

RAPPORT LNR 4606-2002

Vurdering av mulige
miljøkonsekvenser av
fortsatt utslipp av gips
(anhydritt) fra
Outokumpu Norzink AS
til Sørfjorden i perioden
2004-2014

Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5005 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-niva

9296 Tromsø
Telefon (47) 77 75 03 00
Telefax (47) 77 75 03 01

Tittel Vurdering av mulige miljøkonsekvenser av fortsatt utslipp av gips (anhydritt) fra Outokumpu Norzink AS til Sørfjorden i perioden 2004-2014	Løpenr. (for bestilling) 4606-2002	Dato 20/12-02
	Prosjektnr. Undernr. O-21379	Sider Pris 44
Forfatter(e) John Arthur Berge Håvard Hovind Jarle Molvær Morten Schaanning	Fagområde Miljøgifter sjøvann	Distribusjon Fri
	Geografisk område Hordaland	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Outokumpu Norzink AS	Oppdragsreferanse 2.20355 og 2.20551
--	---

Sammendrag

Outokumpu Norzink AS søker om tillatelse til fortsatt utslipp av gips (anhydritt) fra aluminium-fluoridfabrikken. Anhydritten inneholder spormengder av metaller der kvikksølv (Hg), bly (Pb), kadmium (Cd) og kobber (Cu) er de viktigste. For å vurdere konsekvenser av fremtidige utslipp er det gjennomført beregninger av innlagringsdyp, fortykning og konsentrasjoner av metaller og pH i ulik avstand fra utslippet. Beregnede konsentrasjoner er sammenlignet med effektkriterier. Avløpsvannet vil oftest legge seg langs bunnen. Ved sterk strøm vil innlagringen skje noe høyere i vannsøylen. Spredning av utslippet vil i hovedsak gjelde en vannmasse på noen få meters tykkelse langs bunnen. Strømhastigheter på 2 cm/s fører til at konsentrasjonen av metaller vil være nær lokal bakgrunn i en avstand på ca 400 m fra utslippspunktet. Tilsvarende må en ut til en avstand på noe over 1000 m ved en strøm på 10 cm/s. Skadelige biologiske effekter vil i hovedsak være begrenset til organismer i eller noen få meter over bunnen ut til en avstand på maksimalt 200-600 m. I praksis antar man at den sterke nedslammingen i nærheten av utslippet (antydningssvis innen for en avstand på ca 100-200 m) er langt mer viktig enn giftvirkning av metallene for å forklare den fattige faunaen som er observert i utslippsområdet. Totalt sett vurderes influensområdet til å være relativt lite. Med utgangspunkt i at både mengden anhydritt og at Hg-innholdet i dette vil bli kraftig redusert vil de planlagte utslippene representerer en miljøgevinst.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Utslipp	1. Effluent
2. Anhydritt	2. Calciumsulphate
3. Metaller	3. Metals
4. Miljøeffekter	4. Environmental impact



John Arthur Berge
Prosjektleder



Kristoffer Næs
Forskningsleder
ISBN 82-577-4267-8



Jens Skei
Forskningsdirektør

**Vurdering av mulige miljøkonsekvenser av utslipp
av gips (anhydritt) fra Outokumpu Norzink AS til
Sørfjorden i perioden 2004-2014**

Forord

Outokumpu Norzink AS har i dag en felles utslippstillatelse for sinkverket og aluminiumfluoridfabrikken. Gjeldende utslippstillatelse er fra 04.06.84 ajourført med endringer til kravene pr. 15.09.95. I forbindelse med produksjonsutvidelser søker bedriften nå om separate utslippstillatelser for sinkverket og aluminiumfluoridfabrikken. Som et ledd i arbeidet med den nye utslippssøknaden for aluminiumfluoridfabrikken har Outokumpu Norzink AS i bestilling no. 2.20355 og 2.0551 bedt NIVA foreta en vurdering av eventuelle miljøkonsekvenser av et fortsatt utslipp av anhydritt fra aluminiumfluoridfabrikken.

*I prosjektperioden har Emil Jøsendal vært kontaktperson hos Outokumpu Norzink AS
Leder for prosjektet (O-21347) hos NIVA har vært John Arthur Berge.*

Oslo, 20/12 02

John Arthur Berge

Innhold

Sammendrag	6
Summary	8
1. Innledning	10
2. Beskrivelse av utslippet	11
2.1 Utslipp frem til idag	11
2.2 Fremtidens utslipp	13
3. Kjemiske prosesser når anhydritt med metaller slippes ut i sjøvannet i Sørfjorden	15
3.1 Prosessen	15
3.2 Anhydritt i sjøvann	16
4. Miljøforholdene i Sørfjorden	18
4.1 Utslppsreduksjoner/vannkonsentrasjoner	18
4.2 Sediment	20
4.3 Fauna og flora	21
4.4 Miljøgifter i blåskjell	21
4.5 Miljøgifter i fisk	21
4.6 Kostholdsråd	22
5. Beregning av avløpsvannets spredning og fortykning	23
5.1 Data og metodikk	23
5.2 Resultater	25
5.3 Oppsummering	30
6. Beregning av pH i avløpsvannet etter spredning/fortyning	31
6.1 Metode-prinsipp	31
6.2 Beregninger	31
7. Biologiske effekter av anhydritts innhold av miljøgifter og svovelsyre samt av nedslamming	34
7.1 Kroniske effekter i vann	35
7.1.1 Effekter av lokale bakgrunnskonsentrasjoner av metaller	35
7.1.2 Effekter av kvikksølv fra anhydritt	35
7.1.3 Effekter av kadmium fra anhydritt	35
7.1.4 Effekter av bly fra anhydritt	36
7.1.5 Effekter av kobber fra anhydritt	36
7.2 Akutte effekter	36
7.3 Effekter av metaller fra gips/anhydritt i sediment	36
7.4 Nedslamming	37
7.5 Effekter av redusert pH fra svovelsyre	38

8. Konklusjoner og oppsummerende kommentarer	39
9. Referanser	42

Sammendrag

Outokumpu Norzink AS har en felles utslippstillatelse for sinkverket og aluminiumfluoridfabrikken. Det søkes nå om en separat utslippstillatelse for aluminiumfluoridfabrikken.

Som et biprodukt ved produksjonen av aluminiumfluorid fås gips (kalsiumsulfat) som ledes til sjø. En mer korrekt betegnelse på gipsen er anhydritt. Anhydritten inneholder spormengder av metaller hvor kvikksølv (Hg), bly (Pb), kadmium (Cd) og kobber (Cu) er de viktigste i miljøsammenheng.

Bedriften har som målsetning å selge mest mulig av anhydritten slik at en i fremtiden unngår utslipp til sjø helt. Dermed vil også utlippene av Hg, Pb, Cd og Cu opphøre.

På grunn av usikkerhet i markedet og prosessstekniske grunner vil det imidlertid være behov for å få tillatelse fra SFT til å slippe anhydritt i fjorden også i fremtiden (50000 t/år i perioden 2004-2006 og 25000 t/år i perioden 2007-2014). Middelutlippene av anhydritt i perioden 1993-2001 var ca 67000 t/år, dvs. at fremtidige utslipp vil være mindre i volum og konsentrasjonen av Hg vil være redusert i forhold til det en har sett de senere år. Ut fra et miljøsynspunkt er det positivt at bedriftens utvidelsesplaner på sikt medfører en reduksjon i utlippene. Anhydritt som planlegges sluppet ut vil i fremtiden ha et relativt lavt innhold av metaller (tilstandsklasse I dersom SFTs kriterier for marine sedimenter benyttes).

For å vurdere konsekvenser av fremtidige utslipp har en på grunnlag av det som anses som et realistisk utlippsscenario gjennomført beregninger av innlagringsdyp, fortykning og konsentrasjoner av metaller (NIVA*JET.MIX og PLUMSV er benyttet til beregningene) og pH (forenklet pH modell) i ulike avstander fra utslippet. Beregnede konsentrasjoner er sammenlignet med kriterier for forekomst av skadelige effekter (Oslo og Paris kommisjonen 1996, US-Environmental Protection Agency).

For de aller fleste situasjoner viser beregninger at avløpsvannet synker 10 meter eller mer før fortykningen har blitt så stor at det innlagres. I praksis vil avløpsvannet oftest legge seg som en "sky" langs bunnen. I situasjoner med sterk strøm vil innlagringen kunne skje høyere oppe. Etter nedsynking til bunns eller innlagring nær bunnen vil spredningen i alt vesentlig foregå horisontalt mens partikler synker ut. Spredning av plumen fra utslippet vil i hovedsak gjelde en vannmasse på noen få meters tykkelse langs eller nær bunnen.

Beregninger tyder på at en strømhastighet på 2 cm/s i sjøen ved utslippet fører til at konsentrasjonen av metaller vil være nær lokal bakgrunn i en avstand på ca 400 m fra utslippspunktet. Ved en strømhastighet på 10 cm/s må en ut til en avstand på noe over 1000 m før konsentrasjonen av metaller er nær lokal bakgrunn.

Ut fra US-EPAs kriterier for akutte effekter vil konsentrasjoner av Pb og Cd og sannsynligvis også Hg i primærutslippet ikke gi akutte skadelige biologiske/økologiske effekter selv helt inne ved utslippspunktet. Cu-konsentrasjonen i primærutslippet er imidlertid såpass høy at akutte effekter teoretisk sett vil kunne oppstå innenfor en avstand som er mindre enn 25 m.

Hg-innholdet i anhydritten forventes ikke å gi skadelige biologiske/økologiske effekter på vannlevende organismer utenfor en radius på maksimalt 50 m ved kronisk eksponering. Selv i en avstand på noen få meter fra utslippet tyder beregningene på at konsentrasjonen ikke er tilstrekkelig (dvs >50 ng/l) til å forvente biologiske effekter av kvikksølv.

Pb-innholdet i anhydritten forventes ikke å gi skadelige biologiske/økologiske effekter (kronisk eksponering) på vannlevende organismer utenfor en radius på maksimalt 450 m. Innenfor en avstand

av maksimalt 450 m (strømhastighet 10 cm/s) og 150 m (strømhastighet 2 cm/s) antas imidlertid konsentrasjonen av bly å være såpass høy ($>0,5\mu\text{g/l}$) at skadelige biologiske/økologiske effekter kan forekomme. Selv helt inne ved utslippet vil konsentrasjonen av Pb ikke bli så høy at skadelige biologiske/økologiske effekter ved langtidseksponering kan forventes.

Selv helt inne ved utslippet vil Cd i anhydritten ikke forventes å gi konsentrasjoner som tilsier skadelige biologiske/økologiske effekter (kronisk eksponering) på vannlevende organismer. Konsentrasjonen av Cd er imidlertid av andre årsaker så høy at effekter likevel ikke kan utelukkes i området.

Effekter ved kroniske eksponering fra Cu i anhydritten antas å være begrenset til en avstand av godt under 25 m fra utslippspunktet.

I 1990 ble avleiringer med anhydritt observert ut til en avstand av opptil 140 m. Omfang og utstrekning på gipsavleireingene idag er ikke kjent. Den sterke nedslammingen i nærheten av utslippet (antydningvis innen for en avstand på ca 100-200m) er sannsynligvis langt mer viktig enn giftvirkning av metallene i anhydritten for å forklare den fattige faunaen som er observert i utslippsområdet.

Ved et antatt innhold av svovelsyre i anhydritten på 0,8 %, kombinert med høy strømhastighet, må en forvente pH-effekter på marine organismer ut til en avstand på ca 200 m nedstrøms utslippet, mens denne avstanden reduseres til ca 80 m ved lav strømhastighet.

Sørfjorden har over lang tid vært massivt påvirket av ulike former for industrivirksomhet og indre del må kunnes sammenlignes med et "industriområde/havneområde" der en i utgangspunktet ikke forventer et uberørt miljø.

Med utgangspunkt i at både mengden anhydritt som er planlagt sluppet ut og at Hg-innholdet i dette vil bli kraftig redusert vil en anta at de planlagte utslippene vil representere en miljøgevinst i forhold til situasjonen tidligere år. Våre vurderinger tyder også på at skadelige biologiske effekter i hovedsak vil være begrenset til bunnen og vannvolum noen få meter over. Totalt sett anses influensområde som relativt lite.

En må imidlertid også frem mot 2014 anta at situasjonen med en meget sparsom bunnfauna i områder med sterk nedslamming med anhydritt (antydningvis 100-200 m fra utslippspunktet) vil bli opprettholdt.

Summary

Title: Assessment of possible environmental consequences of discharges of gypsum (calciumphosphate) from Outokumpu Norzink AS to Sørfjorden (Norway) during the period 2004-2014.

Year:2002

Author: John Arthur Berge, Håvard Hovind, Jarle Molvær, Morten Schaanning

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No 82-577-4267-8

Outokumpu Norzink AS has a combined discharge permit for their zinc works and aluminiumfluoride factory. The company plans to apply for a separate discharge permit for the aluminiumfluoride factory.

The production of aluminiumfluoride results in gypsum (anhydritt) as a by-product. The gypsum, which contains trace amounts of mercury (Hg), cadmium (Cd), lead (Pb) and copper (Cu) is discharged to the fjord.

An objective for the company is to market as much as possible of the gypsum in order to avoid discharges of gypsum with trace metals to the fjord completely.

Some discharges will also be required in the future due to a possible unstable market and process technological reasons. A discharge permit from The Norwegian State Pollution Control Authority is therefore needed.

The requirements for future discharges of gypsum will be 50000 t/y for the period 2004-2006 and 25000 t/y for the period 2007-2014. Mean discharge for the period 1993-2001 was 67000 t/y and means that the volume applied for will be lower than discharged previous years. Also the Hg concentration in the gypsum will be lower. In general, the concentrations of Hg, Pb, Cd, Cu in the discharged gypsum will be low (Class I compared to Norwegian environmental quality criteria for sediments). It is from an environmental point of view considered positive that the company plans result in a reduction in the discharges to the recipient.

Modelling of the discharges was performed in order to evaluate the consequences of the future discharges. The modelling was based on a realistic discharge scenario, mainly using NIVA*JET.MIX and PLUMSV for the calculations of vertical and horizontal spreading and dilution of the plume. pH was also calculated based on the content of sulphuric acid and the dilution of the plume. Calculated concentrations of metals and pH were compared with environmental quality criteria (Oslo and Paris Commissions (OSPAR), US-Environmental Protection Agency (US-EPA)).

The modelling showed that for most situations the plum sank approximately 10 m or more from the discharge point before starting to spread horizontally. The plume will under most situations be situated as a "cloud" along the bottom. The plume may spread horizontally somewhat higher in the water column in situations with high water currents. Spreading of the plume will generally take place in water masses of only a few meters depth. Sedimentation of gypsum will take place as the plume is diluted.

The calculations indicate that a water current of 2 cm /s will result in concentrations of metals near local background at a distance of approximately 400 m from the discharge point. This distance will increase to somewhat more than 1000 m at water currents of 10 cm/s.

US-EPA's criteria for acute effects indicate that the concentration of Pb, Cd and probably also Hg will not lead to acute effects even near the discharge point. The concentration of copper near the discharge point (<25 m) may however result in acute effects.

Chronic exposure from the Hg-content in the gypsum is not expected to result in harmful biological/ecological effects on marine organisms outside a distance of maximum 50 m from the discharge.

No effects of Hg are expected even at a distance of a few meters from the discharge

Chronic exposure from the Pb-content in the gypsum is not expected to result in harmful biological/ecological effects on marine organisms outside a distance of maximum 450 m from the discharge point. At shorter distances (450 m with water currents of 10 cm/s and 150 m at water currents of 2 cm/s) effects on marine organisms may possibly be observed. However even close to the discharge point, the concentration of Pb will not reach levels expected to result in harmful effects from chronic exposure.

The concentration of Cd will not reach levels expected to result in harmful effects from chronic exposure even close to the discharge point. However, because of other reasons than the discharge of gypsum, the local background concentration of cadmium is so high in the whole area that biological effects cannot be totally ruled out.

Effect of chronic exposure from Cu in the gypsum is expected within a distance from the discharge point that is less than 25 m.

In 1990 large deposits of gypsum were observed on the bottom out to a distance of 140 m from the discharge point. The present extent of the deposits is not known. The physical effect of the massive sedimentation near the discharge point (within 100-200 m) is probably more important than the toxicity of the metals to explain the poor bottom fauna observed in the discharge area.

The assumed contents of sulphuric acid in the future discharge of gypsum (approximately 1 %) may, in combination with high water currents (10 cm/s) result in pH-effects in marine organisms in the plume out to a distance of approximately 200 m. The distance limiting possible pH-effects will be reduced to 80 m at low water current (2 m/s).

The recipient (Sørfjorden) has over many years been effected negatively by different industrial activities and effluents. The inner part of the fjord can at present be compared with an "industrial site" or a harbour area where a pristine environment is not expected.

Based on the reduced volumes of gypsum discharged and the relatively low concentration of trace metals in the gypsum, we consider the future discharges from the aluminiumfluoride factory as an environmental improvement compared to the situation in previous years.

Our assessment indicate that harmful biological effects mainly will be limited to the bottom and the water volume a few meter above out to a distance of maximum 200-600 m from the discharge point. We consider the area of influence to be relatively small.

The bottom fauna in the vicinity of the discharge point (out to 100-200 m from the discharge point) is also in the future expected to be scarce.

1. Innledning

Outokumpu Norzink AS har en utslippstillatelse fra SFT datert 04.06.84 ajourført med endringer i kravene pr 15.09.95. Denne utslippstillatelsen skal nå fornyes blant annet i forbindelse med en produksjonsøkning av aluminiumfluorid og sink. Det søkes nå om separate utslippstillatelser for sinkverket og aluminiumfluoridfabrikken.

I tidligere korrespondanse og rapporter til SFT har en kalt utslippet til sjø fra aluminiumfluoridfabrikken for gips. En mer korrekt betegnelse er anhydritt. I denne rapport har en derfor benyttet betegnelsen anydritt i stedet for gips. Se også definisjoner under kap. 3.1.

Bedriften har som målsetning å selge mest mulig av anhydritten slik at en i fremtiden unngår utslipp til sjø. Dermed vil også utslippene av kvikksølv og bly opphøre. I denne sammenheng ble det i 1999 bygget et anlegg for å overføre anhydritt fra prosessen til salgbar anhydritt. Bedriften anser prognosen for økt salg for god. Bedriftens målsetninger for salget av anhydritt er:

Tabell 1. Bedriftens målsetning for salg.

År	Målsetning for salg av anhydritt (tonn)
2002	20000
2004	30000
2014	100000

Hvis dette målet nås vil anhydrittutslippene til fjorden trolig opphøre i år 2014.

På grunn av usikkerhet i markedet vil det være behov for å få tillatelse fra SFT til å slippe anhydritt i fjorden i alle fall frem til 2014. I perioder der det produseres anhydritt for salg vil det ikke være noe utslipp til sjø. Det vil imidlertid fortsatt kunne oppstå situasjoner der overskuddsmengder av ikke salgbar anhydritt må deponeres i sjøen inntil markedet kan ta i mot hele den produserte mengden. Det kan heller ikke utelukkes at anhydrittutslipp til sjø må skje på grunn av prosessstekniske forhold, f.eks. ved prosessproblemer i anhydrittanlegget.

Bedriftens antatte behov for fremtidig utslipp av anhydritt til sjø ses i Tabell 2.

Tabell 2. Bedriftens fremtidige behov for utslipp til sjø.

Periode	Anhydritt til sjø (tonn)	Salg av anhydritt (tonn)
2004-2006	50000	50000
2007-2014	25000	75000

Outokumpu Norzink AS har derfor bedt NIVA foreta en vurdering av eventuelle miljøkonsekvenser av et fortsatt utslipp fra Aluminiumfluoridfabrikken.

Vurderingene skal omfatte:

- Kjemiske forhold vedrørende utslippet av anhydritt (utfelling, innhold av sporstoffer (Pb, Hg, Cd) og pH.
- Modellering av spredningen av slurryen fra utslippsrøret og størrelsen på området som vil bli influert.
- Biologiske effekter av anhydritts innhold av miljøgifter.

2. Beskrivelse av utslippet

2.1 Utslipp frem til idag

Utslippet består i hovedsak av anhydritt med spormengder av metaller (Tabell 3 og Tabell 4). Utslippet går ut som en slurry på ca 30 m dyp i Sørfjorden, ca 70 m fra land øst for Eitremneset (Figur 1). Utslippsmengder fra bedriften de 9 siste år ses i Tabell 5. Utslippet av svovelsyre og kvikksølv har gått betydelig ned i siste del av perioden. Kvikksølvutslippene har imidlertid også på lenger sikt gått betydelig ned idet utslippene i siste halvdel av 80-tallet lå på ca 0,1 t/år.

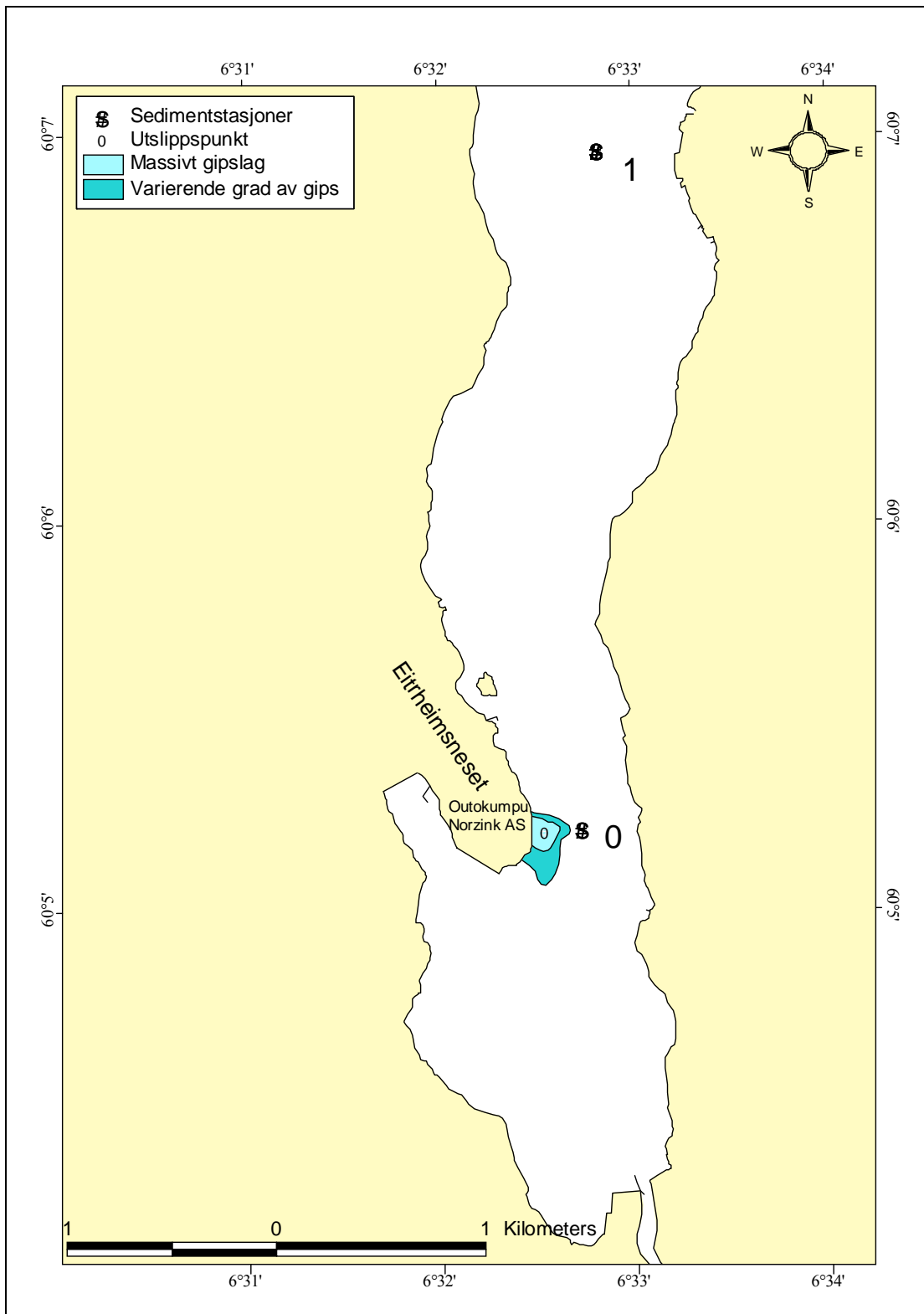
I miljøsammenheng har det vært mest fokus på anhydritts innhold av kvikksølv og bly som kommer fra råstoffene (bly og kvikksølv i flusspat, kvikksølv i svovelsyre).

Tabell 3. Innhold av ulike kalsiumforbindelser i nøytralisert anhydritt.

Komponent	Innhold %
CaSO ₄	97-98,5
CaF ₂	0,5-1,5
CaO	0,5-1,5

Tabell 4. Innhold av metaller i 3 anhydrittprøver tatt ut i 2002. For sammenligningens skyld er innholdet av metaller (høyeste konsentrasjon) klassifisert i "tilstandsklasser" ifølge SFTs klassifiseringssystem for sediment (Molvær et al. 1997). I=Ubetydelig-lite forurenset, II=Moderat forurenset, III=Markert forurenset, IV=Sterkt forurenset, V=Meget sterkt forurenset

Komponent	Konsentrasjon mg/kg t.v.			Tilstandsklasse (sediment)
	Døgnprøve april 2002	19/6-2002	21/6-2002	
Pb	23	15	11	I
As	< 0,05	4,2	3	I
Cd	0,14	0,185	0,040	I
Hg	0,032	0,047	0,019	I
Cu	2,6	-	-	I



Figur 1. Kartskisse over indre del av Sjøfjorden som viser utslippets beliggenhet, utbredelsen av gips på bunnen i 1990 (A/S Miljøplan 1990) og plasseringen av 2 stasjoner (0, 1) der det er målt metaller i sediment.

Tabell 5. Utslipp av anhydritt, bly (Pb), kvikksølv og svovelsyre fra aluminiumfluoridfabrikken hos Outokumpu Norzink AS i perioden 1993-2001 (basert på data oppgitt av bedriften).

År	Anhydritt (t/år)	Pb (t/år)	mg Pb/kg anhydritt	Hg (t/år)	mg Hg/kg anhydritt	Svovel- syre (t/år)	% Svovelsyre av anhydritt
1993	60700	7,195	118,5	0,011	0,181	3205	5,3
1994	71523	3,325	46,5	0,0089	0,124	3937	5,5
1995	81145	4,879	60,1	0,0066	0,081	4737	5,8
1996	74728	2,324	31,1	0,0037	0,050	2077	2,8
1997	76904	3,379	43,9	0,0048	0,062	2096	2,7
1998	71114	4,239	59,6	0,0047	0,066	2387	3,4
1999	62278	6,695	107,5	0,0098	0,157	1171	1,9
2000	56496	2,565	45,4	0,00219	0,039	1345	2,4
2001	50962	4,633	90,9	0,00119	0,023	439	0,9

I 2001 ble det sluppet ut 50 962 tonn anhydritt til Sørfjorden, mens 19 327 tonn gikk til salg, slik at total mengde anhydritt fra prosessen dette år var 70 289 tonn.

Hovedbestandelen i anhydritt som slippes ut fra bedriften er kalsiumsulfat med noe innslag av kalsiumfluorid og kalsiumoksid (se Tabell 3). I miljøsammenheng har imidlertid fokus i hovedsak vært på anhydrittens innhold av spormengder av metaller (se Tabell 4). Merk at det er ingen av metallene som ut fra Tabell 4 peker seg ut som et potensielt miljøproblem dersom en legger kriteriene for miljøkvalitet for marine sediment til grunn.

Utslipp av anhydritt har foregått siden 70-tallet og har ført til avleiringer på bunnen rundt utslippspunktet (Figur 1). I 1990 ble avleiringer observert (video) i en halvsirkel med en radius på 100-140 m rundt utslippspunktet i dyp fra ca 20-50 m. Tildekket areal var da ca 30000 m². Maksimal tykkelse på avleiringene var på nær 20 m (Jensen og Hasle, 1990). Omfang og utstrekning på anhydritt avleiringene i dag er ikke kjent.

I 1990 ble det i overflaten på anhydrittavleiringene observert konsentrasjoner av kvikksølv i intervallet 0.3-0.68 µg/g t.v. (Jensen og Hasle, 1990). Konsentrasjonsnivået representerte i hovedsak det opprinnelige innholdet av kvikksølv i anhydritten før det ble sluppet ut. Nivået tilsvarer tilstandsklasse II-III (moderat til markert forurenset) i SFTs klassifiseringssystem for fjorder og kystvann. Konsentrasjonen i anhydritte var imidlertid lavere enn det en til nå har observert i overflatesediment i indre del av Sørfjorden (se Tabell 7).

Vannprøver tatt 3-4 m over anhydrittavleiringene i 1990 inneholdt 42-165 ng/l kvikksølv (Jensen og Hasle, 1990). Nivået tilsvarer tilstandsklasse V (meget sterkt forurenset) i SFTs klassifiseringssystem for fjorder og kystvann.

2.2 Fremtidens utslipp

Ved produksjonsøkningen vil mengden anhydritt øke fra dagens ca 70 000 tonn/år til ca 100 000 tonn/år. Etter at den planlagte produksjonsøkningen er gjennomført, regner bedriften med at maksimalutslippet av anhydritt til fjorden kan bli 316 tonn/døgn i perioder, men vil være 0 tonn/døgn i perioder der det produseres anhydritt for salg. Varigheten på en kampanje med produksjon av anhydritt for salg vil kunne være av en størrelsesorden på en måned. Det er av driftstekniske grunner

ikke aktuelt å kjøre hyppige skift mellom produksjon av anhydritt for salg og produksjon med utslipp til sjø.

Bedriften oppgir at det i dagens situasjon slippes ut maks ca. 10 tonn anhydritt pr time slemmet opp i ca. 170 m³ sjøvann. I praksis er det imidlertid slik at i de periodene det produseres anhydritt slippes det ikke ut anhydritt til fjorden. Legger en til grunn bedriftens prognoser for salg av anhydritt betyr dette at en i perioden 2004 - 2006 vil kjøre halvparten av driftstiden med et utslipp på 0 kg anhydritt pr time, mens maksimalt utslipp vil være ca 13 tonn /time i de periodene man har utslipp. I perioden 2007 -2014 vil en kjøre 3/4 av driftstiden uten utslipp.

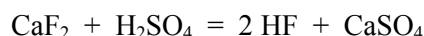
Interne tiltak i bedriften har de senere år bidratt til at innholdet av kvikksølv i anhydritt er blitt redusert. Innholdet av kvikksølv i anhydritt som har blitt avsatt de senere år antas dermed å ha et lavere kvikksølvinnhold enn det en hadde i tidligere år (se Tabell 4). Fremtidige avsetninger av anhydritt antas derfor å ha et metallinnhold i nærheten av det som målinger fra 2002 viser (se Tabell 4), dvs. tilsvarende klasse 1 (ubetydelig-lite forurenset) dvs. klart lavere enn det som er observert i nærliggende sedimenter.

Utslipet av svovelsyre har også gått betydelig ned i siste del av perioden (Tabell 5) og en regner med at anhydritten som slippes ut i fremtiden vil ha syreinnhold ned mot det som ble observert i 2001, dvs 0.9 % (se Tabell 5).

3. Kjemiske prosesser når anhydritt med metaller slippes ut i sjøvannet i Sørfjorden

3.1 Prosessen

Aluminiumfluorid framstilles ved Norzink etter den såkalte tørrprosessen, som består i at hydrogenfluoridgass (HF) reagerer med aluminiumoksid (Al_2O_3) i en reaktor ved høy temperatur (Norzink, 1995). HF-gassen framstilles av flusspat (CaF_2) og svovelsyre (H_2SO_4) ved oppvarming i en lang rulleovn. Reaksjonsligningen for denne prosessen er



HF-gassen suges ut av rulleovnen og ledes til en reaktor hvor hovedreaksjonen foregår, mens anhydritt (CaSO_4) tas ut av ovnens utløpsende og ledes til sjø via en oppslemmingstank.

Gips/anhydritt

Kalsiumsulfat finnes i ulike former (Weast, 1971-72):

Gips	$\text{CaSO}_4 \times 2 \text{H}_2\text{O}$, molvekt 172,2, densitet 2,32 g/cm ² , avgir 1,5 krystallvann ved 128 °C og et halvt krystallvann til ved 163 °C. Løseligheten er 0,241 g/100 ml ved 20 °C og 0,222 g/100ml ved 100 °C.
Halvhydrat	$\text{CaSO}_4 \times \frac{1}{2} \text{H}_2\text{O}$, molvekt 145,2, avgir et halvt krystallvann ved 163 °C. Løseligheten er 0,3 g/100 ml ved 20 °C og bare litt løselig ved 100 °C.
Anhydritt	CaSO_4 , molvekt 136,1, densitet 2,61 g/cm ³ . Løseligheten er 0,209 g/100 ml ved 30 °C og 0,162 g/100 ml ved 100 °C.

Tetthetene som er angitt for de ulike forbindelsene gjelder i krystallinsk form og ikke for anhydritt som kommer fra rulleovnen. Utfelling av kalsiumsulfat fra vann vil normalt danne gips ved temperaturer under 66 °C og anhydritt ved høyere temperaturer (Holleman og Wiberg, 1964). Ved nærvær av andre salter kan anhydritt felles ut ved lavere temperaturer.

Til produksjon av aluminiumfluorid benytter fabrikken flusspat og aluminiumhydrat fra forskjellige leverandører, og det er en viss variasjon i konsentrasjonene av enkelte tungmetaller i disse råstoffene. Ved denne prosessen dannes det som i dagligtale kalles gips, men som i hovedsak består av anhydritt, og dette blir i stor grad deponert i sjøen på 20 - 30 meters dyp. Det antas at anhydritten vil ta opp krystallvann ved lagring i sjøvann og derfor etterhvert vil foreligge som gips. Det er tidligere foretatt en undersøkelse av deponiet (Jensen og Hasle, 1990), som konkluderer med at gipsen foreligger dels som harde skorper og dels som løse masser. Dette tyder på at det er store variasjoner i vanninnholdet (porevann) gjennom deponiet.

Gips er forholdsvis tungt oppløselig i vann (se over), men noe vil allikevel over tid løses i sjøvannet. Oppløsningen ventes å skje fra overflater i kontakt med sjøvann. Dette betyr at gips som er begravet i deponi eller sedimenter vil være beskyttet mot oppløsning, med mindre det skjer en transport av porevann gjennom massene, eller at bioturbasjon forårsaker transport av gipspartikler mot sediment-

overflaten. I forbindelse med denne oppløsningen vil også tungmetaller kunne frigjøres fra deponiet og spres med vannmassene.

Tilveksten av gips i deponiet er mindre enn forventet ut fra utslippsmengden (Jensen og Hasle, 1990). Beregningene utført av Veritas Miljøplan AS viser at 15 - 30 % av mengde deponert gips finnes igjen i deponi på bunnen omkring utslippet. Det er allikevel ikke konstatert hvor mye som skyldes at gips går i løsning og hvor mye som kan tilskrives transport av gipspartikler i vannmassene. Analyser av sedimentprøver tatt opp fra gipsdeponiet i Sørfjorden viser at 85 - 90 % av gipsen var løst opp.

3.2 Anhydritt i sjøvann

I 1990 ble Norzink pålagt av SFT å undersøke hva som skjer med kvikksølv som deponeres sammen med anhydrittavfall i sjøvann. Det ble derfor gjennomført utlutnings-forsøk med gips i sjøvann (Børve, K., 1991). Sjøvannet som ble benyttet var hentet fra Sørfjorden og anhydritten ble tatt ut fra avløpet fra rulleovnen i aluminiumfluoridfabrikken.

En forsøksserie som ble gjennomført og rapportert i 1991 viste at fra fem til tyve prosent av kvikksølvinnholdet i anhydritten løses lett ut ved kontakt med sjøvann. Den resterende andel kvikksølv var tungt løselig. Over tid går også denne andelen i løsning eller blir spredd utover i vannmassene som småpartikulært kvikksølv, i samme takt som kvikksølv løses ut. Langtids rysteforsøk i laboratorieskala indikerer at den tungtløselige andel av kvikksølv i liten grad går i løsning, og at anhydritt løses selektivt. Det må anmerkes at rysteforsøk gir en tøffere og akselerert behandling i forhold til den reelle utlutning på sjøbunnen. I tillegg er det overveiende sannsynlig at utlutningsforsøkene ble gjort med nedknust materiale hvilket gjør at kvikksølvet løses lettere enn i "ubehandlet, grovere" anhydritt.

Som nevnt ovenfor indikerer observasjoner omkring utslippet at 70 - 80 % av anhydrittutslippet har gått i løsning, dermed må det antas at også 70 - 80 % av utgående kvikksølv er spredd ut i vannmassene. Mengden av kvikksølv som blir liggende uløst i sediment er proporsjonalt med mengde sediment, da konsentrasjonen av kvikksølv i sediment er av samme størrelse som utgående anhydritt. Analyse av sedimentrester viser ingen oppkonsentrering av kvikksølv i disse i forhold til nyproduert anhydritt.

Innholdet av kvikksølv i anhydritt fra deponiområdet viste relativt små variasjoner, og innholdet er vesentlig lavere enn det som tidligere er funnet i overflatesedimenter i indre del av Sørfjorden. Dette tyder på at det i deponiområdet skjer en tildekking av sterkt kvikksølvforurensset sediment med anhydrittholdig materiale med relativt lavt kvikksølvinnhold. Konsentrasjonen i anhydritt er mellom 1 og 2 % av de tidligere rapporterte verdiene.

Kvikksølv

Den største kilden til kvikksølv er svovelsyre fra syrefabrikken til Norzink, mens den nest største kilde er flusspat. Under HF gassproduksjon der flusspat og svovelsyre blandes og varmes opp, drives noe kvikksølv av som flyktige forbindelser og følger med HF-gassen. Denne blir rensert i flere vasketårn og går til slutt til hovedpipen. Vaskevann fra flere vasketårn blir ledet til Sørfjorden. Den største utslippskilde fra Noralf (resultatenhet i Outokumpu Norzink AS) er allikevel anhydritt.

Det er store mengder konsentrert svovelsyre tilstede under reaksjonen med flusspat, og det er derfor sannsynlig at det meste av kvikksølvet foreligger som kvikksølvulfat, HgSO_4 . I vandig løsning vil denne forbindelsen danne basisk kvikksølvulfat, $\text{HgSO}_4 \times 2 \text{HgO}$, som er meget tungtløselig. Noe kvikksølv kan muligens foreligge som kvikksølvklorid, HgCl_2 , som har et kokepunkt på 302 °C og er

relativt flyktig ved høyere temperaturer. Denne forbindelsen vil i stor grad kunne gå ut sammen med HF-gassen fra reaktoren.

Kvikksølvinnholdet i anhydritlaget ligger noe over anslåtte bakgrunnsnivåer for sediment fra Sørfjorden. Bakgrunnsnivået, 0,09 µg/g t.v. Hg, gjelder materiale som trolig er avsatt før industriutbyggingen i Odda, funnet dypere enn 15 cm nede i sedimentkjerner tatt i indre del av Sørfjorden. Imidlertid må det antas en viss generell heving av kvikksølvinnholdet i sedimenter i Hardangerfjorden, som følge av industrialisering i Norge generelt. Nivået 0,2 µg Hg /g t.v. er derfor anslått som representativt for sedimenter i Hardangerfjorden som ikke er direkte påvirket av industrien i Odda. Konsentrasjonene i anhydritlagene (0,3-0,68 µg/g t.v. i følge Jensen og Hasle 1990) lå 1,5 - 3,5 ganger over dette nivået. Anhydritt som planlegges sluppet ut vil imidlertid i fremtiden ha et kvikksølvinnhold på <0,1 mg/kg t.v. og kan karakteriseres som ubetydelig-lite forurenset dersom SFTs kriterier for miljøkvalitet for sediment (Molvær et al. 1997) legges til grunn.

Bakgrunnsnivå for løst kvikksølv i sjøvann antas å ligge i intervallet 1-10 ng/l, vurdert ut fra resultater fra Nordsjøen (øvre grense for klasse I i følge SFTs klassifisering er 1 ng/l). I tillegg vil noe kvikksølv være bundet til partikler. Konsentrasjonene i deponiområdet var i 1990 6 -17 ganger høyere enn middelveidien ved tilsvarende dyp ved Lindesnes i 1988 (10 ng/l).

Bly

Tilnærmet alt inngående bly til aluminiumfluorid fabrikken kommer fra flusspat. Bly i inngående råstoff passerer mer eller mindre inert gjennom gassproduksjonen og ender opp i anhydritt som utslipp til sjø eller i anhydritt som biprodukt. Bly fra råvarene vil omdannes til blyulfat, PbSO₄, og foreligger som sådan i anhydritt. I prinsippet vil derfor alltid hovedmengden av blyet foreligge bundet til faste partikler ettersom blyulfat er svært lite løselig, og vil spres i vannmassene i partikkelform.

Ved bestemmelse av konsentrasjonen av bly i vannfasen (ufiltrerte prøver) ved ulike lokaliteter (6) er det funnet at årsgjennomsnittet ligger relativt lavt. Således har konsentrasjonen i overflatelaget vært i området 1 - 2 µg/l i Eitheimsvågen siden 1993 og i området 0,3 - 0,7 µg/l i havnebassenget. I 2000 var årsgjennomsnittet for bly i overflavevannet 1,8 µg/l i Eitheimsvågen, 0,4 µg/l ved Eitheim Øst, 0,55 µg/l ved Eitheim Sør, og 0,36 µg/l i havnebassenget.

Kadmium

I produksjonsprosessen for framstilling av hydrogenfluorid behandles flusspat med oppvarmet svovelsyre, og de kjemiske forholdene må således betegnes som sterkt oksiderende. Derfor forventes at sulfid i flusspaten vil bli oksidert til sulfat, slik at kadmium i anhydritten i hovedsak vil foreligge som kadmiumsulfat. Ettersom denne forbindelsen er relativt lett løselig, er det nærliggende å anta at kadmium vil spres i løst form i vannmassene når den vaskes ut fra anhydritten i deponiet.

Kobber

Tilsvarende som for kadmium antas også kobber i anhydritten å foreligge som sulfat. Den viktigste forskjellen er at kobbersulfat er lettere løselig enn kadmiumsulfat. Det er derfor ennå mer nærliggende å anta at kobberet vil spres i løst form i vannmassene når det vaskes ut fra anhydritten i deponiet.

4. Miljøforholdene i Sørfjorden

Miljøforholdene i Sørfjorden har vært overvåket i ca 20 år (Skei og Knutzen, 1999). Siste rapport i undersøkelse i regi av Statlig program for forurensningsovervåking er fra 2001 (Knutzen og Green, 2001), mens en annen er under forberedelse (Molvær et al. 2002). De generelle formål med overvåkingen i Sørfjorden er å følge utviklingen etter tiltak mot belastningen med metaller, gi miljøvernmyndighetene grunnlag for å bedømme eventuelle behov for ytterligere tiltak og å supplere underlag for næringsmiddelmyndighetenes bedømmelse av fisks og skjells spiselighet. Et fjerde hovedmål er å holde allmennhet og brukerinteresser informert om fjordens tilstand. Overvåkingen består dels av elementer som gjentas fra år til år, dels av utfyllende undersøkelser. Sistnevnte er bl.a. blitt aktualisert av episodisk ekstraordinære metalltilførsler (Molvær 2000, Skei 2001, Walday 2002). I det følgende gjengis i hovedsak konklusjoner fra de senere års overvåkingsrapporter som er av interesse i sammenheng med anhydrittutslippet fra Norzink (Knutzen og Green 2001) og relevante konklusjoner fra en rapport om forurensningsutviklingen i fjorden i perioden 1980-97 (Skei og Knutzen, 1999).

4.1 Utslippsreduksjoner/vannkonsentrasjoner

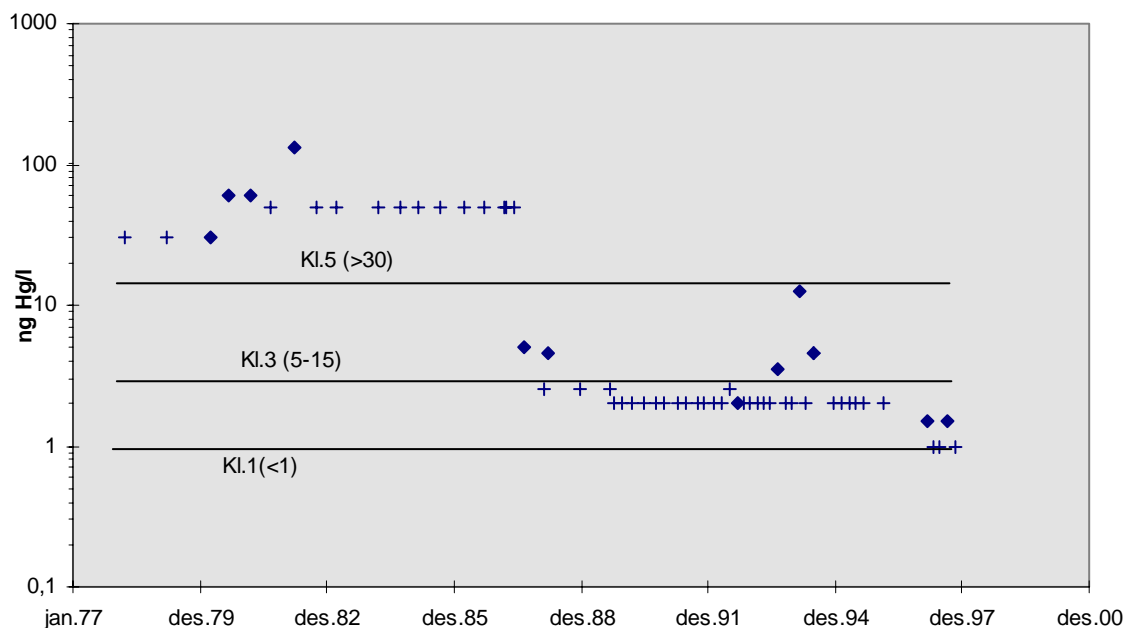
Flere tiltak har over lang tid vært gjennomført for å redusere utslippene til Sørfjorden og i dag er de direkte utslippene fra Norzink kraftig redusert (Skei og Knutzen, 1999). Utslippene av kvikksølv fra aluminiumfluoridfabrikk har også gått betydelig ned. I perioden 1985-89 var utslippene ca 80-120 kg pr år mens utslippet i 2001 var ca 1 kg.

De vannkjemiske forholdene gjenspeiler i stor grad de utslippsendringer som har skjedd de siste 20 årene, men et vesentlig forstyrrende element er uhellsutslipp og diffuse, uberegnelige tilførsler.

I overflatevannet er nivåene varierende, men generelt har nivåene avtatt siden 1989 da utslippet av sinkholdig discardsyre fra Norzink opphørte. En ytterligere forbedring ble sporet i 1992 etter oppryddingen i Eitrheimsvågen. Men fortsatt varierer metallnivåene i overflatevannet betydelig som følge av uhellsutslipp, avrenning fra fabrikkområder under nedbørsperioder og utpumping av forurenset vann som samler seg bak spuntveggen i Eitremsvågen etc. Belastningen på overflatelaget gjør at de organismer som lever nær overflaten (blåskjell, tang etc.) fortsatt er periodevis eksponert for høye metall-konsentrasjoner.

Vannkvaliteten med hensyn til tungmetaller har forbedret seg dramatisk i de dypere vannlag. Nivået av metaller ved midlere dyp (40 m) og i dypvannet (200 m) sank dramatisk i 1987 etter at jarositt (metallholdig avfall fra sink-produksjon) ble ledet til fjellhaller andre halvår 1986 (figur 1). Nivåene har fortsatt å gå ned, også etter 1987, og er nå i dypvannet nede på nivåer som tilsvarer lite forurenset sjøvann.

De diffuse utslippene av Zn, Cd og Cu fra Outokumpu Norzink er større enn prosessutslippene fra samme bedrift. Omfattende tiltak som vil redusere de diffuse utslippene betydelig, er eller vil bli implementert gjennom "Prosjekt Avløp" som planlegges slutført i løpet av 2002. Det skal bemerkes at de diffuse utslippene er knyttet til sinkverket og ikke produksjonen av aluminiumfluorid.



Figur 2. Utviklingen av innholdet av kvikksølv i dypvannet (200 m) på stasjonen ved Børve i Sør fjorden fra 1977 til 1997. Merk logaritmisk skala. Øvre grense for tilstandsklasse I (ubetydelig forurenset) samt nedre grense for tilstandsklasse III (markert forurenset) og 5 (meget sterkt forurenset) i SFTs klassifiseringssystem (Molvær *et al.* 1997) er avmerket (kilde:Skei *et al.* 1998). Pluss tegnet (+) angir målinger der konsentrasjonen lå under deteksjonsgrensen (+ angir deteksjonsgrense for den aktuelle måling)

Den lokale bakgrunnskonsentrasjonen ved utslippspunktet er ikke kjent. Vi antar at konsentrasjonen ligger i nærheten av middelet for havnebassenget i Odda og Digraneset (Tabell 6). De beregnede "bakgrunnskonsentrasjoner" i sjøvann antyder at sjøvannet i dyp tilsvarende utslippet, i følge SFTs kriterier for miljøkvalitet, er moderat forurenset med kvikksølv og markert forurenset med bly og kadmium.

Tabell 6. Midlere konsentrasjon av kvikksølv (Hg), bly (Pb), kadmium (Cd) og kobber (Cu) i vann fra Havnebassenget og Digraneset i 40 m dyp. (Data for Hg, Pb og Cd er beregnet på grunnlag av data fra Skei, 1998, mens data for Cu er beregnet på grunnlag av data fra Skei 1992). Tilstandsklasse i følge SFTs kriterier for miljøkvalitet for sjøvann (Molvær *et al.* 1997) er oppgitt.






Metall	Antatt "bakgrunnskonsentrasjon" i sjøvann ved utslippspunkt	Kommentar
Hg	3 ng/l	Klasse II
Pb	0,3 µg/l	Klasse III
Cd	75 ng/l	Klasse III
Cu	0,91 µg/l	Klasse III

4.2 Sediment

Fra 1985 til 1991 viste metaller konsentrasjonen i bunnsedimentenes overflatelag en markert nedgang i området Tyssedal-Odda (stasjon 1) på grunn av overdekking med lite forurenset materiale (silt og leire fra Opo) og delvis mindre utslipp (Tabell 7). Fra 1991 til 1996 var det bare små endringer. Lenger ute i fjorden skjer forbedringen sakte på grunn av liten overdekking av naturlig elveslam. På stasjonen nærmest utslippet (stasjon 0) var konsentrasjonen av Hg, Cd, Zn og Pb i 1996 lavere enn på stasjonen lenger ut (stasjon 1). For Cu var det omvendte tilfelle. Stasjonen nærmest utslippet (stasjon 0) kunne i 1996 karakteriseres som moderat til markert forurenset med metaller mens stasjonen lenger ut (stasjon 1) på samme tidspunkt kunne karakteriseres som makert til sterkt forurenset (Tabell 7).

Tabell 7. Konsentrasjonen av tungmetaller (mg/kg) i sedimentet (0-2 cm) på to stasjoner i indre Sørfjorden i 1985, 1991 og 1996. Beliggenheten av de to stasjonene ses i Figur 1. Data fra de enkelte stasjonene er klassifisert i tilstandsklasser ifølge SFTs klassifiseringssystem (Molvær et al., 1997). Kadmium=Cd, kvikksølv=Hg, bly=Pb, kobber =Cu, sink=Zn.

Fargekoder brukt på ulike tilstandsklasser i tabellen:

	I. Ubetydelig-lite forurenset		II. Moderat forurenset		III. Markert forurenset		IV. Sterkt forurenset
	V. Meget sterkt forurenset						

Stasjon	År	Dyp (m)	Hg	Cd	Pb	Cu	Zn	Kilde
0	1996	48	1,81	0,9	156	201	240	Rygg og Skei, 1997
0	1996	48		1,6	343	220	421	Rygg og Skei, 1997
1	1985	118	29,40	47,9	8616	748	8380	Skei et al- 1986.
1	1991	118	2,53	2,3	300	96	1540	Skei, J., 1992.
1	1996	118	3,32	2,0	415	87	1633	Rygg og Skei, 1997
1	1996	118		5,6	1045	154	2065	Rygg og Skei, 1997

Fra 1985 til 1996 har det vært en betydelig nedgang i antall individer av forurensningstolerante arter av børstemark som lever på mudderbunn. Artsmangfoldet var høyere i 1996 enn i 1985 og 1991. En forverring i dypbassengene i Hardangerfjorden kunne tyde på dårligere oksygenforhold.

De økologiske skadene på organismer på bløtbunn (dypt vann) og hardbunn (gruntvann) er ikke dramatiske. Artsantallet av organismer på mudderbunn er i ferd med å øke etterhvert som nivåene av miljøgifter i bunnsedimentene avtar.

Lave oksygenverdier kan være en betydelig trussel for bunnfaunaen. I de siste par årene er det målt usedvanlig dårlige oksygenforhold, ikke bare i havnebassenget, men i store deler av fjorden. Årsaken til dette er blant annet koblet til store utslipp av avfallskalk fra Odda Smelteverk som fører til stort kjemisk oksygenforbruk (Schaanning, 1999). Hvis vannutskiftningen samtidig er dårlig og tilførselen av organisk materiale som følge av planktonproduksjon er stor vil det samlede oksygenforbruket gi oksygenvinn og skadelige effekter på bunnfauna

Videofilm av bunnen ved utslippet 07/01-98 tyder på at det ikke er noen bløtbunnsfauna i utslippets umiddelbare nærhet. Dette skyldes sannsynligvis i hovedsak sterk grad av nedslamming.

4.3 Fauna og flora

Generelt er faunaen og floraen på 0-30 m dyp i Sørfjorden fattig. Artsmangfoldet er lite og antall individer relativt få. Forklaringer kan være ferskvannspåvirkning og kråkebollebeiting (fra 3-4 m dyp og nedover). Det ble påvist små endringer i faunaen i strandsonen i perioden 1981-1982 til 1991-1992 og det er intet som tyder på at faunasammensetningen har vært spesielt påvirket av de store endringene i metallutslippene til fjorden i denne perioden. De økologiske skadene på gruntvanns-organismene som følge av forurensende utslipp er lite åpenbare. Her vil naturlige faktorer, slik som ferskvannspåvirkning og nedbeiting av fastsittende alger av kråkeboller forstyrre bildet.

Eldre undersøkelser som omfatter giftighetstesting av metallholdig overflatevann fra Sørfjorden ga ikke entydige svar som tyder på at giftig vann er et utbredt problem i Sørfjorden (Kirkerud og Knutzen, 1986). Resultatet fra disse undersøkelsene tydet på at vann fra innerst i fjorden var giftig overfor blåskjell og sjøpinnsvin, men syntes ikke å ha effekt på utviklingen av befruktede torskkeegg larver av rur eller tanglopper. Det alt vesentlig av giftigheten syntes imidlertid den gang å kunne forklares ved vannets innhold av sink.

Videofilming av bunnen ved utslippet 07/01-98 tyder på at det er lite fauna på de siste ca 40-50 m ned langs rørtraseen til utslippspunktet. På de siste ca 20 m var det ingen fastsittende organismer på røret mens det lenger unna (anslagsvis 20-50 m) var spredt forekomst av enkelte dyr (Tabell 8).

Tabell 8. Makroskopiske arter/kategorier observert på video tatt 07/01-98 i rørtrase ned til utslippspunktet.

Art / kategori	Norsk navn
<i>Asterias rubens</i>	Korstroll
<i>Mytilus/Modiolus</i>	Blåskjell/oskjell
<i>Sabella penicillus</i>	Påfuglmark
<i>Gobidae</i>	Kutlinger
<i>Echinoidea</i> indet. (<i>muligens</i> <i>Echinus acutus</i>)	Kråkebolle
<i>Metridium senile</i>	Sjønellik

4.4 Miljøgifter i blåskjell

Nivåene av miljøgifter i blåskjell er i likhet med overflatevannet svært varierende. Fremdeles observeres betydelige overkonsentrasjoner av særlig bly og kadmium i blåskjell. Metallregistreringene i blåskjell fra 2000 viste opp til sterk forurensning med kvikksølv og kadmium (Kl. IV i SFTs klassifiseringssystem) og av bly opp til meget sterk forurensning (Kl. V). Kvikksølvinnholdet i skjell fra indre del av fjorden er det høyeste som er konstatert etter 1989 og må ses i sammenheng med ekstraordinære belastninger fra uhellsutslipp. I fjorden sett under ett var kontamineringen med kvikksølv i 2000 den høyeste på 5-6 år. Den sterke påvirkningen med bly og kadmium kunne i likhet med tidligere spores i skjell fra Hardangerfjorden.

4.5 Miljøgifter i fisk

Prøver av fisk fra indre Sørfjorden fra 2000 viste tydelige overkonsentrasjoner av kvikksølv, dvs. for filet av torsk nær 4 ganger høyere enn grensen for Kl. I i SFTs klassifiseringssystem og for skrubbe ca. 2.5 ganger (Kl. I representerer ”antatt høyt bakgrunnsnivå fra diffus belastning, dvs. ingen nærliggende større punktkilder). Kvikksølvnivåene er de høyeste som er registrert i torsk siden 1992

og for skrubbe enda lenger tilbake. Forholdet antas å ha sammenheng med det store uhellsutslippet av kvikksølv vinteren 1999-2000.

Resultater fra analyser av dypvannsfisk (stikkprøver) viste meget høye konsentrasjoner av kvikksølv i bl.a. brosme og lange fra Sørfjorden: henholdsvis 1.1-3.5 mg/kg (mest i store individer) og 2.2 mg/kg (også eldre eksemplarer). For sammenligning var dette omkring 5 ganger høyere enn i den nærliggende Åkrafjorden. Sammenlignet med brosme fra åpen kyst inneholdt Sørfjordmaterialet 7-23 ganger så mye kvikksølv, men det må tas forbehold for ulikhet mht. størrelse og alder.

4.6 Kostholdsråd

På grunn av forurensning med kadmium, bly, kvikksølv og PCB har Statens næringsmiddeltilsyn i 2002 gitt følgende kostholdsråd for sjømat fra Sørfjorden:

"Gravide og ammende bør ikke spise fisk og skalldyr fanget i Sørfjorden innenfor en linje mellom Grimo og Krossanes. Konsum av skjell og dypvannsfisk, som brosme og lange, fanget i Sørfjorden innenfor en linje mellom Grimo og Krossanes frarådes. Konsum mer enn én gang i uken av torsk og konsum av lever fra fisk fanget i indre Sørfjorden innenfor Måge frarådes."

(kilde:<http://www.snt.no/nytt/tema/kosthold/hardanger.htm>.)

5. Beregning av avløpsvannets spredning og fortynning

5.1 Data og metodikk

Bedriften oppgir at det i dag pr. time slippes ut ca. 10 tonn gips slemmet opp i ca. 170 m³ sjøvann. Dette tilsvarer et utslipp på 240 t/døgn (dvs. 5,882353 g/l). Til sammenligning oppgir bedriften at maksimalt utslipp vil være 316 t/døgn i et utvidet anlegg. Dette brukes som utgangspunkt i de beregninger og vurderinger som gjøres. Vi bruker maksimalverdiene i Tabell 4 som utgangspunkt for beregningen av konsentrasjonen av metaller i primærutslippet (Tabell 9). Disse verdier sammen med antatt bakgrunnskonsentrasjon i resipienten (Tabell 6) brukes som inngangsdata i beregningene av metallkonsentrasjoner i vann i ulik avstand fra utslippet (kapitel 5.2).

Tabell 9. Metallkonsentrasjon i anhydritt og primærutslipp forutsatt at en i utslippet har 5,88 g/l med anhydritt.

Metall	Antatt konsentrasjon i anhydritt (mg/kg t.v.)	Beregnet konsentrasjon i primær utslipp (µg/l)
Hg	0,047	0,28
Pb	23	135,29
Cd	0,185	1,09
Cu	2,6	15,29

Utslipprøret (indre diameter 225 mm) ligger på 30 m dyp og avstanden mellom røråpning og bunn kan variere mellom ca. 2 m og 15 m fordi ledningen flyttes når det begynner å fylles opp under den. Egenvekten for gips er ca. 2.3 tonn/m³ og regnet som fast stoff blir dermed volumet 4.3 m³ pr. time. Gipsens relativt høye egenvekt medfører at slurryen som slippes ut får høyere egenvekt enn sjøvannet i 30 m dyp og den vil dermed straks begynne å synke.

Observasjoner av bunnen tyder på at i størrelsesorden 30% av gipsen blir liggende på bunnen innenfor en avstand på 100-150 m fra utslippspunktet (Jensen og Hasle, 1990). Størrelsen av partiklene i utslippet er ikke kjent, men for anhydritt er oppgitt at ca. 30% av partiklene har diameter større enn 500 µm. Ved bruk av Stokes lov finnes (teoretisk) at partikler med diameter 500 µm sedimenterer med ca. 1.2 cm/s eller 0.7-0.8 m/minutt. Partikler med diameter 1000 µm og 5000 µm sedimenterer med hhv. ca. 5 cm/s og ca. 120 cm/s. Ser man slike sedimenteringshastigheter i forhold til en antatt avstand mellom utslipp og bunn samt en strømhastighet, kan også sedimenteringen som funksjon av avstanden ut fra utslippspunktet bedømmes.

Som en kontroll på hvordan skyen med avløpsvann oppfører seg med varierende egenvekt og vertikal sjiktning av sjøvannet i inntaksdyp og utslippsdyp, er det utført beregninger med dataprogrammet NIVA*JET.MIX, utarbeidet av Bjerkeng og Lesjø (1973). Programmet beregner fortynning og innlagringsdyp for en enkelt stråle avløpsvann i en sjiktet resipient, på basis av tetthetsprofiler i resipienten og data om strålen i utløpet. Programmet beregner ikke eksakt innlagringsdyp, men gir det nivået der det fortynnede avløpsvannets egenvekt er den samme som omgivelsenes egenvekt. Avløpsvannets vertikale bevegelsesenergi gjør imidlertid at det synker noe dypere enn dette "likevektsdypet", før det stiger opp og innlagres. I praksis er det oftest liten forskjell mellom

innlagringsdypet og likevektsdypet, og i det følgende vil innlagringsdyp være ensbetydende med likevektsdypet.

For å beskrive avløpsvannets spredning har vi brukt utslippsdataene som er nevnt ovenfor og vist i Tabell 10, men vi regner med at 30% av partiklene direkte synker ut og ikke i nevneverdig grad følger skyen med fortynnet avløpsvann. Sjøvannets egenvekt og dens vertikale fordeling ned til 70 m dyp (i noen tilfeller bare til 40 m dyp) er beskrevet ved 58 vertikalprofiler ved Lindenes og Havnebassenget for tidsrommet 1995-2002, som er hentet ut fra NIVAs database for overvåkingsdata fra Sørfjordens indre del.

Beregningene er gjort for vanninntak i 25 m dyp og ved utslipp av 50 l/s (tilsvarende ca 170 m³/time) i 30 m dyp.

For å beregne spredning, fortynning og konsentrasjoner under varierende strømforhold har vi brukt dataprogrammet PLUMESV som er en ny utgave av en modell som det amerikanske miljøverndirektoratet (US-Environmental Protection Agency) anbefaler (se Baumgartner et al. 1994). Foruten innlagringsdyp og primærfortynning beregner dette programmet også videre fortynning og konsentrasjoner basert på opplysninger om

- utslippsdyp, rørdiameter, vannmengde,
- egenvekten av avløpsvann og sjøvann,
- vertikal sjiktning, strømhastighet og turbulent blanding i sjøvannsmassen.

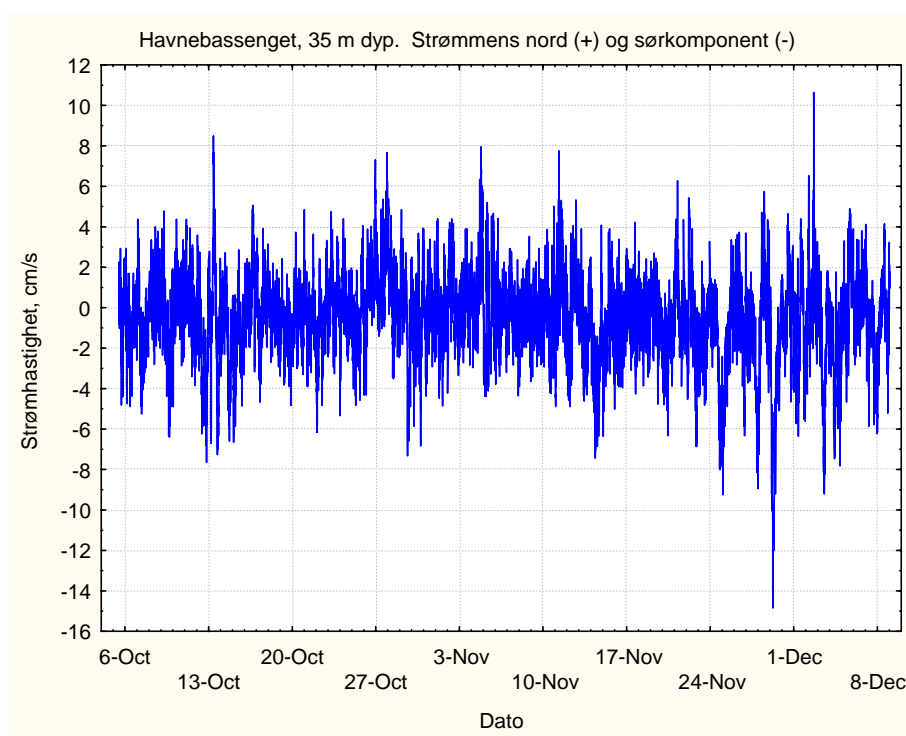
Vi er ikke kjent med at det er gjort strømmålinger i 30-40 m dyp i dette området. Målinger i 35 m dyp i Oddas havnebasseng over et tidsrom på ca. 2 måneder høsten 2001 (Figur 3) vil imidlertid gi holdepunkt for noen antagelser. Gjennomsnittlig strømhastighet i havnebassenget var omkring 2 cm/s, men det er sannsynlig at hastigheten er større lenger nord i fjorden. Vi legger 2 cm/s og 10 cm/s til grunn for vurderingen videre. Av mangel på konkrete data om størrelsen av den turbulente blandingen (diffusjonen) i området, anvender vi 0.0003 cm^{2/3}s² som er noe lavere enn EPAs anbefalte koeffisient for åpent kystfarvann (0.000453 cm^{2/3}s²).

En grovfraksjon på 30 % av partiklene antas å falle ut straks. For de resterende 70 % har bedriften oppgitt en partikkelfordeling som en 2-puklet kurve, der ca. 45% av partiklene har en gjennomsnittlig størrelse på 2 µm og ca. 55 % har en gjennomsnittlig størrelse på 50 µm. Vi antar at partiklene synker i samsvar med Stokes lov, som tilsier at de minste partiklene i gjennomsnitt synker mindre enn 1 cm/time og de største i gjennomsnitt ca. 60 cm/time. Spredningen er stor og det bør nevnes at en liten andel av partiklene er omkring 100 µm og har en teoretisk synkehastighet på ca. 3.5 m/time. Dette betyr at en relativt grov fraksjon av partiklene synker ut relativt raskt mens de små partiklene forblir i vannmassen i svært lang tid. For å simulere dette har vi antatt at metallkonsentrasjonen er den samme i gruppene av små og store partikler, og har kjørt modellen under forutsetning av at ca. 60% av partiklene er sunket til bunns etter 8 timer. Dette forutsetter at skyen ikke legger seg mer enn 8-10 m over bunnen – en forutsetning som bør være oppfylt med god margin. De viktigste utslippsdata og forutsetninger som brukes i spredningsberegningene er oppsummert i Tabell 10.

Tabell 10. Utslippsdata og forutsetninger som brukes i spredningsberegningene.

Vann mengde (l/s)	Utslipp dyp (m)	Rør diameter (m)	Antall vertikal profiler	Strøm hastighet (cm/s)
50	30	0.225	58	2 og 10

Lokal bakgrunnskonsentrasjon i sjøvann ¹				Konsentrasjon i avløp ²			
Hg ng/l	Pb µg/l	Cd ng/l	Cu µg/l	Hg ng/l	Pb µg/l	Cd ng/l	Cu µg/l
3	0.3	70	0,9	280	135	1090	15

¹Se Tabell 6²Se Tabell 9**Figur 3.** Strømmåling i 35 m dyp i Oddas havnebasseng. Figuren viser strømkomponenten langs akse nord-sør. Strøm mot nord er positiv og strøm mot sør er negativ (fra Molvær et al. 2002).

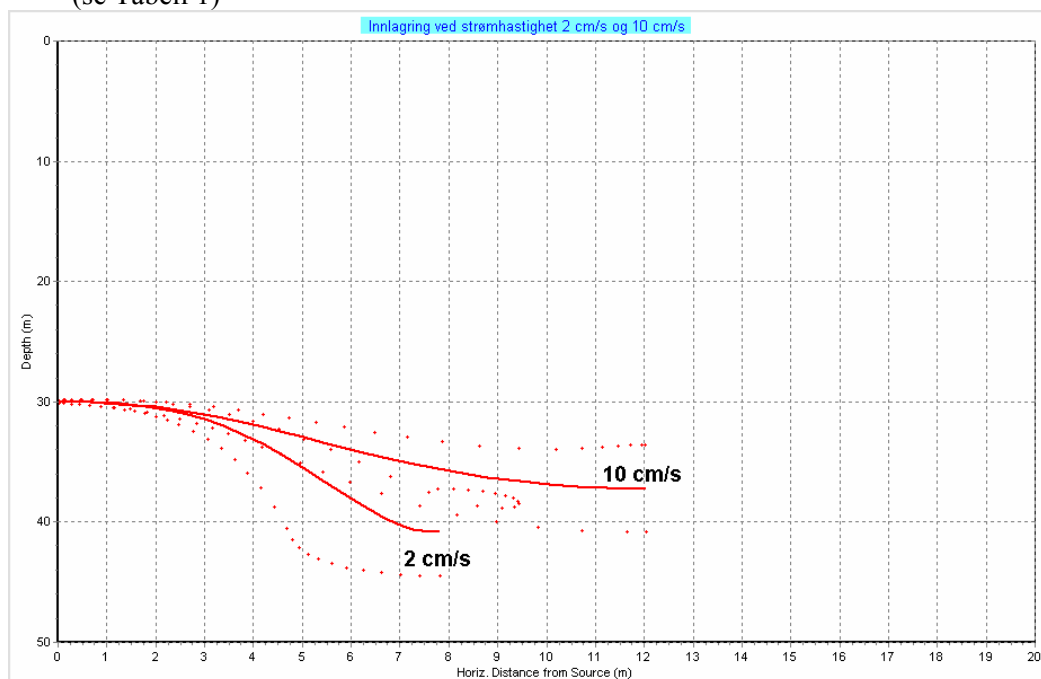
5.2 Resultater

Resultatene fra bruk av JETMIX bekrefter at avløpsvannet for alle situasjoner (58 i alt) vil synke fordi det er tyngre enn sjøvannet i 30 m dyp. Ved utslipp mindre enn 8-10 m over bunnen vil skyen bli liggende langs bunnen. Deretter foregår spredningen i alt vesentlig horisontalt mens partikler stadig faller til bunns. Ved utslipp 10-15 m over bunnen oppstår noen situasjoner der skyen med fortyntet slurry innlagres 3-5 m over bunnen, i første rekke ved situasjoner med relativ sterk strøm. Fortyningen er stor, og størst ved lav strømhastighet. Dette er illustrert i Figur 4 og Figur 5.

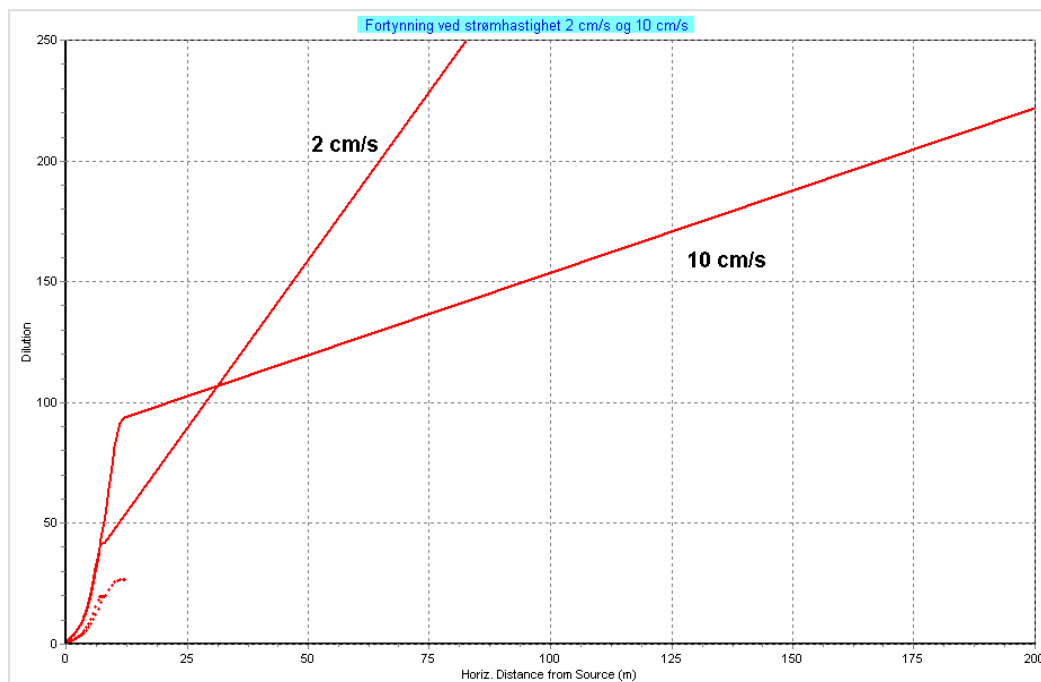
Avstanden mellom røråpningen og bunnen vil variere mellom ca. 2 m og 15 m. Bruk av Stokes lov for synkehastighet av partikler i stillestående vann tyder på at 30-40% av partiklene vil synke til bunns innen 20 minutter, og med langt kortere tid for utslipp i 2-5 m over bunnen. Den laveste hastigheten (2 cm/s) tilsvarer en forflytning på ca. 25 m/20 minutter. Ved 10 cm/s kan partiklene spres ca. 120 m før de har sunket 15 m. Dette er enkle beregninger som tyder på at en stor andel av partiklene i utslippet sedimenterer innenfor en avstand på 100-150 m fra utslippet, og stemmer rimelig bra med den størrelsen av nedslammet område som ble observert i 1990 (Jensen og Hasle 1990).

Vi bruker PLUMESV for å bedømme fortykning og konsentrasjon til en avstand av 1000 m for den finpartikulære andelen av utslippet, under følgende antakelser:

- Hastigheten er 2 cm/s og 10 cm/s som antas å beskrive relativt svak og relativt sterk strøm. Men hastigheter over 10 cm/s vil sikkert forekomme.
- De minste partiklene (45% av totalen) synker mindre enn 1 cm/time og de største i gjennomsnitt ca. 60 cm/time, og i sum har vi antatt at 60% er sunket til bunns etter 8 timer. Se kapitlet om metodikk og data for nærmere omtale.
- Sjøvannet som avløpsvannet fortyknes med nær bunnen i 30-40 m dyp inneholder 3 ng/l av kvikksølv, 75 ng/l av kadmium og 0.3 mikrogram/l av bly. Dette er relativt høye konsentrasjoner (se Tabell 1)



Figur 4. Innlagring av avløpsvannet ved en situasjon ved relativt sterk lagdeling, og for to strømhastigheter. Merk at dette er en forholdsvis sjelden situasjon. Den vertikale lagdelingen er vanligvis svak og skyen med fortykket avløpsvann vil da synke raskere og dypere enn det figuren viser.



Figur 5. Fortynning av avløpsvannet ved en situasjon ved relativt sterk lagdeling, og for to strømhastigheter.

Beregningene gjøres for situasjonene som er vist Figur 4 og Figur 2 og med øvrige data som i Tabell 10. Resultatene vises i Figur 6-Figur 8. Fortynning og utsynking av partikler tar tid, og konsentrasjonen i en gitt avstand vil derfor variere mye med strømhastigheten. Ved hastighet 10 cm/s vil partiklene tilbakelegge en gitt distanse 5 ganger raskere enn ved 2 cm/s. Vi minner om at dette er teoretiske beregninger som bygger på en rekke usikre antakelser, og de etterfølgende resultatene kan bare brukes til å illustrere en størrelsesorden for gjennomsnittskonsentrasjonen i en sky som ligger like over bunnen:

For kvikksølv er sjøvannets ”normale” konsentrasjon på stedet antatt å være 3 ng/l (klasse II). Da kan konsentrasjonen (som gjennomsnitt for skyens vertikale tverrsnitt) for tilfeller med relativt sterk strøm beregnes til å ligge i klasse II (1-5 ng/l) ut til ca. 50 m fra utslippspunktet. Ved relativt liten strømhastighet vil distansen være mellom en tredjedel og en halvpart.

For kadmium er sjøvannets ”normale” konsentrasjon på stedet antatt å være 70 ng/l (klasse II/III). Da kan konsentrasjonen (som gjennomsnitt for skyens vertikale tverrsnitt) for tilfeller med relativt sterk strøm beregnes til å være høyere enn 75 ng/l (klasse III) ut til 150 m. Ved relativt liten strømhastighet vil distansen være mellom en tredjedel og en halvpart.

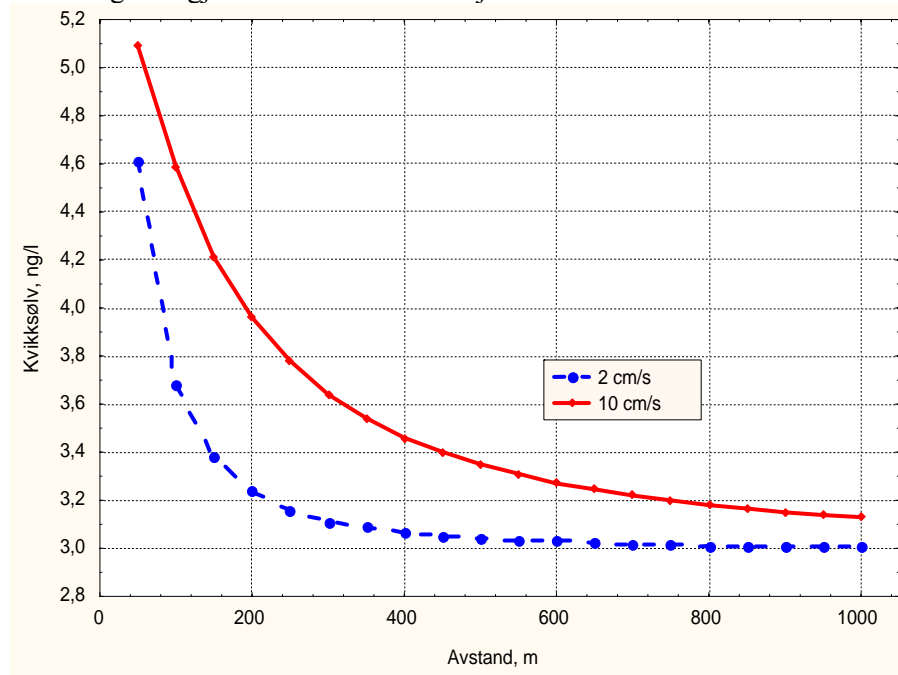
For bly er sjøvannets ”normale” konsentrasjon på stedet antatt å være 0.3 µg/l (klasse III). Da kan konsentrasjonen (som gjennomsnitt for skyens vertikale tverrsnitt) for tilfeller med relativt sterk strøm beregnes til å være høyere enn 0.5 µg/l (klasse IV og V) ut til 400-500 m. Ved relativt liten strømhastighet vil distansen være mellom en tredjedel og en halvpart.

Som nevnt ovenfor kan skyen antas å begrense seg til noen få meter over bunnen og med høyeste konsentrasjoner nær bunnen. Bredden av skyen vil i stor grad variere med strømhastighet og strømretning - som er lite kjent. Topografien i området tyder imidlertid på at hovedstrømretningen er

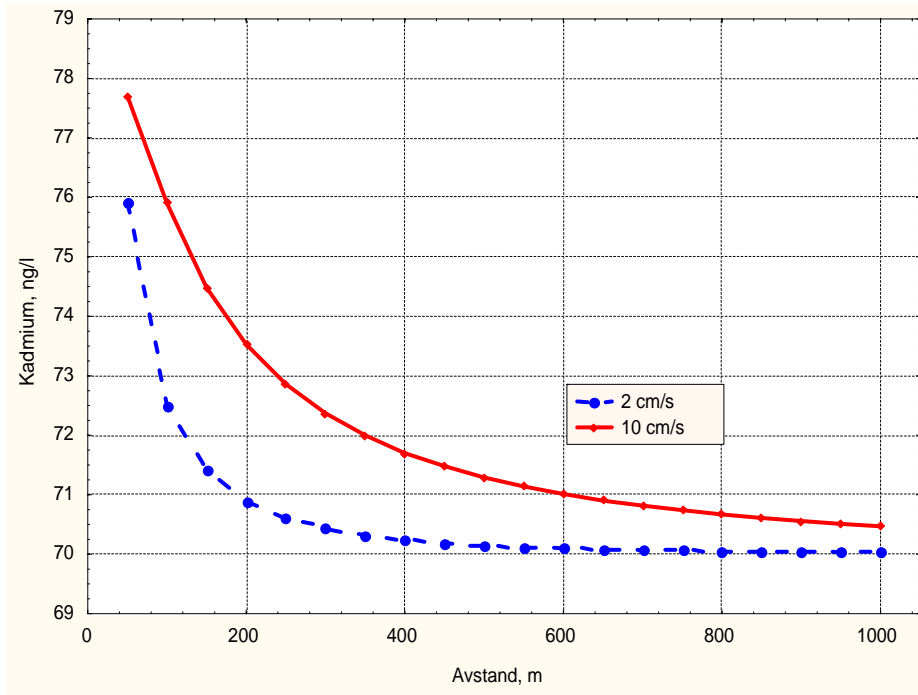
omkring en nord-sør akse. Ved sterk strøm (10-20 cm/s) kan bredden i en avstand på 200 m anslås til omkring 20 m. Ved svak strøm (2 cm/s) kan bredden i samme avstand være 100-150 m.

I forhold til vurderingene ovenfor vil vi minne om at strømmålingene tyder på at strømmen langs bunnen oftest er ganske svak, noe som gir lave konsentrasjoner.

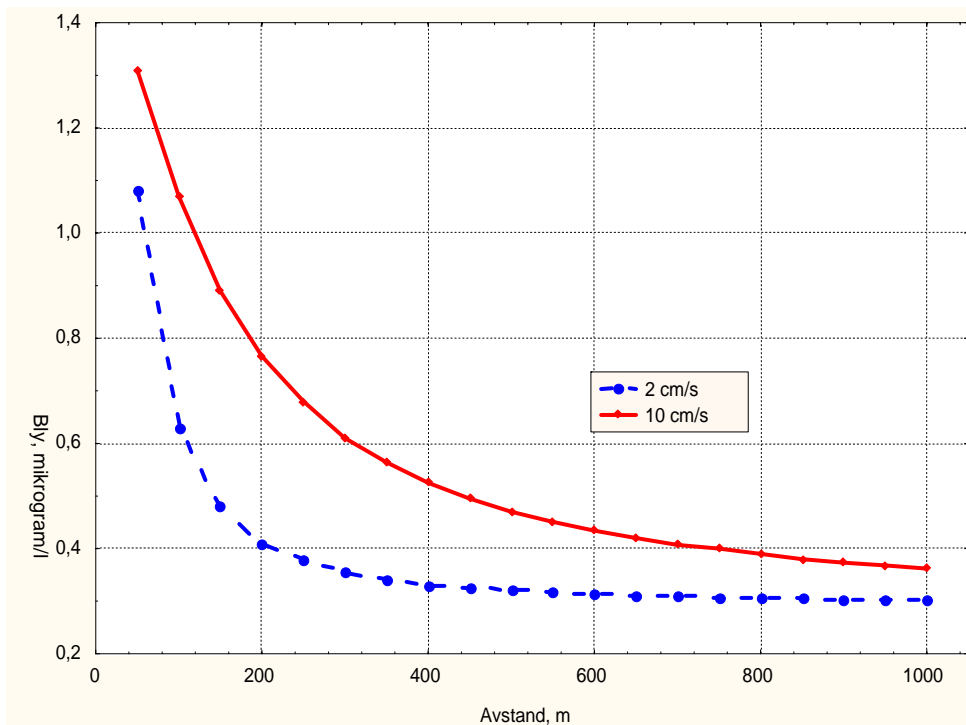
Vi har lite grunnlag for å bedømme hvor høy konsentrasjonen i sentrum av skyen med fortynnet slurry/avløpsvann kan være, men erfaringsmessig kan den typisk være omkring dobbelt så høy som den beregnede gjennomsnittskonsentrasjonen



Figur 6. Beregnet gjennomsnittlig konsentrasjon av kvikksølv i skyen med fortynnet avløpsvann, med økende avstand fra utslippet og for strømhastighetene 2 cm/s og 10 cm/s. "Bakgrunnskonsentrasjon": 3 ng/l.



Figur 7. Beregnet gjennomsnittlig konsentrasjon av kadmium i skyen med fortennet avløpsvann, med økende avstand fra utslippet og for strømhastighetene 2 cm/s og 10 cm/s. "Bakgrunnskonsentrasjon": 70 ng/l.



Figur 8. Beregnet gjennomsnittlig konsentrasjon av bly i skyen med fortennet avløpsvann, med økende avstand fra utslippet og for strømhastighetene 2 cm/s og 10 cm/s. "Bakgrunnskonsentrasjon": 0.3 mikrogram/l.

5.3 Oppsummering

Skyen med avløpsvann/slurry vil inneholde partikler med svært varierende størrelse. De aller største partiklene vil synke til bunns innenfor en avstand på noen få meter, og videoobservasjoner viser at en stor andel synker til bunns innenfor en avstand på 100-150 m.

Generelt vil skyen med avløpsvann spres med strømmen samtidig som fortynningen med sjøvann øker og partiklene synker. Partikkelkonsentrasjonen vil derfor avta raskt og etter den første sedimenteringen av store partikler er det i første rekke fortynningen som bestemmer konsentrasjonen.

Hvor langt partiklene spres vil avhenge av partikkelstørrelse, strømhastighet og avstand til bunnen. Beregningene viser at skyen med slurry vil synke raskt mot bunnen samtidig som det foregår en stor innblanding av sjøvann. Når det er liten strømhastighet på stedet vil den fortynnete slurryen vanligvis synke til mer enn 8-10 m under utslippspunktet, og dermed legge seg som en sky langs bunnen. Ved sterkere strøm kan skyen bli liggende høyere oppe i vannmassen og dermed spres partiklene lenger. Dette gjelder for de tilfeller der avstanden mellom enden for avløpsledningen og bunnen er 6-8 m eller mer. Er avstanden kortere vil avløpsvannet legge seg langs bunnen og utsynkning til bunnen skjer raskere.

Det er vanskelig å gi en god beskrivelse av fortynning og konsentrasjoner uten detaljerte opplysninger om utsynkingen av partikler og strømforholdene på stedet. Utsynkingen avhenger både av partiklens størrelse, strømforhold og av utslippspunktets høyde over bunnen. Beregningene som er vist i Figurene 4-6 viser en situasjon når avstanden til bunnen er 8-10 m, og under sterk strøm (rask spredning) kan sannsynligvis blykonsentrasjonen i skyen med fortynnet avløpsvann (slurry) være høy i en avstand på 400-500 ut fra utslippet. For kvikksølv og kadmium synes påvirkningen å begrense seg til en radius på henholdsvis ca. 50 m og ca. 150 m fra utslippet. Strømmålingene tyder imidlertid på at spredningen oftest vil foregå ganske langsomt og med stor utsynkning og fortynning før skyen når 50 m avstand.

Det er viktig å være klar over at dette gjelder en vannmasse på noen få meters tykkelse og som ligger langs bunnen. Topografien på stedet kan tyde på at spredningen er størst langs en nord-sør akse.

6. Beregning av pH i avløpsvannet etter spredning/fortynning

6.1 Metode-prinsipp

Beregningen ble utført ved hjelp av en forenklet modell der det ses bort fra alle andre bidrag til sjøvannets bufferevne enn bor- og karbon-syrene. Modellen er basert på følgende prinsipper:

Alkalinitet (A_t) antas øke proporsjonalt med økende saltholdighet:

$$A_t = [\text{HCO}_3^-] + 2[\text{CO}_3^{2-}] + [\text{B}(\text{OH}_4)^-] + ([\text{OH}^-] - [\text{H}^+]) = 0.0697 \text{ PSU}$$

Karbonatalkaliniteten er gitt ved

$$A_c = [\text{HCO}_3^-] + 2[\text{CO}_3^{2-}]$$

mens totalt innhold av CO_2 (C_T) er gitt ved:

$$C_T = [\text{H}_2\text{CO}_3] + [\text{HCO}_3^-] + [\text{CO}_3^{2-}]$$

der $[\text{H}_2\text{CO}_3]$ omfatter løst CO_2 . Beregningene er basert på at etter et utslipp av syre ($\Delta[\text{H}^+]$) endres alkaliniteten:

$$A_{t2} = A_{t1} - \Delta[\text{H}^+]$$

men ikke C_T , slik at:

$$C_{T1} = C_{T2}$$

Likevektkonstanter for karbon- og bor-syre og deres avhengighet av saltholdighoet og temperatur er tatt fra Lyman 1956.

6.2 Beregninger

Utslipet vil fortynnes i sjøvann med antatt temperatur 10°C , saltholdighet ca 32 og $\text{pH}=8.0$. Disse verdiene anses karakteristiske for utslippsområdet og ble benyttet i alle beregningene. Normale sesongvariasjoner vil ikke ha vesentlig betydning for resultatet av beregningene.

Videre tok beregningene utgangspunkt i et utslipp av 10 tonn anhydritt slemmet opp i en vannstrøm på $170 \text{ m}^3/\text{h}$. Det samme grunnlaget ble dermed benyttet som for fortynningsberegningene utført i kap. 5.1.

Etter tabell 3 varierte utslippet av svovelsyre i perioden 1993-2001 fra 0,8 til 5,8% av utslippet av anhydritt. Middelerdien var 3,4%. Beregningene ble etter dette utført for hhv. lavt (0,8%), middels (3,4%) innhold av syre. Ifølge opplysninger fra bedriften vil et innhold vil fremtidig utslipp av anhydritt trolig ha et innhold av syre som ligger nærmere 0,8% enn 3,4. For hver av de to

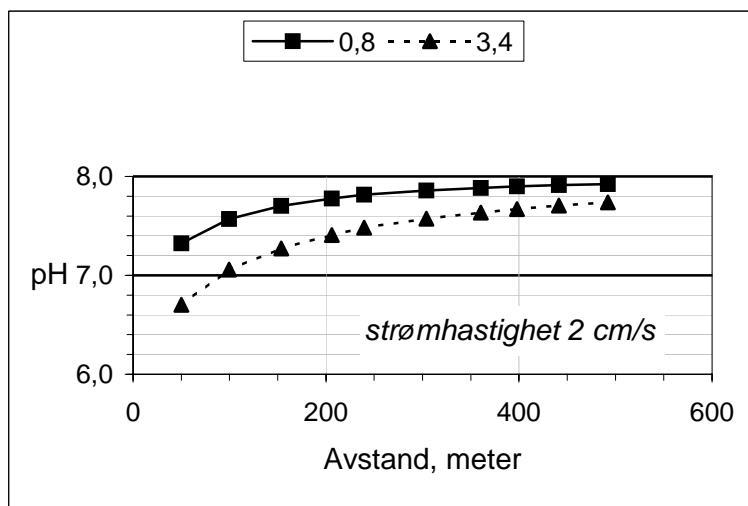
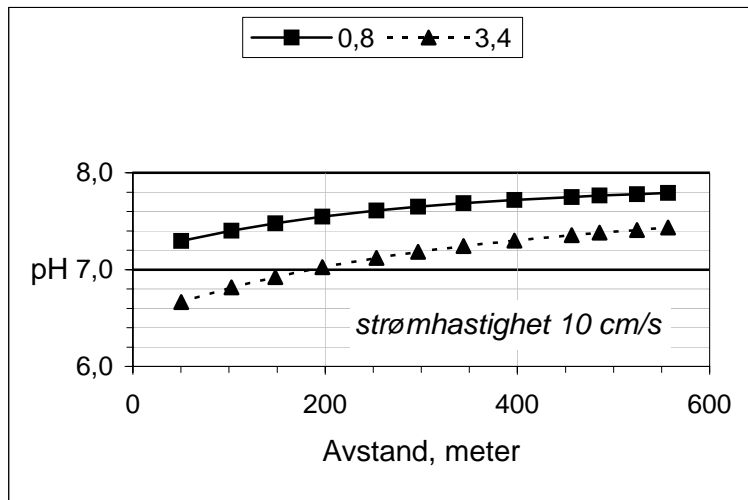
beregningene som er gjort vil resultatene være et "worst case" i det en forutsetter at all syren løses ut når anhydritt kommer ut i resipienten.

I første omgang gir disse beregningene pH som funksjon av utslippets fortykning. Før fortykning ble det beregnet en pH i avløpsvannet mellom 1,1 og 2,1. Som vist i tabell 1, økte pH raskt med økende fortykning. Ved 80x fortykning var pH mellom 6,2 og 7,2. Som vist i Figur 9 oppnås 80x fortykning mindre enn 25 m fra utslippspunktet. Den videre utvikling av pH med økende avstand fra utslippspunktet ved de to strømhastighetene 10 cm/s og 2 cm/s er vist i Figur 9. 500m nedstrøms ble det beregnet pH mellom 7,2 og 7,9.

Generelt kan det konkluderes at de dårligste pH-forholdene i resipienten vil inntreffe ved kombinasjon av høyt syreinnhold i utslippet og høy strømhastighet ved utslippspunktet, mens gunstigste forhold oppnås ved lavt syreinnhold og lav strømhastighet. I perioder uten utslipp av anhydritt og medfølgende svovelsyre vil pH være tilnærmet normal for resipienten.

Tabell 11. Beregnet pH i avløpsvann ved to forskjellige mengder syre i ahydritten etter 5-80x fortykning med sjøvann (PSU=32, T=10°C, pH=8). Som vist i Figur 5 vil 80x fortykning oppnås mindre enn 25 m fra utslippspunktet.

Fortynningsfaktor	Syreinnhold	
	0,8%	3,4%
1x (ufortynnet)	2,1	1,4
5x	4,8	2,2
10x	6,1	2,7
20x	6,6	4,2
40x	6,9	6,1
80x	7,2	6,5



Figur 9. pH nedstrøms utslippet av anhydritt (10 tonn mmet opp i 170 m³/h med vann) med to forskjellige innhold (0,8 og 3,4 %) av syre og to strømhastigheter, hhv 10 cm/s (øverst) og 2 cm/s (nederst).

7. Biologiske effekter av anhydritts innhold av miljøgifter og svovelsyre samt av nedslamming

I dette kapitlet vil en sammenligne de beregnede gjennomsnittskonsentrasjoner av metaller (Figur 6 - Figur 8) i vann med kriterier for effekter. Det fins mye data om giftighet av metallene bly, kadmium og kvikksølv. Ulempen er imidlertid at mye av dataene er basert på tester av ferskvannsorganismer. I 1996 avholdt OSPAR en workshop som tok sikte på å etablere økotoksikologiske kriterier for Nordøst Atlanteren. Målet var å etablere grenseverdier for konsentrasjoner som ikke forventes å gi biologiske effekter ved langtidseksponering. I de følgende vurderinger vil en benytte de grenseverdiene som ble etablert (Tabell 12). Grenseverdiene som er benyttet (Tabell 12) er relativt konservative idet EPAs vannkvalitetskriterier for kronisk eksponering (Tabell 13) er langt mindre streng for kadmium og kobber og noe mindre strenge for Hg og Pb. På den annen side så er EPAs kriterier noe strengere for kvikksølv og skyldes sannsynligvis at kriteriene gjelder for metylert kvikksølv som anses som langt mer giftig enn Hg²⁺ som er den hyppigst forekommende formen for kvikksølv i marint miljø.

Generelt er kriteriene for effekter ved kronisk eksponering strengere enn kriteriene for akutte effekter (Tabell 13) men forskjellen kan være relativ liten slik en ser for kobber i EPAs kriterier.

Det må presiseres at det er store usikkerheter i de vurderingene som gjøres med hensyn til effekter i ulik avstand fra utslippet.

Tabell 12. Økotoksikologiske kriterier for vurdering av mulige effekter av metaller (langtidseksponering). Innenfor det viste konsentrasjonsintervallet kan det forekomme skadelige biologiske effekter. Ved konsentrasjoner lavere enn intervallet forventes ingen effekter. Ved høyere konsentrasjoner forventer en at en har effekter (kilde: Oslo og Paris kommisjonen 1996). Merk at kriteriene for sediment er foreløpige

Metall	Kriterier for vann (µg/l)	Kriterier for sediment ¹ (mg/kg t.v.)
Hg	0,005-0,05	0,05-0,5
Pb	0,5-5	5-50
Cd	0,01-0,1	0,1-1
Cu	0,005-0,05 ²	5-50

¹Pga. lite data er kriteriene foreløpige

²Området ligger inne det som anses som bakgrunnskonsentrasjon i naturlig sjøvann. Kriteriet må derfor sammenlignes med den biotilgjengelige andelen av kobber i vannet

Tabell 13. EPAs (US-Environmental Protection Agency) vannkvalitetskriterier for kvikksølv, bly og kadmium (kilde:EPAs vannkvalitetskriterier referert i Neff, 2002, Tabell 30).

Metall	Kriterier for vann (akutte eksponering) (µg/l)	Kriterier for vann (kroniske eksponering) (µg/l)
Hg (metyl)	1,8	0,025
Pb	210	8,1
Cd	42	9,3
Cu	4,8	3,1

7.1 Kroniske effekter i vann

Utslipet er kontinuerlig over lengre perioder av gangen (størrelsesorden 1 måned). Det er derfor mest relevant å benytte kriterier for kronisk eksponering i vurderingene

7.1.1 Effekter av lokale bakgrunnskonsentrasjoner av metaller

Sørfjordens bunnvann i området antas i utgangspunktet å ha metallkonsentrasjoner som ligger over det som er normalt for norsk kystvann uten nærliggende punktkilder. Det er derfor av interesse å sammenligne antatte lokale bakgrunnskonsentrasjoner (se Tabell 6) med de økotoksikologiske kriteriene som er vist i Tabell 12. En slik sammenligning tyder på at kadmium (sannsynligvis også kobber) kan gi skadelige effekter selv uten utslippet av anhydritt (Tabell 14) mens den lokale bakgrunnskonsentrasjonen av kvikksølv og bly ikke forventes å gi noe slik effekt. Den antatte bakgrunnskonsentrasjon av kobber (se Tabell 6) overskrider de refererte kroniske kriterier referert i Tabell 12, såpass mye (x18) at en må forvente effekter også uten utslipp av anhydritt. Den antatte bakgrunnskonsentrasjonen av kobber i vann ligger imidlertid under EPAs kriterie for kronisk eksponering (Tabell 13).

Tabell 14. Vurdering av mulige effekter av bakgrunnskonsentrasjonen av kvikksølv (Hg), bly (Pb) og kadmium (Cd).

Metall	Vurdering
Hg	Ingen skadelige biologiske effekter forventes
Pb	Ingen skadelige biologiske effekter forventes
Cd	Skadelige biologiske effekter kan forekomme

7.1.2 Effekter av kvikksølv fra anhydritt

Med utgangspunkt i beregnede konsentrasjoner av kvikksølv i anhydrittskyen (Figur 6) vil en oppnå en fortykning tilsvarende 5 ng/l (nedre grense for hvor biologiske effekter kan tenkes å forekomme, se Tabell 12) i en avstand på ca 50 m (strømhastighet 10 cm/s) fra utslippspunktet, mens en ved en strømhastighet på 2 cm/s bare vil kunne observere så høye konsentrasjoner innenfor en radius på noen få meter.

Dette betyr at kvikksølv i anhydritt ikke forventes å gi biologiske effekter utenfor en radius på maksimalt 50 m. Selv i en avstand på noen få meter fra utslippet vil konsentrasjonen ikke være tilstrekkelig (dvs >50 ng/l) til å forvente biologiske effekter av kvikksølv.

I anhydritten forekommer kvikksølv trolig i hovedsak som basisk kvikksølvulfat, $\text{HgSO}_4 \times 2 \text{HgO}$, som er meget tungtløselig. De reelle midlere vannkonsentrasjoner blir derfor sannsynligvis ennå lavere enn det Figur 6 antyder. De avstander som antydes over som grense for biologiske effekter må derfor oppfattes som maksimalbetraktninger ved kronisk belastning.

7.1.3 Effekter av kadmium fra anhydritt

Kadmium forekommer i resipienten i utgangspunktet i konsentrasjoner som utfra kriteriene i Tabell 12 kan gi skadelige effekter selv uten utslippet av anhydritt (kapitel 7.1.1).

Med utgangspunkt i beregnede midlere konsentrasjoner av kadmium i anhydrittskyen (Figur 7) så vil en, selv helt inne ved utslippet, ikke oppnå konsentrasjoner som er over det som forventes å gi

skadelige biologiske effekter ved langtidseksponering uavhengig av hvilke av de to kriterier for langtidseffekter (Tabell 12, Tabell 13) som benyttes..

7.1.4 Effekter av bly fra anhydritt

Med utgangspunkt i beregnede midlere konsentrasjoner av bly i anhydrittskyen (Figur 8) vil en oppnå en fortykning tilsvarende 0,5 µg/l (nedre grense for hvor biologiske effekter kan tenkes å forekomme, se Tabell 12) i en avstand på henholdsvis ca 150 m (strømhastighet 2 cm/s) og 450 m (strømhastighet 10 cm /s). Dette betyr at bly i anhydritten ved langtidseksponering ikke forventes å gi biologiske effekter utenfor en radius på maksimalt 450 m. Innenfor denne avstand kan det forekomme skadelige biologiske effekter når en legger kriteriene i Tabell 12 til grunn. Legger en derimot de mindre strenge EPA kriteriene til grunn (Tabell 13) så vil kroniske effekter sannsynligvis ikke inntre noe sted som en konsekvens av forhøyet innhold av bly.

I anhydritten forekommer bly i hovedsak som tungt løselig blyulfat og vil spres i vannmassene i partikkelform. De reelle vannkonsentrasjoner blir derfor sannsynligvis lavere enn antydning i Figur 8. Vanligvis foreligger mindre enn 5 % av av uorganisk bly som fri ionisk form (Pb^{2+}) i sjøvann. Pb^{2+} er ansett som den mest biotilgjengelige formen av uorganisk bly i sjøvann (Neff, 2002).

De avstander som antydes over som grense for biologiske effekter må oppfattes som maksimalbetraktninger.

7.1.5 Effekter av kobber fra anhydritt

Beregning av kobberkonsentrasjonen i ulik avstand fra utslippet er ikke foretatt på tilsvarende måte som for de øvrige tre metaller. De økotoksikologiske kriteriene for effekter ved kronisk eksponering med kobber baseres på den biotilgjengelige andelen i vannet (se Tabell 12), Denne andelen kjenner vi ikke. Vi har derfor valgt å benytte EPAs kriterier (Tabell 13) dvs. at konsentrasjoner av kobber over 3.1 µg/l sannsynligvis vil gi effekter ved kronisk eksponering. Konsentrasjonen i primærutslippet var beregnet til 15,3 µg/l, mens bakgrunnskonsentrasjonen var 0,9 µg/l. Dette betyr at ved en fortykning på 10x så vil en oppnå konsentrasjoner av kobber som ligger godt under EPAs kriterier. Med utgangspunkt i beregnet fortykning av avløpsvannet (Figur 5) skulle kroniske effekter derfor være begrenset til en avstand av godt under 25 m fra utslippspunktet.

7.2 Akutte effekter

Kriterier for akutte effekter er mest relevant for organismer som over kortere perioder (opptil ca 4dager) eksponeres for utslipp av anhydritt.

Ut fra EPAs kriterier for akutte effekter (Tabell 13) vil konsentrasjoner av bly og kadmium og sannsynligvis også kvikksølv i primærutslippet (Tabell 9) ikke gi akutte effekter selv helt inne ved utslippspunktet. Kobber-konsentrasjonen i primærutslippet er imidlertid såpass høy at akutte effekter teoretisk sett vil kunne oppstå i utslippets nærsone (innenfor en avstand av mindre enn 25 m).

7.3 Effekter av metaller fra gips/anhydritt i sediment

Den teoretisk maksimale konsentrasjon av metaller i sediment pga. fremtidig utslipp av anhydritt er innholdet av de enkelte metaller i anhydritten selv (se Tabell 4). Legges den høyeste av disse verdier til grunn og en benytter kriteriene for sediment i Tabell 12 kan det tenkes at skadelige effekter vil

forekomme pga. innholdet av kadmium og bly mens innholdet av kvikksølv og kobber er såpass lavt at skadelige biologiske effekter ikke forventes.

Tabell 15. Vurdering av mulige effekter av kvikksølv (Hg), bly (Pb) kobber (Cu) og kadmium (Cd) i anhydritt på sedimentlevende organismer forutsatt at konsentrasjonen i sediment tilsvarer konsentrasjonen i anhydritt.

Metall	Vurdering
Cd og Pb	Skadelige biologiske effekter kan forekomme
Hg og Cu	Skadelige biologiske effekter forventes ikke.

7.4 Nedslamming

Anhydrittutslippet gir en massiv nedslamming i nærområdet. En forandring i sammensetningen av de biologiske samfunn kan finne sted ved ødeleggelse av substrat pga. nedslamming.

Høy partikkeltilførsel, f.eks. i form av sedimentering, er en belastning for mange organismer og man vet med sikkerhet at filterspisere, og da i særlig grad muslinger, svamp, sekkedyr og noen krepsdyrarter, tar skade av en økt partikkelbelastning (Moore 1977). Det er foruten en eventuell giftvirkning i hovedsak tre måter et høyt uorganisk partikkelinnhold kan innvirke negativt på akvatiske organismer:

- Mekanisk skuring.
- Sedimentering, som helt eller delvis kan dekke over organismer.
- Økt energibehov ved næringsopptak hos filtrerende dyr.

Av de mer alvorlige effekter dette kan medføre for bunndyr, nevner Moore (1977):

- Økt mortalitet og/eller nedsatt vekst (eks; forsøk har vist at forhøyede konsentrasjoner av uorganiske partikler i vannet kan medføre nedsatt vekst og økt dødelighet hos sekkedyr (Robbins 1985)).
- Forstyrret utvikling av egg og larver.
- Reduksjon av oksygen- og næringsopptak.
- Blokkering av ekskresjonssystemer.
- Ødeleggelse av potensielt substrat for larver (eks; posthornmark er følsomme overfor partikkelskuring fordi den forhindrer nedslåing av larvene (Hayward & Ryland 1990)).

Innen den eufotiske sonen vil økt nedslamming også kunne redusere fotosyntesen hos alger ved at algenes effektive overflate reduseres av sedimenterende materiale. Dette gjelder imidlertid ikke for anhydrittutslippet da det ikke forventes å påvirke den eufotiske sone.

Video-observasjoner ved utslippet tyder på at miljøforholdene der er uforenelige med forekomst av både bløtbunnsorganismer og hardbunnsorganismer. Utstrekningen på området der en pga. nedslamming har betydelig effekt på bunnfauna antas å være ut til ca 100-140 m fra utslippet.

7.5 Effekter av redusert pH fra svovelsyre

Svovelsyren i utslippet vil føre til redusert pH i forhold til det som er normalt for sjøvann. Normalt vil pH i sjøvann (saltholdighet 35%) variere lite og ligger vanligvis i intervallet 7.8-8.2 (Bjerkeng og Knutzen, 1980, Knutzen, 1981). Sjøvann har gode bufferegenskaper. Litteraturen viser at marine organismer også kan være følsomme overfor reduksjoner i pH. Hos dyr med kalkskall vil en reduksjon i pH kunne føre til oppløsning av skallet og gi øket dødelighet. Eksempelvis er det vist at unge stadier av enkelte skjell får en øket oppløsning av skallet ved lengere tids eksponering ved en pH på ca. 7.6 (Bamber, 1987). I en litteraturstudier fra 1981 ble det funnet få holdepunkter for at en pH reduksjon på 0.5-1 pH enheter skulle gi skadelige effekter (Knutzen, 1981). I en senere studie ble det hevdet at en rekke bunndyr påvirkes ved pH opptil ca 7.7 (Magnesen og Wahl, 1993).

Ved langtidseksponering med en pH under 7.5-7.7 vil en forvente skadelige effekter på rent marine organismer. Eksempler på effekter kan være oppløsning av kalkskall, økt dødelighet, unormal larveutvikling, redusert ernæringsopptak (filtrering), redusert vekst, redusert svømmeaktivitet (Magnesen og Wahl 1993). En totalvurdering av tilgjengelig informasjon tyder på at det er få effekter på marine organismer ved en pH reduksjon ned mot 7.5-7.7.

Fordi pH i overflatelaget ofte er lavere i fjorder og brakkvannsområder enn på det åpne hav antas at brakkvannsorganismer er mer tolerante overfor pH enn rent marine organismer.

I det følgende vil en i denne sammenheng bruke pH=7,5 som grense for mulige effekter på marine organismer i Sørfjorden.

I **Tabell 16** ses avstanden fra utslippet hvor pH<7.5. Innenfor denne avstand kan det forventes effekter på marine organismer. Det må imidlertid presiseres at det er lite kunnskap om effekter av pH på marine organismer i norske kystområder Ved en høy strømhastighet og middels innhold av svovelsyre må en i verste fall forvente pH-effekter ut til en avstand på ca 600 m nedstrøms utslippet, mens denne avstanden reduseres til ca 80 m ved lav strømhastighet og lavt innhold av svovelsyre.

Potensialet for skadelige effekter av lav pH på marine organismer er dermed tilstede. Det må imidlertid bemerkes at dette er "worst case" betraktninger. Sannsynligvis er vannvolumet med skadelige effekter (pH<7.5) mindre enn det Tabell 16 illustrerer fordi en betydelig del av svovelsyren ikke løses ut umiddelbart og en betydelig del av anhydritten sedimenterer ut.

Tabell 16. Avstand fra utslipp med pH=7,5 beregnet ved ulike strømhastigheter og innhold av svovelsyre i anhydritt.

Strømhastighet	Mengde svovelsyre i anhydritt	
	0,8%	3,4%
2 cm/s	80 m	250 m
10 cm/s	150 m	Ca 600 m

8. Konklusjoner og oppsummerende kommentarer

Sørfjorden har over lang tid vært massivt påvirket av ulike former for industrivirksomhet og indre del må kunne sammenlignes med et "industriområde/havneområde" der en i utgangspunktet ikke forventer et uberørt miljø med miljøgiftkonsentrasjoner tilsvarende de en har i ubelastede områder.

Sørfjordens bunnvann i området antas å ha konsentrasjoner av kvikksølv, bly og kadmium som ligger over det som er normalt for norsk kystvann. Giftighetsdata tyder på at den lokale bakgrunnskonsentrasjonen av kadmium i sjøvann i utslippsområdet kan gi skadelige effekter, selv uten utslippet av anhydritt (Tabell 14), mens den lokale bakgrunnskonsentrasjonen av kvikksølv og bly ikke forventes å gi noe slik effekt. Mange tiltak er gjort for å begrense tilførselene av forurensninger til fjorden og i dag er hovedtilførselene av metaller sannsynligvis forårsaket av tilførsler fra fabrikkområder og gamle fyllplasser (Skei og Knutzen, 1999).

Beregninger i denne rapporten tyder på at avløpsvannet for alle situasjoner vil synke fordi det er tyngre enn sjøvannet i 30 m dyp. For de aller fleste situasjoner vil avløpsvannet synke 10 meter eller mer før fortyningen har blitt så stor at det innlagres, og i praksis betyr det at avløpsvannet oftest legger seg som en "sky" langs bunnen. I situasjoner med sterk strøm vil innlagringen imidlertid skje høyere oppe. I hovedsak vil imidlertid effekter av utslippet begrense seg til vannvolumer på dyp større enn ca 30 m (utslippsdyp).

Etter at plumen har sunket til bunnen eller innlagring har skjedd nær denne foregår spredningen i alt vesentlig horisontalt mens partikler stadig faller ut av plumen og til bunns. Hvor langt partiklene spres vil avhenge av partikkelstørrelse, strømhastighet og avstand til bunnen. Avstanden mellom røpningen og bunnen vil variere mellom ca. 15 m og 2 m. Den groveste fraksjonen (20-30% av partiklene) vil synke til bunns i løpet av få minutter, eller innenfor en avstand på 20-30 m fra utslippet. Spredning av utslippet vil i hovedsak gjelde en vannmasse på noen få meters tykkelse langs bunnen. Dette betyr at den eufotiske sone (der det foregår netto fotosyntese) og størstedelen av vannmassene vil forbli uberørt av utslippet.

Tidligere utslipp av anhydritt har ført til avleiringer på bunnen rundt utslippspunktet. I 1990 ble avleiringer observert i en halvsirkel med en radius på 100-140 m rundt utslippspunktet i dyp fra ca 20-50 m. Omfang og utstrekning på anhydrittavleireingene idag er ikke kjent.

Beregninger tyder på at en strømhastigheter på 2 cm/s i sjøen ved utslippet fører til at konsentrasjonen av metaller pga. fortyning vil være nær lokal bakgrunn i en avstand på ca 400 m fra utslippspunktet. Ved en strømhastighet på 10 cm/s må en ut til en avstand på noe over 1000 m før konsentrasjonen av metaller er nær lokal bakgrunn.

Antatte effekter av utslippet i ulik avstand fra utslippspunktet er oppsumert i Tabell 17.

Tabell 17. Oppsummering av vurderte effekter i forhold til avstand fra utslippspunktet. For oversiktens skyld er graderingen av effekter gitt ulik farge.

	Avstand fra utslippspunkt (m)							
	<50	50-100	100-200	200-400	400-600	600-800	800-1000	>1000
Kroniske effekter av Hg kan forekomme	Mulig ens	Nei	Nei	Nei	Nei	Nei	Nei	Nei
Kroniske effekter av Hg vil forekomme	Nei	Nei	Nei	Nei	Nei	Nei	Nei	Nei
Kroniske effekter av Cd kan forekomme	Mulig ens	Mulig ens	Mulig ens	Mulig ens	Mulig ens	Mulig ens	Mulig ens	Mulig ens
Kroniske effekter av Cd vil forekomme	Nei	Nei	Nei	Nei	Nei	Nei	Nei	Nei
Kroniske effekter av Pb kan forekomme	Mulig ens	Mulig ens	Mulig ens	Mulig ens	Mulig ens	Nei	Nei	Nei
Kroniske effekter av Pb vil forekomme	Nei	Nei	Nei	Nei	Nei	Nei	Nei	Nei
Kroniske effekter av Cu vil sannsynligvis forekomme	Ja	Nei	Nei	Nei	Nei	Nei	Nei	Nei
Akutte effekter av Hg, Cd, Pb	Nei	Nei	Nei	Nei	Nei	Nei	Nei	Nei
Akutte effekter av Cu	Ja	Nei	Nei	Nei	Nei	Nei	Nei	Nei
Effekter av pH ¹	Ja	Ja	ja	Nei	Nei	Nei	Nei	Nei
Betydelig effekt på bunnfauna pga. nedslamming ²	Ja	Ja	Ja?	Nei	Nei	Nei	Nei	Nei

¹Ved et realistisk innhold av svovelsyre (ca 1 %)

²Vurderingene av nedslamming baserer seg på observasjoner fra 1990 og er derfor meget usikre.

Hovedsak vil skadelige biologiske effekter av utslippet være begrenset til en avstand på mindre enn 200 m (Tabell 17) men en kan likevel ikke utelukke effekter ut til en avstand på noe over 400 m.

Bedriften har som målsetning å selge mest mulig av anhydritten slik at en i fremtiden unngår utslipp til sjø helt. Dermed vil også utslippene av kvikksølv, bly, kadmium og kobber opphøre. På grunn av usikkerhet i markedet og prosess tekniske grunner vil det imidlertid være behov for å få tillatelse fra SFT til å slippe anhydritt i fjorden også i fremtiden.

Bedriften anser sitt behov for fremtidige utslipp av anhydritt til sjø til å være 50000 t/år i perioden 2004-2006 og 25000 t/år i perioden 2007-2014. Til sammenligning var middelutslippene av anhydritt i perioden 1993-2001 ca 67000 t/år, dvs. at fremtidige utslipp vil være mindre enn det en har sett de senere år.

Ut fra et miljøsynspunkt er det positivt at bedriftens utvidelsesplaner på sikt medfører en reduksjon i utslippene. Flere tiltak har over lang tid vært gjennomført for å redusere utslippene til Sørfjorden og i dag er de direkte utslippene fra Norzink kraftig redusert. Utslippene av kvikksølv fra aluminiumfluoridfabrikk har også gått betydelig ned. I perioden 1985-1989 var utslippene ca 80-120 kg pr år mens utslippet i 2001 var ca 1 kg. Innholdet av kvikksølv i anhydritt som har blitt avsatt de senere år antas dermed å være lavere enn det analyser fra før 1990 gjenspeiler.

Anhydritt som planlegges sluppet ut vil i fremtiden ha et kvikksølvinnhold på godt under 0,1 mg/kg t.v. (se Tabell 4) og kan karakteriseres som ubetydelig-lite forurenset av både kvikksølv, bly, kadmium og kobber dersom SFTs kriterier for miljøkvalitet for sediment (Molvær et al. 1997) legges til grunn.

Generelt er anhydritt forholdsvis tungt oppløselig i vann, men vil allikevel over tid løses i sjøvannet. Oppløsningen ventes å skje fra overflater i kontakt med sjøvann. Dette betyr at anhydritt som er begravet i deponi eller sedimenter i vesentlig grad vil være beskyttet mot oppløsning. Konsentrasjonene av kvikksølv i sediment nær utslippet vil være av samme størrelse som i utgående anhydritt.

Som et ekstrem tilfelle kan en tenkeseg at sedimentet har samme konsentrasjon av metaller som i anhydritten. I en slik situasjon kan det tenkes at skadelige effekter vil forekomme pga. giftvirkning fra innholdet av Cd og Pb. Skadelige effekter av Hg er imidlertid lite trolig. I praksis antar man at den sterke nedslammingen i nærheten av utslippet (antydningssvis innen for en avstand på ca 100-200 m) er langt mer viktig enn giftvirkning av metallene for å forklare den fattige faunaen som er observert i utslippsområdet.

Med utgangspunkt i at både mengden anhydritt som er planlagt sluppet ut og kvikksølvinnholdet i dette vil bli kraftig redusert vil en anta at de planlagte fremtidige utslippene vil representere en miljøgevinst i forhold til situasjonen i tidligere år. Våre vurderinger tyder også på at skadelige biologiske effekter i hovedsak vil være begrenset til bunnen og vannvolum noen få meter over denne ut til en avstand på maksimalt 200-600 m. Totalt sett er derfor antatt influensområde relativt lite.

En må imidlertid også frem mot 2014 anta at situasjonen med en meget sparsom bunnfauna i områder med sterk nedslamming med anhydritt (antydningssvis 100-200 m fra utslippspunktet) vil bli opprettholdt.

9. Referanser

- A/S Miljøplan, 1990. Spredning av gips fra Norzink's fabrikker til resipienten, Sørfjorden, P90-037, 11s.
- Baumgartner, D.J., Frick, W.E. and Roberts, P.J.W., 1994. Dilution models for effluent discharges (Third Edition). Center for Exposure Assessment Modeling. US.EPA, Environmental Research Laboratory. Athens, Georgia. 189 pp.
- Bamber, R.N., 1987. The effects of acidic sea water on young carpet-shell clams *Venerupis decussata*. *J.Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 143, 181-191.
- Bjerkeng, B. og Knutzen, J., 1980. Evaluation of ecological consequences of seawater scrubber effluent from Flakt-Hydro sulfur dioxide removal process when applied to a 1200 Mwe coal fired power plant. Rapport O-79086 fra Norsk institutt for vannforskning, 81s
- Bjerkeng, B. og Lesjø, A., 1973. Mixing og a jet into a stratified environment. PRA. 5.7 NIVA-rapport O-126/73.
- Børve, K., 1991. Kvikksølv i gips fra Norzink's aluminiumfluoridfabrikk. Lutningsforsøk i laboratoriemålestokk - utlutning av gips i sjøvann. Internt notat fra Norzink av 13/3 - 1991.
- Hayward, P.J. and J.S. Ryland, (eds.), 1990. The marine fauna of the British isles and North-West Europe. Volume 1. Clarendon press, Oxford.
- Holleman, A.F. & Wiberg, E., *Lehrbuch der Anorganische Chemie*. Walter de Gruyter & Co, Berlin 1964, p 413-414.
- Jensen, T. og Hasle, J.R., 1990. Kvikksølv i sedimenter og bunnvann i gipsdeponiet ved Norzink. Rapport fra Veritas Miljøplan A/S av 1/11 - 1990 (prosjekt nr P90-083), 19s.
- Kirkerud, L. og Knutzen, J., 1986. Tiltaksorienterte undersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1984-1985. Delrapport 2. Metaller i tang. Toksisitetstester. Niva rapport nr. 1867, 56s.
- Knutzen, J. og Green, N. 2001. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 2000. Delrapport 2. Miljøgifter i organismer med orienterende analyser i dypvannsfisk. Overvåkingsrapport; 836/01. TA-1818/2001, NIVA-rapport nr 4445, 51s.
- Knutzen, J., 1981. Effects of decreased pH on marine organisms. *Mar. Pollut. Bull.* 12, 25-29.
- Lyman, J. (1956). Ph.D.Thesis, University of California. Cited in J.M. Gieskes, 1974, *The Sea*, Vol.5.
- Magnesen og Wahl, 1993. CO₂-injeksjon i havet, effekter på marint liv. Rapport nr 6/93 fra Universitetet i Bergen, Senter for miljø- og ressursstudier, 21s.
- Molvær, J., 2000. Utslipp av kvikksølv til Sørfjorden som følge av uhell ved Norzink AS vinteren 1999-2000. Vurdering av utslippets størrelse. NIVA-rapport nr. 4252, 26s.
- Molvær, J., Helland, A., Skei, J. og Schøyen, M. 2002. Overvåking av miljøforholdene i Sørfjorden. Metaller, oksygen, nitrogen og vannutskiftning i 2001. Under forberedelse.

- Molvær, J., J. Knutzen, J. Magnusson, B. Rygg, J. Skei og J.Sørensen. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning 97:03. Statens forurensningstilsyn. ISBN-nummer 82-7655-367-2. 36s.
- Moore P.G., 1977. Inorganic particulate suspensions in the sea and their effects on marine animals. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 15, 225-363.
- Neff, J.M., 2002. Bioaccumulation in marine organisms, Effects of contaminants from oil well produced water. Elsevier, 452s, ISBN 0-080-43716-8.
- Norzink, 1995. Gips fra Norzinks aluminiumfluoridfabrikk. Utredning med hensyn til utslipps-reducerende tiltak. Internt notat fra Norzink av november 1995.
- Oslo og Paris kommisjonen 1996. Report of the Third OSPAR Workshop on Ecotoxicological Assessment Criteria, The Hague:25-29 November 1996.
- Robbins, I.J., 1985. Ascidian growth and survival at high inorganic particulate concentrations. *Mar. Poll. Bull.* 16, no.9, pp. 365-367.
- Rygg, B. Skei, J. 1997, Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1996. Delrapport 2: Sedimenter og bløtbunnfauna. Overvåkingsrapport; 711/97, NIVA-rapport nr. 3733, 74s.
- Schaanning, M. T., 1999. Oksygenforbruk i tilknytning til utslipp av filterkake fra Odda Smelteverk AS. Fase 1-nitrogenforbindelser i sedimenter og porevann. NIVA-rapport nr. 3999, 22s.
- Skei, J., 1992. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1991. Delrapport 1. Vannkjemi og sedimentundersøkelser. Overvåkingsrapport; 500/92 TA 888/92 (SFT), NIVA-rapport nr. 2804, 53s.
- Skei, J. 1998. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1997. Delrapport 1. Vannkjemi, Overvåkingsrapport; 737/98. TA-1568/1998, NIVA-rapport 3854, 27s.
- Skei, J. 2001. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 2000. Delrapport 1. Vannkjemi, Overvåkingsrapport; 830/01. TA-1818/2001, NIV-rapport nr 4406, 22s.
- Skei, J.; Rygg, B.; Næs, K. , 1986. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1984-85. Delrapport 1: Sedimentfeller, bunnsedimenter og bløtbunnsfauna. Serie Overvåkingsrapport; 222/86, NIVA-rapport nr. 3733, 62s.
- Skei, J. Rygg, B. Moy, F. Molvær, J. Knutzen, J. Hylland, K. Næs, K. Green, N. Johnsen, T.M. 1998. Forurensningsutviklingen i Sørfjorden/Hardangerfjorden i perioden 1980-1997. Sammenstilling av resultater fra overvåking av vann, sedimenter og organismer. Overvåkingsrapport; 742/98. TA-1581/1998, NIV-rapport nr 3922, 95s.
- Skei, J. og Knutzen, J., 1999. Forurensningsutviklingen i Sørfjorden/Hardangerfjorden i perioden 1980-1997. Populærframstilling av resultater fra overvåking av vann, sedimenter og organismer. Overvåkingsrapport; 754/99. TA-1614/1999, NIVA-rapport nr. 4008, 36s.
- Walday, M. 2002. Effekter av uhellsutslipp av metallholdig vann til Sørfjorden, Hardanger i 1999-2000. Analyser av sedimenter og filet av torsk, NIVA-rapport nr. 4520, 21s

Weast, R.C. (editor) 1971-72, Handbook of Chemistry and Physics. 52nd edition, The Chemical Rubber Co, 1971 - 1972, page B79.