



HØRINGSUTTAELSE VEDRØRENDE REVIDERING AV TILLATELSEN TIL SYDVARANGER DRIFT AS.

André Marcel Bienfait, Tina Kutti, Sonnich Meier, Terje van der Meeren,
Lars Asplin, Tanja Kögel og Vidar Wennevik.

Havforskningsinstituttet
2020

HØRINGSUTTALELSE VEDRØRENDE REVIDERING AV TILLATELSEN TIL SYDVARANGER DRIFT AS.

Sammendrag

- Den foreliggende spredningsmodelleringen bruker urealistiske strømninger og sterk forenklet partikkelstørrelsesfordeling som fører til et grovt underestimat av partikkelspredningen.
- Utslipp av flokkuleringsmidlene Magnafloc 10 og LT38 er bekymringsfull, spesielt for sistnevnte. Dette er knyttet til ukjent skjebne av kjemikalier i miljøet, mulig toksisitet og den polymere, plast-lignende strukturen.
- Det foreligger ingen tilstrekkelig karakterisering av avgangsmassen i forhold til partikkelstørrelsesfordelingen. Derfor kan det ikke utelukkes at avgangsmassen må defineres som nanomateriale.
- Mulig utslipp av mikroplast (f.eks. fra sprengtråd eller slitasje av rørledninger) har ikke blitt vurdert i det hele tatt.
- Det ser ut at infaunaen, dyr som lever i bunnsedimentet, som hadde forsvunnet under driften frem til 2015, har til en viss grad rekolonisert sedimentene. Men bunndyrsundersøkelsene har til nå blitt gjennomført på en svært lite systematisk måte, og det er derfor vanskelig å trekke konklusjoner fra disse.
- Konsekvenser av gruvedriften for gyte- og oppvekstområder for marin fisk har ikke blitt tilstrekkelig utredet.
- Det faktum at Bøkfjorden er del av den nasjonale laksefjorden Neiden-Bøkfjorden har fått for lite oppmerksomhet. Konsekvensene av utslippene bør utredes nærmere med tanke på mulige negative effekter på bestandene av laksefisk i området.

Innledning

Det vises til høring om revidering av tillatelsen til Sydvaranger Drift AS, Miljødirektoratets referanse 2019/4849. Sydvaranger Drift AS ønsker å gjenoppta gruvedriften for å utvinne jernmalmkonsentrat i størrelsesorden 3,5 – 4,5 millioner tonn (Mt) årlig. Det vil medføre årlig utslipp av 4 Mt finoppmalte avgangsmasser i Bøkfjorden. I tillegg skal det i denne sammenheng slippes ut 72 t med kjemikalier (flokkuleringsmidler). Jernmalmgruven ble tidligere drevet av Sydvaranger Gruve AS i tidsrommet 2009-2015, og tilsvarende mengde utslipp førte til spredning og sedimentasjon av avgangsmasser over store deler av Bøkfjorden, helt til Reinøya, med tydelige effekter på bunnfaunaen over det samme område. I vår høringsuttalelse vil Havforskningsinstituttet belyse en rekke problemstillinger knyttet til den foreliggende utslippssøknaden.

Strøm og partikkelspredning

Rapporten «Sydvaranger iron ore mine, tailings discharge modelling» (Hansen 2020) beskriver et forsøk på å modellere effekten av partikkelutslipp fra gruveavfallet inne i Bøkfjorden. Vi finner at denne rapporten inneholder betydelige metodiske mangler og er derfor uegnet til å beskrive realistisk spredning av gruveavfallet.

Strømmodelleringen er utført med modellen Mike 3 som er utviklet av DHI. Det foreligger ingen nærmere beskrivelse av hva Mike 3 egentlig gjør annet enn at den er «hydrodynamisk».

Forkortelsen DHI er heller ikke forklart, men det kan være Dansk Hydraulisk Institutt. Det er heller ingen vitenskapelige referanser til hverken Mike 3 eller hvor egnet denne modellen har vist seg å være fra tilsvarende bruk i andre sammenhenger.

Modelloppsettet inkluderer Bøkfjorden og fjordsystemene mot vest og stopper mot nord ved munningen ut mot Varangerfjorden. For en fjordsimulering er dette altfor snaut og en må forvente at falske resultater vil skapes i munningsområdet ved refleksjon som påvirker forholdene ellers i modellområdet. Det gis ingen beskrivelse av hvilke åpne grenseverdier (utover påtvunget vannstand) som anvendes, noe som er betenkelig siden denne grensen vil være av stor betydning for resultatet.

Det gjøres et nummer av at deler av modellområdet har svært høy romlig gitteroppløsning, ned mot 10 m. Det forklares ikke hvordan slik høy romlig oppløsning følges opp med mer presis informasjon om bunntopografi eller mer detaljert beskrivelse av ruhet/friksjon mot bunnen som vil påvirke resultatene på et slikt detaljnivå (heller ikke antatt påvirkning fra båttrafikk eller fisk, for den saks skyld). Numeriske stabilitetsutfordringer vil også kunne forekomme med slik høy oppløsning, uten at dette diskuteres.

Modellen anvender 20 vertikale sigma-nivåer men det antydes at Mike 3 er kjørt i barotrop mode. Dette framstår som uklart og antageligvis unødvendig med 20 sigmakoordinater i så fall.

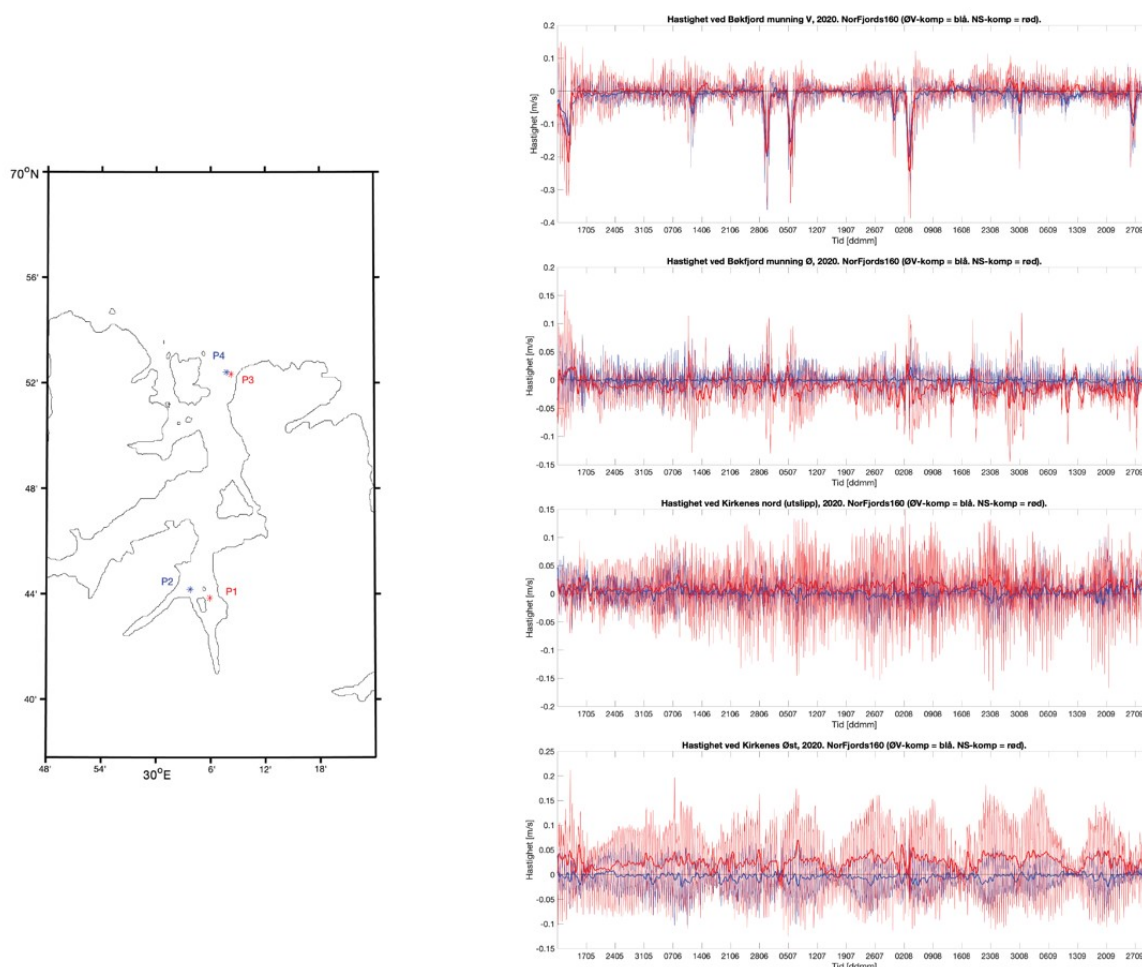
Den mest alvorlige feilen som er gjort i dette forsøket på å beskrive spredningsstrøm er antagelsen av at strømmen i Bøkfjorden kan beskrives ut fra tidevann og ferskvannsavrenning fra Pasvikelva alene. Dette avslører at forfatteren og kvalitetskontrollørene har svak forståelse for hva som driver strøm i norske fjorder. Tidevannet, selv om dette er relativt kraftig i Nord-Norge, har kun betydning for lokal spredning og omrøring. Transport av vannmasser nedover i dypet over avstander lenger enn noen km foregår derimot gjennom internt trykkdrevne strømmer skapt av forskjeller i vannmassenes tyngde over lengre distanser, for eksempel mellom vannmasser inne i og utenfor fjorden. Vinden vil være en viktig faktor i å påvirke vertikal lagdeling av vannmassene og dermed skape slikt internt trykk. Dette er etterhvert godt kjent (se f.eks. Farmer og Freeland 1983; Asplin m.fl. 1999; Stigebrandt 2012; Asplin m.fl. 2014).

En annen betydelig svakhet ved modellstudien er at det bare er simulert 5 dagers spredning. Det er vanskelig å forstå hva oppdragsgiveren ønsker å få ut av informasjon om spredning basert på denne korte simuleringsperioden.

De eneste resultatene av strømmodellsimuleringen er en tidsserie av øst-vest og nord-sør-komponenter av dybdeintegret strøm fra utslippspunktet like nord for Kirkenes. Hastighetene er relativt svake med maksimal verdi 0,08 m/s. Det vises ikke til andre observasjoner eller modellsimuleringer fra området for å validere resultatene til tross for at dette er tilgjengelig, for eksempel i Christensen m.fl. (2014a).

Det er forstemmende at denne typen arbeid, som ligger på nivå med noe som kunne vært gjort i 1985, brukes når det er tilgjengelig informasjon av en helt annen kvalitet uten særlige kostnader. Meteorologisk institutt simulerer strøm langs hele norskekysten daglig med strømmodellsystemet NorKyst800 og lagrer resultatene i et flere års arkiv fritt tilgjengelig på <https://thredds.met.no/thredds/fou-hi/norkyst800v2.html>. Tilsvarende resultater simulert med et oppsett med 160 m romlig gitteroppløsning, som vil være mer enn godt nok til å simulere spredning av partikler fra gruveavfallet som beskrevet, er tilgjengelig fra Havforskningsinstituttet. Disse resultatene, både for gitteroppløsningen 800 m og 160 m, er vist holder tilfredsstillende kvalitet (f.eks. Asplin m.fl. 2020, Dalsøren m.fl. 2020). Eksempler på resultater fra Bøkfjorden er presentert i figuren under (Figur 1) som strøm nær bunnen. Disse viser både at strømmen som er simulert av Rambøll med Mike 3, er betydelig underestimert og at reststrømmen (hvor tidevannet er fjernet) også er betydelig med bl.a. en nær konstant nordlig strøm med styrke 0,02-0,04 m/s ved utslippspunktet i hele perioden. Dette vil flytte vannmassene teoretisk 2-3 km utover fjorden

hvert døgn. En kan dessuten legge merke til at det vil forekomme episodisk høyere verdier av noen timer til dagers varighet som vil være viktig for spredningen. Dette er typisk for dynamikken i fjorder men vil maskeres ved å anvende bare tidevann som drivkraft eller ved å presentere gjennomsnittsverdier for uker eller måned. Videre finner vi at det kan være betydelige forskjeller selv over korte avstander i rom, som mellom strømmen ved punktene P3 og P4 i Figur 1.



Figur 1. Resultater av strøm nær bunnen for perioden mai-september 2020 fra strømmodellsystemet NorFjords160 (Havforskningsinstituttet). Panelene til høyre er ovenfra og ned fra henholdsvis punktene P4, P3 i munningen, P2 og P1 nær Kirkenes.

Det antas i Mike 3 modelleringen (Hansen 2020) at de minste partiklene kommer til å aggregere til minst 38 μm store aggregater og at disse aggregater ikke kommer til å brykkes opp igjen. Den antagelsen er i all sannsynlighet feil. Som «Rambøll 2020 Marine ecology field report» (Rohde Krossa m.fl. 2020) selv fastslår (legg spesielt merke på de tre siste sidene i rapporten), består sedimentet, som hovedsakelig er avgangsmasser fra tidligere gruvedrift, av en stor andel partikler som er mindre enn 38 μm . I modelleringsrapporten påstås det også, at å blande avgangsmassen med sjøvann vil føre til en forsterket flokkulering. Det er ikke nødvendigvis riktig. En nylig publisert studie viser at naturlig forekomst av organisk materiale i sjøvann kan stabilisere nanopartikler og hindrer dem fra å sedimentere i flere dager (Gondikas m.fl. 2020). I realiteten vil derfor en betydelig andel av avgangen har en lavere nedsynkningshastigheten enn antatt i modelleringen, noe som fører til at partiklene vil holde seg lengre i vannsøylen og kunne spres over større avstander. Det er derfor viktig at det benyttes en spredningsmodell som er

kvalitetssikret for norske kystfarvann, og at denne kjøres med realistiske størrelser og mengder av de små partikkelfraksjonene, da det er disse som har størst spredningspotensiale.

Videre kan spredning av gruveavgang med tilhørende finpartikulær fraksjon også skje ved ras fra deponikjeglene. Norges geologiske undersøkelse har innenfor NYKOS-prosjektet kartlagt større sjødeponier med mulitistråleekkolodd (SWAT batymetri) blant annet i Bøkfjorden. Disse undersøkelsene viser at gruveavgang transporteres i raskanaler fra utslippspunktet, og at dette skje nedover skrånende bunn som turbiditetsstrømmer (Figenschau m.fl. 2018). En slik turbiditetsstrøm danner en turbulent sky av gruveavgang som beveger seg nedover havbunnen. I Bøkfjorden skjer rasene innenfor en bunnhelling på 2-5%. Denne type ras kan bevege seg over lange distanser selv på bunn med svak helling siden turbiditetsstrømmen ikke opplever noen friksjon mot underlaget. I Bøkfjorden er det dokumentert en raskanal som er over 5 km lang. Avgangen blir så avsatt etter kornstørrelsen ved suspensjon. Det er vist at resuspensjon av materiale i disse rasene fører til spredning av finstoff både utover fjorden, men også lateralt til sidene for raskanalen.

Utslipp av flokkuleringsmidler Magnafloc 10 og Magnafloc LT38

Magnafloc 10 inneholder som aktiv substans polyakrylamid. Polyakrylamid er – som navnet sier – en polymer av akrylamid molekyler (monomerer). Akrylamid er klassifisert som svært giftig og kreftfremkallende, og finnes som spormengder i Magnafloc 10. I tillegg er det også et mulig nedbrytningsprodukt fra Magnafloc 10. Men Akrylamid har kort nedbrytningstid i sjøvann og vil kun være problematisk ved kontinuerlig tilførsel. Siden nedbrytningen av Magnafloc 10 tar lang tid og totalmengden akrylamid i avgangen er forholdsvis liten, vil en sterk fortykning i vannmassene tilsi at dette stoffet er mindre problematisk.

Magnafloc LT38 (polyDADMAC) regner vi som mer problematisk. Havforskningsinstituttet har tidligere gitt flere høringsuttalelser om polyDADMAC (Havforskningsinstituttet 2012a, Havforskningsinstituttet 2013, Havforskningsinstituttet 2014). Stoffet er generelt meget giftig for vannlevende organismer og blir blant annet brukt som biocid for å drepe uønskete invaderende organismer. Fra litteraturen finner vi at polyDADMAC er spesielt giftig for ferskvannsorganismer med effektkonsentrasjoner ned til 300 µg/l for plankton (EC₅₀) og LC₅₀=1-4 mg/l for fisk. Det finnes bare lite kunnskap om giftigheten for saltvannsorganismer. Ifølge produsenten BASF viser tester betydelig lavere giftighet med LC₅₀ = 5000 mg/l for fisk (*Menidia beryllina*) og 290 mg/l for pungreker (*Mysidopsis bahia*). I to tester algen *Skeletonema costatum* med Magnafloc LT38 som rensustans i sjøvann fant NIVA EC₅₀ verdier på henholdsvis 1,9 mg/l og 1,0 mg/l (Berge m.fl. 2012).

Den utstrakte bruken av polyDADMAC som flokkuleringsmiddel i spillvann- og drikkevannsbehandling er en stor bekymring, siden det er godt dokumentert at kvartære kationer (som polyDADMAC) i kombinasjon med andre vannbehandlingsskjemikalier (spesielt kloraminer) kan omdannes til svært kreftfremkallende nitrosaminer (Krasner m.fl., 2013). Substitusjon og utfasing av polyDADMAC blir derfor anbefalt i flere studier, og det har de seneste år forgått et utstrakt arbeide med å utvikle nye og mindre skadelige kationiske polymere (Cornwell m.fl., 2017).

I 2013 holdte det forrige driftsselskapet, Sydvaranger Gruve AS, på med uttesting av alternative stoffer; fra tidligere høringsuttalelse (Havforskningsinstituttet 2013); «*Sydvaranger gruve AS har testet en rekke forskjellige stoffer for å finne en erstatning for polyDADMAC og vil i år sette opp et fullskalaforsøk med et mulig substitusjonsstoff. Dette synes vi er et meget viktig arbeid.*»

I denne sammenheng etterspør vi her resultatene av fullskalaforsøket og ønsker å vite hvorfor ingen alternative stoffer med lavere giftighet har blitt valgt i den nye søknaden.

I 2014 fikk Sydvaranger Gruve AS gjennomført egne giftighetstester hvor polyDADMAC var bundet til gruveavgang. Det ble her ikke funnet akutt giftighet i de konsentrasjoner som er realistisk for avgangen i Bøkfjorden (se Havforskningsinstituttet 2014).

PolyDADMAC er ekstremt langsomt nedbrytbart. SINTEF fant ingen biologisk nedbrytning etter én måned i sjøvann (Josefsen m.fl. 2014). Fra 2009-2015 har gruveen sluppet ut store mengder med polyDADMAC ($\approx 60-80$ tonn ifølge utslippstillatelse). Hva har skjedd med dette kjemikaliumet i miljøet? Her burde det pålegges et overvåkingsprogram som inneholder kartlegging av mulig akkumulering av flokkuleringsmidler i sedimentet, både polyDADMAC og monomeren, diallyldimetylammonium klorid (DADMAC). En slik undersøkelse bør inneholde en rekke stasjoner fra innerst i Bøkfjorden og ut forbi Reinøya for å undersøke eventuell spredning i fjordsystemet.

Det påstås i Sydvaranger Gruve AS sin Mineralavfallsplan (Hermansen, udatert) at *«På grunn av molekylstørrelsen til denne forbindelsen, er det dessverre ingen analysemetoder tilgjengelig for polyDADMAC. Dermed blir det ikke mulig å overvåke eventuell lekkasje fra deponering av gruveavfall direkte. Polyakrylamid er, på samme måte som polyDADMAC, en stor polymer og derfor finnes det heller ikke for denne gode analysemetoder tilgjengelig.»*. Det er vi ikke enige i. Pyrolyse-gasskromatografi-massespektrometri (py-GC-MS) er en etablert analysemetode innenfor polymervitenskapen. Ved oppvarming av prøvene i fravær av oksygen bryter en pyrolysator store molekyler ned i mindre molekyler som deretter separeres med hjelp av gasskromatografi og analyseres med hjelp av et massespektrometer. Vi mener derfor det bør gjennomføres analyser av Magnafloc 10 og LT38 i sedimentprøver ved hjelp av py-GC-MS innhold.

Selv om Magnafloc 10 (polyakrylamid) og Magnafloc LT38 (polyDADMAC) ikke er plast i tradisjonell forstand, er de likevel organiske polymerer. I lys av det verdensomspennende og veldig synlige problemet av plast i havet, så er Havforskningsinstituttet svært kritisk til at det skal gis utslippstillatelser av flere tonn av svært langsomt nedbrytbare polymere i norske fjorder.

I forbindelse med en utslippstillatelse, må det implementeres en omfattende kjemisk overvåkingsplan som inneholder bruk av avanserte analysemetoder for å detektere forurensinger fra gruedriften i og utenfor deponiområdet. Denne planen må være basert på en grundig basisundersøkelse - utført med samme metodikk som skal brukes i overvåkningen – som fastslår bakgrunnsforurensing i og utenfor deponiområdet.

Utslipp av fine partikler/nanopartikler/nanomaterialer

Vi vil gjøre oppmerksom på at det eksisterer fullstendig mangel på dokumentasjon av partikkelstørrelsesfordeling med tilhørende mengder for avgangsmassene som skal sendes ut i fjorden. Målinger av partikkelstørrelsesfordeling har blitt gjennomført for sedimentprøver (Rohde Krossa m.fl. 2020, side 175 – 177), men disse kan neppe sies å være egnet til å karakterisere finstoffet med størst potensiale for spredning. Resultater viser at sedimentet, som består av avgangsmateriale fra gruveens tidligere virksomhet, er veldig finkornet med kornstørrelser ned til omtrent 400 nm. Vi bedømmer det samtidig som svært usannsynlig at det ikke produseres materiale under 400 nm under oppmalingsprosessen. At ikke den minste partikkelfraksjonen finnes i (minst fire år gammalt) sediment peker på at slike partikler ikke sedimenterer, men holder seg suspendert i vannsøylen og blir spredd gjennom vannmassene. Siden avgangsmassene i beste fall er dårlig karakterisert, er sedimentet på sjødeponiet i Bøkfjorden den mest pålitelige informasjonskilden. I følge Rohde Krossa m.fl. 2020, er den gjennomsnittlige mengden av partikler som er 2 μm og mindre hele 6,81% av massen. Ifølge en tidligere rapport, som behandler et annet gruveprosjekt med sammenlignbare partikler, beregnes en teoretisk synkehastighet for de minste siltpartiklene (2 μm diameter) til 10^{-5} m/s, det vil si at partiklene trenger mer enn et døgn

for å synke så lite som 1 meter (Larsen m.fl. 2007). Synkehastighetene til leirpartiklene, partikler $<2 \mu\text{m}$, beregnes til å være mellom 10^{-6} og 10^{-7} m/s (Larsen m.fl. 2007), som vil si at leirpartiklene har en proporsjonalt enda lengre nedsynkningstid i størrelsesorden 10-100 døgn per meter. I realiteten vil det betyr at leirpartiklene antagelig ikke kommer til å synke ned i det hele tatt. Spesielt om våren og sommeren antas at de mest finkornete partiklene vil kunne holdes i suspensjon i vannmassen i svært lang tid (Gondikas m.fl. 2020).

Vi vil gjøre oppmerksom på at vekten til en størrelsesfraksjon ikke direkte gjenspeiler partikkelantall; et gram bestående av $10 \mu\text{m}$ store kvartskuler inneholder 1000 ganger flere kuler enn et gram med $100 \mu\text{m}$ store kvartskuler. Sammenheng mellom partikkelstørrelse og -vekt illustreres i Figur 2.

I avgangen vil 6,81% av 4 Mt årlig tilsvare 272 400 t partikler som er $2 \mu\text{m}$ eller mindre. Hvis vi antar at alle partikler i denne 272 400 t fraksjonen består av kvarts (tetthet $2,65 \text{ g/cm}^3$) som er sfæriske (kuler) og nøyaktig $2 \mu\text{m}$ i diameter (konservativ antagelse), beregnes det et utslipp av $2,45 \times 10^{22}$ (24,5 trilliard) partikler/år. Dette tallet er ubegripelig høyt. Beregnet ned til utslipp av **partikler per sekund** er det fortsatt 77,8 billion partikler per sekund. Denne beregningen er konservativt og ikke tar i betraktning alle partikler som er større enn $2 \mu\text{m}$ som utgjør 93,19 masse% av avgangsmassene. Dermed vil det reelle tallet av total utslupne partikler være enda høyere.

Vi vil igjen understreke at avgangsmassen mangler karakterisering og at - under betraktning av sammenheng mellom partikkelstørrelse og antall som vist i Figur 2 - så er det mulig at avgangsmassen må defineres som nanomateriale.

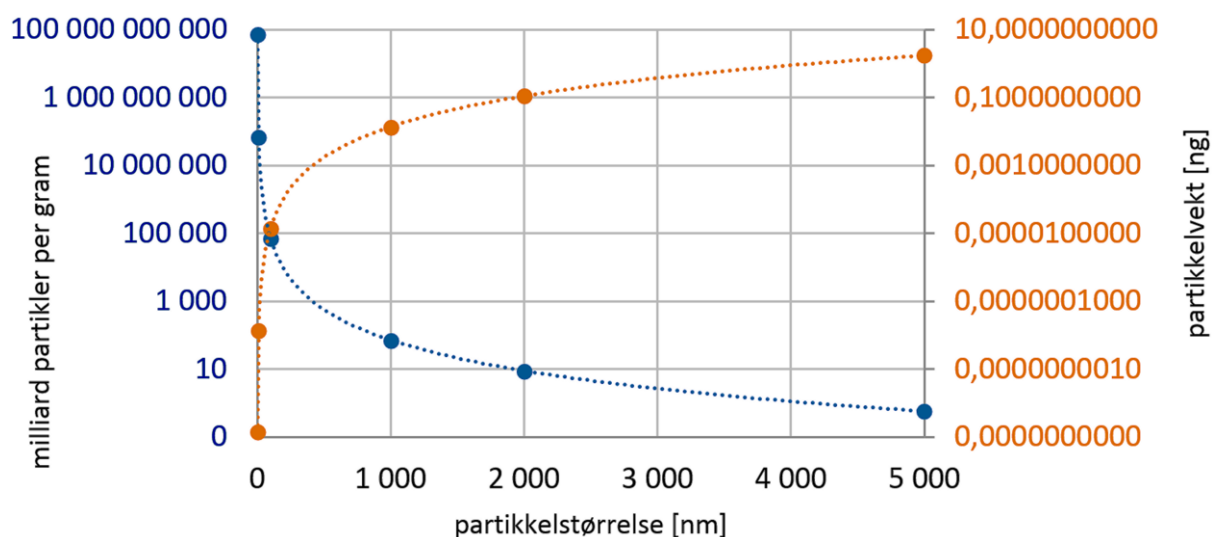
Det finnes ulike definisjoner på nanomaterialer, men nano vil i prinsipp omfatte størrelsesområdet 1-1000 nanometer ($1 \text{ nm} = 10^{-9} \text{ m}$). EU har definert et nanomateriale som (EU 2011/696):

«et naturlig, tilfeldig oppstått eller fremstilt materiale, som består av partikler i ubundet tilstand eller som et aggregat eller som et agglomerat, og hvor minst 50% av partiklene i den antallsmessige størrelsesfordelingen i en eller flere eksterne dimensjoner ligger i størrelsesintervallet 1-100 nm. I særlige tilfeller, og hvor hensynet til miljø, helse, sikkerhet eller konkurransevne berettiger det, kan terskelen for den antallsmessige størrelsesfordeling på 50% erstattes av en terskel på mellom 1 og 50%.»

Ifølge denne definisjonen vil altså også selv agglomerater av nanopartikler - dannet ved hjelp av flokkuleringsmidler (som Magnafloc LT38 og Magnafloc 10) - ansees som nanopartikler.

Effekter av nanomaterialer i både miljø, mat og mennesker har fått økende fokus de siste årene på grunn av de unike egenskapene slike materialer har sammenlignet med deres bulk eller enkeltmolekyl/ione-former. De unike egenskapene gjenspeiles i både særegne fysisk-kjemiske egenskaper og toksisitet til nanomaterialer. Utslipp og effekter av utilsiktede nanomaterialer produsert i forbindelse med oppmalings og anrikningsprosesser i gruvedrift bør derfor undersøkes og dokumenteres slik at dette kan risikovurderes ved deponering av gruveavfallet.

Vi vil samtidig gjøre oppmerksom på at EU har oppdatert REACH regelverket (2006/1907) når det gjelder stoffer i nanoform og utslippskarakterisering (EU 2018/1881).



Figur 2. Sammenheng mellom partikkelstørrelse, vekt og antall partikler. Blå: Partikkelantall per gram i milliard; oransje: vekt per partikkel i nanogram (sfæriske partikler med en tetthet av $2,65 \text{ g/cm}^3$). Merk: Y-aksene er log-skalert.

Vi har gjort beregninger av antall partikler i forskjellige størrelseskategorier, vist i Tabell 1, for å vise at det er et realistisk scenario at avgangsmaterialet faktisk er et nanomateriale etter EU-definisjon (EU 2011/696). Siden selve avgangsmaterialet, som nevnt ovenfor, ikke er tilstrekkelig karakterisert i sin partikkelstørrelsesfordeling, brukes det data av sedimentprøver som hovedsakelig består av avgangsmateriale fra gruvevirksomheten til 2015 (Rohde Krossa m.fl. 2020). Vi ser på våre beregninger som konservative siden medianverdiene som brukes trolig gir et underestimat i partikkelstørrelse til de største massefraksjonene. Det fører til et overestimat av partikkelantallet for partikler $>100 \text{ nm}$. I tillegg har vi definert hele den teoretiske nanofraksjonen som lik 100 nm som fører til et underestimat av partikkelantallet til partikler $\leq 100 \text{ nm}$. Tross alt trenger det ikke å være mer enn $0,11 \text{ masse\%}$ av den minste fraksjonen ($<2 \mu\text{m}$) ($0,0075\%$ av den totale avgangsmassen) i størrelsesorden $\leq 100 \text{ nm}$ før hele avgangsmassen må klassifiseres som nanomateriale (EU 2011/696).

Tabell 1. Scenario av partikkelstørrelsesfordelinger og resulterende fordelinger av partikkelantall.

Scenario	Størrelse [nm]	Vekt [%]	Vekt [Mt]	Partikkelantall	Partikkelantall (i ord)	Prosentandel partikkelantall
Medianstørrelse over alle partikler (Rohde Krossa m.fl. 2020, side 175)	11608	93,19	3,7276	$1,72\text{E}+21$	1,72 trilliard	0,41%
Medianstørrelse over 6,81 vekt% av alle partikler $<2 \mu\text{m}$ (Rohde Krossa m.fl. 2020)	1000	6,81	0,2724	$1,96\text{E}+23$	196 trilliard	47,42%
Antagelse at $0,11\%$ av partikkelmassen $<2 \mu\text{m}$ ($0,0075\%$ av totalmassen) er 100 nm	100	0,0075	0,0300	$2,16\text{E}+23$	216 trilliard	52,16%

Beregningene er et tankeeksperiment og bruker 4 millioner tonn avgang pr. år av sfæriske partikler med en tetthet av $2,65 \text{ g/cm}^3$ (kvarter), størrelses- og vektfordelinger ekstrahert fra Rohde Krossa m.fl. 2020.

I denne sammenheng vil vi samtidig oppfordre til at man i framtiden også angir partikkelantall i tillegg til vekt når finmalt gruveavfall søkes deponert (jfr. EU 2011/696), siden en prosentuell vektfraksjon ikke direkte gjenspeiler partikkelantallet. Som nevnt før gir Figur 2 et generelt innsyn i sammenheng mellom partikkelstørrelse og antall partikler pr. gram i blått; og partikkelstørrelse og vekten av en slik partikkel i oransje.

Moderne analyseteknikker som laser diffraksjon (brukt i Rohde Krossa m.fl. 2020) burde benyttes til å bestemme den reelle antallsmessige størrelsesfordelingen i utslippet. Formen til partiklene bør også bestemmes med hjelp av elektronmikroskopi, slik at man reelt sett kan avgjøre om utslippet av partikler inneholder nanopartikler. I tillegg bør man også bestemme sammensetningen av partiklene og hvilke elementer de inneholder slik at utslippet totalt sett kan risikovurderes med bakgrunn i faktiske data. En utslippssøknad bør inneholde en vurdering av avfallet opp mot EU sine definisjoner og regulativer for nanomateriale. Ved etablering av et deponi må grenseverdier settes ut fra spredningsmuligheten til de minste partikkelfraksjonene, og det må stilles strenge krav til et måleprogram for å overvåke konsentrasjonene av disse partiklene i vannmassene.

Mulig utslipp av plastpartikler fra gruvedriften

Plastforurensing blir økende grad sett på som miljørisiko. Det viser seg at makroplast kan påvirke større dyr, som sjøfugl (Wilcox m.fl. 2016). Små mikro- og nanoplastpartikler er vist til å ha en rekke negative konsekvenser på akvatiske organismer i eksponeringsforsøk, som redusert vekst, energi, aktivitet og overlevelse, og endringer i hormonell regulering, stoffskifte og utvikling, men er for dårlig kartlagt i miljøet (Kögel, m.fl. 2019).

Med hensyn til marint søppel har Europa og Norge gått med på å handle globalt ved å implementere FN sine bærekraftsmål, spesielt SDG 14 «*Conserve and sustainably use the oceans, seas and marine resources for sustainable development*». Et EU-direktiv om engangsplast har også blitt foreslått i 2018 (<https://ec.europa.eu/environment/circular-economy/pdf/single-use-plastics-proposal.pdf>), der målet er å forebygge og redusere marint plastsøppel, og som utfyller andre eksisterende EU-direktiver på området. I EU sitt «*Waste Framework Directive*» står det at medlemsland skal iverksette tiltak med mål om å stanse generering av marint søppel og ha tiltak for å forebygge, bekjempe og rense søppel av engangsplast. «*Marine Strategy Framework Directive*» forlanger at mengden og sammensetningen av marine søppel ikke fører til skade for marint- eller kystmiljø. Mange av disse prinsippene, som for eksempel SDG 14, er gjentatt i EU-direktiv 2019/904 (EU 2019/904).

To potensielle hovedkilder til plastforurensing er mulig i planene om gruvedrift i Sydvaranger med deponi i Bøkfjorden: 1) Armeringsfibre og skyteledninger/plastbelagt sprengtråd, og 2) slitasje på transportsystemet av gruveavfallet til utslippspunktet i fjorden. Vi anbefaler en utredning av disse forholdene før reguleringsplanen tas opp til vurdering.

- 1) Armeringsfibre og skyteledninger/plastbelagt sprengtråd har flere steder ført til betydelige mengder plastavfall ved deponering av overskuddsmasser av sprengstein i sjø, for eksempel ved tunnelbygning. Vil det være et høyt forbruk av plastbelagt sprengtråd, og vil plastfibre kunne sorteres ut før oppmalingsprosessen? I hvilken grad vil det produseres mikro- og nanoplast under oppmalingen?
- 2) Deponering av gruveavfall i Bøkfjorden innebærer at avgangen fraktes via rørledning til strandkanten, 450 m og ca. 30 m under vannoverflaten der utslippet vil skje. Materialsammensetning av rørledningen blir ikke nevnt, men det ansees som sannsynlig at den vil være produsert av plast. Sydvaranger Gruve AS sin Mineralavfallsplan (Hermansen, udatert) nevner at «...avgangen oppkonsentreres til ca. 60 % faststoff. Avgangen pumpes videre til en kum der den blandes med sjøvann.», men sluttkonsentrasjonen av faststoff blir ikke

oppført. Slitasje på røret ikke er nevnt i det hele tatt. Slik slitasje er et kjent problem i lakseoppdrett, der fôr og rensesvamper transporteres med høyt trykk gjennom plastrør (<https://norceresearch.brage.unit.no/norceresearch-xmlui/handle/11250/2649891>).

Oppdrettsindustrien har begynt å se etter alternativer og utreder konsekvenser for dette. Transport av mineralpartikler gjennom plastrør vil sannsynligvis også føre til slitasje på innsiden av røret.

Mengden av plast som kan slippe ut i fjorden fra driving av malm og rørslitasje bør beregnes.

I tråd med dette bør det beskrives i hvilken grad plastforurensing vil kunne oppstå fra gruvedriften, og eventuelle tiltak for å redusere mengden plast som kan komme til å slippes ut i miljøet fra gruvedriften. Plastavfall er ikke tatt i betraktning i det hele tatt i utslippssøknaden, noe som trolig skyldes at dette ikke var et aktuelt tema den gangen den opprinnelige utredningen ble gjennomført. I tillegg til et mengdeestimat må det tas hensyn til både partikkelstørrelse og plasttype, fordi negativ innvirkning på marine organismer avhenger av dette (Kögel m.fl. 2019). Plastpartikler fordeles forskjellig i vannmassene når man sammenligner stor mikroplast med liten mikroplast (Haave m.fl. 2019), mens nanoplast nesten ikke synker det hele tatt (Ter Halle m.fl. 2017). Beregnet plastkonsentrasjon i vannmassene bør sammenlignes med aktuelle miljøtoksisitetsstudier, der det tas hensyn til både plastmengde, partikkelstørrelse og plasttype.

Punkt 4 i mineralavfallsdirektivet (EU 2009/359/EF) angir at avfallet kun kan kalles inert hvis innholdet av potensielt helse- og miljøfarlige stoffer, også som fine partikler, er tilstrekkelig lavt slik at avfallet utgjør en ubetydelig helse- og miljørisiko. Mulig forekomst av mikro- og nanoplast, samt den høye finmalingsgraden med tilhørende forekomst av mineralske nanopartikler, bør vurderes i denne sammenheng.

Bunndyr i sedimentet (infauna)

Det er vanskelig å si noe sikkert om hvordan miljøforholdene i Bøkfjorden er blitt påvirket av sjødeponiet ved å studere de undersøkelsene av infauna som er blitt utført tilbake i tid. Prøvetakingene er foretatt av forskjellige konsultantselskap, det er blitt brukt forskjellige posisjoner for prøvetakingen, det er benyttet forskjellige metoder for å bestemme miljøtilstand og prøvetakingen er utført i forskjellige tidsperioder med hensyn til når sjødeponiet er blitt tatt i bruk eller stanset. Det er også usikkerhet knyttet til de effekter som etableringen av kongekrabben i Bøkfjorden (som skjedde i 2001) har hatt på infaunasamfunnene i fjorden. Oug mfl. (2010) presenterer data som indikerer store forandringer i artssammensetningen, forhøyet dominans og noe minkende total tetthet av infauna i sedimentene i Bøkfjorden fra 1994 til 2007, og knytter dette til etableringen av kongekrabbe i fjorden. Samme konklusjon, med noe flere arter og høyere tettheter i 1994 enn 2007, er presentert i Skaare mfl. 2007. Skaare mfl. 2007 mener det er usikkerhet knyttet til data fra 1988 og at disse ikke bør brukes til å si noe om langtidstrender i Bøkfjorden.

Sjødeponiet var ikke i bruk mellom 1997 og 2009. I 2010, etter ett år med aktiv deponering, ble det foretatt nye miljøundersøkelser. I disse ble det kun brukt sedimentprofilografering (SPI), og sammensetningen av infauna i sedimentene ble ikke undersøkt. Det er derfor ikke mulig å si noe om hvordan bruk av deponiet i 2009-2010 påvirket sammensetningen av infaunaarter i sedimentet i Bøkfjorden. Infaunaprøver ble samlet inn og analysert av Norconsult i 2014, da deponiet hadde vært i bruk i 5 år. Resultat fra disse prøvene er imidlertid ikke offentlig tilgjengelige. Etter 2015 er deponiet ikke blitt brukt. Infaunaprøver ble deretter samlet inn i 2018 og 2019 (Hallerud og Schmidt Lindgaard 2018, Økland og Todt 2019). Disse prøvetakingene viser lavt innhold av organisk materiale i sedimentene mange km ut fra deponiet, noe som knyttes til den høye sedimentasjonen av gruveavgang i området. I tillegg er tettheten av dyr relativt lav og mengden arter ved prøvetakingspunktene noe lavere på alle de indre prøvetakingspunktene

sammenlignet med 6 km ut i fjorden og i den nærmeste referansefjorden. Dette ser ut å være en tydelig effekt av deponiet som ikke viser seg når man studerer de indeksene man vanligvis bruker for å fastsette miljøtilstanden i et område, i.e. H', NQI1 og EQR. Med de mangler som disse indeksene har er miljøtilstanden moderat til god aller innerst i fjorden, og god i den resterende del i fjorden i 2018. I 2019 er miljøtilstanden vurdert som god til meget god, noe som kan tyde på en restitusjon i sedimentene. En relativt høy andel av de dominerende artene på de indre prøvetakingspunktene, både i 2018 og 2019, blir imidlertid ansett som forurensningstolerante (Hallerud og Schmidt Lindgaard 2018, Økland og Todt 2019). Hvor vidt dette indikerer at sedimentene ikke er fullt ut restituert er ikke mulig å si, da det ikke finnes noen kunnskap om det naturlige bakgrunnssamfunnet i fjorden.

Det er blitt gjort 3 undersøkelser med sedimentprofileringskamera (SPI) for å fastsette miljøtilstanden i sedimentene i Bøkfjorden, i 2007, 2010 og 2011 (Skaare et al. 2007, Berge et al. 2011, Berge et al. 2012). SPI miljøundersøkelser er ikke en del av standard miljøovervåkning av miljøtilstanden i fjorder (se f.eks. Vannrammedirektivet) men metoden er blitt korrelert med standard miljøundersøkelser (f.eks. prøvetaking med van Veen grab, analyse av bunndyr og statistiske beregningen av samfunnsstruktur som viser miljøstatusen til sedimentene) slik at det er fastsatt at metoden gir er tilnærmet lik klassifisering av miljøtilstand, om enn med noe mindre informasjon (se Beylich m.fl. 2019). SPI undersøkelsene viser at tilstanden i sedimentene i fjorden gradvis ble forverret etter at deponiet ble tatt i bruk på nytt i 2009. Tilstanden nærmest deponiet gikk fra moderat i 2007 til meget dårlig i 2010 og 2011. På de andre stasjonene i Bøkfjorden og ut til Reinøya (7-9 km fra deponiet), gikk tilstanden fra god til meget dårlig fra 2007 til 2010 og 2011. Dette blir knyttet til deponimassene som skaper et meget tett øvre lag i sedimentene og dermed forhindrer kolonisering av sedimentene med et «normalt» infaunasamfunn.

Denne litteraturgjennomgangen viser store mangler i den tilstandsovervåkingen som er gjennomført i Bøkfjorden, både før, under og etter at deponiet er blitt brukt. Det er ikke mulig å sikkert si noe om hvor store effektene av sjødeponiet er på bunndyrsamfunnene i fjorden, eller hvor langt de strekker seg fra utslippspunktet.

Ved en eventuell ny oppstart bør det stilles sterke krav til regelmessig (årlig) prøvetaking av bunndyr etter gjeldene standard, på faste stasjoner slik at det blir mulig å følge utviklingen fremover i tid.

Gyte- og oppvekstområder for marin fisk i Bøkfjorden

Akvaplan-niva AS gjennomførte eggundersøkelser i april og mai 2014 i Bøkfjorden, Korsfjorden, Neidenfjorden og Kjølafjorden (Christensen m.fl. 2014a). Denne undersøkelsen rapporterer om lave konsentrasjoner av torskeegg, og dette tyder på at det ikke foregikk gyting inne i Bøkfjorden i 2014. I rapporten angis det at egg ble lagret for senere DNA-undersøkelser, men slike data er ikke presentert. Siden tidlige utviklingsstadier av torske- og hyseegg ikke kan skilles, og eggstørrelser for disse to artene overlapper i betydelig grad, er det rimelig å anta at det som angis som torskeegg i rapporten kan være en blanding av disse to artene. Siden deponiområdet i søknaden til Sydvaranger Drift AS omfatter mesteparten av indre Bøkfjorden, er det av interesse å beregne totalmengden av egg i torskestørrelse her. Data på eggmengder i rapporten gir grunnlag for å beregne dette, innenfor en linje fra Tømmerneset på vestsiden til Raudeberget på nordsiden. I alt befant det seg her gjennomsnittlig 68 millioner egg i torskestørrelse de dagene eggundersøkelsene foregikk i dette området av Bøkfjorden.

Undersøkelsen inneholder også en modellering av hydrodynamiske forhold i Bøkfjorden og nærliggende fjorder, hvor drift av «eggpartikler» ble simulert fra ulike geografiske lokaliteter i 5 og 25 m dyp over en periode på 15 dager. Det sies ingenting om eggpartiklene sin fordeling av egenvekt, annet at de ble tillatt å flyte «fritt med strømmen». Simuleringen av eggdrift i rapporten

viste at det kunne være en oppsamling av egg ved Reinøya og også inn i indre del av Bøkfjorden fra mange ulike steder i disse fjordene. Dette omfatter også egg fra verifiserte gyteområder i Kjøfjorden og innenfor Kjelmøya (<https://kart.fiskeridir.no/>). Store deler av indre Bøkfjorden er i søknaden til Sydvaranger Drift AS satt av til deponi. Dette innebærer at vannmassene her vil få noe økt partikkeltetthet, særlig i et vannlag 50-150 m over bunnen, noe som er verifisert helt ut til Reinøya av NIVA (Berge m.fl. 2012).

Det er vist at mineralpartikler kan feste seg på fiskeegg og gjøre dem tyngre slik at de synker (Westerberg m.fl. 1996, Page 2014, Farkas 2019; Reinardy m.fl. 2019). Det er også vist at hoppekreps (copepoder) som fiskelarvene er helt avhengig av ved første næringsinntak etter klekking, spiser små mineralpartikler (Jensen m.fl. 2014, Farkas m.fl. 2017, 2019). Disse byttedyrene kan derfor være en vektor for oppkonsentrering av gruveavfall med tilhørende kjemikalier i de tidlige livsstadiene hos fisk. Eventuelle effekter på fiskelarvers levedyktighet av dette er ukjent.

Eggundersøkelsen til Akvaplan-Niva AS skjedde imidlertid mens det fremdeles var drift ved Sydvaranger Gruve AS, som stoppet driften mot slutten av 2015. Bøkfjorden har derfor vært 5 år uten deponering, og en ny eggundersøkelse burde derfor vært gjennomført som kunnskapsbase for den nye søknaden fra Sydvaranger Drift AS. Dette er spesielt aktuelt ut fra at kunnskap om effekter på fisk av deponering av gruveavfall er meget begrenset og nærmest fraværende i feltstudier.

I søknaden til Sydvaranger Drift AS refereres det til en rapport fra Rambøll 2020 som Havforskningsinstituttet har fått ettersendt. I denne rapporten (Rohde Krossa m.fl. 2020) er det blant annet beskrevet undersøkelser på forekomst av marin fisk i begynnelsen av september 2019 i Bøkfjorden innenfor Reinøya, i området som er angitt som deponi. Feltundersøkelsene er foretatt med bunntål og ROV, men det er ikke angitt eksakt hvilken type bunntål som er benyttet. Fangst av reker og lodde kan tyde på at det ble benyttet en finmasket trål, som f.eks. en reketrål. Resultatene viser at hyse dominerte blant torskefisk, og at det var mest fisk i midtre og ytre område av deponiet. Gjennomsnittlig standardlengde viser at det for det meste er umoden torsk og hyse i fjorden, men det er uklart i hvilken grad redskapsseleksjon kan ha bidratt til dette resultatet. Umoden fisk med gjennomsnittsstørrelse mellom 20 og 37 cm viser at fisken er kun noen få år gammel, og at den derfor kan ha etablert seg etter at deponeringen fra Sydvaranger Gruve AS stoppet i 2015. Undersøkelsen sier derfor ikke noe om hvordan situasjonen har vært med hensyn til forekomst av fisk under tidligere drift av deponiet. I rapporten gis heller ikke oversikt over individuelle vekt og lengdedata, slik at fiskens kondisjon ikke kan beregnes. Kondisjon kan gi informasjon om fiskens ernæringsmessige status. Det er heller ikke presentert data som kan fastslå om torsken i fangstene var kysttorsk eller skrei.

Om ny utslippstillatelse gis vil det være et betydelig behov for overvåkning. Ved eventuell ny oppstart av deponiet bør det settes tilsvarende krav til partikkelmengde i fjordvannet som er gitt i tillatelsene til Nordic Rutile AS og Nussir AS for deponiene i henholdsvis Førdefjorden og Repparfjorden. Videre bør det gjennomføres undersøkelser på fisk med standardisert metodikk, før og etter eventuell oppstart av et deponi. For eksempel vil juvenil kysttorsk først og fremst finnes på grunt vann til dyp ned mot 10 m, og bruk av åluser har vist seg å være et effektivt redskap i undersøkelser av juvenil kysttorsk ned til størrelse for 0-gruppe (van der Meeren 2019). Gjentakelse av standardiserte trålundersøkelser med redskap som fanger et vidt størrelsesspekter av fisk vil også være viktig for overvåkning av bunntilnyttet fisk i de dypere delene av fjorden.

Neiden-Bøkfjorden som nasjonal laksefjord

De viktigste lakselvne innenfor den nasjonale laksefjorden Neiden-Bøkfjorden er Neidenelva og Munkelva. Neidenelva er et nasjonalt laksevassdrag, og også et av våre største vassdrag med

hensyn på årlig laksefangst. Munkelva er en smålakselv i Neidenfjorden, med en total fangst i 2019 på 314 kg laks. Neidenelva representerer store verdier, både biologisk, økonomisk og gjennom et tradisjonsrikt fiske både i Norge og Finland, og var av disse grunner en selvsagt kandidat til å bli et nasjonalt laksevassdrag. Det ligger et lite vassdrag i indre del av Langfjorden, Sandneselva, hvor det også går opp en del laks, fangsten har variert mellom 13 og 149 laks de siste ti år. I Neidenfjorden ligger Braselva som også er registrert som et lakseførende vassdrag av Miljødirektoratet. Det foreligger ikke fangststatistikk for dette vassdraget.

Genetiske undersøkelser utført de siste årene av norske villaksbestander viser at elvene i Finnmark, og særlig i Øst-Finnmark, representerer distinkte genetiske enheter i større grad enn elver lengre sør i Norge (Ozerov mfl. 2017, Wennevik mfl. 2019), samtidig som de er blant de minst påvirkede og opprinnelige vi har i hele laksens utbredelsesområde. Man må derfor etter vårt syn gå fram med stor varsomhet i forbindelse med inngrep som kan påvirke disse bestandene negativt.

De planlagte utslippene i Bøkfjorden kan potensielt påvirke laksen negativt i ulik grad i smoltutvandningsfasen (avhengig av om smolten vandrer ut gjennom Korsfjorden/Bøkfjorden eller Kjøfjorden). I en tidligere høringsuttalelse påpekte vi at hvordan smolten vandrer ut gjennom disse fjordsystemene så langt ikke var undersøkt vitenskapelig, men at det var rimelig å anta at smolt vandrer ut også gjennom Bøkfjorden. I etterkant har Akvaplan-Niva gjennomført telemetristudier for å kartlegge vandring til laksesmolt, aure og røye i fjordsystemet. Laksen som vandrer ut fra Sandneselva har ingen alternativ vandringsvei og må nødvendigvis passere Langfjorden.

Telemetristudien utført av Akvaplan-Niva i årene 2014-2016 (Christensen m.fl. 2014b, Christensen m.fl. 2016, Jensen & Christensen 2017) omfattet merking av laksesmolt i Neidenelva og Sandneselva, merking av sjørøye i Braselva, og merking av sjøaure i Neidenelva og Sandneselva. Det ble også merket voksen laks (utvandrende vinterstøinger) i Neidenelva. Både laksesmolt og voksen laks merket i Neidenelva vandret gjennom både Kjøfjorden og gjennom Korsfjorden/Bøkfjorden. Andelen fisk som vandret gjennom de to fjordene varierte mellom år. Sjøaure merket i Neiden ble registrert i alle deler av fjordområdet med unntak av Langfjorden, mens sjøaure merket i Sandneselva holdt seg i Langfjorden. Laksesmolt merket i Sandneselva hadde en annen adferd og overlevelse enn smolt merket i Neiden. De brukte mye lengre tid på utvandringen og dødeligheten synes å ha vært forhøyet i passasjen gjennom Langfjorden.

Dette studiet indikerer at både laks og sjøaure potensielt kan bli påvirket av utslippene, og det er spesielt interessant at laksesmolt som vandrer gjennom Langfjorden synes å være utsatt for høyere dødelighet. Den begrensede arealbruken til sjøaure fra Sandneselva kan også ha sammenheng med forurensing fra deponiet i Langfjorden.

Laksen vil i tillegg kunne påvirkes når den returnerer til elven for å gyte. Det er fortsatt usikkert hvordan laksen finner tilbake til sin elv den er klekket i, men det er antatt at lukt og kjemiske stimuli spiller en rolle i navigeringen det siste stykket fram til elvemunningen. Endringer og variasjoner i fjordvannets kjemiske karakter kan derfor tenkes å påvirke laksens evne til å finne tilbake til elven. I tilbakevandringen er laksen ofte innom flere fjorder og elvemunninger før den går opp i elven for å gyte. Det er derfor rimelig å anta at en god del av laksen vil vandre gjennom, og til dels inn i Bøkfjorden og Langfjorden på vei til både Neidenelva, Braselva, Munkelva og elver i nærliggende fjordsystemer, for eksempel Grense Jakobselv, Karpelva og Klokkerelva. Voksen laks vil også kunne beite og bevege seg i større vanddyp enn utvandrende smolt. Kunnskap om hvordan tilbakevandrende laks beveger seg i disse fjordsystemene foreligger ikke, og det burde derfor gjennomføres telemetristudier med merking av voksen laks som fanges i kilenot ytterst i fjordsystemet.

I stortingsproposisjon 32 (2006-2007) Om vern av villaksen og ferdigstilling av nasjonale laksevassdrag og laksefjorder står følgende som begrunnelse for å opprette nasjonale laksevassdrag og laksefjorder:

"Formålet med nasjonale laksevassdrag og laksefjorder er å gi et utvalg av de viktigste laksebestandene i Norge en særlig beskyttelse mot skadelige inngrep og aktiviteter i vassdragene og mot oppdrettsvirksomhet, forurensning og munningsinngrep i de nærliggende fjord- og kystområdene".

I kapittel 6.3 defineres det nærmere hvordan beskyttelsesregimet skal håndheves: *"Spørsmålet om en virksomhet kan sies å utgjøre en uakseptabel forurensningsrisiko for villaksen må vurderes konkret i det enkelte tilfellet. Vurderingen vil ta utgangspunkt i formaliserte miljørisikoanalyser, der særlig sannsynligheten for utslipp (utslippsfrekvens), utslippets omfang og konsekvensene for villaksen (tilstedeværelse, eksponering, skadeomfang og restitusjonstid) vil stå sentralt. Det må også tas hensyn til manglende kunnskap, for eksempel om langsiktige konsekvenser av et utslipp for villaksen. Føre-var-prinsippet skal derfor legges til grunn ved manglende kunnskap. Miljøvernmyndighetene fastsetter nærmere krav til innholdet i og omfanget av risikoanalysene".*

Det synes klart at St.prp. 32 sine krav om miljørisikoanalyser i forhold til påvirkning på nasjonale laksebestander ikke er fullt ut oppfylt, og at konsekvensene av utslippene bør utredes nærmere med tanke på mulige negative effekter på bestandene av laksefisk i området.

Konklusjoner

Det er kjent fra tidligere gruvedrift med sjødeponi i Bøkfjorden at årlig utslipp av 4 Mt avgangsmasser slammer ned hele fjorden helt ut til Reinøya. Undersøkelser av havbunnen et år etter oppstart av driften til Sydvaranger Gruve AS i 2009, viste en dramatisk forverring av miljøtilstanden. Spredningsmodelleringen i den foreliggende søknaden bruker urealistiske strømninger og sterk forenklet partikkelstørrelsesfordeling som fører til et grovt underestimat av partikkelspredningen. Utslipp av flokkuleringsmidler Magnafloc 10 og LT38 må betraktes kritisk, spesielt med hensyn til ukjent skjebne i sedimentet og sine polymere (plast-lignende) strukturer. De siste årene ble det tydeligere at nanopartikler framstår som en fare for helse og liv til planter, dyr og mennesker. Avgangsmassene som skal slippes ut er utilstrekkelig karakterisert og må muligens klassifiseres som nanomateriale. Det har ikke blitt utredet om og hvis hvor mye mikro- og nanoplast vil slippes ut. Infaunaen i Bøkfjorden, som trolig ble sterkt påvirket under driften til 2015, ser nå ut til å være under gjenetablering. Men bunndyrsundersøkelser har til nå blitt gjennomført på en svært lite systematisk måte, og det er derfor vanskelig å trekke konklusjoner fra dette. Konsekvenser av gruvedriften til gyte- og oppvekstområder for marin fisk har ikke blitt tilstrekkelig utredet. I tillegg er Bøkfjorden del av den nasjonale laksefjorden Bøkfjorden/Neidenfjorden, noe som burde gi spesiell beskyttelse.

Vi mener at følgende betingelser bør oppfylles før en utslippstillatelse vurderes for Sydvaranger Drift AS:

- Den realistiske partikkelstørrelsesfordelingen i avgangsmassen bør bestemmes eksperimentelt ved bruk av minst to uavhengige «state-of-the-art» analysemetoder, som laser-diffraksjon og elektronmikroskopi.
- En ny modellering av spredningen til avgangsmassen bør gjennomføres. Den modelleringen burde bruke ikke bare en avansert modell, men også den reale partikkelstørrelsesfordelingen og realistiske strømningsforhold.

- Ved hjelp av den nye modellen bør det etableres et program for faste stasjoner til regelmessig (årlig) prøvetaking av bunndyr etter gjeldene standard, slik at det blir mulig å følge utviklingen fremover i tid.
- På samme faste stasjonene bør det også gjennomføres regelmessig (årlig) prøvetaking av sedimentet for kjemiske analyser, spesielt med hensyn til flokkuleringsmidler Magnafloc 10 og LT38.
- I forhold til Magnafloc LT38 bør arbeidet til å erstatte produktet med en mer miljøvennlig alternativ fortsettes og alternativet implementeres omgående.
- Det bør også - med hjelp av strømningsmodelleringen – etableres stasjoner til kontinuerlig overvåking av partikkel(antall)konsentrasjonen i vannsøylen, knyttet til strenge grenseverdier.
- Konsekvensutredning med tilhørende kartlegging der dette er nødvendig, bør gjennomføres for både marin fisk og laksefisk, slik at dette tilfredsstiller hensynet til dagens behov for kunnskap etter gjeldene nasjonale føringer og lovverk.

Referanser

- Asplin, L., Salvanes, A.G.V. & Kristoffersen, J.B. (1999). Non-local wind- driven fjord-coast advection and its potential effect on plankton and fish recruitment. *Fisheries Oceanography* **8**:255-63.
- Asplin, L., Johnsen, I.A., Sandvik, A.D., Albretsen, J., Sundfjord, V., Aure, J. & Boxaspen, K.K. (2014). Dispersion of salmon lice in the Hardangerfjord. *Mar. Bio. Res.*, **10**: 216-225.
<https://dx.doi.org/10.1080/17451000.2013.810755>
- Asplin, L., Albretsen, J., Johnsen, I.A. & Sandvik, A.D. (2020). The hydrodynamic foundation for salmon lice dispersion along the Norwegian coast. *Ocean dynamics*.
<https://doi.org/10.1007/s10236-020-01378-0>
- Berge, J.A., Beylich, B., Gitmark, J.K. & Ledang, A.B. (2011). Overvåking av Bøkfjorden - forundersøkelse i 2010. Turbiditetsmålinger, bløtbunnsfauna, hardbunnsorganismer og forekomst av akrylamid. *NIVA Rapport L.NR. 6116-2011*.
- Berge, J.A., Beylich, B., Brooks, S., Jaccard, P.F., Tobiesen, A. & Øxnevad, S. (2012). Overvåking av Bøkfjorden 2011 og giftighetstesting av gruvekjemikalierne Magnafloc LT38 og Magnafloc 10. *NIVA Rapport L.NR. 6310-2012*.
- Beylich, B., Borgersen, G., Trannum, T. & Hjermann, D. (2019). SPI og bløtbunnsfauna – Sammenligning av klassifisering og vurdering av bruksområder. *NIVA Rapport 7328-2019*.
- Christensen, G.N., Gaardsted, F., Hattermann, T., Børve, E., Tårånd Aasen, A., Bytingsvik, J., Dahl-Hansen, G.A., Djuve, H.K., Leikvin, Ø. & Falk, H. (2014a). Kartlegging av gytefelt i Bøkfjorden, Korsfjorden, Neidenfjorden og Kjølffjorden, 2014. *Akvaplan-niva AS Rapport 6390-03*. 51 pp.
- Christensen, G.N., Jensen, J. & Fagard, P. (2014b). Anadrome laksefisk i Bøkfjorden, Korsfjorden, Neidenfjorden, Kjølffjorden og Langfjorden – vandring og områdebruk, 2014. *Akvaplan-niva AS Rapport 6390-02*.
- Christensen, G.N., Jensen J. & Kirkemoen, O.L. (2016). Anadrome laksefisk i Bøkfjorden, Korsfjorden, Neidenfjorden, Kjølffjorden og Langfjorden - vandring og områdebruk 2015. *Akvaplan-niva AS Rapport 7494-01*
- Jensen, J. & Christensen, G.N. (2017). Anadrome laksefisk i Bøkfjorden, Korsfjorden, Neidenfjorden, Kjølffjorden og Langfjorden - vandring og områdebruk 2016 og generelle trender etter 4 års studier. *Akvaplan-niva AS Rapport 7494-3*

- Cornwell, D. A., R. A. Brown and S. W. Krasner (2017). Evaluating Polymers to Avoid Polymer-Induced N-Nitrosodimethylamine Formation. *Journal American Water Works Association* **109**(6): E197-E214.
- Dalsøren, S., Albretsen, J. & Asplin, L. (2020). New validation method for hydrodynamic fjord models applied in the Hardangerfjord, Norway. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, **246**, 107028, <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.107028>
- EU 2011/696: Kommissionens henstilling af 18. oktober 2011 om definitionen af nanomaterialer (EØS-relevant tekst). <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/?uri=CELEX%3A32011H0696>
- EU 2009/359/EF: Kommisjonsvedtak av 30. april 2009 om nærmere presisering av definisjonen av inert avfall i henhold til artikkel 22 nr. 1 bokstav f) i europaparlaments- og rådsdirektiv 2006/21/EF om håndtering av avfall fra utvinningsindustrien. <https://lovdata.no/static/NLX3/32009d0359.pdf>
- EU 2018/1881: Kommisjonsforordning 2018/1881 av 3. desember 2018 om endring av vedlegg I, III, VI, VII, VIII, IX, X, XI og XII til europaparlaments- og rådsforordning (EF) nr. 1907/2006 om registrering, vurdering og godkjenning av samt begrensninger for kjemikalier (REACH) for å ta hensyn til nanoformer av stoffer. <https://lovdata.no/static/NLX3/32018r1881.pdf>
- EU 2019/904: Directive of the European Parliament and of the Council of 5 June 2019 on the reduction of the impact of certain plastic products on the environment. <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2019/904/oj>
- Farkas, J., Altin, D., Hammer, K.M., Hellstrøm, K.C., Booth, A.M. & Hansen, B.H. (2017). Characterisation of fine-grained tailings from a marble processing plant and their acute effects on the copepod *Calanus finmarchicus*. *Chemosphere*, **169**: 700-708. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.11.118>
- Farkas, J. (2019). Marine disposal of mine tailings: Impacts on pelagic ecosystem components in Norwegian fjords. *Presentasjon på NYKOS avslutningskonferanse, 13. mai 2019, Norges Forskningsråd, Oslo*. https://www.sintef.no/globalassets/project/nykos/avslutningskonferanse/nykos-meeting_julia_3.pdf
- Farmer, D.M. & Freeland, H.J. (1983). The Physical Oceanography of Fjords, *Progress in Oceanography*. **12**: 147-220.
- Figenschau, N., Haugen, A., & Klev, A. (2018). Interaction of submarine tailings with natural sediments in Ranfjorden and Bøkfjorden. *Presentasjon på NYKOS informasjonsdag, 27. november 2018, Universitetet i Tromsø, Tromsø*. https://www.sintef.no/globalassets/project/nykos/pdf/informasjonsdag/nikolai_presentasjon-for-nykos-27.11-18.pdf
- Gondikas, A., Gallego-Urrea, J., Halbach, M., Derrien, N. & Hassellöv, M. (2020). Nanomaterial Fate in Seawater: A Rapid Sink or Intermittent Stabilization? *Front. Environ. Sci.* **8**: 151. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.00151>
- Haave, M., Lorenz, C., Primpke S. & Gerds G. (2019). Different stories told by small and large microplastics in sediment - first report of microplastic concentrations in an urban recipient in Norway. *Mar. Pollut. Bull.*, **141**: 501-513. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.02.015>
- Hallerud, C. & Schmidt Lindgaard, E. (2018). Miljøundersøkelse i Bøkfjorden i Pasvik vannområde. *Rapport nr. MCR-M-18X094-Bøkfjorden. ÅKERBLÅ*.
- Hansen, J.A. (2020). Sydvaranger Iron Ore Mine. Tailings Discharge Modelling. *Rambøll report 2, 20.01.2020*.
- Havforskningsinstituttet (2009). Høringsuttalelse vedrørende søknad om endring av utslippstillatelse av 23.04.08 fra Sydvaranger Gruve AS. Ref. nr. 2009/1065, Løpenr. 4958/2009.
- Havforskningsinstituttet (2010). Søknad fra Sydvaranger Gruve AS om midlertidig tillatelse til bruk av flokkuleringsmiddelet Magnafloc 1707. Ref. nr. 2010/1586, Arkivnr. 541, Løpenr. 7810/2010.

- Havforskningsinstituttet (2012a). Sydvaranger Gruve AS – Forslag til planprogram for områderegulering med konsekvensutredning. Ref. nr. 2009/1065, Arkivnr. 564, Løpenr. 7281/2012.
- Havforskningsinstituttet (2012b). Høringsuttalelse vedrørende søknad om endring av utslippstillatelse fra Sydvaranger Gruve AS. Ref. nr. 2009/1065, Arkivnr. 564, Løpenr. 3427/2012.
- Havforskningsinstituttet (2013). Høringsuttalelse vedrørende søknad om endring av utslippstillatelse fra Sydvaranger Gruve AS. Ref. nr. 2013/1480.
- Havforskningsinstituttet (2014). Anmodning om høringsuttalelse – Søknad om endret tillatelse fra Sydvaranger Gruve AS. Ref. nr. 2014/1342, Arkivnr. 323, Løpenr. 13059/2014.
- Hermansen, K.H. (udatert). Mineralavfallsplan. *Sydvaranger Gruve AS*.
- Jensen, L.K., Halvorsen, E., Gammelsæter Hallanger, I., Tollefsen, K.E., Brooks, S. & Hansen, B.H. (2014). Producing a problem? Effects of produced water contaminants (PAHs, radium-226, barium and scale inhibitor) on the copepod *Calanus finmarchicus*. *International Conference on Radioecology and Radioactivity, 7.-12. September 2014, Barcelona, Spain*.
- Josefsen, K.D. & Hansen, P.O. (2014). Mikrobiell nedbryting av polyDADMAC bundet til avgangspartikler fra Sydvaranger gruve. *SINTEF Rapportnr. F26130*.
- Krasner, S.W., Mitch, W.A., McCurry, D.L., Hanigan, D. & Westerhoff, P. (2013). Formation, precursors, control, and occurrence of nitrosamines in drinking water: A review. *Water Research* **47**(13): 4433-4450.
- Kögel, T., Bjørøy, Ø., Toto, B., Bienfait A.M. & Sanden, M. (2019). Micro- and nanoplastic toxicity on aquatic life: Determining factors. *Sci. Total. Environ.*, **709**: 136050.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136050>
- Larsen, L.-H., Skarðhamar, J., Sørflaten, A. & Pedersen, G. (2007). Miljøundersøkelse i Kolsvikbøgen og tilgrensende deler av Tosenfjorden, Bindal kommune, Nordland og vurdering av konsekvenser av utslipp av gruveavgang fra gullutvinning. *Akvaplan-Niva, Rapport 3796-01*: 46 pp.
- Oug, E., Cochrane, S.K.J., Sundet, J.H., Norling, K., Nilsson, H.C. & Vansteenbrugge, L. (2010). Effekter av kongekrabben på økosystemet på bløtbunn: undersøkelser i Varanger 2006-2009. *Rapport Inr. 6037-2010* ISBN-978-82-577-5772-4.
- Ozerov, M., Vaha, J. P., Wennevik, V., Niemela, E., Svenning, M. A., Prusov, S., Fernandez, R. D., et al. (2017). Comprehensive microsatellite baseline for genetic stock identification of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in northernmost Europe. *ICES Journal of Marine Science*, **74**: 2159-2169.
- Page, M. (2014a). Effects of total suspended solids on marine fish: Eggs and larvae on the Chatham Rise. Prepared for Chatham Rock Phosphate Ltd. *NIWA Client Report No WLG2012-61*: 22 pp.
- Page, M. (2014b). Effects of total suspended solids on marine fish: Pelagic, demersal and bottom fish species avoidance of TSS on the Chatham Rise. Prepared for Chatham Rock Phosphate. *NIWA Client Report No WLG2014-7*: 22 pp.
- Reinardy H.C., Pedersen K.B., Nahrgang J. & Frantzen M. (2019). Effects of mine tailings exposure on early life stages of Atlantic cod. *Environ Toxicol Chem.*, **38**:1446-1454.
<https://doi.org/10.1002/etc.4415>.
- Rohde Krossa, V., Vidgren, H. & Dypvik, E. (2020). Sydvaranger iron ore mine. Marine ecology field report. *Rambøll report 3, 22.01.2020*.
- Skaare, B.B., Oug, E. & Nilsson, H.C. (2007). Miljøundersøkelser i fjordsystemet utenfor Kirkenes i Finnmark 2007. NIVA Rapport 5473-2007.
- Stigebrandt, A. (2012). Hydrodynamics and circulation of fjords. In: Bengtsson L, Herschy RW, Fairbridge RW, editors. *Encyclopedia of Lakes and Reservoirs*. Berlin: Springer, p 327-44.
- Ter Halle, A., Jeanneau, L., Martignac, M., Jarde, E., Pedrono, B., Brach L. & Gigault J. (2017). Nanoplastic in the North Atlantic Subtropical Gyre. *Environ. Sci. Technol.*, **51**: 13689-13697.
<https://doi.org/10.1021/acs.est.7b03667>

- van der Meeren (2019). Undersøkelser av gyte- og oppvekst-områder for torsk i Smøla og Aure kommuner våren og høsten 2018. *Rapport fra Havforskningen 2019-26*. 48 pp.
<https://www.hi.no/hi/nettrapporter/rapport-fra-havforskningen-2019-26>
- Wennevik, V., Quintela, M., Skaala, O., Verspoor, E., Prusov, S., and Glover, K. A. (2019). Population genetic analysis reveals a geographically limited transition zone between two genetically distinct Atlantic salmon lineages in Norway. *Ecol Evol*, **9**: 6901-6921.
- Westerberg, H., Rönnbäck, P. & Frimansson, H. (1996). Effects of suspended sediments on cod egg and larvae and on the behaviour of adult herring and cod. *ICES CM 1996/E:26*. 13 pp.
- Wilcox, C., Van Sebille, E. & Hardesty, B.D. (2015). Threat of plastic pollution to seabirds is global, pervasive, and increasing. *PNAS USA*, **112**: 11899. (Corr. 2016, *PNAS USA*, **113**: E491-E491).
<https://doi.org/10.1073/pnas.1502108112> og <https://doi.org/10.1073/pnas.1524456113>
- Økland og Todt (2019). Miljøgransking i Sør Varanger, september 2019. Sydvaranger gruver. *Rapport nr. 2986*. Rådgivende Biologer.