

1631

O – 84032

# Sjøvannssystemet på **OSEBERG**

Vanninntakets plassering og utforming.  
Bruk av biocider for å hindre begroing.

# NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd

Postadresse: Brekke 23 52 80  
Postboks 333, Blindern  
Oslo 3

Rapportnummer: 84032
Undernummer:
Løpnummer: 1631
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: SJØVANNSSYSTEMET PÅ OSEBERG En vurdering av inntakets utforming og plassering samt behovet for og effekten av biocider for å hindre begroing.	Dato: 20. juni 1984
Forfatter(e): Ivar N. Haugen Hans Kristiansen	Prosjektnummer: 84032
	Faggruppe: HYDRØKOLOGI
	Geografisk område: Nordsjøen
	Antall sider (inkl. bilag): 42

Oppdragsgiver: NORSK HYDRO A/S	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.): PF4-15161.01
-----------------------------------	--

Ekstrakt: <p>Sjøvanninntakets plassering og utforming er vurdert. Det er foretatt en analyse av begroingsproblemet og mulighetene til å begrense dette med Cl<sub>2</sub>. Andre biocider enn klor er omtalt, men ikke vurdert benyttet i denne sammenheng.</p> <p>Vanninntak fra vannfylt skaft er analysert som problem.</p>
---

4 emneord, norske:
1. Nordsjøen
2. Begroing
3. Sjøvannsinntak
4. Biocider
Problemanalyse

4 emneord, engelske:
1. North Sea
2. Marine fouling
3. Seawater intake
4. Biocides
Problemanalysis

Prosjektleder:

*Ivar N. Haugen*

Divisjonssjef:

*Hans Kristiansen*

For administrasjonen:

*J. E. Sunde*

*San Queenin*

ISBN 82-577-0795-3

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

0-84032

SJØVANNSSYSTEMET PÅ OSEBERG

En vurdering av inntakets utforming og plassering samt  
behovet for og effekten av biocider for å hindre begroing

Oslo, 20. juni 1984

Prosjektleder: Ivar Haugen

Medarbeider: Hans Kristiansen

## F o r o r d

*Dette oppdraget er utført for NORSK HYDRO A/S, Porsgrunn Fabrikker, i henhold til Alminnelige kontraktsbetingelser under bestillingsnummer PF4-15161.01.*

*Oppdraget er en analyse av sjøvannssystemet på Oseberg med forslag til tiltak mot begroing i systemet. En analyse som tidligere er utført for Norwegian Petroleum Consultants (NPC) om vanninntak fra vannfylt skaft er tatt med som en del av rapporten (kapitel 3.2.1).*

*Rapporten baserer seg i hovedsak på litteraturstudier. Designkriterier er tatt ut av Konklusjonskapitlet (kapittel 5) og plassert foran for bedre tilgjengelighet.*

*Oslo, 20. juni 1984*

*Ivar Haugen*

## INNHOLDSFORTEGNELSE

	Side
FORORD	1
DESIGNKRITERIER	3
1. FORUTSETNINGER	4
2. PROBLEMBESKRIVELSE	5
3. INNTAKSVURDERINGER	5
3.1 Inntak gjennom skaftvegg og bruk av stigerør	5
3.1.1 Inntaket	5
3.1.2 Stigerøret	9
3.2 Inntak fra vannfylt skaft	10
3.2.1 Utredning for NPC	11
4. BEGROINGSHINDRENDE MIDLER	17
4.1 Klorering	17
4.1.1 Tilsetning av klor	19
4.1.2 Elektroklorering	19
4.1.3 Praktisk utførelse	20
4.1.4 Klorforbruk	23
4.1.5 Nødvendige klortilsetninger	25
4.2 Andre oksydasjonsmidler	27
4.2.1 Tilsetning av andre oksydasjonsmidler	28
4.3 Kontroll av innholdet av oksydasjonsmiddel	29
4.3.1 Kjemiske metoder	29
4.3.2 Elektrokjemiske metoder	30
4.3.2.1 Potensiometri	30
4.3.2.2 Amperometri	30
4.4 Metallioner	31
4.4.1 Tilsetning av metallioner	32
4.4.2 Begroing på metallflater	32
5. KONKLUSJONER	34
LITTERATURREFERANSER	36-42

## DESIGNKRITERIER

1. Inntaksdyp 60 m  
Vannhastighet over inntaket 0,5 m/s  
Vannhastighet i stigerør 2 m/s  
Høyde/bredde-forhold 1:5 - 1:10
2. Gitter over inntaksåpningen.  
Gitterets overflate må gi tilstrekkelig vannforsyning selv om 50 % av flaten tilstoppes.  
Gitteret bør lages i kobber eller kobberlegering (Cu/Ni = 90/10) for å hindre begroing.  
Gitteret bør kunne skiftes ut.
3. Organisk stoff i stigerøret bør kunne fjernes i den nedre, horisontale delen.
4. Klor bør anvendes som biocid.  
Det bør fremstilles elektrolytisk på stedet og doseres i mengder på omkring 1 mg Cl<sub>2</sub> pr. liter (1 ppm).  
Den nøyaktige mengden bør justeres etter forbruk til 0,2 mg Cl<sub>2</sub> som totalt restklor pr. liter ved utslippet.
5. Ved inntak fra vannfylt skaft bør designkravet være 2 ppm med en justering ned over tid.  
Doseringen bør foregå ved inntaket gjennom skaftet.
6. Innholdet av restoksydasjonsmiddel kontrolleres ved elektrokjemisk analyseinstrument.

## 1. FORUTSETNINGER

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) er av Norsk Hydro v/Forskningscenteret bedt om å vurdere behovet for biociddosering i sjøvannssystemet på Oseberg (bestilling nr. PF4-15161.01). Målsettingen for prosjektet har vært å vurdere:

1. Sjøvannsinntakets utforming og plassering, inkludert en vurdering av å plassere inntaket inne i skaftet.
2. Om dosering av biocider (klor) i vesentlig grad vil redusere sannsynligheten for begroing i systemet.

Vanddypet på Oseberg er 110 m og vanninntaket er forutsatt plassert på 60 m dybde.

Inntaket utgjøres av et stigerør med diameter 36" som føres gjennom et av betongskaftene og 1,5 m ut fra skaftveggen. Betongskaftet vil være vannfylt. For å hindre forråtnelse og ansamling av  $H_2S$  inne i skaftene, skal det sirkulere sjøvann gjennom disse. Beregnet oppholdstid for vannet er 3 uker.

Sjøvannet går via pumpene til et grovfilter (100  $\mu$ ) og derfra til platevarmevekslere. Fra platevarmevekslerne føres vannet inn til injeksjonsvannssystemet, mens overskuddet går ut i sjøen. Injeksjonsvannet holdes utenfor denne vurderingen.

Sjøvannssystemet har en designkapasitet på 5000  $m^3/h$  (1,4  $m^3/s$ ).

Vannhastigheten i stigerøret (36") vil være ca. 2 m/s. Trykkledningen fra pumpene har en diameter på 32" som gir en vannhastighet på ca. 2,8 m/s. Som biocid skal bare bruk av klor vurderes. I dette konseptet forutsettes det bruk av stigerør fra inntaket i betongveggen, men med en foreløpig problem-analyse ved vanninntak direkte fra vannfylt skaft.

## 2. PROBLEMBESKRIVELSE

Marin begroing kan defineres som uønsket vekst på submarine flater.

Organismene som forårsaker begroing varierer i størrelse fra mikroskopiske bakterier til store tare-arter på flere meters lengde. Både bakterier, dyr og planter (alger) kan skape problemer, de siste bare når det er tilstrekkelig lys.

Vanligvis håndterer man begroingsproblemet i sjøvannssystem på plattformer ved tilsetning av et begroingshindrende middel (biocid), som regel klor. Andre metoder til å redusere begroingsomfanget på er å senke vanninntaket, redusere vannhastigheten i inntaket samt konstruksjonsmessige tiltak.

Et sjøvannssystem (f.eks. et kjølevannssystem) kan i tillegg ha problem knyttet til helt eller delvis blokkering av inntaket. Dette kan forårsakes av stimpfisk, maneter, fastsittende alger og kunststoffer av f.eks. plast (1).

I den foreliggende rapporten vurderes både inntakets utforming og plassering, og effekten ved bruk av klor i forhold til dette problemet. Utslippseffekter er ikke vurdert.

## 3. INNTAKSVURDERINGER

### 3.1 Inntak gjennom skaftvegg og bruk av stigerør

#### 3.1.1 Inntaket

Det er i hovedsak to begroingsproblemer som vil gjøre seg gjeldende. Det ene er knyttet til avleiring av organisk stoff og begroing med mikroorganismer (bakterier). Dette vil særlig kunne skape problemer i varmevekslerne. Problemet kan kontrolleres ved mekanisk rengjøring og krever ikke nødvendigvis klorering. Det antas at dette problemet vil oppstå også ved dypinntak (60 m), men sannsynligvis i noe mindre omfang fordi avleiringer av organisk materiale mye er knyttet til algeslim (2).

Det andre begroingsproblemet knytter seg til makroorganismer, alger og ulike dyr, i første rekke blåskjell (Mytilus).



Algene er avhengig av sollys for å kunne vokse. Deres nedre grense vil være avhengig av i hvilken grad sollyset er i stand til å trenge ned i vannmassene (3). Men også temperaturen vil spille inn fordi denne virker inn på fysiologiske prosessers hastighet og dermed på respirasjonshastigheten (nedbryting av organisk stoff). Det foreligger ingen data om nedre grense for fastsittende alger på Osebergfeltet, men sannsynligvis vil den ligge på 25-30 m. Ved inntak på 60 m vil derfor dette problemet være eliminert.

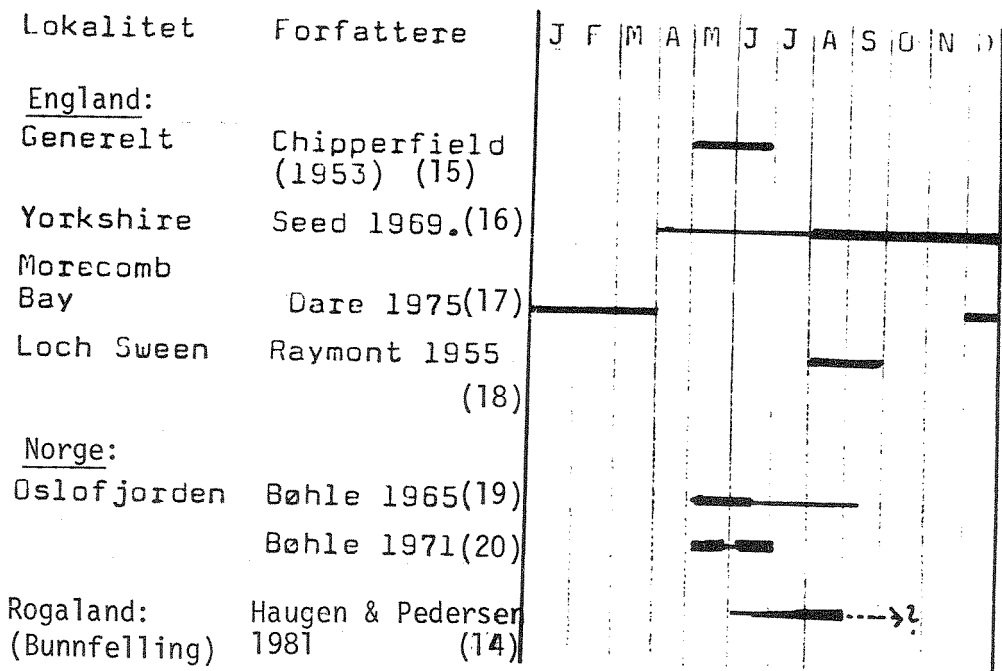
Det største begroingsproblemet forårsakes vanligvis av blåskjell (Mytilus) (4). Inntaksledninger for sjøvann blir ofte tilstoppet av blåskjell (5) (6) (7). Dette kan skje enten ved en fullstendig gjengroing eller ved at store klumper/matter av blåskjell periodevis blir dratt inn mot filtre eller varmevekslere. Resultatet er nedsatt vanngjennomstrømning eller i verste fall blokkering (8). For å kunne vurdere inntaksdypet for prosessvann, er det viktig at bunnfellingens dypet for blåskjell er kjent. For Osebergfeltet foreligger ingen slike data, men erfaringer viser at nedslag av blåskjell-larver stort sett er begrenset til de øvre 30 m, med hovedtyngden i de øverste 10-15 m.

Blåskjell har et larvestadium som er pelagisk (frittlevende). Larvene søker mot og fester seg til et egnet underlag. De vil i løpet av sin utvikling gjennom flere larvestadier søke mot, eller fra ytre påvirkninger som lys, tyngdekraft, strøm, berøring av bestemte typer underlag etc. (9). Dette er viktige egenskaper for å kunne etablere seg i konkurransen med andre organismer som også forsøker å kolonisere substratet. Det siste stadiet i larveutviklingen (pediveligerlarven) vil før bunnfelling være negativt fotoaktisk, dvs. den unnviker lys. Thigmotaxis (berøringspreferanse) for dette larvestadiet i settlingsfasen er trådlignende substrat med en diameter på 0,6-1 mm (9) (10) (11) (12) (13). Hvis ikke substratet er tilfredsstillende, vil en bunnfelt pediveligerlarve kunne frigjøre seg og følge vannmassene til den finner et egnet substrat, vanligvis i 2-4 uker (14).

I det dyp som er forutsatt, vil hydroider sannsynligvis være den viktigste organismen som blåskjellarvesamlere. Trådformede alger som også fungerer som yngelsamlere i naturen, vil ikke forekomme i dette dypet.

Også kunnskap om gyteperioden for blåskjell vil være viktig for å optimalisere tiltak mot begroing. For Nordsjøen er gyteperioden noe forskjellig datert fra den ene forfatter til den andre. Skjemaet nedenfor viser dette. For Osebergfeltet foreligger ingen data.

For å minimalisere blåskjellproblemet kan man senke inntaket. Det forutsatte inntaksdyb på 60 m burde være tilfredsstillende i så måte. Tykkelsen på inntaksstrømmen mot inntaket, og dermed risikoen for å suge inn vann fra overflatelaget, vil imidlertid også avhenge både av innsugningshastigheten og sjiktningen i vannet, samt inntakets konstruksjonsmessige utforming.



Forsøk som er utført ved Vassdrags- og havnelaboratoriet bekrefter dette (21). Tykkelsen på inntaksstrømmen kan reduseres noe ved å redusere inntakshastigheten. Dette bør gjøres også for å hindre innsuging av organismer med en viss egenbevegelse. Vanligvis anbefales en hastighet over inntaket på 0,5 m/s. Tykkelsen på inntaksstrømmen kan også reduseres ved at inntakets bredde gjøres stor i forhold til høyden. Den helt dominerende parameteren for bestemmelse av tykkelsen på inntaksstrømmen er imidlertid sjiktningen (21). For Osebergfeltet foreligger ikke slike data. Det anbefales derfor at man konstruerer inntaket slik at vannhastigheten mot inntaket blir lav (0,5 m/s) og at høyde/bredde-forholdet optimaliseres

ut fra tekniske forutsetninger. Om mulig bør nok forholdet ligge omkring 1/5-1/10. Med et inntaksdyp på 60 m, en vannhastighet mot inntaket på maks. 0,5 m/s og med høyde/bredde-forhold som angitt, vil sannsynligvis faren for blåskjellbegroing være minimalisert vurdert ut fra det foreliggende kunnskaps-omfanget.

Det er imidlertid også andre begroingsorganismer enn blåskjell. Alle flater nedsenket i vann vil bli begrodd med ulike typer organismer. Et begroings-samfunn er ikke noe uforanderlig, det vil endres over tid og rom. På samme måte vil organismer som gir alvorlige problemer i en sammenheng, ikke nødvendigvis være noe problem i andre sammenhenger. Grønnalger er f.eks. et alvorlig begroingsproblem for skip uten å være noe problem i det foreliggende tilfellet. Blåskjell er et lite problem for skip, men et stort problem for varmekraftverk og annen industri som benytter sjøvann som prosess-/kjølevann. Ulik geografisk lokalisering gir også ulike begroingsproblem. Blåskjell er f.eks. et større begroingsproblem i den sydlige delen av Nordsjøen enn lenger nord, mens de store tareartene skaper større problemer lenger nord. (22).

Nedenfor følger en liste over vesentlige begroingsarter fra Nordsjøen (23) (22) . Listen er imidlertid ikke komplett.

<u>Gruppe</u>	<u>Arter</u>
Harde dyr	Blåskjell Rur Kalkrørormer
Bløte dyr	Sjøanamoner Dødningehånd (bløtkorall) Svamper Sjøpunger Hydroider Mosdyr
Alger	Mikroalger og sporer Kalkalger (røde) Mindre makroalger Tang Tare
Bakterier	Aerobe Anaerobe

Betongplattformer vil ha et spesielt problem knyttet til borende muslinger. Uten å kjenne problemets omfang vet vi at disse organismene finnes på norsk sokkel og at de borer i betong. Det er f.eks. kjent at de har boret opptil 20 cm dype hull i betongkonstruksjoner på grunt vann (23).

I tillegg til begroing vil det alltid være visse muligheter for helt eller delvis blokkering av inntaket på grunn av stimfisk, maneter eller plastprodukter som driver i sjøen. Enkelte steder "on-shore" er også tang og tare opphav til slike problem (1). Risikoen for at dette problemet skal oppstå på Oseberg er tilstede uten at det med det foreliggende kunnskapsomfang er mulig å kvantifisere omfanget.

Hvorvidt selve inntaket bør beskyttes med en rist eller et gitter er noe usikkert. Erfaringsmaterialet stammer stort sett fra inntak nær overflaten hvor problemene tildels er noe forskjellige, eller fra mindre inntaksledninger på dypere vann (50-60 m). I slike tilfeller benyttes som regel et gitter eller et metallnett som beskyttelse. Gitrene er gjerne bevegelige og kan tas opp for rengjøring.

Vanninntaket til gassterminalen på Kårstø er imidlertid ikke beskyttet av noe gitter. I dette tilfellet er det anbefalt mest mulig fri passasje over inntaksåpningen. Problemer med fisk, maneter og plastprodukter som måtte bli sugd inn, løses i inntaks-tunnelen før pumpene.

Sjøvannsinntaket på Oseberg er en mellomting. I utgangspunktet vil vi anbefale et beskyttende gitter over inntaket. Overflaten bør i så fall gjøres så stor at man er sikret tilstrekkelig vannforsyning selv om 50 % av flaten skulle bli blokkert for vanngjennomstrømning. Beskyttelsesgitteret bør konstrueres slik at det enkelt kan skiftes ut for rengjøring. Et problem ved slike anordninger er at man øker aktiv overflate under vann og dermed begroingsproblemet. Ved å konstruere gitteret av kobber eller kobberlegeringer vil man redusere dette problemet.

### 3.1.2 Stigerøret

Fra vanninntaket i skaftveggen er det forutsatt at et 36" stigerør skal føre vannet til plattformen hvor pumpene står. Stigerøret står i et vannfylt skaft og vil få begroing både på utsiden og innsiden. Det vil også bli korrosjonsproblemer forårsaket av korrosjon både fra utsiden og innsiden. Fra utsiden vil særlig området nær vannoverflaten i skaftet være utsatt.

Begroing på utsiden av stigerøret vil i hovedsak antagelig bli av samme type som den som etablerer seg på skaftveggene. Alger vil imidlertid forekomme i mindre mengder på grunn av begrenset lystilgang. Forøvrig vil sannsynligvis både hard og bløt begroing gjøre seg gjeldende. Blåskjell vil kunne bli et problem.

Begroing inne i stigerøret vil antagelig bli minimal dersom vannhastigheten holdes omkring de forutsatte 2 m/s. Det er viktig i denne sammenhengen at innsiden av stigerøret er så glatt som mulig. Dette vil sammen med høy vannhastighet sterkt redusere larvenes mulighet for å slå seg ned. Det største begroingsproblemet i stigerøret vil sannsynligvis forekomme i den horisontale delen. Her vil larvene ha langt større muligheter for nedslag enn på vertikale flater.

Løsninger for enkel rengjøring av stigerøret og fjerning av organisk materiale bør vurderes.

### 3.2 Inntak fra vannfylt skaft

Dette problemet er analysert tidligere for Norwegian Petroleum Consultants (NPC). Denne analysen er med tillatelse fra NPC (Laading pers. medd.) gjengitt nedenfor i sin helhet.

### 3.2.1 Utredning for NCP

AN ANALYSIS OF MARINE FOULING PROBLEMS CONNECTED TO INTAKE OF PROCESS WATER FROM A WATER FILLED SHAFT, SPECIALLY RELATED TO THE "3311 CONCEPT STUDIES".

#### 1. OBJECTIVE

The objective of this study is to analyse how biological factors may influence the sea water system and cause operational problems.

Further to suggest what should be looked into more thoroughly with the objective to propose a solution to the problem in question.

#### 2. THE PROBLEM

Marine fouling may be classified as unwanted growth on man-made surfaces. The organisms involved range in size from microscopic bacteria up to large kelps, several metres in length. Both animals and plants (algae) are involved, the latter only when sufficient light is available.

In process water systems the problems connected to marine fouling are usually handled by adding a biocide to the water to kill the fouling organisms. The most common biocide is chlorine and chlorination is still the less expensive chemical biofouling control and removal method.

A process water system (e.g. a cooling water system) may have an additional problem: Organisms or other elements in the sea may occur in quantities large enough to partially or totally block the intake.

We are thus in this study faced with two kinds of operational problems: bio-fouling of the system and blocking of the intakes.

#### 3. PROBLEM ELEMENTS

The following problem elements have been identified:

- 3.1 The intake of sea water into the shaft
- 3.2 The water body within the shaft
- 3.3 The intake of sea water into the pumps
- 3.4 The piping system
- 3.5 The heat exchangers
- 3.6 Storage tanks

### 3.1 The intake of sea water into the shafts

The actual process water system has two intake levels. The primary level is the intake of seawater into the shaft, and the secondary level being the actual water pumps intakes at the upper water body within the shaft. It is imperative to bring the primary sea water intake down to a level where the problems due to the blue mussel (*Mytilus*) will be minimized.

The actual water depth is 110 metres. This gives a maximum depth of about 40 metres to where sea water may be taken into the shaft. This depth is not sufficient to avoid the mussel problem in the shaft and the process water system. Some kind of pipes should be added to the shaft to bring up water from a greater depth (80 metres), and into the shaft, fig. 1.

The velocity of the sea water through the intakes of these pipes should be kept low, preferably down to 0.5 metre per second and not exceeding 1 metre per second. This to avoid sucking elements in the sea (fishes, jelly fishes, plastics etc.) against the intake and block it up.

The pipe intake should be screened in some way. As the screening will be overgrown by organisms, the size of the screen should be oversized to allow enough water to pass through. If more than one pipe is added, there should be a screen for each pipe. The internal surface of these pipes should be as smooth as possible and without constrictions of any kind.

### 3.2 The water body within the shaft

The sea water within the shaft may be split in two at a level where the sea water is taken into the shaft. The water volume above this level is about 4 500 cubic metres and the volume of the water below is about 22 000 cubic metres, fig. 1.

The secondary intake will take water from the upper volume only, leaving the lower more or less stagnant. Only if the density of the water at the primary intake level is greater than the density of the water in the lower part of the shaft, will the water in the lower part of the shaft be lifted up and sucked into the pumps.

The secondary intake at the top of the shaft-water will need about 8 000 cubic metres per hour, thus replacing the upper water volume in the shaft every half hour. The implications of a 22 000 cubic metre volume of stagnant sea water below is not yet fully understood. Some problems can however be identified.

Biological processes in stagnant water will over time cause a lack of oxygen and finally anaerobic conditions. This occurs when the demand for oxygen due to biological activity is greater than the access to oxygen from the water. The condition is indicated by reduced dissolved oxygen concentration and a reduction in pH value created by carbonic acid generated by bacteria. When all of the dissolved oxygen has been consumed,

conditions for anaerobic growth by sulphate reducing bacteria (SRBs) are established.

The SRBs will reduce the sulphate ion  $SO_4^{=}$  ultimately producing hydrogen sulphide gas.

The water will then both be toxic and highly corrosive. Sea water with a high density is pumped into the shaft, the  $H_2S$  water will be lifted up and sucked into the process water system.

Precautions should be taken to avoid this, and the best way would be to avoid  $H_2S$  production at all. A simple way of achieving this would be to arrange the primary sea water intake as a syphon in to the shaft. The water should be taken at about 80 metres depth and syphoned into the bottom of the shaft about 30 metres deeper as water is pumped out at the secondary intake at the top, fig. 1.

Another solution to the stagnant water problem would be to pump air down to the bottom of the shaft. A one inch pipe would probably add enough energy to circulate the system. The air bubbles would however most probably interfere with the secondary intake at the top of the shaft and give operational problems.

Fresh water pumped down to the bottom of the shaft would have the same effect on the system as air, and would not give rise to operational problems. Assuming a dilution of one to 100 and a circulation period of two months, about three cubic metres of fresh water a day would probably be sufficient.

Still another solution would be to install a pipe from the top of the shaft and down to the bottom, and then pump the water out when necessary. The frequency would depend on the pump capacity and biological activity. The water pumped out would then be substituted from the top i.e. from the 80 metres intake, and will thus not interfere the water at the top of the shaft.

None of the above mentioned solutions are sufficiently illucidated, and should be considered more carefully if found to be of interest.

### 3.3 The intake of sea water into the pumps

The intake at 80 metres depth will draw planctonic larvae into the shaft. There they will either die, settle or be transported through the sea water system.

Some of the larvae, as for instance blue mussel larvae (if they occur on 80 metres depth), will actively seek towards the upper water level within the shaft. If settling, they may give rise to operational problems at the secondary intake.

The intensity of the growth will largely depend on available nutrition. Most probably there will be restrictions as to the amount of nutrition available if the syphon system is put to use. This will diminish the fouling problem at the secondary intake level.



Another way of stressing the organisms in this level would be to use chlorine. Chlorination is a relatively cheap biofouling control method and should in any case be used later in the water system. Both from an ecological and from an economical point of view a secondary intake should be as close to the surface as possible. The higher up the intakes are located the less water has to be chlorinated.

If the primary intake is sufficient screened and if the water at the secondary intake is chlorinated, then there should be no need for screening the pump intakes.

### 3.4 The piping system

Biofouling is dependent on among other factors flow velocity. Whereas the water velocity at the primary intake should be as low as 0.5 metres per second the water velocity within the pipe systems should be high, at least 2 metre per second and there should be no narrowing or expansions of the internal diameter.

The chlorination at the secondary intake level will weaken the mussels' ability to attach themselves, and the velocity of the water will make it even more difficult. Only at turbulent areas due to some change in the internal diameter, will there be possibilities for a mussel to attach. The chlorination at the primary intake will also add a stress to fouling organisms other than the mussels, and thus diminish the fouling problem.

### 3.5 The heat exchangers

In the design of heat exchangers the correct choice of flow velocity is important. This is among other things also due to biofouling problems. It is a well established fact that a combination of chlorination and high water velocity, (at least 2 metres per second) will minimize any fouling problems. The present informations about water velocities within plate heat exchangers are not sufficient to analyse a potential fouling problem, nor is there at the moment any empirical data available to give information for such use.

### 3.6 Storage tanks

The formation of anaerobic conditions as a result of biological activity may occur whenever water is left stagnant over a period, for example in storage tanks, oil separators or storage cells.

SRB activity will eventually lead to hydrogen sulphide formation if precautions are not taken. As hydrocarbons are available as carbon source for the SRBs, they will have favourable conditions, increasing their multiplying speed enourmously. When the sole carbon source on which the bacteria are growing comes from stagnant sea water, the doubling time of the SRBs is in the order 6 to 8 days. When oil is present, the doubling time accelerates to every 10 to 15 hours, and the maximum H<sub>2</sub>S levels produced in

the water increases from about 5 mg/l to 50 to 100 mg/l. There is also a corresponding pH reduction from about 8.3 of sea water to 6, thus increasing the corrosivity of the water.

The time needed for anaerobic conditions to occur and H<sub>2</sub>S to be produced, varies with the aerobic activity, available nutrients, the mineralization process where organic matter is broken down to available nutrients, the water quality and some other factors.

The best way to avoid anaerobic conditions and hydrogen sulphide production is to control the dissolved oxygen concentration, and to reoxygenate when necessary. The use of chlorine to kill the SRBs is not recommended.

4. END REMARKS

There are none specific fouling organisms. All species colonizing man-made structures are found elsewhere in nature. There are, however, organisms that are more troublesome than others with respect to fouling.

The organisms involved range in size from microscopic bacteria up to kelp several metres in length, from soft algae and animals to hard mussels, barnacles and calcareous algae.

A fouling community is not a steady state, it will change both over time and from one position to another.

Fouling will occur on any substrate exposed for some time to sea water with its variety of life. The primary settlement of bacteria and fungi takes place only hours after an object is put into sea.

The organisms creating the most serious problem for one use of water is not necessarily the same as for another use of this element.

Water used for transportation causes fouling problems for ships, some of the most serious fouling organisms being barnacles and green algae, while the blue mussel gives no problem.

On an offshore construction mussels are a serious problem together with some other animals and algae, especially kelps.

In a process water system mussels and microscopic organism will be the main problem.

Different geographic localisation may give different fouling organisms.

In the North Sea the blue mussel is a much greater problem in the southernmost part, while kelp is an aggravating problem northwards.

Following is a list of some major fouling organism from the North Sea, in no way, however, complete.

Group:	Species:
Hard animals	Mussels Barnacles Calcareous tubeworms
Soft animals	Sea anemones Dead man's fingers (soft coral) Sponges Sea-squirts Hydroids and moss animals
Algae	Microalgae and spores Calcareous red algae Smaller algae (red, green and brown) Wracks Kelps
Bacteria	Aerobic Anaerobic (SRBs)

Algae are dependent on light and will not be found within a process water system.

Mussel is the most serious fouling organism in sea water systems though calcareous tubeworms, sea anemones, and hydroids may also give operational problems.

Concrete structures may have a special problem due to boring organisms that are known to exist in the north sea. They have been found to have bored holes 200 mm deep in some shoreline concrete structures such as jetties and breakwaters. The implications to concrete offshore structures are not known.

NIVA, september 1982

Ivar Haugen

#### 4. BEGROINGSHINDRENDE MIDLER

Begroingsproblemen kan bekjempes ved å tilsette vannet biocider. Biocidene kan være sterke oksydasjonsmidler, giftige organiske eller uorganiske forbindelser, eller giftige tungmetallioner. Mange forskjellige stoffer er teoretisk anvendelig som begroingshindrende midler på grunn av sin giftighet. I praksis vil tekniske, økonomiske og miljømessige hensyn sette grenser for valgmuligheten.

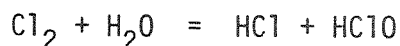
Begroingsintensiteten i sjøvannsførende rørsystemer uten tilsetning av biocider til vannet er avhengig av bl.a. vannkvalitet, vannhastighet og hydrauliske forhold i rørsystemet. Det er publisert (21) en undersøkelse med subarktisk sjøvann hvor det ble vist at maksimal begroing oppsto ved vannhastigheter på omkring 20 m pr. minutt (0,3 m/s). Ved vannhastigheter på omkring 10 m pr. minutt (0,17 m/s) var begroingen uavhengig av vannhastigheten. Lavere vannhastigheter førte til redusert begroing på grunn av redusert tilgang på oksygen og næringsstoffer. Rørsystemet som inngikk i undersøkelsen, var av PVC, og ved vannhastigheter over 40 m pr. minutt (0,7 m/s) ble det ikke funnet begroing. Ifølge andre arbeider er den største vannhastighet hvorved begroing kan feste seg, forskjellig for de ulike arter. Maksimalverdier på 0,4 - 1,5 m/s har vært fastslått ved laboratorieforsøk, mens fastsittende organismer kan tåle opp til 3-5 m/s (22, 23, 24). I begge tilfeller hørte rur (balanider) til de mest resistente organismer. Også underlagets hårdhet har betydning idet hårde underlag gir dårligere festemuligheter for larver enn myke, mens de på den andre side gir et godt underlag og sikkert feste for de voksne dyr. (25, 26, 27).

##### 4.1 Klorering

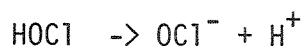
Det mest brukte biocid og kanskje det eneste som kan komme på tale, er klor. Over 26.000 tonn klor brukes årlig av varmekraftverk for å hindre begroing i kjølesystemene. Det gjelder enten kjølemediet er ferskvann eller sjøvann.

Fritt klor er et sterkt oksydasjonsmiddel som reagerer med oppløste organiske stoffer og ammonium i vann. Det oppstår da et forbruk av oksydasjonsmiddel.

Når fritt klor tilsettes vann, skjer følgende reaksjon:



Det dannes saltsyre og underklorsyring. Underklorsyring dissosierer og danner hypoklorittioner etter likningen:



Det betyr at i surt miljø dominerer underklorsyring og i basisk miljø hypoklorittionet. Ved pH = 7,5 er det omtrent like mengder av underklorsyring og hypoklorittioner. Det er underklorsyring som har den biocide virkning, slik at fritt klor har større virkning i surt enn i basisk miljø.

Sjøvann inneholder 65 mg bromid pr. liter. Fritt klor som oksydasjonsmiddel reagerer med bromidionet og danner fritt brom. Undersøkelser som er gjort med klorering av rent sjøvann har vist at reaksjonen mellom fritt klor og bromid er kvantitativ (28):



Underbromsyrling dissosierer analogt med underklorsyring, men er noe svakere som syre. På samme måte som for underklorsyring er det underbromsyrling som har den biocide virkning, men da underbromsyrling er svakere som syre enn underklorsyring, har fritt brom større desinfiserende virkning enn fritt klor ved samme pH-verdi. Reaksjonen mellom fritt klor og bromid gjør at fritt klor har større desinfiserende virkning i sjøvann enn i vann med samme pH-verdi, men uten bromid.

Det er også blitt påvist at når klorert sjøvann utsettes for sollys, oksyderes bromid videre til bromat (29). Bromat har en varig toksisk virkning, men det er lite sannsynlig at bromat dannet ved oksydasjon med fritt klor vil ha noen miljømessig betydning.

#### 4.1.1 Tilsetning av klor

-----

Klor for desinfisering av vann er tilgjengelig i forskjellige former: rent klor i væskeform, natriumhypokloritt og kalsiumhypokloritt. Klor i væskeform oppbevares i bomber under trykk og er kommersielt tilgjengelig i forskjellige størrelser, natriumhypokloritt leveres i vandig løsning som inneholder ca. 15% fritt klor, og kalsiumhypokloritt er et fast stoff med 70-80% fritt klor.

I hvilken form klorete skal leveres vil bl.a. avhenge av hvor store vannmengder som skal desinfiseres. For små vannmengder brukes hypokloritt i en av de tilgjengelige former. For større vannmengder brukes klor i væskeform.

Under normale temperatur- og trykkforhold er klor en giftig og sterkt slimhinneirriterende gass. Det er derfor store miljømessige forholdsregler forbundet med transport og lagring av klor. Slike problemer kan unngås ved elektrolyttisk fremstilling av klor på stedet.

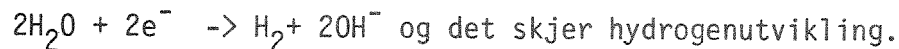
#### 4.1.2 Elektroklorering

-----

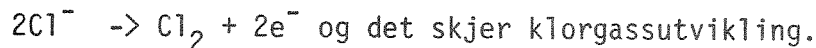
Fremstilling av klor går ut på å elektrolysere en natriumkloridløsning. Den elektrokjemiske prosess som foregår er temmelig komplisert og innbefatter en rekke elektrolyttiske oksydasjons/reduksjon-reaksjoner som foregår både i umiddelbar nærhet av elektrodeflatene og i løsningen mellom dem.

Reaksjonsprosessen kan meget forenklet oppsummeres slik:

- Ved katoden opptar  $H^+$ -ionene i vannmolekylet ( $H_2O$ ) elektroner hurtigere enn  $Na^+$ -ionet fordi de er mer elektropositive og har større mobilitet:



- Ved anoden avgir  $Cl^-$ -ionene elektroner:



- Mellom elektrodene reagerer klorgassen med vannet og danner underklor-syrling og som igjen reagerer med bromid og danner underbromsyrling som tidligere nevnt.

Med en sjøvannstemperatur på 14°C er det teoretisk utbytte 1,375 g klor pr. ampertime.

Under elektrolysen foregår en transport av negative ioner ( $\text{OH}^-$ ,  $\text{ClO}^-$  osv.) mot katoden. Mot anoden foregår en transport av positive ioner ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{Mg}^{++}$ ,  $\text{Ca}^{++}$  osv.) Disse tiltrekkes av vannmolekylens negativt ladede ender og danner stabile hydrater hvorav noen av dem (f.eks.  $\text{Mg}(\text{OH})_2$ ) avsetter seg som belegg på anodeflaten. Dette nedsetter effektiviteten av anvendt strøm, slik at strømforbruket i kilowattimer pr. ekvivalent produsert klor blir høyere enn teoretisk beregnet. Avsetninger på elektrodeflatene fjernes med en blanding av saltsyre og oksalsyre en gang pr. uke. Syreblandingen går i resirkulasjon og skiftes etter 4 til 5 rensinger. Renseprosessen varer omkring 1 time. Det er også for øvrig utviklet fotoelektriske celler (30) for fremstilling av klor fra sjøvann.

#### 4.1.3 Praktisk utførelse

-----

Det er i bruk to prinsipielle måter for utførelsen av elektrolysecellene for fremstilling av klor. Elektrodene i elektrolysecellen kan enten være adskilt fra hverandre med en semipermeabel membran (31, 32), eller elektrodene er ikke adskilt i elektrolysecellen. I den første type celler utvikles klorgas og hydrogengass i hvert sitt adskilte cellerom i en natriumklorid-løsning. Hydrogengassen som kan danne eksplosive blandinger, ledes bort og klorgassen ledes ned i vannet som skal desinfiseres. Denne type celler har egentlig fått liten praktisk anvendelse.

Celler med begge elektroder i samme løsning har størst praktisk anvendelse. Som løsning brukes enten sjøvann, hvor klorid er tilgjengelig, eller en kunstig natriumkloridløsning med konsentrasjon 20-30 g NaCl/l, og klor elektrolyseres til en forholdsvis høy konsentrasjon.

Fremstilling av klor ved å elektrolysere en saltløsning og deretter bruke den klorholdige saltløsning til å desinfisere vann har vært brukt i gruveanlegg. Metoden er funnet driftssikker og økonomisk (33).

Klor elektrolyseres til en forholdsvis høy konsentrasjon. Strømutbyttet for elektrolysen er sterkt avhengig av saltkonsentrasjonen i vannet. For sjøvann avtar utbyttet med saliniteten og utbyttet avtar også med mengden fritt klor elektrolysert (34). Figur 1 viser strømutbyttet som funksjon av konsentrasjonen av fritt klor i cellen for sjøvann med forskjellig salinitet.

Rent sjøvann inneholder 18,98 g Cl<sub>2</sub>/l. Den mest økonomiske drift av en celle ligger på 1 g/l fritt klor i vannet. En økning til 2 g Cl<sub>2</sub>/l kan oppnås ved 5% tap i celleutbytte og 9% økning i energitilførsel. Konsentrasjoner på opptil 4 g Cl<sub>2</sub>/l kan oppnås, men med betydelig større tap i celleutbytte.

Den sterkt klorholdige løsningen ledes fra cellen til det vannet som skal desinfiseres i et blandingsforhold bestemt av hvor høy klordose vannet skal tilføres.

Det er gjort en studie av kostnader for klorering av vann med elektrolyttisk fremstilt klor sammenliknet med former for klor som er kommersielt tilgjengelig (35). Man fant at kostnadene for klorering av vann med elektrolyttisk fremstilt klor er omtrent de samme som ved klorering med klor i væskeform, mens klorering med klor i andre former er langt dyrere.

I en saltholdig løsning eller sjøvann med høyt innhold av fritt klor stilles store krav til korrosjonsbestandigheten av både elektrolysecelle og elektroder (36). Korrosjonsproblemene for elektrolysecellen er løst ved kunststoffbelegning, mens elektrodene må være av edelt metall.

Elektroder av titan, zirkonium, ruthenium og platina, men også av blyoksyd har vært brukt. Selv elektroder av edelt metall er utsatt for slitasje under bruk. I ovenfornevnte kostnadsberegninger er forutsatt at elektrodene skiftes hvert 5. år.

Fra oktober 1974 gjorde Electricité de France forsøk med klorering av kjølevannet ved hjelp av elektrolyse til et vannkraftverk ved le Havre. Til kjøling ble brukt 22 m<sup>3</sup> sjøvann pr. sekund og elektrolysecellene var beregnet på å levere 80 kg klor pr. time. Det tilsvarte en konsentrasjon i vannet på 1 mg Cl<sub>2</sub>/l. Forsøkene ble gjort for å høste erfaring med elektrolyttisk



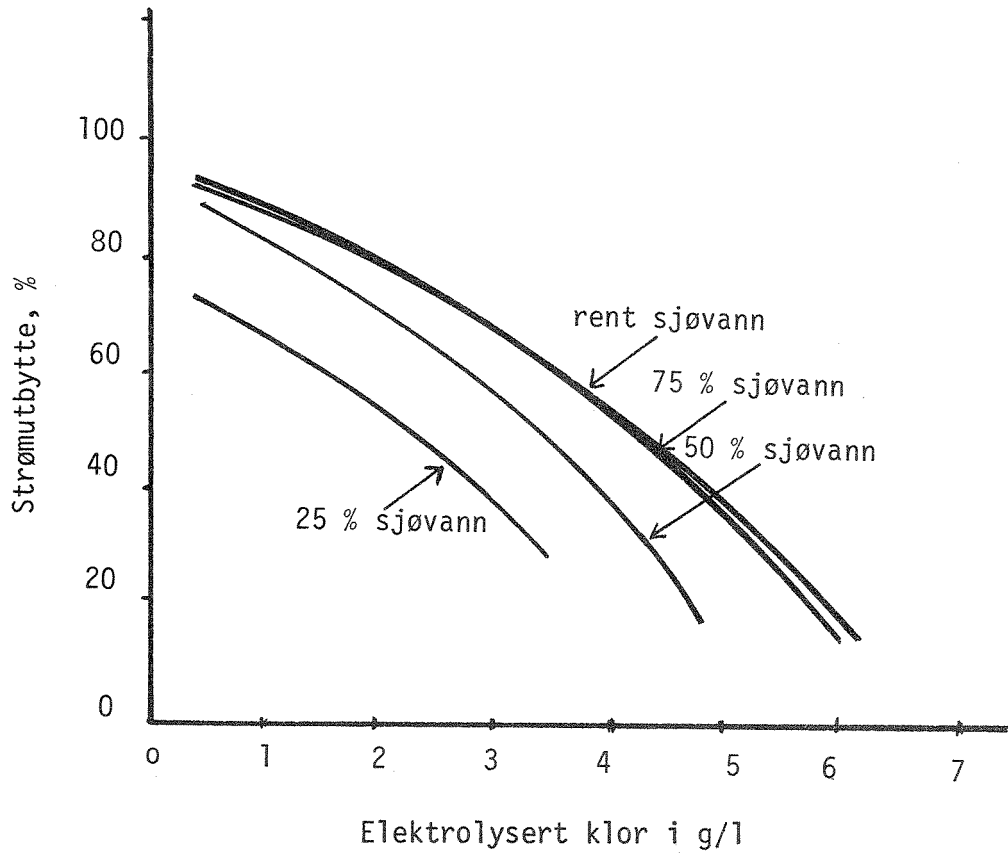


Fig. 1. Strømutflytte som funksjon av mengden klor ved forskjellige saliniteter ved 25 °C.

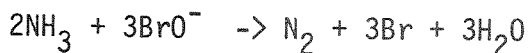
fremstilling av klor og bruk av klor som biocid, utslipp av klor i miljøet med tanke på fremtidig bruk i kjernekraftverk plassert ved kysten. Rapporten (37) konkluderer med at klordosen må tilpasses behovet, at elektrolyttisk fremstilling og dosering av klor er økonomisk og sikker sammenlignet med andre metoder og at de elektrolyseceller som ble brukt, er utmerket egnet og har store tilpasningsmuligheter.

#### 4.1.4 Klorforbruk

-----

Når klor tilsettes sjøvann, går noe av klore, eller riktigere: oksydasjonsmidlet, tapt på grunn av reaksjoner med stoffer i vannet, f.eks. organiske stoffer. Først etter en viss tilsetning av klor er det en rest tilbake av oksydasjonsmidlet som øker med økende klortilsetning. Dette forbruket av oksydasjonsmiddel kalles gjerne klorforbruket. I sjøvann som inneholder ammonium, skjer en reaksjon mellom oksydasjonsmiddel og ammonium under dannelse av klor- og bromaminer. Oksydasjonsmiddel som har reagert med ammonium, kalles bundet klor. Det har fortsatt en desinfiserende virkning, men svakere enn ureagert oksydasjonsmiddel. Ved tilsetning av mer klor nedbrytes klor- og bromaminene og restoksydasjonsmiddelet i vannet avtar sterkt. Ved fortsatt tilsetning av klor øker konsentrasjonen av restoksydasjonsmiddelet i vannet proporsjonalt med klortilsetningen.

Figur 2 viser en grafisk fremstilling av restoksydasjonsmiddelet som funksjon av klortilsetningen for rent sjøvann og sjøvann tilsatt ammonium (38). Av figuren fremgår at det kan være stor forskjell i restoksydasjonsmiddel for samme klortilsetning til sjøvann med og uten ammonium. Fallet i restoksydasjonsmiddel eller en maksimalverdi antas å skje ved et teoretisk forhold mellom tilsatt klor og ammonium ( $Cl_2:N$ ) på 1,5 og skyldes følgende reaksjon:



En japansk undersøkelse (39) har vist at tilsatt klor som oksydasjonsmiddel bryter ned ammonium nesten fullstendig og restoksydasjonsmiddelet når en minimalverdi, når molforholdet mellom ammoniumnitrogen og tilsatt klor er som 1:2,5. Monokloramin dominerer som reaksjonsprodukt ved lave klortilsetninger, før minimumet er inntrådt, mens fritt brom dominerer ved større klortilsetninger enn til minimumet.

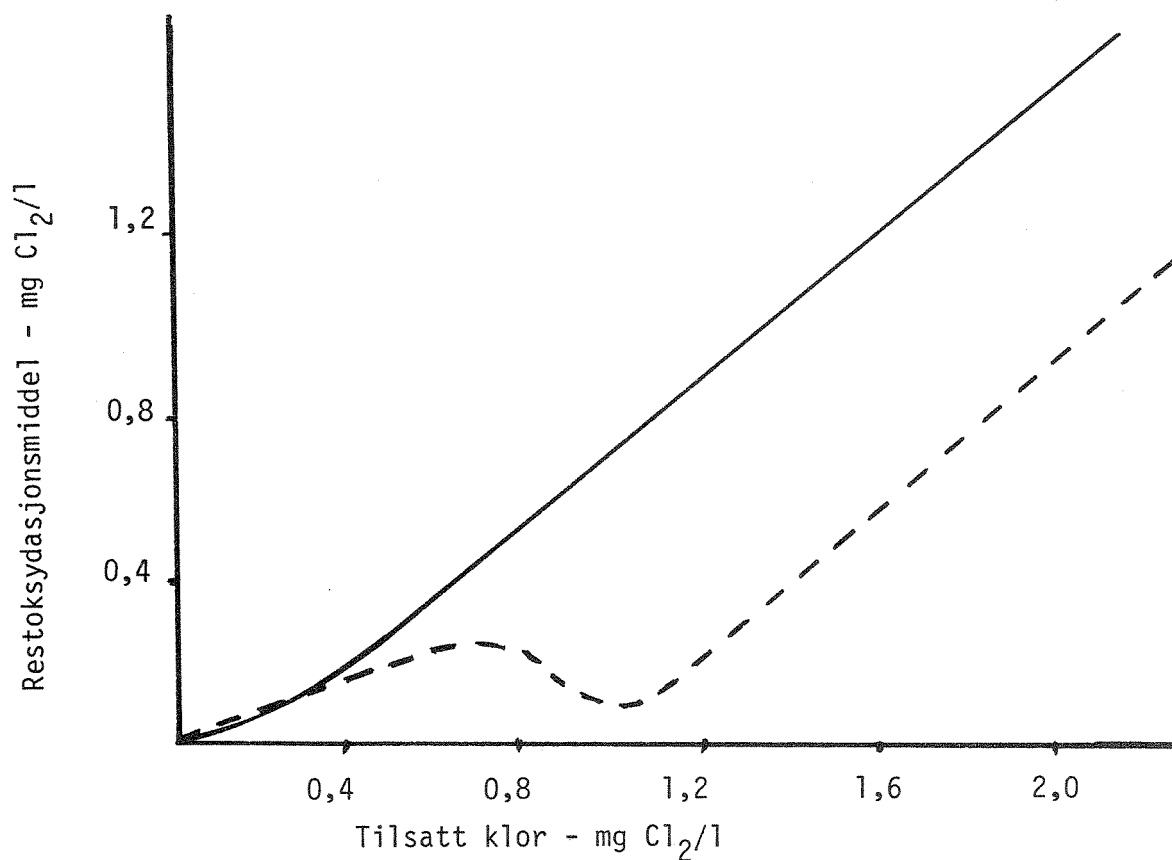


Fig. 2. Klorering av sjøvann tatt ved Brest. Restoksydasjonsmiddelet bestemt etter 10 minutters kontakttid.

Heltrukken kurve : rent sjøvann.

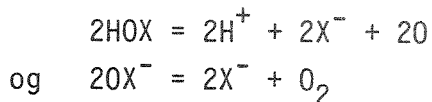
Stiplet kurve : sjøvann tilsatt ammonium (87 μmol N/l)

Normalt er ammoniuminnholdet i rent sjøvann meget lavt, men det er likevel grunn til å være oppmerksom på dette forholdet.

Klorforbruket i sjøvann synes å være av to slag. Et øyeblikkelig klorforbruk og et langtidsforbruk.

Det øyeblikkelige klorforbruket har man funnet tar ca. 2 minutter (40) og synes å kreve en klortilsetning på omkring 0,15 mg Cl<sub>2</sub>/l ved de forsøk som er gjort. Dette klorforbruket er uavhengig av sjøvannets bromidinnhold og er det samme selv ved meget store klortilsetninger.

I sjøvann skjer et forbruk av klor med tiden. De første 4 døgnene er klorforbruket størst og større jo større klortilsetningen er. De neste 10 døgn er klorforbruket mindre og uavhengig av klortilsetningen. Langtidsforbruket av klor har sammenheng med sjøvannets bromidinnhold, og det har vært spekulert over, av flere forskere, hva årsaken kan være. Muligheten for en oksydasjon av hypobromitt til bromat har vært diskutert, men forkastet (41, 42). Det er en mulighet for at det skjer en spalting av halogenforbindelser under avgivelse av fritt oksygen etter likningene



hva X enten er klorid eller bromid. Disse reaksjoner er sterkt katalysert av UV-lys og skulle foregå raskere om X er klorid enn bromid (43, 44).

#### 4.1.5 Nødvendige klortilsetninger

-----

Central Electricity Generating Board, som er Storbritannias største bruker av vann til kjøling i varmekraftverk, anbefaler en klordose på opptil 1 mg Cl<sub>2</sub>/l i restoksydasjonsmiddel for å hindre begroing. Det gjelder inntak nær overflaten hvor muslinger (blåskjell) er de mest brysomme begroingsorganismer (45, 46, 47). Høyere konsentrasjoner på opptil 20 mg Cl<sub>2</sub>/l har vært brukt ved støtvis klorering. Slik klorering har vist seg å være kostbar å gjennomføre. Den har imidlertid vist seg å være effektiv når det gjelder å hindre slimdannelse i varmevekslere, men hindrer ikke i særlig grad muslinger i å feste seg. De fleste varmekraftverk i Storbritannia klorerer nå under drift til en oksydasjons-

middelrest på 0,5 mg Cl<sub>2</sub>/l. Under stillstand til 5-6 mg Cl<sub>2</sub>/l i stagnert sjøvann.

Kloreringsforsøk som er gjort med kjølevann til varmekraftverk på den franske Kanal- og Nordsjøkyst, har vist at restoksydasjonsmiddelet i vannet etter en bestemt klortilsetning kan vise store variasjoner fra sted til sted (47). Etter en klortilsetning på 1 mg Cl<sub>2</sub>/l viser restoksydasjonsmiddelet en variasjon fra 0,5 til 0,2 mg Cl<sub>2</sub>/l etter 20 minutter, og etter en klortilsetning på 0,5 mg Cl<sub>2</sub>/l en variasjon fra 0,2 til 0,1 mg Cl<sub>2</sub>/l etter like lang tid.

Klordosering med lav dose eliminerer ikke muslinger fullstendig fra systemet. Der vannhastigheten er lav kan muslinger feste seg. Undersøkelser har vist (48) at oksydasjonsmidler i vannet svekker muslingenes festemekanismer slik at muslingene ikke kan feste seg på flater hvor vannhastigheten forbi flaten er høy. For å få størst mulig effekt av en lav klortilsetning, bør vannhastigheten være så høy som mulig, fortrinnsvis over 1,5 - 2 m/s.

Uavhengig av vannhastigheten har rørmaterialet betydning for hvilken klortilsetning som må til for å hindre begroing i rørsystemet. Det gjelder rørmaterialer som ikke avgir giftige metallioner. Det er f.eks. funnet at rør av titan og rustfritt stål er lettere å holde rene for begroing enn rør av aluminium med samme klortilsetning. Det er funnet at en klortilsetning på 1 mg Cl<sub>2</sub>/l i løpet av 15 minutter en gang pr. døgn var nok til å holde rør av titan og rustfritt stål rene (49), mens samme klortilsetning var for lav til å holde aluminiumsrør rene (50). En halvering av nevnte klordose har vist seg å være for lav for titanrør.

Når klor skal brukes som biocid i et sjøvannssystem, må tilsetningen avpasses til klorforbruket i vannet slik at nødvendig restoksydasjonsmiddel sikres i hele systemet. På den annen side må ikke konsentrasjonen av restoksydasjonsmiddel i utslippet være så høyt at miljøet i resipienten tar skade. Environmental Protection Agency USA (EPA) har anbefalt at restoksydasjonsmiddel i sjøvann ikke må være over 0,2 mg Cl<sub>2</sub>/l over en periode som ikke overstiger 2 timer pr. døgn. Enkelte delstater har gitt enda strengere bestemmelser.

For å undersøke muligheten av å etterkomme EPA's krav er det satt igang et program (51) hvor virkningen av et utslipp med tilsatt 0,4-0,5 mg Cl<sub>2</sub>/l i løpet av en time en gang pr. døgn undersøkes.

Når konsentrasjonen av restoksydasjonsmiddel i et utslipp skal bedømmes, må den totale utslippsmengde ses i forhold til resipientens størrelse. Både på grunn av fortykning og naturlig forbruk vil restoksydasjonsmiddelet raskt synke under skadelige konsentrasjoner.

#### 4.2. Andre oksydasjonsmidler

Andre oksydasjonsmidler enn klor kan oksydere bromid og danne fritt brom. Et alminnelig brukt oksydasjonsmiddel er ozon. Oksydasjonspotensialet uttrykt i volt (V) for ozon er avhengig av pH-verdi og partialtrykket for ozon etter likningen:

$$E_o = 1,501 - 0,0591 \text{ pH} + 0,0100 \log p_{O_3}$$

ved pH = 8,0 er potensialet

$$E = 1,0282 + 0,0100 \log p_{O_3}$$

Det tilsvarende potensial for klor er uavhengig av pH-verdien, men avhengig av partialtrykket for fritt klor og konsentrasjonen av klorid, og uttrykkes ved likningen:

$$E_o = 1,359 + 0,0259 \log \frac{pCl_2}{[Cl^-]}$$

Potensialet for oksydasjon av bromid er også pH-uavhengig, men avhengig av partialtrykket for fritt brom og konsentrasjonen for bromid, og uttrykt ved likningen:

$$E_o = 1,0652 + 0,0295 \log \frac{pBr_2}{[Br^-]}$$

På grunn av stor potensialforskjell vil det antakelig ikke være mulig å oksydere klorid til fritt klor med ozon, mens det derimot kan være mulig å oksydere bromid til fritt brom. Dette har også vist seg å være mulig i praksis (52).

En ulempe ved ozon som biocid i bromidfritt vann er at det ikke har noen varig virkning. Når vannet inneholder bromid oksyderer ozonet bromidet til fritt brom, slik at det dannes underbromsyrling, og ozoneringen vil få en varig biologisk virkning.

Hydrogenperoksyd er også et oksydasjonsmiddel som brukes i forbindelse med desinfisering av vann. Om det har vært brukt som biocid for sjøvann er noe usikkert. Tilsatt sjøvann kan hydrogenperoksyd oksydere bromid til fritt brom. Oksydasjonspotensialet som er avhengig av pH-verdien og konsentrasjon av hydrogenperoksyd uttrykkes ved formelen:

$$E_0 = 1,776 - 0,0591 \text{ pH} + 0,0258 \log [\text{H}_2\text{O}_2]$$

Ved pH = 8 er potensialet

$$E_0 = 1,3032 + 0,0295 \log [\text{H}_2\text{O}_2]$$

Sammenliknes dette potensialet med potensialet for oksydasjon av bromid og man går ut fra at bromidkonsentrasjonen i sjøvann er konstant, vil man finne at det skal meget lav konsentrasjon av hydrogenperoksyd for å danne høy nok konsentrasjon av fritt brom i vannet til å ha desinfiserende virkning.

#### 4.2.1 Tilsetning av andre oksydasjonsmidler

---

Når det er større vannmengder som skal tilsettes begroingshindrende midler, er det antakelig ikke aktuelt med andre midler enn fritt klor. Av andre midler genereres ozon på stedet ved at tørr luft ledes gjennom et elektrisk felt med så høy spenning at oksygenet i luften oksyderes til ozon. Det er bare en liten del av oksygenet som oksyderes. Den ozonholdige luften ledes ned i vannet som skal ozoneres, og det kreves et åpent basseng, slik at overskuddsluften kan unnslippe.

Hydrogenperoksyd kan ikke fremstilles på stedet, men er i handel i en 35%ig løsning som tilsettes vannet med en doseringspumpe.

Brom er antakelig bare aktuelt når det gjelder å hindre begroing i mindre sjøvannssystemer. Brom er ved normale temperatur- og trykkforhold en væske med en viss løselighet i vann. Brom kan derfor tilsettes sjøvannet i form

av en mettet bromvannløsning. Brom er også tilgjengelig i form av en organisk forbindelse i fast form støpt i stenger eller kuler som det er mindre helsefarlig å håndtere. Bromforbindelsen løses langsomt i vann, og tilsetningen skjer ved at vannet sirkulerer med passe hastighet gjennom en beholder fylt opp med bromforbindelsen.

#### 4.3 Kontroll av innholdet av oksydasjonsmiddel

Når fritt klor brukes til å hindre begroing i sjøvannsførende rørsystemer, er det nødvendig å overvåke restmengden av oksydasjonsmiddel, slik at klor-tilsetningen kan kontrolleres.

Klor løst i naturlig vann foreligger i form av underklorsyrting og hypoklorittioner og kalles fritt klor. Klor bindes ved reaksjon med ammonium og organiske aminer under dannelse av kloraminer. Kloraminene har en svakere virkning som biocid enn fritt klor. Analytisk skilles mellom fritt og bundet klor ved forskjellen i reaksjonshastighet mellom de to former.

Bromid og også jodid, selv i meget lave konsentrasjoner, blir oksydert av klor til underbromsyrling og fritt jod. I rent sjøvann er jodidinnholdet så lavt (0,05 mg J/l) at det antakelig ikke har noen praktisk betydning. Underbromsyrling eller fritt brom bindes også til ammonium og organiske aminer og danner bromaminer analogt og med fritt klor. Tilgjengelige analysemetoder kan imidlertid ikke skille mellom fritt og bundet brom.

##### 4.3.1 Kjemiske metoder

Den mest alminnelige metode for bestemmelse av fritt og bundet klor i vann er å ta en prøve av vannet og bestemme innholdet kjemisk, men resultatet av en slik analyse er i høy grad avhengig av prøvetaking og preparering av prøven.

På grunn av frie halogener som oksydasjonsmidler i vann er ustabile må en kjemisk analyse utføres omgående. Utsettes prøven for sollys eller annet sterkt lys eller om den ristes, skjer det et forbruk av fritt halogen (53). Dette gjør at analysen må utføres umiddelbart etter prøvetaking. I noen grad har man kunne utsette analysen ved å "konservere" prøven ved tilset-



ning av et reduksjonsmiddel og senere tilbaketitrere uforbrukt redusjonsmiddel (53).

#### 4.3.2 Elektrokjemiske metoder

-----

##### 4.3.2.1 Potensiometri.

Potensiometrisk bestemmelse av fritt klor går ut på å måle det potensialet som genereres mellom to ulike elektroder i løsningen. Den ene elektroden er en referanseelektrode og er ufølsom overfor løsningens sammensetning, mens den andre bare er ømfindtlig overfor de oksydasjonsmidler som skal analyseres (54). For bestemmelse av oksydasjonspotensialet fremkalt av fritt klor brukes elektroder av platina eller et annet edelt metall (55).

Presisjonen for en potensiometrisk bestemmelse er omkring 5% og er begrenset av elektrodens logaritmiske (Nerntske) respons. Etter denne metoden bestemmes det totale innhold av oksydasjonsmidler i vann som kan omdanne fritt jod til jodid da standardiseringen baserer seg på en kjent jodløsning.

##### 4.3.2.2 Amperometri

En amperometrisk metode går ut på å måle den strøm som genereres mellom en indikatorelektrode og en referanseelektrode når et konstant ytre potensial påtrykkes elektrodene. Størrelsen av strømmen er proporsjonal med konsentrasjonen av stoffer som oksyderes og reduseres på elektrodeflaten. Strømmen blir vanligvis målt i diffusjonsstrømområdet for en strøm - spenningskurve. Da strømmen kontrolleres av diffusjon av frisk reaktant mot elektroden, er strømstyrken proporsjonal med konsentrasjonen av reaktant i løsningen (59).

Mange forskere har bestemt fritt og bundet klor i vandige løsninger amperometrisk. Strømmen i den elektrolyttiske cellen er proporsjonal med oksydasjonsmidlet når temperatur og pH-verdi er konstant. Monokloramin influerer på bestemmelsen, og kontaminering av elektrodeoverflaten kan bidra til å nedsette følsomheten (60).

Det er utviklet en membranelektrode (61) med visse fordeler. Når elektroden er adskilt fra løsningen med en membran, vil den ikke kunne bli begrodd. Elektroden er ikke utsatt for elektronisk inferens og følsomheten varierer ikke med vannets salinitet.

Forsøk har vist at den kommersielle utgaven av elektroden er tilstrekkelig følsom for kontroll av klorert kjølevann, men at utslaget varierer med i hvilken kjemisk form oksydasjonsmidlet har (62). Elektroden er funnet å ha tilstrekkelig følsomhet for restklormengden i området 0,2 mg  $\text{Cl}_2$ /l. Ved bruk av elektroden for sjøvann eller brakkvann er det nødvendig å være klar over forskjeller i utslag for fritt klor og fritt brom og i hvilken grad de er avhengige av saliniteten (63). Det er mulig å preparere elektroden slik at utslagene under målingene er uavhengig av vannets salinitet, men innholdet av kloraminer influerer på målingene (64).

En amperometrisk membranelektrode er utviklet for overvåking av restklormengder i avløpsvann.

Instrumenter er utviklet for kontinuerlig overvåking av klorinnholdet i kjølevannsutslipp (ferksvann)(56, 57). Ved sammenliknende undersøkelser har man funnet at potensiometrisk bestemmelse av fritt klor gir lavere verdier enn fritt klor bestemt ved amperometrisk titrering (58).

#### 4.4 Metallioner

De fleste tungmetaller i ioneform er toksiske overfor de organismer som forårsaker begroing i sjøvannsystemer. Mange tungmetaller oppkonsentreres i næringskjeden og kan f.eks. oppnå så høye konsentrasjoner i fisk at fisken er giftig å bruke som menneskeføde. Det gjelder f.eks. kvikksølv.

De mest alminnelig brukte metaller eller forbindelser av metaller med begroingshindrende virkning er kobber, sink, tinn. Hvert metall har en bestemt giftvirkning som forsterkes når to eller flere metaller brukes sammen. Det betyr at giftvirkningen for to eller flere metallioner i blanding er sterkere enn summen av enkeltionene (synergisme).

Nevnte metaller er alminnelige, aktive komponenter i begroingshindrende maling. Metallenes giftvirkning beror på at malingen langsomt avgir metallioner slik at vannet i umiddelbar nærhet av den malte flaten er giftig (65).

#### 4.4.1 Tilsetning av metallioner

Metallioner kan tilsettes vannet i form av oppløste salter. Kobbersalter brukes til bekjempelse av alger og høyere vegetasjon i ferskvann. Det fins en metode for anodisk oppløsning av kobber for algebekjempelse i utendørs svømmebassenger. Kobberioner er også brukt som begroingshindrende middel i sjøvannssystemer (66). Systemet er ifølge produsenten i bruk på flere off-shore-installasjoner i Nordsjøen.

Systemet tilfører som nevnt vannet kobberioner. Kobberholdig vann er meget korrosivt overfor metaller og legeringer med lavere edelhet enn kobber f.eks. bløtt stål, galvanisert stål, aluminium og aluminiumslegeringer.

#### 4.4.2 Begroing på metallflater

Mulighet for begroing på metalloverflater er forskjellig, avhengig av om begroingsorganismene har festemuligheter på flaten eller ikke. På overflater av støpejern og bløtt stål skjer det i forbindelse med begroingen en korrosjon på underlaget som gjør at organismene mister festet og etter en tid faller av. På inerte metaller som titan og rustfritt stål skjer det ingen avskallende korrosjon av underlaget. Begroing på slike flater kan derfor bygge seg opp til anselige sjikttykkelser. Andre metaller kan på grunn av jevn overflatekorrosjon avgi giftige metallioner som gjør at flaten har en viss resistens mot begroing. I tabellen nedenfor vises forskjell i begroing av antall rur pr. kvadratfot på ulike metallflater etter 3 måneders eksponering (67):

Bly	396
Nikkel	126
Stål	88
Rør av galvanisert stål	27
Flater av - " -	6
Monel	6
Sink	0
Kobber	0

Tabellen viser stor forskjell i begroing. Resistent mot begroing er egentlig bare kobberholdige legeringer. For at en legering skal være helt resistent overfor begroing kreves en daglig kobberutløsning på 5-10 mg Cu/dm<sup>2</sup>. (68, 69).

Det er bare rent kobber og kobber-nikkellegeringer med 90% kobber som avgir så mye kobber til vannet. Begroingsorganismer på kobberlegeringer som avgir mindre kobber, får ofte dårlig feste og tykke begroingssjikt bygges sjelden opp.

## 5. KONKLUSJONER

Det valgte inntaksdyp er sannsynligvis dypt nok til at problemer med blåskjellbegroing minimaliseres. Vannhastigheten over inntaksflaten (mot inntaket) bør være omkring 0,5 m/s.

Inntakets utforming bør ha et minst mulig høyde/bredde-forhold. Om mulig ned mot 1:5 - 1:10.

På grunn av fare for bl.a. blokkering, anbefales det å beskytte inntaksåpningen med et gitter. For å hindre begroing bør gitteret lages i kobber eller kobberlegeringer og være utskiftbart. Gitterets overflate må være stor nok til å sikre tilstrekkelig vannforsyning selv om 50 % av flaten tilstoppes.

Stigerøret vil gi problemer med begroing på utsiden og i noen grad på innsiden. På innsiden vil begroingen sannsynligvis være begrenset til horisontale deler av stigerøret. Forutsetningen er glatte innervegger og vannhastighet som forutsatt.

Tekniske løsninger for fjerning av organisk stoff nederst i stigerøret bør gjennomføres.

Vanninntak direkte fra vannfylt skaft er analysert, men ikke vurdert mot vanninntak via stigerør. For det aktuelle prosjektet med et vannbehov på 5000 m<sup>3</sup>/h og en antatt vannmengde i betongskafte på 30000 m<sup>3</sup>, vil oppholdstiden teoretisk være 6 timer. For å klorere dette volumet bør designkravet være 2 ppm (2 mg pr. liter) med en justering over tid. Doseringen bør foregå ved inntaket gjennom skafte. Problemet bør imidlertid bli gjenstand for en dialog mellom biologer og ingeniører før nærmere beslutninger tas.

Klor er et alminnelig brukt og velegnet biocid i sjøvannssystemer. Det er et sterkt oksydasjonsmiddel og virkningen beror på at bromid oksyderes til fritt brom som har desinfiserende virkning. Samme resultat oppnås også ved tilsetning av andre sterke oksydasjonsmidler.

De nødvendige klormengder kan fremstilles ved elektrolyse av sjøvannet på stedet. Elektrolyseceller for fremstilling av klor er utviklet, og i alminnelig bruk i sjøvannssystemer.

For å hindre begroing i hele sjøvannsystemet, beregnes en klormengde på omkring 1 mg  $\text{Cl}_2$  pr. liter. Den nøyaktige klormengden justeres etter vannets klorforbruk og oppholdstid i systemet slik at konsentrasjonen av restoksydasjonsmiddel i utslippet tilsvarer 0,2 mg  $\text{Cl}_2$  pr. liter.

Innhold av restoksydasjonsmiddel i utslippet kontrolleres med et elektrokjemisk analyseinstrument.

LITTERATURREFERANSER

- 1 Haugen, I., 1974. Problemer knyttet til blokkering av kjølevannsinntaket forårsaket av organismer i sjøen. NIVA, O-177/70. Blindern, 28. mai 1974.
- 2 Hergott, S.J. et al., 1978. Power plant cooling water chlorination in northern California. Journal WPCF. November 1978. pp. 2590-2601.
- 3 Haugen, I., 1975. Evaluation and biological field surveys related to the siting of the first Norwegian nuclear power plant, IAEA-SM 187/28. Vienna 1975, pp. 751-760.
- 4 Haugen, I. 1981. Potential biological problems connected with cooling water intake. Oslo 8th May 1981.
- 5 Knutzen, J., 1973. Begroingsproblemer i kjølevannsanlegg. Vann. 3.1-10.
- 6 Kvalvågnæs, K., 1974. Begroingsproblemer ved bruk av sjøvann til prosessvann eller kjølevann. Besøk ved aktuelle bedrifter i Sør-Norge. Internt notat 16/4-74. O-177/70.
- 7 Kvalvågnæs, K., 1975. Reiserapport fra Falconbridge 20/5-1975. Internt notat 28/7-74. O-177/70.
- 8 Dobson, J.G., 1946. The control of Fouling Organisms in Fresh- and Salt-Water Circuits. Trans. Amer. Soc.Mech. Eng., 247-265.
- 9 Bayne, B.L., 1964a. The Response of the larvae of Mytilus edulis L. to light and to gravity. OIKOS, 15, 162-174.
- 10 De Block, J.W. and Geelen, H.J., 1958. The substratum required for the settling of mussels (Mytilus edulis L.). Archives Neerlandaises. Jubilee Volume 446-460.
- 11 Bayne, B.L., 1964b. Primary and secondary settlement in Mytilus edulis L. (Mollusca). Journal of Animal Ecology, 33, 513-523.

- 12 Bayne, B.L., 1965. Growth and the delay of metamorphosis of the larvae of Mytilus edulis (L.). *Ophelia*, 2, 1-47.
- 13 Bayne, B.L., 1976. Marine mussels: Their ecology and Physiology. IBP 10. Cambridge University Press. 506 pp.
- 14 Haugen, I. & Pedersen, A., 1981. Petrokjemianlegg i Kårstø. Vurdering av inntaks- og utslippsdyp for kjølevann. 0-80070. NIVA 14. september 1981.
- 15 Chipperfield, P.N.J., 1953. Observation on the breeding and settlement of Mytilus edulis (L) in British waters. *J.mar. Biol. Ass. U.K.*, 49, 97-116.
- 16 Seed, R., 1969. The ecology of Mytilus edulis L. (Lamelli-branchiata) on exposed rocky shores. 1. Breeding and settlement. *Oecologia*, 3, 277-316.
- 17 Dare, P.J., 1975. Settlement, growth and production of the mussel Mytilus edulis L. in Morecambe Bay. *Fishery Investigations*. Ministry of Agriculture. Fisheries and Food, London, Ser. II.
- 18 Raymont, J.E.G., 1955. The fauna of an intertidal mud flat. In: *Papers in marine biology and oceanography*, 178-203. *Deep Sea Research*, 3 Suppl.
- 19 Bøhle, B., 1965. Undersøkelser av blåskjell (Mytilus edulis L.) i Oslofjorden. *Fiskets Gang*; 51, 388-394.
- 20 Bøhle, B., 1971. Settlement of mussel larvae (Mytilus edulis) on suspended collectors in Norwegian waters. In: *Fourth European marine biology symposium* (ed. D.J. Crisp), Cambridge University Press. 63-69.
- 21 Sergy, G.A. and Evans, J.W., 1971. The settlement and distribution of marine organisms fouling a seawater pipe system. *The Veliger* 18, 1 87.
- 22 Adamson, W.L., 1976. Marine fouling of titanium heat exchanger. AD-AD 22 207. Annapolis, Maryland (Naval Ship R & D Centre). Distribution: NTIS, Springfield, Va.



- 23     Magnum, D.C., Shepherd, B.R. and Williams, J.C., 1972. Methods of controlling a marine fouling in desalination plants. Proceedings of the 3th International Congress on Marine Corrosion and Fouling Oct. 1971, Gaithersburg 111 (Northwestern University Press).
- 24     Marine Fouling and Its Prevention, 1952, Annapolis, Maryland, (US Naval Institute).
- 25     Clapp, W.E., 1948. Macroorganisms in sea water and their effect on corrosion. Uhlig, H.H. (ed.) Corrosion handbook. New York (Wiley) p. 435-441.
- 26     Efird, K.D., 1976. The interrelationship of corrosion and fouling for metals in sea-water. Mat. Perf. 16 4, p 16-25.
- 27     Storace, C., 1974. Il "fouling" e le superfici metalliche a contatto con acqua di mare. Riv. di Mecc. 25, 581, p 45-50.
- 28     Wong, G. T.F. and Davidson, J.A., 1977. The fate of chlorine in sea-water. Water Res. 11, 971-978.
- 29     Macalady, D.L., Carpenter, J.H. and Moore, C.A., 1974. Sunlight-induced bromate formation in Chlorinated Seawater. Science 195 (4284) 1335-1337.
- 30     Guruswamy, V. et al., 1981. The photoelectrochemical production of chlorine from sea water. Solar Energy Materials 6, 43-58.
- 31     Michalek, M. and Leitz, F.B. 1971. On-site generation of hypochlorite. Jour. W.P.C.F. Vol 44, 1697.
- 32     Fieder, R.P., 1974. On-site caustic chlorine generation for water distribution. Jour. A.W.W.A. 66, 1, 46.
- 33     Marsden, D.A. and Kun, L.E., 1981. A novel method for the underground disinfection of mine water by in situ chlorine generation. Journal of the South African Institute of Mining and Metallurgy, 81, 233-238.

- 34 Bennett, J.E., 1978. On-site generation of hypochlorite solutions by electrolysis of seawater. AICbE Symposium Series 178, Vol 74, 265.
- 35 Musquere, P. and Richy, I., 1982. Electricity in the treatment of potable water and town sewage. International Water Supply Association 14th congress. Zurich, Sept. 1982.
- 36 Lamb, T.J., 1976. Recent advances in fouling control by on-site sodium hypochlorite generation. Proceedings of the 4th International Congress on Marine Corrosion and Fouling, Antibes 14-18 juin, 1976.
- 37 Guyader, H., 1977. Mise en service et premiers resultats d'exploitation de la cellule de production d'hypochlorite de sodium de Nora a la centrale du Havre. Rev. Gen. Electr. 86 No 7/8. 611-622.
- 38 Peron, A. et Courtot-Coupez, J., 1979. Etude physicochimique de la chloration de l'eau de mer artificielle. Water Research Vol 44, 329-332.
- 39 Yamamoto, K. et al., 1982. Chlorination of sea water containing ammonia nitrogen. Eisei Kagaku, 28, 3, 126-131.
- 40 Goldman, J.C. and Quinby, L.H., 1978. Chlorine disappearance in sea-water. Water Research Vol 13, 315-323.
- 41 Carpenter, J.H. and Maculady, D.L., 1976. Chemistry of halogen in sea-water. Proc. Conf. Environ. Impact of Water Chlorination (Edited by Jolley R.L.) s. 177-193. Dah Lidge National Laboratory. Oak Ridge, Tennessee.
- 42 Wong, G.T.F. and Davidson, J.A., 1977. The fate of chlorine in sea-water. Water Res. II 971-978.
- 43 Hancil, V. and Smith, J.M., 1971. Chlorine sensitized photochemical oxidation of soluble organics in municipal waste water. Ind. Eng. Chem. Process Des. Develop 10, 515-523.
- 44 Duursma, E.K. and Paris, P., 1976. Persistence of total and combined chlorine in sea-water. Neth. J. Sea Res. 16, 192-214.

- 45       Beauchamp, R.S.A., 1969. The use of chlorine in the cooling water system of coastal power station. Chesapeake Science, 10, 280.
- 46       Holmes, N., 1970. Marine fouling in power station. Marine Pollution Bulletin Vol 1, 7.
- 47       Holmes, N., 1970. Mussel fouling in chlorinated cooling systems. Chemistry and Industry, 1244-1247.
- 48       Fiquet, J.M., 1979. La consommation du chlore par l'eau de mer. La Tribune du CEBEDEAU 433, 503-514.
- 49       Kinelski, E.H., 1980. OTEC Biofouling and materials program overview Proceedings of the 7th Ocean Energy Conference. Washington D.C., June 2-5.
- 50       Lott, D.F. and Tuovila, S.M., 1980. In-situ cleaning of heat exchangers Proceedings of the 7th Ocean Energy Conference, Washington D.C., June 2-5.
- 51       Govin, A.P., Kuzay, T.M and Senson, P.H., 1980. Biofouling and corrosion measurements using OTEC-1 modules. Proceedings of the 7th Ocean Energy Conference, Washington D.C., June 2-5.
- 52       Richardson, L.B. et al., 1980. Residual oxidant decay and bromate formation in chlorinated and ozonated sea-water. Water Research Vol 15 1067-1074.
- 53       Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 15th ed. Washington D.C.: American Public Health Association, 1981.
- 54       Willard, H.H., Merritt, L.L. and Dean, J.A., 1965. Instrumental methods of analysis 4th ed. Princeton NJ: D. van Nostrand Co Inc. 1965.
- 55       Helz, G.K., 1989. "Residual chlorine analysis" in condenser biofouling control, Garey, J.F., Jordan, R.M., Aitken, A.H., Burton, D.T., and Gray, R.H. Eds. Ann Arbor, MI: Ann Arbor Science Publishers Inc. 1980. pp. 363-372.

- 56 Seaman, C.V., H.B. Flora II and R.A. Hiltunen. "Monitoring Chlorinated Discharges with Automated Instrumentation", in Water Chlorination: Environmental Impact and Health Effects, Vol. 3, R.L. Jolley, W.A. Brungs, and R.B. Cumming, Eds. (Ann Arbor, MI: Ann Arbor Science Publishers, Inc., 1980, pp. 255-262.
- 57 Seaman, C.V., H.B. Flora II, and R.A. Hiltunen. Methods for Monitoring Chlorinated Discharges, EDT-100 (Chattanooga, TN: Tennessee Valley Authority, 1980.
- 58 Olson, R. and D.T. Williams. "Assessment of Some Aqueous Residual Chlorine Measurements", Bull. Environ. Contam. Toxicol. 24-251-256 (1980).
- 59 Johnson, J.D. "Measurement and persistence of chlorine residuals in natural waters", in Water Chlorination: Environmental Impact and Health Effects, Vol 1, R.L. Jolley, Ed. (Ann Arbor MI: Ann Arbor Science Publishers Inc., 1978, pp. 37-63.
- 60 Johnson, J.D., Edwards, J.W. and Keeslar, F., 1978. Chlorine residual measurement cell: The HOCl membrane electrode. Jour. A.W.W.A. 70, 341-348.
- 61 Sugam, R. and Helz, G.R., 1977. Speciation of chlorine produced oxidants in marine waters: Theoretical aspects, Chesapeake Sci 18, 116-118.
- 62 Dimmock, N.A. and Midgley, D., 1979. Assessment of an amperometric membrane probe for determining free residual chlorine in saline cooling water. Water Res. 13, (11), 1101-1104.
- 63 Dimmock, N.A. and Midgley, D., 1979. Modified amperometric membrane probes for determining free and total residual chlorine in saline cooling waters. Water Res. 13, (12) 1317-1327.
- 64 Stanley, J.W. and Nossel, R. "Measurement of residual chlorine compounds in wastewater with amperometric membrane electrodes", in Water Chlorination. Environmental Impact and Health Effect Vol 4, book 1. R.L. Jolley Ed. Ann Arbor MI: Sci. Arbor Science Publication Inc. 1981 pp 699-715

- 65 Johnsen, S. and Renback, V. 1976. A screening method for bio-active materials in antifouling paints. Proceeding of the 4th International Congress on Marine Corrosion and Fouling 14-18 June 1976.
- 66 Cathodic Protection Co. Ltd. Belton Lane, Grantham, Lincs. NG 319 HN, UK. Norsk representant: Anstein Andersen, Valberggt. 2, 4000, Stavanger.
- 67 Wikmark, B., 1974. Fouling organisms. Panel tests in marine environment. SSF report 100. Gøteborg (SSF).
- 68 Romanovsky, V., 1968. Proprietes antisalissures de quelques alliages de cuivre. Proceedings of the 2nd International Conference on Marine Corrosion and Fouling, Athens.
- 69 La Que, F.L. and Clapp, W.F., 1945. Relationship between corrosion and fouling of Cu-Ni alloys in seawater. Trans Electrochem. Soc, 87, 103-125.

0-84032

SJØVANNSSYSTEMET PÅ OSEBERG

Vanninntakets plassering og  
utforming.

Bruk av biocider for å hindre  
begroing.

TILLEGG til punkt 3 i rapport 84032,  
Inr 1631, datert 20 juni 1984

Saksbehandler:  
Medarbeidere:

Hans Kristiansen  
Torgeir Bakke  
Knut Kvalvågnæs

Oslo, 14. august 1984

Tillegg til punkt 3 i rapport 0-84032, datert 20. juni 1984

Forventede begroingsorganismer i sjøvannsystemet

Alger bygger opp organisk stoff ut fra uorganiske forbindelser under utnyttelse av sollyset som energikilde. I et sjøvannsystem hvor lys ikke slipper til, vil alger ikke skape noen begroingsproblem. Andre viktige begroingsorganismer kan etter dybden inndeles slik:

0-20 m : blåskjell (Mytilus edulis)

20-70 m : dødningehånd (Alcyonium digitatum), filigransmark (Filigrana implexa)

Hele dybdeintervallet : hydroider, sjøanemoner og svamp hvorav hydroider vil være de mest dominerende.

Med et inntaksdyp på 60 m vil problemet med blåskjell være redusert til det minimale. De organismer som kan forventes å skape de største problemene er dødningehånd og hydroider. Sjøanemoner antas å være mindre skjenerende. Rur og kalkrørsormer forventes på grunn av liten individstørrelse å utgjøre et mindre problem. Sjøpunger kan, fysisk sett, likestilles med dødningehånd, slik at begroingsproblemene kan begrenses til å forårsakes av gruppe dødningehånd og hydroider. Stein tatt opp fra bunnen av Nordsjøen i ca 100 m dyp har vært lite begrodd, i tykkelse på omkring 1 cm.

Dyrene etablerer seg i perioder med lav gjennomstrømningshastighet for vannet og vokser i strømmende vann hvor det er rikelig tilgang på næringsstoffer. Maksimal vekst for Alcyonium anslås til under 5 cm/år og for hydroidene 10-15 cm/år. Hydridene danner en porøs og buskaktig masse hvor bare en liten del er organisk stoff og vil f.eks. ikke innsnevre diameteren i et

rør med like mange cm som veksten angir, men blir presset inn mot rørvæggen når vannhastigheten øker og vil da oppta bare noen få mm av rørtverrsnittet. Dyrene vil ikke vokse oppå hverandre til stadig tykkere lag.

Når vannstrømmen stopper og det oppstår stillestående vann, blir tilgangen på næringsstoffer og oksygen mangelfull og en begynnende dødelighet inntreffer alt etter 2-3 døgn. Etter omkring en ukes tid kan alle begroingsorganismer være døde. Rester etter begroingen kan fjernes ved tilbakespyling med vann tilsatt natriumhypokloritt ( $\text{NaOCl}$ ) eller natriumhydroksyd ( $\text{NaOH}$ ). Der rester av begroingsorganismer avsettes, vil det oppstå anaerob nedbryting av organisk stoff og sulfidutvikling.

Dersom en viss begroing i skaft og stigerør kan aksepteres og disse steder er tilgjengelige for vedlikehold, skulle en kontinuerlig klorering av vannet her ikke være nødvendig.

I andre deler av systemet med mindre rørdimensjoner og som er vanskeligere tilgjengelig for vedlikehold vil en klorering være nødvendig. I tillegg til at begroingsorganismene innsnevrer rørdiamenteren vil de også virke varmeisolerende og derved nedsette effekten for varmevekslere.