



O-90134

Utlekking av krom
fra sedimenter i Grisefjorden,
Vest-Agder.

En eksperimentell undersøkelse

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

Hovedkontor	Sørlandsavdelingen	Østlandsavdelingen	Vestlandsavdelingen
Postboks 69, Korsvoll	Televeien 1	Rute 866	Breiviken 5
0808 Oslo 8	4890 Grimstad	2312 Ottestad	5035 Bergen - Sandviken
Telefon (47 2) 23 52 80	Telefon (47 41) 43 033	Telefon (47 65) 76 752	Telefon (47 5) 95 17 00
Telefax (47 2) 39 41 89	Telefax (47 41) 44 513	Telefax (47 65) 78 402	Telefax (47 5) 25 78 90

Prosjektnr.:

O-90134

Undernummer:

Løpenummer:

2642

Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel:

Utlekking av krom fra sedimenter i Grisefjorden, Vest-Agder
- En eksperimentell undersøkelse.

Dato:

20.09.1991

Faggruppe:

Industriforurensning

Forfatter (e):

Roger M. Konieczny

Kristoffer Næs

Geografisk område:

Vest-Agder

Antall sider:

49

Opplag:

85

Oppdragsgiver:

Statens forurensningstilsyn (SFT)

Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.):

Ekstrakt:

Til tross for at sedimentene i Grisefjorden er meget sterkt forurenset med krom, var utlekkingen fra de anoksiske og abiotiske sedimentene meget liten. Med dagens anoksiske vannmasser eller ved fremtidige oksygenholdige vannmasser i Grisefjorden, representerer utlekkingen av krom fra disse sedimentene trolig et relativt lite problem. Hovedproblemet vil være oppvirvling av bunnslammet og en eventuell transport av partikler til områder lenger ut i fjordsystemet.

4 emneord, norske

1. Grisefjorden
2. Sedimenter
3. Krom
4. Utlekking

4 emneord, engelske

1. Grisefjorden
2. Sediments
3. Chromium
4. Leakage

Prosjektleder

For administrasjonen

ISBN 82-577-1997-8

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING – NIVA

0-90134

**UTLEKKING AV KROM FRA SEDIMENTER I GRISEFJORDEN, VEST-AGDER
-EN EKSPERIMENTELL UNDERSØKELSE**

Prosjektleder: Kristoffer Næs

Medarbeidere: Aud Helland
Roger M. Konieczny

RMK-0-90134

FORORD

Foreliggende rapport er gjennomført på oppdrag fra Statens forurensningstilsyn (SFT) i henhold til kontrakt 259/90. Ved siden av den rent eksperimentelle undersøkelsen er det lagt stor vekt på gjennomgang av eksisterende litteratur på problematikken rundt krom. Dette primært for å fremskaffe reelle bakgrunnsverdier (naturlige forekomster) for ulike tilstandsformer av krom i vann, sediment og biota, men også informasjon vedrørende forbindelsenes biotilgjengelighet og toksisitet. Kontakten i SFT har vært Frank Dahl.

Den eksperimentelle delen av undersøkelsen er gjennomført av Aud Helland, som også var ansvarlig for feltarbeidet og arbeidet med å fremskaffe det meste av litteraturen. Analysearbeidet på krom er utført av Roy Beba og Håvard Hovin. Gjennomgang av den aktuelle litteraturen og sammenstilling av rapporten er gjort av Roger M. Konieczny.

Samtlige takkes for sin innsats.

Dato 22.10.1991

Kristoffer Næs
Prosjektleder

SAMMENDRAG OG KONKLUSJON

Denne eksperimentelle undersøkelsen har hatt som hovedmål:

- å skalere betydningen av de kromforurensede sedimentene i Grisefjorden som en sekundær forurensningskilde.

I tillegg er det blitt gjort en litteraturgjennomgang knyttet til krom i marint miljø.

Hovedkonklusjonen er:

Sedimentene i Grisefjorden er meget sterkt forurenset med krom. Bedømt ut fra et sparsomt dataomfang er konsentrasjonene i området 1000-30000 mg/kg. Naturlige verdier i fjordsedimenter uten punktkilder ligger omkring 30-70 mg/kg (Knutzen og Skei 1990).

Selv om sedimentene er meget sterkt forurenset, var det en meget liten frigivelse av krom fra de anoksiske og abiotiske sedimentene til vannmassene. Etter en eksponeringstid på 90 dager var konsentrasjonene i vannet over sediment med konsentrasjon på ca. 500 mg krom pr. kg tørt sediment, ikke høyere enn det som observeres i vann fra ytre Oslofjord. Det må imidlertid påpekes at kromkonsentrasjonen i forsøkssedimentet ikke er representativ for Grisefjorden og burde ha vært fem ganger høyere. Det er lite trolig at dette ville gi store forskjeller i hovedkonklusjonene.

Med dagens anoksiske vannmasser eller ved fremtidige oksygenholdige vannmasser i Grisefjorden, representerer utlekkingen av krom fra disse sedimentene trolig et relativt lite problem.

Imidlertid, siden sedimentene er uvanlig sterkt forurenset, er hovedproblemet en oppvirvling av bunnslammet og transport av kromforurensede partikler til områder lenger ut i fjordsystemet.

Ved etablering av oksygenholdige vannmasser og en sedimentoverflate med dyr i Grisefjorden, vil krom kunne transporteres oppover i næringskjeden.

INNHOLD

Forord	3
Sammendrag og konklusjon	4
1. Innledning	6
1.1 Generelt	6
1.2 Målsetning	7
2. Krom i naturen	7
2.1 Kjemiske egenskaper og bakgrunnsverdier	7
2.2 Giftighet og biotilgjengelighet	10
3. Materiale og metoder	12
3.1 Feltarbeid	12
3.2 Eksperimentell gjennomføring	14
3.3 Analysemetodikk	15
3.4 Fluxberegninger	16
4. Resultater og diskusjon	18
4.1 Krom i sedimentet	18
4.2 Krom i porevannet	19
4.3 Utlekking av krom	21
5. Referanser	25
Vedlegg	39

1. INNLEDNING

1.1 GENERELT

Kromitt er den viktigste kilden til det krom som brukes i industrien i dag. Hovedbruksområdet er i jern og stålindustrien, til antikorrosjons behandling, samt i deler av den kjemiske industrien. Den tidligste anvendelsen av krom i Europa var som fargestoff i maling (tidlig på 1800-tallet). Anvendelsen av krom i garveri og tekstilindustrien startet i 1910 og i 1940-1950 årene var garveriene hovedkilden til økende kromforurensning, spesielt til akvatiske miljøer. Innføring av syntetiske farge- og blekestoffer, har ført til at denne belastningen har avtatt noe de senere år, men fortsatt finnes det betydelige deponier i marine sedimenter mange steder.

Garveriindustrien ved Nye Aarenes Garveri A/S i Flekkefjord startet opp i begynnelsen av 1900-tallet og produksjonen har foregått i to omganger. Siden starten er utslippsområdet flyttet og dagens industri med utslipp ligger sentralt i Grisefjorden (fig.1). Som resultat av det kromholdig avløpsvann fra garveriet, viser i dag sedimentene i fjordsystemet tildels svært høyt innhold av krom (Magnusson et al. 1988). Avhengig av tilstandsformen i avløpsvannet og de oksygenforholdene som til en hver tid råder i resipienten, foreligger krom hovedsaklig i treverdig eller seksverdig tilstand. Fordelingen av krom i sedimentet viser en klar og avtagende gradient fra utslippet og utover i Grisefjorden og Lafjorden (Magnusson et al. 1988).

I følge Statens forurensningstilsyn (SFT) utslippet til resipienten basert på 250 driftsdøgn ved fabrikken i 1986/87 10-15 tonn/år (Magnusson et al. 1988). Sedimentundersøkelser i 1987 viste da også kromverdier i Grisefjorden (på to av stasjonene) på henholdsvis 2550 og 7520 µg/g totalkrom (Cr^T). Dette er blant de høyeste konsentrasjoner som tidligere er rapportert.

For en generell beskrivelse av området og hydrografiske forhold i fjordsystemet (Grisefjorden-Lafjorden) vises det til Magnusson et al. (1988). Denne rapporten omhandler også detaljer vedrørende den samlede kommunale og industrielle belastningen i denne resipienten.

1.2 MÅLSETTNING

Problemstillingen i prosjektet er, ved hjelp av eksperimentelle utlekkingsforsøk å skalere i hvilken grad sedimentene i Grisefjorden er en sekundær forurensningskilde. Tilført krom i resipienten, som ligger lagret i bunnsedimentene, kan i ulike situasjoner frigis til vannmassene over. Dette gjelder både under anoksiske forhold som er rådende i dag, og ved eventuelle endrede forhold.

I tillegg til de eksperimentelle undersøkelsene, er det gjort en litteraturgjennomgang knyttet til krom i naturen, dets kjemiske egenskaper, spesielt bakgrunnsverdier i ulike miljøer, samt giftighet og biotilgjengelighet.

2. KROM I NATUREN

2.1 KJEMISKE EGENSKAPER OG BAKGRUNNVERDIER

I naturen forekommer krom i mange oksydationsstrinn med ulik termodynamisk stabilitet. Det antas på bakgrunn av redokspotensialet at Cr(III) er den mest stabile formen i løsning. Cr(VI) eksisterer kun som oksyder og oksydioner. Tilstandsformene Cr(V) og Cr(IV) er mindre vanlig og opptrer kun som intermediære stadier på overgangen til Cr(III) og Cr(VI). Av underordnet betydning er også de resterende oksydationsstrinnene selv om det for eksempel finnes en del kjente Cr(II) forbindelser (jfr. vedlegg B). Oksydasjonen av Cr(III) til Cr(VI) i sjøvann, ved hjelp av løst oksygen er en meget langsom prosess. Tilstedeværelsen av suspendert MnO_2 kan virke katalyserende på reaksjonen (Moore og Ramamoorthy 1984).

Naturlige eller bakgrunnsverdier av krom i miljøet styres av forbindelsenes løslighet (vedlegg C), biologisk sirkulering, frigivelse fra partikulært materiale og fra sedimenter under omvandling (kompaksjon og diagenese). Krom eksisterer derfor temporært i flere tilstandsformer i naturlig sjøvann, med ulike kinetiske egenskaper og toksiske effekter. Tross dette er det påvist at de eneste signifikante oksydationsstrinn av krom i sjøvann er Cr(III) og Cr(VI). I estuarine miljøer hvor det ofte foregår en innblanding av ferske vannmasser, dominerer ofte Cr(VI) den løste fraksjonen både i ferskvann og oksyginerte marine vannmasser, men betydlige mengder Cr(III) er ofte tilstede.

De fleste bergarter inneholder krom. Gjennom en rekke fysiske og kjemiske prosesser (erosjon, utvasking, diagenese osv.) frigjøres dette og kan transporteres til og sirkuleres rundt i det marine miljø. En dyphavs leire inneholder ca. 90 mg/kg krom, det samme som en gjennomsnitts skifer eller sandstein. Til sammenligning inneholder vulkanske bergarter omtrent det samme, dypbergarter 3 ganger så mye, basalter 5-7 ganger og enkelte metamorfe bergarter 10-35 ganger så mye (tabell 2.2 og vedleggstabell A11). Dette er betydelige kilder til de konsentrasjonene vi observerer i sedimentene, i dets porevann og i vannsøylen over. Ved siden av bidraget fra berggrunnen og tilførslen gjennom ferskvann (elver fra innsjøer, grunnvann, etc.), må det medregnes en betydelig tilførsel via luft (vedleggstabell A12). På bakgrunn av den menneskelige aktivitet de siste 200 år, antas nivåene av krom å ha økt i denne perioden.

Ved forsøket på å etablere en generell bakgrunnsverdi for krom i sjøvann er det mange faktorer som spiller inn. I belastede områder er det viktig å kjenne influensområdet for de aktuelle utslipp. Data vedrørende tilleggsbelastninger må også tas i betraktning, fordi en rekke forhold, både influerer på tilstandsformen krom opptre i, og transporten ut og inn av vannmassen. Generelt sett kan det angis en verdi for totalchrom på 1 µg/l for ferskvann (dvs. større elver og elveutløp) og <0.3 µg/l for oceaniske vannmasser. I kystnære områder og estuarier ligger verdien mellom disse. En reell bakgrunnsverdi vil her være 0.3-1.0 µg/l (tabell 2.1).

Tabell 2.1 Antatte naturlige forekomster (bakgrunnsnivåer) av totalchrom (Cr^{T}), seksverdig krom (Cr^6) og treverdig krom (Cr^3) i ulike akvatiske miljøer, basert på data fra vedleggstabellene A1-A4.

Ferskvann, elver og sjøer	<1.0 µgCr ^T /l
Oseanisk vannmasser	0.01-0.3 µgCr ^T /l
"	0.01-0.3 µgCr ⁶ /l
"	<0.02-0.24 µgCr ³ /l
Estuarine vannmasser	0.3-1.0 µgCr ^T /l
"	0.05-0.36 µgCr ⁶ /l
"	0.01-0.46 µgCr ³ /l
Porevann oceaniske sedimenter	0.5-25.0 µgCr ^T /l

Bakgrunnsnivåer i sedimenter er først og fremst avhengig av de naturlige tilførseler fra berggrunnen og diagenetiske prosesser. De naturlige konsentrasjoner i sedimentene kan være vanskelig å skille fra diffus påvirkning fra et utslipp marginalt i en resipient. Det er også nødvendig å betrakte sedimentegenskapene. Det er vist at konsentrasjonene av krom ofte er mer enn to ganger så høye i silt-/leirfraksjonen ($<63\mu\text{m}$), enn i usiktet sediment. En reell bakgrunnsverdi for fjordsedimenter uten punktkilder kan angis å være 50 ± 20 mg/kg. En tilsvarende verdi for oseaniske sedimenter er normalt noe høyere, 90 ± 50 mg/kg (tabell 2.2).

Tabell 2.2 Antatte naturlige forekomster (bakgrunnsnivåer) av totalchrom (Cr) i noen utvalgte sedimenter og bergarter, basert på data fra vedleggstabelene A5-A9 og A11 (Konsentrasjonene tilsvarer ppm).

Fjordsedimenter	50 ± 20 mg/kg
Oseaniske sedimenter	90 ± 50 mg/kg
Skifer/svartskifer	140 ± 50 mg/kg
Kalkstein	35 ± 25 mg/kg
Dolomitt	650 ± 350 mg/kg
Sandstein	63 ± 27 mg/kg
Grunnfjell	3-1000 mg/kg

Krom bunnet til partikulært materiale består i det alt vesentligste av Cr(III) og vil, avhengig av partikkelstørrelsen, kunne bidra til de målte totalkonsentrasjoner av krom løst i sjøvann. Dette fordi krom bundet til kolloidale partikler og makromolekyler generelt oppfattes som løst, da de vanskelig lar seg frafiltrere. Slike konsentrasjoner er målt i ulike akvatiske miljøer og er funnet å være normalt <0.2 $\mu\text{gCr/l}$ i estuarier og <0.1 $\mu\text{gCr/l}$ oseaniske områder (jfr. vedleggstabell A10). Krom kan også forekomme knyttet til "større partikler", for eksempel plankton (vedleggstabell A13), og kan yte et bidrag til sedimentene når disse dør og sedimenterer.

Når det gjelder konsentrasjoner av krom i porevann i marine sedimenter foreligger det sparsomt med opplysninger om bakgrunnsnivåer. Ofte kan krom anrikes i porevannet med økende sedimentdyp, men en generell bakgrunnsverdi vil ligge mellom $0.5-25.0$ $\mu\text{g/l}$ (tabell 2.1).

2.2 GIFTIGHET OG BIOTILGJENGELIGHET

Generelt betraktes krom som et av de minst giftige sporelementene og de treverdige og seksverdige tilstandsformer antas å ha størst biologisk betydning. Begge antas imidlertid å kunne akkumuleres biologisk og forårsake både subletale effekter og være kronisk/akutt toksiske. Mindre mengder krom finnes også naturlig i biologisk materiale, RNA (arvemateriale), niacin og enkelte aminosyrer og polyhydrate organiske syrer kan binde Cr(III) (Nakayama et al. 1981c, Moore og Ramamoorthy 1984). Opplysninger om biotilgjengeligheten av krom er noe varierende og motstridende, og basert på et begrenset antall undersøkelser.

Aubert et al. (1975) fant i sine laboratorieforsøk at Cr(VI) ble minimalt oppkonsentrert både i en pelagisk/bentisk kystnær (plankton-musling) og en bentisk (polychaet-fisk) næringskjede. I en pelagisk næringskjede (planteplankton-dyreplankton-fisk) ble det i samme undersøkelse påvist at akkumulasjonen av krom var betydelig større. Lignende data både for Cr(VI) og Cr(III) er observert mellom flere av leddene i disse næringskjedene, spesielt muslinger (Shuster og Pringle 1969, Alexander og Young 1976, Capuzzo og Sasner 1977, Mearns og Young 1977, Bryan et al. 1980, US EPA 1980).

Environmental Protection Agency (EPA)-kriteriene (USA) for vern av akvatisk liv består av to verdier; kriteriet for kontinuerlig konsentrasjon (CCC) eller kronisk belastning og kriteriet for maksimum konsentrasjon (CMC) eller akutt belastning (US EPA 1985, 1986). CCC for Cr(VI) i saltvann er 50 µg/l og CMC for tilsvarende er 1100 µg/l (Knutzen og Skei 1990). Miljøkvalitetsstandarden for krom i sjøvann, fra Water Research Center (WRC) i Storbritania er satt til 15 µg/l for totalkrom (Mance et al. 1984).

De fleste tokstester som er rapportert på marine arter er blitt utført ved hjelp av Cr(VI)-forbindelser, trolig på grunn av sine høyere løslighet (vedlegg C). Fra tester av akutt giftighet synes det å være store forskjeller mellom hovedgruppene av dyr (tabell 2.3). Den mest sensitive gruppen synes å være polychaeter, hvor konsentrasjonsintervallet var relativt snevert, 2000-8000 µgCr(VI)/l og den gjennomsnittlig 96 t LC₅₀ var 4731 µgCr(VI)/l for 5 testede arter. Bryan (1980) fant en 192 t LC₅₀ for en sjettede art på 10000 µgCr(VI)/l.

Tabell 2.3 Verdiintervaller for akutt giftighet av Cr(VI) for ulike marine organismer.

Organisme	Giftighet	Konsentrasjon	Referanse
Polychaeter (5 arter)	96 t LC ₅₀	2000-8000 µgCr(VI)/l	1 2 3 4 5
Krepsdyr (7 arter)	"	2000-98000 µgCr(VI)/l	4 6 7
Bløtdyr (3 arter)	"	14000-105000 µgCr(VI)/l	4 9
Pigghuder (1 art)	"	32000 µgCr(VI)/l	4
Fisk (3 arter)	"	12400-91000 µgCr(VI)/l	1 4 7

¹ Mearns et al. 1976, ² Oshida et al. 1976, ³ Reish et al. 1976,
⁴ Eisler og Hennekey 1977, ⁵ Reish og Carr 1978, ⁶ Frank og
 Robertson 1979, ⁷ US EPA 1980, ⁸ US EPA 1984, ⁹ Olson og Harrel
 1973

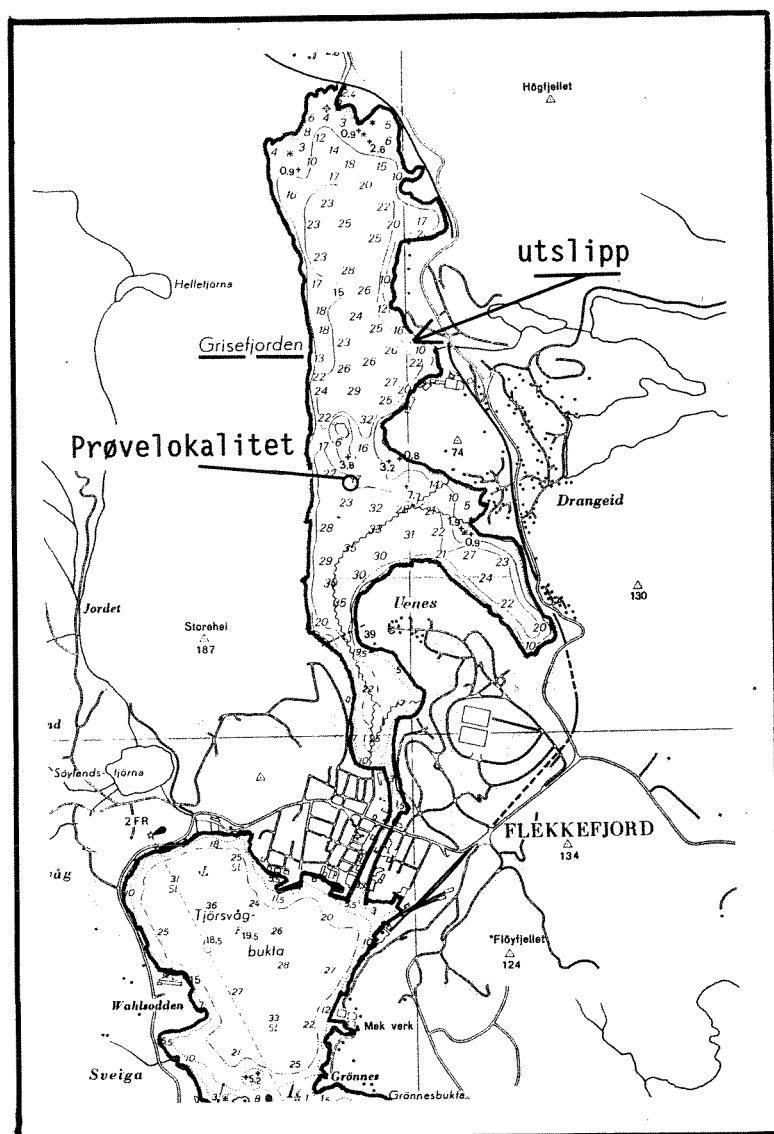
Hva kronisk giftighet angår begrenser undersøkelsene seg til studier av livssyklus for noen få organismer (bla. krepsdyr, polychaeter), men til gjengjeld er LC₅₀-verdiene svært lave. Eksempelvis oppgir Oshida (1977) en kronisk LC₅₀ for polychaeten Neanthes arenaceodentata til å være 30 µgCr(VI)/l, mens den akutte LC₅₀ er mer enn 100 ganger høyere (tabell 2.3). Tilsvarende for Cr(III) er også informasjon omkring akutt giftighet begrenset. Verdien 10300 µgCr(III)/l målt for en bløtdyrsart (Calabrese et al. 1973) er lavere enn den tilsvarende Cr(VI) verdi gitt for bløtdyr, mens 96 t LC₅₀ for en krepsdyrart på 56000 µgCr(III)/l (Okubo og Okubo 1962) faller inn i intervallet for Cr(VI) gitt for krepsdyr (jfr. tabell 2.3).

Subletale effekter av Cr(VI) på marine organismer er observert ved en rekke undersøkelser og lave verdier 50-1000 µgCr/l fører til hemmet formeringsevne og rørbygging (avhengig av eksponeringstiden, jfr. også US EPA-kriteriene) hos en del polychaeter (Oshida og Reish 1975, Reish 1977, Reish og Carr 1978) hvor ble observert. Reduksjon på 10-50% av fotosyntesen hos marine makroalger er påvist ved 4-5 dagers eksponering til 1000-5000 µg Cr/l (Clendenning og North 1960, Bernhard og Zattera 1975). Veksthemming hos en planktonart er registrert allerede ved 52 µg Cr/l (Holibaugh et al. 1980), men inntreffer ved konsentrasjoner 60-800 ganger høyere for enkelte andre arter (Aubert et al. 1975) og for bakterier 500-1000 ganger høyere.

3. MATERIALE OG METODER

3.1 FELTARBEID

Feltarbeidet og innsamling av forsøkssedimenter i Grisefjorden, ble foretatt den 10.07.1990. Til selve prøvetakingen ble den lokale sjarken "Småskjær" med mannskap stilt til rådighet. Sedimentmaterialet til utlekkingseksperimentene ble hentet til overflaten ved hjelp av en 0.1 m² Petersen grabb (for illustrasjon se Tait 1972 eller Ziegelmeier 1972).



Figur 1. Kart over undersøkelsesområdet med prøvelokaliteter.

Prøvelokaliteten var N 58°18,45' - E 06°39,73' og prøvetakingsdypet for sedimentene var på 26 m (figur 1). Supplerende sedimenter ble tatt for bestemmelse av konsentrasjonene av totalkrom, seksverdig og treverdig krom, mangan, organisk materiale og vanninnhold i forsøks sedimentet. For utvidet analyse av krom i porevann ble det parallelt med den suppleringsmateriale tatt en tilleggsprøve fra 22 m.

Det ble samtidig tatt en sedimentkjerne med gravitycorer (for illustrasjon se Niemistö 1974 eller Höhnk 1972) fra samme stasjon til analyser av krom, mangan, organisk materiale og vanninnhold. Kjernematerialet ble snittet i seks nivåer. Alle sedimentprøver ble transportert til NIVAs laboratorium neste dag og oppbevart mørkt og kjølig (4°C), forsøks sedimentene på en tett platbeholder og kjernematerialet på egnede bokser, inntil analyser og forsøk ble igangsatt.

3.2 EKSPERIMENTELL GJENNOMFØRING

Til forsøkene ble det benyttet 3 plexiglass-sylindere med en indre diameter på 10 cm og totalhøyde 67 cm. Sylindere ble fylt opp med 10 cm av Grisefjordsedimentet og tilsatt 4 liter vann. Forsøksvannet som ble tilsatt, var hentet fra 40m dyp i Oslofjorden, utenfor NIVAs marine forskningsstasjon på Solbergstrand (MFS). Før tilsetning ble vannet filtrert gjennom et 0.45 μm Nucleopore membranfilter, for å eliminere innholdet av partikler.

En av sedimentsylindere (Rør I) ble tilsatt filtrert vann og forsynt med tilførsel for forsiktig luftbobling. Dette for å kontinuerlig skape full-oksygenerte forhold og sirkulasjon i vannsøylen. Det ble valgt en intensitet på denne lufttilførselen som ikke forårsaket resuspensjon av sedimentet i bunnen av sylindere.

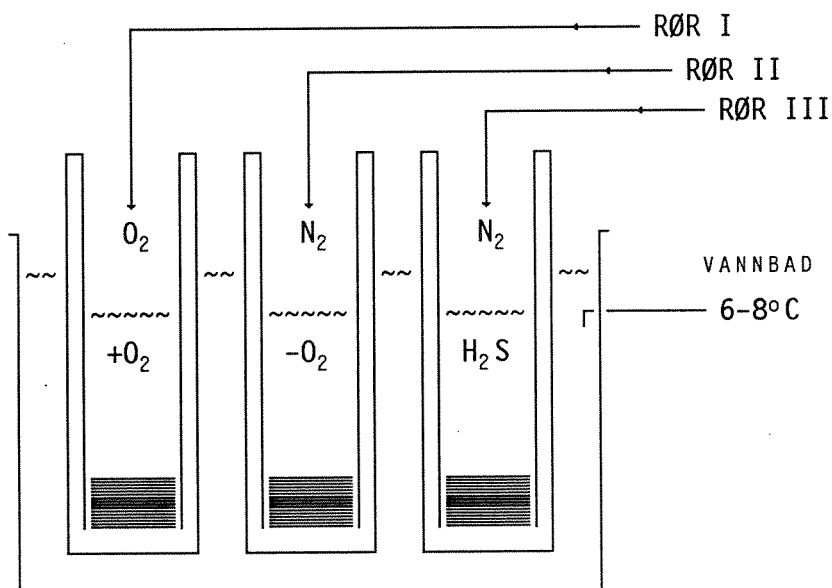
I det andre delforsøket ble sylindere (Rør II) tilsatt forfiltrert vann, som deretter hadde gjennomgått nitrogenbobling i 3 timer. Tidligere forsøk viser at ved å tilføre sjøvann nitrogen, under en eksponeringstid på 3 timer, gir optimal fortrenning av oksygen. Vannet kan da karakteriseres som tilnærmet oksygenfritt og inneholder kun 0.5 mgO_2/l . Oksygenkonsentrasjonen i vannsøylen ble kontinuerlig overvåket ved hjelp av en oksygenelektrode.

Den siste av de tre sylindere (Rør III) ble tilsatt forfiltrert og nitrogenboblet vann, som deretter var tilsatt natriumsulfid. Den beregnede mengden tilsatt sulfid, forårsaker et permanent anoksisk forsøksvann, med et hydrogensulfidinnhold på 10 mg/l .

Alle de tre forsøkssylindere ble plassert i et vannbad ved 6-8°C. Vannsøylen i rør II og III ble forsynt med nitrogenatmosfære, tillukket og med magnetrøring for å sikre tilfredstillende sirkulasjon. Prøveprogrammet for måling av utlekkede mengder krom i vannsøylen var dag 0, 1, 3, 7, 14, 30, 60 og 90. Ved hver prøvetaking ble det tatt ut 500 ml vann. Den uttatte mengde ble deretter erstattet i rørene.

Forsøkene ble igangsatt 07.09.1990 ved at de tre forsøksrørene ble tilsatt sin respektive vannkvalitet i henhold til de beskrevne forsøksbetingelser. Etter tilsetningen fikk sedimentet på grunn av varierende, tildels kraftig resuspensjon en stabiliseringsperiode på kjølelager i 3 dager. Prøverørene ble deretter overført til vannbadet og montert. Første prøveserie for krom i vannsøylen (dag 1) er derfor 11.09.1990. Nullpunktet (dag 0) ble prøvetatt 04.09.1990, og dette ble

fastlagt ved å måle det filtrerte og etterbehandlede råvannet (tilsetningsvann for alle tre betingelser) før tilsetning til de respektive rør. Det ble også analysert på ubehandlet råvann direkte for etablering av blindverdier (jfr. tabell 4.3). Deretter forløp prøvetagning etter foreskrevet prosedyre og oppsatt program. Siste prøvetaking av vannsøylen var den 10.12.1990. Deretter ble prøver tatt fra forsøksedimentene og supplerende lagret sedimentmateriale ble sendt til analyse.



Figur 3.2 Skjematiske diagram over forsøksoppsettet for utlekking av krom under ulike betingelser og vannkvaliteter.

3.3 ANALYSEMETODIKK

Metoden for bestemmelse av kromkonsentrasjoner i akvatiske miljøer er utviklet av Cranston og Murray (1978), som testet metodikken både på ferskvann og sjøvann. Metoden gir muligheter for bestemmelse av både totalchrom, treverdig, samt partikulært krom. Hovedprinsippet ved bestemmelse av treverdig krom, Cr(III), er at løst krom prekonsentreres fra sjøvannet gjennom medfelling ved hjelp av jernhydroksyd. Dette gir sekundært muligheten for å kvantifisere seksverdig krom, Cr(VI). Krom(III) felles med jern(III), mens totalchrom (Cr^T) bestemmes etter felling med jern(II). Toverdig jern

reduserer først det tilstedeværende krom(VI) til krom(III). Bunnfallet filtreres fra og løses ved oppslutning i salpetersyre (50%), mens selve sluttbestemmelsen utføres ved atomabsorpsjon, enten i flamme eller med grafittovn. Ved filtrering umiddelbart etter prøvetaking, kan også det partikulære krom bestemmes.

Gjennvinningseffektiviteten ($\% \pm 1$ s.d.) for Cr^{T} og Cr(III) er henholdsvis $98 \pm 8 \%$ og $83 \pm 7 \%$ basert på målinger av 10 gjentatte tilsetninger av jernhydroksyd til sjøvannprøver (overflatevann fra Puget Sound, Washington). Deteksjonsgrensen i metoden er 0.02 nM eller ca. 10 ng/l for Cr(III) og Cr(VI) i 140ml prøver, med en definert signal:støy-rate på 2:1. Presisjonen i metoden for triplikate prøver med gjennomsnittlige Cr^{T} - og Cr(III) -konsentrasjoner på 2.60 nM og 0.17 nM var henholdsvis ± 0.12 nM og ± 0.05 nM (gjennomsnittlig s.d. for 11 sett triplikater) (Cranston og Murray 1978, Kremling 1983).

Sedimenters innhold av krom, som for eksempel totalkrom og Cr(VI) , kan bestemmes ved flamme-atomabsorpsjon etter oppslutning i salpetersyre (50%) etter Norsk Standard. Cr(VI) kan som HCrO_4^- adsorberes på Fe(III) -hydroksyd ved $\text{pH} < 8.5$, og reaksjonen undertrykkes ved tilstedeværelse av SO_4^{2-} og SCN^- . Tilsvarende øker reaksjonen ved tilstedeværelse av metalioner som Cd(II) og Pb(II) (Aoki og Munemori 1982). Ved siden av den prosedyre som er beskrevet for prøvetagning av vann i del 3.2 over, bør det nevnes at porevannsprøver ble opparbeidet ved sentrifugering av innveid mengde sediment, med påfølgende filtrering.

3.4 FLUKSBEREGNINGER

Transporten av krom fra sedimentet til overliggende vannmasse uttrykkes som den utløste stoffmengden pr. areal og tidsenhet eller fluxen (F). Fluxratene er beregnet på bakgrunn av startkonsentrasjonen (C_i) og utledes etter følgende formel (I):

$$(I) \quad C_i = \frac{(V - v) \cdot C_s + v \cdot C_0}{V}$$

der V = vannvolumet i cylinderen over sedimentet (4 liter), v = uttatt vannvolum til analyse (0.5 liter), C_s = sluttkonsentrasjonen i foregående tidsinterval og C_0 = konsentrasjonen i det vannet som

tilsettes. Startkonsentrasjonen inngår i følgende formel (II) som gir fluxraten:

$$(II) \quad F = \frac{(C_s - C_i) \cdot V}{A \cdot D}$$

hvor C_s , C_i og V har samme betydning som over, A = sedimentarealet eksponert mot vannfasen (0.00785 m^2) og D = antall døgn i aktuelle utlekkingsperiode (0, 1, 3, 7, 14, 30, 60 og 90). Det er valgt å oppgi fluxratene for krom i $\mu\text{g}/\text{m}^2\text{døgn}$ (jfr. tabell 4.4-4.6).

4. RESULTATER OG DISKUSJON

4.1 KROM I SEDIMENTET

Resultatene fra sedimentanalysene av kjernematerialet viser ekstremt høye verdier i de øvre 13 cm av sedimentene i Grisefjorden (jfr. tabell 4.1 nivå 0-8 og 8-13 cm). Konsentrasjonen av totalkrom (Cr^T) ble her målt til 20000-33100 mg/kg tørrvekt eller 2-3.3 %. Disse verdiene ligger en hel størrelsesorden høyere enn hva som ble målt av Magnusson et al. (1988) i tilsvarende sedimenter. (jfr. vedlegg A5 og A6 for sammenligning med andre områder). Konsentrasjonene i det analyserte kjernematerialet avtok tilnærmet en størrelsesorden pr 10 cm (økende sedimentdyb). Nivået 13-23 cm og 23-33 cm inneholdt konsentrasjoner på henholdsvis 1180-4380 mg/kg og 50-70 mg/kg (tabell 4.1).

Konsentrasjonen i forsøkssedimentet på 500 mg/kg, var 66 ganger lavere enn det som ble målt i øvre del av kjernen (tabell 4.1). En forklaring på den markerte forskjellen i konsentrasjoner kan dels skyldes en ujevn og flekkvis fordeling av krom i området, dels selve prøvetagningsmetoden. Grabbprøven kan i mange tilfeller bestå av en blanding av flere nivåer i de øvre sedimentlag. Men selv ved beregning av et gjennomsnitt for Cr^T i den 33 cm lange kjernen, ligger konsentrasjonen grovt sett 15-20 ganger høyere her enn i forsøkssedimentet (jfr. tabell 4.1). En sannsynlige forklaring kan derfor være at det under prøvetakingen har foregått en resuspending av det øvre og svært finkornige "suppeaktige" materialet i vann-sediment interfasen. Dette forhold kan mulig bekreftes ved at totalkromkonsentrasjonen i forsøkssedimentene tilsvarer konsentrasjonen i nivået 18-28 cm i kjernen (jfr. tabell 4.1).

Det er likevel viktig å fremheve at akkumuleringen og fordelingen av tilført krom i resipienten er noe ujevn og at kjernematerialet representerer et ekstremt tilfelle. Med grunnlag i den tidligere undersøkelsen (Magnusson et al. 1988) ligger verdiene i kjernematerialet fra samme område i Grisefjorden idag, 5-10 ganger høyere. Forsøkssedimentets konsentrasjoner i utlekkingsforsøkene er mer i samsvar med de nivåene Magnusson et al. (1988) registrerte lenger ut i fjordsystemet.

De tilsvarende målinger for innholdet av Cr(VI) , viser ikke det samme forholdet. En gjennomgående konsentrasjon av Cr(VI) på <5 ppm, ble

funnet både i kjernematerialet og forsøkssedimentene (tabell 4.1). Betydningen av dette er at Cr(VI) kun utgjør en $<0.3\text{‰}$ av Cr^T i øvre del av kjernen, et forhold som øker til 10% i nedre del. Dette viser at krom tilføres resipienten i treverdig form. Andelen av Cr(VI) i forsøkssedimentene utgjorde $<1\%$, og stemmer overens med forholdet funnet av Magnusson et al. (1988).

Tabell 4.1 Konsentrasjoner av totalkrom, seksverdig krom, mangan og organisk materiale i sedimentkjernen og forsøkssedimenter fra Grisefjorden.

SEDIMENT TYPE	NIVÅ cm	Cr ^T mg/g	Cr(VI) mg/g	Mn mg/g	T.O.C mg/g
Kjerne	0- 8	33.10	<0.005	0.12	103
"	8-13	20.00	<0.005	0.12	108
"	13-18	4.38	<0.005	0.15	129
"	18-23	1.18	<0.005	0.16	144
"	23-28	0.07	<0.005	0.24	156
"	28-33	0.05	<0.005	0.41	119
Forsøk	start	0.50	<0.005	0.32	94
Rør I	slutt	0.76	<0.005	0.38	123
Rør II	slutt	0.59	<0.005	0.41	125
Rør III	slutt	0.66	<0.005	0.40	126

4.2 KROM I POREVANNET

Sedimentene i og i nærheten av undersøkelsesområdet ble analysert på kromkonsentrasjoner i porevannet. Forsøkssedimentet og to supplerende prøver, fra henholdsvis 22 m vanddyp (0-4 cm) og 26 m vanddyp (0-8 cm), viste verdier mellom 4.8-14.8 $\mu\text{gCr}^T/\text{l}$ (tabell 4.2) som er innenfor det som er angitt som bakgrunnsverdier (jfr. også tabell 2.1). Forsøkssedimentet lå riktignok ca. 2-3 ganger lavere i Cr^T en de andre prøvene. De høyeste enkeltverdier inneholdt sedimentet fra 26 m (0-8 cm) med 10.5 $\mu\text{gCr(III)}/\text{l}$ og 4.3 $\mu\text{gCr(VI)}/\text{l}$. Forholdet Cr(III)/Cr(VI) var ca. 2:1 og 3:1 for henholdsvis 26 m og 22 m prøvene, mens forsøkssedimentet lå høyst med forholdet ca. 4:1 (tabell

4.2).

Porevannet i de tre testsedimentene fra Rør I-III, ble analysert ved eksperimentenes slutt og det var en mindre reduksjon i konsentrasjonen av Cr(VI) i forhold til utgangspunktet. Størst reduksjon i Cr(VI) viste det oksiske delforsøket (Rør I), fra 0.91 µg/l til 0.08 µg/l, som er mer enn 11 ganger. Rør II og III var kun redusert med henholdsvis 1/3 og 1/2 gang. Dette gjenspeiles også i den gjennomsnittlige konsentrasjonen målt i vannmassene gjennom forsøksperioden, hvor Cr(VI)-konsentrasjonene var høyest i Rør I.

Tabell 4.2 Konsentrasjoner av treverdig og seksverdig krom i porevann i sedimenter fra Grisefjorden. Konsentrasjoner i µg/l = ppb.

SEDIMENTTYPE	Cr(III)	Cr(VI)
SED. 22 M 0-4 CM	9.40	3.40
SED. 26 M 0-8 CM	10.50	4.30
FORSØKSED. START	3.85	0.91
RØR I SLUTT +O ₂	2.32	0.08
RØR II SLUTT -O ₂	6.52	0.61
RØR III SLUTT H ₂ S	2.22	0.44

De relativt lave konsentrasjonene i porevannet fra sedimentene i Grisefjorden tyder på at krom i Grisefjorden blir tilført som Cr(III) og at dette er sterkt bunnet til sedimentære partikler etter at det deponert.

4.3 UTLEKKING AV KROM

Resultatene fra utlekkingsforsøkene viste at svært lite krom ble mobilisert fra forsøkssedimentet (tabell 4.3). For alle de tre forsøksbetingelsene var konsentrasjonen i vannet over sedimentet, tilsvarende det som observeres i uforurensede fjordområder. Innholdet av Cr(VI) + Cr(III), som gjennomsnitt av de 8 prøvetakingene, varierte mellom 0.15-0.18 µg/l for alle 3 rørene. Til sammenligning var innholdet av Cr^T i vannet fra ytre Oslofjord, brukt i eksperimentene, 0.15 µg/l.

Tabell 4.3 Konsentrasjoner av seksverdig og treverdig krom målt i vannsøylen i de tre delforsøkene, ved start og under de påfølgende 7 periodiske prøveuttak (µg/l = ppb).

ANT. DAGER	RØR I, +O ₂		RØR II, -O ₂		RØR III, H ₂ S	
	Cr(III)	Cr(VI)	Cr(III)	Cr(VI)	Cr(III)	Cr(VI)
0	0.020	0.105	0.018	0.112	0.140	0.000
1	0.083	0.111	0.048	0.113	0.150	0.007
3	0.046	0.122	0.041	0.096	0.125	0.003
7	0.057	0.094	0.047	0.078	0.133	0.000
14	0.062	0.080	0.064	0.046	0.125	0.007
30	0.070	0.108	0.075	0.037	0.124	0.042
60	0.096	0.117	0.102	0.044	0.125	0.036
90	0.081	0.156	0.079	0.048	0.115	0.073
SNITT	0.064	0.112	0.059	0.072	0.130	0.021

Selv om konsentrasjonene var lave, ble det observert forskjeller avhengig av forsøksbetingelsene. Konsentrasjonene i vannet over sedimentet i Rør III (hydrogensulfid tilstede) var signifikant ($p < 0.05$) forskjellig både for Cr(III) og Cr(VI) sammenlignet med Rør I og II. Konsentrasjonen av Cr(III) (gjennomsnitt 0.13 µg/l) var ca. dobbelt så høy som i de to andre rørene, mens konsentrasjonen av Cr(VI) (gjennomsnitt 0.02 µg/l) var ca. 1/4-1/5 av den i de andre rørene. Dette forholdet avspeiler trolig tilførselene av krom som treverdig og lite eller ingen oksydasjon til seksverdig krom i det anoksiske miljøet.

I vannet i Rør I (fulloksygenert) og i Rør II (oksygenfritt, men ikke anoksisk), var det ingen signifikante forskjeller i innholdet av treverdig krom. Imidlertid var konsentrasjonen av Cr(VI) i det fulloksygenerte vannet (gjennomsnitt 0.11 µg/l) signifikant høyere enn i det oksygenfrie vannet (gjennomsnitt 0.06 µg/l). Dette viser at det var en oksydasjon av treverdig krom til seksverdig under oksygenerte forhold. Cr(VI) var den dominerende tilstandsformen ved forsøksbetingelsene i Rør I og II.

De beregnede fluxratene for total, treverdig og seksverdig krom ved de forskjellige forsøksbetingelsene er gitt i tabellene 4.4-4.6.

Tabell 4.4 Beregnede gjennomsnittlige fluxrater av Cr(VI), Cr(III) og Cr^T under oksiske forhold (Rør I).

PERIODE I ANT.DAGER	FLUX Cr(VI) µg/m ² døgn	FLUX Cr(III) µg/m ² døgn	FLUX Cr ^T µg/m ² døgn
0- 1	3.06	32.10	35.16
1- 3	3.06	-7.39	-4.33
3- 7	-3.31	1.78	-1.53
7-14	-1.09	0.73	-0.36
14-30	0.80	0.41	1.21
30-60	0.15	0.54	0.69
60-90	0.10	0.05	0.15

De første tre døgnene av eksperimentet foregikk det en kraftig mobilisering av krom til vannsøylen over sedimentene. Det ble målt en frigivelse av Cr^T på 35, 16 og 9 µgm⁻²døgn⁻¹ for henholdsvis Rør I, II og III. Disse høye fluxtallene skyldes i hovedsak oppvirvling av sedimentpartikler ved tilsetningen av vann til forsøkene. En påfølgende resedimentering av det suspenderte materiale ble observert de neste prøvetakingsperiodene og fremkommer i tabellene som negative fluxrater.

Tabell 4.5 Beregnede gjennomsnittlige fluxrater av Cr(VI), Cr(III) og Cr^T under oksygenfrie forhold (Rør II).

PERIODE I ANT.DAGER	FLUX Cr(VI) µg/m ² døgn	FLUX Cr(III) µg/m ² døgn	FLUX Cr ^T µg/m ² døgn
0- 1	0.51	15.29	15.80
1- 3	-4.33	-0.76	-5.09
3- 7	-2.54	1.15	-1.39
7-14	-2.62	1.53	-1.09
14-30	-0.54	0.54	0.00
30-60	-0.03	0.58	0.55
60-90	-0.09	0.14	0.05

Resultatene har vist at krom i sedimentene fra Grisefjorden er sterkt bundet til partikler. Etter en eksponeringstid på 90 dager ble det ikke observert konsentrasjoner i vannet over sedimentet som var høyere enn i vann fra 40 m dyp i ytre Oslofjord. Resultatene viste også at det skjedde en oksydering av treverdig krom til seksverdig under oksygenerte forsøksbetingelser.

Tabell 4.6 Beregnede gjennomsnittlige fluxrater av Cr(VI), Cr(III) og Cr^T under anoksiske forhold (Rør III).

PERIODE I ANT.DAGER	FLUX Cr(VI) µg/m ² døgn	FLUX Cr(III) µg/m ² døgn	FLUX Cr ^T µg/m ² døgn
0- 1	3.58	5.09	8.67
1- 3	-0.79	-6.05	-6.84
3- 7	-0.38	0.78	0.40
7-14	0.06	-0.64	-0.58
14-30	0.17	-0.09	0.08
30-60	0.08	-0.01	0.07
60-90	0.16	-0.20	-0.04

Eksperimentene ble gjennomført med et slam med konsentrasjon av totalkrom på 500 µg/g, mens konsentrasjonene i overflatesediment fra Grisefjorden ble målt til å inneholde over 30000 µg/g. Denne ekstremverdien er ikke representativ for Grisefjorden som helhet, men illustrerer en usedvanlig sterk forurensning i deler av fjorden. Ut fra tidligere sedimentundersøkelser (Magnusson et al. 1988) ligger trolig en gjennomsnittsverdi i sedimentene i Grisefjorden i størrelsesorden 2000-5000 µg/g. En konsentrasjon på 390 µg/g ble målt i Tjørsvågbukta (Magnusson et al. 1988). For å være representativt for sedimentene i Grisefjorden, burde derfor konsentrasjonen i forsøksslammet ha vært 5 ganger høyere. Imidlertid, siden så liten mobilisering av krom fra sedimentene ble observert, ville en økning i konsentrasjonen på testslammet neppe ført til at eventuelle frigivelsesrater hadde vært mer enn moderate (se Lu og Chen 1977).

Dette prosjektet har forsøkt å skalere den diffusive fluxen av krom fra de anoksiske og abiotiske sedimentene fra Grisefjorden. Resultatene tyder på at dette er et lite problem enten vannmassene er anoksiske eller gjøres oksiske. Hovedproblemet med de særdeles forurensede sedimentene er oppvirvling og en eventuell transport av kromforurensede partikler til fjordsystemet utenfor. Hvis det gjennomføres tiltak for å etablere oksygenerte vannmasser i Grisefjorden og det etableres en biotisk sedimentoverflate, vil de forurensede sedimentene kunne medføre en transport av krom oppover i næringskjeden.

5. REFERANSER

- Abaychi, J.K. og Douabal, A.A.Z., 1986. Trace element geochemical associations in the Arabian Gulf. *Mar. Pollut. Bull.*, 17, 8, 353-356.
- Aboul Dahab, O., 1989. Chromium biogeochemical cycle in Abu Kir Bay, east of Alexandria, Egypt. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 29, 327-340.
- Aboul Dahab, O. og Halim, Y., 1986. Impact of land-based sources on chromium species and concentrations in coastal waters west of Alexandria. *Rapp. Comm. Intern. Mer Medit.*, 30, 180.
- Aboul Dahab, O. og Halim, Y., 1988. Chromium fluxes through Mex Bay inshore water. *Rapp. Comm. Intern. Mer Medit.*, 31, 33.
- Aboul Dahab, O., Khalil, A.N. og Halim, Y., 1990. Chromium fluxis through Mex Bay inshore waters. *Mar. Pollut. Bull.*, 21, 2, 68-73.
- Alexander, G.V. og Young, D.R., 1976. Trace metals in Southern California mussels. *Mar. Pollut. Bull.*, 7, 7.
- Andersson, A., 1977. Heavy metals in Swedish soils: On their retention, distribution and amounts. *Swed. J. Agric. Res.*, 7, 7-20.
- Aoki, T. og Munemori, M., 1982. Recovery of chromium(VI) from wastewaters with iron(III) hydroxide-I. Adsorption mechanism of chromium(VI) on iron(III) hydroxide. *Water Res.*, 16, 793-796.
- Apte, S.C., Gardner, M.J., Gunn, A.M., Ravenscroft, J.E. og Vale, J., 1990. Trace metals in the Severn Estuary: A reappraisal. *Mar. Pollut. Bull.*, 21, 8, 393-396.
- Araujo, M.F.D., Bernard, P.C. og Van Grieken, R.E., 1988. Heavy metal contamination in sediments from the Belgian coast and Scheldt Estuary. *Mar. Pollut. Bull.*, 19, 6, 269-273.

- Aubert, M., Laumond, F., Barelli, M., Puel, D. og Bittel, R., 1975. Techniques de mesures de bioconcentration de nombreux polluants a travers des chaines trophiques reconstituees. La Tribune du Cebedeau, 28, 381/382, 320.
- Balsberg-Påhlsson, A.-M., Lithner, G. og Tyler, G., 1982. Krom i miljön. Statens Naturvårdsverk, Med. PM 1570, 1-90.
- Beattie, J.K. og Haight, J.P.Jr., 1972. Chromium(VI) oxidations of inorganic substrates, Part II, 93-145. In: Edwards, J.O. (ed.), Progress in inorganic chemistry series, inorganic reaction mechanisms. Intersci. Publ. (John Wiley & Sons), New York.
- Bernhard, M. og Zattera, A., 1975. Major pollutants in the marine environment, 195-. In: Pearson, E.A. og de Fraja Frangipane, E. (eds.), Marine pollution and marine waste disposal. Pergamon Press, New York.
- Biksham, G. og Subramanian, V., 1988. Elementary chemistry of the Godavari River Basin. Chem. Geol., 18.
- Black, W.A.P. og Mitchell, R.L., 1952. Trace elements in the common brown algae and in seawater. J. Mar. Biol. Ass. U.K., 30, 575-584.
- Bloom, H. og Ayling, G.M., 1977. Heavy metals in the Derwent Estuary. Environ. Geol., 2, 3-22.
- Bowen, H.J.M., 1966. Trace elements in biochemistry. Academic Press, London.
- Boyle, E.A., Sclater, F.R. og Edmond, J.M., 1977. The distribution of dissolved copper in the Pacific. Earth Planet. Sci. Lett., 37, 38.
- Breitmayer, J., Aubert, J. og Aubert, M., 1978. Repartition superficielle en Mediterranee hauturiere de certaines pollutions chimiques et biologiques. Rev. Inst. Oceanogr. Med., 51/52, 5-23.
- Brumsack, H.J., 1980. Geochemistry of Cretaceous black shales from the Atlantic Ocean (DSDP Legs 11, 14, 36 and 41). Chem. Geol., 31, 1-25.

- Brumsack, H.J. og Gieskes, J.M., 1983. Interstitial water trace-metal chemistry of laminated sediments from the Gulf of California, Mexico. *Mar. Chem.*, 14, 89-106.
- Bryan, G.W., 1980. Recent trends in research on heavy metal contamination of the sea. *Helgol. Meer.*, 33, 6.
- Bryan, G.W., Langston, W.J. og Hummerstone, L.G., 1980. The use of biological indicators of heavy metal contamination in estuaries. *Mar. Biol. Ass. UK, Occ. publ.*, 1-73.
- Calabrese, A., Colier, R.S., Nelson, D.A. og Macinnes, J.R., 1973. Toxicity of heavy metals in the American oyster, Crassostrea virginica. *Mar. Biol.*, 18, 162.
- Calmano, W., Wellerhaus, S., Förstner, U., 1982. Dredging of contaminated sediments in the Weser Estuary: Chemical forms of some heavy metals. *Environ. Technol. Lett.*, 3, 199-208.
- Campbell, J.A. og Loring, D.H., 1980. Baseline levels of heavy metals in the waters and sediments of Baffin Bay. *Mar. Poll. Bull.*, 11, 257-261.
- Campbell, J.A. og Yeats, P.A., 1981. Dissolved chromium in the northwest Atlantic Ocean. *Earth Planet. Sci. Lett.*, 53, 427-433.
- Capuzzo, J.M. og Sasner, J.J., 1977. The effect of chromium on filtration rates and metabolic activity of Mytilus edulis and Mya arenaria, 225-. *In*: Vernberg, F.J. (ed.), *Physiological responses of marine biota to pollutants*. Acad. Press, New York.
- Chen, K.Y. og Lu, J.C.S., 1974. Sediment investigations. *In*: Soule, D.F. og Oguri, M. (eds.), *Part VII. Marine studies of San Pedro Bay, California*. USC Sea Grant Publ., Los Angeles, California.
- Chuecas, L. og Riley, J.P., 1966. The spectrophotometric determination of chromium in seawater. *Anal. Chim. Acta*, 35, 240-246.

- Clendenning, K.A. og North, W.J., 1960. Effects of waste on the giant kelp, Macrocystis pyrifera. In: Pearson, E.A. (ed.), Proceedings of 1st conference: Waste disposal in the marine environment. Pergamon Press.
- Cotton, F.A. og Wilkinson, G., 1980. Advanced inorganic chemistry, A comprehensive text. 4th ed., John Wiley & Sons, New York.
- Cranston, R.E., 1983. Chromium in the Cascadian Basin, Northeast Pacific Ocean. *Mar. Chem.*, 13, 109-125.
- Cranston, R.E. og Murray, J.W., 1978. The determination of chromium species in natural waters. *Anal. Chim. Acta*, 99, 275-282.
- Cunningham, W.C. og Zöller, W.H., 1981. The chemical composition of remote area aerosols. *J. Aerosol Sci.*, 12, 367-384.
- Donazzalo, R., Merlin, O.H., Vitturi, L.M. og Pavoni, B., 1984. Heavy metal content and lithological properties of recent sediments in the Northern Adriatic. *Mar. Pollut. Bull.*, 15, 93-101.
- Donazzolo, R., Orio, A.A. og Pavoni, B., 1982. Radiometric dating and pollutants profiles in a sediment core from the Lagoon of Venice. *Proc. Intern. Symp. Coast. Lagoons, Bordeaux, France, 1981, Oceanol. Acta*, 55-60.
- Dougherty, G., 1988. Heavy metal concentrations in bivalves from Fiji's coastal waters. *Mar. Pollut. Bull.*, 19, 2, 81-84.
- Duce, R.A., Ray, B.J., Hoffmann, G.L. og Walsh, P.R., 1976. Trace metal concentration as a function of particle size in marine aerosols from Bermuda. *Geophys. Res. Lett.*, 3, 339-342.
- Edwards, A., Freestone, R. og Urquhart, C., 1987. The water quality of the Humber Estuary, 1986. *Humber Estuary Comm. Anglian Water, Huntingdon*, 1-27.
- Eisler, R. og Hennekey, R.J., 1977. Acute toxicities of Cd^{2+} , Cr^{6+} , Hg^{2+} , Ni^{2+} and Zn^{2+} to estuarine macrofauna. *Archiv. Environ. Contam. Toxicol.*, 6, 315.
- Elderfield, H., 1970. Chromium speciation in sea water. *Earth Planet. Sci. Lett.*, 9, p. 10.

- Ellison, R.L, Broome, R. og Ogilvie R., 1986. Foraminiferal response to trace metal contamination in the Patapsco River and Baltimore Harbour, Maryland. Mar. Pollut. Bull., 17, 9, 419-423.
- Finney, B. og Huh, C.-A., 1989. High resolution sedimentary records of heavy metals from the Santa Monica and San Pedro Basins, California. Mar. Pollut. Bull., 20, 4, 181-187.
- Fleischer, M., 1972. An overview of distribution patterns of trace elements in rocks. Ann. NY Acad. Sci, 199, 6-16.
- Flyger, H. og Heidam, N.Z., 1978. Ground level measurements of the summer tropospheric aerosol in Northern Greenland. J. Aerosol Sci., 9, 157-168.
- Frank, P.M. og Robertson, P.B., 1979. The influence of salinity on toxicity of cadmium and chromium to the blue crab, Callinectes sapidus. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 21, 74.
- Fukai, R., 1967. Valency state of chromium in sea water. Nature, 213, p. 901.
- Fukai, R. og Vas, D.J., 1967. A differential method of analysis for trivalent and hexavalent chromium in sea water. J. oceanogr. Soc. Jap., 23, 298-302.
- Grant, A. og Middleton, R., 1990. An assessment of metal contamination of sediments in the Humber Estuary, U.K. Estuar. Coast. Shelf Sci., 31, 71-85.
- Grimanis, A.P., Zafiroopoulos, D., Papadopoulou, C., Economou, T. og Vassilaki-Grimani, M., 1982. Trace elements in Mytilus galloprovincialis from three gulf of Greece. VI^{es} J. Etud. Pollut., Cannes, C.I.E.S.M., 319.
- Grimaud, D. og Michard, G., 1974. Concentration du chrome dans deux profils de l'Océan Pacifique. Mar. Chem., 2, 229-237.
- Gryzhancova, L.N., Sayenko, G.N., Karyakin, A.V. og Laktionova, N.V., 1973. Concentrations of some metals in the algae of the Sea of Japan. Oceanology, 13, 206-210.

- Halcrow, W., Mackay, D.W. og Thornton, I., 1973. The distribution of trace metals and fauna in the Firth of Clyde in relation to the disposal of sewage sludge. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, 53, 721-739.
- Hall, L. og Chang-Yen, I., 1986a. Metals in sediments off Trinidad, West Indies. *Mar. Pollut. Bull.*, 17, 6, 274-276.
- Hall, L. og Chang-Yen, I., 1986b. Metals in seawater off Trinidad, West Indies. *Mar. Pollut. Bull.*, 17, 7, 332-333.
- Harding, J.P.C., 1982. Use of Entomorpha as a monitor of heavy metal contamination in the Mersey estuary November 1979 - February 1982. North West Water Authority (Rivers Division). Repp. TS-BS-82-3.
- Hamilton, E.I., 1989a. Heavy metals in sediments of the Inner Shelf of the Beaufort Sea, Northern Arctic Alaska. *Mar. Pollut. Bull.*, 20, 3, 140-143.
- Hamilton, E.I., 1989b. Metals in Northeast Pacific Coastal sediments and fish, shrimp, and prawn tissues. *Mar. Pollut. Bull.*, 20, 4, 187-189.
- Hamilton, E.I., 1989c. Distribution and fractionation of heavy metals in the Cauvery Estuary, India. *Mar. Pollut. Bull.*, 20, 6, 286-290.
- Helland, A. og Rygg, B., 1991. Måleprogram i Ballangfjorden. Vannkvalitet, bunnsedimenter, bløtbunnsfauna og metaller i tang. NIVA-rapp. nr. 2523, 1-72.
- Helz, G.R., 1976. Trace elements inventory for the Northern Chesapeake Bay with emphasis on the influence of man. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 40, 573-580.
- Holibaugh, J.T., Siebert, D.L.R. og Thomas, W.H., 1980. A comparison of the toxicity of ten heavy metals to phytoplankton for Saanick Inlet, B.C., Canada. *Estuar. Coast. Mar. Sci.*, 10, 1, 93.
- Hägerhäll, B., 1973. Marine botanical-hydrographical trace element studies in the Øresund area. *Bot. Mar.* XVI, 53-64.

- Höhnk, W., 1972. Part E, Fungi, 142-155. In: Schlieper, C. (ed.), Research methods in marine biology. Sidgwick & Jackson Ltd., London.
- Ishibashi, M. og Shigematsu, T., 1950. Bull. Inst. Chem. Res. Kyoto Univ., 23, 59.
- ISERM, 1976. Diffusion des polluants en mer, Tome IV, Nice, Cerbom 1976, 1-79.
- Jaffè, D. og Walters, J.K., 1977. Intertidal trace metal concentrations in some sediments from the Humber Estuary. Sci. Tot. Environ., 7, 1-15.
- Jauhiainen, E., 1977. Some trace elements of podzol profiles in southeastern Norway and western Denmark. Commentationes Biol., Soc. Scientiarum Fennica, 86, 1-16.
- Jeandel, C. og Minster, J.-F., 1984. Isotope dilution measurements of inorganic chromium(III) and total chromium in seawater. Mar. Chem., 14, 347-364.
- Juracic, M. og Prohic, E., 1986. Transfer of heavy metals by suspended matter in the Krka River Estuary, Yugoslavia. 30th Congr.-Assembl. Pleniere, Palma de Majorque, p. 133.
- Kahn, D., Heggie, D. og Bender, M., 1983. Trace metals (Mn, Cu, Ni, Cd, V, Cr) in surficial pore waters (from MANOP site M) of the eastern Pacific. EOS, 64, 18, 243, abs.
- Katz, A. og Kaplan, I.R., 1981. Heavy metal behavior in coastal sediments of Southern California: A critical review and synthesis. Mar. Chem., 10, 261-299.
- Knoppers, B.A., Lacerda, L.D. og Patchineelam, S.R., 1990. Nutrients, heavy metals and organic micropollutants in an eutrophic Brazilian Lagoon. Mar. Pollut. Bull., 21, 8, 381-384.
- Knutzen, J., 1983. Blåskjell som metallindikator. VANN, 1 (1983), 24-33.

- Knutzen, J. og Skei, J., 1990. Kvalitetskriterier for miljøgifter i vann, sedimenter og organismer, samt foreløpige forslag til klassifikasjon av miljøkvalitet. NIVA-rapp. nr. 2540, 1-139.
- Konieczny, R.M., 1991. Undersøkelse av tungmetall- og PAH-forurensede bunnsedimenter fra Bispevika, Indre Oslofjord, i forbindelse med snøtipping fra Bispekaia. NIVA-rapport prosjekt O-91099, 1-19.
- Kremling, K., 1983. Chromium (Cr(III) and Cr(VI) by co-precipitation/AAS), 205-208. In: Grasshoff, K., Erhardt, M. and Kremling, K. (eds.), *Methods of Seawater analysis*. Verlag Chemie, Weinheim.
- Law, R.J., Fileman, T.W., Fileman, C.F. og Limpenny, D.S., 1989. The distribution of hydrocarbons and metals in the northeastern Irish Sea prior to development of the Morecambe Bay gas field. *Oil and Chem. Pollut.*, 5, 285-320.
- Leiser, K.H., Calmano, W., Heuss, F. og Neitzert, V., 1977. Neutron activation as a routine method for the determination of trace elements in water. *J. Radioanal. Chem.*, 37, 2, 717-725.
- Loring, D.H., 1976. The distribution and partition of cobalt, nickel, chromium and vanadium in the sediments of the Saguenay Fjord. *Can. J. Earth Sci.*, 13, 1706-1718.
- Loring, D.H., 1979. Geochemistry of cobalt, nickel, chromium and vanadium in the sediments of the estuary and Gulf of St. Lawrence. *Can. J. Earth Sci.*, 16, 1196-1209.
- Loring, D.H., 1982. Geochemical factors controlling the accumulation and dispersal of heavy metals in the Bay of Fundy sediments. *Can. J. Earth Sci.*, 19, 930-944.
- Lu, J.C.S. og Chen, K.Y., 1977. Migration of trace metals in interfaces of seawater and polluted surficial sediments. *Environ. Sci. Technol.*, 11, 2, 174-182.
- Luoma, S.N. og Phillips, D.J.H., 1988. Distribution, variability, and impact of trace elements in San Francisco Bay. *Mar. Pollut. Bull.*, 19, 9, 413-425.

- Magnusson, J., Næs, K. og Tangen, K. , 1988. Resipientundersøkelser av fjordområdet ved Flekkefjord 1986/87. Vannkvalitet, planteplankton, krom i sedimenter og blåskjell. NIVA-rapp. nr. 2071, 1-102.
- Mance, G.C., Brown, V.M., Gardiner, J. og Yates, J., 1984. Proposed environmental quality standards for list II substances in water. Chromium. Water Research Center TR 207, 1-49.
- Martin, J. og Knauer, G., 1973. The elemental composition of plankton. Geochim. Cosmochim. Acta, 37, 1639-1653.
- Mearns, A.J. og Young, D.R., 1977. Chromium in the Southern California marine environment, 125-. In: Giam, C.S. (ed.), Pollutant effects on marine organisms. D.C. Heath & Co., Lexington, Massachusetts.
- Mearns, A.J., Oshida, P.S., Sherwood, M.J., Young, D.R. og Reish, D.J., 1976. Chromium effects on coastal organisms. J. Water Poll. Contr. Fed., 48, 1929.
- Medina, J., Hernandez, F., Pastor, A., Beferull, J.B. og Barbera, J.C., 1986. Determination of mercury, cadmium, chromium and lead in marine organisms by flameless atomic absorption spectrophotometry. Mar. Pollut. Bull., 17, 1, 41-44.
- Middleton, R. og Grant, A., 1990. Heavy metals in Humber Estuary: Scrobicularia clay as a pre-industrial datum. Proc. Yorksh. Geol. Soc., 48, 75-80.
- Modamio, X., 1986. Heavy metal distribution on the coast of Catalonia. Mar. Pollut. Bull., 17, 8, 383-385.
- Morris, R.J., Law, R.J., Allchin, C.R., Kelly, C.A. og Fileman, C.F., 1989. Metals and organochlorines in dolphins and porpoises of the Cardigan Bay, West Wales. Mar. Pollut. Bull., 20, 10, 512-523.
- Moore, J.W. og Ramamoorthy, S., 1984. Heavy metals in natural waters. Applied monitoring and impact assessment. Chap. 4, Chromium, 58-76. Springer-Verlag, New York Inc.

- Nakayama, E., Kuwamoto, T., Tokoro, H. og Fujinaga, T., 1981a. Chemical speciation of chromium in seawater. Part 3. The determination of chromium species. *Anal. Chim. Acta*, 131, 247-254.
- Nakayama, E., Tokoro, H., Kuwamoto, T. og Fujinaga, T., 1981b. Dissolved state of chromium in seawater. *Nature*, 290, 768-770.
- Nakayama, E., Kuwamoto, T., Tsurubo, S., Tokoro, H. og Fujinaga T., 1981c. Chemical speciation of chromium in sea water. Part 1. Effect of naturally occurring organic materials on the complex formation of Chromium(III). *Anal. Chim. Acta*, 130, 289-294.
- Nieboer, J.O. og Jusys, E., 1988. Biologic chemistry of chromium, 21-79. *In*: Nriagu, J.O. og Nieboer, E. (eds.), *Chromium in the natural and human environments*. John Wiley & Sons Inc. New York.
- Niemistö, L., 1974. A gravity corer for studies of soft sediments. *Havforsk. Inst. Skr. Helsinki*, 238, 33-38.
- Okubo, K. og Okubo, T., 1962. Study on the bioassay method for the evaluation of water pollution. II. Use of fertilised eggs of sea urchins and bivalves. *Bull. Tokai Reg. Fish. Res. Lab.*, 32, 131.
- Olson, K.R. og Harrel, R.C., 1973. Effects of salinity on acute toxicity of mercury, copper and chromium for Rangia cuneata (Pelecypoda, Mactridae). *Contr. Mar. Sci.*, 17, 9.
- Oshida, P.S., 1977. A safe level of hexavalent chromium for a marine polychaete. *South. Calif. Coast. Water Res. Proj., Annu. rep.*(1977).
- Oshida, P.S. og Reish, D.J., 1975. Effects of chromium on reproduction in polychaetes. *South. Calif. Coast. Water Res. Proj., Annu. rep.* (1975), 55.
- Oshida, P.S., Mearns, A.J., Feish, D.J. og Word, C.S., 1976. The effects of hexavalent and trivalent chromium on Neanthes arenaceodentata (Polychaete: Annelida). *South. Calif. Coast. Water Res. Proj., T.M.*225.

- Pacyna, J.M. og Ottar, B., 1985. Transport and chemical composition of the summer aerosol in the Norwegian Arctic. *Atmos. Environ.*, 19, 12, 2109-2120.
- Pacyna, J. og Nriagu, J.O., 1988. Atmospheric emissions of chromium from natural and anthropogenic sources, 105-123. *In*: Nriagu, J.O. og Nieboer, E. (eds.), *Chromium in the natural and human environments*. John Wiley & Sons Inc. New York.
- Paez-Osuna, F., Botello, A.V. og Villanueva, S., 1986. Heavy metals in Coatzacoalcos Estuary and Ostion Lagoon, Mexico. *Mar. Pollut. Bull.*, 17, 11, 516-519.
- Pak, C.K., Yang, K.R. og Lee, I.K., 1977. Trace metals in several edible marine algae of Korea. *J. Oceanol. Soc. Korea*, 12, 41-47.
- Papakostidis, G., Grimanis, A.P. og Zafiropoulos, D., 1975. Heavy metals in sediments from the Athens sewage outfall area. *Mar. Pollut. Bull.*, 6., 9, 136-138.
- Pelletier, E. og Canuel, G., 1988. Trace metals in surface sediments of the Saguenay Fjord, Canada. *Mar. Pollut. Bull.*, 19, 7, 336-338.
- Pilotte, J.O., Winchester, J.W. and Glassen, R.C., 1978. Detection of heavy metal pollution in estuarine sediments. *Water, Air and Soil*, 9, 363-368.
- Polprasert, C., 1982. Heavy metal pollution in the Chao Phraya River Estuary, Thailand. *Water Res.*, 16, 775-784.
- Proctor, J., 1971. The plant ecology of serpentine III. The influence of high magnesium/calcium ratio and high nickel and chromium levels in some British and Swedish serpentine soils. *J. Ecol.*, 59, 827-842.
- Reish, D.J., 1977. Effects of chromium on the life history of Capitella capitata (Annelida: Polychaeta), 119-. *In*: Vernberg, F.J. (ed.), *Physiological responses of marine biota to pollutants*. Acad. Press, New York.

- Reish, D.J. og Carr, R.S., 1978. The effect of heavy metals on the survival, reproduction, development and life cycles for two species of polychaetous annelids. *Mar. Poll. Bull.*, 9, 24-
- Reish, D.J., Martin, J.M., Piltz, F.M. og Word, J.Q., 1976. The effect of heavy metals on laboratory pollutions of two polychaetes with comparisons to the water quality conditions and standards in Southern California marine waters. *Water Res.*, 10, 299.
- Rosas, I., Paez, A. og Belmont, R., 1983. Oyster (Crassostera virginica) as indicator of heavy metals pollution in some lagoons of the Gulf of Mexico. *Water, Air, Soil Pollut.*, 20, 127-135.
- Salomons, W. og Mook, W.G., 1977. Trace metal concentrations in estuarine sediments (Ijsselmeer, the Netherland). *Sci. Total Environ.*, 16, 217-229.
- Samanidou, V., Fytianos, K. og Vasilikiotis, G., 1988. Heavy metal distribution in the different sediment fractions in the estuaries of Axios River in the Northern Greece. *Rapp. Comm. Intern. Mer Medit.*, 31, 32.
- Sarin, M.M., Borole, D.V. og Krishnaswami, S., 1979. Geochemistry and geochronology of sediments from the Bay of Bengal and the equitorial Indian Ocean. *Proc. Ind. Acad. Sci.*, 88A, 131-154.
- Scoullou, M., Dassenakis, M. og Souliotis, A., 1988. Trace metals in the sediments of the Acheloos Estuary. I. General trends. *Rapp. Comm. Intern. Mer Medit.*, 31, p.32.
- Shuster, C.N. og Pringle, B.J., 1969. Trace metal accumulation by the American oyster, Crassostrea virginica. *Proc. Nation. Shell-fish. Assoc.*, 59, 91.
- Skei, J., 1987. Kronos Titan A/S. Overvåking av vannkvalitet og bunnsedimenter i nedre Glomma (Greåker - Løperen), april - september 1986. NIVA-rapp. nr. 1981, 1-153.
- Smillie, R.H., Hunter, K. og Loutit, M., 1981. Reduction of chromium(VI) by bacterially produced hydrogen sulfide in a marine environment. *Water Research*, 15, 1351-1354.

- Subramanian, V. og Mohanachandran, G., 1990. Heavy metal distribution and enrichment in the sediments of Southern East coast of India. *Mar. Pollut. Bull.*, 21, 7, 324-330.
- Subramanian, V., Van Grieken, R. og Van't Dack, L., 1987. Heavy metals distribution in the sediment of Ganges and Bramaputra Rivers. *Environ. Geol. Water Sci.*, 9, 93-103.
- Subramanian, V., Jha, P.K. og Van Grieken, R., 1988. Heavy metals in the Ganges Estuary. *Mar. Pollut. Bull.*, 19, 6, 290-293.
- Summerhayes, C.P., Ellis, J.P., Stoffers, P., Briggs, S.R. og Fitzgerald, M.G., 1977. Fine-grained sediments and industrial waste distribution and dispersal in New Bedford Harbour and Western Buzzard Bay, Massachusetts. *WHOL-rept.* 76-115. *Woods Hole Oceanogr. Ist.*, 1-110.
- Tait, R.V., 1972. *Elements of marine ecology. An introductory course*, 314pp. Butterworth & Co (Publishers)Ltd., London.
- Taylor, D., 1974. Natural distribution of trace metals in sediments from a coastal environment, Tor Bay, England. *Estuar. Coast. Mar. Sci.*, 2, 417-424.
- Taylor, D., 1979. The effect of discharges from three industrialized estuaries on the distribution of heavy metals in the coastal sediments of the North Sea. *Estuar. Coast. Mar. Sci.*, 8, 387-393.
- Thompson, B.E., Hershelman, G.P. og Gossett, R., 1986. Contaminants in sediments of two nearshore basin slopes off Southern California. *Mar. Pollut. Bull.*, 17, 9, 404-409.
- Thornton, I., Watling, H. og Darracott, A., 1975. Geochemical studies in several rivers and estuaries for oyster rearing. *Sci. Total Environ.*, 4, 325-345.
- Turekian, K.K. og Imbrie, J., 1967. The distribution of trace elements in deep-sea sediments of the Atlantic Ocean. *Earth Planet. Sci. Lett.*, 71, 175-192.

- US EPA, 1980. Ambient water quality criteria for chromium, 1980. Ref. No. EPA No. 440/5-80-035, NTIS No. Pb. 81-117467/AS. NTIS, Springfield, Virginia.
- US EPA, 1984. Ambient water quality criteria for chromium, 1984. Ref. No. EPA No. 440/5-84-029, NTIS No. Pb. 85-227478/AS. NTIS, Springfield, Virginia.
- US EPA, 1985. Guidelines for deriving numerical national water quality criteria for protection of aquatic organisms and their uses. NTIS No. Pb. 85-227049/AS, 1-98.
- US EPA, 1986. Quality criteria for water, 1986. EPA No. 440/5-86-001, NTIS No. Pb. 87-226759.
- Uysal, H. og Tuncer, S., 1982. Levels of heavy metals in some commercial food species in the Bay of Izmir. VI^{es} J. Etud. Pollut., Cannes, C.I.E.S.M., 323.
- Voutsinou-Taliadouri, F., 1982. Monitoring of some metals in some organisms from the Saronikos Gulf. VI^{es} J. Etud. Pollut., Cannes, C.I.E.S.M., 329.
- Voutsinou-Taliadouri, F., 1985. Survey of metal pollution in Greek sediments. 7th J. Etud. Poll., Lucerne, C.I.E.S.M., 1984, 259.
- Voutsinou-Taliadouri, F. og Leondanis, S.N., 1986. An assessment of metal pollution in Thermaikos Gulf, Greece. 30th Congr.-Assembl. Pleniere, Palma de Majorque, 43.
- Wedepohl, K.H., 1970. Handbook of geochemistry. Vol. 1 og 2. Springer Verlag, Berlin.
- Westerheimer, F.H., 1949. The mechanisms of chromic acid oxidation. Chem. Rev., 45, 419-451.
- Ziegelmeier, E., 1972. Bottom-living animals: Macrobenthos, 104-116. In: Schlieper, C. (ed.), Research methods in marine biology. Sidgwick & Jackson Ltd., London.

VEDLEGG

VEDLEGG A

Tabell A 1 Globale forekomster av totalchrom, løst i sjøvann (µg/l =ppb).

Cr ^T	0.21-0.26	Labrador Sea, NE-Canada (Campbell & Yeats 1981)
Cr ^T	0.17-0.27	Baffin Bay, NE-Canada (Campbell & Yeats 1981)
Cr ^T	0.18-0.25	Baffin Bay, NE-Canada (Campbell & Loring 1980)
Cr ^T	0.18-0.27	NW-Atlanteren, mean 2 stations (Campbell & Yeats 1981)
Cr ^T	0.35-0.55	Equatorial Pacific Ocean (Grimaud & Michard 1974)
Cr ^T	0.09-0.19	NE-Pacific Ocean (Cranston & Murray 1978)
Cr ^T	0.23-0.28	Colombia River (Cranston & Murray 1978)
Cr ^T	0.19-0.30	Colombia River Estuary (Cranston & Murray 1978)
Cr ^T	0.11-0.36	Pacific Ocean (pers.com. R.E. Cranston in Campbell & Yeats 1981)
Cr ^T	0.16-0.95	Northern North Pacific (Yamamoto et al. 1974)
Cr ^T	0.48	Pacific Ocean (Nakayama et al. 1981a, 1981b)
Cr ^T	0.42	Japan Sea (Nakayama et al. 1981a, 1981b)
Cr ^T	0.07-0.10	Saanich Inlet, B.C.,Canada (Cranston & Murray 1978)
Cr ^T	0.31-8.22	Abu Kir Bay, Egypt (Aboul Dahab 1989)
Cr ^T	0.31-0.61	Nord-Wales (Elderfield 1970)
Cr ^T	0.14	Nordsjøen (Leiser et al. 1977)
Cr ^T	0.23	Roquebrune bukten, syd Frankrike (Fukai 1967)
Cr ^T	0.3-0.38	Cap d'Ali, Frankrike (Fukai 1967)
Cr ^T	<5.0-20.0	Middelhavskysten, Frankrike (Breittmayer et al. 1978)
Cr ^T	0.28-0.43	Monacokysten (Fukai 1967)
Cr ^T	25.7-99.9	Chao Phraya River Estuary, Thailand (Polprasert 1982)
Cr ^T	<2.0	Ballangfjorden, Norge (Helland & Rygg 1991)
Cr ^T	0.24	Severn estuariet, U.K. (Apte et al. 1990)
Cr ^T	2.6-10.8	Trinidad, West India (Hall & Chang-Yen 1986b)
Cr ^T	0.18-0.20	Concarneau, Frankrike (Jeandel & Minster 1984)
Cr ^T	0.10-0.19	Cascadia Basin, NE Pacific (Cranston 1983)

Tabell A 2 Globale forekomster av seksverdig krom, Cr(VI), løst i sjøvann ($\mu\text{g/l} = \text{ppb}$).

Cr ⁶	0.11-0.17	Japan Sea (Nakayama et al. 1981a, 1981b)
Cr ⁶	0.01-0.67	Northern North Pacific (Yamamoto et al. 1974)
Cr ⁶	0.14-0.20	Colombia River (Cranston & Murray 1978)
Cr ⁶	0.09-0.16	Colombia River Estuary (Cranston & Murray 1978)
Cr ⁶	0.08-0.18	NE-Pacific Ocean (Cranston & Murray 1978)
Cr ⁶	0.01-0.09	Saanich Inlet, B.C., Canada (Cranston & Murray 1978)
Cr ⁶	0.05-0.36	Ligurian Sea, Italia (Fukai 1967, Fukai & Vas 1967)
Cr ⁶	0.07-0.27	Pacific Ocean (Kuwamoto og Murai 1970)
Cr ⁶	0.03-0.11	Equatorial Pacific Ocean (Grimaud & Michard 1974)
Cr ⁶	0.17-2.13	Abu Kir Bay, Egypt (Aboul Dahab 1989)
Cr ⁶	0.20-9.00	Otago Harbour, New Zealand (Smillie et al. 1981)
Cr ⁶	7.0-25.00	Rade de Cherbourg, NW Frankrike (ISERM 1976)
Cr ⁶	3.00	Rade de Toulon, syd Frankrike (ISERM 1976)
Cr ⁶	0.06-0.08	Concarneau, Frankrike (Jeandel & Minster 1984)

Tabell A 3 Globale forekomster av treverdig krom, Cr(III), løst i sjøvann ($\mu\text{g/l} = \text{ppb}$).

Cr ³	0.01-0.31	Abu Kir Bay, Egypt (Aboul Dahab 1989)
Cr ³	0.13-0.90	Pacific Ocean (Kuwamoto & Murai 1970)
Cr ³	0.02-0.25	Ligurian Sea, Italia (Fukai 1967, Fukai & Vas 1967)
Cr ³	0.46	Irskesjøen (Chuecas & Riley 1966)
Cr ³	<0.04	Colombia River Estuary (Cranston & Murray 1978)
Cr ³	<0.11	Colombia River (Cranston & Murray 1978)
Cr ³	0.24-0.52	Equatorial Pacific Ocean (Grimaud & Michard 1974)
Cr ³	<0.02	NE-Pacific Ocean (Cranston & Murray 1978)
Cr ³	<0.05	Saanich Inlet, B.C., Canada (Cranston & Murray 1978)
Cr ³	0.04-0.08	Japan Sea (Nakayama et al. 1981a, 1981b)
Cr ³	0.04-0.07	Japan coastal (Ishibashi & Shigematsu 1950)
Cr ³	0.09-0.10	Perros Guirec, Frankrike (Jeandel & Minster 1984)
Cr ³	0.07-0.08	Concarneau, S-Brittany, Frankrike (Jeandel & Minster 1984)
Cr ³	0.12-0.14	Locquirec, N-Brittany, Frankrike (Jeandel & Minster 1984)
Cr ³	<0.01	Cascadian Basin, NE Pacific (Cranston 1983)

Tabell A 4 Globale forekomster av totalkrom, i porevann i oseaniske sedimenter ($\mu\text{g/l}=\text{ppb}$).

Cr ^T	5.0-25.0	Baie de Villefranche (Rapin et al. 1983)
Cr ^T	0.5-11.6	Gulf of Calif., Mexico (Brumsack & Gieskes 1983)
Cr ^T	~ <3.0	Stillehavet (Kahn et al. 1983)

Tabell A 5 Forekomster av totalkrom, i kystnære og estuarine marine sedimenter fra Nord-Europa (mg/kg = ppm).

Cr ^T	87-175	Firth of Clyde, Skottland (Halcrow et al. 1973)
Cr ^T	10-65	Clyde estuariet, Skottland (Halcrow et al. 1973)
Cr ^T	15-62	Solway Firth, Skottland (Halcrow et al. 1973)
Cr ^T	6-17	Tor Bay Estuary, British Isles (Taylor 1974)
Cr ^T	4-28	Tees Estuary, British North Sea Coast (Taylor 1979)
Cr ^T	8-41	Tyne Estuary, British North Sea Coast (Taylor 1979)
Cr ^T	5-23	Humber estuariet, Storbritania (Taylor 1979)
Cr ^T	79	Humberestuariet, Storbritania (Edwards et al. 1987)
Cr ^T	30-228	Glomma estuariet, Hvaler, Norge (Skei 1987)
Cr ^T	2550-7520	Grisefjorden, Flekkefjord, Norge (Magnusson et al. 1988)
Cr ^T	40-390	Lafjorden, Flekkefjord, Norge (Magnusson et al. 1988)
Cr ^T	1060	Restonguet Estuary, British Isles (Thornton et al. 1975)
Cr ^T	92-642	Rhineestuariet, Nederland (Salomons & Mook 1977)
Cr ^T	84-107	Ems estuariet, Nederland (Salomons & Mook 1977)
Cr ^T	17-146	Weser estuariet, Tyskland (Calmano et al. 1982)
Cr ^T	9-40	Ballangfjorden, Norge (Helland & Rygg 1991)
Cr ^T	6-50	Ofofjorden, Norge (Helland & Rygg 1991)
Cr ^T	99	Easington, Nordsjøen (Middleton & Grant 1990)
Cr ^T	63	Humber estuariet, Storbritania (Jaffè & Walters 1977)
Cr ^T	<422	Humber estuariet, Storbritania (Grant & Middleton 1990)
Cr ^T	<799	SW-British Isles (Bryan et al. 1980)
Cr ^T	44	Belgia, Nordsjøkysten (Araujo et al. 1988)
Cr ^T	48	Scheldt estuariet, Belgia (Araujo et al. 1988)
Cr ^T	8-23	Cardiganbukten, Wales (Morris et al. 1989)
Cr ^T	7-48	Irskesjøen (Law et al. 1989)
Cr ^T	55-142	Indre Oslofjord, Norge (Konieczny 1991)

Tabell A 6 Forekomster av totalchrom, i kystnære og estuarine marine sedimenter fra Syd-Europa og Middelhavet (mg/kg = ppm).

Cr ^T	70-114	Arabiske Gulf (Abaychi & Douabul 1986)
Cr ^T	55-119	Patralios Gulfen, Hellas (Voutsinou-Taliadouri 1985)
Cr ^T	11-246	Messolongi Lagoon, Hellas (Voutsinou-Taliadouri 1985)
Cr ^T	97-395	Pagassitikos Gulfen, Hellas (Voutsinou-Taliadouri 1985)
Cr ^T	20-278	Kavala Bay, Hellas (Voutsinou-Taliadouri 1985)
Cr ^T	40-247	Lesbos Island, Hellas (Voutsinou-Taliadouri 1985)
Cr ^T	52-157	Aegean Sea, Hellas (Voutsinou-Taliadouri 1985)
Cr ^T	140-390	Thermaikos Gulfen, Hellas (Voutsinou-Taliadouri & Leondaris 1986)
Cr ^T	230-320	Axios River, Hellas (Voutsinou-Taliadouri & Leondaris 1986)
Cr ^T	215-330	Aliakmon River, Hellas (Voutsinou-Taliadouri & Leondaris 1986)
Cr ^T	24-130	Achelooos Estuary, Hellas (Scoullou et al. 1988)
Cr ^T	64	Axios River Estuary, Hellas (Samanidou et al. 1988)
Cr ^T	35-1000	Saranikos Gulfen, Hellas (Papakostidis et al. 1975)
Cr ^T	4-273	Northern Adriatic Sea, Italia (Donazzolo et al. 1984)
Cr ^T	21	Venezia-lagunen, Italia (Donazzolo et al. 1982)
Cr ^T	42-751	Mex bukten, Egypt (Aboul Dahab & Halim 1986, 1988)
Cr ^T	48-368	Abu Kir bukten, Egypt (Aboul Dahab 1989)
Cr ^T	30-200	Krka River Estuary, Jugoslavia (Juracic & Prohic 1986)
Cr ^T	42-752	Mex bukten, Egypt (Aboul Dahab et al. 1990)
Cr ^T	7-374	Cataloniakysten, Spania (Modamio 1986)

Tabell A 7 Forekomster av totalchrom, i kystnære og estuarine marine sedimenter fra Sør-/Nord-Amerika (mg/kg = ppm).

Cr ^T	68-155	Narragansett Bay, Rhode Island, USA (Goldberg et al. 1977)
Cr ^T	3200	New Bedford Harbour (Summerhayes et al. 1977)
Cr ^T	16-139	Arctic coastal/sound, NE-Canada, (Campbell & Loring 1980)
Cr ^T	56-109	Baffin Bay, NE-Canada (Campbell & Loring 1980)
Cr ^T	91	Baffin Bay (Deep Sea), Canada (Campbell & Loring 1980)
Cr ^T	50-73	Bay of Fundy, Eastern Canada (Loring 1982)
Cr ^T	12-72	Saguenay Fjord, Eastern Canada (Pelletier & Canuel 1988)
Cr ^T	67-740	San Fransico Bay, USA (Luoma & Phillips 1988)
Cr ^T	87	Gulf of St. Lawrence, Eastern Canada (Loring 1979)
Cr ^T	92-99	St. Lawrence Estuary, Eastern Canada (Loring 1979)
Cr ^T	83	Saguenay Fjord, Eastern Canada (Loring 1976)
Cr ^T	80	Atlantic Deep Sea (Turekian & Imbrie 1967)
Cr ^T	25-1317	Southern California, USA (Katz & Kaplan 1981)
Cr ^T	17-174	Bayou Chico estuariet, USA (Pilotte et al. 1978)
Cr ^T	76	Baltimore Harbour, USA (Helz 1976)
Cr ^T	22-65	Guarapina Lagoon, Brasil (Knoppers et al. 1990)
Cr ^T	13-39	Trinidad, West India (Hall & Chang-Yen 1986a)
Cr ^T	83-2000	Baltimore Harbour, USA (Ellison et al. 1986)
Cr ^T	38-109	Syd-California, USA (Thompson et al. 1986)
Cr ^T	19-120	Coatzacoalcos estuariet, Mexico (Paez-Osuna et al. 1986)
Cr ^T	51-305	Ostion lagunen, Mexicogulfen (Paez-Osuna et al. 1986)
Cr ^T	1-30	Mexico-gulfen (Rosas et al. 1983)
Cr ^T	650-2000	Santa Monica, California, USA (Finney & Huh 1989)
Cr ^T	14-58	British Colombia, East-Canada (Hamilton 1989a)
Cr ^T	15-125	Nord-Alaska, Beafort Sea (Hamilton 1989a)
Cr ^T	10-30	San Pedro Bay, California (Chen & Lu 1974)

Tabell A 8 Forekomster av totalchrom, i kystnære og estuarine marine sedimenter fra Stillehavet og Oceania (mg/kg = ppm).

Cr ^T	~20	Chao Phraya River Estuary, Thailand (Polprasert 1982)
Cr ^T	258	Derwent Estuary, Tasmania (Bloom & Ayling 1977)
Cr ^T	10-1000	Otago Harbour, New Zealand (Smillie et al. 1981)
Cr ^T	51-2005	Bengalbukten, India (Subramanian & Mohanachandran 1990)
Cr ^T	229-246	Cauvery-estuariet, India (Hamilton 1989c)
Cr ^T	17-130	Ganges-estuariet, India (Subramanian et al. 1988)
Cr ^T	174	Krishna-estuariet, India (Subramanian et al. 1988)
Cr ^T	128	Godavari-estuariet, India (Biksham & Subramanian 1988)
Cr ^T	84	Bengalbukten (Sarin et al. 1979)
Cr ^T	67-98	Hoogly-estuariet, India (Subramanian et al. 1987)
Cr ^T	52-264	Ganges-estuariet, India (Subramanian et al. 1987)

Tabell A 9 Globale forekomster av seksverdig krom, i kystnære og estuarine marine sedimenter (mg/kg = ppm).

Cr ⁶	<50.0	Grisefjorden, Flekkefjord, Norge (Magnusson et al. 1988)
Cr ⁶	<50.0	Lafjorden, Flekkefjord, Norge (Magnusson et al. 1988)

Tabell A 10 Globale forekomster av partikulært krom, i sjøvann (µg/l = ppb).

Cr ^P	0.11-6.12	Abu Kir Bay, Egypt (Aboul Dahab 1989)
Cr ^P	0.05-0.19	Colombia River Estuary (Cranston & Murray 1978)
Cr ^P	0.09-0.10	Colombia River (Cranston & Murray 1978)
Cr ^P	<0.01	NE-Pacific Ocean (Cranston & Murray 1978)
Cr ^P	<0.02	Saanich Inlet, B.C., Canada (Cranston & Murray 1978)
Cr ^P	0.08	Japan Sea (Nakayama et al. 1981a, 1981b)
Cr ^P	0.07	Pacific Ocean (Nakayama et al. 1981a, 1981b)
Cr ^P	0.47-0.74	Concarneau, Frankrike (Jeandel & Minster 1984)
Cr ^P	<0.005	Cascadia Basin, NE Pacific (Cranston 1983)

Tabell A 11 Globale forekomster av totalkrom, i bergarter og terrigent materiale ($\mu\text{g/g} = \text{ppm}$).

Cr ^T	100-1000	Metamorfe bergarter (Balsberg-Påhlsson et al. 1982)
Cr ^T	22	Mn-noduler, Loch Fyne, Skottland (Halcrow et al. 1973)
Cr ^T	30-600	Skifer (Balsberg-Påhlsson et al. 1982)
Cr ^T	90	Gjennomsnitts skifer (Wedepohl 1970)
Cr ^T	202	Svartskifer, Atlanteren (Brumsack 1980)
Cr ^T	80-200	Jordskorpen (Balsberg-Påhlsson et al. 1982)
Cr ^T	3-100	Granitt og gneis (Balsberg-Påhlsson et al. 1982)
Cr ^T	3-300	Pegmatitt (Balsberg-Påhlsson et al. 1982)
Cr ^T	30-90	Sandstein (Pacyna & Nriagu 1988)
Cr ^T	40-600	Basalter (Bowen 1966, Fleischer 1972)
Cr ^T	3-200	Kvarsitt (Balsberg-Påhlsson et al. 1982)
Cr ^T	20-60	Kull (Balsberg-Påhlsson et al. 1982)
Cr ^T	300->3000	Serpentinitt (Proctor 1971)
Cr ^T	300-1000	Dolomitt (Balsberg-Påhlsson et al. 1982)
Cr ^T	150-800	Sedimentær jernmalm (Balsberg-Påhlsson et al. 1982)
Cr ^T	<1->4000	Jordarter (Jauhiainen 1977, Andersson 1977)

Tabell A 12 Globale forekomster av totalkrom, i atmosfæren, normalverdier (ng/m^3).

Cr ^T	0.01	Antarktis (Cunningham & Zoller 1981)
Cr ^T	0.09	Grønland (Flyger & Heidam 1978)
Cr ^T	0.2	Østlige Atlanterhav (Duce et al. 1976)
Cr ^T	0.1-1.3	Svalbard, Norge (Pacyna & Ottar 1985)

Tabell A 13 Globale forekomster av totalchrom, i utvalgt marint biologisk materiale ($\mu\text{g/g}$ tv. = ppm).

Cr ^T	<1.0	Marint plankton (Martin og Knauer 1973)
Cr ^T	0.17-0.38	Grisetang, Ballangfjorden (Helland & Rygg 1991)
Cr ^T	1.66-2.49	Havsalat (Ulva), Mex Bay, Egypt (Aboul Dahab et al. 1990)
Cr ^T	9.7	Tarmgrønnske (Entromorpha), (Pak et al. 1977)
Cr ^T	3.03-4.26	Tarmgrønnske, Mex Bay, Egypt (Aboul Dahab et al. 1990)
Cr ^T	4.6-6.6	Tarmgrønnske, (Gryzhankova et al. 1973)
Cr ^T	<2.0-6.0	Tarmgrønnske, (Harding 1982)
Cr ^T	<0.1-5.0	Tarmgrønnske, (Hägerhäll 1973)
Cr ^T	1.2-1.5	Stortare (Fucus), (Black & Mitchell 1952)
Cr ^T	1.0-5.0	Blåskjell (Mytilus) (Knutzen 1983)
Cr ^T	~8.0	Blåskjell (Mance et al. 1984)
Cr ^T	44.0-116.0	Blåskjell, Grisefjorden (Magnusson et al. 1988)
Cr ^T	0.026-0.38	M. galloprovincialis, Spania (Medina et al. 1986)
Cr ^T	0.45-1.4	M. galloprovincialis, Hellas (Grimanis et al. 1982)
Cr ^T	0.25-1.32	M. galloprovincialis, Tyrkia (Uysal & Tuncer 1982)
Cr ^T	0.14	M. galloprovincialis, Hellas (Voutsinou-Taliadouri 1982)
Cr ^T	0.12-0.4	Musling (Donax), Mex Bay, Egypt (Aboul Dahab et al. 1990)
Cr ^T	0.008-0.77	Musling (Donax), Middelhavet, Spania (Medina et al. 1986)
Cr ^T	0.015-0.97	Musling (Venus), Middelhavet, Spania (Medina et al. 1986)
Cr ^T	1.07-2.04	Musling (Venus), Tyrkia (Uysal & Tuncer 1982)
Cr ^T	0.7-4.5	Muslinger, Fijiøyene (Dougherty 1988)
Cr ^T	0.2-0.9	Reker (Pandalus), W-Canada (Hamilton 1989b)
Cr ^T	<1.1-1.6	Torskfisker, Skottland (Halcrow et al. 1973)
Cr ^T	<1.4-1.9	Flyndrefisker, Skottland (Halcrow et al. 1973)
Cr ^T	0.06-0.13	Mulle (Mullus) Mex Bay, Egypt (Aboul Dahab et al. 1990)
Cr ^T	0.005-0.16	Muller, Middelhavet, Spania (Medina et al. 1986)
Cr ^T	0.02	Mulle, Saranikosgulfen (Voutsinou-Taliadouri 1982)
Cr ^T	0.85-1.08	Muller, Izmir bukten, Tyrkia (Uysal & Tuncer 1982)
Cr ^T	0.04-0.1	Okseøyefisk, Mex Bay, Egypt (Aboul Dahab et al. 1990)
Cr ^T	0.06-0.19	Sardin, Mex Bay, Egypt (Aboul Dahab et al. 1990)
Cr ^T	0.05-0.26	Skate, Mex Bay, Egypt (Aboul Dahab et al. 1990)
Cr ^T	0.92-48.64	Tropiske fiskearter, Tailand (Polprasert 1982)

VEDLEGG C

VANNLØSLIGHET AV ULIKE KROM-FORBINDELSER (fra Nieboer og Jusys 1988)

Forbindelse	mg/l	molCrO ₄ ²⁻ /l	Temp.
PbCrO ₄ · PbO	uløslig	uløslig	25°C
PbCrO ₄	0.58	1.8 · 10 ⁻⁶	25°C
Pb ₂ (OH) ₂ CrO ₄	140	2.5 · 10 ⁻⁴	17°C
Div. Pb-pigmenter	2-45	2-39 · 10 ⁻⁵	--
BaCrO ₄	4.4	1.7 · 10 ⁻³	28°C
4ZnO · ZnCrO ₄ · xH ₂ O	2200	4.3 · 10 ⁻³	--
SrCrO ₄	1200	5.9 · 10 ⁻³	15°C
3ZnCrO ₄ · K ₂ CrO ₄ · Zn(OH) ₂ · 2H ₂ O	1800	8.2 · 10 ⁻³	--
CaCrO ₄	22300	0.14	20°C
K ₂ Cr ₂ O ₇	49000	0.17	0°C
CaCrO ₄ · 2H ₂ O	1.63 · 10 ⁵	0.85	20°C
Div. Sr-pigmenter	2.5-8.1 · 10 ⁵	1.2-3.9	--
K ₂ CrO ₄	6.29 · 10 ⁵	3.2	20°C
Na ₂ CrO ₄	8.73 · 10 ⁵	5.4	30°C
Na ₂ Cr ₂ O ₇ · 2H ₂ O	9.40 · 10 ⁵	6.3	--
Ca ₂ Cr ₂ O ₇ · 4.5H ₂ O	19.39 · 10 ⁵	11.5	30°C

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Postboks 69, 0808 Oslo
ISBN 82-577-1997-8