

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Blindern

0-83/75

En vurdering av forurensningsfaren fra
begroingshindrende stoffer på skip i opplag

Saksbehandler: Siv.ing. Birger Bjerkeng
Medarbeider : Cand.real. Knut Kvalvågnes
Rapporten avsluttet: 22/7-76

Instituttetsjef Kjell Baalsrud

F O R O R D

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) ble i brev av 28.7.1975 fra Statens forurensningstilsyn (SFT) anmodet om å foreta en vurdering av forurensningsfaren fra begroingshindrende bunnstoffer på skip i opplag. NIVA fremla et programforslag i brev av 28.10.1975 til SFT, og dette ble akseptert av oppdragsgiver i brev av 11.11.1975.

Resultatet av arbeidet presenteres i denne rapporten.

Det arbeid som er gjort er av orienterende art, og har ikke ført frem til sikre endelige konklusjoner. Ut fra et litteraturstudium av giftvirkninger generelt, og en nokså grov behandling av vannutskiftningsproblemene, er det trukket visse foreløpige konklusjoner om det omfang problemet kan ha i Norge i dag. Det er også forsøkt gitt et grunnlag for eventuelt videre arbeid med mer detaljerte vurderinger av de enkelte opplagsplasser. Slike vurderinger har det ikke vært mulig å gjennomføre innenfor rammen av oppdraget.

Følgende institusjoner har bidratt med verdifulle opplysninger og stilt materiale til disposisjon:

Norsk Skipsforskningsinstitutt, ved
sjefskonsulent O. Thome
Statens Naturvårdsverk, ved
Hans von Ubisch og Tore Stenstrøm
Jotun Marine Coatings
Nordox A/S

Saksbehandler ved NIVA har vært siv.ing. Birger Bjerke. Cand.real. Knut Kvalvågnes har deltatt i litteraturstudiet.

Brekke, 22. juli 1976

BBJ/KAR


Birger Bjerke

INNHOLDSFORTEGNELSE

	Side:
FORORD	2
TABELL- OG FIGURFORTEGNELSE	4
1. INNLEDNING	5
2. BEGROINGSHINDRENDE MIDLERS SAMMENSETNING OG VIRKEMÅTE	6
2.1 Generelt	6
2.2 Innhold av giftkomponenter	8
2.3 Giftavgivelseshastigheter	10
3. GIFTKOMPONENTENE I MARINT MILJØ - BAKGRUNNSNIVÅER OG GIFTVIRKNING	12
3.1 Kopper	12
3.2 Organiske tinnforbindelser	16
4. TILFØRSLER FRA ANDRE KILDER	18
4.1 Kopper	18
4.2 Organiske tinnforbindelser	19
5. METODER FOR VURDERING AV MILJØFAREN FRA SKIP I OPPLAG	20
5.1 Generelt	20
5.2 Direkte konsentrasjonsmålinger for eksisterende opplag	21
5.3 Teoretiske beregninger av konsentrasjonen	23
5.3.1 Beregning av giftavgivelse	23
5.3.2 Kvalitativ drøfting av vannutskiftning og sprednings- prosesser	26
5.3.3 Noen enkle metoder til å anslå konsentrasjoner i vannmassene teoretisk	30
5.3.3.1 Ferskvannstilførsel	30
5.3.3.2 Bruk av tidevannsprismet	35
5.3.3.3 Sporstoffer	36
5.3.3.4 Diffusjonsbetraktninger	37
5.3.3.4.1 Generelt	37
5.3.3.4.2 Spredning i nærheten rundt utslipp	38
5.3.3.4.3 Spredning langt fra utslippet	45
5.4. Drøfting av metodene	48
6. EN OVERSLAGSBEREGNING FOR EKSISTERENDE OPPSLAGSPLASSER	50
7. FORELØPIG VURDERING AV FARENE FOR GIFTVIRKNING	54
8. VIDERE UNDERSØKELSER	55
9. KONKLUSJON	56
LITTERATURLISTE	58
APPENDIX - Bunnbesiktigelse av tankskip, Slagentangen	61

TABELL- OG FIGURFORTEGNELSE

		Side:
Tabell 1	Variasjonsområde for kopper- og tinninnhold i begroingshindrende bunnstoffer	9
Tabell 2	Et grovt anslag for spesifikt utslipp av kopper fra kommunalt avløpsvann etter forskjellige renseprosesser	19
Tabell 3	Omtrentlige verdier for spesifikk avrenning fra forskjellige områder i Norge	31
Tabell 4	Teoretisk utbredelse av gitte økninger i kopperkonsentrasjonen rundt skipets bunndybde som funksjon av tid. Avgivelse fra ett skip på 250 000 t dw	43
Tabell 5	Teoretisk utbredelse av konsentrasjonsøkning $\Delta c = 10 \mu\text{g/l}$, i likevektssituasjon ved avgivelse fra et skip på 250 000 t dw	44
Tabell 6	Overslag over kritisk lengde/breddeforhold for fjorder med skip i opplag, ved horisontaldiffusjon langs en akse. Regneeksempel	47
Tabell 7	Overslag over samlet kopperavgivelse, nødvendig vannutskiftning og ekvivalent mengde kommunalt avløp for skipsopplag innen hvert navnedistrikt pr. 3.3.1976	51
Tabell 8	Kritiske verdier på styrende parametre ved ulike former for vannutskiftning. Statistisk fremstilling for eksisterende opplag	53
Tabell 9	Målte Cu-konsentrasjoner i vannmassene rundt tankskip 270 000 t.dw. etter ca. 1 døgns liggetid, Slagentangen	61
Figur 1	Neddykket areal for skip med full last og i opplag, som funksjon av tonnasje	25b
Figur 2	Største dyp for skip med full last og i opplag, som funksjon av tonnasje	25b

1. INNLEDNING

Effektiv bekjempning av begroing er av stor økonomisk betydning for skipsfarten. Selv små ujevnheter i overflaten på skipene gir en vesentlig økt friksjonsmotstand, dvs. nedsatt hastighet eller økt energiforbruk, og begroing med marine organismer kan derfor gi store økonomiske tap.

Den hittil eneste vanlig anvendte metode for å hindre begroing er bruk av maling som avgir giftstoffer. Andre metoder har vært og er under utprøving, men ingen synes å ha fått praktisk betydning hittil.

Spørsmålet har vært reist om denne giftavgivelse kan ha negative virkninger på marint liv også utenom det vannlaget som ligger nærmest inntil skipssiden. Spørsmålet er særlig aktuelt når skip går i opplag, og kanskje blir liggende forholdsvis lenge i trange og lukkede farvann med begrenset vannutskiftning.

For tiden ligger en unormalt stor del (30%) av den norske handelsflåte i opplag langs norskekysten (Norsk Handels og sjøfartstidende, 3. mars 1976), og det er derfor særlig aktuelt å se på dette problemet nå.

Denne rapporten er et forsøk på å gi en generell oversikt over det man vet om problemet, og gi en foreløpig vurdering av problemets omfang. Et litteraturstudium på giftvirkninger er gjennomført, og det er gjort visse foreløpige beregninger for endel opplagsplasser i Norge. Noen detaljert vurdering av konkrete tilfeller har det ikke vært mulig å gjøre innenfor rammene for dette arbeidet, men det trekkes opp visse retningslinjer for slike vurderinger.

2. BEGROINGSHINDRENDE MIDLERS SAMMENSETNING OG VIRKEMÅTE

2.1 Generelt

Det finnes flere hovedtyper av begroingshindrende midler basert på giftavgivelse. Konvensjonelt bunnstoff består av et vannløselig bindemiddel, kolofonium, fremstilt av naturharpiks. Giften ligger lagret som partikler i dette bindemidlet, og frigjøres ettersom malingen oppløses.

En nyere type bunnstoff har et tungt løselig bindemiddel (vinyllit, klor-kautsjuk, epoxyester eller acrylat). Slike bunnstoffer inneholder større giftkonsentrasjoner, slik at giftkornene danner et sammenhengende nettverk. Etter hvert som de ytterste giftpartiklene løses opp, eksponeres partiklene innenfor for sjøvannet. Også disse bunnstoffene inneholder noe kolofonium. Denne typen bunnstoff betegnes som kontakttypen.

Konvensjonelt bunnstoff får med tiden en ujevn overflate pga. utløsningsmekanismen, mens malinger av kontakttypen bevarer en jevnere overflate.

I begge typene har hovedsakelig koppersuboksyd (Cu_2O) vært brukt som giftstoff. Ved oppløsningen dannes kopperioner (Cu^{++}), som vil finnes i relativt store konsentrasjoner i et tynt sjikt langs skipssiden. Dette hindrer effektivt begroing av dyr, (skipsrur, *Balanus improvisus*) som tradisjonelt har vært ansett som det største begroingsproblemet, men har ikke god virkning mot begroing av alger, som trenger mye mindre tid for å feste seg, og derfor er det viktigste begroingsproblemet for moderne tankskip med korte liggetider. Dette angis å ha to årsaker (Banfield 1974):

1. Kopperpartiklene er større enn $1 \mu\text{m}$, mens algekimene bare har en størrelse på ca. $0,1 \mu\text{m}$. De kan derfor feste seg i mellomrommene mellom giftpartiklene, hvor giftkonsentrasjonen er lavere. Larvene til skipsruren er til sammenlikning ca. $100 \mu\text{m}$ lange når de slår seg ned.
2. Bruk av kolofonium i bindemidlet gjør at malingen på sidene sprekker og blir ujevn når den utsettes for atmosfærisk påvirkning (spesielt tropisk sollys), og den gir derved bedre feste for algebegroing.

Noen malinger av de ovennevnte typene inneholder derfor også andre giftstoffer. Forbindelser som inneholder tinn, kvikksølv, bly eller arsen forsterker virkningen mot alger. Ved en hensiktsmessig sammensetning av komponentene oppnås synergistiske effekter, dvs. at den samlede effekt er større enn summen av hver komponents effekt.

Av miljøhensyn og pga. risikoen ved påføringen brukes ikke lenger forbindelser inneholdende arsen og kvikksølv. Bly brukes bare i liten utstrekning, de fleste malinger inneholder eventuelt organiske tinnforbindelser i tillegg til koppersuboksyd.

Entredje type bunnstoff, diffusjonstypen, som nå brukes i stadig større utstrekning, inneholder organiske metallforbindelser som giftstoff. Giften ligger i fast løsning i et tungtløselig bindemiddel.

Giftstoffet avgis fra overflaten, og ny gift tilføres ved diffusjon fra lagene lenger inn. Denne mekanismen gir en jevnere og mer effektiv giftvirkning over hele flaten. Slik maling har bedre korrosjonsbeskyttende egenskaper, og gir en jevnere og mer bestandig overflate enn de andre typene.

Som giftstoff i disse bunnstoffene brukes hovedsakelig organotinn, f.eks. tributyltinnoksyd og tributyltinnfluorid (TBTO og TBTF), og triphenyltinnfluorid (TPTF).

Ifølge Phillip (1974) foregår dessuten forskning med organiske bly-, kopper- og antimonforbindelser. Også andre typer organiske forbindelser utforskes med tanke på bruk i begroingshindrende malinger ifølge Phillip (1974), enzymer nevnes spesielt av Segram og Ekwall (1974).

Det fins også andre moderne prinsipper for giftavgivelse som gir en kontrollert avgivelse og bevarer en jevn overflate (Copolymer-, elastomer-type).

Giftavgivelsen er størst for nylig påført maling, og avtar sterkt med tiden.

Levetiden for begroingshindrende maling er idag ca. 1-3 år, lengst for de nyeste malingstypene (Banfield 1974). Det arbeides med metoder for å kontrollere giftavgivelsen bedre, og man har som mål å utvikle malinger med levetid på 5-10 år (Phillip 1974).

2.2 Innhold av giftkomponenter

Ifølge Jotun Marine Coatings ¹⁾ inneholder konvensjonelle bunnstoffer ca. 25-35 vekt% koppersuboksyd, noen av disse bunnstoffene kan også inneholde små mengder organisk tinnforbindelser (max.2%).

Langtidsbunnstoffer (kontakt-typen) inneholder ca. 35-60 vekt% koppersuboksyd og 3-7 vekt% organiske tinnforbindelser. I malinger basert bare på organisk tinn som giftstoff (diffusjonstypen), er mengden vanligvis ca. 10-15 vekt%.

Johansen og Thome (1971) rapporterer forsøk med malinger som inneholder 81 vekt% koppersuboksyd (kontakt-typen), altså noe mer enn det som angis som det vanlige.

Statens naturvårdsverk i Sverige (SNV) har fått analysert 53 bunnstoffprøver ved Nordisk institutt for fargeforskning. Malingene ble analysert kvantitativt for kopper, tinn, bly, kvikksølv og kvalitativt for PCB. Resultatene synes å bekrefte at de aller fleste malinger er basert på kopper og/eller tinn forbindelser som giftstoff. De analyserte prøvene fordelte seg nokså jevnt mellom rene kopperbaserte bunnstoffer, bunnstoffer med både kopper og tinnforbindelser, og bunnstoffer med bare tinn. Innholdet av kopper og tinn i de tre typene er gitt i tabell 1 nedenfor.

1)

Brev av 28.8.1975 til NIVA.

Tabell 1 Variasjonsområde for kopper- og tinninnhold i begroingshindrende bunnstoffer. Resultat av analyse på 53 malingsprøver, utført av Nordisk Institutt for fargeforskning for Statens Naturvårdsverk, Sverige.

Malingstype	Kopper (vekt% Cu)			Tinn (vekt% Sn)		
	Minste	Største	Gjennomsnitt	Minste	Største	Gjennomsnitt
Rene kopperbaserte malinger	19	64	41	-	-	-
kopper og tinn	11	44	29	0,7	2,3	1,4
Tinn	-	-	-	1,9	7,5	4,4
Deteksjonsgrense	1 vekt%			0,5 vekt%		

Bly fantes i påviselige konsentrasjoner (>1 vekt%) i 7 av målingene, verdiene varierte fra 3 til 10 vekt% Pb.

Kvikksølv ble ikke påvist i noen av malingene (deteksjonsgrense 0,1 vekt%), og PCB bare i én av prøvene.

1 vekt% Cu tilsvarer 1.14 vekt% Cu_2O , og analyseresultatene for kopper stemmer bra med det som oppgis fra Jotun. For tinn er tallene ikke direkte sammenlignbare, da Jotun oppgir total vektprosent for organiske tinnforbindelser, mens SNV bare gir vektprosent tinn. I overensstemmelse med dette er tallene fra SNV lavere enn Jotuns tall.

2.3 Giftavgivelseshastigheter

Felles for alle malingtypene er at giftavgivelse er svært høy når malingen er ny. Deretter avtar den jevnt, og synker tilslutt under den kritiske verdi, dvs. den laveste verdien som har begroingshindrende virkning.

For kopper oppgis den kritiske verdien på avgivelseshastigheten til ca. $10 \mu\text{g Cu/cm}^2$ døgn (NSFI¹⁾, Jotun Marine Coatings²⁾; SNV 1975b).

Johansen og Thome (1971) har gjort laboratorieforsøk med kopperavgivelse fra roterende skovler i sjøvann. De malinger som ble benyttet, var av langtidstype, med vinyl bindemiddel, og basert på kopper som giftstoff. Cu_2 -innholdet var ca. 80 vektprosent, altså ca. det dobbelte av det som er vanlig ifølge avsnitt 2.2. Avgivelsen var høy i begynnelsen, ca. $2000-1500 \mu\text{g/cm}^2$ døgn, men sank etter 10 dager til $200-400 \mu\text{g/cm}^2$ døgn og etter 2 mndr. til $100-150 \mu\text{g Cu/cm}^2$ døgn. Forsøkene ble gjort ved hastighet 25 knop og tilsvarende skip i fart. Ifølge NSFI¹⁾ vil stilleliggende skip ha vesentlig lavere avgivelseshastigheter enn skip i fart. En får som regel begroing nokså raskt på skip som går i opplag, og det tyder på at avgivelseshastigheten ikke overstiger den kritiske verdien på $10 \mu\text{g Cu/cm}^2$ døgn.

Selv et nytt skip som går direkte i opplag, vil ha ligget 2-4 mndr. ved verftet for utstyring. Skip som ligger stille, avgir som nevnt kopper langsommere enn skip i fart, dvs. at bunnstoffet "tøres" mindre, og en kan i slike tilfeller ikke regne med så rask prosentvis reduksjon av avgivelseshastigheten som det de refererte skovlforsøkene tyder på. Det synes likevel klart at de store konsentrerte utslippene vil finne sted ved verftene, og i den første tiden en båt er i fart etter nymaling.

1) Personlig meddelelse fra sjefskonsulent O. Thome, Norsk Skipsforskningsinstitutt.

2) Brev av 23.8.1975 til NIVA.

Når giftavgivelsen synker under kritisk verdi, må begroingsbeskyttelsen fornyes. Tradisjonelt har skipene da vært dokksatt og nymalt. Norsk skipsforskningsinstitutt har utprøvd en metode for å reaktivere malinger ved å fjerne det ytterste laget ved børsting under vann (Johansen og Thome 1971). Nymaling under vann har også vært på tale som en mulighet for å spare dokkingskostnader. Slike prosesser kan tenkes å gi konsentrerte utslipp over kort tid.

Det er mulig at det er ved slike prosesser og rundt skipsverft en vil finne størst forurensningsfare, og ikke ved opplagsplassene.

Jotun Marine Coatings¹⁾ antar en avgivelse på 5-40 $\mu\text{g Cu/cm}^2$ døgn for skip i fart, og ca. 5-15 $\mu\text{g Cu/cm}^2$ døgn for stillestående flåter. Dessuten oppgis at kopperavgivelsen reduseres ved konsentrasjoner over 0,5 ppm (mg Cu/l) i sjøvannet, og at avgivelsen avtar sterkt i brakkevann, og stopper helt i ferskvann.

Alt i alt synes det rimelig å anta ca. 10 $\mu\text{g Cu/cm}^2$ døgn som et anslag for spesifikk kopperavgivelse fra kopperbaserte bunnstoffer på skip i opplag.

For organiske tinnforbindelser oppgis litt varierende avgivelseshastigheter. Jotun Marine Coatings¹⁾ oppgir 1-2 $\mu\text{g/cm}^2$ døgn og antar at dette er det samme i fart og ved opplag. Phillip (1974) oppgir 0,8-1,2 $\mu\text{g/cm}^2$ døgn som tilstrekkelig til å hindre all begroing unntatt diatomeer og alger. I følge SNV (1975 b) er den kritiske avgivelseshastighet for tinnforbindelser 2-4 $\mu\text{g/cm}^2$ døgn (opplysninger fra Dr. Christie ved International Red Hand Marine Coatings).

¹⁾ Brev av 28.8.1975 og 15.9.1975 til NIVA.

3. GIFTKOMPONENTENE I MARINT MILJØ - BAKGRUNNSNIVAER OG GIFTVIRKNINGER

3.1 Kopper

De laveste bakgrunnsverdiene for kopperinnhold i upåvirket oseanisk vann ligger i følge litteraturen i området 0-1 µg/l (mikrogram/l). Kopper tilføres imidlertid i merkbare mengder både med kommunalt og industrielt avløpsvann. De verdiene en finner som bakgrunnsverdier i kystfarvann, ligger derfor høyere og varierer nokså sterkt, ettersom områdene er mer eller mindre påvirket av avløpsvann.

SFT (1975) angir med Water Quality Criteria (1972) som kilde bakgrunnsverdier varierende fra 1 til 25 µg/l.

SNV (1975) angir 4-5 µg/l i uforurenset sjøvann utenfor Gøteborg.

Noen få vannprøver tatt i forbindelse med en bunnundersøkelse av en båt ved Slagentangen, antyder bakgrunnskonsentrasjoner på totalt 0,5 µg/l. Dette er nærmere redegjort for i Appendix.

Wilber (1971) refererer bakgrunnsverdier varierende fra 0-95 µg/l. Dette er delvis områder som er påvirket av kloakkutslipp.

Preston et al. (1972) har funnet verdier varierende fra 0,2-4 µg/l, med gjennomsnitt stort sett i området 0,5-2 µg/l, for filtrerte sjøvannsprøver fra endel områder rundt De britiske øyer. I denne undersøkelsen angis imidlertid ca. 70-80% av totalt kopperinnhold å være bundet til partikulært stoff, slik at totalverdiene skulle ligge rundt 1-20 µg/l.

Bewers et al. (1974) har analysert innholdet av tungmetaller i Gulf of St. Lawrence og har funnet totalverdier (i ufiltrerte prøver) i området 0-3 µg/l, med gjennomsnitt 0,6, men her var prosenten av partikulært bundet kopper mye lavere, ca. 20-40 %, i følge de angitte resultatene.

Det kan altså se ut som en stadig større del av kopperet bindes partikulært, ettersom total-konsentrasjonene øker. I følge Phillip (1974) vil det meste av kopperet ved så høye konsentrasjoner som 10 µg/l finnes i chelaterende komplekser. Erikson et al. (1970) refererer resultater fra Florida-stredet, hvor total-konsentrasjoner var ca. 10 µg Cu/l, mens konsentrasjoner av kopperioner alltid var under 2 µg/l. Wilber (1971) nevner at kopper utfelles av husholdningskloakkvann og angir en utfellingsgrad på ca. 75% ved kopperkonsentrasjoner rundt 100 µg/l.

Den begroingshindrende virkningen av bunnstoff med kopper skyldes som nevnt utløsning av kopperioner (Cu^{++}). Kompleksbundet kopper, slik det fins i naturlige vannmasser, har i følge Phillip ikke så stor giftvirkning. I følge andre forfattere (Bryan(1971), Wilber (1971)), gjelder ikke dette alle former for kompleksbundet kopper.

For kopperioner gir konsentrasjoner ned til 3-10 µg/l veksthemning hos algen Chlorella pyrenoidosa og 10 µg/l også hos diatomeen Nitzschia palea i følge Phillip (1974). Steemann-Nielsen og Wium-Andersen har gjort vekstforsøk med Nitzschia palea ved forskjellige kopperkonsentrasjoner. De første fire timer etter tilsetning av kopper var vekstraten redusert med ca. 30% ved konsentrasjoner ned mot 1 µg Cu^{++} /l. Forsøk over 4 dager syntes imidlertid å vise at veksthemningen bare varte ca. 1 døgn ved konsentrasjoner opp til ca. 5 µg/l. Dette antyder en tilvenning til høyere konsentrasjoner.

Warren (1971) refererer forsøk med unge individer av atlantisk laks, som søkte å unngå konsentrasjoner på 9 µg/l og over. Ved konsentrasjoner på 0,9 µg/l var det intet utslag. Wilber (1971) nevner tilsvarende forsøk på samme art, hvor det viste seg unnvikelsesreaksjoner omkring 2-3 µg/l. Overdødelighet ble registrert ved 30-50 µg/l.

I følge Warren kan forsøkene med unnvikelsesreaksjoner ikke overføres til naturen uten videre, bl.a. på grunn av mye sterkere gradienter ved forsøksoppsettet i forhold til naturlige betingelser.

Snegl er relativt ømfindtlig overfor tungmetaller. Den konsentrasjon som gir 50% dødelighet etter 96 timer, oppgis å være 70 µg/l for voksne individer av strandsneglen Physa heterostropha, 13 µg/l for unge individer (Wilber 1971).

Det er også referert en rekke forsøk for andre arter, med langt høyere grenseverdier som resultat, helt opp mot 1000-2000 µg/l.

Hvilke konsentrasjoner av kopperioner som har negativ virkning, varierer altså svært fra art til art, men det ser generelt ut til at konsentrasjoner opp til ca. 2-3 µg Cu⁺⁺/l har liten eller ingen effekt på marint liv. Som nevnt tidligere, vil en stor del av kopperet ved konsentrasjoner over dette antakelig være bundet i komplekser med lavere giftvirkning. Antakelig er det liten fare dersom totalt kopperinnhold ikke overstiger 10 µg/l.

I følge Bryan (1971) er det ikke uten videre riktig at kompleksbundet kopper er mindre giftig enn kopperioner, og Phillip nevner da også forsøk med organiske kopperforbindelser brukt som giftkomponenter. Også Bryan angir imidlertid at negative virkninger i sjøvann først kan ventes ved totalkonsentrasjoner av kopper over 10 µg/l.

Det ser ut til at en i farvann som ellers er upåvirket av forurensninger, kan anta en kritisk verdi for kopperkonsentrasjon på ca. 10 µg/l. Ved lavere konsentrasjoner er det liten sjanse for negative virkninger, mens vesentlig høyere konsentrasjoner gir stor sjanse for miljøeffekter.

Konsentrasjoner ned mot 10 µg/l synes bare å ha virkning på de mest ømfindtlige organismene. I områder som også er utsatt for andre forurensningspåvirkninger, vil en generelt vente å finne mindre ømfindtlige organismsamfunn enn i upåvirkede områder, og grensen kan da muligens settes høyere. Dersom det fra før fins kopperkonsentrasjoner langt over 10 µg/l, må man betrakte økningen av konsentrasjonen i stedet for absoluttverdien. Det er vanskelig å angi noe generelt kriterium for slike tilfeller.

For enkelthets skyld antas i det følgende at en økning i konsentrasjonen på 10 µg/l fra skip i opplag ikke vil ha store virkninger, mens økninger langt over dette er ugunstig. Dette betegnes i det følgende som kritisk konsentrasjonsøkning. For farvann med lave bakgrunnskonsentrasjoner faller kriteriene på konsentrasjon og konsentrasjonsøkning sammen.

I vann med bakgrunnskonsentrasjoner opp mot 5-10 µg Cu/l, men uten andre forurensningspåvirkninger, vil kriteriet kunne være utilstrekkelig. I praksis vil vel som regel kopperutslipp finnes sammen med andre forurensninger, og denne innvendingen har derfor neppe noen stor praktisk betydning.

Siden kopper bindes i komplekser, og til partikler, kan man vente akkumulering i sedimentene på bunnen. Piper (1971) har studert sedimentene i Framvaren, en fjord med oksygenfritt bunnvann innenfor Farsund. Han fant kopper i konsentrasjoner rundt 20 ppm, hvorav 2-6 ppm løselig i HCl. Kopperinnholdet var sterkt korrelert med mengden organisk stoff.

Sedimentundersøkelser i Skagerak og Kattegat har gitt kopperkonsentrasjoner omkring 3-5 ppm normalt, mens det endel steder med sivilisatorisk påvirkning er registrert verdier på 25 ppm (Gøteborgs skjærgård) og 30-90 ppm (Bäveån ved Uddevalla) (SNV 1975a).

Eventuell giftvirkning på organismer som lever på bunnen på grunn av anriking av kopper i sedimentene, er et problem for seg, men det er lite å finne i litteraturen om dette. Det er vel imidlertid mulig at vannet langs og i sedimentene vil ha langt høyere kopperkonsentrasjoner enn i sjøvannet ellers, og derfor vil kunne få sterkere giftvirkning.

En annen ting som bør nevnes, er muligheten for uheldig samvirkning mellom kopper og sink. Wilber rapporterer om forsøk med fisk som ga overdødelighet ved 50 µg/l Cu og 600 µg/l Zn når metallene fantes alene. I vann med både sink og kopper var dødeligheten 2 ganger større enn en skulle vente ved å summere effektene. Terskelkonsentrasjonene for

unnvikelsesreaksjoner ble også senket. En spesiell grunn til å være oppmerksom på dette i forbindelse med skip ligger i at sink-holdig "primer" brukes som korrosjonsbeskyttelse under den begroingshindrende malingen (Johansen og Thome 1971). Imidlertid vil angivelseshastigheten for sink være avgjørende for eventuelle forsterkede effekter, og det er ikke sikkert at det har noen betydning.

3.2 Organiske tinnforbindelser

Om en skal dømme etter de mengder som benyttes i begroingshindrende stoffer, er de organiske tinnforbindelsene ca. 5-10 ganger giftigere enn kopperioner i forhold til vekten. Imidlertid kan det tenkes at den økte effektivitet særlig skyldes at de organiske tinnforbindelsene avgis jevnere fra overflaten, som nevnt i avsnitt 2.1, og ikke større giftighet.

De organiske tinnforbindelser har større virkning på høyere organismer enn kopper og krever strengere forholdsregler mot forgiftning ved produksjon og påføring av bunnstoffer. De har hittil delvis vært forbudt bl.a. i USA og Japan, men godkjennelse er ventet i følge SNV (1975b).

Det foreligger ikks så mye data om giftvirkningen av organiske tinnforbindelser i marint miljø. I forbindelse med utviklingen av begroingshindrende stoffer er det gjort noen toksisitetsforsøk med ulike arter, men det er vanskelig å trekke noen klare konklusjoner av de få resultatene som refereres.

Phillip (1974) nevner resultater for vannloppen Daphnia magna og oppgir giftige konsentrasjoner til å være 20-500 µg/l, og SNV (1975b) angir verdier på 200-300 µg/l som giftige for fisk. Det er ikke angitt noe om hva som er ufarlige konsentrasjoner. Det er heller ikke klart hva som skjer med organiske metallforbindelser i sjøvann, men det foregår en intensiv forskning på dette feltet.

Engelhart (1975) har påvist i laboratorieforsøk at tributyltinnfluorid nedbrytes ved hydrolyse i sjøvann til forbindelser med tinn/oksygenbindinger, bl.a. til (tributyltinn) oksyd. Denne forbindelsen vil

omdannes til et karbonat hvis det finnes CO_2 i vannmassene. Engelhart refererer også til at trifenylforbindelser kan nedbrytes til uorganisk tinnoksyd av ultrafiolett lys eller av mikroorganismer. Det siste vil kunne skje ved nedbrytning i sedimentene, og er av interesse fordi organiske tinnforbindelser viser sterk affinitet til jordpartikler og organiske partikler, og derfor lett vil kunne felles ut til sedimentene (Sheldon 1974). I følge Sheldon har forsøk med fisk vist at giftigheten av vann tilsatt organotinn avtar med tiden.

Ut fra disse opplysningene synes det som de organiske tinnforbindelsene vil akkumulere i sedimentene og nedbrytes til uorganisk tinn i form av tinnoksyd, som er svært lite løselig i vann, og er ansett som temmelig ufarlig. Tinnoksyd forekommer i konsentrasjoner på $< 5 \mu\text{g}/\text{l}$ i naturlig sjøvann, 1-5 mg/l i sedimenter. (Sheldon 1974).

SNV (1975a) nevner imidlertid at det er svært uvisst hvor raskt nedbrytningen eventuelt foregår. Dessuten kan tinn tenkes å metyleres på samme måte som kvikksølv, og tinn kan tenkes å spille en rolle ved metylering av kvikksølv i naturen. SNV anbefaler å ha en viss oppmerksomhet på disse problemene.

Generelt kan man vel si at selv om det ikke foreligger sikre og omfattende opplysninger, ser det ikke ut til at de organiske tinnforbindelsene medfører spesielt store faremomenter brukt som gift i bunnstoffer.

4. TILFØRSLER FRA ANDRE KILDER

4.1 Kopper

Kopper har relativt kraftig giftvirkning mot primitive organismer, som sopp, alger og laverestående dyr, mens det for de fleste høyerestående dyr og for mennesker er et nødvendig sporstoff, med nokså lav giftighet, på linje med jern. Begge disse egenskaper gjør at kopperforbindelser er i bruk for mange formål (Syvertsen 1972).

Som tilsetning i dyrefor og kunstgjødsel stimulerer kopper husdyrproduksjon og vekst av nytteplanter, f.eks. korn. Kopperforbindelser brukes dessuten i jordbruket for å bekjempe plantesykdommer. I tropiske land tilsettes det ferskvann for å utrydde snegler, som er utviklingsplass for parasitter på mennesker og husdyr.

Alle slike bruksmåter vil medføre en viss koppertilførsel til havet. Dessuten brukes kopperrør i vannledningsnett, og kopper vil løses ut i ferskvannet. Kopper finnes i forholdsvis store konsentrasjoner i vanlig kommunalt avløp, og det kan ha interesse å se litt nærmere på dette, for å kunne sammenlikne med avgivelse fra skip.

NIVA (1974) har utført forsøk med fjerning av tungmetaller fra kommunalt avløpsvann ved kjemisk felling, og refererer også tidligere undersøkelser for forskjellige rensemetoder. Det finnes her data om bl.a. kopperinnhold i avløpsvann både før og etter rensing (data for tinn gis ikke).

Urenset avløpsvann i Oslo-området hadde et kopperinnhold på ca. 175 µg Cu/l i gjennomsnitt. Resultatene varierte fra 70 til 350 µg Cu/l, de vanligste verdiene var ca. 130-150 µg Cu/l. Det var ingen signifikant forskjell mellom områder med og uten industri. Verdiene stemte bra med det som ble oppgitt av utenlandske undersøkelser.

Mekanisk rensing ga reduksjoner på 0-30% av kopperinnholdet, mens biologisk rensing fjernet 30-70% av kopperet. Ved kjemisk felling ble angitt rensegrader på 70-90% som et maksimum.

Et vanlig brukt grovt anslag for vannmengden i kommunalt avløp er 5 l/s pr. 1000 personer eller 430 l/p·d.

Ut fra dette kan man anslå kopperutslipp pr. person og døgn for kommunalt avløp ved ulike former for rensing. Dette er gjort i tabell 2 nedenfor.

Tabell 2. Et grovt anslag for spesifikt utslipp av kopper fra kommunalt avløpsvann etter forskjellige renseprosesser.

Rensemetode	Rensegrad (%)	Kopperutslipp g/p·d
Ingen	0	0.076
Mekanisk	15	0.064
Biologisk	50	0.038
Kjemisk	80	0.015

4.2 Organiske tinnforbindelser

Organiske tinnforbindelser har hovedsakelig tre bruksområder, i følge Piver (1973). Det er i bruk som varmestabilisatorer i plastprodukter, som katalysatorer ved kjemiske reaksjoner, og som biocider (plantevernmidler, impregneringsmidler og insektmidler). Det vil derfor være en viss mengde organisk tinn i avløpsvann og avrenning fra jordbruk, men det foreligger ingen data om konsentrasjoner eller utslippsmengder. Noe grunnlag for sammenlikning mellom avgivelse fra skip og andre kilder foreligger derfor ikke.

5. METODER FOR VURDERING AV MILJØFAREN FRA SKIP I OPPLAG

5.1 Generelt

Den virkning giftavgivelsen fra en samling skip kan få i et område, avhenger av hvordan forholdene er fra før og av hvor stort bidrag skipene gir til konsentrasjonen av giftkomponenter i vannmassene og i sedimentene. Den følgende behandling konsentrerer seg om vannmassene, siden det er her det finnes bakgrunnsmateriale for vurderinger. Faren for virkninger av akkumulering i sedimentene bør man være oppmerksom på, men det er ikke mulig å utlede konsentrasjonsgrenser på samme måte som for sjøvann ut fra den tilgjengelige litteraturen.

Ut fra kapittel 3 antas at en økning av kopperkonsentrasjonene på 10 µg/l i forhold til et gitt bakgrunnsnivå er kritisk, dvs. at det er den største økningen som kan godtas hvis man med god sikkerhet ønsker å unngå merkbare miljøeffekter.

Økningen i konsentrasjonen av kopper og tinn i vannmassene vil grovt sagt vokse proporsjonalt med mengden som avgis pr. tidsenhet og være omvendt proporsjonal med vannutskiftningen pr. tidsenhet. Utfelling og permanent sedimentering vil også ha betydning for konsentrasjonen i vannmassene, og medvirke til å senke den.

Skip som går i opplag, legges vel som regel i så lunt farvann som mulig, dvs. i skjermede fjordområder med begrenset kontakt med åpent hav. Dette gjør at vannutskiftningen også er begrenset, og det er derfor muligheter for en merkbar forhøyning av konsentrasjonene i forhold til naturlig nivå.

For å undersøke mulighetene for negative virkninger kan flere metoder benyttes.

For å kontrollere forholdene ved eksisterende opplag vil det enkleste være å måle konsentrasjonene i vannet direkte ved å ta vannprøver. Man unngår da usikkerheten ved teoretiske beregninger, og registrerer også virkning av sedimentering og utfelling.

Slike konsentrasjonsmålinger vil også være nyttige for å vurdere en økning av antall skip på eksisterende opplagssteder, hvis man kan beregne giftavgivelsen før og etter økningen. Giftavgivelsen kan anslås grovt ut fra opplysninger om skipenes tonnasje, og eventuelt også nærmere opplysninger om utlekningshastigheter fra malingfabrikan-
tene.

Det er også prinsipielt mulig å beregne konsentrasjonsøkningen i vann-
massene teoretisk, ved å anslå giftavgivelse og vannutskiftning hver
for seg. Vannutskiftningen er betraktelig mer komplisert å anslå enn
giftavgivelsen, og det kreves som regel målinger av et visst omfang i
den aktuelle resipienten for at man skal komme frem til realistiske
anslag. Dersom man ikke kan utføre målinger og ikke har data fra før,
er det i visse tilfeller mulig å benytte enkle metoder til å anslå
vannutskiftningen helt grovt ut fra data om topografi, ferskvannstil-
førsel etc. Slike anslag må benyttes med forsiktighet, og bare som en
foreløpig orientering. Sikre konklusjoner kan man ikke trekke ut fra
slike beregninger.

Ved teoretisk beregning av konsentrasjonsøkning på denne måten kan man
ikke ta hensyn til sedimentering, og dette vil trekke i retning av for høye
beregnete verdier.

I det følgende vurderes de forskjellige metodene litt nærmere.

5.2 Direkte konsentrasjonsmålinger for eksisterende opplag

Dersom man ønsker å kontrollere forholdene der skip allerede ligger i
opplag, synes det mest nærliggende å foreta direkte konsentrasjonsmå-
linger i resipienten ved analyse på vannprøver.

De parametre som er av interesse, er først og fremst kopper og tinn,
dessuten sink, som brukes i korrosjonshindrende "primer" og kan for-
sterke virkningen av kopper.

For kopper og sink kan man i dag med atomabsorpsjon bestemme totalt

innhold i sjøvann ned til ca. 0,1 µg/l, i følge Sentralinstituttet for industriell forskning (SI).¹⁾ Analyse av tinn byr på større problemer. SNV (1975a og b) drøfter forskjellige metoder, men angir ingen deteksjonsgrenser. I følge SI er deteksjonsgrensen for tinn ved atomabsorpsjon ca. 1 mg/l.

Det ser derfor ut til at analyse av kopper og sink lett vil kunne fastslå om det er sjanse for negative virkninger i vannmassene, mens tinnanalyser bare vil kunne påvise ekstremt høye konsentrasjoner. For tinn vil man antakelig måtte basere seg på en indirekte fremgangsmåte. Hvis en har både kopper og tinnutløsning på ett opplagssted, kan en analysere for kopper og beregne tinnkonsentrasjonen ut fra opplysninger fra malingfabrikanter om utlekningshastighet eller mengde av de forskjellige stoffene. For rene tinnbaserte malinger er man henvist til teoretiske betraktninger, som ved forhåndsvurdering av nye opplag.

Skal vannanalysene ha verdi, må de kunne påvise ikke bare om det forekommer for store konsentrasjoner i resipienten, men også om dette skyldes skipsopplagene eller andre kilder. En må derfor ta prøver i varierende avstand fra skipene. Spesielt viktig er det å få prøver fra antatt upåvirkede områder utenfor og fra f.eks. tilstrømmende ferskvann. Prøvene kan stort sett tas i overflaten og helst også på noen meters dyp. Konsentrasjonene vil variere i tid, og prøvetakingen bør gjentas flere ganger over et visst tidsrom for at man skal få et statistisk bilde. Spesielt er dette viktig dersom de første analysene viser at det er sjanse for kritiske konsentrasjoner.

Et mulig alternativ til vannanalyser er analyser på innhold i fastsittende organismer. Haug, Melsom og Omang (1974) har analysert bl.a. kopper og sink-innhold i grisetang fra Trondheimsfjorden og Hardangerfjorden, og det ser ut til at tungmetallinnholdet i slike organismer kan brukes til å fastslå gjennomsnittlig innhold i vannmassene over lang tid. Begrensningene ved metoden ligger i at den bare kan anvendes for langtidseffekter, og at den bare gir konsentrasjoner i vannet i strandsonen. Metoden kan derfor ikke brukes til å studere spredningen i nær-

¹⁾ Opplysninger fra cand.real Per Paus ved SI.

sonen rundt skipene, men den kan være verdifulle for mer generell overvåking av opplagsplasser. Statens naturvårdsverk, Sverige, gjør forsøk med dyrking av testorganismer (blåskjell) på tau opphengt i bøyer. Denne metoden kan også brukes nær skipene.

Prøvetakingsprogrammet må ellers legges opp spesielt i hvert tilfelle, under hensyntagen til det en måtte vite om transport- og strømningsforhold i resipienten. Teoretiske overslagsberegninger vil kunne være til hjelp både ved planlegging av målingene og ved tolkning av resultatene.

5.3 Teoretisk beregning av konsentrasjoner

5.3.1 Beregning av giftavgivelse

I følge avsnitt 2.3 kan giftavgivelseshastigheten for kopperbaserte malinger stort sett settes til ca. 10 mg Cu/cm^2 døgn for skip i opplag. I praksis vil det variere endel med hvilken maling som er brukt, hvor lenge belegget har sittet på, og antakelig også faktorer som salinitet og strømforhold der båtene ligger, men tallet skulle være brukbart som et overslag, med ca. 50% nøyaktighet. Ønskes mer nøyaktige tall, må en forsøke å innhente opplysninger fra rederi, verft og malingfabrikanter i hvert enkelt tilfelle, om malingstype og sammensetning, alder og antatt avgivelseshastighet.

Vi skal i det følgende anta at alle skip er belagt med kopperholdig bunnstoff. I praksis vil noe av kopperet være erstattet av tinn, men den totale giftvirkning skulle bli omtrent den samme. Vi vet ikke nok om forskjellene i virkning for de to stoffene til at det har noen hensikt å skille mellom dem i overslagsberegninger.

Den totale giftmengde avgitt pr. tidsenhet til omgivelsene, er da avhengig av det neddykkede areal på skipene. Dybden har betydning for hvilke vannmasser som tilføres kopper i lagdelte resipienter.

I følge NSF¹⁾ kan neddykket areal for skip gis direkte som en funksjon av tonnasje. Skipene kan grovt betraktes som kasser med loddrette

¹⁾ Personlig meddelelse fra sjefskonsulent O. Thome, Norges Skipsforskningsinstitutt.

sider og horisontal bunn. Ved full last er dybden ca. halvparten av bredden, og det neddykkede areal fordeler seg da omtrent likt på bunn og i sideflater. Når skipene går i opplag, har de vanligvis ballast tilsvarende halv last. Dybden og sidearealet er da halvert i forhold til ved full last. Samlet neddykket areal for skip i opplag er derfor ca. 75% av areal for skip med full last og fordeler seg med ca. 2/3 på bunnen og ca. 1/3 på sideflatene.

I figur 1 er gitt neddykket areal som funksjon av tonnasje i dobbelt-logaritmisk plott. Kurven fra NSFIs for skip i full last er gitt som kurve (a). En ser at denne kurven med god tilnærming kan erstattes med en rett linje. Som tilnærming er valgt kurve (b), som alltid gir større verdier (0-10%) enn NSFIs kurve.

Kurve (c) er på samme måte en tilnærmet kurve for skip i opplag. Den kan matematisk uttrykkes ved:

$$A(T) = A \cdot T^\alpha \quad (1)$$

hvor A = neddykket areal (m^2)

$$A_0 = 10,9$$

$$T = \text{tonnasje (tdw)}$$

$$\alpha = 0,604$$

Ligning (1) gjelder ett skip; for flere skip blir totalt areal

$$A_{\text{tot}} = \sum_{i=1}^n A_i = \sum_{i=1}^n A_0 T_i^\alpha \quad (2)$$

hvor n = antall skip

og $T_i, i = 1, n$, er tonnasjen for hvert av skipene.

Dersom man bare kjenner antall skip og samlet tonnasje, kan man anslå det neddykkede areal med formelen

$$A'_{\text{tot}} = n \cdot A_0 \cdot T_s^\alpha \quad (3)$$

hvor n = antall skip

$$T_s = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n T_i = \text{gjennomsnittlig tonnasje}$$

Bruk av (3) i stedet for (2) gir et neddykket areal A'_{tot} som er større eller lik det reelle arealet A_{tot} , og man vil derfor ligge på den sikre siden med hensyn til giftavgivelse ved å bruke ligning (3). Dette kan lett vises matematisk.

Total giftavgivelse m pr. tidsenhet beregnes

$$\text{som } m = w \cdot A_{tot} \quad (4)$$

$$\text{eller } m = w A'_{tot} \quad (5)$$

hvor A_{tot} , A'_{tot} er gitt av ligning (2) og (3) og w er giftavgivelse pr. flateenhet og tid.

I figur 2 er gjengitt kurver for største dybde for skip med full last og i opplag, også basert på opplysninger fra NSFI. Dybden for skip i opplag varierer mellom 4.5 og 12 meter; for store skip er den 8-12 meter. En kan altså regne med at ca. 2/3 av neddykket areal ligger konsentrert i dette dypet, mens ca. 1/3 er jevnt fordelt mellom overflate og bunn.

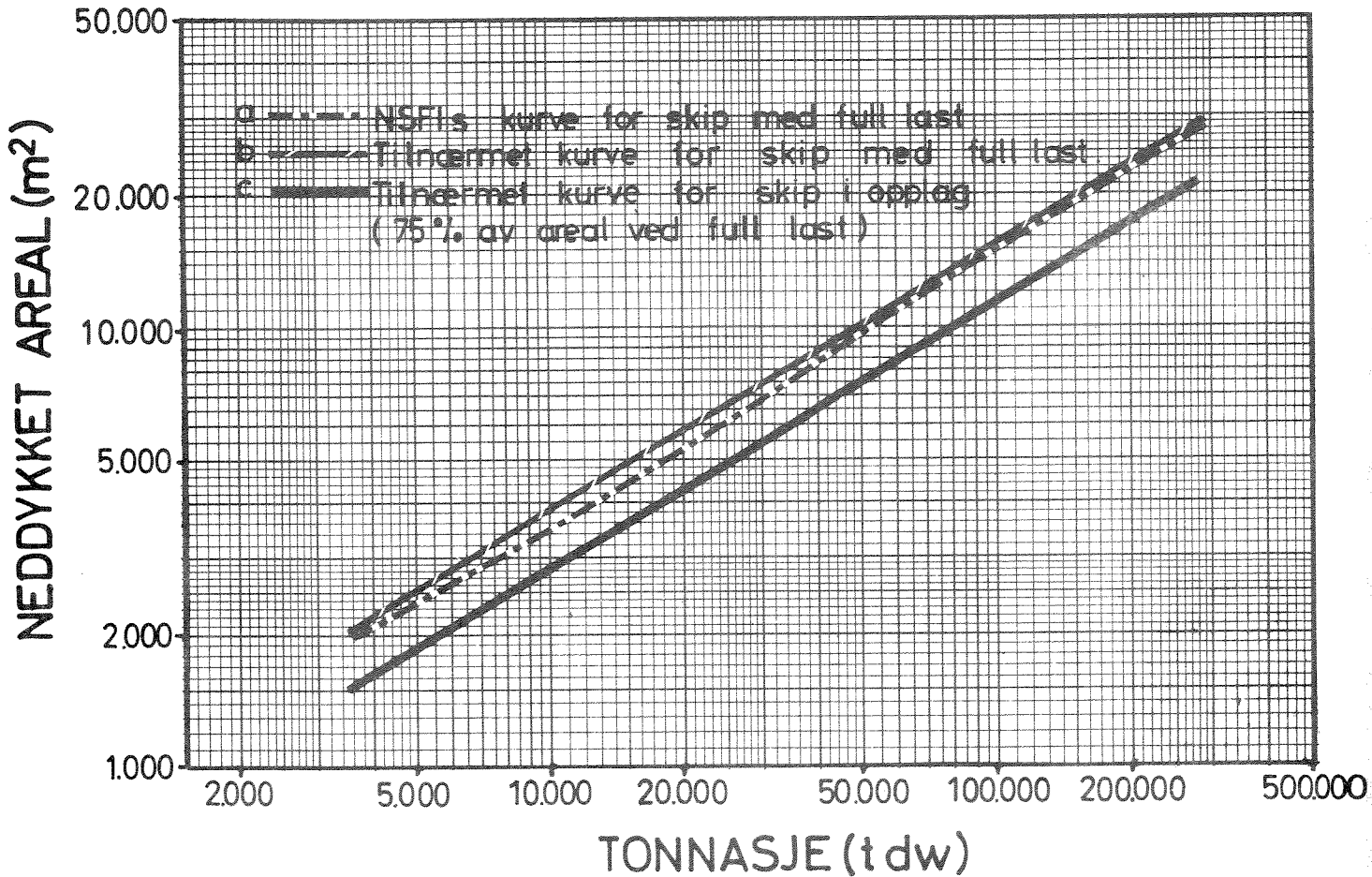


Fig. 1. Neddykket areal for skip med full last og i opplag, som funksjon av tonnasje. (Opplysninger fra Norges Skipsforskningsinstitutt).

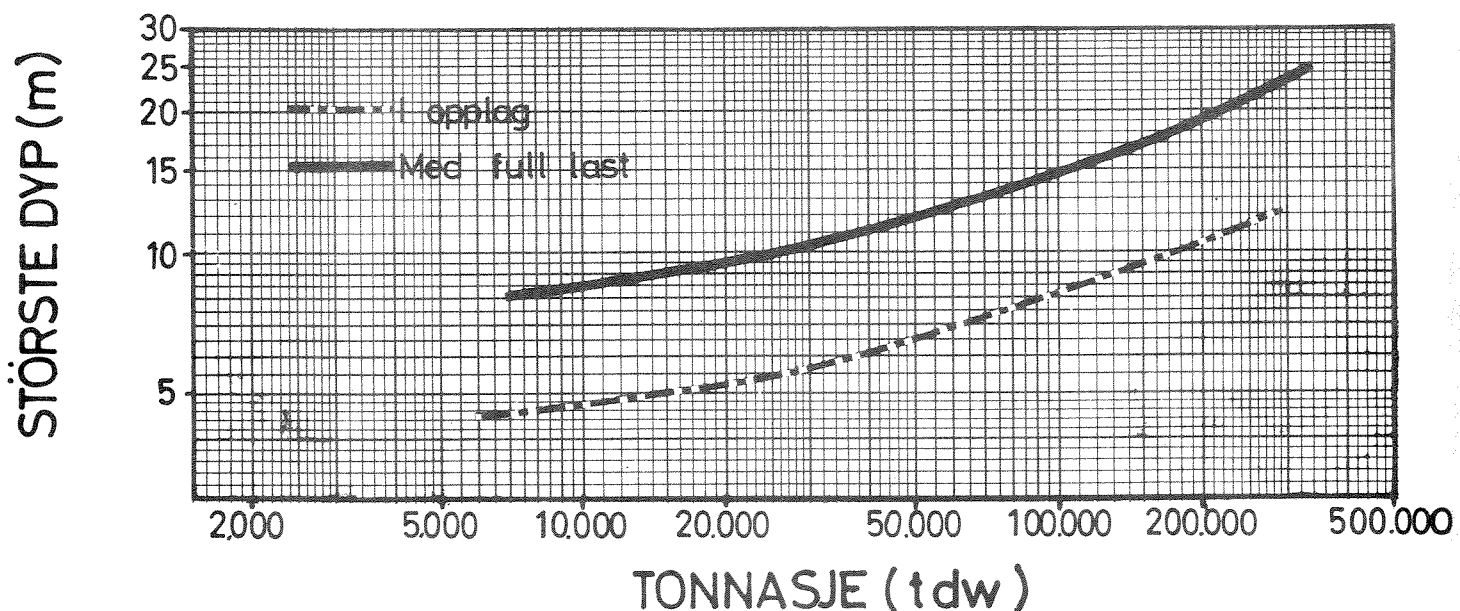


Fig. 2. Störste dyp for skip med full last og i opplag, som funksjon av tonnasje. (Opplysninger fra Norges Skipsforskningsinstitutt).

5.3.2 Kvalitativ drøfting av vannutskiftning og spredningsprosesser

Spredningen av avgitte stoffer i vannmassene kan grovt deles i to faser. Nærmest skipene vil spredningen være et resultat av lokale forhold, dvs. intensiteten av hvirvelbevegelser (turbulens) og strømhastighet.

I denne fasen kan resipienten betraktes som uendelig stor, og vannutskiftningen i resipienten som helhet vil her bare ha betydning fordi den bestemmer bakgrunnskonsentrasjonen, og indirekte fordi de lokale strømningsforhold henger sammen med den totale vannutskiftningen. En vil kunne få en konsentrasjon som er relativt høy i et lite område rundt skipene og som synker raskt ned mot den bakgrunnskonsentrasjon vi finner i resipienten som helhet.

Fra et miljøsynspunkt er det vel imidlertid konsentrasjonen i resipienten som helhet som har størst interesse, og her er det den totale effektive utskiftningen med upåvirkede vannmasser som er avgjørende.

Resipientens ytre begrensninger kommer her direkte inn. Ved en gitt oppholdstid på vannmassene vil vannutskiftningen i mengde pr. tidsenhet øke, jo større resipienten er.

Konsentrasjonen i vannmassene vil avta tilsvarende.

Dersom man kan bestemme den effektive utskiftning med upåvirkede vannmasser for et nærmere avgrenset område, vil man kunne anslå konsentrasjonene ved yttergrensene for dette området. Dersom blandingen innenfor området er sterk, kan denne verdien antas å gjelde hele området, og man betrakter da hele området som en "boks" uten indre gradienter.

I andre tilfeller kan man få varierende konsentrasjoner innenfor det definerte området. Da bør en dele det opp i flere bokser eller ta i bruk metoder som gir gradienter innenfor systemet, dvs. gå fra boks-betraktning til kontinuerlige modeller.

Transport og utskiftning av vann i fjordområder skjer ved hjelp av flere forskjellige mekanismer. De viktigste drivkreftene er ferskvannstilførsel, tidevannsbølger, lufttrykksvariasjoner og vind. Områdets topografi er en viktig ytre bestemmende faktor, og større strømsystemer (kyststrømmer), kan sette opp sekundære strømmønstre i mindre randområder.

Den totale vannutskiftningen er et resultat av alle disse faktorenes samspill. Hvilke faktorer som dominerer, vil variere fra område til område.

Tilført ferskvann vil pga. turbulens blande seg med sjøvann og danne en utovergående strøm av lett brakkvann ved overflaten. Under denne strømmen vil det gå en kompensasjonsstrøm av sjøvann innover for å erstatte det vann som trekkes opp i overflatelaget. Dette kalles estuarin sirkulasjon og er ofte en helt dominerende faktor for vannutskiftningen i de øverste metrene i vannmassene. Den estuarine sirkulasjonen kan også skape sekundære sirkulasjonsceller lenger nedover i vannmassene.

Tidevannet gir en periodisk strøm frem og tilbake i vannmassene. Denne strømmen gir i seg selv ikke noen vannutskiftning. Imidlertid vil det skapes hvirvelbevegelser (turbulens) i vannmassene, og dette gir blanding både vertikalt og horisontalt. Slik blanding kalles turbulent diffusjon. Den horisontale diffusjonen medfører i seg selv vannutskiftning mellom forskjellige områder. Fordi strømhastighetene som regel varierer med dypet, vil de forskjellige horisontale lag i vannmassene forskyves frem og tilbake i forhold til hverandre, og vertikal diffusjon mellom de forskjellige lagene vil da gi en effektiv horisontal blanding, som kan være mye større enn den egentlige horisontaldiffusjonen innenfor hvert sjikt.

Blandingsprosesser som dette foregår også ved andre typer strøm, som estuarin sirkulasjon, vinddrevet strøm og lufttrykkdrevne variasjoner, men er da ofte bare sekundære utjevneende effekter i forhold til virkningen av de store vannbevegelser. For tidevannet er den turbulente blandingen bestemmende både for vann- og stofftransporten.

I fjorder som har karakter av innelukkede bassenger, med kontakt mot havet bare gjennom trange sund, kan man få et begrep om vannutskiftningen ved å se på de volumer som strømmer gjennom sundene pr. tidevannsperiode.

Det vann som strømmer inn ved stigende tidevann, vil delvis blande seg med vannmassene i fjorden før utstrømning. En tilsvarende blanding

skjer etter utstrømming.

Hvis blandingen er svært effektiv på begge sider, kan vannutskiftningen i hver tidevannsperiode bli nesten like stor som tidevannsprismet, dvs. volumet mellom høyvann og lavvann-stand. Som regel vil bare en viss del av tidevannsprismet, varierende med topografien, representere noen utskiftning.

Generelt skulle trange sund, med høy gjennomstrømningshastighet og sterk turbulensdannelse på hver side, gi bedre blanding og derved mer effektiv utskiftning enn bredere sund. Til gjengjeld kan trange sund dempe tidevannsbølgen og gjøre selve tidevannsprismet mindre. Trange åpninger vil også kunne virke bremsende på andre former for vannutskiftning.

Områder som har flere åpne forbindelser til større systemer, vil kunne ha en gjennomstrømming frem og tilbake som er større enn nettotransporten inn og ut, fordi vannstandsvariasjonene utenfor hvert sund kan være faseforskjøvet i tid.

I vannmasser som er lagdelt på grunn av ferskvanntilførsel, kan de horisontale transportene frem og tilbake i hvert lag være mye større enn det vannstandsvariasjonene skulle tilsi, fordi grensesjiktet mellom lagene svinger vertikalt i takt med tidevannsvariasjonene og oftest med mye større utslag. Spesielt gjelder dette i områder uten terskel og med forholdsvis svak sjikting.

Vedvarende vind i én retning vil gi oppstuvning av vannflaten med vindretningen i innelukkede bassenger pga. friksjon mellom vind og overflate. I lagdelte vannmasser vil sprangsjiktet, dvs. grenseflaten mellom lagene, svinge motsatt vei, men med mye større utslag for å gjenopprette hydrostatisk likevekt. Samtidig med dette foregår en sirkulasjon, med strøm med vindretningen nær overflaten og motsatt rettet lenger ned. I lagdelte vannmasser skjer det en sirkulasjon innenfor hvert lag. Hvis vinden varer lenge, vil tilslutt et stasjonært sirkulasjonsmønster oppnås. Når vinden opphører, svinger over-

flaten og sprangsjikt tilbake til normal stilling.

Både den stasjonære sirkulasjonen mens vinden varer, og de horisontale vanntransportene forbundet med svingningene når vinden starter og opphører, vil kunne fornye vannmassene i innelukkede kystområder med vann utenfra. Vinddrevne strømmer vil også utjevne forholdene innenfor et lukket basseng og motvirke dannelsen av gradienter.

Lufttrykksvariasjoner gir også vannstandsvariasjoner som skaper horisontale vanntransporter, men setter ikke opp noen sirkulasjon på samme måte som vinden.

Større strømsystemer i vannmassene utenfor et lukket område kan innvirke på vannutskiftningen i området, dels ved å skape sekundære sirkulasjoner i form av hvirvler og gjennomstrømning, dels fordi det kan innvirke på hvor effektiv utskiftningen på grunn av andre mekanismer vil bli. Dessuten vil tidsvariasjonene i de hydrografiske forholdene utenfor området kunne gi tetthetsdrevne vannutskiftninger, fordi gravitasjonen alltid vil utjevne horisontale tetthetsforskjeller. Her kan vind og lufttrykk ha stor betydning som utløsende faktor, spesielt for utskifting av stagnante dypvannmasser som er avstengt av terskler. For det aktuelle problemet er det vel imidlertid utskiftningen i overflatelaget som er av størst interesse.

Som nevnt i forbindelse med tidevannsutskiftningen dannes det uordnede hvirvelbevegelser ved strømning i naturlige vannmasser. De genereres av hastighetsskjær i vannmassene, og det dannes hvirvler i varierende skala. Områdets geografiske utstrekning er en øvre grense for størrelsen på hvirvlene. For spredningen like ved et utslipp er det de mindre bevegelsene som har størst betydning. Betydningen av de større hvirvlene øker med økende avstand fra utslipp, og for området som helhet er det de store hvirvlene som er avgjørende for spredningen.

Den totale vannutskiftningen styres av et komplisert samspill av forskjellige faktorer. Dersom man kunne beskrive dette samspillet matematisk, ville man prinsipielt kunne anslå vanntransporter og vannutskifting i et område ved hjelp av generelt tilgjengelig data om

meteorologi, topografi og ferskvannsavrenning, dvs. uten å gjennomføre noe lokalt måleprogram.

Det er imidlertid meget vanskelig å gi en generelt tilfredsstillende matematisk beskrivelse av dynamikken i naturlige vannmasser. Det skyldes både at prosessene er så kompliserte å beskrive og at det er vanskelig å få frem de nødvendige bakgrunnsdata. De mer generelle teoretiske matematiske modellene som finnes for naturlige vannsystemer, er fremdeles bundet til et nokså stort måleprogram for fastsettelse av konstanter etc. Deres bruk er derfor begrenset til overvåking og prognoser i forholdsvis detaljert undersøkte områder, og de er dyre å bruke. Det er ikke mulig å angi en enkel generelt anvendelig metode for å anslå vannutskiftning, på samme måte som for giftavgivelsen.

Det finnes riktignok visse enkle betraktningmåter som kan anvendes under bestemte forutsetninger for å anslå vannutskiftning og spredning helt grovt, og vi skal se litt nærmere på dem i det følgende.

Stort sett må man likevel regne med å måtte gjennomføre måleprogrammer av en viss størrelse, med måling av strøm og hydrografi, evnt. konsentrasjonsmålinger på tilsatte sporstoffer, dersom man vil komme frem til noe godt anslag for vannutskiftningen. Problemet er det samme som ved generelle resipientundersøkelser og kan ikke løses på noen enklere måte enn ved slike undersøkelser.

5.3.3 Noen enkle metoder til å anslå konsentrasjoner i vannmassene teoretisk

5.3.3.1 Ferskvannstilførsel

Den midlere ferskvannstilførselen til et fjordområde kan anslås uten lokale målinger og kan i mange tilfeller brukes til å anslå vannutskiftningen.

Nedbørsarealet kan bestemmes ut fra vanlige topografiske kart. I NVE (1958) kan en finne midlere spesifikk avrenning i $l/s \text{ km}^2$, og den midlere ferskvannstilførsel kan beregnes direkte. Den spesifikke avrenningen er gitt i form av isolinjer avsatt på kart og varierer tildels

sterkt over små avstander. Større avrenningsområder må derfor deles opp. For helt grove, orienterende beregninger kan en benytte tall fra tabell 3 nedenfor. Verdiene er tatt skjønnsmessig ut fra NVEs kart.

Tabell 3. Omtrentlige verdier for spesifikk avrenning fra forskjellige områder i Norge.

Geografisk område	Spes. avrenning (l/s km ²)
Østlandsområdet	15 - 25
Sørlandet, Hardanger- vidda, Jotunheimen	30 - 50
Vestlandet	50 - 100
Trøndelag og Møre	40 - 50
Nordland	50 - 100
Troms	30 - 60
Finnmark	10 - 40

Ferskvannstilførselen beregnet på denne måten kan uten videre benyttes som en nedre grense for den midlere vannutskiftningen. Med gitt kopperavgivelse pr. tidsenhet, beregnet som angitt i avsnitt 5.3.1, kan en øvre grense for konsentrasjonen ved midlere vannføring beregnes.

I virkeligheten vil vannutskiftningen være større enn ferskvannstilførselen. Dersom ferskvannstilførselen er stor, vil strømbildet preges av estuarin sirkulasjon, dvs. en sirkulasjon av sjøvann inn med kompensasjonsstrømmen, ut i overflatelaget, kfr. avsnitt 5.3.2. Denne sjøvannssirkulasjonen kommer som en gjennomstrømning i tillegg til ferskvannet.

Dersom det er liten ferskvannstilførsel, vil andre fortynnings- og spredningsmekanismer dominere, men en vil fremdeles kunne ha et lettere brakkvannssjikt, hvor horisontalutveksling med områdene utenfor på grunn av tidevann og andre krefter er avgjørende. Utstrømmende vann vil i middel ha lavere salinitet enn innstrømmende vann, og det betyr tilførsel av nytt sjøvann og utstrømning av ferskvann.

I begge tilfeller vil man kunne anslå vannutskiftningen ved noen enkle ligninger, dersom det finnes representative data for saltholdighet i og utenfor området.

Vi tenker oss en fjord med ferskvannstilførsel q_0 . I tillegg til gjennomstrømming av ferskvann skjer en inn- og utstrømming av vannmasser til overflatelaget som også gir vannutskiftning. Inn- og utstrøm kan skje på forskjellige steder eller dyp (estuarin sirkulasjon) eller til forskjellige tider (tidevann). Innstrømming vil føre en viss mengde upåvirket sjøvann inn i området. En kan ha flere slike innstrømminger samtidig, eller til forskjellige tidspunkter; vi tenker oss dem nummerert fra 1 til n. For hver innstrømming betegnes mengden upåvirket vann pr. tidsenhet q_k , og saliniteten av det upåvirkede vannet med S_k , hvor k er et nummer fra 1 til n.

De samme vannmengdene må også strømme ut, men nå blandet med ferskvannet og med hverandre. Saltholdigheten i utstrømmende vann settes til S, total vannmengde til q.

Ut fra dette kan vann- og saltbalanse settes opp.

For vann:

$$q = q_0 + \sum_{k=1}^n q_k = \sum_{k=0}^n q_k \quad (6)$$

For salt:

$$q \cdot S = \sum_{k=1}^n q_k \cdot S_k \quad (7)$$

I virkeligheten omfatter dette bare endel av de totale transportene. Innstrømmende vann vil bestå av en blanding av upåvirket vann og av utstrømmet vann som føres tilbake igjen (resirkulering). Slik resirkulering vil imidlertid ikke gi noe nettobidrag til balanseligningene, og kan derfor trekkes ut. Ligningene omfatter bare ferskvann og upåvirket vann utenfra som blandes effektivt inn i det område som betraktes.

For et stoff som tilføres i en mengde m pr. tidsenhet, kan en sette opp følgende balanse:

$$q \cdot \Delta c = m \quad (8)$$

hvor konsentrasjonsøkning i utstrømmende vann er Δc .

En øvre grense for Δc finnes ved å erstatte q med en nedre grense, dette gir

$$\Delta c \leq \frac{m}{\min(q)} \quad (9)$$

hvor $\min(q)$ er nedre grense for q .

For å finne en øvre grense for konsentrasjonen c , må en øvre grense for bakgrunnskonsentrasjonen adderes til ligning (9), f.eks. slik:

$$c \leq \frac{m}{\min(q)} + \max(c_k) \quad (10)$$

hvor $\max(c_k)$ er den største av konsentrasjonene i innstrømmende, upåvirkede vannmasser.

Den nedre grensen for q kan finnes av ligning (6) og (7). Erstattes alle S_k med den største av verdiene, $\max(S_k)$, blir ligning (7)

$$q \cdot S \leq \left(\sum_{k=1}^n q_k \right) \cdot \max(S_k) \quad (11)$$

som kan skrives:

$$q \cdot S \leq q \cdot \max(S_k) - q_0 \max(S_k) \quad (12)$$

eller

$$q \geq \min(q) = q_0 \cdot \frac{\max(S_k)}{\max(S_k) - S} \quad (13)$$

Ligningene forutsetter at situasjonen i resipienten er preget av strøm og vannutskiftning langs en lengdeakse, med forholdsvis god blanding på tvers av denne aksen. I mer kompliserte systemer er det vanskelig å bruke dem.

De vil bare gjelde i de områder hvor ferskvannsstrømmen går ut og ikke i bakevjer eller bukter hvor strømmen stort sett passerer utenom. En må derfor vurdere topografien i området og ikke bruke resultatene ukritisk. Nærmest utslippet, før det er blitt full innblanding, kan konsentrasjonene bli høyere enn den beregnede grensen.

Med disse forbeholdene kan beregningsmetoden alltid benyttes hvis man har salinitetsdata som er representative for det området man betrakter.

På den sikre siden vil man være hvis man setter $\max(S_k) = 36$ o/oo, som kan regnes som øvre grense for saltholdigheten av vanlig sjøvann. Ellers må man bruke den høyeste av de salinitetene som finnes i upåvirkede vannmasser utenfor systemet på aktuelle innstrømningsdyp. I områder hvor enten estuarin sirkulasjon eller horisontal utveksling i overflatelaget er dominerende, vil en kunne neglisjere de sekundære transportene og derved få et nokså godt anslag for vannutskiftningen. Ved blandinger av flere prosesser vil fremgangsmåten gi for lav verdi på vannutskiftningen, og den kan gi konsentrasjonstall som ligger svært langt over de som forekommer. Ofte vil det da være vanskelig å trekke slutninger ut fra disse beregningene. For å få bedre verdier må man i slike tilfeller kunne beregne hver enkelt transport, og det vil kreve et større måleprogram.

Hvis saliniteten i de upåvirkede vannmassene er influert av store ferskvannstilførsler utenfor systemet, kan en ha svært liten forskjell i salinitet innenfor og utenfor systemet. Hvis den ikke kan registreres, må en bruke usikkerheten på verdiene for å finne en øvre grense $\max(S_k)$. En vil likevel kunne benytte ligning (13), men risikerer å få en q-verdi som ligger langt under den reelle.

Har man lokale vannføringsdata med samhørende salinitetsmålinger, kan man få et statistisk bilde av hvordan konsentrasjonsgrensene varierer

i tid. Ellers vil beregningene bare gi en grense som konsentrasjonene i alminnelighet holder seg under, men visse overskridelser kan tenkes.

Ved å bruke salinitetsdata fra forskjellige steder langs resipienten kan en også få frem den geografiske variasjon av q og c -grensene utenfor utslippene, men da bør ferskvannstilførselen q stort sett være samlet innenfor utslippene.

5.3.3.2 Bruk av tidevannsprismet

Tidevannsprismet, dvs. det volum som netto strømmer inn i og ut av et område i en tidevannsperiode, kan beregnes som

$$V = A \cdot \Delta h \quad (14)$$

hvor A = overflateareal,

Δh = høydeforskjell mellom høyvann og lavvann i området.

Som nevnt foran, er tidevannsprismet ikke noe direkte uttrykk for vannutskiftningen, og uttrykker heller ikke alltid de brutto-transporter som kan forekomme. I visse tilfeller kan det likevel benyttes til å vurdere vannutskiftningen.

Forutsetningen er at man har et innelukket basseng, som står i forbindelse med havet bare gjennom trange sund. En får da sterk tidevannsstrøm frem og tilbake på hver side. Sundene bør være forholdsvis grunne, slik at tidevannsbevegelsen er konsentrert i overflatelaget. Sundene må heller ikke være for lange, det totale vannvolum i sundene må være mye mindre enn tidevannsprismet.

Under slike forhold kan man regne med at en forholdsvis stor del av tidevannsprismet representerer utskiftning. Hvis hele tidevannsprismet var effektivt til å utskifte vannet, ville utskiftningen kunne settes til

$$q = V/T \quad (14 \text{ a})$$

hvor $T = 12.5$ timer = 1 tidevannsperiode.

Nødvendig vannutskiftning q_k for å holde konsentrasjonsøkningen under et kritisk nivå Δc_k ved et gitt utslipp, kan beregnes som

$$q_k = \frac{m}{\Delta c_k} \quad (14b)$$

analogt med ligning (8).

Dersom q iflg. lign. (14a) er mye større (10 ganger eller mer) enn q_k , er det stor sjanse for at en ikke vil merke noen virkninger.

Hvis tidevannsprismet gir utskiftning av samme størrelsesorden som det som er nødvendig, bør det gjøres mer nøyaktige vurderinger. Gir det mye mindre utskiftning, må området betraktes som kritisk, med store sjanser for virkninger, dersom ikke andre mekanismer (ferskvann) er dominerende.

Det man egentlig anslår på denne måten er vannutskiftning, og dermed konsentrasjon i området like innenfor sundene. Hvis blandingen er svært god innenfor området, kan en regne med de samme forholdene også ellers, men en kan også ha gradienter med større konsentrasjoner lenger innover i systemet. Dette vil bl.a. være avhengig av vinddreven blanding i området.

5.3.3.3 Sporstoffer

Sporstoffer (tracere) kan i mange tilfeller brukes til å beregne vannutskiftning. Dersom man kjenner utslippsmengden for et stoff, kan beregne eller se bort fra omsetningen i vannmassene (forbruk og produksjon) og kan måle konsentrasjonene, vil vannutskiftningen kunne beregnes. Beregningene kan gjøres analogt med beregningene i forrige avsnitt, hvor ferskvann ble brukt som tracer.

Konsentrasjonsøkningen fra et hvilket som helst utslipp av konservativt stoff kan anslås ved ligningen

$$\Delta c = C - C_o = (C_s - C_{s0}) \cdot \frac{m}{m_s} \quad (15)$$

hvor man for det utslipp som skal studeres har:

C = konsentrasjon i området (ukjent)
 C_o = " utenfor (gitt)
 m = utslippsmengde pr. tidsenhet (gitt).

C_s , C_{s0} og m_s er tilsvarende størrelser for sporstoffet og er alle kjent.

Det er imidlertid ofte vanskelig å finne en brukbar parameter; de fleste stoffer som finnes i vannmassene, inngår i kjemisk og biologisk omsetning og er ikke konservative. I de tilfeller hvor det alt ligger båter i opplag, kan ligningen brukes til å vurdere en økning av antall båter, med kopper som sporstoff.

5.3.3.4 Diffusjonsbetraktninger

5.3.3.4.1 G e n e r e l t

I mange tilfeller vil spredning og fornying av vannmassene skje ved uordnede bevegelser (turbulens) drevet av vind, tidevann etc. Disse bevegelsene innebærer at vannmasser av varierende utstrekning stadig blander seg med hverandre. På denne måten vil stoffer som finnes i vannmassene, transporteres fra områder med høye til områder med lave konsentrasjoner.

Matematisk kan dette uttrykkes analogt med molekylær diffusjon, dvs. ved hjelp av diffusjonskoeffisienter. Hvis konsentrasjonen av et stoff bare varierer langs en retning x , kan transportligningen skrives

$$f = -D \frac{dc}{dx} \quad (16)$$

hvor f = transport i x -retning (mengde pr. tid og flateenhet)

D = diffusjonskoeffisient

$\frac{dc}{dx}$ = konsentrasjonsendring pr. lengdeenhet.

Ligningen uttrykker antagelsen om at transporten er proporsjonal med konsentrasjonsendring pr. tidsenhet. D er en proporsjonalitetsfaktor og uttrykker blandingsintensiteten i vannmassene.

Slike uttrykk kan settes inn i kontinuitetsligninger eller stoffbalanser, som uttrykker at en innenfor et avgrenset vannvolum har:

mengdeøkning pr. tidsenhet = tilførsel fra kilder + nettotransport
gjennom grenseflatene.

Dersom man kjenner tilførselen og kan uttrykke transportene som funksjon av konsentrasjoner og konsentrasjonsgradienter, kan slike ligninger brukes til å beregne konsentrasjon som funksjon av tid og sted når konsentrasjonsfordelingen er gitt ved et bestemt tidspunkt, eller likevektskonsentrasjoner dersom man antar at mengdeøkning = 0. Vi ser bort fra eventuelt forbruk.

Generelt vil man få kompliserte differensialligninger i flere dimensjoner, hvor både diffusjonskoeffisienter og strømhastigheter inngår. Det å fastsette disse parametrene, som generelt vil variere med tid og sted, er vanskelig og krever som regel utstrakte målinger. Klarer man det, vil ligningene oftest måtte løses numerisk med regnemaskin.

Imidlertid er det gjort noen forholdsvis vellykkede forsøk på å beskrive slike spredningsprosesser enkelt, og i det følgende skal vi se litt nærmere på horisontalspredning ved hjelp av enkle diffusjonsbeaktninger.

De konsentrasjonsfordelingene man kommer frem til ved bruk av diffusjonsligninger, er bare uttrykk for et statistisk gjennomsnitt. For likevektsituasjoner (konstant tilførsel) er det et gjennomsnitt over lang tid, for tidsvarierende forløp et gjennomsnitt av resultatene, dersom man tenker seg forløpet gjentatt mange ganger under like ytre betingelser. De reelle konsentrasjonene vil være uregelmessige og varierer rundt gjennomsnittet.

5.3.3.4.2 S p r e d n i n g i n æ r s o n e n r u n d t u t s l i p p

I nærsonen rundt utslippet, der fjordens ytre grenser ennå ikke er merkbare, vil stadig større og mer effektive hvirvelbevegelser medvirke til spredningen jo lenger ut fra utslippet en kommer. Joseph og Sendner (1958) har gjort den naturlige antagelse at diffusjonskoeffisienten for horisontal radiell spredning ut fra en punktformet kilde, er proporsjonal med avstanden fra kilden.

Dette kan uttrykkes:

$$f = -Pr \frac{\partial c}{\partial r} \quad (17)$$

hvor f = transport utover i avstand r , som mengde pr. tid og flateenhet.

r = avstand fra kilden

P = spredningshastighet (lengde/tid), uavhengig av avstand r

$\frac{\partial c}{\partial r}$ = konsentrasjonsendring pr. lengdeenhet langs radien i avstand r .

Kontinuitetsligningen blir i dette tilfelle

$$\frac{\partial c}{\partial t} = \frac{1}{r} \frac{\partial}{\partial r} (Pr^2 \frac{\partial c}{\partial r}) \quad (18)$$

hvor t = tiden.

Dersom man ved $t = 0$ har en mengde M konsentrert i $r = 0$, fordelt over dybde H_0 , vil denne mengden ved senere tidspunkter være fordelt med konsentrasjon

$$C(r,t) = \frac{m}{2\pi H_0 (Pt)^2} e^{-r/Pt} \quad (19)$$

om man ser bort fra vertikal diffusjon. Eventuell bakgrunnskonsentrasjon kommer i tillegg. Dersom en konstant tilførsel m pr. tidsenhet starter ved tiden $t = 0$, vil konsentrasjonen ved senere tidspunkter være gitt ved

$$C(r,t) = C_0 + \frac{m}{2\pi H_0 P \cdot r} e^{-r/Pt} \quad (20)$$

hvor C_0 er bakgrunnskonsentrasjonen.

Likevektkonsentrasjonen, som en får ved å la t bli uendelig stor, er

$$C(r,\infty) = C_0 + \frac{m}{2\pi H_0 P \cdot r} \quad (21)$$

Konsentrasjonsøkningen er $C(r,t) - C_0$.

For kilder av en viss utstrekning vil uttrykkene selvsagt bare gjelde for avstander noe større enn kildens utstrekning.

I virkeligheten har man sjelden like stor spredning i alle retninger, den er som regel størst langs aktuell strømretning, slik at "skyen" av stoff får en avlang form. For en enkelt kilde kan teorien likevel brukes, dersom vi definerer en ekvivalent radius r som

$$r = \sqrt{\frac{A}{\pi}} \quad (22)$$

hvor A = det areal som har konsentrasjoner større enn $C(r,t)$.

Hvis flere skip ligger litt spredt, kan en for avstander mye større enn avstanden mellom skipene se dem som én kilde. Helt inntil hvert av skipene kan en betrakte bare bidraget fra det ene skipet. For avstander i samme størrelsesorden som avstanden mellom skipene må konsentrasjonsbidraget fra hvert skip adderes, og da må en kjenne spredningsmønsteret mer detaljert for ikke-radiell spredning. En vil selvsagt likevel få et visst inntrykk av størrelsesorden ved å anta radiell spredning.

Det disse uttrykkene kan brukes til, er å fastslå omtrent i hvor stort område en kan vente å finne konsentrasjonsøkning over en viss grense. Beregningene må ikke brukes til å anslå konsentrasjonsøkning i et bestemt punkt. I så fall måtte man se på strømmene i området og skille mellom forskjellige retninger fra kilden.

For å bestemme r (eller A) for en gitt konsentrasjonsøkning $\Delta c = C - C_0$ etter en viss tid t , kan ligning (19) løses direkte. Ligning (20) må løses med hensyn på r ved hjelp av følgende iterasjonsformel.

$$r = r - \frac{k \cdot r - e^{-r/Pt}}{k + \frac{e^{-r/Pt}}{Pt}} \quad (23)$$

$$\text{hvor } k = \frac{2\pi H P \Delta c}{m}$$

Iterasjonen startes med verdien $r = 0$.

P-verdien kan bestemmes ut fra ligning (19) ved spredningsforsøk med strømkors eller ved tilsetning av sporstoff (tracere) til vannmassene.

Joseph og Sendner (1958) anslår P til ca. 1 cm/s i åpent hav ut fra spredningsforsøk. P vil imidlertid ikke være noen konstant, bl.a. vil den variere med hvor kraftig de uordnede bevegelsene i vannmassen er.

Kullenberg (1968) har gjort en rekke spredningsforsøk med tracere i forskjellige fjorder og mer innelukkede områder og funnet P-verdier som varierer mellom 0.02 og 0.4 cm/s.

Som nevnt foran vil en kombinasjon av vertikaldifusjon og vertikale hastighetsgradienter gi horisontalspredning i tillegg til den egentlige horisontaldifusjonen, dersom konsentrasjonen også varierer vertikalt. Kullenberg målte også hastigheten i vannet på forskjellige dyp i løpet av spredningsforsøkene, og fant at P med god nøyaktighet kunne uttrykkes:

$$P = P_0 + k \cdot H_0 \frac{dU}{dz} \quad (24)$$

hvor $P_0 = 0.014$ cm/s

$k = 0.011$

H_0 = vertikalutbredelse av traceren

$$\frac{dU}{dz} = \sqrt{\left(\frac{dU}{dz}\right)_x^2 + \left(\frac{dU}{dz}\right)_y^2} = \text{uttrykk for hastighetsvariasjon med dypet.}$$

I Kullenbergs forsøk varierer H_0 mellom 40 og 300 cm, og $\frac{dU}{dz}$ ligger i området 0.02-0.1 s⁻¹.

Målingene er gjort i dyp varierende fra 10 ned til 25 m, strømhastighetene var ca. 10 cm/s.

NIVA (1974b) har gjort spredningsforsøk i indre Oslofjord, utenfor Slemmestad, på ca. 20-25 meters dyp. Med en tykkelse $H_0 = 2$ m var P-verdien 0.02 cm/s i en vindstille situasjon med bare små tidevannsbevegelser, og ca. 0.05 cm/s ved reststrøm 1 cm/s i tillegg til

tidevannsstrømmen. Hastighetsgradient ble ikke målt, men som størrelsesorden stemmer P-verdien bra med Kullenbergs verdier. Ligning (24) gir ved innsetning $\frac{dU}{dz} = 0.003$ og 0.02 s - altså endel lavere enn Kullenbergs tall. Dette er kvalitativt i overensstemmelse med de lavere strømshastighetene.

Gade (1967) har målt spredningen i overflatelaget i indre Oslofjord med strømkors, og fant P-verdier som varierte mellom 0.03 og 0.28 med gjennomsnitt ca. 0.12. H_0 og $\frac{dU}{dz}$ er her ikke kjent, men man må gå ut fra at strømkorsene har ligget i omtrent samme dyp, slik at H_0 er under 1 meter.

Hvilken verdi som i et gitt tilfelle kan brukes for spredning av kopper fra skip, kan egentlig bare avgjøres av målinger. P-verdiene vil avhenge av lokale strømforhold. Dessuten vil P-verdien være forskjellig for spredning fra skipssidene, fordelt over ca. 10 meters dybde, og fra skipsbunnen, konsentrert rundt et bestemt dyp.

Ut fra de refererte måleresultatene synes det imidlertid som om vi ved å anta $P = 0.02 - 0.1$ cm/s kan få et grovt orienterende overslag over spredning i nærsonen.

Som eksempel skal vi se på et skip på 250 000 tdw, med ca. 20 000 m² neddykket areal, total kopperavgivelse kan anslås til 2 kg Cu/døgn. Ca. 2/3 av dette, 1.3 kg Cu/døgn, avgis konsentrert rundt bunndybden, mens resten, ca. 0.7 kg Cu/døgn, avgis spredt fra 0 til 10-12 meters dyp.

I tabell 4 er vist utbredelsen av en konsentrasjonsøkning på 10 og 100 µg/l som funksjon av tid, med P-verdier 0.02 og 0.1 cm/s, når man bare betrakter avgivelsen fra bunnen. Iterasjonsformelen (23) er benyttet for beregning av radius, $A = \pi r^2$. Det antas svak vertikaldiffusjon, slik at avgitt stoff holder seg innenfor et tynt lag, tykkelsen settes skjønnsmessig til 1 meter.

Tabell 4. Teoretisk utbredelse av gitte økninger i kopperkonsentrasjonen rundt skipets bunndybde som funksjon av tid. Avgivelse fra ett skip på 250 000 tdw
 $m = 1.3 \text{ kg/døgn}$
 $H_0 = 1 \text{ meter (svak vertikaldiffusjon).}$

Konsentrasjons- økning Δc ($\mu\text{g/l}$)	Tid fra start av utslipp	P = 0.02 cm/s		P = 0.1 cm/s	
		Areal (km^2)	Radius (m)	Areal (km^2)	Radius (m)
10	1 døgn	0.009	50	0.024	90
	1 uke	0.14	210	0.099	180
	1 mnd.	0.7	480	0.15	220
	1 år	3.2	1020	0.175	235
	∞	4.5	1200	0.18	240
100	1 døgn	0.002	25	0.001	19
	1 uke	0.014	70	0.0015	23
	1 mnd.	0.03	100	0.00175	23.6
	1 år	0.045	120	0.00178	23.9
	∞	0.045	120	0.0018	24

For $\Delta c = 10 \mu\text{g/l}$ oppnås likevekt etter 1 mnd. - 1 år, avhengig av P, og en kan få kritiske konsentrasjoner i avstander på 200-1000 meter ved radiell spredning, eller over et areal 0.2-4 km^2 . Dette vil bare gjelde i et tynt sjikt omkring bunndybden, ellers vil altså konsentrasjonene være mye lavere.

I tabell 5 er utbredelse ved likevekt for konsentrasjonsøkning over 10 $\mu\text{g/l}$ beregnet av ligning (21), både for avgivelse fra bunn og sider betraktet hver for seg, og dersom vi antar sterk vertikalblanding fra 0 til ca. 10 meter, slik at bunn og sider kan sees som en felles kilde.

Tabell 5. Teoretisk utbredelse av konsentrasjonsøkning $\Delta c = 10 \mu\text{g/l}$ i likevektsituasjon ved avgivelse fra ett skip på 250 000 t dw

Hydrografisk situasjon	Kilde	P = 0.02 cm/s		P = 0.1 cm/s	
		Areal (km^2)	Radius (m)	Areal (km^2)	Radius (m)
Svak vertikal- diffusjon	Avgivelse fra bunn 1.3 kg Cu/døgn $H_0 = 1$ meter	4.5	1200	0.18	240
	Avgivelse fra sidene 0.7 kg Cu/døgn $H_0 = 10$ meter	0.01	60	0.0005	12
Sterk vertikal- diffusjon	Avgivelse totalt 2.0 kg Cu/døgn $H_0 = 10$ meter	0.10	180	0.004	37

Av de siste tabeller sees at utbredelsen av kritiske verdier på Δc er svært avhengig av hvilken P-verdi som gjelder. Det er også svært avgjørende om man kan anta sterk eller svak vertikaldiffusjon i de øvre lag i vannmassene, selv ved samme P-verdi. I virkeligheten vil dessuten svak vertikaldiffusjon i følge Kullenberg henge sammen med lavere P-verdier. Stort sett ser det ut til at en bare vil kunne få kritisk økning i konsentrasjonene i avstander på ca. 100-200 meter fra skipet, dersom det er noenlunde god vannutskiftning i området som helhet. For lave P-verdier og svak vertikaldiffusjon kan en få kritiske konsentrasjonsendringer i avstander av størrelsesorden noen km fra skipet, men da bare i et tynt sjikt på ca. 1 meter rundt skipets bunn-
dybde.

Hvis flere skip ligger tett ved hverandre, vil resultatene forskyves mot større spredning. Generelt vil radien være proporsjonal med avgitt mengde kopper ved teoretisk likevekt.

5.3.3.4.3 Spredning langt fra utslippet

Joseph og Sendners teori gjelder bare spredningen i nærheten rundt utslipp i en fjord. For avstander som nærmer seg fjordens dimensjoner, vil den ikke lenger være gyldig. Da kommer de ytre geografiske begrensningene inn, og den videre spredning vil skje parallelt med kystlinjene og gjennom sund og åpninger. Hvis fjorden har en lengdeakse, vil spredningen skje langs denne, og det er naturlig å gå over til en éndimensjonal spredningsmodell.

$$m = -DBH \frac{\partial c}{\partial x} \quad (25)$$

hvor m = avgivelse pr. tidsenhet

D = diffusjonskoeffisient

B = bredde

H = dybde

$\frac{\partial c}{\partial x}$ = konsentrasjonsgradient i x -retning

D kan eventuelt fastslås på grunnlag av konsentrasjonsmålinger av et stoff hvor utslippsmengde er kjent, f.eks. et tracerforsøk analogt med bestemmelsen av P . Slike forsøk vil få en stor skala, og er kostbare å gjennomføre.

I praksis vil en måtte bruke naturlige tracere, men det er da ofte unødvendig å gå veien om diffusjonskoeffisienter, kfr. avsnitt 5.3.3.3.

Imidlertid kan man også forsøke å anslå størrelsesorden på D ut fra gitte P -verdier. Sammenligner vi ligning (16) med (17), ser vi at det er naturlig å sette

$$D = P \cdot r \quad (26)$$

for spredning i en dimensjon. Det er naturlig å anta at de største hvirvlene i en fjord av bredde B omtrent tilsvarer de som er aktive i åpent område for spredning av en flekk med diameter B . For radiell spredning ville vi derfor sette

$$D = \frac{P \cdot B}{2} \quad (27)$$

I virkeligheten vil horisontalspredningen være ulik i forskjellige retninger, med størst utbredelse langs aktuell strømreretning. For en fjord vil strømreretningene i middel falle sammen med retningen på lengdeaksen. For spredning i en ellipse med halvaksler a og b langs x- og y-retning og ekvivalentradius $r = \sqrt{ab}$, er det naturlig å sette spredningen i x-retning til $P \cdot a = P \cdot r \cdot \sqrt{a/b}$. Forholdet mellom store og lille halvakse er funnet å være rundt 3 både av Gade (1967) og Kullenberg (1972). Vi setter derfor

$$D = \frac{\sqrt{3}}{2} \cdot P \cdot B \approx 0.85 \cdot P \cdot B \quad (28)$$

Uttrykket over er ikke noen ligning til nøyaktig bestemmelse av D, selv med gode målinger av P, men bare et uttrykk for den størrelsesorden D må antas å ha. Dersom B ikke varierer alt for mye langs fjorden, kan vi derfor sette $B = \text{konstant} = \text{gjennomsnittlig bredde}$.

Ved å sette inn uttrykket for D i ligning (25) og integrere langs lengdeaksen, får vi en konsentrasjonsøkning

$$\Delta c = C - C_0 = \frac{m \cdot L}{0.85 P \cdot B^2 \cdot H} \quad (29)$$

hvor C_0 = kons. i upåvirkede vannmasser utenfor.

L = fjordens lengde inn til utslippet

C = maksimalkonsentrasjon i fjorden, utenom nærsonen.

Ved flere utslipp; m_1, L_1, m_2, L_2 etc. må konsentrasjonsbidraget fra hvert utslipp adderes.

Nedenfor er beregnet forholdet L/B som funksjon av B for et skip på 250 000 tdw, når vi antar at avgitt mengde fordeles fra 0 til 10 meter og krever at konsentrasjonsøkningen skal være mindre enn 10 ug/l.

Tabell 6. Overslag over kritisk lengde/bredde-forhold for fjorder med skip i opplag, ved horisontaldiffusjon langs en akse.
Regneeksempel, et skip, 250 000 t dw.
 $m = 2 \text{ kg/døgn}$
 $H = 10 \text{ meter (tilsv. bunndybde)}$
 $L = \text{avstand fra skipsopplagssted til fjordmunning.}$

B (m)	L/B	
	ved $P=0.02 \text{ cm/s}$	ved $P=0.1 \text{ cm/s}$
100	0.12	0.6
1 000	1.2	6
10 000	12	60

En ser at det ikke alltid skal svært store L/B-forhold til før en risikerer å få kritiske verdier på Δc ved vanlige verdier på P og B.

Nå har Kullenberg vist at P øker med økende hastighetsgradienter og med økende tykkelse av det lag transporten skjer i. Dette er ikke tatt hensyn til, i så fall måtte man kjenne hastighetsfeltet detaljert. Avhengigheten av H_0 kan være vesentlig, med en økning av tykkelsen til $H_0 = 10 \text{ meter}$, ville Kullenbergs P-verdier øke med rundt 0.5 cm/s , og kunne komme opp mot 1 cm/s , i overensstemmelse med Joseph og Sendners verdi. Gade (1967) har funnet at diffusjonskoeffisienter for overflatelaget i indre Oslofjord beregnet ut fra fosfatmålinger (naturlig tracer) lå ca. 10 ganger over det strømkorsmålingene skulle tilsi. Dette stemmer kvalitativt med Kullenbergs uttrykk, idet fosfatet transporteres ut fordelt i hele overflatelaget, ca. 10 meter dypt. Det er derfor mulig at tallene i tabell 6 er vesentlig for lave. De reelle verdiene vil avhenge av hvor sterk vertikaldiffusjonen er. Fordi P-verdien kan variere fra fjord til fjord, må resultater av slike beregninger ikke brukes til å sammenligne forskjellige fjorder uten videre, dersom P ikke er fastslått ved målinger. Ved å anta realistisk P-verdi kan en få et begrep om nødvendig L/B-forhold, som i tabell 6, men

resultatene gir bare sannsynlig størrelsesorden.

Tallene antyder i alle fall at man kan få konsentrasjonsøkning over en kritisk verdi 10 µg Cu/l ved opplag av store båter langt inn i forholdsvis trange fjorder hvor det er lite ferskvannsgjennomstrømming, og hvor utskiftningen domineres av turbulente, uordnede bevegelser.

5.4 Drøfting av metodene

Den sikreste og enkleste av metodene er å foreta konsentrasjonsmålinger direkte i vannmassene, som angitt i avsnitt 5.2, men dette kan bare gjøres der det alt ligger båter i opplag. Aktuelle stoffer for analyse er kopper og tinn fra bunnstoff, sink fra rustbeskyttende primer. For tinn finnes ikke tilfredsstillende analysemetoder, og en må istedet utføre beregninger basert på forhold mellom utlekningshastigheter av kopper og tinn i de benyttede malinger.

Et alternativ for overvåkningsformål er analyser på fastsittende organismer (grisetang), eller andre testorganismer.

Dersom man i tillegg til å måle konsentrasjonene også kan anslå giftavgivelsen for en gitt samling av skip, enten som angitt i avsnitt 5.3.1 eller ut fra mer detaljerte opplysninger, vil en kunne vurdere områdets kapasitet mer generelt m.h.t. hvor mange skip som kan legges i opplag. På lengre sikt kan dette brukes til å regulere bruken av de forskjellige opplagsplasser. Hvis giftavgivelsen beregnes som i avsnitt 5.3.1, må man regne med en usikkerhet på \pm 50%.

Ved indirekte konsentrasjonsbestemmelser der vannutskiftningen anslås separat, vil en ytterligere usikkerhet komme inn i resultatet. I noen tilfeller kan vannutskiftningen være godt kartlagt i tidligere undersøkelser av et område. Ellers kan man ikke regne med å kunne oppnå mer enn å anslå størrelsesorden på vannutskiftningen, dersom man ikke utfører et måleprogram av et visst omfang.

De metoder for å bestemme vannutskiftning som er behandlet i avsnitt 5.3.3, og som bygger på svært enkle eller ingen målinger i vannmassene, må brukes med forsiktighet. En må ta hensyn til de forbehold og begrens-

ninger som gjelder de enkelte metodene. Dersom flere av metodene kan benyttes for samme område, slik at man får flere anslag for nedre grense på vannutskiftningen, kan den høyeste verdien benyttes. Man må imidlertid ikke summere beregnet vannutskiftning fra forskjellige metoder, fordi de delvis omfatter de samme prosesser og ikke er uavhengige. For eksempel vil virkningen av tidevannet avta når ferskvannstilførselen øker.

Bestemmelser ved hjelp av ferskvannstilførsel og sporstoffer kan gi nokså nøyaktig resultat, men det krever gode data av forholdsvis stort omfang. Generelt må man ta hensyn til at resultatene er usikre. For å kunne si med stor sikkerhet at en ikke vil få virkninger i et område, bør man ha god margin. De beregnede konsentrasjonsøkninger bør ligge godt under kritisk verdi.

Hvis resultatene ligger omkring eller over den kritiske verdien, kan en ikke utelukke negative virkninger uten en nærmere undersøkelse. Dersom man oppnår resultater omkring kritiske verdier, vil eventuelle negative virkninger sannsynligvis være nokså svake.

Fordi metodene stort sett er beregnet på å gi en omtrentlig nedre grense for vannutskiftningen og ikke omfatter alle utskiftningsprosesser, kan de vanskelig brukes som beslutningsgrunnlag for å nekte opplag, unntatt i ekstreme tilfeller.

De teoretiske beregninger vil først og fremst ha verdi for å skille fra hverandre situasjoner hvor man nokså sikkert kan se bort fra negative miljøpåvirkninger, og situasjoner hvor nærmere undersøkelser er påkrevet. Derved vil de også kunne brukes til å fastslå hvor stort opplag en gitt fjord nokså sikkert kan tåle. Anvendt på eksisterende opplag kan metodene brukes for å anslå det mulige omfang av problemet, og for å prioritere forskjellige områder m.h.t. hvor målinger skal gjøres.

Uansett hva slags metoder som brukes, må forurensningen fra skipene vurderes i forhold til andre kilder. Dersom et område generelt er sterkt påvirket av forurensninger ellers, vil en kanskje kunne tåle større bidrag fra skipene enn i upåvirkede vannmasser hvor man har

ømfindtlige organismesamfunn.

6. EN OVERSLAGSBEREGNING FOR EKSISTERENDE OPPLAGSPLASSER

En teoretisk vurdering av eksisterende opplagsplasser i Norge etter retningslinjene fra avsnitt 5.3, kan ikke gjøres innen rammen for dette arbeidet. I det følgende presenteres en helt summarisk overslagsberegning for å gi et visst inntrykk av problemet.

I følge Norges Handels og Sjøfarts Tidende for 3. mars 1976 var det da registrert ca. 100 norske skip i opplag rundt om i Norge. Dette utgjør ca. 12,5 mill. tdw eller ca. 30% av den norske handelsflåte.

For hvert skip er tonnasje og opplagshavn oppgitt, og en kan derfor anslå total giftavgivelse pr. tidsenhet for hver opplagshavn, som angitt i avsnitt 5.2.1, når det antas at alle skip har rent kopperholdig bunnstoff med spesifikk avgivelseshastighet $10 \mu\text{g Cu/cm}^2 \text{ døgn}$. Hvis vi ut fra avsnitt 3.1 setter en øvre grense på $10 \mu\text{g Cu/l}$ for økning av kopperkonsentrasjonen i vannmassene, kan den nødvendige vannutskifting i området beregnes. Ut fra opplysningene i avsnitt 4.1 kan avgitt koppermengde pr. tidsenhet omregnes til mengde kommunal kloakk, målt som antall personer. En kan derved få et inntrykk av den befolkningskonsentrasjon en gitt samling skip tilsvarer med hensyn til kopperutslipp.

I tabell 7 er resultatene sammenstilt. Totalt neddykket areal er beregnet iflg. ligning 2, og kopperavgivelsen ut fra dette arealet. Antall personer kommunal kloakk er beregnet både for urensset og for kjemisk rensset avløpsvann.

Tallene i de fire siste kolonner er bare grove overslagstall, men skulle gi riktig størrelsesorden.

Den vannutskifting som kreves, varierer mellom 0.1 og $11 \text{ m}^3/\text{s}$.

Tabell 7 Overslag over samlet kopperavgivelse, nødvendig vannutskifting og ekvivalent mengde kommunalt avløp for skipsopplag innen hvert havnedistrikt pr. 3.3.1976.

Opplagssted (Havnedistrikt)	Antall skip	Total tonnasje (t dw)	Totalt neddykket areal A_{tct} (m ²)	Mengde avgitt kopper ca. (kg Cu/døgn)	Nødvendig vannutskifting ca. (m ³ /s)	Tilsvarende mengde kommunalt kloakkvann (ca. antall personer)	
						urenset	kjemisk renset
Arendal	8	695 800	79 000	8.0	9.2	105 000	530 000
Askøy	2	450 000	37 300	3.7	4.3	49 000	250 000
Bergen	2	83 200	13 000	1.3	1.5	17 000	87 000
Bokn	2	437 800	36 600	3.7	4.2	48 000	240 000
Børvågen	3	35 200	37 400	3.7	4.3	49 000	750 000
Børvågen, Karmøy	1	138 600	13 900	1.4	1.6	18 000	90 000
Dolviken, Bergen	2	123 600	16 700	1.7	1.9	22 000	110 000
Eidsvik	3	790 000	61 300	6.1	7.1	81 000	410 000
Eydehamn	1	133 600	13 600	1.4	1.6	18 000	90 000
Farsund	4	163 700	24 500	2.4	2.8	32 000	160 000
Finnøy	1	135 900	13 700	1.4	1.6	18 000	90 000
Flekkefjord	2	253 050	23 400	2.3	2.7	31 000	160 000
Fosenøy	5	580 000	62 400	6.2	7.2	82 000	420 000
Fosnavåg	1	1 450	880	0.08	0.10	1 200	6 000
Fredrikstad	1	132 250	13 500	1.4	1.6	18 000	90 000
Grimstad	1	44 200	6 900	0.7	0.8	9 000	46 000
Haugesund	1	275 000	21 000	2.1	2.4	27 000	140 000
Holmestrand	7	739 000	78 000	7.8	9.0	100 000	520 000
Husnes	2	145 400	19 000	1.9	2.2	25 000	130 000
Husøy/Stord	1	231 000	19 000	1.9	2.2	25 000	130 000
Høylen	1	52 300	7 700	0.8	0.9	10 000	51 000
v/Kårstø	4	820 000	69 000	6.9	8.0	90 000	460 000
Lillesand	3	209 650	27 000	2.7	3.1	35 000	180 000
Melsonvik	5	153 000	28 000	2.8	3.2	36 000	180 000
Misund/Molde	1	285 000	21 500	2.1	2.5	28 000	140 000
Molde	1	223 500	19 000	1.9	2.1	24 000	120 000
Mossesundet	4	878 000	72 000	7.2	8.3	95 000	480 000
Onarheim	2	505 000	40 000	4.0	4.6	52 000	270 000
Oslo	1	800	620	0.06	0.07	800	4 000
Sandefjord	9	885 000	95 000	9.5	11.0	125 000	630 000
Sandnes	1	1 615	900	0.09	0.1	1 200	6 300
Stavanger	1	131 700	13 500	1.3	1.6	18 000	90 000
Steinsøy	2	ca 347 000	31 500	3.1	3.6	41 000	210 000
Tysnes	4	670 000	61 000	6.1	7.1	80 000	410 000
Varøy	3	600 000	51 000	5.1	5.9	67 000	340 000
Vrengen	6	78 300	19 000	1.9	2.2	25 000	130 000
Ålesund	4	815 000	69 000	6.9	7.9	90 000	460 000

Ut fra avsnitt 5.3.3 kan en anslå hvilke krav som må stilles til et område, under forskjellige antagelser om hvilke vannutskiftningsprosesser som er dominerende. I tabell 8 er de forskjellige opplagshavnerfordelt etter størrelse på kopperavgivelsen. Det er beregnet hvor stort nedbørareal som kreves dersom ferskvannstilførsel er dominerende, hvor stort areal på fjorden som kreves hvis vannutskiftningen er 10% av tidevannsprismet, og hvor stort lengde/breddeforhold som kan tillates for fjorder med diffusiv utskiftning etter ligning (29). Tallene er selvfølgelig usikre og gjelder bare for bestemte forutsetninger, spesifisert i tabellen, men de antyder hvilke krav som må stilles for at man skal holde seg under konsentrasjonsøkninger på ca. 10 µg Cu/l.

De anslåtte verdiene synes å vise at det stort sett bare kan bli tale om lokale effekter innenfor begrensede områder. Imidlertid må det fremholdes at det ligger relativt stor usikkerhet i beregningen, og anslått vannutskiftning bør derfor være endel større enn den kritiske for at man skal kunne være sikker.

De verdier som er beregnet, må bare betraktes som foreløpig orienterende størrelser og vil ikke alltid kunne brukes som utgangspunkt for mer detaljerte vurderinger av hver enkelt opplagshavn. Dette henger sammen med at en opplagshavn tilsvarer et havnedistrikt - innenfor dette distrikt kan båtene ligge spredt, eller samlet i en eller flere klynger, f.eks. i flere mindre fjorder. For mer detaljerte vurderinger må posisjonen for hver enkelt båt trekkes inn.

Sammenligner vi kopperutslipp fra skipene med kommunal kloakk, ser vi at de skip som ligger innenfor et havnedistrikt, tilsvarer vanlige, men etter norske forhold relativt store befolkningskonsentrasjoner, med liten eller ingen rensning av avløpsvannet. Vanlige verdier ligger i området 20-100 000 personer. Problemet med kopperforurensning fra skip skulle derfor i og for seg ikke være større enn de en har fra utslipp ellers.

Imidlertid vil skip i opplag kunne ligge i ellers upåvirkede områder, mens områder med kommunal kloakk også mottar en rekke andre forurensningskomponenter, som vil kunne kamuflere eventuelle virkninger av

Tabell 8. KRITISKE VERDIER PÅ STYRENDE PARAMETRE VED ULIKE FORMER FOR VANNUTSKIFTNING, STATISTISK FREMSTILLING FOR EKSI-STERENDE OPPLAG.

Antall opplags- havner	Kopperavgivelse, anslått kg/døgn kg/døgn	Ferskvann uten sjø- vannsinnblanding. <u>Nødv. nedbørsareal</u> ved avrenning 40 l/skm^2 (km^2)	Vannutskiftning = 10% av tidevannsprisme. <u>Nødv. fjordareal</u> ved $\Delta h = 0,3$ meter (km^2)	Diffusjon iflg. ligning (29) <u>Største tillatte lengde/bredde-</u> <u>forhold</u> som funksjon av bredde B ved $P=0,05$ cm/s og $H=10$ meter L = avstand fra skip til fjord- munning L/B_{max}		
				B=100 meter	B=1000 m	B=10 000 m
10	5 - 10	140 - 290	9 - 18	0,07-0,04	0,7-0,4	7-4
11	2 - 5	60 - 140	3,5 - 9	0,18-0,07	1,8-0,7	18-7
11	1 - 2	30 - 60	1,7 - 3,5	0,36-0,18	3,6-1,8	36-18
5	0,06 - 1	2 - 30	0,1 - 1,7	6 -0,36	60-3,6	600-36

kopperet. Husholdningskloakk vil også medvirke til adsorpsjon eller chelatering av kopperet (Wilber, 1971). Dette gjør at en kanskje bør vie problemet med skipsopplag spesiell oppmerksomhet i forhold til kopper/tinn-utslipp fra andre kilder.

7. FORELØPIG VURDERING AV FAREN FOR GIFTVIRKNINGER

Både Cu-ioner og organiske tinnforbindelser er giftige for laverestående marine organismer ved forholdsvis lave konsentrasjoner i vannmassene. Imidlertid ser det ut til at det marine miljø delvis kan uskadeliggjøre de giftige komponentene ved å omdanne dem til mindre giftige forbindelser. Dette er det forsøkt tatt hensyn til ved fastsetting av grenseverdier for kopper i vannmassene. For tinn har en ikke kommet frem til en tilsvarende grenseverdi.

For de opplagssteder som finnes i Norge i dag, er det i følge avsnitt 6 ikke store verdier på vannutskiftningen som kreves for å holde økningen i konsentrasjonene av kopper i vannmassene under en kritisk verdi på 10 µg Cu/l.

I et område rundt skipene må man selvfølgelig alltid regne med konsentrasjoner over kritisk verdi, uansett hvor skipene legges, men noen alminnelige miljøpåvirkninger på vannmassene i større fjordsystemer vil neppe forekomme. Imidlertid vil en kunne få slike virkninger i små innestengte fjorder med dårlig vannutskiftning. Eventuelle virkninger (veksthemming, unnvikelsesreaksjoner, overdødelighet) vil være rent lokale og sannsynligvis forholdsvis svake. Verdier langt over kritisk verdi vil en antagelig bare finne helt inntil skipene.

Stort sett vil det være snakk om virkning på følsomme organismer, og virkningene vil derfor antagelig være mer merkbare jo mindre påvirket området er av andre utslipp.

Virkningen av eventuell akkumulering i sedimentene er vanskeligere å vurdere, her bør det sannsynligvis gjøres praktiske undersøkelser eller videre anstrengelser for å finne relevant litteratur.

I den forbindelse bør skipsverft og andre steder hvor bunnstoffer reaktiveres eller påføres, vies spesiell oppmerksomhet. På slike steder vil en kunne få direkte sedimentering av malingpartikler i tillegg til utfelling av det som oppløses i vannmassene, og akkumuleringen i sedimentene vil kunne bli spesielt stor. En vil også kunne ha mer konsentrerte utslipp i tid.

Kopper har relativt lav giftvirkning på de fleste varmblodige dyr, og det er neppe noen fare for kopperforgiftning av mennesker ved bruk av fisk og skalldyr som føde. Overvåkning i så måte kan bare tenkes å være aktuelt i umiddelbar nærhet av større båtopplag i innelukkede farvann.

Virkningen av organisk tinn er generelt mindre kartlagt enn for kopper og er en større potensiell fare for mennesker, men det foreligger ikke noe som positivt tyder på at organisk tinn brukt i bunnstoffer, er mer skadelig enn kopper. Problemet bør vurderes videre ettersom en får resultater av den forskning som for tiden foregår på dette feltet.

8. VIDERE UNDERSØKELSER

En videreføring av dette arbeidet kan skje parallelt etter to linjer.

1. Fortsatt oppfølging av litteraturen for å komplettere den teoretiske bakgrunnskunnskap, konsentrert om følgende uklare felter:
 - Virkning av organisk tinn generelt.
 - Virkning av akkumulering i sedimentene.
 - Kombinasjonseffekter av forskjellige stoffer, f.eks. kopper og sink, og kvikksølv og organisk tinn.
 - Eventuelle registrerte effekter nær opplagsplasser
2. Mer detaljert undersøkelse av enkelte opplagsplasser ut fra nåværende bakgrunnskunnskap.
 - Nærmere kartlegging av eksisterende opplag. Ut fra kvantitative vurderinger av topografi (områdets størrelse, antall åpninger, eventuelle terskler etc.) og teoretiske beregninger som angitt i avsnitt 5.3, velges de områder som synes å være mest kritiske.

Det bør undersøkes om det finnes data fra tidligere undersøkelser av områdene.

- Et innledende måleprogram gjennomføres for de mest kritiske stedene. Målinger må gjøres på flere steder i vannmassen, men evt. bare for ett tidspunkt. Utypiske hydrografiske situasjoner bør unngås.
- Metallinnhold i alger som grisetang og blæretang, kan brukes som indikator på gjennomsnittsførhold.
- Ut fra de innledende målinger vurderes behovet for å gå videre med mer omfattende målinger på de forskjellige stedene, for å skaffe et bedre statistisk bilde av konsentrasjonsvariasjoner. Mulighet og ønskelighet av vekstforsøk med testorganismer på utvalgte steder vurderes.

Målingene kan også gi en indikasjon på hvor brukbare de teoretiske vurderinger er, og i hvor stor grad man bør stole på konklusjoner ut fra dem.

9. KONKLUSJON

Det arbeid som er gjort, gir ikke noe sikkert grunnlag for å trekke konklusjoner, men det synes generelt sett ikke som om giftavgivelse fra skip i opplag er noe alvorlig forurensningsproblem. En vil kunne få konsentrasjoner med mulige negative virkninger på marint liv i avstengte små fjorder, og for øvrig like ved skipene, men ikke i større fjordområder. Ved å velge opplagsplassene hensiktsmessig skulle det være mulig å gardere seg forholdsvis godt mot giftvirkninger i vannmassene. Ved valg av opplagsplasser bør man generelt ta hensyn til følgende faktorer:

Vannutskiftningen og dermed også opplagskapasiteten øker generelt med områdets størrelse.

Hvis dypvannet er avstengt av terskler, kan dette virke begrensende på vannutskiftningen også i overflatelaget. Dessuten vil kopperet kunne transporteres ned i dypvannet bundet til partikler, og utskiftningshastigheten i dypvannet har derfor betydning for akkumulering i vannmassene, og spesielt i sedimentene.

Åpninger på flere kanter med mulighet for gjennomstrømming kan øke vannutskiftningen betraktelig i forhold til om det bare er én åpning mot havet.

Mer kvantitativt kan en bruke ferskvannstilførsel, tidevannsprisme og lengde/breddeforhold til å vurdere opplagskapasitet, slik som angitt i avsnitt 5.3.3.

Videre undersøkelser, som innbefatter konsentrasjonsmålinger i vann, tang og eventuelt sedimenter, må utføres dersom man skal få et sikrere grunnlag for en styring av båtøpplag ut fra forurensningsmessige kriterier.

Videre oppfølging av litteraturen er aktuelle innenfor en del temaer.

LITTERATURLISTE

Banfield, T.A., 1974:

Paint technology in the marine environment, part 2.
Paint Manufacture, June 1974.

Bewers, Macaulay and Sundby, 1974:

Trace Metals in the Waters of the Gulf of St. Lawrence.
Can. J. Earth Sci., 11, 939-950 (1974).

Bryan, G.W., 1971:

The effects of heavy metals (other than mercury) on marine and estuarine organisms. Roy. Soc.Lond. B.177, 389-410 (1971).

Engelhart, J.E., 1975:

A review of Toxicology and Environmental Impact of Organotin Antifoulants.
Foredrag ved "Fifteenth annual marine coating conference of the National Paint and Coatings association." Feb.7.1975.

Erikson, Lackie og Maloney (1970):

A screening technique for estimating copper toxicity to estuarine phytoplankton. Journal of Water Poll. Contr. Fed. Aug. 70
Vol.42, No 8, Part 2.

Gade, H.G., 1967:

Oslofjorden og dens forurensningsproblemer, 1. Delrapport 2. Hydrografi. Oslofjordprosjektet - Norsk Institutt for Vannforskning.

Guldhaw, H., 1974:

Antifouling - de nyeste teorier for bekjempelse av begroing.
Skipsteknikk nr. 10 - 1974.

Haug A., Melsom S., Omang S., (1974):

Problematisk å analysere tungmetaller i fjorder.
Kjemi 1/1974.

Tungmetallforurensninger i Trondheimsfjorden og Hardangerfjorden undersøkt ved analyser av grisetang. Kjemi 1/1974.

Johansen og Thome, 1971:

Prøving av antigromalinger i rotortester. Färg och Lack, nr. 5-1971, s.92-101.

Joseph, J. & Sendner, H., 1958:

Über die horizontale Diffusion im Meere. Deutsche Hydrographische Zeitschrift, Band 11. Heft 2 1958.

Kullenberg, G., 1968:

Measurements of horizontal and vertical diffusion in coastal waters. Københavns universitet, Institutt for fysisk oceanografi, report nr. 3, 1968.

Kullenberg, G., 1972:

Apparent horizontal diffusion in stratified shear flow
Tellus XXIV (1972), 1.p.17-28.

NIVA (1974a):

Fjerning av tungmetaller ved kjemisk felling av kommunalt avløpsvann. Norsk Institutt for Vannforskning. 0-40/71c. Pra.2.1.
Saksbehandlere: O.F. Fredriksen og P. Balmér.

NIVA (1974b):

Undersøkelse av dyputslippsalternativer fra renseanlegg ved Slemmestad. Norsk Institutt for Vannforskning, rapport 0-185/71.
Saksbehandlere: Bjerkeng, Magnusson og Molvær.

NVE (1958):

Hydrologiske undersøkelser i Norge. Utgitt av Norges Vassdrags -og elektrisitetsvesen, Hydrologisk avd., Oslo.

Phillip, A.T., 1973:

Modern trends in marine antifouling paints research. Progress in Organic Coatings, nr. 2 (1973/74) p. 159-192.

Piper, D.Z., 1971:

The distribution of Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni and Zn in Framvaren, a Norwegian anoxic fjord.

Piver, W.T., 1973:

Organotin Compounds: Industrial Applications and Biological Investigation. Environmental Health Perspectives, June, 1973.

Preston, Jefferies, Dutton, Harvey and Steele, 1972:

British Isles Coastal Waters: The concentration of Selected Heavy Metals in Sea water, Suspended Matter and Biological Indicators - A pilot Survey. Environ. Pollut (3) (1972) pp. 69-82.

Segram og Ekwall (1974):

Antifouling färg - bevåxningsförhindrande bottenfärg.
Modern Ytbehandling - KOY 3 - 1974.

SFT (1975):

Om mulig forurensning av skip i opplag, p.g.a. utløsning av kopperstoff innsatt i skroget (mot begroing). Notat ved Haakon Thaulow, Statens Forurensningstilsyn. HT/LL 23.7.1975.

Sheldon, A. W., 1975:

Effects of organotin Antifouling Coatings on Man and his Environment. Journal of Paint Technology, Vol.47, no.600, Jan.1975, p.54-58.

SNV (1975a):

Hälso- och miljörisiker förorsakade av skeppsbottenfärg (antifouling-färg). Rapport från studiresa i England och Nederländerna 19-23.5.1975. Statens Naturvårdsverk, Sverige. Monica Hagblom og Tore Stenstrøm.

Steeman -Nilsen, E., og Wium-Andersen, S. (1971):

The influence of Cu on Photosynthesis and Growth in Diatoms, Physiol. Plant., 24, p. 480-484. 1971.

Syversen, K., (1972):

Er kopper giftig? Teknisk ukeblad nr. 48/1972.

Warren, C.E., (1971):

Biology and Water Pollution Control. W.B. Saunders Company.

Wilber, C.G., (1971):

The Biological Aspects of Water Pollution. Sec. printing.
Charles C. Thomas - Publisher.

APPENDIX

I desember 1975 deltok cand.real. Knut Kvalvågnes fra NIVA i en bunnbesiktigelse av et tankskip på oppdrag fra Veritas. Båten var på 270 000 t.d.w. og formålet ved besiktigelsen var å undersøke effektiviteten av de begroingshindrende malinger som var brukt. Bunnen var malt med moderne langtidsbunnstoff (kontakttypen) med både Cu_2O og organiske tinnforbindelser som virksomme stoffer. Sidene var påført lysegrønn maling over dette, antagelig med organiske tinnforbindelser som giftstoff.

Skipet hadde vært i vannet 8 måneder og ligget i ca. 1 døgn ved Slagentangen da det ble undersøkt. Likevel var det sterk begroing på sidene av skipet, og dette tyder på at avgivelsen fra sidene er for lav. Bunnen var ikke begrodd.

Samtidig med dykkerundersøkelsen ble det tatt noen vannprøver i varierende avstand fra skipet. Vannprøvene ble analysert med atomabsorpsjon ved Sentralinstitutt for industriell forskning (SI) og resultatene for kopper er vist i tabellen nedenfor.

Tabell 9.

Målte Cu-konsentrasjoner i vannmassene rundt tankskip 270 00 t dw. etter ca. 1 døgn liggetid, Slagentangen.

Avstand fra skipet (m) Dyp (m)	0	1	10	100
0	3.6	-	1.4	0.6
10	2.5	0.4	-	-

Konsentrasjoner i $\mu\text{g}/\text{l}$

Tinnanalysene ga ingen detekterbare konsentrasjoner.

Prøvene viser en klar gradient vekk fra skipet, og antyder bakgrunns-konsentrasjoner rundt $0,5\mu\text{g}/\text{l}$ eller lavere. På grunn av den korte liggetiden er tallene ikke representative for hva man kan vente under et lengre opplag. Strømforholdene er ikke kjent, og det har liten mening å prøve å tolke resultatene nærmere. Umiddelbart virker det unaturlig at konsentrasjonene i overflaten er høyere enn på 10 m dyp, men det kan skyldes forskjellige strømretninger forbi skipet.