

2291

NINA Rapport

Amundbekken, Trondheim kommune

- Kunnskapsoppsummering av vannmiljø og utvikling i gyte- og oppvekstområder for vandrende nidelvørret

Morten André Bergan & Terje Henrik Nøst



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

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

NINA Temahefte

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

NINA Fakta

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

Annen publisering

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

Amundbekken, Trondheim kommune

- Kunnskapsoppsummering av vannmiljø og utvikling i gyte- og oppvekstområder for vandrende nidelvørret

Morten André Bergan & Terje Henrik Nøst

Bergan, M. A. & Nøst, T. H. 2023. Amundbekken, Trondheim kommune. Kunnskapsoppsummering av vannmiljø og utvikling i gyte- og oppvekstområder for vandrende nidelvørret. NINA Rapport 2291. Norsk institutt for naturforskning.

Trondheim, juni 2023

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-5088-7

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

[Åpen]

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Marius Berg

ANSVARLIG SIGNATUR

Assisterende forskningssjef Anne Kristin Jøranlid

OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Trondheim Kommune, Miljøenheten

Miljødirektoratet

OPPDRAGSGIVERS REFERANSE

Ikke oppgitt

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Terje H. Nøst, Trondheim kommune, Klima- og Miljøenheten

FORSIDEBILDE

Nedre del av Amundbekken i april 2023, etter uhellsutslipp av gjødsel til øvre del av vassdraget. Foto: © Morten André Bergan

NØKKEWORD

- Klæbu
- Amundbekken
- Nidelva
- ørret
- ungfisk
- belastning
- forurensning
- fiskevandring
- miljømål
- miljøtilstand
- tiltak
- restaurering

KEY WORDS

Norway, Trøndelag, Nidelva, trout, impacts, pollution, juvenile salmonids, river, stream, restoration

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. & Nøst, T. H. 2023. Amundbekken, Trondheim kommune. Kunnskapsoppsummering av vannmiljø og utvikling i gyte- og oppvekstområder for vandrende nidelvørret. NINA Rapport 2291. Norsk institutt for naturforskning.

Denne rapporten gjør en sammenstilling av tilgjengelige vannøkologiske data og oppsummering av kunnskapstatus for Amundbekkens fiskebestand av ørret, bunndyrsamfunn og vannkvalitet. Rapporten sammenstiller data og kunnskap fra fiskebiologiske og vannøkologiske undersøkelser i perioden 2007-2022, som har hatt fokus på problemkartlegging, ungfisktellinger, bunndyrundersøkelser og vannovervåking. Rapportens målsetting er å få bedre samlet kunnskap om vassdragets vann- og miljøtilstand, og få avdekket vassdragets betydning som gyte- og oppvekstområde for vandrende nidelvørret i dag sammenlignet med tidligere. Dette er forvaltningsrelevant kunnskap, som kan inngå i tiltaks-, restaurerings- og verneplaner for å sikre at man oppfyller vannforskriftens krav til miljømål samtidig som viktige funksjonsområder for nidelvørreten ivaretas.

Amundbekken munner til Nidelva ved Nordset, på strekningen mellom Øvre Leirfoss, Nordsetfossen og Fjæremfossen. Amundbekken har også flere sidevassdrag, der sidegreina Solemsbekken er størst og mest betydningsfull. Et samlet datagrunnlag supplert med historiske opplysninger for vassdragene avdekker et tidligere svært viktig vassdragsystem, med stor betydning for vandrende nidelvørret, som anvender vassdragene som gyteområder, og oppvekstområder for ungfisk. Status i dag er at vassdraget har for stor samlet menneskelig belastning fra mange ulike aktiviteter. Det er fortrinnsvis landbruksaktivitet, veibygging og ras-/erosjonssikring som har ført vassdraget langt vekk fra naturtilstand, både når det gjelder vann- og habitatkvalitet (morfologisk tilstand). Denne samlede belastningen har hatt stor negativ effekt for ørreten. Samlet opprinnelig vassdragstrekning (med tilgang for ørret fra Nidelva) i Amundbekken, inkludert alle viktige sidebækker, utgjorde om lag 14 kilometer. Estimert er et minimum, da det er flere mindre, ukjente sidebækker som kan ha eller har hatt tilgang og produksjon av fisk. Samlet belastning av inngrep og endringer i vassdragene gjør at det i dag er tapt om lag 8,2 kilometer vassdragstrekning for nidelvørreten, og at det gjenstår i underkant av 6,3 kilometer med fortsatt tilgang. Samlet sett utgjør dette et konkret tap på om lag 58 % bekkestrekning for nidelvørreten i hele vassdragssystemet. I vassdragsareal utgjør tapet mer enn 25 000 m² produksjonsareal for nidelvørreten, som opprinnelig var i overkant av 44 000 m². Arealtapet utgjør om lag 56 % sammenlignet med en antatt naturtilstand, før menneskelige inngrep og endringer fant sted.

Det gjenværende, tilgjengelige arealet (på i overkant av 19 000 m²) for nidelvørret i Amundbekken er ikke like produktivt for ørret slik naturtilstanden en gang var. Ulike fysiske inngrep har fjernet viktige, naturlige vassdragskvaliteter som gytesubstrat, skjulmuligheter og andre naturlige elementer i bekkeløpene, samt at stor partikkelbelastning og redusert vannkvalitet over tid har gitt stor nedslamming, som forringer livsvilkår for fisk. Dette har bidratt svært negativt til produksjonsevnen for ørret i vassdraget. Ved en korrigerende reduksjonsevne i det gjenværende, tilgjengelige arealet for nidelvørreten, sitter man igjen med i overkant av 6 000 m² produktivt areal. Sammenlignet med opprinnelig produktivt areal på mer enn 44 000 m², så utgjør det samlede tapet av produksjonspotensiale på om lag 87 % for nidelvørret i dag for Amundbekken med tilknyttede sidebækker. Disse beregningene er imidlertid utført før et uhellsslipp av husdyrgjødsel skjedde i april 2023. Dersom dette utslippet har hatt negativ (nedslamming) og/eller dødelig effekt for ørret på utslippsbelastede strekninger i Amundbekken, så vil tapet i produksjonspotensiale øke vesentlig mer.

Ved å gjenopprette vandringsveier for nidelvørreten i enkelte deler av vassdraget, samt tilføre rikelig med gytesubstrat der dette er i underskudd, kombinert med styrking av skjul- og oppvekstmulighetene, kan mye av det tapte produksjonspotensialet fortsatt hentes tilbake. Dette forutsetter at det samtidig settes stort fokus på å redusere vannkjemiske belastninger som avrenning fra intensivt drevet landbruksaktivitet i nedbørfeltet til vassdraget, og at miljøskadelige hendelser som gjødsel- eller siloutslipp ikke skjer med jevne mellomrom.

Innhold

Sammendrag	3
Innhold	4
Forord	5
1 Vassdragsbeskrivelse	6
1.1 Vannforekomster	6
1.2 Nordre Amundbekken.....	10
1.3 Tilløpsbekker (123-585-R) til nordre Amundbekken	13
1.4 Solemsbekken (søndre del av Amundbekken)	17
2 Kunnskapstatus for Amundbekken	24
2.1 Hydromorfologiske inngrep og endringer	24
2.2 Vannkvalitet	25
2.2.1 Fosfor	27
2.2.2 Nitrogen.....	28
2.2.3 Bakterier.....	28
2.3 Bunndyrfauna og elvemusling	30
2.4 Fiskebestander	32
2.4.1 Ørret.....	33
2.4.2 Ørekyte.....	44
2.4.3 Gjedde.....	45
3 Amundbekken og nidelvørret	46
3.1 Tappt areal (Nidelvørret-førende strekning før og nå)	48
4 Resultater tappt areal	49
4.1 Nordre del av Amundbekken	49
4.2 Tilløpsbekker til nordre del av Amundbekken	50
4.3 Søndre del av Amundbekken (Solemsbekken).....	51
4.4 Samlet vurdering av tapte vassdragstrekninger, areal og produksjonsevne	51
4.4.1 Lengde og arealtap.....	51
4.4.2 Redusert produksjonsevne	52
5 Amundbekken som vannøkologisk funksjonsområde for Nidelva	54
5.1 Gyting av nidelvørret på strekningen Øvre Leirfoss og Nordset-/Fjæremfossen.....	54
5.1.1 Sidevassdrag	54
5.1.2 Nidelva	54
5.2 Trussel fra introduserte, fremmede fiskearter	55
6 Veien videre for Amundbekken	57
7 Referanser	58

Forord

I forbindelse med sammenslåingen av Klæbu og Trondheim til én kommune, så har Trondheim kommune også overtatt overvåkingen og vannforvaltningsansvaret for vannforekomster i tidligere Klæbu kommune. Til sammenligning med resten av Trondheim, så har Klæbu et etterslep i data- og kunnskapstatus for mange av sine vassdrag, med et data og kunnskapsgrunnlag spredt i ulike rapportserier, og det er mange vassdrag med lite eller utdatert data- og kunnskapsgrunnlag. Norsk institutt for naturforskning (NINA), i samarbeid med Trondheim kommune, gjennomfører årlig overvåking av bekker og små elver i kommunen, der Amundbekken også har vært inkludert. Amundbekken er gjennom denne aktiviteten utpekt som et svært viktig sidevassdrag for ørret i Nidelva på strekninger ovenfor Øvre Leirfoss opp til Nordsetfossen og Fjæremsfossen. Dette er et elveavsnitt av Nidelva med forholdsvis lite egnede gyteområder for ørret i hovedelva, og det er kun et fåtall aktuelle gytebekker og fungerende gyteområder for nidelvørreten på denne elvestrekningen i dag. De fleste sidebekkene til elvepartiet er under sterkt press, og har vesentlig redusert miljøtilstand og funksjon som gyteområder for nidelvørreten.

Denne rapporten tar sikte på å sammenstille data og anvende kunnskap som er innhentet til og med høsten 2022 for Amundbekken. Et uhellsslipp av store mengder husdyrgjødsel fra en kollapset fraukjeller skjedde påskea 2023. Denne hendelsen skjedde ved slutføring av denne rapporten, og er kun omtalt i korthet, og uten gjennomgang av resultater og vurderinger for bunn-dyrsamfunn og fisk. Det er i stedet utarbeidet en egen NINA- rapport knyttet kun til gjødselutslippet og effekter dette har hatt på vannmiljø, biologisk mangfold og fisk i Amundbekken. Det videre arbeidet med Amundbekken vil følges opp med utvidet problemkartlegging og ungfisktellinger i løpet av forsommer og høst i overvåkingsåret 2023, samtidig som habitattiltak og utlegging av gytesubstrat pågår fortløpende. Denne overvåkingsaktiviteten vil samtidig ettergå de faglige vurderingene i denne rapporten, følge opp gjødselutslippet og sikre nye data på ungfisk av ørret fra strekninger i Amundsbekken som aldri er befart eller undersøkt tidligere.

Undersøkelsene er finansiert av Trondheim kommune. I tillegg har NINA bidratt med interne midler på dette viktige fagfeltet, som er første og andre steg i prosessen som involverer overvåking, kunnskapsinnhenting, restaurering og bevaring av norsk vassdragsnatur. FN`s tiår for restaurering er påbegynt, der nettopp slike undersøkelser skaffer data- og kunnskapsgrunnlag som må ligge til grunn for et videre arbeid med restaurering, vern og bevaring av natur. Verden har nylig fått i stand en internasjonal avtale for å beskytte minst 30 prosent av verdens land og hav innen 2030, vedtatt på naturtoppmøtet COP15 i Montreal i desember 2022. Norge er i høyeste grad med på dette, og skal bidra i front med å bevare biomangfold, økosystemer og gjenoppbygging av natur. Dette prosjektet er i så måte en liten, men viktig, brikke i denne store og overordnede målsetningen. Sluttmålet for denne rapporten er et faglig forankret data- og kunnskapsgrunnlag, som skal danne grunnlag for videre overvåking, tiltak, restaurering og bevaring av vassdragsnaturen tilknyttet Amundbekken.

Kontaktperson hos oppdragsgiver har vært naturforvalter Terje Henrik Nøst ved Klima- og Miljøenheten i Trondheim kommune, som også er medforfatter på NINA-rapporten.

Prosjektleder hos NINA har vært forsker Morten André Bergan, som også har hatt ansvar for vurdering av resultater og sammenstilling av NINA-rapport i samarbeid med Terje Henrik Nøst. Marius Berg ved NINA i Trondheim har stått for kvalitetssikring av endelig NINA-rapport.

NINA takker for god dialog og samarbeid gjennom prosjektperioden.

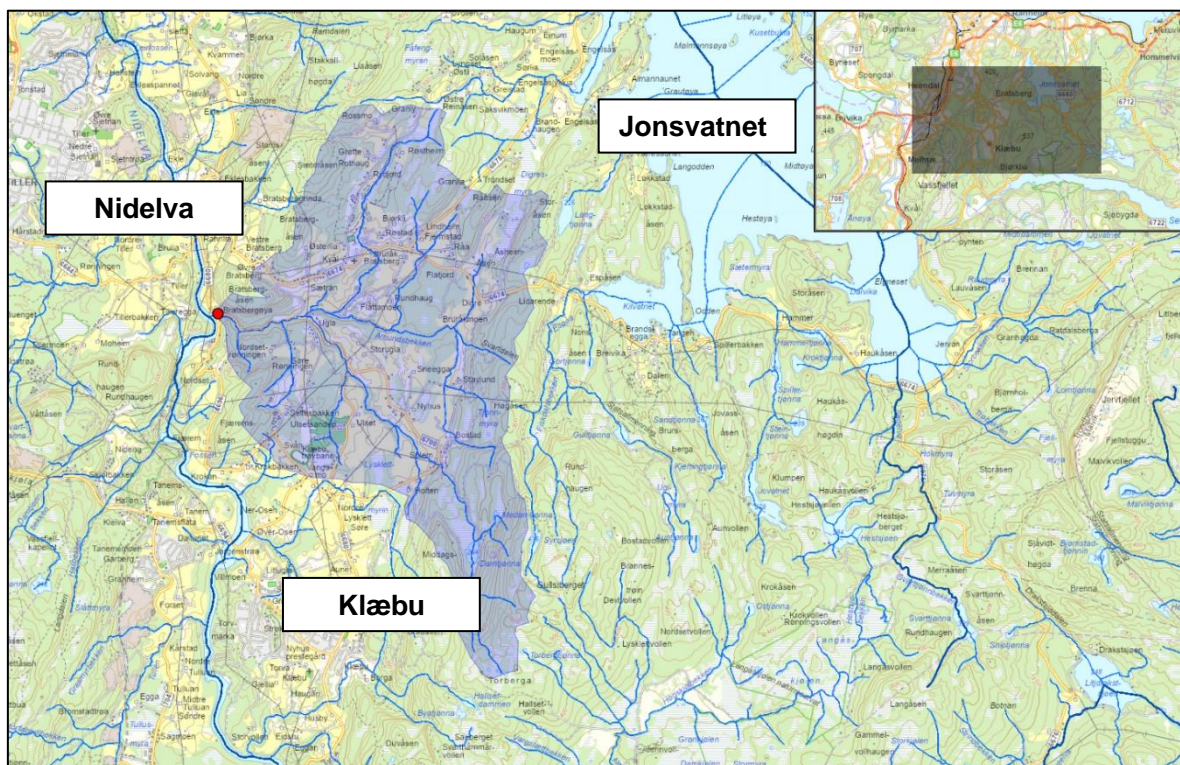
01.06.2023, Trondheim

Morten André Bergan

Morten André Bergan, prosjektleder NINA

1 Vassdragsbeskrivelse

Amundbekken, også kalt «Amundsbekken, Amunddalsbekken og Ommundsbekken/Ommundbekken», munner til Nidelva ovenfor Øvre Leirfoss, nærmere bestemt på elvestrekningen mellom Tiller bru og Nordsetfossen. Amundbekken, inkludert sidegreina Solemsbekken og alle mindre tilløpsbækker, har et beregnet nedbørfelt på 20,41 km² (<https://atlas.nve.no>, se **figur 1**), med oppgitt middelvannføring på 0,4 m³/s og normal årsvariasjon i vannføring på 0,02-4,3 m³/s (Arnekleiv 2012). Vassdraget tilhører Vannområde Nea-Nidelva, og ligger i tidligere Klæbu kommune, som nå er en del av Trondheim kommune.



Figur 1. Oversiktskart for nedbørfeltet (skravert felt) til vassdragsystemet Amundbekken med tilløpsvassdrag. Amundbekkens samløp med Nidelva er angitt med rødt punkt. Kartgrunnlag: (<https://nevina.nve.no/>)

1.1 Vannforekomster

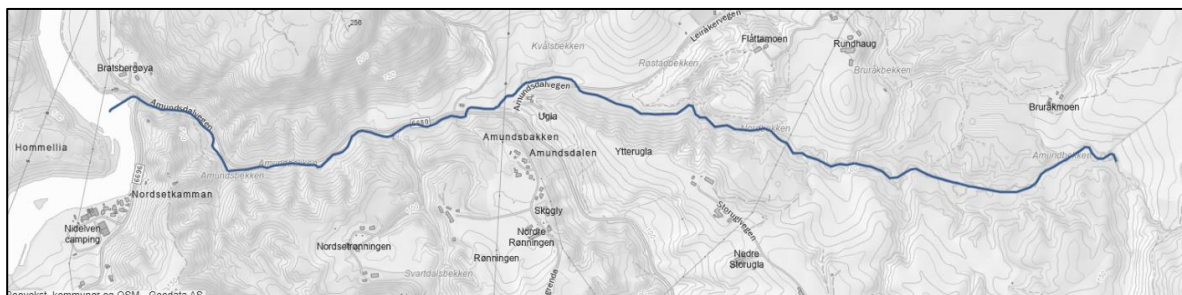
Vassdraget «Amundbekken» (**figur 1**) utgjør i en forvaltningspraksis en del av et mer omfattende nettverk av tilknyttede tilløpsbækker i nedbørfeltet, der også en søndre grein kalt Solemsbekken (med tilløpsbækker) utgjør en viktig del av vassdraget. Solemsbekken er en betydelig del av Amundsbekkens nedbørfelt og vanntilførsel, og står for en betydelig andel av samlet vannføring i Amundbekken etter samløp. Navnsetting på vassdraget og de ulike vassdragsdelene varierer på ulike kartgrunnlag, men i denne rapporten følger vi navnsetting etter vannforskriften og vannnett (<https://vann-nett.no/portal>) så langt det lar seg gjøre. Vannforskriften har gjort et forsøk på å definere Amundbekken-systemet til flere ulike vannforekomster. Dette er i praksis delstrekninger og del-nedbørfelt innad i et vassdragsystem, som av forvaltningsmessige hensyn vi ikke kjenner til, har fått egne navn og vannforekomstnummer. Det er viktig å se alle disse vannforekomstene i sammenheng når man skal gjøre vannøkologiske vurderinger i Amundbekken.

Tabell 1 viser en oversikt over vannforekomstene som er definert for Amundbekken, mens **figur 2-6** viser oversiktskart for de ulike vannforekomstene.

Tabell 1. Navn på vannforekomster, vannforekomstnummer og figurhenvvisning for kartangivelse for Amundbekken

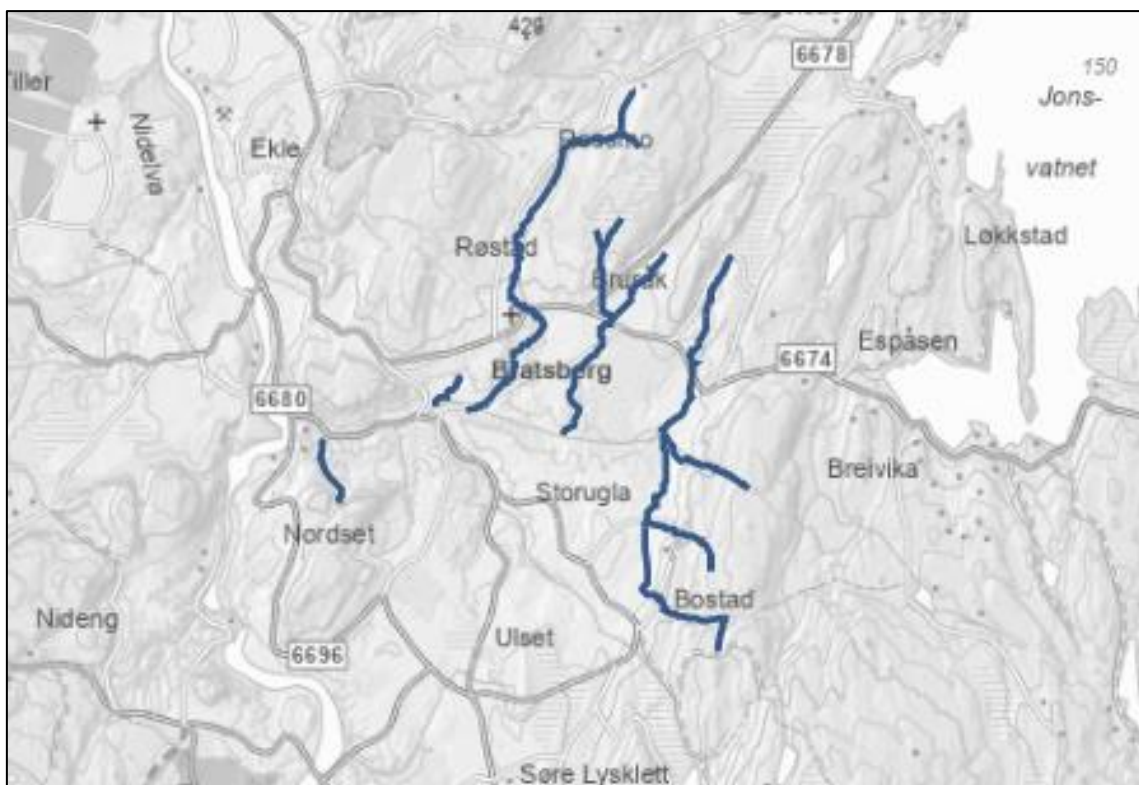
Vannforekomst	Vannforekomstnummer	Figur
Amundbekken	123-584-R	2
Amundbekken tilløpsbekker	123-585-R	3
Solemsbekken, øvre uberørte del	123-587-R	4
Solemsbekken, påvirket del	123-586-R	5
Ulsetbekken	123-115-R	6

Vannforskriften (<https://vann-nett.no/>) har definert en nordre hovedgrein av vassdraget som Amundbekken, med vannforekomstnummer «123-584-R», helt ned til samløp med Nidelva (**figur 2**). I andre kartgrunnlag, som f.eks. NVE Atlas (<https://atlas.nve.no/>), kalles midtre del av denne definerte vassdragsstrekningen også for «Nordbrekken», men denne betegnelsen tas ikke i bruk videre i denne rapporten.



Figur 2. Vannforekomst 123-584-R Amundbekken. Kartgrunnlag: <https://vann-nett.no/>

Tilløpsbekker til den nordre greina (123-54-R) er forsøkt skilt ut og definert til en egen samle-vannforekomst: «Amundbekken tilløpsbekker, 123-585-R» (**figur 3**).

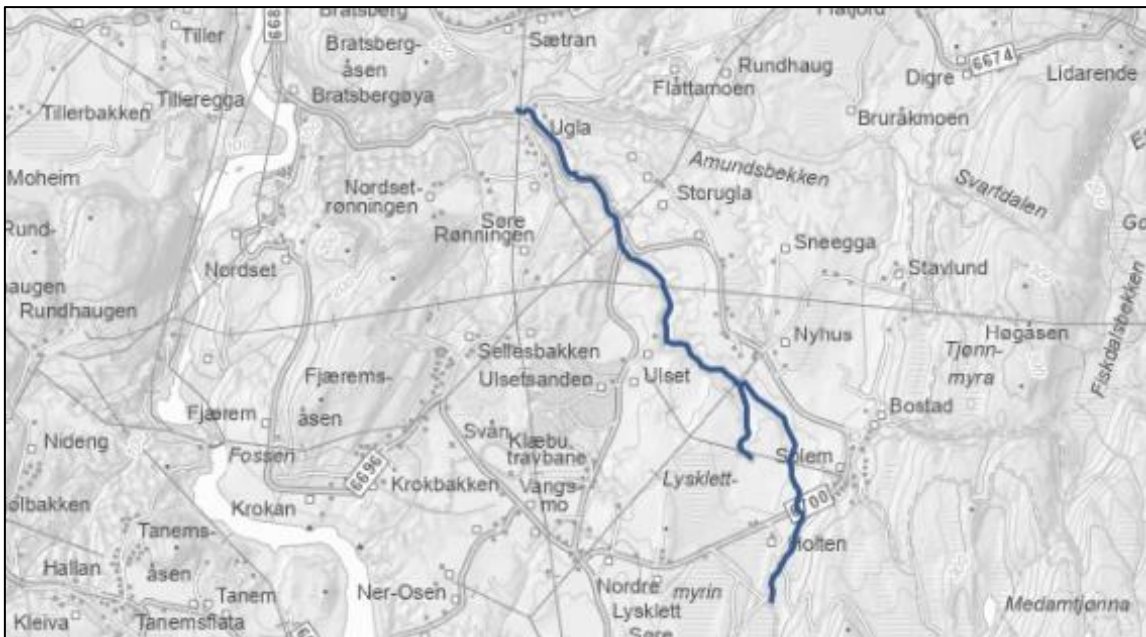


Figur 3. Vannforekomst 123-585-R, tilløpsbekker Amundbekken. Kartgrunnlag: <https://vannnett.no/>

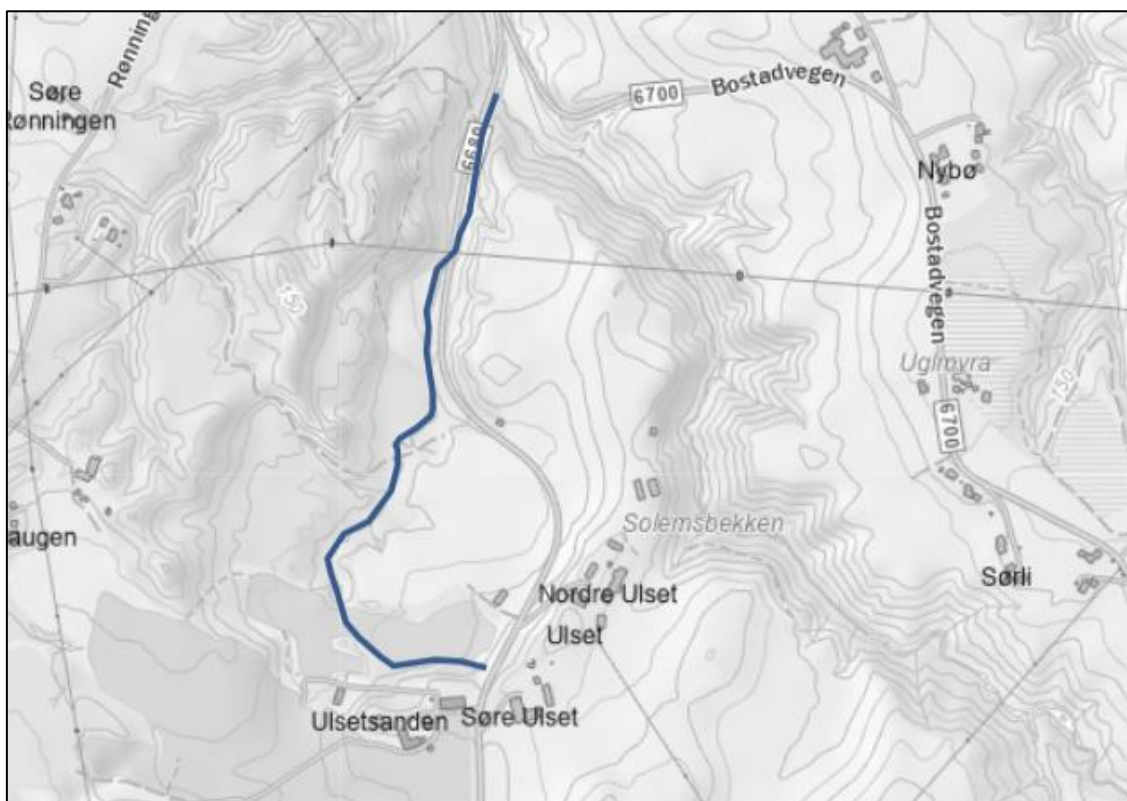
Her defineres en tilløpsbekk i øvre del, Stavlundsbekken, sammen med det som utgjør hovedløpet av Amundbekken i Svartdalen og en navnløs sidebekk fra Digresmyra (se utslippshendelse av gjødsel til denne bekken i april 2023, **avsnitt 2.2**) som likestilte tilløpsbekker (**figur 3**). Dette, utgjør fortrinnsvis bekkeløpet i Svartdalen, kildeområdene til vannforekomstdefinisjonen Amundbekken 123-54-R. Videre er fire tilløpsbekker nedover Amundbekken fram til utløp i Nidelva definert (**figur 3**). Dette er en navnløs bekk ved Nordsetåsen i nedre del, samt Kvålsbekken, Røstadbekken og Bruråkbekken. Videre munner Svartdalsbekken til nordre Amundbekken. Denne bekken er av ukjent årsak avglemt eller ignorert i vannforekomstdefinisjonen av tilløpsbekkene.

Solemsbekken er en søndre grein i Amundbekken-systemet, der nedre del definert som «Solemsbekken, påvirket del, 123-586-R» (**figur 4**). På denne nedre strekningen samløper sidebekken Ulsetbekken til Solemsbekken. Denne er også skilt ut som egen vannforekomst, og definert som «123-115-R Ulsetbekken» (**figur 5**). Samtidig er de mindre belastede kildeområdene i nedbørfeltet til Solemsbekken skilt ut som egen vannforekomst, definert som «Solemsbekken, øvre uberørte del, 123-587-R» (**figur 6**).

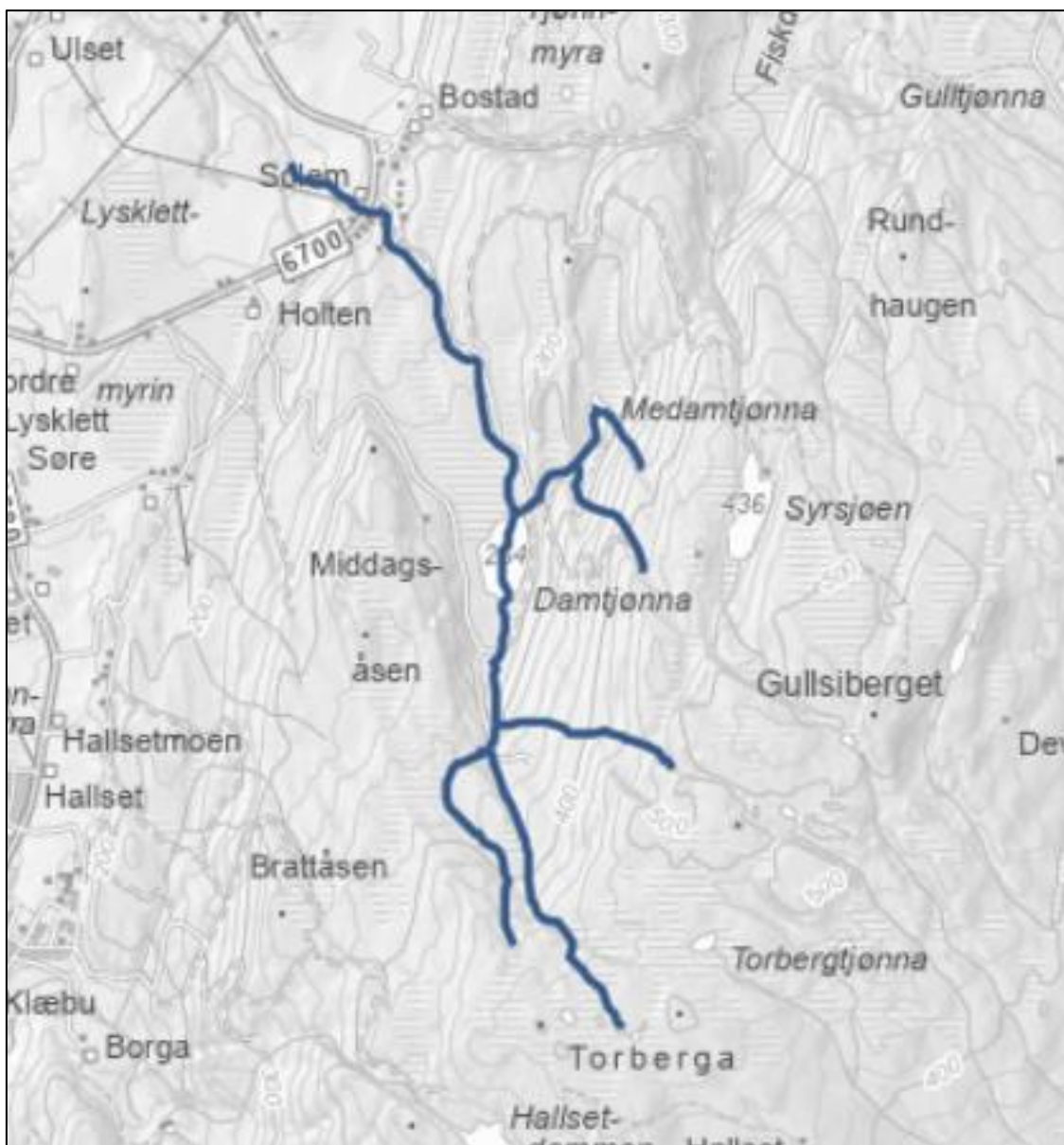
I flere kartgrunnlag benevnes nedre del av vannforekomsten Solemsbekken (123-586-R) også som «Amundsbekken» (<https://kart.finn.no/>), men i denne rapporten forholder vi oss til navnet Solemsbekken som definert etter vannforskriften.



Figur 4. Vannforekomst 123-586-R, Solemsbekken, påvirket del, 123-586-R. Kartgrunnlag: <https://vann-nett.no/>



Figur 5. Vannforekomst 123-115-R, Ulsetbekken. Kartgrunnlag: <https://vann-nett.no/>



Figur 6. Vannforekomst 123-587-R, Solemsbekken, øvre uberørte del. Kartgrunnlag: <https://vann-nett.no/>

1.2 Nordre Amundbekken

Nordre grein av Amundbekken (Vannforekomst 123-584-R Amundbekken) er vassdragets hovedgrein, og har sitt utspring fra skogs- og myrområder vest for Høgåsen (322 moh) og sørvest for Digresmarka. Høgåsen og Digresmarka danner et skarpt skille til et nedbørfelt som drenerer ned mot Jonsvatnet. Etter samsløpet av mindre tilløpsbekker i denne øvre delen øst i nedbørfeltet, drenerer Amundbekken videre nedover i et fortsatt relativt lite berørt bekkeløp, med stor grad av hydromorfologisk naturtilstand og intakt, urørt kantvegetasjon (**figur 7**). Landbruk kommer likevel tidlig inn i nedbørfeltet i øvre del (**figur 8**), omtrent fra gårdsbrukene Digre i nord og Stavlund i sør. Landbruksandelen i nedbørfeltet øker kraftig nedover Amundbekken etter dette, uten at selve bekkeløpet er fysisk-teknisk endret inntill videre (ingen kanalisering, utretting, steinsetting eller fjernet kantvegetasjon).



Figur 7. Amundbekken ovenfor vegkrysningen til Leiråkervegen går i et lite berørt bekkeløp, med stor grad av hydromorfologisk naturtilstand og intakt, urørt kantvegetasjon. Foto fra befaringsvåren 2021. Foto: @Morten André Bergan.



Figur 8. Stadig økende innslag av dyrkamark og landbruksvirksomhet på begge sider av Amundbekken ned mot Leiråkervegen. Foto fra befaringsvåren 2021. Foto: @Morten André Bergan.

Etter å ha gått mer enn 2,5 kilometer i et inngrepsfritt og lite fysisk berørt bekkeløp, krysser søndre grein Leiråkervegen. Fra om lag 230 meter ovenfor denne veien og nedover endres bekkens hydromorfologiske tilstand vesentlig (**figur 9**, men se også flyfoto i **figur 15** i omtalen av Røstadbekken). Amundbekken er nå svært modifisert, kunstig utformet og endret fra naturtilstand (**figur 9 og 10**).



Figur 9. Amundbekken på strekningen straks etter veikrysning Leiråkervegen. Bekken går her fra å ha et naturlig bekkeløp til å være kanalisert, utrettet og steinsatt med skuttstein. Foto fra 2016. Foto: @Morten André Bergan.



Figur 10. Amundbekken er 100 % endret og modifisert i midtre og nedre del etter vei- og rasrelatert aktivitet. Foto fra 2021 (t.v.) og 2012 (t.h.). Foto: @Morten André Bergan

Den degraderte tilstanden skyldes samlet belastning fra nye og tidligere inngrep (avsmalninger, utrettinger og steinsettinger, fortrinnsvis knyttet til vei- og ras-/erosjonssikringsarbeid). Dette har i dag ført bekkens tilstand betydelig bort fra naturtilstanden på en strekning på mer enn 2 kilometer i Amundbekkens nedre del. På denne strekningen gikk det også et mindre leirras i oktober 2022, som tilførte leire, slam og partikkelbelastning til bekken (**figur 11**). Slike små utglidninger av bekkesider som ikke er rassikret har skjedd hyppig de siste tiårene i Amundsbekken (Anonym 2018).



Figur 11. Ras og utgliding av jord/leirmasser til nedre del av Amundsbekken i oktober 2022 Foto: @Trondheim kommune.

1.3 Tilløpsbekker (123-585-R) til nordre Amundbekken

Tilløpsbekker til Amundbekken er skilt ut og definert til en egen samlevannforekomst 123-585-R. På strekningen som er tilgjengelig for ørret fra Nidelva defineres fire tilløpsbekker til denne vannforekomsten fram til utløp i Nidelva: Kvålsbekken, Røstadbekken, Bruråkbekken og Stavlundsbecken. Videre munner Svartdalsbekken til nordre Amundbekken.

Svartdalsbekken til nedre del Amundbekken er en liten grunnvannstilført sidebekk. Bekken er av ukjent årsak avglemt eller ignorert i vannforekomstdefinisjonen av tilløpsbekkene. Svartdalsbekken har i dag stor samlet belastning av veirelaterte endringer, massetransport og partikkelbelastning (**figur 12**).



Figur 12. Nedre del av Svartdalsbekken i 2020 (t.v.). Befaring våren 2021 avdekker stor partikkelavrenning (sand) til bekken (t.h.). Foto: @Morten André Bergan.

Kvålsbekken en liten grunnvannsrik sidebekk i midtre del av Amundbekken. Denne bekken har større betydning i dag, både som gytebekk for nidelvørreten og som kilde for tilførsel av naturlig elvestein til Amundbekken. Stor nidelvørret er også påvist på oppgang i denne bekken i 2019 (Bergan, feltnotater ifbm bunndyrundersøkelser). Det har vært registrert økende nedslamming av bekken de siste årene, uten at man har klart å vise til årsaken til nedslammingen. Bekken går lett tett av ansamlinger av kvist/trevirke (**figur 13**)



Figur 13. Nedre del av Kvålsbekken i 2019 (t.v.). Foto: @Morten André Bergan.

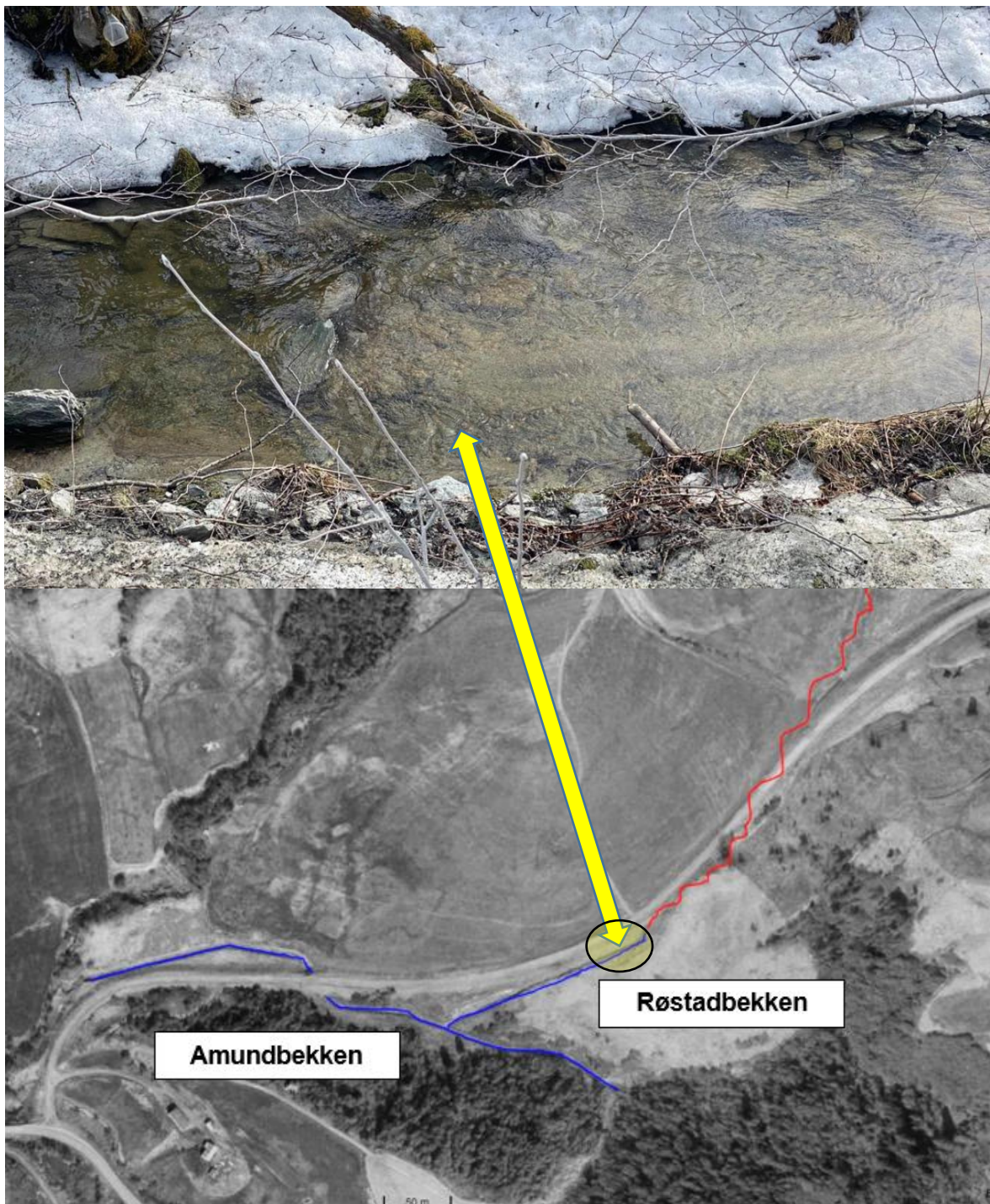
Røstadbekken har utløp til Amundbekken oppstrøms veikrysning til Leiråkervegen. Denne sidebekken var trolig en svært viktig gytebekk for nidelvørreten historisk (**figur 14**, se **avsnitt 5**), men en lang (4-500 meter) bekkelukking i forbindelse med Leiråkervegen og et ridesenter ovenfor har stengt for fiskevandring. Dette har ført til omfattende tap av gyte- og oppvekstareal for nidelvørreten (se **avsnitt 5**). Ut fra flyfotovurderinger har nidelvørret vært stengt ute fra mesteparten av denne bekken siden tidlig 80-tallet, og årsaken er knyttet til bygging av Leiråkervegen slik vi kjenner den i dag (**figur 15**).



Figur 14. Røstadbekken ovenfor Leiråkervegen og ridesenter, etter en nærmere 500 meter lang bekkelukking. Svært godt egnet gytebekk med nært naturtilstand som i dag er utilgjengelig for nidelvørreten i Røstadbekken. Foto fra befaring ovenfor ridesenteret i 2013. Foto: @Morten André Bergan.

Undersøkelser i 2007 på øvre strekninger ovenfor Bratsberg idrettsanlegg avdekket at en fåtallig bekkellevende ørretstamme fortsatt levde i Røstadbekken (Berger mfl. 2008). Data fra nedre del (nedstrøms veikrysning Leiråkervegen, se **figur 15** -øverst) av bekken har tidligere dokumentert oppgang av gytefisk og vellykket gyting av nidelvørret (2012), men etter dette har kvalitative sjekk av strekningen (markert med blå strek i Røstadbekken i **figur 15**- nederst) dokumentert at produksjonen av ørret har kollapset også her. Noe av årsaken har vært knyttet til økt nedslamming, samt at vannet i bekken forsvinner under bakkenivå ved et punkt nedstrøms veien.

Årsaken til dette kan knyttes tilbake til da bekkeløpet ble flyttet i forbindelse med bygging av Leiråkervegen (**figur 15-** nederst).



Figur 15. Røstadbekken og deler av Amundbekken ble svært berørt av veibygging (Leiråkervegen) på 80-tallet. Foto fra april 2023 (øverst), og flyfoto fra 1983 (nederst), der vassdragsinngrepene nylig er blitt gjennomført. Rød linje er bekkelukking av Røstadbekken, mens blå linje er fortsatt åpne bekkeløp som har blitt kanalisert, avsmalnet og vesentlig ødelagt av vei. Flyfoto: <https://kart.finn.no/>

I øvre del av Amundbekken deler vassdraget seg i to, der en grein ofte er definert inn under hovedgreina til Amundbekken. Dette gjelder også for denne i rapporten. Den andre greina defineres til Stavlundbekken. Nye befaringer i felt (Bergan mfl. 2023) indikerer derimot at Stavlundbekken er mest vannrik, slik at det blir et definisjonsspørsmål om hva som er hovedgrein og hva som er en sidebekk, til Amundbekken.

Stavlundbekken ble fotgått i april 2023, der det ble avdekket opprinnelig svært egnet gytebekk for ørret, men til dels store landbrukspåvirkninger av det meste av bekkeløpet (utretting, kanalisering og bekkelukking) som skulle vært tilgjengelig for nidelvørret i dag. For bilder av Stavlundbekken, se Bergan mfl. (2023). Nidelvørreten har opprinnelig hatt tilgang til bekkestrekninger helt opp til Bolstadgården, der bekkeløpet stiger bratt. Stavlundbekken er imidlertid lagt i bakken i nedre del, over en strekning på mer enn 50 meter, og kulverten er vandringstoppende (Bergan mfl. 2023). Bekkestrekningen nedstrøms lukkingen, som i praksis er tilgjengelig for nidelvørret i dag, er i overkant av 400 meter, og innehar stor grad av naturtilstand, men preges noe av nedslamming og forurensning av landbruksplast (Bergan mfl. 2023). Oppstrøms bekkestrekninger er svært kanaliserte og landbrukspåvirkede.

Sidebekk fra Digresmyra er sterkt kanalisert på hele strekningen nedstrøms Bratsbergveien, og det er trolig vandringstoppende veikulvert under denne veien. Feltundersøkelser i mai 2023 viste at hele bekken er fisketom i dag (Bergan mfl. 2023). Feltkartleggingene avdekket også at vannet i bekken forsvinner i grunnen i nedre del før samtløp med Amundbekken. Dette pågår på lav og middels vannføring, og gjelder en betydelig strekning på mer enn hundre bekkemeter. Årsaken er tidligere flytting og kanalisering av det opprinnelige bekkeløpet, noe som ut fra flyfoto synes å være gjennomført fra midten 70-tallet og i 80-årene (<https://kart.finn.no/#>). Bekkeløpet fikk også endret vannveien ved dette omfattende fysisk/tekniske inngrepet, slik at det i dag er vanskelige vandringsveier for ørret over fosser og fall på nedre strekninger som tidligere hadde friere vandringsveier. Denne sidebekken var for øvrig hovedresipient for et gjødselutslipp i april 2023 (Bergan mfl. 2023).

1.4 Solemsbekken (søndre del av Amundbekken)

Den søndre greina av Amundbekken kalles Solemsbekken (Vannforekomster 123-587-R, øvre og 123-586-R), og har sitt utspring fra fjell, skogs og myrområder omkring Torberga (505 moh) og Damtjønnåsen (480-495 moh), inkludert flere små dammer og tjern (f.eks. Damtjønnå - 263 moh, Medamtjønnå - 281 moh). Solemsbekken møter bebyggelse og intensivt drevet landbruk først i området Solem ved veikrysningen til Bostadvegen. En navnløs tilløpsbekk fra områdene rundt Isdamsmyrene i sør kommer også inn i hovedgreina rett nedstrøms veien. Herfra renner Solemsbekken med økt landbrukspåvirkning, men likevel med et lite fysisk/teknisk berørt bekkeløp (**figur 16**), med noen unntak (**figur 17 og 18**). I unntaks-strekningene er det aktiv fjerning av kantvegetasjon og graving nært bekkeløpet, og kjøring med landbruksmaskiner/traktor i området.



Figur 16. Solemsbekken ovenfor vegkrysning Amundalsvegen. Stort foto: Middels vannføring. Innfelt foto: Samme sted i 2021 ved lav vannføring. Foto: @Morten André Bergan.



Figur 17. Aktiv fjerning av kantvegetasjon i øvre del av Solemsbekken våren 2021. Foto: @Morten André Bergan.



Figur 18. Nyere landbruksrelaterte inngrep og endringer, med blant annet fjerning av kantvegetasjon, avdekkes i det som tidligere var tilnærmet urørt bekkeløp under befaring i Solemsbekken våren 2021. Innfelt: Flyfoto over partiet fra 2021. Foto: @Morten André Bergan / Flyfoto: <https://kart.finn.no>

Solemsbekken endres fra et relativt lite berørt bekkeløp (**figur 19** og **20**) til svært fysisk/teknisk endret og steinsatt bekkeløp fra og med Amundalsvegen. Denne statusen gjelder herfra (**figur 19**) og ned (**figur 21**) mot samløp med Amundbekken. Bekken er rørlagt under en oppstillingsplass for bil, og krysser her Amundalsvegen i tillegg, i betongkulvert (**figur 21**, innfelt) på strekningen. Like før samløpet med Amundbekken går Solemsbekken gjennom ytterligere en veikulvert under avkjøring fra Amundalsvegen til Leiråkervegen (**figur 21**). Berørt strekning i Solemsbekken fra Amundalsvegen og ned til utløp Amundbekken utgjør i dag litt over 1 kilometer

bekkeløp som er etterlatt som en monoton kanal med grunne strykstrekninger bestående av grovt substrat og skuttstein.



Figur 19. Solemsbekken nedenfor vegkrysning Amundalsvegen har ingen grad av naturtilstand i bekkeløpet helt ned til samløp med Amundsbekken, og er i dag 100 % endret og modifisert. Foto fra 2017, ved i igangsetting av dette sikringsarbeidet. Foto: @Morten André Bergan.



Figur 20. Solemsbekken på partier i nedre del i mai 2013. Store deler av Solemsbekkens strekninger var ikke påbegynt i sikringsarbeid, og man fikk ett innsyn i bekkens naturtilstand. Innfelt viser posisjon for foto og retning bildet er tatt. Foto: @Morten André Bergan.



Figur 21. Solemsbekken i mai 2013. Store deler av Solemsbakkens strekninger var ikke påbegynt i sikringsarbeid (øverst), og man fikk ett innsyn i bekkens naturtilstand. Andre strekninger var ferdig sikret ifbm veiarbeid noen år tidligere (nederst), og etterlatt mer som en smal, monoton kanal med grovt substrat og skuttstein. I dag er hele denne nedre delen av Solemsbekken steinsatt, modifisert og endret, og bekken krysser både en veinær oppstillingsplass og Amundalsvegen gjennom rørformet betongkulvert (innfelt foto) på strekningen. Foto: @Morten André Bergan.



Figur 22. Veikulvert i nedre del av Solemsbekken, like før utløp i Amundbekken. Foto fra 2021 (øverst) og 2022 (nederst). Foto: @Morten André Bergan.

En tilløpsbekk av betydning, Ulsetbekken (andre navn: Sandabekken/Ulsetsandbekken), munnner til Solemsbekken i rør like etter krysning av Amundalsvegen (**figur 23**). Denne bekken (vannforekomstnummer 123-115-R) dannes av flere små tilsigsgreiner som kommer fra både øst og vestsiden av bekkens nedbørfelt, og drenerer et ravineområde med betydelige finmassesammensetninger i form av leire og sand. De små tilløpsgreinene til Ulsetbekken har opphav fra skog og myrområder øst for Fjæremsåsen (268 moh), og samløper med tilsvarende tilløpsgreiner fra områder ved Lauvåsen /Lysklettmyrene (168 moh). Sammen møtes disse nedstrøms Ulsetsanden, og danner hovedgreina Ulsetbekken. Mange av disse tilsigsbekkene og øvre del av hovedgreina er i dag lagt i bakken under golfbanen til Klæbu Golfklubb. Dermed er det i dag kun om lag 520 meter av midtre/nedre deler av bekken som er åpen. Dette åpne, opprinnelige bekkeløpet er inngrepsfritt og har en intakt kantvegetasjon. Dagens åpne bekkeløp meandrerer i et lavgradientsløp, der strykstrekninger med innslag av grus, stein eller grovere substratstørrelser ikke eksisterer (**figur 24**), eller er dekket av slam og finpartikler. Trolig har innslag av elvestein- og grus forekommet tidligere, men da fortrinnsvis vært knyttet til enten øvre og/eller nedre strekninger i bekken. Disse bekkestrekningene er i dag som nevnt lagt under bakken og lukket i rør.

Ulsetbekken er igjen lagt i bakken de siste om lag 250 meterne før samløp med Solemsbekken, som er eldre inngrep knyttet til bygging av veien Amundalsvegen. Den relativt lave gradienten i Ulsetbekken gjør at nidelvørret trolig kunne vandre opp til der golfbanen ligger i dag, og trolig et stykke forbi dette området også. Lukninger og utfylling av området for golfbane mm. gjør imidlertid at dette er vanskelig å vurdere. Naturlig vandringsstopp fastsettes på skjønn, om lag 1,3 kilometer fra samløp med Solembekken, på partier ovenfor golfbanen ved Furuhaugmyra. Ulsetbekken munner som et rør i Solemsbekken i dag.



Figur 23. Ulsetbekken er rørlagt et godt stykke i nedre del, før den munner til Solembekken gjennom et rør ved vegkrysningen til Amundalsvegen. Foto fra 2017. Foto: @Morten André Bergan.



Figur 24. Ulsetbekken domineres av lavgradient bekkeløp dominert av finsubstrat som leire, silt og sand, med kun unntaksvise innslag av små gruspartikler. Foto fra 2017. Foto: @Morten André Bergan.

2 Kunnskapstatus for Amundbekken

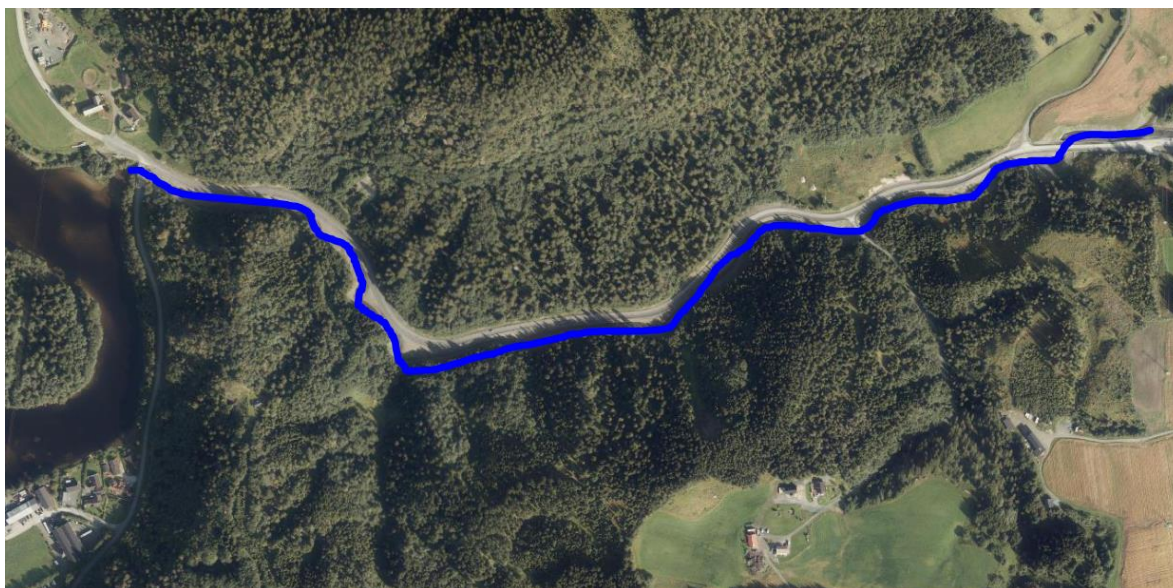
Det vannøkologiske kunnskapsgrunnlaget (data og informasjon om fiskebestander, elvemusling bunndyrsamfunn, vannkvalitet/forurensing og inngrep/endringer) for Amundbekken er relativt godt dokumentert i nyere tid, men gjelder først og fremst de veinære, nedre bekkepartiene. Øvre deler av vassdraget er sparsomt undersøkt og dokumentert, samtidig som historiske opplysninger om Amundbekken også er begrenset. I **avsnitt 2.1-2.3** vil det gjøres kort rede for eksisterende vannøkologiske undersøkelser og datagrunnlag for Amundbekken fram til og med 2022.

2.1 Hydromorfologiske inngrep og endringer

Som følge av stor problematikk og risiko knyttet til tiår med stadige ras- og utglidninger langs Amundbekken og Solemsbekken, har bekkestrekninger i nedre del av begge vassdrag blitt sikret i perioden 2009-2017/-18 (Anonym 2018) (**figur 25** og **26**).



Figur 25. Om lag 1 kilometer bekkestrekning i nedre del av Solemsbekken ble ras- og erosjon-sikret i perioden 2009-2018 (blå linje); inngrep som førte til utretting, avsmalning og fjerning av naturlig vassdragskvaliteter som elvestein, kantvegetasjon og andre økologisk viktige elementer i bekken. Flyfoto fra 2019. Flyfoto: <https://kart.finn.no/>



Figur 26. Om lag 1,5 kilometer bekkestrekning i nedre del av Amundbekken etter samløp med Solemsbekken ble ras- og erosjonsikret i perioden 2009-2017; inngrep som førte til utretting, avsmalning og fjerning av naturlig vassdragskvaliteter som elvestein, kantvegetasjon og andre økologisk viktige elementer i bekken. Flyfoto fra 2017. Flyfoto: <https://kart.finn.no/>

Statens vegvesen var ansvarlig for sikringsarbeidet som ble gjort i perioden 2009-2012 (Anonym 2018). Dette var et arbeid som slik vi ser det i ettertid ble utført med lite hensyn til vannmiljø og/eller restaurering av opprinnelige vassdragsverdier som gikk tapt etter sikringen. De sikrede bekkestrekningene ble avsmalnet, kanalisert og steinsatt med stor skutt-/sprengstein, med monoton utforming, ingen mulighet for reetablering av kantvegetasjon og uten tilførsel av naturlig elvestein/ -grus eller andre naturhermende restaureringsgrep i etterkant. NVE /Statens Vegvesen inngikk samarbeid sikringsarbeidet for de gjenstående strekningene i vassdragene (oppgitt som 1 400 meter gjenstående strekning i Anonym (2018)). I denne etappen av sikringstiltakene ble innhentet et kunnskapsgrunnlag og restaureringsråd fra Bergan (2013b), som ga en oppdatert status for vassdragene med hensyn til vannkvalitet, bunndyr og fisk, etterfulgt av utfyllende råd om avbøtende habitattiltak og restaureringsprinsipper som burde følges ved sikringsarbeidet, slik at man kunne hente tilbake vassdragenes livsbetingelser for ørret og biologisk mangfold. I ettertid kan det konkluderes med at det meste av disse rådene ikke ble tatt til følge. Samlet strekning som ble endret i denne perioden fra 2009 til 2017 utgjør i overkant av 1 kilometer i Solemsbekken (**figur 25**), og 1,5 kilometer i Amundbekken (**figur 26**). I tillegg ble strekninger utrettet, kanalisert og/eller lukket i forbindelse med anlegging av Leiråkevegen i en tidsperiode på 80-tallet.

Samlet sett har alle de nevnte hydromorfologiske inngrepene og endringene av vassdraget ført dagens hydromorfologiske status langt vekk fra opprinnelig naturtilstand, med negative følger også for økologisk tilstand. Det er mange av disse negative effektene som Trondheim kommune nå forsøker å avbøte med tilførsel av gytesubstrat og andre restaureringstiltak. Eksempler på problematikken er for øvrig vist med bilder i **avsnitt 1.2- 1.4** tidligere i rapporten.

2.2 Vannkvalitet

Både Amundbekken, Solemsbekken og de fleste små tilløpsbekkene i det berørte nedbørfeltet har stor risiko for vannkjemisk belastning. Dette skyldes for en stor grad potensialet for landbruksavrenning, lekkasjer av sanitærvann/kloakk fra spredt bebyggelse, gamle avfallsplasser/deponier, veiavrenning og andre menneskeskapte forhold av betydning (b.la. avrenning fra golfbane i Ulsetbekken).

For kunne gjøre en vurdering av fysisk/kjemisk vannkvalitet og dermed en vannkjemisk tilstandsvurdering for Amundbekken (inkl. Solemsbekken) er det først nødvendig å fastsette hvilken vann-type disse vannforekomsten(-e) har. Det tas da hensyn til naturtilstanden, og flere ulike kriterier knyttet til denne tilstanden (Anonym 2018b). Blant annet er betydningsfulle parametere her vassdragets størrelse, høyde over havet, klimasone, vannets egenfarge (humusinnhold), innhold av organisk materiale (TOC) og konsentrasjonen av kalsium (Ca). På bakgrunn av vanndata på dette fra bl.a. vannprøver tatt av Berger mfl. (2008) og Bergan & Arnekleiv (2009), typifiseres både Amundbekken og Solemsbekken til vanntype R108 – små, moderat kalkrike og humøse lavlandsvassdrag, etter vannforskriften (**tabell 2**).

Tabell 2. Typebeskrivelse og vanntype for Amundbekken/Solemsbekken iht. vannforskriften.

Klimaregion	Type-beskrivelse	Type nr.	Kalsium mg/l	Humus mg Pt/l	TOC mg/l	Størrelse km ²
Lavland < 200 m	Moderat kalkrik og humøs	R108	4,0-20	< 30-90	5-15	alle

Amundbekken og Solemsbekken har store deler av nedbørfeltet under marin grense, og har derfor en betydelig andel marine avsetninger (leire) i dette feltet. Dette gjør at man kan definere vassdragene som typiske «leirvassdrag» når det gjelder forventning til innholdet næringssaltet fosfor. Leirvassdrag er definert som vassdrag med en medianverdi av suspendert tørrstoff større enn 10mg/l, og defineres ut fra leirdekningsgrad i nedbørfeltet. Med leirdekningsgrad menes prosentvis andel av nedbørfeltet som er dekket av marine leiravsetninger (Anonym 2018b). Det er ikke gjennomført målinger av suspendert tørrstoff eller dekningsgrad av leire for Amundbekken eller Solemsbekkens nedbørfelt etter det vi vet. På bakgrunn av at mesteparten av nedbørfeltet (som er aktuelt) for Amundbekken og Solemsbekken befinner seg under 170 moh og grensen for et tidligere havnivå i området, utgjør en stor andel (antatt mer enn 50 %) av nedbørfeltet av marine, leirholdige sedimenter. Dermed bør det for fosfor anvendes forventningsverdier til elvetype «R111- leirvassdrag med minimum 50 % dekningsgrad» for dette næringssaltet i Amundbekken og Solemsbekken (**tabell 3**).

Naturtilstand og miljømål (dvs. god/moderat grensen) for totalt fosfor i leirvassdrag er vanskelig å fastsette, bl.a. fordi de fleste leirvassdrag i dag har mye landbruk i nedbørfeltet (Anonym 2018b). Naturtilstand for fosfor (Tot-P) i typiske leirvassdrag har større bakgrunnsverdier av dette næringssaltet sammenlignet med øvrige vanntyper i vassdrag.

Tabell 3. Naturtilstand og klassegrense God/Moderat for innhold av Tot-P i R111 leirvassdrag med minst 50 % leirdekningsgrad.

Leirdekningsgrad	Antatt naturtilstand for Tot-P	Grense God/Moderat for Tot-P
50 %	40 µg/l	80 µg/l

Næringssaltet nitrogen (Tot-N) er ikke koblet til leirpartikler, slik at klassegrensene for nitrogen settes derfor til samme nivå som klassegrensene for vanntypen R108 i lavlandet, vist i **tabell 4**.

Tabell 4. Referanseverdier og klassegrenser for totalt nitrogen i rennende vann (elver og små bekker) for elvetype R108.

Elvetype Totalt Nitrogen (Tot-N) i elver og innsjøer (µg/l)						
Kode	Ref. verdi	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
R108	325	1-550	550-775	775-1325	1325-2025	≥2025

For å vurdere innhold av termotolerante koliforme bakterier (TKB) er det ikke utarbeidet kriterier i henhold til vannforskriften. Det er i stedet benyttet et tidligere utviklet kriteriesett, utarbeidet for SFT (Andersen mfl. 1997) for å vurdere miljøkvalitet i ferskvann for TKB (**tabell 5**).

Tabell 5. Grenseverdier for miljøtilstand i ferskvann mht. innhold av partikler, organiske stoffer og bakterier (Andersen mfl. 1997).

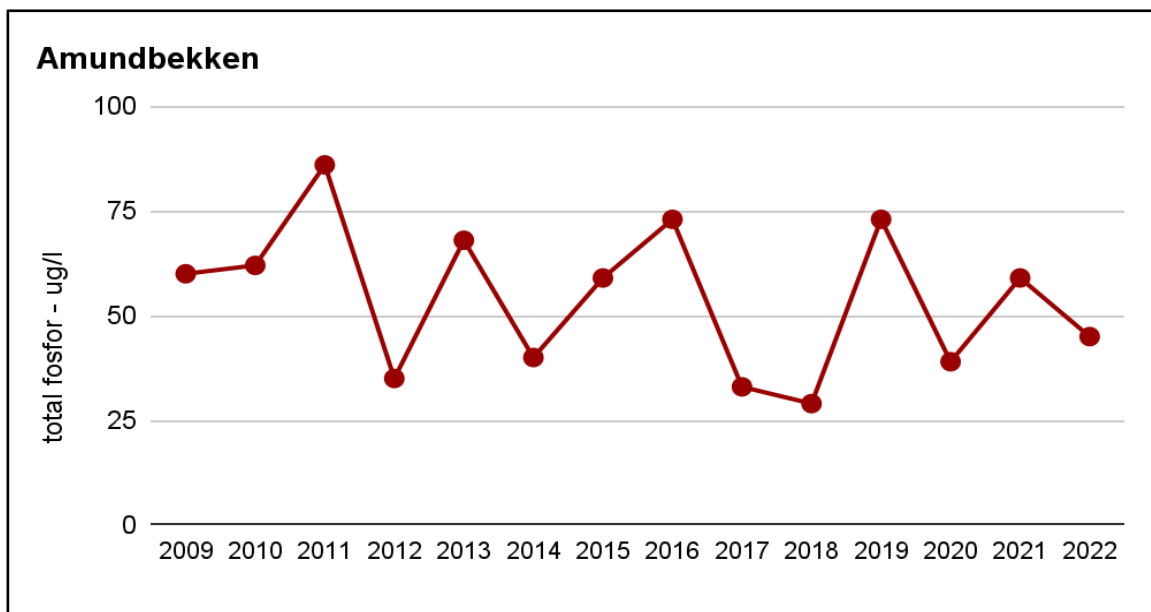
Tilstandsklasser (etter Andersen mfl. 1997)						
Virkning av	Parameter	I Meget god	II God	III Mindre god	IV Dårlig	V Meget dårlig
Bakterier:	TKB*	< 5	5 - 50	50 – 200	200 - 1000	> 1000

*Termotolerante koliforme bakterier. Antall cfu pr.100 ml.

2.2.1 Fosfor

Nedre del av Amundbekken før utløp i Nidelva ble inkludert i overvåkingsprogrammet for vannovervåking i Trondheim kommune fra 2009 (Nøst 2010). Det har i denne sammenhengen blitt tatt månedlige prøver for analyse av Tot-P (total fosfor) i nedre del før utløp i Nidelva. **Figur 27** gir en sammenstilt framstilling av årsmiddel for måleresultater på tot-P i perioden 2009- 2022. Enkeltresultater for de ulike årene som er prøvetatt, er gjengitt i vedlegg i vannovervåkingsrapportene (Nøst 2010-2022, Anonym 2023).

Av **figur 27** ser man at årsmiddel på fosforverdier i årene 2009-2022 varierer mellom 29 og 83 µg P/l. Gjennomsnittet for alle 14 årene er omkring 54 µg P/l. Dette ligger innenfor grensenivået til «God» tilstand for fosfor i leirvassdrag med leirdekningsgrad på 50 % (**tabell 3**). Svært høye fosforverdier i enkeltprøver kan likevel forekomme årlig, ofte i forbindelse med nedbør. Slike perioder kan gi økt partikkelinnhold i vannet i Amundbekken, og gir målinger klart høyere enn 100 µg P/l. I 2021 ble det eksempelvis målt en markert høy verdi; 258 µg P/l i oktober, mens årsmiddel samme år var 59 µg P/l. I 2022 ble høyeste verdi målt til 150 µg P/l, mens årsmiddel var 45 µg P/l. Disse fosfortoppene kan med stor grad av sikkerhet knyttes til menneskelige aktiviteter i nedbørfeltet, som landbruk og ulike fysiske/tekniske inngrep.



Figur 27. Total fosfor (årsmiddel ug/l) i Amundbekken fra 2009-2022. Figur hentet fra Anonym (2023).

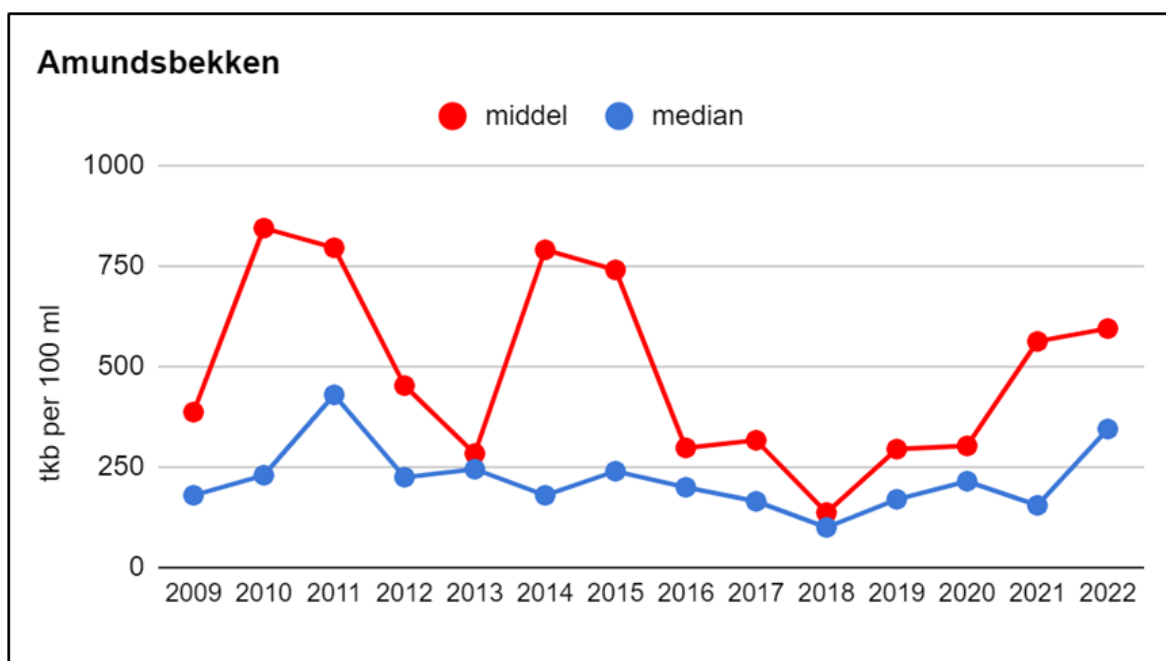
2.2.2 Nitrogen

Det er sparsomt med data knyttet til nærings saltet nitrogen (Tot-N), da denne parameteren ikke har vært inkludert i det årlige overvåkingsprogrammet i regi Trondheim kommune (Nøst 2022). Resultater fra enkeltstående undersøkelser ifbm. vanndirektivet/vannforskriften har ut fra klassegrenseverdiene i **tabell 4** imidlertid vist svært forhøyde nivåer av nitrogen i både nedre og midtre del av Amundbekken, samt nedre del av Solemsbekken (Berger mfl. 2008, Bergan & Arnekleiv 2009, Bergan 2013). Eksempelvis viste enkeltmålinger i mai 2007 et totalt innhold av nitrogen på hhv. 3180 og 4510 $\mu\text{g N/l}$ fra to prøvepunkter i nedre og midtre del av Amundbekken (Berger mfl. 2007). I 2008 viste en enkeltmåling i nedre del av Solemsbekken en verdi på 3300 $\mu\text{g N/l}$ (Bergan & Arnekleiv 2009). I forbindelse med de gjennomførte sikringstiltakene i Solemsbekken, ble det i mai 2013 prøvetatt to stasjoner i Solemsbakkens planlagte sikringsområder, og en stasjon i Amundbakkens nedre del. I Solemsbekken ble det målt hhv. 3860 $\mu\text{g N/l}$ og 3720 $\mu\text{g N/l}$, mens nitrogeninnholdet i nedre del av Amundbekken lå på 2540 $\mu\text{g N/l}$ (Bergan 2013). Alle overnevnte prøvetakinger av totalt nitrogen i Amundbekken og Solemsbekken viser svært forhøyd innhold av dette nærings saltet, med antatte kilder knyttet til landbruksaktivitet i nedbørfeltet. Nitrogenmålingene overskrider langt på vei klassegrensen «Svært dårlig» vannkjemisk tilstand for vanntypen etter gjeldende vurderingssystemer for vannforskriften (**tabell 4**). I tillegg forekommer enkeltutslipp av store mengder nitrogenforbindelser til vassdraget, som for eksempel gjødselutslippet i april 2023 (Bergan mfl. 2023) og siloutslipp til Solemsbekken i 2013 (Anonym 2013). Eksempelvis har husdyrgjødsel nitrogenforbindelser som kan omdannes til svært miljøgiftig ammoniakk (NH_3), og har potensiale til å utradere alt akvatisk liv i ferskvann (Bergan mfl. 2023).

2.2.3 Bakterier

Som for fosfor er det gjennomført målinger av TKB (Termotolerante koliforme bakterier) siden 2009 for nedre del av Amundbekken (**figur 28**). TKB har naturlige bakgrunnsnivåer i vassdrag, men kan øke mye ved unaturlig tilførsel fra kilder som husdyrgjødsel og avføring fra mennesker (kloakktutslipp/lekkasjer) fra spredt avløp og dårlige kloakkløsninger i nedbørfeltet. Siden målingene startet i 2009 er det målt varierende nivåer for TKB i vassdraget, men kommunens

egendefinerte måloppnåelse har vært høyere enn 80 % i alle år (Nøst 2022). Denne måloppnåelsen er knyttet til et generelt mål på holde nivået lavere enn 1000 TKB per 100 ml for bynære bekker og landbruksbekker. Bakterieneinnhold på 1000 TKB tilsvarer grensen for uakseptabel badevannskvalitet etter Statens helsetilsyn (1994) sine normer. Iht. Andersen mfl. (1997), og grensenivåer for «God/Moderat» tilstand i **tabell 5**, er midlere verdier av TKB gjennom året forhøyd, og ligger stort sett på nivået «Dårlig». Enkeltår har en relativt høy middelvei for TKB (**figur 28**), men ikke over 1000 TKB per 100 ml. I de fleste år er det imidlertid registrert en eller flere episoder med økte tilførsler av bakterier, men utslagene synes å ha blitt mindre de senere årene (Nøst 2022). Hvorvidt dette skyldes tilfeldigheter knyttet til tidspunkter for prøvetakingen, eller er knyttet til tiltak ved kloakk/landbruk eller andre forhold i nedbørfeltet, er imidlertid vanskelig å konkludere på. I 2021 ble det eksempelvis målt to TKB-topper; i oktober med 3500 TKB per 100 ml, og i september med 1900 TKB per 100 ml. Dette er nivåer langt over både klassegrense-innsteget til «Meget dårlig» bakteriologisk tilstand etter **tabell 5** og kommunens egendefinerte grense. Også i 2022 ble det målt en høy verdi (3900 TKB per 100 ml).



Figur 28. TKB (årsmiddel -rød og årsmidian- blå) i Amundsbekken fra 2009-2021. Figur hentet fra Anonym (2023).

Solemsbekken

Solemsbekken ble inkludert i vannovervåkingen først i 2021 (Nøst 2022). Prøvepunktet i Solemsbekken ble lagt oppstrøms avkjøring til Bostadvegen, vel 1 km oppstrøms samløp med Amundsbekken, og etter at landbruk har kommet inn i nedbørfeltet.

Innholdet av total fosfor synes i stor grad av å være påvirket av ulikheter i partikkeltransport ut i bekken (Nøst 2022). Det er intensivt drevet landbruk med relativt bratt helningsgrad ned til bekken nedstrøms Solem og øvre veikrysning til Bostadvegen, samtidig som kantvegetasjonen enten mangler eller er lite utviklet. Mye nedbør øker både «naturlig» partikkeltransport, men også erosjon og avrenning fra landbruket, og høye fosfornivåer kan da måles (Nøst 2022). Dette var tydelig i vannprøver fra oktober 2021, med fosformålinger som viste 160 µg P/l. Det ble også målt andre relativt høye verdier gjennom året på mellom 75 og 80 µg P/l. Laveste verdier var 23-24 µg P/l, målt i mai og desember 2021. Årsmiddel for 2021 var 55 µg P/l (Nøst 2022). I 2022 ble det også målt en høy verdi, 130 µg P/l fra august dette året, mens årsmiddel for 2022 var 41 µg P/l (Anonym 2023).

Nøst (2022) oppgir at målingene av bakterieinnholdet (TKB) i 2021 varierte mellom 32 og 870 TKB per 100 ml, og høyeste verdi ble målt i august dette året. Årsmiddel for 2021 var 231 TKB per 100 ml («Dårlig tilstand» iht. **tabell 5**). Variasjonen i målingene i 2021 viser at en ikke kan utelukke vesentlig høyere TKB-innhold (over 1000 TKB per 100 ml) i Solemsbekken, særlig i forbindelse med nedbørsperioder og gjødsling av tilgrensende dyrkamark. Dette ble målt i august 2022, med 1200 TKB per 100 ml., og inntraff samtidig med nevnte forhøyde fosforverdier. I tillegg har Solemsbekken som nevnt tidligere en kjent utslippshistorikk av silosyre (Anonym 2013, Bergan 2023), men dette er trolig engangstilfeller og uhellsutslipp som forhåpentligvis ikke skjer ofte.

2.3 Bunndyrfauna og elvemusling

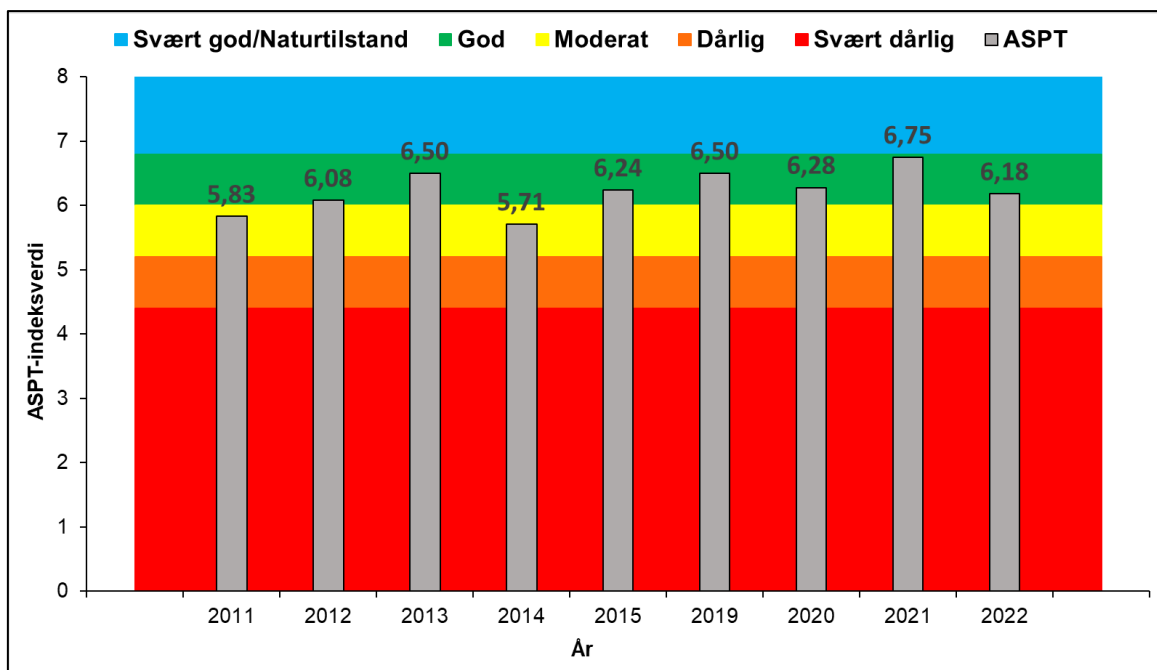
Bunndyr

Bunndyrundersøkelser til og med 2022 er gjennomført på faste stasjonsområder i enkelte deler av Amundbekken og Solemsbekken de senere år, fortrinnsvis nedre del av nevnte vassdrag. Data fra øvre deler er aldri innhentet, og er derfor ukjent per i dag. Unntaket fra dette er en bunndyrprøve fra april 2023, som ble hentet inn oppstrøms et gjødselutslipp og brukt som referanse på god miljøtilstand (se nedenfor). Bunndyrundersøkelser i sidebekkene er heller ikke foretatt, med unntak av Ulsetbekken (Aanes 2014, Bergan 2017- upublisert NINA-prosjektnotat).

Bunndyr er gode indikator vann- og habitatkvalitet (se Bergan (2023) for mer informasjon). Med bunndyr som kvalitetselement er utviklingen i vannforskriftsbegrepet «økologisk tilstand» i nedre del av Amundbekken (123-584-R) vurdert som «betinget» positiv, og relativt stabil rundt nivået «God» økologisk tilstand. Tilstanden er klassifisert på bakgrunn av forurensningsindeksen ASPT (Bergan 2023, se **figur 29**), som før et gjødselutslipp i april 2023 har vært ansett som en god vannmiljøindikator for de aktuelle belastningene i Amundbekken (Bergan mfl. 2023). Indeksen tar derimot ikke hensyn til mengde/antall bunndyr, og kan ha store svakheter ved enkelte påvirkninger (Bergan mfl. 2023). Amundbekkens nedre deler er sterkt preget av partikkelforurensning, og sammen med ustabil vannkvalitet har dette vært angitt som største risikofaktor for økologisk tilstand i nedre del av bekken. Selv på lav vannføring og i tørre perioder har partikkelbelastning og turbiditet i vassdraget vært unaturlig høy. Dette har gitt svært stor nedslamming av bekkebunnen gjennom året og over tid. Statusen har etter alt dømme bedret seg etter de siste ti års ras- og erosjonsikring i vassdraget og nedbørfeltet (Bergan 2023), men partikkelbelastning synes fortsatt å være et problem.

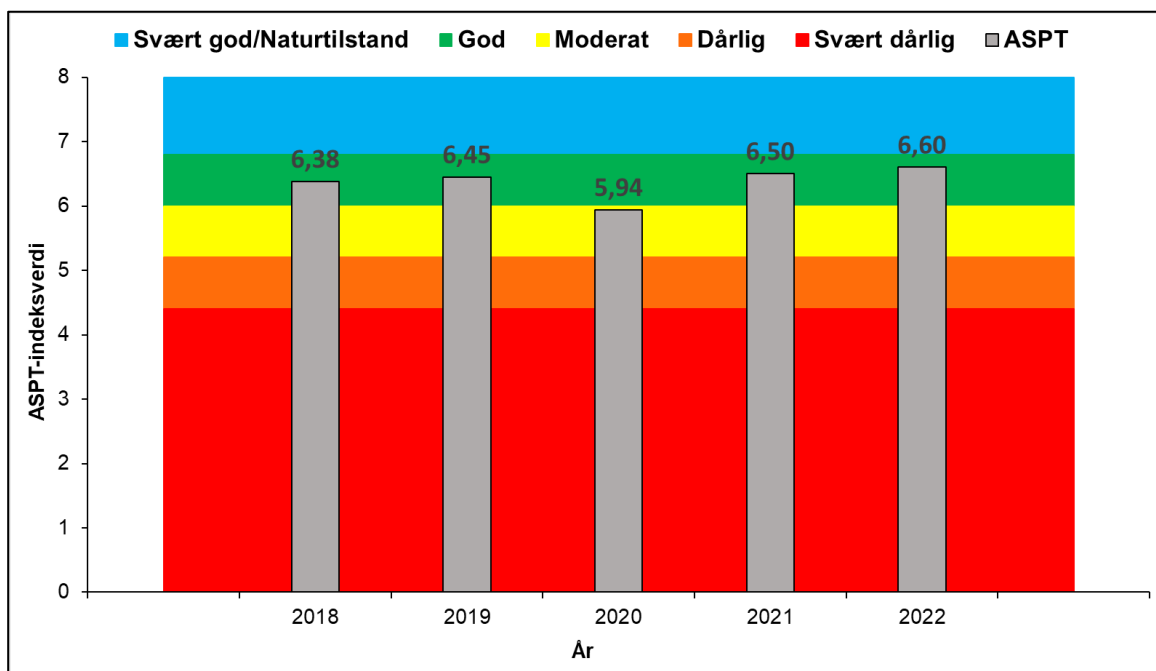
Gjødselutslipp våren 2023

En uventet utslippshendelse med store mengder husdyrgjødsel fra en kollapset fraukjeller skjedde i øvre del av Amundbekkens nordre del den 10. april 2023. Det ble anslått at vel 2-300 m³ gjødsel eller mer fra dette utslippet kan ha nådd Amundbekken via en navnløs sidebekk fra Digresmyra (se **figur 3**). Befaringer i belastet strekning av Amundbekken ble gjennomført rett etter utslippet den 10.04.2023, og bunndyrundersøkelser for å avdekke biologisk skadeomfang (miljøgiftighet) av utslippet ble gjennomført den 13.04.2023. Resultater og vurderinger knyttet til dette er publisert i egen rapport (Bergan mfl. 2023). Rapporten konkluderer med at utslippet har vært giftig for mange bunndyrgrupper, slekter og arter, og kan ha medført omfattende dødelighet av bunndyr i store deler av Amundbekken. Som tidligere nevnt i avsnittet, er det viktig å merke seg i resultatene at vanlige forurensningsindekser (ASPT, BMWP og EPT) ikke fanget opp dødeligheten av bunndyr i særlig grad i etterkant av utslippet. Dette kan skyldes utslippets art og varighet, samt indeksenes manglende evne til å fange opp endringer i bunndyrenes biomasse (mengde/antall). Bunndyrfaunaen var redusert med mellom 60-86 % i utslippsbeltede strekninger i vassdraget, og kan også ha hatt stor negativ effekt på ørret i Amundbekken (Bergan mfl. 2023).



Figur 29. ASPT-indeksverdier beregnet ved høstprøver fra nedre del av Amundbekken i årene 2011-2015 og 2019-2022. Grensenivå for miljømål og «God økologisk tilstand» er 6,0.

I nedre deler av Solemsbekken viser resultater fra tidsperioden 2018- 2022 også en relativt stabil og positiv utvikling i økologisk tilstand (Bergan 2023, se **figur 30**). Tidligere år, før sikringstiltakene, har imidlertid dette bekkepartiet hatt en svært belastet vann- og habitatkvalitet (Bergan & Arnekleiv 2009), med en økologisk tilstand vurdert til å være på nivåene «Dårlig» til «Svært dårlig».



Figur 30. ASPT-indeksverdier beregnet ved høstprøver fra nedre del av Solemsbekken i årene 2018-2022. Grensenivå for miljømål og «God økologisk tilstand» er 6,0.

Solemsbekken viser en forbedring i vannmiljøet og bunndyrsamfunnet sammenlignet med status før sikringstiltak i vassdraget, men som for Amundbekken er det også her tiltagende nedslamming i både usikret og sikret bekkeløp de siste årene. Nedre del av Solemsbekken (123-586-R) har en forhistorie med vannkjemisk påvirkning (Bergan 2011, Bergan & Arnekleiv 2009) og miljøskadelige landbruksutslipp (Anonym 2013, se også Bergan 2023). I 2013 ble mye av denne strekningen kraftig forurenset av et punktutslipp av silosyre, som medførte at store områder av bekken ble dekt av kolonier av den trådformede bakterien *Sphaerotilus natans* («lammehaler»). Utslippet medførte fiskedød og sterkt påvirket bunndyrsamfunn i flere år etterpå.

Ulsetbekken har også vært en antatt belastningskilde på Solemsbakkens nedre deler. Denne bekken drenerer b.la. golfbanen i Klæbu og Ulsetsanden deponi. Resipientundersøkelser i både 2014 og 2017 avdekket vannkjemisk belastning, men ingen store negative utslag i bekkens bunndyrsamfunn og vannøkologi (Aanes 2014, Bergan 2017b, Bergan 2018). Det er uklart om tiltak for å begrense avrenning fra golfbane og deponi er gjennomført etter Aanes (2014) sine undersøkelser.

Elvemusling

Når det gjelder elvemusling (*Margaritifera margaritifera*), finnes det ingen opplysninger om elvemuslingfunn i Amundbekken fra tidligere eller i dag. Undersøkelser i november 2005 påviste hverken tomme skall, levende muslinger eller muslinglarver på ørretunger i bekken, og konkluderte med at Amundbekken sannsynligvis ikke har hatt elvemusling i nyere tid (Mejdell-Larsen 2007). Det er nylig påvist elvemusling i anadrom strekning av Nidelva, slik at arten fins med sikkerhet i nedre del av Nidelva (http://fmtl.gislink.no/elvemusling/kilder/ID_847.pdf). Det er også gamle opplysninger som kan indikere tidligere forekomst av elvemusling i Tullbekken (Tullusbekken) i Klæbu, bare noen kilometer høyere opp i Nidelva fra Amundbekken (Dolmen & Kleiven 1997). Hvorvidt elvemuslingen fantes i ferskvannstasjonær strekning av Nidelva, og større sidebækker som Amundbekken i eldre tid, det vil si før kraftregulering, landbruk, urbanisering, vei-inngrep og andre endringer var til stede i disse vassdragene, er det ikke mulig for oss å si noe videre om.

2.4 Fiskebestander

Amundbekken kan defineres som en av de noe større, ørretførende sidevassdragene til Nidelva ovenfor naturlig anadrom strekning. Betydningen Amundbekken har hatt og skal ha for vandrende nidelvørret betegnes som viktig, fortrinnsvis som gyteområde for ørret fra Nidelva, og som oppvekstområde for ørretunger før disse vandrer ut i Nidelva. På elvestrekningen mellom Øvre Leirfoss, Nordsetfossen og Fjæremfossen, som utgjør en naturlig fragmentert delstrekning med hensyn til oppstrøms/nedstrøms vandring for nidelvørret, så tyder mye på at Amundbekken i dag det desidert viktigste gyteområdet for nidelvørret på denne delstrekningen av Nidelva. Øvrige sidebækker på denne delstrekningen av Nidelva har svært dårlig status, både vannkjemisk og/eller hydromorfologisk, med svært redusert produksjon av ørret i dag. Eksempelvis er Steindalsbekken ovenfor Øvre Leirfoss viktig gyteområde for nidelvørreten, til tross for store vannkjemiske belastninger og tap av fiskeførende areal (Bergan 2023). Tidligere var også Kvetabekken med sidebekken Hårstadbekken å anse som en av de viktigste gyte- og oppvekstområdene for nidelvørreten på denne delstrekningen av Nidelva. Her har imidlertid sumbelastningen av NVE-sikringstiltak, landbruk, industri og annen forurensing medført at Kvetabekken's ungfiskproduksjonen nærmest har kollapset i mesteparten av bekken etter 2006 (Nøst 2022). Kvetabekken og sidebekken Hårstadbekken har trolig mer enn 90 % tap i samlet areal og produksjonsevne for nidelvørret (Bergan, ikke publiserte beregninger) som følge av samlet belastning av hydromorfologiske endringer og dårlig vannkvalitet. Amundbekken og tilknyttede sidevassdrag domineres av ørret (*Salmo trutta*), men har sporadiske registreringer av ørekyte (*Phoxinus phoxinus*) i nyere tid. Gjedde (*Esox lucius*) er ikke påvist i nyere tid, men kan ha vært påvist tidligere (Hesthagen & Sandlund 2012). Videre i dette avsnittet følger en gjennomgang av fiskeforekomster og utvikling hos Amundsbekken fiskebestander, med naturlig fokus på ørret.

2.4.1 Ørret

Det eksisterer ingen fiskebiologiske data eller undersøkelser fra Amundbekkens ørretbestand før 2007. Historisk informasjon fra samtaler med ulike grunneiere innhentet under feltbefaringer i vassdraget de siste ti årene, sist våren 2021, beskriver en tidligere svært tallrik ørretbestand knyttet til bekken, og forekomst av stor ørret på flere kilo. Som følge av mye ørret i spisbar størrelse, og lettvinde fangst- og fiskemuligheter, ble Amundbekken brukt som spiskammer av lokalbefolkning på 30-tallet og før andre verdenskrig (Bergan, egne feltnotater etter samtaler med grunneiere). Ørretbestanden beskrives også som tallrik etter andre verdenskrig og i 1950-årene. Det opplyses om observasjoner av oppgang og fangst av stor ørret i øvre del av Amundbekken i tidsperioden etter krigen; en aktivitet som ble gjennomført under «potetferien» om høsten hvert år. «Potetferien» sammenfaller med gytevandingsperioden for ørret i Nidelva/Amundbekken.

De første ungfisktellingerne rettet mot ørret i Amundbekken er fra 2007 (Berger mfl. 2008). Etter 2007 er det jevnlig gjennomført ungfisktelinger på mer eller mindre faste stasjonsområder i utvalgte deler av Amundbekken, Solemsbekken og enkelte sidebækker, fortrinnsvis nedre del av nevnte vassdrag (Bergan & Arnekleiv 2009, Bergan 2011, Nøst 2013-2022, Anonym 2023). I tillegg eksisterer det upubliserte data (notat) fra en vårundersøkelse (Bergan 2013b) fra strekninger i både Amundbekken og Solemsbekken. Årene 2017 og 2018 mangler i tidsseriene for strekninger i vassdraget, da store deler av Amundbekken var avstengt som følge av et omfattende anleggs- og sikringsarbeid i vassdraget (Anonym 2018). I enkelte år er utvalgte sidebækker også undersøkt. Øvre deler av Amundbekken eller Solemsbekken er ikke undersøkt i samme periode, og enkelte av tilløpsbækkene er heller aldri befart eller undersøkt.

Det omtalte gjødselutslippet til Amundbekken i april 2023 (se **avsnitt 2.3**) er ikke videre omtalt i denne rapporten med tanke på hvilke effekter dette kan ha hatt på ørret nedstrøms utslippet. Dette fordi slike undersøkelser ennå ikke er gjennomført. Ut fra bunndyrresultatene er det vurdert at det har vært potensiale for giftvirkning og dødelighet på ørret i Amundbekken på strekninger som ble belastet med gjødsel (Bergan mfl. 2023). Det er på det rene at dette utslippet hadde potensiale til å påvirke en svært stor del av dagens produktive strekning for nidelvørret i nordre del av Amundbekken. Samlet gjødselpåvirket strekning er mellom 4-5 kilometer vassdragstrekning, nærmere bestemt mellom 2,5- 3 kilometer fra utslippet og ned til samløp med Solemsbekken, og ytterligere om lag 1,5 kilometer bekkestrekning herfra ned mot samløp Nidelva.

2.4.1.1 Nedre del av Amundbekken (123-584-R)

Nedre del av Amundbekken er undersøkt med en til flere stasjoner i perioden 2007-2022. Strekingen definert som «nedre del» omfatter fra like oppstrøms samløpet med Nidelva og opp til partier ved utløpet av Svartdalsbekken, oppstrøms samløp med Solemsbekken. **Tabell 6a** og **6b** viser utvikling av ungfisktetthet fra stasjoner som har vært lokalisert på dette partiet i den oppgitte perioden, mens **figur 31** viser samlet ungfisktetthet som grunnlag for økologisk tilstandsvurdering. Dataene er slått sammen (gjennomsnitt) for år med flere stasjoner, eller representerer tall fra enkeltstasjoner for år der kun en stasjon ble undersøkt.

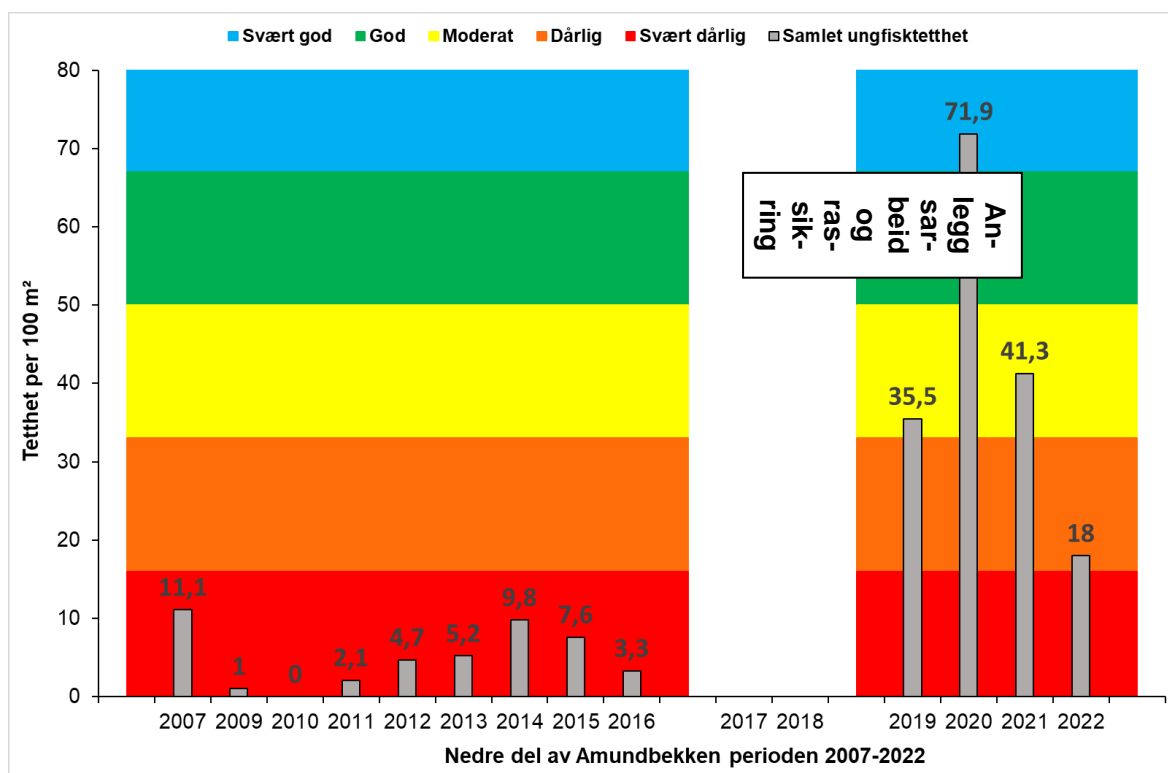
Tabell 6a. Ungfisktettheter av ørret fordelt på årsyngeltetthet og tetthet av eldre ungfisk i nedre del av Amundbekken i perioden 2007-2022.

Ørret, årsyngel		
Vassdrag	År	N/100m ²
Amundbekken, nedre del	2007	4,1
Amundbekken, nedre del	2009	0,0
Amundbekken, nedre del	2010	0,0
Amundbekken, nedre del	2011	0,0
Amundbekken, nedre del	2012	0,0
Amundbekken, nedre del	2013	0,0
Amundbekken, nedre del	2014	5,2
Amundbekken, nedre del	2015	0,0
Amundbekken, nedre del	2016	0,0
Amundbekken, nedre del	2019	26,2
Amundbekken, nedre del	2020	51,2
Amundbekken, nedre del	2021	35,8
Amundbekken, nedre del	2022	2,0
Gjennomsnittlig tetthet		9,6
Ørret, ettåringer og eldre		
Vassdrag	St	N/100m ²
Amundbekken, nedre del	2007	7,0
Amundbekken, nedre del	2009	1,0
Amundbekken, nedre del	2010	0,0
Amundbekken, nedre del	2011	2,1
Amundbekken, nedre del	2012	4,7
Amundbekken, nedre del	2013	5,2
Amundbekken, nedre del	2014	4,6
Amundbekken, nedre del	2015	7,6
Amundbekken, nedre del	2016	3,3
Amundbekken, nedre del	2019	9,3
Amundbekken, nedre del	2020	20,7
Amundbekken, nedre del	2021	5,5
Amundbekken, nedre del	2022	16,0
Gjennomsnittlig tetthet		6,7

Tabell 6b. Samlet ungfisktetthet av ørret i nedre del av Amundbekken i perioden 2007-2022.

Ørret, samlet tetthet alle årsklasser		
Vassdrag	St	N/100m ²
Amundbekken, nedre del	2007	11,1
Amundbekken, nedre del	2009	1,0
Amundbekken, nedre del	2010	0,0
Amundbekken, nedre del	2011	2,1
Amundbekken, nedre del	2012	4,7
Amundbekken, nedre del	2013	5,2
Amundbekken, nedre del	2014	9,8
Amundbekken, nedre del	2015	7,6
Amundbekken, nedre del	2016	3,3
Amundbekken, nedre del	2019	35,5
Amundbekken, nedre del	2020	71,9
Amundbekken, nedre del	2021	41,3
Amundbekken, nedre del	2022	18,0
Gjennomsnittlig tetthet		16,3

Figur 31 gjør en vurdering av økologisk tilstand opp mot vannforskriftens forventningsverdier til samlet ungfisktetthet av ørret fra **tabell 6b**, etter kriterier for «stasjonære allopatriske ørretbestander i små bekker/elver, hab. kl. 3» (Sandlund mfl. 2013).



Figur 31. Utvikling i samlet ungfisktetthet hentet fra **tabell 6**, vurdert opp mot forventning til økologisk tilstand for nedre del av Amundsbekken siden 2007.

Tabell 6a viser at nedre del av Amundsbekken var tilnærmet uten årsyngelproduksjon av ørret i perioden 2007-2016, samtidig som tettheten av eldre ørretunger var lav. Dette ga stort utslag i samlet ungfisktetthet (**tabell 6b**), og en økologisk tilstand langt under grensenivået for «Svært dårlig økologisk tilstand (**figur 31**). I denne tidsperioden var nedre del av Amundsbekken i praksis ute av produksjon for nidelvørreten. Etter ras- og sikringsarbeid i 2017/-18, der partier i nedre del samtidig fikk tilført egnet gytesubstrat (i 2018), viste bestandsutviklingen årene etter en mer positiv tendens, der andelen årsyngel ørret økte markant i bestanden (**tabell 6a**). Dette ga positivt utslag på samlet ungfisktetthet og økologisk tilstandsvurdering årene etter første vellykkede gyting ble påvist (**figur 31**).

Registreringene fra 2021 viste imidlertid en avtagende tendens i årsyngeltettheten, og resultatene i 2022 ble vurdert som en tilnærmet kollaps i årsyngeltettheten av ørret (Anonym 2023). Sannsynligvis var resultatet i 2022 preget av økt dødelighet av egg og rogn som følge av en kombinasjon av nedslamming av bekkebunnen, utspylingseffekter av uværhendelsen "Gyda" vinteren 2022, samt at graving og utlegging av nytt gytesubstrat sommeren 2022 kunne hatt medvirkning på resultatene denne høsten. Flere ras og utglidninger i nedbørfeltet i løpet av 2021 og 2022 bidro antagelig også i negativ retning for produksjonen av ørret de siste to årene:

2021: <https://www.nrk.no/trondelag/jordras-i-klæbu--fem-evakuerte-1.15642444>

2022: <https://www.klebuposten.no/nyheter/i/2BVJEI/skal-sikres-mot-kvikkleireskred>

2.4.1.2 Midtre del av Amundbekken (123-584-R)

Midtre del av Amundbekken er undersøkt med en til flere stasjoner i perioden 2007-2022 (**tabell 7a** og **7b**). Denne tabellen viser utvikling av ungfisktetthet fra stasjoner som har vært lokalisert på dette partiet i den oppgitte perioden, mens **figur 32** viser samlet ungfisktetthet som grunnlag for økologisk tilstandsvurdering. Dataene er hentet fra Berger mfl. (2008) og Trondheim kommunes vannovervåkingsrapporter (Nøst 2010-2023), og er slått sammen (gjennomsnitt) for år med flere stasjoner, eller representerer tall fra enkeltstasjoner for år der kun en stasjon ble undersøkt. Strekingen definert som «midtre del» i **tabell 7a** og **b** omfatter bekkestrekninger fra oppstrøms samløpet med Solemsbekken og opp til partier ved utløpet av Røstadbekken, som munner til Amundbekken like oppstrøms Leiråkervegen.

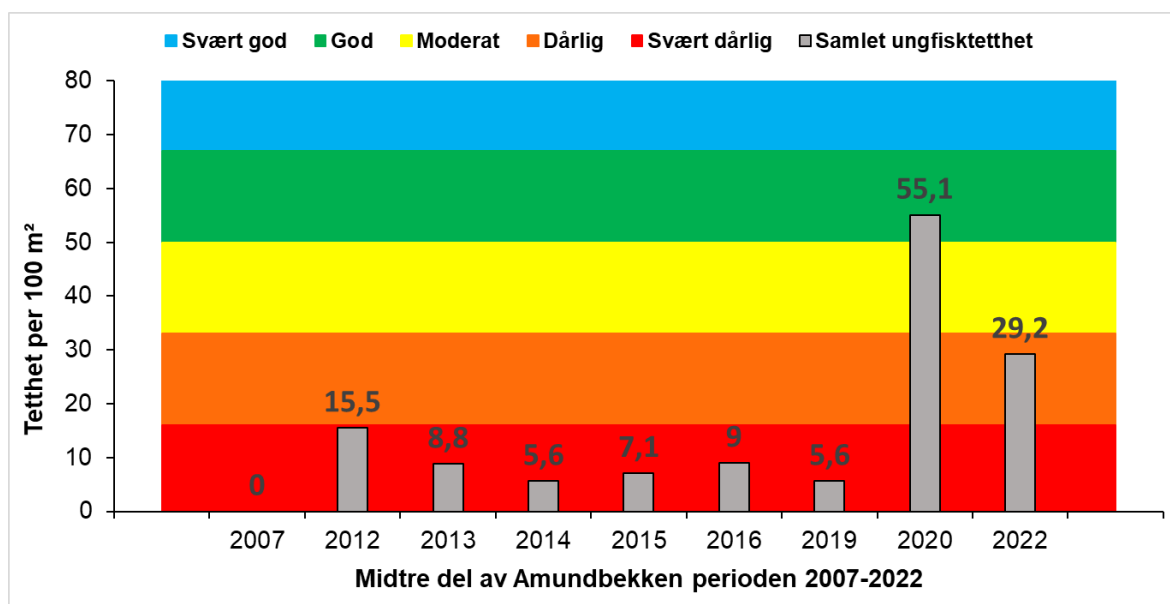
Tabell 7a. Tettheter av årsyngel og eldre ungfisk ørret fra midtre del av Amundbekken i perioden 2007-2022.

Ørret, årsyngel		
Vassdrag	År	N/100m ²
Amundbekken, midtre del	2007	0,0
Amundbekken, midtre del	2012	9,2
Amundbekken, midtre del	2013	1,4
Amundbekken, midtre del	2014	3,3
Amundbekken, midtre del	2015	1,2
Amundbekken, midtre del	2016	7,0
Amundbekken, midtre del	2019	3,0
Amundbekken, midtre del	2020	41,7
Amundbekken, midtre del	2022	25,0
Gjennomsnittlig tetthet		10,2
Ørret, ettåringer og eldre		
Vassdrag	St	N/100m ²
Amundbekken, midtre del	2007	0,0
Amundbekken, midtre del	2012	6,3
Amundbekken, midtre del	2013	7,4
Amundbekken, midtre del	2014	2,3
Amundbekken, midtre del	2015	5,9
Amundbekken, midtre del	2016	2,0
Amundbekken, midtre del	2019	2,6
Amundbekken, midtre del	2020	13,4
Amundbekken, midtre del	2022	4,2
Gjennomsnittlig tetthet		4,9

Tabell 7b. Samlet ungfisktettheter (fra **tabell 7a**) av ørret i midtre del av Amundbekken i perioden 2007-2022.

Ørret, samlet tetthet alle årsklasser		
Vassdrag	St	N/100m ²
Amundbekken, midtre del	2007	0,0
Amundbekken, midtre del	2012	15,5
Amundbekken, midtre del	2013	8,8
Amundbekken, midtre del	2014	5,6
Amundbekken, midtre del	2015	7,1
Amundbekken, midtre del	2016	9,0
Amundbekken, midtre del	2019	5,6
Amundbekken, midtre del	2020	55,1
Amundbekken, midtre del	2022	29,2
Gjennomsnittlig tetthet		15,1

Figur 32 gjør en vurdering av økologisk tilstand opp mot vannforskriftens forventningsverdier til samlet ungfisktetthet etter «stasjonære allopatriske ørretbestander i små bekker/elver, hab. kl. 3» (Sandlund mfl. 2013).



Figur 32. Utvikling i samlet ungfisktetthet hentet fra **tabell 7b**, vurdert opp mot forventning til økologisk tilstand for midtre del av Amundbekken siden 2007.

Tabell 7a viser at midtre del av Amundsbekken, hadde svært lav årsyngelproduksjon av ørret i perioden 2007-2019. Dette ga stort utslag i samlet ungfisktetthet i perioden (**tabell 7b**, **figur 32**). Tettheten av eldre ørretunger var samtidig også lav, slik at et produksjonsbidrag av nidelvørret fra midtre del av Amundbekken var svært lavt før 2020. I 2020 viste bestandsutviklingen en mer positiv tendens, der andelen årsyngel ørret også økte markant i bestanden (**tabell 7a**), noe som reflektertes i samlet ungfisktetthet og økologisk tilstandsvurdering samme år (**tabell 7b**, **figur 32**). Årsyngeltettheten gikk imidlertid noe ned igjen i 2022, men var likevel vesentlig høyere enn for strekningene i nedre del samme år (sammenlignet med **tabell 6a**). Sannsynligvis var resultatet for midtre del av Amundbekken i 2022 preget av økt dødelighet av egg og rogn, som følge av en kombinasjon av nedslamming av bekkebunnen og utspylingseffekter av uværhendelsen

“Gyda” vinteren 2022. Ungfiskdata fra andre (kunstige steinsatte) vassdrag i Trøndelag viste samme negative respons etter ekstremværet Gyda, eksempelvis Ilabekken (Anonym 2023) og Loa (Bergan 2023b). Likevel kan dette ha hatt mindre effekt i midtre del, da partiet er lokalisert ovenfor Solemsbekken og eventuelle ras- eller flomrelaterte belastninger herfra.

2.4.1.3 Tilløpsbekker til Amundbekken (123-585-R)

Tilløpsbekkene til nordre del av Amundbekken er uregelmessig undersøkt de siste ti årene (**tabell 8**). Undersøkelsene har avdekket at sidebekkene er og har vært viktig som gytebekker for nidelvørreten (**tabell 8**), men at samlet belastning har redusert produksjonsevnen for ørret mye i dag (se vassdragsbeskrivelser i **avsnitt 1**, og resultater knyttet til tapt areal i **avsnitt 4**).

Tabell 8. Ungfisktettheter av ørret fra enkeltår (høst) i nedre del av sidebekker til Amundbekken i perioden 2012-2022.

Ørret, årsyngel		
Vassdrag	År	N/100m ²
Røstadbekken	2012	47,4
Kvålsbekken	2016	25,0
Svartdalsbekken	2019	4,0
Svartdalsbekken	2020	25,0
Kvålsbekken	2020	56,3
Svartdalsbekken	2021	3,6
Svartdalsbekken	2022	0,0
Kvålsbekken	2022	13,5
Gjennomsnittlig tetthet		21,9
Ørret, ettåringer og eldre		
Vassdrag	St	N/100m ²
Røstadbekken	2012	2,8
Kvålsbekken	2016	3,0
Svartdalsbekken	2019	0,0
Svartdalsbekken	2020	0,0
Kvålsbekken	2020	6,3
Svartdalsbekken	2021	7,1
Svartdalsbekken	2022	10,7
Kvålsbekken	2022	6,9
Gjennomsnittlig tetthet		4,6
Ørret, samlet tetthet alle årsklasser		
Vassdrag	St	N/100m ²
Røstadbekken	2012	50,2
Kvålsbekken	2016	28,0
Svartdalsbekken	2019	4,0
Svartdalsbekken	2020	25,0
Kvålsbekken	2020	62,6
Svartdalsbekken	2021	10,7
Svartdalsbekken	2022	10,7
Kvålsbekken	2022	20,4
Gjennomsnittlig tetthet		26,5

Svartdalsbekken til nedre del Amundbekken er en liten grunnvannstilført sidebekk med noe varierende, men lav, forekomst av ørretunger (**tabell 8**). Samlet belastning av veirelatert

endringer og partikkelbelastning gjør at bekken har liten betydning som gytebekk i dag, og år-syngel/ungfisk av ørret som registreres i bekken i dag har trolig vandret opp fra Amundbekken.

Kvålsbekken en liten grunnvannsrik sidebekk i midtre del av Amundbekken. Denne bekken har større betydning i dag, både som gytebekk for nidelvørreten og som kilde for tilførsel av naturlig elvestein og positivt bidrag til Amundsbekkens resipientkapasitet. Stor nidelvørret er også påvist på oppgang i denne bekken i 2019, inkludert nylagde gytegroper i nedre del av bekken (Bergan, feltnotater ifbm bunndyrundersøkelser). Det er likevel varierende tilslag i år-syngel av ørret de årene bekken er undersøkt (**tabell 8**), og det har vært registrert tiltagende nedslamming av bekken uten at man har klart å vise til årsaken, som har kommet ovenfra i nedbørfeltet. Eldre ørret-unger har blitt registrert om lag 150-200 meter oppe i bekken i forbindelse med utvidete søk og elektrisk fiske i 2016. Grundige undersøkelser videre opp mot naturlig vandringsbarriere i fosser nedstrøms Bratsbergveien er aldri foretatt i Kvålsbekken.

Røstadbekken har utløp til Amundbekken ovenfor Leiråkervegen. Denne bekken var trolig en svært viktig gytebekk for nidelvørreten historisk (se **avsnitt 4**), men en lang (4-500 meter) bekkelukking i forbindelse med Leiråkervegen (se flyfoto **figur 15**) og et ridesenter ovenfor har stengt for fiskevandring. Dette har ført til omfattende oppstrøms tap av gyte- og oppvekstareal for nidelvørreten (se **avsnitt 5**). Undersøkelser i 2007 i øvre strekninger ovenfor Bratsberg idrettsanlegg avdekket at en fåtallig bekkeløvende ørretstamme fortsatt levde i Røstadbekken (Berger mfl. 2008). Data fra nedre del av bekken har dokumentert oppgang av gytefisk og vellykket gyting av nidelvørret (i 2012), men etter dette har produksjonen kollapset også her. Sjekk av strekningene nedstrøms Leiråkervegen de siste årene har ikke påvist ørretunger. Noe av årsaken har vært knyttet til økt nedslamming, samt at vannet i bekken forsvinner under bakkenivå ved et punkt nedstrøms veien. Årsaken til dette er veirelatert, da bekkeløpet ble flyttet i forbindelse med bygging av Leiråkervegen (**figur 15**).

2.4.1.4 Solemsbekken (123-586-R, påvirket del)

Det er et varierende datagrunnlag for ungfisk knyttet til de ulike partiene av vannforekomsten Solemsbekken påvirket del. Siden det b.la. er ulike tekniske inngrep som kan bidra med å forklare resultatene for bekkeavsnittet, er det hensiktsmessig å dele dette inn i flere avgrensede avsnitt når det gjelder ungfiskdata og resultat-tolkninger.

Nedstrøms veikulvert Leiråkervegen

Bekkepartiet fra Amundbekken til Solemsbekken nedstrøms kulvert for veikrysningen Leiråkervegen/Amundalsvegen har enkel, uhindret tilgang for vandrende ørret fra Amundbekken og Nidelva (**figur 33**).



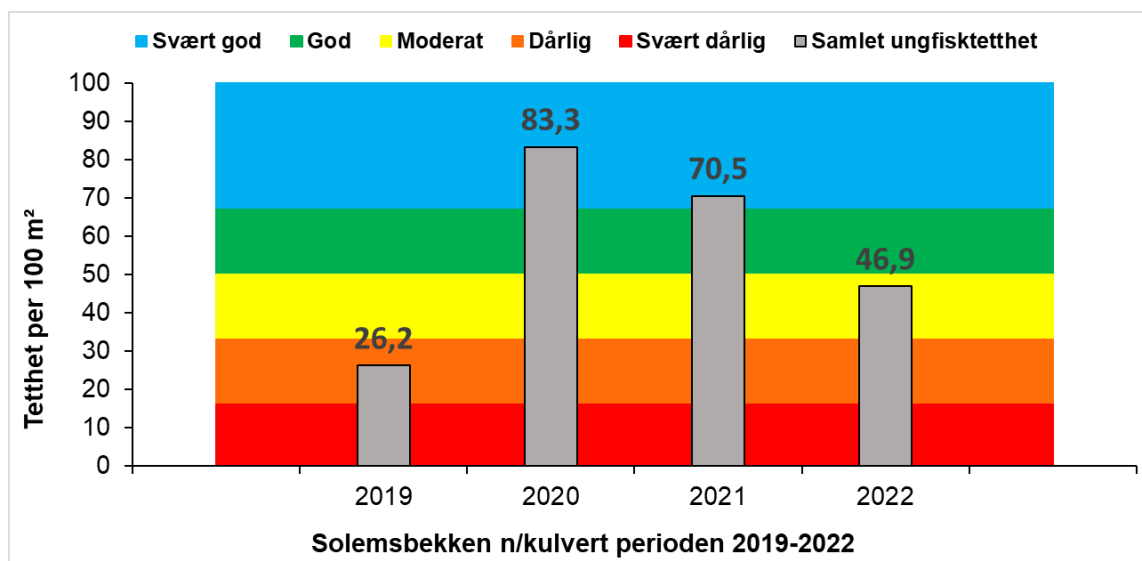
Figur 33. En kort strekning av Solemsbekken nedstrøms kulvert under Leiråkervegen er tilgjengelig for nidelvørreten, og er undersøkt for ungfisk av ørret i perioden 2019-2022. T.v.- Foto fra 2021. T.h.- foto fra 10.april 2023. Foto: @Morten André Bergan.

Lokaliteten er undersøkt fire år på rad i perioden 2019-2022 (**tabell 9**). Resultatene har vist forekomst av årsyngel ørret hvert år, der enkeltår (2020 og 2021) har hatt relativt høye tettheter av årsyngel ørret. Dette har vært knyttet til gyting på partiet, spesielt etter utlegging av gytesubstrat, men også oppvandring (næringsvandring og naturlig spredning) av både årsyngel og eldre ørret fra nærliggende gyteområder i Amundbekken. For eldre ørretunger har tettheten var forholdsvis lave i årene 2019-2021, mens tallene for 2022 viste stor økning, relativt sett (**tabell 9**).

Tabell 9. Ungfisktettheter av ørret fra enkeltår (høst) i nedre del av Solemsbekken nedstrøms veikulvert under Leiråkervegen i perioden 2012-2022.

Ørret, årsyngel		
Vassdrag	År	N
Solemsbekken	2019	23,3
Solemsbekken	2020	75,0
Solemsbekken	2021	60,9
Solemsbekken	2022	15,6
Gjennomsnittlig tetthet		43,7
Ørret, ettåringer og eldre		
Vassdrag	St	N
Solemsbekken	2019	2,9
Solemsbekken	2020	8,3
Solemsbekken	2021	9,6
Solemsbekken	2022	31,3
Gjennomsnittlig tetthet		13,0
Ørret, samlet tetthet alle årsklasser		
Vassdrag	St	N
Solemsbekken	2019	26,2
Solemsbekken	2020	83,3
Solemsbekken	2021	70,5
Solemsbekken	2022	46,9
Gjennomsnittlig tetthet		56,7

En beregnet samlet ungfisktetthet som grunnlag for en økologisk tilstandsvurdering ga «Dårlig» økologisk tilstand i 2019, etterfulgt av «Svært god» tilstand året etter (**figur 34**). Samlet ungfisktetthet har deretter en nedadgående tendens i 2021 sammenlignet med 2020, og denne fortsetter i og 2022, med «Moderat» tilstandsvurdering dette siste året.



Figur 34. Utvikling i samlet ungfisktetthet hentet fra **tabell 9**, vurdert opp mot forventning til økologisk tilstand for Solemsbekken nedstrøms kulvert under Leiråkervegen i perioden 2019 -2022.

Oppstrøms veikulvert Leiråkervegen

Sikrede strekninger av Solemsbekken, oppstrøms kulverten for veikrysningen av Leiråkervegen og fram til siste krysning for Amundalsvegen, har et større datagrunnlag for ungfisk av ørret sammenlignet med strekninger nedstrøms. Dette bekkepartiet ble undersøkt første gang i 2008 (Bergan & Arnekleiv 2009), med oppfølging i 2010 (Bergan 2011), 2013 (Nøst 2013) og 2017 (Nøst 2018). Fra 2019 er dette bekkeavsnittet undersøkt årlig (Nøst 2020-2023). I tillegg eksisterer det upubliserte data fra en vårundersøkelse (Bergan 2013b) fra samme parti, men data fra en vårperiode er lite sammenlignbart med øvrige undersøkelsesår, som er foretatt sensommer/høst. Resultatene i 2013 ga for øvrig ingen fangst av årsyngel ørret og svært lav tetthet av eldre ørret (Bergan 2013b).

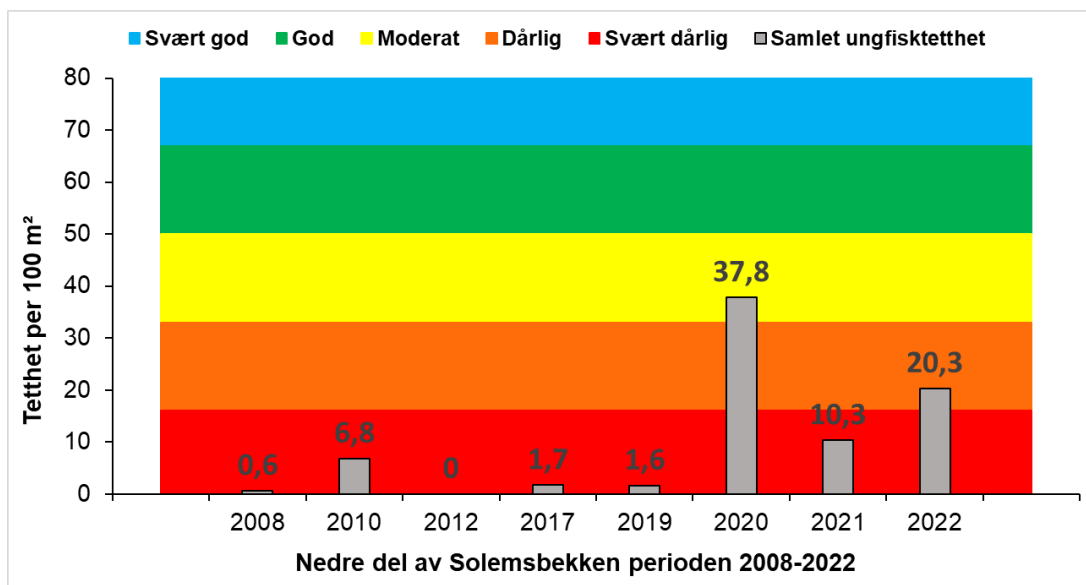
Tabell 10 viser utvikling av ungfisktetthet for ørret fra stasjoner som har vært lokalisert på dette partiet i den oppgitte perioden, mens **figur 35** viser samlet ungfisktetthet som grunnlag for økologisk tilstandsvurdering. Dataene er slått sammen (gjennomsnitt) for år med flere stasjoner, stasjoner fordelt på ulike lokaliteter i bekkestrekningen, eller representerer tall fra enkeltstasjoner for år der kun en stasjon ble undersøkt.

Resultatene har vist at de fleste undersøkelsesår har manglet forekomst av årsyngel ørret på dette bekkepartiet. Noen få årsyngel ble imidlertid påvist i 2010, hvilket ga svært lav tetthet, mens det i 2020 ble registrert en betydelig økning sammenlignet med alle tidligere år (**tabell 10**). Dette resultatet ble knyttet til en noe uventet vellykket oppvandring av gytefisk fra Amundbekken/Nidelva forbi den nederste vandringshindrende kulverten i Solemsbekken foregående høst. Dette har i ettertid vist seg å være et engangstilfelle, da årsyngel ikke har blitt påvist i etterfølgende år. For eldre ørretunger har tettheten var forholdsvis lave i årene 2008-2020, mens tallene for 2021 og 2022 viste (relativt sett) en stor økning (**tabell 10**). Økningen kan tilbakespores til de økte årsyngeltetthetene i 2020, som i 2021 og 2022 er ungfisk med alder ett- og toåringer.

Tabell 10. Ungfisktettheter av ørret fra enkeltår (høst) i nedre del av Solemsbekken nedstrøms veikulvert under Leiråkervegen i perioden 2012-2022.

Ørret, årsyngel		
Vassdrag	År	N
Solemsbekken	2008	0,0
Solemsbekken	2010	2,7
Solemsbekken	2012	0,0
Solemsbekken	2017	0,0
Solemsbekken	2019	0,0
Solemsbekken	2020	33,6
Solemsbekken	2021	0,0
Solemsbekken	2022	0,0
Gjennomsnittlig tetthet		4,5
Ørret, ettåringer og eldre		
Vassdrag	St	N
Solemsbekken	2008	0,6
Solemsbekken	2010	4,1
Solemsbekken	2012	0,0
Solemsbekken	2017	0
Solemsbekken	2019	1,6
Solemsbekken	2020	4,2
Solemsbekken	2021	10,3
Solemsbekken	2022	20,3
Gjennomsnittlig tetthet		5,4
Ørret, samlet tetthet alle årsklasser		
Vassdrag	St	N
Solemsbekken	2008	0,6
Solemsbekken	2010	6,8
Solemsbekken	2012	0,0
Solemsbekken	2017	0
Solemsbekken	2019	1,6
Solemsbekken	2020	37,8
Solemsbekken	2021	10,3
Solemsbekken	2022	20,3
Gjennomsnittlig tetthet		9,9

En beregnet samlet ungfisktetthet som grunnlag for en økologisk tilstandsvurdering ga «Svært dårlig» økologisk tilstand i årene 2008-2019 (**figur 35**). De økte årsyngeltetthetene av ørret i 2020 ga deretter en økning til «Moderat» tilstand, som igjen gikk tilbake til hhv. «Svært dårlig» og «Dårlig» økologisk tilstand i to siste undersøkelsesårene.



Figur 35. Utvikling i samlet ungfisktetthet hentet fra **tabell 10**, vurdert opp mot forventning til økologisk tilstand for nedre del av Solemsbekken mellom Leiråkevegen og siste veikrysning for Amundalsvegen i perioden 2008 -2022.

Ovenfor siste veikrysning Amundalsvegen

Øvre del av Solemsbekken er kun unntaksvis undersøkt det siste tiåret. Dette vil si bekkepartier ovenfor første krysning av Amundalsvegen, og helt opp til naturlig vandringstopp for ørret i fossepartier nedstrøms Bostadvegen ved Solem (**figur 36**).



Figur 36. Naturlig utbredelse av nidelvørret stopper i fossepartier nedstrøms Bostadvegen ved Solem. Foto fra bekkepartier ovenfor veien i 2023. Foto: @Morten André Bergan.

Årsyngel og fullendt livssyklus for ørret ble påvist helt øverst i bekken ved Solem i 2012 (Nøst 2013). Tettheten var imidlertid lav for årsyngel (11,6 ind./100 m²) og svært lav for eldre ungfisk (1,3 ind./100 m²). Året etter ble dette bekkepartiet som tidligere nevnt eksponert for et stort silo-utslipp (se **avsnitt 2.2**), noe som tok livet av en betydelig del av ungfisk og eldre ørret i dette

området av Solemsbekken. Etter dette er de øvre deler av Solemsbekken lite undersøkt, men i 2017 ble det gjort ungfisktellinger på en stasjon i et lite berørt bekkeløp på dette partiet, ikke langt ovenfor Amundalsvegen (Nøst 2018). Resultatet var svært lav ungfisktetthet, med fangst av kun fire eldre ørretunger etter avfisking av 120 m², hvilket ga en tetthet på 3,4 ørretunger per 100 m². I tillegg ble det fanget en kjønnsmoden bekkestasjonær gytefisk (178 mm, hannfisk). Årsyngel av ørret lot seg ikke påvise, til tross for utvidet søk ovenfor stasjonsområdet i Solemsbekken dette året. Kvalitative ungfisktellinger samtidig med problemkartlegging like ovenfor Amundalsvegen i 2021 avdekket tilsvarende resultater, og en fåtallig forekomst av ørretunger (Bergan, feltnotater etter befaring i mai 2021).

2.4.2 Ørekyte

Den svartelistede, fremmede karpfisken ørekyte (*Phoxinus phoxinus*) har vært i spredning nedover Nea/Nidelvassdraget siden første påvisning på norsk side i 1974 (Koksvik og Langeland 1975). Arten ble deretter påvist ved Svean og i lakseførende del i 2001 (Arnekleiv & Koksvik 2002). I dag har ørekyte etablert svært tallrike bestander i deler av Nidelva som har sakteflytende og rolig vannhastighet, som for eksempel partier ovenfor Øvre Leirfoss og ved Svean. Ørekyte er også tallrik i nedre deler av flere sidevassdrag (se **figur 43** i **avsnitt 5.2**), som for eksempel Storvollbekken/Haugdalsbekken ved Svean, Osbekken ved Tanem, Kvetabekken og Eklesbekken nedstrøms Tiller bru

I Amundbekken er det påvist ørekyte, men arten har ikke etablert seg inntill videre, og registreres kun med lav forekomst, uten tegn til vellykket gyting/rekruttering i bekken. Trolig har Amundbekken lite egnet habitat og egnethet for vellykket gyting av ørekyte i dag. Det er også sannsynlig at veikulverten ved samløp til Nidelva er noe til hinder for enkel oppvandring av ørekyte fra Nidelva til Amundbekken i perioder av året. Kulverten er fiskeførende for gytefisk av ørret, men små fiskestørrelser kan ha problemer med å svømme forbi veikulverten når Nidelva har lav vannføring, som følge av noe fall nedstrøms ved lav vannstand i Nidelva (**figur 37**).



Figur 37. Kulvert under Nordsetvegen kan i perioder hindre oppvandring av ørekyte fra Nidelva, dersom Nidelvas vannstand er lav eller Amundbekken har stor vannføring. T.v. og midten: Foto fra mai 2013, der Nidelva har høy vannstand og Amundbekken normal vannføring, noe som gir muligheter for forbiwandring av ørekyte. T.h.: Foto fra 2012, med noe lavere vannstand i Nidelva. Foto: @Morten André Bergan.

Det er kun i nordre del av Amundbekken (123-584-R) at ørekyta er påvist. Den første ørekyta ble registrert i 2014; ett individ på 96 mm. Ørekyta ble registrert like nedstrøms utløpet fra Røstadbekken, mer enn 2 kilometer fra samløpet med Nidelva (Nøst 2015, Bergan, upubliserte

feltnotater). I 2019 ble det også fanget to individer på hhv. 102 og 77 mm (**figur 38**) nedstrøms utløpet av Kvålsbekken (Nøst 2020, Bergan, upubliserte feltnotater), om lag 1,5 kilometer fra utløpet til Nidelva.



Figur 38. Ørekyte fanget i nordre del av Amundbekken i 2019. Foto: @Morten André Bergan.

I søndre del (Solemsbekken) er ørekyte aldri registrert, noe som kan ha sammenheng med vandrings- og spredningsproblemer knyttet til den tidligere omtalte vandringshindrende/-stoppende veikulverten under Leiråkevegen (se **figur 14**).

2.4.3 Gjedde

Gjedde er ikke registrert i Amundbekken i nyere tid. Gjedda er i likhet med ørekyta en fremmed, svartelistet art for Nidelva og dets sidevassdrag, og stammer trolig fra svært gamle menneskelige utsetninger helt tilbake til middelalderen (Hesthagen mfl. 2022). I Selbusjøen, som utgjør starten på Nidelva, ble gjedde dokumentert første gang (i vitenskapelige undersøkelser) i 2004 ifølge Arnekleiv mfl. (2006). Gjedda ble vurdert som ny art for vassdraget i denne undersøkelsen, og denne konklusjonen ble fulgt opp med en studie på utbredelse og bestandsutvikling for gjedda i 2009 (Kjøsnes & Rustadbakken 2010). Det er imidlertid svært gamle opplysninger som kan indikere at gjedda har vært til stede i nedbørfeltet og innsjøen lenge før dette, uten å etablere seg med tallrike bestander nok til å oppdages eller omtales (Anonym 1934a, 1934b, 1934c, Hesthagen 2022). Siden midten på 2000-tallet har det vært en markant økning i gjeddebestanden i Selbusjøen (Kjøsnes & Rustadbakken 2010, Hesthagen 2012), uten at dette ble dokumentert i Nidelva i 2011 (Arnekleiv mfl. 2012). Registreringer fra Sveanområdet i Nidelva i 2020/-21 tyder imidlertid på at arten også kan ha stor bestandsøkning i Nidelva de senere år (se foto i **figur 44**). De senere år registreres også både ung og voksen gjedde i flere sidebekker til Nidelva, eksempelvis Storvollbekken/Haugdalsbekken ved Svean og Løksbekken (med utløp til øvre del av Nidelva/Bjørsjøen). Gjedde er som nevnt derimot ikke dokumentert i Amundbekken i nyere tid under ungfisktellinger eller andre fiskebiologiske undersøkelser. Det er imidlertid historisk lokal informasjon som indikerer at gjedde forekom i Amundbekken tidligere (Collin-Hansen jr. 1936, 1949, Anonym 1934b), etter nedslipp fra ulike dammer/tjern med gjedde i nedbørfeltet i perioden før andre verdenskrig. Denne påståtte tilstedeværelsen knyttes opp mot en av flere årsaker til at gjedde har spredt seg til Nidelva fra Amundbekken, uten man med sikkerhet hverken kan fastslå at gjedda fantes i bekken eller bidro til spredning til Nidelva (Hesthagen 2012, Hesthagen mfl. 2022).

3 Amundbekken og nidelvørret

I dette avsnittet gjøres en tilnærming til et eventuelt tap av areal og produksjonsevne for vandrørende nidelvørret i Amundbekken i dag sammenlignet med tidligere (tilnærming til en antatt naturtilstand), for deretter å anslå hvilken effekt dette har hatt for produksjonsevnen for nidelvørreten i vassdraget.

Metoden er i utgangspunktet utviklet av Bergan & Nøst (2017) for å beregne tapt areal og produksjonsevne for små sjørretvassdrag i Trondheim kommune. Etter dette er metoden også anvendt for små sidevassdrag til Gaula (Bergan & Solem 2018). Lignende metodiske tilnærminger, alle med utgangspunkt i Bergan & Nøst (2017) sine prinsipper, er også anvendt for sidevassdrag til Verdalselva (Hol mfl. 2019) og for flere av Orklas sidevassdrag (Solem mfl. 2021) med hensyn til sjørret.

Vi har i denne rapporten fulgt de metodiske tilnærmingene i Bergan & Nøst (2017) for Amundbekken. Amundbekkens betydning for ørret i Nidelva er i prinsippet lik anadrome vassdrags betydning og funksjon for bestander av sjørret, bortsett fra at ørretens vandringer og livshistorie i Amundbekken foregår utelukkende i ferskvann gjennom hele livssyklus. Hver høst vandrer ørret fra Nidelva (kjønnsmoden størrelse fra om lag 0,5 kilo opp til mange kilo) opp i Amundbekken for å gyte (**figur 39** og **40**). Dette er en vanlig livshistorie for nidelvørret, og er også dokumentert flere andre små sidevassdrag til Nidelva, f.eks. Storvollbekken, Steindalsbekken, Kvetabekken og Litjelva (**figur 41**). Mye tyder på at en ikke ubetydelig andel av dette avkommet vandrer ut i Nidelva etter en til flere års oppvekst i sidevassdraget, og fullfører livssyklus fram til gytemoden ørret i hovedelva. Hvor stor denne andelen er, og hvor betydningsfull bidraget er for nidelvørreten, er derimot ikke undersøkt. Det eneste vi har å forholde oss til her er registreringer av stor gytefisk på vandringer, etterfulgt av registrering av store gytegroper og til dels svært høye årssyngeltettheter året etter, som gir en sikker indikasjon på at sidevassdragene er viktige for ørret med opphav fra Nidelva.



Figur 39. T.v.: Screenshot fra videoptak av nidelvørret med størrelser på flere kilo, observert på gyteområder i Amundbekken i slutten av september 2021. T.h.: Gytegrøp laget av stor ørret i Amundbekken høsten 2021. Foto: @NINA.



Figur 40. Screenshot fra videooptak av nidelvørret med størrelser fra 0,5-1 kilo observert på gyteområder i sidebekken Kvålsbekken til Amundbekken, under gyting i oktober 2019. Foto: @NINA.



Figur 41. Stor nidelvørret vandrer langt opp i mange sidevassdrag til Nidelva for å gyte hver høst, dersom tekniske inngrep eller endringer ikke stopper dem. **T.v.:** Foto fra 2021 av en 1,5-2 kilos hunnørret på gytevandring i Litjelva på Svean, fanget mer enn 4 kilometer fra munningen til Nidelva. **T.h.:** Nidelvørret på anslagsvis 1 kilo observert i nedre del av Steindalsbekken høsten 2021. Foto: @NINA.

3.1 Tapt areal (Nidelvørret-førende strekning før og nå)

Utgangspunktet for å gjøre beregninger av tilgjengelig vassdragstrekning og areal for nidelvørret i Amundbekken har vært å fastslå hvor langt denne ørreten historisk kunne vandre sammenlignet med i dag. Dette gir grunnlaget for beregning av eventuelle tap av en opprinnelig tilgjengelig strekning/areal for gyting og produksjon av ørret. Punktet der første naturlige stigning/gradient har stoppet naturlig oppvandring fra Nidelva må dermed kartfestes. Videre kreves en fastsetting av bekkens opprinnelige hydromorfologiske egenskaper (bekkebredde og vannvei) i landskapet, samt vurderinger knyttet til egnethet for gyting og eventuelt oppvekst av ørret (substratfordeling, andel kulper, andel strykparter, mm).

Så gjøres en vurdering om dagens tilgjengelige areal har samme kvalitet/egenskaper som en antatt naturtilstand eller tilstand før påvirkning. Dette er utfordrende, spesielt for svært degraderte vassdrag, da man sjelden har historisk informasjon, gamle data og/eller gode nok tidsserier å støtte seg til. Dermed kreves det i de fleste tilfeller en grad av ekspertvurdering med støtte i det man har av data, i tillegg til kunnskap om naturtilstand fra andre, lignende vassdrag. For Amundbekken med tilhørende sidevassdrag er slike vurderinger gjort etter en gjennomgang av kunnskapsgrunnlaget (**avsnitt 2**), fulgt opp med befaringer i felt, og med støtte i (spesielt) ung-fisketelling, bunndyrundersøkelser og vannprøvetakinger.

De naturgitte forholdene i vassdraget, dvs. opprinnelig vann- og habitatkvalitet, sammenholdt med gradient og areal på ørretførende strekning (strekning som for ørret kan nåes fra Nidelva), er bestemmende for den opprinnelige produksjonsevnen av ørret. Begrepet «produksjonsevne» defineres her som «den evnen vassdraget årlig har til å produsere ørretunger. For Amundbekken/Solemsbekken betegnes produksjonsevnen som svært god, av samme årsaker som er beskrevet for andre små vassdrag i Trondheim under marin grense, som har jevnt stigende gradient uten naturlige vandringshindre, og som har naturlig tilførsel av mye løsmasser, som i urørte vassdrag gir kontinuerlig tilførsel av rikelig med egnet gytesubstrat og elvestein fra nedbørfeltet (se nærmere beskrivelser og forklaringer i Nøst & Bergan 2017).

I dag kan både ørretens tilgjengelige areal og vann- /habitatkvaliteten være endret eller redusert i vassdraget, som følge av summen av menneskeskapte, hydromorfologiske og/eller vannkjemiske belastninger som er beskrevet i kunnskaps- og datagrunnlaget (jf. **avsnitt 2**). Dagens produksjonsevne vil derfor i større eller mindre grad avvike fra et naturlig produksjonspotensial på det tilgjengelige arealet i vassdraget. For å tallfeste endringen (dagens produksjonsevne av ørret) er det formålstjenlig å «korrigere» produksjonsevnen per arealenhet knyttet til vassdragsstrekningene med fortsatt tilgang på nidelvørret. Dagens vann-/habitatkvalitet er for hver delstrekning/vassdragsavsnitt ekspertvurdert ut fra skala fra 0 til 1, der verdien 1 tilsvarer naturtilstand eller ingen endring, og 0 er arealer der det ikke lenger finnes grunnlag for produksjon av nidelvørret. Dette tallet vil derfor ofte være mellom 0 og 1, med mindre man har naturtilstand (=1) eller vassdraget er fisketomt og uegnet som følge av inngrep eller belastning (0=). Det er ofte sammensatte årsaker til avviket fra verdien 1, som kan relateres til både forurensning/nedslamming, vandringsbarrierer/-hindre og fysisk/tekniske inngrep/endringer i selve vassdraget. En avstengt strekning (f.eks. vandringsstoppende kulvert), oppnår 0, uavhengig av om vann- og habitatkvaliteten er god. Noen vassdragstrekninger har ofte tilfredsstillende vann- og habitatkvalitet, men konkrete menneskeskapte inngrep (vandringshindre eller -barrierer) hindrer nidelvørreten i å benytte oppstrøms strekninger som gyte- og oppvekstområde. Andre vassdragsavsnitt kan ha påvirket vannkvalitet, stor nedslamming eller store hydromorfologiske endringer i vassdragsløpet, eller det er mangel på naturlig elvestein etter tidligere utgraving, steinsetting og kanalisering som viktigste begrensende faktor. Felles for påvirkede vassdrag eller vassdragstrekninger at det gis redusert verdisetning og lavere produksjonsevne.

For en mer detaljert redegjørelse av metoden og tilnærminger til dette, henvises det til Bergan & Nøst (2017).

4 Resultater tapt areal

4.1 Nordre del av Amundbekken

I det som er definert til hovedstrengen av nordre del av Amundbekken (123-584-R) er det naturlig enkle vandringsveier for ørret av alle størrelser fram til bekkeløpet stiger naturlig opp mot brattere gradienter i bekkedalen nordvest for Høgåsen (321 moh). Her stopper fosser og stryk videre fiskevandring nærmere 4,8 kilometer etter utløpet til Nidelva, ca 150 moh (**tabell 11**). Det fins lokal informasjon (Anonym grunneier, pers. medd.) om observasjoner og fangst av stor ørret i disse øvre bekkestrekingene av bekken i perioden etter andre verdenskrig fram til noe nyere tid (årstall ukjent). Bortsett fra vei- eller rassikringsutrettinger, beregnes dagens tilgjengelige strekning å være nesten like lang, nærmere 4,6 kilometer (**tabell 11**). Noe avsmalning og utretting av bekkeløpet i nedre del har senket både tilgjengelig areal og (spesielt) produksjonsevne i denne delen av Amundbekken. Naturlige vassdragskvaliteter er tapt etter ustrakt rassikring, som b.la. har fjernet det meste av naturlig elvestein fra samme strekning, og erstattet dette med skuttstein*. (*Det er lagt ut gytesubstrat av Trondheim kommune i løpet av året 2022 for å avbøte på denne faktoren. En evt. effekt av dette tiltaket er ikke medregnet i denne rapportens beregninger)

Tabell 11. Beregnet bekkelengde (meter), antatt gjennomsnittlig bredde (meter) og -areal (kvadratmeter) før og nå for delstrekinger i tilløpsbekker til hovedstrengen av Amundbakkens nordre bekkeløp (123-584-R).

Amundbekken 123-584-R	Nidelvørretførende strekning: Før (Opprinnelig)		Nidelvørretførende strekning: Nå (Dagens)		
	Delstreking	Lengde x bredde	Areal	Lengde x bredde	Areal
	Fra utløp Nidelva til Solemsbekken	1530 x 6,5 m	9945	1490 x 5 m	7450
	Fra Solemsbekken til Kvålsbekken	95 x 5 m	475	95 x 5 m	475
	Fra Kvålsbekken til Røstadbekken	500 x 4 m	2000	323 x 2,5 m	808
	Fra Røstadbekken til naturlig foss	2670 x 3 m	8010	2670 x 3 m	8010
	Sum	Lengde 4 795 m	20 430 m²	Lengde 4 578 m	16 743 m²

Tabell 12 viser en ekspertvurdering av dagens produksjonsevne (p) for nidelvørret på strekninger i nordre Amundbekken. Hydromorfologiske endringer er en av de største påvirkningsfaktorene, samtidig som redusert vannkvalitet /nedslamming fra landbruk/husholdning også har bidratt i negativ retning. Samlet sett er derfor produksjonsevnen i det tilgjengelige arealet vesentlig lavere i dag sammenlignet med tidligere (**tabell 12**). Samlet belastning i dag, med støtte i våre ungfiskdata, har gjort at produksjonsevnen for ørret settes til mellom 20-70 % (p=0,2-0,7) av opprinnelig på de ulike delstrekingene (**tabell 12**). Viktigste begrensende faktorer er mangel naturlig elvestein, spesielt gytesubstrat, som er en samlet belastning ulike hydromorfologiske inngrep og endringer knyttet til vei og ras-/erosjonsikring. Videre har økt landbruksrelatert partikkelbelastning og redusert vannkvalitet gitt nedslamming av habitater i bekkeløpet over lang tid.

Tabell 12. Ekspertvurdert kvalitetsbedømming av delstrekninger i Amundbekkens nordre løp (123-584-R), med oppgitt oversikt over de viktigste påvirkningsfaktorer og årsaker til redusert produksjonsevne (p) for den aktuelle delstrekningen. Skala 0-1, etter Bergan & Nøst (2017).

Produksjonsevne dagens nidelvørret-førende strekning		
Ekspertvurdering		
Delstrekning	p	Påvirkningsfaktorer og årsaker
Fra utløp Nidelva til Solemsbekken	0,2	Rassikring, veiinggrep, nedslamming, vannkvalitet
Fra Solemsbekken til Kvålsbekken	0,6	Rassikring, nedslamming, vannkvalitet
Fra Kvålsbekken til Røstadbekken	0,2	Rassikring, veiinggrep, nedslamming, vannkvalitet
Fra Røstadbekken til naturlig foss	0,4	Nedslamming, vannkvalitet

4.2 Tilløpsbekker til nordre del av Amundbekken

For tilløpsbekker (123-585-R) til hovedstrengen av Amundbekkens nordre bekkeløp mangler foreløpig kunnskap om tidligere/dagens funksjon for ørret fra Nidelva i b.la. Bruråkbekken, samt et par andre sidebekker med potensielle ørret. Dette er små vassdrag, med korte tilgjengelige strekninger for ørretproduksjon, som dermed har et arealmessig lavt bidrag av eventuell ørretproduksjon. Beregninger for de viktigste bekkene er vist i **tabell 13**. Som følge av kunnskapsgrunnlaget/vassdragsbeskrivelser (**avsnitt 1.3**) og problemkartlegging i 2023 (Bergan mfl. 2023), er det gjort en ekspertvurdering av dagens produksjonsevne (p) på strekninger i sidebekkene som fortsatt er tilgjengelige for nidelvørret (**tabell 14**).

Tabell 13. Beregnet gjennomsnittlig bekkelengde (meter), bredde (meter) og -areal (kvadratmeter) før og nå for Nidelvørret-førende tilløpsbekker (123-585-R) til hovedstrengen av Amundbekkens nordre bekkeløp.

Tilløpsbekker 123-585-R	Nidelvørretførende strekning: Før (Opprinnelig)		Nidelvørretførende strekning: Nå (Dagens)	
	Lengde x bredde	Areal	Lengde x bredde	Areal
Delstrekning				
Stavlundbekken	1700 x 2 m	3400	435 x 2,5 m	1088
Sidebekk fra Digresmyra	1010 x 2 m	2020	100 x 3 m	300
Røstadbekken	1240 x 2 m	2480	175 x 2 m	350
Kvålsbekken	450 x 1,5 m	675	450 x 1,5	675
Svartdalsbekken	170 x 1,5 m	255	50 x 1	50
Sum	Lengde 4 570 m	8 830 m²	Lengde 1 210 m	2 463 m²

Tabell 14. Ekspertvurdert kvalitetsbedømming av sidebekker til Amundbekkens nordre løp (123-584-R), med oppgitt oversikt over de viktigste påvirkningsfaktorer og årsaker til redusert produksjonsevne (p) for bekkene. Skala 0-1, der 1 er uendret og 0 er tapt fiskebestand, etter Bergan & Nøst (2017).

Produksjonsevne dagens nidelvørret-førende strekning		
Ekspertvurdering		
Delstrekning	p	Påvirkningsfaktorer og årsaker
Sidebekk ved Stavlundvegen	0,5	Nedslamming fra landbruk, plastforurensning
Sidebekk fra Digresmyra	0,0	Landbruk, kanalisering/ændret vannvei
Røstadbekken	0,2	Rassikring, veiinggrep, bekkelukking
Kvålsbekken	0,3	Nedslamming, vannkvalitet
Svartdalsbekken	0,1	Nedslamming, veiinggrep

4.3 Søndre del av Amundbekken (Solemsbekken)

I Solemsbekken hadde nidelvørreten opprinnelig mulighet til å vandre opp til stryk og fosser like ved Solem, nedstrøms Bostadvegen. Dette utgjør om lag 3,3 kilometer bekkestrekning. En sterkt vandringshindrende veikulvert i nedre del før utløp til Amundsbekken, samt de beskrevne endringene av bekkeløpet knyttet til vei- og sikringsarbeider (se **avsnitt 1.4**), har gjort at Solemsbekken i praksis er å regne som tapt areal for nidelvørret i dag. Kun om lag 40 meter nedstrøms veikulverten har årlig tilgang på vandrende nidelvørret (**tabell 15**). Bakgrunnen for dette er beskrevet i **avsnitt 1.4**. For Ulsetbekken utgjør tapt areal 100 %, da bekken er lagt i en vandringsstoppende bekkelukking før samløp med Solemsbekken (**Avsnitt 1.4**).

Tabell 15. Beregnet gjennomsnittlig bekkelengde (meter), bredde (meter) og -areal (kvadratmeter) før og nå for opprinnelig nidelvførende strekninger i Solemsbekken, påvirket del (123-586-R) og Ulsetbekken (123-115-R).

Solemsbekken og Ulsetbekken	Nidelvørretførende strekning: Før (Opprinnelig)		Nidelvørretførende strekning: Nå (Dagens)		
	Delstrekning	Lengde x bredde	Areal	Lengde x bredde	Areal
Solemsbekken		3320 x 4 m	13280	40 x 5,5 m	220
Ulsetbekken		1350 x 1,5 m	2025	0 m	0
Sum		Lengde 4 670 m	15305 m²	Lengde 40 m	220 m²

Ekspertvurdering av dagens produksjonsevne (p) på strekninger som fortsatt er tilgjengelige for nidelvørret er vist i **tabell 16**. På grunn av veikulverten under Leiråkervegen (**figur 22**) i Solemsbekken er alle strekninger oppstrøms denne, inkl. Ulsetbekken, å anse som tapt for ørret fra Nidelva inntill videre.

Tabell 16. Kvalitetsbedømming av nederste delstrekninger i Solemsbekken, påvirket del (123-586-R), med oppgitt oversikt over de viktigste påvirkningsfaktorer og årsaker til redusert produksjonsevne (p) knyttet til den aktuelle delstrekningen. Skala 0-1, der 1 er uendret og 0 er tapt fiskebestand, etter Bergan & Nøst (2017).

Produksjonsevne dagens nidelvørret-førende strekning		
Ekspertvurdering		
Delstrekning	p	Påvirkningsfaktorer og årsaker
Solemsbekken n/Leiråkervegen, 40 meter bekkestrekning	0,4	Rassikring, nedslamming, vannkvalitet

4.4 Samlet vurdering av tapte vassdragstrekninger, areal og produksjonsevne

4.4.1 Lengde og arealtap

Samlet opprinnelig vassdragstrekning med tilgang for nidelvørret i Amundbekken, inkludert alle sidebekker og Solemsbekken med Ulsetbekken, utgjorde om lag 1,4 mil (**tabell 17**). I dag viser våre beregninger at om lag 8,2 kilometer bekkestrekning er å anse som tapt av ulike menneskeskapt årsaker, slik at det samlet sett gjenstår om lag 5,8 kilometer med fortsatt tilgang for ørret fra Nidelva. Mesteparten av dette er knyttet til nordre grein av Amundsbekken (**tabell 17**). Samlet sett er det et konkret tap i lengde på om lag 58 % bekkestrekning for nidelvørreten i

vassdragsystemet (**tabell 17**). Dette tapet av bekkelengde for nidelvørret er nært det tilsvarende omfanget av arealtap på de samme strekningene (**tabell 18**). Det opprinnelig tilgjengelige arealet for nidelvørreten beregnes til i overkant av 44 000 m², men er i dag redusert til i overkant av 19 000 m². Dermed synliggjøres et tap på mer enn 25 000 m² tilgjengelig areal for nidelvørret, som tilsvarer et arealtap på om lag 56 % sammenlignet med opprinnelig (**tabell 18**).

Tabell 17. Tilgjengelig vassdragsmeter for nidelvørret før og nå for Amundbekken og Solemsbekken med sidevassdrag.

Amundbekken 123-584-R	Før	Nå (dagens tilgjengelige areal for nidelvørret)		
Delstrekning	Strekning (m)	Strekning (m)	Tap (m)	Strekningstap (% avrundet)
Amundbekken 123-584-R	4795	4578	217	5 %
Tilløpsbekker 123-585-R	4570	1210	3360	73 %
Solemsbekken 123-586-R	3320	40	3280	99 %
Ulsetbekken 123-115-R	1350	0	1350	100 %
Sum	14 035 m	5 828 m	8 207 m	≈ 58 %

Tabell 18. Tilgjengelig areal (kvadratmeter) for nidelvørret før og nå for Amundbekken og Solemsbekken med sidevassdrag

Amundbekken 123-584-R	Før	Nå (dagens tilgjengelige areal for nidelvørret)		
Delstrekning	Areal (m ²)	Areal (m ²)	Arealtap (m ²)	Arealtap (%)
Nordre Amundbekken 123-584-R	20430	16743	3687	18 %
Tilløpsbekker 123-585-R	8830	2463	6367	72 %
Solemsbekken 123-586-R	13280	220	13060	99 %
Ulsetbekken 123-115-R	2025	0	2025	100 %
Sum	44 565 m²	19 425 m²	25 139 m²	≈ 56 %

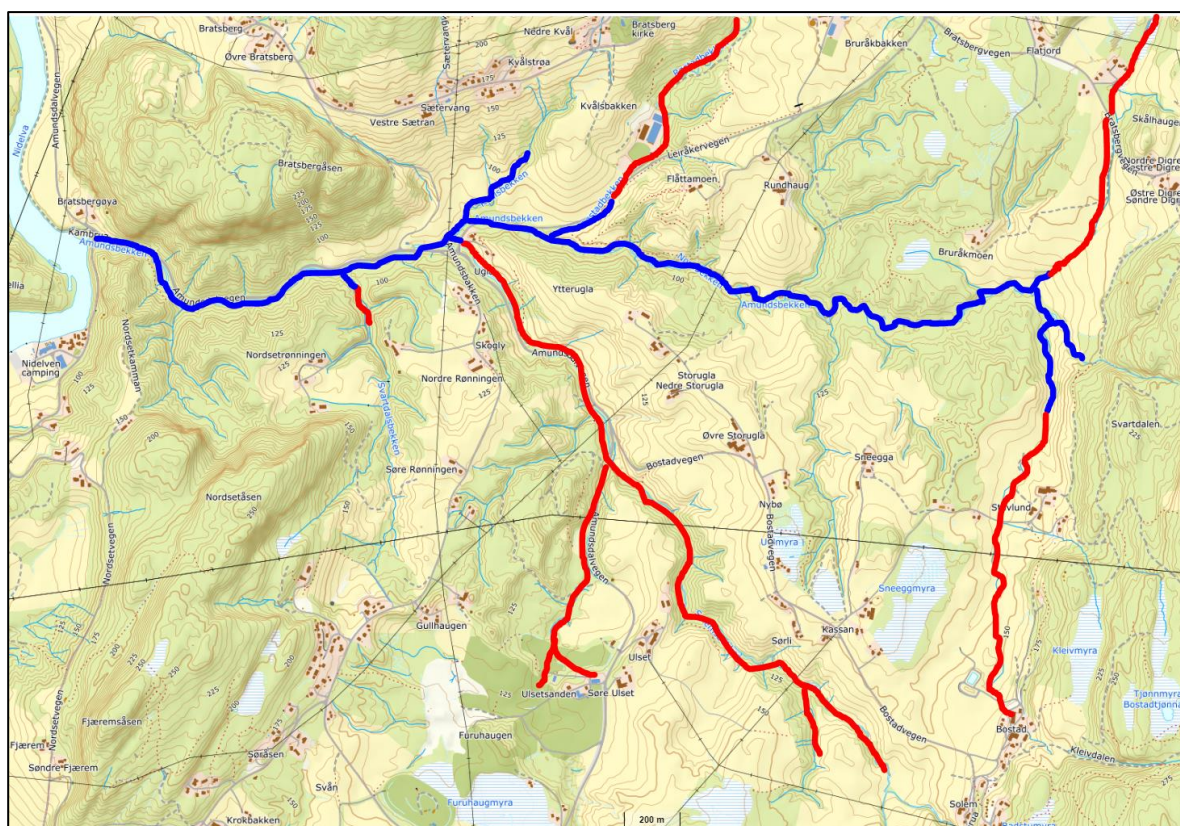
4.4.2 Redusert produksjonsevne

Tabell 19 viser det gjenværende, tilgjengelige arealet fra **tabell 18** (og vist i oversiktskartet i **figur 42**) for nidelvørreten, korrigert for en antatt redusert produksjonsevne knyttet til dette arealet, som er vist i **tabell 12, 14 og 16**. Denne korreksjonen i produksjonsevne er ekspertvurdert, basert på kunnskapsgrunnlaget (**avsnitt 2**) etter ungfisktellinger, bunndyrundersøkelser og vannprøvetaking, samt dokumentasjon på alle menneskeskapt hydromorfologiske inngrep og endringer som er dokumentert i vassdragene. Ved denne sammenligningen mot en antatt opprinnelig tilstand, beregnes et samlet tap av produksjonspotensiale for nidelvørret på nærmere 87 % i dag for Amundbekken, Solemsbekken og tilknyttede sidebekker (**tabell 19**).

Tabell 19. Tilgjengelig produktivt areal (kvadratmeter) for nidelvørret for Amundbekken og Solemsbekken med sidevassdrag og tilløpsbekker, etter beregning av produksjonsevne (basert på p i **tabell 3**) i dagens tilgjengelige areal.

Amundbekken 123-584-R	Før	Nå (dagens tilgjengelige areal for nidelvørret)		
Delstrekning	Areal (m ²)	Produktivt areal (m ²)	Tapt prod. areal (m ²)	%-Tap
*Amundbekken 123-584-R	20430	5107	15323	75 %
Tilløpsbekker 123-585-R	8830	821	8009	91 %
Solemsbekken 123-586-R	13280	88	13192	99 %
Ulsetbekken 123-115-R	2025	0	2025	100 %
Sum	44 565 m²	6 046 m²	38 549 m²	≈ 87 %

*Hendelsen med utslipp av husdyrgjødsel i april 2023, og negative effekter etter dette, er ikke medregnet i **tabell 19**.



Figur 42. Illustrasjonskart som viser de viktigste tapene i tilgjengelig areal for nidelvørreten i Amundsbekken med sidebekker (Enkelte korte stekninger i små sidebekker er ikke tegnet inn). Blå linje er strekninger som fortsatt er tilgjengelige for nidelvørreten, mens rød linje er tidligere tilgjengelige strekninger som er tapt av ulike menneskeskapte aktiviteter.

5 Amundbekken som vannøkologisk funksjonsområde for Nidelva

Amundbekkens har betydning som leveområde for ørret, biologisk mangfold av bunndyr og andre vanntilknyttede dyr i et biologisk viktig landskapsområde og viltkorridor nært Nidelva. Utover dette er det avgjørende å se på vassdragets betydning i en større vannøkologisk sammenheng, spesielt i tilknytning til funksjoner vassdraget har for fisk (ørret) og Nidelva i området.

5.1 Gyting av nidelvørret på strekningen Øvre Leirfoss og Nordset-/Fjæremfossen

5.1.1 Sidevassdrag

Resultatene og vurderingene for Amundbekken viser store tap av tilgjengelig areal og produksjonsevne for nidelvørret på elvestrekningen mellom Øvre Leirfoss og Nordsetfossen/Fjæremfossen. Dette skiller seg likevel ikke nevneverdig ut fra de øvrige sidevassdragene til Nidelva med tilløp på den aktuelle elvestrekningen. Selv om nøyaktige beregninger og vurderinger foreløpig ikke er gjennomført for disse sidevassdragene, så foreligger det et godt data- og problemkartleggingsgrunnlag de siste 10-15 årene. Dette grunnlaget avdekker store tap av areal og produksjonsevne i alle bekker til dette elveavsnittet i Nidelva.

Mellom Fjæremfossen og Nordsetfossen er det tre opprinnelig viktige gytebekker for ørret fra Nidelva. Den opprinnelig viktigste «Mjølkhusbekken» er lagt i bakken i rør, og er helt tapt som gyteområde for ørret. Videre er en mindre, navnløs gytebekk sterkt påvirket av nylig anlagt massedeponi. Hallbekken like nedstrøms Fjæremfossen har noe produksjon av ørret (Bergan & Arnekleiv 2009, Bergan 2011), men er nå trolig belastet som følge av avrenning fra ny veibygging (Fv 704 Brøttemsvegen), og har i tillegg naturlig vanskelige oppgangsmuligheter i nedre del for ørret fra Nidelva. Nedstrøms Nordsetfossen er små gytebekker som «bekk ved Tiller» (Bergan 2016) og Eklesbekken/Liabekken (Bergan 2014) tilnærmet tapt som potensielle gyteområder for nidelvørret av ulike menneskeskapt årsaker. Bekk ved Tiller er liten, med et lite og oppdyrket nedbørfelt med stor samlet belastning fra landbruk og et biokomposterings-anlegg. Eklesbekken er svært vannkjemisk belastet og nedslammet som følge av avrenning fra sand/masseuttak og landbruk i bekkens nedbørfeltet, i tillegg til at deler av bekkens er lagt i bakken. Like nedstrøms Tiller bru munner en liten bekk, Follabekken, til Nidelva. Bekken har vært en produktiv gytebekk for nidelvørret tross liten størrelse (Bergan & Arnekleiv 2009), men er i dag lukket i rør i forbindelse med både munning til Nidelva og lenger opp (ifbm. Amundalsvegen). Videre har den vesentlig større Steindalsbekken stort tap av areal og produksjonsevne som følge av bekkelukking under vei og andre fysiske inngrep, samt at det forekommer husdyrgjødselutslipp, som trolig tar livet av ungfisk i deler av bekkens som fortsatt er tilgjengelig for nidelvørreten (Bergan 2023). Den opprinnelig lengste og kanskje viktigste gytebekken for nidelvørreten i dette avsnittet av Nidelva, Kvetabekken med sidebekker (Hårstadbekken), synes tilnærmet helt tapt som følge av stor samlet belastning av ulike typer forurensning, inngrep og endringer i vassdraget siden 2006 (Berger mfl. 2008, Bergan 2013, Nøst 2008-2021).

5.1.2 Nidelva

Med resultatene fra Amundbekkens og overnevnte beskrivelser av øvrige sidevassdrag til Nidelva, ser vi konturene av et samlet tap av produksjonsevne for nidelvørret i sidevassdragene i størrelsesorden 90 % eller mer på denne elvestrekningen av Nidelva. Tapet av produksjonsevne skyldes reduserte gytemuligheter i sidevassdragene, enten fordi tilgangen er hindret, eller at vannkvaliteten og/eller habitatkvaliteten (nedslamming og/eller steinsetting med uegnet substrat) er uegnet. Samtidig vet vi at gytemulighetene for nidelvørreten på samme strekningen av Nidelva er å anse som arealmessig små og dårlige i dag. Dette er delvis naturlig, som følge av naturlig

lav fallgradient på elva i området, og at fallene tas ut i større fosser. Noe kan også delvis knyttet til reguleringseffekter (oppdemming ved Øvre Leirfoss demning), som har hevet vannstanden betydelig på dette elvepartiet.

Nidelva har, som påpekt av både Arnekleiv mfl. (2012), Davidsen mfl. (2013 og Bergan & Nøst (2020), en forvaltningsmessig viktig ørretbestand. Den aktuelle elvestrekningen i Nidelva som Amundbekken har tilløp til er totalt 5,4 kilometer elv med relativt fri vandringsvei for ørret. Dette utgjøres av i overkant av 4,2 kilometer elv mellom Øvre Leirfoss og Nordsetfossen, og ytterligere 1,2 elvekilometer opp til Fjæremsfossen. Voksen ørreten på denne strekningen av Nidelva kan vandre forbi Nordsetfossen på gunstig (høy) vannføring, mens vandringsbarrieren for all fisk er i Fjæremsfossen. Samtidig skjer ingen oppstrøms vandring ved demningen i Øvre Leirfoss. Elvepartiet er avhengig av nedstrøms vandring av ørret fra ovenforliggende strekninger i Nidelva, samt at bestanden opprettholdes naturlig av tilgjengelige gyteområder i hovedelva og omtalte sidevassdrag. I hovedelva er det som nevnt knyttet begrensede gytemuligheter. Disse er fortrinnsvis lokalisert på strykpartier nedstrøms hhv. Fjæremsfossen og Nordsetfossen, samt strykpartier i området ved samløpet med Amundbekken. Resterende elvestrekning er svært sakteflytende og lonete, dominert av sandbunn og finkornet bunnmateriale/-sediment, uten gytemuligheter for ørret. Dette gjelder spesielt fra og med elvepartiene ved Tiller bru og ned til Øvre Leirfoss, som er mer enn 3,5 kilometer av den totale elvestrekning på 5,4 kilometer i denne delen av Nidelva.

5.2 Trussel fra introduserte, fremmede fiskearter

Det er en stor forekomst av karpfiskene ørekyte (*Phoxinus phoxinus*, **figur 43**) i mye av Nidelvas øvre strekninger, også på det aktuelle elveavsnittet av Nidelva (se **avsnitt 2.4.2**), og mye tyder på at denne bestanden fortsatt er i økning. Ørekyte er å anse som en direkte konkurrent til elvelevende ørret, både når det gjelder habitatkonkurranse og næringskonkurranse i Nidelva og enkelte sidebekker. Stor ørekyte (8-9 cm) er også i stand til å fange plommeseekkyngel og små årsyngel av ørret (25- 30 mm). Videre er det opplysninger som tyder på kraftig økning av den fremmede gjeddebestanden i Nidelva fra Svean (**figur 44**) og nedover, med stadig hyppigere fangster av storvokst gjedde i de rolige partiene i elva de siste fem- ti årene (www.tofa.org). Gjeddene utgjør en potensielt stor risiko for nidelvørreten som gyter i hovedelva Nidelva. Gjeddene har hatt evnen til å nærmest utrydde stedegen ørret i trønderske vassdrag (Hesthagen & Sandlund 2012, se nettartikkel: <https://www.adressa.no/nyheter/trondelag/i/7d5o9V/den-er-en-kannibal>, Bardal & Adolfsen 2019, Hesthagen mfl. 2020, Hesthagen mfl. 2022). Små gjedder er effektive predatorer på årsyngel og ungfisk av ørret (Hesthagen mfl. 2015, 2020), mens storvokst gjedde i teorien enkelt kan predatere på gytefisk av ørret om høsten, som er mer opptatt av gyting enn å unngå predatorer (jf. Hesthagen mfl. 2015). Det er derfor en risiko for at man kan stå ovenfor en økologisk kollaps for ørretbestanden i Nidelva innen de neste tiårene, dersom gjeddebestanden fortsetter økningen i antall, biomasse og størrelse. Dette øker Amundbekken og de øvrige sidevassdragenes relative betydning for ørret i Nidelva, da det er her muligheter for et refugium uten gjedde under gyting for voksen ørret, og muligheter for oppvekst av årsyngel/ungfisk av ørret uten stor gjeddepredasjon.



Figur 43. Fangst av mye ørekyte i Kvetabekken nedstrøms Tillerbruvegen (t.v.) og nedre del av Eklesbekken (t.h.) under ungfisktellinger i perioden 2015-2019. Foto: @Morten André Bergan.



Figur 44. Gjedda sprer seg i Nidelva (t.v.) og enkelte sidebekker som Haugdalsbekken/Storvollbekken (t.h.). Foto: @Morten André Bergan

6 Veien videre for Amundbekken

Sammenstillingen av kunnskapsgrunnlaget for Amundbekken fram til og med 2022 vil kunne inngå i framtidige forvaltningsplaner for vassdraget, samt være bakgrunn for eventuelle store og små tiltak, både på kort og lang sikt. Et arbeid med fiskeforsterkende habitattiltak er allerede igangsatt i 2022, gjennom en storstilt utlegging av gytesubstrat i nedre del av Amundbekken (Anonym 2023). Dette arbeidet fortsetter i 2023.

Det er allerede vist at nidelvørreten som bestand og forvaltningsenhet er å anse som redusert og i risiko, gjennom en sumvurdering av mange faktorer knyttet til vannkraftregulering og endret vannmiljøtilstand (i hovedelva) (Arnekleiv & Koksvik 2002, Arnekleiv mfl. 2012, Davidsen mfl. 2013), tap av areal og forurensing/eutrofiering i gytebekker (Nøst 2001-2023, Bergan 2011-2023, Bergan & Nøst 2020, Bergan & Arnekleiv 2009, Berger mfl. 2008), og innførsel av fremmede, invasive fiskearter som ørekyte og gjedde (Hesthagen & Sandlund 2012).

For at Amundbekken og Solemsbekken med tilløpsbekker skal oppnå fastsatte miljømål knyttet til vannforskriften, noe som innebærer god økologisk tilstand eller bedre målt ved normative definisjoner for kvalitetselementet laksefisk, må slike tiltak fortsette. Tiltaksomfanget må også utvides, gjennom å sikre at både kvalitet og størrelse på vassdragets arealer med tilgang for vandrende nidelvørret ikke avviker for mye fra naturtilstand. Dette innebærer tiltak knyttet til å utbedre vandringsveiene for nidelvørreten, samt større eller mindre restaureringsgrep i deler av vassdragene. I dag har samlet belastning ført til at tapet av produktivt areal for nidelvørret er langt over 80 %, målt mot en antatt opprinnelig tilstand. Forskjellen fra opprinnelig tilgjengelig areal kan ikke bli for stor dersom vannforskriftens miljømål skal være innen rekkevidde, og dersom hensynet til nidelvørreten er tungtveiende.

Som tidligere omtalt i rapporten, skjedde et massivt uhellsutslipp av husdyrgjødsel til Amundbekken i april 2023. Dette ga stor reduksjon av bunndyrfaunaen nedstrøms utslippet, og potensielle for negative vannøkologiske effekter også for fisk, over en vesentlig strekning av nordre Amundbekken (Bergan mfl. 2023). Videre overvåking vil fortsette i løpet av 2023, for å kartlegge effekten av utslippet og bidra til et forsterket kunnskapsgrunnlag til å foreslå tiltak som kan bedre vannøkologisk tilstand i vassdraget.

7 Referanser

- Andersen, J. R., J. L. Bratli, E. Fjeld, B. Faafeng, M. Grande, L. Hem, H. Holtan, T. Krogh, Vidar Lund, D. Rosseland, B. O. Rosseland og K. J. Aanes. (1997). "Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann." SFT-veileder 97:04.
- Anonym 1934a. Gjedde på innvandring til Selbusjøen og Neavassdraget. Leserinnlegg-/avisartikkel i Adresseavisen lørdag den 28.juli 1934. Kilde: Nasjonalbiblioteket (<https://www.nb.no/>).
- Anonym 1934b. Gjedde på innvandring til Selbusjøen og Neavassdraget. Leserinnlegg-/avisartikkel i Adresseavisen lørdag den 31.juli 1934. Kilde: Nasjonalbiblioteket (<https://www.nb.no/>).
- Anonym 1934c. Gjedde på innvandring til Selbusjøen og Neavassdraget. Leserinnlegg-/avisartikkel i Adresseavisen lørdag den 1. august 1934. Kilde: Nasjonalbiblioteket (<https://www.nb.no/>).
- Anonym 2003. NS-EN 14011. Water quality – Sampling of fish with electricity. Standard Norge, Oslo, 16 sider.
- Anonym 2013. Utslipp har ødelagt bekken i mange år. Klæbuposten. Utgave nr. 32, 28. august 2013. 7 årgang.
- Anonym 2018. Haugum, A. (red.) Årsrapport for utførte sikrings- og miljøtiltak 2017. Beskrivelse av utførte anlegg. Rapport nr. 65-2018. Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE).
- Anonym. 2018b. Klassifisering av miljøtilstand vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver i henhold til vannforskriften. Veileder 02:2018. (<http://www.vannportalen.no/>).
- Arnekleiv, J.V. & Koksvik, J.I. 2002. Leirfossene kraftverk – konsekvensutredninger for ferskvannsbiologi og fisk. Vitenskapsmuseet Rapp. Zool. Ser. 2002-3: 1-60. NTNU Vitenskapsmuseet.
- Arnekleiv, J.V., Koksvik, J., Rønning, L. & Kjærstad, G. 2006. Tiltaksrettet fiskebiologisk undersøkelse i Selbusjøen og Nea 2001-2005. - NTNU Vitenskapsmuseet Rapp. Zool. Ser. 2006, 2: 1- 83. NTNU Vitenskapsmuseet.
- Arnekleiv, J.V. (red.), Davidsen, J.G., Fremstad, E., Kjærstad, G., Koksvik, J.I., Rønning, L., Sjursen, A.D., Thingstad, P.G. og Øien, D-I. Nye Svean kraftverk i Nidelva, Sør-Trøndelag. Utredning av konsekvenser for naturmiljø og naturens mangfold. NTNU Vitenskapsmuseet Zoologisk rapport 2012-1: 128 s. NTNU Vitenskapsmuseet.
- Bardal, H. og Adolfsen, P. 2019. Hydrologiske undersøkelser i Sagelvvassdraget i Malvik kommune. Veterinærinstituttets rapportserie 30-2019. Oslo; Veterinærinstituttet..
- Bergan, M.A. 2011. Fiskebiologiske undersøkelser i Vannområde Nidelva og Gaula, vannregion Trøndelag. Yngel-/ungfiskregistreringer og vurdering av vandringshindre i sidevassdrag til Gaula og Nidelva. NIVA-rapport L. NR. 6150-2011. Norsk institutt for vannforskning.
- Bergan, M.A. 2012. Bunndyrovervåking av mindre vassdrag i Trondheim kommune. Undersøkelser i 2011. NIVA-rapport L. NR. 6384-2012. Norsk institutt for vannforskning.
- Bergan, M.A. 2013a. Bunndyrovervåking av mindre vassdrag i Trondheim kommune. Undersøkelser i 2012. NIVA-rapport L. NR. 6501. Norsk institutt for vannforskning.
- Bergan, M. A. 2013b. Fiskebiologiske undersøkelser og vannkvalitet i forbindelse med sikringstiltak i Amundbekken/Solemsbekken. NIVA- Prosjektnotat. O-nr. 12375/2, sak nr. 0791/13. 30 sider. Norsk instituttet for vannforskning.
- Bergan, M.A. 2015a. Bunndyrovervåking av mindre vassdrag i Trondheim kommune. Undersøkelser i 2013. NIVA-rapport L. NR. 6784-2015. Norsk institutt for vannforskning.
- Bergan, M.A. 2015b. Bunndyrovervåking i mindre vassdrag i Trondheim kommune. Undersøkelser i 2014. NINA Rapport 1150. Norsk institutt for naturforskning.
- Bergan, M.A. 2016. Bunndyrovervåking i mindre vassdrag i Trondheim kommune. Undersøkelser i 2015. - NINA Rapport 1254. Norsk institutt for naturforskning.

- Bergan, M. A. 2017. Bunndyrovervåking i mindre vassdrag i Trondheim kommune. Undersøkelser i 2016. NINA Rapport 1359. Norsk institutt for naturforskning.
- Bergan 2017b. Resipientundersøkelser i Sandabekken og Solemsbekken, Klæbu. Vurderinger av miljøkvalitet ved bruk av biologiske kvalitetselementer nedstrøms Ulsetsanden deponi høsten 2017. NINA Prosjektnotat 27. Norsk institutt for naturforskning.
- Bergan, M.A. 2018. Bunndyrovervåking i mindre vassdrag i Trondheim kommune. Undersøkelser i 2017. - NINA Rapport 1488. Norsk institutt for naturforskning.
- Bergan, M.A. 2019. Bunndyrovervåking i mindre vassdrag i Trondheim kommune. Undersøkelser i 2018. - NINA Rapport 1656. Norsk institutt for naturforskning.
- Bergan, M.A. 2020. Bunndyrovervåking i mindre vassdrag i Trondheim kommune. Undersøkelser i 2019. - NINA Rapport 1790. Norsk institutt for naturforskning.
- Bergan, M.A. 2021. Bunndyrovervåking i mindre vassdrag i Trondheim kommune. Undersøkelser i 2020. - NINA Rapport 1988. Norsk institutt for naturforskning.
- Bergan, M. A. 2022. Bunndyrovervåking i mindre vassdrag i Trondheim kommune. Undersøkelser i 2021. NINA Rapport 2218. Norsk institutt for naturforskning.
- Bergan, M. A. 2023. Bunndyrovervåking i mindre vassdrag i Trondheim kommune i 2022. NINA Rapport 2256. Norsk institutt for naturforskning.
- Bergan, M. A. 2023b. Tiltaksrettet problemkartlegging, oppfølging av gjennomførte tiltak og ungfisktelinger i små sjørretvassdrag til Gaula. Undersøkelser i 2022. NINA Rapport 2240. Norsk institutt for naturforskning.
- Bergan, M. A., Nøst T. & Berger, H. M. 2011. Laksefisk som indikator på økologisk tilstand i småelver og bekker. Forslag til metodikk iht. vanddirektivet. NIVA rapport L. NR. 6224-2011. Norsk institutt for vannforskning.
- Bergan, M.A. & Nøst, T.H. 2017. Tappt areal og produksjonsevne for sjørretbekker i Trondheim kommune. NINA Rapport 1354. Norsk institutt for naturforskning
- Bergan, M. A. & Solem, Ø. 2018. Problemkartlegging, ungfiskovervåking og anslag på tappt areal og redusert produksjonsevne i små sidevassdrag til Gaula. NINA Rapport 1497. Norsk institutt for naturforskning.
- Bergan, M. A. & Nøst, T. H. 2020. Litjelv-vassdraget, Klæbu, som gyte- og oppvekstområde for vandrende nidelvrret. Problemkartlegging og ungfisktelinger i 2020. NINA Rapport 1923. Norsk institutt for naturforskning.
- Bergan, M. A. & Nøst, T. H. 2022. Vikelva på Ranheim. Helhetlig bevarings-, tiltaks- og restaureringsplan for laks, sjørret og biologisk mangfold i anadrom strekning av elva. NINA Rapport 2154. Norsk institutt for naturforskning.
- Bergan, M. A., Nøst, T. H. & Aanes, K.J. 2023. Bunndyrundersøkelser i Amundbekken til Nidelva etter uhellsutslipp av husdyrgjødsel. Resipientvurderinger og vannmiljøbedømming i henhold til vannforskriften. NINA Rapport 2287. Norsk institutt for naturforskning.
- Berger, H.M., Bergan, M.A., Nøst, T. & Hellem, T. 2008. Fastsetting av økologisk tilstand i bekker og mindre elver i Trøndelag – Uprøving av metoder. Fagrapport oktober 2008. Interkommunalt Samarbeidsprosjektet (IKS) i Vannregion Trøndelag. Trondheim/Melhus kommune.
- Bohlin, T. 1981. Methods of estimating total stock, smolt output and survival of salmonids using electrofishing. Report from Institute of Freshwater Research Drottningholm 59, 5-14
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T.G., Rasmussen, G. & Saltveit, S.J. 1989. Electrofishing – Theory and practice with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia* 173: 9-43.
- Collin-Hansen, C. jr. 1936. Ørreten behersker Selbusjøen i dag – men i Guldsiberget lurer ferskvannshaien. En fisketur gjennom faresonen – og varsku for fremtiden. *Fiskesport* 12 (10): 152–154.
- Collin-Hansen, C. jr. 1949. («CARCO»). Selbusjøen – Nidelva og gjedda. *Fiskesport* 15 (5): 65–66.
- Davidsen, J.G., Arnekleiv, J.V., Sjursen, A.D., Rønning, L. & Daverdin, M. 2013. Vandringsatferd hos ørret mellom Løkaunet kraftverk og Fjæremsfossen – en undersøkelse av sesongvariasjonen i

- ørretens områdebruk. – NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2013-1: 1-2. NTNU Vitenskapsmuseet.
- Dolmen, D. & Kleiven, E. 1997. Elvemuslingen *Margaritifera margaritifera* i Norge 2. -Vitenskapsmuseet Zool. Notat 1997-2: 1-28. NTNU Vitenskapsmuseet.
- Hesthagen, T., Sandlund, O.T, Finstad, A. & Johnsen, B.O. 2015. The impact of introduced pike (*Esox lucius* L.) on allopatric brown trout (*Salmo trutta* L.) in a small stream. -*Hydrobiologia* 744: 223-233
- Hesthagen, T. & Sandlund, O.T. 2012. Gjedde, sørv og suter: status, vektorer og tiltak mot uønsket spredning. NINA Rapport 669. Norsk institutt for naturforskning.
- Hesthagen, T., Rikstad, A., Adolfsen, P., Sandlund, O. T., Bardal, H., Bergan, M. A., Berger, H. M., Finstad, A., Olsen, K. A., Nøst, T., Sandodden, R., Sivertsgård, R. & Slettom, L. 2020. Omfattende spredning og bekjempelse av gjedde i Trøndelag. Tidsskriftet Vann. Nr. 1, 2020.
- Hesthagen, T., Bergan, M.A. og Sivertsgård, R. Ble gjedda i Trondheimsområdet innført på 1500-tallet? *Fauna*, 2022 7–18.
- Hol, E., Stensland, S., Haugen, T. & Bergan, M. A. 2019. Bestandsnedgang for sjøørret; estimat av tapt areal og habitatkvalitet i ferskvann. Tidsskriftet Vann. Nr. 3, 2019
- Kjøsnes, A. J. & Rustadbakken, A. 2010. Pike as a recently introduced species in Lake Selbusjøen – distribution and abundance estimate. NIVA-rapport L.NR. 6060. Norsk institutt for vannforskning.
- Koksvik, J.I. & Langeland, A. 1975. Nye funn av ørekyt (*Phoxinus phoxinus* L.) i Tallsjøen (Nord-Østerdal) og Neavassdraget (Tydal) sommeren 1974. *Fauna* 28: 20-22.
- Mejdell-Larsen, B. 2007. Elvemusling i Trondheim kommune. Statusrapport i 2005-2007. Rapport nr. TM 2007/06. Trondheim kommune.
- Nøst, T. 2002. Vannovervåking i Trondheim i 2001. - Trondheim Kommune. Miljøenheten, Rapport nr. TM 2002/07.
- Nøst, T. 2003. Vannovervåking i Trondheim i 2002. Resultater og vurderinger. - Trondheim Kommune. Miljøenheten, Rapport nr. TM 2003/02.
- Nøst, T. 2004. Vannovervåking i Trondheim i 2003. Resultater og vurderinger. - Trondheim Kommune. Miljøenheten, Rapport nr. TM 2004/01.
- Nøst, T. 2005. Vannovervåking i Trondheim i 2004. Resultater og vurderinger. - Trondheim Kommune. Miljøenheten, Rapport nr. TM 2005/01.
- Nøst, T. 2006. Vannovervåking i Trondheim i 2005. Resultater og vurderinger. - Trondheim Kommune. Miljøenheten, Rapport nr. TM 2006/03.
- Nøst, T. 2007. Vannovervåking i Trondheim 2006. Resultater og vurderinger. - Trondheim Kommune, Miljøenheten Rapport nr. TM 2007/01.
- Nøst, T. 2008. Vannovervåking i Trondheim 2007. Resultater og vurderinger. - Trondheim Kommune, Miljøenheten Rapport nr. TM 2008/02.
- Nøst, T. 2009. Vannovervåking i Trondheim 2008. Resultater og vurderinger. - Trondheim Kommune, Miljøenheten Rapport nr. TM 2009/01.
- Nøst, T. 2010. Vannovervåking i Trondheim 2009. Resultater og vurderinger. - Trondheim Kommune, Miljøenheten Rapport nr. TM 2010/01.
- Nøst, T. 2011. Vannovervåking i Trondheim 2010. Resultater og vurderinger. - Trondheim Kommune, Miljøenheten Rapport nr. TM 2011/01..
- Nøst, T. 2012. Vannovervåking i Trondheim 2011. Resultater og vurderinger. - Trondheim Kommune, Miljøenheten Rapport nr. TM 2012/01.
- Nøst, T. 2013. Vannovervåking i Trondheim 2012. Resultater og vurderinger. - Trondheim Kommune, Miljøenheten Rapport nr. TM 2013/01.
- Nøst, T. 2014. Vannovervåking i Trondheim 2013. Resultater og vurderinger. - Trondheim Kommune, Miljøenheten Rapport nr. TM 2014/01.

- Nøst, T. 2015. Vannovervåking i Trondheim 2014. Resultater og vurderinger. - Trondheim Kommune, Miljøenheten Rapport nr. TM 2015/01.
- Nøst, T. 2016. Vannovervåking i Trondheim 2015. Resultater og vurderinger. - Trondheim Kommune, Miljøenheten Rapport nr. TM 2016/01.
- Nøst, T. 2017. Vannovervåking i Trondheim 2016. Resultater og vurderinger. - Trondheim Kommune, Miljøenheten Rapport nr. TM 2017/01.
- Nøst, T. 2018. Vannovervåking i Trondheim i 2017. Resultater og vurderinger. - Trondheim Kommune, Miljøenheten Rapport nr. TM 2018/01.
- Nøst, T. 2019. Vannovervåking i Trondheim 2018. Resultater og vurderinger. - Trondheim Kommune, Miljøenheten Rapport nr. TM 2019/01.
- Nøst, T. 2020. Vannovervåking i Trondheim 2019. Resultater og vurderinger. - Trondheim Kommune, Miljøenheten Rapport nr. TM 2020/01.
- Nøst, T. 2021. Vannovervåking i Trondheim 2020. Resultater og vurderinger. - Trondheim Kommune, Miljøenheten Rapport nr. TM 2021/01.
- Nøst, T. 2022. Vannovervåking i Trondheim i 2021. Resultater og vurderinger. - Trondheim Kommune, Miljøenheten Rapport nr. 1/TM 2022.
- Anonym 2023. Vannovervåking i Trondheim 2022. Resultater og vurderinger. Trondheim kommune. Klima- og Miljøenheten, Rapport nr. TM 2023/01.
- Solem, Ø., Holthe, E., Bakkestuen, V., Bergan, M.A., Ulvan, E.M., Berg, M., T.B., Havn, Jensås, J.G., Krogdahl, R. & Lykkja, O. 2021. Tapt areal og redusert produksjonspotensial i sidevassdrag til Orkla. Sluttrapport for undersøkelser i perioden 2017-2019. NINA Rapport 1797. Norsk institutt for naturforskning.
- Zippin, C. 1958. The removal method of population estimation. Journal of Wildlife Management 22: 82-90.
- Aanes, K. J. 2014. Økologisk tilstandsvurdering i resipienten for dreinsvann fra Rockwools deponi: Ulsetsanden, i Klæbu kommune høsten 2014. NIVA rapport L.nr. 6745. Norsk institutt for vannforskning.

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 Ims 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: 978-82-426-5088-7

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