

Høyringsuttale i samband med Nordic Mining sin søknad om løyve til endra utslepp – ref. 2016/9641

Agnar Kvellestad

Prof. veterinærmedisin, Veterinærhøgskolen-NMBU

Cand.mag., cand.med.vet., dr.philos.

04.09.2020

Innhald

1	Samandrag	2
2	Bakgrunn.....	4
2.1	Kjemikalier	4
2.2	Industriprosess inkludert utslepp	4
2.3	SIBX (Sodium isobutyl xanthate).....	6
2.4	Nedbryting av xanthat	7
2.5	SIBX og karbondisulfid i gassfase.....	10
2.6	Binding av SIBX til metall.....	11
3	Interaksjonar tungmetall-xanthat	12
4	Utgreiingar etterspurde av MDIR i 2020.....	19
4.1	Revisjon av PNEC	20
4.2	Langtidstest – vedlegg 4.....	20
4.3	Analysemetode og nedbryting av SIBX – vedlegg 2b.....	21
4.4	Utlekingstest for SIBX – vedlegg 3	24
4.5	Modellering – vedlegg 5 SINTEF 2020-06-24.....	28
4.5.1	Modellering etter gamle planar.....	28
4.5.2	Modellering etter nye planar	33
4.6	Eventuell SIBX-akkumulering i plantar mm – vedlegg 1	36
5	Referanseliste	40

1 Samandrag

Kunnskapsgrunnlaget er avgrensa sjølv når det gjeld nedbryting av SIBX i enkle system, dvs. med dette som einaste utgangsstoff i testar i vandig løysing. Kompliserande faktorar er danning av fleire ulike stoff ved nedbrytinga, der ikkje alle er identifiserte, jfr. vedlegg 2b, og at kommersielle SIBX-produkt kan innehalde inn til 10% av andre og ukjende stoff.

Med mineralpartiklar i tillegg i vatnet vert det endå meir komplisert, og kunnskapsgrunnlaget endå svakare.

Yang Shen oppsummerte slik i 2016: «*Unfortunately, the interests of the prior research are biased on the performance of the reagents to optimize the efficiency and lower the cost, while the examination of the decomposition behavior is almost neglected*».

SIBX skal setjast til partiklar i prosessvatn i flotasjonscelle, men det er ingen opplysingar om den fysisk-kjemiske kvaliteten til dette vatnet, sjølv om temperatur, pH, ione-styrke og -samansetjing vil påverke prosessane. Ein startar med ferskvatn, men det vil raskt endre kvalitet til prosessvatn.

Sidan mesteparten av SIBX er hevda å følgje med partiklane ned i eit deponi må tilnærminga utvidast til å omfatte prosessar også der. For deponiet sitt porevatn vil motta frå mineralpartiklar både utlekne tungmetall og desorbert SIBX. Det siste bl.a. pga. oksidasjon av pyritt-partiklar. Utleking av tungmetall, og spesielt kadmium, er tidlegare påvist i forsøk utført av NIVA. Relativt stabile SIBX-kadmium- og andre SIBX-tungmetall-kompleks (lipid soluble metal complexes, LSMC) vil dannast og spreia, men er ikkje vurderte. Prosessane kompliserast av at utlekne metall vil føreligge som ulike species, at det er fleire nedbrytingsstoff frå SIBX, og at det er ukjende stoff i kommersielle produkt. Kompleksa, og forsåvidt også fritt SIBX, sine effektar på mattryggleik og organismar relevante for fjorden må undersøkast. Ein vesentleg mangel er at SIBX og tungmetall ikkje er testa og vurderte samla.

Testar har i varierende grad teke omsyn til at nemnde prosessar for ein stor del vil føregå på 300 meters djup, med konstant mørke, temperatur på ca. 8°C og trykk som tilsvarar 30 atmosfærer.

Nedbrytinga vil starte medan test-eksponering for levande organismar pågår, så eigentleg testar ein blandingar med SIBX og fleire andre stoff som karbondisulfid (CS₂), pluss at det er til stades kanskje 10% ukjende stoff frå kommersielle produkt. Kunnskapen om alle desse stoffa sin førekomst, eigenskapar og verknader er avgrensa. Det ein omtalar som giftverknader av SIBX dreier seg eigentleg om verknader frå blandingar med SIBX og andre stoff. Ein analyse for SIBX vil difor ikkje fange opp alle giftige stoff.

Vurdering av SIBX må også innebere ei samtidig vurdering av karbondisulfid (CS₂), sidan dette kan dannast ved nedbryting både i fjorden og i forsøk. CS₂ er giftig, men har andre fysisk-kjemiske eigenskapar enn SIBX. Partisjonskoeffisienten for n-octanol/vatn er vesentleg lågare for SIBX sml med CS₂. Sistnemnde fordampar også lett, slik at tilhøve på 300 meters djup med trykk på 30 atmosfærer må simulera i forsøksoppsett. I det minste med tette lok på alle kontainerar og minimalt eller null gassvolum over væskefasen.

Alle testar ser ut til å vere utførde med kommersielt tilgjengeleg SIBX, som kan innehalde 10% andre stoff utan at det er tema i utgreiingane. Testar i 2020 er desse:

Langtidseksponering av kopepode (*Acartia tonsa*) og fisk (*Cyprinodon variegatus*) er utførde med SIBX av ukjend reinleiksgrad i sjøvatn ved høvesvis 19 og 25°C, og med opne system (vedlegg 4) slik at giftig CS₂ kan dampe bort. Ein risikerer difor at 'SIBX' framstår som mindre giftig enn det faktisk er.

Eit studium av nedbryting av SIBX utført av IFE (vedlegg 2b) manglar dokumentasjon på viktige forsøksvilkår, vart utført ved ein temperatur i overkant (det er 8°C ved botnen) og ved trykk på ein atmosfære, men i lukka kontainerar. Ved samla vurdering av resultata synte i figurane 4 og 7 framstår forsøket som mislukka. Det er ikkje grunnlag for å hevde halveringstid på 7,5 dagar, slik IFE gjer, eller ca. 7 dagar, slik DNV GL gjer (vedlegg 1).

Utleikingstest for SIBX er utført av SINTEF (vedlegg 3) i ope system med flotasjons-pågang, som vil utgjere ca. 12,2% av total-pågangen. Det ser ut til å simulere sjølve flotasjonen rimeleg godt, men det manglar opplysingar om viktige forsøksvilkår. Det simulerer resten av prosessen i liten grad og simulerer ikkje deponiet. Det er konkludert om fordeling mellom mellom adsorbent og løyst SIBX. Basert på dette konkluderer DNV GL (Vedlegg 1 DNV GL 2020-06-10) om heile total-avgangen og deponiet ut frå dette forsøket med berre 12,2 % av total-pågangen. Det er det ikkje grunnlag for.

Det er utført DREAM-modellering av spreing av SIBX i vassøyla (vedlegg 5). For spreing av SIBX bunde til partiklar er modelleringa bl.a. basert på ei storleiksfordeling for flokkulerte partiklar frå ein annan prosess som var aktuell i 2014. Dette medverkar til usikre resultat. Og ein 100% feil konverteringsfaktor og ei justering av nemnde fordeling, med utelating av partiklar mindre enn 15 µm, dreg i retning av underestimering av spreing. Og dermed spreing av partikkel-bunde SIBX.

SIBX kan ha skadelege effektar også på plantar. Det er indikasjonar på at SIBX og kan auke opptak av tugmetall i organismar i sjøvatn, og ikkje berre i ferskvatn.

Det er truleg fleire tilhøve som burde vore vurderte og påpeika, men tilgjengeleg tid rekk ikkje til det.

Med ein flotasjons-pågang på 183.000 tonn per år vert det i skumfasen frå prosessen 7.320 tonn mineral med SIBX. Iflg. NM vil alt dette vere pyritt (jernsulfid) med SIBX. Dette pyritt-SIBX-materialet vil etter planen utgjere ca. 0,6% av total-avgangen. Frå før veit ein at kadmiumutleiking kan bli vel høg frå deponiet. SIBX i tillegg kan auke denne utleikinga.

Difor bør dette skummet handsamast som spesialavfall som ikkje skal i total-avgangen. Nussir er i ein parallell situasjon, der dei med same type flotasjon skal reinse opp kopar-sulfidmalm og deretter fjerne SIBX frå denne, som er produktet. Det skulle her ligge vel til rette for kunnskapsutveksling.

2 Bakgrunn

2.1 Kjemikaliar

Det er no søkt om bruk av andre kjemikaliar i ein endra prosess (NM 2020-06-10).

Preparatnamn	Funksjon	Dosering Vedlegg 2	Mengde Vedlegg 2
Sodium isobutyl xanthate (SIBX)	Flotasjonssamlar	10 g/t	2
Dow Froth 400	Flotasjonsskummar	15 g/t	3
Magnafloc 5250	Flokkuleringsmiddel	10 g/t	4

Tabell 1. Oversyn over prosesskjemikaliar

2.2 Industriprosess inkludert utsepp

Ein legg til grunn ei nedre grense på 2% TiO₂ for drivverdig malm (NM & AsplanViak 2019-01-31) og at «The process has been designed to produce a coarse garnet product, a fine garnet product, and a rutile product. Any mass not reporting to these products will report to the tailings stream» (Vedlegg 2 NM 2020-05-30).

	Malm (total pågang) t/år	Granatprod., t/år	Flotasjonspågang, t/år	Rutilprod., t/år	Skumfraksjon, t/år	Total avgang, t/år	Prosessvatn t/år	SIBX t/år	SIBX Gram per tonn*)
Hatch 2017-10-30								26 (table 11-64)	100 (11.6.5.1)
Hatch 2020-01-28								1,74 (table 2-4)	
NM & AsplanViak 2019-01-31	1,5 mill 100%	250.000 16,7%		35.000 2,3%		1,215 mill 81%			
Vedlegg 2	1,5 mill 100%		≈183.000 (12,2%)		7.320 (4%, tab 2)	1.274.580	409.092	2 **) (side 14)	10 (tab 4)

Tabell 2. Massebalanse og mengder SIBX.

*) Går ut frå at dette refererer til tonn flotasjonspågang, som tørrstoff.

**) Dersom 10 g/t til 183.000 tonn vert det 1,83 tonn, dvs. at 2 tonn er ei avrunding oppover.

Oversyn over prosessen finst i flytdiagram:

«Figure 11-4: Block Flow Diagram of the Developed Flowsheet» (Hatch 2017-10-30).

«Figur 3-8 Skjematisk fremstilling av flytskjema for produksjonsprosessen» i søknad om driftskonsesjon (NM & AsplanViak 2019-01-3).

«Figure 1: Simplified Flow Diagram» (Vedlegg 2 NM 2020-05-30).

Planen er no å reinse rutil for mineralet pyritt (FeS_2) v.h.a. flotasjon, som er del av endra industriprosess (Vedlegg 2 NM 2020-05-30). Om det også er tale om chalcopyritt er usikkert.

Med 1,5 mill tonn total-pågang (ROM [Run of Mine] process feed mass) og 0,5% pyritt (jernsulfid) i denne vert det 7.500 tonn av dette mineralet inn i industriprosessen per år. Og med 12,2% av denne total-pågangen til flotasjon vert det 183.000 tonn pågang til flotasjon.

Her konstaterer eg at iflg. Hatch 2017-10-30 skulle det brukast 26 tonn SIBX per år og doserast 100 gram/tonn (tabell 2). Ved rekning på dette får ein 260.000 tonn til flotasjon, men eg går ut frå at dei 183.tonn er iflg. nyare og endra planar.

I vedlegg 2 er det ein tabell 2 som opplyser at av 100% flotasjons-pågang vert det 4% i skumfasen og 96% flotasjons-avgang.

Av 183.000 tonn tilsvarar dette (96%) 175.680 tonn flotasjons-avgang (Flotation Underflow, underflow slurry). Sidan dei 35.000 tonn utvunnen rutil ikkje er nemnd i tabellen må desse vere inkludert i det som er kalla flotasjons-avgang. Ved å trekke frå 35.000 tonn får ein talet for det som er reell avgang, 140.680 tonn, som går inn i total-avgangen.

Av 183.000 tonn tilsvarar dette (4%) 7.320 tonn i skumfasen. Dette ligg nær det som vil vere det maksimale (7.500 tonn per år). Rapporten hevdar at alt i skumfase vil vere pyritt («Even at dosages that are 20 times the current expected dosage, there are no minerals other than pyrite that reports to the froth phase»).

7.320 tonn tørrstoff i skumfasen er ca. 0,5% av total-pågangen (1,5 mill tonn) og ca 0,6% av total-avgangen (1.274.580 tonn).

Det å tilføre total-avgangen desse 0,6% kan auke utlekinga av kadmium og andre tungmetall.

Nussir planlegg no bruk av SIBX for å skilje ut koparsulfid-mineral ved flotasjon. Dei vil dermed også vere i den situasjonen at dei får eit mineral-SIBX-kompleks, men i vesentleg større mengder enn det NM vil få, og der sistnemnde må fjernast. Ein parallell situasjon med potensial for kunnskapsutveksling.

Dersom DNG GL skulle ha rett om si korte halveringstid kan kanskje problemet også løysast ved lagring av pyritt-SIBX-kompleks ved høg temperatur lenge nok. Ein hevdar også at xanthat vil verte brote ned ved tørking (Vedlegg 2). Om uskadeleggjering av xanthat finst det fleire referansar i bl.a. Behnamfard & Veglio 2019.

Flotasjon skal føregå ved «natural pH» (Vedlegg 2), men kva meinast med det? Og kva vert ione-styrke og -samansetjing i prosessvatnet? Kva med temperaturen? Årstidsvariasjon i den?

«*Since the water from the flotation circuit is re-circulated within the circuit, the froth phase is the only part of the circuit where the xanthate can reach the tailings. The recirculating water in the flotation circuit also provides opportunity to reduce the xanthate dosage if the xanthate does not adsorb effectively to the pyrite and remains in the solution*».

Ovanfor nemnde figurar med flytskjema for prosessen indikerer at «*The recirculating water in the flotation*» skal førast saman med anna prosessvatn inn på fortjukkar og avvatnar. Så dersom det skal vere mogleg å redusere bruken av xanthat må alt eller mesteparten av resirkulert prosessvatn førast tilbake til flotasjonen. Er det planen?

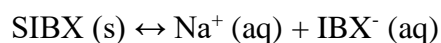
Magnafloc 5250 skal doserast til ein del av avgangen, før denne vert blanda med resten, iflg. figur 2 i [Vedlegg 2](#), figur 11-4 i [Hatch 2017-10-30](#), og figur 3-8 i [NM & AsplanViak 2019-01-31](#).

Når det gjeld kvar skumfasen frå flotasjonen skal blandast i avgangen er dette uklart iflg. figuren i det første dokumentet. Det andre og tredje dokumentet kan indikere innblanding høvesvis før og etterpå.

2.3 SIBX (Sodium isobutyl xanthate)

Generell formel for relevante xanthat (alkyl-dithiocarbonat) er $R-OCS_2^-$ ($R-X^-$), der X står for xanthat. For å få den komplette formelen for SIBX (Sodium *iso*-Butyl Xanthate) må ein spesifisere alkylgruppa (R) og legge til eit kation (i dette tilfellet Na^+). Fullstendig formel vert dermed $(CH_2)_2CHCH_2OCS_2Na$ ([Shen et al. 2016](#)).

Dette er eit salt, som ved løysing i vatn dissosierer til xanthat-ion (IBX^-) og Na^+ .



S står for natrium, og IBX^- er det same som $(CH_2)_2CHCH_2OCS_2^-$.

Dvs. at det er IBX^- (*iso*-Butyl Xanthat) som er det aktive stoffet som bind til pyritt. Og det er dette som spaltar seg, kan binde tungmetall og kan vere giftig.

I dette dokumentet brukast likevel skrivemåten SIBX når det ikkje trengst nærare spesifisering.

Ulike xanthat er designa for å binde vha. S-atoma til metall-ionar i mineraloverflater, og dei er laga med ønskje om høg affinitet. Spesifiseten for ulike element avheng av alkyl-delen av molekylet.

Iflg. NM skal SIBX binde kun til pyritt (jernsulfid), men det må vere under tilhøva i deira planlagde flotasjon. For Nussir planlegg å bruke det same stoffet til utvinning av kopar-sulfid-malm ved flotasjon. Dette betyr at stoffet kan binde til både jern- og kopar-ionar i sulfid.

Affiniteten betyr også binding til ionar løyste i vatn.

Kommersielt produkt med SIBX

«The technical product Sodium Isobutyl Xanthate (SIBX) from Redox ® (90% purity from the material datasheet) was provided by Nordic Mining AS» (Vedlegg 2b IFE 2020-02-24).

CARBONODITHIOIC ACID, O-(2-METHYLPROPYL) ESTER, SODIUM SALT;
Carbonodithioic Acid, O-(2-Methylpropyl)Ester, Sodium Salt; S.I.B.X. (Redox Pty Ltd 2013-04-03). Iflg. dette > 90 % SIBX, < 4 % vatn og < 0,2 % NaOH.

Iflg. databladet utgjør SIBX over 90% i det kommersielle produktet og er tolka som 90% reinleik (Vedlegg 2b). Det betyr inn til 10% av ukjent og/eller ikkje-karakteriserte stoff i produktet.

Med årleg planlagt bruk av 2 tonn av produktet med SIBX (NM 2020-06-10) planlegg ein i realiteten bruk ca. 200 kg av eit eller fleire stoff det ikkje er gjeve nærare opplysingar om.

Dette er viktig å vere klar over når resultat frå studiar skal tolkast men det er ikkje adressert. Det vil seie at resultat av studiar med dette produktet ikkje utan vidare kan samanliknast med resultat oppnådde med rein SIBX.

Ved eventuell bruk av SIBX frå andre produsentar risikerer ein også innhald av ukjende stoff i tillegg til verkestoffet SIBX, og at dette/desse kan vere andre enn det/dei i testa produkt.

Testsubstansen brukt i langtidstesten ser ut til å komme frå annan produsent (Vedlegg 4 DHI 2020-02-24).

2.4 Nedbryting av xanthat

Produktet med SIBX er fast stoff, og nedbryting/spalting startar straks etter løysing i vatn.

Det betyr at alle studiane i realiteten dreiar seg om SIBX pluss produkt danna frå dette, noko ein må ta omsyn til ved design av testar, gjennomføring og tolking av resultat. Det er ikkje gjort i dei aktuelle studiane.

Shen et al. 2016 oppsummerte innleiingsvis i sin artikkel dåverande eksisterande kunnskap slik: «For example, under acidic conditions, xanthate decomposes to CS₂, whereas under alkaline conditions it also forms dixanthogen (Pomianowski 96 and Leja, 1963), perxanthate (Pomianowski and Leja, 1963; Sun and Forsling, 1997), monothio- and dithio-carbonates (Philip and Fichte, 1960), and trithiocarbonate (Report, 2000)».

I studien undersøkte dei nedbryting av SIBX (> 99% reinleik) i vatn ved start-pH-verdiar frå 1,5 – 12,5 ved 25°C. Påviste stoff («xanthate compounds») varierte med pH, som oppsummert i artikkelenes figur 7:

Ved pH 1,5 – ca. 4 vart påvist:

karbondisulfid (CS₂)

xantisk syre-liknande stoff (R-OCS₂·H⁺) (ved pH < ca. 3,5)

xanthat-ion (R-OCS₂⁻)

xanthisk syre (R-OCS₂H)

alkohol (R-OH)

Ved pH ca. 4 – ca. 7,5:

karbondisulfid (CS₂)

xanthat-ion (R-OCS₂⁻)

alkohol (R-OH)

Og ved pH ca. 7,5 – 12,5:

karbondisulfid (CS₂)

xanthat-ion (R-OCS₂⁻)

dixanthogen (R-OCS₂)₂

perxanthat (CO₂S²⁻)

monothiokarbonat (CO₂S²⁻)

dithiokarbonat (COS₂²⁻)

trithiokarbonat (CS₃²⁻)

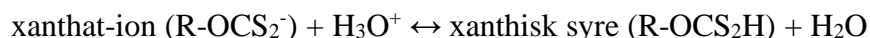
karbonat (CO₃²⁻)

sulfid (S²⁻)

alkohol (R-OH)

I studien vart det påvist alle stoffa nemnde innleiingsvis, og deira fordelinga ser langt på veg også ut til å samsvare med tidlegare publiserte pH-intervall. Eg vurderer stoffa med utheva skrift som dei mest aktuelle i denne samanhengen. Karbondisulfid (CS₂) er oppfatta som prov på nedbryting.

Xanthat-ion (IBX⁻) og xanthisk syre (R-OCS₂H) påvist ved høvesvis høgare og lågare pH er ikkje nedbrytingsprodukt, men er resultat av høvesvis dissosiasjon og assosiasjon. Samanhengen mellom desse må vere denne:



Karbondisulfid vart iflg. figuren påvist i maksimale mengder ved pH ca. 3,5, og minka deretter med aukande pH for så å ikkje verte påvist ved pH ca. 11,5 (desse tala iflg. markeringane [vertikale linjer] i figuren).

Nokre av desse resultatata er diskuterte vidare (Shen 2016), og det er nemnt side-reaksjonar som kompliserande faktor. Kompleksiteten sjølv i enkle løysingar synest såleis større enn indikert med reaksjonslikningane i innleiinga i [Vedlegg 2b IFE 2020-02-24](#).

Dokumentet (Shen 2016) har eit «*Chapter 5 Decomposition in Ore Pulp under Flotation Conditions*»

med konklusjon bl.a.:

«*Application of setup to the investigations of xanthate decomposition under various flotation conditions indicates that the ore contributes significantly to the overall decomposition behavior. The ore can lead to the formation of various xanthate relevant compounds with different properties in decomposing. The hypothesis is that these compounds have an overall decomposition rate lower than that of free xanthate ion, which could account for the observation that xanthate decomposition is lower in the presence of the ore than the absence. Further studies are needed to understand the decomposition properties of the each individual compound that xanthate forms with the minerals. Such information will facilitate developing a decomposition model to predict xanthate decomposition under various flotation conditions, which is of important application to the mining industry*».

Dette er seinare publisert som artikkel (Shen et al. 2019a).

For å undersøke mekanismar bak funna omtala i kap. 5, vart det gjort vidare studiar: «*Chapter 6 Decomposition in Solutions Containing Metal Ions*»

med konklusjon bl.a.:

«*Cu²⁺ and Fe³⁺ [pyritt inneheld Fe²⁺] are found to have completely opposite effects on SIBX decomposition: Cu²⁺ depresses while Fe³⁺ promotes the decomposition*».

Dette er sagt slik i dokumentet si oppsummering: «*When xanthate interacts with Cu²⁺ forming Cu₂X₂, decomposition is depressed, but with Fe³⁺ forming FeX₃ decomposition is promoted*».

Dette betyr at det som er komplekst i enkle løysingar med SIBX, vert det endå meir saman med mineralpartiklar. Dette er seinare publisert som artikkel (Shen et al. 2019b).

Ved nedbrytinga er det også påvist ukjende stoff, transformation products (TPs), som ikkje kunne identifiserast (Vedlegg 2b IFE 2020-02-24). Det kommersielle produktet inneheld også opp til 10% av andre stoff enn SIBX, utan at det er opplyst meir om desse.

Det er også føreslege ei likning for estimering av nedbryting av xanthat i (Behnamfard & Veglio 2019):

«*Decomposition % = 0.24298 Temp – 26.1 pH – 0.205 Time + 0.0654 Temp×pH + 0.000692 Temp×Time + 0.000283 pH×Time*».

Den er basert på «*least squares regression and adaptive neuro-fuzzy inference system*».

Nedbryting avheng også av pH (Sun & Forsling 1997):

«*The results indicate that the degradation of ethyl xanthate is rapidly increased with decreasing pH at pH < 7. At pH 7-8, the maximum half-life of the xanthate appears. The degradation was faster at pH 9-10, but at pH > 10 the half-lives of xanthate once again*

increase. The investigations are also extended to different media other than pure water, such as, *O. 1 M NaClO₄*, *O. 1 M NaNO₃*, *O. 1 M NaCl* as well as in the supernatants of flotation tailings of sulfide minerals».

Ved pH 6,6 auka halveringstids lite ved tilsetjing av NaCl. Ved 20 grader vart halveringstida ved pH 8 i ferskvatn tredobla frå 30 til over 90 dagar, og i ein supernatant frå flotasjon auka frå under 15 til over 70 grader (Data frå [Sun & Forsling 1997](#) framstilte i [Promin 2019-07-10](#)).

2.5 SIBX og karbondisulfid i gassfase

Eg tolkar [Tipman 1970](#) dit at karbondisulfid (CS₂) frå nedbryting av kalium-ethyl-xanthat i vandig løysing vil gå over i gassfasen over vatnet.

[Shen 2016](#) i tok sine studiar av SIBX-nedbryting også prøvar av gassfasen over væskefasen (det var korka 10 ml-røyr med 1 ml væske og 9 ml gass). Metodikken er omtala under pkt. 3.2.2 i det dokumentet, og resultatata i «*Chapter 4 Decomposition in Aqueous Solutions*». Berre eitt produkt (karbondisulfid) vart påvist i gassfasen.

At karbondisulfid er ein gass frå SIBX framgår av databladet ([Redox Pty Ltd 2013-04-03](#)). Iflg. dette finst det ikkje opplysingar om damptrykk, relativ dampettleik, metta dampkonsentrasjon eller damptemperatur. Men at gassdanning er aktuelt går fram av følgjande tekst: «*Inhalation of carbon disulfide vapour can cause severe mood and personality disturbances including excitability, confusion and irritability. Exposure to high vapour concentrations can result in coma*».

Fordamping av karbondisulfid er omtala slik av [WHO 2002](#):

«*Based on a Henry's law constant of 1748 Pa·m³/mol at 25 °C and a vapour pressure of 48.2 kPa at 25 °C, **carbon disulfide released into water is expected to volatilize, with a half-life ranging between 11 min in water (saturated solution) and 2.6 h in a model river (Peyton et al., 1976; Howard, 1989). Carbon disulfide is resistant to hydrolysis in water within the biological pH range (4–10), with a hydrolysis half-life extrapolated to pH 9 of 1.1 years (Peyton et al., 1976). Its predicted rate of biodegradation in water is negligible compared with its rate of volatilization from surface water (ATSDR, 1996). The mean degradation half-life assumed for fugacity modelling by DMER & AEL (1996) (section 5.5) of 5500 h (7.4 months) was based on the estimate of biodegradation half-life by Abrams et al. (1975)***».

«*Carbon disulfide is highly flammable and highly volatile, with a vapour pressure of 48.210 kPa at 25 °C and a water solubility of 2100 mg/litre at 20 °C. The log octanol/water partition coefficient (log K_{ow}) is 2.14, and the Henry's law constant is 1748 Pa·m³/mol at 25 °C (Environment Canada & Health Canada, 2000). Information on additional physical/chemical characteristics is presented in the International Chemical Safety Card, reproduced in this document. The conversion factor² for carbon disulfide at 20 °C and 101.3 kPa is 1 ppm = 3.125 mg/m³. The molecular formula of carbon disulfide is: S = C = S».*

Karbondisulfid «*does not remain very long in water ... because it evaporates within minutes*», men fordi gassen er tyngre enn luft kan den bli verande like ved overflata (ATDSR 1996).

At karbondisulfid frå nedbryting av SIBX i vatn vil gå frå væske- til gassfasen er ikke nemnt i dokumenta.

2.6 Binding av SIBX til metall

Binding av anionet IBX^- til metall er studert av bl.a. [Sheikh 1972](#), som basert på litteraturstudium gav opp løyselegprodukt (ksp) frå 10^{-8} – 10^{-29} . Det betyr at med balanserte konsentrasjonar av tungmetall-katioar og IBX^- vil det aller, aller meste finnast som tungmetallⁿ⁺- IBX^m -kompleks, der n og m står for talet på kvart ion som er med.

Feittløyseleg kompleks omtalast som LSMC (lipid-soluble metal complexes), og binding av metall til xanthat aukar overgangen frå vatn til n-octanol ([Block 1991](#)). Det indikerer evne til å passere cellemembranar, som inneheld mykje feitt.

Etyl-xantat er funne å auke kadmium-opptak i gjeller frå fisk i ferskvatn både *in vitro* ([Block & Pärt 1986](#); [Block et al. 1991](#)), og *in vivo* og i gjelle-epitelceller *in vitro* ([Block & Pärt 1992](#)). Sisnemnde var ikkje frå ferskvatn (sjå elles kommentar under pkt. 4.6 om plantar mm).

Derimot kunne det for etyl-xantat ikkje påvisast auka nikkel-opptak i fisk *in vivo* ([Gottofrey et al. 1988](#)).

[Bach et al. 2016](#) i review:

«*Xanthates have also been found to enhance the bioaccumulation of heavy metals (Boening, 1998) as they may form hydrophobic complexes with di- or trivalent heavy metals such as Zn, Cd, Pb and Cu. Those complexes facilitate uptake through organism cellular membranes and, by way of example, a ten-fold increase of Cd in trout gill tissue has been observed at xanthate levels as low as ~ 0.2 µg/l (Block & Pärt, 1986)*».

3 Interaksjonar tungmetall-xanthat

Her er fokus først og fremst tilhøva i eit deponi, men først litt om flotasjon.

Kjemisk-fysiske tilhøve ved flotasjon

Sidan det no skal brukast tungmetallbindande SIBX i flotasjonscella med mykje rutil, skal det difor iflg. [NIVA 2009 May b](#) og NM sin påstand om mykje tungmetall (bl.a. nikkel) i rutil, innebere høg risiko for binding av tungmetall til SIBX. Dette er udokumenterte påstandar frå NIVA, i strid med annan kunnskap, og eg har ingen fleire kommentarar til rutil spesielt.

Men på eit meir generelt grunnlag må ein vurdere mogleg utleking under flotasjon, og då frå alle minerala som der vert til stades.

Iflg. [Sheikh 1970](#) er pH 3,5 – 4,5 det optimale ved flotasjon av pyritt, men eg har ikkje funne seinare stadfestingar på denne.

Det er ikkje opplyst om pH ved planlagd flotasjon. Dersom ein må seinke pH kan det bety auka tungmetall-utleking også i flotasjonsprosessen.

Temperatur spelar også inn ([Sun & Forsling 1997](#)), men eg har ikkje funne noko vurdering av det i konsekvensutgreiinga.

Eg reknar med at ferskvatnet som skal inn i prosessen er ionefattig med låg bufferkapasitet og pH mellom 6 og 7, slik som i mange overflatekjelder i området. Men at utleking frå partiklane vil heve den. Eg har ikkje funne opplysingar om korleis SIBX kan påverke den.

Deponi - fysisk-kjemiske tilhøve

Fjorden er ca. 300 m djup på deponi-staden. I djupet er det konstant mørke, men enkelte forsøk er utførde med vekslende lys og mørke. Trykket i djupet er ca. 30 atmosfærar og det er langt til overflata. Likvel er enkelte forsøk utførde med ved trykk på 1 atmosfære og i opne system. Andre er utførde i lukka system, og det simulerer betre.

Temperaturen i djupvatnet er omlag 8°C ([NIVA 2008-09-01](#); [HI 2011 \(van der Meeren & Otterå\)](#); [DNV GL 2014-09-29-1244-1](#)).

Det er påvist oksygenmetning i fjordvatnet stort sett mellom 60 og 100% frå 110 – 335 meter djup ([NIVA 2008-09-01](#)). Det er konkludert med tilfredsstillande oksygennivå i vatn nær botnen ([NIVA 2008-05-06](#); [NM 2009-06-10](#); [NM et al. 2011-01-31](#)). Det betyr areobe tilhøve med høgt redokspotensial i porevatnet i øvste delane av deponiet.

Deponi - prosessar

Sidan mesteparten av brukt SIBX er hevda å følgje partiklane ned i deponiet må ein sjå på kva prosessar som kan føregå der. Ein kan tenkje seg desse:

- Desorpsjon av SIBX frå pyritt-partiklar til vassfase, og readsorpsjon til andre partiklar. Dette er diskutert av [Ibragimova & Kleiv 2018](#):
«When collector molecules bound to a mineral surface by physical adsorption and exposed to seawater with its much higher ionic strength, significant desorption can occur (Schwarzenbach et al., 2003)» og:
«In process plants where both flotation tailings and 'chemically unpolluted' tailings are available, the latter might be used a solid reagent to immobilise the chemicals desorbed from the former».
 SIBX kan såleis komme til å vere i transit gjennom porevatnet.
 - Desorpsjon av SIBX-tungmetall-kompleks frå pyritt-partiklar mm til vassfase
 - Utleking av kadmium o.a. tungmetall til vassfase, som dermed vert ein transitt-fase også for desse
 - Oksidasjon av både svovel og jern i pyritt i øvre deponilag
 - Løyst SIBX og tungmetall (Cd etc.) kompleksbindast til kvarandre, noko som kan fremje meir desorpsjon og utleking
 - Løyst SIBX og løyst Cd kan og akselerere høvesvis utleking og desorpsjon.

Med porevatn som transitt-medium vert resultatet løyste SIBX-metall-kompleks, som også lek ut til sjøvatnet over deponiet. Dette kan bety meir tungmetall-spreiing frå deponiet enn det ville vore utan SIBX.

Så langt eg kjenner til er det ikkje utført forsøk med tanke på desse problemstillingane.

Pyritt

Pyritt (FeS_2) består av ionane Fe^{2+} - og S_2^{2-} -ionar i eit isometrisk krystallsystem.

Dei nemnde høge oksygenivåa betyr areobe tilhøve med høgt redokspotensial i porevatnet i øvste delane av deponiet. Oksidasjon er ein av grunnane til seinare omtala tungmetallutleking. Pyritt oksiderast sakte i fuktige miljø (<https://www.mindat.org/min-3314.html>), med danning av produkta Fe^{3+} og sulfate (SO_4^{2-}) samt syre. Godt krystallisert pyritt er generelt relativt stabil, medan sedimentære aggregat dekomponerer raskt. Oksidasjon av Engebø-pyritt må reknast med å avhenge også av påverknader frå industriprosessen, og eit spørsmål er om adsorbent SIBX og eventuell Magnafloc 5250 kan påverke det. Sidan prosessar må reknast med å føregå i dette deponiet i fleire tiår må ein også – basert på noverande kunnskap – rekne med signifikant oksidasjon av pyritt.

Eg har ikkje sett dokumentasjon på at også pyritt-SIBX-kompleks vil inngå i flokk-danninga ved bruka av Magnafloc 5250. Om så ikkje skulle skje vil desse kompleksa kunne spreie seg mykje meir i fjorden enn andre partiklar med tilsvarende sedimenteringsfart. Som alt nemnt er det uklart om skumfasen skal tilsetjast avgangen før eller etter dosering av Magnafloc 5250.

Vanlege andre metall (Common Impurities) i pyritt er Ni, Co, As, Cu, Zn, Ag, Au, Tl, Se, V (<https://www.mindat.org/min-3314.html>). Eg kjenner ikkje til at Engebø-pyritt er karakterisert for slike metall, men nemnde oksidasjon av hovudelementa får konsekvensar for utløyising av andre metall som truleg finst.

Pyritt førekjem spesielt i ferro-eklogitt i mengde under 1% (vekt) (NGU 2008-082; NGU 2008-085), som er den mest drivverdige eklogitten. I malm for pågang er opplyst 0,5% (Vedlegg 2).

Også chalcopyritt (CuFeS₂) førekjem, og då som inklusjonar i granat (Kleppe 2013).

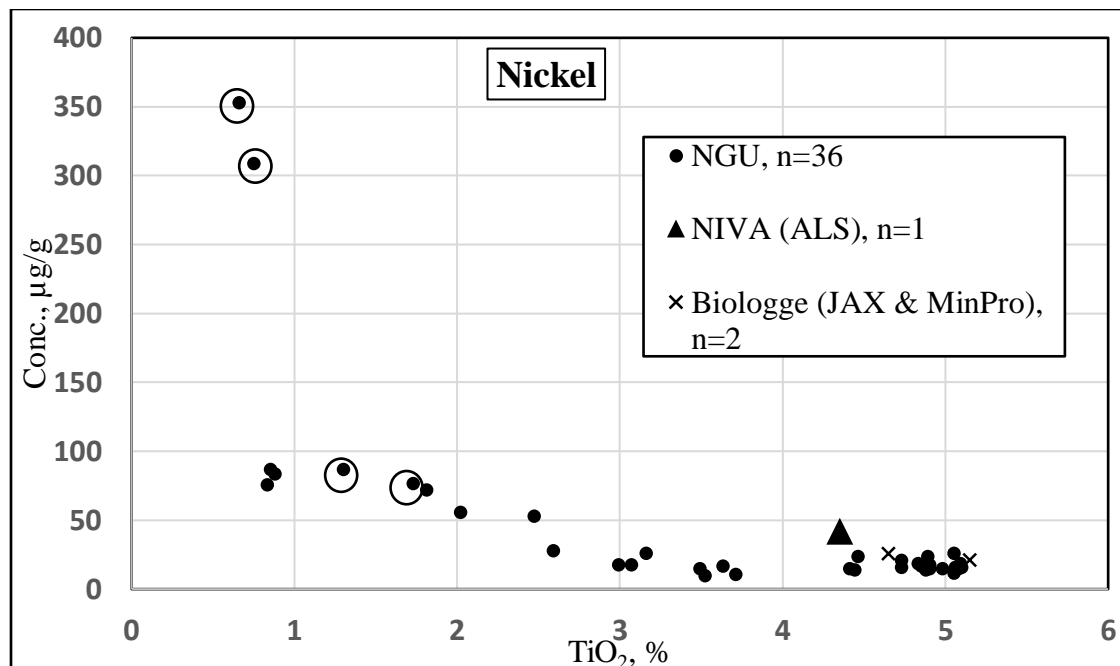
Tungmetallutleking

Diverre er det ikkje testa utleking i sjølve industriprosessen, og heller ikkje frå avgang til sjø.

Det einaste som er testa er frå malm med ukjend mineralsamansetjing til sjøvatn (NIVA 2009 May b), men diverre vart det ikkje prøvd å estimere ei årleg utleking av tungmetall frå deponiet til fjorden.

I staden hevda NIVA med styrke at konsentrasjonen av fleire tungmetall skulle minke signifikant frå malm til avgang fordi dei skulle følgje rutilproduktet. Så fjerning av 60% av rutilen (som utgjer kanskje 3% av pågangen) skulle ta med seg over halvparten av bl.a. nikkel i malmen. Figur 1 syner ein grunn til at dette ikkje kan stemme. Same trenden har ein også for krom og kopar.

Det finst fleire argument mot desse påstandane frå NIVA, men eg går ut frå at dette skal vere nok til å tilbakevise dei.



Figur 1. Concentrations of nickel as function of TiO₂ percentage in 36 samples of Engebø rock, of which 32 are from eclogite. The diagrams are based on concentrations published for 36 samples in the [NGU's Ore Database](#), and single values for the NIVA sample ([NIVA 2009 May b](#)) and the JAX and Minpro samples ([Biologge 2010-10-19](#)). It is included 36 and not only 32 samples from the database because NIVA in their evaluations included all, i.e. also four non-eclogite samples, which are encircled in the diagrams. These four non-eclogite samples include 9/(350-355) [hornblendite], 1/160-196B [amph. unit], 1/20-60B [amph. unit] & 2/95-105 [amph. unit]. These four samples were excluded by [NGU 2008-12-08-082](#) (app. 2 table A & B) and [NGU 2008-12-16-085](#) (app. 1 table 1A & 1B). Information about rock types is from tables in appendix 8 in [NGU 1998-05-04-081](#).

Alle resultatene er framlagde i [NIVA 2009 May b](#). Kadmium, kobolt, mangan, nikkell og svovel auka relativt jamt i konsentrasjon gjennom heile forsøksperioden, slik at tala eignar seg for ein analyse vha. lineær regresjon, jfr. [tabell 3](#). Aluminium, krom, kopar, jern, bly og sink auka ein del frå dag 12 til 35, for deretter å fluktuere og eventuelt nå endå høgare konsentrasjonar etter det. For å kunne rekne på desse er det i tabellen nytta resultatene for 12 og 35 dagar, dvs. at tala gjeld ein kort periode og kan difor vere meir usikre enn dei førstnemnde, men er betre enn ingenting.

Leaching experiment									
Estimations by linear regression for 251 or 23 days (grey background)									Estimated leaching, kg/km ² /year
G o r F	Days	Conc at day 12	Conc at day 263 or 35	Slope, µg/L/day	Intercept y-axis, µg/L	R ² Linear regression	Flux, mg/m ² /day	kg/km ² /251 or 23 days	
		µg/L for metals & mg/L for S							
Cd	G	0.065	3.59	0.015	0.015	0.95	0.03	7.4	11
Co	G	2.94	399	1.674	-16.9	0.97	3.3	840	1,200
Mn	G	25.2	4,960	20.47	-357	0.99	41	10,274	15,000
Ni	G	0.699	15.0	0.057	1.07	0.95	0.1	29	42
S*)	G	971	1,280	1,144	990,529	0.92	2,287	574,037	830,000
Al	F	28	99	3.087	-9.0		6.2	142	2,000
Cr	F	0.62	0.83	0.009	0.51		0.02	0.4	7
Cu	F	2.23	5.72	0.152	0.41		0.30	7	100
Fe	F	48	160	4.870	-10.4		9.7	224	4,000
Pb	F	2.16	4.24	0.090	1.1		0.18	4	70
Zn	F	17	754	32.04	-368		64	1.474	20,000

Tabell 3. Resultat frå utlekingseksperimentet for metall som auka gradvis (G) i konsentrasjon gjennom heile perioden 12 – 263 dagar og for metall som nådde maksimum eller forbigåande maksimum etter 12 - 35 dagar (F). Komma og punktum i samsvar med engelsk skrivemåte. Estimert per år gjeld for gamle planar.

Etter det første året med deponering av 4,66 millionar tonn i fjorden, iflg. gamle planar, vil det finnast eit ca. 1 km² stort område der omlag ein tredjedel har sedimentoppbygging over 50 mm og resten 6 - 50 mm (SINTEF 2014-09-22). Utanfor der vil det vere mindre oppbygging. NIVA har ikkje antyda kva sedimenthøgde som er naudsynt for å få dei observerte resultatane i forsøket.

NIVA sitt forsøk var statisk med stabil sedimentoverflate. I deponiområdet vil det heile tida finnast partiklar som enno ikkje har sedimentert, og dessutan resuspenderte partiklar pga. alle rasa. Partiklar i suspensjon vil leke ut meir enn dei i eit konsolidert sediment, bl.a. pga. betre oksygentilgang. Oksygen skal det som nemnt vere nok av, og den skulle dermed vere god også i porevatnet nedover nokre centimeter, kanskje så mykje som 5 cm? Vasstraum vil også vere med å halde oppe konsentrasjonsgradientane og tilføre nytt oksygen. I fjorden vil det såleis finnast faktorar som fremjar utleking, men som ikkje er med i ein statisk test. Men det finst s.k. ristetestar.

Basert på desse førestnadene og testresultata kjem eg fram til: kadmium 11 kg/år, kobolt 1,2 tonn/år, mangan 15 tonn/år, nikkel 42 kg/år, og svovel 830 tonn/år. Dei kanskje meir usikre er bl.a.: bly 70 kg/år og sink 20 tonn/år.

Sidan avgangsmengda no skal ned til omlag ein fjerdedel av 4,66 mill tonn, vil desse tala verte lågare. Men sidan ein større andel av avgangen då vil vere i god kontakt med vatnet må ein rekne med høgare prosentvis utleking.

Om vi likevel deler tala med 4 vert det kadmium 3-4 kg/år, dvs nok til at det skulle vore søkt om utsleppsløyve for dette.

[NIFES 2015-03-16](#) vurderte slik basert på dei første tala: «*Utlekkingsforsøkene viser at spesielt Cd og Mn oppkonsentreres i vannfasen. Etter 263 dager var konsentrasjonen av Cd i vann på 3,59 µg/l. Ut fra et sjømattrygghetsaspekt virker det derfor som at det primært er Cd som kan tenkes å representere en utfordring ved et evt deponi i Førdefjorden*» og «*Samlet viser undersøkelsene beskrevet over [i NIFES-rapporten] at krepsdyr og skjell potensielt kan akkumulere kadmium til grenseverdinivåer for humant konsum, og at disse artene bør overvåkes med tanke på tungmetallforurensning fra gruvedrift og utslipp i sjø*».

Til samanlikning er det ved eit høve gjeve løyve til årleg utslepp av 1,5 kg ([MDIR 2014-01-23](#)) og ved eit anna høve er det føreslege 0,2 kg men gjeve løyve til 15 kg ([MDIR 2017-04-05a](#); [MDIR 2017-04-05b](#)).

NIVA har ikkje opplyst om mengde (kg) partiklar brukte i forsøket, men ein kan likevel grovt estimere kor høg prosent av kadmium som lak ut. Det er ut frå opplysingar om forsøket, eklogitt med tettleik 3.45 kg/L, sjøvattn med 1,027 kg/L, og kadmium-konsentrasjon < 0,1 µg/g i testmaterialet og 3,59 µg/L ved forsøksslutt. Dessutan er sedimenttettleiken sett til 3,0 kg/L. Resultatet er utleking av 2,6 % i laupet av 251 dagar av det kadmium som fanst i materialet. For eit år kan det dreie seg om cirka 3 %. Dersom sedimenttettleiken i forsøket var lågare enn 3,0 kg/L, noko som ikkje er usannsynleg, vert prosenten tilsvarande høgare.

		NIVA sample	Minpro	JAX
		NIVA 2009 May b	Biologge 2010-10-19	Biologge 2010-10-19
		n=1	n=1	n=1
TiO₂	%	4.35	4.65	5.15
As	µg/g	6.55	< 3	< 3
Cd	µg/g	< 0.1	0.102	0.138
Hg	µg/g	0.0187	0.0164	0.0154
S	µg/g	1,850	1,450	1,230

Tabell 4. Resultt frå analysar av prøvar for metall i malm. Det er berre med resultat for tre av dei analyserte metall. Resultat for prøvar analyserte av NGU er ikkje med fordi ingen av dei vart analyserte for Cd, Hg og As.

Basert på resultatata for NIVA-, JAX- og MinPro-prøvane ([tabell 4](#)), og metodikken føreskriven i Vedlegg VIII F i Vassforskrifta ([FOR-2006-12-15-1446](#)), vert både median og gjennomsnittet for kadmium i desse tre prøvane 0,1 µg/g. Det indikerer 466 kg kadmium i 4,66 millionar tonn avgangspartiklar (som vart modellert i 2014). I 1,215 millionar tonn (iflg. nye planar) vert det 122 kg. Dersom 3 % utleking vert det 3,7 kg per år. Dvs. på same nivå som estimert over, og framleis høgare enn det andre har måtta søkje om løyve til.

SGC PeTech AS 2016-10-06 opererer med kadmium < 0.14 µg/g i malmen (basert på informasjon frå NM), og kjem fram til litt høgare totalinnhald i malmen.

MDIR 2015-02-13 vurderte testresultata slik: «... *Analysene som ble utført i forbindelse med utlekkingsstester ble gjennomført på ufiltrerte prøver, det vil si at det ble analysert så vel løst metall som metall bundet i mineralpartikler i vannfasen. Dette er en svakhet ved de analysene som er gjennomført, men andelen metall som blir løst i vann er lavere og til dels svært mye lavere enn analyse-resultatene tilsier. ...*».

Kommentar til siste delen av siste setninga: Med < 0,1 µg/g kadmium i testmaterialet (NIVA-prøven) og sluttkonsentrasjon 3,59 µg/L på toppen av vassøyla i testen (NIVA 2009 May b), må det i vatnet der ha sveva minst 18 g/L med partiklar dersom halvparten av påvist Cd fanst i partiklar. Dette er svært mykje, og eg går ut frå at NIVA hadde bemerka det dersom så var tilfelle.

Dessutan, kadmium i partiklar utgjør også risiko for bioakkumulering (Luoma 1983; John & Leventhal 1995; Burton Jr. 2010; Koski 2012). Og ein kan ikkje sjå bort frå binding av SIBX også til slike.

I porevatnet i forsøket må det ha vore høgare tungmetallkonsentrasjonar enn det som går fram av (tabell 3), og det er i dette at SIBX først og fremst vil finnast.

Binding mellom tungmetall og SIBX

Tilhøva skulle såleis ligge til rette først og fremst i porevatnet for binding mellom tungmetall og SIBX. Det er trued der at konsentrasjonane vil vere høgast.

4 Utgreiingar etterspurde av MDIR i 2020

[MDIR 2019-12-09](#) bad NM svare på seks punkt (utheva skrift) under denne innleiinga:

«For å redusere usikkerhetene knyttet til miljøeffekter ved bruk av SIBX må bedriften i første omgang svare ut følgende punkter»:

[Vedlegg 1 NM 2020-06-10](#) svara på vegne av NM på desse punkta (vanleg skrift) etter denne innleiinga:

«I brevet fra Miljødirektoratet ligger en rekke forutsetninger for godkjenning av SIBX i produksjons-prosessen. Disse forutsetningene er listet under, med referanse til hvor i dokumentet hvert element er diskutert. Nye studier underbygger robuste modellberegninger for SIBX-konsentrasjoner i fjorden som er sammenholdt med terskelverdi for miljøeffekter for å vurdere influensområdet for utslippet».

1. MDIR: Bedriften må revidere PNEC for SIBX, slik at den er i tråd med anerkjente metoder (ECHAs veiledning R.10) for å fastsette sikkerhetsfaktorer og deretter gjøre en ny beregning. DNV GL: Dette er gjort i av DNV GL kapittel 2.6.

2. MDIR: Bedriften må foreta en langtidstest for toksisitet hos marin fisk, OECD TG210 på arten *Cyprinodon variegatus*. En lavere temperatur bør vurderes for å reflektere forholdene i Førdefjorden, eventuelt bør dette tas med i diskusjonen av resultatene. DNV GL: Testen ble gjennomført i 2020 ved DHI og er presentert i kapittel 2.4. Videre er en kronisk marin copepodetest også gjennomført som del av å øke kunnskapsgrunnlaget for økotoksitet. Testen er presentert i kapittel 2.5.

3. MDIR: I henhold til gjeldende tillatelse punkt 12 skal bedriften sørge for overvåking av effekter av utslippene. Analysemetoden for SIBX er ikke følsom nok. Denne må forbedres, da gapet mellom følsomheten og aktuelle konsentrasjoner av stoffet er for stort. DNV GL: Analysemetode på µg/L nivå er nå etablert ved to norske laboratorier, som beskrevet i kapittel 2.1.

4. MDIR: Utlekkingstesten av avgangsmasser er ikke pålitelig og må gjentas så snart en mer følsom analysemetode er etablert. DNV GL: Ny test er gjennomført hos SINTEF og resultatene presentert i 2.2 og 2.3

5. MDIR: I rapporten fra DNV GL påpekes det at fortynningen ved utslippet ikke er godt nok kartlagt. På bakgrunn av stoffets giftighet og mulig persistens må bedriften skaffe en bedre oversikt over hvordan SIBX vil fordeles og fortynnes i vannmassene. DNV GL: Spredningsmodelleringer (DREAM, SINTEF) for ulike scenarier er vist i kapittel 4. Inngangsparametre til modellen er diskutert i kapittel 3.

6. MDIR: Eventuell akkumulering av SIBX i planter, og effekten SIBX har på opptak av tungmetaller i organismer, er nevnt i dokumentasjonen fra bedriften. Dette gjelder imidlertid ferskvann, og må derfor vurderes for marint miljø og tas med i tilbakemelding/søknad om endringer i tillatelsen. DNV GL: Disse vurderingene ligger i kapittel 2.8 og 2.9.

4.1 Revisjon av PNEC

1. MDIR: Bedriften må revidere PNEC for SIBX, slik at den er i tråd med anerkjente metoder (ECHAs veiledning R.10) for å fastsette sikkerhetsfaktorer og deretter gjøre en ny beregning. DNV GL: Dette er gjort i av DNV GL kapittel 2.6.

DNV GL vurderer PNEC-verdiar under pkt. 2.6 i [Vedlegg 1 DNV GL 2020-06-10](#).

Langtidstesten (vedlegg 4) var med eksponering av to arter for SIBX av ukjend reinleiksgrad i opne system med høg temperatur.

4.2 Langtidstest – vedlegg 4

2. MDIR: Bedriften må foreta en langtidstest for toksisitet hos marin fisk, OECD TG210 på arten *Cyprinodon variegatus*. En lavere temperatur bør vurderes for å reflektere forholdene i Førdefjorden, eventuelt bør dette tas med i diskusjonen av resultatene. DNV GL: Testen ble gjennomført i 2020 ved DHI og er presentert i kapittel 2.4. Videre er en kronisk marin copepodetest også gjennomført som del av å øke kunnskapsgrunnlaget for økotoksitet. Testen er presentert i kapittel 2.5.

Testane er omtala i [Vedlegg 4 DHI 2020-02-24](#). Testmaterialet SIBX var frå LightDeepEarth, Sør-Afrika, og vart levert av NM. Iflg. vedlegget er det «*Purity: Unknown*». Dermed kan dette vere ulikt andre produkt brukt i testing.

Testen med copepoden vart utført i 40 ml testløyising i 250-milliliter begerglas. Utgangspunktet var sjøvatn. Testen vart utført ved $19.4 \pm 0.1^\circ\text{C}$ og med lys/mørke-syklus på 16/8 timar. Testen varde i 6 dagar, med byte av testløyising etter 3 dagar. Total testlengde var 6 dagar.

pH, salinitet og løyst oksygen vart målte ved start, før og etter byte av testløyising, og ved avslutting.

Testen med fisken starta i 180-milliliter petriskåler med 100 ml testløyising, med byte 3 gongar per veke. Den heldt etter 8 dagar fram i 2-liter glaskontainerar med 1,5 L testløyising, som (delvis) vart bytta ut. Total testlengde var 32 dagar.

Utgangspunkt var bl.a. sjøvatn med pH ca. 8. Testen vart utført ved $24.6 \pm 0.4^\circ\text{C}$ og med lys/mørke-syklus på 14/10 timar.

Det vart ikkje analysert SIBX-konsentrasjon undervegs i forsøka, og spørsmålet er kor stor del av SIBX som kan ha vorte spalta, sjølv om det vart bytt medium. Ved spalting av SIBX frigjerast bl.a. CS_2 , som kan fordampe frå opne system.

Felles for desse forsøka er eksponering for SIBX løyst i sjøvatn med pH ca. 8 og ved høg temperatur, og utan mineralpartiklar. Dvs. at dette ikkje var eksponering for sediment i deponi. Det vart brukt lys-mørke-syklusar sjølv om det på 300 m er konstant mørkt, og temperaturane (ca. 19 og 25°C) var vesentleg høgare enn dei ca. 8°C i djupet.

Det er ingen informasjon som tyder på lukka system, dvs. at CS_2 -gass kunne forlate væskefasen. Forsøka simulerer i tilfelle tilhøve frå sjøoverflata og få centimeter nedover, og ikkje i djupet som i praksis ikkje har gassutveksling med overflata. Dette kan bety at karbondisulfid kunne fordampe frå testoppsette, men kan det ikkje frå djupet av fjorden.

4.3 Analysemetode og nedbryting av SIBX – vedlegg 2b

3. MDIR: I henhold til gjeldende tillatelse punkt 12 skal bedriften sørge for overvåking av effekter av utslippene. Analysemetoden for SIBX er ikke følsom nok. Denne må forbedres, da gapet mellom følsomheten og aktuelle konsentrasjoner av stoffet er for stort. DNV GL: Analysemetode på $\mu\text{g/L}$ nivå er nå etablert ved to norske laboratorier, som beskrevet i kapittel 2.1.

Dokumentasjon på nedbryting av SIBX er ikkje spesifikt etterspurd av MDIR, men omtalast i det følgjande i samband med analysemetoden sidan resultata er nyttig bakgrunnskunnskap for dei neste punkta. Det er referert i [Vedlegg 1 DNV GL 2020-06-10](#) under pkt. 2.7.1 og 2.7.2.

Eit forsøk er utført av Institute for Energy Technology, Halden ([Vedlegg 2b IFE 2020-02-24](#)).

«The technical product Sodium Isobutyl Xanthate (SIBX) from Redox® (90% purity from the material datasheet) was provided by Nordic Mining AS. The seawater employed in the study was sampled in Førdefjorden area at 20 meters of distance from the coast».

Forsøksdesignet, med løysing av SIBX i vatn som nemnt, simulerer ikkje industriprosessen.

Forsøket simulerte djupet ved at det vart gjort i mørke, og det simulerer til ein viss grad fråstand til overflata ved at det var kork på røyra.

Reinleik på 90 % betyr at 10 % av tørrstoffet løyst i vatn representerte eit eller fleire ukjende stoff.

Det nøyaktige opphavet til sjøvatnet er uklart slik det er omtala. Var det frå djupet i Førdefjorden eller frå nær overflata?

Forsøket vart utført med tre typar vatn: Exp A med sterilt sjøvatn (etter oppvarming til 90 grader i 5 min), Exp B med sjøvatn, og Exp C med ultrareint vatn.

Reknar med at det siste var reinsa ferskvatn. Metode er ikkje nemnt, men «Milli Q» tyder på filtering? [Vedlegg 1](#) omtala dette som «*ionebyttet vann*».

Det føreligg nokså sparsom karakterisering av vasskvalitetane. Fysisk-kjemisk karakterisering skulle i det minste vore gjort ved oppstart og avslutting av forsøka. Dette kunne hjelpt med å finne forklaring på tilsynelatande sprikande resultat. Som eit absolutt minimum burdet det vore målt pH, elektrolytisk leiingsevne og turbiditet, som alle er enkle og billege å utføre. pH vart målt til 7.5 i ultrareint vatn (Exp C), går ut frå at det er ved oppstart. Men kva var pH i dette i etter oppløysing av SIBX? Og ved opning av røyr for uttak av innhald til analyse? pH er kritisk med tanke på type nedbryting som føregår ([pkt 2.4 i dette dokumentet](#)).

Exp A: «*The main process taking place under this condition is the eventual reaction with water at the natural pH of seawater (8.2)*».

Dette vart utført med det oppvarma sjøvatnet. Som formulert i den siterte setninga vart det ikkje målt pH etterpå. Det burde absolutt vore gjort i tilfelle den endra seg ved oppvarminga.

Forsøket vart utført ved $9,5 \pm 1^\circ\text{C}$, noko som er litt over dei 8 grader målt i djupet i fjorden ([NIVA 2008-11-11; DNV GL 2014-09-29-1244-4-1](#)).

Det vart utført i flasker med kork. Det er viktig sidan CS_2 lett fordampar. Det simulerer soleis tilhøva i djupet der frigjeve stoff ikkje lett kan forlate vatnet. Men i djupet er det også eit trykk tilsvarende ca. 30 atmosfærar, og det vart ikkje simulert her. Trykk er viktig når det er tale om CS_2 , som fordampar lett ([WHO 2002](#)).

SIBX vart tilsett dei tre ulike vasskvalitetane til konsentrasjon 10 mg/L, og løysingane fordelte på små (1,5 ml) og medium røyr (10 ml «*with hermetic septum*»). Fleire røyr per forsøk A – C, og alle med kork. Ved kvart tidspunkt vart det analysert innhaldet i eit lite og eit medium røyr frå kvart forsøk, slik at ein unngjekk opning og lukking av desse for å ta ut prøvar ved aktuelle tidspunkta.

Innhaldet i 1,5 og 10-ml-røyra vart analysert for høvesvis SIBX pluss spaltingsprodukt (TP) og CS_2 vha. ulik metodikk (LC-MS og GC-MS). Det er ikkje funne opplysingar om væskevolum per røyr. Septum i 10ml-røyr hindra CS_2 i å komme over i gassfase?

Sjølv om startkonsentrasjonane var sette til 10 mg/L, synte nullprøvane 8,5 – 11,9 mg/L (fig. 4). Usikkerheit er markert som intervall (vertikale linjer) utan at det er forklart nærare. Denne er ikkje større enn at diagrammet syner omlag dei same trendane for Exp. A – C. Men eit spørsmål er om variasjonane mellom det som skulle vere like prøvar skuldast sjølve analysemetoden og/eller forsøksdesign og -gjennomføring.

SIBX-konsentrasjonane minka til ca. 5 mg/L etter 8 dagar, og låg deretter kring 4 mg/L resten av testperioden (fig. 4). Punkta fordeler seg på ein måte som antydar ei omvendt sigmoid kurve, medan det forventa er ei fallande eksponentielle kurver (førsteordens kinetikk).

Men reduserte SIBX-konsentrasjonar betyr ikkje nedbryting av SIBX. For det vart også analysert for CS₂, og denne var null i alle prøvane t.o.m. 14 dagar (fig. 7a-c). Deretter vart stoffet påvist etter 20 dagar og seinare, men her spriker resultatata.

IFE tolkar dette slik at spaltinga av SIBX starta etter to veker (fig. 7a-c), dvs. etter halvering eller meir av konsentrasjonane.

IFE har to moglege forklaringar på det observerte resultatet.

For å ta den siste først: «*Other parallel degradation mechanisms might happen*». Denne er absolutt aktuell.

Den første forklaringa: «... *The polar sulphur end of the molecule may connect with the polar sites on the glass wall and thus protect this part of the molecule from hydrolysis reactions. After two weeks most of the active sites on the glass walls may be coated with a mono layer of SIBX and hydrolysis is thus more likely to occur*».

Dersom adsorpsjon til glasveggen er ein del av forklaringa kan storleiken på røyra vere med å forklare det uventa resultatet, fordi konsentrasjon i høve til areal var mykje høgare for dei små enn dei større røyra. Men at det var frå dei store røyra denne seine CS₂-danninga vart observert kan tale mot ei slik forklaring.

Eg stiller spørsmål ved den siste forklaringa. For dersom hydrolysen/spaltinga føregår i vatn utan kontakt med glasveggane skulle den vere størst i førstninga, og deretter skulle reaksjonsfarten minke pga. (1) redusert SIBX-mengde i røyret, og (2) binding til glasveggen dersom det stabiliserte stoffet.

Det vart og påvist eit nytt stoff som vart kalla TP124, med føreslegen bruttoformel C₃H₉OS₂ og ein tentativ struktur (fig. 10).

IFE antydar at nedbrytinga starta **etter** 14 dagar, basert på at det då og deretter vart påvist spaltingsproduktet karbondisulfid (CS₂). Slik resultatata framstår samla i figurane 4 og 7 er det ikkje grunnlag for å estimere ei halveringstid.

Konklusjonen i rapporten: «*The results from the experiments performed under low temperate conditions (around 10°C) show a low rate of decomposition of SIBX in marine water (slightly alkaline conditions). Figure 4 shows the half lifetime of SIBX to be of 7.5 days*».

Forsøket er mislukka, som demonstrert ved manglande samsvar mellom påvising av SIBX (fig. 4) og karbondisulfid (fig. 7). Ein kan ikkje konkludere om halveringstid på 7,5 dagar, og iallfall ikkje om halve dagar.

Oppsummert er forsøket ufullstendig dokumentert og dessutan mislukka når det gjeld å studere nedbrytinga, og analysane av nullprøvane indikerer problem med analysemetoden og/eller forsøksdesign og -gjennomføring.

DNV GL sin oppsummeringsrapport (Vedlegg 1 DNV GL 2020-06-10):

2.1 Etablering av sensitive metoder for deteksjon av SIBX

Metoden skal iflg. DNV GL tillate kvantifisering ned til 1 µg/L, men i prøver analyserte av IFE er det avvik på mg/L-nivå.

2.7 Nedbrytning av SIBX i marint miljø, 2.7.1 Biotransformasjon, 2.7.2 Nedbrytningsrate

«En prøve oppbevart i 36 dager viste lave nivåer av en ukjent forbindelse med molekylformel C₃H₉OS₂, men utover karbon disulfid ble det ikke funnet metabolitter i konsentrasjoner relevant for vurderingen. (IFE, 2020)».

Det korrekte er at stoffet vart påvist frå 22 – 36 dagar dagar. Påstanden «*lave nivåer*» er det ikkje grunnlag for i [Vedlegg 2b IFE 2020-02-24](#).

DNV GL hevdar:

«IFE dokumenterte en initiell halveringstid for SIBX (primærnedbrytning) på ca 7 dager (Figur 4), både i sterilt og intakt sjøvann fra Førdefjorden inkubert i mørket ved 10 °C, samt i ionebyttet vann. Resultatene var forsåvidt på linje med studier i databasen til ECHA som viser en halveringstid i ferskvann ved hydrolyse på 11 dager ved 25°C, men resultatene var vanskelig å tolke. I sluttrapporteringen fra forsøket var det fortsatt uklart om en av hovedfaktorene for reduksjon av SIBX konsentrasjon var en artefakt av testoppsettet (sorpsjon til testbeholdere). Etter mye diskusjon ble det konkludert med at SIBX kan ha lang halveringstid i Førdefjorden, men nedbrytningen også kan skje raskere; det har ikke vært mulig å konkludere. For å illustrere utfallsrommet for ulike halveringstider av SIBX ble spredningsmodelleringer gjennomført med 7 dager halveringstid 25 dager halveringstid, og uten nedbrytning overhodet».

Her startar DNV GL med å hevde at det er dokumentert halveringstid på ca. 7 dagar, for deretter å seie at det kan ta lang tid, men at «*nedbrytningen også kan skje raskere*», og «*det har ikke vært mulig å konkludere*».

Eg går ut frå at DNV GL meiner 7 dagar sidan den tida er brukt ved modelleringa ([Vedlegg 5](#)).

Samla vurdering av resultatata presenterte i figur 4 og figur 7 syner at forsøket var mislukka.

4.4 Utlekingstest for SIBX – vedlegg 3

4. MDIR: Utlekingstesten av avgangsmasser er ikke pålitelig og må gjentas så snart en mer følsom analysemetode er etablert. DNV GL: Ny test er gjennomført hos SINTEF og resultatene presentert i 2.2 og 2.3 [i DNV GL-rapporten].

Det nye forsøket ([Vedlegg 3 SINTEF 2020-06-17](#)) erstattar eit laboratorieforsøk tidlegare utført av Aquateam Cowi med høgare (for høge) konsentrasjonar.

Forsøksoppsettet er forklart under pkt. 3.2 og i fig. 1 i SINTEF-rapporten.

Eit volum ferskvatn (kranvatn, 233 ml) vart tilsett SIBX (1 mg), så Dowfroth 400 (1,5 mg), så flotasjons-pågang («*flotation feed*», 100 g) til 30% tørrstoff, deretter blanding og gjennombobling med luft. SIBX-doseringa tilsvare 10 g/t.

Desse første stega skal simulere flotasjon («*SINTEF Ocean was tasked with simulating a froth flotation*»), og ser ut til å gjere akkurat det.

Den vidare gangen i forsøksoppsettet simulerer derimot industriprosessen i mindre grad. Men sidan resultatet, som vi skal sjå, også vart brukt til å uttale seg om tilhøve i deponiet, må forsøket vurderast også mot resten av industriprosessen.

I staden for uttak av skummet med pyritt, slik det vert i industriprosessen, vart det i forsøket i staden tilsett sjøvatn («*First seawater addition*», 1615 ml) slik at tørrstoffprosenten vart redusert til 5,16% (same som i planlagd total-avgang).

Dvs. at ein ikkje simulerte utsleppet med 0,6% skumfase i total-avgangen (7.320 tonn i 1.274.580 tonn), men ein situasjon med 4% skumfase i flotasjons-pågangen' (7.320 tonn i 183.000 tonn). Sistnemnde inneheldt dermed også meir rutil enn planen tilseier.

I den verkelege avgangen og deponiet vert skumfasen med pyritt meir fortynna i massen av andre mineralar og porevatn enn i forsøket. Samla kan dette fremje desorbsjon av SIBX frå pyritt, jfr. [Deponi - prosessar](#). Dersom SIBX også har affinitet til andre mineral kan det påverke situasjonen (eg går ut frå at testane for affinitet er utførde i mineralblandingar som er relevante for flotasjonen).

Også på andre punkt simulerer ikkje dette forsøket. Det var utan Magnafloc 5250. Manglande fjerning av prosessvatn før første tilsetjing av sjøvatn medførde lågare salinitet og tettleik enn i det planlagde utsleppet (plumen).

Det går fram av dette reknestykket. I prosessen vert det 46,7 tph prosessvatn + 2626,3 tph sjøvatn i total-avgangen (tabell 4 i [Vedlegg 2](#)), dvs. 1,7% prosessvatn. I forsøket var dette 233 ml kranvatn + 1615 ml sjøvatn, dvs. 12,6 % kranvatn. Dette betyr relativt 7,4 gongar meir kranvatn i forsøket enn med prosessvatn i total-avgangen.

Ein let så flotasjonspågangen sedimentere i sjøvatn, fjerna dette og sette til nytt sjøvatn. Det betyr fjerning av ca. 7% av SIBX frå forsøket. Mogleg denne prosenten kan vere relevant for det som vert resirkulert i industri-prosessen.

Fig. 3-8 er misvisande ved at flotasjons-pågangen, som vil utgjere ca. 12,2% av total-pågangen ([vedlegg 2](#)), omtalast som «*tailings*».

Ein kan forstå at det ville vere komplisert å simulere alle prosess-stega i SINTEF sitt oppsett, men når det ikkje er gjort må ein rekne med at resultatata er meir usikre når det gjeld SIBX i avgangen (dvs. plumen som går i utsleppsrøyret ned i fjorden).

pH vart målt vha. lakmuspapir og resultatet er framstilt under pkt. 4.2 med tre påfølgjande setningar:

1) «For the SIBX + FF samples, the pH was 5.5, 6.5, and 7 at $t = 10$ min, 24 h, and 48 h, respectively.

Dette tolkar eg slik:

I suspensjon av SIBX pluss pågang (FF) vart det målt pH 5,5 ved slutten av forsøket (etter 10 min) i kranvatn. Og pH 6,5 og 7 ved slutten av høves første og andre sjøvatn.

Sidan kravet til drikkevatt er høgare enn 5,5 må det her ha vore eit pH-fall.

2) «At $t = 10$, the pH was 5 for samples containing PPG, as well as SIBX- and FF-only controls».

Alle dei tre komponentane (PPG er Dowfroth 400, FF er flotation feed) gjev kvar for seg ein pH 5 etter 10 min i kranvatnet. Det framstår som usannsynleg at verdiane skulle vere dei same.

3) «At $t = 48$ h, the pH was 6.5 for SIBX only controls».

Kva var pH i dei to andre? Og kva var pH-verdiane i pågang pluss SIBX pluss Dowfroth 400 gjennom heile prosessen. Dette siste er det mest interessante, men det manglar. Elles burde ein prøvd å måle pH meir nøyaktig, og minimum lagt fram ein enkel grunnleggande dokumentasjon på vasskvalitetane, som ione-samansetjing og -styrke.

Frå små mineralpartiklar vil det leke ionar til prosessvatnet, og pH på ca. 5 vil fremje akkuart det. Ved resirkulering vil ione-samansetjing og -styrke auke, og pH kan endre seg. Difor vil prosess-vatnet få anna samansetjing enn det brukte kranvatnet.

Det er ikkje opplyst om temperatur i forsøket, men test for SIBX-stabilitet vart utført ved romtemperatur. Kan ein ha brukt også den temperaturen også i forsøket? Er det teke høgde for årstidsvariasjoar i temperatur i eit prosessanlegg?

Resultata for ferskvatt syner at stort sett over 60 % av den tilsette SIBX-mengda ikkje er bunda til partiklar, og særleg der det er brukt Dowfroth 400 er ein høg prosent løyst i vatn. Ein må vel kunne tolke dette som adsorpsjon til pyritt, men at ein må ha høg konsentrasjon i løysing for å få ønska adsorpsjon. Dvs. at affiniteten til pyritt i ferskvatt kanskje ikkje er så veldig høg? At Nussir planlegg bruk av SIBX til utvinning av koparsulfidmalm ved flotasjon peikar også mot ein spesifisitet langt under 100%.

Etter første tilsetjing av sjøvatn er stort sett under 20 % løyst, og etter andre gong under 2 %.

Endringa i tørrstoff frå 30% til 5,16% ved første sjøvasstilsetjing betyr fortykning ned til ein sjettedel av alt i løysing. Med kun SIBX i væska fall prosenten SIBX løyst i vatnet umiddelbart frå underkant av 60% i FW til overkant av 20% i FW+SW. Auka adsorpsjon? Med SIBX pluss Dowfroth 400 var fallet frå ca. 90% til ca. 10%.

Stabiliteten til SIBX vart testa i filtrert og destillert vatn (pkt. 4.1.4, fig. 6) ved romtemperatur i 24 timar i ulike kontainermateriale. Og etter 1 og 24 timar ved 25°C. Ingen vesentleg reduksjon vart påvist. Men her skulle ein i det minste ha testa i kranvatnet som vart brukt, og gjerne også i blanding med sjøvatn.

SINTEF: «We conclude that 93.3% of SIBX is adsorbed during the industrial process [ca. 7% løyst etter 20-24 timar i første sjøvatn iflg. fig. 7] prior to release [før utslepp i fjorden],

corresponding to a Kd value of 256 l/kg. Thereafter, 1.27% of SIBX is desorbed back into the aqueous phase».

Sidan dette ikkje simulerer industriprosessen etter flotasjonscella er det ikkje grunnlag for å hevde at dette talet gjeld for «*the industrial process prior to release*». Dessutan, usikkerheita kan neppe ha vore så lita at ein kan ha med ein desimal.

Så lenge det ikkje er kunnskap som tilseier det motsett kan ein gå ut frå at: Ved blanding med resten av avgangen i den verkelege industriprosessen må ein rekne med at løyst SIBX vil binde også til andre mineralar, noko som igjen fremjar desorpsjon av stoffet frå pyritt. At desorpsjon vil føregå frå sediment er synt etter den andre sjøvasstilsetjinga til dette. Omfordelingsprosessen vil gå til ei jamvekt er etablert, men i kva grad den kan auke eller minke prosenten av løyst SIBX er uklart. Det som derimot er sikkert er at det her vil vere ein dynamikk i eit deponi. Dette er ikkje adressert.

Forsøket starta med flotasjons-pågang, som vil utgjere ca. 12,2% av total-pågangen, og ser ut til å simulere sjølve prosessen i flotasjonscella. Men prosessvatnet i cella vil ha anna samansetjing enn kranvatnet brukt i forsøket. Etter flotasjonen simuleraast prosessen i liten grad, for det er ikkje nytta eller framstilt komplett avgang, men ein brukar flotasjons-pågangen vidare ved å blande den med sjøvatn. Det er uheldig at uttrykket «*tailings*» er brukt i figur. Testvilkår er elles lite dokumenterte når det gjeld pH og elektrolyttar i vatn, og test av SIBX-stabilitet er utført på ein lite relevant måte. Ein kan ikkje konkludere (og iallfall ikkje på desimalnivå) om prosent adsorpsjon før utslepp med dette oppsettet.

Framstilling i oppsummeringsrapport (Vedlegg 1 DNV GL 2020-06-10):

For det første, ein merkar seg ordval i teksten til DNV GL:

Overskrifta: «2.2 Binding av SIBX til **avgangsmasser**»

Tekst: «... binding av SIBX til **avgang**... relevant for **utslipp** ... 93 % av SIBX var bundet i **avgangen** (Figur 1)».

Overskrifta: «2.3 Utlekking av SIBX fra **avgangsmasser**».

Figur henta frå SINTEF-dokumentet:

«Figur 1. ... SIBX i/fra **avgangsmasser** ... **avgangen** før utslipp ... desorpsjon etter utslipp».

Teksten: «Det er viktig å poengtere at dette ville representert konsentrasjonen i **avgangsmassene i deponiet**».

«Forsøket illustrerer optimale desorpsjonsbetingelser. Som **porevannskonsentrasjon** tilsvarer dette 5-10 µg/L (Figur 1), dvs over PNEC som er 3,4 µg/L. Det er viktig å poengtere at dette ville representert konsentrasjonen i **avgangsmassene i deponiet** og rett over disse ...»

At «Forsøket illustrerer optimale desorpsjonsbetingelser» betyr at det ikkje vert så optimalt i industriprosessen?

At «porevannskonsentrasjon ... 5-10 µg/L ... ville representert konsentrasjonen i avgangsmassene i deponiet og rett over disse» er slett ikkje opplagt ut frå SINTEF sin rapport. Fordi industriprosessen er ikkje godt simulert.

DNV GL konkluderer om SIBX i avgangsmassane både før og etter utslepp, basert på eit SINTEF-forsøk som i mindre grad simulerer industriprosessen. Forsøket vart ikkje utførde med total-avgang, men med flotasjons-pågang utan fjerning av rutil. DNV GL burde gjort det klart at dette forsøket i liten grad seier noko om deponiet.

4.5 Modellering – vedlegg 5 [SINTEF 2020-06-24](#)

5. MDIR: I rapporten fra DNV GL påpekes det at fortynningen ved utslippet ikke er godt nok kartlagt. På bakgrunn av stoffets giftighet og mulig persistens må bedriften skaffe en bedre oversikt over hvordan SIBX vil fordeles og fortynnes i vannmassene. DNV GL: Spredningsmodelleringer (DREAM, SINTEF) for ulike scenarier er vist i kapittel 4. Inngangsparametre til modellen er diskutert i kapittel 3

Den no utførde modelleringa bygger delvis på føresetnader lagde inn i modelleringa av partikkelspreiing i 2014. Difor gjennomgåast først enkelte tilhøve ved den tidlegare modelleringa.

4.5.1 Modellering etter gamle planar

Viktige føresetnader for modelleringa, som del av tilleggsundersøkingane i 2014, var baserte på resultat frå eit fjerde forsøk med Magnafloc 155 ([NIVA 2014-09-26](#)).

Dette var meir seriøst enn tre tidlegare forsøk når det gjeld design, deteksjonsmetode (målte konsentrasjon, mg/L) og rapportering. Det er opplyst om kornstorleiksfordelinga, som er nokså lik den opphavelig publiserte. Men det manglar opplysingar om mineralsamansetjing og partikkelform.

Dei manglande opplysingane om mineralsamansetjing er her kritisk. For granatar vil sedimentere raskast pga. både høg tettleik (generelt > 3.6 kg/L, Engebø 4.0 kg/L) og runde partiklar (høg spericitet), medan omfasitt og amfibolane vil sedimentere seinare pga. både lågare tettleik (< 3.6 kg/L) og meir avlange former, og spesielt nåleforma amfibolar. Med bakgrunn i ovanfor nemnde variasjon i mengdehovet mellom desse tre er det difor avgjerande at testmaterialet er representativt for malmen til prosessering, og at det er dokumentert.

I forsøket vart det utførde fem testar, som nokså forenkla kan oppsummerast slik: Magnafloc 155 vart tilsett ferskvatn med svevepartiklar for å produsere eit slam, om lag som i fortjukkar.

Slammet vart resuspendert i sjøvattn og sedimenteringa av partiklar over tid vart dokumentert ved å måle konsentrasjon. Simuleringa av utsleppsprosessen er delvis, og partikkelkonsentrasjonar brukte i sjøvattn tilsvare verdiar estimerte av SINTEF for vassøyla 20 – 50 meter frå utsleppspunktet. Desse konsentrasjonane var lågare enn den planlagd i utsleppsrøyret. Etter tilsetjing av Magnafloc 155 gjekk det opp til 96 timar til avslutting av forsøket, og det er ikkje dokumentert at det i utsleppsprosessen vil gå like lang tid fram til utslepp frå røyret. NIVA oppsummerer resultatata slik: «*På bakgrunn av utsynkingsforsøk [test 1 & 4] har NIVA gitt et estimat for en effektiv kornfordelingskurve for avgang fra Engebøfjellet som tar hensyn til flokkuleringen av partikler som vil skje i den planlagte prosessen for gruveavgang ved innblanding av flokkuleringsmidlet Magnafloc 155 og ved innblanding av sjøvann før deponering i fjorden*». Dette betyr, som seinare tydeleg presisert, at fordelinga gjeld for avgangen i det den kjem til utsleppspunktet. Dessutan skriv NIVA: «*It is indicated that a concentration-dependent flocculation might occur in the fjord after discharge, ...*».

Modellering av partikkelspreiing i Førdefjorden vha. DREAM

Føresetnader i følgje NM for modelleringa inkluderer bl.a. utslepp av 532 tonn partiklar per time (4,66 millionar tonn per år) og utslepp 20 meter over botnen ([SINTEF 2014-09-22](#)). Dessutan vart ovanfor nemnde fordeling for avgang justert ved at alle flokkulerte partiklane mindre enn 15 µm vart rekna med i fraksjonen 15 – 19 µm ([DNV GL 2014-09-29-1244-4](#)). Basert på alle desse og andre føresetnader samt hydrografiske data vart det brukt DREAM (Dose Related Risks and Effects Assessment Model) for å sjå på spreinga ut frå utsleppspunktet ([SINTEF 2014-09-22](#)). Det inkluderer sedimentoppbyggingsrate og estimering av partikkelkonsentrasjonar i vassøyla ved ulike vertikale og horisontale posisjonar i høve til utsleppet. Resultata er oppsummerte i DNV GL sin hovudrapport ([DNV GL 2014-09-29-1244](#)), med resultat for fire ulike scenario. Hovud-scenarioet er kontinuerleg utslepp gjennom det første driftsåret frå juli til juni (Engebø-start). Dei andre gjeld ein månad (mars) og nye føresetnader inkludert endra botntopografi etter 25 og 50 år ([SINTEF 2014-09-22](#)). Toppen til deponiet er føresagt å finnast på 188 m djup etter 25 år (Engebø – 25 years) og på 155 m etter 50 år (Engebø – 50 years).

DNV GL si justering av fordelinga i avgang med Magnafloc 155

Utgangspunktet for å jusertere er at DREAM-modellering ikkje tek omsyn til vidare flokkulering som måtte føregå i vassøyla etter utslepp. DNV GL kallar dette *naturleg flokkulering*. Dette i motsetnad til *industriell flokkulering*, som føregår fram til avgangen forlet utsleppsrøyret, og som er karakterisert ved NIVAs estimerte effektive fordeling. Spørsmålet vert dermed om det vil føregå ei slik s.k. naturleg flokkulering.

DNV GL grunnjev sin påstand om naturleg flokkulering i Førdefjorden med referanse til (1) måleresultat frå og modellering for Frænfjorden, (2) pågåande deponering i Frænfjorden, Bøkfjorden and Ranfjorden], (3) omfattande litteratur, og (4) *in situ*-målingar i Frænfjorden av flokkulerte partiklar og bilete av det.

Før eg kommenterer desse fire punkta er det eit spørsmål som bør stillast: Vil det, etter den lange tida som den fjerde testen i flokkuleringsforsøket varde, framleis finnast eit potensial for ei naturleg flokkulering innan eit tidsrom og med ein rate som er signifikant for resultatet av DREAM-modelleringa? Eller med andre ord: Er det grunn til å vente signifikant flokkulering utover den som er dokumentert i forsøket?

I NIVA-rapporten er det antyda eit kanskje, men dei same resultatata kan ikkje brukast to gongar. Det er også uttrykkeleg sagt at den estimerte kurva gjeld kun for den industrielle flokkuleringa ([NM 2015-01-06 Appendix 8](#); [DNV GL 2014-09-29-1244-4](#)).

Til punkta 1 – 4:

Ad. pkt. 1. Måleresultat frå og modellering for Frænfjorden:

DNV GL argumenterer med referanse til Frænfjorden, der ein etter seiande måtte justere fordelinga for å få samsvar mellom føresagde og faktiske partikkelmengder i vassøyla. Her syner DNV GL til ein rapport som er konfidensiell: «*Det Norske Veritas, 2012. General monitoring of the Frænfjorden 2012. Report no. 2013-0696 (generell overvåking Frænfjorden 2012. Rapport nr. 2013-0696)*». Det er såleis ikkje mogleg å kontrollere dette, men det er det all grunn til når ein ser korleis DNV GL argumenterer under pkt. 2.

Men ein kan stille enkelte spørsmål: Kva metode vart brukt for å bestemme storleiksfordelinga i utsleppet til Frænfjorden? Korleis vart partikkelmengdene i vassøyla i fjorden bestemte? Var det med metodar som gjer samanlikning med Førdefjorden mogleg?

Ad. pkt. 2. Pågåande deponering i Frænfjorden, Bøkfjorden and Ranfjorden:

DNV GL refererer til erfaringar frå pågåande deponering i Frænfjorden, Bøkfjorden og Ranfjorden. Ein prøver deretter å samanlikne målte turbiditetsverdiar (FTU) i desse tre fjordane med modellerte konsentrasjonar (mg/L) i Førdefjorden. Sentralt her er figur 28 i hovudrapporten ([DNV GL 2014-09-29-1244](#)). Ved hjelp av kurvedigram syner den turbiditet som funksjon av fråstand frå utsleppa i kvar fjord.

DNV GL forklarar ikkje nærare korleis desse kurvene vart til. Det er difor vanskeleg, kanskje umogleg, å spore desse kurvene attende til turbiditetsverdiar i kvar fjord.

Noko som skaper usikkerheit er at målt turbiditet i dei tre fjordane omfattar både avgangspartiklar og ein del naturleg førekommande, medan modelleringa for Førdefjorden avgrensar seg til avgangspartiklar.

For å kunne gjere samanlikninga måtte DNV GL enten konvertere konsentrasjonar til turbiditet, eller omvendt. Dei valde det siste, som skulle gje minst usikkerheit, og det inneber konvertering av modellerte konsentrasjonar i Førdefjorden til turbiditet.

Men deretter svikta det: «*Det er antatt at 1 ppm [konsentrasjon] tilsvarer 1 FTU [turbiditet]*». 1 ppm = 1 mg/L. Det er alment kjent i fagmiljøa at samanhengen mellom konsentrasjon og turbiditet varierer ein del frå tilfelle til tilfelle, **og at ei slik tilnærming er nokså omtrentleg.**

Men DNV GL hadde tilgang til rikeleg med dokumentert kunnskap som syner at denne tilnærminga ikkje kan stemme, for det er publisert fleire undersøkingar med parallell måling av både konsentrasjon og turbiditet. For sjøvatn finst det minst fem rapportar om partiklar generelt, utan at eg referer desse her. Om hovudsakleg mineralpartiklar finst det minst ein rapport for ferskvatn og minst to for sjøvatn. Felles for desse rapportane er at dei ikkje støttar DNV GL sin påstand.

Ein av dei for sjøvatn er [NIVA 2004-4366](#), om Ranfjorden med utslepp av mineralpartiklar frå gruvedrift. Resultata derifrå indikerer $1 \text{ FTU} \approx 1.7 \text{ mg/L}$. Sidan det også finst organiske partiklar i den fjorden, uvisst kor stor del, så vil ein for mineralpartiklane ha $1 \text{ FTU} > 1.7 \text{ mg/L}$. Dessutan, det er opplyst om tettleik 3,0 kg/L for mineralpartiklane i Ranfjorden. For Engebø-eklogitt er det 3.45 kg/L ([NIVA 2009-05-24](#); [SINTEF 2014-09-22](#)) og for ferro-eklogitt (malm) 3.48 – 3.60 kg/L ([NGU 2008-12-08-082 table 1](#)). Så ved ei justering også for det får ein $1 \text{ FTU} \approx 2.0 \text{ mg/L}$, dvs. $1 \text{ mg/L (1 ppm)} \approx 0.5 \text{ FTU}$ for eklogittpartiklar i Førdefjorden.

Det er fleire faktorar som påverkar denne samanhengen, men her er det korrigert så langt eg har funne kunnskapsgrunnlag for det. Dvs. at dette fagleg sett er vesentleg betre fundert enn DNV GL sin antakelse.

I høve til tilgjengeleg kunnskap betyr dette 100 % feil i DNV GL sin konverteringsfaktor «1 ppm tilsvarer 1 FTU».

Bruk av den meir korrekte konverteringsfaktoren på figur 28 betyr at Engebø-start-kurva må flyttast nedover, til halvparten av det DNV GL hevdar med si kurveplassering. Og den kjem lågare enn kurvene frå alle dei andre fjordane når ein i horisontal retning er lenger enn ca. 500 meter frå utsleppspunktet (djup er ikkje spesifisert).

Dette betyr igjen at det ikkje var naudsynt å justere fordelinga ved å utelate alle storleikane mindre enn 15 µm. Vidare, dersom utelating var aktuelt, skulle det vore storleikane under ei grense som er lågare enn 15 µm. Dvs. at modelleringa også skulle inkludert partiklar mindre enn 15 µm for få samsvar med resultata frå dei andre fjordane.

Av dette følger at modelleringa syner lågare konsentrasjonar i vassøyla enn det den elles ville gjort. Men 100 % feil i konverteringsfaktoren betyr ikkje automatisk at DNV GL si justering resulterte i akkurat halvering av dei modellerte konsentrasjonane. Men det betyr at dei er for låge i høve til føresetnader baserte på best tilgjengeleg kunnskap.

Ad. pkt. 3 Omfattande litteratur:

Det er argumentert med omfattande litteratur generelt og [Manning et al. 2011](#) spesielt. Sistnemnde er ein review-artikkel om kohesive sediment, dvs. mudder med organisk materiale og mineralpartiklar mindre enn 2 μm , i estuarine miljø med tidevatn. Dvs. at det er nokså ulike tilhøve. I artikkelen er det diskutert utfordringar og usikkerheiter, så vel som «*floc break-up*». DNV GL forklarar ikkje akkurat korleis denne kjelda kan brukast til å grunnkje justeringa av fordelinga.

Ad. pkt. 4. *In situ*-målingar i Frænfjorden av flokkulert Hustadmarmor og bilete av det:

Her refererer ein til s.k. LISST-målingar i fjorden og det er publisert kurvediagram. Dette er ikkje dokumenterte inn i ein samanheng. Basert på slik det er presentert kan ein slutte at det er dokumentert variasjonar i vassøyla. Og variasjonar vil alltid finnast, uansett flokkulering. Og iflg. rapporten er dette eksempel.

Ad. pkt. 1 - 4: Kun under punkt to finst det informasjon som kan kontrollerast, men berre delvis.

Summering av fjerde flokkuleringsforsøket og DREAM-modellering

Resultata, dvs. den estimerte storleiksfordelinga for fnokkar, frå NIVA sitt fjerde flokkuleringsforsøk er usikre av fleire grunnar. Det manglar informasjon om mineralsamansetjinga i materialet brukt i forsøket. Den industrielle utsleppsprosessen er simulert berre til ein viss grad, bl.a. når det gjeld partikkelkonsentrasjonar, og det er uklart kvifor ein har nytta konsentrasjonar estimerte 20 – 50 meter frå utsleppet og ikkje dei høgare som ein faktisk vil ha i utsleppsøyret. Det er ikkje dokumentert at brukt tid er relevant for utsleppsprosessen. Når det gjeld føresetnadene for modelleringa er det usikkerheit knytt til referanse til ein hemmelegalden rapport og til korleis kurvene i figur 28 er konstruerte. Utelatinga av alle storleikane under 15 μm , basert på påstått naturleg men udokumentert flokkulering, har medverka til modellering av lågare konsentrasjonar i høve til føresetnader baserte på den best tilgjengelege kunnskapen.

Totalt sett er sannsynet difor størst for at det er modellert for låge konsentrasjonar i vassøyla ved eit utslepp på 4,66 millionar tonn per år.

4.5.2 Modellering etter nye planar

Det er utført ei modellering for spreing av SIBX vha. DREAM ([Vedlegg 5](#)).

Scenario	Partikkelbunde SIBX, %	Halverings-tid, dagar	
S1	95	25	
S2	0	7	
S3	0	25	
S4	90	Uendeleg	

Tabell 5. Føresetnader for modellering for eit år.

Det er modellert konsentrasjonar av SIBX i sjøvatnet gjennom eit år for fire ulike scenario basert på ulike føresetnader (tabell 4.5 i & [tabell 5](#) i denne rapporten).

For å kunne modellere spreing under scenario med ein del av SIBX bunde til partiklar (S1 og S4) måtte ein også modellere partikkelspreing, men utan at akkurat dei resultatata finst i rapporten.

I scenario S2 er det brukt ei udokumentert halveringstid på 7 dagar, jfr. kommentarar til [Vedlegg 2b IFE 2020-02-24](#) og [Vedlegg 1 DNV GL 2020-06-10](#). Halveringstid på 25 dagar ser ut til å mangle grunngeving.

Førestnadene for modellering av partikkelspreing er delvis endra frå 2014, som det går fram av [tabell 6](#). Det er no planlagd eit årleg utslepp på ca. fjerdedelen av det som vart lagt til grunn i DREAM-modelleringa i 2014. Men framleis er det tale om svært store mengder.

Som konkludert over var det ein del usikkerheiter ved modelleringa i 2014, og pga. justeringa av storleiksfordelinga basert på ein 100% feil konverteringsfaktor vart det modellert for låge konsentrasjonar for partiklar i vassøyla. Årsakene til det gjer seg gjeldande også i modelleringa i 2020.

Parameter	Planar per 2014	Planar anno 2020
Utslepp, faststoff, tonn/år	4,66 mill	1,215 mill
Avgang, totalt, tonn/time	6.099 SINTEF 2014-09-22	2.818,5 Vedlegg 5
Avgang, faststoff, tonn/time	532 SINTEF 2014-09-22	145,5 Vedlegg 5
Avgang, vatn, tonn/time	5.567 SINTEF 2014-09-22	
Avgang, tørrstoff, %	9,53 SINTEF 2014-09-22	5,16 Vedlegg 5
Avgang, mineralsamansetjing	Udokumentert	Estimat for pågang Redusert granat i avg. Vedlegg 2
Avgang, faststoff, tettleik, kg/L	3,45 kg SINTEF 2014-09-22	3,45 Vedlegg 5
Avgang, tettleik, kg/L	1,09 SINTEF 2014-09-22	
Temperatur, avgang, °C	8 SINTEF 2014-09-22	7,7 Vedlegg 5
Salinitet, avgang, g/L	33,447 SINTEF 2014-09-22	34,7 Vedlegg 5
Flokkuleringsmiddel	Magnafloc 155 NIVA 2014-09-26	Magnafloc 5250 Vedlegg 2
Dosering av Magnafloc til	heile avgangen NIVA 2014-09-26	del av avgangen Fig 2 Vedlegg 2 NM 2020-05-30, fig 11-4 Hatch 2017-10-30 , fig 3-8 NM & AsplanViak 2019-01-31
Avgang, storleiksfordeling (estimert floc size distribution)	NIVA 2014-09-26 DNV GL 2014-09-29-1244-4	NIVA 2014-09-26 , NM , Vedlegg 5
Utsleppsdjup, start & høgde over botn, m	280 & 20 SINTEF 2014-09-22	260 & 38 Vedlegg 5
Utsleppsvinkel	100 grader (nesten verikalt) SINTEF 2014-09-22	Horisontalt Vedlegg 5

Tabell 6. Samanlikning av prosess og utslepp i følgje gamle og nye planar.

Mineralsamansetjing, tettleik og partikkelform

Mineralsamansetjinga, spesielt med tanke på makrominerala granatar, amfibolar og omfasitt, var udokumentert i 2014 både for avgang og for prøvematerialet brukt i flokkuleringsforsøket ([NIVA 2014-09-26](#)).

Ei vanleg eller gjennomsnittleg mineralsamansetjing for pågangen er presentert i [Vedlegg 1](#), men sidan den var ukjend i materialet brukt i flokkuleringsforsøket veit ein ikkje kor relevante resultatane av det er.

Ein brukar tettleiken $3,45 \text{ tonn/m}^3$ både i 2014 og 2020 ([SINTEF 2014-09-22](#); [Vedlegg 5 SINTEF 2020-06-24](#)). Planane i 2020 om utvinning av meir granat, som er det tyngste av dei tre hovudmineralane, inneber at avgangen vert lettare og dermed kan spreie seg meir.

Utvinning av meir granat betyr også meir fjerning av partiklane med den rundaste forma, slik at fordelinga vert meir i retning avlange partiklar, som ein spesielt har i amfibolar. Det medfører lågare sedimenteringsfart.

Verdien $3,3 \text{ tonn/m}^3$ er også lagd fram ([NM & AsplanViak 2019-01-31](#)). Det tyder på at verdien $3,45$ er for høg i 2020.

Dosering av Magnafloc til avgang

Forsøket som låg til grunn for fordelingskurva vart etter utprøving og vurderingar utført med tilsetjing av Magnafloc 155 til det som skulle representere «*hele avgangen*» ([NIVA 2014-09-26](#)). Med desse nye planane vert det tilsetjing av Magnafloc 5250 til ein del av avgangen, før denne blandast med resten ([Vedlegg 2, Hatch 2017-10-30, NM & AsplanViak 2019-01-31](#)). **Den gamle fordelinga var usikker av ulike grunnar, og med ny prosess som avvik frå ein viktig føresetnad for den første, må ein rekne med endå større usikkerheit etter nye planar.**

Avgang, storleiksfordeling (estimert flocc size distribution)

Basert på flokkuleringsforsøk vart ei partikkelstorleiksfordeling (floc size distribution) estimert ([NIVA 2014-09-26](#)), endra ved å utelate alt mindre enn $15 \mu\text{m}$ ([DNV GL 2014-09-29-1244-4](#)) og deretter brukt i DREAM-modelleringa ([SINTEF 2014-09-22](#)). Argument for å utelate alt under $15 \mu\text{m}$ var ein 100% feil konverteringsfaktor.

Denne endra fordelinga frå 2014 er i 2020 endra endå meir av kunden og brukt i den nye modelleringa ([Vedlegg 5 SINTEF 2020-06-24](#)). («*Table 4.3 gives the particle size distribution of the mine tailings used as input to the model, provided by the client. The particle size distribution has been updated since the 2014 model runs (see report by DNV GL7). The main differences are in the larger size bins, as displayed in Figure 4.1.*»).

Så i begge variantane av fordelinga er inndeling i fraksjonar og prosentane nøyaktig dei same for fraksjonar $\leq 132 \mu\text{m}$. For større fraksjonar er det anna inndeling i storleikar, men tala er rimeleg like. Fraksjonen $\leq 15 \mu\text{m}$ sett til null i 2014 og 2020.

Argumenta for modellering av for låge konsentrasjonar i vassøyla iflg. gamle planar er difor høgst relevante også i 2020.

Diverse usikkerheiter

Av spesiell interesse her er om pyritt, som bind SIBX, inngår i aggregta, enten sjølve doseringa skjer til avgang med eller utan skumfasen. Kan SIBX blokkere for Magnafloc 5250? Dette er kanskje det tyngste mineralet i avgangen, med tettheit 4,5 – 5 kg/L (<https://www.mindat.org/>).

Ved spreing av partikkel-bunde SIBX er det også eit spørsmål om den brukte fordelinga er representativ for akkurat desse partiklane.

Modelleringa fokuserer på SIBX, men kva med nedbrytingsprodukta?

Kommersielle produkt inneheld kanskje 90% SIBX, så kva med dei andre 10%?

Den gamle fordelinga var usikker av ulike grunnar, og med ny prosess som avvik frå ein viktig føresetnad for den første, må ein rekne med endå større usikkerheit etter nye planar. Pga. fjerning av partiklar mindre enn 15 µm frå modelleringa og DNV GL sin 100% feil konverteringsfaktor i 2014 er det meir sannsynleg at det er under- enn over-estimert spreing av partikkelbunde SIBX.

Det bør modellerast på nytt utan nemnde justering av fordelinga. Ein minimumsføresetnad må også vere at ein dokumenterer mineralsamansetjinga i materialet brukt i flokkuleringsforsøket, og at denne er representativ.

Det må også modellerast SIBX-tungmetallompleks.

[Vedlegg 1 DNV GL 2020-06-10](#) konstaterer at ved Scenario 4 skjer det likevel ikkje opphoping i fjorden over ei grense, dette pga. fortynning. For SIBX er det vel meir aktuelt med *Emission Limit Value* enn *Environmental Quality Standard*?

4.6 Eventuell SIBX-akkumulering i plantar mm – vedlegg 1

6. MDIR: Eventuell akkumulering av SIBX i planter, og effekten SIBX har på opptak av tungmetaller i organismer, er nevnt i dokumentasjonen fra bedriften. Dette gjelder imidlertid ferskvann, og må derfor vurderes for marint miljø og tas med i tilbakemelding/søknad om endringer i tillatelsen. DNV GL: Disse vurderingene ligger i kapittel 2.8 og 2.9.

DNV GL referer til SIBX sin modellerte log K_{ow} (partisjonskoeffisient for octanol-vatn-system), som skal vere for låg til at stoffet kan bioakkumulere. Låg koeffisient er nok ikkje alltid eit hinder.

DNV GL har bl.a. denne kommentaren: «*Fra resultatene er det ikke klart hvorvidt konsentrasjonene i planter reflekterte sorpsjon eller faktisk opptak. Uavhengig av dette viste studien bare moderat effekt på blad og rotvekst ved eksponering for en konsentrasjon på 10 mg SIBX/L*».

Enkelte stoff kan ha giftverknad på organismar etter adsorpsjon til deira ytre overflater. Opptak er soleis ikkje naudsynt for å få ein effekt. Det har ein sett ved metallforgiftingar hjå fisk.

Den refererte artikkelen (Xu et al. 1988) adresserer ikkje overflatebinding versus opptak, noko den burde gjort, og det hadde vore interessant med analysar på både vaska og uvaska plantar.

På den andre sida, dei observerte at forsvinning av SIBX frå vatnet «*was highly dependent on root length*», noko som indikerer at overflateadsorpsjon, dersom det førekom i vesentleg grad, ikkje kan ha vore den einaste mekanismen.

Dette forsøket m.m. er også referert slik i eit review (Bach et al. 2016):

«*Xanthates have been shown to **bioaccumulate in organisms** (Xu et al., 1988). For example, the disappearance of xanthate from water (conc. 0.025 µg/ml) has been found to be enhanced by addition of the aquatic plant **duck weed (Lemna minor), which accumulates xanthates, and bioaccumulations factors (BCF) as high as 1000** have been reported for plant material (Xu et al., 1988). Xanthates have also been found to **enhance the bioaccumulation of heavy metals** (Boening, 1998) as they may form hydrophobic complexes with di- or trivalent heavy metals such as Zn, Cd, Pb and Cu. Those complexes facilitate uptake through organism cellular membranes and, by way of example, a ten-fold increase of Cd in trout gill tissue has been observed at xanthate levels as low as ~ 0.2 µg/l (Block & Pärt, 1986)*».

Ein kan også få ‘indirekte’ akkumulering ved at SIBX-metall-kompleks vert tekne opp.

DNV GL: «*Miljødirektoratet har bedt Nordic Rutile vurdere relevansen av disse studiene for marint miljø. DNV GL viser i den forbindelse til at slike effekter utelukkende er dokumentert for konsentrasjoner av SIBX som overstiger PNEC. Dette har sin forklaring i at det er en terskeverdi for at xantater kan opptre som medierende faktor i opptak av tungmetaller (Block, 1991) og denne er bestemt i området over 10⁻⁷ M, det vil si for konsentrasjoner av SIBX i størrelsesorden >15 µg/L. I den grad terskelnivået for mediering av tungmetalloptak vil endres i marint miljø forventest det, basert på den høyere ionestyrken og medfølgende konkurransen fra andre kationer i løsnings, at effekten der vil være mindre*».

Den omtala medieringa skjer gjennom danning av LSMC (lipid soluble metal complexes), og påstanden om terskelverdi kan utfordrast ut frå generell kjemi: Dersom vi forenkler ved å sjå bort frå ulike species av Cd-ionar kan reaksjonen mellom ionar av Cd og frå SIBX skrivast:



der n og m er talet på høves Cd²⁺- og IBX⁻-ionar som inngår i komplekset.

Løselegproduktet (k(sp)) er gjeve ved produktet av ione-konsentrasjonane:

$$k(\text{sp}) = [\text{Cd}^{2+}] [\text{IBX}^-]$$

Det betyr at med låg konsentrasjon av det eine stoffet kan $k(\text{sp})$ likevel overskridast dersom det andre førekjem i høg nok konsentrasjon. **Dvs. at ein terskelverdi for det eine av desse vil avhenge av konsentrasjonen av det andre stoffet.** Dessutan avheng $k(\text{sp})$ av bl.a. pH og temperatur. Og om LCMS vert teke opp av organismar kand det drive reaksjonen mot høgre.

Artikkelen (Sheikh 1972) inneheld ein tabell 1 med «*Solubility Products of (Ksp) of Heavy Metal Xanthates*» henta frå litteratur. Variasjon for $k(\text{sp})$ ca. $10^{-8} - 10^{-15}$. Og stabiliteten til kompleksa aukar etter som bindingane blir meir kovalente av natur.

Ein kan også vurdere dette ut frå generell kinetikkteori. Dersom ein startar med konsentrasjon null av komplekset går reaksjonen til høgre til det er etablert jamvekt, som då betyr lik fart begge vegar.

Reaksjonsfarten (raten) når ein blandar reaktantane er (forenkla)

$$\text{Initiell rate} = k[\text{Cd}^{2+}]^\alpha [\text{IBX}^-]^\beta [\text{X}]^\gamma$$

der k er ein konstant, $[\text{Cd}^{2+}]$ og $[\text{IBX}^-]$ er utgangskonsentrasjonar, og α , β og γ er eksponentar som må bestemmast eksperimentelt. X representerer mellomprodukt som ikkje inngår i nettoreaksjonen, men som kan påverke farten.

Reaksjonen sin orden vert $\alpha + \beta + \gamma$.

Teoretisk er det ingen terskelkonsentrasjon for at reaksjonen (binding mellom Cd^{2+} - og IBX^-) skal gå.

SIBX o.a. xanthat er designa for binde andre kationar enn dei frå alkali- (Na etc.) og jordalkalimetall (Ca etc). At SIBX inneheld Na og dissosierer i vatn til Na^+ og IBX^- er eit prov på det.

Eller sagt på ein annan måte: IBX^- har mykje høgare affinitet for tungmetall enn for Na. Så sjølv med mange ionar i sjøvatn er det ikkje sikkert at desse vil konkurrere meir effektivt enn tungmetall om xanthat.

Prosessvatnet i flotasjoncella vil også innehalde ein del ionar pga. resirkulering, slik at det kanskje vert ein mellomting mellom fersk- og sjøvatn. Likevel reknar ein med at SIBX vil fungere der.

Ein av nemnde studiar som dokumenterte at xanthat aukar kadimium-opptaket vart utført av Block & Part 1992. I denne studien vart påvist auka Cd-opptak i gjellepitelceller i monolagkultur etter tilsetjing av kaliummethylxanthat (KEX) og kaliumamylxanthat (KAX). Monolaget vart klargjort før forsøket i Leibowitz L-15 cellekulturmedium og forsøket vart deretter utført med buffer (Cortland salmonid saline). Dette betyr høgare saltkonsentrasjonar enn det ferskvatn vanlegvis har. Vanlegvis brukar ein i cellekultur konsentrasjonar som i sum tilsvarar

osmolariteten til 0,9% NaCl (fysiologisk saltvatn). Dvs. at ein i kulturane hadde vesentleg høgare salinitet enn i ferskvatn. Dette er indikasjon på at ionar av alkali- og jordalkali-metall i sjø ikkje hindrar, ev. ikkje bremsar, danning og opptak av slike kompleks.

Oppsummert har det ikkje komme fram kunnskap som tilseier generelt lågare opptak av tungmetall-SIBX-kompleks frå sjøvatn, men ein må rekne med at det kan variere avhengig av tungmetall (grunnstoff). Ein bør difor undersøke for danning av tungmetall-SIBX-kompleks i sjøvatn. Bl.a. for kadmium.

5 Referanseliste

ATDSR 1996 Public health statement. Carbon disulfide. CAS # 75-15-0. Agency for Toxic Substances and Disease Registry ToxFAQs. <https://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp82-c1-b.pdf>

Bach et al. 2016 *Review on environmental risk assessment of mining chemicals used for mineral separation in the mineral resources industry and recommendations for Greenland*. 2016, Aarhus University.

Behnamfard & Veglio 2019 Behnamfard A, F Veglio 2019 Estimation of xanthate decomposition percentage as a function of pH, temperature, and time by least squares regression and adaptive neurofuzzy inference system. *International Journal of Mining and Geo-Engineering* 53(2): 157-163. DOI [10.22059/IJMGE.2019.257534.594741](https://doi.org/10.22059/IJMGE.2019.257534.594741)

Biologge 2010-10-19 Evaluation of eclogite tailing from the Engebø Mountain as capping material on contaminated sediments (Vurdering av eklogittavgang som tildekkingsmasse over forurensede sedimenter). Report (rapport) no. (Nr.) B08-12-02/1, version (versjon) 2.

Block & Pärt 1986 Block M, P Pärt 1986. Increased availability of cadmium to perfused rainbow trout (*Salmo gairdneri*, Rich.) gills in the presence of the complexing agents diethyl dithiocarbamate, ethyl xanthate and isopropyl xanthate. *Aquatic Toxicology* 8: 295–302.

Block 1991 Block, M. 1991. Distribution of cadmium in an octanol/water system in the presence of xanthates and diethyldithiocarbamate. *Environmental Toxicology and Chemistry* 10: 1267-1272.

Block et al 1992 Block M, Glynn AW, Pärt P. 1991. Xanthate effects on cadmium uptake and intracellular distribution in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) gills. *Aquatic Toxicology* 20: 267-284.

Block & Pärt 1992 Block M, P Pärt 1992 Uptake of ¹⁰⁹Cd by cultured gill epithelial cells from rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquatic Toxicology* 23(2): 137-151. [https://doi.org/10.1016/0166-445X\(92\)90005-8](https://doi.org/10.1016/0166-445X(92)90005-8)
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/0166445X92900058>

Burton Jr. 2010 Burton Jr. GA 2010 Metal bioavailability and toxicity in sediments. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 40: 852-907.

DHI 2020-02-24 Effect of sodium isobutyl xanthate (SIBX) on the early life stages of the marine fish, sheephead minnow (*Cyprinodon variegatus*) and the marine copepod *Acartia tonsa*. Appendix 3 to NM 2020-06-10.

DNV GL 2014-09-29-1244 Water currents and particle spread in the Førdefjorden (Strømforhold og partikkelspredning i Førdefjorden). Report no. 2014-1244, Rev A. In Norwegian. http://www.nordicmining.com/getfile.php/Bilder/Operations/Engeb%C3%B8/Engeb%C3%B8%20norsk/Tilleggsunders%C3%B8kelses/Str%C3%B8mforhold%20og%20partikkelspredning%20i%20F%C3%B8rdefjorden_DNV%20GL.pdf
https://www.eftasurv.int/cms/sites/default/files/documents/gopro/4212-Engeb%C3%B8%2011%20Str%C3%B8mforhold%20og%20partikkelspredning%20i%20F%C3%B8rdefjorden_DNV%20GL.pdf

DNV GL 2014-09-29-1244-1 Water current and measurements of hydrography in the Førdefjorden – appendix 1 to the report DNV GL 2014-1244 Water currents and particle spread in the Førdefjorden (strøm og hydrografimålinger - Appendiks 1 til DNV GL 2014-1244-0 Strømforhold og partikkelspredning i Førdefjorden). Rapportnr.: 2014-1244, Rev A. In Norwegian. <http://docplayer.me/2598407-Vedlegg-1-strom-og-hydrografimalinger.html>

DNV GL 2014-09-29-1244-4 Evaluation of flocculation effect and adjustment for DREAM modeling – Appendix 4 to the report DNV GL 2014-1244-0 Water currents and particle spread in the Førdefjorden (vurdering av flokkuleringseffekten og tilpasning i DREAM - Appendiks 4 til DNV GL 2014-1244-0 Strømforhold og partikkelspredning i Førdefjorden). Rapportnr.: 2014-1244, Rev A. In Norwegian.

http://www.nordicmining.com/getfile.php/Bilder/Operations/Engeb%C3%B8/Engeb%C3%B8%20orsk/Tilleggsunders%C3%B8kelser/Vedlegg%204,%20Vurdering%20av%20flokkuleringseffekten_DNV%20GL.pdf

DNV GL 2019-07-19 Miljøegenskaper til prosesskjemikalier i Nordic Rutiles produksjon av rutil og granat. Rapport datert 18.07.2019

DNV GL 2020-06-10 Documentation of environmental properties of the chemical compound SIBX. Summary (Dokumentasjon for miljøegenskaper til stoffet SIBX. Sammendrag). Appendix 1 to **NM 2020-06-10**.

Flottec 2015-12-31 Flottec SIBX Collector. Safety Data Sheet. SDS r00 EN 2015-12-31

FOR-2006-12-15-1446 Norwegian Water Regulations, Ministry of Climate and Environment, valid from 01.01.2007 (Forskrift om rammer for vannforvaltningen. Klima- og miljødepartementet. FOR-2006-12-15-1446, gjelder fra 01.01.2007). In Norwegian. <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2006-12-15-1446>

Gottofrey et al. 1988 Gottofrey J, K Borg, S Jasim, H Tjälve 1988 Effect of potassium ethyl xanthate and sodium diethylthiocarbamate on the accumulation and disposition of nickel in the brown trout (*Salmo trutta*). *Pharmacology and Toxicology* **63**:46-51.

Hatch 2017-10-30 Nordic Mining. Engebø Rutile and Garnet Project. Prefeasibility Study. H352410-00000-280-066-0001, Rev. 0.

Hatch 2020-01-28 Nordic Mining. Engebø Rutile and Garnet. Definitive Feasibility Study – Executive Summary.

HI 2011 (van der Meeren & Otterå) van der Meeren T & H Otterå 2011: Evaluation of field-collected data from the Førdefjorden, March 3rd – 6th 2011. The Institute of Marine Research, report from field work (Vurderinger av data fra tokt samlet inn i Førdefjorden, 3.-6. mars 2011. Havforskningsinstituttet, toktrapport). ISSN 1503-6294/Nr. 1 – 2011. In Norwegian.

Ibragimova & Kleiv 2018 Equilibria and Kinetics of Flotation Chemical Sorption Reactions in Tailings-Seawater Systems. *Tailings 2018. 5th International Seminar on Tailings Management*.

John & Leventhal 1995 John DA, JS Leventhal 1995 Bioavailability of metals. USGS Publications Warehouse. Page 10-18. <https://pubs.usgs.gov/of/1995/ofr-95-0831/CHAP2.pdf>

Kleppe 2013 Kleppe S 2013 The Engebøfjellet Eclogite, Sunnfjord: petrology and modal analysis of a world class rutile-ore deposit. Master Thesis, Department of Geosciences, University of Oslo. <https://www.duo.uio.no/handle/10852/37968>

Koski 2012 Koski RA 2012 Metal dispersion resulting from mining activities in coastal environments: A pathways approach. *Oceanography* **25**(2):170–183.

Luoma 1983 Luoma SN 1983 Bioavailability of trace metals to aquatic organisms - a review. *The Science of the Total Environment*, **28**: 1-22.

Manning et al. 2011 Manning AJ, JV Baugh, RL Soulsby, JR Spearman, RJS Whitehouse 2011 Cohesive sediment flocculation and the application to settling flux modeling. Sediment Transport, Dr. Silvia Susana Ginsberg (Ed.), ISBN: 978-953-307-189-3, InTech. <http://www.intechopen.com/books/sediment-transport/cohesive-sediment-flocculation-and-the-application-to-settling-flux-modelling>

MDIR 2014-01-23 Altered discharge permit for Nyrstar Høyanger - Eras metal (Endret tillatelse Nyrstar Høyanger - Eras metal). http://www.miljodirektoratet.no/Global/dokumenter/horinger/horing2013-86_brev.pdf

MDIR 2015-02-13 Nordic Mining – application for mining the Engebø Mountain. Transmitting letter to the Ministry of Climate and Environment 13.02.2015 (Nordic Mining – søknad om gruvevirksomhet i Engebøfjellet. Brev til Klima- og Miljødepartementet datert 13.02.2015). In Norwegian. http://www.miljodirektoratet.no/Documents/Nyhetsdokumenter/nordicmining_engebofjellet_anbefaling130215.pdf

MDIR 2017-04-05a Decision on revised permit pursuant to the Pollution Control Act for Eramet Norway AS Kvinesdal (vedtak om revidert tillatelse etter forurensningsloven til Eramet Kvinesdal) <http://www.miljodirektoratet.no/Global/dokumenter/horinger/Vedtak/Vedtak%20om%20revidert%20tillatelse%20etter%20forurensningsloven%20til%20Eramet%20Kvinesdal.pdf?epslanguage=no>

MDIR 2017-04-05b Permit for activity pursuant to the Pollution Control Act for Eramet Norway AS Kvinesdal. Appendix (tillatelse til virksomhet etter forurensningsloven for Eramet Norway AS Kvinesdal. Vedlegg) <http://www.miljodirektoratet.no/Global/dokumenter/horinger/Industri/Utkast%20til%20revidert%20tillatelse%20etter%20forurensningsloven%20til%20Eramet%20Kvinesdal.pdf?epslanguage=no>

MDIR 2019-12-09 Angående vurdering av aktuelle kjemikalier. Brev til Nordic Mining. 2019/348.

MDIR 2020-07-02 Høring av søknad fra Nordic Rutile om endring av tillatelse. 2016/9641.

NGU 1998-05-04-081 The geology of the Engebøfjell eclogite deposit and its regional setting. NGU report no 98.081. Confidential until 04.05.2003. <https://www.ngu.no/publikasjon/geology-engebofjell-eclogite-deposit-and-its-regional-setting>

NGU 2008-12-08-082 Characterisation of garnet, Engebøfjellet rutile deposit. NGU report 2008.082. Confidential until 31.12.2013. <https://www.ngu.no/publikasjon/characterisation-garnet-engebofjellet-rutile-deposit>

NGU 2008-12-16-085 Rutile ore characteristics, Engebøfjellet. NGU report, serial no 2008.085, ISSN 0800-3416, 74 pages. Confidential until 31.12.2011. <https://www.ngu.no/publikasjon/rutile-ore-characteristics-engebofjellet>

NGU's Ore Database The ore database. Deposit Area 1433 – 001. Name of Deposit Area: Engebøfjellet. Object Id: 1433,001,00,00. Drill Cores from the Deposit Area: See Borehole Area [Engebøfjellet](#). NGU = Geological Survey of Norway. In English. Visited 2017-01-31. http://aps.ngu.no/pls/oradb/minres_deposit_fakta.Main?p_objid=12376&p_spraak=E

NIFES 2015-03-16 Mining and sea deposition of tailing in the Førdefjorden. Recommendations for assessment of seafood safety concerning process chemicals and metals (Gravedrift og sjødeponi i Førdefjorden. Anbefalinger for å vurdere sjømattrygghet ift prosesskjemikalier og metaller). NIFES report.

NIVA 2004-4366 Environmental investigation of Ranfjorden 1994-96 (miljøundersøkelser i Ranfjorden 1994-96). LNR 4366-2004. In Norwegian. Summary in English.

[NIVA 2008-05-06](#) Animal life on the bottom of Førdefjorden and composition of the bottom sediments. Investigations in 2007. (Dyrelivet på bunnen av Førdefjorden og bunnsedimentenes sammensetning. Undersøkelser i 2007). NIVA report (rapport) 5625-2008. In Norwegian. Summary in English.

[NIVA 2008-09-01](#) Water current, turbidity and hydrography in the fjord basin adjacent to Engebø, the Førdefjorden. Measurements conducted as part of the environmental impact assessment concerning submarine disposal of mine tailing (Strøm, turbiditet og hydrografi i fjordbassenget utenfor Engebø, Førdefjorden. Målinger utført for konsekvensutredning for deponi av bergverksavgang). NIVA report (rapport) 5662-2008, 29 sider. In Norwegian, and a brief summary in English. <http://www.nb.no/nbsok/nb/89e9b391eda8361290b153e61c9b98c7>

[NIVA 2008-11-11](#) Spread of particles in the surface layer of the Førdefjorden adjacent to the Engebø Mountain. Modeling water quality subsequent to discharge from mining activity (Spredning av partikler i overflatelaget utenfor Engebøfjellet. Modellering av vannkvalitet som følge av utslipp fra gruveaktivitet). NIVA report (rapport) LNR 5690-2008. In Norwegian. <https://www.naustdal.kommune.no/tenester/plan-og-naring/plan/engebo/>

[NIVA 2008-12-01](#) The risk of harmful effects on fish and blue mussels by mining at Engebøneset. A literature study on effects of metals and suspended particles (Risikoen for skader på fisk og blåskjell ved gruveaktivitet på Engebøneset. En litteraturstudie om effekter av metaller og suspenderte partikler). Oslo: NIVA. OR-5689:1-38. In Norwegian.

2nd version, with summary and new cover photo, from the home page of the Municipality of Naustdal):

<https://www.naustdal.kommune.no/Filnedlasting.aspx?MId1=195&FilId=42>

<https://www.naustdal.kommune.no/tenester/plan-og-naring/plan/engebo/> #19

[NIVA 2009 May b](#) Physical/chemical properties of eclogite and tailing (Fysisk/kjemiske egenskaper til eklogitt og avgang). NIVA O-27199 – WP4. May 2009. In Norwegian.

<https://www.naustdal.kommune.no/Handlers/fh.ashx?MId1=4&FilId=82> # 1

[NIVA 2009-05-24](#) Estimation of spread of tailing in the Førdefjorden from Nordic Mining's planned mining activity (Beregning av spredning av avgang i Førdefjorden fra planlagt gruvevirksomhet for Nordic Mining). O-27199 WP10. Note. In Norwegian. <https://www.naustdal.kommune.no/Handlers/fh.ashx?MId1=39&FilId=27>

[NIVA 2014-09-26](#) Experimental settling of flocculated tailing from the Engebø Mountain (Utsynkningsforsøk med flokkulert avgang fra Engebøfjellet). NIVA report (rapport) LNR 6624-2014. In Norwegian and summary also in English.

http://www.nordicmining.com/getfile.php/Bilder/Operations/Engeb%C3%B8/Engeb%C3%B8%20norsk/Tilleggsunders%C3%B8kelser/Utsynkningsfors%C3%B8k%20med%20flokkulert%20avgang_NIVA.pdf

[NM 2009-06-10](#) Application for discharge permit for rutile mining in the Engebø Mountain. To the County Governor of Sogn og Fjordane (Søknad om utslippstillatelse for utvinning av rutil i Engebøfjellet. Til Fylkesmannen i Sogn og Fjordane). <https://www.naustdal.kommune.no/Handlers/fh.ashx?MId1=6&FilId=90>

[NM 2015-01-06 Appendix 8](#) Process chemicals & application for discharge permit – appendix 8 – Nordic Mining – evaluation of use of Magnafloc (Tilsetningsstoffer & utslippssøknad - vedlegg 8 - Nordic Mining vurdering bruk av Magnafloc).

[NM 2020-05-30](#) Engebø Rutile and Garnet: Froth Flotation Reagent Dosage and consumption Project Reference: 06. Comminution and Processing. Appendix 2 to [NM 2020-06-10](#),

[NM 2020-06-10](#) Change of process chemicals in the current discharge permit. Application to the With five enclosures (Endring av prosesskjemikalier i gjeldende utslippstillatelse. Søknad til Miljødirektoratet. Med fem

vedlegg). <https://www.miljodirektoratet.no/hoeringer/2020/juli-2020/nordic-rutile-soker-om-endring-av-kjemikalier-i-tillatelse-til-gruvedrift-i-engebofjellet/>

NM & AsplanViak 2019-01-31 Nordic Rutile AS. Application for operating license. Operating plan – text document. 63 pages (Nordic Rutile AS. Søknad driftskonsesjon. Driftsplan – tekstdel. 63 sider). Attachment to (vedlegg til) [NM 2019-02-01](#).

https://dirmin.no/sites/default/files/soknad_-_vedlegg_3_-_driftsplan_-_tekstdel.pdf

Promin 2019-07-10 Xantat ved Nussir. Forbruk og konsekvenser ved bruk av xantat i kobberflotasjonen ved Nussir.

Redox Pty Ltd 2013-04-03 XANTHATES (Sodium Isobutyl Xanthate) Safety data sheet

Sheikh 1972 The chemical stability of heavy metal xanthates. Thesis. The University of British Columbia.

Shen et al. 2016 Shen Y, Nagarai DR, Farinato R, Somasundaran P. 2016. Study of xanthate decomposition in aqueous solutions. *Minerals Engineering* **93**: 10-15.

Shen 2016 Shen Y 2016 Chemical Fate Studies of Mining Reagents: Understanding the Decomposition Behavior under Various Conditions, in *Earth and Environmental Engineering*. 2016, Columbia University.

Shen et al. 2019a Shen Y, DR Nagaraj, R Farinato, P Somasundaran, S Tong 2019 Xanthate decomposition in ore pulp under flotation conditions: Method development and effects of minerals on decomposition. *Minerals Engineering* 131: 198-205. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2018.11.022>

Shen et al. 2019b Shen Y, DR Nagaraj, R Farinato, P Somasundaran, STong 2019 Decomposition of flotation reagents in solutions containing metal ions. Part I: Gaseous compounds from xanthate decomposition. *Minerals Engineering* 139: pages 60.

<https://doi.org/10.1016/j.mineng.2019.105893>

Sienko & Plane 1974 *Chemical principles and properties*. 2nd ed. McGraw-Hill.

SINTEF 2014-09-22 Simulation of particle spread in Førdefjorden from planned submarine tailing disposal (Simuleringer av partikkelspredning i Førdefjorden fra planlagt sjødeponi). Appendix 3 til DNV GL 2014-1244. SINTEF F26318. In Norwegian.

http://www.nordicmining.com/getfile.php/Bilder/Operations/Engeb%C3%B8/Engeb%C3%B8%20norsk/Tilleggsunders%C3%B8kelses/Vedlegg%203.%20Simuleringer%20av%20partikkelspredning%20i%20F%C3%B8rdefjorden%20fra%20planlagt%20sj%C3%B8deponi_SINTEF.pdf

SINTEF 2020-06-10 Sodium isobutyl xanthate attachment onto flotation feed. Determination of partitioning coefficient (K_d) in freshwater and desorption in seawater in samples from April 2020. Appendix 4 to [NM 2020-06-10](#).

SINTEF 2020-06-24 Modelling of spreading of SIBX from mine activity in Førdefjorden. Appendix 5 to [NM 2020-06-10](#).

SGC PeTech AS 2016-10-06 Geology projects in the County Sogn & Fjordane, Western Norway – minerals and extraction of masses in the County (Geologiprojekt i Sogn & Fjordane - Mineral og masseuttak i fylket. In Norwegian. <http://synne5.wixsite.com/sgc-geofare-1>

Sun & Forsling 1997 Sun Z & W Forsling 1997 THE DEGRADATION KINETICS OF ETHYL-XANTHATE AS A FUNCTION OF pH IN AQUEOUS SOLUTION. *Minerals Engineering*, 10 (4): 389-400.

Tipman 1970 Tipman NR 1970 Reactions of potassium ethyl xanthate in aqueous solution.
<https://open.library.ubc.ca/cIRcle/collections/ubctheses/831/items/1.0059066>

Vedlegg 1 DNV GL 2020-06-10 DOKUMENTASJON FOR MILJØEGENSKAPER TIL STOFFET SIBX SAMMENDRAG. Memo No Nrutile 1006-2020.

Vedlegg 2 NM 2020-05-30 Engebø Rutile and Garnet: Froth Flotation Reagent Dosage and Consumption. Project Reference: 06. Comminution and Processing. Document no. ENG-001-006-011.

Vedlegg 2b IFE 2020-02-24 Degradation of sodium isobutyl xanthate (SIBX) in marine water. Report number IFE/F-2020/. Institute for Energy Technology, Norway, <http://www.ife.no>. Appendix 2b to NM 2020-06-10.

Vedlegg 3 SINTEF 2020-06-17 Sodium isobutyl xanthate attachment onto flotation feed. Determination of partitioning coefficient (Kd) in freshwater and desorption in seawater in samples from April 2020. SINTEF Ocean AS. PROJECT NO. 302005502.

Vedlegg 4 DHI 2020-02-24 Effect of Sodium Isobutyl Xanthate (SIBX) on the early life stages of the marine fish, sheepshead minnow (*Cyprinodon variegatus*) and the marine copepod *Acartia tonsa*. BWL/11824631/Chronic toxicity tests /Final report/2020.02.24

Vedlegg 5 SINTEF 2020-06-24 Modelling of spreading of SIBX from mine activity in Førdefjorden. PROJECT NO. 302004074.

WHO 2002 Concise International Chemical Assessment Document 46. 1. Carbon disulfide - adverse effects. 2. Risk assessment. 3. Environmental exposure. 4. Occupational exposure. I. International Programme on Chemical Safety. II. Series. World Health Organization, Geneva, 2002. ISBN 92 4 153046 4. ISSN 1020-6167.

Xu et al. 1988 Xu Y, Lay JP, F Korte 1988 Fate and effects of xanthates in laboratory freshwater systems. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology **41**:683-689.