

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Blindern

O - 128/71

FORURENSNINGSEFFEKTER VED UTSLIPP ELLER DUMPING AV  
AVFALL FRA TITANDIOKSYDPRODUKSJON

Saksbehandler: Cand.real. Jon Knutzen

Rapporten avsluttet: juli 1972

INNHold

	Side
FORORD	4
1. INNLEDNING	5
2. AVFALLETS SAMMENSETNING OG AKTUELLE MENGDER	6
3. VIRKNINGER PÅ FYSISKE OG KJEMISKE FORHOLD	9
3.1. Avfallets spredning og fortykning	9
3.2. Innvirkning på vannets pH og karbondioksyds partialtrykk	11
3.3. Visuell påvirkning: farge og turbiditet	14
3.4. Oksygenforbruk ved oksydasjon av toverdige jern	15
3.5. Langtidsvirkning på vann og sedimenter med hensyn til jerninnhold	16
3.5.1. Jernpartiklenes sedimenteringsegenskaper	17
3.5.2. Akkumulering av jern i vann	17
3.5.3. Akkumulering av jern i sedimenter	19
3.6. Avfallets øvrige komponenter	20
3.7. Diskusjon av kjemiske og fysiske effekter	20
4. BIOLOGISKE VIRKNINGER	23
4.1. Planteplankton - Primærproduksjon	23
4.2. Dyreplankton	27
4.3. Organismer knyttet til stranden og bunnen	29
4.4. Fisk	31
4.5. Akkumulering av jern og andre tungmetaller i organismer	35
4.6. Diskusjon av biologiske effekter	36
5. SAMMENDRAG OG KONKLUSJON	41
6. LITTERATUR	44

TABELLER

	Side
1. Prosentvis sammensetning av tynnnsyre og copperas i dumpematerialet fra Titangesellschaft, Leverkusen (Etter Kayser 1969)	6
2. Prosentvis konsentrasjon av jern og tungmetaller i dumpematerialet fra National Lead Company, Sayreville (Etter Vaccaro & al. 1972)	7

FIGURER

1. Forandringer i pH etter tilsetjing av avfallsvann i ulike konsentrasjoner i 200 cm <sup>3</sup> kar med gjennomlufting (Modifisert etter Kayser 1969)	12
2. Vekst av dinoflagellaten <i>Ceratium furca</i> i 200 cm <sup>3</sup> kar etter tilsetning av 24 timer gammelt avfallsvann i de angitte konsentrasjoner (Etter Kayser 1969)	24a
3. Vekst hos dinoflagellaten <i>Prorocentrum micans</i> i "kjemostat" med daglig tilsetning av frisk blanding av sjøvann + avfall i de angitte konsentrasjoner (Etter Kayser 1969)	26
4. Dødelighet hos 6 dager gamle larver av <i>Solea solea</i> (tunge) (Etter Kinne & Schumann 1968)	33

## FORORD

Dette litteraturstudiet er gjort på oppdrag av KRONOS TITAN A/S, Fredrikstad, (instituttets brev av 13/1-72 og svar av 1/2-72). Hensikten har vært å oppsummere i en relativt oversiktlig form de erfaringer som er gjort ved utslipp og dumping av avfall fra produksjon av titanpigment, foruten resultatene av eksperimentelle undersøkelser vedrørende avfallets virkninger på dyr og planter. Rapportens innhold bygger på så vel publisert som upublisert materiale. Sistnevnte kategori er for det meste gjort tilgjengelig fra TITANGESELLSCHAFT MBH, Leverkusen, som er et datterselskap av NATIONAL LEAD COMPANY, USA. Fremstillingen skulle så vidt mulig omfatte alle amerikanske og europeiske undersøkelser på feltet og være ajour frem til 1972. Det arbeides imidlertid stadig med problemet, og spesielt bør det nevnes at flere resultater kan ventes fra de omfattende undersøkelser som er i gang ved Biologische Anstalt Helgoland og andre forskningsinstitusjoner i Tyskland i et dumpeområde nær Helgoland. Velvillig orientering om dette arbeidet er gitt av Dr. Hermann Kayser ved Meeresstation Helgoland. Forøvrig har Dr. H.A. Cole gitt opplysninger om enkelte britiske undersøkelser.

Blindern, 20. juli 1972

Jon Knutzen

## 1. INNLEDNING

Avfallet fra titanpigmentindustri er primært karakterisert ved lav surhetsgrad (pH) og høyt innhold av sulfat og oppløst, toverdige jern. Ved utledning i resipientvannmassene fås en rekke effekter av fysisk, kjemisk og biologisk karakter: senket pH, økt karbondioksyd partialtrykk, farging av vannet, oksydasjon av toverdige til treverdige jern, et visst forbruk av vannets oksygeninnhold, utfelling av treverdige jern som hydroksyd, økt turbiditet, nedsatt sikt, sedimentering av jernhydroksydpartiklene, mulig opphoping av jern på bunnen og i sedimentene, og toksisk og/eller mekanisk påvirkning av akvatiske organismesamfunn.

Over disse fenomenene er det gjort en rekke studier. Hensikten med nærværende rapport er å gi en sammentrengt fremstilling av de resultater som hittil er oppnådd, både med henblikk på vannressursenes forvaltning og klargjøring av fremtidige forskningsoppgaver.

Det bearbejdede litteraturmaterialet er vesentlig fra amerikanske og tyske undersøkelser og omfatter tiden fra 1948, da problemet først tiltrakk seg oppmerksomhet i forbindelse med utstrakt dumping i grunne farvann i New York-bukten (utenfor New Jersey). De data som foreligger, har stor bredde i den forstand at mange sider av problemet er belyst, men undersøkelsene har til dels hatt temmelig ekstensiv karakter, og det er først gjennom den serie av grundigere anlagte arbeider som er foretatt ved Biologische Anstalt Helgoland og andre forskningsinstitusjoner i Tyskland at man har begynt å vinne dypere forståelse av hva som kan tenkes å skje ved denne type påvirkning. Fremdeles er det imidlertid mange usikkerheter som hefter ved de konklusjoner som er trukket i de enkelte undersøkelser, og det ligger i sakens natur at man vet mest om korttidseffekter under laboriebetingelser, mens det gjenstår mye for å kunne forutsi virkningene under naturlige forhold.

## 2. AVFALLETS SAMMENSETNING OG AKTUELLE MENGDER

Avløpsvannets eller dumpematerialets karakter vil bl.a. bero på sammensetningen av den titanholdige malmen, utvinningsprosessen og hvordan produksjon og utslipp styres. Selv om jernsulfat og svovelsyre er de dominerende bestanddeler, vil det følgelig være en viss variasjon med hensyn til de ulike komponentenes konsentrasjon.

De mest fullstendige opplysninger om avfallets sammensetning gjelder det som dumpes i nærheten av øya Helgoland i Nord-Tyskland. Her slippes det daglig 1800 tonn (Weichart 1969 ) av en blanding bestående av "tynnnsyre" og "copperas" ("Grünsalz") i forholdet 2.75:1. Det er gitt følgende opplysninger om disse to komponentenes sammensetning (tabell 1). Sammensetningen vil forøvrig være noe varierende også fra den enkelte fabrikk.

Tabell 1. Prosentvis sammensetning av tynnnsyre og copperas i dumpematerialet fra Titangesellschaft, Leverkusen.  
(Etter Kayser 1969).

Komponenter	Tynnnsyre	Copperas
Svovelsyre, $H_2SO_4$	14,4%	0,25%
Jernsulfat, $FeSO_4$	7,1%	ca. 50 %
Titanylsulfat, $TiOSO_4$	1,6%	0,4 %
Magnesiumsulfat, $MgSO_4$	1,59%	2,5 %
Mangansulfat, $MnSO_4$	0,08%	0,09%
Kromsulfat, $Cr_2(SO_4)_3$	0,02%	-
Vanadylsulfat, $VOSO_4$	ca. 0,07%	-
Aluminiumsulfat, $Al_2(SO_4)_3$	0,3 %	-
Vann	74,7 %	46,8 %

Hos Kinne & Schumann (1968) er jernsulfatinnholdet angitt å være noe høyere, men forskjellen er ikke vesentlig. Den endelige blandingen av tynnnsyre og copperas som dumpes angis å inneholde ca. 10% svovelsyre og ca. 14% jernsulfat (Weichart 1969, Rachor 1970). På årsbasis blir utslippet ved Helgoland i størrelsesordenen 600.000 tonn eller 85.000 tonn som jernsulfat.

Vedrørende det som dumpes utenfor kysten av New Jersey er det også litt forskjellige opplysninger. Owen (1956, upublisert manuskript) angir et årlig utslipp på ca. 1,7 millioner tonn av en blanding der jernsulfat og svovelsyre hver utgjør ca. 13%. Peschiera og Freiherr (1968) oppgir 9% jernsulfat og 9% svovelsyre for dumpematerialet fra samme fabrikk; Ketchum & Ford (1948) henholdsvis ca. 6,5% og 8,5%. Vaccaro & al. (1972) opplyser at det dumpes 8.100 tonn pr. døgn og har beregnet at det fra 1948 tilsammen er sluppet omkring 50 millioner tonn i dette området. Omregnet, med antatt jernsulfatkonsentrasjon på 10%, skulle dette bli nærmere 2 millioner tonn jern. Tabell 2 viser jerninnhold og konsentrasjonen av tungmetaller i avfallsvannet

Tabell 2. Prosentvis konsentrasjon av jern og tungmetaller i dumpemateriale fra National Lead Company, Sayreville.  
(Etter Vacca & al. 1972)

Jern,	3,25
Kobber,	$5 \cdot 10^{-5}$
Sink,	$2,5 \cdot 10^{-3}$
Bly,	$5 \cdot 10^{-4}$
Krom,	$5 \cdot 10^{-4}$
Kobolt,	$7 \cdot 10^{-4}$
Nikkel,	$4 \cdot 10^{-4}$

I Europa er det utstrakt dumping av denne typen avfall også andre steder i Nordsjøen enn ved Helgoland. Nedenstående opplysninger og tall er hentet fra en publikasjon av Weichart(1969). I Belgia ble det på denne tiden årlig fraktet ut 300.000 tonn av en blanding med 10-15% svovelsyre og 2-9% jernsulfat. Fra Tyskland sendes avfallet med lektere til Nederland, og derfra befordres nye 700.000 tonn ut i samme havområde. Her dreier det seg om ca. 20% svovelsyre og 8% jern. England har 3 fabrikker, hvorav en benytter en produksjonsmetode som bare medfører mindre utslipp (dr. H.A. Cole, personlig meddelelse). På Frankrikes nordkyst er det likeledes en titanfabrikk med utslipp av svovelsur jernsulfatløsning.

Det som kommer ut i Glåma-estualet fra den norske bedriften i bransjen, er ca. 40.000 tonn svovelsyre og vel 45.000 tonn jernsulfat i året. På grunn av utslippsanordningen fortynnes avløpsvannet vesentlig før det ledes ut i resipienten, og konsentrasjonen av svovelsyre og jernsulfat er relativt lav, ca. 0,5%. Øvrige komponenter er 0,2% magnesiumsulfat, 0,03% titandioksyd og 0,09% andre faste stoffer (NIVA 1965, upublisert manuskript).



### 3. VIRKNING PÅ FYSISKE OG KJEMISKE FORHOLD

Når spillproduktene tilføres vann, skjer det ikke bare en fortykning, men flere av komponentene vil hurtig inngå i kjemiske reaksjoner. Dermed vil bestanddelene skilles ad og spres forskjellig. De mest markante primæreffekter er senking av resipientvannets pH og oksydasjon av toverdig til treverdig jern med påfølgende utfelling av dette som hydroksyd og fargeomslag fra turkisgrønt til brunrødt. Oksydasjonen kan bevirke en viss nedsettelse av vannets oksygenspenning. Utflokking av jernhydroksyd medfører økt turbiditet og minsket lysgjennomgang. Ved den etterfølgende spredning og sedimentering kan det bli et belegg av jernhydroksyd på bunnen og nærliggende strender. På lengre sikt kan dette tenkes å lede til akkumulering av jern i bunnavsetningene og forandring av bunnens fysiske og kjemiske struktur.

#### 3.1. Avfallets spredning og fortykning

På grunn av forandringer i avfallets karakter ved kjemiske reaksjoner, er resultatene av fortykningsstudier gyldige for den opprinnelige blandingen bare i kort tid og i et relativt lite vannvolum. Dette må man være oppmerksom på ved sammenlikning av de fortykningsverdier som gjengis nedenfor ved konsentrasjoner fra gifttester. F.eks. vil hovedkomponenten jern regelmessig ikke være i samme tilstandsform øyeblikkelig etter dumping som noen timer senere. Fortykningsstudier er vanligvis gjort for å teste utslippsanordninger og fremgangsmåter ved dumping, idet man har vært interessert i å sikre en hurtigst mulig utspeing av et avfall som i hvert fall i sin opprinnelige form har klare bionegative egenskaper.

Teoretiske beregninger over fortykningsforløp er gjort av Abraham & Hilberts (1967) og av Simensen & Liseth (1967), henholdsvis for dumping i saltvann og for utslipp i Glåmaestuaret. Det sistnevnte arbeidet inneholder også resultatene av tracerforsøk for å teste hvorvidt utslippsarrangementet, som var konstruert på grunnlag av teoretiske betraktninger, virket etter hensikten. Ved modellforsøk fikk Abraham & Hilberts relativt god overensstemmelse med de teoretiske resultater, men senere feltobservasjoner i fullskala viste at teorien var mindre egnet til å beskrive det reelle forløpet på grunn av tetthetsgradienten i sjøvannet (Waterloopkundig Laboratorium, Delft 1970, upublisert manuskript).

Disse forsøkene ble utført med et skip spesialkonstruert for dumping av denne typen avfall. Fortynningsindikator var rhodamin B, som var innblandet i syren før utledningen i kjølvannet. Resultatene viste at man ved utslipp av 17-18 tonn/min og ca. 8 knops fart oppnådde minimumsfortynninger i området 1:800 - 1:2000 i en avstand av et par hundre meter etter utslippet, men også at man fikk en forsinket videre utspeing fordi syren bare spredtes langsomt ned i et lag av tyngre vann.

Ved tilsvarende forsøk i dumpeområdet utenfor New Jersey (New York Bight) ble jernmengden benyttet som fortynningsparameter. Også her ble dumping foretatt i kjølvannet på en spesialkonstruert lekter; 2-5 meter under vann og i ca. 6 knops fart (Ketchum & Ford 1948, upublisert manuskript, sammendrag hos Redfield & Walford 1951). Pr. minutt ble det her sluppet ut 15-20 tonn. De registrerte fortynningene var ca. 1:250 femti meter bak lekteren, minst 1:1000 i avstanden 500 meter, og vel 1 km eller 5-6 minutter etter utslippet var den relative konsentrasjonen nede i omtrent 1:4000. De høyeste fortynningsgrader som ble observert, var mellom 1:10000 og 1:20000 et par timer etter at lekteren hadde passert. Siden er det i samme område gjort observasjoner som tydet på enda mer effektiv initialfortynning (Ketchum & Ford 1957, upublisert manuskript).

Ved dumping av 15-30 tonn pr. minutt i propellvannet til en lekter som gikk med 8 knop, observerte Weichart (1970, upublisert manuskript) en nærmest øyeblikkelig fortynning på 1:1000. Ved 5 knops hastighet var initialfortynningen redusert til 1:500. Fortynningen etter respektive en og to timer ble funnet å være ca. 1:10000 og 1:20000.

Undersøkelse av forløpet ved dumping av "copperas" er gjort av Berge & al. (1971, upubliser manuskript). Ved konsentrert utslipp av jernsulfat i fast form indikerte ekkoloddregistreringer at vesentlige mengder hurtig gikk til bunns. Ved dumping etter oppløsning i et lite vannvolum, viste turbiditetsmålinger og jernregistreringer en konsentrasjon av materialet i de øvre 10 m. Direkte fortynningsberegninger ble ikke utført.

Beregnet ut fra observerte jernverdier (NIVA mai 1969, upublisert manuskript) oppnås det utenfor Kronos Titan i Glåma en hurtig

fortynning til 1:1000 - 1:4000, for det meste mer enn 1:2000. Dette gjelder både i saltvannstungen ovenfor utslippet (ekstremverdi 1:500 1 km fra utslippet) og Hvalerbassengets overflatevann (ekstremverdi 1:2000). (Ved vurdering av disse tall må det erindres at avfallsvannets jernkonsentrasjon bare er 1/10 - 1/20 av det som dumpes i sjøen ved Helgoland og andre steder).

### 3.2. Innvirkning på vannets pH og karbondioksyds partialtrykk

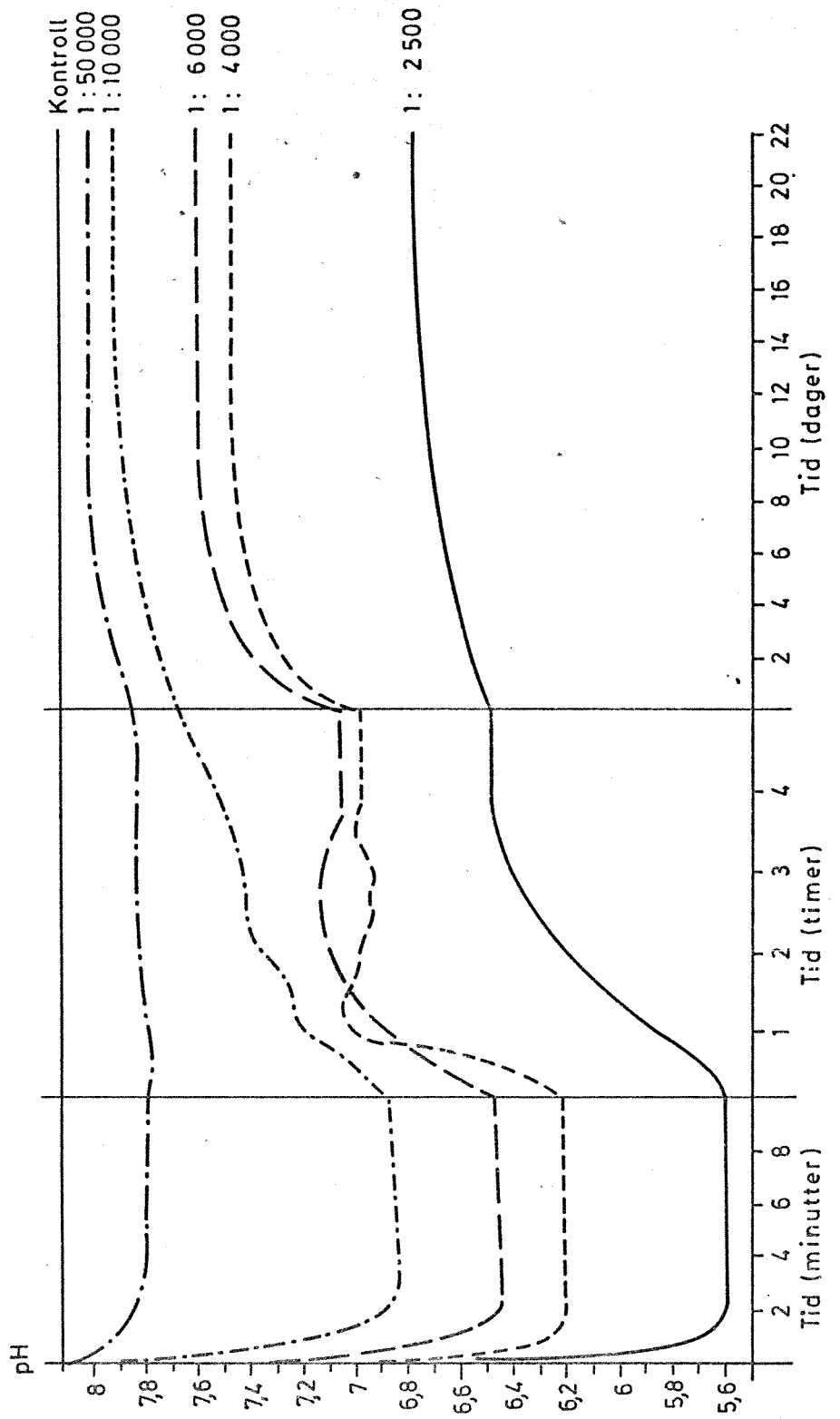
Den fortynnede blandingen av jernsulfat og svovelsyre har en pH mellom 1,5 og 2. I resipientvannet har Ketchum & Ford (1948, upublisert manuskript) registrert verdier så lavt som 3 pH, men med praktisk talt øyeblikkelig stigning til pH 5 og høyere. I overflaten nåddes nøytraliseringspunktet etter 6-700 meter, dvs. vel 3 minutter etter at lekteren hadde passert. I nivået 3-10 meter kunne pH være under 7 inntil 900 meter bak båten (ved en fortynning på ca. 1:1000 - 1:8000). Lenger ned var det liten eller ingen pH-effekt å spore. I isolerte vannvolum ble det imidlertid observert verdier under 7 i en avstand av 2500 meter. På grunnlag av disse resultatene har Redfield & Walford (1951) beregnet volumet av vannmassen som får lavere pH enn 7 til å være i størrelsesordenen 200 000 m<sup>3</sup> med et overflateareal på vel 1500 m<sup>2</sup>. Alle ovenstående tall gjelder for dumping av 15-20 tonn i minuttet ved ca. 6 knops hastighet og en svovelsyrekonsentrasjon på 8-9%.

Ved Helgoland har Weichart (1970, upublisert manuskript) gjort undersøkelser over pH-forandringer både i overflatelaget og nær bunnen. I overflaten ble det observert verdier mellom 4 og 6 fire minutter etter lektring av ca. 10% svovelsyre; varierende med skipets hastighet. pH 8,0 ble nådd etter ca. to timer. Under 15 meter ble det ikke registrert pH-forandringer inntil en time etter dumping. Gjennom 4 ukers kontinuerlig måling på bunnen (25-28 m) rett under utslippsledet lot pH-endringer seg ikke påvise.

Laboratorieundersøkelser over pH-effekten er utført av Kayser (1969) og Kinne & Schumann (1968). Det konsentrerte avfallet inneholdt i begge tilfeller noe over 10% svovelsyre. Resultatene av Kaysers forskning i gjennomluftede kar med en gangs tilsetning av avfall er gjengitt

Fig.1

Forandringer i pH etter tilsetning av avfallsvann i ulike konsentrasjoner i 200cm<sup>3</sup> kar med gjennomlufting. (Modifisert etter Kayser 1969)



i fig. 1. Man ser at virkningen var uvesentlig ved fortytning på 1:50000 og høyere. Ved konsentrasjonene 1:10000/1:2500 fikk man en øyeblikkelig senkning til henholdsvis 6,9 og 5,6. Gjennom de første ti minutter inntrådte ingen merkbar stigning, men ellers steg pH forholdsvis raskt i de første 5 timer til 7,7 (1:10000) og 6,5 (1:2500). Deretter var det bare langsom og liten økning (0,2 - 0,3 enheter) inntil maksimum ble nådd etter 12-14 dager.

Siden fortytningen etter et utslipp ved flere anledninger er funnet å ligge i området 1:10000 - 1:20000 etter et par timer, og deretter foregå langsomt (Ketchum & Ford 1948, Weichart 1970, upublisert manuskript), er det av interesse å få et innblikk i hvordan pH forandres ved stadig tilførsel av nytt avfallsmateriale mot denne bakgrunnverdi. Ved Kaysers (1969) kjemostatdyrking av alger ble det daglig tilsatt nytt medium (ca. 1/5 av totalvolumet og samme avfallskonsentrasjon). Etter en begynnelsesverdi på omkring 6,9 steg pH etter første dag og svingte siden mellom 7,5 og 7,7. Det er imidlertid rimelig å anta at nøytraliseringen vil være noe mer effektiv i naturen på grunn av hurtigere innstilling av karbondioksydlikevekten, i hvert fall i overflaten.

Ved forsøkene beskrevet hos Kinne & Schumann (1968) registrerte man i uluftede kar en relativt jevn stigning i pH fra 6,9 (1:8000) og 6,1 (1:4000) til 7,5 og 6,9 etter ett døgn og 7,9/7,6 etter to døgn. I luftede kar observertes for de samme konsentrasjonene økning fra pH 6,8/6,2 til 7,9/7,7 etter ca. 10 timer. I alle fortytninger fra 1:4000 til 1:32000 steg karbondioksyds partialtrykk sterkt. Ved fortytningen 1:4000 i uluftede kar var partialtrykket unormalt høyt selv etter 24 timer, mens det nærmet seg likevektstilstanden for 1:8000 og lavere konsentrasjoner. Det tilsvarende eksperiment med lufting ga reduksjon til nær normalnivået etter vel seks timer for 1:4000 og på halvparten av denne tiden for 1:8000.

I forbindelse med utslippet fra Kronos Titan A S i Glåma, er det ikke registrert nevneverdig forsurening (NIVA, mai 1969, upublisert manuskript). Nødvendig fortytning for ikke å komme under pH 6/6,5 er beregnet både for det eksisterende utslipp (Simensen & Liseth 1967) og for en eventuell fordobling av tilført syre (NIVA, mai 1970, upublisert manuskript).

### 3.3. Visuell påvirkning: farge og turbiditet

Blandingen av fast jernsulfat (Grünsalz) og tynnsyre er grønnlig eller turkisfarget. Ved dumping skjer et fargeomslag til brunt på grunn av oksydasjon til treverdig jern. Dette felles som jernhydrok-syd, og vannet får økt partikkelinnhold.

Ifølge Ketchum & Ford (1948, upublisert manuskript) skjedde fargeforandringen i løpet av 20-40 minutter etter dumping. I klarvær var den brunlige skyen synlig 3-4 timer etter utslipp, men borte etter 24 timer. Redfield & Walford (1951) fant ingen nedsatt sikt etter 1 års avfallsdisponering i New York Bight. Westman (1958) hevder derimot at dette dumpeområdet bærer permanent preg av lektringen. (Daglige utslipp har økt i mellomtiden). Westman antyder at man i klart vær kan se inntil 75 km<sup>2</sup> grønnlig vann avtegne seg mot det blå vannet omkring. Siktedypet er også mindre i det påvirkede området (5-6 m mot 8-10). Til sammenlikning oppgis en sikt på 3-4 meter i det brune vannet som dannes like etter dumping.

Ketchum & al (1958) har registrert vannets ekstinksjonskoeffesient<sup>x)</sup> og lysgjennomgang før og umiddelbart etter dumping. Mens ekstinksjonskoeffesienten før utslipp var 0,17, steg den til 0,68 i kjølvannet fem minutter etter utslipp og holdt seg på omtrent samme nivå i den påfølgende halvannen time. Prosentvis lysgjennomgang pr. meter avtok samtidig fra nær 68 til omkring 20-25. Ved denne undersøkelsen ble det også gjort tilsvarende målinger i et område med misfarget vann fra en tidligere dumping og sammenliknet med to stasjoner utenom dumpefeltet. Det ble konstatert en markert effekt av utfelt jernhydroksyd, idet 60-80% av lysabsorpsjonen på de to uberørte lokalitetene ble beregnet å skyldes planteplankton, mot bare vel 30% i det misfargede vannet, - til tross for at dette inneholdt den nest høyeste klorofyllkonsentrasjon.

---

<sup>x)</sup> Ekstinksjonskoeffesienten er definert som  $2,3 (\log I_0 - \log I_L)$  der  $I_0$  og  $I_L$  er lysintensiteten i overflaten og i dypet  $L$  m.

Ved senere feltobservasjoner i dette området beskriver Vaccaro & al. (1972) overflaten som lyst brunlig og med en horisontal sikt på 3 meter. I 9 meters dyp var det et 1-1,5 m tykt lag av grønnfarget vann over sprangsjiktet, mens vannet derunder var brunt. I det grumsede grønne laget var horisontalsikten bare 1 meter. Fenomenet antas å skyldes opphoping av ufullstendig oksydert jern, utfelt som toverdig jernhydroksyd, på overgangen mot tyngre vann. Under 9 meter hadde vannet igjen et brunlig skjær. Under 15 meter var det intet synlig lys.

Etter utslipp av ca.  $2,5 \text{ m}^3$  konsentrert grønsaltoppløsning pr. minutt i 45 minutter observerte Berge & al. (1971, upublisert manuskript og Lasse Berglind, personlig meddelelse) en flekk av misfarget vann som etter 14 timer hadde et areal på ca.  $1 \text{ km}^2$ . Flekken var synlig i over 30 timer, mens den forflyttet seg med en gjennomsnittshastighet på ca. 0,4 knop. Ved målinger like etter utslippet ble det funnet høy turbiditet og høye jernverdier i det øvre gjennomblandede laget.

Utslippet i Glåmaestuaret på ca.  $1000 \text{ m}^3/\text{t}$  av spillvann med vel 0,5% jernsulfat har ingen åpenbare visuelle effekter. På strendene og på alger i det utenforliggende Hvalerområdet er det imidlertid observert brunt skum eller rødbrunt belegg med høyt jerninnhold (NIVA, desember 1970, upublisert manuskript).

#### 3.4. Oksygenforbruk ved oksydasjonen av toverdig jern

Oksydasjonen at 1 mg jern fra toverdig til treverdig krever ca. 1/10 ml oksygen, dvs. at det i 1 liter sjøvann mettet med oksygen er tilstrekkelig til å oksydere 50-70 mg jern. Så høye jernkonsentrasjoner er bare aktuelle noen få minutter ved vanlig dumpingsprosedyre.

Ketchum & Ford (1948, upublisert manuskript) gjorde observasjoner av forholdet mellom toverdig jern og totalt jern i kjølvannet etter dumping. Minimumsverdien av toverdig jern lå på 20% etter halvannen time. Den fullstendige oksydasjonen av avfallet ble anslått til å ta nærmere to timer. Observasjonene kunne forøvrig tyde på at oksydasjonen gikk relativt hurtig i begynnelsen og deretter langsomt. Den maksimale nedsettelsen av oksygenspenningen ble beregnet til 3-4%.

I kontrast til dette har Weichart (1970) målt ca. 30% undermetning ved tilsvarende belastning av resipientvannet. Oksygenverdiene var normale få timer etter dumping, og noen effekt på bunnvannet (25-28 m) ble ikke observert.

Oksygenforholdene etter lengre tids dumping er undersøkt av Vaccaro & al. (1972) utenfor New Jersey (I dette området slippes det for tiden over 8000 tonn avfall hvert døgn, dvs. ca. 250 tonn som oppløst jern, eller tilsvarende alt oksygen i 4 mill. m<sup>3</sup> vann ved oksydasjon av jernet). Undermetning (80-90%) ble registrert i 20 meters dyp på de fleste stasjoner, men i gjennomsnitt var oksygenmetningen høyere innenfor dumpeområdet enn på kontrollstasjonene 20 km unna.

Ved den tidligere nevnte dumping av konsentrert jernsulfat (Berge & al. 1971, upublisert manuskript), ble også registrert et visst oksygenforbruk. Når det slippes ut jernsulfat i fast form, kan avfallet gå hurtig til bunns, og oksydasjonen vil finne sted under mer begrenset tilførsel av oksygen enn i de frie vannmasser.

### 3.5. Langtidsvirkning på vann og sedimenter med hensyn til jerninnhold

Størrelsesordenen av havvanns jerninnhold er omkring 0,01 mg Fe/l. Det meste av dette antas å foreligge utfelt som treverdig jernhydroksyd. På grunn av den partikulære tilstandsformen vil fordelingen imidlertid være mer ujevn enn for oppløste komponenter. Ferskvann inneholder regelmessig mer jern (bl.a. bundet til humus), og kystnære farvann preges av dette. I den vestlige del av den engelske kanal fant f.eks. Cooper (1948) et gjennomsnittlig innhold av totaljern på omlag 0,015 mg pr. liter. Oslofjorden, som i denne forbindelse ikke er noe ekstremt tilfelle, har jernkonsentrasjoner som stort sett varierer mellom 0,01 og 0,1 mg/l. Enda høyere verdier kan forventes ved stor ferskvannstilførsel.

Langtidsvirkningen av utslipp beror på hvordan jernhydroksyd o.a. spres etter den relativt hurtige fortykningen til konsentrasjoner på 1:20000, dvs. i tiden fra et par timer etter utslipp. Dette vil på sin side avhenge av jernhydroksydfnokkenes sedimenteringsegenskaper.



### 3.5.1. Jernpartiklenes sedimenteringsegenskaper

Ved feltobservasjoner i en dumpelekters kjølvann registrerte Ketchum & Ford (1948, upublisert manuskript, se Redfield & Walford 1951) en tilsynelatende opphoping av jern ved overgangen til tyngre vann. Resultatene av senere undersøkelser tydet derimot på at avfallet (eller i hvert fall jernkomponenten) hurtig trengte gjennom sprangsjiktet (Ketchum & al. 1957, upublisert manuskript). Siden er dette blitt bekræftet i laboratoriet (Ketchum & al. 1958, upublisert manuskript).

Ved andre undersøkelser i felt og laboratorium fikk man forøvrig motstridende resultater med hensyn til synkehastigheten (l.c. 1957), idet denne ifølge feltregistreringene måtte ha vært 10-100 ganger det som ble funnet eksperimentelt. Forklaringen antydes å være at laboratorieforsøkene ble gjort med prøver samlet i overflaten noen minutter etter dumping, og at de største partiklene da allerede befant seg dypere. I denne forbindelse kan det nevnes at jernhydroksydfnokkene i kjølvannet (etter transport til laboratorium) ble målt til stort sett å være mellom 1 og 70 mikron. Vel 10% var større. Med en sterkt for-  
tynnet løsning av jernsulfat i sjøvann fikk Hickel (1969) derimot fnokker fra 0,5 til 3 mm. Disse forsøkene fant sted under tilnærmet naturlig vannbevegelse, og det dannet seg først små, lite sedimenterbare fnokker, som i løpet av en dag vokste til ovennevnte størrelse og da hurtig bunnfelte. Kinne & Schumann (1968) nevner at størrelsen på jernhydroksydaggregatene vil avhenge både av fortynningen, vannbevegelsen og saltholdigheten. Den alminnelige erfaring er at utfnokkingen er mest effektiv ved stor bevegelse i vannet. Vedrørende sedimentering kan til slutt nevnes at Weichart (1970) først registrerte økte konsentrasjoner på bunnen (ca. 25 m) flere timer etter lektring.

### 3.5.2. Akkumulering av jern i vann

Det første forsøk på å registrere eventuelle varige virkninger på vannkjemien i et dumpeområde ble foretatt utenfor kysten av New Jersey. Etter 14 måneders avfallstilførsel lot det seg ikke påvise noen signifikant økning i vannets jerninnhold (Redfield & Walford 1951). Vurderingen kompliseres av betydelig jerntilførsel ved

elvevann, som merkbart influerer på de hydrografiske forhold. Bakgrunnsverdien for oseanisk vann ligger på mindre enn 0,02 mg jern pr. liter, mens det nærmere land ofte er påvist konsentrasjoner omkring 0,1 mg Fe/l. Innen selve dumpefeltet vil det naturlige jerninnholdet variere med den aktuelle hydrografiske situasjon. Redfield & Walford (l.c.) beregnet at det samlede jerninnhold i de belastede vannmasser ikke tilsvarte mer enn ca. 10-14 dagers naturlig tilførsel ved elvevann. Ved senere tokt (Ketshum & al. 1957, upublisert manuskript, og Vaccaro & al. 1972) har man heller ikke kunnet påvise jernakkumulering i vannet. Mer enn halvparten av vannprøvene som ble innsamlet av Vaccaro og medarbeidere (på 1 og 20 meters dyp) inneholdt mindre enn 0,02 mg partikulært jern pr.liter, og gjennomsnittsverdien lå ikke høyere enn i et presumtivt lite berørt referanseområde.

Omkring 5 måneder etter at dumping tok til ved 20 km nordvest for Helgoland (mai 1969) ble det foretatt en kontrollundersøkelse av vannets jerninnhold. Ved denne fant Weichart (1972 og 1970 (upublisert manuskript)) at et område på nærmere 400 km<sup>2</sup> hadde høyere jernverdier enn normalt, dvs. mer enn 0,05 mot vanligvis 0,02 - 0,04 mg Fe/l. Utslippsfeltet er til sammenlikning på vel 30 km<sup>2</sup> (Weichart 1970, upublisert manuskript). Høyeste registrerte jernverdi ble funnet i utkanten av dumpeområdet og var på 0,5 mg jern pr. liter. Dette tilsvare konsentrasjonsnivået i de ytre deler av Elben/Weser-estualet.

Hvorvidt det jevnlig opptrer høyere jernverdier enn "normalt" i Hvalerområdet utenfor Glåma, er det vanskelig å vurdere fordi man ikke har tilstrekkelige data fra før utslippet kom i gang, og dessuten ikke nok kjennskap til den naturlige variasjon i elvevannets og brakkvannets jerninnhold. Hvis man imidlertid antar en bakgrunnsverdi på 0,1 - 0,2 mg jern pr. liter i brakkvann med 1-2% S, tyder de foreliggende tall på at jerninnholdet i overflatelaget permanent forhøyes med den nåværende påvirkning (NIVA mai 1969, upublisert manuskript). Innenfor et stasjonsnett omfattende vel 50 km<sup>2</sup> er det registrert jernkonsentrasjoner som stort sett varierer mellom 0,5 og 1 mg pr. liter.

### 3.5.3. Akkumulering av jern i sedimenter

Det første forsøk på å belyse dette problem ble gjort i det opprinnelige dumpeområdet utenfor New Jersey (i bruk fra april 1948 til januar 1950). Resultatet var negativt (Redfield & Walford 1951). Etter seks års dumping på det senere anviste utslippssted sammenliknet Corwin & Ketchum (1956, upublisert manuskript) sedimentenes jerninnhold på flere lokaliteter i og utenfor dette området. Det ble ikke funnet noen tendens til opphoping i de sandholdige sedimentene innenfor utslippsområdet. I hovedsaken var høyt jerninnhold knyttet til en samtidig høy konsentrasjon av organisk stoff. I de sandrike avsetningene med lite organisk stoff var konsentrasjonen av totaljern i gjennomsnitt 3,8 mg/g sediment, mens det i mer mudderholdig bunnmateriale ble registrert verdier opp til 37,9 mg Fe pr. gram sediment. Ved senere undersøkelser i det samme området er det heller ikke påvist jernanrikning i bunnavleiringene (Vaccaro & al. 1972).

Utenfor Helgoland har Weichart (1970, upublisert manuskript) konstatert en ikke nærmere angitt økning av jerninnholdet i forhold til nivået før dumping ble satt i gang.<sup>1)</sup> Undersøkelsene, som fant sted 5 måneder etter at utslippet begynte, ble begrenset til utslippsområdet på 30 km<sup>2</sup>, men forholdene planlegges kartlagt over større strekninger.

Ved Hvaler er det samlet inn sedimentsøyler med henblikk på jernanalyser i de ulike sjikt (NIVA mai 1969 og desember 1970, upublisert manuskript). På enkelte stasjoner var det noe mer jern i de øvre lag, men tendensen var usikker. Sammenliknet med et lite utvalg av andre lokaliteter i Oslofjorden var jerninnholdet høyere (omkring 20-30 mot 6-12 mg jern pr. gram sediment, men materialet er også her forsvakt til bestemte konklusjoner.

I sammenheng med de tidligere sedimenteringsforsøkene til Hickel (1969) ble også sedimentenes beskaffenhet observert etter at avfallet hadde vært i kar med tilnærmet naturlige omrøringsbetingelser i en måned. Det var da dannet et lag med jernhydroksyd over sanden på bunnen. Overtrekket besto av 0,25 - 0,5 mm partikler i et noe differensiert lag. I den underste del av laget var jernhydroksyden solid sammenklebet og lot seg vanskeligere bevege ved strømming enn sanden.

---

<sup>1)</sup> Ifølge Rachor (1970, upubl. manus.) kan det dreie seg om løse flak av jernhydroksyd som flyter over sedimentene.

Det ene forsøket med dumping av fast jernsulfat (Berge & al. 1971, upublisert manuskript) har vist sannsynligheten for at slikt materiale ved konsentrert utslipp vil kunne gå direkte til bunns. Ved en eventuell slik praksis må det derfor forventes at opphoping av jern på bunnen vil la seg påvise etter kort tid.

### 3.6. Avfallets øvrige komponenter

Spillmaterialets innhold av metaller utenom jern vil variere med den malmen som benyttes. Tilgjengelige data over hvilke metaller og konsentrasjoner det dreier seg om, er stilt sammen i tabell 1-2 foran. Ved kontakt med resipientvannet vil mye av tungmetallene felles ut sammen med treverdige jernhydroksyd og spres videre sammen med dette. Vaccaro & al. (1972) har undersøkt innholdet av en del metaller, bl.a. i bunnavsetninger på utslippsfeltet, og gjort sammenlikninger med resultatene av tilsvarende analyser på prøver samlet fra andre steder. Konsentrasjonen av metaller var høyere enn i ett kontrollområde der bunnen hadde samme beskaffenhet (sand) - spesielt med hensyn til sink, krom og nikkel, men lå lavere for samtlige metaller i forhold til et annet kontrollområde der avleiringene var rikere på organisk stoff.

Selv om mengdene er små, og innflytelsen på vannets kjemiske og fysiske forhold vil være uvesentlig, er dumping av avfallet fra titandioksydproduksjon et ledd i den ukontrollerte tilførsel av tungmetaller til det marine miljø. I prinsippet er det ikke stor anrikning i sedimenter som skal til før dette slår ut i høyere konsentrasjoner i bunnfaunaen; med de uvisse konsekvenser dette har ved videre transport gjennom ulike næringskjeder. Vedrørende metallenes anrikning i organismer henvises til eget avsnitt.

### 3.7. Diskusjon av fysiske og kjemiske effekter

De erfaringer man kan trekke ut av det foranstående med hensyn til pH og karbondioksyds partialtrykk, er at virkningen under naturlige forhold vil være av begrenset omfang og av relativt kort varighet. Forutsetningen for dette er at man ved utslipp eller dumping sikrer god initialfortynning, dvs. en reduksjon i konsentrasjonen av avfall

til omlag 1:1000 - 1:4000 i løpet av få minutter. Dette oppnås gjennom den praksis som er vanlig ved dumping: utslipp i propellvannet under fart. Ved konsentrerte utslipp må man vente at forholdet blir et annet, idet volumet av de vannmasser som berøres sterkt vil bli større. På den annen side vil det totale område som belastes kunne innskrenkes. Selv om endringen i pH (og dermed i partialtrykket av karbondioksyd) er forholdsvis kortvarig, viser både laboratorieforsøk (Kayser 1969, Kinne & Schumann 1968) og feltundersøkelser (Redfield & Walford 1951, Weichart 1970, upublisert manuskript) at effekten ikke kan ses bort fra før etter et par timer.

Avfallets iøynefallende grønne farge forandres etter utledning i resipienten til rødbrunt som følge av oksydasjon og utfelling av treverdig jernhydroksyd. Ifølge enkelte observasjoner i kjølvannet på dumpeskip skal dette fargeomslaget skje innen den første timen etter dumping, mens andre registreringer (Vaccaro & al. 1972 og Westman 1958, upublisert manuskript) tyder på at grønnfargen består i lengre tid innenfor et dumpeområde. Dette skulle da skyldes ufullstendig oksydert jernhydroksyd. Grumsingen av vannet ved jernhydroksydpartiklene er betydelig, og etter et utslipp ble det i overflaten registrert en nedsettelse av lysgjennomgangen i vann til under 1/3 (Ketchum & al. 1958, upublisert materiale). Denne effekten vedvarte utover halvannen time. Andre data antyder permanent nedsettelse av lysgjennomgangen også i dypere lag når vannmassene stadig belastes (Vaccaro & al. 1972, Westman 1958, upublisert materiale). Belegg av jernhydroksyd på strender og fjærebeltets algeflora er en mulighet ved kystnære utslipp.

Når det gjelder innvirkningen på vannets oksygeninnhold, er erfaringene noe forskjellige. Mens Ketchum & Ford (1948, upublisert manuskript) beregnet den maksimale nedsettelsen av oksygenpenningen til 3-4%, målte Weichart (1970, upublisert manuskript) en undermetning på 30% like etter utslipp i samme størrelsesorden. Også ved sistnevnte undersøkelse var imidlertid oksygenverdiene normale etter et par timer. Vaccaro & al. (1972) kunne ikke registrere noen langtidsvirkning på oksygenforholdene i dumpeområdet utenfor New Jersey. Forholdene vil variere noe med måten avfallet slippes ut på, men ved de fremgangsmåter som praktiseres kan virkningene antas å være mindre

vesentlige både på kort og lang sikt. Erfaringene med dumping av grønnsalt i fast form er sparsomme, men hvis dette slippes konsentrert og samles på et begrenset areal av bunnen, kan man lokalt vente oksygenvinn og muligens anaerobe forhold.

En langtidsvirkning kan for vannets vedkommende bare tenkes som følge av vedvarende belastning. Om, og i hvilken grad en slik effekt vil komme, avhenger av det tilgjengelige volum og vannutskiftningen i det området avfallet disponeres. Utenfor New Jersey har det ikke vært mulig å påvise noen signifikant økning i vannets jerninnhold etter over 20 års dumping (Vaccaro & al. 1972). Etter vel 5 måneders anvendelse av området ved Helgoland mente imidlertid Weichart (1972 og 1970, upublisert manuskript) å kunne påvise en forhøyelse i forhold til tidligere. Vanngjennomstrømmingen i området utenfor New Jersey er stor (Redfield & Walford 1951), og dette er en mulig forklaring på de ulike erfaringer som er gjort. Et foreløpig sikrere eksempel på permanent forhøyede jernkonsentrasjoner ved kontinuerlig avfallstiltførsel, har man i de indre deler av Hvalerområdet ved Fredrikstad. På grunn av manglende bakgrunnsmateriale er beregningen usikker, men jernkonsentrasjonen i overflatelaget kan anslås til i hvert fall å være omkring det dobbelte av det den ville ha vært uten påvirkning (NIVA mai 1969, upublisert manuskript).

En mulig konstatering av anrikning på jern og andre metaller i bunn-avleiringer vil være alvorligere på grunn av sin mer bestandige natur. Foreløpig er ikke slike virkninger blitt dokumentert, men Weichart hevder å ha materiale som viser dette (1970, upublisert manuskript). I de andre undersøkte utslippsområder er konklusjonen enten negativ (Corwin & Ketchum 1956, upublisert manuskript, Vaccaro & al. 1972), eller de sparsomme indikasjonene på anrikning er usikre (NIVA mai 1969 og desember 1970, upublisert).

Steder hvor akkumulering opptrer, kan godt tenkes i noen avstand fra dumpeområdet. Fnokkene av jernhydroksyd vil spres vidt på grunn av turbulens og strøm, og den endelige bunnfelling vil skje der hvor forholdene ligger til rette. Primært vil dette være steder med liten strøm på bunnen, f.eks. kløfter eller andre forsenkninger. Bunnen vil her regelmessig bestå av finpartikulært materiale med forholdsvis høyt innhold av organisk stoff. Ettersporing av avfallet kan kompliseres ved at relativt mye jern allerede vil være bundet til det organiske stoffet.

#### 4. BIOLOGISKE VIRKNINGER

Av det foregående har det fremgått at vedvarende belastning kan lede til endrede fysiske og kjemiske forhold både i vannmassene og på bunnen; muligens også på strender som ligger nær et utslippssted. Dette betyr en forstyrrelse av det stabile livsmiljø som sjøen ellers representerer. Hverken i tid eller rom synes påvirkningen å ha særlig vidtgående følger, så vidt disse har latt seg påvise fysisk og kjemisk. Erfaringene tilsier imidlertid at enhver forskyvning av det naturlige balanseforhold i prinsippet må betraktes som uønsket. Den kombinerte tilførsel av alle forurensningskategorier lar seg ikke simulere eksperimentelt, og følgelig kan virkningene heller ikke forutsies. Dette skyldes også akvatisk organismelivs mangfoldighet og de utilstrekkelig klarlagte avhengighetsforhold mellom forskjellige arter.

Det aktuelle avfallet kan tenkes å virke ved sin giftighet og i tillegg representere en mekanisk påkjenning ved utfelling og sedimentering av jernhydroksyd. Indirekte effekter kan oppstå som et resultat av forrykkede konkurranseforhold, og konsekvensene kan spres gjennom de etablerte næringskjeder. Det er gjort en rekke studier for å komme til større forståelse av disse forhold. I første rekke er det korttidseffekter som har vært tilgjengelig for observasjon, men både i USA, og kanskje særlig i Tyskland, er det satt i gang et kartleggings- og overvåkingsprogram som tilsikter påvisning av eventuelle langsiktige forandringer innenfor dumpeområder.

##### 4.1 Planteplankton - Primærproduksjon

Vannets innhold av frittlevende planter er av særlig interesse fordi disse organismene er ansvarlige for den vesentlige oppbyggingen av organisk stoff fra uorganisk materiale - primærproduksjonen - som utgjør grunnlaget for alt øvrig liv i havet.

De grundigste undersøkelserne over virkningen på planktonalger er gjort av Kayser (1969, 1970) ved laboratorieforsøk med tre marine arter. For to av artene (*Prorocentrum micans* og *Phaeocystis poucheti*) ble det forut for gifttestene gjort forsøk for å finne tilnærmet optimale vekstbetingelser med hensyn til lys, temperatur og næringstilgang. Alle de tre forsøksobjektene er vanlige i Nordsjøplankton og kan til tider være dominerende elementer. Som bedømmelsesgrunnlag tjente utslaget på veksthastigheten. Avfallsvann av tidligere nevnt sammensetning (tabell 1) ble tilsatt i fortyninger fra 1:100000 til 1:1000. Omrøring og gjennomlufting ble sikret ved innblåsing av luft.

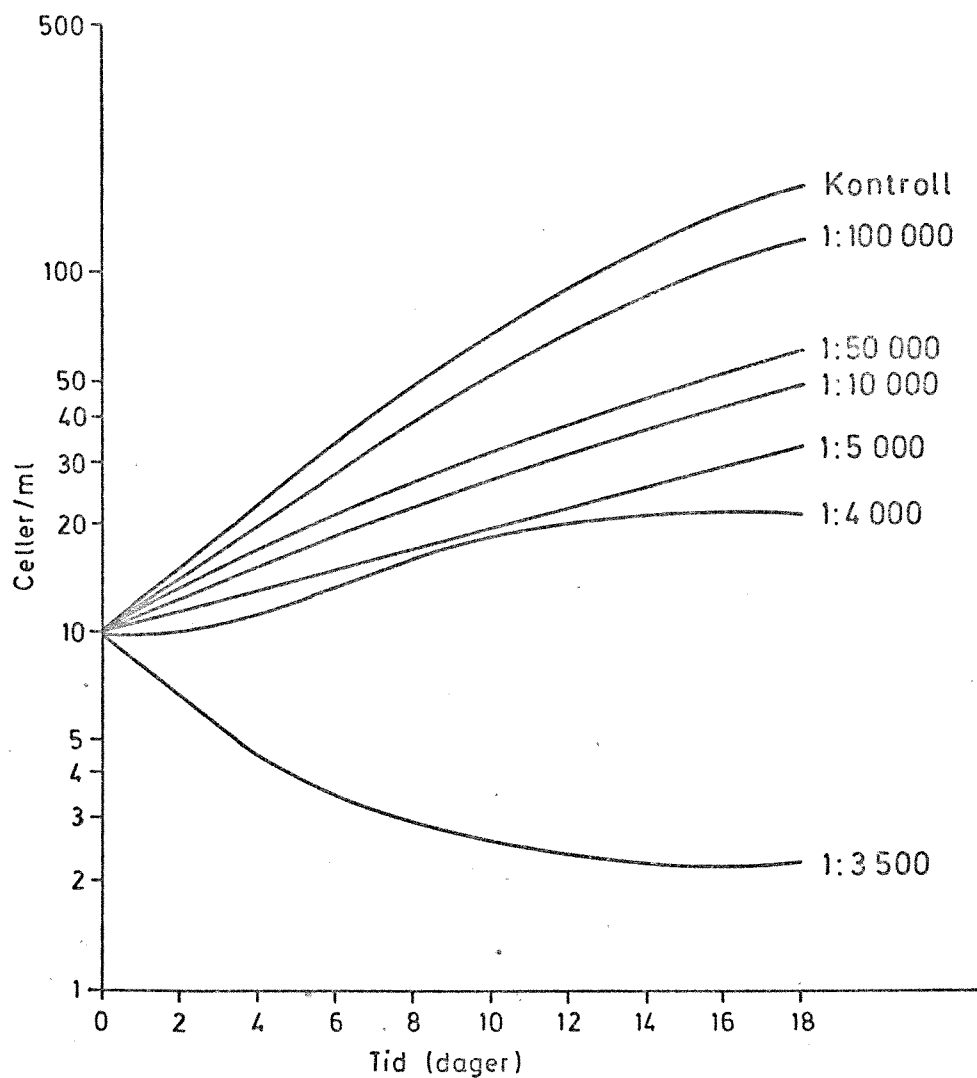
En del av forsøkene fant sted i 200 cm<sup>3</sup> kar som ble tilsatt enten nylaget eller 24 timer gammel blanding av avfall og næringsløsning ved forsøkets begynnelse. Dette var for å teste om avfallets alder influerte på resultatet. Andre undersøkelser ble gjort i "halv-kontinuerlig kultur", hvor det fant sted daglig tilførsel av nytt medium i et forhold som tilsvarte konstant celletetthet i kontrollkulturen (ingen tilsetning) gjennom forsøks tiden. Hensikten med den siste fremgangsmåten var å simulere forholdene i et dumpemråde med periodisk gjentatt belastning.

Resultatene av et eksperiment med dinoflagellaten *Ceratium furca* er fremstilt i figur 2. Algene er her tilsatt ulike fortyninger som alle var 24 timer gamle ved forsøkets begynnelse. Poenget ved dette er at utfellingen av jernhydroksyd har funnet sted når algene tilsettes, pH har steget til et tilnærmet stabilt nivå, og karbondioksydlikeveksten har innstilt seg på nytt. Algene ble følgelig ikke utsatt for en tilleggs påkjenning i form av særlig lav begynnelses-pH eller den mekaniske virkningen av utfnokking. Det fremgår av figuren at det er registrert redusert veksthastighet for alle de testede fortyninger. Ved konsentrasjoner på 1:50000 var vekstraten redusert til 1/3 av kontrollen. Ved fortyningen 1:3500 ble celletettheten redusert i forhold til utgangskonsentrasjonen; det var m.a.o. ingen vekst.



Fig.2 Vekst av dinoflagellaten *Ceratium furca* i 200m<sup>3</sup> kar etter tilsetning av 24 timer gammelt avfallsvann i de angitte konsentrasjoner

(Etter Kayser 1969)

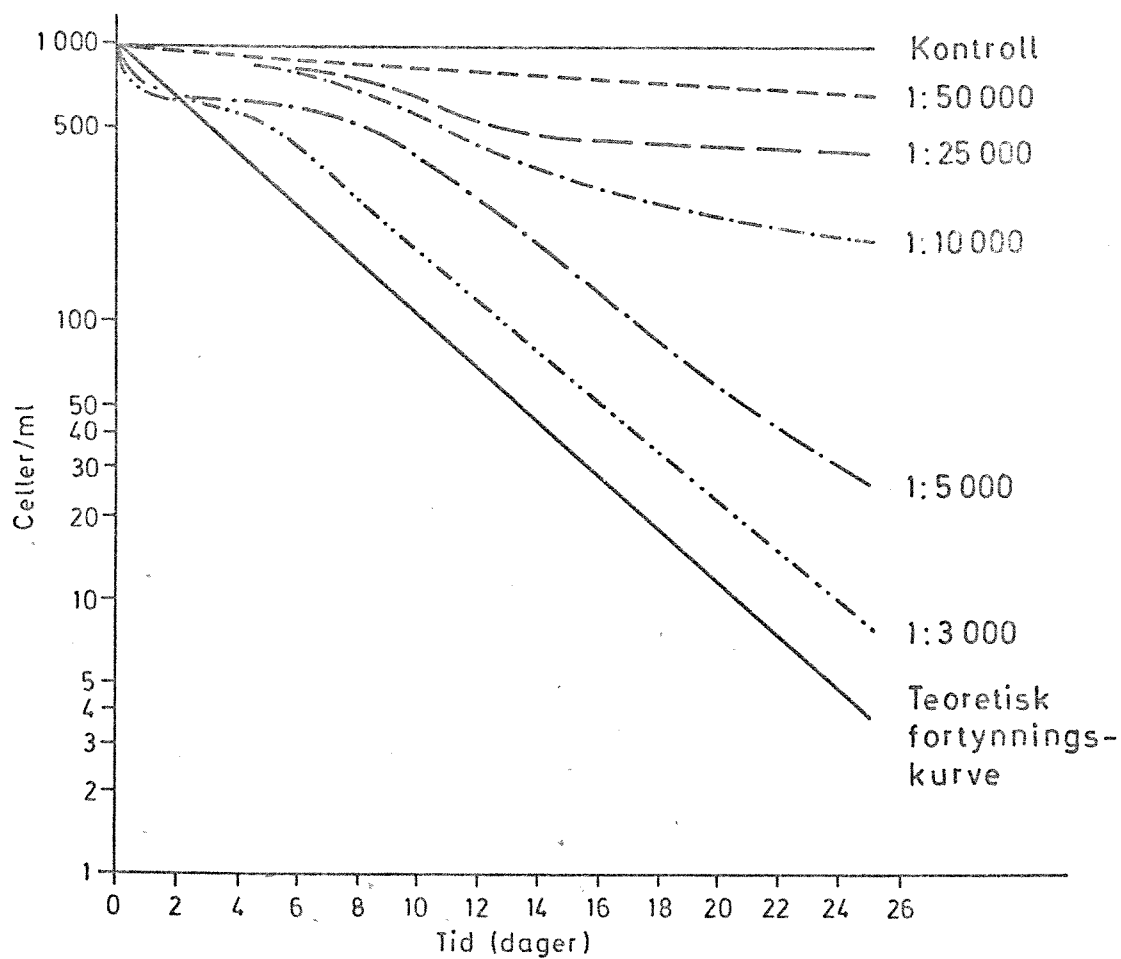


I det tilsvarende forsøk med *Prorocentrum micans* fikk man også redusert vekstrate for alle fortyninger. Mens det i kontrollkulturen ble oppnådd en cellekonsentrasjon på 1200 pr. ml, var tallene ved 1:100000 og 1:50000 henholdsvis ca. 900 og 800. 1:10000 gav under halv vekstrate, og tilveksten var negativ i konsentrasjonen 1:3500. Alle cellene døde når forholdet var høyere enn 1:3000. Et identisk forsøk med samme art, bortsett fra at avfallsblandingen var nytillaget ved forsøkets begynnelse, gav ikke økt giftvirkning av de samme konsentrasjoner. I dette tilfellet døde heller ikke cellene ved konsentrasjoner opp til 1:2500. (Tilveksten var imidlertid negativ).

Figur 3 gjengir resultatene av et forsøk med *Prorocentrum micans* i halvkontinuerlig kultur med konstant volum (daglig fjerning av en del av kulturen og tilsetning av det samme volum frisk avfallsblanding). Ved betraktning av figuren må man være oppmerksom på at celledettheten er holdt konstant i kontrollkulturen, og følgelig at alle punkter over den teoretiske fortyningskurve representerer en viss vekst. Som man ser, er det gjort samme erfaring som ved de tidligere nevnte forsøk: Veksten er langsommere ved alle fortyninger (1:100000 er ikke tatt med på figuren). Ved 1:50000 var hastigheten redusert til ca. 2/3, ved 1:32000 (ikke med på figuren) til nesten det halve. Ved de høyeste konsentrasjonene (1:5000 og derover) var det i begynnelsen en viss dødelighet, men etter 2-3 dager var det også i disse kulturer en svak tilvekst. (Parallellitet med fortyningskurven betyr at celledelingen har stoppet).

Forsøkene med *Phaeocystis poucheti* (Kayser 1970) komplisertes av at algen opptrådte i minst to tilstandsformer: enkeltceller og kolonier. Ved eksperimenter utført i 10 ml petriskåler lot ikke enkeltcellene seg telle på grunn av tilleirede jernhydroksydnokker, og veksten ble målt i form av kolonienes størrelse ved forsøkets slutt. Resultatene var noe forvirrende idet fortyningene 1:100000 og 1:7500 gav større kolonier enn kontrollkulturen; 1:75000 og 1:50000 samme størrelse som denne. Tydelig reduksjon (mindre enn 1/3 av kontrollen) var det først ved lavere fortyninger enn 1:4000.

Fig.3 Vekst hos dinoflagellaten *Prorocentrum micans* i „kjemostat“ med daglig tilsetning av frisk blanding av sjøvann + avfall i angitte konsentrasjoner (Modifisert etter Kayser 1969)



Ytterligere eksperimentelle undersøkelser med fytoplankton er utført av Ketchum & al. (1957, upublisert manuskript) og Vaccaro & al. (1972). De førstnevnte dyrket grønnalgen *Dunaliella euchlora* i vann som var innsamlet bak en dumpelekker. Jernkonsentrasjonene varierte fra 0,42 til 35,5 mg Fe/l og pH var omkring 7,9 i alle kar. Negative effekter ble observert ved 2,7 og 4,7 mg jern pr. liter. Hvis man går ut fra at jerninnholdet i det konsentrerte avfallsvannet som Kayser brukte, var rundt 50.000 mg Fe/l (ca. 14% jernsulfat), tilsvarer dette fortyninger på ca. 1:17000 (2,7 mg Fe/l og 1:11000 (4,7 mg Fe/l) med hensyn til jernkomponenten. Ved 35,5 mg jern pr. liter (fortynning ca. 1:1500) fikk Ketchum og medarbeidere (l.c.) ingen vekst hos *Dunaliella euchlora*. I en blandkultur av diatomeer (*Skeletonema costatum*, *Nitzschia closterium*, *Liamophora lyngbyei* og *Chaetoceros decipiens*) ble det derimot ikke påvist nedsatt vekst eller redusert diversitet i medium med et jerninnhold på 3,25 mg/l (Vaccaro & al., l.c.). I forhold til Kaysers forsøk representerer dette en fortyning på omtrent 1:16000.

Vedrørende forholdene på utslippsstedene er det bare sparsomt med opplysninger. Ketchum & al. (1958, upublisert materiale) beregnet primærproduksjonskapasiteten under 1 m<sup>2</sup> overflate på stasjoner i omegnen av dumpefeltet utenfor kysten av New Jersey. Beregningsgrunnlaget var data over lysintensitet, vannets gjennomsiktighet og klorofyllinnhold. Ved to forskjellige anledninger ble det funnet at produksjonspotensialet, selv ved relativt høyere klorofyllkonsentrasjon, var redusert til omkring det halve der hvor vannet hadde redusert transparens på grunn av høyt innhold av partikulært jern.

#### 4.2 Dyreplankton

De fleste av undersøkelsene over zooplanktonets forhold til titan-dioksydavfall er av orienterende og foreløpig karakter. Ketchum og Ford (1948, upublisert manuskript, se Redfield & Walford 1951) gjorde forsøk med en ikke nærmere spesifisert bestand av planktondyr i vann samlet kort etter dumping. Jernkonsentrasjonene varierte fra

ca. 2 til 26 mg Fe/l og pH fra 7,4 til 5,7. I alle konsentrasjonene ble planktonet lammet i sin bevegelse og sank til bunns. Opp til en konsentrasjon på vel 10 mg jern pr. liter gjenvant de imidlertid bevegeligheten i løpet av 2-3 minutter. Det samme skjedde i det mest forurensede vannet ved fortykning til halv konsentrasjon etter 5 minutter. Sammenliknet med jernkonsentrasjonen hos Kayser, ble det følgelig konstatert skade ved fortykning på ca. 1:2000.

Ved et forsøk med eggbærende eksemplarer av hoppekrepsen *Pseudodiaptomus coronatus* fant man ingen skadevirkninger ved avfallskonsentrasjoner tilsvarende jerninnhold på ca. 0,03 og 0,3 mg Fe/l (Vaccaro & al. 1972). Når jerninnholdet økte til 3,2 mg pr. liter, ble det imidlertid registrert markerte, men noe forskjellige effekter. I en av fire parallelle tester klekket ikke eggene, mens man i de tre andre karene fikk varierende grader av høy larvedødelighet og forsinkelse i utviklingen fra egg til kjønnsmodne voksne individer. Igjen jevnført med Kaysers studier, så representerer 3,2 mg Fe/l en fortykning på ca. 1:16000.

Det har vært hevdet at jernhydroksydpartiklene til dels er av en størrelse som ligger innenfor filtreringskapasiteten til zooplankton (Ketchum & al. 1957, upublisert manuskript; se imidlertid også Hickel (1969) angående partikkelstørrelsen). At det utfelte jernet tas opp av planktonet, er blitt bekreftet både gjennom laboratorieeksperimenter og feltobservasjoner. Ketchum & al. (1958, upublisert manuskript) hadde 30 Cladocera (vannlopper) i vann med høyt (ikke nærmere angitt) innhold av slike partikler. Etter 12 timers opphold var dyrenes tarmer fulle av jern, men både direkte betraktning i mikroskop og måling av vannets turbiditet (ubetydelig reduksjon på 5 dager) bekreftet at materialet ble hurtig skilt ut igjen. Ingen av dyrene døde i forsøksperioden. Disse forskere har likeledes observert høyt jerninnhold i tarmen hos naturlige bestander samlet i kjølvannet etter dumping (l.c. og 1957, upublisert manuskript). I samtlige observasjonstilfeller har dyrene tilsynelatende vært friske og levedyktige.

Ved mer eller mindre omfattende feltundersøkelser er det forsøkt å finne ut om det kunne påvises noen sammenheng mellom vannets jerninnhold og dyreplanktonpopulasjonens sammensetning og størrelse. Ketchum & al. (1958, upublisert manuskript) fant ingen slik korrelasjon, og det gjorde heller ikke Vaccaro og medarbeidere (1972). Riktignok ble det ved den siste undersøkelsen i gjennomsnitt funnet 30% høyere biomassetall på stasjonene i kontrollområdet, men variasjonsbredden var den samme (16 prøver i hvert område), og forskjellen ble formodet å være tilfeldig.

#### 4.3. Organismer knyttet til stranden og bunnen

Bortsett fra de preliminare undersøkelsene i Hvalerområdet (NIVA desember 1970, upublisert manuskript) er det ikke kjent observasjoner som gjelder avfallets virkning på strandsonens flora. På to stasjoner, vel 4 og 7 km fra utslippet, var brunt belegg på fjellet og alger relativt utbredt. Algevegetasjonen var i tillegg bemerkelsesverdig sparsom og artsfattig. Spesielt var det vanskelig å finne tilfredsstillende forklaring på dette for de ettårige artenes vedkommende. Uten bakgrunnsdata og nøyere undersøkelser er det imidlertid ikke grunnlag for konklusjoner som årsaksforholdet.

I dumpeområdet er det først og fremst frykten for bunnfaunaens skadelidende som har gjort seg gjeldende. Imidlertid har ikke negative effekter latt seg påvise ved de undersøkelsene som har vært foretatt utenfor New Jersey, hverken kort tid etter dumpingens start (Arnold & Royce 1950, Redfield & Walford 1951) eller flere år senere (Owen 1956, 1958, upublisert materiale). Disse undersøkelsene var forholdsvis ekstensive og lite egnet til å kunne dokumentere mindre endringer. Grundigere studier ble gjort av Vaccaro & al. (1972), og det ble da konstatert en statistisk signifikant høyere forskjell i gjennomsnittlig antall dyr i 8 grabbprøver fra et referanseområde sammenliknet med det tilsvarende antall prøver fra dumpeområdet. Forskjellen i biomasse og diversitet ("mangfoldighet") var derimot ikke signifikante.

Utenfor Helgoland har det vært drevet månedlige undersøkelser siden april 1969 (Rachor 1970, upublisert materiale). Dumpingen tok til i

mai samme år, men det finnes referansemateriale fra tidligere undersøkelser. I likhet med utenfor New Jersey er bunnen stort sett sandig, med fin til middels kornstørrelse. Dette antyder en viss strøm på bunnen, slik at forholdene ikke ligger spesielt til rette for sedimentering og akkumulering av jern. Ikke dessto mindre er det siden høsten 1969 konstatert betydelige forekomster av flak av jernhydrok-syd liggende løst oppå sedimentene (Rachor l.c.). Når det gjelder større bunndyr, har man kunnet iaktta adsorpsjon av jern til slimhylsteret rundt rørbyggende polychaeter (børsteormer). Det samme fenomenet er observert i Hvalerbassenget (NIVA desember 1970). Videre foreligger det indikasjoner på høyt jerninnhold i tarmen hos børsteormene. Rachor har hatt mulighet for å sammenlikne resultatene med data fra tidligere arbeider. Både med hensyn til biomasse og artsrikdom har det funnet sted en økning i forhold til før. Økningen, som startet før dumpingen, har fortsatt frem til oktober 1970. Flere nye arter er registrert i området, og for enkelte bløtdyrs vedkommende er det relativt sikkert at larver har slått seg ned og gitt opphav til nye bestander på tross av jernhydroksydfalakene. Hvorvidt økningen i artstall og biomasse har sammenheng med avfallsdisponeringen eller representerer naturlig variasjon, antas det å være for tidlig å vurdere.

Utenom det som er nevnt ovenfor foreligger det bare spredte data. Representanter for rekearten *Cragon crangon* som lever i nærheten av utslippet fra en titanfabrikk i England, rapporteres å ta opp og rødfarges av avfallet, men ellers være tilsynelatende uberørt (Dr. H.A. Cole, personlig meddelelse).

Resultatene av tre års undersøkelse av de mikroskopiske bunndyrformene innen Helgolandområdet ventes snart publisert. Det er ikke blitt observert forandringer som uten videre kan settes i forbindelse med dumpingen. I laboratoriet er det samtidig gjort forsøk med avfallsvannets innvirkning på eggproduksjonen hos flimmerormen *Bursosaphia baltalimaniaformis*. Under betingelser som skulle tilsvare forholdene på bunnen der avfallet slippes, ble det ikke registrert noen nedgang i antall egg (D. H. Kayser, personlig meddelelse).

Av øvrige eksperimentelle undersøkelser er det sparsomt. Kinne & Schumann (1968) nevner at de i akvarier har observert at eremittkrepseren *Eupagurus bernhardus* med jernhydroksydpartikler klebet til munddelar og ben, dessuten at larver av sneglene *Crepidula fornicata* (tøffelsnegl) og *Lacuna vincta* ble fanget opp i jernhydroksydfnokene ved utfelling. Videre skal det være registrert skadevirkninger på blåskjell (upublisert materiale. Rapport til TITANGESELLSCHAFT MBH, Zweigwerk Nordenham av 20/12-1971 fra en kongress i Bremerhafen 1971 om avfallsdisponering i havet).

#### 4.4. Fisk

I laboratorieforsøk med fisk er skadevirkningene ved lave avfallskonentrasjoner klart dokumentert. Kinne & Rosenthal (1967) har utført undersøkelser med egg og larver av sild (*Clupea harengus*) og avfallsvann fra samme fabrikk som Kayser (1969), slik at de nedenfor nevnte fortytningene skulle gi grunnlag for å sammenlikne resultatene.

De første av forsøkene til Kinne & Rosenthal ble utført med befruktede egg som var henholdsvis en og tolv dager gamle ved overføring til testmediene. Eggene ble plassert i 1 liters kar med gjennomlufting, temperaturen var 8,0°C og saltholdighet ca. 1,6%. Ved begge forsøksserier adsorbentes jernhydroksydpartikler til eggene i alle fortytninger fra 1:8000 til 1:32000. Det ble likevel ikke konstatert noen økt eggdødelighet, bortsett fra i 1:8000, og da bare for de egg som ble utsatt for forurensninger fra en dag etter befruktning. Unormale svingninger i hjerterefrekvens hos fostrene var derimot et gjennomgående symptom. Klekkingsprosenten ble ikke redusert i forhold til kontrollen, og det viktigste resultatet var at i forsøkene med nylig befruktede egg fikk man nedsatt tiden fra befruktning til klekking med opp til 3 dager (1:8000; ved 1:16000, 1:24000 og 1:32000 var forskjellen bare 1 dag).

Når også befruktningen foregikk i det forurensede vannet, ble utslagene mer markerte (Kinne & Rosenthal l.c.). Disse forsøkene foregikk bare i fortytningene 1:16000, og man fikk bl.a. redusert befruktningsprosenten til omtrent det halve. Eggdiameteren syntes



å bli noe mindre, og videre var det økt eggdødelighet og dårligere vekst hos fostrene. Hjertefrekvensen var forhøyet, og klekking fant i gjennomsnitt sted tre dager tidligere enn normalt, samtidig som klekkingsprosenten bare var 36 mot 86 i kontrollkaret. Det ble også observert mange deformiteter hos larvene: 6 av 7 var misdannet.

Det siste av eksperimentene til Kinne & Rosenthal ble foretatt med 1-3 dager gamle, normale larver. Ved konsentrasjonen 1:8000 inntrådte nærmest momentan lammelse, og etter 6 dager i dette medium var alle forsøksdyrene døde. Noen larver ble eksponert en time ved samme konsentrasjon og deretter overført til upåvirket vann, men allerede en så kortvarig påvirkning viste seg å være dødelig. I konsentrasjonene 1:16000 - 1:32000 opptrådte diverse atferdsforstyrrelser, men ingen signifikant forskjellig dødelighet. I blandingen 1:16000 begynte larvene etter en tid å svømme i spiral, mens bevegelsene ved 1:24000 og 1:32000 var tilnærmet normale. Det var likevel en viktig forskjell. Mens upåvirkede larver etter 6 dager begynte å simulere bevegelser forbundet med jakt og fødeopptak, uteble dette hos de avfallsbelastede dyrene.

Fig. 4 viser resultatene av et forsøk som Kinne & Schumann (1968) har gjort med 6 dager gamle larver av tunge (*Solea solea*). 10 larver ble holdt i 400 ml kar ved 20°C, 3,2% S og uten gjennomlufting. Avfallet var av omtrent samme sammensetning som ved de ovenfor refererte fiskeforsøk, og blandingene med sjøvann var nylaget ved forsøkens begynnelse. Forsøkene varte i 30 timer uten fornyelse av mediet. Det fremgår av figuren at i fortynninger opp til 1:10000 var alle larver døde etter 12 timer. Såkalt LC<sub>50</sub> (den konsentrasjon som medfører død for halvparten av forsøksdyrene) var for 24 timer 1:15000.

Ved den samme undersøkelsen ble det også eksperimentert med ulike fortyningers virkning på mortaliteten og gjellebevegelsesfrekvensen hos yngel av bergkutling (*Gobius pictus*). Saliniteten var den samme som ovenfor, temperaturen 18-19°C, karene var på to liter og medium ble skiftet hvert døgn. I hvert av karene var det 10 fisk av ca. 20 mm lengde, og 10-30 dyr ble benyttet ved de enkelte fortynninger. På grunnlag av resultater der alle testobjekter døde innen 48 timer

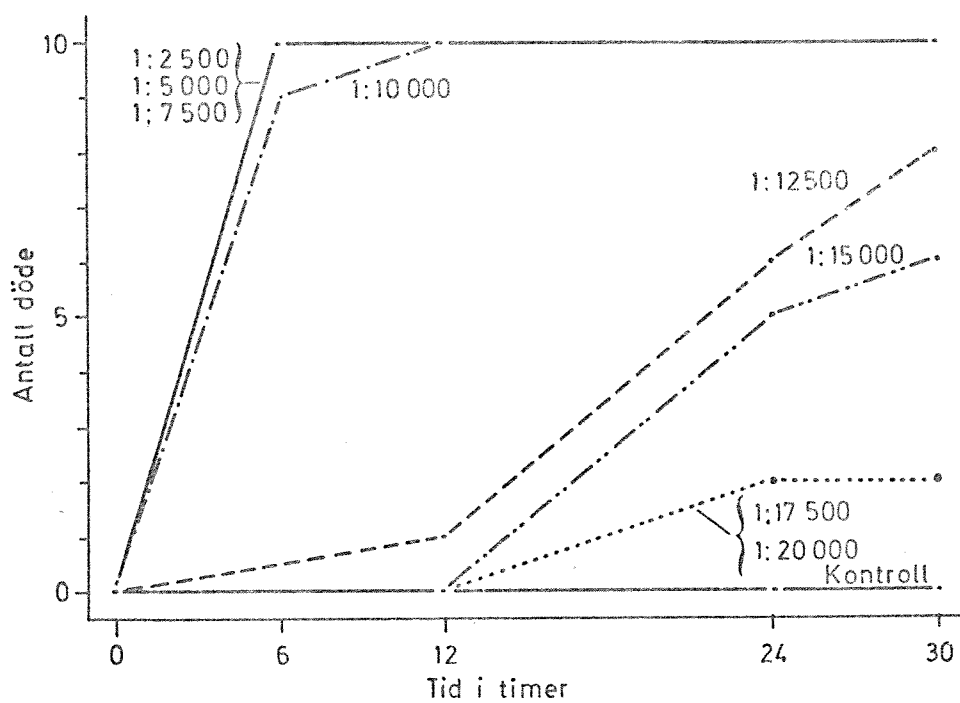
Fig.4

Dödelighet hos 6 dager gamle larver av Solea solea (tunge)

Temperatur :  $20^{\circ} \pm 1^{\circ}\text{C}$

Antall forsøksdyr : 10

(Etter Kinne & Schumann 1968)



i fortynningen 1:5000, 8 av 10 ved 1:6000 og 4 av 10 ved 1:7000, ble 48 timers  $LC_{50}$  anslått til omkring 1:6000. Bergkutlingyngel viste seg følgelig mer motstandsdyktige enn larver av tunge. Foreløpige resultater tydet på at eldre eksemplarer av bergkutling hadde enda høyere motstandskraft. Gjellebevegelsene hos yngelsen var tydelig influert i alle fortynninger opp til 1:32000, dess mer jo høyere avfallskonsentrasjonen var. Frekvensen nærmet seg imidlertid det normale med tiden, og likeledes ble utslagene svakere for hvert skifte av medium.

Spørsmålet om betydningen av en eventuell lufting ble belyst gjennom orienterende forsøk. Resultatene tydet ikke på at dødeligheten ble vesentlig mindre ved gjennomblåsing.

Såvel Kinne & Rosenthal (1967) som Kinne & Schumann betoner den mulige rolle som avfallsvannets alder spiller. Upubliserte data fra forsøk med panserulke (*Agonus cataphractus*) synes å bekrefte dette. Mens man fikk 100% dødelighet innen 12 timer med en døgngammel blanding først ved så høy konsentrasjon som 1:5000, oppnådde man det tilsvarende med 4 timer gammelt avfall ved 1:15000.

Mer fysiologisk orienterte fiskeforsøk med samme type avfallsvann er utført av Halsband (1968), men opplysninger om de benyttede konsentrasjoner mangler.

I forbindelse med dumping på den amerikanske østkysten er det gjort omfattende fiskeribiologiske undersøkelser, spesielt med henblikk på å kartlegge forekomsten av fisk og utøvelsen av fiske i de presumptivt berørte områder (Buller & Spear 1950, Younger & Zamos 1955). Et sammendrag av resultatene fra disse og andre undersøkelser finnes hos Westman (1958, upublisert manuskript), hvor også observasjonene fra forfatterens egen kontrollundersøkelse er tatt med. Ved denne ble det ikke funnet noe grunnlag for å påstå at vannmassene i det permanent påvirkede dumpeområdet inneholdt avfallskonsentrasjoner som var skadelige for fisk eller fødedyr. Tvert imot bekreftet det at området i 1951-1957 var blitt hovedfiskefeltet for en ettertraktet sportsfisk. Den nyetablerte fiskebanken har fått navnet Acid Grounds. Det karakteristiske er imidlertid ikke vannets surhet, men den brun-

grønne fargen og økte turbiditeten som Westman antyder øver en hittil uopklart tiltrekning på enkelte fiskearter. I de senere år hevdes utbyttet av fisket på denne banken å ha økt flerfoldige ganger (Newmark News Magazine, 29. august 1965; se også Peschiera & Freiherr 1968).

#### 4.5. Akkumulering av jern og andre tungmetaller i organismer

Materiale som er relevant for dette problem finnes hos Vaccaro & al. (1972). Tørket zooplankton og forasket bunnfauna fra "Acid Grounds" og et kontrollområde ble analysert på innhold av jern, kobber, sink, bly, krom, kobolt, nikkel og kadmium. For bunndyrenes vedkommende var det høyest konsentrasjon av alle metaller i prøvene fra dumpeområdet. Samme forhold fikk man for planktonet, når unntas krom. Materialet er ikke omfattende nok til å vurdere om de registrerte nivåforskjellene er signifikante. Hvis man sammenliknet konsentrasjonene i benthosfaunaen fra Acid Grounds med innholdet i dyr fra det nærliggende dypområdet Hudson Gorge (2. kontrollområde), var f.eks. dyrenes innhold av bly og krom høyere i det sistnevnte området, mens jerninnholdet var i samme størrelsesorden (I sedimentene ble det for alle metallene påvist høyest konsentrasjoner i Hudson Gorge, der avsetningene også inneholdt mer organisk stoff). De samme forfattere kunne påvise en positiv korrelasjon mellom forholdet jern:karbon i zooplankton og vannets innhold av partikulært jern, hvilket antyder muligheten av anrikning ved konstant belastning av vannmassene. Det vites imidlertid ikke om økningen i forholdet Fe:C representerer opptak i organismene eller i større eller mindre grad bare har vært adhesjon av partikler til dyrene. Av interesse i denne forbindelse er de før nevnte observasjoner av jernpartikler i tarmen hos ulike planktonformer (Ketchum & al. 1958, upublisert manuskript).

Vedrørende akkumulering må det til slutt nevnes at ved Helgoland er det funnet høyt innhold av jern i tarmen til polychaeter (Rachor 1970, upublisert manuskript). Måling av jerninnholdet i muslingen *Venus gallina* ga derimot 50% høyere verdier i eksemplarer som vokste ca. 10 km øst for dumpeområdet i forhold til dem som befant seg innen dette.

#### 4.6. Diskusjon av biologiske effekter

På basis av de foreliggende forsøksresultater lar det seg uten videre slå fast at over visse konsentrasjoner har det benyttede avfallsvannet dødelig effekt, eller er på annen måte skadelig for både planteplankton (Kayser 1969, 1970; Ketchum & al. 1957), dyreplankton (Vaccaro & al. 1972) og fisk (Kinne & Rosenthal 1967, Kinne & Schumann 1968). De organismer som har vært benyttet i testene, kan antas å være representative for gruppene de tilhører i den forstand at tilsvarende reaksjon kan forventes ved forsøk med andre arter. Heller ikke kan det innvendes at forholdene under laboratorieforsøkene har vært så forskjellige fra naturlige miljøer belastet med avfall, at resultatene fra de eksperimentelle undersøkelser ikke kan appliseres på hendelsesforløpet i naturen. Problemet er snarere å vurdere den skadebringende tilstands utbredelse i tid, bunnareal og vannvolum - for de enkelte utslipp og ved den stadige belastning av et område. Med henblikk på praktiske forholdsregler er det videre av interesse å få nærmere kunnskap om hvilke egenskaper hos avfallet som virker bionegativt. Er det f.eks. senkningen av surhetsgraden i omgivelsene og det økte partialtrykket av karbondioksydet, eller beror skaden primært på innholdet av jern og andre metaller?

I den forbindelse kan man trekke frem enkelte av de forsøkene som er gjort av Kayser (1969), Kinne & Rosenthal (1967) og Kinne & Schumann (1968). Kayser testet giftvirkningen på *Prorocentrum micans* av både ferske avfallsblandinger og blandinger som hadde stått i 24 timer før inokulering av alger. Det fremgår ikke om de døgngamle blandingerne var blitt luftet før bruk, men av opplysningene om pH-utviklingen i luftede og uluftede medier hos Kayser selv og i tillegget hos Kinne & Schumann (1958), kan man slutte seg til at forskjellen vil være ubetydelig (ca. 0,3 for fortykning 1:4000 og mindre for høyere fortykninger). Forskjellen mellom nye og gamle avfallsblandinger med hensyn til pH vil derfor være omtrent som man kan se av fig. 1.

Nå registrerte ikke Kayser noen sterkere effekt av ferskt avfall, og siden de to miljøene primært var ulike med hensyn til surhet i de første timene, tyder dette på at det ikke er pH som er den viktigste faktoren (i tilfelle må det være de små pH-forskjeller som er til

stede etter at forholdene har stabilisert seg som er utslagsgivende). Under alle omstendigheter kan man trekke den konklusjon at for *Prorocentrum micans* spiller en aldersforskjell hos avfallet på et døgn mindre rolle. I betraktning av at Kayser tolker sine resultater dithen at så lave konsentrasjoner som 1:32000 nedsetter veksten hos denne arten, er dette viktig fordi slike konsentrasjoner eksisterer i flere timer etter dumping. Jevn fortykning på 1:32000 av en mengde på 1800 tonn (daglig utslipp ved Helgoland) berører nær 50 mill. m<sup>3</sup>, eller hele vannvolumet under 2 km<sup>2</sup> ned til 25 meters dyp (Avfallets sp.vekt er satt til 1,25).

Ut fra resultatene fra Kaysers forsøk kan en anslått grense for tydelig skadevirkning ved konsentrasjonen 1:32000 synes noe vilkårlig. Ved halvkontinuerlig kultur med stigende volum var f.eks. veksthastigheten ved 1:32000 svakt høyere enn ved 1:100000, og det var liten forskjell mellom veksten i 1:100000 og 1:7500. Konklusjonens beretigelse trer tydeligere frem av resultatene avbildet i fig. 3. Selv om det er aktuelt å teste reproduserbarheten av Kaysers resultater, er det ikke mulig å se bort fra at det konsekvent er funnet nedsatt veksthastighet i avfallsvannet i forhold til kontrollmediet. Som Kayser påpeker, kan selv små forringelser av formeringsevnen få følger for hele planktonsamfunnets struktur fordi ulike arter har forskjellig toleranse. Et resonnement som går ut på at det er mer eller mindre likegyldig hvilke arter som dominerer i et planktonsamfunn er uholdbart av den grunn at man ikke har oversikt over de videre konsekvenser (for dyreplankton og fisk).

Øvrige resultater fra forsøk med planktonalger (kfr. pkt. 4.1.) kan muligens tyde på at skadegrensene for andre grupper ikke ligger ved fullt så lave konsentrasjoner som funnet for dinoflagellatene *Ceratium furca* (1:50000) og *Prorocentrum micans*. Mange forhold spiller inn i denne forbindelse. En slimkappe rundt cellene kan f.eks. tenkes å virke beskyttende. Koloniformen av *Phaeocystis poucheti* er innleiret i slikt slim, og det er ikke sikkert at den funne lave skadegrense (1:4000) er helt representativ for artens toleranse.

I kontrast til laboratorieresultatene står mangelen på registrerte planteplanktonskader i resipientvannmassene. Det er imidlertid innlysende at dette også er vanskeligere å påvise. Hvis utbredelsen av grumsete og ugjennomsiktige vannmasser er så omfattende som antyd det hos Westman (1958, upublisert manuskript) og delvis hos Vaccaro & al. (1972), er det sannsynlig at primærproduksjonen kan reduseres i store deler av et dumpeområde, slik som også beregningne til Ketchum & al. (1958) har vist.

De erfaringer som er gjort med effekten overfor zooplankton, kan tyde på at det er de lave pH-verdiene som skader dyrene når avfallskonsentrasjonen er høy. I hvert fall er det gjort flere observasjoner som indikerer at det er sjokkeeffekten ved lav pH som gjør seg gjeldende, og at toleransen versus jernhydroksydparkler er høy (Ketchum & al. 1957, 1958).

Ulike planktonformer i kjølvannet tett etter en dumpelekker synes ikke å være skadet, og tilfeller av at dyr er blitt drept ved dumping er ikke kjent. Den sannsynlige forklaring på dette er at de ekstreme forurensningstilstandene (konsentrasjoner høyere enn 1:1000 - 1:2000) er raskt forbigående (3-4 min.).

En viss usikkerhet råder med hensyn til om de dannede jernhydroksydparkler er av en slik størrelse at de tas opp av former som lever av parkler som filtreres fra vannet (Ketchum & al. 1957, Hickel 1969). Så lenge det later til at slike parkler skilles ut gjennom tarmen uten påviselig skadeeffekt, er dette spørsmål av mindre betydning.

Forsøk på å finne en eventuell sammenheng mellom plankton-biomasse og vannets innhold av jern har ikke ført frem. De funne forskjeller mellom belastede og ubelastede områder er små og ikke entydige. Innflytelsen av avfallsvannet på livssyklus og formeringsevne er foreløpig bare testet for en enkelt dyreplanktonart (kfr. pkt. 4.2.). Det er derfor nødvendig med ytterligere klarlegging av både korttids- og langtidseffekter på ulike arter, før man kan vurdere dumpingens konsekvenser og hvilke egenskaper ved avfallet som er virksomme.

Med representanter for bunnfaunaen er det ikke gjort forsøk der resultatene er tilgjengelige for vurdering. Erfaringene fra utslippsområdene tilsier at pH-virkninger er lite aktuelle, selv i relativt grunne farvann som ved Helgoland, forutsatt at dumpingene foretas under fart. Det er virkningen av jern og andre metaller som er av interesse, og da særlig på lengre sikt. I felten har det ikke vært mulig å påvise direkte skade på bunndyr, skjønt Vaccaro & al. (1972) har funnet antydning av forskjell mellom berørte og uberørte områder.

Undersøkelser ved Helgoland og i Hvalerbassenget har avslørt at jernpartikler adsorberes til enkelte børsteormers slimrør, men spekulasjoner over hva dette betyr for dyrenes trivsel kan bare bli hypotetisk. Dette er følgelig også et problem som trenger avklaring gjennom laboratoriestudier.

Det er ellers en rekke måter som bunnfaunaen kan tenkes å skades på ved sedimentering av jernhydroksydpartikler. Således kan f.eks. larvestadiene påvirkes mens de befinner seg i planktonet, giftige stoffer kan adsorberes til partiklene, disse kan minske oksygentilgangen i sedimentene, påvirke bunnoverflatens struktur, klebe sammen munnapparat og lemmer, etc. Gunstige effekter kan tenkes ved at jernhydroksydpartiklene adsorberer organisk stoff som kan utnyttes til føde. Alt dette vet man imidlertid lite om.

Ved vanlig dumping i åpent farvann er skade på fjærebeltets flora og fauna en fjern mulighet. I forbindelse med utslipp i estuarområder foreligger det derimot mistanke om at skader kan opptre, f.eks. på grunn av jernhydroksydavleiringer på substratet som alger vokser på eller på algene selv. Dette er imidlertid hypotetisk og hviler foreløpig på et utilstrekkelig observasjonsmateriale. Kulturforsøk med representative algearter er den mest nærliggende måte å få spørsmålet belyst på.

Ved siden av planktonalger er fisk den gruppen som er grundigst undersøkt med hensyn til reaksjoner på dumpeavfall fra titanpigmentproduksjon (kfr. pkt. 4.4.). Ved disse undersøkelsene er det på den ene siden bragt på det rene at avfallet er sterkt giftig (dødelig overfor larver av tunge ved fortykning 1:15000, atferdsforstyrrelser



hos sildelarver i fortynninger opp til 1:32000 etc.). I et tilsynelatende motsetningsforhold til dette står bl.a. at dumpeområdet utenfor New Jersey er blitt en betydelig fiskebanke etter at avfallstilførselen tok til.

Foruten effektens avhengighet av konsentrasjonsnivå og eksponeringstid, har hovedproblemene sammenheng med forskjellige utviklingsstadiers varierende ømfintlighet og avfallets alder. Med forbehold om materialets begrensede omfang har man gjort erfaringer i overensstemmelse med det som er vanlig ved toksiske virkninger, at yngre utviklingstrinn er mest utsatt. At virkningen av belastningen er sterkere jo yngre avfallsblandingen er, kunne tyde på at pH var av utslagsgivende betydning.

Kinne og Schumann (1968) fant som nevnt (pkt. 4.4.) at giftvirkningen var like sterk av en fire timer gammel fortynning på 1:15000 som av en fortynning på 1:5000 som hadde stått et døgn før fiskene ble tilsatt karet. Foreløpig er det mest grunn til å tro at dette skyldes at pH stiger med tiden. Likevel er det ikke sikkert at den store forskjellen mellom konsentrasjonene helt ut kan forklares av dette. Basert på de nevnte forfatteres figur over utviklingen av pH med tiden, kan man anslå surhetsgraden i en fortynning på 1:15000 til omkring 7,3 etter 4 timer. Den fortynningen som skulle ha samme pH som dette etter 24 timers henstand, kan tilsvarende anslås til mellom 1:7000 og 1:8000 (I 24 timer gammel løsning av styrke 1:5000 kan surhetsgraden beregnes til omkring 6,9).

Akkumuleringsproblemet er utilstrekkelig belyst, og det er for lite kunnskap om naturlige bakgrunnsverdier til at konsekvensene av titanavfallutslipp kan vurderes med videre utbytte. De foreløpige resultatene fra Helgoland (Rachor 1970, upublisert manuskript) og spesielt fra New Jersey kysten (Vaccaro & al. 1972) antyder imidlertid at anrikning kan finne sted både i zooplankton innenfor dumpeområdet og i bunndyr. Akkumulering i de sistnevnte behøver ikke nødvendigvis skje i bestandene nærmest dumpefeltet. Populasjoner i større forsøkninger, eller som befolker andre områder med liten strøm på bunnen og med effektiv sedimentering, kan være vel så utsatt.

## 5. SAMMENDRAG OG KONKLUSJON

- I Avfallet fra titanindustri har som dominerende bestanddeler svovelsyre og toverdig jernsulfat. Den prosentvise sammensetningen vil variere noe, men stort sett vil innholdet av begge disse komponenter være omkring 10% (5-15). (Avløpsvannet fra Kronos Titan A/S i Fredrikstad inneholdt bare ca. 0,5% av hver). Forøvrig inneholder spillproduktene også magnesium, titan og mindre mengder av tungmetaller som mangan, sink, krom, bly o.a.
- II Ved vanlig dumpingsprosedyre (utslipp under fart) oppnås en fortykning av blandingen tynnsyre/jernsulfat på 1:1000 - 1:2000 i løpet av få minutter. Etter et par timer er fortykningsgraden omkring 1:20000, målt på basis av tracerforsøk eller jernkonsentrasjoner. Med fast jernsulfat er det hittil bare gjort forsøk med konsentrerte utslipp.
- III Ved dumping i sjøvann vil senkningen av pH være kortvarig, dvs. at verdier under pH 7,0 vil måles bare de første minutter etter lekterens passering, og relativt små vannvolum vil berøres.
- IV Blandingen av tynnsyre og jernsulfat har grønn farge, som etter utledning i resipienten går over i brunt ved utfelling av treverdig jernhydroksyd. Sikten i vannet nedsettes betydelig på grunn av økningen i partikkelinnholdet. Ved stadig dumping innen et område kan vannmassene få permanent økt turbiditet og nedsatt lysgjennomgang.
- V Oksydasjon av toverdig til treverdig jern har neppe nevneverdig virkning på vannets oksygeninnhold. Kortvarig reduksjon i oksygenspenningen har vært observert.
- VI Sedimenteringsegenskapene til fnokkene av jernhydroksyd er noe omdiskutert. Opphoping over lag med tyngre vann er iaktatt, men vil i de fleste tilfeller neppe virke begrensende på spredningen.

- VII Akkumulering av jern i vann og bunnavsetninger er vanskelig å fastslå, men menes å være påvist i dumpeområdet ved Helgoland. Anrikning av jern og andre metaller i sedimentene vil kunne skje der det er lite strøm i dypet, og ikke nødvendigvis i umiddelbar nærhet av dumpeområdet. Ved dumping av fast jernsulfat kan man risikere at saltet går delvis oppløst til bunns. Spesielt ved konsentrerte utslipp vil opphoping på bunnen være sannsynlig.
- VIII I laboratoriet er det konstatert skadevirkninger ved lave avfallskonsentrasjoner både på planteplankton, dyreplankton og fisk. Eksempler på letale fortyninger er ca. 1:3000 (planteplankton) og ca. 1:15000 (fiskelarver). I kjølvannet til dumpelektere er dette fortyninger som varer fra ca. 5-10 min. til et par timer etter lekterens passering.
- IX Subletale skadevirkninger i form av nedsatt veksthastighet og formeringsevne, forsinket utvikling fra fostre til voksne, atferdsforstyrrelser, etc. er konstatert ved fortyninger på opp til 1:50000 (planteplankton), ca. 1:15000 (dyreplankton) og for fisks vedkommende 1:32000. Resultater av forsøk med bunndyr eller fastsittende alger er ikke publisert.
- X I naturen er det ikke påvist skadevirkninger. Dette kan anses å være dekkende for de reelle forhold når det gjelder letale effekter. Mangelen på observasjoner av subletale virkninger skyldes etter all sannsynlighet praktiske vanskeligheter forbundet med å få dem registrert. Det er lite grunnlag for å anta at resultatene fra kulturforsøk ikke er overførbare til naturen.
- XI Den rent mekaniske virkning av jernhydroksydfnocker på sedimentstruktur og på organismeliv er lite utredet. Visse indikasjoner på anrikning av jern og andre tungmetaller er funnet for dyreplankton og bunndyr berørt av utslippene på den amerikanske østkyst.

XII Å dømme etter tilgjengelige data fra utslippsstedene, har avfallsdisponeringen i nåværende form og omfang forholdsvis ubetydelige følger. Det spinkle grunnlaget for å vurdere langtidseffektene og samvirket med andre avfallstyper gjør likevel den nåværende praksis betenkelig ut fra hensynet til havet som livsmiljø.

## 6. LITTERATUR

ABRAHAM, G. og HILBERTS, B., 1967: Vermischung von Abfallsäure im Propellstrahl eines Küstenmotorschiffes. Delft Hydraulics Laboratory Publ. No. 51, 6 s. + figurer.

ARNOLD, E.L. og ROYCE, W.F., 1950: Observations of the effect of acid-iron waste disposal at sea on animal populations. U.S. Dept. of the Interior, Fish and Wildlife Service. Special Scientific Report: Fisheries No. 11, 12 s.

BERGE, G., FØYN, L., LJØEN, R. og PALMORK, K.H., 1971: Experimental dumping of waste ferrosulfate (copperas) into the Skagerrak. International Council for the Exploration of the Sea. C.M. 1971/E:32, Fisheries Improvement Committee. Upublisert manuskript, 7 s. + tabell og figurer.

BULLER, R.J. og SPEAR, H.S., 1950: A survey of the sports fishery of the Middle Atlantic Bight in 1948. U.S. Dept. of the Interior, Fish and Wildlife Service, Special Scientific report: Fisheries No. 7, 20 s.

COOPER, L.H.N., 1948: The distribution of iron in the waters of the Western English Channel. J. Mar. Biol. Ass. 27: 279-313.

CORWIN, N. og KETCHUM, B.H., 1956: The iron content of sediment samples in New York Bight obtained during R/V CARYN cruise 108, October 19-24, 1956. Woods Hole Oceanographic Institution, Ref. No. 57-19. Supplement to Ref. No. 57-5. Upublisert manuskript, 4 s.

HALSBAND, E., 1968: Physiologische Untersuchungsmethoden zur Bestimmung des Schädlichkeitsgrades von Abwassergiften i Süß-, Brack- und Salzwasser. Helgoländer wiss. Meeresunters. 17: 224-246.

HICKEL, W., 1969: Sedimentbeschaffenheit und Bakteriengehalt im Sediment eines zukünftigen Verklappungsgebietes von Industrieabwässern nordwestlich Helgolands. Helgoländer wiss. Meeresunters. 19: 1-20.

KAYSER, H., 1969: Züchtungsexperimente an zwei marinen Flagellaten (Dinophyta) und ihre Anwendung im toxikologischen Abwassertest. Helgoländer wiss. Meeresunters. 19: 21-44.

KAYSER, H., 1970: Experimental-ecological investigations on *Phaeocystis poucheti* (Haptophyceae): cultivation and waste water test. Helgoländer wiss. Meeresunters. 20: 195-212.

KETCHUM, B.H. og FORD, W.M., 1948: Waste disposal at sea. Preliminary report on acid-iron waste disposal. Woods Hole Oceanographic Institution. Upublisert manuskript, 14 s. + tabeller.

KETCHUM, B.H., YENTSCH, C.S. og CORWIN, N., 1957: Some studies of the disposal of iron wastes at sea. Woods Hole Oceanographic Institution, Ref. No. 58-7. Upublisert manuskript, 17 s.

KETCHUM, B.H., YENTSCH, C.S. og CORWIN, N., 1958: Some studies of the disposal of iron wastes at sea: Summer 1958. I. The distribution of plankton in relation to the circulation and chemistry of the water. Woods Hole Oceanographic Institution, Ref. No. 58-55. Upublisert manuskript, s. 1-35, Appendiks A+B.

KINNE, O. og ROSENTHAL, H., 1967: Effects of sulfuric water pollutants on fertilization, embryonic development and larvae of the herring, *Clupea harengus*. Mar. Biol. 1: 65-83.

KINNE, O. og SCHUMANN, K.-H., 1968: Biologische Konsequenzen schwefelsäure- und eisensulfathaltiger Industrieabwässer. Mortalität junger *Gobius pictus* und *Solea solea* (Pisces). Helgoländer wiss. Meeresunters. 17: 141-155.

NEWARK NEWS MAGAZINE, 29/8-1965: "Acid Water Grounds". Where the Blues are running.

NIVA, mars 1965: O-229. Bestemmelse av utslipningssted og beregning av utslipningsanordning for utslipp av avløpsvann fra Titan Co. A/S, Fredrikstad, i Glommas nedre løp. Upublisert manuskript, 14 s. + figurer.

- NIVA, mai 1969: O-229. Vurdering av Glåma som resipient for Titan Co. A.s. Undersøkelser 1968-69. Upublisert manuskript, 23 s. + figurer.
- NIVA, 28. mai 1970: O-229. Vurdering av hvordan syreutslipp fra Titan Co. A/S virker på resipienten. Upublisert manuskript, 5 s. + figurer.
- NIVA, desember 1970: O-229. Vurdering av sjøområdet innenfor Hvalerøyene som resipient for avløpsvann fra Titan Co. A/S. Undersøkelser av biologiske forhold 19-20/8 1969. Upublisert manuskript, 27 s.
- OWEN, D.M., 1956: Report on the bottom sampling and selfcontained diving survey in the New York Bight. R/V CARYN cruise 108, October 19, 1956 - October 24, 1956. Woods Hole Oceanographic Institution, Ref. No. 57-5. Upublisert manuskript, 22 s.
- OWEN, D.M., 1958: Some studies of <sup>the</sup> disposal of iron wastes at sea: Summer, 1958. II. Bottom photography. Woods Hole Oceanographic Institution, Ref. No. 58-55. Upublisert manuskript, s. 36-58.
- PESCHIERA, L. og FREIHERR, F.H., 1968: Disposal of titanium pigment process wastes. J. Water Poll. Contr. Fedr. 40(1): 127-131.
- RACHOR, E., 1970: On the influence of industrial waste containing  $H_2SO_4$  and  $FeSO_4$  on the bottom fauna off Helgoland (German Bight). FAO Technical Conference on Marine Pollution and its Effects on Living Resources and Fishing. Roma 9-18. Desember 1970. FIR:MP/70/E-101. Upublisert manuskript, 5 s.
- REDFIELD, A.C. og WALFORD, L.A., 1951: A study of the disposal of chemical waste at sea. Report of the committee for investigation of waste disposal. National Academy of Science - National Research Council. Publ. 201, VII + 49 s.
- SIMENSEN, T. og LISETH, P., 1967: Disposal of titanium dioxide waste in a stratified estuary. Proc. 22. Ind. Waste Conf. Purdue Univ. 129(2): 950-967.

VACCARO, R.F., GRICE, G.D., ROWE, G.T. og WIEBE, P.H., 1972: Acid-iron waste disposal and the summer distribution of standing crops in the New York Bight. Water Res. 6: 231-256.

WATERLOOPKUNDIGE LABORATORIUM, DELFT, 1970: Untersuchung über die Vermischung von Dünnsäure mit Meerwasser im Schraubenstrahl des Küstenmotorschiffes "Käthe H.". M 939, upublisert manuskript, 20 s. + tabeller og figurer.

WEICHART, G., 1969: Industrielle Abfallstoffe gefährden die Nordsee. Umschau in Wissenschaft und Technik 69(19): 605-611.

WEICHART, G., 1970: Chemical and physical investigations in the German Bight on marine pollution caused by wastes of a  $TiO_2$  factory. FAO Technical Conference on Marine Pollution and its Effects on Living Resources and Fishing, Roma 9-18. desember 1970. FIR:MP/70/E-44. Upublisert manuskript, 2 s.

WEICHART, G., 1972: Neuere Entwicklungen in der Meereschemie. Naturwissenschaften 1: 16-19.

WESTMAN, J.R., 1958: A study of the newly created "Acid Grounds" and certain other fishery areas of the New York Bight. Upublisert manuskript uten referanse, 50 s. + tabeller.

YOUNGER, R.R. og ZAMOS, J.A., 1955: New Jersey's marine sport fishery. New Jersey Fisheries Laboratory, Miscellaneous Report 16, 47 s.