

Konsekvensutredning for produksjonsanlegg for silika og magnesium på Herøya, Porsgrunn



Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

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

Østlandsavdelingen

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

Vestlandsavdelingen

Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 55 31 22 14

NIVA Midt-Norge

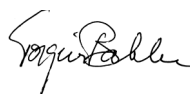
Pirsenteret, Havnegata 9
Postboks 1266
7462 Trondheim
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 73 54 63 87

Tittel Konsekvensutredning for produksjonsanlegg for silika og magnesium på Herøya, Porsgrunn	Løpenr. (for bestilling) 5873-2009	Dato 2010.01.19
	Prosjektnr. Undernr. 29330	Sider Pris 108
Forfatter(e) Bakke, Torgeir Sandbakken, Morten (BS-akustikk) Molvær, Jarle Brooks, Steven Saloranta, Tuomo Tønnesen, Dag (NILU)	Fagområde Marine miljøgifter	Distribusjon
	Geografisk område Telemark	Trykket NIVA

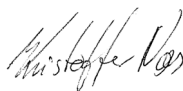
Oppdragsgiver(e) SilMag DA	Oppdragsreferanse PM0428-B44-0166 (X05)
-------------------------------	--

<p>Sammendrag</p> <p>Det er gjort en miljøkonsekvensvurdering for et produksjonsanlegg for silika og magnesium på Herøya. Selve bygging av anlegget forventes ikke å ha miljøkonsekvenser. Driftsutslipp av dioksiner til luft tilsvarer utslipp fra byer i fyringssesongen. Øvrige luftutslipp tilfredsstiller normverdier innen kort avstand. Damputslipp vil kunne gi synlig vandamp i vel 100 m høyde ut til i overkant av 1 km avstand, i praksis innenfor Herøya. Risikoen for disdannelse er liten. CO₂-utslippet vil være mindre enn 0,003 % av de norske utslippene og 10-100 x mindre pr tonn Mg produsert enn hos dagens hovedprodusent i Kina. Utslipp til Frierfjorden vil kunne påvirke festsittende organismer lokalt ut til ca 100 m mot NV. Utslippene vil kunne forlenge tiden fram til man når akseptabelt dioksinnivå i torskelever (forventet rundt 2043) med ca 4-8 mnd som ansees være av liten betydning, og vil etter alt å dømme ikke påvirke KHK-nivå i lever. Tilstrekkelig støydemping vil sikre oppfyllelse av eksisterende myndighetskrav. Avfallshåndtering vil ikke gi miljøeffekter. Trafikkmessig merbelastning er prosentvis lav og derfor ansett for ubetydelig. Uhellutslipp av klorgass vil overskride normverdier ut til ca 5-6 km men ved å innføre tilfredsstillende barrierer, vil risikoen for slike utslipp reduseres til et akseptabelt nivå. Det er ikke behov for miljøkontroll under byggeperioden. Det bør vurderes om det er behov for justering av pågående miljøovervåking i Grenland for å dekke utslippene.</p>
--

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Miljøkonsekvensutredning Industriutslipp Metaller Klororganiske stoffer 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Environmental Impact Assessment Industrial Effluent Metals Chlorinated Organic Compounds
---	--



Torgeir Bakke
Prosjektleder



Kristoffer Næs
Forskningsleder



Bjørn Faafeng
Seniorrådgiver

Konsekvensutredning for
produksjonsanlegg for silika og magnesium
på Herøya, Porsgrunn

Forord

På oppdrag fra SilMag DA, Porsgrunn har NIVA i samarbeid med NILU og Brekke & Strand akustikk as gjennomført en miljøkonsekvensvurdering for et planlagt anlegg for produksjon av silica og magnesium ved Herøya Industripark, Porsgrunn. Kontaktperson hos SilMag har vært Jørild Svalestuen. Hos NIVA har seniorforsker Jarle Molvær vært ansvarlig for hydrofysiske vurderinger og modellering av lokal spredning av utslippsvann, forsker Tuomo Saloranta for modellering av spredning av dioksiner til vann, sedimenter og sjømat og forsker Steven Brooks for utledning av grenseverdier for akvatiske effekter. NILU, ved seniorforsker Dag Tønnesen, har stått ansvarlig for spredningsmodellering og vurdering av utslipp til luft. Brekke & Strand akustikk as ved Morten Sandbakken har stått ansvarlig for konsekvensvurderingen av støy. Seniorforsker Torgeir Bakke, NIVA, har vært prosjektleder, kontaktperson mot SilMag og ansvarlig for utarbeidelse av sluttrapport.

Oslo, 19.01.2010

Torgeir Bakke

Innhold

Sammendrag	7
Summary	9
1. Bakgrunn og formål	11
2. Prosjektbeskrivelse SilMag.	13
2.1 Teknisk etablering	13
2.2 Prosessbeskrivelse	14
2.3 Råvarer og energi	16
2.4 Tidsplan for gjennomføring	17
2.5 Forhold til offentlige planer, miljømål og reguleringer	17
2.5.1 Offentlige planer og fellesbestemmelser for Herøya	17
2.5.2 Gjeldende miljømål for Grenlandsområdet.	17
2.5.3 Forhold til eksisterende utslippsreguleringer	18
2.6 Påkrevde tillatelser	18
3. Miljøbelastning fra anleggsfasen	19
3.1 Arealbeslag	19
3.2 Støy	19
3.3 Fast avfall	19
3.4 Utslipp til luft og vann	19
4. Driftutslipp til luft	21
4.1 Utslippsbeskrivelse	21
4.2 Konsentrasjoner, avsetning og konsekvenser	22
4.2.1 Dioksiner	22
4.2.2 Klorerte hydrokarboner	23
4.2.3 Svevestøv	23
4.2.4 Svoveldioksid (SO ₂)	23
4.2.5 Klor	23
4.2.6 Hydrogenklorid HCl	24
4.2.7 Vanndamp	24
4.2.8 Disdannelse	25
4.2.9 Utslipp av CO ₂	26
5. Driftutslipp til sjø	27
5.1 Beskrivelse av den marine resipienten	27
5.1.1 Resipientavgrensning	27
5.1.2 Hydrofysiske forhold	28
5.1.3 Biologiske forhold	30
5.1.4 Viktige miljøforvaltningsmessige forhold	30
5.2 Utslippsbeskrivelse	30
5.3 Miljøkvalitetsstandarder, grenseverdier for effekter (PNEC)	31
5.3.1 Overtemperatur	32

5.3.2 Surhetsgrad pH	32
5.3.3 Hydrogenklorid (Saltsyre - HCl)	33
5.3.4 Svovelsyring H ₂ SO ₃	33
5.3.5 Kjemisk oksygenforbruk (KOF)	33
5.3.6 Silisiumoksid SiO ₂	34
5.3.7 Metallklorider	34
5.3.8 Dioksiner (PCDD/PCDF)	34
5.3.9 Klorerte hydrokarboner	34
5.4 Konsekvenser av dioksinutslipp til sjø	35
5.4.1 Metoder	35
5.4.2 Resultater	36
5.5 Konsekvenser av utslipp av KHK	40
5.6 Konsekvenser av øvrige utslippskomponenter	42
5.6.1 Metode for spredningsmodellering	42
5.6.2 Datagrunnlag	42
5.6.3 Resultater	47
5.6.4 Lokale miljøeffekter av utslippene fra F20 og F5	49
6. Støy.	53
6.1 Grenseverdier og forutsetninger for nytt anlegg	53
6.2 Dagens situasjon	53
6.3 Beskrivelse av beregningsmetode	53
6.4 Grunnlagsmateriale	54
6.5 Støy fra produksjonsprosessen	54
6.6 Støy fra båter	55
6.7 Støy fra transport av råvarer og ferdigvarer	55
6.7.1 Intern kjøring.	55
6.7.2 Kjøring til og fra fabrikkområdet.	55
6.8 Beregnet støy fra anlegget	55
7. Fast avfall	59
8. Miljøbelastning fra transport av råvarer og produkt	61
9. Uhellsutslipp	63
9.1 Uhellsutslipp av HCl	63
9.2 Uhellsutslipp av MgCl ₂ -løsning	63
9.3 Uhellsutslipp av klogass	63
10. Behov for begrensende/avbøtende tiltak	65
11. Miljøoppfølgingsprogram	67
11.1 Miljøovervåking i resipienten	67
11.2 Program for måling og beregning av utslipp	67
11.2.1 Forslag til måleprogram for utslipp til luft	67
11.2.2 Forslag til måleprogram for utslipp til vann	68

12. Kunnskapsmangler og behov for supplerende undersøkelser	71
13. Konklusjoner	73
14. Referanser	77
Vedlegg A. SilMag – Delutredning om støy	79
Vedlegg B. Utslippstillatelser for Herøya	81
Vedlegg C. Eksempler på hardbunnssamfunn i Frierfjorden	85
Vedlegg D. Beskrivelse av Surface Modelling System (SMS)	87

Sammendrag

På oppdrag fra SilMag DA, Porsgrunn har NIVA i samarbeid med NILU og Brekke & Strand akustikk as gjennomført en miljøkonsekvensvurdering for et planlagt anlegg for produksjon av silika og magnesium fra olivin ved Herøya Industripark, Porsgrunn. Anlegget vil bidra til reduksjon i utslipp og redusert energiforbruk sett i et globalt perspektiv. SilMags nye anlegg vil bli bygget innenfor det gamle magnesiumområdet på Herøya.. Forutsatt byggestart i 2011 regner man med oppstart i 2014. Statens Forurensningstilsyn har fremmet krav om konsekvensutredning av anlegget i henhold til forskrift. Utredningen er gjort på basis av krav til program gitt av SFT 24 november 2009.

Anleggsvirksomheten forventes ikke å ha negative konsekvenser på lokale naturressurser og vil heller ikke medføre arealbeslag ut over anleggsområdet. Fast avfall i byggeperioden blir håndtert etter gjeldende regelverk og forventes heller ikke å gi miljøvirkninger. Det forventes ikke støvspredding eller virkning av andre utslipp til luft utenfor Herøya. Det vil ikke være utslipp til sjø fra anleggsvirksomheten. Beregnet støy fra pæling er innenfor angitte grenseverdier for lydnivå på dagtid.

Det er gjort spredningsberegninger til luft for alle utslippskomponenter under drift. Den høyeste dioksinavsetningen fra SilMag er på nivå med avsetningen fra byer under fyringssesongen og avtar raskt med avstand. Utslipp av KHK vil være vesentlig lavere enn fra annen industrivirksomhet ved Frierfjorden. Utslipp av svevestøv vil ligge langt under anbefalt luftkvalitetskriterium. Maksimal SO₂-konsentrasjoner i bakkenivå vil være mindre enn 15 % av anbefalt luftkvalitetskriterium. Utslipp av klor fra elektrolysehallen vil i avstand 300 m nedvinds være lavere enn den tyske grenseverdien for klor i uteluft (Norge har ikke tilsvarende grenseverdi). Maksimale nivåer av atmosfærisk HCl inne på fabrikkområdet vil være under italiensk norm for arbeidsatmosfære og avtar raskt med avstand. Anlegget vil slippe ut betydelige mengder vanddamp. Dette vil kunne gi synlig vanddamp i vel 100 m høyde ut til i overkant av 1 km, i praksis innenfor Herøya. Risikoen for disdannelse vil være liten. Maksimalutslippet av CO₂ vil utgjøre et bidrag på 0,003 % av de årlige norske utslippene. Utbyggingen vil gi en global miljøgevinst siden SilMag forventes å kunne erstatte kinesisk magnesiumproduksjon som i dag gir et CO₂-utslipp som er 10-100 ganger høyere pr produsert tonn Mg enn utslippet fra Silmag.

Konsekvensvurderingen av driftsutslipp til sjø dekker alle utslippskomponentene. Utslippene vil sammen med andre industriutslipp gå i avløp F5 og F20 til Frierfjorden. Utslippene vil havne i brakkvannslaget som strømmer langs kaiene på Herøya i retning Skienselva. Den innblandingen med resipientvann som er nødvendig for at ingen utslippskomponenter skal være toksiske for marine organismer vil skje innen ca 100 m i strømrretningen fra begge utslippene. Det er primært overtemperatur som bestemmer influensområdet rundt begge utslippene. Det er bare det allerede meget fattige organismesamfunnet på hardbunn i kaiområdene som kan bli utsatt for skade av utslippene. Organismer i vannmassene vil bli eksponert i for kort tid til å bli skadet.

Gjennomsnittsbetraktninger ved bruk av modellen SF-tool viser at simulert år for oppfyllelse av EUs forslag til grenseverdi for dioksiner i torskelerver vil som median være 2043 i Frierfjorden og 2042 i ytre fjordområder uten utslipp. Modellberegningene indikerer at forventet dioksinutslipp under drift på 0,1 gTE/år fra SilMag vil kunne utsette denne oppfyllelsen med i snitt 4-7 måneder noe som ansees å være en ubetydelig forlengelse. Fremtidig konsentrasjonsforskjell med og uten SilMags utslipp ligger godt innenfor analyseusikkerheten i dioksinanalysene i dagens overvåking. Utslippet av KHK vil neppe føre til økning av KHK i torskelerver i forhold til dagens situasjon

Ved tilstrekkelig støydemping av avkaståpninger og sugeståpninger vil SFTs krav til individuelle utslippstillatelser på Herøya, samt MDs retningslinje for behandling av støy i arealplanleggingen, bli tilfredsstillende. Det vil være lite støyende utstyr plassert utendørs. Det forutsettes at bygninger utformes for å gi tilstrekkelig demping av støy fra produksjons- og annet utstyr.

Håndtering av fast avfall under drift forventes ikke å gi miljøvirkninger.

Transport av råvarer og produkter til/fra anlegget vil foregå med bil og båt av samme karakter som dagens transportvirksomhet. Økningen i biltrafikk forventes å være ca 1 % av dagens totale trafikk inn til industriområdet på Herøya. Økningen i båttrafikk vil utgjøre ca 5 % av dagens trafikk. Disse lave prosentuelle bidragene tilsier at trafikkøkningen vil gi en ubetydelig merbelastning på miljøet.

Tre aktuelle uhellsscenarier kan gi virkninger på det ytre miljø: kollaps av en 800 m³ lagertank med konsentrert saltsyre, kollaps av en 10 000 m³ lagertank med MgCl₂-løsning og utslipp av klorgass ved brudd på klorledning. Sannsynligheten for et uhellsutslipp av saltsyre til sjø er så liten at konsekvensvurdering er ansett for unødvendig. Miljøvirkning av fordampet HCl regnes som ubetydelig. Sannsynligheten for brudd på lagertank for MgCl₂-løsning er meget lav, men om det skulle skje vil MgCl₂-nivåene komme under grensen for økologiske effekter før utslippet havner i strømmen fra Skienselva. Uhellsutslipp av klorgass vil i verste fall kunne gi en konsentrasjon mer enn 3 ganger så høy som norm for arbeidsatmosfære i 2,5 km avstand fra utslippet. Normnivå vil først nås i 5 og 6 km avstand.

Det anbefales at støydemping av prosessvifter vurderes, og at man vurderer behovet for å styrke barrierene mot uhellsutslipp av klorgass.

Det ansees ikke å være behov for noe spesifikt miljøkontrollprogram knyttet til etablering eller drift av SilMag. Siden SilMag ligger i et område med meget kompleks industri og følgelig komplekse utslipp til luft og sjø, kan det imidlertid være behov for å vurdere om pågående overvåkingsprogrammer på luft og vann bør justeres for å ta høyde for SilMags utslipp. Et måleprogram for utslippene til luft og vann vil bli etablert etter mønster av tilsvarende program ved den tidligere magnesiumfabrikken.

Summary

Title: Environmental impact assessment for a planned production plant for silica and magnesium at Herøya, Porsgrunn.

Year: 2009

Author: T. Bakke, J. Molvær, D. Tønnesen, T. Saloranta, M. Sandbakken and S. Brooks

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 978-82-577-5608-6

NIVA has, on contract from SilMag DA and in cooperation with NILU and Brekke & Strand akustikk as, performed an environmental impact assessment (EIA) for a planned facility for production of silica and magnesium at Herøya Industrial Park, Porsgrunn, Norway. The plant will contribute to a reduction in discharges and energy consumption on the global scale. The facility will be built at the former magnesium production site at Herøya. Provided start of construction in 2011, operation will commence in 2014. The Norwegian Pollution Control Authority (SFT) has requested an EIA to be produced according to regulations. The EIA has been produced according to program requirements from SFT dated 24.11.2009.

Construction of the facility is not expected to cause impacts on local natural resources and will not demand use of land areas outside the construction site itself. Solid waste from construction will be handled according to regulations and are not expected to cause environmental impact. Dispersion of dust or other atmospheric impact is not expected outside Herøya. Construction will not result in discharge to the sea. Estimated noise from piling complies with acceptance limits for daytime noise.

Dispersal modelling has been done for all components emitted to the air. The highest deposition of dioxins equals that of typical cities during the cold season and decreases rapidly with distance. The KHK emission is considerably lower than from other industry around Frierfjorden. The emission levels of airborne dust are far below the recommended air quality criterion. Maximum SO₂ concentrations close to ground are less than 15 % of the recommended air quality criterion. The emission of chlorine gas from the electrolysis facility is lower than the German quality standard for chlorine in open air at 300 m distance (Norway has no EQS for this). Maximum levels of atmospheric HCl inside the SilMag plant will be less than the Italian norm value for the working environment and declines rapidly with distance. The discharge of steam is considerable and may cause visible vapour clouds at above 100 m height out to about 1 km distance, in general within the Herøya area. The risk of haze formation will be low. The maximum emission of CO₂ amounts to 0,003 % of the total annual Norwegian emissions. The establishment represents a global gain in CO₂ impact since SilMag is expected to replace Chinese magnesium production which has an emission 10-100 times larger per unit Mg produced than SilMag.

The EIA for operational discharges to sea covers all discharge components. The effluents will join other local industrial effluents and enter the sea through the existing F5 and F20 outlets. The effluents will enter the brackish waters flowing along the west side of Herøya in the NE direction towards the Skien River. The degree of mixing between effluents and brackish water necessary to ensure that no discharge components are above their toxicity limit towards marine organisms will occur within about 100 m from the outlets. For both outlets the excess temperature determines this distance. Only the already very poor, local, benthic communities in shallow water within this zone are expected to be impacted. Pelagic organisms will be exposed for too short time to suffer any impact.

Modelling of dispersion and bioaccumulation of dioxins by use of the numeric model SF-tool show that the median simulated year of compliance to the proposed EU EQS for dioxins in cod liver without any discharge will be 2043 in Frierfjorden and 2042 for the fjords outside. The model results indicate

that the expected dioxin discharge of 0,1 gTE/year from SilMag may postpone the compliance by on an average 4-7 months, which is considered an insignificant delay. Future differences in tissue levels with and without the SilMag discharge are within the analytical variability seen in the present monitoring programme. The discharge of KHK is not expected to increase KHK levels in cod liver compared to the situation today.

With proper noise reduction of discharge ports and vent openings compliance to the requirements in the present SFT discharge permits for the Herøya industries as well as guidelines from the Ministry of Environment on noise treatment in area planning, will be ensured. Very little noisy equipment will be placed outdoor. It is further expected that buildings are constructed to minimize noise from production and other equipment.

Handling of solid waste during plant operation is not expected to cause environmental impact.

Material and products will be transported to/from the plant by road and sea. The car traffic increase is expected to constitute about 1 % of the present total road traffic to the industrial site at Herøya. The estimated increase in ship traffic constitutes about 5 % of the present vessel movements. These increases are considered to create no significant additional stress on the environment.

Three accident scenarios that may cause environmental impact have been identified: rupture of an 800 m³ storage tank for concentrated hydrochloric acid (HCl), rupture of a 10 000 m³ storage tank for MgCl₂ solution, and emission of chloride gas from rupture of a gas pipeline. The probability of a spill accident involving hydrochloric acid is so small that an impact assessment is considered unnecessary. The environmental impact from evaporated HCl is also considered insignificant. The probability of rupture of the MgCl₂ tank is very low, but in case it happens the levels of MgCl₂ in the brackish water will be reduced to EQS before the effluent enters the Skien River outflow. An accidental emission of chlorine gas may in the worst case generate atmospheric concentrations 3 times the acceptance level for the working environment at 2,5 km distance, and will not comply with this level until at 5-6 km distance.

As preventive measures one should consider reducing the noise from process fans. Furthermore one should evaluate the adequacy of the present barriers against accidental emission of chlorine gas from pipelines.

There is no need for a specific environmental control programme linked to the construction and operation of the SilMag plant. However, since SilMag will be established in an area with already complex discharges to the atmosphere and the sea, there may be a need to consider if ongoing monitoring programmes on air and sea need to be adjusted to cover the SilMag discharges. A monitoring program covering emissions to air and water will be established on basis of a corresponding program for the former magnesium plant at Herøya.

1. Bakgrunn og formål

SilMag Technology DA (heretter kalt SilMag) planlegger et produksjonsanlegg for silika og magnesium på Herøya Industripark (HIP) i Porsgrunn kommune i Telemark fylke. Anlegget vil både ta i bruk eksisterende bygninger og bygge noen nye. Utbygging og drift vil medføre utslipp til luft og sjø, samt generering av støy og fast avfall. Forskrift om konsekvensutredninger i henhold til plan- og bygningsloven fastslår at visse typer tiltak som er angitt i vedlegg 1 til forskriften alltid skal meldes og konsekvensutredes. Statens Forurensningstilsyn har fremmet krav om at SilMag skal konsekvensutredes i henhold til vedlegg 1, pkt 1.7 i forskriften. Konsekvensutredningen er en integrert del av planleggingen av større utbyggingsprosjekt. Utredningen skal sikre at forhold knyttet til miljø, samfunn og naturressurser blir inkludert i planarbeidet på linje med tekniske, økonomiske og sikkerhetsmessige forhold. Konsekvensutredningen skal videre være med på å belyse spørsmål som er relevante både for den interne og den eksterne beslutningsprosessen. Samtidig skal den sikre offentligheten informasjon om prosjektet, samt gi omgivelsene grunnlag til å påvirke utformingen av prosjektet.

Lovens § 33-5 bestemmer at en konsekvensutredning skal gjennomføres på grunnlag av et fastsatt utredningsprogram. Forslag til utredningsprogram ble oversendt SFT i juli 2009. SFT har fastsatt program for utredning av konsekvenser ved etablering av SilMags produksjonsanlegg for silika og magnesium på Herøya Industripark, Porsgrunn kommune. Dette dokumentet ivaretar det fastsatte programmet fra SFT.

På basis av innhentet tilbud fra flere aktuelle leverandører inngikk SilMag den 01.09.2009 avtale med NIVA om gjennomføring av konsekvensutredningen. Etter avtalen er utredningen avgrenset til de miljømessige aspektene, ikke sosio-økonomiske aspekter. Konsekvenser av trafikkøkning som følge av anlegget er derfor også begrenset til miljø.

Dette dokumentet utgjør den fullstendige miljøkonsekvensutredningen, der også bidrag fra SilMag til den tekniske og prosessmessige beskrivelsen er tatt inn. Det er også gjort en egen utredning om konsekvenser av støy fra Brekke & Strand akustikk as. (Vedlegg A). Utdrag av denne er også fremstilt i hovedrapporten.

2. Prosjektbeskrivelse SilMag.

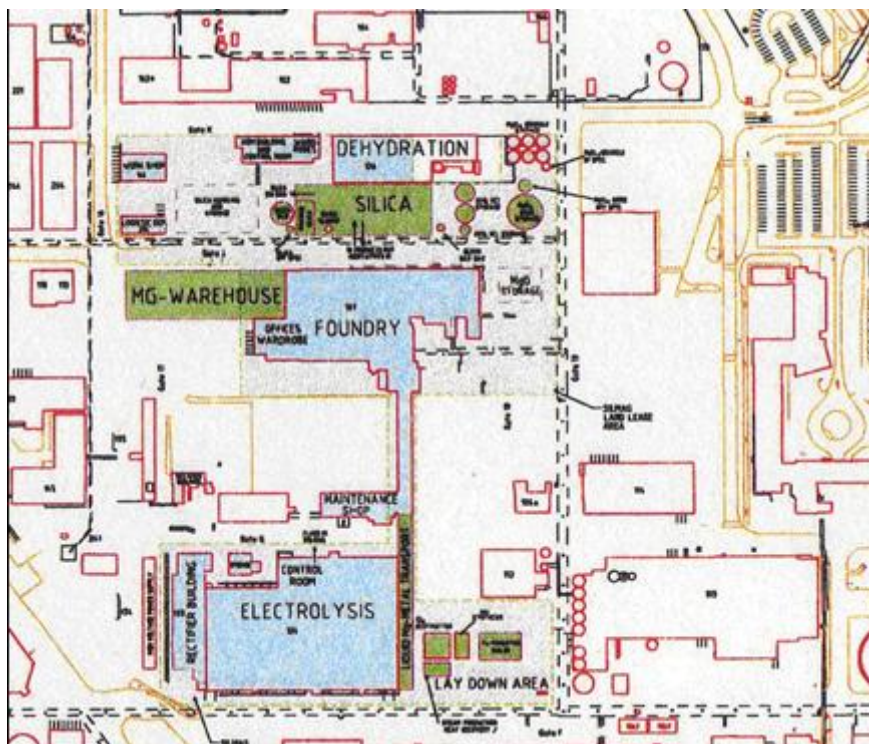
2.1 Teknisk etablering

SilMag har patentert teknologi på fremstilling av silika og magnesiumklorid fra olivin. Hovedmålet for SilMag er å etablere en konkurransedyktig prosess teknologisk, økonomisk og miljømessig. Ved en etablering på Herøya og Porsgrunn vil SilMag være den eneste magnesiumprodusent i Vest-Europa og vil kunne erstatte kinesisk magnesium. Dette vil bidra til reduksjon i utslipp og et redusert energiforbruk sett i et globalt perspektiv.

Magnesium har tidligere vært produsert av Norsk Hydro på Herøya. SilMags nye anlegg vil bli bygget innenfor det gamle magnesiumområdet (**Figur 1**). Deler av dette anlegget har vært konserverert med tanke på gjenbruk, og kan nå tas i bruk igjen. På Herøya har Hydro et elektrolyseanlegg, et støperi, et tørkeanlegg for magnesiumklorid og en infrastruktur som ligger vel tilrette for etablering av denne typen anlegg. Delene av de eksisterende anlegg som planlegges brukt, må oppgraderes.

Anlegget vil bestå av 8 enheter.

1. Lagerfasiliteter for olivin, magnesiumoksid, saltsyre, silika, granulert magnesiumklorid tilsetningskemikalier og magnesiumbarrer
2. Anlegg for produksjon, separering, tørking og pakking av silika, inkludert reaktorer for oppløsning av olivin og anlegg for generering av sand som biprodukt.
3. Anlegg for rensing av magnesiumklorid, og produksjon av jernoksid og nikkkelkarbonat.
4. Anlegg for dehydrering og generering av granulert magnesiumklorid
5. Elektrolyseanlegg for produksjon av metallisk magnesium
6. Støperi for produksjon av ren magnesium og magnesiumlegeringer
7. Anlegg for prosessering av klor
8. Teknisk Støtteanlegg (luft, prosessvann, dampgenerering, håndtering av brenngass, elkraftfordeling).



Figur 1A. Plan over SilMags anlegg.



Figur 1B. Foto av Herøya som viser anleggets beliggenhet i forhold til andre anlegg.

2.2 Prosessbeskrivelse

De valgte tekniske løsninger vil til en viss grad bestå av nyutviklet teknologi, men for det aller meste består de av vel utprøvde teknikker. I silikadelen av prosessen brukes kjente kjemitekniske enhetsoperasjoner, men som for første gang tas i bruk med olivin som råstoff. Testing og utvikling av silikateknologien er i all hovedsak blitt utført ved Norsk Hydros forskningssenter i Porsgrunn. Magnesiumprosessen, som er den mest omfattende prosessdelen av SilMag, bygger på Norsk Hydros

magnesiumteknologi. Denne teknologien ble brukt ved Hydros magnesiumfabrikk i Becancour, Canada, og er i magnesiumbransjen ansett som "Best Available Technology" (BAT) i forhold til miljø og energiforbruk (EU 2001, Ehrenberger et al. 2008, Aghion & Bartos 2008). SilMag har videreutviklet denne teknologien på noen områder slik at den er blitt enda mer energieffektiv.

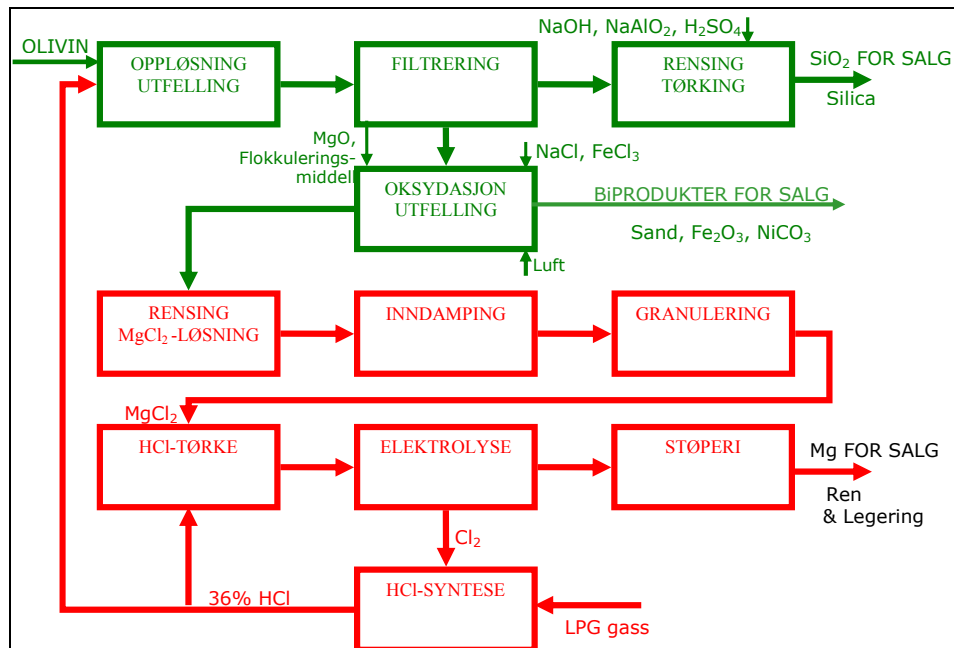
Gangen i SilMag-produksjonen er:

- Olivin (magnesiumsilikat) blir løst opp i saltsyre i en batchreaktor.
- Sand blir fjernet og silika blir separert fra saltoppløsningen ved filtrering.
- Saltoppløsningen inneholder hovedsakelig magnesiumklorid. I tillegg finnes klorider av jern, nikkel og mangan som vil bli fjernet fra løsningen og vil gi salgbare produkter.
- Silikaen vil videre bli behandlet gjennom flere trinn for å oppnå riktige fysiske egenskaper og blir avslutningsvis spraytørket og pakket i storesekk eller bulk containere.
- Saltoppløsningen, som er magnesiumklorid, vil bli rensset, tørket og granulert basert på egenutviklet teknologi.
- Den granulerte magnesiumkloriden vil være føde for elektrolysebadene for fremstilling av flytende magnesium. Også elektrolyseprosessen er basert på Hydros egenutviklet teknologi og er en den samme teknologien som Hydro benyttet i Becancour, Canada.
- Det flytende magnesiummetallet blir sugd opp fra badene, fraktet med metallvogner til støperiet. I støperiet blir metallet støpt ut som ren- og legeret magnesium.

Prosessen kan deles inn i 5 trinn

- Produksjon av silika og rensset magnesiumklorid (MgCl_2).
- Dehydrering av MgCl_2 .
- Magnesiumelektrolyse med renseanlegg for dioksiner og klorerte hydrokarboner (KHK).
- HCl-syntese
- Støping av magnesium.

For hvert av disse beskriver utredningen potensielle kilder til miljøvirkninger. **Figur 2** viser en prinsippsskisse av prosessen.



Figur 2. Prinsippsskisse av SilMag-produksjonen. Grønn farge: Silikaprosessen. Rød farge: Magnesiumprosessen.

2.3 Råvarer og energi

Produksjonen baserer seg på olivin og magnesiumoksid som råvarer. I tillegg vil det være et lite forbruk av saltsyre. Energiforsyning utgjøres av elektrisitet og gass. Elektrisitet brukes ved elektrolyse, dehydrering og støping. Forbrenning av gass benyttes ved produksjon av damp og oppvarming av luft samt for produksjon av HCl. Øvrige innsatskjemikalier fremgår av

Tabell 1. Den valgte teknologien er en forbedret utgave av den som ble benyttet av Hydro Magnesium Canada og som representerte BAT (cf kapittel 2.2).

Tabell 1. Planlagte innsatskjemikalier i SilMag-prosessen

Råmateriale og kjemikalier	CAS-nummer
Olivin	Intet nummer
Magnesiumoksid, pulver (> 90%)	1309-42-8
Natriumhydroksid, løsning (50 %)	1310-73-2
Natriumaluminat, løsning (45 %?)	1302-42-7
Svovelsyre (94-97 %)	7664-93-9
Saltsyre (34 %)	7647-01-0
Jern(III)klorid, løsning (13,8 % Fe)	7705-08-0
Kaliumpermanganat, krystaller (98,5 %)	7722-64-7
Natriumklorid, tørket (99,8 %)	7647-14-5
Natriumbikarbonat, pulver (99,5 %)	144-55-8
Kalsiumklorid dihydrat, granulat (99 %)	10043-52-4
Aluminium	7429-90-5
Manganklorid	7773-01-5
Sink	7440-66-6
Aluminium-beryllium (1% Be)	Al: 7429-90-5, Be: 7440-41-7
Svovel	7704-34-9
Svoveldioksid	7446-09-5
Mgsal-flux	En blanding av: CaF ₂ : 7789-75-5, KCl: 7447-40-7, MgCl ₂ : 7791-18-6, NaCl: 7647-14-5

SilMag vil benytte seg av eksisterende infrastruktur for energiforsyning både når det gjelder elektrisk kraft og LPG gass. Anlegget kan gi mulighet for energiintegrasjon i forhold til utnyttelse av varmt prosessvann. Dette gjelder spesielt anodekjølevann fra elektrolyseanlegget. Ved Herøya Industripark pågår det nå et større Enøk-prosjekt hvor man blant annet ser på utnyttelse av spillvarme i et nærvarmenett. Spillvarmen fra SilMag vil kunne være et viktig bidrag her.

2.4 Tidsplan for gjennomføring

Basert på en forventet byggestart i 2011 regner man med oppstart av produksjonen i 2014.

2.5 Forhold til offentlige planer, miljømål og reguleringer

2.5.1 Offentlige planer og fellesbestemmelser for Herøya

Utbyggingen vil forholde seg til følgende offentlige planer:

- Kommunedelsplan for Næringsområdene på Herøya, Roligheten og Gunneklevsområdet, vedtatt i 2006
- Privatplan (Fellesbestemmelser for HIP): Samlet Illustrasjonsplan for Herøya, datert 20.02.09

2.5.2 Gjeldende miljømål for Grenlandsområdet.

Overordnet miljømål

Langsiktige miljømål for fjordområdene i Grenland har vært diskutert bredt hos Fylkesmannen og politisk i de tre kommunene Skien, Porsgrunn og Bamble. Det overordnede målet er basert på ønsket om å kunne oppheve kostholdsrestriksjonene som skyldes vedvarende høye nivåer av miljøgifter, spesielt dioksiner (PCDD/PCDF), i fisk og skalldyr.

Mattilsynet har satt følgende kostholdsråd for Grenlandsfjordene, sist vurdert i 2004:

- Konsum av all fisk og skalldyr fanget i Frierfjorden og Volls fjorden ut til Brevikbroen frarådes.
- Videre frarådes konsum av sjørret fanget i Skiensvassdraget, Herrevassdraget og andre mindre vassdrag som munner ut i disse eller i Frierfjorden.
- Konsum av ål, sild, makrell, krabbe og lever fra fisk fanget mellom Brevikbroen og en ytre avgrensning gitt av en rett linje fra Mølen (nord for Nevlunghavn), til Såsteins søndre odde, og videre via Mejulen, Kråka og Kårsholmen til fastlandet frarådes.

Det langsiktige miljømålet for tiltaksarbeidet i Grenland er formulert slik:

Forurensede sedimenter i fjordene i Grenland skal ikke hindre allmennhetens bruk og næringsutnyttelse av fjordområdene.

Koordinering med Vanndirektivets målsetning for god økologisk status har vært utgangspunkt for årstall for måloppnåelse, selv om det ikke er avklart om Vanndirektivet vil være styrende for oppryddingsarbeidet med forurenset sediment. Dette innebærer måloppnåelse innen år 2015 med mulighet for utsettelse til år 2027.

Miljømålet ble vedtatt i de tre berørte kommunene Porsgrunn, Skien og Bamble i 2005 (Fylkesmannen 2006). Det er også knyttet årstall for ønsket måloppnåelse til miljømålet (**Tabell 2**).

Tabell 2. Vedtatte overordnede miljømål for ulike avsnitt av Grenlandsfjordene.

MILJØMÅL FOR		
Frierfjorden (indre fjord)	Mellom Brevik og Mølen – Langesund (ytre fjord)	Utenfor Langesund
Allmennhetens bruk og næringsutnyttelse innen 2015 (med tiltak)	Allmennhetens bruk og næringsutnyttelse innen 2027 (uten tiltak)	Allmennhetens bruk og næringsutnyttelse innen 2015 (uten tiltak)

Som indikator på måloppnåelse bruker tiltaksplanen EUs grenseverdi for dioksiner i fisk og fiskerivarer på 4 ng TEQ/kg våtvekt.

Tiltaksarbeidet knyttet til måloppnåelse har vært fokusert på kildekontroll fra landsiden og tiltak på forurensede bunnsedimenter (Fylkesmannen 2006), det siste siden modellkjøringer har vist at utlekking av forurensning fra sedimentene i dag sannsynligvis er den viktigste kilden. I tiltaksplanarbeidet er det også størst fokus på fjordområdene utenfor Breviksbrua.

2.5.3 Forhold til eksisterende utslippsreguleringer

Alle anlegg vil lokaliseres ved eksisterende anlegg i HIP som i kommuneplanen er avsatt til industriformål. Området hvor nye anlegg skal bygges er også regulert til formålet.

Eksisterende utslippstillatelse regulerer utslipp til luft og sjø fra anleggene i HIP. Gjeldende utslippsgrenser til luft og vann er vist i **Tabell 2** og **Tabell 3** i Vedlegg B.

2.6 Påkrevde tillatelser

Følgende tillatelser vil måtte hentes inn i forkant av utbyggingen

- Utslippstillatelse fra SFT
- Driftstillatelse fra DSB
- Oppbevaringstillatelse fra DSB
- Byggetillatelse fra Porsgrunn Kommune
- § 19 tillatelse fra Arbeidstilsynet
- Pålegg om industrivernklassifisering fra NSO

3. Miljøbelastning fra anleggsfasen

Aktivitet i forbindelse med utbygging og drift vil foregå inne på eksisterende industriområde på Herøya. Det forventes derfor ikke negative konsekvenser for naturressurser som følge av selve anleggsvirksomheten på stedet.

3.1 Arealbeslag

Arealbeslaget for det ferdige anlegget fremgår av **Figur 1B**. Utbyggingen vil ikke medføre arealbeslag ut over dette og følgelig heller ikke noen miljøkonsekvenser. Etableringen av SilMag vil i anleggsfasen legge beslag på et anleggsområde internt i HIP og forøvrig benytte eksisterende infrastruktur innenfor og utenfor Industriparken. Etter ferdig utbygging vil SilMags fabrikkbygg bli regulert i h.t. leieavtale med HIP og benytte eksisterende infrastruktur tilhørende HIP.

3.2 Utslipp til luft og vann

Potensielle utslipp til luft vil være i form av støv fra anleggsvirksomheten på stedet og fra kjøretøyer i forbindelse med transport av materiell til utbyggingen. Det forventes ikke støvspredding fra anleggsvirksomheten utenfor selve Herøya og konsekvensen utredes ikke nærmere. Det vil ikke være utslipp til sjø fra anleggsvirksomheten.

3.3 Støy

Ramming av pæler i forbindelse med nye bygg og nye installasjoner er dimensjonerende for bygge- og anleggsaktiviteter (BA-aktivitet) i forhold til ekvivalent lydtrykksnivå til omgivelsene. Øvrige aktiviteter vil være transport av materialer og utstyr, bygge- og monteringsarbeider.

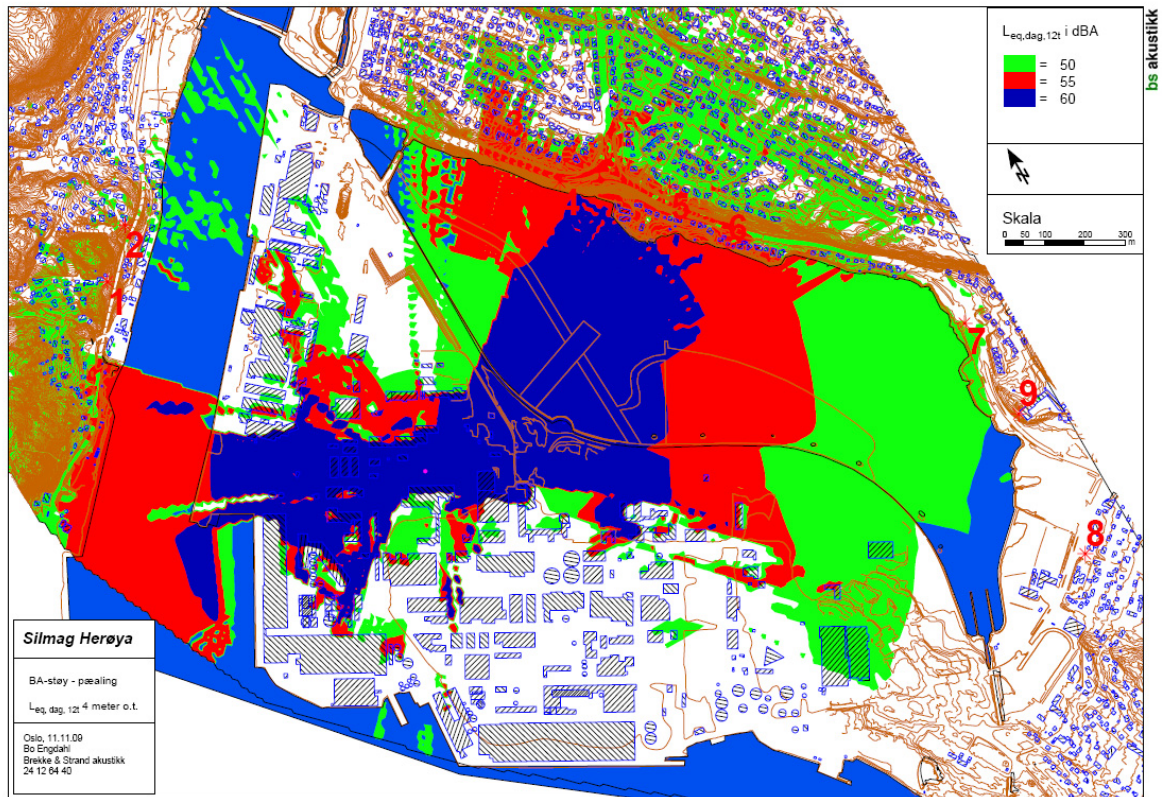
Alle BA-aktivitetene er forutsatt utført på dagtid mellom kl 07.00 og kl 19.00. Bidraget fra transport av materialer og utstyr til og fra anleggsområdet vil ikke påvirke lydtrykksnivået i omgivelsene da eksisterende trafikk på offentlige veier på Herøya er betydelig.

Støy fra ramming av pæler kommer inn under kategorien ”støy med tydelig innslag av impuls-støy” som medfører at grenseverdiene skjerpes med 5 dB. Dimensjonerende grenseverdi for utendørs støynivå blir derfor 60 dBA på dagtid (kl 07.00 – 19.00) og 55 dBA på kveldstid (kl 19.00 - -23.00) iht. Retningslinjer T – 1442.

Utarbeidet støysonkart (**Figur 3**) viser at støy fra ramming av pæler er høyest nord for Herøya. Ved nærmeste bebyggelse er ekvivalent lydtrykksnivå beregnet til 58 dBA på dagtid. Beregnet støy fra pæling er dermed innenfor angitte grenseverdier for lydnivå på dagtid.

3.4 Fast avfall

Alt avfall i utbyggings- og driftsfasen, inkludert farlig avfall, vil bli håndtert i henhold til etablerte rutiner på Herøya. Disse rutinene innebærer kildesortering i den grad det er utviklet et mottaksapparat for sortert avfall. SilMag vil etablere det nødvendige antall miljøstasjoner som vil være identisk med de etablerte miljøstasjonene i industriparken i dag. Det vil etableres avtale for håndtering av dette. I tilfelle det er behov for graving vil massene håndteres i henhold til gjeldende regler. Det forventes derfor ikke miljøvirkninger fra håndteringen av fast avfall i utbyggingsfasen.



Figur 3. Støy fra ramming av pæling. Beregnet ekvivalentnivå 4 meter over terreng.

4. Driftutslipp til luft

4.1 Utslippsbeskrivelse

Utslippetsdata for de ulike delene av prosessen er gitt av oppdragsgiver. Utslipp er gitt spesifikt for to hallgassutslipp (som omfatter oppsamlet hallgass fra 3 like punktutslipp i støperiet) og 9 punktutslipp. Det er oppgitt utslippstall for syv ulike komponenter (inkludert vanndamp). Utslippetsdata for 5 av komponentene som timemengder er vist i **Tabell 3**. Alle utslippsmengder i tabellen er gitt i kg/time. Utslipp fra hall B107 foregår gjennom 3 identiske piper, tabellen viser samlet utslipp fra alle tre. I tillegg til det som fremgår av tabellen vil det bli et totalutslipp til luft av CO₂ fra anlegget på mellom 25 000 og 155 000 tonn/år avhengig av hvilken energibærer som endelig blir valgt i prosessen. Det er også estimert et samlet utslipp av dioksiner til luft på 300 mgTEQ/år og av KHK (som HCB) på 3500 g/år.

Tabell 3. Beregnede utslipp til luft fra SilMag. Alle utslippsmengder er gitt i kg/time. Et anslått utslipp til luft av CO₂ (25 000 - 155 000 tonn/år), dioksiner (300 mg/år) og KHK (3500 g/år) er ikke med i tabellen.

Utslippskilde	Utslipps- høyde	Vann- damp	Cl ₂	Støv (MgO,SiO ₂)	HCl	SO ₂
Hallgass B124	23 m (H)		1,5		0,4	
Luft fra posefilter	20 m			< 0,1		
Vent. HCl lagertank	20 m				< 0,1	
Luft spraytørke	45 m	24 000		3		
Ventgassvasker	45 m	6 700			< 0,3	
Granuleringvasker	45 m	6 100			< 0,5	
Vasker HCl-gjenvinn.	45 m	70			< 0,1	
Avgass HCl-syntese	20 m	10			< 0,5	
Hypovasker	18 m	172 ¹⁾			< 0,1	0,2
Hallgass B107	18 m ²⁾				0,9	
Vasker B107 ₃₎	18 m					

1): 10 000 m³/h med mettet vanndamp v/20 grader

2): 3 piper med 1 m diameter

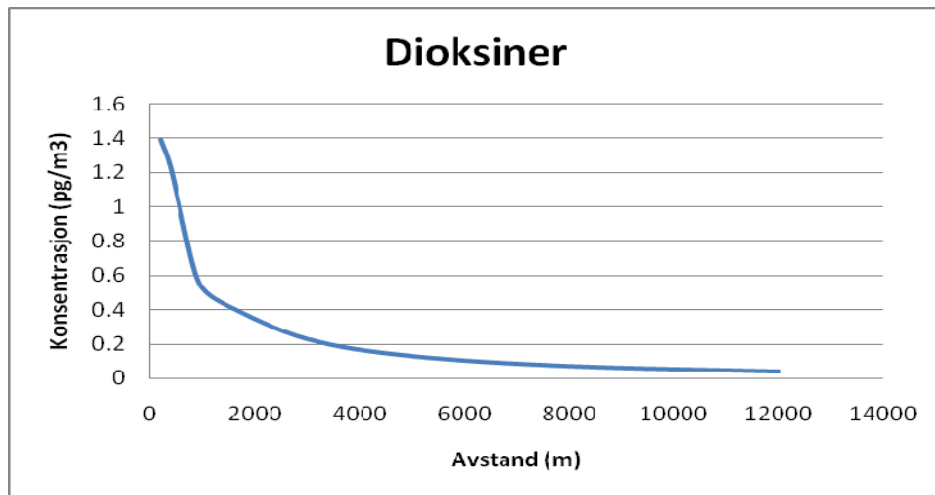
3): Kun for eventuelle utslipp av KHK/dioksin

På bakgrunn av data for de ulike utslippene er det gjennomført spredningsberegninger av timemiddelkonsentrasjoner. Det er også utført beregning av timemiddelkonsentrasjoner for utslipp av nitrogen lokalisert på Herøya (Salpetersyrefabrikk, Yara). Forhold mellom maksimale timemiddelkonsentrasjoner for utslipp fra SilMag og maksimale timemiddelkonsentrasjoner fra Yara er anvendt for å skalere tidligere utførte avsetningsberegninger. Resultatene av de omregnede avsetningstallene gjelder for dioksiner og KHK. Utslippskomponentene hydrogenklorid og klor vil ha vesentlig raskere utvasking med nedbør enn nitrose gasser, og vil derfor ha et avsetningsmønster der samlet avsetning reduseres raskere med økende avstand fra kilden. For vannutslipp er det beregnet konsentrasjoner av vanndamp i høyde for maksimal vanndampkonsentrasjon. Spredningsberegning av dioksinutslipp er utført med forutsetning om at utslippet er fordelt på enhetene på samme måte som saltsyre. Denne forutsetningen er ikke kritisk for nivået på avsetningen.

4.2 Konsentrasjoner, avsetning og konsekvenser

4.2.1 Dioksiner

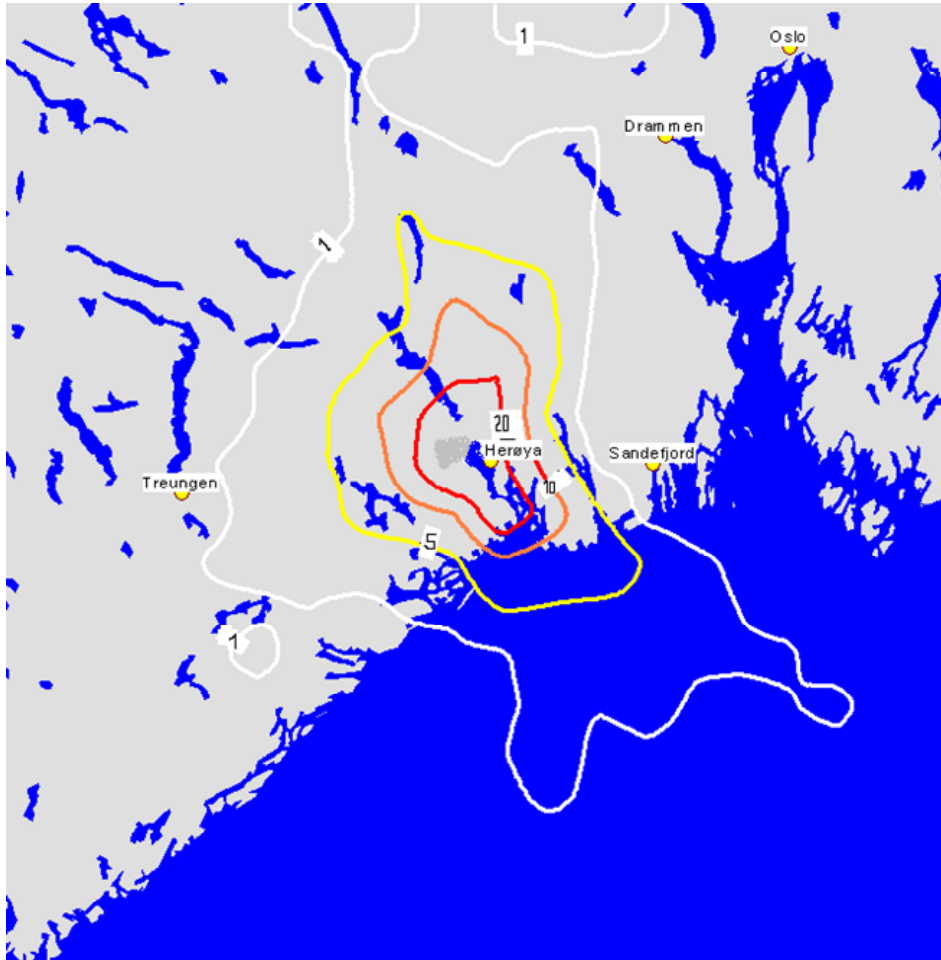
Maksimalt timemiddelbidrag av dioksiner er beregnet til under 2 pg/m^3 ($1 \text{ pg} = 1 \times 10^{-12}$ gram) i området nærmere enn 100 m fra anleggene (**Figur 4**). I ca 3 km avstand er maksimal timemiddelkonsentrasjon under $0,2 \text{ pg/m}^3$. Typiske bybakgrunnsverdier i områder med vedfyring ligger på ca $0,02 \text{ pg/m}^3$ i fyringssesongen, mens vanlig bakgrunnskonsentrasjon av dioksin er på litt under $0,001 \text{ pg/m}^3$.



Figur 4. Maksimalt timemiddelbidrag av dioksin i luft som funksjon av avstand fra utslippet.

Netto avsetning av dioksiner ved et utslipp på 300 mg/år er vist i **Figur 5**. Vanlig bakgrunnskonsentrasjon av dioksin vil gi et avsetningsbidrag på ca. 10 pg/m^2 svarende til den oransje isolinjen i **Figur 5**. Utenfor denne isolinjen, dvs innen en avstand på 15-20 km, vil derfor avsetningen fra SilMag ligge under bakgrunnsavsetningen. Den typiske dioksinkonsentrasjonen i luft under fyringssesongen i områder med vedfyring på ca $0,02 \text{ pg/m}^3$, vil gi en årlig avsetning på ca 30 pg/m^2 . Som det fremgår av figuren vil den maksimale dioksinavsetningen fra SilMag helt lokalt være på samme nivå.

Avsetningen av KHK fra utslipp ved Silmag vil ha samme form som dioksiner, men nivået av avsetningen vil være 11 ganger høyere med enhet ng/m^3 slik at isolinjen vist i rødt på figuren vil tilsvare 22 ng/m^2 årlig avsetning av KHK. Bidraget fra Silmag vil være vesentlig lavere enn bidrag til KHK-avsetning fra annen industrivirksomhet ved Frierfjorden.



Figur 5. Netto avsetning av dioksiner fra et utslipp til luft på 300 mg/år. Enhet pg/m^2 pr. år.

4.2.2 Klorerte hydrokarboner

Utslippet vil være på 3500 g/år, og består for det meste av HCB. Det finnes ikke aktuelle tålegrenser for KHK-forbindelser i luft. Andre diffuse utslipp av KHK i regionen ligger på 1-2 kg/time og i forhold til dette vil Silmags utslipp være ubetydelig.

4.2.3 Svevestøv

Maksimale timemiddelkonsentrasjoner av svevestøv ligger på under $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Bidraget til støvkonsentrasjon vil være langt lavere enn anbefalt luftkvalitetskriterium for svevestøv ($35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som døgnmiddelverdi).

4.2.4 Svoveldioksid (SO_2)

Totalt utslipp av svoveldioksid er på 170 g/time. Maksimalt bidrag til konsentrasjoner i bakkenivå blir på under $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Bidraget vil være mindre enn 15 % av anbefalt luftkvalitetskriterium fra SFT som er på $90 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som døgnmiddelkonsentrasjon.

4.2.5 Klor

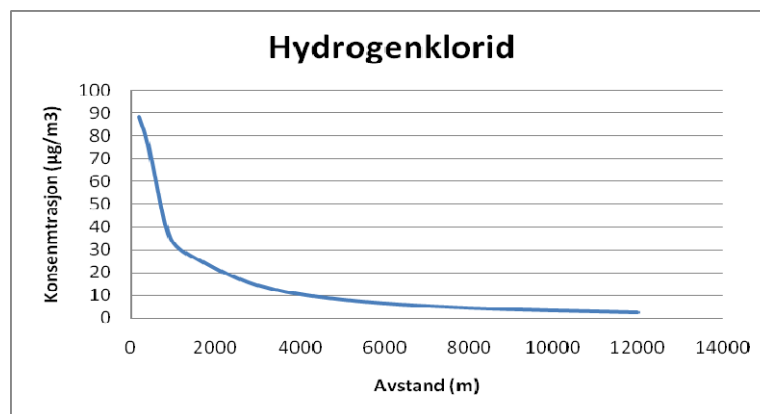
Utslipp av klor fra elektrolysehallen kan gi maksimale timemiddelkonsentrasjoner på opp mot $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i le av hallen. På avstand 300 m nedvinds for hallen vil konsentrasjonen være under $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Luktgrensen for klorgass ligger på ca $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$. I Norge har vi kun administrativ norm for arbeidsatmosfære som grenseverdi for klor. Denne er på $1500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som 8 timers middel. I Tyskland fins grenseverdi for uteluft, denne er på $300 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som halvtimesmiddel. Bidrag fra utslippet fra elektrolysehallen vil være lavere enn denne grenseverdien.

4.2.6 Hydrogenklorid HCl

En rekke av utslippstallene er gitt som en verdi "mindre enn" i **Tabell 3**. I spredningsberegningene er det anvendt selve tallverdien i tabellen. Inne på fabrikkområdet vil det kunne forekomme timemiddelkonsentrasjoner på rett i overkant av $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Konsentrasjonene faller imidlertid raskt med avstanden fra utslippene. **Figur 6** viser maksimalt timemiddelbidrag som funksjon av avstand fra produksjonsområdets "massemiddelpunkt".

Også for HCl er den eneste norske grensen for luftkonsentrasjon den administrative normen for arbeidsatmosfære. Denne er på $7000 \mu\text{g}/\text{m}^3$. For generell uteluft finnes en grenseverdi i Italia, denne er på samme nivå som den tyske normen for klorgass, $300 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som halvtimesverdi. Beregningene viser at utslippet av HCl tilfredsstiller begge de angitte normverdiene med god margin.



Figur 6. Maksimal timemiddelkonsentrasjon av hydrogenklorid som funksjon av avstand fra anlegget.

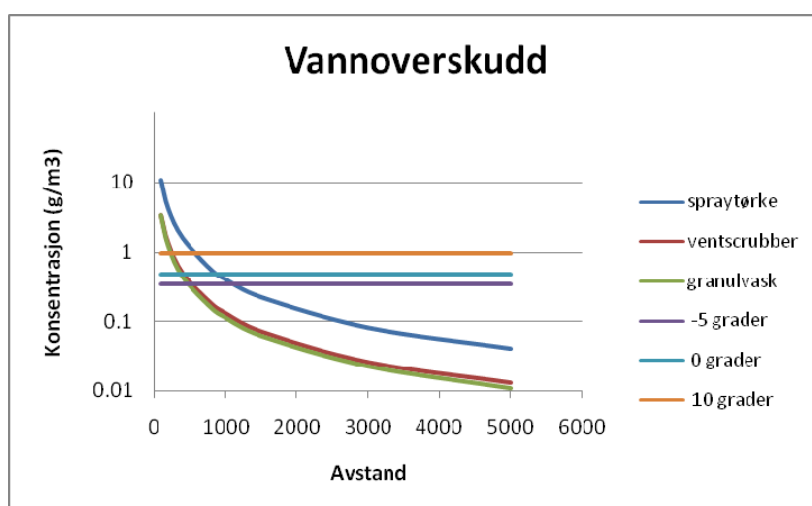
4.2.7 Vanndamp

Som det framgår av **Tabell 3** er det tildels betydelige mengder vanndamp som slippes ut til luft. Spesielt 3 av utslippene er markert større enn de øvrige, spraytørke, ventileringsgass fra scrubber og luft fra granuleringsvaskere. Beregninger av dampløft for disse utslippene viser at dampskyen vil ligge i ca 175 m høyde for det største utslippet og på ca 100 m eller litt under for de to minste. Alle de tre utslippene inneholder komponenter som vil virke som kondensasjonskjerner for vanndamp: partikler fra spraytørke og HCl-gass fra de to øvrige. **Tabell 4** viser hvor mye vanndamp som kan tilføres luft ved angitte temperaturer og relativ fuktighet før det inntreffer metning og derpå følgende dråpedannelse når det er kondensasjonskjerner tilstede.

Tabell 4. Nødvendig tilført vanndampkonsentrasjon (g/m^3) for å komme opp i 100 % relativ fuktighet for ulike kombinasjoner av temperatur og fuktighet.

Temp \ fukt	75	80	85	90	95
-15	0.400	0.320	0.240	0.160	0.080
-10	0.587	0.470	0.352	0.235	0.117
-5	0.849	0.679	0.509	0.340	0.170
-2	1.051	0.841	0.631	0.420	0.210
0	1.208	0.966	0.725	0.483	0.242
5	1.694	1.355	1.016	0.678	0.339
10	2.343	1.874	1.406	0.937	0.469

Figur 7 viser vanndampkonsentrasjonen i høyde for maksimal konsentrasjon som funksjon av avstand for de tre utslippene nevnt over. De horisontale linjene viser hvor mye vanndamp luften kan tilføres før det inntreffer metning ved angitt temperatur og 90 % relativ fuktighet. Beregningene indikerer at vanndamputslippet fra SilMag vil kunne gi synlig vanndamp i vel 100 m høyde ut til i overkant av 1 km, i praksis innenfor Herøya. **Figur 8** illustrerer en typisk utbredelse av synlig vanndamp på morgen/formiddagen.



Figur 7. Vanndampkonsentrasjonen i høyde for maksimal konsentrasjon vist som funksjon av avstand fra utslippene. De horisontale linjene viser hvor mye vanndamp luften kan tilføres før det inntreffer metning ved angitt temperatur og 90 % relativ fuktighet.

4.2.8 Disdannelse

NILU har tidligere utredet problemet med disdannelse (NILU 1984). Det ble konkludert med at hovedårsaken til disdannelse var kombinasjonen av utslipp av NH_3 og HCl-Cl_2 (ammonium, saltsyre og klor). Videre ble det konkludert med at det var nødvendig med en utslippsreduksjon på 25-50 % for at problemet skulle reduseres merkbart. Utslippsnivået den gang (i 1983) var på 32,5 kg/time. Forventet utslippsmengden av klor og saltsyre fra Silmag er oppgitt til under 3,9 kg/time, hvorav mer enn 2/3 kommer fra forholdsvis lave utslippspunkter, mens dagens utslipp av ammonium kommer fra høye punkter. For at klorforbindelsene og nitrogenforbindelsene skal kunne inngå i reaksjoner som danner dis, må de spres til samme nivå i atmosfæren. Fortynningen innen dette skjer vil være stor med den planlagte utslippsfordelingen. Basert på at utslippsnivået vil være vesentlig lavere enn i 1983, og

at blandingen med omgivende luft vil være vesentlig større enn under de tidligere utredede forholdene kan det konkluderes med at risikoen for disdannelse vil være liten.



Figur 8. Anslagsvis utbredelse av synlig vandamp fra utslipp fra Silmag.

4.2.9 Utslipp av CO₂

Utslipet har ingen lokal virkning, men bør sees i sammenheng med andre regionale utslipp og betydningen som bidrag til atmosfærisk CO₂ totalt sett. Det planlagte maksimalutslippet utgjør et bidrag på 0,003 % av de årlige norske utslippene av CO₂ (ca 44 mill tonn i 2007, www.milostatus.no) og 1-6 % av totalutslippene fra Telemark fylke. Ved en etablering på Herøya og Porsgrunn vil SilMag være den eneste magnesiumprodusent i Vest-Europa og vil kunne erstatte kinesisk magnesium. CO₂-utslippet vil være 10-100 ganger lavere pr tonn Mg produsert enn utslippet fra kinesisk Mg-produksjon (Ehrenberger et al. 2008, Aghion & Bartos 2008), og slik sett gi en klar miljøgevinst globalt (**Tabell 5**).

Tabell 5: CO₂ utslipp ved SilMag sammenlignet med dagens Mg-produksjon i Kina

	Tonn pr tonn Mg produsert	Tonn pr år totalt
Kina	47,5	1 520 000
SilMag	0,7 – 4,7 *)	22 400 – 155 000 *)
Prosent reduksjon	90 -99 %	90 – 99 %

*) Avhengig av bruk av gass eller elektrisk kraft

5. Driftsutslipp til sjø

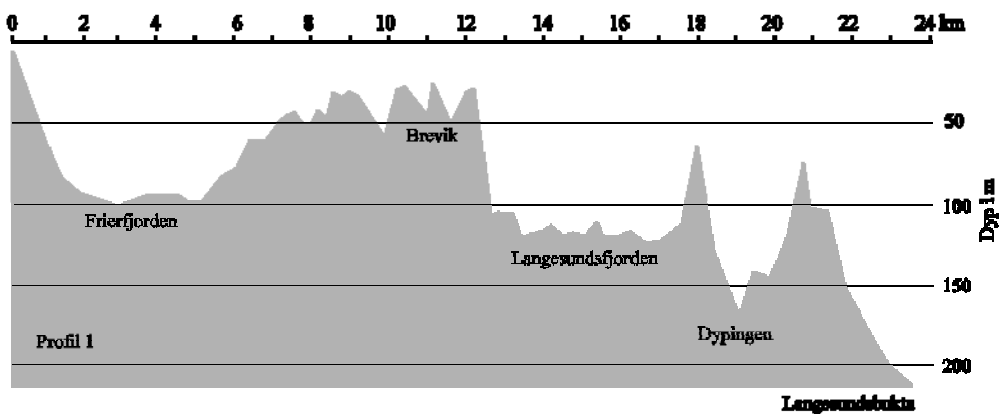
5.1 Beskrivelse av den marine resipienten

5.1.1 Resipientavgrensning

Utslippene vil gå til eksisterende avløp til Frierfjorden. Fjorden (**Figur 9**) er en terskelfjord og mens fjordbassenget er nær 100 m dypt, ligger det en terskel med 23 m som største dyp innenfor Brevik (**Figur 10**). Omkring halvparten av fjordens vannvolum ligger over terskeldypet.



Figur 9. Oversiktskart for Frierfjorden. Den hydrografiske hovedstasjonen (rød prikk) er avmerket midt i fjorden.



Figur 10. Langsgående bunnprofil fra Frierfjorden og til Langesundsbukta.

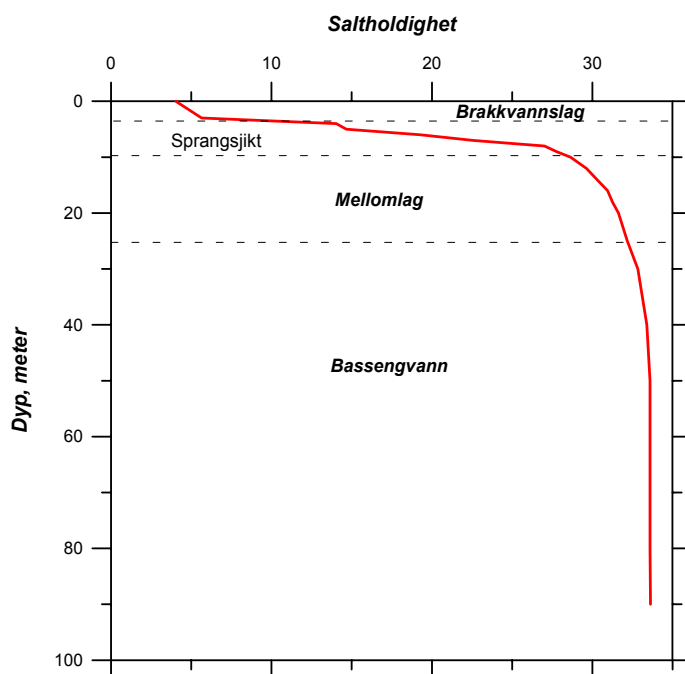
5.1.2 Hydrofysiske forhold

Vannmassene i Frierfjorden er preget av to forhold. Terskelen ved Brevik fører til av bassengvannet under 23 m dyp er avskåret fra vannmassene i Breviksfjorden og Langesundsfjorden. Skienselva tilfører fjorden store mengder ferskvann med 230-250 m³/s som typisk årsgjennomsnitt, med opptil 1000 m³/s i vårflommen og minimum 50-100 m³/s i juli-august. Den store ferskvannstilførselen og fjordterskelen gjør det naturlig å skjelne mellom tre hovedvannmasser i Frierfjorden (**Figur 11**):

- brakkvannslaget, som preges av ferskvannstilførselen
- mellomlaget som strekker seg ned til omkring terskeldypet eller litt dypere, og
- bassengvannet

Tykkelsen av brakkvannslaget varierer mellom 2 m og 8 m, avhengig av ferskvannstilførsel og vindforhold. Dette laget strømmer raskt ut gjennom fjordområdet. Overgangen fra brakkvannslag til sjøvannslaget mellom dette og bassengvannet (mellomlaget) er markert ved en sterk økning i saltholdighet, og omtales ofte som et sprangsjikt.

De tre vannmassene er preget av forskjellige utskiftningsmekanismer. Brakkvannet strømmer raskt ut gjennom fjordområdet, med bakevjer mot Herrebukta-Vollsfjorden og på Frierfjordens østside (**Figur 20**). Den øvre delen av mellomlaget er preget av en inngående sjøvannsstrøm som erstatter sjøvannet som transporteres ut av fjorden med brakkvannsstrømmen. Mellomlaget er også sterkt påvirket av tidevann og av inn- og utstrømninger pga. variasjoner i vannmassenes egenvekt utenfor Brevik. Bassengvannet har en mer sporadisk vannfornyelse og større fornyelser foregår med flere års mellomrom (opptil 5 års intervall er registrert). Typiske oppholdstider for disse tre vannmassene er sammenfattet i **Tabell 6**. Utenom de kortvarige og store dypvannsfornyelsene er dypvannet i Frierfjorden preget av langsomme variasjoner (**Figur 12** og **Figur 13**).

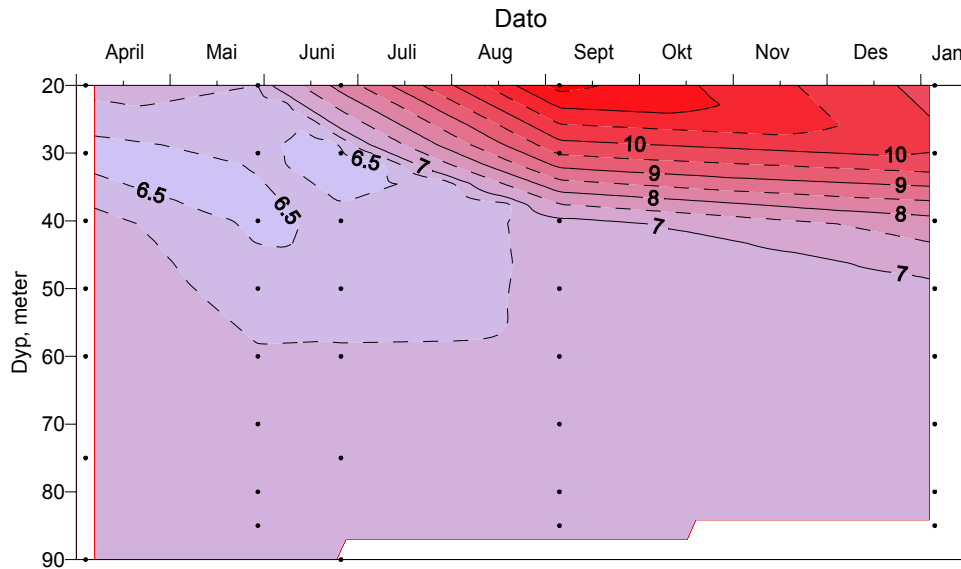


Figur 11. Generell vertikal inndeling av Frierfjordens vannmasser.

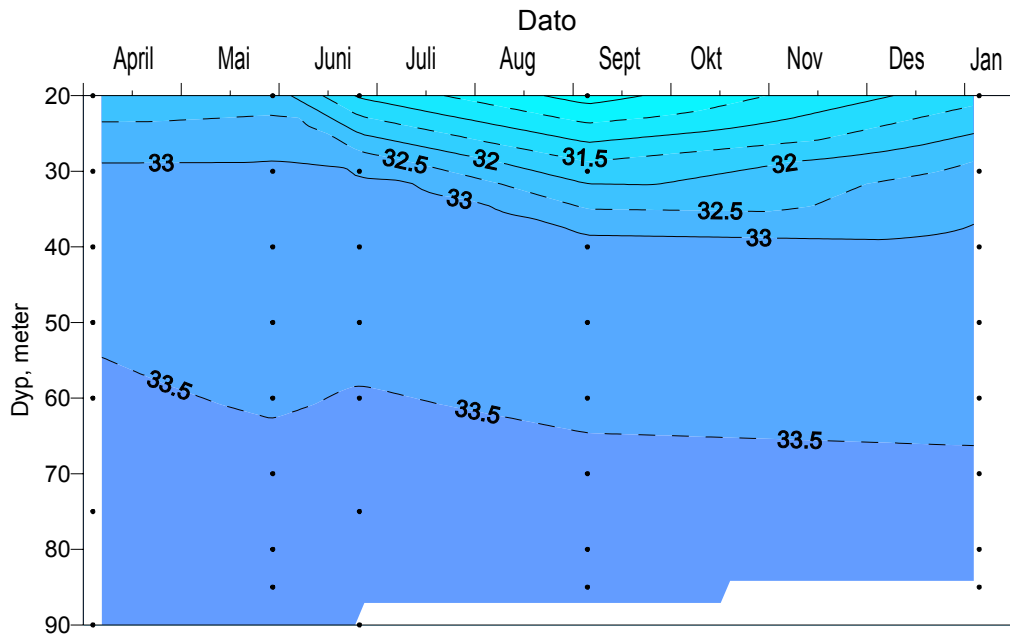
Tabell 6. Typiske oppholdstider for vannmassene i Frierfjorden (etter Molvær og Stigebrandt, 1991).

Brakkvannslag	Mellomlag	Bassengvann
2-3 døgn*	2-4 uker	1-3 år

*) Oppholdstiden i den utgående brakkvannsstrømmen er mye mindre - typisk 6-10 timer.



Figur 12. Frierfjorden. Temperatur i dypvannet fra april 2000 til januar 2001 (fra Molvær, 2001).



Figur 13. Frierfjorden. Saltholdighet i dypvannet fra april 2000 til januar 2001 (fra Molvær, 2001).

5.1.3 Biologiske forhold

Frierfjorden har generelt en fattig marin flora og fauna. Dette skyldes både naturlige forhold, først og fremst den store ferskvannstilførselen som skaper store fluktuasjoner i saltholdighet i de øvre vannlag, men også menneskeskapt påvirkning, først og fremst lavt oksygennivå i dypere vannlag som følge av overgjødning.

Plane- og dyrelivet på hardbunn i Frierfjorden overvåkes jevnlig på Balsøy, Steinholmen, Ringsholmen og Saltbua (se for eksempel Walday et al. 2001). Typisk fauna litt nedenfor tidevannsonen er påfuglmark, sekkedyr og sjøroser. Fotos av typiske hardbunnssamfunn på grunt vann ved Saltbua og Balsøy er gitt i Vedlegg B. Det er ingen overvåkingsstasjoner på Herøya, men utbredelsesmønsteret i Frierfjorden for øvrig tilsier at grunnområdene her har meget fattig flora og fauna.

Sedimentfaunaen er undersøkt flere ganger langs en linje tvers over Frierfjorden på dyp fra 20 til 93 meter, senest i 2008. Artsrikheten er høyest på de grunneste stasjonene, men lav sammenlignet med en normal fjordfauna. I 2008 ble det ikke funnet bløtbunnsfauna dypere enn 70 m.

5.1.4 Viktige miljøforvaltningsmessige forhold

Bedring av miljøforholdene i Grenlandsfjordene generelt og Frierfjorden spesielt har vært en sentral oppgave både for myndigheter og industri siden 1970-tallet. Bekymringen har først og fremst vært virkningene av tidligere tiders industriutslipp til Frierfjorden som har generert høye konsentrasjoner av tungmetaller og organiske miljøgifter, spesielt dioksiner, i bunnsedimenter og organismer både lokalt og i fjordsystemet utenfor Frierfjorden. I dag er kildene til dioksinutslipp til fjorden eliminert.

Dioksiner og andre miljøgifter i fisk og skalldyr overvåkes årlig. Fjordsystemet har kostholdsråd fastsatt av mattilsynet (se kapittel 2.5). Det vil etter alt å dømme ta mange år før fjordsystemet er kvitt problemene med dioksiner i fisk og skalldyr.

5.2 Utslippsbeskrivelse

I **Tabell 7** er beregnede driftsutslipp til sjø satt opp for hvert prosessavsnitt. Ingen av utslippene forventes å variere systematisk over tid. I tillegg til det som er oppgitt i tabellen er det beregnet et samlet utslipp av dioksiner til sjø fra hele anlegget på 100 mgTEQ/år fordelt til avløp F5 og F20. Utslipptet av KHK er beregnet til 100 g/år med en lik fordeling til avløpene F5 og F20 som for dioksiner.

Vaskevann for rengjøring av utstyr er ikke tatt med i utredningen. Dette vil være sjeldent (f.eks. under revisjonsstans 1-2 ganger pr. år). Dette vannet er forholdsvis rent, men vil kunne inneholde spor av klorider og silika.

Tabell 7. Beregnede utslippskomponenter til vann fra de ulike prosessstrinnene. Et samlet anslått utslipp til vann av dioksiner (0,1 gTE/år) og KHK (100 g/år) fra anlegget er ikke med i tabellen.

A: utslipp av hovedkomponenter

Enhet	Kilde	Utløp	Vann m ³ /h	Temp °C	pH	HCl kg/h	MgCl ₂ kg/h	H ₂ SO ₃ kg/h	Sand kg/h
Produksjon av Silica og rensset MgCl₂	Kjølevann MgCl ₂ -lager	F20	12	10	5-8				
	Kjølevann reaktorer:	F20	120	45	5-8				
	Vaskevann, sandfilter	F20	2,8	42	4-7		10		52
	Kondensat-vann	F20	404	56	4-7	7,5			
	Vaskevann fra polishingfilter	F20	2,6	50	9		7,5		
Magnesium dehydrering	Kondensat-vann	F20	233	60	3-5	7,5			
	Vann fra granuleringsvasker	F20	259	45	3-5	4,5			
	Kjølevann fra HCL-gjenvinning	F20	29	35	5-8				
	Kjølevann fra granulat-kjøling	F20	35	24	5-8				
HCl-syntesen	Kjølevann fra quencher	F5	242	37	5-8				
Elektrolyse og KHK/Dioksinrenseanlegg	Kjølevann fra elektrolyse	F5	300	50	5-8				
	Kjølevann fra likerettere	F5	300	15	5-8				
	Prosessvann fra renseanlegg	F5	20	20	5-8				
	Vaskevann fra hypovasker	F5	15	20	5-8		30	3,5	
Støperi	Kjølevann	F20	0,15	20	5-8				

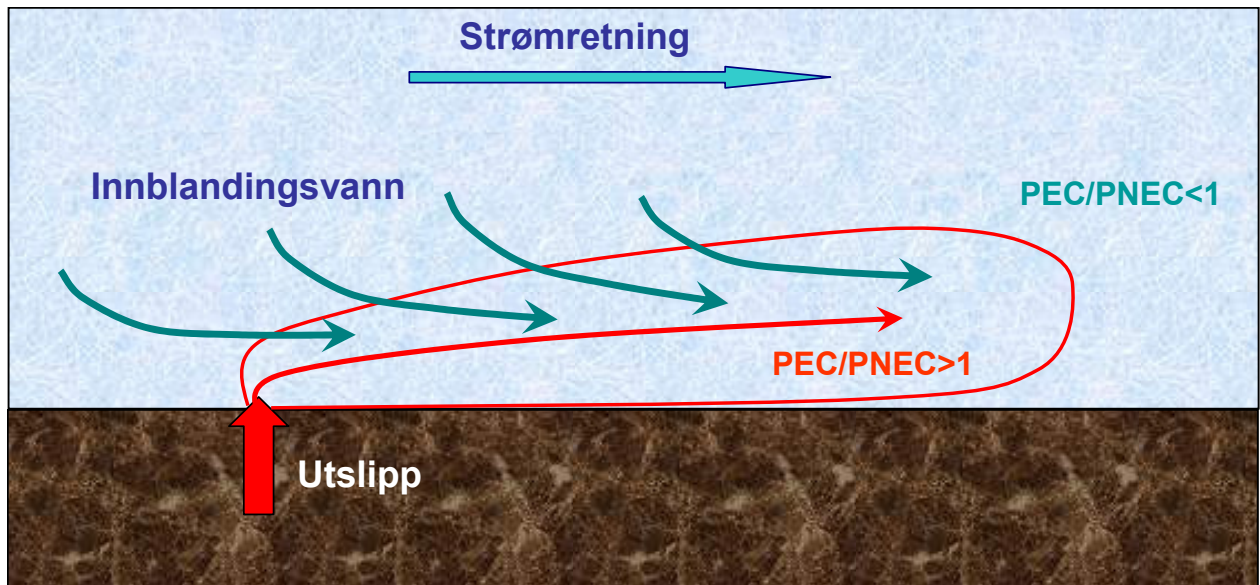
B: utslipp av metallklorider utenom MgCl₂

Enhet	Kilde	Utløp	FeCl ₂ kg/h	NaCl/CaCl ₂ kg/h	NiCl ₂ kg/h
Produksjon av Silica og rensset MgCl₂	Vaskevann, sandfilter	F20	0,2	0,2	<0,01

5.3 Miljøkvalitetsstandarder, grenseverdier for effekter (PNEC)

Etter utslipp til sjø vil utslippsvannet blandes med omgivende sjøvann og fortynnes slik at kvaliteten etter hvert blir lik sjøvannets (**Figur 14**). Konsekvensutredningen av utslipp til sjø fra SilMag er basert på estimat av utstrekning på det området hvor utslippet fortsatt har så høye nivåer av utslippskomponenter at det er fare for effekter, dvs der beregnet nivå av et stoff PEC (Predicted Environmental Concentration) overskrider grense for effekter på organismer PNEC (Predicted No Effects Concentration). Innenfor dette området er forholdet PEC/PNEC > 1. Utredningen baserer seg også på hvor lang tid det vil ta før man oppnår PEC/PNEC < 1 ved naturlig fortynning med resipientvann. PNEC-verdier blir også kalt miljøkvalitetsstandarder. Vi har utledet PNEC-verdier for

alle utslippskomponentene. For å være på den sikre siden har vi brukt PNEC for kronisk belastning siden man ikke kan forutse det reelle eksponeringsmønsteret.



Figur 14. Skjematisk skisse (sett ovenfra) av den kontinuerlige prosessen der et utslipp til sjø blandes med omgivende sjøvann. Utslipet følger strømmen og vil etter hvert nærme seg kvaliteten på det omgivende vannet. Etter en viss innblanding vil nivået av en utslippskomponent (PEC) bli lavere enn det nivået som gir effekter (PNEC), dvs. $PEC/PNEC < 1$ og det vil ikke lenger være fare for skadevirkning.

5.3.1 Overtemperatur

Temperaturøkning kan virke direkte og indirekte inn på marine organismer. En indirekte innvirkning er reduksjon i sjøvannets evne til å holde på oppløst oksygen, men dette anser vi ikke for å være noe problem ved et utslipp nær overflaten. Temperatur har direkte innvirkning på biologiske prosesser. En tommelfingerregel er at prosessene øker med en faktor 2-5 for hver 10 °C økning, men svært mange organismer har evne til å regulere prosessene til et normalnivå ved akklimatisering. Man kan også regne med at toleranse for temperaturøkning er høyest i marine samfunn som normalt opplever stor sesongendring i temperaturen slik som i norske kyst- og fjordstrøk. Ut fra litteratur og resultatene fra et større modelløkosystem-eksperiment der bunnsamfunn fra ca 15 m dyp utenfor Langesund ikke ble entydig påvirket av en overtemperatur på +3 °C i 2,5 år (Bakke et al. 1992), har vi satt en overtemperatur på +3 °C som en sannsynlig PNEC og +1 °C som en konservativ PNEC for marine bunnsamfunn på grunt vann i Grenlandsområdet. En PNEC på +3°C er også brukt tidligere ved vurdering av konsekvensene av et potensielt kjølevannsutslipp fra planlagt gasskraftverk på Herøya (Bakke et al. 2006).

5.3.2 Surhetsgrad pH

Gjennomgang av tidligere litteratur på miljøvirkninger av pH-endring indikerte at en reduksjon på 0,5 – 1 pH-enhet ikke vil føre til nevneverdig skade på marine organismer (Knutzen 1981). Det er også hevdet at marine organismer er mer følsomme for økning enn reduksjon i pH (Wolff et al 1988). Sjøvannets bufferkapasitet gjør at pH holder seg relativt konstant ved tilførsel av syrer eller baser. Oppmerksomheten rundt økende havforsuring grunnet mer oppløst CO₂ har imidlertid utløst en rekke undersøkelser av pH-effekter og disse indikerer at selv reduksjoner på 0,1 pH-enhet kan gi biologiske

effekter. Disse er imidlertid ikke entydige og typisk spennvidde i naturlig pH i sjøvann er på 7,5 – 8,5. Til tross for bufferkapasiteten kan det også være både sesongmessige svingninger på over 1 enhet og døgnmessige svingninger på rundt 0,5 enheter. Fylkesmannen i Telemark gjennomførte målinger av pH i brakkvannslaget i Frierfjorden i perioden 1993-97 (Molvær et al 1999). Laveste målte verdi var 7,0, mens medianverdien lå rundt 7,7 – 7,8 avhengig av målested. Vi derfor brukt en pH på 7,7 i brakkvannslaget for de senere fortynningsberegningene.

En del land har etablert miljøkvalitetsstandarder for pH (**Tabell 8**). Den strengeste er US EPA som krever at et avvik fra naturlig pH ikke skal være mer enn 0,2 enheter. Ut fra denne tabellen og på bakgrunn av at eksponeringen er relativt kortvarig har vi valgt en PNEC på 7 for pH i konsekvensutredningen.

Tabell 8. Eksempler på nasjonale miljøkvalitetsstandarder for pH. Fra Wolfe et al (1988).

Kilde	pH-verdi
US EPA	6,5 – 8,5 1)
Australia	6,5 – 8,5
China	7,5 – 8,3
Japan	7,8 – 8,3
Qatar	6,5 – 8,3
UK Water Research Centre, vern av skalldyr	7,0 – 8,5
UK Water Research Centre, vern av fisk	6,0 – 8,5

1) men ikke mer enn 0,2 enheter utenfor det lokale normalområdet.

5.3.3 Hydrogenklorid (Saltsyre - HCl)

Potensielle miljøeffekter av HCl utløses gjennom endring av pH som er gitt som egen faktor (kapittel 5.3.2). Tilførselen av klorid-ioner vil være ubetydelig i rent sjøvann. For brakkvannslaget med en typisk saltholdighet på 5 til 15¹ vil tilførselen relativt sett gi noe høyere kloridbidrag, men i forhold til et naturlig kloridinnhold på 3 - 9 g/liter vil dette likevel være ubetydelig.

5.3.4 Svovelsyrling H₂SO₃

Som for HCl vil H₂SO₃ føre til en reduksjon i pH. I tillegg vil sulfittionet SO₃²⁻ etter hvert oksideres til sulfat SO₄²⁻, men med det høye naturlige innholdet av sulfat i sjøvannet (2256 mg/l ved saltholdighet 30 psu, 750 mg/kg ved saltholdighet 10) regnes ikke bidraget fra utslippet å ha betydning..

5.3.5 Kjemisk oksygenforbruk (KOF)

Oksidasjonen av SO₃²⁻ til SO₄²⁻ forbruker også løst oksygen i sjøvannet og H₂SO₃ vil derfor ha et kjemisk oksygenforbruk, KOF, på 0,5 mol O₂ pr mol H₂SO₃. dvs 0,2 mgO₂/liter pr mgSO₃²⁻/liter.

Alle høyere organismer er avhengig av oksygen for å overleve. Toleransen for redusert konsentrasjon av oppløst oksygen i omgivende vann varierer både med type marine samfunn og hvordan oksygenreduksjonen forekommer (periodisk eller vedvarende). Helmettet sjøvann ved 15 °C og saltholdighet på 35 inneholder ca 7,6 mgO₂/liter (tilsvarer 5,4 ml O₂/liter). Enkelte sedimentlevende organismer kan tåle vedvarende oksygenkonsentrasjon på bare 1 mgO₂/liter, men vanligvis ligger kritisk grense for effekter på 2-3 mgO₂/liter. En ikke-effekt grense som skal dekke alle typer marine samfunn er av Bakke et al. (2002) satt til 5 mgO₂/liter. Dette sammenfaller med skillet mellom *god* og

¹ I følge gjeldende norm har ikke saltholdighet noen benevnning. Tallet tilsvare i praksis den tidligere benevnningen som promille (o/oo).

mindre god tilstand i vannmasser etter SFTs klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Vi har derfor brukt en PNEC på 5 mgO₂/liter.

5.3.6 Silisiumoksid SiO₂

SiO₂ (kvarts) er svært stabilt og ikke giftig (utgjør kiselskall i mange marine organismer). Eventuelle effekter av SiO₂ vil kunne skje gjennom økt partikkelinnhold i vannet men grenseverdier for slike effekter vil være flere i størrelsesorden 5 gTSM/l. Effektene av SiO₂ i utslippet vurderes ikke videre.

5.3.7 Metallklorider

Enkelte av utslippene inneholder ulike typer metallklorider, som MgCl₂, FeCl₂, NaCl, CaCl₂ og NiCl₂. Utleddning av PNEC på basis av toksisitetsdata er i stor grad basert på tester med ferskvannsorganismer. Slike verdier er urealistisk lave for marine organismer, siden ingen av disse ionene er fremmedstoffer i sjøvann. **Tabell 9** viser estimert naturlig konsentrasjon av de samme metallkloridene i brakkvann (saltholdighet 10) og sjøvann (saltholdighet 30). Ved bedømmelse av toleranse må vi kunne regne med at organismene i brakkvannslaget ved Herøya til tider må tåle den saltholdigheten som finnes i mellomslaget dvs opp til 30. Vi har derfor valgt å bruke metallkloridnivåene ved saltholdighet 30 som lokal PNEC.

Tabell 9. Beregnede nivåer av metallklorider i sjøvann og brakkvann, samt valgte PNEC-verdier for denne utredningen.

Forbindelse	Estimert kons i brakkvann	Estimert kons i sjøvann	Anvendt PNEC
MgCl ₂	1500 mg/l	4500 mg/l	4500 mg/l
FeCl ₃	8 µg/l	25 µg/l	25 µg/l
NaCl	10 000 mg/l	30 000 mg/l	30 000 mg/l
CaCl ₂	300 mg/l	950 mg/l	950 mg/l
NiCl ₂	1,3 µg/l	3,8 µg/l	3,8 µg/l

5.3.8 Dioksiner (PCDD/PCDF)

Det nye norske klassifiseringssystemet for miljøgifter i sjøvann og sedimenter (SFT 2007) er basert på økologiske effekter av de ulike stoffene. For dioksiner er det konstatert at det ikke er faglig grunnlag for å fastsette slike klassifiseringsgrenser, og derfor kan det heller ikke etableres PNEC-verdier som estimert konsentrasjonsfelt for dioksiner i vann fra SilMags utslipp kan relateres til. Nærsoneneffekter av dioksiner utenfor utslippspunktene har heller ikke vært et viktig tema i diskusjonen rundt forurensningsbildet i Grenlandsfjordene.

For dioksinene har vi derfor i stedet sett på mulige virkninger av tilførselen fra SilMag på nivåer i fisk og skalldyr, som også ligger nærmere opp mot kostholdsrad, miljømål og tiltaksplanlegging. Dette er gjort ved å modellere betydningen av tilførselen for den restitusjonen som foregår i Grenlandsfjordene og som er grunnlaget for miljømålene gitt i kapittel 2.5.2. Dette er presentert i kapittel 5.4.

5.3.9 Klorerte hydrokarboner

Klassifiseringssystemet for miljøgifter i sjøvann og sedimenter (SFT 2007) omfatter en rekke klorerte hydrokarboner og kronisk PNEC for disse overfor marine organismer er derfor etablert. Tidligere analyser fra renseanlegget til magnesiumfabrikken på Herøya ga følgende sammensetning av KHK: heksaklorbenzen (HCB) 40-65 %, pentaklorbenzen (5CB) 25-40% og oktaklorstyren (OCS) 5-15 %. HCB og 5CB omfattes av det norske klassifiseringssystemet (**Tabell 10**). Vi har valgt å anvende en

kronisk PNEC utledet fra **Tabell 10** og for en blanding av 60% HCB og 40 % 5CB i utslippet. Dette gir en PNEC på 0,4 µg/l.

Tabell 10. Øvre grense for klasse II (= PNEC ved kronisk belastning) for KHK-forbindelsene i SilMags utslipp som omfattes av det norske klassifiseringssystemet for miljøgifter i sjøvann og sedimenter.

Stoff	PNEC _{kronisk}
Heksaklorbenzen	0,013 µg/l
Pentaklorbenzen	1 µg/l

Selv om nærsoneeffekter av KHK er vurdert, så er fokus mht disse stoffene først og fremst på bioakkumulering i fisk og skalldyr. Derfor er dette også tatt med i vurderingen (kapittel 5.5).

5.4 Konsekvenser av dioksinutslipp til sjø

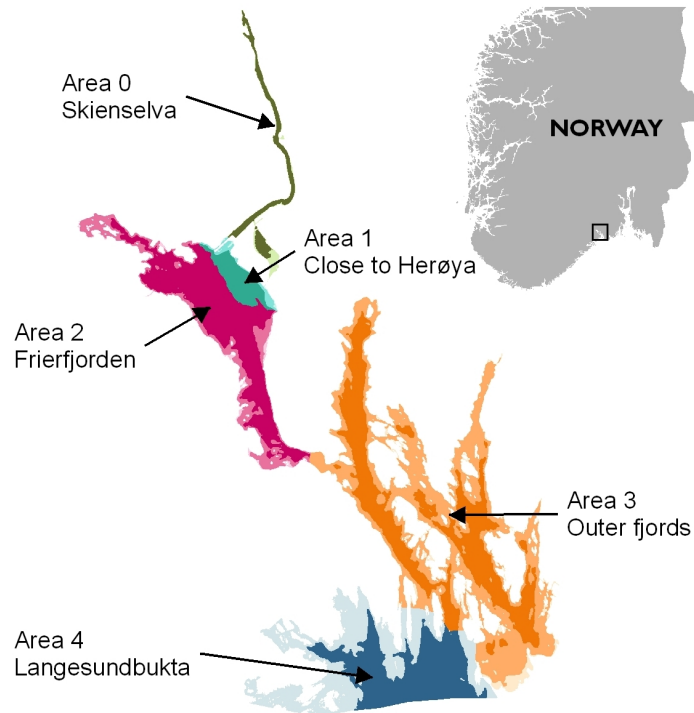
Oppmerksomheten rundt dioksinutslipp til Grenlandsfjordene dreier seg om konsekvensene for vevsnivå og spiselighet av fisk og skalldyr. I dagens situasjon regner man at det er utlekking av dioksiner fra bunnsedimentene som er viktigste kilde og årsak til at reduksjonen av dioksiner i sjømat går meget langsomt (Bakke et al 2009). Det er mindre aktuelt å vurdere konsentrasjonsfelt og giftighet i nærområdene for de forventede utslippene av dioksiner og KHK fra SilMag. Det er derfor gjort en numerisk modellering av hvordan det forventede dioksinutslippet til sjø fra SilMag på 0,1 gTEQ/år påvirker fremtidig endring i nivå i vann, sedimenter, torsk (lever) og krabbe (skallinnmat), både i Frierfjorden og fjordområdet utenfor.

5.4.1 Metoder

Vi har benyttet modellpakken "SF-tool" (SedFlex-tool) for å simulere hvordan dioksinutslipp til vannet ved Herøya påvirker fremtidig utvikling av dioksinkonsentrasjon i vann og sediment, samt i torsk (lever) og krabbe (krabbesmør). Denne modellpakken er blitt tidligere brukt for å simulere bl.a. effekten av ulike tiltaksscenarioer på forurenset sediment i Grenlandsfjordene (Saloranta et al., 2008, Fylkesmannen 2006). SF-tool består av 1) en vann-sediment-luft fugasitetsmodell (abiotisk modell) for simulering av kilder, sluk og transport av organiske miljøgifter i en fjord eller innsjø, og 2) en bioakkumuleringsmodell for simulering av opptak og bioakkumulering av organiske miljøgifter i næringsnett. I modellsimuleringer appliseres vanligvis Markov Chain Monte Carlo (MCMC) simuleringmetode. Dette muliggjør bedre og mer konsistent kalibrering og usikkerhetsanalyse av de viktigste modellparametere, slik at modellresultater og deres usikkerhet (som stammer fra usikkerheten i modellparameterverdier) blir i samsvar med faktiske observasjoner av miljøgifter i vann, sediment, og biota.

Vannmassene og sedimentområdene i Grenlandsfjordene er i modellapplikasjonen delt i separate "bokser" for de ulike fjordavsnittene (**Figur 15**). Fysisk-kjemisk-biologiske egenskaper innen disse boksene er antatt å være homogene, og disse egenskapene (f.eks. dybde, areal, sedimenteringsrate, partikkelinnhold) utgjør mesteparten av modellens parametere. Simuleringer presentert her er basert på modelloppsettet beskrevet i Saloranta et al. (2008), og det refereres til denne artikkelen for mer detaljert modellbeskrivelse og sammenligning av modellresultater mot faktiske observasjoner. Modelloppsettet i Saloranta et al. (2008) er for dette studiet oppdatert noe; bl.a. er også data fra de ytre fjordområdene i tillegg til Frierfjorden benyttet i MCMC simuleringer (kalibrering og usikkerhetsanalyse), og vertikalt habitatsområde for torsk og krabbe er tatt inn som egne parametere (tidligere var det antatt en konstant maksimal dybde på habitatet på 50 m).

Usikkerhetene i den kalibrerte modellen er blitt analysert ved å kjøre modellen med 2000 ulike plausible parametersett fra MCMC simuleringene (200 ganger for abiotiske langtidssimuleringer i **Figur 16** og **Figur 18**). Det ble kjørt to ulike utslippsscenarioer for dioksiner: (i) dagens utslippssituasjon og (ii) dagens situasjon pluss SilMags antatte årlig utslipp av dioksiner på 0,1 g TE/år til overflatevann ved Herøya f.o.m. 2014. Sammensetningen av 17 dioksinkongenerer i dette utslippet ble antatt å være den samme som benyttet ved tidligere modellsimuleringer, dvs. basert på data fra den gamle Mg-fabrikken på Herøya. Modellparametere er kalibrert vha. data og simuleringer for de tre viktigste dioksinkongenerene (23478-PeCDF, 123478/123479-HxCDF, 123678-HxCDF) som representerer ca. 50 % av toksitetsekvivalentene i kongenersammensetningen. Resultatene i følgende kapittel representerer likevel toksitetsekvivalenten av alle 17 dioksinkongenerene.



Figur 15. Inndeling av Grenlandsfjordene i områder for modellsimuleringene. Fargenyansene viser utbredelsen av overflatelag (0-5 m), intermediære lag (5-24/50 m) og dype lag (24/50 m – max dybde).

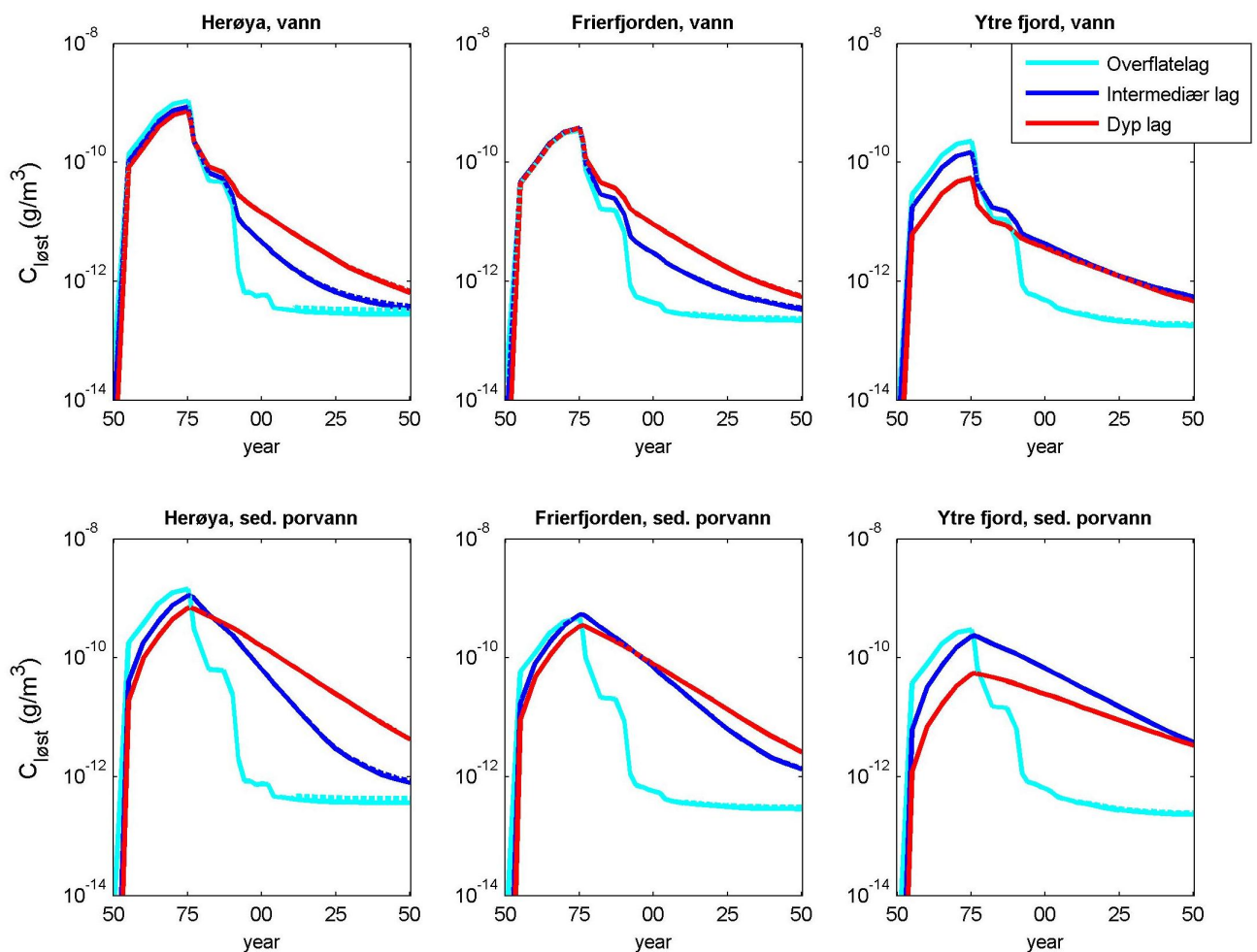
5.4.2 Resultater

Simuleringsresultater av utviklingen i dioksinkonsentrasjonen i vann, sediment, torskelever og skallinnmat av krabbe (krabbesmør) i det to utslippsscenarioer er vist i **Figur 16**, **Figur 17**, **Tabell 11** og **Tabell 12**. Legg merke til at medianestimer fra de 2000 simuleringene kjørt i usikkerhetsanalysen er brukt i følgende tekst, og at logaritmisk skala er benyttet på y-aksen i **Figur 16** til **Figur 18**.

Et nytt utslipp på 0.1 g TE/år f.o.m. 2010 gir et minimalt utslag på dioksinkonsentrasjonene. Det mest synlige utslaget er i overflatevann og sediment på grunt vann, og effekten av utslipp blir mindre både med dybden og med avstanden fra utslippskilden (**Figur 16**). For vann- og sedimentkonsentrasjoner i intermediære og dype modellbokser (**Figur 16**), samt for konsentrasjoner i organismer (**Figur 17**), blir den lille effekten av et nytt utslipp noe tydeligere for hvert tiår i simulingsperioden. Dette henger sammen med den nedgående trenden i disse konsentrasjonene, dvs. jo lavere konsentrasjonsnivået blir desto større blir den *relative* effekten av et nytt utslipp.

Tabell 11 viser simulerte konsentrasjoner av dioksiner i torskelever og krabbesmør i 2020 (10 år etter antatt utslippstart) og i 2050. Simuleringene dekker Areal 1 og 2 (Frierfjorden) og Areal 3 (ytre fjord) i **Figur 15**. Den mest synlige effekten av et nytt dioksinutslipp er på torskelever i selve Frierfjorden. Her viser resultatene fra 2000 modellkjøringer at et utslipp på 0,1 gTE/år gjør at gjennomsnittskonsentrasjonen i torskelever i 2020 vil være 103 ngTE/kg våtvekt mot 101 ngTE/kg våtvekt uten utslipp, tilsvarende en forhøyning på 1 %. I 2050 vil gjennomsnittskonsentrasjonen i torskelever i Frierfjorden være nede i 19 ngTE/kg våtvekt med SilMags utslipp og 18 ngTE/kg våtvekt uten, tilsvarende en forskjell på 4 %. I ytre fjordområdene er utslippseffekten mindre enn i Frierfjorden. Her vil dioksinkonsentrasjonen i torskelever i år 2020 som følge av et utslipp på 0,1 gTE/år være 0,4 % høyere enn uten utslipp. Disse forskjellene er langt mindre enn usikkerheten i de kjemiske analysene i dagens overvåkingsprogram på fisk og skaldyr og derfor ansett som ubetydelige.

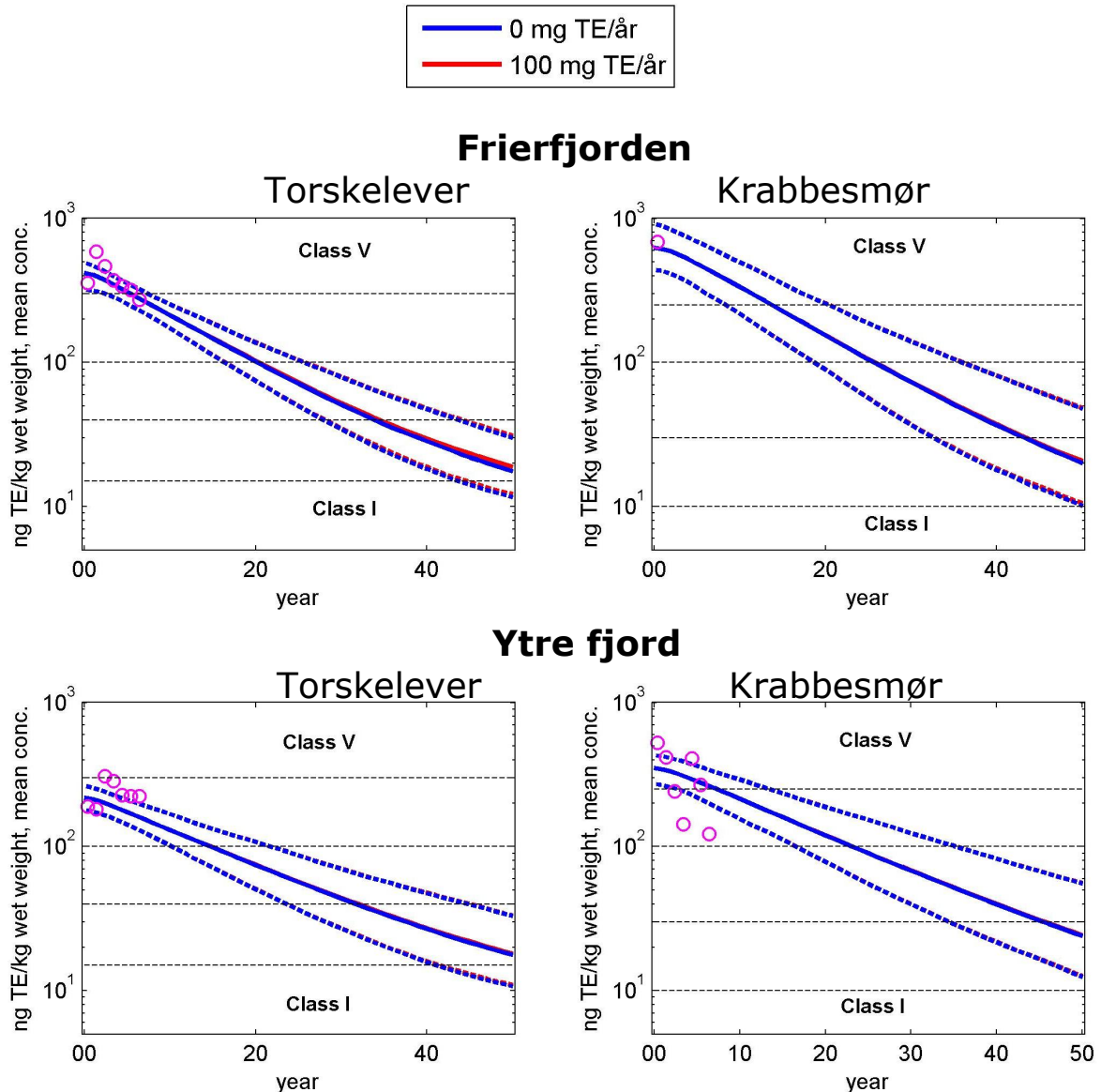
(a) Sum dioksiner



*Figur 16. Simuleringer av dioksinkonsentrasjon løst i vann (øverst) og i sedimentets porevann (nedre) ved Herøya, Frierfjorden og ytre fjordområder (se **Figur 15**) i 1950-2050. Heltrukket linje viser scenariet uten utslipp etter 2002, og stiplede linje viser utslippsscenarioet med 0,1 gTE/år f.o.m. 2010. Resultatene viser medianen av 2000 modellkjøringer gjennomført i usikkerhetsanalysen.*

For krabbesmør vil dioksinkonsentrasjonen i år 2020 i Frierfjorden forhøyes med 0,3 % som følge av et utslipp på 0,1 g/år. I ytre fjord vil utslippet påvirke nivået i krabbesmør med en forhøyning på hhv. 0,1 og 0,7 % i 2020 og 2050. Også her ligger forskjellene innenfor dagens analyseusikkerhet.

Hvis man tar usikkerheten i modellparametere i betraktning kan man også uttrykke f.eks. den simulerte konsentrasjonen hos torsk i Frierfjorden i år 2050 slik at 90 % konfidensintervallet øker marginalt fra 12–30 ngTE/kg våtvekt uten nye utslipp til 12–31 ngTE/kg våtvekt ved et utslipp på 0,1 gTE/år (se **Tabell 11**).



Figur 17. Simuleringer av gjennomsnittelig dioksinkonsentrasjon i torskelever og krabbesmør i Frierfjorden og ytre fjordområder i 2000-2050 ved to ulike utslippsscenarioer (0 og 0,1 gTE/år). Heltrukket linje viser medianen og stiplede linjer 90 % konfidensintervallet av 2000 modellkjøring gjennomført i usikkerhetsanalysen. Observasjoner (årlige blandprøver) er vist med røde sirkler. SFTs forurensingsklasser I-V (Molvær et al. 1997) er vist med horisontale stiplede linjer.

Som tidligere nevnt (kapittel 2.5.2) er EUs grenseverdi for dioksiner i fisk og fiskerivarer på 4 ngTE/kg våtvekt satt som indikator for oppnåelse av miljømålet. Denne grenseverdien gjelder ikke for torskelever og krabbesmør og kan derfor ikke kobles til simuleringene. EU har imidlertid nylig kommet med et forslag til grenseverdi for fiskelever på 25 ngTE/kg våtvekt. **Tabell 12** viser det simulerte året når konsentrasjonen i torskelever når denne grenseverdien. Dagens utslippsstasjon fører til at gjennomsnittskonsentrasjonen (medianen) av dioksiner i torskelever fra Frierfjorden når grenseverdien i 2043, mens et tilleggsutslipp på 0,1 gTE/år fører til en forsinkelse på 0,6 år (90 % konfidensintervall 0.2 - 1.9 år). Tilsvarende forsinkelse for torskelever fra ytre fjord er 0,3 år. Det er verd å legge merke til at når konsentrasjonsutviklingen begynner å flate ut i nærheten av en grenseverdi, vil også variasjonen/usikkerheten i simuleringen av oppnåelsesåret vokse raskt. Som det fremgår av **Figur 17** også øker konfidensintervallene jo lenger fram i tiden man går.

*Tabell 11. Simulert gjennomsnittlig konsentrasjon (ng TE/kg våtvekt) av dioksiner i torskelever og krabbesmør i 2020 og i 2050 ved ulike utslippsscenarier. Tallene angir medianen og 90 % konfidensintervall (i parentes) av 2000 modellkjøringer gjennomført i usikkerhetsanalysen. Se også **Figur 17**.*

År 2020	0 g TE/år (kontroll)	0.1 g TE/år
Torskelever, Frierfjorden	101 (74–137)	103 (75–138)
Torskelever, ytre fjord	74 (51–108)	75 (51–108)
Krabbesmør, Frierfjorden	154 (89–256)	155 (89–257)
Krabbesmør, ytre fjord	119 (78–188)	120 (78–188)

År 2050	0 g TE/år (kontroll)	0.1 g TE/år
Torskelever, Frierfjorden	18 (12–30)	19 (12–31)
Torskelever, ytre fjord	18 (11–33)	18 (11–33)
Krabbesmør, Frierfjorden	20 (10–48)	21 (11–49)
Krabbesmør, ytre fjord	24 (13–56)	25 (13–56)

Tabell 12 viser simulert måloppnåelse i forhold til Klasse II (moderat forurenset) i SFTs forurensningsklassifisering for torskelever og krabbesmør på henholdsvis 40 og 30 ngTE/kg våtvekt (Molvær et al., 1997). Her vil et utslipp på 0,1 gTE/år gi 3,5 mnd lenger tid til både torskelever og krabbesmør kommer i klasse II i Frierfjorden, mens utslippet vil forlenge tiden for disse i ytre fjord med < 3 mnd.

Tabell 12. Simulert årstall når gjennomsnittskonsentrasjon av dioksiner i (a) torskelever forventes å nå EUs foreslåtte grense for dioksiner i torskelever og når (b) torskelever og krabbesmør forventes å nå SFTs forurensingsklasse II ("moderat forurenset"; Molvær et al., 1997) ved ulike utslippsscenarioer. Tabellen angir median og 90 % konfidensintervall (parentes) av 2000 modellkjøringer gjennomført i usikkerhetsanalysen.

(a)

<i>EU-grense</i>	0 g TE/år (kontroll)	Endring (i år) i forhold til kontrollen ved utslipp på 0.1 g TE/år
Torskelever, Frierfjorden	2043 (2035–2055)	0,64 (0,24–1,9)
Torskelever, ytre fjord	2042 (2031–2058)	0,29 (0,09–0,81)

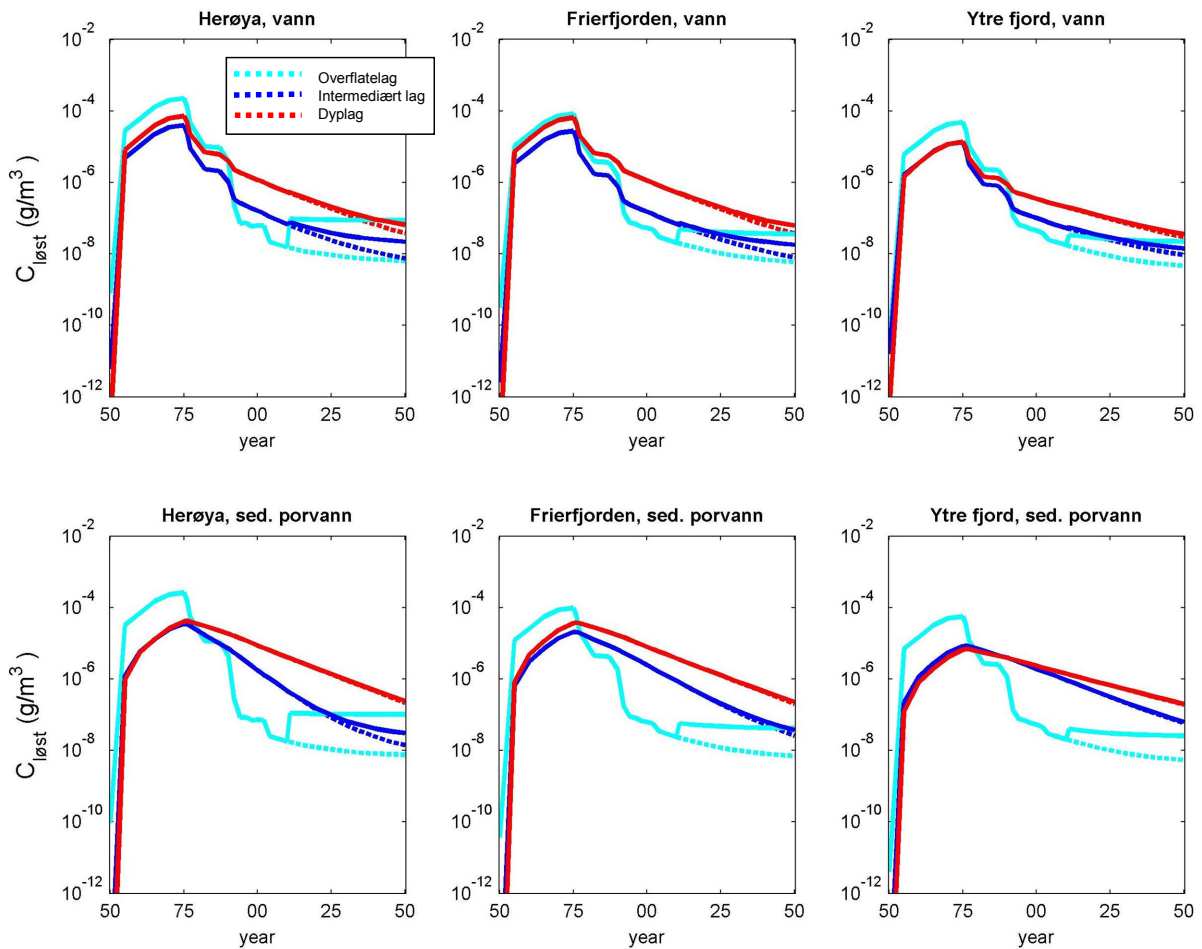
(b)

<i>SFT Klasse II</i>	0 g TE/år (kontroll)	Endring (i år) i forhold til kontrollen ved utslipp på 0.1 g TE/år
Torskelever, Frierfjorden	2034 (2028–2044)	0,33 (0,12–0,94)
Torskelever, ytre fjord	2032 (2024–2045)	0,16 (0,05–0,44)
Krabbesmør, Frierfjorden	2043 (2033–2060)	0,28 (0,12–0,56)
Krabbesmør, ytre fjord	2046 (2035–2066)	0,13 (0,06–0,25)

5.5 Konsekvenser av utslipp av KHK

Som det fremgår av **Tabell 14** vil nivået av KHK allerede ved utslippet være lavere enn PNEC slik at utslippet ikke vil ha gifteffekter i nærsone. KHK er imidlertid bioakkumulerbar og utslippet kan derfor tenkes å påvirke vevsnivået i lokal sjømat. Innholdet av KHK i torskelever er av denne grunn blitt overvåket i Frierfjorden og Eidangerfjorden siden ca 1975. Overvåking dekker ikke 5CB, men overvåking av HCB og OCS har vist at konsentrasjonene nå (2007) er nede på så lavt nivå at videre nedgang vil være marginal (Bakke et al 2008). Det er heller ikke kostholdsråd forbundet med KHK i Grenland.

For å belyse om SilMags utslipp vil påvirke dette bildet er den abiotiske modellen i SF-tool (kalibrert kun mot dioksindata) blitt brukt til å simulere utviklingen i vann- og sedimentkonsentrasjoner av 5CB og HCB. Utslippetsstatistikken viser at utslippet av disse stoffene i perioden 1950-2002 grovt sett har vært tusen ganger høyere enn utslippet av dioksiner i samme periode (sum i toksisitetsekvivalenter). Bakgrunnskonsentrasjoner i elve- og sjøvann ble antatt å være 5 ng/m³ (Barber et al. 2005). To utslippsscenarioer ble simulert, en med 0 g og en med 100 g tilførsel av KHK per år f.o.m. 2010. 5CB og HCB ble antatt å utgjøre henholdsvis 40 og 60 % av dette utslippet. Simuleringsresultater av utviklingen i 5CB- og HCB-konsentrasjon i vann og sediment er vist i **Figur 18**.



Figur 18. Simuleringer av 5CB- og HCB-konsentrasjon løst i vann (øverst) og i sedimentets porevann (nederst) ved Herøya, Frierfjorden og ytre fjordområder (se **Figur 15**) i 1950-2050. Heltrukket linje viser scenariet uten utlipp etter 2002, og stiplede linje viser utlippsscenarioet med 100 g/år av 5CB og HCB f.o.m. 2010. Resultatene viser medianen av 200 modellkjøringer gjennomført i usikkerhetsanalysen.

Simuleringen av et nytt utlipp av 5CB og HCB på 100 g/år viser omtrent samme mønster i effekt på vann og sedimenter (**Figur 18**) som for dioksiner (**Figur 16**), dvs at utslippet har størst innvirkning på overflatevann og sediment i grunne områder ved Herøya. Her ligger konsentrasjonene ved et utlipp på 100 g/år noe høyere enn uten utlipp. Effekten blir mindre både med dybden og med avstanden fra utslippskilden. Modellen er ikke blitt finkalibrert spesifikt for 5CB og HCB, men det er rimelig godt samsvar mellom den observerte reduksjonen av 5CB og HCB i torskelerver som er målt i overvåkingen (se figur 13 i Bakke et al. 2008) og den *relative* simulerte nedgangen (ikke vist). Begge viser en konsentrasjonsreduksjon med ca. to størrelsesordener siden 1980. Basert på dette, samt resultatene vist i **Figur 18**, synes KHK derfor å oppføre seg på liknende måte som dioksiner i fjordsystemet og at tilførselen vil etter alt å dømme ikke føre til en økning av KHK-nivåene i torskelerver i forhold til det som nå måles i overvåkingen.

5.6 Konsekvenser av øvrige utslippskomponenter

Utslippene går til eksisterende avløp F5 og F20. Vi har derfor modellert spredningen av utslippsstrømmen utenfor avløpene og mønsteret for innblanding og fortykning med omgivende brakkvann. Ved å koble dette innblandingsmønsteret med de nivåene av utslippsstoffer som finnes i utslippene kan vi beregne hvor fort og i hvilken avstand konsentrasjonen kommer under PNEC, dvs der PEC/PNEC blir mindre enn 1. Etter dette er det ikke risiko for miljøeffekter av stoffet.

5.6.1 Metode for spredningsmodellering

For beregning av spredning og fortykning bruker vi den numeriske modellen Visual PLUMES utviklet av U.S. EPA (Frick et al., 2001). Nødvendige opplysninger for modellsimuleringene er vannmengde, dyp og diameter for utslippsrør, samt strømhastigheten i resipienten.

Beregningene med PLUMES blir utført for 6 utvalgte situasjoner med litt ulik tykkelse og saltholdighet i brakkvannslaget.

Den beregnede fortykningen vil variere med størrelsen av koeffisienten for turbulent blanding, som varierer fra sted til sted og med tiden. Størrelsen av denne koeffisienten er ikke kjent og vi velger derfor å følge EPAs anbefaling for litt innelukkede farvann og bruker koeffisienten $0,003 \text{ m}^2/\text{s}^2$. Med denne er to alternativer beregnet

1. Koeffisienten er konstant med tiden: Dette er et forholdsvis ”konservativt” valg når skyen med fortennet avløpsvann fanges opp og innblandes i det utstrømmende elvevannet, og gir dermed relativt lav fortykning.
2. Koeffisienten øker med tiden: Oftest blir avløpsvannet innblandet i vannet som strømmer til Frierfjorden fra Skienselva, og da er sannsynligvis den turbulente blandingen betydelig større enn utenfor Herøya. For den situasjonen kan en økende koeffisient gi en bedre beskrivelse av fortykningen enn en som er konstant med tiden.

5.6.2 Datagrunnlag

For å kunne beregne og vurdere transportveier, fortykning og konsentrasjon av stoff som slippes ut gjennom F20 og F5 brukes i første rekke opplysninger om:

Vannmengder og konsentrasjoner/egenskaper for avløpsvannet:

Jfr. Kapittel 5.2. Avløp F20 framstår som det største, med en vannmengde på ca. $1100 \text{ m}^3/\text{t}$ mot ca. $872 \text{ m}^3/\text{t}$ fra F5.

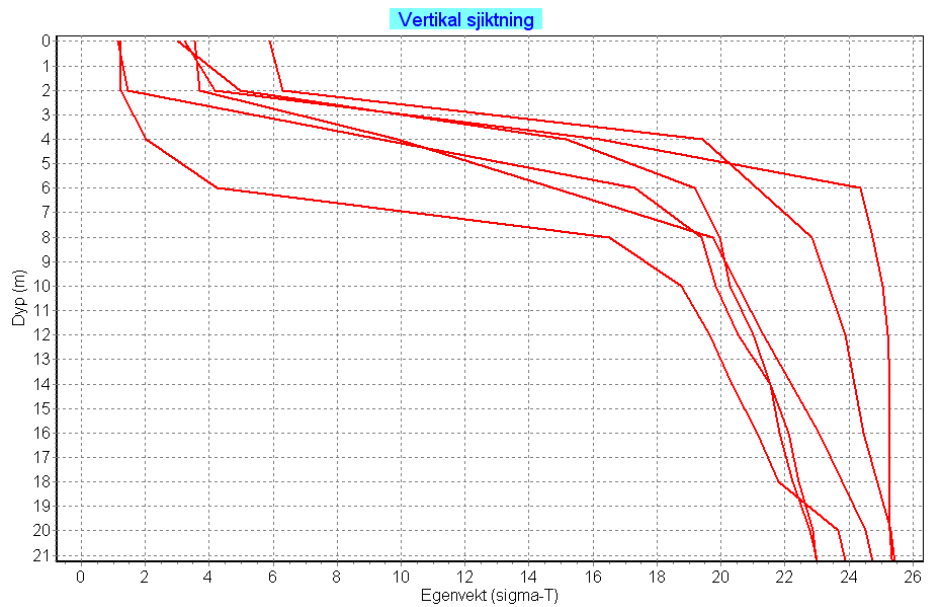
Utslippsdyp:

SilMag oppgir at begge utslipp går til brakkvannslaget. Lagets tykkelse er typisk omkring 4 m, jfr. kap. 4.2. For F20 er diameter på avløpsrøret 1000 mm og utløpet er på ca. 2,7 m dyp noen få meter fra land. F5 er en kanal med følgende dimensjoner: H: 1800 mm, B: 1500 mm og ligger i vannkanten.

Vannmasser og vertikal sjiktning:

Beregningene med PLUMES blir utført for 6 utvalgte situasjoner med litt ulik tykkelse og saltholdighet i brakkvannslaget. **Figur 19** viser tetthetsprofilen¹ for de 6 målingene. Alle viser et overflatelag med lav egenvekt (i praksis ensbetydende med lav saltholdighet).

¹ Sjøvannets egenvekt er beskrevet ved størrelsen $\sigma_t = (\text{egenvekten} - 1000)$, der egenvekten er oppgitt med enheten kg/m^3 . Den beregnes på grunnlag av målingene av temperatur og saltholdighet



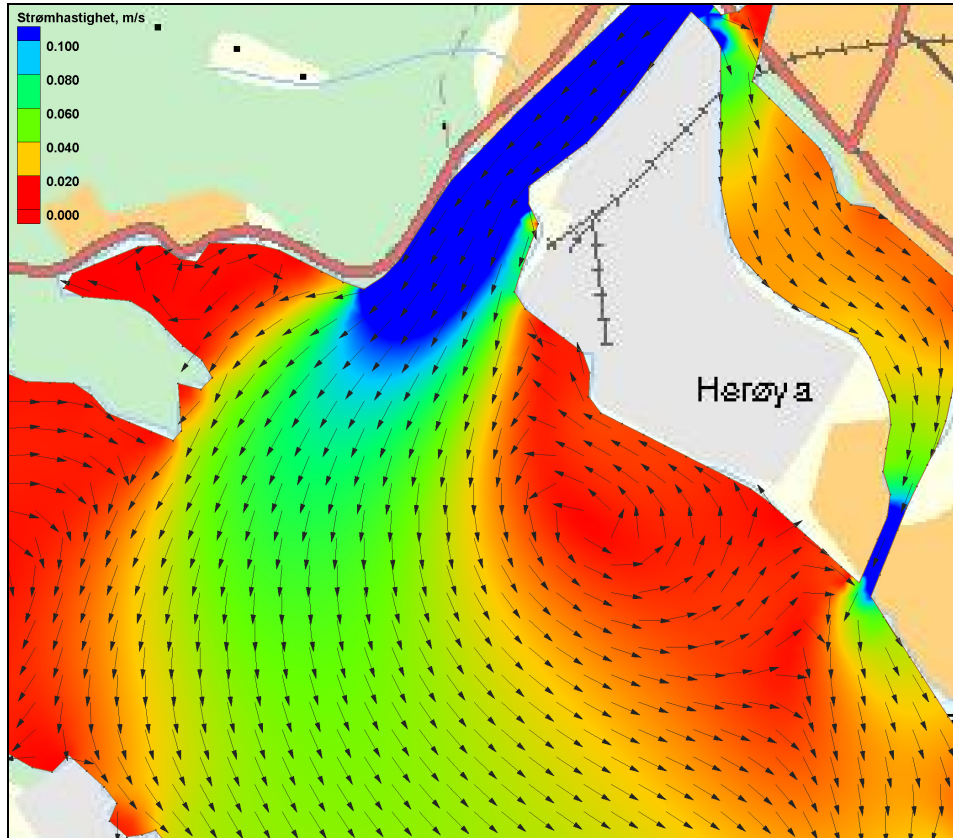
Figur 19. Frierfjorden: den vertikale sjiktningen i 0-21 m dyp beskrevet ved vannets egenvekt.

Strømforhold (hastighet og retning) i resipienten

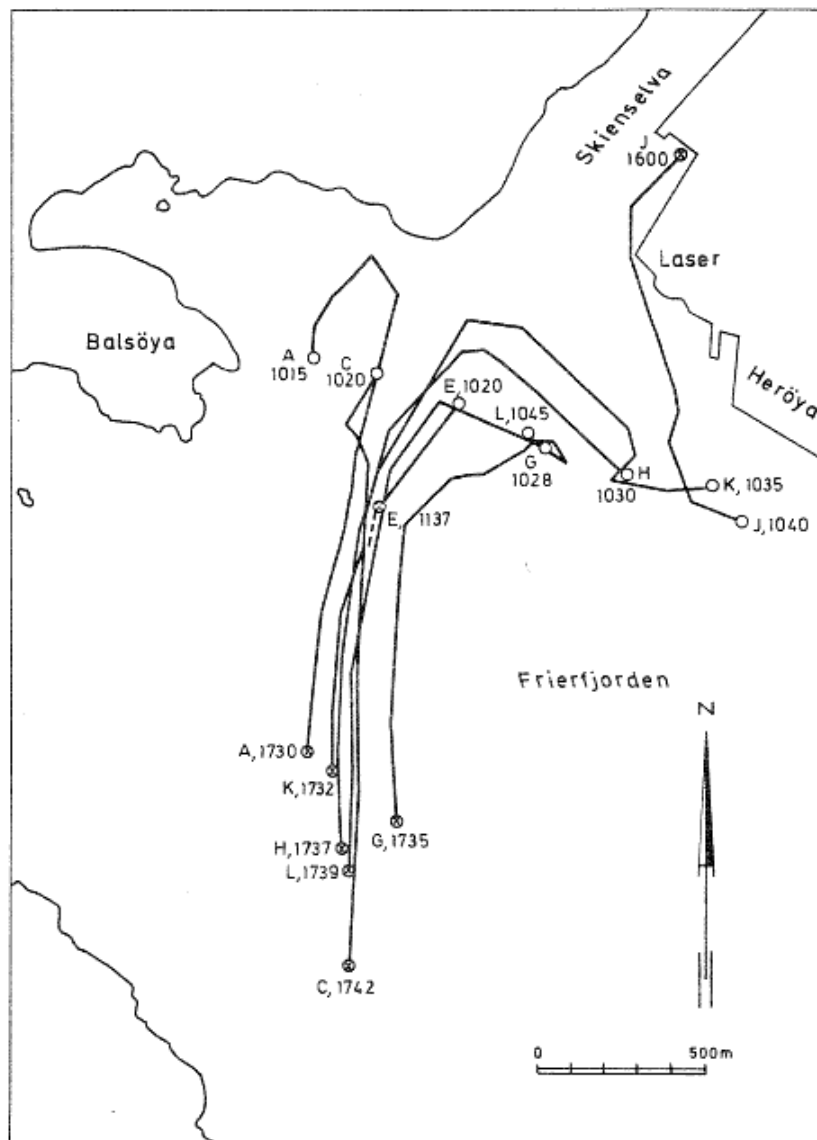
Strømforholdene i brakkvannslaget er simulert ved bruk av modellen Surface Modeling System (SMS) som er nærmere beskrevet i Vedlegg. **Figur 20** viser sirkulasjonen ved vannføring $200 \text{ m}^3/\text{s}$ i Skienselva og 4 m tykt brakkvannslag. I denne "prinsippfiguren" er ikke tidsvariable faktorer som tidevann eller vind inkludert, men den illustrerer tydelig hvordan utstrømmende ellevann setter opp en bakevje på østsiden av elvemunningen.

Der er gjort strømmålinger ved to anledninger. Første gang ved utsetting av strømkors i 1 dyp 22.august 1974 (**Figur 21**). Vannføringen i Skienselva ved Skotfoss var da $58 \text{ m}^3/\text{s}$, dvs. svært lav. Korsene ble satt ut under fallende tidevann og sørvest bris og man ser hvordan vannmasser på begge sider av elveutløpet trekkes inn mot brakkvannsstrømmen. Dette stemmer bra med modellbeskrivelsen.

I 1976 ble strømforholdene utenfor Herøya på nytt undersøkt. Strømmens hastighet og retning i brakkvannslaget ble da målt ved bruk av strømkors og såkalte pendelstrømmålere, mens det i 10-40 m dyp bare ble brukt pendelstrømmålere. For brakkvannslaget er resultatene sammenfattet i (**Figur 22**) og man ser et strømsystem som rimelig godt samsvarer med **Figur 20** og **Figur 21**. Man fant hastigheter i intervallet 0-18,5 cm/s. I våre beregninger av spredning og fortykning vil vi bruke hastighetene 3 cm/s og 8 cm/s som typisk spredningshastighet for avløpsvannet etter det er sluppet i resipienten.

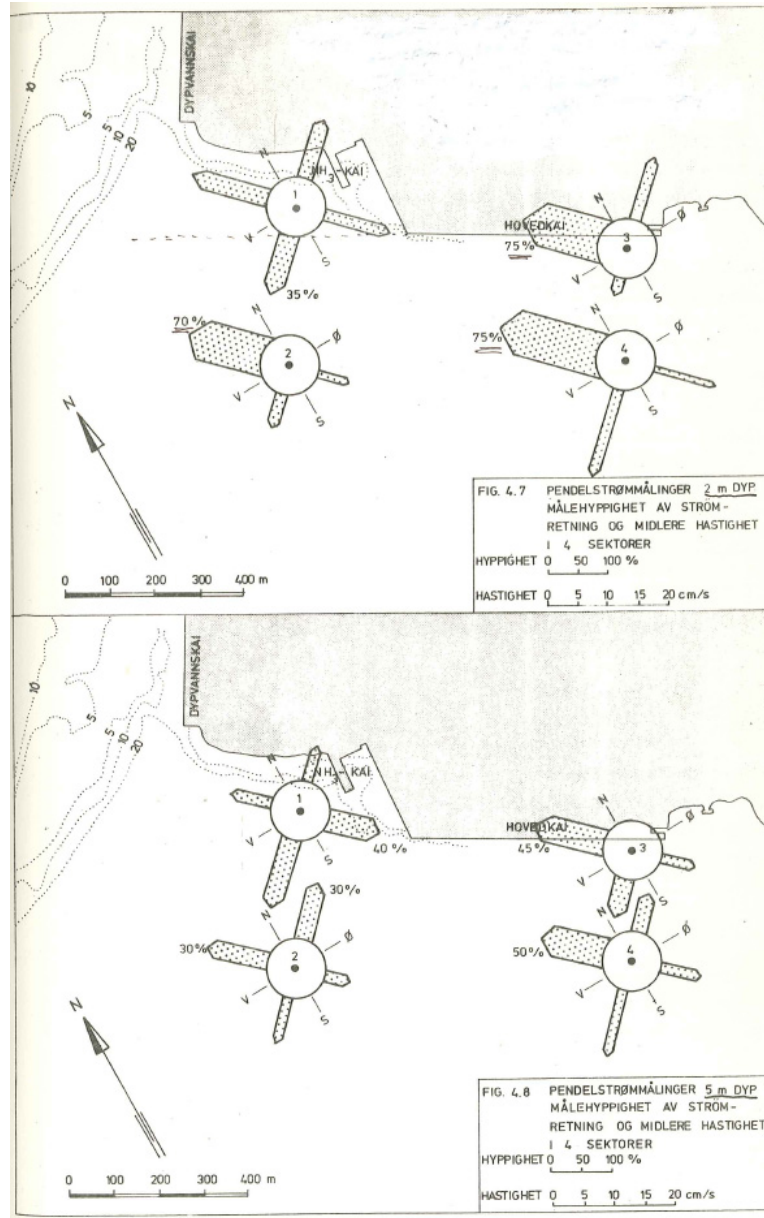


Figur 20. Simulering av sirkulasjonen i brakkvannslaget utenfor Herøya. Vannføring i Skienselva: $200 \text{ m}^3/\text{s}$



Figur 21. Baner for strømkors i 1 m dyp den 22.8.1974 (Molvær et al, 1976)

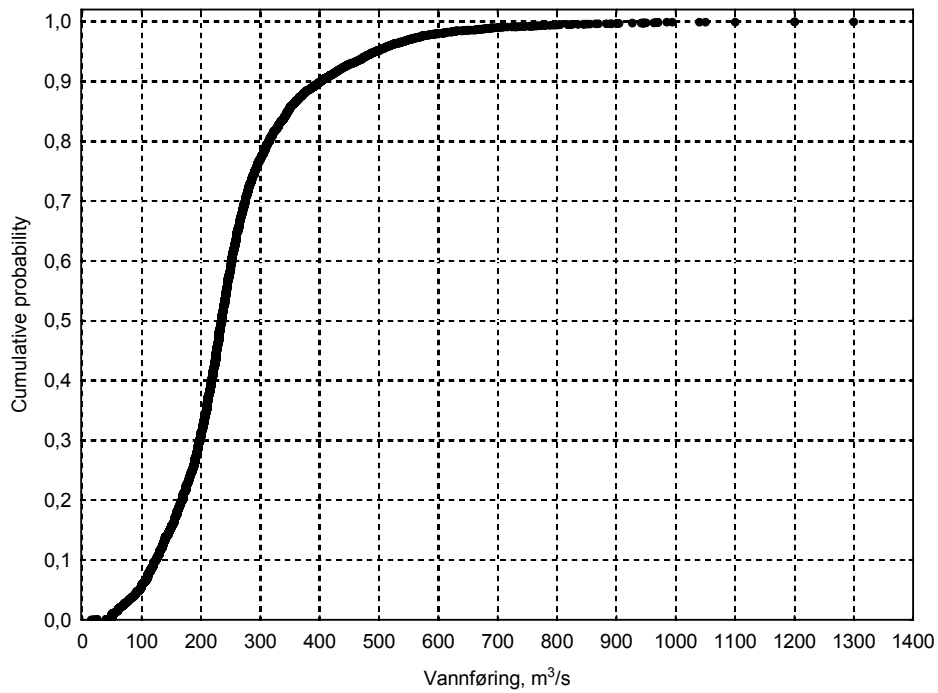
- utsetting
- opptaking



Figur 22. Sammenfattende figur av strømmålinger i 2 m (øvre bilde) og 5 m dyp utenfor Herøya i tidsrommet februar-august 1976 (Liseth og Haslerud, 1976).

Vannføring i Skienselva

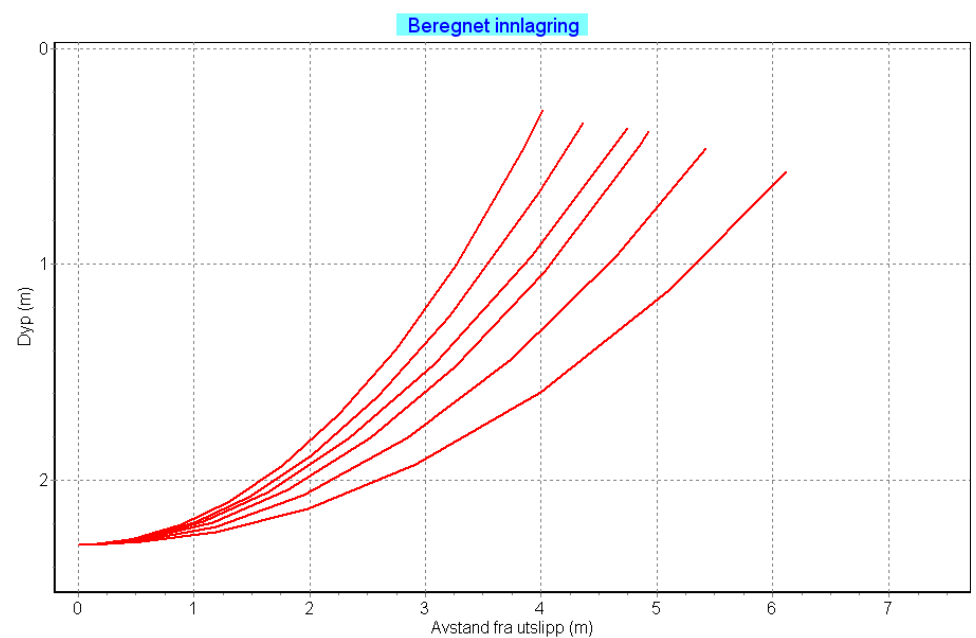
Sirkulasjonen i brakkvannslaget mellom Herøya og elvmunningen er i stor grad styrt av vannføringen i Skienselva. Målt ved NVEs vannmerke hadde den i tidsrommet 1980-1998 et gjennomsnitt på 253 m³/s, med maksimum 1300 m³/s (se også **Figur 23**). Vi har valgt å kjøre modellen for vannføring 200 m³/s som tilsvarer 30-persentilen. Ved større vannføringer forventes økende fortynning.



Figur 23. Oppsummerende statistikk for vannføringen ved NVEs vannmerke Ranneberg i Skiensvassdraget, for tidsrommet 1980-1998.

5.6.3 Resultater

Figur 24 viser strålebanene for avløpsvannet ved de 6 profilene. Ved alle situasjoner stiger det mot overflata og innblandes i den øverste delen av brakkvannslaget.



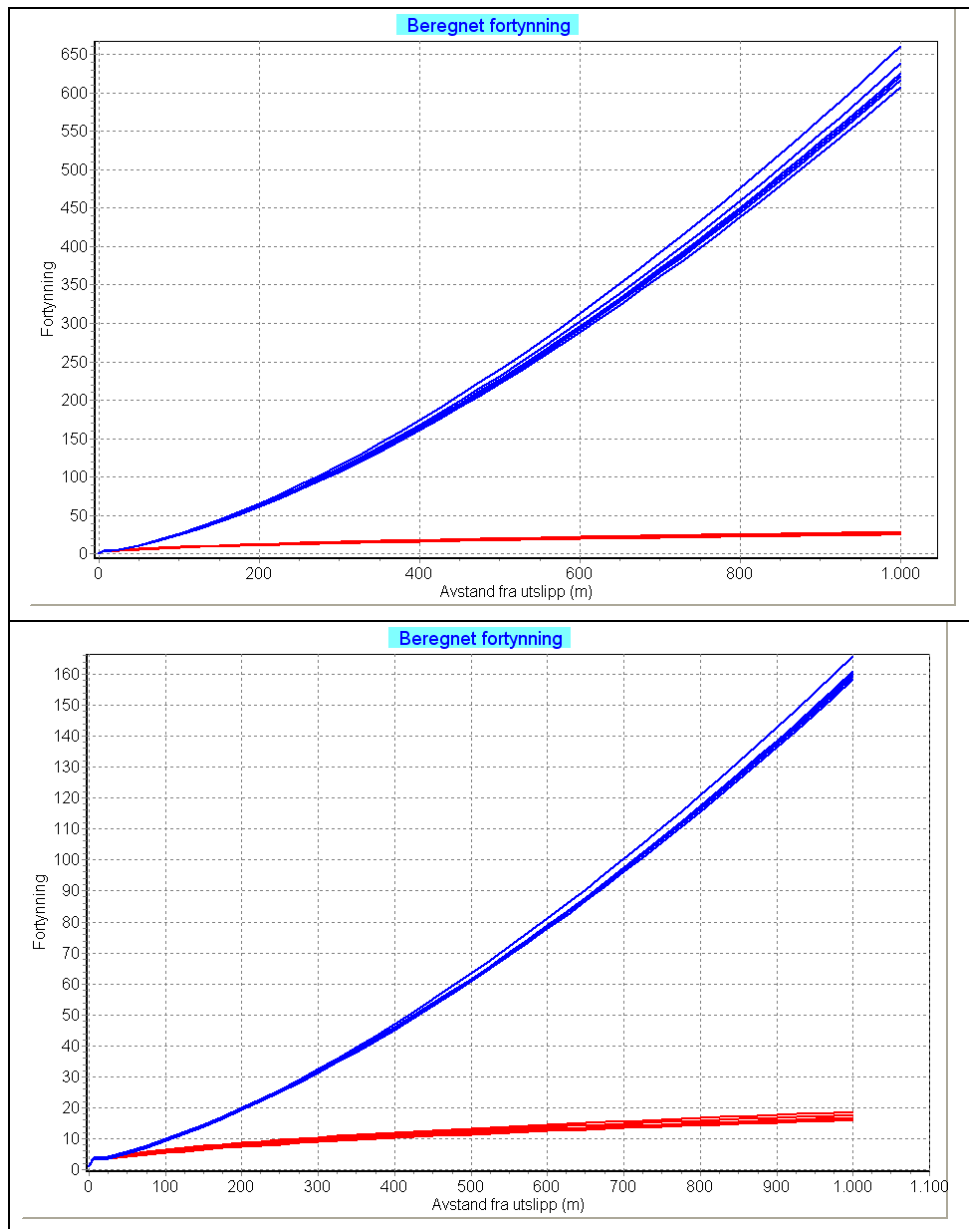
Figur 24. Utslipp F20: strålebaner for avløpsvannet. Avløpsvannet (varmt ferskvann) har lavere egenvekt enn brakkvannet og stiger til overflata.

Resultatene av fortynningsberegningene (4 kombinasjoner av strømhastighet og turbulent blanding) er vist i **Figur 25**. I de tilfeller der avløpsvann transporteres med strømmen vestover vil det etter 100-200 m blandes inn i elvevannet. Over denne distansen er det mest realistisk å legge mest vekt på kurvene for en konstant turbulente blandingskoeffisient, mens man deretter i større grad vektlegger resultatene for en økende koeffisient. Et visst skjønn på fortynningen må derfor brukes og dette er sammenfattet i **Tabell 13**.

Tabell 13. Beregnet fortynning ved avstander fra 100 m til 500 m fra F20. I høyre kolonne er resultatene sammenfattet. Fra 200 m er det lagt mest vekt på resultater for strømhastighet 8 cm/s og økende turbulent blanding.

Avstand, meter	Strømhastighet 3 cm/s		Strømhastighet 8 cm/s		Karakteristiske intervall for fortynning
	Konstant blanding	Økende blanding	Konstant blanding	Økende blanding	
100	8x	30x	6x	10x	8-15x
200	11x	62x	8x	20x	15-40x
300	14x	110x	9x	35x	30-80x
400	16x	164x	10x	50x	40-100x
500	18x	225x	12x	60x	50-150x

Mens ”skyen” med fortynnet avløpsvannet forflyttes med strømmen vestover mot munningen av Skienselva vil den øke i bredden. I løpet av 100-200 m kan bredde bli noen 10-talls meter (10-30 m) og med tykkelse 3-4 m vil dette utgjøre en meget liten del av overflatelaget utenfor Herøya.



Figur 25. Beregnet fortynning av avløpsvannet fra F20, både ved konstant turbulent blanding mellom avløpsvann og brakkvann (røde kurver) og ved turbulent blanding som øker med tiden (blå kurver). Øvre figur viser situasjonen ved strømhastighet 3 cm/s og nedre figur viser situasjonen ved strømhastighet 8 cm/s.

5.6.4 Lokale miljøeffekter av utslippene fra F20 og F5

I Tabell 14 har vi sammenfattet de PNEC-verdiene som vurderingen er basert på (for metallkloridene omregnet til PNEC for selve ionet), de konsentrasjonene som er beregnet i utslippene fra SilMag til fellesutslipp F20 og F5, konsentrasjonen av stoffene fra SilMag i det de slippes ut i Frierfjorden fra F20 og F5, og den totale innblandingen av resipientvann som trengs for å oppnå $PEC/PNEC < 1$ etter utslippet til fjorden. Vi har lagt til grunn et vannføringsbidrag fra øvrige påslipp på de to ledningene på $1000 \text{ m}^3/\text{h}$ til F20, og $3 \text{ m}^3/\text{h}$ (kun overvann) til F5 oppgitt av Hydro.

For kjølevannsutslippene har vi lagt to brakkvannstemperaturer til grunn 1°C og 12°C som i rimelig grad representerer en vinter og sommersituasjon.

Tabell 14. Beregnede konsentrasjoner i SilMags utslipp og i samlet utslipp til sjø fra F20 og F5, samt fortynningsfaktorer etter utslipp til sjø nødvendig for å nå PNEC.

Utslipp fra SilMag inn på ledning til F20

Utslippskomponent	PNEC	Konsen- trasjon til F20	Konsen- trasjon fra F20	Nivå i brakk- vannet	Fortynnings- faktor etter F20
Vannføring m ³ /h		1103	2103		
Temperatur °C, vinter (1°C)	4	51	36	1	11
Temperatur °C, sommer (12°C)	15	51	36	12	7
pH	7	4,9	5,7	7-8	-
HCl mg/l (som pH)	6,5	4,9	5,7	7-8	-
Mg ²⁺ (som MgCl ₂) mg/l	1350	2,5	1,3	386	-
Fe ³⁺ (som FeCl ₃) mg/l	0,01	0,06	0,03	0,003	3
Na ⁺ (som NaCl) mg/l	10500	0,07	0,04	3000	-
Ca ²⁺ (som Cl ₂) mg/l	412	25,7	14,7	114	-
Ni ²⁺ (som Cl ₂) mg/l	0,002	0,004	0,002	0,0006	-
Cl ⁻ (som metallklorid)mg/l	19000	10,0	5,3	5429	-
H ₂ SO ₃ (som sulfat) mg/l	2256	3,7	2,0	752	-
KOF (som negativ oksygen) mg/l	5	-59	-31	6-8	12
TSM (som sand) mg/l	5000	47	25	1-5	-
KHK ng/l	280	47	25	5	-

Utslipp fra SilMag inn på ledning til F5

Utslippskomponent	PNEC	Konsen- trasjon til F5	Konsen- trasjon fra F5	Nivå i brakk- vannet	Fortynnings- faktor etter F5
Vannføring m ³ /h		872	875		
Temperatur °C, vinter (1°C)	4	33	33	1	8
Temperatur °C, sommer (12°C)	15	33	33	12	6
pH	7	6,5	6,5	7-8	-
Mg ²⁺ (som MgCl ₂) mg/l	1350	8,8	8,7	386	-

Utslippet fra F20

Tabellene viser at for å oppnå PEC/PNEC < 1 for overtemperatur, Fe og KOF er det et behov for innblanding med resipientvann etter utslipp fra F20. For de øvrige utslippskomponentene er PEC/PNEC < 1 oppnådd allerede før utslipp. Størst innblanding, 1 del utslipp til 12 deler brakkvann, kreves for KOF og omtrent det samme for overtemperatur om vinteren.

Den innblandingen som kreves for å få PEC/PNEC < 1 for alle utslippskomponentene, 12 ganger, oppnås innen ca 100 m fra F20 (Tabell 13, siste kolonne). Vi kan derfor anslå et influensområde som vil strekke seg ca 100 m i strømrretningen mot NV, og etter hvert få en maksimal bredde på ca 10 m og maksimal dybde på ca 4 m, dvs. et vannvolum på ca 2000 m³. Innenfor dette området er det risiko for at organismer kan bli utsatt for forhøyet temperatur og redusert oksygen. Det siste forutsetter imidlertid at KOF realiseres med en gang. Siden oksidasjonen av SO₃²⁻ til SO₄²⁻ (som utgjør KOF) vil ta tid og utslippsvannet bare vil bruke anslagsvis 0,5 – 1 time på å få den nødvendige innblandingen avhengig av strømhastigheten, vil det reelle oksygenforbruket i forhold til tilgjengelig oksygen etter all sannsynlighet være for lavt til å kunne gi effekter. Samlet betyr beregningene at risikoen for

skadevirkninger av SilMags utslipp gjennom F20 vil opphøre lenge før utslippsvannet forlater området langs kaiene og blandes inn i den sterke strømmen fra Skienselva.

Planktonorganismer som driver med vannmassene i influensområdet kan bli eksponert for utslippene hvis de befinner seg i vannet som utslippet blander seg med, men eksponeringstiden vil være kort, anslagsvis 0,5 – 1 time. Det er lite sannsynlig at dette vil skade organismene, og det vil iallfall ikke ha innvirkning på fjorden forøvrig, siden den belastningen planktonorganismene likevel utsettes for ved innblanding i ferskvannet fra Skienselva vil være mye større. Lokal fisk vil også kunne komme i kontakt med utslippet, men har så stor evne til å flykte fra vannmasser de ikke liker, at risikoen for skade er meget lav. Fastsittende og lite bevegelige organismer på hard og bløtbunn i nærområdet for F20 og langs land ut til ca 100 m mot NV kan bli vedvarende eksponert først og fremst til forhøyet temperatur og man kan forvente effekter av utslippet på disse. Vi anser likevel ikke disse effektene for å være av betydning siden området er lite og har en allerede meget fattig flora og fauna på grunn av pågående aktivitet langs kaiene og sterk variasjon i miljøforholdene i brakkvannslaget.

Utslipet fra F5

For dette utslippet er det bare overtemperaturen som har $PEC/PNEC > 1$ ved utslipp til fjorden. Her vil en innblanding på 6-8 ganger med brakkvann fjerne risikoen for effekter. Spredningsmodelleringen viser at dette oppnås i en avstand på mindre enn 100 m og innen 0,5 til 1 time. Dette betyr også at eksponeringstiden for frittlevende organismer i brakkvannet er lav og at både akutte effekter og langvarige effekter er usannsynlige. Fastsittende organismer i nærområdet ut til ca 100 m kan vedvarende bli utsatt for overtemperatur som vil kunne gi effekter, men med samme begrunnelse som for utslippet fra F20 anser vi ikke disse effektene for å være av betydning.

6. Støy.

6.1 Grenseverdier og forutsetninger for nytt anlegg

Det har vært en felles utslippstillatelse fra all virksomhet innenfor HIP, men i forbindelse med etableringen av HIP som en åpen industripark, ble det meddelt SFT i brev av 18.10.2005, at denne tillatelsen ikke lenger var relevant. SFT har satt som krav at støynivået i nærmeste bebyggelse, definert til Farmannveien 24, skal være $L_{Aeq}=46,5$ dBA eller lavere på kvelds-/nattestid og helger, og $L_{Aeq}=50$ dBA på dagtid kl. 06-18 mandag-fredag.

Den felles utslippstillatelsen for HIP er i ferd med å erstattes med individuelle utslippstillatelser for hver enkelt virksomhet. For eksempel så har Hydro Polymers et konsesjonskrav for natt som er satt til $L_{pAekv8h}=40$ dBA og SMA Magnesium har et krav for natt satt til $L_{pAekv8h}=45$ dBA.

Det forventes at en ny fabrikk vil få tilsvarende krav.

6.2 Dagens situasjon

Dagens støysituasjon er best beskrevet i Farmannsveien 24 hvor det er utført jevnlig målinger av støynivået om natten av både Herøya Industripark (HIP, Brekke & Strand akustikk) og SFT. Målingene viser at det totale nivået fra HIP er i størrelsesorden $L_{Aeq}=47-49$ dBA. Støymålinger utført av SFT viser til tilsvarende nivåer, og også noe høyere nivåer ved nærmeste boliger på andre siden av Skienselva.

Det er utarbeidet en grov beregningsmodell basert på tidligere støykartlegginger utført for Yara Porsgrunn og Hydro Polymer samt erfaringstall for støykilder knyttet til aktivitet ved Dypvannskaia og Eramet. Modellen er kalibrert opp mot målinger i Farmannsveien, Tjernlokka og Fjellhøyveien. Modellen er ikke detaljert nok for å gi et komplett, detaljert bilde av støysituasjonen, men vil danne et tilstrekkelig godt grunnlag for vurdering av konsekvensen av og krav til fremtidig industri.

Støysonekartet (**Figur 26**) viser at i tillegg til områdene rundt Farmannsveg har også områdene på andre siden av Skienselva vest for HIP støynivåer som er noe over grenseverdiene vist i tabellen.

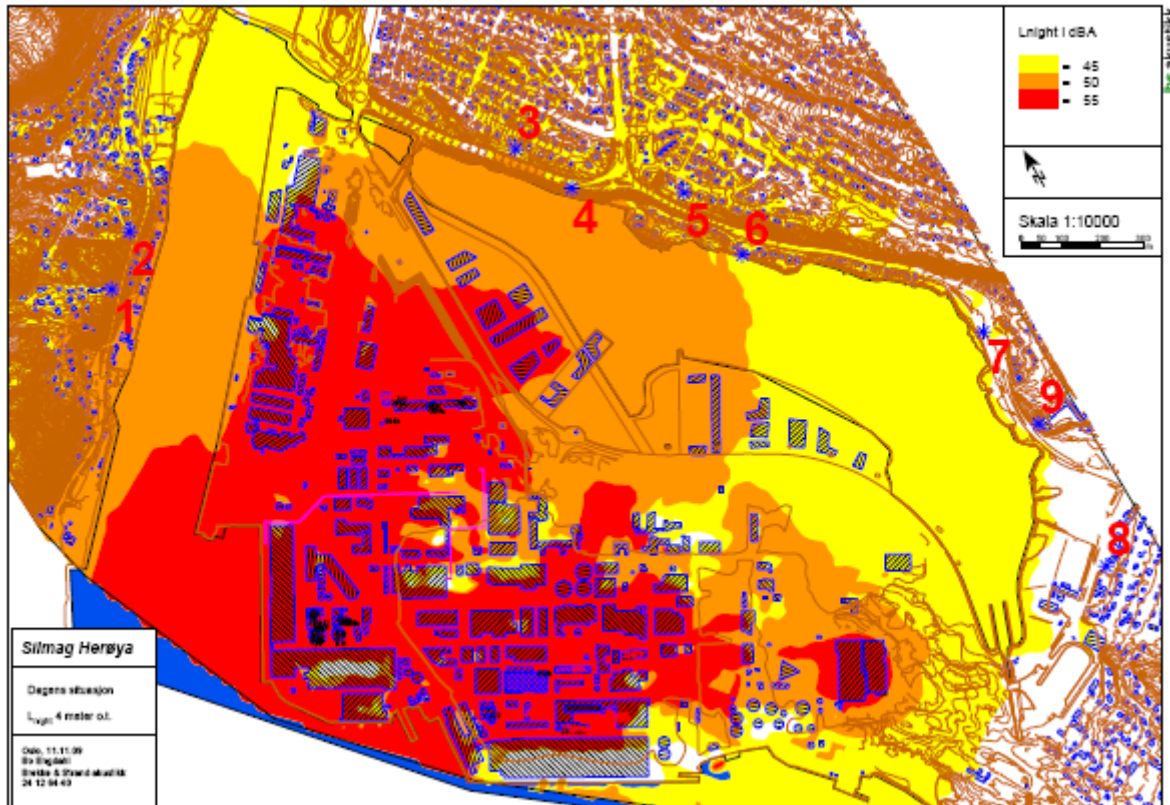
6.3 Beskrivelse av beregningsmetode

Beregninger av støy fra anlegget er basert på Nordisk beregningsmetode for industristøy. Dataprogrammet SoundPlan versjon 6.5 er benyttet. Beregningsmetoden baserer seg på at man benytter kildedata for de ulike støykildene på området. Støykildene er i modellen representert med et lydeffektnivå og plassering på området. Beregnet lydtrykknivå i mottakerposisjon er avhengig av avstand mellom kilde og mottaker, markdempning, vegetasjon, skjermer, reflekterende flater og luftabsorpsjon. Beregningene av støy til omkringliggende bebyggelse er presentert som støykotekart og punktberegninger. Modellen simulerer svak medvind.

6.4 Grunnlagsmateriale

I beregningene er det tatt med følgende kilder:

- Støy fra produksjonsprosessen
- Støy fra båter
- Støy fra transport av råvarer og ferdigvarer



Figur 26. Støy fra industri på Herøya i dagens situasjon. Beregnet ekvivalentnivå på natt, 4 meter over terreng. Referansepunktene vist i **Tabell 15** er merket med stjerne og angitt med røde tall.

6.5 Støy fra produksjonsprosessen

Produksjon skjer hovedsakelig innendørs. Prosessutstyr som gir støy til omgivelsene er derfor først og fremst inn- og utløp for prosessvifter og pumper plassert utendørs. Lydeffektnivåer for disse kildene er stipulert på grunnlag av erfaringer gitte mengder.

- Lydeffektnivå fra vifter(tot) $L_w = 125$ dB
- Lydeffektnivå fra utendørs montert pumper m/motor (tot) $L_w = 100$ dB

Granulat transporteres fra silo til elektrolysbbygget med trykkluft. Dette røret ligger ca 10m over bakken. Total rørlengde er ca 400 m. Beregningene er gjort for uisolert rør. Lydeffekt pr meter $L_{wA} = 80$ dB/m.

Beregningene er gjort uten lyddemping av prosessviftene.

Ventilasjonsvifter og ventilasjonsanlegg er forutsatt støydempet på vanlig måte med lyddempere på suge- og avkastsiden.

6.6 Støy fra båter

Olivin (fuktig grovt granulat) ankommer med skip, ca 2 skip pr måned, 5.000 tonn pr skip. Skipets selvlossersystem leverer til kaifront, ca 1.000 tonn pr time. Lossetiden er 5 timer pr last.

6.7 Støy fra transport av råvarer og ferdigvarer

6.7.1 Intern kjøring.

Olivin forflyttes fra kaifront til kailager med hjullaster. Lastes over til lastebil med hjullaster og kjøres til dag-silo, ca 10 lastebiler pr døgn. Transport av råvarer fra kailager skjer hovedsakelig på natt.

6.7.2 Kjøring til og fra fabrikkområdet.

Inntil 20 lastebiler pr døgn for materialer inn og produkter ut. Transport er hovedsakelig på dagtid.

6.8 Beregnet støy fra anlegget

Tabell 15 viser beregnet støy nivå fra anlegget til 9 referansepunkter. Tabellen viser dagens nivå og fremtidig nivå for nattsituasjonen. Bidraget fra anlegget er vist i siste kolonne. Støybidraget fra Silmag prosessanlegg til omgivelsen er vist i støykotekartet **Figur 27**. Støykotekart for totalstøy i driftsfasen er vist i **Figur 28**.

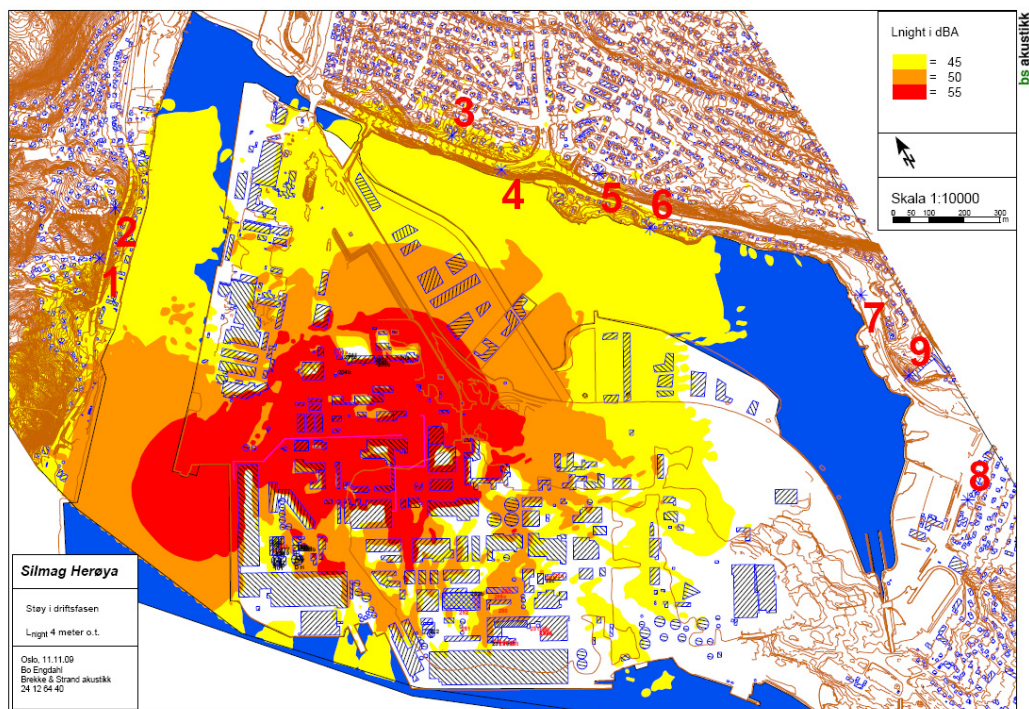
Beregningene viser at SilMag vil gi en overskridelse av kravet, $L_{Aeq, natt} = 45$ dB, ved mest utsatte bolig på inntil 2 dB. Med et bidrag fra dagens situasjon på 50 dB, og et bidrag fra prosessanlegget på 47 dB, vil samlet støy nivå ved de mest utsatte boligene være $L_{Aeq} = 52$ dB.

Dette er over anbefalte grenseverdier (T-1442) for støy om natten ($L_{night} = 45$ dB).

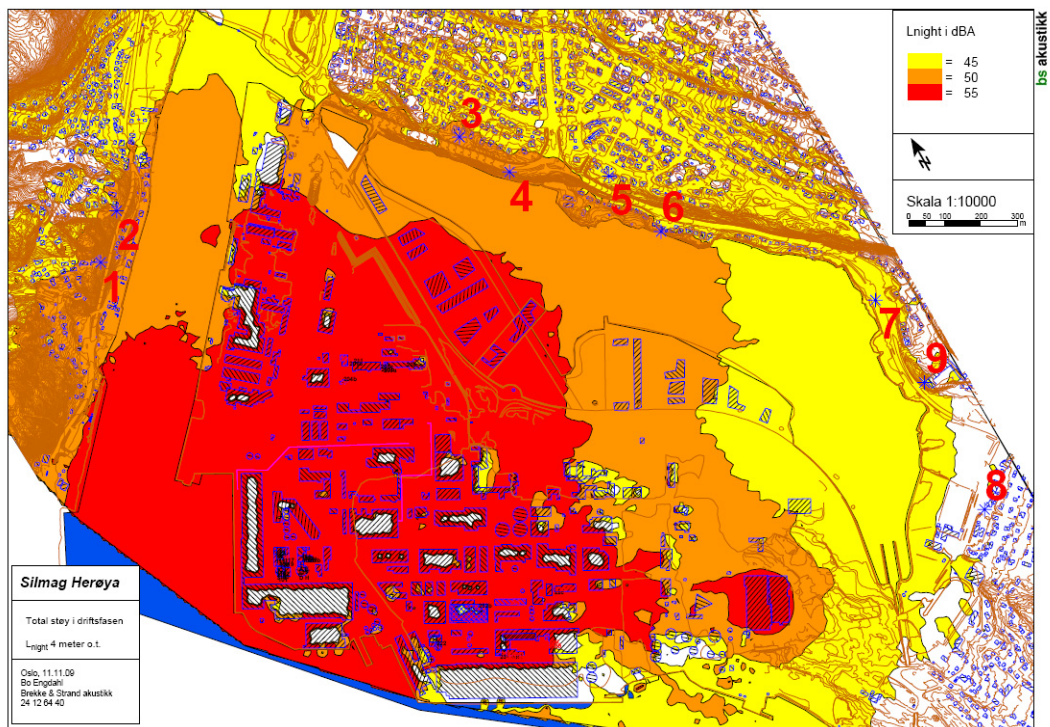
Beregningene er gjort uten lyddemping av prosessviftene. Disse er de helt dominerende kildene og demping av disse vil endre støysituasjonen vesentlig.

Tabell 15. Beregnede støynivåer for Silmag prosessanlegg sammenlignet med dagens støysituasjon.

Ref.punkt	Støynivå natt 23-06 L_{pAeq8h} (dB)		
	Dagens nivå	Fremtidig nivå	
	Totalt	Totalt	Bidrag fra Silmag
1 Tjernløkka 41	47	48	42
2 Fjellhøyvegen 10	48	49	43
3 Edvard Griegs vei 21	48	50	44
4 Stupet	50	52	47
5 Farnannvegen 24	46	48	42
6 Herøyaveien 7	38	39	36
7 Herøyaveien 46	44	46	40
8 Fjordveien	42	43	36
9 Klevestrand skole	44	45	37



Figur 27. Støy fra Silmag ved drift av anlegget. Beregnet ekvivalentnivå på natt, 4 meter over terreng. Referansepunktene vist i Tabell 15 er merket med stjerne og angitt med røde tall.



Figur 28. Totalt støynivå. Beregnet ekvivalentnivå på natt, 4 meter over terreng. Referansepunktene vist i **Tabell 15** er merket med stjerne og angitt med røde tall.

7. Fast avfall

Avfall som inneholder KHK/dioksiner vil bli destruert ved forbrenning hos godkjente leverandører. Fortrinnsvis vil dette skje i Norge dersom dette er mulig, evt. i Finland hos Ekokem. Sistnevnte har tidligere håndtert denne type avfall for Hydro Magnesium i Porsgrunn. Fra SilMag vil det bli generert mindre enn 10 tonn dioksinholdig avfall pr år, mens den tidligere magnesiumfabrikken på Herøya genererte 370 - 540 tonn/år som gikk til destruksjon i Finland. Slam fra elektrolyse og støperi, totalt beregnet til ca 3000 tonn/år, vil bli deponert hos NOAH i henhold til tidligere praksis og avtale med NOAH. Det forventes derfor ikke miljøvirkninger fra håndteringen av fast avfall i driftsfasen.

SilMag har gjort betydelige anstrengelser for å minimere avfallsmengder. Bistrømmer som blir tatt ut av prosessen vil nesten i sin helhet bli foredlet til verdifulle produkter som jernoksid, nikkelpkarbonat eller syreuløselig sand.

SilMag baserer seg på omfattende gjenbruk av bygninger, prosessutstyr og infrastruktur fra den tidligere magnesiumproduksjon på Herøya. Hele fabrikkavsnitt som elektrolyse, støperi og deler av lutanlegget skal startes opp igjen og brukes til samme formål som tidligere. Alternativet til gjenbruk vil være at alt dette rives for å gi plass til nye anlegg.

8. Miljøbelastning fra transport av råvarer og produkt

Transport av råvarer og produkt til/fra SilMag vil foregå dels med bil, dels med båt, og denne virksomheten vil kunne generere miljøeffekter i form av støv, støy og avgasser. Vi har derfor vurdert betydningen av denne trafikkbelastningen i forhold til den totale trafikkbelastningen til/fra Herøya. I følge SilMag vil trafikkbelastningen av biler utgjøre i snitt ca. 18 containerbiler pr. døgn dersom produksjonen er maksimal og alt transporteres pr. bil. Dette vil utgjøre maksimalt 6570 biler/år. I forhold til den totale trafikken til/fra Herøya som også omfatter personbiler, varebiler og mindre lastebiler på 1400 biler/døgn (460 000 biler/år) gir trafikken til/fra Silmag et bidrag på ca 1 %. Dette ansees å gi en ubetydelig miljømessig merbelastning.

Båttrafikken til SilMag er anslått til 30-40 båter på 4-5000 tonn hver pr. år. Båttrafikken totalt til og fra Herøya var i følge SilMag 852 båter i 2007. Tall fra Yara viser en båttrafikk på 808 båter i 2008. Bidraget fra trafikken til SilMag vil derfor være ca 5 % som også ansees å gi en ubetydelig merbelastning på miljøet.

9. Uhellsutslipp

En foreløpig gjennomgang av mulige kilder til uhellsutslipp har identifisert tre scenarier som i utgangspunktet kan tenkes å ha virkninger på det ytre miljø:

- Fullt tap av konsentrert HCl ved kollaps av en av de to lagertankene som hver er på 800 m³
- Fullt tap av MgCl₂-løsning ved kollaps av lagertank på 10 000 m³
- Utslipp av klorgass ved brudd på klorledning.

Alle tankene plasseres på SilMags fabrikkområde. Eventuelle miljøvirkninger ved et uhellsutslipp vil være via transport til sjø for scenariene med HCl og MgCl₂ og utslipp til luft for klorgass.

9.1 Uhellsutslipp av HCl

Saltsyrelagertankene inneholder konsentrert HCl (36 %) og har barrierer i form av ringmur. Det er fast dekke under tankene og kapasiteten på oppsamlingsbassenget dekker hele tankvolumet og eventuelt noe tilsetning av vann. Risikoen for miljøeffekter i grunn og sjø av et HCl-utslipp er derfor så liten at konsekvensen ikke vurderes videre.

Ved et uhellsutslipp av konsentrert saltsyre vil noe HCl avgis til luft. HCl vil raskt ta til seg fuktighet fra lufta og danne synlige saltsyredråper. På grunn av den store løseligheten av HCl i vann (mettet løsning 42 % v/20°C) regner vi dette bidraget fra fordampning som miljømessig ubetydelig.

9.2 Uhellsutslipp av MgCl₂-løsning

Lagertanken vil inneholde 33 % rensed MgCl₂-løsning, og vil normalt ha en fyllingsgrad på 25 – 40 %. Den vil bare være full ved revisjon, normalt 1 uke pr år. Et tankbrudd kan føre til lekkasje som vil kunne gå til sjøen via utslipp F20. MgCl₂ ble lagret på tilsvarende tanker i årevis uten uhell ved den gamle magnesiumfabrikken i Porsgrunn, og vi anser at sannsynligheten for et slikt brudd er meget lav. Om dette likevel skulle skje ved en fyllingsgrad på 40 %, og om vi regner at tilførselen til F20 varer ca ½ døgn, vil konsentrasjonen av MgCl₂ i utslippsvannet fra F20 kunne være ca 50 000 mg/l. Nødvendig innblanding med resipientvann for å oppnå PEC/PNEC < 1 for MgCl₂ vil i følge **Tabell 14** være ca 50 x, som i praksis vil skje før utslippet havner i strømmen fra Skienselva. Det er derfor sannsynlig at miljøkonsekvensen av et slikt brudd også vil være minimal.

9.3 Uhellsutslipp av klorgass

Et scenario for uhellsutslipp av klorgass definerer et korttidsutslipp på 300 kg i løpet av ett minutt som verstetilfelle. Beregning av spredning er utført med NILUs modell for spredning av tung gass. Utslippsmengde og tid tilsvarer en utslippsrate på 5 kg/s. Med antagelse om en 10x10 m (høyde/bredde) sky av klorgass får denne en horisontal hastighet på litt over 1 m/s og en utgangskonsentrasjon på 43 g/m³. Modellberegningene viser at 133 m fra utslippet vil konsentrasjonen være 1 % av utgangskonsentrasjonen, og atmosfærisk spredning vil dominere i forhold til spredning på grunn av vektforskjellen mellom klor og luft. Reduksjon av konsentrasjon til 1 % av utgangskonsentrasjonen (43 mg/m³) vil inntreffe i 1500 m avstand fra utslippet. I 2500 m avstand vil konsentrasjonen være i overkant av 5 mg/m³, og fremdeles mer enn 3 ganger så høy som norm for arbeidsatmosfære. Den anvendte modellen bør ikke anvendes for spredning på lengre avstand enn dette. Avstand til der konsentrasjonen er redusert til 1,5 mg/m³ (normen) kan imidlertid anslås til mellom 5 og 6 km fra utslippet når spredningen hovedsakelig foregår over vannflate.

10. Behov for begrensende/avbøtende tiltak

Det er planlagt utslippsbegrensende tiltak i form av rensing av alle prosesstrømmer til luft ved bruk av scrubbere evt støvfiltre. Dette vil utgjøre BAT (EU 2001). Vannrenseanlegg for å ta hånd om dioksiner og KHK til vann vil bli bygget i henhold til BAT (EU 2001, kapittel 10.3.7. "Water treatment"). Dette er en kopi av teknologien som ble benyttet ved Hydros Mg-produksjon i Canada. Denne teknologien er beskrevet som BAT (referanse som ovenfor), og alternative teknologier vil derfor ikke bli utredet.

Ut over dette har konsekvensutredningen identifisert at det kan være behov for å vurdere avbøtende tiltak for to av utslippsforholdene:

- støy under drift
- uhellsutslipp av klorgass

Øvrige miljøvirkninger under etablering og ved drift vil være små eller ubetydelige.

Beregnet støynivået fra anlegget er i hovedsak bestemt av støy fra prosessvifter. Totalt støybidrag fra disse viftene er ca. $L_{Aeq} = 46$ dBA dB ved mest utsatte nabo. Samlet bidrag fra øvrige støykilder er på under 40 dBA. Ved å dempe støyen fra prosessviftene vil bidraget fra anlegget kunne reduseres til under 40 dB ved nærmeste bolig.

Utslipp av klorgass ved brudd på klorledning kan føre til nivåer over normverdi for arbeidsatmosfære flere kilometer fra utslippspunktet. Ved å innføre tilfredsstillende barrierer, vil risikoen for slik lekkasje/utslipp reduseres til et akseptabelt nivå

11. Miljøoppfølgingsprogram

11.1 Miljøovervåking i resipienten

Overvåking av Grenlandsfjordene har pågått siden tidlig på 1970-tallet og har i hovedsak vært rettet mot tilstandsvurdering av fjordområdene og miljøgifter i fisk og skalldyr. I det nye langtidsprogrammet for 2008-2012 er det fokusert på en videreføring av tidligere programmer med vekt på følgende målsetting:

- Bedømme utviklingen av dioksinforurensingen i fisk og skalldyr over tid gjennom videreføring av utvalgte historiske dataserier (torsk, sjøørret, krabbe og blåskjell), for torsk også utviklingen i nivå av PCN og øvrige klororganiske forbindelser.
- Kartlegge dioksinforurensningen i andre viktige kommersielle arter i fjordsystemet og endring av denne over tid hos bestander som har vist seg å være forurenset.

I tillegg dekker det nye programmet følgende elementer:

- Tinnorganiske forbindelser i torsk, krabbe, sjøørret sild, makrell og ål.
- Kvikksølv i torskefilet
- Bromerte og fluoreerte miljøgifter i torsk og bromerte miljøgifter i sild.
- Dioksiner i bunnfauna.
- Dioksiner og et utvalg andre miljøgifter i bunnsediment.
- Økologisk tilstand hos bunnfaunaen med hovedvekt på Frierfjordens dypområde.

Overvåkingsresultatene skal gi myndighetene grunnlag for å bedømme behovet for kostholdsråd med hensyn til viktige fisk- og skalldyrarter, og bidra med data for å kunne bedømme fjordsystemets miljøstatus over tid. Programmet dekker det geografiske området fra Frierfjorden og Eidangerfjorden ut til Jomfruland, med hovedinnsats på Frierfjorden og Langesundsfjorden.

Utslippet av dioksiner og KHK fra Silmag medfører ikke behov for endring av langtidsprogrammet.

Eventuell miljøovervåking av luftutslippene fra Silmag vil bli dekket av tillatelsen for Silmag. I dag foregår det ingen samlet luftovervåking fra virksomhetene på Herøya, men dette blir ivaretatt av hver enkelt virksomhet iht. de respektive tillatelsene. Det ansees ikke å være behov for noen samlet luftovervåking i resipienten utover dette.

11.2 Program for måling og beregning av utslipp

Prosjektering og bygging er planlagt utført i regi av Norsk Hydro der Hydros veletablerte KS-system og engineeringspraksis vil bli fulgt. Et ledd i prosjekteringen er å etablere et miljømessig internkontrollprogram for utslippene.

11.2.1 Forslag til måleprogram for utslipp til luft

Programmet tar utgangspunkt i utslippsbeskrivelsen i **Tabell 3**, og er stikkordsmessig beskrevet nedenfor.

1. **Måling av hallgass fra Elektrolyse, B124. Måling av HCl og Cl₂.**
Kontinuerlige prøvetakere plasseres ved luftutslipp på tak i Elektrolysen (B124).
Prøver hentes inn og analyseres ukentlig.

Hallgassmengden beregnes som tidligere vha. energibalanser.

2. **Måling av støvutslipp (gjelder luft fra posefilter og luft fra spraytørke)**

Måles basert på stikkprøver, månedlig.

Luftmengder baseres på prosessmålinger.

3. **Måling av HCl fra scrubber og hallgasspiper fra støperi (B107) samt måling av SO₂ fra en scrubber.**

Prøver tas med kontinuerlige prøvetakere og samles til ukeprøver for analyse.

Luftmengder baseres på prosessmålinger for scrubberne.

Luftmengder fra hallgass B107 baseres på stikkprøvemålinger

4. **Måling av dioksiner/KHK**

SilMag vil starte bredt for å kartlegge mulige dioksin/KHK-utslipp til luft. Basert på resultater fra dette vil et fremtidig utslippsprogram til luft bli endelig fastlagt.

De målepunktene som SilMag ønsker å starte med å kartlegge er (ref. **Tabell 3**):

- Hallgass Elektrolyse (B124)
- Avgass HCl Syntese
- Vasker Støperi (B107)
- Granuleringsvasker
- Hypovasker
- Ventgassvasker
- Vasker HCl gjenvinning

Prøvetakning i avgass baseres på 24 timers prøvetakingstid (døgnprøver) og kombinert prøvetaking for dioksiner og KHK. Døgnprøvene benyttes til å lage samleprøver etter følgende opplegg: Det tas ut en døgnprøve pr. kvartal. Hver prøve opparbeides og to kvartalsvise prøver slås sammen til halvårsprøver som analyseres.

11.2.2 Forslag til måleprogram for utslipp til vann

Generelt gjelder at prøvetakning av prosessvann fra SilMag skal utføres **før** væsken blandes med andre avløp (dvs. før anleggets ”battery limit”).

Det er tatt utgangspunkt i **Tabell 7A** og **B** med hensyn på hvilke utslippselementer som skal følges opp.

Det etableres en målestasjon ved utløpet av hver av følgende enheter:

- Enhet for produksjon av silika og rensed magnesiumklorid
- Enhet for magnesiumklorid dehydrering
- Enhet for elektrolyse, KHK/dioksinrenseanlegg og HCl-syntese
- Enhet for støperi

Alle avløpsstrømmer innenfor hver enhet vil ledes til en felles kum hvor prøvetakningen vil bli utført. Prøvetakingsfrekvensen vil være automatisk hver time. Prøvene samles til ukeprøve for analyse. pH og konduktivitet vil måles kontinuerlig med oppfølging i kontrollrom (unntatt for støperiet). Væskemengdene baseres på mengdemålinger i prosess.

For kontroll av innhold av dioksiner/KHK i vann fra rensanlegget vil samleprøver opparbeides løpende. Prøvene slås sammen til månedsprøver som analyseres for KHK (konsentrasjon av aktuelle komponenter). En månedsprøve pr. kvartal analyseres i tillegg for dioksiner (konsentrasjon som TEQ samt kongenersammensetning).

12. Kunnskapsmangler og behov for supplerende undersøkelser

Utredningen har ikke avdekket kunnskapsmangler av betydning for vurdering av miljøkonsekvensene under utbygging og drift av SilMag. Der det har vært usikkerhet i kunnskapsgrunnlaget, er det i vurderingen bevisst valgt en konservativ tilnærming. Når det på dette grunnlaget kan konkluderes med at anlegg og drift vil ha små eller ubetydelige miljøkonsekvenser, er det lite behov for å supplere kunnskapsgrunnlaget for å få et mer pålitelig bilde av konsekvensene.

Det er heller ikke avdekket behov for å gjennomføre undersøkelser for å beskrive miljøtilstanden i forkant av utbyggingen.

13. Konklusjoner

Miljøbelastning fra anleggsfasen

Det forventes ikke negative konsekvenser av anleggsvirksomheten på lokale naturressurser. Utbyggingen vil ikke medføre arealbeslag ut over anleggsområdet og følgelig heller ikke noen miljøkonsekvenser. Håndteringen av fast avfall i byggeperioden vil følge gjeldende regelverk og forventes ikke å gi miljøvirkninger. Det forventes ikke støvspredding eller andre utslipp til luft fra anleggsvirksomheten utenfor selve Herøya. Det vil heller ikke foregå utslipp til sjø fra anleggsvirksomheten. Ramming av pæler i forbindelse med nye bygg og nye installasjoner til omgivelsene. Beregnet støy fra pæling, som er dimensjonerende i forhold til ekvivalent lydtrykksnivå, er innenfor angitte grenseverdier for lydnivå på dagtid.

Driftsutslipp til luft

Spredningsberegninger til luft er gjort for utslipp av syv oppgitte komponenter inkludert vanndamp.

Maksimal timemiddelkonsentrasjoner av dioksiner er beregnet til under 2 pg/m^3 pr år i området nærmere enn 100 m fra anleggene og under $0,2 \text{ pg/m}^3$ pr år i 2 km avstand. Samlet viser beregningene at den høyeste dioksinavsetningen fra SilMag er på nivå med avsetningen fra byer under fyringssesongen om vinteren. Avsetningen avtar raskt med avstand og ligger under bakgrunnsavsetningen innen en avstand på 15-20 km.

Bidraget av KHK fra Silmag vil være vesentlig lavere enn bidrag til KHK-avsetning fra annen industrivirksomhet ved Frierfjorden.

Maksimal timemiddelkonsentrasjoner av svevestøv ligger på under $10 \text{ }\mu\text{g/m}^3$ som er langt lavere enn anbefalt luftkvalitetskriterium for svevestøv ($35 \text{ }\mu\text{g/m}^3$ som døgnmiddelverdi).

Maksimalt bidrag til SO_2 -konsentrasjoner i bakkenivå vil være under $15 \text{ }\mu\text{g/m}^3$ som er mindre enn 15 % av anbefalt luftkvalitetskriterium fra SFT.

Utslipp av klor fra elektrolysehallen kan gi maksimale timemiddelkonsentrasjoner på opp mot $200 \text{ }\mu\text{g/m}^3$ i le av hallen. På avstand 300 m nedvinds for hallen vil konsentrasjonen være under $100 \text{ }\mu\text{g/m}^3$. Norge har ikke grenseverdi for klor i uteluft, men utslippet fra elektrolysehallen vil være lavere enn den tyske grenseverdien på $300 \text{ }\mu\text{g/m}^3$ som halvtimesmiddel.

Inne på fabrikkområdet vil det kunne forekomme timemiddelkonsentrasjoner av atmosfærisk HCl på rett i overkant av $100 \text{ }\mu\text{g/m}^3$. Dette er under den italienske administrative normen for arbeidsatmosfære på $300 \text{ }\mu\text{g/m}^3$ som halvtimesverdi. Konsentrasjonene faller også raskt med avstand fra utslippene.

Det er tildels betydelige mengder vanndamp som slippes ut til luft fra SilMag. Beregninger av "røykløft" viser at dampskyen vil ligge i ca 175 m høyde for det største utslippet og på ca 100 m eller litt under for de to minste. Beregningene indikerer videre at vanndamputslippet fra SilMag vil kunne gi synlig vanndamp i vel 100 m høyde ut til i overkant av 1 km fra skorsteinene, i praksis innenfor Herøya.

Siden utslippsnivået vil være vesentlig lavere enn tidligere da disdannelse var et problem, og siden blandingen med omgivende luft vil være vesentlig større enn tidligere når disdannende reaksjoner inntreffer, vil risikoen for disdannelse vil være liten.

Maksimalutslippet av CO₂ utgjør et bidrag på 0,003 % av de årlige norske utslippene og 1-6 % av totalutslippene fra Telemark fylke. SilMag vil kunne erstatte kinesisk magnesium. CO₂-utslippet vil være 10-100 ganger lavere pr tonn Mg produsert enn utslippet fra kinesisk produksjon og slik sett gi en klar miljøgevinst globalt.

Driftsutslipp til sjø

Vurderingen dekker de 15 komponenter i utslippene fra SilMag som er oppgitt. Foruten syrer (HCl og H₂SO₃), klorider av Mg, Na, Ca, Fe, og Ni, dioksiner og KHK, omfatter dette vannmengde, overtemperatur, surhetsgrad (pH), oksygenforbrukende materiale (KOF) og partikler. Utslippene vil gå til to eksisterende avløp fra Herøya til Frierfjorden, F5 og F20 der de løper sammen med andre industriutslipp før utløp til fjorden.

Beregninger av lokal spredning er gjort for alle komponentene unntatt dioksiner. Utslippene vil lagre seg inn i det øvre brakkvannslaget som strømmer langs kaiene på Herøya i retning fra SØ mot NV og etter hvert ledes inn i utgående strøm fra Skienselva. Den innblandingen med resipientvann som er nødvendig for at alle utslippskomponentene skal oppnå nivåer som ikke lenger er toksiske for marine organismer er beregnet til å skje innenfor et influenssområde i form av vannvolum på ca 2000 m³ både fra F20 og F5. Influenssområdet strekker seg ut til ca 100 m i strømrretningen mot Skienselva og vil ha en maksimal bredde på ca 10 m. Eventuell påvirkning vil begrenses til de øvre ca 4 m. Det er primært overtemperatur som bestemmer influenssområdet rundt utslippspunktene. Rundt F20 vil det også være forhøyet nivå av oksygenforbrukende materiale, men effekt på oksygenforholdene vil neppe forekomme. Det er bare det allerede meget fattige organismesamfunnet på hardbunn innenfor kaiområdene på Herøya som vedvarende kan bli utsatt for skadelig nivå av utslippene. Organismer i vannmassene vil bli eksponert i for kort tid (et par timer) til å gi effekter.

For dioksiner og KHK er det ikke lokal giftvirkning som er i fokus, men nivåer i sjømat og (for dioksiner) kostholdsråd. Beregning ved bruk av modellen SF-tool viser at det forventede bidraget av dioksiner fra SilMag vil kunne forlenge tiden fram til dioksiner i torskelever kommer under EUs forslag til grenseverdi for dioksiner i torskelever (25 ng TE/kg våtvekt) med anslagsvis 0,6 år i Frierfjorden (median estimert oppnåelsesår uten utslipp er 2043) og 0,3 år i områdene utenfor (median estimert oppnåelsesår uten utslipp er 2042).

Overvåking av KHK i torskelever fra Frierfjorden og Eidangerfjorden viser at konsentrasjonene nå er nede på så lavt nivå at videre nedgang vil være marginal. Modelleringen med SF-tool viser at KHK i oppfører seg på liknende måte som dioksiner i fjordsystemet. Tilførselen fra SilMag vil neppe føre til økning av KHK i forhold til det som måles i overvåkingen.

Støy i driftsfasen

Beregninger viser at ved tilstrekkelig støydemping av avkaståpninger og sugeåpninger vil kravene som SFT tidligere har gitt som individuelle utslippstillatelser på Herøya bli tilfredsstillt. Det samme vil gjelde retningslinjene gitt i T – 1442, ”Retningslinje for behandling av støy i arealplanleggingen” fra Miljøverndepartementet.

Produksjonen vil foregå innendørs og det er derfor lite støyende utstyr som blir plassert utendørs og vil gi støy til omgivelsene. Det forutsettes at bygninger designes for å gi tilstrekkelig demping av støy fra produksjonsutstyr eller at støyende utstyr bygges inn eller plasseres i egnede rom Videre må man ta hensyn til porter, vinduer og ventilasjonsåpninger slik at disse ikke gir sjenerende støy til naboer.

Fast avfall

Håndteringen av fast avfall vil være som i byggeperioden og forventes ikke å gi miljøvirkninger.

Miljøbelastning fra transport av råvarer og produkter

Transport av råvarer og produkt til/fra SilMag vil foregå dels med bil, dels med båt. Trafikkøkningen i forhold til nåværende tungtrafikk til Herøya vil være maksimalt ca 28 %. I forhold til den totale trafikken til/fra Herøya vil trafikken til/fra Silmag utgjøre et bidrag på ca 1 %. Dette ansees å gi en ubetydelig miljømessig merbelastning. Bidraget fra SilMag til båttrafikken til Herøya vil være på ca 5 % som også ansees å gi en ubetydelig merbelastning på miljøet.

Uhellsutslipp

En foreløpig gjennomgang av mulige kilder til uhellsutslipp har identifisert tre aktuelle scenarier med mulige virkninger på det ytre miljø:

- Kollaps av en 800 m³ lagertank med konsentrert saltsyre
- kollaps av lagertank på 10 000 m³ med MgCl₂-løsning
- Utslipp av klorgass ved brudd på klorledning.

Grunnet barrierer er risikoen for miljøeffekter i grunn og sjø av et uhellsutslipp av saltsyre så liten at konsekvensen ikke vurderes videre. Bidraget av HCl til luft fra fordampning av utsluppet saltsyre regnes som miljømessig ubetydelig.

Lang erfaring viser at sannsynligheten for et brudd på tanken med MgCl₂-løsning er meget lav, men om det skjer vil MgCl₂-løsningen kunne gå til sjøen via utslipp F20. Det vil være nødvendig med en 1:50 innblanding med lokalt resipientvann for å komme under grensen for økologiske effekter av MgCl₂ noe som i praksis vil skje før utslippet havner i strømmen fra Skienselva. Miljøkonsekvensen av et slikt brudd vil derfor være minimal.

Et verste tilfelle av uhellsutslipp av klorgass vil gi et utslipp til luft på 300 kg i løpet av et minutt. I 2500 m avstand vil konsentrasjonen være i overkant av 5 mg/m³, og fremdeles mer enn 3 ganger så høy som norm for arbeidsatmosfære (1,5 mg/m³). Videre modellberegning er usikker, men det kan anslås at konsentrasjonen er redusert til normnivå i 5 og 6 km avstand fra utslippet når spredningen hovedsakelig foregår over vannflate.

Behov for avbøtende tiltak

Samlet anser vi at det bare er behov for å vurdere avbøtende tiltak for to av utslippsforholdene: støy under drift og uhellsutslipp av klorgass.

Miljøoppfølgingsprogram i resipienten

Det ansees ikke å være behov for noe spesifikt program knyttet til etablering eller drift av SilMag. Siden SilMag ligger i et område med meget kompleks industri og følgelig komplekse utslipp til luft og sjø, kan det imidlertid være behov for å vurdere om pågående overvåkingsprogrammer på luft og vann bør justeres for å ta høyde for SilMags utslipp.

Program for måling og beregning av utslipp

For den tidligere magnesiumfabrikken var det etablert et måleprogram for utslippene til luft og vann. Dette danner basis for etablering av SilMag sitt måleprogram.

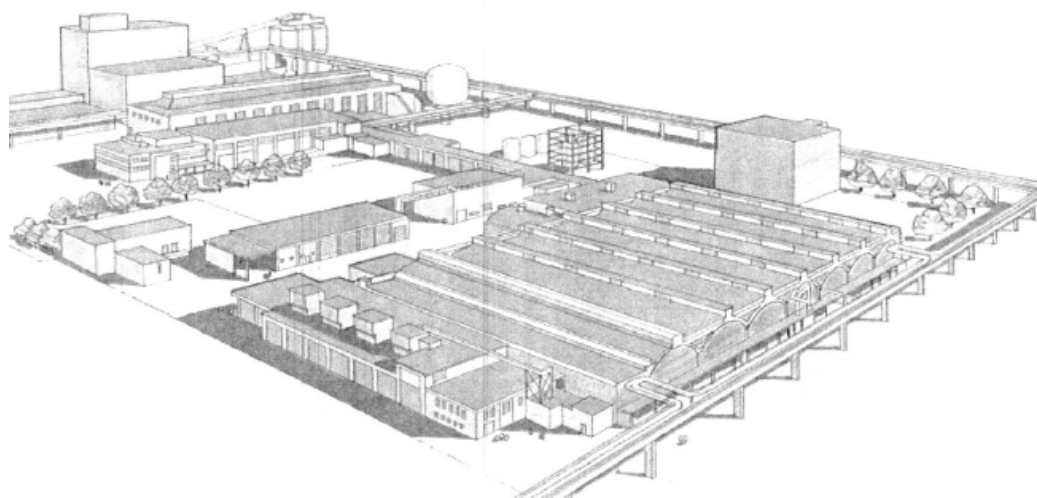
14. Referanser

- Aghion E og Bartos SC, 2008. Comparative Review of Primary Magnesium Production Technologies as Related to Global Climate Change. 65th Annual World Magnesium Conference i Warszawa, Polen.
- Bakke, T. Molvær, J. Walday, M. Tobiesen, A. (2006). Miljømessig vurdering av utslipp fra gasskraftverk på Herøya, Porsgrunn, NIVA-rapport 5197-2006, 75 s.
- Bakke, T. Ruus, A. Bjerkeng, B. Knutsen, JA. (2008). Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 2007. SFT TA-2449/2008, NIVA-rapport 5707
- Bakke, T., Braaten, B., Molvær, J. og Schaanning, M.T., 2002. Seawater flue gas desulfurization FGD may require new regulations on ambient dissolved oxygen. Proceedings of the 14th Conference of the Electric Power Supply Industry (CEPSI2002), Fukuoka, Japan, 5-8 November 2002.
- Bakke, T., J.A. Berge, B. Braathen, F. Moy, H. Oen, A. Pedersen og M. Walday 1992. Kombinerte effekter av kjølevann og oppdrett på marine bunnsamfunn. Et økosystemeksperiment. NIVA Rapport 2743.
- Barber, J. L., Sweetman, A. J., van Wijk, D., & Jones, K. C. (2005). Hexachlorobenzene in the global environment: Emissions, levels, distribution, trends and processes. *Science of the Total Environment* 349, 1-44.
- ECGL (1995). Surface water modeling system, Reference manual. Brigham Young University. Engineering Computer Graphics Laboratory. 368B CB, Provo, Utah, USA. 170 s.
- Ehrenberger SI., Schmid SA., Song S og Friedrich HE. 2008. Status and potentials of magnesium production in China: Life cycle analysis focussing on CO₂eq emissions. 65th Annual World Magnesium Conference i Warszawa, Polen.
- European Union 2001. Intergrated Pollution Prevention and Control (IPPC). Reference document on best available techniques in the non ferrous metal industries. December 2001. <http://eippcb.jrc.es/reference/>
- Frick, W.E., Roberts, P.J.W., Davis, L.R., Keyes, J, Baumgartner, D.J. and George, K.P., 2001. Dilution Models for Effluent Discharges, 4th Edition (Visual Plumes). Environmental Research Division, U.S. Environmental Protection Agency, Athens Georgia, USA.
- Fylkesmannen i Telemark (2006). Prosjekt rein Fjord. Tiltaksplan for forurenset sjøbunn i Telemark – Fase 2, Rev-01. FMT Rapport 2006-01.
- Knutzen, J. (1981). Effects of decreased pH on marine organisms. *Mar.Poll.Bull.*, 12, 25-29.
- Liseth, P. og Haslerud, B., 1976. Utslipp av avløpsvann fra MgCl₂-lutanlegg og SO₂-gassvaskeanlegg på Herøya. I/S Miljøplan. 38 sider + vedlegg.
- Molvær, J. Knutzen, J. Magnusson, J. Rygg, B. Skei, J. Sørensen, J. (1997). Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Statens forurensingstilsyn SFT Rapport TA-1467/1997,
- Molvær, J. og Stigebrandt, A., 1991: Undersøkelse av eutrofiering i Grenlandsfjordene 1988-89. Delrapport 3. Vannutskiftning i fjordene. Overvåkingsrapport nr. 450/91. NIVA-rapport nr. 2588. Oslo/Gøteborg. 43 sider.
- Molvær, J., Berge, J.A., Magnusson, J., og Schaanning, M.T., 1999. Frierfjorden. Vurdering av miljømessige konsekvenser ved utslipp av surt avløpsvann til brakkvannslaget, NIVA-rapport nr. 4127-1999. 30 sider.
- Molvær, J., 2001. Overvåking av Grenlandsfjordene 2000. Oksygenforhold og vannutskiftning. Overvåkingsrapport nr. 823/01. TA-nr. 1803/2001. NIVA-rapport nr. 4374-2001. 23 sider+vedlegg.

- Molvær, J., Green, N. og Kjellberg, F., 1976. Resipientundersøkelse av nedre Skienselva, Frierfjorden og tilliggende fjordområder. Rapport 4. Framdriftsrapport fra undersøkelser av vannutskiftningen i fjordområdene mars 1974-december 1975. NIVA-rapport 792-1976. 99 sider.
- Saloranta, TM. Armitage, J. Haario, H. Næs K. Cousins, IT. Barton, DN. (2008). Modelling the effects and uncertainties of contaminated sediment remediation scenarios in a Norwegian fjord by Markov chain Monte Carlo simulation. *Environmental Science & Technology*, 42, 200-206.
- Semb, A. (1984). Disdannelse i Grenland. NILU rapport OR -51/84
- SFT (2007). Revidering av klassifisering av metaller og organiske miljøgifter I vann og sedimenter. SFT TA-2229/2007.
- Walday, M., F. Moy og N. Green 2001. Overvåking i Grenlandsfjordene. Organismesamfunn på hardbunn 1998-1999. SFT overvåkingsrapport nr. 826/01. TA 1809/2001. NIVA Rapport 4361.
- Wolff, EW. et al (1988). Proposed environmental quality standards for List II substances in water. pH. WRC Technical Report TR 259. Water Research Centre UK. 66pp.
- Wootton JT. Pfister, CA. Forester, JD. (2008). Dynamic patterns and ecological impacts of declining ocean pH in a high-resolution multi-year dataset. *PNAS* _ December 2, 2008 _ vol. 105 _ no. 48. 18848-18853.

Vedlegg A. SilMag – Delutredning om støy

RAPPORT



SilMag Technology DA

Produksjonsanlegg for silisium og magnesium på Herøya

Konsekvensutredning om støy

Oppdragsnr. 11541-00

Skøyen, 11. November 2009

Forfatter:

Morten Sandbakken

INNHold

1	PROSJEKTBEskRIVELSE	3
2	STØYSITUASJONEN I OMRÅDET FØR UTBYGGING.....	4
2.1	GRENSEVERDIER - MYNDIGHETSKRAV OG RETNINGSLINJER	4
2.1.1	<i>Utslippstillatelse gitt av SFT.....</i>	<i>4</i>
2.1.2	<i>Retningslinje for behandling av støy i arealplanleggingen, T-1442.....</i>	<i>4</i>
2.2	DAGENS SITUASJON.....	5
3	STØY I BYGGE- OG ANLEGGSPHASEN.....	7
3.1	RETNINGSLINJER: T-1442 ANBEFALTE STØYGRENSER FRA BYGG- OG ANLEGGSVIRKSOMHET	7
3.2	FORUTSETNINGER LAGT TIL GRUNN VED BEREGNING AV BYGGE- OG ANLEGGSTØY	8
3.3	BEREGNINGSGRUNNLAG	9
3.4	VURDERING	9
4	STØY I DRIFTSFASEN.....	10
4.1	MYNDIGHETSKRAV OG RETNINGSLINJER.....	10
4.1.1	<i>Utslippstillatelse gitt av SFT.....</i>	<i>10</i>
4.1.2	<i>Retningslinje for behandling av støy i arealplanleggingen, T-1442.....</i>	<i>10</i>
4.2	BESKRIVELSE AV BEREGNINGSMETODE	11
4.3	GRUNNLAGSMATERIALE	11
4.3.1	<i>Støy fra produksjonsprosessen.....</i>	<i>11</i>
4.3.2	<i>Støy fra båter</i>	<i>12</i>
4.3.3	<i>Støy fra transport råvarer og ferdigvarer</i>	<i>12</i>
4.4	BEREGNINGSRÉSULTATER	13
4.5	KONSEKVENSER	13
4.6	AVBØTENDE TILTAK.....	14
4.6.1	<i>Mulige støyreduserende tiltak.....</i>	<i>14</i>
5	REFERANSER	16

1 PROSJEKTBEKRIVELSE

SilMag planlegger å bygge ett produksjonsanlegge for silisium og magnesium på Herøya Industripark. Det nye anlegget vil bli bygget innenfor det gamle magnesium-området og det forutsettes gjenbruk av både en del av den gamle bygningsmasen og utstyr, og av infrastrukturen.

Forskrift om konsekvensutredning i henhold til plan- og bygningsloven fastslår at visse typer tiltak som angitt i vedlegg 1 til forskriften skal meldes og konsekvensutredes.

Brekke & Strand akustikk as er engasjert av SilMag for å gjøre denne konsekvensutredningen. Arbeidet omfatter dokumentasjon av dagens situasjon, bygge- og anleggsstøy og støy fra anlegget under drift.



Figur 1 Flyfoto av Herøya som viser plasseringen av den nye fabrikk markert med gult

2 STØYSITUASJONEN I OMRÅDET FØR UTBYGGING

2.1 Grenseverdier - Myndighetskrav og retningslinjer

2.1.1 Utslippstillatelse gitt av SFT

Utslippstillatelse for støy for virksomheter innenfor Herøya Industripark (HIP) har vært i endring de senere år. Det har vært en felles utslippstillatelse fra all virksomhet innenfor HIP, men i forbindelse med etableringen av HIP som en åpen industripark, ble det meddelt SFT i brev av 18.10.2005, at denne tillatelsen ikke lenger var relevant. SFT har satt som krav at støynivået i nærmeste bebyggelse, definert til Farmannveien 24, skal være $L_{Aeq} = 46,5$ dBA eller lavere på kvelds-/nattestid og helger, og $L_{Aeq} = 50$ dBA på dagtid kl. 06-18 mandag-fredag. Støykravet trådte i kraft 31.12. 1996. HIP hadde ansvar for å verifisere støynivået og oppnådd demping.

Tabell 2-1 Eksisterende siste utslippstillatelse for støy fra Herøya Industripark

Beskrivelse	Dag (06:00-18:00) L_{Aeq}	Kveld og natt (18:00-06:00) samt søn-helgedager
Ekvivalent lydnivå ved nærmeste eller mest utsatte nabo	50 dBA	46,5 dBA

Den felles utslippstillatelsen for HIP er i ferd med å erstattes med individuelle utslippstillatelser for hver enkelt virksomhet. For eksempel så har Hydro Polymers et konsesjonskrav for natt som er satt til $L_{pAekv8h} = 40$ dBA og SMA Magnesium har et krav for natt satt til $L_{pAekv8h} = 45$ dBA.

2.1.2 Retningslinje for behandling av støy i arealplanleggingen, T-1442

Retningslinje for behandling av støy i arealplanleggingen, T-1442, gjelder ved planer og enkeltsaker etter plan- og bygningsloven. Retningslinjene legges til grunn ved planlegging av støyømfintlig bebyggelse inntil støyende virksomhet, samt ved etablering av ny støyende virksomhet inntil eksisterende støyømfintlig bebyggelse. T-1442 er gjort gjeldende fra januar 2005. Retningslinjenes grenseverdier er veiledende. Det er planmyndigheten som håndhever støygrensene i forbindelse med planer etter Plan- og bygningsloven.

Anbefalte støygrenser for støy fra industri, havner og terminaler er:

Tabell 2-2 Anbefalt støygrense for industri, havner og terminaler i T-1442

Støykilde	Støynivå på uteplass og utenfor rom med støyfølsom bruk L_{den}	Støynivå utenfor soverom, natt kl. 23 – 07
Industri, havner og terminaler	Uten impulslyd: 55 L_{den} Med impulslyd: 50 L_{den}	45 L_{night} , 60 L_{5AF}^1

¹ L_{5AF} er et mål for maksimal støynivå og er det nivå som overskrides av 5 % av hendelsene i løpet av en nærmere angitt periode, dvs et statistisk maksimalnivå i forhold til antall hendelser.

Produksjonsanlegg for silisium og magnesium på Herøya

Konsekvensutredning om støy

For industri, havner og terminaler med impulslyd skal de strengere grenseverdiene legges til grunn når denne type lyd opptrer med i gjennomsnitt mer enn 10 hendelser pr. time. Støyen fra Herøya Industripark vurderes ikke å inneholde impulslyder.

I retningslinjene T-1442 er det også definert støysoner som et verktøy for å vurdere støynivået i forbindelse med planlegging etter plan- og bygningsloven. Grenseverdiene definerer en gul sone og en rød sone.

Rød sone angir et område som ikke er egnet til støyfølsomme bruksformål, og etablering av ny støyfølsom bebyggelse skal unngås.

Gul sone angir en vurderingszone, hvor støyfølsom bebyggelse kan oppføres dersom avbøtende tiltak gir tilfredsstillende støyforhold.

For industri, havner og terminaler er rød og gul sone definert slik:

Tabell 2-3 Kriterier for soneinndeling. Alle tall i dB, frittfeltsverdier

Støykilde	Gul sone		Rød sone	
	Utendørs støy nivå	Utendørs støy nivå nattperioden kl.23-07	Utendørs støy nivå	Utendørs støy nivå nattperioden kl.23-07
Industri, havner og terminaler	Uten impulslyd: 55 L _{den}	45 L _{night} , 60 L _{5AF}	Uten impulslyd: 65 L _{den}	55 L _{night} , 80 L _{5AF}
	Med impulslyd: 50 L _{den}		Med impulslyd: 60 L _{den}	

Da mesteparten av virksomhetene på Herøya drives døgnkontinuerlig vil støy i nattperioden være dimensjonerende i forhold til utslippstillatelser og gjeldende retningslinjer.

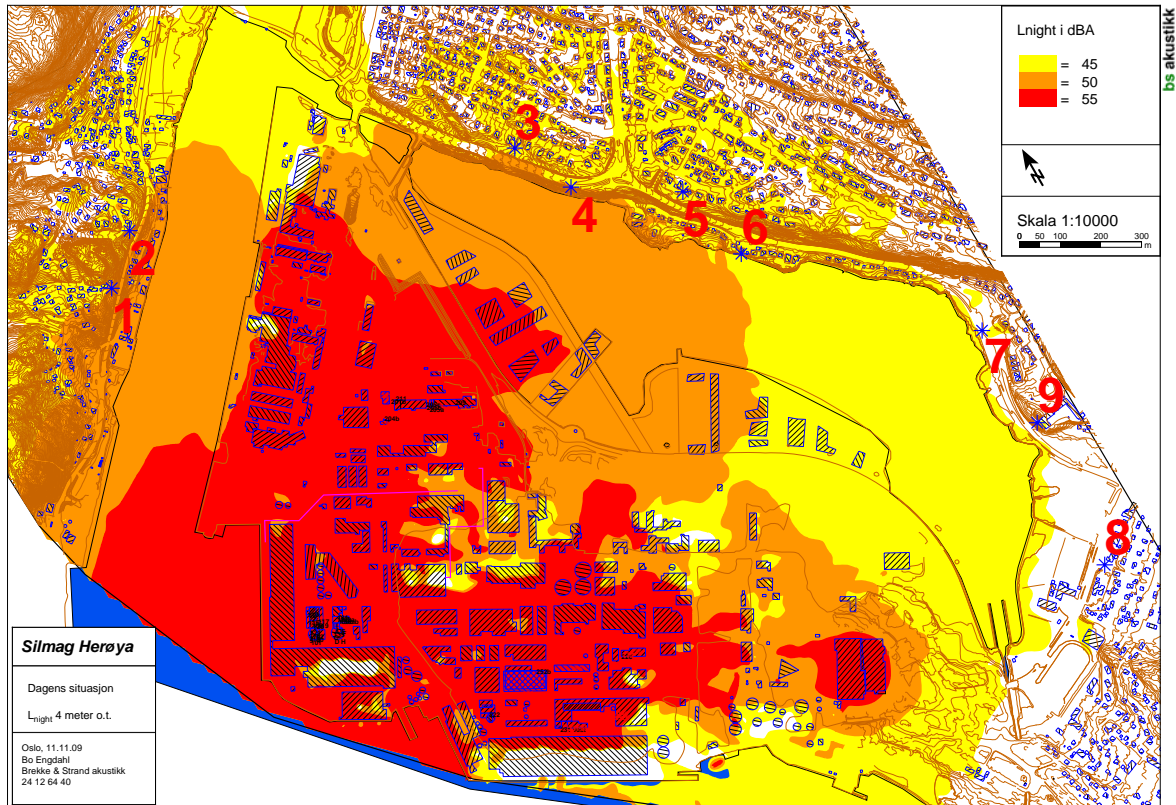
2.2 Dagens situasjon

Dagens støysituasjon er best beskrevet i Farmannsveien 24 hvor det er utført jevnlig målinger av støynivået om natten av både Herøya Industripark (HIP, Brekke & Strand akustikk) og SFT. Målingene viser at det totale nivået fra HIP er i størrelsesorden 47-49 dBA. Støymålinger utført av SFT viser til tilsvarende nivåer, og også noe høyere nivåer ved nærmeste boliger i Knardalsstrand på andre siden av Porsgrunnelva.

Det foreligger ikke en nøyaktig kartlegging av støybidraget fra hver enkelt industrienhet på Herøya. Totalt er det ca. 90 bedrifter med virksomhet på Herøya.

Det er utarbeidet en grov beregningsmodell basert på tidligere støykartlegginger utført for Yara Porsgrunn og Hydro Polymer samt erfaringstall for støykilder knyttet til aktivitet ved Dypvannskaia og Eramet. Modellen er kalibrert opp mot målinger i Farmannsveien, Tjernløkka og Fjellhøyveien. Modellen er ikke detaljert nok for å gi et komplett, detaljert bilde av støysituasjonen, men vil danne et tilstrekkelig godt grunnlag for vurdering av konsekvensen av og krav til fremtidig industri.

Mesteparten av virksomheten på Herøya er døgnkontinuerlig slik at det er grenseverdier for støy om natten som er dimensjonerende. Det er derfor utarbeidet et støykotekart for støy om natten (figur 2) i henhold til retningslinje for behandling av støy i arealplanleggingen, T-1442.



Figur 2. Støy fra industri på Herøya i dagens situasjon. Beregnet ekvivalentnivå på natt, 4 meter over terreng. Referansepunktene vist i tabell 4-5 er merket med stjerne og angitt med røde tall.

3 STØY I BYGGE- OG ANLEGGSPHASEN

3.1 Retningslinjer: T-1442 Anbefalte støygrenser fra bygg- og anleggsvirksomhet

T-1442 gir retningsgivende grenseverdier for støy fra bygge- og anleggsvirksomhet (Ref /1/). Formålet med retningslinjen er å sikre at det blir tatt hensyn til støy i planleggingsfasen og i gjennomføringen av anlegget ved planlagte, systematiske tiltak. I dette ligger for eksempel å etablere rutiner for informasjon, varsling, rutiner for mottak og behandling av klagesaker, vurdering av alternative arbeidsmetoder, regelmessige målinger etc. Retningslinjene skal gi tiltakshaver og anleggsansvarlig rom for fleksible løsninger og bidra til å etablere et grunnlag for en ryddig gjennomføringsprosess mht. støy.

T-1442 gir anbefalte grenseverdier for støy og er ikke å betrakte som juridisk bindende, men gir føringer for utbygger og utførende med hensyn til målsatte grenseverdier. Tabell 3-1 gjengir T-1442's grenseverdier for støy i bygge- og anleggsperioden. Grenseverdiene er gitt som ekvivalent lydnivå for dag, kveld og natt. Utgangsverdiene gjelder et anlegg med en total driftstid på mindre enn 6 uker. For lengre driftstid skjerpes grenseverdiene for dag og kveld.

Tabell 3-1 Grenseverdier for støy fra bygge- og anleggsvirksomhet. Grenseverdiene er angitt som frittfeltverdier.

Bygningstype	Varighet Total anleggstid	Støykrav på dagtid ($L_{pAeq12h}$ kl.07-19)	Støykrav på kveld (L_{pAeq4h} kl.19-23) eller søn-/helligdag ($L_{pAeq16h}$ kl.07-23)	Støykrav på natt (L_{pAeq8h} kl.23-07)
Boliger, fritidsboliger, sykehus, pleieinstitusjoner	≤ 6 uker	65*	60*	45*
Skole, barnehage	≤ 6 uker	60 i brukstid		

* Basis grenser/ utgangsnivå grenseverdier

I utgangspunktet skal utendørs grenser benyttes, - det kan likevel være aktuelt å angi krav til innendørs lydnivå i oppholdsrom der høyt utendørs lydnivå bare kan avbøtes med isoleringstiltak. Anbefalte grenser for innendørs lydnivå gjelder generelt og skal ikke korrigeres for langvarige arbeider.

Tabell 3-2 Anbefalte innendørs støygrenser for bygge- og anleggsvirksomhet.

Bygningstype	Støykrav på dagtid ($L_{pAeq12h}$ kl.07-19)	Støykrav på kveld (L_{pAeq4h} kl.19-23) eller søn-/helligdag ($L_{pAeq16h}$ kl.07-23)	Støykrav på natt (L_{pAeq8h} kl.23-07)
Boliger, fritidsboliger, sykehus, pleieinstitusjoner	40	35	30
Skole, barnehage	45 i brukstid		

Alle grenser gjelder ekvivalent lydnivå (middelverdi i rommet) i dB, i rom for støvfølsom bruk.

Dersom lyden i eller ved bygningen inneholder tydelige innslag av impuls eller rene toner bør grenseverdiene i tabell 3-1 og 3-2 skjerpes med 5 dB.

I tillegg er det angitt skjerping av grenseverdiene ved langvarige arbeider som angitt i tabell 3-3.

Tabell 3-3 Skjerping av grenseverdiene for langvarige arbeider.

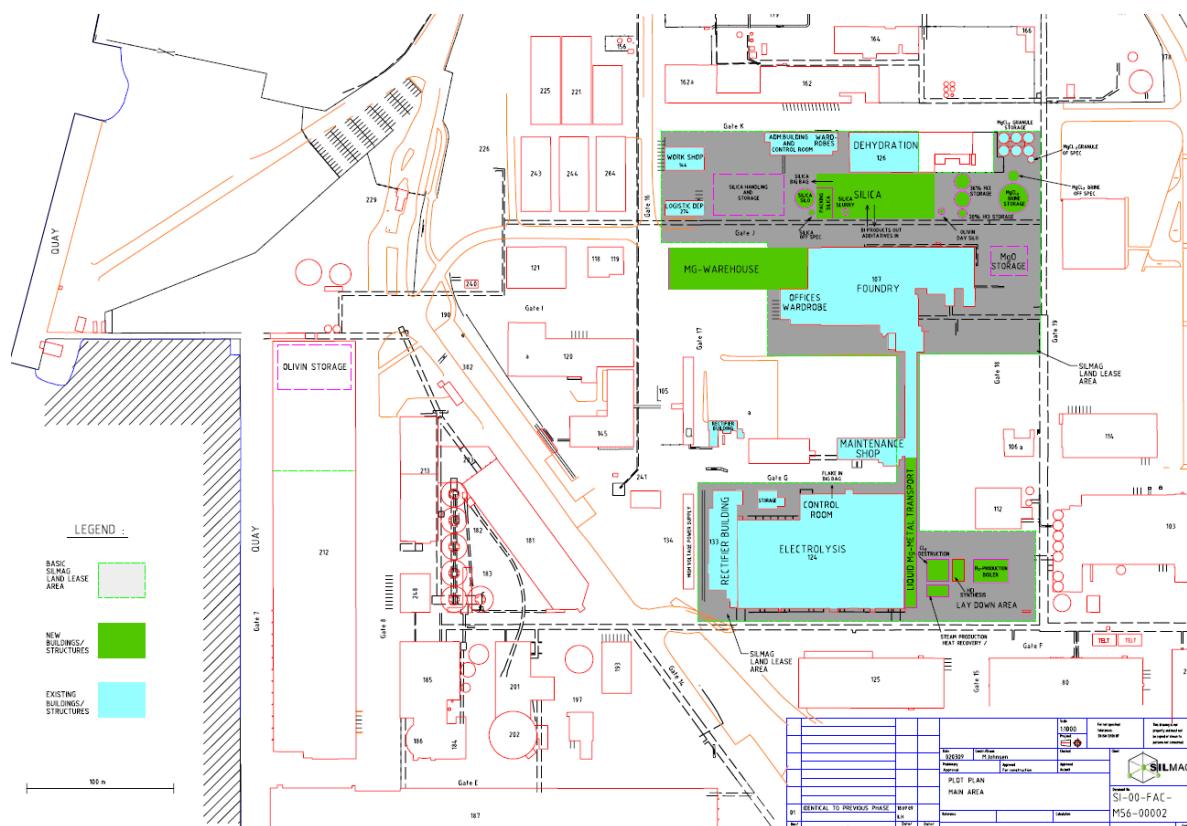
Anleggsperiodens eller driftsfasens lengde	Grenseverdiene for utendørs lydnivå på dag og natt skjerpes med
Fra 0 til og med 6 uker	0 dB
Fra 7 uker til og med 6 måneder	3 dB
Fra 7 måneder til og med 12 måneder	6 dB
Fra 13 måneder til og med 24 måneder	8 dB
Mer enn 2 år	10 dB

3.2 Forutsetninger lagt til grunn ved beregning av bygge- og anleggsstøy

Deler av den gamle magnesiumfabrikken har vært konservert med tanke på gjenbruk, og skal suppleres med noen nye bygninger og installasjoner. De nye bygningene og installasjonene er markert med grønt i figur 3. Nye bygninger planlegges uten kjeller og dermed uten omfattende intern/ekstern masseforflytning. Ramming av pæler i forbindelse med nybygg vil være den mest støyende BA-aktiviteten. Øvrige aktiviteter vil være transport av materialer og utstyr, bygge- og monteringsarbeider.

Alle BA-aktivitetene er forutsatt utført på dagtid mellom kl 07.00 og kl 19.00. Tilleggsbidraget fra transport av materialer og utstyr til og fra anleggsområdet vil ikke påvirke lydtrykksnivået i omgivelsene da eksisterende trafikk på offentlige veier på Herøya er betydelig.

Produksjonsanlegg for silisium og magnesium på Herøya Konsekvensutredning om støy



Figur 3. Situasjonsplan over området. Nye bygninger og installasjoner er farget grønt

3.3 Beregningsgrunnlag

Støysonekart for ramming av betongpæler er vist i vedlegg 1. Følgende forutsetninger ligger til grunn for beregningene:

- Ekvivalent lydeffektnivå pr rigg (pælerigg med fallodd) $L_{WA} = 130$ dBA
- Antall rigger i drift på anlegget 1 stk
- Arbeidstid kl 07.00 – 19.00
- Effektiv arbeidstid pr rigg 50 % av arbeidsdagen, dvs 360 min pr dag.

3.4 Vurdering

Beregningen viser at støy fra ramming av pæler er høyest nord for Herøya. Ved nærmeste bebyggelse er ekvivalent lydtrykksnivå beregnet til $L_{Aeq} = 58$ dBA på dagtid.

Støy fra ramming av pæler med fallodd kommer inn under kategorien ”støy med tydelig innslag av impulsstøy” som medfører at grenseverdiene i tabell 3-1 skjerpes med 5 dB. Omfanget er ikke større enn at det forventes at arbeidene ferdigstilles i løpet av 6 uker.

Dimensjonerende grenseverdi for utendørs støynivå blir derfor $L_{Aeq} = 60$ dBA på dagtid.

Beregnet støy fra pæling er dermed innenfor angitte grenseverdier for lydnivå på dagtid.

4 STØY I DRIFTSFASEN

4.1 Myndighetskrav og retningslinjer

4.1.1 Utslippstillatelse gitt av SFT

Statens forurensingstilsyn gir vanligvis ulike krav til støy for dag, kveld og natt. Siden denne fabrikken vil ha døgkontinuerlig drift uten innslag av impulsstøy vil krav til støy om natten være dimensjonerende.

Det er i den senere tid gitt konsesjoner for utslipp av støy for den enkelte virksomhet innenfor HIP. Utslippstillatelsen gitt for SMA Magnesium AS datert 05.10.2005, setter krav til maksimalt ekvivalentnivå på dag, kveld og natt, samt maksimalkrav på natt. Kravet på natt er $L_{pAekv8h} = 45$ dBA gitt som frittfeltsverdi ved mest støyutsatte fasade (ved omkringliggende boliger, sykehus, pleieinstitusjoner, fritidsboliger, utdanningsinstitusjoner, barnehager og rekreasjonsområde).

Man kan anta at den nye fabrikken vil få tilsvarende krav.

4.1.2 Retningslinje for behandling av støy i arealplanleggingen, T-1442

Retningslinje for behandling av støy i arealplanleggingen, T-1442, gjelder ved planer og enkeltsaker etter plan- og bygningsloven (Ref /1/). Retningslinjene legges til grunn ved planlegging av støyømfintlig bebyggelse inntil støyende virksomhet, samt ved etablering av ny støyende virksomhet inntil eksisterende støyømfintlig bebyggelse. Retningslinjenes grenseverdier er veiledende. Det er planmyndigheten som håndhever støygrensene i forbindelse med planer etter Plan- og bygningsloven.

Anbefalte støygrenser for støy fra industri, havner og terminaler er vist i Tabell 4-1.

Tabell 4-1 Anbefalt støygrense for industri, havner og terminaler i T-1442

Støykilde	Støynivå på uteplass og utenfor rom med støyfølsom bruk L_{den}	Støynivå utenfor soverom, natt kl. 23 – 07
Industri, havner og terminaler	Uten impulslyd: 55 L_{den} Med impulslyd: 50 L_{den}	45 L_{night} , 60 L_{5AF}

For industri, havner og terminaler med impulslyd skal de strengere grenseverdiene legges til grunn når denne type lyd opptrer med i gjennomsnitt mer enn 10 hendelser pr. time. Støyen fra silisium- og magnesiumproduksjon vurderes ikke å inneholde impulslyder. Da virksomheten er døgkontinuerlig er støy om natten dimensjonerende i forhold til utslippstillatelser og gjeldende retningslinjer.

I retningslinjene T-1442 er det også definert støysoner som et verktøy for å vurdere støynivået i forbindelse med planlegging etter plan- og bygningsloven. Grenseverdiene definerer en gul sone og en rød sone.

Produksjonsanlegg for silisium og magnesium på Herøya

Konsekvensutredning om støy

Rød sone angir et område som ikke er egnet til støyfølsomme bruksformål, og etablering av ny støyfølsom bebyggelse skal unngås.

Gul sone angir en vurderingszone, hvor støyfølsom bebyggelse kan oppføres dersom avbøtende tiltak gir tilfredsstillende støyforhold

For industri, havner og terminaler er rød og gul sone definert slik:

Tabell 4-2 Kriterier for soneinndeling. Alle tall i dB, frittfeltsverdier

Støykilde	Gul sone		Rød sone	
	Utendørs støynivå	Utendørs støynivå nattperioden kl.23-07	Utendørs støynivå	Utendørs støynivå nattperioden kl.23-07
Industri, havner og terminaler	Uten impulslyd: 55 L _{den} Med impulslyd: 50 L _{den}	45 L _{night} , 60 L _{5AF}	Uten impulslyd: 65 L _{den} Med impulslyd: 60 L _{den}	55 L _{night} , 80 L _{5AF}

4.2 Beskrivelse av beregningsmetode

Beregninger av støy fra anlegget er basert på Nordisk beregningsmetode for industristøy. Dataprogrammet SoundPlan versjon 6.5 er benyttet. Beregningsmetoden baserer seg på at man benytter kildedata for de ulike støykildene på området. Støykildene er i modellen representert med et lydeffektnivå og plassering på området. Beregnet lydtrykknivå i mottakerposisjon er avhengig av avstand mellom kilde og mottaker, markdempning, vegetasjon, skjerming, reflekterende flater og luftabsorpsjon. Beregningene av støy til omkringliggende bebyggelse er presentert som støykotekart og punktregninger. Modellen simulerer svak medvind.

4.3 Grunnlagsmateriale

Definerte kilder med angitt plassering er lagt inn i Soundplan med spesifiserte lydeffektnivåer og plassering

4.3.1 Støy fra produksjonsprosessen

Produksjon skjer hovedsakelig innendørs. Prosessutstyr som gir støy til omgivelsene er derfor først og fremst pumper plassert utendørs og inntak-/avkaståpninger for prosessvifter. Lydeffektnivåer for disse kildene er stipulert på grunnlag av erfaringer, og er vist i Tabell 4-3 og Tabell 4-4.

Trykkene for både vifter og pumper er stipulerte verdier.

Granulat transporteres fra silo til elektrolysebygget med trykkluft. Dette røret ligger ca 10m over bakken. Total rørlengde er ca 400 m. Beregningene er gjort med uisolert transportrør.

Det er forutsatt at standard ventilasjonsvifter og ventilasjonsanlegg støydempes på vanlig måte med lyddempere på suge- og avkastiden.

Produksjonsanlegg for silisium og magnesium på Herøya
Konsekvensutredning om støy

Tabell 4-3 Lydeffektnivå, L_w , fra viftenes trykk/sugeside. (Tre av viftene er plassert innendørs).

Vifter

Plassering	Mengde, m ³ /h	Trykk, Pa	63	125	250	500	1000	2000	4000	L_w
24	350000	3000	116	116	120	110	106	98	93	123
27	66000	2000	106	106	110	100	96	88	83	113
31	1600	2000	89	89	93	83	79	71	66	96
42 (2 stk)	78000	2000	106	106	110	100	96	88	83	113
42	144000	2500	109	109	113	103	99	91	86	116
44	5500	2000	95	95	99	89	85	77	72	102

Tabell 4-4 Lydeffektnivå, L_w , til omgivelsene fra pumper med motor plassert utendørs

Pumper

Plassering	Mengde, m ³ /h	Trykk, kPa	o/min	kW	63	125	250	500	1000	2000	4000	L_w
13	60	200	3000	4,8	78	80	80	81	78	75	69	87
13	28	200	3000	2,2	75	77	77	78	75	72	66	84
14	?	400	3000		81	83	83	84	81	78	72	90
14	16	400	3000	2,5	75	77	77	78	75	72	66	84
14	56	400	3000	8,9	81	83	83	84	81	78	72	90
21	107	300	3000	12,7	82	84	84	85	82	79	73	91
21	?	300	3000		82	84	84	85	82	79	73	91
21	77	400	3000	12,2	82	84	84	85	82	79	73	91
27	280	300	3000	33,3	86	88	88	89	86	83	77	95
71	55	200	3000	4,4	78	80	80	81	78	75	69	87

4.3.2 Støy fra båter

Olivin (fuktig grovt granulat) ankommer med skip, ca 2 skip pr måned, 5.000 tonn pr skip. Skipets selvlossersystem leverer til kaifront, ca 1.000 tonn pr time. Lossetiden er 5 timer pr last.

Magnesiumoksyd i "bigbags" ankommer med skip, ca 2.000 tonn pr skip, ca 5 skip pr år.

4.3.3 Støy fra transport råvarer og ferdigvarer

Intern kjøring.

Olivin forflyttes fra kaifront til kailager med hjullaster. Lastes over til lastebil med hjullaster og kjøres til dagsilo, ca 10 lastebiler pr døgn.

Magnesiumoksyd mellomagres i kailager og kjøres til dagtank. Overføring fra lastebil til dagtank skjer med trykkluft.

Transport av råvarer fra kailager skjer hovedsakelig på natt.

Produksjonsanlegg for silisium og magnesium på Herøya
Konsekvensutredning om støy

Kjøring til og fra fabrikkområdet.

Inntil 20 lastebiler pr døgn for materialer inn og produkter ut.

Transport hovedsakelig på dagtid.

4.4 Beregningsresultater

Tabell 4-5 viser beregnet støynivå fra anlegget til 9 referansepunkter. Tabellen viser dagens nivå og fremtidig nivå for nattsituasjonen. Bidraget fra anlegget er vist i siste kolonne. Støybidraget fra Silmag prosessanlegg til omgivelsen er vist i støykotekartet i vedlegg 2. Støykotekart for totalstøy i driftsfasen og støy fra pæling er også vist i vedlegg 2.

Tabell 4-5 Beregnede støynivåer for Silmag prosessanlegg sammenlignet med dagens støysituasjon.

Ref.punkt	Støynivå natt 23-06 $L_{pAeq,8h}$ (dB)		
	Dagens nivå	Fremtidig nivå	
	Totalt	Totalt	Bidrag fra Silmag
1 Tjernløkka 41	47	48	42
2 Fjellhøyvegen 10	48	49	43
3 Edvard Griegs vei 21	48	50	44
4 Stupet	50	52	47
5 Farmannvegen 24	46	48	42
6 Herøyaveien 7	38	39	36
7 Herøyaveien 46	44	46	40
8 Fjordveien	42	43	36
9 Klevestrand skole	44	45	37

4.5 Konsekvenser

Beregningene viser at SilMag vil gi en overskridelse av kravet, $L_{pAeq,8h} = 45$ dB, ved mest utsatte bolig på inntil 2 dB. Med et bidrag fra dagens situasjon på 50 dB, og et bidrag fra prosessanlegget på 47 dB, vil samlet støynivå ved de mest utsatte boligene være $L_{pAeq,8h} = 52$ dB.

Dette er over anbefalte grenseverdier (T-1442) for støy om natten ($L_{night} = 45$ dB).

4.6 Avbøtende tiltak

4.6.1 Mulige støyreducerende tiltak

Støynivået fra anlegget er i hovedsak bestemt av støy fra høyt plasserte avkaståpninger for prosessvifter. Bidraget fra disse er ca. $L_{Aeq} = 46$ dB ved mest utsatte nabo. Samlet bidrag fra øvrige støykilder er på under 40 dB. Ved å dempe støyen fra prosessviftene vil bidraget fra anlegget kunne reduseres til under $L_{Aeq} = 40$ dB ved nærmeste bolig.

Lydtekniske uttrykk

Begrep	Notasjon	Forklaring
A-veiet lydtrykknivå	L_A L_{pA}	Lydtrykknivå målt (eller vurdert) med veiekurve A.
Lydnivå	$L_A (L_C)$	Veiet lydnivå/lydtrykknivå, vanligvis med veiekurv A, men også med veiekurve C. Angies som dBA eller dBC
Ekvivalentnivå lydtrykksnivå/støynivå	$L_{ekv,T}$ L_{Aeq} $L_{pA,eq}$	Gjennomsnittlig (energimidlet) lydnivå for varierende støy over en bestemt tidsperiode T. Ekvivalentnivået gjelder for en viss tidsperiode T, f.eks 1 time, 8 timer. Kan være lineært eller A-veiet
	L_{den}	A-veiet ekvivalent støynivå for dag-kveld-natt (day-evening-night) med 10 dB/ 5 dB ekstra tillegg for natt og kveld. L_{den} er nærmere definert i EUs rammedirektiv for støy og skal i kartlegging etter direktivet beregnes som årsmiddelverdi. For grenseverdier gitt i retningslinjer eller forskrift kan ulike midlingstider gjelde.
	L_{night}	A-veiet ekvivalentnivå for 8 timers nattperiode (kl 23-7)
	L_{day}	A-veiet ekvivalentnivå for 12 timers dagperiode (kl 7-19)
Maksimalt lydtrykknivå	L_{Amax}	Høyeste A-veiet lydtrykknivå for lyd med varierende styrke. Er svært følsom for hvilken tidskonstant som skal brukes og hvilke topper som skal taes med.
Statistisk maksimalnivå	L_{5AF}	L_{5AF} er et mål for maksimal støynivå og er det nivå som overskrides av 5 % av hendelsene i løpet av en nærmere angitt periode, dvs et statistisk maksimalnivå i forhold til antall hendelser.
Lydeffektnivå	L_w L_{wA}	Lydeffektnivå (lydeffekt) fra en kilde er samlet lydenergiutstråling per tidsenhet fra kilden. Veiet lydeffektnivå med veiekurve A
Frittfeltsverdier		Med frittfelt menes at lydbølgene brer seg fra kilden uten å reflekteres
Veiekurve - A	A	Standardisert kurve som etterligner ørets følsomhet for ulike frekvenser ved lavere og midlere lydtrykknivå. Brukes for de fleste vurderinger av støy
Impulslyd		Kortvarige, støvise lydtrykk med varighet på under 1 sek
Støy		Uønsket lyd
Støynivå		Fellesuttrykk for ulike beskrivelser av uønsket lyd (som maksimalt og ekvivalent lydnivå).

5 REFERANSER

- 1 Miljøverndepartementet 2005. Retningslinje for behandling av støy i arealplanlegging T-442.
http://www.sft.no/nyheter/dokumenter/retningslinje_stoy_arealplanlegging.pdf

Vedlegg

- Vedlegg 1 Støykotekart: Støy fra Silmag prosessanlegg
- Vedlegg 2 Støykotekart: Totalstøy HIP
- Vedlegg 3 Støykotekart: Støy fra bygge- og anleggsfasen

Vedlegg B. Utslippstillatelser for Herøya

Tabell B2 og **B3** viser eksisterende utslippstillatelser til luft og vann for anleggene i Herøya Industripart. Tabellene er utarbeidet av Sverre O. Lie, HIP, basert på SFT's database for gjeldende utslippskonsesjoner for virksomheter på Herøya i 2007.

Tabell B2. Utslippstillatelse for utslipp til luft fra HIP

Virksomhet	Komponent			
SMA	Støv fra alle kilder	Timemiddel; mg/Nm ³	Timemiddel;kg/time	Årsmiddel; t/år
	Støv; kalsinator		9,0	27
	Støv; lettbretovn	50	3,6	16
	Støv ¹⁾ ; kals.Al ₂ O ₃	30	2,0	2,5
	SO ₂ ; Kalsinator	20	1,0	30
	SO ₂ ; Lettbretovn		4	85
	SO ₂ ; Al ₂ O ₃ ovn		11	10
	TOC ¹⁾ , Al ₂ O ₃		4	2,5
		20	1,0	
Hydro Polymers, PVC-fabrikken	PVC- og PMMA ²⁾ – prod; TOC PVC- og PMMA ²⁾ - prod.;SS PVC-produksjon; VCM		Ukemiddel;kg/time	Årsmiddel; kg/time
			10	14
			10	4,0
				0,12 kg/h
Yara Porsgrunn Ammoniakkfabrikken	Nox-N		Døgnmiddel; kg/time	Årsmiddel, 28,5 kg/time
	Nox-N		49	
	CO ₂		0,45 t NO ₂ / t NH ₃	1.100.000 t
	SO ₂		1,95 t CO ₂ /t CO ₂	
	SO ₂		2,5 kg/time	9 t/år
Yara Porsgrunn Salpetersyre- fabrikken	Nox-N	Timemiddel; kg/t	Døgnmiddel; kg/time	Årsmiddel; kg/time
	Nox-N	100	60	40
	Lystgass; N ₂ O			1 kg Nox-N/t
	Lystgass; N ₂ O			NO ₃ -N 600 kg N ₂ O/t 15 kgN ₂ O/t NO ₃ - N
Yara Porsgrunn Kalksalpeter- fabrikken	NO ₂		Døgnmiddel; kg/time	Årsmiddel; kg/time
	NH ₃		10	3,5
	Støv		6	2
				8
Yara Porsgrunn Fullgjødsel- fabrikkene	NH ₃		Døgnmiddel; kg/time	Årsmiddel; kg/time
			50	

Fgj.2,3,4+konv.(sum)	NH3 NOx-N Støv			35 0,16 kg/t NPK 7,5 35
Fgj.fabr. 2	Nox-N NH3 Støv		10 10 10	
Fgj.fabr. 3	Nox-N NH3 Støv		15 25 30	
Fgj.fabr. 4	NH3 Støv		40 15	
Eramet Norway as Porsgrunn	SO2 Hg Støv Støv Pb Sum As,Cd, Cu og Cr ⁵⁾ Støv ;MOR-anl. Støv; div.avsug		Konsentrasjon, mg/Nm ³ ; ukemiddel 10 ³⁾ 40 ⁴⁾ 20 25	Utslippsmengde Årsmiddel 50 tonn 15 kg 150 kg 50 kg
Addcon Nordic	NH3-N Maursyredamp		Døgnmiddel 3,0 kg/time 150 g/time	Årsmiddel 2,50 kg/time 50 g/time

1)Grensen refererer til mengde innmatet råstoff på 4 tonn/time

2)PMMA=polymetylmetakrylat

3)Gjelder støvutslipp i avgass fra smelteovnene, målt etter kvikksølvrensaneanlegget

4)Gjelder støvutslipp ved lokal fukling av avgass fra smelteovnene.

5)De reelle utslipp skal rapporteres for hver enkelt komponent

Tabell B3. Utslippstillatelse for utslipp til vann fra HIP.

Virksomhet	Komponent	Mengde	Mengde	
SMA		Døgnmiddel; t/dg	Årsmiddel; t	
	Mg(OH) ₂	7	2500	F 16
	Ca(OH) ₂	50	18000	F 16
	Al ₂ O ₃	1 ¹⁾	104	F 14
	TOC	0,05 ¹⁾	5	
<u>Hydro Polymers, PVC-fabrikken</u>		Ukemiddel;kg/time	Årsmiddel; kg/time	
	PVC- og PMMA ²⁾ TOC	28	14	F 16
	PVC- og PMMA ²⁾ SS	10	4,0	F 16
	PVC-produksjon; VCM		0,12 kg/h	F 16
Yara Porsgrunn Ammoniakk- fabrikken		Døgnmiddel; kg/dg	Årsmiddel, tonn/år	
	Metanol	250	36	F 20
	Nitrogen som N	200	27	F 20
	HCl (som 35 %)	1000	230	G14
	NaOH (som 100 %)	650	150	G14
	Prosess- og kjølevann	10.000 m ³ /time		G2
<u>Yara Porsgrunn Salpetersyre- fabrikken</u>		Døgnmiddel; kg/dg	Årsmiddel;	
	Nitrogen (som N)	300	250 kg/dg	F 14
	Fosfater (som P)		350 kg/år	F 14

	Klor (fritt) Kjølevann	1 mg/liter; døgn 10.000 m ³ /time	5 mg/liter; maksverdi	F 14 F 14 F 14
<u>Yara Porsgrunn</u> Kalksalpeter- fabrikken	Nitrogen (som N) Fosfos (som P) HCl	Døgnmiddel; kg/dg 1200 15 1500 kg/time	Årsmiddel; kg/dg 800 3 1280 kg/time	F 14 F 14 F 15
<u>Yara Porsgrunn</u> Fullgjødsel- fabrikkene <u>Fgj.2,3,4+konv.</u> <u>(sum)</u>	Nitrogen Fosfor	Døgnmiddel; kg/dg	Årsmiddel; kg/dg 1800 25	
Fgj.fabr. 2	Nitrogen Fosfor	600 50		F 9 F 9
Fgj.fabr. 3	Nitrogen Fosfor	1000 50		F 2 F 2
Fgj.fabr. 4	Nitrogen Fosfor	450 50		F 20 F 20
Konvert.anlegget	Nitrogen	600		F 14
Scanwafer Herøya	KOF SS	Døgnmiddel; kg/dg 430 600	Årsmiddel; kg/dg 360 500	F 36 F 36
Eramet Norway as Porsgrunn	Suspendert stoff PAH(målt som Borneff 6 ³) Cu Sum As,Cd, Cr og Pb ⁵) Zn oppløst Mn Hg pH		Årsmiddel; ⁴) 500 kg 10 kg 100 kg 10 kg 50 kg 50 kg 1 kg 6-9.5	

1)Grensen refererer til mengde innmatet råstoff på 4 tonn/time

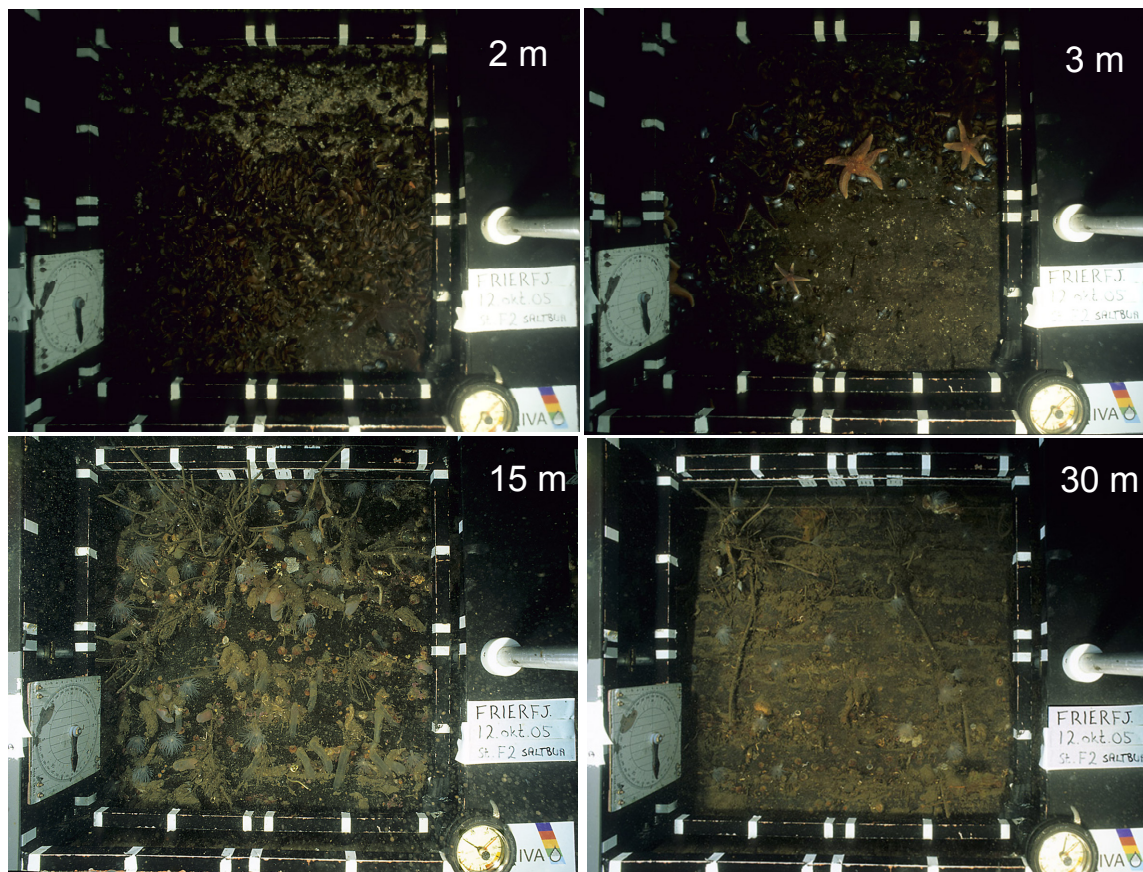
2)PMMA=polymetylmetakrylat

3)Sum av partikkelbundet og oppløst PAH

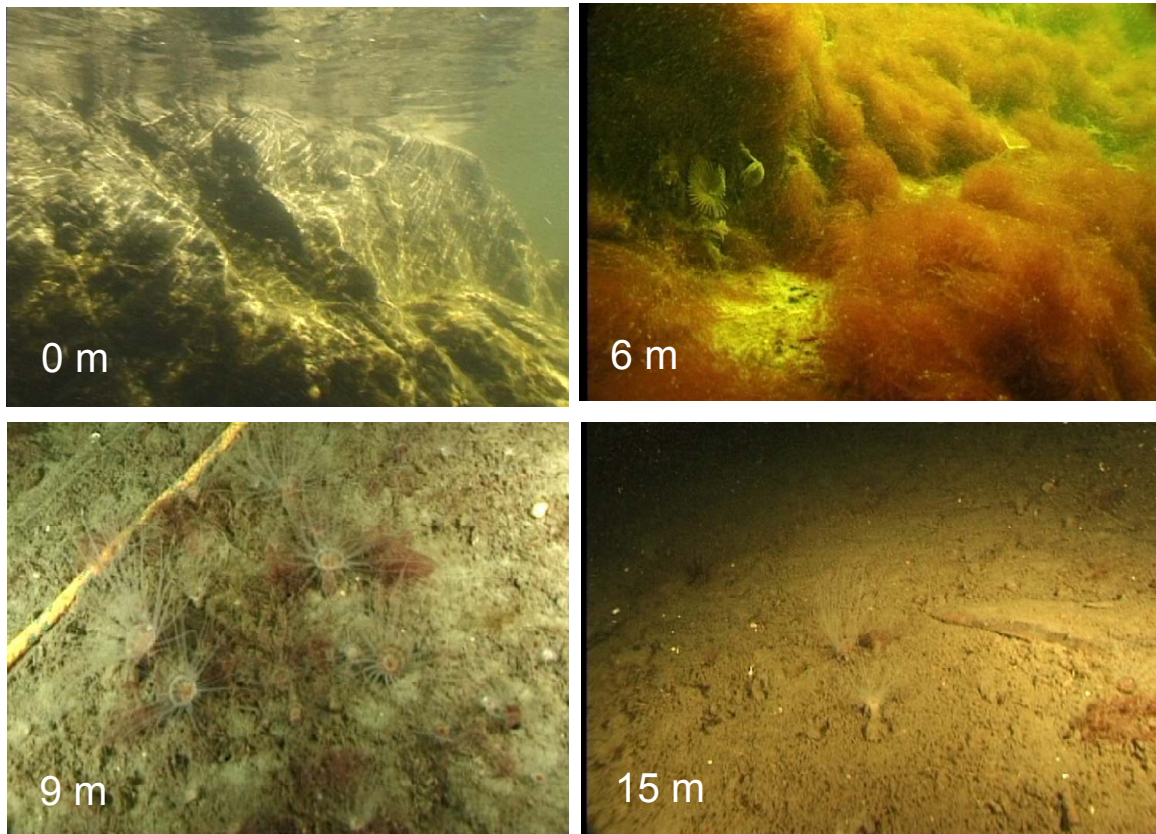
4)Gjelder samlet utslipp for de siste 12 mnd, regnet ved utløpet av enhver kalendermåned

5)Årlig skal rapporteres for hver komponent

Vedlegg C. Eksempler på hardbunnssamfunn i Frierfjorden



Figur B1. UV-foto fra noen av de faste stasjonene på Saltbua 12.10.2005. Arealet er 0,5 x 0,5m. Foto: M. Walday, NIVA



*Figur B2. UV-foto av organismesamfunnet ved stasjon A 17 Balsøy i Frierfjorden 1998-1999.
Foto: M. Walday, NIVA*

Vedlegg D. Beskrivelse av Surface Modelling System (SMS)

For å simulere sirkulasjonen i brakkvannslaget utenfor Herøya og vestover mot Skienselva har vi brukt modellen SMS/RMA2. Forkortelsen SMS står for "Surface Water Modelling System", som inneholder den numeriske modellen RMA2. SMS er laget ved Brigham Young University i samarbeid med U.S. Army Corps of Engineers Waterways Experiment Station og U.S. Federal Highway Administration (ECGL, 1995). RMA2 er en dynamisk, todimensjonal, dybde-integrert numerisk modell med fri overflate. Modellen beregner løsninger ved hjelp av endelig-element metoden.

Ligninger:

Grunnligningene i RMA2 er Navier-Stokes ligninger for bevarelse av bevegelsesmengde og volum (volumkonservering).

$$\frac{\partial h}{\partial t} + \frac{\partial(uh)}{\partial x} + \frac{\partial(vh)}{\partial y} = 0$$

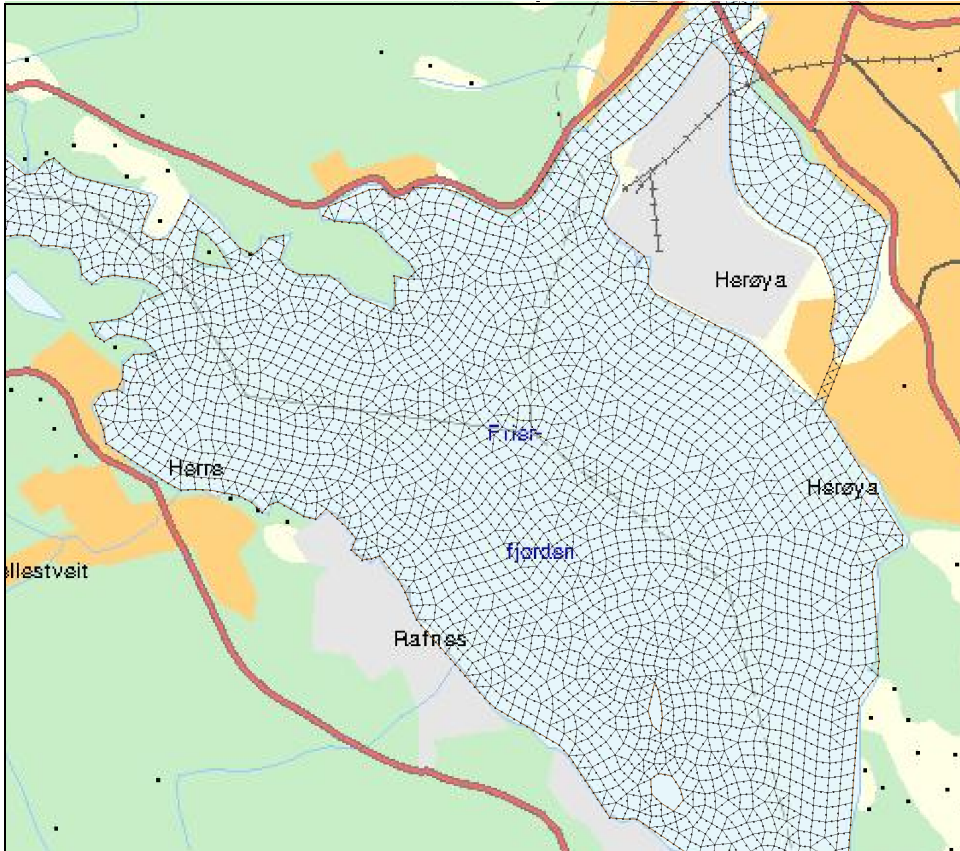
$$\frac{\partial u}{\partial t} + u \frac{\partial u}{\partial x} + v \frac{\partial u}{\partial y} + g \left(\frac{\partial h}{\partial x} + \frac{\partial a_0}{\partial x} \right) + fv - \frac{\varepsilon_{xx} \partial^2 u}{\rho \alpha^2} - \frac{\varepsilon_{xy} \partial^2 u}{\rho \beta^2} + \frac{gu}{C^2 h} \sqrt{u^2 + v^2} = 0$$

$$\frac{\partial v}{\partial t} + u \frac{\partial v}{\partial x} + v \frac{\partial v}{\partial y} + g \left(\frac{\partial h}{\partial y} + \frac{\partial a_0}{\partial y} \right) - fu - \frac{\varepsilon_{yx} \partial^2 v}{\rho \alpha^2} - \frac{\varepsilon_{yy} \partial^2 v}{\rho \beta^2} + \frac{gv}{C^2 h} \sqrt{u^2 + v^2} = 0$$

x =	Distanse i x-retning (positiv mot øst)
y =	Distanse i y-retning (positiv mot nord)
u =	Horisontal strømningshastighet i x-retning
v =	Horisontal strømningshastighet i y-retning
t =	Tid
g =	Tyngdens akselerasjon
h =	Vanddybde
ρ =	Væskens tetthet
ε_{xx} =	Normal turbulent utvekslingskoeffisient i x-retning
ε_{xy} =	Tangensial turbulent utvekslingskoeffisient i x-retning
ε_{yx} =	Tangensial turbulent utvekslingskoeffisient i y-retning
ε_{yy} =	Normal turbulent utvekslingskoeffisient i y-retning
C =	Chezy ruhetskoeffisient (Beregnet ut fra Mannings n)
f =	Coriolis parameter

Modelleringen begynner med konstruksjon av et nettverk (grid) med diskrete punkter (dvs. data over posisjon og dyp for punktene i et nettverk, som siden interpoleres til et grid i SMS). **Figur A1** viser nettverket som ble benyttet for beregningene..

Man må tilegne nettverket en initialtilstand. Dette gjøres ved å legge en horisontal, plan overflate over hele nettverket. Modellen trenger så en del tid ("spin up") på å finne representative løsninger.



Figur A1 Nettverket eller gridet i RMA2-modellen for simulering av sirkulasjon. I hvert hjørne av trekantene og midt på hver side (noder) beregnes høyden over referansedypet, strømretning og strømhastighet.

Ved hjelp av de topografiske dataene, grenseflatebetingelsene og initialbetingelsene beregner RMA2 løsninger for hvert tidssteg. Modellen beregner verdier for strømhastighet, retning og vannstand i hvert av punktene i gridet.

Modellen beskriver dermed sirkulasjonen i et brakkvannslag med tykkelse 4 m over en horisontal, flat bunn. Spesielt vil modellen framheve områder med bakevjer og svak/sterk strøm. *Derimot kan man ikke oppfatte strømhastighetene som helt riktige fordi dette ville forutsette en inngående kalibrering av modellen.*

I dette prosjektet er modellen kjørt for å få et generelt inntrykk av sirkulasjonen utenfor Herøya, og er derfor brukt i "stasjonær modus", dvs. med konstant vannføring i Skienselva, uten varierende tidevann eller varierende vind.

Data:

Modellen må gis verdier for de turbulente utvekslingskoeffisientene og for bunnfriksjons-koeffisienten Manning's n. Turbulens og friksjon varierer med strøm- og bunnforholdene, og er samtidig en egenskap ved selve bevegelsen. De er følgelig svært vanskelige å bestemme nøyaktig. Oppgitte størrelser på koeffisientene varierer med flere størrelsesordener (ECGL, 1995), uten at beregningsresultatene endrer seg tilsvarende mye. Bunnfriksjonen (Manning's n) er satt lik 0,02 (tilsvarer middels "friksjon" mot dypvannet og sider).

Strømforholdene i overflatelaget vil være bestemt av tidevann, vannføringen i Skienselva, den topografiske utformingen av strandsonen og av vind. Utstrømmingen av ellevann er den faktoren som dominerer sirkulasjonen og vi har valgt å kjøre modellen for vannføring 200 m³/s som er noe under årgjennomsnittet (ca. 250 m³/s). Ved større vannføringer forventes økende fortynning. Vi kjenner ikke vindforholdene i området og har satt vindstyrken lik null.

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

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



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no