

Resipientovervåking av Ranaelva

- Undersøkelser av bunndyr, vannkvalitet og ungfisktellinger i 2012 og 2016 i forbindelse med utslipp fra Rana Gruber AS

Morten Andre Bergan & Karl Jan Aanes



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er en elektronisk serie fra 2005 som erstatter de tidligere seriene NINA Fagrapport, NINA Oppdragsmelding og NINA Project Report. Normalt er dette NINAs rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig.

NINA Kortrapport

Dette er en enklere og ofte kortere rapportform til oppdragsgiver, gjerne for prosjekt med mindre arbeidsomfang enn det som ligger til grunn for NINA Rapport. Det er ikke krav om sammendrag på engelsk. Rapportserien kan også benyttes til framdriftsrapporter eller foreløpige meldinger til oppdragsgiver.

NINA Temahefte

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

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. De sendes til presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivå, politikere og andre spesielt interesserte. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

Annen publisering

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

Resipientovervåking av Ranaelva

- Undersøkelser av bunndyr, vannkvalitet og ungfisktellinger i i 2012 og 2016 i forbindelse med utslipp fra Rana Gruber AS

Morten Andre Bergan & Karl Jan Aanes

Bergan, M. A. & Aanes, K. J. 2017. Resipientovervåking av Ranaelva. Undersøkelser av bunndyr, vannkvalitet og ungfisktellinger i 2012 og 2016 i forbindelse med utslipp fra Rana Gruber AS - NINA Rapport 1318. 77 sider.

Trondheim, juni 2017

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-3007-0

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

[Åpen]

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON

Morten Andre Bergan & Karl Jan Aanes

KVALITETSSIKRET AV

Marius Berg

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef Ingebrigt Uglem

OPPDRAKSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Rana Gruver AS

OPPDRAKSGIVERS REFERANSE

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Nancy Schreiner

FORSIDEBILDE

Ranaelva, med utslippspunkt fra Rana Gruber i Olderea ved Ørtfjellmoen. Foto ved høy vannføring høsten 2015. Foto: Morten A. Bergan

NØKKEWORD

- Ranaelva, Mo i Rana
- bunndyr
- ungfisk
- vannkvalitet
- resipientovervåking
- gruveindustri

KEY WORDS

- Rana-river, Norway
- macroinvertebrates
- juvenile salmonids
- water quality
- resipient monitoring
- mining

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

Postboks 5685 Sluppen
7485 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00

NINA Oslo

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon: 73 80 14 00

NINA Tromsø

Framsenteret
9296 Tromsø
Telefon: 77 75 04 00

NINA Lillehammer

Fakkeltgården
2624 Lillehammer
Telefon: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

Bergan, M. A. & Aanes, K. J. 2017. Resipientovervåking av Ranaelva. Undersøkelser av bunn-dyr, vannkvalitet og ungfisktellinger i 2012 og 2016 i forbindelse med utslipp fra Rana Gruber AS - NINA Rapport 1318. 77 sider.

Bakgrunnen for undersøkelsen er krav Rana Gruber AS har i henhold til lov om forurensning. Målsetningen er å få oppdatert kunnskap om konsentrasjoner og mulige miljøeffekter i Ranaelva knyttet til avrenning fra bedriftens gruveområde i Dunderlandsdalen. I denne undersøkelsen er den øvre delen av Ranaelva ned til Storforshei undersøkt.

Ranaelva har et nedbørsfelt på 3790 km², og er karakterisert som en kald og næringsfattig elv. Området har til dels kraftige og intense nedbørs-perioder som gir store vannføringsendringer i vassdraget. Vassdraget er i dag lakseførende opp til Reinforsen, en strekning på ca. 12,5 km fra elvemunningen. Det eksisterer i dag fisketrapper for passasje forbi de to fossene Reinforsen og Kobbforsen. Trappen i Reinforsen ble imidlertid stengt i 1985 for å hindre at lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* skal spre seg videre i vassdraget. Det er forsøkt å fjerne parasitten med rotenon flere ganger, men behandlingene har vært mislykket. Ny behandling ble gjennomført i 2015. Av andre påvirkninger som vil kunne ha betydning for vannforekomstens økologiske og/eller fysisk-kjemiske tilstand, er reguleringer for produksjon av vannkraft. Ranaelva og flere av dens tilløpselver er sterkt regulert, og det er fem kraftverk som påvirker vassdragets hydrologi. Påvirkning fra landbruk og bosetting/urbanisering anses som liten, og en vesentlig del av nedbørsfeltet framstår som lite berørt både av boligutbygging og oppdyrking. Fra nærliggende landbruksområder og bebyggelse langs vassdraget kan avrenning tilføre vassdraget næringssalter og belaste vassdraget med organisk materiale og fekale bakterier. Dette kan ha effekter på vannkvaliteten, særlig i perioder med lav vannføring.

Analyseresultatene fra vannprøvene i Ranaelva viste en vanntype som var moderat kalkrik og klar (elvetype 18). pH var over pH 7,5 og konduktiviteten var relativt lik på stasjonene i vassdraget, med en midlere verdi mellom 4,1 til 5,1 mS/m. Drensvannet fra gruveområdet hadde en midlere pH og konduktivitet på henholdsvis 8,4 og 35,6 mS/m. Konsentrasjonene av organisk innhold var lave i Ranaelva (TOC = 0,50 og 0,55 mg C/l). I avløpsvannet fra gruveområdet var midlere konsentrasjon 0,52 mg C/l, og bidrar ikke til noen organisk belastning av vassdraget. Kalsiumverdiene er relativt høye og typifiserer lokalitetene i elven som moderat kalkrike. Midlere verdi for avløpsvannet er høyt (54,7 mg Ca/l), men vannføringen i vannforekomsten (resipienten) er for stor til å endre vannkvaliteten merkbart nedstrøms. Målingene av fosfor og nitrogen gir oss informasjon næringssaltnivåene i vannforekomsten, og nitrogen sier også noe om påvirkning fra bruk av nitrogenholdig sprengstoff i gruveområdet. I avrenningsvannet fra gruveområdet var maksimum på 10,6 mg Tot-N/l og tilsvarende 0,28 mg i resipienten like nedstrøms samløpet. Vurdert ut fra vannforskriftens klassifiseringssystem gir alle målingene i Ranaelva en svært god tilstand i 2015 og 2016 for fosfor og nitrogen. Ammonium (NH₄-N) ble ikke overvåket i denne undersøkelsen, men kan være et forurensningsproblem i resipienter med denne type avrenning, ved at noe ammonium (ved høy pH) kan gå over til ammoniakk. Selv om det ble registrert forhøyde nivåer av Tot-N er de i denne sammenhengen relativt lave. Slik vi vurderer det vil potensielle ammoniakk-konsentrasjoner ute i resipienten ikke kunne gi større negative effekter. Analysene av vann-regionsspesifikke stoffer (As, Cu, Cr og Zn) og EUs prioriterte miljøgifter (Cd, Pb og Ni) ble utført på ufiltrerte prøver. Resultatene viste at ingen av metallene som ble overvåket hadde konsentrasjoner som overskred de respektive grensverdiene (EQS). Dette var også tilfelle for drensvannet fra gruveområdet i Dunderlandsdalen. Analyseresultatene for jern og mangan ble vurdert ut fra eksisterende klassegrenser. Dette ga svært god tilstand på alle stasjonene i Ranaelva, mens drensvannet fra gruveområdet får svært dårlig tilstand, på grunn av høyt innhold av jern og mangan. Suspendert tørrstoff (STS) er en viktig parameter for å kunne dokumentere påvirkningen fra gruveområdet på vannforekomsten. Avrenning og utvasking av partikulært materiale varierer mye og er i stor grad styrt av nedbør- og temperaturforhold. Maksimum verdi for STS i drensvannet ble registrert i juni 2016, med et innhold på 140 mg/l. Midlere verdi for undersøkelsesperioden var 70,9 mg/l. Responsen i Ranaelva er ikke merkbar i vannprøvene, der midlere verdi var under 1,5 mg/l, noe som gir meget god tilstand med hensyn til innhold av STS.

Partikkeltransporten i et vassdrag er dels naturlige og dels knyttet til menneskeskapte aktiviteter i nedbørfeltet. Avrenning fra gruveaktiviteter er et eksempel på sistnevnte i Ranaelva. Det er stor forskjell i tilførselen gjennom året. I vassdraget vil det partikulære materialet, avhengig av størrelse/vekt og vannføringsforhold, transporteres nedover i vassdraget, i ulik avstand fra utslippspunktet, før det sedimenterer. I perioder med økende vannføring vil noe av det sedimenterte finstoffet igjen komme opp i vannfasen (resuspensjon) og bli registrert i vannprøvene våre, i tillegg til den øvrige sediment-transporten. Særlig under vårfloppen vil store deler av tidligere sedimentert materiale gjennom vinterhalvåret, bli vasket ut fra elvebunnen og transportert nedover vassdraget. I kortere perioder kan partikkeltransporten da være svært høy, mens den i andre deler av året er nær null. I et program for å overvåke vannkvaliteten i en stor elv kan det være vanskelig i å fange opp disse enkeltepisodene.

De biologiske undersøkelsene som ble gjennomført i 2012 og 2016 viser at utslippet fra Rana Gruber har effekter på vannforekomsten nedstrøms utslippspunktet. Påvirkningen er knyttet til en fysisk-mekanisk nedslamming og en gjenklogging av bunnsubstratet. Dette reduserer habitatkvaliteten for både bunndyr og ungfisk av ørret/røye. Gifteffekter knyttet til vannkvalitet, partikkelform eller andre forhold ved utslippet er ikke registrert i de biologiske dataene fra resipienten. Utslipet fra Rana Gruber AS fører til at økologisk tilstand med bunndyr som kvalitetselement reduseres fra «Svært god» ovenfor utslippspunktet, til «God» på stasjoner nedstrøms utslippet. I perioder kan tilstanden reduseres til «Moderat» økologisk tilstand på enkeltstasjoner inntil 3 kilometer nedstrøms utslippspunktet. Samtidig vises en reduksjon i bunndyrfaunaens strukturelle og funksjonelle sammensetning, biologisk mangfold og total bunndyrproduksjon. Ranaelva har en stor, men varierende, resipientkapasitet. Utstrekningen av de negative effektene varierer med vannføring, utslippsforhold, tid på året og drift i gruvene. Ungfisktellene i 2012 viste at Ranaelva har en middels til lav, selvrekutterende bestand av elvestasjonær ørret, med noe innslag av røye. Undersøkelsene viser at ungfisk i flere årsklasser oppholder seg i selve utslippsområdet, men med lav forekomst. Tetthetene på stasjoner nærmest utslippet er vesentlig lavere enn på referansestasjoner ovenfor utslippet og/eller stasjoner langt nede i vassdraget. Videre er lengde-/alderssammensetningen ved ungfiskbestanden på stasjonær nærmest utslippet noe ubalansert. Strandnære ungfisktellinger med bærbart elfiskeutstyr på et fåtall stasjoner er en usikker metode for denne typen resipientundersøkelser i store vassdrag. Datagrunnlaget for ungfisk, både før og nå, er for dessuten lite til å konkludere med sikkerhet, eller for å foreta en konkret kvantifisering av effekten som gruveutslippet har på fiskebestandene.

Flere tiltak og store investeringer er blitt gjennomført av Rana Gruber AS siden 2012 for å begrense avrenning av uorganisk partikulært materiale fra gruveområdet til Ranaelva og for å møte krav i nye utslippstillatelse. Samtidig har økning i produksjonen under jord gitt en vekst i andel finstoff i avrenningsvannet. Det må jobbes videre med løsninger som både går på å redusere «produksjonen» av finpartikulært materiale, og en bør se på hvordan disse kan hentes ut av bruddet i tørr tilstand. Parallelt bør det arbeides videre med innretninger som reduserer transporten av suspendert stoff med vannet ut av bruddet.

Morten Andre Bergan, Norsk institutt for naturforskning – NINA, Trondheim
E-post: Morten.bergan@nina.no

Karl Jan Aanes, Aa-vann, Oslo
E-post: post@aa-vann.no

Innhold

Sammendrag	3
Innhold	5
Forord	6
1 Innledning	7
1.1 Bakgrunn.....	7
1.2 Rana Gruber AS.....	7
2 Stasjoner for biologiske undersøkelser	16
2.1 Stasjoner for bunndyrundersøkelser	22
2.2 Stasjoner for ungfisktellinger	23
2.3 Stasjoner vannkjemi og bakteriologi.....	23
3 Materiale, omfang og metoder	25
3.1 Bunndyrundersøkelser	25
3.2 Ungfisktellinger.....	27
3.3 Vannkvalitet	28
3.3.1 Parametere og frekvens	28
3.3.2 Bakteriell forurensing.....	29
3.3.3 Metoder for vurdering av fysisk-kjemiske støtteparametere	30
4 Resultater biologiske undersøkelser	32
4.1 Bunndyrundersøkelser	32
4.1.1 Biologisk mangfold og bunndyrsammensetning	32
4.1.2 Miljøtilstandsbedømming og økologisk tilstand.....	37
4.2 Ungfisktellinger.....	39
4.2.1 Antall ungfisk, artssammensetning og lengde-/frekvensfordeling.....	39
4.2.2 Ungfisktettheter	41
5 Diskusjon av resultater fra biologiske undersøkelser	44
5.1 Bunndyr og miljøkvalitet	44
5.2 Ungfisk	47
5.2.1 Tidligere ungfiskdata	48
5.2.2 Utslippets potensielle effekt på laksefisk	49
6 Resultater og vurderinger av vannkvalitet	51
6.1 Fysisk-kjemiske støtteparametere.....	51
6.2 Vannregionspesifikke stoffer i vann.....	55
6.3 EUs prioriterte miljøgifter i vann	56
6.4 Bakteriell forurensning	57
7 Oppsummerende konklusjoner	58
7.1 Bunndyr.....	58
7.2 Ungfisk	58
7.3 Vannkvalitet	59
7.4 Tiltak og videre overvåking	60
8 Referanser	61
9 Vedlegg	63

Forord

Overvåkingen av vannkvaliteten i Ranaelven er knyttet til krav Rana Gruber AS har fått i henhold til lov om forurensning. Målsetning med denne undersøkelsen har vært å få en oppdatert kunnskap om konsentrasjoner og mulige miljøeffekter knyttet til avrenning fra bedriftens gruveområde i Dunderlandsdalen, hvor bedriften har sitt uttak av jernmalm.

Undersøkelsene er gjennomført av forsker Morten Andre Bergan ved NINA i Trondheim og Karl Jan Aanes, tidligere seniorforsker/forskningsleder ved NIVA, nå selvstendig konsulent i Aa-vann. Sammen har de gjennomført feltarbeidet, bearbeidet innsamlet data og foretatt resipientvurderinger, og utformet rapporten. Bergan har hatt hovedansvaret for de biologiske kvalitetselementene bunndyr og ungfisk, og Aanes har hatt hovedansvaret for fysisk-kjemisk vannkvalitet.

Kontaktperson hos oppdragsgiver: Rana Gruber AS har vært kvalitets- og HMS sjef Nancy Stien Schreiner.

Vi takker for oppdraget og godt samarbeid med oppdragsgiver gjennom prosjektperioden

Morten Andre Bergan, Trondheim
Karl Jan Aanes, Oslo
Juni, 2017

1 Innledning

1.1 Bakgrunn

Bakgrunnen for denne overvåkingen av vannkvalitet og miljøtilstand i Ranaelva er krav Rana Gruber AS har fått i henhold til lov om forurensning, der bedriften er pålagt å etablere et program for å kunne overvåke miljøtilstanden i resipienten. Målsetning er å få oppdatert kunnskap om konsentrasjoner og mulige miljøeffekter knyttet til avrenning fra bedriftens gruveområde i Dunderlandsdalen, hvor bedriften har sitt uttak av jernmalm.

Produksjonsanlegget med utskipningshavn er lokalisert i Mo i Rana. Det er ca. 27 km i luftlinje mellom gruveområdet i Dunderlandsdalen og ned til oppredningsanlegget (figur 1). Fra bruddet i Dunderlandsdalen blir råstoffet etter en grovknusing transportert med jernbane til produksjonsanlegget i Mo.

Aktiviteten i bruddet er relatert til boring, sprenging og transport vha. dumpere av jernmalm til en hovedknuser for videre transport til produksjonsanlegget. Det benyttes ingen tilsats av kjemikalier ved driften i gruveområdet. Utslipp fra driften i Dunderlandsdalen er i det alt vesentligste relatert til avrenning av finpartikulært uorganisk materiale (suspendert faststoff), samt sprengstoffrester. Det var et forbruk av sprengstoff på henholdsvis 1279 og 1221,8 tonn i 2015 og 2016 (Subtek Velcro (bulk) og noe patronert). Avrenningsvannet fra gruveområdet samles og passerer nå et sedimentasjonsanlegg, før det ledes ut i Ranaelva via egen ledning på vestsiden ved Oiderea. Utslippet er lokalisert ca. 1,5 km oppstrøms Gullbekkheia (**Figur 1**).



Figur 1. Lokalisering av hovedkontor, produksjonsanlegg (oppredning) og utskipningshavn i Mo i Rana og gruve-området i Dunderlandsdalen. Malmen fraktes på jernbane fra bruddområdet til opprednings-verket i Gullsmødvik (blå linje). Utslippspunkt og vassdragsområdet som er undersøkt er avmerket.

1.2 Rana Gruber AS

Rana Gruber AS (etablert i 1936) utvinner jernmalm (hematitt og magnetitt) og er en av Norges største aktører innen gruvedrift og utvinning av jernmalm, og er et av nøkkelselskapene i Nordland fylke. Selskapet eies av Leonhard Nilsen & Sønner AS (LNS), et norsk firma som har spesialisert seg på gruve-, tunnel- og infrastruktur-prosjekter. Produktene som tilbys markedet, er

basert på selskapets egne naturlige råstoffer, hentet ut i Dunderlandsdalen. Råstoffene blir for-
edlet i Mo, og tilpasset ulike behov hos stålprodusenter og kjemisk industri, og deretter eksportert til kunder over hele verden. Videre leverer datterselskapet Rana Gruber Mineral AS (under merkenavnet Colorana) ulike spesialprodukter til blant annet allmenn teknisk anvendelse, pig-
mentering og magnetiske formål.

På grunn av fallende priser de siste årene har bedriften vært gjennom en krevende periode med omlegging av prosesser og nedskjæringer i arbeidsstokken. Selskapet hadde ved årsskiftet 2016/2017 ca. 230 ansatte.

I tabell 1 er malmproduksjonen i Dunderlandsdalen vist med tilhørende produksjon av konsentrat (hematitt og magnetitt) og ulike spesialprodukter. Rana Gruber eier og kontrollerer hele verdikjeden, fra utvinning av jernmalm til forsendelse av endelig produkt.

Tabell 1. Rana Gruber AS. Produksjon de siste tre årene av råmalm, samlet sligmengde og spesialprodukter fra Rana Gruber Mineral AS - Colorana.

Produksjon i tonn	2014	2015	2016
Råmalm	4 098 398	4 619 846	4 295 175
Total slig	1 452 379	1 782 889	1 632 284
Råmalm / slig	35,44 %	38,59 %	38,00 %
Spesialprodukter – Colorana*	4175	5121	5292

* COLORANAS® virksomhet ble startet i 1990 etter etablering av verdens første produksjonsanlegg for sub-micron jernoksider fremstilt fra naturlig magnetitt.

Gruvene i Dunderlandsdalen

Utvinning av jernmalm startet for mer enn hundre år siden i Dunderlandsdalen, og området er kjent for sine rike jernmalforekomster. Malforekomstene er spredt over et område på ca. 45 km², og inneholder i snitt 33 % jern i form av oksidmineralene hematitt (Fe₂O₃) og magnetitt (Fe₃O₄), samt ulike jernsilikater. Hematitt utgjør mellom 97,5 og 98 % av jern-oksidenene. Den første utvinningen av jernmalm skjedde fra Ørtvannbruddet nær Storforshei, som hører til Vestfeltet. Flere brudd ble åpnet her frem til 1982, som Vesteråli, Finnkåteng og Stensundtjern. I 1982 ble all virksomhet i Vestfeltet stanset, og utvinningen ble lagt til Ørtfjellet, med sine tre dagbrudd Kvannevann, Vestbruddet og Eriksbruddet.

De påviste malmreserver summeres for øyeblikket til 500 millioner tonn ned til 100 meter over havnivå. De ulike malmhorisontene viser svært varierende mektighet, fra noen få meter til 100 meter. Variasjonen er et resultat av ulike tektoniske prosesser som jernmalmen har vært utsatt for i løpet av geologiske tider. I Ørtfjell-området står malmhorisontene nesten vertikalt og strekker seg nedover til ukjent dybde.

Inntil 1999 ble malmen utvunnet fra disse dagbruddene, men i 2000 startet Rana Gruber AS underjordisk drift i Kvannevann, som nå leverer hovedmengden av malmen. Gruvedriften har vært under kontinuerlig utvikling for å tilpasse seg og mestre de vanskelige forholdene som er i dette gruveområdet, og som har gjort driften ved Kvannevann unik. Malmen transporteres nå med 40 tonns dumpere fra de ulike produksjonsnivåene til en nyetablert underjordisk knusestasjon. Herfra føres malmen på transportbånd for lagring i en sentral underjordisk silo. Malm fra dagbruddet knuses, og lagres i siloen sammen med malmen fra den underjordiske gruen. Fra siloen lastes den om bord i jernbanevogner. Dette skjer inne i gruen, og malmen transporteres så til oppredningsverket.

Malmen i Dunderlandsdalen

Hematitten fra jernmalmbeforekomstene i Dunderlandsdalen er ren, med svært lav andel tungmetaller. Magnetitten inneholder noe manganoksid (MnO), samtidig som andelen tungmetaller er under 360 ppm. Erfaringer fra 70 års gruvedrift og grundige undersøkelser har vist at malm-mineralene opptrer med stabile kjemiske og mineralogiske egenskaper innenfor alle gruveområdene. Undersøkelser i resipienten viser lave konsentrasjoner av tungmetaller, noe som omtales senere i rapporten (avsnitt 6).



Figur 2A. Flyfoto av gruveområdet i Dunderlandsdalen. Vestfeltet til venstre, Ørtfjellet til høyre.

Miljøtiltak og egenkontroll

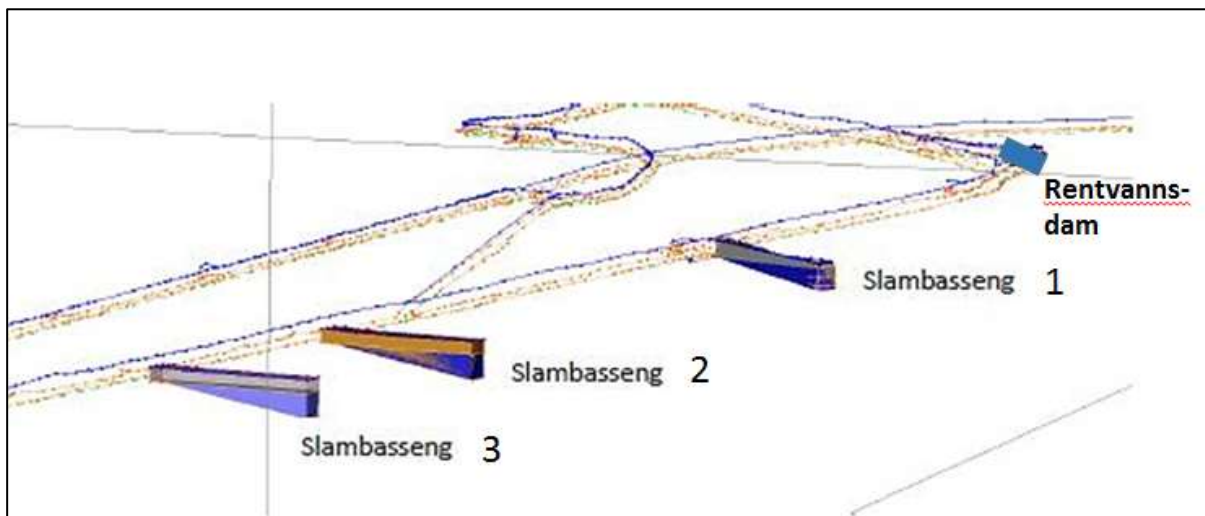
Det har de siste årene vært arbeidet aktivt med å finne frem nye og bedre løsninger for å redusere partikkelutslippet til Ranaelva. Det er nå etablert sedimenterings-basseng nederst i gruve, utløpsledningen er forlenget og lagt ut i resipienten, for å få en bedre innblending i vassdragets hovedvannmasser (**Figur 1**).

Et annet og meget viktig tiltak var etableringen av en «takrenne» ovenfor gruveområdet, for å lede vann vekk, og dermed redusere belastningen på sedimentasjonsbassengene. Tiltakene som er gjennomført vil hindre at vann fra elver/bekker oppstrøms gruveområdet og fra dagbruddet renner inn i den delen av området hvor det nå er aktiv drift. I den sammenheng ble elven Litjåga og vann fra dagbruddet ledet om. Det er nå også etablert systemer i gruve på de ulike nivåene for å fange opp rent drensvann som kommer inn gjennom sprekkdannelser i gruve. Dette samles opp og ledes til vassdraget utenom sedimenteringsbassengene.

For å få kontroll med utslipp av finstoff (suspendert stoff, SS) til Ranaelva, og sikre at utslippene er lavest mulig, samt for å møte krav i nye utslippstillatelse, har Rana Gruber gjennomført flere og store investeringer siden 2012. Det første slambasseng (SB-0) kom i drift allerede november 2011; dette var på ca. 700 m³. Renseanlegget er bygget i gruva. I siste del av 2011 og i første halvdel av 2012 fungerte dette slambassenget meget bra. Økning i produksjonen under jord har gitt en økning i andel finstoff. Slambasseng 1 (SB-1) ble satt i drift i desember 2012. Som en akuttløsning skjedde dette i første omgang uten komplett rørapplegg. Etter at SB1 ble tatt i bruk, ble andel suspendert stoff til Ranaelva redusert med 30 % fra 1200 mg/l til 900 mg/l. Rør for enda bedre utnyttelse av SB-1 ble levert og montert rett etter nyttår i 2013. Slambasseng 2 (SB-2) ble satt i drift sommeren 2013, mens slambasseng 3 (SB-3) ble satt i drift høsten 2013.

Våren 2013 ble det konkludert med at SB-0 hadde for lite volum, og derfor ikke fungerte tilfredsstillende som slambasseng. Bassenget ble fylt med slam etter kort tid og måtte tømmes hver uke. Da gruva har store mengder tilsig av rent vann gjennom kanaler/sprekker i fjellet, dvs. vann som ikke berøres av hverken produksjonsutstyr eller produksjonsområder, ble det bestemt at dette vannet skulle samles opp. SB-0 ble konvertert til en rentvannsdam for dette drens vannet (**Figur 2 B**).

Et rørsystem ble etablert fra rentvannsdammen som går forbi de tre slambassengene (SB-1, SB-2 og SB-3). Dette for at partiklene her skulle få lengst mulig oppholdstid i disse, og dermed oppnå best mulig sedimenteringseffekt. Øvrig rørapplegg for å få best mulig tilførsel av slamvann og optimal sedimentasjon ble ferdigstilt omtrent på samme tid som rørapplegget for rentvann. I mai 2014 ble dette tatt i bruk.



Figur 2 B. Skisse av renseanlegget i «Underjordsgruva» som er etablert for fangst av suspendert stoff i gruvevannet før det ledes til resipienten.

Tabell 2. Data om renseanlegget som er etablert i Underjordsgruven i perioden 2011- 2014.

Renseenhet	Volum	Driftsperiode	Kommentarer
Slambasseng 0	730 m ³	Høst 2011 – sommer 2013	Bygget om til en rentvannsdam
Rentvannsbasseng (RB-1)	730 m ³	Mai 2014 →	
Slambasseng 1 (SB-1)	2 330 m ³	Desember 2013 →	
Slambasseng 2 (SB-2)	3 000 m ³	Juli 2013 →	Full effekt fra mai 2014
Slambasseng 3 (SB-3)	3 000 m ³	September 2013 →	Full effekt fra mai 2014

Den oppgradering som er gjort av eksisterende sedimentasjonsbasseng, samtidig som det ble anlagt flere nye større slike basseng på laveste nivå ved vei/jernbanestollen vil bidra til at partikler nå i større grad stoppes inne i gruven. Derved unngår en at disse kommer ut i resipienten og skaper problemer med nedslamming. Etter mai 2014 har alle de fire bassengene vært i drift (**Tabell 2**).

Bedriften har i dag en egenkontroll der det hentes ut døgnprøver fra utløpet av sedimentasjonsbassengene. Disse analyseres ved bedriftens laboratorium. Prøveuttaket suppleres med tilsvarende vannprøver, som tas siste uken i hver måned, og sendes til ekstern lab for analysering. Videre arbeides det med et system for kontinuerlige målinger av turbiditet i utløpet. Sedimentasjonsbassengene inspiseres rutinemessig for som gjør det mulig å påvise plutselige endringer knyttet til nedslamming m.m.

Beregninger bedriften selv har gjort over transporten av uorganisk partikulært materiale er vist i **Tabell 3**. Det var en særlig markert nedgang i 2016, og i snitt tilsvarer dette et utslipp av suspendert uorganisk materiale på 36,8 mg/sek dette året. Midlere årlig vannføring ved Storforsen (like oppstrøms Storforshei) var da omlag 66 m³/s. Dette gir et bidrag (fra gruvevirksomheten i Dunderlandsdalen til transporten av suspendert stoff i Ranaelva) i 2016 på 0,56 µg/l.

Tabell 3. Beregninger mht. årlig transport av uorganisk partikulært materiale fra gruveområdet i Dunderlandsdalen til Ranaelva*.

År	2014	2015	2016
Suspendert materiale tonn/år *	1463	1693	1161
mg /sek og år	46,4	53,7	36,8

* Kilde: Data fra bedriftens internkontroll

Ranaområdet har til dels kraftige og intense nedbørs-perioder (maksimum nedbørsum > 350 mm pr mnd. og døgn-sum over 120 mm) (**Figur 3**). Resultatet blir store vannføringssendringer i vassdraget (**Figur 4**), spesielt i perioder med en kombinasjon av mye nedbør og snøsmelting. Under ekstremnedbør har bassengene som er etablert i gruven ikke tilstrekkelig kapasitet for partikkelfangst. I de samme periodene har vassdraget stor vannføring og naturlig stor partikkeltransport, dels fra nedbørfeltet og dels fra en stor resuspensjon av tidligere sedimentert materiale i vassdraget. De negative effektene fra økt partikkelpåvirkning er størst i perioder når vannføringen er lav (eksempelvis om vinteren ved islagt elv).

Ranavassdraget og vannforskriften

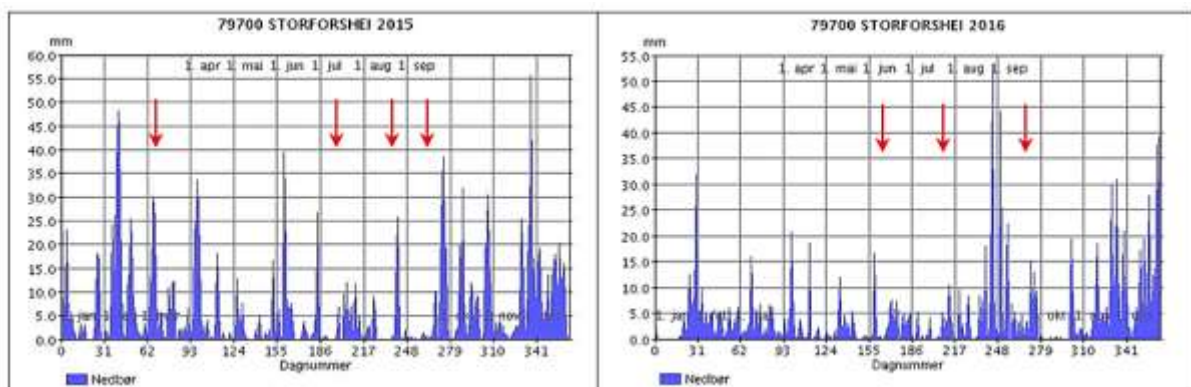
Ranavassdraget er på grunn av sin størrelse delt inn i 11 ulike vannforekomster. Den vannforekomsten som her er aktuell er vassdragsavsnittet fra Ørtfjellmoen til Sagheia med referanse 156-302-R (<http://vann-nett.no>). I denne undersøkelsen er det den øvre delen fra Ørtfjellmoen og ned til Storforshei som ble undersøkt (**Figur 1**).

Vassdraget har sitt utløp innerst i Ranafjorden og med et nedbørsfelt på hele 3 790 km². Det er det nest største vassdraget i Nordland fylke etter Vefsnassdraget (Berg 1964). Ranaelva er karakterisert som en kald og næringsfattig elv. Den drenerer i nord for en stor del Saltfjellet, og i vest med tilløpselver fra Svartisen. Av viktige sidevassdrag nevner Berg og Foldvik (2016) tilløpselvene: Messingåga, Grønnfjellåga, Plura og Tverråga. Fra vest kommer Bjøllåga, Tespa /Stormdalsåga og nederst Langvassåga fra Langvatnet. Informasjon og/eller data om biologiske forhold (bunndyr og fiskesamfunn) er relativt sparsomt når det gjelder dette vassdraget.

Ranaelva er i dag lakseførende opp til Reinforsen, en strekning på ca. 12,5 km fra elvemunningen. De nederste to km av denne strekningen er tidevannspåvirket. Det eksisterer i dag fisketrapper med passasje forbi de to fossene Reinforsen og Kobbforsen. Trappen i Reinforsen ble imidlertid stengt i 1985 for å hindre at lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* skulle spre seg videre i vassdraget (Fjeldstad 2015). Som en følge av at lakseparasitten har etablert seg i vassdraget ble den forsøkt fjernet med rotenon i 2003 og 2004, men behandlingen var mislykket. Bruk av rotenon har omfattende negative konsekvenser for biologisk mangfold og fiskesamfunn, ved at det tar livet av all fisk og de fleste vannlevende organismer som puster i vann. Ettervirkningene i vassdraget er ikke studert og derfor ikke fullt ut kjent. For mer informasjon om laks og *Gyrodactylus salaris* henvises det til Berg og Foldvik (2016).

Klima

Generelt er klimaet i området relativt kjølig og fuktig. Nedbørfeltet ligger delvis i regnskyggen av Saltfjellet, men kystnedbøren, som kommer inn i Ranfjorden, når ofte helt opp i Dunderlandsdalen. (Berg og Foldvik 2016). Om sommeren er middeltemperaturen forholdsvis høy, mens vinteren er tilsvarende kjølig, og nedbøren er størst om høsten og vinteren. Den øker på fra august til oktober, holder seg jevnt høy for så å avta fra februar til mai. Dette mønsteret var mest markert i 2016 (**Figur 3**).



Figur 3. Nedbør data (nedbørsum/døgn) fra Storforshei (st. 79700) gjennom undersøkelsesperioden 2015 og 2016. Tidspunkt for vannprøvetaking er avmerket. (Kilde Meteorologisk institutt)

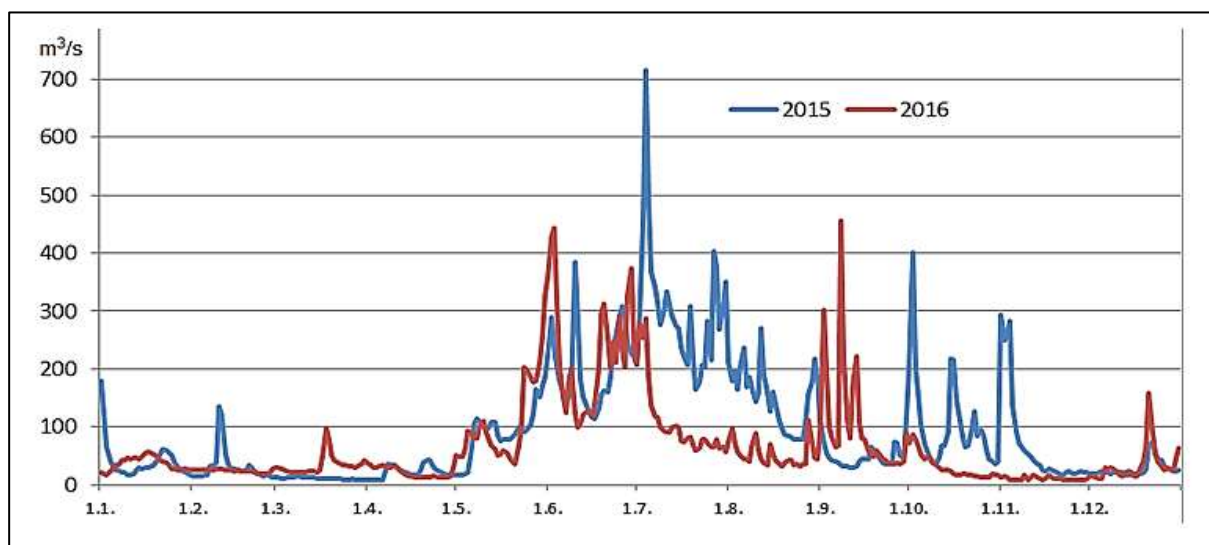
Vannføring

Det generelle bildet for vannføringen i Storforsen like oppstrøms Storforshei er en jevnt lav vannføring om vinteren, fra november og ut april. Nedbøren kommer da som snø. Vannføringen øker igjen i siste halvdel av april, for så å kulminere mellom juni til juli, og avtar raskt til et relativt lavt nivå fra august til oktober. Dominerende flommer er generelt knyttet til vårfloppen, men det er også betydelige høstflommer. Eventuelle vinterflommer er moderate. Avrenningsforholdene i feltet kan karakteriseres som en blanding mellom et kontinentalt- og kystregime. Det er få innsjøer

innenfor feltet, og løsmassedekket er moderat. Dette gir nesten ingen dempende effekt på flommene, som stiger raskt i takt med nedbøren og snø-smeltingen. Ranaelva kan dermed fluktuere fra vel 5 til opp mot 1000 m³/s i Storforsen oppstrøms Storforshei (I perioden 01.01.11 til 03.02.16 var eksempelvis høyeste registrerte vannføring i Storforsen 991,43 m³/sek, Marius Berg, pers. medd.)

De to årene 2015 og 2016 avviker en god del fra det normale mønsteret (**Figur 4**). I 2015 var det en markert flom-periode i første halvdel av juli. Det ble da den 4. juli registrert maksimum for den perioden stasjonen har eksistert (2010 – 2017). Vannføringen nådde da vel 780 m³/s. Tilsvarende ble lavest vannføring registrert den 6. nov. 2016 med 7,9 m³/s, mens minimum for måleperioden er fra den 8. april 2010, med 5,6 m³/s. Vannføringsmønsteret de to årene 2015 og 2016 er vist i **Figur 4**. Dataene er hentet fra Statkraft Energi AS.

I **Figur 5** er det vist et kartutsnitt av gruveområdet med sidevassdrag med tilhørende avrenningsmønster for gruveområdet i Dunderlandsdalen.



Figur 4. Vannføringskurver for årene 2015 og 2016 fra Storforsen (Kilde: Statkraft Energi AS).



Figur 5. Kartutsnitt som viser avrenningsmønsteret rundt gruveområdet i Dunderlandsdalen.

Andre påvirkninger

Foruten påvirkning fra gruvevirksomheten i Dunderlandsdalen, er det også annen påvirkning som kan knyttes til menneskelig virksomhet i eller nært vassdraget. Dette er aktiviteter og endringer som vil kunne ha betydning for vannforekomstens økologiske og/eller fysisk-kjemiske tilstand. Under følger en kort redegjørelse av de viktigste faktorene, der regulering til vannkraftformål i dag anses å utgjøre den største påvirkningsfaktoren vassdraget sett under ett.

Kraftverksregulering

Ranaelven og flere av dens tilløpselver er sterkt regulert, og har til sammen fem kraftverk som påvirker vassdragets hydrologi. Reinforsen kraftstasjon ble etablert allerede i 1923, mens Langvatn kraftverk ble satt i drift i 1964. Utbyggingen av Ranavassdraget ble avsluttet i 1980-årene. Med unntak av Langvatn kraftstasjon munner alle kraftverk ut på lakseførende strekning. Som følge av reguleringene er vannføringen i hovedvassdraget betydelig redusert nedstrøms Reinforsen (Johnsen mfl.1999). De naturlige avrenningsforholdene må her beskrives som vesentlig endret i dag.

Vannføringen oppstrøms samløpet med Langvassåga er også påvirket av vannkraftutbygging ved at deler av nedbørfelt er overført til nabovassdrag. Endringen av de naturlige avrenningsforholdene, er relativt omfattende og komplisert for Ranavassdraget. På bakgrunn av opplysninger hentet inn fra NVE, gir Berg og Foldvik (2016) en grundig beskrivelse av de hydromorfologiske endringene som vassdraget i dag er utsatt for som følge av kraftutbygging. For det vassdragsavsnittet som her er undersøkt, er det særlig overføringen av nedbørfelt fra Virvasselva (326 km²) og Gubbeltåga (116 km²) til Kjennsvann som har betydning for vannføringsmønsteret forbi gruveområdet i Dunderlandsdalen.

Landbruk, bosetting og urbanisering

Påvirkningen fra landbruk og bosetting/urbanisering anses som liten i Ranavassdraget. Årsaken er at en vesentlig del av vassdragets nedbørfelt framstår som lite berørt både av boligutbygging og oppdyrking. Det er likevel en fare for påvirkning fra nærliggende tilgrensede landbruksområder og avløpsløsninger for bebyggelse langs vassdraget. Her kan avrenning tilføre vassdraget næringssalter og belaste vassdraget med organisk materiale og fekale bakterier som kan gi forurensingseffekter. Dette vil særlig være markert i perioder med lav vannføring. Videre går Europaveien (E6) parallelt med vassdraget over store strekninger, med potensiale for avrenning av forurensingskomponenter fra veisaltning og øvrig veirelatert påvirkning (Bækken & Bergan 2012a, b og c).

2 Stasjoner for biologiske undersøkelser

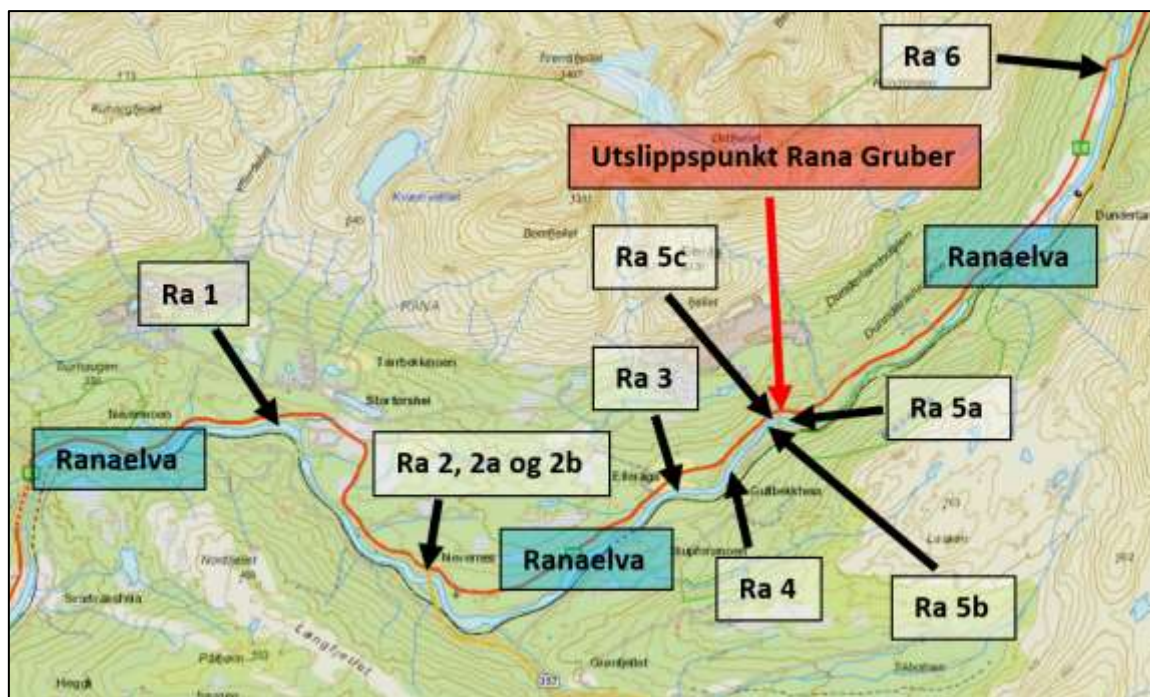
Det ble etablert prøvetakingsstasjoner på det undersøkte elveavsnittet i forhold til utslippspunktet fra Rana Gruber AS. Stasjonsnettet omfatter i alt 10 prøvetakingsområder (**Tabell 4**) i 2012 og 2016. Det var noe variasjon mellom de to undersøkelsesårene som følge av tilpasninger og erfaringsmessige vurderinger. I 2012 var undersøkelsesomfanget til sammen ni stasjoner i september (hhv. Ra 1, Ra 2, Ra 2a, Ra 2b, Ra 3, Ra 4, Ra 5a, Ra 5b og Ra 5c).

I 2016 var undersøkelsesomfanget seks stasjoner i mai (hhv. Ra 1, Ra 2b, Ra 3, Ra 4, Ra 5a og Ra 6) og fem stasjoner i oktober (hhv. Ra 1, Ra 2a, Ra 3, Ra 4 og Ra 5a). **Tabell 4** viser de ulike stasjonene som er undersøkt i perioden, avstand fra utslippet og deres kartreferanser (uavhengig av hvilket kvalitetselement som er undersøkt). **Figur 6** viser et forenklet oversiktskart over de samme stasjonenes lokalisering i Ranaelva, der utslippspunktet fra Rana Gruber AS er markert med rødt.

Tabell 4. Stasjonsnett for biologiske resipientundersøkelser i Ranavassdraget i 2012 og 2016. Oransje fargekoder angir at stasjonen befinner seg nedstrøms utslippspunktet. Grønn-fargekode angir lokalisering ovenfor utslippspunktet.

Stasjoner	Lokalisering	UTM 33 V	Avstand fra/til utslipp
Ra 1	N* / Storforsen	7365259 N, 477950 E	13-14 km
Ra 2	Under Grøndal bru	7362399 N, 480583 E	8,5-9 km
Ra 2a	O* / Grøndal bru	7362408 N, 480690 E	8,5-9 km
Ra 2b	N / Grøndal bru	7362430 N, 480289 E	8,5-9 km
Ra 3	Ved Eiteråga	7364069 N, 485098 E	2,5 - 3 km
Ra 4	Ved Gullbekkhei	7364466 N, 486188 E	1,5 km
Ra 5b	N/utslipp	7365270 N, 486953 E	0,2 km
Ra 5c	Nær utslippsområdet	7365434 N, 487073 E	20-70 m
Ra 5a	O/ utslipp, referanse	7365338 N, 487292 E	100 meter ovenfor
Ra 6	Øvre referanse, Messingsletta	7372005 N, 493411 E	10 km ovenfor

* N: nedstrøms, O: oppstrøms



Figur 6. Oversiktskart over stasjonslokaliseringer for biologiske undersøkelser i Ranaelva (svarte piler), med utslippspunkt fra Rana Gruber (rød pil).

Stasjonsbeskrivelser

Stasjon Ra 1 er nederste stasjon i prøvetakingsprogrammet. Stasjonen er lokalisert ved Storforshei, på strykpartier med elvegrus og –stein, om lag 350 meter nedstrøms Storforsen. Ra 1 befinner seg om lag 13-14 elvekilometer nedstrøms utslippspunktet fra Rana Gruber.



Figur 7. Stasjon Ra 1 ved Storforshei.



Figur 8. Stasjon Ra 2a.

Stasjon Ra 2, Ra 2a og Ra 2b er lokalisert på elvepartier ved Grøndahl bru. Ra 2 er lokalisert i en elveforbygning under selve brua, mens Ra 2a er lokalisert ovenfor brua, og Ra 2b nedstrøms denne brua. Både Ra 2a og Ra 2b domineres av elvestein og -grus i et moderat strykparti, men Ra 2b er i elvas innersving. Her er det noe lavere vannhastighet og dominans av finere substratstørrelser, men med innslag av elvestein og -grus i ulike størrelser. Stasjonsområdene Ra 2, 2a og 2 b befinner seg om lag 8,5-9 elvekilometer nedstrøms utslippspunktet fra Rana Gruber AS.

Ra 3 er lokalisert ved Eiteråga, på elvepartier oppstrøms en mindre tilløpsbekk ved et gårdsbruk nær elva. Her domineres substratet av elvestein og grus, med innslag av både finere substrat og større stein. Stasjonen har observerbar økt alge- og heterotrof begroing sammenlignet med øvrige stasjoner, og dekningsgraden av elvemose (*Fontinalis sp.*) økende. Stasjon Ra 3 befinner seg om lag 2,5-3 elvekilometer nedstrøms utslippspunktet til Rana Gruber AS.



Figur 9. Stasjon Ra 3 (øverst) ved Eiteråga, med alge- og heterotrof begroing (nederst).

Ra 4 er lokalisert ved Gullbekkhei, på raske strykpartier dominert av elvestein i ulike størrelser, med innslag av elvegrus og finsubstrat/sand. Stasjon Ra 4 befinner seg om lag 1,5 elvekilometer nedstrøms utslippspunktet fra Rana Gruber.



Figur 10. Stasjon Ra 4 ved Gullbekkhei. Foto oppover (t.v.) og nedover (t.h.) elva.

Ra 5a og Ra 5b lokalisert hhv. om lag 100 meter oppstrøms (referanse-lokalitet) og ca. 200 meter nedstrøms utslippspunktet fra Rana Gruber. Ra 5b er lokalisert på motsatt side av utslippet. Ra 5c er lokalisert i det som kan betegnes som selve utslippet, med liten innblanding av friskt ellevann, dvs i nærområdet innenfor 20- 50 meter fra utslippets lokalisering (i 2012).



Figur 11. Stasjon Ra 5a like oppstrøms utslippspunkt fra Rana Gruber AS.

Ra 5 a har innslag av elvestein i ulike størrelser, der grov elvestein dominerer, men med innslag av elvegrus og mindre frakturer. Stasjonen ligger i et strykparti med moderat til høy vannhastighet. RA 5 b innehar elvestein, -grus samt finere substratstørrelser, der vannhastigheten er moderat over et strykparti. Ra 5c er i utgangspunktet dominert av storstein og blokk, og med innslag av mindre elvestein, men er betydelig nedslammet, og domineres dermed av finsubstrat og slam fra utslippet.



Figur 12. Stasjon Ra 5b nedstrøms utslippspunkt fra Rana Gruber AS, men på motsatt bredd.



Figur 13. Stasjon Ra 5c nedstrøms og i selve utslippsområdet fra Rana Gruber AS.

Ra 6 er lokalisert ved Messingsletta, om lag 10 kilometer oppstrøms utslippspunktet til Rana Gruber, og utgjør det nærmeste en kommer en referansestasjon for vassdraget i dag. Stasjonen er lagt i et strykparti med elvegrus og –stein som dominerende substrattyper, og har spredt forekomst av elvemose og noe algebegroing. Skjul og hulrom er ikke nedslammet eller tett, men substratet er noe dekt av finpartikler (leire, slam og sand), som ligger løst på elvebunnen.



Figur 14. Stasjon Ra 6 ved Messingsletta, øvre referansestasjon.

2.1 Stasjoner for bunndyrundersøkelser

Tabell 5 viser omfang og frekvens for prøvetaking av vassdragets bunndyrfauna i 2012 og i 2016. Stasjonene er kartfestet i **figur 6**.

Tabell 5. Stasjonsomfang mht. bunndyrundersøkelser i 2012 og 2016 i Ranaelva.

Stasjoner	Lokalisering	Sept 2012	Mai 2016	Okt 2016
Ra 1	N* / Storforsen (n/utslipp)	X	X	X
Ra 2a	O / Grøndahl bru (n/utslipp)	X		X
Ra 2b	N / Grøndahl bru (n/utslipp)	X	X	
Ra 3	Ved Eiterå (n/utslipp)	X	X	X
Ra 4	Ved Gullbekkhei (n/utslipp)	X	X	X
Ra 5a	O/ utslipp, referanse	X	X	X
Ra 5b	200 meter n/utslipp	X		
Ra 6	Øvre referanse, Messingsletta		X	

* N/ og O/ indikerer at prøven er fra hhv. Nedstrøms og oppstrøms

Bunndyrprøvene fra 2012 ble innsamlet den 25. og 26. september, under gode innsamlingsforhold (lav/middels vannføring). Bunndyrprøvene fra 2016 ble innsamlet den 12. mai og 6. oktober, også på middels/lav vannføring og gode innsamlingsforhold.

2.2 Stasjoner for ungfisktellinger

Tabell 6 viser omfang av ungfisktellinger den 25. og 26. september 2012. Undersøkelsene og valg av stasjonsområder (n=8) ble tilpasset for å kunne synliggjøre eventuelle effekter og utstrekning av utslippet fra Rana Gruber. Stasjonene er kartfestet i **figur 6**.

Tabell 6. Omfang av ungfisktellinger i Ranavassdraget i september 2012.

Stasjoner	Lokalisering	Sept. 2012
Ra 1	N* / Storforsen (n/utslipp)	X
Ra 2	O / Grøndahl bru (n/utslipp)	X
Ra 2b	N / Grøndahl bru (n/utslipp)	X
Ra 3	Ved Eiterå (n/utslipp)	X
Ra 4	Ved Gullbekkhei (n/utslipp)	X
Ra 5a	O/ utslipp, referanse	X
Ra 5b	200 m n/utslipp	X
Ra 6	Øvre referanse	X

* N/ og O/ indikerer at prøven er fra hhv. nedstrøms og oppstrøms

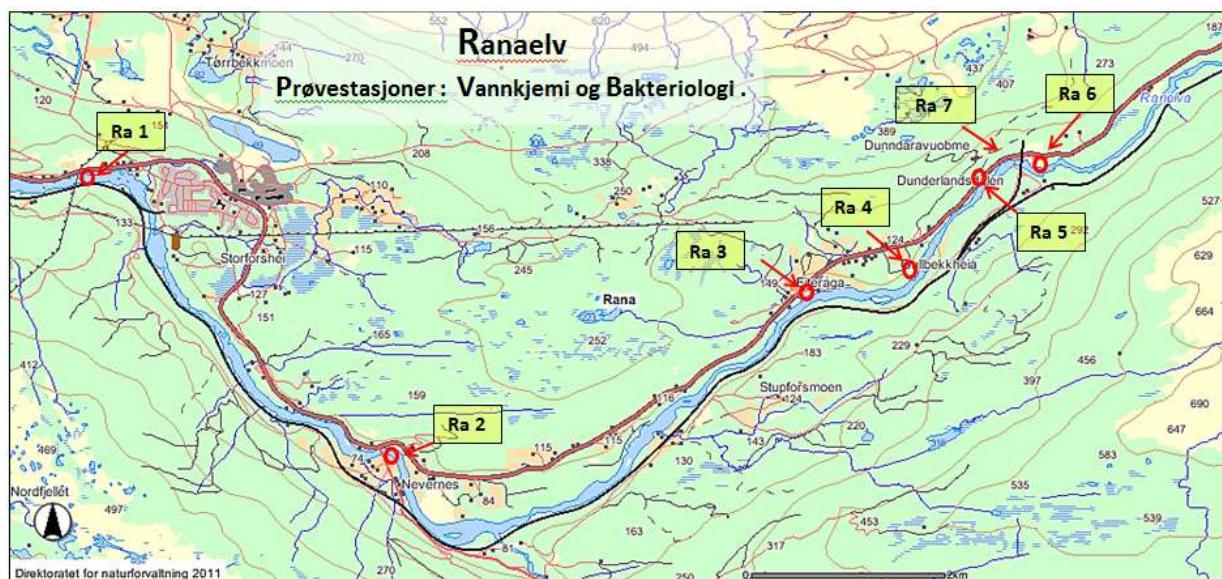
2.3 Stasjoner vannkjemi og bakteriologi

Prøvetakingsstasjoner for å beskrive den fysisk-kjemiske vannkvaliteten i 2015 og 2016 er vist i **figur 15**. Koordinatene for stasjonene er oppgitt i **tabell 7**.

Stasjonsbetegnelse og plassering er noe avvikende fra de biologiske prøvetakingsstasjonene. Her er stasjonene Ra 1, Ra 2, Ra 3 og Ra 4 de samme stasjonene som ble benyttet for den biologiske prøvetakingen, mens Ra 5, Ra 6 og Ra 7 er spesielle vannprøvestasjoner, tilpasset utslippspunktet fra gruveområdet til Rana Gruber AS. Prøvepunkt Ra 7 er selve utslippsrøret.

Tabell 7. Stasjoner for fysisk- kjemisk vannkvalitet samt bakteriologi med GPS koordinater.

Stasjon	Lokalitet	GPS koordinater EU89, UTM-sone 33	
Ra 1	Ranaelva nedstrøms Storforshei, men oppstrøms avløp fra kraftstasjon	Ø 477889.752	N 7365268.560
Ra 2	Ved bru - Grønfjelldalveien	Ø 480653.816	N 7362396.599
Ra 3	Ved Eiteråga og oppstrøms sidebekk	Ø 485146.346	N 7364081.695
Ra 4	På motsatt side av de enslige husene (Gullbekkheia)	Ø 486132.227	N 7364388.460
Ra 5	Nedstrøms utslippspunkt ca. 5 m	Ø 487016.559	N 7365399.729
Ra 6	Referansestasjon. I svingen oppstrøms jernbanebro	Ø 487329.671	N 7365353.185
Ra 7	Stasjon for vannprøver fra utløpsledning/-rør som kommer fra gruveområdet		



Figur 15. Ranaelva. Stasjoner for prøvetaking av fysisk-kjemiske parametere samt fekal forurensing i 2015 og 2016.

3 Materiale, omfang og metoder

Resipientundersøkelsene i Ranavassdraget ble gjennomført i 2012 og 2016. Hovedfokuset ble lagt på kvalitetselementet bunndyr og vannprøver for å beskrive fysisk-kjemisk vannkvalitet. I september 2012 ble det i tillegg gjennomført forenklede ungfisktellinger på utvalgte stasjonsområder i vassdraget (oppstrøms Storforsen), i tillegg til søk (stikkprøvefiske utenfor oppmålt areal) utenom stasjonsområdene. Resultatene fra ungfisktellingene høsten 2012, og bunndyrundersøkelser høsten 2012, samt materialet som ble hentet inn i mai og oktober 2016 presenteres i denne rapporten. Videre rapporteres vannprøvedata på fysisk-kjemisk vannkvalitet og bakteriologi fra undersøkelsesårene 2015 og 2016. Frekvensen var her mellom fire og syv prøvetakinger for de ulike parameterne (se **vedlegg A og B**).

3.1 Bunndyrundersøkelser

Bunndyrundersøkelsene i overvåkingen av Ranavassdraget følger norsk standard for bunndyr-innsamling med elvehåv (Anonym 1988, 1994), og er i samsvar med metodikk og anbefalinger angitt i gjeldende klassifiseringsveileder (Anonym 2009, Anonym 2013). Dette gjelder også vurderingene som er gjort av bunndyrsamfunnet og tilstandsklassifiseringene. For nærmere informasjon om metoden og klassifiseringsmetodikk, se Anonym (2009): "Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver i henhold til vannforskriften. «Veileder 01:2009: 181s. / Veileder 02:2013: 263 s». Veilederne kan lastes ned fra www.vannportalen.no.

Alle bunndyrprøver er innsamlet med sparkemetoden (Frost m.fl. 1971). Metoden går ut på at en holder en firkantet standardhåv (25 x 25 cm, maskevidde 250 µm.) ned mot elvebunnen og sparker opp substratet ovenfor håven. Dette medfører at bunndyrene og annet organisk materiale blir ført med vannstrømmen inn i håven (Anonym 1988, Anonym 1994). Det er tatt tre ettminutts prøver ($R1 \times 3 = R3$) på hver stasjon, tilsvarende omlag 9 meter elvestrekning. Prøvene er hentet fortrinnsvis fra hurtigrennende habitater med stein/grussubstrat. For hvert minutt med sparking er håven tømt for å hindre tetting av maskene og tilbakespyling av materiale ut av håven. Hver sparkeprøve er fiksert med etanol i felt for videre bearbeidelse og taksonomisk bestemmelse.

Ulike grupper og arter av bunndyr har forskjellige toleransegrenser i forhold til forurensningsbelastning og annen påvirkning (Aanes & Bækken 1989). I en ren elv eller bekk, som i liten grad avviker fra naturtilstanden og som dermed har økologisk tilstand «God» eller bedre, vil man kunne forvente å finne en klar dominans av bunndyrgrupper som døgn-, stein- og vårfluer (i tillegg til andre rentvannsformer). Karakteristisk for slike lokaliteter vil være høy diversitet av arter, der følsomme taxa opptre med tetthet større enn enkeltfunn. I tillegg vil det være en liten forskyving av dominansforhold mot tolerante arter. Dersom følsomme indikatorarter, som eller er vanlig for vassdraget, kun finnes med enkeltindivider, kan dette indikere forurensningsbelastning. Sterkt innslag av gravende og detritus-spisende bunndyrgrupper som har høy toleranse ovenfor forurensning og påvirkning, vil også være indikatorer på forurensninger. Eksempler på slike bunndyrgrupper kan være børstemark, igler, snegler, midd, tolerante fjærmygg og andre tovinger.

En vanlig tilnærming til biologisk mangfold i bekker og elver er en vurdering av forekomsten av ulike indikatorarter i samfunnet av bunndyr. En mye brukt indeks her er verdien gitt som det totale antall EPT-arter/taxa. Verdien tar utgangspunkt i hvor mange arter/taxa av døgnfluer (E= Ephemeroptera), steinfluer (P= Plecoptera) og vårfluer (T= Trichoptera) en registrerer på lokaliteten. En reduksjon i antall EPT taxa i forhold til det en ville forvente var naturtilstanden danner grunnlaget for vurderingen av påvirkning. Naturtilstanden hos bunndyrfaunaen i våre vannforekomster varierer både etter vannforekomstens størrelse, biotopens utforming og beliggenhet (høyde over havet, nedbørfeltets geologi og geografisk beliggenhet). Dette medfører at klassifiseringssystemet må brukes med forsiktighet.

I henhold til gjeldende klassifiseringsveiledere (Anonym 2009, 2013) er ASPT indeksen (Armitage m.fl. 1983) anvendt til klassifisering av den økologiske tilstanden i vannforekomster med generell påvirkning. Indeksen er opprinnelig tilpasset Storbritannia, men viser tilfredsstillende treffsikkerhet også i Norge etter interkalibrering av grenseverdier. Den baserer seg på en rangering av et utvalg av de familiene som kan påtreffes i bunndyrsamfunnet i elver, etter deres toleranse ovenfor anrikning av organisk materiale og næringssalter. Toleranseverdiene varierer fra 1 til 10, der 1 angir høyest toleranse. ASPT indeksen gir en midlere toleranseverdi for bunndyrfamiliene i prøven. Målt indeksverdi skal vurderes i forhold til en referanseverdi for hver vannstype. Referanseverdien er satt til 6,9 (**tabell 8**) for bunnfauunaen i elver. Denne referanseverdien skal per i dag gjelde for alle typer rennende vann iht. klassifiseringsveilederens retningslinjer for typifisering av vassdrag.

ASPT-indeksen, referanseverdier og klassegrenser baserer seg på kun et lite utvalg av vannforekomster i Norge, og er i utgangspunktet tilpasset større vassdrag. Ranaelva synes derfor å være tilpasset ASPT-indeksen. Bakgrunns materialet for indeksen baserer som imidlertid på bunndyrsamfunn lenger sør i Europa. Dette kan medføre usikkerhet i klassifiseringen i Norge, spesielt for små vassdrag, som kan ha andre referanseverdier ved naturtilstand. Siden ASPT-indeksen ikke skiller på mengde eller antall, kan derfor naturlig nedstrøms drift av bunndyr kamuflere miljøtilstanden gjennom innslag av enkeltindivider. Dette er normalt forekommende ved markante punktutslipp, der vannforekomsten har rene strekninger oppstrøms.

For dataene fra 2012 og 2016 oppgir vi også BMWP-indeksverdi (Armitage m.fl. 1983), som er integrert (en del av beregningsgrunnlaget) i ASPT-indeksverdien for bunndyrsamfunnet. Dette er en indeks hvor de ulike gruppene tillegges en verdi fra 10 til 1 etter hvilken kunnskap som finnes om artens toleranse overfor organisk forurensning/eutrofiering. Summering av verdiene gir dermed et tall som relateres til graden av påvirkning. Elver med god vannkvalitet har generelt BMWP-verdier rundt 100 eller mer (Mason 2002). For Gaula i Sør-Trøndelag regnes typiske verdier å ligge rundt 90-127 i lite påvirkede elvepartier, mens noe påvirkede partier ligger i området 66-86 (Bergan & Aanes 2015, Aanes & Bergan 2016b). Verdier under 50-60 kan generelt sett regnes som et markant belastet bunndyrsamfunn for norske vassdrag (Bongard & Koksvik, 1988, Bergan & Aanes 2015, Aanes & Bergan 2016b). Bunndyroversvåking (med standard innsamlings- og bearbeidingsmetodikk tilsvarende denne rapporten) av norske vassdrag de senere år har vist at BMWP-verdier fra 80 og oppover er normale verdier i lite til moderat belastede vassdrag, mens lavere verdier indikerer forhøyd belastning.

Tabell 8. ASPT-verdier, grenseverdier for økologisk tilstand og EQR ved bruk av bunndyrfauna i elver.

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

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

EQR for Bunnsfauna, ASPT					
Naturtilstand	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
EQR	EQR	EQR	EQR	EQR	EQR
1,0	>0,99	0,99-0,87	0,87-0,75	0,75-0,64	< 0,64

Forholdet mellom målt verdi og referanseverdi kalles EQR (Ecological Quality Ratio). For å få indeksene for alle biologiske kvalitetselementer på samme skala er det derfor beregnet en «normalisert» EQR (nEQR) for bunndyrmaterialet på hver stasjon.

På hver stasjon er de tre indeksene antall EPT arter, ASPT-indeks og BMWP-indeks anvendt, samt EQR og nEQR utregnet. Videre er ASPT-indeksverdien/EQR/nEQR benyttet til å klassifisere økologisk tilstand etter gjeldende forslag (Anonym 2013). Bunndyrsamfunnet er ekspertvurdert i forhold til organisk belastning og nedslamming mht. antall bunndyr per prøve og eventuelle forskyvinger av dominansforhold mot tolerante arter i den enkelte bunndyrprøve.

3.2 Ungfisktellinger

Det ble foretatt både kvantitative tellinger og kvalitative registreringer av ungfiskbestanden i Ranaelva i september 2012. Datoer for ungfisktellingerne var den 25 og 26. september i 2012. Miljøforholdene var godt egnet for denne typen undersøkelser, med middels til lav vannføring, klarvær, god sikt og vanntemperaturer mellom 5,0 og 5,5 grader i løpet av undersøkelsesdagene. Noe blakket vann og høy turbiditet på stasjonsområder umiddelbart nedstrøms utslippet fra gruvne gjør at fangbarheten og fangst-effektiviteten her kan være lavere enn på resten av stasjonsnettet.

Et bærbart elektrisk fiskeapparat av typen GeOmega FA-4 ble benyttet, med anodestang påmontert håv på anoderingen. En separat, sirkulær fanghåv påmontert stang ble også benyttet. El-fisket ble gjennomført etter standardisert metode (Anonym 2003) på alle stasjoner. Stasjonsfisket ble gjennomført av to mann, der en person utførte fisket med strøm og fangst med håv, og den andre bar oppbevaringsbøtte for ungfisk og bidro med håving/fangst. I tillegg ble kvalitative registreringer av ungfisk utenom stasjonsområdene også foretatt, for styrke erfaringsgrunnlaget om ungfiskbestandene. Samtlige fiskearter som ble fanget er registrert. Fiskene fra hver omgang ble oppbevart levende i en bøtte til fisket på stasjonen var avsluttet. All fisk ble bedøvd med Aquis før håndtering. All fisk ble lengdemålt fra snutespiss til naturlig utstrakt halefinne (totallengde). Etter lengdemåling og oppvåkning ble fiskene sluppet tilbake til vassdraget igjen. Ingen ungfisk ble avlivet for aldersbestemmelse. Lengdefordeling og evt. tidligere års aldersbestemmelser i andre undersøkelser i vassdraget (vha. skjell/otolitter) danner grunnlaget for aldersklassetilhørighet.

Som følge av varierende individuell vekst og potensiell overlapp mellom aldersklassene fra 1+ og opp til eldre aldersklasser, skiller vi ikke mellom aldersklasser $\geq 1+$ hos ungfisken i vårt materiale. Vi omtaler derfor ungfiskbestanden i to aldersgrupper, hhv. årsyngel (0+) og ungfisk med alder større eller lik ettåringer ($\geq 1+$). Eventuelle voksne/kjønnsmodne ørret inngår i sistnevnte aldersgruppe.

Tetthet av ungfisk er estimert etter utfangstmetoden (Zippin 1958) på grunnlag av tre gangers overfiske og avtakende fangst for hver omgang. Et utvalg av stasjonene er avfisket kun 1 omgang, der fangbarhet fra stasjoner med 3 avfiskinger er benyttet for å estimere en tetthet. For stasjoner der fangster ikke avtok etter hver omgang, eller det er andre forhold som gjør at Zippin-estimat ikke er anvendbart, er det benyttet observerte ungfisktettheter, dvs. fangstantall per stasjon opp- eller nedskalert til antall per 100 m².

Resultatene fra ungfisktellingerne er vurdert ut fra tidligere data dersom dette eksisterer, og ut fra en fiskebiologisk resipientvurdering (ekspertvurdering) koblet til utslippet fra Rana Gruber. Det er ikke utviklet vurderingskriterier og/eller klassifiseringsverktøy for økologisk tilstand på ungfisk-data/tetthetsnivåer fra store elver.

3.3 Vannkvalitet

3.3.1 Parametere og frekvens

Fysisk-kjemiske støtteparametere, vannregionspesifikke stoffer og EUs prioriterte miljøgifter

Relatert til utslippets karakter, så ble følgende fysisk- kjemiske støtte parametere prøvetatt og undersøkt i 2015 og 2016: pH, STS Konduktivitet, næringssalter (Tot-N, Tot-P), organisk innhold (TOC, KOF-Mn) og kalsium, samt et utvalg vannregionspesifikke stoffer: As, Cr, Cu, Zn, Mn og Fe. Videre ble noen av EUs prioriterte miljøgifter også inkludert, på bakgrunn av at disse ble forhåndsvurdert som potensielt relevante i denne undersøkelsen: Cd, Pb, og Ni (**Tabell 9**). Parameterutvalg og prøvetakingsfrekvens er valgt for å kunne dokumentere dagens tilstand og endringer over tid, samt å etablere et referansemateriale for å kunne måle effekten av eventuelle tiltak. Frekvensen mht. prøvetaking (n=7 for alle parametere unntatt Tot-N, der n=6) for hver enkelt parameter og analyseresultater, er oppgitt i **vedlegg B** bakerst i rapporten. Analysemetoder og måleusikkerhet er vist i **tabell 10**.

Tabell 9. Parameterutvalg: Vannkjemiske undersøkelser i Ranaelva i 2015 og 2016.

Analysevariabler	Parametere	Analysefrekvens
Fysisk-kjemiske støtteparametere	pH, Konduktivitet, Tot-P, STS	7
	og Ca TOC, KOF-Mn, Tot-N	6
Vannregionspesifikke stoffer	As, Cr, Cu, Zn + Mn og Fe	7
EUs prioriterte miljøgifter	Cd, Pb, og Ni	7

Vannprøvene i 2015 og 2016 ble hentet inn av bedriftens personale, med unntak av den første prøverunden, der K. J. Aanes var med for å fastsette prøvepunktene, og gi instruksjon i prøvetaking. Prøvene er analysert ved Molab AS i Mo i Rana og ALcontrol i Skien. Sistnevnte laboratorium var ansvarlig for analyse av metaller samt TOC og Tot-N. Begge laboratoriene er akkreditert for nevnte analyser ved overvåking av tilstanden i ferskvann (med unntak for KOF-Mn). En oversikt over metoder som ble benyttet er vist i **tabell 10**.

Tabell 10. Oversikt over fysisk-kjemiske analysemetoder for vannprøvene som ble benyttet i overvåkingen av Ranavassdraget

Parameter	Enhet	Metode	Akkreditert Metode	Måle-usikkerhet	Utførende lab
pH		NS-EN ISO 10523:2012	Ja	0,2 – 0,1	Molab
Konduktivitet	mS/m	NS-EN ISO 7888:1993		10 %	
KOF-Mn	mg Pt/l	NS-EN ISO 7887:2011	Nei	-	
TOC	mg C/l	NS-EN 1484	Ja	± 0,1	ALcontrol
Total nitrogen	µg N/l	NS-EN 4743 Autoanalyzer			
Total fosfor	µg P/l	NS-EN ISO 6878	Ja	10 %	Molab
STS	mg /l	NS-EN 872:2005		10 %	
Kalsium	mg Ca/l	ICP-AES	Ja	*	ALcontrol
Arsen (As)	µg /l	ICP-MS			
Kadmium (Cd)					
Krom (Cr)					
Kobber Cu)					
Jern (Fe)		ICP-AES			
Mangan (Mn)					
Nikkel (Ni)		ICP-MS			
Bly (Pb)					
Sink (Zn)					

* For metallene er usikkerheten basert på syntetiske kontroller, SLP deltakelse og referansemateriale. Usikkerheten beregnes først ut fra statistikk (X-diagram) av de syntetiske kontrollene som tas med i hver analyseserie. Kontroll både i lavt område nær deteksjonsgrensen og midt i området. Videre vurderes usikkerheten mht. at den tilfredsstillende resultater fra SLP og referansemateriale.

3.3.2 Bakteriell forurensning

I tillegg til prøvetakingen av den den fysisk-kjemiske vannkvaliteten i Ranavassdraget, ble det også hentet inn parallelle vannprøver, for å få et bilde av eventuell fekal forurensning. Omfanget av prøvetakingen (n=4) er oppgitt i **vedlegg A** bakerst i rapporten. Prøvene ble analysert for innhold av både termotolerante koliforme bakterier (TKB) og *E. coli* (*Escherichia coli*) ved Mo i Rana Bydrift's Vannlaboratorium. Standard analysemetoder er benyttet.

TKB og *E. coli* er indikatorbakterier som benyttes til å påvise blant annet fekal forurensning i vann, fra mennesker og andre varmblodige dyr (pattedyr og fugler). *E. coli* er den viktigste bakteriegruppen innenfor TKB gruppen. Den er en god indikatorbakterie for fekal forurensning, og formerer seg ikke i vesentlig grad i miljøet utenom tarmen. Bakterien er den eneste som finnes utelukkende i fekalier. Hovedforskjellen mellom TKB og *E.coli* er derfor at den sistnevnte er mer presis mht. fekal forurensning. De fleste *E.coli*-stammene er ufarlige og utgjør en viktig og naturlig del av den normale mikrofloraen i tarmen, men når den registreres, indikerer dette at vannforekomsten mottar fekal forurensning. Kilden er som oftest avløpsvann og slam (human fekal opprinnelse), og/eller slam og husdyrgjødsel (animalsk fekal opprinnelse). Påvirkningen sees raskt i vannforekomster som mottar slik påvirkning vha. et økt antall indikatorbakterier som f.eks. *E.coli*. Funn av fekal forurensning indikerer fare for smitte fra andre bakterier og parasitter.

3.3.3 Metoder for vurdering av fysisk-kjemiske støtteparametere

For å vurdere vannkvaliteten i vassdraget er analyseresultatene fra vannprøvetakingen vurdert etter kriteriesett i henhold til vannforskriftens veileder 02-2013, revidert 2015 (Anonym 2015). Det er da først nødvendig å bestemme vannforekomstens (her; Ranaelva) vanntype. For å fastsette denne, tas det hensyn til naturtilstanden og betydningen av det naturlige humus- og kalkinnholdet i elvevannet (**tabell 11**).

Ranaelva typifiseres som moderat kalkrik (og har da et kalsiuminnhold mellom 4-20 mg Ca/l) med klar vannfarge (der totalt organisk innhold TOC er < 5 mg C/l). Dette er basert på resultatene fra målinger i undersøkelsesperioden (se **vedlegg B** bak i rapporten). Ranaelva og de prøvetatte vassdragsavsnittene tilhører dermed elvetype 18 i henhold til vannforskriften (**Tabell 12**).

Tabell 11. Resultater: TOC og kalsium. Midlere verdi for undersøkelsen 2015 – 2016.

Stasjon	Ra 1	Ra 2	Ra 3	Ra 4	Ra 5	Ra 6	Ra 7
TOC mg C/l (n=6)	0,52	0,55	0,55	0,5	0,5	0,52	0,52
Kalsium mg Ca/l (n=7)	5,87	13,48*	5,03	4,94	5,28	5,03	54,7

*se tabell vedlegg

Tabell 12. Typebeskrivelse og vanntype på undersøkte avsnitt av Ranaelva iht. vannforskriften. Klimaregion: Skog. Typifisering av stasjonsområder.

Typebeskrivelse	Elvetype	Kalsium mg Ca/l	TOC mg C/l	Stasjoner
Moderat kalkrik og klar	18	4 - 20	< 5	Ra 1 – Ra 6

Det er laget et kriteriesett for grenseverdier for fysisk-kjemiske støtteparametere knyttet til de ulike vanntypene i vannforskriften, som kvantifiserer et antatt avvik fra en antatt naturtilstand. Disse er vist for Ranaelvas vanntype for næringssaltene nitrogen (Tot- N) og fosfor (Tot-P) i **tabell 13**. For å vurdere konsentrasjonen av suspendert stoff (STS) er det ikke utarbeidet kriterier iht vannforskriften. Det er derfor benyttet tidligere kriteriesett, utarbeidet for SFT (Andersen mfl. 1997) for å vurdere og klassifisere miljøkvalitet i ferskvann av suspendert materiale, jern og mangan (**tabell 14** og **15**).

Betegnelsen "støtteparametere" uttaler at fysisk-kjemiske variabler har en kompletterende funksjon til de biologiske kvalitetselementene (i denne rapporten bunndyr og ungfisk), som har den sentrale funksjonen ved klassifisering av økologisk tilstand.

Tabell 13. Ranavassdraget. Referanseverdier og klassegrenser for total fosfor og total nitrogen i elver.

Elve-type	Høyde-region	Total fosfor (Tot-P) i elver µg/l					
		Ref. verdi	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
18	Lavland og skog	6	1 - 11	11 - 17	17 - 30	30 - 60	> 60
Elve-type	Høyde-region	Total nitrogen (Tot-N) i elver µg/l					
		Ref. verdi	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
18	Lavland og skog	200	1 - 325	325 - 475	475 - 775	775 - 1350	> 1350

Tabell 14. Grenseverdier for miljøtilstand i ferskvann mht. innhold av partikler, organiske stoffer og bakterier (Andersen mfl. 1997).

Virkning av	Parametere	Tilstandsklasser				
		I Meget god	II God	III Mindre god	IV Dårlig	V Meget dårlig
Organiske stoffer:	TOC, mg C/l	< 2,5	2,5 - 3,5	3,5 - 6,5	6,5 - 15	> 15
Partikler:	Susp.stoff. mg/l	< 1,5	1,5 - 3	3 - 5	5 - 10	> 10
Bakterier:	TKB*	< 5	5 - 50	50 – 200	200 - 1000	> 1000

*Termotolerante koliforme bakterier: Antall/100 ml.

Tabell 15. Klassifisering av tilstand mht. virkning av jern og mangan (Andersen mfl. 1997).

	Tilstandsklasser				
	I Meget god	II God	III Mindre god	IV Dårlig	V Meget dårlig
Jern µg Fe/l	< 50	50 - 100	100 - 300	300 - 600	> 600
Mangan µg Mn/l	< 20	20 - 50	50 - 100	100 - 150	> 150

4 Resultater biologiske undersøkelser

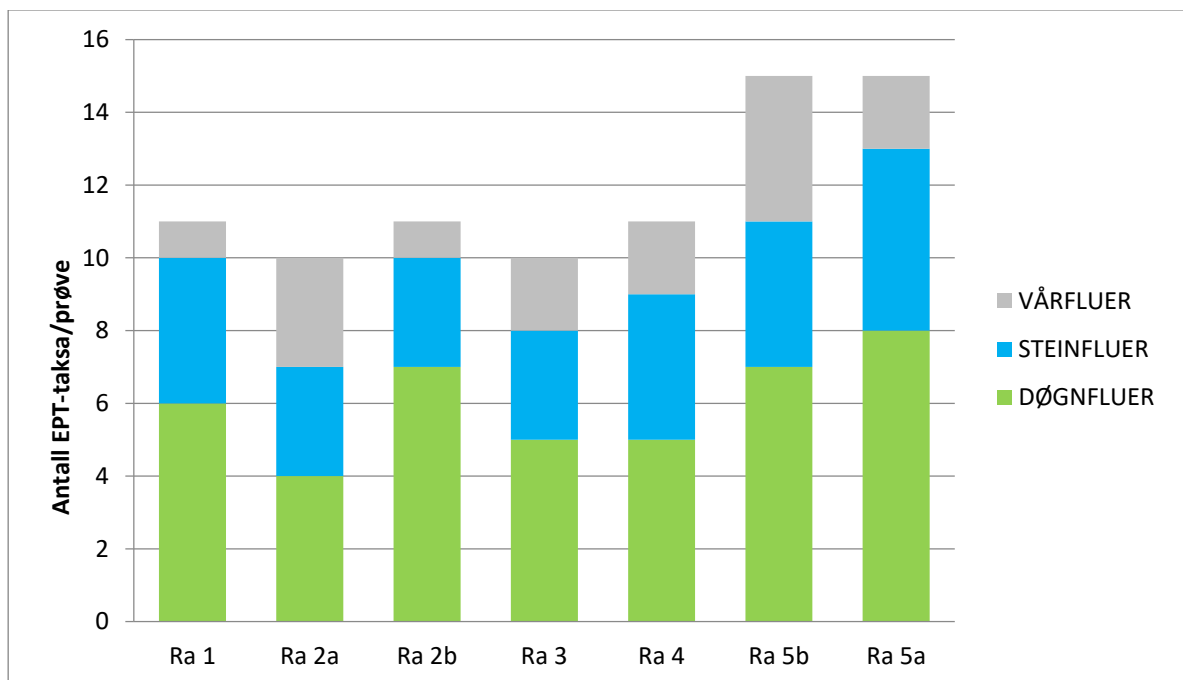
4.1 Bunndyrundersøkelser

Komplette artslister med antall bunndyr per prøve (R-3) er vist i **vedlegg C, D og E** bakerst i rapporten. På bakgrunn av disse artslistene er det utarbeidet figurer (**Figur 16-24**) som beskriver biologisk mangfold, antall individer per prøve og strukturell/funksjonell sammensetning av bunndyrsamfunnet på den enkelte stasjon, og for hver undersøkelsesperiode. Videre presenteres tabeller (**Tabell 16-18**) som oppsummer de ulike miljøbedømmingsindeksene som er anvendt på bunndyrmaterialet.

4.1.1 Biologisk mangfold og bunndyrsammensetning

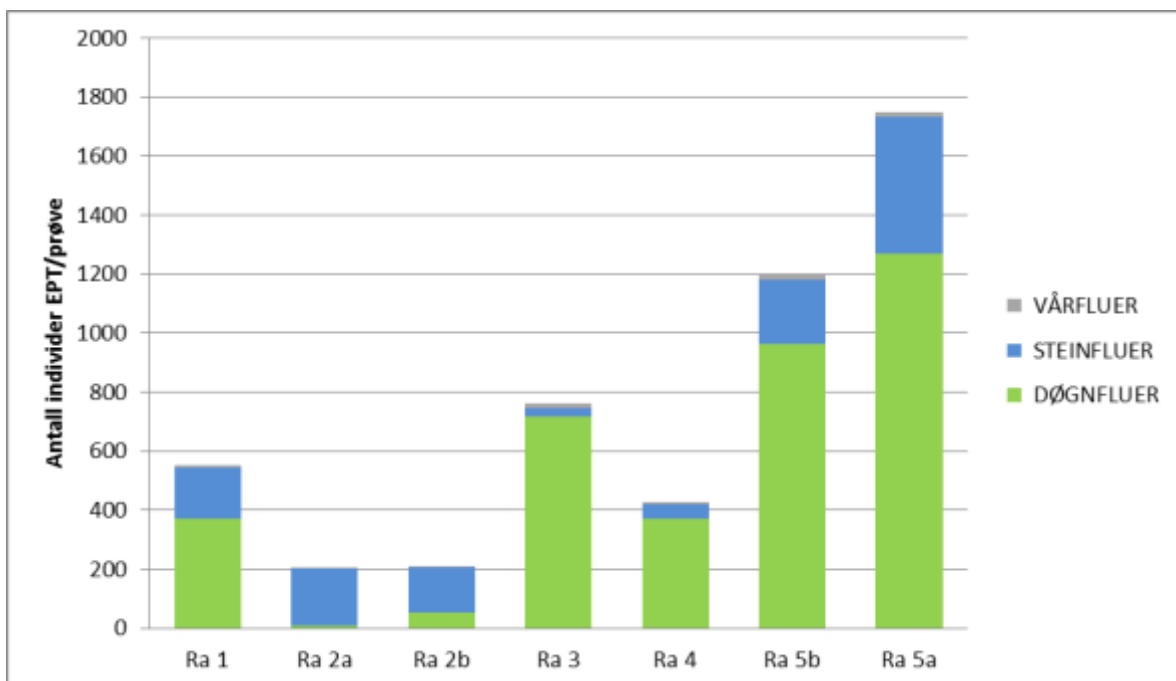
September 2012

Antall ulike taksa av døgn-, stein- og vårfluer (EPT) varierte mellom 10 og 15 i bunndyrprøvene fra stasjon Ra 1- Ra 5a i september 2012 (**Figur 16**). Laveste mangfold ble registrert på stasjon Ra 3 og Ra 2a, mens størst mangfold ble funnet referansestasjonen Ra 5a dette året, som er lokalisert like ovenfor utslippspunktet til Rana Gruber AS.



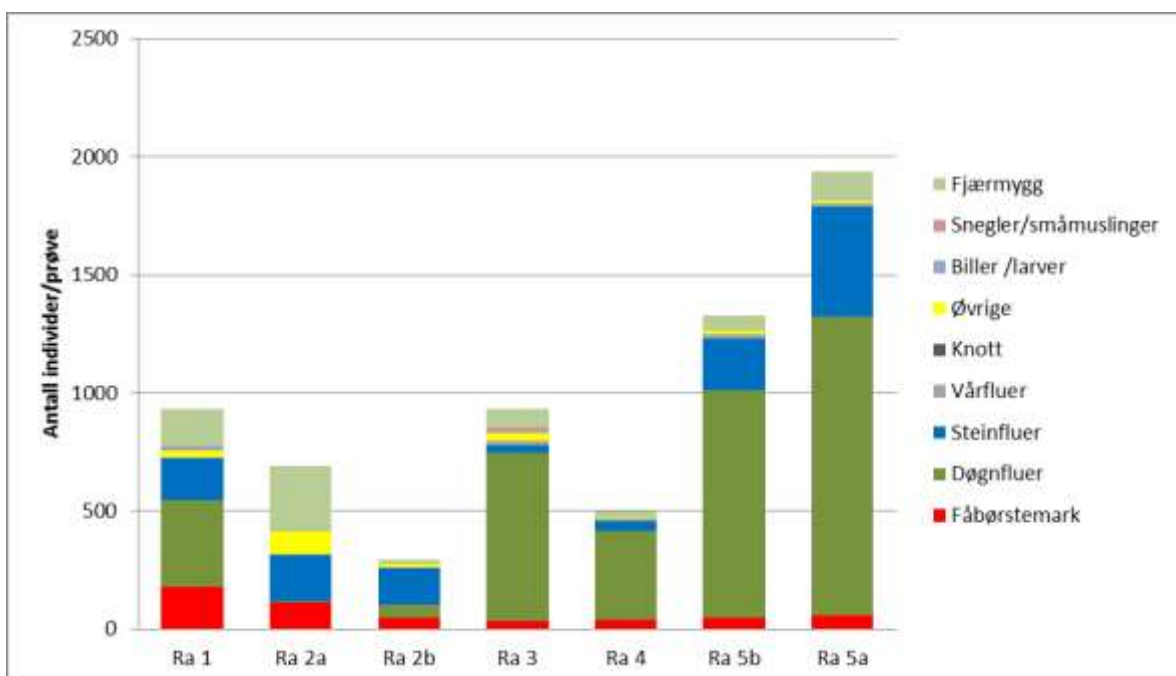
Figur 16. Biologisk mangfold, uttrykt ved antall ulike taksa av døgn-, stein- og vårfluer, per sparkeprøve på undersøkte stasjoner i september 2012.

Tilsvarende er det i **Figur 17** vist stolpediagram over antall individer av døgn-, stein og vårfluer (EPT) per R-3 sparkeprøve fra prøvene som ble hentet inn fra bunndyrsamfunnet på disse stasjonene i september 2012. Antallet individer av EPT taksa varierte mellom 207 (st. Ra 2a) og 1747 (st. Ra 5a). St. Ra 2a og Ra 2b skiller seg ut med det klart laveste individantallet av EPT, mens St. Ra 5a og Ra 5b har høyeste antall av alle stasjoner.



Figur 17. Antall individer av døgn-, stein- og vårfluer (EPT), per prøve på undersøkte stasjoner i september 2012.

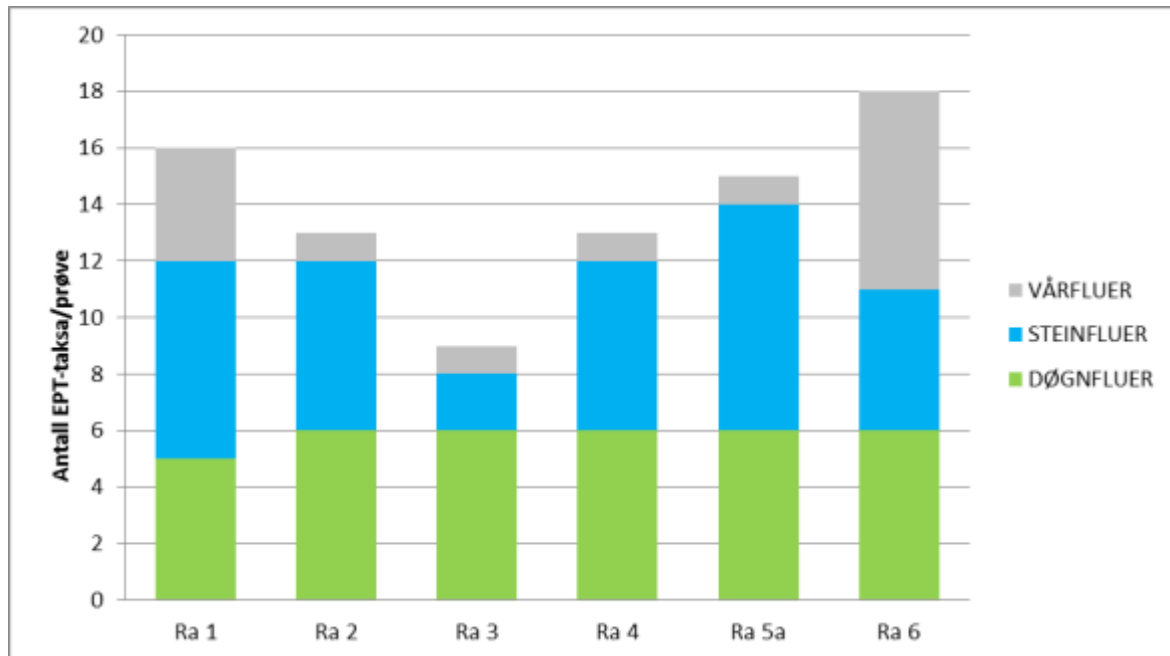
Det totale antall bunndyr per prøve (**Figur 18**) varierte fra 294 til 1939 individer per prøve (R-3) i september 2012. De høyeste bunndyrtallene ble registrert på stasjon Ra 5a og Ra 5b, med hhv. 1939 og 1329 individer per prøve, mens lavest antall ble registrert på hhv. stasjon Ra 2b (294 individer) og Ra 4 (497 individer).



Figur 18. Bunndyrfaunaens sammensetning, dominansforhold og antall bunndyr per prøve på undersøkte stasjoner i Ranaelva, september 2012.

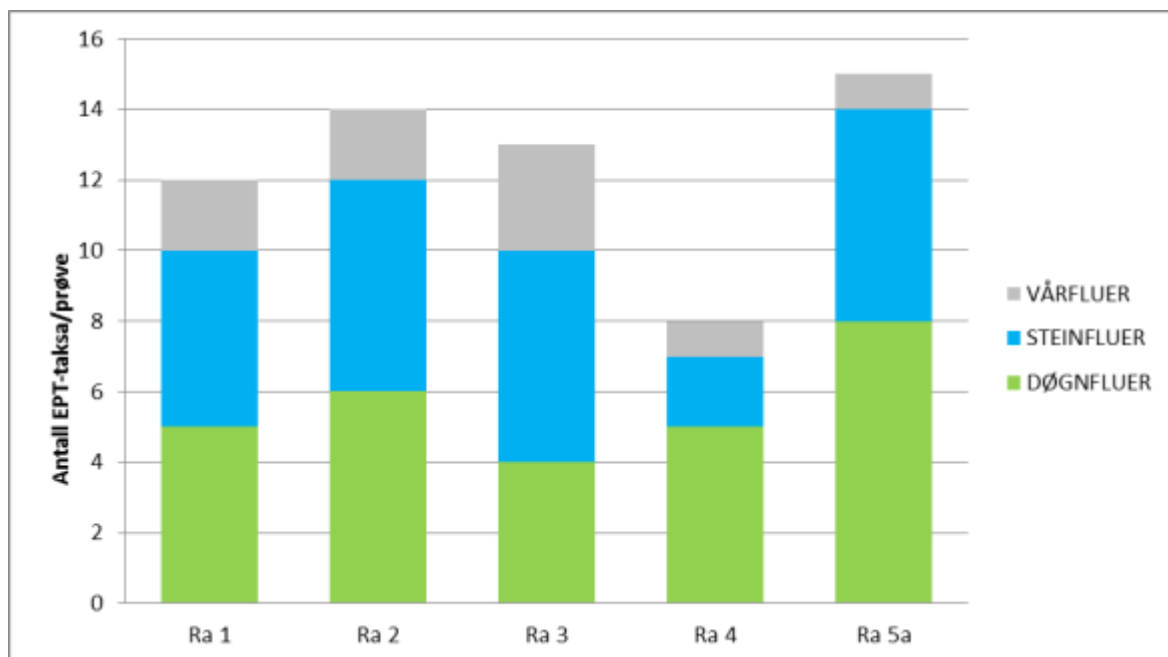
Mai og oktober 2016

Antall ulike taksa av døgn-, stein- og vårfluer (EPT) varierte mellom 9 og 18 i bunndyrprøvene fra stasjon Ra 1- Ra 6 i mai 2016 (**Figur 19**). Laveste mangfold ble registrert på stasjon Ra 3, mens størst mangfold ble påvist på en nyetablert referansestasjon lengre oppe i vassdraget (Ra 6).



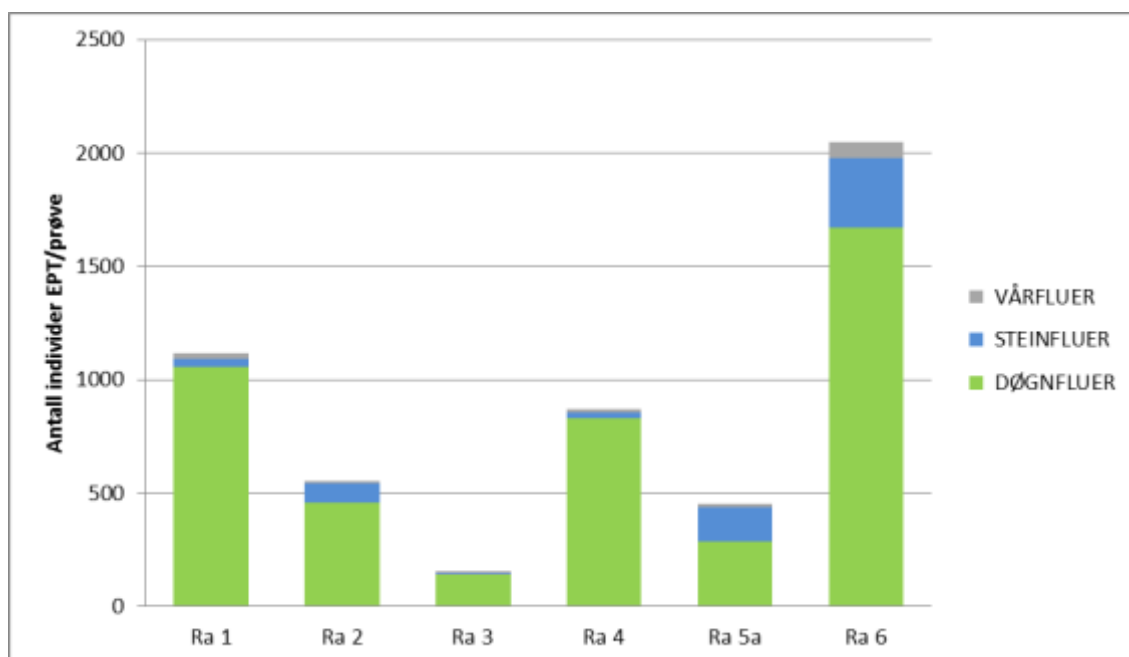
Figur 19. Biologisk mangfold, uttrykt ved antall ulike taksa av døgn-, stein- og vårfluer, per sparkeprøve på undersøkte stasjoner i mai 2016.

Tilsvarende prøver fra oktober 2016 viste en variasjon i antall ulike EPT taksa mellom 8 og 15 i bunndyrprøvene fra stasjon Ra 1- Ra 6 (**Figur 20**). Lavest mangfold ble registrert på stasjon Ra 4, mens størst mangfold ble påvist på referansestasjonen stasjon Ra 5a like ovenfor utslippspunktet til Rana Gruber AS.



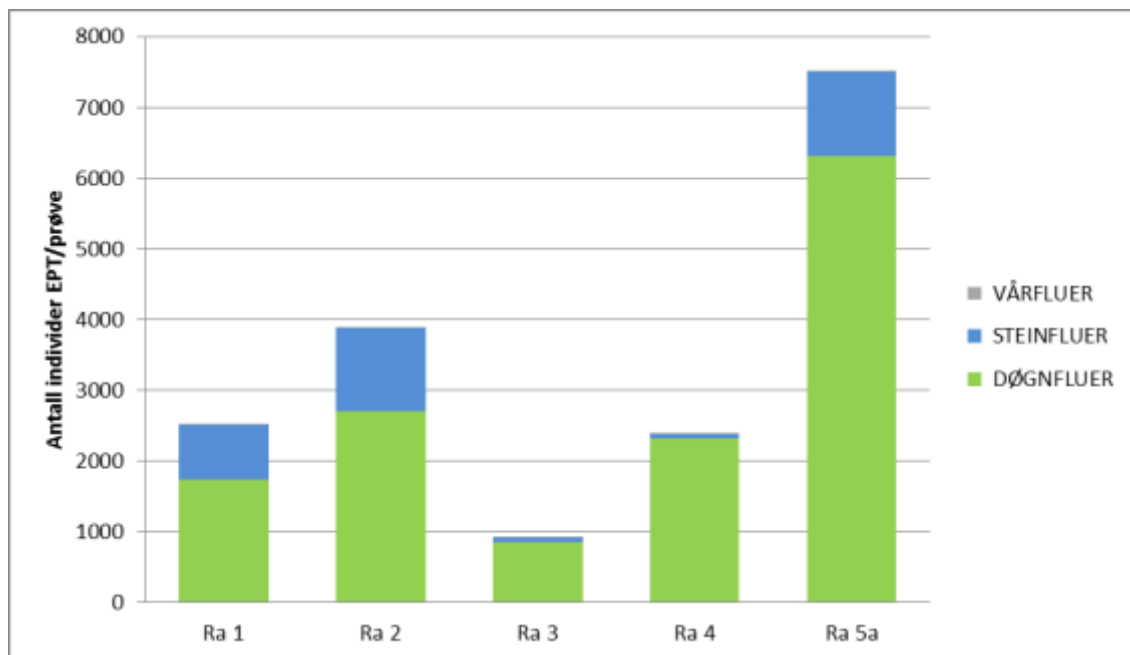
Figur 20. Biologisk mangfold, uttrykt ved antall taksa av døgn-, stein- og vårfluer, per bunndyrprøve på undersøkte stasjoner i oktober 2016.

Figur 21 og **22** viser stolpediagram over antall individer av døgn-, stein og vårfluer (EPT) per standard sparkeprøve (R-3) i henholdsvis mai og oktober 2016. I mai varierte antallet mellom 153 (st. Ra 3) og 2047 (st. Ra 6, øvre referanse).



Figur 21. Antall individer av døgn, stein- og vårfluer per bunndyrprøve på undersøkte stasjoner i mai 2016.

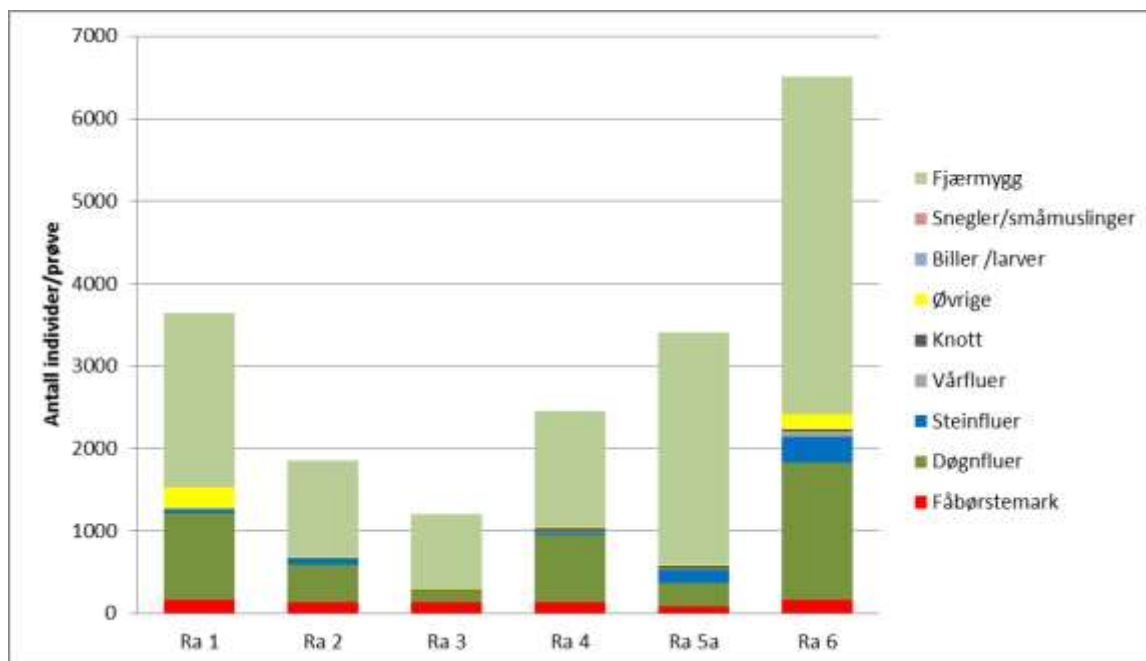
I høstprøvene fra oktober samme år ble det registrert mellom 926 og 7517 individer av EPT per prøve. Høyeste antall individer av EPT ble registrert på stasjon Ra 5a ovenfor utslippspunktet fra Rana Gruber, mens laveste antall ble funnet på st Ra 3 ved Eiteråga (**Figur 22**).



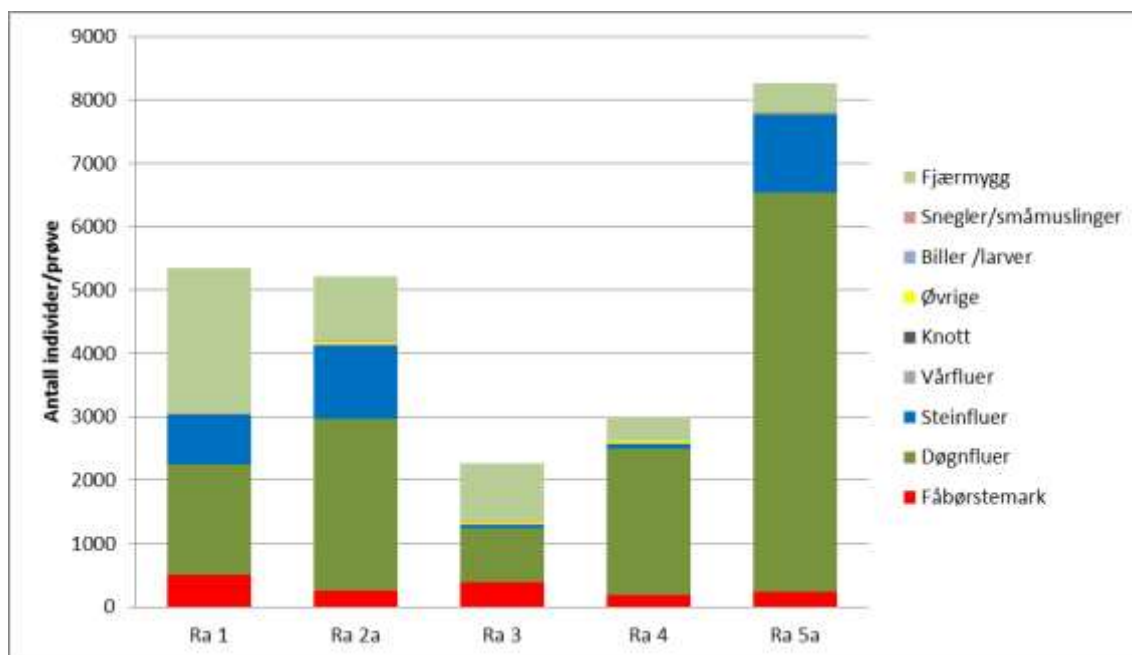
Figur 22. Antall individer av døgn, stein- og vårfluer per prøve på undersøkte stasjoner i oktober 2016.

I 2016 varierte det totale antall bunndyr per prøve (**Figur 23**) fra 1202 til 6510 individer i mai. Høyest totalt bunndyrtall ble registrert på stasjon Ra 6, med 6510 individer per prøve, mens lavest antall (1202 individer per prøve) ble registrert på stasjon Ra 3 ved Eiteråga.

I oktober samme år var variasjonen i det totale antall bunndyr per prøve (**Figur 24**) fra 2259 til 8273 individer per prøve i oktober. Størst tetthet av bunndyr ble (som i mai samme år) registrert på stasjon Ra 6, med 8273 individer per prøve, samtidig som det lavest tetthet ble registrert på stasjon Ra 3 (2259 individer per prøve).



Figur 23. Antall individer og bunndyrsamfunnets sammensetning per prøve i mai 2016.



Figur 24. Antall individer og bunndyrsmfunnets sammensetning per sparkeprøve i oktober 2016.

Dominansforhold av bunndyrgrupper i 2012 og 2016

Døgnfluer dominerte bunndyrfaunaen på de fleste stasjonene i september 2012, med unntak av stasjon Ra 2a og Ra 2b, der steinfluer og fjærmygg (st. Ra 2a) dominerte i antall per prøve. I mai 2012 var det en dominans av bunndyrgruppen fjærmygg på alle stasjonene, både oppstrøms utslippet og nedstrøms, etterfulgt av døgnfluer. I oktober 2016 dominerte døgnfluer på stasjon Ra 5a og Ra 4, mens et skifte i dominansforhold mot fjærmygg ble registrert på stasjon Ra 3 og Ra 1. Ved stasjon Ra 2a dominerte dog døgnfluer i antall per prøve.

Blant døgnfluene var familien *Baetidae* relativt tallrike i alle undersøkelsesår og perioder, der arten *Baetis rhodani* dominerte på stasjonene. Av andre døgnfluearter var *Ephemerella aurivillii* og *Ephemerella mucronata* normalt forekommende på de fleste av de stasjonene som ble undersøkt. Steinfluefaunaen hadde jevnt over et middels eller lavt mangfold på de fleste stasjoner ved alle prøvetakingstidspunkt, der individer i slekten *Capnia* dominerte sterkt i antall. Rovformen *Diura nanseni* var jevnt over representert på alle stasjoner, men med lavt antall. Vårfluefaunaen var svært artsfattig på alle stasjoner gjennom hele undersøkelsesperioden, både med hensyn til antall individer og arter, der *Rhyacophila nubila* var vanligst.

4.1.2 Miljøtilstandsbedømming og økologisk tilstand

Tabellene 16, 17 og 18 viser en samlet oversikt over de ulike indeksene som er anvendt på bunndyrmaterialet, og resultatet fra den miljøbedømming som ble gjort ut fra bunndyrmaterialet sammensetning på de respektive stasjonene. Utgangspunktet for miljøbedømmingen er artslistene fra september 2012, mai 2016 og oktober 2016 (se **vedlegg C-E** bak i rapporten).

Resultatene viser at tre (st. Ra 2b, Ra 5a og Rab) av syv stasjoner oppnådde indeksverdier tilsvarende «Svært god økologisk tilstand» i september 2012 (**Tabell 16**). Øvrige stasjoner oppnådde «God økologisk tilstand» på bakgrunn av de beregnede ASPT og EQR/nEQR-verdiene. BMWP-indeksen viste verdier fra 54 til 87 på de undersøkte stasjonene. Høyeste indeksverdier ble oppnådd på st. Ra 5a (referanse), mens laveste nivå ble registrert på st. Ra 3.

Tabell 16. Samlede resultater for indeksberegnet miljøtilstand i Ranaelva, på bakgrunn av bunn-dyrundersøkelser på syv stasjoner i september 2012. Fargekoder etter femdelt skala for klassifisering av økologisk tilstand.

Ranaelva	Ra 1	Ra 2a	Ra 2b	Ra 3	Ra 4	Ra 5a	Ra 5b
Dato : 26/26.09.2012							
ASPT – Average Score Per Taxon	6,55	6,6	7,1	6	6,64	7,25	7,09
EQR – Økologisk tilstand	0,95	0,96	1,03	0,87	0,96	1,05	1,03
Normalisert EQR ASPT	0,74	0,76	1	0,6	0,76	1	1
BMWP	72	66	71	54	73	87	78
EPT	11	10	11	10	11	15	15

Tilsvarende beregninger for mai 2016 viste at to (st. Ra 4 og Ra 6) av seks stasjoner hadde indeksverdier tilsvarende «Svært god økologisk tilstand» (**Tabell 17**). Videre oppnådde tre stasjoner «God økologisk tilstand», med ASPT-verdier mellom 6,5 og 6,78. Disse stasjonene (Ra 1, Ra 2b og Ra 4) var nært opp mot grensenivået «Svært god økologisk tilstand», som er fastsatt til 6,8. Ra 3 ved Eiteråga lå så vidt under grensenivået til «God økologisk tilstand» (fastsatt til 6,0), og ble klassifisert til å ha en «Moderat økologisk tilstand» med en ASPT verdi på 5,9. BMWP-indeksen viste verdier fra 59 til 90 på stasjonene. Høyeste indeksverdi ble beregnet på stasjon Ra 6, mens laveste verdi ble beregnet på stasjon Ra 3.

Tabell 17. Samlede resultater for indeksberegnet miljøtilstand i Ranaelva, på bakgrunn av bunn-dyrundersøkelser på seks stasjoner i mai 2016. Fargekoder etter femdelt skala for klassifisering av økologisk tilstand.

Ranaelva	Ra 1	Ra 2b	Ra 3	Ra 4	Ra 5a	Ra 6
Dato : 12.05.2016						
ASPT – Average Score Per Taxon	6,5	6,78	5,9	6,91	6,6	6,92
EQR – Økologisk tilstand	0,94	0,98	0,86	1	0,96	1
Normalisert EQR ASPT	0,72	0,79	0,58	1	0,76	1
BMWP	78	61	59	76	66	90
EPT	16	13	9	13	15	18

I oktober 2016 oppnådde bare referansestasjonen (st. Ra 5a) en indeksverdi som tilsvarer «Svært god økologisk tilstand» (**Tabell 18**). De resterende fire stasjoner oppnådde høye verdier for ASPT og «God økologisk tilstand», der tre av stasjonene (Ra 1, Ra 2b og Ra 4) var nært opp mot klassegrensen til «Svært god økologisk tilstand». Størst avvik hadde st. Ra 3, med en indeksverdi for ASPT på 6,33. Tilsvarende viste BMWP-indeksen verdier fra 44 til 86 på stasjonene i mai. Beregningene viste her høyest indeksverdi på hhv. stasjon Ra 6 og Ra 2a, mens laveste verdi ble beregnet på st. Ra 4.

Tabell 18. Samlede resultater for indeksberegnet miljøtilstand i Ranaelva, på bakgrunn av bunn-dyrundersøkelser på fem stasjoner i oktober 2016. Fargekoder etter femdelt skala for klassifisering av økologisk tilstand.

Ranaelva	Ra 1	Ra 2a	Ra 3	Ra 4	Ra 5a
Dato : 06.10.2016					
ASPT – Average Score Per Taxon	6,73	6,62	6,33	6,56	7,38
EQR – Økologisk tilstand	0,97	0,96	0,92	0,95	1,07
Normalisert EQR ASPT	0,77	0,76	0,69	0,74	1
BMWP	74	86	76	44	86
EPT	12	14	13	8	15

4.2 Ungfisktellinger

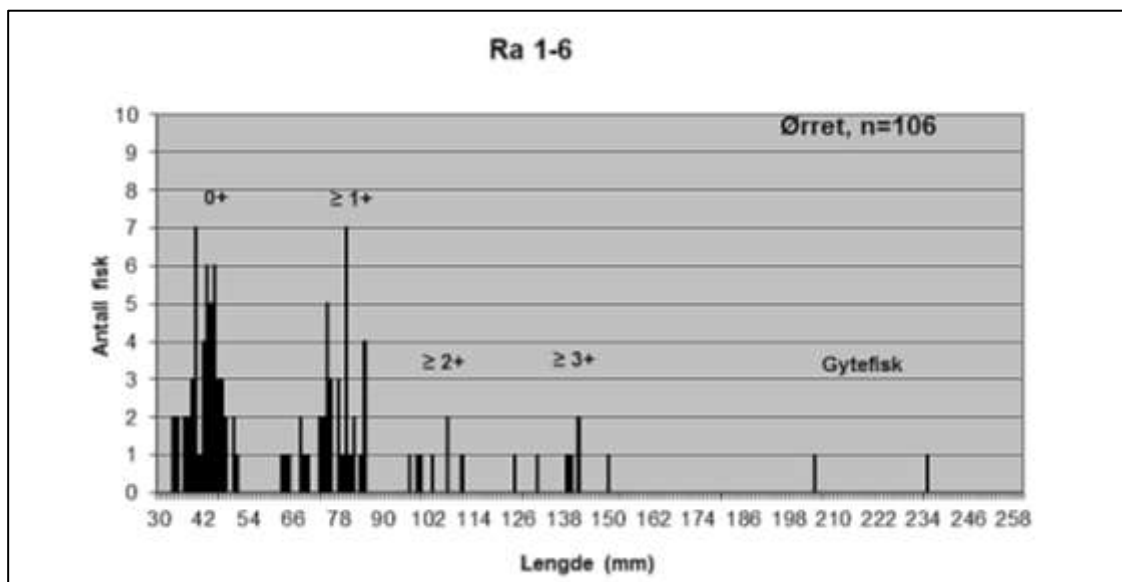
4.2.1 Antall ungfisk, artssammensetning og lengde-/frekvensfordeling

Under ungfisktellingerne som ble gjennomført høsten 2012 ble det til sammen fanget 110 laksefisk, hvorav 106 av disse ble fanget innenfor de oppmålte stasjonsområdene, som utgjorde 724 m², og fire individer fanget ved supplerende søk utenom disse stasjonene. Av de 110 individene ble 106 ungfisk artsbestemt som ørret (*Salmo trutta* L.) på bakgrunn av ytre, morfologiske kjennetegn, og fire individer ble klassifisert som røye (*Salvelinus alpinus* L.). Enkelte (n=4) svært små individer (± 40 mm) var noe vanskelige å artsbestemme med sikkerhet i felt. Disse ble klassifisert som ørret.

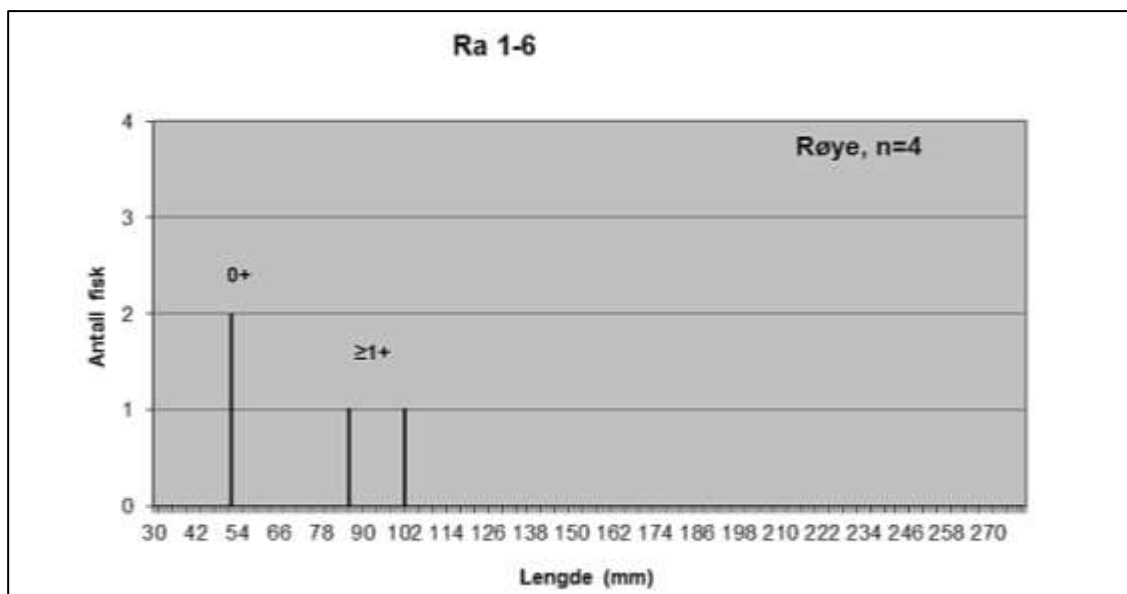
Ut fra en samlet lengde-frekvensfordeling (**Figur 25**), ble 51 av 106 ørret klassifisert som årssyngel, med lengder mellom 34 – 51 mm (gjennomsnitt: 42,5 mm, Stdav: 4,1). Dette utgjorde 48,6 % av individene. Et sprang i lengdefordelingen (på 12 mm) markerer skille mellom årssyngel og ungfisk med alder ett år eller eldre ($\geq 1+$). 37 individer ble registrert innenfor lengdeintervallet 63 -85 mm (Gjennomsnitt: 76,7 mm, Stdav: 5,8), som da utgjør aldersklassen $\geq 1+$ (ettåringer og innslag av toåringer). Åtte individer tilhørte lengdeintervallet 97-111 mm (gj. snitt: 104,7 mm, Stdav: 4,3). Dette er ungfisk med antatt alder $\geq 2+$. Fem individer befant seg i lengdeintervallet 131-150 mm (Gjennomsnitt: 140,7 mm, Stdav: 6,1), og tilhører aldersklasser med alder antatt $\geq 3+$.

Av det totale materialet på 106 ørret, var to individer antatt kjønnsmodne individer. Begge var hannfisk, med lengder på hhv. 205 og 235 mm.

Fire av 110 ungfisk ble artsbestemt til røye (**Figur 26**). Disse individene hadde en lengde på hhv. 52, 52, 86 og 102 mm. Trolig er dette to årsklasser, høyst sannsynlig årssyngel (0+) og ettåringer (1+). Erfaringsgrunnlaget for lengde og alder for røye i dette vassdraget er derimot lite. Derfor er det beheftet noe usikkerhet rundt aldersklassetilhørigheten til røyene.



Figur 25. Antall ørretunger og gytemoden ørret, lengdefordeling og antatte årsklasser/aldersgrupper på stasjon Ra 1 til Ra 6 i Ranaelva høsten 2012.



Figur 26. Antall røyeunger, lengdefordeling og antatte årsklasser/aldersgrupper på stasjon Ra 1 til Ra 6 i Ranaelva høsten 2012.



Figur 27. Antatt årsyngel av ørret (46 mm, øverst) og røye (52 mm, nederst) fra stasjon Ra 3.



Figur 28. Eldre ungfisk av ørret (150 mm, øverst) og antatt gytefisk av ørret (235 mm, nederst), fanget ved søk utenom stasjonsområde Ra 3 ved Eiteråga.

4.2.2 Ungfisktettheter

Detaljerte fangstdata er vist i **vedlegg F. Tabell 19** viser en oversikt over ungfisktettheter (Zippin 1958) på de ulike stasjonene i Ranaelva høsten 2012. Stasjonene i tabellen er rangert etter avstand fra gruveutslippet. Dette gjelder stasjon Ra 1 til Ra 5c. Ra 5a og Ra 6 er ikke direkte berørt av utslippsvannet fra gruvene, men Ra 5a ligger i det samme område som utslippspunktet, om lag 100 meter ovenfor selve utslippspunktet, og må anses som indirekte berørt. Med indirekte betyr det at eventuelle gyteområder og standplasser for gytefisk nedstrøms (men i tilknytning til) Ra 5a kan være redusert eller påvirket, og dermed indirekte påvirker ungfisktettheten på stasjonen, til tross for at den ligger oppstrøms utslippspunktet.

Samlet fisktetthet (både ørret- og røye, inkludert antatt gytefisk) varierte fra 2,7 til 67,4 ungfisk per 100 m² (**Tabell 19**). De laveste tetthetene (2,7 og 5,1 ind/100 m²) ble estimert på stasjon 5a og 5c, hhv. like ovenfor utslippet og i selve utslippet fra gruvene. Høyeste tettheter ble funnet på stasjon Ra 2c (67,4 ind/100 m²) og referansestasjonen Ra 6 (38,3 ind/100 m²) et godt stykke lengre opp i vassdraget.

Tabell 19. Ungfisktettheter i Ranaelva estimert på bakgrunn av data fra september 2012.

Vassdrag				Estimert tetthet (antall individer per 100 m ²)				
				All laksefisk	Ørret		Røye	
Vassdrag	St.	Lokalisering	Areal (m ²)	Total	0+	≥ 1+	0+	≥ 1+
Ranaelva	Ra 1	V/ Storforsen	168	13,9	13,4	2,6	0	0
Ranaelva	Ra 2c	Grøndahl bru	59	67,4	19,1	49,5	0	0
Ranaelva	Ra 3	Eiteråga	92	20,7	13,7	4,7	2,4	0
Ranaelva	Ra 4	Gullbekheia	86	26,5 (10,5**)	9,7	4,65*	0	0
Ranaelva	Ra 5b	N /utslipp	54	15,5	3,7*	3,7*	0	1,9
Ranaelva	Ra 5c	I utslipp	75	5,1	2,9	0	0	1,33*
Ranaelva	Ra 5a	Like o /utslipp	112	2,7	0	2,7	0	0
Ranaelva	Ra 6	Referanse	78	38,3	22,5	18,9	0	0

*observert tetthet, da forutsetningene for beregning i henhold til Zippin ikke er oppfylt

** både Zippin-tetthet og observert tetthet oppgitt, se vedlegg for detaljerte data

Ørret

Tettheten ørret i størrelsesgruppen 0+ på de undersøkte stasjonene varierte mellom 0 (Ra 5a) og 22,5 (Ra 6) individer per 100 m² (**Tabell 19**). Høyeste tettheter ble funnet på stasjon Ra 6 i øvre referanseområde, samt på stasjon Ra 2c (19,1 ind/100 m²). De stasjonene som var lokalisert enten i eller nærmest utslippspunktet (Ra 5c, Ra 5b og Ra 4) hadde årsyngeltettheter på hhv. 2,9, 3,7 og 9,7 ind/100 m². Tettheten av ørret med antatt alder ≥1+ (**Tabell 19**) varierte fra 0 på stasjon Ra 5c, og opp til 49,5 ind./ 100 m² på stasjon Ra 2c. Tettheten på øvre referansestasjon (Ra 6) ble estimert til 18,9 ind/100 m². Utover tetthetsnivåene på Ra 6 og Ra 2c, så var øvrige ungfisktettheter lave, og varierte mellom 2,6 (Ra 1) til 4,7 (Ra 3) ind./ 100 m².

Røye

Røye ble kun unntaksvis registrert i Ranaelva høsten 2012 (**Tabell 19**). Kun enkeltindivider av arten ble registrert på stasjon Ra 3, Ra 5b og Ra 5c. På st Ra 3 ble det registrert to årsyngel av røye, hvilket ga en estimert tetthet på 2,4 ind/100 m². Ett individ av røye med antatt alder ≥ 1+ ble fanget på hver av stasjonene Ra 5b og Ra 5c (**Figur 29**). Dette ga tetthetsnivåer på henholdsvis 1,9 og 1,33 ind/100 m².



Figur 29. Øverst: Røye (86 mm og antatt ettåring). Midten: Ørret (35 mm, årsyngel). Begge fanget på stasjon 5 C i umiddelbar nærhet av utslippet fra Rana Gruber AS. Dato 25.09.2012.

5 Diskusjon av resultater fra biologiske undersøkelser

5.1 Bunndyr og miljøkvalitet

Resultatene fra bunndyrundersøkelsene i Ranaelva nedstrøms utslippet av drensvann fra Rana Gruber AS sitt gruveområde i Dunderlandsdalen gir ingen indikasjon på at det foreligger noen form for toksiske eller akutt dødelige effekter av gruvevannet for bunnfaunaen i vassdraget. For- surings- og tungmetallfølsomme døgnfluer i slektene *Baetis* (sp.) og *Ephemerella* (sp.) registreres gjennom hele undersøkelsesperioden på stasjon Ra 4 nært opp mot utslippspunktet, og med tettheter større enn på nedenforliggende stasjon ved Eiteråga (Ra 3). pH-problemer forårsaket av utslippsvannet er ingen problematikk i resipienten nedstrøms, noe som også støttes av vannprøvene som ble hentet inn (Vedlegg B). Våre observasjoner og bunndyr-resultatene for øvrig tyder heller ikke på at tungmetaller (se f.eks. Bergen & Aanes 2017a for gruverelaterte tungmetalleffekter på bunndyrfaunaen) og/eller andre potensielt miljøgiftige stoffer (f.eks. ammoniakk/ammonium) er til stede i nivåer som vil kunne gi biologisk negative effekter. Analyseresultatene fra vannprøvene som ble hentet inn i 2015 og 2016 viste meget lave konsentrasjoner av metaller og ga god kjemisk tilstand i vannforekomsten nedstrøms utslippet av drensvann fra virksomheten til Rana Gruber AS i Dunderlandsdalen.

Generelt sett viser resultatene fra bunndyrundersøkelsene i de to årene 2012 og 2016 at bunndyrsamfunnet i vannforekomsten som helhet er relativt artsfattig. Når det gjelder biologisk produksjon så karakteriseres områder som ble undersøkt til å være lavt til middels produktivt i forhold til andre større, sammenlignbare vassdrag som f.eks. Gaula (Bergen & Aanes 2015, Aanes & Bergen 2016b, Bergen & Aanes 2017). Dette gjelder så vel referansestrekninger som strekninger nedstrøms utslippet av drensvann fra Rana Gruber AS. Det er til dels svært varierende mangfold og bunndyrtetthet mellom år og årstider, fra til dels svært lav opp til en middels/høy tetthet. En må anta at dette er en tilnærmet normaltilstand for vassdraget, og er en følge av vassdragets naturlige vanntype (lavt nivå mht. næringssalter og organisk innhold, samt et middels kalknivå) og øvrige naturgitte forutsetninger (klima/breddegrad, brepåvirkning, meget store variasjoner i vannføring, og tildels stor grad av løsmassetransport i perioder med flom/isgang, mm).

Med hensyn til organisk belastning og anrikning av næringssalter ble det ikke registrert markante oppblomstringer av forurensningstolerante bunndyrformer i vassdraget, utover variasjoner innenfor det en må anta som naturlig. Dette gjenspeiles også ved anvendelse av ulike miljøbedømmingsindekser på bunndyrmaterialet, som ble samlet inn. Her oppnår alle stasjoner i hele perioden enten «God» eller «Svært god» økologisk tilstand, med unntak av stasjon Ra 3 i mai 2016, da denne stasjonen oppnådde «Moderat» økologisk tilstand. Stasjon Ra 3 hadde også laveste indikatorverdier i forhold til de øvrige stasjonene også i de andre undersøkelsesårene og –periodene. Dette er en god indikasjon på at bunndyrsamfunnet på dette avsnittet av vassdraget er noe påvirket. Denne stasjonen samt stasjon Ra 4, oppnår også reduserte verdier i alle undersøkelsesperioder for BMWP-indeksen. Slike lave verdier indikerer noe grad av belastning.

I tillegg til registrerte endringer med hensyn til miljøbedømmingsindeksene, påvises det endringer i bunndyrsamfunnets oppbygning på de to overnevnte stasjonene i løpet av undersøkelsesperioden. Ved en nærmere sammenligning av resultatene fra alle stasjonene i 2012 og 2016, og basert på mange års erfaring med denne type utslipp (såkalt ekspertvurdering i henhold til vannforskriften) observeres det endringer i sammensetningen på stasjon Ra 4 og Ra 3, de to nærmeste stasjonene til utslippspunktet. Dette gjelder begge årene og for alle perioder. Det registreres her et noe mer ustrukturert bunndyrsamfunn, et lavere biologisk mangfold der enkeltarter er tidvis fraværende eller unaturlig lite representert. Et lavere antall bunndyr per prøve registreres også på disse stasjonene sammenlignet med de øvrige. Spesielt merkbar er nedgangen i antall ulike taksa og antall individer av rentvannskrevende døgn-, stein- og vårfluer (EPT).

I september 2012 var denne endringen mest synlig på stasjonen (Ra 4) nærmest utslippet, mens dette er mest synlig på stasjonen ved Eiteråga (Ra 3) i mai og oktober 2016. Hovedårsaken til dette signalet vi får fra bunnfaen på begge stasjonene kan (slik vi vurderer) det knyttes til effekter (og da fra nedslamming) forårsaket av utslippet fra gruveaktiviteten oppstrøms. Effekten kobles til en belastning knyttet til uorganisk finstoff (gruveslam). Dette dekker elvebunnen, kitter igjen hulrom i elvegrusen/substratet og skaper mindre variasjon og reduserer habitattilbudet (Hessen 1988), noe som blant annet resulterer i et dårligere næringstilbud til bunnfaunaen på disse elve-avsnittene. Slike fysisk/mekaniske påvirkninger kan ha stor betydning på bunndyrsamfunns funksjonelle- og strukturelle oppbygning. Indirekte vil dette også ha negativ påvirkning på næringsgrunnlaget for bl.a. fiskebestander i vassdraget. Det gir reduserte livsbetingelser for noen rentvannskrevende bunndyrgrupper og arter, og for enkelte funksjonelle bunndyrgrupper (som f.eks. filtrerende organismer, predatorer, mm). Resultatet blir lavere biologisk mangfold og bunndyrproduksjon.

I både 2012 og 2016 viser resultatene at referansestasjonene (stasjon Ra 5a og/eller stasjon Ra 6) har minst avvik fra et forventet og lite påvirket bunndyrsamfunn. Dette bekreftes både ved bruk av ulike miljøbedømmingsindekser, biologisk mangfold, antall bunndyr per prøve og av den strukturelle/funksjonelle sammensetningen av bunndyrsamfunnet. I 2012 avviker bunndyrsamfunnet i størst grad på stasjon Ra 2a / 2 b og Ra 4 sammenlignet med referansestasjonen (-e). Resultatet fra både stasjon Ra 2a og Ra 2b er noe uventet, og slik vi ser det, er det ikke mulig å knytte endringene her opp mot eller å forklare på bakgrunn av effekter fra nedslamming eller eventuelle andre responser fra gruveutslippet. Visuelt var disse stasjonene lite nedslammet, der substratet var relativt løst (med intakte hulrom og god skjulkapasitet). Det ble ikke funnet andre tegn på mekanisk/fysiske endringer som kan knyttes opp mot gruveutslippet. På stasjon Ra 3 og Ra 4 i samme periode var effekten av nedslamming mer framtrædende, og elvesubstratet manglet i større grad skjul, hulrom og mikrohabitat, da disse var sedimentert igjen av finstoff fra gruvevannet. Videre var elvestein og substrat til dels kittet fast til bunn, og vanskelig å bevege på. Dette gir i mindre grad livsvilkår for et velutviklet bunndyrsamfunn. Det ble ikke funnet synlige tegn til nedslamming eller gruverelatert sedimentering på stasjonsområdene Ra 2 a / b eller Ra 1.

Bunndyrfaunaens respons viser negative effekter knyttet til nedslamming på stasjonene Ra 4 og Ra 3. Dette varierer mellom stasjonene, de to undersøkelsesperiodene samt mellom ulike år. Vi vurderer at noe av årsaken kan knyttes til mer eller mindre naturlige variasjoner bunndyrs livssyklus, samt i vannføringsforhold og øvrige miljøforhold i vassdraget (faktorer som bestemmer Ranaelvas resipientkapasitet/selvrensningsevne). Videre har utslippet av gruveslam vært varierende i undersøkelsesperioden (avhengig av forhold knyttet til drift, effekten av tiltak for sedimentfangst og nedbør mm). Variasjoner i vannføring påvirker sedimentasjon og resuspensjon av slam i vannforekomsten, og bestemmer dermed graden og utbredelsen av nedslamming. I tillegg til den naturlige slamtransporten kommer her mengden av slam i avløpet fra gruveområdet, som igjen har sammenheng med hvor effektive gruvens egne slamfeller har vært.

I den aktuelle perioden har Rana Gruber AS lagt inn en betydelig innsats for å bedre situasjonen med hensyn til avrenning av gruvevann til resipienten. Som nevnt har vannføringssituasjonen forut for bunndyrundersøkelsene betydning, da det påvirker utstrekningen av sedimentasjonseffekten i vassdraget, og endrer tilsvarende utformingen av dyrelivet på elvebunnen. Ved stor vannføring foregår det nedslamming på andre vassdragspartier enn ved lav vannføring, og vice versa, og dette gir en varierende, strukturerende effekt på bunndyrsamfunnet i elva. Ytterligere kompleksitet inntreffer dersom lokale nedbørforhold gir stor avrenning og tilførsel av forurensningskomponenter fra for eksempel gruveområdet, samtidig som vannføringen i Ranaelva er lav.

En av årsakene til variasjonen mellom st. Ra 4 og Ra 3 fra 2012 til 2016 kan også kanskje knyttes til endringer i plasseringen av utslippspunktet fra Rana Gruber AS i samme periode. I 2012 ble drengsvannet fra gruveaktivitetene ført ut i strandkanten og fulgte elva langs land (**Figur 30**), mens det i 2016 ble ført lenger ute i elva (se **forsidebilde** og **Figur 1**). Vannhastigheten er her større, noe som gir en bedre innblanding i hovedvannmassene, og trolig også en lengre transportvei før sedimentering. Etter denne endringen synes det å ha vært en noe økt sedimentasjon

og nedslamming på Ra 3 sammenlignet med Ra 4, som var klart mest nedslammet i 2012. Dette viste seg også i en noe mer fastkitting av elvegrusen på st. Ra 3 i 2016 sammenlignet med i 2012.



Figur 30. Ranaelva. Lokalisering av utslippspunkt fra Rana Gruber AS i Dunderlandsdalen. Foto tatt den 25. september 2012.

Bunndyrundersøkelsene i 2012 og 2016 har et begrenset omfang, men kan anses å gi et integrert bilde av påvirkningen over en lengre periode forut før selve prøvetakingen. Vi registrerer

bunndyrsamfunnet og miljøkvaliteten slik den er på undersøkelsestidspunktet. Vi antar (vi har ikke fått informasjon om annet) at det har vært «normale utslippsforhold» i perioden før prøvetakingen. Helst skulle man ha hatt en lengre periode med stabile vannføringsforhold (minus flommer) i forkant av prøvetakingen, men det er ikke lett å finne gode prøvetakingsvinduer i de periodene som er ideelle for prøvetaking av bunndyr. Tross alt er studier av bunnfaunaens utforming det beste redskap vi har til å beskrive denne type påvirkning. Når dette kombineres med inngående erfaring hos den som velger ut prøvesteder og foretar innsamlingen av datamaterialet, vil en over tid få et godt bilde av utslippets effekter på økologiske forhold i vassdraget, og et materiale som kan gi tilbakemelding på virkningen av tiltak som eventuelt må gjennomføres.

Sent på høsten i 2012 (november) var det et akutt uhellsutslipp av slam i forbindelse med tømning av et slambasseng. Effektene av dette ble dokumentert gjennom bunndyrprøver innsamlet like etterpå (Aanes m.fl. 2012, upublisert NIVA-notat). Notatet dokumenterte økt grad av nedslamming nedstrøms utslippspunktet fra Rana Gruber AS sammenlignet med hvordan situasjonen hadde vært i september samme år (data som er benyttet i denne rapporten). Det ble påvist en nedgang i arts mangfold og antall bunndyr i vassdraget nedstrøms uhellsutslippet. Den påvirkede strekningen ble i notatet vurdert å ha økt betydelig i utstrekning etter uhellsutslippet, sammenlignet med en mer normal utslippssituasjon, slik den var dokumentert i september like før utslippet samme år.

Vi mangler bunndyrdata fra vintersituasjonen i resipienten, dvs. perioden da Ranaelva er isdekt, og normalt har lavest vannføring. Dette skyldes at bunndyrinnsamling om vinteren i slike vassdrag ikke lar seg gjennomføre rent praktisk. Miljøkvaliteten under vinterperioden er derfor ikke belyst i overvåkingen, men en kan anta at undersøkelser om våren og da helst før vårflommen vil gjenspeile noe av vintersituasjonen for vassdraget.

Den undersøkte vannforekomsten er bl.a. påvirket av kraftverksregulering, i form av fraføring av vann. Videre er det naturlig svært fluktuerende vannføring, med raske og store vannføringsendringer, som følge av liten magasineringskapasitet og mangel på vann/innsjøer i nedbørfeltet (**Figur 4**). Dette gjør vassdraget noe mer komplisert å undersøke, og å bedømme mht. menneskelig påvirkning. Bl.a. er faren for å foreta bunndyrinnsamlinger på periodevis tørrlagte elvepartier overhengende, om en ikke kjenner vassdraget godt. Dette har vært et problem ved tidligere bunndyrundersøkelser. Norconsult (Anonym 2008) gjennomførte bunndyrundersøkelser i forbindelse med utslipp av gruvevann i 2007 og 2008, men resultater og vurderinger fra disse undersøkelsene oppgis i notatet å være så vidt beheftet med usikkerhet, både rundt innsamlings- og vurderingsmetodikk, at vi ikke omtaler disse undersøkelsene videre i denne rapporten.

5.2 Ungfisk

Ungfisktellene høsten 2012 på vassdragsavsnittet fra Storforshei og oppover til området ved Messingslett viste at fiskebestandene hovedsakelig bestod av elvestasjoner ørret med middels til lav tetthet, og med noe innslag av røye. Røye ble kun sporadisk påvist, og forekommer med en liten bestand. Det er ikke kartlagt hvorvidt dette er individer som stammer fra en fåtallig elvestasjonær bestand, eller om det dreier seg om fisk som har spredt seg fra oppstrøms beliggende vann i nedbørfeltet. Samlet sett for alle stasjonene er tetthetsnivåene svært varierende, der flere stasjonsområder i vannforekomsten har svært lav tetthet av ungfisk, mens andre stasjoner har tilfredsstillende tettheter.

Ørretbestanden ser ut til å ha en livskraftig bestand i det øvre og til dels på nedre undersøkte stasjonsområder. Her er alle forventede årsklasser til stede, med tilfredsstillende andel årsyngel og registreringer av gytemoden voksenfisk. Referansestasjonen Ra 6 ved Messingslett og stasjon Ra 2C (Grøndahl bru) synes i 2012 å ha ungfiskbestander som er innenfor forventede nivåer mht. aldersgruppestruktur og tetthet ut fra stasjonenes habitattilbud. St. Ra 6 på øvre referansestrekning domineres av årsyngel med moderate tettheter, men har også tilfredsstillende tettheter av eldre ungfisk. Området har god habitatkvalitet og i et velegnet elveparti for ørret, med god

naturlig økologisk kontinuitet. Her gir dypere, moderat og sakteflytende elvepartier tilfredsstillende oppvekstområder for eldre ungfisk og voksen fisk, og hyppige innslag av mindre stryk- og brekkpartier med egnet gytesubstrat legger til rette for gyting og fullendt livssyklus.

St. Ra 5a befinner seg like oppstrøms utslippspunktet, men i det samme området som dette ligger, dvs. fisk har mulighet til å svømme opp og ned, til og fra utslippspunktet. Stasjonen hadde mangel på årsyngel, og svært lave tettheter av eldre årsklasser. Habitatet er her dominert av grovt substrat, og vurderes som mindre egnet for gyting. Videre var hulrom og skjulmuligheter redusert, som følge av tiltetting og gjenøring av finsand tilført fra elvepartier oppstrøms. Elven er stri og storsteinet på partier oppstrøms stasjonen, og det kan være et godt stykke til nærmeste egnede gyteområde. Dette er forhold som påvirker ungfisktetthetene på stasjonen, og som ikke har sammenheng med gruveutslippet. St. Ra 2c skiller seg ut i forhold til de øvrige stasjonene nedstrøms utslippspunktet for Rana Gruber. Stasjonen ble lagt langs en elveforbygning under Grøndahl bru, der skjul og «hulromskapasiteten» kan betegnes som svært god, og vesentlig bedre sammenlignet med øvrige stasjoner. Ungfisktettheten på flere stasjoner i utslippsområdet fra Rana Gruber (St. Ra 5 a, b, c, st. Ra 4 og st. Ra 3) har lav tetthet og ustrukturert ungfisksammensetning, der enkelte aldersgrupper mangler eller er lite representert. Dette kan delvis skyldes gruveutslippets påvirkning på habitatkvaliteten, der nedslamming kan ha bidratt til dårligere skjulmuligheter og mindre egnede gytemuligheter for ørret. Samtidig må det igjen påpekes at Ranaelva er svært vanskelig å undersøke med strandnært el-fiske på en god måte, dvs. under like forhold og tidspunkt fra ett år til ett annet (dyp elv, høy vannhastighet og fluktuerende vannføring). De er store metodiske utfordringene knyttet til sikker beregning av reelle tettheter av ungfisksamfunn og arts mangfold gjør derfor at våre konklusjoner og vurderinger er beheftet med noe usikkerhet.

5.2.1 Tidligere ungfiskdata

Av før-data å sammenligne opp mot, eksisterer det ungfiskdata kun fra strekninger nedstrøms Reinforsen. Dette er undersøkelser gjennomført ifbm. reetablering av laks i Ranaelva etter rotenonbehandling (Moen mfl. 2011, Kantstad-Hanssen & Lamberg 2016). Disse dataene er lite egnet for sammenligninger med strekninger ovenfor Reinforsen (elvestasjonær strekning). Videre eksisterer det en tidsserie på ungfisktettheter for Ranaelva i perioden 1978-1985 (Jensen & Saksgård 1987). Dataene herfra ble også samlet inn under en tidsperiode med anadrom laksefisk (både laks og sjørørret) i vassdragsystemet, slik at de heller ikke kan sammenlignes direkte med våre data. Unntaket kan trolig være de to øverste stasjonene i tidsserien, der anadrom laksefisk enten ikke hadde tilgang eller hadde rukket å kolonisere. Videre ble årsyngel den gang utelatt fra tellingene, slik at denne årsklassen ikke kan sammenlignes med våre data.

Gjennomsnittlig tetthet av ørretunger ($\geq 1+$) for hele Ranaelva ble i 1978-1985 oppgitt å være 10 individer per 100 m², og denne tettheten inkluderte da alle stasjoner, også de med tilgang av sjørørret. Ved å se på de to øverste stasjonene (ved Messingslett og Dunderland), som trolig representerte elveavsnitt som mest sannsynlig kun besto av elvestasjonær ørret (laksunger ble ikke påvist på disse stasjonene i perioden 1978-1985), så er dataene mer sammenlignbare med våre data fra 2012. Her var gjennomsnittstetthetene (for stasjonene sammenlagt alle år i perioden 1978 - 1985) hhv. 5,57 ved Messingslett og 2,83 ved Dunderland (**Tabell 20**).

Tabell 20. Total tetthet av eldre ungfisk av ørret i Ranaelven på stasjoner ved Messingslett og Dunderland i perioden 1978 til 1985. Tall hentet fra tabell 45 i Jensen & Saksgård (1987).

Tidsperiode	Messingslett	Dunderland
-------------	--------------	------------

År	Tetthet N/100 m ²	Tetthet N/100 m ²
1979	8	2
1980	8	1
1981	5	7
1982	8	4
1983	1	3
1984	3	Mangler
1985	6	0
Gjennomsnitt	5,57	2,83

Med unntak av vår stasjon Ra 5c i selve utslippet, er dette tettheter som ikke er vesentlig forskjellig fra våre data fra 2012 på stasjon Ra 3 til Ra 5a. Sammenlignet med RA 6, Ra 2 C og RA 1 er tetthetene lavere. På stasjoner hvor anadrom fisk hadde tilgang til, var ungfisktetthetene markant høyere i perioden 1978-1985, der høyt innslag av laksunger bidro vesentlig til denne økte tettheten (Jensen & Saksgård 1987).

Ungfisktellingene i perioden 1978 til 1985 viste også stor variasjon i estimert ungfisktetthet mellom år, noe som i rapporten ble knyttet til variasjon i vannføring mellom undersøkelsesårene (Jensen & Saksgård 1987). Det var høy vannføring ved flere av undersøkelsestidspunktene (A. Jensen, pers. medd.), noe som ofte gir usikre eller upålitelige tetthetsestimater.

Jensen & Saksgård (1987) karakteriserer ungfisktetthetene i Ranaelva som lavere enn tre andre nord-norske elver (Beiarelva, Saltdalselva og Lakselva) som ble undersøkt i perioden 1978-1985. Som følge av usikkerheter rundt varierende vannføring og øvrige miljøforhold ved undersøkelsene i 1978-1985, er det vanskelig for oss å trekke sikre konklusjoner av disse sammenligningene når det gjelder historisk ungfisktetthet opp mot våre data. Våre data er dessuten sparsomme, og kun fra en tidsperiode i ett enkelt år. Dataene fra 2012 ble videre innsamlet ved lav til middels vannføring og gode undersøkelsesforhold, og ble ikke foretatt på de samme stasjonene som i perioden 1978-1985.

5.2.2 Utslippets potensielle effekt på laksefisk

Da vannforekomsten som her er resipient for dremsvann fra gruveområdet til Rana Gruver AS også er påvirket av andre menneskeskapte påvirkninger i tillegg, samtidig som vi mangler egne, sammenlignbare før-data er, det vanskelig å kvantifisere en konkret effekt-respons på Rana Gruver's påvirkning. Biologisk prøvetaking er også utfordrende – naturlige variasjoner gir store usikkerheter, og de store variasjonene i vannstand- og vannføring skaper i seg selv ustabilitet. Vassdraget har i tillegg fått fraført vann, og dermed er det naturlige avrenningsmønsteret forandret. Dette kan gi endrede effekter mht. sedimentasjon i vassdraget, som i seg selv er en faktor som har potensiale for å gi permanent negativ påvirkning på vassdragets fiskebestander. Videre er vassdraget vanskelig å undersøke med bærbart elfiske-utstyr, som følge av størrelse, dybde, vannhastighet og varierende vannføring. Datagrunnlaget fra 2012 er lite for et så stort vassdrag, der omfanget av stasjoner og undersøkelses-år er lavt, og dette kompliserer vurderingene ytterligere.

Som nevnt er våre ungfisk-data fra 2012 ikke omfattende nok til å foreta sikre vurderinger rundt gruveutslippets effekt på fiskebestandene, og om eventuelle endringer eller nedgang kan tilskrives gruvepåvirkning. En kan allikevel skissere potensielle effekter på bakgrunn av kjente problemstillinger knyttet til denne type utslipp.

Våre resultater og observasjoner høsten 2012 gir ingen indikasjoner på at egenskaper ved utslippsvannet medfører akutt/sub-akutt giftighet og økt dødelighet for ungfisk ved eksponering. Denne konklusjonen støttes i stor grad av de fysiske-kjemiske vannkvalitets-målingene og undersøkelsene av bunndyrsamfunnet i resipienten. Av resultatene synes effekten å kun være knyttet til fysisk-mekanisk påvirkning av elvesubstratet, gjennom nedslamming og sedimentering av finstoff fra gruve-dremsvannet. Slike fysisk/mekaniske nedslammingeffekter, uten toksiske

egenskaper, er også dokumentert i andre sammenhenger, f.eks. ved utvinning av olivin ved Sibelcos dagbrudd i Åheim (Aanes og Bergan 2016a), der tilførsel av finpartikulært stoff (olivinstøv og silt) har medvirket til reduserte fiskebestander i mindre resipienter (bekker) nær utslippet.

For fisk er det gjerne ofte observert tre ulike partikkeleffekter (Hessen 1988); adferdsendringer, vevskader f. eks på gjeller (som kan gi økt akutt/ sub-akutt dødelighet) og tilslamming av gyteområder. Adferdsendringer og tilslamming vil ofte være en funksjon av partikkelkonsentrasjon og type partikler. Dette har vi ingen data om her til å vurdere omfanget av. Vevsskader (på gjeller og hud) vil særlig være avhengig av partikkeltype, og er spesielt påvist i tilfeller med kantete og flislige (nåleformete) partikler i dreinsvannet fra boring og sprengningsarbeider, der bergarten er opphav til slike partikler. Kvalitative undersøkelser (søk med elfiskeapparatet) påviste ørretunger i de visuelt sett mest turbide og partikkelutsatte partiene av elva, like nedstrøms utslippspunktet. Videre ble også individer av den mest sårbare aldersgruppe (årsyngel) av ørret påvist i disse partikkelpåvirkede elvepartiene og stasjonsområde Ra 5b, 5c og Ra 4/Ra3. Dette er en klar indikasjon på at utslippet gir ikke adferdsendringer, er dødelig eller på andre måter er skadelig.

Tilslamming av gyteområder kan medføre økt dødelighet av rogn og yngel grunnet redusert oksygentilførsel. Kitting (nedslamming) av gytesubstrat over tid kan føre til at det ikke er mulig å gjennomføre vellykket gyting, ved at det ikke er mulig å grave i elvebunnen og deponere rogn eller at substratet slammes ned og etter hvert hindrer at oksygenrikt vann kommer ned til rognen. Influensområdet som kan være utsatt for slike habitateffekter, basert på vårt inntrykk etter feltarbeidet, strekker seg minimum ned til Eiteråga, men kan også ha en utstrekning nedstrøms dette elvepartiet i perioder. På nevnte strekninger er det risiko for redusert habitatkvalitet på gyte- og oppvekstområder, og dermed nedsatt ungfiskproduksjon som følge av utslippet, sammenlignet med en situasjon uten. Det er nylig gjennomført boniteringsundersøkelser i Ranaelva i 2016 (Berg & Foldvik 2016). Disse undersøkelsene er grundige undersøkelser rundt skjul og hulromskapasiteten i elva, og vesentlig mer omfattende sammenlignet med våre observasjoner og registreringer under feltarbeidet i 2012 og 2016. Berg & Foldvik (2016) skriver i sin rapport:

«På undersøkelsestidspunktet var synlig tilslammingen av bunnsubstratet lav, men skjulmålinger viser stor grad av gjenklogging med mindre hulromskapasitet enn forholdene skulle tilsi. Dette forringer spesielt tilgjengelige gytearealer, men også leve- og oppvekstområder hvor mye hulrom går tapt av samme årsak. Området fra Gullbekkheia og til 500 meter nedstrøms Eiteråga synes å være spesielt påvirket av gjenkloggingen av bunnsubstratet. Skjulmålinger indikerte vedvarende reduksjon i hulromskapasitet til Stupforsen, om lag fire kilometer nedstrøms utslippspunktet»

Våre vurderinger er i stor grad sammenfallende med konklusjonene og vurderingene som gjøres av Berg & Foldvik (2016) rundt redusert skjul- og hulromskapasitet ned til Eiteråga. Vi har ikke gjort videre befaringer og vurderinger på strekninger etter Eiteråga og før elvepartiet ved Grøndahl bru, og kan ikke konkludere eller vurdere utover det.

6 Resultater og vurderinger av vannkvalitet

6.1 Fysisk-kjemiske støtteparametere

Analyseresultatene fra vannprøvene som ble samlet inn i 2015 og 2016 er sammenstilt i **tabellene a til q i vedleggene A og B** bakerst i rapporten. I **tabell 21** er aritmetisk middelverdi vist for den enkelte stasjon og parameter. I utregning av middelverdi er det benyttet halve (50 %) av oppgitt måleverdi for resultater angitt med (< =en verdi mindre enn) fra laboratoriet.

Tabell 21. Analyseresultater (middelverdi) fra vannprøver hentet inn i 2015 og 2016 og tilstandsvurdering (n = 7 eller 6 (TOC, KOF og Tot-N)). Farger indikerer tilstandsvurdering iht. **tabell 13** og **14**. Bemerk kommentarer i tekst vedr. st. 2 og Tot-N, Tot-P og STS.

St.	pH	Konduktivitet	TOC	KOF-Mn*	Ca	Tot-N	Tot-P	STS
Ra 1	8,08	4,96	0,48	0,5	5,51	77,6	4,83	0,78
Ra 2	7,84	5,12	0,50	0,5	6,66	1194	100,7	32,2
Ra 3	7,67	4,11	0,56	0,5	4,78	97,6	5,8	1,2
Ra 4	7,67	3,98	0,48	0,5	4,71	82,6	4,83	0,87
Ra 5	7,58	4,19	0,48	0,5	4,89	153	4,83	1,03
Ra 6	7,62	4,27	0,48	0,5	5,15	28,3	6,17	1,25
Ra 7	7,98	35,63	0,52	0,5	51,7	6199	163	59,4

* Her var alle resultater bortsett fra en verdi (1,0) < 1 mg O/l. Midlere verdi er satt til 0,5 mg C/l.

pH og konduktivitet

Analyseresultatene viser en surhetsgrad (pH) i hele det undersøkte avsnittet av vassdraget som er over pH 7,5. De høyeste verdiene finner vi på stasjon Ra 4 den 14. juni i 2016, med en pH verdi på 8,9, og samme dag i avløpsvannet (Ra 7) fra gruveområdet, med pH 8,4. Det er denne dagen målt en noe høy pH verdi på samtlige stasjoner (referansestasjonen Ra 6 hadde til sammenligning da en pH på 8,5), uten at det er funnet noen god forklaring på dette. Geologien i nedbørfeltet har en god bufferkapasitet og gir en avrenning som naturlig vil ha en pH over 7,0. Dette avspeiles også i en moderat høy konsentrasjon av kalsium i vassdraget.

Konduktiviteten var relativt lik på stasjonene i vassdraget med en midlere verdi mellom 4,1 til 5,1 mS/m i undersøkelsesperioden. Høyeste verdi ble målt på stasjon Ra 1 med 10,1 mS/m, og laveste verdi Ra 6 (2,4 mS/m) (**Tabell 21**). Avløpsvannet fra gruveområdet har som forventet en langt høyere konduktivitet, med en midlere og maks verdi på henholdsvis 35,6 og 46,9 mS/m, mens minimumsverdien var 3,1 mS/m.

Organisk innhold og kalsium

Dette er parametere som er tatt med for å kunne identifisere vanntypen for lokalitetene (se **Tabell 9**). De gir også informasjon om den generelle vanntypen i resipienten, som er viktig når biotilgjengelighet hos metallene skal vurderes.

For å beskrive organisk innhold er det benyttet parameterne totalt organisk innhold (TOC) og kjemisk oksygenforbruk vha. permanganatmetoden (KOF-Mn). Analyseresultatene viser lave konsentrasjoner og gir en klar (svært klar) vanntype når verdiene benyttes for å typifisere Rana-elva. For TOC var midlere konsentrasjon på stasjonen mellom 0,50 og 0,55 mg C/l. Tilsvarende hadde avløpsvannet fra gruve-området en midlere konsentrasjon på 0,52 mg C/l, og bidrar her ikke til noen organisk belastning av vassdraget. Resultatene fra KOF-Mn analysen viser (for alle målinger) en verdi under deteksjonsgrensen på 1 mg C/l, med unntak for en enkelt måling i juli 2015 på referansestasjonen Ra 6, hvor konsentrasjonen var 1,0 mg C/l.

Kalsiumverdiene er relativt høye (**Tabell 21**) og typifiserer lokalitetene i Ranaelva som moderat kalkrike (**Tabell 12**). Midlere verdi for avløpsvannet er høyt (54,7 mg Ca/l), men bidrar ikke merkbart til å endre vannkvaliteten nedstrøms, siden Ranaelvas resipientkapasitet er god, som følge av stor vannføring i vannforekomsten. Bemerkelsesverdig er det at en tilsvarende høy Ca konsentrasjon ble registrert på stasjon Ra 2 den 17. juli 2015. Dette kan være knyttet til et utslipp like oppstrøms, men kan også skyldes en kontaminering av prøven, eller at Ra 2 prøven er byttet om med den som ble tatt av drens-vannet (Ra 7) samme dag. Det registreres også denne dagen på Ra 2 en svært høy konsentrasjon av andre parametere, som f. eks. næringssalter og suspendert stoff i vannprøven (**vedlegg B**), uten at denne økningen gjenspeiles i vannprøven som ble hentet inn samme dag fra stasjon Ra 1 nedstrøms Ra 2.

Total nitrogen og fosfor

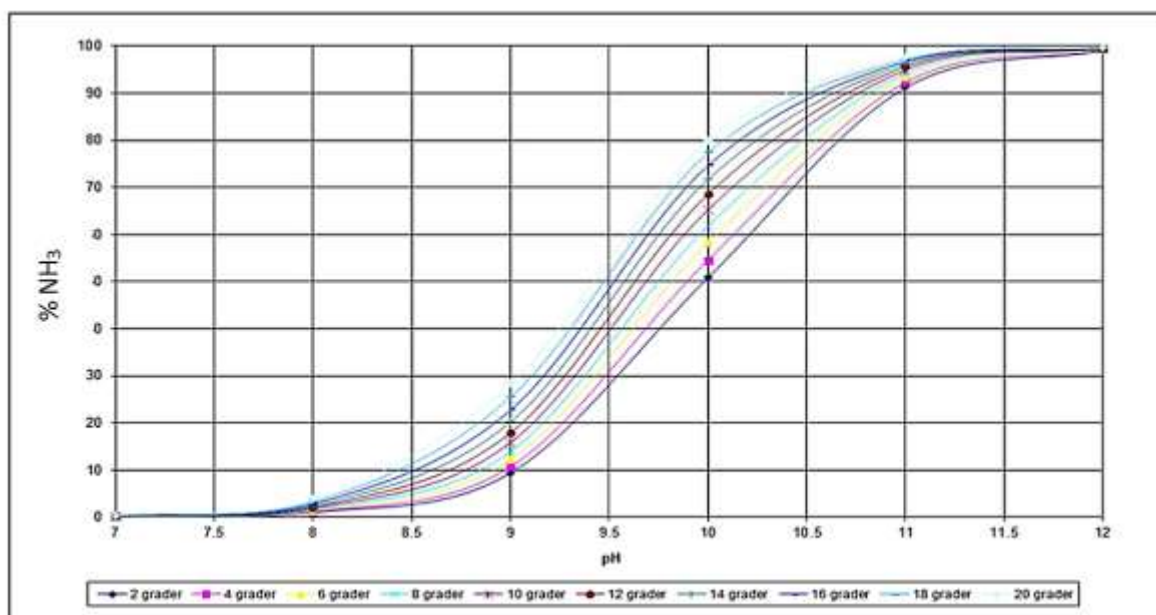
Forbindelser av nitrogen og fosfor benyttes vanligvis for å beskrive vannets næringsstatus. I denne undersøkelsen skal målingene av nitrogen også gi oss informasjon om avrenning fra sprengningsarbeider med nitrogenholdig sprengstoff i gruveområdet. Det siste viser seg å være markert i avrenningsvannet som ble hentet inn på stasjon Ra 7, men dette er også tydelig på stasjonene nedstrøms i forhold til referansestasjonen Ra 6 (**Tabell 21**). Det ble målt maksimale konsentrasjoner på henholdsvis 10,6 mg Tot-N/l i avrenningsvannet fra gruveområdet og tilsvarende 0,28 mg i Ranaelva på stasjonen like nedstrøms samløpet (Ra 5). Benytter vi **tabell 13** og klassegrensene for Tot-N hentet fra vannforskriften, gir alle målingene fra Ranaelva en svært god vannkvalitet med hensyn til nitrogen i 2015 og 2016. En enkeltmåling den 17. juli 2015 var nær 5,7 mg Tot-N/l på stasjon Ra 2, men dette er med stor sannsynlig (som for kalsium og øvrige parametere) en feilregistrering, og er derfor utelatt ved tilstandsbedømmingen.

Ammonium ($\text{NH}_4\text{-N}$) ble ikke overvåket i denne undersøkelsen, men kan være et forurensingsproblem ved denne type virksomheter. Drensvann fra sprengningsarbeider kan periodevis ha relativt høye verdier av ammonium fra sprengstoffrester (NO_3 og NH_4). Nitrogen fra udetonert sprengstoff vil være i form av nitrater (NO_3^-) og ammonium (NH_4^+). Har en samtidig høy pH (basisk) i avrenningsvannet, kan dette føre til at noe ammonium går over til ammoniakk (NH_3). Ammoniakk er giftig for de fleste vannlevende organismer ved konsentrasjoner over 1 mg NH_3 /l. Laksefisk reagerer på konsentrasjoner ned mot 0,01 mg/l. Ammoniakken vil etter hvert delvis fordampe og delvis gå over til relativt ufarlig ammonium, som oksideres videre til nitrat (avhengig av pH og temperatur, se **Figur 31**). Både ammonium og nitrat er plantenæringsstoffer. I ferskvann får de som regel liten virkning, men i marine områder vil økt nitrogentilførsel (både NO_3^- og NH_4^+) kunne gi en gjødslings-effekt.

Sprengstoff og høy pH

Etter sprengning vil nitrogenforbindelser fra sprengstoffet løse seg i tilgjengelig vann, og så følge med dette via dreneringsopplegg til vassdraget. Disse restproduktene består stort sett av nitrat og nitritt, og ammonium (NO_3 og NH_4). I forbindelse med utredninger knyttet til den nye Follo-banen (Aanes og Berge 2012) ble det gitt et anslag for konsentrasjonen i tunnelvannet for en tradisjonell driftsform, med konvensjonell sprengning, som er i størrelsesorden 50 mg total N/l. Konsentrasjonen ble gitt på basis av erfaring fra lignende anlegg de siste årene.

Resultatene for Ranaelva gir en midlere pH i avrenningsvannet fra gruveområdet på pH 8,01, der maksimum-verdien som ble registrert var pH 8,4. I resipienten like nedstrøms utslippet på stasjon Ra 5 var tilsvarende surhetsgrad pH 7,59 og pH 8,3.



Figur 31. Sammenhengen mellom temp. og pH for dannelse av ammoniakk. (Aanes og Berge 2012).

I eksemplet som ble nevnt i forrige avsnitt var dette en situasjon i kombinasjon med betongarbeider, der uherdet betong tidvis kan gi meget høye pH-verdier i tunnelvannet, opp mot en pH verdi omkring 12 – 12,5. I et miljø med høy pH, slik som i eksemplet her, vil mye av ammoniumet gå over til ammoniakk, og vi får en vannkvalitet som er meget giftig for vannlevende organismer (**figur 31**).

Både mengden av nitrat og ammonium kan bli høy i drensvann fra slike aktiviteter, og mest problematisk er konsentrasjonen av ammonium. Den vil variere mye i drensvann, og kan nå konsentrasjoner på 20 - 30 mg NH₄-N/l. Ved for eksempel 30 mg NH₄-N/l ved 20 grader, og samtidig gitt en pH verdi på 7,5, vil konsentrasjonen av ammoniakk være ca. 0,36 mg NH₃-N/l. Dette er en konsentrasjon som er dødelig for mange vannlevende organismer. Temperaturen har her også betydning (som vist i **Figur 31**). Ved høyere pH verdier øker andelen ammoniakk, og motsatt, ved lavere temperaturer synker andelen. Parallelt med registrering av pH i avløpsvannet, hvor dette kan være et problem, bør temperaturen derfor også måles.

Selv om våre målinger i denne overvåkingen registrerer forhøyde nivåer av totalt innhold av nitrogen (**Tabell 21**, se også **vedlegg B**), er de i denne sammenhengen relativt lave. Antar vi at andelen ammonium kan være ca. 10 % av den totale nitrogenkonsentrasjonen, får vi en ammoniumkonsentrasjon på ca. 1 mg/l ved maksimal konsentrasjon (10,6 mg Tot-N/), som ble registrert i avløpsvannet. Gitt pH 8,0 og en temperatur på 10 °C, vil konsentrasjonen av ammoniakk være ca. 3 % (**Figur 31**). Dette innebærer en mulig ammoniakk konsentrasjon i drensvannet fra gruveområdet på 0,03 mg NH₃-N/l, noe som neppe vil kunne ha noen giftige effekter i resipienten. Bidraget til økningen i konsentrasjonen av ammonium NH₄-N vil også være lav, og har ingen betydning for vannkvaliteten i vassdraget.

Fosfor

Konsentrasjonene som ble målt av fosfor gjennom undersøkelsesperioden på stasjonene i Ranaelva var lave. Ved klassifisering etter krav gitt i vannforskriften (**Tabell 13**) oppnår alle svært god tilstand. Avrenningen fra gruveområdet bidrar til noe økt fosforkonsentrasjon i vassdraget på vannkjemistasjon Ra 5 like nedstrøms samløpet. Endringene er små, og bidraget fra drensvannet er nok i stor grad knyttet til partikulært bundet fosfor, som er lite biotilgjengelig. På stasjon Ra 4 litt lengre nede i vassdraget er fosfor-konsentrasjonen igjen som på referansestasjonen Ra

6 (**tabell 21**). Som nevnt også tidligere for andre parametere, ser det ut til å ha vært noe spesielt ved vannprøven som ble hentet inn den 17. juli i 2015 fra stasjon Ra 2. Det ble her da målt en konsentrasjon av Tot- P på hele 575 µg/l. Dette gir en høy midlere verdi for undersøkelsesperioden og lokaliteten får svært dårlig tilstand (**Tabell 21**). Utelates denne målingen blir midlere verdi 5,7 µg/l, og vannkjemisk tilstand klassifisert til svært god.

Suspendert tørrstoff

Vannprøvens innhold av suspendert tørrstoff (STS) ble registrert ved alle prøvetakingene (n=7), og er en viktig parameter for å kunne dokumentere påvirkningen av partikulært materiale fra gruveområdet i Dunderlandsdalen. Resultatene er vist i **vedlegg B** bak i rapporten, og i **tabell 21** er midlere verdi for undersøkelses-perioden vist. Avrenning og utvasking av partikulært materiale fra bruddet er i stor grad styrt av nedbør- og temperaturforhold.

Maksimum verdi for suspendert stoff i avrenningsvannet (stasjon Ra 7) ble registrert i juni 2016 med 140 mg/l, og midlere verdi for undersøkelsesperioden var 70,9 mg/l. Responsen i elva er ikke merkbar når det gjelder suspendert stoff, og midlere verdi er under 1,5 mg/l, noe som gir en meget god tilstandsvurdering. På stasjon Ra 2 er det også her en spesiell situasjon den 17. juli i 2015, hvor det ble registrert hele 190 mg/l. Vi tviler på denne målingen, og tas den ut blir middelverdien 0,6 mg/l.

Partikkeltransporten i Rana-vassdraget er knyttet til tilførsler fra nedbørfeltet, som dels er naturlige og dels fra menneskeskapte aktiviteter. Et eksempel på det siste i dette vassdraget, er avrenning fra gruveaktiviteten. Avhengig av nedbørforhold og temperatur (smelteperioder) varierer tilførslene gjennom året. I vassdraget vil det partikulære materialet avhengig av størrelse/vekt og vannføringsforhold transporteres nedover i vassdraget i ulik avstand fra utslippspunktet før det sedimenterer. I perioder med økende vannføring vil noe av dette, som har lagt seg på elvebunnen, resuspendes og komme opp igjen i vannfasen, for deretter å bli registrert i vannprøvene våre, i tillegg til den øvrige sediment-transporten. Særlig under vårfloppen vil store deler av sedimentert materiale gjennom vinterhalvåret bli vasket ut fra elvebunnen og transportert nedover vassdraget. I kortere perioder kan partikkeltransporten være svært høy, mens den i andre deler av året er tilnærmet null. Det kan være vanskelig (i et program for å overvåke vannkvaliteten i en elv) å fange disse enkelte episodene, der transporten av partikulært materiale er svært høy. Dette gjør at midlere års-verdi vil kunne variere mye år imellom. Bedre er det derfor her å fokusere på en overvåkning basert på målinger av partikkelinnholdet i selve avløpsvannet. Når det gjelder de effektene dette kan ha ute i vassdraget, så belyses de best ved hjelp av endringer i organismesamfunnene (bunndyrfaunaen, som lever i og på elvebunnen) i ulik avstand fra utslippspunktet. Bunndyrene sitter som små sensorer på bunnen, de har ulike krav til substrat- og vannkvaliteten, og integrerer den samlede påvirkningen over lengre perioder (1/2 til ett år, og for noen bunndyrgruppe enda lengre). Bunndyrsamfunnets struktur og funksjonelle oppbygning avspeiler miljøtilstanden i resipienten, og gir et godt bilde både av type påvirkning og den utstrekning denne har, i vassdraget.

Flere tiltak er satt inn de siste årene for å begrense avrenning av uorganisk partikulært materiale fra gruveområdet til Ranaelva. Men samtidig er det en stor utfordring å samle opp og holde tilbake partikkeltransporten fra et slikt stort gruveområde som Rana Gruber AS har i Dunderlandsdalen og særlig i perioder med ekstrem nedbør. Mye er her gjort allerede. Et viktig tiltak var «takrenne-prosjektet» som i stor grad hindrer vann fra nedbørfeltet oppstrøms å komme inn i bruddet. Ulike sedimentasjonsløsninger, som under normale værforhold ser ut til å fungere bra, er etablert. Disse må skjøttes og regelmessig tømmes for å ha nødvendig oppholdstid, slik at det meste av partiklene i dreinsvannet bunnfelles før det når Ranaelva.

Det må jobbes videre med løsninger som både går på å redusere «produksjonen» av finpartikulært materiale, og en bør se på hvordan disse kan hentes ut av bruddet i tørr tilstand. Parallelt bør det arbeides videre med innretninger som reduserer transporten av suspendert stoff med vannet ut av bruddet, f.eks. ved å etablere en større «synk» i nedre delen av gruveområdet, og

la de sedimenterings-dammene som er etablert være en løsning for «etter-polering» av drengsvannet, før det ledes til vassdraget.

6.2 Vannregionspesifikke stoffer i vann

Det ble i løpet av undersøkelsesperioden hentet inn vannprøver syv ganger (med unntak for stasjon Ra 6, hvor antallet prøver var 6 for arsen) for bestemmelse av de vannregionspesifikke stoffene: Arsen, kobber, krom og sink. I tillegg ble det også analysert på jern- og manganinnhold. Enkeltresultatene er vist i **vedlegg B** bak i rapporten, og midlere verdier er vist i **tabell 22**. Disse analysene er ikke utført i henhold til EU Direktiv 2009/90/EC, som gir tekniske spesifiseringer for kjemiske analyser og overvåking av tilstand i vann. Her kreves det blant annet at analysene skal utføres på filtrerte prøver, dersom konsentrasjonene skal benyttes til å vurdere tilstanden mht. vannregionspesifikke stoffer og EUs prioriterte miljøgifter. Resultatene fra våre analyser representerer konsentrasjonen i ufiltrerte prøver. Konsentrasjonen ville etter en filtrering med stor sannsynlighet ha vært lavere enn de oppgitte verdiene, som her er grunnlaget for tilstandsvurderingen.

Ved beregning av gjennomsnitt for enkeltforbindelser av vannregionspesifikke stoffer og EUs prioriterte miljøgifter, der konsentrasjonen var under kvantifikasjonsgrensen (<), er halve grenseverdien benyttet ved beregningen av middelerdi. Analysene ble som nevnt utført på ufiltrerte prøver, og resultatene gir dermed ikke et riktig bilde av den andelen som er biotilgjengelige.

Tabell 22. Ranavassdraget. Analyseresultater fra 2015 og 2016 for de vannregionspesifikke stoffene: Arsen, kobber, krom og sink vist som gjennomsnitt. Beregnede gjennomsnittsverdier for hver parameter er oppgitt for hver stasjon, samt grenseverdi. «Det verste styrer» prinsippet ligger til grunn for vurdering av tilstand. Stoffer som overskrider EQS verdien angis med sort celle med hvit tekst, ellers grått.

Stasjon/ Param.	Arsen µg As/l	Kobber µg Cu/l	Krom µg Cr/l	Sink µg Zn/l	Total- Resultat
Grense- verdi	(AA EQS = 0,5)	(AA EQS = 7,8)	(AA EQS = 3,4)	(AA EQS = 11)	
Ra 1	0,06	0,19	0,19	0,38	Ok < EQS krav
Ra 2	0,12	0,79	0,81	1,15	
Ra 3	0,06	0,18	0,18	0,36	
Ra 4	0,05	0,20	0,15	0,46	
Ra 5	0,05	0,30	0,22	0,63	
Ra 6	0,05	0,32	0,31	0,87	
Ra 7	0,50	4,98	1,77	6,75	

Resultatene vurderes opp mot EUs kvalitetsnormer (Arp m. fl. 2014), der akronymene representerer følgende: **EQS** Environmental-Quality Standards, **AA-EQS**-Annual Average EQS, **MAC-EQS**-Maximum Annual Concentration EQS og **QS**-Quality Standard. Analyseresultatene viste at ingen av de vannregionspesifikke metallene som ble overvåket hadde konsentrasjoner som overskred grenseverdiene. Verdien for metallene på stasjon Ra 2 er også her usikker, da en verdi den 17. juni 2015 var unormalt høy (**vedlegg B**; se også kommentarer om dette tidligere i teksten).

Jern og mangan

Analyseresultatene for jern og mangan er vurdert ut fra **tabell 15** hvor grenseverdiene refererer seg til SFT rapport TA 1468/1997 (Andersen mfl. 1997), vurdert opp mot midlere konsentrasjon fra vannprøvene som ble hentet inn i undersøkelsesperioden (**Tabell 23**). Vurderingen ga svært god tilstand på alle stasjonene i Ranaelva, bortsett fra stasjon Ra 2, som hadde svært avvikende

resultater for både jern og mangan ved prøvetakingen den 17. juli i 2015 (**vedlegg B**). Tar vi ut disse resultatene fra denne prøverunden blir tilstanden svært god også på denne stasjonen, for både jern (14,0 µg Fe/l) og mangan (1,22 µg Mn/l). Drensvannet fra gruveområdet får svært dårlig tilstand på grunn av høyt innhold av jern og mangan, når resultatene vurderes i henhold til **tabell 15**.

Tabell 23. Tilstandsvurdering mht. jern og mangan i Ranavassdraget basert på analyseresultater fra 2015 og 2016. Gjennomsnittsverdier for hver parameter er oppgitt for hver stasjon. Grenseverdier i henhold til SFTs system for å klassifisere miljøkvalitet i ferskvann **tabell 15** (Andersen mfl. 1997).

Stasjon / Parameter	Jern µg Fe/l	Mangan µg Mn/l	Total-Resultat
Ra 1	17,97	1,46	
Ra 2	82,2*	23,19*	<i>Se tekst</i>
Ra 3	18,7	2,09	
Ra 4	21,4	2,21	
Ra 5	28,9	2,52	
Ra 6	16,6	1,29	
Ra 7	986,8	175,5	

* Avvikende konsentrasjoner den 20. juli 2015 reduserer tilstanden her til god tilstand

6.3 EUs prioriterte miljøgifter i vann

Resultatene fra analysene av tre av EUs prioriterte miljøgifter i vann (Cd, Pb og Ni) er sammenstilt og vurdert i **tabell 24**. Beregnede gjennomsnittsverdier for hver parameter er oppgitt, samt grenseverdi. Resultatene er basert på ufiltrerte prøver. Hverken konsentrasjonene av kadmium, bly eller nikkel som ble målt i Ranaelva gjennom undersøkelsesperioden overskrider grenseverdien, som er satt for det respektive metallene. Alle lokalitetene får god tilstand (blå farge) (Arp m. fl. 2014). Dette er tilfelle også for stasjonen som beskriver vannkvaliteten i drensvannet fra gruveområdet i Dunderlandsdalen.

Tabell 24. Ranavassdraget. Kjemisk tilstand for EUs prioriterte miljøgifter i vann. Gjennomsnittsverdier for hver parameter er oppgitt for hver stasjon, samt grenseverdi. Prinsippet om at det verste styrer ligger til grunn når tilstanden skal vurderes. Verdier over grenseverdien angis med rød celle, blå er god tilstand. Verdier ikke vurdert (ufiltrerte prøver der konsentrasjonene > grenseverdi) angitt ved hvit celle. N = 7.

Stasjon/ Param.	Kadmium µg Cd/l	Bly µg Pb/l	Nikkel µg Ni/l	Total-resultat
Grense- verdi	(AA EQS = 0,08 – hardhet *)	(AA EQS = 7,8)	(AA EQS = 4)	
Ra 1	0,005	0,015	0,18	God Tilstand
Ra 2	0,006	0,059	0,43	
Ra 3	0,005	0,016	0,19	
Ra 4	0,005	0,019	0,2	
Ra 5	0,005	0,024	0,22	
Ra 6	0,005	0,073	0,18	
Ra 7	0,105	0,299	2,5	

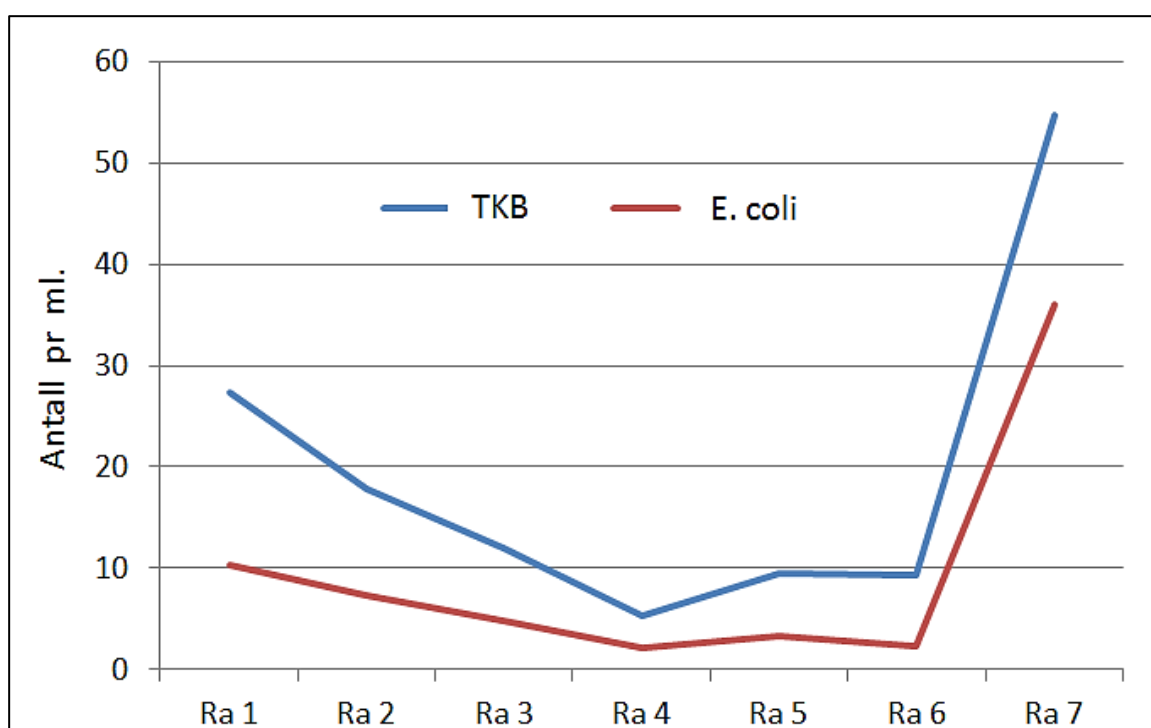
*vurdert opp mot klasse 1: Hardhet < 40 mg CaCO₃.

6.4 Bakteriell forurensning

Analyseresultatene fra stikkprøvene som ble hentet inn er sammenstilt i **vedlegg A** bak i rapporten, og er presentert i **figur 32**.

Undersøkelsene viser at konsentrasjonen av fekale indikatorbakterier er lav på alle stasjoner (Ra 1- Ra 7), og TKB nivåene er noe høyere enn *E. coli*, noe som er forventet. Verdiene øker noe nedover vassdraget. Dette har sammenheng med økt bosetting og landbruksaktivitet.

Vurdert ut fra klassegrenser (vist i **Tabell 14**) utarbeidet for TKB, gir midlere verdi en god vannkvalitet (TKB < 50 /ml) med hensyn til fekal forurensning. Dette gjelder på alle undersøkte stasjoner. Konsentrasjonen i drensvannet som ble hentet inn fra stasjon Ra 7 har en noe høyere konsentrasjon av fekal forurensning. Her vil en tilsvarende vurdering av TKB-nivået gi en mindre god klassifisering av tilstanden. Det er særlig målingen den 28. september 2016 som bidrar til dette (TKB > 200).



Figur 32. Resultater fra stikkprøver mht. fekal forurensning i Ranavassdraget ($n=4$), og i drensvannet fra gruveaktivitetene i Dunderlandsdalen (Ra 7, $n=3$). Midlere verdier for TKB og *E. coli*.

7 Oppsummerende konklusjoner

7.1 Bunndyr

Bunndyrundersøkelsene i 2012 og 2016 viser at den økologiske tilstanden klassifisert ved bunndyr som kvalitetselement jevnt over er «God» til «Svært God» på undersøkte stasjoner i Ranaelva. Unntaket er mai 2016, der en stasjon ved Eiteråga nedstrøms utslippspunktet oppnår «Moderat» tilstand. Påvirkning av gruvevann fra Rana Gruber kan i perioder gi en reduksjon i tilstanden nedstrøms utslippet sammenlignet med oppstrøms. Under gunstige vann- og miljøforhold bidrar drift og rekolonisering av bunndyr fra ovenforliggende, renere strekninger til at den økologiske tilstanden ikke reduseres ytterligere, og at et relativt velutviklet bunndyrsamfunn etter hvert reetableres.

Forsurings- og forurensingsfølsomme bunndyrarter (i gruppen døgnfluer) og andre rentvannskrevende bunndyr (i gruppen steinfluer) registreres med varierende forekomst nedstrøms gruveutslippet. Dette indikerer at det ikke er noen akutt toksisitet/giftighet av gruvevannet som følge av for eksempel endringer i pH, innhold av biotilgjengelige metaller eller andre miljøfarlige stoffer.

Miljøbedømmingsindekser hensyntar i mindre grad biologisk mangfold, bunndyrsammensetning og total bunndyrproduksjon (antall bunndyr). Resultatene fra bunndyrundersøkelsene viser at det biologisk mangfoldet er redusert, bunndyrsammensetningen er endret og bunndyrproduksjonen i perioder er lavere på de to nærmeste stasjonene nedstrøms utslippet av gruvevann. Denne negative effekten skyldes slik vi tolker resultatene en fysisk-/mekanisk påvirkning, knyttet til nedslamming, kitting av elvesubstrat og reduksjon av mikro-habitattilbudet. Dette er forhold som gir reduserte livsbetingelser for å få et velutviklet bunndyrsamfunn. Utstrekningen av influensområdet og graden av påvirkning ser ut til å variere med variasjoner i vannføring og øvrige tilknyttede miljøvariabler. Våre resultater, kombinert med inntrykket vi fikk under selve feltarbeidet, viser en nedslammingseffekt ned til og i området ved Eiteråga. Resultatene fra stasjoner nedstrøms og inntrykk fra feltarbeidet viser at effekten avtar. Ved Grøndahl bru og ned mot Storforshei er det ingen synlig effekt av nedslamming i bunndyrfaunaen, som viser en tydelig bedring i mangfold, sammensetning og antall.

7.2 Ungfisk

Ungfisktellingerne i Ranaelva fra Storforshei og oppover elva høsten 2012 viser at fiskebestandene i dag utgjøres hovedsakelig av elvestasjoner ørret med middels til lav tetthet, med noe innslag av røye. Tettheten er lavere og ungfisksammensetningen mer ubalansert på enkelte stasjoner like nedstrøms utslippet fra Rana Gruber, for så å normalisere seg. Som for bunndyr kan dette trolig forklares med at det her er en fysisk-mekanisk nedslamming av elvebunnen, som har resultert i en reduksjon i kvalitet på oppvekst- og gyteområder for ørret. Både årsyngel og eldre ungfisk ble registrert nært opp mot og i selve utslippet, slik at en toksisk-/adferds- effekt er lite sannsynlig. Ungfiskdataene fra 2012 er ikke direkte sammenlignbare med tidligere ungfisktelinger i Ranaelva fra perioden 1978-1985. Historiske data viser høyere tetthet på enkelte strekninger i elva (i influensområdet) sammenlignet med våre data fra 2012, noe som nok skyldes at både laks og sjørørret da hadde tilgang til disse partiene. Dette er ikke lenger tilfelle for Ranaelva i dag. På antatt elvestasjonære strekninger i perioden 1978-1985, som tilsvarer våre undersøkelser i 2012, ble det funnet lignende eller lavere tettheter av ungfisk ørret med alder $\geq 1+$ enn i 2012.

Som følge av Ranaelvas størrelse og andre, store menneskeskapte påvirkninger i vassdraget, bl.a. fraføring av vann til kraftregulering, er det svært vanskelig å gjøre en resipientvurdering av Ranaelva og Rana Gruvers konkrete effekt på fiskebestandene, gitt dagens datagrunnlag.

7.3 Vannkvalitet

Det ble hentet inn vannprøver fra mars 2015 til september 2016, i alt 7 prøvetakinger fra 6 stasjoner, i Ranaelva og fra avløpsledningen. Relatert til utslippets karakter, så ble følgende fysisk-kjemiske støtteparametere undersøkt: pH, STS Konduktivitet, næringssalter (Tot-N, Tot-P), organisk innhold (TOC, KOF-Mn) og kalsium, samt et utvalg vannregionspesifikke stoffer: As, Cr, Cu, Zn samt Mn og Fe og noen av EUs prioriterte miljøgifter: Cd, Pb, og Ni. Parameterutvalg og frekvens var valgt for å kunne dokumentere dagens tilstand og endringer over tid, samt å etablere et referansemateriale for å kunne måle effekten av eventuelle tiltak. Vannforekomsten har en moderat kalkrik og klar vanntype, og analyseresultatene er vurdert etter kriteriesett i vannforskriften, som kvantifiserer avvik fra naturtilstanden. Suspendert materiale, jern og mangan vurdert etter kriteriesett utarbeidet av SFT (Andersen mfl. 1997).

Analyseresultatene viser en surhetsgrad som er over pH 7,2 og svært god tilstand ved alle målinger. Maksimum i Ranaelva var pH 8,9 (st. 4) og pH 8,4 i drensvannet fra gruveområdet. Konduktiviteten var relativt lik på stasjonene i vassdraget, med en midlere verdi mellom 4,1 til 5,1 mS/m i undersøkelsesperioden. Avløpsvannet fra gruveområdet har som forventet en langt høyere konduktivitet, med en midlere og maks verdi på henholdsvis 35,6 og 46,9 mS/m, mens minimumsverdien var 3,1 mS/m. Kalsiumkonsentrasjonene er relativt høye, og gir lokalitetene i Ranaelven en moderat kalkrik og klar vanntype. Midlere verdi for avløpsvannet er høyt (54,7 mg Ca/l), men bidrar ikke merkbart til å endre vannkvaliteten nedstrøms, da vannføringen i vannforekomsten for stor. Midlere konsentrasjon av organisk innhold (TOC) var mellom 0,50 og 0,55 mg C/l på alle prøvepunkter. Avløpsvannet fra gruveområdet bidrar ikke til noen organisk belastning av vassdraget.

Vurdert ut fra klassegrensene i vannforskriften, så ga alle målingene en svært god vannkvalitet med hensyn til Tot-P og Tot-N i 2015 og 2016 i Ranaelva. Målingene av fosfor og nitrogen gir informasjon om næringsaltnivåene i vannforekomsten. Videre vil nitrogen si noe om eventuell påvirkning av drensvann fra bruk av nitrogenholdig sprengstoff i gruveområdet. Det ble målt maksimale konsentrasjoner på henholdsvis 10,6 mg Tot-N/l i avrenningsvannet fra gruveområdet, og tilsvarende 0,28 mg i resipienten like nedstrøms samløpet. Selv om det ble registrert forhøyde nivåer av Tot-N, er de i denne sammenhengen relativt lave, og vil ikke kunne gi opphav til ammoniakk konsentrasjoner som kan gi negative effekter ute i resipienten.

Analysene av vann-regionspesifikke stoffer (arsen, kobber, krom og sink) og EUs prioriterte miljøgifter (kadmium, bly og nikkel) ble utført på ufiltrerte prøver. Resultatene viste at ingen av de metallene som ble overvåket hadde konsentrasjoner som overskred de respektive grensverdiene (EQS). Dette var også tilfelle for drensvannet fra gruveområdet.

Analyseresultatene for jern og mangan ble vurdert ut fra klassegrenser i TA 1468/1997 (Andersen mfl. 1997). Vurderingen ga svært god tilstand på alle stasjonene i Ranaelva, mens drensvannet fra gruveområdet får svært dårlig tilstand på grunn av forhøyde nivåer av jern og mangan.

Suspendert tørrstoff (STS) er en viktig parameter for å kunne dokumentere påvirkningen fra gruveområdet i Dunderlandsdalen på vannforekomsten. Avrenning og utvasking av partikulært materiale varierer mye og er i tillegg til aktiviteten i gruveområdet i stor grad styrt av nedbør- og temperaturforhold (smelteperioder). Maksimum verdi for suspendert stoff i avrenningsvannet ble registrert i juni 2016 med 140 mg/l, og midlere verdi for undersøkelsesperioden var 70,9 mg/l. Responsen i Ranaelva er ikke merkbar når det gjelder suspendert stoff, og midlere verdi var under 1,5 mg/l, noe som gir meget god tilstand når resultatene vurderes etter klassegrensene i TA 1468/1997 (Andersen mfl. 1997).

Samlet viser resultatene fra de fysisk-kjemiske analysene fra vannprøvetakingene en god eller svært god tilstand i Ranaelva. Dette indikerer at avløpsvannet fra gruvevirksomheten som Rana Gruver AS har i Dunderlandsdalen ikke gir en markert forurensing i vassdraget, og at tilstanden

i vannforekomsten tilfredsstiller kravene i vannforskriftens miljømål om minimum god kjemisk tilstand.

På bakgrunn av disse resultatene og data fra biologiske registreringer er det særlig innholdet av suspendert stoff i avløpsvannet fra gruveområdet som tiltrekker seg oppmerksomhet. Partikkeltransporten i et vassdrag er dels naturlige og dels knyttet til menneskeskapte aktiviteter i nedbørfeltet. Det er store forskjeller i tilførslene av partikulært materiale gjennom året. I vassdraget vil partiklene, avhengig av størrelse/vekt og forhold knyttet til vannføring, transporteres nedover i vassdraget i ulik avstand fra utslippspunktet, før de sedimenterer. I perioder med økende vannføring vil noe av dette slammet, som har lagt seg på elvebunnen, igjen komme opp i vannfasen og bli registrert i vannprøvene våre, i tillegg til den øvrige sediment-transporten. Særlig under vårfloppen vil store deler av sedimentert materiale, akkumulert gjennom vinterhalvåret, bli vasket ut fra elvebunnen, og transportert nedover vassdraget. I kortere perioder kan partikkeltransporten da være svært høy, mens den i andre deler av året er nær null.

I et overvåkingsprogram for å overvåke vannkvaliteten i en stor elv kan det være vanskelig å fange opp disse enkeltepisodene. Dette gjør at midlere års-verdi vil kunne variere mye år imellom, og det blir vanskelig å se trender og utvikling. Bedre er det derfor her å fokusere på en overvåkning basert på relativt hyppige målinger av partikkelinnholdet i selve avløpsvannet. Når det gjelder de effektene dette kan ha ute i vassdraget, belyses de best ved hjelp av en biologisk parameter, herunder endringer i organismesamfunnene (bunndyrfaunaen) som lever på og i substratet på elvebunnen. Bunndyrene fungerer som små sensorer på bunnen og kontinuerlig overvåker vannkvaliteten. Gjennom sitt lange livsløp integrerer de den samlede påvirkningen over lengre perioder (1/2 år og lengre). I prøvene vil bunndyrsamfunnets struktur og funksjonelle oppbygning avspeile miljøtilstanden i resipienten, og gi et godt bilde både av type påvirkning og den utstrekning denne har nedover i vassdraget.

7.4 Tiltak og videre overvåking

Det er en stor utfordring å samle opp og holde tilbake partikkeltransporten fra et stort gruveområde som Rana Gruber AS har i Dunderlandsdalen og særlig i perioder med store nedbørmengder. Mye er gjort allerede, men det er viktig å vurdere oppfølgende tiltak som bl. a. hindrer vann fra nedbørfeltet oppstrøms å komme inn i bruddet. Herunder videreutvikling av ulike sedimentasjonsløsninger både utenfor og inne i gruen, etablering - og oppfølging av planer for skjøtsel og regelmessig tømning slik at det meste av partiklene i drensvannet bunnfelles.

Fokus må også være på løsninger som både går på å redusere «produksjonen» av finpartikulært materiale, og hvordan disse kan hentes ut av bruddet i tørr tilstand. Parallelt bør det arbeides videre med innretninger som begrenser transporten av suspendert uorganisk materiale med vannet både internt i gruen og ut av bruddet. En tanke kan kanskje være å etablere en større «synk» i den nedre delen av gruveområdet, og la de sedimenterings-dammene som allerede er etablert være en løsning for «etter-polering» av drensvannet før dette ledes videre til vassdraget.

Når det gjelder videre overvåkning i årene som kommer bør denne knyttes til selve utslippet like før det løper sammen med resipienten, og særlig da for innhold av: Suspendert materiale, næringssaltene P og N samt pH. Utslippsanordningen utstyres med vannmengdemåling slik at transportverdier kan beregnes.

For biologisk overvåking av Ranaelva anbefaler vi at økologisk tilstand overvåkes rutinemessig vha prøvetakinger av bunndyrfaunaen, der utstyr, metoder og stasjoner er som før, med prøvetaking vår og høst. Altså foreslår vi en videreføring av dagens opplegg. Dersom fiskebestander skal inngå i et overvåkingsprogram, anbefales et større stasjonsomfang, som omfatter land-nært elektrisk fiske med bærbart utstyr (som i denne rapporten), i kombinasjon med bruk av elfiskebåt (Bremset mfl. 2012) i overvåkingen, for å kunne konkludere med større sikkerhet.

8 Referanser

- Andersen, J.R., Bratli, J.L., Fjeld, E., Faafeng, B., Grande, M., Hem, L., Holtan, H., Krogh, T., Lund, V., Rosland, D., Rosseland, B.O., Aanes, K. J. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Veiledning 97:04. Miljødirektoratets rapportserie TA-1468/1997
- Anonym 1988. Vannundersøkelse: Bunnfauna. Prøvetaking med elvehåv i rennende vann. NS 4719. Standard Norge, Oslo, 6 s.
- Anonym 1994. Vannundersøkelse: Metoder for biologisk prøvetaking - Retningslinjer for prøvetaking med håv av akvatiske bunndyr. NS-ISO 7828. Standard Norge, Oslo, 6 s.
- Anonym 2003. NS-EN 14011. Norsk Standard. Vannundersøkelse. Innsamling av fisk ved bruk av elektrisk fiskeapparat. 20 s.
- Anonym 2008. Norconsult Notat nr. 1, side 4. «Resultater fra bunndyrundersøkelser i 2007 og 2008 i Ranaelva. Norconsult Notat, oppdragsnummer 5002856. 6 s.
- Anonym 2009. Overvåking av miljøtilstand i vann. Veileder for vannovervåking iht. kravene i Vannforskriften. – Direktoratgruppen for gjennomføringen av vanndirektivet - veileder 02:2009, 169 s.
- Anonym 2013. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver. – Direktoratgruppen for gjennomføringen av vanndirektivet - veileder 02:2013, 263 s.
- Anonym 2015. Revidert klassifiseringsveileder. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem, revidert 2013-versjon.
- Armitage, P.D., Moss, D., Wright, J.F. and Furse, M.T. (1983). "The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites." *Water Research* 17: 333-347
- Berg, M. & Foldvik, A. 2016 – Inventering av Ranaelva oppstrøms Reinforsen. Produksjonspotensial for sjøvandrende laksefisk. - NINA Rapport 1259, 40 s.
- Berg, M. 1964. Nord-norske lakseelver. Johan Grundt Tanum Forlag, Oslo, 300 s.
- Bergan, M.A & Aanes, K. J. 2015. Overvåking av vannkvaliteten i Gaula ved Støren i 2013 og 2014. Resipient for Norsk Kylling AS og Moøya renseanlegg. NIVA-rapport L. NR. 6791-2015
- Bergan, M. A., Bongard, T., Forsgren, E. Hanssen, O. Jarnegren, J. 2015. Biologiske miljøundersøkelser av Sørå og Gaula etter diesel-lekkasje fra Statoilstasjonen på Klett. –NINA Rapport 1105. 76s.
- Bergan, M.A., Teien, H-C & Kristensen, T. 2016. Oksielva og Kvitbruelva til Saltdalselva, Nordland - Problemkartlegging og tilstandsbeskrivelse med forslag til tiltak. - NINA Rapport 1222. 37 s.
- Bergan, M. A. & Aanes, K. J. 2017a. Vannøkologiske undersøkelser i små vassdrag i Vannområde Orkla - Resultater fra undersøkelser av vannkvalitet og bunndyr høsten 2016 - NINA Rapport 1343. 63 sider
- Bergan, M.A. & Aanes, K. J. 2017b. Biologisk overvåking av Gaula ved Støren i 2016 i forbindelse med utslipp fra Norsk Kylling AS og Moøya renseanlegg. Årsrapport for 2016.- NINA Rapport 1373. 27 s.
- Bongard, T. & Koksvik, J.1. 1989. Lokal forurensning i Nidelva og en del tilløpsbekker vurdert på grunnlag av bunnfaunaen. Vitenskapsmuseet, Rapport Zoologisk Serie 1989-2: 20 s.
- Bremset, G., Dokk, J.G., Kraabøl, M., Museth, J. & Thorstad, E.B. 2012. Overvåking av små-blank i Øvre Namsen. Forsøk med bruk av elektrisk fiskebåt. - NINA Rapport 832, 20 sider.
- Bækken, T. 2000. Utslipp av tunnelvann til Mastebekken, Modum kommune. Virkninger på vannkjemi, bunndyr og fisk. NIVA-rapport L.NR. 4287-2000. 20 s.
- Bækken, T. & Bergan, M. A. 2012. Vandringsmuligheter for laksefisk ved vegkulverter, og potensial for vegforurensning av innsjøer i Sogn og Fjordane 2012. NIVA-rapport L. NR. 6335-2012. 72 s.

- Bækken, T. & Bergan, M. A. 2012. Vandringsmuligheter for laksefisk ved vegkulverter, og potensial for vegforurensning av innsjøer i Rogaland 2012. NIVA-rapport L. NR. 6334-2012. 71 s.
- Bækken, T. & Bergan, M. A. 2012. Vandringsmuligheter for laksefisk ved vegkulverter, og potensial for vegforurensning av innsjøer i Hordaland 2012. NIVA-rapport L. NR. 6333-2012. 77 s.
- Fjeldstad, H.-P. 2015. Fiskevandring forbi Reinsforsen i Rana - Tiltaksstudie. – SINTEF Rapport TR A7454. 19 s.
- Frost, S., Huni, A., & Kershaw, W.E. 1971. Evaluation of a kicking technique for sampling stream bottom fauna. – Canadian Journal of Zoology 49: 167-173.
- Hessen, D.O. 1988. Biologiske effekter av partikler i vann. Limnos, nr. 3-88.
- Jensen, A. & Saksgård, L. 1987. Fiskeribiologiske undersøkelser i lakseførende deler av Beiarelva, Saltdalselva, Lakselva og Ranaelva, Nordland, 1978-1985. DN-Rapport L.NR. 9-1987. 96 s.
- Johnsen, B.O., Jensen, A.J. & Møkkelgjerd, P.I. 1999. *Gyrodactylus salaris* på laks i norske vassdrag, statusrapport ved inngangen til år 2000. – NINA Oppdragsmelding 617. 129 s.
- Kanstad-Hanssen, Ø & Lamberg, A. 2016. Overvåking av laks og sjørret i Røssåga og Ranaelva – sluttrapport for årene med reetablering. 2011-2015. Rapport nr. 2016-08. 59 s.
- Kjærstad, G. & Arnekleiv, J.V. Rotenonbehandling av elver i Rana-regionen i 2003 og 2004: Effekter på bunndyr. – NTNU Vitenskapsmuseet Zoologisk Notat 2004, 4: 1-23.
- Mason, C.F., 2002. Biology of Freshwater Pollution, Fourth Edition. Prentice Hall, London.
- Moen, V., Holthe, E., Næss, T., Sæter, L. & Lo, H. 2011. Reetableringsprosjektet i Ranaelva og Røssåga 2005 - 2010. Sluttrapport. – Veterinærinstituttet Rapport 18-2011. 54 s.
- Muthanna, T., Bergan, M. A. & Liltved, H. 201. Utslipp fra Norsk Kylling AS og Møya renseanlegg til Gaula - beregninger av effekter på kjemisk vannkvalitet. NIVA-rapport L.nr. 6231-2011. 15 s.
- Zippin, C. 1958. The removal method of population estimation. Journal of Wildlife Management 22: 82-90.
- Aanes, K. J. og T. Bækken. 1989. Bruk av vassdragets bunnfauna i vannkvalitetsklassifiseringen. Nr. 1. Generell del. NIVA-rapport O-87119. L. nr. 2278. 62 s.
- Aanes, K. J., Bækken, T. & Bergan, M. A. 2012. Virkning av uhellsutslipp på Ranaelva. NIVA- Notat. Upublisert. 11 s.
- Aanes, K.J. & Bergan, M.A. 2009. Kartlegging av miljøtilstanden - Bleikvasselva, Røssågavassdraget. Tema: Miljøgifter NIVA-rapport L.NR 5887-2009. 43 s
- Aanes, K. J. & J. A. Berge. 2012. Follobanen - Resipientvurdering. Nytt dobbeltspor Oslo – Ski. Follobanen, parsell tunnelstrekning. Oppdragsgiver: Jernbaneverket, Utbygging. NIVA Rapport 6417-2012. 73 s.
- Aanes K. J. & Bergan, M. A. 2013. Gaula som resipient for Norsk Kylling AS. Belastninger og vannkvalitet. NIVA-rapport L.NR. 6568. 35 s.
- Aanes, K. J. & Bergan, M. A. 2016a. Overvåking av avrenning fra dagbrudd. Sibelco Nordic AS, Åheim Plant. NIVA-rapport L.NR. 7088-2016. 68 s.
- Aanes, K. J. & Bergan, M. A. 2016b. Biologisk overvåking av Gaula ved Støren i 2015 knyttet til utslipp fra Norsk Kylling AS og Møya renseanlegg. NIVA-rapport L.NR. 7059-2016. 45 s.

9 Vedlegg

A. Prøvetakingsresultater TKB (Bakterier – Fekal forurensing) for Ranaelva på aktuelle prøvetakingsdatoer i 2015 og 2016. Antall / ml.

Tabell A. Termotabile Koliforme bakterier (TKB).

Dato /Stasjon	1	2	3	4	5	6	7
04. 12. 2014	48	7	17	4	7	4	-
25. 08. 2015	7	34	16	10	10	19	40
22. 09	13	19	9	3	5	3	24
28. 09	41	11	6	4	16	11	>200
Middel	27,3	17,8	12	5,3	9,5	9,3	54,7
Min	7	7	6	3	5	3	24
Maks	48	34	17	10	16	19	> 200
N=	4	4	4	4	4	4	4

Tabell B. E. coli-bakterier.

Dato /Stasjon	1	2	3	4	5	6	7
04. 12. 2014	26	2	13	4	4	3	-
25. 08. 2015	2	15	<1	<1	<1	1	35
22. 09	3	8	3	1	4	2	9
28. 09. 2016	10	4	3	3	5	3	>200
Middel	10,3	7,3	4,9	2,1	3,4	2,3	36
Min	2	2	< 1	< 1	< 1	1	9
Maks	26	15	13	4	5	3	<200
N=	4	4	4	4	4	4	4

B. Fysisk-kjemiske prøvetakingsresultater for Ranaelva på aktuelle prøvetakingsdatoer i 2015 og 2016.

Prøveresultater markert med **rød tekst er antatt å være ukorrekte verdier, noe som kan skyldes ombytting av prøveflasker ved denne prøvetakingsdatoen. Dette er kommentert nærmere i rapport-teksten.*

Tabell a). pH.

Dato /Stasjon	1	2	3	4	5	6	7
10. 03. 2015	7,9	7,8	7,9	7,8	7,7	7,8	8,0
17. 07	8,22	8,11	7,38	7,25	7,21	7,39	7,29
24. 08	8,63	7,65	7,39	7,39	7,46	7,45	8,07
22. 09	7,82	7,58	7,66	7,35	7,39	7,29	8,11
14. 06. 2016	8,4	8,4	8,3	8,9	8,3	8,5	8,4
25. 07	7,5	7,5	7,4	7,4	7,4	7,3	8,0
27.09	7,7	7,8	7,7	7,7	7,7	7,7	8,2
Middel	8,02	7,83	7,68	7,68	7,59	7,63	8,01
Min	7,5	7,5	7,38	7,25	7,21	7,29	7,29
Maks	8,63	8,4	8,3	8,9	8,3	8,5	8,4
N=	7	7	7	7	7	7	7

Tabell b). Konduktivitet mS/m.

Dato /Stasjon	1	2	3	4	5	6	7
10. 03. 2015	10,1	9,51	7,98	8,07	6,89	9,34	59,0
17. 07	2,89	34,7	3,41	2,62	2,70	3,33	3,07
24. 08	4,09	4,14	2,87	2,92	3,73	2,70	40,9
22. 09	4,58	4,80	3,67	3,57	4,44	3,24	46,9
14. 06. 2016	5,1	5,2	3,9	4,0	4,1	4,6	30,9
25. 07	3,0	3,6	2,8	2,7	3,3	2,4	33
27.09	7,3	7,5	5,1	5,0	5,8	4,5	50
Middel	5,29	5,46	4,25	4,13	4,42	4,3	37,7
Min	2,89	3,6	2,8	2,62	2,70	2,4	3,07
Maks	10,1	9,51	7,98	8,07	6,89	9,34	59,0
N=	7	7	7	7	7	7	7

Tabell c). Kjemisk oksygenforbruk (KOFMn) mg O/l.

Dato /Stasjon	1	2	3	4	5	6	7
10. 03. 2015	-	-	-	-	-	-	-
17. 07	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	1,0	<1,0	<1,0
24. 08	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
22. 09	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
14. 06. 2016	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
25. 07	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
27.09	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
Middel *	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
Min	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	1,0	<1,0	<1,0
Maks	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	1,0	<1,0	<1,0
N=	6	6	6	6	6	6	6

* Når verdien er angitt som < benyttes den halve (50%) verdien ved beregninger

Tabell d). Total organisk karbon (TOC) mg C/l.

Dato /Stasjon	1	2	3	4	5	6	7
10. 03. 2015	-	-	-	-	-	-	-
17. 07	0,5	0,4	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
24. 08	0,4	0,5	0,4	0,3	0,4	0,3	0,3
22. 09	0,4	0,4	0,3	0,3	0,3	0,4	0,4
14. 06. 2016	0,6	0,6	0,7	0,6	0,6	0,5	0,7
25. 07	0,5	0,6	0,9	0,7	0,6	0,7	0,7
27.09	0,7	0,8	0,5	0,6	0,6	0,7	0,5
Middel	0,52	0,55	0,55	0,5	0,5	0,52	0,52
Min	0,4	0,4	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3
Maks	0,7	0,8	0,9	0,7	0,6	0,7	0,7
N=	6	6	6	6	6	6	6

Tabell e). **Suspendert stoff mg/l.**

Dato /Stasjon	1	2	3	4	5	6	7
10. 03. 2015	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	24,9
17. 07	1,7	190	4,2	2,2	2,0	1,4	1,2
24. 08	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	1,2	<1,0	97
22. 09	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	1,0	<1,0	85
14. 06. 2016	<1,0	<1,0	<1,0	1,0	<1,0	3,6	140
25. 07	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	8,3
27.09	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	2,2	<1,0	140
Middel	0,74	27,64	1,1	0,81	1,2	1,14	70,9
Min	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
Maks	1,7	190	4,2	2,2	2,0	3,6	140
N=	7	7	7	7	7	7	7

Tabell f). **Kalsium mg Ca/l.**

Dato /Stasjon	1	2	3	4	5	6	7
10. 03. 2015	13,8	13,0	10,9	11,0	9,60	12,4	79,4
17. 07	2,47	51,5*	3,50	2,67	2,65	4,07	3,38
24. 08	3,69	5,10	3,36	3,31	4,45	2,99	64,7
22. 09	4,90	5,77	4,10	4,17	5,16	3,72	56,6
14. 06. 2016	4,40	5,29	3,83	3,95	4,06	3,62	62,3
25. 07	3,82	4,13	2,98	3,15	3,43	2,58	43,8
27.09	8,04	9,56	6,57	6,34	7,64	5,83	72,7
Middel	5,87	13,48	5,03	4,94	5,28	5,03	54,7
Min	2,47	4,13	2,98	2,67	2,65	2,58	3,38
Maks	13,8	51,5	10,9	11,0	9,60	12,4	79,4
N=	7	7	7	7	7	7	7

* Tvisom prøve utelates denne målingen blir midlere verdi 7,14

Tabell g). Tot – N µg N/l.

Dato /Stasjon	1	2	3	4	5	6	7
10. 03. 2015	-	-	-	-	-		
17. 07	<50	5670	135	57	58	<50	<50
24. 08	65	51	62	68	196	<50	8110
22. 09	74	77	82	71	236	<50	10500
14. 06. 2016	76	76	140	120	100	74	5600
25. 07	148	97	69	97	175	38	6760
27.09	225	129	137	118	278	51	10600
Middel	102,2	1016,7	104,2	88,5	173,8	39,7	6933
Min	<50	51	62	57	58	<50	<50
Maks	225	5670	140	120	278	51	10600
N=	6	6	6	6	6	6	6

Tabell h). Tot – P µg P/l.

Dato /Stasjon	1	2	3	4	5	6	7
10. 03. 2015	4	9	5	4	4	6	71
17. 07	<10	575	10	<10	<10	<10	<10
24. 08	<10	<10	<10	<10	<10	<10	274
22. 09	<10	<10	<10	<10	<10	<10	208
14. 06. 2016	<10	<10	<10	<10	<10	11	395
25. 07	<10	<10	<10	<10	<10	<10	25,8
27.09	<10	<10	<10	<10	<10	<10	385
Middel	4,86	87	5,71	4,86	4,86	6	194,8
Min	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Maks	4	575	10	4	4	11	395
N=	7	7	7	7	7	7	7

Tabell i). **Arsen $\mu\text{g As/l}$.**

Dato /Stasjon	1	2	3	4	5	6	7
10. 03. 2015	0,07	0,08	0,07	0,07	0,06	0,08	0,05
17. 07	0,05	0,50	0,06	0,05	0,05	0,06	0,05
24. 08	0,04	0,06	0,05	0,04	0,05	0,05	0,62
22. 09	0,04	0,04	0,04	0,03	0,04	0,04	0,40
14. 06. 2016	0,07	0,05	0,05	0,05	0,04	?	1,1
25. 07	0,05	0,06	0,05	0,06	0,06	0,06	0,45
27.09	0,07	0,07	0,07	0,06	0,08	0,06	0,83
Middel	0,06	0,12	0,06	0,05	0,05	0,05	0,5
Min	0,04	0,04	0,04	0,03	0,04	0,04	0,05
Maks	0,07	0,50	0,07	0,07	0,08	0,08	1,1
N=	7	7	7	7	7	6	7

Tabell j). **Kadmium $\mu\text{g Cd/l}$.**

Dato /Stasjon	1	2	3	4	5	6	7
10. 03. 2015	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,02
17. 07	<0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
24. 08	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,02
22. 09	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01
14. 06. 2016	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,02
25. 07	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,02
27.09	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01
Middel	0,005	0,006	0,005	0,005	0,005	0,005	0,105
Min	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Maks	<0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	11	395
N=	7	7	7	7	7	7	7

Tabell k). Krom $\mu\text{g Cr/l}$.

Dato /Stasjon	1	2	3	4	5	6	7
10. 03. 2015	0,29	0,34	0,23	0,11	0,32	0,35	1,7
17. 07	0,25	4,3	0,37	0,29	0,32	1,2	<0,05
24. 08	0,14	0,19	0,09	0,10	0,26	0,10	2,8
22. 09	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,49
14. 06. 2016	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	3,1
25. 07	0,12	0,20	0,13	0,15	0,15	0,14	1,3
27.09	0,48	0,61	0,36	0,38	0,44	0,34	3,0
Middel	0,19	0,81	0,18	0,15	0,22	0,31	1,77
Min	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Maks	0,48	4,3	0,37	0,38	0,44	1,2	3,1
N=	7	7	7	7	7	7	7

Tabell l). Kobber $\mu\text{g Cu/l}$.

Dato /Stasjon	1	2	3	4	5	6	7
10. 03. 2015	0,21	0,20	0,18	0,14	0,12	0,23	1,77
17. 07	0,12	4,09	0,18	0,14	0,13	0,14	0,17
24. 08	0,07	0,08	0,05	0,06	0,18	<0,05	4,90
22. 09	0,14	0,14	0,12	0,11	0,15	0,10	1,17
14. 06. 2016	0,20	0,19	0,17	0,19	0,15	0,54	10,3
25. 07	0,29	0,58	0,33	0,56	1,05	1,03	9,00
27.09	0,33	0,24	0,22	0,21	0,32	0,17	7,57
Middel	0,19	0,79	0,18	0,2	0,3	0,32	4,98
Min	0,07	0,08	0,05	0,11	0,12	<0,05	0,17
Maks	0,33	4,09	0,33	0,56	1,05	1,03	10,3
N=	7	7	7	7	7	7	7

Tabell m). **Nikkel $\mu\text{g Ni/l}$.**

Dato /Stasjon	1	2	3	4	5	6	7
10. 03. 2015	0,19	0,16	0,18	0,16	0,14	0,21	2,36
17. 07	0,15	1,57	0,20	0,21	0,19	0,19	0,20
24. 08	0,14	0,16	0,16	0,14	0,29	0,13	3,84
22. 09	0,13	0,14	0,13	0,15	0,17	0,13	1,88
14. 06. 2016	0,25	0,27	0,25	0,26	0,22	0,27	7,35
25. 07	0,20	0,26	0,24	0,28	0,30	0,26	1,67
27.09	0,40	0,31	0,32	0,32	0,44	0,27	3,23
Middel	0,21	0,41	0,21	0,22	0,25	0,21	2,61
Min	0,13	0,14	0,13	0,14	0,14	0,13	0,20
Maks	0,40	1,57	0,32	0,32	0,44	0,27	7,35
N=	7	7	7	7	7	7	7

Tabell n). **Bly $\mu\text{g Pb/l}$.**

Dato /Stasjon	1	2	3	4	5	6	7
10. 03. 2015	<0,01	0,02	0,04	<0,01	0,01	0,02	0,07
17. 07	<0,01	0,33	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,05
24. 08	0,01	0,01	<0,01	0,01	0,02	<0,01	0,37
22. 09	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,02	0,01	0,06
14. 06. 2016	0,02	0,01	0,02	0,02	0,02	0,04	0,76
25. 07	0,02	0,03	0,02	0,07	0,05	0,05	0,30
27.09	0,04	0,01	0,02	0,02	0,04	0,02	0,48
Middel	0,015	0,059	0,016	0,019	0,024	0,073	0,299
Min	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,05
Maks	0,04	0,33	0,04	0,07	0,05	0,05	0,76
N	7	7	7	7	7	7	7

Tabell o). Mangan $\mu\text{g Mn/l}$.

Dato /Stasjon	1	2	3	4	5	6	7
10. 03. 2015	<1,0	<1,0	<1,0	1,1	<1,0	3,0	92,0
17. 07	0,92	155	4,9	4,2	1,5	<1,0	2,0
24. 08	1,42	1,44	1,59	1,70	3,8	0,73	262
22. 09	0,75	0,61	0,91	0,93	2,6	0,32	47,1
14. 06. 2016	2,2	1,65	2,90	4,07	0,97	2,77	482
25. 07	1,1	1,2	1,1	1,2	1,4	1,2	43,5
27.09	3,3	1,9	2,7	2,3	6,9	<1,0	300
Middel	1,46	23,19	2,09	2,21	2,52	1,29	175,5
Min	<1,0	<1,0	<1,0	0,93	<1,0	<1,0	2,0
Maks	3,3	155	4,9	4,2	6,9	3,0	482
N=	7	7	7	7	7	7	7

Tabell p). Sink $\mu\text{g Zn/l}$.

Dato /Stasjon	1	2	3	4	5	6	7
10. 03. 2015	0,48	0,73	0,29	0,19	0,15	0,35	3,10
17. 07	0,42	4,42	0,49	0,55	0,50	0,58	0,58
24. 08	0,10	0,23	0,18	0,18	0,45	0,16	5
22. 09	0,16	0,19	0,22	0,16	0,22	0,19	2,98
14. 06. 2016	0,49	0,45	0,41	0,48	0,35	1,12	14,5
25. 07	0,60	1,77	0,71	1,45	2,63	3,27	14,2
27.09	0,42	0,25	0,21	0,19	0,12	0,42	6,88
Middel	0,38	1,15	0,36	0,46	0,63	0,87	6,75
Min	0,10	0,19	0,18	0,16	0,15	0,16	0,58
Maks	0,60	4,42	0,71	1,45	2,63	3,27	14,5
N=	7	7	7	7	7	7	7

Tabell q. Jern µg Zn/l.

Dato /Stasjon	1	2	3	4	5	6	7
10. 03. 2015	4,4	2,6	3,4	5,3	2,3	9,7	105
17. 07	8,1	491	17,1	26,6	10,0	5,8	33,7
24. 08	13,5	11,3	14,6	17,7	57,2	10,3	1610
22. 09	6,4	5,4	6,8	6,2	11,6	5,6	121
14. 06. 2016	32,7	22,9	30,4	41,4	19,1	45,3	3260
25. 07	17,8	11,8	17,3	17,7	21,6	15,3	118
27.09	42,9	30,2	41,3	35,0	80,6	23,9	1660
Middel	17,97	82,2	18,7	21,4	28,9	16,6	986,8
Min	4,4	2,6	3,4	5,3	2,3	5,6	33,7
Maks	42,9	491	41,3	35	80,6	23,9	3260
N=	7	7	7	7	7	7	7

C. Artslister fra bunndyrundersøkelser i september 2012.

Bunndyrtaksa	RA 1	RA 2a	Ra 2b	RA 3	RA 4	RA 5a	RA 5b
Gastropoda (Snegler)							
Lymnaeidae- snegler	2	0	0	16	0	0	0
Annelida (Bløtdyr)							
Oligochaeta- fåbørstemark	176	112	48	32	40	56	48
Arachnida (Edderkoppdyr)							
Acari- midd	24	72	8	1	1	0	16
Ephemeroptera (Døgnfluer)							
Ameletus inopinatus	0	3	8	0	0	16	64
Baetis sp.	32	1	0	16	28	416	208
Baetis muticus	3	0	1	4	0	0	6
Baetis rhodani	160	0	36	280	228	672	544
Baetis fuscatus/scambus	0	0	4	0	2	32	16
Baetis digitatus	0	0	0	0	0	0	0
Heptageniidae	0	0	1	0	0	1	0
Heptagenia dalecarlica	1	0	1	0	0	3	0
Epheremella mucronata	32	1	0	56	3	48	56
Epheremella aurivilli	144	2	4	360	112	80	68
Plecoptera (Steinfluer)							
Plecoptera ubestemt	0	0	16	0	0	0	0
Diura nanseni	4	24	12	24	10	32	24
Isoperla sp.	8	2	0	1	0	0	0
Taeniopteryx nebulosa	1	0	0	0	0	4	0
Brachyptera risi	0	0	0	0	1	12	2
Amphinemura sulcicollis	0	0	0	0	0	0	1
Nemouridae	0	0	0	0	1	0	0
Capnia sp	160	168	124	4	34	416	192
Capniopsis schilleri	0	0	0	0	0	1	0
Coleoptera (Biller)							
Elmidae- elvebiller, larver	8	5	0	0	0	0	0
Elmis aenea	8	0	0	0	0	0	0
Hydraenidae -palpebiller	0	0	0	8	0	0	0
Trichoptera (Vårfluer)							
Trichoptera ubestemt	0	0	0	0	0	0	1
Rhyacophila nubila	8	4	5	16	6	12	10
Philopotamus montanus	0	0	0	0	0	2	0
Polycentropodidae	0	0	0	0	1	0	0
Polycentropus flavomaculatus	0	0	0	2	0	0	0
Limnephilidae sp.	0	1	0	0	0	0	6
Apatania sp.	0	1	0	0	0	0	1
Diptera (Tovinger)							
Tovingelarver ubestemt	0	6	0	24	0	0	0
Tipula sp. - stankelbein	0	0	0	0	0	8	0
Simuliidae- knott	0	0	0	0	4	0	0
Ceratopogonidae- sviknott	2	16	6	8	0	0	2
Chironomidae- fjærmygg	160	272	20	80	26	128	64
Antall bunndyr per prøve	933	690	294	932	497	1939	1329

D. Artslister fra bunndyrundersøkelser i mai 2016.

Bunndyrtaksa	RA 1	RA 2b	RA 3	RA 4	RA 5a	RA 6
Gastropoda (Snegler)						
Lymnaeidae- snegler	1	0	3	0	0	0
Annelida (Bløtdyr)						
Oligochaeta- fåbørstemark	160	128	128	128	80	160
Arachnida (Edderkoppdyr)						
Acari -midd	0	0	6	0	0	1
Ephemeroptera (Døgnfluer)						
Siphonuridae	0	2	2	10	0	0
Ameletus inopinatus	12	24	8	1	32	64
Baetis sp.	256	48	4	128	48	768
Baetis muticus	0	0	0	0	4	0
Baetis niger/Baetis muticus	0	0	0	0	0	6
Baetis rhodani	640	304	32	512	136	448
Epheremella sp. cf. mucronata	144	80	84	176	64	384
Epheremella aurivilli	6	1	12	4	2	2
Plecoptera (Steinfluer)						
Plecoptera ubestemt	5	48	0	0	56	240
Diura nanseni	3	4	1	2	10	18
Isoperla sp.	7	2	0	1	4	0
Brachyptera risi	0	0	0	1	16	1
Amphinemura sp	0	24	0	16	48	32
Amphinemura sulciollis	2	0	0	0	1	16
Nemouridae	0	0	1	0	16	0
Nemoura sp	8	4	0	0	1	0
Capnia pygmaea	0	0	0	1	0	0
Capnia bifrons	0	0	0	1	0	0
Capnia atra	5	4	0	0	0	0
Capniopsis schilleri	2	0	0	0	0	0
Trichoptera (Vårfluer)						
Rhyacophila nubila	12	10	9	18	16	16
Polycentropodidae	2	0	0	0	0	32
Plectrocnemia conspersa	0	0	0	0	0	1
Polycentropus flavomaculatus	0	0	0	0	0	11
Lepidostoma hirtum	0	0	0	0	0	3
Limnephilidae sp.	0	0	0	0	0	1
Apatania sp.	10	0	0	0	0	4
Potamophylax cingulatus	1	0	0	0	0	0
Diptera (Tovinger)						
Tovingelarver ubest	256	8	12	16	0	128
Psychodidae- sommerfuglmygg	0	8	0	8	8	2
Tipulidae/Limoniidae- småstankelbein	0	0	0	0	8	48
Simuliidae- knott	0	0	2	28	40	24
Ceratopogonidae- sviknott	1	0	2	0	0	4
Chironomidae- fjærmygg	2112	1152	896	1408	2816	4096
Antall bunndyr per prøve	3645	1851	1202	2459	3406	6510

E. Artslister fra bunndyrundersøkelser i oktober 2016.

Bunndyrtaksa	Ra 1	Ra 2a	Ra 3	Ra 4	Ra 5a
Gastropoda (Snegler)					
Lymnaeidae- snegler	5	24	22	0	0
Annelida (Bløtdyr)					
Oligochaeta- fåbørstemark	512	256	384	192	240
Arachnida (Edderkoppdyr)					
Acari- midd	0	8	6	16	0
Ephemeroptera (Døgnfluer)					
Ameletus inopinatus	32	256	11	128	128
Baetis sp.	544	512	48	448	2880
Baetis muticus	0	0	0	0	2
Baetis niger/Baetis muticus	0	0	0	0	120
Baetis rhodani	512	1920	416	1088	3072
Heptageniidae	0	1	0	0	2
Epheremella sp. cf. mucronata	640	20	384	640	104
Epheremella aurivilli	6	1	0	8	1
Plecoptera (Steinfluer)					
Diura nanseni	11	6	17	14	10
Isoperla sp.	4	2	4	0	4
Siphonoperla burmeisteri	0	0	0	0	6
Brachyptera risi	1	0	0	0	8
Amphinemura sp	0	1	6	0	20
Nemouridae	0	4	2	0	0
Capniidae	128	128	0	0	0
Capnia sp	640	1024	24	56	1152
Capniopsis schilleri	0	0	1	0	0
Trichoptera (Vårfluer)					
Rhyacophila nubila	7	0	6	4	8
Polycentropodidae	0	8	0	0	0
Apatania sp.	6	4	5	0	0
Potamophylax sp.	0	0	2	0	0
Diptera (Tovinger)					
Tovingelarver ubest	0	16	8	16	0
Tipula sp. - stankelbein	0	0	1	4	0
Tipulidae/Limoniidae- småstakelbein	1	0	0	0	2
Simuliidae- knott	0	2	0	0	16
Ceratopogonidae- sviknott	0	1	16	5	0
Chironomidae- fjærmygg	2304	1024	896	384	480
Antall bunndyr per prøve	5353	5218	2259	3003	8255

F. Data fra ungfisktellinger høsten 2012. *observert tetthet

Ørret, Ettåringer og eldre ungfisk (≥1+)											
Vassdrag	Stasjon	Areal	C1	C2	C3	Y	n	N /100m ²	p	ci	CI
Ranaelva	RA 1	168	2	2	0	4	4,36	2,6	0,57	2,05	1,2
Ranaelva	RA 2	59	8	9	3	20	29,23	49,5	0,32	23,66	40,1
Ranaelva	RA 3	92	2	2	0	4	4,36	4,7	0,57	2,05	2,2
Ranaelva	RA 4	86	1	2	1	4	0,00	4,65*	0,00	0,00	0
Ranaelva	RA 5a	112	2	1	0	3	3,07	2,7	0,71	0,70	0,6
Ranaelva	RA 5b	54	1	0	1	2	0,00	3,7*	0,00	0,00	0
Ranaelva	RA 5c	75	0	0	0	0	0,00	0,0	0,00	0,00	0
Ranaelva	RA 6	78	10	2	2	14	14,75	18,9	0,63	2,59	3,3
Ørret, Årsyngel (0+)											
Vassdrag	Stasjon	Areal	C1	C2	C3	Y	n	N /100m ²	p	ci	CI
Ranaelva	RA 1	168	6	2	4	12	22,58	13,4	0,22	42,96	25,6
Ranaelva	RA 2	59	2	3	1	6	11,29	19,1	0,22	30,38	51,5
Ranaelva	RA 3	92	8	3	1	12	12,59	13,7	0,64	2,25	2,4
Ranaelva	RA 4	86	2	2	1	5	8,35	9,7	0,26	18,99	22,1
Ranaelva	RA 5a	112	0	0	0	0	0,00	0,0	0,00	0,00	0
Ranaelva	RA 5b	54	0	2	0	2	0,00	3,7*	0,00	0,00	0
Ranaelva	RA 5c	75	1	1	0	2	2,18	2,9	0,57	1,45	1,9
Ranaelva	RA 6	78	6	3	3	12	17,54	22,5	0,32	18,33	23,5
Røye, Årsyngel (0+)											
Vassdrag	Stasjon	Areal	C1	C2	C3	Y	n	N /100m ²	p	ci	CI
Ranaelva	RA 1	168	0	0	0	0	0,00	0,0	0,00	0,00	0
Ranaelva	RA 2	59	0	0	0	0	0,00	0,0	0,00	0,00	0
Ranaelva	RA 3	92	1	1	0	2	2,18	2,4	0,57	1,45	1,6
Ranaelva	RA 4	86	0	0	0	0	0,00	0,0	0,00	0,00	0
Ranaelva	RA 5a	112	0	0	0	0	0,00	0,0	0,00	0,00	0
Ranaelva	RA 5b	54	0	0	0	0	0,00	0,0	0,00	0,00	0
Ranaelva	RA 5c	75	0	0	0	0	0,00	0,0	0,00	0,00	0
Ranaelva	RA 6	78	0	0	0	0	0,00	0,0	0,00	0,00	0
Røye, Ettåringer og eldre ungfisk eldre (≥1+)											
Vassdrag	Stasjon	Areal	C1	C2	C3	Y	n	N (tetth.100m ²)	p	ci	CI
Ranaelva	RA 1	168	0	0	0	0	0,00	0,0	0,00	0,00	0
Ranaelva	RA 2	59	0	0	0	0	0,00	0,0	0,00	0,00	0
Ranaelva	RA 3	92	0	0	0	0	0,00	0,0	0,00	0,00	0
Ranaelva	RA 4	86	0	0	0	0	0,00	0,0	0,00	0,00	0
Ranaelva	RA 5a	112	0	0	0	0	0,00	0,0	0,00	0,00	0
Ranaelva	RA 5b	54	1	0	0	1	1,00	1,9	1,00	0,00	0
Ranaelva	RA 5c	75	0	1	0	1	0,00	1,33*	0,00	0,00	0
Ranaelva	RA 6	78	0	0	0	0	0,00	0,0	0,00	0,00	0
All laksefisk, total tetthet											
Vassdrag	Stasjon	Areal	C1	C2	C3	Y	n	N /100m ²	p	ci	CI
Ranaelva	RA 1	168	8	4	4	16	23,39	13,9	0,32	21,16	12,6
Ranaelva	RA 2	59	10	12	4	26	39,78	67,4	0,30	32,01	54,3
Ranaelva	RA 3	92	11	6	1	18	19,09	20,7	0,62	3,20	3,5
Ranaelva	RA 4	86	3	4	2	9	22,79	26,5 /10,5*	0,15	85,22	99,1
Ranaelva	RA 5a	112	2	1	0	3	3,07	2,7	0,71	0,70	0,6
Ranaelva	RA 5b	54	2	2	1	5	8,35	15,5	0,26	18,99	35,2
Ranaelva	RA 5c	75	1	2	0	3	3,79	5,1	0,41	4,85	6,5
Ranaelva	RA 6	78	16	5	5	26	29,85	38,3	0,49	8,10	10,4



Norsk institutt for naturforskning (NINA) er et nasjonalt og internasjonalt kompetansesenter innen naturforskning. Vår kompetanse utøves gjennom forskning, utredningsarbeid, overvåking og konsekvensutredninger.

NINAs primære aktivitet er å drive anvendt forskning. Stikkord for forskningen er kvalitet og relevans, samarbeid med andre institusjoner, tverrfaglighet og økosystemtilnærming. Offentlig forvaltning, næringsliv og industri samt Norges forskningsråd og EU er blant NINAs oppdragsgivere og finansieringskilder.

Virksomheten er hovedsakelig rettet mot forskning på natur og samfunn, og NINA leverer et bredt spekter av tjenester gjennom forskningsprosjekter, miljøovervåking, utredninger og rådgiving.

ISSN:1504-3312

ISBN: 978-82-426-3007-0

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Hogskoleringen 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