutvekslingen over gjellene, fører til blødninger, og kan gjøre fisk og invertebrater sårbare ovenfor infeksjoner og parasitter (Lake & Hinch, 1999; Bash m.fl. 2001; Bilotta & Brazier, 2008). Det skal også nevnes at steinstøv fra ulike steinarter har ulik skarphet.

Som et tiltak for å begrense spredningen av kantete finmateriale krever Fylkesmannen at det skal bli benyttet siltgardiner i områder hvor det blir foretatt mudring, utfylling og utslipp. Siltgarden blir plassert utenfor sonen som skal fylles, og dekker hele vannsøylen fra vannoverflaten ned til bunnen.

I tillegg til en generell økning av suspendert finmateriale i området rundt anleggsområdet vil utslippene, mudringen og utfyllingene ha to hovedkonsekvenser for fisk og invertebrater i og rundt Tangenvika:

1. Innenfor siltgarden, og i et begrenset areal utenfor garden, vil finmaterialet sedimentere ned til bunnen av innsjøen. Dette vil endre habitatforhold og nedbrytningsprosesser på bunnen.
2. Fyllingen representerer en langvarig endring av habitatet fra strand og bløtbunn til steinfylling. Under anleggsarbeidet vil siltgarden kunne fungere som en midlertidig barriere for stasjonær og vandrende fisk langs strandsonen, samt edelkreps.

Ved konsentrert nedfall vil materialet kunne påvirke bløtdyr og insektlarver negativt, og endre nedbrytningsprosesser i berørte områder. Det skal fylles ut 50 000 m<sup>3</sup> masse ved Kleverud og 20 000 m<sup>3</sup> ved Furnesodden, som produserer henholdsvis 1375 og 550 tonn steinflis. Undersøkelser viser at opptil 95% av partiklene kan holdes tilbake ved riktig skjøting av siltgardiner (Statens vegvesen, 2013). Det vil si at ved beste utfall vil 5% kunne lekke ut. Dette tilsvarer 68,75 tonn ved Kleverud og 27,5 tonn ved Furnesodden.

Begge områdene antas å få et nedslagsfelt av steinflis på ca. 500m x 500m, og det foreslås at materialet ikke blir ryddet opp eller dekket til (BaneNOR, 2017). I prosjekteringen antas det videre at vannvolumet ved utslippspunktet skiftes ut hver dag, noe som tilsier en viss spredning av partikler til omkringliggende områder (dog kjenner vi ikke til hvorvidt strømningsforhold er undersøkt). Det er grunn til å tro at de største og mest langvarige konsekvensene er der nedfallet er mest konsentrert. Dette dreier seg om områdene som vi i denne rapporten har kalt Ytre Tangenvika.

Vi har ikke omfattende data om områdebruk gjennom året for de fleste fiskeartene i Tangenvika. Under båtelfisket ble det fanget noen gyteklare gjedder i Søndre Oddenvika, og det er sannsynlig at alle viker og grunne med vannvegetasjon er gyteområder for gjedde og abbor. Det ble imidlertid fanget langt flere gyteklare gjedde og abbor i indre deler av Tangenvika. Utfylling av Søndre Oddenvika vil føre til tap av gyteområder. Under anleggsfasen kan økt konsentrasjon av finmateriale føre til mekanisk skade på gjeller og slimhinner. Grad av stress (og påfølgende problemer som for eksempel infeksjoner) og mortalitet avhenger eksponeringsgraden, men det er nærliggende å anta økt stress som følge av utfyllingene og andre utslipp av finmateriale.

På generelt grunnlag kan vi anta at ørret og harr kan bli påvirket både fysisk og i evnen til å søke tilbake til sine elver. Harr og ørret lever for det meste pelagisk og langs land i hovedbassengene i Mjøsa der de foretar næringssøk. Før gytevandringen opp i elvene henholdsvis vår og høst vandrer de til utløpet av elvene der de venter på riktig tidspunkt. Denne vandringen inn i Tangenvika av vil kunne bli påvirket både fysisk (som en barriereeffekt grunnet siltgarden) og ved at mineralsammensetningen og -konsentrasjonen i vannet endres. Vi kan anta at utstrekningen av siltgardinene er såpass begrenset at den ikke vil ha noen merkbar effekt på vandringen. Viktigere er nok endringen i mineralsammensetningen i vannet i Tangenvika under anleggsarbeidet. Mineralsammensetningen styrer i stor grad evnen til å søke tilbake til gytebekker for disse artene (Dittman & Quinn, 1996, Keefer & Caudill, 2014), men vi har ikke gjort undersøkelser av vannet i Måsåbekken og Vikselva eller undersøkt hvordan utfyllingene og utslippene kan endre sammensetningen relativt til før-tilstanden. Vi kan derfor ikke si noe om hvordan og til hvilken grad endringer i mineralsammensetningen i vannet i Tangenvika blir påvirket av utslippene og utfyllingene, og hvordan dette kan påvirke ørret og harr på gytevandring.

### 4.3 Anbefalinger for å redusere negative konsekvenser under anleggsfasen

Vi gir her noen anbefalinger for å begrense skade på fisk og invertebrater og deres leveområder. Som vi konkluderer med i neste avsnitt er det et manglende datagrunnlag for å kunne gi konkrete råd i de ulike fasene av utbyggingen, og de følgende anbefalingene må ses i lys av dette. Dette er bekymringsverdig, da våre undersøkelser viser at Tangenvika og tilløpselvene har stor økologisk verdi.

### 4.3.1 Måsåbekken

Miljøoppfølgingsplanen (Jernbaneverket, 2016) må konkretiseres for å være nyttig for det praktiske arbeidet under anleggsfasen og for å kunne evaluere hvorvidt de avbøtende tiltakene har noen effekt (se over). Som et minimum må det skilles på hvilken fiskeart det er snakk om, områdets funksjon (gyting, oppvekst, vandring, næringssøk), tidspunkt for tiltaket, og spranghøyde og vannhastighet i kulverter. Dette anser vi som et eget prosjekt som bør utformes av fagpersoner i samråd med oppdragsgiver og entreprenør.

I påvente av dette gir vi kun noen generelle anbefalinger her som bør anses som minimumskrav:

- Midlertidige krysninger bør være mulig uten kulvert grunnet bekkens størrelse. Dersom kulverter må utplasseres må en sørge for at disse ikke blir barrierer for vandrende fisk og kreps.
- Kantvegetasjon bør så langt det er mulig bevares. Planterester bør ikke kastes i bekkeløpet.
- Matter og ruller med absorberende materiale (flis, halm) bør utplasseres for å hindre avrenning av finmateriale fra anleggsveier.

### 4.3.2 Vikselva

Vi anbefaler noen generelle tiltak for å begrense skader på vannmiljøet i Vikselva:

- Kantvegetasjon bør så langt det er mulig bevares. Rester bør ikke kastes i bekkeløpet
- Absorberende materiale bør utplasseres for å hindre avrenning av finmateriale fra anleggsveier og brufundament.

### 4.3.3 Tangenvika

Indre Tangenvika vil kunne bli berørt av tilslamming som følge av anleggsvirksomhet i nedbørsfeltet til Måsåbekken (beskrevet ovenfor) samt langs den planlagte traséen på Furnesodden (anleggsveier og jernbane). Som et minstekrav bør avrenning fra anleggsveiene hindres så langt det er mulig, for eksempel gjennom utplassering av absorberende matter i nedkant av anleggsveier.

Ytre Tangenvika vil primært bli berørt av tilslamming fra mudring, utfyllinger og vann fra tunnelboring, samt tap av habitat i og rundt steinfyllingene. Det er særlig Søndre Oddenvika som blir berørt på Furnesodden og her vil funksjonsområder for fisk gå tapt ved utfylling. Det er vanskelig å forutse hvilke områder som blir berørt av spredning av partikler og til hvilken grad, da dette vil avhenge av strømningsforhold, utfyllingsrater og hvor stor andel av steinstøvet som holdes tilbake av siltgardinene. Rensing av anleggsvann og bruk av siltgardiner ved mudring og utfyllinger er å anse som et minstekrav. En betydelig forbedring ville vært å spyle av sprengsteinen før utplassering for å hindre partikkelforurensning til omkringliggende områder. Dette må gjennomføres ved anlegget der steinen utvinnes og ved forsvarlig håndtering av avrenning.

## 4.4 Anbefalinger for å overvåke biologiske kvalitetselementer under og etter anleggsfasen

Selv om utbyggingsforslaget har blitt godkjent vil utbyggingen ha lokalt store konsekvenser for naturmiljøet. Det er vanskelig å kvantifisere hvor stor denne påvirkningen er da kunnskapsgrunnlaget om naturverdiene ikke er fullstendig, men det er rimelig å anta at utfyllingene på Søndre Oddenvika vil medføre tap av funksjonsområder for gjedde og potensielt andre fiskearter. Ettersom utbyggingen vil påvirke naturmiljøet i et av Mjøsas viktigste områder er det viktig å dokumentere eventuelle tap av akvatisk biodiversitet. Vår fremste anbefaling er å konkretisere

miljøoppfølgingsprogrammet for inngrepene i Måsåbekken for å begrense de negative påvirkningene fra anleggsfasen, samt å gjennomføre undersøkelser etter anleggsfasen.

Her er våre anbefalinger:

- Miljøoppfølgingsprogrammet i Måsåbekken bør konkretiseres. Det bør skilles på hvilken fiskeart det er snakk om, områdets funksjon (gyting, oppvekst, vandring, næringsøk), tidspunkt for tiltaket, spranghøyde og vannhastighet i kulverter. Undersøkelser av vandringene av voksen harr og ørret må foretas dersom Måsåbekken fremdeles ligger i rør når disse artene starter sine gytevandringene henholdsvis vår og høst 2020, samt undersøkelser av ungfisk i påfølgende år.
- Oppgang av gytemoden harr og ørret bør undersøkes nærmere i Måsåbekken for å undersøke om utfyllingen ved traséen på vestsiden av Tangenvika kan ha negative konsekvenser for tilbakevendende gytefisk (gjennom endret vannkjemi/økt turbiditet). For å tilskrive eventuelle effekter til de respektive inngrepene, og å vurdere om miljøoppfølgingsprogrammet i Måsåbekken er tilstrekkelig, vil det være nødvendig å undersøke oppgang av gytemoden fisk i Måsåbekken samtidig som overvåking av ungfisktettheter fortsetter.
- Det bør foretas en vurdering av tap av funksjonsområder i perioden etter anleggsfasen i Søndre Oddenvika i ytre Tangenvika. Dette vil ikke hindre tap av habitat og biodiversitet, men vil bidra med kunnskap om konsekvensene av utbygging av infrastruktur i viktige funksjonsområder. Som et ledd i kunnskapsbasert forvaltning er det avgjørende å fremskaffe data om naturmiljøet også etter en utbygging for utvikle forvaltningens beslutningsgrunnlag i lignende, framtidige saker.
- Konsentrasjoner av suspendert finmateriale og nitrogenforbindelser, samt pH, bør måles i økende avstand fra utfyllingene for å avdekke punktvis og vedvarende eksponering.
- Areal av bunnen som har betydelige lag med sedimentert finmateriale (steinstøv) er estimert i planen, men bør måles opp. Dette vil ha stor verdi for å lære hvordan utfyllinger med kjent volum påvirker innsjøbunn.

## 5 Referanser

- Artsdatabanken (2018). Fremmedartslista 2018. Hentet (10.02.2020)
- BaneNOR. 2017. Utbygging Eidsvoll – Hamar (UEH). Kleverud – Sørli. Utslippssøknad 06.04.2017. Dokument nr. UEH-30-A-56198.
- Bash, J., Berman, C. & Bolton, S. 2001. Effects of turbidity and suspended solids on salmonids. Center for Streamside Studies, University of Washington. 80s.
- Bilotta, G.S. & Brazier, R.E. 2008. Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. *Water Research* 42: 2842 – 2861.
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T.G., Rasmussen, G. & Saltveit, S.J. 1989. Electrofishing – Theory and practice with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia* 173:9-43.
- Dittman, A.H. & Quinn, T.P. 1996. Homing in Pacific salmon: mechanisms and ecological basis. *The Journal of Experimental Biology* 199: 83-91.
- Forseth, T. & Forsgren, E. 2009. Elfiskemetodikk. Gamle problemer og nye utfordringer, NINA Rapport.
- Fylkesmannen i Innlandet, 2019. Bane NOR – Midlertidig tillatelse til utslipp fra anleggsfase og mudring og utfylling i Mjøsa ved utbygging av InterCity Dovrebanen Kleverud Sørli. 2018/923
- Fjeld m.fl., 2004. Kartlegging av utvalgte nye organiske miljøgifter—bromerte flammehemmere, klorerte parafiner, bisfenol A og triclosan. NIVA-rapport Lnr.4809-2004
- Henriksen S., & Hilmo O. (red.). 2015. Norsk rødliste for arter 2015. Artsdatabanken.
- Jernbaneverket. 2016. Utbygging Eidsvoll – Hamar – Kleverud – Sørli, Detaljreguleringsplan for Dovrebanen. Miljøoppfølgingsplan for anleggsfasen (MOP). Jernbaneverket UEH-30-A-56151 rev.04B.
- Johnsen, S., Museth, J. & Dokk J.G. 2015. Kartlegging av viktige funksjonsområder for fisk i Gudbrandsdalslågen - NINA Rapport 1173. 26 s + vedlegg.
- Johnsen S.I., Museth, J. & Dokk, J.G. 2014. Vurdering av Åkersvika som funksjonsområde for fisk - Effekter av vegbygging og foreslåtte miljøtiltak - NINA Rapport 1074. 44 s.
- Johnsen, S.I., Strand, D.A., Rusch, J. & Vrålstad, T. 2019. Nasjonal overvåking av edelkreps og spredning av signalkreps - presentasjon av overvåkingsdata og bestandsstatus. NINA Rapport 1590. Norsk institutt for natuforskning.
- Keefer, M. L. & Caudill, C.C. 2014. Homing and straying by anadromous salmonids: a review of mechanisms and rates. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 24: 333-368-
- Kjellberg, G., Johnsen, S.I., Napstad, A. & Grøndahl, F.A. 2016. Edelkreps i Mjøsdistriktet. I: Mjøsmuseets årbok 2016. Mjøsmuseet AS. S. 178-209.
- Lake, R.G. & Hinch, S.G. 1999. Acute effects of suspended sediment angularity on juvenile Coho salmon. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56(5): 862–867.
- Løvik, J.E. & Rustadbakken, A. 2007. Hamar båthavn – Tjuvholmen. Vurdering av miljøgifter i sedimenter og molofyllmasse i forbindelse med planlagt utvidelse. NIVA-rapport Lnr. 5492-2007
- Løvik, J., Solheim, A.L., Eriksen, T.E., Røst Kile, M. & Skjelbred, B, 2017. Tiltaksorientert overvåking av vannområde Mjøsa. Årsrapport for 2016. NIVA-rapport Lnr. 7144-2017.
- Miljødirektoratets veileder 02:2018. Direktorsgruppen for gjennomføringen av vanddirektivet, 2018. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann og elver. Veileder 02:2018. Miljødirektoratet, Trondheim.
- Miljødirektoratets veileder M436|2016: PAH i sediment; Utredning av egnethet av PAH-komponenter/grupperinger for vurdering av tiltaksbehov. Miljødirektoratet, Trondheim.
- Miljødirektoratets veileder M-350|2018. Veileder for håndtering av sediment – revidert 25.mai 2018. Miljødirektoratet, Trondheim.

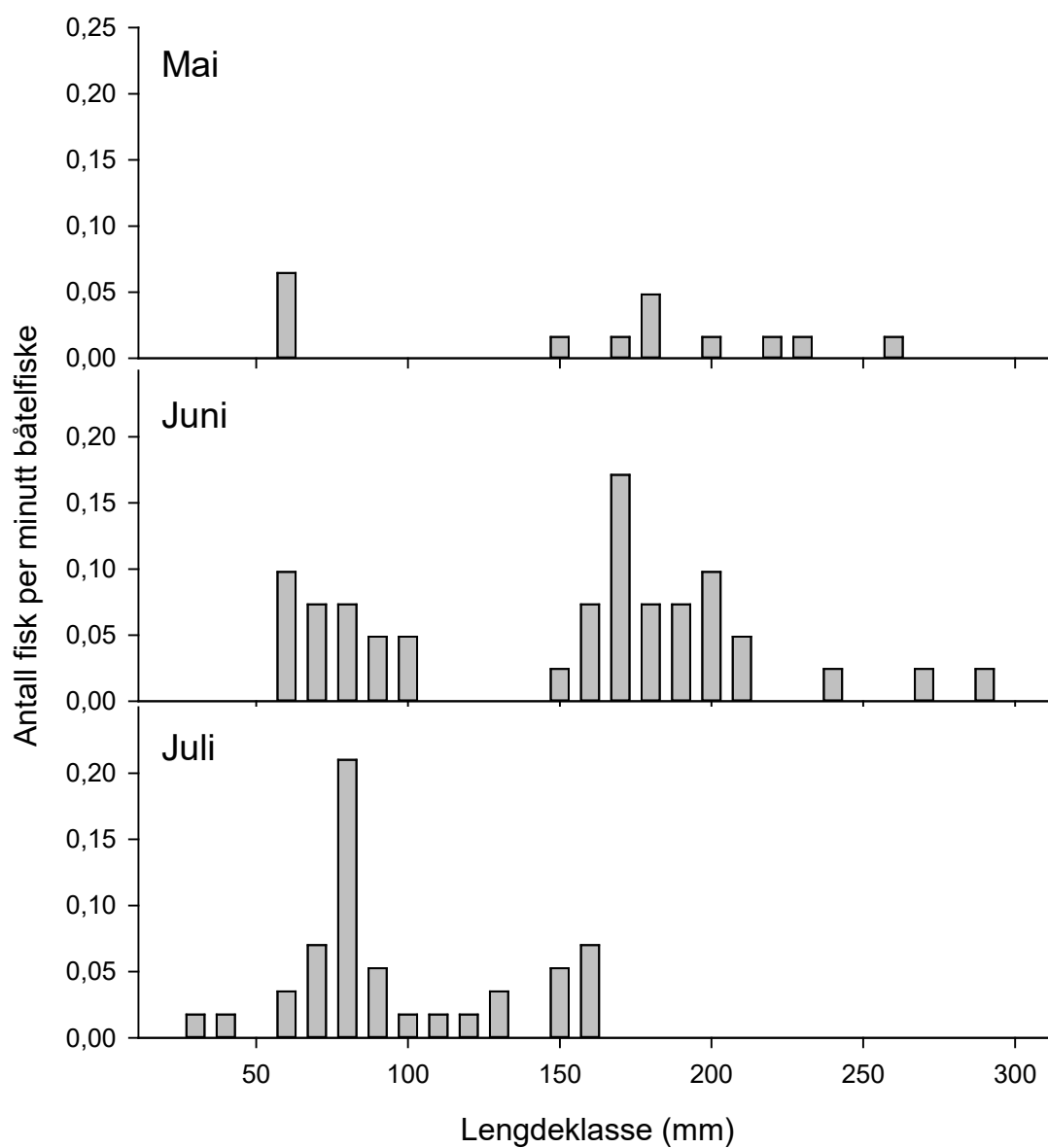
- Miljødirektoratets veileder M409|2015: Risikovurdering av sedimenter. Miljødirektoratet, Trondheim.
- Peterson, J.T., Thurow, R.F. & Guzevich, J.W. 2004. An evaluation of multipass electrofishing for estimating the abundance of stream-dwelling salmonids. Transactions of the American Fisheries Society 133:462–475.
- Rognerud S., Garmo, Ø., Løvik, J.E. 2014. Overvåking av biologi og innhold av partikler i Mjøsas sydlige deler i 2012-2014. Årsrapport for 2013. NIVA-rapport Lnr.4919-2004. 6611-2014
- Schlabach, M., Manø S., Eckhardt, S. 2007. Measurement of endosulfan, dieldrin and endrin in Norwegian air and sediment samples. Norsk institutt for luftforskning (NILU). TA-2221/2007
- Solheim, A.L., Thrane, J-E., Løvik, J., Skjelbred, B., Persson, J., Eriksen, T.E. & Røst Kile, M, 2018. Tiltaksorientert overvåkning av vannområde Mjøsa. Årsrapport for 2017. NIVA-rapport Lnr. 7144-2017
- Statens vegvesen. 2013. Siltgardiner. Funksjon, tilpassing og funksjon. Statens vegvesen rapport 205.
- Taugbøl, A., Olstad, K., Bærum, K.M., & Museth, J. 2019. Swimming performance of brown trout and grayling show species-specific responses to changes in temperature. Ecology of Freshwater Fish 28:241-246.
- Velle, G., Bækkeli, K.A., Arnekleiv, J.V., Bongard, T. Bremnes, T., Hall, J. Halvorsen, G.A., Dahlhansen, I. Johansen, A., Kjærstad, G. Landås, J., Saltveit, S.J., & Stabell, T. 2018. Kvalitetssikring av bunndyrundersøkelser I Norge. UniResearch rapport 315.
- Zippin, C. (1956). An evaluation of the removal method of estimating animal populations. Biometrics 12:163-189.

## **6 Vedlegg**

### **6.1 Analyserapport ALS**

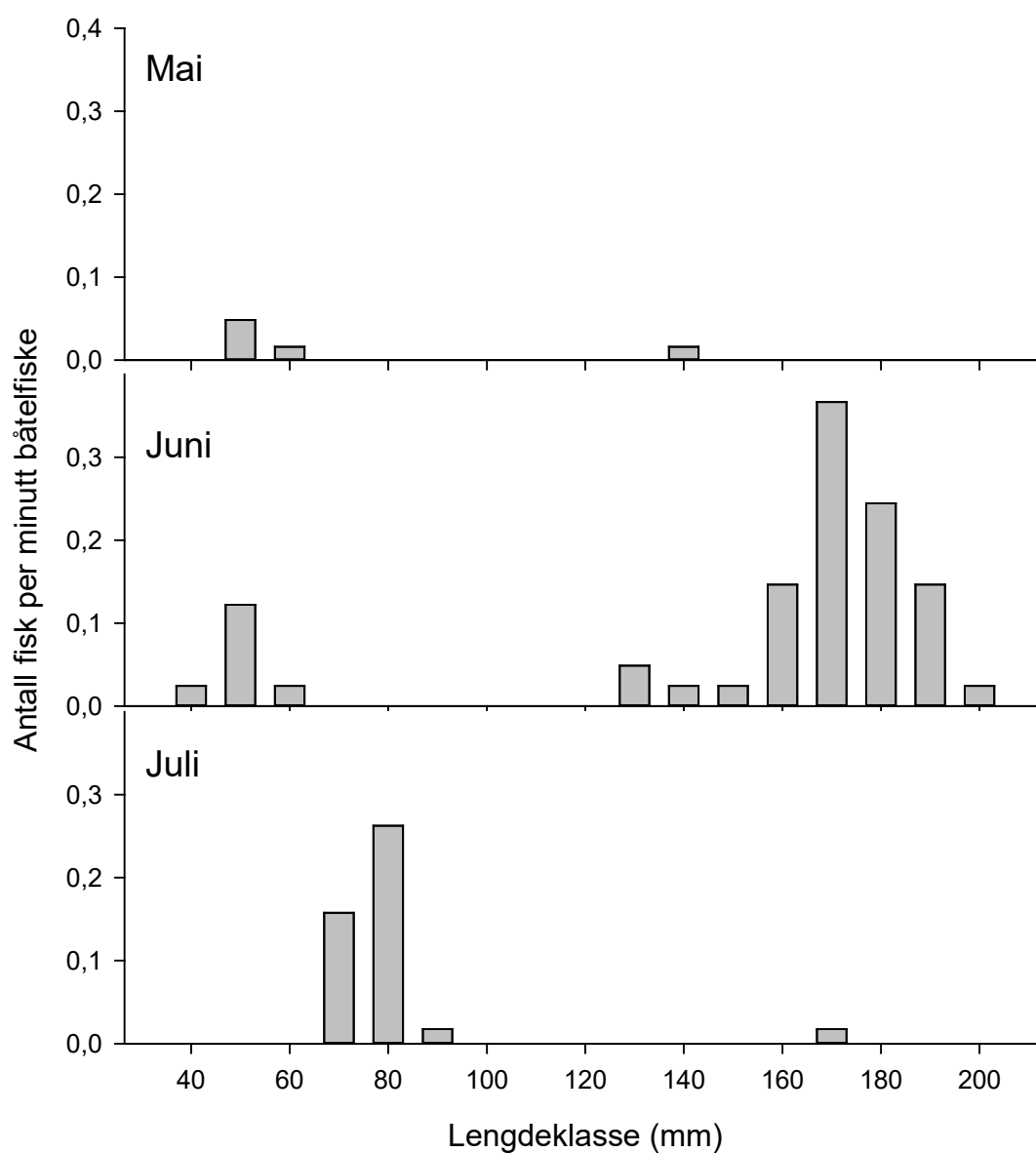
Se eget vedlegg «analyserapport.pdf» utstedt 23.10.2019 til NIVA v/ Asle Økelsrud.

## 6.2 Lengdefordeling for viktige fiskearter

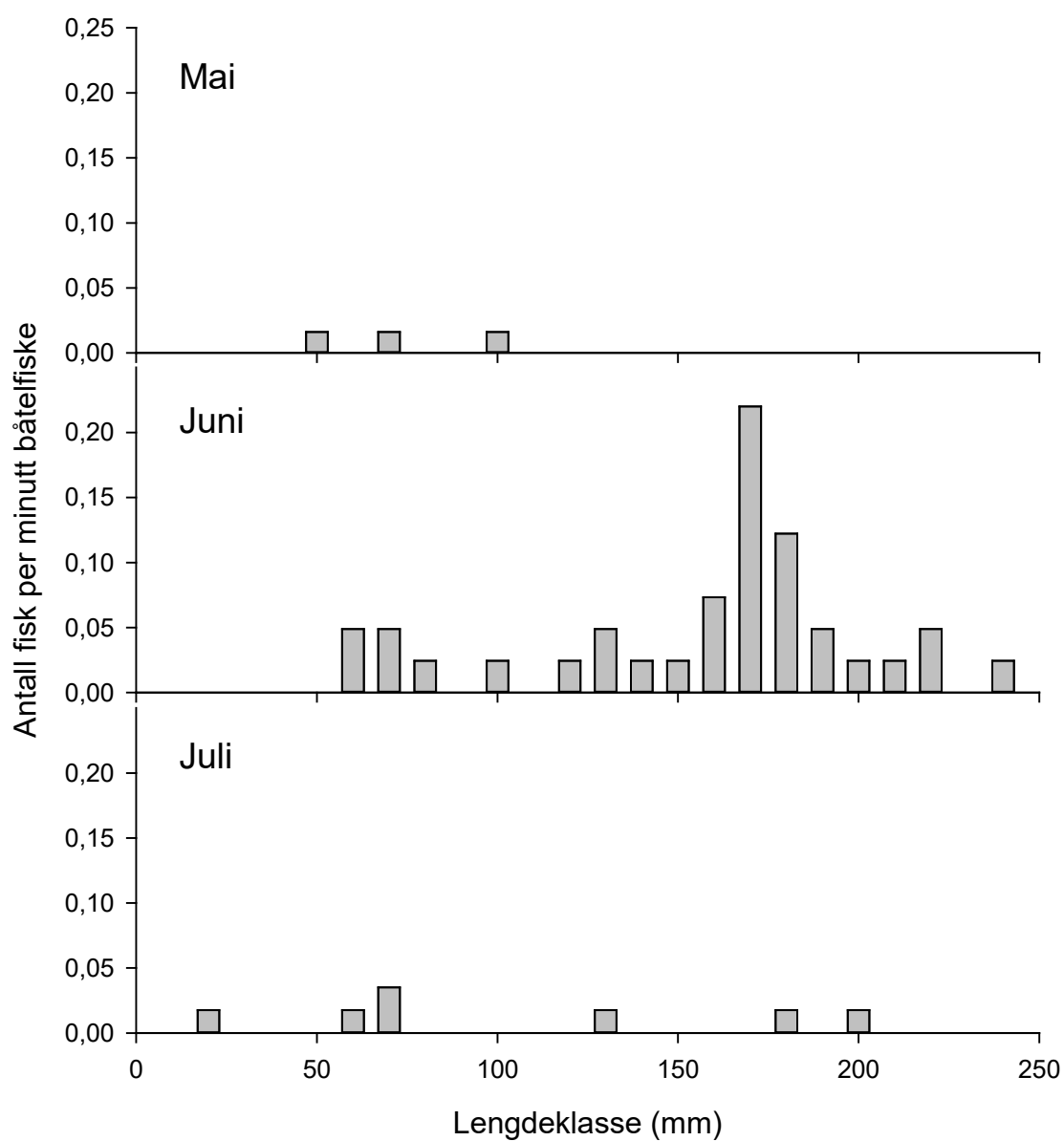


Vedlegg 6.2.1 Antall abbor per minutt båtelfiske fordelt på ulike lengdeklasser i mai, juni og juli. I juni ble det i tillegg fanget 35 abbor på 50-70 mm (kun tellet). Disse er ikke inkludert i figuren.





Vedlegg 6.2.2 Antall laue per minutt båtelfiske fordelt på ulike lengdeklasser i mai, juni og juli. I juni ble det fanget 54 karpefisk som ikke ble artsbestemt. Noen av disse kan ha vært laue.



Vedlegg 6.2.3 Antall mort per minutt båtelfiske fordelt på ulike lengdeklasser i mai, juni og juli. I juni ble det fanget 54 karpefisk som ikke ble artsbestemt. Noen av disse kan ha vært mort.

## 6.3 Bunndyrundersøkelser

### Vedlegg 6.3.1. Taksaliste for bunndyrprøver fra Måsåbekken og Vikselva.

Dato: 23.09.2019	Måsåbekken				Vikselva	
Stasjon	M1	M2	M3	M4	V1	V2
<i>Asellus aquaticus</i>	20	13	23	12	40	20
<i>Elmis aenea</i>	6	5	2	2	1	
<i>Limnius volckmari</i>	35	85	200	38		
<i>Lymnaea peregra</i>	4	50	50	4		
<i>Gyraulus acronicus</i>	10	40	10	2		
<b>Døgnfluer</b>						
<i>Baetis muticus</i>	25	1	2	22	1	5
<i>Baetis niger</i>	3					2
<i>Baetis rhodani</i>	40	70	40		10	50
<i>Baetis sp.</i>		4	6	3	20	10
<i>Heptagenia dalecarlica</i>					12	5
<i>Heptagenia sulphurea</i>					2	8
<i>Heptagenia sp.</i>					4	6
<i>Leptophlebiidae</i>	2	5	4	2	2	1
<b>Steinfluer</b>						
<i>Brachyptera risi</i>	1	4	3	1	4	
<i>Siphonoperla burmeisteri</i>	10	2	1	3		
<i>Leuctra hippopus</i>	10	4	17	8		
<i>Leuctra sp.</i>	40	12	26	21		
<i>Nemoura sp.</i>					2	
<i>Protonemura meyeri</i>	1	3	21	2	4	2
<i>Nemouridae</i>	10	4		1	1	4
<i>Diura nanseni</i>		3	2			
<b>Vårfluer</b>						
<i>Agapetus sp.</i>						
<i>Hydropsyche siltalai</i>			1	1	15	25
<i>Hydropsyche sp.</i>	2	1			2	6
<i>Lepidostoma hirtum</i>	1					
<i>Apatania zonella</i>	1	1				
<i>Limnephilus flavicornis</i>	1	1				
<i>Limnephilus sp.</i>	3	2	3			
<i>Limnephilidae</i>	21	43	12	25		
<i>Polycentropodidae</i>					10	5
<i>Rhyacophila nubila</i>						
<i>Rhyacophila sp.</i>					4	6
<i>Pisidium</i>	1					
<i>Acari</i>		1				
<i>Hirudinea</i>						
<i>Oligochaeta</i>	20	3		20	18	
<i>Dytiscus sp.</i>						
Stankelbeinmygg samlet (-197)	28	8	3	13	8	2
<i>Chironomidae</i>	240	150	10	130	30	20
<i>Simuliidae</i>	2	4			28	8
<i>Diptera</i>	1	2	2	5	1	1

*Vedlegg 6.3.2. Tilstandsklassifisering iht klassegrenser gitt for ASPT-indeksen.*

Lokalitet	Stasjon	ASPT	Referanse-verdi	EQR	nEQR	Tilstandsklasse
Måsåbekken	M1	5.67	6.9	0.82	0.52	Moderat
	M2	5.67	6.9	0.82	0.52	Moderat
	M3	6.08	6.9	0.88	0.62	God
	M4	5.38	6.9	0.78	0.45	Moderat
Vikselva	V1	5.50	6.9	0.80	0.48	Moderat
	V2	6.00	6.9	0.87	0.60	God

*Vedlegg 6.3.3. Klassegrenser for ASPT, og ASPT gitt som EQR og nEQR. Foreløpig er det ikke utviklet ulike klassegrenser for forskjellige vanntyper.*

	Referanse	Svært god-God	God-Moderat	Moderat-Dårlig	Dårlig-Svært dårlig
ASPT (indeksverdi)	6.9	6.8	6	5.2	4.4
ASPT EQR	1	0.99	0.87	0.75	0.64
nEQR	1	0.8	0.6	0.4	0.2



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

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

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

ISSN:1504-3312  
ISBN: 978-82-426-4511-1

## Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

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

E-post: [firmapost@nina.no](mailto:firmapost@nina.no)

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger