

1911

NINA Rapport

Vannøkologiske undersøkelser i sidevassdraget Lynga til Gaula i Trøndelag

Undersøkelser av kvikksølv i sediment, bunndyrfauna og ungfisk i 2020 etter hogst og nydyrking av myr i øvre del av nedbørfeltet

Morten André Bergan & Karl Jan Aanes



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

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

NINA Temahefte

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

NINA Fakta

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

Annen publisering

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

Vannøkologiske undersøkelser i sidevassdraget Lynga til Gaula i Trøndelag

Undersøkelser av kvikksølv i sediment, bunndyrfauna og ungfisk
i 2020 etter hogst og nydyrking av myr i øvre del av nedbørfeltet

Morten André Bergan
Karl Jan Aanes

Bergan, M. A. & Aanes, K. J. 2020. Vannøkologiske undersøkelser i sidevassdraget Lynga til Gaula i Trøndelag. Undersøkelser av kvikksølv i sediment, bunndyrfauna og ungfisk i 2020 etter hogst og nydyrking av myr i øvre del av nedbørfeltet. NINA Rapport 1911. Norsk institutt for naturforskning.

Trondheim, desember 2020

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-4686-6

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Gunnbjørn Brømset

ANSVARLIG SIGNATUR

Ass. forskningssjef Anne Kristin Jøranlid

OPPDRAKSGIVER

Allskog SA

OPPDRAKSGIVERS REFERANSE

Ikke oppgitt

KONTAKTPERSON HOS OPPDRAGSGIVER

Magnus Mestvedt

FORSIDEBILDE

Hogstfelt i øvre del av nedbørfeltet til Lynga. Utgytt sjøørret fra nedre del av Lynga. Fotografi fra oktober 2020: © Morten Andre Bergan

NØKKEWORD

- Trøndelag
- Gaulavassdraget
- Lynga
- Sidebekk
- Sjøørret
- Bunndyr
- Kvikksølv
- Overvåking
- Hogst
- Nydyrking
- Landbruk
- Miljøtilstand
- Vannforskriften

KEY WORDS

Norway, Trøndelag, Streams, Sea trout, Pollution, Monitoring, WFD

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

Postboks 5685 Torgarden
7485 Trondheim
Tlf: 73 80 14 00

NINA Oslo

Sognsveien 68
0855 Oslo
Tlf: 73 80 14 00

NINA Tromsø

Postboks 6606 Langnes
9296 Tromsø
Tlf: 77 75 04 00

NINA Lillehammer

Vormstuguvegen 40
2624 Lillehammer
Tlf: 73 80 14 00

NINA Bergen

Thormøhlens gate 55
5006 Bergen
Tlf: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

Bergan, M.A. & Aanes, K.J. 2020. Vannøkologiske undersøkelser i sidevassdraget Lynga til Gaula i Trøndelag. Undersøkelser av kvikksølv i sediment, bunndyrfauna og ungfisk i 2020 etter hogst og nydyrking av myr i øvre del av nedbørfeltet. NINA Rapport 1911. Norsk institutt for naturforskning.

NINA gjennomførte i 2020 undersøkelser av vannmiljøet i Lynga, som er et sidevassdrag med bestander av laks og sjørret i Gaulavassdraget ved Lundamo. Bakgrunnen for undersøkelsene var et pålegg om å kartlegge eventuell risiko for forurensning, etter at det var utført ulike aktiviteter i nedbørfeltet i 2019. Ungfiskundersøkelser høsten 2020 viste en positiv tendens og utvikling i ungfiskbestanden i vassdraget. I tillegg til en fåtallig bestand av laksunger i nedre deler av Lynga, er det en tallrik ørretbestand med ungfisk av flere aldersklasser og lengdegrupper nedstrøms naturlig vandringsbarriere. Ungfiskbestanden har en kraftig dominans av årsyngel, mens det er et lite innslag av individer lengre enn 13 cm. Begge disse forholdene tilsier at ørretbestanden har et stort innslag av sjøvandrende individer. Registreringer av gytegroper viste god gyteaktivitet på høsten 2020, med i størrelsesorden 20-30 registrerte gytegroper. De viktigste gyteområdene er knyttet til bekkepartier i øvre del av anadrom strekning, som også har mest intakt vassdragsnatur, i nærheten av naturtilstand. Bekkebunnen på anadrom strekning var mer nedslammet høsten 2020 enn i tidligere år, noe som kan relateres til perioder med økt partikkelbelastning. Lynga hadde høsten 2020 et stort artsmangfold av bunndyr på hele bekkestrekningen ned til Gaula, med høy bunndyrproduksjon og et betydelig innslag av hensynskrevende taksa. Det er en viss reduksjon i tilstand som kan knyttes til partikkelforurensning og nedslamming. Likevel er miljømål med bunndyr som kvalitetselement fortsatt oppfylt, samtidig som bunndyr-samfunnet gir et tilfredsstillende næringstilbud for ungfisk av ørret og laks i vassdraget.

Resultatene fra undersøkelsen av bekkesedimentene i Lynga viste lave konsentrasjoner av total kvikksølv og innhold av organisk materiale på alle stasjoner høsten 2020. Prøvene er samlet inn om lag ett år etter at skogsdriften var avsluttet, noe som kan ha påvirket resultatet. En eventuell lekkasje av Hg-forbindelser fra hogstområdet til vassdraget kan også ha fulgt med/hengt på humus-forbindelser i avrenningsvannet. Dette er svært fine organiske partikler som i liten grad vil kunne sedimentere i vannforekomster der vannet er i bevegelse, slik som i bekker og elver. Ut fra analyseresultatet så er det derfor vanskelig å si om aktivitetene i øvre deler av nedbørfeltet til Lynga (nydyrking og hogst) har påvirket vassdraget, og/eller vassdragsavsnitt i Gaula, med kvikksølv. Vi kan hverken fastslå eller anslå om, og i hvilken grad, kvikksølvtilførsel har funnet sted. Aktivitetene har trolig økt den «naturlige» avrenningen av kvikksølv noe fra området, uten at dette antas å ha hatt noen større påvirkning på biologiske forhold i Lynga eller hovedresipienten i Gaula nedstrøms samløpet.

Samlet sett viser alle undersøkelser av fisk, bunndyr og sedimenter som ble gjennomført i 2020, at økt partikkelforurensning og nedslamming siden 2019 trolig ikke har hatt alvorlig negative effekter på rekruttering og gyting hos sjørret og annet biologisk mangfold på kort sikt. Eventuelle langsiktige konsekvenser må fanges opp av framtidig overvåking. Resipientvurderinger av hele Lynga med tilsigsbekker tilsier at vassdragets resipientkapasitet og selvrensningsevne er godt på vei til å håndtere den økte partikkelforurensningen og nedslammingen som oppsto høsten 2019. For at denne situasjonen skal vedvare er det en forutsetning at det ikke skjer en økning i den samlede belastningen i årene som kommer.

Morten André Bergan (Morten.Bergan@nina.no), Norsk institutt for naturforskning (NINA) Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim.

Karl Jan Aanes (post@aa-vann.no), Aa-Vann AS

Innhold

Sammendrag	3
1 Innledning	6
1.1 Områdebeskrivelse.....	6
1.2 Skogsarbeid og dyrkingsaktiviteter i nedbørfeltet i 2019	7
1.3 Undersøkelser av vannmiljøet i 2020.....	9
1.4 Kunnskapsstatus for Lynga	10
2 Metode og innretning av undersøkelser i 2020	15
2.1 Ungfiskundersøkelser	15
2.1.1 Metoder i felt	16
2.1.2 Vurdering av økologisk tilstand.....	16
2.1.3 Gytetroppvurderinger og nedslamming av bekkesubstrat.....	17
2.2 Bunndyrundersøkelser	18
2.2.1 Stasjoner	18
2.2.2 Metoder i felt	18
2.2.3 Miljøbedømming og klassifiseringsmetodikk	18
2.3 Sedimentundersøkelser.....	20
2.3.1 Metode og materiale	20
2.3.2 Klassifisering av miljøtilstand.....	21
3 Resultater	23
3.1 Ungfisk.....	23
3.1.1 Vurdering av økologisk tilstand.....	25
3.1.2 Gytetropper i Lynga i 2020	26
3.1.2.1 Sone 1	26
3.1.2.2 Sone 2.....	27
3.1.2.3 Sone 3.....	28
3.2 Bunndyrundersøkelser	32
3.2.1 Klassifisering av økologisk tilstand og miljøbedømming	34
3.3 Analyser av kvikksølv i bekkesediment	34
4 Resultatvurderinger	36
4.1 Status for ungfiskbestanden i Lynga	36
4.2 Gyteaktivitet hos ørret i Lynga i 2020.....	37
4.3 Resipientvurderinger.....	38
4.4 Bunndyrundersøkelser	44
4.5 Analyser av kvikksølv og TOC i bekkesediment	46
4.5.1 Om kvikksølv som miljøgift	46
4.5.2 Om skogsdrift og kvikksølvavrenning.....	47
4.5.3 Viktige faktorer som bør hensyntas	48
5 Aktiviteter i Lyngas øvre nedbørfelt	49
5.1.1 Jernutfelling.....	51
5.1.2 Viktige hensyntagende og konsekvensvurderinger.....	57
5.1.3 Når skaden er skjedd.....	57
6 Referanser	58
7 Vedlegg	60

Forord

Fylkesmannen i Trøndelag har pålagt Allskog SA å gjennomføre vannmiljøundersøkelser i Lynga i Gaulavassdraget, som er en tilløpsbekk med laks og sjørret, og som munner ut i Gaula ved Lundamo. Bakgrunnen for pålegget er forurensingsloven paragraf 7 om plikten til å unngå forurensning, og paragraf 51 om å gjennomføre miljøundersøkelser ved mistanke om forurensning. Det ble registrert kraftig slam- og partikkelforurensning, som ga økt turbiditet og nedslamming av bekkeløp og bunn høsten 2019, midt i perioden hvor sjørret normalt gyter i sidevassdrag til Gaula. Dette ble knyttet direkte til nylig oppstartede aktiviteter i øvre del av bekkens nedbørfelt, bl.a som følge av avrenning fra skogsmaskinkjøring, hogst og nydyrking av myr.

Norsk institutt for naturforskning (NINA), i samarbeid med Aa-Vann AS, fikk oppgaven med å gjøre vannmiljøundersøkelser i Lynga i 2020, med sikte på å vurdere om belastningen har påvirket Lyngas vannøkologi og akvatiske biologi negativt på kort eller lang sikt. Prosjektgruppa har bestått av forsker Morten Andre Bergan i NINA (prosjektleder) og tidligere seniorforsker Karl Jan Aanes (Aa-Vann), som har gjennomført feltarbeid og rapportutforming i felleskap. Morten André Bergan har vært ansvarlig for undersøkelser av ungfisk og bunndyr i Lynga, mens Karl Jan Aanes har vært ansvarlig for undersøkelser av kvikksølv i sediment. Vi takker Allskog SA ved Magnus Mestvedt for oppdraget og god kommunikasjon underveis i prosjektperioden.

Trondheim, desember 2020



Morten Andre Bergan, forsker II

Prosjektleder

1 Innledning

Ved Lundamo, Melhus kommune i Trøndelag, munner sjørretbekken Lynga til elva Gaula. Gaulavassdraget er det største og mest vannrike vassdraget i Sør-Trøndelag med et samlet nedbørsfelt på 3653 km². Sjøvandrende laksefisk har tilgang på mer enn 20 mil elvestrekning i hovedelva og i større sidevassdrag som Lundesokna, Sokna, Bua, Forda og Gaua (Solem mfl. 2014). For sjørreten i Gaulavassdraget er små sidebekker utpekt som svært viktige (Bergan & Solem 2018), der Lynga er en av disse. Lynga inngår i overvåkingsprogrammet for sidevassdrag til Gaula (Solem mfl. 2014, Bergan 2015, Bergan & Solem 2016, 2017, 2018, 2019, 2020 & 2021-i arbeid). Overvåkingsprogrammet har vurdert status for sjørretbekker til midtre og nedre del av Gaula som svært redusert (Bergan & Solem 2018), med de største årsaksfaktorene knyttet til landbruk, urbanisering og vei/jernbane. Tap av areal og redusert arealkvalitet i gjenværende areal er hovedårsaker, der nedslamming av vassdragene også er utpekt som en stor trussel (Bergan & Nøst 2017, Bergan & Solem 2018).

1.1 Områdebeskrivelse

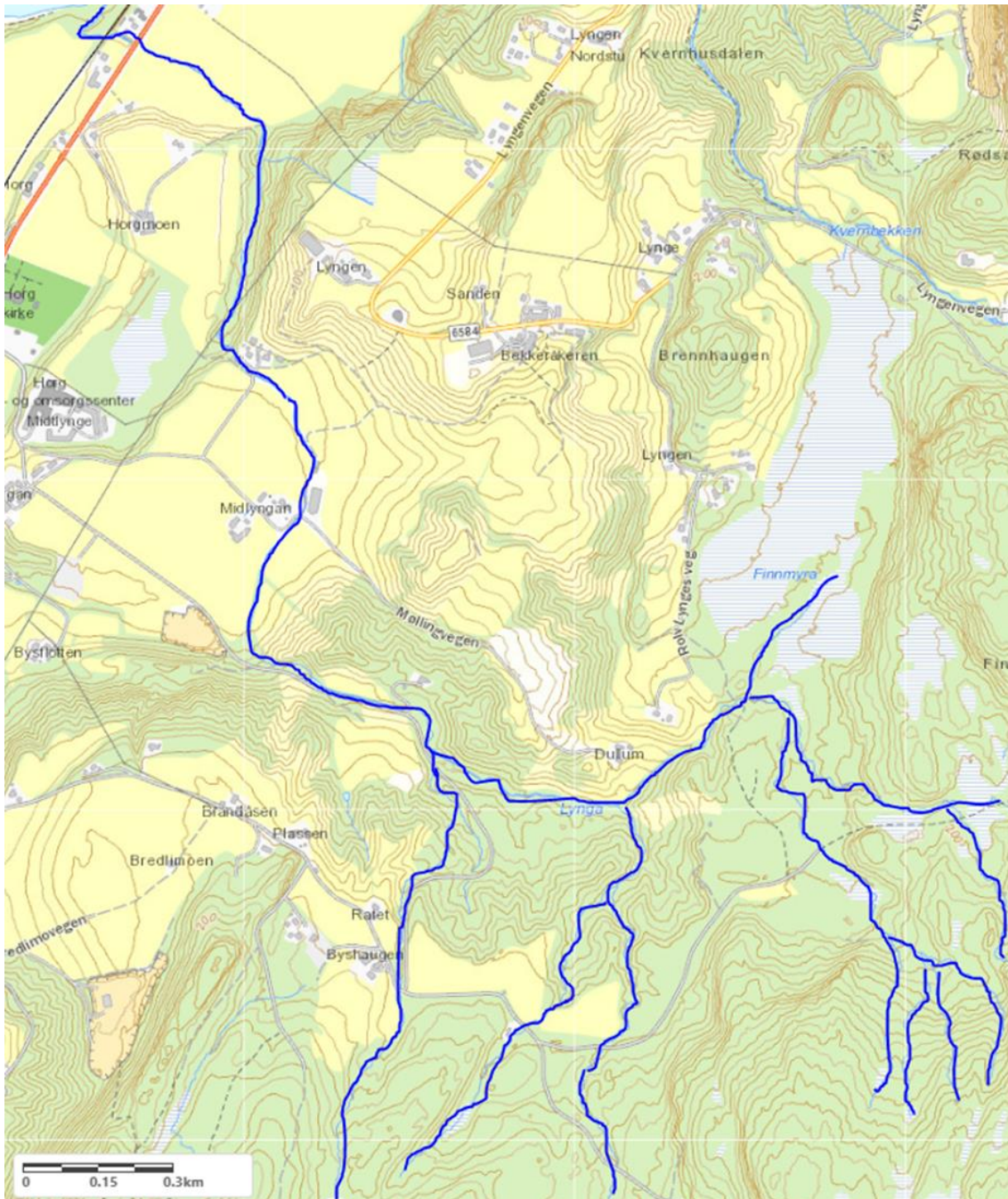
Vannforekomst Lynga (122-163-R) er upresist definert i Vann-nett, og står oppført med mangelfullt nedbørfelt og tilførselskilder. Vannforekomsten er her definert kun med hovedgreina, der en rekke sidegreiner/tilførselsgreiner ikke er inkludert. Dette er viktig i forhold til nedbørfeltorientert forvaltning av vassdrag, og synliggjøring av risiko for belastninger i ulike delfelt av nedbørfeltet til Lynga.



Figur 1. Lynga, definert i Vann-nett. Karter er hentet fra <https://vann-nett.no/portal/#/water-body/122-163-R>.

Lynga har deler av sine kilder fra myr- og skogområder ved foten vest for Finnmyråsen (278 moh), der en tilløpsgrein kommer fra Finnmyra og skogsområdene knyttet til denne åsen (**figur**

1). Det er kun denne greina som er inkludert i Vann-nett sin vannforekomstdefinisjon (som vist med blå linje i **figur 1**). **Figur 2** viser en mer presis inntegning av Lyngas vannveier og nedbørfelt.



Figur 2. En mer presis definering av vannforekomsten Lynga, der tilsigsgreiner er inntegnet. definert (blå vannlinjer). Vannlinjer tegnet inn i kart for hånd av NINA. Kartgrunnlag: [GIS link](#) [Kartløsninger](#)

1.2 Skogsarbeid og dyrkingsaktiviteter i nedbørfeltet i 2019

I øvre del av Lyngas nedbørfelt ble det i 2019 påbegynt nydyrking og hogst i et tidligere urørt myr- og skogsområde. Gjennom dette feltet drenerer en tilsigsbekk til Lynga. Under gjennomføring av ungfiskundersøkelser i 2019 (se Bergan & Solem 2020) ble det avdekket kraftig nedslamming og vedvarende økt turbiditet i anadrom strekning av Lynga (**figur 3**) i perioden (siste uke

september og første uke oktober) som regnes som gytetiden for sjørretet i vassdraget. Denne slam- og partikkelforurensning i tilsigsbekken pågikk over en lengre periode høsten 2019, der avrenningen gikk videre ut i resipienten Lynga og helt ned til hovedresipient Gaula. Problemerkartlegging oppover vassdraget viste at partikkelforurensningen stammet fra et område i øvre del av nedbørfeltet, med tilførsel via nevnte tilsigsgrein og til hovedbekken Lynga. Dette området, som tidligere var urørt skog og myrområder, var nå gjenstand for hogst og nydyrking av myr, med bratt gradient og avrenning ned mot tilsigsgreina og Lynga



Figur 3. Kraftig turbiditet og partikkelforurensning i Lyngas sjørrettførende strekninger nedstrøms E6 den 27. september 2019. Foto: NINA.

I midten av oktober 2019, et tidspunkt som normalt er etter hovedgytinga for sjørretet, ble det ikke påvist gyttegroper på områder som årene forut var anvendt til gyting i Lynga (**figur 4**).



Figur 4. Bekkeløpet i Lynga bar fortsatt sterkt preg av nedslamming i midten av oktober 2019, om lag en måned etter at den observerte partikkelforurensningen var på det meste den 27. september 2019. Ingen gyttegroper av sjørretet ble observert i bekken på stasjonsområdene som ble undersøkt dette året. Foto: Morten André Bergan.

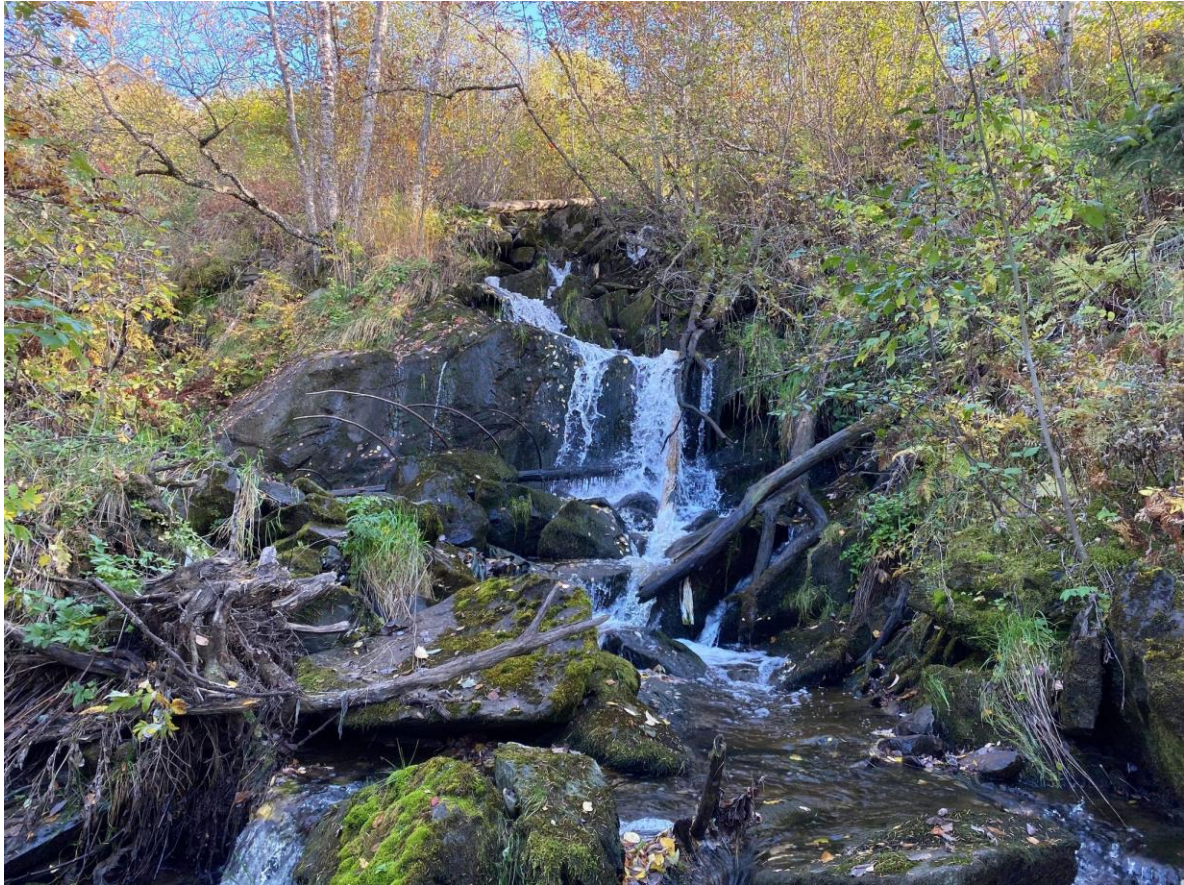
1.3 Undersøkelser av vannmiljøet i 2020

For å vurdere hvorvidt forurensning av slam og partikler har hatt negative økologiske effekter i Lynga, har vi etter pålegg fra Fylkesmannen i Trøndelag (FM) gjennomført analyser av kvikksølv og totalt organisk karbon i sedimenter, samt bunndyrundersøkelser, ungfiskundersøkelser, og kartlegging av substratforhold og gyteaktivitet høsten 2020. Resultatene er knyttet opp mot den observerte aktiviteten i nedbørfeltet høsten 2019, og partikkelforurensning og nedslamming i etterkant. Datagrunnlaget fra høsten 2020 er sett i sammenheng med eksisterende kunnskapsgrunnlag om status for ungfiskbestanden i vassdraget.

Av historiske flyfoto synes Finnmyra å være forsøkt utgrøftet og dyrket etter krigen (flyfoto fra 1947, se <https://kart.finn.no/>), men videreføring av dette er av en eller annen grunn ikke gjennomført (flyfotoserie 1947- 2019), slik at myra fortsatt framstår som relativt regenerert og intakt den dag i dag. Ut fra flyfotovurderinger, så er noe nylig påbegynt hogst og avskoging (etter 2016) i områder rundt Finnmyråsen. Tilløpsbekk fra Finnmyra møter deretter en annen tilløpsgrein med opphav fra Lomtjønnin/Lomtjønnmyra (325 moh) og nedenforliggende myr- og skogsområder. Denne tilløpsgreina renner sør for Finnmyråsen, i et skog- og myrparti som ble flekkvis avskoget før 2005 vurdert ut fra flyfoto (se **avsnitt 5** for flyfoto-beskrivelser av tidligere inngrep i området).

Etter dette samløpet går Lynga langs dyrkamark på nordre side og urørt skog på motsatt side, men med godt utviklet kantvegetasjon langs begge sider av bekkeløpet. Flyfoto fra 1947 avdekker at dyrkamarka gikk helt ned mot bekkeløpet ved enkelte partier på denne strekningen den gang. Like sør for Gården Dullum samløper bekken med ytterligere en tilsigsgrein, som heller ikke er med i vannforekomstdefinisjonen i Vann-nett. Denne greina kommer fra skog- og myrområder sør for Kjelvollvegen og nord for Raudåsberga (330 moh) / Ringvedåsen (396 moh). Det er nettopp denne sidegreina som er av interesse for undersøkelsen som nå er gjennomført i 2020 i Lynga, og som i 2019 ble utsatt for omfattende hogst, skogsarbeid og nydyrking (se **avsnitt 1.1.1**).

Etter samløpet renner Lynga i urørt skog- og bekkelandskap, før den igjen mottar tilførsel fra ytterligere en sidebekk med opphav fra skogs- og myrområder nord for Raubergåsen. Deretter går Lynga parallellt med Kjelvollvegen, før bekkeløpet går over et bratt fosseparti og dreier mot sør i kanalisert bekkestrekning på om lag 6-700 meter langs et intensivt drevet landbruksområdet ved gården Midtlyngan. Lynga går deretter ut i en bratt foss (**figur 5**), som markerer slutten på naturlig anadrom strekning (bekkestrekninger med tilgang for laks og sjørret fra Gaula). Nedstrøms denne fossen og ned mot samløp med Gaula er Lynga å regne som laks- og sjørretførende på en strekning på i overkant av en kilometer (oppmålt på digitalt kartgrunnlag). De første om lag 500 meter av Lynga etter fossen i **figur 5** går i et naturligt og urørt bekkeparti, med svært intakte natur- og vassdragskvaliteter. Deretter går bekken i en svært endret, utrettet og avsmalnet landbrukskanal i om lag 315 meter i dyrkamark, ned mot krysning av E6 og etter hvert jernbane, før Lynga samløper Gaula om lag 150 meter nedstrøms jernbanekrysningen.



Figur 5. Laks og sjøørret stopper naturlig i denne fossen i Lynga, litt over én kilometer fra samløpet med Gaula. Fotografi fra høsten 2020. Foto: NINA.

1.4 Kunnskapsstatus for Lynga

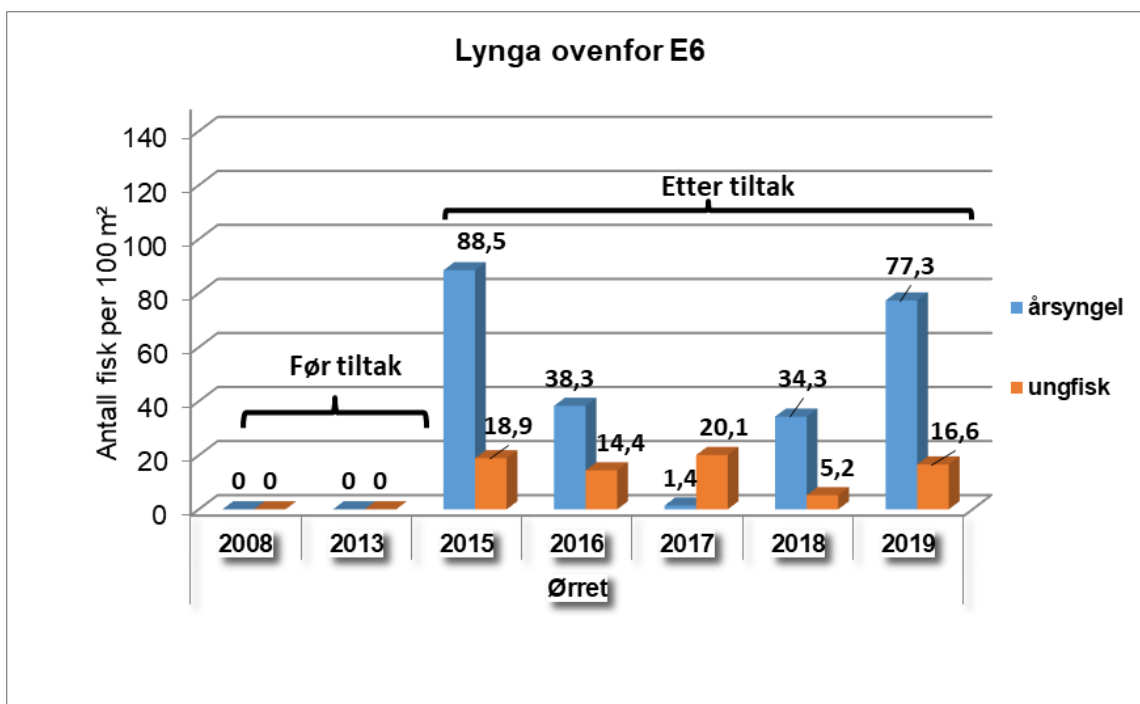
De første beskrivelsene av Lynga stammer fra tidlig 80-tallet (Korsen & Skotvold 1984). Dette var enkle vurderinger knyttet til et lavt kunnskaps- og datagrunnlag, gjerne kun på bakgrunn av samtaler med lokale eller befaringer langs bekkebredden. Bekken ble her beskrevet som «fiske-rik, med for det meste ørret», der naturlig anadrom strekning ble anslått til om lag 1 kilometer lang. Dette anslaget stemmer godt overens med nyere oppmålinger av naturlig anadrom strekning på digitale kart, selv om dagens anadrome strekning likevel er noe redusert sammenlignet med opprinnelig, som følge av eldre landbruksutrettinger, avsmalning og kanalisering i nedre del.

I nyere tid ble Lynga ved Lundamo undersøkt første gang i 2008 (Bergan & Arnekleiv 2009), og er etter dette jevnlig fulgt opp fra og med 2013 (Solem mfl. 2014, Bergan 2015, Bergan & Solem 2016-2020). Kunnskapsgrunnlaget for vassdraget de siste 10 årene er dermed godt, og viser at vannforekomsten er en utpreget, typisk sjøørretbekk i Gaulavassdraget (**figur 6**), der laks (**figur 7**) kun unntaksvis forekommer. Sjøørreten utnytter i dag hele anadrom strekning til mer eller mindre årlig gyting opp til en definert foss (naturlig grense, se **figur 5**), mens laks gyter kun i nedre del før samløp med Gaula i enkelte år. Det er ikke registrert årsyngel av laks, og dermed gyting, ovenfor jernbane eller E6, i nyere tid. Ørreten anvender hele anadrom strekning av vassdraget som oppvekstområder. Enkeltfisk av eldre laksunger vandrer opp til bekkepartier oppstrøms E6, og påtreffes sporadisk med lav forekomst i enkeltår (**figur 7**).

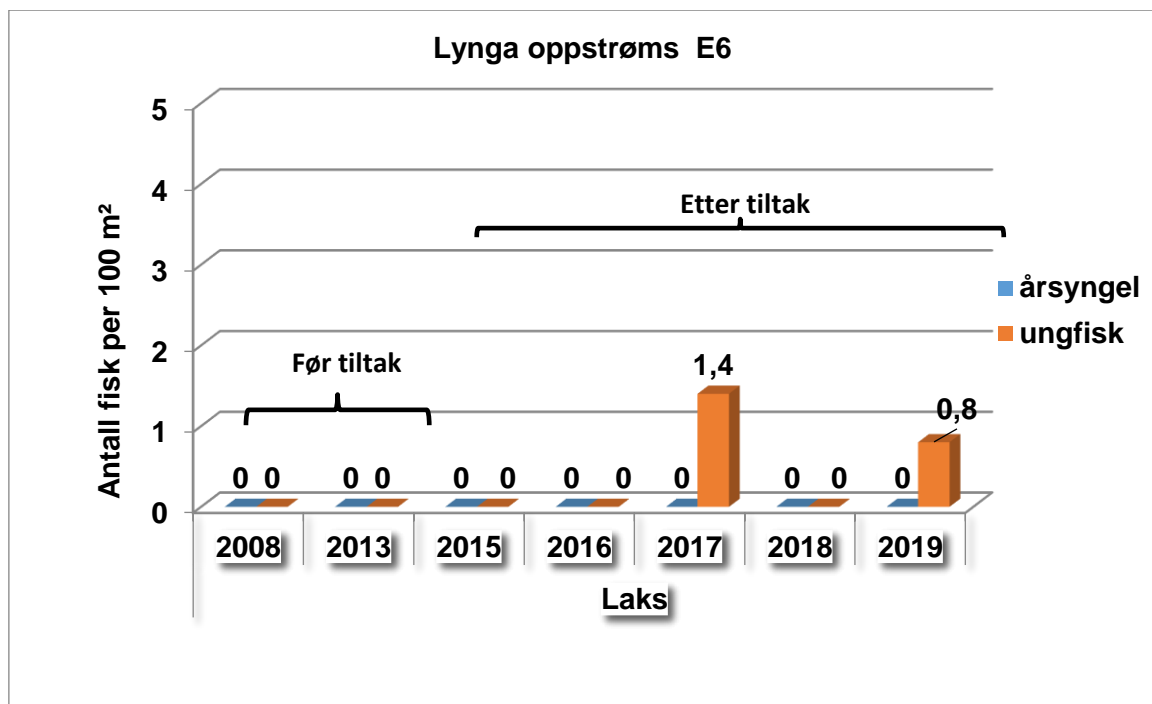
I kunnskapsgrunnlaget for Lynga i perioden 2008 - 2013 fremgår det at vandringsveiene under henholdsvis jernbane og E6 var stengt for oppgang av sjøvandrende laksefisk fra Gaula før 2014 (Bergan & Arnekleiv 2009). Nedstrøms E6 og jernbane ble det funnet relativt høye tettheter av

ungfisk (ørret og laks) i nevnte undersøkelse, mens det samtidig ikke ble registrert ungfisk oppstrøms E6. I 2014 ble imidlertid begge problempunktene for fiskevandring utbedret av Jernbaneverket/Bane Nor og Statens vegvesen, i samarbeid med NVE og lokalt engasjement (Solem mfl. 2014, Bergan, 2015). Dersom sjørret fra Gaula nå fikk mulighet til å enkelt passere både stikkrenne under jernbane og veikulvert under E6, skulle dette kunne gi seg utslag i registrering av økende tettheter av ørretunger (spesielt årsyngel) oppstrøms E6. Det ble samtidig avdekket til dels svært gode gyte- og oppvekstmuligheter i Lynga på strekninger oppstrøms E6, fortrinnsvis oppstrøms landbruksområdene, der bekken gikk i et urørt vassdragslandskap uten inngrep og endringer i bekkeløpet.

Figur 6 og **7** viser utvikling av ungfisktetthet hos hhv. ørret- og laksunger i Lynga oppstrøms jernbane og E6 i perioden 2008-2019, dvs før og etter tiltak ved vandringsveiene. Data fra årene 2009-2012 og 2014 ble ikke innhentet. Da det er varierende stasjonsomfang i undersøkelsesårene, er tetthetstallet oppgitt som et beregnet gjennomsnitt fra år med flere enn en stasjon.

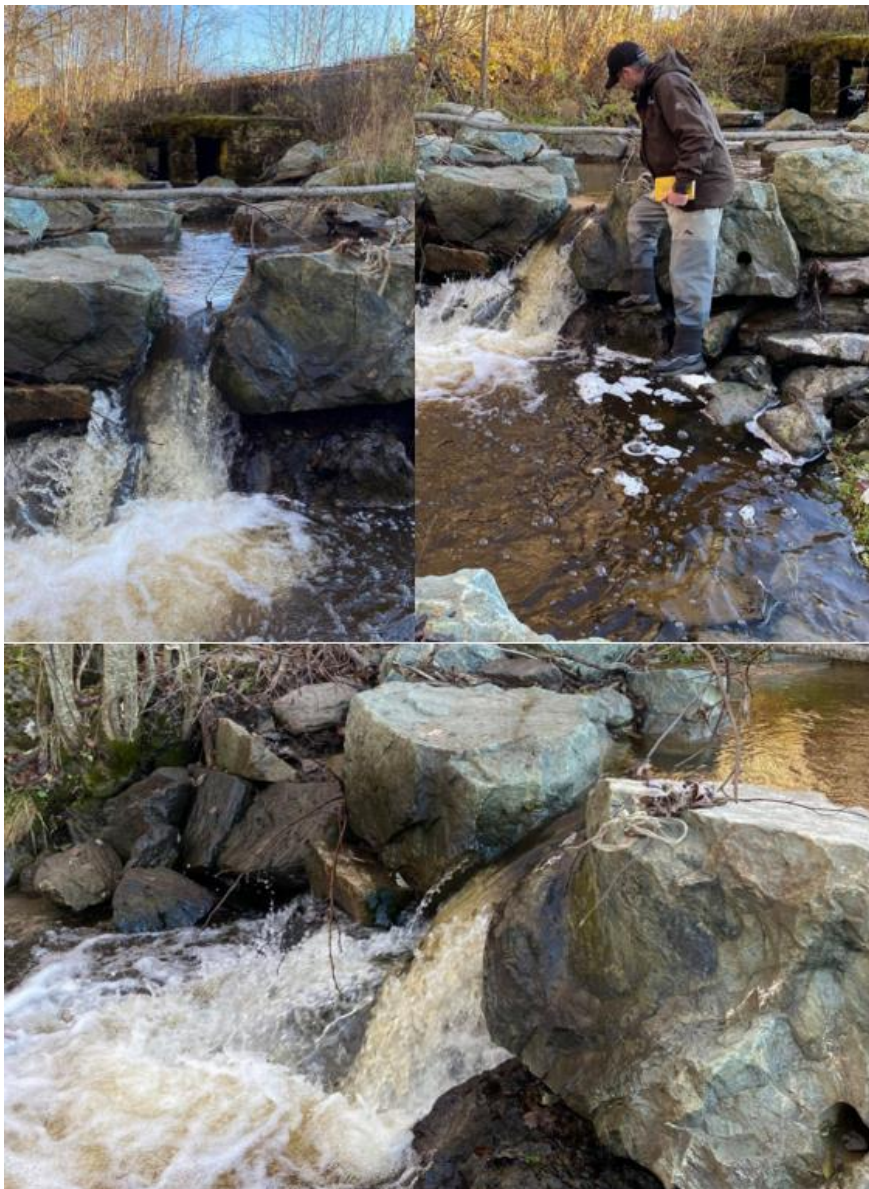


Figur 6. Gjennomsnittstettheter for årsyngel (0+) og eldre ungfisk ($\geq 1+$) av ørret på utvalgte stasjoner oppstrøms jernbane og E6 i Lynga. Data er hentet fra Bergan & Arnekleiv (2009), Solem mfl. (2014), Bergan & Solem (2016), Bergan & Solem (2017, 2018 og 2019).



Figur 7. Gjennomsnittstettheter for årsyngel (0+) og eldre ungfisk ($\geq 1+$) av laks på utvalgte stasjoner oppstrøms jernbane og E6 i Lynga. Data er hentet fra Bergan & Arnekleiv (2009), Solem mfl. (2014), Bergan & Solem (2016), Bergan & Solem (2017, 2018 og 2019).

Resultatene fra ungfiskundersøkelsene etter tiltakene har vært noe varierende, men generelt sett positive, fram til og med 2019 (Bergan & Solem 2020). Overvåkingen har vist at både ungfisk av sjøørret (og laks) har vandret opp fra Gaula og nedre del av bekken, og forbi tiltakspartiene. I tillegg har årsyngeltettheten av ørret økt vesentlig, noe som fastslår at stor sjøørret fra Gaula har passert og gytt oppstrøms tiltakene. Lekkasjeutslipp av silosaft ble avdekket i 2014 (Bergan 2015) og utrasing/blokkering av fisketrapp i 2017 (Bergan & Solem 2019). Dette er noen avdekkede problemstillinger som kan forklare årsaken til det varierende, sviktende tilslaget i ungfisktetthet og årsyngelforekomst i enkeltår. Engangsuhellet med utslipp av silosaft ble raskt sanert, og fisketrappa ble utbedret før påfølgende års gyttetid. De fisketrappplignende tersklene som er konstruert nedstrøms stikkrenna under jernbane er fortsatt noe vandringshindrende på enkelte vannføringer, og åpningen (renna) i tersklene er for smal, slik at vandringsveien stadig tettes av kvist og dødt trevirke. Dermed oppstår ugunstige sprang og større passeringsproblemer (se Bergan & Solem 2021, i arbeid men se også **figur 8** for status i oktober 2020).



Figur 8. Terskler nedstrøms stikkrenne under jernbane i Lynga bør justeres noe for å gi lettere oppgang og for å unngå å tettes. Åpningene er for smale i dag, og går lett tett. Dette gir forhøyd sprang nedstrøms, samt blir utfordrende for sjøørreten å treffe den smale glippen i terskelen under gytevandringen. Fotografi tatt i oktober 2020. Foto: NINA/ Aa-Vann.

Samtidig med nevnte problemstillinger i Lynga, kan det normalt ikke forventes umiddelbar fullrekruttering av ungfisk på nyåpnede vassdragstrekninger i Lynga, da den stedege sjøørretbestanden i vassdraget (og Gaula for øvrig) trenger tid for å bygge seg opp til livskraftig nivå. Sjøørret er flergangsgyttere, der veteraner har stor betydning for gytebestanden. Å reetablere en livskraftig, tallrik sjøørretbestand i et vassdrag som har et dårlig utgangspunkt, slik som Lynga før 2014, kan ta minst 5-10 års tid, etter tiltak. Utover dette har nedre del av Lynga tidvis moderat forhøyde næringssaltenivåer knyttet til diffus avrenning fra landbruk og spredt avløp, samt noe organisk belastning fra nevnte kilder i nedbørfeltet. Videre er deler av anadrom strekning (**figur 9**) oppstrøms E6 sterkt endret som følge av landbruksaktivitet, der bekkeløpet er svært avsmalnet, utgrøftet og kanalisert.



Figur 9. Lynga oppstrøms E6. Det er vesentlig forskjell i bekkeløp og habitatkvalitet på stasjon i dyrkamark (venstre bilde.) sammenlignet med Lyngas urørte strekninger oppstrøms dyrkamarka (høyre bilde). Fotografi tatt i november 2019. Foto: NINA.

2 Metode og innretning av undersøkelser i 2020

2.1 Ungfiskundersøkelser

I 2020 ble det gjennomført elektrisk fiske med bærbart elektrisk fiskeapparat av Paulsen-type (GeOmega Fa-4) (**figur 10**) i naturlig anadrom strekning i Lynga. Undersøkelsene ble gjennomført i perioden 30.09 -14.10 2020, på lav til middels vannføring, god sikt og gunstige vanntemperaturer (6,3-9,7 grader Celcius).



Figur 10. Ungfiskundersøkelser i Lynga foregår med bærbart strømapparat og håndholdte håver, på bekkestrekninger som er vadbare. Illustrasjonsfoto. Foto: NINA /Aa-Vann.

Det ble gjennomført ungfiskundersøkelser på sju områder fordelt på den anadrome strekningen av Lynga (**tabell 1**). To av stasjonene (stasjon 3 og stasjon 4) utgjør mer eller mindre faste stasjonsområder i forbindelse med det årlige overvåkingsprogrammet for sidebekker til Gaula (Bergan & Solem 2020), mens ytterligere fem stasjoner ble etablert i forbindelse med pålegget fra Fylkesmannen i Trøndelag. I tillegg til stasjonene i anadrom strekning av Lynga i **tabell 1**, ble det gjort et fiske og søk med elfiskeapparat for å påvise eventuelle ørret oppstrøms naturlig anadrom strekning. Dette ble gjort for å avdekke hvorvidt Lynga har en bekkestasjonær ørretbestand. Dette ble gjennomført i området Midtlyngan, hvor om lag 40-50 meter bekkestrekning ble undersøkt (ca 100 m²).

Tabell 1. Stasjoner for ungfiskundersøkelser og lokalisering i Lynga i 2020.

St.	ID	Navn	Kartreferanser (UTM 32 V)	Areal (m ²)	Dato
1	122-163-R	Lynga	7002087 N, 563435 E	36	14.10.2020
2	122-163-R	Lynga	7002021 N, 563377 E	40	14.10.2020
3	122-163-R	Lynga	7001989 N, 563519 E	35	30.09.2020
4	122-163-R	Lynga	7001824 N, 563752 E	45	30.09.2020
5	122-163-R	Lynga	7001485 N, 563699 E	33	01.10.2020
6	122-163-R	Lynga	7001414 N, 563670 E	57	01.10.2020
7	122-163-R	Lynga	7001400 N, 563665 E	20	01.10.2020

2.1.1 Metoder i felt

Alle stasjoner ble overfisket én gang på oppmålt areal. Tetthet av ungfisk på disse stasjonene ble beregnet ved å benytte en estimert, fastsatt fangbarhet og beregning av tetthet ved hjelp av den såkalte utfangstmetoden (Zippin 1958, Bohlin mfl. 1989). Fangbarheten er fastsatt fra tidligere år der utfangstmetoden og tre ganger overfiske har vært anvendt, samt ved skjønn/ekspertvurdering basert på forholdene ved stasjonsområdet (vannføring, sikt, refleks i vatnet, fiskestørrelser, med mer). Lengdefordeling i ungfiskmaterialet gir grunnlaget for alderstilhørighet, som i denne rapporten er to aldersgrupper, henholdsvis årsyngel (0+) og eldre ($\geq 1+$). Det kan være store lengde- / aldersforskjeller i sidevassdrag til Gaula, også innad i bekker, så alderstilhørighet er derfor beheftet med noe usikkerhet. Alle ungfisk ble plassert i bøtter med rent, friskt vann for oppvåkning etter håndtering og bedøving med Aqui-S, og deretter sluppet levende tilbake til bekken ved stasjonen de ble fanget på.

2.1.2 Vurdering av økologisk tilstand

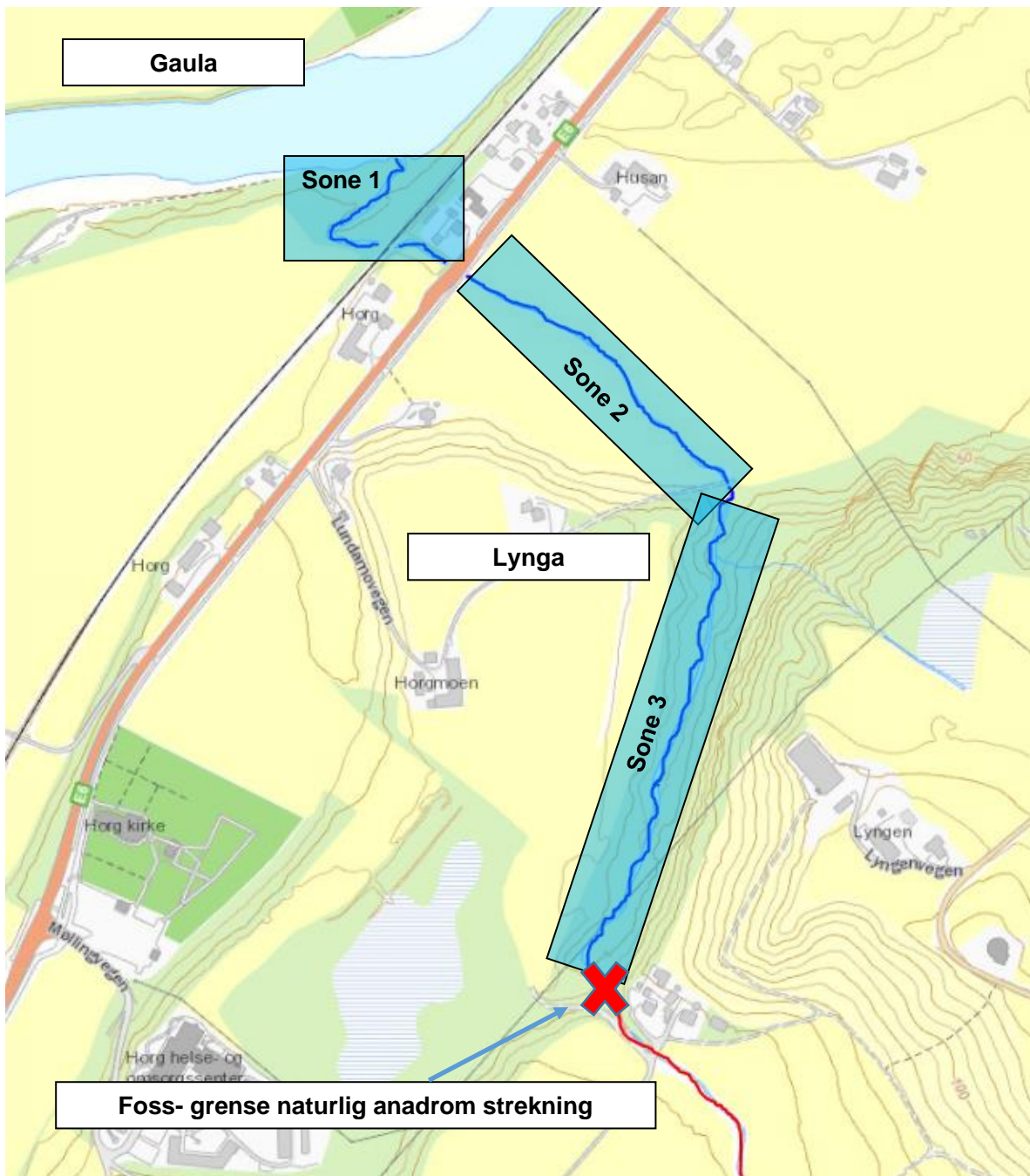
De siste årenes utvikling av metoder basert på studier og data fra overvåking og restaurering av små anadrome vassdrag har gitt en økning i kunnskap om naturtilstand for sjørretbekker i Midt Norge. Kunnskapen gjør at forventningen til tetthet og bestandsstruktur i disse vassdragene har blitt mer treffsikker (Bergan & Nøst 2017, Hol mfl. 2019). Eksisterende forslag til forventningsverdier (etter f.eks. Sandlund mfl. 2013, Anonym 2013 eller Bergan mfl. 2011) ser derfor ut til å være noe upresise, og ut fra vår erfaring ofte satt for lave for gjennomsnittlige sjørretvassdrag i regionen (og Norge for øvrig). Ungfisktetthetene fra alle stasjoner i Lynga likevel anvendt til å vurdere økologisk tilstand med laksefisk som kvalitetselement etter det gjeldende forslaget. Sammenslått tetthet av all laksefisk (både ørret og laks) fra naturlig anadrome strekninger i Lynga er vurdert etter forventningsverdier for fisketetthet med «Anadrom, habitatklasse 3» som utgangspunkt (**tabell 2**). Ved et eventuelt unaturlig fravær av en eller flere aldersgrupper reduseres tilstandsklassen ett trinn ned.

Tabell 2. Forventningsverdier for tetthet av laksefisk i små lakse- og sjørretførende vassdrag (tabell 7.1 fra Sandlund mfl.2013). * Allopatrisk: Uten andre, konkurrerende fiskearter til stede. Sympatrisk: I sameksistens med én eller flere konkurrerende fiskearter

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

2.1.3 Gytegrøpvrurderinger og nedslamming av bekkesubstrat

Vi har samtidig med gjennomføringen av ungfiskundersøkelsene den 30.09, 01.10 og 14.10, gjort en bekkebunnvurdering og grovtaksering/registrering av gytegrøper i Lyngas anadrome strekninger (**figur 11**). Resultatet fra denne kartleggingen presenteres som et omtrentlig anslag på antall gytegrøper og vurdering av kvalitet på gyteområder innenfor sonene **1. Nedre** – nedstrøms jernbane/E6, **2. Midtre** -dyrkamark oppstrøms E6 og **3. Øvre**- urørte strekninger opp til foss. En vurdering av nedslamming og grad av substratkitting er også diskutert, basert på inntrykket etter feltarbeidet og sammenlignet med inntrykket fra tidligere års undersøkelser i Lynga.



Figur 11. Registrering av gytegrøper og fra av nedslamming på tre soner i Lyngas anadrome strekninger høsten 2020. Kartgrunnlag: [Vannmiljø \(miljodirektoratet.no\)](http://Vannmiljø.miljodirektoratet.no).

2.2 Bunndyrundersøkelser

2.2.1 Stasjoner

Bunndyrprøver er innsamlet på tre stasjoner i Lynga (**tabell 3**). En stasjon (st. 1) er lokalisert i anadrom strekning, på bekkepartier like oppstrøms E6 (Stasjonen er identisk med st. 3 for ungfisktellinger). Videre er en stasjon lokalisert nedstrøms tilførselskilden (sidebekken) fra hogst og nydyrking (st. 2), mens en stasjon er lokalisert oppstrøms tilførselskilden (st. 3, referanse). **Vedlegg B** viser omtrentlig lokalisering på kart.

Tabell 3. Stasjoner for bunndyrprøvetaking i Lynga i 2020.

St.	ID	Navn	Kartreferanser (UTM 32 V)	Metode	Dato
1	122-163-R	Lynga	7001989 N, 563519 E	Sparkeprøve, R-3	14.10.2020
2	122-163-R	Lynga	7000502 N, 564161 E	Sparkeprøve, R-3	14.10.2020
3	122-163-R	Lynga	7000459 N, 564494 E	Sparkeprøve, R-3	14.10.2020

2.2.2 Metoder i felt

Bunndyrundersøkelsene følger norsk standard for bunndyrinnsamling med elvehåv og er i samsvar med metodikk og anbefalinger angitt i gjeldende klassifiseringsveileder for vurdering av bunndyrsamfunnet og økologisk tilstandsklassifisering (Anonym 1988, Anonym 2009, Anonym 2013, revidert i 2015). Bunndyrprøvene er såkalte høstprøver innsamlet den 14.10. 2020, og er tatt med sparkemetoden (Frost mfl. 1971). Metoden går ut på at en holder en firkantet standardhåv (25 x 25 cm, maskevidde 250 µm.) ned mot elvebunnen og sparker opp substratet oppstrøms håven. Dette medfører at bunndyrene og annet organisk materiale blir ført med vannstrømmen inn i håven (Anonym 1988, Anonym 1994). Det er tatt tre ett-minutts prøver (R1x3=R3) på hver stasjon, tilsvarende ca. 9 meter elvestrekning. Prøvene er hentet fortrinnsvis fra hurtigrennende habitater med stein/grussubstrat. For hvert minutt med sparking er håven tømt for å hindre tetting av maskene og tilbakespyling av materiale ut av håven. Hver sparkeprøve er fiksert med etanol i felt for videre bearbeidelse og taksonomisk bestemmelse ved NINAs laboratorier i Trondheim.

2.2.3 Miljøbedømming og klassifiseringsmetodikk

Ulike grupper og arter av bunndyr har forskjellige toleransegrenser i forhold til forurensningsbelastning og annen påvirkning (Aanes & Bækken 1989). I en ren elv eller bekk, som i liten grad avviker fra naturtilstanden og som dermed har økologisk tilstand «God» eller bedre, vil man kunne forvente å finne en klar dominans av bunndyrgrupper som døgn-, stein- og vårfluer (i tillegg til andre rentvannsformer). Karakteristisk for slike lokaliteter vil være høy diversitet av arter, der mange følsomme taksa opptrer med tetthet større enn enkeltfunn. I tillegg vil det være liten eller ingen forskyving av dominansforhold mot tolerante arter. Sterkt innslag av gravende og detritus-spisende bunndyrgrupper, som har høy toleranse oppstrøms ulike belastninger, vil derimot være indikatorer på forurensninger. Eksempler på slike bunndyrgrupper kan være børstemark, igler, snegler, midd, tolerante fjærmygg og andre tovinger. For miljøbedømming ved bruk av Lyngas bunndyrfauna, vil sammenligninger mellom bunndyrsamfunn på referansestasjonen og stasjoner nedstrøms belastningskilden ha størst utsagnskraft ved vurderingene. Vi vil samtidig anvende standardiserte forurensningsindekser på bunndyrmaterialet:

Biologisk mangfold: Døgn-, stein- og vårfluer (EPT-indeks)

En vanlig tilnærming til biologisk mangfold i bekker og elver er en vurdering av forekomsten (antall og mangfold) av ulike indikatortaksa i samfunnet av bunndyr. En mye brukt indeks her er

verdien gitt som det totale mangfoldet av EPT-arter/taksa. Verdien tar utgangspunkt i hvor mange arter/ taksa av døgnfluer (E= Ephemeroptera), steinfluer (P= Plecoptera) og vårfluer (T= Trichoptera) en registrerer på lokaliteten. En reduksjon i antall EPT-taksa i forhold til det en ville forvente var naturtilstanden eller en referansestasjon danner grunnlaget for vurderingen av påvirkning. Naturtilstanden hos bunndyrfaunaen i våre vannforekomster varierer både etter vannforekomstens størrelse, biotopens utforming og beliggenhet (høyde over havet, nedbørfeltets geologi og geografisk lokalisering). Dette medfører at vurderingssystemet må brukes med forsiktighet.

Klassifisering av økologisk tilstand: Average score per taxon (ASPT- indeks)

I henhold til gjeldende klassifiseringsveiledere er ASPT-indeksen anvendt til klassifisering av den økologiske tilstanden i vannforekomster med generell påvirkning (Armitage mfl. 1983). Indeksen er opprinnelig tilpasset Storbritannia, men viser tilfredsstillende treffsikkerhet også for vannforekomster i Norge, etter interkalibrering av grenseverdier. Indeksen baserer seg på en rangering av et utvalg av de familiene som kan påtreffes i bunndyringsfunnet i elver, etter deres toleranse overfor organisk belastning og næringsaltanrikning (generell belastning). Toleranseverdiene varierer fra 1 til 10, der 1 angir høyest toleranse. ASPT-indeksen gir en midlere toleranseverdi for bunndyrfamiliene i prøven. Målt indeksverdi skal vurderes i forhold til en referanseverdi (uten belastning) for hver vanntype. Referanseverdien er satt til 6,9 for bunndyrfaunaen i elver/rennende vann (**tabell 4**). Denne referanseverdien skal per i dag gjelde for alle typer rennende vann i henhold til klassifiseringsveilederens retningslinjer for typifisering av vassdrag. ASPT-indeksen, referanseverdier og klassegrenser baserer seg på kun et lite utvalg av vannforekomster i Norge, og er i utgangspunktet tilpasset større vassdrag. Lynga synes derfor å være mindre tilpasset ASPT-indeksen. Bakgrunnsstoffet for indeksen baserer seg også på bunndyringsfunn lenger sør i Europa. Dette kan medføre usikkerhet i klassifiseringen i Norge, spesielt for små vassdrag som Lynga, som kan ha andre referanseverdier ved naturtilstand. Resultatene fra de siste års vandirektivundersøkelser i vannregioner i Midt Norge, samt langvarige bunndyrovervåkingsprogrammer i små vassdrag i Trondheim kommune, har imidlertid gitt tilfredsstillende klassifisering av økologisk tilstand. Dette gjennom kjennskap til kjente påvirkninger og sammenligner med vannforekomstenes målte vannkvalitet ved hjelp av fysisk-kjemiske måleparametere.

Tabell 4. ASPT-verdier og grenseverdier for økologisk tilstand ved bruk av bunndyrfauna i elver.

		Bunnfauna		ASPT	
Naturtilstand	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
6,9	>6,8	6,8-6,0*	6,0-5,2	5,2-4,4	< 4,4

Grenseverdier			
SG/G	G/M	M/D	D/SD
6,8	6*	5,2	4,4

* interkalibrerte klassegrenser

Miljøbedømming: Biology Working party (BMWP-indeks)

Vi oppgir også en BMWP-indeksverdi (Armitage mfl. 1983) på bunndyrmaterialet for Lynga, som er en del av beregningsgrunnlaget for nevnte ASPT-indeksverdi. Dette er en indeks hvor de ulike bunndyrgruppene som registreres tillegges en verdi fra 10 til 1, alt etter hvilken kunnskap som finnes om artens toleranse overfor organisk forurensning/eutrofiering. Summering av verdiene gir dermed et tall som relateres til graden av påvirkning. Ved stor vannkjemisk, bakteriologisk eller mekanisk (fysisk nedslamming) belastning reduseres antall poenggivende bunndyrgrupper sammenlignet med en forventet naturtilstand eller lite påvirket tilstand. Typisk for midtnorske bekker og småelver med god vann- og miljøkvalitet er BMWP-verdier opp mot 100 eller mer

(Bergan 2020, Mason 2002). For et vassdrag av typen Lynga viser de siste årenes bunndyrovåking i trøndelag (Bergan 2020) at en bør forvente verdier godt over 100 for å kunne fastslå at påvirkningen ved et bekkeavsnitt ikke er betydelig.

På hver stasjon er de tre indeksene antall EPT -taksa, ASPT-indeks og BMWP-indeks anvendt for vannmiljøbedømming. ASPT-indeksverdien er grunnlaget for å klassifisere en økologisk tilstand. Konkrete punktutslipp til vassdrag kan likevel gi et upresist eller feil bilde av den økologiske tilstanden i vassdrag på bakgrunn av en indekssklassifisering. Dette fordi indeksene ikke tar hensyn til antall dyr per taksa, men anser ett individ som nok til å gi full poengoppnåelse. På vassdragstrekninger som mottar kraftige punktutslipp, kan drift av rentvannskrevende bunndyr fra renere strekninger oppstrøms, kamuflere den reelle miljøtilstanden. Slike faglige betraktninger og ekspertvurderinger, som krever lang erfaring og høy grad av bunndyrkompetanse, gjøres i forhold til antall bunndyr per prøve, eventuelle forskyvinger av dominansforhold mot tolerante arter i den enkelte bunndyrprøve, samt vurderinger knyttet opp mot referansematerialet/stasjon. Dersom dette avdekkes i datamaterialet for Lynga, er dette kommentert og framhevet i resultatene og diskusjonskapittelet.

2.3 Sedimentundersøkelser

2.3.1 Metode og materiale

Det ble hentet inn sedimentprøver fra fire stasjoner i Lynga den 27. oktober 2020 (**tabell 5**). Før prøvetaking, ble større vassdragsavsnitt befart og egnede steder (bakevjer, loner, kulper – partier med deponert finstoff) ble så valgt ut, og det ble tatt ut prøver av finsedimentet på stasjonen.

Tabell 5. Kartreferanser *(UTM 32): Stasjoner i Lynga for sedimentanalyser av kvikksølv

St.	ID	Navn	Kart (UTM 32 V)	Metode
Ly-A	122-163-R	Lynga	563395 E, 7002037 N	Sedimentprøver
Ly-B	122-163-R	Lynga	564288 E, 7000464 N	Sedimentprøver
Ly-C	undefinert	Lynga, sidebekk	564466 E, 6999661 N	Sedimentprøver
Ly-D	undefinert	Lynga, sidebekk	564414 E, 699903 N	Sedimentprøver



Figur 12. Uttak av finsediment i Lynga ved stasjon Ly-A. Foto: NINA.

Nederste stasjon Ly -A var lokalisert nedstrøms E6 og jernbane, på strekninger like før samløp med Gaula (tilsvarer bekkepartier ved stasjon 1 for ungfisktellinger). Stasjon Ly-B ble lokalisert i Lyngas hovedløp nedstrøms samløp med belastet sidebekk, og lokalisert i sidebekken til Lynga. De to øvrige stasjonene ble lokalisert i belastet sidebekk, hhv.. nedstrøms belastning fra hogst/skogsarbeider (Stasjon Ly-D) og oppstrøms denne aktiviteten (Ly-C). Omtrentlig lokalisering av prøvetakingsstedene er vist på kartutsnitt i **vedlegg C**. Sediment-prøvene ble oppbevart kjølig og levert neste morgen til analyse for totalinnhold av kvikksølv og totalt innhold av organisk materiale (TOC). Analysene er utført av ALS Laboratory Group, Oslo, som er et akkreditert laboratorium for denne type analyser. Innholdet av totalt kvikksølv i sedimentet ble bestemt ved å benytte AES med ICP (induktivt koblet plasma atomemisjonspektrometri). Prøvene ble homogenisert og mineralisert med salpetersyre i autoklav under høyt trykk og temperatur før analyse. For å bestemme mengde totalt organisk karbon ble sedimentprøvene først tørket ved 105 grader og pulverisert ved hjelp av en forbrenningsmetode og IR. Resultatet fra analysen er oppgitt som prosentvis innhold av totalt organisk karbon i sedimentet.

2.3.2 Klassifisering av miljøtilstand

For å vurdere analyseresultatene er det benyttet grenseverdier for miljøklassifisering av T-Hg. Disse er hentet fra en nylig revidert utgave av M-608 (Anonym 2020). Det er her gitt en sammenstilling av grenseverdier til bruk for klassifisering av miljøtilstand i vann og sediment i Norge (**tabell 6**). Dette er et felles system for vurdering og klassifisering av prioriterte miljøgifter, og for å bestemmelse av miljøtilstanden i våre vannforekomster.

Tabell 6. Prioriterte miljøgifter. Klassifiseringssystem for vann og sediment.

I Bakgrunn	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært dårlig
Bakgrunnsnivå	Ingen toksiske effekter	Kroniske effekter ved langtids-eksponering	Akutt toksiske effekter ved kort-tidseksponering	Omfattende toksiske effekter
Øvre grense: bakgrunn	Øvre grense: AA-QS, PNEC	Øvre grense: MAC-QS, PNEC _{akutt}	Øvre grense: PNEC _{akutt} * AF ¹⁾	

1) AF: sikkerhetsfaktor

Kriteriene for å kunne fastsette klassegrensene er basert på systemer for miljøkvalitets-standarder og risikovurdering av kjemikalier i EU. Klassegrensene i **tabell 6** representerer en forventet økende grad av skade på organismesamfunnet i sedimentene.

Øvre grense for klasse II og III samsvarer med Vanddirektivets miljøkvalitetsstandarder AA-EQS og MAC-EQS (AA: årlig middelvei og MAC: maks årlig verdi). Øvre grense for klasse II tilsvarer AA-EQS, som er grenseverdien for kroniske effekter ved langtidseksponering, og øvre grense for klasse III tilsvarer MAC-EQS, som er grenseverdien for akutt toksiske effekter ved korttidseksponering. Øvre grense for klasse I representerer bakgrunnsverdier, og naturtilstanden der slike data foreligger.

For de fleste av de menneskeskapt miljøgiftene, og der miljøgiften ikke har en naturlig kilde, er det ikke etablert øvre grense for klasse I da det mangler grunnlag for fastlegging av bakgrunnsnivå. Øvre grense for klasse IV er basert på akutt toksisitet uten sikkerhetsfaktorer og er grensen for mer omfattende akutte toksiske effekter. Alle klassegrensene med unntak for øvre grense for klasse I er beregnet ut fra risiko/effekt.

Klassifiseringssystemet (**tabell 6**) for sedimenter er ment til bruk for finkornet sediment, bestående av leire og/eller silt. Ettersom miljøgifter i hovedsak finnes på små partikler og organisk materiale, vil ikke sedimenter med innslag av grus eller grov sand være egnet for vurdering ved bruk av dette systemet. De sedimentene som ble samlet inn fra Lyngas stasjoner bestod av finsand og partikler mindre enn dette, og representerer det fineste materialet som var oppdrive i vannforekomsten. Grenseverdiene i vurderingssystemet er tilpasset norske forhold ved å benytte en verdi for innhold av organisk karbon på 1 %, som er noe lavere enn hva som benyttes innenfor EU.

Grenseverdiene (**tabell 7**) og klassegrensene (med unntak av klasse I) er fastsatt på bakgrunn av tilgjengelig informasjon om miljøgiftene fra økotoksikologiske laboratorietester. Der hvor det ikke finnes nok data benyttes sikkerhetsfaktorer (AF), for å sikre tilstrekkelig beskyttelse. Ved å legge på sikkerhets-faktorer tas det høyde for å beskytte eventuelle organismer som er mer følsomme enn de som brukes i laboratorietester.

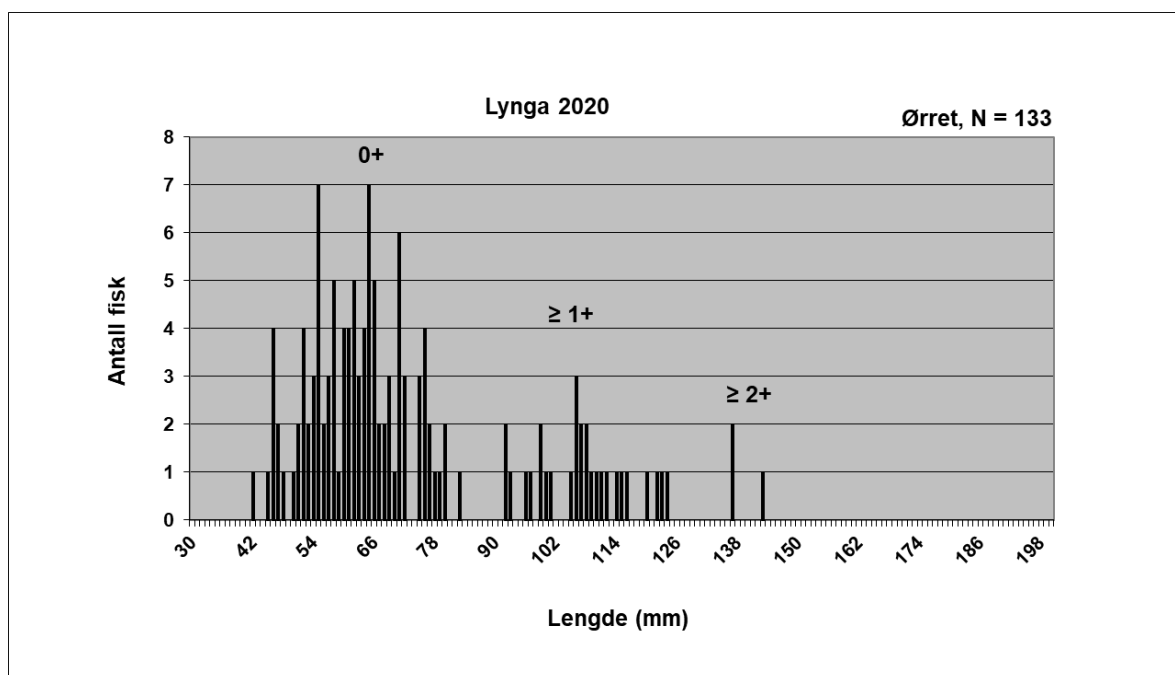
Tabell 7. Tilstandsklasser for innhold av kvikksølv (T-Hg) i sediment. Data er hentet fra M-608, 2020.

Navn på stoff	Enhet	Klasse I	Klasse II	Klasse III	Klasse IV	Klasse V
		Bakgrunn	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Metaller						
Kvikksølv	mg/kg TS	0 - 0,05	0,05 - 0,52	0,52 - 0,75	0,75 - 1,45	> 1,45

3 Resultater

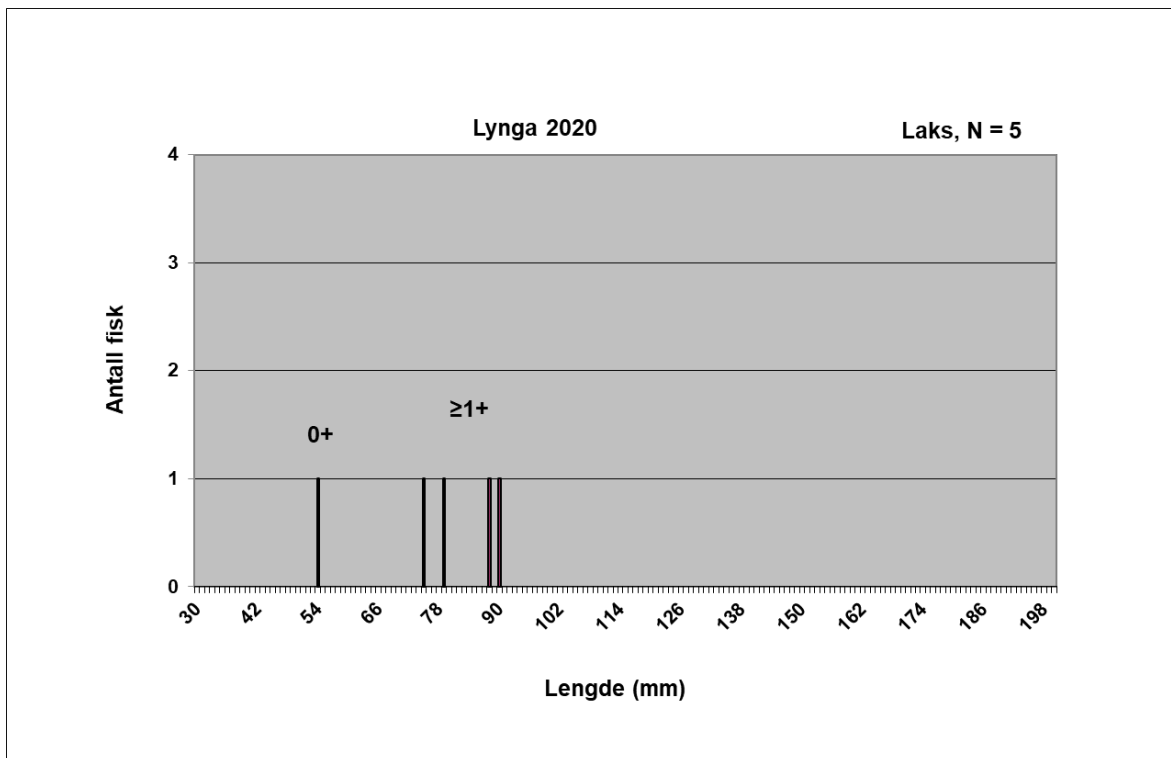
3.1 Ungfisk

Totalt undersøkt areal i naturlig anadrom strekning av Lynga i 2020 var 266 m², fordelt på sju ulike stasjonsområder, der størrelsen på stasjonene varierte fra 20 til 57 m² (i gjennomsnitt 31 m²). Samlet fangst av ungfisk av ørret og laks var totalt 138 individer. Ørret dominerte markant i fangstene (mer enn 96 % av registrert ungfisk). Til sammen ble det fanget 133 ørretunger, der årsyngel ørret var dominerende (**figur 13**). Ut fra lengdefordelingen i materialet ble ørretunger med lengde mindre eller lik 80 mm lengde klassifisert til årsyngel (0+). Basert på dette, så var 101 ørretunger antatt årsyngel (ørret fra gyting i 2019), mens øvrige 32 ungfisk var fordelt på aldersgruppen ettåringer og eldre ($\geq 1+$). Lengdefordelingen hos årsyngel ørret varierte fra 42 - 80 mm (gjennomsnitt: 62,1 mm), mens lengdefordelingen hos eldre ørretunger varierte fra 83-143 mm (gjennomsnitt: 109,3 mm).



Figur 1. Antall ørretunger fanget under ungfiskundersøkelser i anadrom strekning av Lynga i 2020, med lengdefordeling og antatt aldersgruppetilhørighet.

Av de fem laksungene som ble fanget (**figur 14**), var kun ett individ (54 mm) antatt årsyngel, mens fire laksunger ble klassifisert til å være ettåringer eller eldre, og hadde lengder mellom 75 og 90 mm (i gjennomsnitt 83 mm).



Figur 2. Antall laksunger fanget under ungfiskundersøkelser i anadrom strekning av Lynga i 2020, med lengdefordeling og antatt aldersgruppetilhørighet.

Ørret

Med unntak av stasjon 7, så hadde alle undersøkte stasjoner forekomst av årsyngel ørret (**tabell 8**). Høyeste estimerte tetthet av aldersgruppen ble funnet på to stasjoner i øvre anadrom strekning (stasjonene 5 og 6), med henholdsvis 169,7 og 157,9 fisk per 100 m². Årsyngeltettheten sank deretter vesentlig nedover i stasjonsnett og ned mot samløp med Gaula, der stasjonene 1-4 hadde moderate tettheter på et mindre varierende nivå, fra 34,7 til 51,4 fisk per 100 m².

Det var stor variasjon i tetthet for aldersgruppen eldre ørretunger på de undersøkte stasjonene i Lynga. Med unntak av nederste stasjon (st. 1), som ikke hadde forekomst eldre ørretunger, så ble aldersgruppen påvist på øvrige stasjoner. De høyeste tetthetene ble funnet ved stasjon 5 og 7 i øvre anadrom strekning av Lynga (hhv. 43,3 fisk per 100 m² og 43,8 fisk per 100 m²). De tre nederste stasjonene før samløp med Gaula hadde laveste tetthet og forekomst av eldre ørretunger, og varierte fra ingen fangst (st. 1) til 8,1 fisk per 100 m².

Laks

Laks ble i mindre grad registrert i Lynga i 2020 (**tabell 8**). Laksunger ble kun påvist på stasjoner i nederste del av Lynga før samløp med Gaula (stasjonene 1 og 2), og da med lav tetthet, dominert av eldre laksunger. Årsyngel av laks ble kun registrert med ett individ (stasjon 2) og en tetthet på 6,3 fisk per 100 m². Eldre ungfisk av laks ble registrert med en tetthet på henholdsvis 13,9 og 4,2 fisk per 100 m² på stasjon 1 og stasjon 2.

Tabell 8. Estimert tetthet av ungfisk ørret og laks i Lynga høsten 2020.

Ørret, ettåringer og eldre ungfisk						
Vassdrag	St. nr.	Dato	Areal	C1	N/100m ²	p
Lynga	1	14.10.2020	36	0	0,0	
Lynga	2	14.10.2020	40	2	8,3	0,60
Lynga	3	30.09.2020	35	1	4,1	0,70
Lynga	4	30.09.2020	45	5	15,9	0,70
Lynga	5	01.10.2020	33	10	43,3	0,70
Lynga	6	01.10.2020	57	7	17,5	0,70
Lynga	7	01.10.2020	20	7	43,8	0,80

Ørret, årsyngel						
Vassdrag	St. nr.	Dato	Areal	C1	N/100m ²	p
Lynga	1	14.10.2020	36	5	34,7	0,40
Lynga	2	14.10.2020	40	6	37,5	0,40
Lynga	3	30.09.2020	35	9	51,4	0,50
Lynga	4	30.09.2020	45	8	35,6	0,50
Lynga	5	01.10.2020	33	28	169,7	0,50
Lynga	6	01.10.2020	57	45	157,9	0,50
Lynga	7	01.10.2020	20	0	0,0	

Laks, ettåringer og eldre ungfisk						
Vassdrag	St. nr.	Dato	Areal	C1	N/100m ²	p
Lynga	1	14.10.2020	36	3	13,9	0,60
Lynga	2	14.10.2020	40	1	4,2	0,60

Laks, årsyngel						
Vassdrag	St. nr.	Dato	Areal	C1	N/100m ²	p
Lynga	2	14.10.2020	40	1	6,3	0,40

Forklaring til tabell: Areal= avfisket areal, C1 = antall fisk fanget, N= tetthet pr. 100 m². p angir fangbarhet, og er fastsatt på bakgrunn av tidligere år eller ekspertvurdert mht substrat, vannføring, vanntemperatur og øvrige miljøvariabler (som f.eks. vannføring og turbiditet-sikt i vatnet).

3.1.1 Vurdering av økologisk tilstand

Samlet ungfisktetthet (all ungfisk, både laks og ørret, og alle aldersklasser) er anvendt til gjøre en vurdering av økologisk tilstand. Resultatene viser en samlet tetthet som er innenfor «Moderat» økologisk tilstand på fem av syv stasjoner (**tabell 9**). Tetthetene på disse fem stasjonene varierer lite, og lå mellom 43,8 -56,3 ungfisk per 100 m². To stasjoner, hhv. st. 5 og 6, skiller seg svært positivt ut fra de øvrige stasjonene. Her oppnås svært høye ungfisktettheter på hhv. 213 og 175,4 ungfisk per 100 m². Dette er tilsvarende det en kan forvente ved en «Svært god» økologisk tilstand i et sjørretvassdrag som Lynga.

Tabell 9. Samlet estimert tetthet av all ungfisk ørret og laks i Lynga høsten 2020, med vurdering av økologisk tilstand etter forventningsverdier.

All laksefisk					
Stasjonsnavn	St. nr.	Dato	Areal	C1 n	N/100m ²
Lynga	1	14.10.2020	36	8	48,6
Lynga	2	14.10.2020	40	10	56,3
Lynga	3	30.09.2020	35	10	55,5
Lynga	4	30.09.2020	45	13	51,5
Lynga	5	01.10.2020	33	38	213,0
Lynga	6	01.10.2020	57	52	175,4
Lynga	7	01.10.2020	20	7	43,8

Svært dårlig	Dårlig	Moderat	God	Svært god
--------------	--------	---------	-----	-----------

3.1.2 Gytegrøper i Lynga i 2020

3.1.2.1 Sone 1

Denne sonen utgjøres av strekningen nedstrøms jernbanekrysning og ned mot samløp med Gaula, ble fotgått og vurdert den 14.10. 2020. Det ble påvist 4-5 sikre gytegrøper på strekningen (**figur 15**), der alle lå fra nedstrøms fisketrappa (som vist i **figur 8**) og ned til siste strykstrekning før samløp med Gaula. Basert på størrelsen på gytegrøpene, så er det fisk fra om lag 1 kilo og oppover som har gytt. Det ble også observert en utgytt hannfisk av sjørret, med størrelse på om lag 60 cm og 2 kg (**figur 16**). Fisken sto på siste strykstrekning i Lynga før samløp med Gaula, like nedstrøms en gytegrøp.



Figur 15. To av de observerte gytegrøpene i Lynga sone 1. Gul pil viser området som er gravd av sjørret. Foto: NINA.



Figur 16. Utgytt sjøørret (hannfisk, ca 60 cm og 2 kilo) observert i Lynga like før samløp med Gaula. Foto: NINA.

Sparkeprøver i bekkebunnen i denne sonen viser at substratet er noe nedslammet av finstoff, men at steiner og grus på bunnen ikke er kittet fast eller vanskelig å bevege. Sammenlignet med tidligere år er bekkebunnen likevel mer tilslammet enn før.

3.1.2.2 Sone 2

Denne sonen strekker seg fra E6 og gjennom dyrkamarka (**figur 17**, se også **figur 9**, t.v.) opp til det bekkepartiet i Lynga som ikke er berørt av landbruk (se **figur 9**, t.h.). Det var vanskelig å vurdere gytegroper på strekningen, som følge ugunstig refleks i vatnet (skyldes mangel på kantvegetasjon og kanalisering, samt økt vannhastighet, overhengende gress nært vannkanten og noe turbiditet i vatnet (mørkt vann ved befaringspunktet)).



Figur 17. Vanskelig forhold for gytegroppregistrering i sone 2 som følge av høy lysrefleks i vatnet og landbruksendringer i bekkeløpet. Foto: NINA.

Det var likevel mulig å fastsette to sikre gytegroper på denne strekningen (**figur 18**), samt et par små strykområder der kunne det se ut som noe graving var foretatt, uten at det var nok til å fastsette dette som sikre gytegroper.



Figur 18. Ett avgrenset område i dyrkamarka hadde tydelig graveaktivitet og sikker gyting som på bildet, mens det var andre partier som ikke var mulig å vurdere om gyting har skjedd. Foto: NINA.

Sparkeprøver i bekkebunnen i denne sonen viser at substratet er noe nedslammet av finstoff og partikler, og at steiner på bunnen sitter mer fast sammenlignet med sone 1 nedstrøms. Elvesteinerne er likevel ikke kittet fast i bunnen, og er ikke spesielt vanskelig å bevege ved sparging av substrat og bevegelser i bekkebunnen.

3.1.2.3 Sone 3

Denne sonen omfatter den øvre anadrome strekningen i Lynga, på partier som ikke er endret i forhold til naturtilstand. Om lag 80 % av strekningen ble fotgått og vurdert, med et lite parti midt i sonen som ikke ble kartlagt. Ut fra dette kartlagte omfanget av sonen, kunne det virke som etthvert tilgjengelig bekkeparti med egnet gytesubstrat var anvendt til gyting, både i nedre del (**figur 19**) av sonen og i øvre del (**figur 20**), med anslagsvis mellom 20 og 30 isolerte gytegroper til sammen. Basert på størrelse på de observerte gytegroperne og steinstørrelser som er flyttet ved graveaktiviteten, så er det gytet fisk (sjørret) fra rundt trekvart kilo og opp til flere kilo som har gytt.

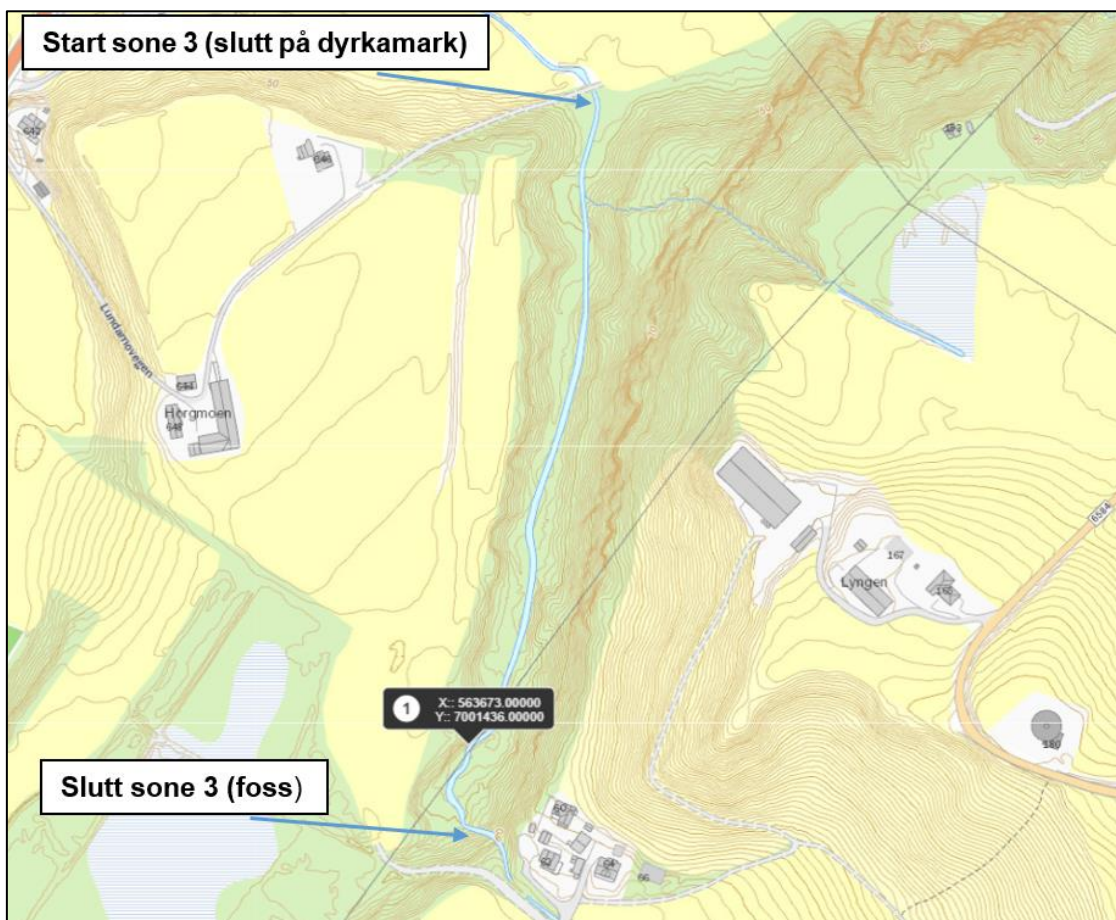


Figur 19. Gytegroper fra nedre del av sone 3 i Lynga. Foto: NINA.

De øverste om lag 40 – 50 meter av sone 3, opp mot fossen (i **figur 5**) hadde svært lite egnet gytesubstrat og heller ingen synlige gytegroper. Deretter endrer øvre del av sonen fullstendig karakter, der det største gytefeltet i hele Lynga ble påvist i sone 3 (**figur 20**), like nedstrøms en naturlig moreneavsetning beliggende i bekkesving (kartreferanse 32 V 563673 7001436, se **figur 21**). Fra og med dette punktet i bekken; langs en lengre bekkesving (**figur 22**), får bekkeløpet stadig tilførsel av naturlig elvestein i gyttestørrelser. Fra dette punktet og nedover var det svært mange gytegroper i sone 3, og det var også en rekke mindre bekkesvinger med naturlig tilførsel av elvestein nedover i sonen. Ved første strykstrekningen nedstrøms den naturlige substratførselen hadde gyteaktiviteten vært så vidt omfattende at det var vanskelig å vurdere antall gytegroper (**figur 20**). Trolig kan dette partiet på om lag 30 m² ha mer enn 10 unike gytegroper. Videre nedover hadde alle brekk- og strykstrekninger svært gode gytemuligheter, med fra én til flere enkeltstående gytegroper.



Figur 20. Gytegrøper som danner et større gytefelt i øvre del av sone 3 i Lynga. Trolig kan dette partiet inneholde mer enn ti unike gytegrøper. Området er svært viktig for sjørreten i Lynga. Foto: NINA.



Figur 21. Kartanvisning på første naturlige moreneavsetning i øvre del av sone 3 i Lynga.



Figur 22. Stor tilførsel av egnet gytesubstrat fra naturlig avsatt morene i bekkesving, kombinert med naturlig bekkeløp, gir svært gode naturlig gyteområder i sone 3 av Lynga. Foto: NINA.

Sparkeprøver i bekkebunnen i denne sonen viser at substratet er vesentlig nedslammet av finstoff (**figur 23**), men at steiner og grus ligger løst på bunnen, og over et tykt lag. Dette skyldes stadig ny tilførsel av elvestein fra bekkesidene. Denne elvesteinen er ikke kittet fast eller vanskelig å bevege.



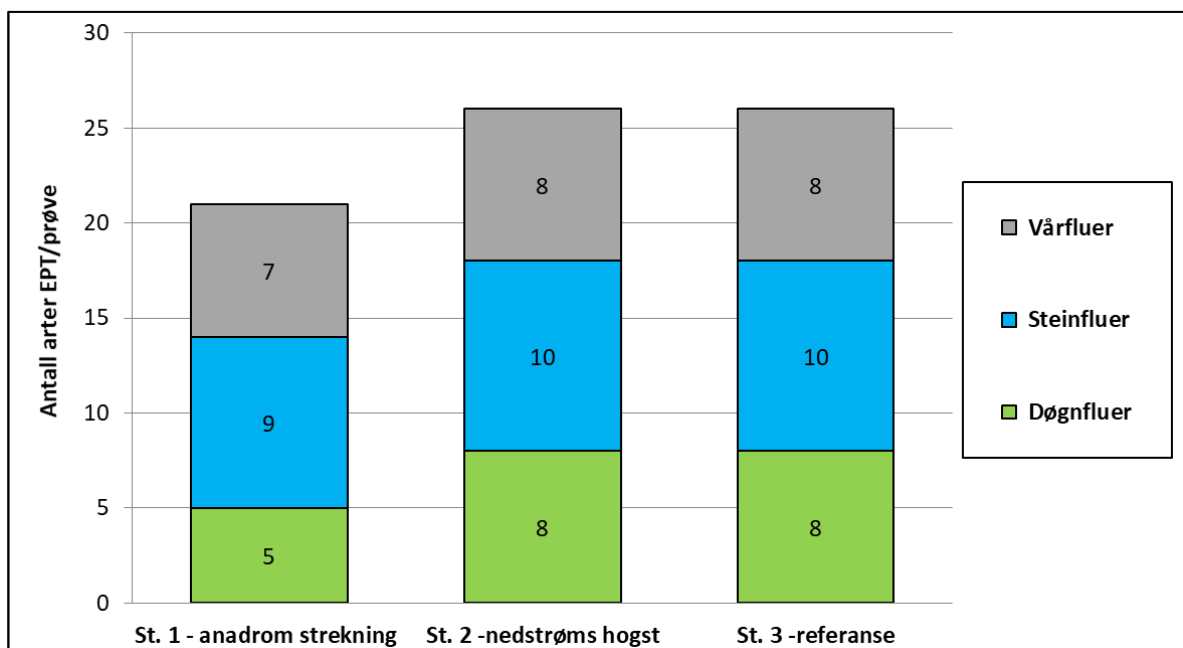
Figur 23. Økt grad av nedslamming i sone 3 i Lynga sammenlignet med tidligere år. Selv etter nedslamming består bunnen fortsatt av løse steiner. Foto: NINA.

3.2 Bunndyrundersøkelser

Bunndyrdataene fra 2020 referer til ett undersøkelsestidspunkt høsten 2020, nærmere bestemt 14.10. 2020. Detaljerte tabeller med artslister og mengdeangivelser er vist i **vedlegg D**.

Biologisk mangfold: Døgn-, stein- og vårfluer (EPT-indeks)

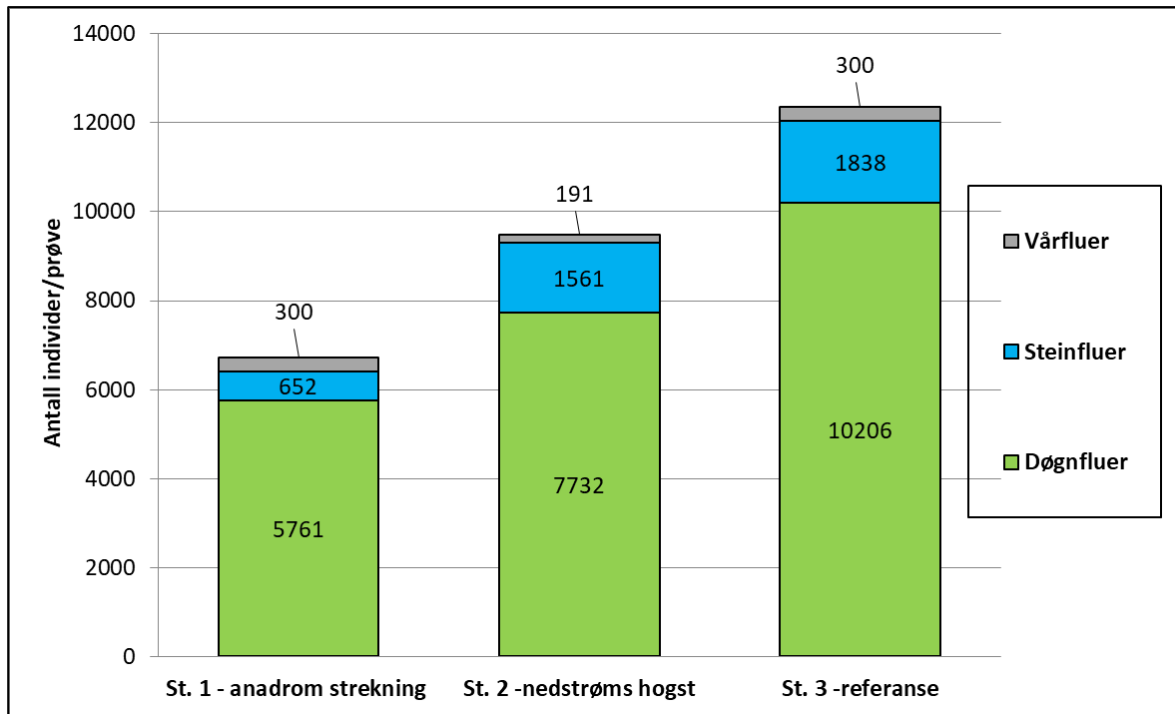
Det biologiske mangfoldet av EPT (antall ulike arter/slekter/familier av døgn-, stein og vårfluer) som ble funnet i bunndyrprøvene varierte fra 21 til 26 på de respektive stasjonene i Lynga (**figur 24**). Lavest mangfold ble funnet på nederste stasjon i anadrom strekning (st. 1). Det var ingen forskjell i antall EPT ved st. 2, som er hhv. nedstrøms tilførsel av slam og partikler fra hogst og nydyrking, sammenlignet med st. 3 (referanse oppstrøms tilførselen).



Figur 24. Antall ulike taksa av døgn-, stein- og vårfluer (EPT) per prøve i Lynga høsten 2020.

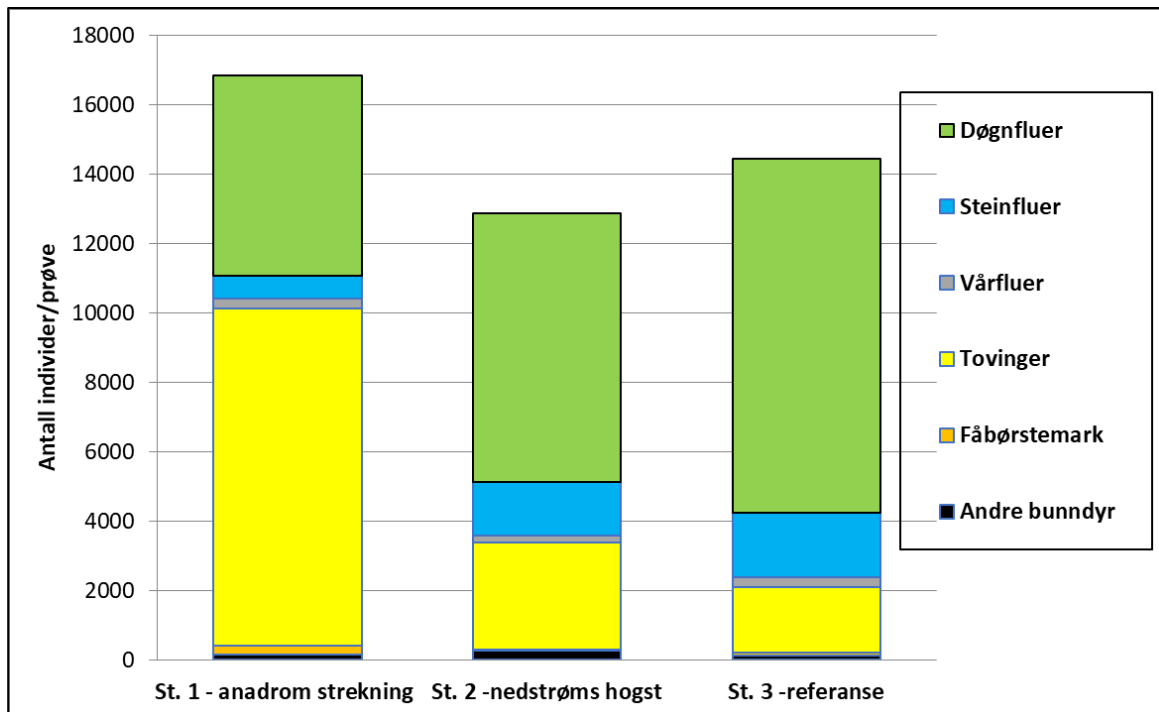
Antall bunndyr per prøve

Totalt antall individer av døgn-, stein og vårfluer (EPT) var lavest ved stasjon 1 i Lynga, med totalt 6713 individer per prøve, fordelt på 5761 døgnfluer, 652 steinfluer og 300 vårfluer (**figur 25**). Totalantallet steg til 9484 individer ved stasjon 2. Det høyeste totalantallet ble funnet ved stasjon 3, med 12344 individer. Økningen skyldes at individer av døgn- og steinfluer øker markant oppover vassdraget, med høyest antall på referansestasjonen oppstrøms utslipp. For vårfluer observeres ingen slik tendens. Antall vårfluer varierer lite og på et lavt nivå, med mellom 191 /st. 2) og 300 (st. 1 og 3) individer per prøve.



Figur 25. Antall individer av døgn-, stein- og vårfluer (EPT) per prøve i Lynga høsten 2020.

Selv om det totale antallet av EPT per prøve avtar nedover vassdraget, så øker det totale antallet av bunndyr. Dette skyldes at øvrige bunndyrgrupper i bunndyrfaunaen øker i forekomst nedover langs gradienten i Lynga (**figur 26**).



Figur 26. Antall individer per prøve, fordelt på ulike bunndyrgrupper, ved undersøkte stasjoner i Lynga høsten 2020.

Det totale bunndyrtallet i Lynga er høyest ved stasjon 1 (16830 bunndyr per prøve), og skyldes en kraftig økning i antall tovinger, fortrinnsvis i bunndyrgruppen knottlarver, som her utgjør 8064 av totalantallet i prøven (se artsliste i **vedlegg D**). Lavest totalantall bunndyr ble funnet ved stasjon 2, med 12870 bunndyr per prøve. Her dominerer døgnfluer i antall per prøve. Ved stasjon 3 i referanseområdet av Lynga øker det totale bunndyrtallet igjen, til 14436. Døgnfluer dominerer også her i antall, med hele 10206 individer per prøve.

3.2.1 Klassifisering av økologisk tilstand og miljøbedømming

Tabell 10 viser en oversikt over ulike indeksverdier, økologisk tilstandsklassifisering og miljøbedømming ved bruk av bunndyr som kvalitetselement i Lynga høsten 2020.

Tabell 10. Samlet miljøtilstand i Lynga på bakgrunn av bunndyrprøver høsten 2020. Beregnede indeksverdier og miljøtilstandsbedømming, med fargekoder som gjenspeiler tilstandsklasser (se under).

Lynga	St. 1	St. 2	St. 3
Dato: 14.10.2020			
ASPT – indeks	6,65	6,77	6,95
BMWP-indeks	133	149	146
EPT-indeks	21	26	26
Økologisk tilstand	God	God	Svært god

Svært dårlig	Dårlig	Moderat	God	Svært god
--------------	--------	---------	-----	-----------

Average score per taxon (ASPT- indeks)

Resultatene viste en økologiske tilstandsklassifisering tilsvarende minimum «God» på alle stasjonene som ble undersøkt. Fra å ha en ASPT-verdi på 6,96, tilsvarende «Svært god» økologisk tilstand ved stasjon 3 (referanse), synker imidlertid ASPT-verdien til hhv. 6,77 og 6,65 på stasjonene nedstrøms avrenningen fra hogstfelt og nydyrking. Den økologiske tilstanden reduseres derfor en tilstandsklasse ned, fra «Svært god» til «God» økologisk tilstand.

Miljøbedømming: Biology Working party (BMWP-indeks)

Ved stasjon 3 på referanse strekningen i Lynga oppnås en BMWP-verdi på 146. Høyeste BMWP-indeksverdi (149) oppnås ved stasjon 2 nedstrøms og nærmest avrenningen fra hogstfelt og nydyrking. I nedre del av Lynga ved stasjon 1 oppnås laveste BMWP-verdi på 133.

3.3 Analyser av kvikksølv i bekkersediment

I pålegg fra Fylkesmannen i Trøndelag om etterundersøkelser i Lynga, er det krav om prøvetaking fra bekkersedimenter, for blant annet analyser med hensyn til nivå av metylkvikksølv (Me-Hg). Dette er den mest giftige og biotilgjengelige fraksjonen av kvikksølv, samtidig som fraksjonen utgjør en mindre del av totalinnhold av kvikksølv (T-Hg) i et bekkersediment. Vi valgte derfor først å bestemme hvor stort T-Hg innholdet var, for så å eventuelt følge opp med nye analyser for å bestemme andelen Me-Hg.

Tabell 11. Resultater fra analyse av kvikksølv i bekkesedimenter fra stasjoner i Lynga i Gaulavassdraget høsten 2020.

Stasjon	Ly - A	Ly - B	Ly - C	Ly - D
Hg mg/kg TS	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
TOC % tørrvekt	1,04	2,0	0,96	1,75
Tørrstoff %	68,3	42,4	63,9	59,6

Innholdet av organisk materiale i disse sedimentene ble bestemt ved å analysere TOC. Resultatene viser at dette var lavt og lå mellom 1,0 og 2,0 % av tørrvekten. Tørrstoff gitt som % av innveid prøve var fra om lag 42 til 68 % (**tabell 11**). Resultatene viste videre at alle sedimentprøvene som ble hentet fra inn fra Lynga hadde et innhold av T-Hg (**tabell 11**) som var mindre enn 0,20 mg/kg tørrstoff (TS), som også er laboratoriets standard rapporteringsgrense for denne metoden. Dette gir en klassifisering til «God» miljøtilstand i Lynga med hensyn til innhold av kvikksølv i prøver fra vassdragets bekkesediment (Grønn farge, grenseverdier: 0,05 – 0,52 mg/kg TS).

4 Resultatvurderinger

4.1 Status for ungfiskbestanden i Lynga

Foruten en fåtallig bestand av laksunger knyttet til nedre deler av Lynga, så har anadrom strekning av Lynga en tallrik ørretbestand, med ungfisk i alle forventede aldersklasser/lengdegrupper. Det er en sterk årsyngeldominans hos ørreten. Dette er som forventet for sidevassdrag til Gaula med sjøvandrende (anadrom) laksefisk. Lengde/aldersfordelingen hos ungfisken viser at sjørret trolig dominerer fiskebestanden. Det er svært få ørretunger over 130 mm lengde, og ingen ørret større enn 143 mm i materialet fra 2020. Tilsvarende resultater finner man også i tidligere års undersøkelser, både i Lynga og lignende anadrome bekker med sjørret i Gaula. Dette tyder på at majoriteten av ørreten i Lynga forlater bekken i løpet 1-2 år og lengder \leq 130 mm, da de enten smoltifiserer (går til sjøen) eller vandrer ut i Gaula for videre oppvekst fram til sjøvandring.

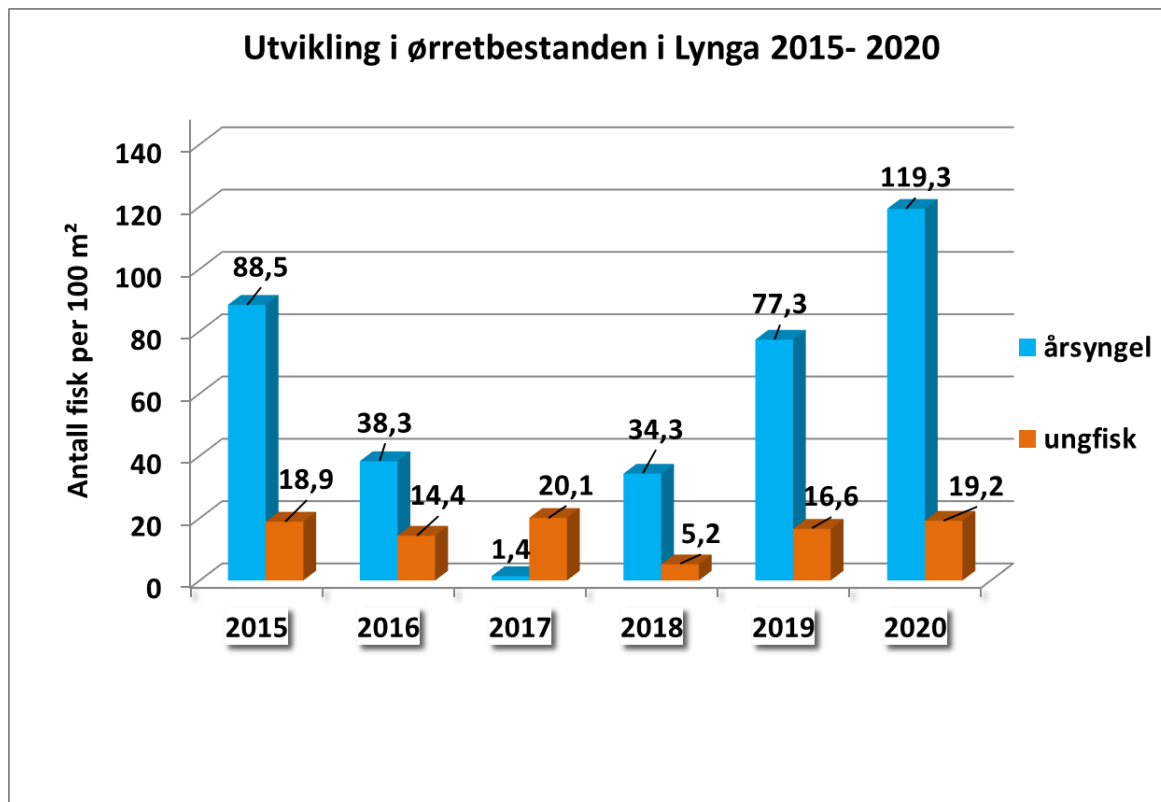
Samlet ungfisktetthet (all ungfisk, både laks og ørret, og alle aldersklasser) er anvendt til gjøre en vurdering av økologisk tilstand. Fem av syv stasjoner har middels tettheter som varierer svært lite mellom stasjonene. Årsaken til lavere tetthet av ungfisk ved disse stasjonene sammenlignet med forventning kan knyttes til inngrep og endringer i bekkeløpet, og sannsynligvis også økt nedslamming siste år. Likevel er det svært positivt at to stasjoner i øvre anadrom strekning oppnår svært høye ungfisktettheter på hhv. 213 og 175,4 ungfisk per 100 m², der årsyngel dominerer sterkt. Dette er innenfor forventninger til «Svært god» økologisk tilstand i et sjørretvassdrag som Lynga. Dermed har fjorårets gyting vært vellykket i området rundt disse to stasjonene, midt i perioden med kraftig partikkelforurensning, samt at sårbare stadier (rogn og plommesekk- yngel/årsyngel) har hatt god overlevelse. Vi knytter dette resultatet til at Lynga har intakt habitatkvalitet i naturtilstand på disse bekkpartiener som stasjonene er lokalisert i, slik at fysisk/mechanisk påvirkning (nedslamming, gjenøring) ikke skjer like lett her, sammenlignet med vassdragspartiet i det kanaliserte landbruksområdet lenger nede. Felles for begge stasjoner med svært høy ungfisktetthet er at de (som tidligere påpekt i rapporten) befinner seg nedstrøms en naturlig tilførselskilde av gytesubstrat og påfyll naturlig elvestein fra moreneavsetninger der bekkeløpet til Lynga går. Slike kvaliteter øker Lyngas resipientkapasitet for å håndtere økt nedslamming av finstoff.

Videre var årsyngel tilstede ved seks av syv stasjoner, der unntaket var stasjon 7. Dette har en naturlig forklaring. Stasjon 7 var lokalisert oppstrøms en mindre «foss» eller et sprang i bekkeløpet, som ligger rett nedstrøms naturlig anadrom grense (stor foss, **figur 5**), og har ingen egnede gyteområder oppstrøms fossen. For å hoppe forbi den lille fossen nedstrøms stasjonsområdet, må ørretungene oppnå fiskelengder på om lag 8-10 cm. Det betyr at årsyngel som er produsert nedstrøms ikke har hatt mulighet til å vandre opp til stasjonsområdet i løpet av 2020. Stasjon 7 hadde derfor kun eldre ørretunger med lengder fra om lag 10 cm og oppover, og stasjonen hadde undersøkelsesenes høyeste tetthet av eldre ørretunger (43,8 fisk per 100 m²).

Resultatene fra ungfiskundersøkelser høsten 2020 viser generelt sett en positiv tendens og utvikling i ungfiskbestanden i Lynga sammenlignet med de siste seks årene (**figur 27**, stasjon 7 i 2020 er utelatt fra gjennomsnittet). Dette viser at partikkelforurensningen og nedslammingen som har eskalert i omfang i løpet av det siste året, dermed trolig ikke har hatt alvorlig negativ effekt på ungfiskbestanden på kort sikt og inntil videre.

Det ble ikke påvist bekkeløvende, stasjonær ørret oppstrøms naturlig anadrom grense (oppstrøms stor foss) i Lynga. Det er sannsynlig at disse bekkpartiener oppstrøms fossen dermed er fisketomme i dag, men at de har hatt en stedegen bekkørret-stamme opprinnelig. Forekomsten av egnede gyteområder og dypere områder (kulper og lonepartier) i bekken oppstrøms naturlig barriere for sjøvandring synes tilstrekkelig for å gi livsvilkår for ørret. Bortfall av fisk i øvre del av Lynga kan derimot ikke knyttes til nylige aktiviteter i eller nær vassdraget. Trolig har enten historiske klimatiske hendelser eller forurensningsepisoder fra nedbørfeltet opp gjennom tiden utryddet denne opprinnelige bestanden av bekkørret for lenge siden.

Lynga kommer fra diffuse kilder uten større vann/innsjøer med ferskvannstasjonær ørret i nedbørfeltet, og en vandringstoppende foss som stanser oppgang og reetablering fra Gaula, slik at disse strekningene har derfor ikke fått reetablert en ørretbestand naturlig fram til i dag.



Figur 27. Gjennomsnittstettheter for årsyngel og ungfisk av ørret i Lynga i perioden 2015-2020.

4.2 Gyteaktivitet hos ørret i Lynga i 2020

Kraftig eller vedvarende partikkelforurensning i små vassdrag kan føre til nedslamming og gjenauring av substratet i bekkebunnen. Enkelte finpartikler kan i tillegg kitte bunnssubstratet fast i bekkebunnen. Dette kan ha svært uheldige konsekvenser for biologisk mangfold og laksefisk, og er av de største truslene for små vassdrag i landbruksland og urbaniserte områder. Erfaringer fra de siste 10-15 års overvåking av sjøørretbekker til Trondheimsfjorden framhever nedslamming av bekker knyttet til landbruk og urbanisering som en av de faktorene med størst betydning for redusert fiskebestand (Bergan & Nøst 2017). Denne faktoren kommer i tillegg til et konkret tapt areal i de samme bekkene. En av de uheldige effektene er at stein og grus i bekkebunnen blir såpass nedslammet og hardpakket, at sjøørret enten ikke får gytt eller at kløkkesuksess på rogn blir dårlig. Andre uheldige effekter er oksygensvinn og kvelning av rogn gjennom vinteren, eller reduksjon av skjul og gjemmesteder for ungfisk.

Etter at det ble gjennomført befarings av Lynga etter antatt hovedtidspunkt for gyting høsten 2020, har man fått godt kjennskap til hvilke deler som er godt egnet som gyteområder. Undersøkelsene tilsier at det var svært tilfredsstillende gyteaktivitet dette året, med i størrelsesorden 20-30 registrerte gytegroper. De viktigste gyteområdene er knyttet til sone 3 i øvre del av anadrom strekning. Dette skyldes at denne sonen har intakt vassdragskvalitet (bekkeløpet er urørt og har stor tilførsel av naturlig elvestein), mens øvrige soner ligger i intensivt drevet landbruksland og kanalisering (sone 2), eller har redusert kvalitet av andre årsaker (sone 1, størst samlet belastning fra hele nedbørfeltet). Den observerte nedslammingen av bekkeløpet ser ikke ut til å påvirket omfanget av gyting negativt denne høsten i sone 3. Dette knyttes direkte til at bekkeløpet er fysisk upåvirket av landbruk og/eller endringer i morfologi (utretting/kanalisering), samtidig som det er kontinuerlig, naturlig tilførsel av elvestein på denne strekningen av Lynga.

Andelen registrerte gytegroper synker vesentlig i sone 2, som går i intensivt drevet dyrkamark. Bekkebunnen i denne sonen har mindre andel egnet gytesubstrat, noe som skyldes fjerning av naturlig substrat og vassdragskvalitet den gangen Lynga ble grøftet ut for landbruksformål. Den naturlige tilførselen av substrat er også svært redusert eller borte, og skyldes utretting av tidligere meandreringer. Dagens substratfordeling har likevel gytesubstratstørrelser, men elvesteinene er i større grad slammet ned og mer fastsittende sammenlignet med sone 3. I nederste sone før samløp med Gaula (sone 1) påvises fire -fem gytegroper, og viser at denne strekningen har hatt egnede gyteforhold i 2020. Her er innvandringsmuligheten fra Gaula svært enkle, og gytefisk som ikke klarer å passere fisketrappa, har mulighet til å gyte på dette partiet. Nedslammingen er også her økt sammenlignet med tidligere, men substratet er fortsatt lettbevegelig. Dette nederste bekkpartiet av Lynga har fått tilført gytesubstrat i løpet av de siste fem årene, som et ledd i fiskeforsterkende tiltak og reetablering av sjøørreten i Lynga etter tiltak knyttet til vandringsveien under jernbane og E6.

4.3 Resipientvurderinger

Den fysisk-mekaniske tilstanden til bekkbunnen i Lynga synes å være redusert og forverret sammenlignet med tidligere år, men fortsatt innenfor det som vi anser som akseptabelt for å kunne gjennomføre vellykket gyting for sjøørreten i anadrom strekning. Små elvestein og grus i øvre lag av bekkbunnen lar seg enkelt flytte med lette spark. Det er likevel viktig å være klar over at det er en klar synlig forverring av nedslammingssituasjonen sammenlignet med tidligere år, f.eks. sammenlignet med status i 2018 (se **figur 28**), det vil si før hogst og nydyrking satte i gang. Høsten 2019 var bekkeløpet vesentlig mer nedslammet (**figur 29** og **30**), og på grensen til det som kan gi kollaps i gyting og overlevelse av rogn. Nå i 2020 er status noe bedre (**figur 31**), men fortsatt ligger et brunlig belegg av slam på og mellom steiner på bekkbunnen i nedre del. Øvre del nedstrøms samløpet med den belastede sidebekken (**figur 32**) har stor synlig mekanisk nedslamming av bekkbunnen. Dette er jordslam og humuspartikler fra aktivitetene i øvre del av nedbørfeltet, men trolig også noe utvasking av marin leire fra naturlig erosjon fra enkelte partier langs vassdraget. Fargen på det deponerte slammet fra menneskelig aktivitet i nedbørfeltet har vært brunt og mørkt (humus og jord), mens leire og sand fra utglidninger og små ras synes noe lysere.

Finstoffets egenskaper har likevel ikke «limende» funksjon på steiner i bekkbunnen, og fører ikke til gjenauring tilsvarende det vi registrerer ved avrenning fra ulike former for masseuttak med avrenning til vassdrag, som f.eks. i Sandbekken lenger opp i Gaulavssdraget (Bergan 2016, men se også Bergan & Solem 2018) eller andre aktiviteter som gir stor partikkelbelastning av finstoff til små (Bergan mfl. 2016, Aanes & Bergan 2016) og store (Bergan & Aanes 2017) vassdrag. Denne forskjellen i egenskap ved finstoffet er vanskelig å kartlegge gjennom tradisjonelle hulromsmålinger, men må undersøkes kvalitativt ved fysisk bevegelse av substratet.



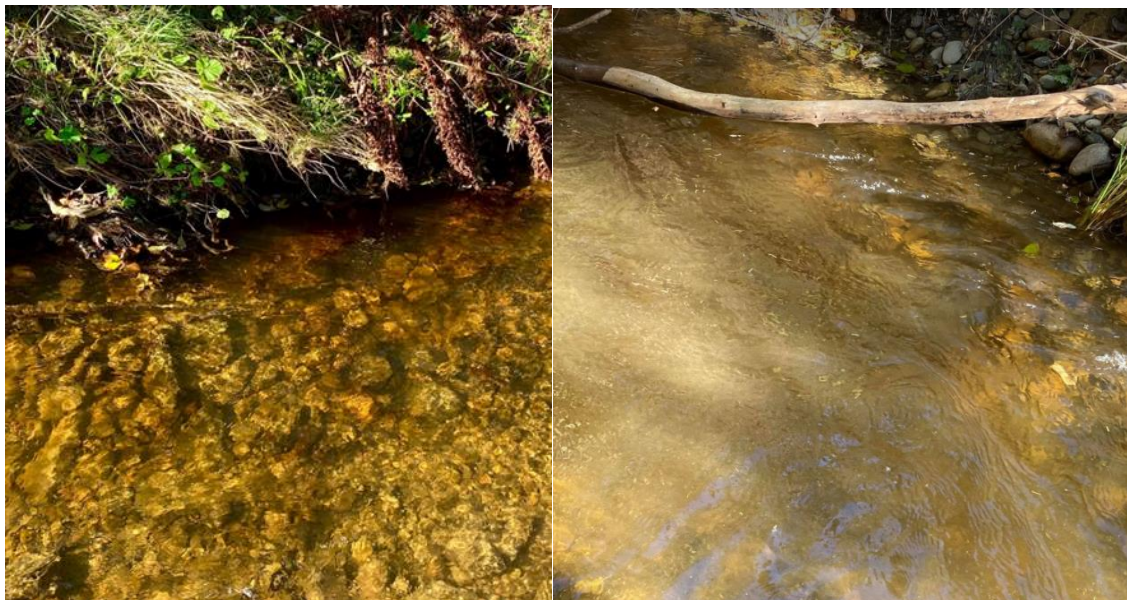
Figur 28. Svært rent og slamfritt bekkeløp i Lynga (sone 3) i november 2018, før hogst og nydyrking i nedbørfeltet. Foto: NINA.



Figur 29. Nedslamming av elvestein på bekkebunnen i Lynga høsten 2019. Fotografi fra 11.oktober 2019. Foto: NINA.



Figur 30. Økt nedslamming av kulper og elvestein på brekk i Lynga høsten 2019. Fotografi fra 11. oktober 2019. Foto: NINA.



Figur 31. Brunlig slam ligger fortsatt som et lag på steiner og grus i Lyngas bekkeløp høsten 2020 (venstre bilde). Stor partikkelsedimentering avdekkes ved bevegelse på substratet på bekkebunnen i Lynga i sone 3 i oktober 2020 (høyre bilde), året etter hogst og nydyrking i nedbørfeltet. Foto: NINA.



Figur 32. Nedslamming av elvestein på bekkebunnen i øvre del av Lynga høsten 2020. Årsaken er knyttet til en kombinasjon av belastning fra hogst/nydyrking og trolig naturlig utvasking av leire langs bekkesidene enkelte steder oppstrøms dette partiet (se **figur 33**). Foto: NINA.



Figur 33. Det er naturlige utglidninger av jord, sand og leirholdige bekkesider noen steder i øvre del av Lynga, og dette bidrar til bekkens naturlige partikkelbelastning. Menneskeskapt partikkelforurensing kommer i tillegg. Summen av begge disse faktorene avgjør hvorvidt resipientkapasiteten er god nok. Foto: NINA.

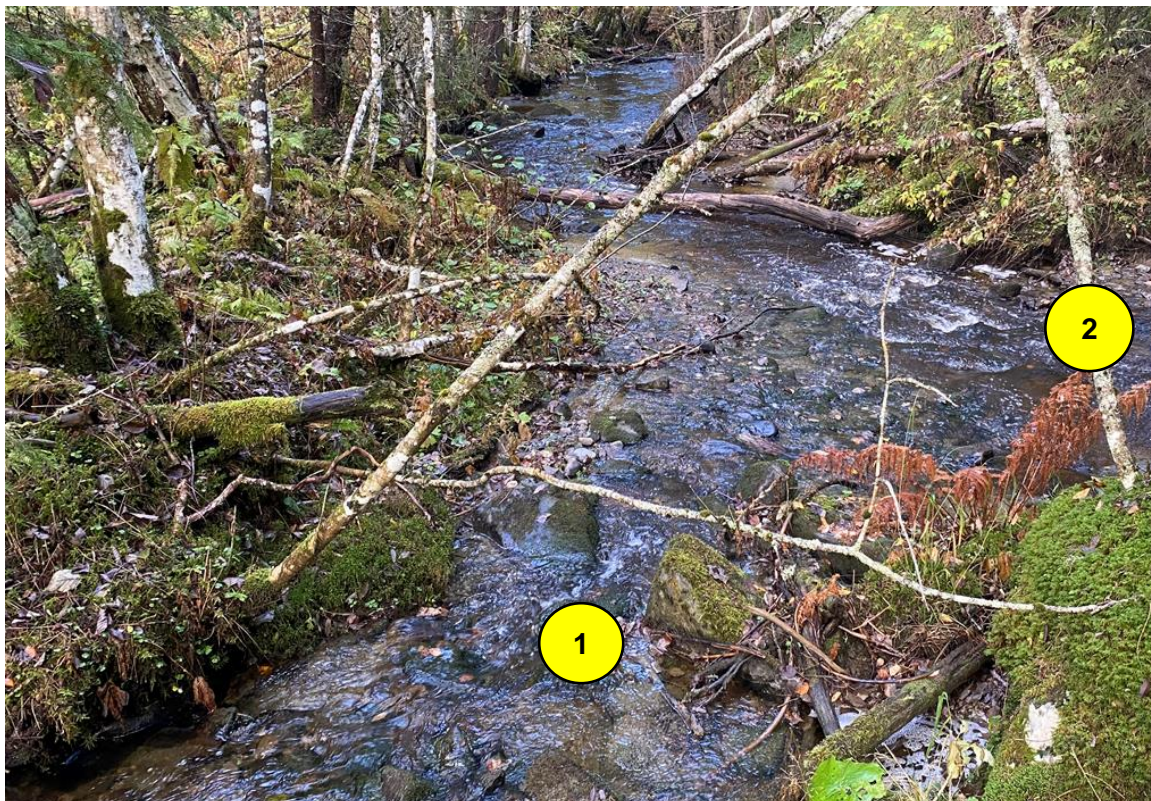
Konklusjonen for status i 2020 er at det synes å ha blitt en vesentlig forbedring sammenlignet med situasjonen høsten 2019, etter at turbiditet og partikkelforurensning trolig avtok utover høsten og vinteren i 2019/2020. Dette tyder på at partikkelavrenningen ikke har forverret seg, og kan se ut til å ha stabilisert seg innenfor det Lyngas resipientkapasitet kan takle. Samtidig gjorde trolig klimatiske forhold sitt til at selvrensningsevnen var god våren og sommeren 2020. Lynga gikk lenge med høy vannføring knyttet til snøsmelting i nedbørfeltet i første halvdel av 2020.

Ut fra undersøkelsene kan det også konkluderes med at den partikkelbelastede sidebekken utgjør en mindre andel av Lyngas samlede vannføring enn det man anta eller frykte på forhånd. Ut fra en skjønnsmessig vurdering bidrar denne sidebekken kun med om lag en tredjedel av samlet vannføring nedstrøms samløp med Lynga (**figur 34**).



Figur 34. Partikkelbelastet sidebekk (1) møter Lyngas hovedløp (2) ved normal vannføring. Foto: NINA.

I tillegg mottar Lynga tilsig av en annen sidebekk (**figur 35**) nedstrøms den belastete sidebekken, noe som gir et ytterligere bidrag til økt selvrensing av hovedløpet i Lynga. Det er i tillegg også trolig noe grunnvannstilsig nedover mot anadrom strekning av Lynga og ned mot utløpet i Gaula. Slike forhold øker Lyngas resipientkapasitet til å håndtere denne type fysisk/kjemisk belastning av vannmiljøet som har skjedd siste år.



Figur 35. En synlig lite partikkelbelastet sidebekk (1) møter Lyngas hovedløp (2) ved normal vannføring nedstrøms kilden til partikkelforurensning. Dette gir Lynga økt resipientkapasitet (selvrensningsevne) nedstrøms samløpet. Foto: NINA.

Samlet sett kan dette bety at Lyngas selvrensningsevne er på vei til å håndtere nedslammingen som har foregått. En stor del av årsaken til dette har gått så vidt bra inntil videre, er forekomsten av naturlig tilførsel av elvestein og grus fra moreneavsetninger i den delen av anadrom strekning i bekken som er inngrepsfritt. Ved enhver vannføringsøkning, flom og isgang, tilføres Lynga rikelig med friskt, naturlig substrat på dette urørte partiet av bekken. Dette gir en «levende» bekkebunn med mye bevegelse, og ikke minst en tykt lag elvestein - og grus som fundament for bekkebunnen. Situasjonen vil vært annerledes dersom disse vassdragskvalitetene ikke hadde vært til stede i Lynga i dag, som ofte er normalsituasjonen for små vassdrag i landbrukslandskapet /urbaniserte områder med stort fysisk inngrepsomfang.

Dersom aktiviteten i nedbørfeltet nå har stabilisert seg, eller tiltak er satt i gang for bremse tilførselen av finstoff og redusere partikkelavrenningen, vurderes det som har skjedd i nedbørfeltet det siste året å være innenfor det Lyngas resipientkapasitet kan håndtere i årene som kommer. Dette er under forutsetning at aktiviteten, både knyttet til hogst/skogsarbeider og nydyrking, ikke eskalerer ytterligere i de neste årene. Gjennom naturlige prosesser som flom, isgang og utvasking, er det derfor sannsynlig at det meste av sedimentert slam og finstoff vil transporteres ut av Lynga og etterhvert i Gaula, der sistnevnte har stor relativ resipientkapasitet. Dermed vil en status tilsvarende før 2019 kunne gjenopprettes i løpet av få år i Lynga.

4.4 Bunndyrundersøkelser

Bunndyrundersøkelsene fra referansestrekningene i Lynga oppstrøms den slam- og partikkel-belastet tilførselsbekken avdekker et høyt biologisk mangfold dominert av rentvannskrevende bunndyrarter. Den økologiske tilstanden klassifiseres som «Svært god», og indikerer liten eller ingen vannkjemisk belastning eller nedslammingsproblematikk. Bunndyrproduksjonen er samtidig stor, med et svært høyt antall bunndyr per prøve sammenlignet med andre lignende vassdrag i regionen. Spesielt bunndyrgruppen døgnfluer, med arten *B. rhodani*, er svært tallrik (**figur 36**).



Figur 36. Svært høy bunndyrproduksjon ved alle undersøkte stasjoner i Lynga, der arter av døgnfluer i familien Baetidae er svært tallrike. Foto fra prøvetakingsbakk etter bunndyrinnsamling ved stasjon 1. Foto: NINA.

Årsaken til dette er trolig relativt rent vann uten særlig forurensning eller annen belastning fra nedbørfeltet oppstrøms, samtidig som bekkepartiet har tilførsel av grunnvann og marin leire i grunnen (**figur 37**). Dette gir stabil vanntemperatur og vannføring, samt gunstig, kalkrik vannkvalitet med god pH, noe som foretrekkes av en rekke rentvannskrevende bunndyrarter, og gir et naturlig livsgrunnlag for høy bunndyrproduksjon i Lynga.



Figur 37. Marin leire i bekkebunnen ved stasjon 3 på referansestrekninger i Lynga. Foto: NINA.

På bunndyrstasjonen nedstrøms partikkelbelastningen, og nærmest belastningspunktet fra hogst og nydyrking, reduseres den økologiske tilstanden en tilstandsklasse ned. ASPT verdien avtar noe, men BMWP-verdien øker, og bekkepartiet er fortsatt godt innenfor miljømålet «God» økologisk tilstand. Både biologisk mangfold av rentvannskrevende bunndyr og antall bunndyr per prøve er noe redusert sammenlignet med referansestasjonen, men nedgangen er ikke vesentlig. Samtidig observeres en svak økning av mer forurensnings- og nedslammingstolerante bunndyrgrupper. Dette kan trolig knyttes til den økte partikkelbelastningen fra hogst- og nydyrkingsfeltet det siste året, og fortsatt noe mer slam på bekkebunnen på dette partiet sammenlignet med referansestrekningene. Det er også sannsynlig at tilstanden har vært vesentlig dårligere like etter inngrepene ble gjennomført høsten 2019, på tidspunkter da slam- og partikkelforurensningen var på sitt høyeste. Høsten 2020, om lag ett år etter den mest omfattende nedslammingsepisoden, har bunndyrfaunaen likevel reetablert tilfredsstillende mangfold og relativt høy bunndyrproduksjon. Dette skyldes i første rekke en tallrik og mangfoldig «artsbank» fra referansestrekningene i Lynga (dvs st. 3), som gjennom naturlig nedstrøms drift og spredning av bunndyrarter, har langt på vei gjenopprettet bunndyrfaunaen ett år etter den største belastningen fant sted.

På nederste stasjon i anadrom strekning av Lynga er tilstanden omtrentlig lik stasjon 2, men med et noe lavere biologisk mangfold. ASPT og BMWP-verdien synker også noe sammenlignet med stasjon 2, men er fortsatt godt innenfor miljømålet «God økologisk tilstand». Andelen forurensnings- og nedslammingstolerante bunndyrformer øker imidlertid, samtidig som andelen rentvannskrevende bunndyrarter går ned. Årsaken til dette er den samme som for stasjon 2, og kan knyttes til økt partikkelbelastning og nedslamming siste år, samtidig som avsnittet har den største sumbelastningen fra andre aktiviteter som landbruk, spredt bebyggelse og vei. Dette nedre bekkeavsnittet mottar mest belastning og avrenning fra nærliggende landbruk, både ved Midtlyngan og dyrkamarka oppstrøms E6. Dette er intensivt drevet landbruksområder som ligger oppstrøms bunndyrstasjonen. Ut fra resultatene av bunndyrundersøkelsene i Lynga høsten 2020, kan det konkluderes med at dagens inngrepsomfang og episodiske utslipp av slam og partikler fra hhv.

hogst og nydyrking, ikke ser ut til å ha fått store og langvarige negative konsekvenser bunndyrfaunaen. En reetablering av bunndyrfaunaen dersom den kollapset i 2019, er langt på vei. Dette gjelder både for biologisk mangfold og generell bunndyrproduksjon i vassdraget. Et fastsatt miljømål med bunndyr som kvalitetselement anses å være oppfylt, samtidig som bunndyrfaunaen gir et tilfredsstillende næringstilbud for ungfisk av ørret og laks i vassdraget gjennom året.

4.5 Analyser av kvikksølv og TOC i bekkesediment

Resultatene fra undersøkelsen av bekkesedimentene i Lynga viste lave konsentrasjoner av total kvikksølv på alle stasjoner. Vurdert opp mot dagens klassegrenser for kvikksølv ga dette «*God miljøtilstand*». Prøvene er samlet inn om lag ett år etter at skogsdriften var avsluttet. Dette kan ha påvirket resultatet. Videre er det slik at eventuell lekkasje av Hg-forbindelser fra hogstområdet til vassdraget har fulgt med/hengt på humus-forbindelser i avrenningsvannet fra hogstfeltet. Dette er svært fine organiske partikler, som i liten grad vil kunne sedimentere i vannforekomster der vannet er i bevegelse, slik som i bekker og elver. På vannveien ned til Gaula vil likevel disse organiske partiklene bunnfelle på noen steder i rolige/stillestående partier av bekken. Når vannføringen øker igjen, vil en stor del av de sedimenterte partiklene re-suspendere i vannmassene, og bli ført videre nedover Lynga. Denne skiftningen mellom sedimentering og re-suspensjon vil etter hvert redusere disse fine partiklene med kvikksølv fra vassdragets bunnsedimenter, gjennom utvasking. Prøvetakingsmaterialet fra bekkens finsediment viste også et lavt innhold av organisk materiale på alle stasjoner, med nivåer mellom 1 og 2 % prosent av tørrvekten.

Ut fra analyseresultatene på det materialet som ble samlet inn, kombinert med inntrykket en fikk under befaringen, så er det vanskelig å si om aktivitetene i øvre deler av nedbørfeltet til Lynga (hogst og eventuell også nærliggende nydyrking) har påvirket vassdraget Lynga, og/eller vassdragsavsnitt i Gaula, med kvikksølv. Vi kan hverken fastslå eller anslå om, og i hvilken grad, kvikksølvtilførsel har funnet sted. Teoretisk sett har aktivitetene trolig økt avrenningen av kvikksølv fra området, uten at dette antas å ha hatt noen større påvirkning på biologiske forhold i Lynga eller hovedresipienten i Gaula nedstrøms samløpet.

Avslutningsvis kan det legges til at å samle finsedimenter fra denne type biotoper (elver og bekker) for analyse av miljøgifter som kvikksølv er vanskelig. Det er utfordrende å finne representative steder for prøvetakning for å kunne måle påvirkning, finne referanselokaliteter og for å kunne måle en eventuell påvirkning mot. Langt enklere er denne innsamlings- og målemetodikken i en innsjø (som fungerer som en sedimentfelle i et vassdrag), hvor vannbevegelsen er langt mindre og hvor variasjonen i denne er langt mindre gjennom året. I Gaula nedstrøms samløpet med Lynga er det heller ingen slike innsjølignende eller rolige områder hvor finsediment blir liggende særlig lenge før høy vannføring og flom vasker dette videre nedover i elvesystemet, Gaulosen og ut i Trondheimsfjorden.

4.5.1 Om kvikksølv som miljøgift

Kvikksølv er et tungmetall og en miljøgift som lenge har vært i fokus på grunn av sin giftighet og evne til bioakkumulering i næringskjedene. Kildene er både naturlige og knyttet til menneskelig aktivitet. En stor del av det kvikksølv vi har i våre skogs- og myrområder er kommet hit langveisfra med luft-strømmer og nedbør (ca 80 % fra andre land). Det har derfor en evne til å lagres i jordsmonnet, og her har gamle tilførsler/avsetninger stor betydning for de kvikksølvnivåene vi finner i norsk natur i dag. Når kvikksølv frigjøres eller slippes ut i miljøet, kan det omgjøres til metylkvikksølv av bakterier (f.eks. i myrjord), og tas opp i næringskjeden, hvor det hopper seg opp i levende organismer. Man får høyere konsentrasjoner jo høyere opp i næringskjeden det kommer. Metylkvikksølv er meget giftig og kan forårsake langtidsvirkninger i miljøet. Når kvikksølv ligger i ro gjør det relativt liten skade, men data fra svenske og finske undersøkelser viser at skogsdrift (større flatehogst) kan resultere i at mye kvikksølv lekker ut av området og blir fraktet

med bekker og elver til sjøene nedstrøms. Moderne skogsdrift kan altså bidra til forhøyede kvikksølv konsentrasjonen i fisk (Fjeld 2003).

I mange innsjøer i Norden er nå innholdet av kvikksølv i stor fiskespisende fisk så høyt, at man bør unngå konsum dersom man ikke er sikker på at konsentrasjonen er på et forsvarlig nivå. Gjedde og store individer av abbor, ørret og røye har ofte kvikksølvkonsentrasjoner i kjøttet som overstiger omsetningsgrensen på 0,5 mg per kg. Mattilsynet har innført landsdekkende generelle advarsler mot kvikksølv i ferskvannsfisk. Gravide, ammende og små barn advares mot all villfanget ferskvannsfisk. Advarselen er gitt på grunn av kvikksølvinnholdet. Kvikksølv forekommer som uorganiske og organiske kjemiske forbindelser. De organiske kvikksølv-forbindelsene, som metylkvikksølv, er som nevnt særlig giftige. I nedbørfeltene er kvikksølvet stort sett bundet opp i de organiske sjiktene i jordprofiler. En økning av vanninnholdet i skogbunnen vil øke mineraliseringen av organisk materiale, slik at humusstoffer frigjøres. Kvikksølvet, som er forbundet til humusstoffene, transporteres med disse i avrenningen fra nedbørfeltene. Økt markvanninnhold og økt tilførsel av oppløst nedbrytbart organisk materiale vil også kunne stimulere den bakterielle produksjonen av metylkvikksølv. Hyppigere og kraftigere nedbør grunnet klimaendringer kan bidra til økt avrenning og økt tilførsel av organisk materiale – noe som blant annet kan gi høyere kvikksølvnivåer i fisk. Videre antas det at som følge av at den sure nedbøren blir redusert, så vil det føre til at mer humus kommer ut i ferskvannet vårt, og at denne humusen bærer med seg kvikksølv som har lekket ut av lageret i norske skoger.

4.5.2 Om skogsdrift og kvikksølvavrenning

Det er i dag lagret betydelige mengder kvikksølv i det øvre humuslaget i nordlige barskogområder. Skogbunnen er forurenset med kvikksølv, der flatehogst og andre tilknyttede aktiviteter kan øke avrenningen. Dette gjør at giftige forbindelser av kvikksølv renner ut i innsjøer og vassdrag og gjør fisken uspiselig. Ifølge Fjeld (2003) er dette et tankekors for norske skogbruksinteresser og miljøforvaltning. Fjeld (2003) refererte til studier som viste at moderne skogsdrift med flatehogst og markberedning, kan føre til en betydelig økning i avrenning av kvikksølv. Studiene undersøkte konsentrasjonen og transporten av kvikksølv i bekker som drenerte fra to nedbørfelt i et granskogområde i Sør-Finland. De første årene var begge feltene uberørt av skogsdrift, men i løpet av det fjerde året ble det gjennomført flatehogst i det ene feltet. I sesongen etter ble hogsten etterfulgt av markberedning og nyplanting. Dette førte til at konsentrasjonen av kvikksølv i bekkevannet steg raskt, og den årlige avrenningen økte mange ganger sammenliknet med målingene fra de foregående årene og det uberørte kontrollfeltet. Tre år etter flatehogsten var transporten av kvikksølv fra feltet fortsatt betydelig forhøyet. Av stor betydning var også at mengden metylkvikksølv økte i overvåkingsperioden. Dette er data som stemmer bra med funn gjort i Sør-Sverige. Der ble det anlagt en vei for tømmer-transport igjennom et forskningsfelt. I tillegg til terrengskader førte veibyggingen til at bekken som drenerte feltet ble blokkert, og hydrologien og vannløpene i feltet ble endret. Avrenningen av kvikksølv - og særlig metylkvikksølv, økte umiddelbart i dreinsvannet fra dette feltet (omlag 100 X økning). Nivåene sank etter noen måneder, men var fortsatt betydelig forhøyet (10 X) ett år etter at veien ble etablert.

Under naturlige forhold er svært lite av kvikksølvet i vann metylkvikksølv. Bakteriene i jordsmonnet i skogen omdanner imidlertid vanlig uorganisk kvikksølv til den langt farligere varianten. Det er antagelig endrede hydrologiske forhold som er årsak til problemene. Flatehogsten fjerner nesten all vegetasjon, noe som igjen fører til et høyere vanninnhold i jorda. Resultatene fra disse studiene glør at en kan anta at moderne skogsdrift i Norge kan ha tilsvarende effekter med hensyn til avrenningen av kvikksølv og produksjon av metylkvikksølv i og fra hogstfelt. En annen aktivitet som kan bidra til økt mobilisering av kvikksølv er bygging av ny vei og hvor det er behov for hugging av store arealer med skog, og som gir forstyrrelser i skogbunnen. Statens vegvesen har gjort en utredning av hvorvidt bygging av ny veg kan føre til økt transport av kvikksølv fra skog til vann (Dybwad & Skarsjø 2015), og i hvilken grad dette utgjør en økt risiko for mennesker og biota. Vurderingene tok utgangspunkt i studier av ulike måter å utføre skogbruk på, og effekten disse har på utlekking av kvikksølv fra skogbunn. Flere av studiene tydet på at en slik forstyrrelse av skogbunn hadde bidratt til redistribusjon av kvikksølv fra jord til vann, både ved økt

konsentrasjon i vann og ved økt transport av kvikksølv ut av skogsjord, og at dette var aktiviteter som vil kunne øke biotilgjengeligheten av kvikksølv. I mange tilfeller er det likevel funnet at den effekten hogst har på transport av kvikksølv til vann overskygges av bakenforliggende faktorer som nedbørmengde, breddegrad, temperatur, helning på skogfeltet og mengde organisk materiale. Disse faktorene har i flere studier blitt funnet å ha større effekt på konsentrasjonen og mengden kvikksølv som transporteres ut av skogsjord enn den effekten som kan tilskrives skogsoperasjonene. Dette er faktorer som også kan forventes å påvirke effekten som hogst, markberedning og stubbefjerning har på transport av kvikksølv til vann.

4.5.3 Viktige faktorer som bør hensyntas

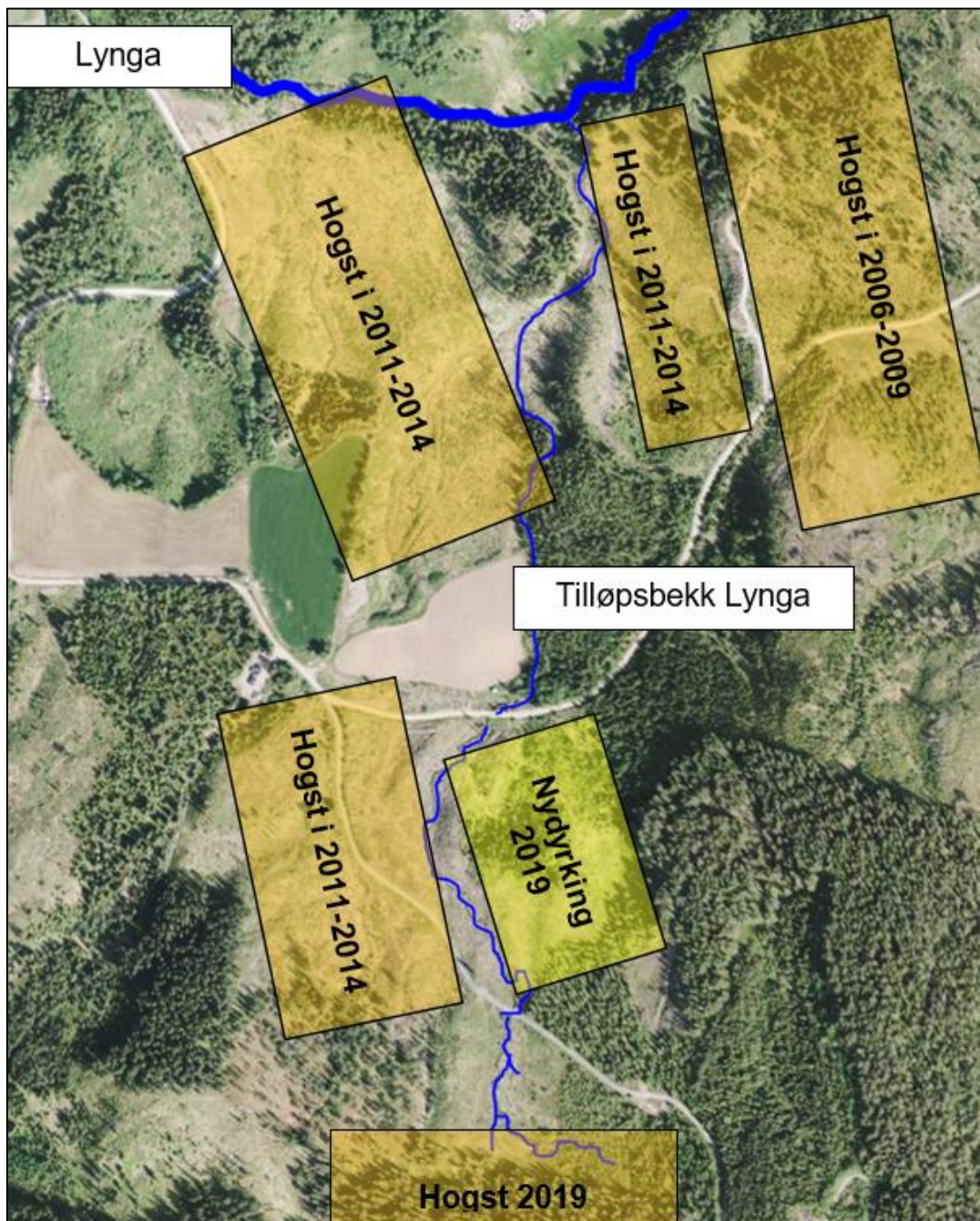
Dybwad & Skarsjø (2015) konkluderer blant annet med følgende (sitat): «den observerte påvirkningen skogsoperasjoner har på redistribusjon av kvikksølv fra skogsjord, gir grunnlag for at etaten bør undersøke hvorvidt vegrelatert anleggsarbeid i skog også kan medføre en utlekking av kvikksølv fra jord til vann». Det er foreløpig relativt få publiserte studier som omhandler utlekking av kvikksølv fra skogsjord, det er også lite kunnskap om hvordan disse studiene er relevant for Statens vegvesen, siden anlegging av ny veg innebærer mer enn kun hogst av skog, blant annet stabilisering av grunn og mellomlagring av masser. Statens vegvesen bør gjennomføre målinger, og dersom det skulle vise seg å være en aktuell problemstilling, kan man likevel tenke seg noen tiltak etter føre-var-prinsippet.

Det er i de fleste studiene gjennomgått funnet en korrelasjon mellom konsentrasjon av kvikksølv og totalt organisk karbon. I tillegg vet man at stillestående dammer med vann i områder med høy tilgang på organisk materiale, kan gi anaerobe tilstander i skogsjord, noe som er gunstig for produksjon av metylkvikksølv. Dette er som nevnt skadelig for biota ved høye konsentrasjoner. Enkle grep som å hindre transport av organisk karbon til resipient og forhindre tilstander der produksjon av metylkvikksølv kan forekomme, er derfor gode konkrete tiltak som kan redusere en potensiell effekt av hogst ved vegutbygging og skogsarbeid som hogst og lignende.

Fokus bør være at dette er aktiviteter som fører til at overflatelag av skogsjord med lagre av kvikksølv forstyrres, og at det derfor er en fare for økt transport av Hg fra jord til vann (på grunn av erosjon og utvasking). Dette kan påvirke både konsentrasjon av kvikksølv i vann, føre til økt utlekking av kvikksølv på grunn av økt avrenning, som igjen fører til ny produksjon av metylkvikksølv. Viktige faktorer er årstid og vannføring (hydrologiske forhold). Siden mobilisering av kvikksølv påvirkes av bevegelse av vann gjennom jord (Bishop mfl. 2009), og bevegelsen av vann igjen påvirkes av ytre faktorer som forhold i jorda og mengde vann, så vil måten (når og hvordan) skogsoperasjoner blir utført på påvirke transport og konsentrasjoner av kvikksølv i avrenningsvann.

5 Aktiviteter i Lyngas øvre nedbørfelt

De berørte områdene i Lyngas øvre nedbørfelt ble befart høsten 2020, og dette kapittelet viser bilder som ble tatt under befaringen den 14. oktober 2020. Området har vært relativt utsatt for avskoging og inngrep de siste 10-15 årene (**figur 38**).



Figur 38. Flyfoto fra 2018, som omtrentlig angitt viser noe av de siste 10- 15 års omfang av inngrep og endringer i deler av dette øvre nedbørfeltet i Lyngå. Flyfoto: www.kart.finn.no.

Aktivitetene i området i 2019 har medført stor partikkelavrenning og jernutfelling, både fra kjøring av skogsmaskiner og graving knyttet til hogst, men også fra nydyrking (**figur 39-48**). Ut fra det vi kunne se etter våre befaringer i 2020, så var det gjort få eller ingen avbøtende tiltak knyttet til

å redusere negative miljøeffekter, som for eksempel anlegging av fangdammer for å minimere avrenning eller bremse partikkeltransport. Videre var det lite som tydet på særlig hensyntagende knyttet til valg av traseer for skogsmaskiner og lignende.



Figur 39. Øvre del av Lyngås nedbørfelt i 2020. Sår etter hogst og kjøring med anleggsmaskiner (øverst i foto) og oppgraving av myrområder for nydyrking (nederst). Foto: NINA.



Figur 40. Øvre del av Lyngås nedbørfelt i 2020. Sår etter hogst og kjøring med anleggsmaskiner, med bratt helning ned mot tilløpsbekk til Lyngå. Foto: NINA.

5.1.1 Jernutfelling

Disse forstyrrelsene av tidligere stabil myr og skogsområder har i tillegg til stor tilførsel av finpartikler, jord og slam, dessuten medført kraftige punktutslipp av jern-/okerholdig myrvann til tilsigsbekken i Lynga (**figur 41-44**). Samtidig er det ingen synlig jernutfelling like oppstrøms hogstområdet (**figur 45**) og tilførselspunktet til denne tilsigsbekken, slik at dette ikke kan tilskrives naturlige forhold.



Figur 41. Øvre del av Lyngas nedbørfelt i 2020. Sår etter hogst og kjøring med anleggsmaskiner, med helning ned mot tilløpsbekk til Lynga. Kraftige forstyrrelser og punktering av myr har punktutslipp av jernholdig vann, med avrenning ned mot tilløpsbekk til Lynga. Foto: NINA.



Figur 42. Kraftige forstyrrelser og punktering av myr har gitt punktutslipp av jernholdig vann, med avrenning ned mot tilløpsbekk til Lynga. Foto: NINA.



Figur 43. Punktutslipp av jernholdig vann samløper med tilløpsbekk til Lynga. Foto: NINA.



Figur 44. Kraftig jernutfelling og nedslamming/kitting av bekkesubstratet er synlig på betydelige strekninger i tilløpsbekken til Lynga nedstrøms utslippspunktet. Punktutslipp av jernholdig vann samløper med tilløpsbekk til Lynga. Foto: NINA.



Figur 45. Bekkesubstrat og strekning oppstrøms punktutslipp av jernholdig vann, slam og partikler avdekker ett bekkeløp som reflekterer det nærmeste man kommer naturtilstand i dag for denne sidebekken til Lynga. Foto: NINA.

Utfelling av jern (okerutfelling) skjer ved at toverdige jern, løst i oksygenfattig grunnvann eller humøst vann, kommer i kontakt med oksygenrikt overflatevann. Da skjer en oksidasjon til treverdige jern. Treverdige jern er lite løselig ved normal pH, og hydrolyseres og felles ut som jernhydroksid. Det utfelte jernet legger seg som et teppe av slam over substrat i bekker og elver, og kan over tid «lime» substratet fast i bunnen (Bergan mfl. 2016). Denne tretrinnsprosessen (oksidasjon, hydrolyse og utfelling) skjer over tid, og reaksjonshastighetene avhenger også av temperatur, pH, ionestyrke og startkonsentrasjonen av jern. Man kan derfor observere utfelling over store områder nedstrøms kilden, og ofte i større grad i områder med stillestående vann enn i hurtigrennende deler av bekkene. Prosessen skjer naturlig i vassdrag, men da i så små mengder at dette ikke utøver skade på vannøkologien.

Stor menneskelig aktivitet i jernholdige nedbørfelt, som bebygging, grøfting, drenering, hogst og oppdyrking, kan føre til økt tilførsel av jern fra grunn, punktert myr og ødelagt våtmark. Da kan miljøskadelige effekter skje i vassdrag, der både fisk og bunndyr dør (Bergan mfl. 2016). Den negative biologiske effekten av jernutfelling kan være både i form av nedslamming av vassdrags-habitatet og gjennom en direkte gifteffekt av jern på akvatiske (vannlevende) organismer. I en oksideringsfase med kjemisk ustabilitet vil jernet kunne felles ut på fiskens eller bunndyrenes/andre vannorganismers gjeller, og gi såkalt okerkvelning. Det er komplisert vannkjemi som avgjør giftighet og biotilgjengelighet. Slike negative vannøkologiske effekter er dokumentert for andre små sjørretvassdrag i Norge (Bergan mfl. 2016), både for fisk og bunndyr. Basert på feltbefaringene i bekkepartiet som er vist i **figur 41-44** er det overveiende sannsynlig at det har vært gifteffekt på bunndyr, og nedslamming av bekkebunnen er udiskutabel. Gifteffekten har trolig ikke hatt utstrekning ned til og med Lyngas bekkestrekninger, eller nedre anadrom strekning (jf. resultater på bunndyr og fisk i rapporten). Dersom omfanget av utlekking av jernholdig vann øker, må dette holdes unders oppsikt.

Det vil være vanskelig å få fjernet okerproblematikk fullstendig når skaden først har skjedd i ødelagt myr, og er så vidt omfattende som for nedbørfeltet til Lyngas del, dersom en ikke har planer om å restaurere tilbake de ødelagte våtmarksområdene. Slike sig av jernholdig i vann etter forstyrrelser i myr og våtmarksområder kan ha varighet på flere tiår, og vil trolig ikke opphøre av seg selv før etter lang tid. Nydyrking kan medføre omfattende endringer i det fysiske miljøet langs bekkeløp, slik det er eksempler på fra senere tid i nedbørfeltet til Lynga (**figur 46** og **figur 47**).



Figur 46. Nydyrking og graving helt inntil bekkeløp, uten gjenværende kantsone. Finstoff og partikler finner direkte vei ut i bekken ved kraftig nedbør. Foto: NINA.



Figur 47. Nydyrking og graving nært bekkeløp, med en noen få meter gjenværende kantsone (nederste bilde.). Finstoff og partikler finner likevel veien ut i bekken ved kraftig nedbør, gjennom naturlige forsenkninger i terrenget. Bilde øverst viser drenerør-tilførsel fra nydyrkingsområdet ut i bekkeløpet, med avrenning direkte til bekkeløpet. Foto: NINA.

5.1.2 Viktige hensyntagende og konsekvensvurderinger

Før igangsetting av graving, hogst eller nydyrkingsaktiviteter i nedbørfelt i vassdrag, bør viktige konsekvenser av aktiviteten være gjennomtenkt og konsekvensvurdert. På bakgrunn av hovedmomentene under må det utarbeides en plan forut for inngrepene, slik at den økologiske konsekvensen i vassdraget blir så liten som mulig, gitt det aktuelle inngrepet og omfang av inngrep.

- Nedbørfeltvurdering; hvilke vassdrag berøres
- Biologiske vurderinger av vassdrag som berøres (fisk, øvrig biologisk mangfold)
- Jordsmonnvurderinger- hva inneholder jorda (type partikler, jern, kvikksølv, mm.)
- Avrenningsplan og gradientvurdering
- Fangdammer og sedimentbassenger – hvilken størrelse og hvor kan disse etableres?
- Minimere unødvendig skader i terreng, trasévalg
- Tidspunkter for gjennomføring og varighet av inngrep
- Sumvurderinger av omfang av andre inngrep og endringer i nedbørfeltet til vassdraget
- Resipientvurderinger og selvrensningsevne; kan vassdraget håndtere nye belastninger?

5.1.3 Når skaden er skjedd

Dersom man kommer inn på et tidspunkt der uheldige effekter allerede har skjedd eller står i overhengende fare for å skje, slik som i Lyngas tilfelle det siste året, bør det utarbeides en hasteplan for å avbøte og minimere videre negative effekter. Dette gjelder både på kort og lang sikt. Man bør her skaffe gode nok data til å få en oversikt over de vannøkologiske skadene som er skjedd, gjennom fiskebiologiske/vannkjemiske, vitenskapelige forankrede undersøkelser, samt problemkartlegging og tiltaksrettede undersøkelser. Resultatet fra denne kunnskapsinnhenting kan innebære stans i all aktivitet inntil foreslåtte avbøtende tiltak er gjennomført. Andre viktige virkemidler for å gjenopprette, opprettholde eller unngå å forringe vannforekomstens økologiske tilstand vil være vannkjemiske, biologiske og/eller rettede fiskeforsterkende tiltak i etterkant av inngrepene, som f.eks. tilførsel og utlegging av gytesubstrat og gjenskaping/styrking av gyteområder. Dette er avbøtende og kompensierende tiltak som i så fall ansvarlige aktører bør besørge blir gjennomført.

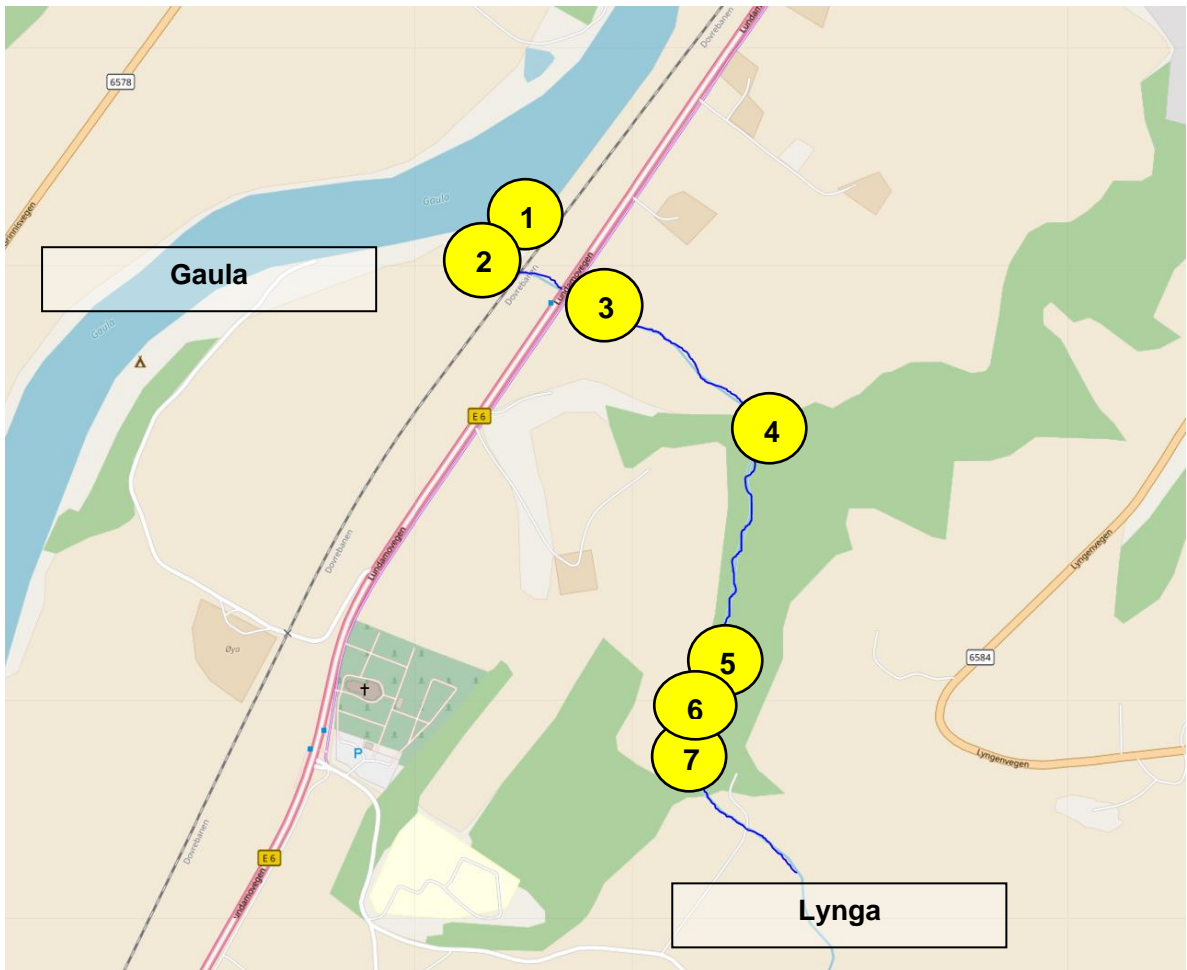
6 Referanser

- Anonym 1988. Vannundersøkelse: Bunnfauna. Prøvetaking med elvehåv i rennende vann. NS 4719. Standard Norge, Oslo.
- Anonym 1994. Vannundersøkelse: Metoder for biologisk prøvetaking - Retningslinjer for prøvetaking med håv av akvatiske bunndyr. NS-ISO 7828. Standard Norge, Oslo.
- Anonym 2009. Veileder 01:2009. Klassifisering av miljøtilstand i vann. www.vannportalen.no.
- Anonym 2013. Klassifisering av miljøtilstand vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver i henhold til vannforskriften. Direktoratgruppen for gjennomføringen av vanddirektivet. Veileder 02: 2013.
- Anonym 2020. M- 608. Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota, revidert 30. okt. 2020. 13 s. Utarbeidet av Miljødirektoratet basert på bakgrunnsdata fra Aquateam, NIVA og NGI. Miljødirektoratet.
- Armitage, P.D., Moss, D., Wright J.F. and Furse, M. T. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted runningwater sites. *Water Research* 17: 333-347.
- Bergan, M. A., 2015. Problemkartlegging og overvåking av sidevassdrag til Gaula i 2014. - NINA Minirapport 538. Norsk institutt for naturforskning.
- Bergan, M.A. 2016. Biologiske undersøkelser og befaring i Sandbekken, Midtre Gauldal, med plan for tiltak og overvåkingsprogram av resipienten. NINA-notat, Norsk institutt for naturforskning (upublisert).
- Bergan, M.A. & Arnekleiv, J.V. 2009. Vurdering av økologisk tilstand i bekker og mindre elver i vannområdene Nidelva og Gaula i Sør-Trøndelag 2008. – NTNU Vitenskapsmuseet Zoologisk notat 2009, 2. NTNU Vitenskapsmuseet.
- Bergan, M.A. & Solem, Ø. 2016. Problemkartlegging og overvåking av sidevassdrag til Gaula. Årsrapport 2015.- NINA Rapport 1242. Norsk institutt for naturforskning.
- Bergan, M.A. & Aanes, K.J. 2017. Resipientovervåking av Ranaelva. Undersøkelser av bunndyr, vannkvalitet og ungfiskundersøkelser i 2012 og 2016 i forbindelse med utslipp fra Rana Gruber AS. NINA Rapport 1318. Norsk institutt for naturforskning.
- Bergan, M.A. & Nøst, T.H. 2017. Tapt areal og produksjonsevne for sjørretbekker i Trondheim kommune. NINA Rapport 1354. Norsk institutt for naturforskning.
- Bergan, M.A. & Solem, Ø. 2017. Problemkartlegging og overvåking av små sidevassdrag til Gaula, Årsrapport 2016.- NINA Rapport 1363. Norsk institutt for naturforskning.
- Bergan, M.A. & Solem, Ø. 2018. Problemkartlegging, ungfiskovervåking og anslag på tapt areal og redusert produksjonsevne i små sidevassdrag til Gaula. NINA Rapport 1497. Norsk institutt for naturforskning.
- Bergan, M.A. & Solem, Ø. 2019. Problemkartlegging og ungfiskovervåking i små sidevassdrag til Gaula. Undersøkelser i 2018. NINA Rapport 1614. Norsk institutt for naturforskning.
- Bergan, M.A. & Solem, Ø. 2020. Problemkartlegging og ungfiskovervåking i små sidevassdrag til Gaula. Undersøkelser i 2019. NINA Rapport 1741 (under utarbeidelse).
- Bergan, M.A. & Solem, Ø. 2020. Problemkartlegging og ungfiskovervåking i små sidevassdrag til Gaula. Undersøkelser i 2019. NINA Rapport i arbeid. Norsk institutt for naturforskning.
- Bergan, M. A., Nøst, T. H. & Berger, H. M. 2011. Laksefisk som indikator på økologisk tilstand og miljøkvalitet i lavereliggende småelver og bekker: Forslag til metodikk iht. vanddirektivet. NIVA-rapport L. NR. 6224-2011. Norsk institutt for vannforskning.

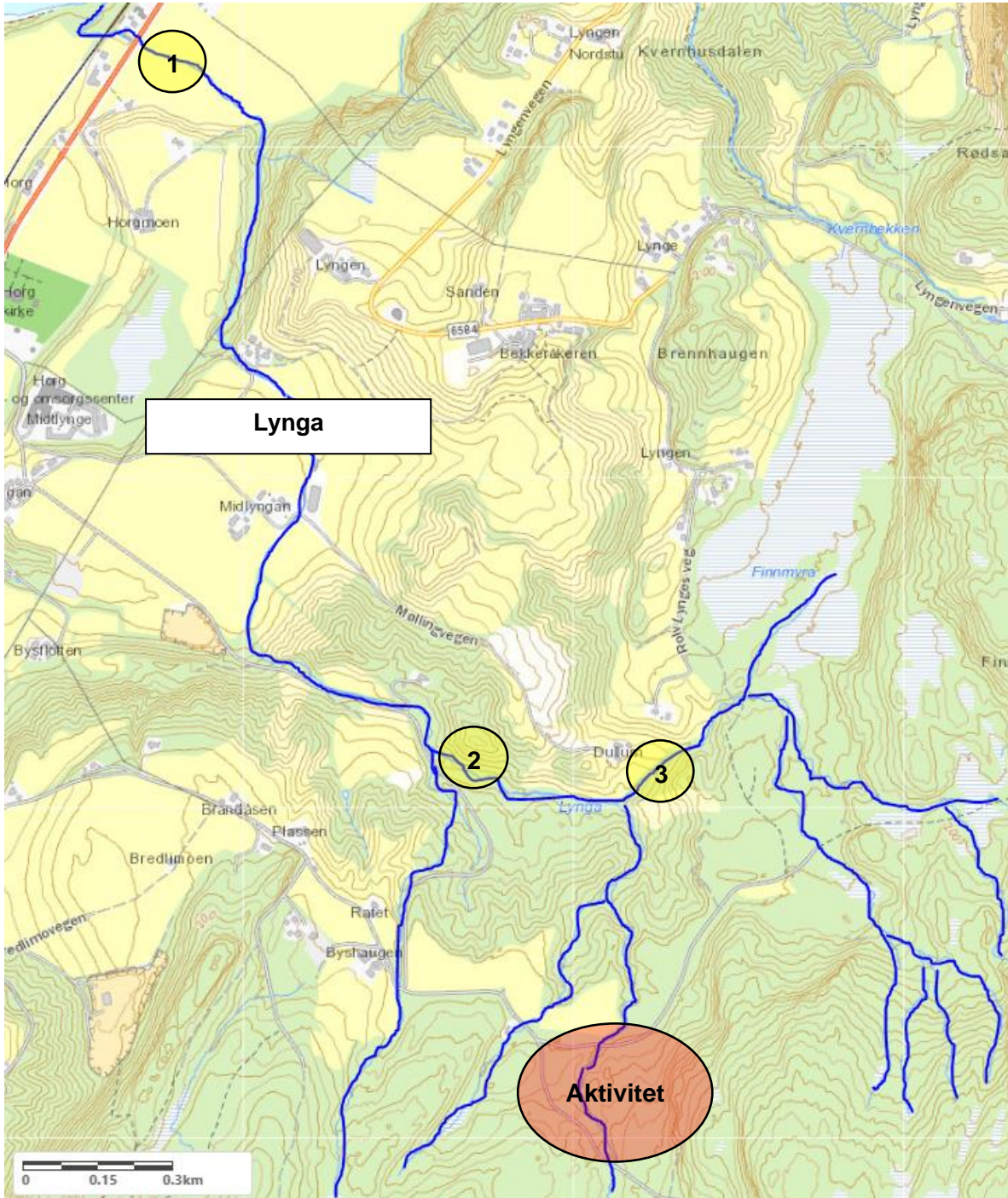
- Bergan, M.A., Jensås, J.G., Bremset, G., Borgos, T., Havn, T.B., Rognes, T., Skoglund, S. & Solem, Ø. 2015a. Ungfiskundersøkelser i Gaulavassdraget i 2014. NINA Minirapport 517. Norsk institutt for naturforskning.
- Bergan, M.A., Teien, H-C & Kristensen, T. 2016. Oksielva og Kvitbruelva til Saltdalselva, Nordland - Problemkartlegging og tilstandsbeskrivelse med forslag til tiltak. - NINA Rapport 1222. Norsk institutt for naturforskning.
- Bishop, K., Allan, C., Bringmark, L., Garcia, E., Hellsten, S., Högbom, L., Johansson, K., Lomander, A., Meili, M., Munthe, J., Nilsson, M., Porvari, P., Skyllberg, U., Sørensen, R., Zetterberg, T. & Åkerblom, S. 2009. The effects of forestry on Hg bioaccumulation in Nemoral/Boreal waters and recommendations for good silvicultural practice. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 38: 373-380.
- Bohlin, T, Hamrin, S., Heggberget, T.G., Rasmussen, G. & Saltveit, S.J. 1989. Electrofishing – Theory and practice with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia* 173.
- Dybwad, Ingvild Marie og Mathilde Hauge Skarsjø. 2015. Vegbygging og mulig frigjøring av kvikksølv ved hogst av skog. En litteraturstudie. Statens vegvesen: Rapport nt 405. Statens vegvesen.
- Fjeld, E. 2003. Skogsdrift øker avrenningen av kvikksølv. www.forskning.no.
- Frost, S., Huni, A. & Kershaw, W.E. 1971. Evaluation of a kicking technique for sampling stream bottom fauna. *Canadian Journal of Zoology* 49: 167-173.
- Hol, E., Stensland, S., Haugen, T. & Bergan, M. A. 2019. Bestandsnedgang for sjørret; estimat av tapt areal og habitatkvalitet i ferskvann. *Tidsskriftet Vann*. Nr. 3, 2019– ISSN 0042-2592
- Korsen, I. & Skotvold, T. 1984. Fiskeproduksjon og forurensning i nedre Gaula. En undersøkelse av mindre sidevassdrag i Gaula i Melhus kommune. FMST-rapport. 2-1984. Fylkesmannen i Sør-Trøndelag.
- Mason, C.F., 2002. *Biology of Freshwater Pollution*, Fourth Edition. Prentice Hall, London.
- Sandlund (red.). O.T., Bergan, M.A., Brabrand, Å. Diserud, O.H., Fjeldstad, H.P., Gausen, D., Halleraker, J.H., Haugen, T., Hegge, O., Helland, I.P., Hesthagen, T., Nøst, T., Pulg, U., Rustadbakken, A., Sandøy, S. 2013. *Vannforskriften og fisk – forslag til klassifiseringssystem*. Rapport M 22-2013. Miljødirektoratet.
- Solem, Ø., Bergan, M.A., Jensås, J.G., Ugedal, O., Rognes, T., Foldvik, A., Heggberget, T.G. & Borgos T. 2014. Ungfiskundersøkelser i Gaulavassdraget 2013. NINA Rapport 1027. Norsk institutt for naturforskning.
- Zippin, C. 1958. The removal method of population estimation. *Journal of Wildlife Management* 22: 82-90.
- Aanes K. J. og D. Bækken. 1989. Bruk av vassdragets bunnfauna i vannkvalitets-klassifisering. Rapport 1: Generell del. Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (SFT) og NIVA. NIVA-rap. Nr: 2278. Norsk institutt for vannforskning.
- Aanes, K. J. & Bergan, M. A. 2016. Overvåkning av avrenning fra dagbrudd. Sibelco Nordic AS, Åheim Plant. NIVA-rapport L.NR. 7088-2016. Norsk institutt for vannforskning.

7 Vedlegg

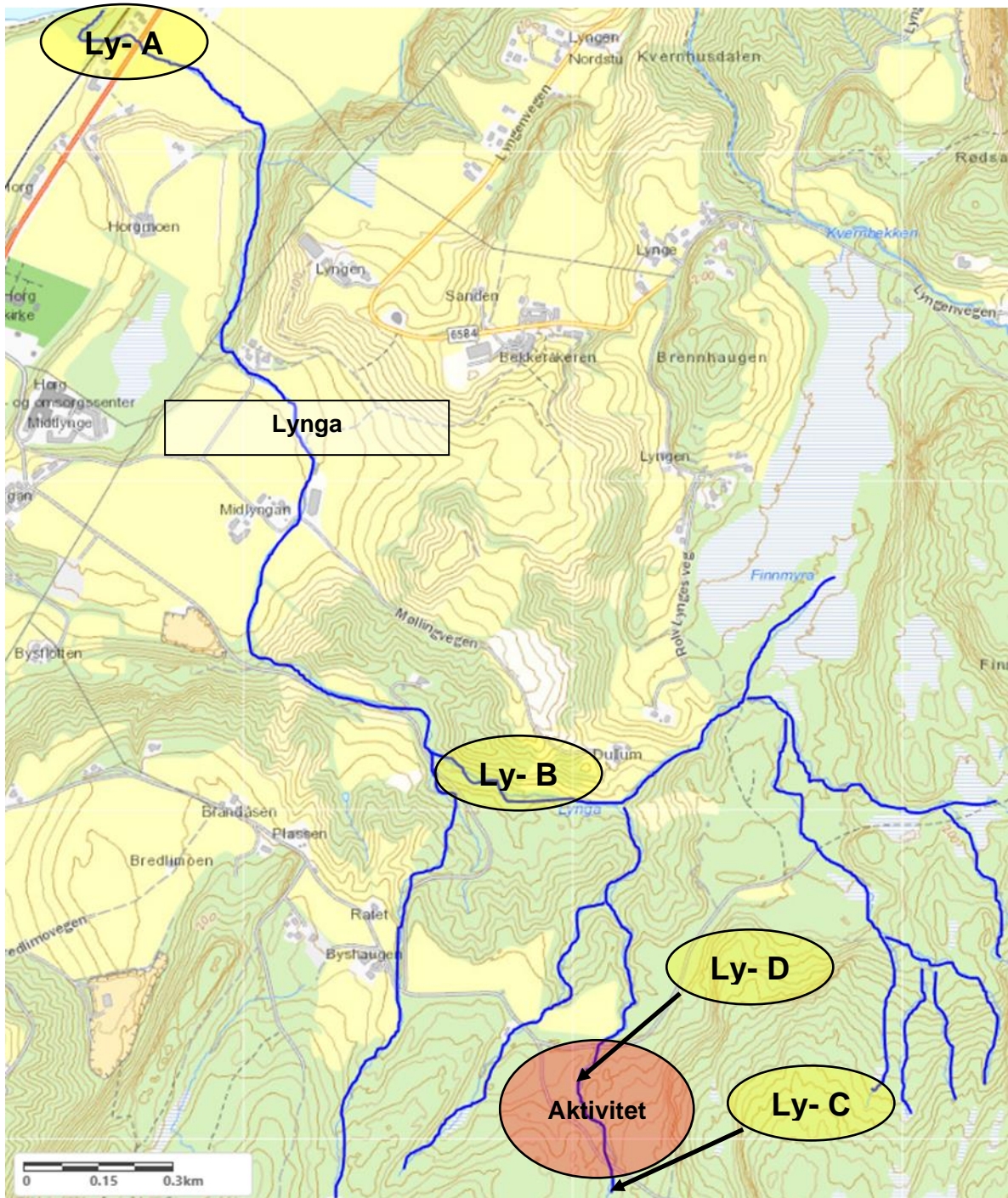
A Oversiktskart - stasjoner for ungfisktellinger



B Oversiktskart - stasjoner for bunddyrundersøkelser



C Oversiktskart - stasjoner for sedimentprøver



D Artslister fra bunndyrundersøkelser

Dato: 14.10.2020	Lynga		
	Bunndyrtaksa	st. 1	st. 2
Bivalia (Småmuslinger)			
Sphaeriidae -erte/kulemusling	1	6	
Gastropoda (Snegler)			
Planorbidae- skive/remsnegl		1	1
Annelida (Bløtdyr)			
Oligochaeta -fåbørstemark	256	28	80
Arachnidae (Edderkoppdyr)			
Acari- midd	80	128	64
Ephemeroptera (Døgnfluer)			
<i>Ameletus inopinatus</i>		16	14
<i>Baetis</i> sp.	768	1536	2816
<i>Baetis muticus/niger</i>	768	2176	1280
<i>Baetis muticus</i>	384	384	16
<i>Baetis niger</i>	1	512	256
<i>Baetis rhodani</i>	3840	3072	5760
Leptophlebiidae		32	48
Paraleptophlebia sp.		4	16
Plecoptera (Steinfluer)			
<i>Diura nanseni</i>		2	14
<i>Isoperla</i> sp.	40	64	64
<i>Siphonoperla burmeisteri</i>	20	4	0
<i>Brachyptera risi</i>	192	768	896
<i>Amphinemura sulcicollis</i>	32	128	224
Nemouridae			32
<i>Nemoura</i> sp.	16	1	16
<i>Nemoura cinerea</i>		2	16
<i>Capnia</i> sp.	32		
<i>Capniopsis schilleri</i>	192	256	512
<i>Leuctra</i> sp.	64	16	32
<i>Leuctra hippopus</i>	64	320	32
Coleoptera (Biller)			
Dytiscidae, juvenile - vannkalvlarver		1	3
Elmidae, juvenile -elvbillelarver	16		
Scirtidae, juvenile- hårbillelarver	2	48	24
Hydraenidae- palpebiller	64	84	40
Trichoptera (Vårfluer)			
<i>Rhyacophila fasciata</i>		2	
<i>Rhyacophila nubila</i>	192	104	12
<i>Glossosoma intermedium</i>	1		
<i>Philopotamus montanus</i>		16	20
Polycentropodidae	2		8
<i>Plectrocnemia conspersa</i>		1	48
<i>Hydropsyche</i> sp.	1		
Limnephilidae sp.	48	32	144
<i>Potamophylax</i> sp.		16	
<i>C. villosa./ A. obscurata</i>		4	4
<i>Silo pallipes</i>	48		12
<i>Sericostoma personatum</i>	8	16	52

Diptera (Tovinger)			
Tovingelarver, ubestemt	32		
Psychodidae- sommerfuglmygglarver	384	832	16
Tipula sp.- stankelbein (larver)	2	10	8
Limoniidae – småstankelbein (larver)	192	48	16
Simuliidae -knottlarver	8064	512	384
Ceratopogonidae -Sviknottlarver	256	24	48
Chironomidae -fjærmygglarver	768	1664	1408
Antall bunndyr per prøve	16830	12870	14436

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

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

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

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-4686-6

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

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

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger