



Rogaland Fylkeskommune

**KONSKVENSER FOR FISK OG VANNMILJØ VED
RASSIKRING AV FV.45 LANGS NEBBETJØRNA OG NEDRE
BERGSVATNET I GJESDAL KOMMUNE**

Dato: 18.03.2021

Versjon: 02

Dokumentinformasjon

Oppdragsgiver:	Rogaland Fylkeskommune
Tittel på rapport:	Prøvefiske Nebbetjørna og Nedre Bergsvatnet
Oppdragsnavn:	Biologiske undersøkelser i vann
Oppdragsnummer:	623224-26
Utarbeidet av:	Rune Lunde og Truls Hveem Hanson
Oppdragsleder:	Arild Kalleland Vallestad
Tilgjengelighet:	Åpen

Kort sammendrag

Rogaland Fylkeskommune planlegger rassikringstiltak av Fv.45 langs og i Nedre Bergsvatnet og Nebbetjørna i Figgjovassdraget i Gjesdal Kommune. Sikringstiltaket som er under planlegging, innebærer omfattende utfylling i innsjøene med overskuddsmasser fra andre veiprosjekt i nærområdet. Det ble gjennomført et prøvefiske med nordiske oversiktsgarn for å kartlegge verdier i vassdraget og er tatt vannprøver for å bedre kunne vurdere hvilke konsekvenser en slik utfylling vil gi for fisk og vannmiljø i innsjøene.

Nedre Bergsvatnet ble vurdert til være viktige økologisk funksjonsområde for aure, sik og ål (stor til svært stor verdi). Nebbetjørna er økologiske funksjonsområder for røye og aure, med noe naturverdi. Det antas at også Nebbetørna er økologisk funksjonsområde for ål med stor verdi.

Arealinngrepene i seg selv representerer ikke et stort tap, men gir noe miljøskade for delområdene, men anleggsarbeidet med omfattende sprengstoffbruk, kan gi alvorlige miljøskader. Det er også problematisk å bruke metoden med tanke på dyrevelferd. For vannmiljø er det også anleggsgjennomføringen som gir størst potensial for skade, men med normale og skånsomme driftsmetoder forventes det ikke å gi varig effekter.

For å begrense skadene på viktige økologiske funksjonsområder må anleggsarbeidet gjennomføres på en mer skånsom måte enn det som er foreslått i Fv. 45 Skredsikring Bergsura, geoteknisk rapport» (Rogaland Fylkeskommune 2020) for å minimere skade på økologiske funksjonsområder for fisk og med tanke på dyrevelferd.

01	Dato	Nytt dokument	Initialer	Initialer
VERSJON	DATO	BESKRIVELSE	UTARBEIDET AV	KS

Forord

Rogaland Fylkeskommune planlegger rassikringstiltak av Fv.45 langs og i Nedre Bergsvatnet og Nebbetjørna i Figgjovassdraget i Gjesdal Kommune. Sikringstiltaket som er under planlegging, innebærer omfattende utfylling i innsjøene med overskuddsmasser fra andre veiprosjekt i nærområdet.

Rapporten viser resultat fra et prøvefiske for å se på populasjonssammensetning av fisk, kjemiske data og generelle observasjoner, samt en oversikt over eksisterende litteratur for vassdraget generelt. Informasjonen blir brukt til å vurdere nåværende og tidligere tilstand og vurdere konsekvens av tiltaket som planlegges.

Innhold

1. BAKGRUNN.....	6
1.1. Tiltaksbeskrivelse	6
2. MATERIAL OG METODE.....	8
2.1. Områdebeskrivelse	8
2.2. Fiskearter i vassdraget	9
2.3. Prøvefiske	10
2.4. Vannkjemi	10
2.4.1. Kjemiske kvalitetselementer.....	10
2.5. Tilstandsvurdering vannmiljø	11
2.6. Verdivurdering	12
2.7. Konsekvensvurdering.....	14
3. RESULTAT NEDRE BERGSVATN	15
3.1. Nedre Bergsvatn befarings	15
3.2. Prøvefiske	16
3.3. Diskusjon prøvefiske	17
3.4. Vannkjemi	18
3.4.1. pH og Kalsium (Ca)	18
3.4.2. Fargetall, TOC (Total Organic Carbon), og Turbiditet	19
3.4.3. Total Fosfor og total Nitrogen	19
3.4.4. Ammonium og Nitrat	19
3.4.5. Metaller og industristoffer	20
3.4.6. Oppsummering	20
3.4.7. Tilstandsvurdering	21
3.5. Verdivurdering fisk og ferskvannsorganismer	23
3.6. Konsekvens av tiltaket i Nedre Bergsvatnet	24
3.6.1. Konsekvens for økologiske funksjonsområder for aure	24
3.6.2. Konsekvens for økologiske funksjonsområder for sik	24
3.6.3. Konsekvens for økologiske funksjonsområder for ål.....	25
4. RESULTAT NEBBETJØRNA	26
4.1. Nebbetjørna	26
4.2. Prøvefiske	26
4.3. Diskusjon prøvefiske	28
4.4. Vannkjemi	29
4.4.1. pH og Kalsium (Ca)	29
4.4.2. Fargetall, TOC (Total Organic Carbon), og Turbiditet	29
4.4.4. Ammonium og Nitrat	30
4.4.5. Metaller og industristoffer	30
4.4.6. Oppsummering	30
4.4.8. Tilstandsvurdering	31
4.5. Verdivurdering økologiske funksjonsområder for fisk	33
4.6. Konsekvensvurdering.....	34
4.6.1. Økologiske funksjonsområder for røye og aure	34
4.6.2. Økologiske funksjonsområder for ål.....	34

5. SKADEREDUSERENDE TILTAK.....	35
5.1. Økologiske funksjonsområder for arter.....	35
5.2. Tiltak og hensyn for vannmiljø.....	35
6. KILDER	36
7. VEDLEGG I.....	37
8. VEDLEGG II.....	42
8.1. Presiseringer rundt undervannsprenging.	42
8.2. Skadepotensial ved sprenging	42
8.3. Skadepotensial ved sprenging	43
8.4. Diskusjon.....	46
8.5. Kilder vedlegg II.....	47

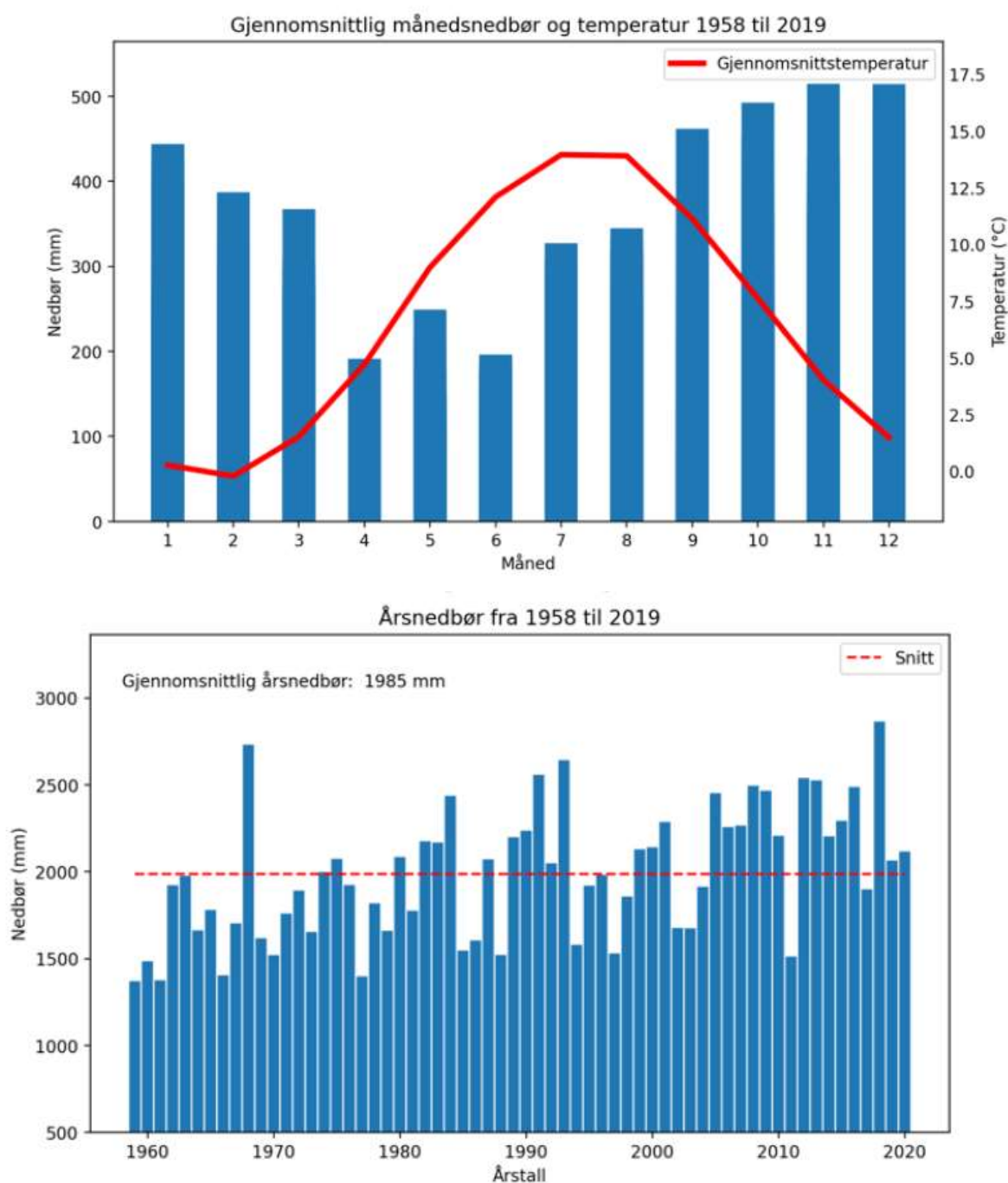


side 7 av 47

2. MATERIAL OG METODE

2.1. Områdebeskrivelse

Nebbetjørna og Nedre Bergsvatnet ligger i øvre del av Figgjovassdraget mot grensen til Bjerkreimsvassdraget. Vassdraget er lavtliggende med høyeste punkt 481 moh., i et mildt og oseanisk klima. Vannføringsregimet er preget av nedbør i form av regn store deler av året med gjennomsnittstemperaturer på plussiden alle måneder. Årlig gjennomsnittsnedbør for perioden 1960-2020 var 1985 mm per år, men har vist en økende tendens siste 20 år, mot våtere og varmere klima (temperaturutvikling ikke vist).



Figur 3 Månedlig gjennomsnittstemperatur og nedbør (øverst) og gjennomsnittlig årsnedbør siste 60 år (nederst) generMolverert fra griddata fra senorge.no.

Øvre og indre delene av Figgjovassdraget er lite påvirket av arealinngrep og avrenning fra menneskelig aktivitet, men noe jordbruk og utslipp fra spredt bebyggelse finnes i tilknytning til Nedre Bergsvatnet (Vann-nett).

Figgjovassdraget er varig vernet mot kraftutbygging etter Verneplan I (1973). Vassdraget er et av de største av Jærvassdragene med store og viktige lakse- og sjøaurebestander. Vassdraget er også viktig for ål (VU) og opphavet til navnet til tettstedet Ålgård som ligger langs vassdraget er antagelig «ålagjerde»; fangstanordninger som ble brukt til å fange ål (Gjesdal kommunestyre, 2019). Figgjovassdraget har også viktige forekomster av elvemusling (VU).

Fra datagrunnlag for klassifisering av bestandstilstand for sjøørret i norske vassdrag fra 2017 viser at det er relativt høyt fangstrykk på sjøørret. I tilstandsvurderingen står det at vassdraget er landbrukspåvirket og under arealpress fra urban utvidelse og infrastruktur. Til tross for vernet mot kraftutbygging er det et mindre kraftverk på lakseførende strekning som har gitt smoltdød (ANON 2017).

Nedre Bergsvatnet ligger innenfor anadrom strekning, men er et stykke ovenfor kjerneområdet til spesielt laks.

2.2. Fiskearter i vassdraget

Det finnes aure (*Salmo trutta*), røye (*Salvelinus alpinus*) og sik (*Coregonus lavaretus*) i Nedre Bergsvatnet og røye og aure i Nebbetjørna. I tillegg er det ål (*Anguilla anguilla*) i begge innsjøene. Nedre Bergsvatnet er også på lakseførende strekning og kan ha sporadiske forekomster av laks (*Salmo salar*), uten at det vurderes å være innenfor laksens hovedleveområder i Figgjovassdraget (Molversmyr 2009). Nipigget stingsild er registrert i Lonavatnet, som ligger under marin grense i nedre deler av vassdraget, men har ingen registrerte forekomster lenger opp i vassdraget (artskart). Trepigget Stingsild (*Gasterosteus aculeatus*) har begrenset vandringsmulighet, men har en tidlig innvandring etter siste istid og har ofte marin grense som ytre utbredelsesområde. Alle artene er naturlig innvandret til vassdraget etter siste istid og det ingen registrerte forekomster av fremmede fiskearter, eller fiskearter utenfor sitt naturlige utbredelsesområde i vassdraget.

Aure, røye og sik er nært beslektet og har overlappende leveområder og livsstrategier. Aure er den største generalisten med høy spredningsevne/vandringsvilje og stor plastisitet i adferd, leveområder og habitat, mens sik er den mest spesialiserte. Sik har ofte en pelagisk livsstrategi der den i hovedsak beiter på små insektlarver og plankton, og ofte fullfører den hele sin livssyklus innenfor innsjøen de lever i. Aure er tettere bundet til litoralsonen og har en diett bestående av større byttedyr som insekter, større krepsdyr og størst sannsynlighet for å tilegne seg en fiskespisende diett av de tre artene. Alle artene kan bli fiskespisende, men dette er mest vanlig for aure, deretter røye og unntaksvis hos sik. På den andre siden kan alle artene beite pelagisk på zooplankton og mindre byttedyr, men sik er den arten som kan utnytte slike ressurser best. Både sik, røye og aure kan som laksen ha anadrom atferd, men det er bare aure og laks som har sjøvandrende bestander i Sør-Norge.

Røya er en arktisk fiskeart med sirkumpolar utbredelse og finnes i alle Norges fylker, inkludert Svalbard. Røye plasserer seg i adferd, livsstrategi og habitatkrav mellom de to andre artene og beiter mindre byttedyr som zooplankton og tidlige stadier av insekter mer effektivt enn aure, men mindre effektivt enn sik. Røya er en utpreget kaldt vannsfisk og har best konkurransevilkår ved lave temperaturer. Det er vanlig at røye danner tette populasjoner av småfallen fisk der den finnes i lavereliggende innsjøer Sør-Norge.

Aure gyter i all hovedsak i rennende vann, mens røye og sik gjerne er innsjøgytere. Røye og sik gyter i innsjøer; røye ofte på stein og sandbunn, mens sik gjerne gyter pelagisk og lar rogn synke tilfeldig til

bunns. Siden aure gyter i bekker, er den i mindre grad utsatt for konkurranse fra de andre artene de første leveårene.

Ål skiller seg vesentlig fra de andre artene i vassdraget og er uten sammenligning den mest spesielle fiskearten i norske vassdrag. Ålen er en katadrom fiskeart (formerer seg i saltvann, men lever i ferskvann) og har en svært kompleks livssyklus. Ålen fødes i saltvann i sørvestre Atlanterhavet (Sargassohavet) og driver med Golfstrømmen over flere år hvor den gjennomgår en rekke metamorfoser, før den som «glassål» og «ålefaring» (avhengig av pigmenteringsgrad) på 10-15 cm vandrer opp i ferskvann. I våre elver og innsjøer vokser og lever den som «gulål» i 5-25 år før den vandrer ut og gjennomgår sin siste metamorfose til «blankål» mens den foretar den lange vandringen tilbake til hvor den ble født, for å gyte og dø. Ål er altetende og lever av insektlarver, fisk, rogn, åtsel og evertebrater.

Ålen er «kritisk truet» (CR) internasjonalt og klassifisert som «sårbar» (VU) etter Norsk rødliste for arter. Trusselfaktorene mot ålen er mange, sammensatte, og i stor grad ukjente, samtidig som de varierer over artens utbredelsesområde. Fellesnevneren er i all hovedsak menneskelig påvirkning. I praksis er det én og samme bestand fra havet nord for Cuba, til Kairo og Kirkenes. Med alle kjente og ukjente trusler mellom disse ytterpunktene, er intakte og fungerende habitatene for arten, spesielt viktig å ta vare på.

2.3. Prøvefiske

Prøvefiske ble utført med nordisk oversiktsgarn (1,5x30m) med seksjoner av ulik maskestørrelse (5,0 - 6,3 - 8,0 - 10,0 - 12,5 - 16,0 - 19,5 - 24,0 - 29,0 - 35,0 - 43,0 - 55,0 mm). For hver maskevidde var det 2,5 meter garnlengde og et areal på 3,75 m².

All fisk fra garnfisket ble lengdemålt til nærmeste millimeter fra snutespiss til ytterste halefinne og vekten ble målt til nærmeste gram. Kondisjonsfaktor ble regnet ut etter formelen $K = (\text{vekt i gram}) * 100 / (\text{lengde i cm})^3$. Det ble tatt skjell- og otolittprøver av et representativt utvalg fisk fra hver innsjø for aldersbestemmelse. Enkelte fiskeskjell ble aldersbestemt ved hjelp av mikroskopi av otolitter og skjell, men en full gjennomgang av skjellmaterialet ble ikke gjennomført. (Pga. manglende tilgang på kameramikroskop grunnet korona). Et tilfeldig utvalg av skjell av røye og aure fra hvert vann ble undersøkt med et enkelt mikroskop for å se etter tegn på stagnert vekst.

Fisken ble kjønnsbestemt og kjønnsmodningsgraden ble gradert på en skala fra 1-7 der fisk i stadium 1 og 2 er umodne, 3-6 er ulike stadium av kjønnsmodning og stadium 7 angir utgytt fisk. Kjøttfarge ble klassifisert som hvit, lyserød og rød.

Det ble gjennomført befarings- og gytebekkerinn- og utav-innsjøene.

2.4. Vannkjemi

Pga. manglende kartinformasjon om dypeste punkt i vannet, ble en kombinasjon av estimert midterste punkt og kunnskap innhentet fra lokale kjentfolk benyttet for å bestemme prøvetakningspunkt. Før prøvetakning ble det tatt en temperatur, og konduktivitets-, -profil av innsjøen med en standard ECD multisonde. Vannprøver ble hentet inn ved hjelp av standardisert 1L Ruttner vannhenter. Da det ikke kunne måles hverken termisk eller kjemisk (salin) stratifisering i noen av innsjøene ble det antatt at vannmassene var homogenisert, og det ble derfor kun innhentet en prøve per innsjø fra 1 m dyp. Prøvene ble overført til 0,5L plastkontainer, som ble merket og pakket inn for å begrense eksponering til lys og varme under transport. Prøvene ble analysert innen 3 dager ved Eurofins i Oslo.

2.4.1. Kjemiske kvalitetselementer

Kjemiske og fysiske parametere brukt for tilstandsvurdering og risikoanalyse i denne undersøkelsen er rettet mot vurdering av økologiske og biologiske tilstandskriterier som kan bli påvirket av planlagt

anleggsarbeid nær vannmassene. Parametere som her er undersøkt omfatter derfor lys-miljø, forsuring, næringssalter, og potensielt toksiske nitrogenforbindelser. Kjemiske/fysiske variabler som er innhentet inkluderer «pH», «Kalsium», «Turbiditet», «Fargetall», «Totalt Organisk Karbon (TOC)», «Totalfosfor», «Totalnitrogen», «Ammonium», og «Nitrat». I tillegg ble eksisterende litteratur benyttet for vurdering av kjemisk forurensning og mulige konsekvenser relatert til overnevnte aktiviteter. Samtlige variabler og deres relevans for aktuelle vannmassers tilstand er beskrevet i veileder 02:2018.

2.5. Tilstandsvurdering vannmiljø

Enkeltvariabler ble vurdert opp mot system for tilstandsvurdering angitt av veileder 02:2018 «Klassifisering av miljøtilstand i vann». Her ble først vanntype klassifisert basert på økoregion, klimatisk sone (moh.), dybde, kalsiuminnhold, og lys/fargerelaterte variabler (fargetall, TOC, Turbiditet) (Tabell 1). Basert på vanntypeklassifiseringen ble tilstandsanalyse utført for alle relevante, innhentede parametere (pH, Totalfosfat, Totalnitrogen) (Tabell 1). Det ble ikke gjennomført tilstandsanalyse for Nitrogenstoffer som ammonium og Nitrat, da disse ikke vil være relevante ved nåværende pH og temperatur.

Tabell 1 Oversikt over kriterier for innsjøtype og tilstandsvurdering av kjemiske parametere hentet fra Veileder 02:2018. Under «Innsjøtype» angis de viktigste kriteriene for seleksjon av innsjøtype. Under «Tilstand» angis verdi-intervaller tilhørende de forskjellige tilstandskategoriene (Svært god – Svært Dårlig) for kjemiske kvalitetselementer (Totalfosfor (Tot. P), Totalnitrogen (Tot. N), og pH).

Innsjøtype					
L105a (Kalkfattig, klar, grunn)					
klima-sone	Kalsium mg/l	Humus mg Pt/l	TOC mg/l	Turbiditet FNU	Mideldyp m
>200 moh.	1,0-4,0	10-30	2-5	<1,5	3-15
Tilstand					
Parameter	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Tot. P (µg/l)	1-11	11-17	17-30	30-60	>60
Tot. N (µg/l) *	1-325	325-475	475-775	775-1350	>1350
pH	7,3-6,6	6,6-5,9	5,9-5,2	5,2-4,9	>4,9
*Nitrogen brukes i klassifiseringen kun dersom man kan anta nitrogenbegrensning					

2.6. Verdivurdering

Det finnes ingen ensartet verdivurderingsmetodikk for leveområder for ferskvannsarter. I konsekvensutredningsmetodikken Statens Vegvesen håndbok V712, refereres det til verdisettingstabellen i vedlegg 4 i NVE rapport 49/2013 (Tabell 6).

Dette er etter vår vurdering en mangelfull metode for verdivurdering av mindre vassdrag eller deler av vassdrag, siden den baserer seg på fangst og lengde på anadrom strekning. Lengde på anadrom strekning i små vassdrag varierer i stor grad i ulike landsdeler, samtidig som at bestander i oppdrettsintensive områder er mer truet enn i områder uten trusselen fra lakselus. Metoden legger også opp til verdivurdering på vassdragsnivå, som er en for grov skala til å vurdere arealinngrep i deler av større vassdrag som i Figgjovassdraget.

At Figgjovassdraget i sin helhet har svært stor verdi som økologisk funksjonsområde for ål, laks, sjøaure og elvemusling er hevet over tvil. Det er derfor gjort forsøk på å gjøre en skjønnsmessig verdivurdering av arealene som kan bli påvirket av tiltaket, og de spesifikke habitatene for de ulike artene, som kan bli påvirket.

Det er tatt utgangspunkt i naturmangfoldloven:

§4 Målet er at mangfoldet av naturtyper ivaretas innenfor deres naturlige utbredelsesområde og med det artsmangfoldet og de økologiske prosessene som kjennetegner den enkelte naturtype.

§5, Målet er at artene og deres genetiske mangfold ivaretas på lang sikt og at artene forekommer i levedyktige bestander i sine naturlige utbredelsesområder. Så langt det er nødvendig for å nå dette målet ivaretas også artenes økologiske funksjonsområder og de øvrige økologiske betingelsene som de er avhengige av.

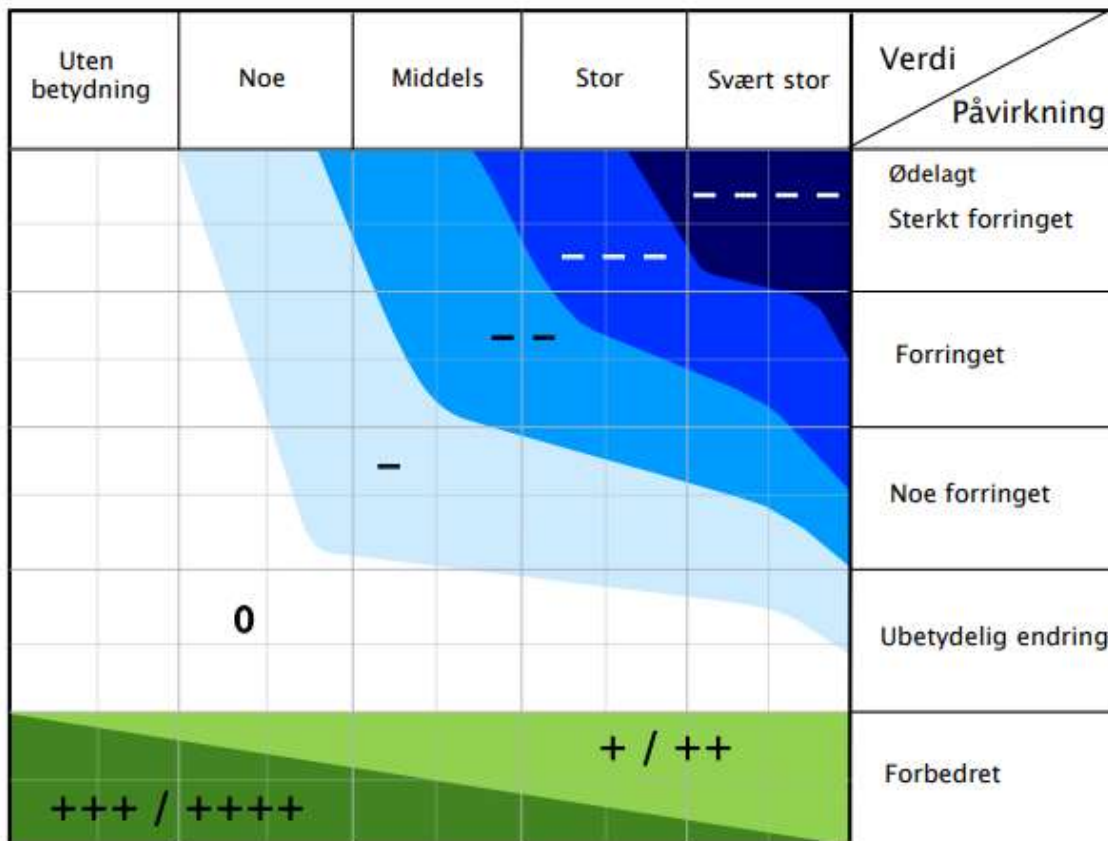
Habitat for rødlistearter (ål og elvemusling) og andre forvaltningsmessig viktige arter som ikke er rødlistet (laks og sjøaure) er vektlagt.

Tabell 2 Verdisetningskriterium for leveområder for fisk fra NVE rapport 49/2013.

Verdisetting – Prioriterte miljøtema fra NVE rapport 49/2013			
Svært stor verdi	Stor verdi	Middels verdi	Liten verdi
Anadrom fisk: - Nasjonale laksevassdrag <u>Laks</u> - Andre spesielt verdifulle laksevassdrag: - bestander med storvokst laks - store bestander (fangst-topp senere år) - Stor bestand: Fangst >1000 kg siste 20 år <u>Sjøørret</u> - Rent elvelevende bestand <u>Sjørøye</u> - Lang anadrom strekning; > 15-30 km (avhengig av vannføring) Stort potensial for smoltproduksjon. Innlandsfisk: - Spesielt verdifulle storørretbestander – sikre storørretbestander (f.eks. Hunderørret)	Anadrom fisk: - Vassdrag med middels store bestander <u>Laks/sjøørret</u> - Fangst >1000 kg laks eller 300 kg sjøørret siste 20 år - Livskraftig bestand <u>Sjørøye</u> - Betydelig anadrom strekning; > 5 km og/eller innsjøareal > 10 km². Stort potensial for smoltproduksjon. Innlandsfisk: - Langtvandrende bestander av harr, ørret og sik - Vassdrag (potensielt) høyproduktive for ørret, røye eller sik - Andre storørretbestander - Vassdrag med stor andel storvokst ørret	Anadrom fisk: - Vassdrag med små bestander <u>Laks/sjøørret</u> - Fangst under 1000 kg laks eller under 300 kg sjøørret siste 20 år - Mindre bestand <u>Sjørøye</u> - Middels lang anadrom strekning (1- 5 km) med egnet laksefiskhabitat Middels potensial for smoltproduksjon. Innlandsfisk: - Vassdrag med innlandsfiskebestander av regional/lokal verdi	Anadrom fisk: - Vassdrag med sporadisk forekomst av anadrom fisk (ikke stedefødt bestand) - Kort anadrom strekning (<1 km) og/eller naturlig lite egnet laksefiskhabitat Innlandsfisk: - Små bestander uten spesielle verdier - Naturlig uegnede forhold i innsjø/elv for fisk.
Ålevassdrag; Vassdrag med betydelige historiske fangster og/eller store egnede leveområder for ål	Ålevassdrag; Lavereliggende vassdrag med tilgang til større innsjøer	Ålevassdrag; Øvrige åleførende vassdrag	

2.7. Konsekvensvurdering

Konsekvensgraden for hvert delområde framkommer ved å sammenstille vurderingene av verdi og påvirkning i tråd med metode fra Statens Vegvesen Håndbok V712. Dette gjøres etter konsekvensvifta som vist under. Skalaen for konsekvens går fra 4 minus til 4 pluss. De negative konsekvensgradene er knyttet til en verdiforringelse av et delområde.



Figur 4 Konsekvensvifta fra Statens Vegvesen håndbok V712. Konsekvensen for et delområde framkommer ved å sammenholde verdi i x-aksen med grad av påvirkning i y-aksen. De to skalaene er glidende.

Skala	Konsekvensgrad	Forklaring
----	4 minus (---)	Den mest alvorlige miljøskaden som kan oppnås for delområdet. Gjelder kun for delområder med stor eller svært stor verdi.
---	3 minus (--)	Alvorlig miljøskade for delområdet.
--	2 minus (-)	Betydelig miljøskade for delområdet.
-	1 minus (-)	Noe miljøskade for delområdet.
0	Ingen/ubetydelig (0)	Ubetydelig miljøskade for delområdet.
+ / ++	1 pluss (+) 2 pluss (++)	Miljøgevinst for delområdet: Noe forbedring (+), betydelig miljøforbedring (++)
+++ / +++++	3 pluss (+++) 4 pluss (++++)	Benyttes i hovedsak der delområder med ubetydelig eller noe verdi får en svært stor verdiøkning som følge av tiltaket.

Figur 5 Skala og veiledning for konsekvensvurdering av delområder.

3. RESULTAT NEDRE BERGSVATN

3.1. Nedre Bergsvatn befarings

Nedre Bergsvatnet er 27,8 dekar og ligger 122 meter over havet. Innsjøen er grunn mot sør med relativt store morenebanker og opp til 18 meter dyp mot Bergsura. Arealet langs Fv. 45 er en fylling over steinur hvor det er vanskelig å skille mellom ur, og tilkjørt masse for utfylling. Ura/fyllingen har mange store hulrom som kan gi skjul og skygge for fisk, men vurderes ikke å ha spesiell naturverdi. En eventuell ny fylling vil være en utvidelse av et eksisterende inngrep.

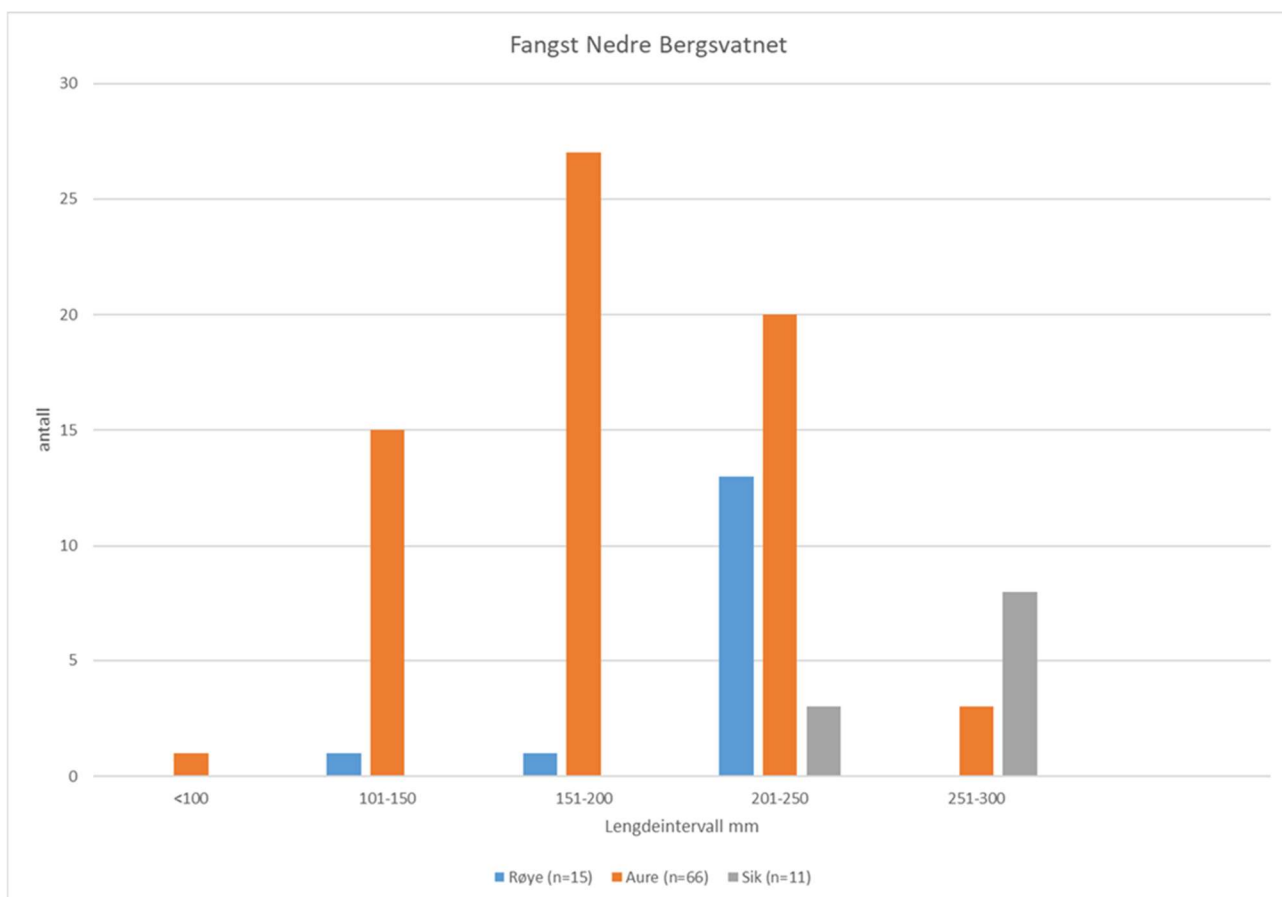
Det er gyte og oppvekstområder i flere av innløpsbekkene til Nedre Bergsvatnet i tillegg til utløpsbekken mot Limavatnet. Ut fra befaringen er det rikelig med tilgjengelige gyteareal for aure i nær tilknytning til innsjøen. Bekkene har stor variasjon i habitat og livsmiljø for rekruttering av aure. Det ble ikke tatt vannprøver i bekkene, men bekkene fra Bjortjønna antas å ha liknende vannkvalitet som i vassdraget ellers. Bekken fra nedbørsfeltet i sør, Hommå, drenerer store myrområder og skrint heilandskap og kan være noe surere enn de andre bekkene.



Figur 6 Inn og utløpsbekkene i Nedre Bergsvatnet er varierte med stilleflytende partier, kulper og små stryk og har rikelig med gyte og oppvekstområder for aure. Ø.v: Utløp elv/bekk fra Bjortjønna. Ø.h Grastjønna elv/bekk fra Bjortjønna nær Nedre Bergsvatnet, nedre del. N.h elv/bekk Bjortjønna – Nedre Bergsvatnet, øvre del.

3.2. Prøvefiske

Det ble totalt fanget 92 fisk der aure var i antall dominerende fiskeart med 66 individ, mens gjennomsnittsstørrelsen var størst hos sik, som også hadde høyest kondisjonsfaktor. 15 magre- og sterkt parasittert røye var også i fangstene, og det var høy prevalens av parasitter også i auren. Røya var av god kvalitet og hadde lite parasitter (4/11 i tarm, men ingen tegn i kjøttet). Til tross for at alle artene av laksefisk (aure, røye og sik) kan tilegne seg en fiskespisende strategi (først og fremst aure, så røye og unntaksvis sik), var det ingen som hadde fisk i magesekken.



Figur 7 Oversikt over fangsten fordelt på antall i ulike størrelsesgrupper med 50 grams intervall.

Tabell 3 Oppsummering av fangsten i Nedre Bergsvatnet

	Vekt (g)	Antall (n)	Snittvekt (g)	Snittlengde (mm)	k-faktor	kg/100m ²	n/100m ²	Kjønnsfordeling M/F
Aure	12091	66	183,2	54,7	0,8	3,8	21,0	22/44
Sik	2694	11	244,9	306,5	0,9	0,9	3,5	5/6
Røye	1256	15	83,7	220,5	0,7	0,4	4,8	9/6
Totalt	16041	92	174,4	-	-	5,1	29,2	-

Det var kjønnsmodne representanter av alle arter av begge kjønn fra fiskelengde 200mm.

Det var gode gyteforhold i bekkene inn og ut av Nedre Bergsvatnet og forholdene ligger til rette for årviss rekruttering av aure. Kondisjonsfaktoren til auren var lav (0,8 i gjennomsnitt) og relativt jevn for alle fiskestørrelser. Dette indikerer at det er begrenset næringstilgang for aure.



Figur 8 Fangst fra ett garn fra Nedre Bergsvatnet (NB1) med fangst av aure og sik. Siken var i synlig bedre kondisjon enn auren. Metermål som referanse.

Det var i tillegg til det vi fikk i garnet tydelige tegn til at ål hadde beitet på fangsten. Det var flere knuter på garnet som vitnet om at ålen hadde vært på ferde. Det så ut til at spesielt mindre individ av aure som vekke appetitten til ål, og det var flere tilfeller der bare hodet hang igjen i garnet. Antall aure 101-150mm er derfor noe underrepresentert i figur 8.

3.3. Diskusjon prøvefiske

Det var nesten dobbelt så mange hunn som hannfisk i fangsten. De store kjønnsforskjellene i fangstene med stor overvekt av hunnfisk for aure skyldes trolig at hannfisk ofte ankommer gyteplassene før hunnfisk. Fisket ble gjennomført seint på høsten, etter kraftig nedbør og en kan

derfor anta at en andel av fisken allerede har vandret mot gyteplassene i bekkene. En stor andel av hunnfisken av aure over bare 200 gram var kjønnsmodne (9 av 14) og tyder på at hovedandelen er stasjonær.

Det er med metodene som er brukt ikke mulig å skille mellom sjøørret og innlandsørret. (Skjellprøver ble tatt ut, men er ikke analysert annet enn for å se etter stagnert vekst). Anadrom strategi er vanligere for hunnfisk, som har større «nytte» av å vokse enn hannfisk. En grunn til dette er at rogn har høyere energitetthet enn melke og at hannfisk bruker mindre energi på å utvikle gonader enn hunnfisk. Hannfisk kan også ha gytesuksess med en dverghannstrategi- der de viderefører genene ved å snike seg inn blant større par som gyter.

Det er vanlig (blant sportsfiskere i alle fall) å anta blanke individer å være anadrome og brune å være stasjonære, men dette er antakelser med mange unntak. Telemetristudier på sjøaure har vist at individer som tilsynelatende er «brunaure» eller ferskvannsaure, kan på et sener tidspunkt vandre ut i sjøen og at blanke individer kan være innsjølevende gjennom hele sommeren (Lunde 2014). Det var ingen sølvblank aure i fangsten som ville gått som sjøaure for en sportsfisker. Et annet moment er at det vil være genetisk interaksjon mellom de ulike livsstrategiene slik at avkommet av innlandsaure blir sjøaure, og motsatt. Antakeligvis er andelen anadrome individer i populasjonen og interaksjonen mellom sjøaure og stasjonær aure stigende nedover vassdraget.

Siden det med all sannsynlighet er en viss fysisk og genetisk interaksjon mellom de anadrome og stasjonære populasjonene, kan all aure i vassdraget behandles som anadrom i forvaltningssammenheng.

Siken i fangsten var av høy kvalitet, men av ensartet størrelse som tyder på begrenset rekruttering. Det kan ikke utelukkes at siken har vandret fra andre deler av Figgjovassdraget der Øvre Bergsvatnet ligger nærmest, men kan også ha hele sin livssyklus innenfor innsjøens grenser. Flertallet av fangsten var gyteklar og tyder på at det er en høstgytende bestand. Ifølge lokale kilder var det tidligere et fiske etter sik som råvare til fiskekaker i innsjøen som attåtnæring på gården; et tydelig tegn på at det har vært en stabil forekomst av sik av høy kvalitet over lang tid.

Med de overlappende nisjene mellom de tre laksefiskartene og det begrensede arealet i Nedre Bergsvatnet, kommer røya dårligst ut. Røya blir trolig utkonkurrert av sik i det pelagiske miljøet og av aure i litoralsonen. Røya er representert med flere størrelsesgrupper og virker ikke å være begrenset av rekrutteringsmulig, noe som også gir intraspesifikk konkurranse. Resultatet av dette var både småfallen, parasittert og tidlig kjønnsmodning, som alt er tegn på at bestandsstørrelsen og individvekst begrenses av næringstilgang.

3.4. Vannkjemi

3.4.1. pH og Kalsium (Ca)

pH i Nedre Bergesvatnet lå på 6.7 (Tabell 4). Dette er noe lavere enn enkelte andre innsjøer i området (Langevatn pH=8,1), men ettersom nedslagsfeltet inneholder større myrområder er ikke dette uvanlig. Nivået er heller ikke problematisk for pH sensitive arter som aure, elvemusling, eller økologisk viktige invertebrater. Målingen viser en stigning i tilstand ut fra forsuringgrad fra «God» til «Svært god» sammenliknet med verdier hentet fra vann-nett med målinger fra 2012 (pH = 6,3) *. Siden pH ligger under 7 betyr det at vannet har en viss bufferkapasitet, men større utslipp av basisk materiale vil likevel kunne ha negative innvirkninger på innsjøen og vannmasser nedstrøms. Funn av vannplantene Grastjønnaks (*Potamogeton gramineus*) og Rusttjønnaks (*Potamogeton alpinus*) indikerer for øvrig at forsuring heller ikke er noe problem i område da disse mistrives i forsured vannmasser.

I tillegg viser kalsiummålinger at innsjøen er kalkfattig (Ca = 1 - 4 mg/l) (Tabell 4). Siden kalsium ofte har mye å si for pH indikerer det lave kalsiumnivået at innsjøen kan være sensitivt for forsuring, da

det er begrenset bufferkapasitet i vannmassene. På den annen side vil de lave verdiene også bidra til at innsjøen er noe mindre sårbar for påvirkning av basiske materialer. Lavere kalsiumverdier har også betydning for e.g. kransalger og andre vannplanter, samt en del fytoplankton som er mer avhengige av kalsium for å blomstre/vokse, noe som kan bidra noe til å forklare den lave graden av kantvegetasjon, vannplanter, og begroingsalger i de grunnere delene av innsjøen.

*Forsuringsindeksen benyttet for denne analyse er hovedsakelig beregnet på bruk for ikke-anadrome innsjøer og elver ettersom indeks for anadrome innsjøer og elver er under utvikling.

3.4.2. Fargetall, TOC (Total Organic Carbon), og Turbiditet

Turbiditet, Fargetall og TOC indikerer samtlige en klar innsjø (< 30 mg Pt/L, TOC 2 - 5 mg/L) (Tabell 1 & 4). Fargetallet og TOC indikerer en oligohumøs til mesohumøs innsjø. Dette kan variere betraktelig avhengig av nedbørsmengder, men antyder at humus ikke har en dominerende effekt på innsjøen. Høy vannstand og gjennomstrømning under innsamling av prøver kan ha ført til at fargetall og TOC er noe lavere enn hva man ellers ville forventet med tanke på myrområdene i nedslagsfeltet. Det ble også målt svært lav turbiditet i vannmassene (Tabell 4). Sammen indikerer dette et lysrikt miljø i innsjøen. Dette innebærer at det akvatiske økosystemet trolig er dominert av lyskrevende primærprodusenter som vil være sensitive for økning i turbiditet eller andre lysbegrensende påvirkninger.

3.4.3. Total Fosfor og total Nitrogen

Redfield ratio -prinsippet postulerer at fytoplankton generelt sett foretrekker et 1 til 20 forhold av fosfor og nitrogen. Det finnes norske innsjøer som er Nitrogenbegrenset, men da er det stort sett snakk om forurensning med kraftig eutrofiering. Er det mer enn 20 ganger mer nitrogen i vannmassene enn fosfor, indikerer dette altså at fytoplankton/primærprodusenter i innsjøen er for begrenset av fosfor til å kunne kapitalisere på evt. økning i nitrogenkonsentrasjoner, spesielt dersom dette skjer over en begrenset tidsperiode.

Målingene viser at konsentrasjonene for totalfosfor i innsjøen ligger på et nivå som tilsvarer «God» tilstand for innsjøkategorien angitt i vann-nett (bekrftet av våre målinger for Kalsium, Fargetall, TOC, og Turbiditet, (Tabell 4)). Dette er en forverring i forhold til verdien fra vann-nett innhentet i 2012, som ga en tilstandsvurdering for totalfosfor på «Svært god». Likevel må det tas hensyn til at verdier for næringsstoffer i vannmasser kan variere betraktelig over korte tidsintervaller som følge av diverse ytre påvirkninger (økt avrenning grunnet nedbør, vind, enkeltgangsutslipp, o.l.). Da våre vannprøver ble tatt under en periode med betydelige nedbørsmengder er det mulig de forhøyede verdiene var et resultat av økt avrenning fra anleggsarbeid, og/eller gårder og beiteområder i nedbørsfeltet. Nitrogenkonsentrasjonene var på sin side forholdsvis høye og ligger på et nivå som tilsvarer «Dårlig» basert på referanseverdier for innsjøtypen (veileder 02.2018) (tabell 1 & 4), men fordi verdien for totalfosfor er <1/20 av totalnitrogen er vassdraget tydelig fosforbegrenset og denne vurderingen trenger derfor ikke vektlegges. Ettersom det var begrenset med makroalger og vannplanter i de grunnere områdene i innsjøen tyder dette på at eutrofiering ikke er et problem.

3.4.4. Ammonium og Nitrat

Nitrogenforbindelser som ammonium og nitrat kan i store konsentrasjoner være skadelig for fisk, men ved pH verdier under 8 er dette generelt ikke ansett som et problem. Nitrogenforbindelser kan likevel bidra til eutrofiering av vannmassene spesielt dersom fosfor forholdene også er høye.

Ett risikomoment, spesielt relevant i forbindelse med anleggsarbeid vil være at utslipp av nitrogenstoffer i seg selv ofte kan føre til en økning i pH. Dette kan, dersom pH verdiene går over 8, medføre en aktivering av de toksiske effektene for slike stoffer. Høye vann-temperaturer (>25 °C) vil også kunne forverre denne effekten. Selv om innsjøen har noe bufferkapasitet mot økning av pH

(pH<7) samt lave konsentrasjoner av kalsium, bør det tas ekstra forholdsregler for å begrense utslipp av materialer av basisk karakter (betong, løsmasser, sprengningsmaterialer, etc.).

3.4.5. Metaller og industristoffer

Ved tidligere undersøkelser, publisert i bl.a. vann-nett er det påvist forhøyede konsentrasjoner av metaller (bly), og industristoffer (Pyren, og Dibenzo(a,h,)anthracene) i innsjøen Nebbetjørna, som inngår i nedslagsfeltet til Nedre Bergesvatnet (Bakken, T. & Bergan. M. 2012). Dette medfører en risiko for videreføring av kontaminerte stoffer, enten via transport fra Nebbetjørna, eller fra samme kilde, til andre innsjøer i nedslagsfeltet. Siste undersøkelse av tungmetaller og industristoffer i Nedre Bergetjern ble gjennomført i 2012 som en del av kartlegging og undersøkelser av utvalgte bekker og innsjøer i Figgjovassdraget (Ulla P. Ledje, 2013). Ettersom denne typen stoffer tenderer til å akkumulere seg i sedimenter ble det tatt sedimentkjerner fra innsjøens dypeste punkt. Rapporten fant ingen tegn til forhøyede verdier for hverken metaller, eller industristoffer (Tabell 5). Ettersom vann fra det forurensede området (Nebbetjørna) hovedsakelig entrer Nedre Bergesvatnet via et annet vann, er det trolig liten risiko for kontaminasjon av sistnevnte pga. fortynningseffekt, og at forurensning er tilknyttet sedimenter og ikke påvirker frie vannmasser. Kontaminasjon vil først og fremst være aktuelt dersom forurensning skjer kontinuerlig over et betydelig tidsrom, noe som heller ikke er sannsynlig grunnet kontaminantenes begrensning til toppsjiktet av sedimentene i Nebbetjørna. Likevel bør omfanget av kontamineringen kartlegges nærmere og en plan må utarbeides for å håndtere evt. forurensning.

3.4.6. Oppsummering

Kalsium, Fargetall, TOC og Turbiditets -verdiene for innsjø <200 moh. i økoregion Vestlandet indikerer at Nedre Bergesvatnet faller under vanntypen «L105a» (små, kalkfattig, klar) (Tabell 1 & 4), hvilket samsvarer med klassifiseringen angitt i vann-nett. Dette betyr at innsjøen generelt har gode lysforhold, noe som muliggjør primærproduksjon langt ned i vannmassene. Ut fra den angitte vanntypekategorien har innsjøen et fosfornivå som tilsvarer «God» tilstand (Tabell 4), hvilket er en nedgang fra målingene fra 2012, publisert i vann-nett, som ga tilstandsvurdering for fosfor tilsvarende «Svært god». Totalnitrogen-nivået var forholdsvis høyt, men ettersom innsjøen er sterkt fosforbegrenset er det lite trolig at dette vil ha innvirkning på eutrofieringsnivået i innsjøen. På den annen side vil enhver økning i fosfornivået resultere i økt primærproduksjon og muligheter for algeoppblomstringer. Forsuringsgraden i vannmassene tilsvarer en «Svært god» tilstand («God» tilstand angitt i vann-nett basert på målinger fra 2012) (Tabell 4), med noe motstandsevne mot økning av pH, men med mulig sårbarhet for forsuring. Nåværende pH-verdi tilsier at ammonium ikke vil kunne utgjøre en direkte trussel mot fisk. Drastisk stigning i pH kan forekomme som resultat av utslipp av nitrogenholdige anleggs-relaterte materialer og materialer av basisk karakter (betong, løsmasser, rester fra sprengningsaktivitet, etc.), noe som kan utløse toksiske effekter av ammonium. Forbehold bør derfor tas for å forebygge slike hendelser. Det er også målt kontaminering av metaller og industristoffer i deler av Nedre Bergesvatnets nedslagsfelt. Sannsynligheten for at dette vil kunne påvirke innsjøen er begrenset, og målinger fra 2012 viste ingen kontaminering i innsjøen (Tabell 5) (Ulla P. Ledje, 2013). Likevel bør omfanget av kontamineringen kartlegges nærmere og en plan må utarbeides for å håndtere evt. forurensning.

Tabell 4 Kjemiske kvalitetselementer fra Nedre Bergsvatn. Parametere med relevans for tilstandsvurdering er fargekodet: blå = Svært god, Grøn = God, Gul = Moderat, Oransje = Dårlig, og Rød = Svært dårlig. TOC = Total Organic Carbon, Tot P = totalfosfor, Tot N = totalnitrogen, NH₄-N = Ammonium, NO₃-N = Nitrat. Ca = Kalsium. Vanskjemiske kvalitetselementer er ment som støtteparametere til vurdering av økologisk tilstand, slik at det er biologiske kvalitetselementer som blir vektlagt mest.

Lokalitet	Nedre Bergsvatn
Dato	21.10.2020
pH	6,7
Turbiditet (FNU)	0,55
Farge (mg Pt/l)	13
TOC (mg/l)	3,1
Tot P (µg/l)	7,9
Tot N (µg/l)	780
NH ₄ -N (µg/l)	21
NO ₃ -N (µg/l)	620
Ca (mg/l)	2,1

3.4.7. Tilstandsvurdering

Basert på de innsamlede vannkjemiske variablene oppnår Nedre Bergsvatnet tilstandsvurderingen «God». Dette sammenfaller med vurderingen angitt i vann-nett, selv om det tilsynelatende har vært noe reduksjon i vannkvaliteten med tanke på totalfosfor, som er satt til «Svært god» i vann-nett, men kun oppnår «God» tilstand ut ifra våre undersøkelser. Siden dette er en relativt liten endring i en parameter som er kjent for å ha høy variabilitet er det ikke nødvendigvis indikativt for en reell og/eller varig endring i fosfornivået for innsjøen. Sårbarhetsanalyse basert på vannforskriftens parametere tilsier at innsjøen har «Høy sårbarhet», og at nødvendige hensyn bør tas ved inngrep som kan påvirke dens økologiske og kjemiske tilstand (Tabell 6).

Tabell 5 a) Resultater fra sedimentanalyser i Nedre Bergsvatn 2012 (utdrag fra tabell over Nedre Bergsvatn 2012 og Ytre Kydlandsvatn i 2012 og 2005 fra Bækken & Haugen 2006). Enhet mg/kg tørrstoff (bortsett fra totalt tørrstoff og totalt organisk karbon som er angitt i prosent). nd=ikke målbart. **b)** Grenseverdier for tilstandsklassifisering (Andersen m.fl. 1997 – tungmetaller, molværv m.fl. – PAH og benzo[a]pyren). Begge tabeller er hentet fra Ulla P. Ledje, (2013).

a)

Parameter	Nedre Bergsvatn 28.11.12
Total tørrstoff (%)	7,5
Totalt organisk karbon	11,1
<i>Metaller</i>	
Bly	14
Kadmium	0,43
Kobber	<11
Krom	12
Nikkel	<14
Sink	<140
Kvikksølv	0,028
Antimon	<14
Jern	1200
Natrium	280
<i>PAH</i>	
Naftalen	<0,04
Acenaftylen	<0,04
Acenaften	<0,04
Flouren	<0,04
Fenantren	<0,04
Antracen	<0,04
Flouoranten	<0,04
Pyren	<0,04
Benzo[a]antracen	<0,04
Krysen/Trifenylen	<0,04
Benzo[b]fluoranten	<0,04
Benzo[k]fluoranten	<0,04
Benzo[a]pyren	<0,04
Indeno[1,2,3-cd]pyren	<0,04
Dibenzo[a,h]antracen	<0,04
Benzo[ghi]perylen	<0,04
SUM PAH (16) EPA	nd

b)

Parameter	I "Ubetydelig forurensset"	II "Moderat forurensset"	III "Markert forurensset"	IV "Sterkt forurensset"	V "Meget sterkt forurensset"
Bly	<50	50-250	250-1000	1000-3000	>3000
Kadmium	<0,5	0,5-2,5	2,5-10	10-20	>20
Kobber	<30	30-150	150-600	600-1800	>1800
Nikkel	<50	50-250	250-1000	1000-3000	>3000
Sink	<150	150-750	750-3000	3000-9000	>9000
Kvikksølv	<0,15	0,15-0,6	0,6-1,5	1,5-3	>3
PAH (16) EPA	<0,300	0,300-2,000	2,000-6,000	6,000-20,000	>20,000
Benzo[a]pyren	<0,010	0,010-0,050	0,050-0,200	0,200-0,500	>0,500

Tabell 6 Sårbarhetsmatrise for vurdering av vannforekomsters sårbarhet basert på kriterier fra vannforskriften. Kriterier som scorer på «Lav sårbarhet» gis poengscore 1, «Middels sårbarhet» 2 og «Høy sårbarhet» 3. VRS= vannregionspesifikke stoffer som vurderes under økologisk tilstand. EUs pri. = EUs prioriterte miljøgifter som vurderes under kjemisk tilstand. Grenseverdier, gitt som EQS (Environmental Quality Standards).

028-19917-1-L Nedre Bergsvatnet				
Vannforskriften:				
Kriterier for sårbarhet	Lav sårbarhet <1,7	Middels sårbarhet 1,7-2,3	Høy sårbarhet >2,3	Dokumentasjon
Økologisk og kjemisk tilstand				God, modells presisjon (Middels). pH=God, Fosfor(P)=Svært god
Størrelse på vannforekomst				3 Små
Vanntype (kalk)				3 kalkfattig
Vanntype (humus)				3 Klare
Beskyttet område iht vannforskriften			2	Figgjo, Lakse- og innlandsfiskeoven
Andre påvirkninger			2	Diffus avrenning og utslipp fra transport/infrastruktur
Brukerinteresser/økosystemtjenester			2	Fiske
Vei langs vannforekomst				3 Vei går tett opp mot hele nord-vestre bredden av innsjøen (ca. 50% av innsjøens omkrets)
Kantvegetasjon mellom vei og vann				3 kun 1-3 m med steinblokker og løsmaser skiller vei og innsjø
Poeng, gjennomsnitt	2,7			
Samlet vurdering	Høy sårbarhet			

3.5. Verdivurdering fisk og ferskvannsorganismer

Figgjovassdraget må betegnes som å være svært viktig økologisk funksjonsområde for de forvaltningsmessig viktige artene ål, laks, sjøaure og elvemusling. I Nedre Bergsvatnet er det først og fremst ål, aure og til dels sik som har høy forvaltningsstatus, men det kan ikke utelukkes at laks også benytter seg av denne delen av vassdraget. I tillegg drenerer utløpselva til kjente elvemuslingslokaliteter i Åna, nært utløpet til Limavatnet.

Nedre Bergsvatnet er et viktig leveområde for ål og har en reproduserende bestand av både sik, røye og aure. Innsjøen er på anadrom strekning, men størsteparten av aurefangsten var lite trolig en del av den sjøvandrende bestanden i Figgjovassdraget, uten at det kan utelukkes.

Det er vanskelig å si med sikkerhet hvilken påvirkning aurebestanden i Nedre Bergsvatnet har for Figgjovassdraget ellers. Siden innsjøen ligger på anadrom strekning, kan leveområdene for aure trekkes videre opp til svært stor verdi. På en annen side er Nedre Bergsvatnet bare vandringsvei, beite og leveområder og ikke nøkkelhabitat som gyte og oppvekstområder og vurderes **derfor til å bare ha «stor verdi» som økologisk funksjonsområde for aure.**

Det har i tidligere tider vært et aktivt fiske etter sik og aure i vatnet, men dette er ikke lenger en ressurs som blir utnyttet. Om en ut fra ordlyden i verdisettingskriteriene til NVE kan Nedre Bergsvatnet anses å være et «høyproduktivt vassdrag for sik og aure». Hva som ligger i høyproduktivt er ikke spesifisert, men det er helt klart stor fikseproduksjon i vatnet, der mye av produksjonen fordeler seg på aure og sik. Jærvassdragene er også ytre utbredelsesområde vestover for sik. Etter verdisettingskriteriene gis **høyproduktive vassdrag for sik (og aure) «stor verdi».**

Figgjovassdraget er kjent som et viktig ålevassdrag med betydelige historiske fangster og store egnede leveområder for ål. Fangstene bar tydelig preg av at det var mye ål. **Nedre Bergsvatnet vurderes derfor å ha «svært stor verdi» som økologisk funksjonsområde for ål.**

Vatnet har også en naturverdi for røye, men har lav forvaltningsrelevans og er underordnet de andre artene. Vassdraget drenerer til elvemuslinglokaliteter i Åna, men disse ligger så langt nedstrøms at de ikke vil bli påvirket med vanlig praksis for anleggsdrift og derfor ikke vurdert spesielt.

3.6. Konsekvens av tiltaket i Nedre Bergsvatnet

I foregående delkapittel ble det argumentert for at Nedre Bergsvatnet er viktige økologisk funksjonsområder for sik, aure og ål. Disse artene har ulik økologi og habitatkrav og vil bli påvirket ulikt av tiltaket. Konsekvenser av tiltaket er derfor vurdert separat for de ulike artene.

3.6.1. Konsekvens for økologiske funksjonsområder for aure

Arealbeslag vil være på den dypeste delen av innsjøen og vil i stor grad gå ut over dypområdene og være en utvidelse av eksisterende fylling/steinur. Arealbeslaget vil gjøre innsjøen mindre og kan redusere aureproduksjonen noe som følge av det. Tiltaket er ikke inngripende i nøkkelhabitat som gyte og oppvekstområder og truer derfor ikke aurebestandens varige overlevelse i vatnet.

Bruk av sprengstoff i anleggsfasen, spesielt ved fri detonasjon i vannmassene, vil påvirke aureproduksjonen i vatnet negativt så lenge arbeidet pågår. Aure har som all laksefisk svømmeblære og tar lett skade, og i ytterste konsekvens dør av sprengning i vannmassene. Forskning på sprenging og laksefisk har vist at de ikke er de mest sårbare for sprengningsarbeider under vann. Dette vil kunne ha store og negative innvirkning på auren som lever i innsjøen (preadult og adult). Juvenil aure som lever i bekkene, vil ikke bli påvirket av sprengning og vil fungere som et refugium for arten om anleggsperioden ikke strekker seg over veldig mange år. Den negative påvirkningen av anleggsperioden vurderes derfor å være midlertidig og trekkes ikke inn i konsekvensvurderingen av tiltaket.

Økologiske funksjonsområder for aure har stor verdi og dens leveområder vurderes å være en ubetydelig endring til noe forringet av utfyllingen. Konsekvensen av tiltaket blir da at det gir ubetydelig til noe miljøskade for delområdet (0 til 1 minus).

3.6.2. Konsekvens for økologiske funksjonsområder for sik

Utfyllingen av vannet innebærer et arealbeslag som også vil utgjøre et relativt stort «volumbeslag» ettersom en stor del av vannets volum vil bli fortrent. Dette vil i størst grad påvirke de pelagiske fiskeartene sik og røye. Tiltaket er også innenfor artens nøkkelhabitat siden hele livssyklusen skjer i vatnet. Til tross for stor plastisitet i gytestrategi hos sik ser det ikke ut til å være årsviss rekruttering i vatnet. Det er derfor vanskelig å vite sikkert hvordan gytesuksessen vil bli påvirket av anleggsarbeid og utfylling, og om tiltaket kan gi varig endring.

I anleggsfasen vil bruk av sprengstoff for å stabilisere fyllingen være det som gir størst konsekvenser. Bruk av sprengstoff i anleggsfasen, spesielt ved fri detonasjon i vannmassene, vil kunne påvirke alle livsfaser av sik negativt. Sik har svømmeblære, et sårbart organ for trykkbølgeskader og tar lett skade, og kan dø av sprengning i vannmassene. Det er lite sannsynlig at all sik vil dø ut om utfyllingen skjer som planlagt, men påvirkningen vil kunne endre dominansforholdene mellom fiskeartene varig. Sik er ingen truet art, men Nord-Jæren er ytre utbredelsesområde for arten på Vestlandet og utfyllingen som planlagt er en trussel mot at arten på lang sikt «forekommer i levedyktige bestander i sine naturlige utbredelsesområder».

Økologiske funksjonsområder for sik har stor verdi og konsekvensen av anleggsarbeidet kan gi varige endringer på sikbestanden i vatnet. Påvirkningen fra anleggsarbeidet vurderes å kunne

forringe økologiske funksjonsområder for sik utover anleggsperiodens varighet og vurderes å gi betydelig til alvorlig miljøskade for delområdet (2 til 3 minus).

Siden det er anleggsarbeidet som gir størst risiko for skade på delområdet, er det mange muligheter for skadereduserende tiltak som vil kunne gi lavere konsekvensgrad.

3.6.3. Konsekvens for økologiske funksjonsområder for ål

Nedre Bergsvatnet er økologisk funksjonsområde for ål. Arealbeslaget vil være en påvirkning på areal av mudderbunn der mye av nedbryting av organisk material og insektproduksjon skjer. Mudderbunn kan også være viktige leveområder for ål og vil bli noe påvirket av utfyllingen.

Ålen er først og fremst truet pga. manglende oppvandring av glassål og skader på vandringsveiene og ikke pga. manglende beiteareal i Norske vassdrag. Inngrepet i Ålens beiteområder vurderes derfor å være av liten betydning når tiltaket er ferdigstilt.

Vi er ikke kjent med spesifikke studier som viser i hvor stor grad ål tar skade av undervannsprenging, eller i hvilken grad den har unnvikende adferd ved anleggsarbeid i vann. Mye av forskningen på tema er knyttet til marine fiskearter (og marine pattedyr) internasjonalt og til dels lakseoppdrett i Norge. Ålen er en veldig hardfør fisk med tanke på vannkvalitet og har i mange sammenhenger og har for eksempel dukket opp i byggegrøper i forbindelse med arbeid med overvannsledninger og tidvis også i kloakkledninger. Den har på en annen side svømmeblære et sårbart organ for undervannsprenging og er i tillegg rødlistevurdert som sårbar i Norge og er kritisk turet internasjonalt. Ut fra en føre var tankegang er det en risiko for at anleggsarbeidet vil kunne gi betydelig skade på den ålen som er til stede i vatnet.

Påvirkningen anleggsarbeidet vurderes å kunne gi negative virkninger for ålen som er til stede i vatnet og vurderes å gi alvorlig miljøskade for delområdet (3 minus).

Siden det er anleggsarbeidet som gir størst risiko for skade på delområdet, er det mange muligheter for skadereduserende tiltak som vil kunne gi lavere konsekvensgrad for naturmangfold. Det kan også nevnes at etter dyrevelferdloven §3 *skal alle dyr* (herunder også viltlevende fisk) *behandles godt og beskyttes mot fare for unødige påkjenninger og belastninger*, uten at det er vektlagt i vurderingen.

Forslag til skadereduserende tiltak og hvordan denne problemstillingen kan tilnærmes er utdypet i Vedlegg II. Metoder for skadereduserende tiltak er foreløpig ikke en del av tiltaksbeskrivelsen og kan derfor ikke brukes som grunnlag til omfangsvurderingen.

4. RESULTAT NEBBETJØRNA

4.1. Nebbetjørna

Innsjøen er 8,3 dekar og ligger 131 meter over havet. Innsjøen er grunn mot nordøst og dypest langs sørsiden. De grunne områdene virker å være en gammel utfylling som strekker seg relativt langt ut i vatnet. Arealet langs Fv 45 er delvis fylling over steinur hvor det er vanskelig å skille mellom ur, og tilkjørt masse for utfylling. Ura/fyllingen har mange store hulrom som kan gi skjul og skygge for fisk, men vurderes ikke å ha spesiell naturverdi. En eventuell ny fylling vil være en utvidelse av et eksisterende inngrep.

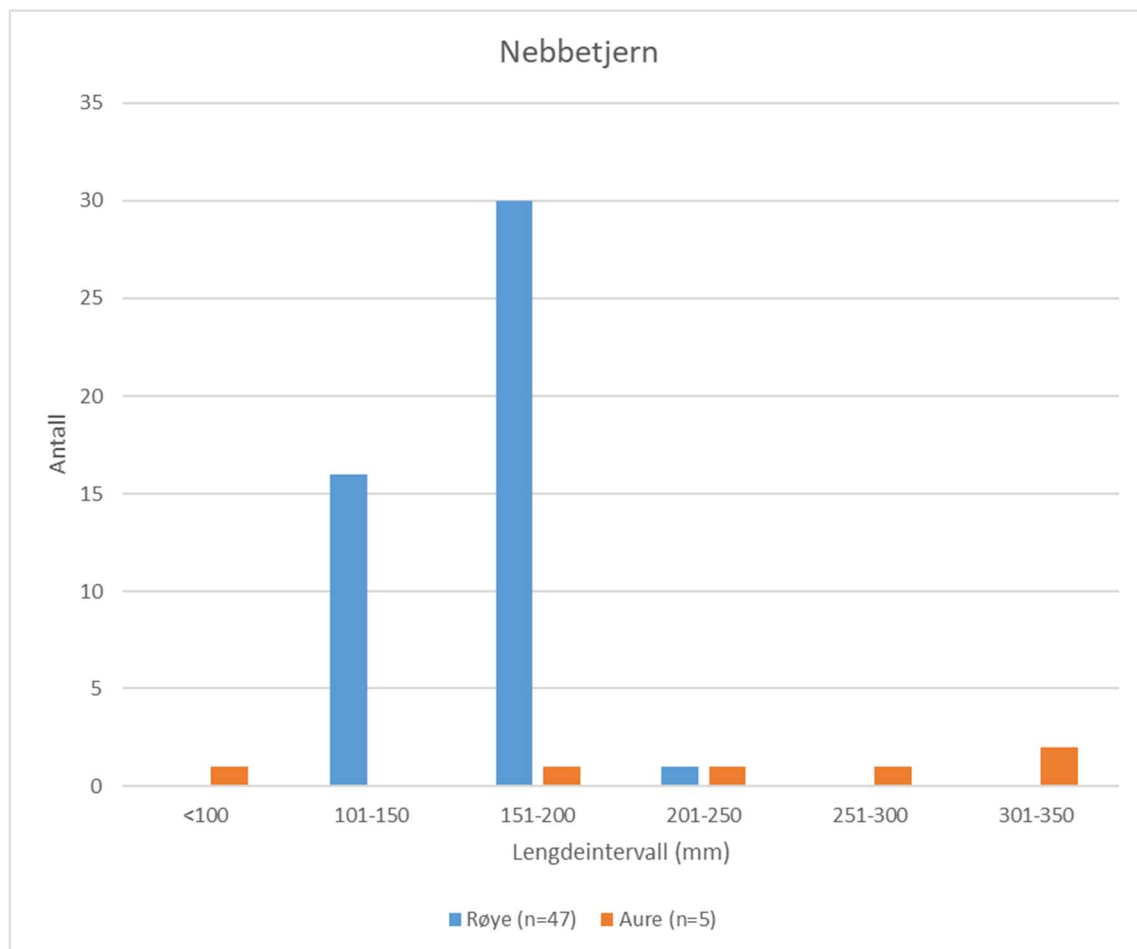
Nebbetjørna ligger over det som er definert som anadrom strekning, men det skal relativt lite til for å utbedre vandringsbarrierer som kan gi tilgang for anadrom fisk. Det var begrenset med gyte og oppvekstområder for aure med et menneskeskapt vandringshinder i form av et høyt fossestryk i forbindelse med kanaler inn mot en gammel smie i utløpsenden av vatnet (mot vest). Ifølge lokal grunneier drenerte vatnet i tidligere tider mot Oltedalsvatnet, men utløpet denne veien ble stengt, samtidig som at dagns utløp ble etablert i forbindelse med smien som lå der. Det har vært en rekke utfyllinger og anleggsarbeider, men påstanden virker ikke usannsynlig. Innløpsbekkene var små og trolig utsatt for tørrlegging og har mest sannsynlig bare sporadisk produksjon av aure. Rekrutteringen av aure skjer hovedsak i utløpet av vatnet, mens røya gyter på stillestående vann i innsjøen.



Figur 9 Nebbetjørna (Venstre), utløp (Høyre).

4.2. Prøvefiske

Ifølge grunneier var det bare aure og røye i vatnet, der røya var dominerende med en tett og småfallen bestand, men at det var enkelte storvokste og fiskespisende individer av røye i vatnet. Den tette og småfalle bestanden av røye stemmer godt over ens med våre funn. Det ble totalt fanget 54 fisk fordelt på 5 garn der røye var dominerende med 47 individer. Samtlige røyer i fangstene var småfallen med en gjennomsnittslengde på 158 mm og gjennomsnittsvekt på 25g og lav k-faktor. Det var kjønnsmodne og gyteklare hunnindivider av røye allerede ved 150 gram. Det var lik kjønnsfordeling for begge fiskearter. Både aure og røye bar preg av å ha stagnert i vekst og hadde stor andel med kjønnsmoden fisk til tross for den beskjedne størrelsen.



Figur 10 Oversikt over fangsten fordelt på antall i ulike størrelsesgrupper med 50 grams intervall.

Tabell 7 Oppsummering av fangsten i Nedre Bergsvatnet

	Totalvekt (g)	Antall (n)	Snittsvekt (g)	Snittlengde (mm)	k-faktor	kg/100m ²	Kjønnsfordeling M/F
Aure	695	7	99,3	241,4	0,8	0,3	3/4
Røye	1181	47	25,1	157,9	0,6	0,5	24/23
Total	1876	54	34,7	-	-	0,8	

De få aurene vi fikk var jevnt fordelt over flere størrelsesgrupper. Dette kan tyde på at det er en begrenset, men årviss rekruttering i tilknytning til vatnet. To individer av aure var over 300 mm hvor en hannfisk viste lite tegn til kjønnsmodning, og tyder på at enkelte individer kan komme over en terskel og slå over på fiskediett. Ingen hadde fisk i magesekken.

Det var ingen tegn til at ål hadde beitet på fangstene, men vi må anta at det er ål også i Nebbetjørna.



Figur 11 Fangst fra ett garn fra Nebbetjørna med fangst av aure. Metermål som referanse.

4.3. Diskusjon prøvefiske

Røyebestanden dominerer totalt i vatnet og er tydelig næringsbegrenset.

Den stagnerte veksten og tidlige kjønnsmodningen er mest sannsynlig et naturlig resultat av vannets beskaffenhet og livsstrategien til artene som lever der. En betydelig utfisking av røye vil kunne bedre kvaliteten på fisken betraktelig, men dagens situasjon er mest sannsynlig naturtilstand for vatnet.

Aurebestanden i vatnet er trolig begrenset av tilgjengelig gyteareal i tillegg til å være næringsbegrenset. Det er imidlertid ikke sikkert at en utbedring av gyte og oppvekstarealer vil gi endringer i bestandsstrukturen i vatnet.

4.4. Vannkjemi

4.4.1. pH og Kalsium (Ca)

pH i vannet er forholdsvis lav (Tabell 8) med tanke på rapporter om svært høye pH verdier i grunnvannsmålinger (informasjon innhentet fra beboere i området, samt andre innsjøer i nærområdet; Langevatn pH=8,1), men ut ifra nedslagsfeltets sammensetning (barskog, fjell og myr) ikke uvanlig. Nivået er heller ikke problematisk for pH sensitive arter som aure, elvemusling, eller økologisk viktige invertebrater. Disse målingene gir en tilstandsverdi tilsvarende «Svært god» med tanke på forsuring *. Siden pH ligger under 7 betyr det at vannet har en viss bufferkapasitet i tilfelle utslipp av basisk materiale, men større utslipp av basisk materiale vil likevel kunne ha negative innvirkninger på innsjøen og vannmasser nedstrøms. Funn av vannplantene Grastjønnaks (*Potamogeton gramineus*) og Rusttjønnaks (*Potamogeton alpinus*) indikerer for øvrig at forsuring heller ikke er noe problem i område da disse mistrives i forsurede vannmasser.

I tillegg viser Kalsiummålinger at innsjøen er kalkfattig (Ca = 1 - 4 mg/l) (Tabell 8). Siden kalsium har mye å si for pH indikerer det lave kalsiumnivået at innsjøen kan være sensitivt for forsuring, da det er begrenset bufferkapasitet mot forsuring i vannmassene. På den annen side vil de lave verdiene også bidra til at innsjøen er noe mindre sårbar for påvirkning av basiske materialer. Lavere kalsiumverdier har også betydning for e.g. kransalger og andre vannplanter, samt en del fyttoplankton som er mer avhengige kalsium for å blomstre/vokse, noe som kan bidra noe til å forklare den lave graden av kantvegetasjon, vannplanter, og begroingsalger i de grunnere delene av innsjøen. Både pH og kalsiumverdiene samsvarer med målinger fra 2012 publisert i vann-nett.

*Forsuringsindeksen benyttet for denne analyse er hovedsakelig beregnet på bruk for ikke-anadrome innsjøer og elver ettersom indeks for anadrome innsjøer og elver er under utvikling.

4.4.2. Fargetall, TOC (Total Organic Carbon), og Turbiditet

Turbiditet, og TOC indikerer samtlige en klar innsjø (L105a, FNU >1.5, TOC 2 - 5 mg/L) (Tabell 1 & 8), mens vi ser at fargetallet er litt lavere enn hva man skulle forventet basert på TOC nivået (tabell 12)., og tilsvarer innsjøtype «L104» (Tabell 8). Normalt er det svært god korrelasjon mellom disse to parameterne, men forskjellen kan indikere en annen TOC-kilde enn humus fra myr og/eller barskog, som for eksempel resuspenderte sedimenter. TOC representerer et bredt spekter med karbonforbindelser, mange med forskjellige økologiske egenskaper. Likevel indikerer både Fargetallet og TOC en oligohumøs til mesohumøs innsjø. Turbiditet, TOC og fargetall kan variere betraktelig avhengig av nedbørsmengder, men samsvarer bra med verdiene angitt i vann-nett (prøvetidspunkt 2012). Typeklassifisering i vann-nett er også satt til «L105a» som dermed støtter innsjøtypeklassifisering basert på Turbiditets og TOC målingene. Sammen indikerer dette et lysrikt miljø i innsjøen. Dette innebærer at det akvatiske økosystemet trolig er dominert av lyskrevende primærprodusenter som vil være sensitive for økning i turbiditet eller andre lysbegrensende påvirkninger.

4.4.3. Total Fosfor og total Nitrogen

Redfield ratio -prinsippet postulerer at fyttoplankton generelt sett foretrekker et 1 til 20 forhold av fosfor og nitrogen. Det finnes norske innsjøer som er Nitrogenbegrenset, men da er det stort sett

snakk om forurensning med kraftig eutrofiering, eller svært lave nitrogenkonsentrasjoner. Er det mer enn 17 ganger mer nitrogen i vannmassene enn fosfor, indikerer dette altså at fytoplankton/primærprodusenter i innsjøen er for begrenset av fosfor til å kunne kapitalisere på evt. økning i nitrogenkonsentrasjoner, spesielt dersom dette skjer over en begrenset tidsperiode.

Målingene viser at konsentrasjonene for totalfosfor i innsjøen ligger på et nivå som tilsvarer «Svært god» tilstand for innsjøkategorien angitt i vann-nett (bekreftet av målinger for Kalsium, TOC, og Turbiditet (Tabell 8)). Det bør tas hensyn til at verdier for næringsstoffer i vannmasser kan variere betraktelig over korte tidsintervaller som følge av diverse ytre påvirkninger (økt avrenning grunnet nedbør, vind, enkeltgangsutslipp, o.l.). Fosfornivået samsvarer godt med målinger gjort i 2012, som er publisert i vann-nett. Nitrogenkonsentrasjonene i Nebbetjørna ser ut til å ligge på et nivå som tilsvarer «God» tilstand basert på referanseverdier for innsjøtypen fra veileder 02.2018 (Tabell 1 & 8). Dette representerer en økning i nitrogenkonsentrasjoner fra målinger publisert i vann-nett (prøvedata fra 2012), noe som indikerer at det trolig har forekommet betydelig avrenning fra nedslagsfeltet. Innsjøens relativt lave volum gjør at næringsstoffer og andre substanser raskt vil kunne akkumuleres, og kraftig nedbør i prøvetakningsperioden kan være noe av årsaken til de høye verdiene. Da verdien for totalfosfor likevel er $<1/20$ av totalnitrogen er vassdraget tydelig fosforbegrenset og tilstanden for totalnitrogen trenger derfor ikke vektlegges. Ettersom det var lite begroingsalger i de grunnere områdene av innsjøen tyder dette på at eutrofiering ikke er et problem. De lave verdiene av næringsstoffer i innsjøen er sannsynligvis hovedårsaken til at vi ser lite plante og algevekst i de grunnere delene av innsjøen.

4.4.4. Ammonium og Nitrat

Nitrogenforbindelser som ammonium og nitrat kan i store konsentrasjoner være skadelig for fisk, men ved pH verdier under 8 er dette generelt ikke ansett som et problem. Nitrogenforbindelser kan likevel bidra til eutrofiering av vannmassene spesielt dersom fosfor konsentrasjonen også er høy.

Ett risikomoment, spesielt relevant i forbindelse med anleggsarbeid vil være at utslipp av nitrogenstoffer ofte kan føre til en økning i pH. Dette kan, dersom pH verdiene går over 8, medføre en aktivering av de toksiske effektene for slike stoffer. Høye vann-temperaturer ($>25^{\circ}\text{C}$) vil også kunne forverre denne effekten. Selv om innsjøen har noe bufferkapasitet mot økning av pH ($\text{pH}<7$) samt lave konsentrasjoner av kalsium, bør det tas ekstra forholdsregler for å begrense utslipp av materialer av basisk karakter (betong, løsemasser, sprengningsmaterialer, etc.).

4.4.5. Metaller og industristoffer

Ved tidligere undersøkelser, publisert i bl.a. vann-nett er det påvist forhøyede konsentrasjoner av metaller (bly), og industristoffer (Pyren, og Dibenzo(a,h,)anthracene) i øvre lag av sedimentene hentet ved dypeste punkt i Nebbetjørna (Bakken, T. & Bergan. M. 2012). Det var ingen tegn til kontaminering av innsjøens vannmasser. Dypere sedimentære lag viste ingen tegn til kontaminering, noe som indikerer at det er snakk om en relativt nylig hendelse. Det er ikke gjort ytterligere undersøkelser av potensiell kontaminering, og omfanget bør derfor kartlegges nærmere og en plan utarbeides for å håndtere forurensingen.

4.4.6. Oppsummering

Kalsium, TOC og Turbiditets-verdiene for innsjø <200 moh. i økoregion Vestlandet indikerer at Nebbetjørna faller under vanntypen «L105a» (små, kalkfattig, klar (Tabell 1 & 8). Dersom en benytter fargetallet gir det klassen «L104» (små, kalkfattig, svært klar), men ettersom dette er en parameter som kan variere mye, og klassifiseringen angitt i vann-nett også angir «L105a» er det mest nærliggende å anta at dette er riktig vanntype. Dette betyr at innsjøen generelt har gode lysforhold, noe som muliggjør primærproduksjon langt ned i vannmassene. Ut fra den angitte

vanntypekategorien har innsjøen et fosfornivå som tilsvarer «God» tilstand (Tabell 1 & 8). Totalnitrogen-nivået var forholdsvis høyt, men ettersom innsjøen er sterkt fosforbegrenset er det lite trolig at dette vil ha innvirkning på eutrofieringsnivået i innsjøen. På den annen side vil enhver økning i fosforkonsentrasjonen resultere i økt primærproduksjon og risiko for algeoppblomstringer. Forsuringsgraden i vannmassene tilsvarer en «God» tilstand, med noe motstandsevne mot økning av pH, men mulig sårbarhet for forsuring. Nåværende pH-verdi (som støttes av verdier fra vann-nett målt i 2012) tilsier at ammonium ikke vil kunne utgjøre en direkte trussel mot fisk i området forutsatt at den ikke stiger betraktelig. Drastisk stigning i pH kan forekomme som resultat av utslipp av nitrogenholdige/basiske anleggs-relaterte materialer (betong, løsmasser, rester fra sprengningsaktivitet, o.l.), og tiltak bør treffes for å forebygge at dette skal skje.

Det er ved tidligere undersøkelser påvist forhøyede konsentrasjoner av metaller (bly), og industristoffer (Pyren, og Dibenzo(a,h,)anthracene) i øvre lag av sedimentene hentet ved dypeste punkt i Nebbetjørna (Bakken, T. & Bergan, M. 2012). Omfanget av denne kontamineringen bør kartlegges nærmere og en plan må utarbeides for å håndtere forurensingen

En spesiell karakteristikk ved Nebbetjørna er dens relativt lave volum, kombinert med et forholdsvis lite utløp. Dette betyr at eventuelle utslipp/endringer i lokalmiljøet lettere vil kunne påvirke forhold i vannmassene enn for innsjøer med større volum og/eller utskiftningsrate.

Se samtlige verdier for målte kjemiske parametere i Tabell 8.

4.4.8. Tilstandsvurdering

Basert på de vannkjemiske variablene innsamlet i forbindelse med denne undersøkelsen oppnår Nebbetjørna tilstandsvurderingen «Svært god». Dette går i kontrast med vurderinger gjort i vann-nett som har gitt innsjøen en tilstandsverdi tilsvarende «Moderat». Årsaken til denne differansen er at det i 2012 ble tatt sedimentprøver fra innsjøen der det ble påvist høye forekomster av metaller og industristoffer (Bly, Pyrene, og Dibenzo(a,h,)anthracene).

Sårbarhetsanalyse basert på vannforskriftens parametere tilsier at innsjøen har høy sårbarhet, og at nødvendige hensyn bør tas ved inngrep som kan påvirke dens økologiske og kjemiske tilstand (Tabell 9).

Tabell 8 Kjemiske kvalitetselementer fra Nebbetjørna. Parametere med relevans for tilstandsvurdering er fargekodet: blå = Svært god, Grøn = God, Gul = Moderat, Oransje = Dårlig, og Rød = Svært dårlig. TOC = Total Organic Carbon, Tot P = totalfosfor, Tot N = totalnitrogen, NH₄-N = Ammonium, NO₃-N = Nitrat. Ca = Kalsium. Vanskjemiske kvalitetselementer er ment som støtteparametere til vurdering av økologisk tilstand, slik at det er biologiske kvalitetselementer som blir vektlagt mest.

Lokalitet	Nebbetjørna
Dato	21.10.2020
pH	6,8
Turbiditet (FNU)	0,56
Farge (mg Pt/l)	8
TOC (mg/l)	2,3
Tot P (µg/l)	7,9
Tot N (µg/l)	360
NH ₄ -N (µg/l)	16
NO ₃ -N (µg/l)	240
Ca (mg/l)	1,7

Tabell 9 Sårbarhetsmatrise for vurdering av vannforekomsters sårbarhet basert på kriterier fra vannforskriften. Kriterier som scorer på «Lav sårbarhet» gis poengscore 1, «Middels sårbarhet» 2 og «Høy sårbarhet» 3. VRS= vannregionspesifikke stoffer som vurderes under økologisk tilstand. EUs pri. = EUs prioriterte miljøgifter som vurderes under kjemisk tilstand. Grenseverdier, gitt som EQS⁷ (Environmental Quality Standards).

028-19886-L Nebbetjern

Vannforskriften:

Kriterier for sårbarhet	Lav sårbarhet <1,7	Middels sårbarhet 1,7-2,3	Høy sårbarhet >2,3	Dokumentasjon
Økologisk og kjemisk tilstand			2	Moderat, modells presisjon (Lav). Kjemisk tilstand Dårlig pga. Bunnsedimenter forurenset av industristoffer (Pyrene CAS_129-00-0 = Dårlig, og Dibenzo(a,h)anthracene CAS_53-70-3 = Dårlig), og metaller (Bly CAS_7439-92-1 = Dårlig).
Størrelse på vannforekomst			3	Små
Vanntype (kalk)			3	kalkfattig
Vanntype (humus)			3	Klare
Beskyttet område iht vannforskriften			2	Figgjo, Lakse- og innlandsfiskefølsomheten
Andre påvirkninger			2	Diffus avrenning og utslipp fra transport/infrastruktur
Brukerinteresser/økosystemtjenester			2	Fiske
Vei langs vannforekomst			3	Vei går tett opp mot hele nord-vestre bredden av innsjøen (ca. 40% av innsjøens omkrets)
Kantvegetasjon mellom vei og vann			3	kun 1-3 m med steinblokker og løsmasser skiller vei og innsjø langs store deler av strekningen
Poeng, gjennomsnitt	2,6			
Samlet vurdering	Høy sårbarhet			

4.5. Verdivurdering økologiske funksjonsområder for fisk

Nebbetjørna er utenfor anadrom strekning og har en sterkt parasitert og småfallen bestand av både auer og røye. Nebbetjørna har liten verdi som økologisk funksjonsområde for innlandsfisk og svarer til «**noe verdi**» jf. Statens Vegvesen håndbok V712.

Det var ikke tydelige tegn til at ål hadde gått løs på fangsten som i Nedre Bergsvatnet, men en må anta at ål også forekommer i Nebbetjørna. Figgjovassdraget er kjent som et viktig ålevassdrag med betydelige historiske fangster og store egnede leveområder for ål. Det var ingen tegn til at ål hadde angrepet fangsten, men en må anta at ål finnes i alle lavtliggende innsjøer i Figgjovassdraget.

Nebbetjørna er relativt lite og fangstene viste ikke tegn til at ål var til stede i vatnet. Til tross for dette vurderes vatnet å ha «stor verdi» som økologisk funksjonsområde for ål.

4.6. Konsekvensvurdering

Det foreligger ingen tiltaksbeskrivelse av rassikring langs Nebbetjørna. Det er heller ikke tilgjengelig batymetri fra vatnet som synliggjør behovet for bruk av sprengstoff til å flate ut fyllingsfoten som i Nedre Bergsvatnet. I denne konsekvensvurderingen tas det derfor utgangspunkt i at utfylling vil skje etter samme metode som i Nedre Bergsvatnet.

4.6.1. Økologiske funksjonsområder for røye og aure

Arealbeslaget fra en fylling i vatnet vil være et areal og volumbeslag i artens beiteområder. Omfanget av utfylling som planlegges er ikke kjent, men rasfarlig strekning virker å være kortere og mindre omfattende langs Nebbetjørna enn Nedre Bergsvatnet. Arealbeslaget vurderes å gjøre økologiske funksjonsområder for røye og aure ubetydelig til noe forringet, og **gir ubetydelig til noe miljøskade** for delområdet (0-1 minus).

4.6.2. Økologiske funksjonsområder for ål

Arealbeslaget vil være en påvirkning på areal av mudderbunn der mye av nedbryting av organisk material og insektproduksjon skjer. Mudderbunn kan også være viktige leveområder for ål og vil bli noe påvirket av utfyllingen.

Ålen er først og fremst truet pga. manglende oppvandring av glassål og skader på vandringsveiene og ikke pga. manglende beiteareal i Norske vassdrag. Inngrepet i Ålens beiteområder vurderes derfor å være av liten betydning når tiltaket er ferdigstilt.

Vi er ikke kjent med spesifikke studier som viser i hvor stor grad ål tar skade av undervannsprenging, eller i hvilken grad den har unnvikende adferd ved anleggsarbeid i vann. Mye av forskningen på tema er knyttet til marine fiskearter (og marine pattedyr) internasjonalt og til dels lakseoppdrett i Norge. Ålen er en veldig hardfør fisk med tanke på vannkvalitet og har i mange sammenhenger og dukket opp i byggegroper i forbindelse med arbeid med overvannsledninger og tidvis også i kloakkledninger for eksempel. Den har på en annen side svømmeblære et sårbart organ for undervannsprenging og er i tillegg rødlistevurdert som sårbar i Norge og er kritisk turet internasjonalt. Ut fra en føre var tankegang er det en risiko for at anleggsarbeidet vil kunne gi betydelig skade på den ålen som er til stede i vatnet.

Påvirkningen anleggsarbeidet vurderes å kunne gi negative virkninger for ålen som er til stede i vatnet og vurderes å gi betydelig miljøskade for delområdet (2 minus).

Siden det er anleggsarbeidet som gir størst risiko for skade på delområdet, er det mange muligheter for skadereduserende tiltak som vil kunne gi lavere konsekvensgrad. Det kan også nevnes at etter dyrevelferdloven §3 skal alle dyr (herunder også viltlevende fisk) *behandles godt og beskyttes mot fare for unødige påkjenninger og belastninger*, uten at det er vektlagt i vurderingen.

5. SKADEREDUSERENDE TILTAK

5.1. Økologiske funksjonsområder for arter.

Samlet er det størst konsekvenser for naturmangfold knyttet til undervannssprengning, der det er stor usikkerhet knyttet til i hvor stor grad ål og sik vil bli varig påvirket av tiltaket. Det er de frie detonasjonene for å gi kontrollert utrasing av fyllingsfoten som vil gi størst problemer. Det bør derfor arbeides mot en metode for utfylling som begrenser behovet for undervannssprengning til et minimum. I tillegg til naturmangfold er undervannssprengningen også problematisk med tanke på dyrevelferdloven siden fisken har så liten mulighet til å trekke seg bort fra det farlige området.

Energien og trykkbølger fra sprenging i selve fyllingen, «Aurlandsmetoden», vil i all hovedsak bli igjen i massene og liten grad forplante seg videre i de frie vannmassene, og trolig ha mindre innvirkning på livet i vatnet.

Tiltak som siltgardin og boblegardin vil kunne avgrense skader ved sprenging, men spesielt bruk av boblegardin vil kunne virvle opp næringsrike og fosforholdige sedimenter og gi utfordringer på vannmiljø. Hovedfokuset bør derfor legges mot en planlegging av en anleggsgjennomføring som reduserer bruken frie detonasjoner i vannmassen til et minimum.

Forslag til skadereduserende tiltak og hvordan problemstillingen knyttet til undervannssprengning kan tilnærmes er utdypet i Vedlegg II.

5.2. Tiltak og hensyn for vannmiljø

Følgende tiltak vil være aktuelle for å forebygge økologiske påkjenninger som følge av endring i vannkjemiske parametere:

- Forebygge/unngå utslipp/aktiviteter som kan øke pH betraktelig. (e.g. utslipp av nitrogenholdige stoffer, betong, eller store mengder fyllmasser).
- Nebbetjørna vil pga. sitt lave volum, lettere kunne påvirkes av endringer i lokalmiljøet. Ekstra hensyn bør dermed tas for å begrense/reducere evt. utslipp e.l. til vannmassene.
- Ifølge vann-nett er sedimentene i Nebbetjørna påvirket av forurensning fra metaller og industristoffer. Det er dermed nødvendig å kartlegge omfang av kontaminering fra tungmetaller og industristoffer i innsjøen, samt utarbeide en plan for å håndtere evt. forurensing. Grunnet Nebbetjørnas nærhet, og beliggenhet i Nedre Bergvatnets nedslagsfelt, gjelder dette behovet for begge vannene.
- Kartlegge omfang av kontaminering fra tungmetaller og industristoffer i sedimenter, samt utarbeide en plan for å håndtere evt. forurensing.

6. KILDER

- Bakken, T. & Bergan, M., 2012. Vegforurensning av innsjøer og vandringsmuligheter for laksefisk ved vegkulverter i Rogaland 2012. NIVA, Rapport I.nr. 6334-2012
- Bækken, T., 2006, Kjemisk tilstand i vegnære innsjøer. Påvirkning fra avrenning av vegsalt, tungmetaller og PAH.
- Gjesdal kommunestyre, 2019, Gjesdal kommune kulturminneplan. lavopplosningkulturminneplanvedtattkommunestyre030912oppdatert120214.pdf, side 39, (gjesdal.kommune.no).
- Ledje, U. P., 2013, Kartlegging og undersøkelser i utvalgte bekker og innsjøer i Figgjovassdraget.
- Molversmyr, Å., M. Nilsen, S.B. Bayer, M. BEchmann & S. Turtumøygard, 2009. Tiltaksanalyse for Figgjo-vassdraget. International research Institute of Stavanger, Rapport IRIS – 2009/012
- Veileder 02:2018 Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver.

7. VEDLEGG I

Tabell 1.V.1. Oversikt over typologifaktorer for vannforekomster i ferskvann. I vann-Nett er vanntypen gitt ved en kode bestående av 7 tegn for elevene og 8 tegn for innsjøene, der faktorene presenteres i følgende rekkefølge: vannkategori-økoregion-klimaregion-størrelse-kalsium-humus (fargetall)-turbiditet-dybde (siste parameter gjelder kun for innsjøer).

Eksempler på bruk av typologien til bestemmelse av en innsjø og en elv er presentert i tekstboksen nedenfor.

Typologifaktor	Kode i Vann-Nett	Inndeling av hver typologifaktor
Vannkategori	R L	Elv Innsjø
Økoregion (se kart nedenfor)	E S W M N F	Østlandet Sørlandet Vestlandet Midt-Norge Nord-Norge, ytre Nord-Norge, indre
Klimaregion (høyde over havet)	L M H	Lavland: < 200 m.o.h. Skog: 200-800 m.o.h. (eller undertregrensen) Fjell: > 800 m.o.h. (eller overtregrensen)
Størrelse, elver (nedbørfelt)	1 2 3 4 5	Små: < 10 km ² Middels: 10-100 km ² Middels til store: 100-1000 km ² Store: 1000-10000 km ² Svært store: > 10 000 km ²
Størrelse innsjøer (overflateareal)	1 2 3 4	Små: < 0,5 km ² Middels: 0,5-5 km ² Store: 5-50 km ² Svært store: > 50 km ²
Kalkinnhold eller alkalitet	1 2 3 4	Svært kalkfattig: Ca < 1 mg/L, Alk < 0,05 mekv/L Kalkfattig: Ca 1-4 mg/L, Alk. 0,05-0,2 mekv/L Moderat kalkrik: Ca 4-20 mg/L, Alk. 0,2-1 mekv/L Kalkrik: Ca > 20 mg/L, Alk. > 1 mekv/L
Humusinnhold	4 1 2 3	Svært klar: Farge < 10 mg Pt/L, TOC < 2 mg/L Klar: Farge 10-30 mg Pt/L, TOC 2-5 mg/L Humøs: Farge 30-90 mg Pt/L, TOC 5-15 mg/L Svært humøs (sjelden): Farge > 90 mg Pt/L, TOC > 15 mg/L
Turbiditet (medianverdi)	1 2 3	Klar: STS < 10 mg/L, (uorganisk andel minst 80%) Brepåvirket: STS > 10 mg/L (uorganisk andel minst 80%) Leirpåvirket: STS > 10 mg/L (uorganisk andel minst 80%)
Dybde innsjøer (middeldyp)	1 2 3 0	Svært grunn: < 3 m (dersom estimert er koden = 4) Grunn: 3-15 m (dersom estimert er koden = 5) Dyp: > 15 m (dersom estimert er koden = 6) Dyp er ukjent

Tabell 2.V.1. Innsjøtyper i Norge med ulike typekoder. I de to økoregionene i Nord-Norge bør kun vanntypene for skog og fjell benyttes. Klimaregion fjell benyttes dersom man er over eller nord for tregrensen.

Klima-sone	Beskrivelse	Norsk type	NGIG	Kalsium mg/l	Alkalitet mekv/l	Humus mg Pt/l	TOC mg/l	Turbiditet, FNU	Susp. tørrstøff STS, mg/l	Middeldyp, m
Lavland <200moh	Svært kalkfattig, svært klar	L101a	L-N2a L-N-M001	<0,25	<0,012	<10	<2	<1,5	<4	>3
		L101b		0,25-0,50	0,012-0,025					
		L101c		0,50-0,75	0,025-0,0375					
		L101d		0,75-1,00	0,0375-0,05					
	Svært kalkfattig, klar	L102a	L-N2a L-N-M001	<0,25	<0,012	10-30	2-5	<1,5	<4	>3
		L102b		0,25-0,50	0,012-0,025					
		L102c		0,50-0,75	0,025-0,0375					
		L102d		0,75-1,00	0,0375-0,05					
	Svært kalkfattig, humøs	L103a	L-N3a L-N-M002	<0,25	<0,012	30-90	5-15	<1,5	<4	>3
		L103b		0,25-0,50	0,012-0,025					
		L103c		0,50-0,75	0,025-0,0375					
		L103d		0,75-1,00	0,0375-0,05					
	Kalkfattig, svært klar	L104	L-N2a L-N-M101 L-N-BF1	1,0-4,0	0,05-0,2	<10	<2	<1,5	<4	>3
	Kalkfattig, klar, grunn	L105a	L-N2a L-N-M101 L-N-BF1	1,0-4,0	0,05-0,2	10-30	2-5	<1,5	<4	3-15
	Kalkfattig, klar, dyp	L105b	L-N2b L-N-M101 L-N-BF1							>15
	Kalkfattig, humøs	L106	L-N3a L-N-M102	1,0-4,0	0,05-0,2	30-90	5-15	<1,5	<4	>3
	Moderat kalkrik, klar	L107	L-N1 L-N-M201	4,0-20	0,2-1,0	<30	<5	<1,5	<4	>3
	Moderat kalkrik, humøs	L108	L-N8 L-N-M202	4,0-20	0,2-1,0	30-90	5-15	<1,5	<4	>3
	Kalkrik, klar	L109	L-N-M301	>20	>1	<30	<5	<1,5	<4	alle
	Kalkrik, humøs	L110	L-N-M302	>20	>1	30-90	5-15	<1,5	<4	alle
	Turbid (leirsjøer)	L111	n.a.	>4	>0,2	alle	alle	>1,5	>4	<15

Tabell 3.V.1. Referanseverdier og klassegrenser for Totalfosfor – innsjøer. a) Absoluttverdier.

N-GIG-type	Innsjø-type (nr)*	Beskrivelse	Total Fosfor (Tot-P) i innsjøer (µg/L)					
			Ref. verdi	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
L-N2a	L104, L105a, L207	Grunn, klar, kalkfattig i lavland (eller moderat kalkrik i skog)	4	1 - 7	7 - 11	11 - 20	20 - 40	>40
L-N2b	L105b	Dyp, klar, kalkfattig, lavland	3	1 - 4	4 - 9	9 - 16	16 - 38	>38
L-N3a	L106, L208	Humøs, kalkfattig, lavland (eller moderat kalkrik i skog)	6	1 - 11	11 - 16	16 - 30	30 - 55	>55
L-N1	L107, L109	Klar, moderat kalkrik og kalkrik, lavland	6	1 - 10	10 - 17	17 - 26	26 - 42	>42
L-N8a	L108, L110	Humøs, moderat kalkrik og kalkrik, lavland	7	1 - 13	13 - 20	20 - 39	39 - 65	>65
L-N5a	L101, L102, L201, L202, L204, L205	Klar eller svært klar, svært kalkfattig eller kalkfattig i skog (ellers svært kalkfattig i lavland)	3	1 - 5	5 - 10	10 - 17	17 - 36	>36
L-N6a	L103, L203, L206	Humøs, svært kalkfattig eller kalkfattig i skog (eller svært kalkfattig i lavland)	5	1 - 9	9 - 13	13 - 24	24 - 45	>45
L-N7	L301, L302, L304, L305	Fjell, klar eller svært klar, kalkfattig eller svært kalkfattig	2	1 - 3	3 - 5	5 - 11	11 - 20	>20
n.a.	L303, L306	Fjell, humøs, kalkfattig eller svært kalkfattig	3	1 - 5	5 - 8	8 - 15	15 - 30	>30

* typer med fet skrift er mest lik NGIG typen

Tabell 4.V.1. Referanseverdier og klassegrenser for Total nitrogen – Innsjøer og elver. a) Absoluttverdier.

Innsjøtype N-GIG	Innsjøtype (nr)*	Elvetype N-GIG	Elvetype (nr)*	Total Nitrogen (Tot-N) i innsjøer og elver (µg/L)					
				Ref. verdi	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
L-N2a	L104, L105a, L207	R-N2	R104, R105, R207	200	1-325	325-475	475-775	775-1350	>1350
L-N2b	L105b	n.a.		175	1-200	200-400	400-650	650-1300	>1300
L-N3a	L106, L208	R-N3	R106, R208	275	1-475	475-650	650-1075	1075- 1775	>1775
L-N1	L107 , L109	R-N1, R-N4	R107 , R109	275	1-425	425-675	675-950	950-1425	>1425
L-N8a	L108 , L110	n.a.	R108 , R110	325	1-550	550-775	775-1325	1325- 2025	>2025
L-N5a	L101, L102, L201, L202, L204, L205	R-N5, R-N6	R101, R102, R201, R202, R204, R205	150	1-250	250-425	425-675	675-1250	>1250
L-N6a	L103, L203, L206	R-N9	R103, R203, R206	250	1-400	400-550	550-900	900-1500	>1500
L-N7	L301, L302, L304, L305	R-N7	R301, R302, R305	125	1-175	175-250	250-475	475-775	>775
n.a.	L303, L306	n.a.	R303, R306	150	1-250	250-425	425-675	675-1250	>1250

* typer med fet skrift er mest lik NGIG typen

Tabell 5.V.1. Grenseverdier for pH i innsjøer og elvestrekninger uten anadrom fisk. a) Absoluttverdier pH.

Innsjøtype (nr)	Elvetype (nr)	Type- beskrivelse	Kalsium (mg Ca/l)	TOC (mg C/l)	pH (absolutte verdier)					
					Ref. verdi	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
L101a, L201a, L301a	R101a, R201a, R301a	Svært kalkfattig, svært klar	<0,25	<2	5,9	6,1-5,7	5,7-5,4	5,4-4,9	4,9-4,7	<4,7
L101b, L201b, L301b	R101b, R201b, R301b		0,25-0,5	<2	6,4	6,6-6,1	6,1-5,7	5,7-5,1	5,1-4,8	<4,8
L101c, L201c, L301c	R101c, R201c, R301c		0,5-0,75	<2	6,6	6,7-6,3	6,3-5,9	5,9-5,3	5,3-4,9	<4,9
L101d, L201d, L301d	R101d, R201d, R301d		0,75-1	<2	6,7	6,8-6,5	6,5-6,2	6,2-5,5	5,5-5,0	<5,0
L102a, L202a, L302a	R102a, R202a, R302a	Svært kalkfattig, klar	<0,25	2-5	5,1	5,3-5,0	5,0-4,8	4,8-4,6	4,6-4,5	<4,5
L102b, L202b, L302b	R102b, R202b, R302b		0,25-0,5	2-5	5,8	6,2-5,1	5,1-4,9	4,9-4,7	4,7-4,6	<4,6
L102c, L202c, L302c	R102c, R202c, R302c		0,5-0,75	2-5	6,3	6,5-5,8	5,8-5,1	5,1-4,8	4,8-4,6	<4,6
L102d, L202d, L302d	R102d, R202d, R302d		0,75-1	2-5	6,5	6,7-6,2	6,2-5,6	5,6-5,0	5,0-4,7	<4,7
L103a, L203a, L303a	R103a, R203a, R303a	Svært kalkfattig, humøs	<0,25	5-15	4,8	5,0-4,7	4,7-4,6	4,6-4,5	4,5-4,4	<4,4
L103b, L203b, L303b	R103b, R203b, R303b		0,25-0,5	5-15	5,0	5,6-4,7	4,7-4,6	4,6-4,5	4,5-4,4	<4,4
L103c, L203c, L303c	R103c, R203c, R303c		0,5-0,75	5-15	5,4	6,1-4,8	4,8-4,7	4,7-4,5	4,5-4,4	<4,4
L103d, L203d, L303d	R103d, R203d, R303d		0,75-1	5-15	6,1	6,4-5,3	5,3-5,0	5,0-4,7	4,7-4,5	<4,5
L104, L204, L304	R104, R204, R304	Kalkfattig, svært klar	1-4	<2	7,0	7,3-6,7	6,7-6,1	6,1-5,7	5,7-5,1	<5,1
L105a, L105b, L205, L305	R105, R205, R305	Kalkfattig, klar	1-4	2-5	7,0	7,3-6,6	6,6-5,9	5,9-5,2	5,2-4,9	<4,9
L106, L206, L306	R106, R206, R306	Kalkfattig, humøs	1-4	5-15	6,8	7,2-6,2	6,2-5,6	5,6-4,9	4,9-4,6	<4,6

8. VEDLEGG II

Samlet er det størst konsekvenser for naturmangfold knyttet til undervannssprengning, der det er stor usikkerhet knyttet til i hvor stor grad ål og sik vil bli varig påvirket av tiltaket. Bakgrunnen for vurderingene som er gjort og forlag til hvordan konsekvensgraden kan reduseres blir derfor presisert i dette vedlegget. De skadereduserende tiltakene er ikke en del av tiltaksbeskrivelsen og påvirker ikke konsekvensgraden i rapporten.

8.1. Presiseringer rundt undervannsprengning.

I nedre Bergsvatnet planlegges det to former for undervannsprengning. Aurlandsmetoden som er detonasjoner inni fyllingen for stabilisering av fyllingen og til fortrengning av gytje og detonasjoner i fyllingsskråningen fritt i vannmassene, for å sikre utglidning av fyllingsfoten. (Se ellers tiltaksbeskrivelse i FV. 45 Sikring av Bergsura Geoteknisk rapport for reguleringsplan).

Av disse metodene er det i all hovedsak de frie detonasjonene i vannmassene som kan gi skade på fisk i Nedre Bergsvatnet. Trykkbølger fra undervanns fjellsprengning ble evaluert i overvåkingsprogram i forbindelse med utdyping av Lovund Havn av Nordlandsforskning. Resultatene viste at bare 10-15% av beregnet energimengde ble observert, og at den resterende energimengden ble absorbert/brukt til å flytte fjell eller reflektert tilbake i fjellet, i stedet for at energien i trykkbølgene blir overført mellom to medier med ulik massetetthet (vann og fjell). Erfaringer har derfor vist at skadevirkninger av undervannsprengning blir grovt overvurdert i konsekvensvurderinger, som har basert seg på modeller fra for eksempel minesprengning (F.eks ble Larsen 1993 brukt i konsekvensutredninger for utdyping av farled i Oslofjorden (Kystverket 2014), mens overvåkningen ga helt andre tall). De samme erfaringene er gjort ved overvåking av utdypingsprosjekter for Kystverket i Lovund Havn (Norconsult 2019) og ved bygging av kai ved Stord Verft (Pers med. Odd Inge Lunde) Erfaring fra Aurland (derav Aurlandsmetoden) for undervannsprengning ved utfylling ga ingen skadevirkninger på fisk som ble holdt i merder tett på anleggsarbeidet i et kontrollert forsøk (Grimstad 1980).

Sprengning for å stabilisere fyllingen med bruk av Aurlandsmetoden er derfor ikke særlig problematisert i vurderingen av konsekvenser av utfylling og undervannsprengning. Det beskrives ikke bruk av rettet ladning, eller noen form for tildekking som kan begrense trykkbølgeamplituden mot de frie vannmassene i tiltaksbeskrivelsen. Konsekvensvurderingene i de foregående kapitlene baserer seg derfor på forventede skadevirkninger av frie detonasjoner i vannmassene. Omfattende bruk av Aurlandsmetoden over lange perioder vil kunne gi stressvirkninger i hele vatnet, men metoden gir liten risiko for akutt død og skade.

8.2. Skadepotensial ved sprengning

Frie detonasjoner i vannmassen kan forventes å gi skade og dødelighet på fisk. Det kan derfor forventes en geometrisk spredning med en tapskoeffisient gjennom vannet. Det finnes mange formelverktøy for enkel beregning av energimengder ved ulike avstand fra sprengingstedet. De fleste av disse baserer seg på fri detonasjon i vannmassene fra kjent forskning, der mye baserer seg på effekter av minesprengning fra forsvarsstudier. Energimengden frigjort av en gitt sprengladning er ren fysikk og oppgitt på pakningsvedlegget til sprengstoffet. "

For å kunne sannsynliggjøre om undervannsprengning i Nedre Bergsvatnet vil kunne gi skadevirkninger på fisk er trykkbølgeamplitude og støynivå beregnet på to ulike måter. Metodene som er brukt er ikke nøyaktige beregninger, men grove estimater ment for å synliggjøre problemstillingen, og for å kunne planlegge skadereduserende tiltak. Det er flere faktorer som påvirker skadepotensialet på fisk som ikke lar seg beregne eller kvantifisere (varighet ved sekvensiell sprengning, gjentatt belastning, sumeffekter av stressvirkninger etc.). Hensikten er å vise mulige utfall

fra sprengningsarbeidet i en kvalitativ vurdering av konsekvenser, særlig i lys av «føre-var-prinsippet» i §9 i Naturmangfoldloven.

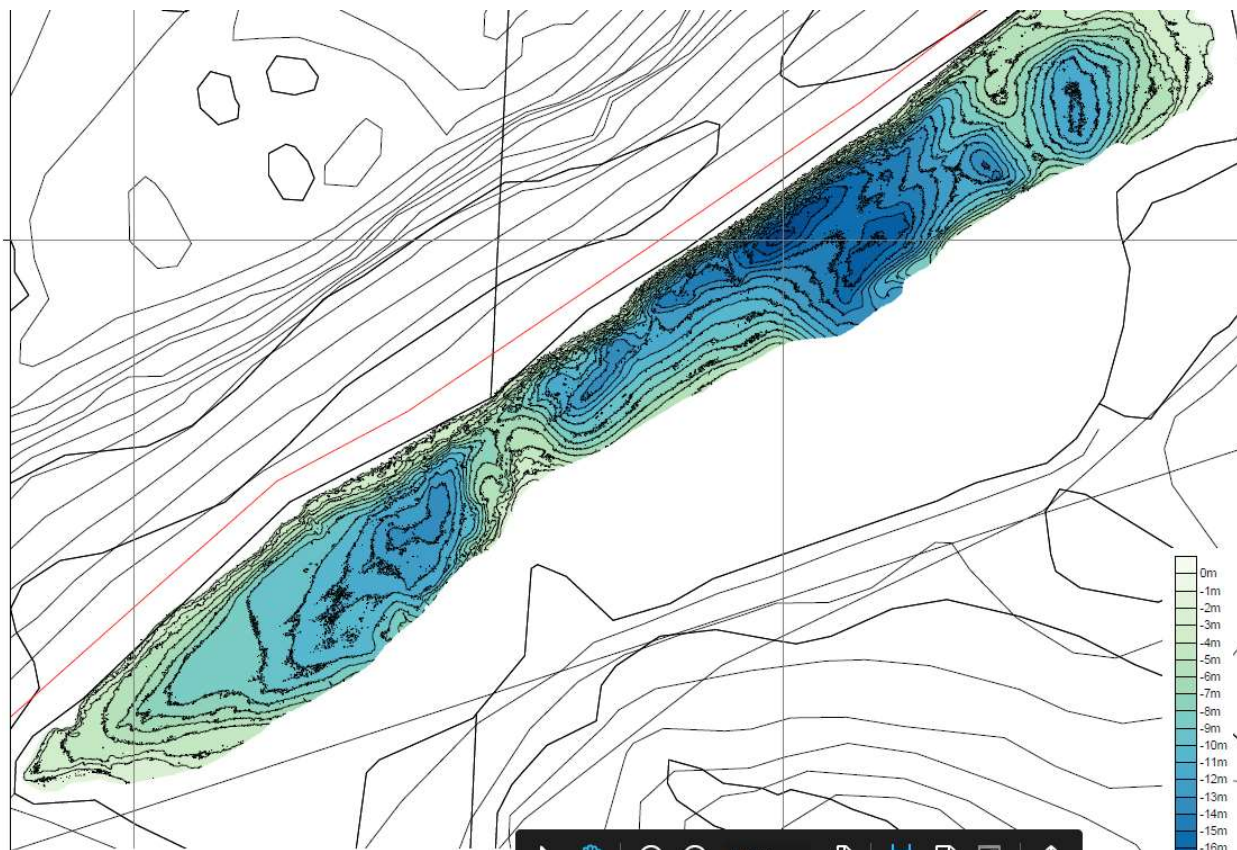
8.3. Skadepotensial ved sprengning

Den enkleste modellen for å bregne energimengde ved ulike avstander er å bruke geometrisk spredning, der energimengden fra 5kg sprengstoff blir jevnt fordelt på arealet av «kula» som trykkbølgen lager. Altså $\text{utgangsenergi} / (4\pi * \text{avstand})$.

En annen metode ble utviklet i 1989 av Nedwell and Thandavamootthy hvor tapet gjennom vannmassene tas høyde for.

$$\text{Energimengde ved en gitt avstand (m)} = \frac{2,5 \cdot 10^6 (\text{kgSprengstoff})^{0,27}}{\text{avstand (m)}^{1,13}}$$

Siden ladningen planlegges på 5-10 meters dyp, altså nede i dypålen i Nedre Bergsvatnet vil det kunne være ekkovirkninger der trykkbølgeamplituden forsterkes. Ekkovirkninger er ikke tatt høyde for i beregningene. Over korte avstander er det også liten forskjell mellom disse modellene. Bruk av tapskoeffisient er derfor mer hensiktsmessig over lengre avstander i forbindelse med skadevirkninger på svært lydfølsomme arter, som marine pattedyr.



Figur 1.V.2. Dybdekart som viser dypålen hvor ekkovirkninger kan forventes

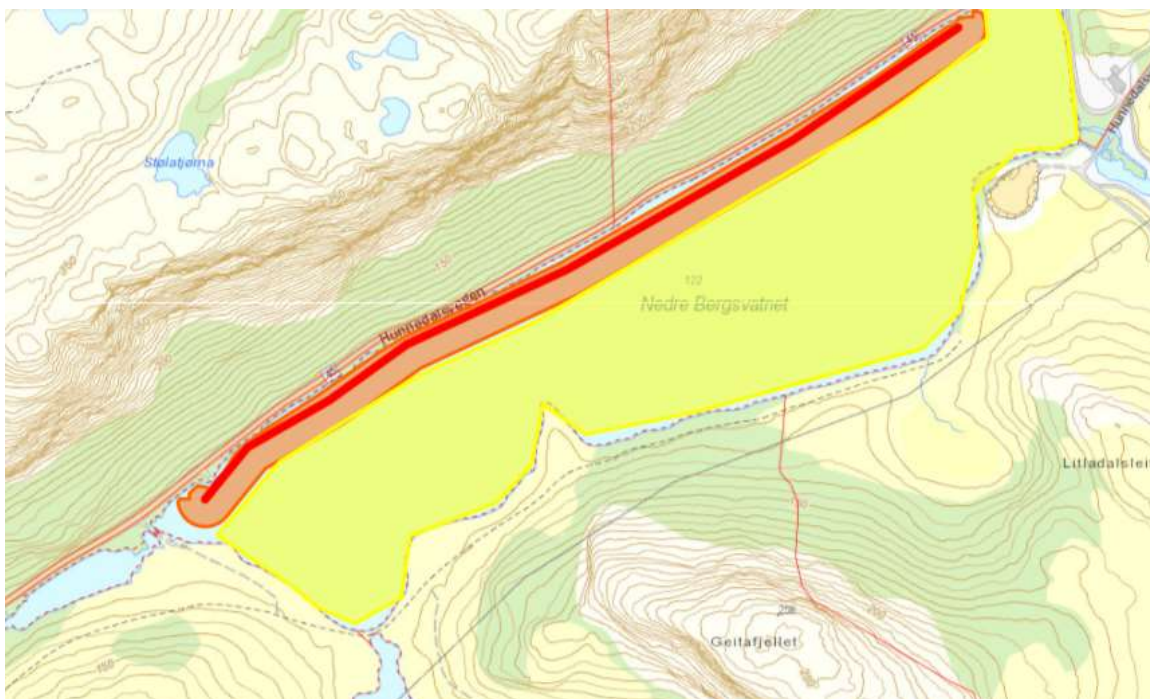
Skadevirkninger på fisk er ofte oppgitt i decibel mens trykkbølgeamplituden er oppgitt i kilopascal og er derfor regnet om. Decibel er en logaritmisk skala så det ikke et lineært forhold mellom disse dimensjonene ($\log_{15}$ er benyttet).

Ulike fiskearter har også ulik følsomhet for skadevirkning fra sprengning. Skadevirkningene i tabellen under (Tabell 1.V2) tar utgangspunkt i skadevirkninger på laks utviklet av Larsen (1993). Tallene er trolig godt overførbare til aure og sik, men det er usikkert hvor overførbare de er til ål.

Tabell 1.V.2. Forventet trykklølger fra fri detonasjon av 5 kg sprengstoff fritt i vannmassene.

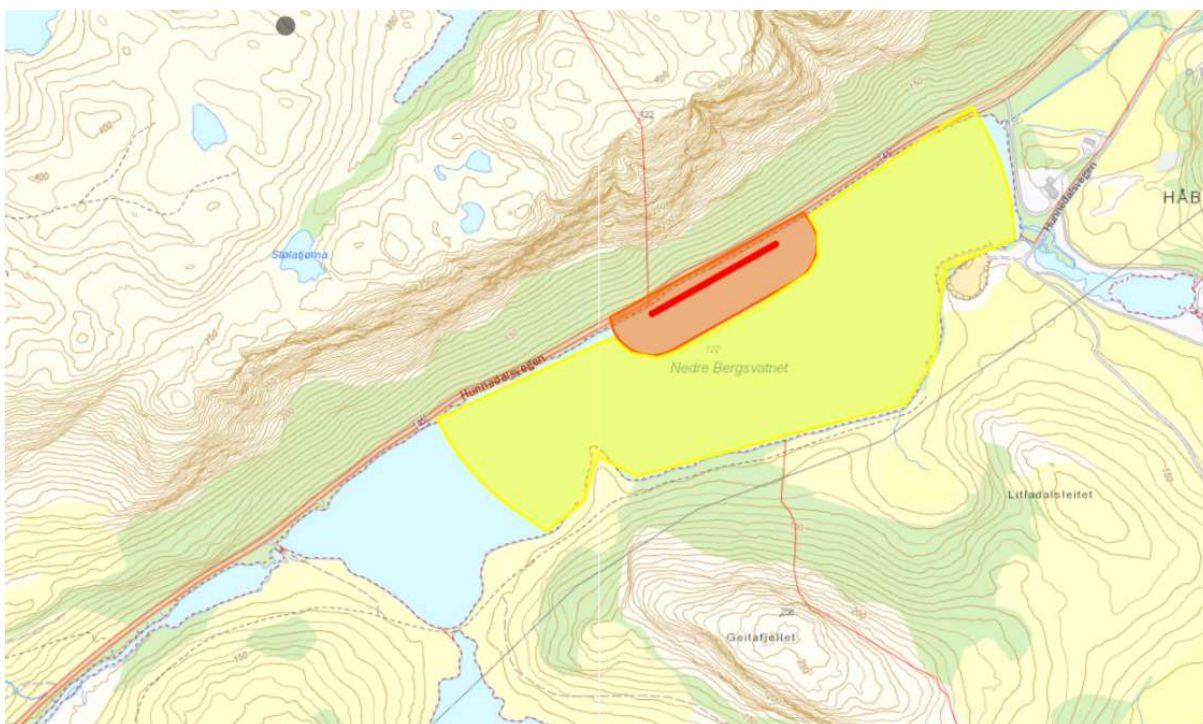
Avstand (m)	Trykklølge- amplitude kPa (N&K)	Decibel	Effekt fisk	Trykklølge- amplitude kPa (geometrisk)	Decibel	Effekt fisk
1,0	3861	192	død	4144	192	død
2,0	1764	185	død	2072	186	død
5,0	626	176	Skade	829	178	Skade
10,0	286	169	Skade	414	172	Skade
20,0	131	162	Skade	207	165	Skade
30,0	83	158	mindre skade	138	162	Skade
40,0	60	156	mindre skade	104	159	Skade
50,0	46	153	mindre skade	83	157	mindre skade
60,0	38	152	mindre skade	69	155	mindre skade
70,0	32	150	mindre skade	59	154	mindre skade
80,0	27	149	mindre skade	52	153	mindre skade
90,0	24	148	mindre skade	46	152	mindre skade
100,0	21	147	mindre skade	41	151	mindre skade
110,0	19	146	mindre skade	38	150	mindre skade
120,0	17	145	mindre skade	35	149	mindre skade
130,0	16	144	mindre skade	32	148	mindre skade
140,0	15	143	mindre skade	30	148	mindre skade
150,0	13	143	mindre skade	28	147	mindre skade
160,0	12	142	mindre skade	26	147	mindre skade
170,0	12	141	mindre skade	24	146	mindre skade
180,0	11	141	mindre skade	23	146	mindre skade
190,0	10	140	mindre skade	22	145	mindre skade
200,0	10	140	påvirket adferd	21	145	mindre skade
250,0	9	139	påvirket adferd	20	144	mindre skade

Ved å anvende de samme skadevirkningssonene i kartet over Nedre Bergsvatnet er det tydelig at de korte avstandene vil kunne gi stor skade på fiskebestandene om metoden blir brukt langs hele fyllingsfronten (Figur 2.V2).



Figur 2.V.2. Skadeomfang på fiskebestandene ved frie detonasjoner langs hele fyllingsfronten. Fisk innenfor det røde området dør, det oransje tar skade og innenfor det gule området tar fisken mindre skade.

Ved å bare anvende metoden der det er strengt nødvendig, for eksempel på de dypeste områdene vil skadene på fisk kunne reduseres (Figur 3.V.2). Det vil da være deler av vannet som ikke blir særlig påvirket selv om sprengningsarbeidet forventes å kunne gi påvirket adferd og stressreaksjoner. Kartet i Figur 3.V.2 illustrerer også at selv med en begrenset bruk av frie detonasjoner vil dette kunne påvirke store deler av vatnet.



Figur 3.V.2. Skadeomfang på fiskebestandene ved frie detonasjoner begrenset til de dypeste områdene av innsjøen. Fisk innenfor det røde området dør, det oransje tar skade og innenfor det gule området tar fisken mindre skade. Utenfor gult område vil adferden påvirkes.

De enkle beregningene viser at det i størst mulig utstrekning må benyttes fyllingsmetoder som reduserer bruken av sprengstoff i vannmassene. Frie detonasjoner i vannmassene må være en siste utvei som bare benyttes ved behov, for eksempel bare på de aller dypeste delene av innsjøen hvor gravemaskinen ikke når ned.

Det bør under fylling gjennomføres hyppige skanninger av fyllingen for å se om ønsket helling på oppnås uten bruk av sprengstoff. Dette gjør det enklere å justere fyllingsarbeidet underveis. Videre kan det benyttes boblegardin og siltgardin som også kan redusere omfanget.

Rekkevidden og evnen til å fylle ut kontrollert øker om det tas i bruk gravemaskin med lang arm.

En annen mulighet er bruk av lekter ved utfylling, slik at massene trygt kan kjøres ut til ønsket plassering.

8.4. Diskusjon

Bruken av sprengstoff i vannmassene vil være enkeltvis etter hvert som arbeidet med fyllingen pågår. Hver enkelt detonasjon vil ikke være store nok til å gi omfattende fiskedødelighet. Arbeidet med fyllingen vil likevel kunne pågå over lang tid og gi omfattende skade. Fisk står også i fare for å bli påvirket mange ganger siden mulighetene til å trekke seg bort til et upåvirket område er begrenset i et så lite vann. På en annen side er utfylling med gravemaskin også støyende, noe som gjør det sannsynlig at fisk allerede har trukket seg langt bort fra området hvor fylling pågår, allerede før sprenging iverksettes. På den måten reduseres risiko for skade. Det er heller ikke usannsynlig at bestanden av ål, som har stor mulighet til å vandre innad i og ut av vassdraget, gradvis vil trekke seg mot andre områder mens anleggsarbeidet pågår.

Føre-var prinsippet er anvendt i vurderingen av konsekvenser i de foregående kapitlene.

Undersøkelsene har vist at det er store naturverdier i vatnet og tiltak for å redusere skadeomfanget er nødvendige. I tiltaksbeskrivelsen som ligger til grunn for konsekvensvurderingen er det heller ikke lagt opp til bruk av skadereduserende tiltak. Samlet sett virker det ikke veldig sannsynlig at utfyllingsarbeidet og sprengningsarbeidet vil kunne gi varig skade på fiskebestandene i vatnet om skadereduserende tiltak settes inn.

Det viktigste skadereduserende tiltaket er å begrense bruken av frie detonasjoner i vannmassen. Om dette blir gjort vil skadeomfanget og konsekvensgraden kunne reduseres. Konsekvensgraden kan trolig reduseres ytterligere om sprengladningene blir dekket til med sprengingsmatter som henger utenpå sprengladningen, eller ved bruk av boblegardin. Boblegardin vil kunne gir oppvirvling av næringsrikt sediment, så bruken bør begrenses til bare under sprengningsarbeidet. Om fyllingen pågår innenfor siltgardin vil trolig det også ha en virkning på trykkbølgene, men det er usikkert om disse vil tåle belastningen. Boblegardin plassert på innsiden av siltgardinene vil gi en ytterligere barriere.

Et lignende tunnel- og rassikringsprosjekt ble gjennomført i Gyavatnet langs Fv. 42. Her ble samme metode som planlegges i Nedre Bergsvatnet benyttet, uten at sprengningsarbeidet ble nevneverdig problematisert. Gyavatnet er mye større enn Nedre Bergsvatnet og vil ha større areal/volum med upåvirkede områder. Vannet er heller ikke på anadrom strekning og har en overtett bestand av aure, i tillegg til at en rekke demninger hindrer oppgang av ål. Det gjør at fiskebestandene har mye lavere verdi, og er mindre hensynskrevende enn i Nedre Bergsvatnet. Ut fra det som kan leses fra konsekvensvurderingen er det ikke snakk om frie detonasjoner i vannmassene i den vurderingen. Konsekvensgraden avgjøres av både verdi og grad av påvirkning og de to prosjektene er derfor ikke veldig sammenlignbare.

8.5. Kilder vedlegg II

- LARSEN, T. 1993. Undervannssprengning i Raudbergbukta i Lærdal - Effekter på fisk. Notat, Finnmark Distriktshøgskole, Alta, 13 sider.
- Nedwell, J. R., and T. S. Thandavamoorthy. "RESPONSE OF BREAKWATERS TO UNDERWATER BOREHOLE BLASTING-A CRITICAL REVIEW." (1989).
- Tor Larsen, Erling Kjellsby, Steinar Olsen, Effekter av undervannssprengning på fisk, Havforskningsinstituttet i Bergen, Senter for marine resursar, Nr. 11, 1993.
- E. Grimstad 1980 Rasfarlig ur ved Otreneset rv.601 Fredheim Aurland. Veglaboratoriet, Intern rapport 930, C Oslo, 25 s.
- Nordlandsforskning utførte sommeren 2004 en studie for Kystverket i forbindelse med undervannssprengning i Lovund Havn (NF-rapport nr. 19/2004)