

# Risikoen for skader på fisk og blåskjell ved gruveaktivitet på Engebøneset

En litteraturstudie om effekter av metaller  
og suspenderte partikler



**Hovedkontor**

Gaustadalléen 21  
0349 Oslo  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 22 18 52 00  
Internett: www.niva.no

**Sørlandsavdelingen**

Televeien 3  
4879 Grimstad  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 37 04 45 13

**Østlandsavdelingen**

Sandvikaveien 41  
2312 Ottestad  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 62 57 66 53

**Vestlandsavdelingen**

Postboks 2026  
5817 Bergen  
Telefon (47) 2218 51 00  
Telefax (47) 55 23 24 95

**NIVA Midt-Norge**

Postboks 1266  
7462 Trondheim  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 73 54 63 87

Tittel <b>Risikoen for skader på fisk og blåskjell ved gruveaktivitet på Engebøneset</b>  En litteratustudie om effekter av metaller og suspenderte partikler	Løpenr. (for bestilling) 5689-2008	Dato 1.12.2008
	Prosjektnr.    Udemnr. 27199        WP 8-2	Sider        Pris 38
Forfatter(e)  Trine Dale, Astri JS Kvassnes, Eigil Rune Iversen	Fagområde Fisk og Akvakultur	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Vestlandet	Trykket CopyCat AS

Oppdragsgiver(e) Nordi Mining	Oppdragsreferanse 27199 WP8-2
----------------------------------	----------------------------------

**Sammendrag**

I denne arbeidspakken har vi gjennomgått relevant faglitteratur omkring effekter av metaller og suspenderte partikler på fisk og blåskjell. Litteraturgjennomgangen danner bakrunnsmateriale for risikovurderingene. Søkevalget er i utgangspunktet begrenset til litteratur nyere enn 10 år, og kun litteratur publisert i internasjonale tidsskrift med referee. Litteratursøkene er primært gjort i ISI Web of Science, og Swetswise. Gjennomgangen av litteratur viste at en betydelig andel av relevant litteratur er utgitt før 1998. Vi har derfor inkludert noe sentral eldre litteratur i betraktningene omkring mulige effekter. Noe ”grålitteratur” (dvs litteratur som ikke har referee) er indirekte inkludert da data fra slike arbeider tidvis er inkludert i andre publiserte arbeider. Det er også inkludert noe grålitteratur der vi ikke har funnet litteratur i tidsskrift med referee.

Fire norske emneord 1.    Partikler 2.    Letal og sub letale effekter 3.    Metaller 4.    Gruveavgang	Fire engelske emneord 1.    Suspended solids 2.    Lethal and sub-lethal effects 3.    Metals 4.    Mine tailings
---	---



Prosjektleder  
Trine Dale



Forskningsleder  
Trond Rosten



Fag- og markedsdirektør  
Jarle Nygard

# **Risikoen for skader på fisk og blåskjell ved gruveaktivitet på Engebøneset**

En litteratustudie om effekter av metaller og  
suspenderte partikler

## Forord

Denne delrapporten inneholder en litteraturstudie på effekter av metaller og suspenderte partikler på laks, torsk og blåskjell. Delrapporten inngår i grunnlaget for samlet vurdering av potensielle konsekvenser for oppdretts og fiskeriaktivitet i Førdefjorden i forbindelse med en eventuell etablering av gruvevirksomhet på Engebøneset. Arbeidet har foregått i perioden fra 1 sept til 10 november. Kapittel 1, Beskrivelse av tiltaket er skrevet av Nordic Mining, mens den resterende rapporten er skrevet av NIVA.

Oslo, 28. nov 2008



*Trine Dale*

---

# Innhold

<b>1. Beskrivelse av tiltaket</b>	<b>5</b>
1.1 Begrunnelse for tiltaket	5
1.2 Nordic Mining	5
1.3 Bakgrunnen for prosjektet	5
1.4 Forekomsten	6
1.4.1 Geologisk kartlegging	6
1.5 Tiltaket og tilhørende virksomhet	6
1.5.1 Engebø	7
1.5.2 Ny driftsveg mellom Engebø og Engebøfjellet	9
1.5.3 Dagbruddsområde og deponi på Engebøfjellet	10
1.5.4 Oppsamling av vann fra dagruddet.	10
1.5.5 Vannavsig fra gråbergsdeponiet.	10
1.5.6 Serviceområde på Engebøfjellet	11
1.5.7 Deponiområde for vrakstein fra dagruddet	11
1.5.8 Sjødeponi	12
1.5.9 Området for gruvedrift	12
1.5.10 Området for gruvedrift	12
1.5.11 Inntak og fordeling av drikke- og industrivann	12
1.5.12 El. forsyning.	13
<b>2. Beskrivelse av utslippets egenskaper</b>	<b>13</b>
2.1 Geokjemi og mineralogi	13
2.2 Kornstørrelser og kornform	16
2.3 Distribusjon av avgangen i vannkroppen utenfor Engebøfjellet.	18
<b>3. Mulige toksiske effekter av aktuelle metaller</b>	<b>18</b>
3.1 Generelt om metaller giftighet og bioakkumulering	18
3.2 Kadmium	19
3.3 Kobber	20
3.4 Sink	21
3.5 Nikkel	21
3.6 Aluminium	22
3.7 Jern	23
3.8 Mangan	24
<b>4. Mulige effekter av partikler</b>	<b>24</b>
4.1 Laks	25
4.2 Torsk	28
4.3 Blåskjell	29
<b>Sammendrag</b>	<b>31</b>
<b>Referanser</b>	<b>32</b>

---

# 1. Beskrivelse av tiltaket

## 1.1 Begrunnelse for tiltaket

Nordic Mining ASA ønsker å utvinne rutil fra forekomsten i Engebøfjellet i Naustdal kommune i Sogn og Fjordane.

Nordic Mining inngikk i september 2006 avtale med Conoco Phillips Investments Norge AS om kjøp av deres rettigheter til rutilforekomsten i Engebøfjellet. Forekomsten består av en rutilholdig eklogittmalm estimert til 380 mill. tonn med et innhold av titandioksyd på 3 – 5 prosent.

Nordic Mining fikk i januar 2007 konsesjon for overtagelse av rettighetene av Nærings- og handelsdepartementet.

## 1.2 Nordic Mining

Nordic Mining ASA ble etablert ved fisjon fra Rocksource ASA 8. mai 2006. Selskapets strategi er å lete, utvinne og produsere høyverdige industrimineraler og metaller. Gjennom fisjonen fikk Nordic Mining eksklusiv rett til å benytte Rocksource sin avanserte tolkningsteknologi innen elektromagnetisk ressurskartlegging (EM-teknologi) innen gruveindustrien.

Pr. 15. oktober 2007 har Nordic Mining ASA 2.820 aksjonærer. Omkring 88 % av selskapets aksjer innehas av norske aksjonærer; de øvrige 12% eies av utenlandske aksjonærer. Selskapet har ca. 53,38 mill. aksjer, og pålydende aksjekapital er NOK 5,3 mill. Aksjen handles på Oslo Axess med ticker NOM. Markedsverdien for Nordic Mining pr. 15. oktober 2007 er ca. NOK 180 mill. Pr. 30. juni 2007 har Nordic Mining NOK 7 mill. i gjeld gjennom datterselskapet Gudvangen Stein AS (85 %). Selskapets kontantbeholdning var pr. samme dato NOK 40 mill.

Nordic Mining overtok 31. mai 2007 85 % av aksjene i Gudvangen Stein AS som utvinner anortositt i Sogn. Produksjonen er ca 240 000 tonn pr. år og Nordic Mining tar sikte på å utvikle denne driften videre både volummessig i eksisterende markeder samt ved produktutvikling for innpass i nye markedsegmenter.

## 1.3 Bakgrunnen for prosjektet

Europa har stort underskudd på råstoff til pigmentproduksjon og vil ha behov for rutilkonsentrat til høyverdige pigmentanvendelser. Rutil vil i forhold til ilmenitt ha miljø- og kvalitetsfordeler og en langsiktig rutilinndekning vil av flere av de større aktørene kunne danne basis for både stabile råstoff-forsyninger til deres europeiske produksjonsenheter og til eventuell videreutvikling av disse.

Markedet for titanmetall er inne i en langsiktig solid vekst og industrielle aktører i Europa og USA vil være beredt til å inngå langsiktig inndekning for metall. Denne langsiktige sikringen forventer vi vil forplante seg bakover i kjeden til høyverdige rutilforekomster. Nye produksjonsenheter for metall vil bli etablert og de første foreløpige planer for norsk titanmetallproduksjon er skissert.

Engebøforekomsten inneholder rutil som kan fremstilles i renhet av 95 – 98 % TiO<sub>2</sub>, og som vil ha et betydelig brukspotensiale både i eksisterende og i en ny og mer miljørettet industri. Sammenlignet med eksisterende gruver som produserer naturlig rutil i dag har Engebøforekomsten den fordel at det er svært lite radioaktivitet i malmkroppen.

---

## 1.4 Forekomsten

Rutilforekomsten på Engebø ble første gang oppdaget på 1970 tallet. I 1990 årene gjennomførte DuPont i samarbeid med NGU en rekke undersøkelser av forekomsten. Et omfattende boreprogram ble gjennomført og 15 000 meter ble boret for geologisk kartlegging og analyser av kjemisk sammensetning. En rekke oppredningsforsøk ble også gjennomført for å undersøke utvinningsgraden, altså mengden rutil som kunne utvinnes fra malmen.

Forekomsten på Engebø er en rutilførende eklogitt malm som ble dannet ved høytrykks metamorfose av en basaltisk intrusjon under den Kaledonske fjellkjededannelsen. Eklogitten er formet som en 2,5 km lang steiltstående linse med øst-vestlig utstrekning i Engebøfjellets lengderetning. Forekomsten ligger i bratt fjell og malmen er utgående i toppen av det vel 300 m høye fjellet. I vestlig retning strekker malmen seg ned til mer enn 200 meter under havoverflaten. Basert på de analyser som ble gjort for ca. 10 år siden så definerte Dupont forekomsten til å være 382 mill. tonn malm med et gjennomsnittlig rutilinnhold på 3.96 % og med en total tonnasje på om lag 15 mill tonn. Eklogitten har en forholdsvis kompleks geologi med bånding og en serie av foldinger. Malmen grenser til lav gehalt eklogitt i nord og til bergarten amfibolitt i sør.

Foruten rutil så består bergarten hovedsakelig av mineralene pyroksen (omfasitt), granat og amfibol, samt mindre mengder kvarts, pyrite, dolomitt og zoisitt. Granat står for omtrent 25-30% av bergartsmineralene og er, på grunn av høy egenvekt og styrke, et interessant biprodukt i tillegg til rutil. Mulige bruksområder for granaten er vannskjæring og sandblåsing.

### 1.4.1 Geologisk kartlegging

Nordic Mining vil utføre egne geologiske undersøkelser av Engebøforekomsten. Dette vil blant annet innebære kvalitetssikring av tidligere geologiske undersøkelser, videre kjerneboring og kjemiske analyser, mineralogiske undersøkelser med hensyn til malmkvalitet og oppredningsmessige egenskaper, og konkrete oppredningsforsøk i lab skala og pilotskala. Undersøkelsene vil i tillegg til fokus på rutil også fokusere på granat som biprodukt både med hensyn til mineralets kvaliteter og mulighetene for å produsere et godt granatkonsentrat. Et program for boring av om lag 6000 meter planlegges gjennomført i løpet av 2009. Resultatene vil benyttes for å utbedre den geologiske modellen av forekomsten ytterligere.

### Konklusjon

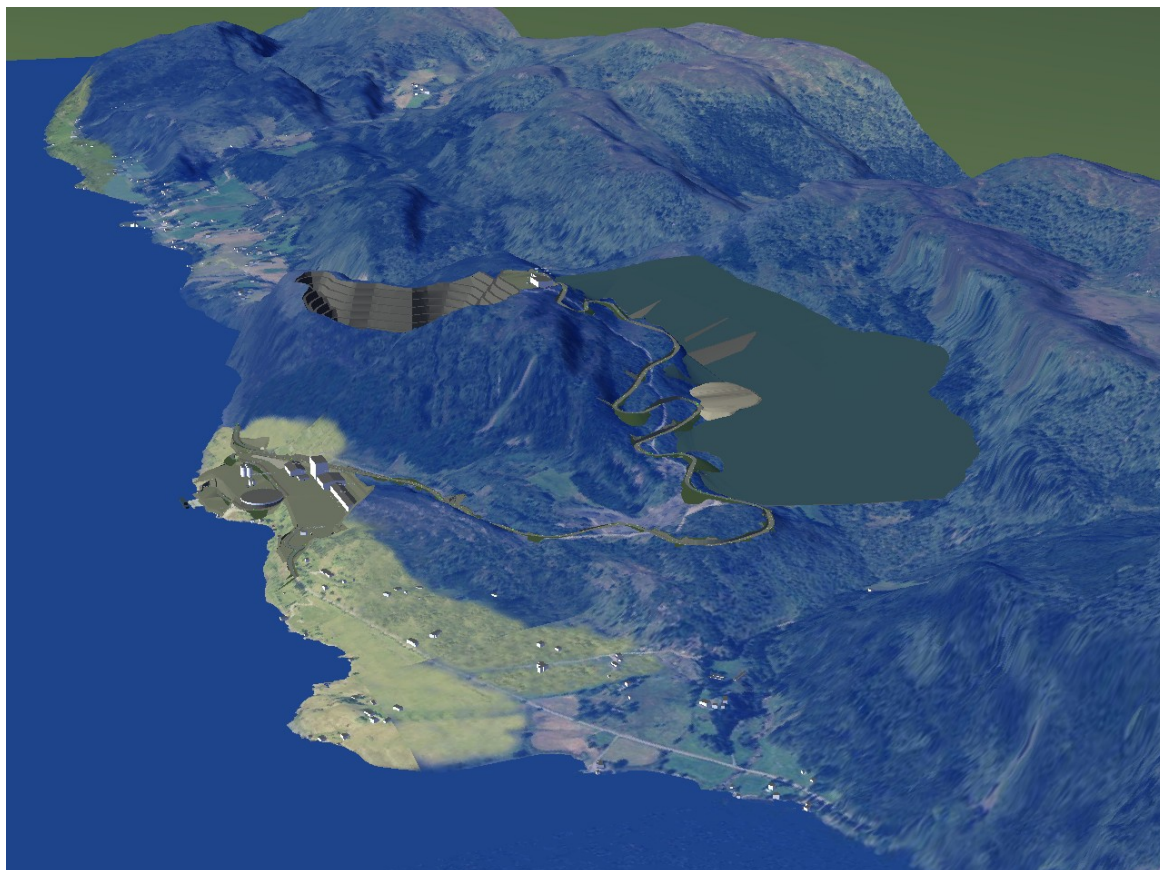
Rutilforekomsten på Engebøfjellet er en unik ressurs i verdenssammenheng og representerer en av de største kjente oppkonsentrasjonene av rutil i fast fjell. Tradisjonelt har strandforekomster vært en viktig kilde til rutil. Disse har ofte lave gehalter og i senere år har det blitt vanskeligere å finne drivverdige forekomster. De geologiske og oppredningsmessige undersøkelsene viser at det er mulig å produsere høykvalitets rutil, sammen med et salgbart granatprodukt fra forekomsten på Engebøfjellet. Med planlagt produksjonsnivå vil gruvedriften produsere rutil tilsvarende 20 % av verdensmarkedet. Engebøfjellet må derfor oppfattes som en forekomst av internasjonal betydning så vel som lokal og nasjonal. Ressursen kan også bidra til å sikre tilgang på pigmentråstoff til det Europeiske markedet, hvor rutil i dag kun blir importert fra land utenfor kontinentet (blant annet Sør-Afrika og Australia).

## 1.5 Tiltaket og tilhørende virksomhet

Hele tiltaket består av å etablere følgende delområder/enheter:

1. På Engebø
    - Etablere prosessområdet
    - Oppruste eksisterende kaiområde
-

- Legge om Rv 611
  - El. forsyning
  - Inntak og fordeling av industri- og drikkevann.
  - Sanitæranlegg
2. Anlegge ny veg fra Engebø og opp til Engebøfjellet
  3. Dagbruddsområde på Engebøfjellet
  4. Serviceområde på Engebøfjellet
  5. Deponiområde for avdekkingsmasser (gråberg) og vrakstein nord-øst for dagbrudd
  6. Knuseverk for pukkproduksjon av vrakstein
  7. Deponi for lagring av avgang i Førdefjorden (restmasser fra produksjonen)
  8. Etablering og drift av gruve (underjordsdrift)



*Tiltaket illustrert fra kartmodell*

### **1.5.1 Engebø**

Prosessområdet på Engebø vil bli etablert på 3 ulike terrengnivåer. Øverste nivå ligger på kote 30 og har et areal på ca 60 daa. Midterste nivå ligger på kote 19 og har et areal på ca 20 daa.

---



Nederste og laveste nivå, som er kaiområdet, ligger på kote 4 har et areal på ca 4 daa. Totalt må ca 1,2 mill m<sup>3</sup> fjell masse sprenges og knuses til pukk. Det tas sikte på at denne massen eksporters/selges til det Europeiske markedet.

På de ulike terrengnivåene vil det bli satt opp ulike bygg med varierende høyde som skal ivareta ulike funksjoner. Disse funksjonene er:

1. Møllebygg (kote 30): Den knuste malmen males ned til en finkornet masse. I tillegg kan utstyr for nedknusing av malmen før møllemalingen bli plassert i dette bygget. All råmalm blir knust ned til en stykkstørrelse som er finere enn ca. 20 mm. Etter møllemalingen og før prosessering er malmen malt ned til en kornfinhet mindre enn ca. 0,3 mm.

Div. verksteder samt kontorer vil trolig bli plassert i møllebygget.

2. Prosessanlegg (kote 30): Etter knusing og nedmaling av malmen i møller utvinnes rutil og granat (konsentrater) ved bruk av forskjellig type separasjonsutstyr. Alle prosessering inkl. møllemaling er en våt prosess som krever bruk av betydelige vannmengder. Etter utvinning av konsentratene går alt avgangsmateriale i rør til fortykke(re) som er plassert på kote 19.

3. Tørrepareringsanlegg (kote 30): Konsentratene fra prosessanlegget tørkes. Det benyttes naturgass ved tørkingen av konsentratene. En sluttbehandlig/prosessering frem til endelig salgbart konsentrat skjer ved en tørreparering med bruk av høy intensitets magneter. Konsentratene blåses i rør til ferdigproduktsiloer.

Lagringstanker for naturgass er plassert på kote 19.

4. Lager/siloer for konsentrater (kote 19): Konsentratene lagres i lukkede siloer. Konsentratene blåses i rør fra siloer til båt. Det benyttes båter som lagrer konsentratene i lukkede tanker.

5. Fortykket/sedimentering av avgang (kote 19): Avgangen fra prosessanlegget går i rør-til fortykke for gjenvinning av vann som kan resirkuleres til den våte prosessen for gjenbruk. Avgangen føres til fjorddeponi.

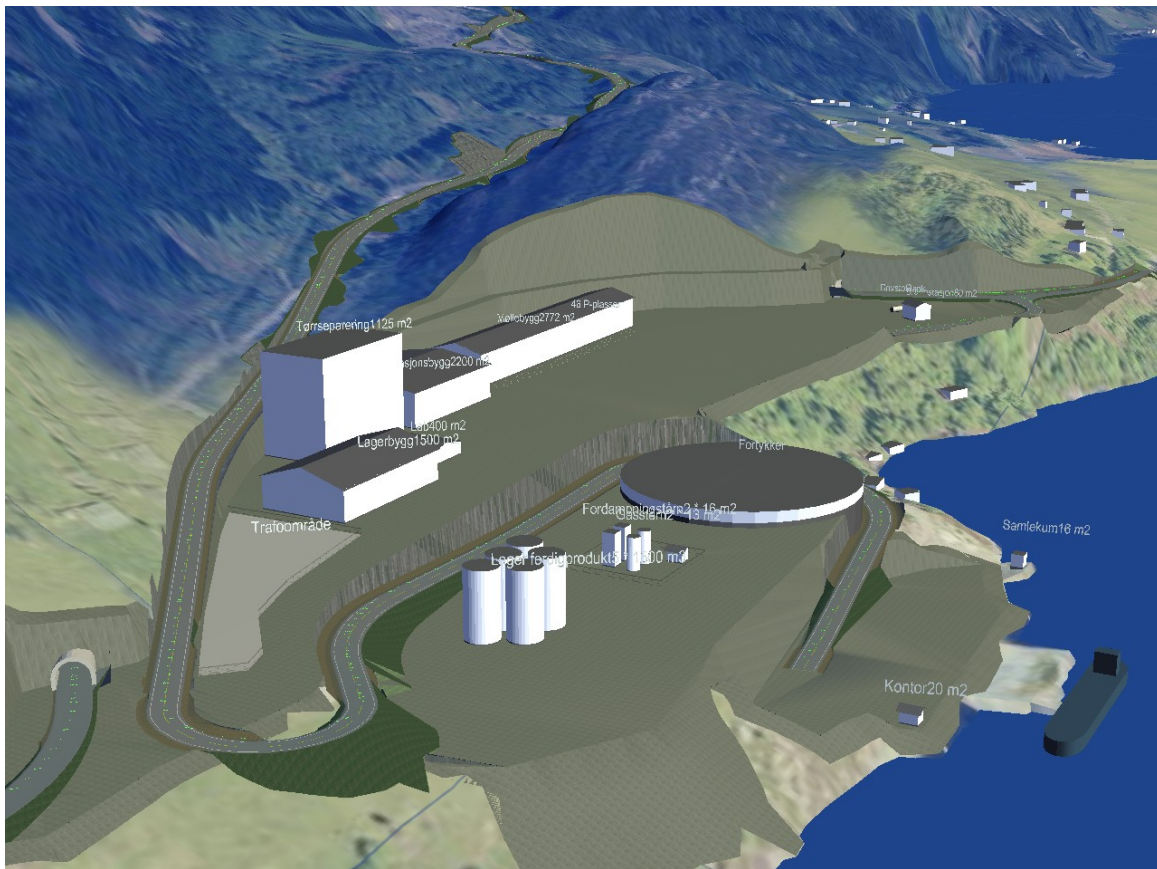
6. Trafo-område har et areal på ca 3 daa (kote 30): Området vil bli sikret spesielt (lukket/inngjerdet).

7. Tanker for lagring av naturgass (LNG) (kote 19): LNG gass benyttes til tørking av konsentrater etter våt prosessering.

8. Lagerbygg for div. forbruksmateriell (kote 30). Det antas at tyngere maskindeler etc. vil bli tatt inn over kai.

9. Laboratoriebygg (kote 30): Det er behov for å utfører fysiske og kjemiske analyser for kontroll av malmkvalitet og forskjellige produkter i prosessen.
-

10. Kaianrådet (kote 4): På 1990 tallet ble det drevet steinbrudd/pukkproduksjon i dagbrudd fra fjellet. Kaianlegg ble bygget og en del stein ble skipet ut, men driften viste seg ikke å være økonomisk forsvarlig. Kaien er fortsatt intakt og kan benyttes i oppstarten. Nytt kaianlegg/oppgradering er påkrevet når aktiviteten er kommet i ordinær drift. Samlekum for avgangsmasser som skal deponeres vil bli plassert i strandkant.
11. Rv 611 legges om i tunnel: Dette vil gi tiltaket den ønskede frihet til å bruke prosessområdet mest effektivt. Den omlagte traseen vil være en sikker strekning mht ras fra is og stein. Tunellen vil få en lengde på 350 meter, ha et tverrsnitt på 85 m<sup>2</sup> og ha en kjørebanebredde på 2x 3,25 meter.



*Illustrasjon av hvordan Engebø kan utformes*

### 1.5.2 Ny driftsveg mellom Engebø og Engebøfjellet

1. Eksisterende veg har for dårlig standard (smal og bratt) til at den kan nyttes til helårsdrift. Ny veg vil få en lengde på ca 3400 meter mellom prosessområdet og serviceområdet på Engebøfjellet. Kjørebanebredde er 7 meter. Vegen vil i driftssammenheng bli benyttet til:
  - Frakte div. utstyr til og fra området
  - Transport av tyngre maskiner/utstyr for bruk i dagbruddet og deponiet.

- Frakt av råvarer til sprengstoffproduksjon.
- Frakt av diesel.
- Arbeidsreiser
- Diverse

### **1.5.3 Dagbruddsområde og deponi på Engebøfjellet**

I de første årene (10 til 15 år) vil uttak av malm foregå ved dagbruddsdrift. Dette er nødvendig fordi en stor del av malmen ligger helt øverst i fjellet mot dagsonen. Størrelsen på dagbruddet er vurdert ut fra forekomstens kvalitet og beliggenhet. Arealet er ca 200 daa og etter endt uttak vil bunnen av krateret ligge på kote 100 og kraterkanten mot syd på ca kote 250.

I dagbruddet vil følgende aktiviteter foregå:

1. Boring og sprengning
2. I noen grad pigging (knusing) av store blokker
3. Opplasting av malm på trucker
4. Kjøring av malm til knuser
5. Knusing av malm (grovknuser)
6. Transport av knust malm til sjakt (transportbånd)
7. Kjøring av vrakstein til deponi
8. Knusing av vrakstein til pukk
9. Oppsamling av vann fra dagbruddet.
10. Vannavsig fra gråbergsdeponiet.

Nedknust malm etter grovknuser fraktes til møllebygget via vertikal sjakt til finknuseverk plassert i fjell og videre med beltetransportør til møllebygget på kote 30. Sjakten vil bli liggende i ytterkanten av dagbruddet.

### **1.5.4 Oppsamling av vann fra dagruddet.**

Vann fra dagbruddet vil bli samlet opp og gå i en egen drenssjakt ned til industriområdet på Engebø. Størstedelen av vannet vil bli gjenbrukt og brukt som prosessvann.

### **1.5.5 Vannavsig fra gråbergsdeponiet.**

Vannavsig fra gråbergsdeponiet samles opp brukes som industrivann i anleggene på Engebø.

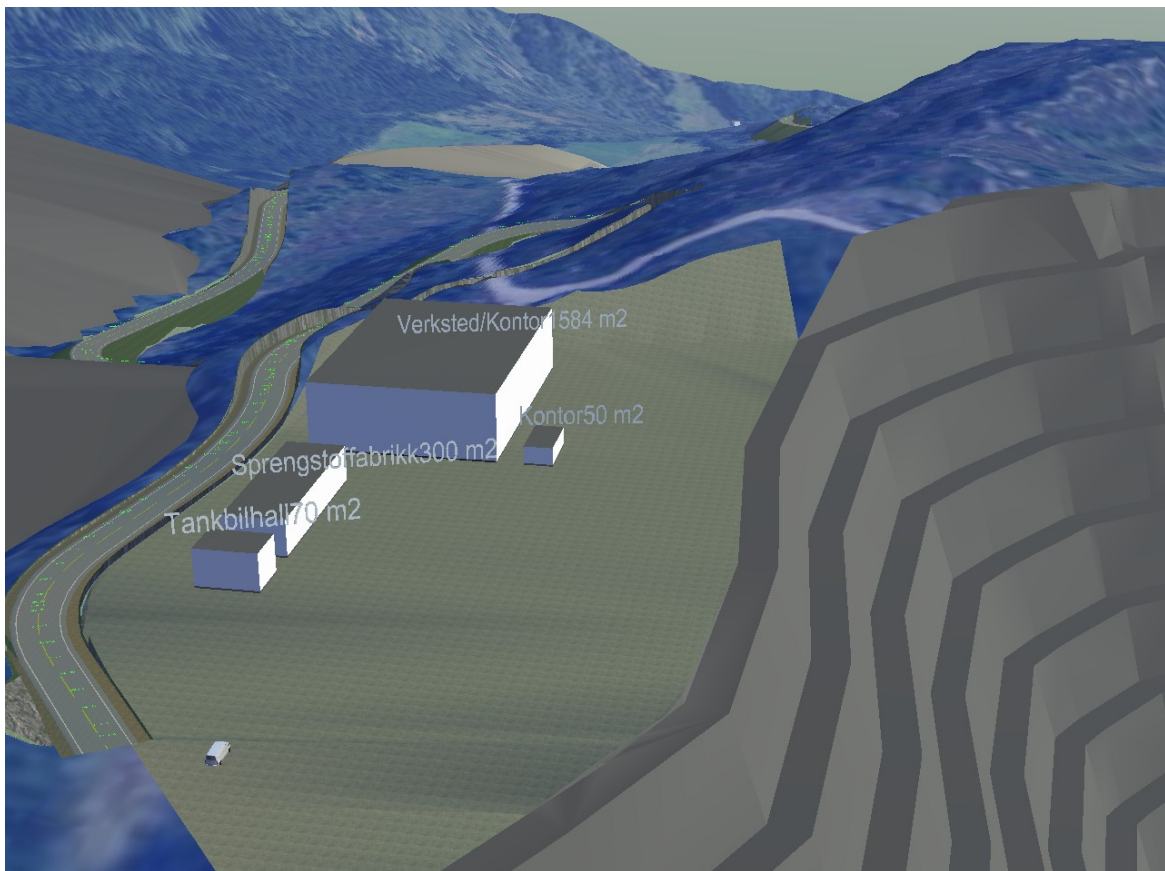
---

### 1.5.6 Serviceområde på Engebøfjellet

Det er behov for at serviceområdet lokaliseres i nærheten av der mobilt utstyr og annet tyngere gruveutstyr er i bruk. materiell:

1. Verksted for service av mobil utstyr samt annet tyngere gruveutstyr.
2. Kontor/spise- og sanitærbygg
3. Sprengstoffabrikk inkl. servicehall for tankbiler.

Det vil bli inngått avtale med en sprengstoffleverandør som etablerer og sørger for leveransen av sprengstoff for bruk i dagbruddet. Det vil bli benyttet flytende sprengstoff som ikke utgjør noen eksplosjonsrisiko ved frakt inn til bedriften eller ved lagring og transport inne på industriområdet.



*Illustrasjon viser serviceområdet. Illustrasjonen er vist fra Vest mot øst med Engjabødalen i bakgrunnen.*

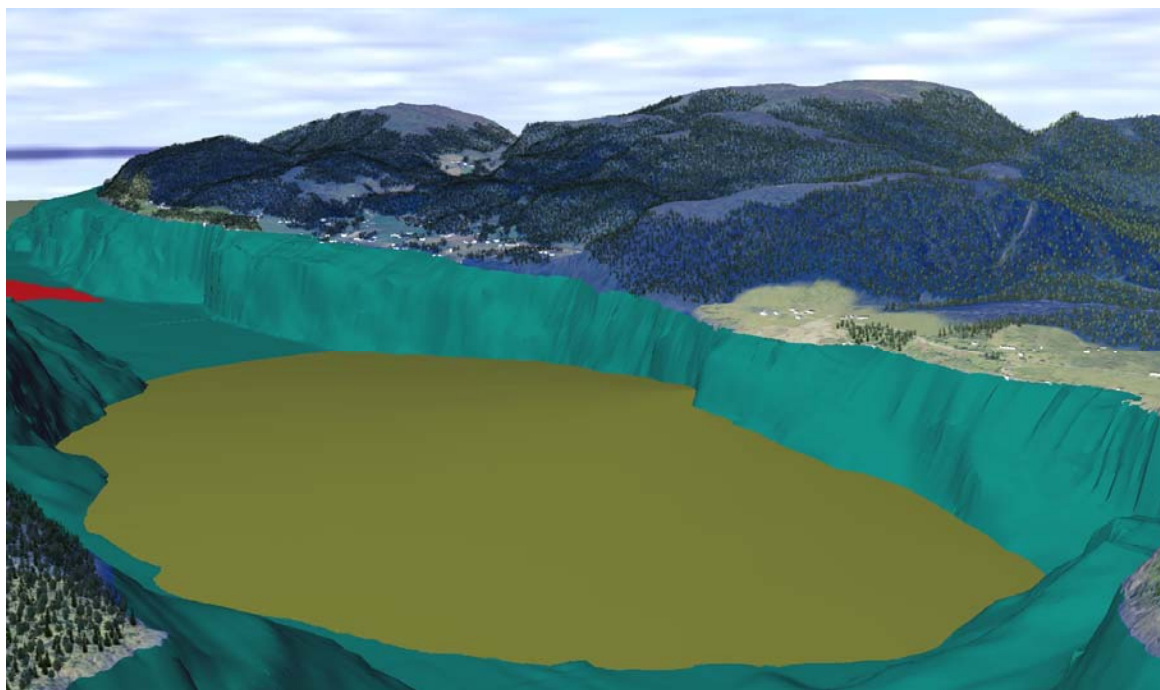
### 1.5.7 Deponiområde for vrakstein fra dagbruddet

I ulike områder av dagbruddet viser kartleggingen at ressursen har varierende kvalitet. Det er av den grunn behov for å deponere vrakstein utenfor dagbruddsområdet. Det er beregnet at deponivolumet for vraksteinen, i utsprengt tilstand, vil være ca 15 mill m<sup>3</sup> etter ca 15 års drift. I dette volumet er det ikke regnet med at deponiet blir mindre grunnet pukkproduksjon. Deponiet vil bygges opp fra baksiden av Engebøfjellet og møt øst i Engjabødalen. Det maksimale arealet deponiet vil dekke over er 350 daa. Den aktive del av deponiet vil i hele driftsperioden fremstå på en mindre del av deponiområdet. Det skyldes at de deler av deponiet som er ferdigstilt vil bli tildekket.

Det vil bli etablert et eget knuseverk for knusing og fraksjonering av vrakstein. Størrelse og omfang av aktiviteten vil bli tilpasset det volumet som kan selges i det europeiske markedet.

### 1.5.8 Sjødeponi

Det er forutsatt at det skal lagres ca 200 mill m<sup>3</sup> avgang i sjødeponi over en periode på ca 40 år. Søknad om utslipptillatelse er oversendt SFT v/Fylkesmannen i Sogn og Fjordane. Deponiet vil berøre areal i Naustdal og Askvoll kommune. Avgangen føres i ledning fra fortykker via samlelum, ned på dypt vann etter at avgangen er tilsatt sjøvann.



*Illustrasjon som viser hele volumet av deponibehovet. Området under vann fremstår som grønntonet farge. Rødt område viser fjordbassenget sitt dypeste område på ca 340 meters dybde. Engebø vises slik det fremstår ved dagens situasjon.*

### 1.5.9 Området for gruvedrift

Området for gruvedrift under jord er betydelig større i utstrekning enn selve dagbruddet. Gruvedriftsområdet strekker seg fra Sølselva i Vevring mot øst ca 1,5 kilometer under Engebøfjellet. ”Endepunktet” ligger 300 til 400 meter vest for det gamle steinbruddet som var i drift på 90-tallet (Fjordstein). Gruveplan for området vil bli utarbeidet senere.

### 1.5.10 Området for gruvedrift

Området for gruvedrift (underjordsdrift) er betydelig større i utstrekning enn selve dagbruddet. Gruvedriftsområdet strekker seg fra Sølselva i Vevring mot øst ca 1,5 kilometer under Engebøfjellet. ”Endepunktet” ligger 300 til 400 meter vest for det gamle steinbruddet som var i drift på 90-tallet (Fjordstein). Gruveplan for området vil bli utarbeidet senere.

### 1.5.11 Inntak og fordeling av drikke- og industrivann

Det planlegges med et forbruk av ca. 600 m<sup>3</sup> industrivann pr. time. Industrivann pumpes fra Liavatnet til et høydebasseng som plasseres ovenfor industriområdet på Engebø. Vann til industriområdet på

Engebø samt til industriområdet ved dagbruddet tas ut fra høydebassenget. Samme basseng forsyner anleggene med drikkevann. Det monteres et eget renseanlegg for drikkevannet.

### 1.5.12 El. forsyning.

Det vil bli ført frem strøm til anleggene til Engebø i en ny kraftlinje.

## 2. Beskrivelse av utslippets egenskaper

### 2.1 Geokjemi og mineralogi

Eklogitt er ikke en bergart som det hyppig utvinnes mineraler fra. Den er dermed ikke hyppig brukt i marine deponier, av den enkle grunn at det ikke er mange kystnære bergverksanlegg som tar ut eklogitt og deponerer dem i sjø. Derfor er punktet "Beskrivelse av egenskapene ved denne type utslipp" basert på generell petrologisk og geokjemisk faglitteratur.

Den endelige avgangen ikke foreligger før prøvedriften er i gang. En beskrivelse av avgangens sammensetning må gjøres på generelt grunnlag ut ifra analyser av bergarten. Eklogitt er en relativ sjelden metamorf bergart som hovedsakelig består av pyrop-almandin type granat og omfasett, et natriumrikt pyroksenmineral, samt mindre mengder amfibol, kvarts og rutil (Smith 1988). Mineraler som, clinozoisitt, phengitt, plagoiklas, dolomitt apatitt og sulfider opptrer også i små konsentrasjoner. Eklogitter er gammel havbunnskorpe som omvandles ved høyt trykk og temperatur. Eklogitten har dermed en sammensetning som ligner havbunnskorpe. 60% av jordens overflate er dekket av disse bergartene, de er allerede i havet. Havets sammensetning er faktisk regulert igjennom havbunnskorpens sammensetning, derfor er havets kjemi så annerledes enn ferskvanns. Norge har for tiden flere "prosessavgangsanlegg" for kalkstein ut i fjordarmer. Disse kan også sammenlignes med bergarter som er vanlige å finne i havet allerede. Deponiet i Førdefjorden blir dermed muligens mer å sammenligne med et slikt anlegg enn de svært sulfidrike deponiene som ofte er omtalt med store kjemiske miljøforurensingsproblemer i utlandet. Ved Engabøfjellet er det gjort flere analyser av bergarten (tabell 1, de fire første analysene er utført av Eigil Rune Iversen, NIVA, de to siste er fra Stoeckert, 2007).

I forbindelse med opprettingen etter nedmaling og floating av titanmineralet rutil fra bergarten, vil  $\text{TiO}_2$  delvis bli fjernet fra avgangen. Rutil kan også være bærer av Vanadium, Nikkel, Niobium, Tantalum og Krom. Stoeckert (2007) viste for eksempel at det er rundt 1,4 vekt % vanadium i rutil på Engabøfjellet. Dermed vil vanadium i bli redusert fra avgangen ved fjerning av rutil.

I tillegg vil en fraksjon av granatene fjernes fra avgangen. Granatene består av almandin (52-59%) og pyrop (14-26%) ( $\text{Fe}^{2+}_3\text{Al}_2\text{Si}_3\text{O}_{12}$ - $\text{Mg}_3\text{Al}_2\text{Si}_3\text{O}_{12}$ ) i blandingsserie med en stor fraksjon grossular (19-24%) ( $\text{Ca}_3\text{Al}_2\text{Si}_3\text{O}_{12}$ ) samt mindre andeler Spessartin (1-2%) og Andraditt (~2%) granater, med henholdsvis  $\text{Mn}_3\text{Al}_2\text{Si}_3\text{O}_{12}$  og  $\text{Ca}_3(\text{Fe}^{3+},\text{Ti})_2\text{Si}_3\text{O}_{12}$  (Stoeckert, 2007). Granater kan i tillegg ha Vanadium, Krom og Yttrium som sporelementer bundet opp i krystallstrukturen. Granater er i tillegg svært tunge og har en rund krystallform, og granatene er vist å synke hurtig i tankforsøk, uavhengig av den resterende avgangsmassen.

Man kan dermed anviser oksidene i Tabell 1 til tilgjengelige og mindre tilgjengelige og aktuelle for det avgangsmaterialet som til slutt ønskes deponert i Førdefjorden (tabell 1, fargeutheving). Siste kolonne i tabellen viser utregningen fra Nordic Mining der 60% av rutilmineralene er fjerner fra pågangsmassen. Det er ikke forsøkt å regne ut nøyaktige konsentrasjoner etter fjerning av granater.

---

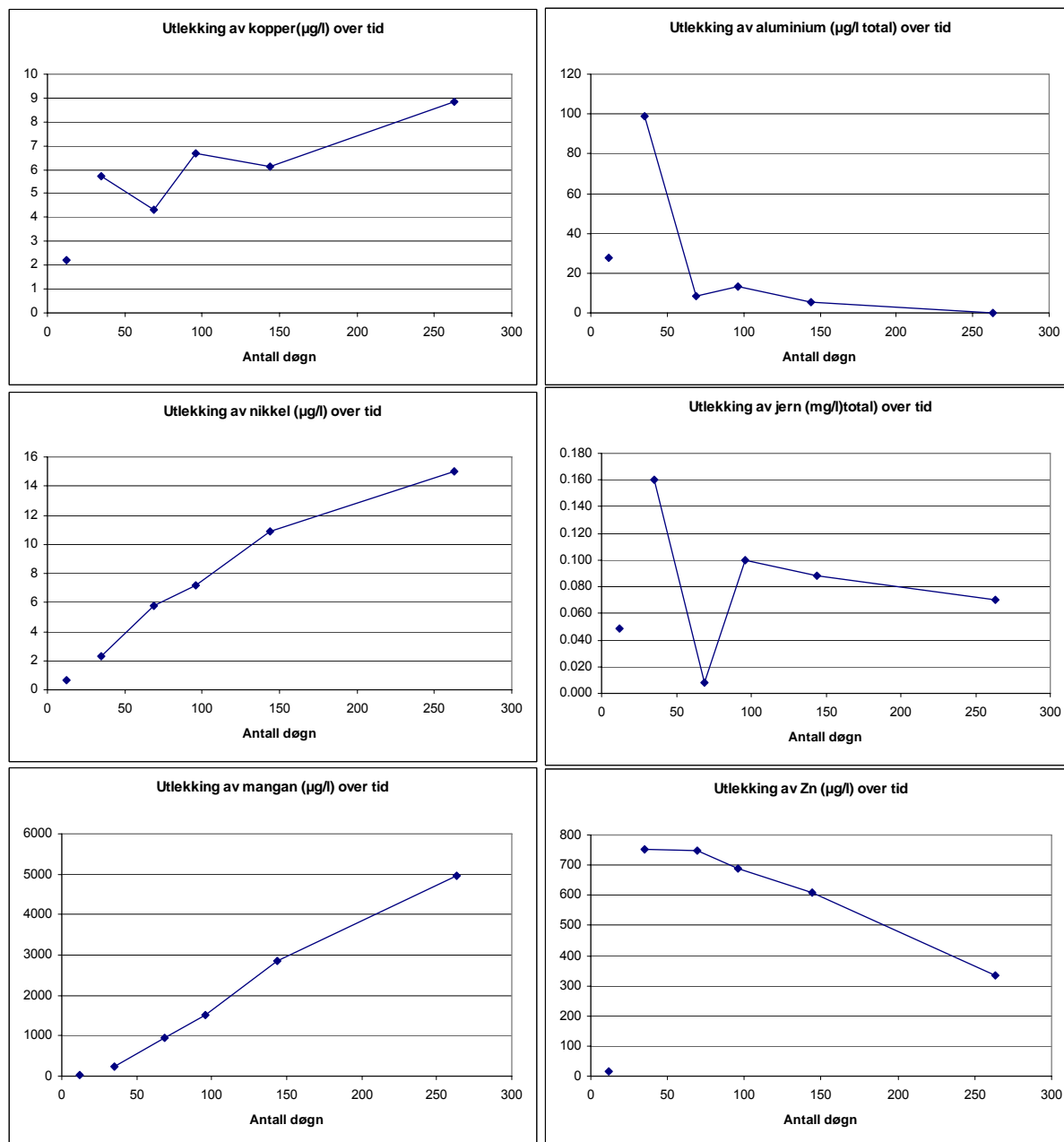
**Tabell 1.** Geokjemiske analyser av bergarten ved Engebøfjellet. De første fire kolonnene viser pågangsmasse, råmalm. Uthevet i rødt er oksider som er foretrukket i granater, i oransje de som er foretrukket i rutil. Disse oksidene blir dermed reduserte i avgangsmaterialet relativt til originalbergarten som er analysert her. Den siste kolonnen viser en teoretisk utregning av sammensetningen til avgangsmassen om 60% av rutilen blir fjernet fra pågangsmassen.

Element		Stoeckert 1	Stoeckert 2	ALS Scandinavia, Luleå Smelte	Gjennomsnitt av 115 kjerneprøver, NGU	Antatt avgangssammensetning etter 60% fjerning av rutil
<b>SiO<sub>2</sub></b>	%	43.53	43.43	42.7	45.65	46.230
<b>TiO<sub>2</sub></b>	%	5.06	4.89	4.35	3.69	1.54
<b>Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub></b>	%	12.96	13.89	13.4	13.72	13.76
<b>Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub></b>	%	17.69	19.02	26.2	16.66	17.70
<b>MnO</b>	%	0.21	0.23	0.284	0.20	0.21
<b>MgO</b>	%	6.13	6.12	5.23	5.99	5.86
<b>CaO</b>	%	10.19	9.93	8.73	9.63	9.88
<b>Na<sub>2</sub>O</b>	%	2.29	2.48	2.22	2.41	2.44
<b>K<sub>2</sub>O</b>	%	0.21	0.22	0.41	0.44	0.37
<b>P<sub>2</sub>O<sub>5</sub></b>	%	0.1	0.17	0.0689	0.22	0.24
<b>Ba</b>	µg/g			538	165.47	
<b>Cd</b>	µg/g			<0,1		
<b>Co</b>	µg/g			85.4	55.61	60
<b>Cr</b>	µg/g			116	127.58	40
<b>Cu</b>	µg/g			55.4	36.75	30
<b>Ni</b>	µg/g			42	47.58	20
<b>Pb</b>	µg/g			74.2	1.86	
<b>S</b>	µg/g			1850		1500
<b>Sr</b>	µg/g			165	210.72	200
<b>V</b>	µg/g			526	376.14	340
<b>Zn</b>	µg/g			221	126.94	150
<b>As</b>	µg/g			6.55		
<b>Be</b>	µg/g			2.48		
<b>Hg</b>	µg/g			0.0187		
<b>Mo</b>	µg/g			<6		
<b>Nb</b>	µg/g			<6	0.58	
<b>Sc</b>	µg/g			42.6	44.69	
<b>Sn</b>	µg/g			2.92		
<b>Sr</b>	µg/g			165		
<b>W</b>	µg/g			<60		

De små mengdene sulfider som er i avgangsmaterialet vil inneholde mesteparten av tungmetallene som As, Cd, Cu, Co, Pb, Mo og Zn.

Eigil Rune Iversen (NIVA) har utført utlekkingsforsøk der den komplette eklogitten, eller *pågangsmassen*, er utlekket med sjøvann. Utlekkingstestene ble utført i et tre meter langt vertikalt rør der en meter var fylt med pågangsmateriale og resten var fylt med saltvann. Dette saltvannslaget hadde sirkulasjon av oksygen igjennom hele forsøket og det var omrøring av laget. Med gitte mellomrom

ble vannprøver tatt av overflatelaget. Det kan derfor sies at *resipienten* i forsøket hadde et dyp på 2 meter og dårlig vannutskiftning. Resultatene fra utlekkingsforsøket er vist i figuren under. Av de analyserte elementene øker alle *unntatt* Pb, Hg, Zn, Al og Fe gradvis over tid. As ble ikke analysert i utlekkingsforsøket.



**Figur 1.** Resultater fra utlekkingsforsøket fra Eigil Rune Iversen. Sammensetningene til høyre i figuren (jern, aluminium, bly) har ingen systematisk økning i vannmassen mens de til venstre (nikkel, mangan, kopper) har det.

Når konsentrasjonene fra utlekkingsforsøket skal vurderes er det viktig å tenke på at i sjødeponiet i Førdefjorden er det god vannutskiftning og rundt 350 meter dypt vann. Dermed vil denne utlekkingen fortynnes flere størrelsesordener. Dette er sett i andre sjødeponier som har avgangsmateriale som har atskillig høyere konsentrasjoner av tungmetaller. Som beskrevet av Eberling et al. (2002), hadde

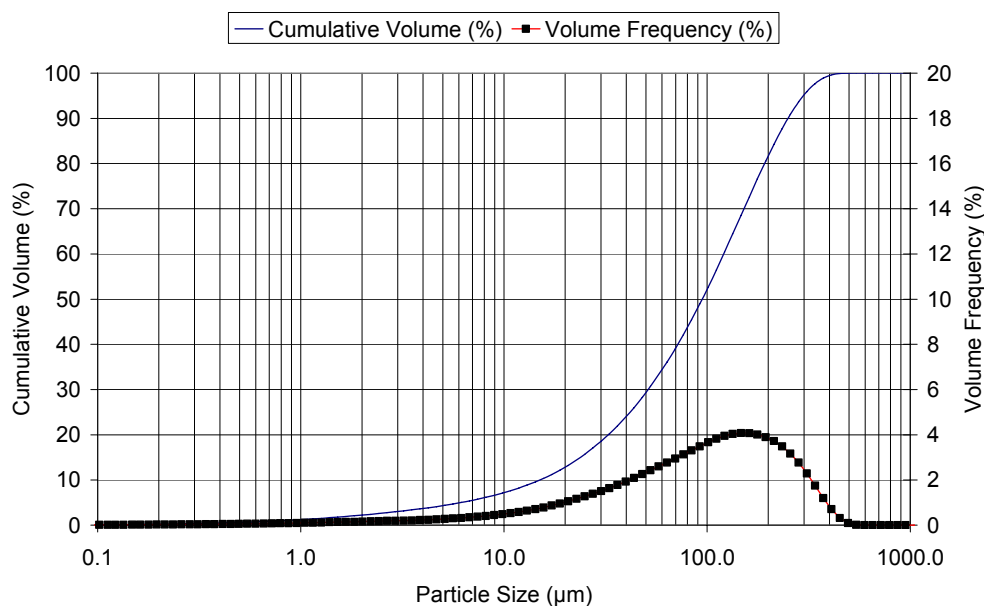


avgangsmaterialet som ble deponert i fjorden ved Black Angel Mine på Grønland et sink og blyinnhold på respektive 126-16.000mg/kg og 37-6.300 mg/kg. I sjøen over deponiet har vannet konsnetrasjoner på mindre enn 30µg/kg Zn og 0,35µg/kg Pb. Siden Black Angel Mine deponerte avgang med betydelig (>25%) andel sulfider og høyere konsentrasjoner av disse stoffene burde de derfor ha høyere konsentrasjoner i sine fjorder enn det som blir å finne i Førdefjorden. Utlekkingsforsøkene her viser dermed utlekkingspotensialet til avgangen, men tar ikke hensyn til resipientens størrelse og dermed fortyningen man kan forvente, slik som er sett ved Black

## 2.2 Kornstørrelser og kornform

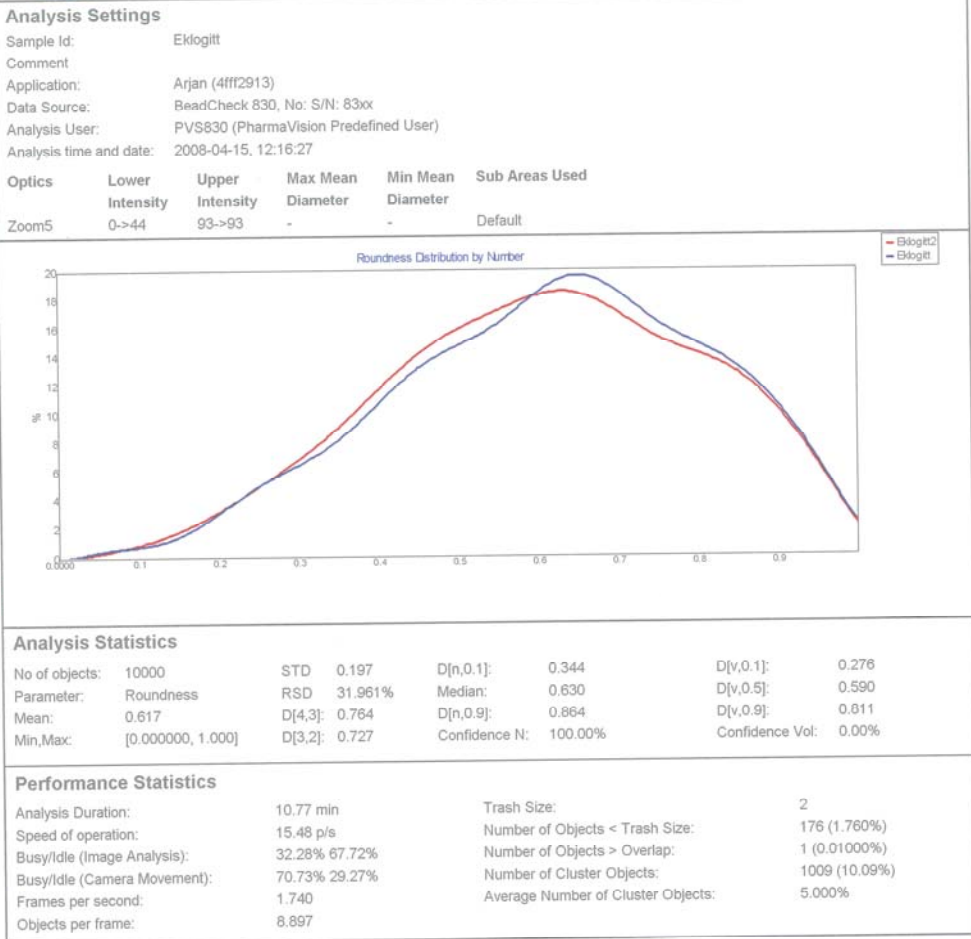
Angel Mine.

Figur 2 viser kornstørrelsen av det oppknuste materialet som antas å brukes som avgang ved Engebøfjellet. Dette er en liten fraksjon av materialet som er svært finkornet, hovedvekten ligger mellom 100µm og 250 µm, dvs det er som sand.



**Figur 2.** Kornstørrelser av avgangsmaterialet fra Engebøfjellet. Data fra Terje Malvik, NTNU.

Analyser fra SINTEF (Figur 3) viser at kornene i all hovedsak er ovale, med en rundhet ("roundness") rundt 0.6. Det er en svært liten del av avgangsmaterialet som er nåleformet (rundhet ned mot null) mens noe er nært kulerundt (rundhet på 1), noe som reflekterer de runde granatkornene.



Printed by user: PVS830 (PharmaVision Predefined User)  
 Date and Time Printed: 4/15/2008 16:39:38



**Figur 3.** Rapport fra SINTEF om rundhet av kornene fra avgangen som kan komme fra driften på Engebø

## 2.3 Distribusjon av avgangen i vannkroppen utenfor Engebøfjellet.

Det er planlagt å slippe ut avgangen på dypt vann (~150m) ved den brådype fjellsiden i fjorden utenfor Engebøfjellet. Modellering (Bjerkeng og Sundfjord, Notat NIVA, denne KU), slik at utslippsstrålen vil synke ganske raskt etter utslipp og spre seg horisontalt over den dype (350m) fjordbunnen. Det aller meste av avgangen vil settes på bunnen kort tid etter utslippet, det er kun den minste finfraksjonen som er forventet å sveve i bunnlaget i noe lenger tid. Det er dermed kun ved uhell at man forventer at avgangen kommer i direkte kontakt med overflatevannet i fjorden.

# 3. Mulige toksiske effekter av aktuelle metaller

## 3.1 Generelt om metallers giftighet og bioakkumulering

For å være giftige må metaller være i en biotilgjengelig form, og frie metallioner regnes for å være mest biotilgjengelig, og dermed mest giftig. Tilstandsformen (og dermed biotilgjengelighet/toksisitet) til metaller er avhengig av vannkjemiske faktorer som vannets hardhet, saltholdighet, innhold av spesifikke ioner, pH, alkalinitet, oppløst organisk materiale og tilstedeværelsen av kompleksdannende substanser (referanser i Niyogi & Wood 2004).

Siden toksisitet av metaller så sterkt er avhengig vannkjemiske faktorer, er det vanskelig å trekke noen generelle grenseverdier ut av litteraturen. I EU's risikovurderinger av enkeltmetaller søker man å introdusere korreksjonsfaktorer for effekten av ulike vannkjemiske komponenter som organisk materiale og hardhet (ferskvann). Det er likevel problematisk å lese for mye ut av data fra forsøk med enkeltmetaller når en står ovenfor en situasjon med komplekse metallblandinger med mulighet for agonistiske og antagonistiske effekter. En risikoevaluering bør gjøres i hvert enkelt tilfelle, hvor kunnskapen om den aktuelle vannkvaliteten brukes til å modifisere toksisiteten av en gitt metall konsentrasjon. For ferskvann har det blitt utviklet ulike biotilgjengelighetsmodeller for å beregne toksisitet, eksempelvis "Biological ligand model"(BLM) (se Niyogi & Wood 2004, Deleebeeck et al. 2007), og denne typen modeller brukes nå av et økende antall organisasjoner f.eks i EU.

Et metall kan ha ulik toksisitet for ulike arter og ulike livstadier av samme arten (Grosell et al. 2007). Hos laks er det smoltstadiet som er mest sensitivt. Tidlige utviklingsstadier er de mest følsomme hos blåskjell (og andre bivalver), og metal konsentrasjoner som gir dødelighet hos embryo og larver kan være flere størrelsesordener lavere enn de som gir dødelighet hos voksne (f.eks Connor 1972).

Metallioners direkte primære effekt på fisk er binding til negativt ladde molekyler på overflater. Slike bindingssteder vil være både spesifikke aktive seter i enzymer og ionekanaler, samt mer uspesifikke bindingssteder på fosfolipider og slimoverflater. Binding til spesifikke ionutvekslings lokaliteter i gjellene forhindrer utveksling av andre positive ioner som er nødvendig for opprettholdelse av ionebalansen, som er en viktig livsfunksjon. Uspesifikke bindinger endrer gjellens gassutvekslingsegenskaper gjennom økt diffusjonsavstand og endret membranpermeabilitet, noe som kan gi problemer med både oksygenopptak og utskillelse av karbondioksid. Metaller har ulik bindingsevne, og de metallene med sterkest affinitet er de mest toksiske (se referanser i Niyogi & Wood 2004). Et metalls bindingsaffinitet bestemmes av ionets effektive ladning og radius. For regnbueørret ble metallene rangert på følgende måte i henhold til deres akutte giftighet ( $LC_{50}$  kons):  $Ag^+ > Cd^{2+} > Cu^+ > Pb^{2+} > Zn^{2+} > Co^{2+} > Ni^{2+}$ . Metallenes ulike affinitet er også integrert i BLM.

Det er betydelig mer litteratur på metall toksisitet fra ferskvann enn fra sjøvann. Sjøvann er et bufret medium, og ved saltholdigheter på 25-38 ppt er variasjonen i vannkemi (f.eks pH, ionestyrke og inonekonsentrasjon) relativt liten sammenliknet med ferskvann. Metall toksisitet er vanligvis lavere i

---

sjøvann enn i ferskvann (f.eks Turner et al. 1981, Blust et al. 1992, Campbell 1995, Shazili 1995, Zhang & Wang 2007), fordi konsentrasjonen av det frie metall ionet er lavere, og metallene i større grad bundet i lite biotilgjengelige komplekser. De uorganiske tilstandsformene kan beregnes, og er rimelig konstante i marine miljø. Organisk kompleksdannelse er imidlertid variabel også i sjøvann og må tas hensyn til i hvert enkelt tilfelle (Lorenzo et al. 2005). Det er ikke utviklet BLM modeller for sjøvann enda, men det jobbes med å utvikle tilsvarende verktøy for sjøvann.

Giftigheten av et stoff kan forsterkes, reduseres eller forbli upåvirket av et annet stoff. Dersom to stoffer ikke påvirker hverandres giftighet, er det enkleste tilfellet der hvor de virker med den samme mekanismen. Dette kalles "simple joint action" (Cassee et al. 1999). Den kombinerte effekten av to stoff med simple joint action er additiv, dvs den kan forenklet sett forutsees ved å summere dosene av de to substansene. Eksempelvis er det vist at sink og kobber følger en additiv modell når det gjelder toksisitet for skjellet *Mytilus galloprovincialis* (Beiras & Albentosa 2004). Dette betyr at bildet kompliseres ytterligere dersom man har utslipp av flere metaller samtidig, noe som ofte er tilfellet med gruve utslipp.

Gjellene et viktig organ for opptak av metaller hos fisk. Metaller inntas også via føde, og gjennom å drikke (vanlig hos marine fisk) slik at metaller også tas opp gjennom tarmsystemet (Zhang & Wang 2007). Små fisk kan også ha et signifikant et opptak gjennom skinnet, på grunn av høyt overflate areal i forhold til kroppsmasse (Hayton & Barron 1995). Nivået som måles i en organisme er dermed inntaket minus eliminasjon som kan foregå både som et resultat av ekskresjon og biotransformasjon. Dyreplankton, og trolig andre invertebrater akkumulerer metaller i betydelig grad, mens fisk har en større evne til å regulere interne konsentrasjoner ved hjelp av cellulære bindingsproteiner (metallothioniner)(se Burger 2002). Kvikksølv er det metallet som konsistent akkumuleres i næringsnett (Monteiro et al. 1996), hvilket betyr at en bytteeter akkumulerer høyere vevsverdier enn det som byttet inneholder. Når det gjelder de andre metallene er det mer usikkert, og det finnes ingen generell regel for hvorvidt et metall akkumuleres oppover et gitt næringsnett (Wang 2002). Det ser ut til at egenskaper ved det aktuelle næringsnett har stor betydning for overføring av metaller. I ferskvannsinnsjøer har man eksempelvis indikasjoner på at sink og kvikksølv konsentrasjonene i fisk er korrelert med lengden på dyreplankton nettet under (Stenberger & Chen 1998). Dette kan i tilfelle tyde på at overføringen av metall til høyere trofisk nivå dempes i komplekse næringsnett (Wang 2002).

Det har ikke vært gjort utlekkingsforsøk på *avgangsmasse*. Vi har valgt å gjort en gjennomgang av litteraturen for noen av de metallene som er listet opp under avsnittet "Biokjemi og mineralogi". En fullstendig gjennomgang av litteraturen for alle tungmetallene ville blitt for omfattende. Siden vi har gjort et slikt utvalg kan også andre metaller være aktuelle (se under Biokjemi og mineralogi). Litteraturen viser at grenseverdier for ulike dyregrupper/arter er svært forskjellig. Vi har derfor beskrevet metallene generelt, gitt eksempel på grenseverdier for ulike organsimer men ikke "overført" disse verdiene til laks, torsk og blåskjell der grenseverdier for disse ikke finnes.

Det blir referert til LC<sub>50</sub> verdier og EC<sub>50</sub> i avsnittene nedenfor. LC betyr "lethal concentration" eller "dødelig konsentrasjon" og LC<sub>50</sub> er den konsentrasjonen som dreper 50% av forsøksdyrene innenfor et gitt tidsrom. EC betyr "effektiv konsentrasjon". EC<sub>50</sub> er den konsentrasjonen av et stoff som gir en spesifikk effekt under testbetingelser etter en bestemt tid i 50 % av organismene som testes.

### **3.2 Kadmium**

Kadmium (Cd) er ikke et essensielt element og har ingen kjent biologisk funksjon. Giftigheten av Cd reduseres ved økt saltholdighet (Blust et al. 1992, Hall et al. 1995, Zander & Rojas 1996, Roast et al. 2001), og man tror dette henger sammen med økt kompleksdannelse med klorid ioner (Lin & Dunson 1993, Shazili 1995). I en studie i Chesapeake bay, som er et estuarie, utgjorde det frie Cd ionet 20, 8 og 4.5 % av totalt Cd ved saltholdigheter på henholdsvis 5, 15, og 25 (Hall et al. 1995). I fullt sjøvann utgjør det frie ionet bare rundt 2.5 % av total Cd (Turner et al. 1981, Rainbow et al. 1993). I

---

Chesapeake bay var  $LC_{50}$  for larver av *Cyprinodon variegatus* på 180, 312 og 495  $\mu\text{g/L}$  ved saltholdighet 5, 15, og 25 (Hall et al. 1995).

#### Laks

Vi har ikke funnet litteratur som omhandler Cd toksisitet på laks i sjøvann.

#### Torsk

Vi har ikke funnet litteratur som omhandler Cd toksisitet på laks i sjøvann.

#### Blåskjell

Som nevnt over er tidlige utviklingsstadier er de mest følsomme hos bivalver, og brorparten av toksikologiske studier er gjort på disse. His et al. (1999) oppgav en gjennomsnittlig  $EC_{50}$  på 2219  $\mu\text{g/L}$  for Cd (mange ulike arter inkludert). For *Mytilus galloprovincialis* embryo (normal utvikling) viser nyere litteratur til  $EC_{50}$  på 1925  $\mu\text{g/L}$  for Cd (Beiras & Albentosa 2004).

I SFT sin veileder for miljøgifter og metaller i vann, klassifiseres tilstanden i vann med Cd konsentrasjon på  $>15 \mu\text{g/L}$  som ”svært dårlig”, mens konsentrasjoner  $<0.24 \mu\text{g/L}$  klassifiseres som ”god”. I vann med ”god” tilstand regner men ikke med å finne toksiske effekter, mens man i ”svært dårlig” tilstand regner med å få omfattende akutt toksiske effekter.

### **3.3 Kobber**

Kobber (Cu) er et essensielt element for akvatiske organismer, og er involvert i en rekke enzymatiske prosesser. Cu er også potensielt giftig (Grosell et al. 2007). Endringer i den uorganiske vannkjemien som er assosiert med økende saltholdighet ser ut til å redusere toksisiteten av Cu både hos fisk og hos invertebrate (Fernandez & Jones 1990, Reardon & Harrel 1990, Verslycke et al. 2003, Grosell et al. 2004, Lorenzo et al. 2005). Dette skyldes primært at bare en liten del av Cu forekommer som fritt ion i sjøvann, hvor mesteparten er bundet ulike lite biotilgjengelige komplekser (se referanser i Lorenzo et al. 2005).

Som nevnt over er variasjonen i vannkjemi relativt liten i sjøvann sammenliknet med ferskvann. Likevel er det stor variasjon mellom marine arter/dyregrupper når det gjelder følsomhet for Cu (4 størrelsesordener)(Grosell et al. 2007), noe som er en utfordring når grenseverdier skal settes av miljømyndigheter (Grosell et al. 2007). Grosell et al. (2007), mener at forskjellige strategier for å opprettholde saltbalansen kan forklarer mye av variasjonen i følsomhet for Cu hos marine organismer, og at mekanismene for giftighet er ulike. I motsetning til ferskvann hvor alle organismer er osmoregulere (med et indre saltinnhold høyere enn omgivelsene), finnes det flere strategier for å opprettholde saltbalanse hos saltvannsorganismer. Beinfisk regulerer sin ekstracellulære ionekonsentrasjon til å være godt under saltvann og er dermed osmo- og ione regulerere. Bruskfisk har ekstracellulært osmosestrykk omtrent som omgivelsene men opprettholder ionekonsentrasjonen på omtrent 50% av saltvann og er dermed osmokonforme mens de er ione regulerere. Den siste gruppen, hvor de fleste marine invertebrate faller inn, er både osmo- og ione konforme, og har osmosestrykk og ionesammensetning omtrent som i omgivelsene. Eksperiment med den euryhaline arten *Fundulus heteroclitus*, viste at Cu toksisitet hadde klar sammenheng med relativ  $\text{Na}^+$  gradient og dermed osmoregulerings fysiologi (Grosell et al. 2007).

I følge Grosell et al. (2007) utgjør fisk de mest tolerante 50% når det gjelder Cu. Hos en hybrid abbor (*Morone chrysops* x *Morone saxtilis*) ble responsen på Cu testet både i ferskvann og i saltvann (hybriden er euryhalin). 96 timers  $LC_{50}$  var på 94  $\mu\text{g/L}$  i ferskvann, men det ikke ble observert dødelighet i det hele tatt i ferskvann på tross av konsentrasjoner  $> 10.000 \mu\text{g/L}$  (Biemyer et al. 2006). Det ble ikke observert akkumulering av Cu på gjellene i saltvann. 96 timers  $LC_{50}$  hos *Fundulus heteroclitus* var rundt 300  $\mu\text{g/L}$  ved 35 ppt (Grosell et al. 2007).

---

### Laks

Vi har ikke funnet litteratur som omhandler Cu toksisitet på laks i sjøvann.

### Torsk

Det er svært lite data tilgjengelig på effekter av Cu på torsk. Vi har funnet et arbeid som antyder en dødelighet på 59% ved en Cu konsentrasjon på 400 µg/L i 48 timer (Larsen et al. 1997).

### Blåskjell

Grosell et al. 2007 påpekte at mollusker tilhører de 50% mest sensitive marine organismene når det gjelder Cu (undersøkt til nå). I en studie som inkluderte en rekke bivalver, konkluderte His et al. (1999) at det var relativt små forskjeller mellom arter når det gjaldt sensitivitet hos embryo og larver, tatt i betraktning at det var store metodiske forskjeller i studiene som inngikk i deres review. For Cu oppgav de en gjennomsnittlig EC<sub>50</sub> på 24 µg/L. For embryo (normal utvikling) av *Mytilus edulis* er det rapportert EC<sub>50</sub> fra 5.8 µg/L (Martin et al. 1981) til 100 µg/L (Okubo & Okubo 1976). Nyere studier har oppgitt EC<sub>50</sub> fra 6.4 til 12.8 µg/L hos den nært beslektede arten *Mytilus galloprovincialis* (fritt ion kons)(Beiras & Albentosa 2004, Rosen et al. 2008). For juvenile individer av skjellene *Perumytilus purpuratus*, *Aulacomya ater* og *Semimytilus algosus* ble det observert LC<sub>50</sub> (96 timer) på henholdsvis 122, 147 og 479 µg/L. De samme artene hadde problemer med å feste byssus trådene sine ved henholdsvis 93, 97 og 234 µg/L.

I SFT sin veileder for miljøgifter og metaller i vann, klassifiseres tilstanden i vann med Cu konsentrasjon på >7.7 µg/L som ”svært dårlig”, mens konsentrasjoner <0.64 µg/L klassifiseres som ”god”. Tilsvarende vannkvalitetstandard fra USA (EPA Ambient Water Quality Criteria) oppgir grenseverdi for akutte effekter: 4.8 µg/L og grenseverdi på 3.1 µg/L for kroniske effekter.

## **3.4 Sink**

Sink (Zn) er et essensielt metall som er viktig blant annet for struktur og funksjon av insulin (Brooks & Mahnken 2003). Det er mye færre studier på giftighet av Zn fra saltvann enn fra ferskvann. Som for de andre metallene er opptaket og giftigheten av Zn lavere i sjøvann enn i ferskvann (Zhang & Wang 2007).

### Laks

Vi har ikke funnet litteratur som omhandler Zn toksisitet på laks i sjøvann

### Torsk

Vi har ikke funnet litteratur som omhandler Zn toksisitet på torsk

### Blåskjell

His et al. (1999) oppgav en gjennomsnittlig EC<sub>50</sub> på 320 µg/L for Zn for et utvalg bivalver. For *Mytilus galloprovincialis* embryo (normal utvikling) er viser litteraturen til EC<sub>50</sub> fra 137-320 µg/L (Pavicic et al. 1994, Beiras & Albentosa 2004).

I SFT sin veileder for miljøgifter og metaller i vann, klassifiseres tilstanden i vann med Zn konsentrasjon på >60 µg/L som ”svært dårlig”, mens konsentrasjoner <2.9 µg/L klassifiseres som ”god”.

## **3.5 Nikkel**

I ferskvann virker ikke Nikkel (Ni) toksisk på fiskens ioneregulering men på fiskens respirasjon (Pane et al. 2003 a,b, Pane et al. 2004 a,b), noe som skiller Ni fra de andre metallene som er omtalt. Dette gjelder for både akutt og kronisk eksponering. Ni ser ut til å ødelegge ultra strukturer i respiratorisk

---

epitel, og dermed redusere evnen til gass utveksling. For invertebrate som eksempelvis krepsdyret *Daphnia magna* har imidlertid den toksiske effekten vist seg å være knyttet til ioneregulering (Pane et al. 2003 b). Mekanismen bak Ni toksisitet i sjøvann er i liten grad undersøkt (Pane et al. 2006).

Det er betydelig mindre litteratur på Ni sammenliknet med eksempelvis kobber og sink trolig grunnet at Ni er relativt sett mindre giftig (Niyogi & Wood 2004). I ferskvann er det vist at dersom Ca (alene) Meyer et al. 1999), Mg (alene) (Deleebeek et al. 2007) eller hardhet i vannet øker (Pyle et al. 2002, Hoang et al. 2004) reduseres giftigheten av Ni. For regnbueørret er det eksempelvis vist at man får en 4 ganger økt LC<sub>50</sub> (fra 496-1950) dersom Ca konsentrasjon øker fra 0.12 til 1 mM Ca (Deleebeek et al. 2007). Effekten av pH er litt mer motstridende, hvor økt pH er vist å gi både økt (Hoang et al. 2004, Deleebeek et al. 2007) og redusert (Pyle et al. 2002) Ni toksisitet. Noen studier har også vist en økt toksisitet ved økt alkalinitet med konstant pH (Hoang et al. 2004). Siden alkaliniteten samvarierer med pH i det fleste studier er effekten av disse vanskelig å skille fra hverandre (Deleebeek et al. 2007). Videre er det økt grad av kompleksdannelse i sjøvann sammenliknet med ferskvann (Sadiq 1989). Ni er dermed trolig mindre giftig i sjøvann enn i ferskvann.

Det finnes svært få studier på Ni toksisitet hos marine organismer, og det ser ut til at det ganske stort spenn i sensitivitet hos de artene som er undersøkt (Hunt et al. 2002). Hunt et al. 2002 undersøkte følgende tre arter: *Atherinops affinis* (fisk), *Haliotis rufens* (abalone) og *Mysidopsis intii* (myside). LC<sub>50</sub> (96 timer) for larver var henholdsvis 26.560, 145.5 og 148.6 µg/L. For *Atherinops affinis* var imidlertid lang tids overlevelse hos larvene det meste sensitive ende punktet, og man måtte helt ned i konsentrasjoner rundt 3.2 µg/L før langtidsoverlevelsen var upåvirket. Hos abalone var 20 dagers vekst det mest sensitive endepunkt, og her måtte konsentrasjoner ned i 21.5 µg/L før veksten var upåvirket. Hos mysiden var 28 dagers overlevelsen det mest sensitive endepunktet, og her måtte konsentrasjoner ned i 10 µg/L før effekter uteble. Hos østers har man påvist unormal embryoutvikling ved 349 µg/L ved 48 timers eksponering (Martin et al. 1981).

#### Laks

Vi har ikke funnet litteratur som omhandler Ni toksisitet på laks i sjøvann

#### Torsk

Vi har ikke funnet litteratur som omhandler Ni toksisitet på torsk

#### Blåskjell

Vi har ikke funnet litteratur som omhandler Ni toksisitet på blåskjell.

I SFT sin veileder for miljøgifter og metaller i vann, klassifiseres tilstanden i vann med Ni konsentrasjon på >120 µg/L som ”svært dårlig”, mens konsentrasjoner <2.2 µg/L klassifiseres som ”god”.

### **3.6 Aluminium**

Aluminium (Al) har ingen kjent biologisk funksjon (Wood 1985, Eichenberger 1986), og er under gitte omstendigheter giftig for fisk. Vannkjemien til Al er kompleks, og tilstandsformen kan variere fra enkle positivt ladde ioner (kationer), hydrolyseprodukter og komplekser, til uorganiske og organiske kolloider og partikler (Sposito 1996, Driscoll & Kimberley 1996, Skjelkvåle et al. 2007), avhengig av pH, temperatur og konsentrasjon av ulike ligander (f. eks humus) som Al kan bindes til. I surt vann med pH lavere enn 5 foreligger Al hovedsakelig som positivt ladde tilstandsformer (Al<sup>3+</sup>) og disse er giftig for fisk (f. eks Dickson 1978, Gensemer & Playle 1999). Sure Al rike vannkvaliteter kalkes ofte for å øke pH og redusere konsentrasjonene av giftige Al former. Umiddelbart etter kalking vil det dannes Al polymere som er svært overflate-reaktive. Disse kan akkumuleres på fiskens gjeller (Exley

---

et al. 1991) og forårsake problemer med ioneregulering og respirasjon (Rosseland & Staurnes 1994, Gensemer & Playle 1999, Magee et al. 2003).

Det er svært få studier som omhandler giftighet av Al på marine organismer (makroalger; Gosavi et al. 2004). Sjøvann har i utgangspunktet mye lavere Al konsentrasjoner enn ferskvann, og Al som tilføres vil danne Al-hydrooksider som vil ha svært lav løselighet ved nær nøytral pH (Frogner Kockum et al. 2006). Al giftighet har derfor primært vært betraktet som et "ferskvannsproblem" (se Teien et al. 2006), og nesten all litteraturen stammer fra ferskvann. I det senere er det imidlertid vist at dødelighet hos oppdrettslaks i fjorder kan knyttes til akkumulering av Al på gjellene (Bjerknes et al. 2003). Disse episodene forklares med at bakkvannslaget i fjorder kan utgjøre en såkalt ustabil blandsoner. Ustabile blandsoner oppstår når vann med ulik kvalitet blandes, og da spesielt hvis pH, saltinnhold eller redoksforhold endres. I møtet med saltvann mobiliseres Al fra ferskvannet, og går fra en "ufarlig" lite gjellereaktiv kolloid bundet form, til en giftig lavmolekylær tilstandsform (Teien et al. 2006). I likhet med situasjonen under kalking av sure vassdrag er giftigheten av midlertidig karakter og varer frem til likevekt er oppnådd og Al er transformert til høymolekylære tilstandsformer. Faren for Al giftighet vil derfor være tilstede i svært ferskvannspåvirkede fjorder (brakkvannslag med 1-15 ‰) hvor ferskvannskilden er rik på Al og samtidig er påvirket av forsuring, gruvevirksomhet og industri, eller har høyt humusinnhold.

#### Laks

Smoltstadiet er det mest sensitive stadiet hos laks. De giftige Al tilstandsformene kalles ofte labilt aluminium (LAl)(Rosseland & Staurnes 1994). I ferskvannsfasen ansees en konsentrasjon på 15-20 µg/LAl/L som en grenseverdi for skader på laksesmolt (Staurnes et al. 1996), mens konsentrasjoner ned mot 10 µg/LAl/L kan påvirke sjøvannstoleransen hos smolt (Kroglund & Finstad 2003, Kroglund et al. 2007).

#### Torsk

Torsk har en stor toleranse for lave saliniteter, og finnes blant annet naturlig i brakkvannsområder i Østersjøen og på den Kanadiske østkysten (Scholtz & Waller 1992, Nelson et al. 1996). Torsken kan dermed tenkes å oppholde seg i eller ved brakkvannslaget også i norske fjorder. Feltforsøk fra en sterkt ferskvannspåvirket fjord i Norge har vist at torsk akkumulerer aluminium på gjellene, og at dette gir et fall i blodets plasmaklorid som igjen er en indikasjon på at fiskens ioneregulering er forstyrret (Bjerknes et al. 2003). I dette forsøket var saltholdigheten mellom 4 og 5.4 og aluminiumskonsentrasjonene mellom 63 og 69 µg/L (Bjerknes et al. 2005). I labforsøk er det observert fysiologisk respons ved Al konsentrasjoner (total Al) på 60 µg/L ved saltholdighet på 10 (Kristensen et al. 2000).

#### Blåskjell

Vi har ikke funnet litteratur som omhandler Al toksisitet på blåskjell

### **3.7 Jern**

Jern (Fe) er et essensielt element for akvatisk organismer, og inngår i proteiner som er viktige for respirasjon og oksygentransport (Bury & Grosell 2003). I overskudd kan imidlertid Fe skape helsemessige problemer for fisk (se Teien et al. 2008). Inntil nylig har mange studier referert til effekten av total konsentrasjon av Fe, og effekter på fisk observeres i et relativt stort spenn av konsentrasjoner (0.35-30 mg/L)(se Teien et al. 2008). Fe har imidlertid flere tilstandsformer som har ulik toksisitet. Noe av årsaken til at det store spennet i litteraturen med hensyn på skadelige Fe konsentrasjoner, er at de fleste studiene ikke tar hensyn til de ulike tilstandsformenes biotilgjengelighet (Teien et al. 2008). Fe (II) regnes for å være mest giftig (Vuori 1995), og kan stimulere dannelsen av reaktive frie radikaler i cellene (Bury & Grosell 2003). Fe (III) kan også være giftig ved at den felles ut som jernhydrokssyd (oker) som legger seg på gjellene hos fisk (Lappivaara

---



et al. 1999, Lappivaara & Marttinen 2005, Teien et al. 2008). I oksygenrikt kystvann vil Fe (II) hurtig oksidere, enten til organiske Fe(III) komplekser eller til uorganiske Fe (III) tilstandsformer. Sistnevnte vil hurtig hydrolysere og felles ut som jernhydrooksyd. Som et resultat er det lite løselige Fe forbindelser som dominerer i oksygenrikt sjøvann (se Fujii et al. 2008). Disse mekanismene gjør også potensialet for Fe opptak over gjellene større hos fisk i ferskvann enn i sjøvann (Bury & Grosell 2003). Blandson problematikken som beskrevet ovenfor for aluminium kan også være aktuell for Fe. Mange vannklider i Skandinavia inneholder en del oppløst og partikulært organisk materiale. Spesielt humusrike vannkvaliteter kan ha høyt innhold av partikkel-og kolloid bundet Fe (Heikkinen 1990, Heikkinen & Ihme 1995), spesielt under flom. I kontakt med sjøvann, kan også Fe mobiliseres fra kolloidoverflater og danne gjellereaktive tilstandsformer. Kunnskapen om giftighet ved ulike konsentrasjoner, saliniteter samt tid for polymerisering er fortsatt mangelfull (Skjelkvåle et al. 2007).

#### Laks

Vi har ikke funnet noen studier som omhandler toksisitet av Fe på laks i sjøvann

#### Torsk

Vi har ikke funnet noen studier som omhandler toksisitet av Fe på torsk (eller annen marin fisk)

#### Blåskjell

Vi har ikke funnet noen studier som omhandler toksisitet av Fe på blåskjell

### **3.8 Mangan**

Mn er et essensielt element. Det er imidlertid få studier som omhandler effekten av Mn på fisk, men både negative effekter på blod (reduisert antall leukocytter)(Al-Akel et al. 1998), på overlevelse og på vekst er dokumentert (Stubblefield et al 1997). Mn ser ut til å være betydelig mindre toksisk enn tungmetallene (Lewis 1979, Stubblefield et al 1997, Abdullah & Javed 2006). Som for flere av de andre metallene blir Mn mindre giftig ved økt hardhet i vannet (Stubblefield et al 1997). Vi har ikke funnet noe relevant litteratur fra sjøvann. Det er imidlertid mulig at man kan få en blandson problematikk lik den man ser for Al og Fe, dersom Mn rikt ellevann blandes med sjøvann (Skjelkvåle et.al 2007).

#### Laks

Vi har ikke funnet litteratur som omhandler Mn toksisitet på laks i verken sjøvann eller ferskvann

#### Torsk

Vi har ikke funnet noen studier som omhandler toksisitet av Mn på torsk (eller annen marin fisk)

#### Blåskjell

Vi har ikke funnet noen studier som omhandler toksisitet av Mn blåskjell

## **4. Mulige effekter av partikler**

I litteraturen brukes ”partikler” om mange typer ikke-løste aggregater av variabel størrelse. Begrepet kan inkludere levende organismer som bakterier og plankton. Døde partikler er av både organisk og uorganisk opprinnelse. Denne gjennomgangen har fokusert på litteratur som omhandler uorganiske partikler.

---

Fisk kan påvirkes av suspenderte uorganiske partikler både direkte og indirekte, og litteraturen beskriver letale, sub letale og adferdsmessige effekter. Klogging og irritasjon av gjeller kan gi subletale effekter som svekket immunsystem (Herbert & Merckens 1961, Redding et al. 1987) og problemer med osmoregulering. Av adferdsmessige effekter er det vist at suspenderte uorganiske partikler kan påvirke fiskens bevegelsesmønster (Robertson et al. 2007), vandringsmønster (Bisson & Bilby 1982)(Whitman et al. 1982), reproduksjonsevne (gir ugunstige forhold på gytegrunner)(Walling et al. 2003, Greig et al. 2005), næringstilbud (Shaw & Richardson 2001) og evnen til å finne næring (Robertson et al. 2007).

## 4.1 Laks

Det er en betydelig litteratur som omhandler effekter av oppløste uorganiske partikler/sedimenter på laksefisk. Det er imidlertid få arbeider som er gjort på Atlantisk laks (*Salmo salar*). De fleste studiene som refereres i det videre er gjort på ulike arter av stillehavslaks, samt på annen laksefisk. Det er videre en stor andel av disse studiene som omhandler avsetning og sedimentasjon av partikler på elvebunn, og hvilke effekter dette kan få for overlevelse og utvikling av egg og larver (se review av Billotta & Brazier 2008). Denne litteraturen refereres i liten grad.

Litteraturen gir ikke så mange eksempler på akutt dødelighet forårsaket av forhøyede konsentrasjoner av organiske partikler, og de LC<sub>50</sub> verdiene som oppgis varierer svært mye. Lake & Hinch (1999) observerte LC<sub>50</sub> (96 timers eksponering) på hele 164.500 mg/L for juvenil Coho laks, en konsentrasjon som i følge forfatterne langt overstiger det som forekommer i naturlige systemer. I et tilsvarende forsøksoppsett fant Sevizi & Martens (1991) en LC<sub>50</sub> på 22.700 mg/L for juvenil Coho laks. LC<sub>50</sub> (96 timers eksponering) for juvenile individer av andre arter laks ligger i samme størrelsesorden med 17.6000 mg/L og 31.000 mg/L for henholdsvis sockeye laks (Servizi & Martens 1987) og chinook laks (Servizi & Gordon 1990). Andre studier har rapportert betydelig dødelighet (10%) allerede ved 1400 mg/L og en LC<sub>50</sub> (36 timers eksponering) på 9400 mg/L (Herbert & Merckens 1961).(se Tabell )

Newcombe & Jensen (1996) gjennomførte en metaanalyse over 80 ”published and adequately documented reports” på effekter av suspendert sediment på fisk i elver og estuarier. Basert på data fra disse arbeidene laget de modeller (likninger) som forsøkte å gi sammenhengen mellom biologisk respons, partikkelkonsentrasjon og varighet på eksponeringen. Summert opp gir modellen følgende grenseverdier for letal effekter voksen laksefisk: Eksponeringstid 1-7 timer, letal effekter ved henholdsvis >22.000 og >3000 mg/L. Eksponeringstid 1 til 6 dager, letaleffekter ved henholdsvis >3000 og > 400 mg/L. Eksponeringstid i 2-7 uker, letaleffekter ved henholdsvis >400 og > 55 mg/L. Juvenil laksefisk kom ut med omtrent samme grenseverdier.

Subletale effekter skader vev og forstyrrer fysiologien til organismen, men er ikke alvorlige nok til å forårsake død, i alle fall ikke på kort sikt. Det er også et stort spenn i hvilke konsentrasjoner som kan forårsake subletale skader. Hos coho laks ble det observert mekaniske skader på gjellene ved konsentrasjoner > 41.000 mg/L (96 timers eksponering)(Lake & Hinch 1999). Hos Sokeye laks ble gjelleskader (hyperplasi, hypertrofi og gjelleløsning) observert ved betydelig lavere konsentrasjon, 9850 mg/L (96 timers eksponering)(Servizi & Martens 1987). Hos regnbueørret ble det påvist gjelleskader ved konsentrasjon på 4887 mg/L (16 timers eksponering)(Goldes et al. 1988). Forfatterne mente at skadene skyldtes en parasitt infeksjon, men at eksponeringen fra partikler hadde beredt grunnen for infeksjonen. I et tidlig studie på ørret ble det observert gjelleskader allerede ved 270 mg/L (Herbert & Merckens 1961).

Fysiologisk stress respons er også observert ved økt innhold av partikler. Hos coho laks ble stress respons i form av redusert leucocrit observert ved konsentrasjoner > 41.000 mg/L (96 timers eksponering)(Lake & Hinch 1999). Hos årsyngel av coho laks ble det påvist et lineært forhold mellom

---

blodsukker, en sekundær stress indikator, og partikkel konsentrasjon (Servizi & Martens 1992). Forhøyede nivåer av blodsukker ble målt ved konsentrasjoner over 1360 mg/L. En annen studie på coho laks viste sammenfallende resultater med forhøyede plasma kortisol verdier ved 2-3000 mg/L (både ved 24 og 192 timers eksponering). Denne typen stressrespons ble ikke målt ved konsentrasjoner på 4-600 mg/L (Redding et al. 1987).

Modellene til Newcombe & Jensen (1996)(beskrevet over) foreslå også grenseverdier for subletale direkte effekter. Sommert opp gir modellen følgende grenseverdier for voksen laksefisk: Eksponeringstid 1-7 timer, effekter ved henholdsvis >403 og >55 mg/L. Eksponeringstid 1 til 6 dager, effekter ved henholdsvis >55 og > 7 mg/L. Eksponeringstid i 2-7 uker, effekter ved henholdsvis >7 og > 3 mg/L. Juvenil laksefisk kom ut med omtrent samme grenseverdier.

Det er flere faktorer som kan forklare det store spennet i konsentrasjoner som gir direkte effekter (både letale og subletale) hos laksefisk. Noe av variasjonen er selvsagt reelle forskjeller mellom arter, som igjen skyldes at ulike arter er tilpasset habitat med forskjeller i naturlig turbiditet. Men litteraturen viser også forskjeller innenfor samme arten. Ulik eksponeringstid i studiene forklarer trolig en god del av dette. I meta analysen til Newcombe & Jensen 1996 viser modelleringen av empiriske data betydningen av eksponeringstid. Selv ved lik eksponeringstid kan det hos en spesifikk art være stort sprik i toleranse (se over for coho laks). Disse forskjellene kan knyttes til egenskaper ved selve partikkelen, slik som størrelse og form: små partikler ser ut til å gjøre mindre skade enn store (Servizi & Martens 1987) og avrundede partikler gjør mindre skade enn kantete (Lake & Hinch 1999). Det ser videre ut til at toleransen er lavere i studier hvor man har brukt naturlig elved sediment sammenliknet med studier hvor man har brukt ”kunstig” menneskeskapt sediment (Lake & Hinch 1999). Naturlig elved sediment er ladet og tiltrekker seg tungmetaller og store organiske partikler. Konsentrasjonene av disse forbindelsene kan være høy i sediment selv om konsentrasjonen i vannet er lav (Giesy & Hoke 1991). Lake & Hinch (1999) foreslo at dette kunne være en mulig årsak til lavere LC<sub>50</sub> i forsøk med Coho laks hvor naturlige elved sediment ble brukt. Pyle et al. (2002) viste at økte konsentrasjoner av uorganiske partikler reduserte giftigheten for Ni. Partiklene ”fjernet” nikkell fra vannet og dermed reduserte mengden toverdige Ni tilgjengelig for fisken. Den positive effekten avtok imidlertid når partikkelkonsentrasjonene økte opp mot 100 mg/L, noe som underbygger forklaringsmodellen til Lake & Hinch (1999). Forskjeller innenfor samme arten kan også knyttes til egenskaper ved dyret slik som livstadium, hvor tidlige livstadier tenderer til å være mer følsomme (Servizi & Martens 1991). Forsøksbetingelser som eksempelvis årstid og temperatur spiller også inn, hvor samme arten viser seg å ha ulik respons ved ulike årstid (Robertson et al. 2007) og ved ulike temperaturer (Servizi & Martens 1991). Hos Coho laks fant eksempelvis Servizi & Martens (1991) en LC<sub>50</sub> ved 1 og ved 18 °C som var henholdsvis 47 og 33 % av LC<sub>50</sub> ved 7 °C som var den temperaturen hvor toleransen var høyest.

En godt dokumentert indirekte subletal effekt er redusert vekst. Det kan se ut til at redusert vekst inntreffer ved relativt lave konsentrasjoner. Hos coho laks ble vekstreduksjon observert ved 84 mg/L (Sigler et al. 1984). Eldre arbeider på ulike arter ørret viser at vekstreduksjon observeres allerede ved konsentrasjoner rundt 50 mg/L (Herbert & Richards 1963, Sykora et al. 1972). Hos harr ser toleransen ut til å være noe større, med en 6 % reduksjon i vekstrate ved 100 mg/L (McLeay et al. 1987). Redusert vekst kan være et resultat av redusert fødeinntak og/eller økte metabolske kostnader (McLeay et al. 1987). Hos Atlantisk laks er det vist at fødeinntaket øker opp til konsentrasjoner på 180 mg/L, for så å gå ned ved en ytterligere økning i partikkelkonsentrasjon (Robertson et al. 2007). Tilsvarende effekter er også vist hos stillehavslaks (økt fødeinntak opptil 150 NTU deretter reduksjon)(Gregory 1994, Gregory & Northcote 1993). En moderat økning i partikkelkonsentrasjon (og dermed turbiditet) gir fisken en oppfatning av redusert predasjonsrisiko. Over et spesifikt nivå blir imidlertid denne effekten utjevnet ved at fisken selv får økende problemer med å se (reduert reaktiv distanse) eget bytte (gjelder for en visuell predator)(se Shaw & Richardson 2001). Hos regnbueørret og coho laks gikk fødeopptaket ned ved konsentrasjoner på 2-3000 mg/L, mens ingen effekter på fødeopptaket ble observert ved 600 mg/L (Redding et al. 1987).

---

En siste type indirekte subletal effekt er adferdsrespons. Hos Atlantisk laks er det vist at sammenbrudd i dominans hierarki og reduksjon i territoriell adferd inntreffer ved konsentrasjoner >60 mg/L (Robertson et al. 2007). Tilsvarende effekt er også vist for coho laks men effekten inntraff først ved konsentrasjoner rundt 130 mg/L (Berg & Northcote 1985). Unnvikelses/flukt respons (fisken prøver å komme unna vannet med høy turbiditet) er også ser også ut til å inntreffe i spennet 60-180 mg/L hos Atlantisk laks ((Robertson et al. 2007). Også flukt respons ser ut til å inntreffe ved lavere konsentrasjon hos Atlantisk laks enn eksempelvis coho laks (respons inntreffer rundt 180 mg/L)(Bisson & Bilby 1982, Berg & Northcote 1985, Servizi & Martens 1992). Det er også eksempel på andre typer adferdsmessig respons som kan endre predasjons risiko, konkurranse med andre arter etc. Utfallet av denne type respons er umulig å forutse uten å se på andre elementer i økosystemet og blir ikke gått nærmere innpå her.

**Tabell 2.** Tabellen oppsummerer data på effekter på laksefisk eksponert for ulike konsentrasjoner av uorganiske partikler over ulike tidsrom. J=juvenile, V=voksne, ÅY=årets yngel

Art	Livs stadium	Konsentrasjon uorganiske partikler (mg/L)	Eksponerings tid (timer)	Effekt på organismen	Referanse
Atlantisk laks	J	0-460	2.5	<180 mg/L – økt fødeinntak >180 mg/L-reduisert fødeinntak >60 mg/L-hurtig reduksjon i territoriell adferd 60-180 mg/L flukt respons	Robertson et al. 2007
Coho laks	J	40000	96	Nedbrytning av gjellefilamenter og stress respons (økt hematokritt redusert leucokritt)	Lake & Hinch 1999
Coho laks	J	100000	96	Observerte dødelighet. (LC <sub>50</sub> var på 164500 mg/L)	Lake & Hinch 1999
Coho laks	J	2-3000	192	Mindre effektivt fødeopptak	Redding et al. 1987
Coho laks	V	84	336	Redusert vekst	Sigler et al. 1984
Coho laks	ÅY	240	24	5 dobling i hoste frekvens	Servizi & Martens 1992
Coho laks	J	130	36	Sammenbrudd av sosialt hierarki, ingen territoriell adferd	Berg & Northcote 1985
Coho laks	J	180	96	Flukt respons	Servizi & Martens 1992
Coho laks	J	310	0,5	Unnvikelsesrespons	Bisson & Bilby 1982
Harr	ÅY	20000	96	10 % dødelighet	McLeay et al. 1987
Harr	ÅY	100000	96	20 % dødelighet	McLeay et al. 1987
Harr	ÅY	100	1008	Vekstreduksjon , 6% relativ til kontroll	McLeay et al. 1987
		300	1008	Vekstreduksjon , 10 % relativ til kontroll. Redusert toleranse for hypoksi, redusert toleranse for pentachlorophenol.	

		1000	1008	Vekstreduksjon , 33 % relativ til kontroll. Redusert toleranse for hypoksi, redusert toleranse for pentachlorophenol.	
Sokeye laks	ÅY	9850	96	Gjelle hyperplasi, hypertrofi, gjelleløsning og nekrose	Servizi & Martens 1987
Chinook laks	J	207000	1	100% dødelighet	Newcomb & Flagg 1983
Chinook laks	J	1400 9400 39400	36 36 36	10 % dødelighet 50% dødelighet 90 % dødelighet	Newcomb & Flagg 1983
Regnbue ørret	J	90	456	5 % dødelighet	Herbert & Merkens 1961
Regnbue ørret	J	2-3000	192	Redusert fødeopptak, redusert motstand mot <i>Vibrio anguillarum</i> infeksjon.	Redding et al. 1987
Regnbue ørret	J	2-3000	192	Økt plasma cortisol og økt hematocrit.	Redding et al. 1987
Regnbue ørret	ÅY	Pulser på 700	456	Redusert vekst	Shaw & Richardson 2001
Regnbue ørret	V	50	336	Redusert vekst	Herbert & Richards 1963

## 4.2 Torsk

Brorparten av vår nåværende kunnskap om effekter av uorganiske partikler på fisk kommer fra studier på laksefisk i ferskvann (Au et al. 2004), og antallet studier på estuarin/marin fisk er lavt. Så vidt vi kan se finnes bare ett arbeid som omhandler effekter av uorganiske partikler på torsk. I denne studien ble torsk utsatt for en partikkelkonsentrasjon på 550 mg/L over periode på 10 dager uten at det ble observert dødelighet (Humborstad et al. 1996). Hos Atlantic silverside (*Menidia Menidia*) ble det observert dødelighet ved bare 580 mg/L ved 24 timers eksponering, mens tannkarpe (mummichog; *Fundulus heteroclitus*) overlever 300.000 mg/L under samme eksponeringstid (Newcombe & Jensen 1996). I en eldre studie er det utarbeidet dødelighetskurver for seks arter. Disse artene ble klassifisert i henhold til sin LC<sub>10</sub> konsentrasjon (Sherk et al. 1975) hvor arter med 24 t LC<sub>10</sub> >10.000 mg/L ble klassifisert som tolerante, arter med 24 t LC<sub>10</sub> fra 1000 til 10.000 mg/L som sensitive og arter med 24 t LC<sub>10</sub> < 1000 mg/L som svært sensitive. Av de artene som hadde høy toleranse var alle bunnfisk eller arter med sterk tilknytting til bunn (se review Wilber & Clark 2001).

Humborstad et al. (2006) observerte sub-letale effekter hos torsk ved en partikkelkonsentrasjon på 550 mg/L. Histologiske undersøkelser viste skader på gjellene allerede ved 24 timers eksponering. Skadene på gjellene var blant annet hyperplasi, hypertrofi og økt antall slimceller, og skadeomfanget økte med økt eksponeringstid (Humborstad et al. 2006). Forfatterne antok likevel at skadene ikke ville hatt signifikant betydning for respirasjon, ekskresjon og osmoregulering, og at skadene trolig var reparerbare. Humborstad et al. (2006) påpekte videre at torsk har stor mulighet til å unngå "skyer" av vann med høy turbiditet. Humborstad et al. 2006 undersøkte ikke lavere konsentrasjoner enn 550 mg/L. Hos green grouper ble det observert gjelleskader allerede ved 50 mg/L men disse var svært begrenset. Mer omfattende skader ble først observert på konsentrasjoner over 200 mg/L. I den tidligere refererte sammenlikningen av seks ulike arter (Sherk et al. 1975), ble det ikke hos noen av artene observert subletale effekter under 650 mg/L.

**Tabell 3.** Tabellen oppsummerer data på effekter fisk (ikke laksefisk) eksponert for ulike konsentrasjoner av uorganiske partikler over ulike tidsrom. F= ferskvannsfisk og M = marin fisk.

Art	Livs stadium	Konsentrasjon uorganiske partikler (mg/L)	Eksponeerings tid (timer)	Effekt på organismen	Referanse
Grønn grupper (M) ( <i>Epinephelus coioides</i> )	J	50	1008	> 20 % dødelighet. (LC <sub>50</sub> var på 1400 mg/L)	Au et al. 2004
Torsk (M)	V	550	24	Skader på 30% av gjellene: oppsvulming, ødem.	Humborstad et al. 2006
Torsk (M)	V	550	120	Skader på 70% av gjellene: oppsvulming, ødem, hypertrofi, og økt antall slimceller	Humborstad et al. 2006
Torsk (M)	V	550	240	Oppsvulming, ødem, hypertrofi og økt antall slimceller.	Humborstad et al. 2006
Ørekyte (F)	ÅY	25	504	Vekst reduksjon Moderat fjellhyperplasi, sammenvoksing av gjellefilamenter og økt slimproduksjon.	Sutherland & Meyer 2007
		100	504		
		500	504		
Grønn grupper (M) ( <i>Epinephelus coioides</i> )		2000	1008	Redusert ATPase aktivitet Økt antall klorid celler Hyperplasi Løsning av epitel	Au et al. 2004
		2000	1008		
		>50	1008		
		> 200	1008		
Abbor ( <i>Amploplites rupestris</i> ). Elvepopulasjon	V	0-3600	2.5	>13 mg/L økning i hjertets slagvolum og slagfrekvens.	Bunt et al. 2004
Abbor ( <i>Amploplites rupestris</i> ). Innsjø populasjon	V	0-3600	2.5	>13 mg/L økning i hjertets slagvolum og slagfrekvens.	Bunt et al. 2004

### 4.3 Blåskjell

Blåskjell (*Mytilus edulis*) trekker inn vann ved skallets bakkant. Vannet passerer over gjellene som fungere både som åndningsorgan og som fødeopptaksorgan. Høye konsentrasjoner av partikler kan dermed i teorien påvirke både respirasjon og fødeopptak. Blåskjellens gjeller filtrerer ut partikler i størrelsespenget 3-200 µm, med en optimalstørrelse rundt 20 µm hos voksne skjell. Partikler som er større eller mindre enn dette sendes ut av skjellet med ut strømmen. Blåskjell har ingen muligheter til å "stenge ute" partikler dersom konsentrasjonen i vannet blir for høy. Mekanismene bivalver bruker for å håndtere høye konsentrasjoner av partikler er å redusere pumpning/filtreringsraten (f. eks Foster-Smith 1976, Bacon et al. 1998, Maire 2007), og å avvise overflødig filtrert materiale som såkalte pseudofaeces (Robinson et al. 1984, Turner & Miller 1991, Hawkins et al 1996, Wilber & Clark 2001).

Vi har ikke funnet litteratur som oppgir grenseverdier for hvilke partikkelkonsentrasjoner som er dødelige eller forårsaker alvorlig gjelleskade hos blåskjell. Grønnskjell (*Perna viridis*), en art som er nært beslektet med blåskjell, kan overleve høye konsentrasjoner av uorganiske partikler. Det ble ikke observert dødelighet hos grønnskjellet ved eksponering for konsentrasjoner opp mot 1200 mg/L over et tidsrom på 96 timer (Shin et al. 2002). Senere studier har vist at grønnskjellet også tåler høye konsentrasjoner av uorganiske partikler over lengre tidsrom, hvor 87% av skjellene overlevde en eksponering for konsentrasjoner opp til 1000 mg/L i 14 dager (Cheung & Shin 2005). Langtidseksponeringen resulterte imidlertid i ureparerbare skader på gjellene, og skadenes omfang var i tillegg til partikkelkonsentrasjon også avhengig av partikkelstørrelse (Cheung & Shin 2005). De minste partiklene (< 63 µm) i forsøket forårsaket minst skade, mens partikler i spennet 125-500 µm forårsaket størst skade (Cheung & Shin 2005).

Man kan tenke seg at høye konsentrasjoner av uorganiske partikler ”tvinger” blåskjellet til å prosessere store mengder næringsfattig materiale, noe som igjen kan resultere i redusert vekst. Det er imidlertid godt dokumentert at bivalver i varierende grad kan selektere hvilke partikler som spises (f.eks Newell & Jordan 1983, Hawkins et al. 1996, Defossez & Hawkins 1997, Bacon et al. 1998, Safi et al. 2007). Man antar at partikkelutvelgelsen består vha en eller flere av de følgende prosesser: 1) selektiv tilbakeholding av enkelte partikler i gjellefilter 2) selektiv utskillelse av filtrert materiale gjennom pseudofaeces 3) selektiv fordøyelse av spist materiale (summert opp i Defossez & Hawkins 1997). Mekanismen brukt varierer mellom arter og seleksjonskriterier omfatter partikkel størrelse, konsentrasjon, og kvalitet (se referanser oppsummert i Safi et al. 2007). Resultatet av seleksjonen er at partikkelpakken som tilslutt fordøyes en en anriket variant av tilbudet i vannet mhp næringsinnhold. Det er grunn til å tro at denne seleksjonsmekanismen fungerer for de fleste arter innenfor de konsentrasjoner av partikler som naturlig forekommer i marine økosystem. For hesteskjellet *Atrina zelandica* er det imidlertid nylig vist at høyt innhold av uorganiske partikler svekker skjelllets evne til seleksjon (Safi et al 2007). Vi har ikke funnet noen studier som har gjort tilsvarende forsøk med blåskjell.

---

## Sammendrag

I denne arbeidspakken har vi gjennomgått relevant faglitteratur omkring effekter av metaller og suspenderte partikler på fisk og blåskejell. Litteraturgjennomgangen danner bakrunnsmateriale for risikovurderingene. Søkevalget er i utgangspunktet begrenset til litteratur nyere enn 10 år, og kun litteratur publisert i internasjonale tidsskrift med referee. Litteratursøkene er primært gjort i ISI Web of Science, og Swetswise. Gjennomgangen av litteratur viste at en betydelig andel av relevant litteratur er utgitt før 1998. Vi har derfor inkludert noe sentral eldre litteratur i betraktningene omkring mulige effekter. Noe ”grålitteratur” (dvs litteratur som ikke har referee) er indirekte inkludert da data fra slike arbeider tidvis er inkludert i andre publiserte arbeider. Det er også inkludert noe grålitteratur der vi ikke har funnet litteratur i tidsskrift med referee.



## Referanser

- Abdullah, S., Javed, M., 2006. Studies on acute toxicity of metals to the fish, *Catla catla*. Pakistan Journal of Biological sciences 9, 1807-1811.
- Al-Akel, A., Shamsi, M., Al-Kahem, H., Ahmed, Z., 1998. Haematological effects of manganese toxicity on freshwater fish, *Oreochromis niloticus* (Perciformes, Cichlidae). PAKISTAN JOURNAL OF ZOOLOGY 30, 179-183.
- Au, D., Pollino, C., Wu, R., Shin, P., Lau, S., Tang, J., 2004. Chronic effects of suspended solids on gill structure, osmoregulation, growth, and triiodothyronine in juvenile green grouper *Epinephelus coioides*. MAR ECOL-PROG SER 266, 255-264.
- Bacon, G., MacDonald, B., Ward, J., 1998. Physiological responses of infaunal (*Mya arenaria*) and epifaunal (*Placopecten magellanicus*) bivalves to variations in the concentration and quality of suspended particles I. Feeding activity and selection. J EXP MAR BIOL ECOL 219, 105-125.
- Beiras, R., Albentosa, M., 2004. Inhibition of embryo development of the commercial bivalves *Ruditapes decussatus* and *Mytilus galloprovincialis* by trace metals; implications for the implementation of seawater quality criteria. AQUACULTURE 230, 205-213.
- Berg, L., Northcote, T., 1985. Changes in territorial gill-flaring, and feeding behaviour in juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) following short-term pulses of suspended sediment. CAN J FISH AQUAT SCI 42, 1410-1417.
- Bielmyer, G., Tomasso, J., Klaine, S., 2006. Physiological responses of hybrid striped bass to aqueous copper in freshwater and saltwater. ARCH ENVIRON CON TOX 50, 531-538.
- Bilotta, G., Brazier, R., 2008. Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. WATER RES 42, 2849-2861.
- Bisson, P., Bilby, R., 1982. Avoidance of Suspended sediment by juvenile Coho salmon. North American Journal of Fisheries Management 4, 371-374.
- Bjerknes, V., Åtland, Å., Kristensen, T., Kroglund, F., 2005. Eksponering av torsk i estuarine blandsoner. Effekter av lav salinitet og aluminium. Norsk Institutt for Vannforskning, Oslo, pp. 1-17.
- Bjerknes, V., Fyllingen, I., Holtet, L., Teien, H., Rosseland, B., Kroglund, F., 2003. Aluminium in acidic river water causes mortality of farmed Atlantic Salmon (*Salmo salar* L.) in Norwegian fjords. MAR CHEM 83, 169-174.
- Blust, R., Koklebergh, E., Baillieul, M., 1992. Effect of salinity on the uptake of Cadmium by the brine shrimp *Artemia franciscana*. MAR ECOL-PROG SER 84, 245-254.
- Brooks, K., Mahnken, C., 2003. Interactions of Atlantic salmon in the Pacific Northwest environment III. Accumulation of zinc and copper. FISH RES 62, 295-305.
- Bunt, C., Cook, S., Schreer, J., Philipp, D., 2004. Effects of incremental increases in silt load on the cardiovascular performance of riverine and lacustrine rock bass, *Ambloplites rupestris*. ENVIRON POLLUT 128, 437-444.
- Burger, J., Gaines, K., Boring, C., Stephens, W., Snodgrass, J., Dixon, C., McMahon, M., Shukla, S., Shukla, T., Gochfeld, M., 2002. Metal levels in fish from the Savannah River: Potential hazards to fish and other receptors. ENVIRON RES 89, 85-97.
- Bury, N., Walker, P., Glover, C., 2003. Nutritive metal uptake in teleost fish. J EXP BIOL 206, 11-23.
- Campbell, P., 1995. Interactions between trace metals and aquatic organisms, a critique of the free-ion activity model. In: Tessier, A., Turner, D. (Eds.), Metal speciation and bioavailability in aquatic systems. Wiley, New York, pp. 45-102.
- Cassee, F., Suhnel, J., Groten, J., Feron, V., 1999. Toxicology of chemical mixtures. In: Ballantyne, B., Mars, T., Syversen, T. (Eds.), General and applied toxicology, vol 1. McMillan, London.
- Cheung, S., Shin, P., 2005. size effects of suspended particles on gill damage in green-lipped mussel *Perna viridis*. MAR POLLUT BULL 51, 801-810.

- Connor, P.M., 1972. Acute toxicity of heavy metals to some marine larvae. MAR POLLUT BULL 3, 190-192.
- Defossez, J., Hawkins, A., 1997. Selective feeding in shellfish: size-dependent rejection of large particles within pseudofaeces from *Mytilus edulis*, *Ruditapes philippinarum* and *Tapes decussatus*. MAR BIOL 129, 139-147.
- Deleebeeck, N., De Schamphelaere, K., Janssen, C., 2007. A bioavailability model predicting the toxicity of nickel to rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and fathead minnow (*Pimephales promelas*) in synthetic and natural waters. ECOTOX ENVIRON SAFE 67, 1-13.
- Eberling, B., Asmund, G., Kunzendorf, H., Krogstad, E., 2002. Geochemical trends in meta-contaminated fiord sediments near a former lead-zinc mine in West Greenland. J APPL GEOCHEM 17, 493-502.
- Eichenberger, E., 1986. The interrelation between essentiality and toxicity of metals in aquatic ecosystems. In: Seigel, H. (Ed.), Metal ion in biological systems. Concepts on metal ion toxicity. Marcel Dekker, New York, pp. 67-100.
- Exley, C., Chappel, J., Birchall, J., 1991. A mechanism for acute aluminum toxicity in fish. J THEOR BIOL 151, 417-428.
- Fernandez, T., Jones, N., 1990. Studies on the toxicity of zinc and copper applied singly and jointly to *Nereis diversicolor* at different salinities and temperatures. TROPICAL ECOLOGY 31, 47-55.
- Foster-Smith, R., 1976. Some mechanisms for the control of pumping activity in bivalves. MARINE BEHAVIOURAL PHYSIOLOGY 4, 41-60.
- Fujii, M., Ito, H., Rose, A., Waite, T., Omura, T., 2008. Transformation dynamics and reactivity of dissolved and colloidal iron in coastal waters. MAR CHEM 110, 165-175.
- Gensemer, R., Playle, R., 1999. The bioavailability and toxicity of aluminum in aquatic environments. CRIT REV ENV SCI TEC 29, 315-450.
- Goldes, S., Ferguson, H., Moccia, R., Daoust, P., 1988. Histological effects of the inert suspended clay kaolin on the gills of juvenile rainbow trout, *Salmo gairdneri* Richardson. J FISH DIS 11, 23-33.
- Gosavi, K., Sammut, J., Gifford, S., Jankowski, J., 2004. Macroalgal biomonitors of trace metal contamination in acid sulfate soil aquaculture ponds. SCI TOTAL ENVIRON 324, 25-39.
- Gregory, R., 1994. The influence of ontogeny, perceived risk of predation and visual ability on the foraging behaviour of juvenile Chinook salmon. In: Stouder, D., Fresh, K., Feller, R. (Eds.), Theory and application in fish feeding ecology. University of South Carolina Press, Columbia, pp. 271-284.
- Gregory, R., Northcote, T., 1993. Surface, Planktonic, and benthic foraging by juvenile chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) in turbid laboratory conditions. CAN J FISH AQUAT SCI 50, 233-240.
- Greig, S., Sear, D., Carling, P., 2005. The impact of fine sediment accumulation on the survival of incubating salmon progeny: Implications for sediment management. SCI TOTAL ENVIRON 344, 241-258.
- Grosell, M., McDonald, M., Wood, C., Walsh, P., 2004. Effects of prolonged copper exposure in the marine gulf toadfish (*Opsanus beta*) I. Hydromineral balance and plasma nitrogenous waste products. AQUAT TOXICOL 68, 249-262.
- Grosell, M., Blanchard, J., Brix, K., Gerdes, R., 2007. Physiology is pivotal for interactions between salinity and acute copper toxicity to fish and invertebrates. AQUAT TOXICOL 84, 162-172.
- Hall, L., Ziegenfuss, M., Anderson, R., Lewis, B., 1995. The effect of salinity on the acute toxicity of total and free cadmium to a Chesapeake Bay copepod and fish. MAR POLLUT BULL 30, 376-384.
- Hawkins, A., Smith, R., Bayne, B., Heral, M., 1996. Novel observations underlying the fast growth of suspension-feeding shellfish in turbid environments: *Mytilus edulis*. MAR ECOL-PROG SER 131, 179-190.
- Hayton, W., Barron, M., 1990. Rate-limiting barriers to xenobiotic uptake by the gill. ENVIRON TOXICOL CHEM 9, 151-157.
-

- Heikkinen, K., 1990. Seasonal changes in iron transport and nature of dissolved organic-matter in a humic river in northern finland. *EARTH SURF PROCESSES* 15, 583-596.
- Heikkinen, K., Ihme, R., 1995. Retention of organic Fe-P-colloids from peat mining water in an overland-flow wetland treatment system in northern finland. *ARCH HYDROBIOL* 134, 547-560.
- Herbert, D., Merkens, J., 1961. The effect of suspended mineral solids on the survival of trout. *International Journal of Air and Water Pollution* 5, 46-55.
- Herbert, D., Richards, J., 1963. The growth and survival of fish in some suspensions of solids of industrial origin. *International Journal of Air and Water Pollution* 7, 297-302.
- His, E., Beiras, R., Seaman, M., 1999. The assessment of marine pollution-bioassays with bivalve embryos and larvae. In: Tyler, A.I., Young, C.M. (Eds.), *Advances in marine Biology*, vol 37. Academic Press, London, pp. 1-178.
- Hoang, T., Tomasso, J., Klaine, S., 2004. Influence of water quality and age on nickel toxicity to fathead minnows (*Pimephales promelas*). *ENVIRON TOXICOL CHEM* 23, 86-92.
- Humborstad, O., Jorgensen, T., Grotmol, S., 2006. Exposure of cod *Gadus morhua* to resuspended sediment: an experimental study of the impact of bottom trawling. *MAR ECOL-PROG SER* 309, 247-254.
- Hunt, J., Anderson, B., Phillips, B., Tjeerdema, R., Puckett, H., Stephenson, M., Tucker, D., Watson, D., 2002. Acute and chronic toxicity of nickel to marine organisms: Implications for water quality criteria. *ENVIRON TOXICOL CHEM* 21, 2423-2430.
- Kockum, P., Herbert, R., Gislason, S., 2006. A diverse ecosystem response to volcanic aerosols. *CHEM GEOL* 231, 57-66.
- Kristensen, T., Andersen, R., Staurnes, M., Nordtug, T., Skjærvø, G., Teien, H., Rosseland, B., 2000. En undersøkelse av respirasjonsforstyrrelser og fysiologiske effekter av aluminium på fisk i en marin blandsonne. *Allforsk*, pp. 15.
- Kroglund, F., Finstad, B., 2003. Low concentrations of inorganic monomeric aluminum impair physiological status and marine survival of Atlantic salmon. *AQUACULTURE* 222, 119-133.
- Kroglund, F., Finstad, B., Stefansson, S., Nilsen, T., Kristensen, T., Rosseland, B., Teien, H., Salbu, B., 2007. Exposure to moderate acid water and aluminum reduces Atlantic salmon post-smolt survival. *AQUACULTURE* 273, 360-373.
- Lake, R., Hinch, S., 1999. Acute effects of suspended sediment angularity on juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). *CAN J FISH AQUAT SCI* 56, 862-867.
- Lappivaara, J., Martinen, S., 2005. Effects of waterborne iron overload and simulated winter conditions on acute physiological stress response of whitefish, *Coregonus lavaretus*. *ECOTOX ENVIRON SAFE* 60, 157-168.
- Lappivaara, J., Kiviniemi, A., Oikari, A., 1999. Bioaccumulation and subchronic physiological effects of waterborne iron overload on whitefish exposed in humic and nonhumic water. *ARCH ENVIRON CON TOX* 37, 196-204.
- Larsen, B., Portner, H., Jensen, F., 1997. Extra- and intracellular acid-base balance and ionic regulation in cod (*Gadus morhua*) during combined and isolated exposures to hypercapnia and copper. *MAR BIOL* 128, 337-346.
- Leon-Mateos, A., Fernandez-Redondo, V., Beiras, A., Toribio, J., 2004. Anderson-Fabry disease: Enzyme replacement therapy. *ACTA DERM-VENEREOL* 84, 88-89.
- Lewis, M., 1978. Acute toxicity of copper, zinc and manganese in single and mixed salt-solutions to juvenile longfin dace, *Agosia chrysogaster*. *J FISH BIOL* 13, 695-700.
- Lin, H., Dunson, W., 1993. The effect of salinity on the acute toxicity of cadmium to the tropical, estuarine, hermaphroditic fish, *Rivulus marmoratus* - a comparison of Cd, Cu, and Zn tolerance with *Fundulus heteroclitus*. *ARCH ENVIRON CON TOX* 25, 41-47.
- Lorenzo, J., Beiras, R., Mubiana, V., Blust, R., 2005. Copper uptake by *Mytilus edulis* in the presence of humic acids. *ENVIRON TOXICOL CHEM* 24, 973-980.
- Magee, J., Obedzinski, M., McCormick, S., Kocik, J., 2003. Effects of episodic acidification on Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts. *CAN J FISH AQUAT SCI* 60, 214-221.

- Maire, O., Amouroux, J., Duchene, J., Gremare, A., 2007. Relationship between filtration activity and food availability in the Mediterranean mussel *Mytilus galloprovincialis*. MAR BIOL 152, 1293-1307.
- Martin, M., Osborn, K., Billing, P., Glickstein, N., 1981. Toxicities of 10 metals to *Crassostrea gigas* and *Mytilus edulis* embryos and *Cancer magister* larvae. MAR POLLUT BULL 12, 305-308.
- McLeay, D., Birtwell, I., Hartman, G., Ennis, G., 1987. Responses of arctic grayling (*Thymallus arcticus*) to acute and prolonged exposure to Yukon placer mining sediment. CAN J FISH AQUAT SCI 44, 658-673.
- Meyer, J., Santore, R., Bobbitt, J., Debrey, L., Boese, C., Paquin, P., Allen, H., Bergman, H., Ditoro, D., 1999. Binding of nickel and copper to fish bills predicts toxicity when water hardness varies, but free-ion activity does not. ENVIRON SCI TECHNOL 33, 913-916.
- Monteiro, L., Costa, V., Furness, R., Santos, R., 1996. Mercury concentrations in prey fish indicate enhanced bioaccumulation in mesopelagic environments. MAR ECOL-PROG SER 141, 21-25.
- Nelson, J., Tang, Y., Boutilier, R., 1996. The effects of salinity change on the exercise performance of two Atlantic cod (*Gadus morhua*) populations inhabiting different environments. J EXP BIOL 199, 1295-1309.
- Newcombe, C., Flagg, T., 1983. Some effects of Mt. St. Helen's volcanic ash on juvenile salmonid smolts. MAR FISH REV 45, 8-12.
- Newcombe, C., MacDonald, B., 1991. Effects of suspended sediments on aquatic ecosystems. N AM J FISH MANAGE 11, 72-82.
- Newcombe, C., Jensen, J., 1996. Impact assessment model for clear water fishes exposed to excessively cloudy water. N AM J FISH MANAGE 39, 529-544.
- Newell, R., Jordan, S., 1983. Preferential ingestion of organic material by the american oyster *Crassostrea virginica*. MAR ECOL-PROG SER 13, 47-53.
- Niyogi, S., Couture, P., Pyle, G., McDonald, D., Wood, C., 2004. Acute cadmium biotic ligand model characteristics of laboratory-reared and wild yellow perch (*Perca flavescens*) relative to rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). CAN J FISH AQUAT SCI 61, 942-953.
- Okubo, K., Okubo, T., 1962. Study on the bio-assay method for the evaluation of water pollution: II. Use of the fertilized eggs of sea urchins and bivalves. BULLETIN OF THE TOKAI REGIONAL FISHERY RESEARCH LABORATORY, 131-140.
- Pane, E., Richards, J., Wood, C., 2003. Acute waterborne nickel toxicity in the rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) occurs by a respiratory rather than ionoregulatory mechanism. AQUAT TOXICOL 63, 65-82.
- Pane, E., Haque, A., Wood, C., 2004. Mechanistic analysis of acute, Ni-induced respiratory toxicity in the rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*): an exclusively branchial phenomenon. AQUAT TOXICOL 69, 11-24.
- Pane, E., Patel, M., Wood, C., 2006. Chronic, sublethal nickel acclimation alters the diffusive properties of renal brush border membrane vesicles (BBMVs) prepared from the freshwater rainbow trout. COMP BIOCHEM PHYS C 143, 78-85.
- Pane, E., Smith, C., McGeer, J., Wood, C., 2003. Mechanisms of acute and chronic waterborne nickel toxicity in the freshwater cladoceran, *Daphnia magna*. ENVIRON SCI TECHNOL 37, 4382-4389.
- Pane, E., Haque, A., Goss, G., Wood, C., 2004. The physiological consequences of exposure to chronic, sublethal waterborne nickel in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*): exercise vs resting physiology. J EXP BIOL 207, 1249-1261.
- Pavicic, J., Skreblin, M., Kregar, I., Tusekznidaric, M., Stegnar, P., 1994. embryo-larval tolerance of *Mytilus galloprovincialis*, exposed to the elevated sea-water metal concentrations. 1. toxic effects of Cd, Zn and Hg in relation to the metallothionein level. COMP BIOCHEM AND PHYSIOL C-PHARM TOX & ENDOCRIN 107, 249-257.
- Pyle, G., Swanson, S., Lehmkuhl, D., 2002. The influence of water hardness, pH, and suspended solids on nickel toxicity to larval fathead minnows (*Pimephales promelas*) (vol 133, pg 215, 2002). WATER AIR SOIL POLL 136, 388-388.

- Rainbow, P., Malik, I., O'Brien, P., 1993. Physicochemical and physiological-effects on the uptake of dissolved zinc and cadmium by the amphipod crustacean *Orchestia gammarellus*. AQUAT TOXICOL 25, 15-30.
- Reardon, I., HARRELL, R., 1990. Acute toxicity of formalin and copper-sulfate to striped bass fingerlings held in varying salinities. AQUACULTURE 87, 255-270.
- Redding, J., Schreck, C., Everest, F., 1987. Physiological effects on Coho salmon and steelhead of exposure to suspended solids. T AM FISH SOC 116, 737-744.
- Roast, S., Widdows, J., Jones, M., 2001. Effects of salinity and chemical speciation on cadmium accumulation and toxicity to two mysid species. ENVIRON TOXICOL CHEM 20, 1078-1084.
- Robertson, M., Scruton, D., Clarke, K., 2007. Seasonal effects of suspended sediment on the behavior of juvenile Atlantic salmon. T AM FISH SOC 136, 822-828.
- Robinson, W., Wehling, W., Morse, M., 1984. The effect of suspended clay on feeding and digestive efficiency of the surf clam, *Spisula solidissima* (Dillwyn). J EXP MAR BIOL ECOL 74, 1-12.
- Rosen, G., Rivera-Duarte, I., Chadwick, D., Ryan, A., Santore, R., Paquin, P., 2008. Critical tissue copper residues for marine bivalve (*Mytilus galloprovincialis*) and echinoderm (*Strongylocentrotus purpuratus*) embryonic development: Conceptual, regulatory and environmental implications. MAR ENVIRON RES 66, 327-336.
- Rosseland, B., Staurnes, M., 1994. Physiological mechanisms for toxic effects and resistance to acidic water: an ecophysiological and ecotoxicological approach. In: Steinberg, C., Wright, R. (Eds.), Acidification of freshwater ecosystems: Implications for the future. John Wiley & sons, New York, pp. 227-246.
- Sadiq, M., 1989. Nickel sorption and speciation in a marine-environment. HYDROBIOLOGIA 176, 225-232.
- Safi, K., Hewitt, J., Talman, S., 2007. The effect of high inorganic seston loads on prey selection by the suspension-feeding bivalve, *Atrina zelandica*. J EXP MAR BIOL ECOL 344, 136-148.
- Salbu, B., Oughton, D., 1995. Trace elements in natural waters. In: Salbu, B., Steinnes, E. (Eds.), Trace elements in natural waters. CGC Press, pp. 41-70.
- Scholz, U., Waller, U., 1992. The oxygen requirements of 3 fish species from the German Bight - cod *Gadus morhua*, plaice *Pleuronectes platessa*, and dab *Limanda limanda*. J APPL ICHTHYOL 8, 72-76.
- Servizi, J., Martens, D., 1987. Some effects of suspended Fraser River sediments on sockeye salmon, *Oncorhynchus nerka*. In: Smith, H., Margolis, L., Wood, C. (Eds.), Sockeye salmon, *Oncorhynchus nerka*, population biology and future management., pp. 254-264.
- Servizi, J., Gordon, R., 1990. Acute lethal toxicity of ammonia and suspended sediment mixtures to chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). B ENVIRON CONTAM TOX 44, 650-656.
- Servizi, J., Martens, D., 1991. Effect of temperature, season, and fish size on acute lethality of suspended sediments to coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). CAN J FISH AQUAT SCI 48, 493-497.
- Servizi, J., Martens, D., 1992. Sublethal responses of coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) to suspended sediments. CAN J FISH AQUAT SCI 49, 1389-1395.
- Shaw, E., Richardson, J., 2001. Direct and indirect effects of sediment pulse duration on stream invertebrate assemblages and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) growth and survival. CAN J FISH AQUAT SCI 58, 2213-2221.
- Shazili, N., 1995. Effects of salinity and preexposure on acute cadmium toxicity to sea-bass, *Lates calcarifer*. B ENVIRON CONTAM TOX 54, 22-28.
- Sherk, J., O'Connor, J., Neumann, D., 1975. Effects of suspended and deposited sediments on estuarine environments. In: Cronin, L. (Ed.), Estuarine research 2. Academic Press, New York, pp. 541-558.
- Shin, P., Yau, F., Chow, S., Tai, K., Cheung, S., 2002. Responses of the green-lipped mussel *Perna viridis* (L.) to suspended solids. MAR POLLUT BULL 45, 157-162.
- Sigler, J., Bjørn, T., Everest, F., 1984. Effect of chronic turbidity on density and growth of steelheads and coho salmon. T AM FISH SOC 113, 142-150.

- Smith, D., 1988. Eclogites and eclogite facies rocks. Elsevier, New York.
- Sposito, G., 1996. The environmental chemistry of aluminium. CRC Press, Boca Raton, 464 pp.
- Staurnes, M., Hansen, L., Fugelli, K., Haraldstad, O., 1996. Short-term exposure to acid water impairs osmoregulation, seawater tolerance, and subsequent marine survival of smolts of Atlantic salmon (*Salmo salar* L). CAN J FISH AQUAT SCI 53, 1695-1704.
- Stoekert, K., 2007. A mineralogical, geochemical and textural survey of the Engebøfjellet eclogite and the possible consequences of deposition of tailings into the sea. Norwegian University of Science and Technology, Trondheim.
- Stubblefield, W., Brinkman, S., Davies, P., Garrison, T., 1997. Effects of water hardness on the toxicity of manganese to developing brown trout (*Salmo trutta*). ENVIRON TOXICOL CHEM 16, 2082-2089.
- Sutherland, A., Meyer, J., 2007. Effects of increased suspended sediment on growth rate and gill condition of two southern Appalachian minnows. ENVIRON BIOL FISH 80, 389-403.
- Sykora, J., Synak, M., Smith, E., 1972. Effect of lime neutralized iron hydroxide suspensions on juvenile brook trout (*Salvelinus fontinalis*, Mitchell). WATER RES 6, 935-&.
- Teien, H., Garmo, O., Atland, A., Salbu, B., 2008. Transformation of iron species in mixing zones and accumulation on fish gills. ENVIRON SCI TECHNOL 42, 1780-1786.
- Teien, H., Kroglund, F., Atland, A., Rosseland, B., Salbu, B., 2006. Sodium silicate as alternative to liming-reduced aluminium toxicity for Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in unstable mixing zones. SCI TOTAL ENVIRON 358, 151-163.
- Turner, D., Whitfield, M., Dickson, A., 1981. The equilibrium speciation of dissolved components in fresh-water and seawater at 25-degrees-c and 1 atm pressure. GEOCHIM COSMOCHIM AC 45, 855-881.
- Turner, E., Miller, D., 1991. Behavior and growth of *Mercenaria mercenaria* during simulated storm events. MAR BIOL 111, 55-64.
- Verslycke, T., Vangheluwe, M., Heijerick, D., De Schamphelaere, K., Van Sprang, P., Janssen, C., 2003. The toxicity of metal mixtures to the estuarine mysid *Neomysis integer* (Crustacea: Mysidacea) under changing salinity. AQUAT TOXICOL 64, 307-315.
- Vuori, K., 1995. Direct and indirect effects of iron on river ecosystems. ANN ZOOLOG FENN 32, 317-329.
- Walling, D., Collins, A., McMellin, G., 2003. A reconnaissance survey of the source of interstitial fine sediment recovered from salmonid spawning gravels in England and Wales. HYDROBIOLOGIA 497, 91-108.
- Wang, W., 2002. Interactions of trace metals and different marine food chains. MAR ECOL-PROG SER 243, 295-309.
- Whitman, R., Quinn, T., Brannon, E., 1982. Influence of suspended volcanic ash on homing behaviour of adult Chinook Salmon. T AM FISH SOC 111, 63-69.
- Wilber, D., Clarke, D., 2001. Biological effects of suspended sediments: A review of suspended sediment impacts on fish and shellfish with relation to dredging activities in estuaries. N AM J FISH MAN 21, 855-875.
- Wood, J., 1985. Effects of acidification on the mobility of metals and metalloids - an overview. ENVIRON HEALTH PERSP 63, 115-119.
- Zhang, L., Wang, W., 2007. Waterborne cadmium and zinc uptake in a euryhaline teleost *Acanthopagrus schlegelii* acclimated to different salinities. AQUAT TOXICOL 84, 173-181.

Title:

Year:

Author:

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-xxxx-x

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

NIVA gir offentlig vannforvaltning, næringsliv og allmennheten grunnlag for god vannforvaltning gjennom oppdragsbasert forsknings-, utrednings- og utviklingsarbeid. NIVA kjennetegnes ved stor faglig bredde og godt kontaktnett til fagmiljøer i inn- og utland. Faglig tyngde, tverrfaglig arbeidsform og en helhetlig tilnæringsmåte er vårt grunnlag for å være en god rådgiver for forvaltning og samfunnsliv.



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo  
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00  
[www.niva.no](http://www.niva.no) • [post@niva.no](mailto:post@niva.no)