

Vurdering av miljøeffekter av utslipp fra planlagt SO₂ renseanlegg til Fiskåbukta, Kristiansand



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

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

Tittel Vurdering av miljøeffekter av utslipp fra planlagt SO ₂ renseanlegg til Fiskåbukta, Kristiansand	Løpenr. (for bestilling) 6843-2015	Dato 01.05.2015
	Prosjektnr. Undernr. 15101	Sider Pris 36
Forfatter(e) Morten T. Schaanning, John Arthur Berge og Jarle Molvær	Fagområde Marin kjemi	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Vest-Agder	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Elkem Carbon AS	Oppdragsreferanse Bente Sundby Håland
-------------------------------------	--

Sammendrag

Elkem planlegger å installere en sjøvannsvasker ved fabrikkianlegget i Kristiansand, for å redusere utslippet av sulfitt (SO_{2(g)}) til luft. I sjøvannet som skal slippes ut på 22-27 m dyp ved Fiskå i Kristiansandsfjorden, vil SO₂ løses og danne svovelsyrling (H₂SO₃) som vil omdannes til svovelsyre (H₂SO₄) ved reaksjon med oppløst oksygen (O₂). Svovelsyre vil dissosiere fullstendig til syre (H⁺) og sulfationer (SO₄²⁻). Sulfat er en hovedkomponent i sjøvann, og alkaliniteten vil bidra til at syra raskt nøytraliseres ved fortynning. I denne rapporten har vi beregnet spredning og fortynning av utslippet og vurdert risiko for skadelige effekter på organismer i området. Dette ble gjort ved å beregne størrelsen av en innblandingssone der vannkvaliteten periodevis vil kunne overskride grenseverdier for nikkell og sink, som er regulert i h.h.t. Vannforskriften, og de fysiske/kjemiske kvalitetselementene overtemperatur, oksygenforbruk og redusert pH, der det foreløpig finnes etablerte grenseverdier bare for oksygen. Rapporten inneholder egne vurderinger av effekter og anbefalte kriterier for disse kvalitetselementene. Enkle modellberegninger viste at pH var den mest kritiske faktoren og at plumen av utslippsvannet kunne gi overskridelse av anbefalt grenseverdi opptil 250 m fra utslippspunktet. Ved montering av en riktig konstruert diffusor kan innblandingssonen reduseres til området for primærfortynning som skjer innenfor en avstand på 20-25 m fra utslippspunktet. Utslippet vil bare unntaksvis, og aldri i produktive perioder (vår/sommer/høst), berøre de mest sårbare samfunnene i nærliggende strandsoner.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Sulfitt	1. Sulfite
2. Sjøvannsvasker	2. Scrubber
3. Fortynning	3. Dilution
4. Surhetsgrad	4. Acidity



Prosjektleder
Morten T. Schaanning



Forskningsleder
Kai Sørensen

**Vurdering av miljøeffekter av utslipp fra planlagt SO₂
renseanlegg til Fiskåbukta, Kristiansand**

Forord

Denne rapporten er utarbeidet av NIVA på oppdrag for Elkem Carbon AS. Beregninger av spredning og fortykning er utført av Jarle Molvær, Molvær Resipientanalyse. Vurderinger av tålegrenser er gjort av John Arthur Berge basert på tidligere vurderinger utført for Hydro Karmøy i 2014 (NIVA rapport nr. 6684). Beregninger av pH og konsentrasjoner av andre forbindelser med potensielle effekter på marine organismer er utført av undertegnede prosjektleder. Kontaktperson hos oppdragsgiver var Bente Sundby Haaland. Alle takkes for god innsats og velvillig samarbeid.

Oslo, 01.05.2015

Morten T. Schaanning

Innhold

Sammendrag	6
Summary	7
1. Bakgrunn	8
2. Vannforskriftens føringer	9
2.1 Miljøgifter	9
2.2 Fysisk-kjemiske kvalitetselementer	9
2.2.1 Partikler	10
2.2.2 Oksygenforbruk	10
2.2.3 Temperatur og forsuring	10
3. Miljøtilstand i resipienten	11
3.1 Hydrografi og strømforhold	11
3.2 Bløtbunn	13
3.3 Hardbunn/strandsone	15
4. Biologiske effekter av aktuelle fysisk-kjemiske kvalitetselementer	15
4.1 Oksygen	15
4.2 Overtemperatur	18
4.3 pH	20
4.4 Kriterier for biologiske effekter - konklusjoner	22
5. Kjemisk omdanning av sulfitt i sjøvann	22
5.1 Oksidasjon av sulfitt	22
5.2 Nøytralisering av syre	23
6. Beregning av innlagringsdyp, spredning og fortynning	25
6.1 Beskrivelse av vanninntak og utslipp	26
6.2 Beregning av innlagringsdyp for avløpsvannet	26
6.3 Temperatur og saltholdighet	27
6.4 Valg av koeffisient for turbulent blanding	27
6.5 Resultater for utslipp gjennom ledning med et endehull	27
6.5.1 Innlagringsdyp	27
6.5.2 Fortynning	28
6.6 Resultater for utslipp gjennom en diffusor	29
6.7 Oppsummering	31
7. Innblandingssoner	32
7.1 Kriterier	32
7.2 Vurdering av form og størrelse	32
7.3 Konklusjoner og anbefalinger	33
8. Referanser	35
9. Vedlegg	36

Sammendrag

For å redusere utslippet av sulfitt ($\text{SO}_{2(g)}$) til luft planlegger Elkem å installere en sjøvannsvasker for gassen fra koksovnene ved fabrikkianlegget i Kristiansand. I anlegget overføres ca. 95% av røykgassenes innhold av sulfitt til sjøvann som tilføres via vanninntak på 30 m dyp i sjøen utenfor bedriftsområdet. Samtidig får vannet en overtemperatur på 10-15°C og støvpartikler med oppgitt innhold av PAH og enkelte tungmetaller vil tas opp i sjøvannet. Mengden av støv og medfølgende metaller vil kunne reduseres ved bruk av støvfiltre.

I sjøvannet som skal slippes ut på 22-27 m dyp ved Fiskaa i Kristiansandsfjorden, vil SO_2 løses og danne svovelsyring (H_2SO_3) som vil omdannes til svovelsyre (H_2SO_4) ved reaksjon med oppløst oksygen (O_2). Svovelsyre vil dissosiere fullstendig til syre (H^+) og sulfationer (SO_4^{2-}). Syra vil nøytraliseres ved fortynning i sjøvannet og sulfatet som dannes er en av hovedkomponentene i sjøsalt. Disse egenskapene og overtemperatur er midlertidige egenskaper som ikke vil ha noen varige virkninger på vannkvaliteten, men vil kunne påvirke fastsittende og lite mobile organismer på bløt- og hardbunn i nærsonen rundt utslippspunktet. Pelagiske organismer vil bare være eksponert i korte perioder og større organismer som fisk vil kunne unngå eventuelle områder der det er risiko for akutte skader som følge av f.eks. oksygenmangel.

Bløtbunnsfaunaen i området ble i 2002 karakterisert som relativt artsfattig og BHQ-indeks (Benthic Habitat Quality) bestemt fra fotografier tatt med sediment-profil kamera (SPI) viste god eller mindre god tilstand på stasjoner i nærheten av utslippspunktet i 2005. Strandsone og hardbunn har ikke vært undersøkt i dette området siden 1991, men stasjoner i andre deler av Kristiansandsfjorden undersøkt i 1982/83 og 2009 har vist en klar forbedring i løpet av denne perioden med økt artsmangfold og økt nedre voksegrense for tare. Det er rimelig å anta at en tilsvarende forbedring har skjedd i Fiskaabukta og arter med kaldtemperert til arktisk utbredelse som f.eks. sukkertare som er vanlig i Kristiansandsfjorden er kjent for å være sårbare for temperaturer over 17-23°C som vil kunne bli vanligere i nærheten av utslippspunktet.

I denne rapporten har vi beregnet spredning og fortynning av utslippet og vurdert risiko for skadelige effekter på organismer i området. Dette ble gjort ved å beregne størrelsen av en innblandingssone der vannkvaliteten periodevis vil kunne overskride grenseverdier for nikkel og sink, som er regulert i h.h.t. Vannforskriften, og de fysiske/kjemiske kvalitetsenelementene overtemperatur, oksygenforbruk og redusert pH der det foreløpig finnes etablerte grenseverdier bare for oksygen. Rapporten inneholder egne vurderinger av effekter og anbefalte kriterier for disse kvalitetsenelementene var $\Delta\text{pH} < 0,5$ og $\Delta T < 3^\circ\text{C}$. pH ble funnet å være den mest kritiske faktoren med et fortynningsbehov på 18x for å oppnå akseptabelt avvik fra det omkringliggende sjøvannet. Av parameterne regulert etter Vannforskriften var nikkel mest kritisk og viste et fortynningsbehov på inntil 6x for å imøtekomme den definerte grenseverdien. Utslippet av nikkel og øvrige metaller vil kunne reduseres ved installasjon av støvfiltre.

Enkle modellberegninger viste at utslippsvannet for 60 av 61 modellerte hydrografiske situasjoner ville innlagres mellom 10m dyp og bunnen i en avstand på 10-20 m fra utslippspunktet. I dette området oppnås en primærfortynning på 15-60x. I 250 m avstand fra utslippspunktet ble fortynningen beregnet til 35-125x i gjennomsnitt over plumens tverrsnitt. For å tilfredsstille kriteriet om pH-avvik mindre enn 0,5 i alle deler av plumen og til alle tider, ble innblandingssonen beskrevet som en ellipse noe forskjøvet mot nord i forhold til utslippspunktet, med lengdeaksen parallelt med land og maksimum radius 250 m. Ved montering av en riktig konstruert diffusor kan innblandingssonen reduseres til en avstand på 20-25 m fra utslippspunktet. Utslippet vil bare unntaksvis, og aldri i produktive perioder (vår/sommer/høst), berøre de mest sårbare samfunnene i nærliggende strandsoner.

Summary

Title: Environmental consequences of seawater discharge from flue gas scrubber planned at Elkem Carbon AS, Kristiansand.

Year: 2015

Author: Morten Thorne Schaanning, John Arthur Berge and Jarle Molvær

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 978-82-577-6578-1

1. Bakgrunn

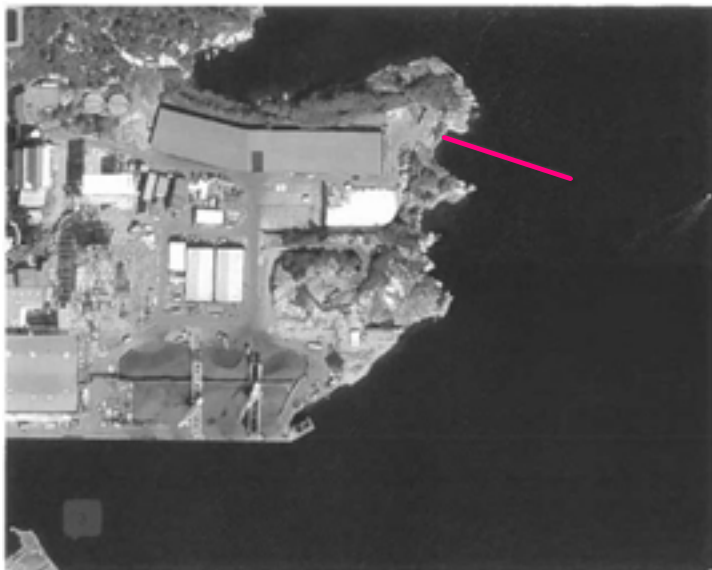
Elkem Carbon AS planlegger å redusere utslippet av sulfitt til luft ved å installere et sjøvannsvaskeanlegg (scrubber) for å ta opp sulfitt fra avgasser i produksjonen og slippe vannet ut på 22-27 m dyp i Kristiansandsfjorden ved Fiskaa (Figur 1, Figur 2). Vanninntaket er lokalisert i samme område på ca 30 m dyp.

Tiltaket innebærer at tilnærmet all SO₂ gass som produseres skal fanges opp i sjøvannet i scrubberen og vil således være i tråd med Norges målsettinger og forpliktelser i forhold til Gøteborg-protokollen om langtransporterte luftforurensninger. Utslipp av brukt sjøvann medfører imidlertid potensielle miljølemper knyttet til redusert pH, oksygenforbruk og økt temperatur. Utslipet vil også inneholde moderate mengder partikler og miljøgifter som tungmetaller og PAH regulert i h.h.t. vannforskriften. Partikkelutslippet kan reduseres ved bruk av støvfilter. Alle beregninger utført i denne rapporten er utført med utgangspunkt i at støvfilter ikke er tatt i bruk.



Figur 1. Kart over Kristiansandsfjorden med lokalisering av Elkems fabrikkområde ved Fiskaabukta. Rød pilspiss markerer omtrentlig utslippspunkt for sjøvann fra planlagt sjøvannsvaskeanlegg. Røde ruter markerer SPI-stasjoner undersøkt i 2005 (Nilsson, 2005). Gule

ruter viser en hardbunnslokalitet nær utslippspunktet undersøkt i 1991 (Oug og Moy, 1991) og to lokaliteter i Vesterhavn undersøkt gjentatte ganger i perioden 1982-2009 (Kroglund og Oug, 2011).



Figur 2. I figuren er utslippsledningen vist med rød farge. Dybde i utslippspunktet vil være mellom 22 m og 27 m (kilde: Elkem).

2. Vannforskriftens føringer

2.1 Miljøgifter

Vannforskriften har et overordnet mål om at reduksjon av utslipp av miljøgifter skal gjennomføres slik at gitte grenseverdier (EQS – Environmental Quality Standards) for konsentrasjoner i kystvann overholdes (Veileder 01:2009, kap. 5). Utkastet til veileder for innblandingssoner (Ranneklev m.fl. 2013) anfører at overskridelse av EQS-verdiene kan tillates i et begrenset område rundt utslippspunktet og at bruk av best tilgjengelig teknologi (BAT) kan være et aktuelt myndighetskrav i forhold til gjennomføring av utslippsreduksjoner og begrenning av innblandingssonens størrelse.

De aktuelle EQS-verdiene for dette utslippet er oppgitt i **Tabell 1** sammen med konsentrasjonene oppgitt fra bedriften. Tabellen viser at utslippets innhold av 0,002 µg PAH/l er mindre enn grenseverdien for god vannkvalitet på 0,05 µg/l gitt for benzo-a-pyren som er en av de 16-forbindelsene som normalt inngår i sum PAH. Også innholdet av bly (2,45 µg Pb/l) er mindre enn grenseverdien som er satt for årlig gjennomsnitt, men 40x -80x høyere enn vanlig «rent» sjøvann. Innholdet av kopper er omtrent på grensen, mens innholdet av sink og nikkel overskrider grenseverdiene hhv 4,2x og 5,4x. Konsentrasjonen av nikkel i utslippsvannet overskrider i tillegg normalverdier for «rent» sjøvann med 153-215x. Et førende prinsipp i vannforskriften er at vannkvaliteten skal vurderes på grunnlag av den parameteren som gir dårligst klassifisering. I våre vurderinger av innblandingssonens størrelse vil derfor konsentrasjonen av nikkel legges til grunn for vurderingene som følger av utslippets innhold av miljøgifter.

2.2 Fysisk-kjemiske kvalitetselementer

I tillegg til miljøgiftene inneholder utslippet flere fysisk-kjemiske kvalitetselementer som kan påvirke organismer i området rundt utslippspunktet.

2.2.1 Partikler

Bedriften har oppgitt et støvutslipp på 3,132 mg/l (**Tabell 1**). Dette er ikke vesentlig større enn de konsentrasjoner som kan forkomme i kystvann i forbindelse med planktonoppblomstringer eller episoder med mye nedbør. På årsbasis tilsvarer utslippet 24,5 tonn suspendert stoff. Partikler kan virke direkte på marine organismer (gjentetting av porer/skader på gjeller e.l.) og indirekte ved påvirkning av siktedypet. Siktedypet er iflg. vannforskriften et fysisk kvalitetselement som vil kunne påvirke biologiske kvalitetselementer. Dvs særlig planteplankton og fastsittende alger som er følsomme for lystilgang. Iflg. vannforskriften skal siktedypet være større enn 6,0 m for å tilfredsstille krav om god vannkvalitet (Molvær et al., 1997). Kriteriet er ikke anvendelig for et dykket utslipp med mindre utslippet stiger opp og spres i overflatelaget. Primærfortynningen (kap. 6) vil i dette tilfelle gi partikkelkonsentrasjoner under 0,3 mg/l noen få meter fra utslippspunktet og det er lite sannsynlig at partiklene i seg selv vil ha målbare effekter på organismer i nærheten av dette utslippspunktet. Dette fysiske kvalitetselementet vurderes derfor ikke videre i denne rapporten.

2.2.2 Oksygenforbruk

Oksygenforbruket i dette utslippet er knyttet til oksydasjonen av sulfitt. Dette kan tenkes å gi en innblandingssone der oksygenmangel periodevis kan inntreffe. Iflg. vannforskriften skal oksygeninnholdet være større enn 3,5 ml/l tilsvarende 50% metning ved saltholdighet 33 og temperatur 6°C for å tilfredsstille krav om god vannkvalitet (Molvær et al., 1997, Veileder 02:2013).

2.2.3 Temperatur og forsurening

Utslippet vil ha en overtemperatur på 10-15 °C og innholdet av SO₂ vil medføre en forsurening som følge av omdanning til svovelsyre. Temperatur og pH er identifisert i vannforskriften som fysisk-kjemiske kvalitetselementer, men klassifiserings-system eller grenseverdier for kystvann er foreløpig ikke definert. Vurderinger og anbefalte grenseverdier for disse parameterne er gitt nedenfor (kapittel **Feil! Fant ikke referanse-kilden.**).

Tabell 1. Volumer av sjøvann og innhold av diverse komponenter i vann fra sjøvannsvasker (koksovner), quencher (rent sjøvann) og samlet utslipp til sjø. (Kilde: Elkem v/Bente Sundby Haaland, regneark vedlagt epost 20.02.2015).

	Sjøvann:	Koksovner	Quencher*	Utslipp til sjø	Grenseverdi
Vannmengde (m ³ /h)		880	40	920	-
Temperaturøkning (ΔT, °C)		10 – 15	-	10-15	-
SO ₂ opptak (mg S/l)		48,85	-	46,73	-
SO ₄ (mg S/l)		309	309	309	-
Støv (mg/l)		3,132	ca. 1	3,04	-
PAH (µg/l)		0,002		0,002	-
Benzo(a)pyren (µg/l)		-	-	-	0,05 ^a
Cu (µg/l)		0,723	0,3 (0,22)	0,70	0,64 ^b
Fe (µg/l)		125,4	2,5	120,0	-
Ni (µg/l)		112,6	0,5 (0,7)	107,7	20 ^a
Pb (µg/l)		2,57	0,03 (0,06)	2,45	7,2 ^a
V (µg/l)		1,42	1,5	1,42	-
Zn (µg/l)		12,66	2 (0,71)	12,2	2,9 ^b

*«Rent» sjøvann, kons. sulfat og metaller er «ocean average» ved 35 PSU (etter Riley and Chester, 1971). Verdier i parentes er konsentrasjoner målt i vann fra 60m dyp i Ytre Oslofjord.

^aVeileder 01:2009 «Årlig gj.snitt kystvann», ^bTA2229/2007 (øvre grense for tilstandsklasse II).

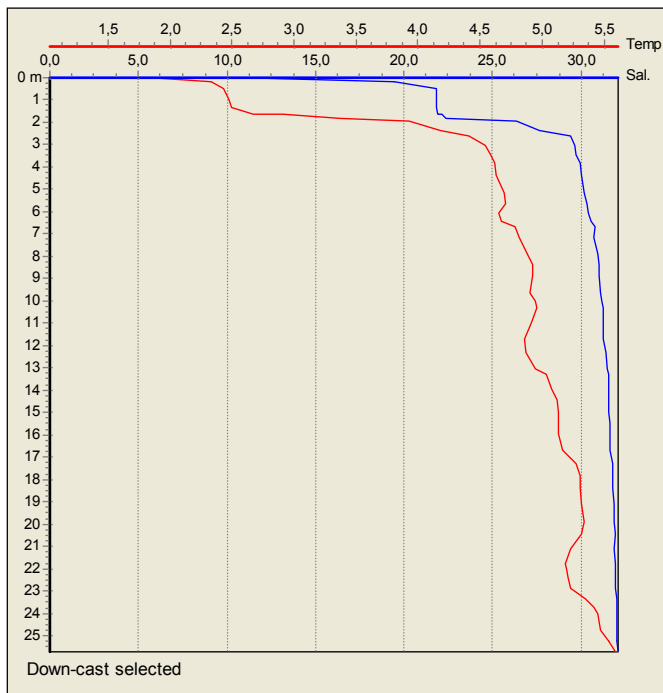
3. Miljøtilstand i resipienten

3.1 Hydrografi og strømforhold

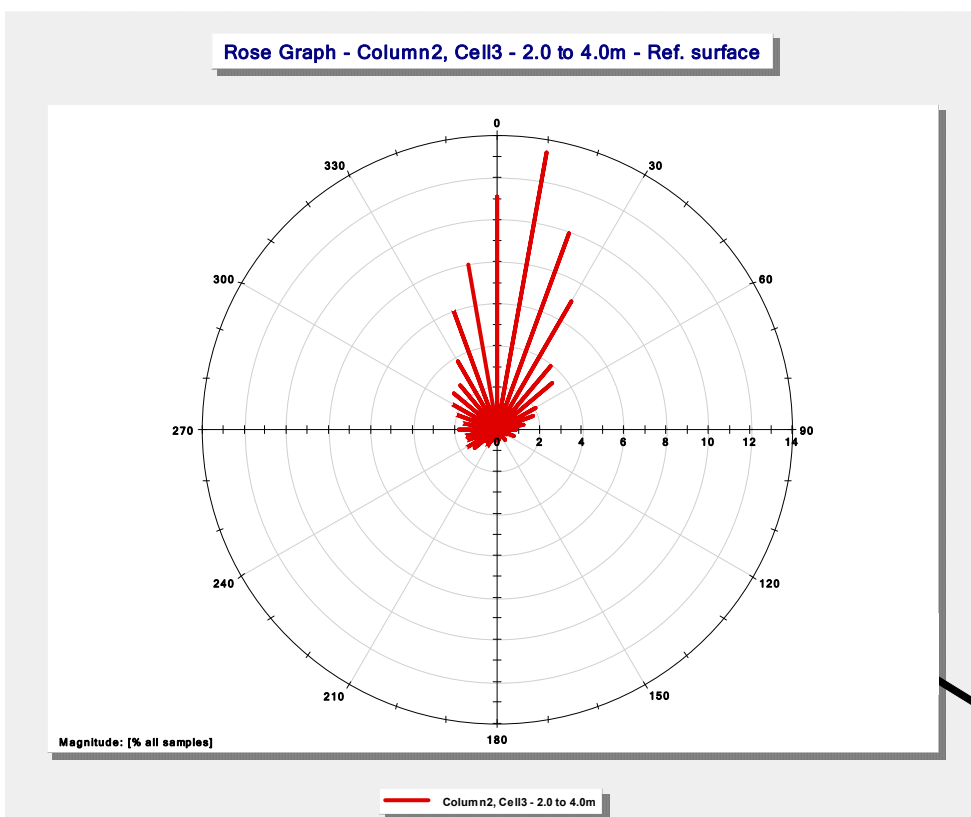
Hydrografien i området ble kartlagt i perioden 1981-1984 (Molvær et al., 1986). Der ble det bl.a. oppsummert at Kristiansandsfjorden tilføres ferskvann fra Otra og Topdalselva med tilsammen ca 200m³/s (data 1960-81). Ferskvannstilførselen gir en overflatestrøm sørover og ut av området med typiske strømhastigheter anslått til 5-20 cm/s. Vesterhavn og Fiskåbukta var karakterisert av et 2-3 m tykt overflatelag med gjennomsnittlig saltholdighet fra 21-25 PSU. Under 10 m dyp var gjennomsnittlig saltholdighet over 30 PSU, sjelden lavere enn 27 og sjelden høyere enn 34. Figur 3 viser vertikalprofiler av temperatur og saltholdighet målt ytterst i Elkembukta 21. februar 2005 (Ruus et al., 2005). Profilene viser et tynt lag med ferskere vann fra Fiskåbekken på toppen av det 2-3 m tykke overflatelaget beskrevet i Molvær et al. (1986).

Molvær et al., 1986, anslo midlere oppholdstid på 1-2 døgn for overflatelaget i Vesterhavn-Fiskåbukta. Dypvannet utveksles med vann fra Skagerrak uten hindringer i form av terskler og det ble anslått en oppholdstid på 1-2 uker for utskifting av dypvannet i Vesterhavn.

Ruus et al., (2005) har rapportert strømprofiler registrert på en akustisk Doppler strøm-måler (Aanderaa RDCP 600) plassert på 18 m dyp ytterst i Elkembukta. I perioden 21.02.05-08.03.05 ble det med dette instrumentet gjort målinger i tre deler av vannsøyla: hele vertikalprofilen, nær overflaten og ved bunnen. Hastigheten i det øvre vannlaget varierte mye, men som gjennomsnitt var den 1,5-3 cm/s. Maksimalt 15-25 cm/s over perioder på 20-30 minutter. Strømretningen var overveiende rettet mot nordøst parallelt med land (**Figur 4**). Målingene nær bunnen viste betydelig lavere hastigheter enn ved overflaten, med maksimalverdi på ca. 6 cm/s. Også her var retningen nordlig.



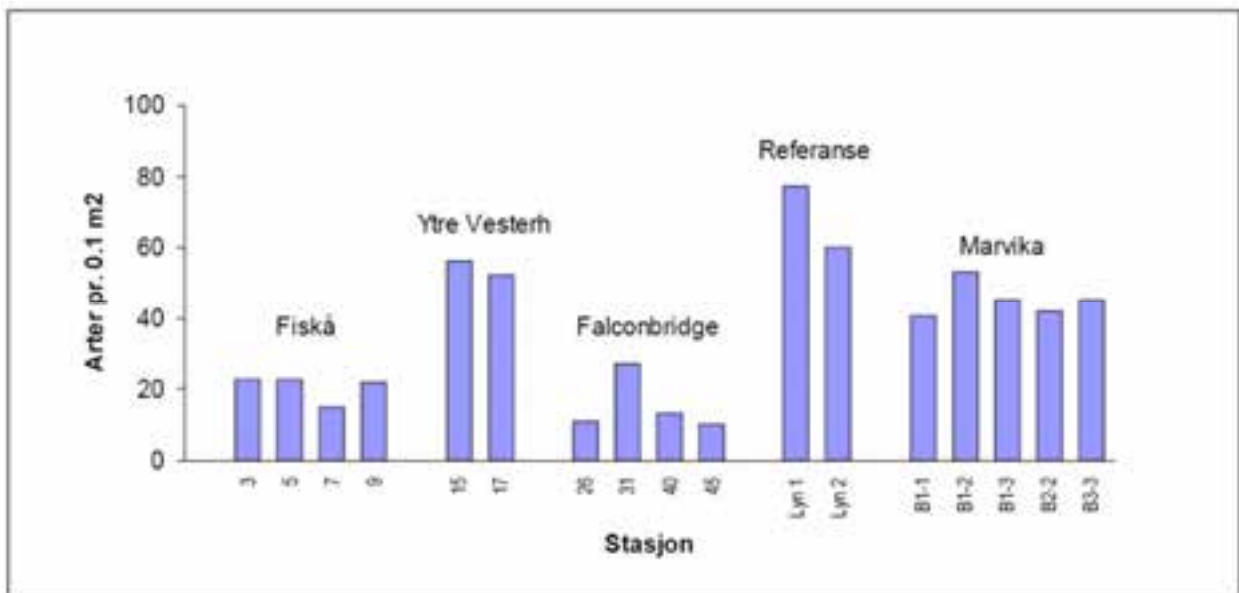
Figur 3. Vertikalprofil av temperatur og saltholdighet ytterst i Elkembukta den 21.2.05. (Fra Ruus et al., 2005).



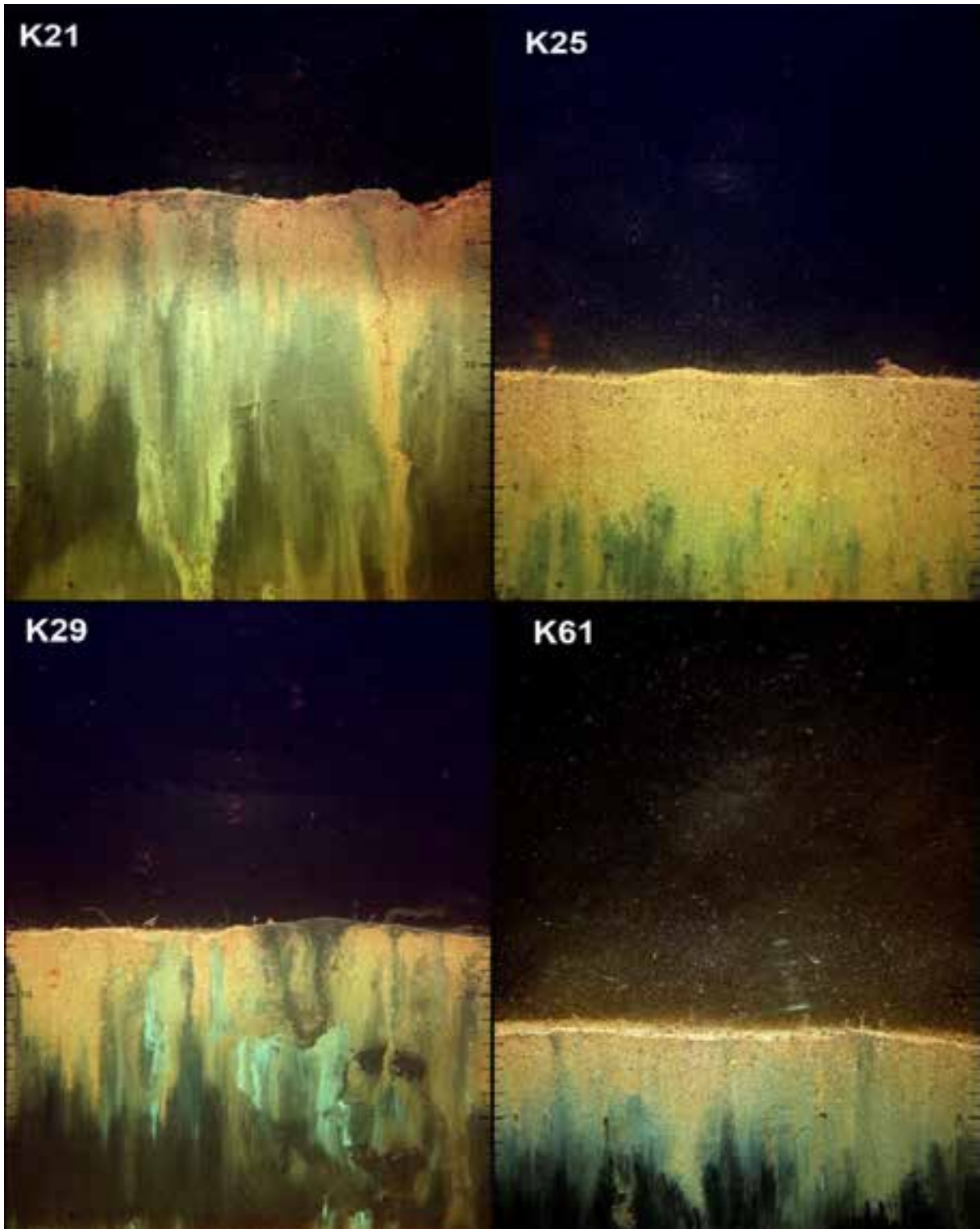
Figur 4. Retningsfordeling av strøm 2-4 m under overflaten, målt i åpningen av Elkembukta feb. mars, 2005. (Fra Ruus et al., 2005).

3.2 Bløtbunn

Undersøkelser av bløtbunnsfaunaen (Olsgaard et al., 2002) har vist relativt lavt artsmangfold (ca 20 ulike arter/m²) i Fiskåbukta og Hannevika sammenlignet andre deler av Kristiansandsfjorden (Figur 5). I 2005 ble sedimentene på 20 stasjoner i Fiskåbukta og Vesterhavn undersøkt med SPI (Sediment Profile Image) kamera. I tillegg til selve bildene (Figur 6) brukes bildene til å bestemme en ”Benthic Habitat Quality” (BHQ) indeks (Nilsson og Rosenberg 2006) som er tilpasset Miljødirektoratets klassifikasjonssystem (Molvær et al. 1997). Undersøkelsen viste at tilstanden i sedimentene i området var generelt god eller mindre god (klasse 2-3, BHQ indeks) (Nilsson, 2005). Bare en stasjon beliggende på østsiden av Fiskåbukta rett overfor Elkembukta ble klassifisert til klasse 4 («dårlig», BHQ-indeks). Det bioturberte dypet (oksidert sedimentdyp – brungult sediment over gråsvart redusert sediment) varierte mellom 1 og 3 cm. Bildene i Figur 6 viser et 5-10 cm lyst overflatelag med spor av bunnfauna. Bilde fra stasjon K21, på 13,5m dyp innerst i Fiskåbukta, viser en dyp faunagang. På de tre øvrige stasjonene lokalisert langs midtlinjen utover Fiskåbukta viser en sedimentoverflate med tette forekomster av små rørbyggende børstemark.



Figur 5. Antall arter av bunnfauna i ulike deler av Kristiansandsfjorden (etter Olsgaard et al., 2002). Lokalisering av stasjonene 3, 5, 7 og 9 i Fiskåbukta er beskrevet i Feil! Fant ikke referanseskilden..



Figur 6. SPI bilder av sedimenter langs midtlinjen av Fiskåbukta fra innerst (K21) og nordover til K61 ytterst ved overgangen mot Vesterhavn. Stasjonene er markert i Figur 1. Linjalen viser sedimentdyp i cm. (Fra Nilsson, 2005).

3.3 Hardbunn/strandsone

Hardbunnsorganismer i Fiskåbukta ble undersøkt av Oug og Moy (1991). En stasjon på Kjeholmen (0-2m dyp) like ved det planlagte utslippet fra Elkem Carbon AS ble beskrevet som følger:

”Lokaliteten var østvendt og middels beskyttet. Blæretang (blæreløs form) dominerte strandsonen, ellers var det ingen tangbevoksning. Vanlige arter i undervegetasjonen var strandtagl, finsveg, brunsl, perlesli, lys grønndusk, tarmgrønnske og havsalat. I 1-2m dyp dominerte rekeklo-arter sammen med havsalat. Av dyrearter var strandsnegl, blåskjell, rur og hydroider vanlige, mens sjøstjerner ble funnet spredt. Karakteristisk for stasjonen var store

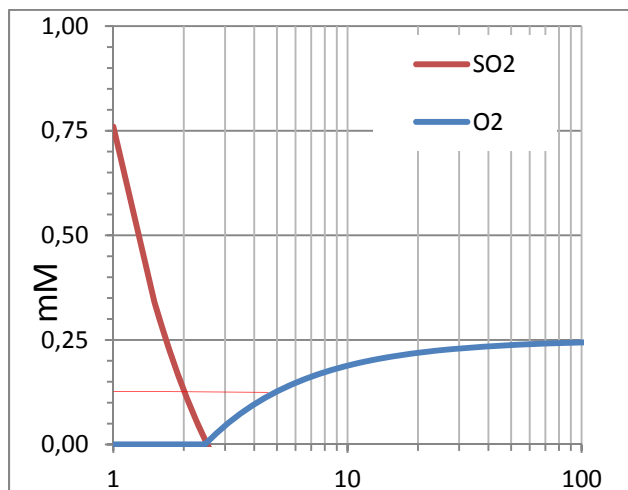
Stasjonslokaliseringen er vist i kartet i **Figur 1**. Stasjonen har ikke vært undersøkt siden 1991, men nyere undersøkelser av gruntvannsorganismer (Kroglund og Oug, 2011) har vist at forholdene på to stasjoner utenfor Fiskaabukta (D01 Myrodden og D05 Dybingen) har bedret seg betydelig i perioden fra 1982 til 2009. Nedre voksegrense for f.eks. sukkertare har økt fra 7-10 m i 1982/83 til 16-17 m i 2009 og totalt antall arter har økt fra 9-34 i 1982/83 til 47-57 i 2009. Tilstandsvurdering av nedre voksegrense basert på kriterier under utvikling i arbeidet med Vannforskriften (Veileder 01:2009) har gått fra dårlig i 1982/83 til god i 2009.

4. Biologiske effekter av aktuelle fysisk-kjemiske kvalitetselementer

Vurderingene av biologiske effekter gjort i dette kapittelet er i all hovedsak hentet fra tidligere NIVA rapporter (Schaanning, Staalstrøm og Berge, 2014). Utslipp av scrubbevann 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 samvirkende effekter er vurdert i denne rapporten.

4.1 Oksygen

Oksygenforholdene er gode i området rundt vanninntaket til Elkem Carbon. Dette betyr at inntaksvannet antas rikt på oksygen, dvs. over 6,4 mg/l (Tvedten et al. 2003). Selve oppvarmingen kan føre til overmetning av luft som i utgangspunktet kan gi effekter på fisk, mens det kjemiske forbruket i h.h.t. Eq.4 (kap.5.1) vil redusere konsentrasjonen av oksygen. På grunn av reaksjonskinetiske forhold og ukjent omfang av luft-vann utveksling i prosessen er det vanskelig å si hvordan oksygenkonsentrasjonen vil bli nær utslippspunktet. Et idealisert forløp for konsentrasjon av oksygen ved økende fortynning er vist i Figur 7 der det, svært konservativt, er antatt at det ikke tas opp noe O₂ fra lufta og all tilgjengelig O₂ brukes umiddelbart til oksydasjon av sulfitt. I virkeligheten vil O₂-konsentrasjonen ofte være høyere enn vist på venstre side av denne figuren.

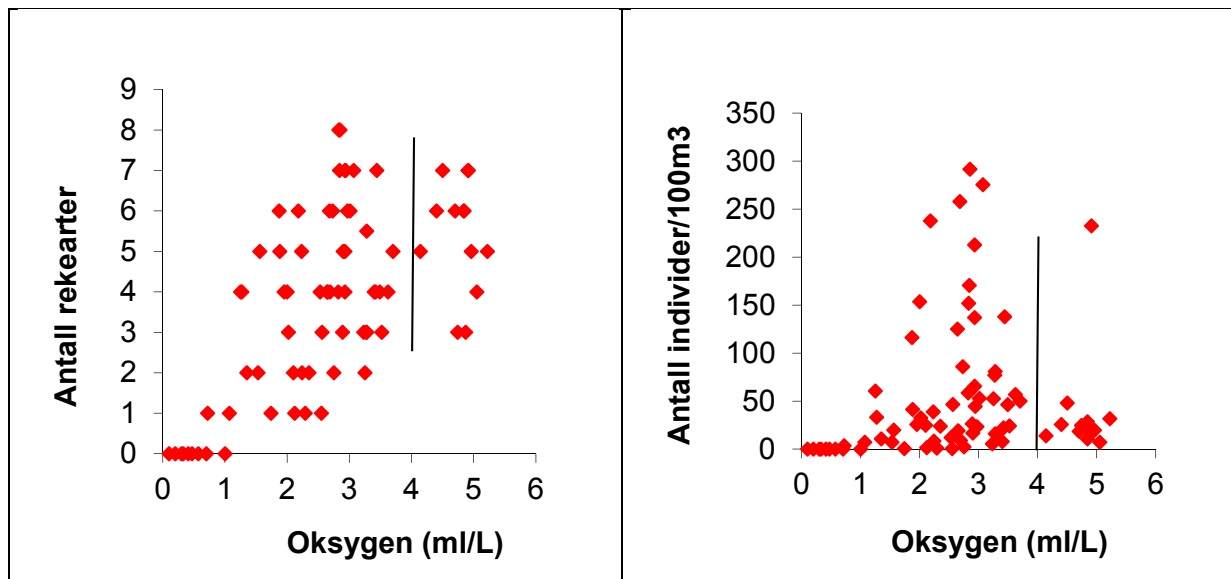


Figur 7. Ideelt forløp av konsentrasjoner av SO₂ og O₂ ved 1-100x fortykning av avløpsvann fra røykgassvaskeren. Det er antatt at sjøvannet ved vanninntaket inneholder 0,25 mM O₂ (= 8 mg/l) og at det ikke er kinetiske begrensninger i reaksjonen mellom SO₂ og O₂ (se tekst, reaksjon 4). Rød linje indikerer at vannforskriftens kriterium på 50% metning vil nås ved 4-5x fortykning.

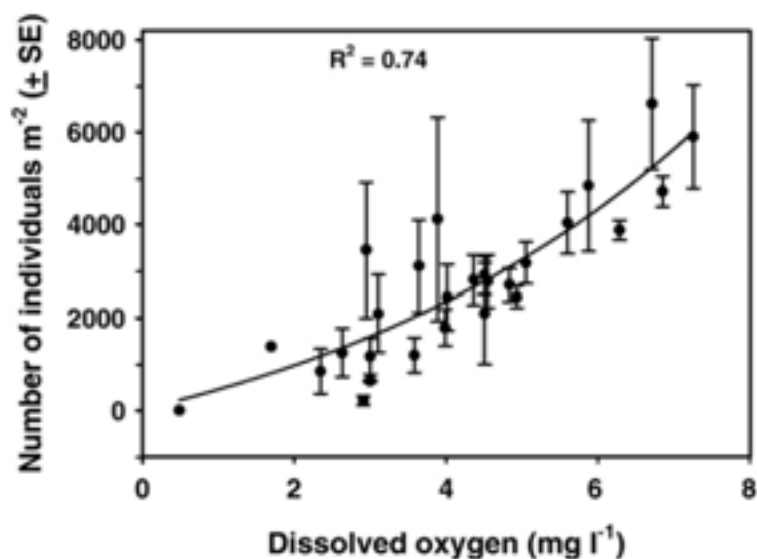
Alle høyere former av marine organismer har minstekrav til vannets oksygenkonsentrasjon for å kunne trives. Ved særlig lave oksygenkonsentrasjoner risikerer en at fastsittende og lite mobile organismer dør, mens fisk vil ha mulighet til å flykte unna det påvirkede området. Generelt krever pelagiske organismer 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 O₂ 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 8). Også infauna er påvirket av oksygen i bunnvannet innenfor et relativt stort konsentrasjonsområde (Figur 9). Det er også vist at dyr som lever nede i sedimentet beveger seg opp til sedimentoverflaten når oksygenkonsentrasjonen i vannet tipper under 0,5-0,9 (ml/L) dvs. en metningsgrad på ca 10 % (Rosenberg, Hellman og Johansson, 1991). Figur 7 viser at slike konsentrasjoner vil være begrenset til områder med fortykning 3x eller lavere.



Figur 8. 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 9. 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:

- over 50 % metning med oksygen for å overleve
- over 60 % for ikke å stresse og

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))

- over 70 % for å vokse godt.

Ved en saltholdighet på 30 og en temperatur på 10°C, vil 50% metning tilsvare 4,7 mgO₂/l eller 0,15 mM. Beregningen gjort i Figur 7 viser at dette oksygen-nivået oppnås ved 6-7x fortykning. Fisk er mer sårbare enn bunndyr, men har samtidig mulighet til å unngå området.

4.2 Overtemperatur

Vannet til scrubberen tas inn på 30 m dyp og slippes ut på 22-27m dyp i samme område. Innlagringen vil skje fra bunnen til like under overflatelaget, dvs under pyknoklinen i 2-4 m dyp (**Figur 3**, kap.6). Temperaturen i øvre deler av innlagringsområdet vil variere mye fra sommer til vinter, mens temperaturen på dypere vann vil være mer stabil.

Temperaturøkningen i anlegget vil kunne være opptil 15 grader (**Tabell 1**). 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 fortykning raskt nærme seg temperaturen i resipienten. Hvilken fortykning 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 fortykningsvannet i resipienten (ΔT_2). Eksempler på fortykningsforløp for de to ekstremtemperaturene i inntaksvannet (2 og 15°C) og de to angitte ytterpunktene for oppvarming i anlegget er vist i Figur 10.

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 på temperaturendringer
- Endring i biologiske prosesser

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

Endring av temperaturforholdene

Temperaturendringen 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 grisatang tåler noe høyere temperatur (28 °C for sagtang og 30 °C for blæretang og grisatang). En del vanlige grønn og rødalger har også høy overlevelsestemperatur (28 – 30 °C) (Lüning 1990).

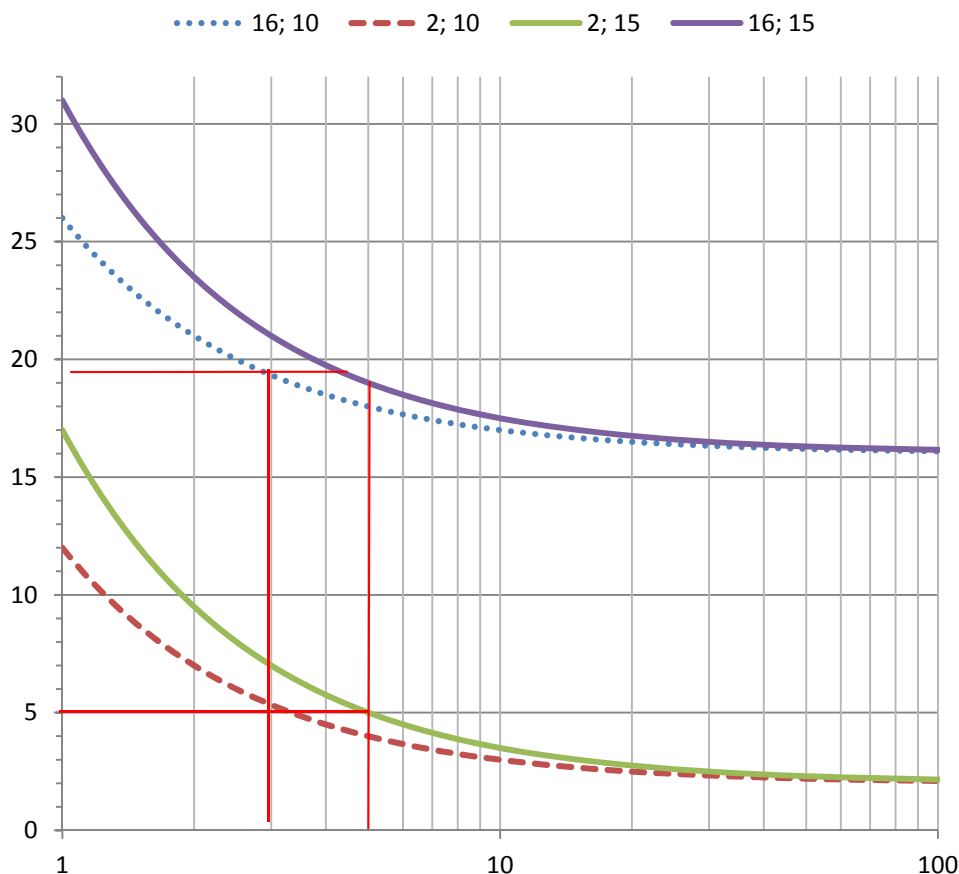
Man kan regne med at toleranse for temperaturøkning er lavere i marine, sublittorale samfunn som normalt opplever mindre sesongendring enn tilsvarende limniske miljø. Norske, marine samfunn på grunt vann utsettes for store sesongfluktasjoner i temperatur og må ut fra det regnes som tolerante. Hvor raskt 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 10 viser at vintersituasjonen med lav temperatur i resipienten gir størst behov for fortykning for å komme ned på 3°C kriteriet. Disse antagelsene ga maksimum fortykningsbehov på 4x for å komme ned på

overtemperatur mindre enn 3°C. For å komme ned til 1°C overtemperatur i verste falls scenario må avløpsvannet fortynnes ca 15x.



Figur 10. Temperatur i vann påvirket av utslipp med overtemperatur. De fire tilfellene vist gjelder ved temperatur i inntaksvann (første tall i tegnforklaringen) 2 eller 16°C og oppvarming ΔT_1 (andre tall i tegnforklaringen) 10 eller 15°C. Fortynningsbehov er vist ved skjæringspunktene med hjelpelinjer som angir overtemperaturkriteriet $\Delta T_2=3^\circ\text{C}$ over inntaksvannet.

4.3 pH

Utredningsområdet i Fiskaabukta er sammensatt og innbefatter organismsamfunn i vannmassene, på fjell og hardbunn og på bløte sedimenter. 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

reduisert pH forårsaket av sterke syrer (Kikkawa et al. 2004), f.eks. slike som dannes i sjøvann brukt til vasking av SO₂.

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 (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 induserte 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 ikke opplagt at et kriterium for Δ pH på 0,2 pH enheter er relevant for et lokalt utslipp som dette til Fiskaabukta der organismesamfunnene sannsynligvis vil oppleve betydelige variasjoner i løpet av året. Det er lite kjent om naturlige, sesongmessige pH-variasjoner i norske kystfarvann, men produksjon og nedbrytning av planktonalger kan forventes å gi svingninger i størrelsesorden 0,5 pH-enheter.

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. I den grad pH reduksjonen gir effekter vil dette trolig i hovedsak kun finne sted for fastsittende organismer i nærområdet ved utslippspunktet.

Mange marine dyr har skall/skjelett som inneholder Carbonat (eksempelvis koraller, mollusker, foraminiferer og echinodermer) som felles ut fra sjøvannet. Denne prosessen kan hemmes av redusert pH og slike organismer vil derfor være spesielt 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 gi seg utslag ikke bare i strukturelle, men også funksjonelle, 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 et stort antall marine organismer.

4.4 Kriterier for biologiske effekter - konklusjoner

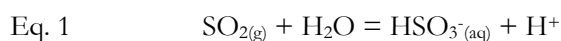
Det er ikke etablert norske miljøstandarder for miljøpåvirkningene diskutert i dette kapittelet, og det foreligger ytterst få undersøkelser som er direkte relevante for å kunne forutsi mulige effekter av oksygenforbruk, overtemperatur og redusert pH som følge av utslippet fra det planlagte scrubberanlegget på organismesamfunn i Fiskaabukta. I den grad moderate endringer i disse parameterne gir effekter vil dette i hovedsak være begrenset til fastsittende og lite mobile organismer. På generelt grunnlag kan vi anta at de fleste slike arter ikke vil ta skade av O₂-mangel ned til 20-40% metning og 1-3°C overtemperatur. 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 forsuringseffekter har imidlertid ført til at en i dag er bekymret, selv for reduksjoner i pH på så lite som 0,2 enheter. Det synes rimelig å akseptere lokalt større avvik enn de avvikene som skaper bekymring globalt og vi har valgt å anvende et kriterium på Δ pH \leq 0,5 for vurderingene i denne rapporten.

Eventuelle samvirkende effekter av endringer i vannkvalitet er ikke vurdert.

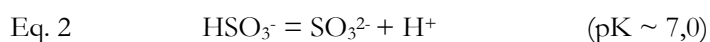
5. Kjemisk omdanning av sulfitt i sjøvann

5.1 Oksidasjon av sulfitt

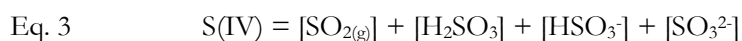
Prinsippene for sjøvannsvasking av røykgasser er at svovellinnholdet i form av SO₂ i røykgassene overføres fra luft til vann:



Sulfitt er en svak syre (svovelsyrting) 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:



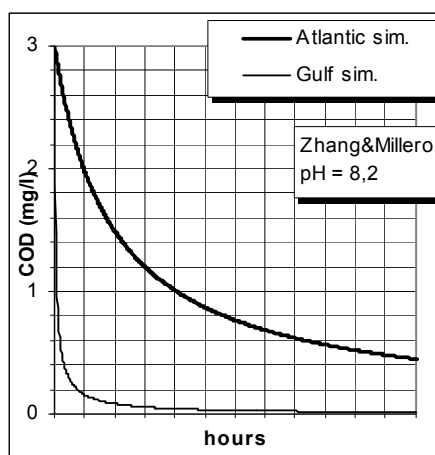
foreligge ca 90% som SO₃²⁻. Syreproduksjonen i ligning 1 og 2 vil skje spontant når gassen tas opp i scrubberen og forsuringen av vannet vil skje uavhengig av oksygentilgang (lufting). pH reduksjonen vil imidlertid bufres ved at reaksjon 2 går lite mot høyre når konsentrasjonen av SO₃²⁻ blir høy og pH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

Sulfitt (svovelsyrting) 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 O_2 . 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 O_2 (Vidal og Ollero, 2001). Modellberegninger basert på forsøkene til Zhang og Millero (1991) for Nord-Atlantiske forhold med temperatur $10^\circ C$ viste halveringstid for S(IV) på 3-4 timer, sammenlignet med tropisk lokalitet med $30^\circ C$ (Figur 11). Overtemperaturen i utslippsvannet er derfor gunstig i forhold til å øke oksidasjonshastigheten. 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 11. Oksidasjonshastighet for sulfitt i sjøvann ved hhv $10^\circ C$ (Atlantic simulation) og $30^\circ C$ (Gulf simulation). X-aksen viser første 0-12 timer.

5.2 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 ($CO_{2(aq)}$) og dissosiert karbonsyre (HCO_3^- og CO_3^{2-}) slik at totalt innhold av karbondioksyd (C_t) er gitt ved:

$$\text{Eq. 5} \quad C_t = [CO_{2(aq)}] + [HCO_3^-] + [CO_3^{2-}]$$

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 ($B(OH)_3$). 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 $[HCO_3^-] \cdot [H^+] / [CO_{2(aq)}] = K_1$). 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:

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

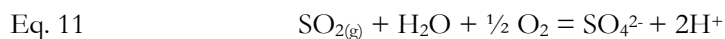
og approksimasjonen:

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

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 97,7 mg/l SO₂ per liter sjøvann i scrubberen (**Tabell 1**). Innblanding av vann fra quencher gir fortynning til 93,5 mg/l som tilsvarer konsentrasjon av SO₂ på 1,46 mM (millimolar) ved utslippspunktet. 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 scrubbervannet kunne få et teoretisk syretilskudd på 2 mol syre for hvert mol SO₂ dannet, dvs 1,46 x 2 = 2,92 mM ved full oksidasjon til sulfat:



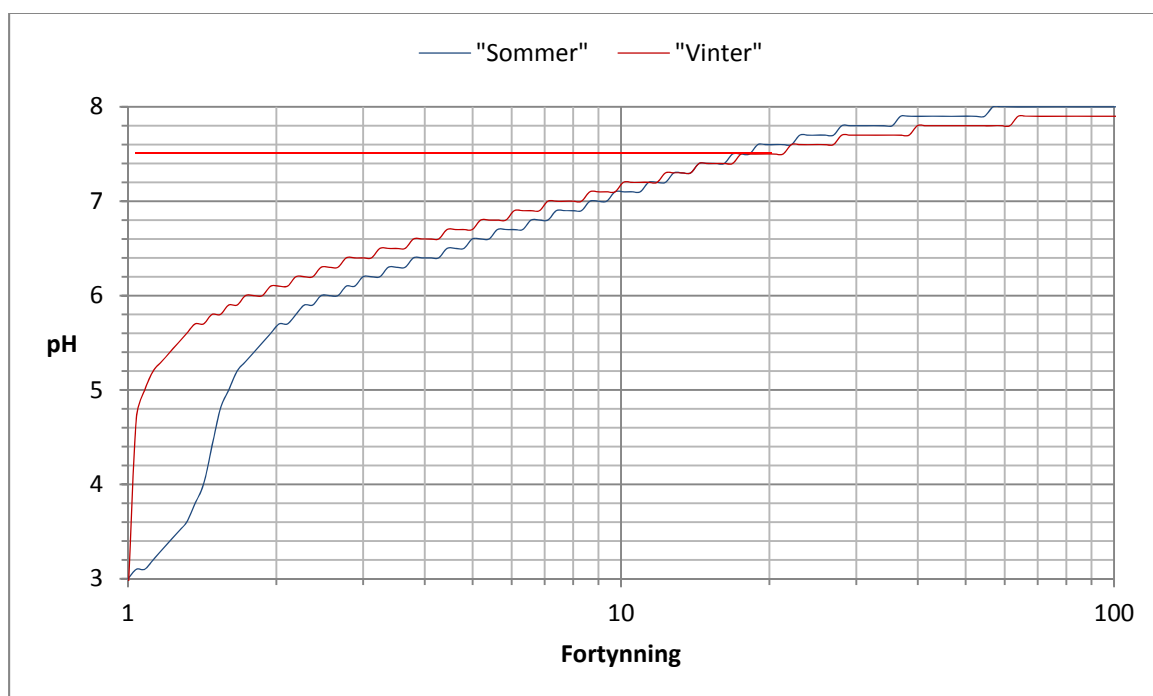
En del av denne syra vil nøytraliseres i scrubberen av sjøvannet som etter Eq.9 har en alkalinitet mellom 1,95 (28 PSU) og 2,44 (35 PSU). Overskuddet av syre på 0,48-0,97 mM tilsvarer teoretisk minimum pH på

Tabell 2. Opptak av sulfitt ved vasking av røykgasser i eksisterende og fremtidig anlegg og konsekvenser for alkalinitet og pH ved full oksidasjon til svovelsyre.

	Sommer	Vinter
Temperatur (°C)	16	2
Saltholdighet (PSU)	28	35
Alkalinitet (mM)	1,95	2,44
Ct (mM)	1,81	2,37
Utslipp SO ₂ (mg/l)	93,5	93,5
Syreoverskudd (mM)	0,97	0,48
pH _{min} (teoretisk)	3,0	3,3
pH ved 2x fortynning	5,7	6,1
pH ved 10x fortynning	7,1	7,2
pH ved 18x fortynning	7,5	7,5
pH ved 20x fortynning	7,6	7,5

3,0-3,3 ved utslippspunktet. I virkeligheten vil pH ved utslippspunktet være noe høyere som følge av ufullstendig oksidasjonen av SO₂. Fortynning etter utslippet i sjøvann av samme type som inntaksvannet vil gi raskt økende pH. Hvis innholdet av CO₂ antas upåvirket av scrubber-prosessene kan pH beregnes med ligningene gitt i Appendix B i Zebe (2001) med resultater som vist i **Tabell 2** og Figur 12.

Figuren viser at utslippsvannet må fortynnes 15x for å tilfredsstille det anbefalte kriteriet (kap. 4.4) på avvik mindre enn 0,5 pH-enheter.



Figur 12. Beregnet pH ved økende fortynning av utslippet etter tilførsel av SO₂ fra planlagt scrubber ved Elkem Carbon AS. Beregningene er gjort for en sommer-situasjon med 16°C og 28PSU i resipientvannet, og en vinter-situasjon med 2°C og 35PSU. Antatt pH = 8 både sommer og vinter. Rød strek markerer det anbefalte kriteriet på $\Delta\text{pH} \leq 0,5$.

6. Beregning av innlagringsdyp, spredning og fortynning

Beregningene nedenfor tar sikte på å bestemme

- I hvilke dyp avløpsvannet fra sjøvannscrubberen innlagres i vannsøylen
- Hvilken fortynning med sjøvann som avløpsvannet vil få ved økende avstand fra utslippspunktet.

Resultatene skal brukes i beregninger av vannkvaliteten omkring utslippspunktet.

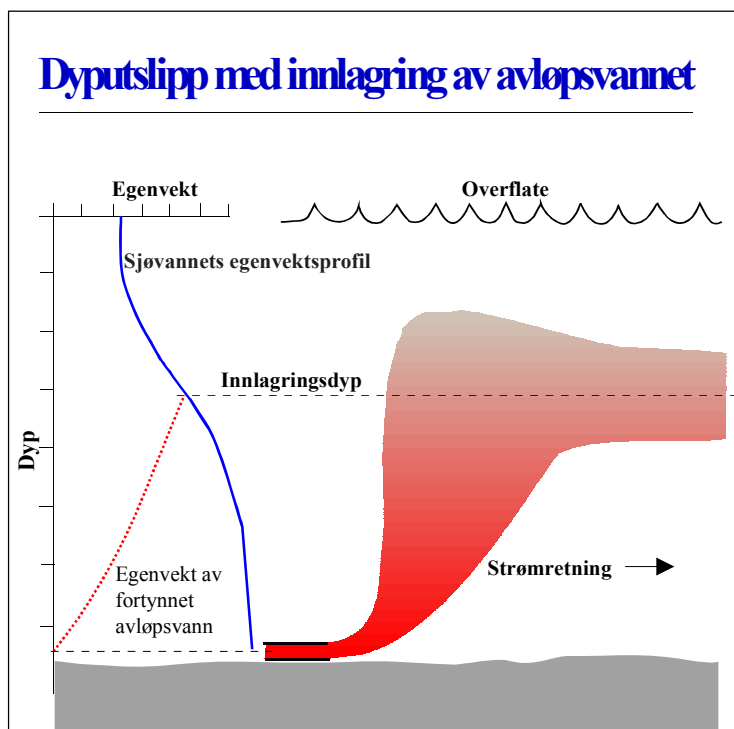
6.1 Beskrivelse av vanninntak og utslipp

Avløpsvannet består av sjøvann som pumpes inn fra ca. 30 m dyp utenfor bedriften og utslippet legges i 22-27 m dyp (Figur 13). Beskrivelser av vannmengdene, inntak og utslipp er gitt av Elkem og vist i **Feil! Fant ikke referanseskilden.1.**

6.2 Beregning av innlagringsdyp for avløpsvannet

Avløpsvannet hentes fra ca. 30 m dyp og har i utgangspunktet større egenvekt enn sjøvann på 23 m dyp. Imidlertid blir avløpsvannet oppvarmet 10-15 °C og dette kan i mange tilfeller gjøre det litt lettere enn sjøvannet i 23 m dyp. Da begynner avløpsvannet å stige opp mot overflata samtidig som det raskt blander seg med det omkringliggende sjøvannet. Når sjøvannet har en stabil sjiktning (egenvekten øker mot dypet) fører dette til at egenvekten til blandingen av avløpsvann+sjøvann øker samtidig som egenvekten til det omkringliggende sjøvannet avtar og i et gitt dyp kan dermed 'blandingsvannmassen' få samme egenvekt som sjøvannet omkring (se Figur 14). Blandingsvannmassen har ikke lenger noen "positiv oppdrift", men dens vertikale bevegelsesenergi gjør imidlertid at den stiger noe forbi dette "likevektsdypet" for så å synke tilbake og innlagres.

For beregning av innlagringsdyp og fortykning bruker vi den numeriske modellen Visual PLUMES utviklet av U.S. EPA (Frick et al. 2001). Nødvendige opplysninger for modellsimuleringene er vannmengde, vannets egenvekt, utslippsdyp, diameter for utslippsrøret, vertikal sjiktning (temperatur og saltholdighet) samt strømhastigheten i resipienten. Vannmengdene er sammenfattet i Tabell 3.



Figur 14. Prinsipp-skisse som viser hvordan et dyp utslipp av avløpsvann fungerer i forhold til innlagring. En forutsetning for innlagring er at egenvekten for fjordvannet øker med dypet (vertikal stabil sjiktning).

Tabell 3. Vannmengder, utslipp og inntak, til bruk i beregningene av innlagringsdyp og fortykning for avløpsvannet (kilde: Elkem).

Vannmengde	Inntaksdyp	Utslippsdyp	Indre diameter utslippsledning	Temperaturøkning
920 m ³ /h	30 m	23 m	600 mm	10-15 °C

6.3 Temperatur og saltholdighet

For beregningene av innlagringsdypet for avløpsvannet trengs et representativt antall vertikalprofiler av temperatur og saltholdighet (brukes til å beregne egenvekten i de forskjellige dyp). Vi har hatt tilgjengelig 61 vertikalprofiler fra Fiskåbukta/Vesterhavn, målt i tidsrommet 23.6.1981-23.11.1995 (NIVA, upubliserte data). Våre data omfatter ikke desember - januar og få data fra februar-mars, men månedene april-november er godt beskrevet. Dataene viser at temperaturen i 30 m dyp varierer i intervallet ca. 2-16 °C og saltholdigheten i intervallet ca. 28-35. Et eksempel på vertikalprofiler av saltholdighet og temperatur er vist i **Figur 3**.

I 30 m dyp vil saltholdighet og temperatur varierer mye gjennom året og beregningene ble derfor gjort for en vertikalprofil om gangen og avløpsvannets temperatur (og dermed egenvekten) ble økt med hhv. 10 °C og 15 °C. Vi kjenner ikke til hvordan temperaturøkningen eventuelt varierer over året, men denne metodikken bør gi rimelig representative resultater mht. avløpsvannets fortykning, innlagring og temperatur.

Strømhastighet

Vinteren 2005 ble det gjort målinger av strømhastighet mellom overflate og bunn i den ytre delen av Elkembukta, dvs. litt lenger sør og vest enn utslippspunktet (Ruus et al., 2005)(**Figur 4**). Målingene viste typiske hastigheter i intervallet 2-3 cm/s. I våre beregninger brukes 3 cm/s.

6.4 Valg av koeffisient for turbulent blanding

Den beregnede fortykningen vil variere med størrelsen av koeffisienten for turbulent blanding. Denne størrelsen varierer fra sted til sted og med tiden. Vi velger å følge EPAs anbefaling for litt innelukkede farvann og bruker en konstant koeffisient 0,0003 m^{2/3}/s², som et ganske konservativt estimat av blandingen. Alternativt kan man velge en koeffisient som øker med størrelsen av skyen med fortyknet avløpsvann. I åpne farvann er dette mer realistisk og gir en langt større fortykning enn ved en konstant koeffisient for den turbulente blandingen.

6.5 Resultater for utslipp gjennom ledning med et endehull

Innledningsvis minner vi om beregningene tar utgangspunkt i Tabell 3 og at de er gjort to ganger: først ved temperaturøkning 10 °C i avløpsvannet og deretter 15 °C.

6.5.1 Innlagringsdyp

Resultatene av de 61 innlagringsberegningene er vist i Figur 15. Med få unntak blir det innlagret i ca. 15-22 m dyp. Beregningen for 31.10.95 gav gjennomslag til overflatelaget – som i dette tilfellet var ca. 4 m dypt. Grunnen var meget svak sjiktning i vannmassen mellom 6 m og 30 m dyp.

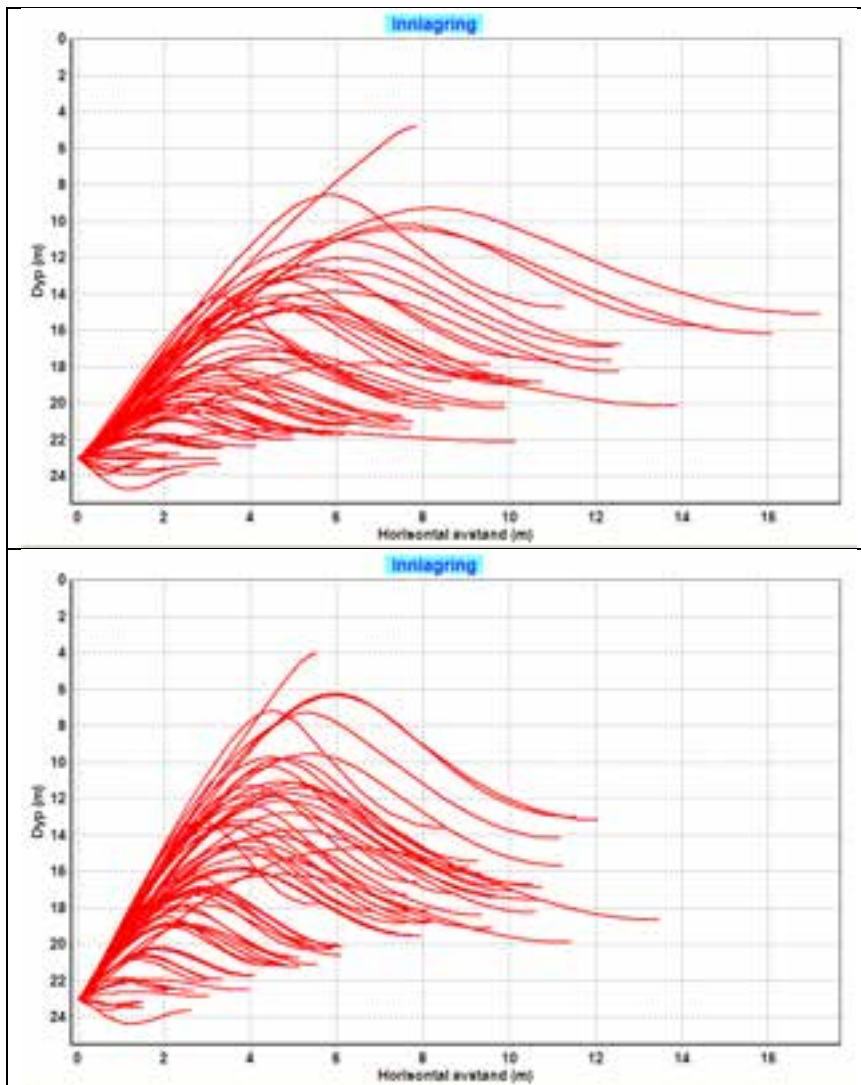
I 8-10 situasjoner vil avløpsvannet legge seg nær bunnen.

6.5.2 Fortynning

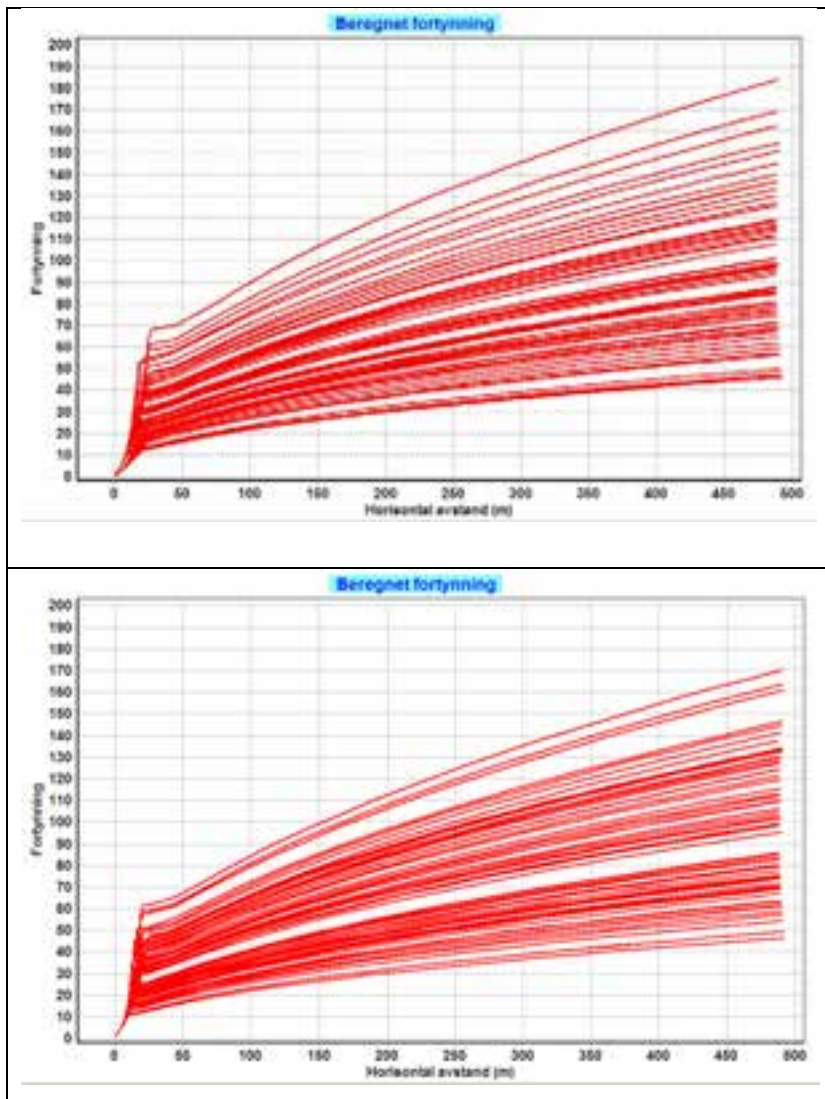
Den beregnede gjennomsnittlige fortynningen i den innlagrede "skyen" med avløpsvann er vist i Figur 16. I ca. 20 m avstand vil fortynningen typisk ligge i intervallet 15-60x; minst ved dyp innlagring (kort fortynningsbane) og størst når avløpsvannet innlagres høyt opp i vannmassen (lang fortynningsbane). Ved den situasjonen da avløpsvannet innblandes i overflatelaget blir fortynningen ca. 50x allerede ved innlagringen. I sentrum av 'plumen' blir da fortynningen ca. 25x.

Som nevnt ovenfor bruker vi en konstant koeffisient for den turbulente blandingen og det gir en forholdsvis moderat fortynning med økende avstand. Etter 250 m er fortynningen beregnet til ca. 35-125x.

Den vertikale tykkelsen av skyen med fortynnet avløpsvann vil variere med den vertikale sjiktningen, men ligger sannsynligvis i intervallet 2-3 m - og øker med økende avstand fra utslippspunktet. I sentrum av skyen vil fortynningen oftest være 50-75% av den gjennomsnittlige fortynningen.



Figur 15. Beregningen av innlagingsdyp for avløpsvannet ved utslipp i 23 m dyp. Strømhastighet 3 cm/s. Øverst ved temperaturøkning 10 °C og nederst ved temperaturøkning 15 °C.

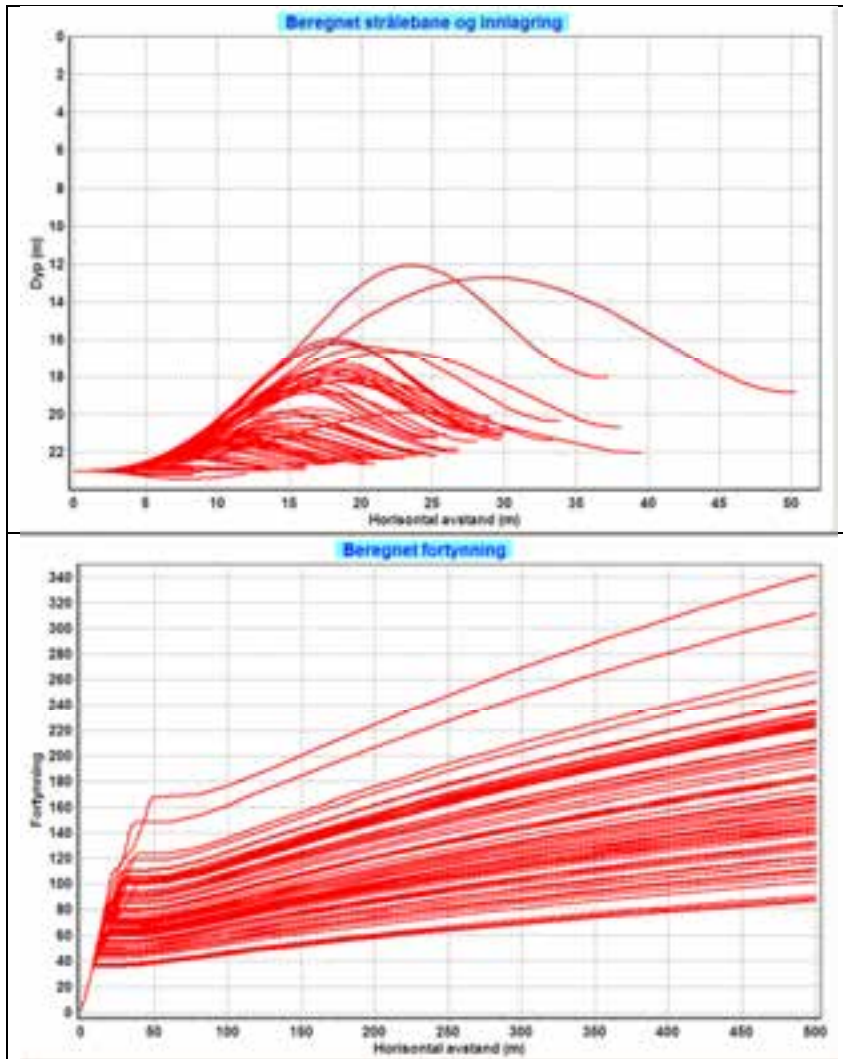


Figur 16. Beregnet fortytning av avløpsvannet for de 60 situasjonene og ved strømhastighet 3 cm/s. Øverst ved temperaturøkning 10 °C og nederst ved temperaturøkning 15 °C.

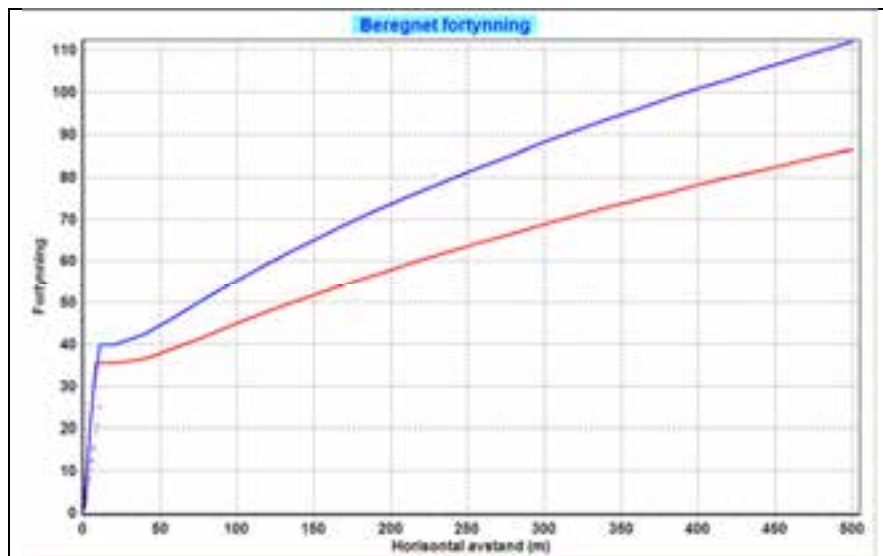
6.6 Resultater for utslipp gjennom en diffusor

Med en diffusor slippes avløpsvannet (920 m³/h) gjennom mange små hull og dermed vil fortytningen økes vesentlig. For å vise dette gjøres beregninger for en diffusor i 23 m dyp, med 15 hull med innbyrdes avstand 2,5 m (7 hull på hver side av diffusoren + et hull i enden). Effektiv hulldiameter: 10 cm. Beregningene er gjort for 15 °C temperaturøkning, som gir mindre fortytning enn for 10 °C.

Resultatene er vist i Figur 17. I alt vesentlig blir fortytningen $\geq 40x$ i en avstand på 10-20 m fra diffusoren. Ved tre situasjoner er den mindre enn 40, dvs. 35-37x. Lavest fortytning gjaldt for 16.3.1984 og Figur 18 viser som eksempel at ved å redusere antall hull til 9 øker fortytningen i 10-15 m avstand til 40x. På den annen side kan en slik 'kort' diffusor trolig kreve mer trykkenergi.



Figur 17. Utslipp gjennom diffusor med 15 hull. Vannmengde 920 m³/h og temperaturøkning 15 °C. Øverst: beregnet strålebane og innlagring av avløpsvannet . Nederst: fortykning.



Figur 18. Beregning for en vertikalprofil målt 16.3.1984. Vannmengde $920 \text{ m}^3/\text{h}$ og temperaturøkning $15 \text{ }^\circ\text{C}$. Rød kurve: utslipp gjennom diffusor med 15 hull. Blå kurve: utslipp gjennom diffusor med 9 hull.

6.7 Oppsummering

Beregningene av avløpsvannets fortytning og innlagring er utført for 61 vertikalprofiler, ved en typisk strømhastighet i sjøvannet og for temperaturøkning på hhv. $10 \text{ }^\circ\text{C}$ og $15 \text{ }^\circ\text{C}$ i avløpsvannet. Selv om datamaterialet fra vinteren er lite vil vi tro at et så stort antall vertikalprofiler også rimelig godt beskriver tilstanden vinterstid.

Strømhastigheten varierer med tiden og 3 cm/s representerer en vanlig hastighet. Ved lavere hastighet kan avløpsvannet stige litt høyere i vannmassen før innlagring – og samtidig med økt fortytning. Ved større hastighet innlagres avløpsvannet noe dypere – og med noe mindre fortytning.

Fortytning av avløpsvannet er beregnet for to alternativer:

1. Ved utslipp gjennom avløpsledningens endehull (600 mm) blir fortytningen $15\text{-}60\text{x}$ beregnet som gjennomsnitt over 'plumens' tverrsnitt umiddelbart etter avløpsvannets innlagring, dvs. i en avstand på $10\text{-}20 \text{ m}$ fra utslippspunktet. Etter innlagringen av avløpsvannet er fortytningen i hovedsak bestemt av den turbulente blandingen i sjøvannet. Her ble brukt en konstant 'blandingskoeffisient', dvs. en konservativ beregning av fortytningen. I 250 m avstand fra utslippspunktet ble fortytningen beregnet til $35\text{-}125\text{x}$.
2. Avløp gjennom en diffusor vil øke fortytningen vesentlig. Som eksempel på dette ble gjort beregninger for avløp gjennom en diffusor med 15 hull med diameter 10 cm og innbyrdes avstand $2,5 \text{ m}$. Bare for 3 av 61 beregninger ble da fortytningen i $10\text{-}20 \text{ m}$ avstand mindre enn 40x .

For en gitt situasjon er fortytningen i stor grad avhengig av vannets hastighet gjennom diffusorhullene, og for den vertikalprofilen (16.3.1984) med minst fortytning (35x) ble derfor gjort en beregning for en diffusor med 9 hull. Da økte fortytningen til 40x i $10\text{-}15 \text{ m}$ avstand fra diffusoren.

Beregningene viser dermed at hvis ikke avløp gjennom avløpsledning med endehull på 600 mm i 23 m dyp gir akseptabel fortytning, kan fortytningsmålet oppnås ved bruk av en passende diffusor.

7. Innblandingssoner

7.1 Kriterier

Innblandingssonen er her definert som et område rundt utslippspunktet der anbefalte, eller i hht vannforskriften fastsatte, grenseverdier for ulike kvalitetselementer vil kunne overskrides i kortere eller lengre perioder. Alle parameterne diskutert i foregående kapitler og som overskrider de anbefalte eller fastsatte grenseverdiene er listet opp i **Tabell 4**. Tabellen viser at for parametere med grenseverdier gitt i vannforskriften er fortynningsbehovet mindre enn 6x. Kriteriet valgt for overtemperatur vil også bli oppfylt med en slik blandsone. Dersom vår anbefaling om forsuring på mindre enn 0,5 pH-enheter legges til grunn, må utslippet fortynnes 18x for å oppnå akseptabel vannkvalitet. Dette vil samtidig tilfredsstille det strengeste kravet tilknyttet overtemperatur.

Tabell 4. Kvalitetslementer med betydning for innblandingssonens størrelse. Fortynningsbehovet for metallene er avrundet oppover til nærmeste hele tall.

Parameter	I utslipp	Grenseverdi	Fortynningsbehov	Referanse/kommentar
Partikler/siktedyp	3 mg/l	>6,0 m	-	Molvær et al, 1997
Overtemperatur	10-15 °C	3°C	4x	Denne rapport, primært
«	«	1°C	15x	Denne rapport, sekundært
Oksygen*	-0,39 mM	0,125 mM	5x	Veileder 02:2013
Δ pH	2-5	0,5	18x	Denne rapport
PAH	0,002 μ g/l	>0,05 μ g/l	-	Veileder 01:2009
Bly	2,5 μ g/l	7,2 μ g/l	-	Veileder 01:2009
Kopper	0,7 μ g/l	0,64 μ g/l	2x	TA2229/2007
Sink	12 μ g/l	2,9 μ g/l	5x	TA2229/2007
Nikkel	108 μ g/l	20 μ g/l	6x	Veileder 01:2009

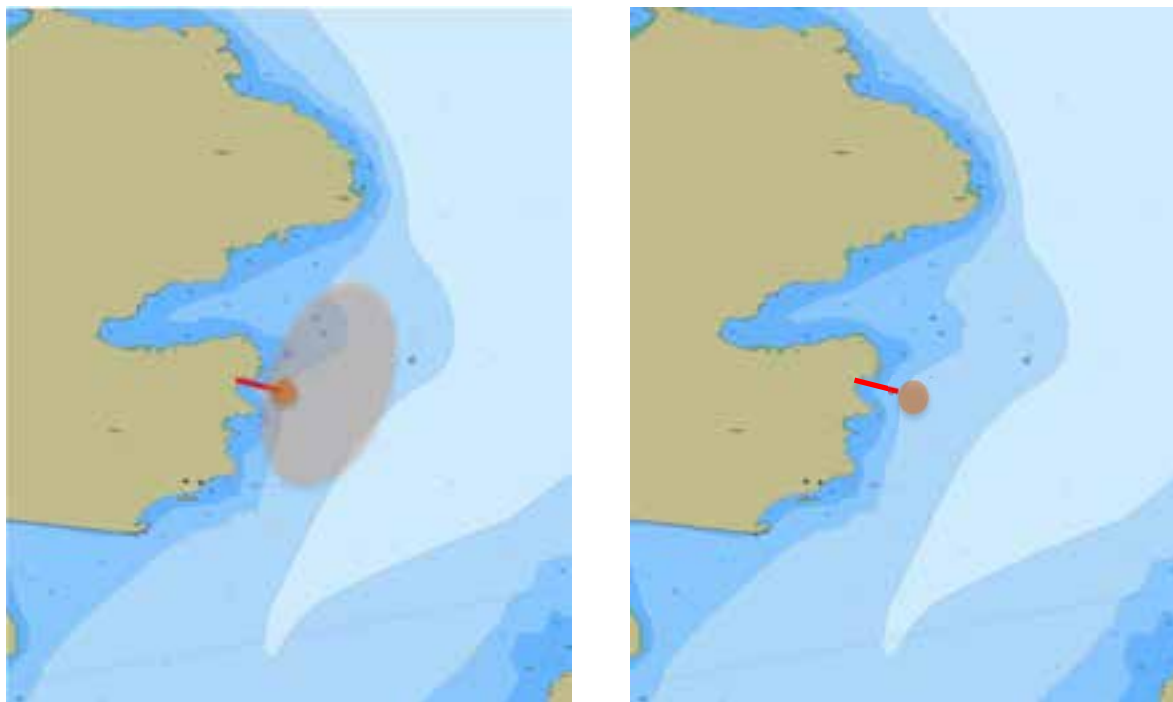
*Tilsvarende COD (Chemical Oxygen Demand) i utslippet og 50% metning som grenseverdi

7.2 Vurdering av form og størrelse

Primærfortynningen vil skje forholdsvis raskt innenfor en avstand fra utslippspunktet mindre enn 25m (Figur 16). Skiftende strømforhold vil ikke gi store variasjoner i hvor denne primærfortynningen vil foregå. Innblandingssonen dominert av primærfortynning kan derfor visualiseres som et sirkulært område rundt utslippspunktet med radius 25 m. Etter innlagringen vil plumen påvirkes av strømforholdene. **Figur 4** viser netto strøm som gjennomsnitt over måleperioden. Den momentane strømhastigheten vil være større og bevege seg langs land i begge retninger. Dette innebærer at plumen i hovedsak vil følge landkonturen med hovedretning NNØ-SSV, og i større grad i nordlig enn sørlig retning. Dersom innblandingssonen krever større fortynning enn det som oppnås ved primærfortynningen visualeres dette derfor som en ellipse som er noe forskjøvet i nordlig retning.

Uten diffusor ga beregningene en primærfortynning på anslagsvis 12-68x (Figur 16). Denne fortynningen er beregnet som gjennomsnitt over «plumens» tverrsnitt. Langs midten av plumen vil fortynningen være rundt halvparten dvs ca 6-34x. Dette vil være tilstrekkelig til å imøtekomme kravene for de parameterne som er definert med grenseverdier etter vannforskriften, men bare i noen få tilfeller tilstrekkelig til å imøtekomme anbefalte kriterier for overtemperatur og forsuring. Dersom kriteriet for Δ pH på 18x skal imøtekommes for hele plumen må gjennomsnittlig fortynning være på 36x. Uten diffusor vil dette kravet kunne innbære at innblandingssonen i perioder kan strekke seg inntil 250 m fra utslippspunktet. Med en riktig konstruert diffusor vil imidlertid hele fortynningen kunne oppnås i løpet av den primærfortynningen som forgår innenfor en avstand på 20-25 m fra utslippspunktet.

For å minimere innblandingssonens størrelse og risiko for skader på lokale, fastsittende eller lite mobile organismer anbefales utslipp via diffusor. Fortynning via diffusor vil være en fullgod løsning for kriterier knyttet til temperatur og forsurening. For nikkell og andre persistente miljøgifter vil en slik løsning være akseptabel i forhold til risiko for skader som følge av forhøyede konsentrasjoner i nærområdet. I tillegg vil det være teknisk mulig å fjerne det meste av disse utslippene ved montering av støvfiltere.



Figur 19. Utslippspunkt med innblandingssone skissert for utslipp uten diffusor (venstre plansje) og med diffusor (høyre plansje). Skyen vil ligge i et sjikt av varierende størrelse og utstrekning i dyp mellom ca 10 m og bunnen. Den innerste sirkelen viser området for primærfortynning der avvik større enn 0,5-1 pH-enheter og overskridelser av andre kriterier vil kunne inntreffe relativt ofte. Den store sirkelen angir yttergrense for området der avvik $>0,5$ vil kunne forekomme. Med diffusor vil overskridelse av kriteriene bare kunne forekomme innenfor området for primærfortynning.

7.3 Konklusjoner og anbefalinger

Vurderingene gjort i denne rapporten tilsvarer trinn 0-2 i metoden anbefalt i utkast til veileder for etablering av innblandingssoner (Rannekleiv m.fl., 2013). Veilederen er planlagt å gjelde for punktutslipp fra prosessvann og avløp og omfatter de prioriterte stoffene som er angitt i Vannforskriftens vedlegg VIII (bl.a. PAH, Ni, Pb) og de nasjonale prioriterte stoffene valgt ut av Miljødirektoratet (bl.a. Cu, Zn). Ifølge veilederen kan overskridelse av definerte grenseverdier (EQS - Environmental Quality Standards) tillates innenfor en innblandingssone dersom størrelsen er vurdert som akseptabel vurdert etter de lokale forholdene. På den annen side inneholder vannforskriften et overordnet mål om at det skal gjennomføres utslippsreduksjoner slik at gitte EQS-verdier overholdes. For dette utslippet er det bare metallene sink og nikkell som overskrider gjeldende EQS-verdier.

Beregningene viser at uten bruk av diffusor kan en på grunnlag av foreliggende kunnskaper ikke utelukke skader på organismer innenfor en sone opp til 250 m fra utslippspunktet. Utslippet innlagres mellom ca 5 m dyp og bunnen og innblandingssonen omfatter derfor ikke overflatelaget. Utslippet vil derfor ikke ha noen effekter på organismer i strandsonen eller på grunt vann, men vil relativt ofte kunne påvirke

fastsittende og andre organismer som oppholder seg ved eller i bunnen. En innblandingssone med en horisontal utstrekning på ca 250 m anses å være relativt stor sett i forhold til resipientens størrelse.

Dersom utslippsledningen påmonteres en riktig konstruert diffusor kan innblandingssonens størrelse reduseres til et lite område med radius mindre enn ca 20 m rundt utslippspunktet. De fysisk-kjemiske kvalitetselementene (SO₂, pH, O₂, temperatur) har ingen effekter utenfor innblandingssonen og for disse ansees en sone på denne størrelsen fullt ut akseptabel. For miljøgiftene, i dette tilfellet sink og nikkel, vil vurderingen være noe annerledes fordi de ikke forsvinner etter fortykning i vannmassen, men kan oppkonsentreres til over akseptable nivåer andre steder i resipienten f.eks. i sedimenter eller filtrerende organismer (blåskjell). Støvfilter vil derfor være en miljømessig god løsning, selv om regelverket åpner for at en liten innblandingssone der EQS-verdiene overskrides kan være en akseptabel løsning også for utslippets innhold av metaller. Eventuell bruk av støvfilter (BAT -Best Available Technology) kan redusere utslipp av støv og medfølgende metaller og eliminere behovet for en innblandingssone der overskridelse av EQS-verdiene vil kunne forekomme.

Veilederen (Ranneklev m.fl., 2013) beskriver at alle løsninger er underlagt en «periodisk revurdering» som vil være knyttet til et overvåkingsprogram der parametervalg og frekvens vil være avhengig av valgte løsning. Dersom det velges en løsning med støvfilter bør en slik overvåking ha fokus på pH i vannmassene omkring utslippspunktet. Dersom det velges en løsning uten støvfilter bør programmet ha større fokus på metallene nikkel, sink og i noen grad også bly.

8. Referanser

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.

Kroglund, T. og Oug E., 2011. Resipientovervåking i Kristiansandsfjorden. Marine undersøkelser ved Odderøya og Bredalsholmen 2008-2009. NIVA rapport 6200-2011, 69s.

Ranneklev, S.B., J.Molvær og T.Tjomsland, 2013. Veileder for fastsetting av innblandingssoner. Miljødirektoratet, M-46/2013. ISBN 978-82-577-6312-1. 28s.

Molvær J, Knutzen J, Magnusson J, Rygg B, Skei J, Sørensen J, 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning. SFT-veiledning nr. 97:03, TA-1467/1997. 36s.

Molvær, J., Solheim, H.I., Källqvist, T., 1986. Basisundersøkelse i Kristiansandsfjorden. Delrapport V. Vannutskifting og vannkvalitet. NIVA rapport LNR 1993. 78s.

Nilsson H. 2005. Notat O-25218 Kristiansand – Hannevika – SPI. NIVA, 14s.

Nilsson H., R. Rosenberg. 2006. Collection and interpretation of Sediment Profile Images (SPI) using the Benthic Habitat Quality (BHQ) index and successional models. NIVA 5200-2006, 26s.

Olsgaard, F., Oug, E., Ruus, A., Skei, J., og Rygg, B. , 2002. Risikovurderinger knyttet til forurensede sedimenter. Med fokus på Kristiansandsfjorden. TA1864 2002. 107 s.

Oug, E., og Moy, F., 1991. Overvåking av Kristiansandsfjorden 1990. Hardbunnsorganismer og bløtbunnsfauna ved Bredalsholmen og i Fiskåbukta. NIVA rapport LNR 2651. 40s.

Riley, J.P. and Chester, R. 1971. Introduction to Marine Chemistry. Academic Press, London and New York. 4655s.

Ruus, A., Molvær, J., Uriansrud, F. og Næs, K., 2005. Risikovurderinger av PAH-kilder i nærområdet til Elkem i Kristiansand. NIVA-rapport nr. 5042-2005. 118 sider.

Schaanning M.T., Staalstrøm A., Berge J.A. Vurdering av miljøeffekter fra SO₂ renselanlegg ved Hydro Karmøy. NIVA-rapport 6684-2014. 32s.

Veileder 01:2009, Direktorsgruppa for Vanddirektivet. Klassifisering av miljøtilstand i vann.

9. Vedlegg

Tabell V1. Tidspunkt for hydrografiske målinger som er brukt i modellberegningene

Dato	Dato	Dato	Dato	Dato	Dato
23.6.1981	9.6.1982	15.11.1982	4.10.1983	6.9.1984	19.8.1993
7.7.1981	22.6.1982	4.5.1983	18.10.1983	20.9.1984	26.8.1993
21.7.1981	5.7.1982	20.5.1983	18.11.1983	20.11.1984	1.9.1993
4.8.1981	16.7.1982	1.6.1983	9.2.1984	18.10.1990	18.10.1995
18.8.1981	27.7.1982	16.6.1983	16.3.1984	31.10.1990	31.10.1995
1.9.1981	12.8.1982	28.6.1983	5.4.1984	10.11.1990	21.11.1995
16.9.1981	27.8.1982	12.7.1983	26.4.1984	9.7.1993	
29.9.1981	9.9.1982	9.8.1983	1.6.1984	16.7.1993	
15.10.1981	23.9.1982	23.8.1983	2.7.1984	27.7.1993	
11.11.1981	12.10.1982	8.9.1983	18.7.1984	5.8.1993	
26.11.1981	25.10.1982	22.9.1983	6.8.1984	13.8.1993	

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