

Vurdering av miljøeffekter av sjøvannsutslipp fra SO₂ renseanlegg ved Hydro Karmøy



RAPPORT

Hovedkontor

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

NIVA Region Sør

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

NIVA Region Innlandet

Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 62 57 66 53

NIVA Region Vest

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

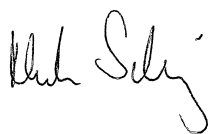
Tittel Vurdering av miljøeffekter av sjøvannsutslipp fra SO ₂ renseanlegg ved Hydro Karmøy	Løpenr. (for bestilling) 6684-2014	Dato 21.08.2014
	Prosjektnr. Undernr. O-14096	Sider Pris 32
Forfatter(e) Morten Thorne Schaanning, André Staalstrøm, John Arthur Berge	Fagområde Marin forurensning	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Rogaland	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Hydro Aluminium	Oppdragsreferanse Leif Ongstad
-------------------------------------	-----------------------------------


Sammendrag

Hydro Aluminium planlegger en to-trinns utvidelse av aluminiumsverket på Karmøy. Bedriften slipper ut sjøvann med sulfitt (SO₂) som tas opp fra røykgassene i en sjøvannsvasker (scrubber). Sulfitten løses i vann og danner svovelsyrling (H₂SO₃) som oksideres videre til svovelsyre (H₂SO₄). I denne prosessen reduseres pH og det forbrukes oksygen som tilføres fra luft eller sjøvann. Prosessen medfører også at sjøvannet som slippes ut i resipienten har høyere temperatur enn inntaksvannet. Det finnes ikke norske etablerte grenseverdier for effekter av pH, oksygen eller overtemperatur i sjøvann. I rapporten argumenteres det for at pH er styrende faktor og at en lokal endring på inntil 0,5 pH-enheter er akseptabelt kriterium for å oppnå tilstrekkelig sikkerhet mot uønskede effekter i resipienten. For å imøtekomme dette kriteriet må utslippet fra scrubber fortynnes opp til 25x i resipienten. Fortynningsberegninger viste at en slik fortynning normalt oppnås i relativt kort avstand fra utslippspunktet. Alternative lokaliseringer av utslippene etter produksjonsutvidelsen er vurdert på grunnlag av disse vurderingene og etter prinsippene skissert i Miljødirektoratets utkast til veileder for innblandingssoner.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Sulfitt	1. Sulfite
2. Sjøvannsvasker	2. Fluegas-scrubber
3. Innblandingssoner	3. Mixing zones
4. pH	4. pH



Morten Schaanning
Prosjektleder



Kristoffer Næs
Forskningsleder

**Vurdering av miljøeffekter av sjøvannsutslipp fra SO₂
rensaneanlegg ved Hydro Karmøy**

Forord

Rapporten er utarbeidet på oppdrag for Hydro Aluminium, Karmøy, og skal inngå som underlagsmateriale for en bredere utredning av konsekvensene av en planlagt utvidelse av aluminiumsproduksjonen på Karmøy. Arbeidet er utført av André Staalstrøm, Morten Schaanning og John Arthur Berge som hadde ansvaret for hhv fysiske, kjemiske og biologiske konsekvensvurderinger. Morten Schaanning var prosjektleder. Leif Ongstad var kontaktperson hos oppdragsgiver. Alle takkes for gode dialoger underveis og konstruktive innspill.

Oslo, 21.08.2014

Morten Thorne Schaanning

Innhold

Sammendrag	5
Summary	6
1. Bakgrunn	7
2. Lokalisering av utslipp	7
3. Tilstand i resipienten	9
4. Eksisterende utslipp og føringer gitt i vannforskriften	11
4.1 Partikkelutslipp	11
4.2 Prioriterte stoffer	11
5. Biologiske effekter av overtemperatur og pH	12
5.1 Overtemperatur	14
5.2 pH	16
6. Produksjon av syre og nøytralisering i sjøvann	18
6.1 Oksidasjon av sulfitt	18
6.2 Nøytralisering av syre	20
7. Innblanding og fortynning	23
7.1 Beskrivelse av utslippscenarier og metoder	23
7.2 Økt utslipp til fangdam nord	23
7.3 Utslipp i sør alternativ 1: Fangdam	24
7.4 Utslipp i sør alternativ 2: Utslipp på dypet	26
8. Vurderinger	27
8.1 Metode	27
8.2 Fortynningsbehov	28
8.3 Trinn 1 - utslipp til fangdam nord	28
8.4 Trinn 2 - utslipp til fangdam sør	29
8.5 Trinn 2 - dykket utslipp	29
9. Konklusjoner	30
10. Referenser	31

Sammendrag

Hydro Aluminium planlegger en to-trinns utvidelse av produksjonen ved aluminiumsverket på Karmøy. Utvidelsen medfører økede utslipp fra bedriftens anlegg for sjøvannsvasking (scrubbere). I sjøvannsvaskeren tas sulfitt (SO_2) opp fra røykgassene. Sulfitten løses i vann og danner svovelsyring (H_2SO_3) som er en svak syre. Svovelsyring oksideres videre til svovelsyre. I denne prosessen forbrukes oksygen og det endelige produktet fra utslippet er SO_4^{2-} som er et vanlig forekommende ion i sjøvann. Prosessen medfører også at sjøvannet som slippes ut i resipienten har høyere temperatur (maksimalt 14 °C) enn inntaksvannet.

Utvidelsen er planlagt i to trinn. I trinn 1 økes utslippet til en fangdam nord for verket fra 3800 m³/h fra nåværende anlegg til 5800 m³/h etter etablering av nytt produksjonsanlegg. I trinn 2 som ikke vil bli realisert før ca år 2020, planlegges en ytterligere økning på 6000 m³/h til et totalt utslipp på 11 800 m³/h. Den siste økningen vil av tekniske grunner ledes til området ved en eksisterende fangdam sør for verket. Denne fangdammen har ikke vært i bruk siden 2008 og for å unngå spredning av PAH fra forurensede sedimenter i bunnen av dammen er det foreslått å bygge en ny steinfylling utenfor den eksisterende og lede det nye utslippet til denne. En alternativ løsning er å lede dette utslippet via en avløpsledning til dykket utslipp i det samme området sør for verket.

De ulike lokaliseringmulighetene for utslippene etter produksjonsutvidelsen er vurdert etter prinsippene skissert i Miljødirektoratets utkast til veileder for innblandingssoner. I mangel av norske grenseverdier for de mest kritiske parameterne, har vi i denne rapporten argumentert for at en overtemperatur (ΔT) på inntil 3°C (konservativt 1°C) og lokal pH-endring (ΔpH) inntil 0,5 pH-enheter gir tilstrekkelig sikkerhet mot uønskede effekter i marine økosystemer. For oksygen har vi argumentert at et kriterium på 50 % metning gir rimelig sikkerhet mot uønskede effekter. Beregninger viste at det i utslippet fra scrubberen etter dette vil være pH som blir styrende faktor for hvor stor fortynningen må være for å sikre mot uønskede effekter. Mulig samvirke mellom de tre faktorene er ikke vurdert. Anvendt på de aktuelle utslippene gir pH et fortynningsbehov på opp til 25x. Denne fortynningen vil definere størrelsen av innblandingssoner med lav pH, overtemperatur (særlig vinterstid) og noe redusert innhold av oksygen sammenlignet med omgivende sjøvann.

For utslippet mot nord (utvidelse trinn 1) vil innblandingssonen omfatte eksisterende fangdam pluss en 2-7 m bred sone utenfor steinfyllingen. Området er i dag påvirket av samme type utslipp, men i en marginalt mindre innblandingssone, dvs. inntil 1-4 m utenfor steinfyllingen. Utslippsøkningen vil derfor gi små endringer fra dagens situasjon og er etter vår oppfatning akseptabelt iht. til prinsippene i utkast til veileder for innblandingssoner (beslutningssystemet trinn 2).

For utslippet mot sør vil utslipp i overflaten via ny fangdam gi en innblandingssone som er marginalt forskjellig fra innblandingssonen nord for verket (dvs ut til 2-7 m fra steinfyllingen). Området har noe dårligere vannutskifting og miljøforholdene når dette utslippet skal realiseres vil ha hatt minst 10 år på restituering fra tidligere utslipp. Både byggingen av ny fangdam og utslippet vil derfor medføre en betydelig endring av miljøet i det området som omfattes av denne innblandingssonen. Vi er derfor av den oppfatning at utslipp via ledning til 30 m dyp ut mot Karmsundet er en bedre løsning. Innlagingsdyp ble beregnet til mellom 22 og 39 m og innblandingssonen ble beregnet til en avstand på ca 50 m fra utslippspunktet. Veilederen anbefaler generelt ikke utslipp til overflaten. Dette utslippet vil ikke påvirke overflatelag og strandsoner og innblandingssonen anses som liten i forhold til en stor resipient med god vannutskifting. Utslippet ansees derfor å være akseptabelt etter trinn 2 i veilederens beslutningssystem.

Summary

Title: Environmental impact assessment for increased discharge from flue gas scrubber at Hydro Aluminium, Karmøy

Year: 2014

Author: Morten Thorne Schaanning, André Staalstrøm, John Arthur Berge

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 978-82-577-6419-7

Hydro Aluminium is planning for increased production at their aluminum works at Karmøy, South West Norway. The factory uses sea water to remove sulfite (SO_2) from flue gases. Shortly, the discharge will be increased from currently 3 800 m^3/s to 5 800 m^3/s . A further increase to 11 800 m^3/s is planned to take place at about 2020. In this report, effects on the marine environment have been considered based on alternative discharge locations in Karmøysundet which is characterized by strong currents and good water exchange with the North Sea.

The impacts of the discharge on the local marine environment was assumed to be related mainly to low pH, reduced content of O_2 and an up to 14°C increase in temperature. Reduced O_2 and pH is caused by the dissolution of SO_2 and oxidation of sulfurous acid (H_2SO_3) to sulfuric acid (H_2SO_4). After discharge, the deviation of the three factors (ΔT , ΔO_2 and ΔpH) will gradually diminish by dilution in the surrounding sea water. The stable end product of sulfite is sulfate ions (SO_4^{2-}) which is a major ion in sea water. Thus, the impacts on the marine environment were assumed limited to immediate effects near the point of the discharge. Based on available knowledge of effects on marine organisms, the pH lowering was considered to be the critical factor requiring up to 25x dilution. Combined effects were not considered.

The current discharge is located north of the factory plant, in a coffer dam separated from the open waters by an about 200 m long riprap. After increase to 5 800 m^3/s , model calculations showed that the area affected by less than 25x diluted discharge water was restricted to inside the dam and a maximum distance of 2-7 m outside the riprap. This was found to be acceptable in accordance with the principles of the new national guidelines suggested by the Norwegian Environment Agency.

The future additional discharge of 6 000 m^3/s from the step two expansion will be lead to a different location south of the factory. Rather than building a new coffer dam, we recommend this discharge to be lead via pipeline to a depth of 30 m or more. Model calculations for discharge at 30 m depth in this area, showed buoyancy depth of 22 to 39 m and more than 25x dilution within a distance of about 50 m from the point of discharge. Again, this was found to be acceptable in accordance with the principles of the new national guidelines suggested by the Norwegian Environment Agency.

1. Bakgrunn

Hydro vurderer utvidelse av aluminiumsproduksjonen ved Hydro Aluminium Karmøy, fra nåværende ca. 190 000 tonn/år til ca. 530 000 tonn/år. Utvidelsen er planlagt å skje i to trinn; først et «pilotprosjekt» på ca. 75.000 tonn/år og senere full utbygging med ytterligere ca. 260 000 tonn/år. Det nye anlegget vil bli plassert på samme tomt som tidligere Søderberg-anlegg.

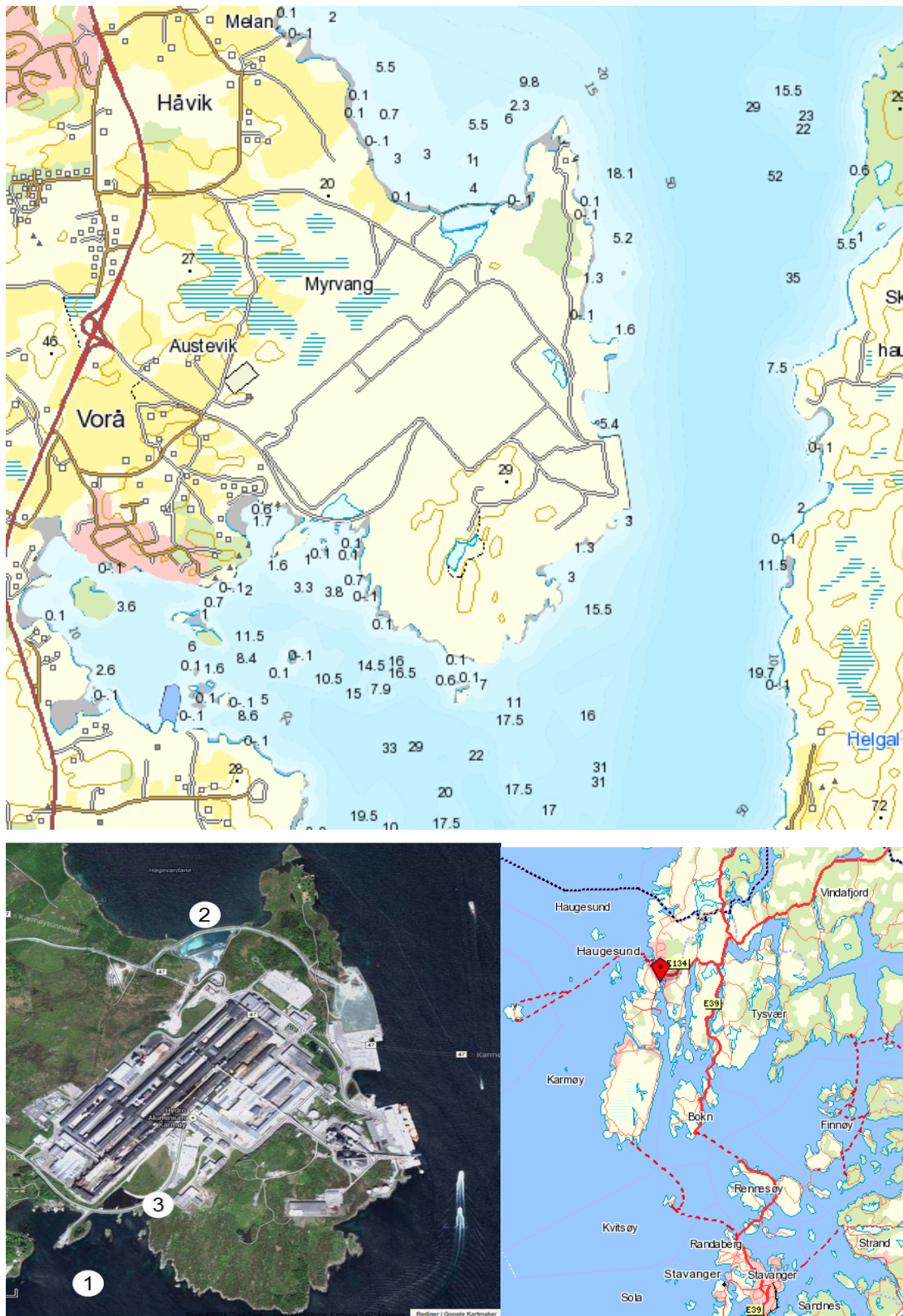
Det vil bli brukt sjøvann for å fjerne SO₂ fra røykgassene fra prosessen på samme måte som i eksisterende anlegg. Bedriften ønsker en høy rensegrad (~ 99%) for å få en minst mulig utslippsøkning, og derved unngå at utbyggingen kommer i konflikt med Norges målsettinger og forpliktelser i forhold til Gøteborg-protokollen om langtransportert luftforurensning. Dette innebærer at tilnærmet all SO₂ gass som produseres skal fanges opp i sjøvannet i scrubberen.

Utslipp av brukt sjøvann medfører imidlertid potensielle miljølemper knyttet til redusert pH, forbruk av oksygen i resipienten og økt temperatur. Vaskevannet som produseres i nåværende anlegg inneholder noe partikler, tungmetaller og PAH. Ifølge bedriften vil det nye anlegget ikke gi utslipp av PAH til vaskevannet.

Tidligere utslipp har imidlertid forårsaket høyt innhold av PAH i sedimenter i fangdammer og på stasjoner i Karmsundet i nærheten av anlegget. Dersom slike sedimenter berøres av denne eller senere utbygging, f.eks. ved etablering av ny steinfylling eller trasé for utslippsledninger vil dette være tiltak som krever tillatelse etter forurensningsloven (mudringsforskriften) og det vil i den forbindelse kunne stilles krav om tiltak mot spredning av forurensning i anleggsperioden.

2. Lokalisering av utslipp

Fabrikanlegget er vist i Figur 1. Figuren viser lokalisering av sjøvannsinntaket på 20 m dyp (punkt 1) og de to fangdammene (punkt 2 og 3) beliggende i strandsonen hhv nord og sør for bedriften. Begge fangdammene er avgrenset med steinfyllinger mot sjøen utenfor. Det planlegges en delt løsning, der avløpsvannet fra pilot-anleggets sjøvannsvasker føres til nordre basseng sammen med eksisterende utslipp, mens ekspansjonen i trinn 2 vil få to scrubbere med utslipp mot sør. Ved utslipp mot sør skal det tas hensyn til at sedimentene i eksisterende fangdam er forurenset med PAH fra tidligere utslipp (før 2009). Det ønskes derfor primært å etablere en ny steinfylling utenfor den eksisterende med et areal omtrent som fangdammen på nordsiden og lede utslippet til denne. Alternativt kan dette utslippet ledes via ny utslippsledning til dykket utslippspunkt i området sør for verket. Det må her også tas hensyn til vanninntaket som er lokalisert på 20 m dyp (Figur 1).



Figur 1. Beliggenhet av aluminiumsverket på Karmøy. Bildet viser de to fangdammene hhv nord (2) og syd (3) for verket. Bildet viser også posisjon for sjøvannsinntaket på 20m dyp (1). Fabrikkhallene med det gamle Söderberganlegget (de to lange bygningene til høyre) er revet og tomt opparbeidet for nye fabrikkbygninger.

Tabell 1. Planlagte utslipp etter full utbygging. Tabellen viser vannmengder, opptak av sulfitt i scrubberen ved middels og høyt innhold av svovel i grafitt-elektrode, kjemisk oksygenforbruk (COD) etter forbruk av antatt 8 mgO₂/l i sjøvannet som tilføres scrubberen og forventet temperaturforskjell mellom inntak og utløp (Kilde: Leif Ongstad, Hydro, notat 22.01.2014).

	Mot nord (eksisterende og trinn 1; 270 000 tonn Al)		Mot sør (trinn 2; 260 000 tonn Al)	
	Middels S	Høy S	Middel S	Høy S
Vannmengde (m ³ /h)	5800	5800	6000	6000
SO ₂ opptak i scrubber (mg/l)	118	151	107	138
COD i utslippet (mg/l)	21,4	29,8	18,7	26,4
Temperaturøkning (ΔT, °C)	9 – 12	9 - 12	11– 14	11 – 14

Etter ferdigstillelse av utvidelsen i trinn 1, oppgis utslippet til fangdam nord å bli 5800 m³/h. SO₂-innholdet i avgassene har sin opprinnelse i grafitt-anodene som inneholder typisk 2,7 % svovel med et høyt anslag på 3,5 %. I begge tilfeller er dette høyere enn dagens nivå på < 2 %. Anodeforbruket er oppgitt til 0,4 tonn per tonn aluminium produsert. Med antatt rensegrad på 100 % er beregnet opptak av SO₂ i sjøvann-scrubber 118-151 mgSO₂/l. Temperaturen i utslippet er oppgitt å bli 9-12°C høyere enn i vannet som tas inn på 20m dyp sør for anlegget.

Utslipet fra trinn 2 er tilsvarende beregnet til 6000 m³/h med en konsentrasjon av SO₂ på 107-138 mg/l og en overtemperatur på 11-14°C.

3. Miljøtilstand i utslippsområdet

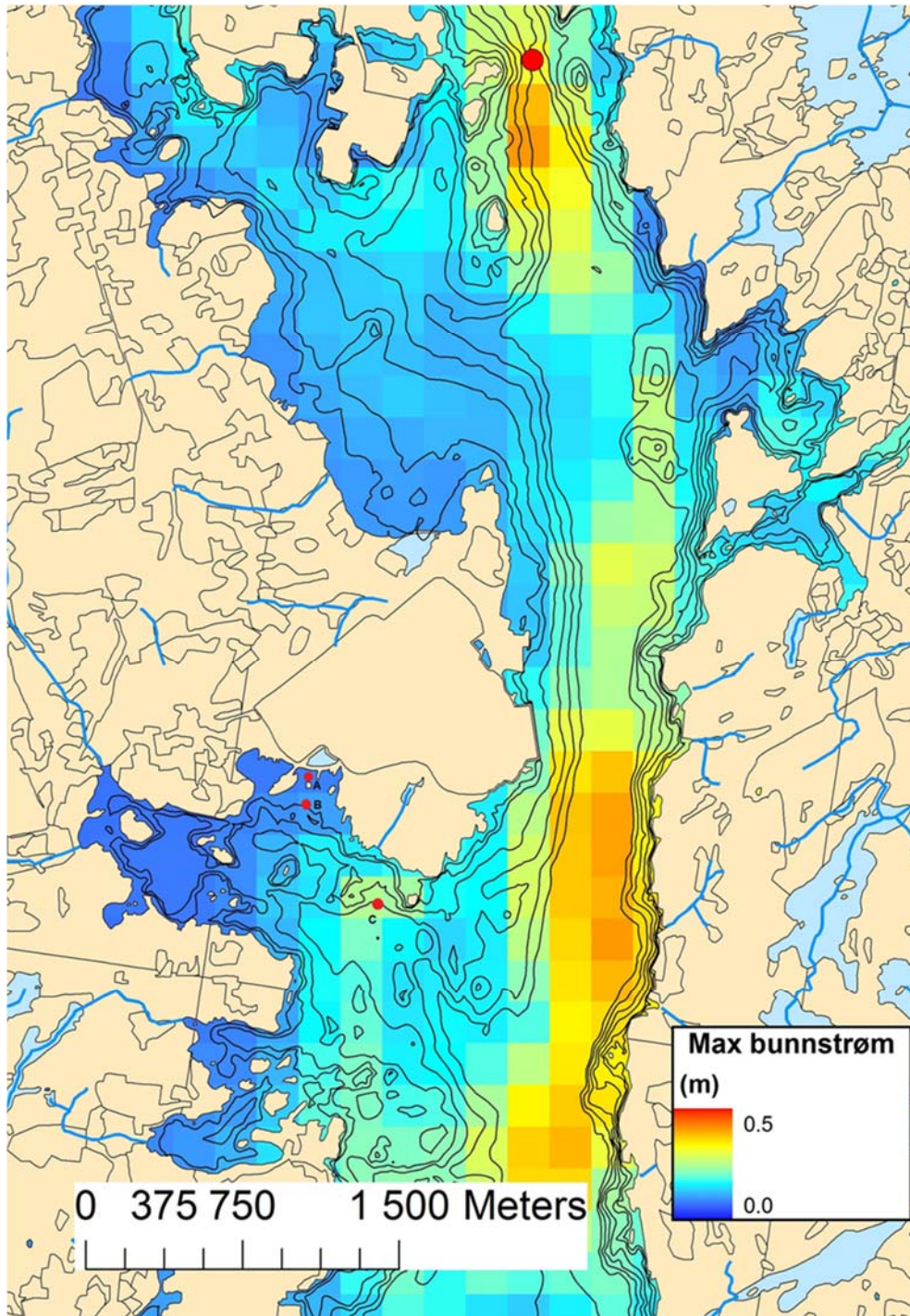
Aluminiumsverket er lokalisert rett syd for Høgevarde langt sør i Karmsundet. Områdene nord og sør for verket er grunne bukter med vanddyb 10-15 m mens sundet utenfor har dyp ned mot 70-90 m. Molvær et al., 2003, målte strømhastigheter i sundet opp til 80 cm/s med gjennomsnitt på 25 cm/s. Modellberegninger viser høye strømhastigheter også langs bunnen (Figur 2). Vannutskiftingen i sundet er således meget god.

Forurensningssituasjonen i Karmsundet ble undersøkt i 2008 (Næs et al., 2009). Passive prøvetakere viste da 4x forhøyede konsentrasjoner av PAH i vannet ved Høgevarde sammenlignet med stasjoner lenger nord og sør i Karmsundet. Blåskjell fra samme lokalitet var meget sterkt forurenset med PAH og også andre organismer som torsk og krabbe var tydelig påvirket av utslippet. Sedimentene i området var også sterkt forurenset (klasse IV) på en stasjon på 41 m dyp nord for aluminiumsverket og meget sterkt (klasse V) forurenset ved en stasjon på 39 m dyp sør for verket. Etter nedleggelsen av Søderberganlegget, har tilførslene gått sterkt ned og i andre fjorder med tilsvarende reduksjon i PAH-tilførslene er det målt rask bedring i vannmasser og blåskjell som ikke er i kontakt med sedimentene (Næs et al., 2010). I sedimentene vil reduksjonen av PAH-innholdet være en mer gradvis prosess, og det kan antas at de i lang tid fremover vil være en kilde for spredning av PAH til organismer som lever i sedimentet eller er knyttet til næringskjeder som starter i sedimentene. PAH innholdet i sedimentene må hensyntas dersom det skal utføres arbeider som omfatter mudring eller dumping av masser i sjøområder utenfor verket.

For metaller var konsentrasjonene av As, Pb, Cr og Hg lave på begge stasjonene nærmest verket. Kobber var klasse II i sedimentprøvene fra stasjonen på nordsiden av verket og kadmium var i klasse II både nord og sør for verket.

Mattilsynet advarer mot å spise skjell og krabber fanget i Karmsundet. Kostholdsrådet gjelder hele Karmsundet og skyldes PCB og PAH. Iflg Miljødirektoratets naturbase er strandsonen nordvest for verket

beiteområde for andefugler, lommer og storskarv, mens strandsonen og øyene syd for verket er yngleområde for vade-, måke- og alkefugler. Det er ikke angitt spesielle naturtyper i sjøområdene som omgir aluminiumsverket.



Figur 2. Modellerte strømforhold ved bunnen i Karmsundet (enhet er m/s).

4. Eksisterende utslipp og føringer gitt i vannforskriften

4.1 Partikkelutslipp

Eksisterende utslipp inneholder en del støvpartikler fra lekkasjer i tørr-rensanleggets poser. Støvet er i hovedsak aluminiumoksid som vaskes ut i scrubberne. I de eksisterende anleggene kan det være ganske store poselekkasjer. Mye av støvet antas fanget opp i sedimenteringsbassenget i nord. Partikler kan virke direkte på marine organismer (gjentetting av porer/skader på gjeller e.l.) og indirekte ved påvirkning av siktedypet. Siktedypet er iflg. vannforskriftens §4, vedlegg V et fysisk kvalitetselement som vil kunne påvirke biologiske kvalitetselementer. Dvs særlig planteplankton og fastsittende alger som er følsomme for lystilgang.

I 2012 hadde bedriften et utslipp på 39,4 tonn suspendert stoff (Tabell 2). Dette tilsvarer 1,18 mg/l og er i størrelsesorden lik det som ofte finnes naturlig i kystvann. Det forventes at partikkelutslippene vil bli redusert i de nye anleggene og noe vil også sedimentere i fangdammen. Det er derfor liten grunn til å tro at dette partikkelutslippet vil gi noen målbare endringer i resipienten, men det kan være et moment å vurdere i forhold til fremtidig overvåking.

Tabell 2. Utslipp av partikler, og prioriterte stoffer (PAH og metaller) fra aluminiumsverket på Karmøy i perioden 2010-2012 (Kilde: Miljødirektoratet utslipp.no), gjennomsnittlig konsentrasjoner i 2012 og aktuelle grenseverdier.

	2010 (kg/år)	2011 (kg/år)	2012 (kg/år)	2012 (µg/l)	Grenseverdi AA-EQS
Suspendert stoff	65 480	55 800	39 400	1,18	-
PAH	23	8,0	2,6	0,077	-
Benzo(a)pyren	-	-	-	-	0,00017 ^a
Nikkel	201	33	197	5,9	8,6 ^a
Kopper	60	17	197	5,9	2,6 ^b (0,64 ^c)
Sink	33	4,9	14	0,4	3,4 ^b (2,9 ^c)
Krom	2,0	0,1	2,8	0,08	3,4 ^b (3,4 ^c)
Kvikksølv	0,05	0,01	<0,01	<0,0003	0,05 ^b (0,048 ^c)

^a2013/39/EU, ^bTA3001/2012 (Høringsutkast), ^cTA2229/2007 (øvre grense for tilstandsklasse II).

4.2 Prioriterte stoffer

Iflg. vannforskriften § 7 er det et generelt mål å gjennomføre tiltak med sikte på gradvis reduksjon av forurensning av prioriterte stoffer til vann.

Utslippene av PAH (polyaromatiske hydrokarboner) til vann er redusert fra over 1000 kg/år før nedleggelsen av Søderberganlegget i 2009 til 2,6 kg i 2012 og det forventes ikke utslipp av PAH fra de nye anleggene. Utslippet på 2,6 kg/år tilsvarer gjennomsnittlig konsentrasjon på 0,077 µg/l. Miljøtilstand for kystvann skal nå vurderes på grunnlag av konsentrasjonen av PAH-kongeneren benzo(a)pyren (BaP) som antas å være representativ for alle PAH forbindelsene (EU-direktiv 2013/39). Utslipp.no oppgir bare sum

PAH. Anslag basert på forholdet mellom BaP og sumPAH i blåskjell og sedimenter fra nærliggende stasjoner i Karmsundet i 2008 (Næs et al., 2009), gir en årlig gjennomsnittskonsentrasjon av BaP i utslippet som er hhv 13x og 43x større enn AA-EQS i direktivet (Tabell 2), men godt innenfor øvre grense for tilstandsklasse II i miljødirektoratets veileder TA2229/2007 og lavere enn forslaget til ny AA-EQS i Miljødirektoratets høringsutkast til nye miljøkvalitetsstandarder (TA3001/2012).

Utslipet av tungmetaller gir årlige gjennomsnittskonsentrasjoner lavere enn AA-EQS for alle metallene unntatt kopper som i 2012 ga 2,2x forslaget til AA-EQS i Miljødirektoratets høringsutkast til nye miljøkvalitetsstandarder (TA3001/2012) og 9,2x større enn øvre grense for miljøklasse II iht. direktoratets veileder TA2229/2007. Tabell 2 viser at utslippet av kopper i 2010 og 2011 ville gitt en årlig gjennomsnittsverdi lavere enn AA-EQS. Av andre utslipp enn de som er gjengitt i Tabell 2 oppgir nettstedet utslipp.no mindre mengder ($<1 \text{ kg år}^{-1}$) av molybden og vanadium.

5. Biologiske effekter av endret vannkvalitet

Innholdet av partikler og prioriterte stoffer forventes å avta i de nye anleggene og vurderingene videre i denne rapporten vil derfor avgrense seg til mulige effekter av endringene i vannkvalitet som følger av temperaturøkning og opptak av SO_2 i scrubberer. Utslipp av scrubbervann kan også innebære endringer som følge av at næringsrike vannmasser flyttes fra inntaksdypet til et grunnere utslippsdyp med potensiale for øket algevekst. Verken dette eller eventuelle samvirkeeffekter er vurdert i denne rapporten..

5.1 Oksygen

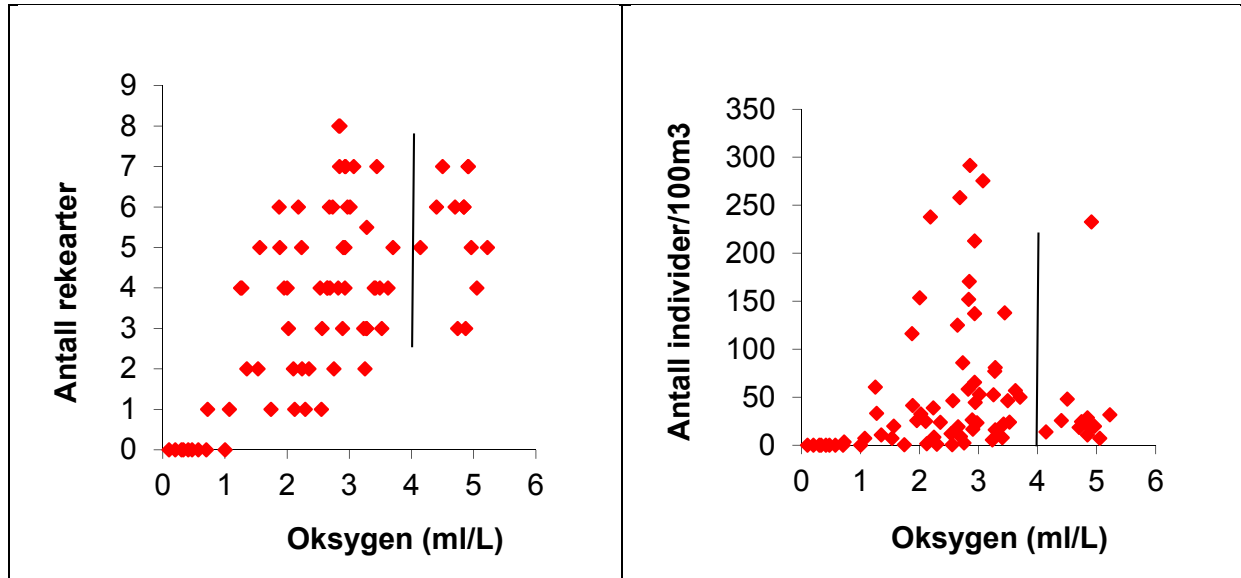
Oksygenforholdne er i hovedsak meget gode i Karmsundet dvs. over $6,4 \text{ mg/l}$ (Tvedten et al. 2003). Dette betyr at inntaksvannet normalt vil være rikt på oksygen. Selve oppvarmingen kan føre til overmetning som i utgangspunktet kan gi effekter på fisk, mens det kjemiske forbruket i h.h.t. Eq.4 (kap.6.1) vil redusere konsentrasjonen av oksygen. På grunn av reaksjonskinetiske forhold og ukjent omfang av luft-vann utveksling av O_2 i prosessen er det vanskelig å si hvordan oksygenkonsentrasjonen vil bli nær utslippspunktet. Et idealisert forløp for konsentrasjon av oksygen ved økende fortykning er vist i Figur 7 der det, svært konservativt, er antatt at det ikke tas opp noe O_2 fra lufta og all tilgjengelig O_2 brukes umiddelbart til oksydasjon av sulfitt. I virkeligheten vil O_2 -konsentrasjonen være høyere enn vist i denne figuren.

Alle høyere former av marine organismer har minstekrav til vannets oksygenkonsentrasjon for å kunne trives. Ved særlig lave oksygenkonsentrasjoner risikerer en at fastsittende og lite mobile organismer dør, mens fisk vil ha mulighet til å flykte unna det påvirkede området. Generelt krever pelagiske organismer mer oksygen enn bunnfauna som lever på sediment. De mest tolerante dyr for lave oksygenkonsentrasjoner er de som lever nede i sedimentet (infauna) hvor det normalt er lite oksygen. Disse dyra har ulike strategier for å skaffe seg oksygen fra vannet over sedimentene. Konsentrasjonen av O_2 i vannet er derfor en kritisk faktor også for dyra som lever nede i sedimentet.

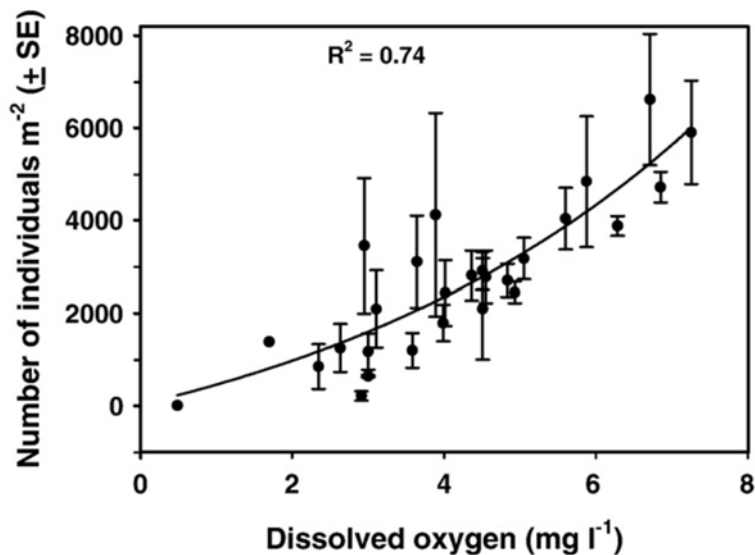
Vannforskriften legger vekt på biologiske kvalitetselementer for vurdering av status for en vannforekomst. Oksygenforholdne i vannet er ett av flere fysisk/kjemiske elementer som brukes som støtteparameter for biologiske kvalitetselementer (eksempelvis forekomst av bløtbunnsfauna).

Forekomst av reker i en fjord er begrenset til områder hvor oksygen-konsentrasjonen nær bunnen er over ca. 1 ml/l (Figur 5). Også infauna er påvirket av oksygen i bunnvannet innenfor et relativt stort konsentrasjonsområde (Figur 4). Det er også vist at dyr som lever nede i sedimentet beveger seg opp til sedimentoverflaten når oksygenkonsentrasjonen i vannet tipper under $0,5\text{-}0,9 \text{ (ml/L)}$ (Rosenberg,

Hellman og Johansson, 1991) dvs. en metningsgrad på ca 10 %. Figur 7 viser at slike konsentrasjoner vil være begrenset til områder med fortykning 3x eller lavere.



Figur 3. Antall rekearter og antall individer av reke ved ulike oksygenkonsentrasjoner i bunnvannet. Dataene representerer årlige observasjoner fra 2000-2012 på i alt 7 stasjoner. Merk at punkter der oksygenkonsentrasjoner >4 ml/L representerer en stasjon i Drøbaksundet, mens punkter der oksygenkonsentrasjonen er <4 ml/L representerer de 6 stasjonene i Indre Oslofjord (Kilde: Berge et al. 2013).



Figur 4. Antall bunndyr som funksjon av oksygenkonsentrasjonen i vannet (Kilde: Seite et al. 2009)

Fisk i norsk kystvann har større krav til oksygen enn reker og sedimentlevende dyr. Kravene varierer fra fiskeart til fiskeart og er avhengig av om fisken bare skal overleve eller også ha gode vekstbetingelser. I oppdrettssammenheng er det antydning¹ at laks trolig trenger:

- 1) over 50 % metning med oksygen for å overleve
- 2) over 60 % for ikke å stresse og
- 3) over 70 % for å vokse godt.

Ved en saltholdighet på 30 og en temperatur på 10°C, tilsvarer 50% metning 4,7 mgO₂/l eller 0,15 mM. Beregningen gjort i Figur 7 viser at dette oksygen-nivået oppnås ved 8-9x fortynning. Fisk er mer sårbare enn bunndyr, men kan samtidig unngå området.

5.2 Overtemperatur

Vurderingene av effekter av overtemperatur er i all hovedsak hentet fra en tidligere NIVA rapport (Kroglund et al. 2007).

Vannet til scrubber tas inn på dypt vann (20 m) og slippes ut i fangdam eller via utslippsledning på dypere vann (trinnet). Vann som tilføres fangdam vil etter hvert passere ut til overflatevannet i fjorden. Temperaturen på dette vannet vil variere mye fra sommer til vinter, mens temperaturen på dypere vann vil være mer stabil.

Temperaturøkningen i anlegget vil kunne være opptil 14 grader. Anlegget innebærer dermed utslipp av vann med overtemperatur (ΔT_1) i forhold til hvor vannet tas inn. Mulige miljøeffekter er imidlertid i hovedsak styrt av temperaturen på utslippsvannet i forhold til temperaturen der vannet slippes ut ΔT_2 . Temperaturen ved utslippet vil ved fortynning raskt nærme seg temperaturen i resipienten. Hvilken fortynning som skal til for å redusere temperaturendringen til et visst nivå vil være avhengig av temperaturen på vannet i utslippet i forhold til temperaturen på fortynningsvannet i resipienten (ΔT_2). Tre eksempler på fortynningsforløp er vist i Figur 5.

Fastsittende organismer og lite bevegelige dyr på hard og bløtbunn kan ikke rømme fra utslippsplumen og kan bli både akutt og kronisk eksponert for overtemperaturer. Planteplankton, dyreplankton og fisk kan komme i kontakt med utslippsvannet, men disse beveger seg i frie vannmassene og vil stort sett ikke bli kontinuerlig (kronisk) eksponert.

I utgangspunktet kan en temperaturøkning ha en rekke direkte og indirekte innvirkninger på fysiske og biologiske forhold.

Direkte effekter er:

- Endring i temperaturforholdene på utslippsstedet (økning i gjennomsnitts- og maksimumstemperatur og større temperatursvingninger)
- Reduksjon i oppløst oksygen
- Lethale og sub-lethale responser fra marine organismer til temperaturendringer
- Endring i biologiske prosesser

Indirekte effekter av overtemperatur omfatter endringer i organismesamfunn og økosystemer som følge av endringer hos enkeltarter.

¹ Kilde: Mattilsynet v/Inge Kandal ([http://www.sjf.no/cmssff/cmsmm.nsf/lupGraphics/Inge%20Kandal.pdf/\\$file/Inge%20Kandal.pdf](http://www.sjf.no/cmssff/cmsmm.nsf/lupGraphics/Inge%20Kandal.pdf/$file/Inge%20Kandal.pdf))

Endring av temperaturforholdene

Temperaturrendringen i resipienten vil være stedsspesifikk og avhenger av mange faktorer, deriblant områdets hydrodynamikk, skiftende strømforhold og utslippsdyp. Den største temperaturøkningen vil man få i umiddelbar nærhet til utslippet. Varmen vil raskt fordeles ettersom avløpsvann blander seg med omkringliggende vannmasser.

Endringer i temperaturforholdene vil generelt omfatte både høyere maksimumstemperatur, økt gjennomsnittstemperatur og større fluktuasjon i temperaturforskjeller. Det siste vil gjelde spesielt hvis utslippet ikke er kontinuerlig, og er derfor av mindre betydning her.

Biologiske prosesser

De fleste biologiske prosesser vil øke med økende temperatur inntil et toleransemaksimum, hvoretter de raskt stopper. Denne grensen ligger i de aller fleste tilfeller over 20 °C, men lavere grenser forekommer for arktiske arter. Prosessene øker ofte med en faktor 2-5 for hver 10 °C økning, men svært mange organismer har evne til å regulere prosessene til et normalnivå etter en akklimatisering, så lenge temperaturen holder seg innenfor artens toleranseintervall. For marine dyr virker temperatur inn på for eksempel næringsopptak, fysiologi, formeringsevne, modningstid, livslengde og toleranse for miljøgifter.

Lethale og sub-lethale responser fra marine organismer

Temperatur er den viktigste økologiske faktoren som begrenser en arts utbredelse. Temperaturen kan enten være dødelig eller utilstrekkelig for vekst og reproduksjon slik at arten ikke klarer å opprettholde populasjonene. Det finnes mye litteratur på dette for marine alger og dyr, men problematikken er kun omtalt generelt her.

Flere av våre store tang- og tarearter har et øvre toleransenivå som vil kunne overskrides av et kjølevannsutslipp. Dette er fordi mange av dem har en kaldtemperert til arktisk utbredelse. De tåler derfor lav temperatur bedre enn høy temperatur. Sukkertare, for eksempel, stopper veksten ved ca. 18 °C og dør ved 20-23 °C (avhengig av sesong) (Lüning 1990). Fingertare dør også ved denne temperaturen. Andre nordlige arter dør allerede ved 17-18 °C (Rueness m.fl. 1990). Toleransen for høy temperatur er som regel lavere på vinteren enn på sommeren. Tangartene sagtang, blæretang og grisetang tåler noe høyere temperatur (28 °C for sagtang og 30 °C for blæretang og grisetang). En del vanlige grønn og rødalger har også høy overlevelsestemperatur (28 – 30 °C) (Lüning 1990).

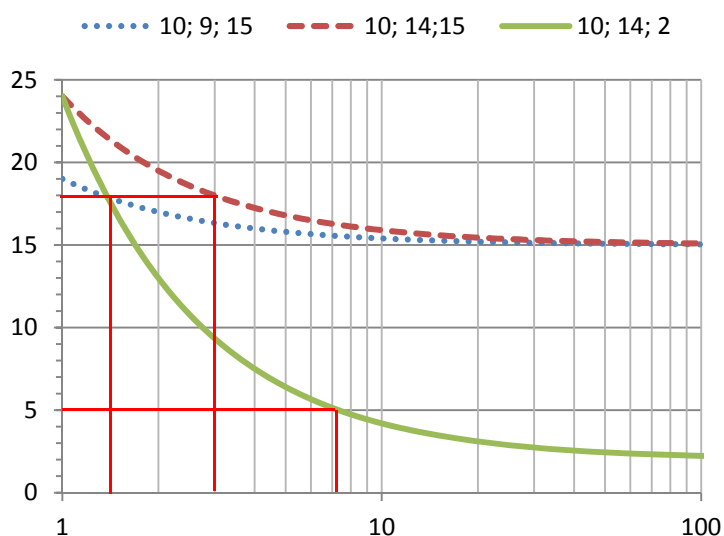
Man kan regne med at toleranse for temperaturøkning er lavere i marine, sublittorale samfunn som normalt opplever mindre sesongendring enn tilsvarende limnisk miljø. Norske, marine samfunn på grunt vann utsettes for store sesongfluktuasjoner i temperatur og må ut fra det regnes som tolerante. Hvor raskt temperaturforskjellene inntreffer, er også av stor betydning for overlevelse. Støtvis utslipp som medfører rask endring i temperatur er vanskeligere å takle enn utslipp som gir mer konstante endringer. Stort sett tåler fjærearter både høyere temperaturer og større temperaturforskjeller enn arter som lever dypere og er tilpasset et vesentlig mer stabilt miljø.

Enkelte varmekjære arter og introduserte arter kan ha fordel av temperaturøkningen. Siden norske marine samfunn har en blanding av kuldekjære og varmekjære arter er det vanskelig å fastsette en grense for hvor høy overtemperatur et samfunn tåler. En vedvarende temperaturøkning vil kunne virke positivt på noen arter, negativt på andre, og man kan få en gradvis forskyvning av artssammensetning og samfunnsstruktur. En konservativ grense for overtemperatur er i mange tilfeller satt til +1 °C, ut fra at det er sannsynlig at de aller fleste artene vil tåle dette uten vesentlig endring i biologi.

NIVA gjennomførte i 1988 – 1991 et modelløkosystem-eksperiment der transplanterte hard- og bløtbunnsamfunn fra 10-15 m dyp ved Jomfruland ble utsatt for en konstant overtemperatur på +3 °C oppå den normale temperaturvariasjonen i 2,5 år (Bakke m.fl. 1992). Overtemperaturen virket lite inn på vannets fysiske og kjemiske forhold bortsett fra en svak reduksjon i oksygeninnhold og pH. Effekten på enkeltarters biologi gikk som ventet i begge retninger og varierte over sesong. Innenfor samme art kunne det også være f.eks. positiv effekt på vekst og negativ på overlevelse. Overtemperaturen ga en liten, men

entydig gradvis endring i samfunnsstruktur på hardbunn over tid, men denne var så liten at den ville være vanskelig å påvise i et åpent naturlig system. På bløtbunn ble ikke samfunnsstrukturen entydig påvirket. Samlet indikerte resultatene at det vil være vanskelig å påvise effekter av 3 °C vedvarende temperaturpåslag på naturlige marine bunnmiljø på 10-15 m dyp.

Som følge av det ovenfor nevnte anser vi derfor en overtemperatur på +3 °C som en sannsynlig grense og +1 °C som en konservativ grense for effekter på naturlige bunnsamfunn. Figur 5 viser at vintersituasjonen med lav temperatur i resipienten gir størst behov for fortykning for å komme ned på 3°C kriteriet. Det er imidlertid lite sannsynlig at fortykningsbehovet blir vesentlig større enn 10x for å komme ned på overtemperatur mindre enn 3°C. For å komme ned til 1°C overtemperatur i sistnevnte scenario må avløpsvannet fortyknes 22x.



Figur 5. Temperatur i vann påvirket av utslipp med overtemperatur. De tre tilfellene vist gjelder alle ved inntaksvann 10°C (første tall i tegnforklaringen). Den første kurven viser oppvarming 9°C og 15°C i resipient. Andre kurve viser samme resipienttemperatur og oppvarming $\Delta T_1 = 14^\circ\text{C}$. Den siste kurven viser «worst case» med maximum oppvarming og 2°C i resipienten. Fortykningsbehov er vist ved skjæringspunktene med hjelpelinjer som angir overtemperaturkriteriet $\Delta T_2=3^\circ\text{C}$, dvs hhv 5 og 18°C.

5.3 pH

Utredningsområdet i Karmsundet er sammensatt og innbefatter både vannmassene og bunn. Det betyr at det er flere typer dyresamfunn og arter som potensielt kan påvirkes. Kunnskapsbasis om effekter av redusert pH av de ulike samfunn og organismer som finnes i utredningsområdet er svært begrenset. Det er derfor i hovedsak redegjort for mulige effekter ut fra et generelt grunnlag.

Forsuringen av sjøvann som skyldes øktet CO_2 innhold i atmosfæren har fått mye omtale de senere år og er bekymringsfull. Mye av nyere litteratur på effekter av redusert pH i sjøvann er basert på CO_2 industert forsuring. Det er imidlertid undersøkelser som tyder på at CO_2 industert forsuring har større effekt enn redusert pH forårsaket av sterke syrer (Kikkawa et al. 2004).

Det har tidligere vært antatt at marine organismer først påvirkes av redusert pH når reduksjonen av pH (ΔpH) er mer enn ca. 0,4 pH enheter og at det er få eksempler på at selv en reduksjon på 0,5-1 pH enheter gir signifikante effekter (Knutzen, 1981). For en del organismer er nok det også riktig, men fokuset

omkring CO₂ økningen i atmosfæren og mulige forsuringseffekter har ført til at en i dag er bekymret, selv for CO₂ induuerte reduksjoner i pH på så lite som 0,2 enheter, og da særlig for larvestadier og organismer som danner kalkskall. CO₂ økningen i atmosfæren er global og eventuelle effekter vil kunne få meget stor utbredelse. Det er derfor usikkert i hvilken grad et kriterium for Δ pH på 0,2 pH enheter er relevant for utslippet til og forholdene i Karmsundet.

Avløpsvannet har i utgangspunktet en pH på ca. 3. Ved 20x fortykning med sjøvann vil Δ pH være ca. 0,5 og ved en fortykning på 50x vil Δ pH være ca. 0,2 (Figur 8).

Utslipp og fortykning er en kontinuerlig prosess. Fastsittende organismer som befinner seg i utslippets nærområde vil oppleve en mer permanent eksponering enn pelagiske organismer som følger vannmassene og bare eksponeres for en Δ pH som kan gi effekter så lenge fortykningen er mindre enn 20-50 ganger. I den grad pH reduksjonen gir effekter vil dette trolig i hovedsak kun finne sted for fastsittende organismer i nærområdet (<20-50x fortykning).

Mange marine dyr har skall/skjelett som inneholder karbonat (eksempelvis koraller, mollusker, foraminiferer og echinodermer) og kan derfor potensielt være følsomme for forsuring. Det er imidlertid ikke bare forsuringen alene som har betydning, men også graden av karbonatmetning i vannet og hvilken form karbonatet foreligger i. Forsøk på flere organismegrupper har vist effekter av redusert pH på biomineralisering (Langdon et al., 2000; Feely et al., 2004; Orr et al., 2005; Michaelidis et al., 2005; Kleypas et al., 1999, 2006; Berge et al., 2006) og larveutvikling (Kurihara et al. 2007, Kurihara & Shirayama 2004a, b).

Selv for organismer som er avhengige av karbonat i sin oppbygging er det stor variabilitet når det gjelder toleranse for redusert pH. Undersøkelser tyder blant annet på at pigghudlarver har mindre toleranse enn mollusker (Shirayama et al., 2004) og krepsdyr (Spicer et al., 2006). Og selv innen ulike stadier av pigghuder ser det ut til å være stor variabilitet i toleranse. Eksempelvis er strukturelle effekter på pigghudlarver (*Hemicentrotus pulcherrimus* og *Echinometra mathaei*) rapportert ved en pH på 7,8 (Kurihara & Shirayama 2004a,b), mens adulte pigghuder (*Strongylocentrotus droebachiensis*) overlevde vel så godt ved pH 7.3 som ved kontrollbetingelsene (pH =8) etter en eksponeringsperiode på 1 måned (Berge upubliserte data) og i den første uken av forsøket var det svært liten dødelighet selv ved en så lav pH som 5,6 (Berge upubliserte data).

Undersøkelser tyder på at det er relativt stor ulikhet når det gjelder de ulike arter og livsstadiers toleranse for forsuring og dette har trolig sammenheng med ulik evne til å kompensere for redusert pH i vev og kroppsvæske. Kompensatoriske prosesser vil også kunne medføre en energikostnad som kan gå utover vekst og reproduksjon. Når det gjelder forskjeller i toleranse mellom arter så kan dette føre til endringer både i funksjonelle og strukturelle endringer i dyresamfunn. Forsøk som innebærer langtidseksponering (20 uker) av intakte bunndyrsamfunn i sjøvann med redusert pH (CO₂ induert) tyder på klare effekter på makrofauna struktur og diversitet (Widdicombe et al. 2009) særlig når pH er lavere enn 7,3-7,6 (sandbunn) og lavere enn 5,6 (leirbunn).

Undersøkelser på plankton (larver av bunndyr) tyder imidlertid på at unge stadier kan være langt mer følsomme enn adulte bunndyr.

Det er imidlertid ikke bare forsuringen i seg selv som kan være et problem. Vannets surhetsgrad påvirker også kjemiske likevekter i sjøvann. Blant annet vil det skje endringer i tilstandsformer av fosfat, silikat og ammonium. Viktigst er nok likevel at sjøvannet blir undermettet på de byggesteinene en finner i kalkskall hos en del marine organismer.

5.4 Biologiske effekter - konklusjoner

Av de tre faktorene overtemperatur, oksygenmangel og pH-endring kan det fastslås at pH er den faktoren som krever størst fortykning for å tilfredsstille antydete kriterier for effekter på de aktuelle marine samfunnene.

Eventuelle samvirkende effekter er ikke vurdert.

Det foreligger ytterst få undersøkelser som er direkte relevante for å kunne forutsi mulige pH-effekter i Karmsundet av utslipp fra scrubberanlegget.

Det har tidligere vært antatt at marine organismer først påvirkes av redusert pH når reduksjonen av pH (Δ pH) er mer enn ca. 0,4 pH enheter og at det er få eksempler på at selv en reduksjon på 0,5-1 pH enheter gir signifikante effekter.

Fokuset omkring CO₂ økningen i atmosfæren og mulige forsureffekter har imidlertid før til at en i dag er bekymret, selv for CO₂ induuerte reduksjoner i pH på så lite som 0,2 enheter, men det er uklart om dette også gjelder for SO₂ induuert redusert pH.

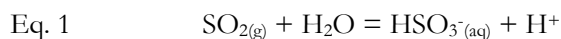
Det synes rimelig å akseptere lokalt større avvik enn de avvikene som skaper bekymring globalt.

I den grad pH reduksjonen gir effekter vil dette trolig kun gjelde for fastsittende organismer i nærområdet (<20-50x fortykning).

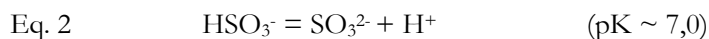
6. Produksjon av syre og nøytralisering i sjøvann

6.1 Oksidasjon av sulfitt

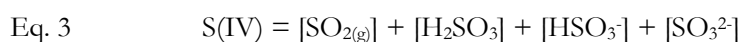
Prinsippene for sjøvannsvasking av røykgasser er at svovelinholdet i form av SO₂ i røykgassene overføres fra luft til vann:



Sulfitt er en svak syre (svovelsyrling) som ved avtagende pH vil dissosiere til SO₃²⁻.

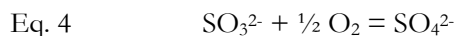


Dette er raske prosesser og ved normal pH i overflatesjøvann (8.0-8.2) vil totalkonsentrasjonen av sulfitt:



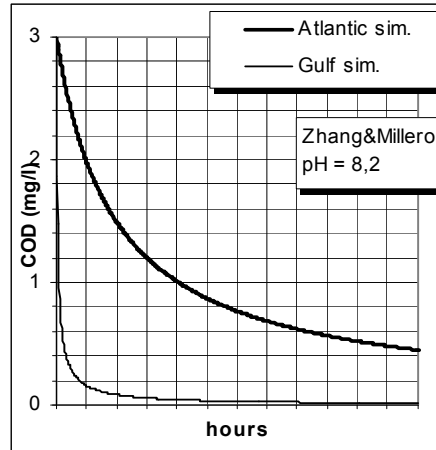
foreligge ca 90% som SO₃²⁻. Syreproduksjonen i ligning 1 og 2 vil skje spontant når gassen tas opp i scrubber og forsureningen av vannet vil skje uavhengig av oksygentilgang (lufting). pH reduksjonen vil imidlertid bufres ved at reaksjon 2 går lite mot høyre når konsentrasjonen av SO₃²⁻ og syre blir høy (pH blir lav). Erfaringsmessig vil pH sjelden falle under 4-5 i slike anlegg (Ongstad, pers. med.).

Sulfitt (svovelsyrling) er ustabil i nærvær av oksygen og vil oksideres til sulfat (svovelsyre):

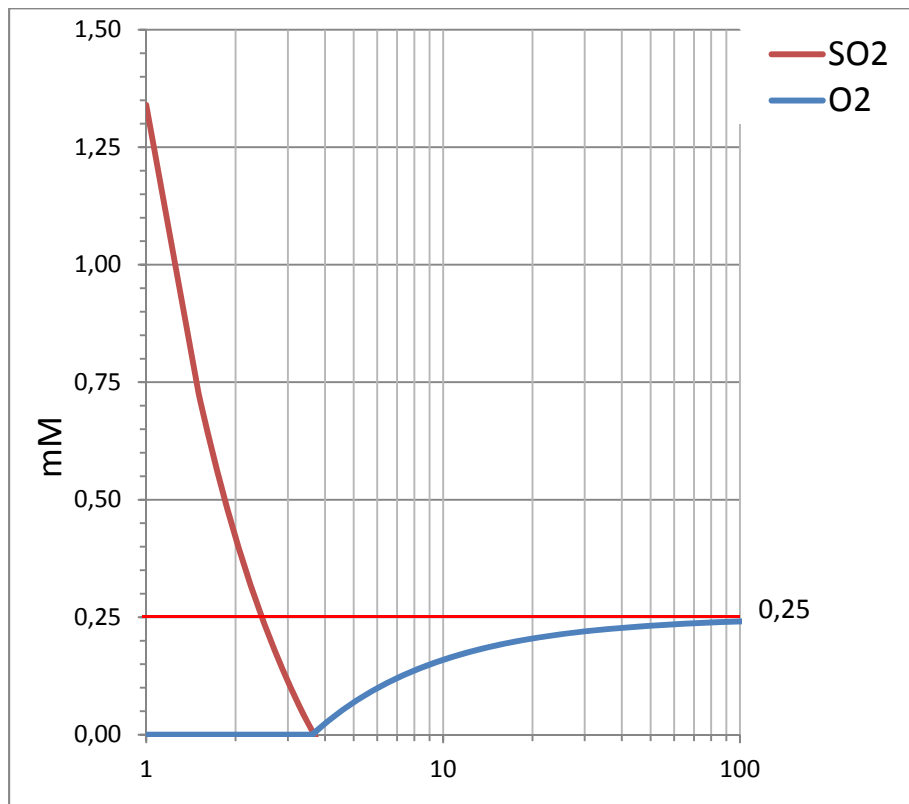


Denne oksidasjonen skjer rent kjemisk og er ikke avhengig av biologiske enzymer. Oksidasjonen er imidlertid langsommere enn opptaket i scrubbervannet (Eq. 1) og etterfølgende dissosiasjon (Eq. 2), og den vil være begrenset av tilgangen på O₂. Oksidasjonen er avhengig av temperatur og katalysert av Cl⁻ ioner (Hemmeler 1947, Clarke og Radojevic, 1983). Oksidasjonshastigheten er også avhengig av pH og har maksimum i området 6,5 < pH < 7 (Zhang og Millero, 1991), men er lite påvirket av variasjoner i konsentrasjonen av O₂ (Vidal og Ollero, 2001). Modellberegninger basert på forsøkene til Zhang og

Millero (1991) for Nord-Atlantiske forhold med temperatur 10°C viste halveringstid for S(IV) på 3-4 timer, sammenlignet med tropisk lokalitet med 30°C (Figur 6). Overtemperaturen i utslippsvannet er derfor gunstig i forhold til å øke oksidasjonshastigheten og kan være en medvirkende årsak til relativt lave pH-verdier målt i sjøvannet på utsiden av fangdam nord (Figur 9). De lave pH verdiene kan indikere at mye av sulfitten er omdannet til svovelsyre allerede i fangdammen. Ser en bort fra reaksjonskinetiske begrensninger vil konsentrasjonene av oksygen og sulfitt følge forløpet vist i Figur 7 for utslippet fra scrubberen når dette fortynnes med sjøvann.



Figur 6. Oksidasjonshastighet for sulfitt i sjøvann ved hhv 10 °C (Atlantic simulation) og 30 °C (Gulf simulation). X-aksen viser første 0-12 timer.



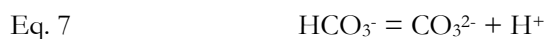
Figur 7. Ideelt forløp av konsentrasjoner av SO₂ og O₂ ved 1-100x fortynning av avløpsvann fra røykgassvaskeren. Det er antatt at sjøvannet ved vanninntaket inneholder 0,25 mM O₂ (= 8 mg/l) og at det ikke er kinetiske begrensninger i reaksjonen mellom SO₂ og O₂ (se tekst, reaksjon 4).

6.2 Nøytralisering av syre

Sjøvannets evne til å nøytralisere syre skyldes i all hovedsak innholdet av oppløst karbondioksyd (CO_2). Karbondioksyd i sjøvann foreligger som oppløst gass ($\text{CO}_{2(\text{aq})}$) og dissosiert karbonsyre (HCO_3^- og CO_3^{2-}) slik at totalt innhold av karbondioksyd (C_t) er gitt ved:

$$\text{Eq. 5} \quad C_t = [\text{CO}_{2(\text{aq})}] + [\text{HCO}_3^-] + [\text{CO}_3^{2-}]$$

I regneark-modellen brukt til beregningene av pH i denne rapporten, er det i tillegg til karbonsyre (H_2CO_3) regnet med bidrag fra borsyre ($\text{B}(\text{OH})_3$). Produksjonen av syre (H^+) fra sulfittinnholdet i utslippet fra scrubberen vil nøytraliseres ved at de tre likevektene:



drives mot venstre. Likevektsprinsippet innebærer at produktet av konsentrasjonene på høyre side dividert med produktet av konsentrasjonene på venstre side er konstant (for eksempel $[\text{HCO}_3^-] \cdot [\text{H}^+] / [\text{CO}_{2(\text{aq})}] = K_1$). Likevektskonstantene for de tre likevektene (2)-(4) ble beregnet i modellen ved spesifisert temperatur og saltholdighet etter ligninger gitt i Dickson og Millero (1987).

I tillegg til ligningene over benytter modellen følgende uttrykk for alkalinitet:

$$\text{Eq. 9} \quad A_t = [\text{HCO}_3^-] + 2[\text{CO}_3^{2-}] + [\text{B}(\text{OH})_4^-] + ([\text{OH}^-] - [\text{H}^+])$$

og approksimasjonen:

$$\text{Eq. 10} \quad A_t \approx 69,7 \cdot 10^{-6} S$$

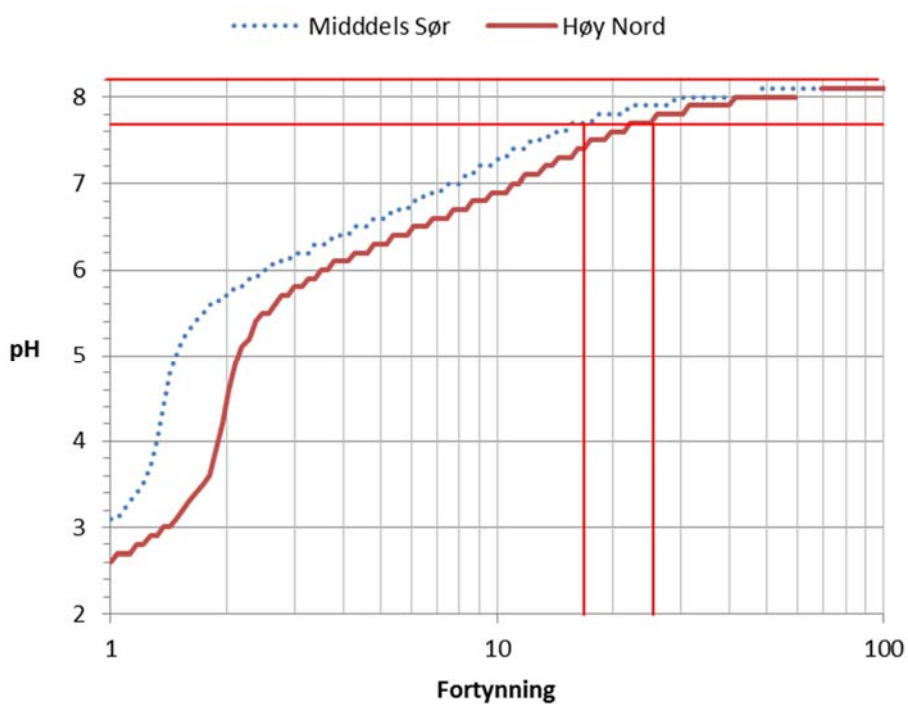
som gir alkalinitet ved spesifisert saltholdighet (S).

Fortynningskurvene beregnet nedenfor er basert på sjøvann med saltholdighet 35 og temperatur 10 °C. Dette sjøvannet har et typisk innhold av karbon- og bor-syre med total konsentrasjoner hhv 2,18 og 0,4 mM som antas upåvirket av utslippet.

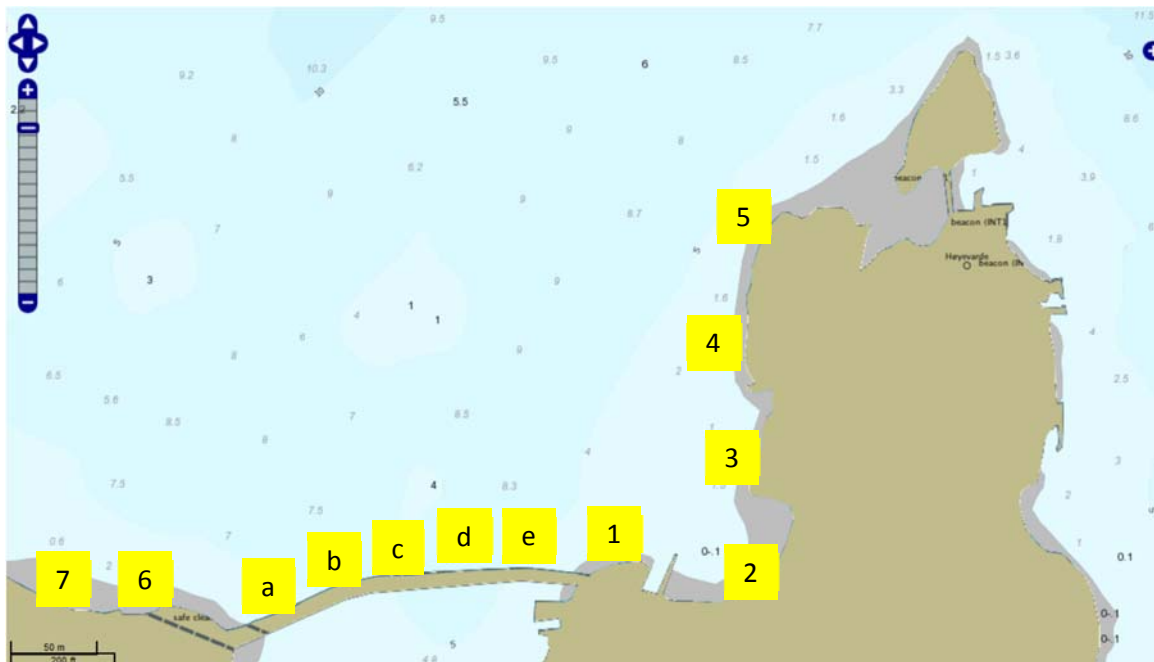
Fra bedriftens opplysninger vil det tas opp 1,67-2,36 millimol SO_2 per liter (mM) sjøvann i scrubberen (Tabell 1). (Dette tilsvarer et kjemisk oksygenforbruk på 0,83-1,18 mM O_2 (Tabell 2).) Svovelsyrlingen som dannes (Eq. 1 og Eq. 2) er en svak syre og skal teoretisk ikke gi pH vesentlig lavere enn 5-6, men oksidasjon til svovelsyre (Eq. 4) kan redusere pH ytterligere. Antas full oksidasjon til svovelsyre vil scrubber vannet ha et innhold på 2 mol syre for hvert mol SO_2 dannet, dvs 3,34-4,73 mM som tilsvarer en pH på 2,64-3,05. Alkaliniteten (A_t) vil avta fra 2,44 mM (Eq. 10) i inntaksvannet til negative verdier som følge av overskudd på syre (Eq. 5, Tabell 3) og øke igjen etter hvert som utslippet fortyntes i sjøvann av samme type som inntaksvannet. Ved konstant C_t og gradvis økende A_t ble pH beregnet med ligningene gitt i Appendix B i Zebe (2001). Fortynningskurver beregnet for høyeste og laveste utslipp av SO_2 er vist i Figur 8.

Tabell 3. Opptak av sulfitt ved vasking av røykgasser i eksisterende og fremtidig anlegg og konsekvenser for alkalinitet og pH ved full oksidasjon til svovelsyre.

	Trinn 1 fangdam nord		Trinn 2, utslipp mot sør	
	Middels S	Høy S	Middels S	Høy S
Vannmengde (m ³ /h)	5800		6000	
SO ₂ (mM)	1,84	2,36	1,67	2,15
Oksygenforbruk COD (mM O ₂)	0,92	1,18	0,83	1,08
Syreproduksjon (mM H ⁺)	3,68	4,73	3,34	4,30
Syreoverskudd ($A_{t,sw}=2,44$ mM)	1,24	2,29	0,90	1,86
Teoretisk pH _{min} (full oksydasjon)	2,91	2,64	3,05	2,73



Figur 8. Fortynningskurver beregnet for pH i utslippet fra røykgassvaskeren ved innblanding i sjøvann med samme egenskaper som inntaksvannet. Det er antatt at sjøvannet ved vanninntaket inneholder 0,25 mM O₂ (= 8 mg/l) og at svovelsyrlingen er fullstendig dissosiert.



Stasjoner på steinsetting	a	b	c	d	e		
pH målt 1.Q 2013	3,57	3,33	4,27	5,98	5,32		
pH målt 2.Q 2013	3,38	3,37	4,36	7,08	4,88		
pH målt 3.Q 2013	3,46	3,48	4,85	6,28	3,77		
Stasjoner vest og øst for steinsettingen	7	6	1	2	3	4	5
pH målinger på lavvann 5.5.2014 kl 9:00	7,93	8,16	7,99	7,96	8,03	8,01	7,99

Figur 9. pH målinger utenfor fangdam nord. Målingene er utført av bedriften på overflateprøver tatt fra strandkanten.

7. Innblanding og fortynning

7.1 Beskrivelse av utslippsscenarioer og metoder

I trinn 1 av planlagt utvidelse vil vannmengden som slippes ut i fangdam nord økes fra dagens 3800 m³/h til 5800 m³/h, mens det i trinn 2 av planlagt utvidelse vil være en ytterligere økning i vannmengde på 6000 m³/h (Tabell 1). Den økte vannmengden i trinn 2 vil slippes ut i Voravågane (Figur 1). I dette kapitlet vil vi vurdere effekten av øket utslipp til fangdam nord, og to forskjellige alternativer for utslippet i sør der utslipp via fangdam og utslipp på dypet er vurdert. Fangdammene er avgrenset mot sjøen utenfor av steinfyllinger. I sør er det vurdert å etablere en ny steinfylling utenfor den eksisterende. Omtrentlig beliggenhet er skissert i Figur 11.

Vi har benyttet programmet Visual Plumes (Frick et al., 2001) for å beregne fortynning og innlagingsdyp for de forskjellige utslippsalternativene. Ved utslipp i dypet vil utslippsvannet avhengig av sin egenvekt i forhold til vannet i resipienten få positiv eller negativ oppdrift. Ved utslipp av vann med lav saltholdighet til sjøen så vil dette vanligvis få en positiv oppdrift. Ved utslipp av sjøvann hentet fra 20 meter som i tillegg er oppvarmet, så kan dette få både positiv og negativ oppdrift avhengig av saltholdighet og temperatur i vanninntaket, grad av oppvarming i anlegget og tetthetsfordelingen i vannsøylen ved utslippspunktet. Utslippsskyen vil synke eller stige samtidig som det blandes med omkringliggende vann, helt til det finner et dyp hvor oppdriften er nøytral. Dette dypet kalles innlagingsdypet, og utslippsskyen vil spres videre horisontalt i dette dypet avhengig av strømbildet. Det er som oftest et ønsket kriterium at innlagingsdypet er et stykke under overflata.

Når utslippsvannet først slippes ut i en fangdam, så vil det trenge ut gjennom fyllinga langs hele dens lengde, så lenge den ikke er altfor kompakt. Målinger av pH rett utenfor fangdammen i nord tyder på at vannet trenger gjennom fyllinga forholdsvis jevnt langs hele dens lengde, men i noe større grad på vestsiden av fyllingen der pH var lavest ved alle tre undersøkelsene i 2013 (Figur 9). Vannmengdene som slippes ut i fangdammen er så stor at det sannsynligvis vil være liten fortynning i selve fangdammen på grunn av inntrengning av sjøvann, og vi antar at vannet her er uforynnet. Vannet som trenger gjennom fyllinga vil allerede være i overflata, og det er derfor ikke interessant å vurdere innlagingsdyp. Visual Plumes beregner fortynningen av utslippet som funksjon av avstand fra utslippspunktet. Resultatene av disse beregningene vil være avhengig av strømmønsteret i resipienten, diameter og hastighet til utslippsstrålen. En stor usikkerhet vil være hvordan vannet trenger gjennom fyllinga. En stor stråle med mye vann vil fortynnes mindre enn om den samme strålen fordeles på flere mindre hull. For å vurdere denne usikkerheten har det blitt benyttet flere arrangement av hull i fyllinga:

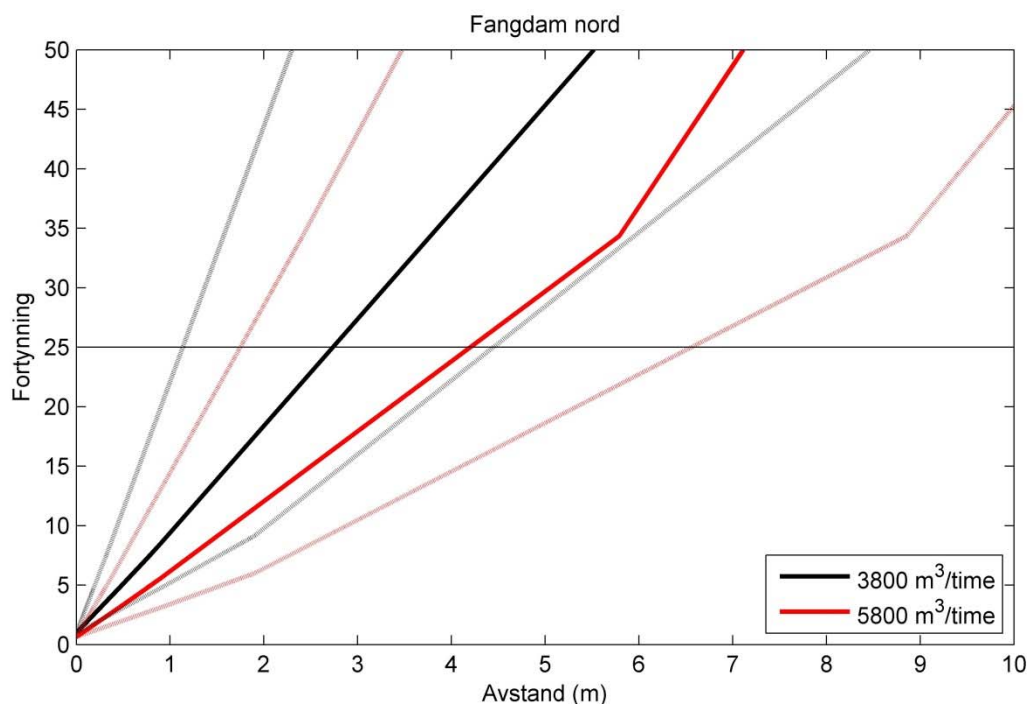
1. Et hull med diameter 20 cm hver 100. cm.
2. Et hull med diameter 5 cm hver 66. cm.
3. Et hull med diameter 2 cm hver 40. cm.

Hvor mange hull det blir i fyllingen vil være avhengig av hvor lang denne er, og vannmengden gjennom hvert hull vil være avhengig av dette. I de beregningene som er gjort her er det antatt at begge fyllingene er 200 m lange, både den eksisterende i nord og den som vurderes etablert i sør. Valg av diameter og antall hull er gjort skjønnsmessig for å skalere effekten av slike faktorer på fortynningen på utsiden av fyllingen. Hvis målinger av pH foretas på innsiden og i forskjellige avstander fra fyllingen på utsiden av den eksisterende fyllingen i nord, vil det være mulig å kalibrere beregningene.

7.2 Økt utslipp til fangdam nord

Vi har gjort beregning for utslipp fra fangdam nord, hvor utslippsmengdene 3800 og 5800 m³/h har blitt benyttet. Vannmengdene har blitt fordelt jevnt utover fyllinga som er omtrent 200 m lang, med de tre

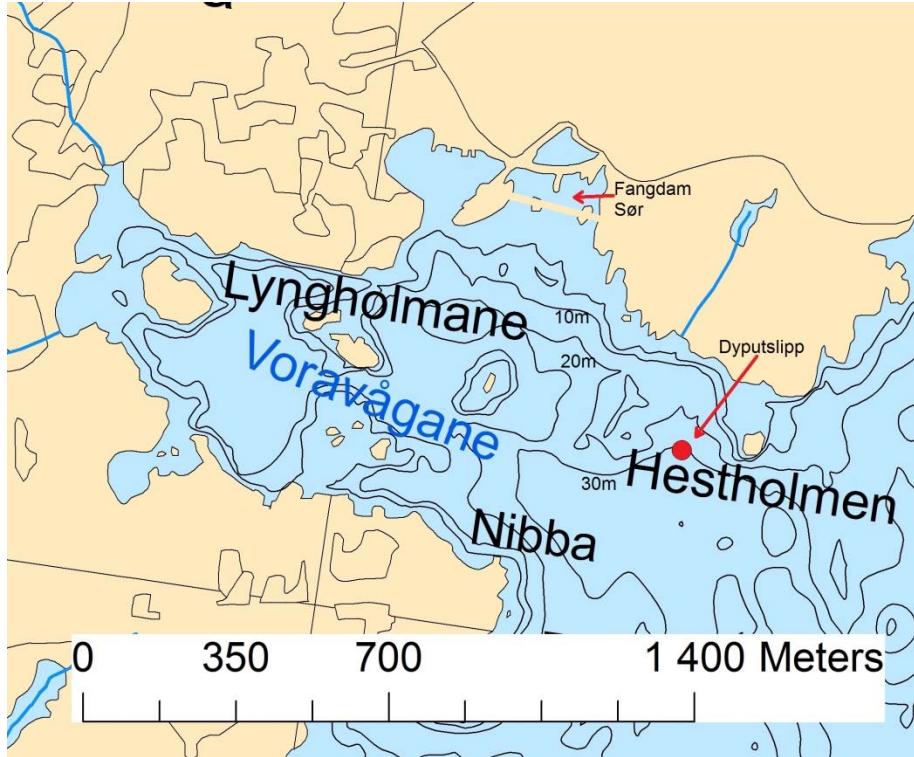
forskjellige hulldiametere som er beskrevet ovenfor. Resultatet viser at man vil oppnå en fortynning på 25 allerede i en avstand på 1-4 m ved dagens utslippsmengde. Dette resultatet kan til en viss grad støtte seg på at det i vannkanten et kort stykke fra enden av fyllinga, er målt pH ca 8, mens det i vannkanten ved selve fyllinga er målt pH helt ned mot 3.33 (Figur 9). Når vannmengden økes til 5800 m³/h viser beregningene at avstanden til man oppnår fortynning på 25 økes til 2-7 m (Figur 10).



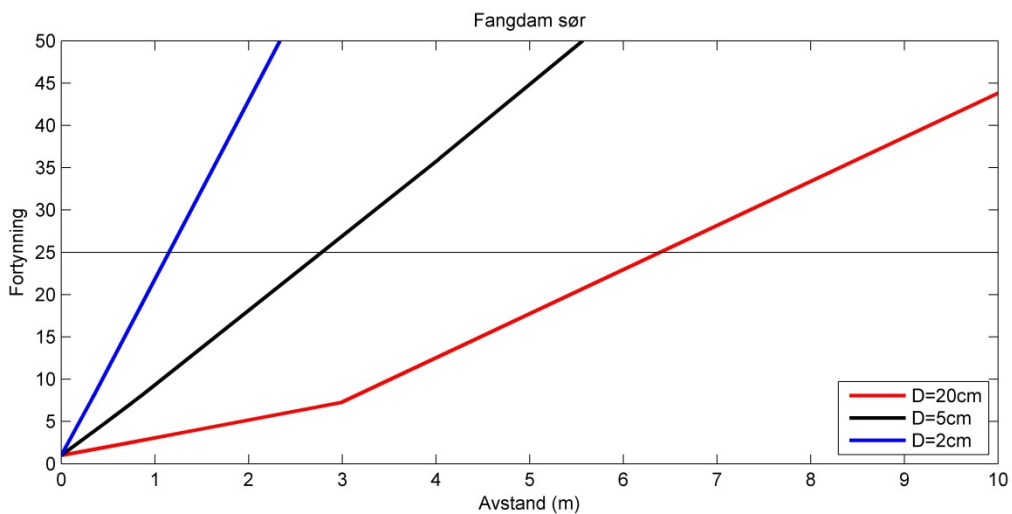
Figur 10. Fortynning i økende avstand fra fyllingen utenfor fangdam nord. De svarte kurvene viser fortynning ved dagens vannmengde, mens de røde kurvene viser fortynning ved gitt vannmengde etter produksjonsutvidelse trinn 1. Kurvene med sterkest farge har antatt middels stor hull diameter på 5 cm, mens kurvene med mer diffus farge viser mindre fortynning ved 20 cm hull diameter (kurvene lengst til høyre) og større fortynning ved 2 cm hull diameter (kurvene lengst til venstre).

7.3 Utslipp i sør alternativ 1: Fangdam

Et alternativ er at det bygges en ny fangdam i sør, ved å legge en ny steinfylling utenfor eksisterende fangdam og ellers tilsvarende den som er i nord (Figur 11). Fyllinga utenfor denne fangdammen vil bli omtrent 200 m, altså noe lenger enn for fangdammen i nord. Det er tatt hensyn til dette i beregningene. Beregningene er ellers gjort på samme måte som ved fangdam nord, men med en vannmengde på 6000 m³/h slik som gitt i Tabell 1. Resultatene av beregningene viser at det ved en avstand på 1-6 m fra fyllinga i sør oppnås en fortynning på 25 ganger (Figur 12).



Figur 11. Kart som viser de to alternativene som er vurdert for utslipp i sør. Fyllinga utenfor eventuell ny fangdam vil bli omtrent 200 m lang. Ved det forslåtte punktet for et eventuelt dyputslipp er det 30 m dypt.

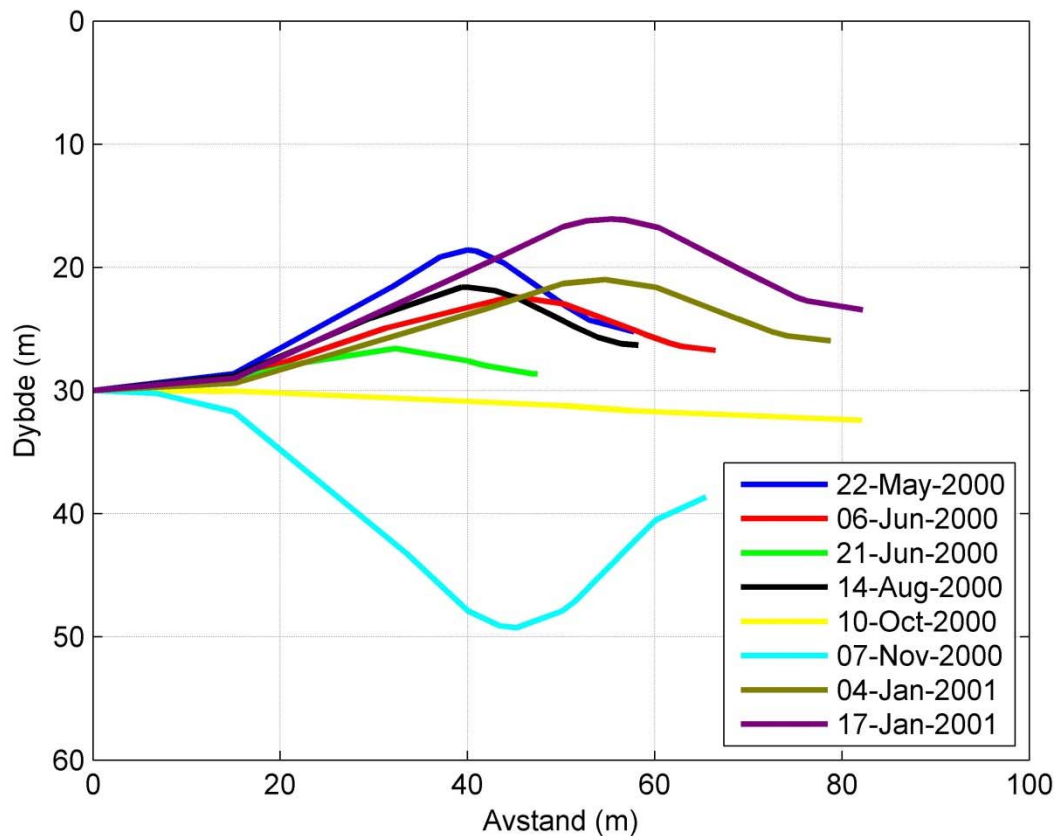


Figur 12. Fortynning i økende avstand fra fyllingen utenfor eventuell fangdam sør. Beregningene er gjort for en vannmengde på 6000 m³/h for de tre antatte hullstørrelsene og med tilhørende antall hull som beskrevet i kap. 7.1.

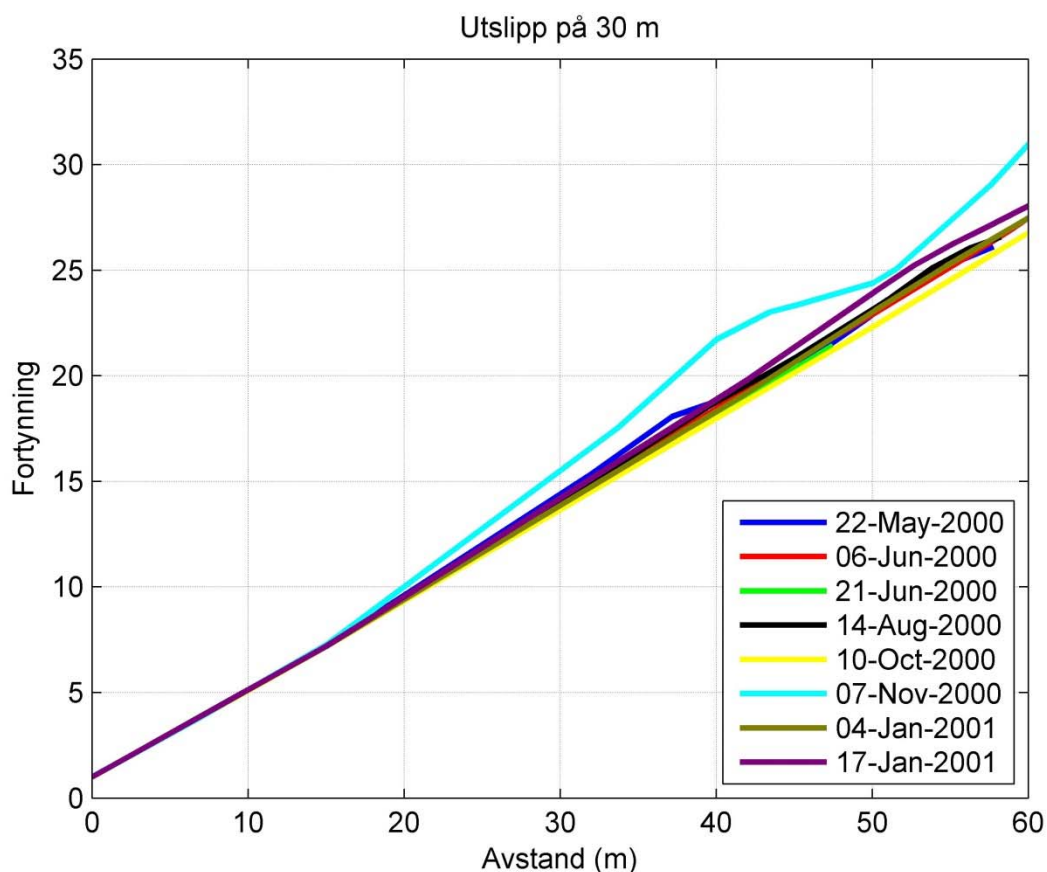
7.4 Utslipp i sør alternativ 2: Utslipp på dypet

Beregning av innlagringsdyp ved utslipp på 30 meter basert på målinger av profiler av saltholdighet og temperatur foretatt i perioden mai 2000 til januar 2001 ute i Karmsundet, viser at innlagringsdypet vil være mellom 22 og 39 meter (Figur 13). Det er ikke fare for opptrengning av utslippsvann til overflata. Beregning av fortykning med utslipp gjennom et enderør med diameter 1 m, viser at 25x fortykning oppnås omtrent 50 meter fra røråpningen. Avstanden kan reduseres vesentlig ved å installere en diffusor på utslippsrøret.

Vanninntaket til Hydro sitt anlegg befinner seg på 20 m mellom Lyngholmane og fangdam sør. Dette inntaket bør ikke påvirkes av vann fra dypvannutslippet. Med et innlagringsdyp som hovedsakelig er dypere enn 20 meter, vil det kun i sjeldne tilfeller være en viss fare for at dette vannet når det området hvor vanninntaket er lokalisert. Hvis det benyttes den posisjonen som er foreslått i Figur 11, som er omtrent 600 fra vanninntaket så vil utslippsvannet som eventuelt kommer i berøring med vanninntaket være fortyknet omtrent 250 ganger. Spredning og fortykning er også svært gunstige på dette dypet fordi området ligger åpent ut mot selve Karmsundet og med vesentlig sterkere bunnstrøm enn de øvrige lokalitetene (Figur 2).



Figur 13. Beregnet innlagringsdyp ved utslipp på 30 m. Beregningene er basert på tetthetsprofiler målt i Karmsundet i perioden mai 2000 til januar 2001.



Figur 14. Beregnet fortynning ved utslipp på 30 m.

I tillegg til vurdering av lokaliteten på 30 m dyp ble det innledningsvis gjennomført beregninger for innlagring og fortynning av utslipp via kort ledning til utslipp på 4 m dyp (punkt B, **Feil! Fant ikke referanse kilden.**). Disse beregningene viste utstrakt gjennombrudd til overflatelaget der det vil kunne spres i et tynnere lag utover et større område enn dersom utslippet skjer via en fangdam.

8. Vurderinger

8.1 Metode

Miljødirektoratet utarbeider for tiden en veileder for etablering av innblandingssoner. Vurderingene i dette avsnittet følger prinsippene trukket opp i et utkast til denne veilederen datert mars 2014. Veilederen retter seg primært mot utslipp av de prioriterte stoffene angitt i vannforskriftens vedlegg VIII. Det viktigste prinsippet i veilederen er at en moderat overskridelse av grenseverdiene gitt i vannforskriften som AA-EQS (Annual Average concentration - Environmental Quality Standard) eller «øvre grense for tilstandsklasse II» der det ikke finnes EQS, kan tillates i en innblandingssone rundt utslippspunktet. Størrelsen på innblandingssonen og graden av overskridelse er åpen for faglig kvalifisert skjønn basert på retningslinjene gitt i veilederen.

8.2 Fortynningsbehov

Som vist i Tabell 2 inneholder det eksisterende utslippet lite av de prioriterte stoffene og det er ikke opplyst at produksjonsutvidelsen vil innebære økte utslipp av slike forbindelser. En fortynning på 2,2x vil være tilstrekkelig til å bringe konsentrasjonen av det mest kritiske stoffet, kopper, ned under AA-EQS. Partikkelmengdene som slippes ut antas avta i de nye anleggene og vil heller ikke med de nåværende verdiene gi noen økning av partikkelkonsentrasjonene i resipienten. Utslippet vil først og fremst påvirke vannmassene ved utslippspunktet ved en betydelig overtemperatur og innhold av SO₂. SO₂ er ustabil og vil omdannes relativt raskt til svovelsyre som gir forbruk av oksygen og redusert pH.

Effekter som følge av lavt innhold av oksygen er ikke vurdert. Det er sannsynlig at noe oksygen vil tilføres scrubbervannet fra lufta under oppholdet i anlegget og i fangdammen. Figur 7 viser at selv ved null opptak fra luft, vil konsentrasjonen være oppe i 50% av konsentrasjonen i resipienten etter ca 8x fortynning. Verken alger, bløtbunnsfauna eller fisk som lever på eller nær bunnen er følsomme for moderate endringer av O₂. Pelagiske fiskearter kan være mer sårbare, men disse vil kunne unngå eventuelle vannmasser påvirket av utslippet.

For temperatur og pH foreligger det ingen grenseverdier fra norske myndigheter. Vår vurdering er at en overtemperatur (ΔT) på 3°C vil være akseptabel (kap. 5.2). Som en worst case ble det antatt en kombinasjon av temperaturer på 10°C i inntaksvannet, 14°C oppvarming i scrubberanlegget og 2°C i resipienten ved utslippspunktet. Dette scenariet ga et fortynningsbehov litt under 10x (Figur 5) for å nå et kriterium på 3°C og 22x for å nå det mest konservative kriteriet på 1°C. For pH har vi tilsvarende vurdert at en akseptabel ΔpH kan være 0,5 pH-enheter (kap.5.3). Som vist i Figur 8 vil det være behov for 25x fortynning for å tilfredsstille dette kriteriet. Det betyr at lav pH som følge av utslipp av SO₂ ansees å være den mest kritiske parameteren som sammen med temperaturøkningen, spesielt om vinteren, vil være styrende for vurderingen av dette utslippet.

I veilederen er det beskrevet et trinnvis oppbygget beslutningssystem som vi benytter i de følgende avsnittene.

I de to første trinnene (trinn 0 og 1) skal det vurderes om det er komponenter i avløpsvannet som overskrider gitte grenseverdier og om det er sannsynlig at utslippet vil gi en «betydelig endring av vannkvalitet». Vår vurdering er at dette er et volum-messig stort utslipp med en betydelig overtemperatur og et innhold av SO₂ som vil redusere både pH og konsentrasjonen av oksygen i innblandingssonen. Det er derfor sannsynlig at vannkvaliteten vil kunne endres betydelig i nærheten av utslippspunktet og ifølge veilederen skal en da gå videre til trinn 2. Vurderingene etter veilederens trinn 2 gjøres i forhold til hvert enkelt utslippsalternativ i kap. 8.3-8.5 under.

8.3 Utvidelse trinn 1 - utslipp til fangdam nord

I trinn 2 av beslutningssystemet i veilederen skal det gjøres en enkel vurdering av innblandingssonens størrelse. For den første utvidelsen av produksjonen av aluminium planlegges en økning av utslippet til 5800m³/s. Utslippet skal føres via fangdam nord og vil ha overtemperatur på 9-12°C og SO₂ innhold på 1,84-2,36 mM. Vannkvaliteten vil være betydelig endret innenfor steinfyllingen. pH-målinger på utsiden av steinfyllingen viser at det også her er betydelig påvirkning ved dagens utslipp på 3800 m³/s. Verdier ned mot pH 3,3 indiker at det har foregått noe oksidasjon og omdanning fra svovelsyrling til svovelsyre før vannet passerer ut gjennom steinfyllingen. Det er noe oksygen i inntaksvannet og i tillegg kan oksygen ha blitt tilført fra lufta i løpet av prosessen eller fra sjøvann som trenger inn gjennom steinfyllingen. På utsiden av fangdammen fortynnes utslippet raskt og beregningene viser at 25x fortynning vil oppnås innenfor en avstand på 1-7 m fra steinfyllingen. Målingene utført i mai 2014 bekrefter at dagens utslipp gir liten endring av pH få meter til siden for steinfyllingen.

Utslipp til overflaten er iflg. veilederen (kap. 5.2) generelt lite ønskelig, men fordi fangdammen og miljøet umiddelbart utenfor steinfyllingen allerede er påvirket av et eksisterende utslipp vil endringer som følge av

utslippsøkningen fra 3800 til 5800 m³/s bli svært liten. Det er også viktig å minne om at SO₂ omdannes fullstendig til sulfat som er en hovedkomponent i sjøvannets ionesammensetning. Tilsvarende er temperaturøkningen også en miljøfaktor som i motsetning til miljøgifter ikke vil ha noen betydning etter tilstrekkelig fortykning. En viktig faktor ved vurdering av innblandingssonen er også at Karmsundet er en stor resipient med svært god vannutskifting. Vår vurdering etter veilederens trinn 2 er derfor at utslippet via fangdam nord er en akseptabel løsning.

8.4 Utvidelse trinn 2 - utslipp til fangdam sør

I trinn 2 planlegges økning av produksjonen med ytterligere 260 000 tonn aluminium og et scrubberanlegg med vanngjennomstrømning på 6000 m³/h. Det nye anlegget vil gi en overtemperatur på 11-14 °C og et opptak av SO₂ på 1,67-2,15 mol/m³ (Tabell 3). Konsentrasjonen av SO₂ i utslippet vil altså være noe mindre enn i utslippet mot nord, men volumet vil være litt større. Utslippet skal av tekniske årsaker ledes mot sørsiden av fabrikkanleggene, men utslippet skal i så fall ledes til en ny fangdam mellom eksisterende fangdam og en ny steinfylling som vist i Figur 11. Steinfyllingen vil bli omtrent like lang som steinfyllingen på nordsiden og utslippet vil fortyknes omtrent på samme måten som utslippet mot nord. Imidlertid er resipienten her noe trangere og vannutskiftingen vil trolig være noe dårligere enn på nordsiden. Det er også noe bebyggelse og en småbåthavn i bukta vest for steinfyllingen. Hele området var frem til 2009 belastet med PAH i utslipp fra Søderberganlegget. Trinn 2 utvidelsen er planlagt omkring 2020 og biologien i området vil da ha hatt en restitusjonsperiode på over 10 år. Iflg. naturbase.no er området et yngleområde for, vade-, måke- og alke-fugler, spesielt svartbak og sildemåke.

Utslipp til fangdam i dette området vil gi en betydelig redusert vannkvalitet sammenlignet med dagens tilstand i området innenfor den nye steinfyllingen og i en randsone på inntil 4 m utenfor fyllingen. Sedimentene under den nye fyllingen kan være forurenset med PAH og eventuell etablering av fyllingen må omsøkes etter forurensningsloven §22 om mudring og dumping i sjø. Myndighetene vil, dersom dette blir aktuelt, kunne kreve tiltak mot spredning av forurensing under etablering av fyllingen.

8.5 Utslipp trinn 2 - dykket utslipp

Som alternativ til utslipp til ny fangdam, har det vært vurdert å legge en ledning til utslipp på dypere vann. Etablering av en så vidt stor utslippsledning vil også måtte utføres etter tillatelse iht. forurensningsloven §22 om mudring og dumping i sjø. I tillegg til vurdering av lokaliteten på 30 m dyp ble det innledningsvis gjennomført beregninger for innlagring og fortykning av utslipp via kort ledning til dyp 4 m. Disse beregningene viste utstrakt gjennombrudd til overflatelaget der det vil kunne spres i et tynnere lag utover et større område enn dersom utslippet skjer på større dyp eller via en fangdam. En vil også gjerne unngå innlagring i samme dyp som vanninntaket for å sikre seg mot resirkulering av utslippet. I Kap. 7.4 ble det derfor vurdert et utslipp via relativt lang ledning til 30 m dyp. Beregningene for et slikt utslipp viste innlagring under vanddyb for vanninntaket og at 25x fortykning vil oppnås innenfor en avstand på 50-60 m fra utslippspunktet. Modifiseringer av utslippsanordningen vha diffusor vil kunne redusere denne avstanden. Strømforholdene på denne lokaliteten er også langt bedre enn på de grunnere lokalitetene (Figur 2).

9. Konklusjoner

- 1) Kritiske faktorer i forhold til påvirkning av vannkvalitet i innblandingssonene rundt utslippene omtalt i denne rapporten skyldes opptak av SO₂ og oppvarming av sjøvannet i røykgassvaskeren. Dette gir redusert O₂ innhold, lav pH og overtemperatur i utslippet
- 2) SO₂, O₂, pH og overtemperatur er faktorer som til forskjell fra persistente og bioakkumulerbare stoffer ikke har noen miljømessig betydning etter omdanning og fortynning.
- 3) Av de tre faktorene overtemperatur, oksygenmangel og pH-endring ble det vurdert at pH var den kritiske faktoren for effekter av dette utslippet på de aktuelle marine samfunnene.
- 4) På grunnlag av antatt kriterium $\Delta\text{pH} < 0,5$, ble det beregnet et fortynningsbehov 25x for å unngå effekter på biologiske kvalitetselementer.
- 5) Eventuelle samvirkende effekter er ikke vurdert.
- 6) Utslipp til fangdam nord etter produksjonsutvidelse trinn 1 (5800 m³/h) vil påvirke vannkvaliteten i en innblandingssone som omfatter fangdammen og et belte inntil 2-7m utenfor steinfyllingen. Området er påvirket i dag av samme type utslipp i en marginalt mindre innblandingssone inntil 1-4 m utenfor steinfyllingen. Dette utslippet vurderes som akseptabelt i hht til prinsippene i utkast til veileder for innblandingssoner.
- 7) Utslipp til ny fangdam sør fra produksjonsutvidelsen trinn 2 (6000 m³/h) vil få en innblandingssone med omtrent samme størrelse og miljøpåvirkning som utslippet i punkt 3, men vurderes som lite ønskelig fordi det ved en eventuell iverksettelse ikke vil ha vært utslipp til dette området på mer enn 10 år. Utslippet vil derfor føre til betydelige endringer i miljøforholdene i denne innblandingssonen.
- 8) Det samme utslippet ledet via avløpsledning til 30 m dyp ansees som akseptabelt fordi utslippet ikke vil berøre overflatelaget, men innlagres og fortynnes under 20 m dyp i et område som ligger åpent ut mot Karmsundet og med gode strømforhold ved bunnen.

10. Referenser

- 2013/39/EU. Directive 2013/39/EU of the European Parliament and of the Council of 12 August 2013 amending Directives 2000/60/EC and 2008/105/EC as regards priority substances in the field of water policy.
- Bakke, T., Berge, J.A., Braaten, B., Moy, F., Oen, H., Pedersen, A., Walday, M., 1992. Kombinerte effekter av kjølevann og oppdrett på marine bunnsamfunn. Et økosystemeksperiment. Norsk institutt for vannforskning. Rapport l. nr OR-2743. 201 s.
- Berge, J.A., Bjerkgeng, B., Pettersen, O., Schaanning, M.T. & Oxnevad, S., (2006) Effects of increased sea water concentrations of CO₂ on growth of the bivalve *Mytilus edulis* L. *Chemosphere*, 62(4), 681-687.
- Clarke, A.G. and M.Radojevic (1983). Chloride ion effects on the aqueous oxidation of SO₂. *Atm. Env.* 17, 617-624.
- Dickson, A.G. and F.J.Millero, 1987. A comparison of the equilibrium constants for the dissociation of carbonic acid in seawater media. *Deep-Sea Res.*, 34:1733-1743.
- Feely RA, Sabine CL, Lee K, Berelson W, Kleypas J, Fabry VJ and Millero FJ (2004) Impact of anthropogenic CO₂ on the CaCO₃ system in the ocean. *Science*. 305: 362-366.
- Frick, W. E., Roberts, P. J., Davis, L. R., Keyes, J., Baumgartner, D. J., & George, K. P. (2001). *Dilution Models for Effluent Discharges, 4. edition (Visual Plumes)*. Athens Georgia, USA.: Environmental Research Division, U. S. Environmental Protection Agency.
- Hemmeler, A., 1947. Su alcuni tentativi di applica-zione delle azioni “antiossigeno” all analisi chimica. *Annali Chim. Appl.*, 37, 515-530.
- Kikkawa, T., J. Kita and A. Ishimatsu, 2004. Comparison of lethal effects of CO₂ and acidification on red sea bream (*Pagrus major*) during the early development stages. *Mar. Pollut. Bull.*, 48, 108-110.
- Kleypas JA, Feely RA, Fabry VJ, Langdon C, Sabine CL and Robbins LL (2006) Impact of ocean acidification on coral reefs and other marine calcifiers: a guide for future research. NOAA/Pacific Marine Environmental Laboratory Cont., Vol. 2897.
- Kroglund T., Jarle Molvær og Agathe Sørfalten, 2007. Eramet Sauda. Miljøkonsekvensvurdering for utslipp av kjølevann fra planlagt gjenvinningsanlegg for energi. NIVA-rapport l. nr. 5335, 22s.
- Kurihara H, Shirayama Y (2004a) Effects of increased atmospheric CO₂ on sea urchin early development. *Mar Ecol Prog Ser* 274:161–169
- Kurihara H, Shirayama Y (2004b) Effects of increased atmospheric CO₂ and decreased pH on sea urchin embryos and gametes. In: Heinzeller T, Nebelsick JH (eds) *Echinoderms: München. Proc 11th Int Echinoderm Con.* AABalkema, Leiden, p 31–36
- Kurihara, H, Kato, S. Ishimatsu, A., (2007). Effects of increased seawater pCO₂ on early development of the oyster *Crassostrea gigas*. *Aquat Biol*, 1, 91–98.
- Langdon C, Takahashi T, Sweeney C, Chipman D, Goddard J, Marubini F, Aceves H, Barnett, H and Atkinson MJ (2000) Effect of calcium carbonate saturation state on the calcification rate of an experimental coral reef. *Global Biochemistry Cycles*. 14: 639-654.
- Lüning, K. 1990. *Seaweeds. Their environment, biogeography and ecophysiology*. 527pp.
-

-
- Michaelidis B, Ouzounis C, Pleras A and Pörtner HO (2005). Effects of long term moderate hypercapnia on acid-base balance and growth rate in marine mussels *Mytilus galloprovincialis*. *Marine Ecology Progress Series*. 293: 109-118.
- Miljødirektoratet TA-2229/2007. Bakke, T., Breeveld, G., Källqvist, T., Oen, A., Eek, E., Ruus, A., Kibsgaard, A., Helland, A., Hylland, K. 2007. Veileder for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann – Revisjon av klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sedimenter. Miljødirektoratet TA-2229/2007.
- Miljødirektoratet TA3001/2012. Utkast til Bakgrunnsdokument for utarbeidelse av miljøkvalitetsstandarder og klassifisering av miljøgifter i vann, sediment og biota
- Miljødirektoratet, Utkast til veileder for etablering av innblandingssoner. Mars 2014.
- Molvær, J., Helland A., Källqvist T., Olsgard F., og Sundfjord A., 2003. FMC Biopolymer Haugesund. Risk assessments of waste water discharge to the Karmsund. NIVA-report 5215-2006, 22s.
- Næs, K., Fjeld, E., Håvardstun, H. og Allan, I., 2009. Forurensningssituasjonen i Karmsundet i 2008 med vekt på påvirkning fra Hydro Aluminum Karmøy. Metaller, PAH og klorerte forbindelser i vannmasser, blåskjell, torsk, krabbe og sedimenter. NIVA-rapport 5881-2009, 43s.
- Næs, K., Allan, I., Molvær, J., Schøyen, M., 2010. Overvåking av Vefsnfjorden i 2009. Vannmasser, sediment, og organismer. NIVA-rapport 5940-2010, 74s.
- Orr JC, Fabry VJ, Aumont O, Bopp L, Doney SC, Feely RA, Gnanadesikan A, Gruber N, Ishida, A, Joos F, Key RM, Lindsay K, Plattner GK, Rodgers KB, Sabine CL, Sarmiento JL, Schlitzer, R, Slater RD, Totterdell IJ, Weirig MF, Yamanaka Y and Yool A (2005). Anthropogenic ocean acidification over the twenty-first century and its impact on calcifying organisms. *Nature*. 437,681-686.
- Rueness, J. T. Jacobsen og P.A. Åsen, 1990. trekk ved marine benthosalgers utbredelse i Norge belyst ved undersøkelser av blant andre rødalgen *Ceramium shuttleworthianum* (pigget rekeklo). *Blyttia* 48 (1990).
- Shirayama Y et al (2004). Impacts on ocean life in a high-CO₂ world. Paper presented at SCORUNESCO sponsored symposium. "The ocean in a high-CO₂ world." Paris, 2004.
- Vidal, F.B. and P.Ollero (2001). A Kinetic Study of the Oxidation of S(IV) in Seawater. *Environ.Sci.Technol.* 2001, 35, 2792-2796.
- Wickert, K., Nolten, K., Kroll, J., and Ipach, E., 1949. Entgasung von Wassern für Verhinderung der Korrosion. *Arch. Metallk.*, 3, 105-113.
- Widdicombe, S., Dashfield, S.L., McNeill, C.L., Needham, H.R, Beesley, A., McEvoy, A., Øxnevad, S., Clarke, K.R. & Berge, J.A.. 2009. Effects of CO₂ induced seawater acidification on infaunal diversity and sediment nutrient fluxes. *Marine Ecology Progress Series*, 379: 59-75.
- Zhang, J.-Z. and F.J.Millero (1991). The rate of sulfite oxidation in seawater. *Geochimica et Cosmochimica Acta* Vol. 55, pp. 677-685.
- Zeebe, R.E. and Dieter, W.-G., 2001. CO₂ in seawater: equilibrium, kinetics, isotopes. Elsevier *Oceanography Series*, p.277. Elsevier Science B.V.
-

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